

Stefan Kostrzewa

SKALENDIFFERENZIERTE AUSWIRKUNGEN
GROSSFLÄCHIGER BEWEIDUNG
AUF DIE ARTENVIELFALT
DES SÜDSCHWARZWALDES



SKALENDIFFERENZIERTE AUSWIRKUNGEN
GROSSFLÄCHIGER BEWEIDUNG
AUF DIE ARTENVIELFALT
DES SÜDSCHWARZWALDES

DISSERTATION

zur

Erlangung des Doktorgrades
der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.)

dem Fachbereich Biologie
der Philipps-Universität Marburg
vorgelegt von
STEFAN KOSTRZEWA
aus Wiesbaden

Marburg/Lahn 2004

Inhalt

Zusammenfassung

1	Einleitung	1
1.1	Einführung in die aktuelle Problematik.....	1
1.2	Weidewirkungen, Raumskalen und Indikatororganismen.....	5
1.3	Ziele der Arbeit.....	6
2	Untersuchungsregion	8
2.1	Geographische Lage.....	8
2.2	Landnutzung und Beweidung.....	9
2.3	Klima, Geologie, Geomorphologie, Boden.....	10
2.4	Vegetation.....	11
3	Methoden	12
3.1	Datenaufnahme auf verschiedenen Raumskalen.....	12
3.1.1	Geländeterminale und Erhebung von Vegetationsstruktur und Artenverbreitung.....	12
3.1.2	Datenaufnahme auf Mikroebene.....	14
3.1.3	Datenaufnahme auf Mesoebene (Gegenhangfotografie).....	16
3.1.4	Datenaufnahme auf Markoebene.....	20
3.2	Geographische Informationssysteme (GIS).....	24
3.3	Statistische Methoden, Modelle.....	25
4	Mikroebene: Nutzungsbedingte Kleinstrukturen	27
4.1	Kleinstrukturen als Habitatrequisiten	27
4.1.1	Vegetationsstruktur der Kleinstrukturen.....	27
4.1.2	Indikatororganismen auf Kleinstrukturen.....	28
4.1.3	Nutzungsabhängige Quantität von Kleinstrukturen.....	32
4.1.4	Nutzungsabhängige Qualität von Kleinstrukturen.....	32
4.1.5	<i>Diskussion - Kleinstrukturen als Habitatrequisiten</i>	33
4.2	Kleinstrukturen im Lebenszyklus von Heuschrecken	34
4.2.1	Vegetationsstruktur der Kleinstrukturen.....	34
4.2.2	Reproduktion von Heuschrecken in Kleinstrukturen.....	35
4.2.3	Gründe der Heuschreckenreproduktion in Kleinstrukturen.....	40
4.2.4	Quantität und Bedeutung von Kleinstrukturen bei der Heuschreckenreproduktion.....	41
4.2.5	<i>Diskussion - Kleinstrukturen im Lebenszyklus von Heuschrecken</i>	41
5	Mesoebene: Wirkungskette in Beweidungssystemen	45
5.1	Rinder - Akteure in Beweidungssystemen	45
5.1.1	Verhaltensmuster von Rindern.....	45
5.1.1.1	Verhaltenweisen und ihre Synchronität.....	45
5.1.1.2	Herdenkonfiguration und Laufleistung.....	46
5.1.1.3	Tagesrhythmik des Verhaltens.....	47
5.1.2	Raumnutzungsmuster von Rindern.....	48
5.1.2.1	Beweidungsdichte - Interpolation von Aufenthaltsdaten.....	48
5.1.2.2	Funktionale Einheiten der Weideflächen.....	50
5.1.2.3	Raumnutzungsmuster und Vegetation.....	53
5.1.2.4	Beweidungsintensität im Rastergitter.....	55
5.1.2.5	Beweidungsmodelle.....	58
5.1.3	<i>Diskussion - Rinder – Akteure in Beweidungssystemen</i>	63
5.2	Raum- und Vegetationsstruktur unter Beweidungseinfluss	71
5.2.1	Beziehungen der Raum- und Vegetationsstruktur zur Beweidung.....	71
5.2.2	Modelle zur beweidungsbedingten Raum- und Vegetationsstruktur.....	73
5.2.3	<i>Diskussion - Raum- und Vegetationsstruktur unter Beweidungseinfluss</i>	75
5.3	Tierarten und ihre Verbreitungsmuster unter Beweidungseinfluss	79
5.3.1	Charakteristika der Verbreitungsmuster von Tagfaltern und Heuschrecken.....	79
5.3.2	Beziehungen von Beweidung, Struktur und Flächeneigenschaften zur Artenverbreitung.....	82
5.3.3	Modelle zur beweidungsbedingten Verbreitung von Tagfaltern und Heuschrecken.....	90
5.3.4	Die drei Modellebenen der Wirkungskette der Artenverbreitung.....	97
5.3.5	<i>Diskussion - Tierarten und ihre Verbreitungsmuster unter Beweidungseinfluss</i>	98

6	Makroebene: Allmendweiden im landschaftsökologischen Kontext.....	103
6.1	Historische Landnutzung.....	103
6.1.1	Entwicklung der Landnutzung 1800-2002.....	103
6.1.2	Entwicklung der Viehbestände 1930-2002.....	110
6.1.3	Nebennutzungen der Allmendsysteme und ihre Dynamik im 20. Jh.....	113
6.1.4	<i>Diskussion - Historische Landnutzung.....</i>	117
6.2.	Vergleich von Nutzungstypen auf landschaftlichem Niveau.....	121
6.2.1.	Effekte des Landnutzungstyps auf die regionale Biodiversität.....	121
6.2.2.	Gründe unterschiedlicher Biodiversität der Landnutzungstypen.....	125
6.2.3.	<i>Diskussion - Vergleich von Nutzungsformen auf landschaftlichem Niveau</i>	127
6.3.	Nutzungstyp „(Jungvieh-) Allmendweide“ auf landschaftlichem Niveau.....	131
6.3.1.	Beweidung der Jungviehweiden.....	131
6.3.2.	Raum- und Vegetationsstruktur der Jungviehweiden.....	133
6.3.3.	Gründe des Heuschreckenreichtums der Jungviehweiden.....	134
6.3.4.	Modelle zum Heuschreckenreichtum der Jungviehweiden.....	138
6.3.5.	<i>Diskussion - Nutzungsform Jungviehweide auf landschaftlichem Niveau.....</i>	139
7.	Danksagung	142
8.	Literaturverzeichnis	143
Anhang		

Zusammenfassung

Zur Zeit werden in den sog. peripheren Regionen Mitteleuropas alternative Nutzungskonzepte für freifallende landwirtschaftliche Flächen gesucht, die sowohl naturschutzfachliche als auch landwirtschaftliche Ziele vereinen. Entsprechend des Leitbildes „halboffener Weidelandschaften“ wird daher die Etablierung großflächiger „Extensivweidesysteme“ diskutiert, die momentan mit modellhaftem Charakter, meist auf kleinen Flächen, erprobt werden. Als Zielzustand bzw. Vorbild wird unter den herangezogenen traditionellen, gemeinschaftlichen Landnutzungssystemen besonders häufig der Südschwarzwald mit seinen noch großflächig erhaltenen Allmendweiden genannt. Es gilt also zu überprüfen, ob diese Allmendweidesysteme des Südschwarzwaldes tatsächlich so „vorbildlich“ sind und entsprechende Referenzzustände künftiger Alternativstrategien des Naturschutzes darstellen können.

Dazu werden die Südschwarzwälder Allmendweiden, heute im Rinder-Jungviehbetrieb, anderen lokalen Landnutzungsformen der grünlanddominierten Untersuchungsregion gegenübergestellt. Die Allmendweiden weisen eine vielfältigere Raum- und Vegetationsstruktur auf als Wiesen unterschiedlicher Nutzungsintensität und als Milchviehweiden. Außerdem leisten sie einen wesentlich höheren Beitrag zur regionalen Biodiversität als alle anderen Landnutzungsformen, indikatorisch untersucht am Beispiel der Heuschrecken- und Tagfaltergemeinschaften. Diese hohe Artenvielfalt der Jungvieh-Allmendweiden kommt vor allem durch geringe Besatzdichten (Besatzstärken sind mit 0,5-0,6 GVE/ha relativ konstant), große Flächengrößen sowie historische Nutzungsaspekte zustande. Unter den früheren Nutzungseinflüssen sind die sog. Nebennutzungen, Dienstleistungen im Regelsystem der Allmendwirtschaft, hervorzuheben. Diese wirken durch teils erhebliche Offenhaltungs-, Rodungs- oder Düngemaßnahmen bis heute auf die Weideflächen. Allerdings sind diese Nebennutzungen in den vergangenen zwei Jahrhunderten genauso starken Wandlungen unterworfen wie die gesamten Landnutzungssysteme des Südschwarzwaldes, was mittels GIS flächenscharf für drei Gemarkungen gezeigt werden kann. Aufgrund dieser regionaltypischen Entwicklungsgeschichte ist eine Ableitung überregionaler, allgemeingültiger Leitlinien aus den Allmendweidesystemen nur mit Einschränkungen möglich. Dennoch sind sie als Zielzustände des Naturschutzes insgesamt bestens geeignet.

Außerdem bestehen Kenntnislücken hinsichtlich der Funktionsweise großflächiger Beweidungssysteme, ihren Einflüssen auf Vielfalt und Verbreitung von Organismen sowie entsprechender Steuerungsmöglichkeiten. Daher besteht ein zweiter Schwerpunkt dieser Arbeit in der Analyse des Raumnutzungsmuster großflächiger Rinderbeweidung und seinen Auswirkungen auf die Vegetationsstruktur und das Verbreitungsmuster von Indikatorartenkollektiven (Wirkungskette: „Weidemanagement/Standort→Rind→Vegetationsstruktur→Artenverbreitung“). Hierzu wurden auf mittlerer Raumebene die Jungvieh-Allmendweiden des Gletscherkessel Präg im Südschwarzwald bearbeitet. Das durch Gegenhangfotografie untersuchte Raumnutzungsmuster der Rinderherden weist charakteristische Verhaltensabläufe an bestimmten Weideabschnitten auf, so dass die Weiden in funktionale Einheiten unterteilt werden können. Grund diese heterogenen Beweidungsmusters sind neben Vegetation und räumlichen Nachbarschaftseffekten vor allem Einflüsse des Weidemanagements. ,wie geostatistische Regressionsmodelle zeigen. Diese Beweidungsmuster generiert ein charakteristisches Vegetations- und Strukturmuster auf den Weideflächen, welches auf den häufiger frequentierten Weidegründen besonders vielfältig, aber auch in starkem Maße vom Standort bestimmt wird wie eine zweite Modellebene belegt. Als dritte Analyseebene kommen die Auswirkungen der Beweidung auf das Verbreitungsmuster von Heuschrecken und Tagfaltern hinzu. Ihre Vorkommen werden durch den beweidungsbedingten Strukturreichtum der Vegetation bzw. ein hohes Blütenangebot bestimmt, aber auch Standortfaktoren und räumliche Nachbarschaftseffekte besitzen ähnlich großem Einfluss, wie die dritte Modellebene zeigt.

Auf räumlich niedrigster Ebene werden einige spezielle Effekte und Funktionen der großflächigen Extensivbeweidung herausgegriffen, wozu Kleinstrukturen unterschiedlicher Grünlandnutzungen untersucht werden. Diese Kleinstrukturen sind in hohem Maße für den Artenreichtum der Weiden, besonders der großflächigen Extensivweiden, verantwortlich. Sie stellen Schlüsselhabitate im Lebenszyklus der untersuchten Invertebraten dar, beispielsweise bei der Reproduktion von Heuschrecken oder dem Blütenbesuch von Tagfaltern.

1 Einleitung

1.1 Einführung in die aktuelle Problematik

Im europäischen Naturschutz kommt dem Schutz von Kulturlandschaften eine zentrale Rolle zu (PLACHTER 1999, 2000). Kulturlandschaft ist kein statischer Objektbegriff, sondern ein sich ständig veränderndes Kontinuum entlang der menschlichen Kulturgeschichte (OPPERMANN & LUICK 1999). Der Einfluss des Menschen auf seine Umwelt in Europa war bereits seit der Jungsteinzeit landschaftsprägend und ist heute flächendeckend vorhanden (BEINLICH & PLACHTER 1997, KÜSTER 1995). Dementsprechend sind natürliche Ökosysteme weitgehend verschwunden und die rezente Biodiversität in Mitteleuropa ist im Wesentlichen mit den Kulturlandschaften assoziiert (MÜHLENBERG & SLOWIK 1997).

Offenlandbiotope sind in Europa unter natürlichen Bedingungen entweder auf bestimmte Sonderstandorte wie flachgründige Felsbereiche oberhalb der alpinen Baumgrenze, Fluss- und Meeresufer mit hoher natürlicher Dynamik, zeitlich befristete Stadien innerhalb von Sukzessionsprozessen beschränkt oder zoogenen Ursprungs, beispielsweise Biberwiesen oder von Großherbivoren freigehaltene Waldlichtungen (RIECKEN ET AL. 1998). Die „Großherbivorentheorie“ diskutiert mitteleuropäische Urlandschaften, unter starkem Einfluss von Weidetieren, als „Halboffene Weidelandschaften“ statt der bisher angenommenen fast reinen Waldlandschaften (BUNZEL-DRÜKE ET AL. 1998, 1999, GERKEN 1999, VERA 1998). Hinzu kommt im Verlauf der Kulturgeschichte der stetig wachsende anthropogene Einfluss, der durch Landnutzung weitere Offenlandbiotope schafft, bis hin zum heutigen Landschaftsbild. Durch diese Entstehung von Offenlandbiotopen haben traditionelle Formen der Landnutzung in Mitteleuropa zur Erhöhung von Lebensraumvielfalt und Biodiversität beigetragen (PLACHTER 1991). Ein Grund hierfür ist, dass traditionelle Landnutzungsformen von natürlichen Prozessen geprägt waren oder diese simulierten (CONRADI & PLACHTER 2001). Wie BIGNAL & MCCRACKEN (1996) berichten liegen die kritischsten Probleme des Naturschutzes (in England) heute in der Aufgabe traditioneller Nutzungsformen, was sich in Offenlandbiotopen wie Wiesen (HOPKINS 1990, SMITH & RUSHTON 1994), Feuchtgrünland (HÖTKER ET AL. 1991), Mooren (THOMPSON ET AL. 1995) und Heiden (DOLMAN & SUTHERLAND 1992) zeigt. Es ist unbestritten, dass solche heute meist extensiv genutzten Offenlandbereiche einerseits zu den besonders gefährdeten Lebensraumtypen zu zählen sind, andererseits zu den aus naturschutzfachlicher Sicht besonders wertvollen und schützenswerten gehören (RIECKEN ET AL. 1997).

Heute befindet sich mehr als die Hälfte aller naturschutzfachlich hochwertigen Biotope in Europa in solch extensiv genutztem Offenland (BIGNAL & MCCRACKEN 1996). Viele dieser vorrangig schutzwürdigen Ökosystemtypen sind durch Nutztierbeweidung entstanden (BEINLICH & PLACHTER 1995, BIGNAL ET AL. 1998, CONRADI & PLACHTER 2001, GERKEN & MEYER 1994, PUTMAN ET AL. 1991, RADLMEIER ET AL. 1999, SCHUMACHER 1995). Ihr Ursprung liegt in oft wenig nachhaltigen, degradierenden Landnutzungsformen wie großflächiger Hutehaltung (ELLIGSEN & PLACHTER 1997, PLACHTER 1996), die verglichen mit heutiger Landwirtschaft zwar „extensiv“ an Chemikalien und Produktivität, dafür aber sehr arbeitsintensiv waren (BIGNAL & MCCRACKEN 1996). In der Kulturlandschaft Europas haben sich vor allem (im heutigen Sinne) extensiv genutzte Grünlandbereiche wie Feuchtwiesen, Halbtrockenrasen, Heiden etc. zu artenreichen und aus naturschutzfachlicher Sicht wertvollen Lebensbereichen entwickelt (JEDICKE 1996, LUICK 1997, RIECKEN ET AL. 1998, PLACHTER 1991). Besonders Grünländer extremer, besonders feuchter oder sehr trockener, Standorte beherbergen eine hohe Artendiversität und einen hohen Anteil bedrohter Arten (BORNHOLT 1991, GERKEN & MEYER 1994, LUICK 1996). Extensivgrünland und die daran gebundenen Tier- und Pflanzenarten sind überproportional gefährdet (RIECKEN ET AL. 1998), letztere u.a. weil viele Arten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in südlicheren, oder kontinentaleren Gebieten haben, in Mitteleuropa auf solche nährstoffarmen Biotope angewiesen sind (BEINLICH ET AL. 1997). Als wichtigste Gefährdungsursachen des Extensivgrünlandes nennen OPPERMANN & LUICK (1999): Intensivierung der Grünlandnutzung durch Gülle- und Minereraldüngung bzw. frühere, häufigere Schnitte, Aufforstung von Grünland sowie den Strukturwandel und Rückzug der Landwirtschaft aus benachteiligten Regionen. Die beiden letztgenannten Ursachen führen zu einer anthropogenen bzw. natürlichen Bewaldung des Grünlandes, was im Landschaftsbild an den veränderten Anteilen von Grünland, Äckern und gehölzbestimmten Landschaftsstrukturen festzustellen ist. Das Problem des Rückgangs dieser

extensiv genutzten Grünlandbereiche umfasst nicht nur den Verlust bestimmter Biotope, sondern trägt also auch zum Wandel der typischen Kulturlandschaft bei. Die Offenhaltung der Landschaft ist daher inzwischen ein zentrales Anliegen vieler ansonsten häufig konträr agierender Bereiche und tangiert neben Naturschutz und Landwirtschaft auch andere gesellschaftliche Bereiche wie Tourismus und Erholung, für die eine klein-strukturierte „historische“ Kulturlandschaft als ästhetisch gilt (DIERKING 1993).

Moderne Entwicklung der Landbewirtschaftung und veränderte ökonomische Rahmenbedingungen, Weltmarkt und EU-Agrarpolitik, haben in den letzten Jahrzehnten zu erheblichen Verlusten dieser wertvollen Offenlandbereiche geführt (SCHUMACHER 1994). Die Grundtendenz der EU-Rahmenpolitik, eingeleitet mit Agrarreform 1992 über Agenda 2000 und fortgeführt in der Agenda 2007 (vgl. HAMPICKE 2000, SCHEELE 2000), zeigt eine klare Richtung. Trotz einsetzender Bemühungen ist weiterhin ein deutliches Auseinanderklaffen der bereits jetzt schon vorhandenen Schere landwirtschaftlicher Nutzung in zusätzliche Intensivierung auf so genannten „Gunststandorten“ einerseits und völlige Aufgabe in „peripheren Räumen“, also strukturell benachteiligten Regionen, andererseits zu befürchten. Zu diesen peripheren, strukturell benachteiligten Regionen zählen vor allem Mittelgebirge wie Rhön, Schwarzwald, Eifel, Schwäbische Alb, Westerwald und Lüneburger Heide, wo Flächen zuerst aus der Nutzung genommen werden und nach LUICK (1997) „zur Zeit bäuerliche Kulturen und Landschaften an einem Wendepunkt ihrer gemeinsamen Geschichte angelangt sind.“ Dort ist in Zukunft mit einer weiteren Zunahme solcher Bereiche zu rechnen, in denen landwirtschaftliche Nutzung nicht mehr rentabel ist (MÄHRLEIN 1997) und gerade extensive Grünländer aus ökonomischer Sicht keine wirkliche Perspektive besitzen (KLEIN ET AL. 1997). Schon heute sind Teile der Mittelgebirge nicht mehr, oder nur noch teilweise bewirtschaftet, was sich in dem von RIECKEN ET AL. (1997) für hessische Ortsteile ermittelten Bracherisiko von durchschnittlich 35% (bis max. 80%) zeigt. Besonders brisant ist dabei die Tatsache, dass die naturschutzfachlich wertvollen mageren Offenlandbiotope trockenen oder feuchten Charakters auf diesen Grenzertragsstandorten zuerst aus der Nutzung genommen werden. Das Ausmaß des Arten- und Biotoprückgangs durch die Nutzungsintensivierung der vergangenen Jahrzehnte (SCHUMACHER 1994) ist durchaus mit dem aktuellen Nutzungsaufgaben durch den Rückzug der Landwirtschaft vergleichbar.

Dieser Entwicklung versucht der Naturschutz, einer konservierenden, segregativen Strategie folgend, durch Schutzgebietsausweisungen, Vertragsnaturschutz und Pflegemaßnahmen entgegenzuwirken. Dabei sind frühe und mittlere Sukzessionsstadien aufgrund hoher Artendichten, des Vorkommens vieler gefährdeter Arten sowie des großen ästhetischen Wertes oft die Referenzzustände, an dem Erhaltungspflege und Nutzung unter Naturschutzgesichtspunkten ausgerichtet sind (BEINLICH & PLACHTER 1997). Wie KLEIN et al. (1997) ausführen „ist die heutige Pflege, vor allem die Mahd, zu statisch, orientiert sich an der Bewahrung eines ausgewählten Sukzessionsstadiums und lässt keine Dynamik zu“. Pflegemaßnahmen wie Mahd und Entbuschung dienen oftmals nur der Simulation vergangener Nutzungsformen, beispielsweise einer intensiveren Beweidung. Sie sind jedoch nach BEINLICH & PLACHTER (1997) nicht nur weit von einem optimalen Weidemanagement entfernt, sondern führen auch zu allmählichen Veränderungen des Ökosystems und können eine herkömmliche Beweidung nicht ersetzen. Zudem wird Mahdgut heute kaum noch als Futtermittel für Tiere und Gehölz-Schnittgut nur selten als Brennholz oder Bau- und Werkstoff verwendet. Deshalb stellt sich das Problem der Verwendung dieser Materialien und Mahdgut muss oftmals sogar kostenaufwendig entsorgt werden (LUICK 1995, BUNZEL-DRÜKE ET AL. 1998). Meist bleibt das Material jedoch auf der Fläche liegen und der ehemals für Weidesysteme charakteristische Nährstoffzug bleibt aus. Als Folge dieser verbesserten Nährstoffsituation scheinen Magerrasen stärker zu vergrasen und verfilzen, die Artenzahl geht trotz Pflege zurück (PLACHTER & BEINLICH 1995). Pflegemaßnahmen wie Mahd und Entbuschung sind mit relativ hohen Kosten verbunden und an Extremstandorten wie Steilhängen technisch nicht oder nur schwer durchführbar (BEINLICH ET AL. 1997, GERKEN & MEYER 1994). Eine Fortschreibung oder gar eine Erhöhung der entsprechenden Beträge für die Pflege ist auf Grund der allgemein knappen Haushaltsmittel (RIECKEN et al. 1997) und der finanziell verschlechterten Situation des Naturschutzes (HANDKE 1997) nicht zu erwarten. Es ist also davon auszugehen, dass in Zukunft nur noch kleinflächige und besonders bedeutsame Bereiche hoher Naturschutzwertigkeit gepflegt werden können (KLEIN et al. 1997).

Da diese musealen Naturschutzkonzepte künftig nicht mehr finanzierbar sein werden sowie durchaus unerwünschte Effekte erzielen können und sich zudem häufig niemand findet, der die Pflege durchführen kann oder will, sind Lösungen gefragt, die Nutzung und Pflege vereinen (MÜNDEL & SCHUMACHER 1994). Diese Situation stellt gemäß RIECKEN ET AL. (1997) „eine mit den traditionellen Ansätzen kaum zu bewältigende Herausforderung für den Naturschutz“ dar. Neben Kostengründen und Misserfolgen in der Praxis ist der stattfindende Paradigmenwandel des Naturschutzes hin zu integrativen, flächendeckenden Ansätzen einer der Hauptgründe für die Suche nach alternativen Konzepten. Ein entsprechender, zeitgemäßer Naturschutz hat nach PLACHTER & REICH (1994) folgende Aufgabenfelder: Artenschutz, Biotopschutz, Landschaftsschutz, Schutz der Naturgüter Wasser, Boden, Luft sowie Prozessschutz. Er sollte flächendeckend wirksam sein und Einfluss auf die Landnutzung unter Berücksichtigung sozioökonomischer Rahmenbedingungen und dynamischer Prozesse nehmen (LOSCH & DOSCH 1997, PLACHTER 1996). Es ist also nur folgerichtig, wenn auch nicht konfliktfrei, Naturschutzstrategien stärker als bisher auf bewirtschaftete Bereiche auszuweiten. Vielfach wird hierfür eine Kombination aus integrativen und segregativen Strategien vorgeschlagen, beispielsweise im „partiellen Integrationsmodell“ (PLACHTER & REICH 1994). Alternativkonzepte des Naturschutzes sollen sowohl wenig kosten- und arbeitsintensiv sein, als auch die früher die Kulturlandschaft prägenden Prozesse (re-) etablieren bzw. imitieren oder initiieren (RIECKEN et al. 1998). Dabei darf sich der Schutz ökologischer Prozesse nicht auf Natursysteme beschränken, sondern muss Kulturlandschaften ausdrücklich einbeziehen (CONRADI & KRÜGER 1999). Hierfür wurden bereits landschaftsökologische Zusammenhänge analysiert und entsprechende Leitbilder entwickelt (BEINLICH & PLACHTER 1997, PLACHTER & WERNER 1998). Vor dem Hintergrund der geforderten Redynamisierung der Landschaft (RIECKEN ET AL. 1998) stellt sich also die Frage, wie mit den freiwerdenden, aus der Nutzung genommenen Flächen umzugehen ist. Ein Prozessschutz in Form natürlicher Sukzession, hin zur Wiederbewaldung, ist nicht auf der Gesamtfläche als Naturschutzziel gewünscht, weshalb anderen Alternativen benötigt werden.

Als Alternativenstrategien werden folglich integrative Lösungsansätze gesucht, die Landwirtschaft und Naturschutz vereinen sowie eine Fortführung der Nutzung garantieren. Als eine dieser neuen, alternativen Konzepte werden derzeit aus verschiedenen Gründen großflächige Beweidungssysteme diskutiert (z. B. CONRADI & KRÜGER 1999, CONRADI & PLACHTER 2001, CONRADI 2000, HÄNSEL ET AL. 1999, HILL ET AL. 1999, KLEIN et al. 1997, LUICK 1996, 1997, OPPERMANN & LUICK 1999, PLACHTER 1999, RIECKEN ET AL. 1997, 1998). Nach BIGNAL & MCCRACKEN (1996) besteht darin sogar die einzige praktikable und sozialverträgliche Möglichkeit, naturschutzfachlich wertvolle Biotope und Landschaften zu erhalten. Nutztierbeweidung ist zum einen eine der ältesten und die heute weltweit verbreitetste Form landwirtschaftlicher Nutzung, zum anderen kommt sie funktional dem natürlichen Faktor der Herbivorie sehr nah (CONRADI & PLACHTER 2001). Das Konzept großflächiger Beweidung lässt sich aus traditionellen Wirtschaftsformen wie Waldweide und Huteviehhaltung ableiten (ASSMANN & FALKE 1997, BURRICHTER ET AL. 1980, SCHWABE & KRATOCHWIL 1987). Die geförderte (Re-) Etablierung natürlicher und landschaftsökologisch wirksamer Prozesse (CONRADI & KRÜGER 1999, CONRADI & PLACHTER 2001, PLACHTER 1996, 1999, RIECKEN ET AL. 1998) ist durch großflächige Beweidungssysteme am einfachsten zu verwirklichen (MILNE & SIBBALD 1998).

Heute wird teilweise eine Form der großflächigen Beweidung angestrebt, die viele Parallelen zur früher üblichen, heute nur noch rudimentär vorhandenen Hutehaltung zeigt. Die favorisierte Variante großflächiger Beweidung besteht in großräumiger Koppelhaltung oder Standweiden, mit dem Ziel weniger intensive Betreuung des Viehs zu erreichen und so den Personalaufwand zu minimieren (RIECKEN ET AL. 1998). Dabei sollen auf möglichst großflächigen Bereichen Nutztiere in „halbwilder“ Form gehalten werden (DIERKING 1993), optimalerweise ganzjährig. Als erhoffter Effekt soll sich eine Landschaft einstellen, die einerseits aus offenen und durchaus relativ intensiv beweideten Bereichen, und andererseits aus unterschiedlichen Sukzessionsstadien einschließlich der Schlusswaldgesellschaften besteht, wobei bewusst in Kauf genommen wird, dass die Entwicklung weder exakt steuerbar, noch das Ergebnis genau vorhersagbar ist (RIECKEN et al. 1998). Als Charakteristika dieser zu implementierenden Extensivweidesysteme, bei den sich die gewünschten Strukturmosaiken einstellen, nennen OPPERMANN & LUICK (1999) folgende Größen: „Standweiden mit mindestens 30-50 ha., wovon mehr als 10% als ungenutzte Elemente wie Gehölze, Hochstaudenfluren... usw. verbleiben, 20-30% der Fläche periodisch wechselnd unbeweidet, kein Biozid- und Düngereinsatz, flexible Besatzdichte und –stärke“. Nach REISIGER (1998) können auch Auen, bei einem Besatz von 0,4-0,8 GVE/ha,

ausdrücklich mit in die Beweidung einbezogen werden. Aktuelle Ansätze dieser großflächigen Beweidung konzentrieren sich vor allem auf Rinder, da diese nach dem starken Rückgang anderer Tierhaltungsbereiche, wie Schaf- und Ziegenhaltung, noch profitabel erscheinen. Aus Kostengründen kommen jedoch weder Milchviehwirtschaft noch eine (Re-) Etablierung der Hütewirtschaft in Frage, sondern vielmehr die großflächige Haltung von Jungvieh in Koppeln bzw. Standweiden. (Ganzjährige) Halbwilde Haltungsformen haben bislang mit Umsetzungs- und Akzeptanzproblemen zu kämpfen und finden meist auf kleinen Flächen statt. Die Leitbilder dieser mittels großflächiger Beweidungssysteme angestrebten „halboffenen Weidelandschaften“ existieren heute beispielsweise noch in Form der Allmendweiden des Südschwarzwaldes oder der Schaftriften in Rhön und Schwäbischer sowie Fränkischen Alb. Diese „Ziellandschaften“ zeichnen sich durch ihren integrierenden Charakter aus: Offenlandbereiche, Trocken- und Feuchtgrünland, Hecken und Wälder kommen neben einander vor bzw. sind ineinander verzahnt (SEITZ 1995). Ähnliche Landschaftsbilder ergaben sich durch die mittelalterliche Waldweide, wenngleich die damalige Nutzungsintensität durch Haustiere hoch war (KLEIN ET AL. 1997).

Obwohl Nutztierbeweidung die Offenhaltung der Landschaft bei gleichzeitiger Verwertung (nicht Entsorgung) des Aufwuchses sowie den Fortbestand alter Nutzierrassen in einem dynamisches Landschaftsmosaik garantieren kann, wurde sie in der Vergangenheit ambivalent beurteilt (vgl. NOSS 1994). Trotz Erzeugung landwirtschaftlicher Produkte bei gleichzeitigem Erreichen von Naturschutzziele, hat diese Nutzungsform bis heute mit Akzeptanzproblemen seitens der Landwirte, der öffentlichen Institutionen und der Bevölkerung zu kämpfen (OPPERMANN & LUICK 1999). Zu häufig wurde in der Vergangenheit von Bodenerosion, Bodenverdichtung, Vegetationsschäden, Ausbreitung von Weideunkräutern und Ausrottung bestimmter Arten in Zusammenhang mit Beweidung berichtet. Häufig stört auch schlicht das „struppige, unordentliche, d.h. nicht ausreichend schöne und geordnete“ Erscheinungsbild der Weiden (OPPERMANN & LUICK 1999). Solche Einschätzungen haben sich einerseits aus Erfahrungen mit der historischen, oftmals degradierenden und devastierenden Form der Beweidung tradiert. Andererseits stammen entsprechende wissenschaftliche Erkenntnisse in Mitteleuropa fast ausschließlich aus modernen kleinflächigeren Haltungssystemen mit hohem Düngemittelseinsatz und Hochleistungsrassen. Die Bedeutung der Beweidung und ihre Zusammenhänge zu biologischen, ökologischen sowie naturschutzfachlichen Charakteristika wurde in Europa bislang grundlegend unterschätzt, nicht zuletzt weil Managementfehler und die häufige Artenarmut intensiver Nutzflächen diese in ein schlechtes Licht rückten (BIGNAL ET AL. 1998). Daher ist ihre Beforschung, besonders großflächiger Beweidungssysteme dringend nötig. Dabei sind neben der ökonomischen Durchführbarkeit solcher Beweidungssysteme vor allem ihre landschaftsökologischen Prozesse und Effekte sowie ihre Auswirkungen auf naturschutzrelevante Arten und Biotope aufzuklären. Aktuelle und künftige Forschung muss den Beitrag verschiedener Weideformen zur Biodiversität in Europa quantifizieren und bewerten, letztlich auch um Handlungsanweisungen für naturschutzkonforme Wirtschaftsweisen abzuleiten.

Nach der Forschung in intensiveren Haltungssystemen werden erst in den letzten Jahren entsprechende Projekte zur „Extensivbeweidung“ europaweit etabliert. Aktuell wird beispielsweise in England das „Grazing Animal Project“ (ROBERTS & DA SILVA 2000) durchgeführt sowie der südenglische New Forest beforscht (SPENCER 2002). In Spanien werden aktuell Transhumanzsysteme, eine saisonale, großflächige Mischbeweidung mit Rind, Schaf, Ziege bei 0,7-1 GVE/ha untersucht (PECO ET AL. 2000, PLIENIGER & WILBRAND 2001). Ähnliche Forschungen sind in der norditalienischen Piemonte-Region angesiedelt (FORTINA ET AL. 2000). Europaweit hervorstechend sind sicherlich die langjährigen Erfahrungen der (Halb-) Wildhaltung aus dem niederländischen „Oostvaardersplassen“ (KAMPF 1998, 2000, KRÜGER 1999, VERA 1998). In Deutschland liegen aus der Lippe-Aue (BUNZEL-DRÜKE ET AL. 1998, 1999) oder aus Thüringen (REISIGER 1998) Erfahrungen mit eher kleinflächiger Haltung von Heckrindern vor, einer nicht unumstrittenen Auerochsen-Rückzüchtung. Andere mitteleuropäische Beweidungsprojekte untersuchen „Haustier-Rassen“ in realen Betrieben, wobei neben der ökonomischen Durchführbarkeit Fragen nach der Flächengröße, der Stochastizität der Beweidung sowie der Entwicklungsgeschichte der jeweiligen Flächen als Schlüsselfaktoren für ökologische Qualität und hohe Biodiversität im Mittelpunkt stehen (CONRADI & PLACHTER 2001). In diesem Rahmen wurde auch die vorliegende Arbeit angefertigt, welche die Auswirkungen der Allmendbeweidung des Südschwarzwaldes auf Vegetationsstrukturen und naturschutzrelevante Arten auf verschiedenen Raumebenen analysiert und den Biodiversitätsbeitrag großflächiger Extensivweidesysteme quantifiziert.

1.2 Weidewirkungen, Raumskalen und Indikatororganismen

Da die Steuer- und Schlüsselgrößen in Beweidungssystemen wegen des hohen Erhebungsaufwandes und ihrer Langzeitwirkungen meist nur schwierig direkt analysiert werden können, bieten sich indirekte, auf raumzeitlicher Verteilung von Strukturen und Organismen basierende, Verfahren an (FARINA 1998). Über eine Heterogenität der Strukturen kann auf eine Heterogenität des entsprechenden Habitatmosaiks geschlossen werden, was sich wiederum auf die Diversität der Organismen auswirkt. Die Analyse dieser räumliche Heterogenität und ihrer Effekte auf verschiedenen Raumebene sind ein zentrales Thema der aktuellen ökologischen Forschung (z. B. CHUST ET AL. 2003, DUNGAN ET AL. 2002). In Weidesystemen liegt dieser Heterogenität die kausale Wirkungskette „Mensch/Standort → Rind → Struktur → Arten“ zugrunde:

1. In Weidesystemen werden demnach die Verhaltensweisen von Weidetieren wie Rindern durch Standorteigenschaften und den Mensch als „Manager“ der Haltungssysteme bestimmt. Diese Verhaltensweisen der Weidetiere wirken an jeweils charakteristischen Bereichen der Weidefläche auf selbige, was in der Summe ein kennzeichnendes Raumnutzungsmuster ergibt.
2. Dieses Raumnutzungsmuster der Rinder beeinflusst die raumzeitlichen Strukturen einer Weide derart, dass ein typisches Strukturmuster der Vegetation entsteht.
3. Dieses Strukturmosaik der Vegetation stellt für verschiedene Organismen ein Habitatmuster mit unterschiedlicher Eignung und Qualität dar. Die Eigenschaften diese Habitatmusters entscheiden über Verbreitung und Vielfalt der Arten in Weidesystemen.

Die Effekte der Beweidung wirken also über das Strukturmosaik der Weidefläche auf die Verteilung von Tier- und Pflanzenarten. Durch die Analyse der einzelnen Kettenglieder der Wirkungskette „Mensch/Standort → Rind → Struktur → Arten“ bzw. ihrer räumlichen Heterogenität können Allmendweidesysteme quantifiziert, verglichen und mittels geeigneter Indikatororganismen (s.u.) naturschutzfachlich bewertet werden. Organismen besitzen jedoch ein artspezifisches Auflösungsvermögen gegenüber dieser räumlichen Heterogenität (CHUST ET AL. 2003, WIENS 1989), d.h. die Raumstruktur eines Beweidungssystems wirkt auf einzelne Arten unterschiedlich. Zudem ist der Bezug zur organismischen Ebene von Bedeutung, da räumliche Heterogenität ebenfalls unterschiedlich auf Individuen, (Teil-) Populationen oder ganze Lebensgemeinschaften wirkt. Daher sind skalendifferenzierte Analysen notwendig, welche Raumbezüge berücksichtigen, also die für die jeweiligen Strukturen und Organismen relevanten Ebenen einer Landschaft (BROSE 2001, DUNGAN ET AL. 2002, LAWTON 1999, WIENS 1995). Landschaften sind hierarchisch in räumliche Ebenen gegliedert, die aus jeweils homogenen Bereichen bestehen (CHUST ET AL. 2003), was ebenfalls für die Weideflächen des Südschwarzwaldes gilt. Der schematischen Einteilung von KLIJIN & DE HAES (1994) bzw. BEIERKUHNLEIN (1999) folgend, kann die Analyse der Südschwarzwälder Weidesysteme in die folgenden Raumebenen unterteilt werden (Abb. 1):

- **Mikroebene:** In der kleinsten Wirkungsebene der Kausalkette „Mensch/Standort → Rind → Struktur → Arten“ stellen Ausschnitte einer Weide, aus anthropogenem Blickwinkel bestimmte beweidungsbedingte „Klein- oder Sonderstrukturen“, (Teil-) Habitate für Organismen dar. Beweidungsgenerierte Offenbodenstellen sind beispielsweise Eiablage- und Überwinterungshabitate für Heuschrecken (Abb. 1, links).
- **Mesoebene:** Die Einheit der Mesoebene ist eine Nutzungsparzelle, z. B. eine Weidefläche. Das Raumnutzungsmuster der Rinder generiert dort eine raumzeitliche Strukturabfolge der Vegetation, die für Arten ein Habitatmosaik darstellt. Beweidung ist also verantwortlich für Verbreitung und Vielfalt von Artengruppen wie der Heuschreckenzönose innerhalb einer Weidefläche (Abb. 1, Mitte).
- **Makroebene:** Die Gesamtheit der Weiden ist ein auf Landschaftsniveau von den umgebenden Grünländern, Wäldern, Siedlungen ...etc. abgrenzbarer Bereich und beherbergt eine spezifische Flora und Fauna. (Jungvieh-) Allmendweiden leisten im Vergleich zu anderen Landnutzungsformen einen bestimmten Beitrag zur landschaftlichen bzw. regionalen Biodiversität. Schlüsselparameter einer entsprechenden Landschaftsanalyse sind z. B. Nutzungsanteile, Vernetzungsgrad und Flächengröße.

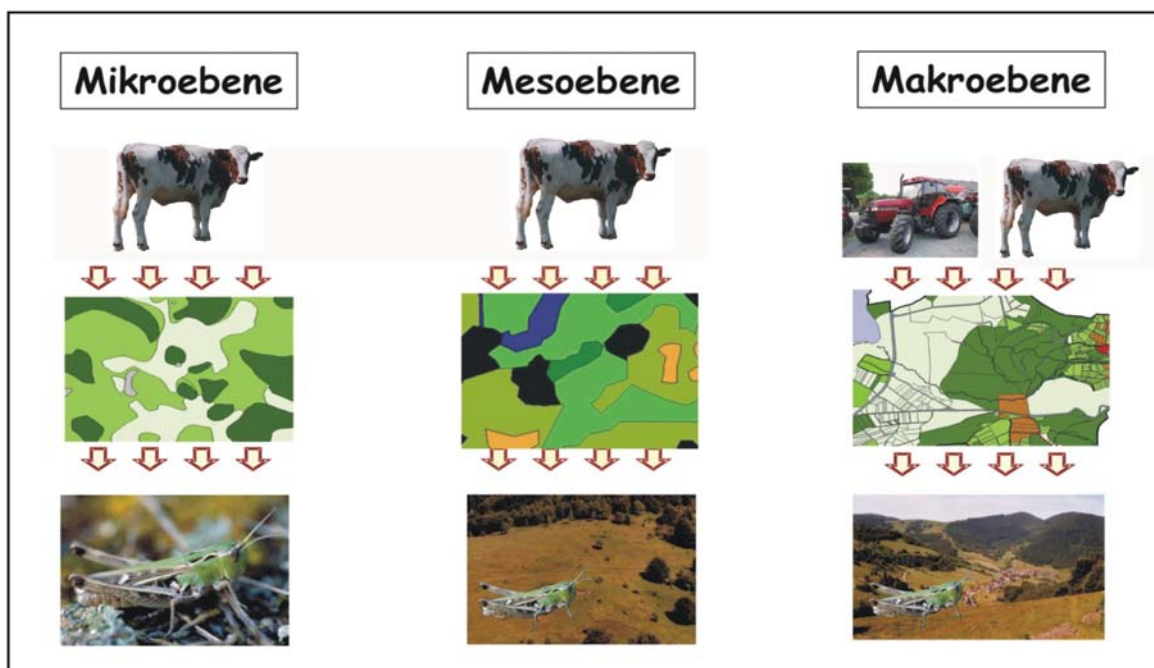


Abb. 1: Räumliche Heterogenität auf verschiedenen Raumebenen. Wirkungsweise der Kausalkette „Mensch/Standort → Rind → Struktur → Arten“ auf Individuen an Kleinstrukturen (links) Populationen einzelner Weideflächen (Mitte) und regionale Biodiversität von Landschaften (rechts), dargestellt am Beispiel der Heuschrecken.

Skalendifferenzierte Analysen fokussieren also, mit unterschiedlichem Aufwand und Erfolg, auf einzelne Glieder der Wirkungskette „Mensch/Standort → Rind → Struktur → Arten“. Um dabei die Weidewirkungen auf bestimmten Raumebenen zu quantifizieren, kommen die erwähnten indirekten Methoden, räumliche Heterogenität und Verbreitungsmuster von Arten, zum Einsatz. Es werden also bestimmte strukturelle oder organismische Indikatoren benötigt, die für die jeweilige Raumebene und Effekte der Beweidung sensibel sind. In dieser Hinsicht haben sich, besonders auf Meso- und Mikroebene, in der Vergangenheit Heuschrecken (Orthoptera, Saltatoria) und Tagfalter (Lepidoptera, Papilionidea) aus folgenden Gründen als zielführend erwiesen (dargestellt für Heuschrecken - gilt sinngemäß auch für Tagfalter, vgl. z.B. BRUNZEL & PLACHTER 1998, EBERT & RENNWALD 1993):

- Heuschrecken sind in Mitteleuropa mit überschaubarer Artenzahl vertreten (DETZEL 1992). Die meisten Arten können bei geringem Zeitaufwand gut erfasst werden (KRIEGBAUM 1989, DETZEL 1992, 1998). Adulte Individuen fast aller Arten treten gemeinsam im Hochsommer auf (KRIEGBAUM 1989).
- Orthopteren stellen eine wissenschaftlich gut bearbeitete Gruppe dar, weshalb ein Vergleich zu anderen Untersuchungen möglich sind (z. B. BELLMANN 1993, DETZEL 1998, INGRISCH & KÖHLER 1998).
- Heuschreckenarten weisen enge Habitatbindungen auf (SÄNGER 1977, DETZEL 1992) und kommen dementsprechend in charakteristischen Biozönosen vor (DETZEL 1998). Diese Biozönosen reagieren relativ schnell auf Strukturveränderungen durch Nutzungseinflüsse und werden daher in der Naturschutzpraxis häufig zur Bewertung eingesetzt (DETZEL 1992, KLEINERT 1991, 1992, KRIEGBAUM 1989). Durch biozönotische Kennwerte wie Artenreichtum/Diversität können Auswirkungen der (Jungvieh-) Allmendbeweidung quantifiziert und mit anderen Managementvarianten verglichen werden.

1.3 Ziele der Arbeit

Die vorliegende Arbeit leistet einen Beitrag in der Diskussion um großflächige Extensivweidesysteme als künftige Alternativstrategie des Naturschutzes und hat dabei zwei zentrale Anliegen. Erster Punkt ist die Analyse der Weidewirkungen auf Raum- und Vegetationsstrukturen sowie Arten. Hierzu werden einzelne Glieder der in Kap. 1.2. genannten Wirkungskette „Mensch/Standort → Rind → Struktur → Arten“ auf kleiner und mittlerer Raumebene in bestehenden Weidesystemen untersucht. Auf kleinster Raumebene, der **Mikroebene**, stehen Kleinstrukturen innerhalb des Grünlandes und ihre ökologischen Schlüsselhabitate und -funktionen im Fokus, wofür sich folgende Hypothesen formulieren lassen:

HYPOTHESE 1

Mikroebene [Kap. 4.1]

Kleinstrukturen des Grünlandes besitzen unterschiedliche Eignung als (Teil-) Habitate für Indikatorarten (Heuschrecken und Tagfalter). Vorkommen, Vielfalt und Habitatqualität dieser Kleinstrukturen sind bei (Jungvieh-) Allmendbeweidung im Vergleich zu anderen Landnutzungsarten maximal ausgeprägt.

HYPOTHESE 2

Mikroebene [Kap. 4.2]

Offenbodenreichen Kleinstrukturen - ein Charakteristikum der (Allmend-) Jungviehweiden - kommt im Vergleich zu anderen Kleinstrukturen bei der Reproduktion von Heuschrecken die größte Bedeutung zu.

Auf Ebene einer Weidefläche, der **Mesoebene**, werden die Einflussgrößen jedes Glieds der Wirkungskette „Mensch/Standort → Rind → Struktur → Arten“ analysiert und mit Hilfe von Modellen quantifiziert (Abb. 2). Einfluss- und Zielgrößen jedes Kettengliedes stellen wiederum zusätzliche Einflussfaktoren für die folgenden Analyse- bzw. Modellebenen dar (Abb. 2). Dabei werden folgende Hypothesen untersucht:

HYPOTHESE 3

Mesoebene [Kap. 5.1]

Das Verhaltens- und Raumnutzungsmuster von Rindern auf (Jungvieh-) Allmendweiden ist abhängig von der Größe der Weidefläche. Außerdem wirken mit abnehmendem Einfluss die Faktoren: Vegetationstyp, Weidemanagement, Standort und räumliche Nachbarschaft (1. Modellebene in Abb. 2).

HYPOTHESE 4

Mesoebene [Kap. 5.2]

Die Raum- und Vegetationsstruktur von (Jungvieh-) Allmendweiden wird mit abnehmendem Einfluss gesteuert von den Faktoren: Verhaltens- und Raumnutzungsmuster der Rinder, Standort und Weidemanagement. (2. Modellebene in Abb. 2).

HYPOTHESE 5

Mesoebene [Kap. 5.3]

Das Verbreitungsmuster von Indikatorarten (Heuschrecken/Tagfalter) wird mit abnehmendem Einfluss gesteuert von den Faktoren: Raum- und Vegetationsstruktur, Verhaltens- und Raumnutzungsmuster der Rinder, Weidemanagement und Standort (3. Modellebene in Abb. 2).

Zweites zentrales Anliegen dieser Arbeit ist die Eignungsprüfung der (Jungvieh-) Allmendsysteme des Südschwarzwaldes als künftige naturschutzfachliche Leitbilder peripherer Regionen Mitteleuropas. Auf landschaftlicher Ebene, der **Makroebene**, stehen dabei folgenden Hypothesen im Mittelpunkt:

HYPOTHESE 6

Makroebene [Kap. 6.1]

Historische Aspekte der Landnutzung (Regelsysteme der Allmende, Nebennutzungen, Viehbestände) erklären in hohem Maße die aktuelle Grünlandkonfiguration.

HYPOTHESE 7

Makroebene [Kap. 6.2]

(Jungvieh-) Allmendweiden leisten im Vergleich zu anderen lokalen Landnutzungsformen den größten Beitrag zur regionalen Biodiversität von Indikatorarten (Heuschrecken/Tagfalter).

HYPOTHESE 8

Makroebene [Kap. 6.3]

Der regionale Biodiversitätsbeitrag der (Jungvieh-) Allmendweiden wird primär von Weidemanagement (Viehbesatz, Flächengröße, Düngung) und historischen Nutzungsaspekten, sekundär von Vegetationsstruktur und Standort generiert.

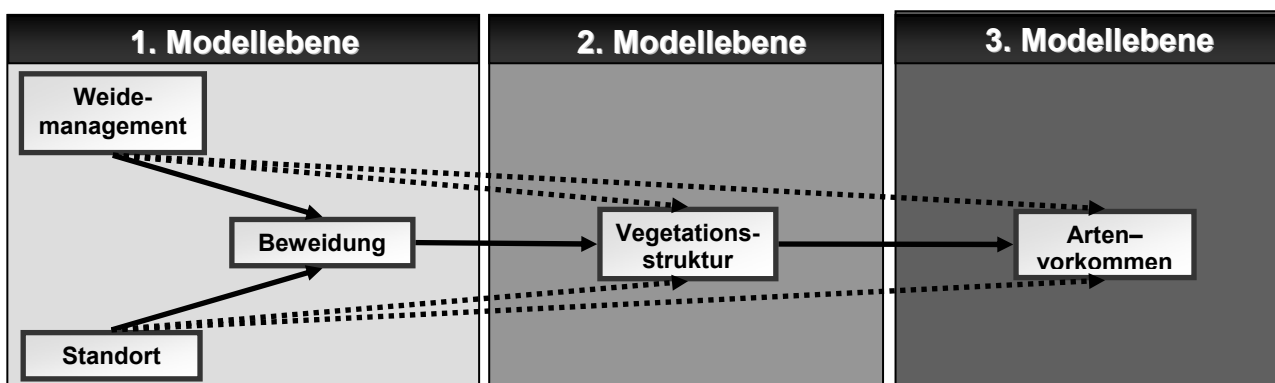


Abb. 2: Drei Analyse- und Modellebenen der Mesoebene. Schematische Darstellung der Wirkungskette „Mensch/Standort → Rind → Struktur → Arten“ (Linie) und der übrigen Einflussgrößen (gestrichelte Linie).

2 Untersuchungsregion

2.1 Geographische Lage

Die Untersuchungsregion befindet sich im geologisch-morphologisch, klimatisch und vegetationsgeografisch von seiner Umgebung unterscheidbaren Schwarzwald (SICK 1980). Sie liegt in der naturräumlichen Haupteinheit „Südlicher Schwarzwald“ (MEYER & SCHMIDTHÜSEN 1962) bzw. in seiner westlichen Untereinheit „Kamm-schwarzwald“, welche durch große Höhenunterschiede zwischen Gebirgskuppen und tiefen Tälern sowie durch Glazialüberformung charakterisiert ist. Die Untersuchungsregion besteht aus landwirtschaftlich genutztem Offenland ~30 km südöstlich von Freiburg, einige Kilometer südlich des Feldberg-Massivs im Hochschwarzwald. Im Fokus der Untersuchungsregion stehen die Gemeinschafts- bzw. Allmendweiden (Begriffe werden gleichwertig benutzt, Erläuterungen s. Kap. 2.2), die überwiegend im Einzugsbereich des oberen Wiesetals liegen (Abb. 3). Diese Allmendweiden, heute fast ausschließlich als Jungviehweiden genutzt, sind typischerweise als sog. „Weidfeld“ arrondiert, d.h. sie setzen sich aus mehreren Koppeln zusammen, die meist durch Wald von der Umgebung abgegrenzt sind. Die Untersuchungsregion besteht aus 13 solcher Weidfelder, die sich in 71 Jungviehkoppeln untergliedern (Abb. 3). Die höchsten Jungvieh-Allmendweiden befinden sich in Herrenschwand bzw. Gisiboden auf rund 1200m ü.NN., die niedrigsten bei Utzenfeld (ca. 600m ü.NN.), was deutlich die typischen Höhenunterschiede des Südschwarzwalds widerspiegelt.

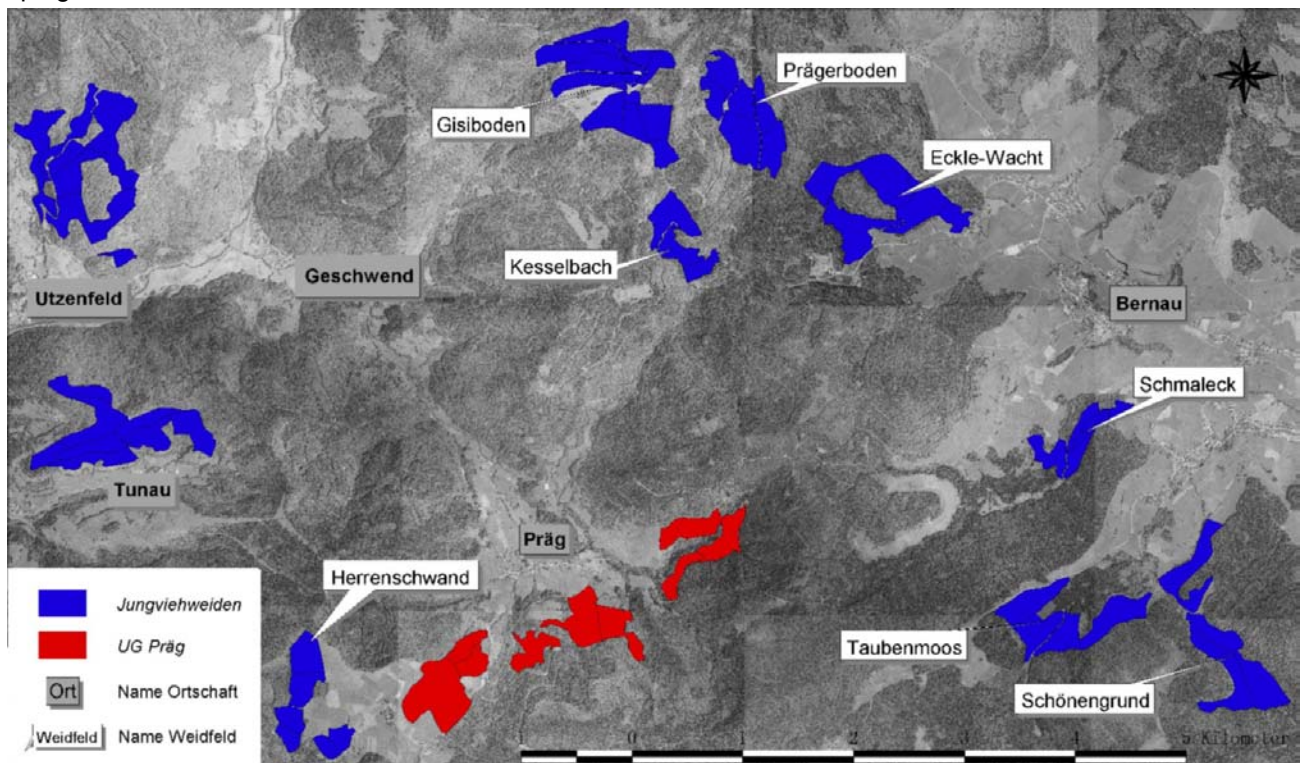


Abb. 3: Lage der Jungvieh-Allmendweiden der Untersuchungsregion im Südschwarzwald. Die Flächen des zentralen Untersuchungsgebiets „Gletscherkessel Präg“ sind rot hervorgehoben.

Im Zentrum der Untersuchungsregion, östlich der Achse Todtnau–Schönau des Wiesetals, liegt die Ortschaft Präg inmitten eines Gletscherkessels. Die Gemarkungsfläche des Ortes ist fast identisch mit den Abmessungen des gleichnamigen, ca. 2500 ha großen NSG „Gletscherkessel Präg“, welches von den Erhebungen Blößling (1310m ü.NN.), Hochkopf (1263m ü.NN.) und Sengalenkopf (1208m ü.NN.) umgeben ist. Die Grünlandbereiche dieses „Gletscherkessel Präg“ stellen das zentrale Untersuchungsgebiet dar (Abb. 4).

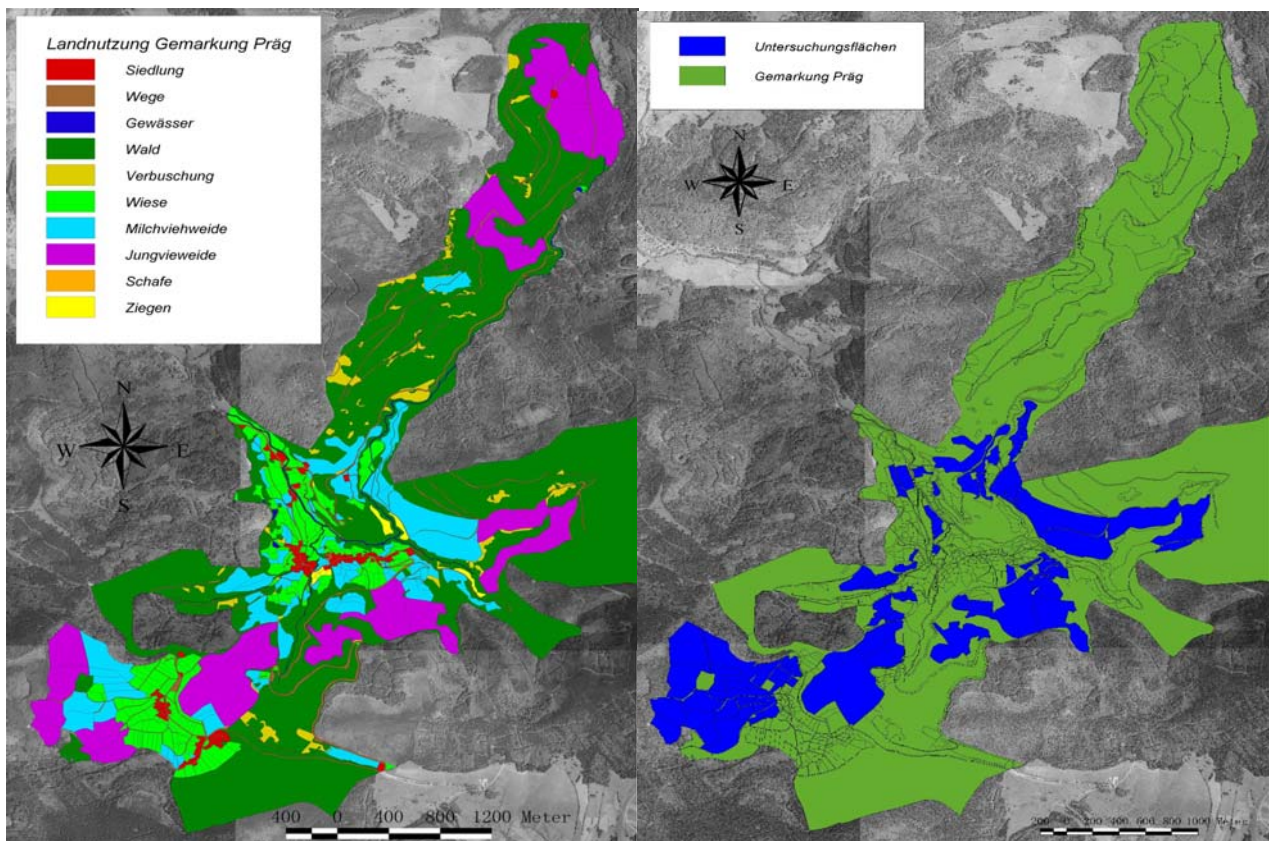


Abb. 4: Zentrales Untersuchungsgebiet im „Gletscherkessel Präg“. Landnutzung (links) und Untersuchungsflächen (rechts).

2.2 Landnutzung und Beweidung

Der Schwarzwald ist eine jungbesiedelte Landschaft (MOHR 1992, SCHLOTTMAN 1998), die erst ab dem 10.-11. Jh. von Rodungs- und Besiedlungswellen tangiert wurde (BRÜCKNER 1980). Von ersten klösterliche Niederlassungen stieß die Besiedlung punktuell ins Umland vor, mit ihr auch Landnutzungen wie Rodung, (Wald-) Weide und Ackerbau. Seit dieser frühmittelalterlichen Besiedlung wurde im Schwarzwald Weidewirtschaft betrieben, wie in der Feldbergregion der Name wie entsprechende Namensgebungen (983 n. Chr.) bzw. urkundliche Erwähnungen (1365 n. Chr.) belegen (SCHWENDEMANN & MÜLLER 1980). Im 13. Jh. waren Teile der Untersuchungsregion im Wiesetal schon besiedelt, d.h. auch gerodet und landwirtschaftlich genutzt. Bei den weiteren Rodungen dienten die großen Täler als Leitlinien, in ihnen entwickelten sich Rodegassen, während die Hochflächen von Rodeinseln durchsetzt waren, was teilweise noch heute zu sehen ist (SICK 1980). Aufbauend auf dieser Struktur entwickelte sich im Mittelalter eine Feldgraswirtschaft in den Tälern, wohingegen Wälder und gerodete Offenflächen der Hanglagen als Weiden in einem Reutbergsbetrieb genutzt wurden. Im Zentrum dieser Landnutzung stand sei der mittelalterlichen Landgewinnung die Weidenutzung mit Rindern. In diesen Landnutzungssystemen etablierte sich früh eine gemeinschaftliche Form der Weidenutzung, die sog. mittelalterliche „gemeine Weide“ (POHLE 1986), aus welcher in den folgenden Jahrhunderten verschiedene, bis heute existierende Typen von Gemeinschaftsweiden hervorgingen (nach EGGERS 1957, GEIGER 1990): 1. Allmendweiden (Alle Nutzungsberechtigten entscheidungsbefugt), 2. Gemeindeweiden (Gemeinderat entscheidungsbefugt), 3. Genossenschaftsweiden (Privatrechtlich) und 4. Private Gemeinschaftsweiden (Ehemalige Allmende, dann privatrechtlich). In der Untersuchungsregion dominieren die Allmendweiden, während in der unweit nördlich gelegenen Feldbergregion vor allem Genossenschaftsweisen vorkommen. Von diesen ehemals weit verbreiteten Gemeinschaftsweiden haben rund 10.000ha bis in die heutige Zeit überdauert (POHLE 1986), womit der Südschwarzwald die einzige Region Deutschlands ist, wo Allmendweiden großflächig erhalten blieben (LUICK 1997).

Allerdings waren diese gemeinschaftlichen (Allmend-) Beweidungssysteme des Südschwarzwaldes vor allem in den vergangenen Jahrzehnten einem starken Wandel unterworfen. Mit dem Rückgang der Landwirtschaft nahmen auch die Viehzahlen in der Region ab, besonders im Milchviehsektor. Seit 1960 ging

beispielsweise in der Gemeinde Todtnau die Zahl der Rinder um ~51%, die des Milchviehs um ~80% zurück (STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG 1998). Die früher in Form der Allmende gemeinschaftlich betriebene Milchviehhaltung findet heute fast nur noch privatwirtschaftlich statt. Die Allmendweiden werden heute fast ausschließlich mit Jungvieh bewirtschaftet. Als Reaktion auf die zurückgegangenen Viehzahlen wurde auf den Jungvieh-Allmendweiden vielerorts der Gastvieh-Pensionsbetrieb (Sommerhaltung von ortsfremden Tieren) eingeführt. Durch den Einsatz moderner Hochleistungsrasen des Gastviehs kam es u. a. zu einer Zurückdrängung der einheimischen Viehrassen Vorderwälder- und Hinterwälder-Rind, bis hin zu deren Bestandsgefährdung (BRODAUF 1995).

Auch die Methoden der (Rind-) Viehhaltung haben sich im Südschwarzwald verändert. Die früher übliche Hütelhaltung würde in der zweiten Hälfte des 20. Jh. zugunsten der Koppelhaltung aufgegeben. Die Jungvieh-Allmendweiden der Untersuchungsregion werden heute in Einheiten von 6-8 Koppeln mit einer Rinderherde bewirtschaftet. Bei 2-3 Umtrieben pro Jahr verweilen die Tiere zwischen einigen Tagen und 4-5 Wochen auf einer Weidefläche (Abb. 5). Dies entspricht Besatzleistungen [Weidetiere x Weidetage / Jahr] zwischen ~40 und 75 GV-Tagen/Jahr, wie das Beispiel der zentralen Untersuchungsflächen im Gletscherkessel Präg zeigt (Abb. 5). Auf diesen Präger Jungvieh-Allmendweiden ist man seit der BSE-Krise im Jahr 2000 dazu übergegangen einheimisches Jungvieh und ortsfremdes Gastvieh in getrennten Herden auf verschiedenen Flächen aufzutreiben. Dennoch werden die Gastviehherde von 50 Tieren (Koppel 1,3,4,5) und heimische Bestände von 16 Tieren (Koppel 7,8,9,10) vom selben Weidewart betreut (Abb. 5). In der Untersuchungsregion liegen die Besatzstärken der durchschnittlich knapp 8ha großen Jungvieh-Allmendweiden unter 1GVE/ha (LUICK 1997, MARTIN 2002 mündl.). Daher können sie im bundesweiten Vergleich bezüglich der Weidetierdichten als großflächige Extensivweiden gelten. Im Weiteren werden sie als (Jungvieh-) Allmendweiden titulierte.

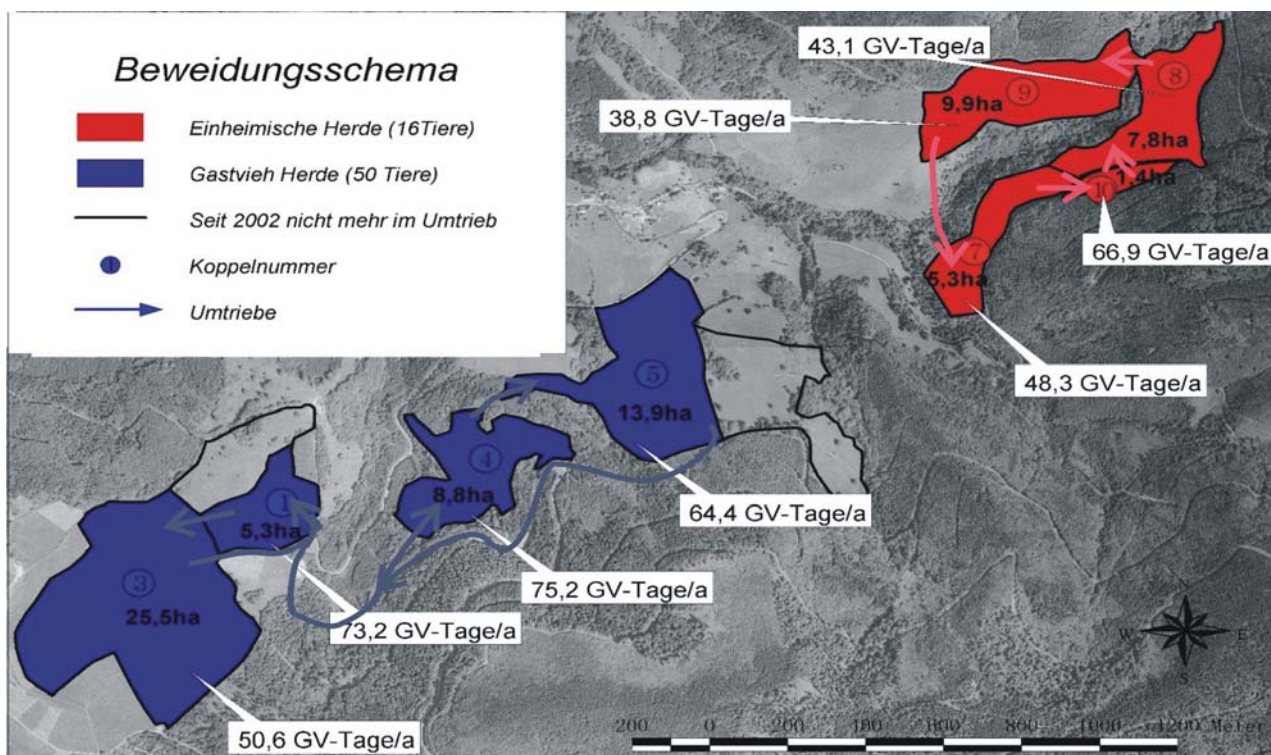


Abb. 5: Beweidungsschema der Jungviehweiden des zentralen Untersuchungsgebietes „Gletscherkessel Präg“ im Jahr 2002. Herde 1 mit Gastvieh (50 Tiere) auf den Koppeln 1,3,4,5 (blau) und Herde 2 mit 16 einheimischen Hinterwälder-Rindern auf Koppel 7,8,9,10 (rot). Bei 2 Umtrieben pro Weideperiode ergeben sich die weiß unterlegten Besatzleistungen.

2.3 Klima, Geologie, Geomorphologie und Boden

Die Untersuchungsregion im Südschwarzwald besitzt ein typisches Mittelgebirgsklima (TRENKLE & v. RUDLOFF 1980). In Höhenlagen von 600-700m ü.NN. liegen mittlere Jahrestemperaturen von 7,1-7,6° C vor, in 1000m ü.NN. etwa 5,5-6,0° C. Nach TRENKLE & v. RUDLOFF (1980) ist um 900m ü.NN. bereits mit 150 Frosttagen zu rechnen, Kuppen wie der Feldberg sind in keinem Monat frostoffrei. Durch den starken Einfluss ozeanischer

Luftströmungen im Schwarzwald (WILMANN 2001), besonders an dessen Westseite, kommt es in der Untersuchungsregion zu Niederschlagsmaxima von 1600-1800 mm/Jahr. Niederschlag fällt in mittleren Lagen des Südschwarzwaldes an 187-200 Tagen, in exponierten Höhenlagen an 220-228 Tagen (TRENKLE & v. RUDLOFF 1980). Innerhalb der Untersuchungsregion des Südschwarzwaldes existieren jedoch starke lokale klimatische Kontraste, je nach Höhenlage, Luv- bzw. Leelage zu Gebirgskämmen und den vorherrschenden Windrichtungen.

Geologisch wird die Untersuchungsregion im Norden weitgehend von alten Gesteinen wie Ortho- und Paragneis aufgebaut. Der sog. Kulmstreifen, bestehend aus paläozoischen Sedimenten und Vulkaniten, trennt das Granitgebiet der südlichen Untersuchungsregion, zu dem als Deckgebirge Buntsandstein hinzukommt, hiervon ab. Das heutige Mittelgebirgsrelief der Untersuchungsregion wurde während der Würm-Eiszeit, bei einer Vergletscherung bis etwa 900m ü.NN., glazial überformt (BOGENRIEDER 1982), weshalb heute Eiszeiterelikte wie Kare, Rundhöcker, Trogtäler oder Gletschertöpfe und Toteislöcher zu finden sind (WILMANN 2001). Eine besondere Situation eiszeitlicher Auswirkungen ist im Gletscherkessel Präg zu verzeichnen, wo weltweit einmalig, sechs Gletscher zusammenkamen, mit der Besonderheit, nicht nacheinander ins Haupttal abzufließen, sondern sich gleichzeitig in einem Kessel zu vereinigen (PFANNENSTIEL & RAHM 1961). Im Postglazial entstanden die heute häufigen Schutthalden und Vermoorungen. Die Böden der Untersuchungsregion im Südschwarzwald sind recht nährstoffreich, wenn auch oft relativ sauer (KERSTING 1991). Entsprechend der häufigsten Untergrundgesteine (Gneise) sind auf Weiden meist Braunerden anzutreffen.

2.4 Vegetation

Nachdem in der Untersuchungsregion Ende des 18. Jh. mindestens zwei Drittel der ursprünglichen Waldfläche durch Übernutzung verschwunden und der Rest devastiert war (BRÜCKNER 1980), setzte eine Aufforstungswelle ein. Seither steigt der Waldanteil kontinuierlich an. Bis 1950 lag er im Südschwarzwald noch unter 50%, nahm dann 1965 auf 66 % (BRÜCKNER 1980, SICK 1980) zu. Heute liegt er durchschnittlich bei ca. 70% (LUICK 1996). Die Wälder der Jungvieh-Allmendweiden sind meist als kleinere Inseln, Säume oder Waldränder ausgeprägt, welche die Größe von 1ha selten überschreiten und als Folge der Beweidung einen lichten Charakter aufweisen. Kennzeichnend ist neben den durch Rinderverbiss entstandenen Weidbuchen (SCHWABE & KRATOCHWIL 1987), sowohl der ständige Wechsel von Wald und Offenland, als auch Struktur- und Artenreichtum (SEITZ 1995). Verschiedene Pflanzengesellschaften sind ineinander verzahnt, Anreicherungs- und Aushagerungsstandorte existieren nebeneinander. In die Jungvieh-Allmendweiden eingestreut finden sich immer wieder Feuchtgebiete, Quellmoore, Felsen, Schutthalden, Lesesteinhaufen, Offenbodenbereiche und Hecken mit ihrer jeweils typischen Flora.

Die Vegetation der Weiden der Untersuchungsregion wird neben physiographischen Faktoren hauptsächlich durch die frühere und aktuelle Bewirtschaftungsart determiniert, wobei den Aspekten Düngung, Besatzdichte des Viehs, Haltungsförm und Nebennutzungen Schlüsselrollen zukommen. Nach KRAUSE (1964) gibt es folglich Anreicherungs- und Aushagerungsstandorte und je nach Zusammenwirken dieser Faktoren entsprechend Fett- und Magerweiden. Die meisten der untersuchten Jungvieh-Allmendweiden sind Flügelginster-Magerweiden (*Festuco-Genistetum sagittalis*) sensu KERSTING (1991), KRAUSE (1964), SCHWABE- BRAUN (1980) bzw. WILMANN (2001). Prägende, meist thermophile Arten sind z. B. Flügelginster (*Genistella sagittalis*), Silberdistel (*Carlina acaulis*), Hunds-Veilchen (*Viola canina*), Arnika (*Arnica montana*), Feld-Thymian (*Thymus pulegioides*) und kleines Habichtskraut (*Hieracium pilosella*), sowie Rot-Schwingel (*Festuca rubra*) und Rotes Straußgras (*Agrostis capillaris*). Es treten vier Subassoziationen auf:

1. Heidekrautreiche Ausbildung: Schlechte Futterweiden auf trockenen, steilen, südwestexponierten Aushagerungsstandorten; mit Katzenpfötchen (*Antennaria dioica*) und Fels-Leimkraut (*Silene rupestris*).
2. Heidelbeerreiche Ausbildung: In kühlen nordexponierten Lagen; durch Unterbeweidung gefördert; artenarm; gehölz- und farnreich; mit Arnika (*A. montana*) und Drahtschmiele (*Avenella flexuosa*).
3. Borstgrasreiche Ausbildung: In kühleren Hochlagen; Übergang zu Schweizer-Löwenzahn Borstgrasrasen mit ähnlichen Arten (*Leontodonto-Nardetum*)
4. Kleereiche Ausbildung: Nährstoffreiche Böden unter Düngung bzw. hohem Viehbesatz; mit: Weißklee (*Trifolium repens*), Wiesenklee (*Trifolium pratense*), Scharfer Hahnenfuß (*Ranunculus acris*),...etc.

Eine spezielle „Problempflanze“ der Gemeinschaftsweiden der Untersuchungsregion ist der Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*), der bei überwiegend südlichen Expositionen die ursprünglichen Rasengesellschaften verdrängt und das Mikroklima grundlegend verändert, woran sich häufig Gehölzsukzession anschließt. Dort wo die frühere chemische Bekämpfung heute untersagt ist, kommen aufwendige Mulch- und Mahdverfahren gegen den Adlerfarn und Verbuschung zum Einsatz.

Auf Anreicherungsstandorten, vor allem in tieferen Lagen, die heute als meist als Milchviehweiden genutzt werden, sind Fettweiden (*Cynosurion*) mit Rotschwengel-Fettweide (*Alchemillo-Cynosuretum*) als häufigster Pflanzengesellschaft vorhanden. Typische Arten der Magerweiden wie Arnika, Flügelginster oder Zwergsträucher kommen kaum, niedrigwüchsige Pflanzen wie Kleines Habichtskraut oder Feld-Thymian in geringen Deckungsanteilen vor. Intensivweiden (*Lolio-Cynosuretum*), mit Mineraldünger und Gülle in Koppel- oder Umtriebssystemen bewirtschaftet kommen in der Untersuchungsregion nur sehr kleinflächig in Hofnähe vor. Das übrige untersuchte Grünland wird als Wiesen genutzt. Unter 800m ü.NN. kommen Glatthaferwiesen (*Arrhenatheretum*) vor, darüber Goldhaferwiesen (*Gerani-Trisetum*). Durch Güllewirtschaft sind Magerwiesen fast nicht mehr vorhanden und die Flächen der Tallagen können mit bis zu 4 Wiesenschnitten sehr intensiv genutzt werden.

3 Methoden

3.1 Datenaufnahme auf verschiedenen Raumskalen

3.1.1 Geländetermine und Erhebung von Vegetationsstruktur und Artenverbreitung

Die Freilandarbeiten der einzelnen Untersuchungen fanden zu unterschiedlichen Terminen der Vegetationsperioden der Jahre 2000-2002 statt (Tab. 1). In Abhängigkeit von der bearbeiteten Raumskala, Mikro-, Meso-, oder Makroebene (vgl. Kap. 1.2) wurden die Untersuchungen auf verschiedenen Probeflächen durchgeführt (Tab. 1). Anlässlich dieser Geländetermine wurden die Eigenschaften der Raum- und Vegetationsstruktur und die Verbreitung von Heuschrecken/Tagfaltern (s.u.) auf den Probeflächen aufgenommen.

Tab. 1: Untersuchungsflächen und Termine der Geländeaufnahmen in Abhängigkeit der bearbeiteten Raumebene.

Hypothese	Raumskala (Kap.)	Untersuchungsfläche	N	Lage	Termine	Arten
Hypoth. 1	Mikroebene (Kap. 4.1)	9 Kleinstrukturen auf Jungviehw., Milchviehw., Wiesen	191	Abb. 4	17.07.-25.08.2002 23.08.-04.09.2002	Heuschr. Tagfalter
Hypoth. 2	Mikroebene (Kap. 4.2)	8 Kleinstrukturen auf Jungvieh-Allmendweiden	41	Abb. 5	16.04.-13.06.2001 20.04.-18.06.2002	Heuschr.
Hypoth. 3	Mesoebene (Kap.5.1)	50m x 50m Raster auf 8 Jungvieh-Allmendweiden	391	Abb. 5	siehe Tab 5	Rinder
Hypoth. 4	Mesoebene (Kap.5.2)	50m x 50m Raster auf 8 Jungvieh-Allmendweiden	391	Abb. 5	23.05.-05.06.2002 02.07.-15.07.2002 14.08.-21.08.2002	Struktur
Hypoth. 5	Mesoebene (Kap.5.3)	50m x 50m Raster auf 8 Jungvieh-Allmendweiden	391	Abb. 5	23.05.-05.06.2002 02.07.-15.07.2002 14.08.-21.08.2002	Heuschr. Tagfalter
Hypoth. 6	Makroebene (Kap. 6.1)	Historie von 3 Gemarkungen	3	Abb. 9	-	-
Hypoth. 7	Makroebene (Kap. 6.2)	Jungviehw., Milchviehw., Wiesen	81	Abb. 4	10.06.-15.06.2001 20.07.-31.07.2001 20.08.-29.08.2001 13.06.-16.06.2002 25.07.-31.07.2002 21.08.-29.08.2002	Heuschr. Tagfalter
Hypoth. 8	Makroebene (Kap. 6.3)	Jungvieh-Allmendweiden	71	Abb. 3	19.07.-14.08.2000	Heuschr.

Ein Teil dieser Eigenschaften der Probeflächen, die Raum- und Vegetationsstruktur wurde zu den in Tab. 3 genannten Terminen im Freiland ermittelt. Um den Arbeitsaufwand im Gelände zu minimieren, geschah dies mit Schätzskaleten, teils in einer metrischen Skala, i.d.R. aber in einer fünfstufigen Ordinalskala (Tab. 2). In dieser fünfstufigen Schätzskaleten wurde das folgende Schema für die Ausprägung aller Parameter angewandt: 1=sehr wenig/fehlend; 2=wenig/gering; 3=mittel; 4=häufig/viel; 5=sehr häufig/sehr viel. Diese selbst-erklärende Aufnahmeskala bedarf nur in einigen Ausnahmen weitergehender Erläuterungen. Die ermittelte

„Diversität“ der Raum- und Vegetationsstruktur gliedert sich in eine vertikale und eine horizontale Komponente. Die vertikale Komponente Höhendiversität Vegetation gibt die Vielfalt der Höhenschichtungen der Vegetation an (gleichmäßig hohen Beständen besitzen geringste Höhendiversität Vegetation). Die horizontale Strukturdiversität kommt nicht durch die durchschnittlichen Anteile bzw. Ausprägungen von Offenboden, Vegetationsdeckung und –dichte, Tritt und Mikrorelief (=Spuren vergangener Beweidung) zustande, sondern durch die Vielfalt ihrer Gradationen und deren Verteilung über die Probefläche. Die Parameter Dynamik Vegetationsdeckung, Dynamik Raumwiderstand und Dynamik Blütendichte wurden durch Aufsummieren der Messwertdifferenzen aus den drei Kartierdurchgängen (Juni, Juli, August) ermittelt, wobei die drei Parameter des Deckungsgrades und des Raumwiderstandes zuvor addiert wurden.

Ein anderer Teil der Flächeneigenschaften, die Standorteigenschaften, wurden mit Hilfe eines digitalen Geländemodells (DGM30) in Arcview3.2 ermittelt (Tab. 2). Die so berechnete Exposition wurde als *Südexposition* entsprechend ihrer Ausrichtung nach Süden in sechs Gruppen klassifiziert. Die *relative Höhelage* gibt Höhenbezüge innerhalb einer Koppel (Kap. 5.1-5.3) an. Bezüglich der Düngung der Probeflächen wurden Weidewarte/Landwirte befragt, die entsprechende Bereiche auf Luftbilder markierten, woraus anschließend Düngungsanteile (der Nutzungsparzellen bzw. Raserzelle) ermittelt wurden. Schnitthäufigkeit und Viehauftrieb wurden im Gelände überprüft. Da detaillierte Bodenkarten für die Untersuchungsregion fehlen, wurden Grünlandzahlen der Bodenschätzung 1982 (1:2000) verwendet.

Tab. 2. In allen Untersuchungen ermittelte Flächeneigenschaften. Parameter der Raum- und Vegetationsstruktur wurden mittels Schätzverfahren im Gelände aufgenommen, geomorphologische Lageparameter im GIS berechnet.

<i>Parameter</i>	<i>Quelle</i>	<i>Skala</i>	<i>Verwendung in Kapitel</i>
Anteil Offenboden	Geländeaufnahme	Prozentualer Deckungsanteil, metrisch	4.1., 4.2., 5.2., 5.3., 6.2., 6.3.
Deckungsgrad Vegetation 0-10cm	Geländeaufnahme	Prozentualer Deckungsanteil, metrisch	5.2., 5.3., 6.2.
Deckungsgrad Vegetation 10-30cm	Geländeaufnahme	Prozentualer Deckungsanteil, metrisch	5.2., 5.3., 6.2.
Deckungsgrad Vegetation >30cm	Geländeaufnahme	Prozentualer Deckungsanteil, metrisch	5.2., 5.3., 6.2.
Raumwiderstand Vegetation 0-10cm	Geländeaufnahme	Klassen 1-5, ordinal	5.2., 5.3., 6.2.
Raumwiderstand Vegetat. 10-30cm	Geländeaufnahme	Klassen 1-5, ordinal	5.2., 5.3., 6.2.
Raumwiderstand Vegetation >30cm	Geländeaufnahme	Klassen 1-5, ordinal	5.2., 5.3., 6.2.
Raumwiderstand Vegetation gesamt	Geländeaufnahme	Klassen 1-5, ordinal	4.1., 4.2.
Bodenfeuchte	Geländeaufnahme	Klassen 1-5, ordinal	4.1., 5.2., 5.3., 6.2., 6.3.
Biomasse	Geländeaufnahme	Klassen 1-5, ordinal	4.1., 4.2., 5.2., 5.3., 6.2.
Verbuschung	Geländeaufnahme	Klassen 1-5, ordinal	4.1., 4.2., 5.1., 5.2., 5.3., 6.2., 6.3.
Waldanteil	Geländeaufnahme	Klassen 1-5, ordinal	6.2., 6.3.
Zwergstrauchanteil	Geländeaufnahme	Prozentualer Anteil, metrisch	4.1., 4.2., 5.2., 5.3., 6.2.
Kräuteranteil	Geländeaufnahme	Prozentualer Anteil, metrisch	5.2., 5.3., 6.2.
Pflanzenartenzahl	Geländeaufnahme	Klassen 1-5, ordinal	5.2., 5.3.
Durchschnittliche Vegetationshöhe	Geländeaufnahme	cm, metrisch	4.1., 4.2., 5.2., 5.3., 6.2., 6.3.
Horizontale Strukturdiversität	Geländeaufnahme	Klassen 1-5, ordinal	4.1., 4.2., 5.2., 5.3., 6.2., 6.3.
Höhendiversität Vegetation	Geländeaufnahme	Klassen 1-5, ordinal	4.1., 4.2., 5.2., 5.3., 6.2., 6.3.
Anteil <i>Asteraceae</i>	Geländeaufnahme	Klassen 1-5, ordinal	4.1., 5.2., 5.3., 6.2.
Blütendichte	Geländeaufnahme	Klassen 1-5, ordinal	4.1., 4.2., 5.2., 5.3., 6.2.
Körnung der Blütendichte	Geländeaufnahme	Klassen 1-5, ordinal	4.1., 5.2., 5.3., 6.2.
Blütendiversität	Geländeaufnahme	Klassen 1-5, ordinal	4.1., 5.2., 5.3., 6.2.
Blütenfarbe	Geländeaufnahme	nominal (weiß, gelb, violett, grün, bunt)	4.1., 5.2., 5.3., 6.2.
Fraß der Weidetiere	Geländeaufnahme	Klassen 1-5, ordinal	4.1., 4.2., 5.2., 5.3., 6.2.
Tritt der Weidetiere	Geländeaufnahme	Klassen 1-5, ordinal	4.1., 4.2., 5.2., 5.3., 6.2., 6.3.
Mikrorelief (=alter Tritt)	Geländeaufnahme	Klassen 1-5, ordinal	5.2., 5.3., 6.2., 6.3.
Dynamik Vegetationsdeckung	Geländeaufnahme	Berechnet aus Deckungsgrad	5.2., 5.3.
Dynamik Raumwiderstand	Geländeaufnahme	Berechnet aus Raumwiderstand	5.2., 5.3.
Dynamik Blütendichte	Geländeaufnahme	Berechnet aus Blütendichte	5.2., 5.3.
Höhe ü.NN.	GIS + Geländemodell	Zahlenangabe, metrisch	5.1., 5.2., 5.3., 6.2., 6.3.
Relative Höhe (innerhalb Koppel)	GIS + Geländemodell	Zahlenangabe, metrisch	5.1., 5.2., 5.3.
Hangneigung	GIS + Geländemodell	Zahlenangabe, metrisch	5.1., 5.2., 5.3., 6.2., 6.3.
Südexposition	GIS + Geländemodell	Klassen 1-6, ordinal	5.1., 5.2., 5.3., 6.2., 6.3.
Flächengröße	GIS + Geländemodell	Zahlenangabe, metrisch	5.1., 5.2., 5.3., 6.2., 6.3.
Entfernung Lagerplatz	GIS + Geländemodell	Zahlenangabe, metrisch	5.1.
Entfernung Tränke	GIS + Geländemodell	Zahlenangabe, metrisch	5.1.
Nachbarschaftseffekte	GIS + Spezialsoftware	Zahlenangabe, metrisch	5.1., 5.2., 5.3., 6.3.
Düngung	Landwirte	Flächenanteil, metrisch	5.1., 5.2., 5.3., 6.2., 6.3.
Nutzungsintensität (Schnitte, Besatz)	Geländeaufnahme	Zahlenangabe, metrisch	6.1., 6.2., 6.3.
Grünlandzahl	Bodenkarte	Zahl, metrisch	5.1., 5.2., 5.3.

Faunistische Daten (Heuschrecken/Tagfalter) wurden an relativ windstillen, trockenen, größtenteils sonnigen Tagen bei mindestens 15°C auf 5m breiten Transektlinien aufgenommen. Lediglich in Untersuchungen, wo die Gesamtfläche erfasst werden konnte, waren keine Transektbegehungen notwendig, d, h, bezüglich der Kleinstrukturen zu **Hypothese 1** [Mikroebene, Kap. 4.1] sowie der Schlupffallen zu **Hypothesen 2** [Mikro-

ebene, Kap. 4.2]. In letztem Falle wurden geschlüpften Heuschreckenlarven nach OSCHMANN (1969) und INGRISCH (1977) bestimmt, wobei eine Gruppe nicht zu determinierender „Sonstige Caelifera“ übrig blieb. Aufgrund paralleler Untersuchungen an Adulttieren auf derselben Weidefläche ist davon auszugehen, dass es sich dabei um die Arten *Chorthippus biguttulus*, *Ch. brunneus*, *Omocestus viridulus* und *Stauroderus scalaris* handelt. Ansonsten wurden Heuschrecken (in Transektbegehungen) mit einer Methodenkombination aus Verhör und Kescherfang aufgenommen, da in der Untersuchungsregion sowohl sehr leise, unauffällig stridulierende Arten, als auch schwer erfassbare, an unzugängliche Habitate (Gebüsch) gebundene Arten vorkommen. In Abhängigkeit der analysierten Raumebene wurden diese Methodenkombinationen auf den Transektbegehungen jeweils zeitlich und räumlich unterschiedlich standardisiert (Tab. 3). Die Arten wurden nach BELLMANN (1993), DETZEL (1998) und HORSTKOTTE ET AL. (1991) bestimmt, wobei Tetrigidae wegen ihrer Phänologie nicht erfasst wurden. Um den Bearbeitungsaufwand zu minimieren wurden die Heuschrecken bezüglich **Hypothese 8** [Makroebene, Kap. 6.3] in Häufigkeitsklassen nach DETZEL (1992), erhoben (verändert): I = 1-3 Individuen, II = 4-10 Individuen, III = 11-20 Individuen, IV = >20 Individuen.

Anlässlich derselben Transektbegehungen wurden auch die Tagfaltervorkommen mit einer Methodenkombination aus Kescherschlägen und Sichtbeobachtungen erfasst, welche die gleichen Standardisierungen besaß (Tab. 3). In einigen Fällen mussten diese Sichtbeobachtungen durch gezielte Fänge ergänzt werden, um die Tiere zweifelfrei zu bestimmen, was dann nach EBERT & RENNWALD (1993) und SETTELE ET AL. (1999) geschah. Einzelfunde des *Colias hyale-australis*-Komplexes wurden *Colias hyale* zugeordnet, da *C. australis* nach EBERT & RENNWALD (1993) im UG nicht vorkommt.

Tab. 3: Standardisierung der faunistischen Erfassungsmethoden auf verschiedenen Raumebenen. Transekte jeweils 5m breit.

Hypothese	Raumskala, Kap.	Probefläche	Zeit	Kescher	Tiergruppen	Skala
Hypoth. 1	Mikroebene, 4.1.	Kleinstruktur, 25m ²	10 min.	25	Heuschr./Tagfalter	Individuen, Zeit
Hypoth. 2	Mikroebene, 4.2.	Schlupffalle, 0,25m ²	-	-	Heuschrecken	Individuen
Hypoth. 5	Mesoebene, 5.3.	Transekt, 50 m	10 min.	25	Heuschr./Tagfalter	Individuen
Hypoth. 7	Makroebene, 6.2.	Transekt, 100 m	10 min.	50	Heuschr./Tagfalter	Individuen
Hypoth. 8	Makroebene, 6.3.	Transekt, 100 m	10 min.	50	Heuschrecken	Häufigkeitsklassen

3.1.2 Datenaufnahme auf Mikroebene

Hypothese 1 [Kap. 4.1] Kleinstrukturen als Habitatrequisiten

Zur Quantifizierung von **Hypothese 1** [Kap. 4.1] wurden auf Mikroebene Kleinstrukturen einzelner Nutzungspartellen des Gletscherkessel Präg untersucht (Lage: Abb. 4, 5). Zur Ermittlung der Kleinstrukturen, strukturell homogenen Bereiche innerhalb der Nutzungspartellen, wurden einige der oben beschriebenen Eigenschaften der Raum- und Vegetationsstruktur als Trennmerkmale verwendet (Tab. 4). Anhand dieser Trennmerkmale (Stand: jeweils Mitte Mai) wurden mindestens 25m² große, homogene Bereiche als Kleinstrukturen gegeneinander abgegrenzt (Tab. 4). So konnten insgesamt 11 verschiedene Kleinstrukturen differenziert werden. Neun dieser Kleinstrukturen wurden auf Jungviehweiden, Milchviehweiden und Wiesen jeweils bei nördlicher und südlicher Exposition mit einem Stichprobenumfang von jeweils mindestens fünf untersucht. beprobt. Da *offene Viehgangeln* und *halboffene Viehgangeln* aufgrund ihrer (oftmals unterbrochenen) Linearstruktur schwierig zu bearbeiten waren, weshalb sie z. T. auch unter die Kartiergrenze von 25m² fielen, wurden sie in Kap. 4.1. mit den strukturell ähnlichen *Offenbodenstellen* zusammengefasst.

Tab.4: Auf Mikroebene in den Jahren 2001 und 2002 im Gletscherkessel Präg untersuchte Kleinstrukturen und ihre Trennmerkmale. Prozentuale Angaben beziehen sich jeweils auf Deckungsgrade.

Kleinstruktur	Trennmerkmal der Kleinstrukturen	in Kapitel
Feuchtstelle	sichtbare Wasserfläche > 20%, <i>Juncus spec.</i> > 50%	4.1.
Dichtes fettes Grünland	Hoher Raumwiderstand, Vegetationshöhe >20cm, pflanzliche Nährstoffzeiger	4.1., 4.2.
Mesophiles Grünland	Mittlerer-hoher Raumwiderstand, Vegetationshöhe >15cm,	4.1., 4.2.
Lückiges Magergrünland	Offenboden 5-15%, maximal mittlerer Raumwiderstand., Veg.-Höhe 10-15cm	4.1., 4.2.
Offenbodenstelle	maximal mittlerer Tritt, Offenboden >30%, geringer Raumwiderstand	4.1., 4.2.
Viehgangel, offen	Sehr starker Tritt, Offenboden > 50%, sehr geringer Raumwiderstand	4.2.
Viehgangel, halboffen	Starker Tritt, Offenboden <50%, geringer Raumwiderstand	4.2.
Steine	>70% Steine, Haufen oder Riegel	4.1.
Saum / Innensaum	Sehr hoher Raumwiderstand, Vegetationshöhe >25cm, sehr viel Totmaterial	4.1., 4.2.
Lückige Zwergsträucher	<i>V. myrtillus</i> oder <i>C. vulgaris</i> >50%, Offenboden 5%	4.1., 4.2.
Verbuschung	Gehölze >50%	4.1.

Die Aufnahme der Arten (Heuschrecken/Tagfalter) auf jeweils 25m² einer Kleinstruktur, wobei am Ende der Aufnahmezeit (10min.) zusätzlich zum Verhör und Sichtbeobachtung 25 Doppelschläge mit dem Kescher ausgeführt wurden. Um die Habitatqualität der Kleinstrukturen zu quantifizieren wurde die Aufenthaltsdauer der Tagfalter in einer Kleinstruktur, sowie ihr Verhalten protokolliert. Das Verhalten der Tagfalter wurde in folgende Kategorien unterschieden: *Nektarsaugend an Blüten*, *Suchflug* (ungerichtet, niedrig, viele Richtungswechsel), *Überflug* (gerichtet, hoch, gradlinig), *Orientierungsflug am Gehölzrand*, *Revierabgrenzung* (gegenseitiger Verfolgungsflug), *Sonnend auf Substrat*, *Mineralstoffaufnehmend an Offenboden*, *Mineralstoffaufnehmend an Rinderkot* sowie *Paarung*. Ein *Orientierungsflug am Gehölzrand* fand dann statt, wenn ein Tagfalter auf Gehölzstrukturen zuflog und dann ihretwegen die Flugrichtung änderte oder wenn ein Tier einen Gehölzsaum linear entlang flog. An den Verhaltensweisen *Revierabgrenzung* und *Paarung* waren zwei bis mehrere Individuen beteiligt, was entsprechend gezählt wurde. Die Zeitmessung konnte aufgrund der teilweise parallelen Verhaltensbeobachtungen mehrerer Individuen in einer Kleinstruktur nicht exakt, sondern nur in folgenden Intervallen [Sekunden] durchgeführt werden: 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-60, 60-90, 90-120, 120-150, 150-180, 180-210, ..., 330-360 Sekunden. Längere Zeitdauern als 360 Sekunden kamen so gut wie nicht vor und wurden dann der Klasse 330-360 Sekunden zugeordnet. Ein Tagfalter konnte bei seinem Aufenthalt in einer Kleinstruktur, was als ein Individuum gezählt wurde, mehrere Verhaltensweisen hintereinander ausführen, beispielsweise wurde häufig die Kombination aus *Suchflug* und anschließendem *Nektarsaugen an Blüten* verzeichnet. Dabei musste jedoch die zeitliche Untergrenze der Messung einer Verhaltensweise von 5 Sekunden erfüllt werden, damit nicht z.B. ein Besuch verschiedener Blütenstände nacheinander als endloser Wechsel verschiedenen Verhaltens, sondern als durchgehendes *Nektarsaugen* erfasst wurde. Jenseits der 25m²-Grenze einer Kleinstruktur wurden die Tagfalter nicht weiter verfolgt. Konnte dennoch ein Verlassen und anschließendes Wiederaufsuchen der Kleinstruktur beobachtet werden, so wurde dies als neues Individuum mit separaten Verhaltensweisen gewertet. Ein derartiges Vorgehen war notwendig, da die Tiere einerseits wegen des diesbezüglich zu hohen Aufwandes nicht individuell markiert wurden und andererseits niemals alle Widereinflüge in eine Kleinstruktur systematisch zu erfassen wären.

Hypothese 2 [Kap. 4.2] Kleinstrukturen als Schlüsselhabitate der Heuschreckenreproduktion

Die Eignung von Kleinstrukturen als Eiablagehabitat für Heuschrecken **Hypothese 2** [Kap. 4.2] wurde mittels Schlupffallen (Emergenzdaten der Larven im Folgejahr) untersucht, da die Eiablage von Heuschrecken nur schwer und selten direkt zu beobachten ist. Im Jahr 2001 wurden 8 Kleinstrukturen (außer *Innensaum*) mit jeweils 6 Fallen beprobt (Tab. 4). Im Jahr 2002 kamen durch die Erweiterung um den Typus *Innensaum* nur noch 5 Fallen auf jede Kleinstruktur. Die ergibt in den Untersuchungsjahren 2001 und 2002 einen Umfang von N=41 bzw. N=40. Da *Viehgangeln* auch an mehreren unterbrochenen Abschnitten beprobt werden konnten kam die räumliche Untergrenze von 25m² hierbei nicht zum tragen. Aus methodischen Gründen der Fallenkonstruktion konnten *Feuchtstellen*, *Steinhaufen* und *Verbuschungen* nicht beprobt werden. Die Fallenstandorte befanden sich allesamt auf Koppel 9 (Abb. 5), da diese im gesamten Umtriebssystem zum spätesten Zeitpunkt beweidet wird, was eine lange Phase der Datenaufnahme der Schlupfereignisse garantiert. Ein Vergleich mit Kleinstrukturen anderen Nutzungsarten (Wiesen/Milchviehweiden) war wegen der potentiellen Zerstörung landwirtschaftlicher Geräte durch die Metallgehäuse der Schlupffallen sowie der entsprechenden Verletzungsgefahr für Weidetiere auf den früher im Jahr bestoßenen Milchviehweiden, unmöglich.

Diese Schlupffallen bestanden aus einem 10cm hohen Metallrahmen der Abmessungen 50cm x 50cm, der in den Boden gerammt werden konnte. Über diese Grundfläche von 0,25m² wurde an einem Kreuz aus Metallstangen Gaze gespannt und mit Klebeband an dem Rahmen befestigt (Abb. 6). Durch diese stabile Konstruktion konnten die Schlupffallen auch bei starkem Mikrorelief und großer Hangneigung in den Boden getrieben und aufgestellt werden, ferner hielten sie so den Witterungsbedingungen stand. Während der anschließenden Schlupfperiode, von Ende April bis Mitte Juni, wurden die Fallen mehrfach, im Abstand von ca. zwei Wochen bei trockenem, sonnigem und windstillen Wetter geleert. Die Fallen wurden beim Aufstellen sowie bei jeder Entleerung mittels batteriebetriebenen Handstaubsauger und Exhauster von potentiellen Prädatoren, wie Spinnen, befreit.



Abb. 6: Schlupffallen zur Ermittlung der Qualität einzelner Weideelemente als Eiablagehabitat im Geländeeinsatz (links). Das Metallkreuz, auf dem die Gaze aufgespannt wird, ist mit 4 Muttern am Stahlrahmen befestigt (rechts). Fotos nachgestellt.

3.1.3 Datenaufnahme auf Mesoebene

Hypothese 3 [Kap. 5.1] Verhaltens- und Raumnutzungsmuster von Rindern (Gegenhangfotografie)

Die Untersuchungen der Mesoebene wurden im zentralen Untersuchungsgebiet, auf den Allmendweiden des Gletscherkessel Präg durchgeführt (rot in Abb. 5). Bei der Analyse von Verhalten- und Raumnutzungsmuster der Rinder (Kap. 5.1) wurde zur Ermittlung der Aufenthaltspunkte der Weidetiere als Methode die Gegenhangfotografie eingesetzt. Dabei wurde alle Jungviehweiden des Gletscherkessel Präg vom jeweils gegenüber liegenden Hang aus in Serien fotografiert, wozu dieser mit seinen großen Höhenunterschieden und steilen Erhebungen gute Voraussetzungen bietet. Die Fotos wurden während der Weideperiode erzeugt, im Zeitraum von Ende Mai bis Mitte September 2002. In Abhängigkeit der Übersichtlichkeit und Beschaffenheit des Geländes waren pro beobachteter Koppel eine oder zwei Kameras, aus unterschiedlichen Aufnahmeperspektiven, im Einsatz. Die parallele Bearbeitung zweier Teilbereiche einer Koppel mit zwei Kameras war aufgrund der unübersichtlichen Geomorphologie und wegen des hohen Waldanteils nötig, da ansonsten nicht alle Flächenabschnitte vom Gegenhang aus einzusehen gewesen wären. Geomorphologie und Waldanteil der Region setzten zudem mindestens mittelmäßige Wetterlagen für die Durchführung der Gegenhangfotografie voraus. Bei Nebel- und Starkregenereignissen, wie sie im Südschwarzwald üblich sind, ist sie wegen der fehlenden Sicht nur eingeschränkt anwendbar. Zwar ist eine Wetterfestigkeit der Methode bzw. der Geräte auch bei länger anhaltendem Regen gegeben, aber dann suchen die Weidetiere, als der eigentliche Gegenstand der Aufnahmen, Schutz in dichter Vegetation. Diese gehölzbetonten Bereiche sind vom Gegenhang aus nur schlecht einzusehen, so dass Fotoserien dann abgebrochen werden müssen.

Wetterbedingt konnten in der Weideperiode 2002 an 31 Aufnahmetagen Fotos im Gelände erstellt werden. Bei ausreichender Helligkeit, saisonal variierend in der Zeit zwischen 5:00h und 22:00h, wurden Gegenhangfotos in einem 30minütigen Intervall aufgenommen. Dabei konnten über die gesamte Weideperiode insgesamt 1489 Fotos mit 1324 auswertbaren Aufnahmen (Fehlerquellen s.u.) erzeugt werden. Dies entspricht einer zeitlichen Abdeckung der Fotoserien von 872 halbstündigen Aufnahmeintervallen bzw. von 436 Stunden (Tab. 5). Im Umtriebssystem des Gletscherkessel Präg werden die einzelnen Koppeln zweimal im Verlauf einer Weideperiode mit Tieren bestückt (vgl. Kap. 2.2), weshalb es nicht möglich ist, durchgehende Fotoserien einzelner Weideflächen im gesamten Jahresverlauf zu erzeugen. In Kombination mit Schlechtwetterphasen, während denen die Gegenhangfotografie nur eingeschränkt möglich ist, konnte auf einigen Koppeln nur einer der beiden Umtriebe aufgezeichnet werden. Da die einzelnen Koppeln unterschiedlich lang von den Tieren beweidet werden, ergibt sich mit 3 bis 8 Aufnahmetagen je Fläche eine relativ große Variationsbreite (Tab. 5). Für die im Jahr 2002 nicht mehr als Jungvieh-Allmendweiden genutzten Koppeln 2 bzw. 6 liegen Gegenhangfotoserien des Jahres 2000 vor, die in Kap.5.2.1.5. zur Modellvalidierung verwendet werden. Auf Koppel 2 wurden am 23.06.-30.06.2000 insgesamt 76 Fotos, auf Koppel 6 am 31.07.-09.08.2000 insgesamt 170 Fotos erzeugt.

Tab. 5: Termine der Gegenhangfotografie im Gletscherkessel Präg. Für jede Koppel ist die Anzahl an Aufnahmetagen und auswertbare 30-Minuten-Intervallen sowie die dabei (je Herdengröße und Geländeeinsehbarkeit) ermittelten Rinder-Aufenthaltspunkte angegeben. *Da Koppeln teils parallel zu gleichen Terminen bearbeitet wurden, weicht die Summe der Einzeltage von der Gesamtangabe ab.

<i>Koppel</i>	<i>Termin</i>	<i>Tage</i>	<i>Intervalle</i>	<i>Aufenthaltspunkte</i>
Koppel 1	13.08.-18.08.2002	6	145	4917
Koppel 3	27.08.-28.08.; 01.09.; 06.09.2002	4	74	2806
Koppel 4	06.07.-09.07.2002	4	73	2031
Koppel 5	23.07.-24.07./28.07.-31.07.2002	6	116	3737
Koppel 7	24.05.-26.05./22.08.-23.08.2002	5	103	1169
Koppel 8	27.06.-29.06.2002	3	86	1333
Koppel 9	23.07.-24.07./28.07.-31.07./13.08.-14.08.2002	8	175	2558
Koppel 10	14.06.-16.06.2002	3	100	1567
Gesamt	24.05.-06.09.2002	31*	872	20118

Um den Prozess des Fotografierens zu automatisieren, standen zwei hierfür angefertigte Apparaturen zur Verfügung, die sich jeweils aus einer Kamera, einem Fernauslöser, einer Zeitschaltuhr und einem wetterfesten Gehäuse zusammensetzen (Abb. 7). Dabei wurden Spiegelreflexkameras des Fabrikats Canon EOS 300 und Canon EOS 500 mit passendem Fernauslöser (RS-60 E3) verwendet. Für beide Kameras waren, in Abhängigkeit von Entfernung und Lage des Gegenhangstandortes, jeweils Weitwinkelobjektive (27-80mm) sowie Zoom-Objektive (70-300 mm) vorhanden. Als Zeitschaltgerät wurde das Modell CPU 35u der Firma Mehne verwendet, das durch Stromversorgung mit 1,5V-Batterien überall einsetzbar ist. Als eines der sehr wenigen „geländetauglichen“ Zeitschaltgeräte mit Batteriebetrieb weist dieses Modell jedoch die technische Limitierung von maximal 20 Taktgaben, also Fotoauslösungen pro Programmierung auf. Da bessere, vom Stromnetz unabhängige Geräte zum Zeitpunkt der Untersuchungen nicht verfügbar waren (inzwischen aber z. T. durch die Entwicklung digitaler Kameratechnik vorliegen), musste ein relativ großes Aufnahmeintervall der Fotos von 30 Minuten gewählt werden, um den Betreuungsaufwand im Gelände auf ein vertretbares Maß zu reduzieren. Aufgrund dieser technischen Beschränkung auf 20 Aufnahmen/Programmierung, war es notwendig, die ansonsten automatisierte Anlage zweimal am Tag aufzusuchen und entsprechend neu einzustellen. Als wetterfeste Gehäuse dieser Apparaturen dienten Aluminiumkoffer, an denen in einer Aussparung jeweils ein Aluminiumrohr angebracht ist, in welches das Objektiv, geschützt vor Witterungseinflüssen, eingesetzt werden konnte (Abb. 7). Durch handelsübliche Dreifuß-Stative, auf denen die Aluminiumkoffer befestigt waren, konnten die Kameras nahezu überall im Gelände platziert werden. Als Fotomaterial dienten Farbdiafilme (ISO 100) der Marke Fuji.

Aufgrund der Neuartigkeit der Gegenhang-Serienfotografie fehlen entsprechende Optimierungen und Standardisierungen der Methode (auch in der Literatur) vollständig. Erste Ansätze hierfür sollen im Folgenden durch die gefundenen Einsatzbeschränkungen und Fehlerquellen der Methode gegeben werden. Wie bereits erwähnt ist die Gegenhangfotografie aufgrund des Weidetierverhaltens wetterabhängig und kann bei zu feuchter Witterung, wenn die Weidetiere Schutz in dichter Vegetation suchen, nicht durchgeführt werden. Auch bei überwiegend trockenem Wetter, wenn die Weidetiere gut erfassbar sind, fallen z. T. methodische Fehler an, die mit einer Quote von ~11% jedoch relativ selten sind. Für mehr als die Hälfte dieser Fehlerquote ist wiederum das Wetter verantwortlich, vor allem in Form von plötzlichen Wetterumschwüngen sowie des ständigen Wechsels unterschiedlicher Witterung, wie er für höhere Mittelgebirge typisch ist (Tab. 6). Dabei ist nicht unbedingt der Regen selbst für die schlechte Qualität der aufgenommenen Bilder verantwortlich, sondern eher die ihn begleitende Wolkenlage, die in höheren Lagen stets nebelartig zu Tage tritt. Einzelne Wolken bzw. Nebelereignisse können derart dicht sein, dass sie die Sicht auf den Gegenhang auch bei geringer Entfernung vollständig verwehren (Abb. 8). Gerade Kuppenlagen, wie im Fallbeispiel der Abb. 8., sind stark nebelgefährdet. Generell ist mit größerer Distanz zum Gegenhang neben schlechterer Auflösung der Bilder auch mit höherer Wetteranfälligkeit zu rechnen. Bei räumlich nahe gelegenen Gegenhängen, wie in Abb. 8 (<500m), wirken sich dagegen nur die ungünstigsten Wetterlagen aus. Zweithäufigste Fehlerquelle (2,3%) ist bei der Fotografie störendes Gegenlicht. Je nach Exposition der Fläche kann es in den frühen Morgen- bzw. späten Abendstunden zu Gegenlichtsituationen kommen, die eine Auswertung des Bildes unmöglich machen. In einigen Fällen mussten die Apparaturen am Gegenhang auf Flächen aufgestellt werden, die selbst gerade von anderen Rinderherden beweidet wurden. Neugierde veranlasst die Tiere, die Apparaturen zu „untersuchen“, was ein verstellen des justierten Blickwinkels der Kamera oder ihr Umfallen zur Folge hat (0,9% Fehlerquelle). Trotz der Absprachen mit dem lokalen Weidewart kommt es vor, dass

dieser die Rinder unvorhergesehen auf eine andere Koppel umtreibt, beispielsweise um auf die Nahrungs- oder Witterungssituation reagieren zu können. Dadurch wird glücklicherweise meist nur ein Teil des Aufnahmetages bis zum Eingreifen des Weidewartes unbrauchbar. Hin und wieder treten auch Batterieausfälle auf (0,8%). Geräteschäden durch Weidetiere, Spaziergänger, o.ä. kamen im gesamten Zeitraum nicht vor.

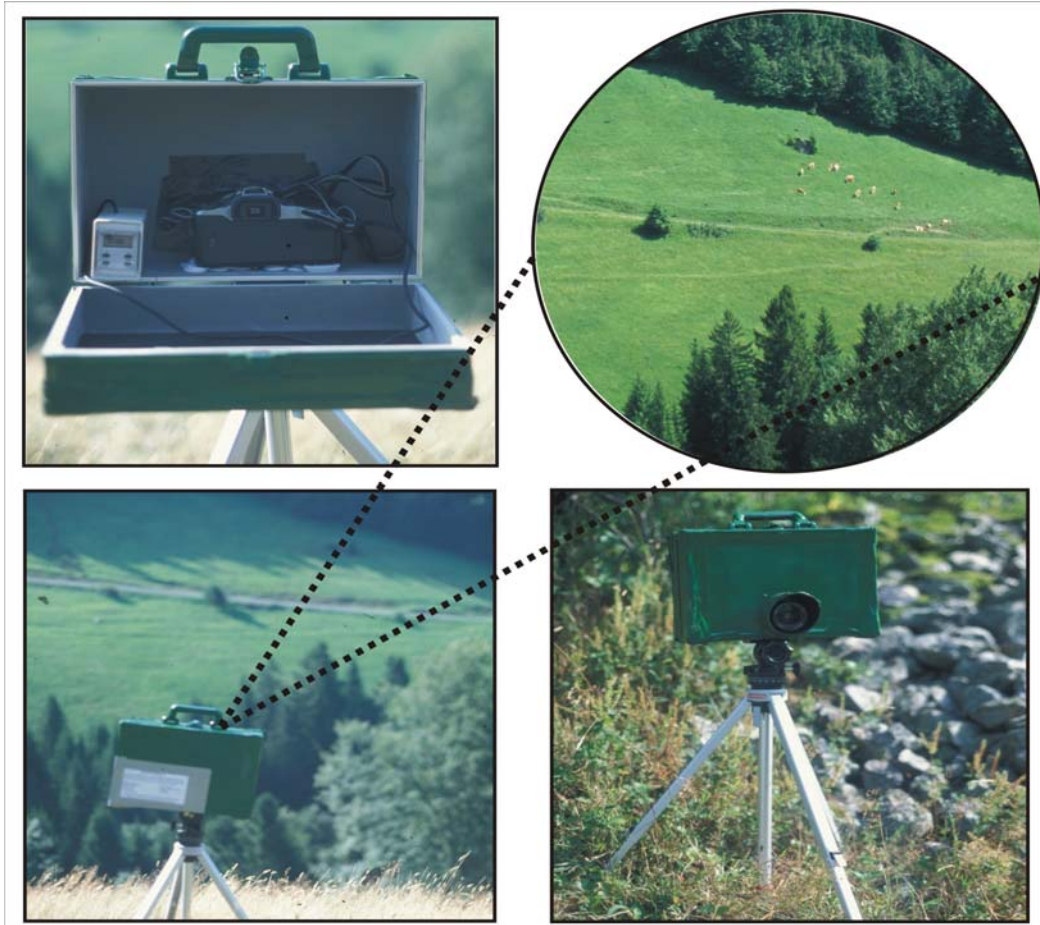


Abb. 7: Zur Gegenhangfotografie verwendete Apparatur. Kamera und Zeitschaltuhr sind in einem wetterfesten Gehäuse installiert (oben links), das mit Hilfe eines Stativs auch an steilen Hangbereichen positioniert werden kann (unten rechts). Die Apparatur ist auf den gegenüberliegenden Hang ausgerichtet (unten links) und löst alle 30 Minuten ein Foto aus (oben rechts).

Tab. 6: Anzahl und Anteil einzelner Fehlerquellen der Gegenhangfotografie 2002, Erläuterungen s. Text.

<i>Fehlerquelle</i>	<i>Fehleranzahl</i>	<i>Relativer Anteil [%]</i>
Wetter (Nebel, Wolken, Regen, Sturm)	94	6,3%
Gegenlicht	34	2,3%
Manuelle Störung durch Weidetiere	13	0,9%
Koppelumtrieb	12	0,8%
Batterieausfall Kamera, Zeitschaltuhr	12	0,8%
Fehlerhafte Fotos (gesamt)	165	11,2%
Auswertbare Fotos (gesamt)	1324	88,9%
Fotos insgesamt	1489	100,0%

Die mittels Gegenhangfotografie erhobenen Datenmengen sind arbeits- und personalaufwendigen „manuellen“ Erhebungsmethoden ebenbürtig. Auch die eventuell gegenüber persönlicher Beobachtung vergleichsweise höhere Fehlerquote, Angaben hierzu fehlen in der Literatur jedoch vollständig, befindet sich innerhalb eines akzeptablen Rahmens. Vorteile der Gegenhangfotografie liegen in ihrem relativ geringen Geländeaufwand bei moderaten Kosten. Die tägliche zeitliche Datenabdeckung ist sicherlich größer, als dies von manuellen Verfahren zu leisten wäre. Über die gesamte Vegetationsperiode könnten einzelne Personen wohl nur schwerlich bis zu 17 Stunden pro Tag Verhaltensdaten im Gelände aufnehmen. Nachteile der Gegenhangfotografie bestehen in der Wetterabhängigkeit und der geringen optischen und zeitlichen Auflösung der Daten. Auch die ethologischen Auswertungsmöglichkeiten sind bei den Momentaufnahmen eines Fotos gegenüber einer durchgehenden, manuellen Beobachtung eingeschränkt. Zudem besteht zusätzlicher Arbeitsaufwand für eine detaillierte Auswertung der Daten.



Abb. 8: Wetter als Fehlerquelle der Gegenhangfotografie. Ausgewählte Ausschnitte der Fotoserie eines Teilbereiches von Koppel 3 (1050m ü.NN.) am 27.08.2002, 11:30 (oben links), 13:00h (oben rechts), 14:00h (unten links), 15:00h (unten rechts).

Die Diapositive der Gegenhangfotografie wurden anschließend digitalisiert und in ArcView3.2. unter Zuhilfenahme von Luftbildern und einem digitalen Geländemodell ausgewertet. Dabei wurden die Aufenthaltspunkte der Rinder von den Fotos durch einen optischen Abgleich auf die Luftbilder im GIS übertragen. Aufwendiger als die bloße Ermittlung von Aufenthaltspunkte der Weidetiere gestaltet sich die Extraktion der in den Bildern enthaltenen Verhaltensinformationen. Da diese methodisch bedingt nicht im Gelände beobachtet wurde, musste sie also von den Momentaufnahmen eines Fotos interpretiert werden. Analog zu Verfahren der (Satelliten-) Telemetrie (z. B. FIELITZ 2002) wurden hierzu ethologische Erkenntnisse, nach denen Rinder eine jeweils verhaltenstypische Körpersprache- bzw. -bewegung haben (z. B. SAMBRAUS 1978) eingearbeitet. Eine bestimmte räumliche Ausrichtung des Rinderkopfes wurde in Kombination mit Bewegungsinformation als charakteristische Verhaltensweisen interpretiert. Als Trennmerkmal der Kopfposition galt eine Ausrichtung über bzw. unter Schulterhöhe, was eine erhobene bzw. gesenkte Ausrichtung bedeutete. So konnten auf den Gegenhangfotos fünf Verhaltensweisen zweifelsfrei unterschieden werden. Weidetiere mit vollständig gesenktem Kopf, die sich „in Bewegung“ befanden wurden als „Grasend“ klassifiziert. Demgegenüber steht die Verhaltensweise „Fortbewegend“, wobei die Rinder ebenfalls „in Bewegung“ sind, allerdings mit erhobenem Kopf. Liegende Rinder wurden (unabhängig von der Kopfposition) als „Ruhend“ eingestuft. Hinzu kommt die Verhaltensweise „Stehen“, die nicht „in Bewegung“ befindliche Rinder mit erhobenem Kopf beschreibt. Tiere wurden bei entsprechendem Handeln als „Trinkend“ eingestuft, auch wenn dies auf dem Foto wegen des häufig großen Andrangs von Rindern um die Tränken nicht genau zu erkennen war. Da hier der Methode Grenzen durch die optische Auflösung der Aufnahmen gesetzt sind, wurden alle Tiere im Umkreis einer „Rinderlänge“ (=2m) um die Tränke, ebenfalls als „Trinkend“ eingestuft, zumal es nahe liegend erscheint, dass es entweder kurz zuvor oder kurz danach zur Wasseraufnahme kommt. Komplexere Handlungsweisen wie Sozial- und Komfortverhalten oder Gehölzverbiss, die eine gewisse Zeitspanne beanspruchen, verbleiben auf Fotos als nicht interpretierbare Handlungsfragmente.

Hypothese 4 [Kap. 5.2] Raum- und Vegetationsstruktur unter Beweidungseinfluss

Hypothese 5 [Kap. 5.3] Verbreitungsmuster von Tierarten unter Beweidungseinfluss

Raum- und Vegetationsstruktur sowie Artenverbreitung (Heuschrecken/Tagfalter) der Mesoebene wurden in einem Rastergitter der Allmendweiden des Gletscherkessels Präg, denselben Flächen der Gegenhangfotografie, untersucht (rot in Abb. 5). Dazu wurde auf Grundlage der vorhandenen Luftbilder ein (virtuelles) Rastergitter, bestehend aus 391 Rasterzellen der Abmessung 50m x 50m, über die Weideflächen gespannt. Luftbildausdrucke samt Rastergitter sowie im Gelände angebrachte Holzpflocke dienten als Orientierungshilfen, wodurch die Abgrenzungen der Rasterzellen im Freiland leichter wieder gefunden werden konnten. Diese Geländemarkierungen kamen vorzugsweise dort zum Einsatz, wo andere charakteristische Elemente wie Felsen, Weidbuchen oder größere Verbuschungen zur Orientierung fehlten.

Die Untersuchungen der Raum- und Vegetationsstrukturen sowie der Artverbreitung fanden zu den in Kap. 3.1.1. genannten Terminen und mit den dort beschriebenen Methoden statt. Dazu wurde jede der 50m x 50m Rasterzellen auf einer geländeabhängig mäandrierenden Transektlinien von mindestens 50m für 10 Minuten durchlaufen, wobei neben Verhör und Sichtbeobachtungen 25 Doppelschläge mit dem Kescher ausgeführt wurden. Zeitliche und räumliche Überschneidungen mit den Untersuchungen zu **Hypothese 3** [Kap. 5.1] „Verhaltens- und Raumnutzungsmuster von Rindern (Gegenhangfotografie)“ wurden vermieden, um das Weideverhalten der Rinder nicht zu beeinträchtigen.

3.1.4 Datenaufnahme auf Makroebene

Hypothese 6 [Kap. 6.1] Historische Landnutzung

Die historische Analyse beschäftigt sich auf landschaftlicher Makroebene mit unterschiedlichen Teilaspekten der Änderung von Landnutzungsformen, bezüglich derer sehr heterogene Datenquellen- und Qualitäten vorhanden sind. Entsprechend dieser variierenden Quellen, bedürfen die historischen Daten unterschiedlicher Aufarbeitungs- und Auswertungsmethoden. So beruhen die Analyse der Landnutzungsentwicklung (Kap. 6.1.1) auf Luftbild- und Kartenmaterial, während die Untersuchungen zur Viehhaltung (Kap. 6.1.2) auf lokalen Auftriebs- und Wiegelisten der Landwirte und die Nebennutzungen der Allmendsysteme (Kap. 6.1.3) auf Arbeits- und Düngeplänen der zentralen Verwaltungsbehörde basieren. Im Zentrum der historischen Analysen stehen die Flächen der heutigen Gemarkungsgebiete von Präg (1177,4ha), Tunau (415,6 ha) und Geschwend (1086,1ha). Zwischen den Gemarkungen liegen mehrere Waldstücke (743,18ha) in Kuppenlage, die zur Verwaltungseinheit Schönau i. Schw. gehören (Abb. 9). Da diese im Verlauf der letzten 200 Jahre zumindest offiziell nicht beweidet wurden, werden sie im Unterschied zu den übrigen Waldgebieten als „Bannwald Schönau“ bezeichnet (Abb. 9).

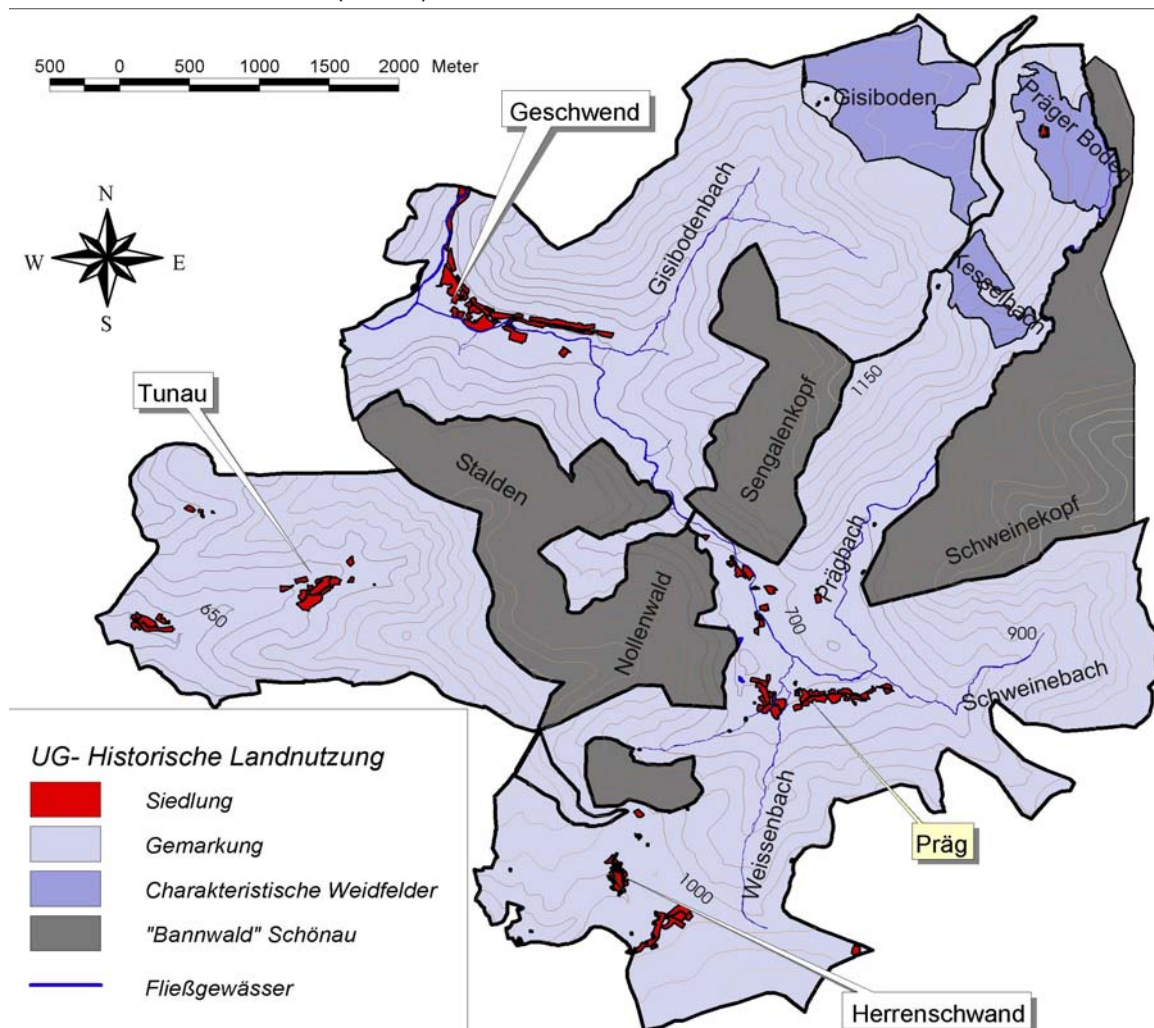


Abb. 9: Gemarkungen Präg, Tunau und Geschwend sowie der „Bannwald Schönau“ im Südschwarzwald im Jahr 2002. Zur besseren Orientierung sind charakteristische Erhebungen und Weidfelder der Region angegeben, Erläuterungen siehe Text.

Die Entwicklung der Landnutzung im Südschwarzwald 1800-2000 (Kap. 6.1.1) basiert auf Karten- und Luftbildmaterial, zwei sehr unterschiedlichen Datenquellen. Durch die Kombination dieser beiden Hilfsmittel lässt sich die aktuelle und historische Verteilung von Nutzungstypen, ihr Flächenanteil in einer Landschaft untersuchen. Die Bearbeitung von Karten und Luftbildern erfolgte in verschiedenen Arbeitsschritten nach ALBERTZ (1991). Nach einer Vorinterpretation der Unterlagen konnten durch Geländekenntnisse und –erkundungen entsprechende Detailinterpretationen mit anschließender Ergebnisdarstellung erfolgen. Die Auswertung der aktuellsten Luftbilder der Untersuchungsregion aus den Jahren 1996/97, die digitalisiert und georeferenziert vorlagen, bereitete wenig Schwierigkeiten. Die Kombination mit eigenen Nutzungskartierungen im Gelände (2000-2002) führte für die aktuelle Landnutzung zur bestmöglichen Datenqualität. Mit zunehmendem Alter nehmen Güte und Auflösung der Materialien tendenziell ab. Die Datenschichten 1986 und 1976, wesentlich geringer auflösende Luftbilder, mussten zuerst digitalisiert, entzerrt und georeferenziert werden. Die Luftbildserie der 50er Jahre wurde wegen der vergleichsweise geringeren Auflösung nicht digitalisiert, sondern direkt interpretiert. Ältere Luftbilder aus der Zeit vor dem 2. Weltkrieg existieren für die Untersuchungsregion nicht, weshalb diesbezüglich auf sehr heterogenes Kartenmaterial zurückgegriffen werden musste. Das Hauptproblem dieses älteren Kartenmaterials besteht in ihrer unterschiedlichen Auflösung bzw. in der Verwendung verschiedener, uneinheitlicher Legenden. Aus dem Jahre 1922 liegen topographische Karten des Maßstabs 1:25.000 vor, die zusätzlich aus anderen lokalen historischen Datenquellen (Arbeits- und Düngepläne, Viehwiegungen, Auftriebslisten) ergänzt werden konnten. Zur topographischen Karte des Großherzogtums Baden 1846 (Maßstab 1:50.000) sowie der Schmitt'sche Karte von Südwestdeutschland von 1797 (Maßstab 1:57.600) lagen keine zusätzlichen Informationen mehr vor.

In den jüngsten Datenschichten können folgende Landnutzungsarten unterschieden werden: Wiese, Streuobstwiese, Jungviehweide (Rind), Milchviehweide (Rind), sonstige Viehweiden (Ziege, Schaf, Pferd), Verbuschung, Wald, Siedlung, Verkehrswege und Gewässer. Diese Einteilung konnte bei älteren Materialien aufrechterhalten werden solange Luftbildmaterial verwendet wurde bzw. ergänzende Informationen aus anderen Datenbeständen vorhanden waren, also zurückreichend bis 1951 bzw. 1922. Bei noch älteren Nutzungsangaben kann die Haltung unterschiedlicher Nutztierassen nicht mehr unterschieden werden, was zur zusammengefassten Bezeichnung „Weide“ führt. Diese Weiden sind bis auf wenige Ausnahmen mit Rinderhaltung gleichzusetzen, wie eigene Befunde (Arbeits- und Düngepläne, Viehwiegungen, Auftriebslisten) sowie Literaturangaben (z. B. GEIGER 1990, MOHR & SCHRÖDER 1997, SCHWENDTMANN & MÜLLER 1980) nahe legen. Differenziert die Karte des Großherzogtums Baden von 1846 noch in verschiedenen Grünlandnutzungstypen wie Wiesen und Weiden, so unterscheidet die Schmitt'sche Karte von Südwestdeutschland von 1797 nur noch zwischen Wald und Offenland. Daher wurde die Unterscheidung des Offenlandes in Wiesen- und Weidezone aus der jüngeren Datenschicht von 1846 transferiert (sofern entsprechende Bereiche dann immer noch Offenland waren). Dieses Vorgehen ist insofern plausibel, als dass einerseits die Landnutzungssysteme der Region seit dem Mittelalter bis Ende des 19. Jh. stabil waren (EGGERS 1954, 1957, GÖTZ 1929, 1936, SCHWENDTMANN & MÜLLER 1980). Andererseits entstand gerade die Nutzungstrennung in Wiesen- und Weidezonen durch aufwendig installierte Mauern, Wege und Hecken (mit Nutzgehölzen wie Obst), die sicherlich im Verlaufe dieser knapp 50 Jahre nicht oder nur sehr selten verlegt wurden.

Die historische Analyse der Viehbestände (Kap. 6.1.2) basiert auf Daten der Staatlichen Weideinspektion Schönau, die hierfür eigenhändig aus den Archiven erhoben und zusammengestellt wurden. In der Vergangenheit wurde der Viehauftrieb präzise in Form von „Auftriebslisten“ und „Wiegelisten“ unter Kontrolle der Staatlichen Weideinspektion Schönau festgehalten. Diese liegen für etliche einzelne Jungviehweiden sowie die gesamten Gemarkungen Präg und Tunau vor. In der Gemarkung Geschwend sind lediglich Daten der lokalen Jungvieh-Allmendweide „Gisiboden“ vorhanden. Unterscheidungen zwischen dieser punktuelleren Ebene und Gemarkungsniveau sind im Ergebnissteil entsprechend gekennzeichnet. Die Viehwiegungen, mit dem Ziel, die Gewichtszunahme während der Weidperiode zu dokumentieren, fanden jedoch nicht auf allen Weideflächen konstant, sondern häufig nur in unregelmäßigen Zeitabständen statt. Daher wurden zu dem analysierten Kerngebiet (Abb. 9) Wiegungsergebnisse von Jungviehweiden aus Menzenschwand, Bernau und Utzenfeld hinzugezogen. Die handschriftlichen „Auftriebs- und Wiegelisten“, die z. T. nur sehr lokal (d.h. beispielsweise in einem Tal) bekannte Ortsbezeichnungen beinhalten, ließen sich nur in Kombination mit Befragungen örtlicher Landwirte, ehemaliger und aktueller Weidewartes usw. nachvollziehen. Bei der Be-

rechnung vergangener Besatzstärken sind die im Laufe der Zeit variierenden Flächenabgrenzungen berücksichtigt. Den in Kap. 6.1.1. ermittelten Flächengrößen wurde zwischen den jeweiligen historischen Zeitpunkten eine kontinuierliche Änderung, d.h. eine lineare Degression der Fläche unterstellt. In die Berechnung der Besatzstärke ging Milchvieh standardgemäß mit dem Faktor 1, Jungvieh mit 0,6 und Ziegen/Schafe mit 0,15 ein (LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NRW 2003, NITSCHKE & NITSCHKE 1994).

Zur Untersuchung der Nebennutzungen der Allmendsysteme (Kap. 6.1.3) wurden „Arbeits- und Düngepläne“ herangezogen, die von der Staatlichen Weideinspektion Schönau verwaltet werden. Hierin sind die durch die Allmendnutzer erbrachten Frondienstleistungen, eine Gegenleistung für den Viehauftrieb, aufgeführt. Parallel wurde teilweise eine Weidetaxe erhoben. Heute wird über dieses Weidegeld ein Weidewart eingesetzt, der die Pflegemaßnahmen an Stelle der Allmendnutzer ausführt, was in den Arbeitsplänen z. T. bis heute protokolliert wird. Die Frondienstleistungen bzw. die Pflegemaßnahmen der Weidewarte sind in den Arbeitsplänen nach Art der Tätigkeit, Dauer und eventuellem Maschineneinsatz unterteilt. Ab den 50er / 60er Jahren treten sog. Maschinenstunden zur Instandhaltung der E-Zäune und der Tränken auf. Da diese einen konstant niedrigen Umfang besitzen, max. 1/20 bis 1/10 der restlichen „manuellen“ Arbeit an Tränken und Zäunen, ist davon auszugehen, dass sie nur beim Materialtransport anfielen. Um dem Umstand dieser Arbeitersparnis gegenüber früheren Zeiten ohne derartigen Maschineneinsatz Rechnung zu tragen, werden sie mit dem Faktor 5 multipliziert. Weitere Maschinenstunden fielen bei der Mahd von Unkräutern und Farn an. Sie wurden seit den 30er Jahren konstant parallel zur „manuellen“ Mahd in hohem Umfang vermerkt. Da beide Arten der Mahd aber bis in die 80er und 90er Jahren in den Arbeitsplänen aufgeführt sind, heute aber sicherlich keine manuelle Mahd im engeren Wortsinn, z. B. mit der Sense ausgeführt wird, handelt es sich bei den Maschinenstunden der Unkraut- und Farnmahd um ein Artefakt der Protokollführung, das auf dem Verleih der gemeindeeigenen (bzw. im Besitz der Staatlichen Weideinspektion befindlichen) Motormäher basiert. Die Maschinenstunden der Mahd werden daher gleichwertig wie die manuellen Arbeitsstunden gewertet. Ähnliches gilt für die Düngung, wo ebenfalls manuelle und maschinelle Tätigkeiten über den gesamten Zeitraum unterschieden wurden, ohne dass charakteristische Schwankungen auftraten, die eine eventuelle Umstellung auf Schlepper o.ä. nahe legen. Daher wurden auch diese beiden Kategorien von Arbeitsstunden gleichwertig behandelt. Des weiteren existiert eine nicht näher erläuterte Kategorie „Sonstiges“, der zusätzlich jährlich ausgeführte, aber nur sporadische protokollierte Tätigkeiten wie Weidebegehungen und Viehwiegungen sowie Arbeiten geringen Umfangs an Weidehütten oder Fanggattern zugeordnet wurden.

Frondienstleistungen bzw. ihre durch Weidewarte erbrachten Äquivalente werden jedoch seit den frühen 90er Jahre nicht mehr in dieser Form praktiziert. Seitdem werden Pflegemaßnahmen auf vielen Flächen (zusätzlich oder ausschließlich) durch einen Pflgegrupp von 14 Personen und zwei planierdraubenartige Mulchgeräte (=Schlegelmulcher) der Staatlichen Weideinspektion Schönau bzw. des Landschaftspflegezweckverbandes durchgeführt. Pflgegrupp und Mulchgeräte leisten im Jahr auf rund 400ha sog. landschaftspflegerische Nachsorge der Beweidung, d.h. eine Offenhaltung von Gehölzen und Problemkräutern. Auch die Buchführung dieser Tätigkeiten hat sich seitdem geändert. Die Tätigkeit des Pflgegrupps wird in Hektar entbuschter Fläche (ohne Arbeitszeit !), die der Schlegelmulcher in Einsatzstunden (ohne Flächenbezug !) angegeben. Um diese Angaben wenigstens annähernd mit früheren Arbeitsstunden vergleichen zu können sind folgende Überlegungen bzw. Umrechnungssystem notwendig:

Sowohl Pflgegrupp, als auch Mulchgeräte können zwischen Mai und Oktober eingesetzt werden. Abzüglich Wochenenden sind dies ~130 Arbeitstage. Durch Urlaub, Krankheit sowie Defekte und Wartung der Maschinen können maximal 100 Arbeitstage als realistisch angesehen werden. Insgesamt werden pro Saison von Schlegelmulcher und Pflgegrupp ~400ha Weidefläche bearbeitet. Die Mulchgeräte können nur zur Bekämpfung von Farn, Unkräutern und leichtem, nicht zu altem Gehölzbewuchs eingesetzt werden. Nach Angaben der Staatlichen Weideinspektion Schönau bewältigen die Mulchgeräte in Abhängigkeit von Gelände und Verbuschungsgrad rund einen Hektar Fläche pro Tag (MARTIN 2002 mündl). Bei den angenommenen 100 Einsatztagen der zwei Schlegelmulcher können folglich 200 ha Fläche auf diese Weise gepflegt werden. Die übrigen 200 ha, meist mit dichterem, älterem Gehölzaufwuchs, müssen durch den Pflgegrupp manuell bearbeitet werden. Bei den erwähnten 100 Arbeitstagen á 8 Stunden werden durch die 14 Personen des Pflgegrupps 11.200 Arbeitstunden geleistet. Das bedeutet der Pflgegrupp benötigt für einen Hektar Fläche 56

Mannarbeitsstunden. Für die angegebenen Leistungen des Pfliegertrups in Hektar wird also ein Äquivalent von 56 Arbeitsstunden angenommen. Dieser manuellen Arbeit von 56h/ha stehen die Mulchgeräte, die ebenfalls 1 ha Fläche pro Tag bearbeiten mit 8 Einsatzstunden/Tag gegenüber. Eine Einsatzstunde des Schlegelmulcher ist also ($56/8=7$) 7 Mannarbeitsstunden äquivalent. Die protokollierten Einsatzstunden der Mulchgeräte werden also mit dem Faktor 7 multipliziert, um mit früherem manuellem Arbeitseinsatz verglichen werden zu können. Andere Aspekte, wie verbesserte Methoden oder neuere Geräte des Pfliegertrupp können bei dieser Rechnung nicht berücksichtigt werden.

Die parallelen Arbeitsleistungen der Weidewarte werden seit den 90er Jahren ebenfalls in Hektar bearbeiteter Fläche protokolliert. Hierzu wird die gleiche Umrechnung wie für den Pfliegertrupp (1ha=56 Arbeitsstunden) angewendet. Andere Tätigkeiten der Weidewarte, z. B. Erstellung/Aufbau eines Brunnentrog, sind in Stückzahlen dargestellt. Zur Umrechnung dieser Angaben in Arbeitstunden werden Richtwerte aus der Vergangenheit abgeleitet, da bei der überwiegend manuellen Arbeit kaum Zeiteinsparungen durch Technikanwendung zu erwarten sind. Stückzahlen werden folgendermaßen veranschlagt: Brunnentrog=40h, Fangatter=40h, Quellfassung=60h, Tränkebecken montieren=10h. Bei neueren Be- und Entwässerungsmaßnahmen sowie der Instandhaltung der Weidewege wurde der laufende Meter mit einer Verdienstangabe protokolliert. Anhand des üblichen Stundenlohns der Weidewarte von 12DM/h (Stand: Ende 1990er) kann auf die Arbeitszeit geschlossen werden. Alle seit 1989 durchgeführten Arbeiten, d.h. seit der veränderten Buchführung bzw. Einsatz des Landschaftspflegetrups, sind im Ergebnis teil gesondert dargestellt und markiert.

Hypothese 7 [Kap. 5.2] Regionale Biodiversität von (Jungvieh-) Allmendweiden

Zur Ermittlung des Biodiversitätsbeitrags (Heuschrecken/Tagfalter) von (Jungvieh-) Allmendweiden im Vergleich zu anderen Landnutzungseinheiten wurden auf Makroebene insgesamt 81 Landnutzungsparzellen der Typen *Jungviehweide*, *Milchviehweide* sowie *1-, 2- und 3-schürige Wiesen* im Gletscherkessel Präg analysiert (Abb. 4). Je Expositionsklasse (S, N, W/O, indiff.) wurden mindestens 5 Flächen jedes Nutzungstyps beprobt. Lediglich *1-schürige Wiesen* konnten mangels weiterer Flächen, bei uneinheitlicher Exposition, nur mit N=4 bearbeitet werden. In Abhängigkeit der Parzellengröße wurden dabei variierende Flächenanteile der einzelnen Landnutzungstypen bearbeitet, in allen Fällen jedoch repräsentative Landschaftsausschnitte analysiert (Tab. 7). Weideflächen von Ziegen, Schafen und Pferden wurden wegen der geringen Flächengröße und des teils fehlenden Einverständnisses der Eigentümer nicht beprobt. Die Untersuchung von Raum- und Vegetationsstrukturen sowie Artverbreitung der 81 Nutzungsparzellen fanden zu den in Kap. 3.1.1 genannten Terminen, mit den dort beschriebenen Methoden, auf 2-5 Transekten/Nutzungsparzelle (großenabhängig) von jeweils 50m Länge statt (Tab. 1.).

Tab. 7: In den Jahren 2001 und 2002 auf Makroebene (Kap. 6.2) bearbeitete Landnutzungstypen der Gemarkung Präg im Südschwarzwald. * beinhalten auch kleinflächige Kälberweiden sowie hausnahe Jungviehweiden < 3 Tiere. **Ziege, Schaf, Pferd.

Gemarkung Präg	Fläche [ha]	Bearbeitete Fläche [ha]	Bearbeitete Fläche [%]	N	Exposition
Jungviehweiden	198,99	113,95	57,3	15	S, N, W/O
Milchviehweiden*	135,10	84,48	62,5	29	S, N, W/O
Wiesen (gesamt)	99,11	28,56	28,8	37	S, N, W/O
Wiesen, 1-schürig	2,18	2,18	100,0	4	uneinheitlich
Wiesen, 2-schürig	84,43	20,18	23,9	23	S, N, indiff.
Wiesen, 3-schürig	12,50	5,51	44,1	10	S, N
Sonstige Viehhaltung**	8,16	-	-	-	-
Offenland (gesamt)	441,35	240,97	54,6	81	-

Hypothese 8 [Kap. 5.3] Einflussfaktoren auf Biodiversität der (Jungvieh-) Allmendweiden

Die Geländeaufnahmen zu Ermittlung der Einflussfaktoren auf die Biodiversität der (Jungvieh-) Allmendweiden fanden in der gesamten Untersuchungsregion statt (blau und rot in Abb. 3). Dazu wurden Raum- und Vegetationsstruktur sowie Heuschreckenvorkommen von 71 (Jungvieh-) Allmendweiden mit den in Kap. 3.1.1 beschriebenen Methoden auf 5 Transekten/Koppel (je á 100m) erhoben.

3.2 Geographische Informationssysteme

In der Vergangenheit wurden in der ökologischen Forschung ausgewählte Raumausschnitte untersucht, deren Prozesse und Mechanismen man „im Mittel“ zu verstehen versuchte, wohingegen heute die Raumanalyse ein direkter, eigenständiger Forschungszweig ist (LIEBHOLD & GUREVITCH 2002). Erst moderne Computer und Geographische Informationssysteme (GIS) machen es möglich, die grundlegenden Probleme der Raumanalyse zu lösen (DALE ET AL. 2002, LIEBHOLD & GUREVITCH 2002). Mit Hilfe von digitalen Geländemodellen und Luftbildern können Verteilungsmuster in Geographischen Informationssystemen (GIS) analysiert werden (TWISS ET AL. 2001), weshalb letztere in aktuellen Arbeiten häufig verwendet werden (z. B. AUSTIN ET AL. 1996, BILL ET AL. 2000, KRUESS 2003, PALMER & BACON 2000, RODRIGUEZ & DELIBES 2002). Als GIS kommt in der vorliegenden Arbeit Arcview 3.2. unter Zuhilfenahme eines digitalen Geländemodells (DGM30) zur Anwendung. Die Verteilungsmuster vieler Befunde der Meso- und Makroebene (Kap. 5, 6) werden zunächst in Form von Verbreitungskarten dargestellt, was nach PERRY ET AL (2002) den ersten Schritt der räumlichen Analyse darstellt. Darauf folgen deskriptive Statistiken und eine Analyse des Verbreitungsmusters. Bei der Analyse der Verteilungsmuster kann GIS im Sinne von Simulationen eingesetzt werden, indem eine tatsächlich beobachtete, räumlich aggregierte Verteilung mit einer häufig wiederholten zufälligen verglichen wird (PALMER & BACON 2000). Diese räumliche Aggregation weisen GU ET AL. (2001) beispielsweise durch K-Funktionen 2. Ordnung nach, was aber auch, wie in der vorliegenden Arbeit, durch Nearest Neighbour-Methoden, die die Distanz eines Punktes zum nächsten Nachbarn angeben, geschehen kann (PERRY ET AL 2002). Der größte Vorteil des GIS für die Untersuchungen im Südschwarzwald liegt jedoch in der Tatsache, Beweidungsinformationen z. B. aus der Gegenhangfotografie (Kap. 3.1.3) mit gemessenen und berechneten Flächeneigenschaften sowie den Verbreitungsdaten der Tierarten (Kap. 3.1.1) in räumliche Deckung bringen zu können. Neben guten optischen Darstellungsmöglichkeiten entstehen durch die „Schnittstelle GIS“ Datensätze auf gleicher raumzeitlicher Grundeinheit, die dann statistisch ausgewertet werden können (Kap. 3.3.). Als räumliche Grundeinheit sind auf Landschaftsniveau (Kap. 6) Nutzungspartellen unumgänglich. Auf Mesoebene (Kap. 5) werden wegen des konstanten Raumbezuges die Zellen eines (50m x 50m) Rastergitters als räumliche Grundeinheit verwendet, was Dank der fortschreitenden Entwicklung von GIS und Computerleistung zunehmend häufiger geschieht (z. B. AUSTIN ET AL. 1996, PEARSON & CAROLL 1998, RODRIGUEZ & DELIBES 2002, TWISS ET AL. 2001).

Im Freiland sind Aufenthaltspunkte von Tieren, die Grundlage von Verteilungsmustern, meist nur stichprobenartig und nicht in vollem räumlichen und zeitlichen Umfang festzustellen. Daher ist es bei gemessenen Aufenthaltspunkten von Tieren, als Ausschnitte aus Raum und Zeit, von Interesse „vom Punkt auf die Fläche zu schließen“. Hierfür stehen durch die jüngst rasche Entwicklung der Analysemethoden von Punktdaten (PERRY ET AL 2002), einige Verfahren, wie räumlichen Interpolationsmethoden zur Verfügung. Durch solche räumlichen Interpolationsmethoden kann von einem (Rinder-) Messpunkt bzw. einer „Punktwolke“ von Messwerten auf die Gesamtfläche der Mesoebene (Kap. 5.1) hochgerechnet werden, was als Ergebnis eine flächiges (Dichte-) Polygon liefert. Die aktuell gebräuchlichste Interpolationsmethode, häufig bei der Berechnung von „home ranges“ eingesetzt, ist die KERNEL-Methode, beispielsweise in der Erweiterung „Animal movement 2.0“ für Arcview 3.2. implementiert. Sie stellt eine Weiterentwicklung anderer Interpolationsmethoden wie „Minimum Konvex Polygon“ (MOHR 1947), „Harmonisches Mittel“ (DIXON & CHAPMAN 1980) oder ellipsoiden Darstellungen nach JENRICH & TURNER (1969) dar. Die KERNEL-Methode liefert hinsichtlich des Raumnutzungsmusters von Rindern (Kap. 5.1.) Polygone mit bestimmter Aufenthaltswahrscheinlichkeit für ein Individuum, was in ihrem Ursprung in der Analyse von „home ranges“ begründet ist. Diese Polygone unterschiedlicher Aufenthaltswahrscheinlichkeit können mit Dichtefunktionen, basierend auf den zugrunde liegenden Messpunkten, gleichgesetzt werden (vgl. WORTON 1995). Üblicherweise wird als Polygon höchster Aufenthaltswahrscheinlichkeit das sog. 95%-Polygon angegeben, auf dem auch i.d.R. die entsprechenden statistischen Auswertungen beruhen (WORTON 1995). Das 95%-Polygon beinhaltet die Fläche auf der ein Individuum mit 95%iger Sicherheit angetroffen werden kann. Es umschließt also eine vergleichsweise große Fläche, in der insgesamt eine entsprechend geringe Dichte an Messpunkten vorhanden ist. Ein Polygon niedriger Antreffwahrscheinlichkeit (z. B. 50%) dagegen ist kleiner, weil es eine höhere Dichte an Messpunkten (Rinderaufenthaltspunkten) beinhaltet. Alle KERNEL-Polygone wurden, sofern nicht anders angegeben, mit Standardprozeduren, d.h. ohne Glättungsfaktoren berechnet.

Ein weiterer spezieller Aspekt der Analyse von Verbreitungsmustern ist die räumliche Autokorrelation der Messpunkte, nach DALE ET AL. (2002) „eine grundlegende Eigenschaft ökologischer Daten“, der in der aktuellen Literatur große Aufmerksamkeit geschenkt wird (z.B. DALE ET AL. 2002, GU ET AL. 2001, KEITT ET AL. 2002, LEGENDRE ET AL. 2002, LIEBHOLD & GUREVITCH 2002, PERRY ET AL. 2002, RODRIGUEZ & DELIBES 2002). Diese Autokorrelation (bzw. Ihre Missachtung) kann zur fehlerhaften Analyse von Arten-Umweltbeziehungen führen, u.a. auch indem sie die Unabhängigkeitsannahmen entsprechender statistischer Tests verletzt und damit deren Ergebnisse verfälscht (LEGENDRE ET AL. 2002, LIEBHOLD & GUREVITCH 2002, PERRY ET AL. 2002). Die Autokorrelation der Verbreitung der untersuchten Artengemeinschaften im Rastergitter der Mesoebene (Kap. 5.3) und die hieraus abgeleiteten Werte und Indices wurden gemäß DALE ET AL. (2002) durch Variogramme überprüft. Lagen signifikante räumliche Autokorrelationen vor, wurden diese in Form spezieller Kennwerte wie MORAN'S I oder GEARY'S C aufgeführt. Auch statistische Modelle zu Arten-Umweltbeziehungen (Kap. 3.3) können durch die Autokorrelation der Daten beeinträchtigt werden (GU ET AL. 2001, KEITT ET AL. 2002). Derartige Verfälschungen können umgangen werden, wenn räumliche Verteilungsmuster mit ihrer Autokorrelation in die Analyse bzw. Modelle eingeschlossen werden (KEITT ET AL. 2002). Dabei werden sie als unabhängige Variable in die Modelle mit aufgenommen (GU ET AL. 2001). Solche geostatistischen Modelle können mathematisch beliebig aufwendig sein (vgl. z. B. GU ET AL. 2001), werden in vielen Fällen jedoch auf Nearest-Neighbour-Analysen nach MOILANEN & HANSKI (2001) reduziert. In den Modellen der Mesoebene (Kap. 5.1.2.5 und Kap. 5.3.3) wurde die räumliche Autokorrelation durch solch einfache Nachbarschaftseffekte in die statistische Auswertung sowie in die (Regressions-) Modelle integriert. Mit den Programmen Rook's Case1.0 und Arcview 3.2. wurden Nachbarschaftseffekte für die Zielvariablen: Beweidungsintensitäten, Anteil Grasen, Anteil Ruhen, Anteil Fortbewegen, Artenzahl, Abundanz und Diversität von Heuschrecken/Tagfaltern ermittelt. Im Rastergitter der Mesoebene (Kap. 5.1, 5.3) wurden dabei jeweils die Mittelwerte der 4 unmittelbar benachbarten Rasterzellen berechnet. Benachbarte Rasterzellen, die zu einer anderen Koppel gehören, wurden nicht mit in die Mittelwertberechnung der Beweidungskenngrößen einbezogen, jedoch bei der Artenverbreitung (Arzähl, Individuendichte, Diversität) berücksichtigt, da Koppelgrenzen diesbezüglich keine Barrieren darstellen. Auf Makroebene (Kap. 6.3) basiert diese räumliche Nachbarschaft auf allen angrenzenden Polygonen anderer Weideflächen.

3.3 Statistische Methoden und Modelle

Durch die Schnittstelle GIS (Kap. 3.2) können Datensätze zu Beweidung, Vegetationsstruktur und Artenverbreitung in Statistikprogramme überführt und dort durch deskriptive Statistiken und Mittelwertvergleiche bis hin zu Regressionsmodellen analysiert werden. Dabei werden Datensätze unterschiedlicher Untersuchungsjahre mit dem Wilcoxon-Test auf Gleichheit geprüft und anschließend ggf. gemeinsam ausgewertet. Die Analyse von Häufigkeitsverteilungen erfolgt mit dem Chi-Quadrat-Test, der keine Annahmen bezüglich der zugrunde liegenden Verteilung erfordert. Für Mittelwertvergleiche wird, wenn möglich der T-Test oder eine einfaktorische ANOVA verwendet. Die hierfür erforderlichen Voraussetzungen der Normalverteilung sowie der Homogenität der Varianz werden mit dem Kolmogorov-Smirnov-Test bzw. mit dem Levene-Test und entsprechenden Residuendiagrammen überprüft. Auf alternative Datentransformation zum Erreichen dieser Testkriterien wird verzichtet, um die Transparenz der Analysen, auf Kosten der Robustheit der statistischen Tests, zu erhöhen. Wurden diese statistischen Voraussetzungen verfehlt, kamen nicht-parametrische Tests wie der Mann-Whitney-U-Test oder Kruskal-Wallis-H-Test zum Einsatz. Korrelationsanalysen wurden bei Normalverteilung intervallskalierter Daten nach PEARSON, bei fehlender Normalität oder bei Ordinalskalen nach SPEARMAN berechnet. Die durchgeführten Regressionsanalysen werden im Zusammenhang der Modelle erläutert (s.u.). In den statistischen Auswertungen wurden folgende Signifikanzniveaus mit entsprechender Markierung verwendet: *signifikant auf dem Niveau von 0,05; **hoch signifikant auf dem Niveau von 0,01; ***höchst signifikant auf dem Niveau von 0,001. Tabelle 8 gibt eine Übersicht über die weiteren verwendete Abkürzungen und Kennwerte. Diese statistischen Analysen wurden mit den Programmen SPSS 11.5, STATISTICA 6.0 und CANOCO 4.5. ausgeführt.

Modelle können nach GUISAN & ZIMMERMANN (2000) zwei Funktionen erfüllen: Die Verteilung von Organismen analysieren oder voraussagen und sind entsprechend als „erklärende“ oder „prädikative“ Modelle zu bezeichnen, weshalb sie heute im Naturschutz häufig zur Anwendung kommen (KEITT ET AL. 2002, KLEYER ET

AL. 2000). Der Schwerpunkt der verwendeten (Regressions-) Modelle liegt eher im erklärenden als im prädikativen Bereich. Bei der Arbeit mit Modellen (Kap. 5.1.2.5, Kap 5.2.2 und Kap. 5.3.3) wurde gemäß GUI SAN & ZIMMERMANN (2000) folgendes Vorgehen eingehalten: 1.Theoretische Model-Formulierung, 2. Datenaufnahme, 3.Statistische Model-Formulierung, 4.Modell-Kalibrierung 5.Modell-Vorhersagen und sofern möglich 6. Modellvalidierung. Zur Quantifizierung der Güte der Modellprognosen und Modellvalidierungen wurde der G-Wert (Formel 1) nach AGTERBERG (1984) bzw. GOTWAY ET AL. (1996) verwendet, der die Voraussagegenauigkeit [%] vergleichsweise streng bewertet (GUI SAN & ZIMMERMANN 2000).

Formel 1: $G = \left(1 - \left(\frac{\sum_{i=1}^n [z(x_i) - w(x_i)]^2}{\sum_{i=1}^n [z(x_i) - u]^2} \right) \right) * 100 \%$	$z(x_i)$ = beobachtete Messwerte $w(x_i)$ = Prognosewerte u = Mittelwert Messwerte
---	--

Regressionsanalysen sind bei der Modellierung räumlicher Verbreitung von Arten und Artengemeinschaften sehr gebräuchlich (GUI SAN ET AL. 2002). Eine der wichtigsten Weiterentwicklungen in der Statistik der vergangenen 30 Jahre war der Fortschritt von Regressionsanalysen durch sog. „Generalized Linear Models“ (GLM), da sie eine Vielzahl von (nichtnormalen) Verteilungsformen und nicht-linearen Beziehungen ökologischer Daten handhaben können und zudem Parallelen zu traditionellen Methoden wie Linearmodellen und Varianzanalysen aufweisen (GUI SAN ET AL. 2002). Durch GLMs lassen sich die Einschränkungen der traditionellen Regressionsmodellierung umgehen (CRAWLEY 2002, MARTÍNEZ ET AL 2003). GLMs haben gemessen am erklärten Varianzanteil als erklärende Modelle eine höhere Aussagekraft als vergleichbare Methoden wie CCA (GUI SAN ET AL. 1999), weshalb sie in der aktuellen Forschung zusehends häufiger benutzt (z. B. GYRTNES 2003, GUI SAN ET AL. 1999, ISHITANI ET AL. 2003, KRUESS 2003, MARTÍNEZ ET AL. 2003, MITTELBACH 2001) und auch im Rahmen der vorliegenden Arbeit eingesetzt wurden. Allerdings besitzen sie wie alle anderen Regressionsmethoden Nachteile durch Multikollinearität, Ungenauigkeit schrittweiser Variablenauswahl sowie fehlende Kausalität (AUSTIN 1999, GUI SAN ET AL. 2002).

Besonderer Erwähnung bedarf noch die Methode zur die Analyse der Arten-Areal-Beziehung von Heuschrecken auf Gemeinschaftsweiden (Kap. 6.3) nach KRUCZEK (1996), die auf einer Abwandlung der Poisson-Verteilung beruht. Basierend auf dem ermittelten Artenreichtum wird die Wahrscheinlichkeit berechnet, alle Arten auf einer bestimmten Weidefläche anzutreffen. Bei dieser Berechnung wird zunächst mit Hilfe der Formel 1 für die maximale, auf den Weideflächen gemessene, Artenzahl der Faktor Z ermittelt. Anschließend werden mit dieser Formel die Wahrscheinlichkeiten $P_p(x)$ für die Artzahl der Heuschrecken berechnet.

Formel 2: $P_p = (X = k) = e^{-u} \cdot \frac{u^k}{k!} \cdot Z$	P_p = Wahrscheinlichkeit einer Poisson-verteilten Zufallsgröße X k = Maximale Artenzahl u = Mittlere Anzahl in jeder Teilfläche nachgewiesene Arten $Z = 1/P_{\max}$, P_{\max} = Wahrscheinlichkeit P für $u = k$
---	--

Die Wahrscheinlichkeit $P(i)$ alle Arten nachzuweisen hängt von der Größe des untersuchten Areals ab. Bei zunehmender Flächengröße ist eine exponentielle Zunahme der Wahrscheinlichkeit $P(i)$ zu erwarten (Grenzwert 1), was sich durch Formel (2) beschreiben lässt. Dabei kann die Konstante C aufgrund der bekannten Wahrscheinlichkeiten als Mittelwert aller untersuchten Weideflächen, berechnet werden. Im Unterschied zu KRUCZEK (1996) geht die Flächengröße dabei in Hektar anstatt in Ar ein. Mit einer Konstanten C von 2,47 (3,36 bei Südexposition bzw. 1,86 bei Nordexposition) können nun die Wahrscheinlichkeiten alle Heuschreckenarten auf einer Gemeinschaftsweide anzutreffen, ermittelt werden.

Formel 3: $P_i(X) = 1 - e^{-\frac{f}{c}}$	c = Konstante f = Größe Untersuchungsreal
---	--

Tab. 8: Kennwerte und Abkürzungen der statistischen Analysen

Abkürzung / Kennwert	Erklärung	Verwendung
p	Signifikanz des Tests (s. Text)	generell bei statistischen Tests
df	Freiheitsgrade	generell bei statistischen Tests
+/-	Richtung des Zusammenhangs	generell bei statistischen Tests
Chi-Quadrat	Kennwert für Häufigkeitsvergleiche	Chi-Quadrat-Test
T	Kennwert der T-Statistik	T-Test, Regressionsmodelle (GLM)
Z	Kennwert für Normalverteilung	U-Test, Kolmogorov-Smirnov-Test
R_p	Korrelationskoeffizient nach PEARSON	parametrische Korrelation
R_s	Korrelationskoeffizient nach SPEARMAN	nicht- parametrische Korrelation
F	Kennwert der F-Statistik	Regressionsmodelle (GLM)

4 Mikroebene: Nutzungsbedingte Kleinstrukturen

Im Grünland sind auf kleinster Raumebene (Mikroebene) bestimmte Kleinstrukturen der bodennahen Vegetation als jeweils homogene Bereiche gegeneinander abgrenzbar. Bei der Analyse der Hypothese 1 [Kap. 4.1] „Kleinstrukturen als Habitatrequisiten“ und Hypothese 2 [Kap. 4.2] „Kleinstrukturen als Schlüsselhabitate der Heuschreckenreproduktion“ steht ein funktionaler Ansatz im Mittelpunkt, der die ökologischen Schlüsselhabitate bzw. -funktionen ermittelt.

4.1 Kleinstrukturen als Habitatrequisiten

4.1.1 Vegetationsstruktur der Kleinstrukturen

Die im Gletscherkessel Präg untersuchten Kleinstrukturen der (Jungvieh-) Allmendweiden, Milchviehweiden und Wiesen unterschieden sich deutlich in ihrer Raum- und Vegetationsstruktur (es werden nur Eigenschaften dargestellt, die nicht schon als Trennmerkmale in Kap. 3.1.2 verwendet wurden). Auf Niveau aller 191 untersuchten Kleinstrukturen, d.h. ungeachtet der Landnutzungsart, besitzen *Offenbodenstellen* die vielfältigste Vertikal- und Horizontalstruktur der Vegetation (Abb. 10), was durch Mittelwertvergleiche statistisch belegt ist (Tab. 9). Auch die Kleinstrukturen *Feuchtstelle*, *lückiges Magergrünland*, *Saum/Innensaum* und *Zwergsträucher* weisen im Mittel eine vergleichsweise ausgeprägte *Höhendiversität der Vegetation* sowie hohe *horizontale Strukturvielfalt* auf (Abb. 10), wie Mittelwertvergleiche statistisch belegen (Gruppe II in Tab. 10). Signifikant geringere Werte der Vertikal- und Horizontalstrukturdiversität zeigen die Kleinstrukturen *mesophiles Grünland* und *Verbuschung* (Abb. 10, Tab. 9). Am strukturärmsten und gleichförmigsten ist die Vegetation in der Umgebung und den Zwischenräumen der *Steine* sowie im *dichten fetten Grünland* (Abb. 10), wie Mittelwertvergleiche statistisch absichern (Tab. 9).

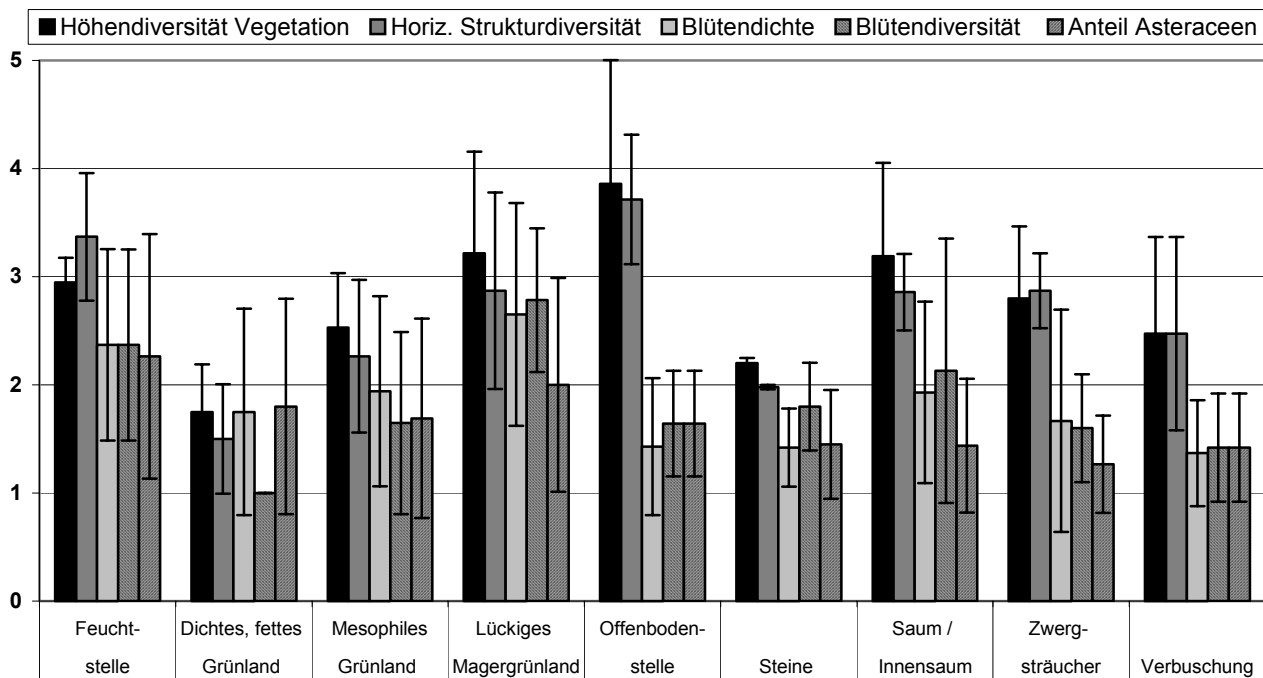


Abb. 10: Mittlere Ausprägung der Raum- und Vegetationsstruktur von Kleinstrukturen in beprobten (Jungvieh-) Allmendweiden, Milchviehweiden und Wiesen. N=191 Kleinstrukturen á 25 m² im Jahr 2002.

Auch die Blühhorizonte sind in den jeweiligen Kleinstrukturen ganz unterschiedlich ausgebildet. *Feuchtstellen* und *lückiges Magergrünland* beherbergen im Durchschnitt das dichteste Blütenangebot (Abb. 10). Die übrigen sieben Kleinstrukturen weisen signifikant geringere *Blütendichten* auf (U-Test: $Z=-6,81$; $p<0,001$). Auch die Vielfalt unterschiedlicher Blütentypen ist im *lückigen Magergrünland* und an *Feuchtstellen* am größten (Abb. 12). Alle anderen Kleinstrukturen besitzen signifikant geringere *Blütendiversitäten* (U-Test: $Z=-8,90$; $p<0,001$). Auch der *Anteil an Asteraceen* ist im *lückigen Magergrünland* und in *Feuchtstellen* signifikant höher als in den übrigen Kleinstrukturen (U-Test: $Z=-4,45$; $p<0,001$).

Tab. 9: Mittelwertvergleiche (Mann-Whitney-U-Test) der Höhendiversität der Vegetation (A) und der horizontalen Strukturdiversität (B) mit Gruppen von Kleinstrukturen. Angegeben ist die Prüfgröße Z mit Signifikanz. N=191 Kleinstrukturen á 25 m² im Jahr 2002.

(A) Höhendiversität. Vegetation	<i>Gruppe I</i>	<i>Gruppe II</i>	<i>Gruppe III</i>	<i>Gruppe IV</i>
<i>Gruppe I</i> (Offenbodenstelle)	-	-	-	-
<i>Gruppe II</i> (Feuchtstelle, Lückiges Magergrünland, Saum/Innensaum, Zwergsträucher)	-3,86 / <0,001	-	-	-
<i>Gruppe III</i> (Mesophiles Grünland, Verbuschung)	-5,56 / <0,001	-5,26 / <0,001	-	-
<i>Gruppe IV</i> (Dichtes, fettes Grünland, Steine)	-7,92 / <0,001	-10,89 / <0,001	-7,38 / <0,001	-
(B) Horizont. Strukturdiversität	<i>Gruppe I</i>	<i>Gruppe II</i>	<i>Gruppe III</i>	<i>Gruppe IV</i>
<i>Gruppe I</i> (Offenbodenstelle)	-	-	-	-
<i>Gruppe II</i> (Feuchtstelle, Lückiges Magergrünland, Saum / Innensaum, Zwergsträucher)	-5,16 / <0,001	-	-	-
<i>Gruppe III</i> (Mesophiles Grünland, Verbuschung)	-7,10 / < 0,001	-6,50 / <0,001	-	-
<i>Gruppe IV</i> (Dichtes, fettes Grünland, Steine)	-7,86 / < 0,001	-6,44 / <0,001	-3,11 / <0,001	-

Hinsichtlich der Blütenfarbe liegen ebenfalls große Differenzen zwischen den Kleinstrukturen vor. *Lückiges Magergrünland*, welches die höchste Blütendichte aufweist, besitzt im Jahresdurchschnitt ein überwiegend buntes Blütenangebot, d.h. es gibt dort keine dominante, sondern mehrere gleichhäufige Blütenfarben (Tab. 10). Andere Bereiche des *lückigen Magergrünlands*, rund ein Viertel der Beobachtungen, tragen überwiegend gelbe Blüten. Daneben kommen zu einem sehr kleinen Teil auch rötlich-grüne Blühaspekte vor, meist von *Rumex acetosella* gebildet. *Feuchtstellen*, die ebenfalls dichte Blühhorizonte zeigen, sind die einzigen Bereiche des Grünlandes, die ein hauptsächlich violettes Blütenangebot besitzen (Tab. 10). Dies kommt durch den dort vergleichsweise hohen Distel-Anteil der Gattungen *Cirsium* und *Carduus* zustande, die zudem auch für den hohen Anteil *Asteraceen* verantwortlich sind. *Offenbodenstellen* sind im Jahresmittel durch einen überwiegend bunten oder gelben Blühaspekt gekennzeichnet. Letzterer wird dann fast ausschließlich von *Hieracium pilosella* gebildet. Ähnlich ist auch die Blütenfarbe von *Steinhaufen*, d.h. ihrer Umgebung und Zwischenräume, charakterisiert, wo zusätzlich noch weiße Blühaspekte hinzutreten (Tab. 10). Die Blüten dichterwüchsiger Bereiche, wie *mesophiles Grünland* und *dichtes fettes Grünland* sind im Verlauf der Vegetationsperiode überwiegend weiß und gelb. Bei letzterem kommt der rötlich-grüne Blühaspekt *Rumex*-geprägter Lägerfluren hinzu. In den *Zwergstrauchbeständen* kommt die überwiegend gelbe Blütenfarbe vor allem durch *Arnica montana* und *Ranunculus acris* zustande. *Verbuschungen* blühen meist gelb oder bunt. Der Blühaspekt der *Säume/Innensäume* unterscheidet sich zwischen Wiesen und Weiden. Während die Wiesensäume ausnahmslos bunt sind, kennzeichnet gelbe und weiße Blütenfarbe die Innensäume auf Weiden. In der Summe zeigen sie verschiedene Blühaspekte (Tab. 10).

Tab. 10: Relative Häufigkeiten [%] der Blütenfarbe von Kleinstrukturen. Basierend auf der jeweils dominierenden Blütenfarbe zu einem Kartiertermin. N=191 Kleinstrukturen á 25 m² im Jahr 2002. * blau, lila, violett ** Vegetation der Umgebung und Zwischenräume.

<i>Kleinstruktur</i>	<i>Blütenfarbe</i>				
	<i>bunt</i>	<i>violett*</i>	<i>gelb</i>	<i>weiß</i>	<i>rot / grün</i>
Feuchtstelle	26,3	73,7	-	-	-
Dichtes, fettes Grünland	-	-	22,5	65,0	12,5
Mesophiles Grünland	26,5	-	44,1	29,4	-
Lückiges Magergrünland	69,6	-	26,1	-	4,3
Offenbodenstelle	42,9	7,1	50,0	-	-
Steine**	37,5	-	27,5	27,5	7,5
Saum/Innensaum	51,9	-	38,1	10,0	-
Zwergsträucher	-	10,0	70,0	20,0	-
Verbuschung	42,1	-	42,1	13,2	2,6
Gesamt	34,9	8,9	34,9	18,4	3,0

4.1.2 Indikatororganismen in Kleinstrukturen

Die Verbreitung von Wirbellosen wie Heuschrecken und Tagfaltern hängt mit den gezeigten Eigenschaften der Raum- und Vegetationsstruktur von Kleinstrukturen zusammen. Sowohl Artenreichtum, als auch Dichte von Heuschrecken sind mit einer vielfältigen Vertikal- und Horizontalstruktur der Kleinstrukturen korreliert (Tab. 11). Die Vorkommen der Tagfalter sind zwar z. T. ebenfalls mit diesen Struktureigenschaften korreliert, hängen ansonsten aber vor allem mit Eigenschaften der Blühhorizonte zusammen. Die stärksten Korrelationen von Tagfalterreichtum und -dichte liegen gegenüber *Blütendichte* und *Blütendiversität* vor (Tab. 11). Ein hoher *Asteraceen-Anteil* fördert den Tagfalterreichtum signifikant, die Individuendichte tendenziell (Tab. 11). Bunte Blühhorizonte wirken sich positiv auf Vielfalt und Dichte der Tagfalterbestände aus, wie entsprechend

signifikante Korrelationen belegen (Tab. 11). Ebenso beeinflusst violette Blütenfarbe die Tagfalterbestände, wengleich hinsichtlich der Artzahl nur eine statistische Tendenz vorliegt (Tab. 11). Gelbe, weiße und rötlich-grüne Blühaspekte sind durch deutlich geringeren Artenreichtum und tendenziell geringerer Individuendichte von Tagfaltern gekennzeichnet (Tab. 11).

Tab. 11: Korrelationen zwischen Eigenschaften der Raum- und Vegetationsstruktur und der Verbreitung von Heuschrecken und Tagfaltern. Angegeben sind Korrelationskoeffizienten nach Spearman und Signifikanz. N=191 Kleinstrukturen á 25 m² im Jahr 2002.

Vegetationseigenschaft	Heuschrecken Arten	Heuschrecken Individuen	Tagfalter Arten	Tagfalter Individuen	Aufenthaltsdauer Tagfalter [sec]
Höhendiv. Vegetation	0,173 / < 0,01**	0,106 / < 0,05*	0,199 / < 0,001***	0,092 / 0,076	0,120 / < 0,05*
Horiz. Strukturdiversität	0,225 / < 0,001***	0,115 / < 0,05*	0,176 / < 0,01**	0,200 / < 0,001***	0,232 / < 0,001***
Blütendichte	0,074 / 0,158	-0,057 / 0,272	0,205 / < 0,001***	0,203 / < 0,001***	0,188 / < 0,001***
Blütendiversität	0,188 / 0,090	-0,004 / 0,942	0,315 / < 0,001***	0,232 / < 0,001***	0,257 / < 0,001***
Anteil <i>Asteraceae</i>	0,047 / 0,392	-0,017 / 0,052	0,111 / < 0,05*	0,100 / 0,066	0,086 / 0,074
Blütenfarbe bunt	0,128 / < 0,05*	-0,037 / 0,479	0,176 / < 0,01**	0,126 / < 0,05*	0,129 / < 0,05*
Blütenfarbe violett	0,035 / 0,497	0,014 / 0,792	0,134 / < 0,05*	0,182 / < 0,001**	0,034 / 0,510
Blütenfarbe gelb	-0,048 / 0,361	0,062 / 0,231	-0,161 / < 0,01**	-0,234 / < 0,001***	-0,142 / < 0,01**
Blütenfarbe weiß	-0,079 / 0,127	-0,021 / 0,685	-0,139 / < 0,01**	0,028 / 0,591	-0,045 / 0,389
Blütenfarbe rot / grün	0,005 / 0,942	-0,047 / 0,327	-0,117 / < 0,05*	0,063 / 0,227	-0,083 / 0,112

Verschiedene Kleinstrukturen beherbergen ganz unterschiedliche Dichten und Artzahlen der Indikatorgemeinschaften der Heuschrecken und Tagfaltern. Die strukturreichen Kleinstrukturen sind durch hohe Vielfalt und Dichte von Heuschrecken charakterisiert. Auf Niveau aller 191 untersuchten Weideelemente (ungeachtet des Landnutzungstyps), weisen *Offenbodenstellen* den höchsten Heuschreckenreichtum auf. Mit durchschnittlich 11,6±2,9 Heuschreckenarten pro 25m² ist der Artenreichtum dort signifikant höher, als im *lückigen Magergrünland* (8,4±3,3 Arten), welches den zweitgrößten Artenreichtum zeigt (Abb. 11.). Die dritt meisten Heuschreckenarten kommen in *Feuchtstellen* und in *Zwergstrauchbeständen* vor (Abb. 11), was ebenfalls durch gruppierte Mittelwertvergleiche statistisch belegt ist (Tab. 12). Die Kleinstrukturen *mesophiles Grünland*, *dichtes fettes Grünland* und *Saum/Innensaum* besitzt nur noch niedrigen Heuschreckenreichtum, gefolgt von *Steinen* und *Verbuschungen* mit signifikant geringsten Artzahlen (Abb. 11). Die strukturreichsten Kleinstrukturen weisen die vielfältigste Heuschreckenfauna auf, während dichtwüchsige Kleinstrukturen artenarm sind, wie schon aus den entsprechenden Korrelationen (s.o.) hervorgeht. Die Individuendichte von Heuschrecken ist an *Offenbodenstellen* und *Zwergsträuchern* am höchsten (Abb. 11), was Mittelwertvergleiche entsprechend statistisch belegen (Tab. 11). *Feuchtstellen*, *mesophiles Grünland*, *dichtes fettes Grünland* und *lückiges Magergrünland* beherbergen mittlere Dichten von Heuschrecken (Abb. 11, Tab. 12). Hiervon signifikant zu unterscheiden sind die Kleinstrukturen *Steine*, *Saum/Innensaum* und *Verbuschungen*, welche die wenigsten Heuschreckenindividuen aufweisen (Abb. 11, Tab. 12). Es sind wiederum strukturreiche Weideelemente, die auch die höchsten Dichten von Heuschrecken besitzen.

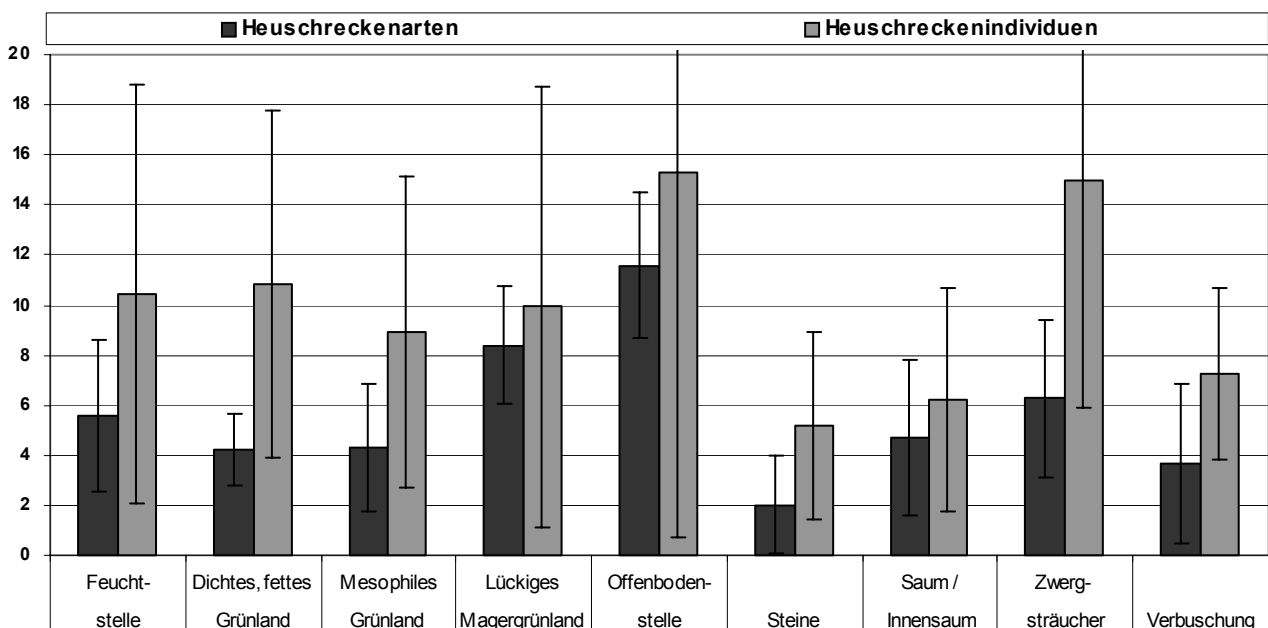
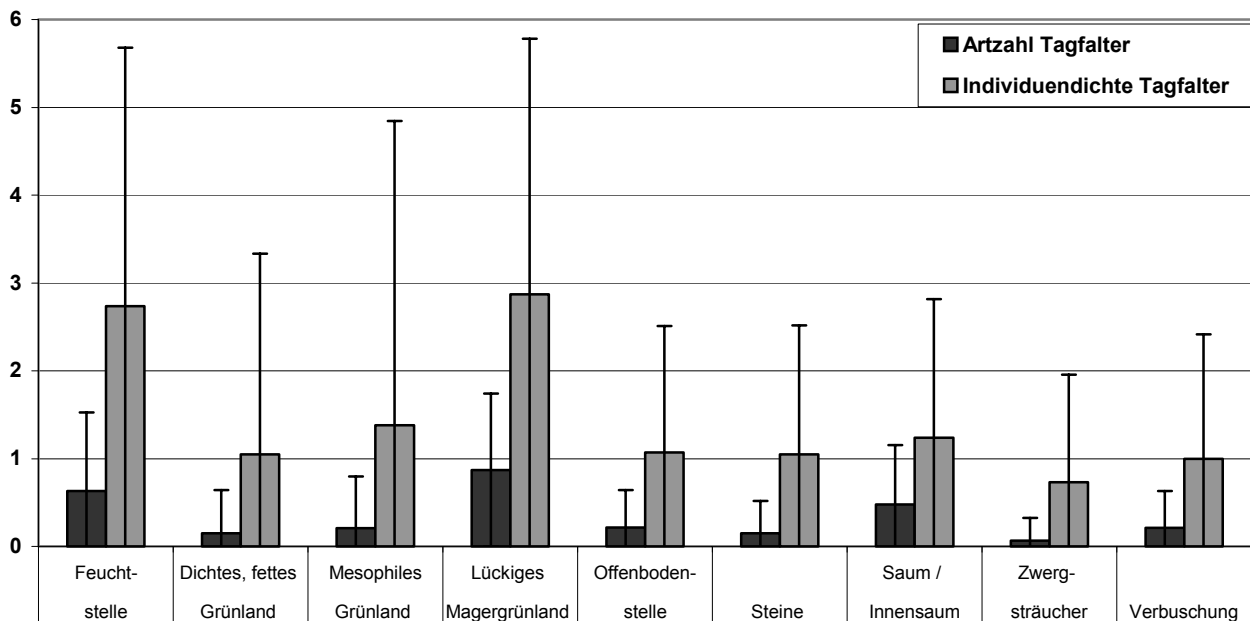


Abb. 11: Mittlere Art- und Individuenzahlen von Heuschrecken in Kleinstrukturen. N=191 Weideelemente á 25 m² im Jahr 2002.

Tab. 12: Mittelwertvergleiche (Mann-Whitney-U-Test) der Artzahl (A) und der Individuendichte (B) von Heuschrecken mit Gruppen von Kleinstrukturen. Angegeben ist jeweils Prüfgröße Z und zugehörige Signifikanz. N=191 Kleinstrukturen á 25 m² im Jahr 2002.

(A) Artzahl Heuschrecken	Gruppe I	Gruppe II	Gruppe III	Gruppe IV	Gruppe V
Gruppe I (Offenbodenstelle)	-	-	-	-	-
Gruppe II (Lückiges Magergrünland)	-2,85 / <0,01	-	-	-	-
Gruppe III (Feuchtstelle, Zwergsträucher)	-4,42 / <0,001	-2,95 / <0,01	-	-	-
Gruppe IV (Mesophiles Grünland, dichtes fettes Grünland, Saum/Innensaum)	-5,59 / <0,001	-5,91 / <0,001	-2,78 / <0,01	-	-
Gruppe V (Steine, Verbuschung)	-5,40 / <0,001	-5,38 / <0,001	-4,02 / <0,001	-2,94 / <0,01	-
(B) Individuendichte Heuschrecken	Gruppe I	Gruppe II	Gruppe III		
Gruppe I (Offenbodenstelle, Zwergsträucher)	-	-	-		
Gruppe II (Feuchtstelle, Mesophiles Grünland dichtes f. Grünland, l.Magergrünland)	-1,98 / <0,05	-	-		
Gruppe III (Steine, Saum/Innens., Verbusch.)	-3,34 / <0,05	-3,09 / <0,01	-		

Artenreichtum und Dichte von Tagfaltern werden dagegen überwiegend durch das Blütenangebot bestimmt. Kleinstrukturen mit dichtem, vielfältigem, überwiegend buntem oder violetter Blütenangebot wie Feuchtstellen und lückiges Magergrünland weisen die höchsten Tagfalterdichten und -anzahlen als die übrigen 7 Kleinstrukturen auf (Abb. 12), wie Mittelwertvergleiche statistisch belegen (U-Test Artzahl: $Z=-4,48$; $p<0,001$ bzw. U-Test Individuendichte: $Z=-3,67$; $p<0,001$). Die übrigen verbuschten/verbrachenden oder dichtewüchsigen Kleinstrukturen mit geringerem Blütenangebot besitzen eine signifikant arten und individuenärmere Tagfalterfauna (Abb. 12).

Abb. 12: Mittlere Art- und Individuenzahlen von Tagfaltern in Kleinstrukturen. N=191 Kleinstrukturen á 25 m² im Jahr 2002.

Nicht nur Vielfalt und Dichte der Tagfalterfauna sind im *lückigen Magergrünland* und in *Feuchtstellen* besonders hoch, sondern auch die Dauer ihrer Aufenthalte. Die Länge einer Tagfalterbeobachtung (im Juli/August, vgl. Kap. 3.1.2), bevor das Tier die beprobte Kleinstruktur wieder verlässt, ist mit der *Blütendichte* und *-diversität* sowie bunten Blühhorizonten positiv korreliert (Tab. 11). Diese Aufenthaltsdauer von Tagfaltern beträgt im *lückigen Magergrünland* durchschnittlich $10,3 \pm 12,1$ Sekunden und ist damit vergleichsweise lang. Als Verhaltensweisen zeigen die Tagfalter dabei im *lückigen Magergrünland* vor allem einen (durch tiefe, zick-zack-förmige Bahnen gekennzeichneten) Suchflug nach geeigneten Nahrungsquellen, der ein gelegentliches „Ausprobieren“ einzelner Blütenstände von maximal 5 Sekunden umfasst. Außerdem kommt es im *lückigen Magergrünland* häufig zum Blütenbesuch (Abb. 13). Diese beiden häufigsten Verhaltensweisen der Tagfalter zeigen ein fast ausgeglichenes Verhältnis. *Lückiges Magergrünland* ist folglich als Futterquelle insofern geeignet, als dass statistisch gesehen fast jeder Suchflug zu einem Blütenbesuch führt.

An *Feuchtstellen* verweilen Tagfalter im Mittel sogar $19,3 \pm 37,9$ Sekunden. Dabei ist das Verhältnis von Suchflug zu Blütenbesuch mit $\sim 2,5:1$ noch günstiger (Abb. 13). An Feuchtstellen und im *lückigen Magergrün-*

land finden die signifikant meisten Suchflüge und Blütenbesuche von Tagfalter statt (Tab. 13). Ansonsten dienen *Feuchtstellen* den Tagfaltern in ähnlichem Umfang zur Thermoregulation durch Besonnung wie das *lückige Magergrünland* (Abb. 13). Unter den übrigen Verhaltensweisen, in Abb. 15 als „Sonstiges“ zusammengefasst, ist an *Feuchtstellen* vor allem die Mineralienaufnahme am Boden zu beobachten. Dieses Verhalten ist ansonsten nur noch an *Offenbodenstellen* und am Rinderkot des *dichten fetten Grünlands* festzustellen, wo die Tiere aber mit insgesamt durchschnittlich $3,2 \pm 3,7$ bzw. $2,0 \pm 6,7$ Sekunden nur sehr kurz verweilen. Mit zwar geringerer Dichte und Artenreichtum, halten sich Tagfalter an *Steinen* mit durchschnittlich $17,7 \pm 34,1$ Sekunden ebenfalls sehr lange auf (Abb. 13). Dabei nutzen die Tagfalter diese fast ausschließlich zur Thermoregulation, während der Blütenbesuch hier keine Rolle spielt, was statistisch signifikant belegt ist (Tab. 13). Unter den sonstigen Verhaltensweisen sind an *Steinen*, genauso wie im *mesophilen Grünland* (mittlere Aufenthaltsdauer: $3,8 \pm 6,9$ Sekunden) und an *Offenbodenstellen*, besonders Überflüge von Tagfalter zu verzeichnen. Ebenfalls zur Kategorie „Sonstiges“ zählt der Orientierungsflug von Tagfaltern, der an *Verbuschungen* stattfindet und dort die häufigste der insgesamt eher kurzen ($3,5 \pm 7,0$ Sekunden) Verhaltensweise ist. Nachdem ein Tier auf Gehölze trifft, fliegt es eine Weile parallel zum Gehölzrand, um sich zu orientieren und anschließend wieder in die Fläche vorzustoßen. An den anderen Kleinstrukturen mit Verbrachungs- bzw. Verbuschungstendenzen, *Saum/Innensaum* und *Zwergsträuchern* halten sich Tagfalter mit durchschnittlich $4,2 \pm 5,9$ bzw. $2,0 \pm 4,0$ Sekunden nur vergleichsweise kurz auf. Diese beiden Kleinstrukturen dienen in geringem Umfang zur Suche und Aufnahme von Nahrung (Abb. 13).

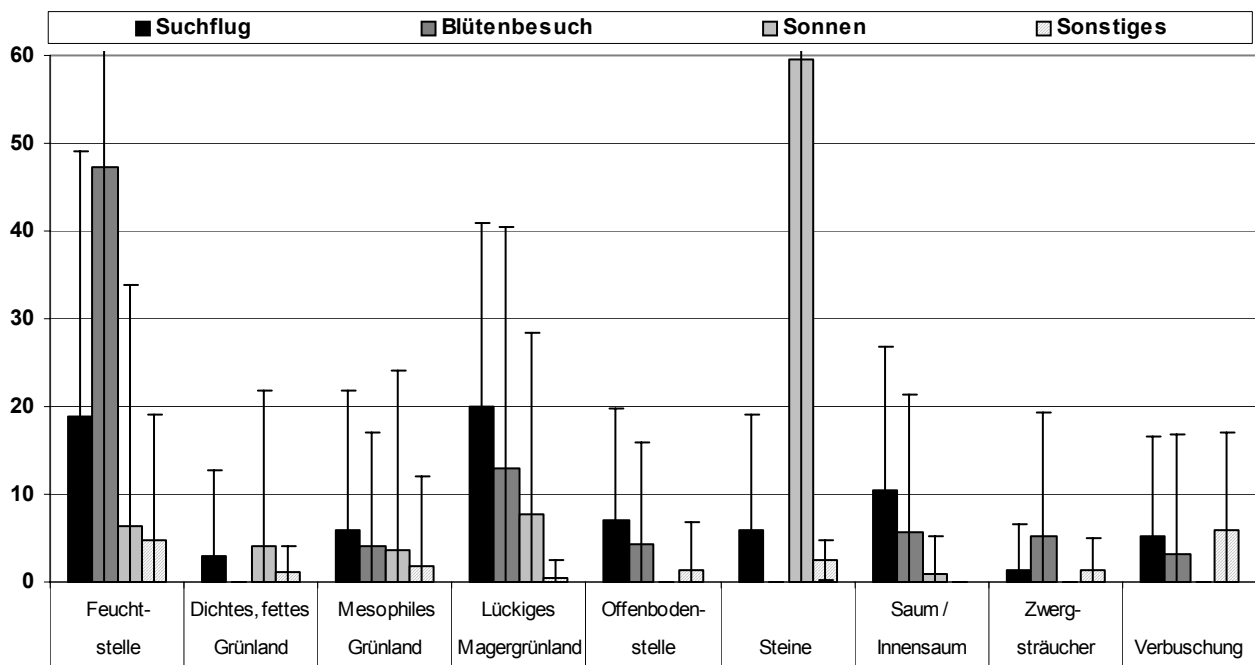


Abb. 13: Mittlere Aufenthaltsdauer [s] von Tagfaltern in Kleinstrukturen bei verschiedenen Verhaltensweisen. Sonstige Verhaltensweisen= Überflug, Orientierungsflug, Revierverhalten, Mineralienaufnahme an Boden oder Kot. N=191 Kleinstrukturen.

Tab. 13: Mittelwertvergleiche (Mann-Whitney-U-Test) der Aufenthaltsdauern bei bestimmten Verhaltensweisen von Tagfaltern an Kleinstrukturen, Suchflug (A), Blütenbesuch (B) und Sonnen (C). Für Sonstige Verhaltensweisen gibt es keine signifikanten Gruppen. Angegeben ist jeweils die Prüfgröße Z und zugehörige Signifikanz. N=191 Kleinstrukturen á 25 m² im Jahr 2002

(A) Suchflug	Gruppe I	Gruppe II	Gruppe III
Gruppe I (Feuchtstelle, Lückiges Magergrünland)	-	-	-
Gruppe II (Mesophiles Grünland, Offenbodenstelle, Saum / Innensaum, Verbuschung)	-3,51 / < 0,001	-	-
Gruppe III (Zwergsträucher, Dichtes, fettes Grünland)	-3,88 / < 0,001	-1,96 / < 0,05	-
(B) Blütenbesuch	Gruppe I	Gruppe II	Gruppe III
Gruppe I (Feuchtstelle, Lückiges Magergrünland)	-	-	-
Gruppe II (Mesophiles Grünland, Offenbodenstelle, Saum/Innensaum, Zwergsträucher, Verbuschung)	-2,94 / < 0,01	-	-
Gruppe III (Steine, Dichtes fettes Grünland)	-3,62 / < 0,001	-2,34 / < 0,05	-
(C) Sonnen	Gruppe I	Gruppe II	Gruppe III
Gruppe I (Steine)	-	-	-
Gruppe II (Feuchtstelle, Lückiges Magergrünland)	-2,91 / < 0,01	-	-
Gruppe III (Mesophiles Grünland, Offenbodenstelle, Saum/Innensaum, Zwergsträucher, Verbuschung)	-5,87 / < 0,001	-1,98 / < 0,05	-

4.1.3 Nutzungsabhängige Quantität von Weideelementen

Einzelnen Kleinstrukturen des Grünlandes besitzen also ganz unterschiedliche Bedeutungen für die untersuchten Tiergruppen bzw. ist deren Verbreitung an bestimmte Kleinstrukturen gebunden (s.o.). Ein nahe liegender, aber sehr zentraler Befund der Untersuchungen auf Mikroebene ist, das ungleiche Vorkommen der Kleinstrukturen bei verschiedenen Landnutzungen. Manche Kleinstrukturen kommen sogar ausschließlich bei bestimmten Landnutzungen vor. So sind in Wiesen maximal 4 Kleinstrukturen vorhanden, wohingegen Milchviehweiden bis zu 7 und (Jungvieh-) Allmendweiden alle 9 untersuchten Kleinstrukturen aufweisen (Tab. 14). Zudem sind bei Südexposition mehr Kleinstrukturen ausgebildet, als bei Nordexposition der Flächen (Tab. 14). Auch die Flächenanteile variieren in Abhängigkeit von der Art der Landnutzung und geringfügiger auch bezüglich der Exposition (Tab. 14).

Die für Tagfalter besonders wichtigen *Feuchtstellen* (s.o.) existieren nur auf Weiden, nicht aber auf Wiesen (Tab. 16). Gleiches gilt für die häufig zur Thermoregulation genutzten *Steinhaufen*, die auf Wiesen auch fehlen. Das für Tagfalter ebenfalls elementare *lückige Magergrünland* ist insgesamt vor allem bei Südexposition ausgebildet und auf Weiden wesentlich verbreiteter als auf Wiesen (Tab. 14). Doch auch innerhalb der Weiden gibt es diesbezüglich Unterschiede. (Jungvieh-) Allmendweiden besitzen mehr *lückiges Magergrünland* als Milchviehweiden (Tab. 14). Auch die für Heuschrecken besonders bedeutsamen *Offenbodenstellen* (s.o.) existieren überwiegend auf (Jungvieh-) Allmendweiden, während sie auf Milchviehweiden nur etwa halb so verbreitet sind und auf Wiesen gar nicht vorkommen (Tab. 14). Hauptcharakteristikum von Wiesen sind die beiden dort durch Düngung generierten Weideelemente *dichtes fettes Grünland* und *mesophiles Grünland*, welche für die untersuchten Artengruppen praktisch ohne Bedeutung sind. Auch auf Milchviehweiden macht *mesophiles Grünland* einen entscheidenden Flächenanteil aus, während *dichtes fettes Grünland* dort wegen des Fehlens von Konzentrationseffekten der Beweidung (Lägerfluren) nicht existiert (Tab. 14). Auf (Jungvieh-) Allmendweiden kommen diese beiden Kleinstrukturen in geringem Ausmaß vor, das *dichte fette Grünland* z. T. als Lägerflur. *Säume* der Wiesenränder nehmen nur sehr kleine Flächenanteile ein, *Innensäume* in (Jungvieh-) Allmendweiden sind deutlich umfangreicher (Tab. 14). Unter den Kleinstrukturen mit Sukzessionstendenzen sind lediglich *Zwergstrauchbestände* für Heuschrecken von Bedeutung (s.o.), welche in Wiesen gar nicht, in Milchviehweiden geringfügig und nur in (Jungvieh-) Allmendweiden großflächiger vorkommen (Tab. 14).

Tab. 14: Flächenanteile der untersuchten Kleinstrukturen in Abhängigkeit von Landnutzung und Exposition. N=191 Kleinstrukturen.

Kleinstruktur	Wiese-S	Wiese-N	Milchvieh-S	Milchvieh-N	Jungvieh-S	Jungvieh-N
Feuchtstelle	-	-	2,6	4,9	2,2	1,0
Dichtes, fettes Grünland	55,0	60,0	-	-	11,9	18,0
Mesophiles Grünland	35,0	40,0	42,3	79,6	13,4	29,2
Lückiges Magergrünland	10,0	-	32,5	15,5	33,8	14,9
Offenbodenstelle	-	-	8,6	-	13,5	2,0
Steine	-	-	< 1%	< 1%	< 1%	< 1%
Saum / Innensaum	< 1%	< 1%	-	-	4,2	3,5
Zwergsträucher	-	-	3,8	-	5,9	5,7
Verbuschung	-	-	10,4	-	13,9	23,0

4.1.4 Nutzungsabhängige Qualität von Weideelementen

Die Art der Landnutzung und die Exposition der Flächen sind aber nicht nur für Vorkommen, d.h. Quantität, sondern auch für die Qualität der Kleinstrukturen verantwortlich. Je nach Landnutzungstyp, in dem sich eine Kleinstruktur befindet, schwankt ihre Eignung und Qualität als Teilhabitat, wie die variierenden Aufenthaltsdauern von Tagfaltern zeigen. Feuchtstellen, die überwiegend als Nahrungsquellen dienen (s.o.), werden von Tagfaltern auf (Jungvieh-) Allmendweiden wesentlich länger aufgesucht als auf Milchviehweiden (Tab. 15) und sind dort also dementsprechend bessere Nahrungshabitate. Die Feuchtstellen der (Jungvieh-) Allmendweiden besitzen im Mittel ein besseres Blütenangebot als die der Milchviehweiden (Tab.A.1 in Anh. 4.1) und sind zudem großflächiger. Die wüchsigeren Kleinstrukturen des Grünlandes, dichtes fettes Grünland und mesophiles Grünland werden von Tagfaltern auf südexponierten Weiden länger besucht, als auf nordexponierten, wohingegen sie auf Wiesen kaum eine Rolle spielen (Tab. 15). In Wiesen ist das lückige Magergrünland als Aufenthaltsort der Tiere wesentlich bedeutsamer (Tab. 15). Mit Ausnahme nordex-

ponierter Milchviehweiden wird lückiges Magergrünland, das überwiegend zu Nahrungserwerb dient, bei jeglicher anderen Landnutzung ebenfalls häufig aufgesucht (Tab. 15). Offenbodenstellen werden von den Tagfaltern überall wo diese vorkommen in gleichem Umfang genutzt. Steinhäufen erlangen die erwähnte Bedeutung zur Thermoregulation der Tagfalter (s.o.) besonders bei nördlicher Exposition, wo sie gegenüber der ungünstigeren Umgebung ein vergleichsweise besonders warmes Mikroklima besitzen und entsprechend länger besucht werden (Tab. 15). Wiesensäume zeichnen sich durch ein dichteres, vielfältigeres Blütenangebot aus (Tab.A.1 in Anh. 4.1), weshalb Tagfalter dort mehr Zeit zum Nahrungserwerb verbringen, als an Innensäumen der (Jungvieh-) Allmendweiden (Tab. 15). Zwergsträucher spielen besonders bei südlicher Exposition der Weiden eine Rolle, wenngleich dies nicht im Blütenangebot begründet ist (Tab.A.1 in Anh. 4.1). Ebenso existieren höhere Struktur- oder Blüteneigenschaften in Verbuschungen südexponierter Jungviehweiden, die vergleichsweise länger besucht werden, als bei anderer Landnutzung/Exposition (Tab. 15).

Tab. 15: Aufenthaltszeit von Tagfaltern in Kleinstrukturen verschiedener Landnutzung und Exposition. N=191 Kleinstrukturen, 2002.

Kleinstruktur	Wiese-S	Wiese-N	Milchvieh-S	Milchvieh-N	Jungvieh-S	Jungvieh-N
Feuchtstelle	-	-	4,0 ± 8,4	4,0 ± 8,4	155,0 ± 287,0	162,0 ± 46,4
Dichtes, fettes Grünland	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	-	-	24,0 ± 50,6	5,5 ± 9,0
Mesophiles Grünland	3,3 ± 7,8	4,0 ± 5,2	37,1 ± 37,5	0,0 ± 0,0	35,0 ± 27,7	14,3 ± 28,7
Lückiges Magergrünland	16,0 ± 15,7	-	60,0 ± 45,3	8,0 ± 10,4	52,0 ± 54,3	82,5 ± 58,7
Offenbodenstelle	-	-	15,0 ± 9,2	-	16,0 ± 13,1	24,0 ± 15,8
Steine	-	-	30,0 ± 55,5	62,0 ± 68,8	28,6 ± 48,2	185,0 ± 258,9
Saum / Innensaum	40,0 ± 29,8	20,0 ± 23,1	-	-	6,7 ± 9,8	4,0 ± 8,4
Zwergsträucher	-	-	12,0 ± 16,9	-	12,4 ± 20,2	0,0 ± 0,0
Verbuschung	-	-	2,1 ± 6,8	-	32,0 ± 41,8	0,5 ± 0,8

4.1.5 Diskussion Hypothese 1 - Kleinstrukturen als Habitatrequisiten

Einer der zentralen Befunde der Mikroebene ist zwar offensichtlich, aber dennoch von entscheidender Bedeutung. Für Heuschrecken und Tagfaltern elementare Kleinstrukturen (Kap. 4.1.2) kommen bei bestimmten Landnutzungsformen nicht vor (Kap. 4.1.3) oder besitzen dort verminderter (Habitat-) Qualität (Kap. 4.1.4). Wie die Befunde der Mikroebene Zeigen weisen Milchviehweiden weniger oder schlechter ausgebildete Kleinstrukturen als (Jungvieh-) Allmendweiden und sind daher arten- und individuenärmer. Wiesen beherbergen, mit Ausnahme ihrer sehr spärlich vorhandenen Säume, die wenigsten und qualitativ minderwertigsten Kleinstrukturen bzw. Teilhabitate und sind deshalb so arten- und individuenarm. Wiesen besitzen weder die für Heuschreckenvielfalt förderlichen *Offenbodenstellen* und *Zwergstrauchbestände*, noch weisen sie *Feuchtstellen* oder *Steinhäufen* als Nahrungs- bzw. Thermoregulationshabitat für Tagfalter auf. Magere Bereiche mit lückiger Vegetation, die für Vielfalt und Verbreitung beider Artengruppen bedeutsam sind (Kap.4.1.2), sind durch Düngung der Wiesen auf reliktdäre Ausmaße zurückgedrängt (Kap. 4.1.4). Weiden sind insgesamt mit mehr und qualitativ höherwertigen Kleinstrukturen ausgestattet. Das Fehlen dichtwüchsiger Abschnitte wie Lägerfluren (*dichtes mesophiles Grünland*) auf Milchviehweiden wirkt sich im Vergleich zu (Jungvieh-) Allmendweiden nicht negativ auf die Artenvielfalt von Heuschrecken und Tagfaltern aus, zumal in der Region keine hieran gebundenen Arten bekannt sind (DETZEL 1998, EBERT & RENNWALD 1993).

Offenbodenstellen sind auf Milchviehweiden, zumindest im Gletscherkessel Präg, nur bei Südexposition vorhanden (Kap. 4.1.3) und *lückiges Magergrünland* besitzt dort eine wesentlich höhere Qualität (Kap. 4.1.4). Zum einen ist dies sicherlich in der Geomorphologie des Untersuchungsgebietes Präg begründet (Beide Kleinstrukturen könnten theoretisch auch an anderen Standorten existieren). Zum anderen ist es denkbar, dass *Offenbodenstellen*, die in kleinerem Ausmaß auch für die lückige Natur des Magergrünlandes verantwortlich sind, an Südhängen schlechter zuwachsen und daher dort länger erhalten bleiben. Deshalb besitzen südexponierte Milchviehweiden noch derartige Bereiche, während sie bei Nordexposition verschwunden sind bzw. an Qualität eingebüßt haben. Schließlich ist bei der heute besatz-extensiven Milchviehhaltung kaum noch von der Neuentstehung von *Offenbodenstellen* auszugehen. Im Gegensatz dazu können bei Jungviehhaltung auch an Nordhängen, zumindest gelegentlich neue *Offenbodenstellen* entstehen. Im Gegensatz zu anderen Grünlandnutzungen sind Fleischrinder in der Lage, Flächen später im Jahr zum Ende der Blüte zu nutzen (KÖNIG 1994), weshalb die spät mit Tieren bestoßen, untersuchten (Jungvieh-) Allmendweiden reichhaltigere Blütenangebote aufweisen. Dies begründet auch die geringere Habitatqualität des *lückigen Magergrünlandes* und des *mesophilen Grünlandes* von Milchviehweiden.

Andererseits zeigt die Analyse der Kleinstrukturen der Mikroebene bekannte Details des Blütenbesuchs von Tagfaltern. Über die Hälfte der Tagfalterarten besucht nur Rasenpflanzen, etwa 10% nur Saumpflanzen, der Rest beide (KRATOCHWIL 1983). Dies erklärt die niedrigen vorgefundenen Art- und Individuendichten, sowie die vergleichsweise kurzen Aufenthaltszeiten von Tagfaltern in verbuschten Bereichen oder Säumen (Kap. 4.1.2). Andererseits ist zumindest bei Wiesensäumen nicht unbedingt von einer typischen Saumflora auszugehen, da sie im Untersuchungsgebiet von sehr temporärem Charakter sind und ein den Wiesen äußerst ähnliches Artenspektrum zeigen. Blütenbesuche von Tagfaltern finden bevorzugt an blauen und violetten Asteraceen statt (DOLEK 1994, SSYMANK 1992, WEIDNER (1991/92)). In Untersuchungen des erstgenannten Autors machten sie nur rund 35% des Blütenangebotes aus, werden aber bei knapp 80% der Blütenbesuche von Tagfaltern genutzt. Dies kommt im Gletscherkessel Präg ebenfalls in den gefundenen Korrelationen zum Ausdruck (Kap. 4.1.2) und erklärt zudem die überproportionale Bedeutung der *Feuchtstellen*. Als einzige Kleinstruktur mit überwiegend violetter Blühaspekt sind sie bei Tagfaltern beliebter und bleiben auch dann bestehen (Disteln!), wenn später im Jahr andere Kleinstrukturen von den Rindern bereits abgefressen sind. Die Weidetiere meiden besonders Kernbereiche größerer *Feuchtstellen*, wie sie auf (Jungvieh-) Allmendweiden vorherrschen. *Feuchtstellen* haben zu Beginn der Vegetationsperiode einen ebenso bunten Blühaspekt wie einige andere Kleinstrukturen, die diesen dann jedoch beibehalten. Die untersuchten Tagfalter bevorzugten diese „bunte“ Farbe genauso, wie violette Blüten. Eine feinere räumliche Auflösung der Untersuchung hätte diese uneinheitliche Blütenfarbe weiter differenzieren können. So stellt ein bunter Blühaspekt Bereiche dar, die den Ansprüchen der Tagfaltergemeinschaft mehrheitlich genügen. Nach DOLEK (1994) finden knapp 60% der Blütenbesuche von Tagfalter an Körbchen- bzw. Köpfchenblüten statt, die jedoch nur knapp 4% des Blütenangebots ausmachen. Diese Bevorzugung von *Asteraceen* konnte im Untersuchungsgebiet ebenfalls gezeigt werden, wenngleich diesbezügliche Häufigkeitsangaben durch die teils dominanten Bestände von *Arnica montana* nach oben zu korrigieren sind. *Centaurea*-Arten und *Knautia arvensis* sowie *Scabiosa columbaria* kombinieren als violett/blau Körbchenblütler optimal die präferierten Eigenschaften und werden daher bevorzugt aufgesucht (DOLEK 1994). Im Untersuchungsgebiet sind die Gattungen *Cirsium* und *Carduus* der Feuchtstellen hinzuzufügen.

Unter den eingesetzten Methoden sind die Verhaltensbeobachtungen an Tagfaltern kritisch zu sehen. Es gibt keine gängigen Schemata zu Aufnahme des „Verhaltens“ von Tagfaltern, weshalb ihre Tätigkeiten gerade auf Niveau der gesamten Tiergruppe schwierig zu klassifizieren sind. Flug- oder Thermoregulationsverhalten beispielsweise unterscheiden sich in Abhängigkeit von Größe und systematischer Zugehörigkeit der Tiere. Zudem ist das Verhalten der Falter nicht in allen Kleinstrukturen gleich gut zu erfassen. Beispielsweise gelingt dies bei dichter Vegetation wie in *Feuchtstellen* schwieriger, während die Tiere bei schütterem Bewuchs wie um *Steinhaufen* sehr leicht zu beobachten sind. Ein starkes Tagfalteraufkommen erschwert wegen der vielen „Parallelbeobachtungen“ die Erfassung, insbesondere der Aufenthaltsdauer. Da die Untersuchungen jedoch nicht angestellt wurden, um exakte autökologische Tagfalterdaten zu erheben, sondern der Differenzierung des Struktur- und Nutzungseinflusses dienen, können sie in diesem Sinne eingesetzt werden. Weil die Angaben nur untereinander in Relation gesetzt werden, sind auch Schlüsse auf die landschaftliche Vielfalt zulässig, die ebenfalls in Relation zueinander geschieht. Dennoch bleiben einige Punkte ungeklärt, beispielsweise weshalb *Offenbodenstellen*, wo eigentlich mit das wärmste Mikroklima herrschen sollte, nicht zur Thermoregulation der Tagfalter dienen. Mit mehr Erhebungsaufwand, d.h. mehr Geländeterminen, hätten zudem saisonale Entwicklungen, besonders der Blühaspekte, besser erfasst werden können. Da die Untersuchungen im Juli und August, zur Zeit der maximalen Aktivität des Blütenbesuchs von Lepidopteren (DOLEK 1994, KRATOCHWIL 1983) stattfanden, ist der Nutzen von Mehraufwendungen aber fraglich.

4.2 Kleinstrukturen im Lebenszyklus von Heuschrecken

4.2.1 Vegetationsstruktur von Kleinstrukturen

In den Jahren 2001 und 2002 wurden 8 verschiedene Typen von Kleinstrukturen auf (Jungvieh-) Allmendweiden untersucht. Diese Kleinstrukturen unterschieden sich nicht nur hinsichtlich ihrer Blütenmerkmale (vgl. Abb.10 in Kap. 4.1.1), sondern auch in Bezug auf andere Eigenschaften der Raum- und Vegetationsstruktur. Besonders ihr Offenbodenanteil variiert erheblich (Abb. 14). *Offene Viehgänge* weisen mit durchschnittlich

60% den mit Abstand höchsten Offenbodenanteil auf (Abb. 14). Bei sehr geringen Werten von Raumwiderstand und Biomasse sind *offene Viehgangeln* durch sehr starken Tritteinfluss der Rinder gekennzeichnet (Abb. 14). Entlang des Gradienten „Offenbodenanteil“ folgt die Kleinstruktur *Offenbodenstelle* mit einem Offenbodenanteil von 40%, bei nur mittlerem Tritt (Abb. 14). *Halboffene Viehgangeln* mit 25% Offenbodenanteil unterliegen hohem Tritteinfluss und einen vergleichsweise leicht höheren Raumwiderstand der Vegetation (Abb. 14). Mit sinkendem Offenbodenanteil im *lückigen Magergrünland* (10% Offenbodenanteil) und *lückigen Zwergstrauchbeständen* (5% Offenbodenanteil) erhöhen sich Raumwiderstand und Biomasse der Vegetation (Abb. 14). Bei mittlerem Tritteinfluss der Rinder weisen die Kleinstrukturen *lückiges Magergrünland* und *lückige Zwergstrauchbestände* die vergleichsweise größte Höhendiversität der Vegetation auf (Abb. 14). Mit abnehmendem Offenbodenanteil der Kleinstrukturen im *mesophilen Grünland* (2% Offenbodenanteil), *dichtem fetten Grünland* (<1% Offenbodenanteil) und in *Innensäumen* (<1% Offenbodenanteil) steigen Biomasse und Raumwiderstand der Vegetation auf hohe bis sehr hohe Werte an (Abb. 14). Die Höhendiversität der Vegetation ist im *mesophilen Grünland*, *dichtem fetten Grünland* sowie in *Innensäumen* nur minimal vorhanden, d.h. diese Kleinstrukturen weisen fast gleichförmig hohe Vegetationsbestände auf (Abb. 14). Auch der Tritt der Rinder ist in diesen drei Kleinstrukturen i.d.R. nur schwach vorhanden (Abb. 14). Lediglich das *dichte fette Grünland*, das größtenteils auch die Lagerplätze des Viehs beherbergt, weist mittleren Tritteinfluss auf. In den 8 beprobten Typen von Kleinstrukturen ist also ein deutlicher Gradient des Offenbodenanteils vorhanden, nach dem die Elemente in Abb. 14 zur Veranschaulichung angeordnet sind. Dem stehen die Gradienten von Biomasse und Raumwiderstand entgegen (Abb. 14).

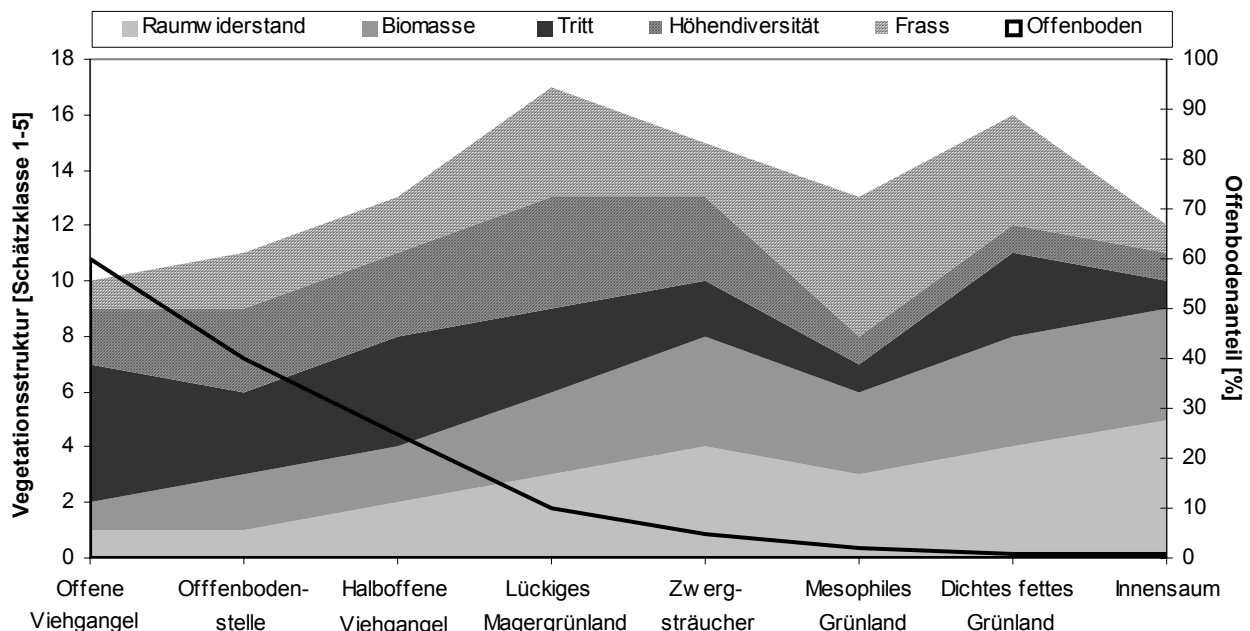


Abb. 14: Struktur- und Vegetationseigenschaften (Mediane) der Kleinstrukturen sowie ihr mittlerer Offenbodenanteil (Linie). N=81.

4.2.2 Reproduktion von Heuschrecken in Kleinstrukturen

Der Schlupf von Heuschrecken (nach erfolgreicher Überwinterung) ist wesentlich leichter zu erfassen als die Eiablage im Spätsommer/Herbst. Daher wurden im Frühjahr 2001 und 2002 (41 bzw. 40) Schlupffallen verwendet, um die Bedeutung 8 verschiedener Kleinstrukturen der (Jungvieh-) Allmendweiden im Reproduktionszyklus von Heuschrecken zu ermitteln. Über den Zeitraum beider Untersuchungsjahre konnte der Schlupf von 11 Heuschreckenarten sowie einer Gruppe nicht determinierbarer „Sonstiger Caelifera“ (vgl. Kap. 3.1.1) festgestellt werden. Die Arten *Decticus verrucivorus* und *Chorthippus parallelus* kamen mit den höchsten Stetigkeiten von 27,5% bzw. 25% in den Schlupffallen vor (Abb. 15). Die meisten anderen Arten waren deutlich seltener in den Schlupf-Fängen vorhanden am seltensten *T. cantans*, in nur zwei Schlupffallen (Abb. 15). Die Gruppe der „Sonstigen Caelifera“ trat mit mittlerer Stetigkeit in den Schlupffallen auf (Abb. 15). Durch die zufällige, nicht gezielte Auswahl der Fallenstandorte in den Kleinstrukturen der (Jungvieh-) Allmendweiden sind im Vergleich zu Untersuchungen an Adulttieren insgesamt alle Arten nur mit geringen Stetigkeiten vorhanden. Dies ist darin begründet, dass in jedem Typus von Kleinstrukturen stets einige Schlupffallen nicht fängig waren.

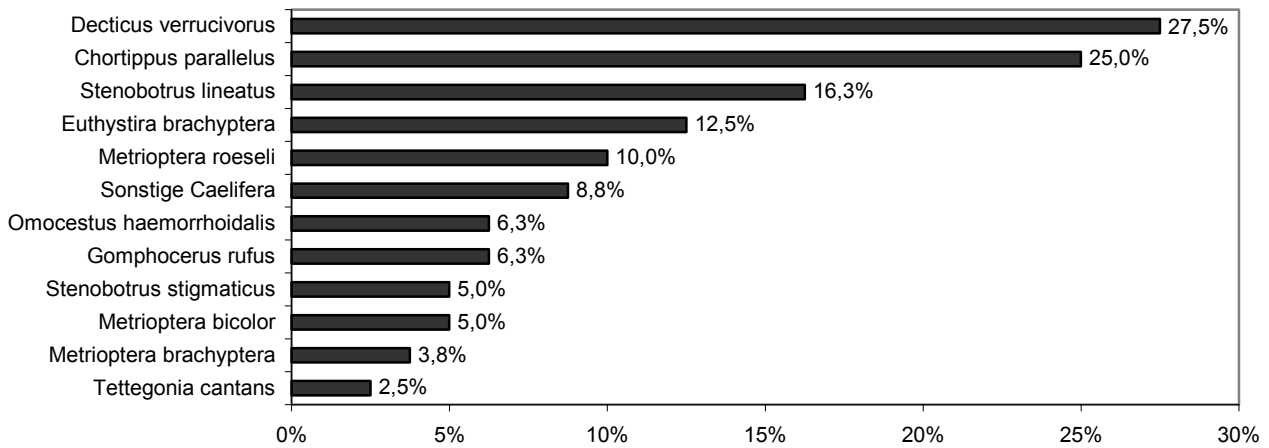


Abb. 15: Stetigkeiten von Heuschreckenarten in Schlupffallen beider Untersuchungsjahre. „Sonstige Caelifera“ sind die unbestimmbaren Arten: *Chorthippus biguttulus*, *Ch. brunneus*, *Omocestus viridulus* und *Stauroderus scalaris*. N=81 Schlupffallen (2001+2002).

Die Mehrheit der Heuschrecken bevorzugt zur Eiablage und anschließenden Überwinterung Kleinstrukturen mit hohen Anteilen offenen Bodens, wie Schlupfrate der jeweiligen Folgejahre zeigen. Die höchste Individuendichte schlüpfender Heuschrecken ist in beiden Untersuchungsjahren jeweils auf *Offenbodenstellen* festzustellen (Abb. 16). Wie Mittelwertvergleiche zeigen (Tab. 16), schlüpfen auf *Offenbodenstellen* (=Gruppe I) im Untersuchungsjahr 2001 signifikant mehr Heuschreckenindividuen ($Z=-2,81/p<0,01$, vgl. Tab. 16) als auf *offenen Viehgangeln*, *halboffenen Viehgangeln*, *lückigem Magergrünland* und *Zwergsträuchern* (Gruppe II). Gemäß dieser Mittelwertvergleiche weisen *Offenbodenstellen* (=Gruppe I) im Jahr 2001 auch gegenüber *mesophilem Grünland*, *dichtem fettem Grünland* und *Innensäumen* (=Gruppe III) signifikant mehr Individuen auf ($Z=-3,23/p<0,001$, vgl. Tab. 16). Auch im Untersuchungsjahr 2002 schlüpfen auf *Offenbodenstellen* (=Gruppe I) mit $Z=-1,99/p<0,05$ (vgl. Tab. 16) signifikant mehr Heuschrecken als auf *offenen Viehgangeln*, *Halboffenen Viehgangeln*, *lückigem Magergrünland* und *Zwergsträuchern* (Gruppe II) bzw. mit $Z=-3,85/p<0,001$ (vgl. Tab. 16) signifikant mehr als auf *mesophilem Grünland*, *dichtem fettem Grünland* und *Innensäumen* (=Gruppe III).

Auf *offenen Viehgangeln*, *halboffenen Viehgangeln*, *lückigem Magergrünland* und *Zwergsträuchern* schlüpfen in beiden Untersuchungsjahren mittelmäßig viele Heuschreckenindividuen (Abb. 16). Die ermittelten Schlupfdichten sind zwar signifikant geringen als auf *Offenbodenstellen* (s.o.), aber signifikant höher als auf den übrigen Kleinstrukturen *mesophiles Grünland*, *dichtes fettes Grünland* und *Innensaum*, wie Mittelwertvergleich statistisch belegen (Tab. 16). Im Untersuchungsjahr 2001 bzw. 2002 schlüpfen auf *offenen Viehgangeln*, *halboffenen Viehgangeln*, *lückigem Magergrünland* und *Zwergsträuchern* (=Gruppe II) mit $Z=-2,72/p<0,01$ bzw. $Z=-3,84/p<0,001$ (vgl. Tab. 16) signifikant mehr Heuschrecken als auf *mesophilem Grünland*, *dichtem fettem Grünland* und *Innensäumen* (=Gruppe III). Auf den Kleinstrukturen *mesophiles Grünland*, *dichtes fettes Grünland* und *Innensaum* schlüpfen nur sehr wenige bis keine Heuschrecken (Abb. 16). Mit einer Ausnahme (*offene Viehgangel*) orientiert sich die Eignung der Kleinstrukturen als Heuschrecken-Eiablagehabitat am Offenboden-Gradienten (vgl. Kap. 4.2.1).

Tab. 16: Mittelwertvergleiche (Mann-Whitney-U-Test) der Individuenzahl/qm schlüpfender Heuschrecken auf verschiedenen Gruppen von Kleinstrukturen. Es ist jeweils die Prüfgröße Z mit Signifikanz für die Gruppenvergleiche innerhalb der Untersuchungsjahre 2001 bzw. 2002 angegeben. $N_{2001}=41$ bzw. $N_{2002}=40$ Schlupffallen. *nur 2002 beprobt.

Kleinstrukturen (Gruppen) 2001 bzw. 2002	Gruppe I, 2001	Gruppe II, 2001	Gruppe I, 2002	Gruppe II, 2002
Gruppe I (Offenbodenstelle)	-	-	-	-
Gruppe II (Offene Viehgangel, Halboffene Viehgangel lückiges Magergrünland, Zwergsträucher)	-2,81 / < 0,01	-	-1,99 / < 0,05	-
Gruppe III (Mesophiles Grünland, Dichtes fettes Grünland, Innensaum*)	-3,23 / < 0,001	2,72 / < 0,01	-3,85 / < 0,001	-3,84 / < 0,001

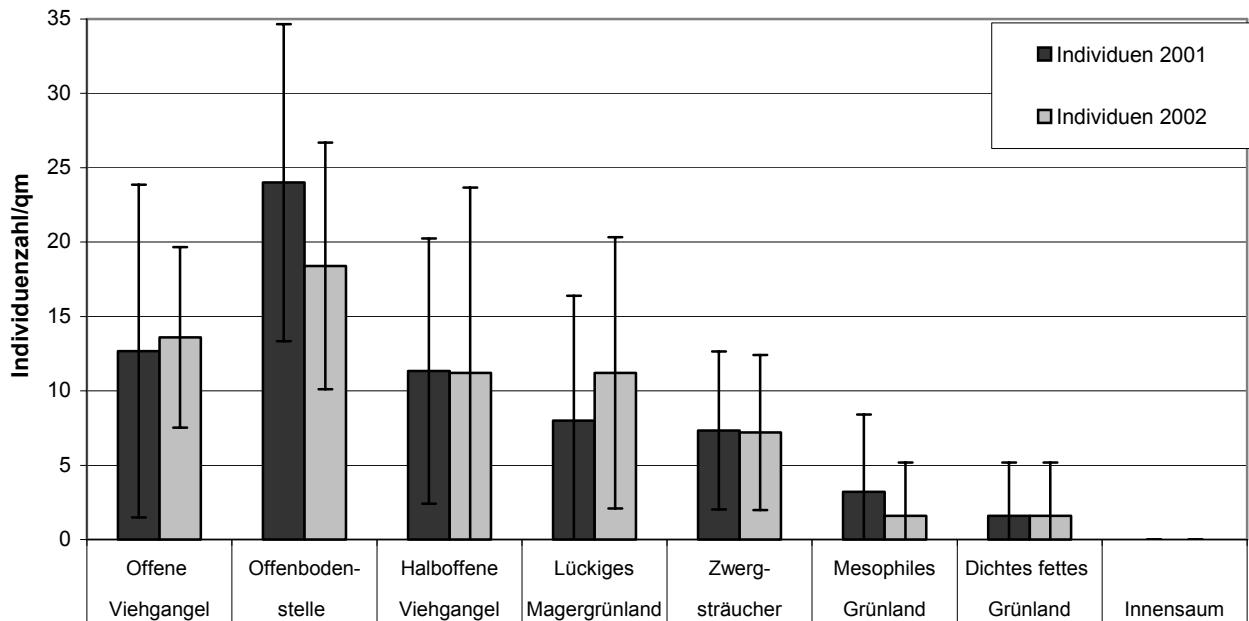


Abb.16: Mittlere Individuendichte schlüpfender Heuschrecken auf verschiedenen Kleinstrukturen einer südexponierten (Jungvieh-)Allmendweide. Kleinstrukturen sind nach Offenbodenanteil geordnet. $N_{2001}=41$ bzw. $N_{2002}=40$ Schlupffallen.

Die untersuchten Kleinstrukturen unterteilen sich also in drei Gruppen mit hohen (*Offenbodenstellen*), mittleren (*offene Viehgangeln*, *halboffene Viehgangeln*, *lückiges Magergrünland*, *Zwergsträucher*) und geringen (*mesophiles Grünland*, *dichtes fettes Grünland*, *Innensaum*) Individuendichten schlüpfender Heuschrecken. Diese unterschiedliche Eignung der drei Gruppen von Kleinstrukturen als Eiablagehabitate ist über beide Untersuchungsjahre auf statistisch signifikantem Niveau stabil (Tab.16). Die je Kleinstruktur ermittelten Individuendichten schlüpfender Heuschrecken sind in beiden Untersuchungsjahren 2001 und 2002 sehr ähnlich (Abb. 16). Die gemessenen Individuendichten beider Untersuchungsjahre unterscheiden sich nicht signifikant voneinander, was durch einen Wilcoxon-Test statistisch belegt ist ($Z=-1,08$; $p=0,279$). Obwohl das Maximum der Individuendichte bei *Offenbodenstellen* im ersten Untersuchungsjahr etwas deutlicher ausgeprägt ist und *lückiges Magergrünland* im Folgejahr leicht höhere Werte erreicht, liefert ein Wilcoxon-Test auch für den Jahresvergleich einzelner Kleinstrukturen keine signifikanten Unterschiede. (Tab.A.2 in Anh. 4.2). Beide Untersuchungsjahre können in Bezug auf die Individuenzahlen also als gleichartig gelten.

Auf Kleinstrukturen mit viel offenem Boden schlüpfen nicht nur mehr Heuschreckenindividuen (s.o), sondern auch mehr Heuschreckenarten, als in Kleinstrukturen mit dichter und höherer Vegetation. Auch die Artzahl je Kleinstruktur schlüpfender Heuschrecken folgt dem oben beschriebenen Bild, d.h. es existieren drei Gruppen von Kleinstrukturen: mit hohen, mittleren und niedrigen gemessenen Artzahlen. In beiden Untersuchungsjahren wurden pro Schlupffalle durchschnittlich die meisten Arten auf *Offenbodenstellen* gefunden (Abb. 17). Auf *offenen Viehgangeln*, *halboffenen Viehgangeln*, *lückigem Magergrünland* und *Zwergsträuchern* (=Gruppe II) schlüpfen in beiden Untersuchungsjahren mittelmäßig viele Heuschreckenarten/Fälle, signifikant weniger als auf *Offenbodenstellen* (=Gruppe I), wie Mittelwertvergleiche belegen (Tab. 17). Auf *mesophilem Grünland*, *dichtem fettem Grünland* und *Innensäumen* schlüpfen nur sehr wenige oder gar keine Heuschreckenarten/Fälle (Abb. 17). Im Vergleich zu den beiden Gruppen mit hohen bzw. mittleren Artzahlen sind auf *mesophilem Grünland*, *dichtem fettem Grünland* und *Innensäumen* (=Gruppe III) die signifikant geringsten Artzahlen vorhanden, wie Mittelwertvergleiche statistische absichern (Tab. 17). Wie schon hinsichtlich der Individuenzahlen unterscheiden sich auch die ermittelten Artzahlen/Fälle zwischen den beiden Untersuchungsjahren nicht signifikant voneinander, wie ein Wilcoxon-Test zeigt ($Z=-0,325/p=0,745$). Gemäß dieses Tests variieren auch die Messwerte jeder einzelnen Kleinstruktur nicht signifikant zwischen 2001 und 2002 (Tab.A.2 in Anh. 4.2). Folglich können die beiden Untersuchungsjahre auch in Bezug auf die Artzahl/Fälle als gleichartig gelten.

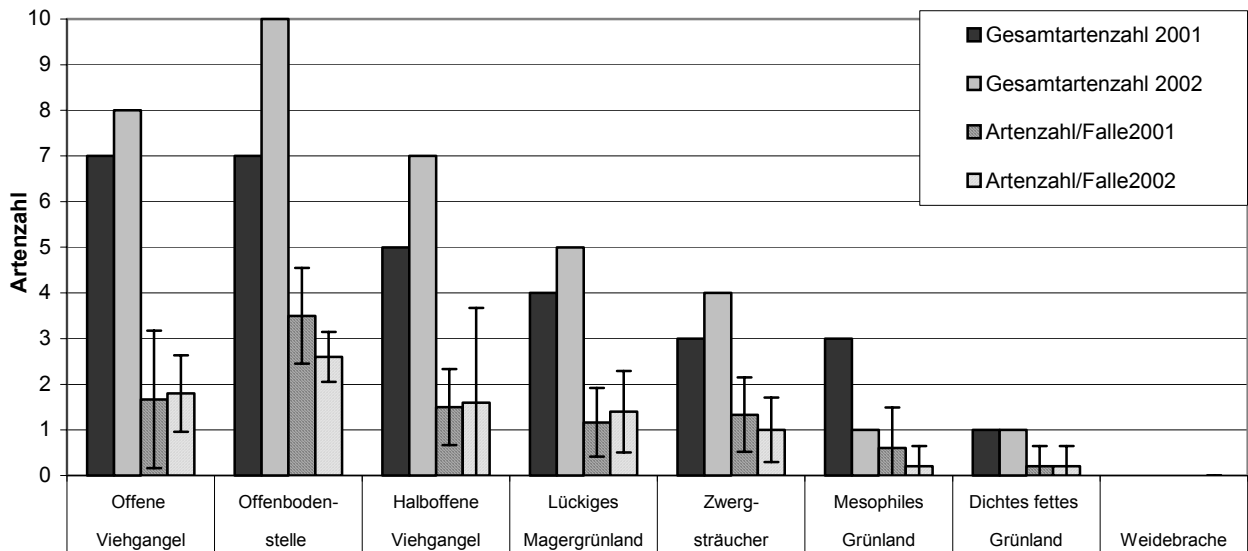


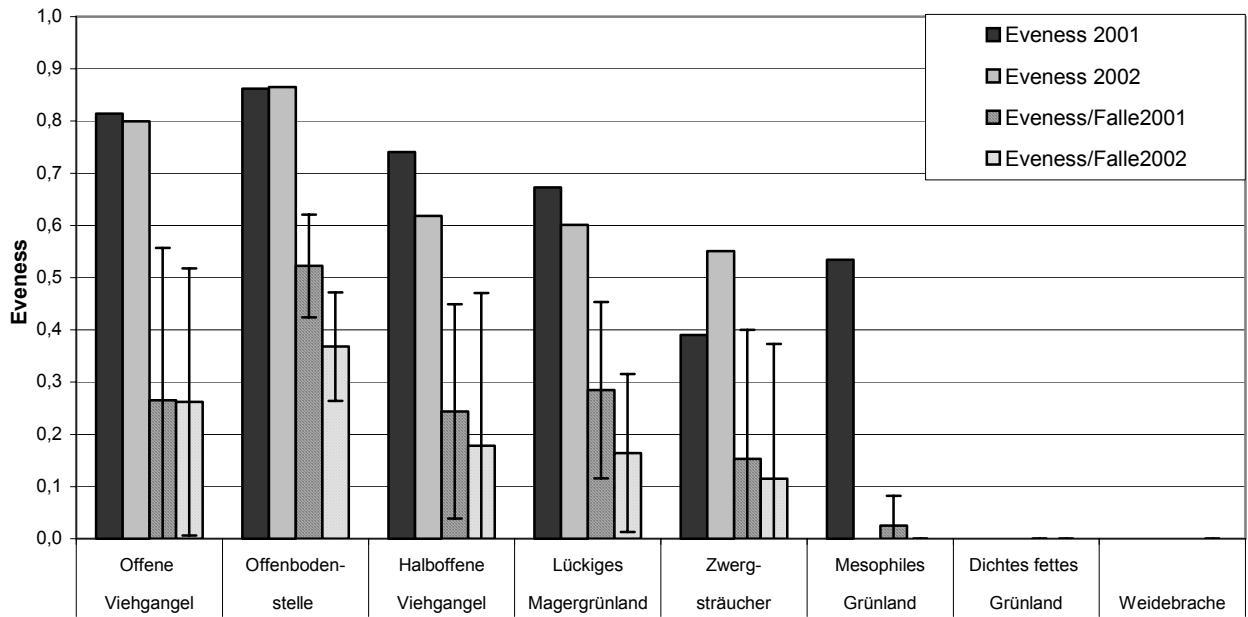
Abb. 17: Artenzahlen schlüpfender Heuschrecken auf verschiedenen Kleinstrukturen einer südexponierten (Jungvieh-) Allmendweide. Angaben als Gesamtartenzahl je Kleinstruktur und als Mittelwerte pro Schlupffalle. $N_{2001}=41$ bzw. $N_{2002}=40$ Schlupffallen.

Tab.17: Mittelwertvergleiche (Mann-Whitney-U-Test) der Artzahl/Falle schlüpfender Heuschrecken auf verschiedenen Gruppen von Kleinstrukturen. Es ist jeweils die Prüfgröße Z mit Signifikanz für die Gruppenvergleiche innerhalb der Untersuchungsjahre 2001 bzw. 2002 angegeben. $N_{2001}=41$ bzw. $N_{2002}=40$ Schlupffallen. *nur 2002 beprobt.

Kleinstrukturen (Gruppen) 2001 bzw. 2002	Gruppe I, 2001	Gruppe II, 2001	Gruppe I, 2002	Gruppe II, 2002
Gruppe I (Offenbodenstelle)	-	-	-	-
Gruppe II (Offene Viehgangel, Halboffene Viehgangel, lückiges Magergrünland, Zwergsträucher)	-2,44 / < 0,05	-	-3,30 / < 0,01	-
Gruppe III (Mesophiles Grünland, Dichtes fettes Grünland, Innensaum*)	-3,85 / < 0,001	-2,84 / < 0,01	-3,35 / < 0,01	-3,91 / < 0,001

Nicht nur bezogen auf die Artzahl/Falle, sondern auch auf die insgesamt je Kleinstruktur Eier ablegenden bzw. schlüpfenden Heuschreckenarten existieren drei Gruppen (hoch, mittel, niedrig) von Kleinstrukturen. Die meisten Heuschreckenarten nutzten Offenbodenstellen zur Eiablage, 10 bzw. 7 Arten in den Jahren 2002 bzw. 2001 (Abb. 17). Gegenüber den 12 insgesamt beim Schlupf ermittelten Heuschreckenarten bedeutet dies für Offenbodenstellen eine Artfülle von 83,3%. Mittelmäßig viele Arten nutzten offene Viehgängen (8 Arten 2001/7Arten 2001; 66,6% Artfülle), halboffene Viehgängen (7/5; 58,3%), lückiges Magergrünland (5/4; 41,6%) sowie Zwergstrauchbestände (4/3; 33,3%) zur Eiablage (Abb. 17). Die wenigsten Heuschreckenarten legen Eier in mesophilem Grünland (3/1; 25,0%), dichtem fettem Grünland (1/1; 8,3%) und Innensäumen (0/0; 0%) ab (Abb. 17). Entsprechend des Offenbodenanteils von Kleinstrukturen steigt auch die Zahl sich dort reproduzierender Heuschreckenarten. Dagegen sind dichtere Vegetationsbestände für deutlich weniger Heuschreckenarten zur Eiablage geeignet, beispielsweise reproduziert sich in dichtem fettem Grünland ist nur eine Art, in Innensäumen gar keine.

Nicht nur Individuen- und Artenzahlen sind bei der Quantifizierung der Eignung einzelner Kleinstrukturen als Eiablage- und Überwinterungshabitate für Heuschrecken von Bedeutung, sondern auch die Diversitätsmaße. Die Eveness (des Shannon-Index) verdeutlicht eine (Gleich-) Verteilung der gefundenen Individuen auf die Heuschreckenarten. Für die gesamte Artengemeinschaft der Heuschrecken unterteilt sich die Eignung der Kleinstrukturen zur Reproduktion/Eiablage wiederum in drei Gruppen. In beiden Untersuchungsjahren schlüpft auf *Offenbodenstellen* die signifikant diverseste Heuschreckenbiozönose (Abb. 18), wie Mittelwertvergleiche bezüglich der Eveness/Falle statistisch absichern (Tab. 18). Die Heuschreckengemeinschaft, die sich auf *offenen Viehgängen, halboffenen Viehgängen, lückigen Magergrünland* und *Zwergsträuchern* reproduziert ist mittelmäßig divers (Abb. 18, Tab. 18). Die schlüpfende Heuschreckengemeinschaft dichtwüchsiger Bereiche, wie *mesophiles Grünland, dichtes fettes Grünland* und *Innensäume* weist die geringste Diversität auf (Abb. 18, Tab. 18). Hinsichtlich der Eveness/Falle unterscheidet sich die Eveness Heuschreckengemeinschaft nicht signifikant zwischen den Untersuchungsjahren (Wilcoxon-Test: $Z=-0,96 / p=0,339$). Auch die Messwerte auf Niveau einzelner Kleinstrukturen weichen nicht signifikant voneinander ab (Tab.A.2 in Anh. 4.2) und können in beiden Untersuchungsjahren als gleichartig gelten.



bb. 18: Diversität (Eveness des Shannon-Index) schlüpfender Heuschrecken auf verschiedenen Kleinstrukturen einer (Jungvieh-) Allmendweide. Angaben als Gesamt-Eveness je Kleinstruktur und als Mittelwerte/Schlupffalle. N₂₀₀₁=41 bzw. N₂₀₀₂=40 Schlupffallen.

Tab.18: Mittelwertvergleiche (Mann-Whitney-U-Test) der Eveness/Falle schlüpfender Heuschrecken auf verschiedenen Gruppen von Kleinstrukturen. Es ist jeweils die Prüfgröße Z mit Signifikanz für die Gruppenvergleiche innerhalb der Untersuchungsjahre 2001 bzw. 2002 angegeben. N₂₀₀₁=41 bzw. N₂₀₀₂=40 Schlupffallen. *nur 2002 beprobt.

Kleinstrukturen (Gruppen) 2001 bzw. 2002	Gruppe I, 2001	Gruppe II, 2001	Gruppe I, 2002	Gruppe II, 2002
<u>Gruppe I</u> (Offenbodenstelle)	-	-	-	-
<u>Gruppe II</u> (Offene Viehgangel, Halboffene Viehgangel, lückiges Magergrünland, Zwergsträucher)	-3,00 / < 0,01	-	-2,08 / < 0,05	-
<u>Gruppe III</u> (Mesophiles Grünland, Dichtes fettes Grünland, Innensaum*)	-4,30 / < 0,001	-2,15 / < 0,05	-3,56 / < 0,001	-2,93 / < 0,01

In Bezug auf die Diversität der insgesamt je Kleinstruktur schlüpfenden Heuschreckengemeinschaft besitzen die Bereiche mit größtem Offenbodenanteil, *Offene Viehgangeln* und *Offenbodenstellen* in beiden Untersuchungs Jahren mit 0,8-0,9 die höchsten Messwerte (Abb. 18). Ebenfalls in beiden Jahren mit 0,6-0,75 relativ hohe Eveness-Werte (in Bezug auf die gesamte Kleinstruktur) liegen für *lückiges Magergrünland* und *halboffene Viehgangeln* vor. *Zwergstrauchbereiche* besitzen eine mittlere Eveness (Abb. 18), wobei eine große Anzahl schlüpfender *Decticus verrucivorus* im Jahr 2001 durch ihre relative Dominanz geringe Diversitätswerte verursacht. Im *mesophilem Grünland* kommen die Unterschiede der dort vorgefundenen Artzahl zum tragen, weshalb auf Niveau der gesamten Kleinstruktur im Jahr 2001 bei drei Arten eine mittlere Diversität vorliegt und im Folgejahr nur eine Art (*M. roeseli*) zu einer Diversität von null führt. Im *dichten fetten Grünland* wurde mit *Ch. parallelus* ebenfalls nur eine schlüpfende Art beobachtet, weshalb diese Kleinstruktur genauso wie *Innensäume*, wo keine Heuschrecken Eier ablegten, eine Eveness von null besitzt.

Analog zum Absinken des Offenbodenanteils und der entsprechend ansteigenden Vegetationsdichte (Ausnahme: *offenen Viehgangeln*) ändert sich das Verhältnis schlüpfender Kurz- zu Langfühlerschrecken. Kurzfühlerschrecken benötigen für ihre Embryonalentwicklung höhere Temperatursummen (INGRISCH & KÖHLER 1998) und legen ihre Eier folglich eher in offenbodenreichen, mikroklimatisch wärmeren Kleinstrukturen ab, was dort zu vergleichsweise niedrigeren Ensifera/Caelifera-Indices führt (Tab. 19). Im Gegensatz dazu nimmt der E/C-Index bei dichter Vegetation zugunsten der Langfühlerschrecken zu (Tab. 19). Solche Kleinstrukturen, wie *mesophiles Grünland* und *Zwergsträucher* spielen folglich bei der Reproduktion von Langfühlerschrecken eine wesentliche Rolle. Deutlich wird diese Tendenz im Gesamtwert sowie im ersten Untersuchungs Jahr, während dies 2002 nicht bestätigt werden kann (Tab. 19).

Tab. 19: Ensifera/Caelifera-Index schlüpfender Heuschrecken verschiedener Kleinstrukturen. N₂₀₀₁=41/ N₂₀₀₂=40. *nur 2002 beprobt.

<i>Kleinstruktur</i>	<i>Mittlerer Offenbodenanteil</i>	<i>E/C-Index 2001</i>	<i>E/C-Index 2002</i>	<i>E/C-Index gesamt</i>
Offene Viehgangel	60%	0,80	0,42	0,52
Offenbodenstelle	49%	0,37	0,29	0,36
Halboffene Viehgangel	25%	0,55	0,17	0,35
Lückiges Magergrünland	10%	0,50	0,40	0,44
Lückige Zwergsträucher	5%	2,67	0,29	1,00
Mesophiles Grünland	2%	3,00	0,00	1,00
Dichtes fettes Grünland	< 1%	0,00	0,00	0,00
Innensaum*	< 1%	-	0,00	0,00

4.2.3 Gründe der Heuschreckenreproduktion in Kleinstrukturen

Die Befunde des Heuschreckenschlupfes unterscheiden sich nicht zwischen den beiden Untersuchungsjahren (s.o.) und können daher gemeinsam ausgewertet werden. Die Eignung der Kleinstrukturen als Eiablagehabitat für Heuschrecken wird durch verschiedene Komponenten von Struktur- und Vegetationseigenschaften bestimmt, wie eine entsprechende Hauptkomponentenanalyse zeigt. Die erste und wichtigste Komponente erklärt 64,2% der Varianz und stellt die „horizontale Vegetationsdichte“ dar (Tab. 20). Mit geringem *Offenbodenanteil*, *Tritt* und *Mikrorelief* sind hohe Ausprägungen von *Raumwiderstand*, *Vegetationshöhe* und *Biomasse* der Kleinstrukturen assoziiert (Tab. 20). Die zweite Komponente besteht aus der *Höhendiversität der Vegetation* und erklärt 15,9% der Varianz innerhalb der beweidungsbedingten Vegetationseigenschaften Strukturparameter (Tab. 20). In der dritten Komponente (12,2% Varianzanteil) wirken vor allem die Eigenschaften *Frass* und *Zwergstrauchanteil* als Eigenschaften der Kleinstrukturen (Tab. 20).

Tab. 20: Hauptkomponentenanalyse (PCA) von Vegetationseigenschaften der Kleinstrukturen. Die Zugehörigkeit ist durch **fette** Faktorladungen markiert, bei undeutlicher Zuordnung zusätzlich **kursiv**. Rotationsmethode: Varimax mit Kaiser-Normalisierung. N=81.

<i>Eigenschaft</i>	<i>Komponente 1 (64,2%)</i>	<i>Komponente 2 (15,9%)</i>	<i>Komponente 3 (12,2%)</i>
Offenbodenanteil	-0,987	-0,021	-0,252
Raumwiderstand	0,949	0,004	-0,007
Biomasse	0,942	-0,290	0,123
Vegetationshöhe	0,923	-0,228	-0,041
Mikrorelief	-0,897	0,388	-0,060
Tritt	-0,795	<i>0,415</i>	<i>-0,522</i>
Zwergstrauchanteil	0,620	0,053	-0,682
Horizont. Strukturdiversität	-0,742	0,763	0,183
Höhendiversität Vegetation	-0,019	0,971	0,000
Frass	0,317	0,100	0,903

Eine Regressionsanalyse ermittelt drei dieser Eigenschaften der Kleinstrukturen als wesentlich in Bezug auf die Eignung als Eiablagehabitat von Heuschrecken. Demnach ist der *Offenbodenanteil* der wichtigste Faktor, da er am meisten zur Diversität der dort schlüpfenden Heuschreckenzönose beiträgt (Tab. 21). Bei hohem *Offenbodenanteil* reproduziert sich die diverseste Heuschreckengemeinschaft. Weiterhin entscheidend für eine hohe Diversität der reproduzierenden Heuschrecken ist eine große *Höhendiversität der Vegetation* der Kleinstrukturen (Tab. 21). Gemäß der Regressionsanalyse wirkt *Tritt* diesen beiden Faktoren entgegen. Die Eignung der Kleinstrukturen als Reproduktionsstätte einer diversen Heuschreckengemeinschaft wird durch hohen (Rinder-) *Tritt* herabgesetzt (Tab. 21). Auf Art- und Individuenzahl schlüpfender Heuschrecken wirken die gleichen Faktoren in der gleichen Reihenfolge mit sehr ähnlichen Kennwerten (Tab.A.3 in Anh. 4.2.).

Tab. 21: Regressionsanalyse (GLM) des Einflusses der Vegetations- und Struktureigenschaften von Kleinstrukturen auf die Diversität schlüpfender Heuschrecken, R²=0,406; Korr. R²=0,383. Angegeben sind: Richtung des Einflusses (+/-), Kennwerte der F-Statistik mit Signifikanz p (F), Parameterschätzer F mit Signifikanz p (T) sowie ein partielles Eta-Quadrat (η^2), dass den erklärten Varianzanteil jeder Einflussvariablen widerspiegelt. Aufgenommene Einflussvariablen: 12, siehe Tab 2 in Kap. 3.1.1. N=81.

<i>Diversität Heuschrecken</i>	<i>+/-</i>	<i>F</i>	<i>p (F)</i>	<i>T</i>	<i>p (T)</i>	<i>Partielles η^2</i>
Offenbodenanteil	+	30,3	< 0,001	5,50	< 0,001	0,285
Höhendiversität Vegetation	+	15,9	< 0,001	3,98	< 0,001	0,173
Tritt	-	10,9	< 0,01	-3,30	< 0,01	0,125

Die Kombination dieser drei relevanten Vegetationseigenschaften der Kleinstrukturen ist bei *Offenbodenstellen* optimal für die Heuschreckenbiozönose ausgeprägt. Neben hohen *Offenbodenanteilen* und *starker Höhendiversität der Vegetation* unterliegen *Offenbodenstellen* nur mittelmäßigem Tritteinfluss (vgl. Abb. 21 in Kap. 4.2.1). Daher reproduziert sich an *Offenbodenstellen* die diverseste Heuschreckengemeinschaft (s.o.).

Offenen Viehgangeln weisen zwar den höchsten *Offenbodenanteil* auf, aber auch die höchste Trittwirkung (vgl. Abb. 21). Durch die Qualitätsreduzierende Wirkung des hohen Tritteinflusses ist diese Kleinstruktur kein so hochwertiges Eiablagehabitat für Heuschrecken wie die *Offenbodenstellen*. Dementsprechend sind dort geringere Diversitätswerte schlüpfender Heuschrecken zu verzeichnen (s.o). *Halboffene Viehgangel*, die vom Vieh seltener frequentiert werden, unterliegen folglich vergleichsweise geringerem *Tritteinfluss*, besitzen aber auch geringere *Offenbodenanteile* (vgl. Abb. 21). Daher ist die schlüpfende Heuschreckengemeinschaft *halboffener Viehgangeln* mittelmäßig divers (vgl. Abb. 19). *Lückiges Magergrünland* und *Zwergsträucher* weisen mittlere Ausprägungen von *Offenbodenanteil* und *Tritt*, aber eine starke *Höhendiversität der Vegetation* auf (vgl. Abb. 21). Vor allem letztgenannter Faktor sorgt in beiden Kleinstrukturen für eine insgesamt mittelmäßig gute Eignung als Eiablagehabitat für Heuschrecken, wie die entsprechenden Diversitätswerte zeigen (vgl. Abb. 19). *Mesophiles Grünland*, *dichtes fettes Grünland* und *Innensäume* besitzen kaum *Offenboden*, *Höhendiversität der Vegetation* und sind daher bei schwankendem *Tritt* (vgl. Abb. 21) kaum als Eiablagehabitat für Heuschrecken geeignet.

4.2.4 Quantität und Bedeutung von Kleinstrukturen bei der Heuschreckenreproduktion

Durch die gezeigten strukturellen Unterschiede besitzen einzelne Kleinstrukturen sehr unterschiedliche Eignungen als Eiablagehabitat für Heuschrecken. Sie variieren aber auch hinsichtlich der Quantität ihrer Vorkommen und stehen Heuschrecken in unterschiedlichem Ausmaß zur Eiablage zur Verfügung (Tab. 22). Offenbodenstellen, denen gemessen an Art-, Individuen- und Diversitätszahlen die größte Bedeutung bei der Reproduktion von Heuschrecken zukommt, machen nur 13,4% der untersuchten (Jungvieh-) Allmendweide aus (Tab. 22). Offene und halboffene Viehgangeln, welche die zweit- bzw. dritthöchsten Arten- und Individuenzahlen bei der Eiablage von Heuschrecken aufweisen, nehmen sogar jeweils weniger als 1% der Weidefläche ein (Tab. 22). Auf diesem knappen Sechstel der Fläche (Offenbodenstellen, offene Viehgangeln, halboffene Viehgangeln), findet mit ~68% der geschlüpften Heuschreckenindividuen, mehr als $\frac{2}{3}$ deren Reproduktion statt. Auch in Bezug auf die Artzahl/Fälle werden in diesen drei (offenbodenreichsten) Kleinstrukturen rund $\frac{2}{3}$ der Messwerte erreicht. Auf diesem Sechstel der Weidefläche (Offenbodenstellen, offene Viehgangeln, halboffene Viehgangeln) reproduzieren sich alle 12 in den Schlupffallen vorgefundenen Arten (inklusive der Artengruppen "sonst. Caelifera"). Lückiges Magergrünland, die mit ~34% flächenmäßig größte Kleinstruktur der untersuchten (Jungvieh-) Allmendweiden, wird über beide Untersuchungsjahre von der Hälfte der ermittelten Arten zur Eiablage genutzt und weist dabei rund 14% der Individuenfunde auf (Tab. 22). Auch wenn im lückigen Magergrünland nur mittlere Reproduktionsraten von Heuschrecken zu verzeichnen sind, kommt dieser Kleinstruktur aufgrund ihrer überproportionalen Flächengröße insgesamt eine Bedeutung zu. Bei wesentlich geringerem Flächenanteil spielen Zwergstrauchbestände immerhin noch eine gewisse Rolle als Eiablagehabitat (Tab. 22). Mesophiles Grünland und dichtes fettes Grünland machen zwar zusammen gut ein Viertel der Weidefläche aus, werden jedoch mit nur 6% der Individuenfunde von Heuschrecken kaum zur Eiablage genutzt (Tab. 22). An Innensäumen, die nur einen relativ kleinen Flächenanteil ausmachen, findet keine Reproduktion von Heuschrecken statt (Tab. 22).

Tab. 22: Flächenanteile beprobten Kleinstrukturen Weideelemente und ihre Eignung als Eiablagehabitat für Heuschrecken, dargestellt als durchschnittliche Schlupfzahlen von Heuschreckenindividuen, –arten und –diversität/Fälle. Feuchtplatz (2,2%), Gehölze (13,9%) und Steinhäufen (<1%) machen die übrigen, aus methodischen Gründen nicht analysierten, Flächenanteile aus. N=81. *nur 2002.

<i>Kleinstruktur</i>	Flächenanteil [%]	Individuen [%]	Arten [%]	Diversität (Eveness)
Offene Viehgangel	< 1	19,7	17,9	0,26
Offenbodenstelle	13,4	31,9	32,6	0,45
Halboffene Viehgangel	< 1	17,0	16,8	0,21
Lückiges Magergrünland	33,8	14,4	13,7	0,22
Lückige Zwergsträucher	5,9	11,0	12,6	0,13
Mesophiles Grünland	13,4	3,6	4,2	0,01
Dichtes fettes Grünland	11,9	2,4	2,1	0,00
Innensaum*	4,2	0,0	0,0	0,00

4.2.5 Diskussion Hypothese 2 - Kleinstrukturen im Lebenszyklus von Heuschrecken

Wegen ihrer unterschiedlichen Lebensraumsprüche lassen sich Heuschrecken in xero-, meso- und hygrophile Arten unterteilen (z. B. HARZ 1957), die aufgrund des Mikroklimas eine ausgeprägte Biotopbin-

dung aufweisen (z. B. BROCKSPIEPER 1978, INGRISCH 1988). Bei der Habitatwahl der Orthopteren besitzt die Feuchtigkeit (relative Luftfeuchtigkeit) einen höheren Einfluss als die Temperatur oder andere Faktoren (INGRISCH 1979). Außerdem sind Heuschrecken an unterschiedliche Wuchsdichten der Vegetation („Raumwiderstand“) sowie horizontale oder vertikale Pflanzenstrukturen angepasst (SÄNGER 1977), die entsprechende Mikroklimata aufweisen. Diese Analyse der Biotopbindung von Heuschrecken ist unvollständig, da sie gängigerweise nur Imagines oder allenfalls Larven berücksichtigt (INGRISCH 1988). Um diese Kenntnislücken zu schließen wurden in der Vergangenheit häufig autökologische Untersuchungen zur Eiablage und deren anschließender Entwicklung angestellt, die fast ausschließlich in Form von Präferenzversuchen oder physiologischen Laborexperimenten durchgeführt wurden (z.B. BRUCKHAUS 1992, CHOUDHURI 1958, HARTLEY & WARNE 1972, HARZ 1964, INGRISCH & BOEKHOLT 1982, INGRISCH 1979, 1983a, 1983b, 1988, LOHER 1959, MORIATRY 1969). Im Gegensatz dazu sind die Erkenntnisse aus entsprechenden Freilandversuchen sehr überschaubar (BRUCKHAUS 1992, CHERILL & BEGON 1991, KRIEGBAUM 1997, MARZELLI 1995). Außerdem stehen bislang nur sehr selten funktionale Ansätze, welche die Landnutzung berücksichtigen, im Mittelpunkt, sondern eher autökologische Aspekte. Bislang ist bekannt, dass das Eiablageverhalten von Heuschrecken erblich festgelegt ist (HARZ 1964) und die meisten Arten spärlich oder nicht bewachsene Bodenstellen zur Eiablage bevorzugen (INGRISCH & KÖHLER 1998). Kurzfühlerschrecken legen ihre Eier meist in Boden unterschiedlicher Tiefe ab, beispielsweise in den Erdboden oder den bodennahen Pflanzenfilz, seltener in Pflanzenstängel. Laubheuschrecken legen ihre Eier außer in den Boden auch Pflanzenmaterial und Holz ab (CHERRILL ET AL. 1991, INGRISCH & KÖHLER 1998). Die Untersuchungen zur Eiablage von Heuschrecken auf (Jungvieh-) Allmendweiden des Südschwarzwaldes zeigen die aus der Literatur bekannte Bevorzugung offener Bodenbereiche (FARTMANN & MATTES (1997, INGRISCH & KÖHLER). Durch die beobachteten Individuenzahlen und die hieraus ermittelten Diversitäten wird deutlich, dass die Bevorzugung offener Standorte nicht nur durch die ökologischen Potenzen der Arten zustande kommt. Die hohen Diversitätswerte der offenbodenreichen Kleinstrukturen deuten auf eine gleichmäßige Nutzung zur Eiablage durch die gesamte Artengemeinschaft hin. Dichterwüchsige Kleinstrukturen haben demnach nur für einzelne, meist sehr euryöke und verbreitete Arten eine Bedeutung. Der auf SCHMIDT (1987a) zurückgehende Caelifera/Einsifera-Index zeigt den Trend, dass sich Kurzfühlerschrecken eher auf offenen, kurzrasigen, warmen Bereichen wie *Offenbodenstellen* und *Viehgangeln* reproduzieren. Allerdings ist dies nicht im Sinne von INGRISCH & KÖHLER (1998) zu verstehen, wonach ein niedriger E/C-Wert (bezüglich Imagines) als schlecht zu bewerten ist. Gerade die gefährdeten und seltenen Arten wie *Stenobothrus stigmaticus* oder *Omocestus haemorrhoidalis* nutzten hauptsächlich Offenbodenstellen bei sehr niedrigen E/C-Werten.

Trotz der eingeschränkten direkten Vergleichbarkeit (Laborarbeiten, Einzelartenuntersuchungen, s.o.) decken sich die vorliegenden Befunde mit *Offenboden* als wichtigstem Faktor bei der Wahl des Eiablageplatzes gut mit bisherigen Erkenntnissen (CHERRILL & BROWN 1990) und bestätigen insofern Hypothese 2 (Kap. 1.3). „*Decticus verrucivorus*, *Chorthippus brunneus* und *C. biguttulus* bevorzugen unbewachsenen Boden zur Eiablage, *C. montanus* und *Gomphoceris rufus* kurzrasig bewachsene, *Tettigonia viridissima* langrasig bewachsene Bereiche, während *Tettigonia cantans* und *Pholidoptera griseoaptera* sich indifferent verhalten“ (INGRISCH & BOEKHOLT 1982). Ameisenhügel, als einzige wenigstens teilweise vegetationsfreie Bereiche in Wiesen, stellen dort den bevorzugten Ort der Eiablage für Heuschrecken dar (RICHARDS & WALOFF 1954 in INGRISCH & KÖHLER 1998). Generell ist die Eiablagepräferenz bei Arten, die bewachsene Bereiche bevorzugen sehr viel schwächer ausgeprägt, als bei Arten, die in unbewachsenen Boden legen (INGRISCH & BOEKHOLT 1982). Nach INGRISCH & BOEKHOLT (1982) zeigen Heuschrecken eine Bevorzugung warmer Böden zur Eiablage. Ohne dass hierfür eigens Messungen durchgeführt wurden, kann bei der konstanten Südexposition des Experimentes sicherlich davon ausgegangen werden, dass bei höchstem *Offenbodenanteil* auch die wärmsten Böden vorliegen, zumal BRUCKHAUS (1992) diesen Zusammenhang bestätigt. Weiterhin konnten INGRISCH & BOEKHOLT (1982) Präferenzen hinsichtlich der Substrat und Bodenfeuchte der Eiablagehabitate ausmachen, die allerdings nicht streng fixiert zu sein scheinen. Nach denselben Autoren bevorzugen alle (von ihnen untersuchte) Arten Sand gegenüber Erde und Kalkboden als Eiablage substrat, da dieser aufgrund der Korngröße und der Substratbeschaffenheit am leichtesten mit Eiern zu belegen ist, was CHOUDHURI (1958) am Beispiel zweier *Chorthippus*-Arten bestätigt. Folglich sind also offene, wenig bewachsene Bereiche, die dadurch eine hohe Bodentemperatur besitzen, und zusätzlich aus lockerem Substrat bestehen, optimal für die Mehrzahl der Heuschrecken, was die Befunde des Südschwarzwaldes unterstreichen.

In den Untersuchungen im Südschwarzwald wurde die *Trittwirkung* der Weidetiere als ein weiterer wichtiger Faktor der Eignung von Kleinstrukturen zur Eiablage festgestellt (Kap. 4.2.3). Optimal für die Heuschreckengemeinschaft sind sehr offenbodenreiche Areale mit mäßigem Tritt, z.B. flächige *Offenbodenstellen*. Bei häufig genutzten Viehgangeln, mit teils sogar noch höherem *Offenbodenanteil*, mindert die sehr hohe *Trittwirkung* die Eignung als Eiablagehabitat. Zwar ist der Tritt essentieller Bestandteil bei der Entstehung dieser Habitats, wirkt aber durch seine bodenverdichtende Wirkung negativ auf die Eignung als Eiablagehabitat. Eventuell herrscht auf *offenen Viehgangeln* auch ein zu hoher *Offenbodenanteil* (60%) per se vor, der für Arten, die Pflanzenteile oder den Wurzelfilz belegen, ungünstig ist und sich so auf Niveau der gesamten Artengemeinschaft negativ bemerkbar macht. Insgesamt sind diese durch Tritt generierten offenbodenreiche Mikrohabitate im Sinne des Arten- und Biotopschutzes positiv zu bewerten (KIELCHLE 1994, SCHALITZ & BECKMANN 1998), während sie in älter Literatur meist noch als „Störstellen“ bezeichnet wurden. Als zweitwichtigster Faktor zur Eignung als Eiablagehabitat wurde die *Höhendiversität der Vegetation*. Zum einen bieten, in verschiedene Straten gegliederte, Bereiche mit unterschiedlich hoher Vegetation mehr potentielle Eiablageplätze an Pflanzenmaterial, als gleichförmige Bestände. Zum anderen beinhaltet eine ausgeprägte Höhenschichtung der Vegetation auch immer sehr kurzrasige Bereiche, die wiederum für den Boden- oder Wurzelfilz-belegenden Heuschrecken geeignet sind. Dichtere, nährstoffreichere Kleinstrukturen besitzen dagegen eine deutlich höhere Wüchsigkeit sowie gleichmäßigeren Frasseinfluss, weshalb hier eine entsprechend Höhenschichtung der Vegetation inklusive ihrer kurzrasigen Abschnitte fehlt. Die bisher genannten Phänomene beziehen sich allesamt auf das beweidungsbedingte Mikroklima und Raumstruktur sowie das Substrat der Kleinstrukturen an sich, nicht aber die Raumkonfiguration. Bei vielen Heuschreckenarten entspricht die Bevorzugung unterschiedlicher Eiablagehabitats der räumlichen Verteilung der Adulttiere im Freiland, korreliert also mit den Vorkommen der Arten (INGRISCH & KÖHLER 1998). Die Nutzung von *Offenbodenstellen* und *Viehgangeln* durch „Pflanzenbrüter“ wie *Metrioptera brachyptera* oder *M. bicolor* mag folglich weniger am Substrat an sich liegen, als vielmehr an der räumlichen Nähe der jeweiligen Adulthabitats.

Die Stetigkeiten der Heuschrecken (-larven) im Schlupfexperiment (Kap. 4.2.2) sind im Gegensatz zu den Erfahrungen der dreijährigen Datenerhebung auf der Weidefläche, d.h. gegenüber der Verbreitung der Adulttiere verzerrt. Zwar sind *D. verrucivorus* und *Ch. parallelus* auch adult häufig, aber nicht derart dominant. Mit höherer Stetigkeit treten ansonsten auch *E. brachyptera*, *Ch. biguttulus* und *M. roeseli* auf der Fläche auf, auch *T. cantans* scheint unterrepräsentiert. Andere Arten wie *P. albopunctata* und *P. griseoptera*, die als Adulttiere häufig vorkommen, waren bei den Schlupfversuchen nicht vorhanden. Bezogen auf letztgenannte Art ist dies im methodisch bedingten Fehlen von Schlupffallen an Gebüsch begründet, in denen oder in deren unmittelbarer Nähe diese Art vermutlich ihre Eier ablegt. Für Tetrigidae sowie *Gryllus campestris* und *Nemobius sylvestris*, die ebenfalls auf der Weide vorkommen, ist das Versuchsdesign nicht ausgelegt, weshalb diese unberücksichtigt blieben.

Die Eiablage der Heuschrecken findet bei warmer, trockener Witterung statt, zu Zeiten also, in denen die mikroklimatischen Unterschiede der Kleinstrukturen besonders deutlich werden. Für die weitere Embryonalentwicklung bis zum Schlupf sind die Temperatursummen von entscheidender Bedeutung (BRUCKHAUS 1992). Eine Kälteperiode nach der Eiablage, witterungsbedingt oder durch späten Ablagetermin im Herbst, kann dazu führen, dass die nötigen Temperatursummen nicht erreicht werden und die Larven erst im übernächsten Frühjahr schlüpfen, während ausreichende Wärme zum Schlupf im Folgejahr führt (BRUCKHAUS 1992, INGRISCH 1996, MORIARTY 1969, VAN WINGERDEN ET AL. 1991). Da eine mehrjährige Entwicklung im Freiland eher eine Ausnahme ist (INGRISCH & KÖHLER 1998), können Ereignisse, die diese herbeiführen bei heimischen Heuschreckenpopulationen kurzfristig zu Populationsschwankungen führen und längerfristig das Extinktionsrisiko stark erhöhen. Im Umkehrschluss bedeutet dies, dass Ereignisse, welche die Vegetationsdecke kürzen, auflichten oder gar partiell zerstören (wie Jungvieh-Allmendbeweidung), für erfolgreiche Embryonalentwicklung, Schlupf und letztlich das Überleben von Populationen von elementarer Bedeutung sind. Durch eine lang anhaltende Schneeaufgabe und späten Frühjahrseinzug sind die Temperaturen im Südschwarzwald unmittelbar vor dem Schlupf oft ungünstig, weshalb die mikroklimatische Situation um den Eiablagezeitpunkt von besonderer Bedeutung sein mag, da dann (Spätsommer/Herbst) die nötigen Temperatursummen erreicht werden. In Regionen wie dem Südschwarzwald können im Spätsommer/Herbst (d.h. am Ende der Weideperiode) offene, besonnte Kleinstrukturen neben der Habitatfunktion per se als Eiablageplatz

mit ihren dann günstigen Temperaturen, ein Schlüssel im Lebenszyklus und somit für das Überleben von Heuschreckenarten sein. Hierbei spielt die Jungvieh-Allmendbeweidung eine zentrale Rolle, indem sie durch späte Umtriebe und die Trittwirkung großflächiger Haltungsformen günstige Strukturen zur Eiablage zum entscheidenden Zeitpunkt erschafft.

Die Landnutzungsformen vergangener Jahrhunderte und ihre Devastierung der Pflanzendecke, beispielsweise von Weiden, boten günstige Voraussetzungen für xero-thermophile Arten, nicht nur bei Südexposition, sondern auch auf ebenen Flächen (BRUCKHAUS 1992). Die damalige Zuwanderung solcher Arten war durch das großräumige und flächige Vorhandensein devastierter Flächen möglich, aber auch andere Arten fanden aufgrund der Vegetationsstruktur gute Bedingungen vor. Anteile und Qualität der Eiablagehabitate dürfte damals ebenfalls um ein Vielfaches höher gewesen sein als heute. Die Ursachen der Devastierung und die damit einhergehende Entstehung von Offenboden sind mindest zum Teil im damals höheren Viehbesatz begründet (vgl. Kap. 6.1.2). Es ist mit hoher Wahrscheinlichkeit zu vermuten, dass etliche großflächige *Offenbodenstellen* in dieser Periode der Devastierung, in der Region in der zweiten Hälfte des 19. Jh., generiert wurden. Durch die heutigen Beweidungsregime können diese Bereiche allenfalls in geringem Umfang offen gehalten werden und nur noch geringfügig neu. Ähnliches gilt für die z. T. möglicherweise ebenfalls sehr alten *Viehgangeln*, die allerdings eine erhöhte Attraktion auf die Rinder ausüben, weshalb sie diese auch heute noch häufig frequentieren und somit zumindest partiell vor dem Zuwachsen bewahren. Das Ausmaß der *Viehgangeln* auf den Weideflächen dürfte jedoch früher auch erheblich höher gewesen sein. Beim aktuellen Beweidungsregime ist aufgrund der Unterbeweidungstendenzen kaum noch von der Neuentstehung von *Offenbodenstellen* und nur in geringem Umfang von der Generierung von *Viehgangeln* auszugehen. Weiterhin bleiben Offenbodenbereiche unter nährstoffarmen Bedingungen wesentlich besser erhalten, als bei der heute üblichen Eutrophierung durch Zudüngung. Moderne Bewirtschaftung, die (Kalkungs-) Düngungen einschließt, verstärkt also den Rückgangstrend der Offenbodenbereiche.

(Jungvieh-) Allmendweiden stellen in vielerlei Hinsicht einen Optimalzustand dar und beherbergen einerseits durch ihre Habitatvielfalt artenreichen Heuschreckenpopulationen, andererseits erfüllen sie über die Bereitstellung geeigneter Eiablagehabitate eine Schlüsselfunktion im Lebenszyklus von Heuschrecken. Bei Aussetzen der Beweidung und beginnender Verbrachung, die strukturelle den untersuchten *Innensäumen* sehr ähnlich ist, geht diese Funktion verloren. Auch wenn anders bewirtschaftete Flächen in diesem Experiment, aufgrund logistischer und landwirtschaftstechnischer Probleme, nicht mit Fallen beprobt werden konnten, lassen sich diesbezügliche Aussagen ableiten. Im Rahmen anderer Experimente wurden Kleinstrukturen auch auf anderen Landnutzungseinheiten aufgenommen (vgl. Hypothese 1, Kap. 4.1). Auf Milchviehweiden des Gletscherkessel Präg fehlen *Viehgangeln* und *Offenbodenstellen* sind weniger umfangreich (Kap. 4.1.4). Möglicherweise besitzen die Milchviehweiden des Gletscherkessel Präg also eine erheblich schlechtere Qualität als Eiablagehabitate für Heuschrecken, was letztlich u.a. auch die geringeren Arten- und Individuenfunden höheren Raumebenen erklärt mag (vgl. Kap. 6.2.1). Die Abstinenz von reproduktionsbiologisch unbedeutenden *Innensäumen* und *dichtem fetten Grünland* auf Milchviehweiden dürfte hingegen die Eiablage und Überwinterung von Heuschrecken kaum beeinträchtigen. Wiesen, wo nur *dichtes fettes Grünland*, *mesophiles Grünland* sowie kleinflächig *lückiges Magergrünland* vorkommen, schneiden in diesem Vergleich noch schlechter ab, da reproduktionsbiologisch relevante Kleinstrukturen weitgehend fehlen. Nennenswerte Eiablagehabitate bestehen in Wiesen nur kleinflächig, im *lückigen Magergrünland* und eventuell in den *Wiesensäumen*, was artenarme und meist auch individuenarme Heuschreckenbestände hervorbringt. Es sind also gerade die „Sonderstrukturen“ (*Offenbodenstellen*, *Viehgangeln*) der (Jungvieh-) Allmendweiden, die ihre besondere Qualität gegenüber anderen Landnutzungen hervorheben und ausmachen. Ausbildung und Erhalt von *Offenbodenstellen* und *Viehgangeln* unterliegt extensiven Haltungsbedingungen und hohen Flächengrößen, eventuell auch der Überbeweidung in der Vergangenheit. Als Zielvorstellungen einer Naturschutzstrategie sind großflächige Weidesysteme sicherlich genauso nützlich, wie beim Erhalt dieser bestehenden „Sonderstrukturen“. Möglicherweise könnte heute eine Neuentstehung solch offenbodenreicher „Sonderstrukturen“ mit einer gezielten partiellen Überbeweidung erreicht werden.

5 Mesoebene: Wirkungskette in Beweidungssystemen

5.1 Rinder – Akteure in Beweidungssystemen

5.1.1 Verhaltensmuster von Rindern

5.1.1.1 Verhaltensweisen und ihre Synchronität

Von den durch Gegenhangfotografie ermittelten Verhaltensweisen der Rinder nimmt das *Grasen* mit rund 60% den höchsten Anteil ein. Bei knapp einem Drittel der Beobachtungen *Ruhen* die Rinder, meist anlässlich der ein bis drei, inklusive der Nachtruhe vier, täglichen Ruhephasen (Tab. 23). Unter (methodisch nicht möglicher) Berücksichtigung der Nachtstunden würde diese Verhaltensweise *Ruhen* sogar den Hauptanteil ausmachen. Die Verhaltensweisen *Trinken*, *Fortbewegen* und *Stehen* nehmen Anteile zwischen 2,5 und 3,7% ein (Tab. 23). Das *Stehen* kann zum einen während des *Grasens* von Einzeltieren zur Beobachtung und Sicherung der Herde oder beim Wiederkäuen auftreten, zum anderen kommt es zu Beginn und Ende einer Ruhephase vor. Für jeden der 852 Aufnahmezeitpunkte, jeweils ein Gegenhangfoto im 30minütigen Intervall, lässt sich mit der Hauptaktivität der Rinderherde ein weiterer ethologischer Standardparameter ermitteln. Sie gibt die Verhaltensweise an, welche die Mehrheit der Weidetiere zu einem Aufnahmezeitpunkt ausführt. Über mehrere Aufnahmezeitpunkte berücksichtigt die Hauptaktivität im Gegensatz zu den relativen Häufigkeitsangaben also auch die zeitliche Dimension des Verhaltens. Von täglich durchschnittlichen 11 Aufnahmestunden werden 6,7h grasend verbracht, folglich nimmt die Verhaltensweise *Grasen* 61,5% der Beobachtungszeit ein. Auch *Ruhen* (3,7h/Tag bzw. 31,4% der Zeit) und *Stehen* (0,3 h/Tag bzw. 2,7% der Zeit) tauchen im zeitlichen Aspekt (Hauptaktivität) in einer ähnlichen Größenordnung auf, wie als relative Häufigkeiten (Tab. 23). Die Verhaltensweisen *Trinken* (0,1 h/Tag bzw. 0,6% der Zeit) und *Fortbewegen* (0,1 h/Tag bzw. 0,8% der Zeit) hingegen sind in ihrer zeitliche Abdeckung deutlich unterrepräsentiert (Tab. 23). Nur selten führt die Rinderherde mehrheitlich die Verhaltensweisen *Trinken* oder *Fortbewegen* aus, da an einer Tränke meist nur Platz für wenige Tiere ist bzw. während eines fixen (Foto-) Aufnahmezeitpunktes nur ein Teil der Herde in Bewegung ist. In Abhängigkeit von der Verhaltensweise handeln die Rinder zu einem Aufnahmezeitpunkt in sehr unterschiedlichem Maße synchron. Die Verhaltensweisen *Ruhen* und *Grasen* zeigen mit durchschnittlich $77,7 \pm 16,9\%$ bzw. $84,3 \pm 16,4\%$ die höchste Synchronität der Weidetiere, gefolgt von *Stehen* ($71,2 \pm 23,8\%$). Dagegen werden *Fortbewegen* ($51,7 \pm 12,4\%$) und *Trinken* ($51,0 \pm 5,1\%$) weniger synchron ausgeführt. Unabhängig vom jeweiligen Verhalten handeln die Rinder über den gesamten Beobachtungszeitraum zu Anteilen von 31,5-100%, im Mittel zu 81,3% synchron. Dabei ist der Anteil sich synchron verhaltender Rinder positiv mit der Größe der Weide korreliert ($R_p=0,731$; $p<0,05$). Auf großen Weiden agieren die Rinderherden also synchroner als auf kleinen (Abb. 19).

Tab. 23: Rinderverhalten: Relative Häufigkeiten der Verhaltensweisen von N=20118 (individueller) Aufenthaltsbeobachtungen und Hauptaktivität, d.h. Verhalten der Herdenmehrheit bei N=851 Aufnahmezeitpunkte des 30min-Intervalls (=zeitliche Verhaltensanteile).

Verhalten	<i>Ruhen</i>	<i>Grasen</i>	<i>Fortbewegen</i>	<i>Stehen</i>	<i>Trinken</i>
Relative Häufigkeit Verhalten	32,9	58,6	3,7	2,7	2,5
Hauptaktivität	31,4	61,5	0,8	0,8	0,6

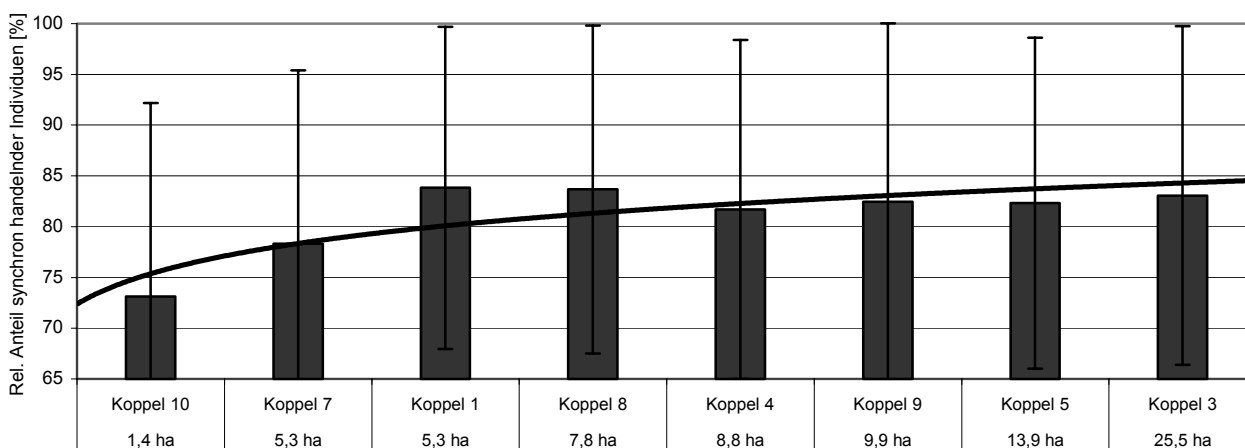


Abb. 19: Anteil synchrones Verhalten in Abhängigkeit der Weidegröße. Logarithmischer Regressionslinie ($R^2=0,69$). N=852.

5.1.1.2 Herdenkonfiguration und Laufleistung

Auch die Raumkonfiguration des Herdenverbandes und damit das räumliche Ausmaß seiner Flächenwirkung unterscheiden sich in Abhängigkeit von der Verhaltensweise. Die Dimensionierung des Herdenverbandes kann als „Herdenradius“, dem durchschnittlichen Abstand der Individuen zum räumlichen Mittelpunkt der Herde, ausgedrückt werden. Der Begriff „Radius“ ist nicht i.e.S., sondern als idealisierte kreisförmige Annäherung an die diffuse Punktwolke der Weidetieraufhaltungspunkte zu verstehen. Im Mittel beträgt der Herdenradius 41,96m, ist allerdings bei einer Standardabweichung von 43,79m sehr variabel. Bei Lokomotion der Rinderherde, also beim *Grasen* und beim *Fortbewegen* ist diese Herdenausdehnung mit 48,16m bzw. 70,12m am Höchsten (Abb. 20). Die Weidewirkungen der Rinder auf die Fläche verteilen sich folglich auf relativ großem Raum. Im Durchschnitt weist die Herde bei stationärem Verhalten *Ruhen* (32,4m), *Trinken* (22,5m) oder *Stehen* (27,2m) einen wesentlich geringeren Herdenradius auf, was eine eher punktuell konzentrierte Flächenwirkung bedeutet. Der unterschiedliche Herdenradius und somit die abweichende Art der Flächenwirkung zwischen lokomotiven und stationären Verhaltensweisen ist statistisch signifikant ($T=-3,53$; $df = 3$; $p<0,05$). Zudem sind auf großen Weideflächen lockere Herdenverbände zu beobachten, während sie auf kleinen Weiden von komprimierterer Gestalt sind, was eine positive Korrelation zwischen mittlerem Herdenradius und Größe der Weidefläche ($R_s=0,340$; $p<0,001$) belegt. Die Anzahl der Teilherden, welche die Rinder einer Koppel bilden variiert ebenfalls mit der Flächengröße. Auf kleinen Weiden liegen meist nur ein Herdenverband vor, während sich die Tiere auf größeren Weideflächen eher in mehrere Teilherden aufteilen, was eine entsprechende positive Korrelation ($R_s=0,28$; $p<0,001$) statistisch absichert. Zudem ist die Teilherdenbildung stark vom jeweiligen Verhalten abhängig. Während der *Fortbewegung* und des *Grasens* bilden sich signifikant mehr Teilherden als bei stationärem Verhalten ($T=-3,08$; $df=3$; $p<0,05$). Die Tiere *Ruhen*, *Stehen* oder *Trinken* dagegen fast immer in einer großen Teilherde, die dann zum *Grasen* und *Fortbewegen* teilweise in mehrere Herdenverbände zerfällt (Abb. 20).

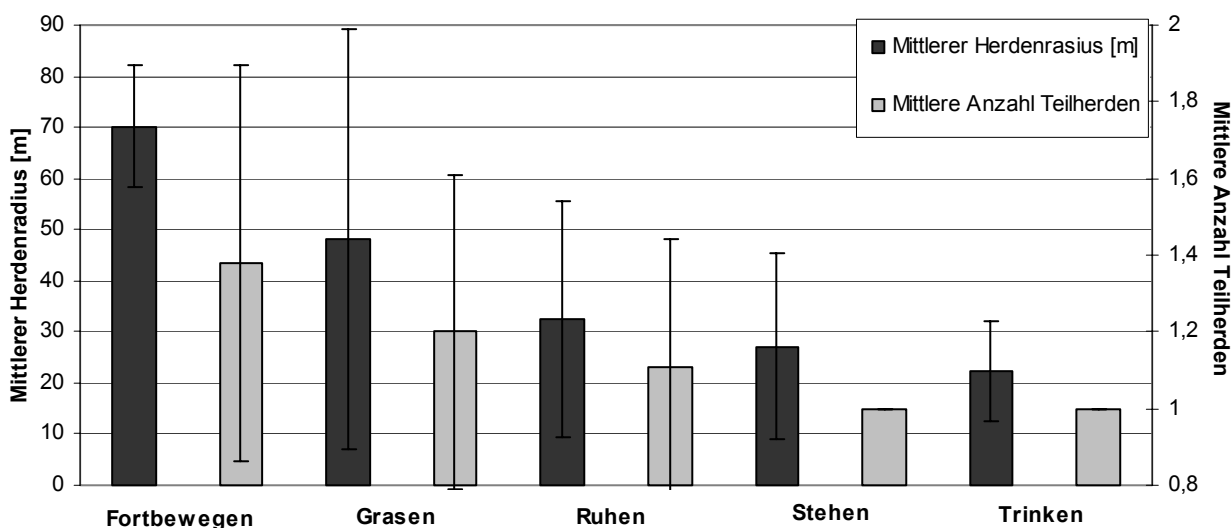


Abb. 20: Mittlerer Herdenradius (Def.: mittlerer Abstand aller Rinder zum räumlichen Mittelpunkt der Herde) und mittleren Anzahl Teilherden (Def.: >5 Rinder im Abstand von >100m zu weiteren Individuen (ohne Sichtkontakt). N=852 Aufnahmezeitpunkte.

Eine weitere verhaltensabhängige Weidewirkung auf die Fläche besteht in der Lokomotion der Rinder mit ihrer Trittwirkung. In einem halbstündigen Aufnahmeintervall bewegen sich die Tiere unabhängig von der Verhaltensweise durchschnittlich 54,6m fort. Dies entspricht einer Geschwindigkeit von rund 0,11km/h bzw. 0,08km/h bezogen auf 24h, also inkl. Nachtruhe. An einem Tag bewältigen die Rinder bezogen auf alle Weideflächen im Mittel 1858,2m. Diese tägliche Laufleistung wird stark von der Flächengröße der Weiden beeinflusst, wie eine entsprechend positive Korrelation belegt ($R_p=0,85$; $p<0,01$). Auf großen Weideflächen werden, einem logistischen Trend folgend, größere Distanzen zurückgelegt als auf kleinen (Abb. 21). Dementsprechend bewegen sich die Rinder auf der größten Koppel täglich mit durchschnittlich ~2380m fast doppelt so weit fort wie auf der kleinsten Weidefläche (~1260m/Tag). Allerdings bedeutet das nicht, dass die Verhaltensweise *Fortbewegen* auf den größeren Weideflächen häufiger vorkäme, vielmehr legen die Weidetiere dort während ihrer Lokomotion (*Grasen/Fortbewegen*) größere Strecken zurück, da z. B. Tränken, Ruheplätze oder Weidegründe weiter voneinander entfernt liegen.

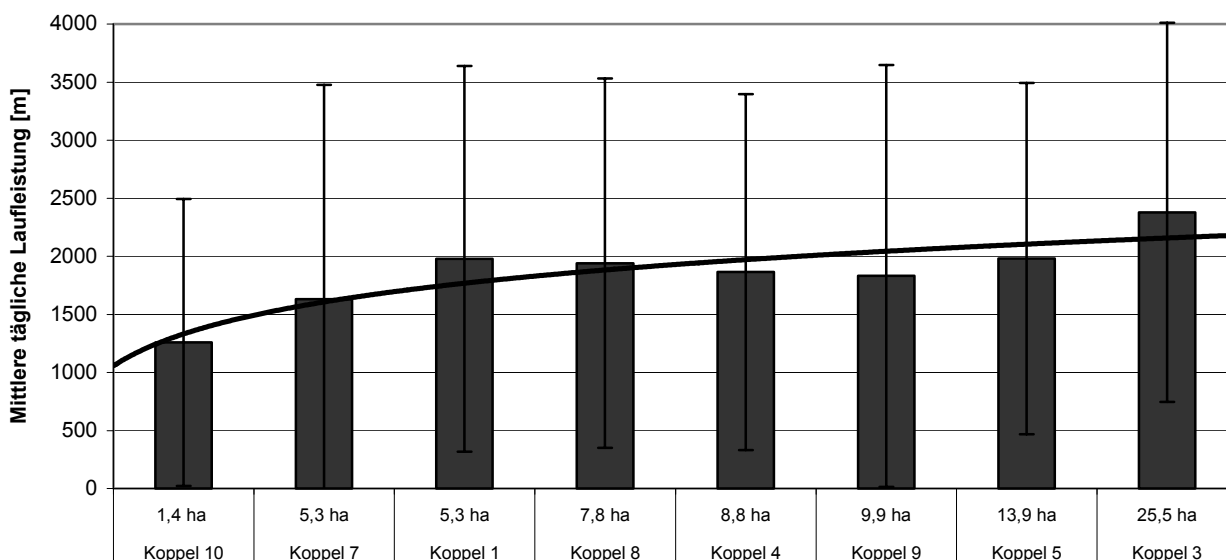


Abb. 21: Mittlere tägliche Laufleistung in Abhängigkeit der Weidegröße. Laufleistung= Hochrechnung der Fortbewegungsdistanz des räumlichen Herdenmittelpunkts zwischen Gegenhangfotoaufnahmen (30 Minuten). Log. Regressionsgerade ($R^2=0,85$). $N=852$.

5.1.1.3 Tagesrhythmik des Verhaltens

Das Verhalten der Rinder zeigt eine ausgeprägte Tagesrhythmik, bei dem sich Ruhe- und Weideperioden abwechseln. Wie das Summen-Ethogramm aller untersuchten Weideflächen im Jahresmittel verdeutlicht, dauert die Nachtruhe bis ca. 6:30h (Abb. 22). Daran schließt sich eine mehrstündige Periode des *Grasens* an, bis ca. 10:30h. Auf diese folgt die mittägliche Ruhephase mit Maximum um 12:00h. Das anschließende Bild der frühen Nachmittagsstunden ist in der überlagernden Summen-Darstellung uneinheitlich bzw. überlagert. Die Betrachtung einzelner Koppeln zeigt jedoch, dass sich auch der Nachmittag in eine wiederum alternierende Ruhe- und Weidephase aufteilt (Fallbeispiels: Abb.A.1 in Anh. 5.1). Anschließend findet zwischen 18:00h und 21:00h eine abendliche Phase des *Grasens* statt, woran sich wiederum die Nachtruhe anschließt. Die Schwerpunkte des *Trinkens* liegen morgens sowie am späteren Nachmittag bzw. Abend (Abb. 22). Allerdings trinken die Rinder, wenngleich seltener, auch während der Ruhephasen, da sich die Tränken in räumlicher Nähe zu den Lagerplätzen befinden. Das *Fortbewegen* weist ein ähnliches Zeitmuster wie das *Trinken* auf, wenn die Rinder zu den Tränken ziehen (Abb. 26). Die Verhaltensweise *Stehen* ist in der Summendarstellung mit gegeneinander verschobenen sich egalisierenden Verhaltensphasen schwer interpretierbar. Fallbeispiele von Einzelflächen zeigen jedoch die Übergangsrolle des *Stehens* zwischen *Ruhen* und *Grasens* (z. B. 10:00-11:00h/ 21:00-22:00h in Abb.A.1 in Anh. 5.1).

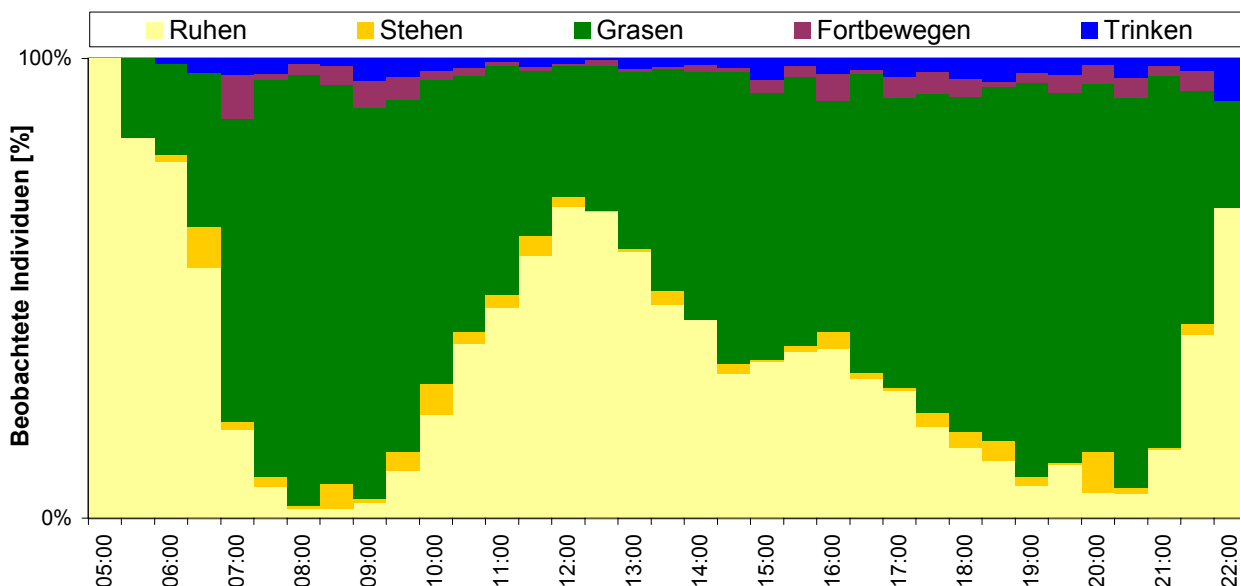


Abb. 22: Summen-Ethogramm: Tagesrhythmik des Rinderverhaltens im gesamten Beobachtungszeitraum (Mai-Sept. 2002). $N=852$ Verhaltensaufnahmen (Gegenhangfotografie) an 39 Beobachtungstagen, entspricht 20118 Individualbeobachtungen.

Auch der Raum, auf den die Weidewirkungen der Tiere Einfluss haben, der bereits geschilderte Herdenradius, unterliegt einer Tagesrhythmik. Entsprechend der Verhaltensweisen ist er während der Ruheperioden, besonders zur Nachtruhe, deutlich geringer als während der morgendlichen und abendlichen *Grasens*-Perioden (Abb. 23). Die mittäglichen Ruheperioden finden überwiegend in einem einzelnen, räumlich konzentrierten Herdenverband statt, die Nachtruhe wird sogar grundsätzlich gemeinsam in einer Herde verbracht. Zu den morgendlichen und abendlichen Weideperioden bilden sich häufig mehrere Kleingruppen von Weidetieren, die dann auch einen höheren Herdenradius aufweisen (Abb. 23). Die maximale Aufteilung in Kleingruppen ist während des abendlichen *Grasens* zu beobachten. Die Laufleistung der Rinder entspricht ebenfalls dieser geschilderten Tagesdynamik. Je 30minütigem Aufnahmeintervall bewegen sich die Rinder durchschnittlich 54,6m, im Tagesmittel rund 1860m fort. Die einzelnen Teilstrecken werden jedoch zu ganz unterschiedlichen Tageszeiten, entsprechend der Dynamik von Ruhe- und Grasensperioden, zurückgelegt. Die höchste Laufleistung wird morgens und am Abend, kurz vor Sonnenuntergang während des *Grasens* erbracht (Abb. 23). Sowohl zur Ruheperioden am Mittag, als auch während des nachmittäglichen Wechsels aus Ruhe- und Grasensperiode, liegen nur geringe Laufleistungen vor. Die Weidetiere bewegen sich dann maximal zur nächstgelegenen Tränke oder beweiden die Vegetation des Ruheplatzes. Während der (beobachteten) Dämmerungs- und Nachtstunden wird so gut wie keine Laufleistung erbracht (Abb. 23).

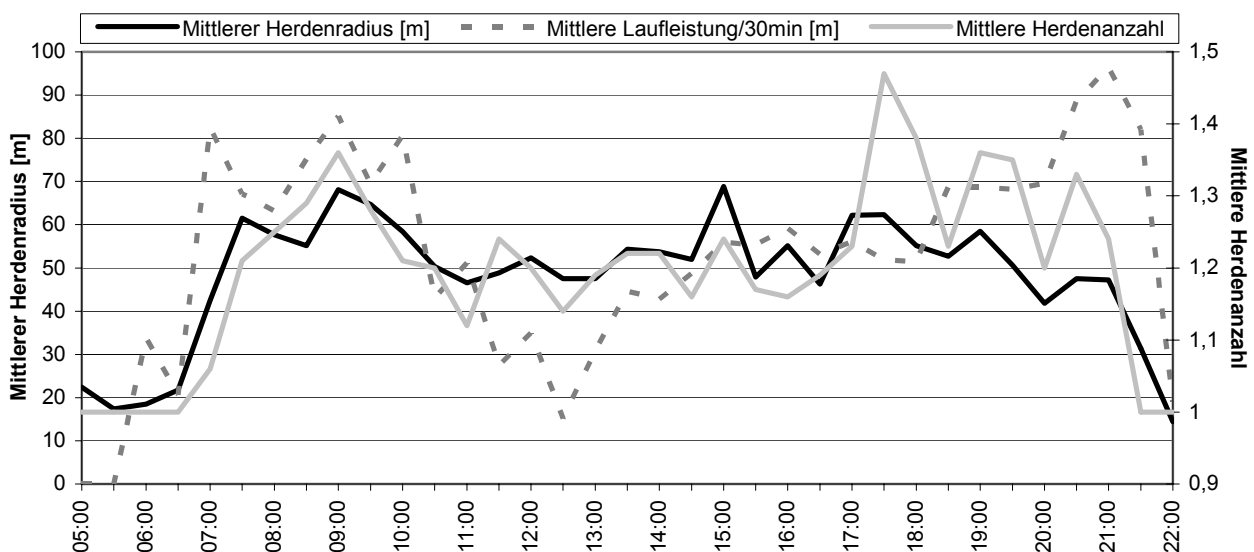


Abb. 23: Tagesrhythmik des durchschnittlichen Herdenradius, Laufleistung/30min und Anzahl Teilherden im gesamten Beobachtungszeitraum (Mai-Sept. 2002). N=852 Gegenhangfotos. Aus Gründen der Anschaulichkeit sind Standardabweichungen nicht dargestellt.

5.1.2 Raumnutzungsmuster von Rindern

5.1.2.1 Nutzungsdichte - Interpolation von Aufenthaltsdaten

Mittels Gegenhangfotografie konnten während der Vegetationsperiode 2002 an 39 Tagen auf acht verschiedenen Weideflächen insgesamt 1324 Diapositive von Rindern samt ihrer Verhaltensweisen erzeugt werden. Dadurch liegen bei einer Herdenstärke von 50 bzw. 16 Weidetieren insgesamt 20118 gemessene Aufenthaltspunkte von Rindern vor. Diese Aufenthaltspunkte sind weder zufällig noch gleichmäßig über die Fläche verteilt, sondern zeigen vielmehr eine starke Aggregation (Abb. 24), die als räumliche Autokorrelation statistisch belegt ist ($R=0,841$; $z=-12,01$; $p<0,01$). Die Aufenthaltspunkte der Rinder liegen über die gesamte Vegetationsperiode im Mittel $20,9\pm 6,6\text{m}$ auseinander.

Der erste Schritt einer GIS-gestützten räumlichen Analyse besteht neben deskriptiven Statistiken und deren Visualisierung in der Transformation der Rohdaten zu Dichten (PERRY ET AL. 2002, SAIDI & MENDE 1999). Solche flächigen Dichtekarten, mit der KERNEL-Interpolationsmethode aus „Punktwolken“ berechnet, verdeutlichen (anhand der Aufenthaltswahrscheinlichkeit, vgl. Kap. 3.2) die Flächennutzung und die Gradation ihrer Intensität. Gebräuchlicher Kennwert ist hierbei das so genannte „95%-Polygon“ (hellste, nicht weiße Farbschattierung in Abb. 25) als Maß für die geringste Nutzungsdichte. Diese Fläche gibt den Bereich einer 95% Aufenthaltswahrscheinlichkeit für ein Individuum der Rinderherde an. Es wird überlagert von Polygonen geringerer Aufenthaltswahrscheinlichkeit, also höherer Nutzungsdichte. In Arealen, wo sich solche Überlage-

rungen konzentrieren, liegen Dichtezentren vor (dunkelgrün in Abb. 25). Die drei kleinsten Weideflächen (Koppel 1,7,10) besitzen in Bezug auf das 25%-Polygon jeweils nur ein Dichtezentrum, während größere Weiden mehrere aufweisen (Abb. 25). Die größte Weidefläche, Koppel 3, beherbergt vier, meist als Ruhe- und Lagerplätze genutzten, Dichtezentren. Die Anzahl an Dichtezentren ist positiv mit der Flächengröße der Weide korreliert ($R_p=0,945$; $p<0,001$). Außerdem liegt bei großen Weideflächen eine „Verinselung“ der Nutzungsdichte vor, also eine Aufteilung und Zerklüftung der Wahrscheinlichkeitspolygone. Beispielsweise wird dort das 95%-Polygons von Bereichen noch niedrigerer Aufenthaltswahrscheinlichkeit bzw. Nutzungsdichte unterbrochen (weiß in Abb. 25), die häufig aus Verbuschungen und kleine Waldinseln bestehen (vgl. Abb. 25 und Luftbild in Abb. 24). Kleinere Weiden besitzen dagegen eher ungeteilte Wahrscheinlichkeitspolygone von kompakter Form (vgl. weiße und dunkelste Farbschattierung in Abb. 25).

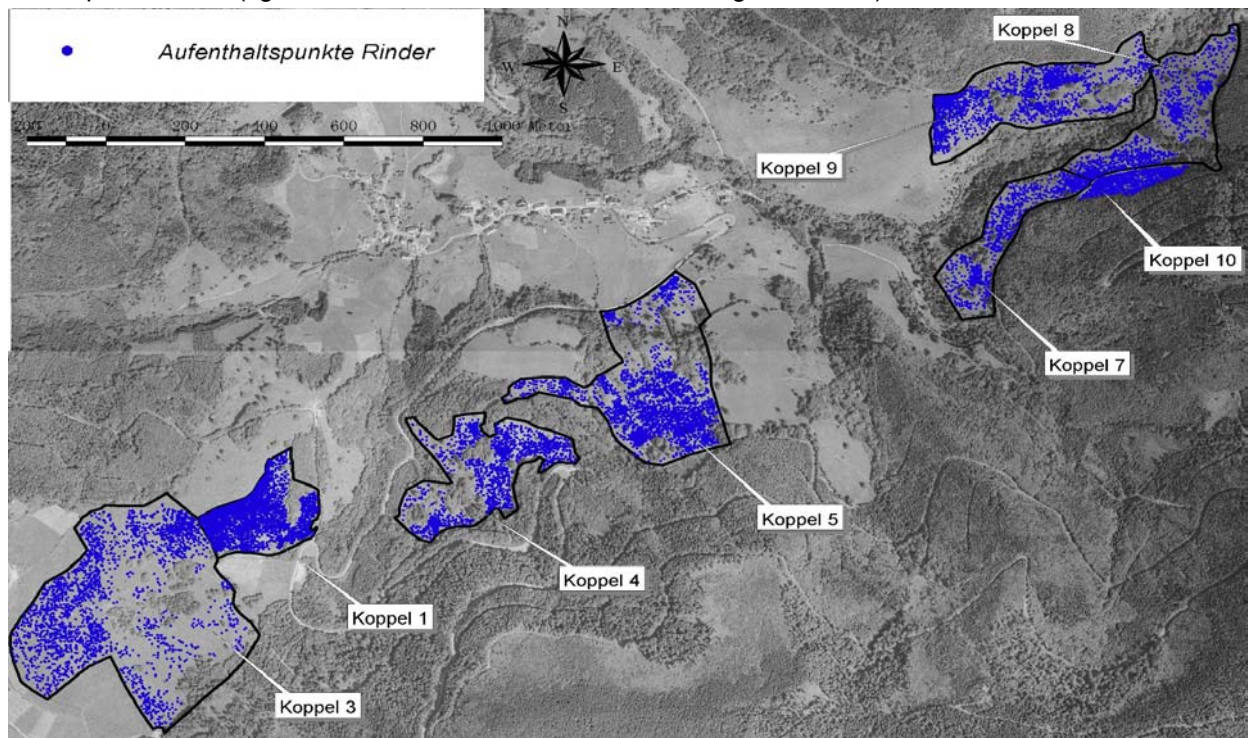


Abb. 24: Rinder-Aufenthaltspunkte auf (Jungvieh-) Allmendweiden, Prag 2002. N=20118. (Methode: Gegenhangfotografie)

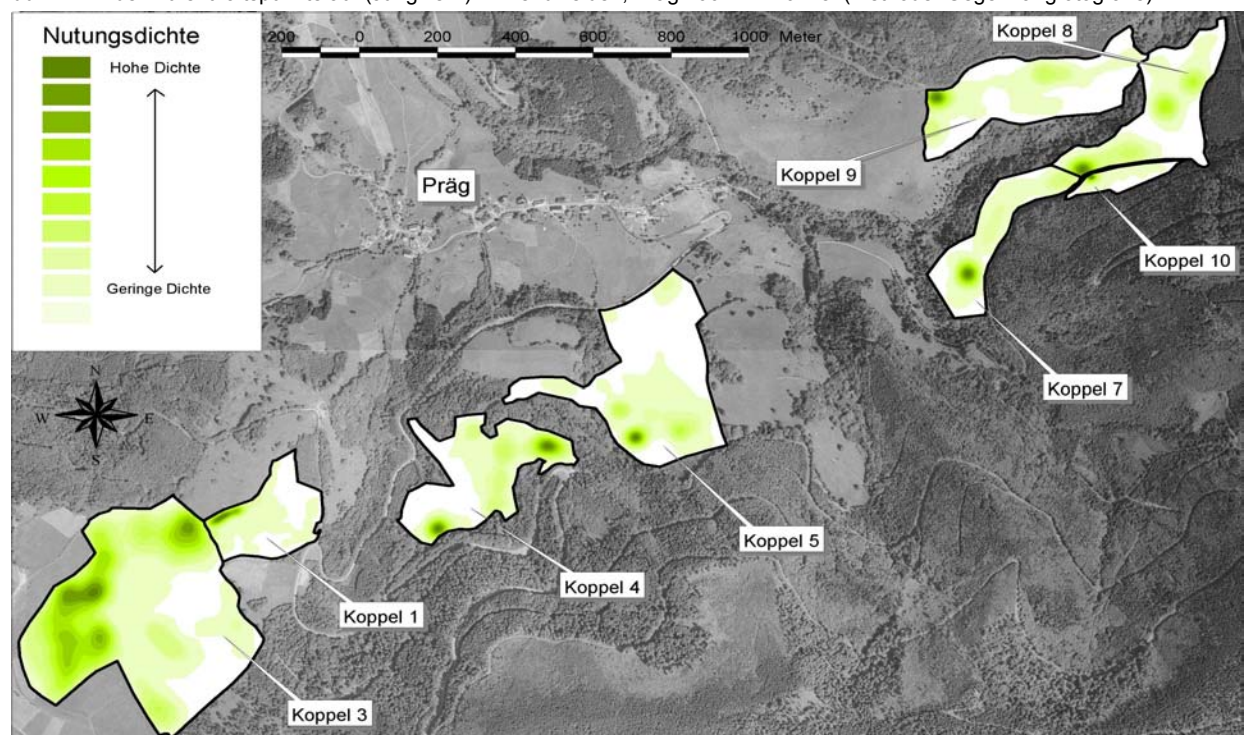


Abb. 25: Räumliche Interpolation von Rinder-Aufenthaltspunkten des Jahres 2002 zu Dichteverteilungen nach der KERNEL-Methode, mit *ad hoc*-calculations in *Animal Movement Analyst Extension* für Arcview 3.2 berechnet. Dichten basieren auf Aufenthaltswahrscheinlichkeiten (das hellste farbige, nicht weiße Polygon gibt die Fläche mit 95% Aufenthaltswahrscheinlichkeit an). N=20118

5.1.2.2 Funktionale Einheiten der Weideflächen

Durch die Kombination der gezeigten Aufenthaltsdaten mit den jeweiligen Verhaltensinformationen der Rinder entsteht ein spezifischeres Raumnutzungsmuster. Die Weideflächen lassen sich in verschiedene Nutzungsbereiche, sog. funktionale Einheiten unterteilen, die für die Weidetiere jeweils eine bestimmte Funktion erfüllen. Die Erfüllung der Grundbedürfnisse einer Rinderherde (fressen, trinken, schlafen, etc.) findet nicht gleichmäßig über die Weidefläche verteilt, sondern an unterschiedlichen, speziell hierfür vorgesehenen Lokalisationen statt. Diese funktionalen Einheiten werden unterschiedlich intensiv von den Rindern genutzt und lassen sich relativ gut gegeneinander abgrenzen, wenngleich es auch Überlappungen, d.h. nicht immer scharfe Grenzen gibt, beispielsweise wird ein Ruheplatz auch immer teilweise zum *Grasen* genutzt. Die Ermittlung der funktionalen Einheiten geschieht durch die separate räumliche Interpolation der Aufenthaltspunkte jeder Verhaltensweisen: *Trinken*, *Ruhen*, *Fortbewegen*, *Stehen* und *Grasen*. Die KERNEL-Methode generiert graduelle Nutzungsdichten der entsprechenden funktionalen Einheiten: *Trinkplatz*, *Ruheplatz*, *Zugstrecke*, *indifferenter Weidegrund* (*Stehen* wird sensu FISCHER 2000 der Nahrungsaufnahme zugeordnet, s. Kap. 5.4.1) und *Weidegrund*. Diese funktionalen Einheiten werden vom 95%-Polygon (jeweils hellste Farbschattierung) gegen die *ungenutzte Restfläche* sowie andere funktionale Einheiten abgegrenzt (Abb. 25). Die *ungenutzte Restfläche* ist der Bereich, der mit 95%iger (Aufenthalts-) Wahrscheinlichkeit keiner der Verhaltensweisen zugeordnet werden kann (transparent in Abb. 25).

Die untersuchten Jungviehweiden differenzieren sich so im Mittel in kleine Funktionseinheiten, wie *Trinkplätze* (5,9% der Weideflächen), *Ruheplätze* (2,8%) und *Zugstrecken* (8,5%), sowie in größere funktionale Einheiten. Unter Letztgenannten machen neben dem auf der Verhaltensweise *Stehen* basierenden *Indifferentem Weidegrund* (12,0%), die *Weidegründe* mit 55,2% mehr als die Hälfte der Fläche aus. Ein gutes Drittel (38,6%) verbleibt nach dieser Interpolationsmethode als *ungenutzte Restfläche*. Diese *ungenutzte Restfläche* unterteilt sich wiederum in Wald (20,6%), über den methodisch bedingt keinen weiteren Aussagen getroffen werden können, und ungenutztes Offenland (18%). Wegen der räumlichen Überlagerung der einzelnen Nutzungspolygone beträgt die Gesamtnutzung der Flächen mehr als hundert Prozent. Aufgrund der Tatsache, dass einzelne funktionale Bereiche jedoch mehrfach genutzt werden können, ein *Ruheplatz* wird beispielsweise auch beweidet, erscheint dieser Umstand jedoch plausibel. Zu Vergleichszwecken werden dennoch auch relative Anteile mit Bezug auf die Gesamtfläche aller 95%-Polygone, folglich auch einer Summe von 100%, angegeben (Tab. 24).

Tab. 24: Relativer Flächenanteil [%] der Funktionalen Einheiten *Trinkplatz*, *Ruheplatz*, *Zugstrecke*, *indifferenter Weidegrund*, *Weidegrund* und *ungenutzte Restfläche* der (Jungvieh-) Allmendweiden, basierend auf dem 95%-Polygon (KERNEL-Interpolation). Aufgrund der räumlichen Überlagerung dieser Polygone sind bei Bezug auf die Koppelgröße Summenwerte je Koppel >100% vorhanden, weshalb zusätzlich [in Klammern] relative Anteile bezogen auf die Gesamtfläche aller 95%-Polygone angegeben sind (Summe =100%)

Fläche	Größe [ha]	Lagerplatz	Trinkplatz	Zugstrecke	Ind. Weidegr.	Weidegrund	Restfläche
Koppel 10	1,4	8,8 [6,2]	10,1 [7,0]	16,8 [11,8]	26,3 [18,4]	60,6 [42,2]	20,2 [14,2]
Koppel 7	5,3	4,5 [3,8]	2,1 [1,7]	8,6 [7,2]	7,4 [6,2]	65,8 [54,9]	31,4 [26,2]
Koppel 1	5,3	5,8 [4,2]	0,5 [0,4]	9,5 [6,8]	26,4 [18,9]	78,5 [65,1]	19,1 [13,7]
Koppel 8	7,8	7,5 [6,2]	4,3 [3,6]	7,5 [6,3]	5,7 [4,7]	52,4 [43,8]	42,3 [34,4]
Koppel 4	8,8	6,8 [6,0]	0,0 [0,0]	7,2 [6,3]	2,9 [2,5]	46,3 [40,6]	50,9 [44,6]
Koppel 9	9,9	4,2 [3,6]	1,5 [1,3]	5,0 [4,3]	12,6 [10,8]	55,3 [47,5]	37,9 [32,5]
Koppel 5	13,9	2,6 [2,2]	3,0 [2,5]	8,7 [7,1]	12,1 [9,9]	44,8 [36,8]	50,6 [41,5]
Koppel 3	25,5	6,9 [6,3]	0,6 [0,6]	4,4 [4,4]	2,9 [2,6]	38,0 [34,0]	56,8 [51,8]

Die Nutzungspolygone der funktionalen Einheiten sind nicht willkürlich auf der Weidefläche verteilt, sondern zeigen vielmehr eine charakteristische Anordnung. Einige funktionale Einheiten wie *Trinkplätze* sind an das Vorhandensein von Wasserquellen in Form von Fließgewässern, Quelltöpfen oder künstlichen Tränken gebunden. Koppel 1 beispielsweise besitzt nur zwei künstliche Tränken (Abb. 26). Ein Teil der Weiden, Koppel 8 und 10 beherbergen ausschließlich Fließgewässer bzw. aus ihnen gespeiste, am Talgrund der Weiden gelegene, Auffangbecken als *Trinkplätze*. In diesen Fällen werden die Fließgewässer auf ihrer gesamten, die Koppel durchkreuzenden, Länge genutzt, was eine entsprechend lineare Gestalt der Trinkplätze zeigt (Abb. 26). Eine andere Gruppe von Weideflächen (Koppel 3, 7 und 9) weist, trotz der Anwesenheit von Fließgewässern, eher punktförmige *Trinkplätze* auf. Durch Leitungssysteme und Pumpentechnik liegen künstlichen Tränken jeweils höher als die Bachläufe, sind also für das Vieh leichter zu erreichen und werden folglich bevorzugt genutzt (Abb. 26).

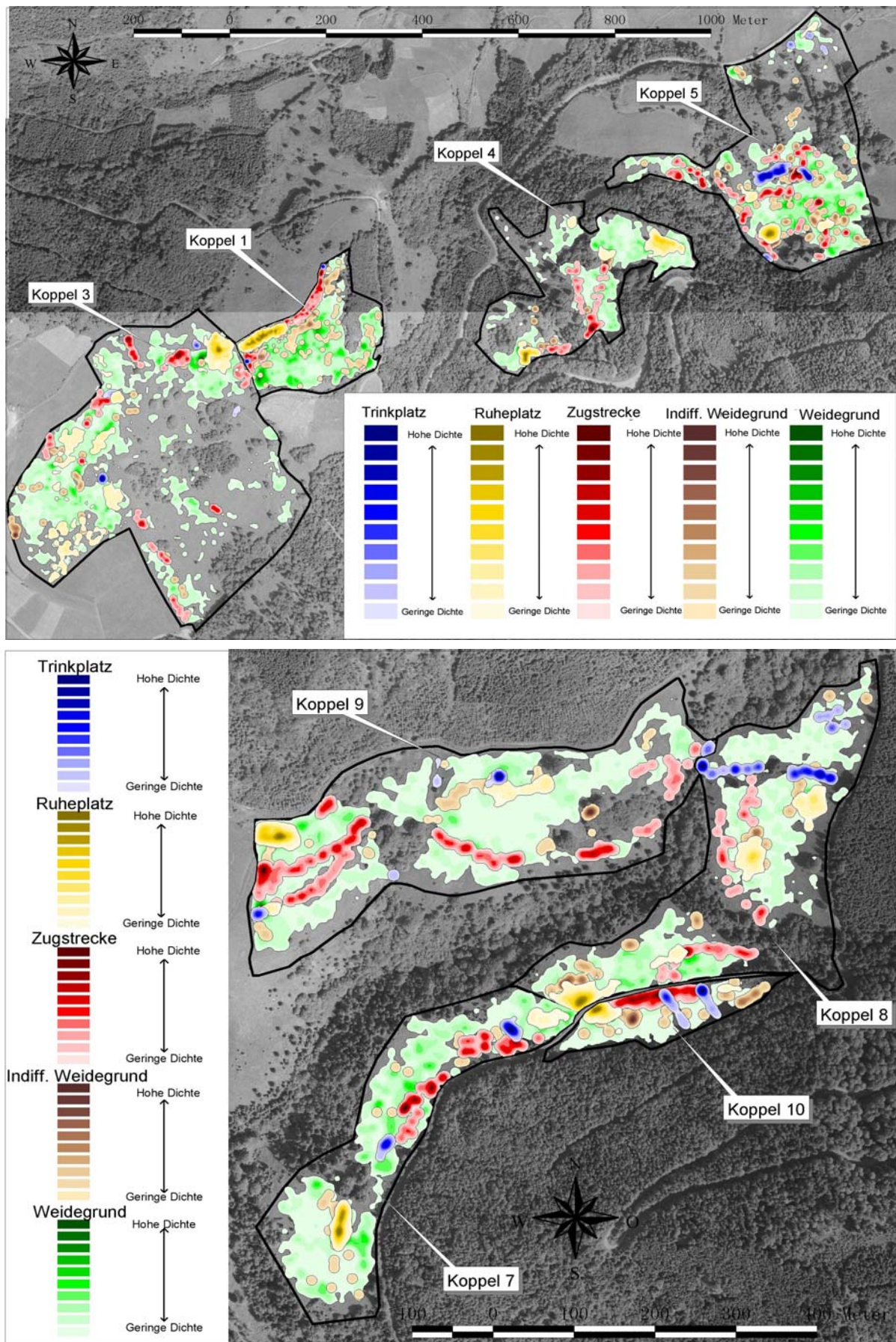


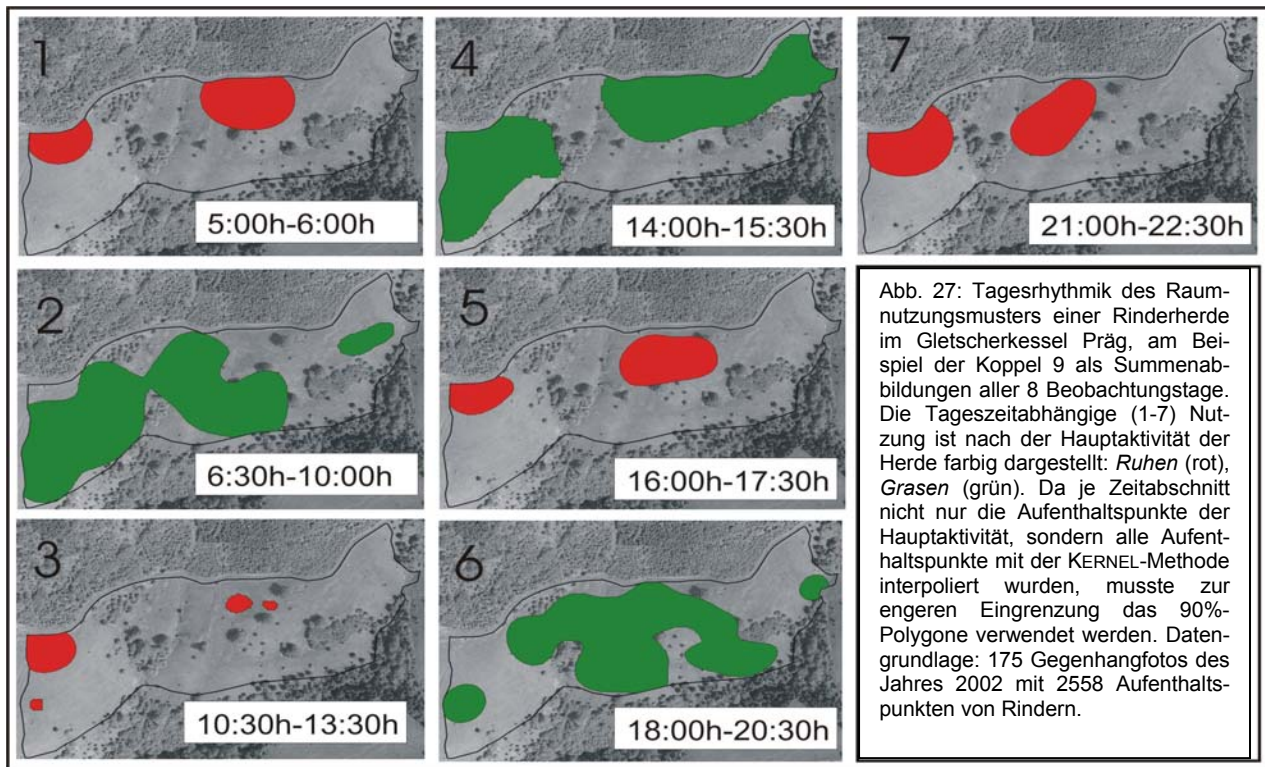
Abb. 26: Funktionale Einheiten *Trinkplatz*, *Ruheplatz*, *Zugstrecke*, *indifferenter Weidegrund* und *Weidegrund* der Koppeln 1-6 (oben) und Koppeln 7-10 (unten) im Gletscherkessel Präg. Je funktionaler Einheit wurden die Rinder-Aufhaltungspunkte der entsprechenden Verhaltensweisen *Trinken*, *Ruhen*, *Fortbewegen*, *Stehen* und *Grasen* nach der KERNEL-Methode räumlich interpoliert. Die hellsten Polygone einer Farbe geben jeweils das 95%-Polygon (geringsten Nutzungsdichte) an, was die funktionalen Einheiten gegen die *ungenuzte Restfläche* abgrenzt. Berechnung mit „Animal Movement Analyst Extension“ (Glättungsfaktor=2). $N_{RUHEN} = 6535$, $N_{GRASEN} = 11765$, $N_{STEHEN} = 537$, $N_{FORTBEWEGEN} = 753$, $N_{TRINKEN} = 505$.

Kleine Weiden, wie die Koppeln 1, 7 und 10 haben einen Haupt-*Ruheplatz*. Mittelgroße Flächen, Koppel 4, 8 und 9, besitzen zwei bis drei Haupt-*Ruheplätze*, die meist relativ weit voneinander entfernt liegen (Abb. 26). Die beiden größten Koppeln 3 und 5 weisen mehrere, kleine Ruheplätze auf, die sich jeweils im höchstgelegenen Bereich der Weide befinden, also im westlichen Hochplateau von Koppel 3 bzw. in der südlichen Hälfte von Koppel 5. *Zugstrecken* verbinden die *Trink-* und *Ruheplätze* miteinander, was besonders bei kleinen Weiden (Koppel 1, 10) deutlich ausgeprägt ist (Abb. 26). Zum Teil führen *Zugstrecken* aber auch durch die Weidegründe, z. B. im Zentrum von Koppel 4 und im Süden und Osten von Koppel 9.

Die *Weidegründe*, auf der Basis des *Grasens* berechnet, nehmen die größten Flächenanteile ein. Ihre Flächenanteil ist jedoch von der Größe der Weide abhängig, wie eine entsprechende, negative Korrelation belegt ($R_p = -0,74$; $p < 0,05$). Auf kleinen Koppeln ist der Flächenanteil der *Weidegründe* höher als auf großen Weiden. Zudem sind die *Weidegründe* kleiner Koppeln (z. B. Koppel 1) von geschlossener, kompakter Form, während sie auf großen Weiden ein zerstreutes Bild aufweisen, z. B. in Koppel 3 (Abb. 26). *Weidegründe* werden im Gegensatz zu den anderen funktionale Einheiten nicht mit punktuell hohen Intensitäten, sondern eher mit gleichmäßiger Intensität genutzt (Abb. 26). Die *indifferenten Weidegründe* (Interpolation der Verhaltensweise *Stehen*) liegen in vielen Fällen punktuell innerhalb der *Weidegründe*, z. B. Koppel 1 (Abb. 26), was die Zuordnung sensu FISCHER (2000) des *Stehens* zur Nahrungsaufnahme (s.o.) belegt. Der Anteil *ungenutzter Restfläche* (=gemäß KERNEL-Interpolation keiner anderen Funktionseinheit zuzuordnen) steigt mit der Flächengröße der Weiden an, wie eine positive Korrelation belegt ($R_p = 0,80$; $p < 0,01$). Auf großen Weiden (Koppel 3,4,5) macht die *ungenutzter Restfläche* die flächenmäßig größte Funktionseinheit aus, während sie bei kleinen Weiden nur kleine Anteile ausmachen, da dort fast die gesamte Flächen von anderen Funktionseinheiten eingenommen wird (Tab. 24).

Im Gesamtbild aller funktionalen Einheiten zeigen sich kleinere Weiden deutlich kompakter. *Ruhe-* und *Trinkplätze* werden untereinander durch klar erkennbare, ununterbrochene *Zugstrecken* verbunden, während die *Weidegründe*, von Waldstücken abgesehen, in der Peripherie der Fläche liegen. Auf kleinen Weideflächen überlagern sich die funktionalen Einheiten eher als auf großen Koppeln, wie eine Korrelation statistisch signifikant belegt ($R_p = -0,69$; $p < 0,05$). Auf kleinen Weiden werden also viele Flächenabschnitte mehrfach, d.h. durch verschiedene Funktionseinheiten genutzt, beispielsweise 42,8% von Koppel 10. Im Gegensatz dazu ist die Lage der funktionalen Einheiten auf großen Weiden deutlich zerstreuter. Verschiedene Funktionseinheiten überlagern sich auf großen Weiden zu einem geringen Teil, z. B. auf Koppel 3 nur zu 9,5%. Die Mehrfachnutzung bestimmter Flächenabschnitte ist auf großen Weiden geringer, weshalb diese mit ihren nebeneinander angeordneten Funktionseinheiten als „strukturiertes“ gelten können.

Entsprechend der Tagesrhythmik des Verhaltens, bei der sich die beiden häufigsten Verhaltensweisen *Ruhen* und *Grasen* charakteristisch abwechseln, existiert auch eine vergleichbare alternierende Tagesdynamik der Raumnutzung von *Ruheplätzen* bzw. *Weidegründen*. Allerdings ist diese Tagesrhythmik der Raumnutzung im Gegensatz zu den Ethogrammen der Verhaltensweisen (Kap. 5.1.1.3.) wegen egalisierender Wirkungen nicht mehr in Summendiagrammen, sondern nur noch an Fallbeispielen einzelner Koppeln darstellbar (zusätzlich muss die Zeitachse gruppiert werden). An die Nachtruhe (Nr. 1 in Abb. 27) schließt sich eine Phase des *Grasens* (2 in Abb. 27), auf *Weidegründen* in räumlicher Nähe zu den *Ruheplätzen* an. Während der Mittagsruhe auf den beiden *Ruheplätzen* sind auch „Ausflüge“ zu den Tränken im Südwesten und im Zentrum der Fläche, als jeweils kleinere Sub-Polygone, zu verzeichnen (3 in Abb. 27). Die nachmittägliche (4 in Abb. 27) sowie die abendliche Weideperiode (6 in Abb. 27), jeweils von Ruheperiode (5, 7 in Abb. 27) gefolgt, erstrecken sich auch über entlegene *Weidegründe*. Diese zeitlichen Nutzungsmuster sind über die gesamte Vegetationsperiode vorhanden und lassen sich auf allen Weideflächen in sehr ähnlicher Form finden, verschieben sich allerdings in Abhängigkeit der Flächeneigenschaften um 30 Minuten bis eine Stunde.



5.1.2.3 Raumnutzungsmuster und Vegetation

Die Raumnutzung einer Weidefläche durch die Rinderherde wird in starkem Maße von der vorhandenen Vegetation geprägt. Die meisten Aufenthaltspunkte von Rindern liegen, ungeachtet des jeweiligen Verhaltens, in *Lägerfluren* (26,5%) und *fettem Grünland* (25,8%), gefolgt von *mageren lückigen Grünland* (14,0%) und *mesophilem Grünland* mit 12,6% bzw. 7,8% (vgl. Aufenthaltspunkte in Abb. 24 und Vegetationstypen in Abb.A.2 in Anh. 5.1). Abgesehen von *Viehgangeln* (3,9%) werden die übrigen Vegetationstypen von den Rindern nur selten frequentiert (Tab. 25). Da die einzelnen Vegetationstypen aber verschiedene Flächenanteile an den Weiden einnehmen (Tab. 25), kommt ihnen auch eine unterschiedliche Bedeutung bei der Raumnutzung zu. Beispielsweise machen *Viehgangeln* nur 2,3% der Fläche aus, werden aber mit einem Frequentierungsanteil von 3,9% überproportional häufig genutzt. Ein vergleichsweise hoher Präferenz-Index nach PRATT ET AL. (1986), der Logarithmus des Verhältnisses von Frequentierung und Flächenanteil, von 0,31 verdeutlicht dies (Tab. 25). *Lägerfluren* werden mit 26,5% um ein vielfaches häufiger frequentiert, als ihr Flächenanteil von 3,2% vermuten ließe, wie ein Präferenz-Index von 0,92 belegt. Weiterhin bevorzugen die Rinder *Tränken* und die Vegetation ihrer unmittelbaren Umgebung (Präferenz-Index=1,43). Dagegen werden *Verbuschungen* und alle Vegetationstypen mit *Zwergsträuchern* sowie *Offenbodenstellen* und *mageres frisches Grünland* von den Rindern in deutlich geringerem Umfang aufgesucht, als es ihrem Flächenanteil entspräche, was deren hohe, negative Präferenz-Indices belegen (Tab. 25). Andere Vegetationstypen wie *Feuchtstellen/Fließgewässer*, *fettes Grünland*, *mageres lückiges Grünland*, *kräuter-* sowie *grasreiches mesophiles Grünland* werden in einem etwa ihrem Flächenanteil entsprechenden Ausmaß genutzt, was auch aus den Präferenz-Indices mit Werten nahe Null hervorgeht (Tab. 25). Die großen Diskrepanzen beim Vegetationstyp *Wald/Einzelbaum* hingegen sind methodisch (Gegenhangfotografie) bedingt, da sie nur in Sonderfällen, d.h. an Rändern oder in lichterem Abschnitten, bearbeitet werden konnten. Abgesehen von *Viehgangeln* und *Tränken* besteht bezüglich der Nutzung der Vegetation also ein trophischer Gradient. Bereiche mit guter Nährstoffversorgung werden sehr häufig genutzt, während mesotrophe Vegetationstypen mittelmäßig häufig und magere Vegetationstypen eher selten frequentiert werden (vgl. Präferenz-Index, Tab. 25).

Tab. 25: Aufenthaltsschwerpunkte von Rindern auf 15 verschiedenen Vegetationstypen (vgl. Abb. A.2, Anh.5.1) der (Jungvieh-) Allmendweiden, dargestellt als Frequentierung (relative Häufigkeit der Aufenthalte). Der Präferenz-Index nach PRATT ET AL. (1986) ist der Logarithmus des Verhältnisses von Frequentierung zum Flächenanteil. Angaben zum Typus *Wald/Einzelbaum* beziehen sich auf die durch Gegenhangfotografie erfassbaren Gehölzränder und sind daher nicht flächendeckend.

Vegetationstyp	Frequentierung [%]	Flächenanteil [%]	Präferenz-Index
Tränke	0,4	< 0,1	1,43
Feuchtstelle / Fließgewässer	1,8	2,6	-0,11
Viehgangel / Weg	3,9	2,3	0,31
Verbuschung	1,1	2,9	-0,44
Dichte Zwergsträucher	0,9	5,0	-0,76
Mäßig dichte Zwergsträucher	0,8	2,8	-0,56
Lückige Zwergsträucher	0,8	4,3	-0,74
Offenbodenstelle	1,1	2,3	-0,19
Mageres lückiges Grünland	14,0	13,3	0,02
Mageres, frisches Grünland	0,9	2,5	-0,45
Mesophiles Grünland (grasreich)	7,8	10,8	-0,14
Mesophiles Grünland (kräuterreich)	12,6	13,0	-0,02
Fettes Grünland	25,8	17,4	0,17
Lägerflur	26,5	3,2	0,92
Wald / Einzelbaum	1,4	17,7	k. A.

Unter Berücksichtigung der einzelnen Verhaltensweisen der Weidetiere differenziert sich der Einfluss der Vegetation auf das Raumnutzungsmuster abermals. Das *Ruhen* findet signifikant häufiger auf *Lägerfluren* und *fettem Grünland* als auf allen anderen Vegetationstypen statt (Tab. 26). Außer den räumlich oftmals angrenzenden *Viehgangeln* werden alle anderen Vegetationstypen signifikant seltener zum *Ruhen* genutzt. Die Einheiten *Tränke*, *Feuchtstelle/Fließgewässer* und *Viehgangel* werden beim *Grasen* deutlich gemieden, wohingegen alle *Verbuschungs-* sowie *Zwergstrauchtypen* und besonders die *mageren* und *mesophilen Grünlandtypen* präferiert werden (Tab. 26). Von den auch zum *Ruhen* genutzt Vegetationstypen wird das *fette Grünland* zusätzlich abgeweidet, während *Lägerfluren* diesbezüglich gemieden werden (Tab. 26). Hinsichtlich des *Stehens* zeigt sich ein uneinheitliches Bild mit wenigen Signifikanzen (Tab. 26). Das *Fortbewegen* findet vor allem auf *Viehgangeln/Wegen*, aber auch in Teilen des *mageren* und *mesophilen Grünlandes* statt. Zudem liegen Zugstrecken teils auch entlang von Gehölzrändern (Tab. 26). *Tränken* und *Lägerfluren* dagegen werden zur *Fortbewegung* signifikant seltener genutzt, da sie ja meist Zielorte der Lokomotion sind. Das *Trinken* konzentriert sich logischerweise auf *Tränken* und *Feuchtstellen/Fließgewässer*. Allerdings existiert auch auf *Viehgangeln/Wegen* eine signifikante Häufung des *Trinkens*. Zum einen liegen zwei künstliche Tränken im Untersuchungsgebiet direkt an Wegen, zum anderen führen *Viehgangeln* fast immer zu *Tränken* oder durchqueren natürliche Gewässer, an deren Übergangsbereichen es aufgrund von Trennschärfe und Auflösungsvermögen der Bearbeitungsmethoden zu derartigen Fehleinschätzungen kommt. Bei der Analyse der verhaltensbezogenen Vegetationsnutzung zeigt sich wiederum der oben dargestellte Nährstoffgradient. *Ruhen* ist mit Nährstoffreichtum assoziiert, während Nahrungsaufnahme beim *Grasen* besonders mit mittelmäßiger und eher schlechterer Nährstoffversorgung einhergeht. *Fortbewegen* und *Trinken* finden überwiegend hiervon unabhängig, auf speziellen Einzeltypen statt.

Tab. 26: Nutzung von Vegetationstypen der (Jungvieh-) Allmendweiden nach Verhaltensweisen der Rinder. Angegeben sind die standardisierten Residuen (R) des Chi-Quadrat-Tests mit Signifikanzniveaus nach BÜHL & ZÖFEL (2000): *p<0,05 (R≥2); **p<0,01 (R≥2,6); ***p<0,0001 (R≥3,3). N=20118 Aufenthaltspunkte.

Vegetationstyp	<i>Ruhen</i>	<i>Grasen</i>	<i>Stehen</i>	<i>Fortbewegen</i>	<i>Trinken</i>
Tränke	-6,72***	-8,83***	-1,97	-2,33*	71,32***
Feuchtstelle / Fließgewässer	-10,32***	-6,78***	0,66	-0,04	68,91***
Viehgangel / Weg	1,84	-7,09***	-1,77	15,72***	10,00***
Verbuschung	-6,91***	6,07***	0,16	-1,74	-2,30*
Dichte Zwergsträucher	-5,23***	4,87***	-2,15*	-0,20	-2,09*
Mäßig dichte Zwergsträucher	-6,16***	5,04***	0,38	-0,37	-1,99
Lückige Zwergsträucher	-7,07***	5,81***	-1,05	0,50	-1,97
Mageres, lückiges Grünland	-9,72***	7,79***	-2,47*	2,35*	-2,74**
Mageres Grünland	-25,18***	20,28***	1,34	0,16	-8,37***
Mageres, frisches Grünland	-7,56***	6,14***	1,05	-1,02	-2,11*
Mesophiles Grünland (grasreich)	-18,04***	14,31***	-0,13	2,13*	-6,27***
Mesophiles Grünland (kräuterreich)	-20,80***	14,44***	7,99***	4,19***	-7,88***
Fettes Grünland	4,23***	2,45*	-1,76	1,20	-6,86***
Lägerflur	50,24***	-32,01***	-1,36	-12,06***	-9,80***
Wald / Einzelbaum	-4,04***	1,65	1,92	5,85***	-2,55*

Die (Frass-) Nutzung der Vegetationstypen unterliegt ebenfalls einer jahreszeitlichen Dynamik. Die zum *Grasen* wesentlichen Vegetationstypen (Tab. 26) werden von den Rindern im Verlauf einer Vegetationsperiode allerdings sehr unterschiedlich frequentiert (Abb. 28). Zu Beginn der Weideperiode konzentriert sich die Nahrungsaufnahme auf gut nährstoffversorgte Vegetationstypen wie *Lägerfluren*, *fettes Grünland* und *kräuterreiches mesophiles Grünland* (Abb. 28). Unter diesen erlangt das *fette Grünland* im Juni die Dominanz als häufigster zum *Grasen* aufgesuchter Vegetationstyp (Abb. 28). In der ersten Julihälfte fressen die Tiere zunehmend auch auf mageren Standorten, den Typen *grasreiches mesophiles Grünland* und verschiedene mageren Grünland-Typen (Abb. 28). Gerade diesem *Magergrünland* kommt während des gesamten Hochsommers bis Mitte/Ende August eine zentrale Rolle bei der Nahrungsaufnahme, als am häufigsten zum *Grasen* genutzten Vegetationstyp, zu (Abb. 28). Auch das *grasreiche mesophiles Grünland* tritt dann in der Bedeutung zurück (Abb. 28). In der Phase zwischen ersten und zweitem Umtrieb kommt es im Laufe des Augusts jedoch zu einer gewissen Erholung, d.h. einem Nachwachsen, des *fetten* sowie des *kräuterreichen mesophilen Grünlands* und in geringerem Umfang auch der *Lägerfluren* (Abb. 28). Diese werden dann am Ende der Vegetationsperiode bis Mitte September wieder öfter befressen. Parallel dazu verliert das nun zu weiten Teilen abgeweidete *Magergrünland* im Spätsommer wieder an Bedeutung (Abb. 28). Im Verlauf der Vegetationsperiode, besonders mit Beginn des Hochsommers, nimmt der Anteil des *Grasens* an *Verbuschungen* und mit *Zwergsträuchern* deutlich zu, bis diese im September eine nicht unerhebliche Rolle im Nahrungsspektrum der Rinder spielen (Abb. 28). Die Nutzung anderer Vegetationstypen, z.B. zum *Fortbewegen* (*Viehgangeln*, *Waldsäumen/Einzelbäumen*) oder zum *Trinken* (*Tränken*, *Feuchtstellen/Fließgewässer*) ändert sich im Laufe der Vegetationsperiode dagegen nicht wesentlich.

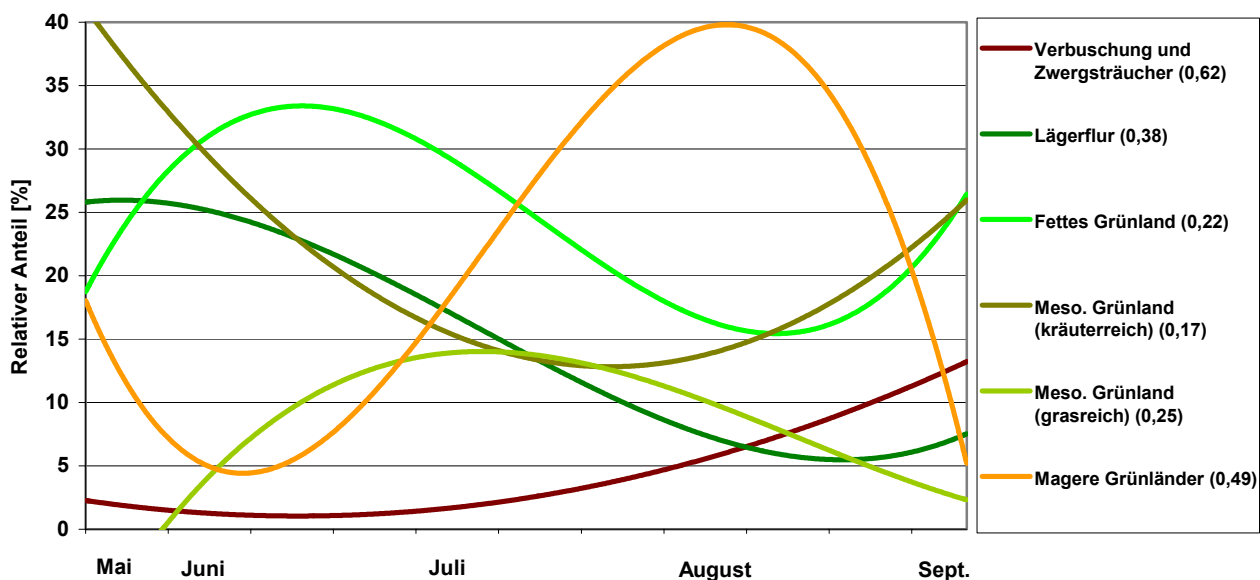


Abb. 28: Nutzungsanteile [%] der Vegetationstypen zum *Grasen* im Jahresverlauf 2002. Zur besseren Übersicht sind polynomische Trendlinien 2. und 3. Ordnung mit jeweiligem (R^2) anstelle der Messwerte angegeben. Alle *Zwergstauchtypen* und *Verbuschung* wurden genauso zusammengefasst, wie die drei mageren Vegetationstypen (vgl. Tab. 25, 26). *Feuchtstellen/Fließgewässer*, *Tränken*, *Viehgangeln* sowie *Wald/Einzelbaum* wurden wegen fehlender Dynamik und Bedeutung beim *Grasen* nicht abgebildet.

5.1.2.4 Beweidungsintensität im Rastergitter

Eine weiterführende Ursachenanalyse des Raumnutzungsmusters von Rindern ist nur unter Einbeziehung von Standortfaktoren und Eigenschaften der Weideflächen möglich. Da solche Daten aber flächenhaft und die ermittelten Rinder-Aufenthalte punktuell vorliegen, müssen letztere in eine flächenhafte Form, wie Rastergitter, transformiert werden. Nur so können die Beweidungsdaten mit den Standorteigenschaften in räumliche Deckung gebracht und statistisch ausgewertet werden. Daher haben sich auf Mesoebene 50m x 50m Rastergitter etabliert, auch in einigen ethologischen Arbeiten (FISCHER 2000, PUTMAN ET AL. 1991).

Im Unterschied zur bereits erläuterten, aus Punktdaten interpolierten, Nutzungsdichte (Kap. 5.1.2.1) stellt die nun neu ermittelte *Nutzungsintensität* die Nutzung je 50m x 50m Rasterzelle dar. Diese *Nutzungsintensität* wird berechnet, indem man je Rasterzelle die tatsächlich angetroffene Anzahl an Rindern mit ihrer bei hypothetischer Gleichverteilung angenommenen Anzahl vergleicht. Formel (4) liefert für jede Koppel flächenbe-

reinierte *Nutzungsintensitäten*, bei denen der Wert 1 einer Gleichverteilung entspräche. *Nutzungsintensitäten* >1 repräsentieren gegenüber der hypothetischen Gleichverteilung eine lokale „relative Übernutzung“ (rot in Abb. 29), Werte <1 hingegen eine lokale „relative Unternutzung“ (grün in Abb. 29). In Rasterzellen mit der *Nutzungsintensität* 0 konnten keine Rinder beobachtet werden (dunkelgrün in Abb. 29).

Formel 4	$B = \frac{X_{\text{real}}}{X_{\text{theor.}}}$	B	=	<i>Nutzungsintensität</i> der Rasterzelle
		X_{real}	=	Beobachtete Anzahl Rinder je Rasterzelle
		$X_{\text{theor.}}$	=	Theoretische Anzahl Rinder je Rasterzelle (Gleichverteilung)
		$B_{\text{flächenbereinigt}}$	=	$\frac{\sum \text{Aufenthaltspunkte je Weide} \times \text{Flächengröße Rasterzelle}}{\text{Flächengröße Weide}}$

Auf den 8 Jungviehkoppeln des Gletscherkessels Präg weisen 71,7% der Rasterzellen eine „relative Unternutzung“ auf. Auf einem Teil davon (3,1%) konnten im gesamten Untersuchungszeitraum keine Rinder angetroffen werden. Dagegen werden 28,3% der Rasterzellen, meist Rast- und Lagerplätze, „relativ übernutzt“ (Abb. 29). Darunter ist die höchste Klasse der *Nutzungsintensitäten*, mit Werten >3, nur auf 3,6% der Rasterzellen vorhanden. Die Rasterzelle mit der höchsten gemessenen *Nutzungsintensität* von 10,6 befindet sich an einem Lagerplatz im Westen von Koppel 1 (Abb. 29). Der Mittelwert der *Nutzungsintensität* beträgt berechnungsbedingt 1, der Median liegt als Vergleich jedoch bei 0,57, das untere Quartil beträgt 0,28, das obere Quartil 1,21. Außerdem ist das Verteilungsmuster der *Nutzungsintensitäten* im Rastergitter nicht zufällig, sondern aggregiert und weist eine deutliche Autokorrelation auf, wie entsprechende statistische Kennwerte belegen: MORAN'S I=0,235; Z=4,95; p<0,01; sowie GERAY'S C=0,88; Z=1,97; p<0,05. Demnach liegen stark beweidete Rasterzellen in Nachbarschaft ebenfalls intensiv genutzter Rasterzellen, während sich andererseits schwach beweidete Rasterzellen gruppieren

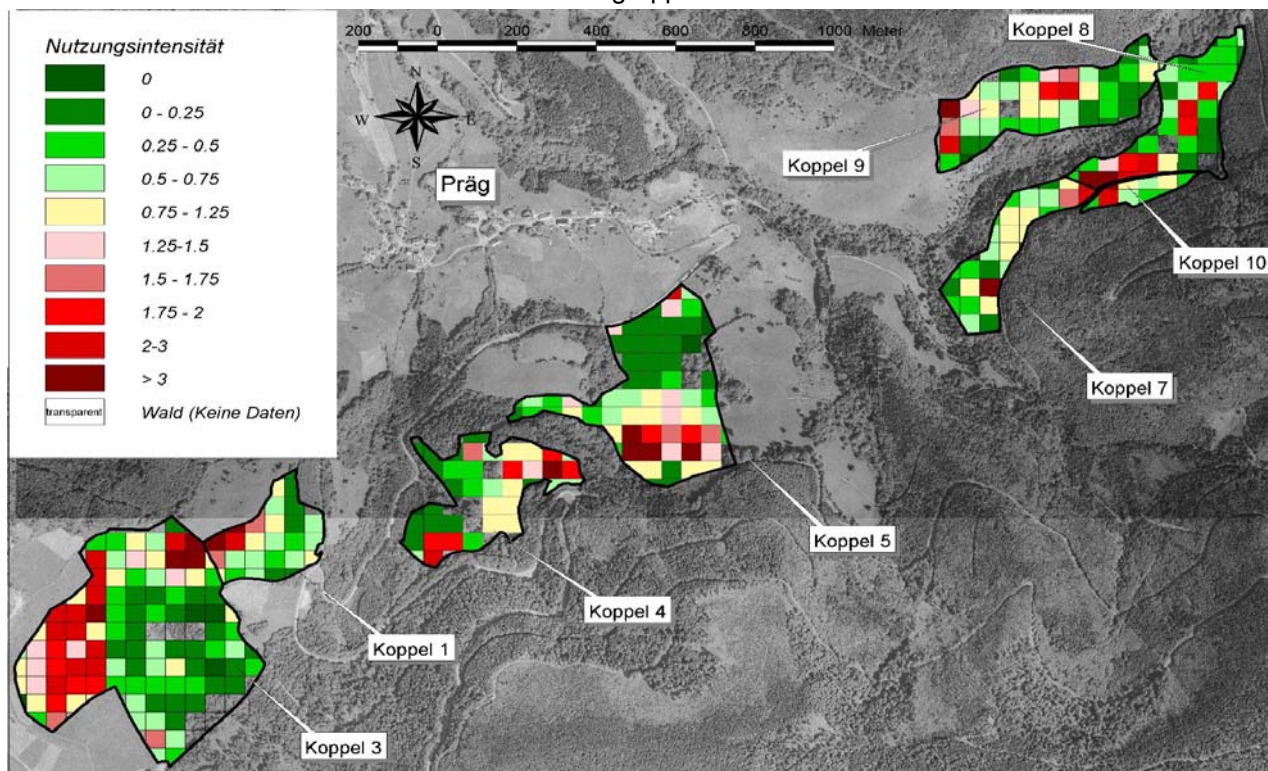


Abb. 29: *Nutzungsintensitäten* des Jahres 2002 auf 8 Jungviehkoppeln des Gletscherkessels Präg. Die Intensitätswerte sind auf eine hypothetische Gleichverteilung der 20118 Rinder-Aufenthaltspunkte im 50m x 50m Rastergitter der jeweiligen Koppeln bezogen. Methodisch bedingt (Gegenhangfotografie) liegen bei starker Bewaldung keine Daten vor (transparent). N=391 Rasterzellen.

Muster und Ausprägung der einzelnen Klassen der *Nutzungsintensität* sind jedoch keinesfalls auf allen untersuchten Weideflächen gleich. Auf kleinen Weideflächen, wie Koppel 10 oder Koppel 1, ist nur ein Teil der Intensitätsklassen vorhanden (Abb. 30). Erst ab einer Flächengröße von ~9ha (Koppel 4) ist das volle Spektrum der unterschiedlichen *Nutzungsintensitäten* ausgeprägt (Abb. 30). Der Flächenanteil der geringsten *Nutzungsintensität* (Intensitätsklasse 0-0,25) ist positiv mit der Flächengröße der Weiden korreliert ($R_p=0,692$; $p<0,05$). Große Weideflächen weisen also einen höheren Anteil sehr schwach beweideter Bereiche auf als kleine Koppeln. Die Anteile der übrigen *Nutzungsintensitäten* ändern sich mit nicht signifikant mit der Größe der Weide.

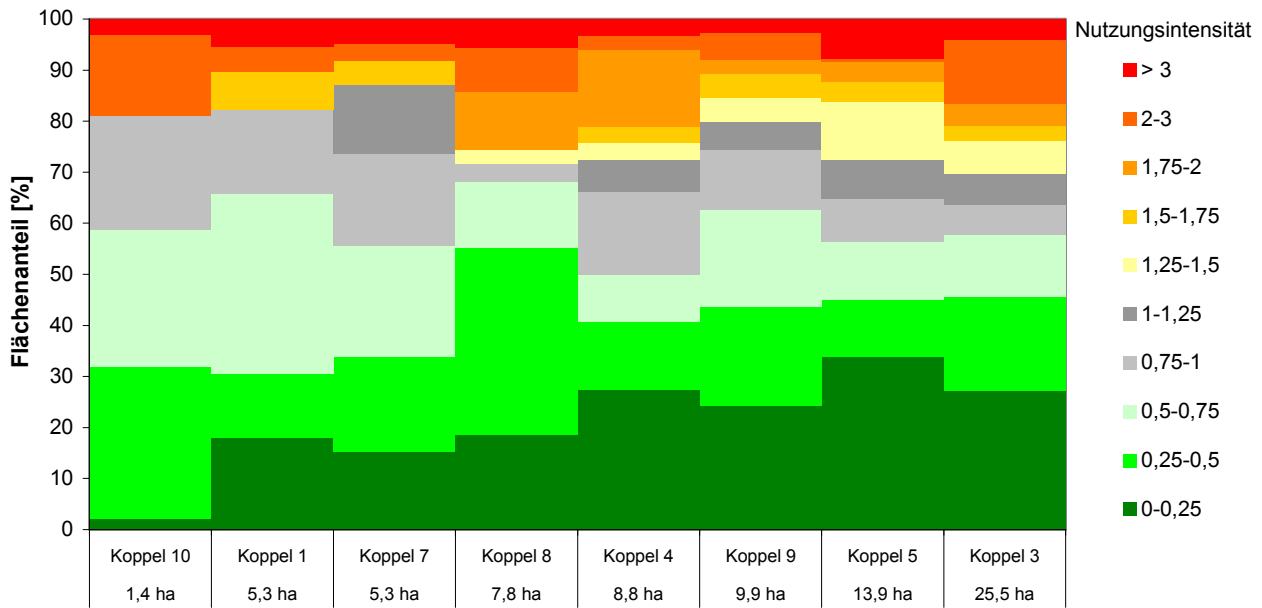


Abb. 30: Flächenanteile der Nutzungsintensitäts-Klassen in Abhängigkeit der Weidegröße. N=391 Rasterzellen.

Aber nicht nur die Größe der Weidefläche besitzt einen Einfluss auf die räumlichen Verteilung der *Nutzungsintensität*, sondern auch abiotische und standörtliche Eigenschaften der Fläche. Die *Nutzungsintensität* der Rasterzellen durch die Rinder variiert mit der Ausprägung dieser Flächeneigenschaften. So steigt sie beispielsweise mit zunehmender „relativer Höhe“, der Höhenlage innerhalb einer Koppel an (nicht zu verwechseln mit der absoluten Höhe ü.NN.), wie eine signifikante Korrelation belegt ($R_s=0,356$; $p<0,001$; s. auch Tab. 27). Zudem korreliert die *Nutzungsintensität* der Rinder positiv mit Grünlandzahl ($R_s=0,368$; $p<0,001$), (Kalk-) Düngung ($R_s=0,584$; $p<0,001$) und Biomasse ($R_s=0,320$; $p<0,001$). Wie negative Korrelationen belegt werden weit Lagerplatz entfernte ($R_s=0,450$; $p<0,001$), verbuschte ($R_s=-0,369$; $p<0,001$), zwergstrauchreiche ($R_s=-0,324$; $p<0,001$) Bereiche mit starker Hangneigung ($R_s=-0,176$; $p<0,01$) von den Rindern signifikant weniger genutzt (Tab. 27). In Bezug auf die *Nutzungsintensität* durch die Rinder spielt die Entfernung der Rasterzellen zur Tränke und ihre Exposition dagegen keine Rolle (Tab. 27). Zudem hängt die *Nutzungsintensität* einer Rasterzelle mit ihrer räumlichen Nachbarschaft zusammen, wie eine starke, positive Korrelation zeigt ($R_s=0,688$; $p<0,001$). Die höchste *Nutzungsintensität* ist auf in Nachbarschaft ebenfalls intensiv genutzter Rasterzellen anzutreffen, also räumlich aggregiert (s.o.). Die im Rastergitter der Mesoebene gefundenen Korrelationen besagen also, dass die Rinder die jeweils höchstgelegenen, flachen, unverbuchten Bereiche einer Weide mit guter Dünge- und Bodensituation (Grünlandzahl) am intensivsten nutzen (Tab. 27). Steilere, feuchtere, verbuschtere und in Relation tiefer gelegene und somit weiter von den Lagerplätzen entfernte Areale mit schlechterer Dünge- und Bodensituation werden dagegen wesentlich seltener genutzt (Tab. 27). Hinzu kommen die bereits dargelegten Effekte der Vegetation (Kap. 5.1.2.3), die nicht weiter korrelationsanalytisch untersucht wurden.

Tab. 27: Korrelationen der Nutzungsintensität bzw. der Anteile *Ruhen*, *Grasen* und *Fortbewegen* je Rasterzelle mit Eigenschaften der Jungviehweiden. Regressionskoeffizienten nach SPEARMAN [R_s] sind nach Signifikanzniveau [p] markiert. N=391 Rasterzellen.

Variable	Skala	Nutzungsintensität		Ruhen		Grasen		Fortbewegen	
		R_s	p	R_s	p	R_s	p	R_s	p
Relative Höhenlage	ordinal	0,356***	<0,001	0,264***	<0,001	0,208***	<0,001	0,119*	<0,05
Hangneigung	interv.	-0,176**	<0,01	-0,063	0,271	0,042	0,407	0,023	0,657
Südexposition	ordinal	0,000	0,994	-0,007	0,893	0,085	0,095	0,079	0,117
Feuchte	ordinal	-0,113*	<0,05	-0,046	0,387	-0,139**	<0,01	-0,059	0,261
Entfernung Lagerplatz	interv.	-0,450***	<0,001	-0,533***	<0,001	-0,346***	<0,001	-0,121*	<0,05
Entfernung Tränke	interv.	-0,022	0,683	-0,062	0,224	-0,026	0,603	-0,153**	<0,01
Grünlandzahl	interv.	0,368***	<0,001	0,207***	<0,001	0,177***	<0,001	0,045	0,391
Düngung	ordinal	0,584***	<0,001	0,393***	<0,001	0,456***	<0,001	0,117	< 0,05
Biomasse	ordinal	0,320***	<0,001	0,372***	<0,001	0,128*	<0,05	0,057	0,273
Verbuschung	ordinal	-0,369***	<0,001	-0,337***	<0,001	-0,264***	<0,001	-0,104*	<0,05
Zwergstrauchanteil	ordinal	-0,324***	<0,001	-0,271***	<0,001	-0,278***	<0,001	-0,042	0,426
Kräuteranteil	ordinal	0,313***	<0,001	0,269***	<0,001	0,203**	<0,01	0,085	0,111
Nachbarschaftseffekte	interv.	0,688***	<0,001	0,589***	<0,001	0,691***	<0,001	0,568***	<0,001

Die gezeigten Eigenschaften der Rasterzellen beeinflussen nicht nur die allgemeine *Nutzungsintensität*, sondern steuern auch einzelne Verhaltensweisen der Rinder, durch die ihr Raumnutzungsmuster differenziert wird. Diese Verhaltensweisen werden an speziellen Lokalitäten der Weidefläche, den funktionalen Einheiten (s.o.) ausgeführt. Eine Korrelationsanalyse der Verhaltensweisen (angegeben als Anteile der Verhaltensweisen je Rasterzelle) mit den Eigenschaften der Rasterzellen gibt Auskunft darüber, welche Faktoren die Verhaltensanteile und damit letztlich die funktionalen Einheiten bestimmen.

Ruhen und *Grasen* werden weitestgehend von denselben Flächeneigenschaften beeinflusst wie die allgemeine *Nutzungsintensität*. In Relation hochgelegene, gedüngte Rasterzellen mit hoher Bodenzahl und viel Biomasse werden von den Rindern signifikant häufiger zum *Ruhen* und *Grasen* aufgesucht (Tab. 27). Abseits der Lagerplätze gelegene, ungedüngte, verbuschte Rasterzellen mit geringer Grünlandzahl dienen signifikant seltener zum *Ruhen* und *Grasen* (Tab. 27). Im Unterschied zur (allgemeinen) *Nutzungsintensität* spielt die Hangneigung beim *Ruhen* und *Grasen* keine Rolle (Tab. 27). Die Bodenfeuchtigkeit ist in Bezug auf das *Ruhen* ohne Belang, während sie das *Grasen* vergleichsweise stärker negativ beeinflusst (Tab. 27). Auch variiert die Stärke der einzelnen Korrelations-Zusammenhänge (Tab. 27). Für das *Ruhen* besitzt die räumliche Nähe zum Lagerplatz einen besonders großen Effekt ($R_s = -0,533$; $p < 0,001$), was das *Grasen* weit weniger beeinflusst ($R_s = -0,346$; $p < 0,001$). Im Gegensatz dazu wird das *Grasen* besonders durch die Düngung ($R_s = 0,456$; $p < 0,001$) gesteuert, was der im Vergleich zweithöchsten Korrelationskoeffizienten zeigt (Tab. 27).

Das *Fortbewegen* der Rinder findet besonders in relativ hohe gelegenen ($R_s = 0,119$; $p < 0,05$), unverbuchten ($R_s = -0,104$ $p < 0,05$) Arealen der Weidefläche statt. Wie die signifikant negativen Korrelationen zeigen, ist *Fortbewegung* besonders häufig in Nähe der Tränken ($R_s = -0,121$; $p < 0,05$) und Lagerplätze ($R_s = -0,153$; $p < 0,01$) zu finden, da diese meist Ziel der Lokomotion sind und dort viele, häufig genutzte Viehgänge aus verschiedenen Bereichen einer Koppel zusammentreffen. Korrelationsanalysen des *Stehens* und *Trinkens* unterbleiben wegen der undeutlichen Verhaltenszuordnung bzw. der räumlichen Bindung an Tränken.

5.1.2.5 Beweidungsmodelle

Die gezeigten Einflüsse von Flächeneigenschaften einer Weide auf die Beweidungsparameter lassen sich durch Regressionsmodelle weiter quantifizieren und gewichten. Zudem kann mit Modellen das Beweidungs- und Raumnutzungsmuster im Rastergitter der Mesoebene vorausgesagt werden. Der Schwerpunkt der hier benutzten Regressionsmodelle (*Generalized Linear Modell, GLM*) liegt allerdings eher im erklärenden als im prädikativen Aspekt. Neben Modellen zur *Nutzungsintensität*, werden auch Modelle zu einzelnen Verhaltensweisen (*Ruhen, Grasen, Fortbewegen*) aufgestellt, um das Raumnutzungsmuster der Rinder weiter zu differenzieren. Dabei findet zusätzlich zu den Einflussvariablen der Korrelationsanalyse (Tab. 27) der Vegetationstyp (Kap. 5.1.2.3) Berücksichtigung in den Modellen.

Das Regressionsmodell zur *Nutzungsintensität* quantifiziert die Einflussgröße der Standorteigenschaften bei einer Modellgüte von $R^2 \sim 0,6$ in einem für Freilanddaten zufrieden stellendem Umfang. Den größten Einfluss auf die Verteilung der *Nutzungsintensität* im Rastergitter übt demnach der Vegetationstyp aus. Dabei sind vor allem die Vegetationstypen *Lägerflur, fettes Grünland* und *mageres Grünland* für hohe *Nutzungsintensitäten* verantwortlich, was u.a. ihrem hohen Erklärungsanteil an der Gesamtvariabilität (partielles Eta-Quadrat, η^2) zu entnehmen ist (Tab. 28,A). Dagegen bewirkt *mesophiles Grünland* einen vergleichsweise wesentlich schwächeren Effekt auf die *Nutzungsintensität*. Zwar sind in Tab. 27 nur die signifikanten Vegetationstypen aufgeführt, dennoch besitzen die Übrigen jedoch zumindest teilweise Trendcharakter, so dass die Variable *Vegetationstyp* in ihrer Gesamtheit von Bedeutung ist und nicht wie bei anderen Modellen (*Ruhen*, s. u.) auf einzelne, ausgewählte Vegetationstypen reduziert werden kann. Den zweitgrößten Effekt auf die Verteilung der *Nutzungsintensität* im Rastergitter besitzen ihre räumlichen Nachbarschaftseffekte (Tab. 28,A), d.h. hohe *Nutzungsintensitäten* aggregieren sich in Nachbarschaft von Rasterzellen mit ebenfalls hoher *Nutzungsintensität*. Das Regressionsmodell prognostiziert daher für Rasterzellen mit den genannten (fetten und mageren) Vegetationstypen, die sich in Nachbarschaft intensiv genutzter Rasterzellen befinden, die höchsten *Nutzungsintensitäten* (Abb. 31,A – Datenpunkte unter der Trendoberfläche z. T. nicht sichtbar). Außerdem wird die *Nutzungsintensität* der Rinder von den Faktoren *Düngung* und *relative Höhe* gesteuert

(Tab. 28,B). Das Modell sagt daher für gedüngte und (in Relation einer Koppel) hoch gelegene Rasterzellen die stärksten *Nutzungsintensitäten* voraus (Abb. 31,B). Der Einfluss der beiden letztgenannten Eigenschaften, *Düngung* und *relative Höhe*, ist im Vergleich zu dem von *Vegetationstyp* und *Nachbarschaftseffekten* jedoch wesentlich geringer, wie die statistischen Kennwerten F und T sowie der erklärte Varianzanteil (partielles Eta-Quadrat, η^2) verdeutlichen (Tab. 28,A). Das Regressionsmodell zur *Nutzungsintensität* besagt insgesamt also, dass hohe Rinderdichten vor allem an bestimmten, sehr nährstoffreichen oder mageren, Vegetationstypen in ebenfalls intensiv genutzter räumlicher Nachbarschaft anzutreffen bzw. vorauszusagen sind. Weiterhin liegen hohe *Nutzungsintensitäten* bei hohem Düngeeinfluss und in den oberen Hangbereichen einer Weidefläche vor.

Die durch das Modell prognostizierten *Nutzungsintensitäten* (Abb. 32) decken sich gut mit den tatsächlich im Gletscherkessel Präg beobachteten *Nutzungsintensitäten* (Abb. 29). Ein G-Wert [%] nach AGTERBERG (1984), eine relativ strenge Beurteilung der Vorhersagegüte (GUISAN & ZIMMERMANN 2000, vgl. Kap. 3.3), von 51,9% verdeutlicht dies. Die vorhergesagte *Nutzungsintensität* korreliert relativ stark mit der beobachteten *Nutzungsintensität* ($R_s = 0,773$; $p < 0,001$), was ebenfalls ein Maß der Prognosegüte darstellt. Zur Validierung werden Modellen am besten in Raum und Zeit auf andere Flächen bzw. Datensätze übertragen (GUISAN & ZIMMERMANN 2000). Für das Regressionsmodell zur *Nutzungsintensität* geschieht dies durch eine Anwendung auf andern Weideflächen (Koppel 2,6), die im Jahr 2000 mittels Gegenhangfotografie beprobt wurden (Kap. 3.1.3). Bei dieser Modellvalidierung auf anderen Weideflächen stimmen die durch das Modell prognostizierten *Nutzungsintensitäten* (Abb. 33, unten) sehr gut mit den real beobachteten *Nutzungsintensitäten* (Abb. 33, oben) überein. Mit einem G-Wert (s.o.) von 85,2% ist diese Übereinstimmung, d.h. die Vorhersagegüte auf den Koppeln 2 und 6 sehr hoch.

Tab. 28: Regressionsmodell (GLM) des Einflusses von Flächeneigenschaften der untersuchten Weiden auf die *Nutzungsintensität* bzw. Verhaltenanteile. Abhängige Variable (jeweils wurzeltransformiert): *Nutzungsintensität* (A), Anteil *Ruhen* (B), Anteil *Grasen* (C), Anteil *Fortbewegen* (D). Angegeben sind: Richtung des Einflusses (+/-), Kennwerte der F-Statistik mit Signifikanz p (F), Parameterschätzer F mit Signifikanz p (T) sowie ein partielles Eta-Quadrat (η^2), dass den erklärten Varianzanteil jeder Einflussvariablen widerspiegelt. Lücken der F-Statistik aufgrund der kategorialen Natur der Variablen *Vegetationstyp*. Aufgenommene Variablen: 14. Im Modell *Ruhen* (B) wurde die Variable *Entfernung Lagerplatz* weggelassen. N=391 Rasterzellen.

(A) Nutzungsintensität $R^2=0,598$ (Korr. $R^2=0,582$)

Erklärende Variablen	+/-	F	p (F)	T	p (T)	Partielles η^2
Vegetationstyp	+	10,902	< 0,001	-	-	0,275
Lagerflur	+	-	-	9,818	< 0,001	0,218
Fettes Grünland	+	-	-	7,058	< 0,001	0,126
Mageres GL	+	-	-	4,695	< 0,001	0,060
Mesophiles GL (grasreich)	+	-	-	2,794	< 0,05	0,022
Mesophiles GL (kräuterr.)	+	-	-	2,613	< 0,05	0,019
Nachbarschaftseffekte	+	47,420	< 0,001	6,886	< 0,001	0,121
Düngung	+	10,729	< 0,01	3,276	< 0,01	0,030
Relative Höhe	+	5,547	< 0,05	2,355	< 0,05	0,016

(B) Ruhen $R^2=0,537$ (Korr. $R^2=0,532$)

Erklärende Variablen	+/-	F	p (F)	T	p (T)	Partielles η^2
Lagerflur	+	230,440	< 0,001	15,180	< 0,001	0,393
Düngung	+	17,795	< 0,001	4,218	< 0,001	0,048
Fettes Grünland	+	8,301	< 0,01	2,881	< 0,01	0,023
Relative Höhe	+	4,076	< 0,05	2,019	< 0,05	0,011

(C) Grasen $R^2=0,483$ (Korr. $R^2=0,460$)

Erklärende Variablen	+/-	F	p (F)	T	p (T)	Partielles η^2
Vegetationstyp	+	8,118	< 0,001	-	-	0,220
Lagerflur	+	-	-	6,980	< 0,001	0,124
Mageres GL	+	-	-	5,662	< 0,001	0,084
Fettes Grünland	+	-	-	5,319	< 0,001	0,076
Mesophiles GL (grasreich)	+	-	-	2,967	< 0,01	0,025
Lückiges, mageres GL	+	-	-	2,447	< 0,05	0,017
Nachbarschaftseffekte	+	43,314	< 0,001	6,581	< 0,001	0,112
Hangneigung	+	28,979	< 0,001	5,383	< 0,001	0,077
Düngung	+	23,524	< 0,001	4,850	< 0,001	0,064

(D) Fortbewegen $R^2=0,204$ (Korr. $R^2=0,199$)

Erklärende Variablen	+/-	F	p (F)	T	p (T)	Partielles η^2
Nachbarschaftseffekte	+	78,153	< 0,001	8,840	< 0,001	0,179
Entfernung Tränke	-	5,644	< 0,05	-2,376	< 0,05	0,016

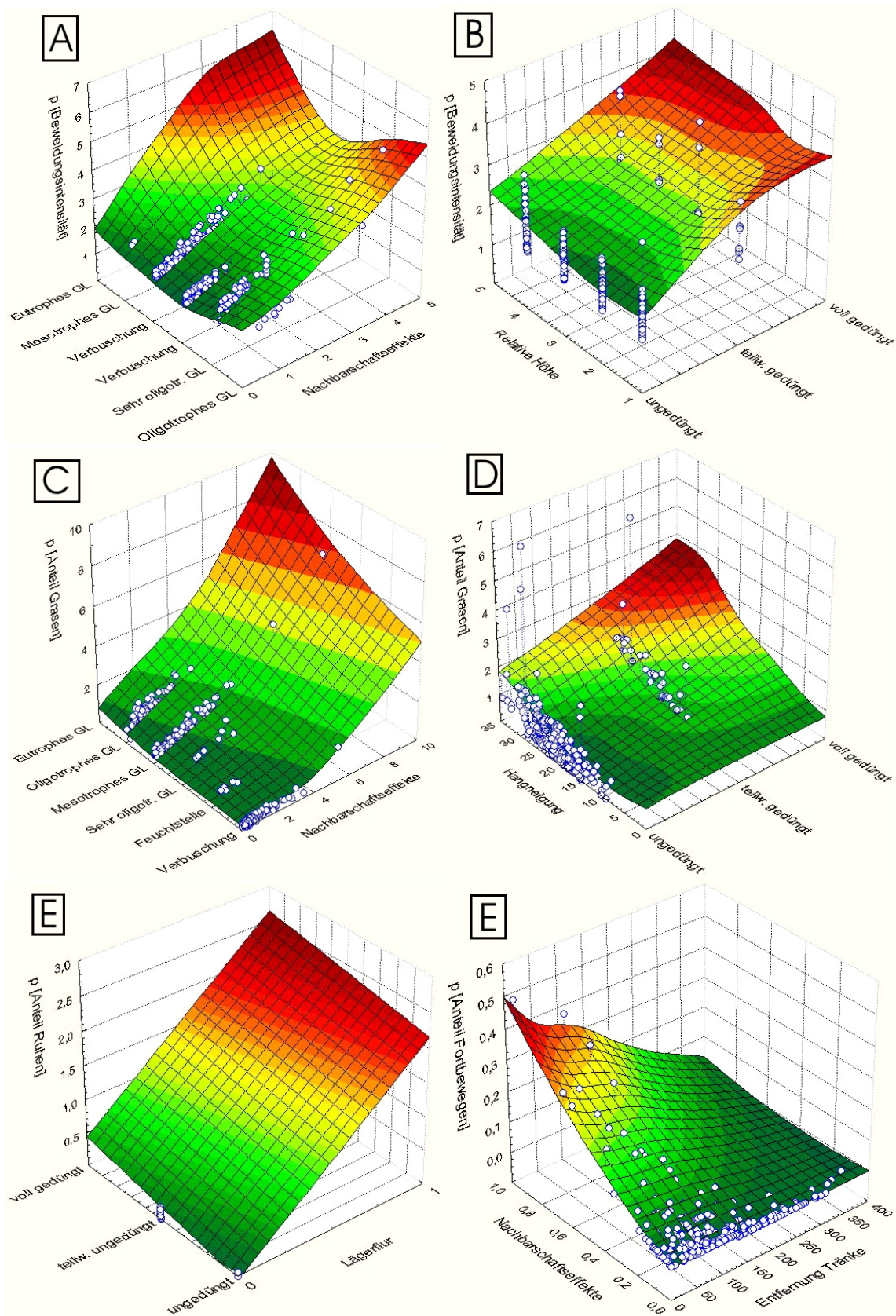


Abb. 31: Trendoberflächen der durch Regressionsmodelle (GLM) vorhergesagten Nutzungsintensitäten (A,B), Anteile Grasen (C, D), Anteile Ruhen (E) sowie Anteile Fortbewegen (F). Datenpunkte unter Trendoberfläche z. T. nicht sichtbar. Es sind jeweils die Flächen-eigenschaften mit den höchsten erklärten Varianzanteilen angegeben (vgl. Tab. 28). Die kategoriale Variable *Vegetationstyp* wurde der Anschaulichkeit halber folgendermaßen zusammengefasst: Eutrophes Grünland (=Lägerflur, fettes Grünland), Feuchtestelle (=Tränke, Fließgewässer), Mesotrophes Grünland (=mesophiles kräuterreiches und grasreiches Grünland), Verbuschung (=Verbuschung, alle 3 Zwergstrauchtypen, Wald/Einzelbaum), Oligotrophes Grünland (=mageres Grünland, m. frisches Grünland), sehr oligotrophes Grünland (=Offenbodenstelle, Viehgangel). Darstellungsart: distanzgewichtete K-Q-Glättung, für (E) linear wegen der Nominalvariablen *Lägerflur*. N=391 Rasterzellen.

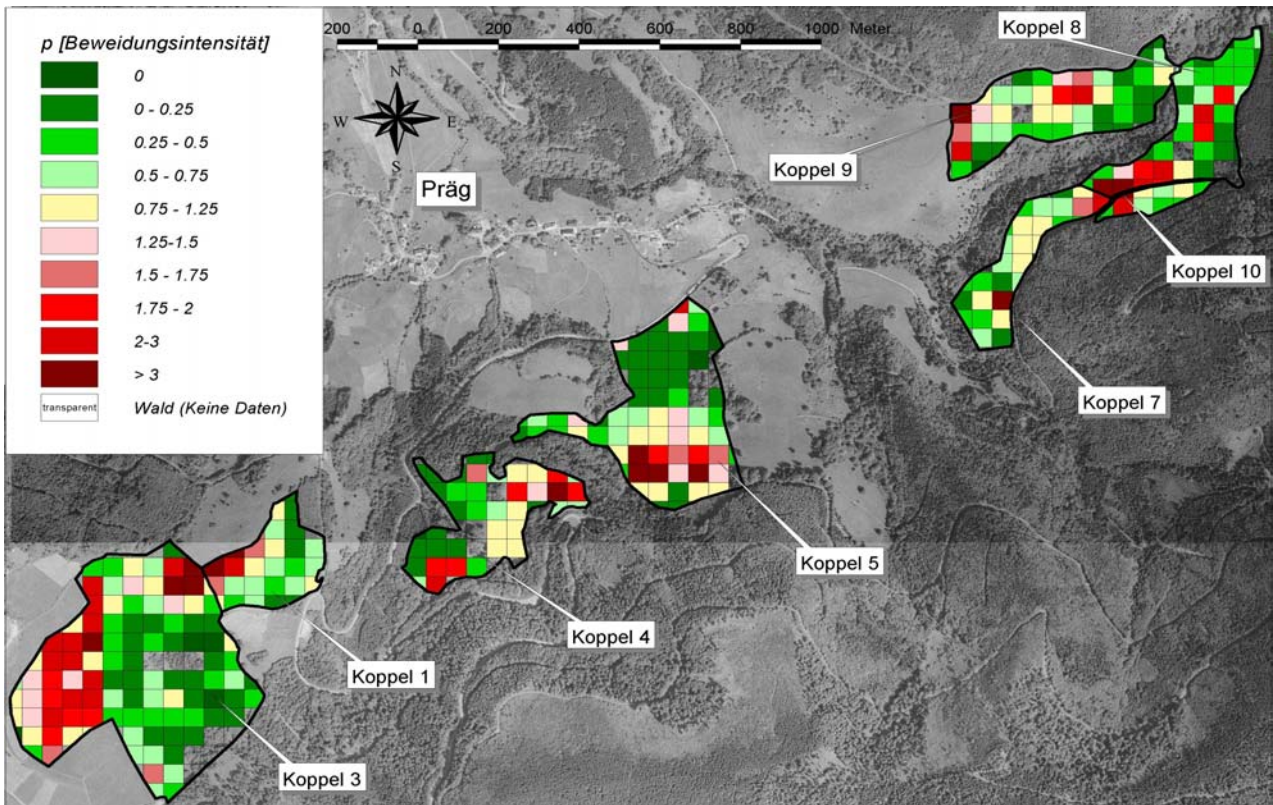


Abb. 32: Reklassifizierung: Mittels Regressionsmodell prognostizierte *Nutzungsintensitäten* im Gletscherkessel Präg. N=391.

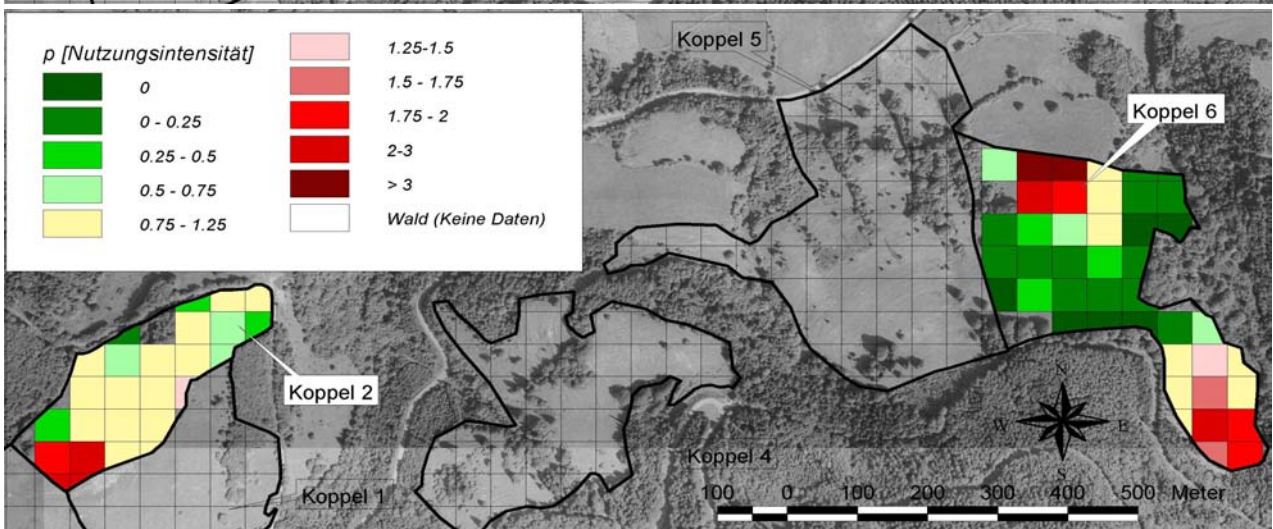
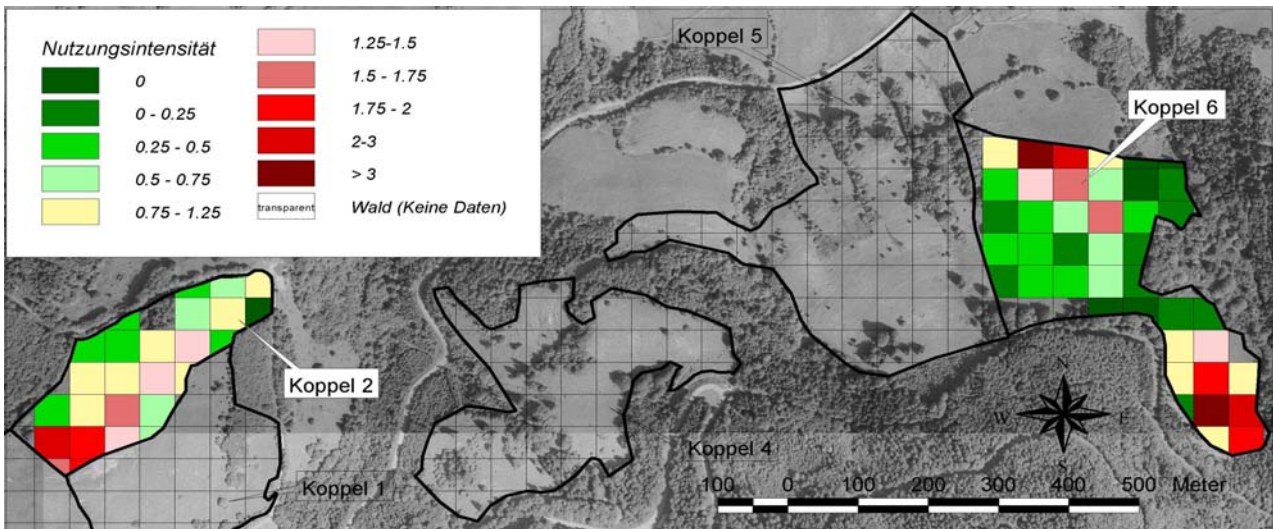


Abb. 33: Modellvalidierung: Im Jahr 2000 auf den Koppeln 2 und 6 beobachtete *Nutzungsintensitäten* (oben) und durch das Modell prognostizierten *Nutzungsintensitäten* (unten). N=77 Rasterzellen

Ein weiteres Regressionsmodell zum Anteil *Ruhen* ist bei ähnlicher hoher Modellgüte ($R^2 = 0,537$) in der Lage, die Anzahl der signifikanten Einflussfaktoren nochmals zu minimieren. Den größten Beitrag zur Prognose des Anteils *Ruhen* liefert wiederum die Vegetation, die in diesem Modell auf die beiden eutrophen Einheiten *Lagerflur* und *fettes Grünland* reduziert werden kann. *Lägerfluren*, die mit hohen Anteilen *ruhender* Rinder assoziiert sind, erklären mit fast 40% den mit Abstand größten Varianzanteil, gefolgt vom Düngeeinfluss (Tab. 28,B). Daher prognostiziert das Modell die höchsten Anteile *Ruhen* auf gedüngten *Lägerfluren* (Abb. 31,E–Datenpunkte unter der Trendoberfläche z. T. nicht sichtbar). Mit sinkender Priorität für das *Ruhen* folgt der Vegetationstyp *fettes Grünland* sowie die relative Höhenlage der Rasterzelle (Tab. 28,B). Die gefundenen, negativen Korrelationen des Ruhens zu *Verbuschung*, *Zwergstrauchanteil* und räumlicher *Nachbarschaft* kommen im Modell nicht zur Geltung (vgl. Kap. 5.1.2.4). Auf Raumniveau eines 50m x 50m Rastergitters wirken sich *Nachbarschaftseffekte* beim *Ruhen* offensichtlich geringer aus als bei anderen Verhaltensweisen. Allerdings ist das Modell *Ruhen* bei einem G-Wert von 30,1% nur in geringerem Umfang in der Lage, den Anteil *Ruhen* (im Vergleich zum beobachteten Anteil *Ruhen*) korrekt zu prognostizieren. Dennoch stimmt die Lage der vorhergesagten Zentren hoher Anteile *Ruhens* (Ruheplätze) gut mit den tatsächlich beobachteten *Ruhe*-Zentren überein (Abb.A.3. in Anh.5.1). Fehlerhafte Prognosen des Modells liegen eher in den Bereichen, die nur geringfügig zum *Ruhen* genutzt werden. Bei der Modellvalidierung, der Übertragung auf die Koppeln 2 und 6 schneidet das Modell besser ab. Der Anteil *Ruhen* von 59,5% der Rasterzellen (G-Wert) wird im Bezug auf die im Jahr 2000 untersuchten Weiden (Koppel 2,6) durch das Modell richtig vorhergesagt (Abb.A.4. in Anh.5.1).

Für das *Grasen* ist wiederum in der Hauptsache der vorherrschende *Vegetationstyp* von Bedeutung. Charakteristischerweise sind es neben den, aufgrund ihres hohen Biomasseaufwuchses intensiv beweideten eutrophen Vegetationstypen auch nährstoffärmere Areale, die häufig befressen werden. Nach *Lägerfluren*, wo die Rinder von und besonders nach jeder Ruhephase weiden, hat *mageres Grünland* den höchsten Einfluss auf das *Grasen*, nahezu gleich dem *fettem Grünland* (Tab. 27,C). Die übrigen Vegetationstypen sind nur noch von geringer Signifikanz bzw. ohne Bedeutung für das *Grasen* (Tab. 27,C). Ebenfalls sehr großen Einfluss üben benachbarte Rasterzellen mit hohem Anteil *Grasen* aus, weshalb das Regressionsmodell dort, in Kombination mit den erwähnten Vegetationstypen, die höchsten Werte voraussagt (Abb. 37,C). Im Gegensatz zum *Ruhen*, das im untersuchten Rastergitter eher durch punktuell sehr hohe Dichten gekennzeichnet ist, charakterisiert sich das *Grasen* durch eine gleichmäßigere Verteilung über größere Areale (Abb.A.5 in Anh. 5.1.). Während sich das *Ruhen* in den oberen, flacheren Hangpartien konzentriert, findet das *Grasen* auch bei stärker Hangneigung statt (Tab. 27,C). Zudem werden gedüngte Flächenabschnitten bevorzugt zum *Grasen* genutzt (Tab. 27,C). Dementsprechend prognostiziert das Modell dort hohe Raten des *Grasens* (Abb. 37,D). Allerdings existiert die Kombination steil und gedüngt real nur sehr selten, da solche Areale landwirtschaftlichen (Dünge-) Maschinen i.d.R. nicht zugänglich sind. Das Modell sagt den Anteil *Grasen* auf Grundlage dieser vier genannten Faktoren (*Vegetation*, *Nachbarschaft*, *Hangneigung* und *Düngung*) mit einer Präzision von 33,4% (G-Wert) voraus (Abb.A.5 in Anh. 5.1). Im Rahmen der Validierung prognostiziert das Modell bei einer Übertragung auf die Koppeln 2 und 6 insgesamt 71,8% (G-Wert) der im Jahr 2000 erhobenen Messwerte korrekt (Abb.A.6 in Anh. 5.1).

Bei einer wesentlich geringeren Güte ($R^2 = 0,204$) weist das Modell zur *Fortbewegung* der Rinder die Faktoren *Nachbarschaft* und *Entfernung zur Tränke* als wesentliche aus (Tab. 27,D). Viehgangeln, die zum *Fortbewegen* benutzt werden, setzen sich meist in benachbarten Rasterzellen fort, weshalb die *Nachbarschaft* der wichtigste Parameter ist. Zudem treffen viele Zugwege an Tränken aufeinander, was den Einfluss der Eigenschaft *Nähe zur Tränke* erklärt. Diese Variable stellt den einzigen negativen Prädiktor in allen Modellen dar. Die anderen Flächeneigenschaften mit signifikanten Korrelationen zum *Fortbewegen* wie *relative Höhenlage*, *Entfernung zum Lagerplatz* und *Verbuschung* (Kap. 5.1.2.4) können die Modellgüte nicht verbessern. Analog zur geringen Modellgüte ist das Regressionsmodell zur *Fortbewegung* auch nur in der Lage, 3% (G-Wert) der beobachteten Messwerte korrekt vorherzusagen (Abb.A.7 in Anh. 5.1). Bei einer Modellvalidierung mit den Daten anderer Weideflächen (Koppeln 2, 6) des Jahres 2000 prognostiziert das Modell immerhin für 45,4% (G-Wert) der Rasterzellen den richtigen Anteil *Fortbewegen* (Abb.A.8 in Anh. 5.1).

5.1.3 Diskussion Hypothese 3 - Rinder – Akteure in Beweidungssystemen

Verhalten

Verhaltensuntersuchungen an Rindern mittels Gegenhangfotografie sind in der Literatur bislang nicht bekannt, dennoch können herkömmliche nutztierethologische Daten zu Vergleichszwecken herangezogen werden, da die methodischen Unterschiede in ihren Auswirkungen auf die Daten als relativ gering einzustufen sind. Zudem bedienen sich entsprechende Untersuchungen auch verschiedener Aufnahmemethoden. Üblicherweise werden in der Nutztierethologie relativ einfache Parameter wie die Anteile der Verhaltensweisen *Ruhen* und *Grasen* erhoben, oft wegen der ernährungsphysiologischen Ausrichtung entsprechender Arbeiten. Die Anteile *Ruhen* und *Grasen* sind negativ miteinander korreliert (HART ET AL. 1993), was Befunde aus dem Gletscherkessel Präg bestätigen ($R_p = -0,781$; $p < 0,05$). In Literaturdaten liegt der Verhaltensanteil des *Grasens*, in Abhängigkeit von Aufnahmemethode und Zeitbezug, zwischen 40% und 62%, der des *Ruhens* bei 32%-40% (Tab. 29). Der gemessene Verhaltensanteil des *Ruhens* liegt im Südschwarzwald an der unteren Grenze, der des *Grasens* an der oberen Grenze der Literaturangaben (Tab. 29). Nach SAMBRAUS (1978) verkürzt sich die *Ruhedauer* bei extensiven Haltungsbedingungen durch die ungünstigere Nahrungssituation und die meist längeren Wege zur Bedürfnisbefriedigung, weshalb die Tiere dort mehr *Grasen* bzw. sich mehr *Fortbewegen* müssen. In Hinblick auf den ermittelten Anteil *Ruhen* (Tab. 29) muss dem widersprochen werden. Allerdings sind die Anteile *Grasen* im Südschwarzwald, unter vergleichsweise „extensiven“ Haltungsbedingungen, relativ hoch. Doch beinhalten diese vermutlich methodisch bedingt (Gegenhangfotografie) Teile des *Fortbewegens*, wie Vergleichsdaten aus Öland zeigen (ROEDENBECK 2004, vgl. Tab 29). Die Dauer des *Grasens* ist nach RIST & SCHRAGEL (1993) von der Qualität des Futters abhängig und liegt am Tag durchschnittlich bei 8-10 h. Die Futterqualität der Jungviehweiden des Gletscherkessel Präg ist offensichtlich nicht allzu schlecht, da die Rinder täglich weniger als 7 Stunden *Grasen* müssen.

Tab. 29: Verhaltensanteile von Jungvieh-Rinderherden nach verschiedenen Autoren. Sonstige= *Stehen*, *Trinken* sowie Komfort- und Sozialverhalten anderer Autoren. Die Zeitskala ist unterteilt in Tageslicht-Beobachtungen (Tag) verschiedener Länge und 24 stündige Untersuchungen (24h) mit Bezug auf alle Individuen (*) oder auf die Hauptaktivität der Herde (**). SW=Standweide; KW=Koppelweide; PW=Portionsweide SMR=Schwarzbuntes Milchrind. Bei HEPWORTH ET AL. (1991) wurden Mittelwerte verschiedener Besatzdichten (die keinen signifikanten Einfluss auf das Verhalten besitzen) verwendet.

Autor	Ort	Fläche	Rasse	Zeit	Ruhen	Grasen	Fortbew.	Sonst.
ROEDENBECK (2004)	Öland, Schwed.	645,7ha (SW)	Gemischt	24h*	39,6%	36,3%	13,2%	10,8%
WALKER & HEITSCHMIDT (1989)	Texas	10,0ha (KW)	Hereford	24h*	-	39,8%	-	-
WALKER & HEITSCHMIDT (1989)	Texas	27,0ha (KW)	Hereford	24h*	-	41,0%	-	-
STUTH (1991)	Texas	???	Brangus	24h*	-	41,3%	-	-
WALKER & HEITSCHMIDT (1989)	Texas	248,0ha (SW)	Hereford	24h*	-	45,3%	-	-
HEPWORTH ET AL. (1991)	Prärie, Wyoming	9,0ha (KW)	Hereford	Tag*	39,7%	54,0%	-	-
FISCHER (2000)	Brandenburg	88,9ha (SW)	SMR	Tag**	43,6%	54,2%	-	1,4%
HART ET AL (1993)	Prärie, Wyoming	24,3ha (SW)	Hereford	Tag*	40,0%	54,5%	3,0%	3,0%
FISCHER (2000)	Brandenburg	57,9ha (SW)	Galloway	Tag**	43,0%	54,6%	-	1,7%
HART ET AL (1993)	Prärie, Wyoming	24,3ha (KW)	Hereford	Tag*	40,0%	55,5%	3,5%	3,0%
HEPWORTH ET AL. (1991)	Prärie, Wyoming	81,0ha (SW)	Hereford	Tag*	37,8%	56,9%	-	-
HART ET AL (1993)	Prärie, Wyoming	207,3ha (SW)	Hereford	Tag*	32,5%	58,0%	6,0%	3,5%
KOSTRZEWA (2004)	Südschwarzwald	7,8ha (KW)	Gemischt	Tag*	32,5%	58,6%	3,7%	6,4%
KOSTRZEWA (2004)	Südschwarzwald	7,8ha (KW)	Gemischt	Tag**	31,4%	61,5%	0,8%	3,3%

Eine differenzierte Aufteilung der Verhaltensweisen (z. B. *Fortbewegen*, *Trinken* etc.) ist bei einschlägigen Untersuchungen nicht üblich, sondern wird meist unter der Kategorie „Grasen“ subsumiert bzw. in „Sonstigem“ zusammengefasst. Das untersuchte *Trinken* macht im Bezug auf die Herdenaktivität mit 0,6% ähnlich wie bei FISCHER (2000) nur einen verschwindend geringen Verhaltens- bzw. Zeitanteil aus. Der hohe Wasserbedarf des Jungviehs von 15-25l je Tier (ZUBE 1998), zu dessen Aufnahmen die Tiere die Tränkstellen bis zu 11x täglich aufsuchen (RAHMANN 1998), kann durch derart geringe Verhaltensanteile kaum abgedeckt werden. Die Rinder ziehen zwar oftmals gemeinsam zu den künstlichen Tränken, wo die Tiere wegen des Platzmangels dann aber nacheinander trinken müssen. In Momentaufnahmen (Gegenhangfoto, Kartierung) wird die Verhaltensweise *Trinken* daher scheinbar einzeln oder in Kleingruppen ausgeführt, weshalb sie nur sehr selten die Hauptaktivität der gesamten Herde ist. Der alternativ gemessene relative Verhaltensanteil des *Trinkens* von 2,5% kommt den tatsächlichen Verhältnissen deutlich näher. Eine andere differenzierte Verhaltensweisen, das *Stehen* kommt in den Übergangsphasen zwischen *Ruhen* und beginnender Lokomotion genauso vor wie während des *Grasens*. In erstgenanntem Fall handelt es sich eher um ein methodisch bedingtes Artefakt, während letzter plausibel erscheint, da einige Autoren (z. B. FISCHER 2000) das *Grasen*

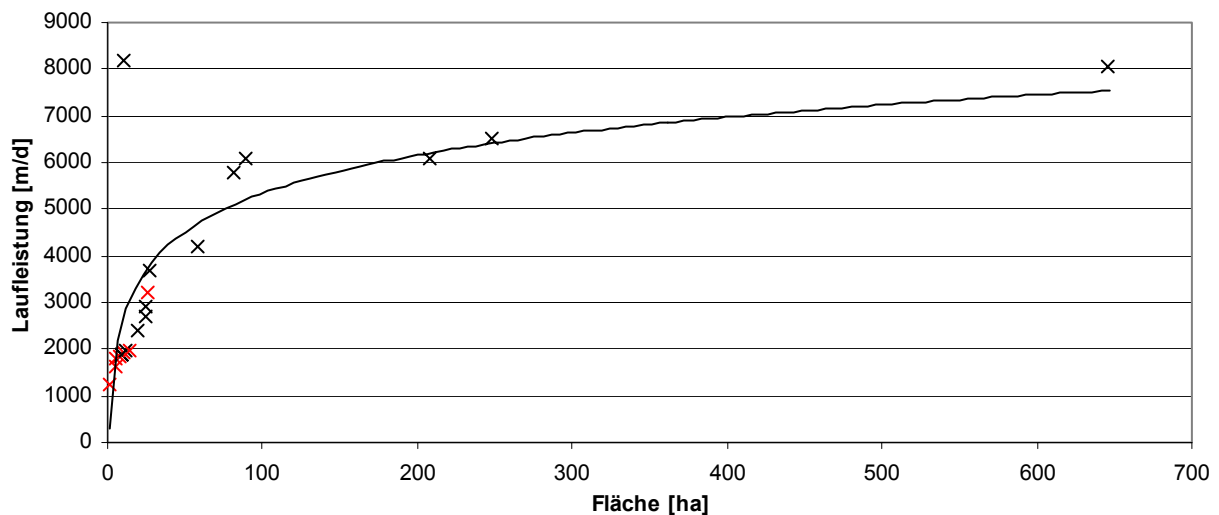
in mehreren Untereinheiten mit und ohne Laufen (also Stehen) unterteilen. Einige spezielle Verhaltensaspekte wie das sog. „nächtliche Gras“, (STUTH 1991, WALKER & HEITSCHMIDT 1989) können mit Gegenhangfotografie jedoch genauso wenig erfasst werden wie Gehölzverbiss, Koten oder Sozial- und Komfortverhalten, die zur Erhebung sehr hohe optische Auflösung bzw. geringe Beobachtungsdistanz erfordern. Zudem nehmen diese Tätigkeiten einige Sekunden in Anspruch, was eine zusätzliche Schwierigkeit für die Momentaufnahmen der Fotografie darstellt. Solche Detailfragen wurden aber in bisherigen Arbeiten auch gesondert, mit zusätzlichen Verfahren, bearbeitet (BEHRENDT ET AL. 2000, BRANDT & KRONE 1998, MCNAUGHTON 1984).

Die im Gletscherkessel Präg festgestellte Synchronität des Rinderverhaltens, z. B. beim *Grasen* liegt mit $84,3 \pm 16,4\%$ deutlich über den von FISCHER (2000) gefundenen $55,5\%$ bei Schwarzbunten bzw. $53,1\%$ bei Galloways. Größere Weideflächen bedingen eine Aufspaltung der Herde in mehrere Kleingruppen (vgl. ROEDENBECK 2004), was im Bezug auf alle Tiere zu geringerer Synchronität führt. Möglicherweise spiegeln sich hier aber auch unterschiedliche Aufnahmeintervalle (30 min. im Südschwarzwald bzw. 5 min. bei FISCHER 2000) und Erfassungsmethoden (Gegenhangfotografie bzw. „manuelle“ Beobachtung) wieder. Synchrones Verhalten beim Ruhen wird in der Literatur nicht erwähnt, vermutlich da diese Verhaltensweise als „prinzipiell synchron“ eingestuft wird. Die Befunde des Südschwarzwalde stufen das *Ruhen* jedoch als weniger synchron als das *Grasen* ein, da beim *Ruhen* immer einige Tiere parallel auch andere Verhaltensweisen ausführen. Das *Ruhen* ist eine vielschichtigere Verhaltensweise und kann dementsprechend genauso wie das *Grasen* in Untereinheiten geteilt werden (z. B. FISCHER 2000). Die Motivation synchronen Handelns ist nach SAMBRAUS (1973, 1978) die Gewährleistung des Anschlusses eines Individuums an die Herde und deren Schutzfunktion. Da dieser Herdenkontakt auf kleinflächigen Weiden, z. B. Portionsweiden, aber permanent gegeben ist, agieren die Tiere dort äußerst asynchron (SAMBRAUS 1978). Diese Tendenz kann durch die Untersuchungen im Gletscherkessel Präg bestätigt werden, wenngleich auch der Gradient der Flächengröße dort durch das Fehlen extrem kleiner Flächen (Portionsweiden) sowie sehr großer Flächen (Ganzjahresstandweiden) nicht vollständig verwirklicht ist. Andererseits veranlasst der Herdeninstinkt die Rinder, sich bei schlechten Nahrungssituationen in kleinere Herdenverbände aufzuteilen (STUTH 1991, SMITH 1988B). Die Befunde zu Herdenradius und –anzahl stehen der hohen Synchronität des Verhaltens insofern nicht entgegen, da auf größeren Weideflächen auch mehrere oder räumlich weiter verteilte Untergruppen bzw. Herdenverbände, zu entsprechenden Tageszeiten, gleichartig agieren.

Die Laufleistung von Rindern wird bestimmt durch die Faktoren Rasse, Weidesystem, Koppelgröße und -form sowie Qualität und Quantität des Weidefutters (PORZIG 1987). Wegen dieser Fülle von Einflussfaktoren liegen relativ unterschiedliche Literaturangaben zur Laufleistung von Rindern vor (Tab. 30). Auf Standweiden erbringen Rinder wegen der größeren verfügbaren Flächen und der somit höheren Wahlfreiheit des Aufenthaltsortes häufig höhere Laufleistungen als bei kleinflächigerer Koppelhaltung (Tab. 30). Dieser, im Südschwarzwald in Form signifikanter Korrelationen belegte, positive Zusammenhang zwischen Flächengröße und Laufleistung wird von anderen Autoren ebenso bestätigt (FISCHER 2000, HART ET AL. 1993, PORZIG & SAMBRAUS 1991). Die erhöhte Laufleistung auf großen Weideflächen, ist sowohl auf das gesteigerte Erkundungsverhalten (PORZIG & SAMBRAUS 1991), als auch auf die weiteren Distanzen zu den Wasser- und Futterquellen (HART ET AL. 1993) zurückzuführen. Es ist also davon auszugehen, dass die Flächengröße unter den von PORZIG (1987) genannten Faktoren die größte Bedeutung für die Laufleistung von Rindern besitzt. Die auf den vergleichsweise kleinen Weideflächen des Südschwarzwalde ermittelten Laufleistungen von Rindern gliedern sich gut in das aus der Literatur bekannte Bild ein, wie die Trendlinie in Abb. 34 zeigt. Nur die Werte von WALKER & HEITSCHMIDT (1989) auf Koppelweiden in Texas stellen diesbezüglich „Ausreißer“ dar (Tab. 30). Die Obergrenze der Tagesdistanzen scheint für Jungvieh in der Größenordnung von 8-9km zu liegen. Allerdings dürften diese Laufleistungen bei der im Schwarzwald üblichen Hangneigung, nicht zu erreichen sein. Dazu kommt im Südschwarzwald die anthropogene Nutzungssteuerung (künstl. Tränken, Düngung, Flächenabgrenzung,...), die darauf abzielt, es dem Vieh „möglichst bequem“ zu machen, um höhere Erträge in Form von Gewichtszunahmen zu erzielen. Eine Unterlassung der (Kalk-) Düngung würde im Südschwarzwald sicherlich auch zu gesteigerten Laufleistungen führen, da geeigneten Futtergründe dann nicht mehr in unmittelbarer Nähe der Lagerplätze liegen würden und die Tieren dadurch längere Wege zurücklegen müssten. Ohne künstliche Tränken wären weitere zusätzliche Wege nötig. Eine Reduzierung des Flächenmanagements würde also zu höheren Laufleistung mit flächenwirksamen Effekten (Tritt o.ä.) führen.

Tab. 30: Tägliche Laufleistung von Jungvieh-Rindern in Abhängigkeit von der Flächengröße nach verschiedenen Autoren. SW=Standweide; KW=Koppelweide.

Autor	Ort	Management	Fläche [ha]	Laufleistung [m/d]
KOSTRZEWA (2004)	Südschwarzwald	KW	1,4	1258
KOSTRZEWA (2004)	Südschwarzwald	KW	5,3	1632
CONRADI (2000)	Rhön	KW	12,0	1800
KOSTRZEWA (2004)	Südschwarzwald	KW	9,9	1831
KOSTRZEWA (2004)	Südschwarzwald	KW	8,8	1865
HEPTHWORTH ET AL. (1991)	Wyoming	KW	9,0	1866
KOSTRZEWA (2004)	Südschwarzwald	KW	7,8	1941
KOSTRZEWA (2004)	Südschwarzwald	KW	5,3	1978
KOSTRZEWA (2004)	Südschwarzwald	KW	13,9	1982
KOSTRZEWA (2004)	Südschwarzwald	KW	25,5	2379
HEPTHWORTH ET AL. (1991)	Wyoming	SW	81,0	2700
FISCHER (2000)	Brandenburg	SW	57,9	2929
HART ET AL. (1993)	Wyoming	SW	24,3	3200
FISCHER (2000)	Brandenburg	SW	88,9	3672
HART ET AL. (1993)	Wyoming	KW	24,3	4200
WALKER & HEITSCHMIDT (1989)	Texas	SW	248,0	5800
ANDERSON & KOTHMANN (1980)	?	KW	20,0	6100
HART ET AL. (1993)	Wyoming	SW	207,3	6100
WALKER & HEITSCHMIDT (1989)	Texas	KW	27,0	6500
ROEDENBECK (2004)	Öland - Schweden	SW	645,7	8070
WALKER & HEITSCHMIDT (1989)	Texas	KW	10,0	8200

Abb. 34: Laufleistung von Rindern (Jungvieh) in Abhängigkeit von der Größe der Weidefläche nach verschiedenen Autoren (s. Tab. 39). Messpunktes des Gletscherkessel Präg im Südschwarzwald sind rot eingefärbt. Logarithmische Trendlinie mit $R^2=0,70$.

Die Weide- und Ruheperioden von Rindern sind üblicherweise von großer Regelmäßigkeit geprägt (FISCHER 2001). Dabei fallen die Hauptaktivitätsphasen der Rinder in Form des Grasens in die Dämmerungsstunden am Morgen und Abend (RIST & SCHRAGEL 1993). Die gezeigten Ethogramme der untersuchten Jungviehherden, welche die Tagesrhythmik des Verhaltens widerspiegeln, bestätigen diese Einschätzungen. Dabei kann nicht nur der charakteristische Wechsel von Ruhe- und Weidephasen belegt werden, sondern auch die Aktivitätsphasen im engeren Sinne, wenn man die Ethogramme als eine Summenkurve der Verhaltensweisen *Grasen* und *Fortbewegen* liest. Von einer zusätzlichen kurzen morgendlichen Ruheperiode abgesehen, ermittelt SAMBRAUS (1973) unter ähnlichen Bedingungen (Färsen auf 6,8ha bei ~1GVE/ha) eine gleichartige Tagesrhythmik des Verhaltens. Bei Milchvieh kleinerer Koppeln stellt derselbe Autor einen völlig anderen Tagesablauf fest, bei dem die Tiere zudem überwiegend asynchron handeln. Auf Portionsweiden kleiner 0,6ha schließlich sind keine Liege- und Aktivitätszeiten mehr unterscheidbar, da diese erst ab ca. 5ha Flächengröße ausgeprägt werden (SAMBRAUS 1973).

Die Tagesrhythmik der räumlichen Aggregation von Rindern wird von PUTMAN ET AL. (1991) dergestalt eingeschätzt, dass sie „im Tagesverlauf zunimmt und in den Abendstunden zwischen 18:00h und 19:00h ein Maximum erreicht“. Die Befunde des Südschwarzwaldes widersprechen jedoch einer solchen klimaxartigen Tagesdynamik und zeigen vielmehr, dass die räumliche Aggregation der Weidetiere (*Herdenanzahl*, *Herden-*

radius) mit den Verhaltensweisen und deren charakteristischem Tagesverlauf schwankt. Zu Ruheperioden sind die Rinder eher in wenigen, räumlich eng assoziierten Teilherden zu finden, während sie in mehreren, weniger aggregierten, Teilherden *Grasen*.

Raumnutzung

Weiden gehören zu jenen Ökosystemen, die in erster Linie durch das Raumnutzungsverhalten der Weidetiere bestimmt werden (CONRADI & KRÜGER 1999, CONRADI & PLACHTER 2001, PUTMAN ET AL. 1987). Grundlegende Steuergröße für dieses Raumnutzungsverhalten, der Verteilung von Individuen einer Weidetierherde im Raum, ist ihr Verhalten und ihre Sozialstruktur, inklusive des für Rinder typischen Herdenzusammenhalts. Das vorgefundene, räumlich stark aggregierte, Raumnutzungsmuster der Weidetiere wird von etlichen Autoren ebenfalls beschrieben (DAY & DETLING 1990, FISCHER 2000, 2001, FRYXELL 1991, PRATT ET AL. 1986, PUTMAN ET AL. 1991). Neben schwach genutzten Bereichen bilden sich Zentren intensive Nutzung, die über lange Zeiträume konstant bestehen bleiben können (PUTMAN ET AL. 1991). Zur Analyse solcher Dichtezentren ist die Transformation punktuell erhobenen Aufenthaltspunkte zu Flächeninformationen unabdingbar, spätestens um sie anschließend in Bezug zu anderen (flächigen) Variablen setzen zu können. Da die verwendete KERNEL-Interpolationsmethode relativ neu ist und entsprechend selten verwendet wurde (z. B. CONRADI 2000, CONRADI & PLACHTER 2001), liegen kaum Vergleichsmöglichkeiten vor. Beweidungsdichten lassen sich, wenngleich nicht so detailliert, aber auch mit anderen Methoden wie Rastergittern ermitteln (FISCHER 2000, 2001, PUTMAN ET AL. 1991). So zeigen PUTMAN ET AL. (1991) für Rinder auf großen Weideflächen (90-167ha) genauso wie SCHALITZ & BECKMANN (1998) mehrere Dichtezentren. Die gezeigte Abhängigkeit der Anzahl an Dichtezentren von der Flächengröße der Weide war bislang unbekannt, da andere Arbeiten meist nur ein oder seltener zwei unterschiedliche Weideflächen untersuchten.

Exakte Berechnungen von Weideschnitten, denen bestimmte Funktionen zuzuordnen sind (Funktionale Einheiten), existieren in der Literatur nicht. Üblicherweise „wissen“ die Autoren einfach, wo sich entsprechende Funktionseinheiten befinden, ohne sie zu quantifizieren. In einigen Fällen, wie *Trink-* oder *Ruheplätzen*, ist ein optisches Erkennen der jeweiligen Bereiche durch entsprechende Strukturen oder Vegetation sicherlich sehr einfach und legitim sowie weniger aufwändig. Dennoch bieten diese gängigen, einfachen Methoden zwei grundlegende Nachteile. Erstens können einige Funktionseinheiten nicht sicher erkannt bzw. abgegrenzt werden. Es ist beispielsweise nicht zu ermitteln, welche Bereiche des „allgemeinen Graslandes“ aktuell eine Rolle als Weidegründe spielen und welche Weideabschnitte dagegen aktuell verbrachen. GIS-basierte Interpolationsverfahren von Aufenthaltsdaten können hier im Sinne einer Früherkennung wirken, anders als es durch eine spätere Interpretation entsprechender Zeigerpflanzen möglich wäre. Weiterhin können sie die Lage aktueller Zugstrecken ermitteln, abseits der langjährig genutzten, einfach erkennbaren Viehgangeln mit relativ konstanten Strukturen. Der zweite Nachteil der üblichen Methoden zur Ermittlung von Funktionseinheiten besteht in der fehlenden Gradation der Nutzungsintensität, wie sie durch die hier verwendete Interpolationsmethode geliefert wird. Wie gezeigt werden konnte, werden beispielsweise bestimmte Bachabschnitte verschieden stark zum *Trinken* frequentiert oder Weidegründe unterschiedlich intensiv befressen. Genauso gibt es aktuell bedeutende Haupt- und unwichtige Nebenruheplätze, die anhand der Vegetation, die erst stark zeitverzögert reagiert, nicht zu differenzieren wären. Die räumliche Interpolation realer Aufenthaltsdaten zentriert auf das Rind selbst als „Indikator“ für die Attraktivität bestimmter Weideabschnitte und nicht auf indirekte Vegetations- oder Strukturmerkmale.

Zugstrecken führen zu besonders bevorzugten Orten wie Trink- oder Ruheplätzen (SAMBRAUS 1978). Diese Funktionseinheiten sind jedoch im Vergleich zu den Weidegründen relativ kleinflächig. Auch nach der gängigen Literaturmeinung machen Weidegründe den größten Flächenanteil aus, wenngleich meist die gesamte Weide als mehr oder weniger homogener Weidegrund angesehen wird (z. B. WALLISDEVRIES ET AL. 1998), was oft mit dem typischen, wenig selektiven Weideverhalten von Rindern begründet wird (KÖNIG 1994, LUICK 1995). Die Weide- bzw. Fraßmuster von Rindern seien linear (FISCHER 2001, WALLISDEVRIES ET AL. 1998, 1999), durch deren Überlagerung es zu einer relativ gleichförmigen Flächenauslastung käme (FISCHER 2001). In Bezug auf die Südschwarzwälder Befunde ist richtig, dass die „primären“ Weidegründe gegenüber anderen funktionalen Einheiten der Weideflächen vergleichsweise gleichmäßig intensiv genutzt werden (vgl. Abb. 26). Andererseits sind ihr Ausmaß und besonders ihre Raumkonfiguration flächengrößenabhängig, was

einen der Literatur bislang unbekanntem Zusammenhang darstellt. Neu ist zudem auch die Erkenntnis, dass die Überlagerung von funktionalen Einheiten, also die Mehrfachnutzung einzelner Flächenabschnitten, ebenfalls von der Größe der Weidefläche bestimmt wird. Wie anhand von Korrelationen ($R_P = -0,69$; $p < 0,05$) gezeigt werden konnte, finden einzelne Verhaltensweisen (und die jeweils folgenden charakteristische Vegetationsstrukturen) nur auf großen Weideflächen räumlich getrennt statt (9% Überlagerung der Funktionseinheiten). Durch die räumliche Trennung der Funktionseinheiten, die oft eine zerklüftete, fragmentierte Gestalt besitzen, bilden sich charakteristische Vegetationsbestände mit Verbuschungs- bzw. Vorverbuschungsstadien, Krautsäumen, Hochstaudenfluren, Gehölzen, etc. Bei geringer Weidegröße wird dieses natürliche Raumnutzungsmuster der Rinder unterbunden und mehrere Verhaltensweisen müssen an gleicher Stelle ausgeführt werden, was zu Überlagerungen der Funktionseinheiten von bis zu ~43% führt. Durch diese Mehrfachnutzung kommt es zu einer „Überlastung“ und „Übernutzung“ kleiner Flächen und folglich zu gleichförmigen Vegetationsbeständen mit entsprechender Strukturarmut. Von der Größe der Weidefläche kann anhand des Überlagerungsgrades der Funktionseinheiten also auf ihre strukturelle Heterogenität geschlossen werden. Im Untersuchungsgebiet werden bei einer Weidegröße von 10ha Überlagerungsgrade von ~17% (Abb.A.10 in Anh.5.4) bei hoher Heterogenität erreicht. Außerdem besitzen kleinen Koppeln (1,7,10) eine kompakte, homogenere Form der Funktionseinheiten (besonders der Weidegründe), die mit zunehmender Größe ab Koppel 8 (7,8ha), spätestens aber ab Koppel 4 (8,8ha) in eine fragmentiertere Gestalt und folglich höheren Strukturreichtum übergeht (vgl. Abb. 26). Eine Schwelle der Heterogenität liegt im Untersuchungsgebiet also bei 8-10ha.

Die in der vorliegenden Untersuchung verbleibende *ungenutzte Restfläche* ist sicherlich nicht im wörtlichen Sinne zu verstehen. Aufgrund des stichprobenartigen, nicht über die gesamte Weideperiode erstreckten, Charakters der Untersuchung, ist davon auszugehen, dass auch diese Areale beweidet bzw. als „sekundäre“ Weidegründe befressen werden. Dennoch zeigt die Differenzierung in die Funktionseinheit *ungenutzte Restfläche* einen erheblich seltener genutzten Weidegrund an, was von STUTH (1991) bekannt ist.

Raumnutzungsmuster und Vegetation

Bezüglich Beweidungsintensität und Vegetation lässt sich nicht zwischen Ursache und Effekt trennen (PUTMAN ET AL. 1991). Da es sich hierbei um einen rückgekoppelten Reaktionskreislauf handelt, ist es schwierig, Kausalität hinsichtlich Vegetationsausbildung und Weidetiernutzung zu ermitteln. Zum einen beeinflusst die Vegetation der Weidefläche das Raumnutzungsmuster der Weidetiere (FRYXELL 1991, WALLIS DE VRIES & DALEBOUT 1994), da Rinder bei der Nahrungswahl bestimmte Vorlieben für Pflanzen (-gemeinschaften) haben (KÖNIG 1994), z.B. junge, proteinreiche Vegetation (DISTEL ET AL. 1995). Zum anderen hat das Raumnutzungsmuster der Rinder wiederum Auswirkungen auf die Fläche, indem es ihre Raumstruktur und die Artenzusammensetzung der Vegetation beeinflusst. Dabei treten u.a. selektiver Frass, Verbiss, Tritt und Defäkation als flächenwirksame Faktoren auf (KIECHLE 1995). An bestimmten Bereichen der Weidefläche kommt es durch Defäkation zu Nährstoffanreicherungen, während sie ihr andernorts entzogen werden, was jeweils eine charakteristische Flora hervorruft (PUTMAN ET AL. 1991). Gerade an bevorzugten, gut durch Exkremente gedüngten, Bereichen bildet sich die präferierte frische, proteinreiche Vegetation (Ernährungs-Alter-Hypothese nach McNAUGHTON 1984). Aus diesem Rückkopplungskreislauf wird in einschlägigen Arbeiten meist der steuernde Aspekt der Vegetation auf das Nutzungsmuster der Weidetiere untersucht (KÖNIG 1994, LUTZ 1990, PRATT ET AL. 1986, PUTMAN ET AL. 1987, 1991), gerade wenn es um die Nahrungsaufnahme mit entsprechenden Verhaltensabläufe geht (DISTEL ET AL. 1995, FARNSWORTH & BEECHAM 1999, ILLIUS 1986, LACA & DEMMENT 1996, THORNLEY ET AL. 1994, WALLIS DE VRIES & DALEBOUT 1994, WALLISDEVRIES ET AL. 1998, 1999). In diesem Sinne sind die Befunde zu Raumnutzungsmuster und Vegetation zu sehen.

Der gefundene Trophie-Gradient, nach dem nährstoffreichere Weideabschnitte bevorzugt frequentiert werden, deckt sich gut mit den Ergebnissen von PUTMAN ET AL. (1987) und PRATT ET AL. (1986). Letztere fanden mit dem nach ihnen benannten Index ebenfalls eine deutliche Bevorzugung von Intensivgrünland (Düngung und Einsaat) sowie eine Meidung von Wald und Gehölzen. Ausgeprägte Lägerfluren werden vom Vieh zur Nahrungsaufnahme verschmäht (LUTZ 1990), wie die Befunde aus dem Gletscherkessel Präg belegen. Diese Befunde differenzieren aber auch gleichzeitig die Vegetationssteuerung der Beweidung, indem sie eine Bevorzugung von mesophilen und magerem Vegetationstypen belegen. Eine häufige Nutzung eher als me-

sophil einzustufender Vegetationstypen ist bekannt, wie sie PUTMAN ET AL. (1991) an frischen *Deschampsia*-Beständen zeigen. Die im Südschwarzwald ermittelte starke Frequentierung magerer Bereiche widerspricht gängigen Einschätzungen (z. B. PRATT ET AL. 1986), ist andererseits aber von mageren Standorten Südschwedens bekannt (ROEDENBECK 2004). Auch die relativ häufige Nutzung von Verbuschungs- und Zwergstrauchbereichen zur Nahrungsaufnahme und zur räumlichen Orientierung ist aus anderen Regionen (Rhön, Südschweden) bekannt (FEUCHT 2004, POPP 2004). Entgegen der Einschätzungen von PUTMAN ET AL. (1987), wonach die Präferenz der Vegetationstypen im Jahresverlauf weitestgehend konstant sei, weisen die Analysen des Südschwarzwaldes einen deutlichen saisonalen Aspekt auf. Am Beginn der Weideperiode suchen die Rinder zunächst fettere, wüchsigere Bereiche zum *Grasen* auf. Zu dieser Zeit sind solche nährstoffreichen, von Rinderexkrementen beeinflussten, Bereiche nach DAY & DETLING (1990) für die Weidetiere besonders wichtig, da die umliegende Vegetation nicht verfügbar ist. Später, wenn diese fetteren Vegetationstypen z.T. abgefressen sind, werden magere Bereiche in so erheblichem Ausmaß genutzt, dass sie im Gesamtbild eines Jahresverlaufes über andere Vegetationstypen dominieren.

Einflüsse auf die Nutzungsintensität im Rastergitter

Auf Basis von Rastergittern liegen nur die Arbeiten von FISCHER (2000, 2001), PUTMAN ET AL. (1991) und SENFT ET AL. (1985) vor, Korrelationsanalysen der Beweidungsfaktoren mit anderen Raumbezügen hingegen finden sich auch bei anderen Autoren. Die vorgefundene starke räumliche Aggregation im Verteilungsmuster der *Nutzungsintensität* wird von anderen Autoren bestätigt (PRATT ET AL. 1986, SCHALITZ & BECKMANN 1998, PUTMAN ET AL. 1991, SENFT ET AL. 1985). Nach dem von PUTMAN ET AL. (1991) vorgefundene Raumnutzungsmuster frequentieren Rinder über das gesamte Jahr bei 1,2GVE/ha nur 25% eines extensiv beweideten Moores, aber die gesamte Fläche einer „normalen“ Weide bei 1,7GVE/ha. Die Befunde aus dem Südschwarzwald deuten in dieselbe Richtung. Auf großen Flächen, d.h. bei gleicher Herdenstärke geringere Besatzdichten, ist der Anteil ungenutzter bzw. sehr schwach beweideter Flächen signifikant höher als auf kleinen Weiden mit entsprechend höherem Besatz.

Ebenfalls auf Basis von Rastergittern (3,8ha bzw. 0,36ha) ermittelten PUTMAN ET AL. (1991) bei sehr ähnlichen Dominanz- und Schätzskaalen der Vegetationsstruktur, die Vegetationshöhe sowie die Dominanz einzelner Pflanzenarten (*Hieracium pilosella*, *Achillea millefolium* u.a.) als Hauptvariablen des Beweidungsmusters. In Hinblick auf andere Einflussvariablen des Raumnutzungsmusters weichen die Befunde des Südschwarzwaldes jedoch von Literaturkenntnissen ab. Nach HART ET AL. (1993, ermittelt in Prärie/Wyoming) ist die Beweidungsintensität mit der Nähe zu Wasserquellen korreliert. Befunde aus anderen trockeneren Gebieten, wie der schwedischen Insel Öland, unterstreichen die entscheidende Bedeutung der Wasserquellen (ROEDENBECK 2004). Im Südschwarzwald stellt diese Nähe jedoch einen der wenigen nicht signifikanten Einflussparameter dar. Allerdings bietet der Gletscherkessel Präg mit seinem, für die Region typischen, engmaschigen Netz natürlicher und künstlicher Wasserquellen eine völlig andere Ausgangssituation. Hier wurden in der Vergangenheit große Anstrengungen unternommen, um die Wasserversorgung als limitierenden Faktor der Weidewirtschaft auszuschließen (vgl. Kap. 6.1.3). Zudem weichen die Befunde des Gletscherkessel Präg von HART ET AL. (1993) ab, die keine Korrelationen der *Nutzungsintensität* mit Hangneigung und Höhe fanden. Die absolute Höhe ü.NN. kommt als Einflussfaktor innerhalb eines in Koppeln unterteilten Nutzungssystems logischerweise nicht zu Geltung und ist höchstens beim überregionalen Vergleich von Beweidungssystemen von Bedeutung. Vielmehr ist bei Koppelhaltung die *relative Höhe* innerhalb jeder Nutzungseinheit entscheidend. Aus energetischen Gründen, um unnötige, anstrengende Fortbewegung zu vermeiden, bevorzugen Rinder in gebirgigen Regionen, wie dem Südschwarzwald, hochgelegene Bereiche mit geringer Hangneigung. Andere Korrelationen zu Bodenzahl, Düngung, Biomasse und Kräuteranteil der Vegetation sind in der Literatur in direkter Form weder vorhanden, noch werden sie widerlegt. Indirekt bestätigen einige Arbeiten diese positiven Effekte jedoch über die Bevorzugung entsprechender Vegetationsbereiche (PRATT ET AL. 1986, PUTMAN ET AL. 1987, 1991). Unter den ermittelten negativen Korrelationen ist die Nähe zum Lagerplatz von STUTH (1991) bekannt.

Da die einzelnen Verhaltensweisen *Ruhen* und *Grasen* die meisten Aufenthaltspunkte ausmachen, aus denen die *Nutzungsintensität* letztlich berechnet wurde, ist es nicht verwunderlich, dass die Korrelationsmuster sich ähneln. Allerdings kann durch die gezeigten funktionalen Einheiten genauer quantifiziert werden, wo auf

der Weidefläche die Korrelationen in relevantem Maße wirksam sind. Für seltenere Verhaltensweisen wie das *Fortbewegen* reduziert sich die Anzahl der Zusammenhänge deutlich. Auch wenn die Analyse der einzelnen Verhaltensweisen z. T. nur geringe Abweichungen gegenüber der Beweidungsintensität aufdeckt, so ist die doch für die anschließenden Modellvorstellungen von Bedeutung.

Beweidungsmodelle

Modelle sind in der ökologisch orientierten Forschung sehr hilfreich und anschaulich, um grundlegende Zusammenhänge zu verstehen, weshalb gerade in beweideten Graslandökosystemen Reihe von verschiedenen Modellvorstellungen existiert. Unter dem Oberbegriff „optimal foraging strategy“ analysieren diese meist mechanistischen Modelle Aspekte der Ernährungsstrategie von Weidetieren („patch selection“), wobei es zwei grundlegende Hauptrichtungen zu unterscheiden gilt (LACA & DEMMENT 1996). Die erste Richtung geht bei der Nahrungsaufnahme der Weidetiere vereinfachend von ihrer idealen freien Verteilung („ideal free distribution theory“) aus, wobei die Tiere mit optimaler Ortskenntnis, ohne räumliche Grenzen versuchen ihre Fitness zu optimieren (ARMSTRONG ET AL. 1997, FARNSWORTH & BEECHAM 1999). Unter diesen vereinfachten Annahmen, bei denen die Weidetiere „zufällig“ auf unterschiedlich attraktive Nahrungs-patches stoßen, wurden etliche Details der Ernährungsstrategien ergründet, z. B. Futteraufnahmezeiten (LACA & DEMMENT 1991), Bissraten (DISTEL ET AL. 1995, WALLIS DE VRIES & DALEBOUT 1994), Verweildauer in Futterquellen (LACA ET AL. 1993) sowie Energieaufnahmezeiten an Futterquellen (ILLIUS 1986). Die zweite komplementäre Hauptrichtung der Modelle spricht den Weidetieren kognitive Fähigkeiten wie Erfahrungen zu, weshalb die Wahl des Futterplatzes nicht streng den Flächeneigenschaften unterliegt, sondern einem gezielten Suchmuster folgt (WALLISDEVRIES ET AL. 1999) und von Verhaltensanpassungen determiniert wird (BAILEY ET AL. 1996, THORNLEY ET AL. 1994). Auf kleinster Raum- und Zeitebene entscheiden die Weidetiere dabei über die Wahl der direkten Nahrungsaufnahme, auf mittlerer Ebene über „Nahrungs-patches“, auf höchster Ebene über Pflanzengemeinschaft bzw. Landschaftsausschnitte (WALLISDEVRIES ET AL. 1999).

In beiden Modellrichtungen werden meist Muster des Grasens und Präferenzen der Nahrungswahl analysiert, wovon dann direkt auf räumliche Dichteverteilungen von Weidetieren geschlossen wird. Da andere Verhaltensweisen nur sehr selten in diese Modelle einbezogen werden (MILNE & SIBBALD 1998), können die gefundenen Verbreitungsmuster der Weidetiere oft nur unzureichend erklärt werden. Durch die Berücksichtigung anderer Verhaltensweisen in den gezeigten differenzierteren Modellen kann das Raumnutzungsmuster besser analysiert werden. Außerdem wird i.d.R. auch dem Einfluss des Weidemanagement zu wenig Beachtung geschenkt. Dabei wirkt es sich durch Flächenauswahl, Abgrenzung, Wasserverfügbarkeit, Haltungsart, Düngung etc. mindestens ebenso sehr auf das Raumnutzungsmuster aus wie die Ernährungsstrategien („patch selection“). Das Extrembeispiel von Portionsweiden verdeutlicht die Managementeinflüsse auf das Raumnutzungsmuster: Dem Vieh ist die Wahl des Futters entzogen (QUADFLIEG 1956), Zugangswege zu Wasserquellen sind verkürzt (HART ET AL. 1993), weshalb es bei erhöhter Zahl der Viehgänge (WALKER & HEITSCHMIDT 1989) zum homogenen Abweiden der Vegetation kommt (DEYOUNG 1988 in HART ET AL. 1993).

Da bisherige Modelle meist auf Mikro- maximal auf unterer Mesoebene angesiedelt sind und nur selten mehrere Weideflächen auf höherer Raumebene quantitativ oder in empirischen Modellen behandelt werden, ist eine räumliche Prognose der Tierdichten oder der resultierenden Primärproduktion in der Literatur kaum zu finden. Die Zukunft von Beweidungsmodellen liegt aber in der räumlichen Analyse (LACA & DEMMENT 1996). Außerdem sollte bei künftigen Modellen nicht mehr nur Tierernährung und Agrarproduktion, sondern die Raumstruktur und Umweltwirkung von Beweidungssystemen als Zielgröße im Mittelpunkt stehen (MILNE & SIBBALD 1998). Folglich sind Modelle zu entwickeln, die auf höheren Raumebenen das Raumnutzungsmuster der Weidetiere weiter differenzieren und Prognosen über dessen räumliche Auswirkungen erstellen können (MILNE & SIBBALD 1998). Solche räumlich analytischen Modelle müssen gemäß STUTH (1991) berücksichtigen im reglementierten System einer Weide Standort- und Weidemanagementeinflüsse das Rinderverhalten beeinflussen, welches nach SMITH (1989B in STUTH 1991) folgenden physiologischen Bedürfnisse unterliegt: 1. Durst, 2. Hitze/Kälte, 3. Hunger, 4. Nachtphase, 5. Ruhephase. Dementsprechend wird die Beweidungsstrategie bei Rindern nach einer 24-72-stündigen Erkundungsphase des Geländes anhand der Wasserverfügbarkeit festgelegt (STUTH 1991). Dabei liegt ein optimaler Weidegrund nicht weiter als 0,8km von der Wasserquelle entfernt, der maximale Weidegrund nicht weiter als 1,6km. In Regressionsmodellen wurde die

Entfernung zu Wasser als Hauptursachen des Raumnutzungsmusters von Rindern ermittelt werden (SENFET ET AL. 1983, 1985), was HART ET AL. (1993) mit anderen Methoden bestätigen. Als zweitwichtigsten Faktor der Beweidungsintensität finden SENFT ET AL. (1985) die Vegetation. In ihren Untersuchungen, welche in der Steppe Colorados auf einer 125ha großen Standweide stattfanden, wird die Vegetation feuchterer, besser mit Nährstoffen versorgter Bereiche, wie Senken und Gräben, gegenüber der trockeneren Kuppenlagen bevorzugt. In anderen Untersuchungen ist die Vegetationshöhe die entscheidende Variable, die das Raumnutzungsmuster von Rindern primär bestimmt (DISTEL ET AL. 1995, PUTMAN ET AL. 1991). Neben der Vegetationshöhe konnten DISTEL ET AL. (1995) ebenfalls die Vegetationsdichte sowie die Biomasse als primäre Faktoren ermitteln. Als Hauptfaktoren, welche die Beweidungsintensität determinieren kommen also in Abhängigkeit der Literaturquellen entweder die Entfernung zu Wasserquellen oder die unterschiedliche Aspekte der Vegetation in Frage.

Der wichtige Stellenwert der Vegetation bei der Steuerung des Raumnutzungsmusters von Rindern kann durch die im Südschwarzwald aufgestellte Modelle bestätigt werden. Vegetation ist neben der allgemeinen *Nutzungsintensität* auch mit höchster Priorität für *Grasen* und *Ruhen* der Rinder verantwortlich. Da Wasserverfügbarkeit in der Untersuchungsregion aus o.g. Gründen (künstl. Tränken, ~1600mm Jahresniederschlag) kein limitierender Faktor ist, kann ihr primärer Einfluss nicht bestätigt werden. Viele der genannten Studien wurden jedoch semiariden Bedingungen angefertigt (z. B. SENFT ET AL. 1985), wo die primäre Steuerung durch die Wasserverfügbarkeit plausibel ist. Da diese im Südschwarzwald keine Rolle spielt, bleiben unter den abiotischen Flächeneigenschaften nur *relative Höhenlage* und *Hangneigung* als Einflussfaktoren. Bei geringerem Gesamteinfluss als die Vegetation determiniert erstere die Lage der Ruheplätze, letztere die der Weidegründe. Hinzu kommen anthropogene Steuerungen, die vor allem in der *Düngung* bestehen, wie die verschiedenen gezeigten Beweidungsmodelle belegen. Dies kann aus der Literatur nur indirekt über Präferenz eutropher Vegetationstypen (PRATT ET AL. 1986, PUTMAN ET AL. 1987) bestätigt werden. Insgesamt bewegen sich die gezeigten, empirischen Modelle zu *Nutzungsintensität*, *Ruhen* und *Grasen* mit einer Modellgüte von 0,5-0,6 in einem zufrieden stellenden Rahmen. Vergleichbare Regressionsuntersuchungen von SENFT ET AL. (1985) erreichen mit $R^2=0,46$ bzw. $0,27$ deutlich geringere Präzision. Lediglich das vorgelegte Modell zur *Fortbewegung* ist bei $R^2=0,2$ nicht zufrieden stellend, was sicherlich an der gewählten Raumskala liegt. Fortbewegungsmuster scheinen auf einem 50m x 50m Rastergitter nicht gut analysierbar zu sein.

Durch die Beweidungsmodelle kann quantifiziert bzw. vorausgesagt werden, wo auf der Fläche welche Faktoren entscheidend für das Raumnutzungsmuster der Rinder sind. Bevorzugte Weidegründe machen, in Abhängigkeit der Weidegröße, den bedeutendsten Anteil der Koppel aus und können sowohl (temporär) magere, als auch gut gedüngte, fette Vegetationstypen beinhalten. Gerade in Bezug auf letzteren wirkt der Rückkopplungskreislauf von (fetter) Vegetation und Raumnutzungsmuster. Durch die übliche Düngung werden die vorhandenen Präferenzen der Rinder und somit die Aufspaltung der Weide in lokal „über- und unternutzte“ Bereiche noch verstärkt. Dennoch bietet die Düngung auch anthropogene Steuerungsmöglichkeiten diese polaren Raumnutzungsmusters. Beispielsweise ist es denkbar die Lage der bevorzugten Weidegründe durch Unterlassung der Düngung oder gar ihre gezielte Gegensteuerung zu beeinflussen. Weitere große Flächenanteile, die *ungenutzte Restfläche*, befinden sich eher in verbuschten Hanglagen oder am Hangfuß, weit entfernt von den Lagerplätzen. Ihre intensivere Nutzung durch das Vieh kann aus Gründen der Offenhaltung sowie unter naturschutzfachlichen Gesichtspunkten (Kap. 5.3) zumindest teilweise wünschenswert sein. Hierzu bietet sich weniger die Düngung als vielmehr andere Aspekte des Weidemanagements an. Durch geeignetere Flächenabgrenzungen der Weide (Zäune bestimmten höchste und tiefste Punkte) ist die Lage der Ruheplätze zu beeinflussen, die so eventuell näher an die gemiedenen Weidegründe „verlegt“ werden können, was zu deren häufigerer Frequentieren führt. Durch solche Steuerungsmaßnahmen über die Flächenabgrenzungen können auch Dimension und Lage von Zugstrecken gestaltet werden, besonders wenn ebenfalls die Wahl von Tränkestandorte mit einbezogen wird. Entscheidend ist außerdem die Flächengröße der Weiden, wodurch das Raumnutzungsmuster von Rindern wahrscheinlich am effektivsten beeinflusst werden kann. Durch größere Weiden, ab ~8-10ha, kann einerseits eine Überlagerung der funktionalen Einheiten vermieden (s.o.) und so ein natürlicheres, räumlich getrennteres Weideverhalten mit entsprechenden Strukturauswirkungen erreicht werden.

5.2 Raum- und Vegetationsstruktur unter Beweidungseinfluss

5.2.1 Beziehungen der Raum- und Vegetationsstruktur zur Beweidung

Der Untersuchung des ersten Gliedes der Kette „Mensch/Standort → Rind → Struktur → Arten“, des Beweidungsmusters (s.o.) folgt die Analyse des zweiten Kettengliedes, der Raum- und Vegetationsstruktur von Weideflächen. Diese Raum- und Vegetationsstruktur steht einerseits unter Beweidungseinfluss (auf den wiederum Weidemanagement und Standort wirken, s.o.), andererseits wirken Standortfaktoren. Die untersuchten Eigenschaften der Raum- und Vegetationsstruktur lassen sich in verschiedenen Untergruppen aufteilen, die mehr oder weniger gleichartig von der Beweidung beeinflusst und gestaltet werden (statistische Absicherung der Gruppierung durch Hauptkomponentenanalyse in Kap. 5.3.2). Als Beweidungseinflüsse werden aus den bereits erwähnten Gründen hierbei nur die *Nutzungsintensität* sowie die Verhaltensweisen *Ruhen*, *Grasen* und *Fortbewegen* analysiert.

Die erste Gruppe von Eigenschaften der Raum- und Vegetationsstruktur unter Weideeinfluss ist die „Raumstruktur im engeren Sinne“, bestehend aus: *Offenbodenanteil*, *Raumwiderstand* der Vegetation bis 10 cm Höhe, *Mikrorelief* des Bodens, *Höhendiversität der Vegetation*, *Horizontale Strukturdiversität* und *Pflanzenartenzahl*. Alle diese Variablen werden weniger von der *Nutzungsintensität* (Summe aller Aufenthalte), sondern durch bestimmte Aspekte des Rinderverhaltens bzw. Raumnutzungsmusters (*Ruhen*, *Grasen*, *Fortbewegen*) gestaltet. Der *Offenbodenanteil* ist besonders hoch in Rasterzellen, wo die Rinder häufig *Grasen* oder sich *Fortbewegen*, wie entsprechende positive Korrelationen ($R_s=0,137$; $p<0,01$ bzw. $R_s=0,162$; $p<0,01$) belegen (Tab. 31). Rasterzellen in den die Rinder häufig *Ruhen* besitzen dagegen signifikant weniger *Offenboden* ($R_s=-0,180$; $p<0,01$). Genau gegenteilig wirkt sich das Raumnutzungsmuster der Rinder auf den *Raumwiderstand* der Vegetation aus (Tab. 31). Bei starker Nutzung der Rasterzellen zum *Grasen* oder *Fortbewegen* ist der Raumwiderstand gering, während er an Ruheplätzen (hoher Anteil *Ruhen*) besonders stark ist ($R_s=0,133$; $p<0,05$). Die Ausprägung von *Mikrorelief*, *Höhendiversität Vegetation*, *Horizontaler Strukturdiversität* und *Pflanzenartenzahl* wird vom *Ruhen* signifikant negativ beeinflusst, d.h. ist an Ruheplätze nur schwach ausgebildet (Tab. 31). Weidegründe (hoher Anteil *Grasen*) besitzen dagegen stärkeres *Mikrorelief*, *Höhendiversität Vegetation* sowie *Horizontale Strukturdiversität* und eine höhere *Pflanzenartenzahl*, wie entsprechende Korrelationen zum Anteil *Grasen* belegen (Tab. 31).

Eine zweite Komponente von Eigenschaften der Raum- und Vegetationsstruktur besteht aus *Verbuschung* und *Zwergstrauchanteil* (=Sukzessionsgrad) sowie den Blühhorizonten. Alle Aspekte der Beweidung (*Nutzungsintensität*, *Ruhen*, *Grasen*, *Fortbewegen*) beeinflussen die Sukzession der Rasterzellen in gleicher Richtung, wie jeweils negative Korrelationen belegen (Tab. 31). Die *Nutzungsintensität* ist genauso wie das *Ruhen* und *Grasen* signifikant negativ mit dem Sukzessionsgrad korreliert (Tab. 31), lediglich die *Fortbewegung* besitzt nur statistischen Trendcharakter (Tab. 31). Verbuschungen treten also besonders bei generell niedrigem Beweidungsdruck auf, fast unabhängig von der Art der Raumnutzung. Rasterzellen, die nur schwach von den Rindern genutzt werden, also die *ungenutzte Restfläche* (Kap. 5.1.2.2), besitzen die stärkste Verbuschung. Dem gegenüber steht der Beweidungseinfluss auf die Blühhorizonte. Sowohl die *Blütendichte* und *Blütendiversität*, als auch die *Körnung der Blütendichte* (d.h. ihr Raumverteilungsmuster) sind positiv mit hohen *Nutzungsintensitäten* korreliert (Tab. 31). Außerdem bieten Weidegründe ein dichteres, feinkörniger verteiltes und vielfältigeres Blütenangebot als Ruheplätze, wie die stärkeren Korrelationen des *Grasens* im Vergleich zu denen des *Ruhens* zeigen (Tab. 31). Aber auch Ruheplätze bieten im Vergleich zur *ungenutzten Restfläche*, Bereiche ohne oder mit geringen Anteilen der aufgeführten Raumnutzungen, immer noch relativ ausgeprägtere Blühhorizonte. Die selten von den Rindern genutzte Flächenabschnitte weisen die schwächsten Blühhorizonte auf. Die *Fortbewegung* der Weidetiere auf Zugstrecken hingegen beeinträchtigt diese Aspekte des Blühhorizontes nicht (Tab. 31). Ein über die gesamte Weideperiode überwiegend *bunter* oder *violetter* Blühaspekt entsteht besonders durch das *Grasen* der Rinder, also auf den Weidegründen, wie entsprechende Korrelationen zeigen ($R_s=0,126$; $p<0,05$ bzw. $R_s=0,112$; $p<0,05$). Dagegen herrschen *gelbe* Blühaspekte im Jahresdurchschnitt bei mangelnder *Nutzungsintensität* und fehlendem Abweiden durch das *Grasen* der Rinder vor (Tab. 31). Gleiches gilt, jedoch nur mit statistischer Tendenz, für im Jahresverlauf überwiegend *weiße* Blütenbestände (Tab. 31). *Rötlich-grüne* Blüten sind ein Charakteristikum hoher *Nutzungsintensität* ($R_s=0,154$; $p<0,01$) und treten vor allem an Ruheplätzen

kum hoher *Nutzungsintensität* ($R_s=0,154$; $p<0,01$) und treten vor allem an Ruheplätzen (Lägerfluren mit *Rumex*- oder *Polygonum*-Beständen) auf, wie signifikante Korrelationen zum *Ruhen* zeigen ($R_s=0,173$; $p<0,01$). Der Anteil *Asteraceen* des Blütenangebots wird ebenfalls durch die *Nutzungsintensität*, besonders durch *Grasen* bestimmt (Tab. 31). Das Raumnutzungsmuster der Rinder wirkt also insgesamt relativ einheitlich auf die Komponente „Verbuschung/Blühhorizonte“. Seltene Nutzung, durch *Ruhen*, *Grasen* oder die allgemeine *Nutzungsintensität*, führt zu starker Verbuschung und schwach ausgebildeten Blühhorizonten. Rasterzellen, die von den Rindern intensiver genutzt werden, verbuschen unabhängig von der Art der Nutzung weniger. Häufigere Nutzung der Flächenabschnitte durch die Rinder, besonders zum *Grasen*, generiert dagegen vielfältige Blühhorizonte.

Tab. 31: Korrelationen einzelner Variablen der Raum- und Vegetationsstruktur mit Beweidungsparametern (*Nutzungsintensität*, *Ruhen*, *Grasen*, *Fortbewegen*). Korrelationskoeffizienten nach Spearman [R_s] sind bei signifikantem [p] markiert: * $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$. Gruppierung (gestrichelte Line) nach PCA, s. Kap. 5.3.2. N=391 Rasterzellen.

Variable	Nutzungsintensität		Anteil Ruhen		Anteil Gras		Anteil Fortbewegen	
	R_s	p	R_s	p	R_s	p	R_s	p
Offenbodenanteil	-0,066	0,211	-0,180**	<0,01	0,137**	<0,01	0,162**	<0,01
Raumwiderstand 0-10cm	0,056	0,290	0,133*	<0,05	-0,091	0,086	-0,121*	<0,05
Mikrorelief	0,010	0,848	-0,077	0,121	0,079	0,134	0,021	0,689
Höhendiversität Vegetation	0,020	0,700	-0,121*	<0,05	0,114*	<0,05	0,100	0,059
Horizont. Strukturdiversität	-0,049	0,357	-0,115*	<0,05	0,142**	<0,01	0,059	0,262
Pflanzenartenzahl	0,027	0,615	-0,131*	<0,05	0,116*	<0,05	0,116*	<0,05
Verbuschung	-0,396***	<0,001	-0,329***	<0,001	-0,245***	<0,001	-0,090	0,087
Zwergstrauchanteil	-0,324***	<0,001	-0,260***	<0,001	-0,252***	<0,001	-0,026	0,624
Blütendichte	0,269***	<0,001	0,119*	<0,05	0,265***	<0,001	0,098	0,064
Körn. Blütendichte	0,295***	<0,001	0,180**	<0,01	0,225***	<0,001	-0,060	0,259
Blütendiversität	0,289***	<0,001	0,092	0,081	0,222***	<0,001	0,083	0,117
Blütenfarbe bunt	0,040	0,447	-0,043	0,411	0,126*	<0,05	0,080	0,130
Blütenfarbe violett	0,182**	<0,01	0,061	0,250	0,112*	<0,05	0,072	0,175
Blütenfarbe gelb	-0,169**	<0,01	-0,041	0,434	-0,170**	<0,01	-0,093	0,077
Blütenfarbe weiß	-0,085	0,107	-0,018	0,740	-0,053	0,315	-0,076	0,149
Blütenfarbe rot/grün	0,154**	<0,01	0,173**	<0,01	0,083	0,116	0,075	0,157
Anteil <i>Asteraceae</i>	0,144**	<0,01	0,037	0,480	0,132*	<0,05	0,020	0,702
Biomasse	0,320***	<0,001	0,373***	<0,001	0,118*	<0,05	0,052	0,327
Kräuteranteil	0,307***	<0,001	0,252***	<0,001	0,184**	<0,01	0,071	0,188
Vegetationshöhe	0,119*	<0,05	0,216***	<0,001	-0,054	0,319	-0,068	0,209
Dynamik Blütendichte	0,044	0,406	0,103*	<0,05	0,088	0,093	0,078	0,133
Fraß	0,301***	<0,001	0,256***	<0,001	0,253***	<0,001	-0,040	0,450
Tritt	0,069	0,188	-0,019	0,724	0,052	0,322	0,137**	<0,01
Dynamik Veg.-Deckung	0,075	0,155	0,071	0,182	0,040	0,449	0,119*	<0,05
Dynamik Raumwiderstand	0,011	0,842	0,065	0,220	-0,044	0,401	0,125*	<0,05

Auf einer dritte Gruppe von Eigenschaften der Raum- und Vegetationsstruktur, die „Wüchsigkeit der Vegetation“ (s. Hauptkomponentenanalyse in Kap. 5.3.2), wirkt der Beweidungseinfluss der Rinder ebenfalls einheitlich. Zu dieser gleichartig von der Beweidung beeinflussten Gruppe gehören *Biomasse*, *Kräuteranteil*, *Vegetationshöhe* und die saisonale *Dynamik der Blütendichte*. Alle diese Variablen sind mit hoher *Nutzungsintensität* der Rinder, besonders durch *Ruhen*, assoziiert, wie signifikante Korrelationen belegen (Tab. 31). Biomasse- und kräuterreiche, hohe Vegetationsbestände kommen bei intensiver Weidenutzung der Rinder, besonders an Ruheplätzen vor.

Die saisonale *Dynamik der Blütendichte*, gemessen als Zu- bzw. Abnahmen der *Blütendichte* pro Rasterzelle zwischen den drei Aufnahmezeitpunkten, ist an Ruheplätzen am höchsten, wie eine Korrelation zum Anteil *Ruhen* ($R_s=0,103$; $p<0,05$) zeigt. Durch die intensive Liege-, Tritt- und Fraßnutzung an Ruheplätzen „brechen“ dort die Blütenbestände ein bis mehrmals im Jahr zusammen und wachsen anschließend wieder nach. Die anderen Verhaltensweisen bzw. die allgemeine *Nutzungsintensität* beeinflussen die saisonale *Dynamik der Blütendichte* dagegen nicht signifikant (Tab. 31). Allerdings ändern sich die Blühhorizonte im Verlauf der Weideperiode nicht nur wegen der Beweidung, sondern auch aufgrund phänologischer Aspekte. Sind im Frühsommer noch *gelbe* und *violette* Blütenfarben vorherrschend, so ändert sich dies im Juli zu hauptsächlich *gelben*, *bunten* oder *weißen* Blühaspekten (Tab. 32). Im August verlieren *weiße* Blüten wieder an Bedeutung, während nun ein *bunter* gegenüber einem *gelben* Blühaspekt dominiert (Tab. 32). Ist die Farbe des Blühaspektes noch relativ eindeutig der Phänologie zuzuordnen, so fällt dies hinsichtlich der *Blü-*

tendichte schwerer. Die *Blütendichte* ist (unabhängig von Verhalten, auf der Gesamtfläche) im Juni, wenn viele Flächen noch nicht oder gerade erst von Rindern beweidet werden, am größten und nimmt im Jahresgang leicht ab (Tab. 32). Diese Dynamik findet, wegen Phänologie und Beweidung, auf der gesamten Weidefläche statt (Tab. 32). Allerdings ist die *Dynamik der Blütendichte* an Ruheplätzen signifikant höher, als bei anderer Raumnutzung durch die Rinder (Tab. 31). Auch die *Blütendiversität* und die *Körnung der Blütendichte* ändern sich im Verlauf der Vegetationsperiode. Letztere geht von einem feinkörnigen Verteilungsmuster der Blüten (hoher Wert) im Jahresverlauf tendenziell in ein grobkörniges über (geringer Wert), d.h. Blüten finden sich spät im Jahr räumlich dicht beieinander, während sie von größeren abgeweideten Arealen umgeben sind (Tab. 32).

Tab. 32: Saisonale Veränderungen der Blühhorizonte auf den (Jungvieh-) Allmendweiden des Gletscherkessel Prag 2002. Es sind Mittelwerte der fünfstufigen Schätzskala und für Blütenfarben relative Häufigkeiten [%] dargestellt. N=391 Rasterzellen.

<i>Blühhorizont</i>	<i>Juni</i>	<i>Juli</i>	<i>August</i>
Blütendichte	2,70	2,37	1,96
Körnung Blütendichte	3,22	2,91	2,90
Blütendiversität	2,45	2,22	2,14
Blütenfarbe bunt	23,1%	36,4%	52,2%
Blütenfarbe violett	25,6%	3,3%	3,8%
Blütenfarbe gelb	43,6%	40,4%	31,8%
Blütenfarbe weiß	3,6%	10,8%	1,3%
Blütenfarbe rot/grün	3,9%	1,8%	1,9%

Die vierte Komponente von Raum- und Vegetationsstruktureigenschaften besteht aus *Frass* und *Tritt*. *Fraß*-Spuren an der Vegetation sind bei hoher *Nutzungsintensität* sowie hohen Anteilen *Ruhen* und *Grasen*, auf Ruheplätzen bzw. Weidegründen, anzutreffen, wie Korrelationen statistisch absichern (Tab. 31). Hohe *Tritt*-wirkungen der Weidetiere auf die Fläche bestehen vor allem auf Zugstrecken, wo sich die Tiere *Fortbewegen* (Tab. 31). Andere Beweidungseffekte (*Nutzungsintensität*, *Ruhen*, *Grasen*) sind dagegen nicht signifikant mit *Tritt* korreliert (Tab. 31). Die fünfte Komponente von Eigenschaften der Raum- und Vegetationsstruktur besteht aus der saisonalen *Dynamik der Vegetationsdeckung* und der *Dynamik des Raumwiderstandes*. Sowohl Raumwiderstand als auch Deckung der Vegetation ändern sich im Jahresverlauf besonders auf Zugstrecken, wo hohe mechanische Belastung durch die Rinder herrscht, wie signifikante Korrelationen beider Parameter zum Anteil *Fortbewegen* belegen (Tab. 31).

5.2.2 Modelle zur beweidungsbedingten Raum- und Vegetationsstruktur

Zusätzlich zum Einfluss der Beweidung (s.o.) wirken sich auch standörtliche, abiotische Aspekte auf die Raum- und Vegetationsstruktur der Weiden aus. Die charakteristische Ausprägung der Eigenschaften der Raum- und Vegetationsstruktur entsteht erst bei gewissen Kombinationen von Standort und Beweidung, welche dabei jeweils ganz unterschiedliche Einflussanteile haben können. Um diesen Einfluss zu quantifizieren, werden wiederum Regressionsmodelle (vgl. Kap. 5.1.2.5 bzw. Kap. 3.3) eingesetzt. Dabei sind räumliche Nachbarschaftseffekte, wie dem Beweidungs- bzw. Raumnutzungsmuster der Rinder innewohnen und in diesbezüglichen Modellen verwendet wurden (vgl. Kap. 5.1.2.5), nicht für alle Eigenschaften der Raum- und Vegetationsstruktur plausibel. „Leblose“ Aspekte der Raumstruktur, wie der *Offenbodenanteil*, entstehen zwar durch Beweidung und deren Nachbarschaftseffekte, besitzen aber selbst keine räumlichen Nachbarschaftsbeziehungen (eine Offenbodenstelle wird nicht durch von der Existenz anderer Offenbodenstellen in benachbarten Rasterzellen beeinflusst). Da hinsichtlich der Nachbarschaftseffekte aber einheitlich verfahren werden soll, fließen sie nicht in die Modelle zur Raum- und Vegetationsstruktur ein. Diese inhaltliche Konsistenz geht in teilweise zu Lasten der Modellgüte, weshalb Modelle mit Nachbarschaftsbeziehungen zu Vergleichszwecken im Anhang 5.2, Tab.A.4 aufgeführt sind.

Die erste Komponente von Eigenschaften der Raum- und Vegetationsstruktur, die „Raumstruktur im engeren Sinne“ (*Offenbodenanteil*, *Raumwiderstand*, *Mikrorelief*, *Höhendiversität Vegetation*, *Horizontale Strukturdiversität*, *Pflanzenartenzahl*) werden zu vergleichsweise hohem Teil durch Beweidung beeinflusst (Tab. 33). Das *Grasen* der Rinder besitzt i.d.R. einen positiven Einfluss auf diese Struktureigenschaften (Ausnahme: *Raumwiderstand*), während sie durch das *Ruhen* vermindert werden (neg. Vorzeichen in Tab. 33). Bei vergleichsweise hohen Modellgüten kommen Standortaspekte zum Beweidungseinfluss hinzu (Tab. 33). Unter

den standörtlichen Einflussvariablen kommt der (*Süd-*) *Exposition* der Rasterzellen die bedeutendste Rolle zu, während *Feuchte* und *Hangneigung* nur geringe Effekte auf die erste Komponente der Raum- und Vegetationsstruktur ausüben (Tab. 33). Gemäß der Modelle spielen die übrigen Faktoren bei der Gestaltung der ersten Komponente von Raum- und Vegetationsstruktureigenschaften (trotz z. T. vorhandener signifikanter Korrelationen, vgl. Kap. 5.2.1) keine nennenswerte Rolle (Tab. 33). Die Standortfaktoren besitzen zwar größeren Einfluss auf *Offenbodenanteil*, *Raumwiderstand*, *Mikrorelief*, *Höhendiversität Vegetation*, *Horizontale Strukturdiversität* und *Pflanzenartenzahl* als die Beweidung, dennoch ist die Rolle letzterer im Vergleich zu anderen Komponenten (Komponente 3-5, s.u.) relativ hoch (Tab. 33).

In Regressionsmodellen zur zweiten Komponente von Struktureigenschaften der Weideflächen (Sukzession/Blühaspekte) spielt die Beweidung wiederum eine wichtige Rolle. Dabei wirken *Ruhen* und *Grasen* ebenfalls entgegengesetzt, hinzu kommt die allgemeine *Nutzungsintensität* der Rinder (Tab. 33). Im Vergleich zu den anderen Gruppen von Struktureigenschaften (Komponente 3-5, s.u.) kommt der Beweidung bei der Gestaltung von Sukzessionsgrad/Blühaspekt die vergleichsweise größte Bedeutung zu (Tab. 33). Insgesamt werden die Strukturvariablen der zweiten Komponente etwa zu gleichen Teilen von Beweidung und Standort generiert (Tab. 33). Vor allem die Blühhorizonte werden maßgeblich durch die Beweidung, besonders durch die *Nutzungsintensität* und nur in geringerem Maße durch Standortfaktoren, gesteuert (Tab. 33). In Bezug auf die *Verbuschungs-* und *Zwergstrauchgrade* der Rasterzellen existiert ein starker *Düngungs-* bzw. *Höhen-*Gradient (Tab. 33). Auch dem anthropogenen Weidemanagement, das durch Flächenauswahl und –abgrenzung die Entfernung einzelner Rasterzellen zu Tränke und Lagerplatz determiniert, kommt im Hinblick auf die Verbuschung eine nicht unbedeutende Rolle zu (Tab. 33). Von Lagerplätzen und Tränken entfernte, steile, ungedüngte Areal weisen die stärkste Sukzession auf (Tab. 33). Die Sukzession der Weiden unterliegt damit stärker den Standort- als den Beweidungseinflüssen (Tab. 33).

Tab. 33: Regressionsanalyse (GLM) der Variablen der Raum- und Vegetationsstruktur unter Einfluss von Standort und Beweidung. Dargestellt sind nur die signifikanten Einflüsse unter Angabe des partiellen Eta-Quadrats η^2 (=erklärter Anteil an Gesamtvariabilität) sowie des Bestimmtheitsmaßes (R^2) des jeweiligen Modells. Vorzeichen (-) werden verwendet, um negative Einflussvariablen zu kennzeichnen. Signifikanzen sind nach Signifikanzniveau (* $<0,05$, ** $<0,01$, *** $<0,001$) markiert. Aufgenommene Variablen= 16. N=391 Rasterzellen. (Modell mit Nachbarschaftseffekten vgl. Tab. A.4 in Anh. 5.2)

Variable	R^2	Höhe u. NN	Rel. Höhe	Hangneigung	Südexposition	Düngung	GL-Zahl	Feuchte	Entf. Tränke	Entf. Lager	Nutzungsintens.	Ruhen	Grasen	Fortbewegen
Offenbodenanteil	0,318			,023**	,267***									,046***
Raumwider. <10cm	0,204	,029**		-0,021**	-0,043***			,041***				,018*		
Mikrorelief	0,267				,0162***			-0,16*				-0,027**		
Höhendiv. Vegetat.	0,291				,100***			-0,11*				-0,011*	,015*	
Strukturdiversität	,0337			,021**	,276***	-0,035***						-0,012*	,019**	
Pflanzenartenzahl	0,370				,353***							-0,037***	,014*	
Verbuschung	0,322			,039***		-0,116***		,020**	,022**	,047***				
Zwergstrauchanteil	,0239	,160***				-0,100***						-0,031**	-0,022**	
Blütendichte	0,186				,078***						,032**	-0,030**	,011*	
Körnung Blütendi.	0,122							,044***			,057***	-0,058***	,015*	-0,018*
Blütendiversität	0,199				,043***			-0,023**			,101***	-0,77***		
Blütenfarbe bunt	0,102		,026**		,059***	-0,031**							,015*	
Blütenfarbe violett	,0141					-0,019*					,016*	-0,036***		
Blütenfarbe gelb	0,113				-0,064***						-0,054***	,032***		
Blütenfarbe weiß	0,090		-0,029**					,043***				-0,019**		
Blütenfarbe	0,113			-0,015*								,091***	-0,011*	
Anteil Asteraceae	0,105				,025**					-0,089***	-0,020**			
Biomasse	0,361			-0,023**		,034***	,031**	,170***				,075***		
Kräuteranteil	0,203				,053***	,120***				-0,023**				
Vegetationshöhe	0,199		-0,026**	-0,074***		,021**		,050**				,027**	-0,014*	
Dyn. Blütendichte	0,047													
Frass	0,319				,030**	,069***	,031**		,052***			,016*	,057***	
Tritt	0,124		,014*			-0,023**			,061***					
Dynamik Vag-Deck	0,174	-0,110***	,033**								,095***		-0,028**	
Dynamik Raumwid.	0,122	-0,048***							-0,022**		,031**			

Anders ist dagegen die Relation von Beweidung und Standort- Einflüssen in Bezug auf die dritte Komponente der Vegetations- und Struktureigenschaften, der „Wüchsigkeit der Vegetation“. *Biomasse*, *Kräuteranteil*, *Vegetationshöhe* und die saisonale *Dynamik der Blütendichte* unterliegen hauptsächlich Standortfaktoren und werden nur in geringem Umfang durch die Beweidung gesteuert (Tab. 33). Biomassereiche Areale sind dementsprechend auf flachen, gedüngten, feuchten Standorten mit hohen Grünlandzahlen zu finden, wie die Kennwerte der Regressionsmodelle belegen (Tab. 33). Durch das *Ruhen* der Rindern, also die Nutzung als Ruheplatz, sind entsprechende Weideabschnitte ebenfalls biomassereicher, was den insgesamt zweitgrößten Einfluss darstellt (Tab. 33). Die Vegetationshöhe einzelner Rasterzellen der (Jungvieh-) Allmendweiden kommt durch eine sehr ähnliche Faktorenkombination mit leicht veränderten Einflussanteilen zustande (Tab. 31). Lediglich der *Kräuteranteil* der Vegetation wird, ohne Weideeinfluss, hauptsächlich von der Düngung bestimmt (Tab. 33). Für die saisonale *Dynamik der Blütendichte* kann ohne Berücksichtigung von Nachbarschaftseffekten kein signifikanter Einfluss durch die untersuchten Variablen festgestellt werden (Tab. 33, vgl. Tab. A.4 in Anh. 5.2).

Gemäß den Regressionsmodellen liegt *Frass* an der Vegetation vor allem auf den Weidegründen, wo die Rinder grasen, seltener dagegen an Ruheplätzen vor (Tab. 33). Von etwa gleicher Bedeutung sind jedoch auch die, ebenfalls beweidungsrelevanten, Faktoren *Düngung* und *Entfernung zur Tränke*. (Tab. 33). Der *Tritt* der Rinder wird nach den Regressionsmodellen nicht wesentlich von Beweidungsparametern, auch nicht durch das *Fortbewegen*, sondern durch Standortfaktoren bestimmt. Allerdings liegt für dies Regressionsanalyse ein geringes Bestimmtheitsmaß vor (Tab. 33). Die vierte Komponente der Vegetations- und Struktureigenschaften wird somit überwiegend von Standorteigenschaften bestimmt. Die Dynamik von Vegetationsdeckung und –widerstand (5. Komponente) wird außer durch einen Höhengradient wiederum besonders von der *Nutzungsintensität* beeinflusst, insgesamt zu etwa gleichen Teilen von Standort und Beweidung (Tab. 33).

5.2.3 **Diskussion Hypothese 4 - Raum- und Vegetationsstruktur**

Weidewirkungen auf die Fläche bestehen vor allem in den Komponenten Fraß, Tritt, Exkrementverteilung und Lagern sowie der Diasporenverbreitung (KAPFER 1995), die kurzfristig über Verletzung oder Zerstörung von Individuen, längerfristig über Selektion und Nährstoffumverteilung auf die Artenzusammensetzung und damit letztlich auch auf die Raumstruktur wirken. Während letzter Aspekt in der Literatur bislang relativ unbeachtet blieb, sind andere Weidewirkungen recht gut untersucht. Da der selektive Frass der Weidetiere schon in Kap. 5.1.3 diskutiert wurde, kommt hier folglich den Aspekten der Trittwirkung und den durch das Raumnutzungsmuster der Weidetiere veränderten Nährstoffkreisläufe besondere Bedeutung zu. Diese Weidewirkungen betreffen sowohl die pflanzliche, als auch die strukturelle Vielfalt der Flächen.

Auf Weiden wird im Gegensatz zu Wiesen, denen durch Mahd bis zu 400kgN/ha/a entzogen werden kann, der weitaus größte Teil des Stickstoffs über Harn und Kot der Weidetiere an die Fläche zurückgegeben. (SPATZ 1991). Die Nährstoffverteilung auf der Weidefläche ist dabei jedoch sehr heterogen (BEHRENDT ET AL. 2000). Dementsprechend finden PUTMAN ET AL. (1991) auf Rinderweiden klare Defäkationsbereiche, die sich von Arealen ohne Exkrementabgabe unterscheiden lassen. Rinder scheiden den größten Teil der Nährstoffe über Kot und Harn außerhalb der Weidegründe (SCHWABE-BRAUN 1979) auf den Ruheplätzen (FISCHER 2001) aus. Auf großen Extensivweiden verteilt sich der Dung sehr heterogen auf der Fläche, während bei kleinen Portionsweiden ein nahezu homogenes Bild vorliegt (SCHALITZ & BECKMANN 1998). Die Defäkation ist mit der Aufenthaltsdauer in bestimmten Rasterquadraten eng korreliert (SCHALITZ & BECKMANN 1998), d.h. an intensiv genutzten Bereichen kommt es zu einer Anhäufung der Exkremente. BEHRENDT ET AL. (2000) rechnen hoch, dass bei 10 Abkotungen pro Tier und Tag (mit einem Ausmaß von je 0,5m²) und 10 Harnungen pro Tier und Tag (je 1m²) bei idealer Verteilung, d.h. ohne Mehrfachbelastung, weniger als 10% der Fläche erreicht werden. Ähnlich heterogene Exkrementverteilung, mit Zentren an Ruheplätzen bestätigen SCHALITZ & BECKMANN (1998). Bei einer Kot- und Harnfläche je Tier und Tag von 2,5m² berechnen sie auf großflächigen Extensivweiden bei 1GVE/ ha eine jährliche Bedeckung von 9,1% der Weidefläche mit Exkrementen, für kleine Portionsweiden (4 GVE/ha) rund 20% der Weidefläche.

An Ruheplätzen sind entsprechend der großen Exkrementmengen auch erhöhte Stickstoffmengen (FISCHER 2001, SCHALITZ & BECKMANN 1998) sowie Kalium- und Phosphorkonzentrationen im Boden festzustellen (BEHRENDT ET AL. 2000). Dieser Stickstoff gelangt anschließend in Form von Nitrat und Ammonium ins Grundwasser, wo er Konzentrationen in 9-11facher Höhe des Trinkwassergrenzwertes erreichen kann (BEHRENDT ET AL. 2000). Exkremente der Weidetiere wirken sich positiv auf Aufwuchs und Biomasse der Vegetation aus. PUTMAN ET AL (1991) finden in Schottland durchschnittliche Vegetationshöhen zwischen 71cm und 118cm, die vor allem durch die Exkrementverteilung (sowie die Feuchtigkeit des Standortes) zustande kommen. Obwohl von Urin beeinflusste Bereiche nur 2% der Fläche einnahmen lieferten sie in Experimenten von DAY & DETLING (1990) 7% der pflanzlichen Biomasse der Weide und 14% des von den Weidetieren aufgenommenen Stickstoffes. Die Befunde der im Rastergitter untersuchten Jungviehweiden des Gletscherkessel Präg unterstreichen dies. Sowohl pflanzliche Biomasse, als auch die Vegetationshöhe sind positiv mit der Beweidungsintensität korreliert. Dies zeigt sich besonders an Ruheplätzen, welche die stärksten Korrelationen zu Biomasse und Vegetationshöhe aufweisen. Obwohl nicht im Freiland analysiert, kann für die Jungviehweiden ebenfalls von dem aus der Literatur bekannten Zusammenhang zwischen Ruheplätzen und Häufigkeit der Exkrementabgabe, inklusive deren wachstumsfördernder Wirkung ausgegangen werden. Dies steht den Befunden von IRMLER & HEYDEMANN (1986) auf Salzmarschen entgegen, wonach die Biomasse mit der Beweidungsintensität negativ korreliert ist. MÜCKSCHEL & OTTE (2001) fanden auf Rinderweiden in Thüringischen Mittelgebirgslagen eine durchschnittliche Höhe der Krautschicht von 35cm mit Deckungsgraden zwischen 85% und 95%. Mögliche Vergleiche mit den absoluten Messwerten aus dem Südschwarzwald, von 14,9±7,6 cm Vegetationshöhe bei 92,6±8,6% Deckung im Jahresmittel, sind nur bedingt sinnvoll, da sie erheblich mit Aufnahmezeitpunkt und Beweidungsregime schwanken.

Die Effekte der Fäkaliendeposition sind skalenabhängig. Auf kleinem Raum, beispielsweise eines Ruheplatzes, wirkt sie sich negativ aus, während sie auf mittleren bis großen Skalen neutral bis positiv sein können (SEMMARTIN & OESTERHELD 1996). In Abhängigkeit von der Beweidungsintensität gibt es also klare Unterschiede hinsichtlich der Vegetation, die besonders durch die Verteilung des Dungs geprägt sind (PUTMAN ET AL. 1991). Längerfristig kommt es durch diese Umverteilung der Nährstoffe zu einer Änderung der Artenzusammensetzung der Pflanzen (DAY & DELTING 1990). Defäkationsplätze zeigen eine deutlich andere Vegetationszusammensetzung als nicht von Dung beeinflusste Bereiche (PUTMAN ET AL. 1991), was im UG Südschwarzwald ebenfalls festzustellen ist. Ausgeprägte Lägerfluren bilden sich nur auf relativ kleinen Weideflächen, wo ein Mangel an geeigneten Ruheplätzen herrscht, die dann übermäßig häufig frequentiert werden (SAMBRAUS 1978). Letztlich kommt es zu einem zyklischen Rückkopplungsprozess, bei dem die Defäkation das Weideverhalten beeinflusst (BRANDT & KRONE 1998, MCNAUGHTON 1984). Obwohl sich das Ausmaß der punktuellen Eutrophierung im Südschwarzwald noch in Grenzen hält, können diese räumlichen Konzentrationseffekte, zumal parallel noch zuge düngt wird, unerwünscht sein. Daher raten BEHRENDT ET AL. (2000) bei Zudüngung zu einer Aussparung der Lager- und Trinkplätze und einer Verlagerung der präferierten Aufenthaltsorte durch mobile Tränken und Zäune. Eine unerwünschte, punktuelle Eutrophierung der Weide kann des Weiteren durch eine Nachtpferchung außerhalb der Fläche vermieden werden, da fast alle Weidetiere hauptsächlich nachts oder auf den Triftwegen abkoten (MAERTENS ET AL. 1990).

Neben der beweidungsbedingten Nährstoffumverteilung kommt dem der Trittwirkung der Weidetiere bei der Gestaltung der Raum- und Vegetationsstruktur eine zentrale Rolle zu (SALA 1988). Auch wenn die Trittwirkung von Rindern im Vergleich zu allen anderen Huftieren für die Grasnarbe am schonendsten ist (MAERTENS ET AL. 1990), wirkt sie sich in Form von mehr oder weniger starker sog. „Trittschäden“ auf die Fläche aus. Diese Tritteffekte müssen kontrovers diskutiert werden, da sie von vegetationsfreien Stellen über die Bodenverdichtung bis hin zur mechanischen Zerstörung der Vegetation reichen können (KIECHLE 1995). Die bedeutenden Trittschäden entstehen dabei besonders im Winter und Frühjahr (SHEATH & CARLSON 1998). Die Tatsache, dass zu diesen Jahreszeiten im Südschwarzwald i.d.R. keine Tiere aufgetrieben werden, mag die insgesamt relativ geringen Trittwirkungen begründen. Nach SHEATH & CARLSON (1998) sind die Trittschäden, bei Hangneigung kleiner 25°, auf den Zugstrecken und an Lagerplätzen der Weidetiere am größten. Diese Einschätzung kann aus dem Südschwarzwald nur hinsichtlich der Zugstrecken bestätigt werden. Ruheplätze liegen dagegen meist in den oberen Bereichen oder Kuppenlagen der Weiden, wo sich die Trittwirkung wegen der fehlenden Hangneigung nur in relativ geringem Ausmaß zeigt. Des Weiteren konstatiert

KÖNIG (1994) bei altersgleichen Herden, im Vergleich zu einer natürlichen Herdenstruktur, eine Konzentration der Trittwirkung entlang von Zäunen und an Tränken. Auf den Jungviehweiden des Gletscherkessel Präg, per Definition mit altersgleichen Tierbeständen ausgestattet, ist nur in unmittelbarer Nähe der künstlichen Tränken eine erhöhte Trittwirkung zu verzeichnen, was wohl eher an der Anzahl an Trinkmöglichkeiten bei allenfalls mittelgroßen Weideflächen liegt. Die Ufer der teils als Tränke genutzten Fließgewässer zeigen dagegen keine derart starke Trittwirkung. Eine Konzentration entlang der Zäune konnte im Südschwarzwald nicht beobachtet werden, eventuell wegen des unübersichtlichen, teilweise stark geneigten Geländes und des häufigen Zaunverlaufes im Wald.

Gängigerweise wird Tritt als Schaden an Boden bzw. Landschaft eingestuft (z. B. LUTZ 1990), wo er die pflanzlichen Aufwuchsmenge verringert und Bodenverdichtungen führt (SHEATH & CARLSON 1998). Bei einem Besatz von 1GVE/ha kann bei über 200 Weidetagen nach Hochrechnungen der Boden der gesamten Fläche etwa 2x verdichtet werden (SCHALITZ & BECKMANN 1998). Andererseits kann Tritt als strukturbereicherndes Element gesehen werden (CONRADI & PLACHTER 2001), das im Form von Keimnischen für Pflanzen (KAPFER 1995) und als Sonderhabitate für bestimmte Tierarten (ELLIGSEN 1997) in Erscheinung tritt. Tritt kann durch die Schaffung von „Störstellen“ die Mikroklimata für wärmeliebende Arten verbessern (KIECHLE 1995). Die durch Rinderbeweidung entstandenen Trittstellen und der dadurch lückig gewordene Rasen fördern auch einige gefährdete Pflanzenarten wie *Antennaria dioica* (Katzenpfötchen), *Gentianella campestris* (Feld-Enzian), *Dianthus deltoides* (Heide-Nelke) und *Jasione laevis* (Ausdauernde Jasione) (SCHWABE-BRAUN 1979). Pflanzengesellschaften extensiv beweideter Quellstandorte beispielsweise sind generell vom gelegentlichen Tritt des Weideviehs abhängig (HINTERLANG in KÖNIG 1994). Andere Autoren wie KRÜSI ET AL. (1998) schätzen Trittschäden durch Huftiere (im Schweizerischen Nationalpark) als unbedenklich und eher förderlich für die pflanzliche Biodiversität ein. Dennoch werden aus ganz unterschiedlicher Motivation, teilweise auch von Seiten des Naturschutzes, Strategien entwickelt, um Trittschäden zu vermeiden bzw. zu minimieren. So können feuchte Standorte nach KÖNIG (1994) von übermäßigem Tritt geschont werden, indem sie nur einen Teil der Weidefläche einnehmen und dann erst spät im Jahr den Weidetieren zugänglich gemacht werden. Trittbedingte reine Offenbodenstellen, können durch gezielte anthropogen Einflussnahme d.h. den Wechsel von Tränk- Liege- und Zufütterplätzen auf 2-5% der Weidefläche zurückgedrängt werden (FISCHER ET AL. 1993).

Beweidung hat direkte Effekte auf die Vegetationshöhe, Anatomie, Wuchs- und Lebensform von Pflanzen (DUPRÉ & DIEKMANN 2001). Dadurch üben die genannten Weidewirkungen auch erheblichen Einfluss auf die Raumstruktur der bodennahen Vegetation aus (SALA 1988). Durch die wiederholte Frequentierung von Ruheplätzen und die dauerhafte Ausbildung von Liegemulden wird die Vegetation dort besonders stark mechanisch beansprucht (KAPFER 1995). Daher zeigen die Ruheplätze der untersuchten Weiden auch die größte saisonale Dynamik der Raum- und Vegetationsstruktur, gemessen als Änderung des Raumwiderstandes und der Vegetationsdeckung. Nach SEMMARTIN & OESTERHELD (1996) öffnet Beweidung die Vegetationsdecke und verändert so die Raumstruktur sowie die Konkurrenzsituation der Pflanzen um Licht. Im Gletscherkessel Präg konnte diese Einschätzung insofern differenziert werden, dass dieser Effekt, der in erhöhten Offenbodenanteilen zu Ausdruck kommt, besonders auf den Weidegründen und Zugstrecken der Rinder zu verzeichnen ist. Schwach genutzte Weidebereiche zeigen eine relativ geschlossene Vegetationsdecke, während an Ruheplätzen der saisonale Wechsel mechanischer Zerstörung, also temporär geöffneter Vegetationsdecke und anschließendem schnellem Zuwachsens zu beobachten ist. Aus der Summe dieser Weidewirkungen in einer Rasterzelle ergibt sich die Diversität der horizontalen und vertikalen Raumstruktur. Vor allem auf den Weidegründen der Rinder ist eine vielfältige Raum- und Vegetationsstruktur ausgeprägt, während ungenutzte Areale oder Ruheplätze durch entsprechende Strukturarmut gekennzeichnet sind. Interessanterweise egalisieren sich positive und negative Effekte des *Grasen* bzw. des *Ruhens* auf Ebene der „allgemeinen“ *Nutzungsintensität*. Nur die häufige An- oder Abwesenheit von Weidetieren liefert folglich noch keine Hinweise auf eine vielfältige horizontale und vertikale Raumstruktur. Blühhorizonte sind nach MÜNDEL & SCHUMACHER (1994) auf Koppelweiden nur bei kurzen Fresszeiten der Weidetiere und ausreichende Regenerationszeiten vorhanden. Dem muss widersprochen werden, da die Jungviehweiden des Gletscherkessel Präg z. T. über vier Wochen lang während der früh- bzw. hochsommerlichen Blühphase mit Rindern bestückt werden. Es liegen zwar teils relativ lange Regenerationsphasen zwischen den Umtrieben vor, dennoch ist es

eher den geringen Besatzstärke (0,5-0,6 GE/ha) und vor allem den niedrigen Besatzdichten (Max 1,2 GVE/ha) bzw. Besatzleistungen (max. 75 GV-Tage/Jahr) bei ausreichenden Flächengrößen zuzuschreiben, dass Blühhorizonte entsprechend gut ausgebildet sind. Auch die Blühhorizonte sind auf den Weidegründen im Vergleich zu anderen Funktionseinheiten am besten ausgeprägt. Allerdings weisen auch Ruheplätze relativ dichte und vielfältige Blühhorizonte auf, jedoch mit den genannten saisonalen Einschränkungen. Generell gilt, dass ein Blütenangebot vor allem bei aktueller Beweidung, also auch im Sinne der „allgemeinen“ Beweidungsintensität, vorhanden ist, während eine fehlende Nutzung durch die Weidetiere zu Verbuschung und weitgehend ausbleibenden Blühhorizonten führt.

Die genannten Weidewirkungen beeinflussen auch die pflanzliche Diversität. Zum einen sind Weidewirkungen auf individueller Ebene an Pflanzen messbar (MCNAUGHTON 1984) messbar, zum anderen wirken sie sich auf die Artenzusammensetzung der Pflanzengemeinschaft aus (SCHALITZ & BECKMANN 1998). Pflanzen reagieren auf diesen Beweidungsdruck mit einem breiten Kontinuum an Vermeidungsstrategien, das sich in langer Koevolution entwickelte (Übersicht in MILCHUNAS & NOA-MEIR 2002). Nach der Modellvorstellung von MILCHUNAS ET AL. (1988) hängt die pflanzliche Diversität natürlicher Grassländer unter Beweidungseinfluss von der Länge der Koevolution (Beweidungshistorie) und der Feuchtigkeit des Klimas ab. Es gibt viele Befunde, dass natürliche Beweidung den Pflanzenartenreichtum steigert (MCNNAUGHTON 1985, MILCHUNAS ET AL. 1988). Auch bei extensiver Nutztierbeweidung ist der Pflanzartenreichtum höher als auf Brachen (GRANT ET AL. 1996, HODGSON & ILLIUS 1996, HUMPHREY & PATTERSON 2000, MAERTENS ET AL. 1990, MIKAHAILOVA 2000, OSEM ET AL 2002, RAMBO & FAETH 1999, SMITH & RUSHTON 1994), besonders bei kleinen Raumausschnitten (DUPRÉ & DIEKMANN 2001). Die Auswirkungen der Beweidung auf den pflanzlichen Artenreichtum sind skalenabhängig (DUPRÉ & DIEKMANN 2001) und besitzen auf lokaler Ebene positive Effekte, auf regionaler Ebene hingegen negative (GIBSON & BROWN 1991). Daneben sind die optimalen Beweidungsintensitäten, die maximalen botanischen Artenreichtum generieren, biotopabhängig. Russische Steppen weisen bei geringer Beweidungsintensität die höchste pflanzliche Artenvielfalt auf (MIKAHAILOVA 2000, UNUSBAYEV 2001). Dagegen sinkt die Pflanzenartzahl von Salzwiesen des Wattenmeeres bei schwacher Beweidung von 0,5 GVE/ha, während sie bei höheren Beweidungsintensitäten von 1-2GVE/ha erhalten bleibt (IRMLER & HEYDEMANN 1986). Zudem ist die pflanzlichen Diversität beweidetem Grasland eventuell von der Produktivität (bzw. Biomasse) des Standortes abhängig, was viele Arbeiten als unimodalen Zusammenhang diskutieren und dabei Beweidungseffekte in sehr variablem Ausmaß berücksichtigen (z. B. MITTELBACH ET AL. 2001, OBA ET AL 2001, WEIHER 1999, 2003).

Die Einschätzung, dass maximale Pflanzenvielfalt in natürlichen Grassländern sowie in Nutztierökosystemen bei geringer bis mittlerer Beweidungsintensität vorliegt, trifft sicherlich auch für Mittelgebirgslagen wie den Schwarzwald zu. Die dortigen Korrelationsbefunde kamen auf kleinerer Raumebene und mit Schätzskalen zustande, weshalb sie nicht direkt mit den erwähnten Arbeiten verglichen werden können (die entweder auch auf Korrelationsbasis oder als *exclosure*-Experimente durchgeführt werden - Übersicht bei HAMBÄCK & BECKERMAN 2003). Durch die enge Verknüpfung von Pflanzenartenreichtum mit der methodisch belastbaren horizontalen bzw. vertikalen Strukturvielfalt (Korrelationen im Gletscherkessel Prag: $R_S=0,749$; $p<0,001$ bzw. $R_S=0,698$; $p<0,001$) bestehen dennoch Zusammenhänge. Einige Funktionseinheiten der Weiden wie *Weidegründe* sind deutlich struktur- und entsprechend auch (Pflanzen-) artenreicher als die *ungenutzte Restfläche*, was indirekt den positiven Effekt von Beweidung auf Pflanzenreichtum belegt. Bestätigt werden können aus dem Südschwarzwald auch die Einschätzungen, dass ein erheblicher Teil der pflanzlichen Diversität (und einhergehender Strukturvielfalt) durch Standortfaktoren zustande kommt (z. B. GOUGH ET AL. 1994, GRACE & JUTILA 1999). Überraschenderweise spielt in den aufgestellten Regressionsmodellen die aktuelle Beweidung für die Vielfalt von Pflanzenarten und Raumstruktur nur eine untergeordnete Rolle. Bei komplexen Phänomenen wie der Raum- und Vegetationsstruktur von Weidefläche besteht immer die Gefahr im Gelände falsche, unklare oder schlicht zu wenige Parameter zu ermitteln, während die leicht durch Geländemodelle und Kartenmaterial zu erfassenden abiotischen Faktoren durch ihre höhere Genauigkeit vergleichsweise leicht überbewertet werden können. Außerdem kommen zu hohe Raumauflösung und zu wenige zeitliche Wiederholungen der Untersuchung als Ursachen des ermittelten, zu geringen Beweidungseffektes auf Raum- und Vegetationsstruktur in Betracht.

Möglicherweise kommen zur Erklärung der gefundenen Raum- und Vegetationsstruktur auch noch andere, unberücksichtigte Aspekte in Frage. Oftmals ist nicht die Beweidung selbst, sondern ihre Nebennutzungen (Düngung, Schnitt, Abbrennen) für die Vegetationsstruktur verantwortlich (BIGNAL ET AL. 1998, DOLEK 1994). Wegen der unterschiedlichen Raumbezüge des hier untersuchten Rastergitters lassen sich diese Nebennutzungen der Allmendweidesysteme (vgl. Kap. 6.1.3) nicht einbeziehen. Lediglich die Düngung konnte analysiert werden und stellte sich als relativ wichtiger Faktor für die Raum- und Vegetationsstruktur heraus. Auch die Historie der Beweidung wird in den meisten einschlägigen Untersuchungen nicht ausreichend einbezogen, da hierzu oftmals nur bruchstückhafte Kenntnisse vorliegen. Die Trittauswirkungen der Rinder auf den Jungviehweiden zeigen zwar Korrelationen zum Fortbewegungsverhalten, aber entscheidend für die Ausprägung sind nach den Regressionsanalysen ausschließlich Lage- und Managementparameter. Würden Trittwirkungen heute in relevantem Maß existieren, so müssten sich eigentlich deutlichere Beziehungen (Korrelationen, Regressionen) zu einzelnen Aspekten der Beweidung, beispielsweise zum *Grasen* und *Fortbewegen* finden lassen. Dies steht in Diskrepanz zu den vorhandenen Spuren alten Tritts, gemessen als *Mirkorelief*. Dieses auf den Weiden weiträumig vorhandene Muster alter Trittwirkung, eine Komponente der räumlichen Strukturvielfalt, weist keine Beziehungen zur aktuellen Beweidung auf. Dies mag zum einen bedeuten, dass bei vergangener Beweidung, mit anderen Besatzdichten, räumlichen Abgrenzungen sowie Haltungsformen, die Funktionseinheiten der Weiden (z. B. Zugstrecken) an anderer Stelle lokalisiert waren. Wegen der sehr flächigen Verbreitung des *Mirkorelief*s ist aber davon auszugehen, dass Tritts Spuren der Rinder früher nicht nur auf Zugstrecken in relevantem Ausmaß entstanden sind, zumal ein Hirte eine derart konzentrierte Bildung von Viehgangeln sicherlich unterbunden hätte. Vielmehr müssen, bei wesentlich höheren Besatzdichten der Weiden in der Vergangenheit (vgl. Kap. 6.1.2), Tritts Spuren flächenhaft auf den Weidegründen entstanden sein und haben lediglich unter bestimmten Bedingungen unterschiedlich gut bis heute überdauern können. Ein erheblicher Teil der rezenten Vielfalt der Raum- und Vegetationsstruktur muss von vergangener Beweidung her rühren. Anders lassen sich die teilweise recht schwachen Beziehungen zu aktuellen Beweidungsparametern sowie die primäre Kontrolle der Raumstruktur durch Standortfaktoren, welche die vergangene Beweidung ebenfalls mit steuerte, nicht erklären.

5.3 Tierarten und ihre Verbreitungsmuster unter Beweidungseinfluss

5.3.1 Charakteristika der Verbreitungsmuster von Tagfaltern und Heuschrecken

Auf den 8 untersuchten (Jungvieh-) Allmendweiden des Gletscherkessel Präg konnten im Jahr 2002, ohne Berücksichtigung der *Tetrigidae*, 23 Heuschreckenarten nachgewiesen werden. In zwei Durchgängen im Juli und August wurden knapp achttausend adulte Heuschreckenindividuen beobachtet. Mit über 2000 gefundenen Individuen (28%) ist *Chorthippus parallelus* die häufigste Art und kommt mit einer Stetigkeit von ~96% auf fast allen Rasterzellen vor. (Abb. 35). Am zweithäufigsten ist mit 14,9% aller Heuschreckenfunde *Omocestus viridulus*, gefolgt von *Metrioptera roeseli* (12,5%) und *Euthystira brachyptera* (11,1%), die 92%, 87% bzw. 62% Stetigkeit im Rastergitter erreichen (Abb. 35). An fünfter und sechster Stelle folgen mit *Decticus verrucivorus* und *Stauroderus scalaris* zwei bundesweit gefährdete Arten, die in etwa der Hälfte aller Rasterzellen vorkommen (Abb. 35). Heuschreckenarten wie *Tettigonia cantans*, *Stenobothrus lineatus*, *Metrioptera brachyptera*, *Pholidoptera griseoptera* und *Chorthippus biguttulus*, die ~2-4% aller gefundenen Individuen ausmachen, sind etwa auf einem Drittel bis einem Sechstel der Rasterzellen vorhanden (Abb. 35). Zwölf der 23 vorkommenden Heuschreckenarten sind mit Fundanteilen jeweils <2% sehr selten und kommen auf 0,3-17,7% der Rasterzellen vor (Abb. 35). Obwohl sie nur 1,7% der gefundenen Individuen ausmacht, kommt *Miramella alpina* auf einem guten Sechstel der Fläche vor. Die an sehr offenbodenreiche, mikroklimatisch warme Bereiche gebundenen Arten *Myrmeleotettix maculatus* bzw. *Omocestus rufipes* sind nur in einer bzw. zwei Rasterzellen präsent (Abb. 35).

Im Gegensatz zu den Heuschrecken ist die Verbreitung der 46 Tagfalterspezies im Untersuchungsgebiet von starker Saisonalität geprägt. Im Juni traten auf den Jungviehweiden nur 16 Arten auf, im Juli dagegen 39, wonach die Artzahl im August wieder leicht auf 30 absank. Im Rastergitter der Mesoebene ist *Thymelicus sylvestris* mit 378 von 2211 Individuenfunden (17,1%) die häufigste Art unter den Tagfaltern, die allerdings nur auf einem guten Drittel der Rasterzellen vorkommt (Abb. 35). Als zweit- und dritthäufigste Tagfalterarten

der (Jungvieh-) Allmendweiden treten *Maniola jurtina* (12,4%) und *Argynnis aglaja* (9,8%) auf. Als einzige erreichen diese beiden Arten Stetigkeiten über 40% (Abb. 35). Als weiterhin häufige Arten folgen danach *Melannargia galathea*, *Aporia crataegi* und *Aglais urticae*, mit Stetigkeiten auf jeweils gut einem Viertel der Rasterzellen (Abb. 35). Fast zwei Drittel der Tagfalterarten, 27 von 42 Spezies, sind mit relativen Häufigkeiten unter 2% selten. 19 Arten weisen sogar Häufigkeiten unter 1% auf und sind in weniger als 5,5% der Rasterzellen vorhanden (Abb. 34). Für einige Arten wie *Pyrgus malvae* und *Leptidea sinapis* liegen nur Einzelfunde auf einer einzigen Rasterzelle vor (Abb. 35).

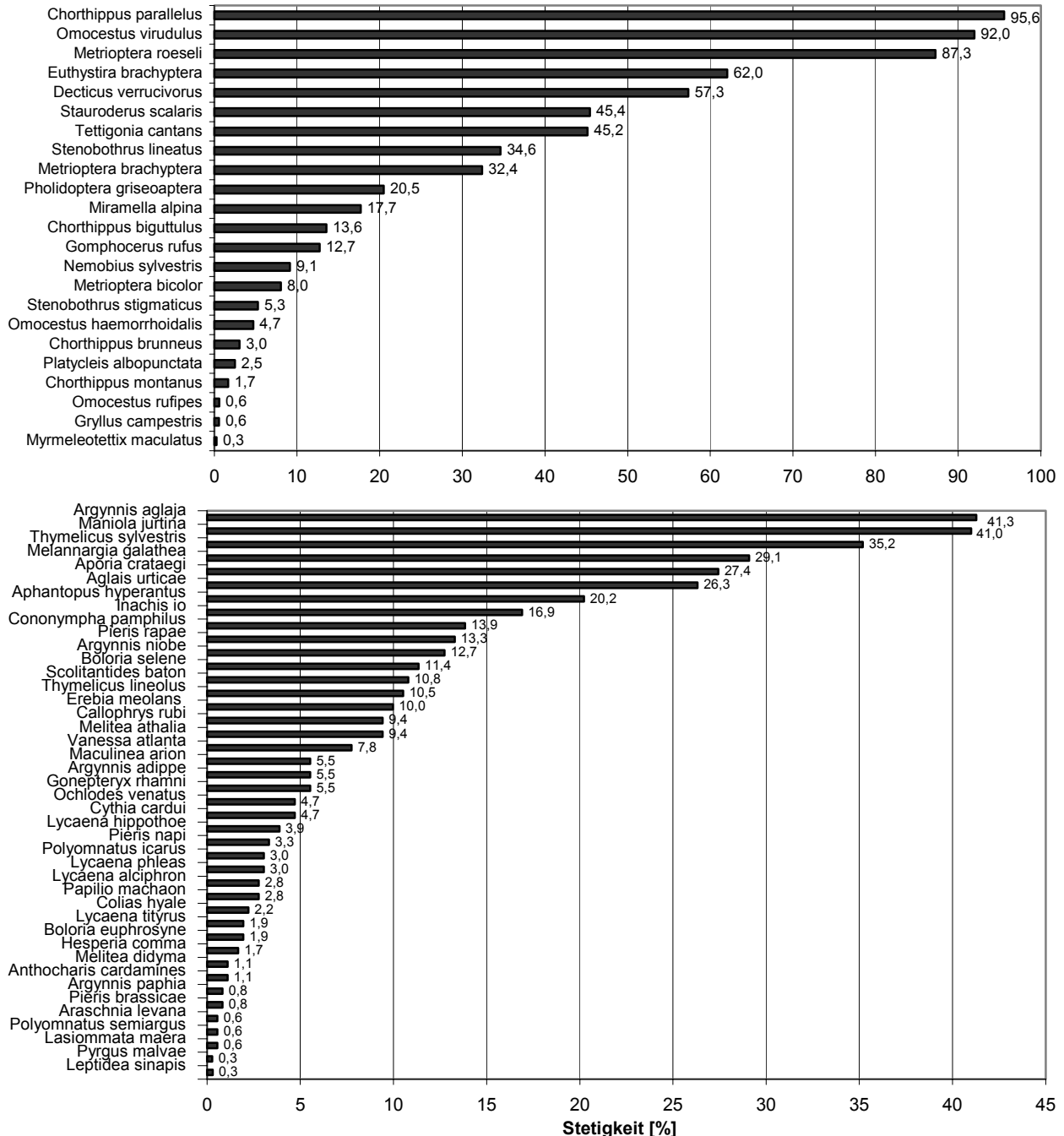


Abb. 35: Stetigkeiten von Heuschrecken (oben) und Tagfaltern (unten) in Rasterzellen der (Jungvieh-) Allmendweiden. N=391.

Von den 23 vorkommenden Heuschreckenarten sind je Rasterzelle durchschnittlich $6 \pm 2,9$ Spezies anzutreffen. Die Spannweite der Artzahl pro 50m x 50m Rasterzelle reicht auf den untersuchten (Jungvieh-) Allmendweiden von 0-14 Arten (Tab. 34). Wegen der vielen Rasterzellen die keine Heuschrecken beherbergen, also die Artzahl null besitzen, liegt jedoch keine Normalverteilung dieser Kenngröße vor (Abb. 36). Die Häufigkeitsverteilung der Artzahl von Heuschrecken zeigt aber dennoch ein symmetrisches Bild, wie Schiefe- und Kurtosis-Werte nahe null verdeutlichen (Tab. 34). Das räumliche Verteilungsmuster der Artzahlen von Heuschrecken über das Rastergitter des Gletscherkessel Präg ist nicht zufällig oder regelmäßig, son-

dem weist vielmehr eine deutliche Aggregation auf (Abb. 36). Diese räumliche Aggregation Verteilung von Heuschreckenarten ist durch die Autokorrelationsmaße MORAN'S I und GERAY'S C statistisch signifikant belegt (Tab. 32). Rasterzellen mit einer hohen Artzahl sind also von ebensolchen umgeben, beispielsweise die östliche Hälfte von Koppel 9 (Abb. 37). Auch Bereiche mit geringer Artenzahl an Heuschrecken konzentrieren sich räumlich, z. B. im Westen von Koppel 3 oder im Zentrum von Koppel 5 (Abb. 37). Von allen acht untersuchten (Jungvieh-) Allmendweiden kommen auf Koppel 9 mit $9 \pm 1,7$ die meisten Arten je Rasterzellen vor (Tab.A.5 in Anh. 5.3). Auch das Maximum von 14 Heuschreckenarten pro Rasterzellen wird auf Koppel 9 erreicht, zudem kommen dort 19 der insgesamt 23 Heuschreckenspezies des Untersuchungsgebietes vor. Die geringste Artdichte je Rasterzelle mit 7 Spezies zeigt Koppel 10, die auch insgesamt nur 10 Heuschreckenarten beherbergt. Auf Niveau aller Jungviehweiden existieren keine signifikanten Zusammenhänge zwischen den genannten Maßzahlen des Heuschreckenreichtums und der Koppelgröße. Die Diversität der Heuschreckengemeinschaft, berechnete als Evenness des Shannon-Index, liegt je Rasterzellen durchschnittlich bei $0,5 \pm 0,2$. Die Diversität der Heuschreckengemeinschaft im Rastergitter weist in Bezug auf Verbreitungsmuster und statistische Kennwerte sehr enge Parallelen zur Artzahl auf und wird daher nicht gesondert aufgeführt.

Tab. 34: Mittlere, minimale und maximale Kennwerte der Heuschrecken- und Tagfalterverbreitung je Rasterzellen. Für Schiefe und Kurtosis ist (in Klammern) ihr Standardfehler angegeben, für die Autokorrelationsmaße MORAN'S I und GERAY'S C jeweils die Signifikanz bei 500 Monte-Carlo-Permutationen. N=391 Rasterzellen.

Kennwerte der Verbreitung	Mittelwert	Min.	Max.	Schiefe	Kurtosis	Moran's I	Geary's C
Heuschrecken Artzahl	$6,0 \pm 2,9$	0	14	-0,1 (0,1)	-0,2 (0,2)	0,446 (p<0,01)	0,546 (p<0,01)
Heuschrecken Individuendichte	$20,4 \pm 14,3$	0	72	0,7 (0,1)	0,1 (0,2)	0,574 (p<0,01)	0,520 (p<0,01)
Tagfalter Artzahl	$3,7 \pm 3,5$	0	16	1,0 (0,1)	0,4 (0,2)	0,624 (p<0,01)	0,509 (p<0,01)
Tagfalter Individuendichte	$5,6 \pm 6,7$	0	35	1,8 (0,1)	3,5 (0,2)	0,649 (p<0,01)	0,549 (p<0,01)

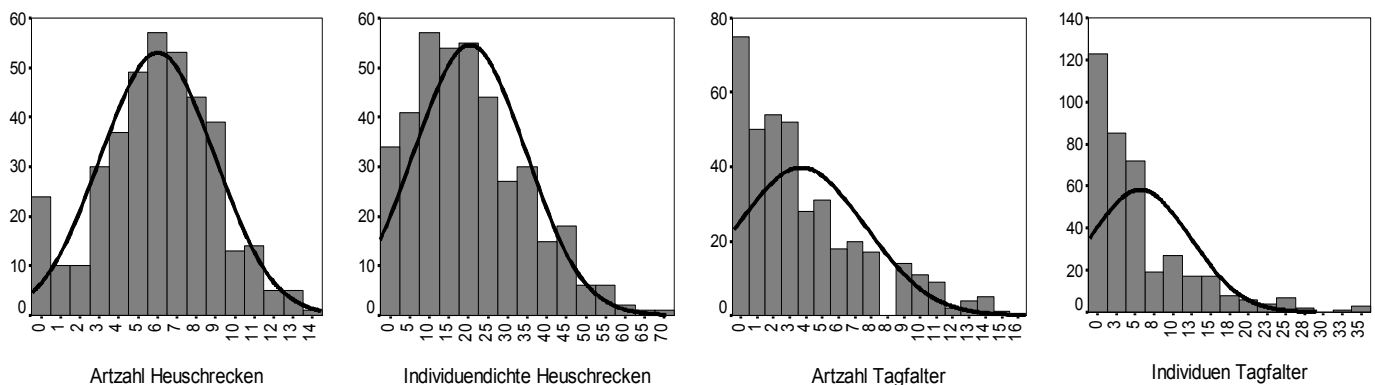


Abb. 36: Häufigkeiten von Artzahl und Individuendichte von Heuschrecken (oben) und Tagfaltern (unten) im Rastergitter. Zum Vergleich sind Normalverteilungskurven (Linie) angegeben. N=391 Rasterzellen.

Auf einer 50m x 50m Rasterzelle des Gletscherkessel Präg kommen durchschnittlich 20 Heuschreckenindividuen vor, die Spannweite reicht von 0-72 Tieren (Tab. 34). Die meisten Rasterzellen beherbergen jedoch wenige Heuschrecken, nur einige zeigen sehr hohe Individuendichten, wie die asymmetrische, gegenüber der Normalverteilung verschobene Häufigkeitsverteilung zeigt (Abb. 36). Nach BÜHL & ZÖFEL (2000) belegen positive Schiefe-Werte, die doppelt so hoch wie ihr Standardfehler sind (Tab. 34), eine deutliche Abweichung von einer symmetrischen (Normal-) Verteilung mit lang nach rechts auslaufenden Schwanz der Häufigkeitsverteilung (Abb. 35). Die Artenzahl von Heuschrecken im Rastergitter ist höchst signifikant mit der Individuendichte korreliert ($R_s=0,90$; $p<0,001$). Daher ist auch das räumliche Verteilungsmuster der Individuendichte dem der Artzahl sehr ähnlich und zeigt ebenfalls starke Aggregation (vgl. Abb. 37 und 38). Die Verbreitung der Heuschreckenindividuen im Rastergitter ist ebenfalls signifikant autokorreliert (Tab. 34). Auf den Koppeln 3 und 5 existieren ebenfalls Bereiche mit gleichmäßig geringer bis fehlender Individuendichte, während auf Koppel 9 ein entsprechendes Dichtezentrum besteht (Abb. 38).

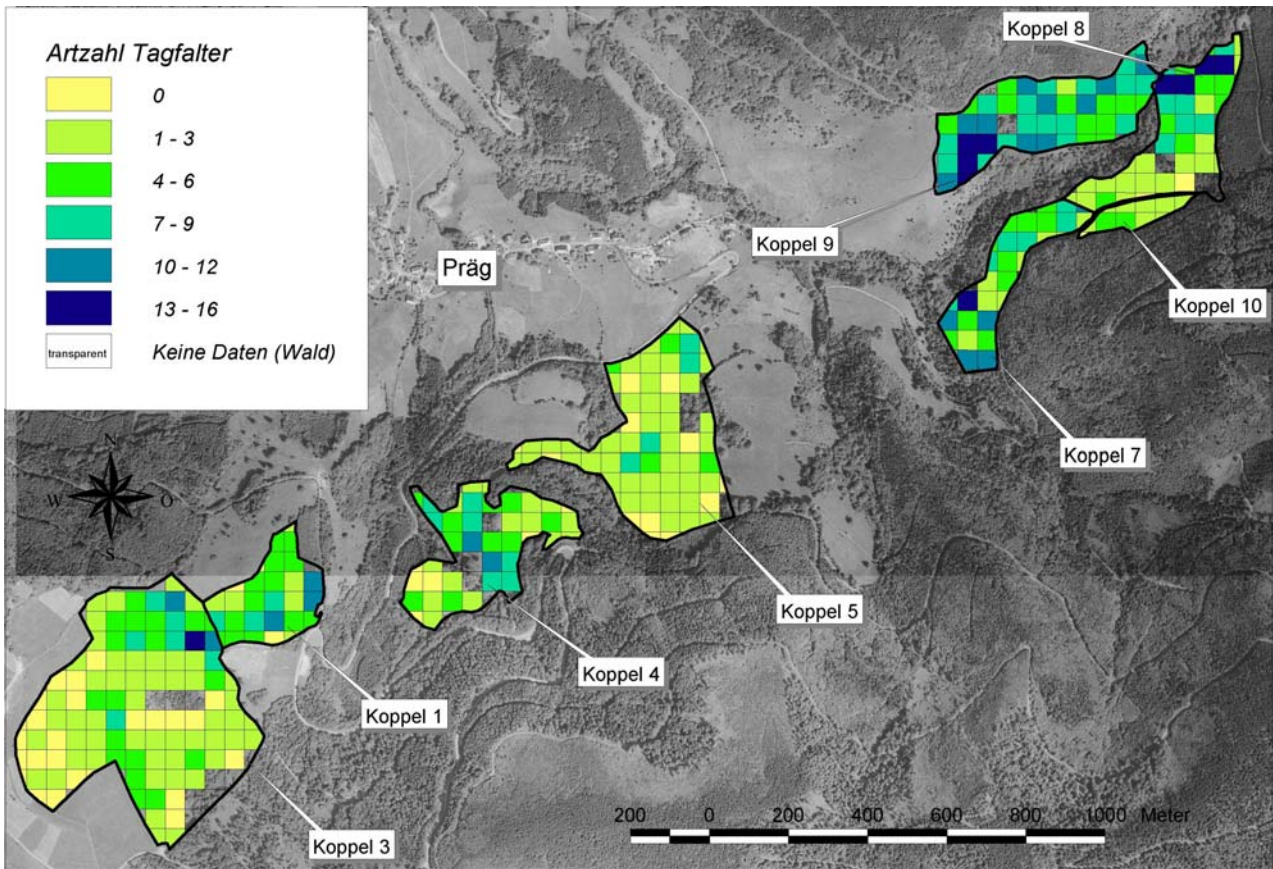
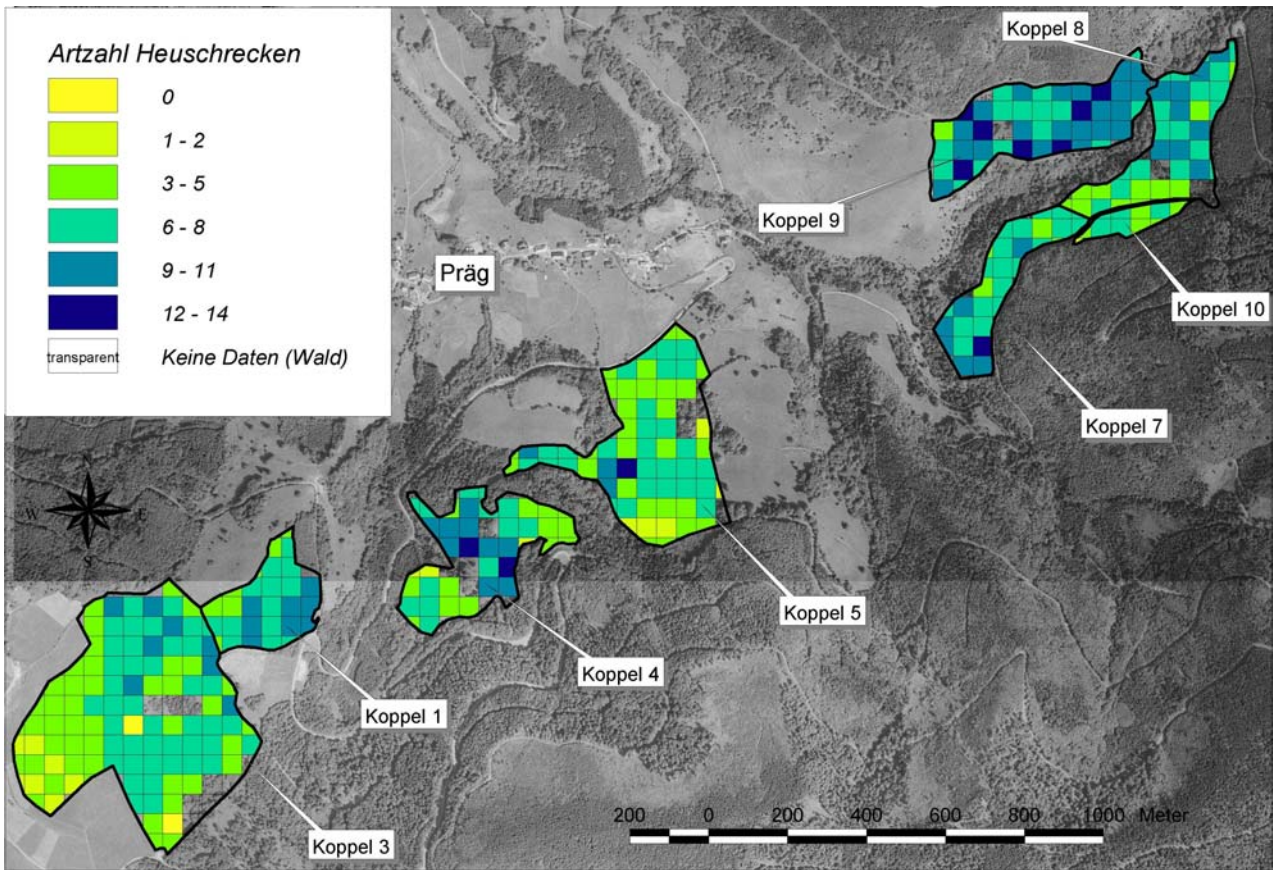


Abb. 37: Artzahlen von Heuschrecken (oben) und Tagfaltern (unten) im 50m x 50m Rastergitter der Jungviehweiden Präg. N=391.

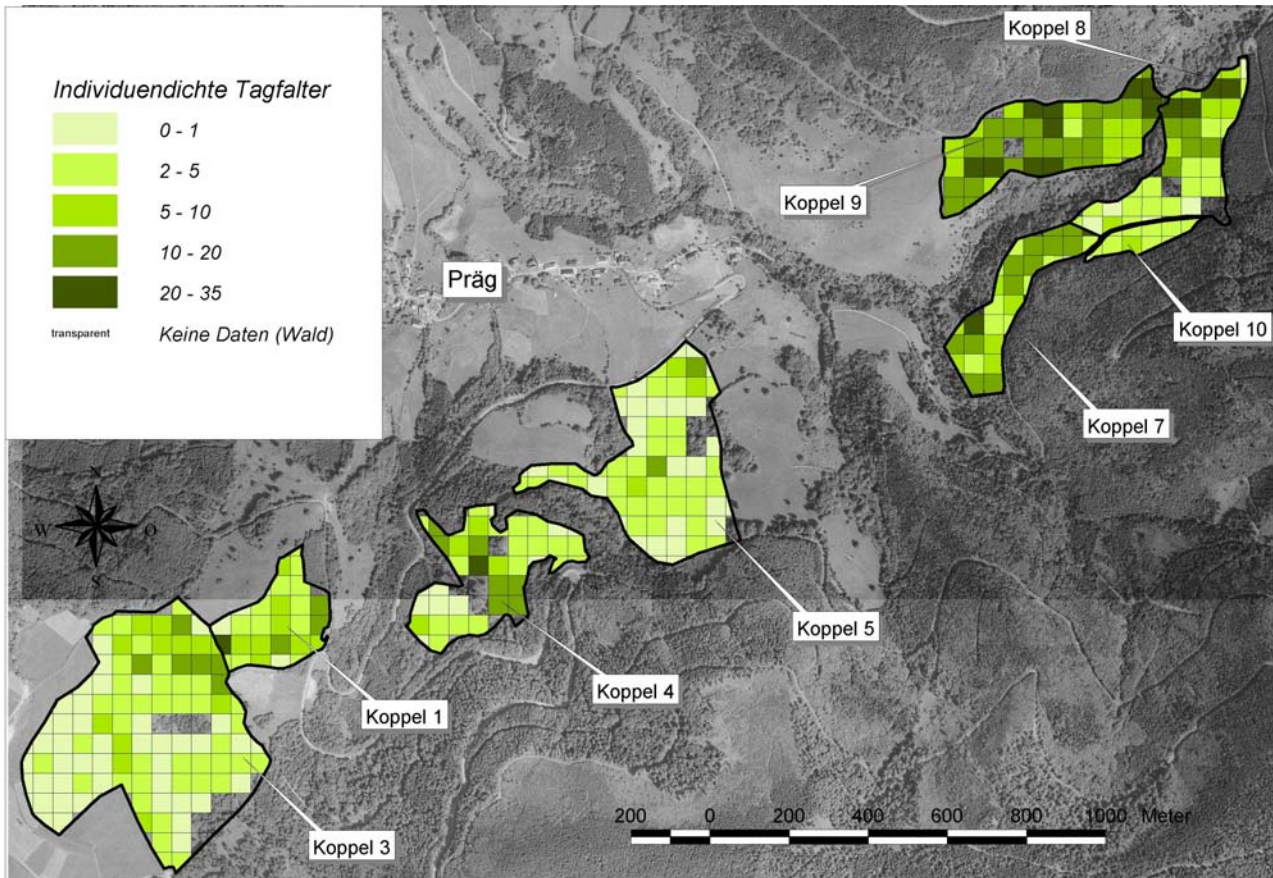
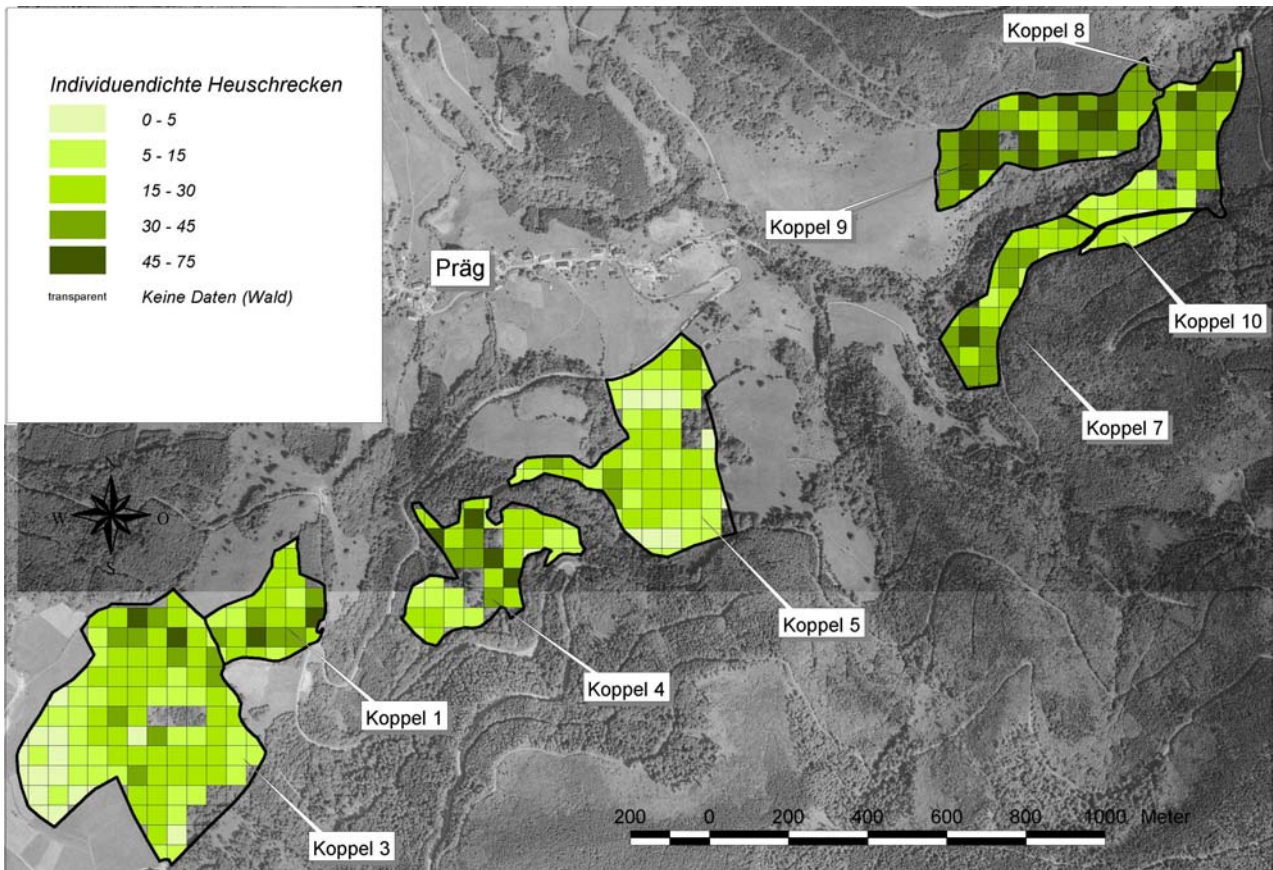


Abb. 38: Individuendichten von Heuschrecken (oben) und Tagfaltern (unten) im 50m x 50m Rastergitter der Jungviehweiden. N=391.

Hinsichtlich der Tagfalterverbreitung zeigt sich ein prinzipiell ähnliches Bild wie bei den Heuschrecken. Die Artzahl von Tagfalter je Rasterzelle liegt mit 3,7 in einer ähnlichen Größenordnung wie die der Heuschrecken. Im Vergleich sind die Schwankungen bei einer Standardabweichung von 3,5 jedoch deutlich größer (Tab. 34). Mit maximal 16 Tagfalterarten kommt pro Rasterzelle jedoch nur ein kleiner Teil des im Untersuchungsgebiete beheimateten Spektrums vor. Auf Koppel 10 sind es sogar nur maximal 6 Arten je Rasterzelle, von 46 im Offenland des Untersuchungsgebietes verbreiteten (Tab.A.5 in Anh. 5.3). Auch die Häufigkeitsverteilung der gefundenen Artzahlen zeigt ein grundlegend anderes Bild. Durch einen sehr hohen Anteil von Rasterzellen ohne oder mit sehr wenigen Tagfalterarten weicht das Histogramm von der Normalverteilung ab (Abb. 36), was erhöhte Schiefe- und Kurtosis- Werte unterstreichen (Tab. 34). Abgesehen davon zeigt das Verbreitungsmuster der Tagfalterarten im Rastergitter ähnlich wie das der Orthopteren signifikante Aggregationen (Abb. 37), was durch statistischen Kennwerte MORAN'S I und GERAY'S C belegt ist (Tab. 34). Zusätzlich zu den Zentren hohen (Koppel 9) und geringen (Koppel 3, 5) Tagfalterreichtums existieren zusätzliche (Sub-) Zentren des Tagfalterreichtums auf den Koppeln 7 und 8 (Abb. 37).

Im Rastergitter des Gletscherkessel Präg sind auf einer Fläche von 50m x 50m durchschnittlich $6,0 \pm 2,9$ Tagfalterindividuen anzutreffen. Neben vielen Rasterzellen ohne oder mit geringen Tagfaltervorkommen weisen nur einige Rasterzellen sehr viele, maximal 35, Individuen auf (Abb. 36). Durch die positive Korrelation von Artzahl und Individuendichte der Tagfalter ($R_s=0,948$; $p<0,001$) besitzen die ebenfalls sehr artenreichen Koppeln 7, 8 und 9 auch die höchsten Individuendichten (Abb. 38). Wiederum sind auf weiten Teilen der Koppeln 3 und 5 sehr wenige bis gar keine Tagfalter vorhanden (Abb. 38), weshalb abermals eine signifikante Autokorrelation der räumlichen Verteilung vorliegt (Tab. 34).

5.3.2 Beziehungen von Beweidung, Struktur und Flächeneigenschaften zur Artenverbreitung

Heuschrecken

Auf die Verbreitung der untersuchten Artengruppen wirken eine Reihe von Faktoren, die sich aus Standort- und Flächeneigenschaften, der Beweidung selber, der beweidungsbedingten Raum- und Vegetationsstruktur sowie räumlichen Nachbarschaftseffekten zusammensetzen. Einige Parameter, die schon das Raumnutzungsmuster der Weidetiere determinierten (Kap. 5.1.2.4), werden bei der Verbreitungsanalyse der untersuchten Insekten nicht berücksichtigt. Die Entfernungsmaße zu Tränke und Lagerplatz sind für Heuschrecken und Tagfalter genauso irrelevant wie die *relative Höhenlage* einer Rasterzellen innerhalb der Koppeln, die durch die absolute Höhe ü.NN. ersetzt wird. Auch die im Raumnutzungsmuster der Rinder entscheidende „Summenvariable“ *Vegetationstyp* wird ebenfalls nicht in die Analyse aufgenommen, da es Ziel dieser Analyse ist, die Effekte der Raum- und Vegetationsstruktur differenzierter zu untersuchen.

Die Standort-, Struktur- und Beweidungsparameter wirken in verschiedenen Gruppen bzw. Komponenten auf die Verbreitung der untersuchten Tagfalter- und Heuschreckenarten, wie eine Hauptkomponentenanalyse (PCA) mit einem erklärten Varianzanteil von 71,2% zeigt. Die wichtigste Komponente der untersuchten Einflussfaktoren, die knapp ein Viertel der Varianz in den Daten erklärt, sind die jeweiligen Nachbarschaftseffekte der Arten- und Individuenverbreitung (Tab. 35). Prinzipiell gehören auch *Grünlandzahl* und *Südexposition* der Rasterzellen zu dieser Komponente von Einflussvariablen, ihre Zuordnung ist jedoch nicht eindeutig. Die zweite bedeutende Komponente der Einflussvariablen ist die „Raum- und Vegetationsstruktur im engeren Sinne“, die einen Varianzanteil von ~13% erklärt (Tab. 35). Sie besteht aus den Parametern *Offenbodenanteil*, *Raumwiderstand der Vegetation <10cm*, *Mikrorelief*, *Höhendiversität der Vegetation*, *Horizontale Strukturdiversität* und *Pflanzenartenzahl*. Dabei wirkt der *Raumwiderstand der Vegetation bis 10cm Höhe* den übrigen Eigenschaften dieser Komponente entgegen (vgl. Vorzeichen in Tab. 35). Als drittwichtigste Komponente von Einflussvariablen die auf die untersuchten Arten wirkt treten Blühhorizonte mit einem erklärten Varianzanteil von ~9% auf, zu denen auch *Verbuschungs-* und *Zwergstrauchanteil* gehören. Areale mit dichten, diversen und fein gekörnten Blühhorizonten, die einen hohen *Asteraceen*-Anteil beinhalten, besitzen nur geringe *Verbuschungs-* und *Zwergstrauchanteile* (neg. Vorzeichen in Tab. 35). Dagegen sind Blühhorizonte in Rasterzellen mit hohen Verbuschungsgraden nur schwach ausgeprägt.

Als weitere Einflusskomponente auf die untersuchten Artengruppen wirkt die Beweidung, mit ihren Aspekten *Nutzungsintensität*, *Anteil Ruhen* und *Anteil Gras*. Der *Anteil Fortbewegen* je Rasterzellen wirkt andersartig auf die untersuchte Insektenarten (Komponente IX), spielt aber insgesamt keine große Rolle (Tab. 35). Die in Einflussgröße folgenden Komponenten V-IX erklären dann nur noch Varianzanteile unter 5%. An fünfter Stelle folgt die „Wüchsigkeit der Vegetation“, durch *Vegetationshöhe*, *Biomasse* und *Kräuteranteil* und jahreszeitlicher *Dynamik der Blütendichte* charakterisiert. Bei gut wüchsiger Vegetation liegt eine hohe *Dynamik der Blütendichte* vor, was im Umkehrschluss bedeutet, dass Bereiche kurzer, schütterer Vegetation ein jahreszeitlich konstantes Blütenangebot aufweisen. Als sechste Komponente stehen *Frass* und *Tritt* der Rinder relativ isoliert, während die Standorteigenschaften *Höhenlage*, *Hangneigung*, *Grünlandzahl*, *Feuchte* und *Düngung* nur an siebter Stelle erschienen. Dies ist darin begründet, dass einige dieser Standorteigenschaften auch mit anderen Komponenten wie den Nachbarschaftseffekten korrespondieren, d.h. mehrere hohe Faktorladungen aufweisen. Würde man Nachbarschaftseffekte aus der Hauptkomponentenanalyse ausschließen, so wären die Standorteigenschaften die zweitwichtigste Gruppe. Die saisonale *Dynamik von Vegetationsdeckung* und *Raumwiderstand* spielen als achte Komponente fast keine Rolle.

Tab. 35: Hauptkomponentenanalyse (PCA) aller auf die Verbreitung von Heuschrecken und Tagfaltern wirkenden Einflussvariablen. Die Zugehörigkeit der Einflussvariablen zur den Komponenten ist durch gestrichelte Linien und **fette** Faktorladungen markiert. Im Falle nicht eindeutige Komponentenzugehörigkeit ist die höchste Faktorladung (in Klammern) gesetzt und andere ebenfalls hohe Werte *kursiv* dargestellt. NB=Nachbarschaftseffekte. Rotationsmethode: Varimax mit Kaiser-Normalisierung. N=391 Rasterzellen.

Einflussvariable	Komponenten								
	I (24,8%)	II (12,8%)	III (8,8%)	IV (5,6%)	V (4,5%)	VI (4,3%)	VII (3,7%)	VIII (3,6%)	IX (3,0%)
NB. Artzahl Heuschrecken	0,866	0,076	-0,081	0,009	-0,085	-0,138	-0,120	-0,073	0,115
NB. Individuen Heuschrecken	0,938	0,123	-0,072	0,016	-0,072	-0,072	-0,018	0,004	0,023
NB. Artzahl Tagfalter	0,920	0,234	0,063	0,004	-0,083	0,037	-0,058	0,058	0,030
NB. Individuen Tagfalter	0,874	0,248	0,053	-0,040	-0,120	0,008	-0,016	0,148	-0,039
Günlandzahl	(-0,497)	-0,154	0,244	0,094	0,185	<i>0,403</i>	<i>0,401</i>	-0,115	-0,088
Südexposition	(0,426)	<i>0,422</i>	0,009	-0,003	-0,096	-0,246	0,326	0,061	0,250
Offenboden	0,353	(0,416)	-0,138	-0,012	0,039	-0,144	-0,022	-0,116	<i>0,408</i>
Raumwiderstand <10cm	-0,336	(-0,357)	0,020	-0,011	0,234	0,098	0,175	0,241	-0,387
Mikrorelief	0,314	0,652	0,028	-0,162	-0,066	0,103	0,177	0,111	0,105
Höhendivers. Vegetation	0,391	0,570	0,097	-0,060	0,055	-0,301	0,130	-0,264	0,132
Strukturdiversität	0,460	0,684	-0,150	-0,116	-0,011	0,058	0,190	-0,009	0,045
Pflanzenartenzahl	0,421	0,681	0,081	-0,092	-0,042	-0,024	0,129	-0,008	0,087
Verbuschung	0,118	0,015	-0,712	-0,134	-0,212	-0,067	-0,222	-0,014	-0,088
Zwergstrauchanteil	0,077	-0,165	-0,712	-0,152	-0,054	-0,079	0,326	-0,183	-0,056
Blütendichte	0,226	0,478	0,624	0,061	0,073	-0,027	0,023	-0,060	-0,052
Körnung Blütendichte	-0,003	0,013	0,629	-0,012	0,036	0,059	0,218	-0,251	-0,158
Blütendiversität	0,028	0,485	0,600	0,042	-0,162	-0,071	0,097	-0,016	0,072
Anteil Asteraceae	-0,052	0,152	0,659	0,014	0,108	0,170	-0,216	-0,135	-0,100
Nutzungsintensität	-0,050	-0,020	0,170	0,874	0,161	0,027	0,169	0,140	-0,011
Anteil Ruhen	0,029	-0,060	-0,045	0,921	0,107	-0,061	0,029	0,076	-0,068
Anteil Gras	0,082	-0,059	0,156	0,722	-0,057	0,160	-0,129	-0,034	0,176
Biomasse	-0,157	-0,083	0,042	0,265	0,696	0,291	0,000	0,139	-0,247
Kräuteranteil	-0,061	0,348	0,394	0,095	0,514	-0,123	0,158	-0,074	0,277
Vegetationshöhe	-0,185	0,080	0,030	0,046	0,833	-0,111	0,034	0,086	-0,103
Dynamik Blütendichte	0,074	-0,067	0,088	-0,014	0,561	-0,233	-0,011	0,033	0,351
Frass	-0,114	-0,109	0,223	0,124	-0,061	0,828	0,144	-0,140	0,016
Tritt	-0,041	0,285	-0,107	0,000	-0,098	0,712	0,066	-0,145	0,137
Höhe ü. NN.	-0,425	0,059	0,053	0,055	-0,058	0,208	0,704	-0,173	-0,077
Hangneigung	0,146	-0,180	-0,128	0,017	-0,224	-0,139	-0,654	0,018	0,166
Düngung	-0,351	-0,081	0,432	0,344	0,172	0,211	(0,476)	0,030	0,100
Feuchte	-0,213	-0,140	-0,235	-0,059	0,250	0,280	-0,516	0,133	-0,350
Dynamik Vegetationsdeckung	0,121	-0,004	-0,087	0,135	0,146	-0,151	0,032	0,846	0,023
Dynamik Raumwiderstand	-0,022	-0,127	0,011	0,049	0,039	-0,099	-0,169	0,861	0,009
Anteil Fortbewegen	0,017	-0,053	0,063	0,062	-0,005	0,220	-0,043	0,115	0,684

Sowohl Art- als auch Individuenzahl der Heuschrecken werden gleichermaßen stark von *Nachbarschaftseffekten* beeinflusst, wie signifikant positive Korrelationen statistisch absichern (Tab. 36). Dieser räumlichen Aggregation von Art- und Individuenzahl liegen lineare Funktionszusammenhänge zugrunde, wie entsprechend hohe R²-Werte belegen (Tab. 36). Je höher also z. B. die Artzahl der benachbarten Umgebung ist, desto mehr Heuschreckenarten kommen in einer Rasterzelle vor (Abb. 39). Auch die gemäß der Hauptkomponentenanalyse gleichartig auf die Arten wirkenden Faktoren *Bodenzahl* und *Südexposition* besitzen einen hohen Einfluss auf die Heuschreckengemeinschaft. Art- und individuenreiche Heuschreckenvorkommen sind mit geringen *Bodenzahlen* und *Exposition* nach Süden korreliert (Tab. 36).

Auch die Einflussfaktoren der zweiten Komponente, die „Raum- und Vegetationsstruktur im engeren Sinne“, zeigen allesamt starke, signifikante Korrelationen zu Art- und Individuenzahl der Heuschrecken (Tab. 36). Demnach liegen hohe Artzahlen von Heuschrecken bei großem *Offenbodenanteil* und geringem *Raumwiderstand der Vegetation* vor. Auch ein strukturreiches *Mikrorelief* fördert das Vorkommen von Heuschreckenarten. Die *Höhendiversität der Vegetation* wirkt sich genauso positiv auf die Heuschreckenvorkommen aus wie eine starke *horizontale Strukturvielfalt* und hoher *Pflanzenartenreichtum*. Weideabschnitte mit homogener horizontaler Raumstruktur weisen also nur sehr wenige Heuschreckenarten auf, wohingegen Rasterzellen mit heterogener, vielfältiger Horizontalstruktur großen Heuschreckenreichtum beherbergt. Gleichartige Wirkungseinflüsse der beweidungsbedingten „Raum- und Vegetationsstruktur im engeren Sinne“ liegen auch in Bezug auf die Individuendichte von Heuschrecken vor (Tab. 36). Der Einfluss einiger Faktoren, beispielsweise des *Offenbodenanteils*, ist gemäß des höchsten Bestimmtheitsmaßes nicht linear, sondern quadratisch. Dies kommt durch „Ausreißer“, im Fallbeispiel einige wenige Rasterzellen unter Einfluss eines Skiliftes mit entsprechend hohem *Offenbodenanteil*, zustande. Diese Flächenabschnitte mit anthropogen bedingt sehr hohen *Offenbodenanteilen* sind aber für die Mehrzahl der Heuschrecken ungeeignet und weisen daher geringere Artzahlen auf, weshalb ein scheinbar quadratischer Effekt vorliegt (Abfallen der Artzahl bei höchstem *Offenbodenanteil*). Die Bestimmtheitsmaße für einen linearen Zusammenhang liegen nur geringfügig darunter (in Tab. 36 sind nur die jeweils höchsten Werte für R^2 angegeben).

Tab. 36: Korrelationen von Artzahl bzw. Individuendichte von **Heuschrecken** mit Eigenschaften der (Jungvieh-) Allmendweiden. Es ist jeweils die Funktion [Fkt.] mit dem höchsten Bestimmtheitsmaß [R^2] für den Zusammenhang von Einflussvariable und Verbreitungskennwert angegeben. Die Korrelationskoeffizienten nach Spearman [R_s] sind bei signifikantem [p] markiert: * $<0,05$, ** $<0,01$, *** $<0,001$. N=391 Rasterzellen.

Variable	Artzahl				Individuendichte			
	Fkt.	R^2	R_s	p	Fkt.	R^2	R_s	p
Nachbarschaftseffekte	lin.	0,325	0,600***	<0,001	lin.	0,396	0,656***	<0,001
Günlandzahl	lin.	0,111	-0,359***	<0,001	lin.	0,127	-0,306***	<0,001
Südexposition	lin.	0,231	0,440***	<0,001	lin.	0,252	0,440***	<0,001
Offenbodenanteil	quad.	0,315	0,549***	<0,001	quad.	0,267	0,521***	<0,001
Raumwiderstand <10cm	lin.	0,162	-0,408***	<0,001	lin.	0,155	-0,365***	<0,001
Mikrorelief	lin.	0,198	0,388***	<0,001	lin.	0,163	0,377***	<0,001
Höhendiversität Vegetation	lin.	0,245	0,548***	<0,001	lin.	0,274	0,500***	<0,001
Horizontale Strukturdiversität	lin.	0,288	0,548***	<0,001	lin.	0,305	0,549***	<0,001
Pflanzenartenzahl	lin.	0,195	0,448***	<0,001	lin.	0,216	0,453***	<0,001
Verbuschung	quad.	0,146	0,284***	<0,001	quad.	0,132	0,265***	<0,001
Zwergstrauchanteil	quad.	0,080	0,223**	<0,01	quad.	0,033	0,232***	<0,001
Blütendichte	lin.	0,034	0,206***	<0,01	lin.	0,049	0,240***	<0,001
Körnung Blütendichte	quad.	0,034	-0,115**	<0,05	quad.	0,028	-0,095	0,061
Blütendiversität	lin.	0,008	0,080	0,131	lin.	0,007	0,084	0,110
Blütenfarbe bunt	lin.	0,012	0,140**	<0,01	lin.	0,019	0,144**	<0,01
Blütenfarbe violett	lin.	0,004	0,004	0,945	lin.	0,008	0,005	0,931
Blütenfarbe gelb	lin.	0,005	-0,066	0,212	lin.	0,002	-0,065	0,218
Blütenfarbe weiß	lin.	0,008	-0,084	0,114	lin.	0,010	-0,090	0,090
Blütenfarbe rot/grün	lin.	0,008	-0,101	0,056	lin.	0,008	-0,106	0,050
Anteil <i>Asteraceae</i>	lin.	0,009	0,099	0,053	lin.	0,021	0,124*	<0,05
Nutzungsintensität	lin.	0,023	-0,087	0,097	lin.	0,001	0,021	0,688
Anteil Ruhen	lin.	0,001	-0,057	0,259	lin.	0,001	0,029	0,571
Anteil Grasen	quad.	0,055	0,323***	<0,001	quad.	0,080	0,393***	<0,001
Biomasse	lin.	0,107	-0,320***	<0,001	lin.	0,076	-0,218***	<0,001
Kräuteranteil	lin.	0,002	-0,021	0,699	lin.	0,002	-0,022	0,679
Vegetationshöhe	lin.	0,066	-0,287***	<0,001	lin.	0,060	-0,258***	<0,001
Dynamik Blütendichte	lin.	0,085	0,116*	<0,05	lin.	0,060	0,116**	<0,05
Frass	lin.	0,032	-0,233***	<0,001	lin.	0,036	-0,195***	<0,001
Tritt	lin.	0,021	0,023	0,666	lin.	0,003	0,028	0,593
Höhe ü. NN.	lin.	0,129	-0,334***	<0,001	lin.	0,111	-0,296***	<0,001
Hangneigung	quad.	0,064	0,160**	<0,01	quad.	0,064	0,140**	<0,01
Feuchte	quad.	0,117	-0,196***	<0,001	quad.	0,123	-0,173**	<0,01
Düngung	lin.	0,069	-0,184***	<0,001	lin.	0,057	-0,107*	<0,05
Dynamik Vegetationsdeckung	quad.	0,028	0,099	0,061	quad.	0,026	0,130*	<0,05
Dynamik Raumwiderstand	lin.	0,005	-0,097	0,060	lin.	0,008	-0,084	0,112
Anteil Fortbewegen	quad.	0,039	0,181***	<0,001	quad.	0,050	0,216***	<0,001

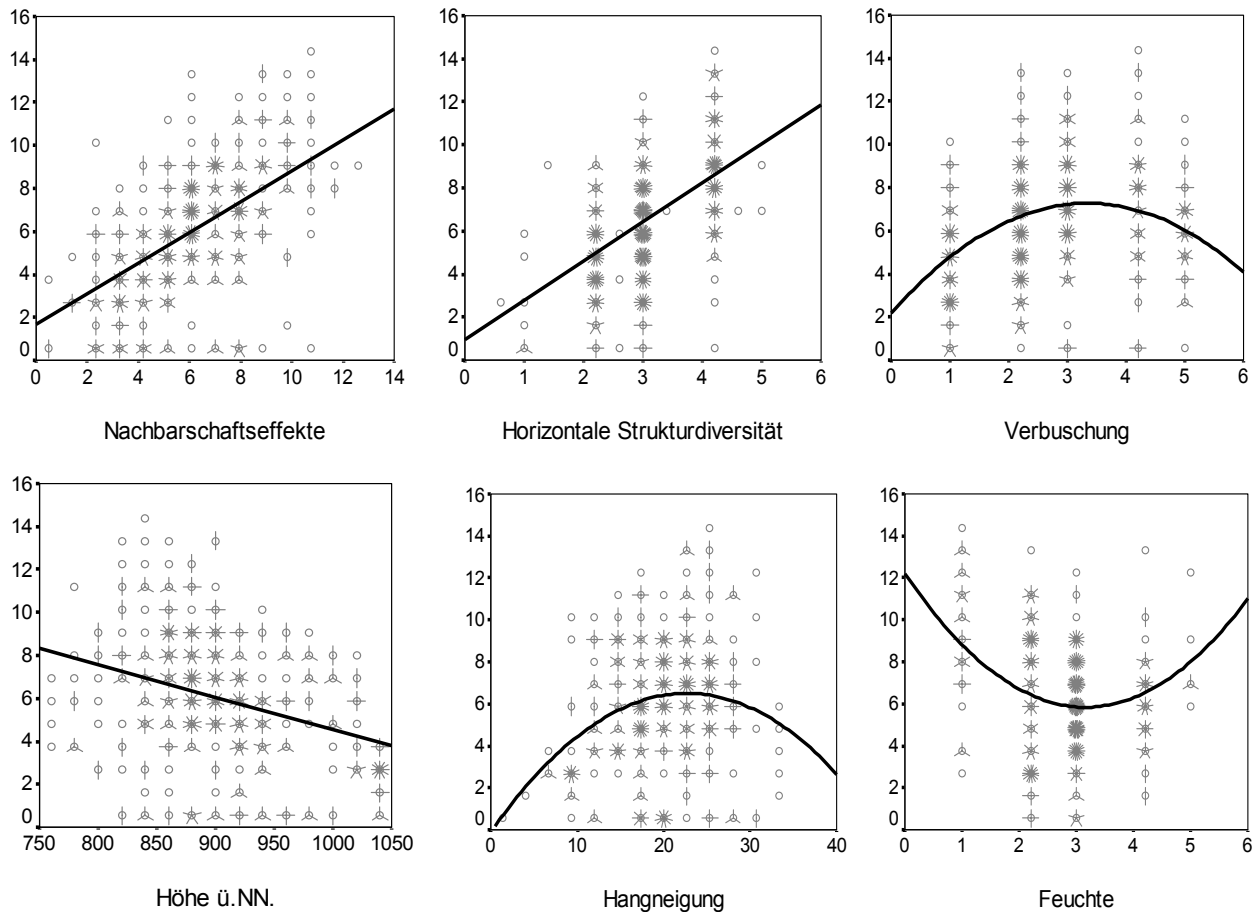


Abb. 39: Artzahlen von Heuschrecken in Abhängigkeit einzelner Flächeneigenschaften der (Jungvieh-) Allmendweiden. Aufgrund der häufigen (optischen) Überlagerung von Datenpunkten wurde sind die Messwerte als „Sonnenblumen“ dargestellt. Jeder Kreis symbolisiert einen Messwert, jeder zusätzliche Strich („Blütenblatt“) einen überlagerten Messwert. Regressionslinien mit jeweils höchstem Bestimmtheitsmaß. N=391 Rasterzellen.

Auch die dritte Gruppe (der Hauptkomponentenanalyse) von Einflussvariablen hat Einfluss die Verbreitung von Heuschrecken, allerdings in deutlich geringerem Maße als die genannten Effekte von Nachbarschaft und „Raumstruktur i.e.S“. Art- und Individuenzahl von Heuschrecken zeigen zwar höchst signifikante Korrelationen zum *Verbuschungsgrad* (Tab. 36), aber ihre Maxima liegen gemäß der Anpassungskurve mit höchstem Bestimmtheitsmaß eher bei mittleren Verbuschungsstadien, wie Abbildung 39 anhand der Artzahl verdeutlicht. Die Beziehungen zu den hiermit assoziierten Eigenschaften der Blühhorizonte (Hauptkomponentenanalyse, s.o.) sind wesentlich schwächer ausgeprägt (Tab. 36). In den meisten Fällen fehlen signifikante Zusammenhänge, lediglich hinsichtlich *Blütendichte*, ihrer *Körnung* und eines *bunten Blühaspektes* sind schwach Korrelationen vorhanden. Im Vergleich zu *Verbuschungs-* und *Zwergstrauchanteil* sind die Bestimmtheitsmaße ihrer Zusammenhänge zur Heuschreckenverbreitung so gering, dass eine sinnvolle Unterscheidung linearer und quadratischer Zusammenhänge nicht mehr möglich ist.

Hinsichtlich des direkten Beweidungseinflusses, der vierten Gruppe der Hauptkomponentenanalyse, herrscht ein gespaltenes Bild. Die allgemeine *Nutzungsintensität* der Rinder ist für die Heuschreckenverbreitung genauso wenig relevant, wie die Raumnutzung der Fläche zum *Ruhen* (Tab. 36). Das *Grasen* auf den Weidegründen wirkt sich hingegen positiv auf die Heuschreckenbestände aus. Der Anteil *Fortbewegung* in einer Rasterzelle stellt zwar gemäß der Hauptkomponentenanalyse eine eigene Komponente (VIII) dar, wirkt aber ebenso positiv auf Art- und Individuenzahl der Heuschrecken (Tab. 36). Die „Wüchsigkeit der Vegetation“, Komponente V der Hauptkomponentenanalyse, spielt zumindest teilweise eine signifikante Rolle bei der Verbreitung der Heuschrecken, wie Korrelationen der Faktoren *Biomasse* sowie *Vegetationshöhe* zeigen (Tab. 36). Biomassereiche Rasterzellen mit hoher Vegetation sind arten- und individuenarm. Die Variablen *Kräuteranteil* und *saisonale Dynamik der Vegetation* sind dagegen ohne Bedeutung.

Die sechste Komponente von Einflussfaktoren, *Tritt* und *Frass* der Rinder, zeigen keine bzw. nur vergleichsweise schwache Korrelationen zur Heuschreckenverbreitung (Tab. 36). Die direkte *Trittwirkung* hat auf biozönotischem Niveau für die Heuschrecken keine Bedeutung, dagegen wirkt sich *Frass* negativ aus.

Die Standorteigenschaften, als siebte Gruppe von Einflussvariablen im Sinne der Hauptkomponentenanalyse zeigen wiederum relativ starke Korrelationszusammenhänge zu den Verbreitungskennwerten der Heuschreckengemeinschaft (Tab. 36). Es besteht ein deutlicher Höhengradient mit Maxima der Heuschreckenvorkommen in tiefen Lagen (Abb. 39). Auch *Düngung* wirkt sich vor allem auf die Artenzahl der Heuschreckengemeinschaft, weniger auf deren Individuendichte, aus. Die höchsten Arten- und Individuenzahl von Heuschrecken liegen bei mittlerer Hangneigung der Rasterzellen vor (Abb. 39), wie der quadratische Zusammenhang in Tab. 36 belegt. Die Maxima der Heuschreckenvorkommen liegen nicht bei größter Hangneigung, weil diese positiv mit der Verbuschung korreliert ist ($R_S=0,289$; $p<0,001$) und sich dann hohe Verbuschungsgrade limitierend auf die Bestände auswirken. Die besonders flachen Weideabschnitte erfahren dagegen mehr Düngeeinfluss (Korrelation *Düngung-Hangneigung*: $R_S=-0,296$; $p<0,001$), was sich ebenfalls negativ auswirkt. Ähnlich, als negativer quadratischer Zusammenhang, verläuft auch die Beziehung der *Feuchtigkeit* zu den Heuschreckenvorkommen. Bei trockenen und sehr feuchten Standortverhältnissen sind besonders zahl- und artenreich Heuschreckenbestände vorhanden, während bei mittlerer Feuchtigkeit die geringsten Heuschreckenvorkommen vorliegen (Abb. 39). Die Vegetationsdynamik, d.h. die im Verlauf der Weideperiode anlässlich dreier Kartierdurchgänge gemessene Änderung von Deckungsgrad und Raumwiderstand, sind für Heuschrecken unerheblich.

Insgesamt auffällig am Korrelationsmuster der Verbreitungskennwerte von Heuschrecken ist die Gleichheit von Art- und Individuenzahlen. In fast allen Fällen liegen gleichartige und ähnlich starke Korrelationen zu den einzelnen Flächeneigenschaften der Rasterzellen vor. Nur der Einfluss der *Düngung* führt zu vergleichsweise arten- nicht aber individuenärmeren Heuschreckenbeständen.

Tagfalter

Die Einflüsse der verschiedenen Gruppen von Flächeneigenschaften auf die Tagfalterbestände zeigen ein ähnliches Bild wie bezüglich der Heuschrecken. Die stärkste Korrelation zu Artzahl und Individuendichte der Tagfalter besitzen die räumlichen *Nachbarschaftseffekte* (Tab. 37), d.h. mit hohem Vorkommen in der Nachbarschaft erhöhen Tagfaltermvorkommen einer Rasterzelle. Auf südexponierten Rasterzellen mit armen Böden kommen ebenfalls arten- und individuenreichere Heuschreckenbestände vor, wie entsprechende Korrelationen belegen (Tab. 37). Auch die Variablen der zweiten Komponente der PCA, der „Raum- und Vegetationsstruktur im engeren Sinne“, besitzen hohen Einfluss auf die Verbreitungskennwerte der Tagfaltermgemeinschaft, wie signifikante positive Korrelationen zu *Offenbodenanteil*, *Mikrorelief*, *Höhendiversität Vegetation*, *Horizontaler Strukturdiversität* und *Pflanzenartenzahl* zeigen (Tab. 37). Arten- und individuenreiche Tagfaltermbestände kommen also auf offenbodenreichen Weideabschnitten mit hoher Strukturvielfalt und artenreicher Vegetation vor. Hoher *Raumwiderstand der Vegetation* wirkt der Tagfaltermverbreitung auf statistisch signifikantem Niveau entgegen. Im Vergleich weisen die ersten beiden Komponenten von Einflussfaktoren die stärksten Korrelationen bzw. Einflüsse auf die Tagfaltermvorkommen auf.

Die Komponente III der Hauptkomponentenanalyse, Blühhorizonte und Verbuschungsgrad, wirkt auf die Tagfaltermgemeinschaft jedoch anders als auf Heuschrecken. Einerseits ist die Existenz von Vorkommensmaxima nur bei mittlerer *Verbuschung*, nicht aber bei mittleren *Zwergstrauchanteilen* statistisch signifikant (Tab. 35). Andererseits sind die für die Heuschreckenvorkommen unwichtigen Blühhorizonte für die Tagfaltermgemeinschaft von großer Bedeutung. Die *Blütendichte* der Rasterzellen wirkt sich erheblich auf die Tagfaltermverbreitung aus, wie signifikante Korrelationen belegen (Tab. 37). Je mehr Blüten in einer Rasterzelle vorhanden sind, desto arten- und individuenreicher ist dort die Biozönose der Lepidopteren. Dabei ist das Verteilungsmuster der Blüten auf der Rasterzelle, d.h. die *Körnigkeit Blütendichte*, ohne Bedeutung, was fehlende Signifikanzen der entsprechenden Korrelationen ausdrücken. Dementsprechend können Blüten sowohl punktuell sehr konzentriert, als auch in einem feinkörnigen Muster über die gesamte Rasterzelle verteilt sein ohne die Tagfaltermvorkommen zu beeinflussen. Neben der *Blütendichte* sind *Diversität* und *Farbe* der Blühhorizonte für die Tagfaltermverbreitung von Bedeutung (Tab. 37). Ein reichhaltiges, heterogenes Blütenange-

bot mit vielen verschiedenen Blütentypen steigert Arten- und Individuenreichtum der Tagfaltermgemeinschaft. Hinsichtlich der *Blütenfarbe* wirkt sich ein überwiegend gelber, weißer oder grünlich-rötlicher Aspekt nachteilig auf die Tagfaltermvorkommen aus, allerdings nur letztere auf statistisch signifikantem Niveau. Violette und besonders bunte Blühhorizonte werden dagegen von der Mehrzahl der Tagfalterm bevorzugt, was für letztere Blütenfarbe statistisch abgesichert ist (Tab. 37). Auch der *Anteil Asteraceen* im Blühhorizont wirkt sich signifikant positiv auf die Tagfaltermbestände aus.

Tab. 37: Korrelationen von Artzahl bzw. Individuendichte von **Tagfalterm** mit Eigenschaften der (Jungvieh-) Allmendweiden. Es ist jeweils die Funktion [Fkt.] mit dem höchsten Bestimmtheitsmaß [R^2] für den Zusammenhang von Einflussvariable und Verbreitungskennwert angegeben. Die Korrelationskoeffizienten nach Spearman [R_s] sind bei signifikantem [p] markiert: * $<0,05$, ** $<0,01$, *** $<0,001$. N=391 Rasterzellen.

Variable	Artzahl				Individuendichte			
	Fkt.	R^2	R_s	p	Fkt.	R^2	R_s	p
Nachbarschaftseffekte	lin.	0,460	0,697***	$< 0,001$	lin.	0,448	0,707***	$< 0,001$
Günlandzahl	lin.	0,137	-0,338***	$< 0,001$	lin.	0,145	-0,331***	$< 0,001$
Südexposition	lin.	0,273	0,472***	$< 0,001$	lin.	0,270	0,469***	$< 0,001$
Offenbodenanteil	quad.	0,297	0,584***	$< 0,001$	quad.	0,238	0,580***	$< 0,001$
Raumwiderstand <10cm	lin.	0,152	-0,398***	$< 0,001$	lin.	0,109	-0,395***	$< 0,001$
Mikrorelief	lin.	0,244	0,497***	$< 0,001$	lin.	0,246	0,497***	$< 0,001$
Höhendiversität Vegetation	lin.	0,279	0,499***	$< 0,001$	lin.	0,253	0,491***	$< 0,001$
Horizontale Strukturdiversität	lin.	0,378	0,613***	$< 0,001$	lin.	0,336	0,622***	$< 0,001$
Pflanzenartenzahl	lin.	0,338	0,558***	$< 0,001$	lin.	0,340	0,562***	$< 0,001$
Verbuschung	quad.	0,133	0,185***	$< 0,001$	quad.	0,134	0,195**	$< 0,001$
Zwergstrauchanteil	quad.	0,030	0,102	0,052	quad.	0,028	0,101	0,056
Blütendichte	lin.	0,140	0,381***	$< 0,001$	lin.	0,126	0,384***	$< 0,001$
Körnung Blütendichte	lin.	0,001	-0,082	0,120	lin.	0,001	-0,071	0,178
Blütendiversität	lin.	0,048	0,187***	$< 0,001$	lin.	0,056	0,188***	$< 0,001$
Blütenfarbe bunt	lin.	0,015	0,136**	$< 0,05$	lin.	0,022	0,144**	$< 0,01$
Blütenfarbe violett	lin.	0,015	0,050	0,345	lin.	0,024	0,058	0,276
Blütenfarbe gelb	lin.	0,013	-0,070	0,184	lin.	0,026	-0,084	0,111
Blütenfarbe weiß	lin.	0,014	-0,098	0,063	lin.	0,015	-0,097	0,065
Blütenfarbe rot/grün	lin.	0,008	-0,110*	$< 0,05$	lin.	0,005	-0,110*	$< 0,05$
Anteil <i>Asteraceae</i>	lin.	0,070	0,226***	$< 0,001$	lin.	0,072	0,232***	$< 0,001$
Nutzungsintensität	lin.	0,001	0,037	0,482	lin.	0,003	0,035	0,512
Anteil Ruhen	lin.	0,001	0,038	0,455	lin.	0,001	0,035	0,488
Anteil Gras	quad.	0,065	0,395***	$< 0,001$	quad.	0,042	0,398***	$< 0,001$
Biomasse	lin.	0,050	-0,184***	$< 0,001$	lin.	0,038	-0,180**	$< 0,01$
Kräuteranteil	quad.	0,024	0,051	0,342	quad.	0,039	0,031	0,562
Vegetationshöhe	quad.	0,059	-0,232***	$< 0,001$	quad.	0,031	-0,231**	$< 0,001$
Dynamik Blütendichte	lin.	0,008	-0,127*	$< 0,05$	lin.	0,001	-0,118*	$< 0,05$
Frass	lin.	0,005	-0,051	0,337	lin.	0,011	-0,065	0,220
Tritt	lin.	0,023	0,114*	$< 0,05$	lin.	0,014	0,092	0,080
Höhe ü. NN.	lin.	0,107	-0,328***	$< 0,001$	lin.	0,091	-0,338***	$< 0,001$
Hangneigung	quad.	0,029	0,106*	$< 0,005$	quad.	0,021	0,116*	$< 0,05$
Feuchte	quad.	0,142	-0,148**	$< 0,01$	quad.	0,128	-0,125*	$< 0,05$
Düngung	lin.	0,057	-0,105	$< 0,05$	lin.	0,047	-0,110*	$< 0,05$
Dynamik Vegetationsdeckung	lin.	0,002	0,121**	$< 0,05$	lin.	0,014	0,157**	$< 0,01$
Dynamik Raumwiderstand	lin.	0,002	-0,052	0,323	lin.	0,002	-0,014	0,786
Anteil Fortbewegen	quad.	0,029	0,173**	$< 0,01$	quad.	0,035	0,188***	$< 0,001$

Unter den direkten Beweidungseinflüssen spielt wiederum das *Gras* auf den Weidegründen sowie die *Fortbewegung* der Weidetiere eine wichtige Rolle (Tab. 37). Die Maxima der Tagfaltermvorkommen liegen bei mittleren Gradationen des *Grasens* bzw. *Fortbewegens*, was aufgrund des geringen Bestimmtheitsmaßes jedoch zu relativieren ist. Das *Ruhen* sowie die allgemeine *Nutzungsintensität* der Rasterzellen haben dagegen keinen signifikanten Einfluss auf die Tagfaltermvorkommen. Die „Wüchsigkeit der Vegetation“ (Komponente V) wirkt sich ähnlich wie auf die Orthopteren aus. Rasterzellen mit kurzen, biomassenarmen Vegetationsbeständen beherbergen die meisten Tagfaltermarten- und Individuen (Tab. 37). Allerdings spielt im Unterschied zur Heuschreckenverbreitung die saisonale *Dynamik der Blütendichte* für die Vorkommen der Tagfalterm eine Rolle. Bei häufig wechselnder Blütendichte, also höher saisonaler Dynamik, sind die Tagfaltermvorkommen geringer. Auch *Frass* und *Tritt* der Rinder wirken auf die Tagfalterm umgekehrt. Für die Vorkommen der Tagfalterm besitzt die *Trittwirkung* der Weidetiere signifikant positive Effekte, während *Frass* unbedeutend ist (Tab. 37).

Die Standorteigenschaften (Komponente VI) wirken in unterschiedlicher Richtung und Ausmaß auf die Art- und Individuenzahlen der Tagfaltermgemeinschaft. Es besteht ein stark ausgeprägter Höhengradient, bei dem Tagfaltermvorkommen mit zunehmender Höhenlage sinken (Tab. 37). Die Maxima der Tagfaltermverbreitung liegen wie im Bezug auf die Heuschrecken ebenfalls bei mittlerer *Hangneigung* und bei trocken bzw. sehr feuchten Standortbedingungen, wie die quadratischen Zusammenhänge belegen (Tab. 37). Doch sind Standorteinflüsse auf die Tagfaltermverbreitung insgesamt schwächer als bezüglich der Heuschreckenverbreitung, was kleinere Korrelationskoeffizienten und niedrigere Signifikanzniveaus zeigen (vgl. Tab. 36 und Tab. 37). Auch der negative Effekt der *Düngung* ist vergleichsweise geringer. Zumindest geringe Düngergaben können die, mit hohen Tagfaltermvorkommen assoziierte, *Blütendichte* und *-diversität* punktuell erhöhen, was den negativen Düngungseffekt durch verbesserte Blühhorizonte abmildert.

5.3.3 Modelle zur beweidungsbedingten Verbreitung von Tagaltern und Heuschrecken

Heuschrecken

Um die gezeigten Zusammenhänge zwischen den Eigenschaften einer Weide und der Artenverbreitung weitergehend zu untersuchen und Einflussgrößen zu gewichten bzw. redundante Effekte zu eliminieren, kann auf Regressionsmodelle (GLM) zurückgegriffen werden, womit zudem Prognosen der Verbreitungsmuster von Arten innerhalb von Weideflächen möglich sind.

Das Regressionsmodell zur **Artzahl von Heuschrecken** reduziert die Zahl der Einflussvariablen von 36 auf fünf. Mit diesen fünf Einflussvariablen kann die räumliche Verbreitung von Heuschreckenarten bei einer Modellgüte von $R^2=0,565$ gut erklärt werden. Primär entscheidend für die Vorkommen von Heuschreckenarten ist die *Horizontale Strukturdiversität* (Tab. 38,A), also ein z.T. beweidungsbedingter Parameter (s. Kap. 5.2.2.). Dieser Befund wird durch die gegenüber anderen Einflussvariablen vergleichsweise höchsten Werte des Partiellen Eta-Quadrat (η^2) und von T statistisch abgesichert (Tab. 38,A). Den zweitgrößten Effekt auf die Verbreitung von Heuschreckenarten im Rastergitter haben die *Nachbarschaftseffekte*. (Tab. 38,A). Folglich prognostiziert das Regressionsmodell für Rasterzellen mit vielfältiger horizontaler Raumstruktur in Nachbarschaft hohen Heuschreckenreichtums die höchsten Artzahlen (Abb. 40,A). Den drittgrößten Einfluss auf die Artenverbreitung von Heuschrecken hat die *Höhenlage* der Rasterzellen, gefolgt von ihrer *Hangneigung* (Tab. 38,A). Diese beiden standörtlichen Gradienten besitzen jeweils noch etwa die Hälfte der Einflussstärke der beiden erwähnten Hauptfaktoren. Wie schon anhand von Korrelationen gezeigt, liegt ein negativer Höhengradient vor, so dass das Regressionsmodell höchsten Heuschreckenreichtum bei geringer *Höhe ü.NN.* und steiler *Hangneigung* voraussagt (Abb. 40,B). *Höhenlage* und *Hangneigung* sind negativ miteinander korreliert ($R_p=-0,407$; $p<0,001$), d.h. in niedrigen Lagen sind die Weiden meist relativ steil, während sie in großer Höhe, beispielsweise an Kuppen eine flachere Gestalt aufweisen. Wegen entsprechend mangelnder Messwerte aus flachen Bereichen in niedrigen Lagen und aus sehr steilen Abschnitten höchster Lagen, sind die Prognosen für diese Bereiche extrem interpoliert, nicht zuletzt durch die verwendete Glättungsmethode. Mit abnehmender Priorität folgen im Modell zur Heuschreckenartzahl die Einflussvariablen *Höhendiversität* *Vegetation* sowie *Südexposition* (Tab. 38,A; Abb. 40,C). Alle anderen Einflussvariablen, die z.T. signifikante Korrelationszusammenhänge aufweisen (s.o.) können das Modell nicht wesentlich verbessern. Für Verbreitung und Vorkommen von Heuschreckenarten ist also ein Zusammenspiel beweidungsbedingter Struktureigenschaften (*Horizontale Strukturdiversität*, *Höhendiversität* *Vegetation*), standörtliche Faktoren (*Höhe*, *Hangneigung*, *Exposition*) sowie autokorrelativer Effekte verantwortlich. Dabei kommt den beweidungsbedingten Struktureigenschaften eine Schlüsselrolle zu, da sie einerseits die primäre Einflussgröße stellen und andererseits in der Summe einen größeren Varianzanteil erklären als die Gesamtheit aller standörtlichen Faktoren (vgl. Summen *Partielles* η^2 in Tab. 38,A).

Mit dem aufgestellten Regressionsmodell lassen sich Vorkommen und Verteilung der Artzahl von Heuschrecken im Rastergitter der (Jungvieh-) Allmendweiden vorhersagen (Abb. 41). Dabei decken sich die prognostizierten Artzahlen (Abb. 41) relativ gut mit dem tatsächlich im Gelände beobachteten Heuschreckenreichtum (Abb. 37). Das aufgestellte Regressionsmodell ist in der Lage, einen Anteil von 58,7% (g-value, vgl. Kap. 3.3) der beobachteten Heuschrecken-Artzahlen korrekt zu (re-) prognostizieren. Vorhersagefehler des Modells liegen eher in der Höhe der prognostizierten Artzahlen, als im räumliche Verteilungsmuster, welches

relativ gut übereinstimmt. Um das Regressionsmodell zu Artzahl von Heuschrecken zu validieren wird es auf andere Weideflächen (Koppel 2,6) übertragen. Dabei stimmen 74,1% (g-value) der prognostizierten Artzahlen mit den tatsächlich im Freiland beobachteten Artzahlen von Heuschrecken überein (Abb. 42).

Tab. 38: Regressionsmodelle (GLM) des Einflusses der Flächeneigenschaften von (Jungvieh-) Allmendweiden auf Artzahl (A) und Individuendichte (B) von **Heuschrecken**. Angegeben sind: Richtung des Einflusses (+/-), Kennwerte der F-Statistik mit Signifikanz p (F), Parameterschätzer T mit Signifikanz p (T) sowie ein partielles Eta-Quadrat (η^2), dass den erklärten Varianzanteil jeder Einflussvariablen widerspiegelt. Aufgenommene Einflussvariablen: 36, siehe Kap. 3.1.1. N=391 Rasterzellen.

(A) Heuschrecken Artzahl $R^2=0,565$ (Korr. $R^2=0,558$)

Erklärende Variablen	+/-	F	p (F)	T	p (T)	Partielles η^2
Horizont. Strukturdiversität	+	29,996	< 0,001	5,477	< 0,001	0,079
Nachbarschaftseffekte	+	28,918	< 0,001	5,378	< 0,001	0,077
Höhe ü.NN.	-	15,914	< 0,001	-3,989	< 0,001	0,044
Hangneigung	+	14,684	< 0,001	3,832	< 0,001	0,040
Höhendiversität Vegetation	+	12,451	< 0,001	3,529	< 0,001	0,034
Südexposition	+	6,709	< 0,01	2,590	< 0,01	0,019

(B) Heuschrecken Individuendichte $R^2=0,568$ (Korr. $R^2=0,561$)

Erklärende Variablen	+/-	F	p (F)	T	p (T)	Partielles η^2
Nachbarschaftseffekte	+	38,695	< 0,001	6,221	< 0,001	0,099
Strukturdiversität	+	22,429	< 0,001	4,736	< 0,001	0,060
Höhendiversität Vegetation	+	14,242	< 0,001	3,774	< 0,001	0,039
Hangneigung	+	13,430	< 0,001	3,665	< 0,001	0,037
Südexposition	+	6,864	< 0,01	2,620	< 0,01	0,019
Höhe ü.NN.	-	6,819	< 0,01	-2,611	< 0,01	0,019

Das Regressionsmodell zur **Individuendichte von Heuschrecken** konzentriert bei ähnlicher Modellgüte die Zahl der Einflussvariablen auf die gleichen sechs Faktoren, allerdings mit veränderten Prioritäten. *Nachbarschaftseffekte* sind für die Verbreitung der Heuschreckenindividuen von wichtigerer Bedeutung als die *horizontaler Strukturdiversität* (Tab. 38,B). Das Modell prognostiziert für entsprechend strukturreiche Rasterzellen in Nachbarschaft starker Heuschreckenvorkommen die höchsten Individuendichten (Abb. 40,D). Im Gegensatz zum Modell zur Artzahl von Heuschrecken spielt die *Höhendiversität der Vegetation* die dritt wichtigste Rolle für die Individuenverbreitung (Tab. 38,B). Mit der *Hangneigung* als weiterhin wichtigem Faktor werden bei hoher Vertikaldiversität der Vegetation und mittelmäßiger bis stärkerer Hangneigung die meisten Tiere vorhergesagt (Abb. 40,E). Die Höhen- und Expositionsgradienten liefern nur noch relativ geringe Beiträge zur Erklärung und Vorhersage der Individuenverteilung von Heuschrecken (Tab. 38,B), verbessern insgesamt jedoch das Modell spürbar. Die höchsten Heuschreckendichten sind nach dem aufgestellten Modell in tieferen Lagen bei südlicher Exposition zu erwarten (Abb. 40,F). Zur Erklärung der Individuenverteilung von Heuschrecken im Rastergitter kommt den beweidungsbedingten Struktureigenschaften (gleichauf mit Nachbarschaftseffekten) im Vergleich wiederum mehr Bedeutung zu, als den unveränderlichen Standortparametern (vgl. Summen *Partielles η^2* in Tab. 38,B).

Die Modellprognosen der Individuendichte im Rastergitter (Abb. 43) stimmen gut mit den tatsächlich beobachteten Individuendichten (Abb. 38) überein. Das Modell sagt 56,6% (g-value) der ermittelten Individuendichten korrekt voraus. Dabei wird das räumliche Verteilungsmuster der Heuschreckenindividuen im Rastergitter gut prognostiziert, Dichtezentren und –senken, beispielsweise von Koppel 9 bzw. von Koppel 3 und 5 werden richtig vorausgesagt (vgl. Abb. 38 und Abb. 43). Bei einer Modellvalidierung, d.h. der Übertragung auf die Koppeln 2 und 6, sagt das Regressionsmodell 80,6% (g-value) der tatsächlich beobachteten Werte korrekt voraus (Abb. 44).

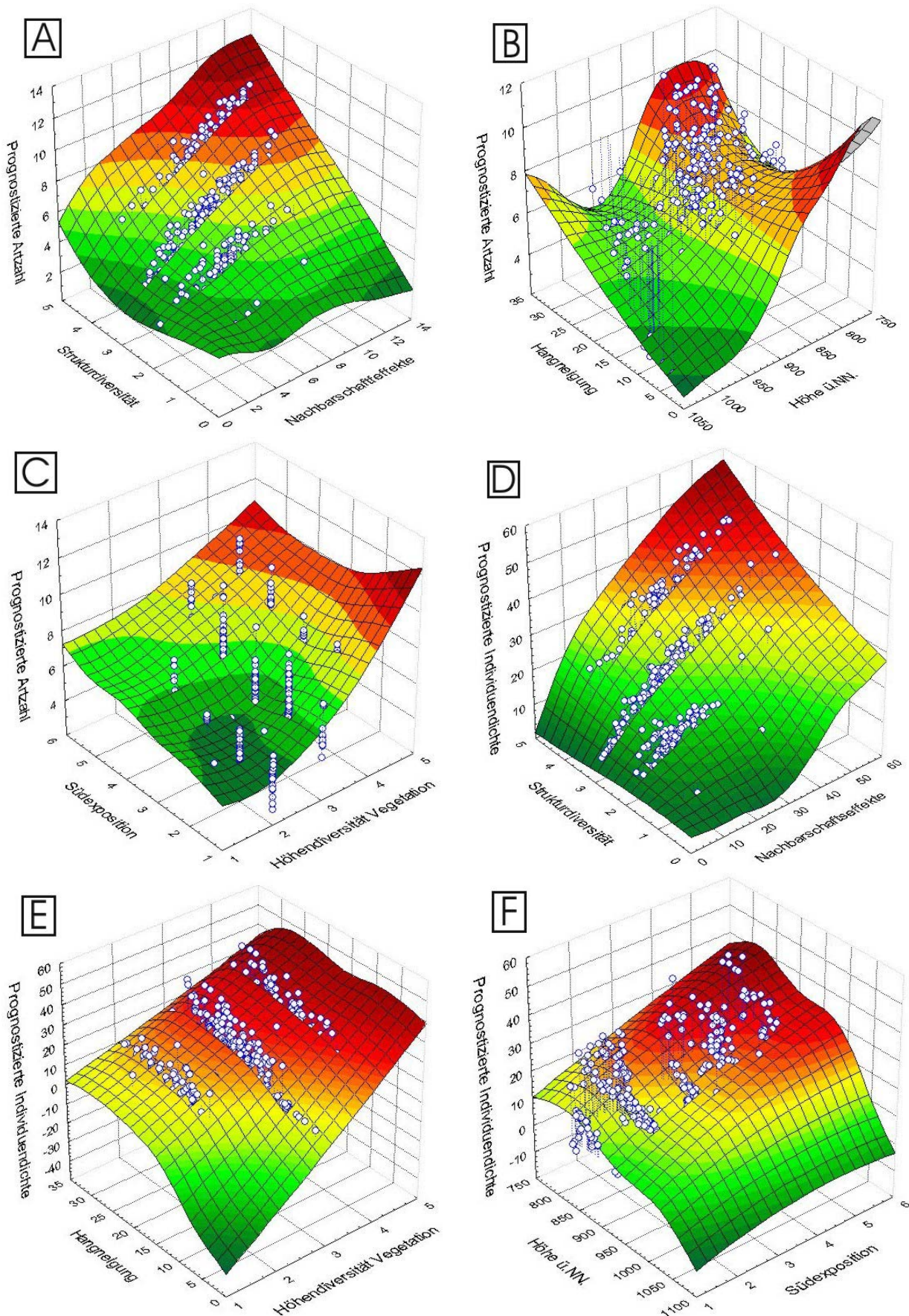


Abb. 40: Trendoberflächen der Prognosen von **Heuschrecken-Artzahl** (A,B,C) und **-Individuendichte** (D,E,F) aus Regressionsmodellen (GLM). Die signifikanten Einflussvariablen sind entsprechend ihrer Priorität (s. Tab. 36) jeweils paarweise in Flächenplots dargestellt. Darstellungsart: distanzgewichtete K-Q-Glättung. Datenpunkte unter Trendoberfläche nicht sichtbar. N=391 Rasterzellen.

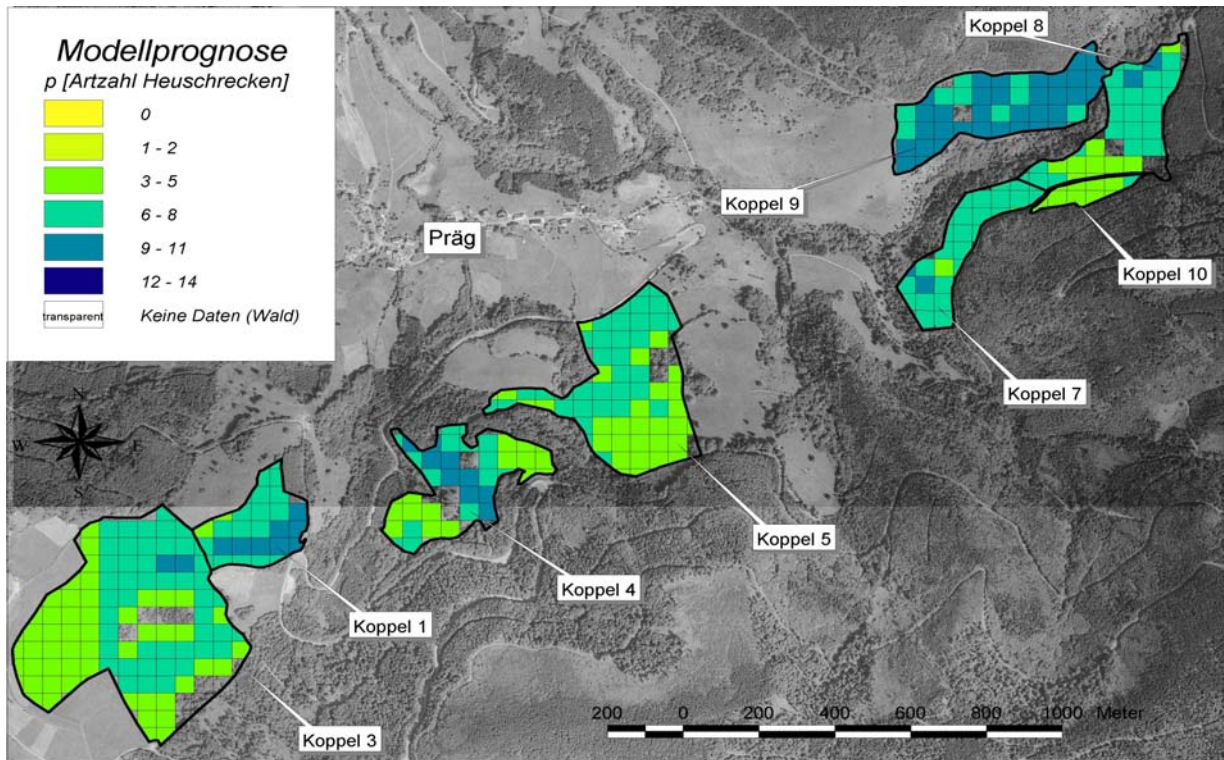


Abb. 41: Durch Regressionsmodell (GLM) prognostizierte Artzahl von **Heuschrecken**. N=391 Rasterzellen.

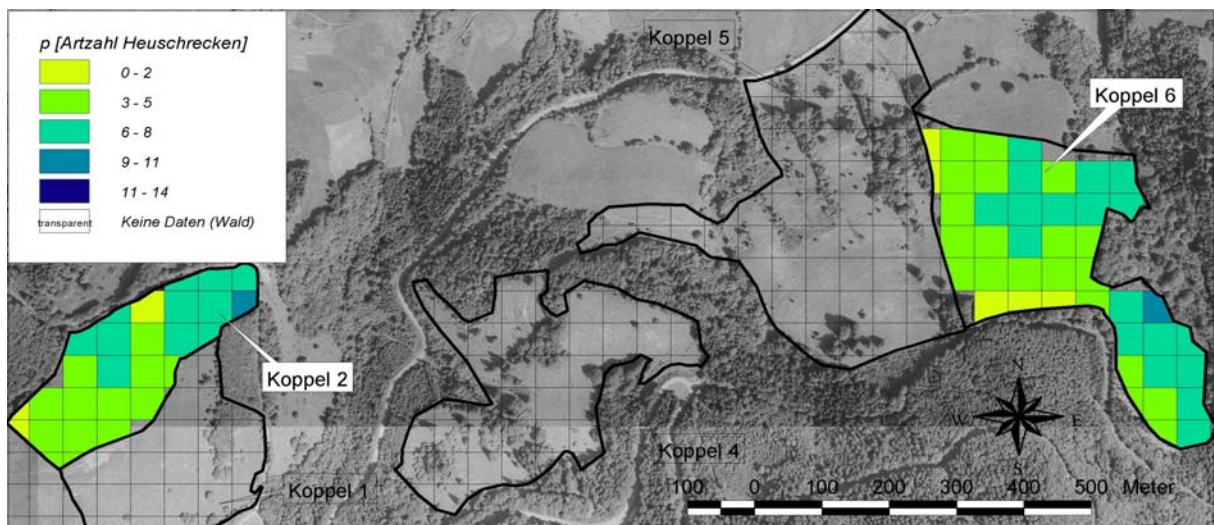
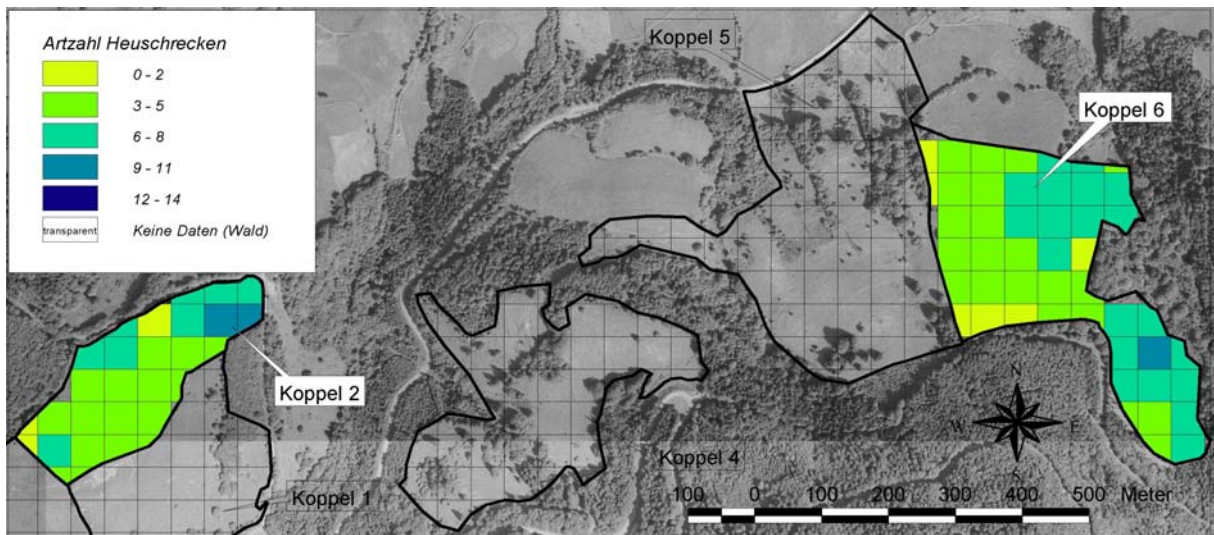


Abb. 42: Modellvalidierung: Auf den Koppeln 2 und 6 beobachtete Artzahl von **Heuschrecken** (oben) und durch das Modell prognostizierte Artzahl von **Heuschrecken** (unten). N=77 Rasterzellen.

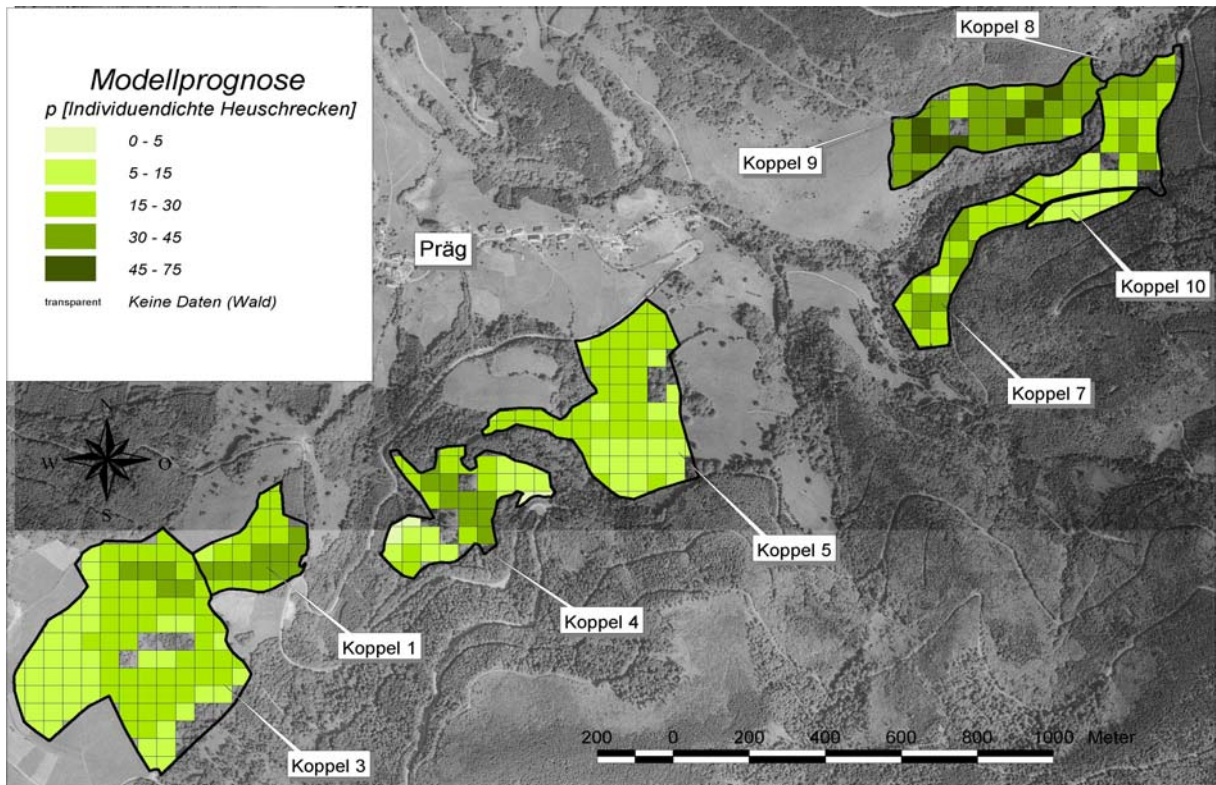


Abb. 43: Durch Regressionsmodell (GLM) prognostizierte Individuendichte von **Heuschrecken**. N=391 Rasterzellen.

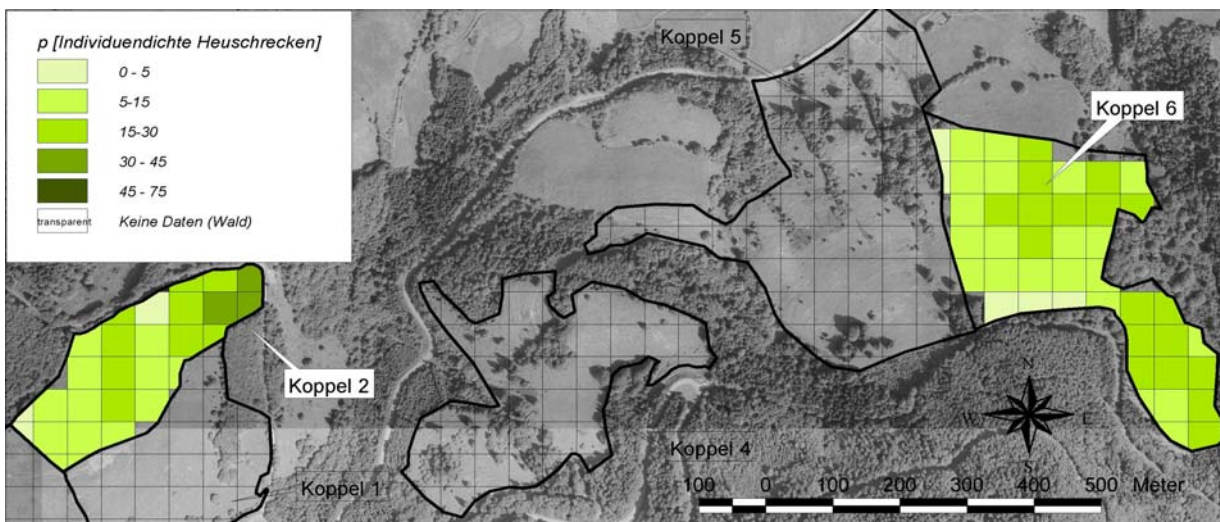
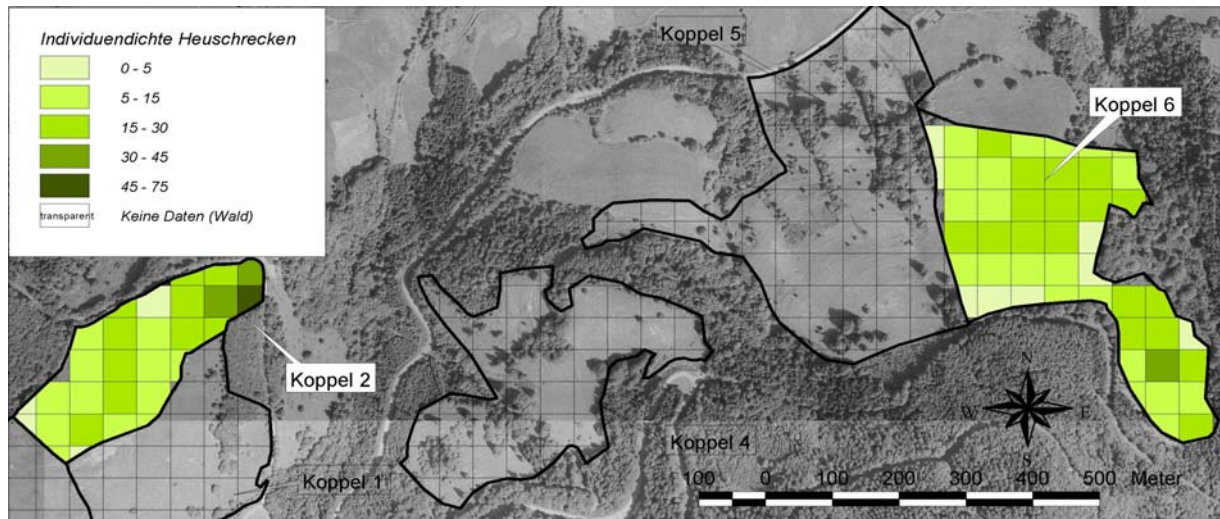


Abb. 44: Modellvalidierung: Auf den Koppeln 2 und 6 beobachtete Individuendichte von **Heuschrecken** (oben) und durch das Modell prognostizierte Individuendichte von **Heuschrecken** (unten). N=77 Rasterzellen.

Tagfalter

Die Regressionsmodelle zur Verbreitung der Tagfalter im Rastergitter der Mesoebene reduzieren die Zahl relevanter Einflussvariablen sogar auf fünf. Für das Vorkommen der Tagfalter sind zum Teil jedoch andere Parameter als für die Heuschrecken von Bedeutung, z. B: die *Blütendichte*. Andererseits spielen auch für die Verteilung der Tagfalter im Rastergitter beweidungsbedingte Struktureigenschaften die dominante Rolle, während Standortfaktoren unwichtiger und Nachbarschaftseffekten entscheidender sind.

Nach dem Regressionsmodell wird die **Artzahl von Tagfaltern** in einem Weideabschnitt primär von der Artzahl seiner räumlichen *Nachbarschaft* beeinflusst (Tab. 39,A). Zweitwichtigster Faktor für die Artverbreitung von Tagfaltern ist die *horizontale Strukturdiversität*. Das Regressionsmodell prognostiziert daher den höchsten Tagfalterreichtum auf entsprechend strukturreichen Rasterzellen in artenreicher Nachbarschaft (Abb. 45,A). Auch der Höhengradient besitzt als drittwichtigster Faktor einen starken Effekt auf die Tagfalterartzahl einer Rasterzelle (Tab. 39,A). Außerdem ist die *Blütendichte* von Bedeutung (Tab. 39,A), weshalb das Modell für tief gelegene Weideabschnitte mit hoher *Blütendichte* die höchsten Artzahlen von Tagfaltern vorhersagt (Abb. 45,B). Als fünfte Einflussgröße ermittelt das Regressionsmodell die *Pflanzenartenzahl* einer Rasterzelle (Tab. 39,A). Bei einer hohen Modellgüte von $R^2=0,62$ kann mit diesem Regressionsmodell der Tagfalterreichtum von 62,7% (g-value) der Rasterzellen korrekt prognostiziert werden. Das prognostizierte Verteilungsmuster der Tagfalterarten im Rastergitter (Abb. 46) deckt sich gut mit dem im Gelände beobachteten Muster (Abb. 37). (Tagfalter-) Daten für eine Modellvalidierung auf anderen Flächen (Koppel 2,6) liegen nicht vor bzw. wurden nur an beiden letzten der drei Kartiertermine (vgl. Kap. 3.1.1) erhoben und sind daher nicht vollständig vergleichbar.

Auch die **Individuendichte der Tagfalter** im Rastergitter wird bei ähnlich hoher Modellgüte durch die gleichen Einflussvariablen bestimmt (Tab. 39,B). Die höchsten Individuendichten von Tagfaltern sind bei hohen Dichten in der *Nachbarschaft* und bei hoher *horizontale Strukturdiversität* zu erwarten, wie die Modellprognosen zeigen (Abb. 45,C). Drittwichtigste Faktor für die Individuendichte von Tagfaltern ist die *Höhe ü.NN*. In der Reihenfolge der Einflussgröße tauschen im Vergleich zum Modell zur Artzahl von Tagfaltern lediglich *Blütendichte* und *Pflanzenartenzahl* die Rangfolge (Tab. 39,B). Hohe Tagfalterdichten sind daher auf tief liegenden Weidebereichen zu erwarten, die eine hohe *Pflanzenartenzahl* aufweisen (Abb. 45,D). Das Regressionsmodell kann mit Hilfe dieser fünf Einflussvariablen die Individuendichte von 60,4% (g-value) der Rasterzellen richtig (re-) klassifizieren. Die durch das Modell im Rastergitter prognostizierten Individuendichten von Tagfaltern (Abb. 47) decken sich gut mit den im Freiland beobachteten Individuendichten (Abb. 38).

Tab. 39: Regressionsmodelle (GLM) des Einflusses der Flächeneigenschaften von (Jungvieh-) Allmendweiden auf Artzahl (A) und Individuendichte (B) von **Tagfaltern**. Angegeben sind: Richtung des Einflusses (+/-), Kennwerte der F-Statistik mit Signifikanz p (F), Parameterschätzer F mit Signifikanz p (T) sowie ein partielles Eta-Quadrat (η^2), dass den erklärten Varianzanteil jeder Einflussvariablen widerspiegelt. Aufgenommene Einflussvariablen: 36, siehe Kap. 3.1.1. N=391 Rasterzellen.

(A) Tagfalter Artenzahl $R^2=0,623$ (Korr. $R^2=0,618$)

Erklärende Variablen	+/-	F	p (F)	T	p (T)	Partielles η^2
Nachbarschaftseffekte	+	58,947	< 0,001	7,678	< 0,001	0,143
Horizontale Strukturdiversität	+	29,950	< 0,001	5,473	< 0,001	0,078
Höhe ü.NN.	-	27,194	< 0,001	-5,215	< 0,001	0,072
Blütendichte	+	11,370	< 0,01	3,372	< 0,01	0,031
Pflanzenartenzahl	+	9,792	< 0,01	3,129	< 0,01	0,027

(B) Tagfalter Individuen $R^2=0,600$ (Korr. $R^2=0,595$)

Erklärende Variablen	+/-	F	p (F)	T	p (T)	Partielles η^2
Nachbarschaftseffekte	+	64,308	< 0,001	8,019	< 0,001	0,154
Horizontale Strukturdiversität	+	24,000	< 0,001	4,899	< 0,001	0,064
Höhe ü.NN.	-	20,770	< 0,001	-4,557	< 0,001	0,056
Pflanzenartenzahl	+	11,054	< 0,01	3,325	< 0,01	0,030
Blütendichte	+	9,081	< 0,01	3,013	< 0,01	0,025

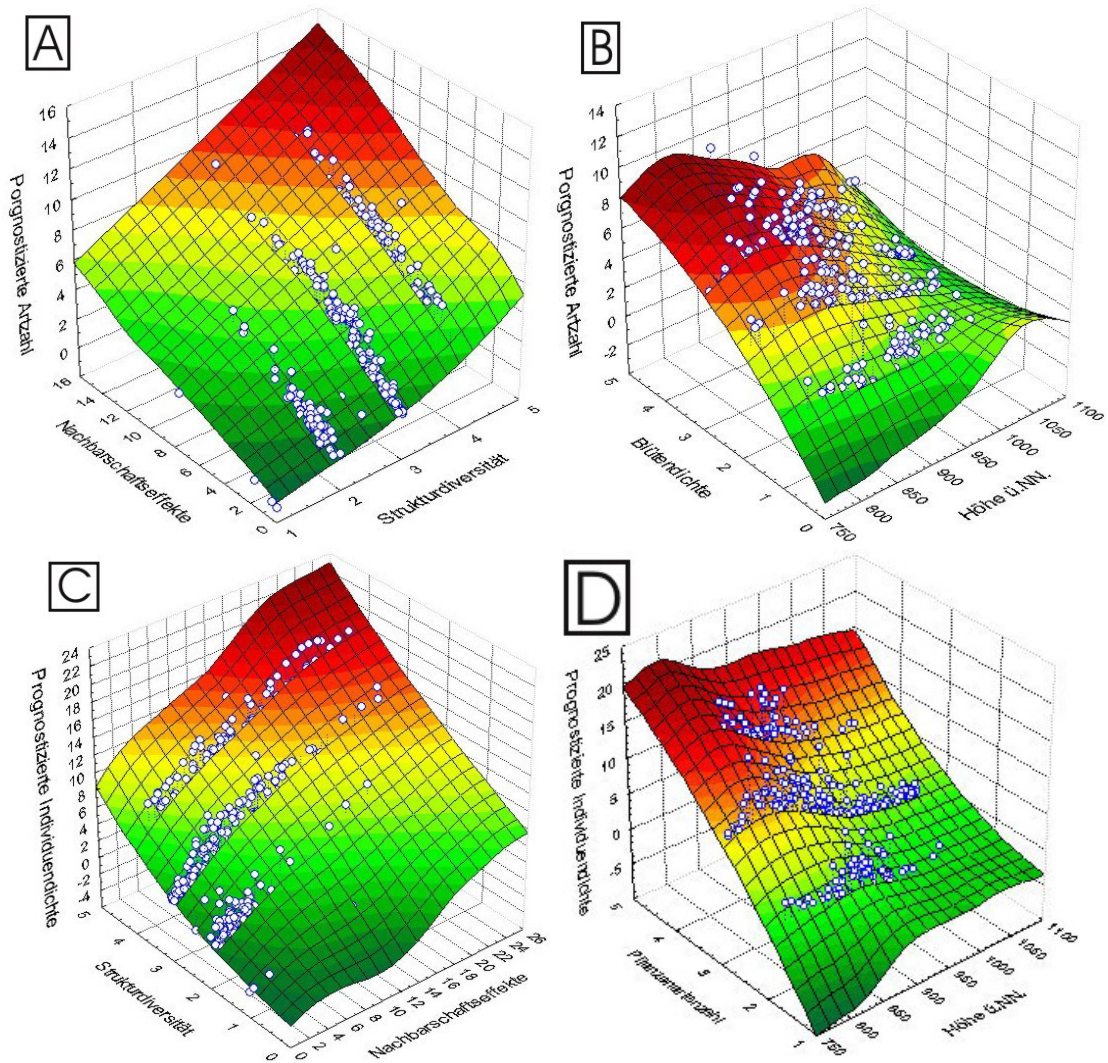


Abb. 45: Trendoberflächen der Prognosen von **Tagfalter-Artzahl** (A,B) und **-Individuendichte** (D,D) aus Regressionsmodellen (GLM). Die signifikanten Einflussvariablen sind entsprechend ihrer Priorität (s. Tab. 37,A+B) jeweils paarweise in Flächenplots dargestellt. Darstellungsart: Distanzgewichtete K-Q-Glättung. Datenpunkte unter Trendoberfläche z. T. nicht sichtbar. N=391 Rasterzellen.

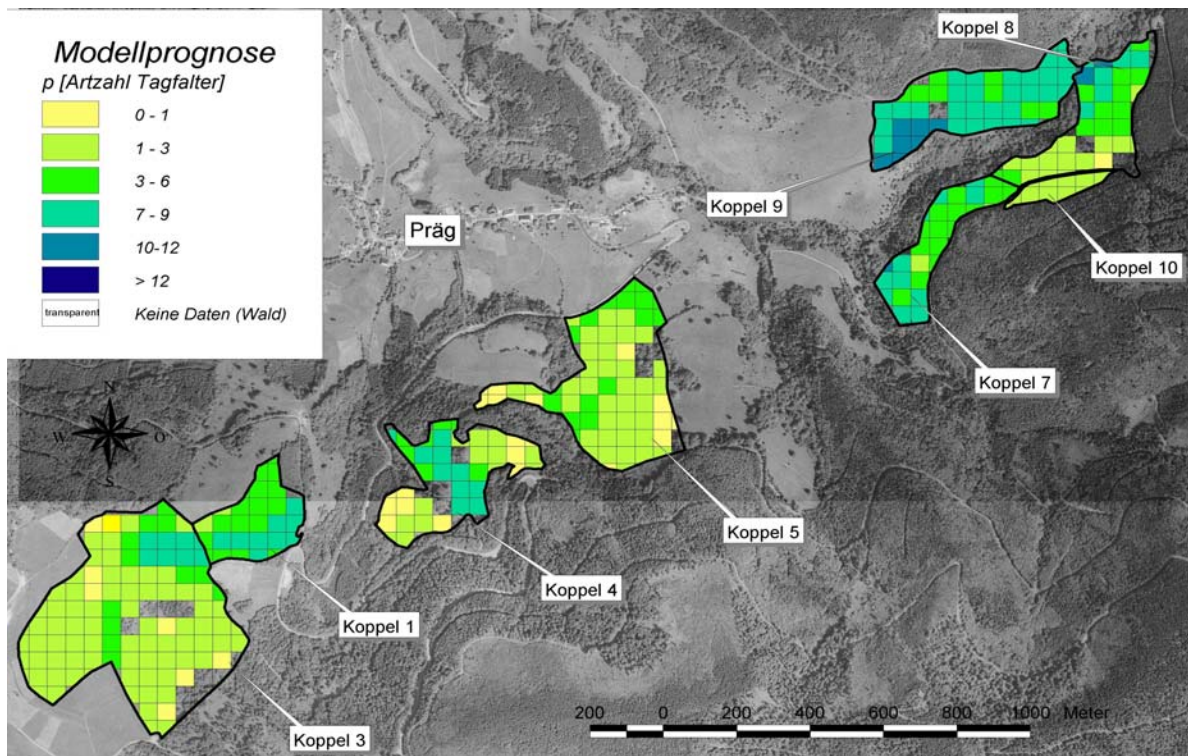


Abb. 46: Durch Regressionsmodell (GLM) prognostizierte Artzahl von **Tagfaltern**. N=391 Rasterzellen.

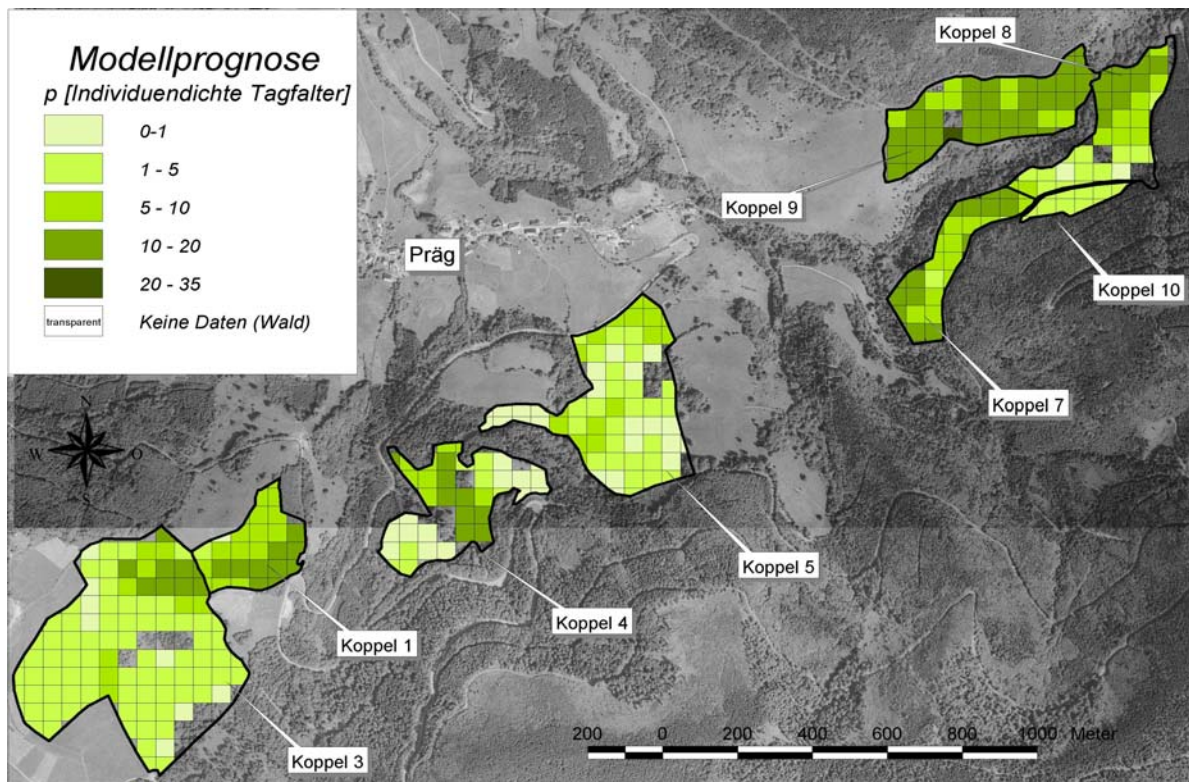


Abb. 47: Durch Regressionsmodell (GLM) prognostizierte Individuendichte von **Tagfaltern**. N=391 Rasterzellen.

5.3.4 Die drei Modellebenen der Wirkungskette der Artenverbreitung

Durch die Analyse der einzelnen Glieder der Kausalkette „Mensch/Standort→Rind→Struktur→Arten“ kann die mesoskalige Verbreitung der Heuschrecken- und Tagfaltergemeinschaften auf einzelnen Weideflächen erklärt werden. Dazu sind drei Ebenen hintereinander geschalteter Modelle analog der Kausalkette vorhanden, die jeweils die Ziel- und Einflussgrößen des vorhergehenden Modells als Einflussvariablen berücksichtigen. Die erste Modellebene erklärt das Raumnutzungsmuster der Rinder durch Standortfaktoren und anthropogenes Weidemanagement (Kap. 5.1.2.5). Die zweite Modellebene analysiert den Beweidungseinfluss der Rinder unter Berücksichtigung von Standort und Weidemanagement auf die Raum- und Vegetationsstruktur der Weide (Kap. 5.2.2). Die dritte Modellebene erklärt die Verbreitungsmuster von Arten durch den Einfluss von Vegetationsstruktur, Raumnutzungsmuster der Rinder, Standort und Weidemanagement (Kap. 5.3.3). Diese drei Modellebenen zeigen das komplexe Wirkungsgefüge, das die Artenverbreitung innerhalb der Weideflächen determiniert (Abb.A.9 in Anh.5.3). Die einzelnen, in den Modellen signifikanten, Einflussfaktoren lassen sich zur besseren Übersicht zusammenfassen. Beispielsweise sind die Faktoren *Düngung*, *Entfernung zur Tränke* und *relative Höhenlage* (vgl. Abb.A.9 in Anh.5.3) dem anthropogenen Weidemanagement zuzurechnen, die beiden letztgenannten da sie durch künstliche Wasserregulieren sowie Wahl von Haltungssystem, Fläche und Abgrenzungen zustande kommen. Dagegen sind *Hangneigung*, *Südexposition* und *Höhenlage* (vgl. Abb.A.9 in Anh.5.3) Standortparameter. Auch die einzelnen Aspekte der Beweidung (*Nutzungsintensität*, *Ruhen*, *Grasen*, *Fortbewegen*) sowie der Raum- und Vegetationsstruktur (*Blütendichte*, *Höhendiversität Vegetation*, *Horizontale Strukturdiversität*) können zusammengefasst werden (vgl. Abb.A.9 in Anh.5.3), so dass sich das gezeigte Wirkungsgefüge deutlich vereinfacht (Abb. 48).

Die Beweidung wird zu einem relativ geringen Teil durch das Weidemanagement, rund zu einem Drittel durch räumliche Nachbarschaftseffekte und etwa zur Hälfte vom Standort gesteuert (Abb. 48). Die Beweidung wirkt zu einem Anteil von rund 20% auf die Raum- und Vegetationsstruktur. Die Raum- und Vegetationsstruktur wird ebenfalls zum größten Teil vom Standort (75%) und nur in sehr geringem Umfang (5%) direkt vom Weidemanagement beeinflusst (Abb. 48). Die Verbreitung von Heuschrecken- und Tagfalterarten jeweils zur rund einem Drittel bzw. einem Viertel von Nachbarschaftsbeziehungen bzw. Standort geprägt (Abb. 48). Den größten Einfluss auf die Verbreitung des Artenreichtums von Tagfaltern und Heuschrecken innerhalb einer Weidefläche hat jedoch jeweils die Raum- und Vegetationsstruktur (Abb. 48). Auffällig ist

zudem, dass die Beweidung keinen direkten Einfluss auf die Verteilung des Artenreichtums besitzt (Abb. 48). Ihre Wirkung auf die Artenverbreitung verläuft über die Vegetationsstruktur, d.h. letztlich also über die Kausalkette. Der Pfad „Weidemanagement → Beweidung → Vegetationsstruktur → Artenreichtum“ stellt das Fenster für anthropogene Steuerung der Artenvielfalt innerhalb von Weideflächen dar (Abb. 48). Da alle anderen Faktoren mehr oder weniger unveränderlich sind, kommt dem Weidemanagement somit eine relativ kleine, aber wegen dieser Steuerungsmöglichkeit, bedeutende Rolle zu (Abb. 48).

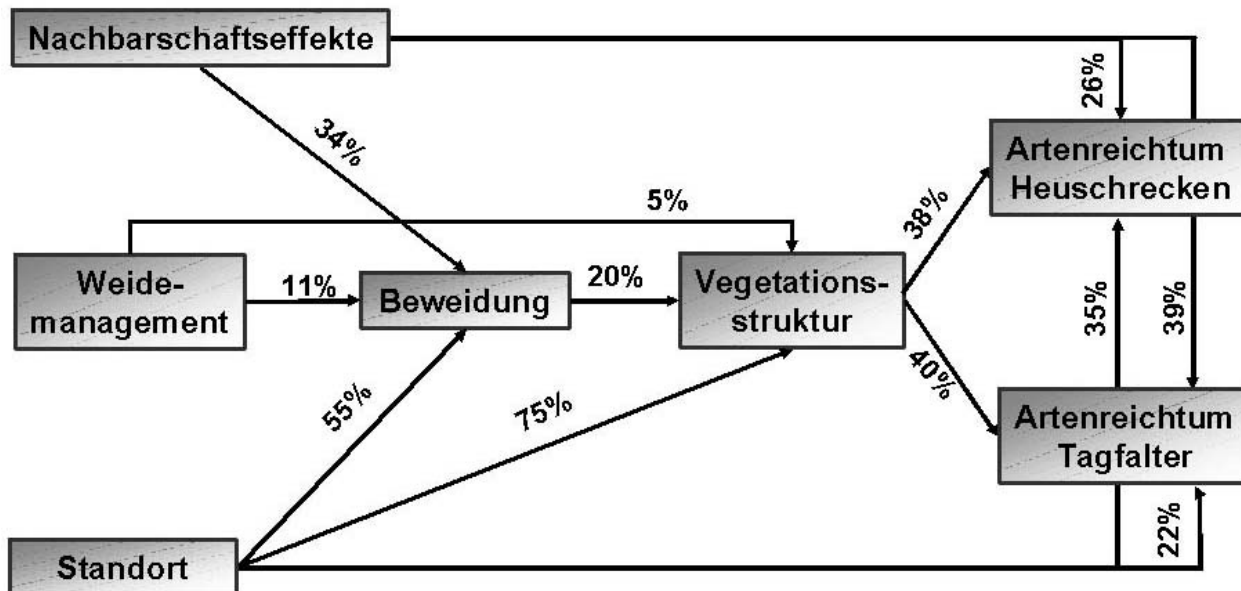


Abb. 48: Schaubild der Einflussfaktoren der Kausalkette „Mensch/Standort→Rind→Struktur→Arten“. Dargestellt als relative Anteile der durch die Regressionsmodelle (GLM) erklärten Varianz, wobei die Parameter zu Gruppen zusammengefasst wurden (Erläuterungen s. Text. Einzeldarstellung der signifikanten Modellparameter in Ab.A9 in Anh. 5.3. bzw. in den jeweiligen Kapiteln: Kap. 5.1.2.5, Kap. 5.2.2, Kap. 5.3.3). Bezogen auf 391 Rasterzellen der Abmessung 50m x 50m auf (Jungvieh-) Allmendweiden in Prag.

5.4.3 Diskussion Hypothese 5 - Tierarten und ihre Verbreitungsmuster

Heuschrecken

In der Vergangenheit wurde in der Literatur ein Zusammenhang der Verbreitung von Invertebraten wie Heuschrecken und Pflanzengesellschaften beschrieben (OSCHMANN 1973), der sich jedoch nur bei hinsichtlich der Raumstruktur sehr unterschiedlichen Verbänden zeigte (FEDERSCHMIDT 1989). Heute geht man davon aus, dass die Verbreitung von Heuschrecken von der horizontalen und vertikalen Vegetationsstruktur (BÖLSCHER ET AL. 1995, CHAMBERS & SAMWAYS 1998, FRICKE & V. NORDHEIM 1992, KLEINERT 1991) und nicht vom künstlichen Einteilungssystem der Pflanzengesellschaften abhängig sind (DÜLGE ET AL. 1992, SÄNGER 1977). Andere Autoren ergänzen Morphologie und Artenzusammensetzung der Vegetation (KEMP 1992) oder Deckungsgrad, Höhe und Raumwiderstand (FARTMANN 1997) als wichtige Parameter der Heuschreckenverbreitung. Beweidung schafft für eine Reihe von Heuschreckenarten erst diese notwendigen Habitatstrukturen (FARTMANN & MATTES 1997).

Nach KRUESS & TSCHARNTKE (2002) ist die Artzahl von Heuschrecken auf norddeutschen Weiden signifikant negativ mit dem Deckungsgrad der Vegetation korreliert. Dies kommt im Gletscherkessel Prag durch die positive Korrelation zum Offenbodenanteil zum Ausdruck und kann insofern bestätigt werden. Im Gegensatz dazu postulieren VAN WINGERDEN ET AL. (1991a) aufgrund von Korrelationen und Regressionen einen positiven Effekt hoher, dichter Vegetation auf den Heuschreckenreichtum des mitteleuropäischen Flachlands. Ihre Untersuchungen fanden jedoch in sehr besatz-intensiven Weidesystemen statt, wo von einer insgesamt sehr kurzen Grassnarbe auszugehen ist und hoher, dichter Vegetation eine gewisse Refugialfunktion zukommt. Die Bindung des Heuschreckenreichtums an die Vegetationsdichte scheint also zum einen von der Beweidungsintensität, zum anderen von klimatischen Faktoren abhängig zu sein. Letzteren Aspekt unterstreichen CAPINERA & SECHRIST (1982), die aus nordamerikanischem montanen Prärie-Grasland von positiven Korrelationen zumindest der Heuschreckendichten mit der Biomasse berichten, während CHAMBERS & SAMWAYS (1998) im südafrikanischen Grasland negative Korrelationen von Artenreichtum und Abundanz mit der Vegetationshöhe fanden.

Während dichte, hohe Vegetation für Heuschrecken Schutz, Nahrung und mikroklimatische Stabilität bietet, ist sie jedoch gleichzeitig durch Beschattung und geringere Temperaturen ungünstig (CHAMBERS & SAMWAYS 1998, VAN WINGERDEN ET AL. 1991b). Viele Heuschrecken (z. B. *Decticus verrucivorus* oder *Platycleis albopunctata*) benötigen beides: dichte und lückige Vegetation, in enger räumlicher Nähe, weshalb sie nach FARTMANN & MATTES (1997) von einer ungleichmäßigen Beweidung profitieren. Im Rastergitter des Gletscherkessel Präg trifft der positive Effekt unterschiedlicher Höhengschichtungen, in Korrelationen und Regressionen als *Höhendiversität der Vegetation* gemessen, auf Niveau der gesamten Artengemeinschaft zu. Dies steht im Widerspruch zu VAN WINGERDEN ET AL. (1991a), die Variationen der Vegetationshöhe auf Basis von Korrelations- und Regressionsanalysen als unerheblich für Heuschrecken einstufen. Neben diesem vertikalen Strukturreichtum ist vor allem die *horizontale Strukturvielfalt* für die Heuschreckenverbreitung bedeutsam, was KRUESS & TSCHARNTKE (2002) mit positiven Korrelationen zwischen der Artzahl und der „Heterogenität der Vegetation“ belegen. Es ist also die Variabilität verschiedener Eigenschaften der Vegetationsstruktur in einem Weideabschnitt und oftmals nicht die Struktureigenschaft per se, die sich auf die Heuschreckenverbreitung auswirken, wie die ermittelten Regressionsmodelle verdeutlichen. Andererseits kommt in dieser Hinsicht auch die Auflösung des Rastergitters von 50m x 50m zum Tragen. Es ist bekannt, dass beispielsweise Tritt der Weidetiere zwar für viele Heuschrecken geeignete Lebensbedingungen erschafft (FARTMANN & MATTES 1997), dennoch ist er als direkte Eigenschaft im untersuchten Rastergitter nur von geringer Bedeutung. Bei höherer Auflösung würde der Trittwirkung im dann kleineren Raummaßstab mehr Bedeutung zukommen (vgl. Kap.4.1). Im gewählten Raummaßstab ist es also nicht verwunderlich, dass gerade die Maße der (horizontalen und vertikalen) Strukturvariabilität, besser „greifen“ und mehr ins Gewicht fallen als die „Mittelwerte“ einzelner Struktureigenschaften einer Rasterzelle. Andererseits ist Strukturheterogenität auch eine Eigenschaft an sich, auf die Heuschrecken nach KIMBERLEY & CHRIST (1996) reagieren. Die Bestände in vielfältig strukturierten Rasterzellen sind arten- und individuenreicher, weil gemäß KINDVALL (1996) das Extinktionsrisiko bei Habitatheterogenität auch auf kleinerer Fläche geringer ist als in größeren homogenen Bereichen. Außerdem wurden Zusammenhänge zwischen Heuschreckenvorkommen und Pflanzenvielfalt gefunden, was aus der Literatur bekannt ist (OTTE 1976, SAMWAYS & MOORE 1991). Zum einen sind die ermittelten Schätzwerte des Pflanzenreichtums jedoch nicht direkt mit Literaturangaben vergleichbar, zum anderen fehlt dieser Zusammenhang in anderen Arbeiten (CHAMBERS & SAMWAYS 1998).

Hinlänglich bekannt ist die Wirkung diverser abiotischer Standortgradienten auf die Verbreitung von Heuschrecken. Der vorgefundene hohe Artenreichtum feuchter und sehr trockener Standorte ist in der Literatur in dieser Form nicht beschrieben (vgl. DETZEL 1998). Allerdings sind diesbezügliche Angaben einzelner Rasterzellen (50m x 50m) gemittelt, also nicht vollständig trocken oder feucht, sondern umfassen mehrere Feuchtigkeitsgradationen, was dann der Mehrheit der ökologischen Ansprüche einzelner Arten entspricht. Außerdem wirken in Mitteleuropa besonders Gradienten der Exposition und der Höhe auf die Verbreitung von Heuschrecken (z. B. DETZEL 1998, SÄNGER 1977). In der Schweiz stellen WETTSTEIN & SCHMID (1999) zwischen 800-1400m ü.NN. ebenfalls eine Abnahme der Artzahl von Heuschrecken mit steigender Höhe fest. Da sie aber keine Effekte der Höhenlage auf die Individuendichte feststellen konnten, schließen sie daraus, dass die Artzahl von Heuschrecken (und Tagfaltern) auf geographische Parameter reagiert, während ihre Individuendichten von der Habitatqualität, also strukturellen Eigenschaften beeinflusst werden. Dieser Einschätzung muss widersprochen werden, da Art- und Individuenzahlen im Rastergitter auf die meisten geographischen und strukturellen Parameter sehr ähnlich reagieren.

Beweidung hat direkte und indirekte Effekte auf Pflanzen- und Tiergemeinschaften (LEDERGERBER ET AL. 1997). Dennoch gibt es keine Untersuchungen, die diese unterschiedlichen Weidewirkungen quantifizieren und nur wenige, die überhaupt Modelle zur Heuschreckenverbreitung unter Beweidungseinfluss beinhalten. BÖLSCHER ET AL. (1995) ermitteln die Vertikalstruktur, gefolgt von Mikroklima und Horizontalstruktur der Vegetation als wichtigste Faktoren für die Verbreitung von (hygrophil-stenöken) Heuschreckenarten. Dies deckt sich angesichts der Vielzahl potentieller Faktoren relativ gut mit den ermittelten Regressionsmodellen. Diese stufen jedoch die Horizontalstruktur wichtiger als die Vertikalstruktur ein und berücksichtigen zudem räumliche Nachbarschaftseffekte. Letztere stellen ein ökologisches Grundphänomen dar, welches u.a. Aspekte der Populations- und Ausbreitungsbiologie integriert. Da der Begriff des Mikroklimas bei BÖLSCHER ET AL. (1995) sehr allgemein ist, kann seiner Bedeutung für Heuschrecken nicht widersprochen werden. Neben der Vege-

tationsstruktur gestalten die drei in den Modellen aufgeführten Standortgradienten Höhe, Hangneigung und Exposition das Mikroklima ganz erheblich. Diese Standortgradienten können als eine Differenzierung bzw. Teilaspekte des Mikroklimas gesehen werden. Nicht auf die (Jung-vieh-) Allmendweiden des Südschwarzwaldes übertragen werden kann hingegen eine (dimensionslose) Modellvorstellung von VAN WINGERDEN ET AL. (1991a). Nach den Autoren liegen im mitteleuropäischen Flachland unter besatz-intensiven Bedingungen die höchsten Heuschreckendichten bei mittlerer Beweidungsintensität und mittlerer Dichte von Weideresten vor. Weidereste stellen aber in großflächigen (Jungvieh-) Allmendweiden keine Refugien vor hohem Weidedruck dar, sondern verschlechtern die mikroklimatischen Bedingungen. Auch der positive Effekt mittlerer Beweidungsintensität muss in Bezug auf den Geltscherkessel Präg relativiert werden, da er nur hinsichtlich des *Grasens* und des *Fortbewegens* existiert. Da aber Bereiche intensiver *Ruhenutzung* sowie die *ungenutzte Restfläche* sehr artenarm sind trifft die Modellvorstellung von VAN WINGERDEN ET AL. (1991a) auf sehr allgemeinem Niveau mehr oder weniger zu. Insgesamt spiegeln die im Rastergitter aufgestellten Modelle mit ihren relativ ausgeglichenen Einflussanteilen von Standort, beweidungsinduzierter Vegetationsstruktur und Nachbarschaft gut die bekannten Verbreitungsursachen von Heuschrecken wieder (z. B. DETZEL 1998). Auch die erzielten Modellgüten sind für freilandökologische Untersuchungen an Tieren zufrieden stellend.

Tagfalter

Bei der Verbreitungsanalyse von Tagfaltern, sowohl von einzelnen Arten, als auch der gesamten Gemeinschaft, werden Rastergitter ebenfalls häufig eingesetzt (DENNIS & HARDY 1999, LEON-CORTES ET AL 1999, LOUTO ET AL. 2001 THOMAS & KUNIN 1999, VÄISÄNEN ET AL. 1994, WEISS & WEISS 1998). Zum Teil werden in neueren Arbeiten (LOUTO ET AL. 2001) Nachbarschaftseffekte als Mittelwerte benachbarter Rasterzellen einbezogen. Nachbarschaftseffekte, Standort, Beweidung und Vegetationsstruktur beeinflussen die Tagfaltervorkommen mit unterschiedlicher Priorität als die Heuschreckenverbreitung.

In den Modellen zur Tagfalterverbreitung fallen die räumlichen Nachbarschaftseffekte stärker ins Gewicht als bei den Heuschrecken. Nachbarschaftsbeziehungen sind auf Niveau einer gesamten Artengruppe ökologisch nicht zu interpretieren, vielmehr verbergen sich dahinter die Verbreitungs mosaik (samt Nachbarschaftseffekten) einzelner Arten. Wenn die Nachbarschaftsbeziehungen der Tagfaltergemeinschaft also die Populations- und Ausbreitungsbiologie u.a. von 46 einzelnen Arten verkörpert, ist es nicht verwunderlich, dass dieser Faktor in der Summe mehr Einfluss als im Falle der Heuschreckengemeinschaft besitzt, die nur aus 23 Arten besteht. Das Geflecht der Raumbeziehungen ist bei der Tagfaltergemeinschaft also deutlich komplexer. LOUTO ET AL. (2001) ermittelten in einem 50mx50m-Rastergitter unter 24 Variablen die Nachbarschaftseffekte als einen der vier Hauptfaktoren für die Verbreitung einer Tagfalterart (*Parnassius mnemosyne*). Wenn also Nachbarschaftsbeziehungen schon im Regressionsmodell einer Art eine derartige Bedeutung besitzen, ist es folgerichtig, dass sie auf Niveau der gesamten Artengruppe, wie in Präg, dominieren. Die gefundenen Standortgradienten sind als Ursache der Tagfalterverbreitung aus der Literatur bekannt (vgl. EBERT & RENNWALD 1993). Der gefundene Feuchtigkeitsgradient belegt die Zunahme von spezialisierten Arten bei extremeren Standortbedingungen, ohne dass dabei die Generalisten vollständig zurück gedrängt würden. Auch der ermittelte negative Höhengradient ist bekannt z. B. aus der Schweiz (LEPIDOPTEROLOGEN-ARBEITSGRUPPE 1991). Es gibt aus montanen Lagen der Schweiz (800-1400m ü.NN) aber auch gegenteilige Einschätzungen (WETTSTEIN & SCHMID 1999), welche die Autoren mit der Höhenzonierung bestimmter Landnutzungsformen begründen. Solche Höhenzonierung existieren zwar auch im Südschwarzwald in Form tiefer gelegener Wiesen und höher gelegener Weiden (vgl. Kap. 6.2.2), was jedoch den Höhengradient nicht umkehrt. Geringe Hangneigung bedeutet im Untersuchungsgebiet meist eine windexponierte Kuppenlage, was ungünstig für die meisten Tagfalterarten ist. Sehr starke Hangneigung geht dagegen oftmals mit Verbuchung und deren struktureller Verarmung einher, weshalb auch dort weniger Tagfalter vorkommen. Daher liegen die Maxima der Tagfaltervorkommen bei mittlerer Hangneigung. Auch hinsichtlich der Exposition zeigt die Tagfaltergemeinschaft eine für Invertebraten typische Bevorzugung südexponierter, warmer Mikroklimata. Die Regressionsmodelle relativieren jedoch die Bedeutung der Standortgradienten, wonach nur die Höhenlage bedeutenden Einfluss auf die Tagfalterverbreitung besitzt. Auf bioökologischem Niveau spiegelt dies einerseits gut die weitere ökologische Amplitude der lokalen Tagfaltergemeinschaft wieder (beinhaltet auch etliche Wald- und Saumarten) und zeigt andererseits deren, im Vergleich zur immobileren Heuschreckengemeinschaft, geringere Bindung an Standortfaktoren.

Die Einflüsse der Raum- und Vegetationsstruktur auf Tagfaltervorkommen sind ähnlich und insgesamt etwa gleich stark wie auf die Heuschrecken. Etliche Tagfalterarten zeigen eine Affinität zu offenem Boden (EBERT & RENNWALD 1993), was durch die gefundenen Korrelationen belegt wird. Im montanen Feuchtgrünland ist der Artenreichtum von Tagfaltern nach WETTSTEIN & SCHMID (1999) negativ mit dem Raumwiderstand der Vegetation korreliert (was die Autoren als „Vegetationsstruktur“, ein Produkt aus Vegetationshöhe und – dichte angeben). In Untersuchungen von KRUESS & TSCHARNTKE (2002) sind dagegen sowohl Artzahl als auch Individuendichte von Tagfaltern positiv mit der Vegetationshöhe korreliert. In diesen widersprüchlichen Angaben kommen die erwähnten Unterschiede zwischen Flachland und montanen Lagen des Schwarzwaldes zum Ausdruck. Entscheidender für die Tagfaltervorkommen ist die in den Regressionsmodellen ermittelte *Höhendiversität der Vegetation*, da nach RENNWALD (1999) viele Tagfalterarten (z. B. *Maniola jurtina*) ein Nebeneinander von kurzen und langgrasigen Bereichen mit Blütenangebot zur Eiablage bzw. Nahrungsaufnahme benötigen. Von noch größerer Bedeutung ist im Südschwarzwald in dieser Hinsicht die *horizontale Strukturvielfalt*. Diese strukturelle Anforderungen sind auf Weiden erfüllt, weshalb unter den Tagfaltern ausnahmslos alle mitteleuropäischen Wiesenarten ebenfalls auf Kuh- oder Schafweiden vorkommen (RENNWALD 1999) und manche Arten sogar auf solche Strukturen, die durch großflächige Beweidung generiert werden, angewiesen sind (ELLIGSEN ET AL. 1997). Auch der Gehölzanteil beeinflusst die Raum- und Vegetationsstruktur der untersuchten Weideflächen, wobei die maximalen Tagfaltervorkommen bei mittleren Verbuschungsgraden vorliegen. Trotz abweichender Raumbezüge deckt sich dies mit Literaturbefunden, wonach mittelmäßig alte (10-jährige) Verbuschungsstadien bei erniedrigten Individuendichten maximale Artenzahl von Tagfaltern beherbergen (BALMER 1999, BALMER & ERHARDT 2000). Die mittleren Verbuschungsstadien im Rastergitter stimmen damit insofern überein, als dass es sich meist um nachwachsende Ränder älterer Gehölzinseln oder gruppierten Gehölzjungwuchs handelt. Die Wirkungen auf die Individuendichten treffen im untersuchten Rastergitter jedoch nicht zu, eventuell wegen der fehlender Gleichaltrigkeit und Größe der Gehölzbestände. Im Gegensatz zu Heuschreckenverbreitung treten hinsichtlich der Tagfalter Blühhorizonte als entscheidender Faktor hinzu (ausführlichere Diskussion s. Kap. 4.1.5). Allerdings sind nicht alle aufgenommenen Blütenparameter gleich wichtig: Farbe und Menge der Blüten (*Blütendichte*) sind von Bedeutung, nicht aber ihre Verteilung innerhalb einer Rasterzelle (*Körnung*). Aufgrund der gewählten Auflösung des Rastergitters kommt einem bunten Blühaspekten, d.h. Bereichen ohne dominante Blütenfarbe große Bedeutung zu. Bei feinerer räumlicher Auflösung wäre sicherlich ein „zerfallen“ dieses bunten Aspekts in kleinflächigere Bereiche mit jeweils dominanten Blütenfarben zu erwarten, die dann unterschiedlich von den Tagfaltern präferiert würden. Andererseits sind bunte Blütenangebote auch breit gefächerte Nahrungsquellen, während überwiegend einfarbige Blühhorizonte tendenziell Nahrungsspezialisten anziehen.

Den größten Einfluss auf die Tagfalterverbreitung besitzen insgesamt, wie schon hinsichtlich der Heuschrecken, die beweidungsabhängigen Eigenschaften der Vegetationsstruktur. Logischerweise hat die horizontale Strukturvielfalt für mobilere Lepidopteren eine größere Bedeutung als die Vertikale, die eher für immobile Bewohner bodennaher Vegetationsschichten (Heuschrecken) wichtig ist. Die beiden anderen Struktureigenschaften *Blütendichte* und *Pflanzenartenzahl* sind dagegen vergleichsweise unwichtig, spiegeln aber dennoch essentielle Nahrungsquellen für Tagfalter wieder. Letztere beinhaltet zudem noch Bindungen einzelner Lebensstadien von Tagfaltern an bestimmte Pflanzenarten (Larval- bzw. Adulthabitate). Hinsichtlich der Tagfalterverbreitung geben LOUTO ET AL. (2001) die Raumskala eines 50m x 50m Rastergitter als einen möglichen Grund relativ geringer Modellgüte an, da eine Mischung aus großflächigen biogeographischen Faktoren sowie kleinräumiger ökologischer Variation auf die Arten wirkt. Obwohl die Modellgüte mit ~0,6 wesentlich höher ist als bei den zitierten Autoren (~0,38), trifft dies sicherlich auch für das Rastergitters des Gletscherkessel Präg zu.

Modellebenen der Wirkungskette „Mensch/Standort → Rind → Struktur → Arten“

Insgesamt erklären die drei, analog zur Wirkungskette „Mensch/Standort → Rind → Struktur → Arten“, hintereinander geschalteten Modellebenen (Kap. 5.1.2.5, Kap. 5.2.2, Kap. 5.3.3) die Verteilung der Arten im Rastergitter recht gut. Weidewirkungen auf die Verbreitung von Invertebraten bestehen vor allem über Vegetationsstruktur und nicht direkt durch unmittelbare Effekte der Beweidung (vgl. Abb. 48). Das anthropogene Weidemanagement funktioniert auf diesem Wege und steuert eigentlich nur die Beweidung, während es sich auf die Vegetationsstruktur überwiegend und die Artenverbreitung ausschließlich indirekt auswirkt. Insofern

bestätigen die Befunde der Mesoebene Existenz und Wirkungsweise der genannten Kausalkette. Die erste und die letzte der drei Modellebenen, zu Beweidung (Kap. 5.1.2.5) und Artenverbreitung (Kap. 5.3.3), sind sowohl inhaltlich, als auch hinsichtlich Validität zufrieden stellend. Die mittlere Modellebene zur Vegetationsstruktur (Kap. 5.2.2) ist dagegen relativ unbefriedigend, da bei z.T. geringer Modellgüte der Standorteinfluss sehr hoch ist und so genannte Wirkungskette relativiert (vgl. Abb. 48). Die Modellgüte ließe sich theoretisch durch Berücksichtigung von Nachbarschaftsbeziehungen zwar teilweise verbessern (vgl. Tab.A.5 in Anh. 5.2), jedoch wären diese dann inhaltlich nicht mehr plausibel (z. B: Offenbodenanteil besitzt keine „eigenen“ Nachbarschaftseffekte). Andererseits konnten einige Parameter nur geschätzt werden, deren exaktere Messwerte (z. B. Wasserhaushalt) die Befunde eventuell relativieren bzw. verbessern würden. Der Hauptgrund für geringe Modellgüte zur Raum- und Vegetationsstruktur liegt jedoch im Maßstab (50m x 50m) des Rastergitters. Die im Gelände geschätzten Eigenschaften der Vegetationsstruktur sind immer „Mittelwerte“ einer Rasterzelle und daher bei der gewählten Auflösung relativ grob. Bei wesentlich kleineren Rasterzellen (z. B. 10m x 10m) ließen sich Effekte der Beweidung auf die Vegetationsstruktur sicherlich feiner analysieren, was aber andererseits einen nicht zu leistenden Arbeitsaufwand darstellen würde. Andererseits scheint sich die gewählte Auflösung auf die erste und dritte Modellebene (Beweidung und Artenverbreitung) nicht negativ auszuwirken. Letztlich muss also eine Ungleichheit von Validität und Aussagekraft in Bezug auf die einzelnen Kettenglieder „Mensch/Standort → Rind → Struktur → Arten“ genauso akzeptiert werden wie die relative Überbewertung des Standortes gegenüber der Beweidung bei der Gestaltung der Vegetationsstruktur von Weideflächen.

Wenn man räumliche Nachbarschaft und Standortbedingungen als weitgehend konstant einstuft, stellt das Weidemanagement die einzige Steuerungsmöglichkeit der Artenvielfalt und ihrer Verteilung innerhalb von Weideflächen dar. Daher kommt dem Weidemanagement über Flächenabgrenzung, Weideeinrichtungen und Düngung eine zentrale Bedeutung zu, wobei die Düngungsteuerung die gezielteste Einflussnahme ist. Durch die aktuelle Düngepraxis werden bestehende Präferenzen der Weidetiere von hochgelegenen, gut (auch für landwirtschaftliches Gerät) erreichbaren Weideabschnitten verstärkt. Dies sorgt für eine Polarisierung der Weidewirkungen an Ruheplätzen und deren näherer Umgebung einerseits sowie an entfernten Weidegründen andererseits, wo sich Lägerfluren bzw. Langrasigkeit und Verbuschung einstellen (vgl. Kap. 5.1.2.2 bzw. Kap. 5.1.2.4). Die aktuelle Düngung verhindert also zum einen die Etablierung neuer alternativer Ruheplätze und zum anderen eine stärkere Nutzung der Peripherie der Weiden. Durch Unterlassung oder Änderung der Düngung würde es vermutlich zu einer Depolarisierung, d.h. einer Aufteilung in mehrere Ruheplätze verminderter Nutzungsintensität kommen, was diese strukturell bereichern würde und positive Effekte auf die lokalen Artenvorkommen hätte. Außerdem würden die Etablierung neuer Ruheplätze auch entfernte, bislang weniger genutzte Areale besser „erschließen“, was zu deren intensiverer Nutzung als Weidegrund und anschließende Struktur- und Habitatverbesserung führen würde. Um möglichst hohe Vorkommen der untersuchten Tiergruppen auf weiten Teilen der Weide zu erreichen, ist eine gezielte Gegensteuerung durch Düngung wegen Interessenkonflikten mit dem Ressourcenschutz nicht anzustreben, sondern eher ihre Unterlassung. Dies wäre insofern unproblematisch, da es im UG keine Arten der untersuchten Tiergruppen gibt, die ausschließlich an stark frequentierte Lägerfluren oder unterbeweidete Weidegründe gebunden sind. Außerdem wäre bei Unterlassung der Düngung weder von einem vollständigen Rückgang der Lägerfluren, noch der Verbuschungen auszugehen. Eine Änderung der Düngungsteuerung besonders auf großen Weiden könnte also sowohl zur Verlangsamung der aus landwirtschaftlicher Sicht problematischen Verbuschung, als auch zu verbesserter Habitatqualität für Heuschrecken und Tagfalter führen

Ein weiterer Steuermechanismus liegt in den Weideeinrichtungen (Zäune, Tränken), die das Raumnutzungsmuster der Weidetiere erheblich beeinflussen. So ist z. B. die geringe Nutzungsintensität der südlichen Hälfte von Koppel 3 auf das dortige Fehlen von Tränken ei gleichzeitiger Häufung der Tränken in Norden der Fläche zurückzuführen (vgl. Abb. 26). Auch über eine Veränderung des Wasserangebot auf den Flächen ließe sich das Beweidungsmuster und somit Vegetationsstruktur und Artenverteilung gezielt verbessern. Ohne künstliche Tränken aufwendig neu zu installieren, wäre eher zu prüfen, ob nicht natürliche Fließgewässer in die Weideabgrenzungen einbezogen werden können. Gegebenfalls müssten im UG Präg, entgegen der üblichen „Auszäunungs-Praxis“ hierfür einzelne Waldstücke, die Fließgewässer beherbergen, in die Weidefläche aufgenommen werden. Dort wo Fließgewässer bereits punktuell zur Tränke des Viehs genutzt

werden, sollte ihre Einbeziehung auf maximaler Länge vorgenommen werden, um das Raumnutzungsmuster zu entzerren und gleichzeitig eventueller Trittbelastung im Uferbereich vorzubeugen. Außerdem stellt sich außerdem die Frage, ob befahrbare Wege innerhalb der Weiden bestehen müssen (die besonders bei Düngungsverzicht überflüssig wären). Aus Bequemlichkeit nutzen die Rinder diese in großem Umfang, was der Bildung und dem Erhalt von Viehgangeln entgegensteht. Zudem spielt die Größe der Weidefläche für die Verteilung der Arten eine Rolle, da sich mit zunehmender Flächengröße differenziertere Beweidungsmuster ergeben, die eine Habitatdifferenzierung darstellt. Andererseits erklärt die Flächengröße per se nicht die Vorkommen von Tagfaltern und Heuschrecken innerhalb von Weideflächen. Diese mittlere Raumskala des Rastergitters (Kap. 5) ist letztlich nicht geeignet um Effekt der Flächengröße zu beurteilen. Höhere Raumskalen zeigen dagegen einen deutlichen positiven Zusammenhang zwischen Flächengröße und Artenreichtum von Heuschrecken und Tagfaltern (s. Kap. 6.3).

6 Makroebene: Allmendweiden im landschaftsökologischen Kontext

6.1 Historische Entwicklung der Landnutzungssysteme

Zum Verständnis der heutigen Situation des Grünlandes im Südschwarzwald und seiner ökologischen sowie naturschutzfachlichen Bedeutung ist eine Analyse der zurückliegenden Entwicklung unverzichtbar. Über Jahrhunderte stabile Landnutzungssysteme mit hohen Anteilen gemeinschaftlicher Nutzungsformen veränderten sich ab der zweiten Hälfte des 19. Jh. insbesondere aber im 20. Jh. Dies hatte und hat bis heute drastische Auswirkungen in der Landschaft zur Folge (Kap. 6.1.1), die vor allem im Rückzug der Landwirtschaft durch sinkende Nutztierdichten (Kap. 6.1.2) und Änderungen der Nebennutzungen und Pflegemaßnahmen (Kap. 6.1.3) begründet sind. Heute werden nur noch die Jungviehweiden in Allmendnutzung bewirtschaftet. Als Landschaftselemente leisten diese Jungviehweiden einen hohen Beitrag zur regionalen Biodiversität von Indikatorarten (Kap. 6.2). Doch auch die Jungviehweiden unterliegen unterschiedlichen Einflussgrößen und variieren in ihrer ökologischen Qualität bzw. Habitatfunktion (Kap. 6.3).

6.1.1 Entwicklung der Landnutzung 1800-2002 n. Chr.

Zu Beginn des 19. Jh. wich das Landnutzungsmuster der drei untersuchten Gemarkungen Präg, Geschwend und Tunau grundlegend von dem heutigen ab. Um das Jahr 1800 n. Chr. stießen von den bewirtschafteten Tälern aus einzelne Rodegassen in die Hanglagen vor und verbanden die bewirtschaftete Fläche über Hochplateaus, beispielsweise entlang der von nordöstlicher nach südwestlicher Richtung verlaufenden Täler von Prägbach und Gisibodenbach, die über die heutigen Weidfelder Gisiboden und Präger Boden verbunden waren (Abb. 49, Namensbezeichnungen s. Abb. 9. in Kap. 3.1.4). Im weiteren Verlauf des Prägbachs zwischen Präg und Geschwend kamen weitere Rodegassen hinzu, die sich an Seitengewässern der Talströme orientierten. Etliche Kuppenlagen waren noch nicht landwirtschaftlich erschlossen und trugen große zusammenhängende Waldareale, z. B. der gesamte Sengalenkopf im Zentrum des Gebietes genauso wie Nollenwald und Stalden im Südwesten (Namensbezeichnungen s. Abb. 9 in Kap. 3.1.4). Das als Weiden genutzten Rodungen lag in unmittelbarer Nähe der Ortschaften, beispielsweise um den Ort Tunau. Dabei wurden auch steilere Hanglagen in Ortsnähe als Weiden genutzt, wie im Norden von Geschwend und westlich von Präg (Abb. 49). Durch die Orientierung der Nutzung an Tälern und der Siedlungsnähe, existierten um 1800 n. Chr. noch keine ausgeprägten Weidfelder (= mehr oder weniger isolierte Weiden der Hochlagen). Weideflächen nahmen einen Anteil von knapp 40% der Untersuchungsfläche ein, Mahdgrünland ~9% (Tab. 40). Dies Mahdgrünland befand sich in der Nähe der Ortschaften und entlang der Bäche, wo sie gewässert werden konnten. In den tiefsten, klimatisch günstigsten Lagen bei Geschwend war Ackerbau in geringem Umfang vorhanden. Zur damaligen Zeit existierten andere Verwaltungsgrenzen, weshalb die großen Waldareale noch nicht zum späteren Verwaltungsbezirk Schönau gehörten. Daher besaßen diese Wälder auch noch keinen bannwaldartigen Status und knapp 15% ihrer späteren Fläche wurden 1797 beweidet, z.B. Teile des Nollenwaldes und des Schweinekopfes im Westen bzw. Osten des Gebietes. Der Waldanteil war im untersuchten Gebiet mit rund 48% relativ gering. Siedlungen und Verkehrswege nahmen nur einen Bruchteil des heutigen Ausmaßes ein (Tab. 40).

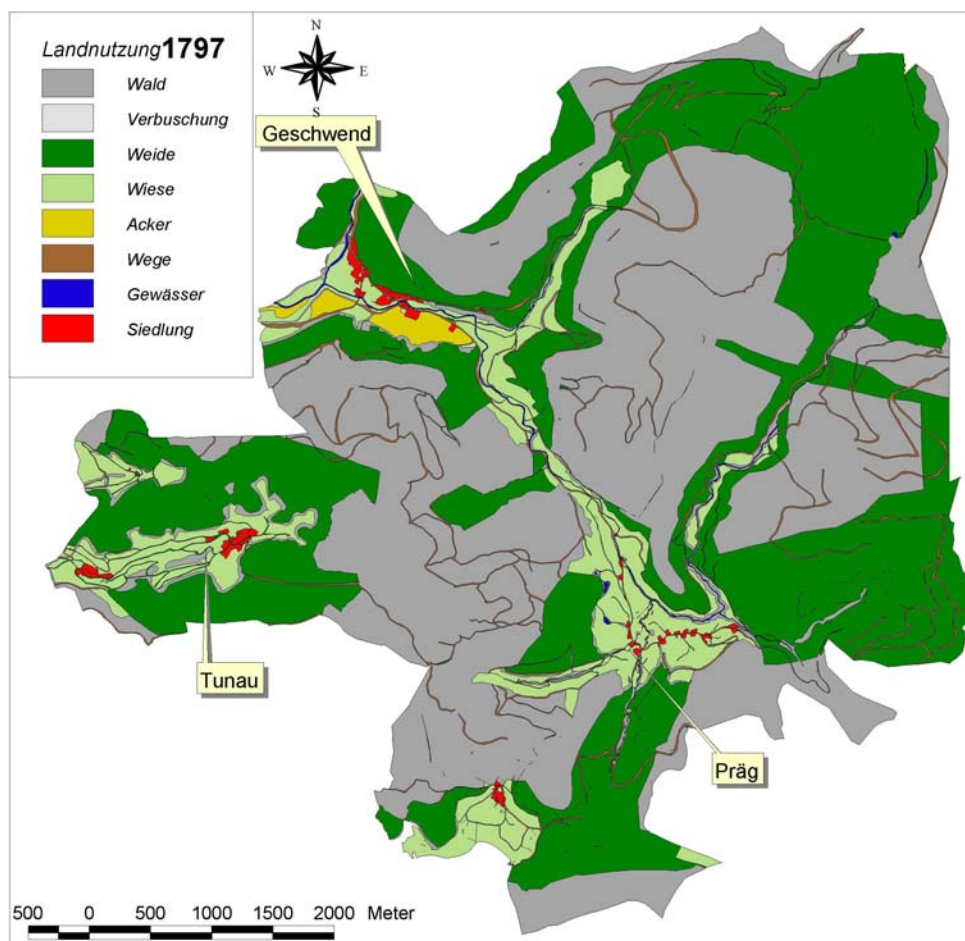


Abb. 49: Landnutzungsverteilung im Jahr 1797 in den (heutigen) Gemarkungen Prag, Geschwend und Tunau

Im Verlauf der nächsten ~50 Jahre fanden bis Mitte des 19. Jh. erhebliche Nutzungsänderungen statt. Große Areale steiler, ungünstiger Hanglagen wurden aus der Nutzung genommen und der Sukzession überlassen, z. B. nördlich von Geschwend oder im oberen Prägbachtal (Abb. 50). Je nach Zeitpunkt der landwirtschaftlichen Nutzungsaufgabe waren sie Jahr 1846 als Verbuschungszonen oder schon wieder bewaldet (vgl. Osten der Abbildungen 49 und 50). Parallel zur Nutzungsaufgabe steiler, ortsnahe Standorte wurden andere, teils sehr ortsfernere, Areale gerodet und als Weiden landwirtschaftlich neu erschlossen (z. B. im oberen Prägbachtal im NO des Gebietes, NO von Geschwend). Besonders die bislang gemiedenen Hang- und Kuppenlagen westlich und südlich von Prag sowie zwischen Stalden und Nollenwald im Zentrum des Gebietes wurden in die Nutzung genommen. Zum Teil wurden dadurch neue Offenlandverbindungen geschaffen, z. B. eine Hochweide in Kuppenlage zwischen den drei Gemarkungen im Zentrum des Gebietes. Andererseits wurden durch Nutzungsaufgabe auch ehemals durchgängige Weidebänder unterbrochen, wodurch z. B. im NO des Gebietes). Durch die parallele Aufgabe und Neugewinnung landwirtschaftlicher Nutzfläche entstanden Mitte des 19. Jh. die bis heute für die Region charakteristischen Weidfelder, also von Wald mehr oder weniger isolierte Weiden (z. B. „Präger Boden“ im NO). Parallel dazu wurden die heutigen Verwaltungseinheiten des Gebietes eingerichtet, wodurch sich inselartige, im Zentrum des Gebietes gelegene, Waldstücke des „Bannwaldes Schönau“ bildeten, der seitdem offiziell nicht mehr landwirtschaftlich genutzt wurde (wenngleich er rechtlich zu keinem Zeitpunkt Bannwald war und sicherlich auch illegal beweidet wurde). Dadurch ergaben sich auch die teilweise recht geradlinige Grenzen von Wald und Offenland. Der Waldanteil ging in der ersten Hälfte des 19. Jh. um ca. 4% zurück, während Weiden um rund 2% zunahm. Die Wiesennutzung wurde wegen des gestiegenen Heu- bzw. Futterbedarfs (Stallhaltung) und der Ausdehnung der Beweidung ausgeweitet (Tab. 40). Dabei kamen teils auch weit von den Ortschaften abgelegene Wiesen neu hinzu, beispielsweise nordöstlich von Geschwend oder südlich von Prag am Weissenbach. Die Ackerflächen blieben in der ersten Hälfte des 19. Jh. konstant während Siedlungsfläche und Wegenetz leicht anwuchs (Tab. 40).

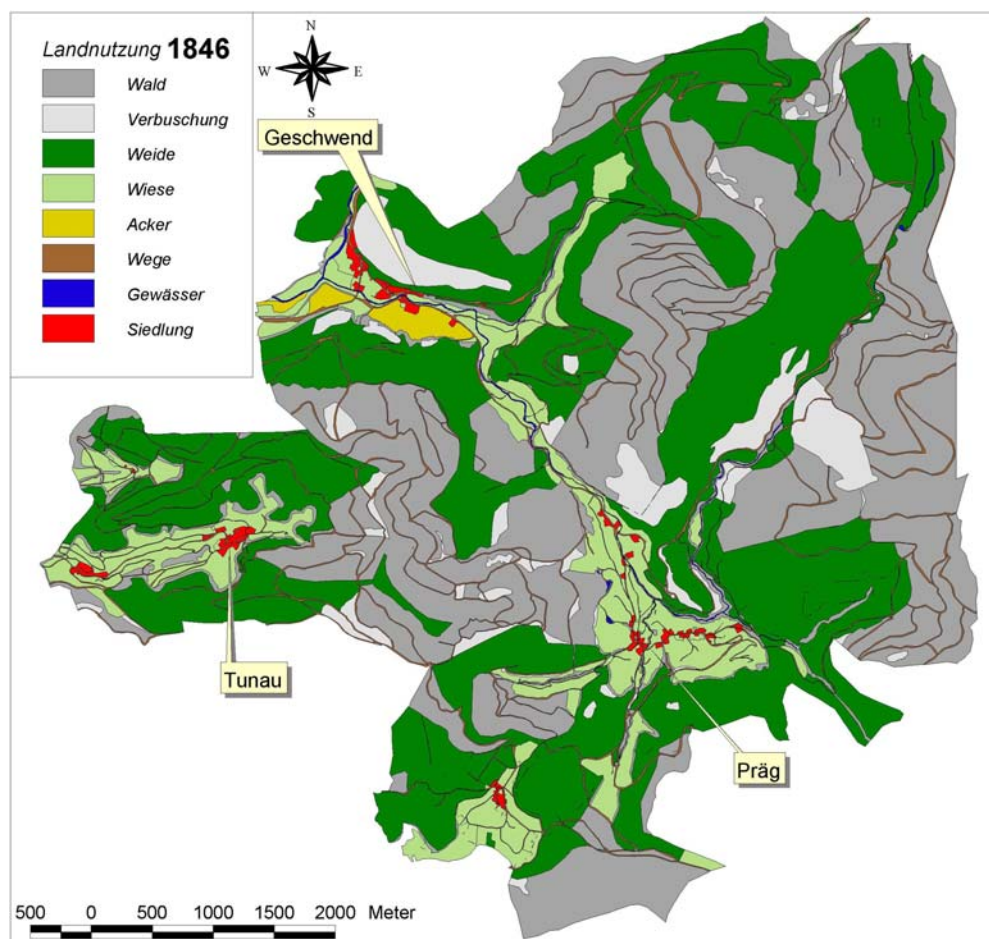


Abb. 50: Landnutzungsverteilung im Jahr 1846 in den (heutigen) Gemarkungen Präg, Geschwend und Tunau

Das geschilderte Muster der Landnutzung blieb bis 1922 mehr oder weniger unverändert (Abb. 51). Die Nutzung des Offenlandes ging auf ein mit dem Jahr 1797 vergleichbares Ausmaß zurück, d.h. gut 4% der gesamten Fläche werden der Sukzession überlassen bzw. verwandeln sich zu geschlossenem Wald (Tab. 40). Einige Wiesen in peripherer Lage, beispielsweise am Gisibodenbach (NO von Geschwend), wurden aufgegeben und die geschilderte Verinselung weit von den Orten entfernter Weiden zu Weidfeldern setzte sich fort. Teils wurden dabei Weidebänder unterbrochen, z. B. entlang der Fließgewässer NO von Präg und Geschwend, was zur Bildung der Weidfelder „Kesselbach“ und „Gisiboden“ (damals noch über einen schmalen Offenlandkorridor miteinander verbunden) führte.

Bis mindestens in die 20er Jahre des 20. Jh. existierte ein stabiles Landnutzungssystem in der Region. In den Tallagen fand um die Siedlungen Wiesen- und Ackernutzung statt, letztere im Untersuchungsgebiet nur in Geschwend. Dieser Wiesengürtel war durch eine scharfe Trennlinie aus Hecken, Mauern, Steinwällen und Terrassen mit Wegen von den Weiden abgetrennt. Unter dem historischen Kartenmaterial ist die topographische Karte des Jahres 1922 erstmals hochauflösend und exakt genug, um diese Grenzlinie detailliert nachzuvollziehen, beispielsweise um die Ortschaft Tunau (Abb. 51). In Tälern mit komplexerer Geomorphologie wie dem Gletscherkessel Präg war diese Trennlinie nur teilweise, z. B. im Süden des Ortes, ausgebildet, während sie im Norden des Gletscherkessels unschärfer entlang von Hangkanten verlief. Durch die TK25 von 1922 sowie ergänzende Zusatzinformationen (Kap. 3.1.4) kann erstmals zwischen Jungvieh- und Milchviehhaltung unterschieden werden. Milchviehweiden befanden sich in gut erreichbaren ortsnahen Lagen. Weiter entfernt auf Kuppen oder an steileren Hängen lagen die Jungviehweiden. Von Präg und Geschwend aus erstreckten sich z. B. im Anschluss an die Wiesenzone in nordöstlicher Richtung Milchviehweiden. Durch mehr oder weniger mächtige Waldriegel hiervon abgetrennt schlossen sich hangaufwärts und auf Kuppen die ortsfernen Jungviehweiden an, z. B. „Kesselbach“ und „Präger Boden“ bzw. „Gisiboden“ (Abb. 51). In Tunau, wo der überwiegende Teil der relativ kleinen Gemarkung landwirtschaftlich genutzt wurde, verteilten sich Milch- und Jungviehweiden auf die gegenüberliegenden Talflanken.

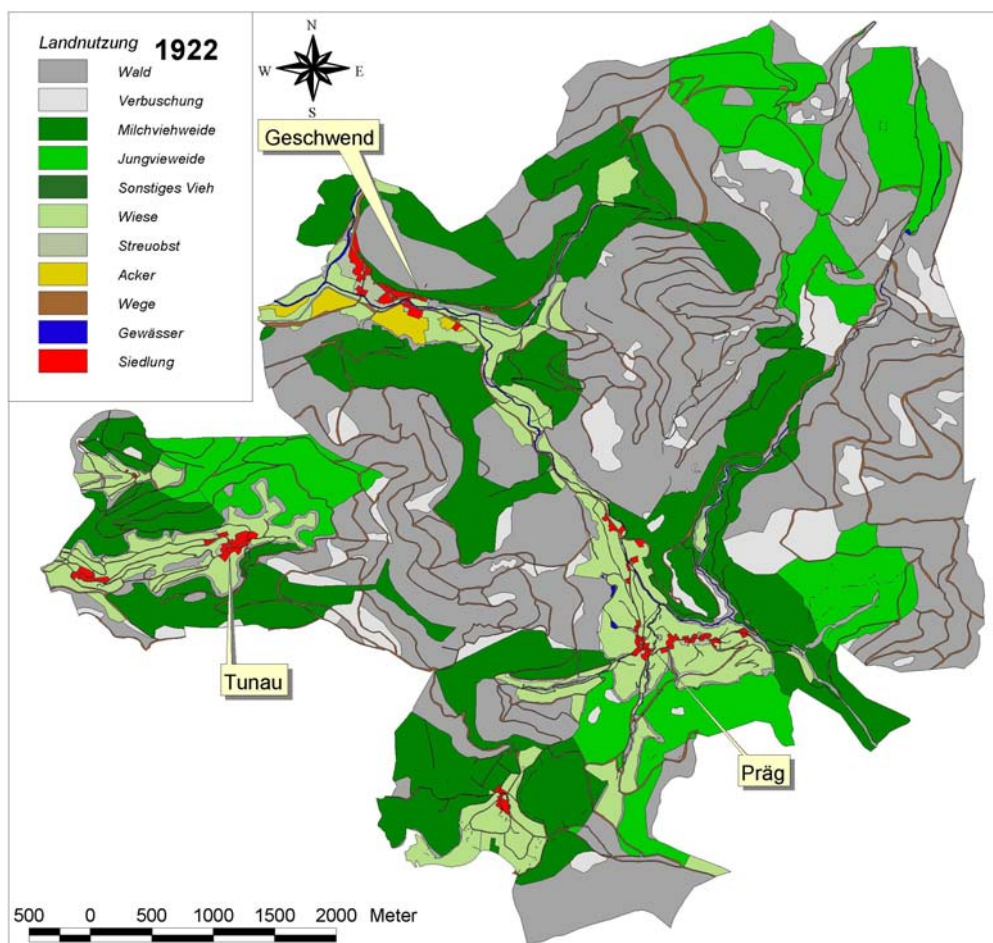


Abb. 51: Landnutzungsverteilung im Jahr 1922 in den (heutigen) Gemarkungen Präg, Geschwend und Tunau

Bis 1951 kam es zu einem weiteren Rückgang des landwirtschaftlich genutzten Offenlandes und Wald machte mit rund 54% erstmals mehr als die Hälfte der untersuchten Gemarkungsflächen aus. Von der Nutzungsaufgabe waren Wiesen genauso stark betroffen wie Weiden (Tab. 40). Vor allem abgelegene Wiesen wurden nicht mehr bewirtschaftet, wie im Tal des Gisibodenbachs und des Weissenbachs (Abb. 52). Durch den verstärkten Einsatz von Düngemitteln (vgl. Kap. 6.1.3) sind die verbliebenen Wiesen allerdings produktiver. Weiden verloren im Zeitraum zwischen 1922 und 1951 einen Anteil der untersuchten Fläche von etwa 5%, wovon vor allem Milchviehweiden in mittelmäßiger bis weiter Entfernung von den Siedlungen betroffen waren. Dadurch wurden Offenlandbänder abermals unterbrochen (z. B. NO von Präg und Geschwend). Obwohl Milchviehhaltung immer noch die dominante Rolle spielte, änderte sich das Verhältnis im Vergleich zum Jahr 1922 langsam zugunsten des Jungviehs (Tab. 40). Punktuell werden Jungviehweiden, z.B. „Gisiboden“, sogar ausgedehnt, dort allerdings vor allem wegen der Etablierung der Schafhaltung (vgl. Abb. A.11 in Anh. 6.1). Durch diesen Rückzug der Landwirtschaft begann Mitte des 20. Jh. auch das bislang stabile Landnutzungssystem zu verschwimmen. Die ehemals strenge Trennung in Wiesen- und Weidezonen entlang einer scharfen Grenzlinie bestand nicht mehr uneingeschränkt. Viehhaltung verlagerte sich in tiefere Lagen, bis hin zu einem Vordringen in die ehemalige Wiesenzone, wo durch Nutzungsaufgabe und –intensivierung „Platz frei“ geworden war, beispielsweise in den Tallagen von Tunau und Präg (Abb. 52). Bis zur Mitte des 20. Jh. werden Siedlungen und Verkehrswege weiter ausgebaut (Tab. 40). Erstmals gehen auch die, in der Region seit jeher nur geringfügig vorhanden, Streuobstwiesen zurück, was in der erwähnten Nutzungsintensivierung des Schnittgrünlandes begründet ist. Die schon zu Beginn des 20. Jh. nur um Geschwend vorhandenen Äcker werden vollständig in eine Wiesennutzung überführt (Abb. 52).

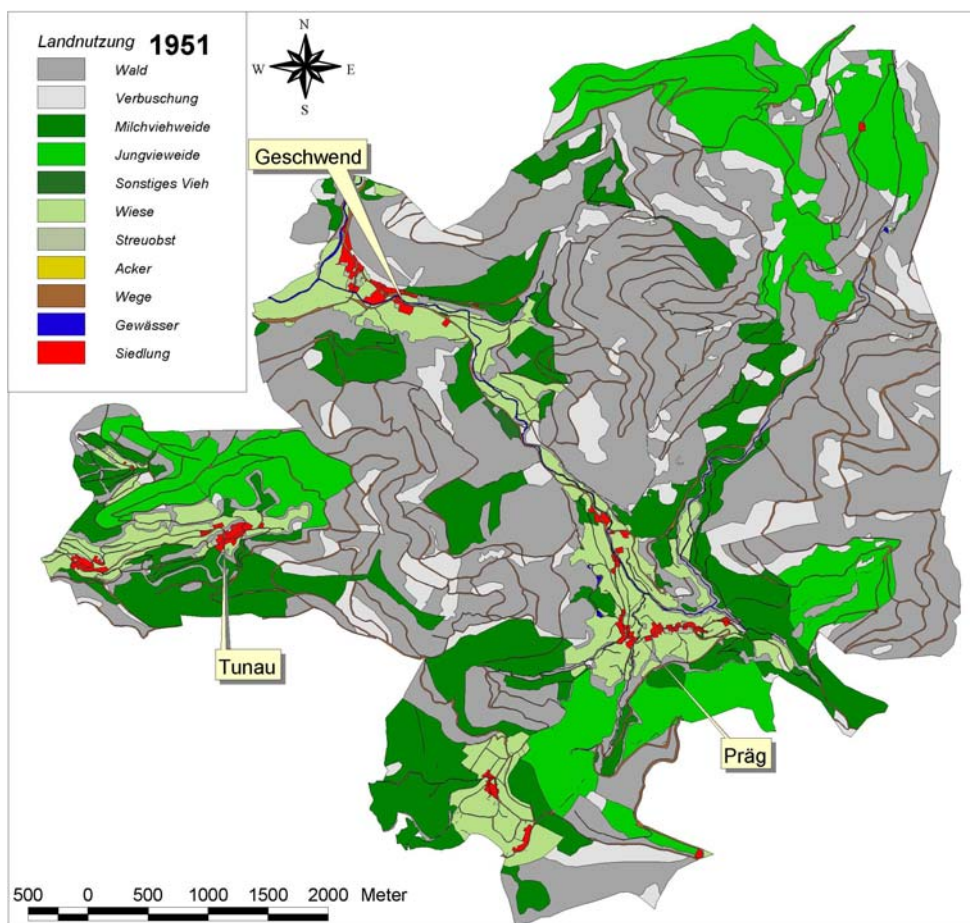


Abb. 52: Landnutzungsverteilung im Jahr 1951 in den (heutigen) Gemarkungen Prag, Geschwend und Tunau

Die tiefgreifendsten Veränderungen der Landnutzungssysteme fanden jedoch in den folgenden 25 Jahren bis Mitte der 70er Jahre statt. Es kam zu einem weiteren dramatischen Einbruch der Milchviehwirtschaft, während die Jungviehhaltung nur leichte Einbußen hinnehmen musste (vgl. Kap. 6.1.2). Insgesamt ging der Anteil von Weideflächen in nur einem Viertel Jahrhundert um fast 10% zurück, wohingegen der Waldanteil um dieselben Ausmaße stieg (Tab. 40). Der Rückgang der (Milchvieh-) Weiden konzentrierte sich abermals auf die ortsfernen Bereiche. Ganze Landschaftsausschnitte, z. B. entlang der Fließgewässer Prägbachtal, Gisibodenbachtal) oder im Zentrum des Gebietes, wurden nicht mehr bzw. nur noch sehr kleinflächig beweidet (Abb. 53). Auch die Mitte des 19. Jh. durch Beweidung isolierte Insel des Nollenwalds erhielten nun wieder Anschluss an andere Waldareale. Der Rückgang vor allem peripher gelegener Wiesen setzte sich bis 1976 ebenfalls beschleunigt fort (Tab. 40). Zudem wurden Mahdflächen aber auch überall sonst in dem ehemaligen Wiesengürtel aus der Nutzung genommen oder durch Weiden ersetzt. In den 70er Jahren bestand zwischen Prag und Geschwend erstmals keine Grünlandverbindung mehr (Abb. 53). Die frühere strenge Nutzungstrennung wurde zwischen 1951 und 1976 weiter aufgeweicht. Immer mehr Viehweiden lagen nun in der Wiesenzone, beispielsweise im Gletscherkessel Prag (Abb. 53). In den Nachkriegsjahrzehnten nahmen neben den Verkehrswegen besonders die Siedlungsflächen zu (Tab. 40).

Bis Mitte der 80er Jahre hielten diese Trends ungehindert an. Das landwirtschaftlich genutzte Offenland ging um weitere knapp 4% zurück, Wald und Verbuschung nahmen um denselben Anteil zu (Tab. 40). Wiederum zog sich besonders die Milchviehwirtschaft aus den letzten peripheren Bereichen zurück, z. B. östlich von Tunau (Abb. 54). Von einer sporadischen Ziegenhaltung abgesehen, existierte nun zwischen Ortschaften und ihren (Jungvieh-) Hochweiden kein Offenland mehr, d.h. zwischen Prag bzw. Geschwend und ihren nördlichen Weidefeldern „Kesselbach“, „Präger Boden“ bzw. „Gisiboden“ (Abb. 54). Im Jahr 1986 besaß die Jungviehaufzucht in der Region erheblich mehr Bedeutung als die Milcherzeugung (Tab. 40). Teilweise gelang es sogar, wie in Tunau, die Jungviehbestände zu vergrößern (vgl. Kap. 6.1.2), wodurch sich immerhin kleine lokale Ausweitungen der Jungviehweiden einstellten, z. B. östlich von Tunau (Abb. 54).

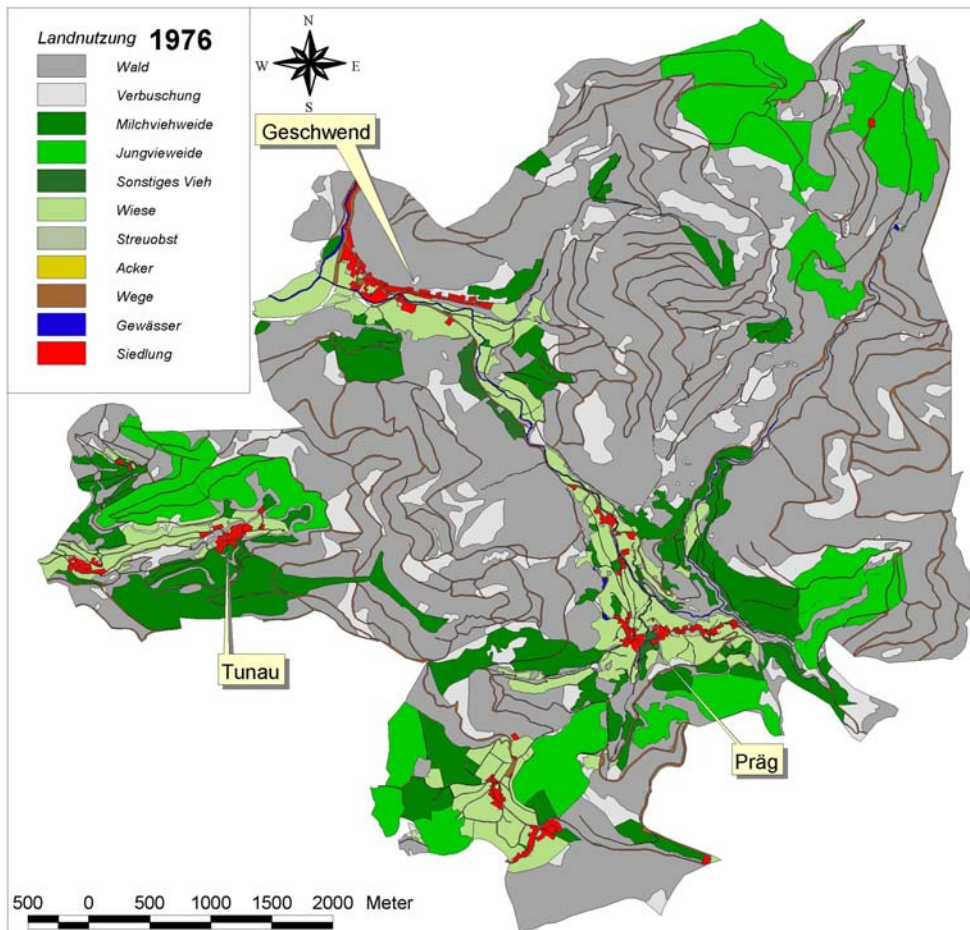


Abb. 53: Landnutzungsverteilung im Jahr 1976 in den (heutigen) Gemarkungen Präg, Geschwend und Tunau

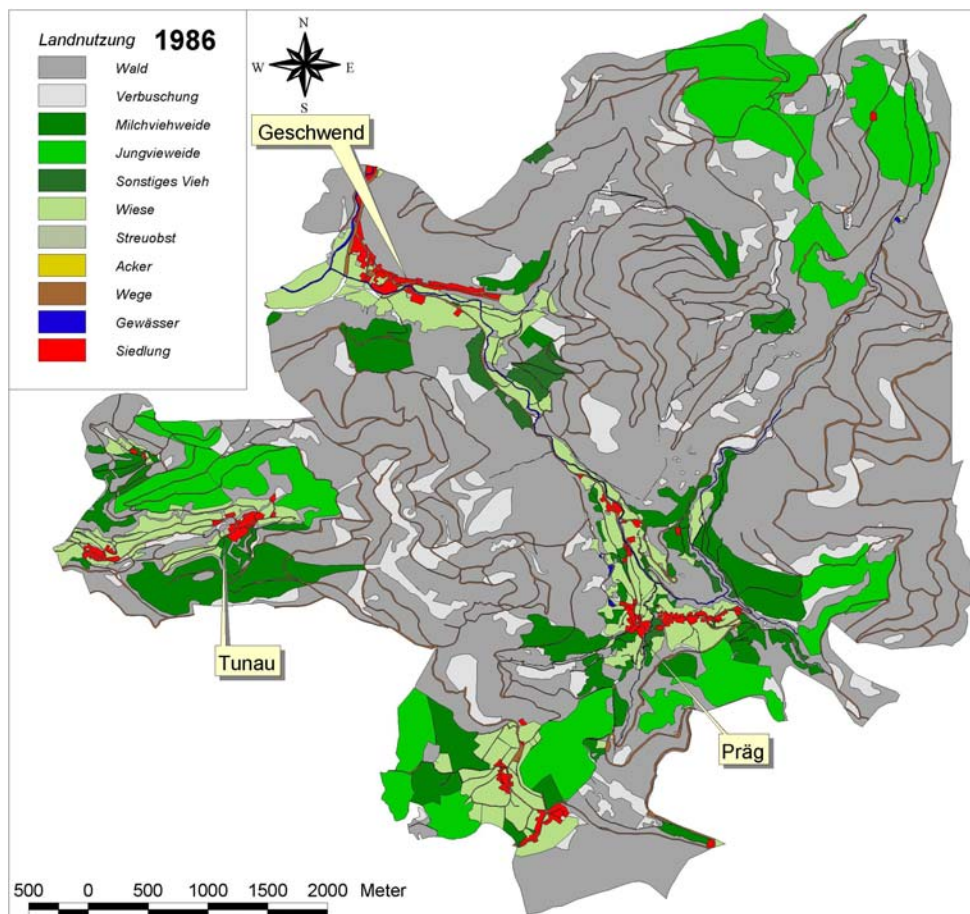


Abb. 54: Landnutzungsverteilung im Jahr 1986 in den (heutigen) Gemarkungen Präg, Geschwend und Tunau

Die geschilderten Entwicklungstendenzen der zweiten Hälfte des 20. Jh. halten bis heute an, haben jedoch an Geschwindigkeit eingebüßt. Im Zeitraum zwischen 1986 und heute nimmt der Offenlandanteil nochmals um 2% ab bzw. der Waldanteil um den gleichen Wert zu (Tab. 40). Im Vergleich zum vorhergehenden Zeitabschnitt ist der Rückzug der Landwirtschaft also verlangsamt. Im Jahr 2002 sind immerhin noch Fragmente der ehemals scharfen Nutzungszonierung vorhanden (Abb. 55).

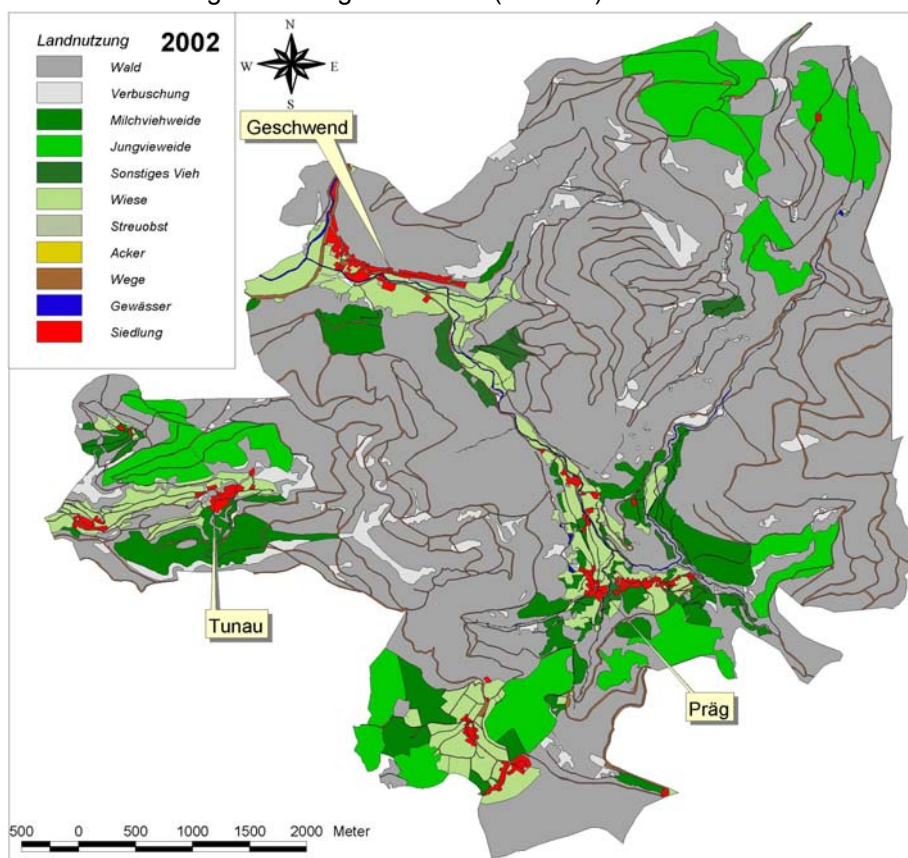


Abb. 55: Landnutzungsverteilung im Jahr 2000 in den (heutigen) Gemarkungen Präg, Geschwend und Tunau

Tab. 40: Landnutzungsänderungen in den Gemarkungen Präg, Geschwend und Tunau von 1797-2000, (-) methodisch nicht trennbar.

Landnutzungsform	1797	1846	1922	1951	1976	1986	2000
Acker	0,7	0,7	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0
Wiese	9,3	10,0	9,6	8,3	7,1	6,5	6,4
Streuobstwiese	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,0	0,0
Weide	39,3	41,0	36,7	31,5	22,0	18,7	16,9
davon Milchviehweide	-	-	23,4	17,6	10,0	7,5	6,2
davon Jungviehweide	-	-	13,3	13,9	12,0	11,2	10,7
davon sonstiges Vieh	-	-	-	-	0,4	0,8	0,8
Wald	47,7	43,9	48,3	54,1	64,1	67,5	69,3
davon Verbuschung	-	5,6	5,7	9,3	8,9	7,5	3,7
Siedlung	0,5	0,6	0,7	0,8	1,0	1,1	1,1
Wege	2,2	3,1	3,7	4,2	4,8	4,9	5,0
Gewässer	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4

Die geschilderte Landnutzungsentwicklung der vergangenen 200 Jahre gilt für die gesamte Untersuchungsregion, d.h. sie verläuft in allen drei analysierten Gemarkungen gleichartig (Abb. 56). Entsprechend ihrer unterschiedlichen geomorphologischen Voraussetzungen unterscheiden sich die Gemarkungen hinsichtlich der einzelnen Landnutzungstypen. Über den gesamten analysierten Zeitraum ist die Gemarkung Geschwend die walddreichste, während Präg und Tunau geringere Wald- bzw. höhere Offenlandanteile zeigen. Ein Maximum des Offenlandes ist in Präg und Geschwend, etwas undeutlicher in Tunau um 1850 vorhanden. Die größten Einbußen des Offenlandes bei gleichzeitiger Bewaldung liegen ebenfalls in allen drei Gemarkungen zwischen den 20er-80er Jahren des 20. Jh. Vom Verlust der Wiesenfläche ist Tunau etwas überproportional, Geschwend hingegen weniger betroffen. Die Änderungen der Landnutzung der letzten 200 Jahre verlaufen in allen untersuchten Gemarkungen ähnlich, bei lokal variierendem Niveau des Offenlandes.

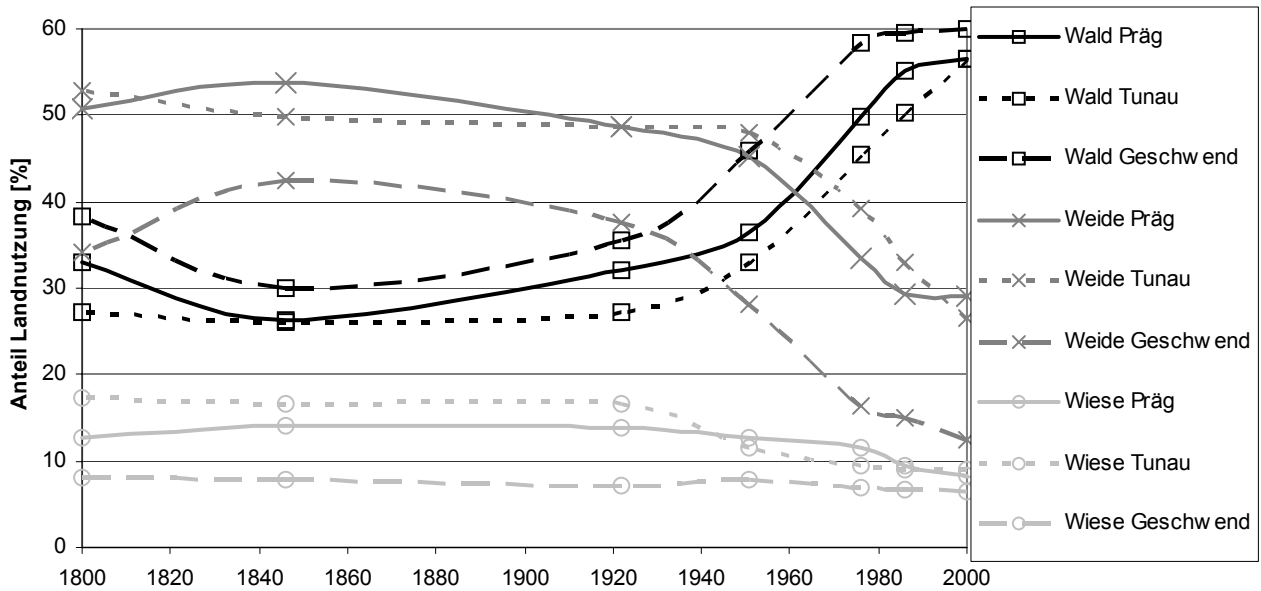


Abb. 56: Landnutzungsanteile Wald, Weide und Wiese der Gemarkungen Präg, Geschwend und Tunau von 1797-2000.

6.1.2 Entwicklung der Viehbestände 1930-2002

Die zurückliegende Entwicklung der Landschaft, der gezeigte Verlust von Offenland, besonders der Weideflächen hat verschiedene Gründe. In den untersuchten Gemarkungen ging die Zahl der landwirtschaftlichen Betriebe im Verlauf des 20. Jahrhunderts drastisch zurück. Heute gibt es im Vergleich zur vorigen Jahrhundertwende nur noch knapp halb so viele Viehhalter (Abb. 57). Dies wirkte sich zum einen direkt auf die Fläche aus, da schubweise Offenlandbereiche aus der Nutzung genommen wurden und brach fielen bzw. eine Nutzungsnachfolge teilweise die Art der Bewirtschaftung änderte (vgl. Kap. 6.1.1). Andererseits wuchsen die verbleibenden landwirtschaftlichen Betriebe. In Tunau beispielsweise reduzierte sich die Zahl der Viehhalter seit 1960 um fast 2/3 (Abb. 57), deren jeweilige Viehbestände vergrößerten sich im gleichen Zeitraum aber von durchschnittlich 6 auf 11 Rinder um fast die Hälfte.

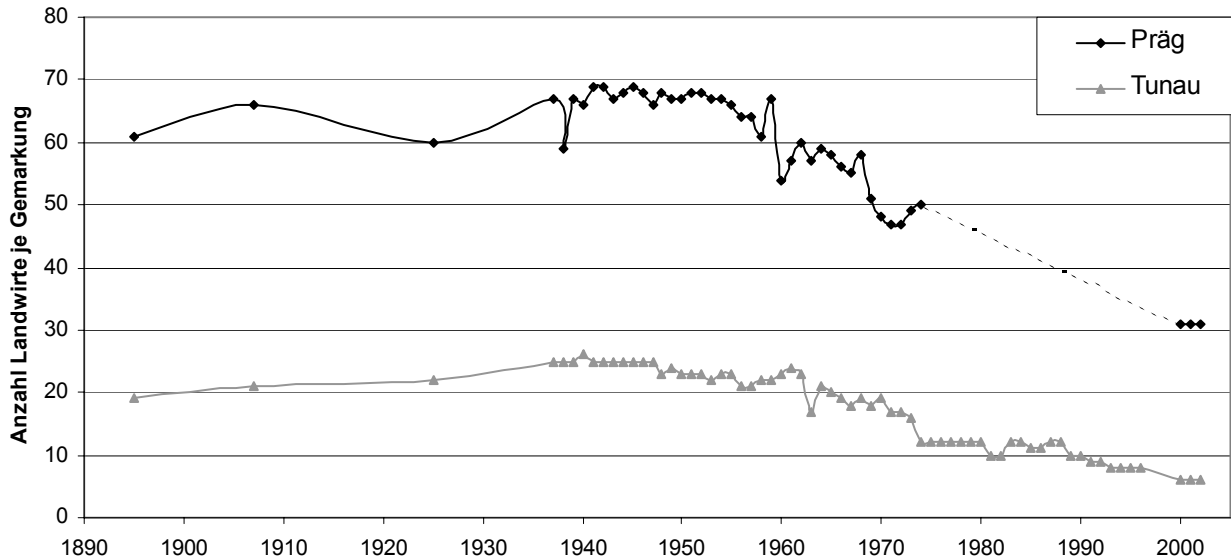


Abb. 57: Entwicklung der Viehhalter 1895-2002. Quelle: Eigene Erhebungen in Archiven der Staatlichen Weideinspektion Schönau. Bis 1925: gemarkungsbezogene Strukturdaten, 1937-1996 Viehzählungen. 2000-2002 eigene Zählung. Für Präg liegen im Zeitraum 1975-1999 keine Daten vor (gestrichelte Linie), für Geschwend nur bis 1949 (nicht dargestellt).

Die Konzentrationseffekte größerer Betriebe mit mehr Vieh konnten aber den Rückzug der Landwirtschaft insgesamt nicht nennenswert kompensieren. Die Zahl des aufgetriebenen Viehs sank im untersuchten Zeitraum ganz erheblich. Laut Gemeindestatistik des Ortes Tunau wurden im Jahr 1880 auf den Weiden 226 Rinder aufgetrieben, 1930 waren es immer noch 204 Rinder (Quelle: Eigene Erhebungen in Archiven der Staatlichen Weideinspektion Schönau). Seit Mitte der 30er Jahre, seitdem der Viehauftrieb jährlich durch

die Staatliche Weideinspektion Schönau protokolliert wird, ging die Zahl der Rinder in Tunau von 130-140 Tieren auf heute etwa 80 zurück (Abb. 58). Auch in der Nachbargemarkung Präg lagen die Rinderbestände mit 529 Tieren im Jahr 1880 bzw. 427 Tieren 1930 laut Gemeindestatistik höher und gingen anschließend im selben Zeitraum von etwa 400 auf ~250 Tiere zurück (Abb. 59). Aber auch die Art der Rinderhaltung änderte sich grundlegend. Der ehemals dominierende Sektor der Milchviehhaltung begann in den 70er Jahren des 20. Jh. zusammenzubrechen. Bis Ende der 70er Jahre/Anfang der 80er Jahre gingen die Milchviehbestände stark zurück, gegenüber vorangehenden Jahrzehnten um mehr als die Hälfte (Abb. 58 und 59). Als Reaktion darauf wurde in der Folgezeit der Jungviehbetrieb ausgebaut. Hierzu wurde ein steigender Anteil Gastvieh, also Rinder zur pensionsartigen Sommerweide, von außerhalb in die Region geholt (Abb. 58 und 59). Zudem waren die Viehbestände der Region in der ersten Hälfte des 20. Jh. auch durch die Haltung anderer Nutztierarten wesentlich höher. Bis Ende der 50er Jahre wurden in Tunau und Präg Ziegen in nicht unerheblichem Umfang mit den Rindern in gemischten Herden, aufgetrieben. Hinzu kamen, wie in Präg, teilweise noch Schafe, deren Haltung sich jedoch nicht längerfristig etablieren konnte. Die gesamten Viehbestände der Region haben also im Verlauf des 20. Jh. stark abgenommen, weshalb immer weniger Weidefläche benötigt wurde. Zudem ging auch die Umstellung von Milchvieh zu Jungvieh, wegen der fehlenden Milchgabe sowie des geringeren Alters und Körpergewichtes der Tiere, mit einem verringerten Futter- und damit Flächenbedarf einher. Durch diese beiden Faktoren wurden die Weideflächen im Verlauf der 20. Jh. immer weiter verkleinert (s. Kap. 6.1.1). Durch diese schrittweise Verkleinerung der Weideflächen blieb die Beweidungsintensität, die Besatzstärke [GVE/ha], in der Region zumindest im 20. Jh. jedoch weitgehend konstant bei 0,5-0,6 GVE/ha (Abb. 58 und 59). Legt man den älteren, aber weniger detaillierteren Gemeindestatistiken bezüglich ihrer Rinderangaben ein Verhältnis von Milchvieh:Jungvieh von 2:1 zugrunde (vgl. älteste Angaben in Abb. 58 und 59), so lassen sie der Zeit davor etwas höhere Beweidungsintensitäten vermuten: Im Jahr 1930 in Tunau 0,86 GVE/ha (Präg=0,76 GVE/ha) und 1880 in Tunau 0,96 GVE/ha (Präg=0,85 GVE/ha).

Für die Gemarkung Geschwend liegen nur Daten des lokalen (Jungvieh-) Weidfeldes vor. Diese ortfernen Hochlagen blieben von den Landnutzungsänderungen weitgehend unbetroffen, da Milchviehhaltung dort nie eine Rolle spielte und folglich die Umstellung auf Jung- Gastvieh weniger drastisch ausfiel. Die einzige Besonderheit ist eine bis in die 50er Jahre recht umfangreiche Schafhaltung (Abb. A.11 in Anh. 6.1), nach deren Zusammenbruch die Fläche des Weidfeldes „Gisiboden“ von 122ha auf 84ha verringert wurde.

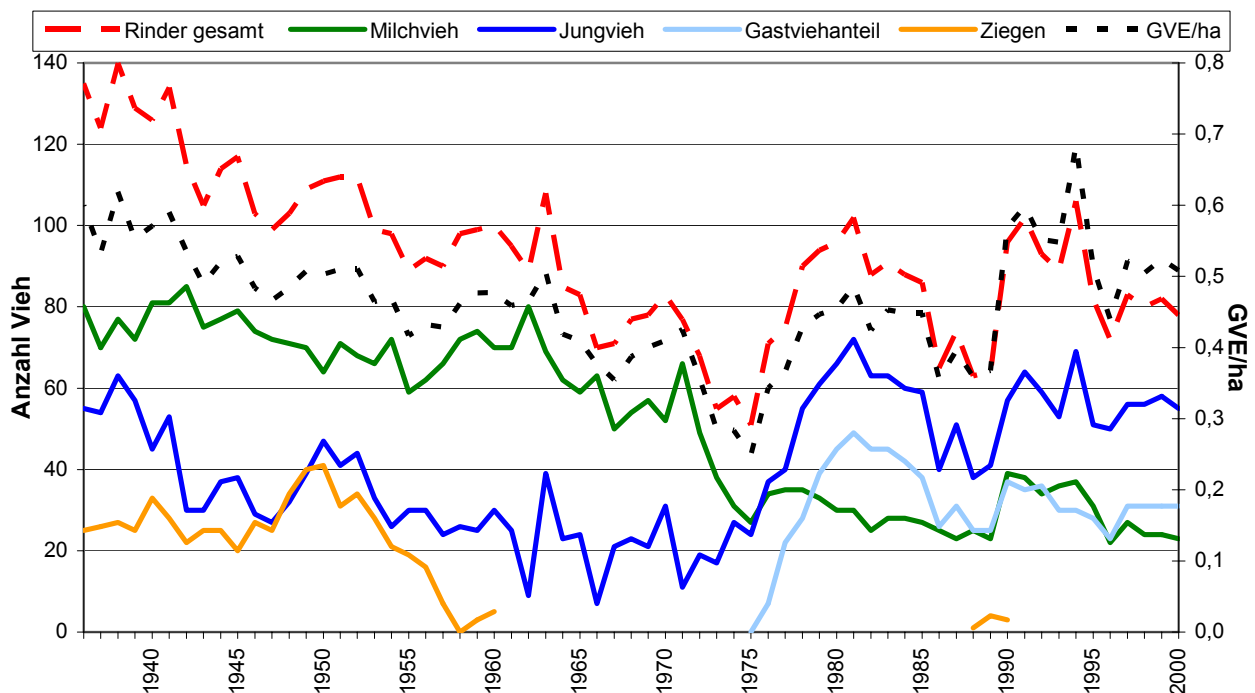


Abb. 58: Entwicklung der Viehbestände der Gemarkung **Tunau** 1936-2000. Datengrundlage: Jährliche, kontrollierte Auftriebsmeldungen; eigene Erhebungen in Archiven der Staatlichen Weideinspektion Schönau. Angaben zum Gastvieh sind Anteile des Jungviehbestandes. Zur Berechnung der Besatzstärke [GVE/ha] wurden die Größe der Weidefläche mittels GIS aus historischen Karten und Luftbildern (Kap. 6.1.1.) ermittelt. Dabei wurde eine lineare Flächendegression zwischen den verfügbaren Daten zugrunde gelegt.

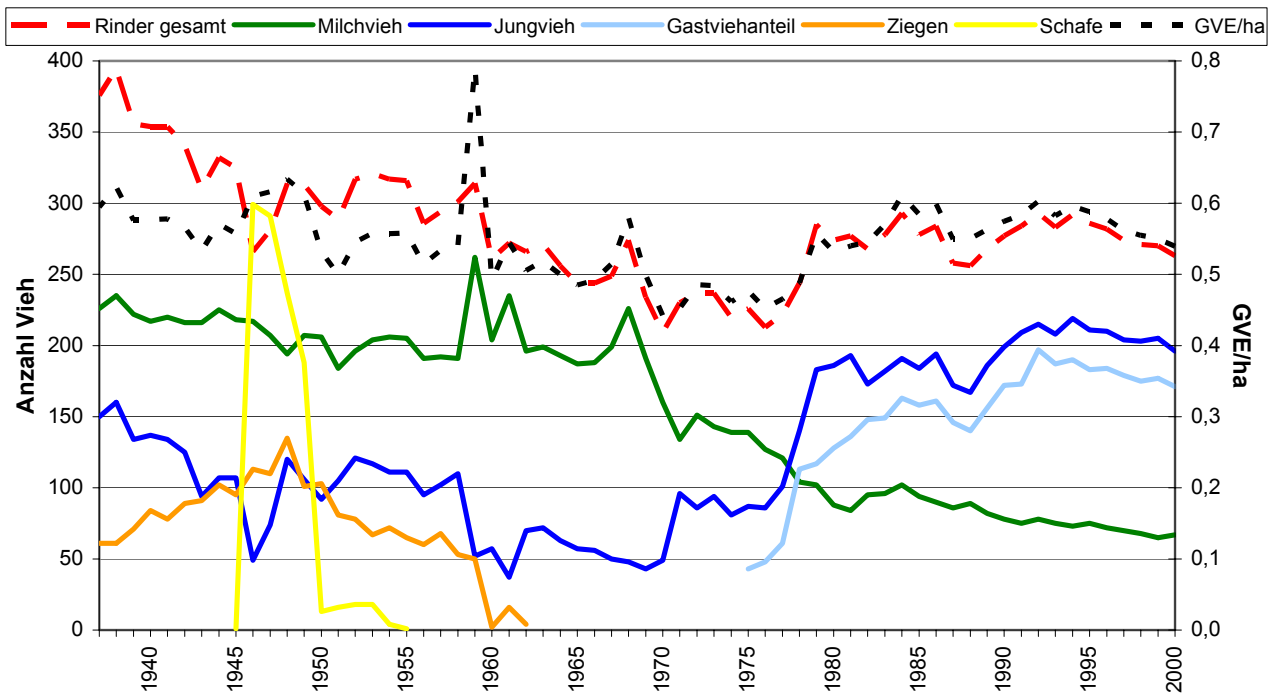


Abb. 59: Entwicklung der Viehbestände der Gemarkung **Präg** 1937-2000. Datengrundlage: Jährliche, kontrollierte Auftriebsmeldungen; eigene Erhebungen in Archiven der Staatlichen Weideinspektion Schönau. Angaben zum Gastvieh sind Anteile des Jungviehbestandes. Zur Berechnung der Besatzstärke [GVE/ha] wurden die Größe der Weidefläche mittels GIS aus historischen Karten und Luftbildern (Kap. 6.1.1.) ermittelt. Dabei wurde eine lineare Flächendegression zwischen den verfügbaren Daten zugrunde gelegt.

Nicht nur Viehzahlen, sondern auch andere wichtige Eigenschaften und Kenngrößen der gemeinschaftlichen Nutzungssysteme wandelten sich im Laufe des 20. Jahrhunderts. Die Erträge der Jungviehaufzucht, also die Gewichtszunahmen der Tiere im Verlauf einer Weideperiode, sind von verschiedenen Faktoren wie der Viehrasse, Weidequalität und -management und der Weidedauer abhängig. Aus dem Südschwarzwald liegen Daten langjähriger Viehwiegungen vor, die jeweils bestimmte landwirtschaftliche bzw. viehzüchterische Standard-Kenngrößen beinhalten. Diese stellen jeweils unterschiedliche Aspekte der Gewichtszunahme von Rindern dar. Der Aspekt der Weidedauer, auf den untersuchten Jungviehweiden durchschnittlich 118 Tage, ist in der Angabe der *täglichen Gewichtszunahme pro Tier* herausgerechnet. Diese Kenngröße spiegelt zudem auch den Wechsel der Viehrassen wieder. In der Region lagen die *täglichen Gewichtszunahmen pro Tier* mindestens von den 20er bis in die 70er Jahre bei durchschnittlich rund 400g (Abb. 60). Die Jungviehherden bestanden zu dieser Zeit fast ausschließlich aus bodenständigen Hinterwälder-Rindern. Seit Ende der 70er/Anfang der 80er Jahre, parallel zum neu etablierten Gastviehbetrieb (s.o.), sind die *täglichen Gewichtszunahmen pro Tier* deutlich angestiegen und liegen heute bei mindestens 700-800g (Abb. 60). Die heutigen Gastvieh-Jungrinden nehmen damit im Durchschnitt täglich fast das Doppelte an Gewicht zu.

Die Hochleistungsrassen der Gastviehherden haben neben diesen größeren Zuwachsraten i.d.R. jedoch auch ein höheres Grundgewicht, d.h. *Auftriebsgewicht*. Das durchschnittliche Gewicht der Rinder beim Weideauftrieb im Mai erhöhte sich seit Einführung der Gastviehwirtschaft in den 70er und frühen 80er Jahren von etwa 300kg auf heute knapp 400kg (Abb. 60). Aber auch Aspekte der verbesserten Tiergesundheit, Stallhaltung, Qualität des Winterfutters und Rassezugehörigkeit haben schon seit den 60er Jahren zu einer Steigerung des *Auftriebsgewichtes* beigetragen. In der Zeit davor, bis etwa 1960 lag das durchschnittliche *Auftriebsgewicht* des Jungviehs zwischen 200 und 250 kg. Die *saisonale Gewichtszunahme*, als prozentuale Steigerung des *Auftriebsgewichtes*, relativiert die Rassezugehörigkeit der Rinder, da sie dem Umstand Rechnung trägt, dass Hochleistungsrassen ein höheres *Auftriebsgewicht* besitzen. Auch wenn sie ebenfalls einen leichten Anstieg bei der Einführung des Gastviehbetriebs Ende der 70er Jahre zeigt, weist die *saisonale Gewichtszunahme* in der zweiten Hälfte des 20. Jh. einen kontinuierlicheren Anstieg auf und spiegelt so die aus landwirtschaftlicher Sicht verbesserte Weidequalität wieder (Abb. 60). Schwankungen der Tiergewichte bis in die 50er Jahre sind durch die Mangelerscheinungen des 2. Weltkrieges begründet.

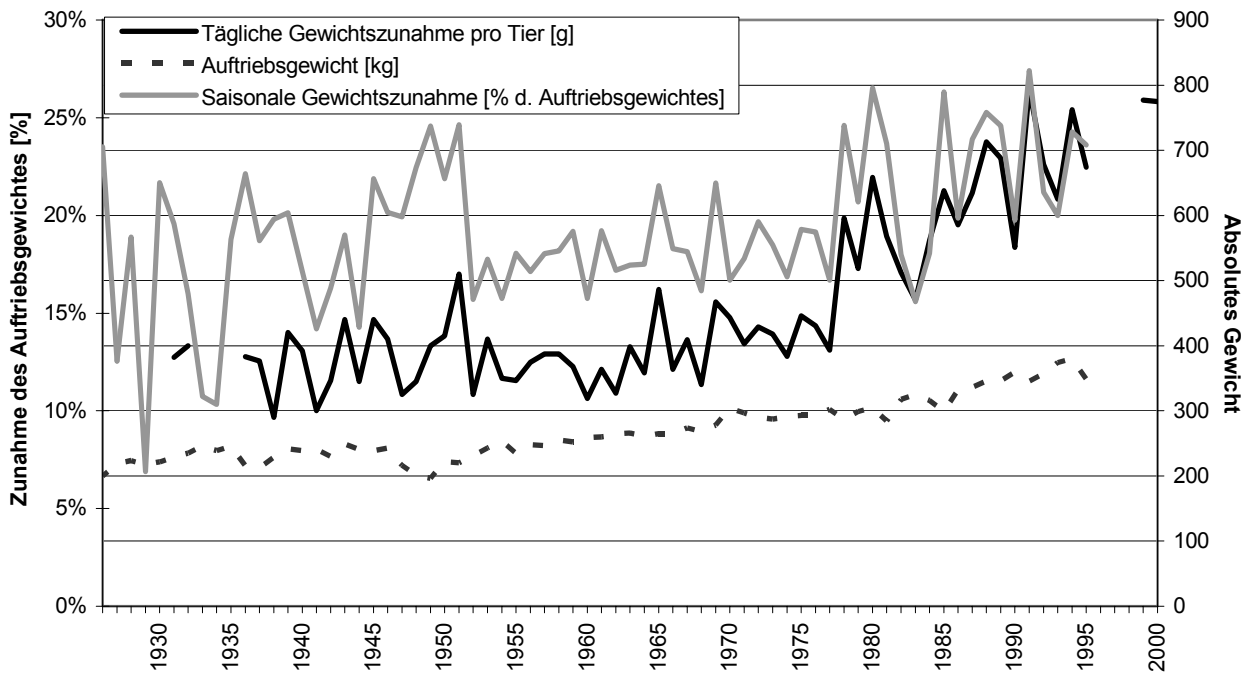


Abb. 60: Entwicklung der durchschnittlichen Auftriebsgewichte und Gewichtszunahmen von Jungviehrindern im Südschwarzwald von 1930-2000. Zugrunde liegen jährliche Viehwiegungen der Weidfelder Gisiboden, Präger Boden, Präg, Utzenfeld, Menzenschwand und Bernau-Krunkelbach. Eigene Erhebungen in Archiven der Staatlichen Weideinspektion Schönau.

6.1.3 Nebennutzungen der Allmendensysteme und ihre Dynamik im 20. Jh.

Jeder Allmendnutzer, der Vieh in das gemeinschaftliche Weidesystem einbringt, musste eine sog. Fronddienstleistung, eine Tätigkeit zur Verbesserung der Weideflächen erbringen und/oder ein Weidegeld bezahlen. Der Umfang dieser Arbeitsleistung wurde nach der eingebrachten Viehzahl bemessen. Diese Arbeitsleistungen beeinflussen die Weideflächen als Nebennutzungen in hohem Maß. Von den gravierenden Änderungen der Landnutzungssysteme im Südschwarzwald in der zweiten Hälfte des 19. Jh. und im 20. Jh. bleiben auch diese Nebennutzungen nicht unbetroffen. Das Arbeitsvolumen der Nebennutzungen sank nicht nur absolut, sondern auch bezogen auf die parallel zurückgehende Weidefläche, was sich im Rückgang des flächenbezogenen Arbeitsvolumens zeigt (Abb. 61). Wurden in den drei untersuchten Gemarkungen während der 50er Jahre noch zwischen 4 und 12 Arbeitsstunden je Hektar und Jahr abgeleistet, so verringerte sich diese Nebennutzung Ende der 80er Jahre auf etwa 2-6 h/ha. Eine schrittweise Verkleinerung der Weideflächen (vgl. Kap. 6.1.1) konnte also den Rückgang der Arbeitsleistung je Flächeneinheit nicht nennenswert aufhalten. Die sehr hohen Arbeitseinsätze 1941 und 1942 wurden zumindest z.T. durch den Reichsarbeitsdienst erbracht (Abb. 61). Gleichzeitig fand in den Kriegsjahren nur verminderte Nebennutzung statt, für 1945 wurden Fehlen die Angaben. Seit Ende der 80er/Anfang der 90er Jahre ist im Südschwarzwald ein 14-köpfiger Landschaftspflegetrupp samt zweier Schlegelmulchgeräte unter Leitung der Staatliche Weideinspektion Schönau im Einsatz. Diese staatlich subventionierten Landschaftspflegemaßnahmen ersetzen bzw. ergänzen manchenorts die bisherigen Nebennutzungen. Dadurch ist der Umfang der „Nebennutzungen“ in den letzten 15 Jahren etwa konstant (Abb. 61), allerdings wird seit 1987 ein verändertes Protokoll zur Dokumentation der Arbeitszeiten verwendet (Kap. 3.1.4).

Aber nicht nur das Arbeitsvolumen der Nebennutzungen sank, sondern auch Art und Inhalte der Tätigkeiten änderten sich im Verlauf des 20. Jahrhunderts ganz wesentlich. In der ersten Hälfte des 20. Jh. wurde die verfügbare Arbeitskapazität vor allem darauf verwandt, die Weiden infrastrukturell und (vegetations-) strukturell zu verbessern. Neben dem *Wegebau* wurden *Be- und Entwässerungsmaßnahmen* durchgeführt, letztere zum Tränkenbau, teils durch Gewässerumleitungen, Pumpen und Verrohrungen (Abb. 62). Zudem wurde viel Aufwand in die *Rodung/Mahd* von Gehölzen und sog. „Problempflanzen“ (Adlerfarn, Brombeere, Zwergsträucher) investiert (Abb. 62 und Tab. 41). Aber auch landwirtschaftliche „*Strukturverbesserungen*“ der Weiden wurden durch Maßnahmen wie „Steinreinigung“, „Reisig sammeln/verbrennen“, „Kuhfladen verteilen“ oder „Hügel abhacken“ vorangetrieben (Abb. 62 bzw. Tab. 41). Diese Art der Maßnahmen blieb

auch in den 50er und 60er Jahren von Bedeutung, es kam jedoch die Düngung in großem Umfang hinzu. Vorher wurde nur Stallmist oder Gülle verwendet (Tab. 41), die zudem meist eher auf den Privatwiesen und nur in geringem Umfang auf den gemeinschaftlichen Weideflächen ausgebracht wurden. Mit der Verfügbarkeit von Kunstdünger ab Beginn der 50er Jahre nahm jedoch auch die Düngung der Gemeinschaftswiesen stark zu. In derselben Zeit gingen die Biomasseentziehenden Tätigkeiten *Rodung/Mahd* deutlich zurück. Bis Mitte der 60er Jahre bedeutete die Betreuung des Viehs keinen großen Arbeitsaufwand (eventuell wurden jedoch Teile früherer Hirtentätigkeit außerhalb des Systems erbracht und nur z.T. protokolliert).

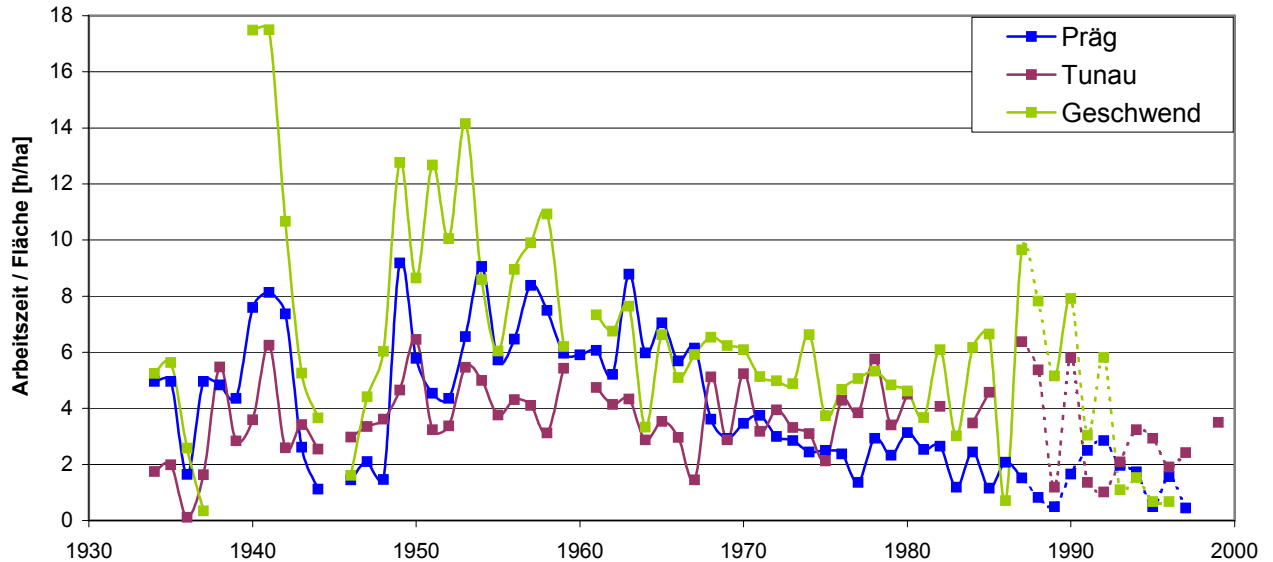


Abb. 61: Arbeitsleistungen innerhalb der Allmendsysteme Präg, Tunau und Geschwend 1934-2000. Angaben sind flächengewichtet. Die jeweilige Größe der Weideflächen wurde mittels GIS aus historischen Karten und Luftbildern (Kap. 6.1.1) ermittelt, wobei eine lineare Degression der Fläche zwischen den verfügbaren Daten zugrunde gelegt wurde. Arbeiten werden seit 1987 anders protokolliert und berechnet (gestrichelte Linie), siehe dazu auch Kap. 3.1.4.

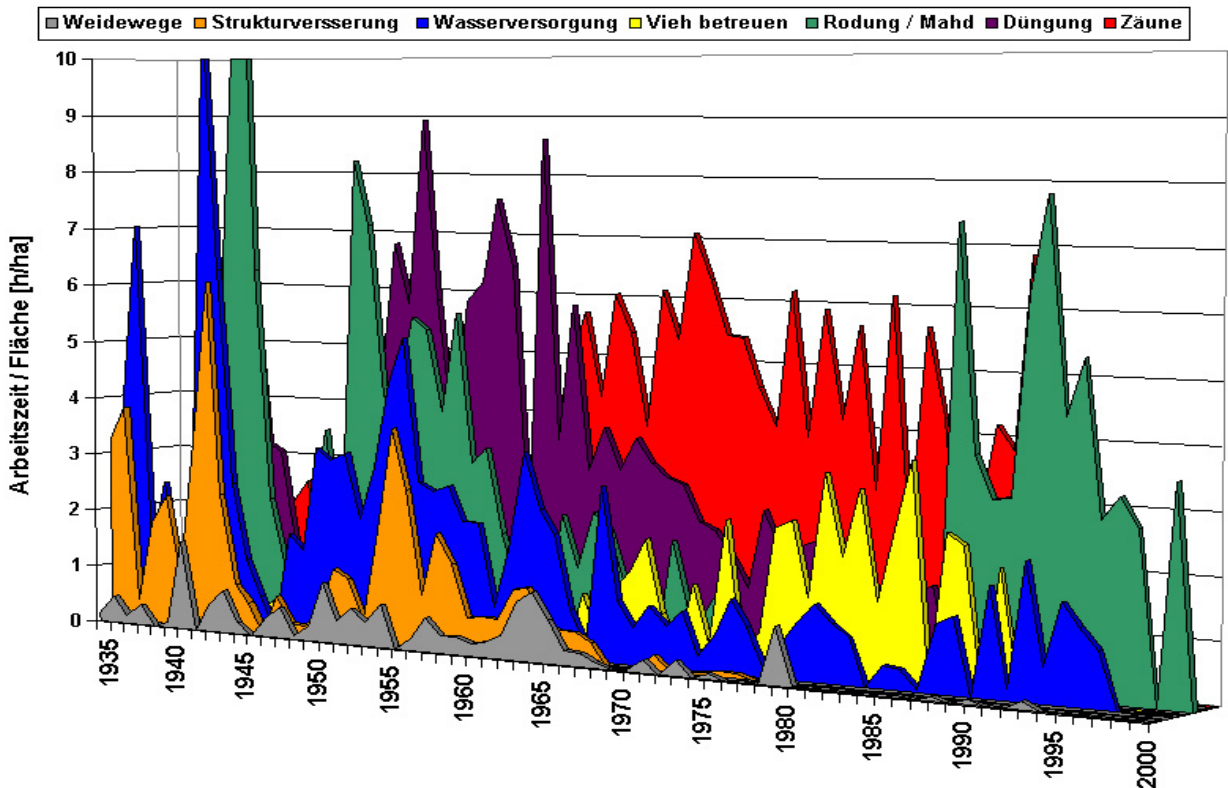


Abb. 62: Nebennutzungen: Flächenbezogene Arbeitszeiten innerhalb der Allmendsysteme Präg, Tunau und Geschwend 1934-2000. nach Art der Tätigkeit Einzel protokollierte Arbeiten (s. Tab. 40) sind zu Kategorien zusammengefasst: Strukturverbesserung (=Reisig sammeln und verbrennen, Hügel abhacken, Steinreinigung, Kuhfladen verteilen), Wasserversorgung (=Tränkestellen instand halten, Be- und Entwässerung), Viehbetreuen (=Vieh hüten, Vieh umtreiben), Rodung / Mahd (=Unkraut/Farn-Mahd, Mähen und Heuen, Rodungsarbeiten), Zäune (=E-Zäune instand halten, Zäune instand halten), Düngung (=Kunstdüngung, Gülle und Mist ausbringen). Die Kategorie Sonstiges ist nicht dargestellt. Arbeiten werden seit 1987 anders protokolliert und berechnet (Landschaftspflegetrupp), s. Kap. 3.1.4. Quelle: Eigene Erhebungen aus Arbeitsplänen der Staatlichen Weideinspektion Schönanu.

Ende der 60er Jahre setzte mit der Umstellung von Hütelhaltung auf Koppelung mit Elektrozäunen ein drastischer Wandel des Arbeitssystems ein (Tab. 41). Frühere Arbeitsmaßnahmen waren Nebennutzungen i.e.S., d.h. Gehölzschnitt- oder Mahdgut hatten einen „Nutzen“ indem sie verwendet wurden. Auch die Verteilung/Entnahme von Kuhfladen „nutzte“ der Strukturverbesserung der Weide bzw. der Fläche, auf der sie anschließend wieder ausgebracht wurden. Außerdem wirkten sich die früheren mechanischen Maßnahmen, *Rodungen/Mahd*, ja selbst *Düngungen*, direkt auf die Fläche und deren Vegetation bzw. Raumstruktur aus. Seit der Umstellung von Hütelhaltung auf Koppelung Ende der 60er Jahre zielten Arbeitseinsätze nun eher auf Weideeinrichtungen ab. Besonders durch den Arbeitsaufwand an den neu eingeführten Elektro-Zäunen wurden alle anderen bisherigen Tätigkeiten während der 60er und 70er Jahre stark heruntergefahren (Abb. 62). Lediglich *Düngung* wurde auf einem vergleichsweise hohen Niveau weiter betrieben. Der Aufwand für Viehbetreuung nahm durch den Umtrieb in den Koppelsystemen deutlich zu. Dieser Trend hielt in den 80er Jahren ungemindert an, wobei die *Rodung/Mahd* nun fast gänzlich unterblieben, so dass sich Ende der 80er Jahre die ehemaligen Nebennutzungen fast vollständig zu technischen Instandhaltungen gewandelt hatten. Neben (Elektro-) Zäunen benötigten *Wasserversorgung* und *Viehtrieb*, begleitet von geringfügigen *Düngungsmaßnahmen*, die volle Aufmerksamkeit (Abb. 62). Diese Entwicklung kehrte sich mit Einführung des erwähnten Landschaftspflegetrupps der Staatlichen Weideinspektion Schönau Anfang der 90er Jahre um. Seitdem wird wieder verstärkt *Rodung/Mahd* durchgeführt.

Tab. 41: Arbeitsleistungen [h/ha] innerhalb der Allmendsysteme Präg, Tunau und Geschwend 1934-2000. Flächenbezüge mittels GIS aus historischen Karten und Luftbildern ermittelt (Kap. 6.1.1) ermittelt, wobei eine lineare Degression der Fläche zwischen den verfügbaren Daten zugrunde gelegt wurde. Arbeiten werden seit 1987 anders protokolliert und berechnet, s. Kap. 3.1.4. Quelle: Eigene Erhebungen aus Arbeitsplänen der Staatlichen Weideinspektion Schönau.

Jahr	Tänken	Be- und Entwässerung	Weidewege	E-Zaun	Zaun	Kunstdünger	Mist / Gülle	Vieh hüten	Viehtrieb	Kuhfladen verteilen	Steinreinigung	Hügel abhacken	Reisig sammeln	Unkraut / Farn-Mahd	Mähen und heuen	Rodung	Abbrennen	Sonstiges
2000																		
1999														3,00		0,50		
1998																		
1997														1,94		0,81		0,12
1996	0,18	0,75												1,76		1,46		
1995	0,17	1,09												1,88		0,96		
1994	1,41	0,21												1,74		3,58		0,10
1993	0,35	0,23	0,15											2,04		2,37		
1992	0,75	1,46				0,01			0,15					4,76		3,06		
1991	0,20			0,18		0,05		0,02	0,19					2,78		3,49		
1990	1,71	0,07	0,08	6,85		0,92			2,03					2,77		0,33		0,31
1989				3,78										2,73		0,33		
1988	1,25		0,08	4,16					2,33					2,92		0,82		1,44
1987	1,06	0,07	0,08	2,69		1,43	0,98		2,52					6,09		1,28		0,53
1986		0,06	0,04	1,19		0,24			0,19							0,74		0,32
1985	0,35	0,02	0,03	4,23		1,58			3,62					0,11		0,62		0,40
1984	0,38			5,67		1,39			2,51					0,17		0,63		0,25
1983	0,01			2,36		0,25			1,35					0,24				
1982	0,78			6,16		1,13			3,12					0,14		0,18		0,18
1981	0,98			3,02		0,47			2,02							0,10		0,58
1980	1,23	0,03	0,02	5,65		0,43			3,34					0,54				
1979	0,95		0,97	4,13		1,84			1,32									0,36
1978	0,60			5,89		2,03	0,11		2,54							0,43		0,73
1977	0,13		0,03	3,80		1,95	0,08		2,39					0,06		0,09		
1976	0,80			6,17		1,88	0,04		0,69	0,09				0,23		0,02		
1975	1,25		0,10	3,95		1,91	0,69		0,34	0,10				0,02		0,01		0,14
1974	0,64			4,58		1,31			2,48	0,06				0,07		0,19		1,48
1973	0,27		0,26	5,39		1,64	0,19		0,42		0,02			0,34		1,01		0,05
1972	0,96	0,02		5,41		2,09	0,12		1,38					0,18		0,67		0,03
1971	0,71		0,21	6,31		2,34			0,23	0,26					0,09	0,83		0,18
1970	1,01		0,03	7,08		2,03	0,90		0,85						0,01	2,02		
1969	0,53	0,10		5,31		2,04	0,99		2,07						0,12	0,09		0,03
1968	1,07		0,10	6,11		2,38	0,88		1,50					0,49	0,65	0,02		0,82
1967	2,17	0,76	0,24	3,84	1,38	2,46	1,21	0,68	0,54	0,35	0,01			0,01	0,73	0,48		0,63
1966	0,25		0,25	5,39	3,40	2,11	1,02	0,16	0,16	0,52				0,27	0,88	0,97		0,91
1965	0,80	0,03	0,74		4,62	1,85	1,96	0,17	0,90	0,52				0,96	0,83	0,62		1,08
1964	1,57	0,52	1,18		3,26	2,87	0,22	0,08		0,51	0,11			0,21	0,55	0,69		0,10
1963	1,10	1,38	0,98		4,58	5,30	0,54	0,10	1,12	1,19				0,68	0,73	0,92		0,43
1962	0,97	2,44	0,39		3,81	2,95	0,61	0,05	0,84	0,82	0,22	0,11		0,23		0,36		0,65
1961	0,89	0,86	0,26		3,20	7,13	1,50	0,13	0,53	0,62				0,19	0,31	0,27		0,97
1960	0,38	0,39	0,22		0,59	1,55	0,42	0,07		0,57			0,06	0,16	0,02	0,93		0,22

Tab. 41: Fortsetzung

Jahr	Tränken	Be- und Entwässerung	Weidewege	E-Zaun	Zaun	Kunstdünger	Mist / Gülle	Vieh hüten	Viehhtrieb	Kuhfaden verteilen	Steinreinigung	Hügel abhacken	Reisig sammeln	Unkraut / Farn-Mahd	Mähen und heuen	Rodung	Abbrennen	Sonstiges
1959	0,88	1,29	0,31		3,38	4,57	1,89		0,60	0,37	0,10		0,12	0,26	0,43	1,25		0,52
1958	0,85	1,32	0,29		4,71	5,03	2,57	0,27	0,46	0,70	0,50		0,29	0,30	1,26	1,83		1,06
1957	0,78	1,99	0,58		0,23	5,10	1,07		0,13	0,54			1,44	1,11	1,14	0,86		5,30
1956	0,69	1,96	0,22		0,17	2,30	3,55	0,59	0,36	0,37	0,55			0,70	1,30	3,64		1,30
1955	1,02	1,77			0,09	1,68	1,86	0,12		2,09	0,38		0,22	0,35	0,32	3,09	0,21	0,27
1954	2,78	2,45	0,73		0,56	3,42	2,43	0,06		2,41	0,48	0,22	0,60	1,76	0,31	3,28		0,96
1953	2,54	1,94	0,42		0,37	4,23	4,70	0,46		0,97	0,24	0,22	0,74	0,96	0,98	3,60		1,94
1952	0,82	2,18	0,62		0,27	2,30	3,47	0,36		0,07	0,31		0,03	0,44	0,92	2,89		1,36
1951	0,41	1,68	0,38			3,22	3,58	0,39		0,51	0,45		0,13	0,57	0,41	3,20		3,67
1950	2,27	0,94	1,02		0,27	0,62	3,64	0,38		0,25	0,62		0,36	1,25	1,23	4,66		2,55
1949	1,52	1,55	0,25		0,86	2,83	3,93	0,32		0,49	0,04			0,74		7,48		3,70
1948	1,12	2,15	0,07		0,02		2,38	0,36		0,20						1,29		3,52
1947	0,16	1,32	0,52		0,16	0,15	2,86	0,41		0,23				0,01		3,52		0,54
1946	1,39	0,34	0,32		0,08	0,08	0,24	0,06		0,23	0,42		0,02	0,08	0,87	1,07		0,90
1945	-	-	-		-	-	-	-		-	-		-	-	-	-		-
1944	0,27	0,33	0,19		0,13	0,74	0,56	0,48		0,51	0,01			1,03		0,12		0,55
1943	0,36	0,87	0,73		0,15	1,60	1,46	0,31		0,18	0,36	0,20	0,07	0,57		1,67		0,76
1942	0,66	1,89	0,46		0,12	0,65	2,56	0,39		0,31	0,70	1,36		0,87	1,80	3,62		3,65
1941	1,69	4,61			0,11	3,18	2,97	0,41		0,82	4,68	0,59		2,63	0,83	10,12		2,76
1940	5,61	5,15	1,54		0,12	1,93	3,03	0,39		0,50	2,57	0,22		0,94		7,06		2,68
1939	0,79	0,99	0,09		0,26	0,72				0,46	0,44			0,74		1,64		1,07
1938		0,82				2,22		0,47		0,58	1,70				0,86	2,75		0,90
1937	0,78	1,71	0,35			0,67				1,11	0,36	0,24	0,06	0,17	0,62	0,87		
1936	0,34	1,03	0,14		0,07	1,25				0,32	0,06	0,01		0,08		0,81		
1935	1,96	5,07	0,47			0,38	0,12			1,11	2,07	0,64		0,29	0,38	0,80		
1934	1,22	2,73	0,14		0,07		0,12			2,59	0,06	0,61			0,24	0,64		

6.1.4 Diskussion Hypothese 6 - Historische Landnutzung

Das Landnutzungsschema des untersuchten Gebietes weist eine für die Region typische zeitliche Konstanz auf, d.h. es besteht seit der Besiedlung mehr oder weniger gleichartig (ABETZ 1954, ALBERT & KRATZMEIER 1986, EGGERS 1954, GEIGER 1990, GÖTZ 1929, 1936, MOHR & SCHRÖDER 1997, SCHWENDEMANN & MÜLLER 1980). Diese Konstanz des Landnutzungsschemas im Südschwarzwald hat mehrere Ausgangspunkte. Zum einen etablierten sich schon mit der mittelalterlichen Landnahme früh gemeinschaftliche Formen der Weidenutzungen in den teilweise recht unzugänglichen Lagen (POHLE 1986). Zum anderen zwang die im Untersuchungsgebiet überwiegend vorhandene Real-Erbteilung zu strikten Organisationsformen. Die gemeinschaftliche Viehhaltung, in der Untersuchungsregion überwiegend Allmende, machte die Nutzung großer, zusammenhängender Fläche rentabel und eine Erschließung der Hochlagen für die Weidewirtschaft überhaupt erst möglich (MÜLLER 1980). Gemäß dieser geschichtlichen und der variierenden natürlichen Gegebenheiten stellten sich auf kleinem Raum sehr unterschiedliche Landnutzungssysteme ein. Im östlichen Hochschwarzwald, wo die Beschaffenheit des Geländes überall leicht Rodungen erlaubte, etablierte sich ein bunter Wechsel von Wald und Kulturland mit unscharfen Grenzen (GÖTZ 1929). Im westlichen Hochschwarzwald, zu dem die Untersuchungsregion zählt, sind die Kulturen hingegen an bestimmte Zonen gebunden (GÖTZ 1929, EGGERS 1954, 1957). In der nördlichen Peripherie der Untersuchungsregion wurde die „Breitnauer Schlagwirtschaft“ (EGGERS 1954) praktiziert, die sich durch kleinparzellierte, rotierende Feldgraswirtschaft mit undeutlicher Trennung in Acker-, Wiesen- oder Weidezonen auszeichnete und deren gemeinschaftliche Weidenutzung zwischen 1750 und 1850 weitestgehend abgeschafft wurde.

In der Untersuchungsregion etablierte sich überwiegend das Landnutzungsschema der „Allmendwirtschaft des Wiesetals“ (EGGERS 1954). Die Allmendwirtschaft des Wiesetals zeichnete sich durch den geringen Anteil privaten Besitzes aus, der vollständig im ortsnahen sog. „zahmen Feld“ lag. Dieser Privatbesitz des „zahmen Feldes“, je Landwirt 18-20 Flurstücke in Gemengelage von jeweils maximal ½ha Größe, unterlag einer Feldgraswirtschaft. Dabei unterteilte sich das private „zahme Feld“ gemäß GÖTZ (1936) in eine innere, ganz unten im Tal gelegene Zone mit gewässerten Dauerwiesen ohne Schlageinteilung und eine äußere Zone aus Feldgrasland. In dieser äußeren Zone des Feldgraslandes wechselten sich auf Umbruchsstücken 0,1-0,2ha 3-15jährige Ackerbauphasen ohne geregelte Fruchtfolge und 3-5jährigen Wie-

senphasen (jährliche 2 Schnitte) ab. Die Flurstücke dieser äußeren Zone waren in kleine, rechteckige, hangparallele Gewanne eingeteilt, die wiederum alle 2-4 Gewanne eine Terrassierung aufwiesen. Jede Terrasse war hierbei mit einem Feldweg inklusive Gehölzsaum aus Kirsche, Hasel, Eberesche, Fichte oder Brombeere ausgestattet. Durch eine scharfe Grenze entlang von Mauern, Zäunen oder Gehölzen schloss sich hangaufwärts das sog. „wilde Feld“ an, untergliedert in Talweiden und Hochweiden, beide in gemeinschaftlicher Nutzung. Auf den Talweiden wurde täglich Milchvieh in gemischten Herden mit anderen Nutztieren auf- und abgetrieben (daher auch Heimweiden genannt), ohne dass Beschränkung der Viehdichten bestanden. Betreut wurden die (Milchvieh-) Herden von Hirtenjungen des Dorfes, deren „Hirtenschule“ mit ihrem Unterricht zeitlich genau an die Abläufe der Weidewirtschaft angepasst war (SCHWENDEMANN & MÜLLER 1980). Aufgrund der fehlenden Auftriebsbeschränkungen war der wirtschaftliche Zustand der Talweiden relativ schlecht, denn sie bestanden aus „viel Borstgras, Heidekraut, Heidelbeere und Flügelginster, oberhalb trat Gehölzjungwuchs hinzu“ (GÖTZ 1936). Im Gegensatz dazu war es um die Wirtschaftlichkeit der Hochweiden, die durch Waldsäume oder Hecken von den Talweiden abgegrenzten waren, besser bestellt. Diese Hochweiden besaßen oft die Form alter Rodungsinseln (dann Weidfeld genannt) und befanden sich in Hang- oder Kuppenlagen. Die in Stückzahlen begrenzte Jungvieh-Allmendhaltung wurde während der gesamten Weideperiode durch hauptberufliche Hirten betreut, ähnlich dem früheren Almbetrieb der Alpen.

In Präg, Tunau und Geschwend bestand die *Allmendwirtschaft des Wiesetals* sehr konstant bis Anfang/Mitte des 20. Jh. zu regional typischen Landnutzungsanteilen, wie andere Autoren für benachbarte Gemeinden belegen (BRÜCKNER 1980, GEIGER 1990, MOHR & SCHRÖDER 1997). Dabei wich die Landnutzung durch Geomorphologie und Verwaltungsgrenzen des Untersuchungsgebietes jedoch leicht vom Schema sensu EGGERS (1954) ab. Eine deutliche Grenzlinie zwischen „zahmem Feld“ und „wildem Feld“ war beispielsweise in Tunau vorhanden, allerdings keine Höhenzonierung, da das enge Tal Milchvieh- und Jungviehweiden auf gegenüberliegende Hänge verteilte. In Präg und Geschwend war eher diese Höhenzonierung verwirklicht, als eine vollständig ausgebildete Grenzlinie zwischen Wiesen- und Weidezone.

Die Landnutzungssysteme des Südschwarzwaldes wurden bis ins 19. Jh. durch ihren hohen Grad an Subsistenzwirtschaft stabilisiert. Außenbeziehungen fehlten mit Ausnahme eines bescheidenen Viehhandels (LUICK 1997), Nahrung und Heu mussten recht oft zugekauft werden (MOHR 1997). Weidewirtschaft spielte in den Nutzungssystemen schon immer die dominierende Rolle. Daher nahmen Weideflächen im Wiesetal um 1770 ca. 40 % der Fläche ein, während Wälder nur rund ein Drittel ausmachten (DRESCHER in GEIGER 1990). Auch die Landnutzungsaufteilung der Gemeinde Hinterzarten im Südschwarzwald (3990ha) um 1800 unterstreicht dies: Acker=10,2%, Wiesen=6,3%, Wald=25,3%, Weidfeld (inkl. Gestrüpp, Ödland)=68,0% (ZAHN ca. 1810 in BOMMER 1993). Diese Angaben decken sich gut mit den historischen Befunden der drei untersuchten Gemarkungen Präg, Tunau und Geschwend. Der ermittelte Waldanteil lag dort 1797 zwischen 27-38%, Wiesen (inkl. Acker) bei 8-17%, im Mittel bei 9,3%. Auf Niveau der gesamten Untersuchungsfläche erhöht sich der Waldanteil durch die isolierten Wälder des Verwaltungsbezirks Schönau. Lediglich die Anteile der Weidefläche liegen in den drei Gemarkungen mit 35-55% etwas niedriger als von ZAHN (1810) angegeben, allerdings konnte „Gestrüpp“, also Sukzessionsflächen und Waldweiden, methodisch bedingt, nicht differenziert werden und ist daher dem deswegen erhöhten Waldanteil und nicht den Weiden zugerechnet. Um 1800 n. Chr. weist das Bild der Landnutzung in den drei untersuchten Gemarkungen mit etlichen schmalen Offenlandkorridoren entlang von Tälern und Fließgewässern eine charakteristische Form auf. Diese Rodungsgassen verdeutlichen, dass die mittelalterliche Besiedlung und Landnahme zu dieser Zeit noch nicht vollständig abgeschlossen war, weil sie im weitem Zeitverlauf entweder aufgegeben oder zu flächigen Nutzungseinheiten, also Rodungsinseln, ausgedehnt wurden. Das Landnutzungssystem war zu diesem Zeitpunkt also noch in einer expansiven Phase inbegriffen. Allerdings ist die Landnutzungsanalyse des Jahres 1797 teilweise mit methodischen Mängeln behaftet. Wenngleich die Existenz von Rodungsgassen unstrittig ist, besitzt das zugrunde liegende Kartenmaterial aufgrund seines Alters die geringste Auflösung und die ungenaueste Legende, was Schwierigkeiten der Nutzungsabgrenzung hervorruft, die bei neueren Materialien so nicht auftreten. Diese systemimmanente und/oder methodisch bedingte Dynamik der Landnutzungssysteme bewegt sich aber in einem so geringen Rahmen, dass sie der von genannten Autoren postulierten Landnutzungs Konstanz keineswegs widerspricht, zumal diese sicherlich auch nicht von völliger Statik ausgehen.

Mit Beginn des 18. Jh. erhielten Handel und Manufakturen Einzug in die Region, wodurch sich auch die Sozialstruktur differenzierte und Vieh, Butter und Bau- sowie Brennholz vermehrt nach außen abgesetzt werden konnten (MOHR 1997). Dadurch stieg die landwirtschaftliche Produktion und folglich auch deren Flächenbedarf (MOHR 1997), wie auch die gefundenen Offenlandzuwächse zwischen 1797-1846 n. Chr. belegen. Auch anderen Gemeinden der Region (Gem. Aitern) wiesen Mitte des 19. Jh. mit 25% sehr geringe Waldanteile auf (GEIGER 1990). Zudem wurde im Südschwarzwald, partiell sehr intensiv, Waldweide betrieben. So waren im Todtnauer Gemeindewald beispielsweise 1838 noch 46 % der Abteilungen beweidet oder zeigen starke Spuren früherer Beweidung (BRÜCKNER 1980). Wie die Befunde belegen wurden früher neben Rindern auch andere Nutztiere wie Ziegen und Schafe (in gemischten Herden) mit aufgetrieben, die Wälder bzw. Waldränder zumindest mit beweidet haben dürften. Zudem wurden auch ganze Waldbereiche als Schweineweiden genutzt (beispielsweise wurden in Präg im Jahr 1880 noch 77 Schweine aufgetrieben), wie die heutigen Namen „Schweinebuck“ oder „Schweinebach“ bezeugen. Solche Bereiche, durch das Kartenmaterial von 1846 erstmals als Verbuschung vom geschlossenen Wald differenzierbar, wurde dem Waldanteil von 26-29% (bzw. 43% inklusive der „Bannwälder“ Schönau) zugerechnet. Der tatsächliche Anteil geschlossenen Waldes dürfte aber eher darunter gelegen haben. Auf aktuellen Luftbildern finden sich an Stellen (z. B. „Tunauer Schweine“, „Schweinebuck“), wo sich in den vergangenen zweihundert Jahren nachweislich keine (Offenland-) Weideflächen befanden, immer noch Lücken und Lichtungen in Wäldern.

In der 2. Hälfte des 19. Jahrhunderts setzten zwei grundlegendende Tendenzen ein, die große Konsequenzen für die Landnutzung nach sich ziehen. Durch die Verbesserung der Infrastruktur waren lokale Produkte nicht mehr konkurrenzfähig, da sie nun billiger von anderswo bezogen werden konnten (MOHR & SCHRÖDER 1997), weshalb die Ackerfläche bis zur Jahrhundertwende zum 20. Jh. um zwei Drittel abnahm (SCHWENDEMANN & MÜLLER 1980). Gleichzeitig wurden z.B. durch die „Höllentalbahn“ (Freiburg-Hochschwarzwald) aber auch neue Absatzmärkte erschlossen, wodurch nach SCHWENDEMANN & MÜLLER (1980) der Umstieg zur Frischmilchherstellung, im Stall oder den Tallagen produziert, vollzogen wurde. Insgesamt verschlechterte sich die Situation der Bauern drastisch, was sich in Verschuldung, Hofverkäufen und Nutzungsaufgaben, besonders der ortsfernen Weidfelder, zeigte (SCHWENDEMANN & MÜLLER 1980). Die durch staatliche Mithilfe gestützte Aufforstungswelle führte zu einem weiteren Rückgang der Weidewirtschaft gerade auf den ohnehin weniger benötigten Reut- und Weidfeldern (SCHRÖDER 1997). Die zweite grundlegende Tendenz der zweiten Hälfte des 19. Jh. bestand im erhöhten Nahrungsmittelbedarf der angewachsenen Bevölkerung, wodurch es lokal zu Nahrungsmangel kam (SCHRÖDER 1997). Dieser Druck, in Kombination mit den veränderten Außen- und Handelsbedingungen, sorgte letztlich für den Wegfall alten kollektiven Ordnung, des Flurzwangs, des Durchtriebs- und Wegerechts und letztlich auch der Dreifelderwirtschaft (SCHWENDEMANN & MÜLLER 1980). Dies initiierte eine Eigeninitiative der Landwirte in der Folge es zu Nutzungsintensivierungen kam. Diese Nutzungsintensivierungen vollzogen sich vor allem auf Äckern und Wiesen der Tallagen, wo sich teilweise eine verbesserte Dreifelderwirtschaft mit Kartoffel anstelle der Wiesen- oder Weidephase etablierte (SCHRÖDER 1997). Die war allerdings nur unter Ausbringung von Stallmist möglich, weshalb hierbei auch nach SCHWENDEMANN & MÜLLER (1980) der Übergang zur ganzjährigen Stallhaltung vollzogen wurde. In Folge der Nutzungsintensivierungen sank der Flächenbedarf, weshalb sie von Nutzungsaufgaben (vorrangig der Weiden) an Hang- und Kuppenlagen begleitet wurden, wie die Befunde der drei Probegemarkungen zeigen.

Andererseits kam es durch die Nutzungsintensivierungen zu Devastierungen, besonders der Tal- bzw. Milchviehweiden, wo keine Auftriebsreglementierungen herrschten (MOHR & SCHRÖDER 1997). Damals wurde ein Drittel mehr Vieh gehalten, als mit dem Winterfutter zu ernähren war, es musste also „durchgehungen“ (MÜLLER 1980) bzw. „im Stall nachgefüttert“ werden (GÖTZ 1936). Die Viehdichten waren sehr hoch und lagen nach SCHWENDEMANN & MÜLLER (1980) im benachbarten Bernau im Jahr 1890 bei ~1,8GVE/ha. Dies kann aus den untersuchten Gemarkungen mit maximal ~1 GVE/ha im Jahre 1880 nicht bestätigt werden, wobei allerdings der für Jungvieh übliche Gewichtungsfaktor (0,6) verwendet wurde und andere Nutztierassen nicht berücksichtigt werden konnten. Zur besatzintensiven Haltung von Rindern auf den Talweiden kamen die Auswirkungen des bisherigen Reutbetriebs, besonders des „Schorbens“ (=Abziehen) der Vegetation (vgl. Kap. 2.2), was nach SCHWENDEMANN & MÜLLER (1980) zu erheblichen Degradationen dieser Flächen führt. GÖTZ (1936) vermutet jedoch eher unsachgemäße Durchführung, z. B. bei zu flachgrün-

digen, steinigen Böden oder bei Trockenheit an Südhängen, als Ursache der Degradation, weniger das „Schorben“ an sich. 1886 beträgt der Anteil „geschorbter“ Fläche im damaligen Amtsbezirk Schönau rund 15% (MÜLLER 1980), was auch das Ausmaß des damaligen Nährstoffentzugs verdeutlicht. Außerdem wurde Dung von Weiden und Viehlagerplätzen auf die privaten Äcker gebracht, was zusätzlich zur Devastierung der Talweiden beitrug. Das badische Innenministerium stellt daher 1882/83 starke Degradation der Weiden in Form von Verbuschung, Versumpfung und Bodenerosionen durch das „Schorben“, den zu frühen Viehauftrieb sowie durch den Überbesatz fest. Als Resultat kam es beispielsweise in Schönau zur Einberufung einer Weidekommission, welche die Ausdehnung von Wald und Weide feststellen, deren Nutzungstrennung vorantreiben, sowie Maßnahmen zur Weideverbesserung vorschlagen sollte. Sie stufte nur 1,7% der Gemeinschaftsweiden als acker- bzw. wiesentauglich und nur 6,5% als gute Weiden ein, weshalb 9,7% der Flächen mit einem kurzfristigen Weidebann belegt und 17,5% aufgeforstet wurden. Konsequenterweise schlug die Kommission Maßnahmen zur Verbesserung bzw. Nutzungsintensivierung der Flächen, sog. „Weideordnungen“ vor, die zunächst auf Ablehnung der bäuerlichen Bevölkerung stießen, da diese einen Verlust von Weideland und Landschaftsbild befürchtete. Bis zum 20. Jh. wurden nur sehr wenige dieser Weideordnungen umgesetzt.

In der ersten Hälfte des 20. Jh. hielten die Trends der Intensivierung bei gleichzeitiger Nutzungsaufgabe und Aufforstung unvermindert an (MOHR 1997), wie auch die Befunde des Untersuchungsgebiets zeigen. Laut EGGERS (1957) ging die gesamte Weidefläche im Südschwarzwald von 1880 bis 1955 von 46.000ha auf 26.000ha zurück (-43%), wobei die Gemeinschaftsweiden des Hochschwarzwaldes davon am wenigsten betroffen waren. In den drei Probegemarkungen reduzierten sie sich in einem ähnlichen Zeitraum (1848-1951) von 1.300ha auf 1.007ha, also um 22,5%. Auch die Bestrebungen des Badischen Innenministeriums, die Qualität der Weiden zu verbessern (Weideordnungen), hielten ebenso erfolglos an, was sich erst mit dem Wechsel der Zuständigkeit zur Landwirtschaftskammer 1913 änderte (SCHWENDEMANN & MÜLLER 1980). Ab den 20er Jahren wurden dann großräumig Versuchsflächen (Begüllung, Strukturverbesserung usw.) angelegt, um die Degradationen der Flächen zu bekämpfen und die Weidewirtschaft zu verbessern. Durch Erfolge, d.h. gesteigerte Gewichtszunahmen in der Rinderhaltung, wich die Skepsis der Bevölkerung gegenüber diesen „Weideverbessernden“ Maßnahmen. In der Folge, besonders seit der Gründung der Staatlichen Weideinspektion, wurden vielerorts Weideordnung und sog. Frondiensterlässe eingeführt, die Arbeits- und Düngepläne einschließlich kontrollierender Weidebegehungen beinhalteten. Im Rahmen der Frondiensterlässe hatte nun jeder Allmendnutzer (=Viehbesitzer) eine bestimmte, vorher festgelegte, Arbeit zur Verbesserung der Weide zu entrichten. Die bisher unstrukturierte, lokal unterschiedliche Allmendnutzung wurde so durch einen „geordneten“, geplanten Weidebetrieb abgelöst. Die frühere Passivität der Allmendnutzer wurde unterbunden, da sie waren fortan aktiv in die Weidepflege eingebunden waren. Die im Rahmen der Frondiensterlässe durchgeführten Arbeiten blieben bis zum Zweiten Weltkrieges gleich. Während des Krieges nahm ihr Volumen jedoch nicht nur in den untersuchten Gemarkungen, sondern in der ganzen Region ab, wie SCHWENDEMANN & MÜLLER (1980) belegen.

Bis Mitte des 20. Jahrhundert wurden die Äcker der Probegemarkungen vollständig in Grünland umgewandelt, wodurch das System der Feld-Gras-Wirtschaft nicht mehr aufrecht erhalten werden konnte und es nach MOHR (1997) zu einer „Vergrünlandung“ kam, was durch den Rückgang aller Offenlandanteile jedoch insgesamt zu relativieren ist. Das Verhältnis von Wiesen und Weiden innerhalb des Grünlandes verschob sich nach MOHR (1997) in der gesamten Region, durch gleichzeitige Aufgabe von Weiden einerseits und Stallhaltung andererseits, zugunsten der Wiesen. In Hinterzarten machten nach demselben Autor Wiesen 1878 ein Fünftel des Grünlandes aus, 1930 schon ein Drittel, 1960 die Hälfte und 1987 übertrafen sie die Weiden um ein Viertel. Prinzipiell verläuft dies Entwicklung in den untersuchten Gemarkungen sehr ähnlich, hat jedoch das Wiesen-Weiden-Verhältnis noch nicht umgekehrt, woran die lokale Geomorphologie, die Wiesennutzung nur sehr begrenzt zulässt, sicherlich einen entscheidenden Anteil trägt.

Nach dem 2. Weltkrieg setzte ein tief greifender Strukturwandel in der Landwirtschaft ein, was z.T. starke Rückgangstendenzen hervorrief (MOHR 1997). Auf Basis des „grünen Plans“ von 1955 sollten landwirtschaftliche Betriebe durch Flurbereinigung, Wegebau und Alterssicherung gefördert werden. Es kam zur Vergrößerung der Betriebe, wie auch in den Untersuchungsge-markungen gezeigt werden konnte. Gleich-

zeitig sank dort aber in der 2. Hälfte des 20. Jh. die Zahl der Betriebe deutlich ab, was LUICK (1996) im Regierungsbezirk Freiburg i. Br. (1974-1994) ebenfalls mit dem Rückgang der Vollerwerbsbetriebe um 55 %, bzw. der Nebenerwerbsbetriebe um 41 % bestätigt. Durch die Internationalisierung der Handelsbeziehungen wandelte sich der Südschwarzwald letztlich in Verlauf des 20. Jh. immer mehr zu einer „peripheren Region“ mit strukturellen Defiziten. Durch Aktionen wie den „Schwarzwaldweideplan“ (1959-1968), mit Schwerpunkt im Wiesetal, versucht man den Problemen der Region besonders mittels struktureller und technischer Verbesserungen sowie Wegebau entgegenzuwirken. In diesem Sinne sind auch die dargestellten Arbeitsmaßnahmen der Probegemarkungen zu sehen, wo in den 60er Jahren neben der aufkommenden Minereraldüngung vor allem Weideeinrichtungen wie Wege, Tränken und Zäune verbessert wurden. Diese Bestrebungen mündeten schließlich im „Schwarzwaldplan“ (1969-1978), der dieselben strukturellen Ziele auf den gesamten Südschwarzwald ausdehnte. Die Änderung der Nebennutzungen in diesem Zeitraum hin zur Koppelhaltung mit Elektrizität bei Zudüngung entspricht genau dieser Intension.

Der Übergang von einer Hirten- zu einer Koppel-Weidewirtschaft wird im Südschwarzwald nach GEIGER (1990) durch das Aussterben des Hirtenberufes, der Wegfalls der „Hirtenjungen“ und neue technische Möglichkeiten (Elektrozäun) hervorgerufen. Die Untersuchungen der lokalen Allmendweidesysteme und ihrer Frondienstleistungen bzw. Nebennutzungen bestätigen dies anschaulich. Sicherlich wird in dieser Analyse auch der heutige Betreuungsaufwand des Viehs richtig eingeschätzt, wohingegen diesbezügliche Angaben aus der Vergangenheit, d.h. der Zeit der Hütehaltung problematisch sind. Das Milchvieh wurde bis in die 60er Jahre gehütet, Jungvieh dagegen auf Standweiden gehalten, d.h. es hatte also wegen fehlender Umtriebe einen vergleichsweise geringen Betreuungsaufwand als heute. Richtig sind die Angaben des protokollierten Zeitraumes (1934-2000) insofern, als dass sie den zunehmenden Wechsel von Milch- zu Jungviehhaltung und somit den sinkenden Arbeitsaufwand widerspiegeln. Es ist aber davon auszugehen, dass der tatsächliche Hüttaufwand des Milchviehs wesentlich größer war, als in den Protokollaufzeichnungen vermerkt. Eventuell wurde diese Hütarbeit nicht innerhalb des Systems „abgerechnet“, sondern über das Weidegeld externe hauptberufliche Hirten bezahlt (Beleg: Protokolleinträge „Hüten an hirteneisernen Tagen“ der 30-50er Jahre), deren Tätigkeit anschließend nicht weiter erfasst wurde. Außerdem ist es fraglich, ob die Tätigkeiten der lokalen Hirtenjungen, die ansonsten für die Behirtung des Viehs zuständig waren, in den Aufzeichnungen vermerkt wurden. Wahrscheinlich wurden nur zusätzliche Hütteleistungen notiert, weshalb sie ein verfälschtes Bild abgeben. Der tatsächliche Hüttaufwand war sicherlich erheblich größer als dargestellt und überstieg nach GEIGER (1990) den heutigen Betreuungsaufwand des Viehs.

Die Erträge der Jungviehaufzucht konnten in der Untersuchungsregion ebenfalls erheblich gesteigert werden, von Gewichtszunahmen von täglich ~0,4kg bis Ende der 70er Jahre auf heute fast 0,8kg. In der Literatur werden Ertragsunterschiede in Abhängigkeit von der Haltungsform erwähnt. HART ET AL. (1993) fanden in Nordamerika Zuwachsraten von Jungvieh auf (207ha) Standweiden von 0,66 kg/d, auf (24ha) Portionsweiden dagegen 0,73 kg/d. Auch SCHALITZ & BECKMANN (1998) fanden Gewichtszunahmen von Jungvieh auf Standweiden von 0,66 kg/d. Die Untersuchungen von BIEDERMANN (1976) zeigen die volle Bandbreite der Zuwachsraten zwischen 0,55kg/d und 0,8kg/d. Zudem sinkt nach HART ET AL. (1988) die Zuwachsraten signifikant mit der Besatzdichte. Leider lassen die für die Untersuchungsregion vorliegenden landwirtschaftlichen Kenngrößen der saisonalen und täglichen Gewichtszunahme keine direkten Schlüsse auf die Hintergründe zu, wenngleich sie unterschiedliche Aspekte beleuchten. Dennoch ist zu vermuten, dass die Ertragssteigerungen im Südschwarzwald in der Umstellung auf Gastviehbetrieb und nicht im geänderten Haltungssystem begründet sind. Die Gewichtszunahmen der Rinder „explodieren“ erst mit Einführung der Gastviehhaltung und seiner veränderten Rassenzusammensetzung der Herden Ende der 70er Jahre. Wäre ein direkter Effekt der Haltungsform vorhanden, so müsste ein entsprechender Anstieg eigentlich schon Ende der 60er Jahre zu verzeichnen sein, als die Koppelhaltung eingeführt wurde (vgl. Abb. 60 und Tab 41). Vor diesem Hintergrund ist also die propagierte Effektivität der Koppelhaltung kritisch zu beurteilen, da ihre Ertragssteigerungen, zumindest im heute relevanten Jungviehsektor, eher der Gastviehhaltung zuzuschreiben sind. Gemäß LUICK (1997) ist im Südschwarzwald ein Anteil von ca. 40 % des Viehs auf den Allmendweiden erreicht, der nicht mehr aus der Region stammt. Nach den eigenen Befunden liegt dieser Gastviehanteil, zumindest in den untersuchten Gebieten, deutlich höher. Bei Gastviehbetrieben fehlt prinzipiell die parallele Wiesennutzung, die in den Heimatregionen des Viehs angesiedelt ist, was sich in dieser

Größenordnung in der Landschaft bemerkbar macht. Eventuell ist auch daher das von MOHR (1997) erwähnte Verhältnis von Wiesen zu Weiden in der Untersuchungsregion noch nicht „umgekippt“.

Heute steht die Offenhaltung der Landschaft im Mittelpunkt, was die jährliche mechanische Entbuschung von ca. 3-4% der Gemeinschaftsweidefläche (MARTIN 2002 mündl, POHLE 1986) zeigt, die nach POHLE (1986) durchschnittlich 986 DM/ha kostet. Umso unverständlicher ist die Fortführung der staatlich subventionierten „Erhaltungsdüngung“ der Gemeinschaftsweiden, da sie unter dem geringen lokalen Viehbesatz nicht vollständig abgeweidet werden und man durch Düngung den Biomasseaufwuchs und letztlich die Verbuschung fördert, die man andererseits aufwendig bekämpfen muss. Außerdem ist die Darstellung der Arbeitsmaßnahmen der vergangenen rund 15 Jahre zu Gunsten der Landschaftspflege bzw. Offenhaltung „verzerrt“. Seit den frühen 90er Jahren wird die Arbeitszeit anders protokolliert, wobei die Düngemaßnahmen der Weidewarte (Eigene Befragungen 2000-2002) anscheinend genauso wenig vermerkt werden, wie deren anderen Tätigkeiten, z. B. Elektrozauninstandhaltung, die natürlich nach wie vor anfallen. Seither werden hauptsächlich Aufwendungen des Landschaftspflegetrupps der Staatlichen Weideinspektion erfasst, dessen Einsatz insgesamt jedoch sicherlich als positiv für die Gemeinschaftsweiden zu bewerten ist.

Die Landnutzungsentwicklung im Südschwarzwald weist, zusätzlich zu den allgemeinen agrarpolitischen Tendenzen (vgl. KÜSTER 1995, NITSCHKE & NITSCHKE 1994) einige regionale Besonderheiten auf. Die Fragmente des ehemaligen Landnutzungsschemas *Allmendwirtschaft des Wiesetals* sind heute noch deutlich vorhanden. Entsprechende Nutzungszonierungen bestehen auch heute noch mehr oder weniger deutlich, wenn auch nicht mehr an gleicher Stelle. Durch den gezeigten Rückgangtrend landwirtschaftlicher Nutzung haben sich die, inzwischen nicht mehr ganz eindeutigen, Nutzungszonen „enger“ um die Orte arrondiert. In einigen Bereichen liegen heutige Jungviehweiden der äußersten Zone auf ehemaligen Milchviehweiden. Da gerade die Milchviehweiden der Übernutzung bzw. Devastierung im 19. Jh. unterlagen, trägt diese Verschiebung der Nutzungszonen möglicherweise zur heutigen Nährstoffarmut der mancher Jungviehweiden bei. Auch die flächenwirksamen „Nebennutzungen“ der Allmendweidesysteme sind regionale Besonderheiten, die (in veränderter Form) bis heute überdauert haben. Allmendsysteme bieten, wie gezeigt werden konnte, ausgezeichnete Möglichkeiten, um über Regelsysteme bestimmte Entwicklungen steuern zu können (LENHARD & RODEWALD 2000, SEITZ 1995). Im Unterschied zur Privatwirtschaft könnten auf diesem Weg auch naturschutzfachliche Ziele vergleichsweise einfach erreicht werden, gerade wenn zusätzlich zentrale Organisationsstrukturen wie die staatliche Weideinspektion vorhanden sind. Den politischen Willen hierzu vorausgesetzt, können die Südschwarzwälder Gemeinschaftsweiden also als „vorbildlich“ angesehen werden. Andererseits zeigen die historischen Untersuchungen dieser oft als „traditionell“ bezeichneten Landnutzungssysteme, dass sie in der Vergangenheit alles andere als nachhaltig waren, besonders in Bezug auf die Nebennutzungen und Viehdichten. Die heutige Nährstoffarmut und landschaftliche Vielfalt des Südschwarzwalds (KERSTING 1991) konnte nur durch diese vergangene Übernutzung entstehen. Es ist also fraglich, ob die Allmendsysteme, die in ihrer heutigen Form als „extensiv“ gelten und die standörtlichen Kapazitäten nicht voll ausnutzen (vgl. früherer Besatz) in der Lage sind solche Zielzustände zu generieren.

6.2 Vergleich von Nutzungstypen auf landschaftlichem Niveau

6.2.1 Effekte des Landnutzungstyps auf die regionale Biodiversität

In der Gemarkung Präg wurde der Biodiversitätsbeitrag der Landnutzungstypen Jungviehweide, Milchviehweide, 1-, 2- und 3-schüriger Wiesen als Arten- und Individuenzahlen von Indikatorgemeinschaften der Heuschrecken und Tagfalter ermittelt. Dabei wurden 2001 pro 50m-Transekt $5,2 \pm 2,3$ Heuschrecken- und $2,6 \pm 1,7$ Tagfalterarten erfasst, im Jahr 2002 dagegen nur $4,3 \pm 2,3$ Heuschrecken- bzw. $1,8 \pm 1,3$ Tagfalterarten. Das Jahr 2001 war zudem mit einer Heuschreckendichte von $51,7 \pm 27,6$ Individuen/50mTransekt und einer Tagfalterdichte von $11,9 \pm 13,2$ Individuen/50mTransekt ebenfalls deutlich individuenreicher als das Jahr 2002 mit $31,2 \pm 18,7$ Heuschrecken- bzw. $8,1 \pm 7,4$ Tagfalterindividuen. Das erste Untersuchungsjahr war damit art- und individuenreicher, als das Zweite, wie ein Wilcoxon-Test statistisch absichert. (Tab. 42).

Tab. 42: Unterschiede zwischen den Heuschrecken- und Tagfaltervorkommen in den Untersuchungsjahren 2001 und 2002. Außer Mittelwerten und Standardabweichungen sind die Kennwerte Z und Signifikanz (p) des Wilcoxon-Tests auf Unterschiede zwischen beiden Untersuchungsjahren (jeweils paarweise) angegeben. Alle Angaben flächenbereinigt, d.h., bezogen auf 50m-Transekte. N=81.

Tiergruppe / Jahr	50m-Transekt (flächenbereinigt)	Z	p
Heuschrecken Artzahl 2001	5,1±2,3	-4,54	<0,001
Heuschrecken Artzahl 2002	4,3±2,3		
Heuschrecken Individuen 2001	51,7±27,6	-6,86	<0,001
Heuschrecken Individuen 2002	31,2±18,7		
Tagfalter Artzahl 2001	2,6±1,7	-4,51	<0,001
Tagfalter Artzahl 2002	1,8±1,4		
Tagfalter Individuen 2001	11,9±13,2	-3,90	<0,001
Tagfalter Individuen 2002	8,1±7,4		

Trotz der Unterschiede zwischen den Untersuchungsjahren kommen Heuschrecken und Tagfalter in beiden Jahren mit gleichen Mustern auf den beprobten fünf Landnutzungstypen vor. Die Artzahl von Heuschrecken ist im Jahr 2001 auf *Jungviehweiden* mit durchschnittlich $8,0 \pm 1,3$ Arten/50m-Transekt höher als auf allen anderen Landnutzungstypen (Abb. 63). Wie eine ANOVA (df=3; F=45,00; p<0,001) belegt ist dies ein signifikant höherer Heuschreckenreichtum als auf *Milchviehweiden* bzw. *1-schürigen Wiesen* (Diff.=2,21; p<0,001), *2-schürigen Wiesen* (4,37; p<0,001) und *3-schürigen Wiesen* (6,09; <0,001) (Tab. 43). Auch im Jahr 2002 ist die Artzahl von Heuschrecken mit durchschnittlich $6,8 \pm 1,3$ Arten/50m-Transekt auf *Jungviehweiden* am höchsten (Abb. 63). Wie eine ANOVA (df=3; F=33,94; p<0,001) zeigt ist dies wiederum höher als auf *Milchviehweiden* bzw. *1-schürigen Wiesen*, *2-schürigen Wiesen* und *3-schürigen Wiesen* (Tab. 43). Den zweithöchsten Heuschreckenreichtum weisen in beiden Untersuchungsjahren *Milchviehweiden* und *1-schürigen Wiesen* gleichermaßen auf, d.h. sie unterscheiden sich bezüglich der gefundenen Artzahlen untereinander kaum (Abb. 63). Sowohl 2001 als auch 2002 weisen *Milchviehweiden/1-schürigen Wiesen* signifikant mehr Heuschreckenarten auf als *2-schürigen Wiesen* (2,15; p<0,001 bzw. 2,11; p<0,001) und *3-schürigen Wiesen* (3,88; p<0,001 bzw. 3,68; p<0,001) (Tab. 43). *2-schürigen Wiesen* beherbergen sowohl im Jahr 2001 mit $3,7 \pm 1,2$ Arten/50m-Transekt, als auch im zweiten Untersuchungsjahr 2002 mit $2,9 \pm 1,5$ Arten/50m-Transekt einen signifikant geringen Heuschreckenreichtum (Tab. 43). Die signifikant wenigsten Heuschreckenarten wurden in beiden Untersuchungsjahren auf *3-schürigen Wiesen* festgestellt (Tab. 43).

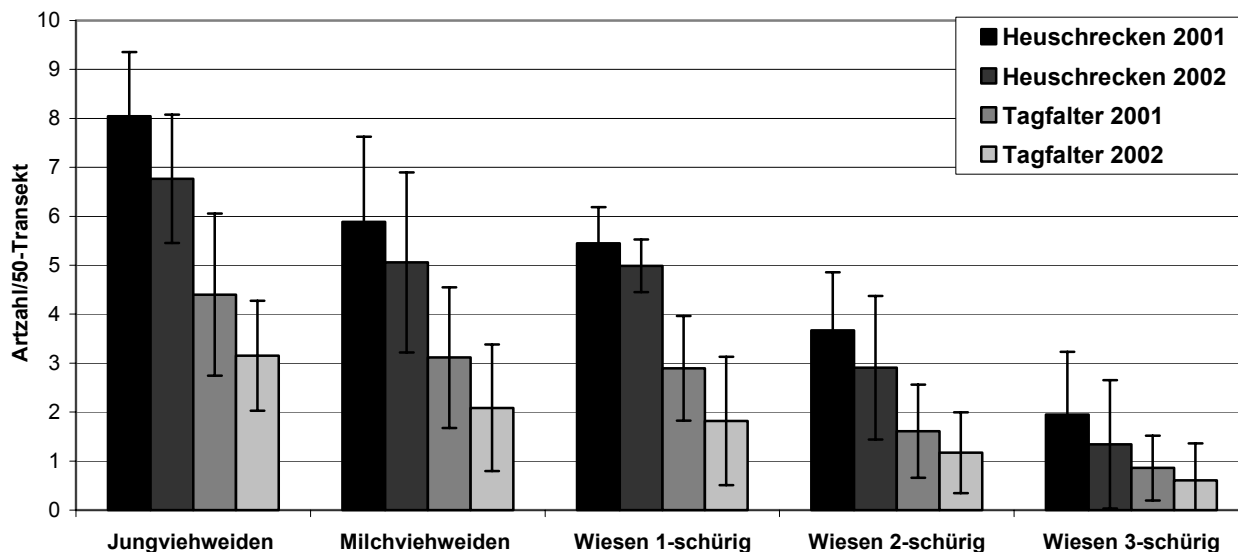


Abb. 63: Mittlere Artzahlen von Heuschrecken und Tagfaltern je Landnutzungstyp im Gletscherkessel Präg in den Jahren 2001 und 2002. Angaben flächenbereinigt, d.h. jeweils auf 50m-Transekte bezogen. N=81.

Damit liegt eine über zwei Untersuchungsjahre stabile Verteilung des Heuschreckenreichtums auf die fünf untersuchten Landnutzungstypen vor. Im Gletscherkessel Präg weisen *Jungviehweiden* den höchsten Artenreichtum von Heuschrecken auf, gefolgt von *Milchviehweiden* und *1-schürigen Wiesen*, die ungefähr gleich artenreich sind. *2-schürigen Wiesen* sind relativ artenarm, während *3-schürigen Wiesen* den geringsten Heuschreckenreichtum besitzen. Damit sind in Bezug auf Heuschrecken Weiden tendenziell artenreicher als Wiesen. Zusätzlich liegt innerhalb der Wiesennutzung ein Gradient der Schnitthäufigkeit vor. Mit zunehmender jährlicher Mahdhäufigkeit sinkt der Heuschreckenreichtum von Wiesen. Während *1-schürigen Wiesen* noch vergleichsweise diverse Heuschreckenbestände beherbergen, nimmt deren Artzahl bei *2-schürigen Wiesen* ab und sinkt bei *3-schürigen Wiesen* auf ein Minimum.

Tab. 43: Mittelwertvergleiche (ANOVA) der Artzahlen von Heuschrecken (A,B) und Tagfaltern (C,D) auf unterschiedlichen Landnutzungstypen in beiden Untersuchungsjahren. Die Landnutzungstypen sind im Bezug auf Heuschrecken und Tagfaltern unterschiedlich gruppiert. Es sind jeweils mittlere Differenzen der Artzahl/50m-Transekt mit Signifikanz (post-hoc-Test: Bonferroni) angegeben. Jeweils: $N_{\text{JUNGVIEHWEIDE}}=15$, $N_{\text{MILCHVIEHWEIDE}}=29$, $N_{1\text{-SCHÜRIGE WIESE}}=4$, $N_{2\text{-SCHÜRIGE WIESE}}=23$, $N_{3\text{-SCHÜRIGE WIESE}}=10$.

(A) Heuschrecken 2001	<i>Jungviehweide</i>	<i>Milchviehweide + 1-schür. Wiese</i>	<i>2-schür. Wiese</i>	<i>3-schür. Wiese</i>
Jungviehweide	-	-	-	-
Milchviehweide + 1-schür. Wiese	2,21 / <0,001	-	-	-
2-schürige Wiese	4,37 / <0,001	2,15 / <0,001	-	-
3-schürige Wiese	6,09 / <0,001	3,88 / <0,001	1,72 / <0,05	-
(B) Heuschrecken 2002	<i>Jungviehweide</i>	<i>Milchviehweide + 1-schür. Wiese</i>	<i>2-schür. Wiese</i>	<i>3-schür. Wiese</i>
Jungviehweide	-	-	-	-
Milchviehweide + 1-schür. Wiese	1,74 / <0,01	-	-	-
2-schürige Wiese	3,86 / <0,001	2,11 / <0,001	-	-
3-schürige Wiese	5,42 / <0,001	3,68 / <0,001	1,66 / <0,05	-
(C) Tagfalter 2001	<i>Jungviehweide</i>	<i>Milchviehweide + 1-schür. Wiese</i>	<i>2-schür. Wiese+ 3-schür. Wiese</i>	
Jungviehweide	-	-	-	
Milchviehweide + 1-schür. Wiese	1,31 / <0,01	-	-	
2-schür. Wiese+ 3-schür. Wiese	3,01 / <0,001	1,70 / <0,001	-	
(D) Tagfalter 2002	<i>Jungviehweide</i>	<i>Milchviehweide + 1-schür. Wiese</i>	<i>2-schür. Wiese+ 3-schür. Wiese</i>	
Jungviehweide	-	-	-	
Milchviehweide + 1-schür. Wiese	1,09 / <0,01	-	-	
2-schür. Wiese+ 3-schür. Wiese	2,15 / <0,001	1,05 / <0,01	-	

Auch hinsichtlich der Tagfaltervorkommen existiert eine ähnlich stabile Verteilung der Artzahlen auf die fünf untersuchten Landnutzungstypen. Mit durchschnittlich $4,4 \pm 1,6$ Arten/50m-Transekt im Jahr 2001 und $3,2 \pm 1,1$ Arten/50m-Transekt im Jahr 2002 wurden auf *Jungviehweiden* mehr Tagfalterarten festgestellt als auf allen anderen Landnutzungstypen (Abb. 63). Wie eine ANOVA für beide Untersuchungsjahre belegt (2001: $df=2$; $F=30,04$; $p<0,001$ bzw. 2002: $df=2$; $F=21,38$; $p<0,001$) ist dies signifikant mehr als auf *Milchviehweiden/1-schürigen Wiesen* und als auf *2-schürigen Wiesen/3-schürigen Wiesen* (Tab. 43). In beiden Jahren kommen die zweit meisten Tagfalterarten auf *Milchviehweiden* und *1-schürigen Wiesen* vor. Sowohl 2001 als auch 2002 weisen diese beiden Landnutzungstypen jeweils einen sehr ähnlichen Artenreichtum von Tagfaltern auf (Abb. 63). Damit beherbergen *Milchviehweiden/1-schürige Wiesen* einen signifikant größeren Tagfalterreichtum als *2- und 3-schürige Wiesen* (Tab. 43). Auf *2- und 3-schürigen Wiesen* sind somit die signifikant geringsten Artzahlen von Tagfaltern je 50m-Transekt vorhanden (Tab. 43). Folglich sind auch in Hinblick auf den Tagfalterreichtum Weiden artenreicher als Wiesen. Allerdings ist der Gradient der Mahdhäufigkeit innerhalb der Wiesen nur tendenziell vorhanden, da *2- und 3-schürige Wiesen* annähernd gleich artenarm sind.

Im Bezug auf Individuendichten von Heuschrecken und Tagfaltern zeigen die untersuchten Landnutzungstypen ein teilweise ähnliches Bild. Wie auch in Bezug auf die Artzahlen liegen die von Heuschrecken ermittelten Individuendichten deutlich über den Tagfalterdichten (Tab. 42). Das Jahr 2001 ist auf statistisch signifikantem Niveau deutlich tagfalter- und heuschreckenreicher als das Jahr 2002 (Tab. 42). Allerdings schwanken die gemessenen Individuendichten von Heuschrecken und Tagfaltern teilweise recht erheblich, wie die z. T. sehr hohen Standardabweichungen zeigen (Abb. 64). Auch die Verteilung der Individuendichten auf die fünf verschiedenen Landnutzungstypen weicht im Vergleich zur Artenverbreitung partiell ab.

Weiden sind sowohl in Bezug auf Heuschrecken, als auch auf Tagfalter individuenreicher als Wiesen (Abb. 64), was jedoch nur mit Ausnahmen durch Mittelwertvergleiche statistisch signifikant abgesichert ist (Tab. 44). Besonders *Milchviehweiden* unterscheiden sich in der Individuendichte von Tagfaltern und Heuschrecken nicht so deutlich von *Jungviehweiden* wie bezüglich ihres Artenreichtums, wie fehlende Signifikanzen der Mittelwertvergleiche (Mann-Whitney-U-Test) belegen (Tab. 44). Im ersten Untersuchungsjahr sind die Heuschreckendichten auf *Jung- und Milchviehweiden* sogar mehr oder weniger gleich (Abb. 64). Die Individuendichten der untersuchten Tiergruppen sind in beiden Untersuchungsjahren auf *Milchviehweiden* und *1-schürigen Wiesen* ungefähr gleich hoch, lediglich die Tagfalterdichten sind auf *1-schürigen Wiesen* etwas niedriger. Wie schon hinsichtlich des Artenreichtums ist auch der Gradient der Schnitthäufigkeit innerhalb der Wiesen im Bezug auf die Individuendichte ähnlich ausgeprägt. Mit zunehmender Mahdhäufigkeit sinkt die Individuendichte von Heuschrecken, was für beide Untersuchungsjahre (mit einer Ausnahme) statistisch signifikant belegt ist (Tab. 44 A,B). Die Tagfalterdichten unterschieden sich dagegen nur schwach in Abhängigkeit von der Schnitzzahl der Wiesen (Abb. 64 bzw. Tab. 44 C,D).

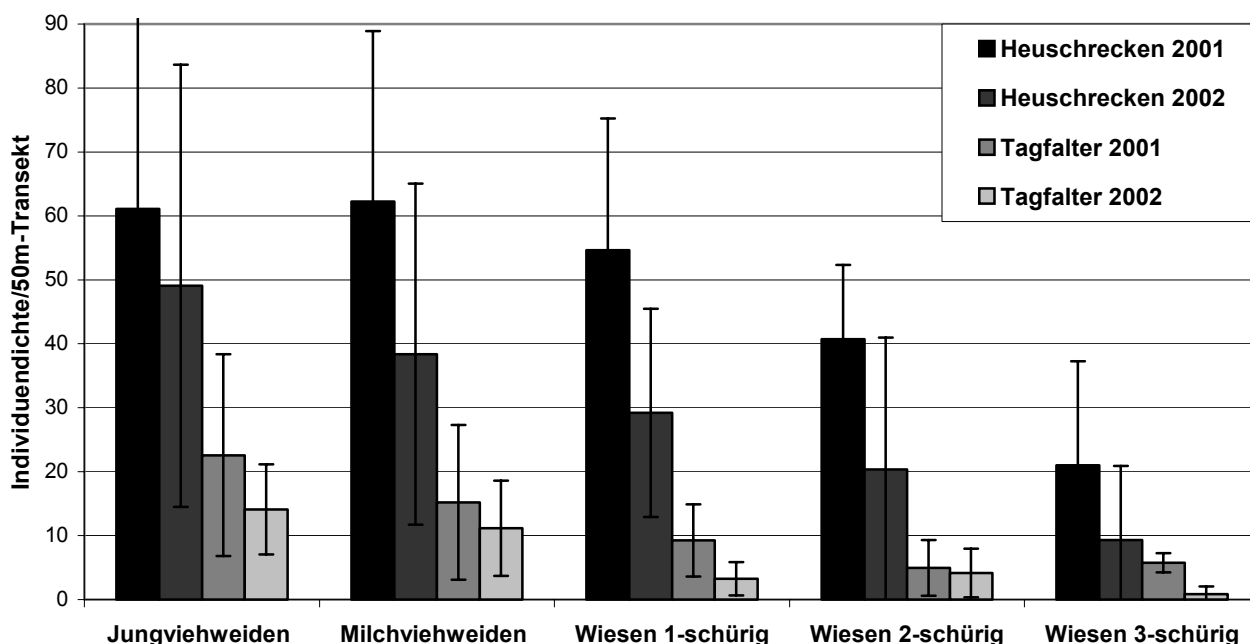


Abb. 64: Mittlere Individuendichten von Heuschrecken und Tagfaltern je Landnutzungseinheit im Gletscherkessel Präg in den Jahren 2001 und 2002. Angaben flächenbereinigt, d.h. jeweils auf 50m-Transekte bezogen. N=81.

Tab. 44: Mittelwertvergleiche (Mann-Whitney-U-Test) der Heuschrecken- und Tagfalterdichten (pro 50m-Transekt) der Jahre 2001 und 2002 in Abhängigkeit des Landnutzungstyps. Es ist jeweils die Prüfgröße Z mit zugehöriger Signifikanz angegeben. Jeweils: $N_{\text{Jungviehweide}}=15$, $N_{\text{Milchviehweide}}=29$, $N_{1\text{-schürige Wiese}}=4$, $N_{2\text{-schürige Wiese}}=23$, $N_{3\text{-schürige Wiese}}=10$.

(A) Heuschrecken 2001	Jungviehweide	Milchviehweide	Wiese, 1-schurig	Wiese, 2-schurig	Wiese, 3-schurig
Jungviehweide	-	-	-	-	-
Milchviehweide	-1,09 / 0,276	-	-	-	-
Wiese, 1-schurig	-1,13 / 0,258	-0,44 / 0,659	-	-	-
Wiese, 2-schurig	-3,05 / < 0,01	-3,04 / < 0,01	-1,30 / 0,195	-	-
Wiese, 3-schurig	-3,78 / < 0,001	-4,10 / < 0,001	-2,55 / < 0,01	-2,66 / < 0,01	-
(B) Heuschrecken 2002	Jungviehweide	Milchviehweide	Wiese, 1-schurig	Wiese, 2-schurig	Wiese, 3-schurig
Jungviehweide	-	-	-	-	-
Milchviehweide	-1,85 / 0,063	-	-	-	-
Wiese, 1-schurig	-2,30 / < 0,05	-1,10 / 0,270	-	-	-
Wiese, 2-schurig	-4,61 / < 0,001	-3,89 / < 0,001	-2,01 / < 0,05	-	-
Wiese, 3-schurig	-4,16 / < 0,001	-4,37 / < 0,001	-2,82 / < 0,01	-3,27 / < 0,01	-
(C) Tagfalter 2001	Jungviehweide	Milchviehweide	Wiese, 1-schurig	Wiese, 2-schurig	Wiese, 3-schurig
Jungviehweide	-	-	-	-	-
Milchviehweide	-1,28 / 0,201	-	-	-	-
Wiese, 1-schurig	-1,81 / 0,070	-0,86 / 0,392	-	-	-
Wiese, 2-schurig	-4,11 / < 0,001	-3,94 / < 0,001	-1,94 / 0,051	-	-
Wiese, 3-schurig	-3,38 / < 0,001	-2,62 / < 0,01	-1,36 / 0,174	-1,67 / 0,088	-
(D) Tagfalter 2002	Jungviehweide	Milchviehweide	Wiese, 1-schurig	Wiese, 2-schurig	Wiese, 3-schurig
Jungviehweide	-	-	-	-	-
Milchviehweide	-1,42 / 0,154	-	-	-	-
Wiese, 1-schurig	-2,80 / < 0,01	-2,26 / < 0,05	-	-	-
Wiese, 2-schurig	-4,51 / < 0,001	-3,78 / < 0,001	-0,34 / 0,723	-	-
Wiese, 3-schurig	-4,18 / < 0,001	-4,35 / < 0,001	-1,96 / 0,050	-3,13 / < 0,01	-

Es bestehen also sowohl im Bezug auf den Artenreichtum, als auch auf die Individuendichten der untersuchten Indikatorartenkollektive starke Abhängigkeiten von der Art der Landnutzung. Weiden besitzen einen größeren Heuschrecken- und Tagfalterreichtum als Wiesen. Innerhalb der Weiden sind *Jungviehweiden* artenreicher und (mit Ausnahmen) auch individuenreicher als *Milchviehweiden*. Innerhalb der Wiesenutzung besteht ein Intensitätsgradient entlang der Mahdhäufigkeit. Mit steigender Schnitzzahl sinkt zumindest tendenziell (d.h. nicht für alle möglichen Kombinationen von Nutzungstyp, Tiergruppe und Untersuchungsjahr) der Arten- und Individuenreichtum von Heuschrecken und Tagfaltern. Da *1-schürige Wiesen* jedoch nur recht selten im UG vorkommen und die nur unwesentlich häufigeren *3-schürigen Wiesen* (vgl. Tab. 7) in der Region an die flachen Talgründe gebunden sind, kann Wiesenutzung auf Landschaftsniveau weitestgehend mit der Arten- und Individuenarmut der *2-schürigen Wiesen* assoziiert werden.

6.2.2 Gründe unterschiedlicher Biodiversität der Landnutzungstypen

Die fünf untersuchten Landnutzungstypen (*Jungviehweide*, *Milchviehweide*, *1-*, *2-* und *3-schürige Wiesen*) weisen einen sehr unterschiedlichen Artenreichtum von Heuschrecken und Tagfaltern auf (s.o.). Dies ist vor allem darin begründet, dass etliche Standort- und Struktureigenschaften der Nutzungsparzellen eng mit dem Landnutzungstyp verknüpft sind. Beispielsweise sind *Jungviehweiden* mit durchschnittlich $8,2 \pm 5,6$ ha deutlich größer als *Milchviehweiden* ($2,9 \pm 3,2$), *1-schürige Wiesen* ($0,5 \pm 0,2$), *2-schürige Wiesen* ($0,9 \pm 0,3$) und *3-schürige Wiesen* ($0,6 \pm 0,3$). Ein Kruskal-Wallis-H-Test (Chi-Quadrat=96,7; df=4; $p < 0,001$) sichert diese Unterschiede statistisch signifikant ab (Tab. 45 - auf Einzelvergleiche zwischen den Landnutzungstypen wie in Tab. 44 wird wegen der großen Anzahl an Flächeneigenschaften verzichtet). Durch die historisch bedingte Nutzungszonierung im Gletscherkessel Präg (vgl. Kap. 6.1.1) liegen die Wiesen tiefer im Tal, bei geringerer Hangneigung, als die Weiden (Tab. 45). Im Talgrund, bei durchschnittlich $695,7 \pm 33,5$ m ü.NN. und einer Hangneigung von $9,2 \pm 5,5^\circ$, befinden sich *3-schürige Wiesen*. Danach folgen *1-* und *2-schürige Wiesen* in mittleren Höhenlagen ($827,3 \pm 152,7$ m ü.NN. bzw. $828,3 \pm 145,4$ m ü.NN.) bei moderater Hangneigung ($11,4 \pm 5,7^\circ$ bzw. $12,8 \pm 5,6^\circ$). Darüber schließen sich *Milchviehweiden* mit deutlich stärkerer Hangneigung ($16,9 \pm 4,4^\circ$) an, gefolgt von den höchst gelegenen *Jungviehweiden*, was statistisch belegt ist (Tab. 45). Nicht ganz so deutlich unterscheiden sich die Landnutzungstypen hinsichtlich Exposition und Bodenfeuchte. Die *3-schürigen Wiesen* der Talgründe zeigen keine nennenswerte Exposition, sind aber feuchter, als beispielsweise die an den oberen Hängen befindlichen *Jungviehweiden* (Tab. 45).

Auch die Raum- und Vegetationsstruktur ist in hohem Maße von der Art der Landnutzung abhängig. Nutzungsbedingt existieren auf den untersuchten *Wiesen* weder Wald, noch Verbuschung oder Zwergsträucher (Tab. 45), da sie durch die Mahd regelmäßig entfernt werden. Auf Weiden sind dagegen alle diese drei Sukzessionsmerkmale ausgebildet, wobei *Jungviehweiden* stärkere Verbuschungen und höhere Zwergstrauchanteile aufweisen als *Milchviehweiden* (Tab. 45). Auch der Offenbodenanteil, besonders aber die Höhendiversität der Vegetation, die horizontale Strukturvielfalt und die Pflanzenartenzahl sind auf Weiden signifikant höher als auf Wiesen (Tab. 45). Im Jahresdurchschnitt (3 Kartiertermine) ist die Vegetation der *Jung-* und *Milchviehweiden* höher und Biomassereicher als die der *Wiesen* (Tab. 45). Zudem sind Blütendichte und Blütendiversität von *Jung-* und *Milchviehweiden* deutlich größer als von *1-*, *2-* und *3-schürigen Wiesen*. Frass- und Trittsuren kommen nutzungsbedingt nur auf Weiden, nicht auf Wiesen vor (Tab. 45). Diese Unterschiede in der Raum- und Vegetationsstruktur einzelner Landnutzungstypen sind zeitlich konstant, d.h. unterscheiden sich nicht zwischen den Untersuchungsjahren (Tab.A.6 in Anh 6.2).

Tab. 45: Mittelwerte einzelner Flächeneigenschaften der fünf Landnutzungstypen in den Jahren 2001 und 2002. Eigenschaften ohne Einheitsangabe in fünfstufiger Schätzskala. Zum Kruskal-Wallis-H-Test ist jeweils Chi-Quadrat mit Signifikanz bei df=4 angegeben.

$N_{\text{JUNGVIEHWEIDE}}=30$, $N_{\text{MILCHVIEHWEIDE}}=58$, $N_{\text{1-SCHÜRIGE WIESE}}=8$, $N_{\text{2-SCHÜRIGE WIESE}}=46$, $N_{\text{3-SCHÜRIGE WIESE}}=20$.

Flächeneigenschaft	Jungviehweide	Milchviehweide	1-schürige Wiese	2-schürige Wiese	3-schürige Wiese	H-Test
Flächegröße [ha]	8,2±5,6	2,9±3,2	0,5±0,2	0,9±0,3	0,6±0,3	96,77/<0,001
Hangneigung [°]	19,2±4,5	16,9±4,4	11,4±5,7	12,8±5,6	9,2±5,5	44,90/<0,001
Südexposition	4,0±1,9	3,7±2,0	4,8±1,2	4,6±1,5	-	11,88/<0,01
Höhe u. NN. [m]	955,9±85,6	845,8±120,9	827,3±152,7	828,3±145,4	695,7±33,5	49,61/<0,001
Bodenfeuchte	2,2±1,2	2,4±1,0	2,3±0,5	2,6±0,7	3,1±0,3	15,70/<0,01
Waldanteil	1,6±0,9	1,7±1,4	1,0±0,0	1,0±0,0	1,0±0,0	96,84/<0,001
Verbuschung	3,5±1,1	2,9±1,5	1,0±0,0	1,0±0,0	1,0±0,0	109,1/<0,001
Zwergstrauchanteil	13,3±15,6	3,4±5,3	0,0±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0	45,67/<0,001
Offenbodenanteil [%]	3,2±1,1	2,7±1,1	2,5±1,2	2,7±1,3	1,3±0,6	32,84/<0,001
Höhendiversität Vegetation	3,6±0,7	3,7±0,8	2,5±0,8	2,1±0,5	1,9±0,4	104,9/<0,001
Horizont. Strukturdiversität	3,6±0,9	3,6±0,9	1,9±0,6	1,8±0,4	1,5±0,5	116,6/<0,001
Pflanzenartenzahl	3,9±0,9	3,6±0,8	2,9±0,6	2,4±0,8	2,3±0,5	73,61/<0,001
Vegetationshöhe	15,5±3,7	16,1±4,8	12,8±6,9	12,9±8,2	13,0±2,7	16,82/<0001
Biomasse	3,3±0,5	3,2±0,6	2,8±0,9	3,0±0,8	2,2±0,6	35,27/<0,001
Blütendichte	3,1±0,8	3,0±1,0	2,4±0,7	2,4±0,7	1,9±0,4	34,46/<0,001
Blütendiversität	3,4±1,0	3,2±1,0	2,3±0,7	2,0±0,5	1,9±0,4	63,95/<0,001
Frass	2,9±1,2	3,0±1,1	1,0±0,0	1,0±0,0	1,0±0,0	106,9/<0,001
Tritt	2,9±0,9	2,7±0,9	1,0±0,0	1,0±0,0	1,0±0,0	117,7/<0,001

Alle untersuchten Standort- und Vegetationseigenschaften wirken sich (scheinbar) signifikant auf die Artzahl von Heuschrecken und Tagfaltern aus. Signifikante Korrelationen zwischen diesen Flächeneigenschaften und dem jeweiligen Artenreichtum liegen aber nur auf Niveau aller Landnutzungstypen und kaum in-

nerhalb der einzelnen Landnutzungstypen vor (Tab. 47). Da sich die untersuchten Flächeneigenschaften aber in Abhängigkeit des Landnutzungstyps stark unterscheiden (s.o.), zeigen diese Korrelationen (auf Gesamtniveau) vor allem den Einfluss des Landnutzungstyps. Aussagen zu Faktoren des Artenreichtums von Heuschrecken und Tagfaltern auf verschiedenen Landnutzungspartellen sind also nur unter Berücksichtigung sowohl der Flächeneigenschaften als auch des Landnutzungstyps plausibel.

Eine entsprechende Regressionsanalyse, die den Landnutzungstyp sowie alle Flächeneigenschaften aus Tab. 45 einschließt, ermittelt den Landnutzungstyp (*Jungviehweide*, *Milchviehweide*, *1-*, *2-* und *3-schürige Wiesen*) als Hauptfaktor für die Artzahl von Heuschrecken ($R^2=0,68$) und Tagfaltern ($R^2=0,56$) (Tab. 46). Besonders der Heuschreckenreichtum der Nutzungspartellen wird vergleichsweise stark durch den Landnutzungstyp beeinflusst (vgl. Partielles η^2 in Tab. 46). Außerdem unterliegt der Artenreichtum von Heuschrecken und Tagfaltern einzelner Nutzungspartellen starken jährlichen Schwankungen, wie die Variable *Untersuchungsjahr* als jeweils zweitwichtigster Faktor belegt (Tab. 46). Der Heuschreckenreichtum wird zudem erheblich von der horizontalen Strukturdiversität und (etwas weniger) von der Größe der Flächen gesteuert. Dagegen sind die Artzahlen von Tagfaltern neben Landnutzungstyp und Untersuchungsjahr zu etwa gleichen Teilen auf Flächengröße und Blütenangebot der Nutzungspartellen zurückzuführen.

Tab. 46: Regressionsmodell (GLM) des Artenreichtums von **Heuschrecken (A)**: $R^2=0,690$; korr. $R^2=0,676$) und **Tagfaltern (B)**: $R^2=0,559$; korr. $R^2=0,539$) auf Landschaftsebene. Angegeben sind: Richtung des Einflusses (+/-), Kennwerte der F-Statistik mit Signifikanz p (F), Parameterschätzer F mit Signifikanz p (T) sowie ein partielles Eta-Quadrat (η^2), das den erklärten Varianzanteil jeder Einflussvariablen widerspiegelt. Lücken der F-Statistik aufgrund der kategorialen Natur der Variablen *Landnutzungstyp* und *Untersuchungsjahr*. Einflussvariablen: 20 (Tab. 45); Abhängige Variable: Artzahl/50m-Transekt. $N=164$ Nutzungspartellen 2001 und 2002.

(A) Heuschrecken	+/-	F	p (F)	T	p (T)	Partielles η^2
Landnutzungstyp		15,18	<0,001	-	<0,001	0,286
Untersuchungsjahr		19,10	<0,001	-	<0,001	0,112
Horizontale Strukturdiversität	+	30,75	<0,001	4,15	<0,001	0,102
Flächengröße	+	5,96	<0,01	2,92	<0,01	0,042
(B) Tagfalter	+/-	F	p (F)	T	p (T)	Partielles η^2
Landnutzungstyp		6,75	<0,001	-	<0,001	0,151
Untersuchungsjahr		23,74	<0,001	-	<0,001	0,135
Flächengröße	+	16,45	<0,001	4,06	<0,001	0,098
Blütendichte	+	16,13	<0,001	4,02	<0,001	0,096

Dem Landnutzungstyp kommt also insgesamt die größte Bedeutung im Bezug auf den Artenreichtum von Heuschrecken und Tagfaltern zu. Innerhalb der einzelnen Landnutzungstypen wird der Artenreichtum von anderen Flächeneigenschaften der Nutzungspartellen gesteuert. Der Heuschreckenreichtum von *Jungviehweiden* wird beispielsweise maßgeblich durch ihre Exposition, ihren Offenbodenanteil und die Höhendiversität ihrer Vegetation bestimmt, wie entsprechende Korrelationen belegen (Tab. 47,A). Auch der Heuschreckenreichtum von *Milchviehweiden* wird positiv von Südexposition, Offenbodenanteil und Höhendiversität der Vegetation gesteuert. Zusätzlich bestehen aber auch starke Korrelationen zur Flächengröße, Bodenfeuchte und der horizontalen Strukturdiversität (Tab. 47,A). Große *Milchviehweiden* trockener Standorte mit vielfältiger Horizontalstruktur besitzen eine besonders vielfältige Heuschreckenfauna. Der Heuschreckenreichtum *2-* und *3-schüriger Wiesen* wird von den untersuchten Flächeneigenschaften nicht beeinflusst, sondern ist konstant niedrig. *3-schürige Wiesen* der Talgründe (vgl. Tab 45) sind dann vergleichsweise artenreicher, wenn sie höher liegen und steiler sind und dann größere Offenbodenanteile und Pflanzenartenzahlen besitzen. Dennoch ist die Variationsbreite dieser Eigenschaften und damit des Heuschreckenreichtums von *3-schürige Wiesen* insgesamt gering (vgl. Tab. 45).

Auch der Tagfalterreichtum einzelner Landnutzungstypen unterliegt der Variation der Flächeneigenschaften. Beispielsweise sind südexponierte *Jung-* und *Milchviehweiden* mit hohen Blütendichten besonders artenreich, wie entsprechende Korrelationen belegen (Tab. 47,B). Zudem wird der Tagfalterreichtum innerhalb der *Milchviehweiden* positiv von ihrer Flächengröße beeinflusst. Auch Verbuschung, Offenbodenanteil, Höhendiversität der Vegetation und die horizontale Strukturdiversität wirken sich förderlich auf die Tagfalter von *Milchviehweiden* aus. Der Tagfalterreichtum *1-schüriger Wiesen* unterliegt vor allem ihrem Blütenangebot, während für *2-schürige Wiesen* keine signifikanten Korrelationen vorliegen. Der Tagfalterreichtum *3-schürige Wiesen* erhöht sich bei leicht erhöhter Lage (ansonsten im Talgrund), größeren Offenbodenanteilen und höherer Pflanzenartenzahl.

Tab. 47: Korrelationen der Artzahl/50m-Transect von Heuschrecken (A) und Tagfaltern (B) mit Flächeneigenschaften verschiedener Landnutzungstypen. Korrelationskoeffizienten (Spearman) sind nach Signifikanzniveaus markiert: * $<0,05$, ** $<0,01$, *** $<0,001$. Daten aus 2001+ 2002. $N_{\text{JUNGVIEHWEIDE}}=30$, $N_{\text{MILCHVIEHWEIDE}}=58$, $N_{1\text{-SCHÜRIGE WIESE}}=8$, $N_{2\text{-SCHÜRIGE WIESE}}=46$, $N_{3\text{-SCHÜRIGE WIESE}}=20$.

(A) Heuschrecken	Gesamt	Jungviehweide	Milchviehweide	1-schür. Wiese	2-schür. Wiese	3-schür. Wiese
Flächegröße	0,676 / $<0,001^{***}$	0,253 / 0,195	0,558 / $<0,001^{***}$	-0,050 / 0,906	-0,003 / 0,984	-0,276 / 0,239
Hangneigung	0,402 / $<0,001^{***}$	-0,002 / 0,910	0,117 / 0,381	-0,050 / 0,906	-0,039 / 0,797	0,596 / $<0,01^{**}$
Südexposition	0,176 / $<0,05^*$	0,470 / $<0,05^*$	0,261 / $<0,05^*$	0,395 / 0,332	0,193 / 0,200	-
Höhe u. NN.	0,250 / $<0,01^{**}$	-0,185 / 0,347	-0,073 / 0,588	0,300 / 0,470	-0,030 / 0,854	0,499 / $<0,05^*$
Bodenfeuchte	-0,297 / $<0,001^{***}$	-0,111 / 0,537	-0,428 / $<0,01^{**}$	-0,387 / 0,343	0,043 / 0,776	0,438 / 0,053
Waldanteil	0,556 / $<0,001^{***}$	0,274 / 0,195	-0,098 / 0,464	-	-	-
Verbuschung	0,693 / $<0,001^{***}$	-0,064 / 0,747	0,273 / $<0,05^*$	-	-	-
Zwergstrauchanteil	0,438 / $<0,001^{***}$	0,127 / 0,520	0,171 / 0,199	-	-	-
Offenbodenanteil	0,329 / $<0,001^{***}$	0,400 / $<0,05^*$	0,267 / $<0,05^*$	0,400 / 0,326	0,248 / 0,096	0,657 / $<0,01^{**}$
Höhendiv. Vegetation	0,600 / $<0,001^{***}$	0,311 / $<0,05^*$	0,307 / $<0,05^*$	0,296 / 0,477	0,097 / 0,522	0,368 / 0,110
Horiz. Strukturdiv.	0,680 / $<0,001^{***}$	0,143 / 0,467	0,537 / $<0,001^{***}$	0,296 / 0,477	0,159 / 0,292	0,324 / 0,163
Pflanzenartenzahl	0,523 / $<0,001^{***}$	0,196 / 0,319	0,302 / $<0,05^*$	-0,394 / 0,334	0,168 / 0,256	0,688 / $<0,01^{**}$
Vegetationshöhe	0,170 / $<0,05^*$	0,074 / 0,708	0,016 / 0,904	0,050 / 0,907	-0,033 / 0,828	-0,102 / 0,667
Biomasse	0,241 / $<0,001^{***}$	0,170 / 0,387	-0,073 / 0,584	0,026 / 0,951	-0,248 / 0,074	0,190 / 0,423
Blütendichte	0,421 / $<0,001^{***}$	0,174 / 0,377	0,330 / $<0,05^*$	-0,174 / 0,681	-0,074 / 0,626	-0,190 / 0,422
Blütendiversität	0,519 / $<0,001^{***}$	0,178 / 0,374	0,229 / 0,076	-0,148 / 0,844	-0,071 / 0,639	-0,190 / 0,422
Frass	0,428 / $<0,001^{***}$	-0,232 / 0,235	-0,163 / 0,222	-	-	-
Tritt	0,585 / $<0,001^{***}$	-0,034 / 0,865	-0,024 / 0,860	-	-	-
(B) Tagfalter	Gesamt	Jungviehweide	Milchviehweide	1-schür. Wiese	2-schür. Wiese	3-schür. Wiese
Flächegröße	0,580 / $<0,001^{***}$	0,059 / 0,766	0,433 / $<0,001^{***}$	0,025 / 0,945	0,050 / 0,740	0,136 / 0,558
Hangneigung	0,324 / $<0,001^{***}$	-0,048 / 0,807	0,041 / 0,760	-0,270 / 0,518	-0,039 / 0,799	0,279 / 0,234
Südexposition	0,185 / $<0,05^*$	0,349 / $<0,05^*$	0,270 / $<0,05^*$	-0,039 / 0,927	0,022 / 0,887	-
Höhe u. NN.	0,201 / $<0,01^{**}$	-0,198 / 0,312	0,051 / 0,703	0,245 / 0,558	-0,237 / 0,113	0,428 / $<0,05^*$
Bodenfeuchte	-0,235 / $<0,01^{**}$	-0,033 / 0,867	-0,328 / $<0,05^*$	-0,190 / 0,652	0,098 / 0,517	0,438 / 0,052
Waldanteil	-0,458 / $<0,001^{***}$	-0,165 / 0,401	-0,035 / 0,793	-	-	-
Verbuschung	0,520 / $<0,001^{***}$	0,254 / 0,191	0,140 / 0,294	-	-	-
Zwergstrauchanteil	0,384 / $<0,001^{***}$	-0,049 / 0,805	0,256 / 0,052	-	-	-
Offenbodenanteil	0,233 / $<0,01^{**}$	0,281 / 0,148	0,265 / $<0,05^*$	-0,466 / 0,244	-0,201 / 0,657	0,405 / $<0,05^*$
Höhendiv. Vegetation	0,547 / $<0,001^{***}$	0,180 / 0,360	0,286 / $<0,05^*$	0,346 / 0,402	0,073 / 0,629	-0,282 / 0,228
Horiz. Strukturdiv.	0,570 / $<0,001^{***}$	0,070 / 0,724	0,452 / $<0,001^{***}$	0,256 / 0,541	-0,018 / 0,908	-0,228 / 0,334
Pflanzenartenzahl	0,522 / $<0,001^{***}$	0,125 / 0,528	0,447 / $<0,001^{***}$	0,014 / 0,974	-0,047 / 0,758	0,592 / $<0,01^{**}$
Vegetationshöhe	0,191 / $<0,05^*$	-0,136 / 0,490	0,045 / 0,739	0,762 / $<0,05^*$	0,060 / 0,690	-0,050 / 0,835
Biomasse	0,282 / $<0,001^{***}$	0,093 / 0,636	0,059 / 0,658	0,453 / 0,260	-0,190 / 0,207	0,438 / 0,054
Blütendichte	0,469 / $<0,001^{***}$	0,345 / $<0,05^*$	0,390 / $<0,01^{**}$	0,676 / $<0,01^{**}$	0,290 / 0,159	0,136 / 0,567
Blütendiversität	0,447 / $<0,001^{***}$	0,042 / 0,630	0,246 / 0,063	0,098 / 0,817	-0,072 / 0,632	0,136 / 0,567
Frass	0,391 / $<0,001^{***}$	0,063 / 0,748	-0,331 / $<0,05^*$	-	-	-
Tritt	0,511 / $<0,001^{***}$	0,245 / 0,209	-0,040 / 0,768	-	-	-

6.4.2 Diskussion Hypothese 7 - Vergleiche von Nutzungsformen

Diese Differenzen in der Vegetationsstruktur und Blütenangebot bei unterschiedlicher Landnutzung erklären gut die gefundenen Unterschiede des Artenreichtums. Zum einen deckt sich dies mit bekannten Details der Habitatbindungen der untersuchten Artengruppen (z. B. DETZEL 1998, EBERT & RENNWALD 1993), zum anderen konnten diese Struktureigenschaften im Rahmen der vorliegenden Arbeit auch in anderen Untersuchungen, z.T. auf anderen Raumskalen, als relevante Parameter des Artenreichtums ermittelt werden. Auch in der Literatur werden Eigenschaften der Vegetationsstruktur in Abhängigkeit von der Nutzung für die Vorkommen von Invertebraten verantwortlich gemacht: z. B. nehmen gemäß FRICKE & v. NORDHEIM (1992) Mahd oder Beweidung Einfluss auf Mikroklima und Raumstruktur, wovon Heuschreckenvorkommen betroffen sind. Dabei sind Eigenschaften wie die Höhendiversität der Vegetation von Bedeutung, wie FRY & LONSDALE (1991 IN HUMPHREY & PETERSON 2000) folgendermaßen unterstreichen: "Die Diversität von Invertebraten wird durch ein feines Mosaik unterschiedlicher Vegetationshöhen gesteigert". Auch der horizontalen Strukturvielfalt, die nach KIECHLE (1995) auf älteren Extensivweiden in Form von Gebüschgruppen, Versaumungsstrukturen, Offenbodenstellen, Lägerfluren etc., ausgeprägt ist, kommt eine zentrale Rolle in Bezug auf die Artenvielfalt von Wirbellosen wie Heuschrecken zu. Die positiven Effekte der Strukturvielfalt der Vegetation auf Wirbellose sind in der Literatur einhellig (detaillierte Diskussion s. Kap. 5.3.5).

Viele Autoren sehen in der höheren Strukturvielfalt den Grund größerer Artenvielfalt von Weidenflächen gegenüber Wiesen (z. B. BORNHOLDT 1991). In der Schweiz fand SCHMID (2001) auf Weiden eine gegenüber Wiesen leicht erhöhte Artzahl von Heuschrecken und eine signifikant höhere Zahl von Tagfalterarten. Auch im montanen Feuchtgrünland der Schweiz ist die Diversität von Heuschrecken auf Weiden höher als auf entsprechenden Wiesen (WETTSTEIN & SCHMID 1999). Weiden sind für viele Tagfalterarten (z. B. *Maculinea teleius* bzw. *M. nausithous*) geeigneter als Wiesen, wegen der dort mahdbedingten Entnahme der

Futter- und besonders der Eiablagepflanzen zur Flugzeit (RENNWALD 1999). Andere Autoren stellen (extensive) Beweidung und (einschürige) Mahd als gleichwertig gegenüber, beispielsweise assoziieren SWENGEL & SWENGEL (2001) beide Nutzungstypen mit hoher Tagfalterdiversität. RADLMAIR & LAUßMANN (1997) bezeichnen eine extensive Beweidung von 0,5-1GVE/ha und eine einschürige Mahd in Hinblick auf den Heuschreckenreichtum als etwa gleichwertig, da sie dort $7,6 \pm 1,9$ bzw. $8,3 \pm 1,3$ Heuschreckenarten feststellten. Viele Autoren halten gerade diese extensive Mahd beim Erhalt von Heuschreckenpopulationen für wichtig (FARTMANN & MATTES 1997, FEDERSCHMIDT 1989, OPPERMAN ET AL. 1987), ohne jedoch auf deren (ökonomisch) äußerst unsichere Zukunft einzugehen. Die konstatierte Gleichwertigkeit von einschürigen Wiesen und Extensivweiden kann aus dem Südschwarzwald nur in Bezug auf Milchviehweiden bestätigt werden. Jungviehweiden weisen dagegen eine wesentlich höhere Vielfalt von Wirbellosen auf und sind auf landschaftlichem Niveau wesentlich bedeutungsvoller für die regionale Biodiversität. Bei diesen Vergleichen ist jedoch zu bedenken, dass im UG Präg wegen Entwässerungen bzw. der Intensivierung durch Gülledüngung nur sehr wenige 1-schürige Wiesen vorkommen und diesbezüglichen Befunde auf einem geringen Stichprobenumfang gründen. Auf landschaftlichem Niveau sind die 1-schürigen Wiesen fast bedeutungslos. Es gibt jedoch auch Befunde, die der Wiesennutzung einen höheren Diversitätsbeitrag bescheinigen, wie WETTSTEIN & SCHMID (1999) für Tagfalter belegen. Nach FRICKE & v. NORDHEIM (1992) besitzen ein- bis zweischürige Wiesen höheren Diversitäten und Artzahlen von Heuschrecken als (Intensiv-) Weiden. Ihre Untersuchungen bei geringem Stichprobenumfang lassen jedoch Extensivweiden außer Acht und fanden im Norddeutschen Flachland statt, wo eine negative Beurteilung von Weiden bei der üblichen, intensiven Landnutzung nicht verwunderlich ist. Im Bezug auf Feuchtgrünland sprechen sich einige Autoren für eine Wiesennutzung aus, die meisten ergänzen späte Mahdtermine und den Austrag des Mahdgutes (FARTMANN & MATTES 1997, FRICKE & v. NORDHEIM 1992, OPPERMAN 1987). Diese Einschätzungen mögen bei den im Feuchtgrünland üblichen, relativ extensiveren Mahdregimen zutreffend sein, gelten jedoch aufgrund der Befunde aus dem Südschwarzwald nicht bei teils üppiger Gülledüngung.

Über diese ambivalenten Auswirkungen der Mahd auf die Vegetation, deren Strukturen und die Diversität von Invertebraten ist in der Literatur relativ viel bekannt (Übersicht in GERSTMEIER & LANG 1996). Als kurzfristigen Effekt der Mahd kann es zu Abwanderungen der Tiere oder zu Individuenverlusten kommen (BORNHOLDT 1991, GERSTMEIER & LANG 1996, THOMAS 1982), wovon unter den Heuschrecken besonders große Arten wie *Decticus verrucivorus* betroffen sind (CLASSEN ET AL. 1993). Außerdem werden Heuschrecken nach der Mahd leichter zur Beute, beispielsweise von Vögeln (FARTMANN & MATTES 1997). Wegen möglicher Refugien und des Streuung des Verlustrisikos sprechen sich daher etliche Autoren für Rotationsnutzungen aus (CHAMBERS & SAMWAYS 1998, FARTMANN & MATTES 1997, FRICKE & v. NORDHEIM 1992). Ähnliche Effekte treten jedoch auch bei der Beweidung auf, wo es durch Tritt der Weidetiere ebenfalls zu Verlusten unter Heuschrecken kommt (DETZEL 1991). Zudem sinken auch direkt nach Weideperioden die Individuendichten ab wie DOLEK (1994), FARTMANN (1997) und FRICKE & v. NORDHEIM (1992) belegen. Außerdem besitzt die Mahd längerfristige Auswirkungen, die primär Struktur und Stoffhaushalt der Vegetation und sekundär auch tierische Lebensgemeinschaften beeinflussen (GERSTMEIER & LANG 1996). Durch den Rückschnitt der Vegetation erwärmt sich das Mikroklima (CHAMBERS & SAMWAYS 1998, FARTMANN & MATTES 1997), was für eine schnellere (Larval-) Entwicklung von Heuschrecken sorgt (BRUCKHAUS 1992, CHAMBERS & SAMWAYS 1998, VAN WINGERDEN 1991a). Außerdem bewirkt die Mahd längerfristig Bodenverdichtungen und eine Angleichung der Raumstruktur (GERSTMEIER & LANG 1996). Diese mahdbedingt gleich hohen Vegetationsbestände sind für viele Heuschrecken ungünstig (CHAMBERS & SAMWAYS 1998), weshalb hier auch naturschutzfachlicher hochwertige Heuschreckenarten fehlen (CHAMBERS & SAMWAYS 1998). Wegen dieser Mahdwirkungen schlagen FRICKE & v. NORDHEIM (1992) eine Schnitthöheneinstellung von 8-15cm vor und FARTMANN & MATTES (1997) würden „eine Staffelmahd mit der Sense begrüßen“. Jedoch geben die Autoren nicht an, wie sich solche Vorschläge auf die Betriebsökonomie auswirken würden und vor allem wer solch Maßnahmen durchzuführen bereit wäre.

Bei einer Intensitätssteigerung, d.h. einer Erhöhung von Schnitzzahl und Düngung, kommt zur Artenverarmung wie FARTMANN & MATTES (1997), KRUESS & TSCHARNTKE (2002), KRATOCHWIL (1989), und OPPERMAN ET AL. (1987) am Beispiel der Heuschrecken zeigen. Auf erhöhte Düngung reagieren die Bestände ebenfalls mit Rückgang der Artzahl, zeitverzögert auch mit Rückgang der Individuendichten (VAN WINGERDEN ET

AL. 1991b). Die Effekte dieses Intensitätsgradienten können aus den Untersuchungen im Südschwarzwald bestätigt werden. Bei der geringen Verbreitung und Qualität der (einschürigen) Extensivwiesen sowie der Intensität der restlichen Schnittflächen spielen Wiesen im Südschwarzwald auf landschaftlichem Niveau beim Erhalt der Biodiversität von Heuschrecken und Tagfaltern keine nennenswerte Rolle.

Derartige Intensitätsgradienten bestehen nicht nur auf Wiesen, sondern auch innerhalb der Beweidung. Durch unterschiedliche Beweidungsintensitäten werden Änderungen des Mikrohabitats hervorgerufen, die starke Auswirkungen auf Heuschreckenpopulationen haben (HOLMES ET AL. 1979). Weltweit gibt es ganz unterschiedliche Auswirkungen variierender Beweidungsintensität. Tendenziell senken hohe (Haustier-) Beweidungsintensitäten die Vielfalt von Wirbellosen wie Heuschrecken, wie z. B. TORRUSIO ET AL. (2002) für die argentinische Pampa oder FIELDING & BRUSVEN (1995) in Nordamerika belegen. Andererseits gibt es weltweit Hinweise, dass sich hohe Beweidungsintensitäten zwar auf die Artenzusammensetzung, nicht aber auf die Gesamtdiversität von Heuschrecken auswirken (z. B. CAPINERA & SECHRIST 1982, HOLMES ET AL. 1979). Andere Autoren bestreiten solche Auswirkungen der Beweidungsintensität (GEBEYEHU & SAMWAYS 2002, WELCH ET AL. 1991). Dagegen sind die Effekte des Beweidungsintensitäts-Gradienten in Mitteleuropa relativ eindeutig. Bei hohen Intensitäten sind die Weiden gleichförmiger und die Heuschreckenbestände artenärmer (FARTMANN & MATTES 1997). Der Artenreichtum sinkt mit der Beweidungsintensität so weit ab, bis auf Umtriebsweiden nach LAUBMANN (1998) die artenärmste Heuschreckenfauna besteht. FRICKE & V. NORDHEIM (1992) finden auf Umtriebs-Rinderweiden in Niedersachsen bei einer Besatzstärke von 7,5 GVE/ha nur $2,6 \pm 0,6$ Heuschreckenarten, auf Portionsweiden mit 14,7 GVE/ha, den besatz-intensivsten Haltungsformen, sogar nur $0,8 \pm 1,1$ Heuschreckenarten. KRUESS & TSCHARNTKE (2002) stellen auf Intensivweiden (5,5 GVE/ha) in Schleswig-Holstein mit $2,7 \pm 0,7$ Arten pro 30 Minuten Transektbegehung signifikant weniger Heuschreckenarten als auf Extensivweiden (1,4 GVE/ha) mit $6,0 \pm 1,2$ Arten fest. Auch die Individuendichte von Heuschrecken nimmt mit der Beweidungsintensität ab, wie VAN WINGERDEN ET AL. (1991a) im Vergleich von intensiver Beweidung bei 3,5-5 GVE/ha gegenüber extensiver Beweidung von ~ 2 GVE/ha ermitteln. Auch für den Tagfalterreichtum existiert ein Intensitätsgradient der Beweidung, wie z. B. IRMLER & HEYDEMANN (1986) mit negativen Reaktionen der Vorkommen auf Beweidungsintensitäten über 1 GVE/ha zeigen. KRUESS & TSCHARNTKE (2002) fanden auf Intensivweiden (5,5 GVE/ha) in Schleswig-Holstein maximal 10 Tagfalterarten, auf Extensivweiden bei 1,4 GVE/ha dagegen 14 Arten. Alle Literaturdaten basieren auf der (bislang üblichen) Besatzstärke, die hierfür jedoch ungeeignet ist, da sie die lokalen Tragfähigkeiten des Standortes nicht einbezieht, was die besser geeignete *Besatzleistung* [GV-Tage/ha] zumindest teilweise leistet. Andererseits vergleichen viele Autoren unterschiedliche Haltungssysteme bei gleichem Standort, was in Relation zu Vergleichszwecken herangezogen werden kann.

In der heutigen Nutzungstrennung von Jung- und Milchviehhaltung im Südschwarzwald besteht ebenfalls ein Intensitätsgradient. Jungviehweiden werden mit einer Besatzstärke von 0,5-0,6 GVE/ha betrieben, während auf Milchviehweiden etwa 0,5-1,5 GVE/ha aufgetrieben werden. Die Befunde höherer Heuschrecken- und Tagfalterdichten auf den Jungviehweiden belegen den bekannten Intensitätsgradienten. Im überregionalen Vergleich, wo beide untersuchten Haltungsformen als besatz-extensiv gelten müssen, stellen die Weidesysteme des Südschwarzwalde jedoch das „untere Ende“ dieses Intensitätsgradienten dar. Im mitteleuropäischen Vergleich sind demnach die sehr besatz-extensiven Jungviehweiden des Südschwarzwalde noch artenreicher, als die ohnehin schon artenreichen, besatz-extensiven Milchviehweiden der Region. Gegenüber intensiven Haltungssystemen Norddeutschlands (FRICKE & V. NORDHEIM 1992, KRUESS & TSCHARNTKE 2002) sind beide Haltungsformen des Schwarzwalde als sehr artenreich bzw. biodiversitätsfördernd einzustufen. Die von KRUESS & TSCHARNTKE (2002) mit 1,4 GVE/ha untersuchten Extensivweiden kommen den Verhältnissen der Milchviehweiden des Südschwarzwalde recht nahe. Die von den Autoren auf fast gleichgroßen Flächen ($3,6 \pm 1,1$ ha in Norddeutschland / $2,9 \pm 3,2$ ha im Südschwarzwalde) ermittelten Artzahlen von $6,0 \pm 1,2$ liegen jedoch deutlich unter denen der Schwarzwälder Milchviehweiden von $10,6 \pm 3,8$ Heuschreckenarten. In diesen variierenden Artzahlen macht sich zusätzlich der regionale Artenpool bemerkbar, der im Südschwarzwalde generell für höheren Artenreichtum sorgt. Andererseits wurden im Südschwarzwalde auch wesentlich größere Einzelflächen analysiert, wie die höheren Standardabweichungen ($\pm 1,1$ ha zu $\pm 3,2$ ha) verdeutlichen. Einzelne große Milchviehweiden, die in Norddeutschland so nicht existieren, tragen ganz erheblich zur gefundenen Artenvielfalt bei (s.u.). Insgesamt spielt die Flächengröße si-

cherlich eine eigenständige Rolle, wie Vergleiche zu den Untersuchungen von FRICKE & V. NORDHEIM (1992) bei 0,4-1,5ha Flächengröße und entsprechend wesentlich geringeren Diversitäten, nahe legen. Die Flächengröße ist für die Vorkommen von Heuschrecken ein wichtige Faktor (MABELIS ET AL. 1994) und zeigt in der entsprechenden Arten-Areal-Kurve einen logarithmischen Verlauf, der nach ULRICH & BUZKO (2003) generell auf höheren Raumebenen (ab Regionalebene) gilt. Daher ist diese gefunden Arten-Areal-Beziehung auch auf regionaler Ebene des Südschwarzwaldes anzuwenden, woraus Mindestflächengrößen, für bestimmten Artenreichtum abgeleitet werden können. Um den gefundenen Mittelwert von 10,6 Heuschreckenarten aufzuweisen, muss eine Milchviehweide demnach rund 3ha groß sein, um die Hälfte aller in der Region in entsprechenden Biotopen vorkommenden Heuschreckenarten (13) zu beherbergen, schon mindestens 6 ha.

Während Nutzung und Artenreichtum der Jungviehweiden einheitlich ist, stellen *Milchviehweiden* jedoch eine heterogene Gruppe dar. Sie bestehen aus einerseits großflächiger Allmendnutzungen (bzw. hieraus hervorgegangenen großflächigen Privat- und Pachtweiden von Einzelpersonen) und andererseits kleinflächigeren, rein privatwirtschaftlich genutzten Flächen, meist in Nähe der Höfe. Während auf erstgenanntem Typus noch größere Milchviehherden (Hinterwälder-Rind) aufgetrieben werden, besteht die Nutzung des zweiten Typus aus einer Mischung von sehr kleinen Milchviehherden, Einzeltieren oder Kälbern. Die Übergänge zwischen diesen beiden Varianten sind jedoch fließend und weder an der Flächengröße, noch an der Besatzstärke klar festzumachen. Da außerdem nicht von allen Landnutzern entsprechende Angaben zu erhalten waren, konnten diese Nutzungsunterschiede innerhalb der Milchviehflächen nicht statistisch analysiert werden. In einer Hinsicht gleichen sich die heterogenen Komponenten *Milchviehweiden* aber dennoch. Durch die heute eher privatwirtschaftliche Orientierung der Milchviehhaltung liegen insgesamt höhere Nutzungsintensitäten als in der Jungviehhaltung vor, was sich an stärkerer Düngung, größerem Personalaufwand, kleineren Flächen sowie teilweise höherer Nutztierdichten zeigt. Zudem liegen etliche dieser heutigen Milchviehweiden auf ehemaligen (nährstoffreicheren) Wiesenstandorten, wo sich durch Düngung zusätzlich über Jahrzehnte Nährstoffe anreichern konnten. Viele Jungviehweiden befinden sich dagegen auf ehemals übernutzten bzw. „degradierten“, d.h. nährstoffarmen, offenbodenreichen Hängen mit ungünstigeren Standortvoraussetzungen. Es ist insgesamt also sicherlich von einem Nutzungsgradient zwischen Milch- und Jungviehhaltung auszugehen. Struktur- und Artenreichtum von Milchviehweiden sind vor allem deshalb vergleichsweise hoch, weil zu dieser heterogenen Gruppe einige großflächige ehemalige Allmendflächen zählen (vgl. hohe Standardabweichungen der Flächengröße von *Milchviehweiden*), die den heutigen Jungviehweiden in nichts nachstehen. Allerdings sind diese großflächigeren Milchviehweiden derart starker Verbuschung bei vergleichsweise geringem Besatz unterworfen, dass ihre Nutzung schon kurz- bis mittelfristig kaum aufrechterhalten werden kann. Struktur- und Artenreichtum zukünftiger Milchviehweiden wird sich in der Region eher an den kleinflächigeren, intensiveren Varianten orientieren, während die größeren Milchviehweiden vermutlich in weiten Teilen von Gehölzsukzession überzogen werden.

Aktuell und in naher Zukunft ist also weiterhin mit Weidebrachen zu rechnen. Diese führen zwar kurzfristig zu einer Zunahme, mittel- und langfristig jedoch zu einer Abnahme der Heuschreckenabundanzen und – artzahlen (FARTMANN & MATTES 1997). Gehölzsukzession mit einem Alter von 5-10 Jahren führt zu einem Anstieg der Heuschreckenvielfalt (FIELDING & BRUSVEN 1995, ISERN-VALLERDU & PEDROCCHI 1994, KRUESS & TSCHARNTKE 2002) bzw. der Tagfalterdiversität (BALMER 1999, BALMER & ERHARDT 2000). Nach länger andauernder Verbuschung sind auch kleine Offenlandinseln im dann mehr oder weniger geschlossenen Wald für Heuschrecken nicht mehr geeignet (GERLOFF & INGRISCH 1994). Längerfristig führt die Verbrachung von Extensivweiden auch zu einem Rückgang der Lepidopteren-Fauna (SCHULTZ 1973, FRAZIER 1965, beide in MAERTENS ET AL. 1990). Entscheidend ist, dass die Weideflächen nicht vollständig zuwachsen, denn nur dann können eventuelle Entbuschungsmaßnahmen den vorherigen Artenreichtum wieder herstellen (GERLOFF & INGRISCH 1994). Daher sprechen sich BALMER & ERHARDT (2000) für Rotationsmanagement zwischen Extensivbeweidung und älteren Sukzessionsstadien aus, ohne jedoch den entsprechenden Pflegeaufwand bei den nötigen Entbuschungen zu kalkulieren. Demgegenüber ist die Jungviehhaltung durch ihren wesentlich geringeren Pflegeaufwand bei sehr ähnlichen Strukturen deutlich überlegen

Für den Erhalt der Biodiversität im Offenland des Südschwarzwaldes sind vor allem (Jungvieh-) Allmendweiden verantwortlich. Hinzu kommt der großflächigere Teil der Milchviehweiden, während kleinflächige Milchviehweiden und Wiesen keine Rolle spielen. Da die hier praktizierte Milchviehhaltung (Außenhaltung) wirtschaftlich schlechte Perspektiven besitzt und mit ihrem fortschreitenden Wandel zu kleiner flächigeren, intensiveren Haltungsformen zu rechnen ist, kommt der Jungviehwirtschaft im Südschwarzwald eine zentrale Rolle für den Fortbestand der offenlandgebundenen Biodiversität zu. Aussagen von FARTMANN & MATTES (1997), wonach Hütehaltung die einzig gewünschte Form der Beweidung sei und Koppehaltung keine Alternative darstelle, muss aufgrund der Befunde im Südschwarzwald widersprochen werden. Dennoch liegen die Ursprünge der heutigen Jungviehkoppeln auch im Südschwarzwald in alten Huteweiden, die nach MAERTENS ET AL. (1990) die artenreichsten Lebensräume der Kulturlandschaft darstellen. Anscheinend ist aber auch eine Koppelhaltung geeignet, um die Biodiversität im Offenland zumindest zu Teilen zu erhalten, wenn auch keine Vergleichsdaten zur früheren Biodiversität unter Hütehaltung vorliegen, die erheblich größer gewesen sein mag. Hierbei muss berücksichtigt werden, dass die Umstellung zur Koppelhaltung im Südschwarzwald erst vor vergleichsweise kurzer Zeit erfolgte und eventuell negative Begleiterscheinungen der Koppelhaltung wie lokale Extinktionen noch nicht abgeschlossen sind. Wie die Befund zum Einfluss der Weidegröße zeigen ist den Jungviehkoppeln außerdem durch mögliche Flächenvergrößerungen bzw. -zusammenlegungen noch mehr Potential beim Biodiversitätserhalt zu unterstellen. Eine Etablierung großflächiger Standbeweidung mag also sowohl unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten, als auch im Bezug zur Biodiversität des Offenlandes momentan die optimale Entwicklung sein. Für die regionale Biodiversität sind parallel gemeinschaftliche Organisationsformen wünschenswert. Diese würden dem geschilderten Trend der Milchviehhaltung durch größere Herden, die entsprechende Flächengrößen benötigten, entgegenwirken und so wesentlich zur Verbesserung der Habitatqualität für Invertebraten beitragen.

6.3 Nutzungstyp „(Jungvieh-) Allmendweide“ auf landschaftlichem Niveau

6.3.1 Beweidung der Jungviehweiden

Im landschaftsökologischen Kontext sind (Jungvieh-) Allmendweiden von besonderer Bedeutung für die regionale Biodiversität der untersuchten Indikatororganismen (s.o.). Ihre hohe Biodiversität wird jedoch durch die Faktoren Standort, Historische Nutzung, Beweidung und Vegetationsstruktur beeinflusst. Diese Einflussfaktoren wurden am Fallbeispiel der Heuschreckengemeinschaft auf 71 (Jungvieh-) Allmendweiden der gesamten Region untersucht (Abb. 3). Im Unterschied zu vorherigen Befunden sind mit diesem Datensatz Analysen auf höherem Raumniveau (mind. 10.000ha) unter Berücksichtigung historischer Nutzungsaspekt sowie der aktuellen Beweidungsintensität möglich.

Das im gesamten Südschwarzwald übliche Beweidungsschema weist 2 Umtriebe pro Jahr auf 6-8, durchschnittlich $7,8 \pm 4,2$ ha großen, arrondierten Koppeln auf, wobei die kleinsten Koppeln von ~ 1 ha oft zum Auf- und Abtrieb Ende Mai bzw. Ende September/Anfang Oktober dienen. Einzelne Koppeln können bis zu ~ 25 ha Größe erreichen, durch deren Arrondierung sich Weidfelder mit einer Größe bis zu 100ha ergeben können (Abb. 65). Die sämtlich mit Jungvieh bestückten Gemeinschaftsweiden liegen im Mittel auf 961 ± 131 m ü.NN. bei einer Hangneigung von $16,3 \pm 6,0^\circ$. Die Tatsache, dass große Flächenabschnitte nur eingeschränkt mit Maschinen befahrbar sind, setzt dem Weidemanagement Grenzen, weshalb nur rund die Hälfte der Fläche ($54,1 \pm 29,9\%$) der Jungviehweiden gedüngt wird (Tab. 48). Die *Besatzstärke* der untersuchten Jungviehweiden, also der durchschnittliche Viehauftrieb je Allmend-Betrieb, liegt zwischen 0,3-0,9 GVE/ha, im Mittel bei $\sim 0,6$ GVE/ha. Im Unterschied dazu gibt die *Besatzdichte* die zu einem bestimmten Zeitpunkt tatsächlich auf der Fläche vorhandene Viehdichte an und variiert wesentlich stärker, zwischen 0,8 und 25 GVE/ha. Sowohl *Besatzstärke* als auch *Besatzdichte* berücksichtigen allerdings nicht die Fressdauer der Rinder, was in der *Besatzleistung* (grazing pressure) in [GV-Tagen/ha] beinhaltet ist und so den Weidedruck über die gesamte Saison widerspiegelt. Die *Besatzleistung* der untersuchten Jungviehweiden liegt im Mittel bei ~ 82 GV-Tagen/Jahr und differenziert mit einer Spannweite von 22-198 GV-Tagen/Jahr die Beweidungsintensität der Flächen am breitesten (vgl. Kennwerte *Besatzstärke*, *Besatzdichte* in Tab. 48).

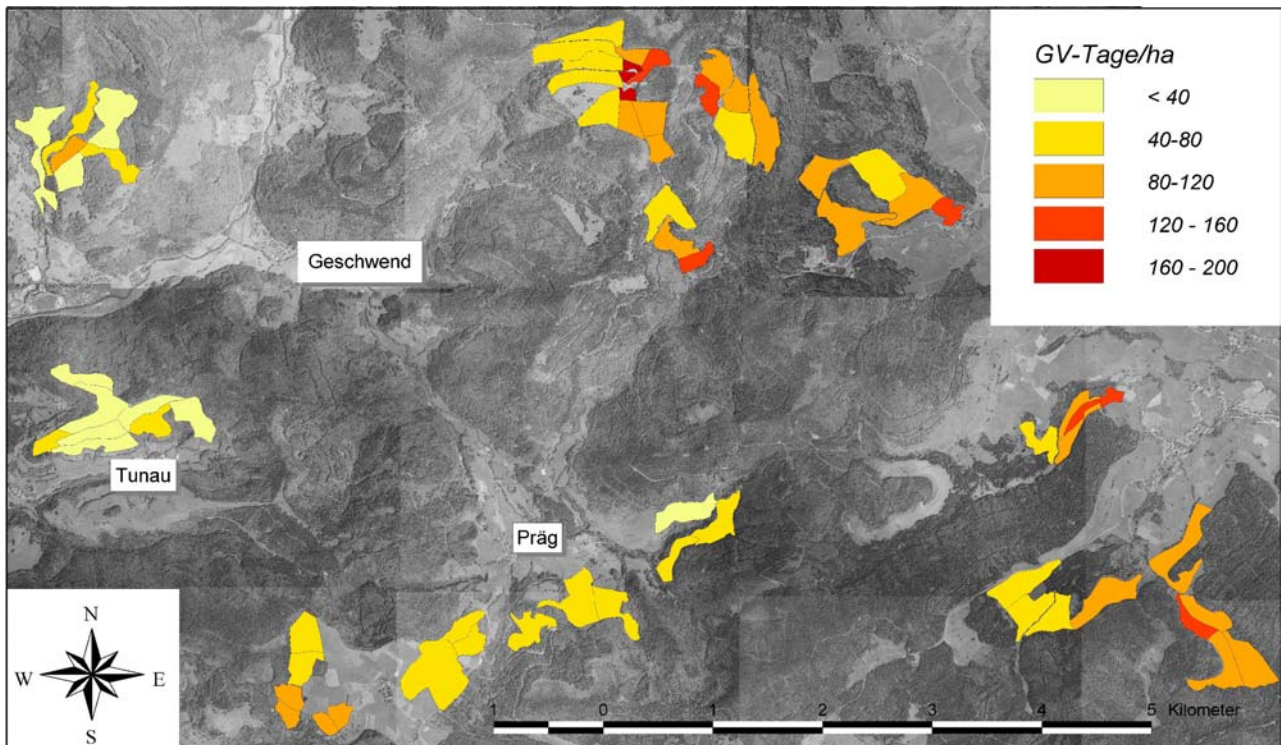


Abb. 65: Besatzleistung [GV-Tage/ha] der 71 untersuchten Jungviehweiden im Südschwarzwald. Stand: 2000.

Tab. 48: Eigenschaften der 71 untersuchten Jungviehweiden im Südschwarzwald. Beweidungsdaten des Jahres 2000.

<i>Eigenschaft</i>	<i>Mittelwert</i>	<i>Minimum</i>	<i>Maximum</i>
Koppelgröße [ha]	7,8±4,2	1,1	25,4
Hangneigung [%]	16,3±6,0	3,9	28,1
Höhe ü.NN. [m]	961,4±131,7	654,7	1209,4
Gedüngter Flächenanteil [%]	54,1±29,9	0	100
Besatzleistung [GV-Tage/ha]	82,3±37,5	22	198
Besatzdichte [GVE/ha]	4,7±4,0	0,8	25,3
Besatzstärke [GVE/ha]	0,6±0,2	0,31	0,87

Die Größe der Jungviehweiden hängt mit ihrer Beweidungsintensität zusammen (Abb. 66). Kleine Jungviehweiden werden intensiver beweidet als große und weisen eine höhere *Besatzleistung* auf (Korrelation: $R_s = -0,538$; $p < 0,001$). Das bedeutet, dass auf kleinen Jungviehweiden entweder der Gesamtweidedruck einer Weideperiode stärker ist oder sie produktiver sind und daher mehr Tiere tragen können (vgl. Einheit der *Besatzleistung*: [GV-Tage/ha]). Letztgenannter Aspekt wird durch einen signifikant negativen Zusammenhang zwischen Flächengröße und Düngung bestätigt ($R_s = -0,221$; $p < 0,05$). Durch die Haltungssysteme mit ihren Koppelumtrieben werden kleine Weideflächen bei gleich bleibender Herdengröße zu einem bestimmten Zeitpunkt dichter, d.h. mit mehr Tieren pro Flächeneinheit bestoßen. Kleine Jungviehweiden besitzen daher eine höhere *Besatzdichte* als große ($R_s = 0,480$; $p < 0,001$). Dagegen ist für die *Besatzstärke* (praxisübliche landwirtschaftliche Vergleichseinheit) die von einem Betrieb (=Gemeinde) bewirtschaftete Gesamtfläche, also i.d.R. ein Weidfeld, von Bedeutung. Bei diesem Flächenbezug, also der Summe mehrerer kleiner und großer Einzelkoppeln eines Weidfeldes, bestehen im UG keine signifikanten Zusammenhänge zwischen *Besatzstärke* und Flächengröße. Ansonsten besitzen die drei Beweidungskenngrößen (*Besatzleistung*, *Besatzdichte*, *Besatzstärke*) keine signifikanten Beziehungen zu anderen standörtlichen Parametern (Höhe, Hangneigung, Exposition, Bodenfeuchte)

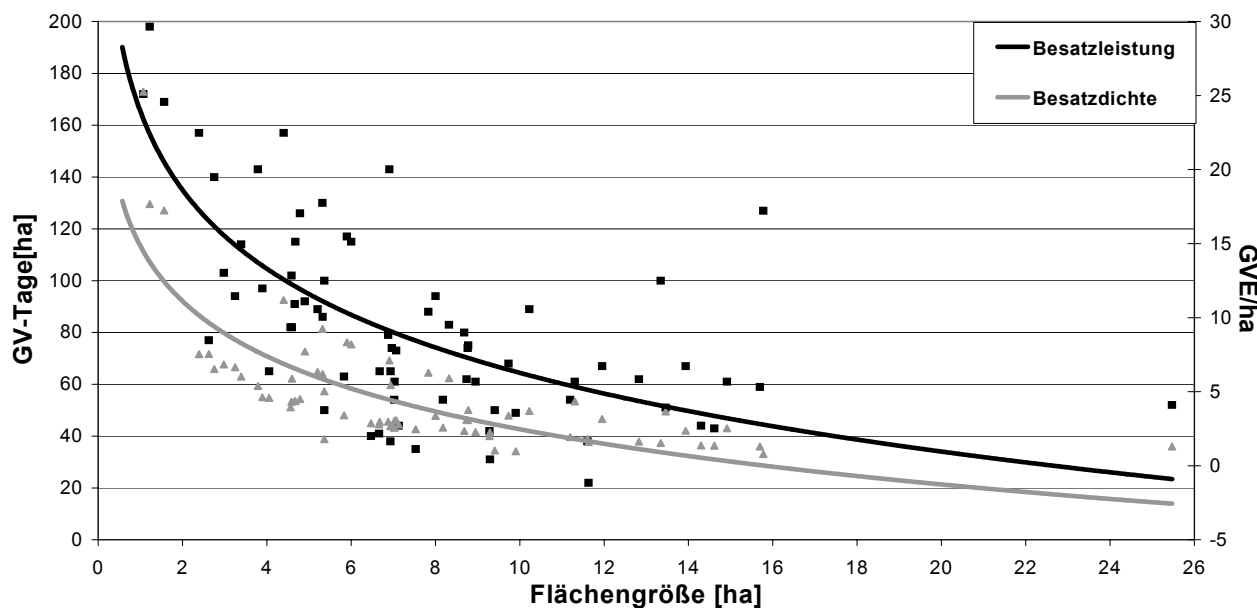


Abb. 66: Zusammenhang zwischen Beweidungsintensität und Flächengröße. Es sind Besatzleistung [GV-Tage/ha] und Besatzdichte mit jeweiligen Regressionsgeraden ($R^2=0,48$ bzw. $0,64$) angegeben. $N=71$ Jungviehweiden des Jahres 2000.

6.3.2 Raum- und Vegetationsstruktur der Jungviehweiden

Die Raum- und Vegetationsstruktur der Jungviehweiden variiert in Abhängigkeit von ihrer Beweidung. Die *Höhendiversität der Vegetation* und die *horizontale Strukturdiversität* einer Weide werden von hohen *Besatzdichte* und *Besatzleistungen* vermindert, wie entsprechende Korrelationen zeigen (Tab. 49). Horizontale und vertikale Vegetationsstruktur sind also dann besonders vielfältig, wenn wenig Weidetiere pro Hektar zu einem bestimmten Zeitpunkt gleichzeitig aufgetrieben werden (= *Besatzdichte*) bzw. diese dort nur über kurze Zeiträume verweilen (= *Besatzleistung*). Charakteristischerweise liegen keine signifikanten Korrelationen zur *Besatzstärke* (höherer Raumbezug) vor (Tab. 49). Diese Einflüsse der Beweidungsintensität wirken sich aber gleichzeitig auf die Verbuschung der Flächen aus. Geringe *Besatzdichten* und *Besatzleistungen* bedeuten zwar einerseits hohe Strukturvielfalt, aber andererseits auch starke Verbuschungen (<3m Höhe) und hohe Waldanteile (>3m Höhe), wie entsprechende Korrelationen belegen (Tab. 49).

Doch nicht nur die Beweidung selbst spielt eine Rolle für die Raum- und Vegetationsstruktur, sondern auch Aspekte des Weidemanagements sind entscheidend. Eine (Kalk-) Düngung auf größeren Bereichen der Weidefläche beispielsweise bewirkt eine strukturelle Verarmung der Vegetation, wie signifikante Korrelationen zur *Höhendiversität der Vegetation* bzw. zur *horizontalen Strukturdiversität* belegen (Tab. 49). Besonders dem zurückliegenden Weidemanagement (Arbeitsleistungen innerhalb der Allmendsysteme, sog. „Nebennutzungen“, vgl. Kap. 6.1.3.) kommt ein wichtiger Einfluss auf die heutige Raum- und Vegetationsstruktur der Flächen zu. Jungviehweiden, deren Wasserhaushalt früher in größerem Umfang reguliert wurde (*Hist. Wasserversorgung*), meist mit dem Ziel mittlere Bodenfeuchtigkeiten zu erzeugen, weisen heute tendenziell eine einförmigere Raum- und Vegetationsstruktur auf (Tab. 49). Ehemals hoher Düngungsaufwand führt zu aktuell geringer *horizontaler Strukturdiversität*. Die *Höhendiversität der Vegetation* bleibt dagegen von vergangener Düngung weitgehend unbeeinflusst, da sie eher der Frasstätigkeit des Weideviehs unterliegt. Außerdem führte historisch hoher Düngeaufwand zu aktuell dichter Vegetation mit geringen Offenbodenanteilen (Tab. 49). Dort wo das Weidemanagement, darauf ausgelegt war, die Fläche durch *Rodung/Mahd* von „Problem-Unkräutern“ offen zu halten, ist heute die höchste Strukturvielfalt vorhanden, wie entsprechende Korrelationen zeigen (Tab. 49). Vergangene *Rodung/Mahd* wirkt sich zudem signifikant negativ auf den heutigen Waldanteil aus. Allerdings sind diese Tätigkeiten auch mit aktuell starker Verbuschung verknüpft.

Die horizontale und vertikale Vielfalt der Raum- und Vegetationsstruktur der Jungviehweiden wird aber auch durch den Standort maßgeblich gestaltet, beispielsweise wird sie durch südliche Expositionen erhöht, wie Korrelationen zur *Höhendiversität der Vegetation* bzw. zur *horizontalen Strukturdiversität* belegen

(Tab. 49). Außerdem verbuschen steile Flächen, die sich über eine große Höhenamplitude erstrecken, leichter und besitzen einen entsprechend hohe Waldanteile. Zudem liegen auf dieser hohen, landschaftlichen Raumebene etliche Korrelationen vor, die schon im Rastergitter der kleinskaligeren Mesoebene ermittelt wurden (Tab. 49 und Kap. 5.2). Auch auf der untersuchten höheren, Landschaftsebene wird die Raum- und Vegetationsstruktur von Beweidung, Weidemanagement und Standort gleichermaßen beeinflusst.

Tab 49: Korrelationen zwischen Struktureigenschaften der Jungviehweiden und Standort- bzw. historischen und aktuellen Nutzungsparametern. Historische Maßnahmen beziehen sich auf den Zeitraum 1930-1987 (Erläuterungen s. Kap. 6.1.3.). Korrelationskoeffizienten nach Spearman sind bei Signifikanz markiert: * signifikant auf dem Niveau von 0,05; ** hoch signifikant auf dem Niveau von 0,01; *** höchst signifikant auf dem Niveau von 0,001. N=71 Jungviehweiden des Jahres 2000, historische Daten N=66.

Einflussfaktoren	Offenboden- anteil	Tritt	Höhendiv. Vegetation	Struktur- diversität	Länge Vegetation	Raumwid. Vegetation	Verbusch- ung	Wald- anteil
Besatzstärke	-0,165 0,170	-0,085 0,481	0,010 0,933	-0,075 0,533	-0,234* < 0,05	0,092 0,445	-0,531*** < 0,001	-0,379** < 0,01
Besatzdichte	-0,113 0,346	-0,083 0,490	-0,239* < 0,05	-0,296* < 0,05	-0,320** < 0,01	0,209 0,080	-0,374** < 0,01	-0,331** < 0,01
Besatzleistung	-0,215 0,071	-0,203 0,089	-0,174 0,146	-0,284* < 0,05	-0,377** < 0,01	0,219 0,067	-0,624*** < 0,001	-0,488*** < 0,001
Besatzstärke	-0,165 0,170	-0,085 0,481	0,010 0,933	-0,075 0,533	-0,234* < 0,05	0,092 0,445	-0,531*** < 0,001	-0,379** < 0,01
Flächengröße	0,021 0,834	0,063 0,600	0,147 0,220	0,053 0,662	0,097 0,423	0,119 0,322	0,221 0,064	0,235* < 0,05
Höhe ü.NN.	-0,267* < 0,05	-0,211 0,077	-0,160 0,183	-0,297* < 0,05	-0,120 0,320	0,360** < 0,01	-0,609*** < 0,001	-0,493 < 0,001
Höhenamplitude	0,291* < 0,05	0,171 0,153	0,174 0,148	0,39** < 0,05	0,164 0,173	-0,392** < 0,01	0,659*** < 0,001	0,476*** < 0,001
Hangneigung	0,387** < 0,01	0,208 0,082	0,173 0,149	0,406*** < 0,001	0,200 0,094	-0,535*** < 0,001	0,674*** < 0,001	0,533*** < 0,001
Südexposition	0,574*** < 0,001	0,369** < 0,01	0,557*** < 0,001	0,457*** < 0,001	-0,065 0,588	-0,595*** < 0,001	0,334** < 0,01	0,202 0,091
Bodenfeuchte	-0,126 0,295	0,036 0,766	0,025 0,837	0,111 0,356	0,011 0,930	0,542*** < 0,001	0,042 0,729	0,246* < 0,05
Düngung	-0,439*** < 0,001	-0,450*** < 0,001	-0,392** < 0,01	-0,523*** < 0,001	-0,217 0,070	0,218 0,068	-0,536*** < 0,001	-0,574*** < 0,001
Hist. Zäune/Umtrieb	-0,243* < 0,05	-0,265* < 0,05	-0,180 0,134	-0,148 0,217	-0,003 0,980	0,345** < 0,01	-0,365** < 0,01	-0,185 0,123
Hist. Düngung	-0,336** < 0,01	-0,197 0,099	-0,127 0,290	-0,268* < 0,05	-0,277* < 0,05	0,380** < 0,01	-0,373** < 0,01	-0,208 0,082
Hist. Rodung/Mahd	0,480*** < 0,001	0,265* < 0,05	0,417*** < 0,001	0,482*** < 0,001	-0,119 0,321	-0,576*** < 0,001	0,529*** < 0,001	-0,384** < 0,01
Hist. Strukturverbesser.	0,198 0,098	0,205 0,086	-0,124 0,304	-0,019 0,873	-0,157 0,190	0,056 0,645	0,154 0,184	-0,127 0,196
Hist. Wasserversorgung	-0,433*** < 0,001	-0,162 0,178	-0,355*** < 0,01	-0,475*** < 0,001	0,350** < 0,01	0,331** < 0,01	-0,532*** < 0,001	-0,474*** < 0,001

6.3.3 Gründe des Heuschreckenreichtums der Jungviehweiden

Bei den Untersuchungen auf Landschaftsebene wurden im Südschwarzwald 25 Heuschreckenarten auf den Jungviehweiden festgestellt. Im Mittel kommen auf einer Jungviehweide des Südschwarzwaldes $11 \pm 3,5$ Heuschreckenarten vor. Mit Artzahlen zwischen 6-20 schwankt der Heuschreckenreichtum der Jungviehweiden jedoch erheblich (Abb. 67). Dabei sind die einzelnen Arten mit ganz unterschiedlichen Stetigkeiten auf den Weideflächen anzutreffen (Tab. 50). Arten wie *Metrioptera roeseli* oder *Chorthippus parallelus* kommen auf allen Jungviehweiden vor. Dementsprechend sind die von ihnen besiedelten Weiden mit durchschnittlich 7,8ha genauso groß wie der allgemeine Kennwert aller 71 untersuchten Jungviehweiden. Beide Arten sind auch auf den kleinsten Jungviehweiden des Untersuchungsraumes mit einer Größe von 1,1ha vorhanden. Ihre Vorkommen zeigen dementsprechend auch keine signifikanten Zusammenhänge zur Flächengröße (Tab. 50). Dagegen weist unter den übrigen Heuschreckenarten mehr als die Hälfte in ihrer Verbreitung signifikante Beziehungen zur Flächengröße der (Tab. 50). Mit sinkender Stetigkeit der Arten, d.h. mit zunehmender Seltenheit auf den Jungviehweiden, steigt auch ihre Abhängigkeit von der Flächengröße der Weiden, wie entsprechende Korrelationen belegen (Tab. 50). Seltene Arten, die auf weniger als 20% der Jungviehweiden vorkommen sind meist auch stenök, d.h. besiedeln nur entweder sehr feuchte oder sehr trockene Flächen. Diese seltenen und spezialisierten Arten wie *Stetophyma grossum*, *Psophus stridulus*, *Platycleis albopunctata*, *Myrmeleotettix maculatus* oder *Chorthippus brunneus* benötigen eine Mindestgröße der Jungviehweiden von 4-5ha, um dort überhaupt vorzukommen (Tab. 50).

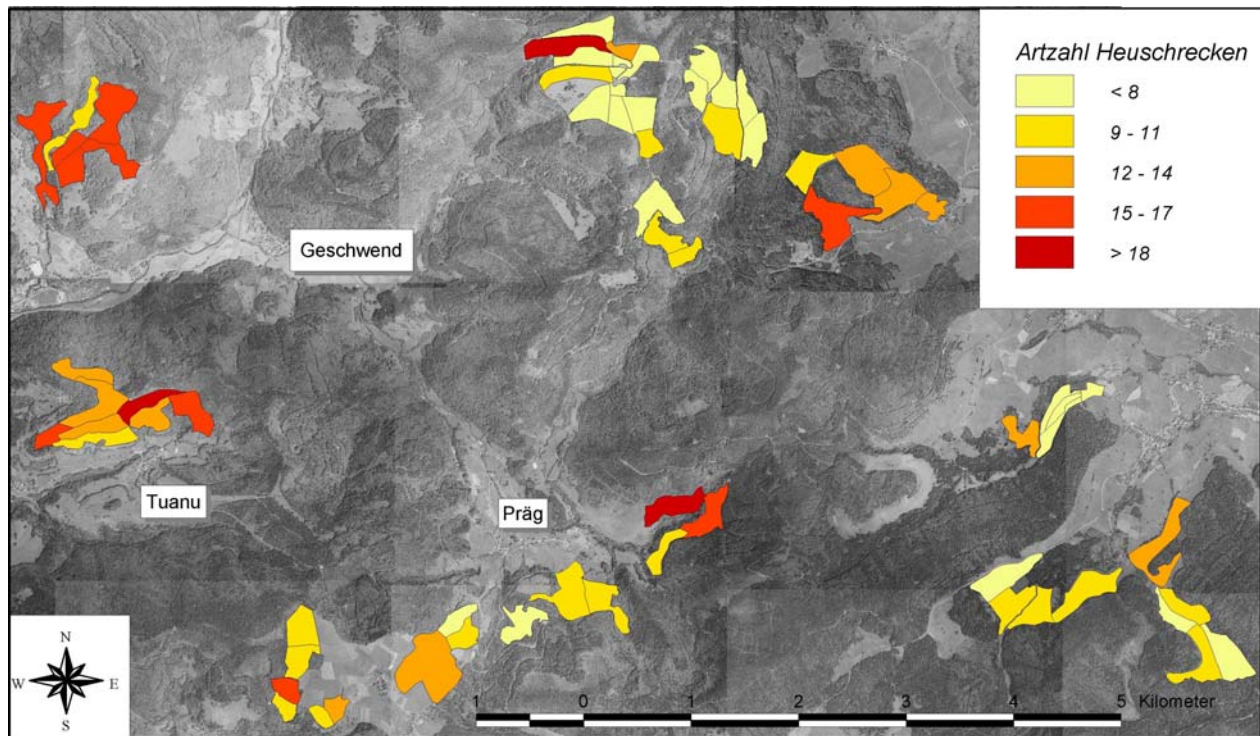


Abb. 67: Artenreichtum von Heuschrecken auf den 71 untersuchten Jungviehweiden des Südschwarzwalds im Jahr 2000.

Tab. 50: Verbreitung von Heuschreckenarten auf Jungviehweiden im Südschwarzwald im Jahr 2000. Es sind Steigungen, mittlere und minimale Flächengröße der Vorkommen sowie ihre Korrelationen zur Flächengröße angegeben. N=71 Jungviehweiden

Heuschreckenart	Steigung [%]	Mittl. Flächengröße [ha]	Min.Flächengröße [ha]	R_s	p
Metrioptera roeseli	100,0	7,8	1,1	0,113	0,346
Chorthippus parallelus	100,0	7,8	1,1	0,098	0,415
Omocestus viridulus	97,2	7,8	1,1	0,283*	< 0,05
Decticus verrucivorus	94,4	8,0	1,1	0,107	0,376
Stauroderus scalaris	84,5	8,0	1,2	0,220*	< 0,05
Stenobothrus lineatus	78,9	8,2	1,2	0,149	0,214
Euthystira brachyptera	71,8	8,4	1,1	0,382**	< 0,01
Tettigonia cantans	64,8	8,2	1,2	0,245*	< 0,05
Metrioptera brachyptera	47,9	9,5	3,0	0,406***	< 0,001
Miramella alpina	39,4	7,5	2,0	0,048	0,689
Nemobius sylvestris	36,6	7,8	2,5	0,30	0,807
Chorthippus biguttulus	35,2	8,1	2,6	0,034	0,777
Metrioptera bicolor	29,6	8,1	2,9	0,074	0,537
Pholidoptera griseoptera	29,6	8,9	2,5	0,224*	< 0,05
Gomphocerus rufus	28,2	8,3	2,6	0,047	0,696
Omocestus rufipes	23,9	7,5	2,6	-0,057	0,636
Chorthippus montanus	21,1	9,4	3,2	0,250*	< 0,05
Stenobothrus stigmaticus	18,3	7,4	3,0	-0,039	0,749
Omocestus haemorrhoidalis	16,9	9,2	3,8	0,266*	< 0,05
Stetophyma grossum	14,1	9,9	4,3	0,229*	< 0,05
Gryllus campestris	12,7	7,8	4,4	-0,012	0,918
Psophus stridulus	12,7	10,2	5,4	0,396**	< 0,01
Platycleis albopunctata	11,3	8,7	5,0	0,368**	< 0,01
Myrmeleotettix maculatus	11,3	12,3	4,6	0,278*	< 0,05
Chorthippus brunneus	9,9	8,2	5,4	0,295*	< 0,05

Analog zur Verbreitung einzelner Heuschreckenarten ist auch der Reichtum der gesamten Artengemeinschaft der Heuschrecken von der Flächengröße der Jungviehweiden abhängig. Es besteht eine signifikant positive Korrelation zwischen der Größe der Jungviehweiden und dem Heuschreckenreichtum (Abb. 68). Dieser Zusammenhang zwischen Artenreichtum und Flächengröße lässt sich am besten, d.h. mit größtmöglichem Bestimmtheitsmaß, als logarithmische Funktion ausdrücken (Abb. 68). Mit zunehmender Flächengröße der Jungviehweiden steigt gemäß dieser Arten-Areal-Kurve der Artenreichtum von Heuschrecken bis zu einem bestimmten Grenzwert (Asymptote).

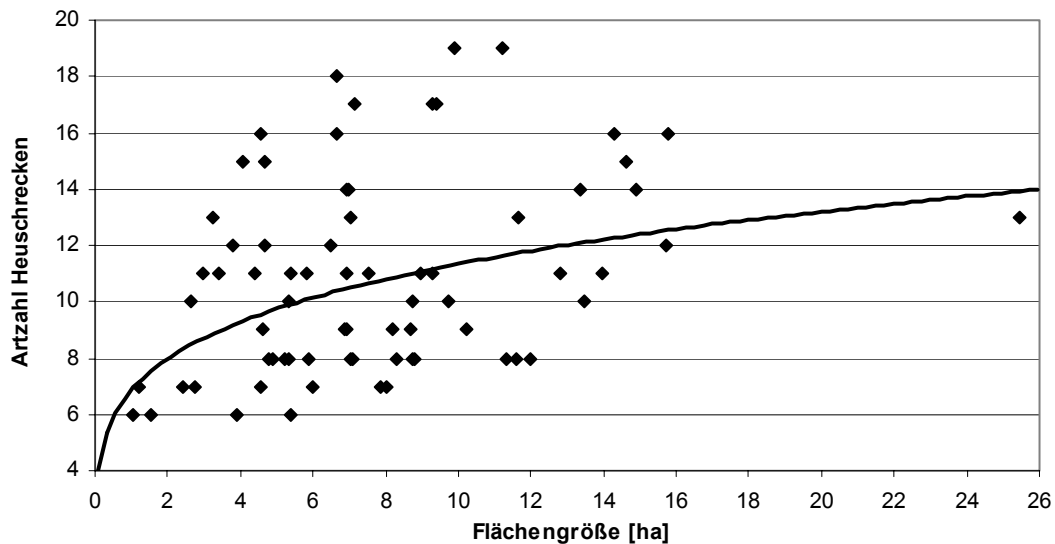


Abb. 68. Heuschreckereichtum in Abhängigkeit von der Größe der Jungviehweiden. Logarithmische Regressionslinie ($R^2=0,17$). $N=71$.

Obwohl die bestmögliche Kurvenanpassung mit höchstem Bestimmtheitsmaß verwendet wird, ist der logarithmische Verlauf aufgrund der starken Streuung der Messwerte nicht sicher. Bei der gegebenen Poisson-Verteilung der Daten kann die gefundene Arten-Areal-Beziehung nach KRUCZEK (1996) in die (flächengrößenabhängige) Wahrscheinlichkeiten alle Arten anzutreffen transformiert werden (Kap. 3.3). Diese Wahrscheinlichkeiten alle Heuschreckenarten anzutreffen steigt mit zunehmender Flächengröße der Jungviehweiden exponentiell an (Abb. 69). Bei südlicher Exposition der Jungviehweiden ist der Artenreichtum von Heuschrecken größer als bei Nordexposition (N,W,O), weshalb auch die Wahrscheinlichkeitskurve mit anderer Steigung verläuft (Abb. 69). Bei nordexponierten Jungviehweiden (größere Steigung) reicht eine geringere Flächengröße aus, um dort alle Arten (des geringeren Artenreichtums) anzutreffen. Mit Hilfe dieser Wahrscheinlichkeitsfunktionen können letztlich bestimmte (Mindest-) Arealgrößen der Jungviehweiden für einen bestimmten, normativen Artenreichtum von Heuschrecken berechnet werden. Um beispielsweise 95% des möglichen Heuschreckenreichtums auf einer Jungviehweide anzutreffen, muss diese mindestens 7,4ha groß sein. Eine südexponierte Jungviehweide muss wegen des dort höheren Artenreichtums (und der entsprechend geringeren Antreffwahrscheinlichkeiten) hingegen mindestens 10,1ha groß sein, um 95% des Heuschreckenreichtums aufzuweisen, eine Nordexponierte dagegen nur 5,5ha (Abb. 69).

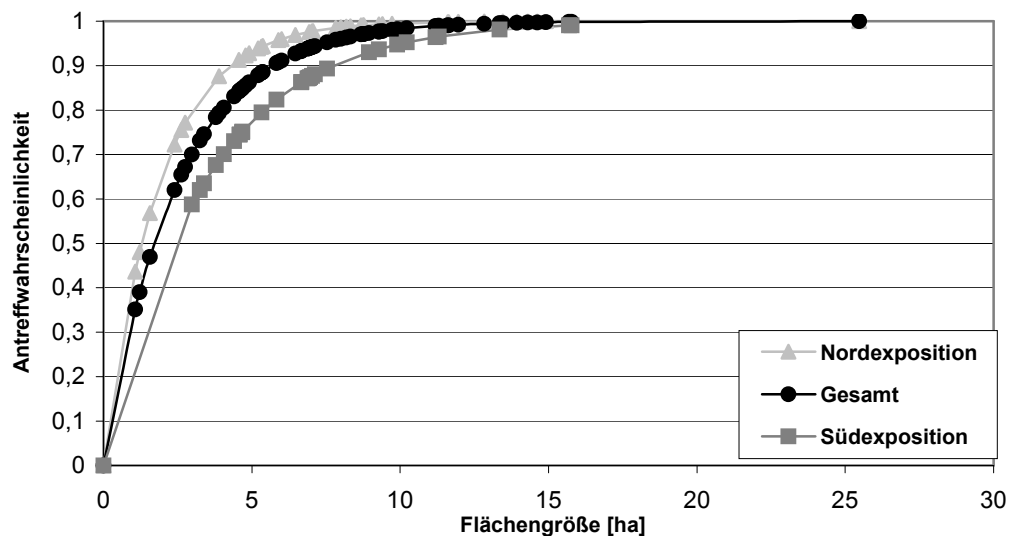


Abb. 69: Flächengrößenabhängige Wahrscheinlichkeiten des Nachweises aller Heuschreckenarten auf Jungviehweiden. $N=71$.

Der Artenreichtum von Heuschrecken der untersuchten Jungviehweiden wird aber nicht nur durch deren Flächengröße bestimmt, sondern unterliegt auch Standort-, Management- und Beweidungseigenschaften sowie der Raum- und Vegetationsstruktur. Es liegen relativ starke Höhen-, Hangneigungs- und Expositionsgredienten für den Heuschreckenreichtum der Jungviehweiden auf landschaftlichem Niveau vor, wie

entsprechende Korrelationen belegen (Tab. 51). Eine starke Hangneigung der Jungviehweiden steigert ihren Heuschreckenreichtum deutlich. Weiden mit ausgebildeter Höhenamplitude sind tendenziell ebenfalls steil und beherbergen daher ebenfalls viele Heuschreckenarten. Bei zunehmender Höhenlage ü.NN. schwindet dagegen der Artenreichtum, es liegt also ein negativer Höhengradient vor (Tab. 51). Die Feuchtigkeit des Standortes spielt dagegen keine wesentliche Rolle für den Artenreichtum der Jungviehweiden.

Unter den Einflüssen des Weidemanagements sticht neben der Flächengröße vor allem die Düngung hervor, die den Artenreichtum von Heuschrecken erniedrigt (Tab. 51). Das historische Weidemanagement besitzt ambivalente Effekte auf den Heuschreckenreichtum, analog ihrer Einflüsse auf die Raum- und Vegetationsstruktur (s.o.). Ehemalige Maßnahmen der mechanischen *Strukturverbesserung* der Jungviehweiden sind für den heutigen Artenreichtum von Heuschrecken bedeutungslos. Ein in der Vergangenheit hauptsächlich auf Weideeinrichtungen wie *Zäune* und *Wasserversorgung* abzielendes Management, beeinflusst die aktuellen Heuschreckenvorkommen ebenfalls nur geringfügig, wie schwache Korrelationen belegen (Tab. 51). Große Bedeutung für die Artenvielfalt haben hingegen ehemalige *Düngungs-* und *Rodung/Mahd*-Maßnahmen, wie entsprechend starke Korrelationen zeigen (Tab. 51). Eine in der Vergangenheit mit großem Arbeitsaufwand betriebene intensive *Düngung*, wirkt sich bis heute negativ auf den Artenreichtum von Heuschrecken aus (Abb. 70). Frühe Offenhaltungsmaßnahmen wie *Rodungen* und *gezielte Mahd* üben dagegen einen äußerst positiven Einfluss auf den Artenreichtum aus (Abb. 70).

Tab. 51: Korrelationen zwischen dem Heuschreckenreichtum der Jungviehweiden und ihren Flächeneigenschaften. Es ist jeweils die Funktion mit höchstem Bestimmtheitsmaß [R^2] angegeben. Korrelationskoeffizienten nach Spearman [R_s] sind bei signifikantem p markiert: * $<0,05$; ** $<0,01$; *** $<0,001$. N=71

Flächeneigenschaft	Funktion	R^2	R_s	p
Besatzstärke [GVE/ha]	linear	0,102	-0,248*	< 0,05
Besatzdichte [GVE/ha]	log	0,442	-0,669***	< 0,001
Besatzleistung [GV-Tage/ha]	log	0,296	-0,571***	< 0,001
Flächengröße	log	0,142	0,343***	< 0,001
Höhe ü.NN.	linear	0,243	-0,493***	< 0,001
Höhenamplitude	linear	0,223	0,473***	< 0,001
Hangneigung	linear	0,209	0,457***	< 0,001
Südexposition	linear	0,305	0,562***	< 0,001
Bodenfeuchte	quadratisch	0,129	0,063	0,599
Düngung	linear	0,337	-0,593***	< 0,001
Offenboden	linear	0,252	0,480***	< 0,001
Tritt	linear	0,158	0,389**	< 0,01
Höhendiversität Vegetation	linear	0,352	0,579***	< 0,001
Horizontale Strukturdiversität	linear	0,357	0,593***	< 0,001
Vegetationshöhe	quadratisch	0,064	0,117	0,331
Raumwiderstand Vegetation	linear	0,279	-0,432***	< 0,001
Verbuschung	log	0,202	0,456***	< 0,001
Waldanteil	quadratisch	0,201	0,414***	< 0,001
Histor. Zaun/Umtrieb [%]	linear	0,011	-0,231	0,052
Histor. Düngung [%]	linear	0,231	-0,473***	< 0,001
Histor. Rodung [%]	linear	0,269	0,527***	< 0,001
Histor. Strukturverbesserung [%]	linear	0,001	0,032	0,790
Histor. Be- und Entwässerung [%]	linear	0,100	-0,339**	< 0,01

Aber auch die heutige Beweidung ist für den Artenreichtum der Jungviehweiden von entscheidender Bedeutung. Wie schon hinsichtlich der Raum- und Vegetationsstruktur gezeigt, ist der Aspekt der *Besatzstärke* fast ohne Belang, da sich die einzelnen Bewirtschaftungseinheiten hierin kaum unterscheiden. Wesentlich stärker wirken sich *Besatzdichte* und *Besatzleistung* auf den Heuschreckenreichtum der Jungviehweiden aus. Eine hohe *Besatzdichte*, also der konzentrierte Viehauftrieb auf kleine Flächeneinheiten, verringert die Artzahl von Heuschrecken erheblich (Abb. 70). Im Vergleich zu anderen Einflussfaktoren liegt hinsichtlich der *Besatzdichte* kein linearer, sondern ein logarithmischer Zusammenhang zum Heuschreckenreichtum vor (Tab. 51). Das bedeutet, dass sich hohe, mittlere und leicht unterdurchschnittliche *Besatzdichten* extrem negativ auf die Artenvielfalt auswirken, während großer Heuschreckenreichtum nur bei sehr geringen *Besatzdichten* vorliegt (Abb. 70). Eine Vielfalt von 11 Heuschreckenarten, der Mittelwert der untersuchten Jungviehweiden, wird nur bei *Besatzdichten* kleiner als ~3GVE/ha erreicht. Auch hohe *Besatzleistungen*, also viele Tiere mit langer Fressdauer pro Flächeneinheit, wirken sich negativ über logarithmische Zusammenhänge auf Heuschreckengemeinschaft aus (Tab. 51).

Der Heuschreckenreichtum der Jungviehweiden hängt auch in starkem Umfang von den z.T. beweidungsbedingten Eigenschaften der Raum- und Vegetationsstruktur der Flächen ab. Der *Offenbodenanteil* und die *Trittwirkung* der Rinder sind positiv mit der Heuschreckenartzahl korreliert. Die *Höhendiversität der Vegetation* sowie die *horizontale Strukturdiversität* weisen die höchsten Korrelationskoeffizienten unter den Struktureigenschaften auf und wirken sich stark positiv auf den Heuschreckenreichtum aus (Tab. 51). Hinsichtlich der Wüchsigkeit der Vegetation ist ihre Dichte, nicht ihre Höhe, von Bedeutung für den Heuschreckenreichtum (Tab. 51). Dichte Vegetationsbestände wirken sich negativ auf die Heuschreckenvielfalt aus. Hohe Gehölzanteile, d.h. sowohl starke Verbuschung, als auch ein großer Waldanteil, ist positiv für die Vielfalt der Heuschreckengemeinschaft.

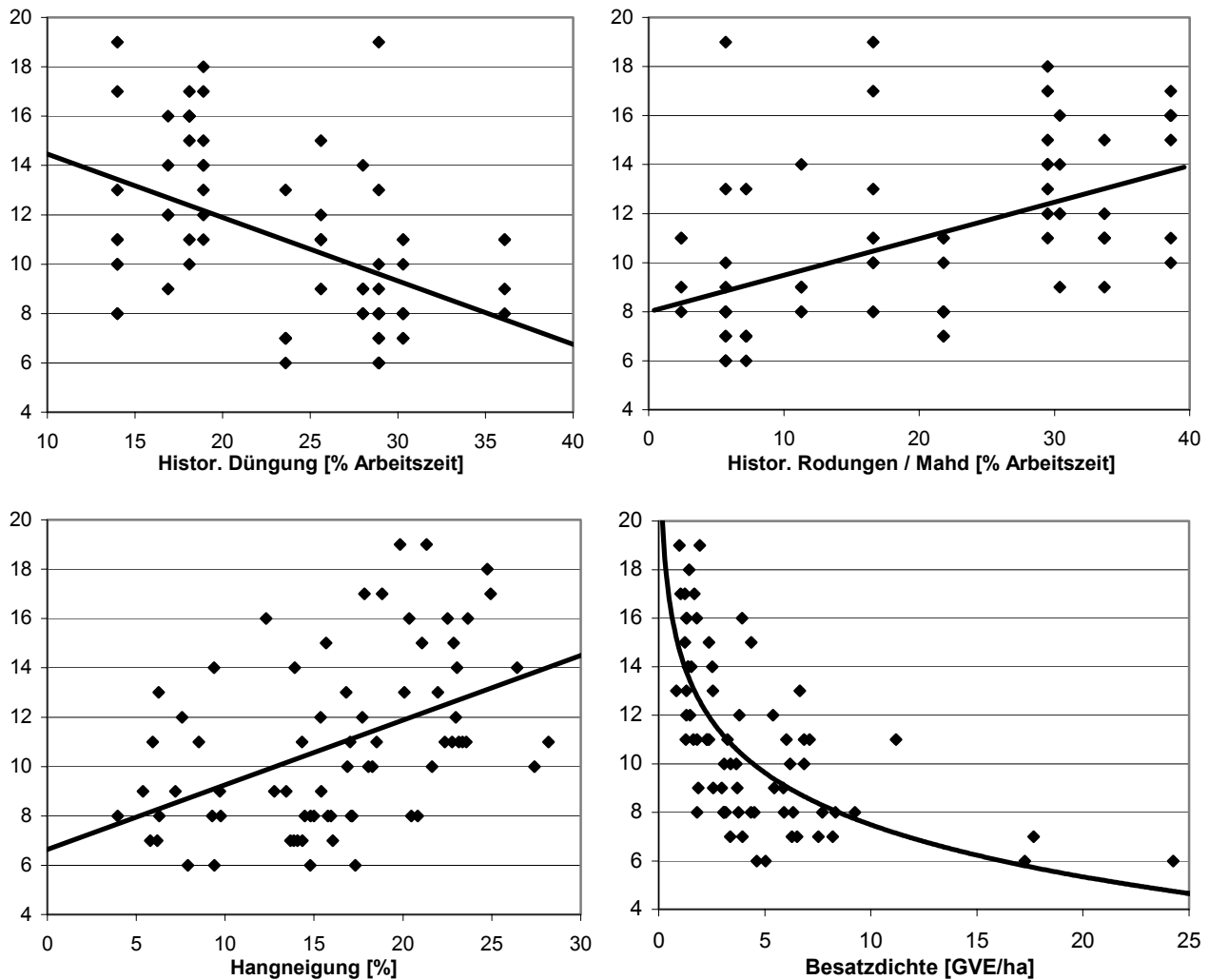


Abb. 70: Zusammenhänge des Artenreichtums von Heuschrecken mit einzelnen Flächeneigenschaften der Jungviehweiden. Es sind jeweils Regressionslinien mit höchstem R^2 angegeben: Besatzdichte ($R^2=0,44$), Hangneigung ($R^2=0,21$), Histor. Rodung/Mahd ($R^2=0,27$), Histor. Düngung ($R^2=0,23$). $N=71$ Jungviehweiden des Jahres 2000 im Südschwarzwald.

6.3.4 Modelle zum Heuschreckenreichtum der Jungviehweiden

Der Artenreichtum der Jungviehweiden wird auf landschaftlicher Ebene von unterschiedlichen Standort-, Management-, Beweidungs-, und Strukturaspekten gesteuert (s.o.). Diese Einflussfaktoren wirken zum einen untereinander, zum anderen treten Redundanzen auf (vgl. PCA in Abb.A.12 in Anh. 6.3). Letztere können durch Regressionsanalysen eliminiert und die relevanten Faktoren zusätzlich in ihrer Einflussgröße quantifiziert werden. Ein entsprechendes GLM (generalised linear model) mit einer Modellgüte von $\sim 0,71$ ermittelt die *Besatzdichte* als wichtigsten Faktor für den Heuschreckenreichtum der Jungviehweiden auf landschaftlichem Niveau (Tab. 52). Von zweitgrößter Bedeutung für die Vielfalt der Heuschreckengemeinschaft ist die *historische Düngung* (Tab. 52). Diese beiden Faktoren erklären 18,6% bzw. 16,4% der Varianz des Artenreichtums von Heuschrecken und seiner Verteilung in der Landschaft. Entsprechend prognostiziert das Regressionsmodell den größten Heuschreckenreichtum bei niedrigen *Besatzdichten* und

geringer *historischer Düngung* (Abb. 71). Für extrem hohe *Besatzdichten* liegen nur so wenige Messwerte vor, dass das Modell die Effekte *historischer Düngemaßnahmen* in seiner diesbezüglichen Prognose umkehrt (Abb. 71). Derart hohe *Besatzdichten* kommen aber im Südschwarzwald ohnehin nur in Ausnahmefällen vor, meist dann als kleinflächige Auftriebskoppel eines Weidfeldes. Weiterhin wirken sich *Höhendiversität der Vegetation* und *horizontale Strukturdiversität* als dritt- bzw. viertwichtigste Faktoren positiv auf den Heuschreckenreichtum auf Landschaftsniveau aus (Tab. 52). Daher prognostiziert das Modell hohen Heuschreckenreichtum bei starker *Höhendiversität der Vegetation* und hoher *horizontaler Strukturdiversität* (Abb. 71). Zudem ist die Südexposition der Jungviehweiden entscheidend für die Heuschreckengemeinschaft und erklärt immerhin noch 8,3% der Varianz.

Nach diesem Modell ist die Vielfalt von Heuschrecken in der Landschaft letztlich vor allem von der Beweidung selbst, charakteristischerweise der *Besatzdichte*, sowie ihrem Management abhängig. Historische Nutzungsaspekte, wie frühere Düngungen sind höher zu gewichten, als andere ähnliche wirkende Einflüsse. Unter den strukturellen Eigenschaften der Vegetation sind auf landschaftlicher Ebene nicht einzelne Aspekte per se (z. B. Offenbodenanteil) von Bedeutung, sondern deren Bandbreite und Variabilität über die gesamte Fläche. Allerdings stehen sie der Beweidung als Einflussfaktoren des Heuschreckenreichtum nach.

Tab. 52: Regressionsmodell (GLM) des Artenreichtums von Heuschrecken auf Landschaftsebene des Südschwarzwaldes. $R^2=0,706$ bzw. *kor. R*²=0,681. Neben der Richtung des Einflusses (+/-) sind Kennwerte der F-Statistik mit zugehöriger Signifikanz *p* (F), der Parameterschätzer *F* samt Signifikanzniveau *p* (T) sowie das partielle Eta-Quadrat (η^2) angegeben. Aufgenommene Einflussvariablen: 23; N=66 Jungviehweiden.

Erklärende Variablen	+/-	F	p (F)	T	p (T)	Partielles η^2
Besatzdichte [GVE/ha]	-	13,70	< 0,001	-6,40	< 0,001	,186
Histor. Düngung	-	11,73	< 0,01	-3,42	< 0,01	,164
Höhendiversität Vegetation	+	8,40	< 0,01	2,90	< 0,01	,123
Horizontale Strukturdiversität	+	5,50	< 0,05	2,35	< 0,05	,084
Südexposition	+	5,40	< 0,05	2,32	< 0,05	,083

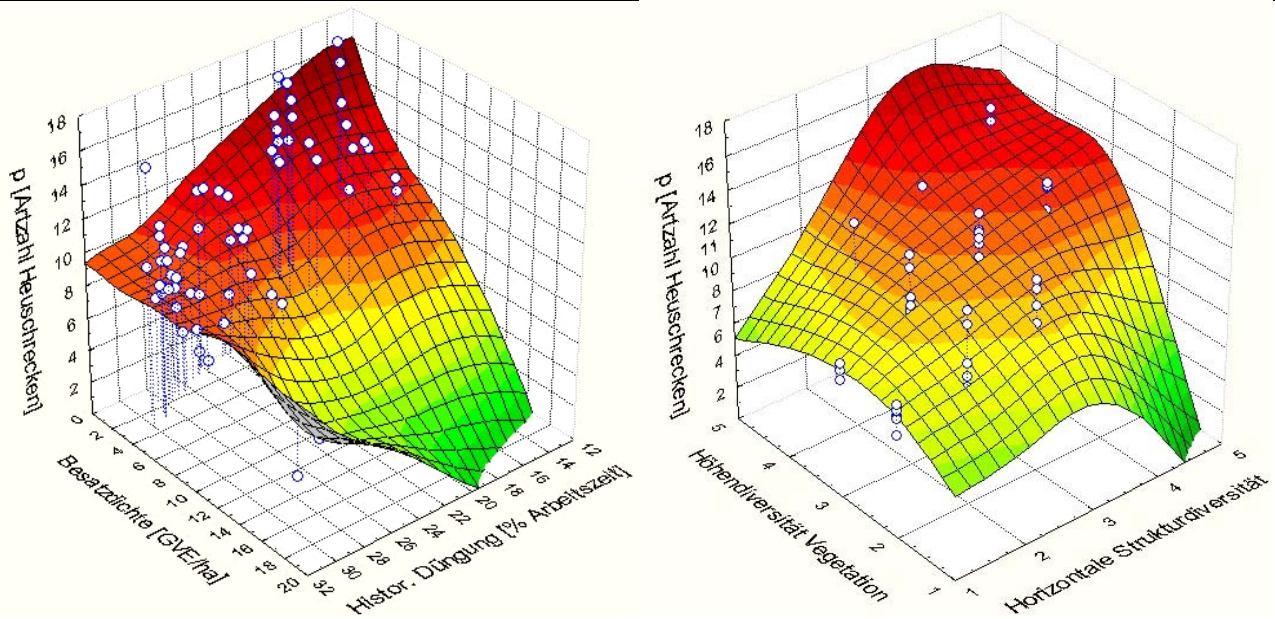


Abb. 71: Trendoberflächen der Prognosen des Regressionsmodells (GLM) zum **Heuschreckenreichtum** auf Landschaftsebene. Die signifikanten Einflussvariablen sind entsprechend ihrer Priorität (s. Tab. 52) jeweils paarweise in Flächenplots dargestellt. Darstellungsart: distanzgewichtete K-Q-Glättung. Datenpunkte unter Trendoberfläche teilweise nicht sichtbar. N=66 Jungviehweiden.

6.3.5 Diskussion Hypothese 8 - Nutzungsform Jungviehweide

Zur Differenzierung der Beweidungsintensität und ihrer Auswirkungen stellt sich die üblicherweise in der landwirtschaftlichen Praxis verwendete *Besatzstärke* [GVE/ha] als weitestgehend unbrauchbar heraus, da sie im Untersuchungsgebiet relativ wenig variiert (0,3-0,9 GVE/ha) und Standort- und Managementunterschiede nicht berücksichtigt. Konkrete Weidewirkungen auf eine bestimmte Fläche können, wie gezeigt wurde, wesentlich besser durch die *Besatzdichte* oder die, im angloamerikanischen Raum häufiger verwendete, *Besatzleistung* (grazing pressure) ausgedrückt werden. Im Durchschnitt zeigen zwar auch diese

beiden Beweidungsmaße (überregional) vergleichsweise geringe Intensitäten an, aber sie differenzieren die Gemeinschaftsweiden deutlich besser entlang eines Intensitätsgradienten. Allerdings erscheint die im Südschwarzwald vorgefundene maximale *Besatzdichte* von 25 GVE/ha überdurchschnittlich hoch (vgl. z. B. NITSCHKE & NITSCHKE 1994). Auch die festgestellten Maximalwerte der *Besatzleistung* sind mit fast 200 GV-Tagen/ha sehr hoch. OPITZ v. BOBERFELD (1994) gibt bei Weidereife auf Umtriebsweiden 100GV-Tagen/ha. Alle diese Beweidungsangaben entstanden aus Befragungen der Landwirte bzw. Weidewarte, was sicherlich prinzipiell eine gewisse Fehlerquelle darstellt. Die hohen „Ausreißer“ von *Besatzdichte* und *Besatzleistung* stammen alle von besonders kleinen Weideflächen, meist den Auftriebskoppeln von ca. 1 ha Größe. Hier haben kleine Schwankungen bei den Angaben der Landwirte große Effekte: Ob eine Herde von 80 Tieren beispielsweise 3 oder 4 Tagen in der kleinen Auftriebskoppel verbleibt, hat große Konsequenzen für die *Besatzleistung* [GV-Tage/ha]. Die ermittelten *Besatzdichten* unterliegen solchen Schwankungen der Zeitangaben nicht und entsprechen daher möglicherweise eher den tatsächlichen Verhältnissen. Insgesamt wäre es aber dennoch wünschenswert, wenn die *Besatzleistung* häufiger als Intensitätsangabe zur Verwendung käme, da sie als einzige die Fressdauer der Tiere beinhaltet.

Als Aspekt der Beweidung ist vor allem die *Besatzdichte* für die Heuschreckenvielfalt landschaftlichem Niveau entscheidend. Bei hohen *Besatzdichten* wird die Selektivität der Rinder unterdrückt (SAMBRAUS 1978) und sie weiden die Fläche gleichmäßig ab (DEYOUNG 1988 in HART ET AL. 1993), was zu einer strukturellen Verarmung der Vegetation führt. Die strukturellen Verhältnisse auf Koppeln der Jungviehweiden mit höchsten *Besatzdichten* kommen denen aus Umtriebs- oder Portionshaltung nahe (vgl. z. B. SCHALITZ & BECKMANN 1998). Auch die geringe Artenvielfalt entspricht dann der artenarmen Heuschreckenfauna von Umtriebsweiden (vgl. z.B. LAUBMANN 1998). Auch FRICKE & v. NORDHEIM (1992) belegen die Heuschreckenarmut hoher *Besatzdichten* mit Artzahlen von $2,6 \pm 0,6$ bei $7,5 \text{ GVE/ha}$ bzw. $0,8 \pm 1,1$ Heuschreckenarten bei $14,7 \text{ GVE/ha}$. Auch wenn diese Befunde durch Unterschiede im Haltungssystem und im regionalen Artenpool nicht direkt vergleichbar sind, unterstreichen sie dennoch die gefundenen Effekte der *Besatzdichte*. Auch hohe *Besatzleistungen* zeigen ein Teil des geschilderten Phänomens an. Sie können allerdings auch hohe Werte erreichen, indem Weidetiere bei geringer *Besatzdichte* eine lange Zeit auf der Koppel verbleiben. Dieser Aspekt der *Besatzleistung* muss aber wegen der dann erhöhten Selektivität der Rinder förderlich für Vegetationsstruktur und Artenverbreitung angesehen werden. Daher ermittelt das Regressionsmodell korrekterweise die *Besatzdichte*, mit ihrer Struktur-egalierenden Wirkung bei hohen Werten, als relevanten Einflussfaktor für die landschaftliche Heuschreckenvielfalt.

Die Zusammenhänge zwischen Flächengröße und Beweidungsintensität haben ihre Ursache sicherlich nur z. T. in der Flächengröße per se. Bei der Auswahl und Abgrenzung der Weideflächen greift der Landwirt entscheidend ein. In seinem Bestreben, ein Weidesystem aus rund einem halben Dutzend mehr oder weniger gleichwertiger Koppeln zu generieren, wählt er Flächenabgrenzungen in Abhängigkeit von den Standortfaktoren bzw. der Produktivität der potentiellen Teilflächen. Da Koppel- bzw. Umtriebssysteme nur gut funktionieren, wenn die Fresszeiten bzw. Regenerationsphasen auf allen Flächen annähernd gleich lang sind, kann ein Landwirt also produktive Standorte „enger“ einzäunen. Magere Bereichen hingegen müssen größere Koppeln ergeben, damit sie das Vieh genauso lange ernähren können. Allerdings ist die Standortproduktivität nicht das einzige Kriterium der Flächenwahl, die Zugänglichkeit spielt u.U. eine wesentlich größere Rolle. Eigentlich müssten Landwirte große Fläche, die entsprechend magere Standorte beinhalten, mehr düngen als kleine Weiden, um die gleichen Futtererträge zu erzielen. Es ist aber genau das Gegenteil der Fall: große Gemeinschaftsweiden werden zu geringeren Anteilen gedüngt, da sie häufig schlechter zugänglich sind. Das heißt umgekehrt, dass Flächen, die gut erreichbar und für Düngefahrzeuge zugänglich sind, mit geringerer Größe auskommen, um die benötigten Futterrationen im Koppelsystem bereitzustellen. Es ist müßig, zu spekulieren, ob Landwirte dies bei der Flächenwahl einplanen oder sich derartige Flächengrößen-Düngungs-Beziehungen eher im Laufe der Zeit ergeben. Zumindest greifen die Landwirte bei Bedarf steuernd ein und korrigieren Flächenabgrenzungen ggf. nach ihren Belangen. Insgesamt führen die Homogenisierungsbestrebungen der Landwirte bei der Wahl von Abgrenzung und Größe der Weidefläche zu einem standörtlichen Heterogenitätsgradienten entlang des Flächengrößengradienten. D.h., große Weideflächen besitzen durch die Auswahl der Landwirte härtere Standortgradienten. Bereiche, die schon „homogen“ oder zumindest produktiv sind werden auf kleiner Fläche so gewählt, dass sie mög-

lichst keine Standortgradienten aufweisen. Dennoch bestehenden Standortunterschiede werden dann auf kleinen, leicht zugänglichen Weiden durch Düngung und Management egalisiert, weshalb diese in der Summe kaum Gradienten besitzen. Die Flächengröße der Gemeinschaftsweiden ist also gleichzeitig ein Gradient für die Härte aller Standortgradienten. Flächengröße ist also mehr als nur ein bestimmtes Ausmaß an Struktur, Habitat oder Areal, sondern besitzt durch den vom Landwirt festgelegten „Gradient der Standortgradienten“ eine darüber hinausgehende Bedeutung. Dies wird durch den hohen Anteil von Heuschreckenarten belegt, die erst ab einer gewissen Weidegröße vorkommen. Es handelt sich dabei um hygrophile oder xero-thermophile Arten, also stenöke, Arten deren Lebensbedingungen vom Landwirt erst ab einer gewissen Flächengröße zugelassen werden. Dem liegen jedoch nicht nur mit der Flächengröße steigende Wahrscheinlichkeiten für geeignete Habitate zugrunde, sondern besonders die Tatsache das Landwirte durch ihr Handeln im Sinne des „Gradient der Standortgradienten“ solche Habitatstrukturen gezielt eliminieren bzw. auszäunen. Die Habitatdiversität steigt also nicht linear mit der Flächengröße an, sondern weist vielmehr bestimmte Stufen auf. Die Schwelle, ab der Sonderstrukturen unter der üblichen Landwirtschaftspraxis vorkommen, scheint für die Südschwarzwälder Jungviehweiden bei 4-5ha zu liegen.

Die Befunde der Makroebene bestätigen die einerseits wiederum die in Kap. 1.3 formulierte Wirkungskette in Beweidungssystemen und andererseits die bereits diskutierten Effekte von Standort und Management auf die Artenvielfalt (Kap. 5.3.5). Neu hingegen sind hingegen Beleg und Quantifizierung des historischen Nutzungseinflusses auf die heutige Vegetationsstruktur und somit die aktuelle Artenvielfalt. Der Einfluss mancher historischer Nutzungsaspekte wie der ehemaligen Düngung ist über Änderungen der Vegetationszusammensetzung und entsprechenden Auswirkungen auf die Pflanzenarchitektur klar nachvollziehbar. Bei anderen zurückliegenden Tätigkeiten ist es fraglicher, ob sie als aktuelle Gradienten für Struktur und Heuschreckenvielfalt angesehen werden können. Die Analyse früherer Landschaftspflegemaßnahmen wie gezielten Rodungen bzw. Mahd suggeriert, dass diese direkt für die heutige Strukturvielfalt und somit auch für den Artenreichtum von Heuschrecken verantwortlich wären. Richtig ist sicherlich, dass derartig gepflegte Weiden eine erhöhte Strukturdiversität in der Krautschicht aufweisen, als früher nicht bzw. weniger gerodete und gemähte Flächen, die daraufhin stärker verbuschten. Dennoch kann diesbezüglich keine direkte Kausalität angenommen werden. Es ist vielmehr davon auszugehen, dass die strukturelle Vielfalt der Raum- und Vegetationsstruktur durch den Weideeinfluss und nicht durch Pflegemaßnahmen selbst entsteht. Genau über diesen Weideeinfluss wirken aber solche Rodungen bzw. Schnitt, indem die Weidefläche für Rinder in einem attraktiven, offenen Zustand erhalten wird, woraufhin deren gestaltende Weidetätigkeit erst einsetzt. Außerdem sind *historische Rodungen/Mahd* im Vergleich zu anderen vergangenen Pflgetätigkeiten zu sehen (und stehen als Arbeitsstundenanteil in direktem Verhältnis zu diesen). In dieser Relation gegenüber Maßnahmen wie Düngungen, die definitiv die Strukturdiversität vermindern, ist der positive Einfluss auf die Raum- und Vegetationsstruktur deutlich. Durch diese Verhältnisangaben der historischen Arbeitsanteile besitzen eigentlich strukturell eher unwirksame Tätigkeiten wie *Zäune/Umtrieb* oder *Wasserversorgung* einen insgesamt flächenwirksamen Effekt, indem andere Arbeiten wie *Rodungen/Mahd* dann unterblieben. Ein hoher Aufwand für Weideeinrichtungen wirkt also als „Offenhaltungsvernachlässigung“.

Wenngleich historische Tätigkeiten, die der *Wasserversorgung* dienten, also besonders durch die Unterlassung der Offenhaltung wirksam sind, können ihnen eigenständige Effekte dennoch nicht abgesprochen werden. Die *Wasserversorgung*, die neben dem strukturell unbedeutenden Tränkenbau vor allem Be- und Entwässerungen der Weiden zur Erzeugung mittlere Bodenfeuchtigkeiten beinhaltete, sorgte sicherlich für gleichförmigere Vegetationsbestände und senkte so deren Strukturvielfalt. Die mechanische *Strukturverbesserungen* (Steinreinigung, Hügel abhacken, Kuhfladen verteilen...) verringerten zwar vertikale und horizontale Strukturvielfalt, liegen aber zu weit zurück (30er-50er Jahre), um heute noch in größerem Umfang wirksam zu sein. Ähnliches gilt auch in Bezug auf das Gehölzaufkommen, wo die historische Weidepflege wiederum vor allem durch „Nicht-Offenhaltung“ wirkte. Die Effekte der *Rodungen/Mahd* auf den heutigen Waldanteil sind plausibel, was für ihre angebliche Wirkung auf heutige Verbuschungen nicht gilt. Auch wenn *Rodungen/Mahd* sicherlich zeitlich nachwirken, dürften sie eigentlich keine derart großen Effekte auf die aktuelle Sukzession haben, zumal sie hauptsächlich in den 30er-50er Jahren durchgeführt wurden. Jüngere Rodungstätigkeiten (seit 1988), die eventuell einen nachvollziehbaren Einfluss auf den Gehölzaufwuchs hätten, sind in den historischen Angaben nicht enthalten. Es ist eher davon auszugehen, dass

die Korrelationen zwischen histor. *Rodung/Mahd* und aktueller Verbuschung auf „Problemflächen“ mit starker Gehölzsukzession hinweisen. Diese Bereiche, die aufgrund ihrer Standortgegebenheiten sicherlich früher schon „problematisch“ waren, benötigten auch damals schon viel Aufwand für ihre Offenhaltung

Für die Verbreitung von Heuschrecken sind Eigenschaften der Raum- und Vegetationsstruktur von entscheidender Bedeutung (z. B. DETZEL 1998). Das Regressionsmodell der Artenvielfalt auf der kleinskaligeren Mesoebene der einzelnen Gemeinschaftsweide (Kap. 5.3.3) belegt dies. Punktuell variieren die Vegetationsstrukturen dort durch das Raumnutzungsmuster der Beweidung. Auf landschaftlicher Ebene treten diese mesoskaligen Einflussgrößen hinter allgemeineren Beweidungs- und (früheren) Managementfaktoren zurück. Auf landschaftlichem Niveau unterschieden sich die Weideflächen vor allem hinsichtlich ihrer *Besatzdichte*, einem Faktor also, der innerhalb eines Weidesystems (Mesoebene), dass mit der gleichen Herde bestoßen wird, wesentlich weniger ins Gewicht fällt. Daher erklärt das Regressionsmodell die landschaftliche Artenvielfalt von Heuschrecken auf zufrieden stellende Weise, bei ausreichender Modellgüte. Dies Tatsache, dass das es zudem auch strukturelle und standörtliche Parameter beinhaltet ist kein Widerspruch hierzu, sondern bestätigt eher noch die Befunde der Mesoebene.

7 Danksagung

Dieser Abschnitt ist allen gewidmet, ohne die diese Arbeit nicht zustande gekommen wäre. Ich danke vor allem meinen Eltern, die meine Ausbildung bis hin zu dieser Promotion ermöglichten. Besonders danke ich Inga Roedenbeck.

Ich danke Herrn Prof. Dr. H. Plachter für die Betreuung und Begutachtung der Arbeit. Auch Herrn Prof. Dr. L. Beck danke ich für die Begutachtung dieser Dissertation. Weiterhin gilt mein Dank der gesamten Arbeitsgruppe von Prof. Dr. H. Plachter.

Für die fachliche Betreuung und Unterstützung im Schwarzwald danke ich Herrn W. Martin und Frau J. Streiling von der Staatlichen Weideinspektion Schönau, sowie Herrn Dr. K. Meinhardt und Herrn Dr. B. Seitz von der Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Freiburg i. Br. (BNL). Logistische Unterstützung in Prag erhielt ich von Herrn K. Lais. Für anregende Gespräche und Kooperation, sowie Tipps im Gelände danke ich Herrn H. Schätzle, Weidewart in Prag. Auch den anderen Weidewarten der Region, Herrn M. Köpfer (Bernau), Herrn K. Klingele (Tunau), Herrn H. Schmitt (Bernau), Herrn K. Wetzel (Utzenfeld) und Herrn H. Zimmerman (Herrenschwand), sei an dieser Stelle gedankt.

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen des Projektes „Großflächige, stochastisch geprägte Beweidung als Beitrag zur naturschutzkonformen Entwicklung offener Kulturlandschaften in Mittelgebirgen“ (FK: 01 LN0010) angefertigt und durch das Bundesministeriums für Bildung, Forschung, Wissenschaft und Technologie (BMBF) gefördert.

8 Literatur

- **ABETZ, K.** (1954): Bäuerliche Reut- und Weidfeldfelder im Schwarzwald. In: Festschrift für E. Aichinger. Bd. II, Wien, S. 1056-1063.
- **ADDICOT, J. F., AHO, J. M., ANTOLIN, M. F., PADILLA, D. K. RICHARDSON, J. S. SOLUK, D. A.** (1987): Ecological neighbourhoods: scaling environmental patterns. *Oikos* 49: 340-346.
- **AGTERBERG, F. P.** (1984): trend surface analysis. In: GAIL & WILLMOTT (Hrsg.): spatial statistics and models. Reide, Dordrecht, The Netherlands: 147-171.
- **ALBERT, R. & KATZMEIER, R.** (1986): Zur Landnutzungsgeschichte der Allmendweiden von Ibach und Wittenschwand, Südschwarzwald. In: Naturforschende Ges. Freiburg i. Brg.: 55-98.
- **ALBERTZ,** (1991): Grundlagen der Interpretation von Luft- und Satellitenbildern. Eine Einführung in die Fernerkundung. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt. 204 S.
- **ANDERSON, D. M. & KOTHMANN, M. M.** (1989): Relationship of distance travelled with diet and weather for Hereford heifers. *Journal of Range Management* 33: 217-220.
- **ASSMANN, T. & FALKE, B.** (1997): Bedeutung von Hudelandschaften aus tierökologischer und naturschutzfachlicher Sicht. In: KLEIN, M., RIEKEN, U. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.) (1997): Alternative Konzepte des Naturschutzes für extensiv genutzte Kulturlandschaften. Schr.-R. f. Landschaftspfl. und Natursch. [54]: 129-144.
- **AUSTIN, G. E., THOMAS, C. J., HOUSTON, D. C. & THOMPSON, D.B.** (1996): Predicting the spatial distribution of buzzard *Buteo buteo* nesting areas using a GIS and remote sensing. *Journal of Applied Ecology* 33: 1541-1550.
- **AUSTIN, M.** (1999): The potential contribution of vegetation ecology to biodiversity research. *Ecography* 22: 465-484.
- **BAILEY, D., DUMONT, B. & WALLIS DIE VRIES, M. F.** (1998): Utilisation of heterogenous grassland by domestic herbivores: theory to management. *Ann. Zootech.* 47: 321-333.
- **BALMER, O. & ERHARDT, A.** (2000): Consequences of succession on extensively grazed grassland for Central European butterfly communities: rethinking conservation practices. *Conservation Biology* 14(3): 746-757.
- **BALMER, O.** (1999): Die Schmetterlingsfauna an mageren Standorten des Jura in verschiedenen Stadien der Verbrachung. *Mitt. d. Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft* 72: 303-314.
- **BEHRENDT, A., SCHALITZ, G. & WARNCKE, D.** (2000): Raum-zeitliche Nährstoffdynamik auf extensiv genutzten Niedermoorweiden. In: SCHALITZ, G. (Hrsg.): Verhalten von Rindern und Schafen auf großräumigen Niedermoorweiden und Ableitungen für das Weidemanagement. Schriftenreihe Deutscher Grünlandverband e. V. 33.46.
- **BEIERKUHNEIN, C.** (1999): Rasterbasierte Biodiversitätsuntersuchungen in nordbayerischen Landschaftsräumen. *Bayreuther Forum Ökologie* 69.
- **BEINLICH, B., & PLACHTER, H.** (1995): Schutz und Entwicklung der Kalkmagerrasen der Schwäbischen Alb. *Beih. Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege Bad.-Württ.* 83.
- **BEINLICH, B., & PLACHTER, H.** (1997): Perspektiven naturkonformer Nutzungen in mitteleuropäischen Kulturlandschaften. In: MATTHES & MÖHRING (Hrsg.): Landschaftspflege mit Nutztieren und nachhaltige Landwirtschaft. Tagungsband 2. Lenzler Gespräche: 14-40.
- **BEINLICH, B., HAMPICKE, U., PLACHTER, H. & TAMPE, K.** (1997): Erhaltung großflächiger Kalkmagerrasen und magerer Wirtschaftswiesen auf der Schwäbischen Alb. In: KLEIN, M., RIEKEN, U. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.) (1997): Alternative Konzepte des Naturschutzes für extensiv genutzte Kulturlandschaften. Schr.-R. f. Land. und Naturs. [54]: 53-76.
- **BELLMANN, H.** (1993): Heuschrecken – erkennen, bestimmen. *Naturbuch Verlag.* 261 S.
- **BIEDERMANN, G.** (1976): Rinderproduktion. 1.Auflage, Hamburg, Berlin; Parey.
- **SIGNAL E. M. & MCCRACKEN D. I.** (1996) Low-intensity farming systems in the conservation of the countryside. *Journal of Applied Ecology* 33, 413-424.
- **SIGNAL E.M., MCCRACKEN D.I. & MacKay, A.** (1998): The economics and ecology of extensively reared Highland Cattle in the scottish LFA: an wexample of a self-sustaining livestock system. 2.International Conference of the LSIRD. *Livestock Production in European LFA, 1998.*
- **BILL, R., KLEYER, M., THEUSSIG, D. & ZSCHUNKE, S.** (2000): GIS und DGM als Bewertungsinstrumentarien für die Vegetationsentwicklung als Folge der Planung der Internationalen Gartenbauausstellung IGA 2003 in Rostock. In: STROBEL, BLASCHKE & GRIESEBENER (Hrsg.): Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XII. Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 2000. Wichman Verlag Heidelberg: 47-54.
- **BIRCH, C. P., WERKMANN, B. R. & PARTRIDGE, L. W.** (1997): a predictive model of vegetation dynamics under grazing. *Proc. 18th Int. Grass. Congr.:* 12.5-12.6.
- **BOGENRIEDER, A.** (1982): Der Feldberg im Schwarzwald – Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Baden- Württembergs. Band 12, Karlsruhe, 493 S.
- **BOKDAM, J.** (1998): Effects of removal of internal fences on habitat use of wild ungulates and vegetation succession in the national park „de Hoge Veluwe“. In: CORNELIUS, R. & HOFMANN, R. (Hrsg.) (1998): Extensive Haltung robuster Haustierrassen, Wildtiermanagement, Multi-Spezies-Projekte – Neue Wege in Naturschutz und Landschaftspflege ?
- **BÖLSCHER, B., WILKEN, G. & LANGMAACK, M.** (1995): Analyse von Mikrohabitaten bei Feldheuschrecken (Saltatoria, Acrididae) im Niedermoorgrünland als Instrument zur Ermittlung von Schlüsselfaktoren bei Zielarten. *Z.f.Kulturtechnik und Landentwicklung* 36: 182-184.
- **BONN, A. & SCHRÖDER, B.** (2001): Habitat models and their transfer for single and multi species groups: a case study of carabids in an alluvial forest. *Ecography* 24: 483-496.
- **BORNHOLDT, G.** (1991): Auswirkungen von Pflegemaßnahmen Mahd, Mulchen, Beweidung und Gehölzrückschnitt auf die Insektenordnungen (Ortoptera, Heteroptera, Auchenorrhyncha, Coleoptera) der Halbtrockenrasen im Raum Schlüchtern. *Marburger Entomol. Publ.* 2 (6): 1-330.
- **BRANDT, H. & KRONE, A.** (1998): Zum Einsatz von Heckrindern auf dem Naturschutzgebiet „Falkenberger Rieselfelder“, ein Pilotprojekt für die Naturentwicklung am Rande der Grosstadt. In: CORNELIUS, R. & R. HOFMANN (Hrsg.): Extensive Haltung robuster Haustierrassen, Wildtiermanagement, Multi-Spezies-Projekte – Neue Wege in Naturschutz und Landschaftspflege ?

- **BREIWINKLER, U.** (1999): Möglichkeiten und Grenzen regionaler Strukturpolitik am Beispiel der Untersuchungsregion Schwarzwald. Diss. an der Univ. Gesamthochschule Kassel, Fachbereich Wirtschaftswissenschaften.
- **BROCKSPIEPER, R.** (1978): Der Einfluss des Mikroklimas auf die Verbreitung der Laubheuschrecken, Grillen und Feldheuschrecken im Siebengebirge und auf dem Rodderberg bei Bonn. *Decheniana-Beihefte* (Bonn) 21: 1-141.
- **BRODAUF, W.** (1995): Bodenständige Haustierrassen des Schwarzwaldes – Entstehung, Bestand und Gründe für ihre Erhaltung. In: Mitt. Bad. Landesver. Naturkunde und Naturschutz, N. F., Bd. 16/2, S. 297-317.
- **BROMHAM, L., CARDILLO, M., BENNETT, A. F. & ELGAR, M. A.** (1999): effects of stock grazing on the ground invertebrate fauna of woodland remnants. *Aust. J. ecol.* 24 (3): 199-207.
- **BOSE, U.** (2001): Artendiversität der Pflanzen- und Laufkäfergemeinschaften von Nassstellen auf mehreren räumlichen Skalenebenen. *Dissertationes Botanicae*, Bd. 345, 155 S.
- **BROWN, J. H., STEVENS, G. C. & KAUFMAN D. M.** (1996): the geographic range: size, shape, boundaries and internal structure. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 27: 597-623.
- **BRUCKHAUS, A.** (1992): Ergebnisse zur Embryonalentwicklung bei Feldheuschrecken und ihre Bedeutung für den Biotop- und Artenschutz. *Articulata Beiheft 2*: 1-115.
- **BRUCKHAUS, A.** (1994): Das Springschreckenvorkommen von bewirtschafteten und unbewirtschafteten Kalkmagerasen der Nordeifel. *Articulata* 9: 114.
- **BRUCKHAUS, A.** (1995): Temperaturabhängigkeiten im Lebenszyklus von Feldheuschrecken (Saltatoria, Acrididae) – Gründe für Biotopbindungen. *Verh. Westdt. Entom. Tag.* 1995: 249-254.
- **BRÜCKNER, H.** (1980): Die Entwicklung der Wälder des Schwarzwaldes durch die Nutzung vergangener Jahrhunderte und ihre heutige Bedeutung. In: LIEHL, E. (Hrsg.): *Der Schwarzwald: Beiträge zur Landeskunde*. III. Veröff. des allgem. Institutes Freiburg i. Br. 47: 155-180.
- **BRUNZEL, S. & PLACHTER, H.** (1999): Bewerten mit Tagfaltern im Naturschutz. In: SETTELE, J., FELDMANN, J. & REINHARDT, R. (Hrsg.): *Die Tagfalter Deutschlands*. Ulmer, Stuttgart: 186-213.
- **BÜHL, A. & ZÖFEL, P.** (2001): SPSS Version 10: Einführung in die moderne Datenanalyse unter Windows. Addison & Wesley, München, 752 S.
- **BULMER, M.** (1974): On fitting the Poisson log normal distribution to species abundance data. *Biometr.* 30: 101-110.
- **BUNZEL-DRÜKE, M., HAUSWIRTH, L. & SCHARF, M.** (1998): Ganzjahresbeweidung mit Heckrindern in der Lippeaue. In: CORNELIUS, R. & HOFMANN, R. (Hrsg.) (1998): *Extensive Haltung robuster Haustierrassen, Wildtiermanagement, Multi-Spezies-Projekte – Neue Wege in Naturschutz und Landschaftspflege?*
- **BUNZEL-DRÜKE, M., HAUSWIRTH, L. & VIEHAUS, H.** (1999): Großtiere und Landschaft- Von der Theorie zur Praxis. In *Natur- und Kulturlandschaft 3*.
- **BURRICHTER, E., POTT, R., RAUS, T. & WITTIG, R.** (1980): Die Hudelandschaft „Borkener Paradies“ im Emstal bei Meppen. *Abh. Mus. Natkde. Münster* 42 (4): 69.
- **CAPINERA, J. L. & SECHRIST, T. S.** (1982): Grasshoppers (Acrididae) – host plant associations: response of grasshopper populations to cattle grazing intensity. *Canad. Entomol.* 114: 1055–1062.
- **CHAMBERS, B. Q. & SAMWAYS, M. J.** (1998): Grasshopper response to a 40-year experimental burning and mowing regime, with recommendations for invertebrate conservation management. *Biodiv. and Conservation* 7: 985-1012.
- **CHERRIL, A.J. & BEGON, M.** (1991): Oviposition date and pattern of embryogenesis in the grasshopper *Chorthippus brunneus* (Orthoptera, Acrididae). *Holarctic Ecology* 14: 225-233.
- **CHERRIL, A. J. & BROWN V. K.** (1990a): The habitat requirements of adults of the wart-biter *Decticus verrucivorus* (Orthoptera: Tettigoniidae) in southern England. *Biol. Conserv.* 53: 145-157.
- **CHERRIL, A. J. & BROWN V. K.** (1990b): The life cycle and distribution of wart-biter *Decticus verrucivorus* (Orthoptera: Tettigoniidae) in a chalk grassland in southern England. *Biological Conservation* 53: 125-143.
- **CHODHURI, J.C. B.** (1958): Experimental studies on the choice of oviposition by two species of *Chorthippus* (Orthoptera: Acrididae). *J. Animal. Ecol.* 27: 201-216.
- **CHUST, G., PETRUS, J. L., DUCROT, D., BEDOS, A. & DEHARVING, L.** (2003): Identification of landscape units from insect perspective. *Ecography* 26: 257-268.
- **CLASSEN, A., KARPFER, A. & LUICK, R.** (1993): Einfluss der Mahd mit dem Kreisel und Balkenmäher auf die Fauna von Feuchtgrünland. *Naturschutz u. Landschaftspflege* 25: 221-226.
- **COLLINS, S. L., KNAPP, A. K., BRIGGS, J. M., BLAIR, J. M. & STEINAUER, E. M.** (1998): Modulation of diversity by grazing and mowing in native tallgrass prairie. *Science* 280: 745-747.
- **CONNER, E. & MCCOY, E.** (1979): The statistics and biology of the species-area relationship. *Am Nat.* 113: 789-796.
- **CONRADI, M. & KRÜGER U.** (1999) Können großflächige Beweidungssysteme als kostengünstige Naturschutzstrategie zur Erhaltung von bedrohten Offenlandarten dienen? *Jahrbuch Naturschutz in Hessen* 4, 189-195.
- **CONRADI, M. & PLACHTER, H.** (2001): Analyse ökologischer Prozesse in Weidelandschaften und ihre naturschutzfachliche Beurteilung mit Hilfe skalendifferenzierter Strukturanalysen. In: GERKEN, B. & GÖRNER, M. (Hrsg.): *Neue Modelle zu Maßnahmen der Landschaftsentwicklung mit großen Pflanzenfressern*. *Natur- und Kulturlandschaft 4* Höxter, Jena.
- **CONRADI, M.** (2000): Mehrskalige Strukturanalyse von großflächigen Beweidungssystemen. *Verh. Ges. Ökol.*, 30: 280.
- **CRAWLEY, M., WILSON, R. T., LEÓN-CORTÉS, J. L., GUTIÉRREZ, D., BULMAN, C. R. & THOMAS, C. D.** (2000): Habitat-based statistical models for predicting the spatial distribution of butterflies and day-flying moths in fragmented landscape. *J. Applied Ecology* 37: 60-72.
- **CARWLEY, M. J.** (2002): *Statistical computing: an introduction to data analysis using S-Plus*. Wiley & Sons, Chichester, GB, 761 S.
- **DALE, M. R., DIXON, P., FORTIN, M.-J., LEGENDRE, P., MYERS, D. E. & RODENBERG, M. S.** (2002): Conceptual and mathematical relationships among methods for spatial analysis. *Ecography* 25: 558-577.
- **DAY, T. A. & DETLING, J. K.** (1990): Grassland patch dynamics and herbivore grazing preference following urine deposition. *Ecology* 71(1): 180-188.

- DENNIS, R. L. & HARDY, P. B. (1999): targeting squares for survey: predicting species richness and incidence of species for a butterfly atlas. *Global Ecol. Biogeogr.* 8: 443-454.
- DETZEL, P. (1992): Heuschrecken als Hilfsmittel in der Landschaftsökologie. In: TRAUTNER, J. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen (BVDL- Tagung Bad Wurzach, 9.-10. Nov. 1991). *Ökologie in Forschung und Anwendung*, 5: 189-194.
- DETZEL, P. (1995): Herkunft und Verbreitung der Heuschrecken in Baden- Württemberg. *Articulata* 10 (2): 107-118.
- DETZEL, P. (1998): Die Heuschrecken Baden- Württembergs. 1. Aufl. Ulmer, Stuttgart. 576 S.
- DI GIULIO, M., EDWARDS, P. J. & MEISTER, E. (2001): enhancing insect diversity in agricultural grassland: the roles of management and landscape structure. *J. Appl. Ecol.* 38: 310-319.
- DIERKING, U. (1993): Halboffene Weidelandchaften. In: LANDESAMT FÜR NATUSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE SCHLESWIG-HOLSTEIN (Hrsg.) (1993): Perspektiven des Naturschutzes in Schleswig- Holstein – 20 Jahre Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege: 45-46.
- DISTEL, R., LACA, E., GRIGGS, T. & DEMMERT, M. (1995): Patch selection by cattle: maximization of intake rate in horizontally heterogeneous pastures. In: *Applied Animal Behaviour Science* 45 (1995) 11- 21.
- DIXON, K. R. & CHAPMAN, J. A. (1980) : harmonic mean measure of animal activity areas. *Ecology* 61: 1040-1044
- DOLAMN, P. M. & SUTHERLAND, W. J (1992): the ecological change of Breckland grass heaths and the consequences for management. *J. Appl. Ecology* 29: 402-413.
- DOLEK, M. (1994): Der Einfluss der Schafbeweidung von Kalkmagerrasen in der Südlichen Frankenalb auf die Insektenfauna (Tagfalter, Heuschrecken). *Agrarökologie*, Bd. 10, 123 S.
- DORDA, D. (1995): Heuschreckenzönosen als Bioindikatoren auf Sand- und submediterranen Kalk-Magerrasen des saarländisch-lothringischen Schichtstufenlandes. Diss. an der Univ. des Saarlandes Saarbrücken, Eigenverlag.
- DOVER, J. W., SPARKS, T. H. & GREATOREX-DAVIES, J. N. (1997): the importance of shelter for butterflies in open landscapes. *J. Insect Conserv.* 1: 89-97.
- DÜLGE, R., MEIER, S. & RAHML, U. (1992): Saltatoria und Vegetation – Heuschrecken als Bioindikatoren zur Grünlandbewertung. In: EIKHORST, K. (Hrsg.): Beiträge zur Biotop- und Landschaftsbewertung, Duisburg.
- DUNGAN, J. L., PERRY, J. N., DALE, M. R., LEGENDRE, P. COTRON-POUTSY, S., FORTIN, M.-J., JAKOMULSKA, A., MIRITI, M. & ROSENBERG, M. S. (2002): A balanced view of scale in spatial statistical analysis. *Ecography* 25: 626-640.
- EBERT, G. & RENNWALD, E. (1993): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs, Bd. 1 u. 2 Tagfalter I u. II. Eugen Ulmer Verlag Stuttgart, 552 S.
- EGGERS, H.HHSGH (1954): Schwarzwald und Vogesen. Westermann Taschenbuch.
- EGGERS, H.HHSGH (1957): Die Weidewirtschaft im südlichen Schwarzwald. *Ber. Naturf. Ges. Freiburg i. Br.* 47: 147- 253.
- ELLIGSEN, H., BEINLICH, B. & PLACHTER, H. (1997): Effects of large-scale cattle grazing on populations of *Coenonympha glycerion* and *Lasiommata megera* (Lepidoptera: Satyridae). *Journal of Insect Conservation*, 1, 13- 23.
- FARINA, A. (1998): Principles and methods in landscape ecology. Chapman & Hall, London.
- FARTMANN, T. & MATTHES, H. (1997): Heuschreckenfauna und Grünland – Bewirtschaftungsmaßnahmen und Biotopmanagement. In: MATTHES, H. (Hrsg.: Ökologische Untersuchungen zur Heuschreckenfauna in Brandenburg und Westfalen. Arbeiten aus d. Inst. f. Landschaftsökologie der west. Wilhelms-Universität Münster, Band 3: 179-188.
- FARTMANN, T. (1997): Biozönologische Untersuchungen zur Heuschreckenfauna auf Magerrasen im Naturpark Märkische Schweiz (Ostbrandenburg). In: MATTHES, H. (Hrsg.): Ökologische Untersuchungen zur Heuschreckenfauna in Brandenburg und Westfalen. Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie der westfälischen Wilhelms- Universität Münster, Band 3: 1-62.
- FERDERSCHMIDT, A. (1989): Zur Koinkidenz von Heuschreckenvorkommen und Pflanzengesellschaften auf Rasen des NSG Taubergiessen. *Mitt. Bad. Landesverb. Naturkunde u. Natenschutz* 14: 915-926.
- FEUCHT, C. (2004): Gehölzverbiss durch Rinder auf großflächigen Weiden des Stora Alvaret Ölands (Südschweden). In: PLACHTER, H & HAMPICKE, U. (Hrsg.): Großflächige Nutztierbeweidung: eine nachhaltige Entwicklungsperspektive für „Periphere Räume“. Springer-Verlag (in press).
- FIBRAS, F. (1949): Spät- und nacheiszeitliche Waldgeschichte Mitteleuropas nördlich der Alpen. Bd. 1 u. 2, Gustav Fischer Verlag, Jena.
- FIELDING, D. J , BRUSVEN, M. A, (1995): Grasshopper densities on grazed und ungrazed rangeland under drought conditions in Southern Idaho. *Great Basin Naturalist* 55(4): 352-358.
- FIELTIZ (2002): <http://www.environmental-studies.de>
- FISCHER, A. (2000): Vergleichende Untersuchungen zum Weideverhalten von Wiederkäuern auf extensivierten Niedermoorweiden während der Vegetationsperiode. In: SCHALITZ, G. (Hrsg.): Verhalten von Rindern und Schafen auf großräumigen Niedermoorweiden und Ableitungen für das Weidemanagement. *Schr. R. dt. Grünl.-Verband* 1: 5-22.
- FISCHER, A. (2001): Vergleichende Untersuchungen zum Verhalten von Wiederkäuern (Rind und Schaf) auf extensivierten Niedermoorweiden. *Habil.schrift: Humboldt- Universität Berlin*.
- FISCHER, A., SCHOLTZ, A. & SCHALITZ, G. (1993): Zur Wahl von Liegeplätzen durch Jungrinder der Rasse Galloway auf einer Niedermoorweide im Havelländischen Luch. *ZALF-Berichte* 5: 89-99.
- GEIEGER, F. (1990): Die Weidewirtschaft des oberen Wiesentals (Südschwarzwald) im Kräftefeld von Agrarpolitik, Landschaftsökologie, Tourismus und Tradition. In: *Alemannisches Jahrbuch* 1989/90: 155-173.
- FORTINA, R., BATTAGLINI L. M., TASSONE, S., MIMOSI, A. & RIPAMONTI, A. (2000): The shepherd's road: pastoralism and tourism in Piemonte (NW Italy). In: EUROPEAN FORUM ON NATURE CONSERVATION AND PASTORALISM (Hrsg.): Recognising European pastoral farming systems and understanding their ecology. 7th European Forum on Nature Conservation and Pastoralism.
- FRICKE, M. & V. NORDHORN, H. (1992): Auswirkungen unterschiedlicher landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsweisen des Grünlandes auf Heuschrecken (Orthoptera, Saltatoria) in der Ocker- Aue (Niedersachsen) sowie Bewirtschaftungsempfehlungen aus Naturschutzsicht. *Braunschweiger naturkundliche Schriften* 4 (1): 59 –89.
- FRYXELL, J. M. (1991): Forage quality and aggregation by large herbivores. *Am. Nat.* 138: 478-498

- **GEBEYEHU, S. & SAMWAYS, M. J.** (2002): grasshopper assemblage response to a restored national park (mountain zebra national park, South Africa). *Biodivers. Conserv.* 11 (2): 283-304.
- **GERKEN, B. & MEYER, C.** (1994): Kalkmagerrasen in Ostwestfalen - Über Pflege und Entwicklung der Kalkmagerrasen in Ostwestfalen, Kreis Höxter, Paderborn, Lippe. In: LÖBF-Mitteilungen 3/94
- **GERKEN, B.** (1999): where does the aptitude of plants and animals for inhabiting the agricultural landscape of Central Europe come from ? In: GERKEN & GÖRNER (Hrsg.): Europäische Landschaftsentwicklung mit großen Weidetieren. *Natur- und Kulturlandschaft* 3: 390-403.
- **GERLOFF, C. & INGRISCH, S.** (1994): Der Einfluss von Entbuschungsmaßnahmen auf die Zusammensetzung der Heuschreckenfauna (Orthoptera) im Schaffhauser Randen. *Mitt. der schw. entomol. Gesellschaft* 67: 437-452.
- **GERSTMEIER, R. & LANG, C.** (1996): Beitrag zur Auswirkung der Mahd auf Athropoden. *Z. Ökologie u. Nat.* 5: 1-14.
- **GOTWAYS, C. A., FERGUSON, R. B., HERGERT, G. W. & PETERSON, T. A.** (1996): comparison of kriging and inverse-distance methods for mapping soil parameters. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 60: 1237-1247.
- **GÖTZ, A.** (1929): Bäuerliche Wirtschaft und Landschaftsbild des Hohen Schwarzwaldes. In: *Mitt. D. Geographischen Fachschaft d. Univ. Freiburg i. Br.*
- **GÖTZ, A.** (1936): Die Reutbergswirtschaft im südlichen Schwarzwald. In: *Zeitschrift für Erdkunde*, 4. Jg., 1. Halbband: 395-400.
- **GOUGH, L., GRACE, J. B., TAYLOR, K. L.** (1994): The relationship between species richness and community biomass: the importance of environmental variables. *Oikos* 70: 271-279.
- **GRACE, J. B. & JUTILA, H.** (1999): The relationship between species density and community biomass in grazed and ungrazed coastal meadows. *Oikos* 85: 398-408.
- **GRANT, S. A., TORVELL, L., COMMON, T. G., SIM, E. M. & SMALL, J. L.** (1996): Grazing Studies on *Molinia* grassland: effects of different seasonal patterns and level of devolution on *Molinia* growth and response on swards to controlled grazing by cattle. *J. Applied Ecology* 33: 1267-1280.
- **GRYTNES, J. A.** (2003): Species-richness patterns of vascular plants along seven altitudinal transects in Norway. *Ecography* 26: 291-300.
- **GU, W.-D., KUUSINEN, M., KONTTINEN, T. & HANSKI, I.** (2001): Spatial patterns in the occurrence of lichen *Lobaria pulmonaria* in managed and virgin forests. *Ecography* 24: 139-150.
- **GUISAN, A. & ZIMMERMANN, N.** (2000): Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol. Model.* 135: 147-186.
- **GUISAN, A., EDWARDS, T. C. & HASTIE, T.** (2002): Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling* 157: 89-100.
- **GUISAN, A., WEISS, S. B. & WEISS, A. D.** (1999): GLM versus CCA spatial modelling of plant species distribution. *Plant Ecology* 143: 107-122.
- **HAMBÄCK, P. A. & BECKERMAN, A. P.** (2003): Herbivory and plant resource competition: a review of two interacting interactions. *Oikos* 101: 26-37.
- **HAMPICKE, U.** (2000): Möglichkeiten und Grenzen der Bewertung und Honorierung ökologischer Leistungen in der Landschaft. *Schr.-R. d. Deutschen Rates für Landschaftspflege* 71: 43-49.
- **HANDKE, K.** (1997): Natur- oder Kulturlandschaft – Ein Beitrag zur Leitbilddiskussion in der Bremer Flußmarsch aus tierökologischer Sicht. In: In: KLEIN, M., RIECKEN, U. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.): Alternative Konzepte des Naturschutzes für intensiv genutzte Kulturlandschaften. *Schr.-R. f. Landschaftspf. und Natursch.* [54]:93-108.
- **HÄNSEL, N., WALThER, C., PLACHTER, H.** (1999): Influence of land use and habitat parameters on populations of *Candidula unifasciata* and *Helicella itala* (Gastropoda) on calcareous grassland. *Verh. Gesell. f. Ökol.* 29: 363-372.
- **HART, R. D., SAMUEL, M.J., TEST, P. S. & SMITH, M. A.** (1988): Cattle, vegetation and economic response to grazing systems and grazing pressure. *Journal of Range Management* 41 (4):282-286.
- **HART, R. H., BISSIO, J., SAMUEL, M.J. & WAGGONER, J.W.** (1993): Grazing systems, pasture size, and cattle grazing behaviour, distribution and gains. *Journal of Range Manage* 46 (1): 81-87.
- **HARTLEY, J. C. & WARNE, A. C.** (1972): the developmental biology of the eggs stage of Western European Tettigoniidae (Orthoptera). *Journ. Zoology* 168: 267-298.
- **HARZ, K.** (1964): Die Eiablage der heimischen Laubheuschrecken. *Festschrift der naturwissenschaftlichen Gesellschaft Bayreuth. 1899-1964:* 67-69.
- **HELFERT, B. & SÄNGER, K.** (1976): Vergleichende Untersuchungen über die Temperatursummierung von Laubheuschrecken (Orthoptera: Tettigoniidae) während der Embryogenese. *Zool. Anz.* 196(1/2): 43-60.
- **HEPWORTH, K. W., TEST, P. S., HART, R. H. WAGGONER, J. W. & SMITH, M. A.** (1991): Grazing systems, stocking rates, and cattle behaviour in south-eastern Wyoming. *Journal of Range Management* 44 (3): 259-262.
- **HILL, B. T., BEINLICH, B., PLACHTER, H.** (1999): Habitat preference of *Lestes barbarus* (Odonata, Lestidae) on a low-intensity cattle pasture in the Sava floodplain (Croatia). *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 29: 539-545.
- **HJERMANN, D. & Ims, R. A.** (1996): Landscape ecology of the wart- biter *Decticus verrucivorus* in a patchy landscape. *Journal of Animal Ecology* 1996, 65: 768-780.
- **HOLMES, N.D., SMITH, D. S. & JOHNSON, A.** (1979): Effects of grazing by cattle on the abundance of grasshoppers on fescue grassland. *Journal of range management* 32 (4): 310 - 311.
- **HOPKINS, J. J.** (1990): British meadows and pastures. *British Wildlife* 1: 203-213.
- **HORSTKOTTE, J., LORENZ, C. & WENDLER, A.** (Hrsg.) (1991): Heuschrecken. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung (DJN). Eigenverlag, Hamburg.
- **HÖTKER, H., DAVIDSON, N. C. & FLEET, D. M.** (Eds.) (1991): Waders breeding on wet grassland. *Wader study group bulletin* 61 (suppl.): 1-107.
- **INGRISCH, S. & BOEKHOLT, N.** (1982): Zur Wahl des Eiablageplatzes durch mitteleuropäische Saltatoria. *Zool. Beitr.* N.F. 28: 33-46.
- **INGRISCH, S. & KÖHLER, G.** (1998): Die Heuschrecken Mitteleuropas. 1. Aufl. Westarp. Wissens, Magdeburg. 456 S.
- **INGRISCH, S.** (1977): Beiträge zur Kenntnis der Larvenstadien mitteleuropäischer Laubheuschrecken (Orthoptera: Tettigoniidae). *Z. angew. Zool.* N.F.64: 459-501.

- **INGRISCH, S.** (1979): Untersuchungen zum Einfluss von Temperatur und Feuchtigkeit auf die Embryogenese einiger mitteleuropäischer Laubheuschrecken (Orthoptera: Tettigoniidae). Zoologische Beiträge 25(3): 343-364.
- **INGRISCH, S.** (1983a): Zum Einfluss der Feuchte auf die Schlupfrate und Entwicklungsdauer der Eier mitteleuropäischer Feldheuschrecken (Orthoptera: Acrididae). Dt. Entomol. Ztschr. 30: 1-15.
- **INGRISCH, S.** (1983b): Zum Einfluss der Feuchte auf den Wasserhaushalt der Eier und die Größe des 1. Larvenstadiums bei mitteleuropäischer Feldheuschrecken (Orthoptera: Acrididae). Zool. Anz. Jena 210 (5/6): 357-368
- **INGRISCH, S.** (1984b): Embryonic development of *Decticus verrucivorus* (Orthoptera: Tettigoniidae). Entomol. Gerner. 10: 1-9.
- **INGRISCH, S.** (1988): Wasseraufnahme und Trockenresistenz der Eier europäischer Laubheuschrecken (Orthoptera: Tettigoniidae). Zool. Jahrb. Physiologie 92: 117-170.
- **IRMLER, U. & HEYDMANN, B.** (1986): Die ökologische Problematik der Beweidung von Salzwiesen an der Niedersächsischen Küste – am Beispiel der Leybucht. Naturschutz und Landschaftspf. in Niedersachsen, Beih. 5, 115 S. ,
- **ISERN- VALLERDU, J. & PEDROCCHI, C.** (1994): Effect of the abandonment of mountain pastures on the Orthoptera populations in the northwest of Spain. Articulata 9 (2):15-23.
- **ISHITANI, M., KOTZE, D. J. & NIEMELÄ, J.** (2003): changes in a carabide beetle assemblage across an urban-rural gradient in Japan. Ecography 26: 481-489.
- **JEDICKE, E.** (1996): Die Roten Listen: Gefährdete Pflanzen, Tiere, Pflanzengesellschaften und Biotope in Bund und Ländern. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 2. Aufl., 310 S
- **JENRICH, R. I. & TURNER, F. B.** (1969): measurement of non-circular home range. J. Theor. Biology 22: 227-237.
- **KAMPF, H.** (1998): Grazing in nature reserves. Ministry of Agricul., Nature Management and Fisheries, The Hague.
- **KAMPF, H.** (2000): Großflächige Beweidung in den Niederlanden. ABU Info 24 (2): 36-53.
- **KAPFER, A.** (1995): Der Einfluss der Beweidung auf die Vegetation aus Sicht des Naturschutzes. In: ANU (AKADEMIE FÜR NATUR- UND UMWELTSCHUTZ) BADEN- WÜRTTEMBERG (Hrsg.): Wieder beweiden ? Möglichkeiten und Grenzen der Beweidung als Maßnahme des Naturschutzes und der Landschaftspflege. Beitr. Der Akademie für Natur- und Umweltschutz Bd. 18, Eigenverlag
- **KEITT, T. H., BJØRNSTAD, O. N., DIXON, P. M. & CITRON-POUSTY, S.** (2002): Accounting for spatial pattern when modelling environment interactions. Ecography 25: 616-625.
- **KEITT, T. H., URBAN, D. L. & MILNE, B. T.** (1997): Detecting critical scales in fragmented landscapes. Conservation Ecology [online] 1(1):4. <http://www.consecol.org/vol1/iss1/art4>.
- **KEMP, W. P., HARVEY, S. J. & O'NEIL, K. M.** (1990): patterns of vegetation and grasshopper community composition. Oecologia 83: 299-308.
- **KERSTING, G.** (1991) : Allmendweiden im Südschwarzwald - eine vergleichende Vegetationskartierungen nach 30 Jahren. Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Bad.-Württ., Stuttgart. 78 S.
- **KIECHLE, J.** (1995): Der Einfluss der Beweidung auf die Fauna aus der Sicht des Naturschutzes. In: ANU (AKADEMIE FÜR NATUR- UND UMWELTSCHUTZ) BADEN- WÜRTTEMBERG (Hrsg.): Wieder beweiden ? Möglichkeiten und Grenzen der Beweidung als Maßnahme des Naturschutzes und der Landschaftspflege. Beitr. Der Akademie für Natur- und Umweltschutz Bd. 18, Eigenverlag
- **KIMBERLEY, A. W. & CRIST, T. O.** (1996): Translating across scales: simulating species distribution as the aggregate response of individuals to heterogeneity. Ecological Modelling 93: 125-137.
- **KINDVALL, O.** (1996): Habitat heterogeneity and survival in a bush cricket metapopulation. Ecology 77(1): 207-214
- **KLEIN, M., RIECKEN, U. & SCHRÖDER, E.** (1997): Künftige Bedeutung alternativer Konzepte des Naturschutzes. In: KLEIN, M., RIECKEN, U. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.): Alternative Konzepte des Naturschutzes für extensiv genutzte Kulturlandschaften. Schr.-R. f. Landschaftspflege und Naturschutz 54: 301-310.
- **KLEIN, M., RIECKEN, U. & SCHRÖDER, E.** (Hrsg.,) (1997): Alternative Konzepte des Naturschutzes für extensiv genutzte Kulturlandschaften. Schr.-R. f. Landschaftspf. und Naturschutz 54: 301-310.
- **KLEINERT, H.** (1991): Heuschrecken als Bioindikatoren ? Articulata 6 (2): 149-153.
- **KLEINERT, H.** (1992): Entwicklung eines Biotopbewertungskonzeptes am Beispiel der Saltatoria (Orthoptera). Articulata Beiheft 1: 1-117.
- **KLEYER, M. KRATZ, R., LUTZE, G. & SCHRÖDER, B.** (2000): Habitatmodelle für Tierarten: Entwicklung, Methoden und Perspektiven für die Anwendung. Z. f. Ökologie u. Naturschutz 8: 177-194.
- **KLIEBER, A. SCHRÖDER, U. & IRMLER, U.** (1995): Der Einfluss der Mahd auf die Athropoden des Feuchtgrünlandes. Zeitschrift f. Ökologie und Naturschutz 4: 227-237.
- **KLUIJN, F. & DE HAES, H.U.** (1994): Hierarchical approach to ecosystems and it's implications for ecological land classification. Landscape Ecology 9 (2): 89-104.
- **KÖHLER, G. & KOPETZ, A.** (1993): Veränderungen in Heuschrecken (Saltatoria)- Assoziationen als Folge der Verbuchung von Halbtrockenrasen. – Arch. Naturschutz und Landsch. 32: 147- 159.
- **KOLLIGS, D.** (Hrsg.) (1998): Der Einfluss der Beweidung auf die Wirbellosenfauna im Grünland. Faun.- Ökolog. Mitt. Suppl. 24.
- **KÖNIG, H.** (1994): Rinder in der Landschaftspflege. LÖBF- Mitteilungen 3/93: 25-31.
- **KRATOCHWIL, A:** (1983): Zur Phänologie von Pflanzen und blütenbesuchenden Insekten. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 34: 57-108.
- **KRATOCHWIL, A:** (1989): Biozöologische Umschichtungen im Grünland durch Düngung. Eutrophierung – Das gravierendste Problem im Naturschutz ? NNA-Berichte 2: 46-58.
- **KRAUSE, W.** (1964): Großräumige Auswertung einer Vegetationskarte der Allmendweiden des Hochschwarzwaldes. Das wirtschaftseigene Futter 10 (2): 101-111.
- **KRIEGBAUM, H.** (1989): Heuschreckenpopulationen als mögliche Indikatoren bei der Prüfung anthropogener Umwelteinflüsse. Articulata 4: 11-20.
- **KRIEGBAUM, H.** (1997): Grasshopper reproductive strategies measured in the field: a trade-off between age at maturity and egg production per day. Naturwissenschaften 84: 157-159.
- **KRUCZEK, H.** (1996): Arten-Areal-Beziehung am Beispiel der Saltatoria (Orthoptera). Articulata 11 (2): 59-76.

- **KRUESS, A.** (2003): Effects of landscape structure and habitat type on a plant-herbivore-parasitoid community. *Ecography* 26: 283-290.
- **KRUESS, A. & TSCHARNTKE, T.** (2002): Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies and trap-nesting bees and wasps. *Conservation Biology* 16 (6): 1570-1580.
-
- **KRÜGRER, U.** (1999): Das niederländische Beispiel: Die „Oostvaardersplassen“ – ein Vogelschutzgebiet mit Großherbivoren als Landschaftsgestalter. *Natur und Landschaft* 74: 428-435.
- **KRÜSI, B. O., SCHÜTZ, M., BIGLER, H. C., GRÄMIGER, H. & ACHERMANN, G.** (1998): Huftiere und Vegetation im schweizerischen Nationalpark von 1917 bis 1997. In: CORNELIUS, R. & HOFMANN, R. (Hrsg.): *Extensive Haltung robuster Haustierrassen, Wildtiermanagement, Multi-Spezies-Projekte – Neue Wege in Naturschutz und Landschaftspflege*
- **KÜHBAUCH, W.** (1992): Von der extensiven Grünlandnutzung zur intensiven und zurück. *LÖBF-Mitt.* 3/92: 48-54.
- **KÜSTER, H.** (1995): *Geschichte der Landschaft in Mitteleuropa – Von der Eiszeit bis zur Gegenwart.* 1. Aufl., C. H. Beck'sche Verlagsbuchhandlung, München, 402 S.
- **KÜSTER, H.** (1998): *Offenland – Wald – Kulturlandschaft – Gedanken zur Holozänen Landschaftsentwicklung.* In: MÄCKEL, R. & FRIEDMANN, A. (Hrsg.) (1998): *Wandel der Geo-Biosphäre in den letzten 15.000 Jahren im südlichen Oberrheintiefland und Schwarzwald.* Freiburger Geographische Hefte 54: 61-71.
- **LACA, E. A. & DEMMENT, M. W.** (1996): Foraging strategies of grazing animals. In HODGSON & ILLIUS (Hrsg.): *The ecology and management of grazing systems.* CAB International, Oxon.
- **LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NORDRHEIN-Westfalen** (2003): www.landwirtschaftskammer-nrw.de.
- **LAUBMANN, H.** (1998): *Die mitteleuropäische Agrarlandschaft als Lebensraum für Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria).* Diss. an der Philips- Universität Marburg. Verlag Agrarökologie. Bd. 34.
- **LAWTON, J.H.** (1999): Are there general laws in ecology? *Oikos* 84: 177-192.
- **LEDERGERBER, S., THOMMEN, G. H. & BAUR, B.** (1997): grazing damages to plant and gastropod and grasshopper densities in a CO₂-enriched experiment in calcareous grassland. *Intern. J. Ecology* 18: 255-261.
- **LEGENDRE, P., DALE, M.R., FORTIN, M.-J., GUREVITCH, J. HOHN, M. & MYERS, D.** (2002): The consequences of spatial structure for the design and analysis of ecological field surveys. *Ecography* 25: 605-615.
- **LENHARD, C. & RODEWALD, R.** (2000): Die Allmende als Chance. *Gaia* 9 (1): 50-57.
- **LEON-CORTES, J. L. ET AL.** (1999) : detecting decline in a formerly widespread species: how common is the blue butterfly *Polyommatus icarus*? *Ecography* 22: 643-650.
- **LEPIDOPTEROLOGEN-ARBEITSGRUPPE** (1991): *Tagfalter und ihre Lebensräume.* 3., teilw. aktualisierte Auflage. Schweizerischer Bund für Naturschutz, Basel.
- **LEVIN, S. A.** (1992): The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73: 1943-1967.
- **LIEBHOLD, A. M. & GUREVITCH, J.** (2002): Integrating the statistical analysis of spatial data in ecology. *Ecography* 25: 553-557.
- **LIEHL, E.** (Hrsg.) (1980): *Der Schwarzwald: Beiträge zur Landeskunde.* III. Veröff. des allemannischen Institutes Freiburg i. Br. 47. Bühl, Baden, 576 S.
- **LOHER, W.** (1959): Das Verhalten einiger Feldheuschrecken unmittelbar nach der Eiablage. *Nachrbl. Bayer. Ent.* 8: 101-104, 108-110.
- **LOSCH, S. & DOSCH, F.** (1997): Erwartet freifallende Flächen in der Landwirtschaft – Chance für naturnähere Landnutzung? *Schr.-R. d. Deutschen Rates für Landespflege* 67:28-26.
- **LUICK, R.** (1995): Ein Modellprojekt zur extensiven Beweidung von Feuchtgrünland. *Beitr. Akad. Natur- und Umweltschutz Bad.-Württ.* 18, 77- 86.
- **LUICK, R.** (1996): Der Einfluss der europäischen Agrarpolitik auf strukturell benachteiligte Regionen in Deutschland-Die Fallstudie Schwarzwald. *Artenschutzreport* 6.
- **LUICK, R.** (1996): Extensive Rinderweiden- Gemeinsame Chancen für Natur, Landschaft und Landwirtschaft. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 28/2: 37- 45.
- **LUICK, R.** (1997): Situation und Perspektiven des Extensivgrünlandes in Südwestdeutschland. In: *Schr.- R. f. Landschaftspflege. Und Naturschutz.* 54: 25- 52
- **LUTZ, J.** (1990): *Mitteilungen aus dem Ergänzungsstudium Ökologische Umweltsicherung* 16/1990. – Eignung verschiedener Nutztierassen zur Landschaftspflege aus gefährdeten Grünlandstandorten. Eigenverlag der Gesamthochschule Kassel, FB Landwirtschaft, ISSN: 0175-8756
- **MAAS, S., DETZEL, P. & STAUDT, A.** (2002): *Gefährdungsanalyse der Heuschrecken Deutschlands – Verbreitungsatlas, Gefährdungseinstufung, Schutzkonzepte.* BfN-Schriftenreihe. 401 S.
- **MABELIS, R. GRIFFIOEN, R. J. H. SCHRÖDER, & W. K. R. E. VAN WINGERDEN** (1994): grasshoppers in heathland fragments surrounded by woodland. *Proc.Exper.& Appl. Entomol.* 5:115-121.
- **MÄCKEL, R. & FRIEDMANN, A.** (Hrsg.) (1998): *Wandel der Geo-Biosphäre in den letzten 15.000 Jahren im südlichen Oberrheintiefland und Schwarzwald.* Freiburger Geographische Hefte 54. Selbstverlag d. Institutes f. Physische Geographie d. Albert- Ludwigs- Universität Freiburg i. Br.
- **MÄCKEL, R. & METZ, B.** (Hrsg.) (1992): *Schwarzwald und Oberrheintiefland – Eine Einführung in das Exkursionsgebiet um Freiburg i. Br.* Freiburger Geographische Hefte 36. Selbstverlag d. Institutes f. Physische Geographie d. Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br. 208S
- **MÄCKEL, R.** (1992): *Naturraum des Mittleren und Südlichen Schwarzwaldes und des Oberrheintieflandes.* In: MÄCKEL, R. & METZ, B. (Hrsg.): *Schwarzwald und Oberrheintiefland – Eine Einführung in das Exkursionsgebiet um Freiburg i. Br.* Freiburger Geographische Hefte 36: 1-24.
- **MAERTENS, T., WAHLER, M. & LUTZ, J.** (1990): *Landschaftspflege auf gefährdetem Grünlandstandorten.* Schriftenreihe angewandter Naturschutz Bd. 9, 167 S.
- **MÄHRLEIN, A.** (1997): *Möglichkeiten und Grenzen naturschutzgerechter extensiver Grünlandnutzungsverfahren – Eine Wertung aus einzelbetrieblicher und gesamtwirtschaftlicher Sicht.* In: KLEIN, M., RIECKEN, U. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.): *Alternative Konzepte des Naturschutzes für extensiv genutzte Kulturlandschaften.* *Schr.-R. f. Landschaftspflege und Naturschutz* 54: 277-290.

- **MARZELLI, M.** (1995): Untersuchungen zu den Habitatsprüchen der Sumpfschrecke *Stethophyma grossum* und ihre Bedeutung für das Habitatmanagement. *Articulata* 12 (2): 107-121.
- **MATÍNEZ, J. A., SERRANO, D. & ZUBEROGOITIA, I.** (2003) : Predictive habitat preferences for the Eurasian eagle owl *Bubo bubo*: a multiscale approach. *Ecography* 26: 21-28.
- **MCAUGHTON, S. J.** (1984): Grazing lawns: Animals in herds, plant form and co-evolution. *Amer. Nat.* 124: 863-886.
- **MEYEN, E. & SCHMIDTHÜSEN, J.** (1962): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschland. Bundesanstalt für Landeskunde und Raumordnung. Bad Godesberg. Bd. II: 609-1339.
- **MIKHAILOVA, E. A., BRYANT, R. B., CHERNEY, D. J. R., POST, C. J. & VASSENEV, I. I.** (2000): Botanical composition, soil and forage quality under different management regimes in Russians grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 80:213-226, 2000.
- **MILCHUNAS, D., SALAS, O. & LAUENROTH, W.** (1988): A generalized model of the effects of grazing herbivores on grassland community structure. *The American Naturalist* 132 (1): 86-106.
- **MILCHUNAS, D.G. & NOY-MEIR, I.** (2002): Grazing refuges, external avoidance of herbivory and plant diversity. *Oikos* 99: 113-130.
- **MILNE, L. & SIBBALD, A.** (1998): Modelling of grazing systems at the farm scale. *Ann. Zootech.*47: 407-417.
- **MITTELBACH, G. G., STEINER, C. F., SCHEINER, S. M., GROSS, K. L., REYNOLDS, H. L., WAIDE, R. B., WILLIG, M. R., DODSON, S. I. & GOUGH, L.** (2001): What is the observed relationship between species richness and productivity? *Ecology* 82 (9): 2381-2396.
- **MOHR, B. & SCHRÖDER, E.-J.** (1997): Landwirtschaft des hohen Schwarzwaldes – Beispiel Hinterzarten. Friedr. Stalder Verlag, Konstanz. 201S.
- **MOHR, B.** (1992): Bodennutzung und Viehwirtschaft in Südbaden. In: MÄCKEL, R. & METZ, B. (Hrsg.): Schwarzwald und Oberrheintiefland – Eine Einführung in das Exkursionsgebiet um Freiburg i. Br. *Freiburger Geographische Hefte* 32: 197-208.
- **MOHR, B.** (1997): Von der Mangelwirtschaft zur Überproduktion In: MOHR, B. & SCHRÖDER, E.-J. (1997): Landwirtschaft des hohen Schwarzwaldes – Beispiel Hinterzarten: 77-134.
- **MOHR, B.** (1997): Zur Situation der Landwirtschaft um 1800 nach der Chronik von Pfarrer Vincenz Zahn. In: MOHR, B. & SCHRÖDER, E.-J. (1997): Landwirtschaft des hohen Schwarzwaldes – Beispiel Hinterzarten: 21-30.
- **MOHR, C. O.** (1947): table of equivalent populations of North American mammals. *Am. Midland Nat.* 37: 223-249.
- **MOILANEN, A. & HANSKI, I.** (2001): On the use of connectivity measures in spatial ecology. *Oikos* 95(1): 147-151.
- **MORIATRY, F.** (1969b): The laboratory breeding and embryonic development of *Chorthippus brunneus* (Orthoptera: Acrididae). *Proc. R. Entomol. Soc. London* 44: 25-34.
- **MÜCKSCHEL C. & OTTE A.** (2001): Variabilität von Pflanzen- und Populationsmerkmalen bei unterschiedlicher Beweidung. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 33, 1-18.
- **MÜHLENBERG, M. & SLOWIK, J.** (1997): Kulturlandschaft als Lebensraum. Quelle & Meyer, Wiesbaden. 312 S.
- **MÜLLER, K.** (1980): Der Schwarzwald als Agrarlandschaft. In: LIEHL, E. (Hrsg.) (1980): Der Schwarzwald: Beiträge zur Landeskunde. III. Veröff. des alleman. Institutes Freiburg i. Br. 47.
- **MÜLLER, L.** (1998): Auswirkungen verschiedener Beweidungsintensitäten auf verschiedene Gruppen der Evertebraten. In: KOLLIGS, D. (Hrsg.) (1998): Der Einfluß der Beweidung auf die Wirbellosenfauna im Grünland. *Faun.- Ökolog. Mitt. Suppl.* 24.
- **MÜNZEL, M. & SCHUMACHER, W.** (1994): Steuerung extensiver Beweidung in schutzwürdigen Biotopen durch Beweidungsplätze. Bericht über die 1. Lenzener Gespräche – Landschaftspflege mit Nutztieren, AID, Bonn: 134-148.
- **NOSS, R. F.** (1994): Cows and conservation biology. *Conservation Biology* 8: 613-616.
- **NITSCHKE, S. & NITSCHKE, L.** (1994): Extensive Grünlandnutzung. *Reih. Prakt. Naturschutz*, Radebeul, 128 S.
- **OBA, G., VERTAAS, O. R & STENSETH, N. C.** (2001): Relationship between biomass and plant species richness in arid-zone grazing lands. *Journal of Applied Ecology* 38: 836-845.
- **OLFF, H. & RITCHIE, M. E.** (1998): Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Tree* 13: 261-265.
- **OPITZ v. BOBERFELD, W.** (1994): Grünlandlehre. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart. 1. Auflage. 336 S.
- **OPPERMANN, R. & LUICK, R.** (1999): Extensive Beweidung und Naturschutz-Charakterisierung einer dynamischen und naturverträglichen Landnutzung. *Natur und Landschaft* 74 (10): 411-419.
- **OSCHMANN, M.** (1969): Bestimmungstabellen für die Larven mitteleuropäischer Orthopteren. *Dt. Ent. Z. N. F.* 16 I/III: 277-291.
- **OSEM, Y., PEREVOLOTSKY, A. & KIGEL, J.** (2002): Grazing effect on diversity of annual plant communities in a semi-arid rangeland: interactions with small-scale spatial and temporal variation in primary productivity. *Journal of Ecology* 90: 936-946.
- **OTTE, D.** (1976): Species richness patterns of New World desert grasshoppers in relation to plant diversity. *J. Biogeogr.* 3: 197-209.
- **PAINTER, E. L., DETLING, J. K. & STEINGRAEBAE, D. A.** (1993): Plant morphology and grazing history. *Vegetation* 106, 37-62.
- **PALMER, S. C. & BACON, P. J.** (2000): A GIS approach to identifying territorial resource competition. *Ecography* 23: 513-524.
- **PEARSON, D. L. & CAROLL, S. S.** (1998): Global patterns of species richness: spatial models for conservation planning using bioindicator and precipitation data. *Conserv. Biology* 12 (4): 809-821.
- **PECO, B., OÑATE, J.J. & REQUENA, S.** (2000): Dehesa grasslands: natural values, threats and agri-environmental measures in Spain. In: EUROPEAN FORUM ON NATURE CONSERVATION AND PASTORALISM (Hrsg.): Recognising European pastoral farming systems and understanding their ecology. 7th European Forum on Nature Cons. and Pastoralism.
- **PERRY, J. N., LIEBHOLD, A. M., RODENBERG, M. S., DUNGAN, J., MIRITI, M., JAKOMULSKA, A. & CITRON-POUSTY, S.** (2002): Illustrations and guidelines for selecting statistical methods for quantifying spatial pattern in ecological data. *Ecography* 25: 578-600.
- **PETCHY, O. L.** (2003): Integrating methods that investigate how complementary influences ecosystem functioning. *Oikos* 101: 323-330.

- **PFANNENSTIEL, M. & RAHM, G.** (1961): Die würmzeitlichen Gletscher des Talkessels von Prag. Ber. D. Naturforsch. Ges. Freiburg i. Br. 51: 119-132.
- **PLACHTER, H. & BEINLICH, B.** (1995): Strategien zum Erhalt und zur Entwicklung der Kalkmagerrasen und der mageren Wiesen der Schwäbischen Alb. In: PLACHTER, H. & BEINLICH, B. (Hrsg.): Ein Naturschutzkonzept für die Kalkmagerrasen der Mittleren Schwäbischen Alb (Baden-Württemberg): Schutz, Nutzung und Entwicklung. Beih. Veröff. Nat. u. L. Bad.-Württ. 83: 441-467.
- **PLACHTER, H. & REICH, M.** (1994): Großflächige Schutz- und Vorräume: Eine neue Strategie des Naturschutzes in Kulturlandschaften. Veröff. PAÖ. 8: 17-43.
- **PLACHTER, H. & WERNER, A.** (1998): Integrierende Methoden zu Leitbildern und Qualitätszielen für eine naturschonende Landwirtschaft. – Z. Kulturtechnik u. Landentwickl. Bd. 39: 121-129.
- **PLACHTER, H.** (1991): Naturschutz. 463 S.; Stuttgart.
- **PLACHTER, H.** (1996): Bedeutung und Schutz ökologischer Prozesse. Verh. D. Ges. f. Ökologie. 26: 287-303.
- **PLACHTER, H.** (1999): a Central European contribution to a pan-european conservation strategy. La Cañada 10: 11-13.
- **Plachter, H.** (2000): The Contributions of Cultural Landscapes to Nature Conservation. In: BUNDESDENKMALAMT, WIEN (Hrsg.): Denkmal – Ensemble – Kulturlandschaft am Beispiel Wachau Tag.ber., 93-115, Wien.
- **PLIENIGER, T. & WILBRAND, C.** (2001): Land use, biodiversity conservation, and rural development in the dehesas of Cuatro Luages, Spain. In: Agroforestry Systems 51: 23-34.
- **POHLE, H.** (1986): Landschaftspflege auf den Gemeinschaftsweiden im Südschwarzwald. Seminarbeiträge Naturschutz und Landwirtschaft, 1984-1986. Landesamt f. Umweltschutz Bad.-Württ., Karlsruhe.
- **POPP, A.** (2004): Verhaltensökologische Effekte von Rindern auf großflächigen Weiden der Rhön und des Südschwarzwaldes. In: PLACHTER, H & HAMPICKE, U. (Hrsg.): Großflächige Nutztierbeweidung: eine nachhaltige Entwicklungsperspektive für „Periphere Räume“. Springer-Verlag (in press).
- **PORZIG, E. & SAMBRAUS, H.** (1991): Nahrungsaufnahmeverhalten landwirtschaftlicher Nutztiere. Dt. Landwirtschaftsverlag Berlin.
- **PORZIG, E.** (1987): Verhaltensinventare und Tier- Umwelt-Beziehungen. In: SCHEIBE, K.-M. (Hrsg.): Nutztierverhalten Rind- Schwein- Schaf. VEB G. Fischer Verlag, Jena.
- **POSPECHILL, M.** (2002) : SPSS für Fortgeschrittene – Durchführung fortgeschrittener statistischer Analysen. 3. vollst. überarbeitete Auflage (SPSS Version 11), RRUN Uni. Hannover.
- **PRATT, R. M., PUTMAN, R. J., EKINS, J. R. & EDWARDS, P. J.** (1986): Use of habitat by free-ranging cattle and ponies in the New Forest, Southern England. J. of Applied Ecology 23: 539-557.
- **PUTMAN, R. J., FOWLER, A. D. & TOUT, S.** (1991): Patterns of use of ancient grassland by cattle and horse and effects on vegetational composition and structure. Biol. Conservation 56: 329- 347.
- **PUTMAN, R. J.; PRATT, R. M., EKINS, J. R. & EDWARDS, P. J.** (1987): Food an feeding behaviour of cattle an ponies in the New Forest, Hampshire. J. of Applied Ecology 24: 369-380.
- **QUADFLIEG, N. H.** (1956): Grundsätzliches zur erfolgreichen Gestaltung der Weidewirtschaft. Das Grünland 9: 69-72.
- **RADLMAIR S. & LAUBMAN, H.** (1997): Auswirkungen extensiver Beweidung und Mahd von Moorstandorten in Süddeutschland auf die Heuschreckenfauna (Saltatoria). Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 27, 199-205.
- **RADLMAIR S. PFADENHAUER, J. & PLACHTER, H.** (1999): Geschichte der landwirtschaftlichen Moornutzung im süddeutschen Alpenvorland. Natur und Landschaft 74: 91-98.
- **RAHMANN, G.** (1998): Praktische Anleitungen für eine Biotoppflege mit Nutztieren. Schr.-R. Angew. Naturschutz 14.
- **RAMBO, L. & FAETH, S. H.** (1999): Effect of vertebrate grazing on plant and insect community structure. Conservation Biology 13 (5):1047-1054.
- **REISIGER, E.** (1998): Extensive Landnutzung mit Großsäugern – Möglichkeiten und Perspektiven aus naturschutzfachlicher Sicht. In: CORNELIUS, R. & HOFMANN, R. (Hrsg.) (1998): Extensive Haltung robuster Haustierrassen, Wildtiermanagement, Multi-Spezies- Projekte – Neue Wege in Naturschutz und Landschaftspflege ?
- **RENNWALD, E.** (1999): Schmetterlinge in der Kulturlandschaft - was haben sie mit Wisent und Auerochse zu tun? In: GERKEN, B. & GÖRNER, M. (Hrsg.) Natur- und Kulturlandschaft 3:132-137.
- **RIECKEN, U., FINK, P., KLEIN, M. & SCHRÖDER, E.** (1997): Situation und Perspektiven des extensiven Grünlandes in Deutschland und Überlegungen zu alternativen Konzepten des Naturschutzes am Beispiel der Etablierung „halboffener Weidelandschaften“. In: KLEIN, M., RIECKEN, U. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.): Alternative Konzepte des Naturschutzes für extensiv genutzte Kulturlandschaften. Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz 54: 7-23.
- **RIECKEN, U., FINK, P., KLEIN, M. & SCHRÖDER, E.** (1998): Überlegungen zu alternativen Konzepten des Naturschutzes für den Erhalt und die Entwicklung von Offenlandbiotopen. In: Natur und Landschaft, 73 (6): 261-270.
- **RIST, M. & SCHRAGEL, I.** (1993): Artgemäße Rinderhaltung: Grundlagen und Beispiele aus der Praxis/ Beratung Artgerechte Tierhaltung e. V., Stiftung Ökologie und Landbau, Schweinfurth- Stiftung, Verlag C. F. Müller
- **ROBERTS G. & DA SILVA J.N.** (2000): The grazing animals project - a collaborative approach to improving conservation grazing in Britain. La Cañada 12: 8-16.
- **RÖCKE, C.** (1976): Möglichkeiten und Grenzen der Landbewirtschaftung im agraren Problemgebiet des mittleren und südlichen Schwarzwaldes. Stuttgarter Geogr. St. 90: 163-188.
- **ROEDENBECK, I. A.** (2004): Raumnutzungsmuster von Rindern auf großflächigen Weiden des Stora Alvaret Ölands (Südschweden). In: PLACHTER, H & HAMPICKE, U. (Hrsg.): Großflächige Nutztierbeweidung: eine nachhaltige Entwicklungsperspektive für „Periphere Räume“. Springer-Verlag (in press).
- **RODRIQUEZ, A. & DELIBES, M.** (2002) : Internal structure and patterns of concentration in the geographic range if the Iberian Lynx. Ecography 25: 314-328.
- **SAIDI, S. & MENDE, C.** (1999): A GIS to analyse the strategies of grazing with *Equus przewalskii*. In: GERKEN & GÖRNER (Hrsg.): Natur- und Kulturlandschaft 3: 343-347.
- **SALA, O. E.** (1988): the effect of herbivory on vegetation structure. In: WERGER, M. J., VAN DER AART, P. J., DURING, H. J. & VERHOEVEN, J. T. (Hrsg.): Plant form and vegetation structure SPB Acad. Publishing, The Hague: 317-330.
- **SAMBRAUS, H.** (1973): Die Ursachen synchronen Verhaltens bei weidenden Rindern. Z. Tierz. Zücht.. 90: 192- 198.

- **SAMBRAUS, H. H.** (1978): Nutztierethologie. Verlag Paul Parey.
- **SAMWAYS, M. J. & MOORE, S. D.** (1991) Influence of exotic conifer patches on grasshopper (Orthoptera) assemblages in a grassland matrix at a recreational resort, Natal, South Africa. *Biol. Conservation* 5: 117-137.
- **SÄNGER, K.** (1977): Über die Beziehung zwischen Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria) und der Raumstruktur ihrer Habitate. *Zool Jb. Syst. Bd.* 104: 433-488.
- **SCHALITZ, G. & BECKMANN, J.** (1998): Ökologische Aspekte der extensiven Weidehaltung und Überlegungen zu Bewertungsansätzen. In: SCHALITZ, G. & FECHNER, M. (Hrsg.): *Extensivweide in Agrarlandschaften Nordostdeutschlands*. ZALF-Berichte 33, Müncheberg: 79-99.
- **SCHEELE, M.** (2000): Perspektiven der Agrarumweltpolitik im Rahmen der Agenda 2000. *Schr.-R. d. Deutschen Rates für Landschaftspflege* 71: 14-18.
- **SCHLOTTMANN, A.** (1998): Der Besiedlungsgang im südlichen Oberrheingebiet und Schwarzwald. In: MÄCKEL, R. & FRIEDMANN, A. (Hrsg.): *Wandel der Geo- Biosphäre in den letzten 15.000 Jahren im südlichen Oberrheintiefland und Schwarzwald*. Freiburger Geographische Hefte 54: 73-86.
- **SCHMID, W.** (2001): Biodiversity of extensively used pastures and meadows in Switzerland: reflections on their management and proposals for agricultural policy support. *EFNCP Occasional Publication No. 23*. European Forum for Nature Conservation and Pastoralism, Kindrochaid, UK.
- **SCHMIDT, G. H.** (1987a): Adaptation of Saltatoria to various climatic factors with regard to their survival in different geographical regions. In: BACCETTI, B. M. (Hrsg.): *evolutionary biology of orthopteroid insects*. – Ellis Harwood Ltd. Publ.: 550-565
- **SCHRÖDER, E.-J.** (1997): Strukturelle Veränderungen im Zeitraum 1800-1950. In: MOHR, B. & SCHRÖDER, E.-J. (1997): *Landwirtschaft des hohen Schwarzwaldes – Beispiel Hinterzarten*: 37-67.
- **SCHUMACHER, W.** (1995): Offenhaltung der Landschaft- Naturschutzziele, Strategien, Perspektiven. *LÖBF-Mitteilungen* 4/95.
- **SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A.** (1987): Weidbuchen im Schwarzwald und ihre Entstehung durch Verbiß des Wälderviehs. *Beih. Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege Bad.-Württ.* 49. 120 S.
- **SCHWABE-BRAUN, A.** (1980): Eine pflanzensoziologische Modelluntersuchung als Grundlage für Naturschutz und Planung. *Urbs et Regio*. Kassler Schr. zur Geographie und Planung 18. 212 S.
- **SCHWABE-BRAUN, A.** (1980): Wirtschaftsbedingte Vegetationstypen auf Extensivweiden im Schwarzwald. *Ber. Naturf. Ges. Freiburg i. br.* 70: 57-95
- **SCHWENDEMANN, E. & MÜLLER, K.** (1980): 50 Jahre Weideinspektion Schönau / Schwarzwald. Herausgegeben vom Regierungspräsidium Freiburg i. Br. 163 S.
- **SEITZ, B.-J.** (1995): Erhaltung von Weidfeldern im Schwarzwald. In: ANU (AKADEMIE FÜR NATUR- UND UMWELTSCHUTZ) BADEN- WÜRTTEMBERG (Hrsg.): *Wieder beweiden ? Möglichkeiten und Grenzen der Beweidung als Maßnahme des Naturschutzes und der Landschaftspflege*. Beitr. Der Akademie für Natur- und Umweltschutz Bd. 18, Eigenverlag Umweltministerium Stuttgart.
- **SEMMARTIN, M. & OESTERHELD, M.** (1996): Effects of grazing pattern on primary productivity. *Oikos* 75: 431-436.
- **SENF, R. L., RITTENHOUSE, L.R. & WOODMANSEE, R. G.** (1985): Factors influencing patterns of cattle grazing behaviour on shortgrass steppe. *Journal of Range Management* 38 (1): 82-87.
- **SENF, R. L., RITTENHOUSE, L. R. & WOODMANSEE, R. G.** (1983): The use of regression models to predict spatial patterns of cattle behaviour. *Journal of Range Management* 36(5): 553-557.
- **SETTELE, J., FELDMANN, J. & REINHARDT, R.** (1999): *Die Tagfalter Deutschlands*. Ulmer, Stuttgart.
- **SHEATH, G. W. & CARLSON, W. T.** (1998): Impact of cattle treading on hill land 1. Soil damage patterns and pasture status. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 41: - 271-278.
- **SICK, W.-D.** (1980): Der Schwarzwald – Landeskundlicher Überblick. In: LIEHL, E. (Hrsg.): *Der Schwarzwald: Beiträge zur Landeskunde*. III. Veröff. des allem. Inst. Freiburg i. Br. ; 47: 529-545.
- **SMITH, R. S. & RUSHTON, S. P.** (1994): The effect of grazing management on vegetation of mesotrophic (meadow) grassland in Northern England. *J. Appl. Ecology* 31: 13-24.
- **SPATZ, G.** (1991): Zur Problematik des Nitrataustrages unter Dauerweide. *Der Tropenlandwirt, Beiheft* 63: 233-245.
- **SPENCER, J.** (2002): Managing wood pasture landscapes in England. In: REDECKER, B, FINCK, P, HÄRDTLE, W., RIECKEN, U. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.): *Pasture landscapes and Nature Conservation*. Springer Verlag: 123-136.
- **SSYSMANK, A.** (1992): Das Nahrungsangebot für Schmetterlinge und Habitatpräferenzen im Vegetationsmosaik von Wäldern. *Veröff. Natsch. u. Landschaftspflege Bad-Württ.* 67: 397-429.
- **STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG** (1990): *Statistik von Baden-Württemberg – Gemeindestatistik* 1989. Heft 6, Band 400, Stuttgart.
- **STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG** (1998): *Statistik von Baden-Württemberg – Gemeindestatistik* 1997. Heft 3, Band 520, Stuttgart.
- **STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG** (2000): <http://www.Statistik-Baden-Württemberg.de>.
- **STEFFEN-DEWENTER, I. & TSCHARNKE, T.** (2000): Butterfly community structure in fragmented habitats. *Ecol Lett.* 3: 449-456.
- **STUTH, J. W.** (1991): Foraging behavior. In: HEIDSCHMITDT, R. K. & STUTH, J. W. (Hrsg.): *Grazing management: an ecological perspective*. Timber Press, Portland, Oregon: 65-83.
- **SWENGEL, A. B. & SWENGEL, S. R.** (2001): Effects of prairie and barrens management on butterfly faunal composition. *Biodiversity and Conservation* 10: 1757-1785.
- **THOMPSON, D. B., MACDONALD, A. J., MARSDEN, J. H. & GALBRAITH, C. A.** (1995): upland heather moorland in Great Britain: a review of international importance, vegetation change and some objectives for nature conservation. *Biological Conservation* 71: 163-178.
- **THORNLEY, J. H., PARSON, A., NEWMAN, J. & PENNING, P.** (1994): A cost-benefit model of grazing intake and diet selection in a two-species temperate grassland sward. *Functional Ecol.* 8: 5-16.
- **TJØRVE, E.** (2002): Habitat size and number in multi-habitat landscapes: a model approach based on species-area curves. *Ecography* 25: 17-24.

- **TORRUSIO, S., CIGLIANO, M. M. & DE WYSIECKI, M. L.** (2002): grasshopper (orthoptera: acridoidea) and plant community relationships in the argentine pampas. *J. Biogeogr.* 29 (2): 221-229.
- **TRENKLE, H. & VON RUDLOFF, H.** (1980): Das Klima im Schwarzwald. In: LIEHL, E (Hrsg.): Der Schwarzwald: Beiträge zur Landeskunde. III. Veröff. des allem. Inst. Freiburg i. Br. 47: 59-100.
- **TWISS, S. D., THOMAS, C. J. & POMMERROY, P.** (2001): Topographic spatial characterisation of grey seal *Halichoerus grypus* breeding habitat at a sub-seal size spatial grain. *Ecography* 24: 257-266.
- **VÄISÄNEN, R. ET AL. (1994)**: biology and conservation for *Pseudophilotes baton* in Finland (Lepidoptera: Lycaeniidae). *Ann. Zool. Fenn.* 31: 145-156.
- **VAN WIERDEN, S. E.** (1998): Effects of large herbivores upon the animal community. In: WALLISDEVRIES, M. F., BAKKER, J. P. & VAN WIERDEN, S. E. (Hrsg.): Grazing and conservation management. Kluwer Academic, Dordrecht, Netherlands: 184-214.
- **VAN WINGERDEN, W. K., MUSTERS, R. M., MAASKAMP, F. I.** (1991a): The influence of cattle grazing intensity on grasshopper abundance (Orthoptera: Acrididae). *Proc. Exper. & Appl. Entomol., N. E. V. Amsterdam, Vol. 2:* 28-34.
- **VAN WINGERDEN, W. K., KREVELD VAN, A. R. & BONGERS, W.** (1992): Analysis of species composition and abundance of grasshoppers (Orth., Acrididae) in natural and fertilized grassland. *J. Appl. Ent.* 113: 138-152.
- **VAN WINGERDEN, W. K., MUSTERS, R. M., KLEUKERS, R. M., BONGERS, W. & BIEZEN VAN, J. B.** (1991b): The influence of temperature on the duration of egg development in West European grasshoppers (Orthoptera: Acrididae). *Oecologia, Berlin* 87: 417-423.
- **VERA, F.** (1998): Das Multi- Spezies- Projekt Oostvaardersplassen. In: CORNELIUS, R. & HOFMANN, R. (Hrsg.): Extensive Haltung robuster Haustierrassen, Wildtiermanagement, Multi- Spezies- Projekte – Neue Wege in Naturschutz und Landschaftspflege ?.
- **WAIDE, R. B., WILLIG, M. R., STEINER, C. F., MITTELBACH, G., GOUGH, L., DODSON, S. I., JUDAY, G. P. & PARMENTER, R.** (1999): The relationship between productivity and species richness. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 30: 257-300.
- **WALKER, J. W., HEITSCHMIDT, E. K.** (1989): Some effects of rotational grazing treatment on cattle grazing behavior. *Journal of Range Management* 42(2): 337-342.
- **WALLIS DE VRIES, M. & DALEBOUDR, C.** (1994): Foraging strategy of cattle in patchy grassland. *Oecologia* 100: 98-106.
- **WALLIS DE VRIES, M. & SCHIPPERS, P.** (1994): Foraging in landscape mosaic: selection for energy and minerals in free-ranging cattle. *Oecologia* 100: 107- 117.
- **WALLIS DE VRIES, M. F., LACA, E. A. & DEMMENT, M. W.** (1998): From feeding station to patch: scaling up food uptake measurements in grazing cattle. *Appl. An. Behavior Science* 60: 301-315
- **WALLIS DE VRIES, M. F., LACA, E. A. & DEMMENT, M. W.** (1999): The importance of scale of patchiness for selectivity in grazing herbivores. *Oecologia* 121: 355-363.
- **WEIDENER, A.** (1991/92): Beziehungen zwischen Vegetation und tagaktiven Schmetterlingen in Seidenbachtal bei Blankenheim (Eifel). *Naturschutzforum* 5/6: 131-156.
- **WEIHER, E.** (1999): The combined effects of scale and productivity on species richness. *J. of Ecology* 87: 1005-1011.
- **WEIHER, E.** (2003): Species richness along multiple gradients: testing a general multivariate model in oak savannas. *Oikos* 101: 311-316.
- **WEISS, S. B. & WEISS, A. D.** (1998): Landscape-level phenology of threatened butterfly: a GIS-based modelling approach. *Ecosystems* 1: 299-309.
- **WELCH, J. L., REDAK, R. & KONDRATIEFF, B. C.** (1991): Effects of cattle grazing on the density and species of grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) of the Central Plain Experimental Range, Colorado: a re-assessment after two decades. *J. Kansas Entomol.* 64: 337-343.
- **WETTSTEIN, W. & SCHMID, B.** (1999): conservation of arthropod diversity in montane wetlands: effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. *J. Appl. Ecol* 36: 363-373.
- **WIENS, J. A.** (1989): spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3: 385-397.
- **WIENS, J. A.** (1995): Landscape mosaics and ecological theory. In: HANSSON, L., FAHRIG, L. & MERRIAM, G. (Hrsg.): Mosaic landscapes and ecological processes. Chapman & Hall: 1-26.
- **WILMANNS, O.** (1980): Geschichtlich bedingte Züge in der heutigen Vegetation des Schwarzwaldes. In: LIEHL, E. (Hrsg.): Der Schwarzwald: Beiträge zur Landeskunde. III. Veröff. des allemannischen Institutes Freiburg i. Br. 47:129-154.
- **WILMANNS, O.** (2001): Exkursionsführer Schwarzwald. Eine Einführung in Landschaft und Vegetation mit 45 Wanderrouten. E. Ulmer Verlag, 227 S.
- **WORTON, B. J.** (1995): using monte carlo simulation to evaluate kernel-based home range estimators. *J. Wildlife Manage.* 59: 794-800.
- **ZÖFEL, P.** (1992): Statistik in der Praxis. 3. Aufl. Fischer- Verlag, Stuttgart. 422 S.
- **ZUBE, P.** (1998): Weidetechnische Einrichtungen für Rinder – funktionsgerecht und kostengünstig. In: SCHALITZ, G. & FECHNER, M. (Hrsg.): Extensivweide in Agrarlandschaften Nordostdeutschlands. ZALF-Berichte 33:43-51.

Anhang

Anhang 4.1.

Tab. A.1: Durchschnittswerte der Raum- und Vegetationsstruktur von Kleinstrukturen in Abhängigkeit von der Landnutzung. N=191.

<i>Kleinstruktur</i>	<i>Wiese-S</i>	<i>Wiese-N</i>	<i>Milchvieh-S</i>	<i>Milchvieh-N</i>	<i>Jungvieh-S</i>	<i>Jungvieh-N</i>
Feuchestelle						
Höhendiv. Vegetation	-	-	3,0 ± 0,0	3,0 ± 0,0	3,0 ± 0,0	2,8 ± 0,4
Horiz. Strukturdiversität	-	-	3,2 ± 0,4	3,0 ± 0,0	3,8 ± 0,5	3,6 ± 0,8
Blütendichte	-	-	2,2 ± 0,4	2,0 ± 0,0	3,0 ± 0,8	2,5 ± 0,5
Blütendiversität	-	-	2,0 ± 0,0	1,0 ± 0,0	3,0 ± 0,0	2,6 ± 0,5
Anteil Asteraceae	-	-	1,4 ± 0,8	3,0 ± 0,0	3,3 ± 1,4	2,6 ± 0,5
Dichtes, fettes Grünland						
Höhendiv. Vegetation	2,0 ± 0,0	2,0 ± 0,0	-	-	1,0 ± 0,0	2,0 ± 0,0
Horiz. Strukturdiversität	2,0 ± 0,0	1,0 ± 0,0	-	-	1,0 ± 0,0	2,0 ± 0,0
Blütendichte	3,0 ± 0,0	1,0 ± 0,0	-	-	1,0 ± 0,0	1,8 ± 0,9
Blütendiversität	1,0 ± 0,0	1,0 ± 0,0	-	-	1,0 ± 0,0	1,0 ± 0,0
Anteil Asteraceae	1,0 ± 0,0	1,0 ± 0,0	-	-	1,0 ± 0,0	1,0 ± 0,0
Mesophiles Grünland						
Höhendiv. Vegetation	2,0 ± 0,0	2,0 ± 0,0	3,0 ± 0,0	2,0 ± 0,0	3,0 ± 0,0	3,0 ± 0,0
Horiz. Strukturdiversität	2,0 ± 0,0	1,0 ± 0,0	2,4 ± 0,5	2,0 ± 0,0	3,0 ± 0,0	3,0 ± 0,0
Blütendichte	2,0 ± 0,0	1,0 ± 0,0	3,0 ± 0,0	1,0 ± 0,0	2,6 ± 0,8	1,3 ± 0,5
Blütendiversität	1,0 ± 0,0	1,0 ± 0,0	2,4 ± 0,5	1,0 ± 0,0	2,6 ± 0,8	1,3 ± 0,5
Anteil Asteraceae	3,0 ± 0,0	3,0 ± 0,0	1,9 ± 1,0	1,0 ± 0,0	1,3 ± 0,5	1,0 ± 0,0
Lückiges Magergrünland						
Höhendiv. Vegetation	2,0 ± 0,0	-	4,5 ± 0,9	3,0 ± 0,0	3,8 ± 0,4	3,0 ± 0,0
Horiz. Strukturdiversität	3,0 ± 0,0	-	2,3 ± 1,4	2,0 ± 0,0	3,8 ± 0,4	3,3 ± 0,5
Blütendichte	3,0 ± 0,0	-	3,5 ± 0,9	1,0 ± 0,0	3,0 ± 0,5	3,0 ± 0,8
Blütendiversität	3,0 ± 0,0	-	3,4 ± 1,1	2,0 ± 0,0	3,0 ± 0,0	3,0 ± 0,0
Anteil Asteraceae	3,0 ± 0,0	-	2,3 ± 0,9	1,0 ± 0,0	1,0 ± 0,0	3,0 ± 0,0
Offenbodenstelle						
Höhendiv. Vegetation	-	-	4,0 ± 0,0	-	5,0 ± 0,0	2,6 ± 0,8
Horiz. Strukturdiversität	-	-	4,0 ± 0,0	-	3,0 ± 0,0	4,2 ± 0,4
Blütendichte	-	-	2,3 ± 0,5	-	1,0 ± 0,0	1,2 ± 0,4
Blütendiversität	-	-	2,0 ± 0,0	-	2,0 ± 0,0	1,0 ± 0,0
Anteil Asteraceae	-	-	2,0 ± 0,0	-	2,0 ± 0,0	1,0 ± 0,0
Steine						
Höhendiv. Vegetation	-	-	2,0 ± 0,0	2,0 ± 0,0	2,0 ± 0,0	2,0 ± 0,0
Horiz. Strukturdiversität	-	-	2,0 ± 0,0	2,0 ± 0,0	2,0 ± 0,0	2,0 ± 0,0
Blütendichte	-	-	2,0 ± 0,0	2,0 ± 0,0	2,0 ± 0,0	2,0 ± 0,0
Blütendiversität	-	-	1,0 ± 0,0	2,0 ± 0,0	2,0 ± 0,0	2,0 ± 0,0
Anteil Asteraceae	-	-	2,0 ± 0,0	2,0 ± 0,0	1,0 ± 0,0	1,0 ± 0,0
Saum / Innensaum						
Höhendiv. Vegetation	4,0 ± 0,0	4,0 ± 0,0	-	-	2,5 ± 0,5	2,4 ± 0,5
Horiz. Strukturdiversität	3,0 ± 0,0	3,0 ± 0,0	-	-	3,0 ± 0,0	2,4 ± 0,5
Blütendichte	2,3 ± 0,0	3,0 ± 0,0	-	-	1,3 ± 0,5	1,2 ± 0,4
Blütendiversität	3,0 ± 0,0	4,0 ± 0,0	-	-	1,3 ± 0,5	1,2 ± 0,4
Anteil Asteraceae	3,0 ± 0,0	2,0 ± 0,0	-	-	1,3 ± 0,8	1,0 ± 0,0
Zwergsträucher						
Höhendiv. Vegetation	-	-	3,2 ± 0,8	-	2,8 ± 0,4	2,4 ± 0,5
Horiz. Strukturdiversität	-	-	3,0 ± 0,0	-	2,8 ± 0,4	2,8 ± 0,4
Blütendichte	-	-	2,8 ± 1,0	-	1,0 ± 0,0	1,2 ± 0,4
Blütendiversität	-	-	1,2 ± 0,4	-	2,0 ± 0,5	1,6 ± 0,5
Anteil Asteraceae	-	-	1,0 ± 0,0	-	1,0 ± 0,0	1,8 ± 0,4
Verbuschung						
Höhendiv. Vegetation	-	-	3,0 ± 0,0	-	1,0 ± 0,0	3,0 ± 0,0
Horiz. Strukturdiversität	-	-	3,0 ± 0,0	-	1,0 ± 0,0	3,0 ± 0,0
Blütendichte	-	-	1,6 ± 0,5	-	1,0 ± 0,0	1,3 ± 0,5
Blütendiversität	-	-	2,0 ± 0,0	-	1,0 ± 0,0	1,0 ± 0,0
Anteil Asteraceae	-	-	2,0 ± 0,0	-	1,0 ± 0,0	1,0 ± 0,0

Anhang 4.2.

Tab.A.2: Wilcoxon-Test auf Unterschiede des Heuschreckenschlupfes zwischen den Untersuchungsjahren 2001 und 2002 an verschiedenen Kleinstrukturen. Angegeben ist jeweils die Prüfgröße Z mit zugehöriger Signifikanz (basierend auf negativen Rängen). N_{2001/2002}=81 Schlupffallen. * nur 2002 beprobt.

<i>Individuen/qm</i>	<i>Individuen 2001/2002</i>	<i>Artzahl 2001/2002</i>	<i>Eveness 2001/2002</i>
Offene Viehgangel	-1,92 / 0,052	-1,13 / 0,257	-0,36 / 0,715
Offenbodenstelle	-1,47 / 0,141	-1,13 / 0,257	-1,48 / 0,138
Halboffene Viehgangel	-0,82 / 0,414	-0,00 / 1,000	-0,36 / 0,715
Lückiges Magergrünland	-1,84 / 0,066	-1,41 / 0,157	-0,00 / 1,000
Zwergsträucher	-1,41 / 0,157	-0,58 / 0,564	-0,00 / 1,000
Mesophiles Grünland	-1,41 / 0,154	-1,41 / 0,157	-1,00 / 0,317
Dichte fettes Grünland	-1,00 / 0,317	-1,00 / 0,317	-0,00 / 1,000
Innensaum*	-	-	-

Tab. A.3: Regressionsanalyse (GLM) des Einflusses der Vegetations- und Struktureigenschaften von Kleinstrukturen auf ihre Eignung als Eiablagehabitat für Heuschrecken. Individuendichte oben ($R^2=0,355$; Korr. $R^2=0,330$) und Artzahl unten ($R^2=0,344$; Korr. $R^2=0,314$). Angegeben sind: Richtung des Einflusses (+/-), Kennwerte der F-Statistik mit Signifikanz p (F), Parameterschätzer T mit Signifikanz p (T) sowie ein partielles Eta-Quadrat (η^2), dass den erklärten Varianzanteil jeder Einflussvariablen widerspiegelt. Aufgenommene Einflussvariablen: 12, siehe Tab 2 in Kap. 3.1.1. N=81.

(A) Individuendichte Heuschrecken	+/-	F	p (F)	T	p (T)	Partielles η^2
Offenbodenanteil	+	22,3	< 0,001	4,72	< 0,001	0,227
Höhendiversität Vegetation	+	10,8	< 0,01	3,29	< 0,001	0,125
Tritt	-	6,9	< 0,01	-2,63	< 0,01	0,083
(B) Artzahl Heuschrecken	+/-	F	p (F)	T	p (T)	Partielles η^2
Offenbodenanteil	+	21,5	< 0,001	4,63	< 0,001	0,220
Höhendiversität Vegetation	+	6,2	< 0,01	2,80	< 0,01	0,095
Tritt	-	8,0	< 0,05	-2,50	< 0,05	0,076

Anhang 5.1.

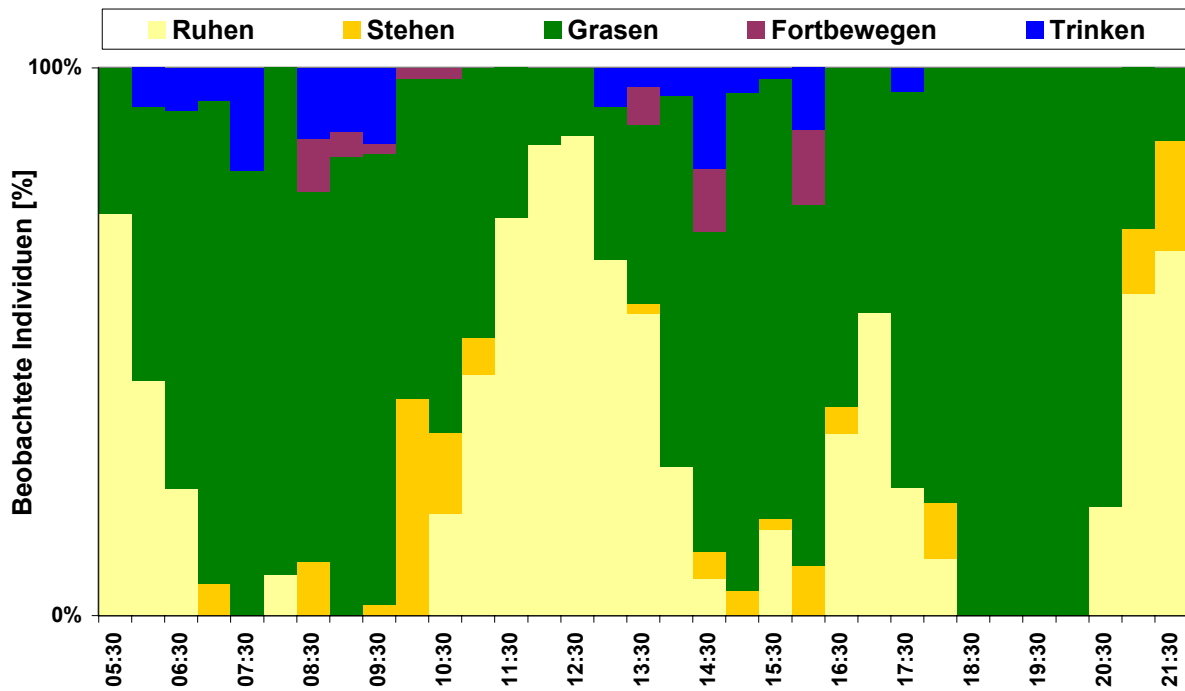


Abb. A.1: Beispiel-Ethogramm: Tagesrhythmik des Rinderverhaltens auf Koppel 7 im Untersuchungsgebiet Gletscherkessel Präg. N=103 Verhaltensaufnahmen (Gegenhangfotografie) an 5 Beobachtungstagen, entspricht 1169 Individualbeobachtungen von Rindern

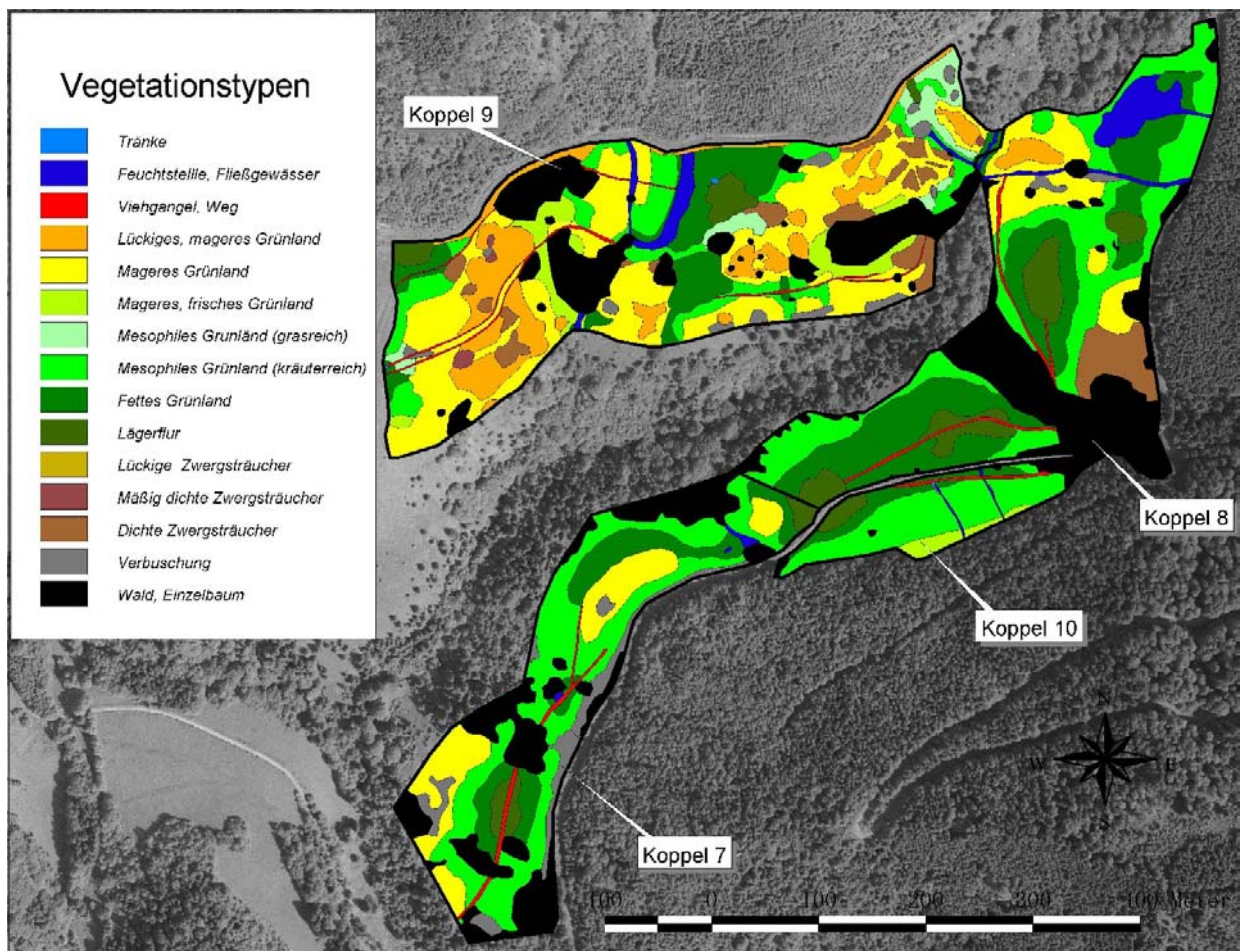
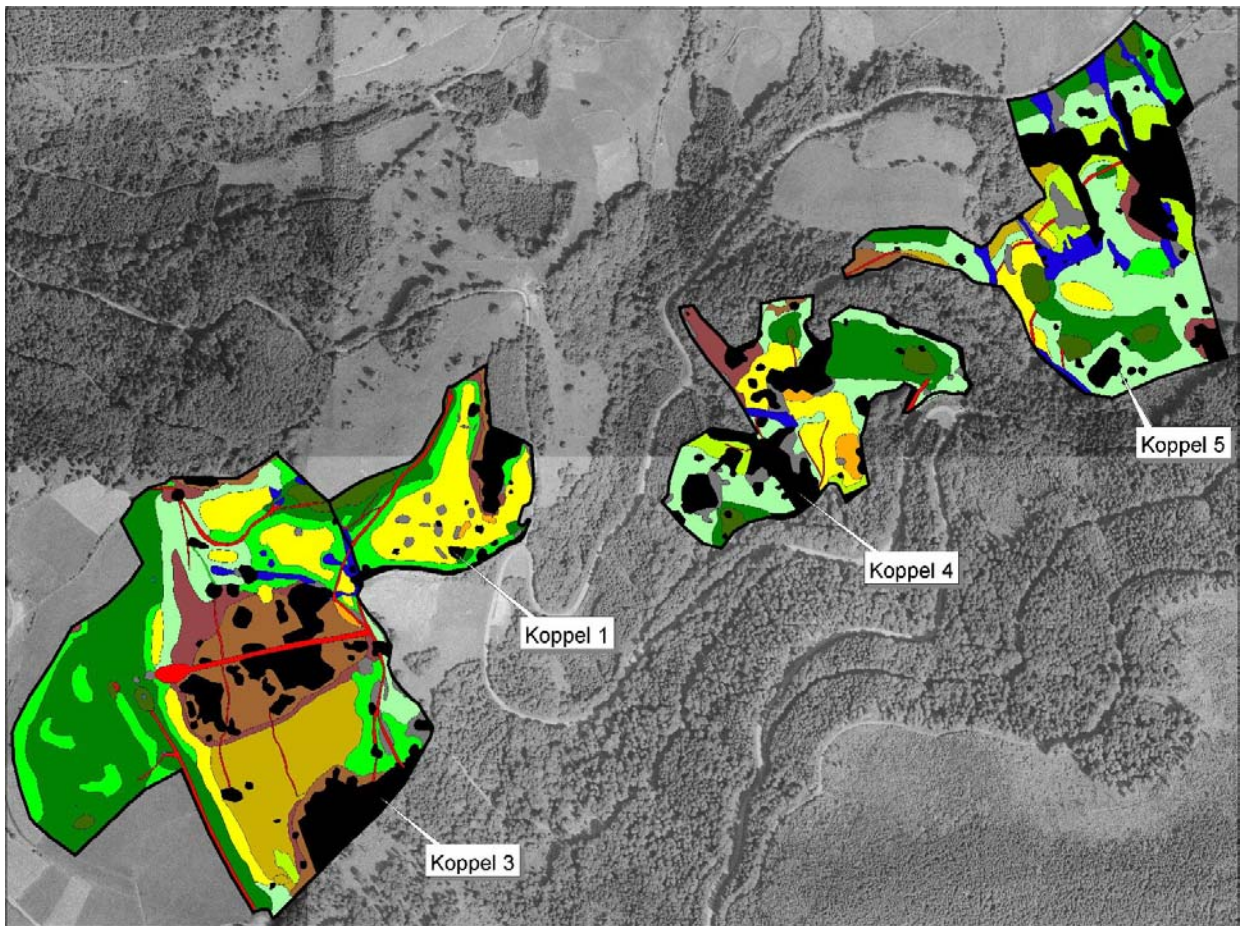


Abb. A.2: Vegetationstypen der (Jungvieh-) Allmendweiden im Jahr 2002, Koppel 1-5 (oben) und Koppel 7-10 (unten).

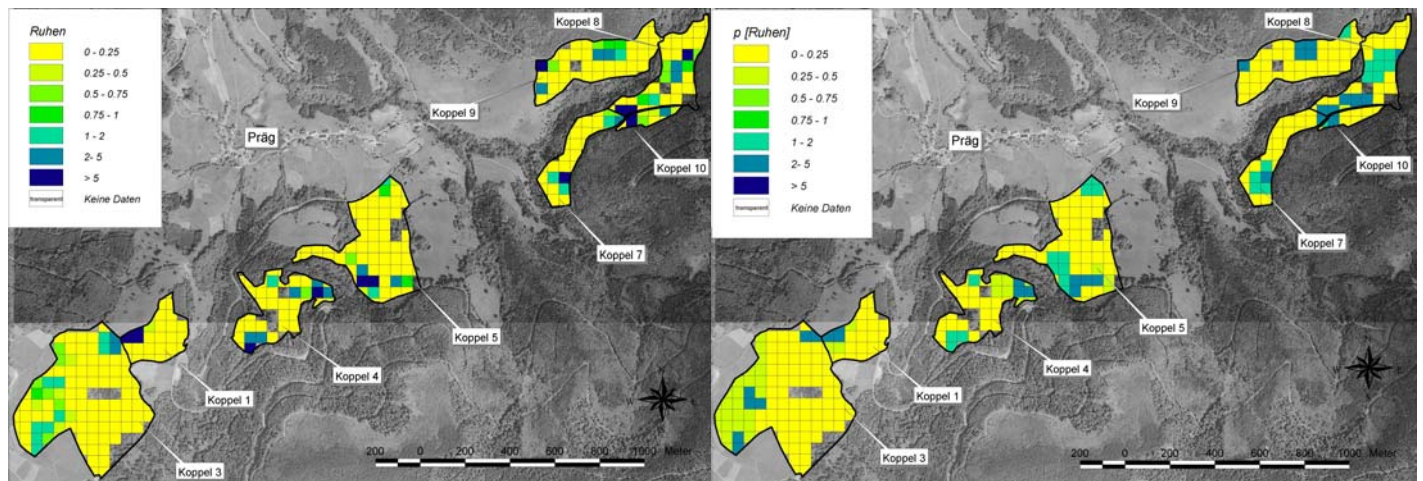


Abb. A.3: Regressionsmodell zum Anteil *Ruhen* je Rasterzelle. Im Jahr 2002 beobachtete Werte (links) und Modellprognosen (rechts). N=391.

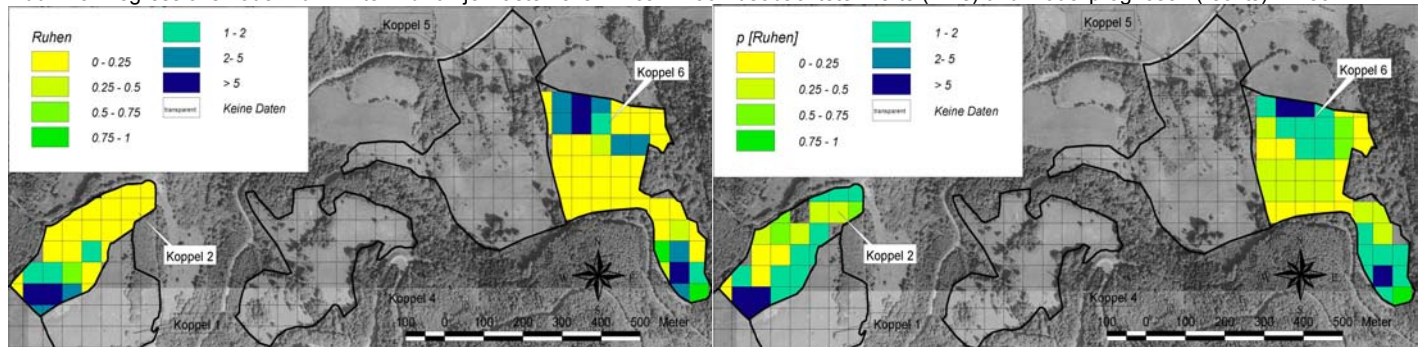


Abb. A.4: Modellvalidierung. Im Jahr 2000 auf den Koppeln 2,6 beobachtete Anteile *Ruhen* (links) und Modellprognosen (rechts). N=77 Rasterzellen.

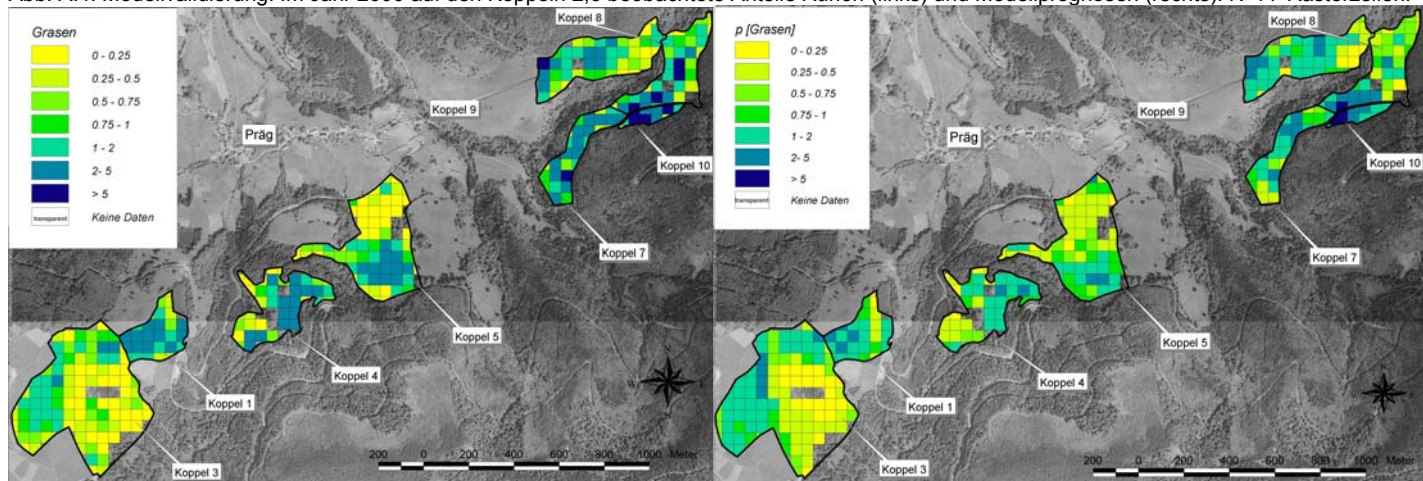


Abb. A.5.: Regressionsmodell zum Anteil *Grasen* je Rasterzelle. Im Jahr 2002 beobachtete Werte (links) und Modellprognosen (rechts). N=391.

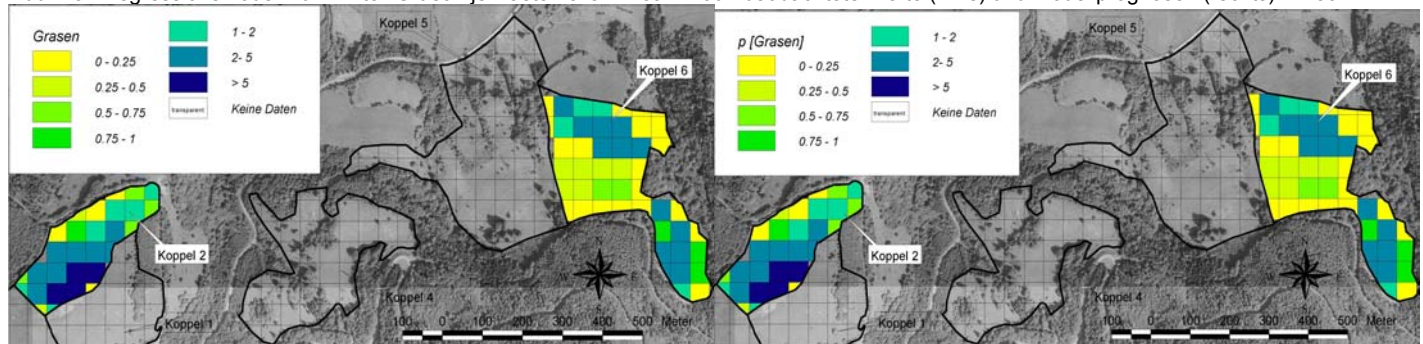


Abb. A.6: Modellvalidierung. Im Jahr 2000 auf den Koppeln 2,6 beobachtete Anteile *Grasen* (links) und Modellprognosen (rechts). N=77 Rasterzellen.

Anhang 5.3.

Tab. A.5: Statistische Kennwerte des Verbreitungsmusters von Heuschrecken und Tagfaltern einzelner Koppeln. Es sind jeweils maximale und mittlere Artzahlen, Individuendichten und Diversitäten (Evenness des Shannon-Index) pro Rasterzelle angegeben. Die Gesamtartenzahl bezieht sich auf alle auf einer Koppel vorkommenden Heuschrecken- bzw. Tagfalterarten. N = 391 Rasterzellen.

Verbreitungskennwerte	Koppel 10 1,4ha	Koppel 7 5,3ha	Koppel 1 5,3ha	Koppel 8 7,8ha	Koppel 4 8,8ha	Koppel 9 9,9ha	Koppel 5 13,9ha	Koppel 3 25,5ha
Mittlere Artzahl Heuschrecken	4,9±3,4	7,3±2,4	7,1±2,3	6,1±2,7	6,0±2,8	9,0±1,7	5,1±2,1	4,8±2,5
Max. Artzahl Heuschrecken	7	12	11	10	13	14	12	10
Gesamtartzahl Heuschrecken	10	13	14	15	16	19	14	17
Mittlere Individuend. Heuschrecken	12,6±14,2	27,6±8,7	22,4±11,8	22,7±15,4	18,7±14,7	38, ±16,1	13,9±10,9	15,1±11,0
Max. Individuend. Heuschrecken	21	46	47	60	51	72	35	48
Mittlere Artzahl Tagfalter	2,7±3,2	5,9±1,8	4,7±3,5	4,3±3,9	3,6±3,2	7,9±1,6	1,9±2,9	2,3±2,6
Max. Artzahl Tagfalter	6	14	11	14	11	16	9	13
Gesamtartenzahl Tagfalter	13	28	23	37	26	34	21	28
Mittlere Individuendichte Tagfalter	3,2±5,3	9,6±2,6	6,4±6,5	6,4±7,7	4,8±8,1	15,1±1,5	2,3±5,1	2,9±3,8
Max. Individuendichte Tagfalter	6	25	21	34	23	35	14	20

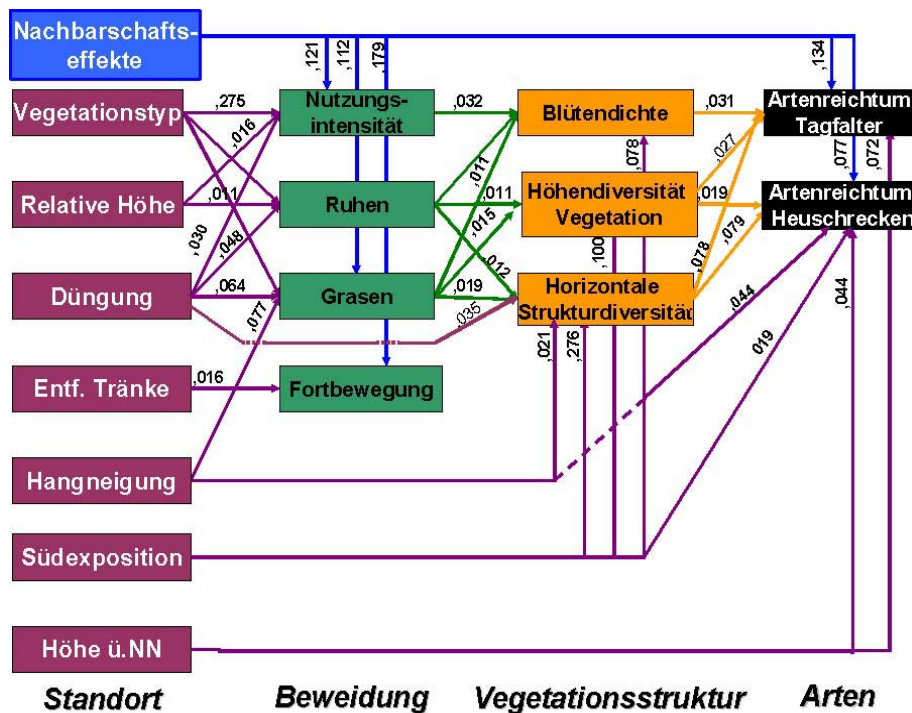


Abb.A9: Schaubild der Einflussfaktoren der Kausalkette „Mensch/Standort→Rind→Struktur→Arten“. Dargestellt sind die statistisch signifikanten Faktoren der Regressionsmodelle (GLM) aus Kap. 5.1.2.5., Kap. 5.2.2. und Kap. 5.3.3., anhand des jeweiligen partiellen Eta-Quadrat (η^2). N=391 Rasterzellen. Trotz optischer Parallelen handelt es sich nicht um ein Strukturgleichungsmodell, weshalb die Werte (η^2) nicht absolut, sondern nur innerhalb der einzelnen Hierarchieebenen miteinander verglichen werden können.

Anhang 5.4.

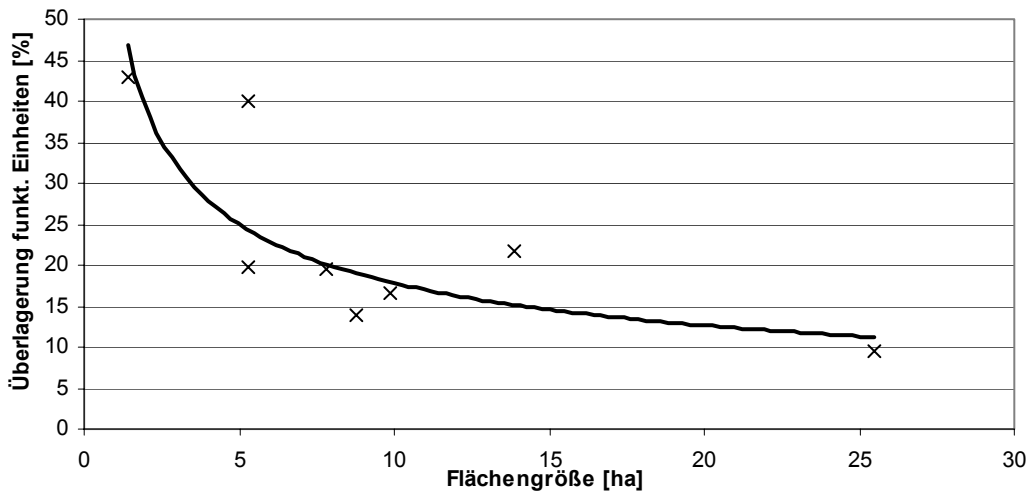


Abb.A.10: Abhängigkeit der (Eigen-) Überlagerung funktionaler Einheiten von der Größe der Weideflächen. Dimension und Definition der funktionalen Einheiten in Kap. 5.1.2.2. Logarithmische Trendlinie mit $R^2=0,69$.

Anhang 6.1.

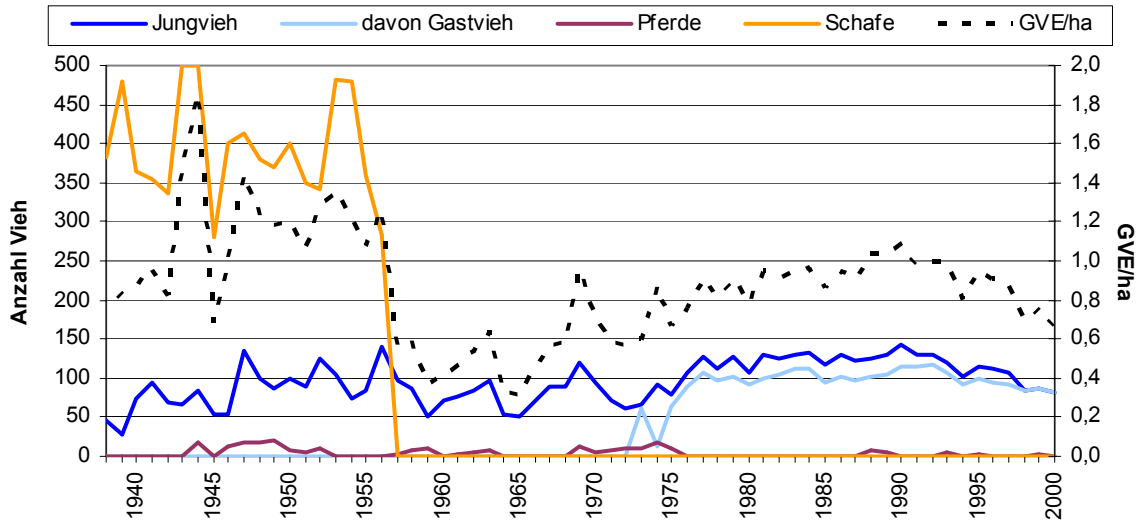


Abb. A.11: Entwicklung der Viehbestände des Weidfeldes „Gisiboden“ (Gemarkung Geschwend) 1937-2000. Datengrundlage: Jährliche, kontrollierte Auftriebsmeldungen; eigene Erhebungen in Archiven der Staatlichen Weideinspektion Schönau. Der Berechnung der Besatzstärke [GVE/ha] liegt eine lineare Flächendegression zwischen den verfügbaren historischen Daten (Kap. 6.1.1.) zugrunde.

Anhang 6.2.

Tab.A.6.: Wilcoxon-Test auf Unterschiede der Struktureigenschaften zwischen den Untersuchungsjahren 2001 und 2002. Es sind jeweils paarweise die Kennwerte Z und Signifikanz (p) angegeben. Die Standorteigenschaften *Flächengröße, Hangneigung, Südexposition, Höhe ü.NN* und *Bodenfeuchte* sind in beiden Untersuchungsjahren konstant. N=81 Nutzungsparzellen je Untersuchungsjahr.

Flächeneigenschaft	Z	p
Waldanteil	0,000	1,000
Verbuschung	0,000	1,000
Zwergstrauchanteil	0,000	1,000
Offenbodenanteil	-0,750	0,454
Höhendiversität Vegetation	-1,126	0,260
Horizontale Strukturdiversität	-1,847	0,065
Pflanzenartenzahl	-1,807	0,071
Vegetationshöhe	-1,193	0,2333
Biomasse	-0,321	0,876
Blütendichte	-0,627	0,531
Blütendiversität	-1,049	0,294
Frass	-0,422	0,721
Tritt	-0,800	0,424

Anhang 6.3

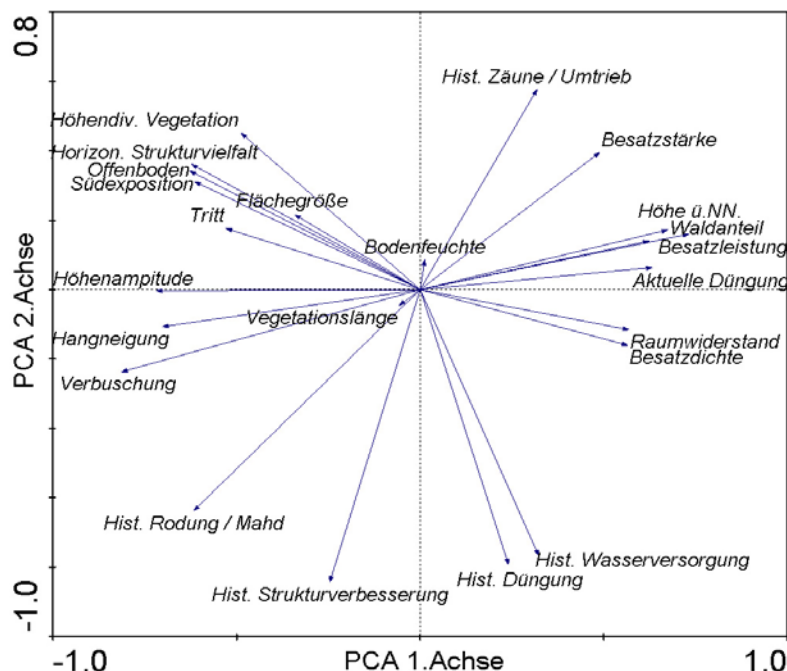


Abb. A.12: Hauptkomponentenanalyse (PCA) aller auf den Heuschreckenreichtum der Jungviehweiden wirkenden Parameter. Erklärter Varianzanteil=81,1%. Eigenvalue 1.Achse=0,30; Eigenvalue 2.Achse=0,16. N=71.