

kassel  
university



press

## **Gefährdungsursachen des Rebhuhns *Perdix perdix* in Mitteleuropa**

Vergleichende Untersuchung von Lebensräumen mit unterschiedlicher  
Siedlungsdichte des Rebhuhns unter besonderer Berücksichtigung der  
Nisthabitate

Dirk Wübbenhorst

Die vorliegende Arbeit wurde vom Fachbereich Biologie - der Universität Kassel als Inaugural-Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.) angenommen.

Erster Gutachter: Prof. Dr. Ch. Leuschner

Zweiter Gutachter: PD Dr. H. Ellenberg

Tag der mündlichen Prüfung

14. Mai 2002

Die Deutsche Bibliothek - CIP-Einheitsaufnahme

**Wübbenhorst, Dirk**

Gefährdungsursachen des Rebhuhns *Perdix perdix* in Mitteleuropa : Vergleichende Untersuchung von Lebensräumen mit unterschiedlicher Siedlungsdichte des Rebhuhns unter besonderer Berücksichtigung der Nisthabitate / Dirk Wübbenhorst. - Kassel : kassel univ. press, 2002

Zugl.: Kassel, Univ., Diss. 2002

ISBN 3-933146-90-9

© 2002, kassel university press GmbH, Kassel

Das Werk einschließlich aller seiner Teile ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsschutzgesetzes ist ohne Zustimmung des Verlags unzulässig und strafbar. Das gilt insbesondere für Vervielfältigungen, Übersetzungen, Mikroverfilmungen und die Einspeicherung und Verarbeitung in elektronischen Systemen.

Umschlaggestaltung: 5 Büro für Gestaltung, Kassel

Druck und Verarbeitung: Zentraldruckerei der Universität Kassel

Printed in Germany

# Inhaltsverzeichnis

Einleitung .....	5
Kapitel 1: Die Untersuchungsgebiete und ihre Rebhuhnbestände .....	14
1.1 Untersuchungsgebiete .....	14
1.2 Bestandserfassung .....	20
1.2.1 Zielsetzung .....	20
1.2.2 Methoden .....	20
1.2.3 Ergebnisse .....	22
1.2.4 Diskussion .....	25
Kapitel 2: Lebensraumveränderungen als Rückgangsursache .....	27
2.1 Welche Flächen wurden in den unterschiedlichen Landschaften bevorzugt als Nisthabitate gewählt? .....	27
2.1.1 Zielsetzung .....	27
2.1.2 Methoden .....	27
2.1.3 Ergebnisse .....	28
2.1.4 Diskussion .....	30
2.2 Wie lassen sich die als Nisthabitate bevorzugten Flächentypen charakterisieren? .....	33
2.2.1 Zielsetzung .....	33
2.2.2 Methoden .....	33
2.2.3 Ergebnisse .....	36
2.2.3.1 Vegetationsstruktur .....	36
2.2.3.2 Mikroklima .....	41
2.2.3.3 Pflanzengesellschaften der Brachen und Feldholzinseln .....	42
2.2.3.4 Pflanzengesellschaften der Äcker .....	45
2.2.3.5 Experimentelle Überprüfung der Ergebnisse durch gezielte Manipulation der Flächen .....	47
2.2.4 Diskussion .....	47
2.3 Sind geeignete Nisthabitate das entscheidende Element im Lebensraum des Rebhuhns? .....	53
2.3.1 Zielsetzung .....	53
2.3.2 Methoden .....	53
2.3.3 Ergebnisse .....	55
2.3.4 Diskussion .....	56
2.4 Wie häufig sind geeignete Reproduktionshabitate in einer typischen deutschen Mittelgebirgslandschaft? .....	58
2.4.1 Zielsetzung .....	58
2.4.2 Methoden .....	58
2.4.3 Ergebnisse .....	58
2.4.4 Diskussion .....	59
2.5 Warum sind nicht alle geeigneten Nisthabitate besiedelt? .....	61
2.5.1 Zielsetzung .....	61
2.5.2 Methoden .....	61
2.5.3 Ergebnisse .....	62
2.5.4 Diskussion .....	65
2.6 Zusammenfassende Diskussion der Bedeutung von Lebensraumveränderungen für den Rückgang des Rebhuhns .....	67

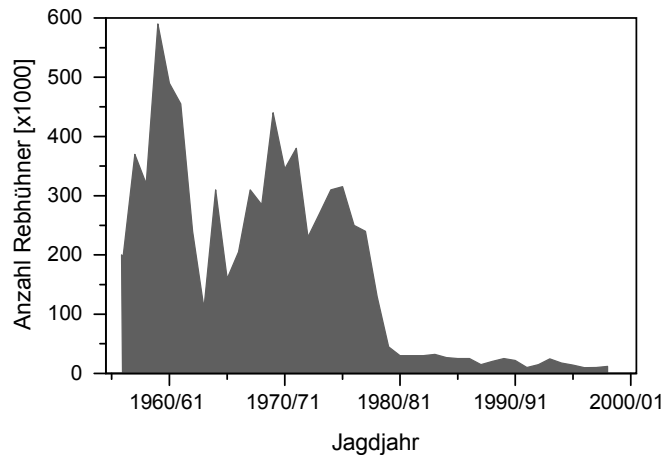
Kapitel 3: Prädation als Rückgangsursache .....	75
3.1 Ist die Verwendung von Kunstnestern eine geeignete Methode für die Untersuchung des Einflusses von prädationsbedingten Nestverlusten? .....	75
3.1.1 Zielsetzung .....	75
3.1.2 Methoden .....	76
3.1.3 Ergebnisse .....	78
3.1.4 Diskussion .....	80
3.2 Zusammenfassende Diskussion der Bedeutung von Prädation für den Rückgang des Rebhuhns .....	82
Kapitel 4: Fazit - Ursachen und Ablauf der Bestandsrückgänge beim Rebhuhn .....	86
Kapitel 5: Biotopverbund und Rebhuhnschutz .....	89
Zusammenfassung .....	91
Literatur .....	94
Nachwort .....	102
Anhang	

## Einleitung

### *Bestandsentwicklung des Rebhuhns in den vergangenen 50 Jahren*

Das Schicksal der Rebhühner in Mitteleuropa war seit jeher eng mit der landwirtschaftlichen Bodennutzung durch den Menschen verknüpft. Ursprünglich in Steppen und Waldsteppen beheimatet (GLUTZ et al. 1973), wanderten Rebhühner erst mit der Rodung größerer Waldflächen von Osten nach Mitteleuropa ein (GLÄNZER et al. 1993) und waren als Kulturfolger über viele Jahrhunderte häufige Charaktervögel der offenen Agrarlandschaften. Diese Situation hat sich jedoch inzwischen grundlegend verändert: In den vergangenen Jahrzehnten sind die Bestände fast überall in Europa stark zurückgegangen (PANEK 1991, GOSSOW et al. 1992, KAVANAGH 1992, ZBINDEN 1992, HELENIUS et al. 1995, AEBISCHER & POTTS 1988, ENDERLEIN et al. 1998, CHIVERTON 1999), oft um über 90% (AEBISCHER & POTTS 1994). Die Dynamik dieser Entwicklung scheint sich in den letzten Jahren vielerorts verlangsamt zu haben. Inzwischen wird in verschiedenen Gebieten Deutschlands eine Stabilisierung der Bestände auf niedrigem Niveau festgestellt, lokal deuten sich auch Zunahmen an (FLADE & JEBRAM 1995, KUGELSCHAFTER 1995, SCHMIDT 2001). In Irland, Luxemburg und der Schweiz ist das Rebhuhn hingegen fast ausgestorben, in Norwegen wurden schon vor mehr als zehn Jahren keine Brutpaare mehr nachgewiesen (AEBISCHER & POTTS 1994).

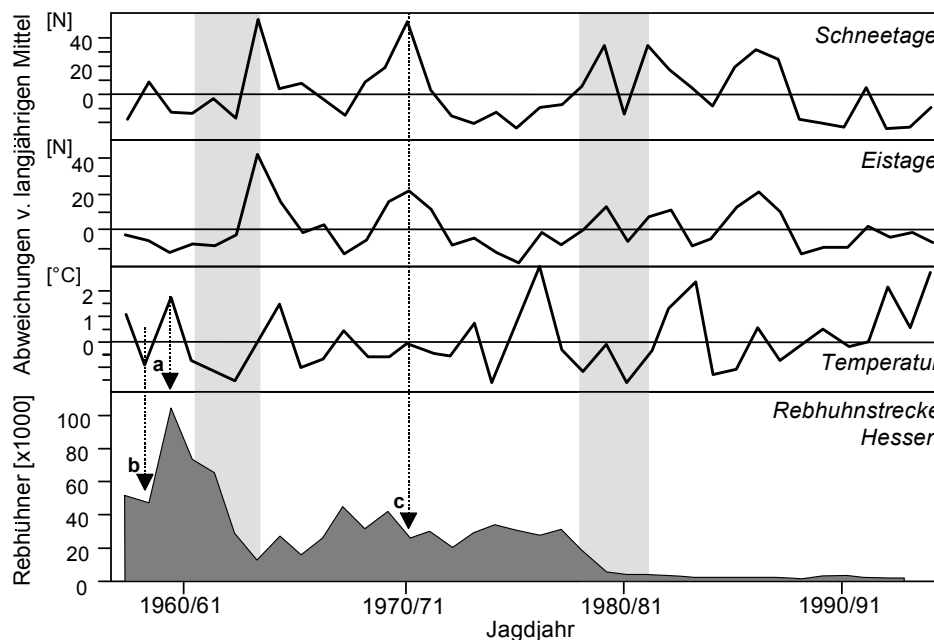
Für Deutschland schätzen AEBISCHER & POTTS (1994) den Bestand auf 40.000 bis 120.000 Brutpaare, RHEINWALD (1993) gibt 80.000 Brutpaare an, bezieht sich dabei allerdings auf Zahlen aus den achtziger Jahren. Bundesweite Zählungen über mehrere Jahre, aus denen sich die Bestandsentwicklung eindeutig ablesen ließe, existieren nicht. Daher bilden die Streckenangaben des Deutschen Jagdschutzverbandes (DJV) die beste verfügbare Basis für detailliertere Aussagen zum zeitlichen Ablauf der Bestandseinbrüche. Der Nutzen solcher Angaben für diesen Zweck ist jedoch begrenzt. Zum einen geben die Zahlen nicht die Bestände, sondern die Bejagungsintensität wieder. Diese ist naturgemäß von der jeweiligen Bestandsituation abhängig: In Jahren mit hohen Reproduktionsraten und entsprechend vielen Tieren im Herbst ist der Abschuss hoch, in Jahren mit weniger Tieren geringer. Durch den Wechsel von verstärktem Abschuss und Schonung werden die Schwankungen der Brutpaarzahlen aber überzeichnet. Zum anderen gilt für Rebhühner in Deutschland seit rund 20 Jahren eine fast flächendeckende ganzjährige Schonzeit, so dass die Streckenangaben vor Beginn dieser Maßnahme mit denen danach nicht vergleichbar sind. Abb. 1 zeigt die Streckenentwicklung in Deutschland in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts. Man erkennt sehr deutlich die starken Schwankungen und ein fast gleichbleibend niedriges Niveau nach 1980. Aufgrund der Schonung in diesem Zeitraum sind die Stärke des vorherigen Bestandseinbruchs und die weitere Bestandsentwicklung aus den Strecken nicht ablesbar. In Ermangelung exakterer Daten werden die Streckenangaben im Weiteren dennoch als Orientierungshilfe dienen. Die erwähnten Einschränkungen sollten dabei jedoch nicht vergessen werden.



**Abb. 1:** Entwicklung der Rebhuhn-Jagdstrecke in Deutschland in der zweiten Hälfte des zwanzigsten Jahrhunderts (nach KUGELSCHAFTER 1995 und DJV-Handbuch 2000). Bis 1992/93 beziehen sich die Zahlen auf die alten, ab 1993/94 auf die alten und neuen Bundesländer.

### *Einfluss der Witterung auf die Populationsentwicklung*

Die in den Streckenangaben zum Ausdruck kommenden kurzfristigen Populationschwankungen wurden wesentlich durch die herrschenden Witterungsverhältnisse ausgelöst. Zahlreiche Autoren heben den engen Zusammenhang zwischen der Witterung und der Entwicklung der Rebhuhnpopulationen hervor (z.B. GREEN 1984, PANEK 1992a, SCHWENK 1992, GLÄNZER et al. 1993, POTTS & AEBISCHER 1995, PETHIG 1995, KUGELSCHAFTER 1995, MILANOV 1998). Abb. 2 verdeutlicht dies anhand eines Vergleiches von Klimadaten und Rebhuhnstrecken.



**Abb. 2:** Abhängigkeit der Jagdstrecken von charakteristischen Wetterdaten im jeweils vorhergegangenen Winter und Frühjahr (die Grafen sind entsprechend verschoben). Überdurchschnittlich hohe Temperaturen im Frühjahr und Sommer wirken sich positiv (Pfeil a), niedrige Temperaturen (Pfeil b) und schnee- und eisreiche Winter (Pfeil c) dagegen negativ aus. Besonders gravierend ist das Auftreten mehrerer ungünstiger Jahre in Folge (grau hinterlegt). N=Anzahl von Schnee- bzw. Eistagen in den einzelnen Jahren (nach KUGELSCHAFTER 1995, verändert).

Kalte, schnee- und eisreiche Winter führen, insbesondere bei verharschter Schneedecke, zu deutlich erhöhter Wintersterblichkeit. Niedrige Temperaturen während der Jungenaufzucht erhöhen die Mortalität der Küken, warme Klimaperioden begünstigen deren Überleben. Besonders gravierend kann sich das Auftreten mehrerer ungünstiger Perioden in Folge auswirken. Die Bestandseinbrüche zu Beginn der sechziger Jahre und um 1980 sind auf solche Verhältnisse zurückzuführen (KUGELSCHAFER 1995).

Da sich die Witterungsverhältnisse in der Zeit rückläufiger Rebhuhndichten jedoch insgesamt kaum zu Ungunsten des Rebhuhns verändert haben dürften, kommen sie als primäre Rückgangsursache nicht in Frage. Wie in dieser Arbeit aber noch gezeigt werden soll, können wetterbedingte Bestandseinbrüche im Zusammenwirken mit anderen Faktoren durchaus eine wichtige Rolle für die gesamte Populationsentwicklung spielen.

### *Kenntnisstand über die Ursachen der Bestandsrückgänge*

Zur Klärung der Ursachen für die beschriebenen Rückgänge wurden europaweit bereits zahlreiche Untersuchungen durchgeführt. Aktuelle Standardwerke zur Verbreitung und Gefährdung europäischer Brutvögel nennen als Hauptursache allgemein **Lebensraumveränderungen** durch die Intensivierung und Technisierung der Landwirtschaft (BAUER & BERTHOLD 1996, TUCKER & HEATH 1994, HAGEMEIJER & BLAIR 1997). Die Bedeutungen der Teilaspekte dieser Entwicklung werden dabei oft unterschiedlich gewichtet. So betonen GLÄNZER et al. (1993) den Verlust von Strukturen wie Hecken, Feldgehölzen und Feldrainen. Strukturverarmung durch Beseitigung solcher Elemente, aber auch durch die Zusammenlegung von Flächen zu größeren Bewirtschaftungseinheiten wurde auch von anderen Autoren sowohl in Deutschland (KAISER 1998, MOOIJ 1997) als auch in anderen Ländern Europas (RANDS 1986, RANOUX 1998, PANEK & KAMIENIARZ 1998, 2000b) als wichtige Rückgangsursache benannt. Häufig wird auch auf eine Abhängigkeit des Prädationsdrucks vom Strukturreichtum hingewiesen (POTTS 1986). Als gut erforschte und wichtige Rückgangsursache wurde in England ein deutlicher Einfluss des gestiegenen Pestizideinsatzes registriert: Nach der Einführung und weiten Verbreitung von Spritzmitteln, vor allem Herbiziden, sank die Überlebensrate der in den ersten Lebenswochen ausschließlich auf tierische Nahrung angewiesenen Rebhuhnküken offenbar in Folge eines durch geringe Insektdichten ausgelösten Nahrungsmangels deutlich ab (SOUTHWOOD & CROSS 1969, POTTS 1986, POTTS & AEBISCHER 1995). PANEK (1991) hebt ebenfalls die erhöhte Kükensterblichkeit hervor und konnte zeigen, dass das Insektenangebot in der Agrarlandschaft mit sinkender Strukturvielfalt abnimmt (PANEK 1997b). Wenngleich PULLIAINEN (1984) eine Änderung in der Zusammensetzung pflanzlicher Nahrung infolge erhöhten Herbizideinsatzes feststellte, wird gemeinhin nicht von einem Engpass bei der Grünfutternahrung ausgegangen.

Hinzu kommen freilich weitere Negativ-Faktoren, die Teil der veränderten Landnutzung sind. So weist MOOIJ (1998) darauf hin, dass der Rückgang des Rebhuhns mit der Zunahme der Stickstoff-Düngung einherging. Auch ELLENBERG (1992)

vermutet hier einen Zusammenhang. Die zusätzlichen Düngergaben ermöglichten nicht nur eine deutliche Zunahme des Getreideanteils (vor allem Wintergetreide) an der gesamten Ackerfläche (RICHARZ et al. 1998) und deutlich steigende Ernteerträge (z.B. über 100% beim Weizen seit 1950; WOIKE 1999), sondern führten in Verbindung mit den erheblichen Stickstoffeinträgen aus der Luft zu einer allgemeinen Nährstoffanreicherung der Landschaft und zum Verschwinden nährstoffarmer Lebensräume mitsamt den zugehörigen Tier- und Pflanzenarten (ELLENBERG 1992). Der Strukturwandel in der Landwirtschaft wird darüber hinaus durch die sinkende Zahl von Bauernhöfen und die zunehmende Größe der pro Hof bewirtschafteten Fläche sowie die wachsende Anzahl von Traktoren deutlich und äußert sich in einer rationelleren Bewirtschaftung mit höheren Bearbeitungsgeschwindigkeiten (KUGELSCHAFER 1995, RICHARZ et al. 1998). POTTS (1980) weist bereits auf den Verlust von Nisthabitaten durch Heckenbeseitigung und Vergrößerung der Schläge als einen Grund für die Bestandsrückgänge des Rebhuhns hin. Als zentrale Ursache wird der Mangel an Nisthabitaten jedoch vor allem von KUGELSCHAFER (1995) hervorgehoben. Die Folgen der Nutzungsintensivierungen treffen neben dem Rebhuhn auch die übrigen Vögel der landwirtschaftlich genutzten Bereiche, insbesondere alle bodenbrütenden Arten (WINK 1992, HÖTKER et al. 2000). Insgesamt gilt die moderne Landwirtschaft als Hauptgrund für die Gefährdung und den Rückgang von Pflanzen- und Tierarten in Deutschland (KORNECK & SUKOPP 1988, KAULE 1991, PLACHTER 1991, TUCKER & HEATH 1994).

Vor allem von der Jagdforschung wird immer wieder die Rolle der **Prädation** bei den Bestandsrückgängen des Rebhuhns und des übrigen Niederwildes betont (SPITTLER 1984; 1995, KALCHREUTER 1991, REITZ 1996, AEBISCHER & POTTS 1998). GLÄNZER et al. (1993) kommen hingegen zu dem Schluss, dass die Einflussmöglichkeiten von Beutegreifern in geeigneten Habitaten sehr begrenzt sind und auch PANEK (1997a) fand keinen Hinweis auf eine größere Bedeutung von Prädatoren.

Neben den beiden Ursachenkomplexen Lebensraumveränderung und Prädation spielen weitere Faktoren in der Diskussion nur eine untergeordnete Rolle. Es sei noch erwähnt, dass die Bedeutung der Bodengüte für das Vorkommen von Rebhühnern in der Literatur sehr unterschiedlich eingeschätzt wird. Während NIETHAMMER (1942) höchste Dichten auf Lössböden beschreibt, bevorzugen die Tiere nach ILIČEV & FLINT (1989) eindeutig leichten, sandigen Untergrund. Auch BRÜLL (1988) gibt verhältnismäßig hohe Strecken in Bereichen „leistungsschwacher“ Böden an. Diese gegensätzlichen Aussagen deuten darauf hin, dass die Bodenqualität keinen entscheidenden Einflussfaktor darstellt, wie PETHIG (1995) vermutet, sondern eher zweitrangig ist. Wichtiger dürfte die Art und Weise der agrarischen Nutzung sein, die zwar wesentlich, aber nicht ausschließlich durch die Bodenvorgaben bestimmt wird und zudem mit den sich verändernden ackerbaulichen Möglichkeiten einem Wandel unterliegt.

Der Einfluss unterschiedlicher Faktoren auf die Populationsentwicklung der Rebhühner kann nur abgewogen werden, wenn die **Bedeutung der wichtigsten demo-**



**grafischen Parameter** bekannt ist. Grundsätzlich wird die Populationsentwicklung einer Art durch die Sterblichkeit und den Reproduktionserfolg der Individuen bestimmt, sieht man von der Zu- und Abwanderung in bzw. aus dem betrachteten Raum ab, die bei der überregionalen Betrachtung des Rebhuhnrückgangs keine Rolle spielen kann. Ist eine Population rückläufig, so übersteigt die Mortalität die Reproduktionsrate. Im Vergleich zu einer stabilen Situation hat die Sterblichkeit zu-, und/oder die Reproduktionsleistung abgenommen. Ein Überblick über diesbezügliche Untersuchungen beim Rebhuhn zeigt, dass der Sterblichkeit außerhalb der Brutperiode insgesamt keine zentrale Bedeutung beigemessen wird. Für die Bestandsrückgänge werden vielmehr fast ausschließlich verringerte Reproduktionsraten verantwortlich gemacht. Einige Autoren führen diese in erster Linie auf einen geringen Bruterfolg zurück (CARROLL 1992, PANEK 1992b, BRO et al. 2000), wobei PANEK später der Kükenüberlebensrate gleichen Rang einräumt (PANEK & KAMIENIARZ 2000a). POTTS (1986), der zu diesem Zweck 21 stabile und 13 rückläufige Populationen miteinander verglich, kommt ebenso wie schon SOUTHWOOD & CROSS (1969) zu der Einschätzung, dass die Kükenüberlebensrate der entscheidende Faktor ist. Nach POTTS & AEBISCHER (1995) könnten höhere Überlebensraten der Küken die meisten abnehmenden Populationen stabilisieren.

Ob geringer Bruterfolg oder hohe Kükensterblichkeit - der Schlüssel für das Verständnis der Bestandsrückgänge des Rebhuhns liegt demzufolge bei den zu geringen Reproduktionserfolgen, wobei zunächst unklar bleibt, wodurch diese hervorgerufen werden. Außerhalb der Reproduktionsphase durch Nahrungsmangel oder Prädationsverluste bestehende Negativeinwirkungen sind demgegenüber offenbar vergleichsweise unbedeutend.

### *Zur Ökologie des Rebhuhns*

Das Rebhuhn zeichnet sich, ebenso wie verschiedene nah verwandte Arten (DEL HOYO et al. 1994), durch zwei besondere Eigenschaften aus, die es als ehemalige Steppenart herausgebildet hat: die hohe Standorttreue in Verbindung mit einer geringen Wanderleistung und die Bildung von größeren Verbänden (Ketten) außerhalb der Brutzeit. Beide bestimmen wesentlich die Ökologie der Art und sollten daher bei einer Gefährdungsanalyse beachtet werden. Bislang fanden solche Überlegungen jedoch wenig Erwähnung.

Das Rebhuhn ist Stand- oder Strichvogel, wobei die Tiere überwiegend im sommerlichen Aktionsraum überwintern oder sich im Laufe des Winters 1-2 km weit davon entfernen (GLUTZ et al. 1973). Meldungen von wandernden Rebhühnern in Deutschland finden sich zwar in älteren Publikationen (z.B. NAUMANN 1833), wurden später jedoch angezweifelt (GLUTZ et al. 1973). Wenngleich ILIČEC & FLINT (1989) ausgedehnte Wanderungen von Rebhühnern im Gebiet der ehemaligen UdSSR erwähnen, ist ein ähnliches Verhalten in Deutschland schon lange nicht mehr beschrieben worden und kann daher für den betrachteten Raum ausgeschlossen werden.

Bei gezüchteten und anschließend ausgewilderten Rebhühnern sind ausnahmsweise Wanderdistanzen von über 40 km, im Extremfall bis 139 km nachgewiesen, die überwiegende Mehrzahl der Tiere entfernte sich jedoch nicht weiter als 2 oder 5 km vom Ort der Freilassung (PALEČEK & TOUFAR 1957, TOSCHI 1962, KAULMANN 1974). Jüngere telemetrische Untersuchungen weisen auf eine noch geringere Wanderleistung von in freier Wildbahn aufgewachsenen Hühnern hin. So legten 25 in Frankreich besenderte Tiere maximal Strecken von 420 bis 4050 m zurück (BIRKAN & SERRE 1988), KAISER & STORCH (1996) stellten Wanderentfernungen von nur ausnahmsweise mehr als einem Kilometer fest. Von 1040 in Südengland markierten Tieren verließen nur 41 im Laufe mehrjähriger Untersuchungen das 400 ha große Kontrollgebiet, lediglich zwei entfernten sich mehr als 8 km weit (JENKINS 1961ab). Solche Wanderungen kommen überwiegend in der Zeit der Paar- und Revierbildung im Frühjahr vor, der sogenannten Dispersionsphase. Während des übrigen Jahres ist oft die Ernte der wesentliche Grund für Ortsbewegungen, die jedoch meist weniger als 1000 m weit führen (BIRKAN et al. 1992).

Untersuchungen zur Flugmuskulatur des Rebhuhns unterstützen diese Feststellungen: Die von DUNCKER (2000) sezierten Tiere verfügten kaum über aerobe Flugmuskulatur, die zur Ausdauerleistung geeignet ist. Die Masse der Flugmuskeln (mehr als 20% des Körpergewichtes) bilden danach auf kurzzeitige Höchstleistung ausgelegte anaerobe Fasern. Dementsprechend fliegen Paare vor allem bei Flucht und meist kaum weiter als 50 oder 100 m (GLUTZ et al. 1973). Sonst bewegen sich Rebhühner fast ausschließlich am Boden fort (BLANK & ASH 1956) und erkunden ihren Lebensraum zu Fuß.

Auch die Bildung der sogenannten Ketten, Verbände aus etwa 5 bis 20 Tieren außerhalb der Brutzeit, steht mit der hohen Standorttreue im Zusammenhang. Den anfangs aus erfolgreichen Brutpaaren und deren Nachwuchs bestehenden Ketten schließen sich später Paare ohne Bruterfolg oder Einzeltiere an. Häufig vereinigen sich auch zwei kleinere Familien (BLANK & ASH 1956). Dieses Gruppenleben ist bei der Ernährungsweise des Rebhuhns für die Nahrungssuche eher nachteilig, weshalb die Ursachen hierfür andere sein dürften. Bei der Feindvermeidung beispielsweise bringt das Zusammenschließen in Trupps bekanntlich Vorteile (BLANK & ASH 1956, VOLAND 1993). Außerdem lernen die jungen Rebhühner so unter Begleitung älterer Artgenossen einen bestimmten Landschaftsausschnitt von rund 20-30 Hektar Größe genau kennen. Dieser bekannte Raum kann durch den Wechsel einzelner Tiere zwischen benachbarten Ketten (KUGELSCHAFTER 1995) vergrößert werden, zumal die winterlichen Streifgebiete der Ketten sich häufig überlappen (BLANK & ASH 1956). Insgesamt hängt die Größe des Gebietes, mit dem ein Rebhuhn vertraut ist, also auch davon ab, wie viele weitere Ketten in unmittelbarer Nachbarschaft existieren. Dass nur wenige Tiere diesen bekannten Bereich verlassen, deutet auf erhebliche Vorteile guter Standortkenntnisse hin.

### *Biotopverbund als Schutzstrategie*

Neben den zahlreichen Untersuchungen zu den Ursachen der Artenverarmung in der Agrarlandschaft gibt es auch eine Vielzahl von Ansätzen, die biologische Vielfalt landwirtschaftlicher Flächen zu erhöhen. Einer davon ist der Biotopverbund, eine Naturschutzstrategie, bei der versucht wird, durch Schaffung von trittsteinartigen Lebensräumen und Korridoren eine stärkere Vernetzung verinselter Standorte zu erreichen (JEDICKE 1990, KAULE 1991, PLACHTER 1991). Dies soll sowohl großräumig auf der Ebene europaweiter Schutzgebiete („Europäisches Netz Natura 2000“ gemäß der FFH-Richtlinie der europäischen Union, vgl. DECKER et al. 2001) als auch lokal, z.B. in Form einer Vernetzung von Teillebensräumen innerhalb der offenen Agrarlandschaft geschehen. Letzteres wurde in den neunziger Jahren modellhaft in der nordhessischen Gemeinde Meißner im Rahmen eines vom Bundesamt für Naturschutz geförderten umfangreichen E+E-Projektes umgesetzt (KOENIES et al. 1999). Vor allem durch die Anlage streifenförmiger Hecken- und Sukzessionsparzellen sollte hier eine Vernetzung erreicht werden. Bislang wurde noch nicht ermittelt, was ein solcher Biotopverbund zum Schutz des Rebhuhns als ehemals häufige Art des auf die beschriebene Weise aufzuwertenden Lebensraumes zu leisten vermag.

### *Zielsetzung der Arbeit*

Der Überblick über die Literatur zu den Gefährdungsursachen des Rebhuhns hat gezeigt, dass die Phase der Reproduktion für die Rückgänge als entscheidend angesehen wird, ohne dass eindeutig geklärt ist, welche Einzelursachen hierbei im Vordergrund stehen. Bezüglich der Bedeutung unterschiedlicher, den Lebensraum betreffender Faktoren besteht ebenso Uneinigkeit wie hinsichtlich des Einflusses der Prädation. Ansätze, bei denen aus der Vielzahl von erhobenen Daten ein Ursachengefüge erarbeitet wurde, welches den Ablauf der Bestandsrückgänge insgesamt verständlich macht, fehlen bislang weitgehend. Das zentrale Ziel der vorliegenden Arbeit besteht deshalb darin, anhand von eigenen Untersuchungen und unter Berücksichtigung beim behandelten Thema oft vernachlässigter, allgemeiner Erkenntnisse der Ökologie, sowie der vorliegenden speziellen Literatur, eine aktuelle, integrierende und möglichst umfassende Antwort auf die Frage zu geben, worauf der Zusammenbruch der mitteleuropäischen Rebhuhnpopulationen zurückzuführen ist.

In **Kapitel 1** werden die **Untersuchungsgebiete** sowie die Ergebnisse der dort durchgeführten **Rebhuhn-Kartierungen** vorgestellt. Ausgehend von der Annahme, dass bei verschiedenartigen Lebensraumbedingungen auch andere Aspekte der Ökologie einer Art, beispielsweise hinsichtlich der Habitatwahl, in den Vordergrund treten, wurden vier bezüglich ihrer Struktur und der zu erwartenden Rebhuhndichte verschiedene Gebiete ausgewählt.

**Kapitel 2** behandelt den Einfluss von **Lebensraumveränderungen** auf die Entwicklung der Rebhuhnpopulationen als ersten zentralen Ursachenkomplex.

Im Sinne einer integrativen Theorie der Ursachen und des Ablaufs der beschriebenen Bestandsrückgänge wird angenommen, dass die in diesem Zusammenhang wesentlichen Einflüsse insgesamt einen Mangel an geeigneten Nisthabitaten hervorgerufen haben. Eine zu geringe Habitatkapazität im Frühjahr wäre somit der übergeordnete Grund für die niedrigen Reproduktionsraten. Ausgangspunkt für die in diesem Kapitel vorgestellten Untersuchungen ist daher die folgende Hauptthese:

*Die Bestandsrückgänge des Rebhuhns sind auf einen Mangel an geeigneten Nisthabitaten infolge veränderter Lebensraumbedingungen zurückzuführen.*

Geeignete Nisthabitate müssen ausreichend Deckung bieten und für einen Zeitraum von mindestens sieben Wochen im Frühjahr ungestört sein, von Beginn der Nestanlage am Boden Ende April oder Anfang Mai bis zum Ausschlüpfen der Jungen im Juni. Zusätzlich muss nun ausreichend Insektennahrung in der Nähe zur Verfügung stehen. Untersucht wurde daher zunächst, welche Flächen von Rebhühnern in den unterschiedlichen Landschaften bevorzugt als Nisthabitate gewählt wurden und wie diese charakterisiert werden können. Anschließend durchgeführte Landschaftsanalysen sollten klären, ob solche Flächen im Vergleich zu anderen Strukturen und Eigenschaften der Landschaft tatsächlich die entscheidenden Elemente im Lebensraum des Rebhuhns darstellen und wie häufig sie in einer typischen deutschen Mittelgebirgslandschaft sind. In einem weiteren Schritt wurde untersucht, ob alle als geeignet eingestuften Flächen auch tatsächlich besiedelt werden. Die hohe Standorttreue der Rebhühner lässt erwarten, dass dies bei in großer Entfernung zu bestehenden Vorkommen gelegenen Habitaten nicht der Fall ist, da solche Flächen vermutlich nicht erreicht werden. Solche Fragmentierungseffekte sind von zahlreichen Arten bekannt und in Naturschutz und Populationsökologie seit Jahren ein wichtiges Thema (PLACHTER 1991, KAULE et al. 1999), für Rebhühner aber bislang noch nicht beschrieben worden. Schließlich erfolgt eine zusammenfassende Analyse der Bedeutung von Lebensraumveränderungen für den Rückgang der Rebhuhnpopulationen. Die Tragfähigkeit der Hauptthese wird dabei auch daran gemessen, ob sie vor dem Hintergrund der Besiedlung Mitteleuropas durch Rebhühner von der Einwanderung aus Steppengebieten bis hin zu den jüngeren Abwärtstrends eine schlüssige Erklärung darstellt, und ob sie hilft, Widersprüche und die unterschiedliche Gewichtung einzelner Faktoren in verschiedenen Untersuchungen zu verstehen.

Negative Auswirkungen von Landschaftsveränderungen könnten von dem zweiten großen Ursachenkomplex, der **Prädation**, überlagert werden. Um diesen Effekt abschätzen zu können, wird in Kapitel 3 ausführlich hierauf eingegangen. Befürworter der Prädationsthese stützen sich unter anderem auf Versuche mit Kunstnestern. Diese nicht unumstrittene Methode wurde aufgrund ihrer häufigen Anwendung und dementsprechenden Bedeutung kritisch untersucht. Im Anschluss erfolgt eine allgemeine Bewertung der Prädation als Rückgangsursache für Rebhühner auf der Basis der vorliegenden umfangreichen Literatur.

In **Kapitel 4** wird ausgehend von der vorherigen Beschreibung und Bewertung der Einzelursachen eine **Theorie vom Ablauf der Bestandrückgänge** dargestellt, wobei der oben angedeutete starke Einfluss der Witterung als weiterer Faktor in die Überlegungen einfließt.

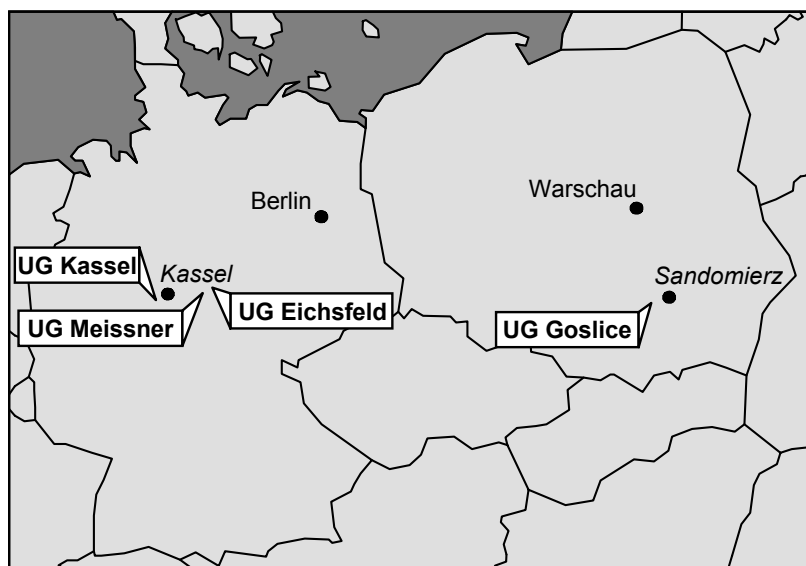
Da das **Biotopverbund-Konzept** für den Naturschutz in der Agrarlandschaft eine wichtige Rolle spielt, wird in **Kapitel 5** aus den vorher getroffenen Aussagen eine Einschätzung der Bedeutung solcher Maßnahmen für den Schutz des Rebhuhns abgeleitet.

Da die Einzeluntersuchungen hierarchische Komponenten des Gesamtkonzeptes darstellen, werden die Ergebnisse und Folgerungen zunächst nur bezüglich des jeweiligen Teils der Untersuchung und danach hinsichtlich ihrer Bedeutung für den Gesamtzusammenhang diskutiert. Den Teilabschnitten wird stets ein kurzer Absatz zur Erläuterung der jeweiligen Zielsetzung vorangestellt.

## Kapitel 1: Die Untersuchungsgebiete und ihre Rebhuhnbestände

### 1.1 Untersuchungsgebiete

Gemäß dem in der Einleitung formulierten Ansatz unterscheiden sich die 4 Untersuchungsgebiete deutlich. Die Landschaft der Gemeinde Meißner zeichnet sich seit Anfang der neunziger Jahre durch die im Rahmen eines umfangreichen Naturschutzprojektes (E+E-Vorhaben „Umsetzung eines Biotopverbund-Projektes im Meißner-Vorland“, gefördert vom Bundesamt für Naturschutz) entstandenen Biotopverbundflächen aus. Hier konnte untersucht werden, in welchem Maße diese Flächen inzwischen von Rebhühnern genutzt werden. Studien zur Habitatwahl und Habitatbesetzung in einem für die deutsche Mittelgebirgsregion typischen, landwirtschaftlich geprägten Gebiet (ohne Biotopverbundflächen) fanden darüber hinaus im Landkreis Kassel statt. Außerdem wurden die Verhältnisse in einem Gebiet mit besonders hohem Intensivierungsgrad landwirtschaftlicher Nutzung (Eichsfeld, Nordwest-Thüringen) und einem Gebiet mit relativ geringer landwirtschaftlicher Intensivierung (Goslice, Ost-Polen) analysiert (Abb. 3, Tab. 1).



**Abb. 3:** Die Lage der vier Untersuchungsgebiete

Die Gesamtgrößen der Untersuchungsgebiete weichen je nach spezifischer Fragestellung stark voneinander ab. Trotz der strukturellen Unterschiede ist allen Gebieten gemeinsam, dass es sich um offene, weitgehend ausgeräumte und ackerbaulich geprägte Landschaften handelt. Sie alle stellen klassische Rebhuhn-Lebensräume dar.

Um die Bedeutung des jeweiligen Untergrunds abschätzen zu können, wurden Bodenproben von Äckern im UG Meißner mit solchen aus dem UG Goslice verglichen (Tab. 2). Das UG Kassel ist zu groß und die kartierten Gebiete im UG Eichsfeld sind zu verstreut um eine Bestimmung der Bodenarten sinnvoll erscheinen zu las-

sen. Bezüglich ihrer Nährstoffversorgung kann für die Äcker dieser Gebiete grundsätzlich von ähnlichen Verhältnissen ausgegangen werden wie im UG Meißner.

**Tab. 1:** Größe und strukturelle Eigenschaften der 4 Untersuchungsgebiete (<sup>1</sup> gilt jeweils für die in der offenen Agrarlandschaft auf Rebhühner untersuchten Flächen; <sup>2</sup> anhand von Stichproben ermittelte Schätzwerte; bei den kleineren Gebieten wurden die Werte für die gesamte untersuchte Fläche bestimmt; vgl. Abschnitt 2.1.2)

	<i>Gem. Meißner</i>	<i>LK Kassel</i>	<i>Eichsfeld</i>	<i>Goslice</i>
<b>kartierte Fläche [ha]</b>	1.272	48.670	613	62
<b>Höhenlage<sup>1</sup></b>	225-370 m	140-380 m	305-505 m	240-270 m
<b>mittlere Schlaggröße [ha]</b>	1,1	<i>keine Angabe</i>	5,4	0,52
<b>maximale Schlaggröße [ha]</b>	45,3	<i>keine Angabe</i>	62,3	2,2
<b>Grünlandanteil [%]</b>	16,8	~16 <sup>2</sup>	17,3	6,8
<b>Ackeranteil [%]</b>	67,6	~70 <sup>2</sup>	70,9	86,6
<b>landwirtschaftliche Nutzungsintensität</b>	hoch	Hoch	hoch	niedrig
<b>Besonderheiten</b>	Biotopverbund			

**Tab. 2:** Vergleich von Bodenproben aus den Untersuchungsgebieten Goslice und Meißner bezüglich des Gesamt-Stickstoffgehalts  $N_{\text{ges}}$ , des Gesamt-Kohlenstoffgehalts  $C_{\text{ges}}$  sowie der Bodenart. Für  $N_{\text{ges}}$  und  $C_{\text{ges}}$  sind die Mittelwerte sowie in Klammern die Standardabweichungen angegeben. Die Gehalte wurden mit einem Elementar-Analysegerät bestimmt ( $N_G$ ,  $N_M$  = Proben-zahl im UG Goslice bzw. im UG Meißner; \*=die Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungsgebieten sind signifikant; T-Test mit  $p=0,05$ )

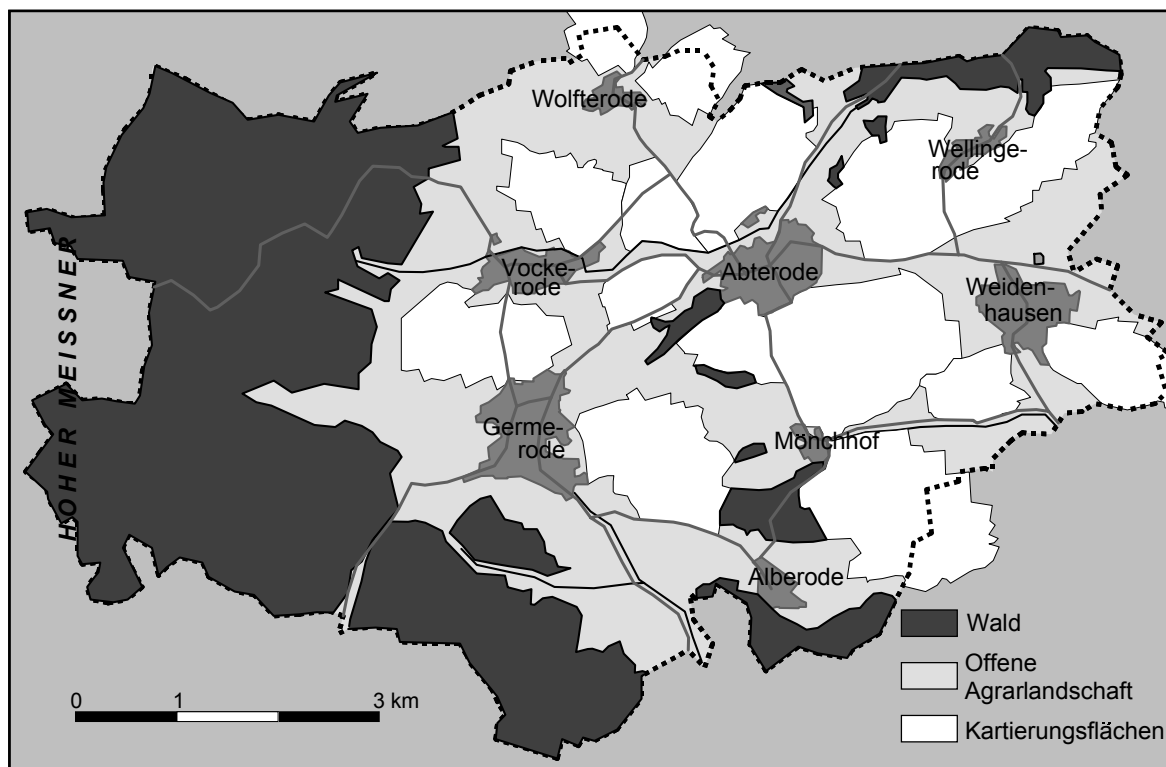
		<i>UG Goslice <math>N_G=12</math></i>		<i>UG Meißner <math>N_M=12</math></i>
<b>Gesamt-Stickstoffgehalt</b>	$N_{\text{ges}}$ [mol/kg]	0,094 (0,010)	*	0,121 (0,019)
<b>Gesamt-Kohlenstoffgehalt</b>	$C_{\text{ges}}$ [mol/kg]	1,005 (0,101)	*	1,817 (0,767)
<b>Bodenart: Toniger Schluff</b>	[ $N_{\text{Probeflächen}}$ ]	12		10
<b>Schluffiger Lehm</b>	[ $N_{\text{Probeflächen}}$ ]	0		2

In der Bodenart gab es kaum Unterschiede zwischen beiden untersuchten Gebieten, hinsichtlich der Nährstoffversorgung unterschieden sie sich jedoch deutlich. Die größeren Stickstoff- und Kohlenstoffgehalte belegen eine stärkere Düngung und einen entsprechend höheren Humusanteil der nordhessischen Äcker.

### *UG Meißner*

Die Gemeinde Meißner (Abb. 4) liegt im Landkreis Werra-Meißner in Nordost-Hessen zwischen dem Bergmassiv des Hohen Meißners im Westen und dem Werratal im Osten. Rund drei Viertel der landwirtschaftlichen Flächen werden ackerbaulich genutzt. Grünlandwirtschaft spielt lediglich in den Hang- (z.B. westlich von Germerode) und Tallagen eine größere Rolle.

Im Rahmen eines vom Bundesamt für Naturschutz geförderten E+E-Projektes wurden hier in den Jahren 1993 bis 1996 Biotopverbundflächen in Form von zumeist 10 bis 50 m breiten streifenförmigen Parzellen in der offenen Agrarlandschaft angelegt. Bei der Mehrzahl dieser Flächen erfolgte im mittleren Drittel eine Bepflanzung mit Gehölzen, während die übrigen Bereiche der Sukzession überlassen blieben. Bei einigen der später angelegten Flächen erfolgte keine Bepflanzung. Insgesamt wurden auf diese Weise rund 80 ha der Gemeindefläche aus der Nutzung genommen und im Sinne eines Biotopverbundkonzeptes umgestaltet (Einzelheiten siehe KOENIES et al. 1999). Auf das Drängen von Landwirten in der Gemeinde, die einen erheblichen Anflug von Ackerunkrautsamen von den Verbundflächen aus befürchteten, wurde nach wenigen Jahren eine Mahd der Randstreifen im Sommer eingeführt. Durch diese mit einem Schlegelmäher durchgeführte Maßnahme wurden jeweils etwa 3 m breite Streifen an den Längsseiten der Verbundflächen aus der Sukzession herausgenommen.



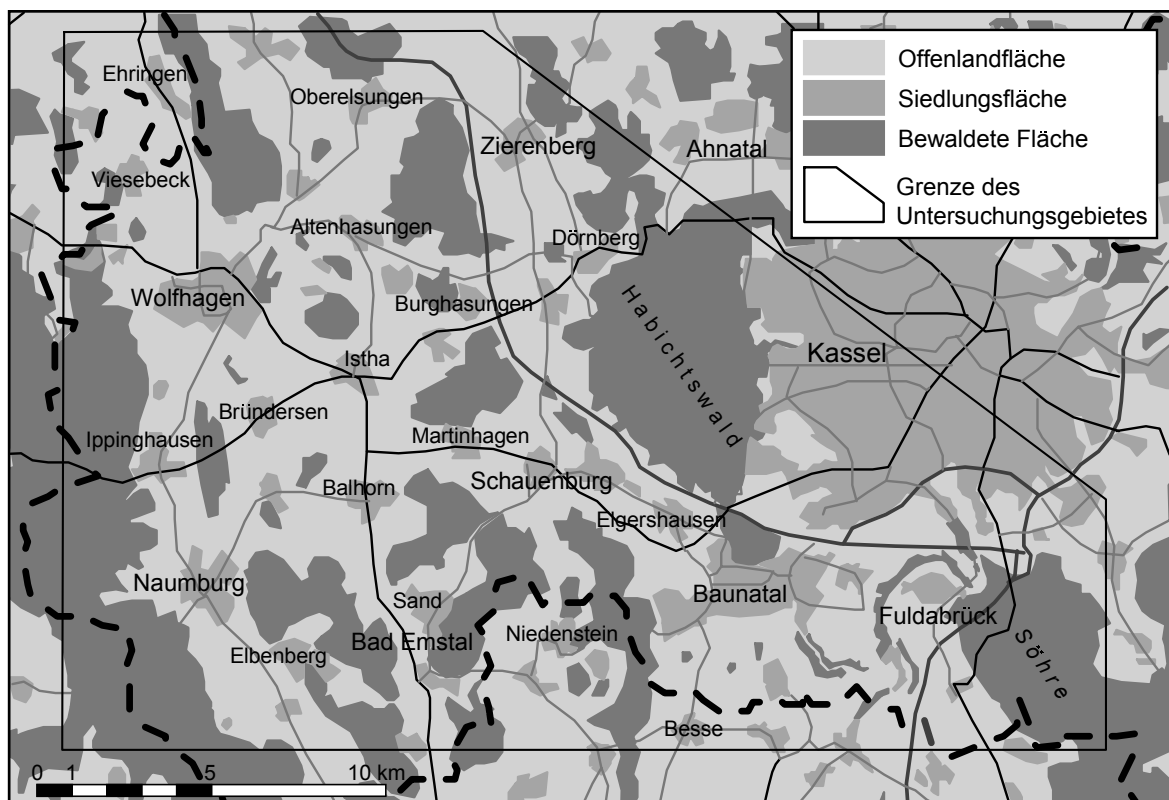
**Abb. 4:** Die Gemeinde Meißen mit den auf ihren Rebhuhnbestand untersuchten Bereichen

In die Kartierungsarbeiten wurden nahezu alle Bereiche einbezogen, die als Rebhuhnhabitate grundsätzlich geeignet erschienen (offene, landwirtschaftlich genutzte Flächen). Nicht erfasste Teile der Gemeinde betreffen neben Waldflächen und Siedlungen auch enge und feuchte Bachtäler, steile Hanglagen und aufgrund von speziellen Nutzungen durch den Menschen (z.B. Müllkippe oder Kieswerk) für das Rebhuhn ungeeignete Abschnitte.



*UG Kassel*

Der westliche Landkreis Kassel diente in Ergänzung zur Gemeinde Meißner als ähnlich strukturiertes Vergleichsgebiet ohne Biotopverbundflächen und zur großräumigen Analyse der Habitatwahl von Rebhühnern. Aufgrund der Größe des Gebietes konnte hier auch die Verinselung von Rebhuhnpopulationen untersucht werden. Die Begrenzung des rund 480 km<sup>2</sup> umfassenden Untersuchungsgebietes ist in Abb. 5 dargestellt. Zur Minimierung von Randeffekten wurden die Grenzen des Untersuchungsgebietes als gerade Linien festgelegt, die sich nur teilweise und sehr grob an der Landkreisgrenze orientieren.



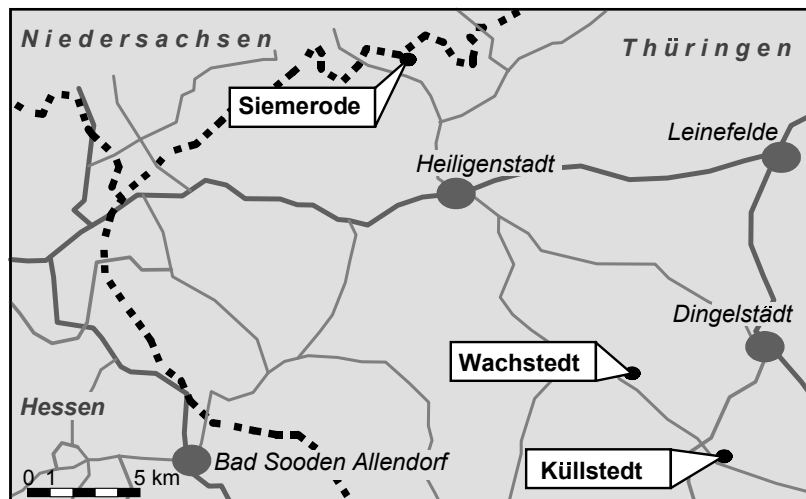
**Abb. 5:** Das Untersuchungsgebiet Kassel im Landkreis Kassel

Das Gebiet umfasst weite Teile des Kasseler Stadtgebietes im Osten sowie typische Bereiche des nordhessischen Hügellandes im Westen: Eine weitgehend agrarisch geprägte Kulturlandschaft, die von meist bewaldeten Basalkuppen und Wäldern in tieferen Lagen unterbrochen wird. Bis vor wenigen Jahrzehnten waren hier noch vielerorts sehr hohe Rebhuhndichten und entsprechend hohe Abschusszahlen die Regel.

*UG Eichsfeld*

1999 wurden Vergleichsflächen im Eichsfeld, Nordwest-Thüringen ausgewählt und in die Untersuchungen einbezogen (Abb. 6, Tab. 3). Die Auswahl der drei Teilgebiete

erfolgte nach Informationen thüringischer Ornithologen, denen zufolge sich die geringen Rebhuhnbestände im Eichsfeld weitgehend auf kleine verstreute Vorkommen beschränken (FACHGRUPPE ORNITHOLOGIE EICHSFELD 1997). Alle drei Gebiete beinhalten neben landwirtschaftlichen Nutzflächen auch ungenutzte Bereiche (Halbtrockenrasenreste, ehemaliger Grenzstreifen, ehemaliges Militärgelände bzw. ungenutzte Bereiche um einen stillgelegten Eisenbahntunnel), auf denen sich die Rebhuhnvorkommen konzentrieren.



**Abb. 6:** Lage der 3 Untersuchungsflächen in Thüringen

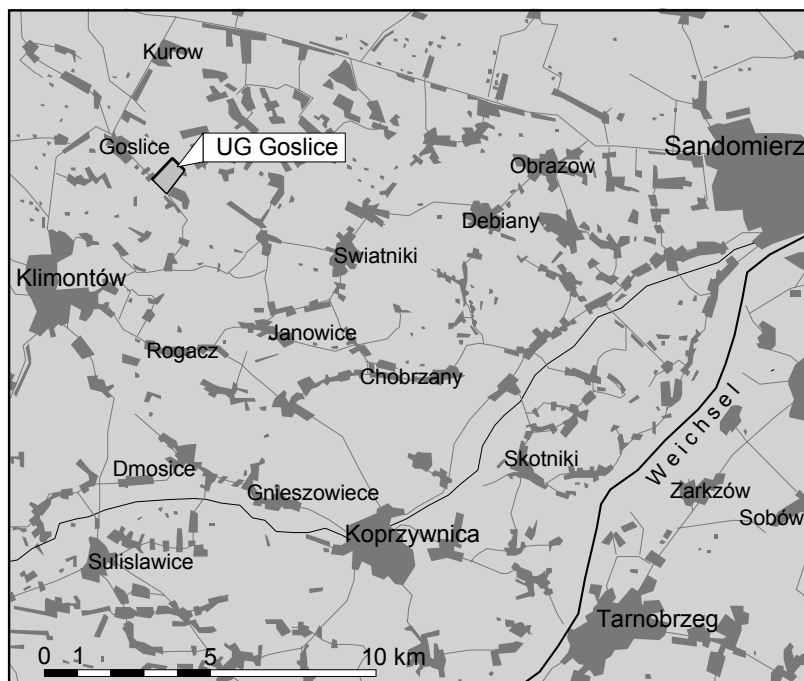
**Tab. 3:** Lage, Größe und strukturelle Eigenschaften der 3 Teilgebiete im UG Eichsfeld

<i>Untersuchungsfläche</i>	<i>Siemerode</i>	<i>Wachstedt</i>	<i>Küllstedt</i>
<b>Lage</b>	Ackerflächen mit kleinem Halbtrockenrasen nördlich Siemerode am früheren Grenzstreifen	ehemaliges russisches Militärgelände nordwestlich Wachstedt und umliegende Äcker	Gelände des ehemaligen Eisenbahntunnels östlich von Küllstedt und umliegende Äcker
<b>kartierte Fläche [ha]</b>	135,3	213,6	264,0
<b>Höhenlage [m über NN]</b>	305-350	400-455	470-505
<b>Grünlandanteil [%]</b>	8,1	21,9	18,4
<b>Ackeranteil [%]</b>	74,8	70,9	69,0
<b>übrige Flächen [%]</b>	8,1	21,9	18,4

### *UG Goslice*

Rebhuhndichten von über 15 BP/100 ha sind in Deutschland kaum noch zu finden, während in Frankreich offenbar gebietsweise noch Dichten von über 20 oder 30 BP/100 ha auftreten (REITZ 1992, BRO et al. 2000). Ähnliche Zahlen finden sich für Gebiete in England (POTTS & AEBISCHER 1995) und Polen (PANEK 1992b). Für ein besseres Verständnis der Rückgangsursachen des Rebhuhns erschien es sinnvoll, den rudimentartigen Dichten in Nordhessen und Thüringen (vgl. Kapitel 1) rebhuhntypischere Verhältnisse gegenüberzustellen.

Bei den französischen und englischen Gebieten handelt es sich jedoch um intensiv jagdlich betreute Bereiche, in denen die Bestände oft durch permanentes Aussetzen und/oder Zufüttern gestützt werden. Für Vergleichsuntersuchungen besser geeignet schienen daher Landschaften in Polen zu sein, wo zumindest gebietsweise keine Aufstockung der Bestände durch Aussetzen stattfindet (PANEK briefl.). PANEK & KAMIENIARZ (1998) nennen die von vielen kleinen Privatbauern geprägten Landschaften in Ost-Polen als Bereiche mit den höchsten Rebhuhndichten des Landes. Da aktuelle Zählungen die höchsten Bestände und Jagdstrecken für die Region westlich von Sandomierz an der Weichsel ergeben hatten und hier keine Rebhühner ausgewildert worden waren (PANEK briefl.), fiel die Wahl auf dieses Gebiet. Während eines Aufenthaltes im April 2001 wurde eine Untersuchungsfläche nahe des Dorfes Goslice festgelegt, die bezüglich des Reliefs und der Flächennutzung den Verhältnissen in Nordhessen weitgehend entspricht (Abb. 7).



**Abb. 7:** Die Region westlich von Sandomierz mit dem darin gelegenen Untersuchungsgebiet bei Goslice

## 1.2 Bestandserfassung

### 1.2.1 Zielsetzung

Als Grundlage aller weiterführenden Untersuchungen galt es zunächst, einen möglichst vollständigen Überblick über die Rebhuhnvorkommen in den Untersuchungsgebieten zu gewinnen. Eine Kenntnis der Aufenthaltsbereiche und Neststandorte der Rebhühner war für die Untersuchung und Charakterisierung der Habitate unerlässlich (2. Kapitel), die Reproduktionsrate sollte zur groben Abschätzung der Populationsentwicklung herangezogen werden (Abschnitt 1.2.4).

### 1.2.2 Methoden

#### *Frühjahrszählung*

Die Frühjahrszählung zur Ermittlung des Brutbestandes (DÖRING & HELFRICH 1986) fand jeweils in den Monaten März und April statt. Sie erfolgte mittels der Verhörmethode (vgl. HARBODT & RICHARZ 1992), d.h. anhand der registrierten Anzahl rufender Hähne. In allen Teilbereichen der Untersuchungsgebiete (außer im UG Kassel) wurde pro Saison zwei- bis viermal während der Dämmerung verhört (davon mindestens einmal in der Morgen- und einmal in der Abenddämmerung).

Im Untersuchungsgebiet Kassel erfolgte eine groß angelegte Umfrage unter Jägern und Ornithologen. Bei den Jäger-Vollversammlungen der betroffenen Hegerringe im März/April 2000 wurden die Vertreter der Einzelreviere über die aktuelle Situation des Rebhuhns in ihren Revieren befragt und darüber hinaus gebeten, künftige Sichtungen umgehend mitzuteilen. Parallel dazu fand eine Umfrage unter allen Ornithologen statt, die in den vergangenen Jahren Rebhühner für die lokale Avifauna (ENDERS & REUBERT 1998, 1999) aus dem betreffenden Gebiet gemeldet hatten. Die Angaben der Jäger und Ornithologen waren in weiten Bereichen deckungsgleich, insgesamt erbrachte die Umfrage bei der Jägerschaft jedoch mehr Informationen. Sämtliche Hinweise auf Vorkommen von Rebhühnern wurden überprüft. In Vorbereitung auf die späteren Untersuchungen zu Fragmentierungseffekten innerhalb der Rebhuhnpopulationen war es notwendig, den Bereich der Brutpaarkartierung über den des Untersuchungsgebietes hinaus, in dem später geeignete Nisthabitate kartiert wurden, zu erweitern (vgl. Abschnitt 2.5).

#### *Brutzeitkartierung und Feststellung der Nisthabitate*

Die anschließende Brutzeitkartierung im Mai diente der Feststellung des Brutbestandes und der ungefähren Neststandorte. Nach telemetrischen Untersuchungen von KAISER (KUGELSCHAFER 1995) beträgt der Aktionsradius des Hahnes während der Brutzeit maximal 50 m, der der Henne maximal 30 m. Diese Zahlen decken sich recht gut mit früheren Angaben (BLANK & ASH 1956, SZEDERJEI &

SZEDERJEI 1960). Werden zu dieser Zeit Rebhühner in vorher bestätigten Revieren beobachtet, so lässt sich relativ sicher sagen, in welcher Fläche sich das zugehörige Nest befindet und wo es dort ungefähr angelegt wurde. Jeweils im Mai/Juni erfolgte daher in allen Bereichen, in denen im Frühjahr revieranzeigende Hähne kartiert worden waren, erneut eine Kontrolle, um die Neststandorte festzustellen. Zum Auffinden der Tiere erwiesen sich in einigen Fällen Klangattrappen als geeignetes Hilfsmittel. Durch Mehrfachbeobachtungen konnten so überall dort, wo Rebhühner zu dieser Zeit angetroffen wurden, die als Nisthabitate gewählten Flächen festgestellt werden. Die Kenntnis der Flächen, in denen sich die Nester befanden, sowie deren ungefähre Lage waren als Grundlage für die weiteren Untersuchungen ausreichend. Um eine nachhaltige Störung der Tiere in dieser sensiblen Phase der Fortpflanzung zu vermeiden, wurden die Nester selbst nicht gesucht.

Durch einem Vergleich mit den Daten des Vorjahres konnten ab 2000 auch Aussagen über die Wiederbesiedlung bekannter Bruthabitate und damit zur Brutplatztradition getroffen werden. Außerdem war die Kenntnis der als Nistplatz gewählten Flächen für die Kontrolle des unter Punkt 4.3.2.5 näher beschriebenen experimentellen Ansatzes erforderlich.

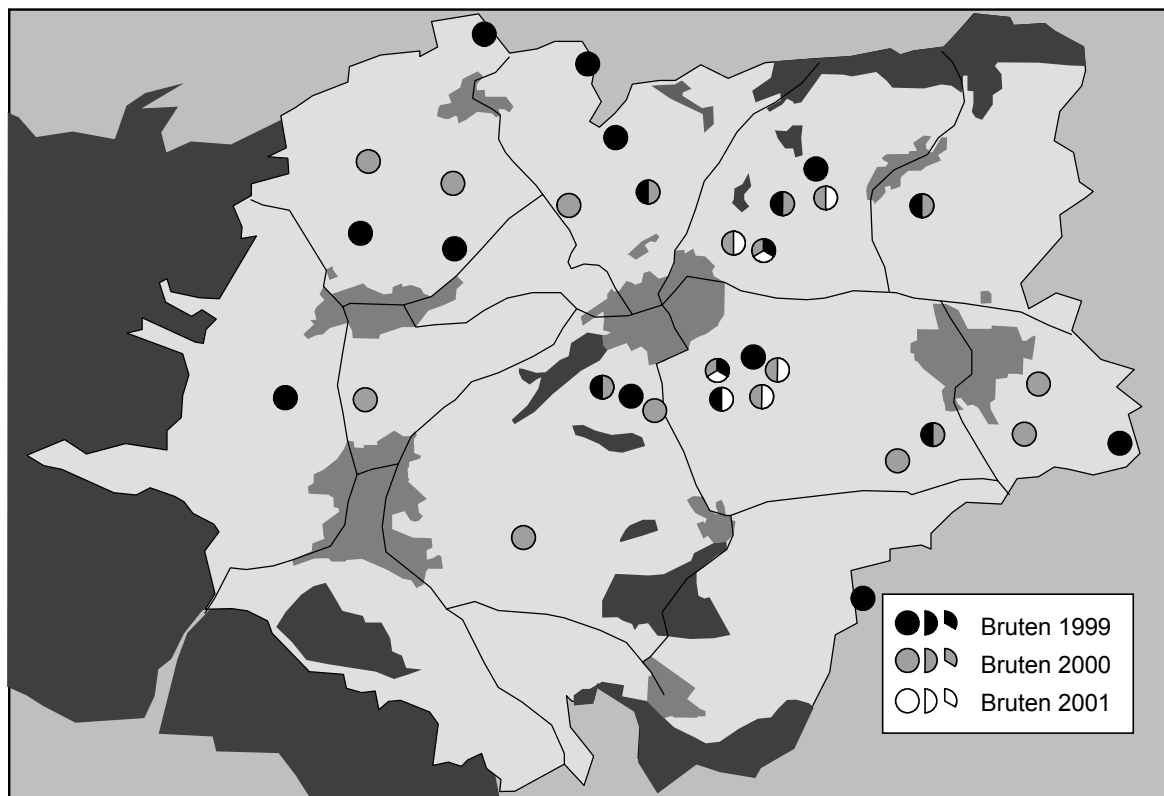
### *Herbstzählung*

Die Herbstzählung ermöglicht eine Abschätzung des Bruterfolges. Nach dem weitgehenden Abschluss der Ernte fanden Ende September und im Oktober 1999 und 2000 Zählungen der Rebhuhnketten in der Gemeinde Meißner statt. Die Suche nach Rebhühnern konzentrierte sich dabei auf die Bereiche, in denen aufgrund der Frühjahrskartierung Hühner vermutet wurden. Weitere Hinweise brachte eine schriftliche Umfrage bei den ortsansässigen Jagdpächtern und Jagdberechtigten. An zwei Terminen in 1999 und einem in 2000 konnten durch die freundliche Unterstützung der Jägerschaft ausgebildete Vorstehhunde zur Suche eingesetzt werden.

### 1.2.3 Ergebnisse

#### *UG Meißner*

In der Gemeinde Meißner konnten 1999 insgesamt 19 und im Jahr darauf 20 Brutpaare nachgewiesen werden (Abb. 8). Im dritten Untersuchungsjahr 2001 fand eine Kartierung nur noch in den Bereichen statt, die in den Vorjahren am dichtesten besiedelt waren. Hier wurden 7 Brutpaare festgestellt. Rebhuhnorkommen waren im Untersuchungszeitraum über die gesamte Gemeindefläche verteilt, konzentrierten sich jedoch um Abterode in jenem Bereich, in dem auch Biotopverbundflächen in größerer Dichte angelegt worden waren. Dass hier tatsächlich die Biotopverbundflächen Attraktionspunkte bildeten, zeigt eine Übersicht über die als Nisthabitat gewählten Flächen in Tab. 4: Von den 46 in den drei Untersuchungsjahren lokalisierten Brutpaaren wählten 29 Biotopverbundflächen als Nisthabitate aus, 13 nutzten Grünbrachen, eine Brut fand in einer Ackerbrache statt und lediglich in 3 Fällen wählten die Rebhühner Wintergetreide.



**Abb. 8:** Im Gebiet der Gemeinde Meißner erfasste Rebhuhnbruten in den Jahren 1999 bis 2001

Im Jahr 2000 wurde etwa ein Drittel der im Vorjahr genutzten Nisthabitate erneut gewählt (Tab. 4). Wenngleich die Angaben für 2001 unvollständig sind, zeigt sich, dass ähnliches offenbar für 2000 und 2001 gilt, und dass mindestens zwei Flächen drei Jahre in Folge genutzt wurde. Neuansiedlungen fanden zumeist in geringer Entfernung von erfolgreichen Vorjahresbruten statt, nur in 2 von 11 Fällen lagen mehr als 1200 m zwischen einem im Vorjahr besiedelten Gebiet und einer neuen Ansiedlung.

**Tab. 4:** Als Nisthabitat gewählte Flächentypen in der Gemeinde Meißen 1999, 2000 und 2001. Darüber hinaus wird angegeben, wie viele Flächen mehrfach besiedelt wurden; Vergleiche mit 2001 sind unvollständig, da in diesem Jahr nicht die gesamte Fläche kartiert wurde. (BVF = Biotopverbundflächen; GB = Grünlandbrachen; AB = Ackerbrachen; WG = Wintergetreide)

	<i>BVF</i>	<i>GB</i>	<i>AB</i>	<i>WG</i>
<b>Anzahl Nester 1999</b>	10	8	1	
<b>Anzahl Nester 2000</b>	13	4		3
<b>Anzahl Nester 2001 (unvollständig)</b>	7			
<b>Besiedlung 1999 und 2000</b>	3	2		
<b>Besiedlung 2000 und 2001 (unvollständig)</b>	4			
<b>Besiedlung 1999 und 2001 (unvollständig)</b>	2			
<b>Besiedlung 1999, 2000, 2001 (unvollständig)</b>	2			
<b>neu besiedelte Flächen 2000</b>	4	2		3
<b>neu bes. Flächen 2000, weniger als 700m von erfolgreicher Vorjahresbrut entfernt</b>	6	1		2
<b>neu bes. Flächen 2000, mehr als 1200m von erfolgreicher Vorjahresbrut entfernt</b>		1		1

Im Herbst 1999 konnten 9, im Jahr darauf 10 Ketten in der Gemeinde Meißen festgestellt werden. Demnach lag der Bruterfolg in beiden Jahren bei rund 50%, wobei 1999 pro Brutpaar geringfügig mehr Jungvögel bis in den Herbst überlebten als 2000 (Tab. 5).

**Tab. 5:** Bruterfolgsrate, Zahl der Jungvögel pro Paar und pro Kette als Kennzahlen zur Charakterisierung der Rebhuhnpopulation der Gemeinde Meißen. (BP=Brutpaar, Ø=Durchschnitt, erfolgr.=erfolgreich)

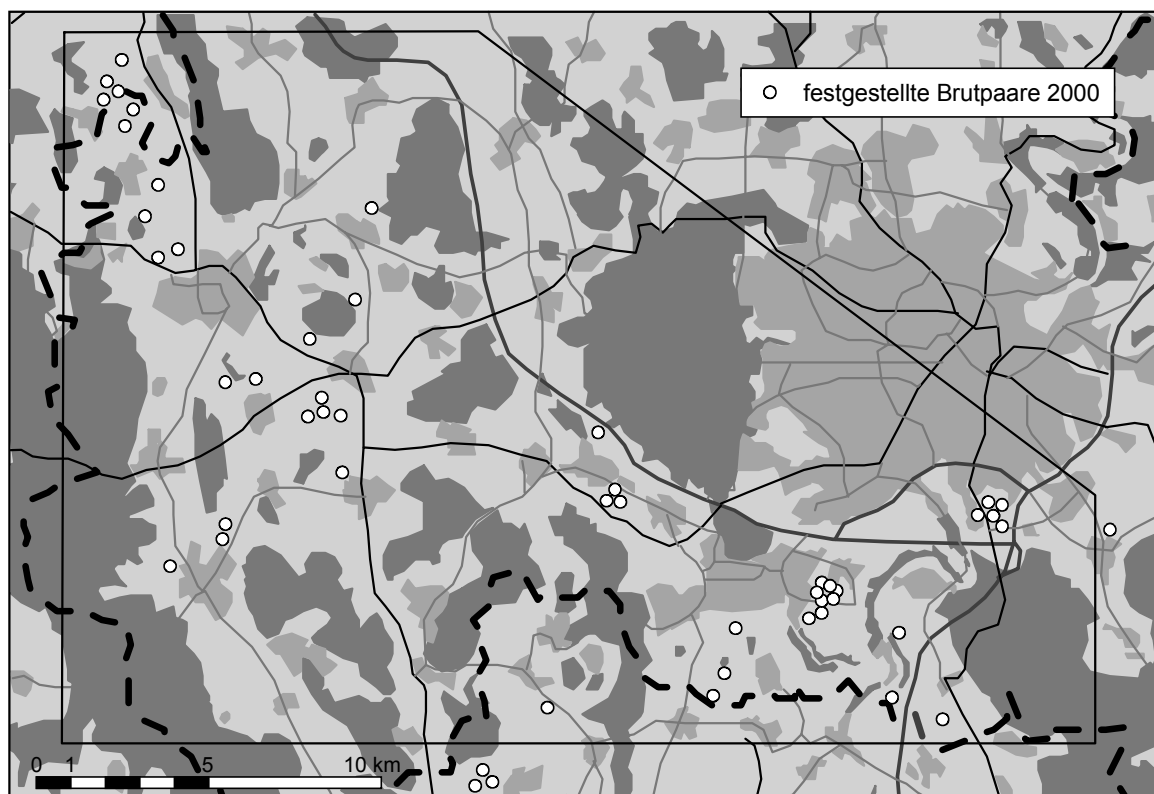
<i>Jahr</i>	<i>Brutpaardichte (BP/100ha)</i>	<i>Bruterfolgsrate (erfolgr. BP [%])</i>	<i>Jungvögel pro Paar (Ø aller BP)</i>	<i>Jungvögel pro Kette (Ø erfolgr. BP)</i>
<b>1999</b>	0,7	45	4,2	8,4
<b>2000</b>	0,8	50	3,7	7,3

### *UG Eichsfeld*

In den Untersuchungsgebieten im Eichsfeld fanden lediglich im Frühjahr 1999 Rebhuhnzählungen statt. Dabei wurden nahe Siemerode 4 Brutpaare, bei Küllstedt 2 Brutpaare und bei Wachstedt 1 Brutpaar festgestellt. Diese Ergebnisse werden in Abschnitt 4.3.3 erneut aufgegriffen. Aufgrund des sehr verstreuten Vorkommens von Rebhühnern im Eichsfeld erscheint es nicht sinnvoll, aus den vorhandenen Stichproben Angaben zur Brutpaardichte abzuleiten. Im Jahresbericht der FACHGRUPPE ORNITHOLOGIE EICHSFELD von 1991 wird für das Rebhuhn eine Dichte von 0,2 BP/100 ha angegeben, ein Wert, der nach telefonischer Rückfrage für den in dieser Arbeit betrachteten Zeitraum als zu hoch bewertet wird (Wodner mdl. Mttlg.).

*UG Kassel*

Insgesamt liegen 52 Brutzeitfeststellungen von Rebhuhnpaaren für das Untersuchungsgebiet und weitere 4 aus der näheren Umgebung vor (Abb. 9). Es fällt auf, dass es an verschiedenen Orten gehäufte und daneben vereinzelte Vorkommen gab. Große Bereiche des Untersuchungsgebietes waren der Kartierung zufolge rebhuhnfrei. Die größten lokalen Dichten treten an den Stadträndern von Kassel und Baunatal auf, vor allem dort, wo Industriegebiete und landwirtschaftliche Flächen aneinander stoßen.



**Abb. 9:** Rebhuhnpaare im Untersuchungsgebiet LK Kassel 2000

Angaben über die Brutpaardichte sind naturgemäß stark abhängig vom Zuschnitt der zugrundegelegten Fläche. So werden in den besten Rebhuhnflächen im westlichen Landkreis Kassel zwar lokale Dichten von bis zu 7 BP/100 ha erreicht, auf die gesamte Offenlandfläche des Untersuchungsgebietes bezogen lag die Dichte jedoch lediglich bei 0,2 BP/100ha.

*UG Goslice*

Im April und Mai 2001 wurden im Untersuchungsgebiet bei Goslice 15 Rebhuhnpaare registriert. Die Bezugsfläche ist mit 62 ha für eine Dichteberechnung relativ klein. Da Rebhühner in der betrachteten Region jedoch noch flächig verbreitet



waren (im Gegensatz zu den Verhältnissen im Eichsfeld), ließ sich für diesen Bereich dennoch ein sinnvoller Wert angeben. So ergab sich eine Dichte von 24 BP/100 ha.

### 1.2.4 Diskussion

Allein aus den Daten eines Jahres oder weniger Jahre lassen sich bei einer Art mit starken Schwankungen der Reproduktionsrate noch keine allgemeinen Aussagen zur Populationsentwicklung und zur Stabilität der Bestände ableiten. Die gefundenen Werte sollen daher im Zusammenhang mit Literaturdaten diskutiert werden.

Während bei der Kartierung in der Gemeinde Meißner pessimale Bereiche eingeklammert wurden, bezieht sich die für den Landkreis Kassel errechnete **Brutpaardichte** auf die gesamte Offenlandfläche im Untersuchungsgebiet und fällt dementsprechend niedriger aus. Auch andere Untersuchungen beziehen ihre Dichteangaben zumeist auf relativ kleine, für Rebhühner recht gut geeignete Bereiche, so dass diese Werte auf größere Gebiete bezogen vermutlich ebenfalls deutlich nach unten korrigiert werden müssten. Dennoch macht ein Vergleich mit den Zählergebnissen anderer Untersuchungen deutlich, dass die Rebhuhndichten in der Gemeinde Meißner und vor allem im Landkreis Kassel als sehr niedrig einzuschätzen sind. So geben DÖRING & HELFRICH (1984) für ihr Untersuchungsgebiet im Unteren Nahetal, Rheinland-Pfalz, noch eine durchschnittliche Dichte von 7,6 BP/100 ha für die Jahre 1979 bis 1984 an, wobei über die Untersuchungszeit eine deutlich Abnahme festgestellt wurde. Auch Anfang der neunziger Jahre fanden PETHIG (1995) in Nordrhein-Westfalen und KUGELSCHAFER (1995) in Hessen noch Dichten zwischen 4,0 und 6,4 BP/100 ha. ULOTH (1993) berichtet aus Thüringen hingegen bereits für die Mitte der achtziger Jahre von Dichten um 0,5 BP/100 ha.

Die ermittelte **Bruterfolgsrate** von mindestens 45% liegt hingegen im Bereich der von PANEK (1992b) angegebenen Werte aus Polen (durchschnittlich 42%) und den Angaben aus England von POTTS & AEBISCHER (1995), die einen Abwärtstrend in den vergangenen drei Jahrzehnten von rund 59% auf etwa 38% feststellten. Auch KAISER (1998) fand in den neunziger Jahren im Raum Feuchtwangen eine Quote von etwa 43%. Von PEGEL (1987) sowie von DÖRING & HELFRICH (1986) wurden höhere Raten ermittelt (52% bzw. im Mittel 57%). Mit durchschnittlich 3,8 bzw. 3,7 Jungvögeln pro Brutpaar war die untersuchte Rebhuhnpopulation am Meißner relativ erfolgreich, was auch durch den Vergleich der Jungvogelanzahl pro Kette (8,4 bzw. 7,3) zum Ausdruck kommt. Während KUGELSCHAFER (1995) für verschiedene Gebiete in Hessen durchschnittlich 6,9 Jungvögel pro Kette angibt, fanden DÖRING & HELFRICH (1984) in einem Untersuchungsjahr 9,6 JV pro Kette, in den übrigen Jahren jedoch Werte, die unter den am Meißner festgestellten liegen. Wenngleich STUDINKA (1977) bezogen auf Ungarn in den zwanziger Jahren erst Ketten mit 18 bis 22 Tieren „vollständig“ nennt, lässt sich für heutige Verhältnisse sagen, dass erfolgreiche Rebhuhnpaare am Meißner sowohl 1999 als auch 2000 überdurchschnittlich viele Junge geführt haben. Wenngleich dies sicher im

Zusammenhang mit den guten Witterungsbedingungen in beiden Untersuchungsjahren zu sehen ist, kann zumindest für diese wenigen Paare von insgesamt recht guten Lebensraumbedingungen ausgegangen werden.

Rund ein Drittel der 1999 als Nisthabitat gewählten Flächen in der Gemeinde Meißner wurden 2000 erneut besiedelt. Für das Rebhuhn ist eine **Brutplatz-tradition** in diesem Umfang eher unterdurchschnittlich. So gibt KUGELSCHAFTER (1995) für drei Untersuchungsgebiete in Hessen an, dass 38, 72 bzw. 64% der Brutstandorte in allen drei Untersuchungsjahren genutzt wurden. EISLÖFFEL (1996) beschreibt die Ortstreue auf der Ebene der Rebhuhn-Reviere: 82% von ihnen waren in der von ihm beschriebenen Untersuchung über mindestens 2 Untersuchungsjahre besetzt. Betrachtet man jedoch die Entfernung, die neu besiedelte Flächen in der Gemeinde Meißner zu erfolgreichen Bruten des Vorjahres hatten, so zeigt sich die Standorttreue der Hühner auch hier sehr deutlich: nur 2 dieser Standorte waren weiter als 700 m entfernt. 90% der Hühner brüteten in unmittelbarer Nähe von oder direkt auf im Vorjahr besetzten Standorten.

Die gefundene Nistplatztradition könnte einerseits bedeuten, dass neben den traditionell besetzten Bereichen „nur fallweise weitere günstige Habitate existieren“, wie KUGELSCHAFTER (1995) aufgrund seiner Ergebnisse vermutet. Gleichzeitig könnte es Ausdruck der geringen Wanderfreudigkeit der Tiere sein, d.h. eventuell vorhandene, weiter entfernt liegende Habitate werden nur von wenigen Vögeln und eher zufällig erreicht. Diese zweite Folgerung steht im Zusammenhang mit den Überlegungen zur Fragmentierung von Rebhuhnpopulationen, die in Abschnitt 2.5 näher ausgeführt werden.

Weiter kann festgestellt werden, dass die Rebhühner aus den als ungünstig einzuschätzenden Bereichen der Gemeinde Meißner weitgehend verschwunden sind, während sich in Landschaftsausschnitten mit mehreren Verbundparzellen auch mehr Rebhühner aufhalten.

Aus Sicht des Rebhuhnschutzes stellt die ausgesprochen geringe Rebhuhndichte im Landkreis Kassel ein desillusionierendes Ergebnis dar, schließlich kann der untersuchte Raum im Bundesvergleich als strukturschwache Region gelten, was zunächst immerhin Vorteile für das Arteninventar der Landschaft vermuten lässt. Aber selbst am stark industriell geprägten und extrem zersiedelten Niederrhein fand BRÄSECKE (1995) deutlich höhere Brutpaardichten.

Die Ergebnisse zeigen jedoch auch, dass die besten Rebhuhnbestände keineswegs in den rein landwirtschaftlich geprägten Bereichen zu suchen sind. Die größten Rebhuhndichten wurden am Rande von Kassels Industriegürtel gefunden, was offenbar mit dem dort verstärkten Auftreten von Ackerbrachen zusammenhängt. Eine ausführliche Analyse der Verteilung von Rebhühnern im untersuchten Raum erfolgt im Zusammenhang mit der Untersuchung der Nisthabitate.

## **Kapitel 2: Lebensraumveränderungen als Rückgangsursache**

### **2.1 Welche Flächen wurden in den unterschiedlichen Landschaften bevorzugt als Nisthabitate gewählt?**

#### **2.1.1 Zielsetzung**

Will man den Einfluss des Lebensraumes auf die Reproduktionsrate von Rebhühnern klären, so führt dies zwangsläufig zu der Frage nach den optimalen Habitatstrukturen. Die offene Agrarlandschaft, der Lebensraum des Rebhuhns, setzt sich aus einem Mosaik unterschiedlicher Flächentypen zusammen, die überwiegend landwirtschaftlicher Nutzung unterliegen. In Abhängigkeit von der Art und Intensität dieser Nutzung, dem Zeitpunkt der Aussaat und der Ernte, den angebauten Feldfrüchten sowie der Sukzessionsdauer und dem Gehölzbestand auf ungenutzten Flächen sind die Bedingungen dort sehr unterschiedlich.

Die nachstehenden Ergebnisse zeigen, welche Bereiche innerhalb dieses Mosaiks in den unterschiedlichen Untersuchungsgebieten vom Rebhuhn zur Nestanlage gewählt wurden.

#### **2.1.2 Methoden**

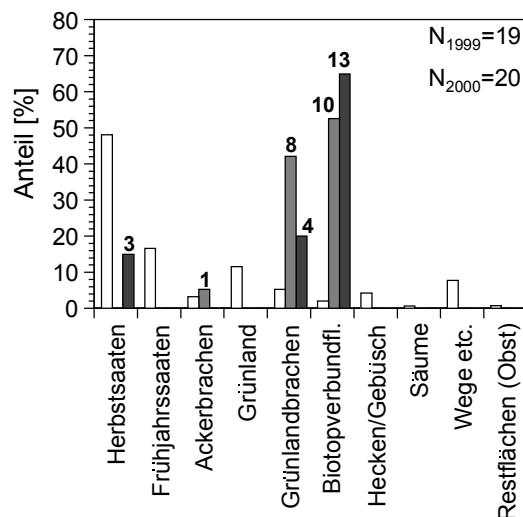
Die Methode zur Bestimmung der von den Rebhühnern gewählten Flächen wurde bereits in Abschnitt 1.2.2 erläutert. Sie kam in dieser Form in allen vier Untersuchungsgebieten zur Anwendung. Die Einzelflächen der offenen Landschaft wurden in 10 unterschiedliche Flächentypen eingeteilt, denen die Brutnachweise anschließend zugeordnet werden konnten.

Aussagen über die Bevorzugung bestimmter Flächentypen setzen neben Angaben zur Flächenwahl Kenntnisse über deren Anteil an der Gesamtfläche voraus. Daher wurden ihre prozentualen Anteile an der offenen Landschaft (Waldland und geschlossene Siedlungsfläche ausgenommen) ermittelt. In den Untersuchungsgebieten Meißner, Eichsfeld und Goslice geschah dies flächendeckend, im deutlich größeren UG Kassel hingegen anhand von Stichproben. Die einzelnen Flächentypen wurden zu diesem Zweck im Gelände auf der Grundlage von Flurstückskarten im Maßstab 1:5000 kartiert und anschließend mit Hilfe eines geografischen Informationssystems (GIS; verwendetes Programm: *ArcView GIS 3.1*) digitalisiert, so dass die Flächengrößen der einzelnen Parzellen berechnet, für jeden Flächentyp aufaddiert und schließlich in Beziehung zur Gesamtfläche gesetzt werden konnten. Das Verhältnis des prozentualen Anteils von Rebhuhnbruten in den jeweiligen Flächentypen zum Anteil derselben Flächentypen an der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes beschreibt den Grad der Bevorzugung der verschiedenen Flächentypen bei der Nistplatzwahl (Bevorzugungsindex).

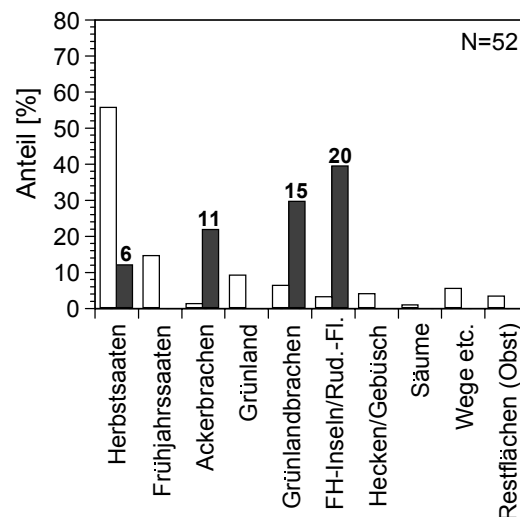
Beim abschließenden Vergleich der Nistplatzwahl in unterschiedlichen Gebieten kam zur Beschreibung des angenommenen linearen Zusammenhangs zwischen Brutpaardichte und Habitatwahl das Computerprogramm *Xact 7.0* der Firma SciLab, Hamburg, zum Einsatz.

### 2.1.3 Ergebnisse

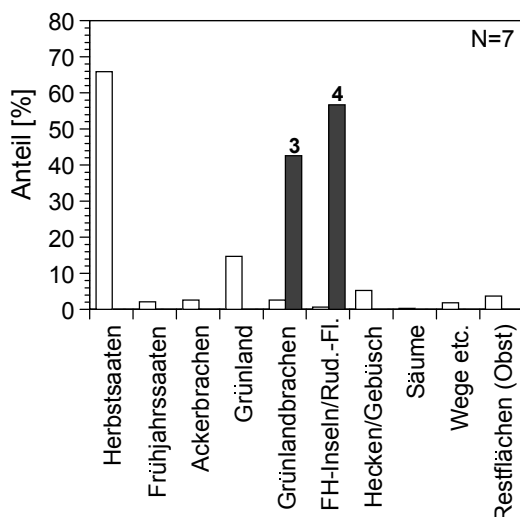
Die Nistplatzwahl hinsichtlich der verschiedenen Flächentypen und deren Anteil an der gesamten Offenlandfläche in den 4 Untersuchungsgebieten sind in Abb. 10 bis 13 nebeneinander aufgetragen. Es ist offensichtlich, dass einigen Flächentypen trotz ihrer relativ geringen Flächenpräsenz eine hohe Bedeutung als Nisthabitat für Rebhühner zukam, während andere gar nicht besiedelt wurden. In Tab. 6 wird dies durch die Berechnung eines Bevorzugungsindex verdeutlicht, der aus dem Quotienten von gewähltem Flächenanteil und vorhandenem Flächenanteil gebildet wurde. Bei allen Werten über 1,0 liegt eine Präferenz vor, d.h. die Flächen wurden häufiger gewählt als es ihrem Präsenzanteil in der Landschaft entsprach. Ackerbrachen, Grünlandbrachen, Ruderalflächen und Feldholzinseln bzw. Biotopverbundflächen, die je nach Bepflanzungsgrad als Feldholzinseln oder Grünlandbrachen angesehen werden können, waren in den Untersuchungsgebieten Meißner, Eichsfeld und Kassel demnach eindeutig die als Nisthabitat bevorzugten Flächentypen.



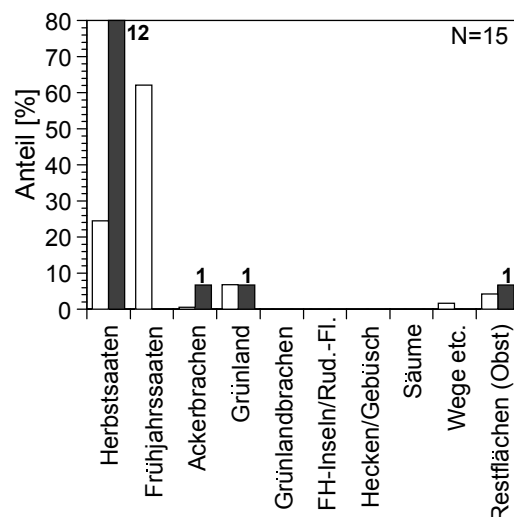
**Abb. 10:** Untersuchungsgebiet Meißner in den Jahren 1999 und 2000



**Abb. 12:** Untersuchungsgebiet Kassel im Jahr 2000



**Abb. 11:** Untersuchungsgebiet Eichsfeld im Jahr 1999



**Abb. 13:** Untersuchungsgebiet Goslice, Ost-Polen im Jahr 2001

□ Anteil der verschiedenen Flächentypen an der gesamten Offenlandfläche

1999 Anteil von Rebhuhnbruten in den verschiedenen Flächentypen

**Abb. 10 - 13:** Anteil der verschiedenen Flächentypen an der Offenlandfläche der vier Untersuchungsgebiete sowie Anzahl und Anteil von Rebhuhnpaaren, die diese Flächen in den Untersuchungsjahren als Neststand-ort wählten. Die Zahlen über den Säulen geben an, wie vielen Nestern die Prozentangaben entsprechen.

In einigen Fällen wurden in den Untersuchungsgebieten Kassel und Meißner auch Getreidefelder besiedelt, jedoch in Relation zu ihrem enorm hohen Flächenanteil nur sehr selten. Frühjahrssaaten und Grünland, Hecken, Büsche und Säume wählten die Rebhühner in keinem der drei Gebiete. Es zeigte sich also bei den in der deutschen Mittelgebirgslandschaft gelegenen Gebieten eine deutliche Präferenz für zumindest temporär ungenutzte, brachliegende Flächen gegenüber den landwirtschaftlich genutzten Bereichen.

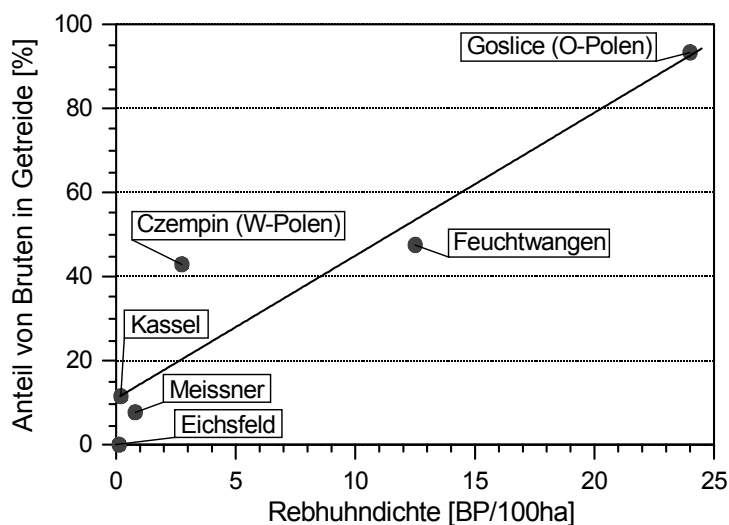
Völlig anders war die Situation im Gebiet bei Goslice. Hier wurden fast ausschließlich genutzte Flächen, vor allem Wintergetreidefelder gewählt. Daneben brüteten die Rebhühner vereinzelt auf Ackerbrachen, Grünland (Weide) und einem Apfel-feld. Dauerhaft ungenutzte Flächen wie Feldholzinseln und Ruderalflächen gab es in diesem Gebiet ebenso wenig wie nennenswerte Säume mit oder ohne Gehölze. Einzige Saumstrukturen waren bis etwa 20 cm breite, erhabene Grasstreifen zwischen den Parzellen, die zur eindeutigen und unverrückbaren Markierung der Flächenbegrenzungen dienten, zur Nestanlage für Rebhühner jedoch zu schmal waren.

Um diese grundlegenden Unterschiede bei der Habitatwahl besser interpretieren zu können, wurden in Abb. 14 zwei andere Untersuchungen hinzugezogen (verschiedene andere Arbeiten liefern nicht die nötige Datengrundlage für einen Vergleich). Die diesen Arbeiten entnommenen Daten liegen sowohl bezüglich der Brutpaardichte als auch hinsichtlich des Anteils von Bruten in Getreidefeldern zwischen den

Extremen der eigenen Ergebnisse. Die Grafik zeigt einen eindeutigen Trend: je geringer die Rebhuhndichte, desto geringer ist offenbar auch der Anteil von Bruten in Getreidefeldern.

**Tab. 6:** Bevorzugung bestimmter Flächentypen als Nisthabitate durch die Rebhühner in den vier Untersuchungsgebieten; dargestellt als Bevorzugungsindex ( $Y$  = prozentualer Anteil von Rebhuhnbruten in den jeweiligen Flächentypen / Anteil derselben Flächentypen an der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes). Werte über 1,0 wurden hervorgehoben (= die Angaben für das Eichsfeld beruhen mit insgesamt nur 7 BP auf einer sehr geringen Datenbasis)

	<i>Meißner</i> 1999	<i>Meißner</i> 2000	<i>Meißner</i> Ø	<i>Eichsfeld</i> 1999 <sup>1</sup>	<i>Kassel</i> 2000	<i>Goslice</i> 2001
Herbstaaten	0,0	0,3	0,2	0,0	0,2	<b>3,3</b>
Frühjahrssaaten	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Ackerbrachen	<b>1,6</b>	0,0	0,8	0,0	<b>20,7</b>	<b>10,3</b>
Grünland	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0
Grünlandbrachen	<b>3,6</b>	<b>1,7</b>	<b>2,7</b>	<b>16,9</b>	<b>4,8</b>	-
Ruderalfl./FH-Inseln	-	-	-	<b>87,5</b>	<b>12,9</b>	-
Biotopverbundflächen	<b>26,1</b>	<b>32,3</b>	<b>29,2</b>	-	-	-
Gebüsch	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-
Säume	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-
Wege etc.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Restflächen	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<b>1,6</b>



**Abb. 14:** Anteil von Rebhuhnnestern in Getreidefeldern in Gebieten mit unterschiedlichen Rebhuhndichten (Daten aus Feuchtwangen nach KAISER & STORCH 1996, Daten aus Czempin, West-Polen nach PANEK & KAMIENIARZ 2000a; bei beiden zitierten Quellen wurde für die Darstellung bei der Brutpaardichte ein Mittelwert aus den Angaben für mehrere Untersuchungsgebiete gebildet),

$$(y=10,95+3,39x; k=0,94; p=0,66\%)$$

## 2.1.4 Diskussion

Die Nistplatzwahl der Rebhühner zeigte gebietsweise sehr deutliche Unterschiede: Während in den deutschen Untersuchungsgebieten Meißner, Kassel und Eichsfeld fast ausschließlich Flächen gewählt wurden, die in den Jahren der Datenaufnahme keiner Nutzung unterlagen (Brachen, Ruderalflächen und Feldholzinseln bzw. Biotopverbundflächen), brüteten die Rebhühner bei Goslice in Ost-Polen überwiegend in Wintergetreidefeldern. Die rechnerisch noch deutlichere Bevorzugung von

Ackerbrachen (Tab. 6) geht auf nur eine entsprechende Fläche im Untersuchungsgebiet zurück und sei hier deshalb nur am Rande erwähnt. Ob die Besiedlung von Äckern in diesem Fall möglicherweise die Folge eines Abdrängens in eher suboptimale Habitate ist, wie KAISER & STORCH (1996) bezogen auf die Nistplatzwahl der Rebhühner im Raum Feuchtwangen vermuten, lässt sich anhand der Daten nicht eindeutig klären. Wenngleich aus dem UG Goslice keine Zahlen über Bruterfolge vorliegen, spricht jedoch vieles dafür, die hohe Brutpaardichte in diesem Gebiet mit extrem geringem Anteil alternativer Bruthabitate als Indiz für die gute Eignung der besiedelten Getreidefelder aufzufassen.

Die Bevorzugung von Brachen und Ruderalflächen mit dauerhafter Vegetation als Nisthabitat wird durch verschiedene aktuelle Untersuchungen aus dem Inland (FLADE & JEBRAM 1995, EISLÖFFEL 1996, KAISER & STORCH 1996, KAISER 1997) und anderen europäischen Ländern wie England, Finnland und Polen (SOTHERTON et al. 1998, TURTOLA 1998, PANEK & KAMIENIARZ 2000a; b) bestätigt. RANDS (1986) nennt Feldsäume als wichtigste Nisthabitate des Rebhuhns in England. Breite Feldsäume mit dauerhafter Vegetation sind den vorher genannten Flächentypen durchaus vergleichbar. Auf den eher schmalen Säumen der in der vorliegenden Studie betrachteten Gebiete konnten jedoch keine Bruten festgestellt werden.

Von einer Bevorzugung von Getreidefeldern wird hingegen fast ausschließlich aus französischen Gebieten berichtet (REITZ 1996, BRO et al. 1998), deren Verhältnisse aufgrund des intensiven Managements nicht mit denen anderer Bereiche vergleichbar sind. Hinweise auf einen hohen Anteil von Bruten in Getreidefeldern finden sich für Deutschland vor allem in länger zurückliegenden Berichten (KOCH 1912, NIETHAMMER 1942). SZEDERJEI & SZEDERJEI (1960) erwähnen große Zahlen von Gelegen in Getreidefeldern in Ungarn in den vierziger und fünfziger Jahren. Auch KAISER & STORCH (1996) fanden Anfang der 90er Jahre in zwei Untersuchungsgebieten nahe Feuchtwangen immerhin knapp 50% der Nester in Getreide (vgl. Abb. 14), vermuten jedoch, dass Getreideflächen nur als Ausweichbrutplatz bei Mangel an geeigneten anderen Standorten gewählt werden.

Wenngleich Untersuchungen über Rebhühner in großer Zahl vorliegen, haben nur wenige Autoren Daten zur Nistplatzwahl erhoben. Noch seltener wurden Anteile gewählter Habitate in Bezug zur Siedlungsdichte von Rebhühnern für die gleichen Gebiete angegeben (KAISER & STORCH 1996, PANEK & KAMIENIARZ 2000a; vgl. Abb. 14). Der Vergleich solcher Daten mit den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung zeigt eine abnehmende Besiedlung von Getreidefeldern mit abnehmender Rebhuhndichte, d.h. das Seltenerwerden der Rebhühner geht mit einem Rückzug auf ungenutzte Flächen einher. Dort, wo die Bestände bereits sehr stark ausgedünnt sind, ist das Rebhuhn offenbar keine typische Art der offenen Agrarlandschaft mehr, sondern vielmehr eine Art der Sonderstandorte.

Geht man davon aus, dass die vergleichsweise ursprünglichen Verhältnisse in einigen Gebieten Ost-Polens heute denen in Deutschland vor rund 50 Jahren ähneln, kann Abb. 14 auch als unechte Zeitreihe verstanden werden, wobei die

einzelnen Gebiete verschiedene Stadien landwirtschaftlicher Nutzungsintensivierung wiedergeben. Die Lebensraumveränderungen durch eine intensivierte landwirtschaftliche Nutzung haben demzufolge zu einer veränderten Habitatnutzung beim Rebhuhn geführt. Immer seltener suchten die Tiere Getreidefelder als Nisthabitate auf und besiedelten mehr und mehr die im Zuge von Extensivierungs- und Schutzprogrammen zunehmenden Brachen und Feldholzinseln, die jedoch in ihrer Flächenausdehnung immer weit hinter den Getreidefeldern zurückblieben.

Wodurch wurde die Attraktivität der Getreidefelder für Rebhühner so entscheidend geschmälert? PANEK & KAMIENIARZ (2000b) fanden Brutten in Getreide vor allem in Bereichen mit kleinen Feldern, wo auch die Rebhuhndichte insgesamt etwa 2,4 mal so hoch war wie in Bereichen mit großen Feldern ( $> 10$  ha). Wenngleich auch andere Autoren die Bedeutung kleinparzellierter Strukturen betonen (GLÄNZER et al. 1993, KAISER 1998, RANOUX 1998), erscheint es bei einer Art, deren Ursprungslebensraum die Steppe ist, sehr unwahrscheinlich, dass allein die Flächengröße für die Lebensraumeignung von grundsätzlicher Bedeutung ist. Auch das Verschwinden von Hecken und Randstreifen, eine Entwicklung die unter anderen GLÄNZER et al. (1993) als besonders wichtig hervorheben, kommt als ursprüngliche Rückgangsursache kaum in Frage, da solche Strukturen im dichtbesiedelten Gebiet bei Goslice fehlten. Wichtig ist bei Überlegungen zur Bedeutung von Hecken sicherlich ihre Beschaffenheit und potentielle Eignung als Nisthabitate. Solange sie für die Nestanlage in Frage kommen, stellen sie eine wesentliche Bereicherung im Lebensraum dar, wie dies bei den Untersuchungen von RANDS (1986) in England offenbar der Fall war. Lückige Hecken mit gehölzfreien Randbereichen ähneln den häufig aufgesuchten Feldholzinseln. In den nordhessischen Untersuchungsgebieten sind Hecken hingegen zumeist dichte Gehölzstreifen, die bis unmittelbar an den Ackerrand heranreichen und nicht als Nisthabitat gewählt werden. Was genau macht einen geeigneten Standort aus? Es bietet sich an, zur Beantwortung dieser Frage die Vegetationsstruktur an den unterschiedlichen Standorten genauer zu untersuchen.



## 2.2 Wie lassen sich die als Nisthabitate bevorzugten Flächentypen charakterisieren?

### 2.2.1 Zielsetzung

Von den im vorigen Abschnitt unterschiedenen Flächentypen, welche die offene Agrarlandschaft der Untersuchungsgebiete bilden, nutzten die Rebhühner nur wenige als Nisthabitate. Um die Gründe hierfür zu ermitteln und schließlich zu einer möglichst exakten Beschreibung bevorzugter Flächen zu gelangen, wurde zunächst ihre **Vegetationsstruktur** im Verlauf der Brutphase untersucht. Sie wird in erster Linie durch die vorhandenen Pflanzenarten und deren Wüchsigkeit, bei Äckern zusätzlich durch die Saatchichte bestimmt. Quantitativ vergleichbar sind vor allem die Höhe und Dichte der Pflanzendecke, die daher als wichtigste Parameter dienten (Abschnitt 2.2.3.1).

Von der Vegetationsstruktur ist das **Mikroklima** in Bodennähe abhängig. Da mikroklimatische Unterschiede möglicherweise ein Grund für die Bevorzugung oder Meidung bestimmter Flächentypen sind, folgte in einem weiteren Schritt die Messung von Temperatur und Luftfeuchtigkeit im Tagesverlauf in den verschiedenen Flächentypen (Abschnitt 2.2.3.2).

Darüber hinaus wurde die Zusammensetzung der Pflanzenarten auf unterschiedlichen Flächen mit dem Ziel untersucht, geeignete Nisthabitate anhand der **Pflanzengesellschaften von Brachen und Feldholzinseln** (als die bevorzugten Flächentypen) zu charakterisieren (Abschnitt 2.2.3.3). Da Wintergetreidefelder im UG Goslice, ganz anders als im UG Kassel und den anderen deutschen Untersuchungsgebieten, bevorzugt zur Nestanlage gewählt wurden, erfolgten außerdem vergleichende Vegetationsaufnahmen zur Beschreibung der **Pflanzengesellschaften auf Äckern** in beiden Gebieten (Abschnitt 2.2.3.4).

Die aus den Ergebnissen dieser Teiluntersuchungen resultierende Struktur geeigneter Nisthabitate von Rebhühnern wurde schließlich in kleinem Rahmen einer **experimentellen Überprüfung der Ergebnisse durch gezielte Manipulation bestimmter Flächen** unterzogen. Die Grundidee bestand darin, vor Versuchsbeginn unbesiedelte und aufgrund ihrer Vegetationsstruktur ungeeignete Flächen strukturell aufzuwerten und festzustellen, ob sie daraufhin von Rebhühnern als Nisthabitat angenommen werden (Abschnitt 2.2.3.5).

### 2.2.2 Methoden

#### *Vegetationsstruktur*

Bei der Messung der Vegetationshöhe wurde aus je drei Messwerten auf einer Fläche ein Mittelwert gebildet. Zur Quantifizierung der Vegetationsdichte gibt es eine Reihe unterschiedlicher Verfahren (vgl. SUNDERMEIER 1999). Als einfache

und rasch durchzuführende Methode erwies sich die indirekte Vegetationsdichte-Bestimmung mit dem *LAI 2000*, einem speziellen Messgerät zur lichtoptischen Feststellung des Blattflächenindex (LAI = Leaf Area Index), der die Blattfläche pro Grundfläche bezeichnet. Die Funktionsweise des Gerätes basiert auf einem Vergleich der Wellenlängenzusammensetzung des Lichtes oberhalb und unterhalb der Pflanzendecke. Die angegebenen Messwerte setzen sich aus 12 Einzelmessungen unmittelbar über dem Boden bei 3 Referenzmessungen über der Vegetation zusammen. Alle Messungen wurden, wie bei Arbeiten mit dem LAI2000 allgemein erforderlich, bei bewölktem Himmel durchgeführt.

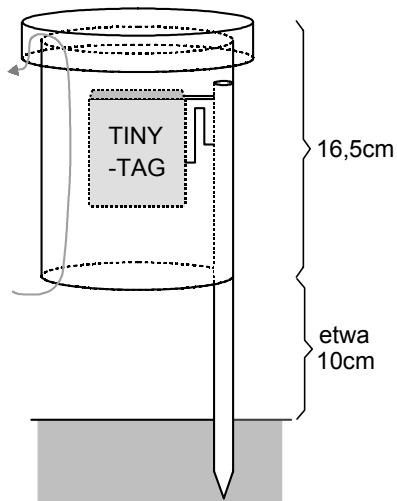
### *Mikroklima*

Im Frühjahr 2000 wurden Luftfeuchtigkeit und Temperatur in Bodennähe im Tageslauf als mikroklimatische Parameter mit Hilfe der wegen ihrer geringen Größe besonders geeigneten *TINYTAG Data-Logger* der Firma Gemini Data Logger, England, gemessen. Zum Schutz der Geräte vor direkter Sonneneinstrahlung und Regen und zur Verhinderung diesbezüglicher Verfälschungen der Messergebnisse, erhielten sie einfache Schutzgehäuse aus Stahl (Abb. 15).

Die Messungen erfolgten auf den verglichenen Flächen zeitversetzt, wobei die Werte einer im Vorjahr vom Rebhuhn besiedelten Biotopverbundfläche (geeignetes Nisthabitat) als Vergleichsmaßstab dienten. Auch für die anderen Flächentypen wurden repräsentative Parzellen ausgewählt, die in geringer Entfernung zur Vergleichsfläche lagen und eine ähnliche Exposition aufwiesen. Um Messfehler erkennen und Abweichungen minimieren zu können, wurden Daten für gleiche Flächentypen parallel mit je drei Loggern erhoben, und zwar von zwei anderen Parzellen zeitgleich zu denen der Vergleichsfläche. Damit alle Messungen einer Phase in sechs Tagen abgeschlossen werden konnten, wurden die Logger stets nach zwei Tagen umgesetzt (Tab. 7). Die drei Messphasen dauerten vom 2. bis 8. Mai (Phase 1), vom 24. bis 30. Mai (Phase 2) und vom 19. bis 25. Juni (Phase 3) und begannen jeweils am Mittag des ersten Tages.

**Tab. 7:** Messschema zur Erhebung mikroklimatischer Daten auf acht Flächen während einer sechs Tage dauernden Messphase (X=Messtag in entsprechender Fläche mit je 3 Dataloggern; Messtage entsprechen jeweils 24Std.-Intervallen nach Beginn der Messphase)

<i>Messtag</i>	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>	<i>6</i>
<b>Biotopverbundparzelle (Vergleichsfläche)</b>	X	X	X	X	X	X
<b>dichtwüchsige Grünbrache</b>	X	X				
<b>Wintergerste (konventioneller Anbau)</b>	X	X				
<b>Raps (konventioneller Anbau)</b>			X	X		
<b>Winterroggen (Extensivanbau)</b>			X	X		
<b>Winterweizen (konventioneller Anbau)</b>					X	X
<b>Ackerbrache</b>					X	X



**Abb. 15:** Schutzgehäuse für die zur Mikroklimamessung verwendeten TINYTAG Data-Logger

### *Pflanzengesellschaften der Brachen, Feldholzinseln und Äcker*

Vegetationsaufnahmen auf insgesamt 33 Brachen und 25 Wintergetreidefeldern wurden von Dipl.-Biol. Stephan Frühauf aus Kassel ausgeführt, der auch die Vegetationstabellen im Anhang erstellte. Die Abschätzung der Artmächtigkeit erfolgte dabei nach DIERSCHKE (1994). Die Nomenklatur für die Benennung der Pflanzenarten richtete sich nach der Hessischen Florenliste von BUTTLER & SCHIPPMANN (1993), die syntaxonomische Zuordnung der untersuchten Pflanzenbestände folgt der Neufassung der Ackerwildkrautgesellschaften von HÜPPE & HOFMEISTER (1990).

### *Experimentelle Überprüfung der Ergebnisse*

Wenn Rebhühner lockerwüchsige Bereiche bevorzugen, liegt der Versuch nahe, dichtwüchsige Flächen aufzulichten und zu prüfen, ob sie daraufhin von Rebhühnern angenommen werden. Zwei Biotopverbundflächen in der Gemeinde Meißner wurden hierfür ausgewählt und vor Beginn der Brutzeit mit einer Motorsense partiell aufgelichtet. Ohne die Deckung auf größerer Fläche zu beseitigen, entstanden so unregelmäßige offene Bereiche. Wenngleich auf diese Weise keine allgemeine Ausdünnung der Vegetation erreicht werden konnte, ergab sich eine bessere Durchdringbarkeit der Fläche bei gleichzeitigem Deckungserhalt. Beide Verbundflächen befanden sich in räumlicher Nähe zu Flächen, auf denen im Vorjahr Rebhühner erfolgreich brüteten und somit innerhalb des winterlichen Streifgebietes von relativ starken Rebhühnketten, aus denen vermutlich mehrere Brutpaare hervorgehen würden. Die Einbeziehung dieser Flächen in die Brutpaarkartierung (Abschnitt 1.2) ermöglichte eine Erfolgskontrolle der Maßnahmen.

### *Statistische Auswertung der Daten*

Angaben von Mittelwerten (arithmetisches Mittel  $\bar{x}_m$ ) und Standardabweichungen (s) basieren auf gängigen Berechnungsverfahren mit  $\bar{x}_m = \sum(x_i) \cdot n^{-1}$  und  $s = [\sum(x_i - \bar{x}_m)^2 \cdot (n-1)^{-1}]^{1/2}$ , wobei  $x_i$  der Einzelwert und n der Stichprobenumfang ist (SACHS 1992).

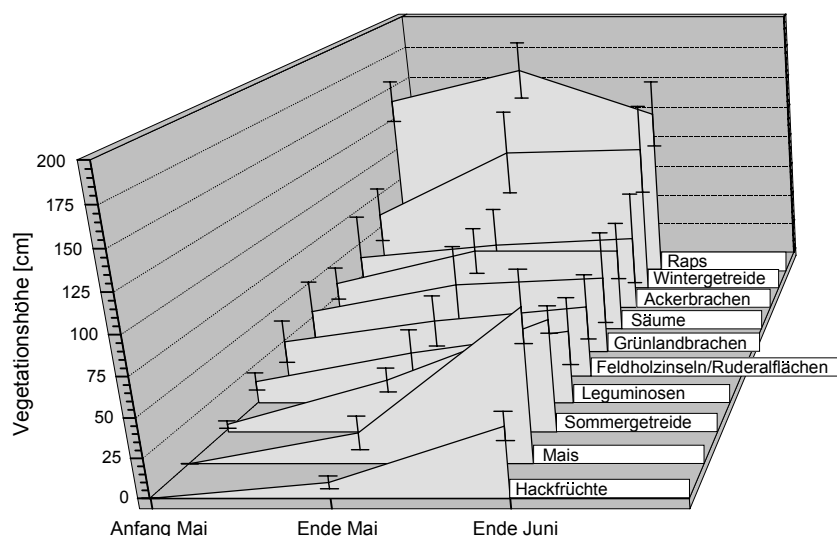
Weitere statistische Auswertungen wurden mit Hilfe des Computerprogramms *SPSS for Windows 10.0.5* vorgenommen. Der für die nachfolgenden Verfahren vorauszusetzende Test auf Normalverteilung der Daten erfolgte nach Kolmogorov-Smirnov. Paare normalverteilter Datensätze wurden mit dem T-Test nach Student, nicht normalverteilte mit dem U-Test von Mann & Whitney auf signifikante Unterschiede überprüft. Statistisch signifikante Unterschiede sind in Tabellen und Abbildungen mit \*=signifikanter Unterschied (Irrtumswahrscheinlichkeit 5%;  $p=0,05$ ), \*\*=hochsignifikanter Unterschied (Irrtumswahrscheinlichkeit 1%;  $p=0,01$ ) sowie \*\*\*=höchstsignifikanter Unterschied (Irrtumswahrscheinlichkeit 0,1%;  $p=0,001$ ) gekennzeichnet.

## **2.2.3 Ergebnisse**

### **2.2.3.1 Vegetationsstruktur**

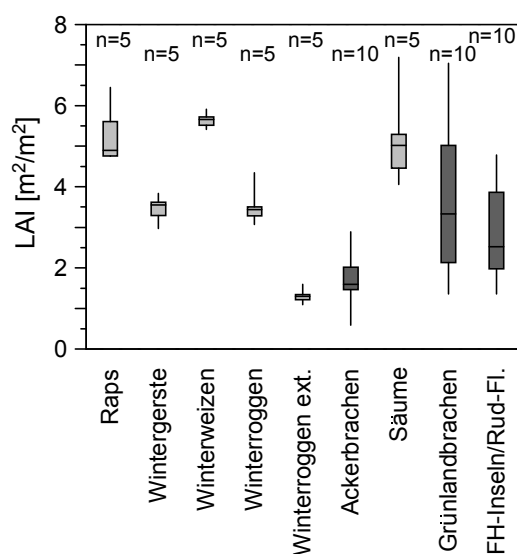
Zunächst sollen die Verhältnisse in den Untersuchungsgebieten Kassel und Meißner betrachtet werden. Was zeichnet die bevorzugt gewählten Flächentypen aus? Ein einfacher Vergleich der **Vegetationshöhenentwicklung** während der Nestphase kann bereits Aufschluss über die Nichteignung einiger Flächentypen als Bruthabitat für Rebhühner geben (Abb. 16).

Mais und Hackfrüchte kamen als Bruthabitate (jedenfalls für Erstgelege) nicht in Frage, da hier zu Beginn der Brutzeit noch keinerlei Vegetation aufgewachsen war. Auch Sommergetreide und Leguminosen boten Anfang Mai noch keine ausreichende Nestdeckung. Die Höhe der Einzelpflanzen unterschied sich zwar mit bis etwa 20 cm bei den Leguminosen nicht wesentlich von der in den Ruderalflächen und Feldholzinseln gemessenen Vegetationshöhe, aber aufgrund der Abstände zwischen den Pflanzreihen von 10 bis 20 cm boten sie keine nennenswerte Deckung für Rebhühner. In den Ruderalflächen und Feldholzinseln hingegen war zu dieser Jahreszeit eine Mischung aus verwelkten Vorjahrespflanzen und frischem Grün mit einzelnen, deutlich über die übrige Vegetation hinausragenden Halmen zu finden, was eine hervorragende Deckung für das Rebhuhn bedeutete. Ackerbrachen, Grünlandbrachen und Säume zeigten eine ähnliche Vegetationshöhenentwicklung wie die Feldholzinseln und Ruderalflächen. Raps und Wintergetreide wurden hingegen sehr viel höher.

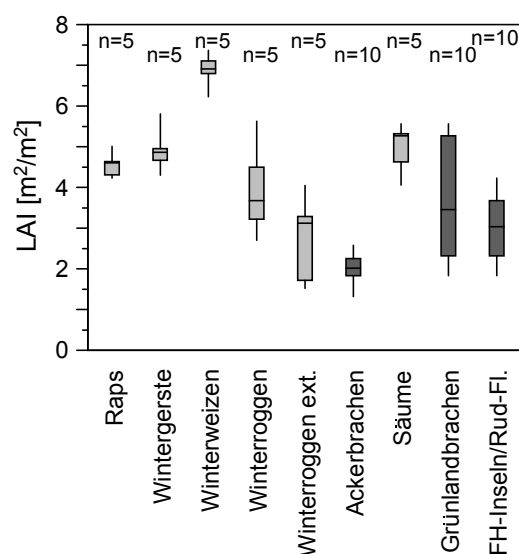


**Abb. 16:** Vegetationshöhenentwicklung auf unterschiedlichen Flächentypen während der Brutzeit

Die Entwicklung der **Vegetationsdichten** ist in Abb. 17 bis 19 wiedergegeben. Hier werden nur jene Flächentypen betrachtet, die von ihrer Vegetationshöhenentwicklung her als Nisthabitate für Rebhühner in Frage kommen (s.o.). Beim Wintergetreide wurden die wichtigsten Arten getrennt behandelt. Anfang Mai (Abb. 17) wiesen Raps, Winterweizen und Säume die höchsten LAI-Werte auf, Gerste und Roggen lagen im mittleren Bereich, Ackerbrachen und Winterroggen im Extensivanbau waren besonders lockerwüchsig. Grünbrachen und Feldholzinseln/ Ruderalflächen umfassten die größte Bandbreite von geringen bis zu hohen LAI-Werten. Ende Mai (Abb. 18) lagen die Verhältnisse ähnlich wie zu Beginn des Monats, wobei jedoch in fast allen Flächentypen eine Tendenz zu höheren LAI-Werten zu erkennen war. Alle Wintergetreide-Arten waren deutlich dichter geworden, während die LAI-Werte beim Raps bereits zurückgingen.



**Abb. 17:** Anfang Mai



**Abb. 18:** Ende Mai

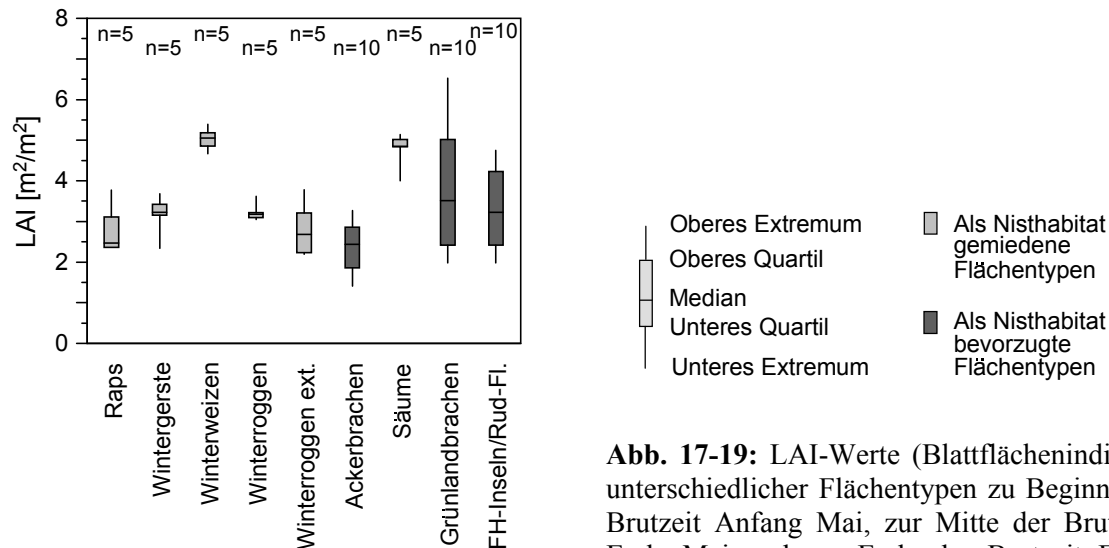
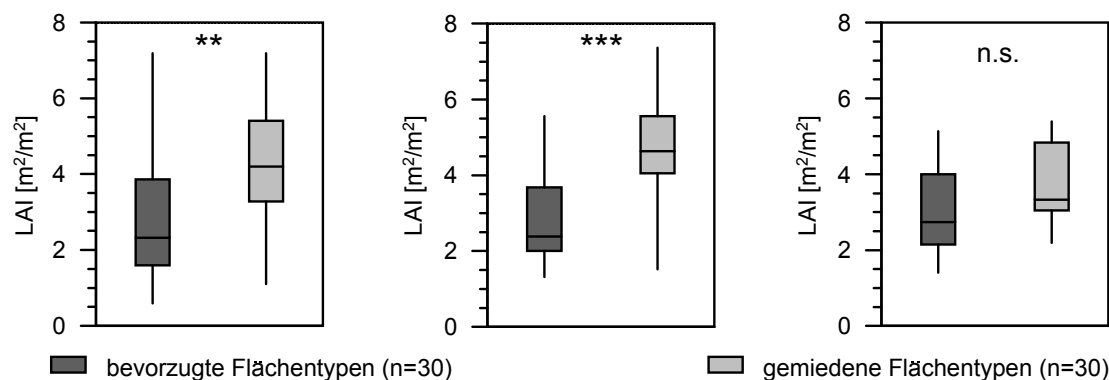


Abb. 19: Ende Juni

**Abb. 17-19:** LAI-Werte (Blattflächenindices) unterschiedlicher Flächentypen zu Beginn der Brutzeit Anfang Mai, zur Mitte der Brutzeit Ende Mai und am Ende der Brutzeit Ende Juni; dargestellt als Box-Whisker-Plots

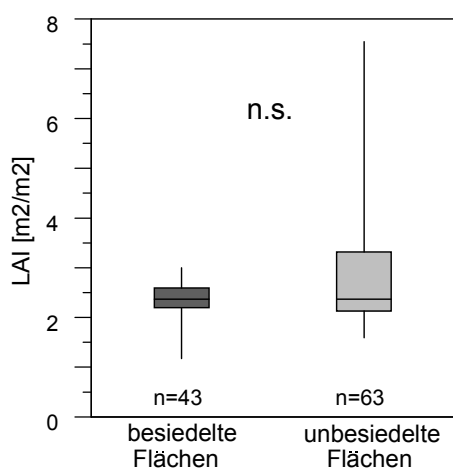
Ende Juni schließlich (Abb. 19) zeigten sich auch beim Wintergetreide Anzeichen von Reife, was in sinkenden LAI-Werten zum Ausdruck kam. Beim Raps war diese Tendenz besonders deutlich. Die übrigen Flächentypen zeigten ähnliche LAI-Werte wie einen Monat zuvor.

Die Unterschiede zwischen den einzelnen Flächentypen waren somit erheblich, wenngleich eine klare Abgrenzung zwischen den bevorzugten und gemiedenen Flächen vor allem aufgrund der zum Teil sehr großen Streuung der Messwerte nicht deutlich wird. Fasst man jeweils die Werte aller bevorzugten und aller gemiedenen Flächentypen zusammen (Abb. 20 bis 22), so ergeben sich dennoch für Anfang und Ende Mai hoch- bzw. höchstsignifikante Unterschiede zwischen beiden Gruppen, wobei die bevorzugten Bereiche eine geringere Vegetationsdichte aufweisen. Dies ist ein Hinweis darauf, dass solche Verhältnisse den Rebhühnern entgegenkommen.

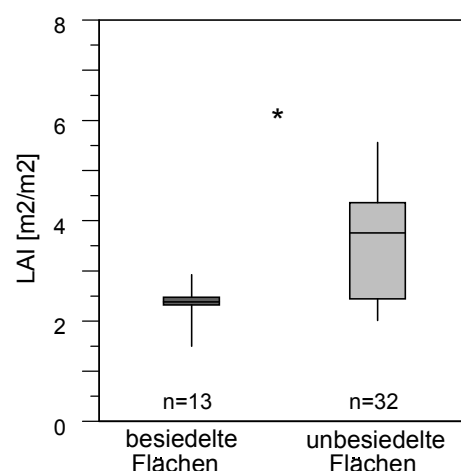


**Abb. 20 - 22:** Zusammengefasste LAI-Werte aller bevorzugten und gemiedenen Flächentypen Anfang und Ende Mai sowie Ende Juni (n.s.=nicht signifikant, \*\*=hochsignifikanter, \*\*\*=höchstsignifikanter Unterschied; T-Test nach Student)

In einem nächsten Schritt wurden speziell die bevorzugten Flächentypen mit ihren zum Teil großen Wertestreuungen untersucht. Betrachtet man hier die Verhältnisse in den tatsächlich besiedelten Flächen gegenüber den unbesiedelten, so zeigt sich die Präferenz der Rebhühner für lockerwüchsige Bereiche noch deutlicher. Im Mai 2000 wurden die LAI-Werte in allen Flächen der Untersuchungsgebiete Kassel und Meißner gemessen, die dort zu den bevorzugt gewählten Flächentypen zählten. Die Ergebnisse sind in Abb. 23 und 24 dargestellt. Wenngleich die Unterschiede nur in Abb. 24 signifikant sind, zeigt sich, dass die besiedelten Flächen jeweils in einem engen LAI-Bereich lagen, während die unbesiedelten einen deutlich größeren Bereich abdeckten. Keine der besiedelten Flächen wies einen LAI-Wert über 3,3 auf.



**Abb. 23:** LAI-Werte (Blattflächenindex) aller Flächen im UG LK Kassel, die zu den bevorzugten Flächentypen zählten, unterteilt nach besiedelten und unbesiedelten Flächen (n.s.=Unterschied nicht signifikant, T-Test nach Student)



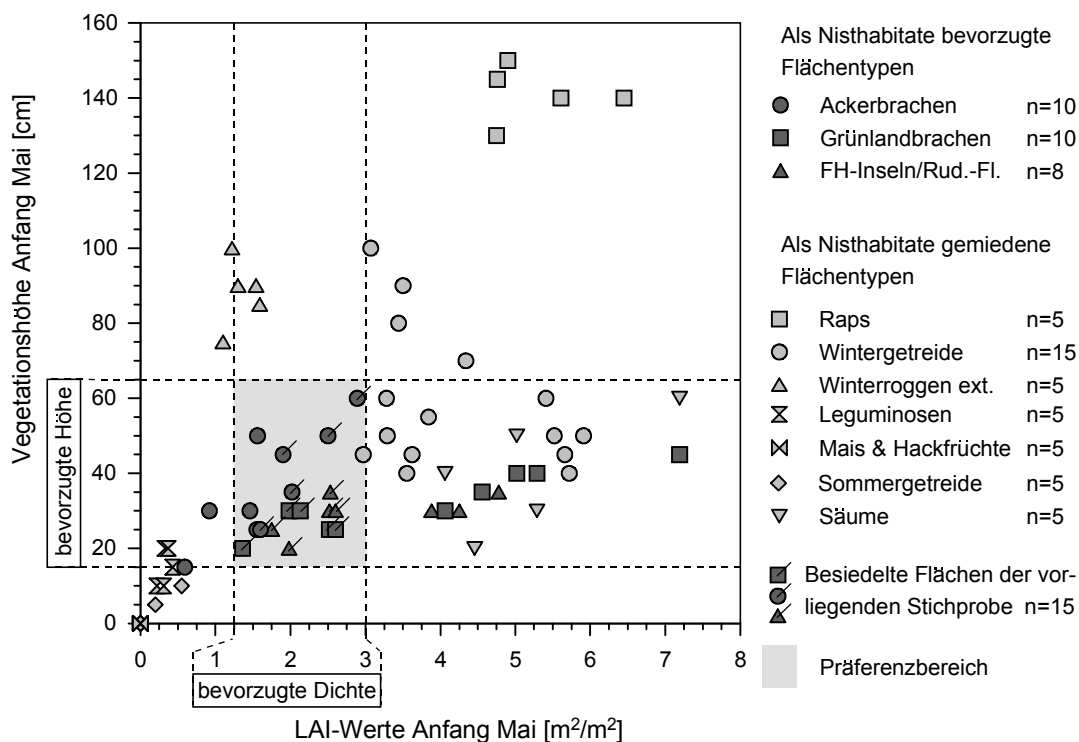
**Abb. 24:** LAI-Werte (Blattflächenindex) aller Flächen in der Gemeinde Meißner, die zu den bevorzugten Flächentypen zählten, unterteilt nach besiedelten und unbesiedelten Flächen (\*= signifikanter Unterschied; T-Test nach Student)

Die von Rebhühnern im Untersuchungsgebiet Kassel bevorzugten Vegetationsstrukturen, gemessen anhand der Vegetationshöhe und der Vegetationsdichte zu Beginn der Brutzeit, sind nochmals in Abb. 25 in Form eines Struktur-Ökogramms dargestellt, das die Ergebnisse für beide Parameter zusammenfasst. Der Bereich bevorzugter Vegetationsdichten wurde anhand der Extremwerte besiedelter Flächen festgelegt (vgl. Abb. 23 und 24), ein ungefährer Bereich bevorzugter Vegetationshöhen ergibt sich aus der Darstellung selbst.

Das Überschneidungsfeld dieser beiden Achsenabschnitte markiert den Präferenzbereich grob. Vom Rebhuhn bevorzugt gewählte Flächen sind demnach durch ein Mindestmaß an Deckung und ein lockere, nicht zu hohe Vegetation gekennzeichnet. Es zeigt sich, dass die in Abschnitt 2.1 als gemieden klassifizierten Flächentypen hinsichtlich der Vegetationsstruktur fast alle klar außerhalb des präferierten Bereichs liegen, wobei die Frühjahrssaaten zu Beginn der Brutzeit

offenbar noch nicht ausreichend entwickelt und die meisten Wintergetreidefelder aber auch viele Grünbrachen bereits zu dicht sind. Die bei der Brutpaarkartierung gefundene Bevorzugung bestimmter Flächentypen kann also durch die Vegetationsstruktur erklärt werden.

Darüber hinaus wird deutlich, dass die vorgenommene Einteilung in Flächentypen zu ungenau ist und nicht den Kriterien entspricht, nach denen Rebhühner ihre Nisthabitate wählen. So fällt beispielsweise nur ein Teil der untersuchten Grünbrachen in den Präferenzbereich.

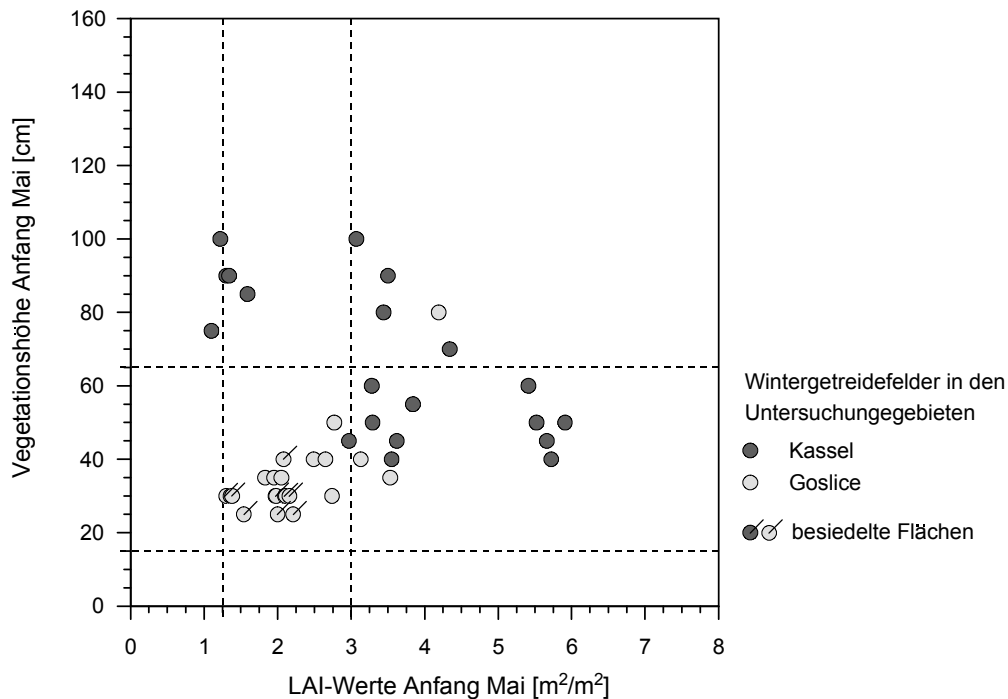


**Abb. 25:** Darstellung der vom Rebhuhn bevorzugten Vegetationsstrukturen zu Beginn der Brutzeit in Form eines Struktur-Ökogramms unter Berücksichtigung der Faktoren Vegetationshöhe und LAI-Wert (als indirektes Maß der Vegetationsdichte)

Betrachtet man nun im Vergleich dazu die Verhältnisse im polnischen Untersuchungsgebiet bei Goslice, so wird ein wesentlicher Unterschied deutlich, der die völlig andere Habitatwahl in diesem Gebiet erklärt (Abb. 26).

Die dort Anfang Mai im Wintergetreide gemessenen LAI-Werte sind überwiegend deutlich niedriger als jene aus dem UG Kassel. Damit fallen die besiedelten Flächen hinsichtlich ihrer Vegetationsstruktur wiederum in den gleichen bevorzugten Bereich. Trotz der Unterschiede in der Wahl der Flächentypen wählten die Rebhühner ihre Nisthabitate in den verschiedenen Untersuchungsgebieten hinsichtlich der Vegetationsstruktur nach dem selben Schema aus.





**Abb. 26:** Vergleich der Vegetationsstruktur von Wintergetreidefeldern in den Untersuchungsgebieten Kassel und Goslice zu Beginn der Brutzeit Anfang Mai

### 2.2.3.2 Mikroklima

Erwartungsgemäß zeigten die betrachteten Flächentypen deutliche mikroklimatische Unterschiede, die jedoch während der drei Messperioden im Laufe des Frühjahres bis zum Sommeranfang hin geringer wurden (Abb. A1 bis A3 im Anhang). Im Einzelnen wurde folgender Ablauf festgestellt:

Anfang Mai 2000 war das Mikroklima in der Biotopverbundfläche tagsüber deutlich wärmer und trockener als in der dichtwüchsigen Grünlandbrache, der Wintergerste und im Raps, nachts allerdings auch ein wenig kühler (Abb. A1). Die Tagesmittelwerte der Temperatur lagen hier rund  $1,5^\circ\text{C}$  höher als in der dichtwüchsigen Grünlandbrache und der Wintergerste und sogar  $2,5^\circ\text{C}$  über denen im Raps. Bei der Luftfeuchtigkeit betrugen die Unterschiede 10-13%, wobei die Luftfeuchtigkeit in der Biotopverbundfläche deutlich früher abfiel und später anstieg. Im sehr locker stehenden, extensiven Wintergetreide war es im Mittel sogar  $2,3^\circ\text{C}$  wärmer als in der Biotopverbundfläche. Die Vegetationsentwicklung des Winterweizens war der auf der Wintergerste-Fläche sehr ähnlich; eine weitere Messung erfolgte daher nicht. Auf der Ackerbrache kam es aufgrund eines Programmierfehlers zum Ausfall von zwei Loggern, so dass hier keine entsprechenden Ergebnisse präsentiert werden können.

Im Gegensatz zur ersten Phase fielen die Messungen Ende Mai in eine regnerische Periode (Abb. A2). Wenngleich die Unterschiede zwischen den Flächentypen geringer waren, fällt der Vergleich ähnlich aus wie vorher: In der Biotop-

verbundfläche war es im Tagesmittel rund ein halbes Grad wärmer als in der dichtwüchsigen Grünlandbrache, in der Wintergerste, im Winterweizen und im Raps, die Luftfeuchtigkeit war etwa 4-6% niedriger. Die untersuchte Ackerbrache zeigte sehr ähnliche Verhältnisse wie die Biotopverbundfläche, in der extensiv bewirtschafteten Wintergetreidefläche war es wiederum noch ein wenig wärmer und trockener.

Ende Juni schließlich herrschte warmes Sommerwetter und die Verhältnisse hatten sich insgesamt noch stärker angeglichen (Abb. A3). In der Biotopverbundfläche war es im Tagesmittel nun noch ein knappes Grad wärmer als in der dichtwüchsigen Vergleichsfläche und im Raps, während es in der inzwischen weitgehend gereiften Wintergerste insgesamt kaum noch kühler und feuchter war. Im extensiven Wintergetreide herrschte nach wie vor das trockenste und wärmste Mikroklima. Auch für die dritte Messphase konnten keine Daten zum Mikroklima im Winterweizen und auf der Ackerbrache ausgewertet werden. Die Ackerbrache war inzwischen umgebrochen worden und im Weizen kam es wiederum zum Ausfall von 2 Loggern (Die Geräte waren umgefallen oder umgeworfen worden und hatten daher aufgrund direkter Niederschlagseinwirkung offenbar fehlerhafte Werte registriert). Es ist davon auszugehen, dass das Mikroklima einer vergleichbaren Ackerbrache zu dieser Zeit dem der Biotopverbundfläche weitgehend ähnlich ist und dass der Weizen aufgrund des geringeren Reifezustandes etwas kühlere und feuchtere Werte als die Gerste aufweist.

### **2.2.3.3 Pflanzengesellschaften der Brachen und Feldholzinseln**

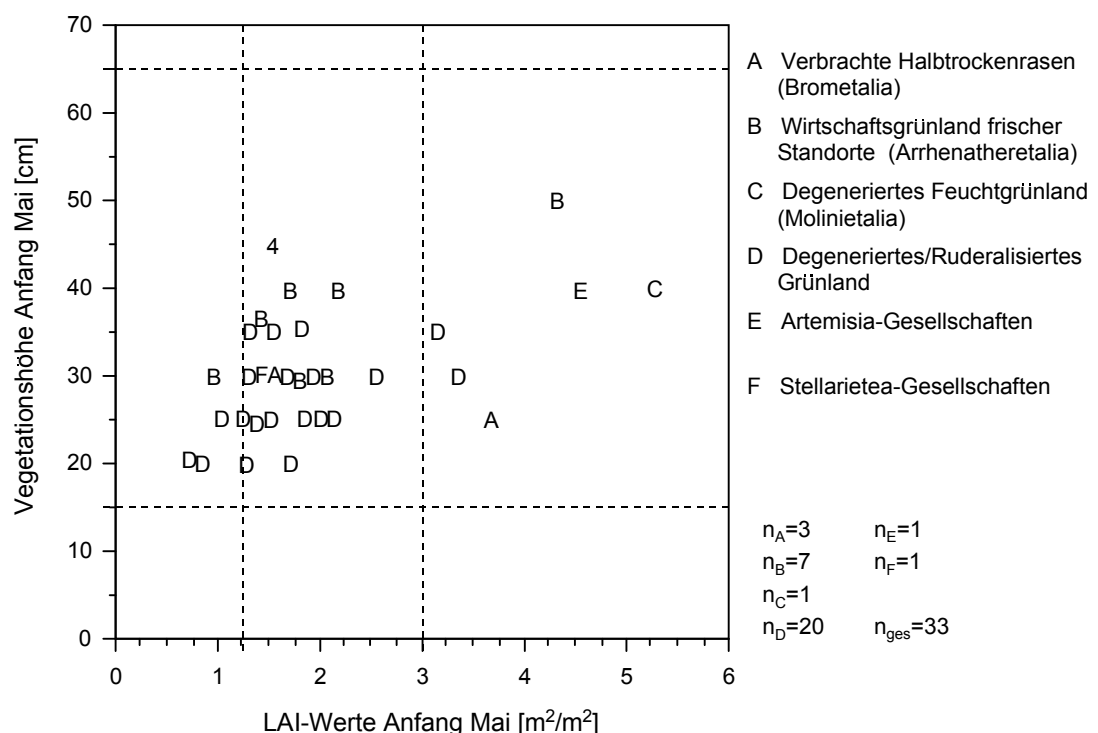
Einige der bislang unterschiedenen Flächentypen erwiesen sich hinsichtlich ihrer Vegetationsstruktur als unspezifisch (Abb. 25). Vor allem die Grünlandbrachen und Feldholzinseln wiesen sehr uneinheitliche Vegetationsdichten auf. Um die vom Rebhuhn bevorzugten Flächen eindeutiger benennen zu können, wurde versucht, sie anhand der vorherrschenden Pflanzengesellschaften zu charakterisieren.

Bei den untersuchten Flächen handelt es sich im Wesentlichen um Brachen unterschiedlicher Sukzessionsstadien. Die pflanzensoziologische Einordnung erfolgte daher nur auf Ordnungsebene. Die vollständigen Aufnahmen sind in der Vegetationstabelle Tab. A1 im Anhang wiedergegeben, die im Rahmen der Vegetationsaufnahmen angesprochenen Vegetationseinheiten in Tab. A2 zusammengefasst. Aus diesen wurden sechs unterschiedlich große Gruppen (A bis F) abgeleitet, denen sich die Aufnahmen zuordnen lassen. Abb. 27 zeigt die Vegetationsstruktur der Aufnahmeflächen, unterschieden nach den festgestellten Pflanzengesellschaften.

### A Verbrachte Halbtrockenrasen (Brometalia)

Die Zugehörigkeit der Bestände zu den Gesellschaften der Halbtrockenrasen lässt sich noch anhand des Auftretens einiger Ordnungscharakterarten (Brometalia) sowie Klassencharakterarten (Festuco-Brometea) belegen. Die Bestände zeigen allerdings starke Tendenzen zur „Versaumung“. Angezeigt wird dies einerseits durch die verstärkte Entwicklung von Arten mit unterirdischen Ausläufern (z.B. Dominanz von *Brachypodium pinnatum* in zwei Aufnahmeflächen), andererseits durch das Übergreifen von Arten der Kontaktgesellschaften (Origanetalia). Die Flächen unterliegen allesamt keiner Nutzung durch Beweidung oder Mahd, was zu einer Stickstoffanreicherung führt, so dass Nährstoffzeiger (z.B. *Achillea millefolium*, *Galium album*, *Alopecurus pratensis*, *Dactylis glomerata*) gefördert und „Hungerkünstler“ verdrängt werden.

Zwei der drei aufgenommenen verbrachten Halbtrockenrasen wiesen dennoch relativ geringe Vegetationsdichten auf. Bei den so beschriebenen Flächen lässt sich demnach anhand der Pflanzengesellschaften keine Aussage über ihre Eignung als Nisthabitat für Rebhühner ableiten.



**Abb. 27:** Vegetationsstruktur der bezüglich vorherrschender Pflanzengesellschaften untersuchten Flächen im Untersuchungsgebiet Kassel. Die Skalierung der Darstellung wurde gegenüber den Abbildungen 24 und 25 verändert, um die zum Teil eng beieinander liegenden Aufnahmen vollständig zeigen zu können. Durch die gestrichelten Linien wird wiederum der Vorzugsbereich hervorgehoben.

### *B Wirtschaftsgrünland frischer Standorte (Arrhenatheretalia)*

Zur Einordnung von Aufnahmen in diese Gruppe wurde die Verbandskennart des Arrhenatherion *Arrhenatherum elatius* sowie die Ordnungskennart *Trisetum flavescens* herangezogen. Wenn eine dieser beiden Arten aspektbestimmend und mit entsprechend hohem Deckungsgrad in den Aufnahmen vertreten war, wurde der Bestand als dem Arrhenatheretalia zugehörig angesprochen. Dass die entsprechenden Grünlandbrachen vermutlich noch bis vor kurzem bewirtschaftet wurden, wird einerseits durch das Auftreten weiterer echter Ordnungskennarten (z.B. *Crepis biennis*) erkennbar, vor allem aber durch das weitgehende Fehlen von Arten aus den Ordnungen Agropyretalia und Agrostietalia sowie dem Vorkommen von *Cirsium arvense* und *Bromus sterilis*. Hervorzuheben ist auch das weitgehende Fehlen des „Wiesenunkrautes“ *Bromus hordeaceus* in diesen Beständen (im Gegensatz zu ruderalisiertem/degeneriertem Grünland).

Bezüglich der Eignung von Arrhenatheretalia-Standorten als Rebhuhn-Nistplatz gilt ähnliches wie für die verbrachten Halbtrockenrasen (A): In der Mehrzahl der Fälle erwiesen sich diese Flächen als strukturell geeignet, zum Teil bildeten sie allerdings zu hohe Vegetationsdichten aus.

### *C Degeneriertes Feuchtgrünland (Molinietalia)*

Eine Aufnahme ist der Ordnung Molinietalia (Feuchtwiesen und Hochstaudenfluren) zuzuordnen. Die Zuordnung erfolgt allerdings nur auf Grund des Vorkommens von „Störzeigern“ des Feuchtgrünlandes wie *Filipendula ulmaria* (Verkrautungspionier auf vernachlässigten Nasswiesen), *Galium palustre* (häufig in gestörten Molinietalia-Gesellschaften) und *Carex acutiformis* (Brachezeiger im Feuchtgrünland).

Diese in Tallage befindliche Fläche wies eine besonders hohe Vegetationsdichte auf. Wenngleich sie einen Einzelfall im Aufnahmемaterial darstellt, kann davon ausgegangen werden, dass vergleichbare Flächen für Rebhühner wenig attraktiv sind.

### *D Degeneriertes/Ruderalisiertes Grünland*

Die bei weitem größte Gruppe im Aufnahmемaterial setzt sich aus Arten zusammen, die verschiedenen Gesellschaften entstammen und damit keine eindeutige Zuordnung ermöglichen. Neben Arten des Wirtschaftsgrünlandes (hier vor allem Klassenkennarten des Molinio-Arrhenatheretea), finden sich in höheren Deckungsgradanteilen Arten der Ordnungen Agropyretalia (Pionier-Rasen-Gesellschaften und Quecken-Ödland) und Agrostietalia (Feuchtigkeitsliebende Pionierbestände). Beide Ordnungen werden von Arten aufgebaut, die als Lückenbüßer und Opportunisten in der Lage sind, Störstandorte schnell zu besiedeln (Pionierpflanzen) und sich über raschwachsende Kriechsprosse und intensives Wurzelwerk am Standort behaupten. Sie charakterisieren instabile, gestörte

Übergangsbereiche (Ökotone). Für die Einordnung der Aufnahmen in diese Gruppe wurden folgende Gesichtspunkte berücksichtigt: Abnahme der Ordnungskennarten für Arrhenatheretalia (vor allem *Arrhenatherum* und *Trisetum*); Abnahme der Anzahl an Klassenkennarten Molinio-Arrhenatheretea (diese sind allerdings weiterhin durch einige wenige Gattungen und Arten, z.B. *Taraxacum*, *Dactylis*, *Festuca rubra*, gut vertreten); Zunahme von „Wiesenunkräutern“ wie *Bromus hordeaceus*; Zunahme der Deckungsgrade von Arten aus den Klassen Agrostietalia und Agropyretalia (= Arten der Störstandorte) und Zunahme von Ruderalarten wie *Bromus sterilis* und typischer „Unkräuter“ wie *Cirsium arvense*.

Bei diesen Flächen handelt es sich überwiegend um junge Feldholzinseln auf ehemaligen Ackerstandorten und um Ackerbrachen, vor allem Bauerwartungsland der Industrie im Randbereich der Städte Kassel und Baunatal. Die Mehrzahl der Flächen liegt mit der festgestellten Vegetationsstruktur im vom Rebhuhn bevorzugten Bereich. Nur wenige Flächen waren extrem lockerwüchsig oder für Rebhühner tendenziell zu dicht.

#### *E Artemisietea-Gesellschaften*

In einer der Aufnahmen bilden drei Artemisietea-Arten den bestimmenden Aspekt. Es handelt sich um eine nitrophytische Staudengesellschaft mit einer Dominanz von *Urtica dioica*. Als Begleiter kommen nur noch ruderale Ubiquisten vor. Die Vegetationsstruktur dieser Fläche lag weit außerhalb des Präferenzbereiches.

#### *F Stellarietea-Gesellschaft*

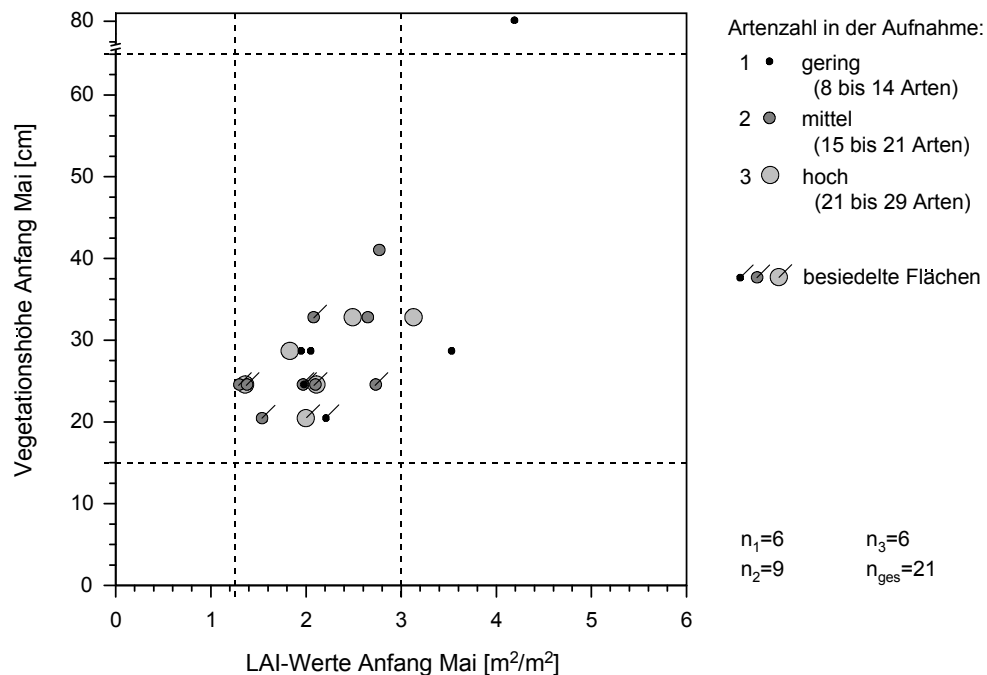
Aufgrund des hohen Anteils annueller Arten wird eine Aufnahme als Stellarietea-Gesellschaft angesprochen. Es handelt sich um eine vermutlich erst kürzlich aufgelassene Ackerfläche im Randbereich eines Baunataler Industriegebietes.

Auch sie liegt mit ihrer Vegetationsstruktur im vom Rebhuhn bevorzugten Bereich. Junge Ackerbrachen sind häufig eher lockerwüchsig, jedoch kann aus dem vorliegenden Einzelfall nicht auf eine generelle Eignung der Stellarietalia-Gesellschaften geschlossen werden.

### **2.2.3.4 Pflanzengesellschaften der Äcker**

Eine der Aufnahmen im UG Kassel lässt sich aufgrund des Vorkommens der Assoziationskennart *Matricaria recutita* der Kamillen-Gesellschaft (Aphano-Matri-carietum) zuordnen (Tab A3). Die Kamillen-Gesellschaft stellt in Deutschland die häufigste Ackerunkrautgesellschaft der Winterfruchtkulturen dar und wird bei stärker kontinentalem Klimaeinfluss durch die Sandmohn-Gesellschaft abgelöst (s.u.). Bezüglich des Arteninventars mit 16 Arten ist die

Gesellschaft nur fragmentarisch ausgebildet. Ordnungscharakterarten fehlen gänzlich, einzige Verbandskennarten sind *Apera spica-venti* und *Vicia tetrasperma*. Die drei weiteren Aufnahmen konnten keiner vorhandenen pflanzensoziologischen Einheit zugeordnet werden. Bei den erfassten Arten handelt es sich fast ausnahmslos um Begleitarten und anspruchslose Ubiquisten. Die Äcker sind mit den niedrigen Deckungsgraden der lediglich 5, 7 bzw. 10 Ackerbegleitarten nahezu „unkrautfrei“.



**Abb. 28:** Vegetationsstruktur der Wintergetreidefelder im UG Goslice, unterschieden nach der gefundenen Gefäßpflanzen-Artenzahl. Die Skalierung der Darstellung entspricht der von Abb. 26. Durch die gestrichelten Linien wird der Vorzugsbereich des Rebhuhns hervorgehoben.

Im deutlichen Gegensatz dazu stehen die überwiegend artenreichen Aufnahmen aus Goslice mit bis zu 29 Arten der Ackerbegleitflora in einer Aufnahme. Sie wurden mangels geeigneter Charakterarten auf Verbandsebene als Windhalm-Gesellschaft (*Aperion spicae-venti*) angesprochen. Es liegt allerdings die Vermutung nahe, dass es sich durchweg um eine Sandmohn-Gesellschaft (*Papaveretum argemone*) handelt. Sie findet sich vorwiegend auf trockenen und leicht erwärmbaren Sand- oder sandigen Lehm Böden unterschiedlicher Basen- und Nährstoffversorgung, zumeist in Winterfruchtkulturen. Bezüglich der Gesellschaftsgliederung finden sich sowohl „Armutszeiger“ wie *Scleranthus annuus*, die nährstoff- und basenarme Böden anzeigen, als auch Arten, die höchste Ansprüche an die Basen- und Nährstoffversorgung des Bodens stellen (z.B. *Consolida regalis*). Eine klare Trennung in Subassoziationen ist kaum möglich, da teilweise beide Artengruppen gemeinsam im Aufnahmемaterial vorkommen. Vermutlich spielen hier kleinstandörtliche Variabilitäten eine Rolle. Klar erkennbar ist hingegen die Zugehörigkeit zum Verband der Windhalm-Gesellschaften mit

hochsteten Vorkommen der Verbandskennarten *Apera spica-venti* und *Centaurea cyanus*. Die in Deutschland als „verschollen“ eingestufte Kornrade *Agrostemma githago* ist regelmäßig im Aufnahmematerial vertreten.

In Abb. 28 wurden die Aufnahmen der Wintergetreidefelder im UG Goslice erneut in ein Vegetationsstruktur-Diagramm eingetragen und zusätzlich nach ihrem Artenreichtum differenziert. Ein Zusammenhang zwischen Vegetationsstruktur und Artenzahl der Aufnahme ist nicht erkennbar, d.h. beide Faktoren prägten sich auf den Flächen unabhängig voneinander aus. Rebhühner wählten sowohl Flächen mit hoher als auch solche mit geringer Pflanzenartenzahl, sofern die Vegetationsdichte niedrig war.

### **2.2.3.5 Experimentelle Überprüfung der Ergebnisse durch gezielte Manipulation der Flächen**

Beide manipulierten Flächen wurden in der darauffolgenden Brutsaison als Nisthabitate angenommen. Da die ausgewählten Flächen bestimmte Eigenschaften (Lage, Vegetationsstruktur) aufweisen mussten, war es nicht möglich, eine deutlich größere Zahl an vergleichbaren Versuchsflächen einzurichten. Das Ergebnis ist daher als Resultat von Fallstudien zu bewerten.

## **2.2.4 Diskussion**

### *Vegetationsstruktur*

Da ein Mindestmaß an Deckung im Nestbereich unerlässlich ist, fallen große Bereiche der Agrarlandschaft schon allein aufgrund ihrer Vegetationshöhenentwicklung im Frühjahr als Nisthabitate für Rebhühner aus. Neben ungenutzten Flächen bleiben lediglich die Wintersaaten übrig (vgl. RICHARZ et al. 1998). Eine ausreichende Vegetationshöhe vorausgesetzt, scheint es grundsätzlich darauf anzukommen, dass die Hühner einerseits nicht gesehen werden, andererseits aber sehr wohl selber einen Überblick über ihre Umgebung erhalten können. Nach GLÄNZER et al. (1993) bevorzugen Rebhühner Bereiche, die in aufrechter Haltung überschaubar sind und gleichzeitig die Möglichkeit bieten, sich bei Gefahr fast unsichtbar zu machen. Zudem behindert eine zu dichte Vegetation aufgrund des entsprechend hohen Raumwiderstandes das Fortkommen. Die Vegetationsdichten der Getreidefelder haben im vergangenen Jahrhundert zugenommen. Heute sind Halmdichten bis zu 500 Halmen pro m<sup>2</sup> in Weizenfeldern konventioneller Bewirtschaftung üblich (KUGELSCHAFTER 1995). Solche Flächen können vor allem von Küken oft nur in Richtung der Saatreihen durchquert werden (vgl. FUCHS 1997). Einen dementsprechenden Zusammenhang zwischen steigenden Weizenerträgen, höherer Halmdichte und rückläufigen Rebhuhndichten vermutet

auch GRIMM (1999). Dichte Grünlandbrachen mit stark verfilzter bodennaher Vegetation behindern ebenso insbesondere die Jungvögel bei der Nahrungssuche. Diesen von SOTHERTON et al. (1998) vermuteten Effekt konnte FUCHS (1997) nachweisen, indem sie zeigte, dass handaufgezogene Rebhuhnküken bei mittlerer oder guter Lauffreiheit mehr Nahrung aufnehmen konnten und schneller an Gewicht zunahmen als bei schlechter Lauffreiheit. Außerdem beobachtete sie bei den Küken in über 1m hoher Vegetation deutlich geringere Gewichtszunahmen als bei niedrigerem Pflanzenwuchs. Auch das Insektenangebot dürfte verschiedenen Untersuchungen zufolge in lockeren Beständen deutlich besser sein als in dichteren (LITZBARSKI et al. 1988, HEIMBUCHER 1991, HAVELKA & RUGE 1993, BRÄSECKE 1995, LITZBARSKI 1995, OPPERMAN 1999ab), wobei jedoch ein Mindestmaß an Deckung auch für einen guten Erfolg bei der Nahrungssuche der Rebhühner von Bedeutung zu sein scheint (FUCHS 1997). Allgemein führen ungünstige Nahrungsbedingungen in den ersten Lebenswochen der Küken häufig zu sehr hohen Verlustraten (GREEN 1984, POTTS 1986).

Insgesamt kann festgehalten werden, dass Rebhühner eindeutig Flächen mit lockerwüchsiger Vegetation als Nisthabitate bevorzugen. Durch die zunehmende Überdüngung der Landschaft besteht jedoch eine Tendenz zu größeren Vegetationsdichten auf allen Flächen. Die aufgrund erhöhter Düngung verminderte Diversität der Vegetation hat dabei wiederum eine geringere Diversität der Arthropoden zur Folge (WINK 1992). Bereits bei geringer Düngernahme kommt es zu deutlichen Veränderungen der Insekten-Zönosen (KRATOCHWIL 1989). Die höchsten LAI-Werte wurden in sehr nährstoffreichen Grünlandbrachen und Säumen gemessen (bis  $7,5 \text{ m}^2/\text{m}^2$ ). Viele ungenutzte Kleinflächen kommen aus diesem Grund, auch wenn sie während der Brutzeit nicht gemäht werden, als Nisthabitate für Rebhühner nicht in Frage. Die flächendeckende Eutrophierung muss als ein Grund für die Seltenheit geeigneter Nisthabitate in der Agrarlandschaft angesehen werden und stellt damit eine unauffällig wirksame Gefährdungsursache für das Rebhuhn dar (ELLENBERG 1983, 1992).

Statistisch war der Unterschied zwischen allen besiedelten und unbesiedelten, den bevorzugten Flächentypen zugehörigen Parzellen im UG Kassel bezüglich der Vegetationsdichte nicht signifikant (Abb. 23). Der Grund hierfür ist klar: Zwar waren alle besiedelten Flächen lockerwüchsig, aber nicht alle lockerwüchsigen Flächen waren auch besiedelt. Wenngleich die Habitatpräferenz der Rebhühner eindeutig war, gab es daher keine eindeutigen strukturellen Unterschiede zwischen besiedelten und unbesiedelten Flächen. Abschnitt 2.5 behandelt die Ursachen dieser Diskrepanz.

### *Mikroklima*

Die mikroklimatischen Daten stützen sich auf relativ wenige Parallelen und sollten entsprechend vorsichtig interpretiert werden. Dennoch zeigen sie deutlich, dass in lockeren Beständen ein günstigeres Mikroklima herrschte. Es kam zu einer schnelleren Erwärmung und Austrocknung als in dichter Vegetation. Im Mai



kann dies für Altvögel, insbesondere für die Hennen wichtige energetische Vorteile haben. Ende Juni, also in dem Zeitraum, in dem die Rebhuhnküken schlüpften, waren die mikroklimatischen Unterschiede zwischen den verglichenen Flächentypen deutlich geringer als zu Beginn der Brutsaison. Die Untersuchungen von FUCHS (1997) deuten indessen darauf hin, dass bei heißem Sommerwetter die kühlende Wirkung der Vegetation zunehmend an Bedeutung gewinnt und höhere Temperaturen nicht mehr unbedingt einen Vorteil bedeuten: während ein bis zwei Wochen alte Küken bereits bei Bodentemperaturen unter 20°C verkürzte Aktivitätszeiten hatten, wurde es auch älteren Küken oberhalb einer Bodentemperatur von 30°C schnell zu heiß und sie nahmen keine Nahrung mehr auf. Vermutlich spielt die größere Lauffreiheit in lockeren Beständen zu dieser Jahreszeit eine größere Rolle als die ohnehin geringen Unterschiede im Mikroklima.

### *Pflanzengesellschaften der Brachen und Feldholzinseln*

Die Tatsache, dass es sich bei den betrachteten Brachen um Übergangsstadien ehemals landwirtschaftlich genutzter Flächen mit oft unspezifischem Arteninventar handelt, hatte zur Folge, dass nur eine relativ unspezifische Ansprache der Pflanzengesellschaften auf Ordnungsebene möglich war. Ackerbrachen entwickeln sich, nachdem sie anfangs oft artenreiche Ackerunkrautgesellschaften ausbilden, später zu Grünlandgesellschaften (VAN ELSSEN & GÜNTHER 1992). Die überwiegende Mehrzahl der Flächen ließ sich so nicht einmal auf Ordnungsebene klar charakterisieren. Sie wurden als degeneriertes/ruderalisiertes Grünland zusammengefasst. Dieses Grundproblem bei der pflanzensoziologischen Behandlung von Brachen trägt zusätzlich dazu bei, dass die Flächen einer Gruppe teilweise eine recht heterogene Vegetationsstruktur aufweisen.

Die im Aufnahmемaterial nur als Einzelfälle vorhandenen Molinietalia- und Artemisia-Gesellschaften dürften aufgrund zu dichter Vegetation als Nisthabitat für Rebhühner kaum geeignet sein. Die dies begründende Datenlage ist äußerst gering, jedoch erscheint die Annahme auch wegen des hohen Nährstoffreichtums auf solchen Flächen plausibel. Eine großflächige Ausprägung der Artemisia-Gesellschaft wie im beschriebenen Fall wurde im Untersuchungsgebiet auf keiner weiteren Fläche gefunden. Kleinräumig sind solche Gesellschaften jedoch sehr häufig, z.B. an Säumen und Wegrändern. Hohe LAI-Werte der Säume (Abb. 19 bis 21) gehen zum Teil auf solche Verhältnisse zurück und belegen sehr hohe Nährstoffgehalte.

Die untersuchten Arrhenatheretalia-Gesellschaften wiesen recht unterschiedliche Vegetationsdichten auf, so dass aus ihrem Vorkommen keine klare Aussage über die Eignung solcher Flächen für Rebhühner abgeleitet werden kann. Ähnliches gilt für die Brometalia-Gesellschaften, die sich in ihren Vegetationsdichten jedoch weniger stark unterscheiden.

Die als degeneriertes/ruderalisiertes Grünland angesprochenen Flächen zeigen Arteninventare, die verschiedenen Pflanzengesellschaften zuzuordnen sind. Dennoch

erwiesen sie sich als auffallend einheitlich hinsichtlich ihrer Vegetations-dichte. Darüber hinaus liegen sie, wie auch die Stellarietea-Gesellschaft, überwiegend im vom Rebhuhn bevorzugten Bereich.

Dennoch muss die Identifizierung von Brachen und ähnlichen Flächen als „gute“ Rebhuhn-Nisthabitate anhand der vorherrschenden Pflanzengesellschaften insgesamt als wenig geeignete Methode beurteilt werden. Die gefundenen Hinweise auf typische „Rebhuhn-Pflanzengesellschaften“ sind unspezifisch und können Aussagen über die Vegetationsstrukturen, insbesondere die Vegetationsdichte, nicht ersetzen. In der Praxis dürfte es zur Beurteilung potentiell geeigneter Flächen einfacher sein, die Vegetationsdichte grob abzuschätzen, als den Umweg über die Ansprache von Pflanzengesellschaften zu wählen.

### *Pflanzengesellschaften der Äcker*

Die deutlichen Unterschiede zwischen Wintergetreidefeldern im UG Kassel und im UG Goslice hinsichtlich des floristischen Artenreichtums und der Ausprägung von Ackerunkrautgesellschaften sind wenig überraschend angesichts der tiefgreifenden Unterschiede, die vor allem in der Bewirtschaftung der Flächen bestehen. In Goslice erfolgte die Bearbeitung der Felder zumeist mit dem Pferd und nur selten mit Hilfe eines kleinen Traktors. Häufig werden die Flächen auch mit einfachem Gerät und ohne weitere Hilfe von Hand eingesät, gehackt und geerntet. Dies erklärt möglicherweise auch die kleinstandörtlichen Variabilitäten. Vermutlich wurden die Flächen teilweise von Hand und entsprechend ungleichmäßig gekalkt, worauf auch kleine Kalkschüttungen an einigen Feldrainen hinwiesen. Das regelmäßige Vorkommen der Kornrade belegt eine unvollständige Saatgutreinigung.

Ganz im Gegensatz dazu führt die moderne Landwirtschaft zu einer starken Verarmung der Ackerflora (HOFMEISTER & GARVE 1986). Die Segetalfloragesellschaften sind weitgehend stark verarmt (SUKOPP & HAMPICKE 1985) oder existieren nur noch als Ackerrandgesellschaften (VAN ELSSEN 1989). Dies gilt selbstverständlich nicht nur für die untersuchten Flächen im UG Kassel, sondern fast überall in Deutschland und längst auch in weiten Teilen Polens. Da der Rückgang der Ackerunkräuter ein weithin bekanntes Problem mit gut erforschten Ursachen (z.B. WAGENITZ & MEYER 1981, SUKOPP & HAMPICKE 1985, HOFMEISTER & GARVE 1986, ANT & WEDECK 1996, ELLENBERG 1996) und nicht Hauptgegenstand dieser Arbeit ist, wurde für diese Fragestellung auf die Auswahl einer größeren Zahl von Probeflächen im UG Kassel verzichtet. Eine so gravierende Artenverarmung wie sie in drei der Aufnahmen gefunden wurde, muss für weite Teile der Landschaft als typisch gelten, wobei im Bereich des UG Meißner nach GÜNTHER & VAN ELSSEN (1993) noch eine überdurchschnittlich reiche Ackerunkrautflora existiert.

Auch zwischen den untersuchten Wintergetreidefeldern in Goslice gab es deutliche Unterschiede hinsichtlich Artenzahl und Vegetationsstruktur. Hierin

kommen die kleinräumigen Unterschiede in der Bewirtschaftungsintensität zum Ausdruck. Es zeigte sich eine weitgehend unabhängige Wirkung von erhöhter Düngergabe, die zu dichterem Wuchs führt, und verstärktem Herbizideinsatz, der die Artenzahl und den Deckungsgrad der Ackerbegleitflora vermindert. Eine Verdrängung der Beikräuter durch erhöhte Stickstoffgehalte und Lichtkonkurrenz mit den Kulturpflanzen (FRIEBEN 1990) sowie bei guter Nährstoffversorgung zur Dominanz gelangende Arten (ELLENBERG 1996) wird bei den durchweg geringen Wuchsdichten allerdings noch nicht deutlich.

Hinweise auf eine Bevorzugung artenreicher Felder durch Rebhühner liefern die Daten nicht. Vielmehr zeigt sich auch hier, dass die Vegetationsdichte von größerer Bedeutung ist. Dabei darf jedoch nicht vergessen werden, dass die Verhältnisse im UG Goslice insgesamt für Rebhühner günstiger sind. Auch in floristisch vergleichsweise armen Flächen ist von einem besseren Nahrungsangebot auszugehen als auf ähnlich verarmten deutschen Flächen, da auf den sehr viel kleineren Parzellen sicher mehr Insekten aus der artenreicheren Umgebung einwandern. Darüber hinaus sind dort selbst bei lokal geringem Nahrungsangebot bessere Nahrungsflächen zumeist nicht weit. Eine Bindung des Rebhuhns an bestimmte Pflanzenarten oder -gesellschaften zeigte sich ebenfalls nicht.

### *Experimenteller Ansatz*

Neben einem guten Bruterfolg bildet die Möglichkeit, dass weitere Paare Reviere besetzen können, für die Erhöhung des Brutpaarbestandes eine Grundvoraussetzung. Dazu müssen geeignete Habitate vorhanden sein. Offensichtlich wurde durch die partielle Mahd auf den Versuchsflächen in der Tat eine Lebensraumverbesserung erreicht, was die Ansiedlung je eines weiteren Brutpaares ermöglichte.

Trotz dieses erfreulichen Ergebnisses sollte nicht vergessen werden, dass durch die kleinräumigen Maßnahmen sicherlich keine dauerhafte Auflockerung der Vegetation auf den Flächen erreicht wurde. Das hohe Nährstoffangebot, das auf den meisten Parzellen früher oder später zur Etablierung einer dichten, von Stickstoffzeigern geprägten Vegetation führt, bleibt als grundsätzliches Problem erhalten.

### *Zusammenfassende Charakterisierung geeigneter Nisthabitate*

In den Untersuchungsgebieten in Deutschland brüteten Rebhühner fast ausschließlich auf lockerwüchsigen Brachen, Feldholzinseln und Ruderalstandorten, Flächen also, die sich von ihrer landwirtschaftlich genutzten Umgebung grundsätzlich unterschieden. Während BLANK & ASH (1956) entsprechende Bereiche noch lediglich als mögliche, geeignete Nisthabitate beschreiben, bezeichnen POTTS (1986) und PANEK & KAMIENIARZ (2000b) solche „Habitat-Patches“ zwischen den Äckern bereits als bevorzugt gewählte Flächen. Bei Lebensräumen, die von

andersartiger Landschaft umsäumt werden und somit von gleichem Lebensraum isoliert und inselartig sind, spricht man von **Habitatinseln** (KAULE et al. 1999).

Im Folgenden wird dieser Begriff speziell auf Nisthabitate des Rebhuhns bezogen und bezeichnet alle Flächen, die zu den oben genannten, bevorzugten Flächentypen gehören und im Mai einen LAI-Wert von unter  $3,3 \text{ m}^2/\text{m}^2$  aufwiesen, also relativ lockerwüchsig waren. Wie gezeigt wurde, sind solche Flächen aufgrund ihrer Vegetationsstruktur und den damit verbundenen Vorteilen der Lauffreiheit und des besseren Nahrungsangebotes besonders gut als Reproduktionshabitate geeignet.

## **2.3 Sind geeignete Nisthabitate das entscheidende Element im Lebensraum des Rebhuhns?**

### **2.3.1 Zielsetzung**

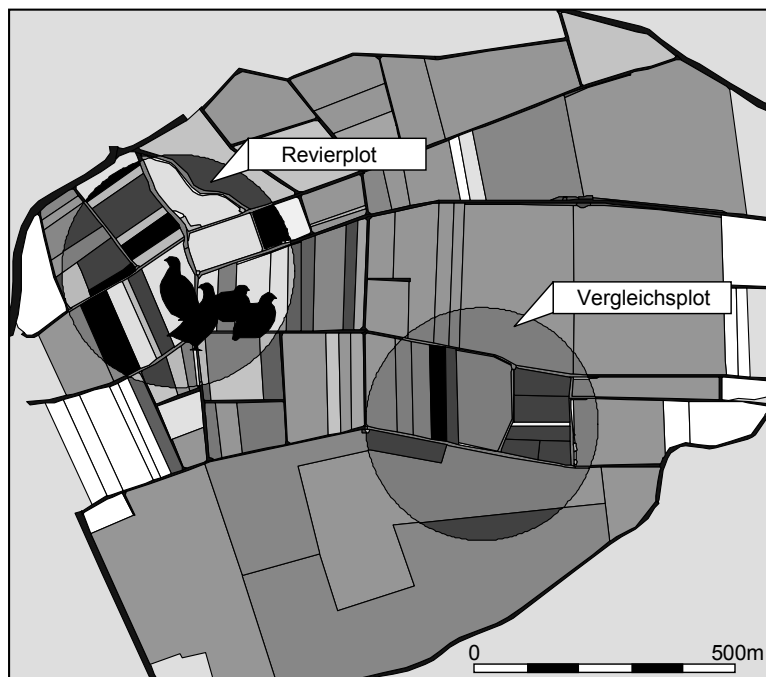
Das Rebhuhn stellt den bislang präsentierten Ergebnissen zufolge Ansprüche an bevorzugt aufgesuchte Nisthabitate, die nur noch in bestimmten Bereichen der Agrarlandschaft in den deutschen Untersuchungsgebieten gegeben sind. Es wird angenommen, dass hierin ein Hauptgrund für die Seltenheit der Rebhühner liegt (vgl. Abschnitt 2.4). Die in der Einleitung gegebene Übersicht macht jedoch deutlich, dass eine ganze Reihe weiterer Faktoren, die mit der intensivierten landwirtschaftlichen Nutzung im Zusammenhang stehen, von verschiedenen Autoren als bedeutsam für die Bestandsrückgänge des Rebhuhns angesehen werden. Dies sind vor allem: erhöhter Herbizideinsatz und sinkende Arthropodendichte auf Äckern, verringerte Feldfruchtdiversität, erhöhter Wintergetreideanteil und wachsende Schlaggröße sowie das Verschwinden von Hecken und Randstreifen.

Um die Bedeutung geeigneter Nisthabitate im Vergleich zu diesen Faktoren abzuschätzen, und so die Hauptthese der Arbeit hinsichtlich des Einflusses von Lebensraumveränderungen allgemein zu prüfen, wurden vom Rebhuhn besiedelte und unbesiedelte Bereiche (im Folgenden als Revier- bzw. Vergleichsplots bezeichnet) bezüglich dieser Größen in einer computergestützten Landschaftsanalyse auf signifikante Unterschiede hin analysiert. Arthropodendichte und Herbizideinsatz eignen sich für eine umfassende kartografische Erfassung nicht, da sie kaum für jede Einzelfläche bestimmt werden können. Statt dessen wurde der Beikrautanteil auf den Äckern abgeschätzt, der ein indirektes Maß für den Herbizideinsatz ist und auch auf die Arthropodendichte wesentlichen Einfluss hat.

### **2.3.2 Methoden**

In den Untersuchungsgebieten Meißner und Eichsfeld wurden als Revier- und Vergleichsplots kreisförmige Landschaftsausschnitte zum Vergleich ausgewählt. Ihre Größe wurde als durchschnittliche Fläche des Streifgebietes eines Rebhuhnpaares in einem geeigneten Lebensraum mit 20 ha festgelegt (KUGELSCHAFER 1995). Die genaue Abgrenzung der Revierplots richtete sich nach den Ergebnissen der Frühjahrskartierung, indem der Mittelpunkt der Kreisausschnitte jeweils auf das im Frühjahr ermittelte Aktivitätszentrum gelegt wurde (Zentrum der registrierten Beobachtungen). Die Festlegung der Vergleichsplots erfolgte durch eine zufällige Verteilung weiterer Kreisflächen in benachbarten rebhuhnfreien Bereichen. Da erhebliche Überschneidungen (mehr als rund 25%) der Plots vermieden wurden, ergab sich für die Vergleichsplots auf der kartierten Flächengrundlage eine geringere Gesamtzahl (25 Revierplots und 17 Vergleichsplots gingen in die Analyse ein).

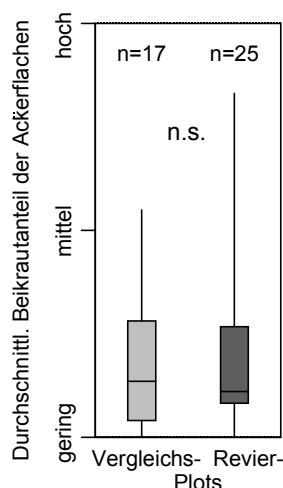
Zunächst wurden in den betrachteten Gebieten die angebauten Feldfrüchte sowie die vorhandenen Randstreifen und Hecken in Karten (1:5000) eingetragen. Die Erfassung geeigneter Nisthabitate beruhte auf der Charakterisierung, die am Ende von Abschnitt 2.2.4 gegeben wurde. Demzufolge galten als geeignete Nisthabitate alle Flächen, die in ihrer Struktur den tatsächlich besiedelten Bereichen entsprachen. Die Kartierungsdaten bildeten die Grundlage für die Berechnung der **Feldfruchtdiversität**, des **Flächenanteils von Wintergetreide und geeigneten Nisthabitaten**, der **Schlaggröße** sowie der durch **Hecken und Randstreifen** gegebenen Strukturvielfalt. Der **Beikrautanteil** auf ackerbaulich genutzten Flächen wurde unter Verwendung einer dreistufigen Skala (gering/mittel/hoch) über den prozentualen Anteil an der Flächendeckung abgeschätzt. Nach Übertragung der Daten in digitalisierte Karten konnten durch eine Verschneidung mit der jeweiligen Kartengrundlage mit Hilfe eines GIS (*ArcView GIS 3.1*) für jeden betrachteten Faktor Werte für jeden Kreisplot errechnet werden (Abb. 29). So ergab sich beispielsweise der durchschnittliche Beikrautanteil eines Plots aus dem Mittelwert des Beikrautanteils aller innerhalb der Kreisfläche gelegener Flächen.



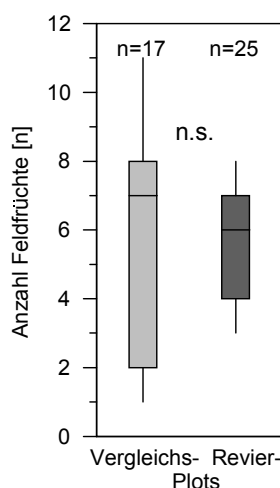
**Abb. 29:** Beispiel einer Analyse von durch Rebhühner besiedelten und unbesiedelten, kreisförmigen Landschaftsausschnitten (Revier- bzw. Vergleichsplots) auf der Grundlage einer Flächenkartierung im UG Meißner. Die für den Vergleich herangezogenen Faktoren wurden für die ausgeschnittenen Kreisflächen berechnet.

### 2.3.3 Ergebnisse

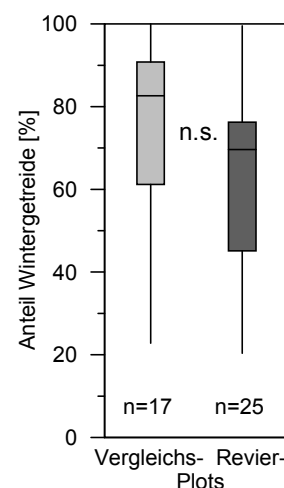
Die Ergebnisse der Analyse sind in Abb. 30 bis 35 dargestellt. Lediglich bezüglich des in den Revierplots höheren Flächenanteils bevorzugter Nisthabitate ergab sich ein (höchst) signifikanter Unterschied. Die anderen Faktoren zeigen keine signifikanten Unterschiede zwischen besiedelten und rebhuhnfreien Plots.



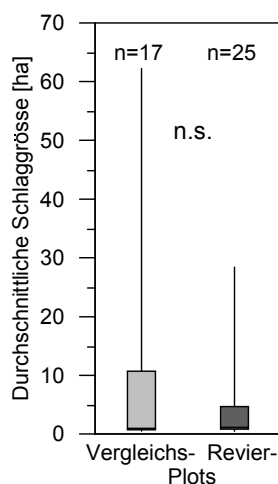
**Abb. 30:** Durchschnittlicher Beikrautanteil auf den Äckern besiedelter und unbesiedelter Plots



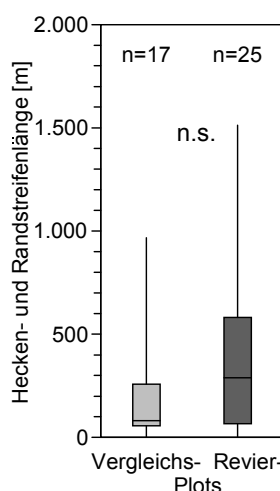
**Abb. 31:** Anzahl angebauter Feldfrüchte in besiedelten und unbesiedelten Plots



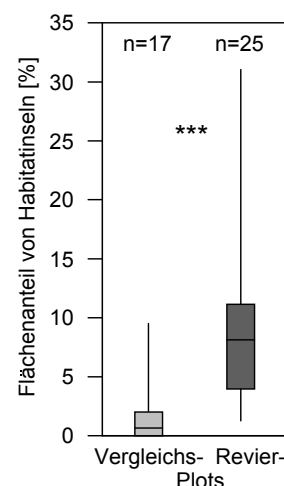
**Abb. 32:** Flächenanteil von Wintergetreidefeldern in besiedelten und unbesiedelten Plots



**Abb. 33:** Durchschnittliche Schlaggröße besiedelter und unbesiedelter Plots



**Abb. 34:** Gesamtlänge von Hecken und Randstreifen in besiedelten und unbesiedelten Plots



**Abb. 35:** Flächenanteil der Habitatinseln in besiedelten und unbesiedelten Plots

(n.s.=Unterschied nicht signifikant; \*\*\*=Unterschied höchst signifikant, T-Test nach Student)

Der durchschnittliche abgeschätzte Beikrautanteil der innerhalb der Plots gelegenen Äcker variierte nur wenig und war überwiegend gering, d.h. die meisten Äcker

waren nahezu unkrautfrei. In den Revierplots gab es weniger Wintergetreide, aber der Anteil streute über einen sehr großen Bereich. Zumeist nahm Wintergetreide deutlich mehr als 50% der Gesamtflächen ein. Auch die Gesamtlänge von Hecken und Randsreifen innerhalb der Plots variierte in beiden Fällen sehr stark. Die Unterschiede mit durchschnittlich höheren Werten bei den Nestplots waren statistisch nicht abzusichern. Auch bei der Anzahl angebauter Feldfrüchte und der Schlaggröße zeigten sich weite Streuungen der Werte ohne deutliche Unterschiede zwischen Revier- und Vergleichsplots. Selbst Bereiche mit Ackerflächen von durchschnittlich über 20 ha Größe wurden von Rebhühnern besiedelt.

Als entscheidender Faktor bestätigte sich der Flächenanteil bzw. das Vorhandensein geeigneter Nisthabitate in Form der vorher charakterisierten Habitatsinseln.

### 2.3.4 Diskussion

In den Untersuchungsgebieten Meißner und Eichsfeld war das Angebot an geeigneten Nisthabitaten gegenüber den anderen untersuchten Faktoren von herausragender Bedeutung. Die Ergebnisse bestätigten die Vermutung, dass das Vorkommen von Rebhühnern in der offenen Landschaft im wesentlichen vom Vorhandensein geeigneter Habitatsinseln abhängt. Auch in Bereichen mit hohen Nutzungsintensitäten und geringer Strukturvielfalt waren durchaus Rebhühner zu finden, wie durch das Beispiel einer Untersuchungsfläche bei Siemerode im Eichsfeld deutlich wurde. Hier genügte eine wenige Hektar große Habitatsinsel mit ruderalem Charakter in einer ansonsten extrem ausgeräumten Landschaft als Nisthabitat für 4 Rebhuhnpaare. Dass hier zudem auch gute Reproduktionsraten möglich sind, belegt die Beobachtung einer extrem großen Kette aus rund 50 Tieren im September 1997 in diesem Bereich (FACHGRUPPE ORNITHOLOGIE EICHSFELD 1997).

Angesichts der häufigen Betonung der untersuchten Faktoren in anderen Untersuchungen war ein solches Ergebnis in dieser Eindeutigkeit nicht zu erwarten. Wie ist es zu erklären, dass andernorts bedeutsame Faktoren hier keine Rolle zu spielen scheinen? Zum einen ist die Wertespanne einiger Faktoren in der Stichprobe möglicherweise zu gering. Wenngleich die Parzellen in der Gemeinde Meißner deutlich kleiner sind als in einigen Bereichen des Eichsfeldes, sind sie doch in beiden Gebieten im Vergleich zu den Flächen bei Goslice recht groß. Auch die Verringerung der Feldfruchtdiversität ist in allen hier untersuchten Bereichen in ähnlichem Maße fortgeschritten. Äcker mit hohem Beikrautanteil stellen überall eine Ausnahme dar, der durchschnittliche Acker ist vielmehr weitgehend beikrautfrei und zeichnet sich durch hohe Vegetationsdichten aus (vgl. Abschnitt 2.2.3.1). Solche Verhältnisse sind ohne den Einsatz von Herbiziden nicht herbeizuführen. Das Nahrungsangebot für Rebhühner, insbesondere an Insekten, ist auf solchen Flächen vermutlich generell gering (Abschnitt 2.2.4).



Diese relative Ähnlichkeit aller betrachteten Ausschnitte bedeutet aber auch, dass sich die Rebhühner in beiden Untersuchungsgebieten bereits sehr stark auf Brachen und andere Sonderflächen zurückgezogen haben und der Zustand der bewirtschafteten Flächen an Bedeutung verloren hat, da die Tiere hier ohnehin kaum noch brüten. Ehemals wichtige Rückgangsursachen wie der Herbizideinsatz und die Arthropodendichte auf Äckern, die zum Verschwinden der Rebhühner aus den Getreidefeldern beigetragen haben, verloren so bei stark fortgeschrittener Ausdünnung der Bestände mehr und mehr an Bedeutung (vgl. Abschnitt 2.1.4).

Ähnliches gilt vermutlich auch für die Hecken und Randstreifen, bei denen sich tendenzielle, aber nicht signifikante Unterschiede zwischen Revier- und Vergleichsplots zeigten. Die vorhandenen Randstreifen sind überwiegend sehr nährstoffreich und aufgrund ihrer dichten Vegetation kaum noch als Nisthabitate geeignet. Ihr Verlust fällt somit ebenfalls nicht ins Gewicht. Die Bedeutung von Hecken hängt von ihrer Beschaffenheit ab. Typische Hecken in den Untersuchungsgebieten Meißner, Eichfeld und Kassel grenzten mit dem Gehölzbewuchs zumeist unmittelbar an die benachbarten Äcker. Ohne begleitende Grasstreifen sind sie aber als Nisthabitat ohnehin nicht geeignet. Häufig wird die Bedeutung von Hecken auf eine Beobachtung von JENKINS (1961a) zurückgeführt, der höhere Rebhuhndichten feststellte, wo benachbarte Hähne durch Hecken optische getrennte Reviere besetzten. Diese Beobachtung erfolgte jedoch bei Brutpaardichten um 40 BP/100 ha. Der Effekt dürfte bei den heute üblichen Dichten völlig unerheblich sein. Auch als dauerhafte Deckung und Schutz vor Prädatoren wird den Hecken häufig eine wichtige Bedeutung beigemessen. Die Verhältnisse im Untersuchungsgebiet bei Goslice, wo es überhaupt keine Hecken aber sehr viele Rebhühner gab, deuten darauf hin, dass diese Schutzfunktion auch von anderen Strukturen übernommen werden kann. Die Verschiebung in der Bedeutung bestimmter Rückgangsursachen wird in Abschnitt 2.6 erneut aufgegriffen.

## **2.4 Wie häufig sind geeignete Reproduktionshabitate in einer typischen deutschen Mittelgebirgslandschaft?**

### **2.4.1 Zielsetzung**

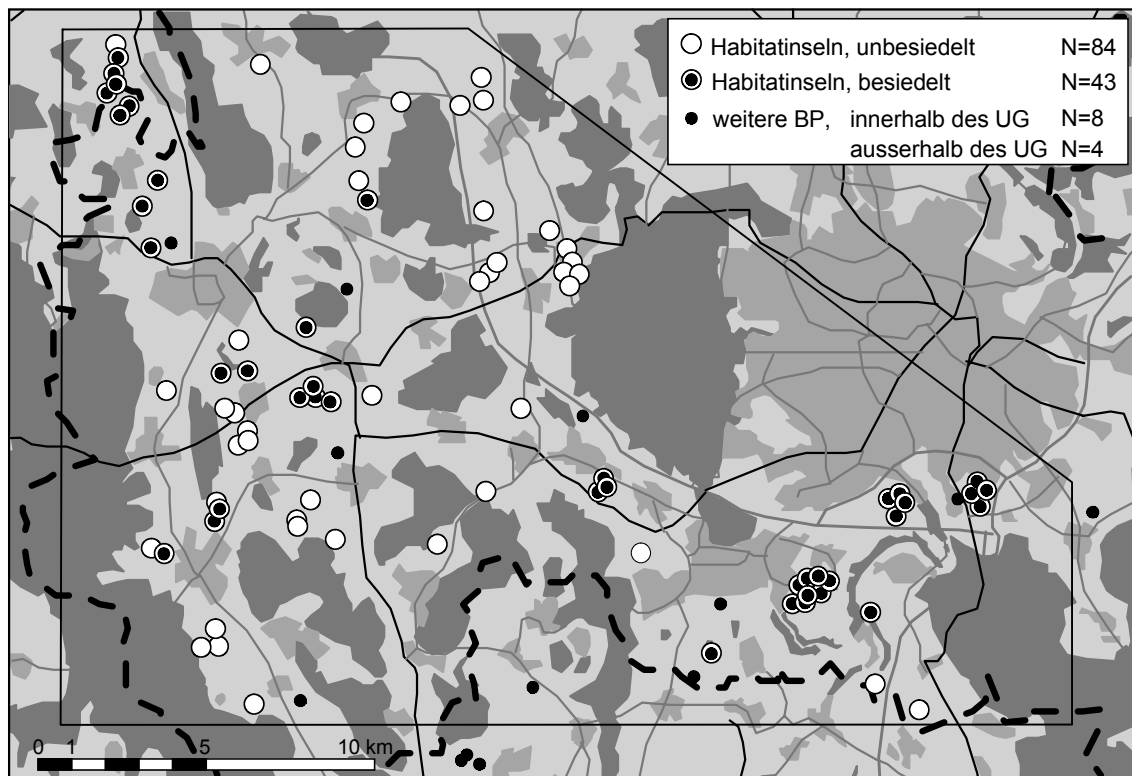
Die abnehmende Eignung von Agrarflächen für die Nestanlage und der daraus resultierende Rückzug der Rebhühner auf ungenutzte Bereiche bedeutete sicher eine drastische Abnahme der als Nisthabitat erfolgreich nutzbaren Fläche. Nachdem ehemals weite Teile der offenen Landschaft geeignete Flächen darstellten, reduzierte sich das Angebot mehr und mehr auf die beschriebenen Habitatsinseln. Wie viele solcher Bereiche gibt es und wie viel Fläche bleibt den Rebhühnern demnach in unserer Agrarlandschaft zur Nestanlage?

### **2.4.2 Methoden**

Eine quantitative Erfassung geeigneter Nisthabitate (Habitatsinseln) erfolgte flächendeckend in den Untersuchungsgebieten Kassel und Meißner. Die Kartierungen beruhen wiederum auf der in Abschnitt 2.2.4 gegebenen Charakterisierung, wobei nur ganze Parzellen erfasst wurden und Kleinstflächen (wenige m<sup>2</sup>) sowie schmale Säume nicht in die Betrachtung eingingen. Die Flächen wurden Ende April/Anfang Mai 2000 (zu Beginn der Brutzeit) begangen und aufgenommen und Ende Juni erneut auf eine zwischenzeitliche grundlegende Veränderung (zum Beispiel durch Mahd) hin überprüft. Wenngleich nicht auszuschließen ist, dass einzelne Flächen übersehen wurden, wird der hierdurch hervorgerufene Fehler als gering eingeschätzt.

### **2.4.3 Ergebnisse**

Das Ergebnis der Erfassung im UG Kassel ist in Abb. 36 gemeinsam mit den Ergebnissen der Brutpaarkartierung dargestellt. Es fällt auf, dass die Rebhuhnbruten sich in einigen Bereichen konzentrierten während große Teile des Gebietes offenbar verwaist waren. Auch die Habitatsinseln traten gehäuft auf, waren aber insgesamt gleichmäßiger über die Landschaft gestreut. Vor allem aber wurde deutlich, dass solche Flächen, wie sie von den Rebhühnern im Gebiet bevorzugt gewählt wurden, tatsächlich ausgesprochen selten waren. Insgesamt 84 solcher Habitatsinseln mit einer Gesamtfläche von rund 69 ha konnten auf im rund 480 km<sup>2</sup> großen Untersuchungsgebiet kartiert werden, die meisten davon so klein, dass sie vermutlich nicht mehr als einem Brutpaar Platz bieten konnten. Der Anteil dieser Flächen am gesamten Offenland des Untersuchungsgebietes betrug knapp 0,3%.



**Abb. 36:** Lage aller im Untersuchungsgebiet Landkreis Kassel kartierten Habitatinseln sowie der festgestellten Rebhuhnbruten (Kartierung 2000)

#### 2.4.4 Diskussion

Bisherige Versuche, das Nisthabitatangebot für Rebhühner in einem Landschaftsausschnitt quantitativ zu erfassen, gingen nicht auf die Vegetationsdichte der betrachteten Flächen ein (z.B. RANDS 1986). Da diesem Faktor jedoch offenbar eine große Bedeutung zukommt, können die hier gefundenen Werte nicht mit Zahlen aus anderen Untersuchungen verglichen werden.

Die verwendete Klassifizierung lässt die häufig betonte Bedeutung von Altgras (vertrocknete Gras- und Kräuterbiomasse des Vorjahres) am Nistplatz außer acht (SZEDERJEI & STUDINKA 1959, RANDS 1986, DWENGER 1991), welches dazu dient, die Eier in der Legephase und bei kurzzeitigem Verlassen des Nestes während der Brutzeit zu bedecken (STUDINKA 1977). Aufgrund der aufgegebenen Nutzung war Altgras jedoch auf sämtlichen untersuchten Habitatinseln vorhanden.

Selbstverständlich ist die angewandte Methode nicht geeignet, die gesamte als Nisthabitat für Rebhühner nutzbare Fläche exakt zu bestimmen. Betrachtet wurden hier lediglich solche Flächen, die aufgrund ihrer strukturellen Eigenschaften im Untersuchungsgebiet offenbar bevorzugt wurden. Eine klare Klassifizierung von Flächen ist Voraussetzung für eine Kartierung, gemessen an den realen Verhältnissen stellt sie aber immer auch ein künstliches Schema dar. Tatsächlich sind die Übergänge zwischen den hier unterschiedenen Flächentypen oft fließend. Hinzu kommt, dass die einzelnen Flächen in aller Regel heterogen sind und beispielsweise

oft dichter wüchsige und lockere Bereiche nebeneinander aufweisen. Für eine handhabbare Quantifizierung werden solche Unterschiede durch Mittelwerte geglättet. Zu diesen grundsätzlichen Problemen kartografischer Erfassungen kommt hinzu, dass sich auch die Habitatwahl der Rebhühner vermutlich nicht an klaren Grenzen dessen orientiert, was geeignet und ungeeignet ist, sondern eher an einer graduellen Unterscheidung von besseren und schlechteren Bereichen.

Trotz der erwähnten Unsicherheiten zeigt die Kartierung sehr deutlich die Seltenheit optimaler Habitate. Zwar brüteten die Rebhühner auch im UG Kassel mitunter in Wintergetreide und auch andere Flächen mögen in manchen Jahren als Nisthabitate dienen, aber hierbei handelt es sich um Ausnahmen. Ein wesentlicher Grund für die Seltenheit von Rebhühnern im untersuchten Raum ist somit die Seltenheit geeigneter Habitate.

Es fällt jedoch auch auf, dass rund die Hälfte der Habitatinseln nicht besiedelt war. Wenn geeignete Habitate so rar waren, warum nutzten die Rebhühner dann nicht zumindest alle vorhandenen Flächen?

## 2.5 Warum sind nicht alle geeigneten Nisthabitate besiedelt?

### 2.5.1 Zielsetzung

Trotz ihrer theoretisch guten Eignung waren zahlreiche Habitatsinseln rebhuhnfrei. Ist die Seltenheit solcher Habitate demnach doch nicht der entscheidende Faktor, der die Rebhuhnpopulation im Gebiet limitiert? Bereits in der Einleitung ist darauf hingewiesen worden, dass hierfür möglicherweise Fragmentierungseffekte verantwortlich sind. Dies ist jedoch nicht die einzige mögliche Erklärung. Sie wird daher im Zusammenhang mit zwei ebenfalls naheliegenden alternativen Thesen geprüft. Die drei Thesen lauten:

1. Bislang noch nicht betrachtete **Eigenschaften der Habitatsinseln** sind ausschlaggebend dafür, dass dort keine Rebhühner festgestellt wurden.
2. Die von den Rebhühnern ebenfalls genutzte **Umgebung der Habitatsinseln** hat durch sogenannte „Edge-Effekte“ (vgl. ANDRÉN 1994) einen entscheidenden Einfluss auf deren Eignung und Besiedlung durch Rebhühner, der in der Landschaftsanalyse (Abschnitt 2.3) durch eine möglicherweise zu grobe Betrachtung verwischt wurde.
3. Die geringe Wanderleistung der Hühner führt in Verbindung mit der Seltenheit geeigneter Flächen dazu, dass einige Habitatsinseln aufgrund von **Fragmentierungseffekten** nicht besiedelt wurden.

### 2.5.2 Methoden

Für die vorgenommene Analyse von Fragmentierungseffekten ist eine möglichst große, zusammenhängende Fläche erforderlich. Alle im folgenden Abschnitt 2.5.3 präsentierten Daten wurden daher im UG Kassel aufgenommen.

Als weitere Eigenschaften der Habitatsinseln (**These 1**) wurden die **Flächengröße** (gibt es eine Mindestgröße besiedelter Flächen?), die mittlere **Flächenbreite** (gibt es eine Mindestbreite?) und das **Vorhandensein von Büschen oder Bäumen** als Deckung oder Ansitzwarten für Greifvögel auf oder in unmittelbarer Nähe der Habitatsinseln untersucht. Die entsprechenden Daten wurden durch Kartierungen im Gelände erhoben. Zur Bestimmung von Flächengröße und Flächenbreite diente bei größeren Flächen nach Übertragung in digitalisierte Form erneut ein GIS (*ArcView GIS 3.1*).

Bei der Beschreibung der Umgebung aller untersuchten Flächen (**These 2**) kam das GIS, analog dem 2.3 beschriebenen Verfahren zur Analyse von Kreisplots, ebenfalls zum Einsatz. Da mit zunehmender Größe des betrachteten Areals die Aussage-schärfe bezüglich der Strukturen, in denen die jeweils betrachtete Einzelfläche eingebettet ist, abnimmt, wurde als spezifische Umgebung in diesem Fall eine

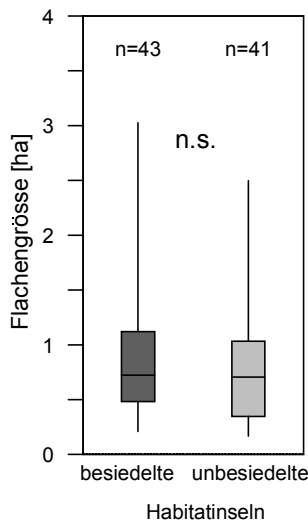
Kreisfläche mit einem Radius von nur 100 m um das Zentrum der untersuchten Habitatsinseln gelegt. Zur Beschreibung dieser Umgebung dienten die Parameter **Grenzliniendichte**, **Anteil von Brachen** und **Anteil von konventionell bewirtschafteten Äckern**, die wiederum durch Kartierung und anschließende Digitalisierung der Karten aufgenommen und berechnet wurden.

Um Fragmentierungseffekte erkennen zu können (**These 3**), wurde der Isolierungsgrad aller Habitatsinseln als **Entfernung zum nächsten Rebhuhn-Brutpaar** ermittelt und daraufhin geprüft, ob zwischen Isolierungsgrad und Besiedlung ein Zusammenhang besteht. Wichtig war hierbei zur Vermeidung von Randeffekten, dass Rebhuhnbruten über den Bereich des UG Kassel hinaus bekannt waren. Durch eine entsprechende Ausdehnung der kartierten Gesamtfläche, war diese Voraussetzung gegeben (vgl. Abschnitt 1.2.3). Die **statistische Auswertung** der Daten erfolgte mit den unter 2.2.2 angegebenen Verfahren.

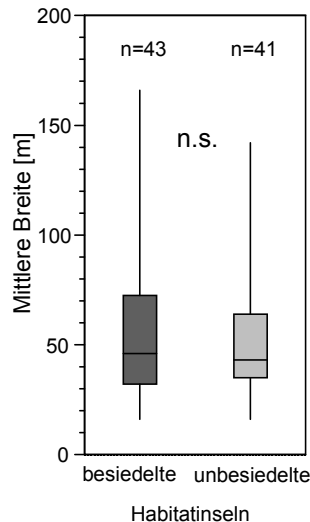
### 2.5.3 Ergebnisse

#### *Weitere Eigenschaften der Habitatsinseln*

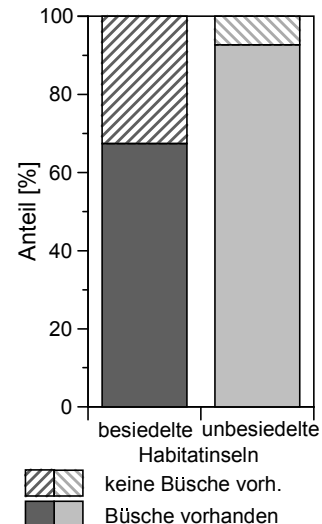
In den Abbildungen 37 bis 39 zeigt sich die Ähnlichkeit besiedelter und unbesiedelter Habitatsinseln hinsichtlich der betrachteten Parameter Flächengröße, mittlere Flächenbreite und Vorhandensein von Büschen.



**Abb. 37:** Flächengrößen besiedelter und unbesiedelter Habitatsinseln (n.s.= Unterschied nicht signifikant, T-Test nach Student)



**Abb. 38:** Mittlere Breite besiedelter und unbesiedelter Habitatsinseln (n.s.= Unterschied nicht signifikant; T-Test nach Student)

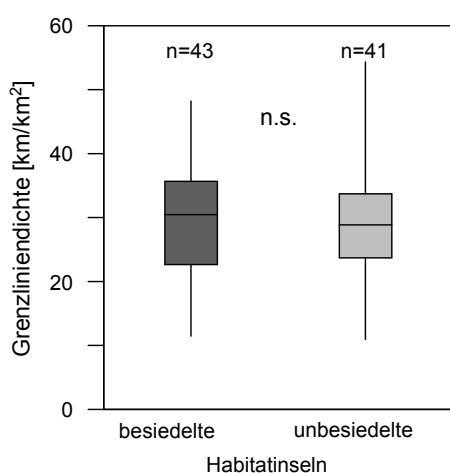


**Abb. 39:** Vorhandensein von Büschen auf besiedelten und unbesiedelten Habitatsinseln

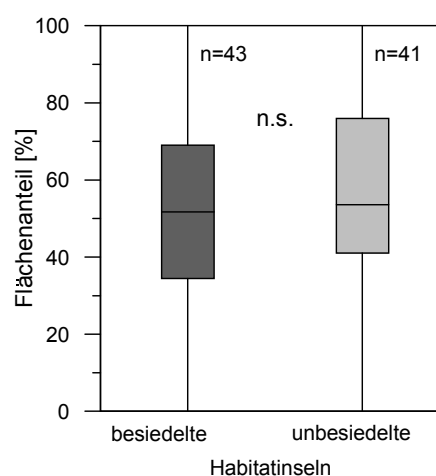
Es konnten keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden. Flächengrößen und –breiten streuten jeweils über einen großen Wertebereich. Mindestgrößen oder –breiten gehen aus den Daten nicht hervor. Auch ist nicht erkennbar, dass Flächen mit Büschen oder Bäumen gemieden oder bevorzugt wurden. Insgesamt wies die Mehrzahl aller Habitatinseln Deckung in Form von Gehölzen auf.

### *Die Umgebung der Habitatinseln*

Auch die Umgebung der Habitatinseln dürfte für deren Besiedlung kaum entscheidend gewesen sein (Abb. 40 und 41).



**Abb. 40:** Grenzliniendichte im Umfeld besiedelter und unbesiedelter Habitatinseln (n.s.= Unterschied nicht signifikant, T-Test nach Student)



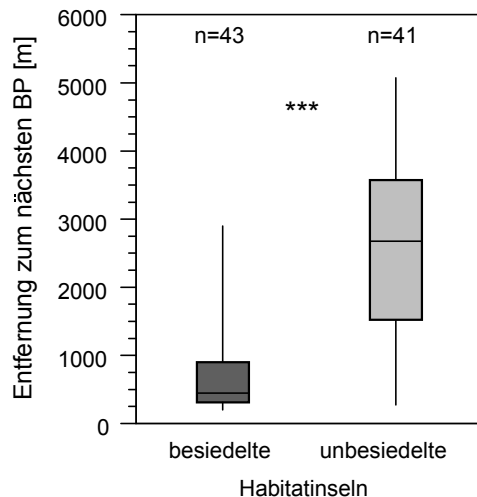
**Abb. 41:** Flächenanteil von konventionell bewirtschafteten Äckern im Umfeld besiedelter und unbesiedelter Habitatinseln (n.s.= Unterschied nicht signifikant, T-Test nach Student)

Bezüglich der Grenzliniendichte und des Flächenanteils konventionell bewirtschafteter Äcker zeigten sich keinerlei signifikante Unterschiede zwischen besiedelten und unbesiedelten Flächen. Die Grenzliniendichte lag überwiegend bei Werten um 30 km/km<sup>2</sup>. Sowohl besiedelte als auch unbesiedelte Flächen wiesen hohe (um 50 km/km<sup>2</sup>) und niedrige Grenzliniendichten (nur wenig mehr als 10 km/km<sup>2</sup>) auf. Der Flächenanteil konventionell bewirtschafteter Äcker lag in beiden Fällen im Mittel bei etwa 50%, wobei es sowohl besiedelte als auch unbesiedelte Habitatinseln gab, deren Umfeld zu 100 oder zu 0% aus konventionellen Äckern bestand.

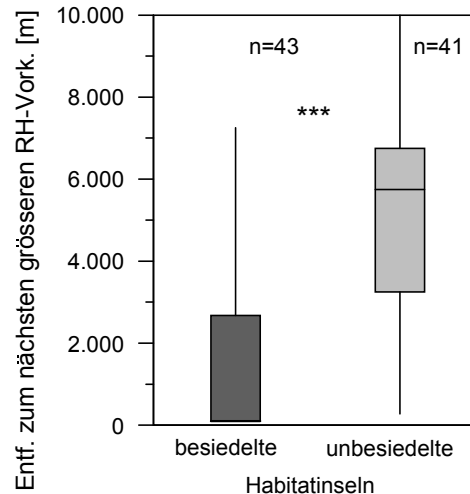
### *Räumliche Isolierung der Habitatinseln*

Hinsichtlich der Entfernung zum nächsten bekannten Rebhuhnbrutpaar ergab sich ein höchst signifikanter Unterschied zwischen besiedelten und unbesiedelten Habitatinseln (Abb. 42): Die besiedelten Flächen wiesen insgesamt deutlich geringere Entfernungen zum nächsten Brutpaar auf. Da die Wahrscheinlichkeit,

dass Rebhühner aus einem Gebiet auswandern, vermutlich mit der Rebhuhndichte in diesem Bereich steigt (siehe Abschnitt 2.6), wurden außerdem die Entfernungen zum jeweils nächsten größeren Vorkommen (mindestens drei Brutpaare) gemessen. Auch hier war der Unterschied zwischen besiedelten und unbesiedelten Flächen höchst signifikant (Abb. 43).

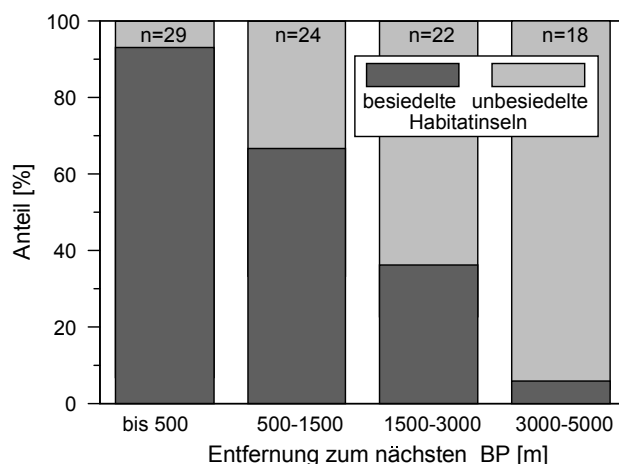


**Abb. 42:** Entfernung der Habitatinseln vom nächstgelegenen Rebhuhnvorkommen (ein Brutpaar) (\*\*\*= Unterschied höchst signifikant, T-Test nach Student)



**Abb. 43:** Entfernung der Habitatinseln vom nächsten größeren Rebhuhnvorkommen (mindestens 3 Brutpaare) (\*\*\*= Unterschied höchst signifikant, T-Test nach Student)

Bei einer weiteren Aufschlüsselung der Daten durch die Bildung von Entfernungsklassen und die Berechnung von Besiedlungsraten zeigte sich, dass in unmittelbarer Nähe besiedelter Flächen fast alle weiteren geeigneten Habitate ebenfalls besiedelt waren und dass die Besiedlungsrate mit zunehmender Entfernung zu weiteren Rebhuhnvorkommen abnahm (Abb. 44).



**Abb. 44:** Anteil besiedelter Habitatinseln in unterschiedlichen Entfernungen zum nächsten Rebhuhnbrutpaar (zusammengefasst in vier Klassen ähnlicher Stichprobengröße)



### 2.5.4 Diskussion

Selbstverständlich sind zahlreiche weitere Eigenschaften der Flächen denkbar, die möglicherweise über deren Besiedlung entscheiden: Beispielsweise das Nahrungsangebot oder die Prädatordichte. Aufgrund der strukturellen Ähnlichkeit der Flächen wird jedoch nicht von einem grundsätzlich verschiedenen Insektenangebot ausgegangen. Eine ausführliche Diskussion des Prädationseinflusses erfolgt in Kapitel 3. Hier sei jedoch erwähnt, dass seitens der Jäger nahezu aller betroffenen Reviere eine hohe Fuchsdichte beklagt wird. Dies gilt auch für die vom Rebhuhn am dichtesten besiedelten Bereiche am Südrand der Stadt Kassel. Außerdem ist bekannt, dass im Randbereich von Siedlungen in der Regel höhere Rabenvogeldichten als in der offenen Landschaft festzustellen sind (MÄCK et al. 1999, KUGELSCHAFER 1997). Es gibt somit keine Hinweis darauf, dass Füchse oder Rabenvögel für das Fehlen von Rebhühnern auf einigen Habitatinselfn verantwortlich waren.

Eine weitere Eigenschaft der Habitatinselfn dürfte jedoch für deren Besiedlung durchaus von Bedeutung sein: das Alter einer Fläche, d.h. die Zeit, seit der sie sich in dem vorgefundenen Zustand befindet. Ist sie schon sehr lange in geeigneter Form vorhanden, so steigt die Wahrscheinlichkeit, dass sie auch tatsächlich besiedelt wird. Eine ganz „frische“ Fläche hingegen wartet möglicherweise noch auf die Erstbesiedlung. Leider sind entsprechende Daten nicht für alle Flächen verfügbar.

Insgesamt ist festzuhalten, dass das Fehlen von Rebhühnern auf vielen Habitatinselfn nicht durch strukturelle Unterschiede der Flächen, die über die bereits in Abschnitt 2.2 beschriebenen hinausgehen, erklärt werden kann. Größe und Breite der Flächen spielten für deren Besiedlung im untersuchten Rahmen keine Rolle. Auch das Vorhandensein von Büschen oder Bäumen hatte keinen erkennbaren Effekt, weder in positiver Hinsicht als zusätzliche Deckung, noch in negativer, wie PANEK & KAMIENIARZ (1998) aufgrund verbesserter Jagdmöglichkeiten für Greifvögel vermuten.

Ähnliches gilt für die Umgebung der Flächen. Wenngleich sie mit den hier dargestellten Parametern sicherlich nicht in ihrer Komplexität erfasst wurde, machen die Ergebnisse deutlich, dass keine Präferenzen für Bereiche mit geringem Anteil konventionell, also intensiv bewirtschafteten Äckern oder kleinräumigen Strukturen, erkennbar sind. Dies ist überraschend, da die Unterschiede zwischen den Flächen bezüglich dieser Faktoren nicht unerheblich sind und die Bedeutung einer klein parzellierten Landschaft für das Rebhuhn häufig hervorgehoben wird (z.B. GLÄNZER 1993, BAUMGARTNER 1994). Die Ergebnisse bestätigen jedoch die Aussagen in Abschnitt 2.3: dort erwies sich der Strukturreichtum eines Landschaftsausschnittes ebenfalls als nicht entscheidend für das Vorhandensein von Rebhühnern.

Der Grund für ihr Fehlen in prinzipiell geeigneten Bereichen ist vielmehr die zu große Entfernung zu weiteren Vorkommen. Die Flächen werden also schlicht nicht erreicht; das Fehlen von Rebhühnern ist hier eine Folge der Lebensraumfragmen-

tierung. Fragmentierungseffekte können auf der Ebene von Populationen oder Individuen auftreten (ANDRÉN 1994). Im vorliegenden Fall wurde die Isolation von Individuen beziehungsweise Brutpaaren aufgezeigt.

Allgemein verlaufen Habitatverlust und Populationsrückgang zunächst parallel, erst mit dem Unterschreiten einer „Fragmentierungs-Schwelle“ (ANDRÉN 1994) treten zusätzliche Effekte auf. Nach FAHRIG (1997) kann dies nur dann geschehen, wenn die verbliebenen Bruthabitate weniger als 20% der Gesamtfläche ausmachen (im UG Kassel wird diese Vorgabe deutlich unterschritten) und außerhalb dieser Flächen eine erhöhte Mortalität herrscht. Letzteres ist nicht exakt zu belegen, deutet sich aber in Ergebnissen von BIRKAN & SERRE (1988) an, die unter den von ihnen telemetrierten Hühnern höhere Sterblichkeiten im Zusammenhang mit weiteren Wanderungen feststellten. KAISER (1998) fand höhere Sterblichkeiten in aufgrund fehlender Deckung weniger geeigneten Bereichen. Als weitere Grundvoraussetzungen für Fragmentierungseffekte nennt FAHRIG (1997), dass die mittlere Ortsbewegung zwischen zwei Generationen nicht mehr als das ein- bis dreifache der Distanz zwischen zwei Nisthabitaten beträgt und dass die Art sich durch eine hohe Brutplatztreue auszeichnet. Auch diese Kriterien sind im vorliegenden Fall eindeutig erfüllt (vgl. Einleitung). Es sollte daher nicht verwundern, dass auch beim Rebhuhn Fragmentierung inzwischen zu einem Problem geworden ist, wenngleich dieser Umstand bislang offenbar nicht beachtet wurde.

Wie auch anderswo, so dürften auch im UG Kassel vor allem nach den starken Bestandseinbrüchen vor rund 20 Jahren verschiedentlich Rebhühner ausgewildert worden sein. Da diese Tiere aber in aller Regel sehr geringe Überlebenschancen und kaum Auswirkungen auf die gesamte Bestandsentwicklung haben (DOWELL 1990, GLÄNZER et al. 1993, LUIKKONEN et al. 1996, PUTAALA 1997, KAVANAGH 1998) und nach Auskunft der Jägerschaft schon seit einigen Jahren keine Aussetzungen im betroffenen Gebiet mehr vorgenommen wurden, kann eine wesentliche Verfälschung der Ergebnisse zur Verinselung der Populationen durch Auswilderung ausgeschlossen werden

## 2.6 Zusammenfassende Diskussion der Bedeutung von Lebensraumveränderungen für den Rückgang des Rebhuhns

### *Habitatqualität und Habitatkapazität*

Dass die Populationsentwicklung von Rebhühnern vom Vorhandensein geeigneter Habitate abhängt, kommt auch in anderen Untersuchungen zum Ausdruck (z.B. POTTS 1980, DÖRING & HELFRICH 1986, RANDS 1986, DOWELL 1988, KAISER & STORCH 1996). Die zentrale Bedeutung wird jedoch erst deutlich, wenn man sich die Komplexität dieses Faktors vor Augen führt.

Das begrenzte Angebot geeigneter Habitate führt allgemein zu innerartlicher Konkurrenz um diese Ressource und bedingt, dass es für Populationen in begrenzten Lebensräumen ein Gleichgewichtsniveau gibt, oberhalb dessen die Populationen zunehmen und unterhalb dessen sie abnehmen (BEGON et al. 1997). Dieses Niveau bezeichnet die Tragfähigkeit oder **Habitatkapazität** eines Lebensraumausschnittes für eine dort lebende Art.

Es gibt eine Reihe von Hinweisen darauf, dass die Habitatkapazität für Rebhühner wesentlich durch das Angebot an geeigneten Nisthabitaten bestimmt wird. So zeigten Zählungen zu unterschiedlichen Jahreszeiten über eine Periode von einigen Jahren hinweg auf konstanten Flächen vielfach, dass sich die Anzahl brütender Rebhühner im Frühling unabhängig vom Bruterfolg des Vorjahres immer wieder auf einem ähnlichen Niveau einpendelte (DÖRING & HELFRICH 1983, KAISER & STORCH 1996), wenngleich dieser Sachverhalt nicht immer hervorgehoben wurde (ZINTL 1991, FARAGO 1998). Auch JENKINS (1961) stellte fest, dass eine von ihm untersuchte Population die Neigung hatte, immer wieder zum gleichen Frühjahrsbestand zurückzukehren. PANEK (1997a) fand ebenfalls Hinweise darauf, dass Rebhuhnpaare um geeignete Nisthabitate konkurrieren.

Für das Vorhandensein begrenzender Ressourcen sprechen auch Überlegungen im Zusammenhang mit dem Wanderverhalten der Art: Wie in der Einleitung dargestellt wurde, verlassen einige wenige Tiere das Gebiet in dem sie aufgewachsen sind, obwohl die gute Ortskenntnis dort offenbar von Vorteil ist. Auch dieser Sachverhalt deutet auf ein begrenztes Nistplatzangebot hin. Bilden sich nach einem Jahr mit gutem Bruterfolg zahlreiche Paare in einem bestimmten Gebiet, so entsteht eine Situation, in der für einzelne Tiere oder Paare kein geeignetes Revier innerhalb oder in der Nähe des winterlichen Streifgebietes mehr bleibt. Da sich Hennen nach Verlust des Partners im gleichen Revier häufig unverzüglich neu verpaaren (BLANK & ASH 1956), ist anzunehmen, dass sich einzelne revierlose Tiere weiterhin in unmittelbarer Nähe aufhalten, um gegebenenfalls ihre Chance wahrzunehmen (nicht territoriale Adulte oder „Floater“ sind auch bei anderen Vogelarten bekannt, vgl. STEPHAN et al. 1995, NEWTON 1998). Anders als solche „Traditionalisten“ verfolgen die „Pioniere“ eine andere Strategie: Statt auf ihre Chance im bekannten Terrain zu warten oder einen pessimalen Bereich zu besiedeln, unternehmen sie Wanderungen, die sie aus dem Heimatgebiet hinausführen. Dies bringt zwar

einerseits ein höheres Sterberisiko mit sich, erhöht aber im Erfolgsfall (Finden eines geeigneten aber unbesetzten Habitats) die Fortpflanzungschancen deutlich.

Dies alles zeigt, dass Aussagen über die Häufigkeit und die Qualität der vorhandenen Lebensräume für eine Gefährdungsanalyse besonders wichtig sind. Die Charakterisierung geeigneter Nisthabitate erfolgte bislang zumeist nur relativ grob und unspezifisch. In der vorliegenden Untersuchung erwies sich die Beschreibung geeigneter Nisthabitate anhand der Vegetationsstruktur als aussagekräftig. Es genügt jedoch nicht, zwischen geeigneten und ungeeigneten Habitaten zu unterscheiden, vielmehr ist von einem fließenden Übergang von „gut“ zu „schlecht“ auszugehen. Durch eine pauschale Behandlung von Gebieten, ohne Betrachtung der Qualität einzelner Teilbereiche, werden Effekte unterschiedlicher Habitateignung oft überdeckt. So schließt KALCHREUTER (1991) aus der Feststellung eines abnehmenden Bruterfolgs bei steigender Brutpaardichte, ein Phänomen, das auch von PANEK (1997a) beschrieben wird, auf erhöhte Prädation aufgrund besserer Erreichbarkeit der Rebhühner durch Beutegreifer. Eine andere Erklärungsmöglichkeit besteht jedoch darin, dass bei zunehmender Dichte zwangsläufig schlechtere Habitate besiedelt werden, in denen der Bruterfolg deutlich geringer ausfällt. Es ist kaum überraschend, dass eine Abhängigkeit des Bruterfolgs von der Beschaffenheit der Nisthabitate mehrfach gefunden wurde (SZEDERJEI & SZEDERJEI 1960, RANDS 1988, PANEK 1997a, SOTHERTON et al. 1998, CHIVERTON 1999). Häufig ermittelte Durchschnittswerte lassen jedoch nicht erkennen, ob der Bruterfolg in allen Bereichen den gleichen Veränderungen unterliegt oder in optimalen Bereichen immer besonders hoch ist. Wie eine nähere Betrachtung deutlich macht, spricht vieles dafür, dass dichtabhängige Effekte mit unterschiedlicher Habitatqualität zusammenhängen.

Nach der Paarbildung im zeitigen Frühjahr werden die Reviere besetzt. Die zuerst verpaarten Tiere etablieren auch als erste ihre Reviere (BLANK & ASH 1956), wobei davon auszugehen ist, dass zunächst die optimalen Habitate besiedelt werden. Später Verpaarte müssen mit den verbleibenden Bereichen vorlieb nehmen. Die Verhaltensökologie geht davon aus, dass ein Revier nur dann verteidigt wird, wenn das einen Vorteil, z.B. in Form erhöhter Fitness, verspricht (KREBS & DAVIES 1996). Durch das Verteidigen eines Reviers wird anderen Artgenossen der Zugang zu wichtigen Ressourcen, z.B. Nahrung und geeigneten Niststandorten, verwehrt. Da diese Ressourcen in der Landschaft punktuell verteilt und von unterschiedlicher Güte sind, entsteht ein Mosaik von Revieren unterschiedlicher Qualität. Durchschnittlich werden diejenigen Paare den besten Bruterfolg haben, welche die qualitativ besten Reviere besetzen, während in den suboptimalen Habitaten der Bruterfolg insgesamt geringer sein wird (vgl. KREBS & DAVIES 1996). Solche qualitativ vergleichsweise geringwertigen sogenannten Puffer-Habitate („Buffer-Habitats“, NEWTON 1998) werden somit, abhängig von der jeweils mit dem Bruterfolg im Vorjahr schwankenden Brutpaardichte, weniger stabil besetzt sein, d.h. man findet hier eine geringere Brutplatztradition. Werden diese Bereiche in Jahren mit höherer Rebhuhndichte im Frühjahr besiedelt, so kann durchschnittlich ein geringerer Bruterfolg erwartet werden und die Populationsdichte nähert sich im Folgejahr wieder ihrem alten Wert an. Statt einer gleichmäßigen Matrix mit beliebig vielen

geeigneten Nisthabitaten, wie sie oft stillschweigend vorausgesetzt wird, haben wir es vielmehr mit einer stark begrenzten Anzahl von Nisthabitaten unterschiedlicher Qualität zu tun. In den besseren Bereichen können die Rebhühner langfristig einen Überschuss erzielen (Source-Habitate, wie sie offenbar derzeit in der Gemeinde Meißner zu finden sind), in den suboptimalen (Sink- oder Puffer-Habitate wie die auch im UG Kassel ausnahmsweise besiedelten Getreidefelder) übersteigen die Verluste im Mittel die Reproduktion und solche Bereiche sind insgesamt weniger regelmäßig besiedelt.

Auch weitere Phänomene müssen vor diesem Hintergrund anders interpretiert werden, als dies häufig der Fall ist. KALCHREUTER (1991) leitet aus der Feststellung höherer Fortpflanzungsraten nach hohen Verlusten einen innerartlichen „kompensatorischen“ Effekt zur Bestandsregulierung ab. Auf veränderte Bedingungen reagieren jedoch immer Individuen, nicht Arten, so dass es irreführend ist, hier von Kompensation zu sprechen. Wahrscheinlicher ist, dass die verbliebenen Rebhühner infolge geringerer Konkurrenz überwiegend Source-Habitate besetzen und dort einen höheren Reproduktionserfolg erzielen.

Über den Fortpflanzungserfolg entscheidet unter anderem die Verfügbarkeit von Insekten als Kükennahrung. Die Besiedlung unterschiedlich insektenreicher Habitate kann erklären, warum mitunter eine Abhängigkeit der Kükenüberlebensrate von der Brutpaardichte gefunden wurde (POTTS 1980). Ist das Frühjahr kalt und feucht, so ist die Nahrungsverfügbarkeit für Rebhuhnküken deutlich herabgesetzt und es kommt zu erhöhter Sterblichkeit. Diese dürfte jedoch auch je nach Habitatqualität unterschiedlich hoch sein. So fand POTTS (1980) hohe Kükenüberlebensraten trotz schlechten Wetters in Gebieten mit hohem Insektenangebot. In suboptimalen Habitaten wird ein Reproduktionserfolg jedoch nur in Jahren mit besonders günstiger Witterung möglich sein.

Das Insektenangebot in der Agrarlandschaft hat stark abgenommen und ist nach FISCHER & SCHNEIDER (1996) schon für viele Vogelarten zum begrenzenden Faktor geworden. Eine insgesamt schlechtere Nahrungssituation bedeutet aber aufgrund des Seltenerwerdens optimaler Habitate auch insgesamt eine erhöhte Anfälligkeit bei schlechter Witterung und somit langfristig weniger überlebende Jungvögel. POTTS & AEBISCHER (1995) konnten geringere Kükenüberlebensraten in England seit der Mitte des zwanzigsten Jahrhunderts nachweisen. Ganz allgemein gilt verringerter Reproduktionserfolg durch Habitatverschlechterung auch bei vielen bodenbrütenden Wiesenvogelarten als entscheidende Rückgangsursache (BEINTEMA & MÜSKENS 1987, WINK 1992, TUCKER & HEATH 1994, BAUER & BERTHOLD 1996, NEHLS 1996, TEUNISSEN 1997) und generell spielt dabei Eutrophierung durch Düngung und zusätzlichen Eintrag aus der Luft eine Rolle, indem sie ein schnelleres und früheres Pflanzenwachstum bedingt, was wiederum ein feuchteres Kleinklima, höheren Laufwiderstand und geringeres Insektenangebot bedeutet.

### *Effekte der Habitatfragmentierung*

Es gibt eine ganze Reihe von Vogelarten, die in ehemals ausgedehnten und heute vom Menschen zunehmend fragmentierten Habitaten leben, was in der Regel zu einer Erhöhung der Aussterbewahrscheinlichkeit führt (NEWTON 1998). Zumeist geschieht dies als Folge des Verschwindens ehemals flächig verbreiteter Lebensräume, wie z.B. Wälder, die dann als klar erkennbare Fragmente in der veränderten Landschaft an die ehemaligen Verhältnisse erinnern. Im vorliegenden Fall läuft die Fragmentierung sehr viel unauffälliger ab, indem der Lebensraum der offenen Agrarlandschaft erhalten bleibt, sich aber qualitativ langsam wandelt und so für verschiedene Arten immer weniger geeignete Bereiche bietet. Die von ANDRÉN (1994) genannten drei Komponenten der Habitatfragmentierung, Verlust der Originalhabitate, Verkleinerung der verbliebenen Habitatsinseln und deren zunehmende Isolation, müssen hier dementsprechend leicht modifiziert werden. Beim Rebhuhn geht es nicht um den Verlust von Originalhabitaten, sondern um die Verschlechterung von Ersatzlebensräumen. Die Folgen dieses Prozesses sind gleichwohl dieselben.

Die zunehmende Verinselung geeigneter Habitate führt dazu, dass auch lockerwüchsige, insektenreiche Optimalflächen dem Rebhuhn nichts nützen, wenn sie aufgrund zu großer Entfernungen nicht erreicht werden. Und selbst wenn an einem solchen Ort über Jahre hinweg Rebhühner erfolgreich brüten, trägt dies nicht zu einem Populationsanstieg bei, wenn die zusätzlichen geschlechtsreifen Tiere innerhalb der üblichen Wanderentfernung keine geeigneten Reproduktionshabitate finden. Die Anzahl von Brutpaaren in einem geeigneten Bereich ist immer eng limitiert, da sich Rebhühner als territoriale Tiere nicht in den wenigen verbliebenen Strukturen zusammenballen können (vgl. MÄCK et al. 1999). Die mit dem Seltenerwerden geeigneter Reproduktionshabitate einhergehende abnehmende Erreichbarkeit der Flächen hat zur Folge, dass insgesamt ein geringerer Anteil von ihnen besiedelt wird. Je seltener solche Habitate sind und je verstreuter sie in der Landschaft liegen, desto weniger von ihnen können von Rebhühnern zur Reproduktion genutzt werden.

Populationen sterben aus, wenn die Fragmentierung weiter fortschreitet und der Anteil verbliebener Habitate unter eine kritische Schwelle fällt (HARRISON & BRUNA 1999). In einigen Teilen des Untersuchungsgebietes Kassel ist es offenbar bereits zum lokalen Aussterben gekommen (vgl. Abb. 36). Nur in Bereichen höherer Rebhuhndichten kann es noch einen regen Austausch zwischen den benachbarten Brutpaaren und deren Nachkommen geben, ähnlich einer Metapopulation, deren Teilpopulationen hier allerdings nur aus Brutpaaren bzw. Familienverbänden bestehen. Bei der Übertragung von Metapopulationsmodellen auf die Situation des Rebhuhns ist jedoch zu beachten, dass die Populationschwankungen sehr stark witterungsbedingt sind und entsprechend synchron verlaufen. Eine klassische Metapopulationsdynamik kann daher nicht erfolgen (vgl. TSCHARNTKE 1998). Insgesamt ist zu erwarten, dass der Genfluss bei geringen Brutpaardichten sehr eingeschränkt ist. Zwar gelten Verpaarungen unmittelbar verwandter Individuen als äußerst selten, da normalerweise ein Austausch zwischen benachbarten Ketten stattfindet (BLANK & ASH 1956, JENKINS 1961a). Unter den

Bedingungen extrem ausgedünnter Populationen müssten jedoch entweder viele Tiere unverpaart bleiben oder Geschwisterpaarungen zur Regel werden. Genetische Effekte bleiben dabei allerdings bislang offenbar aus: Hinweise auf eine geringere Fitness infolge von Inzucht gehen aus den hier vorgestellten Ergebnissen (relativ hohe Reproduktionsraten) nicht hervor.

Die Steppe, der Ursprungslebensraum des Rebhuhns, in dem die Art sich entwickelt hat, war vermutlich strukturell vergleichsweise einheitlich und großflächig mehr oder weniger gut zur Nestanlage geeignet und durch eine relativ hohe zeitliche Konstanz der herrschenden Bedingungen gekennzeichnet. Unter den heutigen Bedingungen der modernen Agrarwirtschaft erweisen sich die ursprünglich erfolgreichen Eigenschaften des Rebhuhns, die Standorttreue und die geringe Wanderleistung, hingegen als problematisch und hindern die Art daran, sich an die veränderten Bedingungen anzupassen. Anders ist es bei der verwandten Wachtel *Coturnix coturnix*, einem Zugvogel und Langstreckenflieger. Die Wachtel hat sich nach GEORGE 1999 „in ihrer Evolutionsgeschichte an die schnelle Besiedlung plötzlich entstehender und nur kurzfristig existierender Lebensräume angepasst“. Wenngleich auch die Wachtel erheblich unter Lebensraumverlust leidet (BAUER & BERTHOLD 1996), sind Verinselungseffekte bei dieser Art weniger wahrscheinlich.

### *Habitatnutzung im Wandel der Zeit*

Als ehemaliger Steppenbewohner konnte das Rebhuhn sich in Mitteleuropa erst ausbreiten, nachdem durch den Menschen große Flächen ehemaligen Waldes in Ackerland verwandelt worden waren. In vieler Hinsicht ähnelte das durch die Rodungen des Menschen entstandene Mosaik aus Acker- und Waldland einer Waldsteppe (KÜSTER 1999), jener Landschaft, aus der sowohl die Getreidearten als auch die Rebhühner ursprünglich kamen. Geeignete Nisthabitate bot dieser neue Lebensraum reichlich, vor allem in Form von Brachen und Getreidefeldern, die vermutlich nicht nur lockerwüchsig, sondern auch artenreich waren, da mit dem Beginn des Ackerbaus auch die Ausbreitung der Ackerbeikräuter begann (ELLENBERG 1996). Schon im letzten Jahrtausend vor Chr. gewann der Wintergetreideanbau zunehmend an Bedeutung (KÜSTER 1999). Die Zahl der angebauten Getreidearten stieg an, im Frühmittelalter wurden unter anderem Roggen, Gerste, Hafer, Weizen und Hirse angebaut. Die bewirtschafteten Flächen waren oft sehr klein, nicht selten nur einige hundert Quadratmeter groß (ABEL 1978). In dieser kleinparzellierten Landschaft dürfte die Habitatkapazität für Rebhühner besonders hoch gewesen sein, geeignete Nisthabitate gab es an sehr vielen, nahe beieinander gelegenen Stellen. Vor allem die Dreifelder-Wirtschaft wird den Rebhühnern gute Bedingungen geboten haben (GLÄNZER et al. 1993), da durch sie neben Getreidefeldern auch besonders viele Brachen zu Verfügung standen. Auch in der offenen Landschaft gelegene, extensiv beweidete Flächen dürften als Nisthabitate attraktiv gewesen sein.

Die Auswirkungen des technischen Fortschritts, der die Erträge verbesserte und damit den Wert der Getreidefelder für Rebhühner minderte, blieben zunächst

unbedeutend. So wurden noch im 17. und 18. Jahrhundert lediglich 7 bis 10 Dezitonnen pro Hektar und Jahr geerntet (ABEL 1978), heute erbringt ein Hektar Getreide das sechs- bis zehnfache. Mit der zunehmenden Verwendung künstlicher Düngemittel im ausgehenden 19. Jahrhundert stiegen die Erträge weiter an. Zusätzlich begann in der ersten Hälfte des zwanzigsten Jahrhunderts mit dem Einsatz von Traktoren eine neue Stufe der Mechanisierung. Bereits vor rund sechzig Jahren schrieb NIETHAMMER (1942), der Bestand des Rebhuhns sei im allgemeinen sehr zurückgegangen und nannte die Intensivierung der Landwirtschaft als mögliche Ursache dafür. Als bevorzugte Biotope gab er Bereiche mit weniger intensiver Bewirtschaftung an.

Das Beispiel des Untersuchungsgebietes bei Goslice zeigt die Situation, wie sie auch bei uns noch etwa bis Mitte des zwanzigsten Jahrhunderts vielerorts bestanden hat. Die Felder waren nach wie vor relativ klein und reich an Beikräutern, das Wintergetreide stand trotz Düngung im Vergleich zu heutigen Verhältnissen recht locker und die Agrarlandschaft bot den Rebhühnern weiterhin gute Bedingungen. Für die Erstgelege standen neben Wintergetreidefeldern auch die oft erst relativ spät im Jahr gemähten Wiesen und, wo vorhanden, Brachen, Randstreifen und Hecken-säume zur Verfügung. In den folgenden Jahren verschlechterten sich die Bedingungen jedoch zunehmend. Wurden um 1870 noch unter 20 kg Nährstoffe pro Hektar und Jahr ausgebracht, so waren es 100 Jahre später fast 200 kg (HENNING 1988). Entsprechend stiegen die Ernteerträge zwischen 1950 und 1999 beispielsweise beim Weizen um über 100%, beim Grünland um etwa 80% (WOIKE 1999). Die frühere und häufigere Mahd der Wiesen erschwerte zunehmend erfolgreiche Bruten auf solchen Flächen, mit der Silagewirtschaft wurden sie unmöglich (vgl. RICHARZ et al. 1998). Höhere Getreideerträge bedeuten gleichzeitig höhere Wuchsdichten und kräftigere Halme, so dass die Getreidefelder vermutlich schon aufgrund des erhöhten Laufwiderstandes mehr und mehr als Nisthabitate verloren gingen. Hinzu kamen die verbesserten Möglichkeiten der Unkrautbekämpfung, die zu einer Verarmung der Ackerwildkrautflora und Arthropodenfauna führten. In dieser Phase des Rückgangs dürfte der Einsatz von Herbiziden wesentlich zum Lebensraumverlust beigetragen haben, wie durch eine Reihe von Untersuchungen in England gezeigt wurde (SOUTHWOOD & CROSS 1969, POTTS 1986, POTTS & AEBISCHER 1995). In den Untersuchungsgebieten Kassel und Meißner mit ihren stark ausgedünnten Populationen brüten Rebhühner derzeit jedoch ohnehin nur noch ausnahmsweise in Getreide, weshalb es nicht verwundert, dass hier kein wesentlicher Einfluss der Folgen effizienten Herbizideinsatzes festgestellt wurde (vgl. Abschnitt 2.3).

Zu dieser Überlegung passt die Feststellung, dass im UG Meißner für die überwiegend auf Biotopverbundflächen brütenden Rebhühner relativ hohe Jungvogelzahlen gefunden wurden, die gegenüber dem von AEBISCHER & POTTS (1995) angegebenen Trend deutlich höhere Kükenüberlebensraten andeuten. Besonders geringe Überlebensraten der Küken sind demzufolge nur zeitweise als entscheidender demografischer Faktor anzusehen, z.B. wenn Getreidefelder mit mangelndem Nahrungsangebot oder schmale Säume zwischen den Feldern relativ häufig besiedelt werden. Sind neben wenigen guten Flächen kaum noch weitere Bereiche



vorhanden, die sich zur Nestanlage eignen, so findet der Reproduktionsausfall schon in einem früheren Stadium statt, indem zahlreiche Tiere gar nicht erst die Möglichkeit haben, überhaupt erfolgreich zu brüten. Die Bedeutung der Kükenüberlebensrate ist im Rückgangsgeschehen somit ein Teilaspekt, der vom Grad der Nutzungsintensivierung in einer Landschaft abhängt.

Auch der Verlust von Hecken und anderen Strukturen ist für den Rückgang des Rebhuhns vermutlich nur während einer bestimmten Phase bedeutsam. Dann nämlich, wenn solche Bereiche strukturell zur Nistanlage geeignet sind und einen wesentlichen Anteil der Nisthabitate im betrachteten Bereich stellen. Sind solche Flächen, z.B. aufgrund von zu dichter Vegetation infolge allgemeiner Aufdüngung der Landschaft erst einmal als Reproduktionsräume uninteressant geworden, so hat deren Auftreten auf die Rebhuhndichte keinen wesentlichen Einfluss mehr.

Die Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung erklärt möglicherweise auch die in der Einleitung erwähnte gegensätzliche Einschätzung verschiedener Autoren bezüglich der Bedeutung der Bodenqualität. In früheren Jahren boten die zahlreichen Getreidefelder auf hochwertigen Böden gute Lebensbedingungen. Mit zunehmenden Ernteerträgen und erhöhtem Herbizideinsatz änderte sich dies jedoch, so dass die Rebhühner heute eher in lockerwüchsigen Bereichen auf ärmeren Böden zu finden sind. Dort dürfte jedoch früher als Getreide in erster Linie Roggen angebaut worden sein, der aufgrund seiner enormen Wuchshöhe und der damit verbundenen Halmstärke vermutlich nie optimale Bedingungen bot. Die Bedeutung der Bodenqualität wird auf diese Weise von anderen Faktoren überdeckt.

Mit dem Verlust zahlreicher Nisthabitate zogen sich die Rebhühner in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts zunehmend auf Sonderstandorte wie Brachen, Ruderalflächen und junge Feldholzinseln zurück, da hier zumindest zeitweise noch eine lockere Vegetation und ein reiches Insektenleben zu finden war. In vielen Bereichen dürfte diese Entwicklung durch die Zunahme solcher Flächen begünstigt worden sein, wie beispielsweise in der Gemeinde Meißner, wo die neu geschaffenen Biotopverbundflächen heute zu den wichtigsten Nisthabitaten der Rebhühner geworden sind.

Interessant ist in diesem Zusammenhang die Entwicklung der Bestände auf Industriebrachen und Bauerwartungsland. Da solche Flächen häufig über längere Jahre in unmittelbarer Nachbarschaft zueinander ständig neu ausgewiesen werden, konnten sich Rebhühner hier, wie im Bereich der Industriegebiete von Kassel und Baunatal, trotz des stetigen Verschwindens ehemals genutzter Habitate in relativ hohen Dichten halten. Das gleiche Phänomen wird mündlichen Angaben verschiedener Ornithologen zufolge auch im Umkreis anderer Städte, z.B. Gießen und Erlangen, beobachtet. Einer Studie von WONN (1983) zufolge haben sich Rebhühner im Saarland vor allem in Gebieten mit hohem Brachlandanteil halten können, so am Stadtrand auf Industriegelände, an Bahngleisanlagen und auf Bauerwartungsflächen. MITSCHKE & BAUMUNG (2001) nennen als wichtigste Brutgebiete für Hamburg Sonderstandorte wie Spülflächen, Ruderalflächen und Baustellen. Auch WITT (2000) erwähnt die Nutzung von Brachen auf unbebauten

Freiflächen durch Rebhühner, weist jedoch auch auf den vorübergehenden Charakter dieser Lebensräume hin. Im Kasseler Raum wurde dies beispielsweise durch ein erweitertes Zentrallager deutlich, dass seit dem Frühjahr 2001 in einem Bereich entstand, der im Vorjahr noch drei Rebhuhnpaaren als Bruthabitat gedient hatte. Die durch fortwährende Zerstörung und Neuentstehung von geeigneten Habitaten gekennzeichnete Dynamik wachsender Siedlungs- und Industriebereiche sorgte dennoch vielerorts für die Ausprägung lokal hoher Rebhuhndichten. Mit dem Rückzug aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen ist aus der ehemaligen Charakterart der offenen Agrarlandschaft heute eine Art der Sonderstandorte geworden.

## **Kapitel 3: Prädation als Rückgangsursache**

### **3.1 Ist die Verwendung von Kunstnestern eine geeignete Methode für die Untersuchung des Einflusses von prädationsbedingten Nestverlusten?**

#### **3.1.1 Zielsetzung**

Mit den beschriebenen Einflüssen von Lebensraumveränderungen ist deren Bedeutung nicht abschließend geklärt, da für die geringen Reproduktionsraten, offenbar Hauptmerkmal der Populationsrückgänge, neben Lebensraumverschlechterungen auch zunehmende Prädationseinflüsse verantwortlich sein können, die andere Faktoren möglicherweise überdecken oder ihnen gleichwertig sind.

Verlustraten von echten Nestern können nur mit hohem Aufwand festgestellt werden. In zahlreichen Untersuchungen zu Gelegeverlusten verschiedener Vogelarten wurde daher auf Kunstnester zurückgegriffen. Ziel war dabei zumeist eine Abschätzung von Verlustraten echter Nester (z.B. WILCOVE 1985, REITSMA 1992) oder das Erkennen einer Abhängigkeit der Prädationsraten von der Beschaffenheit der Habitate (z.B. NOUR et al. 1993, HOGREFE et al. 1998, GERING & BLAIR 1999, MAJOR et al. 1999, PANEK & KAMIENIARZ 2000b). Darüber hinaus wurden eine Reihe von Untersuchungen zur Überprüfung der Aussagekraft dieser Methode durchgeführt (MARINI & WEALE 1997, WILSON et al. 1998, KING et al. 1999, MATESSI & BOGLIANI 1999). SPITTLER (1995) verwendete Kunstnester zur Bewertung des Einflusses von prädationsbedingten Nestverlusten auf die Populationsentwicklung von Rebhühnern und schloss anhand seiner Ergebnisse auf eine erhebliche Bedeutung dieses Faktors. Ist die Verwendung von Kunstnestern ein geeignetes Mittel, um zu einer solchen Aussage zu gelangen?

Tatsächlich ist eine Übertragung der Ergebnisse von Kunstnest-Versuchen auf reale Verhältnisse äußerst problematisch. Zum einen ist anzunehmen, dass die Standortwahl eine nicht unerhebliche Rolle spielt und dass Vögel den Neststandort nach anderen Kriterien wählen als Wissenschaftler. Auch die Farbe und Größe der Eier sowie deren Beschaffenheit, z.B. bei der Verwendung von Lehmeiern, sind vermutlich nicht unbedeutend (JOBIN & PICMAN 1997, BAYNE & HOBSEN 1999). Außerdem werden echte Nester während der meisten Zeit bebrütet, was beispielsweise im Falle des Rebhuhns aufgrund des Tarngefieders eine erheblich schlechtere Sichtbarkeit des Nestes bedeutet (STORAAS 1988, MARINI & WEALE 1997). Bei verschiedenen Wiesenbrütern verhindert zudem ausgeprägte Nestverteidigung hohe Verlustraten (BAINES 1990, WÜBBENHORST 2000). Schließlich gibt es einige Hinweise darauf, dass der den Kunstnestern und Eiern durch das Ausbringen anhaftende Geruch sie wesentlich von echten Nestern unterscheidet (WHELAN et al. 1994, WILSON et al. 1998, RANGEN et al. 2000) und dass eine regelmäßige Kontrolle, auch bei echten Nestern, die Plünderungswahrscheinlichkeit erhöht (MAJOR & KENDAL 1996).

Eigene Versuche mit Kunstnestern, die mit Uhren zur Bestimmung des Plünderungszeitpunktes ausgerüstet waren, begründeten im Jahr 2000 die Annahme, dass die beim Ausbringen entstehenden, verbindenden Geruchsspuren das Auffinden in relativer Nähe (20 bis 50 m) zueinander ausgelegter Nester beschleunigen. Bei diesen Voruntersuchungen konnten insgesamt die Daten von 33 auf Äckern und Brachen ausgebrachten Nestern ausgewertet werden. Es zeigte sich, dass in einem Gang ausgebrachte Nester, nachdem sie einige Zeit unangetastet blieben, alle innerhalb weniger Minuten gefunden wurden.

Ausgehend von diesen Ergebnissen wurde für die ein Jahr später in größerem Umfang durchgeführten Versuche die folgende These formuliert:

*Füchse oder andere geruchsorientierte Säuger finden handausgelegte Kunstnester innerhalb kurzer Zeit, nachdem sie auf das erste von ihnen zufällig gestoßen sind, anhand der beim Ausbringen entstehenden und die Nester verbindenden Geruchsspuren.*

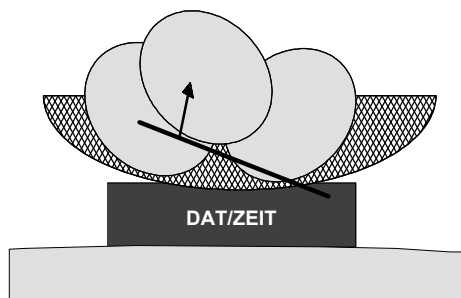
Bei der Ausbringung der Nester wurden drei Ansätze verfolgt, die im Folgenden näher beschrieben werden

### 3.1.2 Methoden

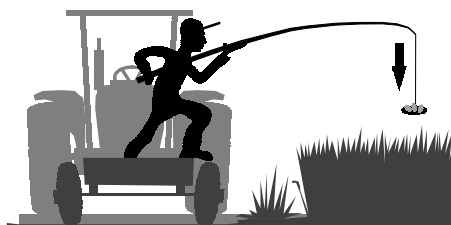
Für alle drei Ansätze befanden sich die Versuchsflächen im Bereich des Naturschutzgebietes Dörneberg bei Viesebeck im Landkreis Kassel und in der benachbarten Agrarlandschaft. Bei den verwendeten Kunstnestern handelte es sich um aus Halmen geflochtene und mit Leim verstärkte Fertignester, die mit jeweils drei Zwerghuhnneiern bestückt wurden. Um den Zeitpunkt der Zerstörung genau bestimmen zu können, waren sie mit Zeitschaltuhren ausgerüstet, die automatisch starteten, sobald die Eier im Nest bewegt wurden (Abb. 45). Bei der Kontrolle nach einer Woche konnte so auf den „Tatzeitpunkt“ zurückgerechnet werden. 18 solcher Uhren waren bei den Untersuchungen 2001 im Einsatz.

Um den Einfluss verbindender menschlicher Geruchsspuren feststellen zu können (Ansatz 1), erfolgte die Ausbringung zum einen auf übliche Weise zu Fuß, zum anderen von einem kleinen Anhänger aus, der hinter einem Traktor geführt wurde. Die Nester wurden hierbei mittels einer eigens angefertigten Angelkonstruktion in die Vegetation abgesetzt, um hinführende oder verbindende menschliche Geruchsspuren zu vermeiden (Abb. 46 und 47). Da Traktorspuren zumindest auf den Wegen entlang der gewählten Versuchsflächen nicht ungewöhnlich sind, wurde ihnen keine besondere Bedeutung als Orientierungshilfe für Prädatoren beigemessen. Pro Untersuchungsfläche (in der Regel eine Acker- oder Wiesenparzellen) wurden insgesamt 6 Nester, jeweils drei Nester auf die eine und drei auf die andere Weise, ausgebracht, so dass ein direkter Vergleich durch menschliche Geruchsspuren verbundener und „eigenständiger“ Nester erfolgen konnte. Insgesamt wurden in den Monaten Mai bis August 2001 96 Nester auf die beschriebene Art

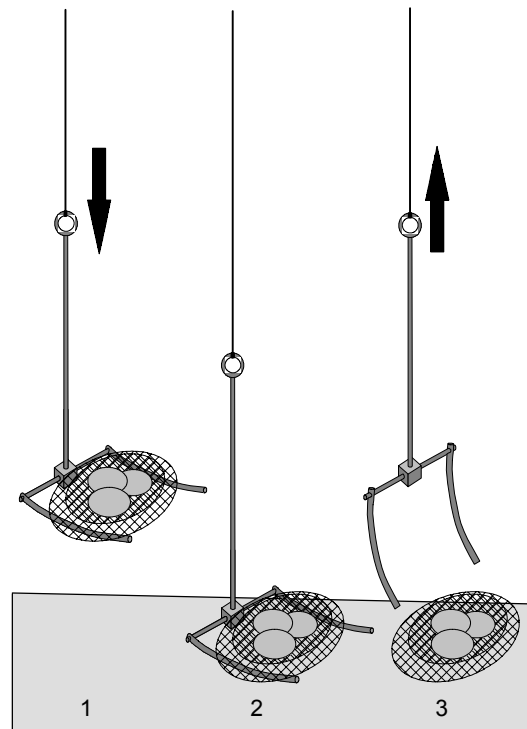
und Weise ausgelegt. Die Ausbringung der für die Ansätze 2 und 3 (s. u.) verwendeten Nester geschah auf konventionelle Weise.



**Abb. 45:** Aufbau der mit Zeitschaltuhren versehenen Kunstnester: bei Entnahme oder Verlagerung der Eier federte der verlängerte Schalter nach oben, wodurch die Uhr gestartet wurde



**Abb. 46:** Ausbringung der Kunstnester von einem Anhänger aus.



**Abb. 47:** Spezielle Halterung für die Ausbringung der Kunstnester mittels einer Angel: beim Aufsetzen auf dem Boden rastete der Klappmechanismus der Haltegabel aus

### *Ansatz 1*

Mit dem beschriebenen Versuchsaufbau konnten aus der oben formulierten These weitere Vermutungen abgeleitet und überprüft werden:

1. Bei der Ausbringung „zu Fuß“ sind insgesamt höhere Verlustraten zu erwarten.
2. Zahlreiche Verluste sollten während der Dämmerung oder Nacht, der Hauptaktivitätszeit in Frage kommender Säuger, auftreten.
3. Erwartet wird weiter ein deutlicher Unterschied zwischen beiden Ausbringungsmethoden: vom Wagen aus platzierte Nester sollten ohne engen zeitlichen Bezug, die anderen häufig mit engem zeitlichen Bezug geplündert werden.
4. Zeitlich eng beieinanderliegende Plünderungen sollten, soweit dies anhand gefundener Spuren und des Plünderungszeitpunktes nachvollzogen werden kann, vor allem auf Säuger zurückzuführen sein.

Bestätigen sich diese 4 Sätze, so ist von der Richtigkeit der obigen These auszugehen.

*Ansatz 2*

Durch die Ausbringung der Nester am Tage wurden Füchse und andere nachtaktive Säuger möglicherweise benachteiligt. Um Füchsen eine sichere Chance zu geben und eine direkte Beobachtung durch Krähen und hierdurch verfälschte Ausgangsbedingungen zu vermeiden, wurden zweimal 12 Nester jeweils in der späten Abenddämmerung ausgelegt. In der ersten Woche erfolgte die Ausbringung in guter Deckung, die in der zweiten Woche ausgelegten Nester waren von oben einsehbar. Dabei wurde von der Vermutung ausgegangen, dass nicht von oben einsehbare Nester von Krähen nicht gefunden werden können und somit den geruchsorientierten Prädatoren ein weiterer Vorteil gewährt wurde

*Ansatz 3*

Erste Ergebnisse hatten gezeigt, dass nachtaktive Prädatoren nur in Ausnahmefällen für die Plünderung der Kunstnester verantwortlich waren. Um zu testen, ob Füchse auch Nester, die unmittelbar in ihrem Aktionsbereich ausgebracht werden, unter Umständen verschmähen, wurden schließlich 12 Nester in der direkten Umgebung bekannter Fuchsbauten ausgelegt, zum Teil direkt neben offensichtlich genutzten Eingängen, zum Teil an einige Meter entfernten Wechsell.

**3.1.3 Ergebnisse***Ansatz 1*

Zumeist wurden die Eier komplett fortgetragen und nur in wenigen Fällen konnte anhand von Eiresten auf die Täterschaft geschlossen werden. Einige Nester wurden komplett verschleppt und konnten nicht wiedergefunden werden, so dass in diesen Fällen über Zeitpunkt und Täter keine sicheren Aussagen möglich sind. Die Ergebnisse sind in Tab. 8 und 9 zusammengefasst.

In Bezug auf die formulierten Vermutungen zeigte sich:

1. Es wurden keine höheren Verluste bei „zu Fuß“ ausgelegten Nestern festgestellt. Stattdessen gab es einen leichten Überhang bei den vom Wagen ausgelegten Nestern.
2. Die weitaus überwiegende Mehrzahl der Nester wurde am Tag ausgenommen.
3. Ein deutlicher Unterschied zwischen beiden Ausbringungsmethoden bezüglich des Vorliegens eines engen zeitlichen Bezuges der Nestplünderungen wurde nicht gefunden. Zwar gab es mehr Fälle zeitlich eng beieinander liegender Ei-Verluste bei den mit Hand ausgebrachten Nestern (16 gegenüber 10), die hohe Anzahl im zeitlichen Zusammenhang geplündelter und mit dem Wagen ausgebrachter Nester spricht jedoch gegen einen wesentlichen Effekt menschlicher Geruchsspuren. Die Nester wurden häufig von Feldwegen aus platziert, so dass es unwahrscheinlich erscheint, dass die dort äußerst gewöhnlichen Gerüche von Schlepper und Anhänger als Spur dienten.

4. Eine Identifizierung der Täter gelang nur in wenigen Fällen. Diese widersprechen jedoch der hierzu formulierten These: Die wenigen nächtlichen Plünderungen konnten zwar eindeutig auf Säuger, vermutlich den Fuchs, zurückgeführt werden. Gleiches gilt für ein offenbar während der Dämmerung um wenige Meter verschlepptes Kunstnest mit zusätzlich gefundenen Eiresten. Alle Nestplünderungen mit engem zeitlichem Bezug, bei denen der Täter eindeutig identifiziert werden konnte, gehen jedoch auf Rabenkrähen zurück. In elf Fällen kann sicher von Rabenkrähen als Kunstnesträuber ausgegangen werden. Neben aufgepickten Eiresten zeigten dies Zufallsbeobachtungen.

**Tab. 8:** Ergebnisse der Prädationsversuche mit Kunstnestern, untergliedert nach den beiden unterschiedlichen Ausbringungsmethoden zu Fuß und vom Wagen aus. Bei den Dreiergruppen handelt es sich um Nester, die jeweils nach einer der beiden Methoden auf einer Fläche ausgebracht worden waren, in Sechsergruppen wurden alle auf je einer Fläche zu gleichen Teilen nach beiden Methoden ausgebrachten Nester zusammengefasst. Ein enger Zeitbezug bei der Plünderung bedeutet, dass die jeweiligen Nester innerhalb weniger Minuten geleert wurden.

	<i>Ausbringung d. Nester</i>		<i>zusammen</i>
	<i>zu Fuß</i>	<i>vom Wagen</i>	
<b>Einzelnester:</b>			
gesamt	48	48	96
geplündert	32	38	70
mit engem Zeitbezug	16	10	26
ohne engen Zeitbezug zu anderen Nestern	10	26	36
ohne Zeitangabe wegen Zählerausfall	6	2	8
unversehrt	16	10	26
<b>geplünderte Nester (betrachtete Dreiergruppen):</b>			
alle 3 Nester mit engem Zeitbezug geplündert	6	4	10
alle 3 Nester ohne engen Zeitbezug geplündert	2	7	9
alle 3 Nester geplündert, Zeitbezug unklar	2	0	2
alle 3 Nester geplündert (zusammen)	10	11	21
alle 3 Nester unversehrt	5	2	7
alle 3 Nester mit jeweils gleichem Schicksal	15	13	28
ungleiches Schicksal der 3 Nester	1	3	4
<b>geplünderte Nester (betrachtete Sechsergruppen):</b>			
alle 6 Nester fast zeitgleich geplündert			2
alle 6 Nester geplündert, nicht zeitgleich oder unklar			7
alle 6 Nester geplündert (zusammen)			9
alle 6 Nester unversehrt			2
alle 6 Nester mit jeweils gleichem Schicksal			11
ungleiches Schicksal der 6 Nester			5

Mit engem Zeitbezug ausgenommene Nester wurden durchschnittlich schneller gefunden. Dieser Umstand ist vor allem auf die zum Teil extrem kurzen Verweildauern (z.T. unter einer Stunde) komplett von Krähen gefundener Nestserien zurückzuführen. Besonders interessant ist, dass viele auf gleicher Parzelle ausgelegte Nester das gleiche Schicksal hatten: entweder wurden sie alle gefunden oder sie blieben allesamt unversehrt. Dies gilt nicht nur für in einem Zug, mit Angel oder

per Hand, ausgelegte Dreiergruppen von Nestern, sondern auch für die jeweils sechs Nester (zwei Dreiergruppen) auf gleicher Fläche.

**Tab. 9:** Ergebnisse der Prädationsversuche mit Kunstnestern, untergliedert nach Vorliegen und Fehlen eines engen Zeitbezuges bei der Plünderung auf gleichen Flächen ausgebrachter Nester

<i>Nur geplünderte Nester</i>	<i>ohne engen Zeitbezug (n=36)</i>	<i>mit engem Zeitbezug (n=26)</i>
mittlere Laufzeit [Std.: Min.]	51:26	18:21
Täter unbekannt	31	15
Täter bekannt	5	11
Fuchs	2	0
Rabenkrähe	3	11
am Tag...	56	
während der Dämmerung...	4	
in der Nacht geplündert	4	
Zeitpunkt nicht feststellbar	6	

### *Ansatz 2*

Von den verdeckt ausgelegten Nestern wurde kein einziges geplündert, 7 der besser sichtbaren Nester fanden Krähen schon am folgenden Tag, die übrigen 5 blieben auch nach einer Woche unversehrt. Hinweise auf Füchse gab es in beiden Fällen nicht.

### *Ansatz 3*

8 von 12 in der Nähe von Fuchsbauten ausgelegten Nestern blieben unberührt, zwei wurden tagsüber vermutlich von Krähen entdeckt und in zwei Fällen deuteten Zeitpunkt und Spuren eindeutig auf Füchse als Täter hin.

## **3.1.4 Diskussion**

Dass Prädationsversuche mit Kunstnestern die realen Verhältnisse nicht korrekt wiedergeben, kann als gesichert gelten (MARINI & WEALE 1997). Im allgemeinen unterliegen Kunstnester höheren Prädationsraten als echte Nester (REITSMA 1992, MAJOR & KENDAL 1996, WILSON et al. 1998, KING et al. 1999). Es liegen jedoch auch Gegenbeispiele vor (WILLBRAND & MARKSTRÖM 1988, DAVISON & BOLLINGER 2000), wobei man bedenken muss, dass auch die Feststellung von Verlusten echter Nester verschiedenen Unsicherheiten unterworfen ist. Gegen eine problemlose Übertragbarkeit solcher Ergebnisse sprechen auch die in der vorliegenden Untersuchung gefundenen Ergebnisse aller drei Ansätze, die eine Vielzahl von Mängeln der Methode offenbaren. Zum einen waren die Ergebnisse stark ortsabhängig: in den meisten Fällen wurden entweder alle Nester auf einer Fläche gefunden oder gar keine, wobei im Einzelnen nicht sicher geklärt werden kann, was diesen Unterschied hervorrief. Es liegt nahe zu vermuten, dass ein



Zusammenhang mit der Prädatorenabundanz besteht, wie er beispielsweise von ANDRÉN et al. (1985) gefunden wurde. Offenbar wurden viele Nester, egal ob mit dem Wagen oder auf konventionelle Art und Weise ausgebracht, schon nach kurzer Zeit von Krähen gefunden und, möglicherweise zum Teil durch das Ausbringen aufmerksam geworden, optisch lokalisiert. Auch erst in der späten Abenddämmerung ausgelegte Nester wurden am darauffolgenden Tag schnell entdeckt. Insgesamt dürfte der überwiegende Teil der Nester schon nach kurzer Zeit von Krähen geplündert worden sein.

Hinweise darauf, dass Füchse oder andere Säuger Kunstnester gemäß der Hauptthese anhand von Geruchsspuren finden, ergaben sich nicht. Vielmehr zeigte sich, dass das im Vorjahr festgestellte schnelle Auffinden in einer Fläche ausgelegter Nester nicht auf olfaktorisch, sondern auf optisch orientierte Prädatoren zurückzuführen ist. Unterschiede in der Plünderungsrate zwischen den verschiedenen Ausbringungsmethoden dürften somit zufälliger Natur sein. Die Ergebnisse des zweiten Ansatzes stützen diese Annahme, indem sie zeigen, dass Nester in schlechter Dekkung zumeist sehr schnell (von Krähen) gefunden werden, während für Krähen nicht sichtbare Nester gänzlich unversehrt blieben.

Die Hauptthese wird hierdurch jedoch auch nicht widerlegt. Dass auch echte Nester zu einem ähnlich hohen Anteil schon innerhalb weniger Stunden von Krähen geplündert werden, ist ausgesprochen unwahrscheinlich, und obgleich Füchse nur sehr wenige Nester plünderten muss unklar bleiben, ob die Tiere die Nester tatsächlich auch nicht fanden. Dass selbst gut sichtbare Eier in unmittelbarer Nähe von bewohnten Fuchsbauten unangetastet blieben, lässt vermuten, dass sie vielmehr verschmäht wurden. Wahrscheinlich sind die Vorsicht der Füchse und der den Nestern und Eiern anhaftende Geruch die Gründe hierfür. Die Ergebnisse verdeutlichen somit vor allem die Unmöglichkeit, Plünderungsraten von Kunstnestern auf echte Nester zu übertragen.

Ob Füchse in der Lage sind, anhand von verbindenden Geruchsspuren Nester zu finden, muss somit weiter unklar bleiben. Sichere Aussagen zu dieser Frage sind indessen von großer Bedeutung, da zu Fuß durchgeführte Kontrollen und Manipulationen an echten Nestern (z.B. durch den Einbau von Thermologgern, SEITZ 2001) verbreitete Vorgehensweisen zur Feststellung von Nestprädation sind (BAINES 1990, PARR 1993, HALUPKA 1998, KÖSTER et al. 2001, NEHLS 2001). Die aus solchen Untersuchungen gewonnenen Ergebnisse müssten neu interpretiert werden, wenn sich die Hinweise bestätigten, die BEINTEMA & MÜSKENS (1987) bei ihren Untersuchungen zum Bruterfolg von Wiesenlimikolen fanden und Prädatoren tatsächlich lernen, den zurückbleibenden Spuren bei Nestkontrollen zu folgen. Auch GATTER (2000) schließt nicht aus, dass geruchliches oder visuelles Hinführen mitverantwortlich dafür war, dass teilweise bis zu 100% der von ihm in Ostsibirien kontrollierten Vogelnester vom Fuchs ausgenommen worden waren.

Obgleich viele Fragen offen bleiben müssen, kann aus diesen Ergebnissen eindeutig abgeleitet werden, dass Prädationsversuche mit Kunstnestern ungeeignet sind, einen entscheidenden Prädationseinfluss auf Rebhuhnpopulationen zu belegen.

### 3.2 Zusammenfassende Diskussion der Bedeutung von Prädation für den Rückgang des Rebhuhns

Für eine abschließende Einschätzung des Einflusses von Lebensraumveränderungen auf die Rebhuhnbestände muss auch die Bedeutung der Prädation bewertet und gegenüber dem Habitatsinfluss abgewogen werden. Die vorhandene Literatur liefert hierfür eine ebenso breite wie uneinheitliche Ausgangsbasis.

Innerhalb der Wildbiologie wird wohl kaum ein Thema so kontrovers diskutiert wie der Einfluss von Prädatoren auf die Populationsentwicklung ihrer Beutetiere. Sehr deutlich treten die unterschiedlichen Auffassungen bei der Frage nach den Ursachen des Rückgangs der sogenannten Niederwildarten Hase und Rebhuhn zutage. Prädation (vor allem durch Fuchs und Rabenvögel) wird als vermeintlich gut regulierbare Einflussgröße vor allem innerhalb der Jägerschaft als entscheidende Rückgangsursache angesehen. Arbeiten von Vertretern der Jagdforschung stützen diese Auffassung voll (SPITTLER 1984abc, 1995, KALCHREUTER 1991) oder teilweise (POTTS 1980, 1986, REITZ 1996, TAPPER et al. 1996). Andere kamen im Verlauf ihrer Untersuchungen über Rebhühner zu gegensätzlichen Aussagen (DÖRING & HELFRICH 1986, GLÄNZER et al. 1993, KUGELSCHAFTER 1995, PANEK 1997).

Dass eine allgemeine Einigung zu dem Problem nicht in Sicht ist, hat mehrere Gründe. Zum einen sind die Beziehungen zwischen Räuber und Beute sehr komplex und bei bestimmten Arten und Bedingungen gefundene Ergebnisse lassen sich kaum verallgemeinern (vgl. BEGON et al. 1991).

Hinzu kommt, dass Prädation nicht direkt untersucht werden kann, da sich die zufälligen Prädationsereignisse einer standardisierten Beobachtung entziehen. In aller Regel ist die Frage nicht zu klären, ob ein Beutetier geschlagen oder tot gefunden wurde (VAN OORT 1978, SCHNEIDER 1978). Auch mit modernen Methoden wie der Telemetrie ist oft keine endgültige Sicherheit über die tatsächliche Todesursache zu erzielen. Häufig besteht, wie bei der Untersuchung der Nestprädation, auch die Gefahr, dass Ergebnisse durch ihre Erhebung verfälscht werden (vgl. Abschnitt 3.1). Aber auch eine genaue Kenntnis von Prädationsraten ermöglicht keine direkten Schlussfolgerungen auf den Einfluss dieser Ereignisse auf die Populationsentwicklung. Wie bei vielen anderen Arten übertrifft die jährlich mögliche Reproduktion beim Rebhuhn die Zahl der sie erzielenden Brutvögel um ein Vielfaches. Hohe Verlustraten sind demnach vollkommen natürlich. Für das langfristige Überleben einer Art dürfte zudem nach (BEZZEL 1994) optimale Fitness entscheidend sein, nicht eine hohe konstante Individuenzahl, weshalb Prädationsdruck für die Beute nicht unbedingt negativ ist.

Es ist nicht immer eindeutig, welcher Sachverhalt gemeint ist, wenn von einem negativen Einfluss der Prädation gesprochen wird: Dass Individuen einer Art Beutegreifern zum Opfer fallen oder dass dies einen Rückgang der Beutetierpopulationen bewirkt. Gibt es Belege dafür, dass beim Rebhuhn der letztgenannte Fall vorliegt und wesentlich zum Niedergang der Bestände beigetragen hat?

Der „Flaschenhals“ bei der Populationsentwicklung des Rebhuhns ist offenbar die Phase der Reproduktion (siehe Einleitung). Von Habichten, Weihen und anderen Greifvögeln sowie von Füchsen während der übrigen Zeit des Jahres verursachte Verluste, wie sie beispielsweise von KALCHREUTER (1991) hervorgehoben werden, kommen somit als entscheidende Gefährdungsursache nicht in Frage. Da Prädation bei der Kükensterblichkeit eine untergeordnete Rolle spielt, gilt die Nestprädation als wesentliche Einflussmöglichkeit der Beutegreifer (POTTS 1980, 1986, DOWELL 1988, AEBISCHER & POTTS 1998). Hat die Nestprädation bei Rebhuhngelegen in den vergangenen Jahrzehnten zugenommen?

Frühere Daten zur Prädation von Rebhühnern liegen kaum vor und auch heute sind solche Angaben noch mit großen Unsicherheiten behaftet. Ein Vergleich zwischen früheren und heutigen Verhältnissen bezüglich der Prädationsraten lässt sich deswegen nicht herstellen und es können allenfalls „hohe“, keine „höheren“ Prädationsraten konstatiert werden.

Häufig wird allein aufgrund von Populationszuwächsen von einer erhöhten **Prädation durch Rabenvögel** ausgegangen. Zugenommen haben Elster und Rabenkrähe in der Vergangenheit vor allem im Bereich der Siedlungen, während sie in der offenen Feldflur vielerorts rückläufige Tendenzen zeigen (MÄCK & JÜRGENS 1999). KAISER & STORCH (1996) fanden bei ihren Untersuchungen keinen Fall einer Gelegezerstörung durch Rabenvögel. Die höchsten Reproduktionsraten erreichten die von ihnen untersuchten Rebhühner sogar in den Bereichen mit den höchsten Rabenvogeldichten. Ganz ähnlich waren die Verhältnisse im UG Kassel, wo die meisten Rebhühner in den von Rabenvögeln vermutlich dichter besiedelten stadtnahen Gebieten kartiert wurden.

Wie MOOIJ (1998) feststellt, wird eine erhöhte **Fuchsprädation** zumeist aus dem schlichten Vergleich der Jagdstrecken von Fuchs und Rebhuhn abgeleitet. Diese Basis erweist sich jedoch bei genauerer Betrachtung als äußerst schwach. Zum einen geben Jagdstrecken nicht die Häufigkeit einer Art, sondern die Bejagungsintensität wieder, weshalb abnehmende Populationen anhand der Streckenzahlen zu niedrig (Schonung) und zunehmende Populationen zu hoch (verstärkte Bejagung) eingeschätzt werden. Zum anderen zeigt die Entwicklung der westdeutschen Jagdstrecken beider Arten erhebliche Zunahmen beim Fuchs erst seit Ende der achtziger Jahre, während die Rebhuhnstrecken bereits fast zehn Jahre zuvor eingebrochen waren und die Art daraufhin weitgehend geschont wurde.

Es liegen jedoch auch konkretere Ergebnisse zur Nestprädation durch Füchse und andere Säuger vor. So geben KAISER & STORCH (1996) an, dass über 50% der von ihnen festgestellten Nestverluste auf Säuger zurückzuführen waren. Neuere Untersuchungen an bodenbrütenden Wiesenvögeln weisen ebenfalls auf hohe Verluste durch Säuger hin (NEHLS 2001), während Krähen als Nestprädatoren kaum eine Rolle spielten. In zahlreichen Untersuchungen zum Bruterfolg von Bodenbrütern werden jedoch Angaben zu Prädationsraten gemacht, ohne die Möglichkeit einzubeziehen, dass Nester von den Altvögeln ohne direkte Fremdeinwirkung aufgegeben wurden. Dies ist überraschend, denn eine eindeutige Unterscheidung

dieser beiden Fälle ist oft gar nicht möglich. Zudem weisen die Ergebnisse jener Arbeiten, in denen Angaben zur Nestaufgabe gemacht werden, darauf hin, dass dieser Faktor vermutlich viel gewichtiger ist als gemeinhin angenommen. So fand NEHLS (2001) bei Uferschnepfen stark schwankende Raten von bis zu 56%, BRO et al. (1998) geben 20-40% für die von ihnen untersuchte Rebhuhnpopulation an. Außer dort, wo Störungen eine wesentliche Rolle spielen, dürfte Nahrungsmangel der Hauptgrund für die Nestaufgabe sein, wie dies auch von NEHLS (2001) in bezug auf die genannten extrem hohen Aufgaberraten bei der Uferschnepfe vermutet wird. Am Beispiel des Braunkehlchens konnte OPPERMANN (1999b) zeigen, dass Paare ihr Revier verlassen, wenn das Nahrungsangebot Anfang Juni unter einen Schwellenwert sinkt und ein erfolgreiches Brüten nicht möglich ist. Mit der Ignorierung der vermutlich alltäglichen Nestaufgaben werden Verluste, die ursächlich durch schlechte Witterungs- oder Lebensraumbedingungen hervorgerufen wurden, auf Prädatoren zurückgeführt.

Ein ähnliches, weitgehend vernachlässigtes Problem stellt sich bei der Untersuchung der Prädation von Altvögeln. Werden zahlreiche Individuen, die sich z.B. aufgrund von Nahrungsmangel in schlechter Verfassung befinden, von Beutegreifern erbeutet, dann wird der Populationsrückgang durch die schlechte Nahrungssituation, nicht durch Prädation verursacht (BEGON et al. 1991). HESPELER (1997) gelangt in diesem Zusammenhang zu der Aussage, dass die Verluste durch Beutegreifer Symptome, nicht Ursache des Rebhuhnrückgangs sind: „Wir verwechseln einfach Ursache und Wirkung“. Wenn geeignete Habitate, wie in dieser Arbeit für die Untersuchungsgebiete in der deutschen Mittelgebirgsregion deutlich gemacht wurde, zur begrenzenden Ressource werden, ist damit zu rechnen, dass vor allem in pessimale Gebiete abgedrängte Tiere einem höheren Prädationsrisiko aufgrund ungünstiger äußerer Bedingungen (z.B. zu wenig Deckung) und schlechterer körperlicher Verfassung unterliegen. Letztere kann sowohl auf Witterungsverhältnisse als auch auf Lebensraumveränderungen zurückzuführen sein. Der äußerst naheliegende Zusammenhang zwischen Habitatverschlechterung und Prädation ist, wohl auch aufgrund methodischer Schwierigkeiten, bislang kaum untersucht worden und wird vermutlich gemeinhin unterschätzt. Geht eine erhöhte Prädation auf verschlechterte Lebensraumbedingungen zurück, so muss sie als Folgeerscheinung betrachtet werden.

Demgegenüber vermutet GATTER (2000), dass der Prädationsdruck sich insgesamt infolge einer Zunahme von Raubsäugern durch Tollwutimpfung und insgesamt verbesserte Bedingungen für bestimmte Arten verstärkt hat und dass stabile Räuber-Beute-Systeme auf diese Weise eine neue Dynamik erhielten. Zwar stiegen die Fuchsstrecken in Westdeutschland tatsächlich nach der Einführung der Tollwutimpfung stark an. Der oft selbstverständlich angenommene Zusammenhang zwischen beiden Ereignissen ist aber keineswegs eindeutig. So nahmen die Fuchsstrecken in der DDR schon in den achtziger Jahren ähnlich stark zu (ANSORGE 1991). Damals gab es dort statt einer Tollwutimpfung aber lediglich erhöhte Prämien für den Abschuss von Füchsen. Inwieweit steigende Fuchsstrecken tatsächlich auch steigende Fuchsbestände bedeuten, lässt sich nicht sicher angeben. Vermutlich werden die Populationszuwächse beim Fuchs oft überschätzt, wie dies

wohl auch MÜLLER (2000) tut, indem er von einer drei- bis vierfachen Zunahme ausgeht, obwohl dies aus den von ihm dazu präsentierten Daten gar nicht ablesbar ist. Die Kausalität einer Bestandsreduzierung infolge erhöhten Abschusses ist ebenfalls unklar. Es gibt eine Reihe von Hinweisen darauf, dass eine erhöhte Fuchsbejagung aufgrund einer Störung der sozialen Ordnung innerhalb von Populationen oft eine erhöhte Fuchszahl zur Folge hat, statt zu einer Verringerung der Bestände zu führen (VAN OORT 1978, ZIMEN 1982, MACDONALD 1993, NEUHÄUSER et al. 1990, PRIEMER 1999). In jedem Fall wären anthropogen veränderte Umweltbedingungen die letztendliche Ursache und bei deren Stabilisierung wäre auch eine Stabilisierung der Räuber-Beute-Systeme zu erwarten.

Unabhängig davon bleibt die Frage, welchen Einfluss die festgestellten Nestverluste auf die Populationsentwicklung haben. Selbst bei genauer Kenntnis der Verlustraten ist ihr Effekt aus den bereits erwähnten Gründen schwer abzuschätzen. Die Tatsache, dass auch kleine Teilpopulationen trotz anhaltenden Räuberdrucks über Jahre hinweg bestehen bleiben, spricht allgemein gegen eine erhebliche Bedeutung prädationsbedingter Verluste. Eine genaue Einschätzung bleibt jedoch schwierig.

Auch die experimentelle Reduktion von Beutegreifern („Räuber-Ausschluss-Experimente“) führt hier nicht zu klaren Aussagen. Zwar ergab sich in einigen Fällen ein Anstieg der Beutetierpopulationen (TAPPER et al. 1996), jedoch war dies keineswegs immer der Fall (MÄCK & JÜRGENS 1999). Mit der Entfernung der Prädatoren werden äußerst ungewöhnliche Verhältnisse geschaffen, aus denen sich keine Aussagen über die Bedeutung von Prädatoren für den Rückgang der Rebhühner, die sich wie alle Beutetierarten unter dem Einfluss von Beutegreifern entwickelt haben, ableiten lassen. Zudem sind eventuell vorhandene Effekte von erhöhtem Prädatorenabschuss zumeist kurzfristig und schwächen sich bereits im Folgejahr deutlich ab (GOSSOW 1976, KALCHREUTER 1980, MOOIJ 1998, GATTER 2000). Auch unter diesen Umständen entscheidet demnach vor allem die Habitatkapazität über die Populationsdichte.

Wie bereits in der Einleitung erwähnt, ergaben sich auch bei der Verwendung computer-gestützter Populationsmodelle keine Hinweise auf eine zentrale Bedeutung der Prädationsverluste für die langfristige Populationsentwicklung von Rebhühnern (POTTS 1980, PANEK 1992, POTTS & AEBISCHER 1995, BRO et al. 2000, PANEK & KAMIENIARZ 2000a). Auch POTTS (1986) fand beim Vergleich von 21 stabilen und 13 rückläufigen Rebhuhnpopulationen keine Unterschiede hinsichtlich der Verluste durch Nestraub und Jagd sowie durch Klima- und Prädationseinflüsse im Winter.

Aus den vorliegenden Untersuchungen kann demnach keine wesentliche Bedeutung der Prädation für den Rückgang des Rebhuhns in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft abgeleitet werden.

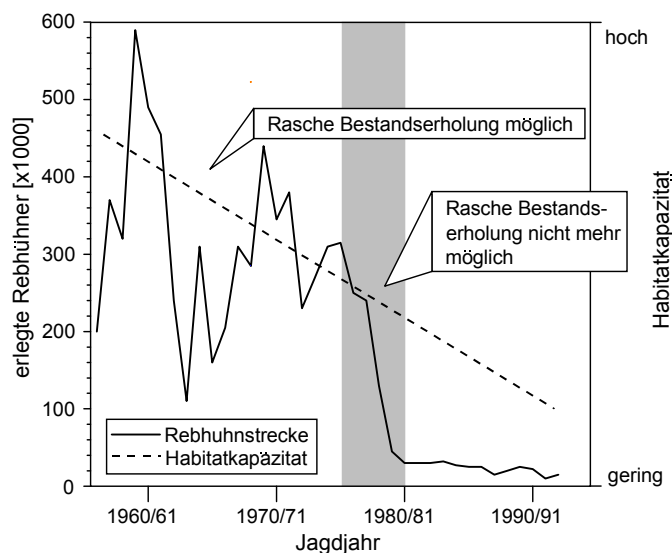
## Kapitel 4: Fazit - Ursachen und Ablauf der Bestandsrückgänge beim Rebhuhn

Den insgesamt schwachen Hinweisen auf Prädation als wesentliche Rückgangsursache stehen eine Vielzahl von Argumenten für einen erheblichen Habitateinfluss gegenüber, die zusammen ein klares Bild vom Ablauf des großräumigen Niedergangs der Rebhuhnbestände liefern. Es ist vielfach gezeigt worden, dass die Qualität der offenen Agrarlandschaft als Lebensraum für Rebhühner stark zurückgegangen ist (SOUTHWOOD & CROSS 1969, POTTS 1980, 1986, RANOUX 1998, PANEK 1991, 1997, NÖSEL 1992, WINK 1992, GLÄNZER et al. 1993, KUGELSCHAFTER 1995, TUCKER & DIXON 1997, KAISER 1998, MOOIJ 1998, PANEK & KAMIENIARZ 1998, 2000a, RANOUX 1998, RICHARZ et al. 1998, CHIVERTON 1999). Verstärkter Herbizideinsatz, erhöhte Düngemittelgaben verbunden mit höheren Ernteerträgen, Vergrößerung der Nutzungseinheiten und Vereinheitlichung der Landschaft, Verarmung der Insekten- und Pflanzenvielfalt, zunehmende Mechanisierung und höhere Bearbeitungsgeschwindigkeiten – all das hat dazu beigetragen, das Angebot an geeigneten Reproduktionshabitaten in der Landschaft stark zu verringern. Wie am Ende von Kapitel 2 beschrieben wurde, können die wesentlichen bekannten Rückgangsursachen als je nach Gebiet und im Verlauf der Zeit unterschiedlich bedeutsame Facetten des Verlustes an geeigneten Nisthabitaten verstanden werden.

Da diese Abnahme der Habitatkapazität über die Jahre nicht exakt quantifizierbar ist, wurde sie in Abb. 48 vereinfachend mit einem linearen Verlauf dargestellt. Zusätzlich sind die Jagdstrecken in Westdeutschland von der Mitte der fünfziger bis Anfang der neunziger Jahre angegeben (nach KUGELSCHAFTER 1995). Wie bereits erläutert, wurden die erheblichen Schwankungen in den Streckenzahlen vor allem durch die herrschenden Witterungsbedingungen hervorgerufen. Auf starke Einbrüche folgte in früheren Jahren jedoch immer eine relativ rasche Bestandserholung. Für die ehemalige UdSSR lässt sich zeigen, dass Rebhühner extreme witterungsbedingte Bestandseinbrüche trotz hoher Prädatorenbestände über Jahrzehnte mühelos ausgleichen konnten (ILIČEC & FLINT 1989, MOOIJ 1997). Die Vermutung, dass diese raschen Bestandserholungen unter den Bedingungen der modernen Landwirtschaft nicht mehr möglich sind (MOOIJ 1997, EYLERT 2000), kann mit den Ergebnissen dieser Arbeit untermauert werden. Diese Zusammenhänge sind für ein Verständnis der Bestandsrückgänge des Rebhuhns entscheidend.

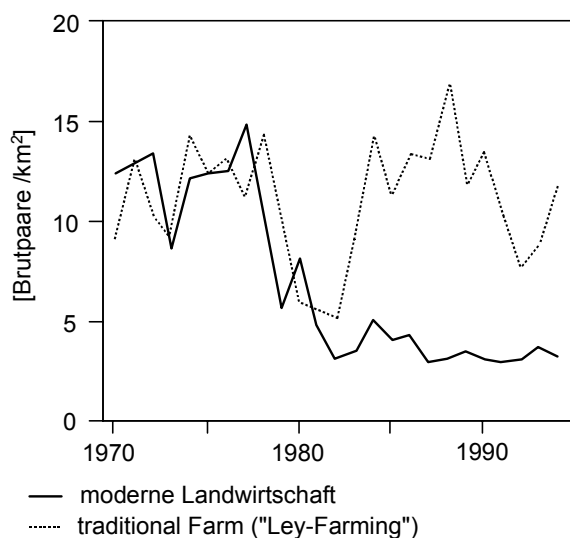
Klimatisch ungünstige Jahre führten beispielsweise in den sechziger Jahren zu einem starken Rückgang der Rebhuhnstrecke. Zu dieser Zeit bot die offene Agrarlandschaft den Rebhühnern noch recht gute Bedingungen, so dass sich die Bestände in den Folgejahren relativ schnell erholen konnten, wenngleich die früheren Dichten vermutlich nicht wieder erreicht wurden. Es ist davon auszugehen, dass im weiteren Verlauf auch ungünstige Standorte infolge ausgeprägter Nistplatztradition (vgl. Abschnitt 1.2.4) bei insgesamt günstiger Witterung noch einige Jahre besiedelt wurden, so dass die Populationen auf die verschlechterte Lebensraumsituation mit einer deutlichen Zeitverzögerung reagierten. Als es um 1980 erneut zu einem starken witterungsbedingten Einbruch kam (wohl vor allem infolge des extrem schneereichen Winters 1979), war die Habitatkapazität bereits deutlich niedriger.

Die verbliebenen Rebhühner fanden kaum geeignete Reproduktionshabitate und in Folge dessen erholten sich die Bestände nicht annähernd auf das vorherige Niveau. Bei starker Bestandsausdünnung traten zusätzlich die beschriebenen Verinselungsprobleme auf, die bei rascher Fragmentierung ebenfalls einer Zeitverzögerung unterliegen (ANDRÉN 1994). Die Auswirkungen ungünstiger Witterung sind also bei verschlechterten Lebensraumverhältnissen und verinselten Optimalhabitaten viel gravierender.



**Abb. 48:** Rebhuhnstrecke (Anzahl pro Jahr erlegter Hühner) in Deutschland in der zweiten Hälfte des zwanzigsten Jahrhunderts und hypothetischer Verlauf der abnehmenden Habitatkapazität für Rebhühner in der Agrarlandschaft. Die Grafik illustriert die Auswirkungen witterungsbedingter Bestandsrückgänge bei relativ hoher und relativ niedriger Habitatkapazität.

Dies zeigt auch der Vergleich von Rebhuhnpopulationen auf unterschiedlich genutzten landwirtschaftlichen Flächen in England (AEBISCHER & POTTS 1998): Im Gebiet einer Farm, auf der traditionell gewirtschaftet wurde (in Form des sogenannten „Ley-Farming“ mit Untersaaten), erholten sich die Rebhuhnbestände auch nach 1980 relativ schnell (Abb. 49).



**Abb. 49:** Entwicklung der Rebhuhnbestände in unterschiedlichen Untersuchungsgebieten in Sussex, England. Aufgetragen sind die Werte für traditionell („Ley-Farming“) und konventionell/ modern bewirtschaftete Flächen („Other Farms“). (nach AEBISCHER & POTTS 1998, verändert)

Im Bereich anderer Farmen mit moderner Wirtschaftsweise und entsprechend geringerer Habitatkapazität blieben die Brutpaarzahlen hingegen auf niedrigem Niveau, genauso, wie dies Abb. 48 anhand der Rebhuhnstrecken für die Verhältnisse in Westdeutschland zeigt.

Die Bestandsrückgänge des Rebhuhns können somit durch das Zusammenspiel der Faktoren Witterung und Lebensraum verstanden werden. Diese Erklärung kommt ohne Prädation als zusätzlich bedeutsamen Faktor aus.



## Kapitel 5: Biotopverbund und Rebhuhnschutz

Nach den speziellen Ausführungen zu den Ursachen des Rebhuhnrückgangs kann eine klare Einschätzung des Biotopverbundkonzeptes in seiner Eignung für den Rebhuhnschutz gegeben werden.

Die dargestellten Ergebnisse zeigen, dass der Mangel an geeigneten Nisthabitaten das zentrale Problem für Rebhühner in der Agrarlandschaft ist. Genau an dieser Stelle setzt die positive Wirkung der Biotopverbundflächen an. Sie stellen ungestörte Inseln innerhalb der intensiv genutzten Flächen dar und zeichnen sich ihnen gegenüber durch ein deutlich höheres Insektenangebot (KOENIES et al. 1999) und bessere, dauerhafte Deckung bei überwiegend hoher Lauffreiheit aus, unabhängig davon, ob es sich um teilweise mit Gehölzen bepflanzte oder reine Sukzessionsflächen handelt. Innerhalb der Gemeinde Meißner erwiesen sich die Verbundflächen als die am häufigsten genutzten Nisthabitats. Bei großflächiger Umsetzung des Verbundkonzeptes könnten sie neben einer Erhöhung der Habitatkapazität auch, dem ursprünglichen Verbundgedanken gemäß, als Trittsteine die in dieser Arbeit aufgezeigte Fragmentierungsproblematik für Rebhühner entschärfen helfen.

Diesen positiven Wirkungen stehen jedoch verschiedene negative Aspekte gegenüber. Zum einen neigen die Flächen dazu, im Laufe der Zeit höhere Vegetationsdichten auszubilden und bei fortschreitender Sukzession werden sie mehr und mehr von Gehölzen dominiert. Die Eignung neu eingerichteter Verbundflächen als Nisthabitats nimmt also bereits binnen weniger Jahre rasch ab. Als vorläufiges Endstadium sind Hecken zu erwarten, deren Gehölzbewuchs bis direkt an die angrenzenden Ackerfurchen reicht. In diesem Zustand sind sie als Nisthabitats für Rebhühner unbrauchbar geworden. Diese Schwierigkeiten tauchen immer dann auf, wenn Dauerflächen angelegt werden und gelten nicht für Schutzkonzepte, die auf Randstreifenprogrammen und der Anlage vorübergehender Brachen beruhen (z.B. BRÄSECKE 1995).

Hinzu kommen allgemeine Probleme bei der Umsetzung von Biotopverbundkonzepten: der hohe finanzielle Aufwand (vgl. KOENIES et al. 1999) und das Problem des Flächenschwundes infolge einer Vereinnahmung der Verbundparzellen durch grenzüberschreitendes Bearbeiten der benachbarten Äcker, wie es in der Gemeinde Meißner im Rahmen der wissenschaftlichen Begleituntersuchungen zum Verbundprojekt festgestellt wurde (Eine grobe Schätzung ergab, dass von der ursprünglich angekauften Fläche an den einzelnen Parzellen bis zum Sommer 2001 rund 20 bis 30% seitlich „abgeackert“ worden waren).

Ein speziell auf Rebhühner ausgerichtetes Artenschutzkonzept würde daher sicher anders aussehen. Idealerweise müssten immer wieder neue Brachflächen in unmittelbarer Nähe zueinander entstehen und lediglich für einige Jahre erhalten bleiben. Dabei wäre darauf zu achten, dass im Frühjahr immer ein Restbewuchs aus dem Vorjahr vorhanden ist und dass die Flächen nie vor Anfang Juli umgebrochen und einer erneuten Nutzung zugeführt würden. Eine solche dynamische Lösung würde bei langfristiger und großflächiger Durchführung die bessere Variante gegenüber

dem eher statischen Biotopverbundkonzept darstellen. Zu den ehemaligen Bedingungen, unter denen geeignete Habitate immer wieder im Zuge der ganz normalen Landbewirtschaftung ohne zusätzliches Management entstanden, führt aber ohne umwälzende Veränderungen in der Landwirtschaft kein Weg zurück.

Grundsätzlich gilt bei Schutzbemühungen für Rebhühner, dass sie aufgrund der hohen Standorttreue der Art immer in Gebieten mit relativ guten Beständen ansetzen sollten. Durch die Stützung vorhandener Populationen kann versucht werden, eine erneute Ausbreitung der Art in zwischenzeitlich unbesiedelte und nachträglich aufgewertete Bereiche zu erreichen.

## Zusammenfassung

Die Bestände des Rebhuhns (*Perdix perdix*) sind in Mitteleuropa seit etwa der Mitte des zwanzigsten Jahrhunderts stark rückläufig. Als wesentliche Ursachenkomplexe werden allgemein Lebensraumveränderungen und verstärkte Prädation angesehen. Wenngleich weitgehend Einigkeit darüber herrscht, dass die Rückgänge aus demographischer Sicht in erster Linie auf zu geringe Reproduktionserfolge zurückzuführen sind, wurden die hierfür bedeutsamen Faktoren bislang sehr unterschiedlich und widersprüchlich bewertet. Zentrales Ziel der vorliegenden Arbeit war es, aus den Ergebnissen bisheriger sowie eigener Untersuchungen ein Erklärungsmodell zu entwickeln, welches diese Widersprüche verständlich macht und die relevanten Ursachen zu einer Vorstellung vom Ablauf der Rückgänge vereinigt. Es wird gezeigt, dass die oft verschiedenartig beurteilten, den Lebensraum betreffenden Faktoren als Teilaspekte einer zentralen Ursache, dem Verlust an geeigneten Nisthabitaten, aufgefasst werden können. Je nach Art und Intensivierungsgrad der landwirtschaftlichen Nutzung treten einzelne Faktoren wie steigender Herbizideinsatz, verringerte Strukturvielfalt und zunehmende Stickstoffdüngung unterschiedlich stark in den Vordergrund.

### **Kapitel 1:** Die Untersuchungsgebiete und ihre Rebhuhnbestände

Die Untersuchungen fanden in den Jahren 1999 bis 2001 in vier sehr unterschiedlich strukturierten Gebieten statt. Das Untersuchungsgebiet im Landkreis Kassel entspricht einer typischen, agrarisch geprägten deutschen Mittelgebirgslandschaft mit geringer Rebhuhndichte (0,2 BP/100ha). Ähnliches gilt für die östlich des Meißner-Massivs gelegene Gemeinde Meißner (0,7 bis 0,8 BP/100ha), die sich aufgrund der aufwendigen Umsetzung eines Biotopverbundprojektes als Untersuchungsfläche besonders anbot. Das Eichsfeld in Thüringen ist geprägt durch besonders große Bewirtschaftungseinheiten und sehr geringe Rebhuhndichten (unter 0,2 BP/100ha). Im Gegensatz dazu zeichnete sich das Untersuchungsgebiet Goslice in Ostpolen durch im europaweiten Vergleich besonders hohe Rebhuhndichten (24 BP/100ha) und eine kleinflächige, vergleichsweise extensive Bewirtschaftung aus. In der Gemeinde Meißner, wo die Entwicklung der Rebhuhnbestände über drei Jahre verfolgt wurde, konnten eine deutliche Nistplatztradition und relativ hohe Reproduktionserfolge (45-50% Bruterfolg mit 7,3-8,3 Jungvögeln pro Kette im Herbst) festgestellt werden.

### **Kapitel 2:** Lebensraumveränderungen als Rückgangursache

Als Nisthabitate wählten die Rebhühner in den nordhessischen Untersuchungsgebieten sowie im Eichsfeld bevorzugt ungenutzte, inselartige Restflächen wie Brachen, Feldholzinseln und Ruderalstandorte (insgesamt über 90% aller Bruten). Im Unterschied dazu präferierten die Tiere in Ost-Polen eindeutig Wintergetreidefelder (rund 80% aller Bruten), die in den

anderen Untersuchungsgebieten nur ausnahmsweise besiedelt wurden. Es konnte gezeigt werden, dass die Nistplatzwahl der Rebhühner dennoch anhand einheitlicher Merkmale nachvollzogen werden kann: In allen Fällen wurde für die Nestanlage Anfang Mai lockerwüchsige, mittelhohe Vegetation bevorzugt. Lockerwüchsige Bereiche wiesen aufgrund schnellerer Erwärmung und Abtrocknung im Tagesverlauf ein günstigeres Mikroklima auf. Die unterschiedlichen Pflanzengesellschaften auf potentiellen Nisthabitaten erwiesen sich als ungeeignetes Kriterium für die Eignung der Flächen. Durch einen Vergleich von Landschaftsausschnitten konnte gezeigt werden, dass das Vorhandensein von geeigneten Nisthabitaten (durch ihre Vegetationsstruktur als solche ausgewiesen) gegenüber anderen Lebensraumeigenschaften das herausragende Merkmal besiedelter Teilflächen darstellt. Darüber hinaus wurde die Seltenheit von geeigneten Nisthabitaten in nordhessischen Agrarlandschaften verdeutlicht: Weniger als 90 Flächen mit insgesamt knapp 60 ha Fläche konnten im rund 480 km<sup>2</sup> großen Untersuchungsgebiet im Landkreis Kassel kartiert werden. Dies wird als zentraler Grund für dortigen geringen Populationsdichten angesehen. Von den strukturell geeigneten Flächen war jedoch nur etwa die Hälfte tatsächlich besiedelt. Diese mangelnde Flächenausnutzung wurde bei der gefundenen, sehr geringen Dichte solcher Bereiche auf klar erkennbare Fragmentierungseffekte zurückgeführt: So nahm die Besiedlungswahrscheinlichkeit dieser Habitate mit wachsender Entfernung zu anderen Rebhuhn-Vorkommen stark ab. Die extrem hohe Standorttreue des Rebhuhns führt dazu, dass mehr als 3 km entfernt gelegene Habitate nur ausnahmsweise erreicht werden. Anhand einer historischen Betrachtung der Situation wurde weiter deutlich gemacht, dass die mitteleuropäischen Agrarlandschaften den ursprünglich aus Steppengebieten eingewanderten Rebhühnern lange Zeit Nisthabitate in hoher Dichte boten. Vor allem durch die infolge vermehrter Düngung erhöhten Ernteerträge und die zunehmende Effizienzsteigerung beim Einsatz von Herbiziden wurde die Attraktivität der Wintergetreidefelder als Nisthabitate im vergangenen Jahrhundert jedoch wesentlich herabgesetzt. Zu dichte Vegetation und zu geringes Nahrungsangebot zwangen die Rebhühner mehr und mehr, sich aus den bewirtschafteten Flächen zunehmend auf die wenigen ungenutzten und weiterhin geeigneten Flächen zurückzuziehen. Ein negativer Effekt intensiver Flächenbewirtschaftung, z.B. infolge steigender Herbizidausbringung, ist daher nicht mehr erkennbar, wo bewirtschaftete Flächen ohnehin nur noch ausnahmsweise besiedelt werden.

***Kapitel 3: Prä-  
dation als Rück-  
gangsursache***

Anhand eigener Untersuchungen wurde gezeigt, dass Kunstnester ungeeignet sind, Verlusten echter Nester durch Beutegreifer indirekt zu ermitteln. Auf dieser Methode aufbauende Argumente für einen wesentlichen Einfluss von Prädatoren auf die Bestandsentwicklung des Rebhuhns sind demzufolge als wenig belastbar bis nicht stichhaltig anzusehen. In einer ausführlichen Diskussion der vorliegenden Untersuchungen zum Einfluss der Prädation auf die Populationsentwicklung von Rebhühnern wird dargelegt, warum Prädation für die Rückgänge des Rebhuhns vermutlich keine entscheidende Rolle gespielt hat.

***Kapitel 4: Fazit–  
Ursachen und Ab-  
lauf der Bestands-  
rückgänge beim  
Rebhuhn***

Nachdem deutlich gemacht wurde, dass Lebensraumveränderungen gegenüber der Prädation als der wesentliche Ursachenkomplex anzusehen sind, wird die vorher hergeleitete Verringerung der Habitatkapazität in der offenen Agrarlandschaft zur Erklärung des Verlaufs der Bestandsrückgänge mit der Witterung als einem weiteren entscheidenden, jedoch über den Zeitraum der vergangenen 50 Jahre weitgehend konstanten, Faktor in Verbindung gebracht. Die klimatischen Verhältnisse haben einen wesentlichen Einfluss auf die Reproduktionsraten im Frühjahr und die Sterblichkeit im Winter und riefen seit jeher kurzfristig starke Populationsschwankungen hervor. Witterungsbedingte Einbrüche konnten unter guten Lebensraumbedingungen aufgrund hoher Nachwuchsraten rasch ausgeglichen werden. Bei stark herabgesetzter Habitatkapazität war dies hingegen nicht mehr möglich. Auf diese Weise ist zu verstehen, weshalb sich die Rebhuhnbestände in Deutschland nach dem starken Einbruch vor rund zwanzig Jahren (infolge eines extrem schneereichen Winters) nicht wieder erholt haben.

***Kapitel 5: Biotop-  
verbund und Reb-  
huhnschutz***

In der Gemeinde Meißen stellten die Biotopverbundparzellen die wichtigsten Nisthabitate für Rebhühner dar. Der Effekt dieser Maßnahmen muss daher eindeutig positiv bewertet werden. Aufgrund der zu erwartenden Sukzession solcher Flächen hin zu immer dichter Vegetation und geschlossenem Gehölzbewuchs ist eine langfristig positive Wirkung jedoch nicht zu erwarten. Günstiger werden daher stärker dynamisch ausgerichtete Konzepte beurteilt, bei denen geeignete Flächen in Form von Brachen in räumlicher Nähe zueinander immer wieder neu entstehen, um nach einigen Jahren erneut bewirtschaftet zu werden.

## Literatur

- ABEL, W. (1978): Geschichte der deutschen Landwirtschaft vom frühen Mittelalter bis zum 19. Jahrhundert. 3. Aufl., Ulmer, Stuttgart, 370 S.
- AEBISCHER, N.J. & G.R. POTTS (1994): Partridge *Perdix perdix*. S. 220-221 in: Tucker, G.M. & M.F. Heath: Birds in Europe, their conservation status. Birdlife Conservation Series 3, Cambridge, 600 S.
- AEBISCHER, N.J. & G.R. POTTS (1998): Spatial changes in grey partridge (*Perdix perdix*) distribution in relation to 25 years of changing agriculture in Sussex, U.K. *Gibier Faune Sauvage* 15/4: 293-308.
- ANDRÉN, H. (1994): Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355-366.
- ANDRÉN, H., P. ANGELSTAM, E. LINDSTRÖM & P. WIDEN (1985): Differences in predation pressure in relation to habitat fragmentation: an experiment. *Oikos* 45: 273-277.
- ANSORGE, H. (1991): Populationsökologische Aspekte der Bestandsdynamik des Rotfuchses in der DDR. S. 49-54 in: Commichau, C. & H. Sprankel (Hrsg.): Fuchs-Symposium Koblenz 2.-3. März 1990, Schriftenreihe des Arbeitskreises Wildbiologie an der Justus-Liebig-Universität Gießen e.V., Heft 20.
- ANT, H. & H. WEDECK (1996): Änderungen in der Artenzusammensetzung der Ackerunkrautvegetation sowie der Schneckenfauna auf Kalkböden nördlich von Hamm (Westfalen) zwischen 1969 und 1994. *Tuexenia* 16: 497-507.
- BAINES, D. (1990): The role of predation, food and agricultural practice in determining breeding success of the Lapwing (*Vanellus vanellus*) on upland grasslands. *Journal of Animal Ecology* 59: 915-929.
- BAUER, H.G. & P. BERTHOLD (1996): Die Brutvögel Mitteleuropas: Bestand und Gefährdung. Aula-Verlag, Wiesbaden, 715 S.
- BAUMGARTNER, H. (1994): Projekt Rebhuhn-Artenreiche Flur, Das Modell Feuchtwangen. Wildbiologie: Jagd und Naturschutz, Infodienst Wildbiologie und Ökologie 4/18, Zürich, 12 S.
- BAYNE, E.M. & K.A. HOBSEN (1999): Do clay eggs attract predators to artificial nests? *Journal of field Ornithology* 70/1: 1-7.
- BEGON, M., J.L. HARPER & C. R. TOWNSEND (1991): Ökologie: Individuen, Populationen und Lebensgemeinschaften. Birkhäuser, Basel, Boston, Berlin, 1024 S.
- BEINTEMA, A.J. & G.J.D.M. MÜSKENS (1987): Nesting success of birds breeding in Dutch agricultural grasslands. *Journal of Applied Ecology* 24: 743-758.
- BEZZEL, E. (1992): Liebes böses Tier, Die falsch verstandene Kreatur. Artemis & Winkler Verlag, München, 232 S.
- BIRKAN, M. & D. SERRE (1988): Disparition, domaine vital et utilisation du milieu de janvier à mai chez la perdrix grise (*Perdix perdix* L.), dans la Beauce du Loiret. *Gibier Faune Sauvage* 5: 389-409.
- BIRKAN, M., D. SERRE, S. SKIBNIENSKI & E. PELARD (1992): Spring-summer home range, habitat use and survival of grey partridge (*Perdix perdix*) in a semi-open habitat. *Gibier Faune Sauvage* 9: 431-442.
- BLANK, T.H. & J.S. ASH (1956): The concept of territory in the partridge *Perdix perdix* p. *perdix*. *The Ibis* 98: 379-389.
- BRÄSECKE, R. (1995): Das Rebhuhnforschungsprojekt Wesel - erste Zwischenergebnisse nach fünfjähriger Tätigkeit. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 20: 243-254.
- BRO, E., F. REITZ & P. MAYOT (1998): Suivi de populations de perdrix grise (*Perdix perdix*) en période de reproduction en France. *Gibier Faune Sauvage* 15: 535-544.
- BRO, E., F. SARRAZIN, J. CLOBERT & F. REITZ (2000): Demography and the decline of the grey partridge *Perdix perdix* in France. *Journal of Applied Ecology* 37: 432-448.
- BRÜLL, H. (1989): Landschaftsnutzung und Niederwildhege, dargestellt am Beispiel des Rebhuhns. Greifvögel und Falknerei 1988: 67-73.
- BUTTLER, K.P. & SCHIPPMANN, U. (1993): Namensverzeichnis zur Flora der Farn- und Samenpflanzen Hessens. Botanik und Naturschutz in Hessen, Beiheft 6., Botanische Vereinigung für Naturschutz in Hessen (Hrsg.). Frankfurt/Main, 476 S.
- CARROLL, J. P. (1992): A model of grey partridge (*Perdix perdix*) Population

- dynamics in North Dakota. *Gibier Faune Sauvage* 9: 337-349.
- CHIVERTON, P.A. (1999): The benefits of unsprayed cereal crop margins to grey partridges *Perdix perdix* and pheasants *Phasianus colchicus* in Sweden. *Wildlife Biology* 5/2: 83-92.
- DAVISON, W.B. & E. BOLLINGER (2000): Predation rates on real and artificial nests of grassland birds. *Auk* 117/1: 147-153.
- DECKER, A., B. DEMUTH, R. FÜNKER & CH. BAYER (2001): Planerische Bewältigung und Folgen von Natura 2000 und der EU-Agrarpolitik für die Kulturlandschaft- Prozessschutzansätze als Instrument von Naturschutz und Landschaftsplanung? *Natur und Landschaft* 76/11: 469-476.
- DEL HOYO, J. ELLIOTT & J. SARGATAL (EDS.) (1994): *Handbook of the birds of the world*, Vol. 2, New World Vultures to Guinea-fowl. Lynx Editions, Barcelona, 638 S.
- DIERSCHKE, H. (1994): *Pflanzensoziologie*, 1. Aufl. Ulmer-Verlag, Stuttgart, 683 S.
- DÖRING, V. & R. HELFRICH (1986): Zur Ökologie einer Rebhuhnpopulation (*Perdix perdix*, Linné 1758) im unteren Nahetal (Rheinland-Pfalz; Bundesrepublik Deutschland). *Schriften Arbeitskreis Wildbiologie und Jagdwissenschaften* 15, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 365 S.
- DOWELL, S.D. (1988): The ecology and conservation of the grey partridge *Perdix perdix*. *Journal of the Wild Pheasant Association* 13: 50-68.
- DOWELL, S.D. (1990): The development of anti-predator responses in grey partridges and common pheasants. S. 193-199 in: Hill, D.A., P.J. Garson & D. Jenkins (Eds.): *Pheasants in Asia 1989*, World Pheasant Association, Reading.
- DUNCKER, H.R. (2000): Der Atemapparat der Vögel und ihre lokomotorische und metabolische Leistungsfähigkeit. *Journal für Ornithologie* 141: 1-67.
- DWENGER, R. (1991): *Das Rebhuhn Perdix perdix*, 2. Auflage. Neue Brehm-Bücherei 447, Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 144 S.
- EISLÖFFEL, F. (1996): Das Rebhuhn-Untersuchungsprogramm Rheinland-Pfalz: Untersuchungen am Rebhuhn in Rheinland-Pfalz von 1993 bis 1995. *Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz* 8: 253-283.
- ELLENBERG, H. jun. (1983): Gefährdung wildlebender Pflanzenarten in der Bundesrepublik Deutschland, Versuch einer ökologischen Betrachtung. *Forstarchiv* 54/4: 127-133.
- ELLENBERG, H. jun. (1986): Habicht und Beute-Wechselwirkungen im Ökosystem Kulturlandschaft. S. 92-110 in: Handke, K. & P. Petermann: *Atlas der Vögel des Saarbrücker Raumes*, Versuch einer ökologischen Bestandsaufnahme. Aus *Natur und Landschaft im Saarland*, Sonderband 4, 371 S.
- ELLENBERG, H. jun. (1992): Eutrophierung als wesentliches "Hintergrund-Problem" für wildlebende Organismen in Mitteleuropa. *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft* 280: 73-94.
- ELLENBERG, H. sen. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*. Ulmer, Stuttgart, 1096 S.
- ENDERLEIN, R., M. HORMANN & M. KORN (1998): Kommentierung zur Roten Liste der bestandsgefährdeten Vogelarten Hessens, 8. Fassung. *Zeitschrift für Vogelkunde und Naturschutz in Hessen – Vögel und Umwelt* 9: 279-332.
- ENDERS, B. & H. REUBERT (Hrsg.) (1998): *Vogelkundliche Mitteilungen aus dem Kasseler Raum*, Heft 17, Berichtsjahr 1996/1997, Habichtswald, 142 S.
- ENDERS, B. & H. REUBERT (Hrsg.) (1999): *Vogelkundliche Mitteilungen aus dem Kasseler Raum*, Heft 18, Berichtsjahr 1997/1998, Habichtswald, 142 S.
- EYLERT, J. (2000): Jagdstatistik als Beitrag zum Landschaftsmonitoring. *LÖBF-Mittlg.* 2/00: 56-67.
- FACHGRUPPE ORNITHOLOGIE EICHSFELD (1991): *Jahresbericht*. Leinefelde, 45 S.
- FACHGRUPPE ORNITHOLOGIE EICHSFELD (1997): *Jahresbericht*. Leinefelde, 58 S.
- FAHRIG, L. (1997): When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? *Ecological Modelling* 105/2,3: 273-292.
- FARAGO, S. (1998): Habitat improvement of Hungarian partridge populations (*Perdix perdix*): the Hungarian partridge conservation program (HPCP). *Gibier Faune Sauvage* 15 SPII: 145-156.
- FISCHER, S. & R. SCHNEIDER (1996): Die Grauammer *Emberiza calandra* als Leitart der Agrarlandschaft. *Vogelwelt* 117: 225-234.
- FLADE, M. & J. JEBRAM (1995): *Die Vögel des Wolfsburger Raumes im Spannungsfeld*

- zwischen Industriestadt und Natur. Naturschutzbund Wolfsburg, 617 S.
- FRIEBEN, B. (1990): Bedeutung des organischen Landbaus für den Erhalt von Ackerwildkrautarten. *Natur und Landschaft* 65/7,8: 379-382.
- FUCHS, S. (1997): Nahrungsökologie handaufgezogener Rebhuhnküken - Effekte unterschiedlicher Formen und Intensitäten der Landnutzung. Diplomarbeit am Fachbereich Biologie der freien Universität Berlin, 102 S.
- GATTER, W. (2000): Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa, 30 Jahre Beobachtung des Tageszugs am Randecker Maar. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 656 S.
- GEORGE, K. (1999): Sommerlebensräume der Wachtel *Coturnix coturnix* in der mitteleuropäischen Agrarlandschaft. *NNA-Berichte, Schneverdingen* 12/3: 88-92.
- GERING, J.C. & R.B. BLAIR (1999): Predation on artificial bird nests along an urban gradient: predatory risk or relaxation in urban environments? *Ecography, Copenhagen*, 22/5: 532-541.
- GLÄNZER, U., P. HAVELKA & K. THIEME (1993): Rebhuhn-Forschung in Baden-Württemberg mit Schwerpunkt im Strohgäu bei Ludwigsburg. Veröffentlichungen zu Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg, Beiheft 70: 1-108.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N., K. M. BAUER & E. BEZZEL (1973): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 5, Galliformes und Gruiformes. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt a.M., 700 S.
- GOSSOW, H. (1976): Wildökologie, Begriffe, Methoden, Ergebnisse, Konsequenzen. BLV-Verlag, München, 316 S.
- GOSSOW, H., F. HAFNER, S. PSEINER-PETRIANOS, G. VONKILCH & G. WATZINGER (1992): The status of the grey partridge (*Perdix perdix*) and rock partridge (*Alectoris graeca*) populations in relation to human land use in Austria: a review. *Gibier Faune Sauvage* 9: 503-514.
- GREEN, R.E. (1984): The feeding ecology and survival of partridge chicks (*Alectoris rufa* and *Perdix perdix*) on arable farmland in East Anglia. *Journal of Applied Ecology* 21: 817-830.
- GRIMM, H. (1999): Vogelwelt und Landnutzung. *Naturschutzreport* 15: 88-98.
- GÜNTHER, H. & T. VAN ELSSEN (1993): Ackerwildkraut-Gesellschaften im östlichen Meißner-Vorland / Nordhessen und Veränderungen im Auftreten bemerkenswerter Ackerwildkräuter in 15 Jahren. *Tuexenia* 13: 467-501.
- HAGEMEIJER, W.G.M. & M.J. BLAIR (Eds.) (1997): The EBCC Atlas of European Breeding Birds, Their Distribution and Abundance. T. & A. D. Poyser, London, 903 S.
- HALUPKA, K. (1998): Nest predation in meadow pipits *Anthus pratensis* nesting in natural conditions. *Ornis Fennica* 75: 139-143.
- HARBODT, A. & K. RICHARZ (1992): Hat das Rebhuhn (*Perdix perdix*) in Hessen eine Zukunft? *Vogel und Umwelt* 7: 143-152.
- HARRISON, S. & E. BRUNA (1999): Habitat fragmentation and large-scale conservation: What do we know for sure?. *Ecography, Copenhagen*, 22/3: 225-232.
- HAVELKA, P. & K. RUGE (1993): Trends in der Populationsentwicklung bei Spechten (Picidae) in der Bundesrepublik Deutschland. Veröffentlichungen der Landsstelle für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg, Beiheft 67: 33-38.
- HAYDON, D.T. & E. R. PIANKA (1999): Metapopulation theory, landscape models, and species diversity. *Ecoscience, Quebec*, 6/3: 316-328.
- HEIMBUCHER, D. (1991): Die Laufkäferfauna von Brachstreifen des Rebhuhnprogramms Feuchtwangen und anderen Linearstrukturen in der Feldflur: Zweites Rebhuhnsymposium Feuchtwangen: 93-102.
- HELENIUS, J., S. TUOMOLA & P. NUMMI (1995): Food availability for the grey partridge in relation to changes in the arable environment. *Suomen Riista* 41: 42-52.
- HENNING, F.W. (1988): Landwirtschaft und ländliche Gesellschaft in Deutschland, Bd. 2, 1750-1986, 2. Auflage. Schöningh-Verlag, Paderborn, 315 S.
- HESPELER, B. (1997): Das Rebhuhn stirbt im Supermarkt. *Der Anblick* 2/97: 5-10
- HOFMEISTER, H. & E. GARVE (1986): Lebensraum Acker, Pflanzen der Äcker und ihre Ökologie. Paul Parey, Hamburg, Berlin, 272 S.
- HOGREVE, T.C., R.H. YAHNER & N.H. PIERGALLINI (1998): Biology: Depredation of artificial ground nests in a suburban versus a rural landscape. *Journal Pennsylvania academy of science* 72/1: 3-6.
- HÖTKER, H., H.-G. BAUER, M. FLADE, A. MITSCHKE, CH. SUDFELDT & P. SÜDBECK (2000): Synopse zum zweiten Bericht zur



- Lage der Vögel in Deutschland unter besonderer Berücksichtigung der Vögel der Siedlungen. *Vogelwelt* 121: 331-342.
- HÜPPE, J. & HOFMEISTER, H. (1990): Syntaxonomische Fassung und Übersicht über die Ackerunkroutengesellschaften der Bundesrepublik Deutschland. *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft* 2: 61-81.
- ILIČEC, V.D. & V. E. FLINT (1989): Handbuch der Vögel der Sowjetunion, Band 4, Galliformes und Gruiformes. Aula-Verlag, Wiesbaden, 427 S.
- JEDICKE, E. (1990): Biotopverbund: Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie. Ulmer Verlag, Stuttgart, 254 S.
- JENKINS, D. (1961a): Social behaviour in the Partridge *Perdix perdix*. *Ibis* 103a: 155-188.
- JENKINS, D. (1961b): Population control in protected partridges, 1953-56. *Journal of Animal Ecology* 30: 235-255.
- JOBIN, B. & J. PICMAN (1997): The effect of egg coloration on predation of artificial ground nests. *Canadian Field Naturalist* 111/4: 591-594.
- KAISER, W. & I. STORCH (1996): Rebhuhn und Lebensraum - Habitatwahl, Raumnutzung und Dynamik einer Rebhuhnpopulation in Mittelfranken, Abschlußbericht. Ettal, Wildbiologische Gesellschaft München e.V., 107 S.
- KAISER, W. (1997): Lebensraumnutzung des Rebhuhns (*Perdix perdix*) in Mittelfranken, Rebhuhn-projekt "Artenreiche Flur - Feuchtwangen". *Wildbiologie: Jagd und Hege, Naturschutz* 4/24, 16 S.
- KAISER, W. (1998): Grey partridge (*Perdix perdix*) survival in relation to habitat quality. *Gibier Faune Sauvage* 15/ SPII: 157-162.
- KALCHREUTER, H. (1980): Die Sache mit der Jagd, Grundlagen, Erkenntnisse, Perspektiven, 4. Auflage. BLV-Verlag, München, Wien, Zürich, 302 S.
- KALCHREUTER, H. (1991): Rebhuhn aktuell. Verlag Dieter Hoffmann, Mainz, 93 S.
- KAULE, G. (1991): Arten- und Biotopschutz, 2. Auflage. Ulmer Verlag, Stuttgart, 519 S.
- KAULE, G., K. HENLE & M. MÜHLENBERG (1999): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis – eine Einführung. S. 11-16 in: Amler, K., A. Bahl, K. Henle, G. Kaule, P. Poschlod & J. Settele (Hrsg.): *Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis, Isolation, Flächenbedarf und Biotopan-sprüche von Pflanzen und Tieren*, Ulmer, Stuttgart, 336 S.
- KAULMANN, M. (1974): Rebhuhn (*Perdix perdix*) - Ringfunde. *Auspicium* 5/3: 235-243.
- KAVANAGH, B. (1992): Irish Grey partridge (*Perdix perdix*) population survey 1991, with special reference to population and habitat use in cutaway bogland. *Gibier Faune Sauvage* 9: 503-514.
- KAVANAGH, B. (1998): Can the Irish grey partridge (*Perdix perdix*) be saved? A national conservation strategy. *Gibier Faune Sauvage* 15/4: 533-546.
- KING, D.I., R.M. DEGRAAF, C.R. GRIFFIN & T.J. MAIER (1999): Do predation rates on artificial nests accurately reflect predation rates on natural bird nests? *Journal of Field Ornithology* 70/2: 257-262.
- KOCH (1912): Die Ornithologie der Lüneburger Heide. *Mitteilungen über die Vogelwelt* 12: 158-162, 185-191, 208-212, 234-238.
- KOENIES, H., F. DELLIT, S. LEMINSKI & B. KUHN (1999): Umsetzung eines Biotopverbundkonzepts im Meißnervorland, Abschlußbericht der wissenschaftlichen Betreuung des E+E - Vorhabens Mai 1993 - April 1998. Interner Bericht an das Bundesamt für Naturschutz, Universität Kassel, 225 S.
- KORNECK, D. & H. SUKOPP (1988): Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. *Schriftenreihe Vegetationskunde, Bonn-Bad Godesberg* 19, 210 S.
- KÖSTER, H., G. NEHLS & K.-M. THOMSEN (2001): Hat der Kiebitz noch eine Chance? Untersuchungen zu den Rückgangsursachen des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*) in Schleswig Holstein. *Corax* 18, Sonderheft 2: 121-132.
- KRATOCHWIL, A. (1989): Biozönotische Auswirkungen im Grünland durch Düngung. *NNA-Berichte* 2/1, Schneverdingen: 46-58.
- KREBS, J.R. & N.B. DAVIES (1996): Einführung in die Verhaltensökologie, 3. neubearb., erw. Aufl. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, Oxford, 484 S.
- KUGELSCHAFTER, K. (1995): Hessisches Rebhuhn-Untersuchungsprogramm 1992-1994, Abschlußbericht. Gutachten im Auftrag des HMLWLFN aus dem Arbeitskreis Wildbiologie an der Justus-Liebig-Universität Gießen e.V., 52 S.
- KUGELSCHAFTER, K. (1997): Untersuchungen zum Verhalten von Rabenkrähen (*Corvus*

- corone corone*) gegenüber Lämmern sowie zur Frage der Rabenkrähe (*Corvus corone corone*) in verschiedenen Probestflächen Mittelhessens. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Hessischen Ministeriums des Innern und für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz, 15 S.
- KÜSTER, H. (1999): Geschichte der Landschaft in Mitteleuropa: von der Eiszeit bis zur Gegenwart. Beck Verlag, München, 424 S.
- LITZBARSKI, B., A. LITZBARSKI & W. JASCHKE (1988): Habitatstrukturen im Nahrungsangebot für ausgewählte Vogelarten unter den Bedingungen intensiver landwirtschaftlicher Produktion. Einfluß von Agrochemikalien auf die Populationsdynamik von Vogelarten in der Kulturlandschaft. Festsymposium Seebach 1988: 116-124.
- LITZBARSKI, H. (1995): Extensive Landnutzung, Landschaftspflege und -gestaltung im Schutzprojekt „Großtrappe“. In: Schwöppe, W. & H. Terluter (Hrsg.): Natura 2000- Gibt es Zukunftsperspektiven in der europäischen Kulturlandschaft? S: 93-103.
- LUIKKONEN, T., A. PUTAALA & R. HISSA (1996): The importance of animal food to development of grey partridge chicks. Suomen Riista 42: 15-24.
- MACDONALD, D (1993): Unter Füchsen: ein Verhaltensstudie. Kneesebeck Verlag, München, 253 S.
- MÄCK, U. & M.-E. JÜRGENS (1999): Aaskrähe, Elster und Eichelhäher in Deutschland. Bundesamt für Naturschutz, Bonn - Bad Godesberg, 245 S.
- MÄCK, U., M.-E. JÜRGENS, P. BOYE & H. HAUPT (1999): Aaskrähe (*Corvus corone*), Elster (*Pica pica*) und Eichelhäher (*Garrulus glandarius*) in Deutschland, Betrachtungen zu ihrer Rolle im Naturhaushalt sowie zur Notwendigkeit eines Bestandsmanagements. Natur und Landschaft 74/11: 485-493.
- MAJOR, R.E. & C.E. KENDALL (1996): The contribution of artificial nest experiments to understanding avian reproductive success: a review of methods and conclusions. The Ibis 138: 298-307.
- MAJOR, R.E., F.J. CHRISTIE, G. GOWING & T.J. IVISON (1999): Elevated Rates of predation on artificial nests in linear stripes of habitat. Journal of field Ornithology 70/3: 351-364.
- MARINI, M.A. & M.E. WEALE (1997): Density- and frequency-dependent predation of artificial bird nests. Biological Journal – Linnean Society 62/2: 195-208.
- MATESSI, G. & G. BOGLIANI (1999): Effects of nest features and surrounding landscape on predation rates of artificial nests. Bird Study 46/2: 184-194.
- MILANOV, Z. (1998): Effects of weather on the young:old ratio of grey partridges (*Perdix perdix*) in central Bulgaria. Gibier Faune Sauvage 15/4: 321-329.
- MITSCHKE, A. & S. BAUMUNG (2001): Brutvogel-Atlas Hamburg, Revierkartierungen auf 768 km<sup>2</sup> Stadtfläche zwischen 1997 und 2000. Hamburger avifaunistische Beiträge, Band 31, 344 S.
- MOOIJ, J.H. (1997): Bestandsentwicklung einiger Grünlandvogelarten der Rheinvorland-Naturschutzgebiete im Raum Xanten (Kreis Wesel, Nordrhein-Westfalen) von 1978-1996. Charadrius 33/4: 43-67.
- MOOIJ, J.H. (1998): Zum Einfluss von Biotop-eignung und Prädatoren auf die Bestände einiger Niederwildarten. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 23: 161-178.
- MÜLLER, F. (2000): Beeinflussen Abundanzveränderungen die Reproduktionsrate beim Rotfuchs (*Vulpes vulpes*)? Säugetierkundliche Informationen 4/23, 24: 453-458.
- NAUMANN, J.A (1833): Naturgeschichte der Vögel Deutschlands, nach eigenen Erfahrungen entworfen, Theil 6. Fleischer-Verlag, Leipzig, 614 S.
- NEHLS, G. (1996): Der Kiebitz in der Agrarlandschaft – Perspektiven für den Erhalt des Vogels des Jahres 1996. Berichte zum Vogelschutz 34: 123-132.
- NEHLS, G. (2001): Entwicklung der Wiesen-vogelbestände im NSG Alte-Sorge-Schleife, Schleswig-Holstein. Corax 18, Sonderheft 2: 81-101.
- NEUHÄUSER, P., J. SCHUH & M. STUBBE (1990): Verhaltensökologische und sozio-biologische Aspekte der Populationsdynamik von Großsäugern. Hercynia N.F. 27: 101-126.
- NEWTON, I. (1998): Population limitation in birds. Academic Press San Diego, London, 597 S.
- NIETHAMMER, G., (Hrsg.) (1942): Handbuch der Deutschen Vogelkunde Band 3. Akademische Verlagsgesellschaft, Leipzig, 568 S.
- NÖSEL, H. (1992): Die Populationsdynamik des Rebhuhns (*Perdix perdix*) in Ost-

- deutschland. Gibier Faune Sauvage 9: 351-357.
- NOUR, N., E. MATTHYSEN & A.A. DHONDT (1993): Artificial nest predation and habitat fragmentation: different trends in bird and mammal predators. *Ecography* 16: 111-116.
- OPPERMANN, R. (1999a): Nahrungsökologische Grundlagen und Habitatsprüche des Braunkehlchens *Saxicola rubetra*. *Vogelwelt* 120: 7-25.
- OPPERMANN, R. (1999b): Habitatwahl des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*). *NNA-Berichte* 12/3: 74-87.
- PALEČEK, J. & J. TOUFAR (1957): Das Wandern freigelassener Rebhühner. *Zoologické Listy* 6: 133-138.
- PANEK, M. (1991): Veränderungen in der Populationsdynamik des Rebhuhns (*Perdix perdix*) in der Gegend von Czempin, Westpolen, in den Jahren 1968-1989. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 37: 116-124.
- PANEK, M. (1992a): The effect of environmental factors on survival of grey partridge (*Perdix perdix*) chicks in Poland during 1987-89. *Journal of Applied Ecology* 29/3: 745-750.
- PANEK, M. (1992b): Mechanisms of determining population levels and density regulation in Polish grey partridges. *Gibier Faune Sauvage* 9: 325-335.
- PANEK, M. (1997a): Density dependant brood production rate in the grey partridge *Perdix perdix*, in relation to habitat quality. *Bird Study* 44: 235-238.
- PANEK, M. (1997b): The effect of agricultural landscape structure on food resources and survival of grey partridge *Perdix perdix* chicks in Poland. *Journal of Applied Ecology* 34/3: 787-792.
- PANEK, M. & R. KAMIENIARZ (1998): Agricultural landscape structure and density of grey partridge (*Perdix perdix*) populations in Poland. *Gibier Faune Sauvage* 15/4: 309-320.
- PANEK, M. & R. KAMIENIARZ (2000a): Habitat use by the Partridge *Perdix perdix* during the breeding season in the diversified agricultural landscape of western Poland. *Acta Ornithologica* 35/2: 183-189.
- PANEK, M. & R. KAMIENIARZ (2000b): Effects of landscape structure on nest site selection and nesting success of grey partridge *Perdix perdix* in Western Poland. *Polish Journal of Ecology* 48/3: 239-247.
- PARR, R. (1993): Nest predation and numbers of Golden Plovers *Pluvialis apricaria* and other moorland waders. *Bird Study* 40: 223-231.
- PEGEL, M. (1987): Das Rebhuhn (*Perdix perdix*, L.) im Beziehungsgefüge seiner Um- und Mitweltfaktoren. Ferdinand Enke Verl., Stuttgart, 198 S.
- PETHIG, H. (1995): Exogene Einflußfaktoren von Rebhuhnpopulationen (*Perdix perdix*, L.) in zwei Untersuchungsgebieten der Niederrheinebene. Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der Philosophie der Philosophischen Fakultät der Universität des Saarlandes, 211 S.
- PLACHTER, H. (1991): Naturschutz. G. Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, 463 S.
- POTTS, G.R. (1980): The effects of modern agriculture, nest predation and game management on the population ecology of partridges (*Perdix perdix* and *Alectoris rufa*). *Advances in Ecological Research* 11: 1-82.
- POTTS, G.R. (1986): The partridge: pesticides, predation and conservation. Collins, London. 274 S.
- POTTS, G.R. & N. AEBISCHER (1995): Population dynamics of grey partridge *Perdix perdix* 1793-1993: monitoring, modelling and management. *The Ibis* 137, Suppl. 1: 29-37.
- PULLIAINEN, E. (1984): Changes in the composition of the autumn food of *Perdix perdix* in west Finland over 20 years. *Journal of Applied Ecology* 21: 133-139.
- PUTAALA, A., A. TURTOLA & R. HISSA (1997): Mortality of wild and released grey partridges in Finland. In Birkan, M., L.M. Smith, N.J. Aebischer, F.J. Purroy & P.A. Robertson (Eds.): *Perdix VII*, International Symposium of partridges, quails and pheasants, Dourdan, France, 1995, *Gibier Faune Sauvage* 14.
- RANDS, M.R.W. (1985): Pesticide use on cereals and the survival of grey partridge chicks: a field experiment. *Journal of Applied Ecology* 22: 49-54.
- RANDS, M.R.W. (1986): Effects of hedgerow characteristics on partridge breeding densities. *Journal of Applied Ecology* 23: 479-487.
- RANDS, M.R.W. (1987): Hedgerow management for the conservation of partridges *Perdix perdix* and *Alectoris rufa*. *Biological Conservation* 40: 127-139.
- RANGEN, S.A., R.G. CLARK & K.A. HOBSON (2000): Visual and olfactory attributes of artificial nests. *Auk* 117/1: 136-146.

- RANOUX, F. (1998): Models to predict grey (*Perdix perdix*) and redlegged (*Alectoris rufa*) partridge spring densities in the Massif Central. *Gibier Faune Sauvage* 15/4: 339-354.
- RHEINWALD, G. (1993): Atlas der Verbreitung und Häufigkeit der Brutvögel Deutschlands – Kartierung um 1985. Schriftenreihe des DDA, Berlin, 264 S.
- REITSMA, L. (1992): Is nest predation density dependent? A test using artificial nests. *Canadian Journal of Zoology* 70/12: 2498-2500.
- REITZ, F. (1992): Überleben der Adulten und Bruterfolg von Rebhuhnpopulationen (*Perdix perdix*) mit starker Dichte im Norden Frankreichs. *Gibier Faune Sauvage* 9: 313-324.
- REITZ, F. (1996): Les perdrix en 1995 dans le Nord, le Bassin Parisien et le Centre: à suivre!. Office national de la chasse, Bulletin Mensuel 208.
- RICHARZ, K., K. KUGELSCHAFER & F. BERNSHAUSEN (1998): Effects of past and present agriculture in Hesse on grey partridge (*Perdix perdix*) resources: An evaluation. *Gibier Faune Sauvage* 15/4: 461-470.
- SACHS, L. (1992): Angewandte Statistik, 7. Aufl. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg 846 S.
- SCHMIDT, F.U. (2001): Die Vogelwelt im Landkreis Soltau-Fallingb. Naturschutzliche Beiträge Soltau-Fallingb. 7, 8, 358 S.
- SCHWENK, S. (1992): Grey partridge (*Perdix perdix*) harvesting in Steiermark (Austria) between 1874 and 1914. *Gibier Faune Sauvage* 9: 359-365.
- SEITZ, J. (2001): Zur Situation der Wiesenvögel im Bremer Raum. *Corax* 18; Sonderheft 2: 55-66.
- SOTHERTON, N.W., K.A. BLAKE, S. MANOSA & S.J. MOREBY (1998): The impact of rotational set-aside on pheasants (*Phasianus colchicus*) and partridges (*Perdix perdix*) in Britain. *Gibier Faune Sauvage* 15/4: 449-459.
- SOUTHWOOD, T.R.E. & D.J. CROSS (1969): The ecology of the partridge 3, breeding success and the abundance of insects in natural habitats. *Journal of Animal Ecology* 38: 497-509.
- SPITTLER, H. (1984): Zur Situation des Rebhuhns (3). *Niedersächsischer Jäger* 7/84: 345-351.
- SPITTLER, H. (1995): Versuche zur Prädation von Fasanen- und Rebhuhngelegen. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 41/2: 77-92.
- STEPHAN, T., U. BRENDL & C. WISSEL (1995): Ein Modell zur Abschätzung des Auslöschungsrisikos von *Alectoris graeca* im Nationalpark Berchtesgaden. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 24: 161-167.
- STORAAS, T. (1988): A comparison of losses in artificial and naturally occurring capercaillie nests. *Journal of Wildlife Management* 52: 123-126.
- STUDINKA, L. (1977): Rebhühner im Wandel der Zeit. S. 57-76 in: Mit heißem Jägerherzen, ein Leben der Jagd in Ungarn. Paul Parey, Hamburg und Berlin, 252 S.
- SUKOPP, H. & U. HAMPICKE (1985): Ökologische und ökonomische Betrachtungen zu den Folgen des Ausfalls einzelner Pflanzenarten und -gesellschaften. *Deutscher Rat für Landespflege* 46: 595-608.
- SUNDERMEIER, A. (1999): Die Bestimmung der Vegetationsdichte in Grasland – ein Methodenvergleich. *NNA-Berichte, Schneverdingen* 12/3: 61-73.
- SZEDERJEI, A., M. SZEDERJEI & L. STUDINKA (1959): Hasen, Rebhühner, Fasanen. *Deutscher Bauernverlag*, Berlin, 396 S.
- SZEDERJEI, A. & M. SZEDERJEI (1960): Beobachtungen und Versuche über den Aktionsradius und die Vermehrung der Rebhühner. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 6: 1-15.
- TAPPER, S.C., G.R. POTTS & M.H. BROCKLESS (1996): The effect of an experimental reduction in predation pressure on the breeding success and population density of grey partridges *Perdix perdix*. *Journal of Applied Ecology* 33: 965-978.
- TEUNISSEN, W. (1997): Weidevogels vroeger en nu. *SOVON-Nieuws* 10/2: 9-11.
- TOSCHI, A. (1962): Preliminary results of the release of partridges in Italy. *Supplemento Ricerche di zoologia applicata alla caccia* 4: 261-268.
- TSCHARNTKE, T. (1998): Populationsdynamik in der Agrarlandschaft: Wechselwirkungen zwischen Lebensraum-Inseln. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Bundesamt für Naturschutz, Bonn – Bad Godesberg, 56: 121-146.
- TUCKER, G.M. & M.F. HEATH (Eds.) (1994): Birds in Europe: their conservation status. *Birdlife Conservation Series* 3, Cambridge, 600 S.

- TUCKER, G.M. & J. DIXON (1997): Agricultural grassland habitats. S. 267-325 in Tucker, G.M. & M.I. Evans: Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment. Birdlife Conservation Series 6, Cambridge, 464 S.
- TURTOLA, A. (1998): Improving grey partridge (*Perdix perdix*) habitats by set-aside management in Finland. *Gibier Faune Sauvage* 15/4: 555-562.
- ULOTH, W. (1993): Zum Vorkommen des Rebhuhns (*Perdix perdix*) in Südthüringen: Veröffentlichungen Naturhistor. Museum Schloss Bertholdsburg, Schleusingen, 7-8: 143-146.
- VAN ELSSEN, T. (1989): Ackerwildkraut-Gesellschaften herbizidfreier Ackerränder und des herbizidbehandelten Bestandsinnern im Vergleich. *Tuexenia* 9:75-105.
- VAN ELSSEN, T. & H. GÜNTHER (1992): Auswirkungen der Flächenstillegung auf die Ackerwildkraut-Vegetation von Grenzertrags-Feldern. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz, Sonderheft* 13: 49-60.
- VAN OORT, G. (1978): De Vos. Spectrum Verlag, Utrecht, Antwerpen.
- VOLAND, E. (1993): Grundriß der Soziobiologie. G. Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, 289 S.
- WAGENITZ, G. & G. MEYER (1981): Die Unkrautflora der Kalkäcker bei Göttingen und im Meißnervorland und ihre Veränderungen. *Tuexenia* 1: 7-23.
- WHELAN, C.J., M.L. DILGER, D. ROBSON, N. HALLYN & S. DILGER (1994): Effects of olfactory cues on artificial-nest experiments. *Auk* 111/4: 945-952.
- WILCOVE, D.S. (1985): Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66/4: 1211-1214.
- WILLEBRAND, T. & V. MARKSTRÖM (1988): On the danger of using dummy nests to study predation. *Auk* 105: 378-379.
- WILSON, G.R., M.C. BRITTINGHAM & L.J. GOOD-RICH (1998): How well do artificial nests estimate success of real nests. *Condor*, Kansas 100/2: 357-364.
- WINK, M. (1992): Zur Situation der Vogelwelt in der Agrarlandschaft. *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft* 280: 95-108.
- WITT, K. (2000): Situation der Vögel im städtischen Bereich: Beispiel Berlin. *Vogelwelt* 121: 107-128.
- WOIKE, M. (1999): Feuchtwiesenschutz in Nordrhein-Westfalen: Standortbestimmung und Perspektiven. *LÖBF-Mitteilungen* 3/99: 83-90.
- WONN, H.-W. (1983): Das Rebhuhn, *Perdix perdix*, im Stadtverband Saarbrücken, Über Zusammenhänge zwischen Verbreitung und Flächennutzung. Diplomarbeit am Geographischen Institut der Universität des Saarlandes, Saarbrücken, 187 S.
- WÜBBENHORST, J. (2000): Verteidigungsverhalten von Wiesenlimikolen gegen Prädatoren aus der Luft. *Vogelwelt* 121: 39-44.
- ZBINDEN, N. (1992): Bestandsituation und Schutz des Rebhuhns (*Perdix perdix*) in der Schweiz. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 1: 70-71.
- ZIMEN, E. (1982): Tollwut, Fuchs und Mensch. Schweizer Dokumentationsstelle für Wildforschung, Zürich.
- ZINTL, W. (1991): Bestandentwicklung und Lebensraumnutzung des Rebhuhns im Projektgebiet, unter besonderer Berücksichtigung der Brachstreifen; erste Ergebnisse telemetrischer Untersuchungen. *Zweites Rebhuhnsymposium in Feuchtwangen*: 103-115.

## Nachwort

Dass ich die Arbeit an dieser Dissertation aufgenommen habe, verdanke ich Horst Koenies, der durch das Vorantreiben des Rebhuhn-Projektes die notwendigen Anfangsvoraussetzungen herstellte und auch darüber hinaus stets für optimale Lebensraumbedingungen in den Räumen der Ökologie sorgte. Er half mir bei Freilandarbeiten und sah das Manuskript durch.

Für die fachliche Betreuung danke ich Christoph Leuschner. Als Leiter der Arbeitsgruppe Ökologie in Kassel gab er mir wichtige Anregungen und auch nach seinem Wechsel an die Universität Göttingen hatte er für meine und die Probleme der Rebhühner jederzeit ein offenes Ohr.

Bei Rolf Bräsecke, Wolfgang Kaiser und Karl Kugelschafter möchte ich mich für die Diskussionen über Rebhühner bedanken. Karl Kugelschafter stellte im Jahr 2000 neben seinem umfangreichen Fachwissen und seinem Ideenreichtum auch einen Teil der Technik zur Untersuchung der Prädation auf Kunsthöhlen zur Verfügung. Danke auch an Martin Schwesig und die beteiligten Mitarbeiter der Universitäts-Werkstätten, die bei der Entwicklung der Zeitschaltuhren und anderer kleiner Spezialgeräte ideale Kooperationspartner waren.

Die Auswahl des polnischen Untersuchungsgebietes wäre ohne Marek Panek, der mich bereitwillig mit den notwendigen Informationen aus Polen versorgte, nicht möglich gewesen. Herzlichen Dank auch an ihn.

Ich danke Stephan Frühauf, der mir mit seiner profunden Kenntnis der mitteleuropäischen Segetalflora zur Seite stand und mich nach Ost-Polen begleitete. Auch allen nordhessischen und thüringischen Ornithologen, die mir durch Hinweise bei den Kartierungen behilflich waren, möchte ich an dieser Stelle einen Dank sagen. Ebenso den Jägern in der Gemeinde Meißner und im untersuchten Teil des Landkreises Kassel für die Weiterleitung von Rebhuhnbeobachtungen. Heinz Fahrer danke ich für die Mithilfe bei der Organisation der Rebhuhn-Suche mit Vorstehenden im Herbst 1999 und 2000.

Heike Hedtke sah das Manuskript durch und unterstützte mich bei der statistischen Auswertung der erhobenen Daten. Inge Aufenanger, Ulrike Peter und Carola Weißkopf möchte ich für die Analyse der Bodenproben, Marc Hagemeier, Dietrich Hertel und Ralf Templin für allerlei Hilfen mit der vor allem anfangs nicht leicht zu bezwingenden Computertechnik danken.

**Tab. A1:** Vegetationstabelle der pflanzensoziologischen Aufnahmen auf Brachen u. Feldholzinseln**A Verbrachte Halbtrockenrasen (Brometalia)****B Wirtschaftsgrünland frischer Standorte (Arrhenatheretalia)****C Degeneriertes Feuchtgrünland (Molinetalia)****D Degeneriertes/Ruderalisiertes Grünland****E Artemisietea-Gesellschaft****F Stellarietea-Gesellschaft**

Lfd. Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Nr.	K 5.20	K 1.10	K 5.18	K 2.24	K 5.26	K 6.2	K 2.3	K 2.10	K 5.1	K 5.25	K 2.23	K 5.5.2	K 6.9	K 2.4	K 1.7	K 1.3	K 5.6
Datum	10.7.01	22.5.01	10.7.01	29.5.01	20.6.01	29.5.01	29.5.01	29.5.01	10.7.01	20.6.01	29.5.01	20.6.01	23.5.01	29.5.01	22.5.01	22.5.01	20.6.01
Größe (m²)	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	21	25
Exposition	s	s	.	w	.	nw	nw	.	sw	.	.	no	nw	.	w	.	.
Inklination (°)	1	1	.	2	.	3	5	.	1	.	.	25	1	.	2	.	.
Deckung (%)	85	80	90	80	100	90	90	90	85	85	95	98	65	70	80	60	95
Höhe (cm)	30	40	40	30	150	100	60	90	160	80	60	.	30	35	40	30	120
Nutzung	FHI	FHI	FHI	GB	FHI	G	G	GB	FHI	FHI	FB	FHI	FHI	FHI	FHI	FHI	FHI
Artenzahl	29	40	35	34	26	18	20	15	16	21	19	13	14	17	22	22	10

	A	B	C	D
--	---	---	---	---

**Brometalia**

Helictotrichon pratense	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bromus erectus	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ononis repens	+	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Scabiosa columbaria	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

**Festuco-Brometea**

Brachypodium pinnatum	3 (A)	+	3 (A)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sanguisorba minor	1	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pimpinella saxifraga	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Campanula glomerata	+	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
Plantago media	+	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Thymus pulegioides	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Festuca ovina	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.

**Origanetalia**

Medicago lupulina	.	+	1	3 (A)	.	.	1	.	.	.	.	.	.	1	.	1	.
Agrimonia eupatoria	1	.	1	1	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Astragalus glycyphyllos	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Campanula rapunculoides	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
Clinopodium vulgare	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

**Trifolio-Geranietea**

Hypericum perforatum	.	1	+	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
----------------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

**Arrhenatheretalia**

Arrhenatherum elatius	+	1	+	1	3 (A)	2 (A)	2	4 (A)	3 (A)	.	1	+	1	1	1	1	.
Trisetum flavescens	2	.	1	2 (A)	1	3 (A)	3 (A)	.	.	2 (A)	.	.	1	1	+	.	.
Bromus hordeaceus	.	.	.	2	.	.	+	.	.	.	.	.	.	2	1	+	.
Achillea millefolium	+	1	1	.	.	.	1	.	.	2	.	.	.	.	.	.	+
Heracleum sphondylium	.	.	.	.	1	.	.	+	.	.	r	.	.	.	+	+	.
Trifolium repens	.	1	.	.	.	.	1	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.
Phleum pratense	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
Lolium perenne	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
Lotus corniculatus	+	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Tragopogon pratensis	.	.	+	r	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.
Helictotrichon pubescens	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.
Chrysanthemum leucanthemum	.	r	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Anthriscus sylvestris	.	.	.	.	1	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Crepis biennis	.	.	.	.	.	.	.	.	+	1	.	.	.	.	.	.	.
Crepis mollis	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.
Galium album subsp. album	1	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Knautia arvensis	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Trifolium dubium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex muricata	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

**Molinetalia**

Filipendula ulmaria	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.
Deschampsia cespitosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	1	.	.	.	.	.
Galium palustre	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
Carex acutiformis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.

**Molinio-Arrhenatheretalia**

Taraxacum sectio Ruderalia	.	1	+	2	.	1	1	.	2	4 (A)	.	.	2	2 (A)	3 (A)	.	r
Dactylis glomerata	1	1	+	1	1	1	1	1	3	+	1	.	1	1	1	1	.
Festuca rubra	2	1	1	.	3 (A)	1	.	.	1	.	.	2	1	1	.	3 (A)	4 (A)
Poa pratensis	1	.	1	1	1	1	1	1	.	+	.	.	.	1	.	.	1
Cerastium fontanum subsp. holosteoides	.	1	.	1	+	+	1	.	.	.	1	+	1	.	1	.	.
Alopecurus pratensis	1	.	.	.	.	.	.	2	1	.	4 (A)	.	+	.	.	.	.
Holcus lanatus	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1	.	3 (A)	.	2	.	.

Tab. A1; Teil 1

Lfd. Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Nr.	K 5.20	K 1.10	K 5.18	K 2.24	K 5.26	K 6.2	K 2.3	K 2.10	K 5.1	K 5.25	K 2.23	K 5.5.2	K 6.9	K 2.4	K 1.7	K 1.3	K 5.6
Datum	10.7.01	22.5.01	10.7.01	29.5.01	20.6.01	29.5.01	29.5.01	29.5.01	10.7.01	20.6.01	29.5.01	20.6.01	23.5.01	29.5.01	22.5.01	22.5.01	20.6.01
Größe (m <sup>2</sup> )	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	21	25
Exposition	s	s	.	w	.	nw	nw	.	sw	.	.	no	nw	.	w	.	.
Inklination (°)	1	1	.	2	.	3	5	.	1	.	.	25	1	.	2	.	.
Deckung (%)	85	80	90	80	100	90	90	90	85	85	95	98	65	70	80	60	95
Höhe (cm)	30	40	40	30	150	100	60	90	160	80	60	.	30	35	40	30	120
Nutzung	FHI	FHI	FHI	GB	FHI	G	G	GB	FHI	FHI	FB	FHI	FHI	FHI	FHI	FHI	FHI
Artenzahl	29	40	35	34	26	18	20	15	16	21	19	13	14	17	22	22	10

A	B	C	D
---	---	---	---

**Molinio-Arrhenatheretea (Fortsetzung)**

Alopecurus pratensis	1	.	.	.	.	.	.	2	1	.	4 (A)	.	+	.	.	.	.
Holcus lanatus	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1	.	3 (A)	.	2	.	.
Plantago lanceolata	.	1	.	+	.	2	1	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.
Agrostis capillaris	.	2	.	.	1	.	.	.	1	.	.	4 (A)	.	.	.	.	2
Poa annua	.	.	.	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Trifolium pratense	.	.	+	2	.	1	3 (A)	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Centaurea jacea	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	r	.
Festuca pratensis	.	.	2	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
Rumex acetosa	.	.	.	.	.	2 (A)	.	.	.	.	1	2	.	.	.	.	.
Lathyrus pratensis	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Holcus mollis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3 (A)	.	.	.	.	.
Vicia cracca	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

**Agropyretalia + Agrostietalia**

Poa trivialis	.	.	.	1	1	1	1	.	1	1	2	.	.	1	1	1	1
Epilobium tetragonum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	+	.	.
Elymus repens	.	.	.	.	1	.	1	.	2	.	1	1	.	1	.	.	.
Rumex crispus	.	.	.	.	.	.	r	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.
Ranunculus repens	.	r	.	.	.	.	.	.	1	.	+	.	.	.	.	+	.
Convolvulus arvensis	.	.	1	.	+	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	1	.
Tussilago farfara	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Barbarea vulgaris	.	1	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bromus inermis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2
Rumex obtusifolius	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.
Equisetum arvense	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.

**Artemisietea**

Cirsium arvense	.	+	r	.	1	.	.	+	.	+	.	.	1	+	1	1	1
Cirsium vulgare	.	.	.	r	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.
Daucus carota	.	+	1	1	.	.	+	+	.	2	.	.	.	.	1	1	.
Galium aparine	.	.	.	+	1	.	.	1	.	.	1	1	.	.	1	+	.
Urtica dioica	.	r	.	.	1	.	.	2	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Epilobium angustifolium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1	.	.
Epilobium hirsutum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Chaerophyllum bulbosum	.	.	.	.	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Glechoma hederacea	.	.	.	.	.	1	.	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.
Carduus nutans	.	r	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Artemisia vulgaris	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Armoracia rusticana	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
Tanacetum vulgare	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
Silene latifolia subsp. alba	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

**Stellarietea**

Bromus sterilis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	+	.
Vicia tetrasperma	.	1	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	1	.	.	1	.
Vicia hirsuta	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1	1	.
Myosotis arvensis	.	r	.	+	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
Veronica arvensis	.	.	.	1	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Alopecurus myosuroides	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Geranium dissectum	.	+	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
Geranium columbinum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.
Vicia spec.	1	.	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Euphorbia exigua	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Matricaria recutita	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.
Vicia villosa	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
Aphanes arvensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
Sonchus asper	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

**Sträucher + Gehölze**

Prunus spinosa juv.	r	r	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.
Cornus sanguinea juv.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	r	.	.	.	.	.	.	.
Crataegus spec. juv.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.
Prunus avium juv.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	r	.	.	.	.	.	.	.
Rosa spec	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rubus sectio Rubus	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Salix caprea juv.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Tab. A1; Teil 2



Lfd. Nr.	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33
Nr.	K 2.21	K 7.3	K 5.5.1	K 6.10	K 5.14	K 7.4	K 6.13	K 5.17	K 7.2	K 6.11	K 7.1	K 6.28	K 5.28	K 6.23	K 2.12	K 6.14
Datum	22.5.01	23.5.01	20.6.01	23.5.01	10.7.01	23.5.01	23.5.01	10.7.01	23.5.01	23.5.01	23.5.01	23.5.01	29.5.01	23.5.01	29.5.01	23.5.01
Größe (m <sup>2</sup> )	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
Exposition	.	n	no	.	.	.	s	.	.	.	.	.	s	s	s	.
Inklination (°)	.	1	3	.	.	.	2	.	.	.	.	.	3	1	1	.
Deckung (%)	85	65	75	90	85	70	95	90	65	98	80	90	70	85	95	70
Höhe (cm)	35	30	40	40	70	40	70	120	40	60	60	50	40	50	60	60
Nutzung	FHI	IB	GB	IB	FHI	IB	IB	FHI	IB	IB	IB	IB	G	IB	LP	IB
Artenzahl	13	23	18	18	13	19	14	13	21	17	13	10	8	15	15	23

D	E	F
---	---	---

**Brometalia**

Helictotrichon pratense	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bromus erectus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Ononis repens	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Scabiosa columbaria	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

**Festuco-Brometea**

Brachypodium pinnatum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sanguisorba minor	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pimpinella saxifraga	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Campanula glomerata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Plantago media	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Thymus pulegioides	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Festuca ovina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

**Origanetalia**

Medicago lupulina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Agrimonia eupatoria	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Astragalus glycyphyllos	.	.	.	+	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Campanula rapunculoides	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Clinopodium vulgare	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

**Trifolio-Geranietea**

Hypericum perforatum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>Arrhenatheretalia</b>																
Arrhenatherum elatius	1	+	+	.	.	1	1	1	1	1	1	.	.	.	.	.
Trisetum flavescens	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bromus hordeaceus	.	1	+	1	1	1	3 (A)	.	1	+	+	.	.	.	.	.
Achillea millefolium	.	.	.	2 (A)	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Heracleum sphondylium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.
Trifolium repens	+	.	.	1	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
Phleum pratense	.	.	.	.	1	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.
Lolium perenne	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.
Lotus corniculatus	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Tragopogon pratensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Helictotrichon pubescens	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.
Chrysanthemum leucanthemum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Anthriscus sylvestris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Crepis biennis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Crepis mollis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Galium album subsp. album	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Knautia arvensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Trifolium dubium	.	1	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.
Carex muricata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

**Molinietalia**

Filipendula ulmaria	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Deschampsia cespitosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Galium palustre	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex acutiformis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

**Molinio-Arrhenatheretea**

Taraxacum sectio Ruderalia	1	1	4 (A)	3 (A)	1	+	2	r	1	1	1	.	.	1	.	1
Dactylis glomerata	+	1	+	1	3 (A)	1	.	2	1	1	1	1	1	1	1	.
Festuca rubra	2	2	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Poa pratensis	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.
Cerastium fontanum subsp. holosteoides	.	1	1	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
Alopecurus pratensis	1	.	+	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	1	.	+
Holcus lanatus	.	1	.	.	+	.	.	.	1	.	.	2	.	.	.	.
Plantago lanceolata	.	1	.	.	.	.	r	.	.	+	.	.	.	.	.	.
Agrostis capillaris	.	.	.	.	3 (A)	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.
Poa annua	.	.	1	+	.	.	.	.	+	.	.	1	1	.	.	1
Trifolium pratense	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
Centaurea jacea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Festuca pratensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rumex acetosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lathyrus pratensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Holcus mollis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Vicia cracca	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Tab. A1; Teil 3

Lfd. Nr.	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33
Nr.	K 2.21	K 7.3	K 5.5.1	K 6.10	K 5.14	K 7.4	K 6.13	K 5.17	K 7.2	K 6.11	K 7.1	K 6.28	K 5.28	K 6.23	K 2.12	K 6.14
Datum	22.5.01	23.5.01	20.6.01	23.5.01	10.7.01	23.5.01	23.5.01	10.7.01	23.5.01	23.5.01	23.5.01	23.5.01	29.5.01	23.5.01	29.5.01	23.5.01
Größe (m <sup>2</sup> )	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25
Exposition	.	n	no	.	.	.	s	.	.	.	.	.	s	s	s	.
Inklination (°)	.	1	3	.	.	.	2	.	.	.	.	.	3	1	1	.
Deckung (%)	85	65	75	90	85	70	95	90	65	98	80	90	70	85	95	70
Höhe (cm)	35	30	40	40	70	40	70	120	40	60	60	50	40	50	60	60
Nutzung	FHI	IB	GB	IB	FHI	IB	IB	FHI	IB	IB	IB	IB	G	IB	LP	IB
Artenzahl	13	23	18	18	13	19	14	13	21	17	13	10	8	15	15	23

D	E	F
---	---	---

**Agropyretalia + Agrostietalia**

Poa trivialis	.	2 (A)	2 (A)	1	1	3 (A)	2	1	3 (A)	1	1	4 (A)	1	2 (A)	1	2
Epilobium tetragonum	.	1	+	1	+	1	1	.	2 (A)	1	3 (A)	.	1	3 (A)	.	3 (A)
Elymus repens	3 (A)	1	1	2	2	1	3 (A)	4 (A)	.	1	2 (A)	.	3 (A)	2	.	.
Rumex crispus	r	1	r	+	.	1	r	.	1	+	.	1	.	.	.	.
Ranunculus repens	r	+	.	+	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Convolvulus arvensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Tussilago farfara	.	r	.	.	.	.	+	.	r	.	.	.	.	.	.	.
Barbarea vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bromus inermis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rumex obtusifolius	+	.	.	.	.	.	.	.	.	r	1	.	.	.	.	.
Equisetum arvense	.	.	1	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.

**Artemisietea**

Cirsium arvense	+	1	1	1	1	1	1	r	1	1	1	1	.	1	1	1
Cirsium vulgare	.	+	.	+	.	.	.	.	1	r	+	+	r	+	.	+
Daucus carota	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Galium aparine	.	.	.	.	.	.	+	.	r	.	.	.	.	.	1	+
Urtica dioica	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	1	.	.	.	3 (A)	.
Epilobium angustifolium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	1 (A)	.	1	.	+
Epilobium hirsutum	.	.	.	.	.	+	.	.	1	.	.	.	.	1	.	r
Chaerophyllum bulbosum	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2 (A)	.
Glechoma hederacea	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
Carduus nutans	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.
Artemisia vulgaris	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
Armoracia rusticana	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2 (A)	.
Tanacetum vulgare	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Silene latifolia subsp. alba	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.

**Stellarietea**

Bromus sterilis	.	1	1	1	.	1	1	.	.	4 (A)	.	.	.	.	.	3 (A)
Vicia tetrasperma	.	.	.	.	1	1	.	1	.	.	.	.	.	1	.	1
Vicia hirsuta	1	.	.	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
Myosotis arvensis	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	2
Veronica arvensis	.	1	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	1
Alopecurus myosuroides	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	+	.	1
Geranium dissectum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Geranium columbinum	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r
Vicia spec.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Euphorbia exigua	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Matricaria recutita	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
Vicia villosa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Aphanes arvensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2
Sonchus asper	.	.	1	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.

**Sträucher + Gehölze**

Prunus spinosa juv.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Cornus sanguinea juv.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	r
Crataegus spec. juv.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Prunus avium juv.	.	r	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.
Rosa spec	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.
Rubus sectio Rubus	.	.	.	.	.	.	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.

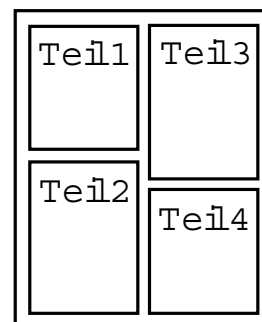
Tab. A1; Teil 4

Außerdem: in K 1.3: Primula veris +; in K 1.7: Evonymus europaeus juv. 1, Trifolium hybridum 1, Acer campestre juv. r; in K 1.10: Ajuga genevensis 1, Campanula rotundifolia 1, Carex flacca 1, Potentilla tabernaemontani 1, Valeriana carinata 1, Artemisia absinthium +, Verbascum nigrum +; in K 2.12: Echinops sphaerocephalus r, Silene dioica r; in K 2.23: Veronica chamaedrys r; in K 2.24: Anthyllis vulneraria +, Arabis hirsuta r, Geum urbanum +; in K 5.1: Cruciatia laevipes 1, Fagus sylvatica juv. +, Fraxinus excelsior juv. r; in 5.18: Malva moschata +, Senecio jacobaea +; in 5.5.2: Galeopsis pubescens 1, Hypericum quadrangulum +, Sorbus aucuparia juv. r; in 5.20: Briza media 1, Centaurea scabiosa 1, Cirsium acaule +, Ranunculus bulbosus r; in K 5.25: Campanula rapunculus 1; in K 5.26: Lamium maculatum 1, Vicia sepium 1, Dipsacus fullonum r; in K 5.28: Elymus caninus 1; in K 6.2: Anthoxanthum odoratum 1, Saxifraga granulata 1; in K 6.11: Triticum aestivum 1, Tripleurospermum perforatum r; in K 6.14: Apera spica-venti 1, Lotus uliginosus 1, Sonchus spec. +, Scrophularia nodosa r; in 6.23: Arenaria serpyllifolia 1; in 7.3: Arctium lappa r; in K 7.4: Cerastium glomeratum 1

**Legende**

Nutzung: FHI = Feldholzinsel, GB = Grünlandbrache, G = Grünland, FB = Feuchtbrache, IB = Industriebrache/Bauerwartungsland Industrie, LP = Lagerplatz

Artnächtigkeit: (A) = Art ist aspektbestimmend

**Aufbau der Tabelle:**

**Tab. A2:** Im Rahmen der Vegetationsaufnahmen auf Brachen und Äckern angesprochene Vegetationseinheiten

O <i>Brometalia:</i>	Submediterrane Trocken- und Halbtrockenrasen
K <i>Festuco-Brometea:</i>	Schwingel-Steppen und Trespen-Rasen
O <i>Orignatetalia:</i>	Wirbeldost- Saumgesellschaften und Staudenfluren trockener Standorte
K <i>Trifolio-Geranietea:</i>	Meso- und thermophile Säume
O <i>Arrhenatheretalia:</i>	Fettwiesen und Weiden frischer Standorte
O <i>Molinieta:</i>	Feuchtgrünland
K <i>Molinio-Arrhenatheretea:</i>	Wirtschaftsgrünland
O <i>Agropyretalia:</i>	Pionier-Rasen-Gesellschaften und Quecken-Ödland
O <i>Agrostietalia:</i>	Feuchtigkeitsliebende Pionierbestände
K <i>Artemisietea:</i>	Ruderae Säume, halbrud. Halbtrockenrasen und Uferstauden-Gesellsch.
K <i>Stellarietea:</i>	Ackerwildkrautgesellschaften und einjährige Ruderal-Gesellschaften

**Tab. A3:** Vegetationstabelle der pflanzensoziologischen Aufnahmen auf Äckern im UG Goslice**A Oxalido-Chenopodietum polyspermi****B Aperion**

Lfd. Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Nr.	P 29	P 58	P 27	P 100		P 97	P 18	P 19	P 72	P 106	P 20
Datum	06.06.01	06.06.01	06.06.01	07.06.01	07.06.01	07.06.01	06.06.01	06.06.01	07.06.01	07.06.01	06.06.01
Größe (m2)	25	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15
Exposition	-	no	no	-	-	s	-	-	-	-	-
Inklination (°)	-	1	1	-	-	1	-	-	-	-	-
Kulturrucht	B	WW	WW	WR	WW	WW	WW	WW	WW	WW	WW
Deckung Kulturfrucht (%)	-	70	75	90	75	75	70	78	70	80	80
Deckung Wildkräuter (%)	75	5	15	5	12	12	20	12	20	10	7
Artenzahl	27	18	22	20	24	28	21	24	29	21	21

A	B
---	---

**Oxalido-Chenopodietum polyspermi**

Oxalis fontana	1	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.
----------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

**Papaveretum argemones**

Veronica triphyllos	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
---------------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

**Aperion spicae-venti**

Apera spica-venti	.	1	1	1	1	1	1	+	1	1	1
Centaurea cyanus	.	1	1	.	1	r	1	+	+	r	1
Vicia tetrasperma	1	1	+	+	1	1	.	1	1	.	.
Vicia hirsuta	.	1	1	1	1	1	+	1	1	.	1
Vicia angustifolia subsp. segetalis	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	+

**Sperguletalia arvensis**

Scleranthus annuus	.	1	2	.	+	+	2	1	1	.	.
Raphanus raphanistrum	2	.	1	.	.	+	.	r	.	.	.
Crepis tectorum	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.
Anthemis arvensis	.	+	.	r	.	.	.	.	.	.	.
Rumex acetosella	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

**Papaveretalia rhoeadis**

Consolida regalis	.	.	.	.	r	.	.	.	r	.	.
Falcaria vulgaris	.	.	.	.	.	r	+	.	.	r	.
Lathyrus tuberosus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
Veronica persica	.	.	.	.	1	1	+	r	.	1	.
Thlaspi arvense	.	.	.	.	1	.	.	.	.	1	+
Sinapis arvensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Papaver rhoeas	.	r	.	.	+	r	1	r	r	.	+

**Violenea arvensis**

Viola arvensis	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Veronica arvensis	1	1	1	1	.	1	1	1	1	1	.
Myosotis arvensis	r	.	1	1	1	1	.	1	1	1	.
Lamium amplexicaule	.	.	.	+	.	.	.	.	.	1	.
Sonchus asper	3	.	.	.	1	.	r	+	.	.	.
Lithospermum arvense	.	.	1	.	+	.	r	.	.	.	+
Fallopia convolvulus	+	.	.	r	.	.	.	.	+	.	.
Lamium purpureum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polygonum persicaria	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.

Tab. A3; Teil 1

Lfd. Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Nr.	P 29	P 58	P 27	P 100		P 97	P 18	P 19	P 72	P 106	P 20
Datum	06.06.01	06.06.01	06.06.01	07.06.01	07.06.01	07.06.01	06.06.01	06.06.01	07.06.01	07.06.01	06.06.01
Größe (m2)	25	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15
Exposition	.	no	no	.	.	s	.	.	.	.	.
Inklination (°)	.	1	1	.	.	1	.	.	.	.	.
Kulturfrucht	B	WW	WW	WR	WW	WW	WW	WW	WW	WW	WW
Deckung Kulturfrucht (%)	-	70	75	90	75	75	70	78	70	80	80
Deckung Wildkräuter (%)	75	5	15	5	12	12	20	12	20	10	7
Artenzahl	27	18	22	20	24	28	21	24	29	21	21

A	B										
---	---	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

**Stellarietea mediae**

Tripleurospermum perforatum	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1
Stellaria media	1	1	1	1	.	1	.	.	1	1	1
Capsella bursa-pastoris	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Geranium pusillum	.	r	.	.	+	.	.	.	+	.	.
Descurainia sophia	.	.	.	r	.	.	.	.	1	.	r
Agrostemma githago	.	.	r	.	.	.	.	+	+	.	.
Bromus hordeaceus	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
Sonchus oleraceus	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.
Sonchus arvensis	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.

**Begleiter**

Elymus repens	2	1	2	1	1	2	1	1	2	2	1
Galium aparine	.	.	1	.	.	.	1	1	.	1	1
Poa annua	.	.	1	1	.	1	.	.	1	.	1
Equisetum arvense	1	.	1	.	.	1	1	.	.	r	.
Taraxacum sectio Ruderalia	1	.	.	.	r	+	.	r	+	.	r
Hordeum vulgare	.	.	.	+	+	.	r	r	.	+	.
Convolvulus arvensis	.	1	+	.	+	.	1	1	.	+	.
Cirsium arvense	.	.	.	.	.	+	.	.	.	1	r
Mentha arvensis	2	.	.	.	+	1	.	+	.	.	.
Poa pratensis	.	.	1	+	.	+	+	.	1	.	+
Silene latifolia subsp. alba	r	.	+	.	r	.	.	.	r	.	.
Lapsana communis	.	.	.	.	r	+	.	.	.	+	.
Phleum pratense	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+
Secale cereale	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
Glechoma hederacea	+	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.
Achillea millefolium	+	.	.	.	.	.	r	+	.	.	.
Plantago major subsp. intermedia	r	.	.	.	.	r	.	.	r	.	.
Trifolium pratense	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Vicia sativa	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.
Artemisia vulgaris	1	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
Chenopodium spec.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Euphorbia cyparissias	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.
Polygonum spec.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sonchus spec.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.
Triticum aestivum	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lolium perenne	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Agrostis stolonifera	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Avena sativa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Camelina sativa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r
Festuca pratensis subsp. pratensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Linaria vulgaris	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Medicago lupulina	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Poa trivialis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rumex crispus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sedum telephium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Trisetum flavescens	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.

Tab. A3; Teil 2

Lfd. Nr.	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
Nr.	P 69	P 107	P 71	P 23	P 68	P 50	P 16	P 44	P 59	P 10	P 65
Datum	06.06.01	07.06.01	07.06.01	06.06.01	06.06.01	06.06.01	06.06.01	06.06.01	06.06.01	06.06.01	06.06.01
Größe (m2)	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15
Exposition	.	.	.	.	.	so	no	nw	.	n	.
Inklination (°)	.	.	.	.	.	2	2	1	.	2	.
Kulturfrucht	WW	WW	WW	WW	WW	WW	WR	WW	WR	WW	WW
Deckung Kulturfrucht (%)	70	70	80	90	75	90	95	80	85	80	90
Deckung Wildkräuter (%)	10	5	5	2	3	4	4	2	3	2	2
Artenzahl	23	14	18	19	18	17	8	12	14	10	10

B											
---	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

**Oxalido-Chenopodietum polyspermi**

Oxalis fontana	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
----------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

**Papaveretum argemones**

Veronica triphyllos	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
---------------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

**Aperion spicae-venti**

Apera spica-venti	.	1	1	1	+	.	1	1	1	1	.
Centaurea cyanus	+	+	r	.	.	1	r	r	1	.	.
Vicia tetrasperma	1	.	.	+	+	.	.	.	1	.	.
Vicia hirsuta	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	+
Vicia angustifolia subsp. segetalis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Tab A3; Teil 3

Lfd. Nr.	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
Nr.	P 69	P 107	P 71	P 23	P 68	P 50	P 16	P 44	P 59	P 10	P 65
Datum	06.06.01	07.06.01	07.06.01	06.06.01	06.06.01	06.06.01	06.06.01	06.06.01	06.06.01	06.06.01	06.06.01
Größe (m2)	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15
Exposition	.	.	.	.	.	so	no	nw	.	n	.
Inklination (°)	.	.	.	.	.	2	2	1	.	2	.
Kulturfrucht	WW	WW	WW	WW	WW	WW	WR	WW	WR	WW	WW
Deckung Kulturfrucht (%)	70	70	80	90	75	90	95	80	85	80	90
Deckung Wildkräuter (%)	10	5	5	2	3	4	4	2	3	2	2
Artenzahl	23	14	18	19	18	17	8	12	14	10	10

B

**Sperguletales arvensis**

Scleranthus annuus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Raphanus raphanistrum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Crepis tectorum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Anthemis arvensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rumex acetosella	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

**Papaveretalia rhoeadis**

Consolida regalis	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Falcaria vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lathyrus tuberosus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Veronica persica	.	.	1	+	.	.	.	.	.	.	.
Thlaspi arvense	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sinapis arvensis	r	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
Papaver rhoeas	+	+	+	+	r	1	+	+	.	.	r

**Violenea arvensis**

Viola arvensis	1	1	1	1	+	1	1	.	1	1	.
Veronica arvensis	1	1	.	1	1	1	.	.	1	1	+
Myosotis arvensis	+	1	.	.	.	1	.	.	r	.	.
Lamium amplexicaule	.	+	r	.	.	1	+	+	.	+	.
Sonchus asper	r	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
Lithospermum arvense	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
Fallopia convolvulus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lamium purpureum	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
Polygonum persicaria	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

**Stellarietea mediae**

Tripleurospermum perforatum	1	.	1	1	r	1	.	1	+	.	1
Stellaria media	1	1	1	1	.	1	1	1	1	1	1
Capsella bursa-pastoris	1	.	1	1	.	1	.	1	1	.	1
Geranium pusillum	r	.	.	.	.	r	.	.	r	.	.
Descurainia sophia	+	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.
Agrostemma githago	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bromus hordeaceus	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.
Sonchus oleraceus	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.
Sonchus arvensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

**Begleiter**

Elymus repens	2	.	1	1	1	.	.	.	.	1	1
Galium aparine	1	+	1	.	+	1	1	1	1	.	+
Poa annua	1	.	1	1	1	.	.	1	.	1	1
Equisetum arvense	+	1	+	.	1	.	.	+	.	+	.
Taraxacum sectio Ruderalia	+	.	.	r	r	.	.	.	.	.	+
Hordeum vulgare	.	.	.	+	+	.	.	+	.	.	.
Convolvulus arvensis	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
Cirsium arvense	.	1	.	.	r	+	.	.	.	.	.
Mentha arvensis	.	+	.	.	.	.	.	r	.	.	.
Poa pratensis	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Silene latifolia subsp. alba	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.
Lapsana communis	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Phleum pratense	.	.	r	.	.	.	.	.	+	.	.
Secale cereale	1	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.
Glechoma hederacea	.	.	.	+	.	.	.	.	.	1	.
Achillea millefolium	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Plantago major subsp. intermedia	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Trifolium pratense	.	.	.	.	.	r	.	.	r	.	.
Vicia sativa	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Artemisia vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Chenopodium spec.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Euphorbia cyparissias	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.
Polygonum spec.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sonchus spec.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
Triticum aestivum	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
Lolium perenne	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
Agrostis stolonifera	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Avena sativa	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.
Camellina sativa	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Festuca pratensis subsp. pratensis	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.
Linaria vulgaris	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Medicago lupulina	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Poa trivialis	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
Rumex crispus	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.
Sedum telephium	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.
Trisetum flavescens	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Tab. A3; Teil 4

**Legende**

Kulturfrucht: B = Brache, WW = Winterweizen, WR = Winterroggen

Aufbau der Tabelle:

Teil1	Teil3
	Teil4
Teil2	

**Tab. A4:** Vegetationstabelle der pflanzensoziologischen Aufnahmen auf Äckern im UG Kassel**A Aphano-Matricarietum chamomillae****B keine pflanzensoziologische Zuordnung möglich**

Lfd. Nr.	1	2	3	4
Nr.	A 1	A 4	A 3	A 2
Datum	10.7.01	10.7.01	10.7.01	10.7.01
Größe (m <sup>2</sup> )	15	15	15	15
Exposition	.	sw	sw	.
Inklination (°)	.	1	1	.
Kulturfrucht	WR	WW	WR	WG
Deckung Kulturfrucht (%)	85	92	70	95
Deckung Wildkräuter (%)	12	3	2	1
Artenzahl	16	7	10	5

<b>A</b>	<b>B</b>
----------	----------

**Aphano-Matricarietum**

Matricaria recutita	1	.	.	.
---------------------	---	---	---	---

**Aperion spicae-venti**

Apera spica-venti	2	1	.	.
Vicia tetrasperma	+	.	.	.

**Aphanenion arvensis**

Aphanes arvensis	1	.	.	.
------------------	---	---	---	---

**Violenae arvensis**

Viola arvensis	1	.	+	.
Myosotis arvensis	1	.	.	.
Veronica arvensis	1	.	.	.
Polygonum persicaria	.	.	r	.

**Stellarietea mediae**

Tripleurospermum perforatum	1	.	.	.
Stellaria media	1	.	.	.
Capsella bursa-pastoris	+	.	r	.
Chenopodium album	.	.	r	.
Bromus hordeaceus	.	+	.	+

**Begleiter**

Elymus repens	1	1	1	r
Poa trivialis	1	1	.	.
Ranunculus repens	1	.	.	.
Rumex crispus	r	.	r	.
Alopecurus myosuroides	1	.	.	.
Trifolium repens	+	.	.	.
Secale cereale	.	.	.	+
Holcus mollis	.	.	.	1
Poa pratensis	.	.	.	+
Galium aparine	.	.	+	.
Cirsium arvense	.	.	+	.
Epilobium spec.	.	.	1	.
Equisetum arvense	.	+	+	.
Lolium perenne	.	+	.	.
Phleum pratense	.	+	.	.

Legende:

WR = Winterroggen, WW = Winterweizen, WG = Wintergerste

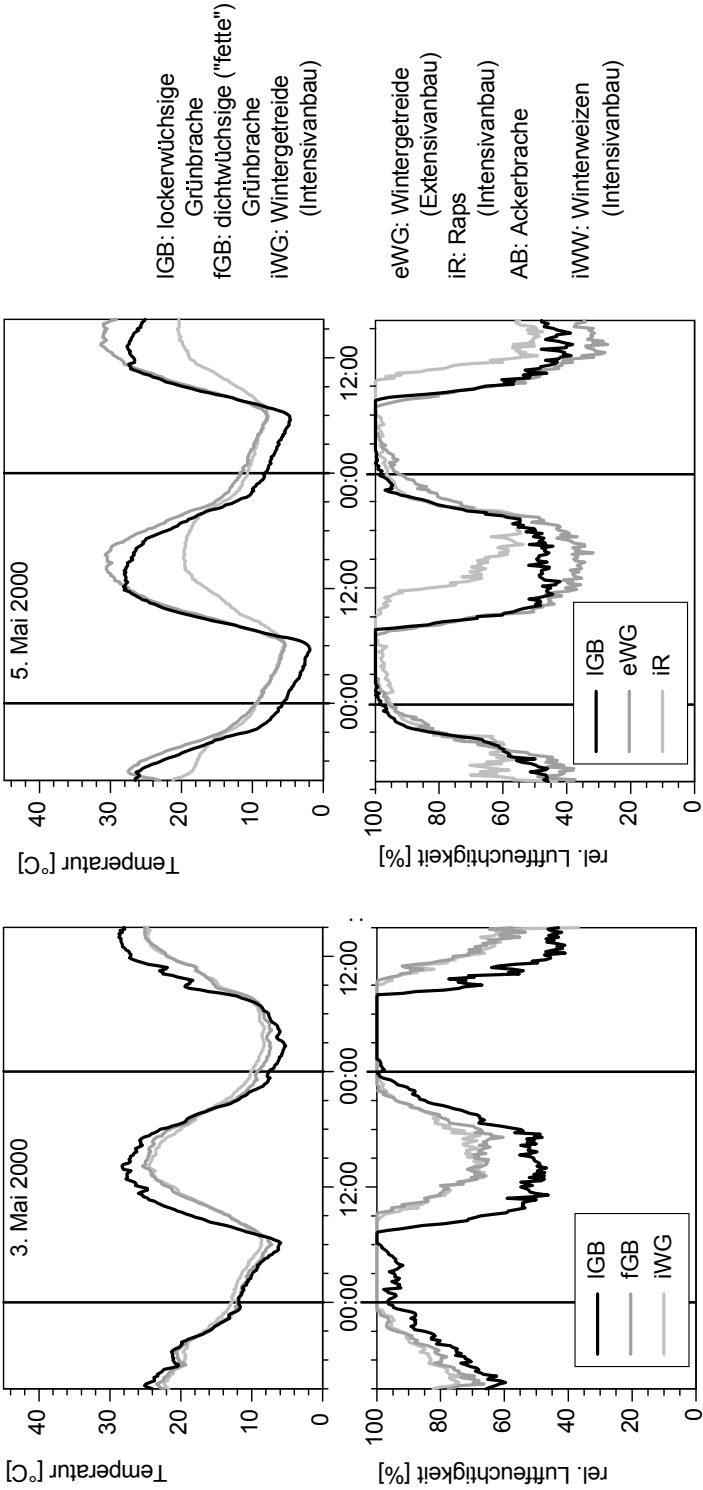
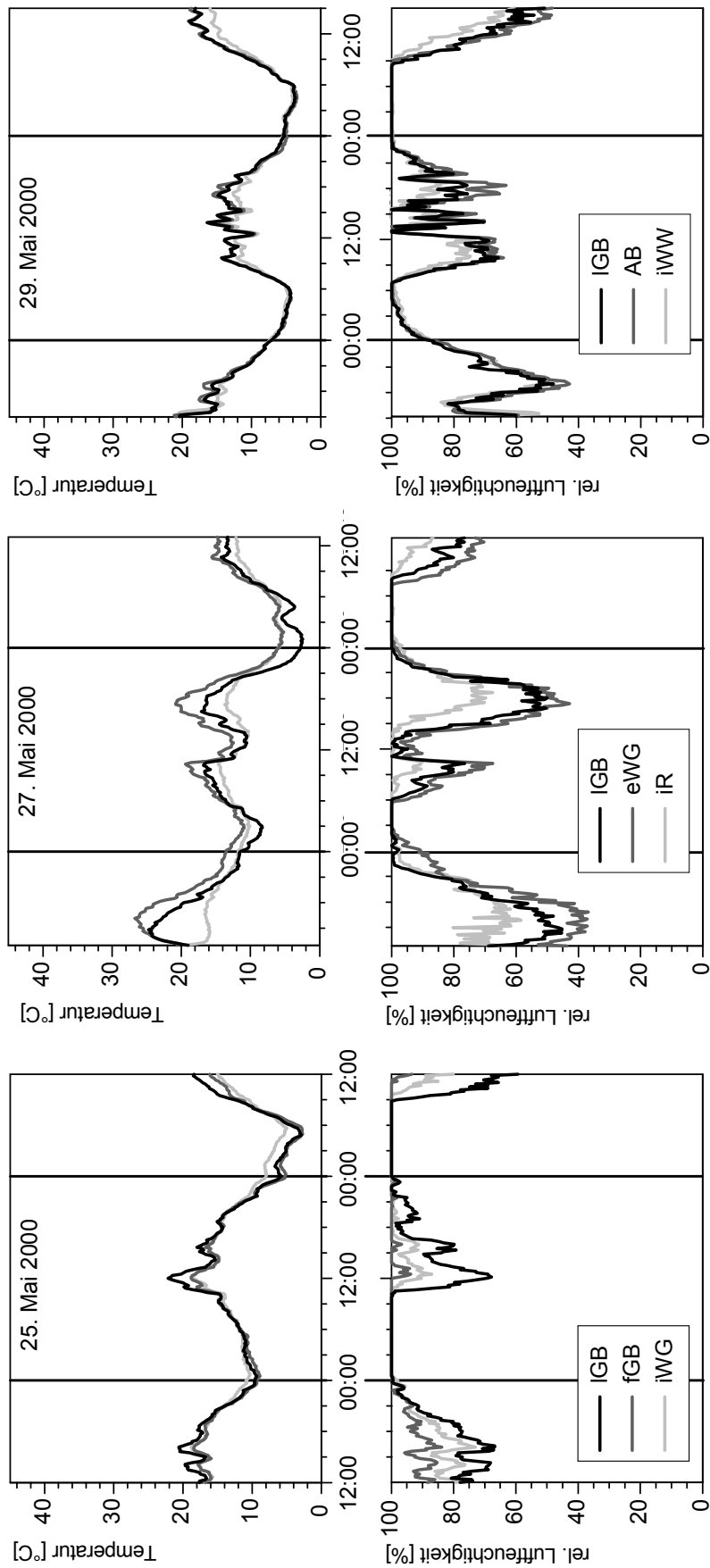
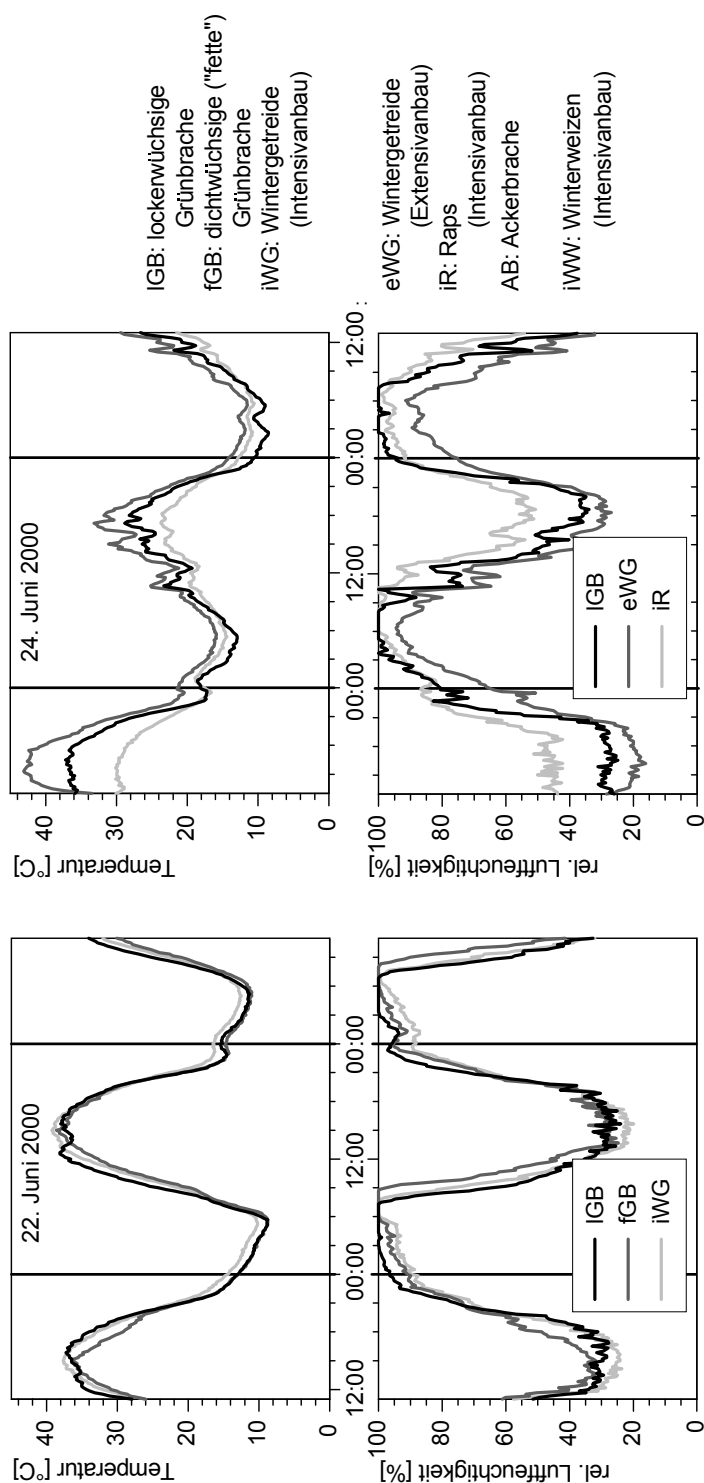


Abb. A1: Ergebnisse der Mikroklimamessungen während der ersten Messphase Anfang Mai 2000



**Abb. A2:** Ergebnisse der Mikroklimamessungen während der zweiten Messphase Ende Mai 2000





**Abb. A3:** Ergebnisse der Mikroklimamessungen während der dritten Messphase Ende Juni 2000