

# Auerhuhn, Birkhuhn und Haselhuhn im Nationalpark Kalkalpen

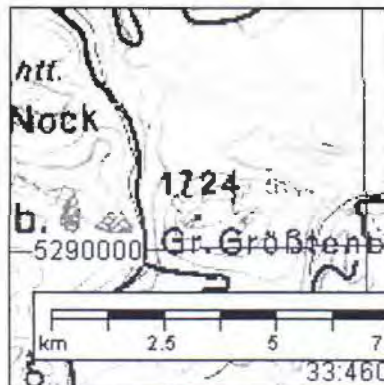
Bestände, Lebensraum und Management

Mit einem Anhang über Spechte, Eulen und Rote-  
Liste-Arten

2. Zwischenbericht

Februar 2002

von Helmut Steiner, Alois Schmalzer & Norbert Pühringer



Berichterstellung:



*Institut für Ökologie und Naturschutz OÖ.*

— Landschaftsplanung, Wildtiere, Management & Forschung —

Mag. Dr. rer. nat. Helmut STEINER, Diepersdorf 30, A – 4552 Wartberg/Krems, Tel./Fax 07587/7974, Handy 0676/6095165, e-mail  
[steiner\\_raptor@aon.at](mailto:steiner_raptor@aon.at), Bankverbindung Raiba Wartberg BLZ 34738 Kto.Nr. 2154

Biomonitoring und Indikatorarten.....	120
Artenschutz, Biotopschutz oder Prozeßschutz .....	121
Genetische Vielfalt innerhalb und außerhalb des Nationalparks.....	121
Nationalparkspezifisches Gebiets-Management .....	122
Literatur .....	130
Anhang.....	143

- (7) Die Bedeutung des Projektes für die internationale Nationalparkforschung liegt u.a. darin, daß modellhaft Prädation und Fragmentierungs-Effekte untersucht werden.

begangen werden. Dabei werden nicht nur direkte, sondern auch indirekte Nachweise wie Mauserfedern und Losungen kartiert. Die Freilandhebungen erfassen den Ganzjahreslebensraum. In der Folge ist es möglich, Teilpopulationen abzugrenzen und ihre Größe und den Isolationsgrad einzuschätzen. Es wird auch versucht, für jedes Vorkommen Reproduktionsnachweise zu erbringen.

Auf ausgewählten Teilflächen erfolgten Schwerpunktuntersuchungen besonders zur Populationsdichte. Dies betraf Probeflächenzählungen an Balzplätzen von Auerhuhn und Birkhuhn und herbstliche Linientaxierungen mit Hilfe akustischer Stimulation beim Haselhuhn.

Zu jedem Nachweis wurden etwa 20 Habitatparameter quantitativ und qualitativ aufgenommen, mit Ausnahme von Fernnachweisen. Dabei wurden drei Ebenen unterschieden: (1) Mikrokabitat (30m-Radius), (2) Makrohabitat, (3) die Ebene der Population. Alle Datensätze wurden digitalisiert (bisher Auerhuhn  $n = 386$ , Birkhuhn  $n = 64$ , Haselhuhn  $n = 83$ ).

Beuteanalysen beim Steinadler und anderen Greifvögeln wurden durchgeführt, um den wichtigen Faktor Prädation zu untersuchen.

In den Jahren 2000 und 2001 wurden das nördliche und südwestliche Reichraminger Hintergebirge sowie das Sengsengebirge untersucht, was etwa zwei Dritteln des Gesamtgebietes entspricht.

### Ergebnisse

1. Die Abundanzen erreichten beim Auerhuhn 12-14 Hähne/10 km<sup>2</sup>, beim Birkhuhn 22 Hähne/33 km<sup>2</sup> und beim Haselhuhn 36 Reviere/46,4 km Transekt.
2. Beim Auerhuhn wurden bisher 13 Balzplätze bestätigt; 5 verwaiste Plätze lagen tendenziell tiefer als besetzte Plätze. Die mittlere Balzgruppen-Größe lag bei 1,8 Hähnen ( $n = 5$ ), beim Birkhuhn bei 1,4 Hähnen ( $n = 18$ ).
3. Es konnten bisher 7 Subpopulationen des Auerhuhns unterschieden werden, die durch Gebirgskämme oder Täler getrennt wurden.
4. Beim Auerhuhn wurde die Ermittlung relativer Abundanzen durch eine Transekt-Methode evaluiert. In jeder Teilpopulation wurden Transekte auf Cluster von Losungen hin begangen, getrennt nach Spätwinter sowie Sommer. Ab 5-15 km Transekt änderte sich die Nachweisdichte nur noch geringfügig.
5. Die relative Spätwinter-Dichte hing in 5 Teilpopulationen nicht mit der Häufigkeit von Kiefernalthölzern zusammen.
6. Die relative Sommer-Dichte hing in 5 Teilpopulationen nicht mit der Heidelbeer-Häufigkeit zusammen.
7. Relative Auerhuhn-Spätwinter- und Sommer-Dichten zeigten in 4 Teilpopulationen eine grobe Korrelation.
8. Die relative Auerhuhn-Dichte hing jeweils mit der Fläche der Höhenlage von 900-1400m in einem 2,5km-Radius zusammen.
9. Die Haselhuhn-Dichte auf 7 Transekten zeigte einen positiven Zusammenhang mit der Wärmeexposition.
10. Der Bruterfolg des Auerhuhns lag bei 44 % führenden Hennen im Juli und August, wobei deutliche Unterschiede zwischen 2000 und 2001 (gering) bestanden ( $n = 16$ ).
11. Jeweils > 80 % der Nachweise lagen beim Auerhuhn in der Höhenstufe von 900-1300 m, beim Birkhuhn bei 1300-1700 m und beim Haselhuhn bei 600-1300 m ( $n = 285/59/74$ ).
12. Alle drei Arten zeigten hinsichtlich Expositionswahl ein Maximum in Süd- und Südost-Lagen ( $n = 272/58/70$ ).
13. Die Geländeneigung war beim Birkhuhn am geringsten und das Haselhuhn hielt sich stärker in mittlerer Steilheit (15-25°) auf als das Auerhuhn ( $n = 187/56/71$ ).



*ist Teil des Teils-Horizonts im NP*

28. Im Urwald von Bialowieza besteht eine größere Diversität der Prädatoren und eine geringere Fuchs-Abundanz als in den Kalkalpen.
29. Die relative Höhenverbreitung des Fuchses nimmt ab 1100 m ab, diejenige des Mäusebussards ab 1200 m, Raufußhühner erst ab 1300 m.
30. Erste Kenntnisse über die Spechtgemeinschaft des Nationalparks entlang des Höhengradienten umfassen bisher 281 Datensätze. Die Urwaldzeiger Weißrücken-, Grau- und Dreizehenspecht erreichten zwischen 700 und 1500 m 25-65 % aller Registrierungen. Der Weißrückenspecht wurde am relativ stärksten bei 800 – 1000 m, der Grauspecht bei 900 – 1000 m und der Dreizehenspecht bei 1000 – 1500 m festgestellt.
31. Erste Kenntnisse über die Eulengemeinschaft des Nationalparks entlang des Höhengradienten umfassen bisher 101 Datensätze. Der Raufußkauz dominiert oberhalb von 900/1100 m. Der bisher weniger festgestellte Sperlingskauz erreicht sein relatives Maximum bei 1300-1400 m. Der Waldkauz wurde bis 1100 m häufiger festgestellt als der Sperlingskauz und erst ab 1300 m weniger als dieser.
32. Die Waldschnepfe ist in den gut untersuchten Lagen von 800 – 1600 m allgemein verbreitet (n = 52 Datensätze).
33. Eine kommentierte Artenliste aller Vogelarten der Roten Liste wird erstellt (n > 2000 Datensätze). Am faunistisch bemerkenswertesten war bisher die Feststellung eines Schlangennadlers im Mai 2000 sowie im Juli 2001 im selben Gebiet, der erste dokumentierte Nachweis für Oberösterreich seit 1918.

## Schlußfolgerungen

### Auerhuhn

1. Beim Auerhuhn wurden bisher etwa 7 Teilvorkommen bestätigt. Die Verbindung von Höhenverbreitung (900 bis 1300 m Seehöhe) und Geomorphologie bedingte ein Splitting in Teilpopulationen.
2. Beim Auerhuhn ist jedenfalls damit zu rechnen, daß die Teilvorkommen miteinander in Austausch stehen. Die entscheidende Frage ist aber die Lebensfähigkeit dieser Vorkommen. In kleinen Vorkommen, die in der Mehrzahl sind, besteht wahrscheinlich eine hohe Mortalität und ein geringer Überlebenswert. Eine größere Plateaulage im nördlichen Hintergebirge (Ebenforst) ist wahrscheinlich das wichtigste *source*-Gebiet, während umliegende Gebiete *sink*-Habitats darstellen. Das Gebiet liegt außerhalb der Parkgrenzen.
3. Beim Auerhuhn haben sich die Lebensraum-Gestaltungsmaßnahmen prinzipiell auf die wenigen Vorkommens-Schwerpunkte zu konzentrieren. Diese Gebiete liegen aber größtenteils außerhalb der Parkgrenzen. Daraus folgt, daß eine intensive Abstimmung mit den dortigen Bewirtschaftern dringend vorzunehmen ist, wenn das Auerhuhn im Nationalpark überleben soll.
4. Im Gegensatz zu anderen Populationen hielten sich Auerhühner weitgehend außerhalb von Zwergstrauchbeständen auf (geringes Angebot). Wichtiger als die Baumarten waren Struktur, Alter und Verteilung der Vegetation.
5. Eine der größten Gefahren geht von der Verinselung ausgedehnter Altholzbestände aus. Diese Verinselung resultiert oft aus Kahlschlägen und Forststraßen, bzw. daraus, daß Wälder zu dicht stehen oder zu wenig alt werden. Eine große indirekte Gefahr dieser Maßnahmen wurde aber bisher stark unterschätzt: Dadurch werden auch Feindarten wie Fuchs, Mäusebussard und Waldkauz stark gefördert, was sich zuletzt sehr negativ auswirkt. Deshalb muß in Zukunft die Prädation untersucht werden.

*2 Feindarten*

empfehlenswert. Der Nationalpark Kalkalpen trägt eine europäische Verantwortung für diese Anhang I – Arten.

## Zusammenfassung Management

### Allgemeine Maßnahmen

1. **Keine** weitere **Verkleinerung** der besten Teilvorkommen, keine Zustandsverschlechterung dieser Vorkommen. Größere Teilvorkommen sind zumeist die vitalen. Wodurch werden optimale Lebensräume immer kleiner und **zerschnittener**?
  - Zunehmende Frequentierung durch **Prädatoren** wie Fuchs oder Mäusebussard, weil deren Nahrungsangebot zunimmt, etwa durch Erschließung.
  - Direkte **Störung** durch Erschließung, wie Besuchereinrichtungen, Lehrpfade oder Mountainbike-Strecken.
  - Verringerung des artspezifischen, strukturellen Optimalhabitates (s. Urteil).
2. Dabei sollten **kilometerweite Randeffekte** beachtet werden - Streifgebiet von Prädatoren!
3. **Prädatoren** generell nicht fördern, das heißt das **Nahrungsangebot gering halten**.
  - Wühlmäuse können durch Wiesendüngung, Kahlschläge, Forststraßenböschungen gefördert werden.
  - Abfälle unzugänglich für Fuchs/Marder/Raben halten.

### Birkhuhn

1. **Offenhalten** des Waldgrenzbereiches:
  - **Herbivoren-Beweidung** durch Rinder, Rothirsche, Gämsen – geringer Abschluß.
2. **Besucherlenkung**: Birkhuhn-Lebensräume sind wegen der guten Aussicht sehr attraktiv für Touristen.

### Haselhuhn

1. Möglichst viele natürliche **Störstellen zulassen** – Wurzelaufwürfe, Windwürfe, Lawenbahnen, alle Verjüngungen, „Chaos“.
2. Störung ist relativ unproblematisch.

### Auerhuhn

1. **Vermeidung von Zerschneidung**:
  - Konkrete überlebenswichtige Gebiete: Ebenforst-Plateau; Augustinkogel-Wohlführeralm.
  - **Flächenverringern geeigneter Waldformen**, also lichter, nadelholzreicher, zusammenhängender Bestände. Konkretes akutes Problem: Zu große Kahlschläge, sowie Abtrieb und Fragmentierung zusammenhängender Altholzbestände an Ochsenkogel, Lahnerkogel, Steinschlag, aber auch im Bereich Spitzberg. Die Forstverwaltung Moln/DI. Greifeneder sollte kontaktiert werden, da bereits bei Vortrag von H. Zeiler im Sommer 2001 Schutzbemühungen zugesagt wurden.
2. Sichere **Kükenaufzuchtgebiete** könnten eher der begrenzende Faktor sein als Balzhabitate. Diese sollten auf keinen Fall erschlossen, beunruhigt, aufgeforstet oder anderweitig entwertet werden.
  - Lichte Nadelhölzer mit mosaikartig zwergstrauchreichem und offenem Boden, sowie geringer Attraktivität für Füchse und Mäusebussarde durch geringe Mäusebestände.
  - Obere Schlagränder.



## Abstract

**Title:** Steiner, H., A. Schmalzer & N. Pühringer: Capercaillie (*Tetrao urogallus*), Black Grouse (*Tetrao tetrix*), and Hazel Grouse (*Bonasa bonasia*) in „Kalkalpen“ National Park: Populations, habitats and management.

The National Park „Kalkalpen“ conserves ecosystems and fauna of large-scale semi-pristine habitats. The park harbours populations of 22 bird species listed in Annex 1 of the bird directive of the European Union. Management plans of the National Park „Kalkalpen“ urgently require scientific information in order to prevent actual dangers from these species. This study for the first time presents empirical data to actual threats to support the management of three forest grouse species. Proposals included the following topics: Structural aims of forest stand management, times of forest management, location of forest management, management of fence building and wires, management of tourism, ungulate management, indirect effects of land use on populations of generalistic predators being detrimental to grouse, measures in important but critical areas at sites in the vicinity of the National Park.

# Einleitung

*Während in der Vergangenheit  
der Rolle der Nahrungskonkurrenz  
sehr viel Aufmerksamkeit gewidmet worden ist,  
wird es in Zukunft viel wichtiger sein,  
den Einfluß anderer Faktoren, wie z.B. der Freßfeinde, zu testen ...*

KRAMS & THIEDE 2000

## Die Notwendigkeit einer empirischen Untersuchung

Nach über zehnjährigen Bemühungen vieler verantwortungsbewußter Bürger, wurde nun eine Untersuchung der gefährdeten Arten Auerhuhn, Birkhuhn und Haselhuhn im Nationalpark Kalkalpen ermöglicht. Unter Fachleuten herrscht Einigkeit, daß eine fundierte Felduntersuchung die Voraussetzung für die Erhaltung der Raufußhühner ist. Manche Widerstände sind zwar noch nicht völlig überwunden, sodaß die Arbeit unter erschwerenden Bedingungen stattfindet. Aber die ersten Ergebnisse stimmen hoffnungsvoll.

Auch aus Sicht der Europäischen Union besteht Arbeitsbedarf. Dies wird in der Studie „Handlungsbedarf für Österreich zur Erfüllung der EU-Vogelschutzrichtlinie“ erläutert (KARNER et al. 1997). Für Oberösterreich werden Auer- und Birkhuhn explizit unter „Priorität 1“ genannt. Unter Forschungsbedarf wird unter anderem der Einfluß der Jagd genannt. Die Frühjahrsjagd wird dort als gesetzwidrig eingeschätzt.

Für ein besseres Verständnis der Situation und ein optimales Management war es unbedingt notwendig, Freilanderhebungen durchzuführen. Nur so konnten Annahmen in Habitatmodellen überprüft werden. Die Berücksichtigung internationaler wissenschaftlicher Erkenntnisse war von großer Wichtigkeit. Sie mußten bereits in die Planung der Untersuchungen einfließen. Nur so konnten wesentliche Faktoren mitberücksichtigt und entscheidende Fragen gestellt werden. Darunter fiel vor allem die Bedeutung des Prädationsrisikos für die Lebensraumeignung.

Dieses Projekt bringt also ganz neue Aspekte ein:

- Erstmals werden Aussagen mit erhobenen Daten unterlegt, und damit nachvollziehbar und abgesichert formuliert.
- Erstmals wurde die umfangreiche internationale Fachliteratur zu den Themen Populationsforschung und Prädatoren ausgewertet.

## Internationale Standards

Naturwissenschaftliche Kriterien sind nicht jedermann vertraut. Da sich die Studie an einen größeren Leserkreis richtet, soll hier erklärt werden, was das Besondere und die Bedeutung einer naturwissenschaftlichen Vorgangsweise ist. Von Seiten des Auftraggebers wurden diese Vorgaben folgendermaßen formuliert (E. WEIGAND in litt.):

- Die Freilanderhebungen sind nach standardisierter Aufnahmemethodik der Ornithologie durchzuführen. Das Datenmaterial ist mit gängigen biostatistischen Vertrauensgrenzen (Confidencelimits: 95 %,  $p = 0,05$ ) auszuweisen. Dies gilt ebenfalls für die entsprechenden Auswertungen (insbesondere bei linearen und zweidimensionalen Auswertungen, wie Populationsgrößen, Individuendichten u.ä.), soweit nicht biomathematische Kenngrößen (Dominanzstruktur u.ä.) und multivariate Darstellungen



(f) *Mast depression hypothesis* - nach modernsten norwegischen Forschungsergebnissen (Einfluß von Mastjahren der Waldbäume auf die Tierökologie)

„Projekte“ zum gegenständlichen Thema ohne Berücksichtigung dieser Erkenntnisse würden nicht dem aktuellen globalen Kenntnisstand entsprechen und könnten von der Europäischen Union kaum akzeptiert werden. Ein wesentlicher Arbeitsschritt wird es deshalb sein, die internationale Fachliteratur für den Nationalpark fruchtbar zu machen. Weitere Ziele sind im folgenden beschrieben.

### **Projektziele**

Von Seiten des Auftraggebers wurde eine auf die gesamte Nationalparkfläche bezogene Aussage gewünscht, da ein konkreter Ortsbezug für den Managementaspekt von hohem Interesse war. Die Untersuchung besaß auch den Charakter einer Pilotstudie, da bisher noch kaum verwertbare Grundlagendaten über Raufußhühner im Nationalpark vorhanden waren. Dies betraf die verschiedensten Aspekte der Ökologie (siehe unten).

Aus diesem Grund wurden ausschließlich konventionelle Methoden angewandt (direkte Beobachtung, Spurenkartierung, mit quantitativen Dichte- und Habitatuntersuchungen). Telemetrische Studien hätten die breitgefächerten Ziele nicht in dem Umfang bearbeiten können, ganz abgesehen von der Kostenrelation und dem umstrittenen Tierschutzaspekt (vgl. W. SCHERZINGER mündl.). Die zentrale Frage der Struktur der großräumigen Metapopulation konnte nur durch eine Kartierung gelöst werden, während bei Telemetriestudien meist nur viele Daten zu Einzelindividuen, aber kaum zur Population gesammelt werden können (MÜHLENBERG 1993). Das gegenständliche Projekt kann jedoch eine hervorragende Basis für weiterführende telemetrische Untersuchungen bieten. Falls die Fragestellungen und Arbeitshypothesen gut durchdacht sind, wären Telemetriestudien durchaus empfehlenswert, um populationsbiologisch stärker in die Tiefe gehen zu können, und Lebensraum, Schutz und Management noch besser zu verstehen.

Als Grundlage dafür, daß Managementrichtlinien auch durch Beobachtungsdaten fundiert sind, sind eine Reihe von Teilfragen zu untersuchen. Diese sind im folgenden in der Form angegeben, wie sie vom Auftraggeber gewünscht wurden.

### **Entwicklung der Populationen in den letzten 20 Jahren**

Angaben zu Vorkommen und Verbreitung sollen gesammelt werden anhand von Literatur, vorliegenden Studien und Datenarchiven (ÖÖ. Landesmuseum, Birdlife Österreich), Befragung von Ornithologen und naturkundigen Personen, Befragung von Jagd- und Forstpersonal, Ermittlung von Bestandsangaben aus Abschlußplänen und Jagdstatistik.

### **Aktuelle Verbreitung und Populationsdichte**

Das Untersuchungsgebiet soll innerhalb des Zeitraumes 2000 - 2002 bearbeitet werden. Die Bearbeitung dient zur Abgrenzung der Raufußhuhn-Areale und zur Ausweisung von Arealzentren, Randarealen, potentiellen und ungeeigneten Arealen.

### **Habitatbewertung**

Die Habitatbewertung der aktuellen und potentiellen Raufußhühner-Lebensräume im Untersuchungsgebiet wird anhand der erhobenen Freilanddaten und anhand vergleichbarer Literaturangaben durchgeführt. Zu jeder direkten und indirekten Beobachtung werden grobe Angaben zum Habitat nach Klassen und Kategorien aufgenommen. Nach entsprechender Datenaufbereitung wird eine Habitat-Bewertung für die drei Raufußhuhnarten für das Untersuchungsgebiet dargestellt.

Raufußhühner im Untersuchungsgebiet auf. Die Kartierungsergebnisse wurden zur Bewertung des Gesamtgebietes als Raufußhühner-Lebensraum (Habitatbewertung) herangezogen. Um Störungen für die Raufußhühner im Zuge dieser Untersuchung zu minimieren, wurden die Flächen in erster Linie entlang von Wegen und Steigen durchquert und von übersichtlichen Geländepunkten aus abgesucht. *(siehe Karte 2.1.1)*

Der Zeitraum der Freiland-Erhebungen sollte den **Ganzjahreslebensraum** (Winterhabitate, Balz- und Bruthabitate, Mauserhabitate) dieser Raufußhühnarten erfassen. Die Beobachtungen wurden zum Zeitpunkt des täglichen Aktivitätshöhepunkts und der saisonalen Aktivitätshöhepunkte (Balzzeit, Dispersion von Jungvögeln) und weniger intensiv im Winter und während der Brut- und Aufzuchtphase durchgeführt. Die Kartierungen wurden zudem verstärkt in Zeiten erhöhter Fundwahrscheinlichkeit von indirekten Nachweisen (z.B. zeitiges Frühjahr bei Schneelage) durchgeführt. Dadurch konnten zeitaufwendige Suchen nach Nachweisen und Störungen für die Hühner während sensibler Phasen eingeschränkt werden.

Zur Ermittlung der aktuellen Verbreitung der waldgebundenen Arten Auerhuhn und Haselhuhn waren umfangreiche Begehungen im Gelände notwendig. Eine Erfassung der Bestandesgröße (Abundanz) war allerdings nur auf Teilflächen möglich und erforderte zusätzlich intensive Beobachtungstätigkeit im Gelände und den Einsatz spezieller Erfassungsmethoden. Für das Auerhuhn waren Kontrollen an ausgewählten Balzplätzen (Radius 2 km) dafür besonders im zeitigen Frühjahr notwendig. Für das Haselhuhn waren zur Abschätzung der Siedlungsdichte Transektzählungen entlang von Wegen und Forststraßen unter Einsatz von Lockinstrumenten im Herbst und Frühjahr sowie die Erfassung der Huderstellen notwendig (siehe SWENSON 1991, BIBBY et al. 1995, BERGMANN et al. 1996).

Das aktuelle Verbreitungsgebiet des Birkhuhns wurde durch Begehungen im Gelände und besonders durch Abhören und Beobachten mit dem Spektiv von exponierten Geländepunkten aus kartiert. Angaben über Bestandsgrößen (Abundanzen) und Bestandsstruktur konnten für diese Raufußhühnart auf Teilflächen (z.B. offene Latschen-Alm-Freiflächen) durch direkte Beobachtung der Balzplätze bzw. der Herbst- und Wintergruppen gewonnen werden.

Im Verlauf der drei Feldsaisons werden auf ausgewählten Teilflächen zusätzlich regelmäßige Bestandskontrollen durchgeführt (mehrere Kontrollen/Jahr). Dadurch können auf diesen Probestellen genaue Angaben zur Abundanz, Populationsstruktur, zum Fortpflanzungserfolg und zur lokalen Bestandsentwicklung gemacht werden. Anhand dieser Angaben können kleinräumige Arealveränderungen im Kartierungszeitraum (Aufgabe von Plätzen, vorübergehende Besiedlung und Nutzung, Neubesiedlung) im Gesamtareal besser beurteilt werden.

## Methoden

### Erhobene Informationen

Die Struktur der erhobenen Informationen geht aus dem abgebildeten, vor Ort verwendeten Datenblatt hervor. Es wurde im Zuge der Felderfahrungen mehrfach optimiert.

die erste Information?  
geordneter Konzept?



## Methodische Richtlinien zur Qualitätssicherung

Die Beachtung einer Reihe interner Richtlinien durch alle drei Bearbeiter verfolgte das Ziel, einen maximalen Synergieeffekt zu erzielen und Reibungsverluste zu minimieren.

- Generelles Anstreben von mehr quantitativen und weniger qualitativen Erhebungen und Daten. Das Projekt verlangt mehr als eine einfache „Kartierung“; ansonsten kommt es zu einer ineffektiven Relation Aufwand/Aussage, und zu Problemen bei Auswertung, Aussage und Diskussion.
- Spezialisierung auf persönliche Stärken und Arbeitsteilung maximiert die Effektivität. Zu unterscheiden sind direkte Beobachtung, Spurensuche, Ausdauer im Gelände, Grafik, Formulierung, Literatur, wissenschaftliche Konzeption, Publikationstätigkeit.
- Teamarbeit ist vor allem im Feld der Einzelarbeit vorzuziehen, um nicht eine summierende, sondern eine multiplikative Wirkung zu erzielen. Dies heißt auch Forcierung von Synchronzählungen vor allem zur Balzzeit.
- Schwerpunktmäßige, massierte Erhebungen des Bestandes balzender Auerhähne sind prioritär, bei Konzentration auf ein oder wenige Gebiete.
- Alle Bearbeiter sollten wissen, wo und wann die anderen unterwegs sind, um ungeplante Überschneidungen zu verhindern.
- Relativ minderwertig wäre etwa eine Karte mit Vorkommensdarstellung und Unklarheit über Negativnachweise, solche Informationen existieren bereits.
- Hochwertig sind eventuell zwar eher kleinräumige, aber nach oben und unten abschätzbare Zahlenwerte, die zu wissenschaftlich haltbaren Aussagen zu Habitat, Management usw. führen.
- Die relativ weitschweifige, lediglich qualitative Kartierung des Gesamtgebietes könnte einen zu großen Anteil am Arbeitsaufwand beanspruchen. Durch diese Kartierung sollte zumindest die Erkennung von Teilpopulationen im Metapopulationsverband erreicht werden.
- Beim Haselhuhn sollten zur Vermeidung einer Verstreuung der Kräfte nur drei bewältigbar kleine Gebiete quantitativ in allen Jahren kartiert werden.
- Als weiterer Vorschlag zur Standardisierung könnten Staubbadestellen künstlich optimiert und in einheitlichen Zeitabständen kontrolliert werden.
- Der Erfassungsaufwand im Gesamtgebiet muß einer reproduzierbaren Standardisierung unterliegen, entweder als Zeit oder Strecke.
- Alle Begehungsrouten sind auf einheitlichem Kartenmaßstab einzuzeichnen. Später sollten Zufallspunkte auf Routen festgelegt werden, um selektierte Habitatparameter statistisch einwandfrei prüfen zu können.
- Die Auswertung von Nationalpark-Daten in methodisch möglichst vergleichbarer Weise ist äußerst wünschenswert.
- Als Basis für die Erstellung der kommentierten Artenliste aller Vögel der Roten Liste sollten BirdLife-Meldebögen der Atlaskartierung verwendet werden, und zwar pro Gebiet je ein Bogen.
- Bei der mündlichen Befragung von Jagd- und Forstpersonal sollte stets nach den Basisinformationen „wo, wann, was“ gefragt und diese sogleich festgehalten werden.
- Die elektronische Dateneingabe soll unbedingt nach einer einheitlichen Maske erfolgen, und zwar nach der Datenstruktur des Erhebungsbogens. Die Instruktionen auf dem Datenblatt sind zu beachten.
- Einträge in das Datenblatt sollen einheitlich gehandhabt werden. Bei Funden auf Forststraßen sind Kronenschluß und Krautschicht als geringste Werte anzusehen.
- Die tabellarische Dateneingabe erfolgt durch alle Bearbeiter selbständig, ebenso die Eingabe der Fundpunkte in das Geographische Informationssystem des Nationalparks. Der Daten-Transfer für Redaktion und grafisch-statistische Auswertung durch H. Steiner soll rechtzeitig vor der Berichterstellung erfolgen.
- Regelmäßige interne Arbeitstreffen sollen dem raschen Austausch spezieller Erfahrungen, Hinweise, Arbeitshypothesen und Interpretationen dienen.
- Beuterestaufsammlungen an den bekannten Brutplätzen von Steinadler und Wanderfalke sollten forciert werden, um ausreichend Datenmaterial über Prädation zu erhalten. Bei Habicht und Sperber sollten besonders Horstfunde im Gebiet angestrebt werden. Das Verhören des typischen Bettelfiepsens während der Bettelflugperiode ist am häufigsten der erste Hinweis auf einen Brutstandort (beim Habicht Juni-Juli und beim Sperber Juli-August zu erwarten). Beutetragenden Altvögeln sollte möglichst lange mit dem Fernglas gefolgt werden, und die Flugroute sollte möglichst rasch in einer Karte festgehalten werden.
- Bei Aufsammlungen sollte methodisch einheitlich vorgegangen werden. So sollten auch alle alten Beutereste (Federn, Skeletteile) vollständig eingesammelt werden (Steinadler, Wanderfalke). Erst danach ist zu entscheiden, welche Reste in die Analyse eingehen. Ansonsten sind die Ergebnisse nicht vergleichbar (vgl. STEINER 1998).



Tabelle). Dies war deshalb der Fall, weil die Management-Implicationen im Auerhuhn-Lebensraum, dem Wald, am schwerwiegendsten waren.

Art	Auerhuhn	Birkhuhn	Haselhuhn	nicht zugeordnet
Zeitaufwand pro Jahr (Manntage)	33 <i>11 Tage/Huhn</i>	12 <i>9 Tage/Huhn</i>	16 <i>?</i>	35
Zeitaufwand insgesamt (Manntage)	99	36	42	105 <i>?</i>

**Tab.:** Veranschlagter Zeitaufwand für die Felderfassung der einzelnen Arten.

### Analyse der Lebensraumwahl

Heute besteht eine jahrzehntelange Erfahrung im Bereich der Habitatanalyse von Wildtieren. Weithin anerkannt ist die Schule von Prof. W. SCHERZINGER, besonders im Bereich der höheren Tierarten, wie Spechte, Hühnervögel oder Eulen. Diese Forschungsrichtung betont, daß es für ein Tier nicht ausreichend ist, wenn einzelne Lebensraumansprüche nur quantitativ erfüllt werden. Entscheidend ist vielmehr die qualitative Erfüllung der Kriterien; es kommt auf die Kombination und Proportionen der Faktoren an (PECHACEK 1995, MEBS & SCHERZINGER 2000).

Auch FULLER (1998) resümiert am Beispiel Greifvogelforschung, daß nur wenige, jedoch sorgfältig ausgewählte Habitatparameter gemessen werden sollten. Dies verbessert Transparenz und Kausalität. Denn in der Ökologie hängen fast alle Faktoren in irgendeiner Weise zusammen (vgl. auch MÜHLENBERG 1993, MÜHLENBERG & SLOWIK 1997, STEINER 1998, in Druck).

Es gibt einige wichtige Voraussetzungen für die Wahl der richtigen Parameter und für die Erstellung aussagekräftiger Arbeitshypothesen. Eine davon ist die intime Kenntnis der speziellen Biologie der untersuchten Arten, sowohl anhand eigener Erfahrung als auch anhand von Fachliteratur. Eine andere Voraussetzung ist eine solide Kenntnis der allgemeinen Populationsökologie und Ökosystemforschung. An diesen Prämissen orientierten sich die Arbeitshypothesen der vorliegenden Untersuchung.

Von Vorteil waren auch die Erfahrungen eines zehnjährigen Forschungsprojektes, das unter anderem das Verhältnis des Hühnervogels Fasan zum Habicht untersuchte (STEINER 1998 und unpubl.). Viele entscheidende Kriterien und Prinzipien lassen sich auf Raufußhühner übertragen, wie die Rolle der Entfernung zu Deckung und der jahreszeitliche Habitatwechsel.

### Arbeitshypothesen

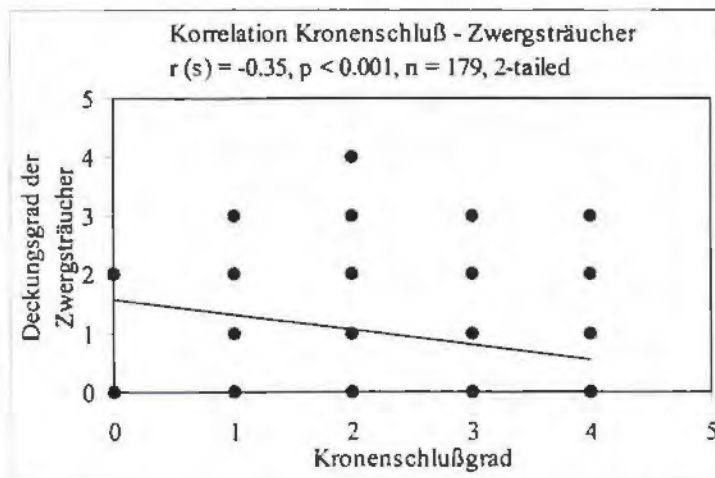
1. Für die Standortwahl ist Deckung vor Prädatoren ein maßgeblicher Faktor. Entscheidend ist das Verhältnis von Deckung zu Feindsicht (*trade-off*). Im Akutfall sollten zwei Möglichkeiten realisierbar sein: Einschlupf in sehr dichte Deckung, oder rasche Abflugmöglichkeit. Bekanntlich fliegen Habichte häufig im gedeckten Tiefflug an. Folglich sollte weniger die absolute Dichte oder die Offenheit des Vegetationsstandortes absolut ausschlaggebend sein, sondern die artspezifische Strategie. So sollte das Auerhuhn eine weniger dichte Strauchseicht als das Haselhuhn benötigen, weil ein ungehinderter Abflug gewährleistet sein muß. Deckung und Übersicht sollte in unterschiedlicher Form verwirklicht sein: Nähe zu dichten Waldrändern an Schlagrändern; sonnenexponierte Hang- und Kuppenlagen; dichte Zwergstrauchdeckung; gute Farn-Deckung; vor allem im Winter ein Mindestmaß an Nadelholz, zum Teil in Form von Stangenhölzern. Das sollte namentlich für

### Allgemeine Auswertung

In der vorliegenden Untersuchung ist davon auszugehen, daß die Datensätze für die meisten Fragestellungen voneinander abhängig sind: Ein Datensatz zum Habitat wurde aufgenommen, wenn der Aufnahmepunkt mindestens 100 Meter vom nächsten Punkt entfernt war. Da das Streifgebiet eines nordalpinen Auerhuhns etwa 1 bis > 5 km<sup>2</sup> mißt, können etliche Aufnahmen vom gleichen Individuum stammen (STORCH 1993).

Übergeordnetes Ziel war es, ein homogenes Datenmaterial über die Lebensräume zu erfassen (vgl. MÜHLENBERG 1993). Deshalb wurde beachtet, welche Höhenstufen und Gebiete grundsätzlich in die Untersuchung eingingen (vgl. *stratified sampling*). Begangene Routen wurden kartographisch festgehalten.

In einem ersten Schritt sind Interkorrelationen zwischen den aufgenommenen Habitatparametern zu prüfen. Die Deckung der Zwergstrauchschicht hing erwartungsgemäß vom Kronenschlußgrad ab ( $p < 0.001$ , Abbildung). Die Variation des Kronenschlusses erklärte allerdings nur 35 % der Variation der Zwergstrauchdeckung. Für die Deckung der Krautschicht insgesamt konnte dieser Zusammenhang überraschenderweise weniger gezeigt werden ( $r_s = -0.20$ ,  $p = 0.057$ ,  $n = 94$ , 2-tailed).



**Abb.:** Hochsignifikanter Zusammenhang zwischen Kronenschlußgrad und Deckungsgrad der Zwergstrauchschicht (Irrtumswahrscheinlichkeit unter 0,1 %) bei 179 Aufnahmepunkten.

Im Rahmen des Endberichtes soll das Datenmaterial mit Zufallsdaten über die Lebensraumstruktur verglichen werden, sowie alle Aussagen mit gängigen Verfahren der Biostatistik abgesichert werden. Ein Vergleich der Lebensraumwahl der einzelnen Raufußhuhnarten ist bereits jetzt möglich.

### Spezielle Methoden Auerhuhn

#### Transektkartierung

Das Gesamtgebiet wurde linienförmig begangen (Transekt-Ansatz). Für die qualitative Erfassung des Vorkommens wurden überwiegend indirekte Nachweise genutzt (Abb.). Dabei wurde auch die Habitatstruktur quantitativ aufgenommen (siehe Erhebungsbogen). Im einzelnen waren folgende Punkte von Relevanz:

- Spurenkartierung (Losung, Mauserfedern, Staubbadeplätze, Schneehöhlen, Laufspuren) durch Abgehen von Randlinien, die bekanntlich als Aufenthaltsort bevorzugt werden

*Handwritten note:* v. h. 2. und 3. von h. 1. und 2.



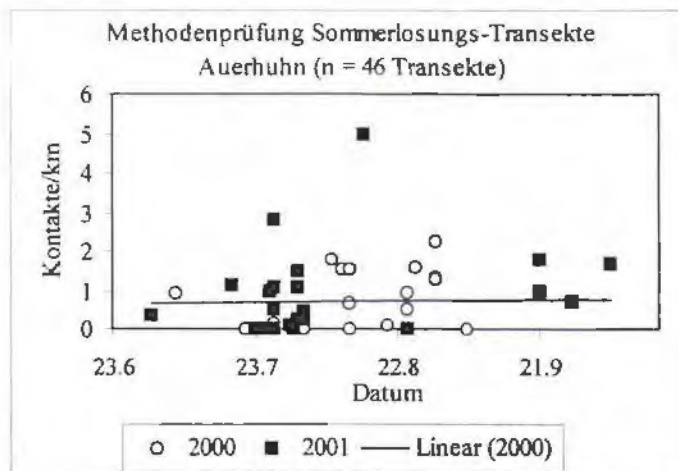


Abb.: Nachweisdichte von Losungskontakten in Relation zur Jahreszeit.

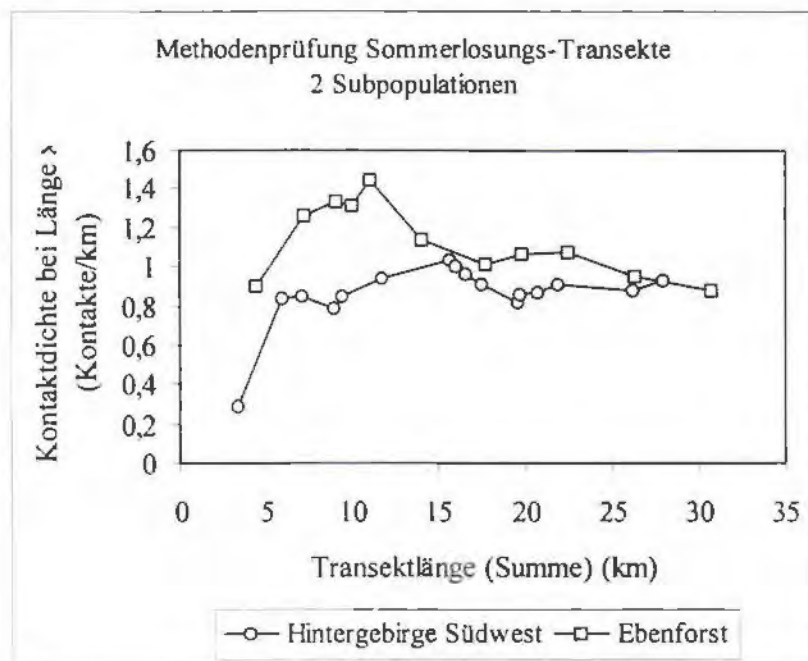


Abb.: Abhängigkeit der Kontaktdichte von der absolvierten Transektlänge in zwei untersuchten Teilpopulationen.

Für Erhebungen im Bereich der Balzplätze waren folgende Methoden relevant:

- Berücksichtigung von Meldungen einer lokalen Umfrage über die Lage von Balzplätzen.
- Losungskartierung auf der Schneedecke.
- Verhören von flügelschlagenden und worgenden Vögeln in der Abenddämmerung.
- Versteckter Ansitz vor Beginn der Morgendämmerung. Dies erforderte weite nächtliche Anmarschwege durch den steilen Bergwald und metertiefen Schnee, und anschließendes unbewegtes Ausharren bei Frost. Die Alternative war ein Übernachten im Biwaksack, zum Teil auf Schneedecke. Die Nutzung der frühesten Morgendämmerung war deshalb unumgänglich, weil der bald einsetzende laute Gesang der häufigen Singdrosseln und Rotkehlchen den Balzgesang des Auerhahns stets übertönte.

Die Hauptbalzzeit dauert oft nur etwa eine Woche (KLAUS et al. 1986). Im Nationalpark Kalkalpen war sie in der ersten Maihälfte anzusetzen. Im Jahr 2000 ergab sich durch das weitgehende Fehlen einer Übergangszeit zwischen Winter und Sommer eine besondere Situation. Während in der ersten Aprilhälfte noch ergiebige Schneefälle auftraten, setzte Ende April und Anfang Mai bereits sommerliche Witterung mit sehr hohen Temperaturen ein, wobei in Tieflagen nahezu + 30 °C erreicht wurden. In der Folge kam es auch zu einem schlagartigen Laubaustrieb. Wie es bereits der lokale Jägerspruch „Buchenlaub raus, Hahnenbalz aus“ besagt, wurde dadurch die zur Verfügung stehende Erhebungszeit verkürzt: Offensichtlich waren die Balzplätze nur sehr kurz besetzt.

### Spezielle Methoden Birkhuhn

Im Unterschied zu den anderen waldbewohnenden Arten vereinfachte die Übersichtlichkeit des Lebensraumes die Erfassung, sieht man einmal von den sehr unangenehmen Latschenfeldern ab, die vor allem das Erbringen von Reproduktionsnachweisen erschwerten. Im Vergleich zum Auerhuhn erleichterte auch die weittragende Stimme und die längere Dauer der Balzzeit die Erhebungen. Für die Birkhuhnerfassung stellten sich die aufgrund der hochgelegenen Lebensräume langen Anmarschwege als die größere Herausforderung heraus. Die sommerliche Witterung im Mai 2000 hatte offensichtlich kaum einen Einfluß auf die Balzphase (N. PÜHRINGER).

Bei Balzplatz-Zählungen wurde angestrebt, bereits während der frühesten Morgendämmerung vor Ort anwesend zu sein. Es wurde versucht, alle Hähne an einem vermuteten Balzplatz zu registrieren. Wie beim Auerhuhn versuchten wir, den biphasischen Aktivitätsrhythmus zu nutzen, also die morgens und abends erhöhte Balzaktivität (GREMMELS 1990). Ebenso wurden bereits bestehende Kenntnisse über die Lage von Balzplätzen womöglich einbezogen. Im Falle ungünstiger Witterung wurden Zählungen wiederholt.

Von diesen Zählungen abgesehen, wurden bei Gelegenheit auch geeignete Habitate von gegenüberliegenden Bergen mit dem Spektiv abgesucht.

Ebenso wurden Feder- und Losungsbelege von möglichen Balzplätzen aufgesammelt. Wintereinstände wurden anhand der Losungshaufen in ausapernden Schneehöhlen kartiert.

### Spezielle Methoden Haselhuhn

Beim Haselhuhn wurden folgende artspezifischen Feldmethoden angewandt (vgl. BERGMANN et al. 1996):



~ 30 m, Schallpegel bei 150 m Hühner!

In der Praxis erwiesen sich folgende Umstände als erschwerend:

- Die Nutzung der Morgenstunden war in vielen Fällen unmöglich, da von der Nationalparkverwaltung der genauen Erfüllung der Schalenwild-Abschußquote Priorität eingeräumt wurde.
- Langanhaltende Föhnperioden Ende September und Anfang Oktober mit starkem Wind, Geräuschpegel (Rauschen) und geringer Rufbereitschaft.
- Starker Laubfall.
- Das Auffinden geeigneter Kontrollpunkte, die dem Bearbeiter einerseits gute Deckung boten und andererseits gleichzeitig gute Aussicht auf die sich in der Regel lautlos nähernden Hühner.
- Eine stärkere Wasserführung der Bäche, die entlang der geeigneten Transektgebiete auftraten, führte ebenfalls zu einem hohen Schallpegel (vgl. analoge Probleme bei Uhu-Erfassung im Bayerischen Wald, SCHERZINGER in verb.).

Deshalb wurde auch erfolgreich eine kombinierte Methodik praktiziert, die die Hühner am frühen Morgen mittels PKW-Fahrten entlang Forststraßen aufscheuchte (*flushing method*). Dies war natürlich nur möglich, wenn der Transekt entlang einer Forststraße verlief. Außerdem wurde versucht, durch Nachsuche in potentiell geeigneten Habitaten, bestehende Vorkommenslücken zu schließen. Diese Vorgangsweise wird auch routinemäßig bei Brutpaar-Kartierungen vieler territorialer Greifvögel eingesetzt. Am effektivsten waren Huderpfannen zu finden. Dabei war die durchschnittliche Home-Range-Größe von  $< 1 \text{ km}^2$ , die Möglichkeit unterschiedlicher Streifgebiete von Hahn und Henne, und das Auftreten umherstreifender Einzelvögel im Auge zu behalten.

Ort	Bestandsschätzung	Bemerkungen
Hinterstoder	30 Paare	u.a. Dietlhölle
Imitz-Oberweng (Windischgarsten)	8-10 Paare	
Kleinerberg-Wurbauerkogel	3 Paare	
Pannholz	4 Paare	
Rosenau	6-8 Paare	
Rumpelmairreuth-Steyrsteg	5-8 Paare	800-1200 m Seehöhe
Forsthaus Innerbreitenau, Blumaueralm, Santen	vorkommend, abnehmend	Rußmann mdl. 1975
Klaus, ostschauende Hänge des Steyrtales	4 Paare	
Frauenstein-Effertsbach	vorkommend	Höller briefl. 1968
Molln-Gaisberg	„häufig“	Gebetshuber mdl. 1968
Hengstpaß-Maireck	2 Paare	Frühjahr 1971

**Tab.:** Haselhuhn-Bestandsschätzungen aus dem Großraum des Nationalparks Kalkalpen (Angaben nach F. MAYER 1968 briefl.; G. MAYER 1978).

Naturwissenschaftlich formulierte, quantitative Aussagen über den Status von Populationen und Änderungen des Status existierten bis heute nicht. Im besonderen fehlen abgesicherte Daten zu Abundanz, Produktivität, Mortalität, Fragmentierung, Metapopulationen oder Habitatwahl.

STRAKA (1994, 1996) publizierte Auerhuhn-Feststellungen von folgenden Orten im Hintergebirge: In der mittelmontanen Stufe (ca. 700 – 1200 m) am Wasenriedl im Buchen-Tannen-Fichten-Wald am 21.5.1994 1 Weibchen, und am Kienrücken am 6.7.1995 ebenfalls im Buchen-Tannen-Fichten-Wald ein rufendes Männchen. In der hochmontanen Stufe (ca. 1200 – 1450 m) am Brandlsteig/Größtenberg am 4.8.1993 in altem Fichten-Lärchen-Wald 1 Weibchen, im Gipfelbereich des Almkogels (16.7.1992) und am Wasserklotz (17.7.1992) Mauserfedern, und am Luchsboden/Boßbrettkogel randlich von Almweiden am 6.7.1995 Losungsfunde eines Männchens.

Im Endbericht sollen auch Daten aus dem Archiv von BIRDLIFE ÖSTERREICH bzw. dem OÖ. LANDESMUSEUM diskutiert werden.

Revierförster W. STECHER gibt an, daß vor einigen Jahrzehnten im Revierbereich **Göriz** noch zahlreiche Auerhähne beim Abend-Einfall „auf einen Streich“ erlegt werden konnten (in verb. 1999). Diese Situation ist heute undenkbar, der einschlägige Balzplatz scheint gerade zu verwaisen; die Altholzbestände wurden hier stark fragmentiert. Derselbe Gewährsmann, der etwas bis zu Beginn der 1990er Jahre intensivere Revierbegehungen durchführte, bezifferte den Bestand im Bereich **Ebenforstplateau-Göriz** auf etwa 20 Hähne auf 6 km<sup>2</sup>. Im Gebiet der Südseite des Größtenberges/Hintergebirge sollen es etwa 10 gewesen sein. Ansonsten gab es im Revier (nördliches Hintergebirge) kaum Vorkommen. Wichtige Habitate waren Himbeerschläge und während der späteren Mauserzeit die höhergelegenen Heidelbeerschläge.

Beerensammler konnten im Sommer 2000 auf einem Heidelbeer-Schlag unmittelbar unterhalb der Ebenforstalm etwa 20 Auerhühner auffliegen sehen (Mitteilung an A. SCHMALZER). Möglicherweise handelte es sich um mehrere vereinigte Gesperre.

POHERZESKY gibt für den **Schwarzkogel/Ramsau** ein ehemaliges Vorkommen von 5 Hähnen an, wo heute mit hoher Wahrscheinlichkeit nur noch einzelne Hähne vorhanden sind.

Gebiet	Auerhuhn-Balzplätze
<b>Sengsengebirge Nordwest:</b> Steyrtal bis Hopfing	7
<b>Sengsengebirge Nordost:</b> Hopfing bis Krumme Steyrling	6
<b>Sengsengebirge Südwest:</b> Steyr bis Budergrabensteig	10
<b>Sengsengebirge Südost:</b> Budergrabensteig bis Rumpelmayrbach	1
<b>Reichraminger Hintergebirge Nord:</b> Krumme Steyrling - Jaidhaus - Gr. Weißenbach - Großer Bach - Föhrenbach - Trämpl - Bodinggraben	17
<b>Reichraminger Hintergebirge Südwest:</b> Bodinggraben - Steyrsteg - Rumpelmayrbach - Haslersgatter - Rosenau - Rußgraben - Hanslgraben - Sitzenbach - Hetzgraben - Hohe Stiege - Großer Bach	10
<b>Reichraminger Hintergebirge Südost:</b> Annerlsteg - Hochkogel - Plaißabach/Bläckerboden - Hochzöbel - Hochkogel/Lärchkogel - Quenkogel - Schwarzkogel - Laussabaueralm - Hochsur - Mitterberg - Zeitschen - Langfirst	23
<b>Summe</b>	74

**Tab.:** Anzahl unsystematisch gemeldeter Auerhuhn-Balzplätze in Teilgebieten des Nationalparks und dessen Umgebung bis max. 4,5 km Entfernung. Nach Befragungs-Daten von F. REITERER und J. ERBER, bezogen auf den Zeitraum 1980 – 1999. Zu beachten ist, daß sich viele „Balzplätze“ auf einzelne balzende Hähne beziehen, und durch Verlagerungen Mehrfachzählungen zustande kommen konnten.

Die Anzahl von 74 bekannten Auerhuhn-Balzplätzen im Nationalpark-Archiv erscheinen auf den ersten Blick als grosse Datenfülle. Durch das Fehlen zeitlicher Bezüge benachbarter Fundpunkte, die große zeitliche Streuung und das Fehlen von Angaben über Negativnachweise sind jedoch kaum quantitative Aussagen ableitbar. So ist beispielsweise bekannt, daß sich Auerhuhn-Balzplätze im Laufe weniger Jahre um mehrere Hundert Meter verlagern können, benachbarte Streudaten beziehen sich jedoch auf einen Zeitraum von bis zu 15 Jahren. Damit sind Doppelzählungen nicht ausschließbar. Namentlich im Bereich des Zöbelbodens ist anzunehmen, daß die 5 - 7 Meldungen balzender Hähne entlang der Forststraße auf einen einzigen, in der Vorbalzzeit noch mobilen Hahn zurückzuführen sind.

Ausagen über Bestandsveränderungen kann in Zukunft ein standardisiertes, systematisches Monitoring bringen.

Aus der vorhandenen Datenlage kann ein Vergleich zu den aktuellen Erhebungen gezogen werden. Vor allem die fehlende neuere Bestätigung alter Balzplätze weist darauf hin, daß die Auerhuhn-Bestände seit den 1980er Jahren weiter abgenommen haben.

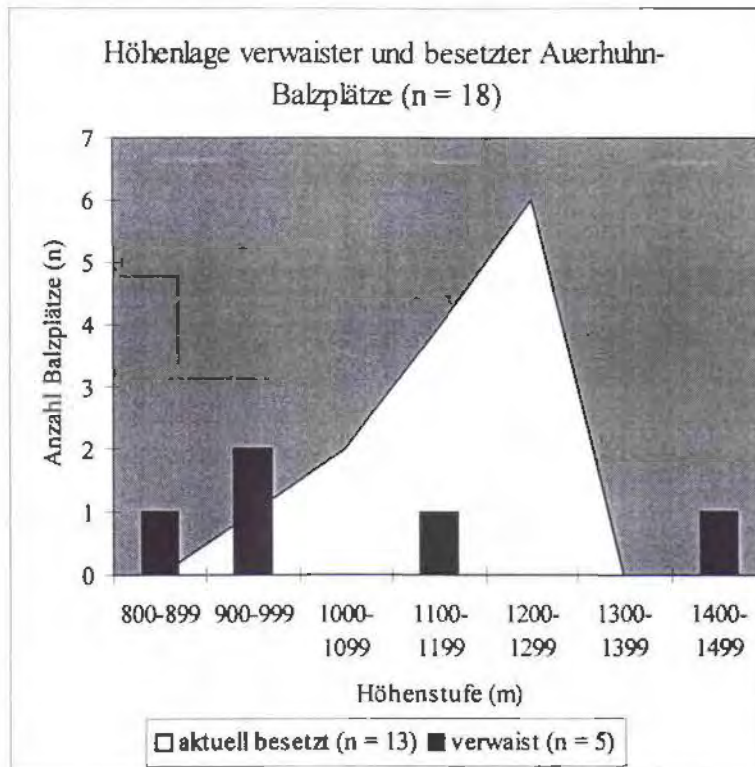


Abb.: Höhenlage verwaister und aktuell besetzter Auerhuhn-Balzplätze.



Teilpopulationen herrscht. Dieser Kontakt wird jedoch von der relativen Lage und Größe der Teilgebiete beeinflusst. Das Überleben der Teilpopulationen wird, abgesehen von Immigration und Emigration, von ihrer Produktivität und Mortalität beeinflusst (vgl. HANSKI & GILPIN 1997).

Beim **Auerhuhn** wurden bisher folgende Teilvorkommen bestätigt:

**Nördliches Reichraminger Hintergebirge:**

1. Mitterberg-Hollerkogel-Schneeberg
2. Zöbelboden-Stefflkogel, wobei über das Gebiet der Aueralmhütte mit dem nachfolgenden Gebiet eine Verbindung besteht
3. Göritz-Ochsenkogel-Ebenforst-Lahnerkögel-Zöbelau-Langmoos-Fliegenlucke-Mieseck-Gschwandnerlucke-Sinnreitnerboden-Schallhirtboden-Predigtstuhl-Taborwald
4. Wasserboden-Großer Reitpfadkogel-Roterd-Plaißaberg

**Nördliches Sengsengebirge:**

1. Eiseneck-Sonntagsmauer-Jaidhaustal-Zwielauf
2. Schwarzkogel/Urlachbach-Spitzberg

**Südwestliches Sengsengebirge:**

1. Lackerboden
2. Brandriegel-Gösserboden-Kogleralm

**Südliches und südöstliches Sengsengebirge:**

1. Mayralm

**Südwestliches Hintergebirge:**

1. Brennkogel-Augustinkogel-Maierreut-Dürreneck-Hundskogel-Hundseck-Langfirst-Wohlführeralm

Für eine profunde Aussage ebenso wichtig sind Befunde über Negativnachweise, die auf fehlende oder höchstens sporadische Vorkommen hindeuten. Solche wurden an folgenden Orten erbracht:

- Vorderreuterstein-Ackermäuer/Nördliches Sengsengebirge
- Siebenstein/Nordwestliches Sengsengebirge
- Brettstein/Südwestliches Sengsengebirge
- Zentrales südliches Sengsengebirge
- Bärenkogel/Große Klause

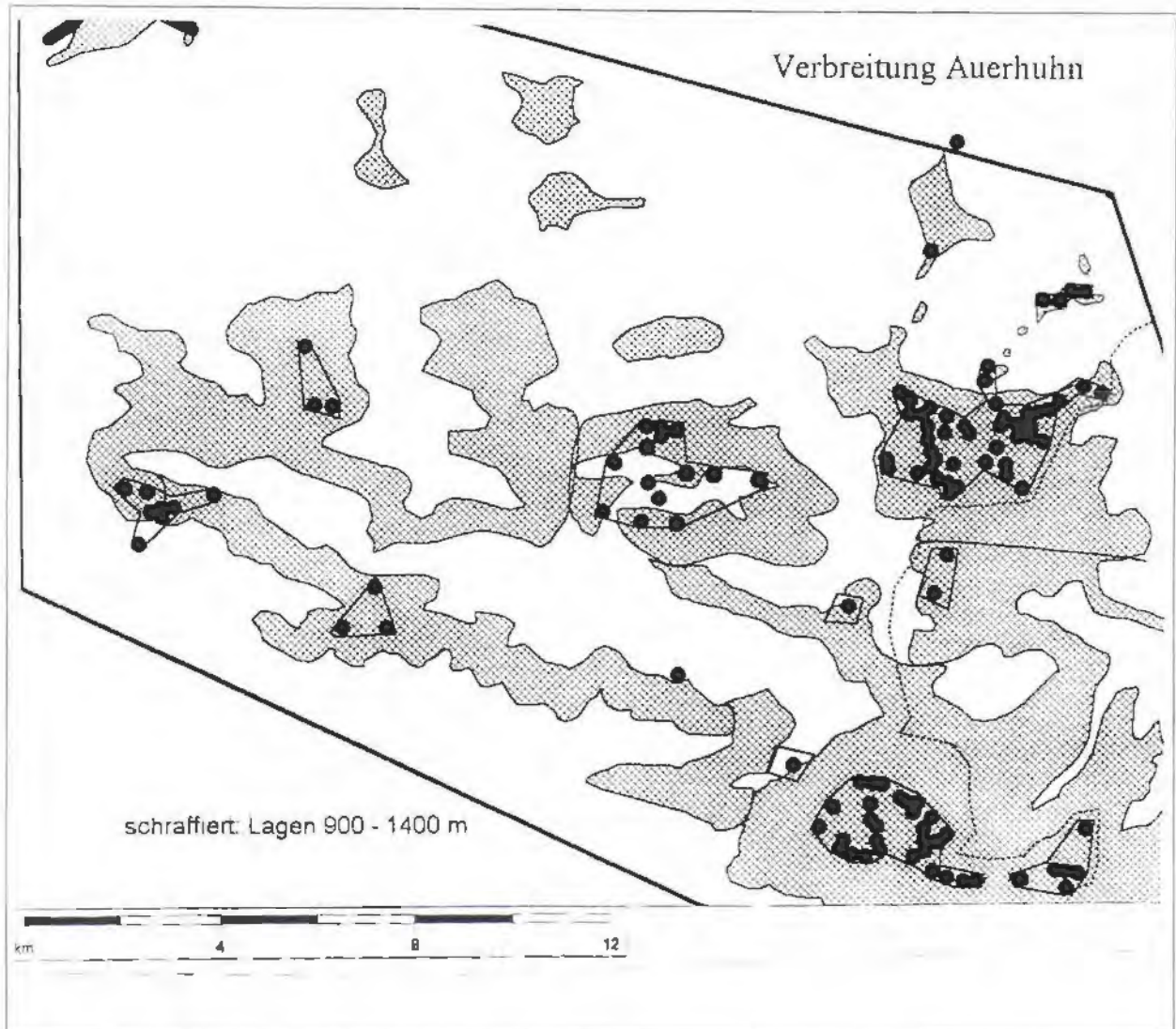


Abb.: Die Verbreitung des Auerhuhns (schwarze Punkte) erklärt sich maßgeblich durch großflächige Höhenlagen zwischen 900 und 1400 m. Die schmale Ausdehnung dieser Zone kann Randeffekte etwa durch Prädationsrisiko potenzieren und somit zum weitgehenden Fehlen im südlichen Sengsengebirge beitragen.

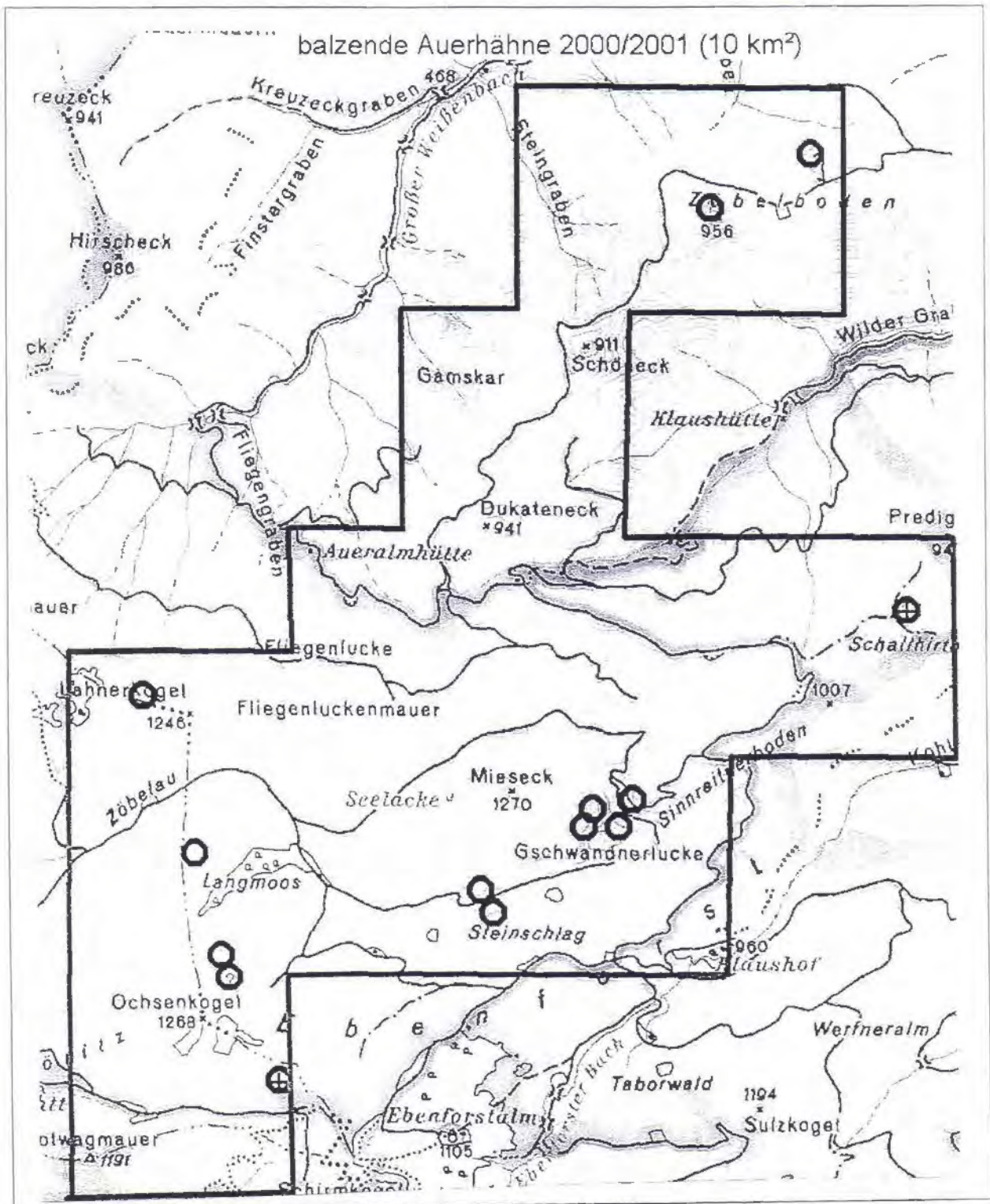
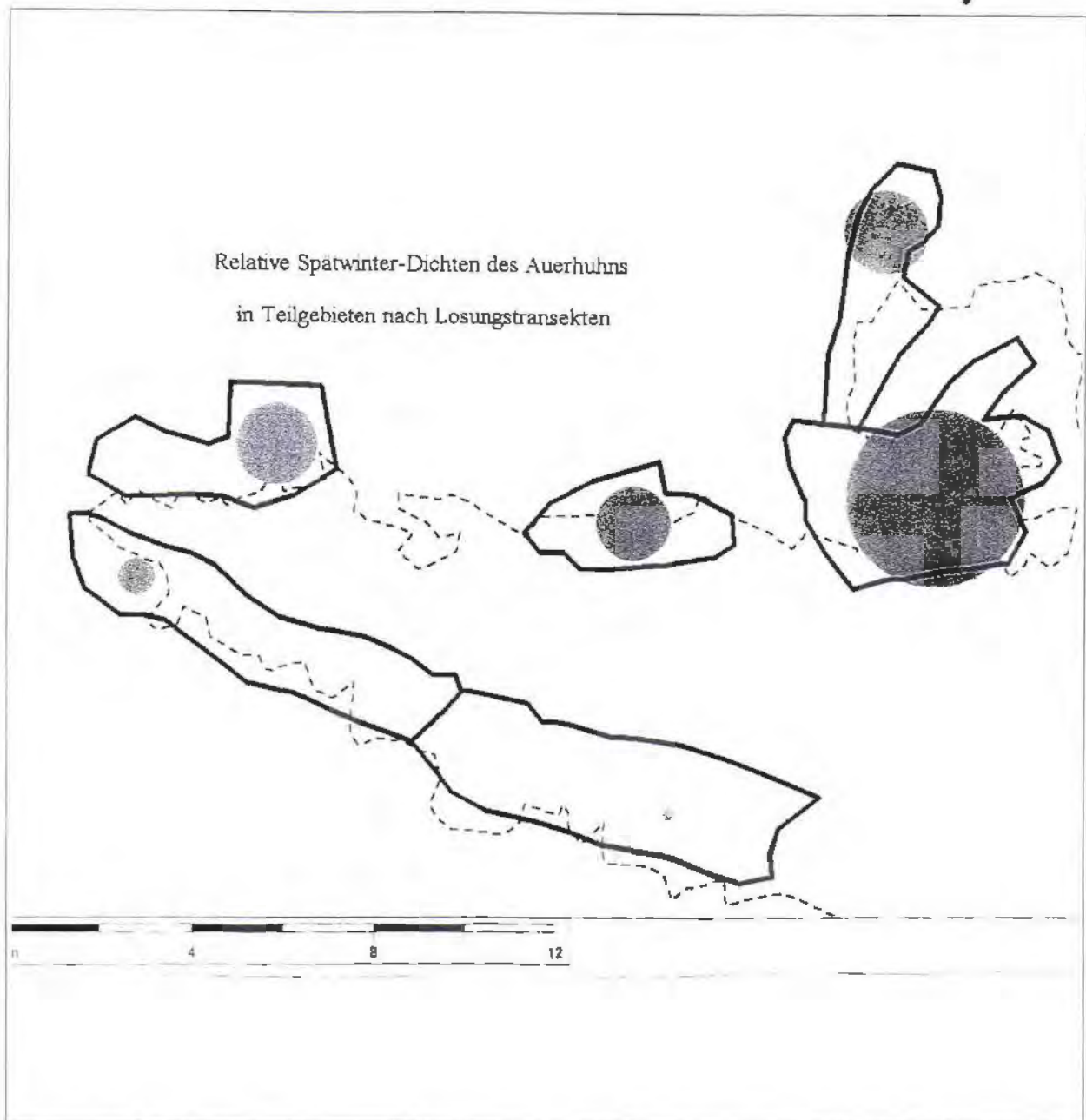


Abb.: Dichte und Verteilung von Auerhähnen zur Balzeit in der Monitoringfläche „Ebenforstplateau“ nach Erhebungen in den Jahren 2000 und 2001.

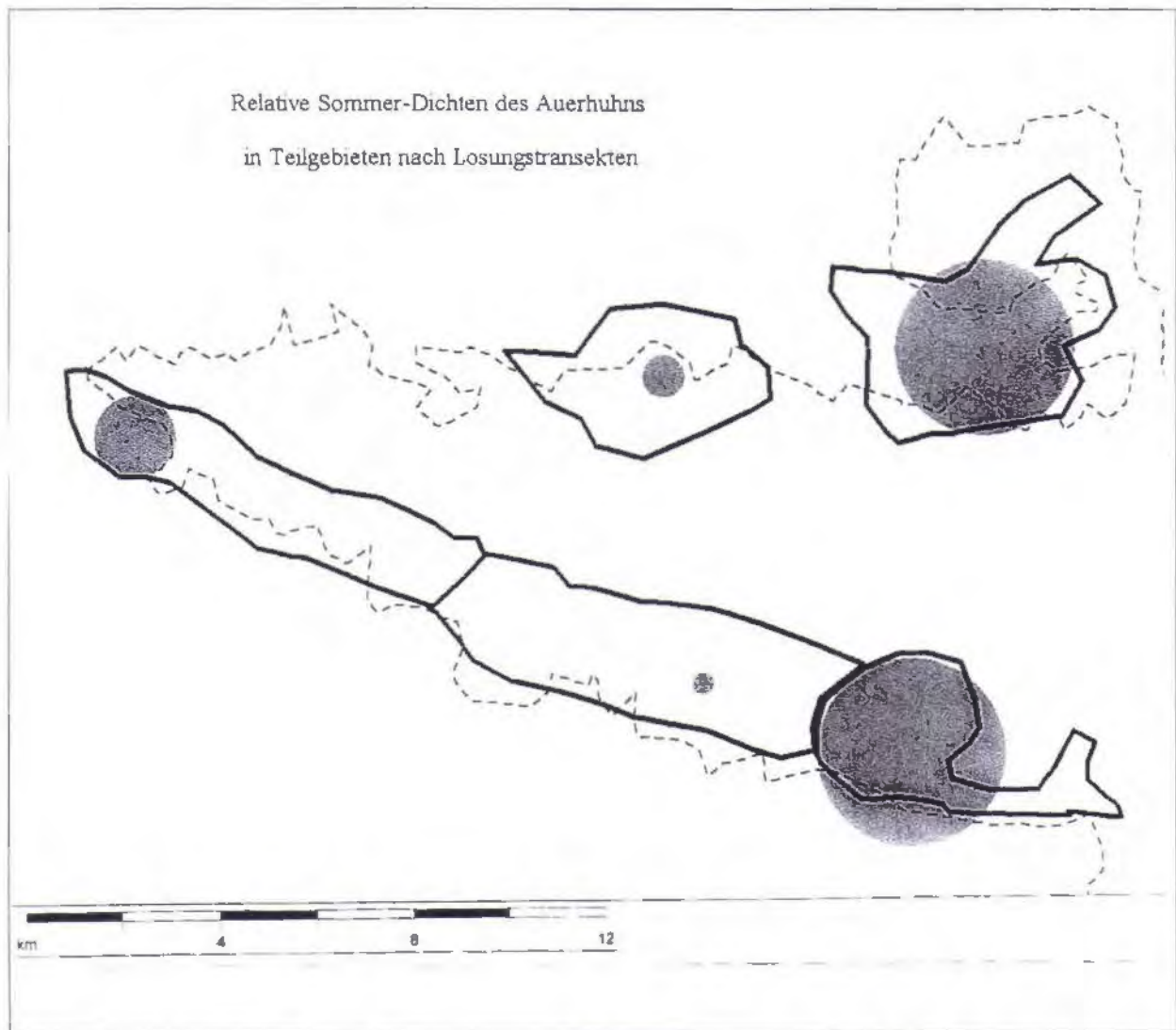
Winterlosungs-Transekte ergaben relative Dichten von 0 bis 0,94 Kontakten/km (Abb.). Ein höheres Kiefernorkommen führte zu keiner Erhöhung der Winterdichten. Das heißt, daß neben dem Nahrungsangebot entscheidende übergeordnete Faktoren existieren müssen.





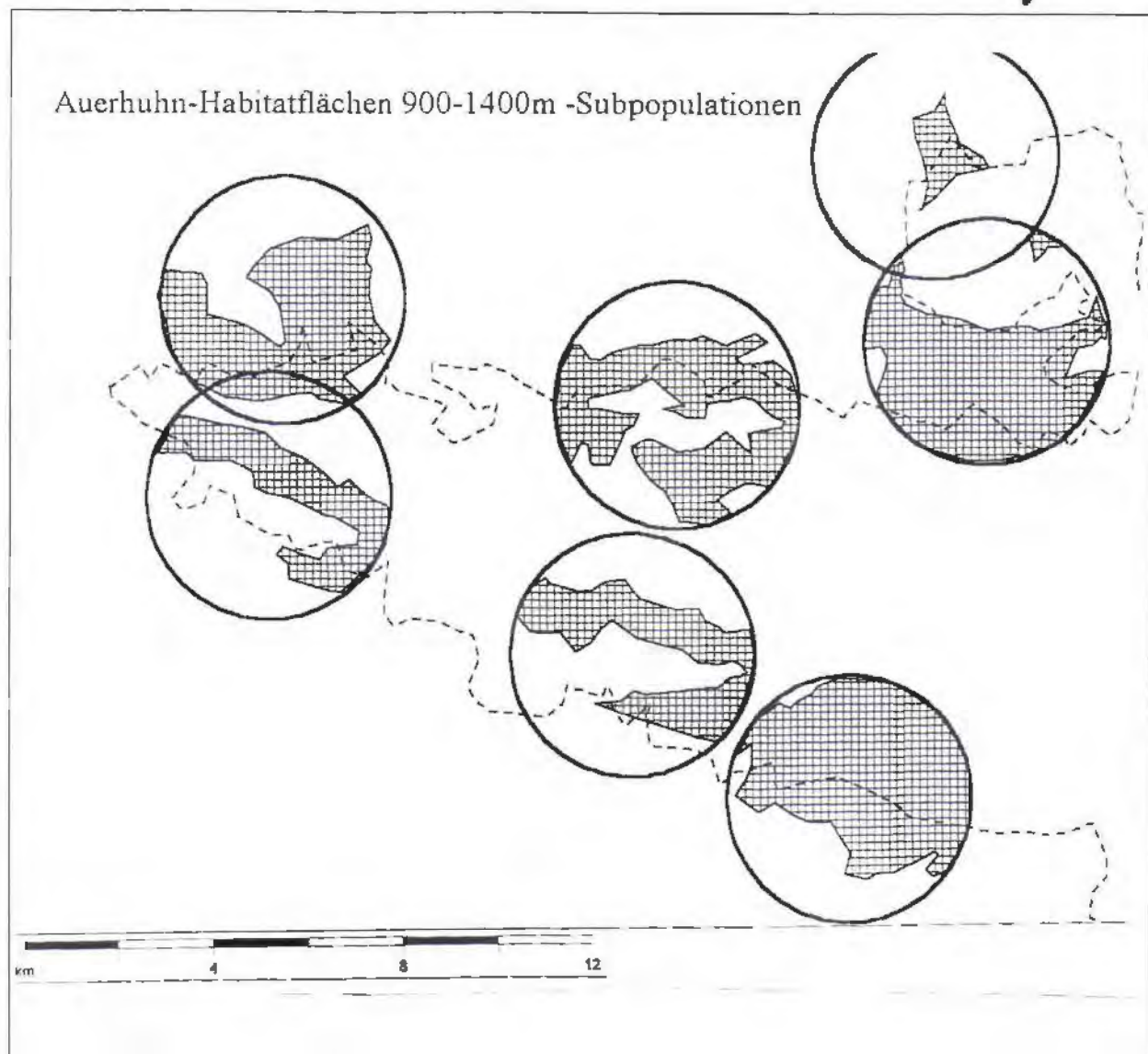
**Abb.:** Symbolische Darstellung relativer Spätwinter-Dichten des Auerhuhns. Die schraffierte Linie skizziert die Nationalpark-Grenze.

Sommerlosungs-Transekte ergaben relative Dichten von 0,07 bis 0,93 Kontakten/km (Abb.). Ein höheres Heidelbeervorkommen führte zu keiner Erhöhung der Sommerdichte. Diese Gesetzmäßigkeit galt sogar innerhalb von Teilgebieten: Im südwestlichen Sengsengebirge bestanden die meisten Vorkommen am Lackerboden, auf Schlägen mit nur sehr geringem Heidelbeerwuchs. Dagegen wurden keine Nachweise auf Heidelbeerschlägen im Bereich Kogleralm erbracht. Das bestätigt die Aussage bezüglich Wintervorkommen, daß neben dem Nahrungsangebot entscheidende übergeordnete Faktoren existieren müssen.



**Abb.:** Symbolische Darstellung relativer Sommer-Dichten des Auerhuhns. Die schraffierte Linie skizziert die Nationalpark-Grenze.

Sommer- und Winterdichten waren in den einzelnen Teilgebieten ähnlich (Abb.).



**Abb.:** Potentielle Auerhuhn-Habitatflächen, dargestellt als Höhenlage von 900 bis 1400 m, in Teilgebieten. Das von jeder Teilpopulation bewohnte Areal wurde schematisch als Kreis von 2,5 km Durchmesser dargestellt. In diesen Gebieten wurden auch die Transekte begangen.



an der Südseite des östlichen Sengsengebirges im Bereich der Waldgrenze liegt und aktuell nicht mehr beweidet wird.

Allerdings dürften viele Gebiete noch von einer historischen Beweidung profitieren, da diese den Lebensraum entscheidend öffnete. Dies ist daran zu erkennen, daß zu Jagdzwecken Latschen entfernt wurden und Hähne dann gezielt an diesen Stellen balzten (mdl. Mitt. Jagdpersonal). Auch aktuell wurde festgestellt, daß Hähne an den kleinen Offenstellen der Wanderwege am Sengsengebirgskamm balzten. Allerdings war hier das Störungspotenzial sehr hoch, und möglicherweise handelte es sich um Sink-Habitate. Es ist denkbar, daß Source-Habitate sich auf die wenigen Gruppenbalzplätze beschränken. Dann würden etwa 80 % der vom Birkhuhn besiedelten Fläche wenig zum Erhalt der Population beitragen. Die Einstellung der Beweidung im Waldgrenzbereich führt jedenfalls zunehmend zum „Zuwachsen“ geeigneter Habitate durch Latschengebüsch und Wald.

In Vorarlberg werden Abundanzwerte von 2, 5 und 10 Hähnen/km<sup>2</sup> genannt (KILZER 1991b). Zieht man in Betracht, daß die besten Birkhuhn-Lebensräume des Nationalparks Kalkalpen untersucht wurden, sind die Werte gering.

Art	Gebiet	Fläche	Seehöhe	Anzahl Hähne	Abundanz (Hähne/100 ha)
<b>Auerhuhn</b>	Ebenforst-Plateau	10 km <sup>2</sup>	800-1270 m	(12-)14	<b>1,4</b>
<b>Birkhuhn</b>	Rotgsol	1 km <sup>2</sup>	1400-1560 m	3	3
	Roßkopf – Steyreck – Mayrwipfl – Giereranger – Eisboden	5 km <sup>2</sup>	1400-1736 m	(7-) 8	1,6
	Gesamtes Sengsengebirge	33 km <sup>2</sup>	1300-1800 m	22	<b>0,67</b>

Tab.: Abundanzen des Auerhuhns und Birkhuhns im Nationalpark Kalkalpen.

*Handwritten notes:*  
 Anzahl = Abundanz  
 Fläche in m<sup>2</sup> (km<sup>2</sup>)  
 Seehöhe in m  
 Abundanz in Hähne/100 ha

vorhanden sind. Letztere gehen einerseits auf die Forstwirtschaft zurück, andererseits treten auch nennenswerte Naturverjüngungen wie Lawinenzüge und Bachläufe auf.

Die empirischen Abundanzen unterscheiden sich von bisherigen Modellüberlegungen (ERBER et al. 2000). Die höchsten Abundanzen wurden nicht im nördlichen Sengsengebirge festgestellt, sondern im südlichen. Dies könnte verschiedene Ursachen haben. Die expositionsbedingt höhere kleinklimatische Temperatur wirkt sich wahrscheinlich nicht direkt aus, da das Haselhuhn global in deutlich kälteren Klimaten floriert. Die geringere Feuchte oder schnellere Abtrocknung nach häufigen Regenphasen könnte dagegen eine Rolle spielen, besonders für nicht eigenwarme Küken. Mindestens ebenso plausibel erscheinen aber indirekte Effekte. Die besser ausgebildete Kraut- und Strauchschicht könnte das Nahrungsangebot in der Vorlegezeit verbessern (vgl. SWENSON l.c.). Ebenso ist zu berücksichtigen, daß sich dadurch die Deckung gegenüber Luftfeinden entscheidend verbessert und das Prädationsrisiko sinkt. Eventuelle Unterschiede in den Fuchsdichten sollten überprüft werden (vgl. MARCSTRÖM et al. l.c.). Allerdings wäre diese Interpretation mit der Situation beim Auerhuhn nicht konsistent, da diese Art im südlichen Sengsengebirge fast fehlt.

Transektgebiet	Seehöhe	Transektlänge (m)	Fläche (Länge x 160m) (ha)	Min. Reviere	Wahrsch. Reviere	Reviere/km	Abundanz (Rev./100 ha)
1. Vorderer Rettenbach	540-1150m	8400	134,4	9	9	1,1	6,7
2. Hinterer Rettenbach	580-940m	5300	84,8	3	4	0,8	4,7
3. Salzatal-Patzlberg-Leitersteig-Laubkögerl-Mayralm-Eisboden	680-1410m	8000	128	6	8	1,0	6,3
4. Bodinggraben-Haltersitz	640-1450m	6600	105,6	2	3	0,5	2,8
5. Wilder Graben-Fliegenlucke-Schallhirtboden	500-1000m	7400	118,4	3	4	0,5	3,4
6. Augustinkogel-Langfirst	1160-1450m	6600	105,6	3	4	0,6	3,8
7. Gsol-Kogleralm	800-1300m	4100	65,6	4	4	1,0	6,1
Summe/Durchschnitt (Wichtung der Flächen)	500-1450m	46400	742,4	30	36	<b>0,8</b>	<b>4,8</b>



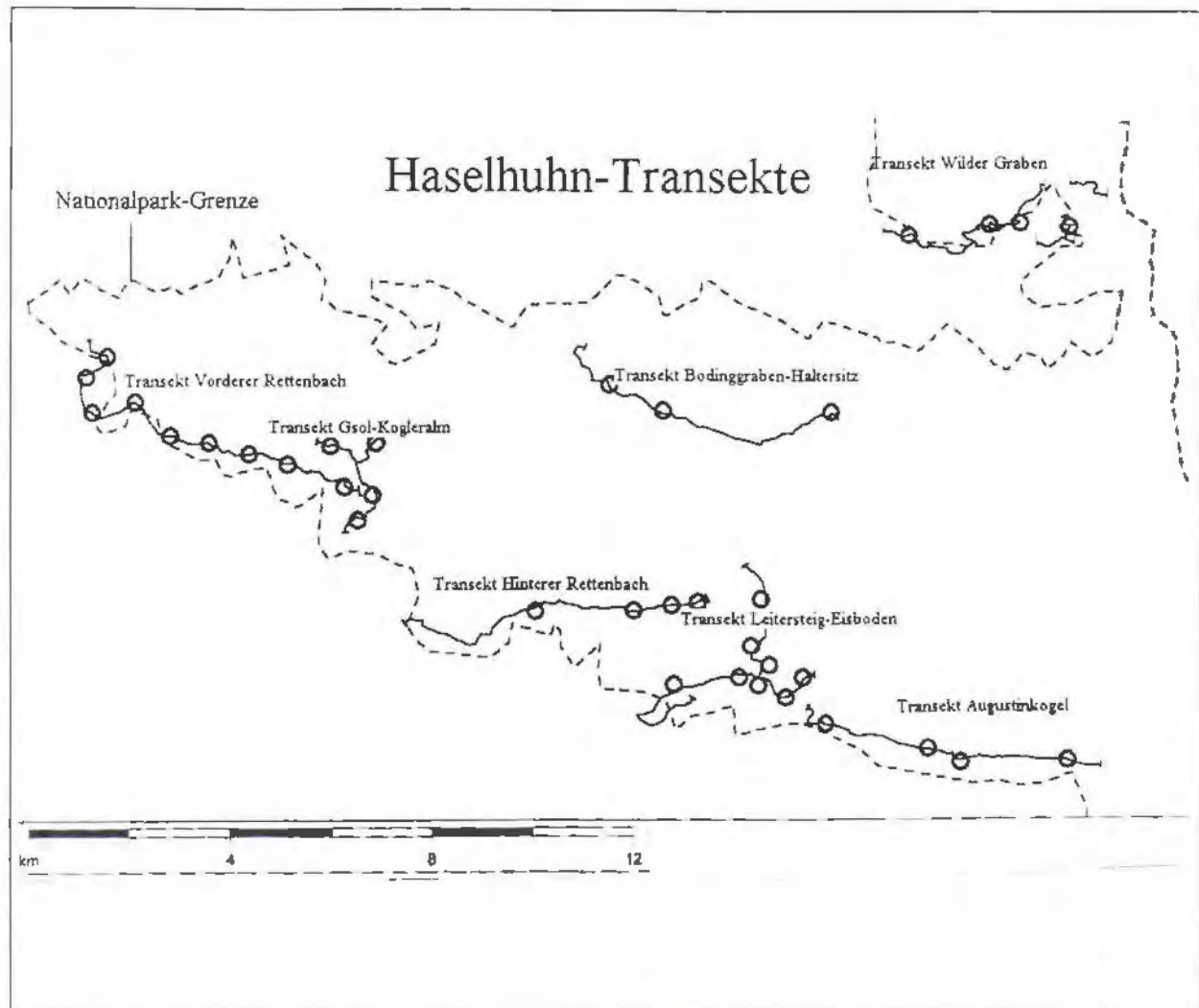
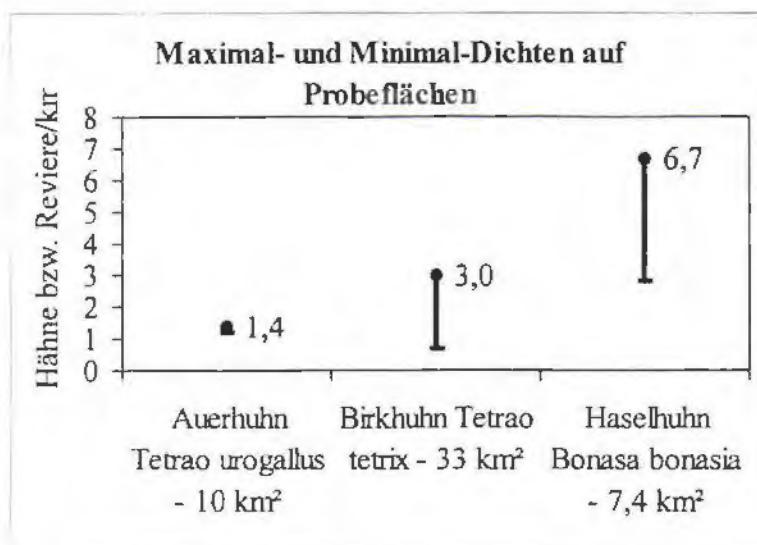


Abb.: Verteilung von Haselhuhnrevieren entlang der 7 untersuchten Transekte im Nationalpark-Bereich.

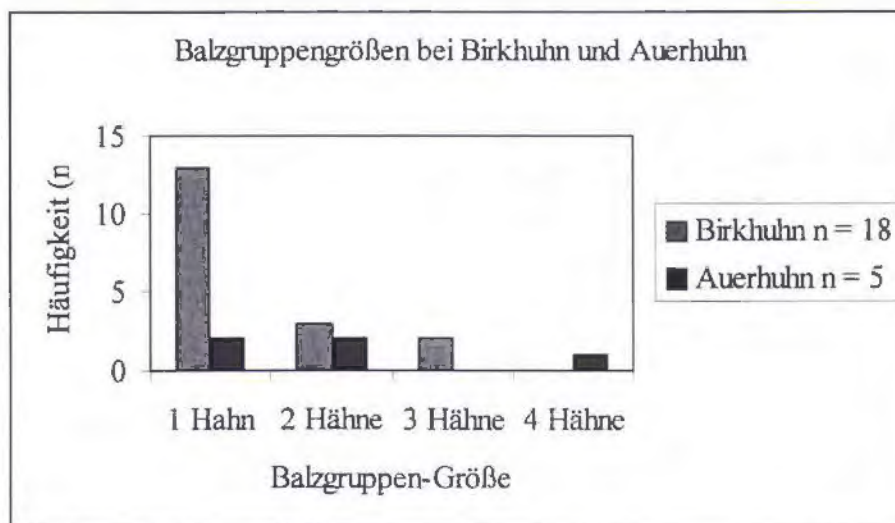
Nach fünf Angaben in BERGMANN et al. (1996) beträgt die Herbsdichte in mitteleuropäischen Bergmischwäldern etwa 4,4 bis 11 Vögel/100 ha. Dies könnte man vereinfacht in 2-5 Reviere/100 ha umrechnen. Die festgestellte Abundanz von 4,8 Revieren/100 ha liegt im obersten Bereich und ist demnach als günstig einzuschätzen. Mitteleuropa kann allerdings nicht mit Verhältnissen der Taiga verglichen werden. Dort werden herbstliche Durchschnittswerte bis 65 Vögel/100 ha erreicht (Angara-Gebiet, BERGMANN et al. l.c.).





Ort	Anzahl Hähne
Rotgsol	3
Roßkopf	3
Steyreck	1
Mayrwipfl	1
Gieranger	1
Eisboden	1
Haltersitz	1
Schneeberg SW	1
Koppenalm	1
Bärenriedlau	2
Brettstein	1
Gamskogel	1
Haidenalpe	2
Schillereck Nordseite/Spering	1
Schillereck Südseite	1
Schlund-Hochsengs	1
Größtenberg/Hintergebirge	2
Groissnalm/Hintergebirge (Mitt. J. Schoisswohl)	1
Durchschnitt	1,4 (n = 18)

**Tab.:** Balzgruppen-Größen beim Birkhuhn während der Balzzeit. Im Endbericht soll die Balzgruppengröße auch in Relation zur Größe offener Habitate und zur Seehöhe gesetzt werden. Dadurch kann auf die Lebensraum-Bevorzugung geschlossen werden.



**Abb.:** Verteilung der Balzgruppen-Größen beim Birkhuhn und Auerhuhn im Sengengebirge und westlichen Hintergebirge.

### Fortpflanzungserfolg

Der Bruterfolg kann anhand des Verhältnisses von führenden zu nicht führenden Hennen im Sommer abgeschätzt werden, da man davon ausgehen kann, daß alle Hennen einer Population eine Brut beginnen. Die bisherigen Daten ergeben einen Bruterfolg von 43,8 % ( $n = 16$ ). Trotz der kleinen Stichprobe augenfällig sind die starken Unterschiede zwischen 2000 und 2001. Das gilt auch für die Schwerpunkt-Untersuchungsfläche „Ebenforst“, wo zusätzlich Spuren ausgewertet wurden (Jugendmauser, Huderpfannen). Hier wurden 2000 6 durchwegs führende Hennen registriert, 2001 dagegen 5 Hennen ohne Junge und nur 2 Stellen mit Bruterfolg. Im Jahr 2001 herrschte in der ersten Junihälfte Dauerregen und Kälte. Dies ist ein bekannter, plausibler Grund für starke Reproduktionsausfälle. Zusätzlich könnte ein augenscheinlich geringerer Mäusebestand zu erhöhtem Prädationsdruck geführt haben, was aber hier nicht beurteilt werden kann und gezielt untersucht werden müßte.

Direkte Beobachtung von Auerhennen Juli-August	n	führend	%	ohne Junge	%
2000	9	6	66,6	3	33,3
2001	7	1	14,3	6	85,7
Summe	16	7	43,8	9	56,3

**Tab.:** Anteil erfolgreich führender Auerhennen im Sommer.

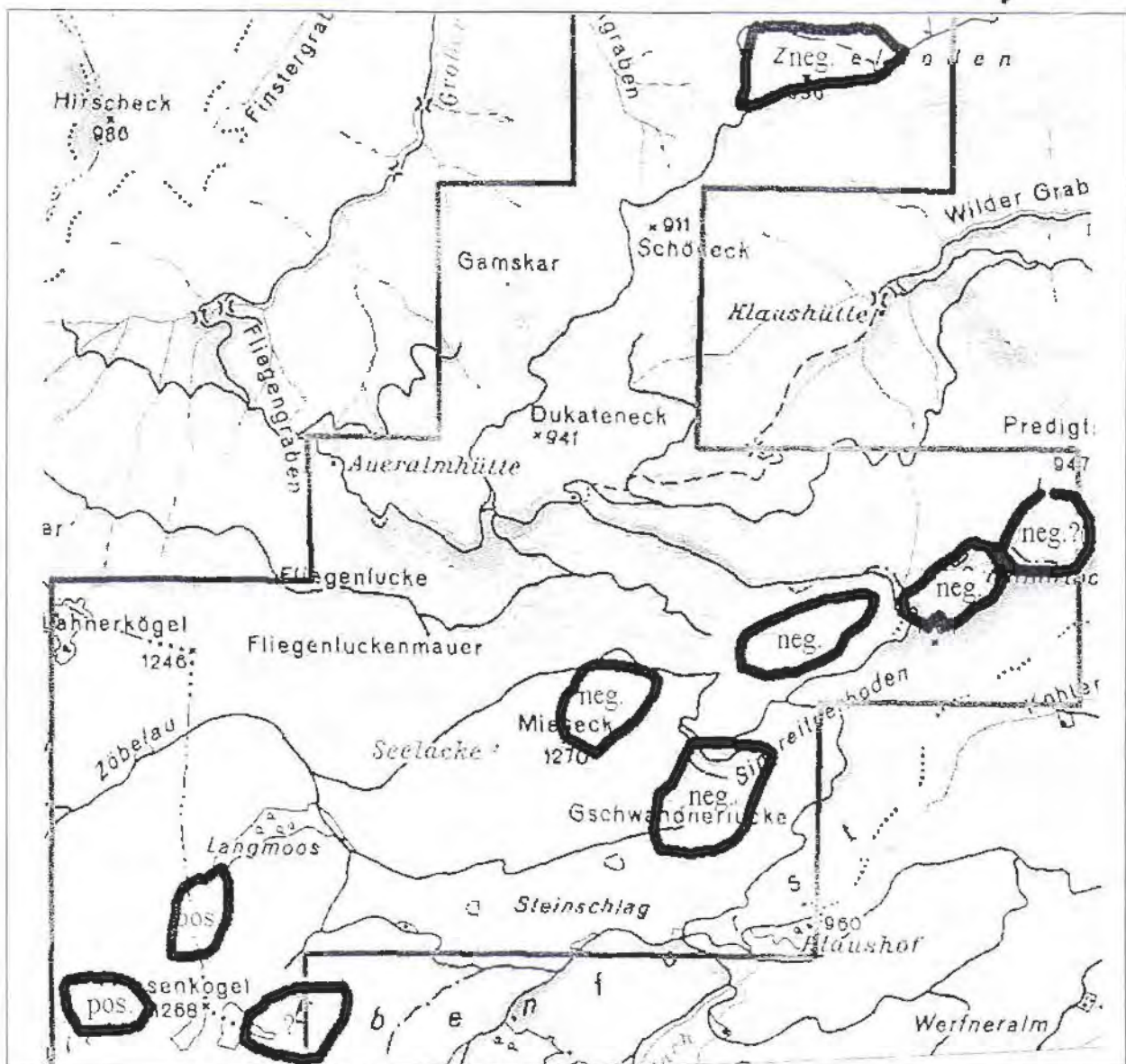


Abb.: Bruterfolg von Auerhennen in der Monitoringfläche „Ebenforst“ im Jahr 2001.

Reproduktionsnachweise beim Auerhuhn gelangen 2000 in den nachfolgend aufgeführten Teilgebieten. Sehr nahe benachbarte Gebiete können sich unter Umständen auf dieselben Familienverbände beziehen, da die Hennen als Strategie der Prädatorenvermeidung große Strecken zurücklegen.

1. Eiseneck: Am 27.7.2000 Fund von Jugendmauser-Gefieder. R. MAYR konnte ebenda im Juli/August zunächst 5 Junge beobachten, die höchstwahrscheinlich dieser Brut zuzuordnen waren. Im August traf er dann eine Henne in Begleitung von drei diesjährigen Vögeln an, die offensichtlich bis zum Erwachsenenstadium überlebt hatten. 2001 wurde im Jaidhaustal abermals eine Henne in Begleitung eines Jungvogels beobachtet (A. SCHMALZER).
2. Nordöstlich Miesseck: Am 6.7.2000 befanden sich mindestens 3 über vierwöchige Jungvögel unter Farnen, während die Henne auf einem Baumstumpf gegen Kolkkraben trutzte. In unmittelbarer Nähe befindet sich die Gschwandnerlucke: Am 8.8. und 31.8.2000 wurde an einer Sandbadestelle Jugendmauser-Gefieder sichergestellt. Nach Mitteilung von Herrn FAHRNGRUBER wurden Ende August 2000 zwei diesjährige Hähne



## Habitatbewertung und aktuelle Gefährdungen

### Ebene des Mikrohabitates

#### Exposition

Alle drei Raufußhuhnarten zeigten eine Präferenz südlicher und südöstlicher Lagen (Abb.). Dies könnte mit dem allgemein kühlen, niederschlagsreichen Hochlagenklima und dem Vorherrschen von Westwinden zusammenhängen.

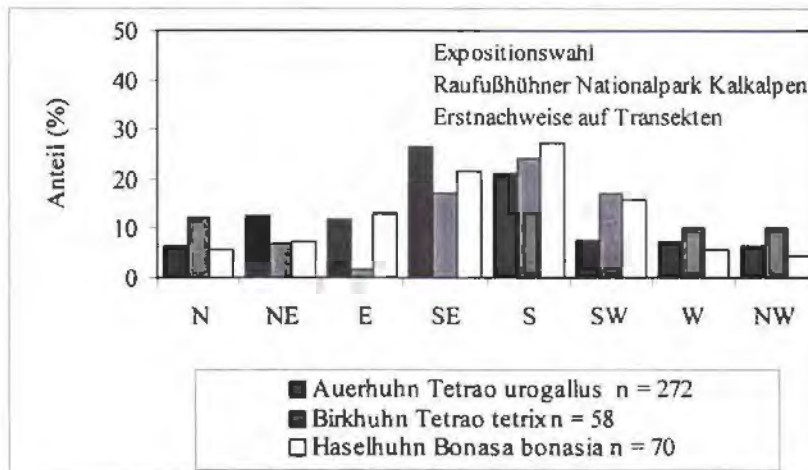


Abb.: Expositionswahl der Raufußhühner Auerhuhn, Birkhuhn und Haselhuhn nach Ergebnissen aus den Jahren 2000-2001.

#### Geländeneigung und geomorphologische Geländewahl

Alle Arten hielten sich überwiegend in gering geneigten Hanglagen auf – die im Lebensraumangebot eher selten vorkamen (Abb.). Am stärksten traf dies auf das hochlagenbewohnende Birkhuhn und am wenigsten auf das tieflagenbewohnende Haselhuhn zu. Die Unterschiede zwischen den Arten waren gering.

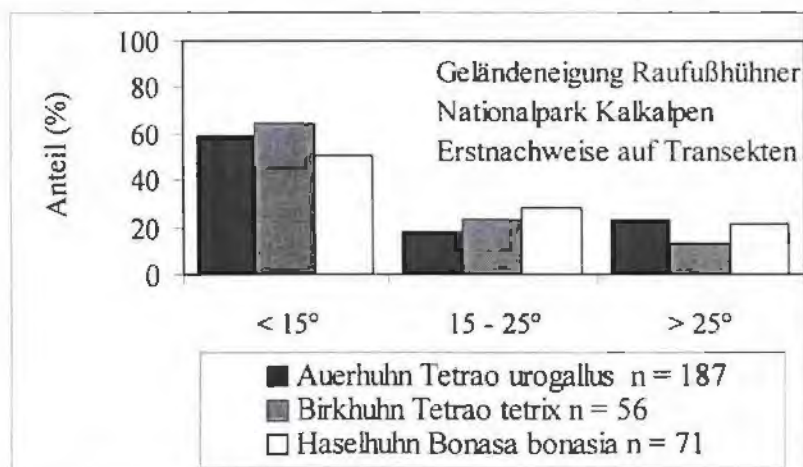


Abb.: Wahl verschieden steiler Hanglagen durch drei Raufußhuhnarten.

Das Auerhuhn hielt sich relativ stärker im Gipfelbereich auf als das Haselhuhn, das auch Talbereiche nutzte (Abb.)

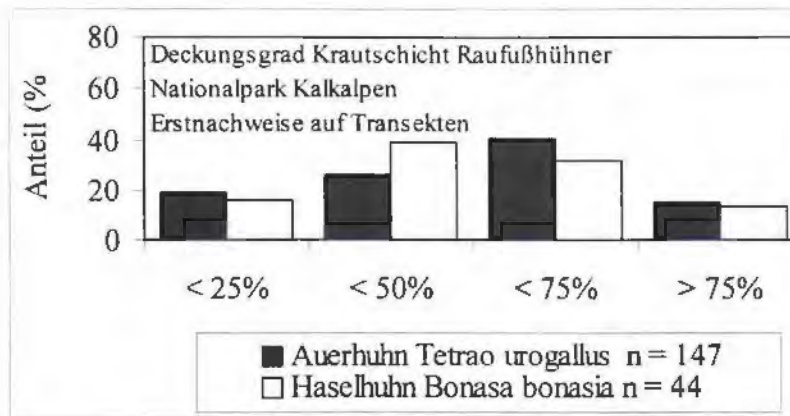


Abb.: Bodendeckung der Krautschicht im Vergleich der Raufußhuhn-Arten.

Der Deckungsgrad der Krautschicht insgesamt lag beim Auerhuhn überwiegend bei 50 – 75 %, beim Haselhuhn bei 25 – 50 % (n = 147/44). Auerhennen wiesen im Bereich > 75 % höhere Werte auf als Hähne (n = 60/65).

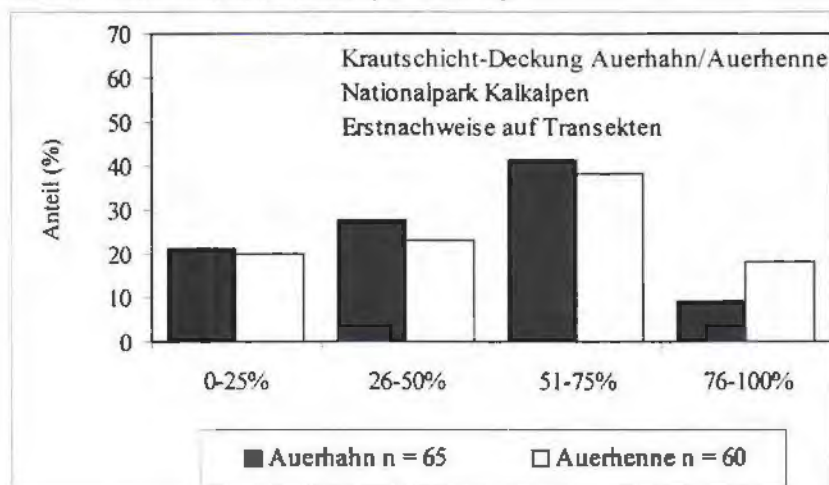


Abb.: Unterschiedliche Krautschicht-Deckung bei Auerhahn und Auerhenne.

### Strauchschicht

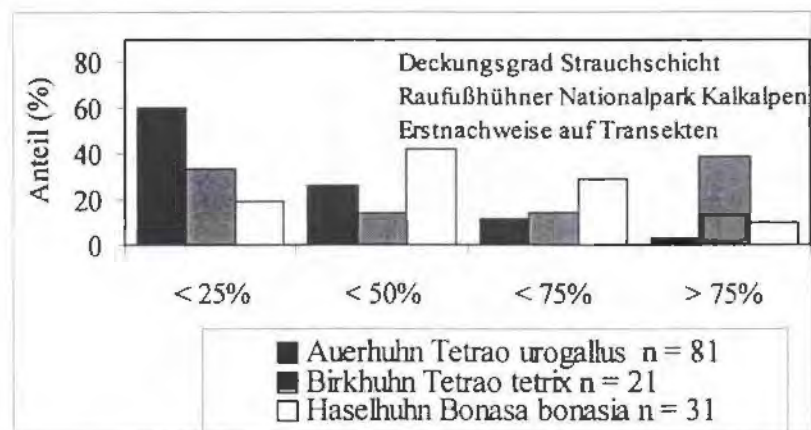


Abb.: Hasel- und auch Birkhuhn ertragen eine dichtere Strauchschicht als das Auerhuhn.

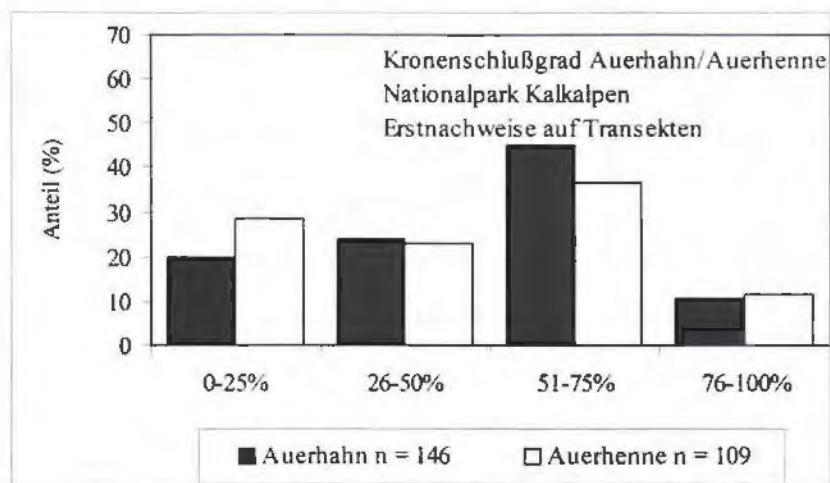


Abb.: Kronenschlußgrad bei Auerhahn und Auerhenne.

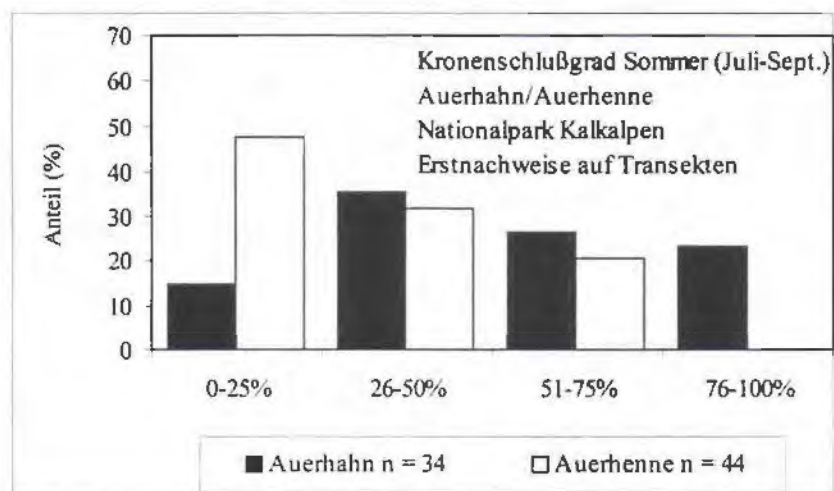


Abb.: Kronenschlußgrad bei Auerhahn und Auerhenne im Sommer.

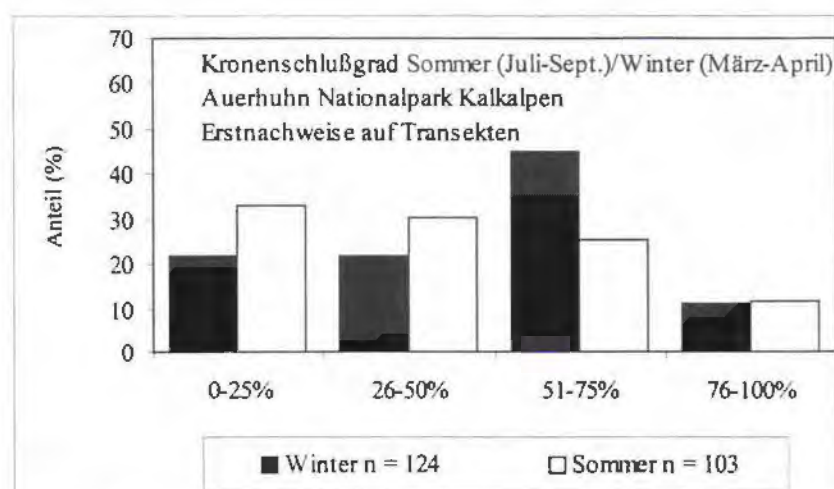


Abb.: Kronenschlußgrad des Auerhuhns im Sommer sowie im Winter.

Als weitere Meßgröße wurde die Baumartenzusammensetzung aufgenommen. Die Fichte war Hauptbaumart des Gebietes. Beim Birkhuhn war diese Art aufgrund der hohen Lärchenanteile am geringsten vertreten, stärker beim Haselhuhn und noch etwas mehr beim Auerhuhn



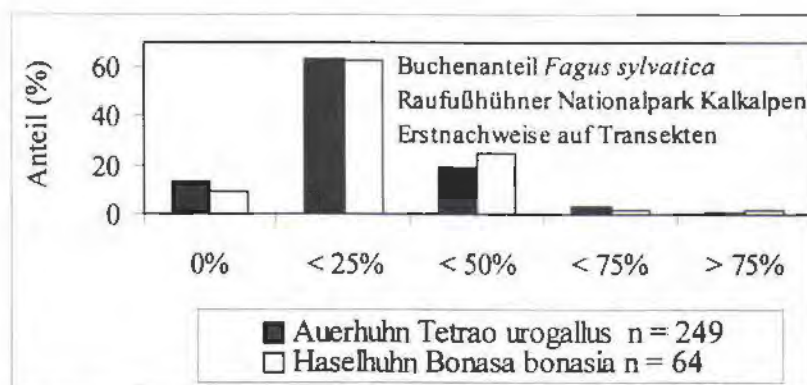


Abb.: Anteile der Rotbuche im 30 m – Radius der Standorte der Raufußhuhn-Arten.

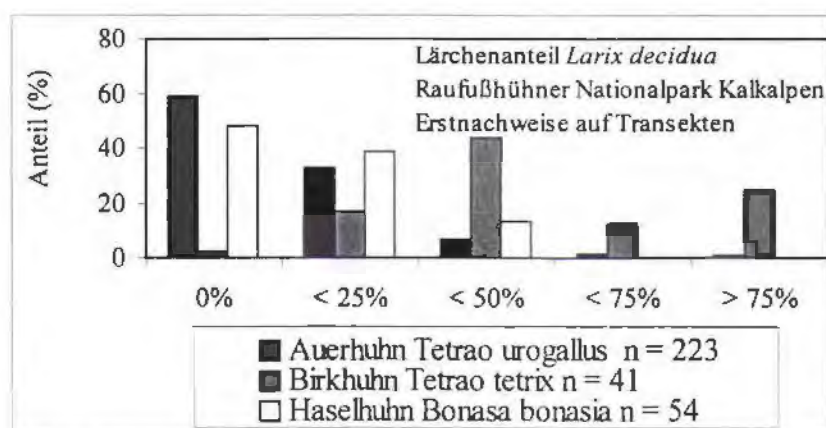


Abb.: Anteile der Lärche im 30 m – Radius der Standorte der Raufußhuhn-Arten.

Summarisch kann also gefolgert werden, daß Auerhühner fichtenreiche, mit Buchen untermischte Wälder bewohnten, denen sekundär Lärche und danach Tanne und Bergahorn beigemischt waren, während auf die Kiefer bisher verzichtet wurde (Abb.). Die Kiefer wird in anderen Gebieten bevorzugt (z.B. KLAUS et al. 1986, STORCH 1995). Offensichtlich ist diese Bevorzugung nicht obligatorisch, was auch für die Tanne gilt. Birkhühner bewohnten meist reine Lärchen-Fichten-Gebiete, sofern die Gebiete überhaupt Baumbestände trugen (Abb.). Die Lebensräume des Haselhuhns glichen zumindest nach der Baumschicht-Artenzusammensetzung weitgehend denen des Auerhuhns (Abb.).

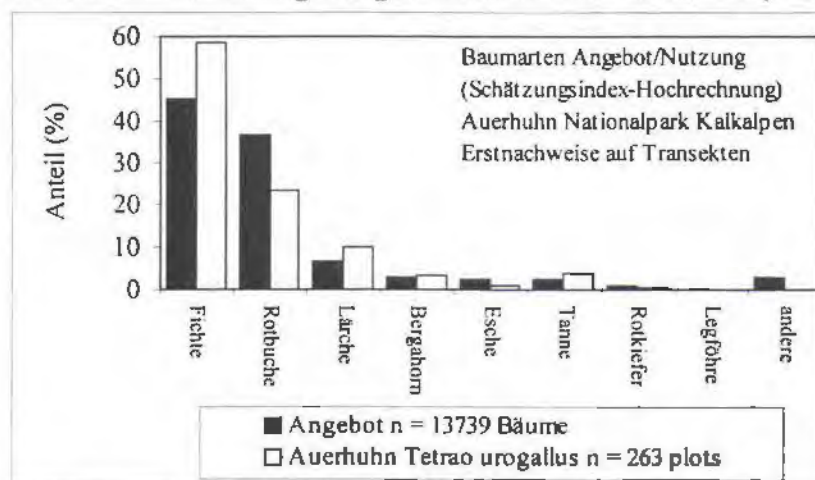


Abb.: Angebot an Baumarten im Nationalpark Kalkalpen und Nutzung durch das Auerhuhn.

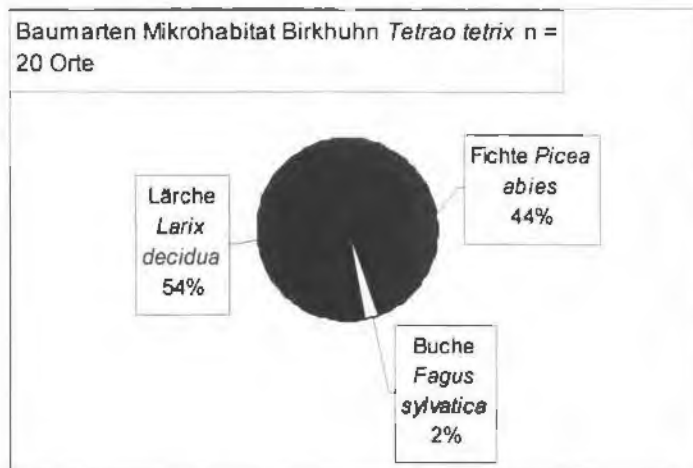


Abb.: Kumulative Darstellung der Baumartensummen aller Aufnahmepunkte beim Birkhuhn (Werte bis 2000).

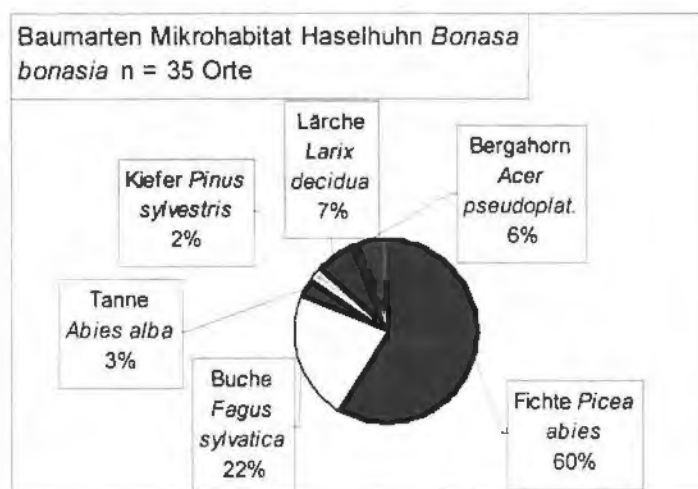


Abb.: Kumulative Darstellung der Baumartensummen aller Aufnahmepunkte beim Haselhuhn (Werte bis 2000).

Die Baumartendiversität unterschied sich bei den Raufußhuhnarten überraschend wenig, wenn auch das Haselhuhn tendenziell die höchste Artenzahl aufwies (Abb.). Die Strauchschicht und die Vegetationsstruktur dürften also weit wichtiger sein als die Waldbäume. Beim Birkhuhn ist zu beachten, daß die Latschenkiefer als Baumart gewertet wurde, und ansonsten eine geringere Zahl resultiert hätte.

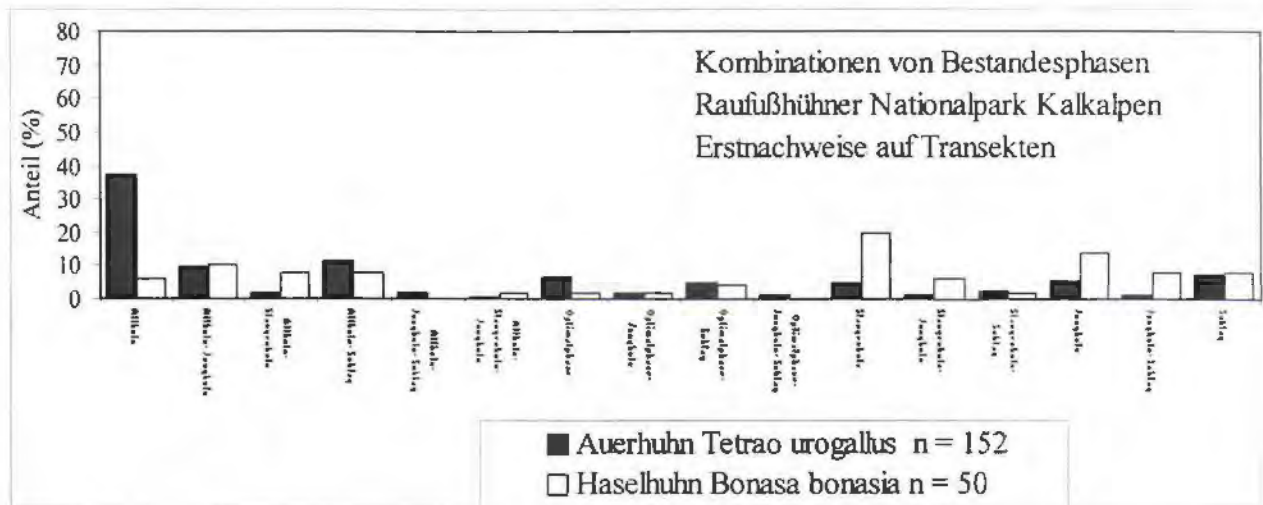


Abb.: Kombinationen von Bestandesphasen im Mikrohabitat von Auer- und Haselhuhn.

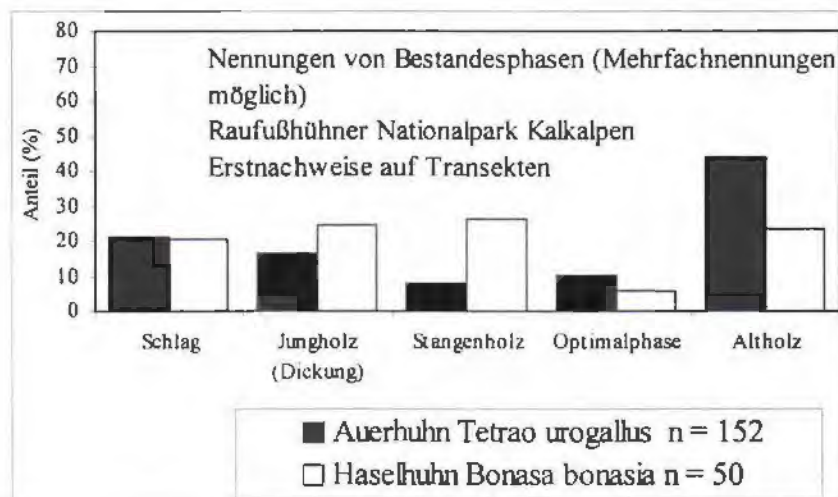


Abb.: Häufigkeit der Nennung von Bestandesphasen unter Einschluß von Mischformen.

Bei der minimalen Waldrandentfernung auf Schlägen überschritt das Auerhuhn im Gegensatz zum Haselhuhn Werte von 40 Metern und erreichte bis zu 160 Meter ( $n = 45/18$ ). Bei den nächstgelegenen Waldrändern konnte bisher keine eindeutige Präferenz von Südexpositionen gezeigt werden ( $n = 44/15$ ). Ameisenhögel waren bei Auerhühnern öfter „häufig“ vorhanden als bei Haselhühnern ( $n = 40/13$ ).



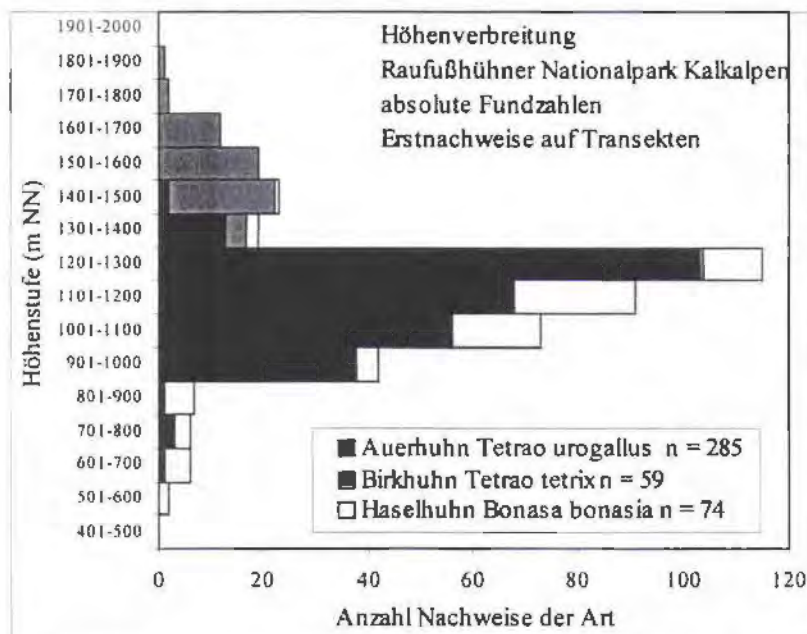
## Ebene der Population

### Höhenverbreitung

Das Vorkommen des Auerhuhns weist einen klaren Schwerpunkt in den Lagen zwischen 900 und 1300 m Seehöhe auf (Abb.). Es fällt auf, daß die Besiedlung kontinuierlich bis 1300 m ansteigt und dann ziemlich abrupt endet. Möglicherweise spielt hier eine Rolle, daß in geringeren Höhenlagen der Feinddruck allmählich zunimmt, während ab einer gewissen Höhengrenze die Witterung zur Reproduktion nicht mehr geeignet ist. Hier sei auf das Kapitel Diskussion verwiesen. Grundsätzlich ist die Höhenverteilung mit den anderen Raufußhuhnarten sowie dem Angebot an Höhenstufen im Gebiet zu vergleichen.

Das Birkhuhn weist einen Schwerpunkt zwischen 1400 und 1700 m auf. Die Überlappungszone zur Auerhuhn-Verbreitung reicht von 1200 bis 1500 m.

Das Haselhuhn besiedelt nach den bisherigen vorläufigen Ergebnissen die Höhenstufe von 500 m (Beginn des Untersuchungsgebietes) bis 1500 m. Die Überlappung zur Auerhuhn-Verbreitung ist fast vollständig, sie beginnt bei 600 m. Im Unterschied zum Auerhuhn siedeln aber beträchtliche Populationsteile unter 900 m und nur noch marginale über 1200 m.



**Abb.:** Höhenaufreten der Raufußhuhnarten, bezogen auf alle Nachweise der jeweiligen Art. Diese Darstellungsform (absolute Fundzahlen) bevorzugt das Auerhuhn, dessen Losungen am auffälligsten sind.

## Aktuelle Gefährdungsfaktoren

In aktuellen und potentiellen Raufußhuhn-Lebensräumen wurden sehr unterschiedliche mögliche anthropogene Störquellen und Gefährdungen qualitativ festgestellt. Diese sind in ihrer Auswirkung etwa wie folgend zu reihen:

- **Massive Forstarbeiten** in Kern-Lebensräumen zur Fortpflanzungszeit.
- **Zäune.** Teilweise eingewachsene Weidezäune aus Stacheldraht wurden an den Lahnerkögeln, nahe der Maierreut oder am Lackerboden festgestellt. Noch problematischer waren hunderte Meter lange Wildschutzzäune wie etwa unterhalb des Eisenecks, die durchgerissen und nicht funktionstüchtig waren, wohl aber eine funktionierende Todesfalle für Raufußhühner, Eulen und Greifvögel bildeten. Wildverbiß-Kontrollzäune (> 15 x) wurden gerade in den besten Auerhuhn-Habitaten frisch errichtet, nämlich flachen Kuppen mit lichtem Baumbestand und Zwergsträuchern. Mindestens 2 x wurde Auerhuhn-Losung in weniger als 10 m Nähe festgestellt. Ein Problem liegt darin, daß bei überraschendem Feinderscheinen die Möglichkeit der Wahl der Fluchtrichtung eingeschränkt ist. Das kann für den Erfolg der Flucht ausschlaggebend sein.
- **Verkehr auf Forststraßen.** Verursachende Quellen waren Forstarbeiter, Jagdausübende, der Betrieb der Ebenforstalm, der Betrieb der Paragleiter-Absprungstelle am Kleinerberg, Mountainbiker und Motocrossfahrer. Dies führte nachweislich mehrfach zur Unterbrechung von Kopulationsversuchen, erzwungenem Aufbaumen und damit energetischen Kosten samt Prädatorenexposition, Trennung des Nachwuchses von der führenden Henne, oder längerer Unterbrechung der Nahrungsaufnahme.
- Begangene **Wanderwege** konnten nur bei geringem Besucheraufkommen als Habitat genutzt werden. Eine problematische Konstellation war jene, wenn Wanderwege entlang flacher Kuppen führten, da dies oft die einzigen geeigneten Auerhuhn-Habitate waren (Beispiel Groissnalm-Hundskogel-Hundseck). Auch der neu errichtete Rundwanderweg auf Holzstegen im Wald an der Ebenforstalm wurde in einem der besten Auerhuhn-Vorkommen errichtet.
- **Flugzeugverkehr.** Das konnte zu einer längeren Unterbrechung der Nahrungsaufnahme sowie Sicherverhalten eines baumäsenden Auerhahnes führen. Die Problematik trifft auch auf Steinadler zu (panische Flucht in hintersten Horstbereich, N. PÜHRINGER).
- Frisch errichtete Jagdeinrichtungen in halboffenen Auerhuhn-Lebensräumen (> 3 x Hochsitze, > 2 x Salzlecken innerhalb des Nationalparks).
- Freilaufende Hunde (3 x).
- Frequentierte Jägersteige.

Als langfristige Beeinträchtigungen des Lebensraumes wurden festgestellt:

- Zu große Kahlschläge, sowie Abtrieb und Fragmentierung zusammenhängender Altholzbestände.
- Zu *hoher* Beweidungsdruck im Weidewald und damit Fehlen einer deckungsbietenden Zwergstrauchschicht (> 5 x), als Paradebeispiel der Bereich Feichtau-Rotgsol-Sonntagsmauer. Damit sitzen Auerhennen und Küken für Habichte wie auf dem Präsentierteller.
- Zu *geringe* Herbivorenbeweidung, gerade im Waldgrenzbereich für das Birkhuhn ein Problem.

## Prädation

Im Rahmen der Begehungen des Gebietes wurden alle Daten über Prädatoren in aktuellen Raufußhuhn-Lebensräumen festgehalten. Diesbezüglich handelt sich um qualitatives Datenmaterial. Bei Raubsäugern wurden in der Regel Losungsfunde oder Spuren

Das Vorkommen des Mäusebussards war im Vergleich zu Raufußhühnern bis 900 m stärker, und ab 1300-1400 m eindeutig schwächer (Abb.). Deshalb könnten diese höheren Lagen besser für die Aufzucht von Auerhuhn-Küken geeignet sein.

Es bestand nämlich eine starke Überschneidung der Habitate von Mäusebussarden und Auerhennen. Es war kein seltener Anblick, wenn Mäusebussarde von Schlägen abstrichen oder auf solchen einfielen, an denen sich Auerhuhn-Losung fand. Mehrfach konnten auf denselben Baumstümpfen sowohl Mäusebussard-Dunen als auch Auerhuhn-Losung festgestellt werden. Insgesamt war es kaum vorstellbar, daß sich führende Hennen an Schlagrändern aufhielten, ohne daß nicht innerhalb weniger Stunden Mäusebussarde in der Nähe auftauchten.

Dies würde im Falle einer Feindvermeidung, wie Drücken oder Abwandern, die Unterbindung der Nahrungsaufnahme bedeuten. Bei feucht-kalter Witterung würde dies schnell zu Unterkühlung und zum Tod der Küken führen. Außerdem könnten dann die Jungen auch nicht ungestört gehudert werden. Es wäre zu prüfen, ob Gesperre mit Ausweichen in benachbarte Wälder reagieren können. Allerdings wäre zur Deckung der Überlebensbedürfnisse eine abwechselnd lückige Krautschicht zur Vermeidung von Durchnässung, eine gewisse Einstrahlung auch für das Insekten-Angebot, sowie Verstecke in Form von Krautschicht-Horsten nötig. Und diese Vegetationsstrukturen finden sich meist nur an Schlagrändern. Jedenfalls sind die Teilverluste beim Auerhuhn sehr hoch, und meist erreichen nur 1-3 Junge von 8-10 geschlüpften den Herbst. Welchen Anteil der Fuchs und welchen die Luftfeinde haben, sollte künftig untersucht werden.

Turnfalken bejagten Forststraßen, Schläge und Almen regelmäßig in allen Höhenstufen. Ein Brutplatz befand sich 2000 in einem Felsen auf der Nordseite des Rotgsol im Jaidhaustal auf über 1200 m Seehöhe. Allerdings wurde hier das Weibchen durch überfliegende Bussarde von der Jagd abgehalten, die ständig angegriffen wurden. Auch Wespenbussarde überflogen das Gebiet wohl flächendeckend.



besonders für den alpinen Raum. Folglich kommt direkten Einzelbeobachtungen großer informativer Wert zu.

Bisher wurden aus den Kalkalpen folgende Beobachtungen gesammelt:

Am 12.10.1993 wurde am Rande eines Wanderweges ein frischtoter, erst zum Teil gerupfter diesjähriger Auerhahn gefunden (F. u. H. STEINER; Katzensgraben, Kasberg). Der Kropf war aufgerissen, sodaß Lärchennadeln hervorquollen. Die Fundumstände - geschlossener Fichtenwald - deuten auf den **Habicht** als Prädator hin.

Der zuverlässige Ornithologe G. HASLINGER (in verb.) konnte auf einer Forststraße einen **Sperber** beim Kröpfen eines Haselhahnes beobachten (31.3.1994, Almtal).

Während der Erhebungen im Mai wurde ein **Steinadler** beobachtet, wie er den Birkhuhn-Balzplatz am Rotgsol frühmorgens tief überflog. Daraufhin stellten die drei Hähne die Balz weitgehend ein (A. SCHMALZER). Der Adler mußte so früh bereits aufgestiegen sein, da der besetzte Horstplatz ca. 700 m tiefer in etwa 3 km Entfernung lag.

Thermik oder Wind scheint die morgendliche Jagdmöglichkeit des Steinadlers aber zu begünstigen. Im Herbst wurde bei Föhnsturm ein offenbar jagender, sturzfliegender Adler über der Waldgrenze an der Sengsengebirgs-Südseite bereits frühmorgens beobachtet. Dabei saßen die Birkhühner in einer ungewöhnlichen Deckung am Boden im subalpinen Fichtenwald. Zugleich hielt sich im Luftraum ein kröpfender Wanderfalke auf (A. SCHMALZER).

Der Nationalpark-Jäger J. SCHOISWOHL konnte an der Sengsengebirgs-Südseite beobachten, wie ein Steinadler in typischer Jagdweise tief über den Boden über Kuppen und Mulden strich und sich ein überraschtes Birkhuhn noch im letzten Moment von der Sitzwarte fallen lassen konnte. Der Jäger E. FASCHINGER des Revieres Gradenalm/Kremsmauer beobachtete, wie ein Steinadler einen Birkhahn schlug (pers. Mitt. an H. STEINER). Der Nationalparkbedienstete, Jäger und Revierförster W. STECHER, nach eigenen Angaben einst ein „großer Raubwildjäger“, berichtet von ca. 5 Auerhähnen, die im Revier auf Forststraßen durch Steinadler geschlagen wurden (mündl. Mitt. 1999). Allerdings liegen keine konkreten Orts- und Zeitbezüge vor. Wahrscheinlich beziehen sich die Angaben auf mehrere Jahrzehnte und den Bereich des östlichen Sengsengebirges.

Prädator	Quelle	Untersuchte Beutereste	Raufußhühner als Beute	Raufußhühner (%)	Prädatoren der Raufußhühner (Raubsäuger, Greifvögel, Eulen, Rabenvögel) (%)	Dichte Prädator (N/100 km <sup>2</sup> )
Steinadler <i>Aquila chrysaetos</i>	H. STEINER unpubl.	21	1 Auerhenne + 2 Jungvögel sp. indet.	14,3	38,1	4*
Sperber <i>Accipiter nisus</i>	STEINER 2000 u. unpubl.	233	1 Haselhuhn-Küken	0,4	0,4	20**
Wanderfalke <i>Falco peregrinus</i>	PÜHRINGER 1996	362	1 Birkhahn	0,3	1,4	6*
Uhu <i>Bubo bubo</i>	PÜHRINGER 1996	183	1 Auerhenne	0,5	17,5	2*
Mäusebussard <i>Buteo buteo</i>	W. STECHER in verb.	-	++ (Auerhuhn-Küken)	?	?	20-60** (je nach Mäusebestand)
Habicht <i>Accipiter gentilis</i>	eigene Erhebungen	-	++ (abseits Horst 2000 2 adulte Auerhennen-Rupfungen in gedeckter Lage – unwahrscheinlich von Steinadler)	?	?	10**

**Tab.:** Raufußhühner und ihre Feinde als Greifvogel-Beute in den oberösterreichischen Kalkalpen. Prozentwerte beziehen sich auf systematische Aufsammlungen an Horsten, Einzelfunde wurden nicht berücksichtigt.

\* eigene Erhebungen (H. STEINER unpubl.).

\*\* geschätzte Dichte anhand punktueller eigener Erhebungen und Literatur (BÜHLER 1991).

Wanderfalken und Sperber bejagen Beutegreifer nur in geringem Umfang (Wanderfalke: Sperber und Häher; Sperber: Häher). Uhus und Steinadler entnehmen nicht nur absolut wesentlich mehr Beutegreifer, sondern auch im relativen Vergleich zu Raufußhühnern.

Rupfungen/Risse	2000	2001	Summe	%
Raufußkauz	1		1	2,5
Haustaube	1	1	2	5,0
Buntspecht		1	1	2,5
Buchfink	1	5	6	15,0
Gimpel	1		1	2,5
Misteldrossel	1	2	3	7,5
Singdrossel	3	9	12	30,0
Eichelhäher		1	1	2,5
Goldhähnchen		1	1	2,5
Laubsänger sp.		1	1	2,5
Tannenmeise		1	1	2,5
Weiden/Haubenmeise		2	2	5,0
Schneehase		1	1	2,5
<b>Auerhuhn</b>	2	3	5	12,5
<b>Birkhuhn</b>	1		1	2,5
<b>Raufußhuhn sp. juv.</b>		1	1	2,5
Summe	11	29	40	100,0

**Tab.:** Anteil der Raufußhühner bei Vogelrupfungen und –rissen, die während Transektbegehungen und somit abseits von Horsten aufgefunden wurden.

#### *Vergleich der Prädation zwischen Urlandschaft und Kulturlandschaft*

Heute sind die Nahrungsgeneralisten Fuchs und Krähenvögel die häufigsten Prädatoren. In der Urlandschaft waren diese selten, und heute ausgerottete Prädatoren waren häufig (vgl. JEDRZEJEWSKA & JEDRZEJEWSKI 1998). Eine markante Veränderung der Prädationsprozesse hat Platz gegriffen. Die Kulturlandschaft mit Wiesen, Äckern und Häusern hat die Nahrungsgrundlage der Nahrungsgeneralisten massiv verbessert. Die verbliebenen nahrungsarmen Gebiete wie Wälder stellen Inseln in einem Meer (Matrix) dar und werden bei geringer Größe oder Fragmentierung gleichsam von Randeinflüssen überflutet. Füchse und Corviden können in die Randzonen der verbliebenen Inseln eindringen. Diese für Ökosysteme grundlegenden Prozesse werden auch intensiv im Vergleich zwischen Nordskandinavien und Südsandinavien oder in Nordamerika untersucht.



Art	Nationalparkteil	Frühling-Sommer			Herbst-Winter		
		Hasel- huhn	Auerhuhn	n Losungen/ Gewölle/ Beutetiere	Hasel- huhn	Auerhuhn	n Losungen/ Gewölle/ Beutetiere
Luchs <i>Lynx lynx</i>	Ostteil	6,3	1,3	80	3,2	0,0	126
	Westteil	0,0	0,0	12	1,6	0,0	127
Wolf <i>Canis lupus</i>	Ostteil	0,0	0,0	s. rechte Spalte	0,1	0,0	1063 Losungen + 48 Mägen
	Westteil	0,0	0,0	67	0,0	0,0	344
Fuchs <i>Vulpes vulpes</i>	Ostteil	1,1	0,7	s. rechte Spalte	1,5	0,3	1508 Losungen + 42 Mägen
	Westteil	0,8	0,0	121	0,4	0,0	268
Marderhund <i>Nyctereutes procyonides</i>	Ostteil	2,6	0,0	76	0,0	0,0	157
	Westteil	0,0	0,0	29	0,0	0,0	179
Baumratter <i>Martes martes</i>	Ostteil	1,6	0,0	190	1,0	0,0	492
	Westteil	0,0	0,0	604	0,0	0,0	1131
Habicht <i>Accipiter gentilis</i>	Ostteil	17,6	0,0	68	25,0	0,0	76
	Westteil	0,8	0,0	263	?	?	0
Sperber <i>Accipiter nisus</i>	Westteil	0,0	0,0	452	?	?	0
Mäusebussard <i>B. buteo</i>	Westteil Waldinneres	0,2	0,0	429	0,0	0,0	88
Mäusebussard <i>B. buteo</i>	Westteil Waldrand	2,1	0,0	373	?	?	0
Mäusebussard <i>B. buteo</i>	Ostteil 1946	0,8	0,0	363	?	?	0
Mäusebussard <i>B. buteo</i>	Ostteil 1956	0,3	0,0	375	?	?	0
Mäusebussard <i>B. buteo</i>	Ostteil 1959	1,9	0,0	108	?	?	0
Schreiadler <i>Aquila pomarina</i>	Ostteil	0,7	0,0	480	?	?	0
	Westteil	0,0	0,0	843	?	?	0
Zwergadler <i>Hieraeetus pennatus</i>	Ostteil	1,0	0,0	102	?	?	0
Rotmilan <i>Milvus milvus</i>	Ostteil	+	+	78	?	?	0
Waldkauz <i>Strix aluco</i>	Westteil	0,0	0,0	501	0,0	0,0	615
	Ostteil	0,5	0,0	217	2,3	0,0	87
Uhu <i>Bubo bubo</i>	Nordteil	6,7	0,0	15	?	?	0

**Tab.:** Prädation von Walddhühnern im Nationalpark „Urwald von Bialowieza“ im 20. Jahrhundert. Es werden der polnische Westteil und der weißrussische Ostteil unterschieden. Im Ostteil bestanden während den Untersuchungen höhere Walddhühner-Bestände als im Westteil. Angegeben sind % „occurency“ (nicht Biomasse). Beachte die unterschiedlichen

*scoticus*, 637 g), die Hauptbeute des Wanderfalken, und der Bestand kann unter Umständen deutlich reduziert werden (RATCLIFFE l.c., NEWTON 1993). Sperber erbeuten junge Raufußhühner wie Auerhühner bis zu einer Masse von 300 – 500 g (z.B. NEWTON 1986).

Die bevorzugte Beutegröße aller Greifvögel liegt zur Brutzeit allerdings unter ihrer Eigenmasse. Da zu dieser Zeit überwiegend die kleineren Männchen jagen, wird das bejagbare Größenspektrum an Raufußhühnern weiter eingeschränkt. Für alpine Altvögel ist dann nur mit folgenden Prädatoren zu rechnen: Haselhuhn: Habicht; Birkhuhn: Habicht und Steinadler; Auerhenne: Habicht und Steinadler. Allerdings jagt bei den Greifvögeln auch das Segment der Nichtbrüterpopulation, das bis zur Hälfte aller Greifvögel eines Gebietes ausmacht, sodaß auch Weibchen aktiv sind (vgl. ROHNER 1995, 1996, ROHNER & KREBS 1996).

Beuteschmarotzertum kann die Anzahl getöteter Beutetiere erheblich erhöhen. So reißen Wölfe aufgrund der Beuteparasitierung durch Kolkkraben signifikant mehr Elche (HEINRICH 1992, SCHERZINGER 1996, in verb.). Folglich reduzieren Kolkkraben indirekt den Elchbestand.

A. SCHMALZER konnte beobachten, wie im Winter 1999/2000 im tschechischen Böhmerwald ein Birkhahn (ca. 1250 g) von einem Habichtmännchen erbeutet wurde. Ein großer Teil der Beute wurde von einem Mäusebussardweibchen konsumiert. Im Jahr 2001 konnte derselbe Beobachter im Waldviertel nachweisen, wie ein Habichtweibchen ein Birkhuhn erbeutet hatte. Nach kurzer Zeit übernahmen zwei Mäusebussarde, möglicherweise ein kooperierendes Paar, die Beute gegen nur geringen Widerstand und kröpften einen Großteil des Birkhuhns. Diese aufgrund der schwierigen Nachweisbarkeit sehr wertvollen Beobachtungen weisen darauf hin, daß Mäusebussarde regelmäßig größere Beute von Vogeljägern konsumieren. Ähnliche Hinweise liegen auf das Schmarotzen bei vogeljagenden Kornweihen vor, die sich im offenen Gelände kaum verbergen können (Waldschneppen, A. SCHMALZER).

Mäusebussarde schmarotzen bei Wanderfalken häufiger als bei Habichten (BRÜLL 1984, HEPP et al. 1995). Der Parasitierungs-Effekt ist in natürlichen Ökosystemen mit einer artenreichen Greifvogel- und Raubtierfauna keine Ausnahme, sondern die Regel (NEWTON 1986). Im gegebenen Fall könnte er aufgrund der Häufigkeit des Mäusebussards erheblich sein. Er wird aber wie Prädation gerne unterschätzt, da er sich meist im Verborgenen abspielt.

Am Truppenübungsplatz Allentsteig, Waldviertel, konnte A. SCHMALZER Flugjagden eines überwinternden Seeadlers (*Haliaeetus albicilla*) auf Birkhühner beobachten. Dies mag überraschen, da Seeadler einen plumpen und Birkhühner einen äußerst raschfliegenden Eindruck machen. Doch ist dies eine Täuschung, da die Seeadler in weiträumigem Flug den Birkhühnern den Weg abschnitten und nicht abgeschüttelt werden konnten. Der Seeadler ist auch im Nationalpark Kalkalpen seltener Gast (STEINER 2000). Ein Einfluß auf Raufußhühnerpopulationen erscheint aber nahezu ausgeschlossen.

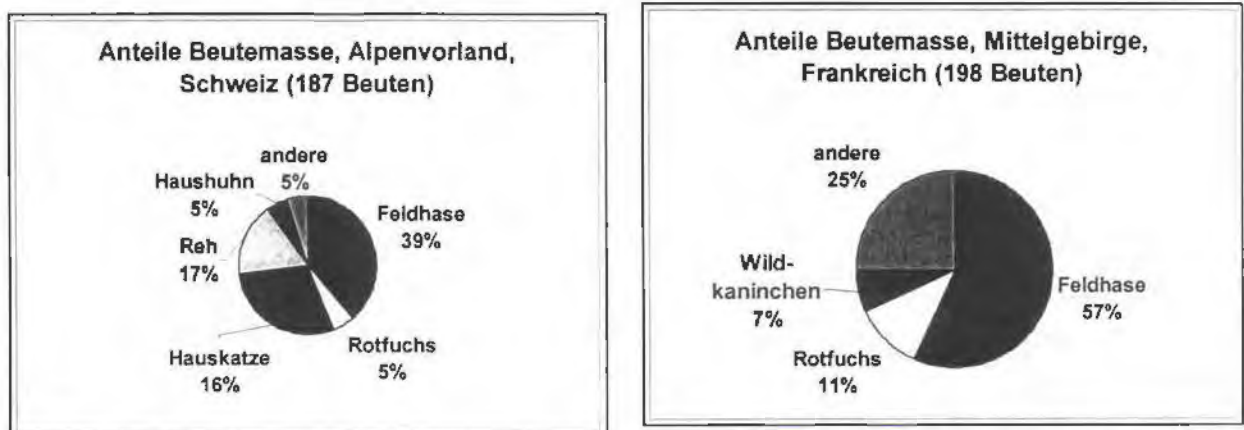
Zwischenartliche und innerartliche Konkurrenz schränkt die Anzahl der wirksamen Prädatoren erheblich ein (NORRDAHL et al. 1995, PALOMARES et al. 1995, HAKKARAINEN & KORPIMÄKI 1996, KENWARD 1996). Eine Schlüsselstellung nimmt der Habicht ein. Alle kleineren Greifvögel und Eulen werden durch Habichte auf dichte, versteckte Habitate zurückgedrängt. Wanderfalken können Habichte allerdings in der Nähe ihrer Brutplätze töten (HEPP et al. 1995). Steinadler wiederum verdrängen Wanderfalken von Horstfelsen (RATCLIFFE 1993). Auch Uhu-Vorkommen sind als Schlüsselfunktion zu werten. Uhus erbeuten alle Eulen- und fast alle Greifvogelarten, besonders die größeren wie Waldkauz, Mäuse- und Wespenbussard sowie namentlich Habicht. Dies ist auch für die Kalkalpen nachgewiesen (PLASS et al. 1994, STEINER 1998 mit weiteren Zitaten, PÜHRINGER 1996 und mündl. Mitt.). Das Beutespektrum reicht bis Fischadler und Schelladler. Uhus werden in Europa nur von drei Vogelarten prädatorisch beeinflusst: Habichtsadler, Seeadler und Steinadler. Uhu und Habicht werden durch die großen Adler auf diesem Weg zu versteckten



Eine wesentliche Frage ist, in welchem Ausmaß die Erbeutung der Raufußhühner selbst zur Erbeutung ihrer natürlichen Feinde steht.

Eine weitere maßgebliche Frage ist, wovon sich der Adler in den Alpenrandgebieten ernährt, wo die typischen alpinen Beutetiere (Murmeltier, Schneehase, Raufußhühner, Gemse) fehlen.

Eine erste Antwort hierauf geben Untersuchungen aus der Schweiz und Frankreich (Daten aus HALLER 1996, Abb.). Obwohl der Feldhase die Hauptbeute darstellt, ist der hohe Anteil der Hauskatze mit 16 % der Beutemasse in der Schweiz bemerkenswert. Aus dem Allgäu ist bekannt, daß die Hauskatze die Hauptbeute sein kann. Ebenso werden mit 5 % bzw. 11 % auffällig viele Füchse gefressen. Im nördlichen Vorland des Nationalparks Berchtesgaden ist der Fuchs ebenfalls als ein Hauptbeutetier bekannt (U. BRENDL in verb.). Somit sind diese Befunde verallgemeinerbar. Dabei ist zu bedenken, daß Beutegreifer natürlicherweise in geringeren Dichten vorkommen als Pflanzenfresser.



**Abb.:** Steinadler-Beute am Schweizer Alpenrand und im Mittelgebirge Frankreichs (nach HALLER 1996).

Eine weitere erste Information erlaubt eine Beuterestanalyse aus einem Horst im Grenzbereich zwischen Sengsengebirge und Hintergebirge (H. STEINER, 1998 und 2000, n = 21). Die Gruppe natürlicher Feinde der Raufußhühner machte 38 % der Anzahl aus (Fuchs, Hermelin, Waldkauz, Turmfalke), die Raufußhühner selbst dagegen nur 14 % (Abb.). Folglich ist der Einfluß des Steinadlers auf die Raufußhühner im Nationalpark vorläufig als indifferent bis positiv einzuschätzen.



Bei Habicht und Sperber führt das Vorhandensein alternativer Beute zum gegenteiligen Effekt. Sie ermöglicht eine höhere Dichte dieser Greife, als wenn nur Raufußhühner vorkämen. Raufußhühner werden aber nebenher stärker gefangen. Dieser Effekt ist wichtig und bisher wohl in südlichen Gebieten unterschätzt worden. Diese Wechselwirkung wurde zwar bereits für den Fuchs erkannt. Sie trifft aber wohl ebenso auf Habicht und Sperber zu. **Bisher wurde im Schrifttum der Fehler gemacht, den Fuchs als Generalist und den Habicht als Spezialist gegenüberzustellen.** Dies trifft aber nur auf das boreale Skandinavien zu, wo der Habicht den massenhaften Schwankungen seiner einzigen Beutegruppe (Raufußhühner) notgedrungen folgen muß. Südlich der borealen Gebiete hängt der Habicht nicht von einer einzigen Beutegruppe ab, er hat mehrere zur Verfügung, ist unabhängig und zeigt extrem stabile Bestände, egal ob sich eine Beutegruppe vermindert. Somit zeigt der Habicht hier alle klassischen Merkmale eines Generalisten. In Mitteleuropa ist der Habicht auch etwa zehnmal häufiger als in den klassischen Raufußhuhnlebensräumen der borealen Waldgebiete (vgl. KENWARD & WIDÉN 1989).

Analoge Zusammenhänge gelten für den Mäusebussard und die großen Waldeulen (in Mitteleuropa der Waldkauz). Diese Arten sind wichtige Prädatoren von Jungvögeln des Waldes, wie Raufußhuhnküken, und in dieser Funktion wohl effektiver als der Habicht (vgl. JEDRZEJSKA & JEDRZEJSKI 1998). Sie sind in Mitteleuropa deutlich häufiger als in Nordeuropa. Im Vergleich zum Habicht erreichen sie in Mitteleuropa mindestens um den Faktor 10 höhere Abundanzen. Deshalb ist festzuhalten: **Bisher wurde im Schrifttum als relevanter Feind fast nur der Habicht (Altvogelprädatör) diskutiert, die Jungvogelprädatoren Mäusebussard und Waldkauz sind aber möglicherweise wichtiger.**

Hinweise auf diese Zusammenhänge liegen auch aus dem Nationalpark vor. Es gibt kaum lichte Stellen im Wald, wo im Sommer keine ansitzjagenden Mäusebussarde anzutreffen sind (Mäuse- und Waldeidechsenangebot). Eben diese Stellen waren Aufenthaltsorte der führenden Auerhennen (Losungs- und Mauserfederfunde). Die Auerhuhn-Gesperre sind gezwungen, sich an diesen Stellen aufzuhalten, da nur hier ausreichend Wärme, Insektennahrung und eine gewisse Deckung vorhanden sind, die im bodenkahlen Buchenmischwald nicht geboten werden. Eine analoge Raumbelegung kann nachts für Waldkäuse angenommen werden und wurde im Kasberg-Gebiet im Einzelfall auch schon nachgewiesen (H. STEINER pers. Beob.).

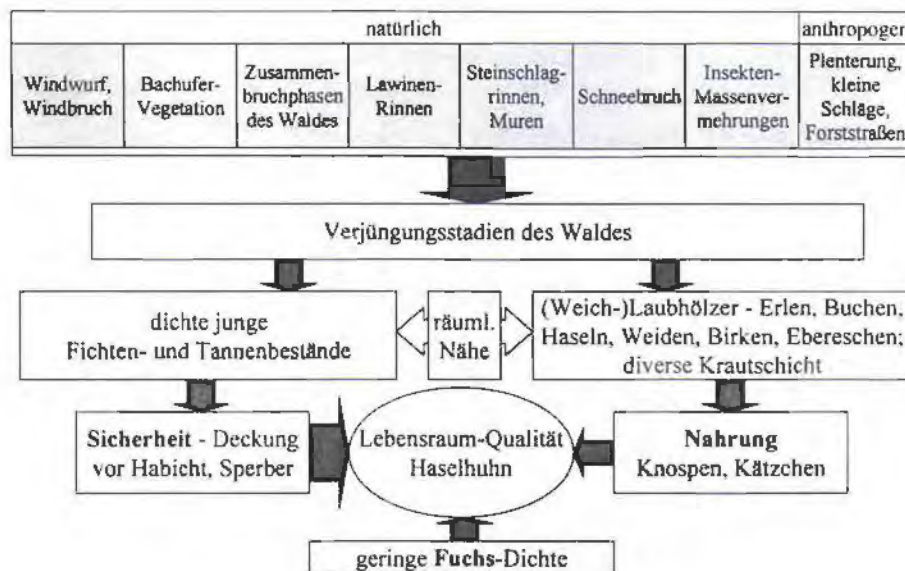
Bisher kaum bekannt war der Mäusebussard als Prädatör adulter Birkhühner. Im Zuge der Untersuchungen der Waldviertler Birkhuhnpopulation konnten in den 1990er Jahren zwei solche Fälle dokumentiert werden, was aufgrund der schwierigen Nachweisbarkeit von hohem Wert ist (A. SCHMALZER). In einem Fall saß ein Bussard stundenlang an einem Balzplatz in unmittelbarer Nähe der Hähne, sodaß offenbar eine Gewöhnung eintrat. Dann sprang er plötzlich auf einen Hahn und tötete ihn mit den Fängen. In einem zweiten Fall wurde ein in einem Baum sitzender Hahn während einer Nebelperiode im Herbst 2001 gegriffen. Auch im Jahr 2001, als eine starke Bestandsdepression und Totalausfall der Birkhuhn-Reproduktion auftrat, kam es zu Birkhuhn-Prädation. Dies kann ein Hinweis auf invers dichteabhängige Prädation sein. Diese Form der Prädation kann Beutebestände massiv reduzieren (REDPATH & THIRGOOD 1999).

Dieser Effekt könnte zusammen mit der Zunahme von Fuchs und Marder der Schlüssel dafür sein, warum in Oberösterreich und Mitteleuropa Gebiete unter 800 m Seehöhe von Raufußhühnern geräumt wurden und werden. Denn diese Gebiete sind im Gefolge einer allgemeinen Eutrophierung fast durchgehend reich an Wühlmäusen geworden, die als Nahrungsgrundlage für all diese generalistischen Beutegreifer dienen. Zusätzlich könnte ein erst jetzt zum Zuge kommender Anpassungsprozess der Beutegreifer an diese Lebensraumbedingungen greifen. Der bisher angenommene Hauptgrund für den Raufußhuhn-

## Lebensraum-Modell Haselhuhn (*Bonasa bonasia*)

nach Bergmann et al., Lieser, Scherzinger, Steiner & Schmalzer & Pühringer, Swenson

© H. Steiner



**Abb.:** Lebensraum-Nische des Haselhuhns in Europa. Wie bei den meisten Arten beeinflusst sich die Realisierung der Hauptfaktoren gegenseitig. Bei sehr geringem Prädationsrisiko ist der Anspruch an die Nahrungsbasis geringer.

### Vogelarten der Roten Liste

Bisher wurden etwa 1000 Datensätze über Beobachtungen weiterer Vogelarten gesammelt. Diese stellen einen wertvollen Fundus dar, zumal bisher zu den meisten Gruppen, wie Spechte, baumbrütende Greifvögel, Eulen oder die Waldschnepfe, kaum Kenntnisse vorliegen (STEINER 2000). Bisher nachgewiesene Rote Liste-Arten betreffen neben den unten angeführten Gruppen auch Singvögel wie den Gartenrotschwanz im primären Laubwald-Habitat (*Phoenicurus phoenicurus*). Diese Art kommt in Oberösterreich ansonsten fast nur noch in sekundären Obstgarten-Habitaten vor.

#### Spechte

Spechte zählen zu den Vogelgruppen, die durch forstliche Einflüsse am stärksten bestandsbedroht sind. Trotzdem ist relativ wenig über ihre Ökologie bekannt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1980, PECHACEK 1995, LANGE 1996, BLUME 1996, MIKUSINSKI & ANGELSTAM 1997, SCHERZINGER 1998).

Als Beispielart, die für Walddynamik und Totholzreichtum nach internationalen Nationalparkkriterien steht, soll hier nur der Dreizehenspecht näher aufgeführt werden.

Am 2.3.2000 1 trommelndes Ex. auf 1120 m im Bodinggraben, am 22.3. 1 trommelnder Specht und ein Weibchen auf etwa 1250 m am Schwarzkogel/Truppenübungsplatz. Am 20.4. 1 Ex. auf 1450 m an der Sonntagsmauer bei der Nahrungssuche in Fichten, bei nur ca. 15 m Fluchtdistanz (Abenddämmerung). Am selben Tag 1 trommelnder Specht und ein Weibchen auf etwa 915 m am Zöbelboden, sowie ein trommelnder Vogel auf 1000 m am Schallhirtboden. Am 21.4. 1-2 trommelnde Exemplare am Ochsenkogel im Hintergebirge auf 1200 m. Am selben Tag 1 W. am Mieseck auf derselben Seehöhe. Am 22.4. 1 W. auf 1300 m am Hahnbaum/Windischgarsten. Am 28.4. erneut am Mieseck ein trommelndes Männchen



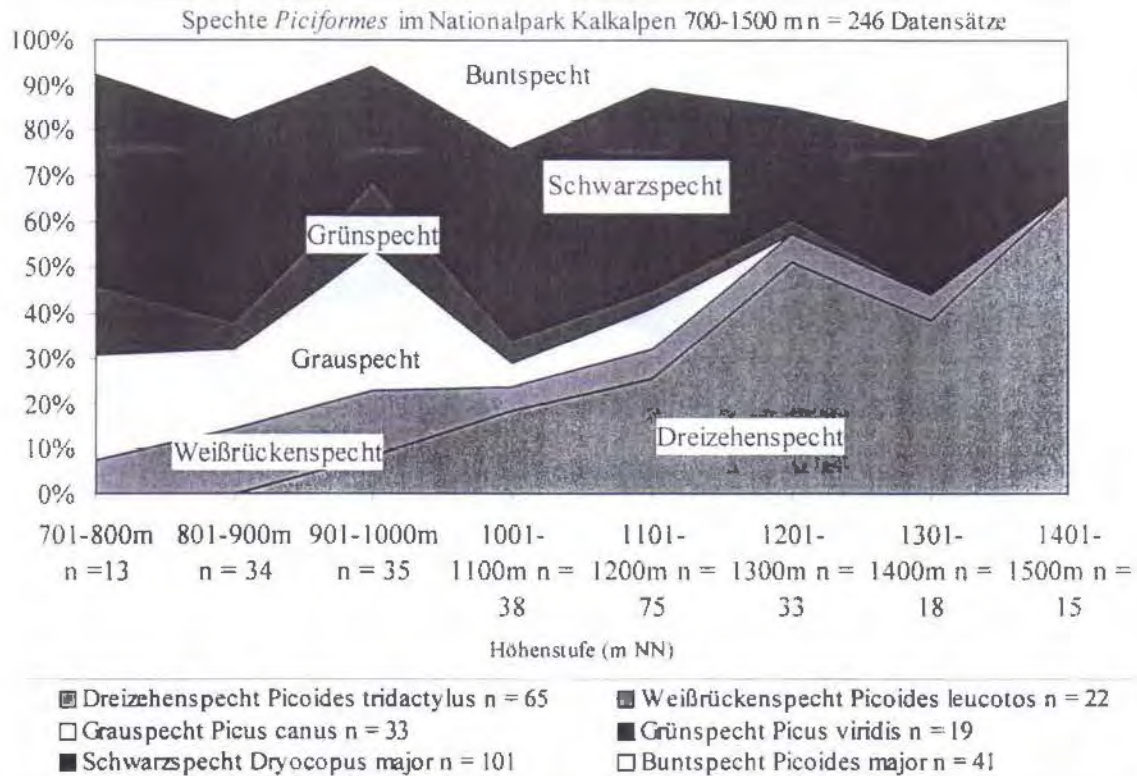


Abb.: Relative Dominanz einzelner Spechtarten in den Höhenstufen des Nationalpark Kalkalpen. Diese Darstellungsform geht von einer gleichen Erfassbarkeit aller Arten aus und überrepräsentiert damit den Schwarzspecht.

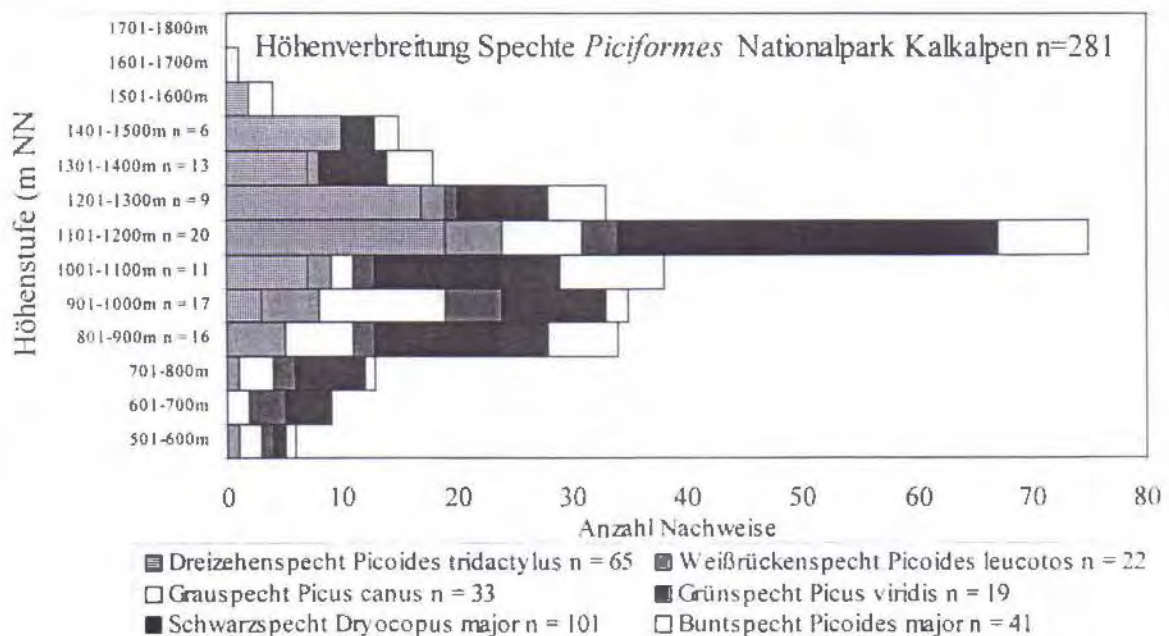


Abb.: Absolute Specht-Fundzahlen in den Höhenstufen des Nationalparkes.

### Eulen

Die bisher vorhandenen Daten deuten darauf hin, daß in Höhen über 900 m Raufußkauz und Sperlingskauz den Waldkauz an Häufigkeit übertreffen (Abb.).



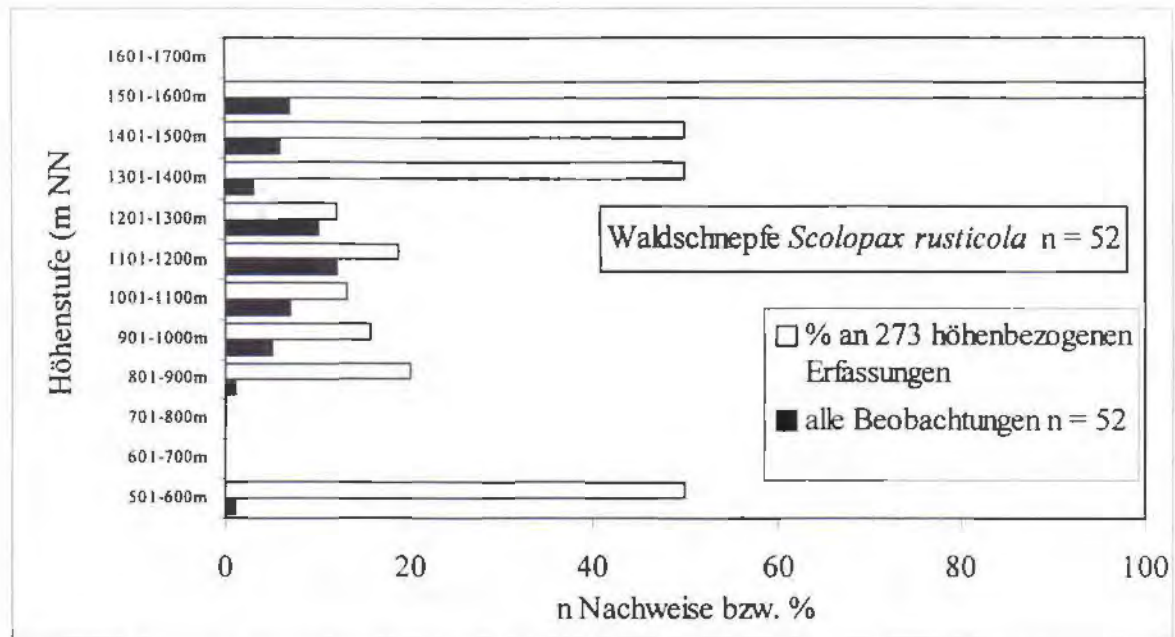


Abb.: Höhenverteilung bisheriger Waldschnepfen-Funde im Nationalpark Kalkalpen.

Die faunistisch bemerkenswerteste Artfeststellung gelang am 12. Mai 2000 am Eiseneck, als ein jagender Schlangenadler (*Circaetus gallicus*) beobachtet wurde (H. STEINER). Es handelte sich um den ersten dokumentierten, datierten Nachweis der Art in Oberösterreich seit 1918. Der Schlangenadler gilt in Österreich als Brutvogel seit dem 19. Jahrhundert als ausgestorben. Über dieses Ereignis wurde auch in der Tagespresse berichtet (Oberösterreichische Nachrichten vom 15. Juli 2000). Zunächst war anzunehmen, daß es sich um einen zufälligen Durchzügler handelte. Dies ist nun anders zu bewerten: N. PÜHRINGER konnte im Folgejahr, am 30. Juli 2001, erneut einen Vogel in der Nähe dieser Stelle beobachten. Damit könnte das Gebiet für die Art eine besondere Bedeutung haben.

Deckungsgrad	Haselhühner)		sekundär Zwergsträucher
Auerhühner bevorzugen gegenüber Haselhühnern Altholz und Optimalphase; Haselhühner dagegen Stangenholz und Jungholz	(unterschiedliche Nahrungsvorlieben nur zum Teil: auch in Optimalphase wäre gutes Kraut-, z.T. Strauch-Angebot vorhanden)	?	Bessere Fluchtfähigkeit und Deckungsmöglichkeit für kleineres Haselhuhn in dichter Struktur; bessere Übersicht und Feind-Früherkennung für Auerhuhn in lichtem Altholz
Auerhühner selektieren obere Bereiche von Schlägen; kleinere Schläge; meiden große Schläge	Durch geringere Bonität lückiger und beerkrautreicher	Durch Lückigkeit weniger Nässe	Bessere Übersicht und Deckung (Küken) gegen tief anfliegende Greifvögel, Greifvögel können schlechter von oben angreifen; auf Schlag keine Deckung gegen Steinadler
<b>Häufigkeit nicht zurückgewiesener Hypothese (Mehrfacherklärung möglich)</b>	<b>5 x</b>	<b>4 x</b>	<b>10 x</b>

**Tab.:** Bestätigung von Voraussagen der Nahrungs-, Klima- und Prädations-Hypothesen. Den vorläufigen Ergebnissen zufolge kommt der Prädationshypothese der höchste Erklärungswert zu.

### Gesamtschau Auerhuhn

Als einer der wichtigsten Faktoren wird in der Regel das Auftreten einer dichten **Krautschicht** angesehen, oft in Form von Zwergsträuchern wie Heidelbeeren (*Vaccinium myrtillus*). Das Vorkommen dieser Zwergsträucher ist meist mit großflächigen, **lichten Wäldern** verknüpft (KLAUS et al. 1986, STORCH 1993 a, b, 1994 a, b, c, 1995 a, b, MARTI & PICOZZI 1997, mit weiteren Zitaten). Im Unterschied zu sympatrischen Birkhühnern brüten Auerhühner meist in späteren Sukzessionsstadien sowie in Gebieten ohne eine ausgeprägte Strauchschicht, oft reifen Wäldern (BØRSET & KRAFFT 1973). Die Krautschicht wird vor allem durch eine gewisse Lichtdurchlässigkeit des Kronendaches ermöglicht. Das wiederum kann durch verschiedene Umstände hervorgerufen werden, wie ein Vorkommen der Lichtbaumarten Kiefer und Lärche, eine durch gewisse Waldbautechniken erzielte lockere Bestandesstruktur, oder eine entsprechende Altersphase (Zerfallsphase).

Rotbuchen neigen jedoch in den meisten Phasen zur Ausbildung eines geschlossenen Kronendaches und eines kahlen, deckungslosen Waldbodens. Umso interessanter ist die Frage, wie Auerhuhnpopulationen in den buchenreichen Kalkalpen überleben können. Die bisherigen Daten weisen darauf hin, daß im jahreszeitlichen Wechsel Ränder verschiedener Bestände aufgesucht werden, die die einzelnen Ansprüche Nahrung und Deckung erfüllen. Die Auerhühner „picken“ sich sozusagen einzelne Ansprüche aus jedem Bestand „heraus“. Dies funktioniert natürlich nur, solange die „Bausteine“ nicht zu zerstreut sind. Ein Beispiel können etwa aneinandergrenzende dichte Fichtenbestände und Buchenbestände sein. Die Hühner müssen also jahreszeitlich die Standorte stärker wechseln. An Schlagrändern besteht im Sommer mit der hochwachsenden Krautschicht genügend Deckung, während im Winter nur dichte Fichtenbestände Schutz bieten. Dieses „Grenzgängertum“ ist mit Risiken verbunden, weshalb die Bestände kaum solche Dichten erreichen wie im Kristallin der Zentralalpen. Denn je größer das Home Range, desto höher die Mortalität (STORCH 1993a).



Bis in die 1950er Jahre waren in Vorarlberg 8-10 balzende Auerhähne pro Balzplatz keine Seltenheit. In den 1980er Jahren waren es in den besten Gebieten noch 4-5 Hähne, meist aber nur 1-3 (KILZER 1991c).

Der Überwinterungserfolg des Auerhuhns wird dann von einer Schneedecke begünstigt, wenn sie ausreichend hoch liegt, daß sie das Graben von Schneehöhlen ermöglicht (LINDÉN 1981c). Damit ist bei Schneehöhen über 50 cm zu rechnen.

### Gesamtschau Birkhuhn

Das Birkhuhn besiedelt meist **magere, halboffene Lebensräume** und frühe Sukzessionsstadien verschiedenster Entstehung: Überschwemmungsflächen, Brände, Windwürfe, Moore, Weidegebiete und Heiden, klimatisch bedingte Kampfbereiche des Waldes in der Steppe oder im Hochgebirge (KLAUS et al. 1990, SCHMITZ 1997, MÜLLER & KOLB 1997). Welche Mechanismen die halboffene Waldstruktur schaffen, ist von sekundärer Bedeutung. Dies können durchaus auch massive Immissionsschädigungen sein, wie im Erzgebirge (SCHULENBURG 1991).

Hier werden zur Ernährung gerne Laubhölzer, im alpinen Raum die Lärche genutzt. Die Pflanzengesellschaft spielt wahrscheinlich keine primäre Rolle, das Birkhuhn ist einfach an offene Landschaften mit einem gewissen Laub- und Nadelholzbestand angepaßt. Ökomorphologische Anpassungen wie die langen Flügel erlauben sehr rasche Fluchtflüge. Die Nahrungsausnutzung ist im Vergleich zu pflanzenfressenden Säugetieren bescheiden, wobei das organische Material von Ebereschen-Knospen wesentlich verdaulicher ist als das von Rotbuchen-Knospen (ZBINDEN 1980). Trotzdem muß offenbleiben, inwieweit im Freiland Nahrungsengpässe limitierend wirken können. In fichtenreichen Gebieten stellt die Eberesche nach der Heidelbeere oft die wichtigste Winternahrungspflanze dar. Dabei ist aufgrund des Prädationsrisikos eine übersichtliche Lage der Freßplätze von Bedeutung (KLAUS & BOOCK 1989). Tierische Kost scheint wie beim Auerhuhn zwischen September und November von geringer Bedeutung. Anfang September nehmen junge Birkhühner noch deutlich mehr animalische Kost auf als Altvögel. Dabei handelt es sich um Schnecken, Spinnentiere und Insekten, vor allem Ameisen und Käfer (HELMINEN & VIRAMO 1962).

In Mitteleuropa brachen in den letzten hundert Jahren fast sämtliche Vorkommen im Tiefland zusammen. Dieser Prozeß konnte noch immer nicht aufgehalten werden. Zwar ist die Landschaft noch halboffen, und lokale Biotopschutzmaßnahmen verhindern eine Zerstörung der Bodenbrüter durch die intensive Landwirtschaft. Aber dies ist offensichtlich nicht entscheidend. Sehr gut erklärt werden könnte das Aussterben hingegen durch die alternative Beute-Hypothese und einen Randeffect (s.u.).

Birkhühner legen ihre Schneehöhlen bevorzugt im Pulverschnee an, während bei harter Schneeoberfläche im Freien übernachtet wird. Weil diese Bedingungen vor allem an Nordhängen realisiert sind, sind Nordhänge wichtige Winterhabitate. Für künftiges Monitoring bzw. individuelle Markierung ist überlegenswert, Hühner mit Handnetzen zwischen Ende Dezember und März aus den Schneehöhlen heraus zu fangen. In der Schweiz wurden Schneehöhlen maximal bis 23. Mai hezogen (MARTI & PAULI 1985).

In guten Fortpflanzungsgebieten erreichte die Dichte in Finnland 15,9 Vögel/km<sup>2</sup>. Die durchschnittliche Brutgröße betrug Ende August 5,1 Junge. Die durchschnittliche Gelegegröße lag bei 7,9 Eiern (RAJALA 1974). In Finnland produzierten höchstens 11 % der Eier einen Vogel, der bis zum nächsten Frühling überlebte. Die Mortalität war nach dem Schlupf am höchsten und sank dann allmählich bis zum Adultstadium. Insgesamt wurden 29 % der Gelege zerstört. Die Sterblichkeit im ersten Winter betrug 64 %. In stabilen Populationen war die jährliche Adultensterblichkeit 47 %. Die Jugendsterblichkeit war bei



es an einer Nahrungspflanze, kann sie meist durch andere ersetzt werden, da meist häufige Pflanzenarten das Nahrungsspektrum bilden.

Werden Zwergstrauchfluren aufgrund der Deckungsmöglichkeit vor Feinden, wegen des Nahrungsangebotes oder aus mikroklimatischen Gründen bevorzugt?

Der Slogan „Kein Auerhuhn ohne Heidelbeeren“ könnte zu hinterfragen sein. Die Bedeutung des Faktors Prädation ist insgesamt unklar. Bisher wurden nur wenige Untersuchungen den aufwendigen Anforderungen gerecht, um eventuelle Einflüsse schlüssig zu klären. Sofern allerdings Effekte von Beutegreifern untersucht wurden, ergab sich meist starke Evidenz in diese Richtung (NEWTON 1998).

Deshalb ist folgende Fragestellung prioritär: Sind Zwergsträucher attraktiv, weil sie eine so hohe Sicherheit während der Nahrungsaufnahme bieten?

Die Frage, wie der Ort der Nahrungsaufnahme vom Prädationsrisiko abhängt, ist für viele Vögel und Säugetiere von allgemeiner Bedeutung. Hierzu liegen bereits einige Erkenntnisse vor. Deshalb sind diese Befunde als erstes zu diskutieren.

### Prädatoren

Zu den potentesten Vogelprädatoren zählen der Habicht sowie der Sperber (TINBERGEN 1946, KENWARD et al. 1981, KENWARD 1986, MCCLEERY & PERRINS 1991, CRESSWELL 1996, SOLONEN 1997). Auch wenn sie sich bei Gelegenheit an leichter zu erbeutende Individuen halten (BIJLSMA 1998), sind es nicht immer die auffälliger gefärbten (GÖTMARK & UNGER 1994, GÖTMARK 1995, 1996).

Beide Arten bevorzugen Beute-Arten mit einer Lebensweise, die sich viel am Boden aufhält (SELÄS 1993, CRESSWELL 1995, GÖTMARK & POST 1996, TORNBERG 1997, RYTKÖNEN et al. 1998). Darunter fallen vor allem Hühnervögel. Kryptische Färbung kann bei am Boden nahrungssuchenden Arten dadurch gefördert werden (GÖTMARK et al. 1997).

Unter den meisten Vogelgruppen in Kulturlandschaften wurden regionale Effekte, aber keine großräumigen und langfristigen Dezimierungen beobachtet (NEWTON 1993, 1998). Dies gilt prinzipiell für das ökologische Vermögen von Wirbeltier-Prädatoren (PECH et al. 1992). Eine gewisse Ausnahme können Raufußhühner darstellen (NEWTON l.c.).

Prinzipiell ist zu bedenken, daß sich die schiere Möglichkeit der Prädation trotz eventuell sehr geringer tatsächlicher Prädation sehr stark auf die Lebensraumwahl und das Verhalten von Tier- und Vogelarten auswirken kann (REMMERT 1992, SUHONEN et al. 1994, CRESSWELL 1994a, b, c, HINSLEY et al. 1995, KRAMS 1996, TRYJANOWSKI 1997).

Auf häufigere Bodenhrüter haben allerdings bei bestimmter Konstellation die insgesamt viel häufigeren Nahrungsgeneralisten (wie Füchse, Krähen) einen stärkeren Einfluß, als auf Vögel spezialisierte Greifvögel (wie Habichte), die eher selten sind. Diese „Alternative Beute-Hypothese“ besagt, daß sich häufigere Beutetiere auf die Bestände seltener Beutetiere negativ auswirken können. Übertragen werden diese Auswirkungen durch Beutegreifer, die prinzipiell beide Beutegruppen erbeuten (s.u.; ANGELSTAM et al. 1984, MARCSTRÖM et al. 1988, JEDRZEJEWSKI et al. 1994, ZALEWSKI et al. 1995). Vor allem können **Waldvogelarten** an den **Rändern zu Kulturland** bzw. in kleineren Lebensraum-Inseln deutlich **erhöhten Nestverlusten** ausgesetzt sein (ANDRÉN & ANGELSTAM 1985, ANGELSTAM 1986, MÖLLER 1989, 1991, method. Kritik bei HASKELL 1995).

Welche Faktoren zu den Bestandsschwankungen der primären Beute führen - den Kleinsäugetern - ist dagegen umstrittener und im Kontext weniger wichtig (KING 1985, PUCEK et al. 1993, KORPIMÄKI 1994, KORPIMÄKI et al. 1996, NORRDAHL & KORPIMÄKI 1995, 1996,

Siedlungen ermöglicht höhere Greifdichten, als das Waldvogelangebot allein erlauben würde (s.o.).

#### Schlußfolgerungen – Prädatoren-Regulation?

Für Management und Schutz ergibt sich aus alldem eine prioritäre Frage: Wie interagieren Lebensraumstruktur und Prädation?

Eine graphische Darstellung zeigt, wie die entscheidenden Faktoren zusammenspielen (Abb.).

# Lebensraumstruktur, alternative Beute, Prädation & Raufußhühner

© H. Steiner

Generalisierung der alternativen Beute-Hypothese sensu Hagen 1952: Holt 1984 in Newton 1998



**Abb.:** Anwendung der alternativen Beute-Hypothese für Raufußhühner in Mitteleuropa (Schema). Zugleich eine Darstellung des Zusammenhanges zwischen Lebensraum und Prädatoreffekten. Effektive Management-Maßnahmen berücksichtigen diese Zusammenhänge.



## Der Randeffekt

© B. Steiner

Beispiel der Reduktion der feindarmen Fläche  
eines 6 x 6 km großen Habitates bei einer  
Wirkdistanz der Prädatoren von 2 km

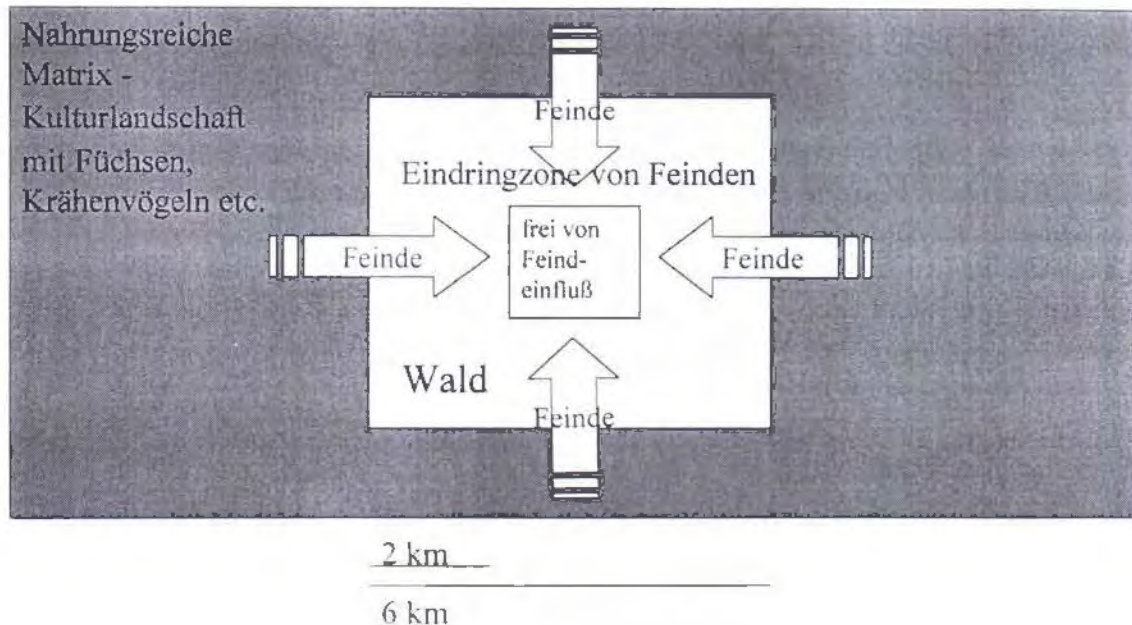


Abb.: Der Randeffekt kann die feindarme Fläche prozentuell stark einschränken.

### Minimale lebensfähige Populationen

Die Betrachtungsweise von Populationen entscheidet darüber, welche Management-Strategien angewandt werden, wie zum Beispiel Biotopvernetzung. Deshalb sind die neuesten Forschungserkenntnisse so relevant für die Praxis. Minimale lebensfähige Populationen sind ohne das Konzept der Metapopulationen nicht zu verstehen. Es betrachtet eine Population gewissermaßen als eine „Population von Teilpopulationen“ und die Beziehungen zwischen ihnen.

Biotovernetzung entspringt dem veralteten Konzept der „island biogeography“ (Inseltheorie). Dieses Konzept untersuchte vor allem die Kenngröße „Artenreichtum“. Der Artenreichtum einer „Vorkommensinsel“ im Meer oder analog am Land hängt unter anderem von der Größe und Entfernung zu großen Vorkommen ab (HANSKI & GILPIN 1997). Seit etwa 15 Jahren hat man erkannt, daß dies das Aussterben von Arten nicht sehr gut erklärt. Als realitätsnäher erwies sich das Konzept der Metapopulationen. Hier wird vor allem betrachtet, wie die Nettoproduktivität in den einzelnen Vorkommensinseln aussieht. Diese neuen Erkenntnisse erfordern ein Umdenken in der Naturschutzpraxis. Biotopvernetzung kann sogar schädlich

pessimistisch anzunehmen, man könnte das Aussterben ohnehin nicht verhindern (vgl. J. HEMETSBERGER in verb.). Fazit: Ein parkübergreifender Managementplan ist umgehend zu verwirklichen.

- Das Auerhuhn-Vorkommen im Bereich Göritz-Ochsenkogel-Lahnerkögel-Langmoos-Mieseck ist potent und wahrscheinlich selbständig überlebensfähig. Möglicherweise gilt dies auch für die Population Maierrreut-Brennkogel-Augustinkogel-Hundskogel-Dürreneck-Hundseck. In Zweifel zu ziehen ist die selbständige Überlebensfähigkeit der übrigen Populationen: Zöbelboden, Kleiner Weißenbach, Eiseneck, Haltersitz und wohl auch Maieralm-Rößkopf. Lebensraum-Management ist für die potenten Vorkommensgebiete prioritär, während es in den anderen Gebieten fast wirkungslos bleiben kann.
- Ehe überhastet aufwendige Biotopvernetzungsaktionen begonnen werden, sollte sichergestellt werden, daß die Teilvorkommen eine positive Produktivität aufweisen.

### Querverbindung „Wildökologische Raumplanung“ und GIS

Die folgende Diskussion verfolgt das Ziel, die Leistungsfähigkeit von GIS-Systemen für zoologisch-ökologische Aussagen optimal nutzen zu können. Die optimale Nutzung für höhere Tiere ist sehr schwierig und kann leicht zu Fehlschlüssen führen, wie der namhafte Wald- und Tierökologe W. SCHERZINGER betont (pers. Mitt.). Höhere Tierarten bergen die Schwierigkeit, daß ihre Lebensraumanprüche sehr abstrakt sind, und Faktoren wie Sozialverhalten oder zwischenartliche Wechselwirkungen entscheidend sein können (s.u.). Diese Faktoren sind jedoch sehr schwer kartenmäßig darzustellen.

Grundsätzlich versucht man, Landschaftsvariable mit dem Vorkommen von Arten zu korrelieren (z.B. GIBBONS et al. 1994, CHOU & SORET 1996). Dieser Ansatz enthält folgende Herausforderungen:

- (1) Es ist schwierig, objektive Kriterien für die Auswahl der Landschaftsparameter zu finden. Die Auswahl ist jedoch für das Ergebnis entscheidend.
- (2) Es ist zwar möglich, für die beschriebene Landschaft ein erklärendes Verbreitungsmodell aufzustellen. Es ist aber sehr schwierig, die entscheidenden Faktoren zu erkennen, namentlich die gegenseitige Abhängigkeit der Faktoren zu überprüfen.
- (3) Für die Überprüfung des Modells: Wurden die Vorkommen der betreffenden Art repräsentativ und fachgerecht kartiert? Unvollständige oder statistisch schief liegende Basisdaten führen natürlich zu entsprechenden Ergebnissen.

Hochrechnungen von Beständen und Managementempfehlungen können deshalb arg ins Leere gehen (SCHERZINGER pers. Mitt.): So wurde der Wanderfalken-Bestand im Nationalpark Berchtesgaden um mehrere Hundert Prozent falsch eingeschätzt. Das passierte, weil eben keine Kenntnisse aller relevanten Faktoren der Lebensweise bestanden und folglich nicht eingespeist werden konnten. Es ist sehr schwierig, Bewertungsstufen, wie den HSI-Index, nachvollziehbar nach oben oder unten abzusichern. In der Natur sind viele Lebensraumanprüche nicht vegetations- oder ortsgebunden, z.B. das Vorkommen anderer Tierarten. Die Existenz von Konkurrenten oder Prädatoren, aber auch scheinbar unbeteiligten Arten, ist oft entscheidend. Es ist eine große Herausforderung, dies in GIS-Modelle zu integrieren. Sehr viel hängt von einer intimen Artenkenntnis ab, deren Erarbeitung jahrelanger Kleinarbeit bedarf (SCHERZINGER 1990, 1992, STEINER 1998).

Nichtsingvögel benötigen abstrakte Kriterien, die man aus Pflanzengesellschaften, Biotypenkatalogen oder Forstinventuren kaum ableiten kann. Solche Kriterien sind



# Habitatmodell Raufußhühner

© H. Steiner

Die **Raumnutzung** wird vom Bestreben zur Deckung verschiedener **Bedürfnisse** bestimmt



Basisbedingung: Die Habitatfaktoren wirken nicht kompensatorisch und sind nicht einfach additiv. So wird unbegrenztes Nahrungsangebot bei Prädationsrisiko nicht genutzt (z.B. Cresswell 1994, Klaus et al. 1990, Krams 1996, Scherzinger 1998, Krams & Thiede 2000).

Cresswell, W. (1994): Age-dependent choice of redshank (*Tringa totanus*) feeding location: profitability or risk? *J. Anim. Ecol.* 63: 589 - 600.

Klaus, S., H.-H. Bergmann, C. Marii, F. Müller, O. A. Vitovic & J. Wiesner (1990): Die Birkhühner *Tetrao tetrix* und *T. mlokosiewiczii*. Neue Brehm-Bücherei 397, A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 288 pp.

Krams, I. A. (1996): Predation risk and shifts of foraging sites in mixed Willow and Crested Tit flocks. *J. Avian Biology* 27: 153 - 156.

Krams, I. & W. Thiede (2000): Wo finden die Meisentrupps im Kiefernwald die Nahrung und wie sind die Trupps gegliedert? *Ökol. Vogel* 22: 107 - 118.

Scherzinger, W. (1998): Sind Spechte "gute" Indikatoren der ökologischen Situation von Wäldern? *Vogelwelt* 119: 1 - 6.

**Abb.:** Einfluß des Prädationsrisikos auf die Lebensraum-Eignung und Nutzung bei Raufußhühnern.

## Querverbindung „Wildtier-Datenbank“ sowie „Fährtenkartierung“

Für die Abklärung der Situation der Raufußhuhn-Populationen ist es sehr zu begrüßen, daß neben dem Schalenwild auch andere, gefährdete Tierarten des Ökosystems erfaßt werden. Dies deshalb, weil zahlreiche Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Säugetier- und Vogelarten bestehen, die über Arten des Jagdgesetzes weit hinausgehen.

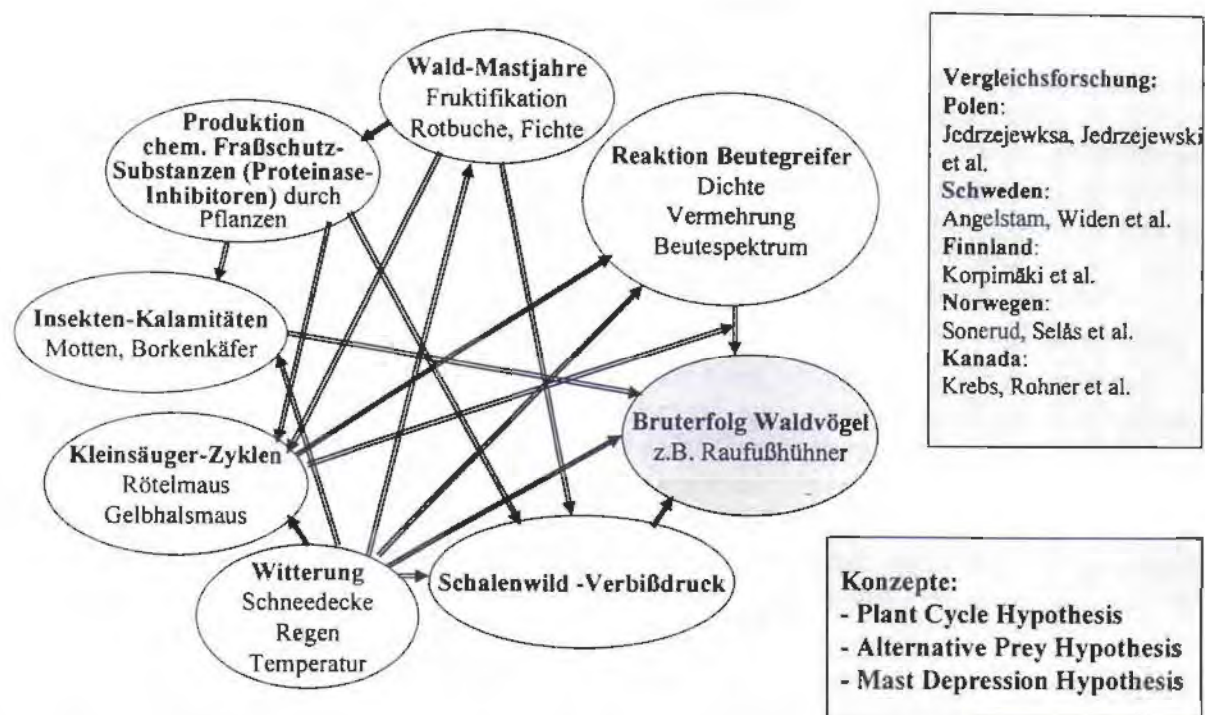
Die Fährtenkartierung der Raubsäuger (Fuchs, Marder) wird für die Interpretation von Raufußhuhn-Schwankungen besonders nützlich sein. Ergänzungsbedarf besteht aus Sicht des LIFE-Raufußhuhn-Projektes aber noch bei wichtigen weiteren Prädatoren, besonders Greifvögeln. Hier wäre wichtig, daß Daten in ausreichend großen Stichproben und methodisch befriedigend erhoben werden (Repräsentativität, Erfassung des Artenpotentials – Artbestimmung der Greifvögel, international übliche Erhebungsstandards bei denselben). Konkret betrifft dies die Arten Habicht, Sperber, Steinadler, Mäusebussard und Waldkauz, daneben den Wanderfalken. Alle diese Arten erbeuten regelmäßig zumindest Jugendstadien von Raufußhühnern. Gerade der Habicht ist als potenter Hühnervogelprädatoren bekannt. Bodenlebende Vögel stellen seine Hauptbeute dar und er ist effektiv an die Jagd derartiger Beuteobjekte angepaßt (z. B. STEINER 1998).

Um nun die Wechselwirkungen zwischen den Arten zu verstehen, ist auch ein Monitoringprogramm der Kleinsäugerdichten (Mäuse) unabdingbar, da diese das entscheidende Zwischenglied für den Effekt einiger Prädatoren auf Raufußhühner sind.



## Zusammenhänge in der waldökologischen Forschung

© H. Steiner



**Abb.:** Faktoren aus der Waldökologie, die die Fortpflanzung und Mortalität der Raufußhühner beeinflussen. Etliche dieser Faktoren werden im Nationalpark Kalkalpen bereits überwacht (Monitoring; wie Meteorologie, Raubsäugerdichte, Schalenwild). Für ein Raufußhuhn-Management sollte auch noch ein Monitoring der übrigen Faktoren aufgenommen werden.

Die meisten Faktoren, die für die Vermehrung der Raufußhühner relevant sind (Abb.), müssen jedoch spezifisch erfaßt werden.

Für die Raufußhuhnforschung stärker nutzbar als die Biotopkartierung dürfte die Naturraum-Inventur sein. Hier werden viele strukturelle Parameter aufgenommen. Sie können allerdings die Genauigkeit der Habitataufnahmen in einem 30-Radius nicht ersetzen. Schlüsselfaktoren wie raufußhuhnspezifischer Deckungsschutz müssen ebenfalls gesondert erhoben werden.

### Wie kann der Raufußhuhnschutz in ein Gesamtkonzept zur Erhaltung der Biodiversität einbezogen werden?

Jede artbezogene Management-Empfehlung benachteiligt gleichzeitig andere, oft gefährdete Arten. So sind schon optimale Förderungen für Haselhuhn und Auerhuhn im selben Gebiet kaum zu verwirklichen. Dies ist oft ein Kritikpunkt an artenbezogenen naturschutzrelevanten Studien. Dieses Dilemma ist besonders für Nationalparks gravierend. Um diese Problematik beantworten zu können, ist eine grundlegende Diskussion zu führen, um Fehlschlüsse zu vermeiden.

unter den Tieren). Für den Nationalpark wären deshalb Ereignisse wie Lawinen, Sturmwürfe, starke Tätigkeit und Konkurrenz von Prädatoren (Steinadler, Luchs als Gegenspieler des Fuchses), natürliche Alters-, Absterbe- und Zusammenbruchsphasen des Waldes, oder zeit- und gebietsweise starker Pflanzenfresserfraß (Schalenwild, Almvieh als Ersatz für frühzeitig ausgerottete Wildrinder, Borkenkäfer) günstig.

Bezüglich Almvieh wäre aber wichtig, daß keine konstant hohen Bestoßungsdichten wie derzeit auf der Feichtau bestehen, sondern ein Rotationsprinzip angewendet wird, damit die für das Auerhuhn essentiellen Zwergstrauchbestände nicht zerstört werden.

### Das Verhältnis von Zoologie und Botanik

Zahlreiche Botaniker, Zoologen und andere Fachleute setzten sich in idealistischer Weise mit großem Aufwand für die Erhaltung der Artenvielfalt ein (vgl. RINGLER 1987). Aus historischen Gründen stammen viele Naturschutzkonzepte aus dem botanischen Bereich. Für die Tierwelt sind diese Konzepte aber nicht unbedingt gleichermaßen geeignet.

Sind Tiere überhaupt ähnlich wichtig für die Landschaft wie die Pflanzenwelt? Ein einfaches Beispiel soll dies illustrieren: In den Karpaten verjüngt sich die Tanne oft üppig, hierzulande kaum wo. Was ist der Grund? In den Karpaten kommen noch die großen Raubsäuger Luchs, Bär und Wolf vor und senken den gleichmäßigen Verbißdruck des Schalenwildes! Somit ist der Einfluß des Fleischfresser-Bestandes auf die Ausprägung des Baumbestandes äußerst wichtig. Es ließen sich unzählige ähnliche Beispiele anführen. Deshalb muß jeder einsehen: Für ein naturnahes Funktionieren der Biotope sollte auch die Artengarnitur der Tierwelt vollzählig sein, und nicht nur die Vegetation (vgl. KURT 1991, REMMERT 1992, SCHERZINGER 1996, STEINER 1999, 2000).

Warum kann man mit der Erhaltung der Pflanzenarten nicht auch „automatisch“ die Tierwelt mit-erhalten? Am Beispiel des Auerhuhnes: Diese Art benötigt keinen Fichten-Tannen-Buchen-Wald oder irgendeine andere Assoziation, sondern etwas völlig anderes, nämlich die Kombination abstrakter Faktoren: Licht am Waldboden bzw. eine gut deckende Krautschicht (= Deckung + Nahrung), Stellen im Wald mit Übersicht, freiem Boden, und zugleich starken Querästen (= Boden- und Baumbalzplatz), Stellen mit dichter Bodenvegetation (= Brutplatz), eine bestimmte Dichte von Ameisenhöfen (= Kükennahrung), diese Faktoren innerhalb von einigen Quadratkilometern (= Jahreslebensraum eines Individuums), zugleich immer wiederkehrend aber auf mehreren Tausend Quadratkilometern (= Lebensfähigkeit eines Metapopulations-Verbandes).

### Biomonitoring und Indikatorarten

Es ist fachlich unhaltbar, daß mit dem Schutz der Vegetation auch automatisch die Tierwelt geschützt wäre. Aus rein botanischer Sicht sehr gewöhnliche Waldgesellschaften, wie Buchenwälder, können beispielsweise für Totholzinsekten außergewöhnlich bedeutend sein. Zudem haben Tierpopulationen ungleich größere Flächenansprüche als viele Pflanzen, zusätzliche Ansprüche an die Kombination verschiedener Altersstadien sowie strukturelle Besonderheiten der Vegetation. Auch deshalb können die meist kleinen Naturschutzgebiete nur geringfügig zur Erhaltung der Tierarten beitragen. Was soll also gemacht werden? Die Antwort hat mit dem neuen Schlagwort „Naturschutz außerhalb von Schutzgebieten“ zu tun. Um hier überhaupt grundsätzlich ansetzen zu können, sind bestimmte Informationen Voraussetzung (vgl. STEINER 2000). Besonders aussagekräftig sind folgende Meßwerte:

- ❖ langfristige Veränderungen von Dichte und Reproduktionserfolg verbreiteter Arten in der Landschaft
- ❖ regionale Unterschiede des Reproduktionserfolges, sowie zugehörige Ursachenanalyse



Wir brauchen diese Wildniszonen auch deshalb, damit die wechselseitigen Anpassungsprozesse zwischen Tier- und Pflanzenwelt natürlich weiterlaufen können. Man spricht von „Evolutionssäumen“ (vgl. TÜRK 1998). Beispiele sind die ökologischen Prozesse im Boden, die Mykorrhiza-Pilze, ohne die viele Baumarten gar nicht existieren können, oder die Verbreitung von Pflanzensamen durch Tiere.

### Nationalparkspezifisches Gebiets-Management

In Nationalparks nach internationalen Richtlinien ist kein spezielles Management für bestimmte Tier- und Pflanzenarten prioritär, sondern Prozessschutz.

Deshalb lautet eine entscheidende Frage, welche natürlichen Elemente und Prozesse im Bereich des Sengsengebirges maßgeblich waren.

#### Historische Grundlagen

Hier sei nur ein Beispiel herausgegriffen, um die Problematik zu illustrieren. Das historische Vorkommen des Bartgeiers (*Gypaetus barbatus*) im Schoberstein-Gebiet zeigt (vgl. STEINER 2000), daß im Bereich der Waldstufe unterhalb 1300 m Höhe offene Habitate und bemerkenswerte Dichten an Weidetieren verbreitet gewesen sein müssen. Eine weitere nationalparkspezifische Erörterung der Wirbeltierfauna ist in der Habichtskauz-Studie von STEINER (2000) zu finden.

Klimageographen, Pollenanalytiker wie KÜSTER (1998, 1999), und besonders Pflanzensoziologen, aber auch renommierte Vegetationskundler wie ELLENBERG, bestreiten einen maßgeblichen Einfluß der Fauna auf die Vegetation im Holozän. Trotzdem müßte heute jeder einsehen, daß die statische WALTERSche Sicht, aus Klimadiagrammen auf den Vegetationstyp hochzurechnen, gründlich widerlegt ist. Dazu eines von vielen Beispielen: Die ariden Gebiete im Südosten Spaniens zeigen heute halbwüstenartigen Charakter, und sind nach den Klimadiagrammen auch als nahezu echte Wüste in Klima- und Vegetationsatlanten eingetragen. Dennoch trugen sie noch in historischer Zeit reiche Waldbestände. Die Analyse von Säugetier- und Vogelresten trug maßgeblich dazu bei, dies zu beweisen (GARCIA-LATORRE 2000). Aufgrund klimatischer Informationen hätte man dies nicht erkannt.

SCHREIBER (2000) gibt eine in etlichen Bereichen ausgewogene Abhandlung zur heute teils hitzigen Debatte über den „Einfluß der Großwildfauna auf die Landschaft im Holozän“. Er kommt zum Schluß, daß zwar ein buntes Muster von Auflichtungen und dichten Optimal- und Altersstadien bestand, die entscheidenden Landschaftsveränderungen aber vom Menschen ausgingen.

Allerdings bleiben einige Annahmen SCHREIBERS zumindest offen: (1) Waren Dichte und Fraßdruck der Herbivoren wirklich viel geringer als in der heutigen Zeit der jagdlichen Hege? (2) Die Arbeit nimmt nur auf das Holozän Bezug. Maßgeblich für die heutigen evolutiven Anpassungen von Fauna und Vegetation ist aber auch das Pleistozän. Die Interglaziale wiesen jedenfalls eine quantitativ und qualitativ erheblich potentere Fauna auf (Waldelefant, Nashorn, Flußpferd), wie auch SCHREIBER angibt. (3) Die gravierende anthropogene Reduktion der Fauna (*Overkill*) wird als natürlich hingenommen. Sie ist aber als schwerwiegende Veränderung von ökologischen Grundprozessen (Ausbreitung, Konkurrenz, Prädation usw.) anzusehen.

- Stärker als bei Landschafts- und Vegetationsgeschichte besteht ein Informationsdefizit im Bereich der Faunengeschichte. Um ein wirklich naturnahes Management durchführen zu können, sollte dieses abgebaut werden.

#### Förderung von Dynamik im Ökosystem Bergwald

Hier können grundsätzlich zwei Managementbereiche unterschieden werden:



daß alle natürlich vernäßen Bereiche, wie Moore und Feuchtwiesen, in ihrem Zustand bewahrt bleiben, und ansonsten Wiedervernässungen in Gang gesetzt werden.

- Regional ist der Zwergstrauchverbiß durch **Weidevieh** zu reduzieren (Feichtau).

Die Veränderung der Baumartenzusammensetzung wird gegenwärtig kontrovers diskutiert. Eine deutliche Zunahme der Rotbuche ist sehr wahrscheinlich. Dies führt wohl zu einem Rückzug des Auerhuhns aus Lagen unter 1200 m. Auf der anderen Seite wird der **Tannenanteil** zumindest auf der Sengsengebirgs-Nordseite von wenigen Prozent auf womöglich ein Drittel zunehmen (vgl. ursprünglicher Anteil nach Pollenanalysen). Auch im Urwald-Nationalpark Risnjak/Kroatien mit ausgeglichen gemischten Buchen-Tannen-Fichten-Wäldern kommen größere Auerhuhn-Populationen vor (H. STEINER pers. Komm.). Aus diesem Blickwinkel kann durchaus mit einer Verbesserung des Habitats gerechnet werden. Im Nationalpark wird nämlich der anthropogene Einfluß auf das Auerhuhn kontrovers diskutiert. Das Auerhuhn könnte als „Kulturfolger“ von Schlägen und der Fichte angesehen werden. Der historische menschliche Einfluß war aber nicht nur positiv, sondern durch die massive Tannenreduktion und die indirekte Prädatorenförderung auch negativ.

- Ausgedehnte Altholzbestände ohne **Rand- und Zerschneidungseinflüsse** bilden prioritäre Lebensräume. Die Abnahme von Kahlschlägen und Forststraßen durch die Reduktion von Wühlmäusen und somit generalistischen Prädatoren wird sich deshalb günstig auswirken. Die Parole „Wanderwege statt Forstraßen“ ist aus diesem Blickwinkel kritisch zu hinterfragen. Denn Abfälle und Essensreste haben denselben negativen Effekt der Prädatorenförderung, wie Forststraßen. Zusätzlich kommt die Beunruhigung hinzu.
- Alle **Zäune** sollten womöglich abgebaut werden. Wo dies nicht möglich ist, sollten sie verblendet werden. Neue Zäune sollten nicht in Kuppenlagen errichtet werden.

## Kausalkette Landschaftsveränderung und Raufußhuhn-Rückgang (Modell)

© H. Steiner



**Abb.:** Modellhafte Darstellung, welche Ursachen einander beim Rückgang der Raufußhühner beeinflussen. Für ein Management ist besonders wichtig, die Kette möglichst früh zu unterbrechen.

Die Know-How-Ziele für das künftige Raufußhuhnmanagement lauten:

- „Welche Größe und welchen Abstand müssen Vorkommensinseln haben, damit sie noch besiedelt werden?“ (Haselhuhn).
- Einflüsse von Waldmanagement, Tourismus und anderen Faktoren auf die Überlebensfähigkeit der Teilpopulationen (Mortalitätsraten).
- Die Rolle der Prädation für die Besiedlung von Lebensräumen.

### *Metapopulationen, Fragmentierung, Prädationsrisiko und Dispersionsfähigkeit*

Die bisherige Fragmentierungsforschung am Haselhuhn hat betont, daß besiedelte Waldbestände in der Feldflur maximal 100 m von geschlossenem Wald, und innerhalb des geschlossenen Waldes etwa 2 km von geeigneten Habitaten entfernt sein dürfen (ÅBERG et al. 1995). Es ist aber wahrscheinlich, daß diese Absolutwerte stark vom Prädationsrisiko in einer Landschaft abhängen. Aus Oberösterreich sind ganz andere Werte bekannt. Hier sind Vorkommen aus der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts vom Schachenwald bei Kremsmünster überliefert (MAYER 1978). Das erste Gebiet betrifft einen langgestreckten Wald von 8 x 0,2-1,4 km Größe. Die Entfernung zum nächsten geschlossenen Waldgebiet beträgt 14 km. Ein weiteres Vorkommen aus diesem Zeitraum ist von einem Wald bei Krühub im Raum Kremsmünster/Wartberg überliefert. Hier sind die größten vorhandenen Waldinseln lediglich 0,37, 0,23 und 0,11 km<sup>2</sup> groß. Die nächsten geschlossenen Waldgebiete sind 5 km entfernt. Es handelt sich um ein ausgesprochenes Agrargebiet mit < 10 % Waldanteil.

allein nicht erhalten werden. Die Populationen hängen durchwegs von Gebieten außerhalb der Schutzgebietsgrenzen ab.

Deshalb ist es nötig, die für die Populationen limitierenden Faktoren zu erkennen. Die dazu nötigen Informationen gehen über abiotische Faktoren und Vegetationsdaten deutlich hinaus.

Ein einheitliches „Habitatmonitoring“ für so unterschiedliche Tiergruppen wie Raufußhühner oder Greifvögel ist auch aus diesem Grund leider nicht möglich (siehe auch SCHERZINGER pers. Mitt.). Deshalb sind artengruppenspezifische Module als Ergänzung zur umfangreichen Naturrauminventur empfehlenswert.

#### *Ausblicke für künftiges Monitoring*

- In Zukunft sind zahlreiche neue Herausforderungen für die Raufußhuhn-Populationen zu erwarten. So wäre durch eine mögliche Klimaerwärmung eine Verstärkung des Isolationseffektes der einzelnen Bergstock-Populationen zu erwarten. Deshalb ist ein möglichst gutes Verständnis der Populationsökologie prioritär.
- (1) Die bisher durchgeführte Eingabe von Streudaten, Beobachtungen bei der Naturrauminventur oder Fährtenkartierung in das GIS liefert möglicherweise zu geringe Stichprobengrößen, um statistisch abgesicherte Aussagen zu machen. Die Erfassungsintensität müßte in jedem Fall abgeschätzt werden. Ohne diese Information sind kaum Rückschlüsse auf die Vorkommensdichte und damit Schutzrelevanz dieser Punkte möglich. Dies trifft auch auf andere gefährdete Vogelarten zu.
- (2) Bei einem Monitoring im Abstand von 3 Jahren hätte man erst nach dreißig Jahren ungesicherte Hinweise auf Ursachen. Man könnte erst dann versuchen, zehn Datensätze mit Raubsäugerdichten, Waldzustand und Witterung zu korrelieren. Eine kausale Überprüfung dieser Zusammenhänge wäre aber kaum möglich.
- (3) Bei einem alljährlichen Monitoring könnten dieselben Aussagen schon nach 10 Jahren getroffen werden. Dazu kommt aber noch, daß bei einem Monitoring in dreijährigem Intervall entscheidende Ursachen übersehen würden. Der Zusammenhang mit der alternativen Beute könnte so gar nicht erfaßt werden und würde „durch die Lappen gehen“, weil hierzu aufeinanderfolgende Spitzen- und Zusammenbruchsjahre der Mäuse erfaßt werden müßten.
- (4) Wirklich hilfreiche Grundlagen für das Management brächte eine kausale Populationsuntersuchung zu Mortalität und Prädation. Dazu gibt es internationale Erfahrungen. Wir schlagen folgende Maßnahmen vor: A. Telemetrierung einer ausreichenden Anzahl von Auerhuhn und Haselhuhn auf einer Schwerpunktfäche mit hoher Dichte. B. Dadurch Registrierung von jahreszeit- und habitatabhängiger Mortalität. C. Ebenda einfache Erhebung von Mäuse-Dichte-Indices mit Schlag- oder Trichterfallen (*snap traps*). D. Untersuchung der Ernährung von Beutegreifern im Gebiet. Dazu sollten Drahtkäfige auf Nester mit größeren Jungen montiert werden (Sperber, Habicht), wo dann täglich die von den Altvögeln abgelegten Beutestücke bestimmt und anschließend verfüttert werden könnten. Alternativ könnten Fotofallen oder Kameras eingesetzt werden (dies wäre auch beim Steinadler möglich). E. Die Untersuchung sollte zumindest über zwei Spitzen- und Zusammenbruchphasen von Mäusen gehen.
- Mit einem abgerichteten Hund könnten systematische Untersuchungen durchgeführt werden, etwa zu Brutnachweisen (vgl. RAJALA 1974).
- Die bisher erworbenen Kenntnisse über die Lage von Huderpfannen sollten in Zukunft genutzt werden. Damit können in kürzester Zeit Vorkommensnachweise erbracht werden.



## Literatur

- ÅBERG, J., G. JANSSON, J. E. SWENSON & G. MIKUSINSKI (2000): Difficulties in detecting habitat selection by animals in generally suitable areas. *Wildl. Biol.* 6: 89 – 99.
- ÅBERG, J., G. JANSSON, J. E. SWENSON & P. ANGELSTAM (1995): The effect of matrix on the occurrence of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in isolated habitat fragments. *Oecologia* 103: 265 – 269.
- ÅBERG, J., J. E. SWENSON & H. ANDRÉN (2000): The dynamics of hazel grouse (*Bonasa bonasia* L.) occurrence in habitat fragments. *Can. J. Zool.* 78: 352 – 358.
- AMLER, K., A. BAHL, K. HENLE, G. KAULE & P. POSCHLOD (1999): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren. E. Ulmer Verlag, Stuttgart, 336 pp.
- ANDRÉN, H. & P. ANGELSTAM (1985): Differences in predation pressure in relation to habitat fragmentation: an experiment. *Oikos* 45: 273 – 277.
- ANGELSTAM, P. (1984): Mortality patterns of female black grouse, *Tetrao tetrix*, in the breeding season – a preliminary report. *Finnish Game Res.* 42: 37.
- ANGELSTAM, P. (1986): Predation on ground-nesting birds' nests in relation to predator densities and habitat edge. *Oikos* 47: 365 – 373.
- ANGELSTAM, P., E. LINDSTRÖM & P. WIDÉN (1984): Role of predation in short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia. *Oecologia* 62: 199 – 208.
- ARTUSO, I. (o.J.): Distribution of grouse in the Italian Alps (1988-1992). Progetto Alpe. Commissione Tecnica Avifauna U.N.C.Z.A. Federazione Italiana della Caccia.
- Atlas der Brutvögel Bayerns 1979 – 1983 (1987): Haselhuhn. Birkhuhn. Auerhuhn. S. 90 – 94.
- AUSTIN, M. P. & C. R. MARGULES (1994): Die Bewertung der Repräsentanz. Pp. 48 – 65 in: USHER, M. B. & W. ERZ (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Probleme – Methoden – Beispiele. UTB, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden, 340 pp.
- BAINES, D. (1996): The implications of grazing and predator management on the habitats and breeding success of black grouse *Tetrao tetrix*. *J. Applied Ecology* 33: 54 – 62.
- BAUER, K. M. (1988): Natur- und Wirtschaftswald. In: Spitzenberger, F. (ed.): Artenschutz in Österreich. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 8, Wien, pp. 19 – 41.
- BEJCEK, V. (1997): Hazel Grouse *Bonasa bonasia*. In: HAGEMEIJER, W. J. M. & M. J. BLAIR (eds.): The EBBC Atlas of European Breeding Birds. Their Distribution and Abundance, pp. 194 – 195. T & A D Poyser, London, 903 pp.
- BERGMANN, H.-H., S. KLAUS, F. MÜLLER, W. SCHERZINGER, J. E. SWENSON & J. WIESNER (1996): Die Haselhühner *Bonasa bonasia* und *B. sewerzowi*. Neue Brehm-Bücherei 77, Westarp Wissenschaften, Magdeburg, 276 pp.
- BESHKAREV, A. B., J. E. SWENSON, P. ANGELSTAM, H. ANDRÉN & A. B. BLAGOVIDOV (1994): Long-term dynamics of hazel grouse populations in source- and sink-dominated pristine taiga landscapes. *Oikos* 71: 375 – 380.
- BIBBY, C. J., N. D. BURGESS & D. A. HILL (1995): Methoden der Feldornithologie: Bestandserfassung in der Praxis. Neumann Verlag, Radebeul, 270 pp.
- BIJLSMA, R. G. (1998): Selective predation of Goshawk *Accipiter gentilis* and Common Buzzard *Buteo buteo* on the hungry hordes? *Limosa* 71: 121 – 123. (in Niederländisch mit englischer Zusammenfassung)

- FLORIS VAN DER PLOEG, S. W. (1994): Erfassen und Bewerten von Lebensräumen in den Niederlanden: Ein kontroverses Thema in einem kleinen Land. Pp. 102 – 116 in: USHER, M. B. & W. ERZ (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Probleme – Methoden – Beispiele. UTB, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden, 340 pp.
- FORSTNER, M. (1987): Die Birkwildvorkommen des Wald- und Mühlviertels. Öst. Weidwerk 5/87: 23 – 24.
- FRANCESCHI, P. F. (1993): Studio sulle popolazione di tetraonidi del Tarvisiano (1982-1991). Ministero per il Coordinamento delle Politiche Agricole, alimentari e Forestali.
- FULLER, M. (1998): Analysis of habitat and census techniques. — In: CHANCELLOR R. D., B.-U. MEYBURG & J. J. FERRERO (Eds.): Holarctic Birds of Prey, WWGBP & ADENEX, Igraex, Calamonte, Spain: 11.
- FULLER, R. W. & D. R. LANGSLOW (1994): Ornithologische Bewertungen für den Arten – und Biotopschutz. Pp. 212 – 235 in: USHER, M. B. & W. ERZ (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Probleme – Methoden – Beispiele. UTB, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden, 340 pp.
- FÜRST, A. (1998): Auerwild mit Zukunft? Weidwerk 5/1998: 19 – 22.
- GARCIA-LATORRE, J. (2000): Ökologie und Geschichte der ariden Gebiete im Südosten Spaniens. Vortrag Biologiezentrum OÖ. Landesmuseum, Linz, 14.9.2000.
- GIBBONS, D., S. GATES, R. E. GREEN, R. J. FULLER & R. M. FULLER (1994): Buzzards *Buteo buteo* and Ravens *Corvus corax* in the uplands of Britain: limits to distribution and abundance. Ibis 137: 575 – 584.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & K. M. BAUER (1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 9: Columbiformes - Piciformes. Aula Verlag, Wiesbaden, 1145 pp.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N., K. M. BAUER & E. BEZZEL (1973): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 5: Galliformes und Gruiformes. Aula Verlag, Wiesbaden, 699 pp.
- GÖTMARK, F. & P. POST (1996): Prey selection by sparrowhawks, *Accipiter nisus*: relative predation risk for breeding passerine birds in relation to their size, ecology and behaviour. Phil. Trans. R. Soc. Lond. B 351: 1559 – 1577.
- GÖTMARK, F. & U. UNGER (1994): Are conspicuous birds unprofitable prey? Field experiments with hawks and stuffed prey species. The Auk 111: 251 – 262.
- GÖTMARK, F. (1995): Black-and-white plumage in male pied flycatchers (*Ficedula hypoleuca*) reduces the risk of predation from sparrowhawks (*Accipiter nisus*) during the breeding season. Behavioral Ecology 6: 22 – 26.
- GÖTMARK, F. (1996): Simulating a colour mutation: conspicuous red wings in the European Blackbird reduce the risk of attacks by Sparrowhawks. Functional Ecology 10: 355 – 359.
- GÖTMARK, F., P. POST, J. OLSSON & D. HIMMELMANN (1997): Natural selection and sexual dimorphism: sex-biased sparrowhawk predation favours crypsis in female chaffinches. Oikos 80: 540 – 548.
- GRASS, V. & B. MAIR (1999): Weidemonitoring Laussa/Sonnberg. Öko.L 21/2: 21 – 28.
- GREMMELS, H.-D. (1990): Saisonale Unterschiede in der Balzaktivität des Birkhahnes (*Lyrurus tetrix* L., 1758), registriert unter Volierenbedingungen. Z. Jagdwiss. 36: 169 – 178.
- HAKKARAINEN, H. & E. KORPIMÄKI (1996): Competitive and predatory interactions among raptors: an observational and experimental study. Ecology 77: 1134 – 1142.
- HALLER, H. (1996): Der Steinadler in Graubünden. Langfristige Untersuchungen zur Populationsökologie von *Aquila chrysaetos* im Zentrum der Alpen. Orn Beob., Beih. 9, 1 – 167.
- HANSKI, I. A. & M. E. GILPIN (eds.) (1997): Metapopulation Biology. Ecology, Genetics, and Evolution. Academic Press, San Diego, 512 pp.

- KENWARD, R. E. (1986): Problems of Goshawk predation on pigeons and other game. Proc. Int. Orn. Congr. XVIII: 666 - 678.
- KENWARD, R. E. (1996): Goshawk Adaptation to Deforestation: Does Europe Differ from North America? In: Raptors in human landscapes. Academic press, pp. 233 - 243.
- KENWARD, R. E., V. MARCSTRÖM & M. KARLBOM (1981): Goshawk winter ecology in Swedish pheasant habitats. J. Wildl. Manage. 45: 397 - 408.
- KILZER, R. (1991a): Haselhuhn *Bonasa bonasia*. Pp. 99 in: KILZER, R. & V. BLUM (eds.) (1991): Atlas der Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Landschaftspflegefonds, Bregenz, 278 pp.
- KILZER, R. (1991b): Birkhuhn *Tetrao tetrix*. Pp. 101 in: KILZER, R. & V. BLUM (eds.) (1991): Atlas der Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Landschaftspflegefonds, Bregenz, 278 pp.
- KILZER, R. (1991c): Auerhuhn *Tetrao urogallus*. Pp. 102 in: KILZER, R. & V. BLUM (eds.) (1991): Atlas der Brutvögel Vorarlbergs. Vorarlberger Landschaftspflegefonds, Bregenz, 278 pp.
- KING, C. M. (1985): Interactions between woodland rodents and their predators. Symp. zool. Soc. Lond. 55: 219 - 247.
- KIRBY, K. (1994): Die Bewertung von Wäldern und Gehölzbeständen. Pp. 167 - 186 in: USHER, M. B. & W. ERZ (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Probleme - Methoden - Beispiele. UTB, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden, 340 pp.
- KLAUS, S. & W. BOOCK (1989): Die Eberesche (*Sorbus aucuparia*) als begrenzender Faktor in der Winterernährung des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*). Acta ornithoecol. Jena 2,1: 49 - 57.
- KLAUS, S., A. V. ANDREEV, H.-H. BERGMANN, F. MÜLLER, J. PORKERT & J. WIESNER (1986): Die Auerhühner *Tetrao urogallus* und *T. urogalloides*. Neue Brehm-Bücherei 86, A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 276 pp.
- KLAUS, S., H.-H. BERGMANN, C. MARTI, F. MÜLLER, O. A. VITOVIC & J. WIESNER (1990): Die Birkhühner *Tetrao tetrix* und *T. mlokosiewiczii*. Neue Brehm-Bücherei 397, A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 288 pp.
- KLEMOLA, T., E. KORPIMÄKI & K. NORRDAHL (1998): Does avian predation risk depress reproduction of voles? Oecologia 115: 149 - 153.
- KORPEL, S. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. G. Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York, 310 pp.
- KORPIMÄKI, E. (1994): Rapid or delayed tracking of multi-annual vole cycles by avian predators? J. Anim. Ecol. 63: 619 - 628.
- KORPIMÄKI, E., V. KOIVUNEN & H. HAKKARAINEN (1996): Microhabitat use and behavior of voles under weasel and raptor predation risk: predator facilitation? Behav. Ecol. 7: 30 - 34.
- KRAMS, I. & W. THIEDE (2000): Wo finden die Meisentrupps im Kiefernwald die Nahrung und wie sind die Trupps gegliedert? Ökol. Vögel 22: 107 - 118.
- KRAMS, I. A. (1996): Predation risk and shifts of foraging sites in mixed Willow and Crested Tit flocks. J. Avian Biology 27: 153 - 156.
- KREBS, C. J., S. BOUTIN, R. BOONSTRA, A. R. E. SINCLAIR, J. N. M. SMITH, M. DALE, K. MARTIN & R. TURKINGTON (1995): Impact of Food and Predation on the Snowshoe Hare Cycle. Science 269: 1112 - 1115.
- KURT, F. (1991): Das Reh in der Kulturlandschaft: Sozialverhalten und Ökologie eines Anpassers. Parey, Hamburg u. Berlin, 284 pp.
- KÜSTER, H. (1998): Geschichte des Waldes: von der Urzeit bis zur Gegenwart. C. H. Beck'sche Verlagsbuchhandlung, München, 266 pp.
- KÜSTER, H. (1999): Geschichte der Landschaft in Mitteleuropa. Von der Eiszeit bis zur Gegenwart. C. H. Beck, München, 399 pp.



- MCCLEERY, R. H. & C. M. PERRINS (1991): Effects of predation on the numbers of Great Tits *Parus major*. In: Perrins, C. M., J.-D. Lebreton & G. J. M. Hiron (eds): Bird Population Studies. Relevance to conservation and management. Pp. 129 - 147.
- MEBS, TH. & W. SCHERZINGER (2000): Die Eulen Europas. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Franckh-Kosmos Verlags-GmbH & Co., Stuttgart, 396 pp.
- MIKUSINSKI, G. & P. ANGELSTAM (1997): European woodpeckers and anthropogenic habitat change: a review. *Vogelwelt* 118: 277 - 283.
- MIQUET, A. (1990): Mortality in Black Grouse *Tetrao tetrix* due to Elevated Cables. *Biol. Cons.* 54: 349 - 355.
- MØLLER, A. P. (1989): Nest site selection along field-woodland ecotones: the effect of nest predation. *Oikos* 56 (2): 240 - 246.
- MØLLER, A. P. (1991): Clutch size, nest predation, and distribution of avian unequal competitors in a patchy environment. *Ecology* 72: 1336 - 1349.
- MOSS, R. (1986): Rain, breeding success and distribution of Capercaillie *Tetrao urogallus* and Black Grouse *Tetrao tetrix* in Scotland. *Ibis* 128: 65 - 72.
- MÜHLENBERG, M. & J. SLOWIK (1997): Kulturlandschaft als Lebensraum. Quelle & Meyer, UTB, Wiesbaden, 312 pp.
- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. 3., überarbeitete Auflage. Quelle & Meyer, UTB, Heidelberg, Wiesbaden, 512 pp.
- MÜLLER, F. & K.-H. KOLB (1997): Das Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) - Leitart der offenen Kulturlandschaft in der Hohen Rhön. *Artenschutzreport* 7: 29 - 37.
- MÜLLER, F. (1973): *Tetrao urogallus* Linné 1758 - Auerhuhn. Pp. 172 - 225 in: GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N., K. M. BAUER & E. BEZZEL (1973): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 5: Galliformes und Gruiformes. Aula Verlag, Wiesbaden, 699 pp.
- NEWTON, I. (1993): Predation and limitation of bird numbers. In: Power, D. M. (ed.): Current Ornithology, Vol. 11, Plenum Press, New York. Pp. 143 - 198.
- NEWTON, I. (1998): Population Limitation in Birds. Academic Press, San Diego, 597 pp.
- NORRDAHL, K. & E. Korpimäki (1995): Effects of predator removal on vertebrate prey populations: birds of prey and small mammals. *Oecologia* 103: 241 - 248.
- NORRDAHL, K. & E. Korpimäki (1996): Do nomadic avian predators synchronize population fluctuations of small mammals? A field experiment. *Oecologia* 107: 478 - 483.
- NORRDAHL, K., J. SUHONEN, O. HEMMINKI & E. Korpimäki (1995): Predator presence may benefit: kestrels protect curlew nests against nest predators. *Oecologia* 101: 105 - 109.
- PALOMARES, F., P. GAONA, P. FERRERAS & M. DELIBES (1995): Positive effects on game species of top predators by controlling smaller predator populations: An example with Lynx, Mongooses, and Rabbits. - *Cons. Biol.* 9 (2): 295 - 305.
- PAVLUSCHICK, T., N. TCHERCAS & M. NIKIFOROV (1999): Current status of Capercaillie *Tetrao urogallus* populations in Southern Belarus. *Vogelwelt* 120, Suppl.: 231 - 233.
- PECH, R. P., A. R. E. SINCLAIR, A. E. NEWSOME & P. C. CATLING (1992): Limits to predator regulation of rabbits in Australia: evidence from predator-removal experiments. *Oecologia* 89: 102 - 112.
- PECHACEK, P. (1995): Spechte (Picidae) im Nationalpark Berchtesgaden. Habitatwahl, Nahrungsökologie, Populationsdichte. Nationalpark Berchtesgaden Forschungsbericht 31, 181 pp.
- PICOZZI, N., D. C. CATT & R. MOSS (1992): Evaluation of capercaillie habitat. *J. Applied Ecology* 29: 751 - 762.
- PLASS, J., U. B. WIESINGER & G. HASLINGER (1994): Der Uhu (*Bubo bubo*) in Oberösterreich. *Öko.L* 16/4: 3 - 18.

- SCHERZINGER, W. (1980): Habicht. Sündenbock der Landwirtschaft? Nationalpark 26: 15 - 19.
- SCHERZINGER, W. (1985): Die Vogelwelt der Urwaldgebiete im Inneren Bayerischen Wald. Schriftenreihe des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Heft 12. 188 pp.
- SCHERZINGER, W. (1990): Auf „Kontrollgang“ im Nationalpark. Nationalpark 1990/3: 40 - 45.
- SCHERZINGER, W. (1992): Wiederansiedlungsversuche im Nationalpark Bayerischer Wald zur Faunen-Renaturierung. Falke 39: 114 - 122.
- SCHERZINGER, W. (1995a): Der große Sturm, wie meistern Tiere diese „Katastrophe“? In: 25 Jahre auf dem Weg zum Naturwald. Berichte über die wissenschaftliche Beobachtung der Waldentwicklung (ed.: Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald), Neuschönau, pp. 146 - 184.
- SCHERZINGER, W. (1995b): Faunistisch-ökologische Kartierungen heimischer Wirbeltiere und deren Interpretation für den Artenschutz. VL WS 1995/96, Univ. Salzburg.
- SCHERZINGER, W. (1996a): Naturschutz im Wald. E. Ulmer, Stuttgart, 447 pp.
- SCHERZINGER, W. (1996b): Walddynamik und Biotopansprüche des Habichtskauzes (*Strix uralensis*). Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich 29: 5 - 16.
- SCHERZINGER, W. (1997): Tun oder Unterlassen? Aspekte des Prozeßschutzes und Bedeutung des „Nichts-Tuns“ im Naturschutz. Laufener Seminarbeitr. 1/97: 31 - 44.
- SCHERZINGER, W. (1998): Sind Spechte „gute“ Indikatoren der ökologischen Situation von Wäldern? Vogelwelt 119: 1 - 6.
- SCHERZINGER, W. (1999): II-5.1 Mosaik-Zyklus-Konzept. In: KONOLD, W., R. BÖCKER & U. HAMPICKE (1999): Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege. Theorien und Konzepte. 1- 12.
- SCHMALZER, A. (1988): Birkhühner im Mühlviertel. Aufstieg und Untergang. In: Das Mühlviertel. Natur. Kultur. Leben. Katalog zur oö. Landesausstellung im Schloß Weinberg bei Kefermarkt, Beiträge. Pp 199 - 204.
- SCHMALZER, A. (o.J.): Zur Bestandsentwicklung des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*) im österreichischen Mühl- und Waldviertel seit 1990. Typoskript, 5 pp.
- SCHMITZ, L. (1997): Black Grouse *Tetrao tetrix*. In: HAGEMEIJER, W. J. M. & M. J. BLAIR (eds.): The EBBC Atlas of European Breeding Birds. Their Distribution and Abundance, pp. 200 - 201. T & A D Poyser, London, 903 pp.
- SCHREIBER, K.-F. (2000): Überlegungen zum Einfluß der Großwildfauna auf die Landschaft im Holozän. Rundgespräche der Kommission für Ökologie, Bd. 18, Entwicklung der Umwelt seit der letzten Eiszeit: 77 - 89.
- SCHULENBURG, J. (1991): Zur Bestandsentwicklung des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*) in einem immissionsbelasteten Gebiet des östlichen Erzgebirges. Artenschutz, Heft 1/1991: 47 - 51.
- SCHUSTER, A. & W. D'OLEIRE-OLTMANN (1994): Die Verbreitung des Birkhuhns (*Lyrurus tetrix*) in einer anthropogen überprägten Alpenlandschaft. Verh. Ges. Ökol. 23: 95 - 100.
- SELAS, V. (1989): (Prey selection in the Goshawk during the breeding season.) Fauna 42: 104 - 110.
- SELAS, V. (1993): Selection of avian prey by breeding Sparrowhawks *Accipiter nisus* in southern Norway: The importance of size and foraging behaviour of prey. Ornis Fennica 70: 144 - 154.
- SIMBERLOFF, D. (1994): Die Konzeption von Naturreservaten. Pp. 274 - 291 in: USHER, M. B. & W. ERZ (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Probleme - Methoden - Beispiele. UTB, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden, 340 pp.
- SOLOMON, T. (1997): Effect of Sparrowhawk *Accipiter nisus* predation on forest birds in southern Finland. Ornis Fennica 74: 1 - 14.
- SONERUD, G. A. (1992): Functional responses of birds of prey: biases due to the load-size effect in central place foragers. Oikos 63: 223 - 232.

- STEINER, H. (2000d): Sind Schutzgebiete und Rote Listen zur Bewältigung von Naturschutz und Landschaftsplanung ausreichend? *Öko.L* 22/1: 26 – 36.
- STEINER, H. (2000e): Waldfragmentierung, Konkurrenz und klimatische Abhängigkeit beim Wespenbussard (*Pernis apivorus*). *J. Ornithol.* 141: 68 – 76.
- STEINER, H. (einger.): Bestandstrends verbreiteter Greifvögel in Österreich seit 1990. *Egretta*.
- STEINER, H. (in Druck): Ökologische Wechselwirkungen zwischen Wald und Greifvögeln. Lebensraumqualität, Fragmentierung, Räuber-Beute-Beziehung, Grundlagen für den Naturschutz. *Ökologie der Vögel (Ecology of Birds)*, Sonderband.
- STORCH, I. (1993a): Patterns and strategies of winter habitat selection in Alpine Capercaillie. *Ecography* 16: 351 – 359.
- STORCH, I. (1993b): Forest structure, landscape mosaic, and Capercaillie conservation: A Central European perspective. *Proceedings of the XXI IUGB Congress, August 1993, Halifax, Nova Scotia, Canada*, pp. 120 – 125.
- STORCH, I. (1994a): Habitat requirements of Capercaillie. *Int. Symp. Grouse* 6: 151 – 154.
- STORCH, I. (1994b): The role of bilberry in central European Capercaillie habitats. *Int. Symp. Grouse* 6: 116 – 120.
- STORCH, I. (1994c): Habitat and survival of Capercaillie *Tetrao urogallus* nests and broods in the Bavarian Alps. *Biol. Conservation* 70: 237 – 243.
- STORCH, I. (1995a): Annual home ranges and spacing patterns of Capercaillie in Central Europe. *J. Wildl. Manage.* 59(2): 392 – 400.
- STORCH, I. (1995b): Auerhuhn-Schutz: Aber wie? Ein Leitfaden. *Wildbiologische Gesellschaft München e.V., Ettal*, 2. Auflage, 25 pp.
- STORCH, I. (1997): The Importance of Scale in Habitat Conservation for an Endangered Species: The Capercaillie in Central Europe. In: J. A. BISSONETTE (ed.): *Wildlife and Landscape Ecology: Effects of Pattern and Scale*. Springer Verlag, New York, pp. 310-330.
- STRAKA, U. (1994): Ornithologische Beobachtungen im Reichraminger Hintergebirge in den Jahren 1992 und 1993. *Vogelkdl. Nachr. OÖ., Naturschutz aktuell* 2 (1): 36 – 48.
- STRAKA, U. (1996): Ornithologische Beobachtungen im Reichraminger Hintergebirge (Oberösterreich, IBA Nördliche Kalkalpen) in den Jahren 1994 bis 1996. *Vogelkdl. Nachr. OÖ., Naturschutz aktuell* 4 (2): 45 – 77.
- SUHONEN, J., K. NORRDAHL & E. KORPIMÄKI (1994): Avian predation risk modifies breeding bird community on a farmland area. *Ecology* 75: 1626 – 1634.
- SWENSON, J. E. & B. OLSSON (1991): Hazel Grouse night roost site preferences when snow-roosting is not possible in winter. *Ornis Scandinavica* 22: 284 – 286.
- SWENSON, J. E. & D. A. BOAG (1993): Are Hazel Grouse *Bonasa bonasia* monogamous? *Ibis* 135: 463 – 467.
- SWENSON, J. E. & J. DANIELSEN (1991): Workshop summary: Status and conservation of the Hazel Grouse in Europe. *Ornis Scandinavica* 22: 297 – 298.
- SWENSON, J. E. & J. DANIELSEN (1995): Seasonal movements by Hazel Grouse in south-central Sweden. *Proc. Int. Conf. Grouse* 6: 37 – 40.
- SWENSON, J. E. & P. ANGELSTAM (1993): Habitat separation by sympatric forest grouse in Fennoscandia in relation to boreal forest succession. *Can. J. Zool.* 71: 1303 – 1310.
- SWENSON, J. E. & S. M. BRAINERD (1998): The influence of harvest technique on the sex ratio in Hazel Grouse (*Bonasa bonasia*) bags. *Gibier Faune Sauvage, Game Wildl.* 15: 247 – 257.
- SWENSON, J. E. & Y. FUJIMAKI (1994): Hazel Grouse *Bonasa bonasia* group sizes and sex ratios in Japan and Sweden. *Ornis Fennica* 71: 43 – 46.



- WIDÉN, P. (1989): The hunting habits of Goshawks *Accipiter gentilis* in boreal forests of central Sweden. *Ibis* **131**: 205 - 213.
- WIDÉN, P. (1994): Habitat quality for raptors: a field experiment. *Journal of Avian Biology* **25**: 219 - 223.
- WOTSCHIKOWSKY, M. (1980): Sperber und Habicht im Nationalpark Bayerischer Wald. *Nationalpark* **28/3**: 24 - 27.
- WOTZEL, F. (1967): Das Moorbirkwild des Salzburger Beckens und des nördlichen Flachgaues in der Zeit nach dem 2. Weltkrieg. *Z. Jagdwiss.* **13**: 142 - 148.
- ZALEWSKI, A., W. JEDRZEJEWSKI & B. JEDRZEJEWSKA (1995): Pine marten home ranges, numbers and predation on vertebrates in a deciduous forest (Bialowieza National Park, Poland). *Ann. Zool. Fennici* **32**: 131 - 144.
- ZBINDEN, N. (1980): Zur Verdaulichkeit und umsetzbaren Energie von Tetraoniden-Winternahrung und zum Erhaltungsbedarf des Birkhuhns (*Tetrao tetrix*) in Gefangenschaft mit Hinweisen auf Verdauungsversuche. *Vogelwelt* **101**: 1 - 18.
- ZECHNER, L. (1997): Birkhuhn *Tetrao tetrix* (L.). Pp. 124 - 125 in: SACKL, P. & O. SAMWALD (Hrsg.) (1997): *Atlas der Brutvögel der Steiermark*. Austria Medien Service, Graz, 432 pp.
- ZEITLER, A. J. (1994): Skilauf und Raufußhühner. *Verh. Ges. Ökol.* **23**: 289 ff.

## Auerhuhn-Lösungscluster-Transekte (nur Erstbegehungen)

Sortiert nach Gebieten

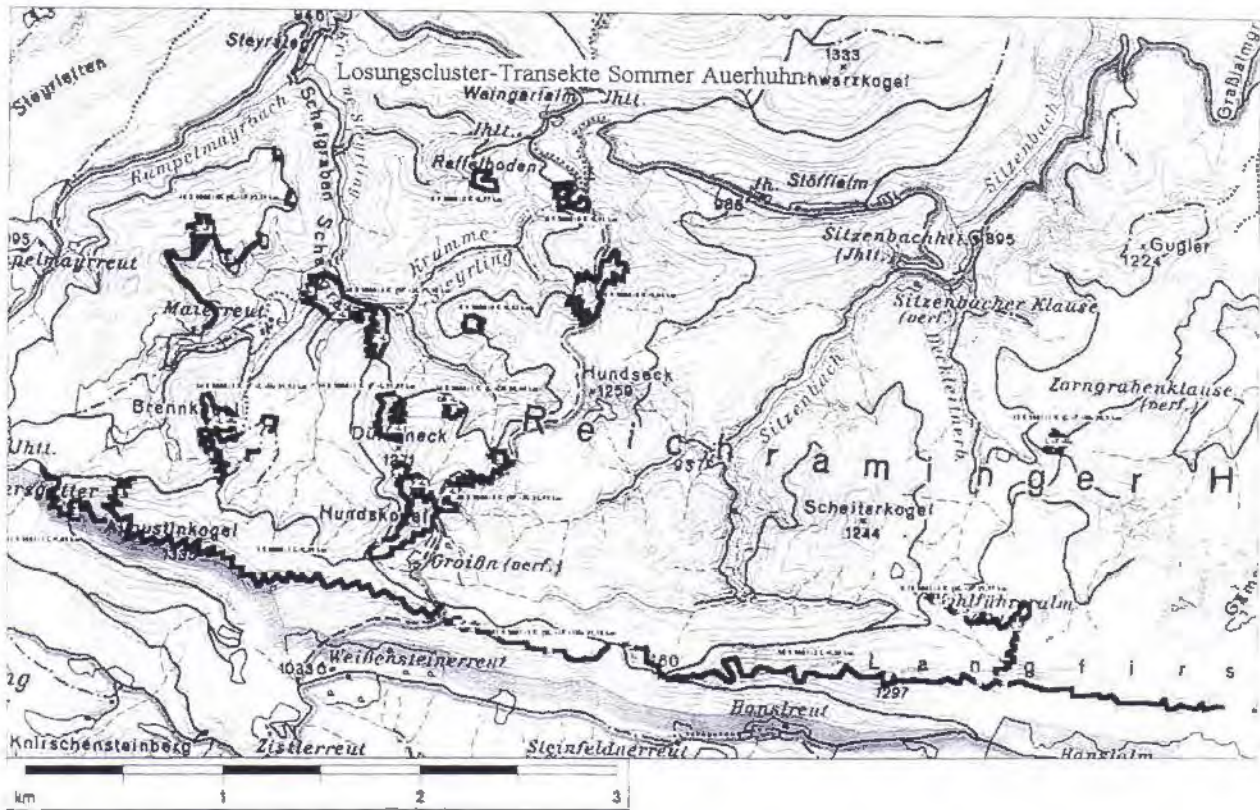
Transekt-Gebiet (nur Erstbegehungen)	Teilgebiet	Bearbeiter	Datum	Transekt-Länge	Direkte Beobachtung	Lösungscluster	nur Fe	nur H	alle Kontakte	Kontakte/km
Lackerboden d	Sengsengebirge Südwest	Steiner	26.07.01	0,14	0	0	0	0	0	0,00
Lackerboden c	Sengsengebirge Südwest	Steiner	26.07.01	0,16	0	0	0	0	0	0,00
Leinleitnerbach	Hintergebirge Südwest	Steiner	15.08.01	0,2	0	1	0	0	1	5,00
Lindseck	Hintergebirge Südwest	Steiner	06.09.00	0,43	0	0	0	0	0	0,00
Dürreneck	Hintergebirge Südwest	Steiner	30.08.00	0,44	+	1	0	0	1	2,27
Leiboden	Hintergebirge Südwest	Steiner	06.09.00	0,57	0	0	0	0	0	0,00
Leutenstein	Sengsengebirge Nordost	Steiner	12.08.00	0,61	0	0	0	0	0	0,00
Leuteneck	Sengsengebirge Nordost	Steiner	12.08.00	0,65	0	1	0	0	1	1,54
Veingartalm	Hintergebirge Südwest	Steiner	06.09.00	0,91	0	0	0	0	0	0,00
Leutnerboden	Ebenforst-Plateau	Steiner	27.07.01	0,92	0	1	0	0	1	1,09
Augustinkogel	Hintergebirge Südwest	Steiner	21.09.01	1,02	+	1	0	0	1	0,98
Lackerboden b	Sengsengebirge Südwest	Steiner	26.07.01	1,02	0	0	0	0	0	0,00
Leiboden	Ebenforst-Plateau	Steiner	27.07.01	1,06	+	3	0	0	3	2,83
Leuteneck	Hintergebirge Südwest	Steiner	24.08.00	1,07	0	1	0	0	1	0,93
Lindboden	Hintergebirge Südwest	Steiner	21.09.01	1,1	0	2	0	0	2	1,82
Untagsmauer	Sengsengebirge Nordost	Steiner	12.08.00	1,5	0	1	0	0	1	0,67
Ebenstein	Sengsengebirge Nordwest	Schmalzer	24.08.01	1,64	0	0	0	0	0	0,00
Pühreralm	Hintergebirge Südwest	Steiner	06.10.01	1,77	0	3	0	0	3	1,69
Hundskogel-Langmoos	Ebenforst-Plateau	Pühringer	26.08.00	1,87	0	3	0	0	3	1,60
Hundskogel	Hintergebirge Südwest	Steiner	24.08.00	1,93	0	1	0	0	1	0,52
Hundskogel	Ebenforst-Plateau	Steiner	01.08.01	2	0	3	0	0	3	1,50
Lindseck	Hintergebirge Südwest	Steiner	06.09.00	2,04	0	0	0	0	0	0,00
Graben	Hintergebirge Südwest	Steiner	30.08.00	2,28	0	3	0	0	3	1,32
Gdhütte Gsol	Sengsengebirge Südwest	Steiner	31.07.01	2,37	0	0	0	0	0	0,00
Leuteneck	Hintergebirge Südwest	Steiner	10.08.00	2,57	0	4	0	0	4	1,56
Pühreralm	Sengsengebirge Südwest	Steiner	23.07.01	2,65	0	0	0	0	0	0,00
Lackerboden	Sengsengebirge Südwest	Steiner	18.07.01	2,66	0	3	0	0	3	1,13
Leuteneck	Sengsengebirge Süd+Südost	Steiner	02.08.00	2,7	0	0	0	0	0	0,00
Wandnerlucke u. a.	Ebenforst-Plateau	Schmalzer	08.08.00	2,74	1	3	0	1	5	1,82
Lau-Lahnerkogel	Ebenforst-Plateau	Steiner	01.08.01	2,76	0	3	0	0	3	1,09
Landriegel-Gösserboden	Sengsengebirge Südwest	Steiner	01.07.01	2,88	0	1	0	0	1	0,35
Hundskogel-Rotwagmauer	Ebenforst-Plateau	Steiner	27.07.01	2,98	0	0	0	0	0	0,00
Lackerboden a	Sengsengebirge Südwest	Steiner	26.07.01	3,16	+	3	0	0	3	0,95
Leutenstein	Sengsengebirge Südwest	Steiner	23.07.01	3,19	0	0	0	0	0	0,00
Augustinkogel	Hintergebirge Südwest	Steiner	02.08.00	3,39	0	1	0	0	1	0,29
Graben	Sengsengebirge Nordost	Steiner	21.07.00	3,77	0	0	0	0	0	0,00
Forwald	Ebenforst-Plateau	Steiner	27.07.01	3,78	0	2	0	0	2	0,53
Leuteneck	Ebenforst-Plateau	Steiner	01.08.01	3,82	+	1	0	0	1	0,26
Großnalm-Hundskogel	Hintergebirge Südwest	Steiner	30.08.00	3,92	0	5	0	0	5	1,28
Gsol	Sengsengebirge Nordost	Schmalzer	02.08.01	4	1	0	0	0	1	0,25
Gfirst	Hintergebirge Südwest	Steiner	28.09.01	4,3	0	3	0	0	3	0,70
Leuteneck-Luckenmauer	Ebenforst-Plateau	Steiner	02.08.01	4,32	0	1	1	0	2	0,46
Leuteneck u. a.	Ebenforst-Plateau	Schmalzer	06.07.00	4,42	3	0	1	0	4	0,90
Leuteneck-Eiseneck	Sengsengebirge Nordost	Steiner	27.07.00	6,66	0	1	0	0	1	0,15
Leuteneck	Sengsengebirge Nordost	Pühringer	30.07.01	11,15	0	1	0	0	1	0,09
Leuteneck-Roßkopf	Sengsengebirge Süd+Südost	Pühringer	20.08.00	11,24	0	1	0	0	1	0,09





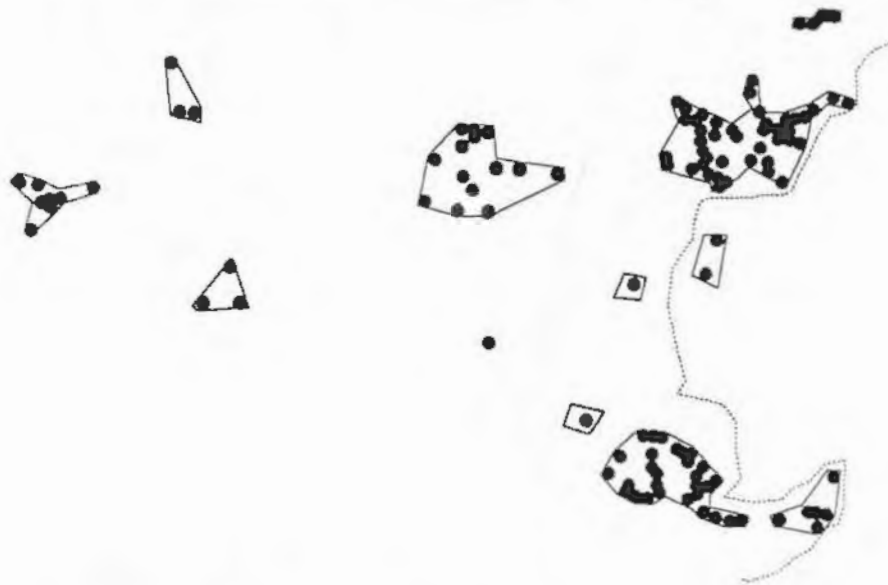




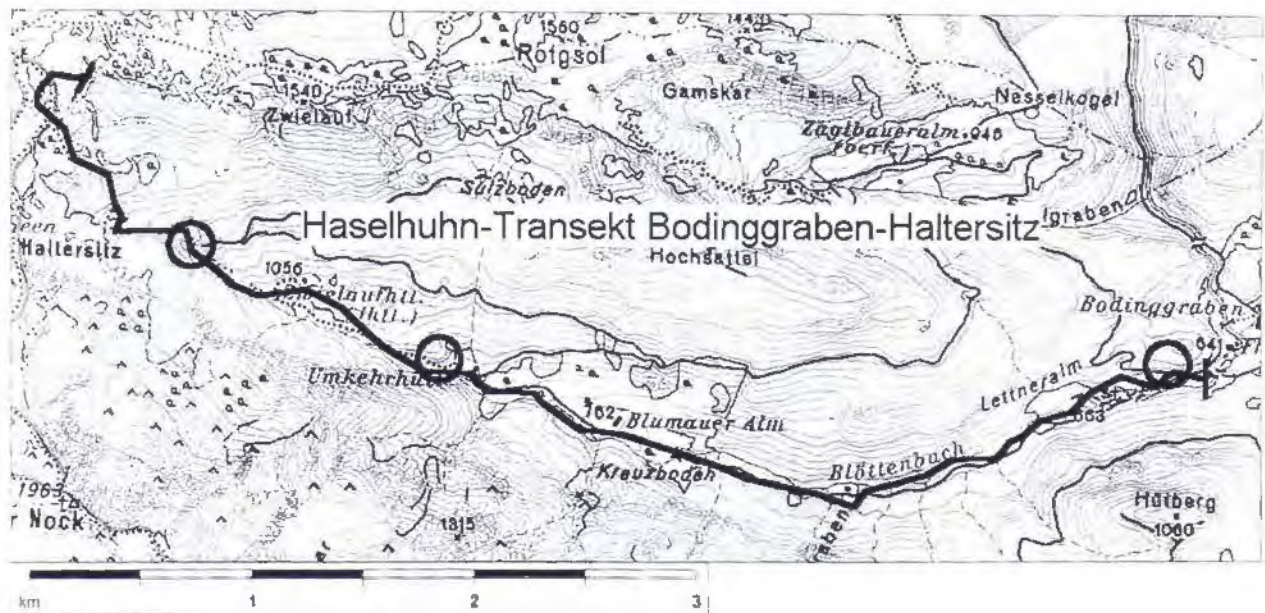


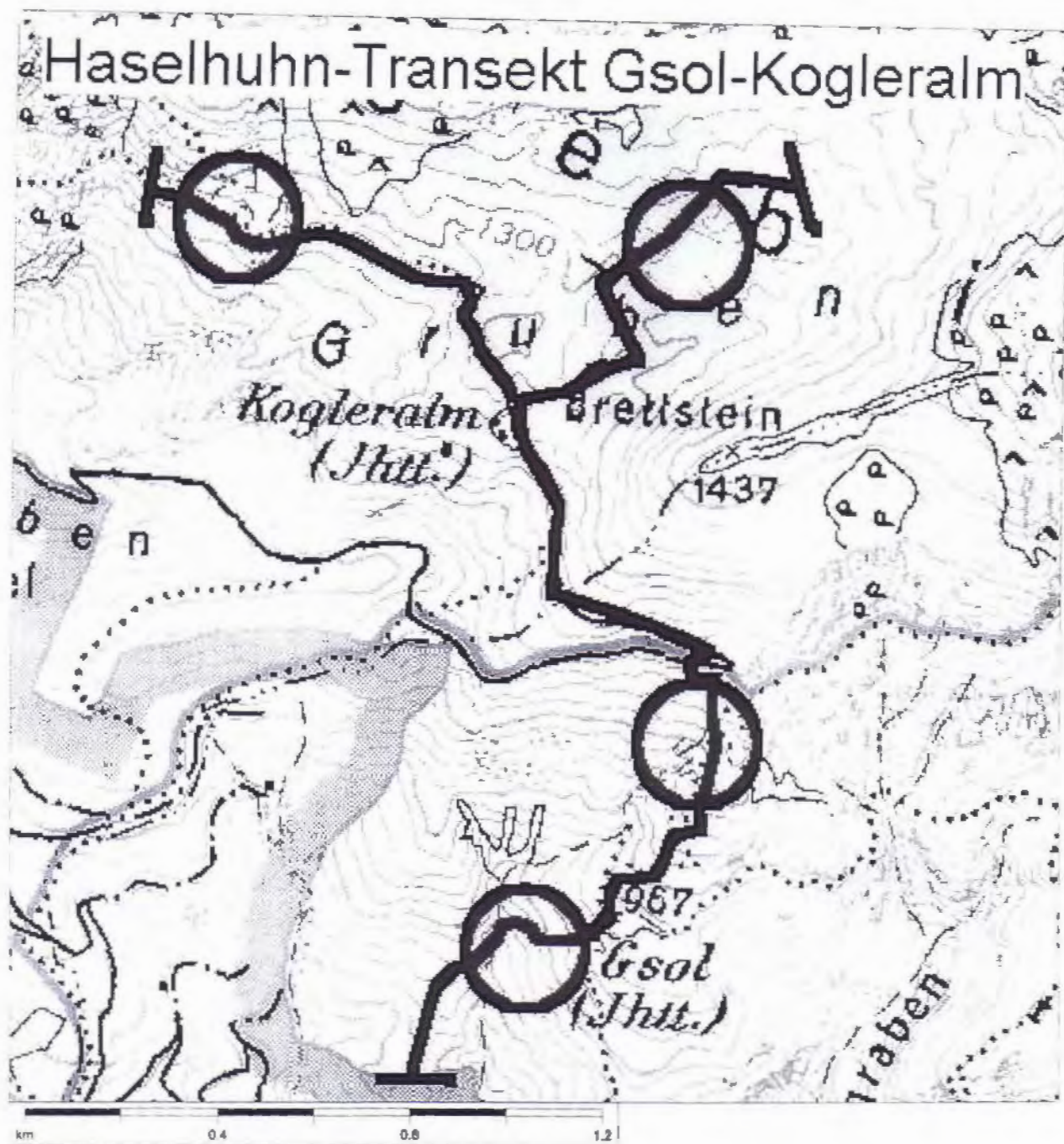


## Verbreitung Auerhuhn

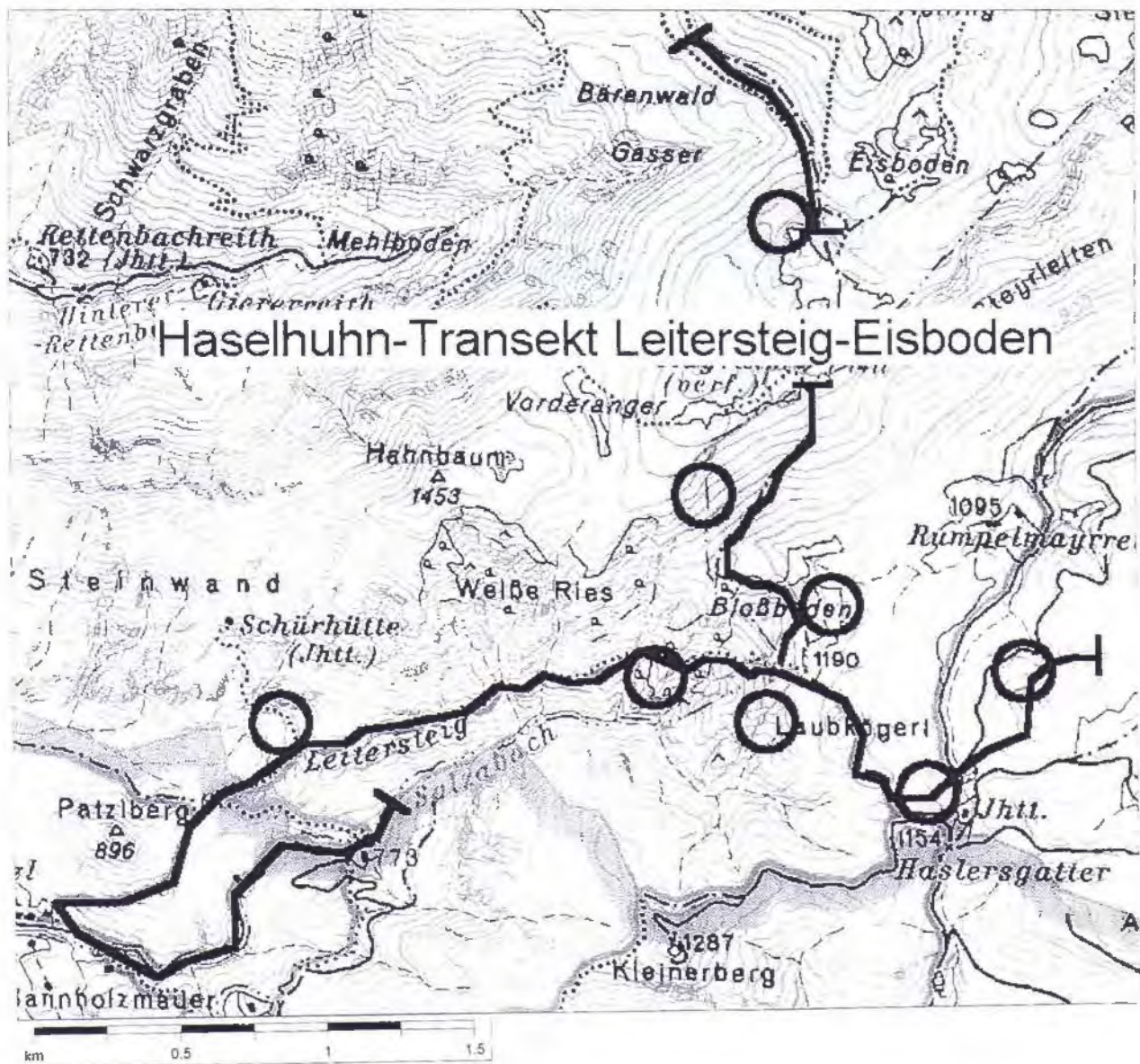










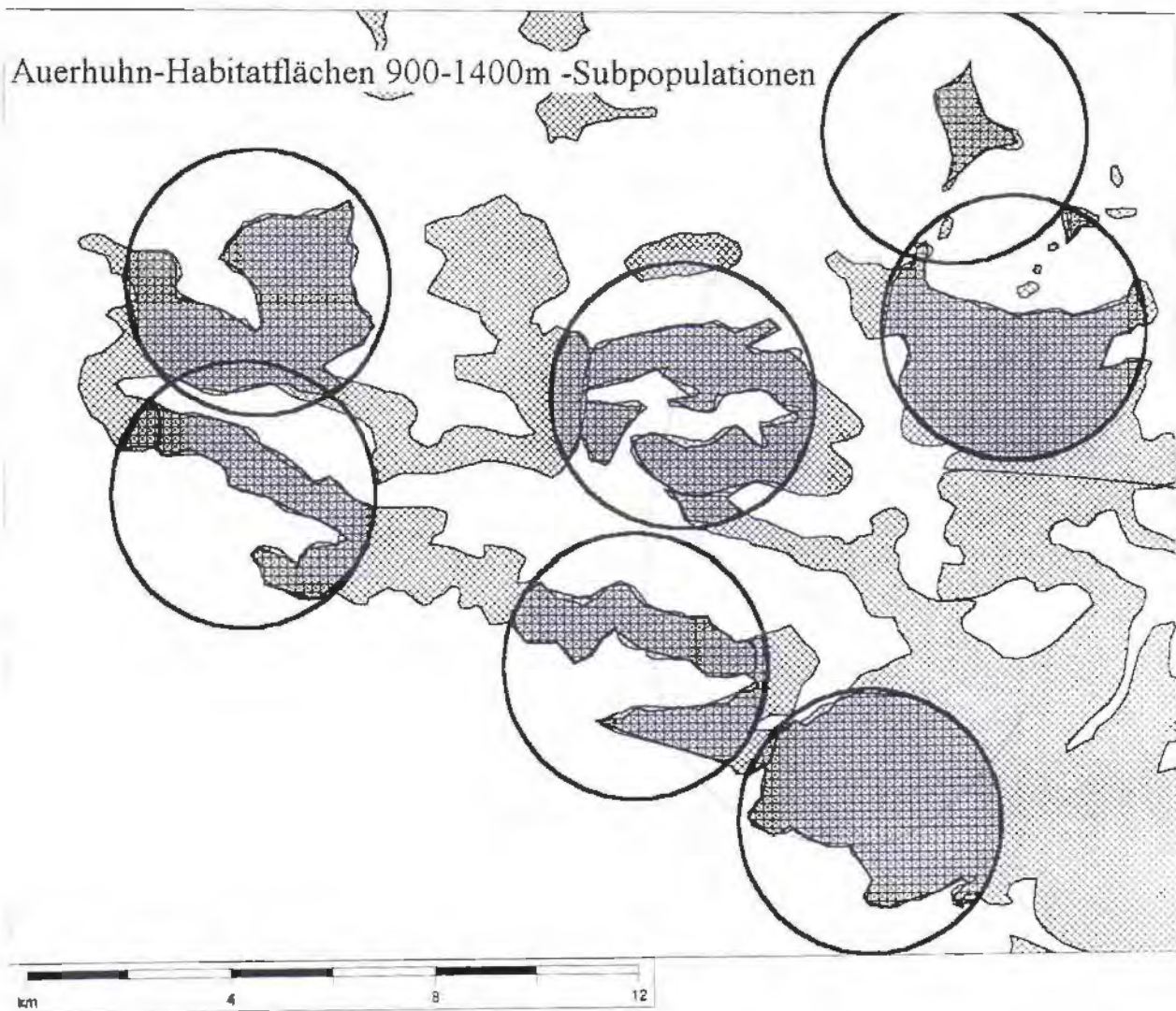














# Auerhuhn: aktuelle/seit 1980er Jahren verwaiste Balzplätze

