



# **Auerhuhn Birkhuhn Haselhuhn im**

## **Nationalpark Kalkalpen**

### **Bestände, Lebensraum und Management**

**Studie im Rahmen des LIFE-Projekts  
„Management von Naturwäldern im Nationalpark  
Kalkalpen, Österreich (LIFE99NAT/A/5915)“**

**1. Zwischenbericht  
Dezember 2000**

**Helmut STEINER  
Alois SCHMALZER  
Norbert PÜHRINGER**



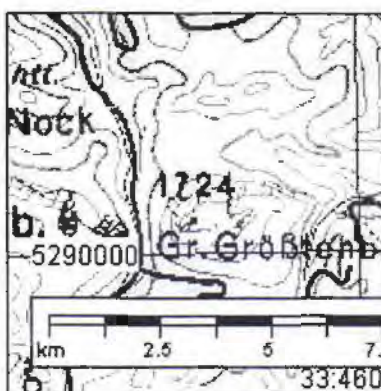
# Auerhuhn, Birkhuhn und Haselhuhn im Nationalpark Kalkalpen

## Bestände, Lebensraum und Management

### 1. Zwischenbericht

Dezember 2000

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

## Inhalt

Kurzfassung.....	4
Abstract .....	7
Neue Ebene des Verstehens .....	9
Internationale Standards.....	9
Projektziele.....	11
Entwicklung der Populationen in den letzten 20 Jahren .....	11
Aktuelle Verbreitung und Populationsdichte.....	11
Habitatbewertung .....	11
Aktuelle Gefährdungen .....	12
Vorschläge für Managementmaßnahmen und ein künftiges Monitoring .....	12
Berichte, Pädagogik und Öffentlichkeitsarbeit .....	12
Überblick über Methoden .....	12
Diskussion von Management-Varianten .....	14
Gesamtschau Auerhuhn .....	14
Gesamtschau Birkhuhn .....	15
Gesamtschau Haselhuhn .....	16
Prädatoren.....	18
Schlußfolgerungen – Prädatoren-Regulation? .....	19
Minimale lebensfähige Populationen.....	23
Querverbindung „Wildökologische Raumplanung“ und GIS.....	25
Querverbindung „Wildtier-Datenbank“ sowie „Fährtenkartierung“ .....	28
Querverbindung „Naturrauminventur“ sowie „Biotopkartierung“ .....	28
Wie kann der Raufußhuhnschutz in ein Gesamtkonzept zur Erhaltung der Biodiversität einbezogen werden? .....	29
Struktureichtum kann Zerschneidung bedeuten .....	30
Konflikte beim Schutz unterschiedlicher Arten an einem Ort.....	30
Das Verhältnis von Zoologie und Botanik.....	31
Biomonitoring und Indikatorarten .....	31
Artenschutz, Biotopschutz oder Prozeßschutz.....	32
Genetische Vielfalt innerhalb und außerhalb des Nationalparks .....	32
Nationalparkspezifisches Gebiets-Management .....	33
Anhang .....	40
Methoden.....	40
Erhobene Informationen.....	40
Methodische Richtlinien zur Qualitätssicherung .....	42
Erschwerende Bedingungen.....	43
Zeitaufwand.....	44
Analyse der Lebensraumwahl .....	44
Spezielle Methoden Auerhuhn .....	47
Spezielle Methoden Birkhuhn.....	48
Spezielle Methoden Haselhuhn.....	48
Ergebnisse .....	51
Populationsentwicklung in den letzten 20 Jahren .....	51
Fachliteratur und Facharchive.....	51

Lokale Informationen.....	52
Aktuelle Verbreitung.....	53
Populationsdichte mit Angaben über Populationsstruktur und Fortpflanzungserfolg .....	54
Populationsdichte .....	54
Populationsstruktur .....	55
Fortpflanzungserfolg.....	57
Habitatbewertung und aktuelle Gefährdungen .....	59
Ebene des Mikrohabitates .....	59
Ebene des Makrohabitates .....	64
Ebene der Population .....	64
Aktuelle Gefährdungsfaktoren.....	65
Prädation .....	66
Natürliche Beutegreifer im Nationalpark.....	72
Vogelarten der Roten Liste .....	77
Literatur .....	81
Anhang .....	92

## Kurzfassung

**Titel:** Steiner, H., A. Schmalzer & N. Pühringer: Auerhuhn (*Tetrao urogallus*), Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) und Haselhuhn (*Bonasa bonasia*) im Nationalpark Kalkalpen: Bestände, Lebensraum und Management.

**Laufzeit:** 1999-2003

**Projektbetreiber:** Nationalpark O.ö. Kalkalpen Ges.m.b.H.

**Kooperationspartner:** Europäische Union, Bundesministerium für Umwelt

### Aufgabenstellung

Das Nationalpark-Management benötigt dringend Faktenmaterial, um eine Abstimmung seiner Maßnahmen auf die gefährdeten Tierarten vornehmen zu können. Entscheidungsgrundlagen werden vor allem für Waldrückbau, Wildtiermanagement und Besucherlenkung benötigt (Naturzone, Bewahrungszone und Außenzone). Die drei Raufußhuhnarten zählen zu insgesamt 22 Vogelarten des Nationalparks, die im Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie aufgeführt sind. Das aktuelle Gefährdungspotential umfaßt namentlich Randeinflüsse durch Forstwirtschaft und Jagdbetrieb, Zäunungen, Almwirtschaft, Tourismus, Wege- und Forststraßennetz, Mountainbiker, Skitourengeher und Paragleiter.

Für die Umsetzung des Managements werden folgende Informationen benötigt:

- Einschätzung der Populationsentwicklung in den letzten 20 Jahren anhand von Literatur, Befragung lokaler Kenner und Jagdstatistik
- aktuelle Verbreitung
- Populationsdichte mit Angaben über Populationsstruktur, Fortpflanzungserfolg und lokale Bestandesentwicklung
- Habitatbewertung
- aktuelle Gefährdungen
- Vorschläge für Managementmaßnahmen und ein künftiges Monitoring

Die Untersuchungsziele umfassen demnach Verbreitung, Individuendichte, Populationsgröße, Balzplätze, Habitatpräferenzen, Feindeinfluß, Gefährdungszustand, Gefährdungsfaktoren, Einfluß von touristischen Störungen und die Abschätzung des nationalen und internationalen Artenschutzwertes. Gesammeltes Federmaterial dient als Basis für die Untersuchung der populationsgenetischen Isolation und der Schwermetallbelastung (Kooperationsprojekte).

Ein weiteres Ziel der Arbeit liegt darin, die Ergebnisse für die Bildungs- und Öffentlichkeitsarbeit des Nationalparks aufzubereiten.

### Methoden

Voraussetzung für eine fundierte Aufstellung eines Managementplanes war eine empirische Untersuchung der aktuellen Situation im Gebiet. Arbeitshypothesen und Ergebnisse wurden mit internationaler Fachliteratur abgestimmt (*metapopulation concept, habitat fragmentation, source-sink, lifetime reproductive success, mosaic cycle concept, alternative prey hypothesis, plant cycle hypothesis, mast depression hypothesis, predation risk research*).

Das Untersuchungsgebiet umfaßt mit etwa 200 km<sup>2</sup> den Nationalpark und angrenzende Bereiche. Alle Quadratkilometer-Raster sollen auf Transekten 2000-2002 mindestens einmal 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 (für 2000: Auerhuhn  $n = 198$ , Birkhuhn  $n = 20$ , Haselhuhn  $n = 38$ ).

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

Im Jahr 2000 wurden das nördliche Reichraminger Hintergebirge sowie das östliche Sengsengebirge untersucht, was etwa einem Drittel des Gesamtgebietes entspricht.

### Erste Ergebnisse

Beim Auerhuhn wurden bisher etwa 7 Teilvorkommen bestätigt. Die Höhenverbreitung umfaßte schwerpunktmäßig die Zone von 900 bis 1300 m Seehöhe. Allein die Geomorphologie bedingte deshalb ein Splitting in Teilpopulationen. An Balzplätzen waren meist nur einzelne Hähne und Hennen anzutreffen; Gruppenbalzplätze kommen offenbar kaum mehr vor.

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 ist wahrscheinlich das wichtigste *source*-Gebiet, während umliegende Gebiete *sink*-Habitate darstellen. Das Gebiet liegt außerhalb der Parkgrenzen.

Auch beim Birkhuhn sind Größe, Isolationsgrad und Produktivität der Teilpopulationen als entscheidende Faktoren anzusehen. Das Birkhuhn besiedelte die Zone von 1400 bis 1700 m. In zwei Gebieten mit relativ hohen Vorkommen wurden Abundanzen von 3 Hähnen/1 km<sup>2</sup> und 8 Hähnen/5 km<sup>2</sup> festgestellt. Die Populationsstruktur umfaßte 1,5 Hähne pro Balzplatz ( $n = 8$ ). Dies weist das Sengsen- und Reichraminger Hintergebirge als Suboptimalhabitat aus.

Das Haselhuhn besiedelte mit 500 m bis 1200 (1500) m die größte Spannbreite an Höhenstufen. In drei herbstlichen Transektgebieten wurden mit Lockpfeife insgesamt 7,4 Reviere/100 ha festgestellt (15 Reviere/12,7 km). Dies ist der erste Dichtewert für Österreich.

Die weit verbreiteten Haselhuhn-Vorkommen waren auf mischwalddominierte Verjüngungsstadien begrenzt, woraus wie beim Auerhuhn eine räumliche Isolation resultierte. Die Fragmentierung der Lebensräume und damit der Population war aber wesentlich feinkörniger als beim Auerhuhn: Pro Vorkommen traten meist weniger Individuen auf, und sie waren auf mehr Einzelvorkommen verteilt.

Alle drei Arten bevorzugten eindeutig südöstliche und südliche Expositionen und mieden nördliche und westliche Lagen. Bezüglich Geländeneigung, Deckungsgrad von Zwergstrauch- und Krautschicht, Kronenschlußgrad, und Baumartenzusammensetzung, namentlich Fichten-, Buchen- und Lärchenanteil, zeigten Auerhuhn und Haselhuhn ähnliche Präferenzen. 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.

Der Prädator Steinadler erbeutete Füchse häufiger als Raufußhühner.

Zur Erstellung einer kommentierten Artenliste aller Vögel der Roten Liste wurden bisher ca. 1000 Datensätze digital erfaßt. Europaweit bedeutende Populationen im Gebiet halten Raufußkauz *Aegolius funereus*, Waldschnepfe *Scolopax rusticola*, Dreizehenspecht *Picoides tridactylus* und Weißrückenspecht *Picoides leucotos*. Erstmals konnte eine ökologische Analyse der Specht-Fauna des Nationalparks durchgeführt werden. Sensationell war der erste dokumentierte, datierte Nachweis des Schlangennadlers *Circaetus gallicus* in Oberösterreich seit 1918.

Außerhalb des Nationalparks gibt es kaum noch Gebiete, wo eine anthropogen noch so wenig gestörte, reichhaltige Greifvogel- und Eul fauna ihre ökologische Rolle ungehemmt ausüben kann. Dies ist für naturnahe, dynamische Prozesse innerhalb von Fauna und Vegetation essentiell.

### **Folgerungen für das Management**

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.

Welche Eingriffe sind als besonders sensibel zu überwachen? In Europa herrscht in Fachkreisen breite Übereinstimmung, daß die größte Gefahr von der Verinselung ausgedehnter Altholzbestände ausgeht. 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.

Wichtige Vorkommen sind zur Zeit stark beunruhigt. Dabei sind die beiden Bereiche Tourismus sowie Forstbetrieb so abzustimmen, daß von März bis Juni Ruhezonen eingerichtet werden. Dies gilt auch für das Waldmanagement im Nationalpark. Zu diesem Zweck müssen noch alle weiteren Arealzentren erfaßt werden.

Zum Teil nicht mehr funktionsfähige Wildschutzzäune in den Nationalpark-Randbereichen sind dringend abzubauen. Die Wildverbiß-Kontrollzäune im Nationalpark sollten nicht mehr in sensiblen Zonen errichtet werden, und außerdem sollten alle Zäune verblendet werden.

Beim Birkhuhn sind dringende Besucherlenkungsmaßnahmen erforderlich, da die offenen Lebensräume für den Tourismus sehr attraktiv sind.

Beim Haselhuhn ist darauf zu achten, daß es nicht zu einem Stillstand der ständigen Neubildung von Verjüngungsstadien kommt. Dafür kommen nun vor allem natürliche Prozesse wie natürliche Altersphasen des Waldes, Windereignisse, Lawinschneisen oder Insekten in Betracht. Davon hängt auch die Erhaltung der Biodiversität im Nationalpark insgesamt ab.

Es ist damit zu rechnen, daß das langfristige Überleben des Haselhuhns in Mitteleuropa maßgeblich von Forschung und Management im Nationalpark Kalkalpen abhängen wird. Dieser Nationalpark ist das einzige Großschutzgebiet in der Laubmischwaldzone.

In Zukunft ist zu überwachen, wie sich das Zusammenspiel von artspezifischer Deckung und der regionalen Raubtier- und Greifvogelfauna entwickelt. Die Artenzusammensetzung der Vegetation oder die Biotoptypen sind von sekundärer Bedeutung. Ebenso wird zu überwachen sein, wie sich folgende Kenngrößen entwickeln: die Größe der Teilvorkommen, die Abstände der Teilvorkommen voneinander und der Bruterfolg in den Teilvorkommen. Reine Karten-

Darstellungen sagen kaum etwas über die entscheidenden Veränderungsprozesse der Populationen aus, weshalb spezielle Untersuchungsprogramme laufen müssen.

Weil die Bedingungen für Spechte, Eulen und Greifvögel kaum noch so günstig sind wie im Nationalpark, sind dringend Programme zur Überwachung und Sicherung des Zustandes zu installieren. Der Nationalpark Kalkalpen trägt eine europäische Verantwortung für diese Anhang 1 – Arten.

## 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.

## Dank

Der Mitarbeitern der Nationalparkverwaltung und der Österreichischen Bundesforsten danken wir für die Zusammenarbeit, besonders für die Zurverfügungstellung ihrer Beobachtungen. Stellvertretend für alle Beobachter seien R. MAYR und die Revierförster und -jäger L. MIZELLI, J. SCHOIBWOHL, W. STECHER und B. SULZBACHER genannt. Besonders erfreulich war die bisherige Zusammenarbeit im Revier Sengsengebirge Süd.

Den Herren FAHRNGRUBER, HIRNER und ZÖTTL als Revierförster und Jäger außerhalb der Parkgrenzen, und besonders H. HUBER verdanken wir ebenfalls Informationen. Dies ist nicht selbstverständlich, da die meisten Jagdgäste keine Störungen in ihrem Revier wünschen.

Den Mitarbeitern des OÖ. Landesmuseum, Abt. Zoologie/Wirbeltiere, Dr. G. AUBRECHT, J. PLASS und Mag. St. WEIGL, danken wir für Unterstützung hinsichtlich Fachliteratur, ebenso den Mitarbeitern des Naturhistorischen Museums Wien/Vogelsammlung, Herrn H.M. BERG und Frau Dr. A. GAMAUF.

# 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*

## Neue Ebene des Verstehens

Seit etwa einem Jahrzehnt bemühen sich Wissenschaft, Naturschutz und Teile des Nationalpark Kalkalpen, ein wissenschaftliches Forschungsprojekt über die gefährdeten Arten Auerhuhn, Birkhuhn und Haselhuhn durchzuführen. Fachleute sind sich einig, daß dies die Voraussetzung für die Erhaltung der Raufußhühner ist. Aber auch aus Sicht der Europäischen Union besteht Handlungsbedarf. 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 als gesetzwidrig eingeschätzt.

In diesem Jahrzehnt waren große Widerstände bestimmter Kreise zu überwinden, bis diese Arbeit möglich war – und teilweise bestehen diese Widerstände noch immer, die sich auf die verschiedenste Weise oft überraschend äußern.

Warum ist dieses Projekt so wichtig? Zum einen ist es unbedingt notwendig, Freilanderhebungen durchzuführen. Nur so kann man von der Ebene des subjektiven Mutmaßens endlich wegkommen. Wie steht es um die Bestände? Welche Lebensräume brauchen sie? Wie soll der Waldbau aussehen? Außerdem soll das Werk weder in österreichischer, noch in irgendeiner anderen geistigen Isolation entstehen. Die Berücksichtigung internationaler wissenschaftlicher Erkenntnisse ist enorm wichtig.

Dieses Projekt bringt also ganz neue Aspekte ein:

- Erstmals sind Aussagen nachvollziehbar und abgesichert.
- Erstmals wurde die umfangreiche internationale Fachliteratur zu den Themen Populationen und Prädatoren ausgewertet.

## Internationale Standards

Naturwissenschaftliche Kriterien sind nicht jedermann vertraut, auch nicht allen Akademikern. 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 schriftl.):

- 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 gewählt werden. Die erhobenen Daten und erarbeiteten Ergebnisse sind umfangreich mit bestehenden Literaturdaten, insbesondere des alpinen Raumes, zu interpretieren. Die

strikte Orientierung nach biologischen Grundsätzen soll mithelfen, die bereits getätigten Äußerungen „warum dieses Projekt nicht von Jagdvertretern durchgeführt wird“ zu zerstreuen.

- Die ornithologischen Freilanderhebungen und Datenauswertungen müssen nach gängigen biostatistischen Methoden durchgeführt werden. Dies erfordert die Erfassung eines homogenen Datenmaterials.

Nach Meinung der Autoren geht es nicht um ein Gegeneinander von Jagdvertretern und Wissenschaftern, sondern um ein Miteinander und eine Ergänzung. Es geht nicht ohne heide Teile. Allerdings geht es auch nicht ohne Wissenschaftler.

Die Bewertung des Habitates ist ein fachlich anspruchsvolles Ziel, bei dem von völligen Fehleinschätzungen bis zu seriösen populationsökologischen Aussagen ein sehr großer Rahmen des Möglichen besteht. Nicht alle Gebiete, wo Vögel festgestellt wurden, sind geeignete Lebensräume. Relevant sind nicht die Ausnahmen, sondern das Typische. Ein Beispiel für klassische Fehlschlüsse ist folgendes: Haselhühner und Auerhühner können immer wieder an Forststraßen angetroffen werden. Aber solange man sich nur auf Forststraßen bewegt, kann man nicht sagen, ob sie sich nicht abseits von Forststraßen viel häufiger aufhalten. Außerdem kann man nicht sagen, ob an Forststraßen die Mortalität höher ist.

Zentrale Fragen sind: Wie entwickelt sich der Wald? Wie entwickeln sich die Populationen? Welche Elemente im Wald benötigen die Hühner? Wo sind dabei die räumlich-zeitlichen Schlüsselstellen und Verknüpfungen? Wie beeinflussen sich verschiedene Tierarten gegenseitig?

Es gibt eine Reihe strenger Bedingungen, denen naturwissenschaftliche Arbeiten gerecht werden müssen:

- (1) Durchgehend nachvollziehbare Konzeption.
- (2) Arbeitshypothesen müssen formuliert werden. Dies in einer Form, in der sie bestätigt oder verworfen werden können. Das ist nicht immer einfach.
- (3) Für die formulierten Fragen müssen repräsentative Daten erfaßt werden.
- (4) Diese müssen mit statistisch adäquaten Stichprobengrößen untermauert werden.
- (5) Systematische Fehlerquellen (Fachbegriff *bias*, = statistische Schieflage), die jede naturwissenschaftliche Arbeit unbedingt enthält, müssen genau offengelegt werden.
- (6) Die weltweit vorhandenen Kenntnisse müssen berücksichtigt werden. Widersprüche und Übereinstimmungen müssen diskutiert werden.

International wurden jüngst bahnbrechende Erkenntnisse in der ökologischen Forschung erzielt. Diese Erkenntnisse müssen unbedingt für die Kalkalpen fruchtbar gemacht werden:

- (a) *Source-sink-Konzept* (Bewertung von Vorkommen als Überschußgebiete bzw. Verschleißzonen)
- (b) *Metapopulationstheorie* (Teilvorkommen und ihre Vernetzung, Isolationseffekte)
- (c) *Demographie und Life-history-strategy* der Arten (reproduktive k-Strategie versus r-Strategie, Alter, Dispersionsfähigkeit – Ausbreitungsgeschwindigkeit, *lifetime reproductive output* verschiedener Individuen)
- (d) Integration aller Populationsprozesse in das *Mosaik-Zyklus-Konzept* des Waldes
- (e) *Alternative Beute-Hypothese* (Einfluß von alternativem Beuteangebot wie Wühlmäusen auf Prädation der Raufußhühner durch Beutegreifer wie Greifvögel, Eulen, Raubsäuger; analoger Einfluß von Seuchen bei Nahrungsgeneralisten wie Tollwut)
- (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 Abschußplänen 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.

### Aktuelle Gefährdungen

Einflüsse auf die Raufußhuhn-Habitate, wie Waldnutzungsänderungen, Almwirtschaft, Störungs-Einflüsse wie touristische Nutzung (Wegenetz, Mountainbiker, Skitourengeher, Paragleiter etc.) sowie die Prädatorensituation (Nachweise von Rissen, Rupfungen etc.) werden miterfaßt und durch Angaben aus Befragungen und der Literatur für dieses Gebiet erarbeitet und dargestellt. Besonders aufschlußreich wird sein, Lebensraumstruktur, Lebensraumeignung und Prädationsrisiko zu verknüpfen. Erst dadurch wird es möglich sein, die komplexe Situation besser zu verstehen. Die Ergebnisse werden im Hinblick auf das dynamische Nationalparkkonzept der **drei Besucherzonen** (keine Besucher; geführte Wanderungen; reguläre Besucher) aufbereitet.

Das Projektteam ist in der Lage, den besonders wichtigen, aber schwierigen Faktor „**Einfluß von Prädatoren**“ zu bearbeiten. So können Raufußhuhn-Rupfungen von Steinadler, Sperber und Habicht analysiert werden.

### Vorschläge für Managementmaßnahmen und ein künftiges Monitoring

Anhand des erhobenen Datenmaterials, der Datenauswertung und der Darstellung auf Karten werden im Vergleich mit Literaturangaben und Erfahrungswerten aus anderen Raufußhuhnlebensräumen Managementmaßnahmen zur Erhaltung, Sicherung und Entwicklung der Raufußhuhnlebensräume vorgeschlagen und ein praktikables Monitoring-Programm entwickelt.

### Berichte, Pädagogik und Öffentlichkeitsarbeit

- Bonusleistung: Umfangreiche Miterhebung und kommentierte Artenliste *aller Vogelarten der Roten Liste* des Nationalpark-Gebietes
- Digitalisierung aller Datensätze der Originalbeobachtungen
- Aufbereitung und Verbreitung der Ergebnisse (nach LIFE-Projektbeschreibung)
- 3 Workshops und Seminare: Bestandessituation von Auer-, Birk- und Haselhuhn
- Nationalpark-Zeitschrift „Natur im Aufwind“
- Fachzeitschriften
- Folder, Broschüren
- Farbige Broschüre (ca. 120 S.) zu Habitaten und wichtigsten Tierarten
- Fachliche Supervision von Besucher-Informationszentren, NP. Infozentrum Reichraming („Lebensraum Wald“), Lehrpfaden, Informationstafeln
- Karten-Erstellung Zielartenprojekt Raufußhühner (nicht publiziert)
- 1. Zwischenbericht 15. Dezember 2000, 2. Zwischenbericht 15. Dezember 2001, Endbericht 15. Dezember 2002

Dem Projektteam ist wichtig, daß eine gedeihliche Zusammenarbeit nach allen Seiten hin besteht – besonders mit Jagd- und Forstpersonal. Durch die Bereitschaft zur Zusammenarbeit kann der Zeitaufwand und die Beunruhigung der Jagdreviere erheblich reduziert werden. Alle Arbeit hat ein primäres Ziel: Sie soll dem Wohl der Natur und der Wildtiere in der Nationalpark-Region dienen.

### Überblick über Methoden

Im folgenden soll zunächst ein grober Überblick über konkrete Feld-Methoden geboten werden. Bei der Gebietsbearbeitung wurden direkte Beobachtungen (optisch, akustisch) und hauptsächlich **indirekte Hinweise** (Mauserfedern, Spuren, Losung, Brutlosung, Ruheplätze, Schlafbäume, Staubbadestellen, Verbißspuren, Rupfungen, Rißfunde etc.) kartiert. Anhand der Staubbadeplätze, Federfunde und (Winter-) Losungsfunde konnten zusätzliche Angaben zur **Populationsstruktur** (Geschlecht, Gesperregröße, Alter) und Angaben zu Mortalitätsfaktoren gemacht werden. Diese Angaben zeigten die aktuelle Habitatnutzung der

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.

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 waldbundenen 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 Abhorchen 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 Probeflächen 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.

## Diskussion von Management-Varianten

Der folgende Abschnitt versteht sich als Gesamtdiskussion der Ergebnisse und als Neubewertung bisherigen Wissens, um das Management auf neueste Erkenntnisse aufzubauen. Danach soll auf die Diskussion einzelner Effekte fokussiert werden, wie Prädatoren, Lebensraumdynamik und Populationsdynamik.

Eine Aussage, die für alle Arten gilt, kann bereits vorweggenommen werden: Für das Management wird es zentral sein, den Zusammenhang zwischen Lebensraum und Freßfeinden zu verstehen.

### 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).

#### Einzeldiskussion

Die Auswirkung von Forststraßen wird kontrovers diskutiert. BAUER (1988) schreibt in der Studie „Artenschutz in Österreich“ im Kapitel „Forststraßenbau“: „Unter den Vögeln und Säugetieren der Roten Listen ist wahrscheinlich keine Art stärker direkt betroffen als das Auerhuhn (*Tetrao urogallus*), dem damit nach mancherlei anderen Eingriffen viele geschützte und ruhige Einstände, Balz- und Brutplätze genommen wurden.“ Die primäre Strukturveränderung ist nicht immer das Hauptproblem, die genannten Sekundärprobleme wie Beunruhigung aber durchaus. Auch ERBER (2000) schätzt dies vergleichbar ein. Auf die Veränderung des Prädatorenregimes, einen weiteren Sekundäreffekt, wird an anderer Stelle eingegangen.

Die Problematik von Kulturzäunen wurde auch in Hessen einwandfrei nachgewiesen. Diese Verluste waren höher als durch jede Raubfeindart (LINDNER 1977). In Vorarlberg sind Totfunde des Auerhuhns an Drahtseilen mehrfach nachgewiesen (KILZER 1991c).

Bezüglich Balzjagd wird selbst von Jagdvertretern eingeräumt, daß die Frühjahrsbejagung von A-Hähnen auf die Bestände äußerst schädlich wirkt (LINDNER 1977). In Finnland waren die Populationstrends in geschützten Gebieten zufriedenstellender (LINDÉN 1981a).

Manche fordern zum Schutz der Raufußhühner eine Dezimierung auch von Greifvögeln, weil „die Greifvögel“ ja heute bei uns nicht mehr bestandsgefährdet sind (LINDNER 1977). Dies ist ebenso unpassend wie die Aussage, daß „die Hühnervögel“ heute nicht gefährdet seien, weil der Fasan häufig ist. Man sollte jedenfalls zwischen Arten differenzieren.

Ein Einfluß des Klimas dürfte gerade beim Auerhuhn zumindest relevant sein. Temperaturen unter 10 °C und Nässe wirken auf kleine Küken tödlich (LINDNER 1977). In der ersten und dritten Lebenswoche sind die thermoregulatorischen Fähigkeiten besonders schwach vorhanden (LINDÉN 1981a). Möglicherweise sind die Dichten in Nordstaulagen der Alpen deshalb geringer, als sie sein könnten. Man sollte dies aber nicht überschätzen. Gegen eine übergeordnete Klimarelevanz sprechen der nordalpine Verbreitungsschwerpunkt in der Schweiz, die guten Dichten in den Chiemgauer Alpen/Bayern und im steirischen Toten Gebirge bei Bad Mitterndorf (STORCH 1993a, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1973, B. SULZBACHER mdl.). Im letztgenannten Gebiet ist die Rasterfrequenz sogar noch höher, als im Chiemgau. Dies spricht auch dagegen, daß das Auerhuhn entscheidend von der Heidelbeere abhängt.

In guten Fortpflanzungsgebieten erreichte die Dichte in Finnland 12,2 Vögel/km<sup>2</sup>. Bei den Altvögeln und Jungvögeln im August überwogen Hennen. Diese Tendenz nahm nach Norden zu. Teilweise Ursache dafür war die Jagd. Der Anteil von Jungvögeln betrug im August etwa 60 %. Diese Verhältnisse galten auch für das Birkhuhn. Die durchschnittliche Brutgröße betrug Ende August 4,5 Junge, die Gelegegröße 7,1 Eier. Durchschnittlich 55 % der Hennen führten Junge. Bruten ohne Altvogelbegleitung hatten durchschnittlich ein Junges weniger. Dichteänderungen hingen stärker von der Überlebensrate im Vorjahr ab, als vom Bruterfolg. Das heißt, daß die Mortalität entscheidend war (RAJALA 1974).

In Finnland produzierten höchstens 7 % 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 34 % der Gelege zerstört. Die Sterblichkeit im ersten Winter betrug 76 %. In stabilen Populationen war die jährliche Adultensterblichkeit 29 %. Die Jugendsterblichkeit war bei Hähnen höher. Kleine Bruten hatten einen geringeren Hahnenanteil. Dieser Anteil sank auch im Laufe des Sommers. Jahre mit gutem Fortpflanzungserfolg wiesen höhere Hahnenanteile auf (LINDÉN 1981b). Durch die geringe natürliche Adultensterblichkeit wirkt Bejagung gravierender als beim Birkhuhn.

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 Bodenbruten 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 bezogen (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 Hähnen höher. Kleine Bruten hatten einen geringeren Hahnenanteil. Dieser Anteil sank im Laufe des Sommers. Jahre mit gutem Fortpflanzungserfolg wiesen höhere Hahnenanteile auf (LINDÉN 1981b).

### Gesamtschau Haselhuhn

Charakteristisch für einen Haselhuhn-Lebensraum ist die räumlich enge **Verzahnung von Deckung und Nahrung**. Bereits SCHERZINGER (1977) betonte, wie sehr für die Bewertung eines Areals der Deckungsgrad vor dem Nahrungsangebot kommt. Leider sind dieser zentralen Erkenntnis viele Forscher zu wenig gefolgt.

Das Haselhuhn hat höhere Ansprüche an die Qualität der Nahrung als die anderen Raufußhühner. Es sind dies vor allem Knospen von Weichlaubhölzern, wie Erlen, Weiden oder Haseln. Gerne werden aber auch frische Laubblätter oder Zwergsträucher konsumiert. Die Witterung zur Vorlegezeit beeinflusst das Pflanzenwachstum und den Bruterfolg im Unterschied zum Auerhuhn. Das Haselhuhn ist an dichtere Medien angepaßt als das Auerhuhn, besonders bezüglich der Strauchschicht. Obwohl es Primärsukzessionen bewohnt und diese in der Taiga vor allem durch Brände entstehen, haben Haselhühner keine hohe Mobilität. Die Sozialstruktur dient vor allem der Feindentdeckung und hängt auf diesem Wege von der Lebensraumstruktur ab. Große Vorkommensbereiche hängen wahrscheinlich von wenigen Optimalbiotopen ab. Die Anpassung an den Fuchs als Prädator ist gering. Jahreszeitliche kleinräumige Revierverlagerungen sind typisch. Die Jagd mit der Lockpfeife verschiebt das Geschlechterverhältnis zugunsten der Weibchen, sonstige Methoden zugunsten der Männchen (SWENSON 1991, JÖNSSON et al. 1991, SWENSON & DANIELSEN 1991, SWENSON & OLSSON 1991, SWENSON 1992, SWENSON & BOAG 1993, SWENSON 1993a,b, SWENSON & ANGELSTAM 1993, LIESER 1994, SWENSON et al. 1994, SWENSON & FUJIMAKI 1994, BESHKAREV et al. 1994, LINDSTRÖM et al. 1994, SWENSON et al. 1995, SWENSON 1995, ÅBERG et al. 1995, SWENSON & DANIELSEN 1995, BERGMANN et al. 1996, BEJCEK 1997, SAARI et al. 1998, SWENSON & BRAINERD 1998, BONCZAR et al. 1998, ÅBERG, SWENSON et al. 2000, ÅBERG, JANSSON et al. 2000).

#### *Gemeinsame Fragen*

Es gibt auch Prinzipien, die für alle Arten gemeinsam gelten. Dazu zählt die Landschaftsperspektive im Maßstab von hunderten bis tausenden Quadratkilometern. Hier ist entscheidend, ob es zu einer Fragmentierung (Verinselung) geeigneter Biotope kommt, und wie hoch Bruterfolg und Mortalität in den Teilvorkommen sind (ÅBERG et al. 1995, HANSKI & GILPIN 1997).

Die Sozialstruktur der Raufußhuhnarten hängt im Unterschied zu anderen Vögeln weniger von der Ernährung ab. Die Verteilungsmuster balzender Hähne hängt vom Prädationsdruck in offenen und bewaldeten Habitaten ab. Polygyne Arten weisen einen sexuellen Bimaturismus auf, wobei Weibchen schon im ersten Jahr reproduktiv aktiv sind. Polygynie sollte dann auftreten, wenn sexueller Bimaturismus vorteilhafter ist als Brutfürsorge durch beide Eltern (HAVEN WILEY 1974).

#### *Kausalität*

Wir müssen uns die Frage stellen, warum Korrelationen zwischen gewissen Landschaftsstrukturen und Raufußhuhn-Vorkommen bestehen. Die vielzitierte Relation von Auerhühnern und Heidelbeeren ist nur ein Beispiel. Es reicht nicht zu zeigen, daß Korrelationen mit bestimmten Strukturen bestehen. Wir müssen auch klären, **warum** gewisse Strukturen benötigt werden. Dies ist die Frage nach der Kausalität. Bisher konnte kaum schlüssig gezeigt werden, daß das Nahrungsangebot limitierender Faktor sein könnte. Mangelt 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 Bodenbrüter 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, KREBS et al. 1995, JEDRZEJEWSKI & JEDRZEJEWSKA 1996, ROHNER 1995, 1996, ROHNER & KREBS 1996, JEDRZEJEWSKA & JEDRZEJEWSKI 1998, KLEMOLA et al. 1998).

Die Haupt-Kontroverse zwischen Ornithologen und Jägern, ob Beutegreifer Beutebestände vermindern können, besteht in unterschiedlicher Verwendung des Begriffs „Bestand“. Ornithologen meinen Frühjahrsbestand, Jäger Herbstbestand (NEWTON 1993). Der Herbstbestand wird in der Regel vermindert, der Frühjahrsbestand dagegen kaum.

In Skandinavien stellen Raufußhühner oft die Hauptbeute des Habichts und regelmäßige Beutetiere des Sperbers dar (WIDÉN 1987, 1989, SELÄS 1989, 1993, TORNBERG & SULKAVA 1991).

In mitteleuropäischen Vorkommensgebieten erreichen die Anteile der Raufußhühner nur wenige Prozente bis Promille (BRÜLL 1984, WOTSCHIKOWSKY 1980, BÜHLER 1991).

Aus geringen Prozentwerten in Beutelisten auf ökologische Irrelevanz des Prädations-Effektes zu schließen (vgl. STORCH 1995b), ist allerdings ungerechtfertigt (NEWTON 1998).

Passagen aus dem Band „Ökologische Wechselwirkungen zwischen Wald und Greifvögeln“ (STEINER in Druck) veranschaulichen den Zusammenhang zwischen Lebensraumstruktur und Prädationsrisiko:

Lebensraum-Fragmentierung zwingt Beutetiere jedenfalls aus schutzbietender Deckung. Beim Übersetzen von einer Habitatinsel zur nächsten besteht ein großes Risiko, erbeutet zu werden. Darin scheint ein Hauptproblem der Waldfragmentierung für viele gefährdete Arten zu liegen. Grundsätzlich stärker als baumlebende Vögel sind solche gefährdet, die am Boden Nahrung suchen (SELÄS 1993, GÖTMARK & POST 1996).

Dazu zählen die Raufußhühner (s. KLAUS et al. 1990, STORCH 1993a und b, BERGMANN et al. 1996). Die folgenden Überlegungen zu diesem oft emotional diskutierten Thema erscheinen gerechtfertigt, da es ohnehin nicht verhindert werden kann, wenn bestimmte Interessenskreise Publiziertes unzulässig einseitig wiedergeben wollen. Letztlich ist es eine Frage des Blickwinkels, ob man Prädatoren oder Habitatfragmentierung als Grund für fehlende Überlebensmöglichkeit in bestimmten Lebensräumen verantwortlich macht (vgl. BERGMANN et al. 1996). Man betrachte zum Beispiel den Fall des Haselhuhnes am Alpennordrand, wo sich geschlossene, naturnähere Wälder in strukturarme Waldinsel-Forste auflösen, und zugleich die Dichten von Wühlmausjägern und Nahrungsgeneralisten wie dem Fuchs steigen. Theoretisch könnte es das Haselhuhn noch geben, wenn es (1) entweder Deckung gäbe oder (2) keine Prädatoren gäbe. In der Natur kann aber keine Tierart in strukturlosem, „sterilem“ Raum überleben. Zudem steht außer Zweifel, daß es einer unsäglich mühsamen, noch nicht bewältigten Arbeit über Generationen bedurfte, die Verantwortlichen zu Verantwortlichkeit zu bringen. Diese Arbeit wäre in Frage gestellt, würde man nun plötzlich die Prädatorenvernichtung wieder gutheißen. Zu viele mühsam geschützte Arten werden durch die Unvernunft des „Schießertums“ noch heute leichtfertig gefährdet (sensu Hermann LÖNS zu Jahrhundertbeginn, der selbst Jäger war). Es liegt nicht im Bereich der Naturwissenschaften, hier ethische Aussagen zu treffen. Wissenschaftlich-ökologisch kann es aber nur als grotesk empfunden werden, alle Prädatoren ausrotten zu wollen (vgl. ANONYMUS 1976, WALTER 1978, ANONYMUS 1978, STRUNZ & WOTSCHIKOWSKY 1983, SOTHMANN 1978, SCHERZINGER 1980, RIEDERER 1981, FRIEMANN 1985, RHEINWALD 1989, DOBLER & SIEDLE 1993: „Schießen, was man nicht kennt“, „Krummfinger contra Krummschnäbel“, „Feuer frei auf Habicht & Bussard“).

Bodenlebende, schlecht flugfähige Vögel wie Raufußhühnchen könnten auf deckungsarmen Fichtenwaldböden Sperbern oder Habichten jedenfalls nur schwer entgehen. Bei geringen Waldflächen werden diese umso intensiver bejagt, und das Alternativbeuteangebot der 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.).

## „Alternative Beute-Hypothese“

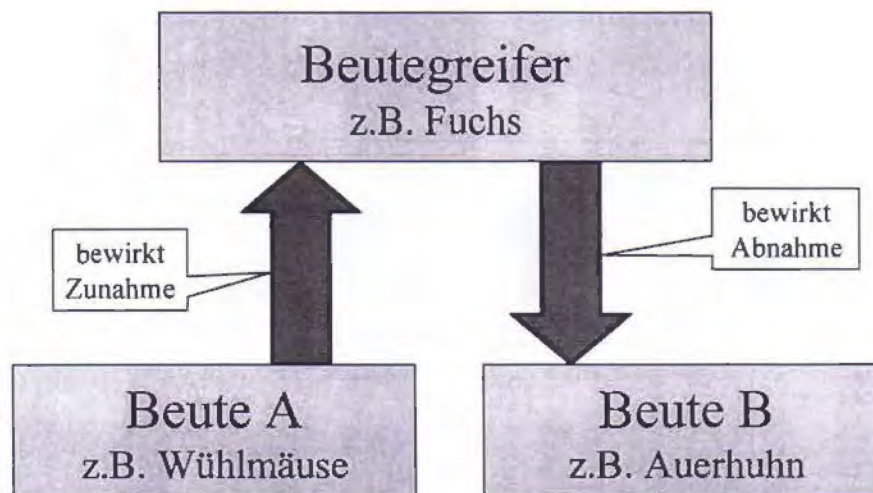
© H. Steiner

Begründer: u.a. **Hagen** 1952

(Skandinavien: Raubsäuger - Kleinwild - Lemminge)

Verallgemeinerung: u.a. **Holt** 1984

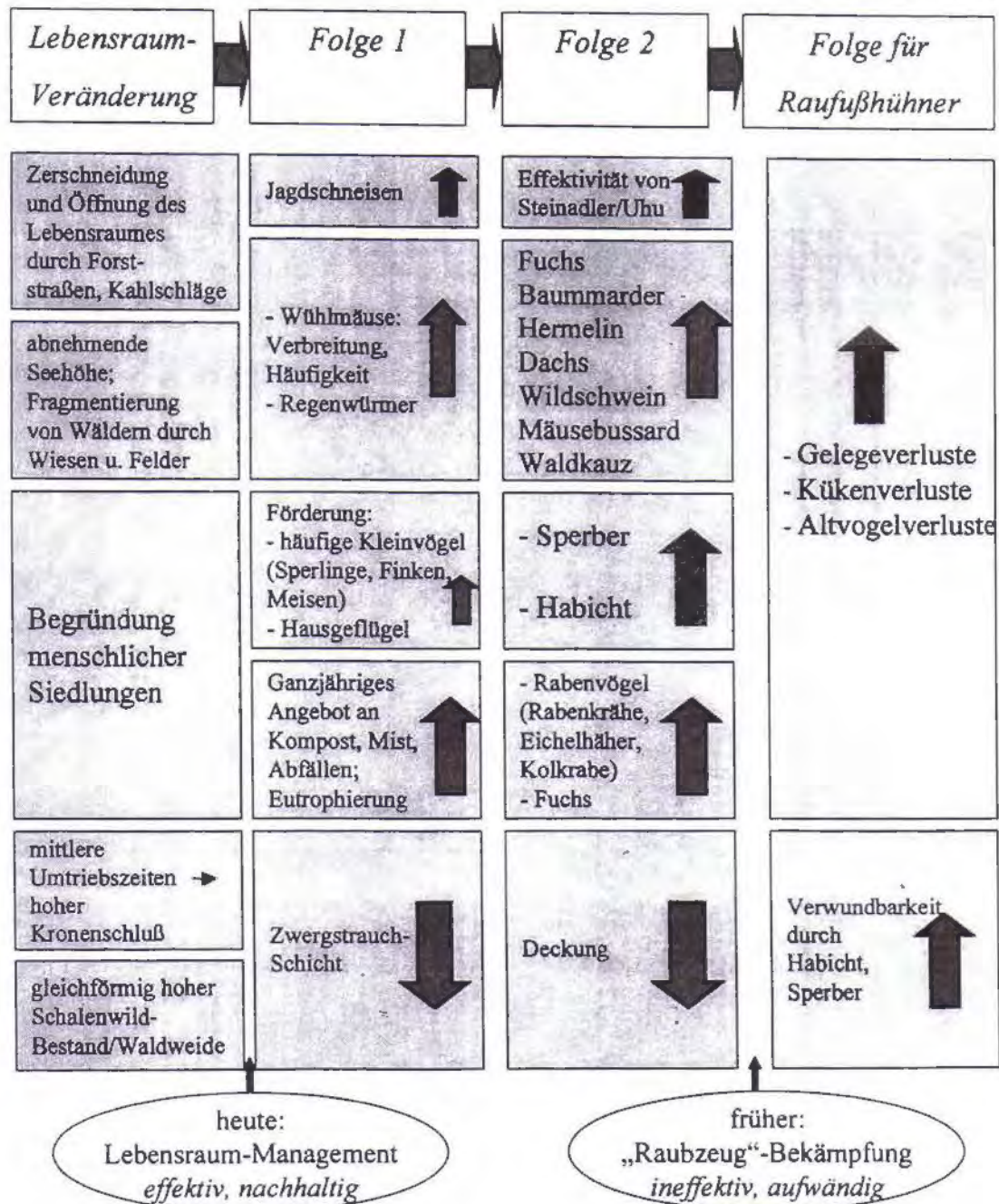
neuere Diskussion: u.a. **Newton** 1998



**Abb.:** Schematische Darstellung der „Alternativen-Beute-Hypothese“, grundlegend für ein nachhaltiges Management. Wühlmäuse sind im ökologischen Sinne überlegene Konkurrenten des Auerhuhns.

# 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.

Eine Regulation der Fuchspopulation könnte unter einer Voraussetzung analog dem Schalenwildmanagement begründet werden: Falls Seuchen Bestandteile natürlicher Ökosysteme sind (vgl. REMMERT 1992). Die Ausrottung der Tollwut durch die Immunsisierung hätte unter dieser Voraussetzung zu einem unnatürlichen Bestandsanstieg geführt.

Eingriffe in die Prädatorenpopulationen wären aber grundsätzlich in zweifacher Hinsicht problematisch. Zum einen widersprechen sie den internationalen Nationalparkkriterien. Es würde ein Fehler wiederholt, der vor 100 Jahren in den amerikanischen Nationalparks gemacht wurde. Zum zweiten ist die pädagogische Vorbildwirkung äußerst problembeladen. Zahlreiche Prädatoren, die noch gefährdet als die Raufußhühner sind, sind dies, weil sie auch heute noch abgeschossen, gefangen oder vergiftet werden. Dies betrifft vor allem zahlreiche Greifvögel, aber auch den Luchs (*Lynx lynx*) und die Wildkatze (*Felis sylvestris*).

Aus Sicht der Prädationsproblematik sind folgende Managementziele zu formulieren:

- Überwachung der Ernährung der Spezialisten und Generalisten, inwieweit es zu Zunahmen oder Abnahmen der Raufußhuhnprädation kommt, und wie diese räumlich variiert (Fuchs, Habicht, Sperber, Mäusebussard, Waldkauz, Steinadler).
- Auflassen von Forststraßen und Kahlschlägen, um Ausbreitungskorridore für Wühlmause zu unterbinden.
- Regulation des Besucherstromes und der Anlage von Besuchereinrichtungen und Touristenattraktionen. Fernhalten dieser Veränderungen aus Kernzentren des Nationalparks. Anstreben großer Kernzonen ohne Infrastruktur und regelmäßige Menschenpräsenz, um die unseligen Randeinflüsse zu verhindern. Man kann als Fallbeispiel annehmen, daß ein Randeinfluß eine Wirkdistanz von zwei Kilometern hat. Eine quadratische Kernzone von 6 km Durchmesser (36 km<sup>2</sup>) hätte aufgrund des Randeffekts dann nur eine effektive Wirkfläche von 4 km<sup>2</sup>! Es ist also sehr schwer, wirklich raubfeindarme Flächen zu schaffen (siehe Abb.).
- Strenges Verbot des Wegwerfens von Nahrungsmittelresten. Auch geringfügige organische Abfälle sollten vermieden werden, um generalistische Prädatoren nicht zu fördern.
- Förderung des Nahrungsangebotes des Steinadlers, wie Schalenwild und deren Kadaver, sodaß er weniger auf Raufußhühner zurückgreifen muß (diese Strategie funktioniert nur beim Steinadler, da er Nahrungsspezialist ist; bei generalistischen Arten wie dem Habicht, hätte dies den gegenteiligen Effekt!).

## Der Randeffekt

© H. Steiner

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

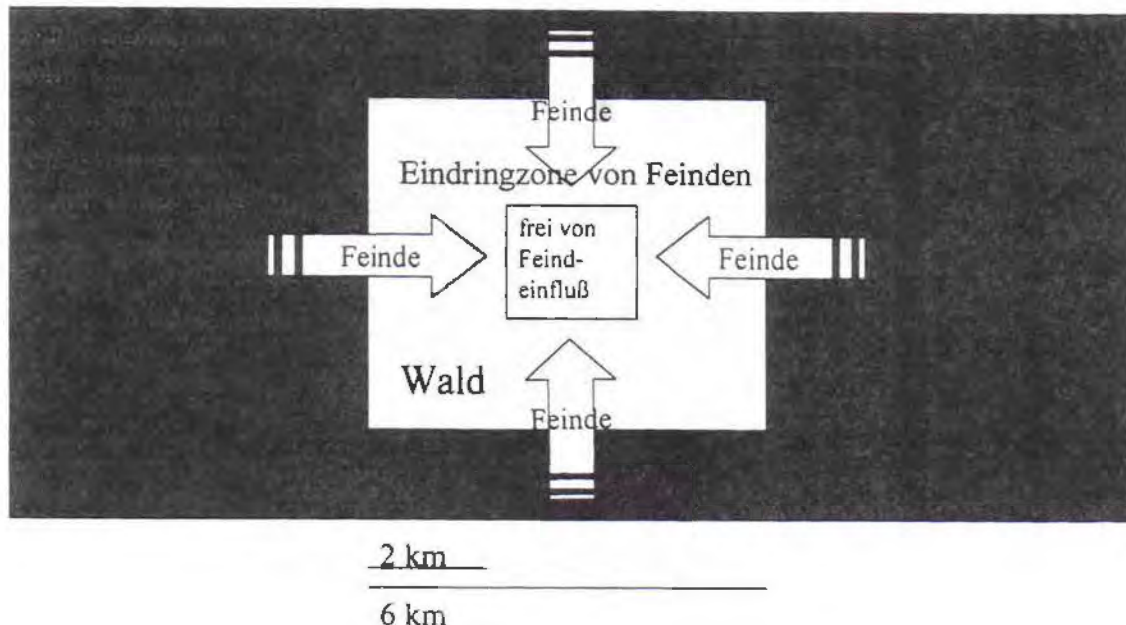


Abb.: Der Randeffekt kann die feindarme Fläche prozentuell stark einschränken.

### 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 sein oder bringt bestenfalls wenig. Wichtig ist dagegen, daß die Teilgebiete eine positive Produktivität aufweisen (HANSKI & GILPIN 1997).

Metapopulations-Konzepte werden heute bereits für so verschiedene Organismen wie Blütenpflanzen, Insekten, Reptilien, Säugetiere und Vögel als Basis von Naturschutz-Management betrachtet (AMLER et al. 1999). Dabei sind folgende Faustregeln für die Raufußhuhn-Populationen im Nationalpark Kalkalpen von Relevanz:

1. Kleine Populationen in der Größe von bis zu ca. 15 fortpflanzungsfähigen Weibchen haben auch unter idealen Bedingungen nur eine sehr begrenzte Überlebenschance. Kleine Teilpopulationen können zwar durch den kontinuierlichen Zustrom von Individuen aus benachbarten Teilpopulationen scheinbar stabil sein, sie leisten aber keinen Beitrag zur Überlebensfähigkeit der Metapopulation.
2. Die raumzeitliche Dimension der Habitatqualitäten stellt einen eigenen Habitatfaktor dar. Kleine oder verinselte Flächen mit hoher Habitatqualität sind zwar prinzipiell geeignet, können aber unbesetzt sein.
3. Auch Populationen, die über Jahrzehnte stabil bleiben, können plötzlich zusammenbrechen (scheinbare Stabilität).
4. Die beste Schutzstrategie für isolierte Populationen stellt bei starker Umweltvariabilität Heterogenität im Lebensraum dar. Suboptimale Flächen sind also wichtig.
5. Auch aktuell nicht besiedelte, aber qualitativ und von der Größe her geeignete Lebensräume können für das Überleben von Metapopulationen wesentlich sein.
6. Eine positive Wachstumsrate ist nicht nur zu Beginn der Neubesiedlung einer Teilfläche erforderlich. Sie ist generell für eine ausreichende Stabilisierung der Teilpopulationen erforderlich. Teilpopulationen ohne positive Wachstumsrate können Metapopulationssysteme durch einen kontinuierlichen Abzug von Individuen aus anderen Teilflächen destabilisieren.

Genauere Aussagen über minimale lebensfähige Populationen sind beim heutigen Kenntnisstand der Populationsökologie als unseriös zu betrachten. Als sehr grober Richtwert werden auch beim Auerhuhn 500 Vögel veranschlagt (STORCH 1995).

Eine der wichtigsten Fragen betrifft die **durch den Rückzug in große Höhen induzierte Verinselung von Auerhuhn-Vorkommen**. Dazu wurde eine Karte erstellt, die im Anhang beigelegt ist. Die Frage lautet: Ein hypothetischer Rückzug von 600 auf 900 m Höhe bedeutet in vielen Gebieten einen großen prozentualen Flächenverlust. Wir wollen als Wert 60 % annehmen. Gehen wir nun davon aus, daß ein überlebensfähiges Kernvorkommen mindestens 20 km<sup>2</sup> groß sein muß. In unserem Szenario ist dann damit zu rechnen, daß diese ausreichend großen Kernvorkommen vielleicht zu 100 % eliminiert werden. Das Auerhuhn-Vorkommen kann also schlagartig erlöschen, viel früher, als nur nach den Flächenverlusten erwartet. Dieser Prozeß könnte sich im Gebiet Hoher Buchberg-Schoberstein abgespielt haben oder abspielen. Nur durch diese Prozesse wäre auch erklärbar, warum an der Sengsengebirgs-Südseite eher geringe Auerhuhn-Vorkommen bestehen. Die Zone von 900 bis 1400 m ist langgezogen und schmal (s. Karte). Damit ist die Flächenausdehnung zu gering und der Isolationsgrad zu hoch.

Aus diesen Fakten ist für das Nationalpark-Management vorerst abzuleiten:

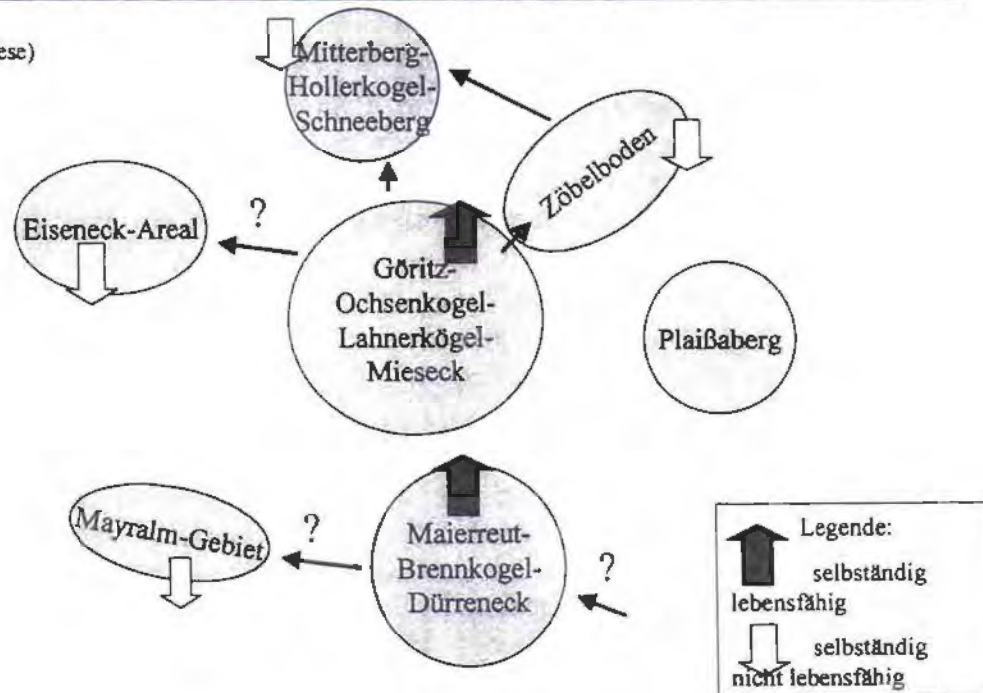
- Der Nationalpark mit etwa 180 km<sup>2</sup> kann – isoliert betrachtet – das Aussterben des Auerhuhns nicht verhindern. Bereits SPITZENBERGER (1995) befürchtete, daß die Größe des Nationalparks für dieses Ziel an der Untergrenze liegt. Außerdem ist der Rückgangsprozeß noch nicht zum Stillstand gekommen. Die Chancen einer Erhaltung in den oberösterreichischen Kalkalpen insgesamt sind aber durchaus realistisch. Es wäre zu 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-Lahnerkogel-Langmoos-Mieseck ist potent und wahrscheinlich selbständig überlebensfähig. Möglicherweise gilt dies auch für die Population Maierreut-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-Roßkopf. 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.

### Vitalität der Auerhuhn-Population (Schema) © H. Steiner

Wichtigste Parameter für langfristiges Überleben des Metapopulations-Verbundes:  
 - Produktivität/Mortalität der Teilpopulationen - Größe der Teilpopulationen - Isolation

(Arbeitshypothese)



**Abb.:** Vorläufige Hypothese zum Überlebens-Management des Auerhuhns, dargestellt anhand der räumlichen Struktur. Prioritär sind lebensfähige Vorkommen. Zugrundegelegt wurde die Annahme, daß Dichte und Größe der Auerhuhn-Teilpopulationen (anhand Losungsfunden eingeschätzt) die Lebensfähigkeit widerspiegeln.

### 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 Lebensraumsansprüche 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, Biotoptypenkatalogen oder Forstinventuren kaum ableiten kann. Solche Kriterien sind beispielsweise **Traditionen** und **Sozialverhalten**. Die **Tönung** eines Lebensraum-Teiles aus Sicht des Wildtieres ist entscheidend. Nichtsingvögel prägen ihre Umgebung aktiv zum Nistplatzgetönten, Balzplatzgetönten, Schlafplatzgetönten, Nahrungsgetönten, Feindsicherheitsgetönten oder Komfortverhaltensgetönten Ort. Berücksichtigt man den Verhaltenskontext nicht, so können keine Aussagen getroffen werden. Der Verhaltenskontext ist aber situationsspezifisch und hängt von zahlreichen Wechselwirkungen ab. So beeinflusst das Prädationsrisiko die Akzeptanz eines Balzplatzes oder Nistplatzes (siehe Abb.). Fluchtmöglichkeiten können völlig unterschiedlich realisiert sein. Im Beispiel Raufußhühner: Durch junges Nadelgehölz, Sturmwurfverhaue, gemischte Jungwaldhorste, Brombeerdickichte, eine kniehohe Krautschicht, Farnbestände, dichte Grasfluren, oder klassische Heidelbeerteppiche. Ein und derselbe Anspruch kann von völlig unterschiedlichen Strukturen realisiert werden. Deshalb ist es sehr schwer möglich, eine Waldstruktur an und für sich als auerhuhn-geeignet oder auerhuhn-ungeeignet zu bezeichnen.

Bei Nichtsingvögeln sind GIS-gestützte Modelle selbst bei sehr guten empirischen Daten über das räumliche Vorkommen einer Population folglich riskant. Die Falsifizierbarkeit einzelner Parameter, und damit Zufallskorrelationen sind schwierig zu erkennen. In der Folge gilt das für die Sicherheit von Aussagen bzw. Fehlerbreiten. Umso schwieriger ist es, aus GIS-Modellen, die ohne empirischen Hintergrund über das Vorkommen einer Population erstellt wurden, Managementstrategien abzuleiten.

Im Nationalpark wurden bisher literaturbasierte Habitatparameter aller Raufußhuhnarten gewichtet, und mit Hilfe einer Luftbild-Interpretation eine theoretische Habitatbewertung erstellt (ERBER 2000). Geographische Informationssysteme bieten zweifellos den

unschätzbaren Vorteil, viele Kennzeichen eines Raumes verschneiden zu können. Wie oben bereits angesprochen, sollten alle relevanten Faktoren bekannt sein, dazu ihre räumliche Verbreitung, und – am schwierigsten – die Interaktion der Faktoren. Leider war jedenfalls bereits die zweite Voraussetzung nicht optimal erfüllt: Zu einigen der wichtigsten Faktoren, der Krautschicht und der Feinddeckung, lagen kaum quantifizierbare Grundlagendaten vor. So ist die Herleitung des Deckungsschutzes aus Baumarten und Baumdichte nur sehr grob möglich. Deshalb wurde wohl auch das Gebiet Sonntagsmauer-Rotgsol beim Auerhuhn als optimal bewertet, die Vorkommen sind aber unterdurchschnittlich. Überprüft werden sollten auch die Einschätzungen, daß geeignete und gut geeignete Flächen beim Auerhuhn ca. 58 %, beim Haselhuhn aber nur ca. 38 % ausmachen. Nach den bisherigen Felddaten herrschen eher umgekehrte Verhältnisse, gute Haselhuhnhabitate sind also verbreiteter als gute Auerhuhnhabitate. Beim Birkhuhn sind etwa Vorkommen am Zöbelboden schwer vorstellbar (A. SCHMALZER). Wie zu erwarten, zeigte das Modell, daß die Vorkommen der Raufußhuhnarten wahrscheinlich eine Metapopulationsstruktur aufweisen, sowie maßgebliche Wechselwirkungen über die Nationalparkgrenzen hinaus zu erwarten sind. Auch aus Sicht unserer Studie wird es in Zukunft sehr wichtig sein, diese Faktoren zu beachten.

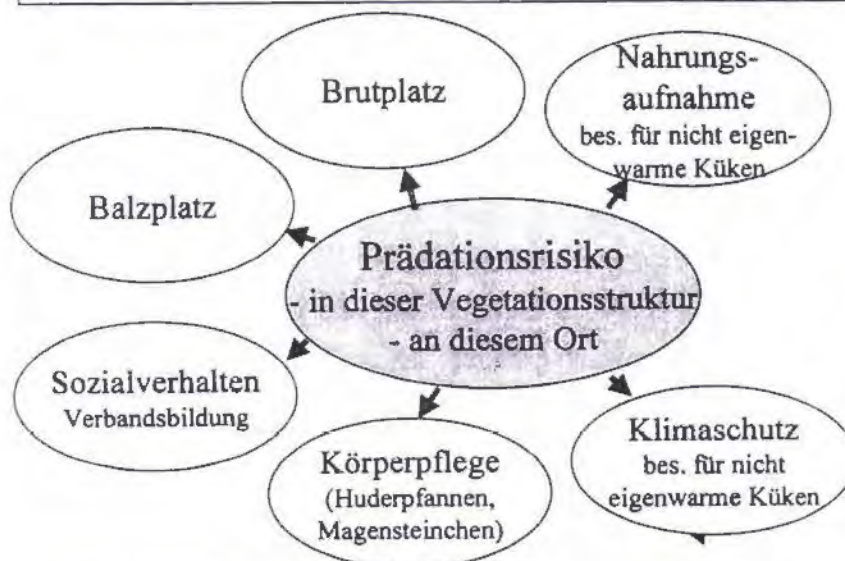
Für das Management ist daraus folgender Handlungsbedarf abzuleiten:

- Um die hohen technischen Möglichkeiten der GIS-Bewertung nutzen zu können, sollte vordringlich in die empirische Populationsforschung im Ökosystem investiert werden, um die Sicherheit der verwendeten Faktoren zu erhöhen.

## 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. Marti, F. Müller, O. A. Vitovic & J. Wiesner (1990): Die Birkhühner *Tetrao tetrix* und *T. mlokosiewiczi*. 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 Hühnervogelprädatör 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.

Für das Management ist daraus folgender Handlungsbedarf abzuleiten:

- Schulungen könnten Forstpersonal zu Bestandserhebungen an Greifvögeln qualifizieren. Allerdings scheint hier das Problem der am Zenit angelangten Arbeitskapazität zu bestehen (pers. Mitt. W. STECHER u.a.). Als Alternative wären Studien bei ornithologisch orientierten Populationsökologen zu beauftragen.
- Die unsystematisch gesammelten Raufußhuhn-Daten sollten von Wissenschaftern mit ornithologischer Orientierung ausgewertet werden. Wissenschaftler sollten darüberhinaus auch von vorneherein in das Datenerfassung-Konzept eingebunden sein, damit spätere aufwendige oder gar nicht mehr mögliche Korrekturen nicht nötig werden.
- Durch den Einsatz entsprechender Wissenschaftler könnte auch das Ziel erreicht werden, daß relevante Aussagen zu den zahlreichen anderen gefährdeten Tiergruppen möglich werden (Greifvögel, Eulen, Spechte, Singvögel, Kleinsäuger, Fledermäuse, Amphibien, Reptilien, alle Invertebraten).

### **Querverbindung „Naturrauminventur“ sowie „Biotopkartierung“**

Eine sehr zentrale Frage für Management-Grundlagen gefährdeter Tierarten (nicht nur jagdbare Arten, sondern das gesamte Faunenpotential des Waldnationalparks) ist folgende:

Inwieweit kann aus der Vegetation bzw. Biotopkartierungen auf Lebensräume und Populationen höherer Wirbeltiere rückgeschlossen werden? Wie die spätere Diskussion zeigt, wird diese Möglichkeit in der Regel überschätzt.

Für Raufußhühner wären folgende Erhebungen nutzbar:

- Alte subalpine Nadelwaldbereiche im Kombination mit Zwergstrauchvorkommen, besonders Heidelbeere (Auerhuhn)
- Subalpine Matten, Weideflächen und Wildwiesen (Birkhuhn)
- Sukzessionsbiotope wie etwa Lavinare (Haselhuhn)

## Zusammenhänge in der waldökologischen Forschung

© H. Steiner

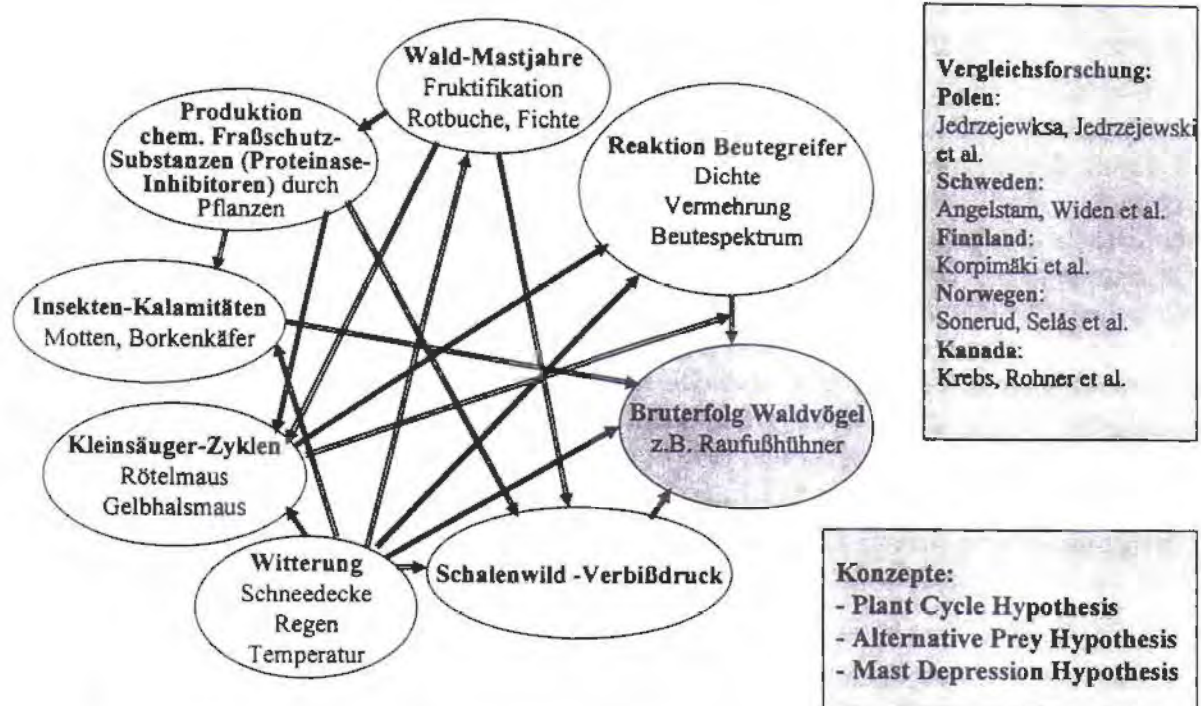


Abb.: Faktoren aus der Waldökologie, die die Fortpflanzung und Mortalität der Raufußhühner beeinflussen. Etliche dieser Faktoren werden im Nationalpark Kalkalpen bereits überwacht (Monitoring; wie Meteorologie, Raubsäugerdichte, Schalenwild). Für ein Raufußhuhn-Management sollte auch noch ein Monitoring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

### Strukturreichtum kann Zerschneidung bedeuten

Für Tiere muß nicht unbedingt nur die räumliche, sondern auch die zeitliche Eintönigkeit von Landschaften „unterbrochen“ werden. Den Ausdruck „**Strukturreichtum**“ naturschutzfachlich nur positiv zu besetzen, ist zu simpel. Gewisse Arten brauchen große, einheitliche Lebensräume geradezu. Für die weltweit gefährdete Großtrappe wäre die Pflanzung von Windschutzstreifen ein perfektes Mißmanagement, da sie diese meidet. Sie braucht vor allem eines: weithin baumfreies Gelände. Für das Auerhuhn bedeutet die Zergliederung großflächiger Waldgebiete andererseits letztlich das Aussterben (STORCH 1993). Es ergeben sich also Zielkonflikte, die nur durch konkrete regionale Zieldefinitionen ausgeräumt werden können. Um erfolgreich schützen zu können, müssen wir aber auch wissen, *warum* sowohl Großtrappe als auch Auerhuhn zergliederte Lebensräume „meiden“. Gefällt ihnen das Landschaftsbild einfach nicht mehr, oder verlieren sie dadurch z.B. die Kontrolle über natürliche Feinde?

Das Auftreten eines *Randeffekts* kann die Wirkung natürlicher Feinde oft nachhaltig begünstigen (viele Ränder und lange Grenzlinien zwischen verschiedenen Lebensräumen, z.B. Wald und Feld, erleichtern das Beutemachen, bzw. das Eindringen von Feinden aus einem Lebensraum in den jeweils anderen). Erkennt man nicht, daß in diesem Fall das Zusammenwirken von Landschaftsstruktur und Feindfaktoren der Auslöser für die Gefährdung war, wird man lange am Landschaftsbild oder an den Feinden herumprobieren, ohne eine Linderung der Gefährdung zu erreichen.

### Konflikte beim Schutz unterschiedlicher Arten an einem Ort

Welche Naturqualitäten ermöglichen grundsätzlich eine Koexistenz sehr vieler Arten? Einerseits sind sehr alte Biotope, z.B. Wälder, Wiesen oder alte Hecken reich auch an empfindlichen Arten. Denn nur hier konnten sich Arten mit geringerer Ausbreitungsfähigkeit etablieren. Andererseits sind es jene Orte, wo **Dynamik** stattfindet (z.B. GRASS & MAIR 1999): Tierfraß, Räuber-Beute-Interaktionen, Überschwemmungen, Lawinen, Feuer, oder Windwurf. Nur diese „Katastrophen“, die für die Natur keine sind, drängen oft übermächtig konkurrenzkräftige Arten zurück, und lassen zahlreiche empfindlichere Arten aufkommen. **In der Natur sind zahlreiche Arten an solche „Katastrophenereignisse“ geradezu obligat angepaßt.** Diese „Störungen mittlerer Intensität“ schaffen neue Lebensraumnischen und mindern die Konkurrenz.

Nun gibt es aber Tierarten, die zum Überleben mehrere Lebensräume nebeneinander brauchen, unter Umständen in ganz bestimmten Verteilungen. Es versteht sich von selbst, daß es diese Arten noch viel schwieriger haben. So benötigt eine Auerhuhnpopulation mehrere Waldstadien nebeneinander. Diese können niemals durch statischen Naturschutz großflächig erhalten werden: Das heißt, man würde versuchen, ständig gewisse Waldformen in konstanter Ausformung zu erhalten. Vielmehr müßte man Mut zu Dynamik haben, also den Wald den natürlichen Zyklen überlassen.

Damit sind auch Versuche wie „Ausgleichs“-maßnahmen tatsächlich kein Ausgleich für Verlust von Altem oder Dynamik. Fällt man einen 600jährigen, teilweise abgestorbenen Baum, ist zu fragen, was dies z.B. für das Vorkommen der extrem gefährdeten Totholzinsekten bedeutet. Nicht einmal nach 600 Jahren kann davon ausgegangen werden, daß die Insekten einen als Ersatz gepflanzten Baum schon wieder besiedelt hätten. Denn ihre Ausbreitungsgeschwindigkeit ist sehr gering. Menschengemachte Teiche können die Vielzahl und den Verbund von Tümpeln, die durch die Überschwemmungen eines ungestauten Wildflusses immer wieder neu entstehen, niemals ersetzen.

Je mehr Dynamik im Ökosystem herrscht, umso weniger werden einzelne Arten zu dominant und unterdrücken den Artenreichtum (wie die Buche unter den Pflanzen oder der Rotfuchs

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

In diesem Zusammenhang ist empfehlenswert, für größere Landschaften Biomonitoringprogramme verbreiteter, ökologisch aussagekräftiger Arten zu installieren. „Ökologisch aussagekräftig“ meint: Anzeigen möglichst vieler verschiedener Umweltqualitäten, und zwar großräumig-flächig. Solche können sein: Chemische Durchseuchung der Landschaft, Zustand einzelner Biotoptypen, großräumige Zerschneidung, ausreichende räumliche Verteilung und Kombination von Habitattypen und essentiellen Habitatelementen in der Landschaft, Möglichkeit der Überlebensfähigkeit von Populationen anspruchsvoller Arten (vgl. STEINER 1999). Viele der gewünschten Fragen können am besten durch Tiere an der Spitze von Ökosystemen angezeigt werden, da diese zahlreiche Faktoren aus unteren Ebenen der Ökosysteme in sich vereinigen und ihre Populationen wirklich großräumig agieren, beispielsweise Großraubtiere, Eulen, Greifvögel oder Großspechte. Damit wäre erstmals auch der großflächige Landschaftsaspekt populationsrelevant abgedeckt, während botanische und entomologische Ansätze in der Regel nur für die lokale Feindifferenzierung einsetzbar sind. Das Hauptproblem in der Praxis war aber bisher, daß das großräumige Denken aus dem Auge verloren wurde.

Sind Schutzgebiete nun grundsätzlich überholt?

### Artenschutz, Biotopschutz oder Prozeßschutz

Die Zeit des klassischen *Artenschutzes* ist vorbei. Man hat erkannt, daß man Tiere nicht isoliert von ihrem Lebensraum schützen kann. Man ging zum *Biotopschutz* über. Die gegenwärtig allenthalben durchgeführten „**Biotopkartierungen**“ umfassen in der Praxis aber nur Pflanzenkartierungen. Ein „Biotop“, aus dem die Fauna ausgeblendet wird, ist aber etwas anderes. Dabei wird der klassische Denkfehler begangen, Tiergesellschaften würden mehr oder weniger von Pflanzengesellschaften abhängen (s. unten). Dies trifft aber nur sehr beschränkt auf einige Gruppen wie manche Insekten zu. Um diesen Fehler zu vermeiden, empfehlen führende Naturschutzexperten, von diesem falsch verstandenen Biotopschutz abzurücken und besser *Prozeßschutz* zu betreiben (SCHERZINGER 1996): Das natürliche Wechselspiel einer möglichst vollständigen Artengarnitur aus Pflanzen und Tieren in ihrer natürlichen Dynamik zu ermöglichen.

### Genetische Vielfalt innerhalb und außerhalb des Nationalparks

Für die Erhaltung einer gewissen Artenvielfalt benötigen wir sicherlich mehrere Konzepte nebeneinander.

Eine intelligent und nachhaltig gepflegte Kulturlandschaft allein kann die Arten gewiß nicht sichern (MÜHLENBERG & SLOWIK 1997). Viele Teile unserer Natur können in der Kulturlandschaft nicht überleben, die zahlreiche natürliche Lebensraumtypen einfach nicht aufweist. Beispielsweise totholz- und lichtreiche Waldformen in einem Altersstadium von 200 bis 600 Jahren, oder unbewaldete Flächen, die nicht bewirtschaftet werden, in ausreichender landschaftlicher Dimension (vgl. LEIBUNDGUT 1993, KORPEL 1995, SCHERZINGER 1996, STEINER 2000). An diese Lebensraumtypen sind viele Arten strikt gebunden, wie etwa Totholzbewohner (Baumschwämme, zahlreiche Käferarten, oder Weißrückenspechte, s. z.B. PECHACEK 1995).

Alle diese Lebensräume und Arten können nur in Gebieten erhalten werden, die sich selbst überlassen bleiben (*Totalreservate*). Ein beliebtes (da auch regionalwirtschaftlich belebendes) IUCN-Instrument für Totalreservate ist die Schutzgebiets-Kategorie „Nationalpark“. Zu den wichtigen Maßnahmen zählt hier, daß Forst- und Jagdwirtschaft total ruhen. Der Schutzerfolg für gefährdete Arten muß wissenschaftlich dokumentiert werden. Der Naturschutz kann aber nur weiter an Effektivität zunehmen, wenn darüberhinaus Grundlagenforschung die komplexen ökologischen Zusammenhänge zwischen Tier- und Pflanzenwelt bearbeitet.

Wir brauchen diese Wildniszonen auch deshalb, damit die wechselseitigen Anpassungsprozesse zwischen Tier- und Pflanzenwelt natürlich weiterlaufen können. Man spricht von „Evolutionräumen“ (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 dichterem 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:

- Abiogene Vegetationsdynamik: Bewußte Zulassung von Lawinenstrichen, Windwürfen, Windbrüchen, Hangrutschen, Überflutungen, Waldbränden (vgl. COVINGTON 2000).
- Zoogene Dynamik zur Verstärkung der abiogenen Waldverlichtung: Zulassung der natürlichen Wiedereinwanderung und der Wirksamkeit der Schlüsselarten Borkenkäfer, Biber, Bär, Luchs, Wolf und Elch, begleitet von massiver Öffentlichkeitsarbeit.

### *Haselhuhn*

Für das Haselhuhn werden die Pionierstadien des Waldes in Form von Schlag- und Plenterflächen mit dichtem Laubholz im Nationalpark nicht mehr zur Verfügung stehen.

- Als wichtiger künftiger Lebensraum im Nationalpark sind **Lavinare** mit Fichten-Hasel-Horsten anzusehen. Im Urwald weisen viele Extremstandorte plenterartige Strukturen mit einer gut ausgebildeten Strauchschicht auf (KORPEL 1995). Dies trifft auch auf den Nationalpark zu, wie das Gebiet des Leitersteigs. Die forstwirtschaftlich entstandenen Verjüngungsflächen können aber durch Zunahme natürlicher Verjüngungsprozesse ersetzt werden, die bisher forstlich unterdrückt wurden: Absterbe- und Verjüngungsphasen, die von Borkenkäfervermehrungen, Windwürfen und Windbrüchen ausgehen. Allerdings sind Windeinflüsse im Nationalpark nur untergeordnet zu erwarten (A. GÄRTNER mdl.). Auch die natürliche Überflutungsdynamik entlang des langen unverbauten Bachsystems, zumindest der größeren Bäche, stellt in Form der bachbegleitenden Weichlaubhölzer hervorragende Lebensräume dar (Weiden, Erlen). Von geringerer Bedeutung werden im immerfeuchten Klima Brände sein. Auch Hangrutschungen werden wohl nur lokale Bedeutung erlangen. Auch der rezente Herbivorenfraßdruck durch Schalenwild und Weidevieh dürfte eher wenig effektiv sein, solange Elch, Wildschwein und Wisent nicht maßgeblich zurückkehren.

Laubholz-Verjüngungen an Katastrophenflächen sind auch für andere gefährdete Arten sehr wichtig: So gibt es Hinweise, daß der Dreizehenspecht primär gar kein Fichtenspecht ist, sondern in der Taiga primär die Laubholzverjüngung von Brandflächen nutzte (PECHACEK 1995).

### *Auerhuhn*

- Für das Auerhuhn wird sich die Zunahme von **Altholzbeständen** mit > 150 Jahren im Nationalpark mittel- und langfristig positiv auswirken. Sobald Waldbestände lückig werden, bieten sie die nötige Aussicht zur rechtzeitigen Feinderkennung. Die Abholzung von Altholz war auch der Grund für einen langfristigen Rückgang einer slowakischen Population. Die Abnahme der durchschnittlichen Balzgruppengröße war dabei ein untrügliches Kennzeichen. Sie ging von 9,5 auf 1,9 Hähne pro Balzplatz zurück (SANIGA 1999).
- Folglich wird genau zu prüfen sein, wo aufgrund der Schutzwaldfunktion **Aufforstungen** und Waldbau wirklich unbedingt nötig sind. Auch sollte geprüft werden, ob die Fällung von Borkenkäferbäumen im Inneren des Nationalparks gänzlich eingestellt werden könnte. Jedenfalls sollte mit einer breiten Öffentlichkeitsarbeit über die Rolle von Totholz und Lichtstellen im Wald begonnen werden, damit die Akzeptanz dieser wichtigen waldökologischen Phänomene in der Bevölkerung endlich zunimmt. Dazu sollten bewußt Gefühle und Ästhetik beachtet werden, damit Totholz als „urig, natürlich, wild und schön“ empfunden werden kann, womöglich bereits in der Kinderpädagogik („Nationalpark in der Schule“, vgl. Unterrichtsmaterialiensammlung H. STEINER). Die Ablehnung resultiert nämlich eher aus emotionalen als aus rationellen Gründen.
- Auch die Veränderung des **Gewässerhaushaltes** kann die Bodenvegetation, Deckung, Mäusebestände und Freßfeind-Fauna nachhaltig verändern. Darauf sind Rückgänge in Weißfußland zurückzuführen (PAVLUSCHICK et al. 1999). Deshalb ist darauf zu achten,

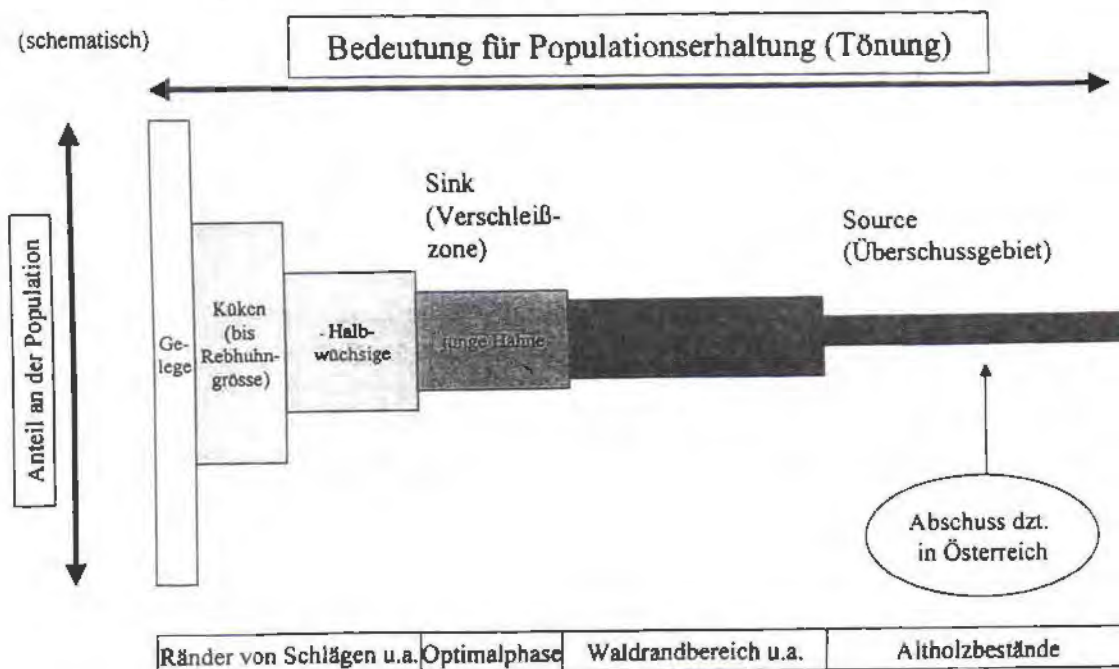
daß alle natürlich vernähten Bereiche, wie Moore und Feuchtwiesen, in ihrem Zustand bewahrt bleiben, und ansonsten Wiedervernässungen in Gang gesetzt werden.

- 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). 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.

## Populationsstruktur und Bestandserhaltung beim Auerhuhn (schematisch)

© H. Steiner

Synthese Mosaik-Zyklus-Konzept + Source-sink-Konzept



In natürlichem Waldentwicklungszyklus über 600 Jahre: Plenter-, Klimax- und vor allem Zusammenbruchsphase (Scherzinger 1996)

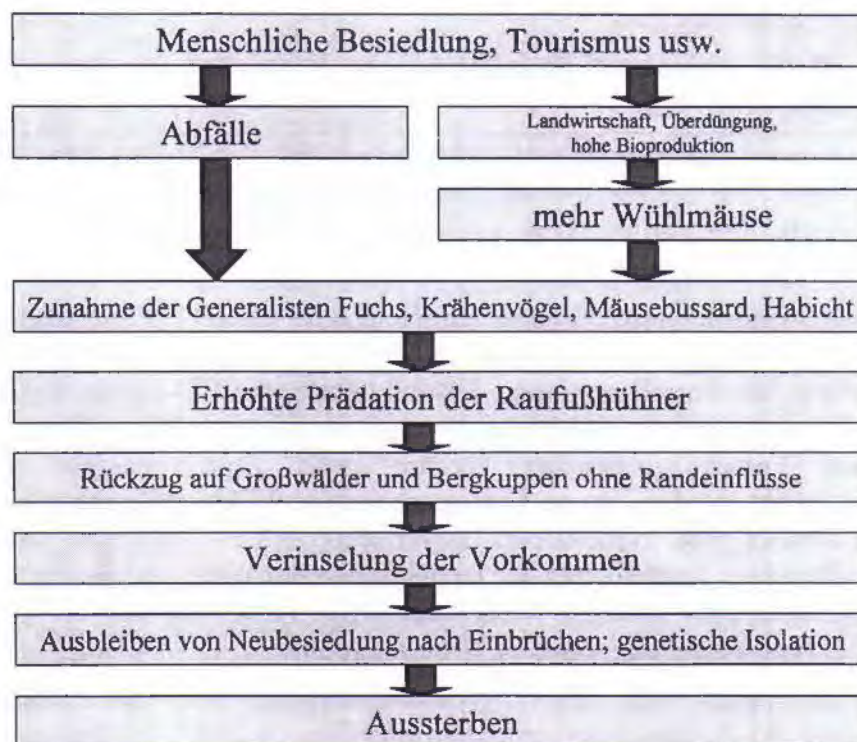
**Abb.:** Verschiedene Populationssegmente des Auerhuhns bewohnen unterschiedliche Waldentwicklungsphasen. Alte Hähne, die die Weibchen befruchten, stellen den kleinsten, aber wichtigsten Populationsteil. Ihre natürliche Mortalität ist am geringsten, Bejagung deshalb schwerwiegend. Das Management hat vor allem auf die Habitate der alten Hähne zu achten.

### *Räuber-Beute-Einfluß*

Räuber-Beute-Beziehungen kristallisieren sich immer mehr als zentrale Steuerungsprozesse in Ökosystemen heraus (vgl. IMS & ANDREASSEN 2000). Die alternative Beute-Hypothese ist auch auf Habicht und Sperber anzuwenden. Jedoch nicht zeitlich, sondern räumlich. Das Vorhandensein von Tauben, Drosseln, Haushühnern und Hähnen ermöglicht einen dauerhaft hohen Habichtbestand. Hohe Singvogel- und Sperlingsbestände ermöglichen dauerhaft hohe Sperberbestände. Diese bewirken dann nebenher in nahrungsärmeren Zeiten (Winter) eine hohe Raufußhuhn-Erbeutung (Sekundäreffekt). Die gesamte Kausalkette ist in nebenstehender Abbildung festgehalten.

### 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.

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 sowie von einem Wald bei Krühub im Raum Kremsmünster/Wartberg überliefert (MAYER 1978). Diese Wälder sind dem Verfasser H. STEINER sehr gut bekannt. Das erste Gebiet betrifft einen langgestreckten Wald von 8 x 0,2-1,4 km Größe, der 14 km von den nächsten geschlossenen Waldgebieten entfernt ist. Im zweiten Gebiet sind die größten vorhandenen Waldinseln lediglich 0,37, 0,23 und 0,11 km<sup>2</sup> groß, und die nächsten geschlossenen Waldgebiete sind 5 km entfernt! Es handelt sich um ein ausgesprochenes Agrargebiet mit < 10 % Waldanteil. All das legt nahe, daß Prädationsrisiko und Mortalität innerhalb des besiedelten Habitates noch wichtiger sein könnten als die Distanz zu anderen Habitaten.

#### *Umsetzbarkeit der fachlichen Ziele*

Zuletzt sei es erlaubt, einige raufußhühnerfreundliche Vorschläge zur Gesamtsituation des Umfeldes zu unterbreiten.

Dank des Engagements der Nationalpark-Mitarbeiter zählt der Nationalpark Kalkalpen im Bereich Natur-Monitoring und Natur-Management zu den führenden im österreichischen und deutschen Vergleich. Die vorliegenden Vorschläge wurden im Bemühen darum erstellt, diesen beschrittenen Weg fortzusetzen.

Erhöhte Mittel sind natürlich unabdingbare Voraussetzung für Schutz und Management. Die Lukrierung von Mitteln könnte erleichtert werden durch Verstärkung der Publikationstätigkeit und Beanspruchung von Forschungsfonds, Herausstellung der EU-weiten Bedeutung vieler Tierarten und Einwerbung von EU-Finanzierungsinstrumenten. Die wirbeltierökologisch-waldökologischen Forschungsintensität könnte durch Zusammenarbeit mit aktiven Wissenschaftlern erhöht werden, um so Diplomarbeiten und Dissertationen im Nationalpark durchführen zu können (vgl. Nationalpark Bayerischer Wald). Außerdem wäre bezüglich Verteilung der Mittel eine Angleichung der faunistischen Forschung an die der Vegetation zu empfehlen, entsprechend der heutigen waldökologischen Forschung und der Verantwortung gegenüber der EU (vgl. Forschungskonzept, STEINER 2000).

Nahezu alle 22 Arten der EU-Vogelschutzrichtlinie, für die rechtsverbindlich Verschlechterungen des Zustandes zu verhindern sind (Natura 2000), können im Nationalpark allein nicht erhalten werden. Die Populationen hängen durchwegs von Gebieten außerhalb der Schutzgebietsgrenzen ab. Die verdienstvollen Anstrengungen der gegenwärtigen Nationalpark-Personals verdienen Unterstützung, und um die komplexe räumliche Situation adäquat managen zu können, wäre zusätzliches Fachpersonal zu verwenden. Idealerweise wäre ein Biologenteam einzusetzen, das die unersetzbaren Felder Populationsbiologie, Gemeinschaftsökologie, Ornithologie mit Ergänzung in Entomologie, Theriologie und Herpetologie abdeckt, als kleinere Variante ein Forschungskordinator für gefährdete Wirbeltierarten.

Hinsichtlich Forschungskonzept wäre ein unabhängiges Monitoring von Fauna und Flora empfehlenswert; erst als zweiter Schritt sollte eine Verknüpfung von Flora und Fauna zur ökologischen Aussage erfolgen. Vom Naturraum ausgehende stichhaltige Modelle von Tierpopulationen könnten ansonsten kaum entworfen werden, zoologische Untersuchungen können so leider nicht „eingespart“ werden (SCHERZINGER pers. Mitt.).

#### *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 Zusammenbruchsphasen 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. Sie könnten auch als Fangplätze zur Besenderung, oder als Plätze für Fotofallen dienen (vgl. Arbeiten von C. FUXJÄGER am Luchs).
- Eine klassische Methode zum Auerhuhn-Monitoring wären Balzplatz-Zählungen. Dazu müßte ein wissenschaftliches Konzept erstellt werden, das durch Nationalpark-Mitarbeiter

zu einem wesentlichen Teil umgesetzt werden könnte. Das heißt aber nicht, daß ständige Rücksprache mit Wissenschaftlern nicht notwendig wäre.

- Eine sparsame Monitoringmethode wäre die Losungssuche auf Zufallsrastern (Auer-, Birkhuhn).
- Beim Haselhuhn gibt es wohl wenige Alternativen zur angewandten Transektmethode.

## Anhang

## 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.

### Feld-Formular Raufußhühner im Nationalpark Kalkalpen nach naturwissenschaftlich-biologischen Kriterien 1.12.2000

- Keinesfalls Doppelaufnahme eines Parameters (bei Mikrohabitat 100 m Minimaldistanz, sonst Rasterfeld von 1x1 km)
- Nullwerte in P.C. eintragen, „?“ bei Nichtbearbeitung
- Geringste Spuren = kleinste Kategorie (1)
- Keine neuen Kategorien einführen

Erstaufnahme der Lokalität (Rasterfeld) oder wiederholte Aufnahme (Vermeidung v. Doppelzählungen): \_\_\_\_\_

Beobachter: \_\_\_\_\_

Datenblatt Nr.: \_\_\_\_\_

Datum: \_\_\_\_\_

Uhrzeit von bis: \_\_\_\_\_

Beobachtungs- bzw. Kontrollort (Geländename): \_\_\_\_\_

Koordinaten: \_\_\_\_\_

Forstrevierkarte: \_\_\_\_\_

Abteilung, Unterabt.: \_\_\_\_\_

#### Methode

(Forstraßenbegehung/Schlagabsuche/Balzplatzzählung/Winterlosungssuche/Lockpfeifentransekt/Ansitz): \_\_\_\_\_

Zurückgel. Gehstrecke/Art des Lock-Versteckes/Haselh. (Forstk. 1:10.000 auf 100 m genau schätzen): \_\_\_\_\_

(Anzahl kontrollierter Baumstümpfe: \_\_\_\_\_)

(Bei Schneedecke: n Laubbäume (-gruppen), unter denen nach Losung gesucht wurde: \_\_\_\_\_)

Seehöhe: \_\_\_\_\_

v.a. MIKROHABITAT:

Exposition (8 Himmelsrichtungs-Sektoren): \_\_\_\_\_

Geländeneigung (1: > 25°, 2: 25-15°, 3: < 15°): \_\_\_\_\_

Lage am Hang (Kuppe/Oberhang/Mittelhang/Unterhang/Tal): \_\_\_\_\_

Entwicklungsphase (Schlag/Jungholz/Stangenholz/Optimalphase/Altholz): \_\_\_\_\_

Krautschicht: Zwergsträucher-Deckungsgrad (1-4) (nur echte Zwergsträucher berücksichtigen; Radius von 30 m): \_\_\_\_\_

Krautschicht-Deckungsgrad insgesamt (incl. Kräuter, Gräser, Gehölze; Radius von 30 m): \_\_\_\_\_

Strauchschicht-Deckungsgrad (1-4, Radius von 30 m): \_\_\_\_\_

Bestandsbildende Arten der Strauch/Krautschicht (1-3 Angaben, z.B. Buche): \_\_\_\_\_

Höhe der Strauchschicht (auf 0,5 m genau schätzen): \_\_\_\_\_

Baumschicht: Kronenschlußgrad (bei Beobachtung im Wald) (1-4; Radius von 30 m): \_\_\_\_\_

Waldbäume (Anteil 1-4; Radius von 30 m): Baumartenzahl: \_\_\_\_\_

Fichte \_\_\_\_\_ Rotbuche \_\_\_\_\_ Tanne \_\_\_\_\_ Kiefer \_\_\_\_\_ Lärche \_\_\_\_\_ Ahorn \_\_\_\_\_ andere Baumarten: \_\_\_\_\_

v.a. MAKROHABITAT:

(Distanz zur nächsten Randlinie + Typ: \_\_\_\_\_)

Distanz zur nächsten Forststraße: \_\_\_\_\_

Distanz zum nächsten Waldrand (auf 10 m genau): \_\_\_\_\_

Exposition des nächsten Waldrandes (1 von 8): \_\_\_\_\_

Struktur nächster Waldrand (1. kahl, hallenartig, ungeschichtet, 2. intermediär, 3. vielschichtig, tiefe Beastung): \_\_\_\_\_

Mögliche Gefährdungen (Zäune, Störquellen, Wege, Jagdeinrichtungen): \_\_\_\_\_

Gefundene Vogelrupfungen und Risse (Arten): \_\_\_\_\_

Ameisenhügel-Vorkommen (1-3/unbek.): \_\_\_\_\_

Vor Ort festgestellte potentielle Prädatoren od. Spuren, Losungen (Raubsäuger, Eulen, Greife, Rabenvögel): \_\_\_\_\_

Witterung (bei dir. Beob., 1-3: gering bis stark/hoch): Wind: \_\_\_\_\_ Temperatur: \_\_\_\_\_ Bewölkung: \_\_\_\_\_

Nachweismethode (Direkte Beob./ Losungen/ Federfund/Huderstellen-Kontrolle): \_\_\_\_\_

ART (A/B/H, „0 A/B/C“ bei Negativnachweis, ev. ?): \_\_\_\_\_

→ gegebenenfalls:

Anzahl: \_\_\_\_\_

sex (M/W): \_\_\_\_\_

Alter (ad./juv.): \_\_\_\_\_

Federart/Zahl (Jugendmauser, Dune, HS, AS, St.): \_\_\_\_\_

Losungsart (Balz-, Blinddarm-, Brut- etc.): \_\_\_\_\_

Losungsstellen Anzahl: \_\_\_\_\_

Verhalten und besondere Habitatnutzung: \_\_\_\_\_

## 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 Bettelfiepens 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).

### Erschwerende Bedingungen

Die klimatischen Bedingungen und die Geomorphologie des Gebietes mit vielen extremen Steillagen erforderten besondere Anstrengungen. So bestanden während der beim Auerhuhn wichtigsten Felderhebungszeit, im April und Anfang Mai, in den Gebieten mit Balzplätzen Schneehöhen von ein bis zwei Meter. Die Forststraßen waren in den interessierenden Lagen meist noch unpassierbar. Dies erforderte lange Anmarschwege zu Fuß und die Überwindung großer Höhenunterschiede. Um diese Erschwernisse so weit als möglich zu entschärfen, wurden von den Mitarbeitern Schneeschuhe eingesetzt und Nächte im Freien verbracht, um rechtzeitig vor Ort zu sein.

Auf der anderen Seite wären organisatorische Probleme, die nicht im Bereich des Projektteams liegen, relativ leicht behebbar und könnten viel mehr für die Effektivität der Untersuchung beitragen. Konstruktive, positive Vorschläge zu Verbesserung der Situation wären konkret:

- Verstärkung bzw. Aufnahme der Zusammenarbeit durch lokale Kenner, die zum Teil als Nationalparkmitarbeiter angestellt sind. Dies betrifft namentlich die Bekanntgabe der Standorte von Auerhuhn-Balzplätzen, wie es international üblich ist. Als Positivbeispiel kann die Zusammenarbeit von Österreichischen Bundesforsten und Wissenschaftlern bei einem Raufußhuhnprojekt im Gebiet von Bad Mitterndorf gelten, die hochinteressante Ergebnisse für alle Seiten bringt. Dies würde der Beschleunigung, Effektivität und Störungsminimierung der Arbeit äußerst dienlich sein.
- Benutzungsberechtigung für alle Forststraßen, die für die Erreichung der Arbeitsgebiete unbedingt notwendig sind, wie z.B. die Klausgrabenstraße als Zugang zum Bereich Sonntagsmauer – Rotgsol.
- Erlaubnis zum Verlassen von Forststraßen nicht nur im April, sondern auch später, im Bereich der Forstverwaltung Molln der Österreichischen Bundesforste. Hier liegen nämlich die wichtigsten Auerhuhn-Vorkommensgebiete (Göritz). Aufhebung der Begrenzung der Anzahl der erlaubten Begehungen sowie des Verbots von Dämmerungsbegehungen, da in dieser Zeit die Raufußhühner am besten zu erheben sind.
- Offene Kommunikation und transparente Offenlegung der Kompetenzbereiche.
- Vereinfachung der Anmeldeformalitäten bei Forschungsaufenthalten im Nationalpark. Bisher wurde dies so gehandhabt, daß bei jedem Aufenthalt das Einverständnis der zuständigen Revierförster einzuholen war. Dies war aber sehr schwer praktikabel: Die Wissenschaftler hatten meist lange Anfahrtswege. Oft waren kurzfristige Umdisponierungen in Abhängigkeit von der Witterung (Regen, Gewitter, Schneelage) oder bei Unpassierbarkeit von Straßen vorzunehmen. Die Förster waren oft schwer erreichbar. In der Praxis lagen die zu untersuchenden Vorkommen häufig an der Grenze mehrerer Jagdreviere. Deshalb war es umso schwieriger, das rechtzeitige Einverständnis aller Revierleiter zu erlangen. Das Hauptargument für die penible Anmeldung war, daß der Jagdbetrieb nicht gestört werden sollte. Allerdings sollte allgemein hinterfragt werden, inwieweit nicht die wissenschaftliche Abklärung der Situation gefährdeter Tierarten wie der Raufußhühner prioritär sein sollte. In der Praxis waren die Angaben einzelner Revierförster über erlaubte Zeiträume und Lokalitäten gegenüber verschiedenen Teilnehmern des Forschungsteams sogar widersprüchlich, was Zweifel an den vorgebrachten Argumenten aufkommen läßt. Wir schlagen vor, daß die Revierförster in Zukunft über die Aufenthalte im Wochenbereich informiert werden sollten. Dann sollte aber freie Beweglichkeit möglich sein.
- Wie können die Revierförster mehr Zeit für die Raufußhühnerhebung erhalten? Der Aufwand für die Schalenwildstandsregulierung ist zwar bereits relativ niedrig (ca. 1 Mannjahr, J. ERBER pers. Mitt.), könnte aber noch weiter vermindert werden. Die Abschluß-Effektivität könnte durch Einsatz von Schalldämpfern und seltene konzentrierte Abschüsse nahe Fütterungen wesentlich erhöht werden. Bisher war das Gegenargument, daß dies in der Öffentlichkeit aus Tierschutzgründen bzw. vielmehr Gründen der „Waidgerechtigkeit“ nicht durchsetzbar wäre. In einem international

anerkannten Nationalpark sollten allerdings nicht Traditionen maßgeblich sein, sondern wissenschaftliche Argumente. Durch gute Öffentlichkeitsarbeit könnte die Akzeptanz durchaus erreicht werden. Dadurch würde viel Arbeitskapazität für die Erfassungen gefährdeter Arten frei, die ja unabdingbare Grundlage für das Nationalparkmanagement sind. Grundsätzlich sind massive Schalenwild-Reduktionen für Naturwälder mit Luchsvorkommen fachlich gar nicht so eindeutig argumentierbar: Große Herbivore haben eine essentielle, waldlichtende Funktion inne, sie sind Schlüsselsteinarten im Ökosystem, von denen zahlreiche lichtbedürftige Organismen abhängen (SCHERZINGER 1996). Außerdem wird durch massive Schalenwildreduktion die Lebensraumqualität von hochgradig gefährdeten oder ökologisch wichtigen Arten wie Luchs, Steinadler, Bartgeier oder Kolkrabe eindeutig verschlechtert.

Aufgrund der positiven Erfahrungen mit dem Projektteam wurde der Umgang im Revier Sengsengebirge Süd bereits in Richtung dieser Vorschläge gehandhabt.

### Zeitaufwand

Der Zeitaufwand für die spezielle Felderfassung der einzelnen Arten wurde für das Auerhuhn am relativ höchsten kalkuliert, während er für das Birkhuhn am niedrigsten angesetzt war (s. Tabelle). Dies war deshalb der Fall, weil die Management-Implikationen im Auerhuhn-Lebensraum, dem Wald, am schwerwiegendsten waren.

Art	Auerhuhn	Birkhuhn	Haselhuhn	nicht zugeordnet
Zeitaufwand pro Jahr (Tage)	33	12	16	35
Zeitaufwand insgesamt (Tage)	99	36	42	105

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

- I. 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: Einschluß 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 Strauchschicht 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 Auerhennen gelten, da sie im Unterschied zu alten Hähnen durch Habichtprädation gefährdet sind.
- II. Falls Deckung wichtiger ist als das Nahrungsangebot, diese beiden Faktoren aber korrelieren, sollten die Korrelationen zwischen dem Vorkommen und der Deckung stärker sein als zwischen dem Vorkommen und der Nahrung.
- III. Die Verteilung der Bergstöcke sollte eine wichtige Voraussetzung für die Strukturierung der Metapopulation sein.
- IV. Die Populationsstruktur sollte ein Indikator für eine mögliche aktuelle Gefährdung der Population sein, und zwar ein Überwiegen von Hennen im Geschlechterverhältnis (vgl. KLAUS et al. 1986).

Die erste Arbeitshypothese ist nicht einfach zu testen, da andere Faktoren die gesuchte Struktur „Feindsicherheit“ überlagern, wie warmes Kleinklima und Nahrungsreichtum (Beeren, Knospen, Insekten). Es ist sozusagen ein *trade off* zwischen Nahrungsdichte und Feindsicherheit zu erwarten: Bei exzellentem Nahrungsangebot sollte ein größeres Feindrisiko in Kauf genommen werden. Wir gehen aber davon aus, daß dieser *trade off* deutlich in Richtung Sicherheitsbedürfnis verschoben ist. Darauf weisen auch Literaturangaben hin, daß beim Fehlen einer bestimmten Nahrungspflanze eine Umstellung auf andere erfolgen kann (KLAUS et al. 1986).

### Analyseebenen

Tiere wählen ihren Lebensraum nach verschiedenen räumlichen Maßstäben („*problem of scale in ecology*“). In dieser Untersuchung wurden folgende Maßstäbe berücksichtigt:

#### I. Mikrohabitat

Standortwahl des Individuums innerhalb des Ensembles eines Waldbestandes oder im Grenzbereich mehrerer Waldbestände. Diese Ebene wurde durch eine Aufnahme an Raufußhuhn-Fundpunkten im Gelände quantifiziert, die die Struktur in einem Bereich von ca. 30 m Umkreis beschrieb (s. Datenblatt).

## II. Makrohabitat

Standortwahl des Individuums auf dem Niveau der Größe eines Jahres-Streifgebietes (beim Auerhuhn 1 bis  $> 5 \text{ km}^2$ , beim Haselhuhn etwa  $0,5 - 1 \text{ km}^2$ ; STORCH 1993, BERGMANN et al. 1996). Hierfür sind Parameter in einem Umkreis von 1-2 km von Belang. Das Makrohabitat wurde anhand der Waldbestandskarte 1:10.000 bewertet, woraus Altersphase, Bestandstextur, Altersverteilung, Flächenmosaik und Zerschneidungen entnommen wurden.

## III. Population

Großräumige Verteilung von Vorkommenspunkten im Bereich lebensfähiger Subpopulationen, die einen Metapopulationsverband bilden. Hierfür sind Landschaftsbereiche von  $100 \text{ km}^2$  bis  $1000 \text{ km}^2$  zu betrachten.

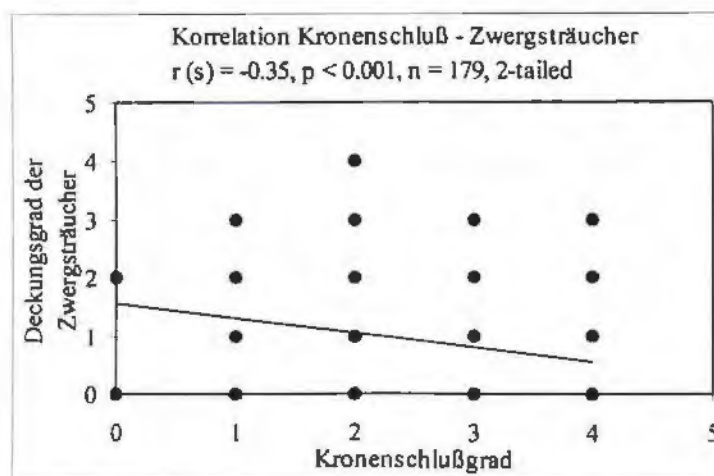
Die Betrachtungsebene der Population ist sehr wichtig. Denn ein Individuum kann auch in schlechten Lebensräumen (*sink*-Habitaten) leben, die eigentlich Lebensraumfallen darstellen. Es ist schwer zu beurteilen, um welches Individuum es sich im einzelnen handelt. Auf Populationsebene können jedoch optimale Zentren und pessimale Randvorkommen am Verbreitungsbild erkannt werden. Am wünschenswertesten wäre es aber, für Teilgebiete die Produktivität, und noch besser die Mortalität festzustellen. Darauf sollten sich zukünftige Untersuchungen konzentrieren.

### 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  $> 5 \text{ km}^2$  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.

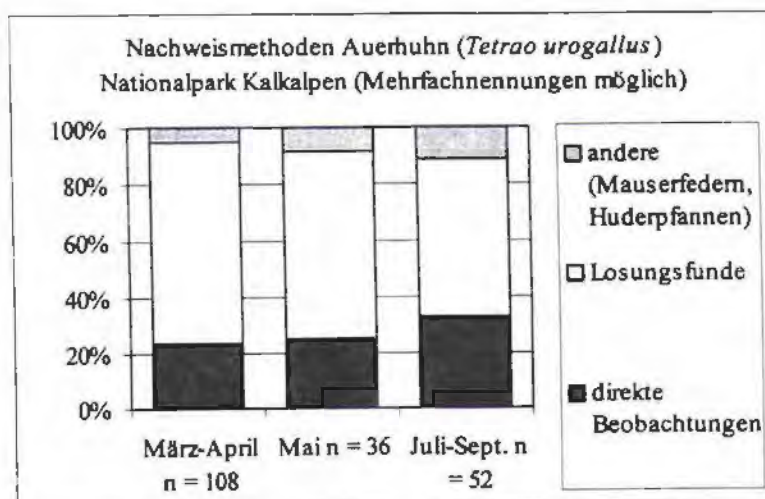
Im Rahmen des Endberichtes soll das Datenmaterial mit Zufallsdaten über die Lebensraumstruktur verglichen werden, sowie alle Aussagen mit gängigen Verfahren der Biostatistik abgesichert werden. Ein Vergleich der Lebensraumwahl der einzelnen Raufußhuhnarten ist bereits jetzt möglich.

### Spezielle Methoden Auerhuhn

#### *Rasterkartierung für Verbreitung und Metapopulationsstruktur*

Das Gesamtgebiet wurde linienförmig begangen (Transekt-Ansatz). Für die qualitative Erfassung des Vorkommens in Rasterquadranten 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 (KLAUS et al. 1986). Dies waren vor allem Schlagränder und Forststraßen. Die Losung hat beim adulten Hahn einen Durchmesser von 10-12 mm, bei der Henne von 8-9 mm, die Brutlosung ist knollenförmig und die fladenförmige Blinddarmlosung tritt meist an Schlafplätzen auf (Abb. 11 in KLAUS et al. 1986). Die Spurenkartierung erfolgte vor allem im Juli und August. Dadurch konnten auch Vorkommensteile mit Bruterfolg bestätigt werden.
- Nutzung des biphasischen Aktivitätsrhythmus, also der morgens und abends erhöhten Aktivität (KLAUS et al. 1986).
- Akustische Registrierung des polternden Fluggeräusches von einfallenden oder auch auffliegenden Vögeln.



**Abb.:** Der Anteil direkter Auerhuhn-Kontakte steigt im Jahresverlauf, während Losungsfunde am stärksten im Frühjahr bei Schneedecke vertreten sind.

#### *Balzplatzzählungen*

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 einfallenden 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 ist sie etwa Mitte April 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 Birkhühnerfassung 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):

*Ständige Erfassung durch sämtliche Nachweismethoden während aller Aufenthalte im Gebiet*

- Kartierung von spontanem Gesang, spontanem Plittern, spontanem Burren, auffliegenden Vögeln, auch während der Auerhuhnkartierung. Die Fortbewegung erfolgte möglichst lautlos, gelegentlich konnte mit dem Pfeifchen gelockt werden. Haselhühner flogen vor allem während Fahrten mit dem PKW auf Forststraßen auf, während sie bei Fußgängern wahrscheinlich eher wegliefen und sich drückten. Dabei stellten sich die Zeiträume der Abend- und besonders Morgenstunden als am ergiebigsten heraus. Für künftige Erhebungen wäre zu überlegen, Forststraßen gezielt am Ende von Regenperioden zu befahren, da die Hühner dann die Traufenwirkung und Nässe der Vegetation meiden und die freien Stellen an den Forststraßen aufsuchen (W. STECHER in verb., analoge Eigenbeob. bei Fasan).
- Kartierung von Losungen, Mauserfedern und Huderpfannen, auch während der Auerhuhnkartierung. Federfunde ermöglichten es, eine Verwechslung von Losungen mit jungen Auerhühnern auszuschließen. Losung war im Winterhalbjahr auf dem Schnee gut zu sehen, konnte aber auch gezielt im Sommer auf Baumstümpfen an Schlagrändern aufgefunden werden. Davon abgesehen, wurde an Wegrändern und Wurzelaufwürfen in geeigneten Habitaten nach Staubbadeplätzen gesucht. Diese wurden fallweise zu späteren Zeitpunkten erneut kontrolliert.

*Gezielte Kartierung kleiner Teilflächen mit Hilfe der Lockpfeife (BERGMANN et al. 1996)*

Das optimale Lockinstrument stellt die nordische Metallpfeife dar (SCHERZINGER pers. Mitt.); neben dieser wurde noch ein weiterer Pfeifchentyp verwendet.

Für jeden Bearbeiter wurden acht Kartierungstage pro Jahr veranschlagt. Als jahreszeitlich optimale Periode wurden September und Oktober gewählt, tageszeitlich erwiesen sich die Abend- und vor allem die Morgendämmerung als am besten geeignet.

Die erfaßten Gebiete wurden nach augenscheinlich guten Habitatbedingungen ausgewählt (großflächigere Laubholzverjüngungen mit Fichtendeckung, meist in Bachnähe). Im Jahr 2000 handelte es sich um folgende Gebiete (siehe Anhang):

1. Vorderer Rettenbach: Lackerboden - Teufelskirche - entlang der Forststraße - Untere Pernkopfalm - Bartlertalhütte - Langer Graben - Gösseboden. Die Höhererstreckung umfaßte 540 – 1130 m, die Länge 6 km.
2. Hinterer Rettenbach.
3. Leitersteig bis Laubkögerl, sowie Eisboden.

Es wurden folgende Standardisierungen verwendet (vgl. SWENSON 1991, BERGMANN et al. 1996: 42):

- Die Kontrollpunkte hatten in mindestens 150 m Abstand zu liegen, jedoch war das Vorhandensein eines geeigneten Versteckes prioritär. Als Verstecke wurden Jungfichtenhorste, starke Baumstämme, Steilböschungen, Jagdkanzeln, Jagdhütten und die Hohlräume unter kleinen Wildbachbrücken genutzt, zum Teil in Kombination.
- Zwischen den Kontrollpunkten war auf leise Fortbewegung zu achten.
- Nach Bezug des Kontrollpunktes war 5 – 15 Minuten ruhig zu verharren.
- Anschließend war 6 Minuten lange alle 30 Sekunden eine Strophe zu pfeifen, in Summe also 12 Strophen. Die Strophen sollten aber nur in gedämpfter Lautstärke imitiert werden.
- Nach der letzten Strophe war noch 15 Minuten ruhig zu verharren, ehe der nächste Kontrollpunkt aufgesucht wurde.

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 Uhuerfassung 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. 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.

## Ergebnisse

### Populationsentwicklung in den letzten 20 Jahren

#### Fachliteratur und Facharchive

Die Fachliteratur stellte sich als einzige wissenschaftlich brauchbare Methode heraus, um verlässliche Aussagen zur Areal- und Bestandsentwicklung in den vergangenen 20 Jahren zu machen. Die Aussagekraft der Jagdstatistik wäre erst bei wesentlich größeren Stichproben von statistischer Sicherheit. Die Befragung brachte z.T. widersprüchliche, subjektive Einschätzungen mit großer zeitlicher Streuung, die Vergleiche und Trendangaben erschwerte. In einigen Fällen wurden jedoch auch genauere Informationen dargeboten, die allerdings nur auf lokaler Ebene verwertbar waren. W. STECHER gibt an, daß vor einigen Jahrzehnten im Revierbereich Görzitz noch zahlreiche Auerhähne beim Abend-Einfall „auf einen Streich“ erlegt werden konnten; diese Situation ist heute undenkbar.

Das Auerhuhn und das Birkhuhn waren in Oberösterreich am Beginn des 20. Jahrhunderts in den Tieflagen noch regional verbreitet, wie etwa im Inn- und Hausruckviertel. Diese Vorkommen sind seit Jahrzehnten erloschen (MAYER 1967). In den letzten Jahrzehnten starben Auerhühner aber auch in den Mittelgebirgslagen aus. Dies betraf den Kobernauber Wald und die meisten Gebiete im Mühlviertel. Im Böhmerwald sind die Populationen zur Zeit allem Anschein nach unmittelbar am Erlöschen. Nur ausgedehnte höhere Lagen über 1000 m weisen noch größere Vorkommen auf. Dies betrifft in Oberösterreich das Alpengebiet. Der stetige Rückgang ist bis heute nicht zum Stillstand gekommen. Auch in den Alpen erfolgte ein Rückzug aus den tieferen Lagen. Die Tatsache einer Schrumpfung des randalpinen Areals ist unbestreitbar (vgl. MAYER 1991). Diese Aussagen gelten auch für die Nationalparkregion (MAYER 1997).

Die analoge Schrumpfung des Birkhuhn-Areals wird von SCHMALZER (1988) detailliert beschrieben. Für die angrenzenden, ehemals zahlreichen Moor-Populationen Salzburgs finden sich Angaben bei WOTZEL (1967). Auch hier fanden Abschüsse viel zu lange statt. In Böhmen wurde der langfristige Rückgang auf Meliorationen sowie die Zunahme von Wildschwein und Fuchs zurückgeführt (HERTEL & JÄGER 1995).

Der Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft am öö. Landesmuseum ist es auch zu verdanken, daß beim Haselhuhn eine Dokumentation über die Arealentwicklung in Oberösterreich vorliegt (G. MAYER 1978). Aus dem Raum des Nationalparks Kalkalpen wurden darin die Angaben nebenstehender Tabelle publiziert (meiste Angaben nach F. MAYER briefl. 1968). Allerdings ist nicht angegeben, nach welcher Methode die Informationen erhoben wurden (Befragungen bei Jägern, Eigenbeobachtungen). Wir gehen davon aus, daß die Angaben als Mindestbestände zu werten sind.

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).

Wissenschaftlich fundierte Aussagen über den Status von Populationen und Änderungen des Status existierten bis heute nicht. Darunter verstehen wir 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/Größenberg 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 Lösungsfunde eines Männchens.

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

#### Lokale Informationen

Im ersten Untersuchungsjahr flossen von Nationalparkmitarbeitern nur sehr wenige orts- und zeitbezogene Daten über Raufußhühnvorkommen an das Projektteam. Jägerbefragungen zu Auerhuhn und Birkhuhn wurden bisher zum Großteil von F. REITERER und J. ERBER durchgeführt (Tab.). Allerdings lassen sich aus diesen Daten aufschlußreiche Informationen über die mittleren Seehöhen und die mittlere Distanz der Balzplätze gewinnen.

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> Annerlstieg - Hochkogel - Plaißabach/Bläckerboden - Hochzöbel - Hochkogel/Lärchkogel - Quenkogel - Schwarzkogel -	23

Laussabaueralm - Hochsur - Mitterberg - Zeitschen - Langfirst	
<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 jeglicher 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 vorprogrammiert.

Ausagen über Bestandsveränderungen kann in Zukunft nur ein naturwissenschaftlich-ornithologisches 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.

### Aktuelle Verbreitung

Eine Karte mit der detaillierten Darstellung aller Vorkommen wird gesondert nachgereicht. Eine fundierte Interpretation des gesamten Metapopulationssystems erscheint erst nach Bearbeitung des gesamten Untersuchungsgebietes sinnvoll.

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
4. Wasserboden-Großer Reitpfadkogel-Roterd-Plaißaberg

Nördliches Sengsengebirge:

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

Südliches Sengsengebirge:

1. Mayralm

Südwestliches Hintergebirge:

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

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
- Tieflinghütte/Karlmauer
- Bärenkogel/Große Klausen

Beim Haselhuhn wurden bisher 38 Vorkommen lokalisiert, die über alle untersuchten Gebiete verteilt sind.

## Populationsdichte mit Angaben über Populationsstruktur und Fortpflanzungserfolg

### Populationsdichte

Die Abundanz des **Birkhuhns** wurde bisher in zwei Gebieten gemessen. Dabei handelte es sich vermutlich um die beiden besten Birkhuhn-Lebensräume des Nationalparks Kalkalpen, sieht man vom Schwarzkogel-Gebiet im Hintergebirge ab. Die Dichte erreichte 3 Hähne/km<sup>2</sup> bzw. 1,6 Hähne/km<sup>2</sup> (Tab.). Zur Interpretation der Befunde ist darauf hinzuweisen, daß die Untersuchungsgebiete (zur Lage siehe Karten im Anhang) unterschiedliche naturräumliche Voraussetzungen aufweisen. Beim Gebiet „Rotgsol“ handelt es sich um ein beweidetes Gebiet, während das zweite untersuchte Gebiet an der Südseite des östlichen Sengsengebirges im Bereich der Waldgrenze liegt.

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 sehr gering.

Gebiet	Fläche	Seehöhe	Anzahl Hähne	Abundanz (Hähne/100 ha)
Rotgsol	1 km <sup>2</sup>	1400-1560 m	3	3
Roßkopf – Steyreck – Mayrwipfl – Gieranger – Eisboden	5 km <sup>2</sup>	1400-1736 m	(7-) 8	1,6
Summe/Durchschnitt	6 km <sup>2</sup>	1400-1736 m	11	1,83

Tab.: Abundanzen des Birkhuhns im Nationalpark Kalkalpen.

Beim **Haselhuhn** wurden bisher an der Südflanke des Sengsengebirges großräumig recht hohe Bestandsdichten festgestellt (Tab.). Dies ist wohl primär darauf zurückzuführen, daß im Gebiet Weichlaubhölzer noch verbreitet vorkommen und zahlreiche Verjüngungen vorhanden sind. Letztere gehen einerseits auf die Forstwirtschaft zurück, andererseits treten auch nennenswerte Naturverjüngungen wie Lawinenzüge und Bachläufe auf.

Transektgebiet	Seehöhe	Transektlänge	Fläche	Reviere	Reviere/ km	Abundanz (Reviere/ 100 ha)
1. Vorderer Rettenbach***	540-1130m	6 km	96 ha	(5-) 7	1,2	7,3
2. Hinterer Rettenbach (17 Kontrollpunkte)	580-940m	2* (5,5) km	32 ha	3	1,5	9,4
3. Salztal-Patzlberg-Leitersteig-Laubkögerl- Mayralm-Eisboden (10+3+2 Kontrollpunkte)	920-1410m**	4,7 km (2,5+1,5+0,7)	75,2 ha	mind. 5 (ev. 7)	1,1	6,6
Summe/Durchschnitt (Wichtung der Flächen)	540-1410m	12,7 km	203,2 ha	15	1,2	7,4

\* Besiedelter Teil. Da für den Teil ohne Feststellungen kein sicherer Negativnachweis angenommen werden kann, beziehen wir die Abundanz auf den Teil, in dem wir von einer vollständig erfaßten Abundanz ausgehen.

\*\* Höhe des besiedelten Bereichs.

\*\*\*Das Transektgebiet Nr. 1 wurde mehrfach auch mittels Aufscheuchmethode begangen, die Gebiete Nr. 2 und 3 etwa zwei- bis dreimal nur mit Lockpfeife.

**Tab.:** Erste Ergebnisse der Transektehebungen beim Haselhuhn mittels Lockpfeife und Aufscheuchmethode im Herbst 2000. Die festgestellten Abundanzen wurden nach folgender Methode berechnet: Der erfaßte Streifen entlang der Transekte wurde nach WIESNER (zit. in BERGMANN et al. 1996) und SWENSON (1991) mit beidseitig 80 m angenommen. Es kann damit gerechnet werden, daß mit dieser Methode etwa 82 % der Hähne erfaßt werden (SWENSON 1991). Wir gehen davon aus, daß der Großteil der Reviere von Paaren bewohnt wurde, da häufig ein Paar-Partner akustisch oder optisch wahrgenommen werden konnte. Wie groß dieser Anteil genau ist, soll in den Folgeberichten behandelt werden.

Die ermittelten Abundanzwerte erlauben eine erste vorsichtige Hochrechnung für den Bestand der Nationalpark-Region. Die Transekte liegen nach der fünfteiligen Habitat-Kategorisierung von ERBER (2000) überwiegend in der mittleren Kategorie „geeignet“, zum geringen Teil auch in der zweitbesten Kategorie „gut geeignet“. Die Kategorie „geeignet“ nimmt im Ganzjahreslebensraum etwa 31 % der Gesamtfläche ein. Verwendet man diesen Wert für 200 km<sup>2</sup>, so kann der Bestand für 62 km<sup>2</sup> hochgerechnet werden. Für diesen Teil ergibt sich somit ein Bestand von rund 460 Revieren. Geht man davon aus, daß der Großteil Paarreviere waren, erhält man für das Frühjahr die doppelte Zahl an Individuen. Weiters könnte man vereinfacht annehmen, daß diese durchschnittliche Dichte für 50 % des Gesamtgebietes zutrifft, und der Rest vernachlässigbar besiedelt ist. Für dieses Szenario ergibt sich ein Bestand in der Größenordnung von 740 Revieren auf 200 km<sup>2</sup>. Es gibt jedoch Grund zur Annahme, daß die untersuchten Habitate, die oft entlang von Bächen lagen, in Wirklichkeit bessere Habitate darstellten als die luftbildbasierte Bewertung von ERBER (l.c.). Dann wäre der Gesamtbestand entsprechend geringer, möglicherweise in einer Größenordnung von 50 % (300-400 Reviere). Jedenfalls sind bisherige Angaben, wie „mindestens 11 Paare im Sengsen- und Hintergebirge“, zu revidieren (HOCHRATHNER 1995).

Bisher waren aus ganz Österreich noch keine Siedlungsdichtewerte für das Haselhuhn bekannt (Atlas der Brutvögel Österreichs, DVORAK et al. 1993), obwohl Österreich das wichtigste Haselhuhn-Land in Mitteleuropa ist.

Nach fünf Angaben in BERGMANN et al. (1996) beträgt die Herbstdichte in mitteleuropäischen Bergmischwäldern etwa 4,4 bis 11 Vögel/100 ha. Um diese Angaben mit der vorliegenden Untersuchung vergleichen zu können, könnte man die hier festgestellte Dichte von 7,4 Revieren/100 ha in 15 Vögel/100 ha umrechnen (Annahme von Paaren, s.o.). Bei der Annahme von 50 % Einzelvögeln käme man immer noch auf 11 Vögel/100 ha. Die Abundanz ist demnach als sehr günstig einzuschätzen. Mitteleuropa kann allerdings nicht mit Verhältnissen der Taiga verglichen werden, wo herbstliche Durchschnittswerte bis 65 Vögel/100 ha erreicht werden (Angara-Gebiet, BERGMANN et al. l.c.).

## Populationsstruktur

### Balzgruppengröße

Die Balzgruppen beim **Birkhubn** umfaßten im Jahr 2000 meist nur einzeln balzende Hähne. In zwei Fällen wurden Gruppen von drei Hähnen festgestellt (Tab.). Im Mittel betrug der Wert 1,5 Hähne/Balzplatz (n = 8).

Diese Werte sind im internationalen Vergleich als bescheiden einzustufen, auch bezüglich der nördlichen Kalkalpen und Zentralalpen, wo Balzgruppen mit bis an die 20 Hähnen bekannt

sind (vgl. SCHUSTER & D'OLEIRE-OLTMANN 1994). In Vorarlberg erreichen Balzgruppen bis zu 15 Hähne (KILZER 1991b).

Dennoch ist das Birkhuhn als das am wenigsten gefährdete Raufußhuhn des Nationalparks anzusehen, da der Lebensraum im Vergleich zu den eigentlichen Waldhühnern die geringste anthropogene Gefährdung zeigt.

Für das Birkhuhn wird es besonders wichtig sein, daß der Tourismus in Bahnen gelenkt werden kann, bzw. das Besucherlenkungskonzept auf diese Art abgestimmt wird. Ansonsten kommt es zu schweren Beeinträchtigungen bei der sensiblen Synchronisation während der Balz und Befruchtungsphase, während der empfindlichen Legephase sowie der Jungenführungsphase. Auch der Zugriff von Prädatoren, z.B. Kolkraben, wird dadurch erleichtert.

- Gebiete mit Birkhuhn-Vorkommen sollten von Mai bis Juli von Touristen nicht betreten werden. Dies betrifft akut das Gebiet Rotgsol.
- In diesem Zeitraum sollte auch kein Weidevieh aufgetrieben werden.

Ort	Anzahl Hähne
Rotgsol	3
Spering/Schillereck Nordseite	1
Roßkopf	3
Steyreck	1
Mayrwipfl	1
Giereranger	1
Eisboden	1
Haltersitz	1
Durchschnitt	1,5 (n = 8)

**Tab.:** Balzgruppen-Größen beim Birkhuhn während der Balzzeit im Jahr 2000 (Sengsengebirge). In Zukunft soll die Balzgruppengröße auch in Relation zur Größe offener Habitate und zur Seehöhe gesetzt werden. Dadurch kann auf die Lebensraum-Bevorzugung geschlossen werden.

### *Geschlechterverhältnis*

Zu den geeignetsten Methoden zur Feststellung des Geschlechterverhältnisses beim **Auerhuhn** zählen vollständige Erhebungen an den Balzplätzen während der Hauptbalzzeit. Da sich diese über einen sehr kurzen Zeitraum erstreckt und bisher Nationalparkmitarbeiter an den Untersuchungen noch nicht teilnahmen, konnte diese Methode erst kaum angewandt werden. Eine Reihe anderer Ansätze ist in einer Tabelle dargestellt.

Methode	Losungen April bis Mitte Mai	Losungen Juli bis September	Mauserfedern Mai bis September	Direkte Beobachtung April bis Mitte Mai	Direkte Beobachtung Juli bis September	Zufalls- beobachtungen Nationalpark- Mitarbeiter März-Mai	Zufalls- beobachtungen Nationalpark- Mitarbeiter Juni-November
n gesamt	106	20	24	38	19	22	46
M.	65	9	10	21	10	12	24
W.	41	11	14	19	9	10	22

M./W.	1,59	0,82	0,71	1,11	1,11	1,20	1,09
-------	------	------	------	------	------	------	------

**Tab.:** Geschlechterverhältnis des Auerhuhns (Hähne zu Hennen) nach verschiedenen Methoden (vorläufige Ergebnisse, die vorsichtig interpretiert werden sollten). Die Zufallsbeobachtungen durch Nationalpark-Mitarbeiter beinhalten das Datenmaterial von 1999 bis zum 14.12.2000. In diesem Material werden Alt- und Jungvögel nicht unterschieden, sodaß einzelne enthaltene Jungvögel nicht ausgeschlossen werden können.

Bei den unterschiedlichen Methoden bestehen unterschiedliche Fehlermöglichkeiten. In Losungsfunden zur Balzzeit überwiegen wahrscheinlich Hähne, da vermutete Balzplätze verstärkt bearbeitet wurden. Andererseits sollten sich um diese Zeit auch die Hennen dort aufhalten. Im Sommer halten sich Hähne bekanntlich eher im Althölzern auf, während Hennen eher offene Bereiche bevorzugen. Deshalb könnten in Sommerlosungen Hennen überproportional erfaßt worden sein. Bei Direktbeobachtungen fallen Hähne möglicherweise stärker auf als Hennen und sind deshalb auch hier überrepräsentiert, besonders bei Zufallsbeobachtungen durch Nationalpark-Mitarbeiter. Die statistische Chance von Mauserfederfunden sollte weniger geschlechtsabhängig sein, obwohl auch hier die größeren Hahnenfedern auffälliger sind. Hier wurde ein Hennenüberschuß gefunden. Sollten also die Federfunde die Realität am besten widerspiegeln, wäre mit einem Hahnenmangel zu rechnen, wie er für gefährdete Populationen charakteristisch ist. Wiederum ist allerdings einzuschränken, daß Hennen-Habitate möglicherweise selektiv frequentiert wurden, da Schlagränder gezielt abgesucht wurden, während ausgedehnte Althölzer als bevorzugte Hahnenhabitate bekannt sind. Insgesamt ist die Datenlage aus dieser Sicht noch unbefriedigend, jedoch ist im Laufe der beiden Folgejahre mit einer zufriedenstellenderen Datenstruktur zu rechnen.

Das Geschlechterverhältnis von männlichen zu weiblichen Vögeln betrug in Auerhuhn-Gesperren (siehe unten) 2 : 4, 0 : 3 und 2 : 1. Das ergibt im Durchschnitt 1 : 2 (n = 12 Junge).

#### *Trupfgrößen*

Die Anzahl von Auerhennen betrug von April bis Anfang Mai 6 x 1, 4 x 2 und 1 x 3 Tiere (n = 11 Trupps).

#### **Fortpflanzungserfolg**

Reproduktionsnachweise beim Auerhuhn gelangen 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.
2. Nordöstlich Mieseck: Am 6.7.2000 befanden sich mindestens 3 über vierwöchige Jungvögel unter Farnen, während die Henne auf einem Baumstumpf gegen Kolkraben 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 in Begleitung eines adulten Hahnes gesichtet (Mieseck), und am 29.8.2000 ein diesjähriger in Begleitung eines adulten (Gschwandnerlucke).

3. Sinnreitnerboden: Am 8.8.2000 wurden ein Hahn, eine Henne und 6 Jungvögel an einer Forststraßenböschung nachgewiesen. Wahrscheinlich dieselbe Familie wurde auch von Herrn FAHRNGRUBER mehrmals beobachtet (gleiche Jungenzahl, bis in Bereich Gschwandnerlucke). Am 31.8. wurden Jugendmauserfedern von mindestens 3 Individuen an 3 – 4 Huderstellen gesammelt.
4. Schallhirtboden: Im Juli und August 2000 wurde eine Henne mit 4-5 Jungvögeln auf einem Schlag beobachtet (Mitt. Hr. FAHRNGRUBER).
5. Zöbelboden: Am 8.8.2000 wurde eine Henne mit drei Jungvögeln in einem *Rubus*-Bestand angetroffen.
6. Mayralm: Am 20.8.2000 wurden Jugendmauserfedern sichergestellt.
7. Dürreneck, Maierreut, Augustinkogel: In diesem Bereich wurden auf > 5 Schlägen massive Losungskonzentrationen festgestellt, die wahrscheinlich von Familientrupps stammen (Schlagränder als Jungenhabitate). Außerdem wurde im Juli/August ein Familientrupp gesehen (Mitt. Hr. SCHOIBWOHL). Am 30.8. wurde wahrscheinlich ein diesjähriger Hahn nachgewiesen.

Somit ergeben sich als Brutgrößen 3, >3, 4-5, 5 und 6. Diese Werte sind aufgrund unterschiedlichen Alters nicht direkt vergleichbar. Sie beziehen sich auf halbwüchsige Junge im Juli und Anfang August. Besser vergleichbar wären fast ausgewachsene Jungvögel kurz vor der Familienauflösung.

Der Bruterfolg kann anhand des Verhältnisses von führenden zu nicht führenden Hennen im Sommer abgeschätzt werden. Dieses Verhältnis betrug im Jahr 2000 6 : 3, was zwei Drittel Bruterfolg bedeuten würde.

Jungeführende Hennen hielten sich überwiegend in halboffenen Habitaten mit dichter Bodenvegetation auf. Dies kann als Schutzstrategie gegenüber Luftfeinden interpretiert werden. Solche Habitate waren der Gras- und Krautbewuchs an Forststraßenrändern oder kleinere Schläge.

Um den Kenntnisstand zu verbessern, sollen auch Brutnachweise aus der Zeit vor dem Jahr 2000 aufgeführt werden. Einer ist aus dem Gebiet „Spannriegl“ von der Sengsengebirgs-Südseite bekannt (1990er Jahre, mdl. Mitt. B. SCHÖN). Das Habitat betraf einen Waldrand an einer 500 x 200 m großen Wiesenlichtung, auf der sich alte Gebäude befinden. Die Höhenlage betrug nur etwa 750 m. Im weiteren Gebiet gibt es lichte Kiefernwälder mit dichten Zwergstrauch-Beständen. Im Bereich des Eisenecks, wo auch 2000 ein Brutnachweis gelang, wurde Ende der 1990er Jahre ein Neuner-Gelege entdeckt. Es befand sich im unterwuchsarmen Altholz unter einer säbelförmigen Lärche. Entdeckt wurde es im Zuge von Holzfällungsarbeiten für den Eigenbedarf durch den Pächter der Feichtaualm. Obwohl die Henne vom Gelege gescheucht wurde, kehrte sie bald wieder darauf zurück. Allerdings wurde das Gelege nach wenigen Tagen wohl von einem Fuchs geplündert (Mitt. R. MAYR). Dies könnte darauf zurückzuführen sein, daß der Fuchs den menschlichen Spuren nachging. Für das Management ist daraus zu folgern, daß während der Brutzeit (Mai bis Juni) keine Holzarbeiten mehr durchgeführt werden sollten.

## 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.

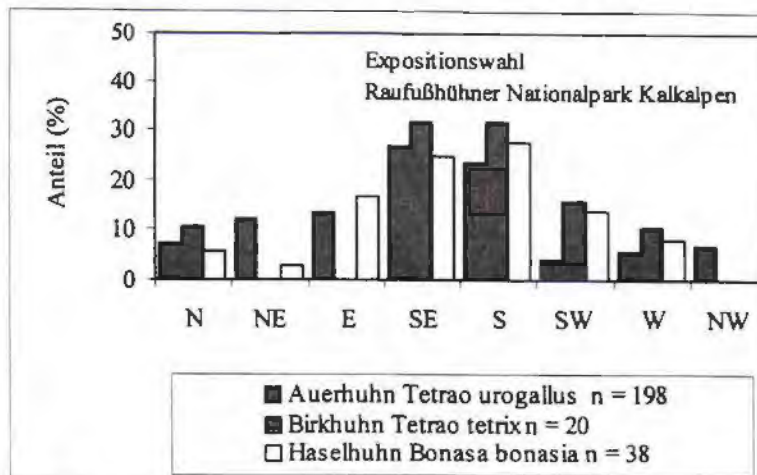


Abb.: Expositionswahl der Raufußhühner Auerhuhn, Birkhuhn und Haselhuhn nach Ergebnissen aus dem Jahr 2000.

#### Geländeneigung

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.

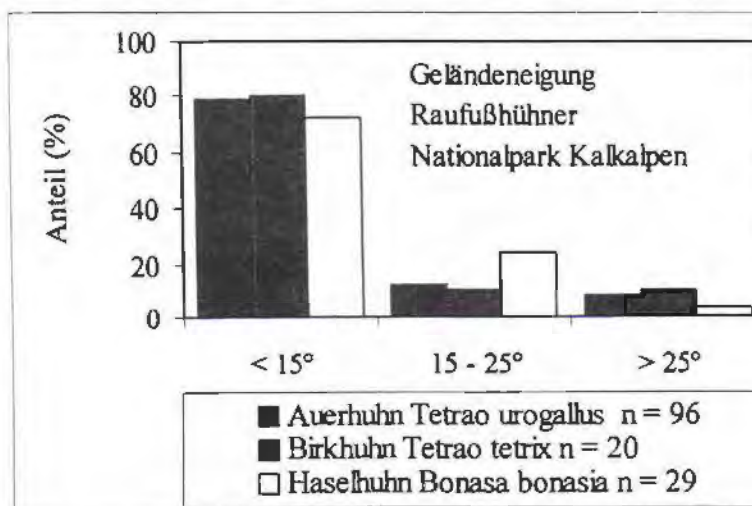


Abb.: Wahl verschieden steiler Hanglagen durch drei Raufußhuhnarten.

#### Zwergsträucher

Deckung, Nahrung und Klimaschutz durch die Bodenvegetation sind nach bisherigen Kenntnissen als besonders wichtige Lebensraum-Faktoren anzusehen. Wie die Abbildung

zeigt, wies der Großteil der Auerhuhn-Fundpunkte eine geringere Deckung als 25 % auf (Abb.). Das Auerhuhn nutzt im Nationalpark im Unterschied zu bisherigen Untersuchungen also keine geschlossene Zwergstrauchschicht. Bei derart geringer Dichte können Zwergsträucher damit auch nicht die Funktion der Deckung übernehmen.

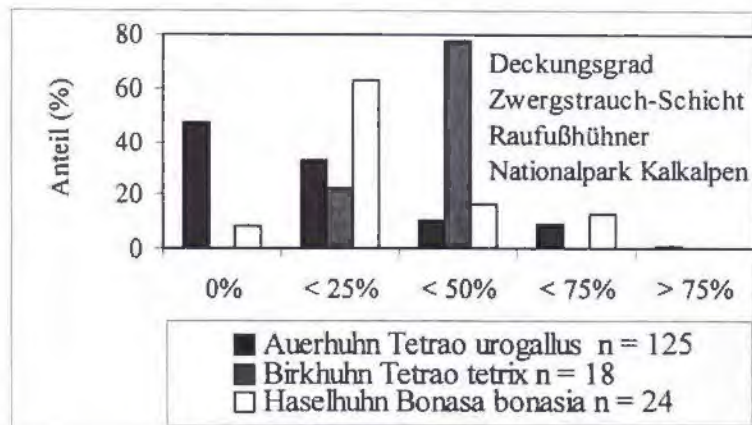


Abb.: Bodendeckung der Zwergstrauch-Schicht im Vergleich der Raufußhuhn-Arten.

#### Krautschicht

Die Krautschicht aus Kräutern, Gräsern und Farnen zeigte im Unterschied zu den Zwergsträuchern eine deutlich stärkere Ausprägung (Abb.). Die Funktion der Deckung wird also durch andere Pflanzen übernommen. Bei Auer- und Haselhuhn besteht eine ähnliche Tendenz, das Auerhuhn bevorzugt aber eine geschlossener Krautschicht als das Haselhuhn. Dies steht wohl im Zusammenhang mit einer geringer ausgeprägten Strauchschicht.

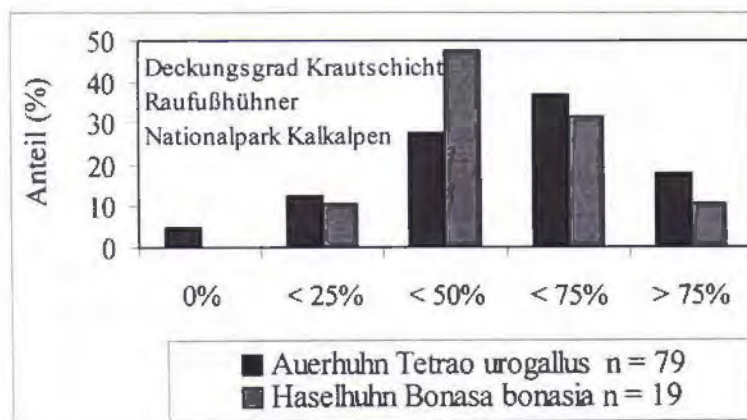


Abb.: Bodendeckung der Krautschicht im Vergleich der Raufußhuhn-Arten.

#### Strauchschicht

Qualitative Aufnahmen ohne Anspruch auf Repräsentativität erbrachten bei den einzelnen Arten folgende Nennungen:

Auerhuhn (n = 58 Datenpunkte): Heidelbeere 33 x, *Rubus* sp. 23 x (darunter Himbeere mindestens 5 x sowie Brombeere mindestens 3 x), Rotbuche 8 x, Farn 7 x, Fichte 4 x, Alpenrose 2 x, und Eberesche, Weide und *Gentiana* sp. je 1 x.

Birkhuhn (n = 16 Datenpunkte): Heidelbeere 16 x, Alpenrose 15 x, Preiselbeere 12 x, Erika 7 x.

Haselhuhn (n = 20 Datenpunkte): Weiden 7 x, Fichte 5 x, Heidelbeere 5 x, Hasel 4 x, Rotbuche 3 x, Eberesche, Bergahorn und Erika je 2 x, und Esche, Preiselbeere, Wacholder, Latsche, Föhre, *Lonicera* sp. (Heckenkirsche) und Brennessel je 1 x.

Die Daten zeigen insbesondere eine hohe Diversität von Laubhölzern beim Haselhuhn.

### Baumschicht

Der Kronenschluß war beim Birkhuhn am offensten, beim Auerhuhn intermediär und beim Haselhuhn am geschlossensten (Abb.). Dies paßt gut mit den bisherigen Kenntnissen über die Einnischung in die Waldsukzession zusammen.

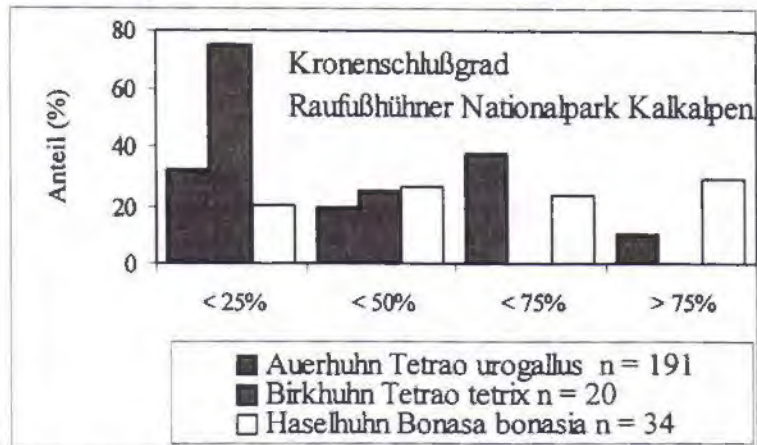


Abb.: Kronenschluß der Raufußhuhn-Aufenthaltsorte.

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.). Allerdings machte sie auch bei den beiden letzten Arten meistens nicht mehr als 50 – 75 % der Bäume im 30 m – Radius aus. Dies kann als Hinweis darauf gelten, daß eine gewisse Baumartenmischung bevorzugt wurde.

Die Rotbuche war erwartungsgemäß in Birkhuhn-Lebensräumen kaum vertreten. Sowohl beim Haselhuhn als auch beim Auerhuhn, die sich hier kaum unterschieden, nahmen Buchen meist weniger als ein Viertel der Bäume ein (Abb.).

Die Lärche war bei Haselhuhn und Auerhuhn meist untergeordnet oder gar nicht vertreten, während sie in Birkhuhn-Lebensräumen am häufigsten ein Viertel bis zur Hälfte der Bäume ausmachte (Abb.).

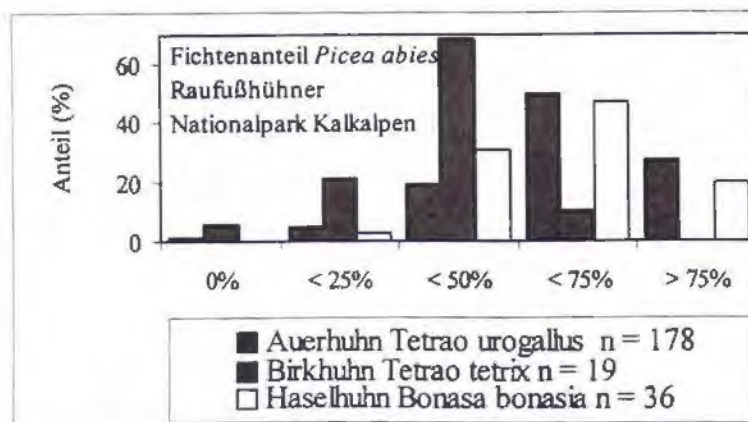


Abb.: Anteile der Fichte im 30 m – Radius der Standorte der Raufußhuhn-Arten.

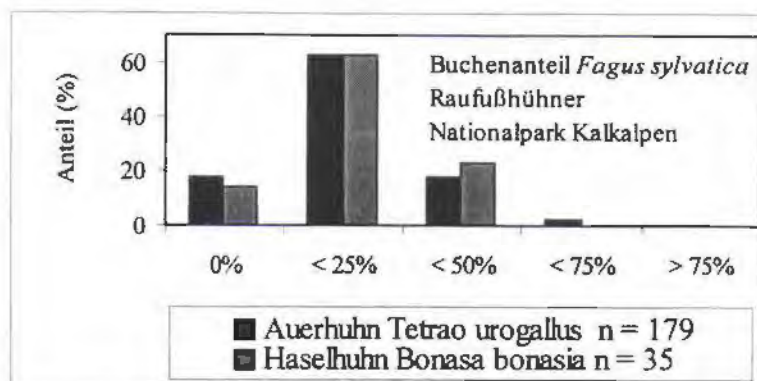


Abb.: Anteile der Rotbuche im 30 m – Radius der Standorte der Raufußhuhn-Arten.

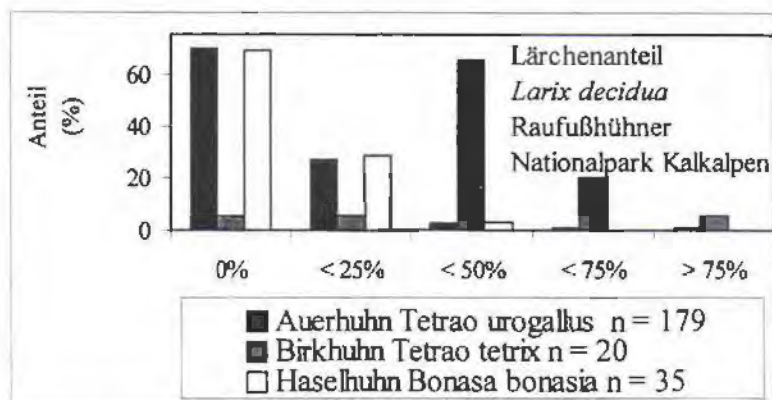


Abb.: Anteile der Lärche im 30 m – Radius der Standorte der Raufußhuhn-Arten.

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.).

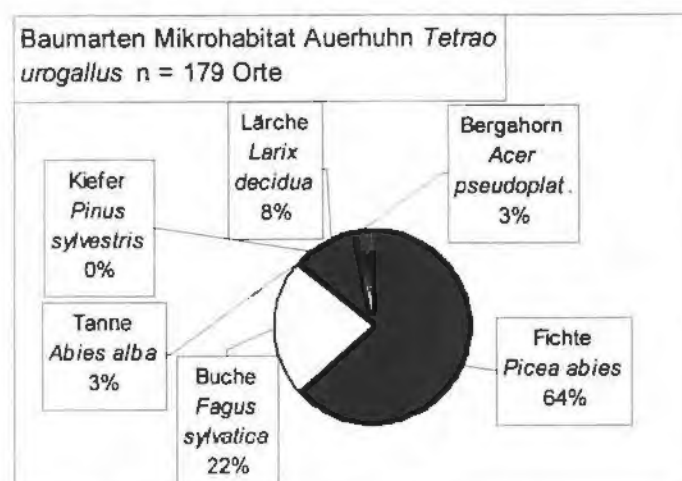


Abb.: Kumulative Darstellung der Baumartensummen aller Aufnahmepunkte beim Auerhuhn.

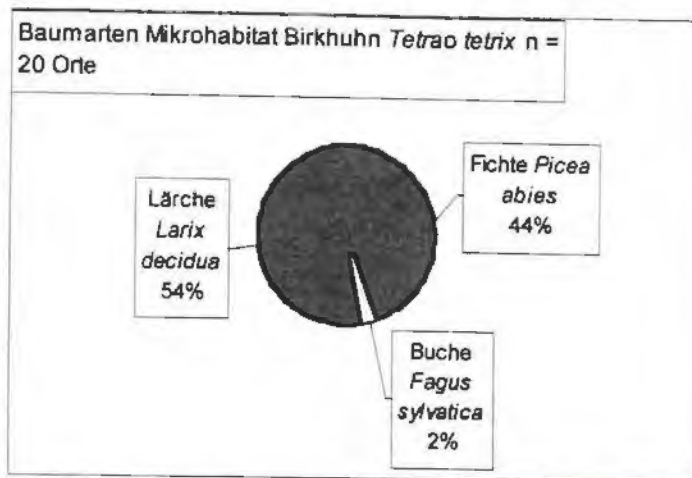


Abb.: Kumulative Darstellung der Baumartensummen aller Aufnahmepunkte beim Birkhuhn.

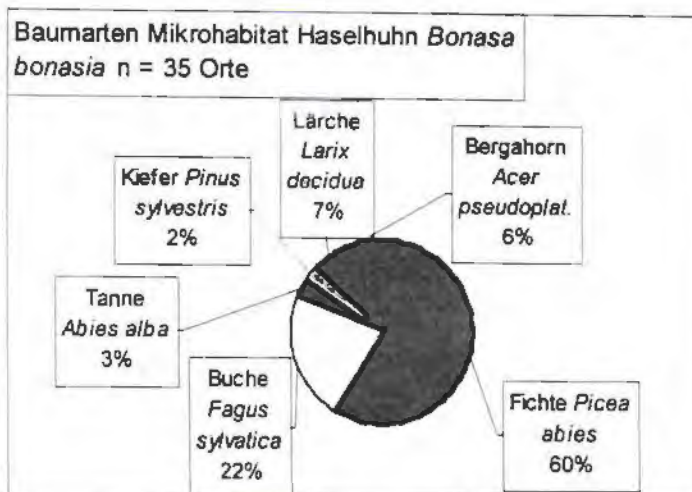


Abb.: Kumulative Darstellung der Baumartensummen aller Aufnahmepunkte beim Haselhuhn.

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.

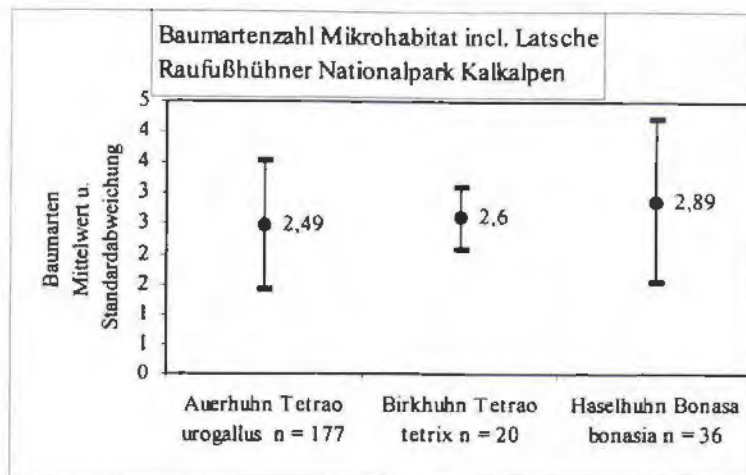


Abb.: Mittlere Baumartenzahlen in den Mikrohabitaten der Raufußhuhnarten.

### Ebene des Makrohabitates

Das Datenmaterial über Distanzen zu Forststraßen und Waldrändern ist vorläufig für eine Auswertung noch nicht ausreichend, verspricht aber sehr wichtige Einblicke.

### 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.

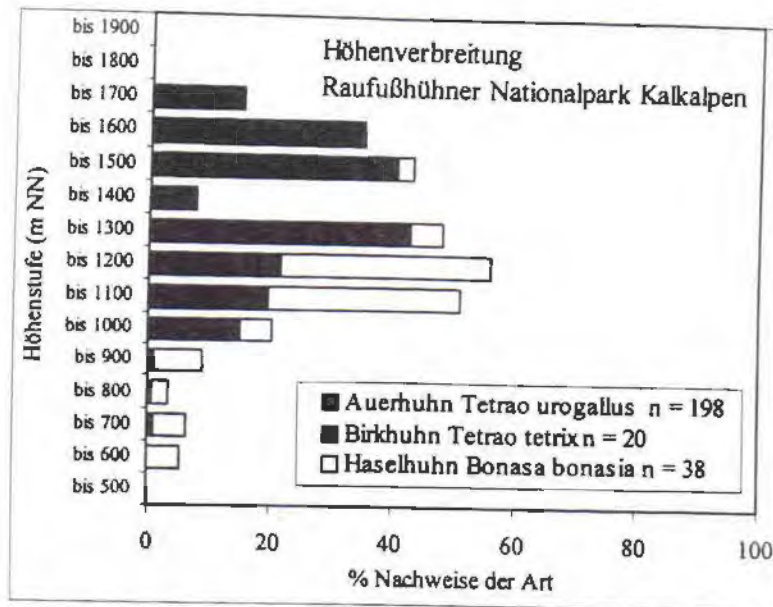


Abb.: Höhenaufreten der Raufußhuhnarten, bezogen auf alle Nachweise der jeweiligen Art.

Österreichweit liegt der Verbreitungsschwerpunkt des Haselhuhns bei 800 - 1300 m (DVORAK et al. 1993). Dies stimmt also gut mit den kalkalpinen Ergebnissen überein, er reicht nur um 100 m höher. In den Kalkalpen reicht der Schwerpunkt wohl wegen der tieferliegenden Waldgrenze nicht ganz so hoch wie in Gesamtösterreich. In Vorarlberg brütet das Auerhuhn von 1000 bis 1700 m (KILZER 1991c). Das Birkhuhn besiedelt Höhenlagen von 1300 bis 1970 m (KILZER 1991b). Das Haselhuhn erreicht 1700 m (KILZER 1991a). In der Steiermark liegen die Vorkommen beim Auerhuhn zwischen 700/900 und 1700 m, beim Birkhuhn zwischen 1200 und 2000 m und beim Haselhuhn zwischen 600 und 1500 m (PRÄSENT 1997 a, b, ZECHNER 1997).

### 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 (mehrfach); Weidezäune z.T. aus Stacheldraht (3 x); Wildverbiß-Kontrollzäune (> 7 x), die in den besten Auerhuhn-Habitaten (flache Kuppen mit Zwergsträuchern) frisch errichtet wurden; Wildschutzzäune wie etwa unterhalb des Eisenecks (durchgerissen und nicht funktionstüchtig, aber eine funktionierende Todesfalle für Raufußhühner, Eulen, Greifvögel)
- Verkehr auf Forststraßen (Forstarbeiter; Betrieb der Ebenforstalm; Betrieb der Monitoringstation des UBA auf dem Zöbelboden; Betrieb der Paragleiter-Absprungsstelle am Kleinerberg; Motocrossfahrer; Mountainbiker)
- begangene Wanderwege
- frisch errichtete Jagdeinrichtungen (> 3 x Hochsitze, > 2 x Salzlecken innerhalb des Nationalparks)
- freilaufende Hunde (3 x)
- benutzte Jägersteige

Als langfristige Beeinträchtigungen des Lebensraumes wurden festgestellt:

- zu große Kahlschläge

- zu hoher Beweidungsdruck im Weidewald ( $> 5 \times$ )

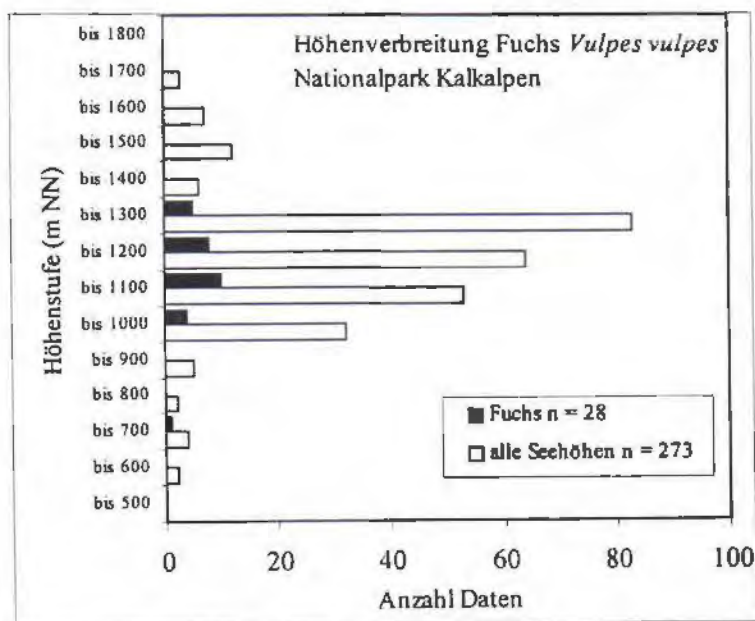
### Prädation

Im Rahmen der Begehungen des Gebietes wurden alle Daten über Prädatoren in aktuellen Raufußhuhn-Lebensräumen festgehalten. Es handelt sich also um ein rein qualitatives Datenmaterial. Bei Raubsäugern wurden in der Regel Losungsfunde oder Spuren aufgefunden, bei Luftfeinden handelte es sich fast nur um direkte Sichtkontakte. Selbstverständlich ist die Häufigkeitsrelation der Einzelarten methodisch nicht vergleichbar.

### Raubsäuger

Unter den Raubsäugern wurden Losungen von Fuchs und Baummarder im gesamten Gebiet verbreitet angetroffen. Es gab kaum Forststraßenabschnitte ohne Losungen. Direkte Kontakte gelangen beim Fuchs tagsüber im April auf der Freifläche der Ebenforstalm und einmal in der Abenddämmerung auf einer Forststraße. Ein Baummarder wurde nachmittags beim Queren einer Forststraße beobachtet (August, Augustinkogel). Damit sind diese Arten auch in der Aktivitätszeit des Steinadlers erreichbar. Dachsfährten wurden regional häufig festgestellt. Einmal wurde ein Hermelin angetroffen (Veichltal).

Schwerpunkte der Höhenverbreitung des wichtigsten generalistischen Prädators Fuchs erreichten durchaus noch die Reproduktionszentren des Auerhuhnes in 900 – 1300 m Höhe, wenn auch die Hauptvorkommen anscheinend etwas tiefer lagen (Abb.).



**Abb.:** Vorläufige, grobe Vertikalverbreitung des Fuchses im Nationalpark Kalkalpen. Zur Einschätzung der Erfassungsintensität der Höhenstufen sind alle Seehöhen mit Raufußhühnerfassungen eingezeichnet.

### Luftfeinde - Jungvogelprädatoren

Mäusebussarde waren an nahezu allen Schlägen, Lichtungen, Almen und Forstraßen bei der Ansitzjagd anzutreffen. Dies betraf auch solche Schläge, in denen sich Auerhühner aufhielten (Losungsfunde). Es gelangen auch Brutnachweise inmitten der Waldzone durch bettelnde Jungvögel. Alle Höhenlagen bis zur Waldgrenze wurden häufig frequentiert (Abb.). Gelegentlich wurden bis zu 5 Individuen gleichzeitig festgestellt, etwa im Bereich der Sonntagsmauer. Turmfalken bejagten Forststraßen, Schläge und Almen regelmäßig in allen

Höhenstufen. Ein Brutplatz befand sich 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.

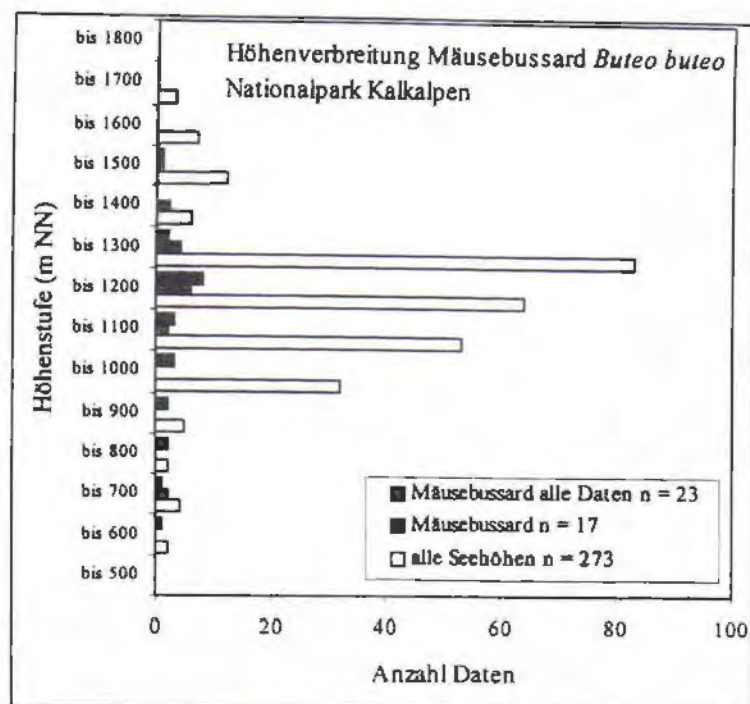


Abb.: Vorläufige, grobe Vertikalverbreitung des Mäusebussards im Nationalpark Kalkalpen. Zur Einschätzung der Erfassungsintensität der Höhenstufen sind alle Seehöhen mit Raufußhühnerfassungen eingezeichnet. „Alle Daten“ bedeutet die Einbeziehung von Beobachtungen, die abseits von Raufußhuhn-Erfassungen gelangen.

#### *Luftfeinde – auch Altvogelprädatoren*

Die Häufigkeits-Relation Habicht zu Sperber dürfte methodisch vergleichbar sein. Sie betrug bisher 3 zu 9. Es ist durchaus denkbar, daß der Sperber etwa dreimal häufiger als der Habicht ist. Alle Bereiche von den Tallagen bis zur subalpinen Fichtenwaldregion wurden bejagt. Im Juli und August 1990 wurde der Bereich der Feichtau-Alm fast täglich von einem jagenden Sperber kontrolliert (H. STEINER).

Der Steinadler bejagte gezielt Kahlschläge. Dies wurde bereits im Juli und August 1990 im Bereich des Klausgrabens und des Eisenecks nachgewiesen (H. STEINER). Am 11.4.2000 ließ sich ein Steinadler auch durch heftig hassende Mäusebussarde und Kolkraben von einem frischen Kahlschlag kaum vertreiben (Bärenkogel, N. PÜHRINGER). Beide Altvögel des Brutpaares vom Bodinggraben flogen nach Beuteübergaben im Juli gezielt die Waldzone des Ebenforstplateaus an. Möglicherweise taten sie das, um dort unter anderem das noch häufigere Auerhuhn zu bejagen. Auch während des direkten Aufenthaltes in diesem Gebiet wurden Steinadler relativ häufig angetroffen. Im April konnte N. PÜHRINGER beobachten, wie auf der Ebenforstalm ein Schneehase vom Adler bis in den Wald verfolgt wurde.

#### *Rabenvögel - Gelegeprädatoren*

Der Eichelhäher war zumindest entlang Forststraßen verbreitet bis in die Zone von mindestens 1200 m anzutreffen. Das gleiche galt für den Tannenhäher. Kolkraben hielten sich

desgleichen regelmäßig in allen Teilen der Waldstufe auf, und zwar bevorzugt an Kahlschlägen und Forststraßen.

### *Prädationspotenz*

Der Akt der Prädation spielt sich meist in Sekundenbruchteilen in unübersichtlicher Vegetation ab, und tritt im Leben eines Greifvogels verhältnismäßig selten auf. Deshalb liegen zum Vermögen einzelner Greifvögel in verschiedenen Jahreszeiten und unter den verschiedenen Umweltverhältnissen noch längst keine vollständigen Kenntnisse vor. Dies gilt 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 Ornithologe G. HASLINGER (in verb.) konnte auf einer Forststraße einen **Sperber** beim Kröpfen eines Haselhahnes beobachten (Ende März 1994, Almtal).

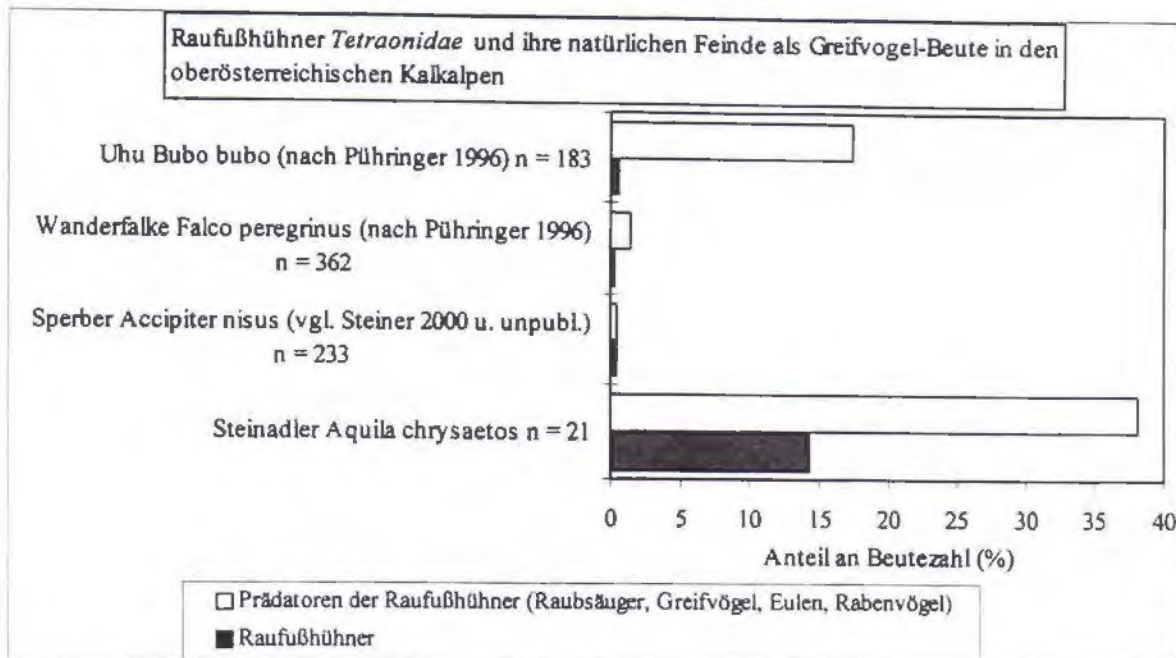
Während der Erhebungen im Mai wurde ein **Steinadler** beobachtet, wie er den Birkhuhn-Balzplatz am Rotgsol frühmorgens tief überflog. Daraufhin stellten die drei Hähne die Balz weitgehend ein (A. SCHMALZER). Der Adler mußte so früh bereits aufgestiegen sein, da der besetzte Horstplatz ca. 700 m tiefer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

Beutelisten von Greifvögeln unterscheiden sich je nachdem, ob die Beutereste durch systematische Aufsammlungen am Horst oder abseits davon gewonnen wurden (vgl. *load size effect*, SONERUD 1992). Je nach Verhältnissen können größere Beutetiere abseits der Horste über- oder unterrepräsentiert sein (NEWTON 1986). Deshalb werden hier die Ergebnisse beider Methoden diskutiert. Während der hier untersuchten Brutzeit ist jedenfalls damit zu rechnen, daß hauptsächlich kleinere Beutetiere an den Horst getragen wurden. Für den Winter ist bekannt, daß sämtliche Greifvogelarten größere Beutetiere greifen.

An Horstplätzen wurden bisher vier Luftfeind-Arten untersucht. Sie ergaben, daß Raufußhühner < 1 % bis < 15 % der an den Horst gebrachten Beutetiere ausmachten (Abb.). Als sichere Artbestimmungen gelangen bisher beim Steinadler Auerhenne, beim Sperber Haselhuhn-Küken (Hinterer Rettenbach), beim Wanderfalken Birkhahn und beim Uhu Auerhenne (Almseegebiet). Steinadler erbeuteten der bisher recht kleinen Stichprobe zufolge mehr Raufußhühner als alle anderen Luftfeinde. Allerdings wurde der Habicht noch nicht

untersucht. Nach bisherigen Kenntnissen ist anzunehmen, daß sich alpine Habichte hauptsächlich von Drosseln, Eichhörnchen und Hähern ernähren. Uhus bejagen zwar bevorzugt die offenen Talböden und Gewässer, aber durchaus auch die Alpinzone, da Beutetiere wie Schneehase und Kolkrabe aufschienen (PLASS et al. 1994, PÜHRINGER 1996); im Murtal befand sich ein Auerhahn unter 217 Beutetieren (SACKL & DÖLTLMAYR 1996). Die Untersuchungen wurden seit der zitierten Publikation weitergeführt (N. PÜHRINGER). Das gleiche gilt für den Wanderfalken, wobei allerdings seither keine weiteren Raufußhühner festgestellt wurden (N. PÜHRINGER, H. STEINER).

Wanderfalken und Sperber bejagen Beutegreifer nur in geringem Umfang (Sperber und Häher bzw. Häher). Uhus und Steinadler überwältigen nicht nur absolut wesentlich mehr Beutegreifer, sondern auch im Vergleich zu Raufußhühnern.



**Abb.:** Prädation bei Greifvögeln während der Brutzeit, Beutereste an Horsten. Unterschieden sind die Raufußhühner selbst sowie ihre natürlichen Feinde. Daten seit dem Zeitraum von etwa 1979.

Bei Transekten wurden im Jahr 2000 bisher 11 Rupfungen aufgefunden, die nebenstehender Tabelle entnommen werden können. Die Stichprobe ist noch sehr klein, könnte aber bei langjähriger Fortführung zu brauchbaren Resultaten führen. Raufußhühner machen immerhin 27,3 % aller getöteten Vögel aus. Dabei ist allerdings zu bedenken, daß Großvögel, wie die Raufußhühner, überrepräsentiert sind.

Art	Anzahl	%	Prädatoren
Singdrossel	3	37,3	Sperber?
Misteldrossel	1	9,1	Sperber/Habicht/Wanderfalk
Buchfink	1	9,1	Sperber?
Gimpel	1	9,1	Sperber?
Haustaube	1	9,1	Wanderfalk
Raufußkauz	1	9,1	Sperber/Habicht

Birkhuhn	1	9,1	Habicht?
Auerhuhn W.	2 (ev. 3)	18,2	Habicht?

**Tab.:** Bei Transektbegehungen aufgefundene Vogelrupfungen.

*Diskussion: Wie war die Prädation in der Urlandschaft?*

Heute sind die Nahrungsgeneralisten Fuchs und Krähenvögel die häufigsten Prädatoren. In der Urlandschaft waren diese selten, und heute ausgerottete Prädatoren waren häufig (vgl. JEDRZEJSKA & JEDRZEJSKI 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 Prozesse sind grundlegend für Ökosysteme und werden heute etwa intensiv im Vergleich zwischen Nordskandinavien und Südsandinavien oder in Nordamerika untersucht.

Am besten werden die ursprünglichen Verhältnisse der temperaten Zone noch im Urwaldreservat des Nationalparks von Bialowieza repräsentiert. Hier fehlt außer dem Bär kaum eine Art der ursprünglichen mitteleuropäischen Raubtier-, Eulen- und Greifvogelfauna. Dementsprechend werden Raufußhühner von viel mehr Feinden erbeutet als etwa in den Kalkalpen (Tab.). Es ist festzuhalten, daß die Haselhuhndichten trotzdem wesentlich höher sind als in anderen Gebieten. Dies heißt, daß die Summe der Feindzahl keineswegs für die Bestandsdichte ausschlaggebend ist. Dieses Argument wurde im Nationalpark Harz fälschlich gegen eine Wiederansiedlung des Luchses verwendet (W. SCHERZINGER in verb.).

Für eine Grobabschätzung des Prädationseffektes sind folgende Faktoren essentiell:

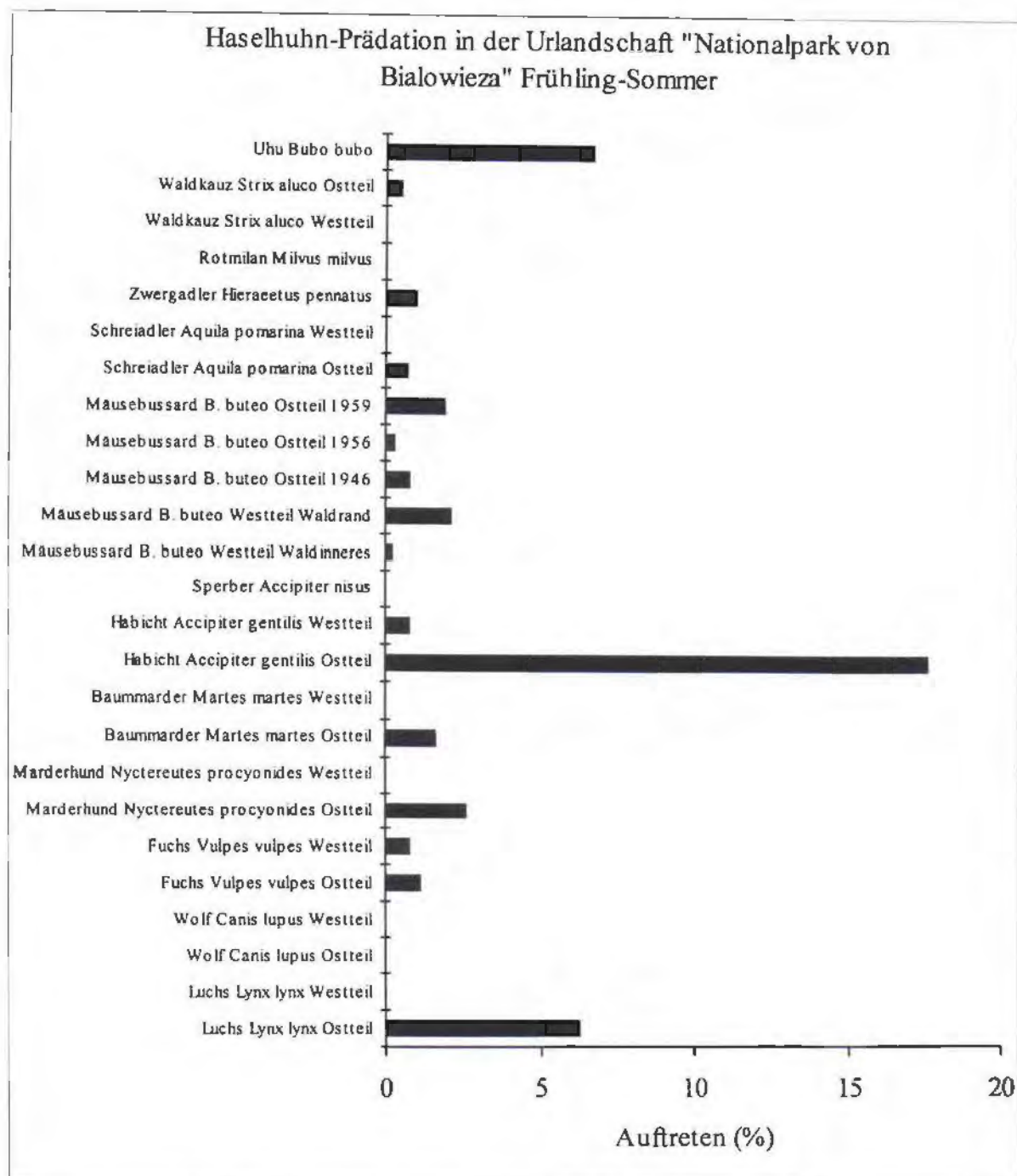
- Relative Bestandsdichte des Prädators
- Konkurrenz mit anderen Prädatoren
- vorhandene alternative Beute

Aus diesem Grund kann aus den Daten nicht gefolgert werden, daß die Top-Prädatoren Luchs oder Habicht effektivere Prädatoren als die Generalisten Fuchs, Mäusebussard oder Waldkauz wären. Vielmehr können die Top-Prädatoren andere häufige Prädatoren limitieren. Zusätzlich ist die Bestandsdichte der Top-Prädatoren um ein Vielfaches geringer als die der Generalisten.

Art	Nationalparkteil	Frühling-Sommer		n Losungen/ Gewölle/ Beutetiere	Herbst-Winter		n Losungen/ Gewölle/ Beutetiere
		Hasel- huhn	Auerhuhn		Hasel- huhn	Auerhuhn	
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
Baummarder <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 Waldhühnern 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 Waldhühner-Bestände als im Westteil. Angegeben sind % „occurency“ (nicht Biomasse). Beachte die unterschiedlichen

Methoden (Losungen, Mageninhalte, Gewölle, Rupfungen). Nach Zusammenstellungen in JEDRZEJSKA & JEDRZEJSKI (1998).



**Abb.:** Prädation des Haselhuhns in verschiedenen Teilen der Urlandschaft „Nationalpark von Bialowieza“ im Frühling und Sommer.

### Natürliche Beutegreifer im Nationalpark

#### Feind-Spektrum

Die Beutegröße bestimmt maßgeblich die Anzahl der möglichen Feinde. UTTENDÖRFER und sein Team (1939) verbesserten den Kenntnisstand über das Beutespektrum der europäischen Greifvogel- und Eulenarten erheblich. Grundsätzlich können von starken Vogeljägern

deutlich größere Beutetiere als die jeweilige Greifvogelgröße überwältigt werden. So wurde ein Habichtmännchen (ca. 800 g) auf einem erwachsenen Auerhahn (ca. 4000 g) gefangen. Ein Sperbermännchen (120 g) spezialisierte sich auf den Fang von Haselhuhn-Küken. Ein Wanderfalke (Weibchen ca. 1100 g) tötete einen Auerhahn (RATCLIFFE 1993). Im Inneren des Schottischen Hochlandes ist ein Raufußhuhn, das Moorschneehuhn (*Lagopus lagopus 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 Kolkraben signifikant mehr Elche (SCHERZINGER 1996, in verb.). Folglich reduzieren Kolkraben indirekt den Elchbestand. A. SCHMALZER konnte beobachten, wie im Winter 1999/2000 im tschechischen Böhmerwald ein Birkhuhn (ca. 1250 g) von einem Habichtmännchen erbeutet wurde. Ein großer Teil der Beute wurde von einem Mäusebussardweibchen konsumiert. Mäusebussarde schmarotzen noch stärker bei Wanderfalken (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.

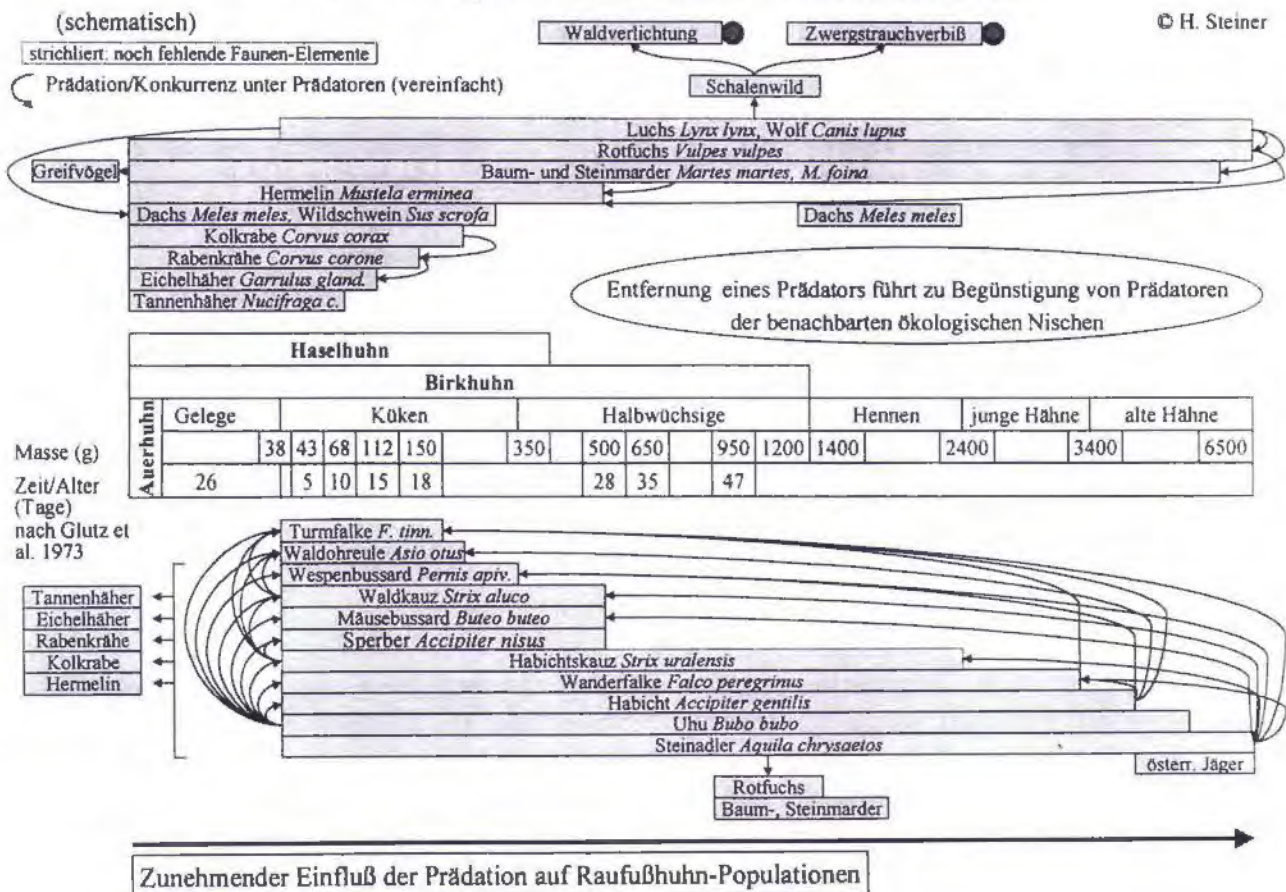
Am Truppenübungsplatz Allentsteig, Waldviertel, konnte A. SCHMALZER Flugjagden eines überwinterten Seeadlers (*Haliaeetus albicilla*) auf Birkhühner beobachten. Dies mag überraschen, da Seeadler einen plumpen und Birkhühner einen äußerst raschfliegenden Eindruck machen. Doch ist dies eine Täuschung, 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 Raufußhuhnpopulationen 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 & KOPIMÄKI 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 Horstanlagen gezwungen (z. B. HALLER 1996). Gegen Füchse können Uhus die Brut unter

ungestörten Bedingungen hingegen erfolgreich verteidigen, und sie sogar töten (MEBS & SCHERZINGER 2000).

Eine Übersicht zeigt, daß die meisten natürlichen Feinde bis zu einer Raufußhuhn-Größe von etwa 100 g aktiv sind (Abb.). Beim Auerhuhn entspricht dies einem Alter von etwa 15 Tagen. Danach reduziert sich die Zahl möglicher Prädatoren. Betont werden muß, daß die Feindarten durch Konkurrenz deutlich eingeschränkt werden. Maßgeblich ist nicht die Zahl der Feinde, sondern die Dichte einzelner Arten. Beispielsweise kann durch das Fehlen von Luchs und Wolf der Fuchs wesentlich höhere Dichten erreichen, wodurch die Raufußhuhn-Prädation wohl wesentlich erhöht wird (z.B. SCHERZINGER 1996 mit weiteren Zitaten).

### Raufußhuhn-Populationen: Einfluß der Prädatorenfauna



**Abb.:** „Zwischenartliche Nische“ der Raufußhühner in den Ökosystemen. Je nach Alters- beziehungsweise Größenklasse agiert ein unterschiedliches Faunenspektrum. Die gegenseitige Konkurrenz der Prädatoren ist angedeutet.

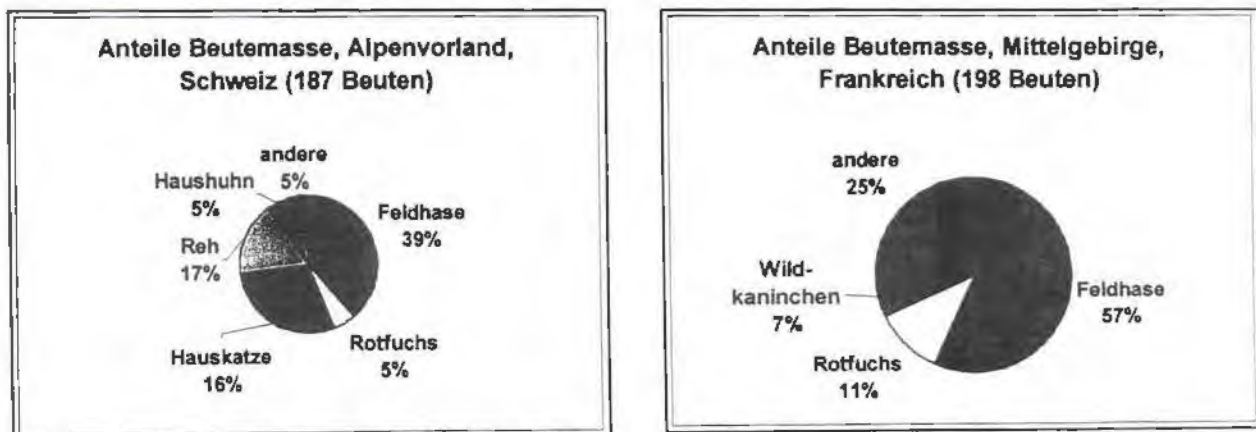
#### Effekte von Steinadler, Habicht, Sperber, Mäusebussard, Waldkauz

Der Steinadler ist für Schneehuhn, Birkhuhn und unter Umständen für das Auerhuhn ein wichtiger natürlicher Feind, der die Lebensraumwahl, Tages- und Jahresrhythmik wesentlich beeinflusst. Der Steinadler ist aber auch der Hauptfeind der wichtigsten Hühnervogel-Prädatoren, nämlich von Rotfuchs und Baummarder. Alle Bereiche des Nationalparks und des Umfeldes werden vom Steinadler regelmäßig bejagt.

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

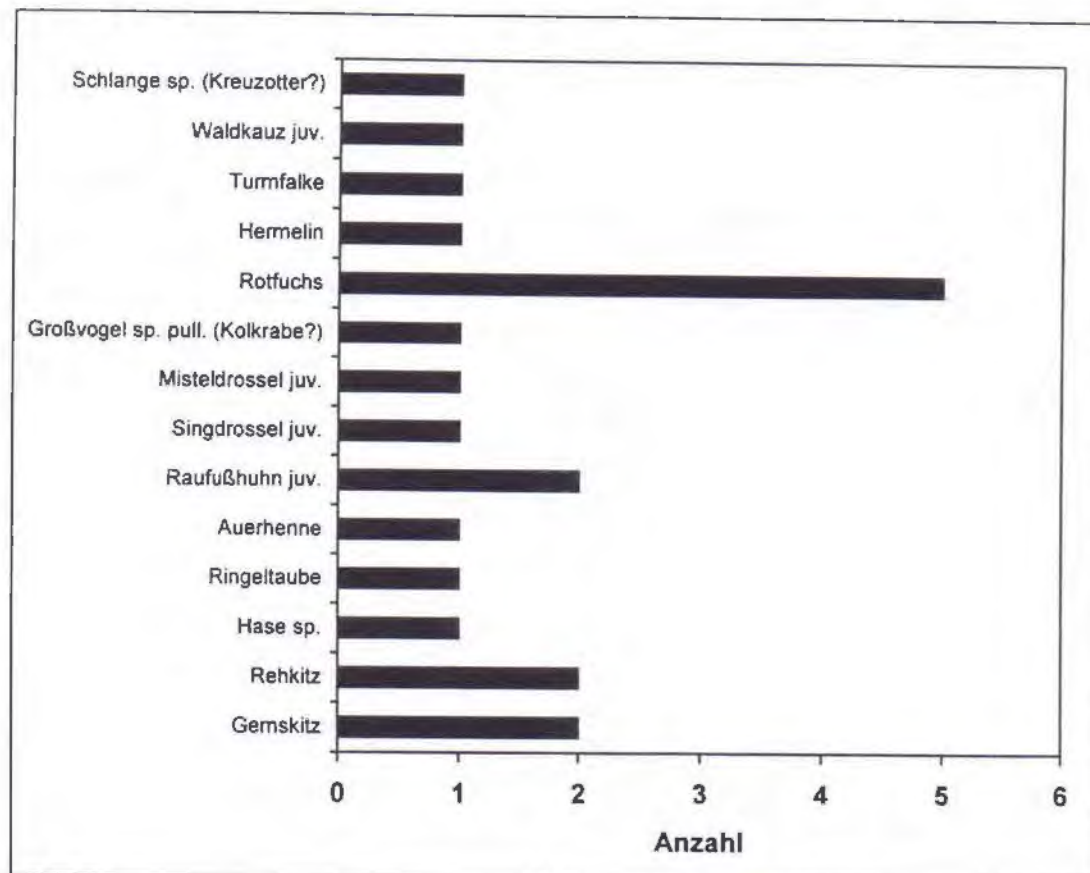
Eine weitere maßgebliche Frage ist, wovon sich der Adler in den Alpenrandgebieten ernährt, wo die typischen alpinen Beutetiere (Murmeltier, Schneehase, Raufußhühner, Gemse) fehlen.

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.



**Abb.:** Steinadler-Beute im Nationalpark Kalkalpen (eigene Daten).

Folgender Befund war bisher schwer zu deuten: In den steirischen Zentralalpen, einem der besten Auerhuhn-Gebiete Österreichs, wurden bei einer Steinadler-Untersuchung keine Auerhühner unter den (<100) Beuteresten gefunden (P. SACKL in verb.). In den nördlichen Kalkalpen, wo die Birkhuhn-, Schneehuhn- und Auerhuhndichten sicher geringer sind, werden Raufußhühner von Steinadlern dagegen regelmäßig erbeutet. Dies kann durch die alternative Beute-Hypothese und die Gegenüberstellung von Generalisten und Spezialisten erklärt werden: Der Steinadler ist im Gegensatz zum Habicht ein Spezialist. Er tendiert dazu, sich aus einem breiten Angebot auf eine Beutegruppe zu spezialisieren. Ist dies möglich, hat er höheren Bruterfolg. Habicht und Sperber dagegen haben bei einer großen Diversität der Beutetiere den besten Bruterfolg (vgl. B. ARROYO in verb., STEINER 2000). In den Zentralalpen erfolgt die Spezialisierung des Steinadlers auf die relativ besser erreichbaren Murmeltiere, und Raufußhühner werden so weitgehend außer Acht gelassen. In den nördlichen Kalkalpen gibt es aber keinen Ersatz für Murmeltiere, der genügend häufig wäre, um sich auf ihn spezialisieren zu können. Folglich besteht die Beute aus vielen verschiedenen Tiergruppen (Nagetiere, junges Schalenwild, Hasen, Raubtiere, Rabenvögel, Greifvögel, Eulen, Hühnervögel, Tauben, Singvögel, Schlangen). Ähnliche Verhältnisse herrschen in den Waldgebieten der Slowakei (KADLECIK et al. 1995).

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 Raufußhühnlebensräumen 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 Raufußhühnküken, 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.).

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 Raufußhühn-Rückgang, die strukturelle Veränderung der Waldbestände, ist möglicherweise nicht ganz so dominant wie bisher angenommen. Die Bekämpfung der Beutegreifer wäre demzufolge nur Symptombekämpfung, während die Ursache bei der Eutrophierung liegt.

Zum Verständnis der Ökologie der heimischen Prädatoren-Gilde wird es für den Nationalpark unumgänglich sein, Vergleiche zu den umfassenden ökologischen Untersuchungen an Taggreifvögeln im Vorland des Nationalparks zu ziehen (vgl. STEINER 1997 a, b, c, 1998 a, b, 1999 a, b, c, d, e, f, g, h, i, j, k, 2000 a, b, c, d, e mit weiteren Zitaten).

### 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 (*Phoenicurus phoenicurus*).

### 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 (1220 m) und am Folgetag ein Weibchen nördlich davon auf 1180 m. Am 3.5. 1 W. auf 1220 m bei den Lahnerkögeln/Hintergebirge und 1 Trommelnder am Langmoos/Hintergebirge. Am 10.5. und 11.5. wieder im Mieseck-Bereich unter anderem trommelnd. Am 11.5. auch an der Schreindlmauer auf 1260 m trommelnd, und am 12.5. ein trommelndes Männchen am Zwielauf auf 1500 m. Am 17.5. 1 Trommelnder am Eisboden auf 1430 m und ein Paar im Bärenwald auf 1400 m. Am 24.5. ein Vogel im Hinteren Rettenbach auf 1100 m und ein Trommelnder am Roßkopf auf 1520 m. Am 25.5. ebenda 1 Vogel. An diesem Tag auch ein Trommelnder am Rotgsol (1500 m). Am 26.5. ein Trommelnder am Steyreck auf 1500 m. Am 27.7. ein Paar mit nur 5 m Fluchtdistanz in sehr steilem Gelände, im Nadelmischwald an eingesprengten toten Fichten, im Jaidhaustal auf 1300 m unterhalb der Forststraße, im Endbereich derselben. Am 8.8. ein Specht am Sinnreitnerboden auf 1010 m Höhe. Am selben Tag ein adultes Männchen mit zwei Jungvögeln im Bereich des Langmooses (1200 m). Am 12.8. folgt ein Jungvogel bettelnd einem Altvogel auf einer Fichte im Fichtenwald südlich Eiseneck und östlich Sonntagsmauer auf 1340 m. Am 14.8. wohl zwei Vögel am Haltersitz auf 1180 m Höhe. Am 5.9. ein Männchen und ein Weibchen am Schwarzkogel/Truppenübungsplatz bei 1220 m. Am 20.9. ein Vogel am Langfirst nahe der Sonntagsmauer auf 1450 m und ein Weibchen in der Nähe am Zwielauf. 1 Ex. am 2.11. bei der Nahrungssuche auf Totbäumen im Mischwald aus Fi-Bu-Ta-Lä-Ah-Kie, mit nur ca. 15 m Fluchtdistanz, im Bereich des Lackerbodens auf der Springersüdseite, auf 1100 m Seehöhe.

Der Nationalpark beherbergt offenbar eine bedeutende Population mit noch größerem Entwicklungspotential, und trägt daher für den mitteleuropäischen Raum hohe Verantwortung.

Ein Höhendiagramm ermöglicht einen Vergleich mit der Situation im Nationalpark Berchtesgaden (PECHACEK 1995). Dabei ist zu berücksichtigen, daß der Buntspecht eher unterrepräsentiert und der Schwarzspecht aufgrund seiner Auffälligkeit wohl überrepräsentiert erfaßt wurde (Abb.).

Bereits jetzt ist klar, daß die Spechtbestände wesentlich bedeutender sind als bisherige Angaben vermuten ließen (5 Brutpaare Weißrückenspechte im Sengsengebirge, HOCHRATHNER 1995).

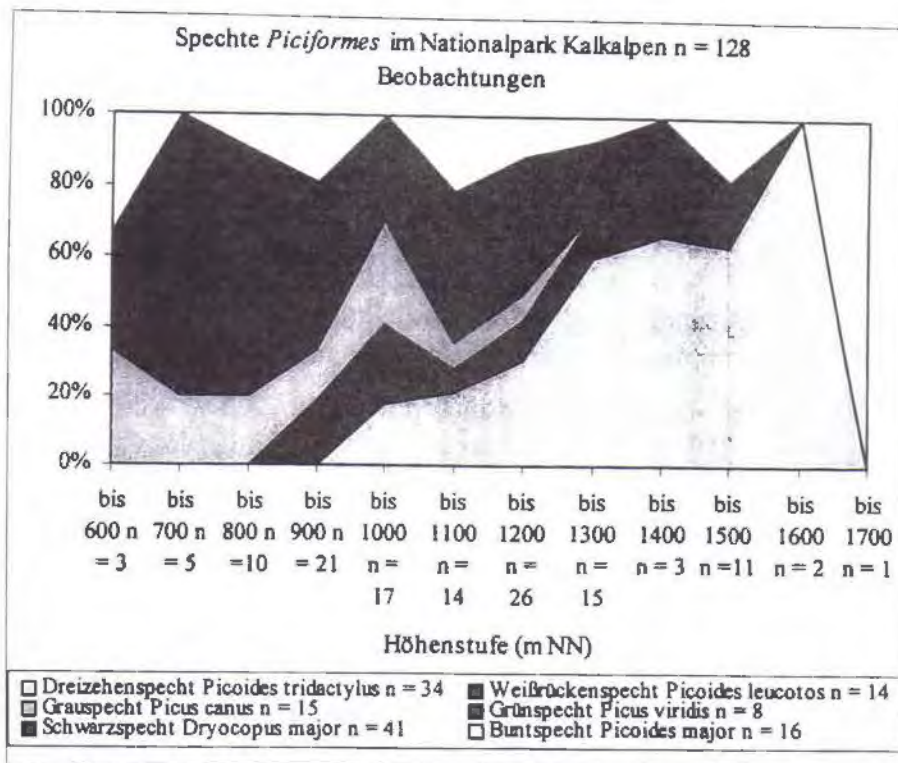


Abb.: Relative Dominanz einzelner Spechtarten in den Höhenstufen des Nationalpark Kalkalpen.

### Eulen

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

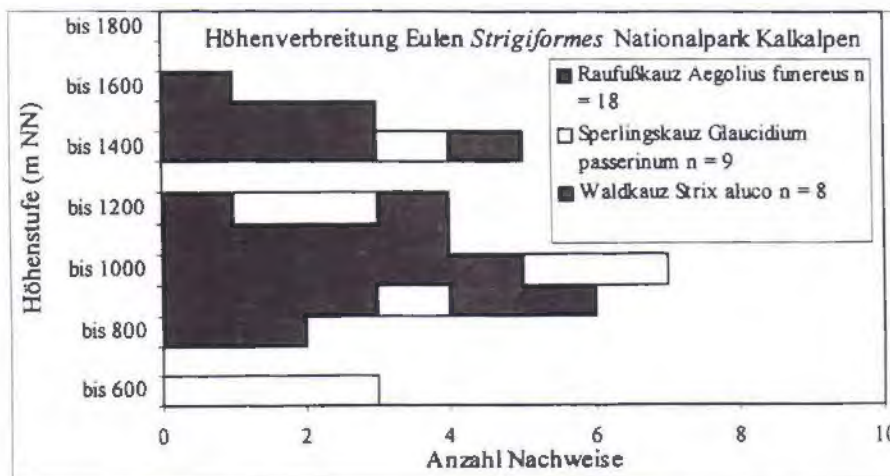
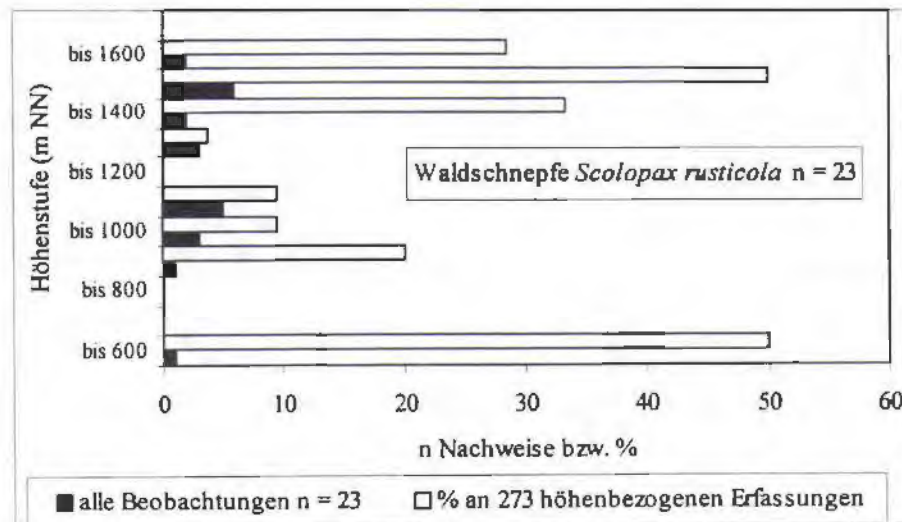


Abb.: Bisherige Informationen zum Höhenvorkommen von Eulenarten im Nationalpark Kalkalpen.

### Weitere Arten

Unter den zahlreichen anderen Arten der Roten Liste sticht ob ihrer hohen Präsenz vor allem die Waldschnepfe hervor. Dies ist bemerkenswert, da immer wieder vermutet wird, daß die Art auf den wasserdurchlässigen, flachgründigen Kalkböden nur spärlich auftreten soll (vgl.

DVORAK et al. 1993). Gegen diese Hypothese spricht auch, daß im steirischen Alpenraum die relativ meisten Nachweise in den Kalkalpen erbracht wurden (SAMWALD in SACKL & SAMWALD 1997). Diese Art ist in Wäldern aller Höhenlagen gut verbreitet. Da vor allem größere Höhen verstärkt begangen wurden, ist mit weiteren Nachweisen in Lagen unter 800 m durchaus zu rechnen. Darauf weisen auch Eigenbeobachtungen aus früheren Jahren hin (wie etwa im Hinteren Rettenbachtal, N. PÜHRINGER, H. STEINER).



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

Die in Fachkreisen sensationellste Artfeststellung gelang am 12. Mai 2000 am Eiseneck, als ein jagender Schlangennadler (*Circaetus gallicus*) beobachtet wurde (H. STEINER). Es handelte sich um den ersten dokumentierten, datierten Nachweis der Art in Oberösterreich seit 1918. Über dieses Ereignis wurde auch in der Tagespresse berichtet (Oberösterreichische Nachrichten vom 15. Juli 2000).

## Literatur

- 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.
- 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., G. JANSSON, J. E. SWENSON & G. MIKUSINSKI (2000): Difficulties in detecting habitat selection by animals in generally suitable areas. *Wildl. Biol.* **6**: 89 – 99.
- 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.
- 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)
- BLUME, D. (1996): Schwarzspecht, Grauspecht, Grünspecht. 5. überarb. Aufl., Neue Brehm-Bücherei Bd. 300, Westarp, Magdeburg, 111 pp.
- BONCZAR, Z., F. BOROWIEC & J. E. SWENSON (1998): Regional variation in the food quality of hazel grouse *Bonasa bonasia* (L.). *Hodowla i biologia zwierząt z.* **33**: 75 – 86.

- BØRSET, E. & A. KRAFFT (1973): Black grouse *Lyrurus tetrix* and capercaillie *Tetrao urogallus* brood habitats in a Norwegian spruce forest. *Oikos* 24: 1 – 7.
- BRITTAS, R. (1984): Seasonal and annual changes in condition of the Swedish willow grouse, *Lagopus lagopus*. *Finnish Game Res.* 42: 5 – 17.
- BRÜLL, H. (ed.) (1984): Das Leben europäischer Greifvögel. Ihre Bedeutung in den Landschaften. 4. Aufl., G. Fischer Verlag, Stuttgart und New York, 351 pp.
- BÜHLER, U. (1991): Populationsökologie des Sperbers *Accipiter nisus* L. in der Schweiz - Ein Predator in einer mit chemischen Rückständen belasteten Umwelt. *Orn. Beob.* 88: 341 - 452.
- CHOU, Y.-H. & S. SORET (1996): Neighborhood Effects in Bird Distributions, Navarre, Spain. *Environmental Management* 20: 675 - 687.
- COVINGTON, W. W. (2000): Helping western forests heal. The prognosis is poor for US forest ecosystems. *Nature* 408: 135 – 136.
- CRESSWELL, W. (1994a): Age-dependent choice of redshank (*Tringa totanus*) feeding location: profitability or risk? *J. Anim. Ecol.* 63: 589 - 600.
- CRESSWELL, W. (1994b): Song as a pursuit-deterrent signal, and its occurrence relative to other anti-predation behaviours of skylark (*Alauda arvensis*) on attack by merlins (*Falco columbarius*). *Behav. Ecol. Sociobiol.* 34: 217 - 223.
- CRESSWELL, W. (1994c): Flocking is an effective anti-predation strategy in redshanks, *Tringa totanus*. *Anim. Behav.* 47: 433 - 442.
- CRESSWELL, W. (1995): Selection of avian prey by wintering sparrowhawks *Accipiter nisus* in Southern Scotland. *Ardea* 83: 381 - 389.
- CRESSWELL, W. (1996): Surprise as a winter hunting strategy in Sparrowhawks *Accipiter nisus*, Peregrines *Falco peregrinus* and Merlins *F. columbarius*. *Ibis* 138: 684 - 692.
- DE JUANA, E. (1994): Family Tetraonidae (Grouse). Pp. 376 – 410 in: DEL HOYO, J., A. ELLIOTT & J. SARGATAL (eds.): Handbook of the Birds of the World. Vol. 2. New World Vultures to Guinea-fowl. Lynx Edicions, Barcelona, 638 pp.
- DVORAK, M., A. RANNER & H.-M. BERG (ed.) (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Ergebnisse der Brutvogelkartierung 1981 - 1985 der Österreichischen Gesellschaft für Vogelkunde. Umweltbundesamt, Wien, 522 pp.
- ERBER, J. (2000): Biotopeignung für Raufußhühner im Nationalpark OÖ Kalkalpen. Endbericht März 2000. Projektleitung Univ.-Prof. Dr. Friedrich Reimoser. Sachbearbeitung DI Josef Erber. Ergänzende Sachbearbeitung: DI Horst Leitner. Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie. 76 pp.
- FORSTNER, M. (1987): Die Birkwildvorkommen des Wald- und Mühlviertels. *Öst. Weidwerk* 5/87: 23 – 24.
- FRANCESCHI, P. F. (1993): Studio sulle popolazioni 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.
- 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. (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 (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., 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 tetrrix* 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.
- HANSON, W. R. & M. SOIKKELI (1984): Group size and sex ratios among Finnish Black Grouse. *Ornis Fennica* 61: 65 - 68.
- HASKELL, D. G. (1995): Forest Fragmentation and Nest Predation: Are Experiments with Japanese Quail Eggs Misleading? *Auk* 112: 767 - 770.
- HAVEN WILEY, R. (1974): Evolution of social organization and life-history patterns among grouse. *Quart. Rev. Biol.* 49: 201 - 227.
- HECKENROTH, H. (o.J.): Unterschiedliche Ergebnisse von Bestandsaufnahmen des Birkhuhns durch Faunisten und Jagdrevierinhaber.
- HELLE, P., A. NIKULA & M. MÖNKKÖNEN (1994): Effects of Forest Landscape Structure on Grouse Densities in Finland. *J. Ornithol.* 135: 514.
- HELMINEN, M. & J. VIRAMO (1962): Animal food of capercaillie (*Tetrao urogallus*) and black grouse (*Lyrurus tetrrix*) in autumn. *Ornis Fenn.* 39: 1 - 12.
- HEPP, K., F. SCHILLING & P. WEGNER (eds.) (1995): Schutz dem Wanderfalken. 30 Jahre Arbeitsgemeinschaft Wanderfalkenschutz (AGW) - eine Dokumentation. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 82: 1-392.
- HERTEL, H. & D. JÄGER (1995): Das Birkhuhn in Nordwestböhmen. *Naturschutzreport* 10: 183 - 193.
- HINSLEY, S. A., P. E. BELLAMY & D. MOSS (1995): Sparrowhawk *Accipiter nisus* predation and feeding site selection by tits. *Ibis* 137: 418 - 420.
- HOCHRATHNER, P. (1995): Nördliche Kalkalpen. S. 277 - 283 in: DVORAK, M. & E. KARNER: Important Bird Areas in Österreich. Umweltbundesamt Monographien Bd. 71, Wien, 454 pp.
- IMS, R. A. & H. P. ANDREASSEN (2000): Spatial synchronisation of vole population dynamics by predatory birds. *Nature* 408: 194 - 196.

- JEDRZEJEWSKA, B. & W. JEDRZEJEWSKI (1998): Predation in Vertebrate Communities. The Bialowieza Primeval Forest as a Case Study. Ecological Studies 135, Springer Verlag, Berlin, 450 pp.
- JEDRZEJEWSKI, W. & B. JEDRZEJEWSKA (1996): Rodent cycles in relation to biomass and productivity of ground vegetation and predation in the Palearctic. Acta Theriologica 41: 1 - 34.
- JEDRZEJEWSKI, W., A. SZYMURA & B. JEDRZEJEWSKA (1994): Reproduction and food of the Buzzard *buteo buteo* in relation to the abundance of rodents and birds in Bialowieza National Park, Poland. Ethology, Ecology & Evolution 6: 179 - 190.
- JÖNSSON, K. I., P. K. ANGELSTAM & J. E. SWENSON (1991): Patterns of life-history and habitat in Palearctic and Nearctic forest grouse. Ornis Scandinavica 22: 275 - 281.
- KADLECİK, J., M. MACEK & J. OBUCH (1995): The diet and feeding activity of Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) in the Vel'ka Fatra Mts. Tichodroma 8: 48 - 60.
- KARNER, E., V. MAUERHOFER & A. RANNER (1997): Handlungsbedarf für Österreich zur Erfüllung der EU-Vogelschutzrichtlinie. 2. aktualisierte Auflage. UBA Report R-144. Wien, 169 pp. (Anhang).
- 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. & P. WIDÉN (1989): Do Goshawks (*Accipiter gentilis*) need forests? Some conservation lessons from radio tracking. In: Raptors in the Modern World (eds.: Meyburg, B.-U. & R.D. Chancellor): pp. 561 - 567.
- 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.
- 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. mlokosiewiczzi*. 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.
- LANGE, U. (1996): Brutphänologie, Bruterfolg und Geschlechterverhältnis der Nestlinge beim Schwarzspecht *Dryocopus martius* im Ilm-Kreis (Thüringen). *Vogelwelt* 117: 47 – 56.
- LEIBUNDGUT, H. (1993): Europäische Urwälder. Wegweiser zur naturnahen Waldwirtschaft. P. Haupt Verlag, Bern, 260 pp.
- LIESER, M. (1994): Untersuchungen der Lebensraumanprüche des Haselhuhns (*Bonasa bonasia* L. 1758) im Schwarzwald im Hinblick auf Maßnahmen zur Arterhaltung. *Ökol. Vögel* 16, Sonderheft: 1 – 117.
- LINDÉN, H. (1981a): Changes in Finnish tetraonid populations and some factors influencing mortality. *Finnish Game Res.* 39: 3 – 11.
- LINDÉN, H. (1981b): Estimation of juvenile mortality in the capercaillie, *Tetrao urogallus*, and the black grouse, *Tetrao tetrix*, from indirect evidence. *Finnish Game Res.* 39: 35 – 51.
- LINDÉN, H. (1981c): Does duration and predictability of the winter affect the wintering success of the capercaillie, *Tetrao urogallus*? *Finnish Game Res.* 39: 79 – 89.
- LINDÉN, H. & P. RAJALA (1981): Fluctuations and long-term trends in the relative densities of tetraonid populations in Finland, 1964-77. *Finnish Game Res.* 39: 13 – 34.
- LINDNER, A. (ed.) (1977): Die Waldhühner. Naturgeschichte, Ökologie, Verhalten, Hege und Jagd. P. Parey, Hamburg u. Berlin, 148 pp.
- LINDSTRÖM, E. R., H. ANDRÉN, P. ANGELSTAM, G. CEDERLUND, B. HÖRNFELDT, L. JÄDERBERG, P. A. LEMNELL, B. MARTINSSON, K. SKÖLD & J. E. SWENSON (1994): Disease reveals the predator: Sarcoptic mange, red fox predation, and prey populations. *Ecology* 75 (4): 213 – 224.
- MARCSTRÖM, V., R. E. KENWARD & E. ENGREN (1988): The impact of predation on boreal tetraonids during vole cycles: an experimental study. *J. Anim. Ecol.* 57: 859 – 872.
- MARJAKANGAS, A. (1984): Roosting behaviour and thermal environment of the black grouse, *Tetrao tetrix*, in winter. *Finnish Game Res.* 42: 40.
- MARJAKANGAS, A. (1992): Winter activity patterns of the Black Grouse *Tetrao tetrix*. *Ornis Fennica* 69: 184 – 192.
- MARSHALL, K. & G. EDWARDS-JONES (1998): Reintroducing capercaillie (*Tetrao urogallus*) into southern Scotland: identification of minimum viable populations at potential release sites. *Biodiversity and Conservation* 7: 275 – 296.
- MARTI, C. (1985): Unterschiede in der Winterökologie von Hahn und Henne des Birkhuhns *Tetrao tetrix* im Aletschgebiet (Zentralalpen). *Orn. Beob.* 82: 1 – 30.
- MARTI, C. & H. R. PAULI (1985): Wintergewicht, Masse und Altersbestimmung in einer alpinen Population des Birkhuhns *Tetrao tetrix*. *Orn. Beob.* 82: 231 – 241.

- MARTI, C. & N. PICOZZI (1997): Capercaillie *Tetrao urogallus*. In: HAGEMEIJER, W. J. M. & M. J. BLAIR (eds.): The EBBC Atlas of European Breeding Birds. Their Distribution and Abundance, pp. 204 – 205. T & A D Poyser, London, 903 pp.
- MAYER, G. (1967): Areal und Arealveränderungen von Auerhuhn (*Tetrao urogallus* L.) und Birkhuhn (*Lyrurus tetrix* L.) in Oberösterreich. Monticola 1: 101 – 120.
- MAYER, G. (1978): Das Haselhuhn in Oberösterreich. Jb. Oö. Mus.-Ver. 123: 291 – 309.
- MAYER, G. (1991): Revision der Bewertungen der Brutvögel Oberösterreichs. Jb. Oö. Mus.-Ver. 136: 361 – 395.
- MAYER, G. TH. (1997): Die Vögel des mittleren Steyrtales (Oberösterreich) und angrenzender Gebiete. Nach Aufzeichnungen von J. Zeitlinger. Jb. Oö. Mus.-Ver. 124/I: 421 – 445.
- 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. Hirons (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. (1993): Freilandökologie. 3., überarbeitete Auflage. Quelle & Meyer, UTB, Heidelberg, Wiesbaden, 512 pp.
- MÜHLENBERG, M. & J. SLOWIK (1997): Kulturlandschaft als Lebensraum. Quelle & Meyer, UTB, Wiesbaden, 312 pp.
- MÜLLER, F. & K.-H. KOLB (1997): Das Birkhuhn (*Tetrao tetrix*) – Leitart der offenen Kulturlandschaft in der Hohen Rhön. Artenschutzreport 7: 29 – 37.
- 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.
- PRÄSENT, I. (1997a): Haselhuhn *Bonasa bonasia* (L.). Pp. 120 - 121 in: SACKL, P. & O. SAMWALD (Hrsg.) (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. Austria Medien Service, Graz, 432 pp.
- PRÄSENT, I. (1997b): Auerhuhn *Tetrao urogallus* L.. Pp. 126 - 127 in: SACKL, P. & O. SAMWALD (Hrsg.) (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. Austria Medien Service, Graz, 432 pp.
- PUCEK, Z., W. JEDRZEJEWSKI, B. JEDRZEJEWSKA & M. PUCEK (1993): Rodent population dynamics in a primeval deciduous forest (Białowieża National Park) in relation to weather, seed crop, and predation. *Acta Theriologica* 38: 199 - 232.
- PÜHRINGER, N. (1996): Erste Ergebnisse zur Ernährung des Wanderfalken (*Falco peregrinus*) in den oberösterreichischen Kalkvorpalen. *Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* 29: 81 - 94.
- PÜHRINGER, N. (1996): Felsbrütende Vogelarten im Sengsengebirge. Unpubl. Bericht, Nationalpark Kalkalpen, Molln.
- RAJALA, P. (1974): The structure and reproduction of finnish populations of capercaillie, *Tetrao urogallus*, and black grouse, *Lyrurus tetrix*, on the basis of late summer census data from 1963-66. *Finnish Game Research* 35: 1 - 51.
- RATCLIFFE, D. A. (1993): The Peregrine Falcon. Second Edition, T. & A. D. Poyser, London, 454 pp.
- REMMERT, H. (1992): Ökologie. Ein Lehrbuch. — Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo.
- RINGLER, A. (1987): Gefährdete Landschaft. Lebensräume auf der Roten Liste. BLV Verlagsgesellschaft, München, 195 pp.
- ROHNER, C. (1995): Great horned owls and snowshoe hares: what causes the time lag in the numerical response of predators to cyclic prey? *Oikos* 74: 61 - 68.
- ROHNER, C. (1996): The numerical response of great horned owls to the snowshoe hare cycle: consequences of non-territorial „floaters“ on demography. *J. Anim. Ecol.* 65: 359 - 370.
- ROHNER, C. & C. J. KREBS (1996): Owl predation on snowshoe hares: consequences of antipredator behaviour. *Oecologia* 108: 303 - 310.
- RYTKÖNEN, S., P. KUOKKANEN, M. HUKKANEN & K. HUHTALA (1998): Prey selection by Sparrowhawks *Accipiter nisus* and characteristics of vulnerable prey. *Ornis Fennica* 75: 77 - 87.
- SAARI, L., J. ÅBERG & J. E. SWENSON (1998): Factors Influencing the Dynamics of Occurrence of the Hazel Grouse in a Fine-Grained Managed Landscape. *Conservation Biology* 12: 586 - 592.
- SACKL, P. & J. DÖLTLMAYR (1996): Zur Siedlungsbiologie und Ökologie des Uhus *Bubo bubo* im oberen Murtal (Steiermark, Österreich). *Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* 29: 33 - 45.
- SACKL, P. & O. SAMWALD (Hrsg.) (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. Austria Medien Service, Graz, 432 pp.
- SANIGA, M. (1999): Population dynamics of Capercaillie *Tetrao urogallus* on leks in Central Slovakia in the period 1981-1997. *Vogelwelt* 120, Suppl.: 235 - 240.

- SCHERZINGER, W. (1977): Das Haselhuhn. Pp. 108 – 132 in: LINDNER, A. (ed.) (1977): Die Waldhühner. Naturgeschichte, Ökologie, Verhalten, Hege und Jagd. P. Parey, Hamburg u. Berlin, 148 pp.
- SCHERZINGER, W. (1980): Habicht. Sündenbock der Landwirtschaft? Nationalpark 26: 15 - 19.
- 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. (1998): Sind Spechte „gute“ Indikatoren der ökologischen Situation von Wäldern? Vogelwelt 119: 1 – 6.
- 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.
- 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.
- SPITZENBERGER, F. (1995): Nationalpark Kalkalpen. Auswirkungen der beabsichtigten Flächenamputation auf den Auerhuhnbestand (*Tetrao urogallus*). Vogelkdl. Nachr. OÖ., Naturschutz aktuell 3 (2): 84 – 87.
- STEINER, H. (1997a): Der Mäusebussard (*Buteo buteo*) als Spitzenkonsument in der Kulturlandschaft - Wechselwirkungen mit Witterung, Vegetation, Säugetier- und Vogelgemeinschaften sowie Mensch. Diplomarbeit, Prof. W. Scherzinger, Univ. Salzburg, 129 S.
- STEINER, H. (1997b): Die Mäusegradation (*Rodentia*) in den Kalkalpen 1996 wirkte sich auch auf Sperber (*Accipiter nisus*) aus. Vogelkdl. Nachr. OÖ. 5: 15 - 19.

- STEINER, H. (1997c): Sperber. Habicht. Steinadler. In (AUBRECHT, G. & M. BRADER, Hrsg.): Zur aktuellen Situation gefährdeter und ausgewählter Vogelarten in Oberösterreich. Vogelkdl. Nachr. OÖ., Sonderband: 41 - 45.
- STEINER, H. (1998a): Faunistische Nachweise durch die Methode der Rupfungssuche auf der südlichen Traun-Enns-Platte. Vogelkdl. Nachr. OÖ. 6/2: 23 - 27.
- STEINER, H. (1998b): Wald und Greifvögel. Lebensraumqualität im fragmentierten Wald, Räuber-Beute-Beziehung und Grundlagen für ein Naturschutzmanagement. Dissertation, Prof. W. Scherzinger, Univ. Salzburg, 175 S.
- STEINER, H. (1999a) (Buchbesprechung): Predation in Vertebrate Communities. The Bialowieza Primeval Forest as a Case Study. *Egretta* 41/2: 132 - 135.
- STEINER, H. (1999b): Das Pilotprojekt "Monitoring der oö. Kulturlandschaft mit Greifvögeln". *Öko.L* 21/4: 10 - 20.
- STEINER, H. (1999c): Der Mäusebussard (*Buteo buteo*) als Indikator für Struktur und Bodennutzung des ländlichen Raumes: Produktivität im heterogenen Habitat, Einfluß von Nahrung und Witterung und Vergleiche zum Habicht (*Accipiter gentilis*). *Stapfia* (Linz) 62, 74 S.
- STEINER, H. (1999d): Der Steinadler (*Aquila chrysaetos*) in den oberösterreichischen Kalkalpen. *Egretta* 42: 122 - 135.
- STEINER, H. (1999e): Erfolgchancen einer Wiederansiedlung des Habichtskauzes (*Strix uralensis macroura*) in Österreich. Wissenschaftliche Erfolgsprognose, vorläufige Abschätzung. WWF Artenschutz, Studie 40. Im Auftrag von EGS - Verein für Eulen- und Greifvogelschutz Österreich. Wien, 57 S.
- STEINER, H. (1999f): Integriertes Biomonitoring der oberösterreichischen Kulturlandschaft. Teil 1: Was leisten verschiedene Monitoring-Konzepte? *Informativ* 16: 6 - 7.
- STEINER, H. (1999g): Reproduction and diet of Sparrowhawks (*Accipiter nisus*) in relation to forest fragmentation. *Buteo*, Suppl. (1999): 32.
- STEINER, H. (1999h): Sozialverhalten beeinflusst Verwundbarkeit von Eichelhähern (*Garrulus glandarius*) bei Sperberangriffen (*Accipiter nisus*). *Vogelwarte* 40: 138 - 139.
- STEINER, H. (1999i): Ursachen und ökosystemare Folgen des Beutegreifer-Mangels in West- und Mitteleuropa. *Informativ* 14/Juni 1999: 12 - 13.
- STEINER, H. (1999j): Ursprünglicher und heutiger Wald aus Sicht eines Spitzenprädatoren (Wespenbussard, *Pernis apivorus*). *Öko.L* 21/1: 17 - 24.
- STEINER, H. (1999k): Was Krähen mit Greifvögeln zu tun haben. *Natur u. Land* 6/1999: 6 - 13.
- STEINER, H. (2000a): Habitatstudie und Gebietsauswahl zur Wiederansiedlung des Habichtskauzes (*Strix uralensis*) in Oberösterreich. WWF Artenschutz, Studie 43. Wien, 80 S.
- STEINER, H. (2000b): Integriertes Biomonitoring der oberösterreichischen Kulturlandschaft. Teil 2: Überwachung des Artenverlustes und der Monotonisierung der Landschaft. *Informativ* 18: 8.
- STEINER, H. (2000c): Ökologie von Stadt, Kulturlandschaft und alpinem Wald: Schlaglichter zur Landschaftsdynamik anhand der Sperber-Ernährung (*Accipiter nisus*). Vogelkdl. Nachr. OÖ., 2000, Sonderband: 115 - 135.
- 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.
- STRAKA, U. (1994): Ornithologische Beobachtungen im Reichraminger Hintergebirge in den Jahren 1992 und 1993. *Vogelkd. 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. *Vogelkd. 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. (1991): Evaluation of a density index for territorial male Hazel Grouse *Bonasa bonasia* in spring and autumn. *Ornis Fennica* 68: 57 - 65.
- SWENSON, J. E. (1991): Is the Hazel Grouse a poor disperser? XXth Congress of the International Union of Game Biologists, Gödöllő, Hungary, Aug. 21-26, 1991, 347 - 352.
- SWENSON, J. E. (1992): Relative Altersbestimmung bei adulten Haselhühnern (*Bonasa bonasia*). *J. Ornithol.* 133: 209 - 212.
- SWENSON, J. E. (1993): Hazel grouse (*Bonasa bonasia*) pairs during the nonbreeding season: mutual benefits of a cooperative alliance. *Behavioural Ecology* 4: 14 - 21.
- SWENSON, J. E. (1993): The importance of alder to hazel grouse in Fennoscandian boreal forest: evidence from four levels of scale. *Ecography* 16: 37 - 46.
- SWENSON, J. E. (1995): Habitat requirements of Hazel Grouse. *Proc. Int. Conf. Grouse* 6: 155 - 159.
- SWENSON, J. E. (1995): The ecology of Hazel Grouse and management of its habitat. *Naturschutzreport* 10: 227 - 238.
- 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. & 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. & 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. & D. A. BOAG (1993): Are Hazel Grouse *Bonasa bonasia* monogamous? *Ibis* 135: 463 - 467.
- SWENSON, J. E. & Y. FUJIMAKI (1994): Hazel Grouse *Bonasa bonasia* group sizes and sex ratios in Japan and Sweden. *Ornis Fennica* 71: 43 - 46.
- 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. & 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., L. SAARI & Z. BONCZAR (1994): Effects of weather on Hazel Grouse reproduction: an allometric perspective. *J. Avian Biology* 25: 8 – 14.
- SWENSON, J. E., A. V. ANDREEV & S. V. DROVETSKII (1995): Factors shaping winter social organization in Hazel Grouse *Bonasa bonasia*: a comparative study in the eastern and western Palearctic. *J. Avian Biology* 26: 4 – 12.
- TINBERGEN, L. (1946): De Sperwer als roofvijand van zangvogels. *Ardea* 34: 1 – 213.
- TORNBERG, R. (1997): Prey selection of the Goshawk *Accipiter gentilis* during the breeding season: The role of prey profitability and vulnerability. *Ornis Fennica* 74: 15 – 28.
- TORNBERG, R. & S. SULKAVA (1991): The effect of changing tetraonid populations on the nutrition and breeding success of the goshawk (*Accipiter gentilis* L.) in northern Finland. *Aquilo Ser. Zool.* 28: 23 – 33.
- TRYJANOWSKI, P. (1997): Impact of predation on the evolution of European bird life histories. *TREE* 12/1: 33.
- TÜRK, R. (1998): Metamorphosen. Warum Natur- und Umweltschutz? *Natur u. Land* 84/4: 25 – 28.
- UTTENDÖRFER, O. (1939): Die Ernährung der deutschen Raubvögel und Eulen und ihre Bedeutung in der heimischen Natur. Neumann, Neudamm, 412 pp.
- VALKEAJÄRVI, P. & L. IJÄS (1994): (Comparison of breeding success between fed and unfed black grouse in Central Finland). *Suomen Riista* 40: 98 – 109.
- WEGGE, P. & T. STORAAS (1990): Nest loss in capercaillie and black grouse in relation to the small rodent cycle in southeast Norway. *Oecologia* 82: 527 – 530.
- WIDÉN, P. (1987): Goshawk predation during winter, spring and summer in a boreal forest area of central Sweden. *Holarctic Ecology* 10: 104 – 109.
- 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.

# Anhang

## Kartendarstellungen

1. Verteilungsmuster der Höhenlage 900-1400 m im Nationalpark-Bereich (Auerhuhn-Schwerpunkt) als Ursache für Metapopulationseffekte
2. Haselhuhn-Transekt Vorderer Rettenbach
3. Haselhuhn-Transekt Hinterer Rettenbach
4. Haselhuhn-Transekt Leitersteig-Eisboden
5. Birkhuhn-Probeflächen



