

Biotopverbund für saisonal „wandernde“ Warmblüter im Alpenraum

Hartmut Gossow

Die „Gänsefüßchen“ im Titel sollen andeuten, daß in diesem Beitrag nicht die weit ziehenden oder wandernden Arten etwa aus der Arktis behandelt werden sollen, sondern alpine Ganzjahresarten, die sich ebenfalls in mehr oder minder verschiedenen Winter- und Sommerlebensräumen aufhalten. Dieses Thema wirft dann zunächst eine Reihe von Einzelfragen auf, so u. a.

- welche Biotopverbände z. B. verbunden werden sollen und ob diese selbst auch irgendwie im Minimum sind
- welche „Weiser-“ oder „Schlüsselarten“ sich dabei theoretisch bzw. auch praktisch (Umsetzbarkeit!?) anbieten
- welche Größenansprüche sich stellen bzw. wie weit sich bereits vorhandene Reservate (wenn auch mit unterschiedlicher Zielsetzung) anbieten
- welche Art von Verbund (= Verbindung) je nach angesprochenen Tierarten bzw. Biotopverteilungen nötig oder geeignet erscheint
- wie weit sich im Zusammenhang mit der jahreszeitlichen Wanderung oder Überstellung in geeignete Biotopverbände besonders kritische Situationen ergeben
- und nicht zuletzt, ob und welche Art von Negativauswirkungen derartige Schutzstrategien womöglich auch haben könnten!?

1. Wildtiere und Lebensraum

Die Feststellung ist zwar nicht mehr besonders originell, aber anscheinend doch immer wieder nötig, nämlich daß wildlebende Tiere hochgradig als Ergebnis geeigneter Lebensräume vorkommen und bei Änderung oder Verlust derselben ebenfalls entsprechend reagieren.

Aktiv verfolgende Ausrottung war zumindest für manche größere Arten („Schädlinge“) eine zusätzliche bzw. die ausschlaggebende Ursache für ihr Verschwinden: Für diese sind oft genug auch heute die Biotopvoraussetzungen noch ausreichend bis günstig, so daß Biotopschutz und -verbund hier kein vorrangiges Thema sind – schon eher Ruhezone. Dies gilt auch für viele andere Arten, die sich vor einem zwar unbeabsichtigten, aber dennoch sehr wirksamen menschlichen Störungsdruck zurückziehen. Bei größeren Wildtierarten spielt allgemein mehr die *Biotop-Struktur* eine entscheidende Rolle für die Lebensraumeignung als spezifische Nahrungspflanzen, Beutetiere oder Brutsubstrate; für den jeweiligen Nutzungsgrad wird der klimatische und zunehmend auch menschlicher *Störungsdruck* zu einem Schlüsselfaktor. Je nachhaltiger das Strukturangebot und je voraussehbarer der Störungsdruck, desto besser die jeweiligen Anpassungsmöglichkeiten.

1.1. Flaschenhals und Fragmentierung: Biotopverbund im Minimum

Die Ursache für jahreszeitlichen Lebensraumwechsel ist in der Regel die Flaschenhalssituation des Winters. Je nach Dauer und Strenge desselben können auch Übergangsbiotopverbände besonders wichtig oder unter Umständen auch übersprungen werden.

Der Schnee im Bergwinter ist für Warmblüter durchaus widersprüchlich zu beurteilen. Unterschiedliche *Schneebedingungen* (nach Art, Menge, Einsinktiefe, Dauer) – also ebenfalls eine Struktureigenschaft des jeweiligen Biotopverbands – können diese Zusammenhänge weiter verkomplizieren:

- Schnee verlegt den Zugang zu pflanzlicher Nahrung,
 - konserviert diese dann aber unter Umständen sehr wirksam oder erschließt auch sonst nicht zugängliche Pflanzenarten und -teile oder Vegetationsstrata (u. a. durch Schneebruch);
 - Schnee kann für einen Räuber wie den Luchs manche – leichter als er durchbrechende – Beutetiere anfälliger für seine Erbeutungsversuche machen (z. B. Rehe), andere aber sehr wirksam in Sicherheit bringen (z. B. Schneehasen);
 - Schnee ist wegen der schweren Fortbeweglichkeit in ihm gerade für größere terrestrische Arten ein sehr energiezehrendes Substrat und erschwert insbesondere das Fluchten,
 - ist andererseits aber für manche Arten wegen seiner isolierenden und damit energiekonservierenden Eigenschaften eine wesentliche Voraussetzung zum besseren Überwintern (z. B. Rauhfußhühner, vgl. z. B. ANDREEV 1981; LINDÉN 1981, 1983; GOSSOW 1984).
- Gerade im Zusammenhang mit der winterlichen Energiebilanz sind im Hochgebirge insbesondere menschliche Störungen – z. B. durch Variantenschifahren, Heliskiing, Schitouren, Querwaldein-Langlauf, Paragleiten u. a. – besonders kritisch für Rauhfußhühner und Wildwiederkäuer. Abgesehen von den fluchtbedingten Energieverlusten bedeutet die Panikreaktion oft auch eine verringerte Aufmerksamkeit gegenüber Geländehindernisse, Lawinengefahr, Verdrähtungen, Raubfeinden u. dgl.; oder es reichen die üblichen (ohne schon eingeschränkten) Aktivitätsperioden für eine zufriedenstellende Nahrungsaufnahme (zum Ausgleich der Energieverluste) nicht aus, so daß auf Ersatz- oder Pufferdiäten und zusätzliche Aktivitätsphasen ausgewichen werden muß. Schließlich bedeutet aber eine winterliche Häufung von Störungen, daß das betroffene Wild, das wir überraschend in seinem selbstgewählten Winterstand aufscheuchen (also in einem angesichts der winterlichen Flaschenhalssituation

wohl noch vergleichsweise günstigen Lebensraum), zum Standortwechsel gezwungen wird und in einen nächstbesten, wahrscheinlich weniger geeigneten Einstand ausweichen muß. Und das kann sich bei Folgestörungen fortsetzen. Auf diese Weise – so viel dürfte nur zu eindeutig sein – verringert sich das winterliche Lebensraumangebot im Hinblick auf seine Zugänglichkeit und damit in seiner Tragfähigkeit in zunehmendem Maße (vgl. z. B. MEILE 1984; GOSSOW 1987).

So wie direkter menschlicher Störeinfluß zur Aufsplitterung und Reduktion der von Wildtieren genutzten Biotope beiträgt, gilt das für die übliche menschliche Landnutzung (Weidewirtschaft; Forstwirtschaft; Erschließung; Besiedlung) noch mehr, die erhebliche Biotopveränderungen im Gefolge hat und in den Alpen vor allem besonders zur Fragmentierung des Bergwaldes führt.

Was heute im Alpenraum an Wald besonders ins Minimum gerät, ist *Alter Wald* („Old Growth Forest“) – von der Flächenausdehnung wie von seiner Nachhaltigkeit her gesehen. Neben Mooren und Feuchtbiotopen ist dieser Biotoptyp auch für die Tierwelt von besonderer ökologischer Bedeutung. Charakterisieren läßt sich Alter Wald als ein Baumbestand bereits jenseits des Maximalwuchsalters, mit besonders ausgeprägter vertikaler und horizontaler Struktur und Vegetationsvielfalt sowie mit (einer oder mehreren) Eigenarten (wie stehendes und liegendes starkes Totholz, Baumflechten u. dgl.), die sich in jüngeren Entwicklungsstadien des betreffenden Waldtyps (noch) nicht finden. Typische Begleittierarten solcher Altwaldbestände werden von Wildtierökologen gerne mit dem – eigentlich pflanzenökologisch reservierten – „Klimax-(arten)“-Begriff belegt. Als *Weiserarten* in solch „altgedienten“ Bergwäldern würden sich Wildtierarten anbieten, die z. B. besonders spezifisch und sensibel („stenök“) reagieren. Und in der Grundlagenforschung, für Rote Listen oder auch für Artenschutz-Gesetz-Anhänge ist deren Kenntnis und Berücksichtigung sicher unverzichtbar. Für die praktische Arbeit im Biotop-Management können jedoch andere Arten geeigneter sein.

1.2. „Strategische Schlüsselarten“

Denn Weiserarten im üblichen Sinne sind oft genug nicht besonders lobbyfähig oder z. B. auch konfliktrichtig. Dagegen gibt es Arten, die für den Menschen attraktiv sind – z. B. Jagdwild oder besondere Naturschutzobjekte bzw. die für seine Landnutzungsinteressen kritisch werden können („Schädlinge“ – „Schadwild“) und nicht selten auch beide Eigenschaften auf sich vereinigen (z. B. Graureiher, Fischotter, Rothirsch).

Die Vorstellung ist nun die (GOSSOW 1981, 1987; vgl. auch MEALEY und HORN 1981; ODU 1971 über „Management Indicator Species“), daß „im Kielwasser“ funktionierender Biotoperhaltungs- oder Verbesserungsmaßnahmen für bestimmte Ziel- oder eben Schlüsselarten auch eine möglichst große Vielfalt von weniger lobbyfähigen pflanzlichen wie tierischen Begleitarten „mitschwimmt“: Und je größer und vielseitiger in ihren Ansprüchen die Schlüsselart, desto günstiger wahrscheinlich der Kielwassereffekt.

Dabei erscheint allerdings eine gewisse *Artenkombination* (statt nur einzelner Schlüsselarten)

aussagekräftiger, falls diese verschiedene Biotopaspekte (nach Sukzession, Phänologie, Topographie etc.) oder/und auch einschlägige Landnutzungsprobleme (z. B. Waldweide oder Wildschaden) repräsentiert: also z. B. typische „Sukzessions“ – in Verbindung mit „Klimax“-Arten oder/und typische Wald- mit Waldrand-Arten. Insofern könnten sich z. B. im Bergwaldbereich Auer- und Birkhuhn, Habicht und Schwarzspecht, Rothirsch und Baumrarder anbieten. Das *Großbrauwild* – das ist im Alpenraum derzeit wieder vermehrt der Luchs (vgl. GOSSOW 1987; WOTSCHIKOWSKY 1987) – scheidet in diesem Zusammenhang eher aus, da vom Raumanspruch her und gegenüber der Jägerschaft und den Schafbauern Probleme bestehen, aber kaum in biotopspezifischer Hinsicht.

Die Schlüsselarten sollten auch auf bestimmte Schlüsselbiotope/-strukturen/-ressourcen angewiesen sein; dann läßt sich in der Regel davon ausgehen, daß bei deren Gewähr auch ähnlich, aber nicht ganz so eng oder spezifisch eingensichte Arten ausreichend mit überleben können.

1.3. Artenvielfalt und Inselökologie

Die Tier-Artenvielfalt ist von verschiedenen Aspekten abhängig, so u. a.

- von der Seehöhe (mit zunehmender Höhe – oder auch Geographischer Breite – abnehmende Arten- und Biomasse-Werte)

- von der Arealgröße, da Mindestraumansprüche die Besiedlungsdichte wie die Eignung gerade auch für größere Arten bestimmen (vgl. Inselökologie)

- von der topoklimatologisch oder auch von der landnutzungsbedingten Verinselungsschärfe

- von der Sukzessionsphase (vgl. dazu etwa HARRIS 1984).

Die im Alpenraum besonders schützenswerten Biotope sind Moore und Steillagenwald (meist mit Schutz- oder Bannwaldcharakter). Für eine möglichst hohe Artenvielfalt sind diese allerdings nicht unbedingt optimal – quantitativ gesehen. Aber ein hier überproportional hoher Anteil z. B. an „Rote-Liste“-Arten (Pflanzen wie Tiere) macht sie qualitativ besonders wertvoll.

Je mehr zusammenhängende Flächen derartige Biotope enthalten, desto eher ist auch eine ausreichende räumliche Grundlage für größere Wildtierarten gegeben. Aber gerade die alpine Topographie erweist sich z. B. im Vergleich zur arktisch-borealen als eher ungünstig in dieser Hinsicht. Dazu kommt, daß von oben der jahrhundertelange Alm- und Weidedruck den Hochlagenwald zurückdrängt und auflichtet, ihn damit allerdings auch z. B. für interessante Arten wie das Birkhuhn, die Ringdrossel, den Birkenzeisig, das Alpenmurmeltier, vermehrt erschließt und deren Lebensraum erweitert. Von unten dagegen verändert der Wirtschaftswald und die forstliche Erschließung die Bergwaldstruktur und hilft, den Störungsdruck zu vermehren. Für den Hochlagen- und Schutzwald reduziert und verinselt sich die Flächensituation also immer mehr.

1.4. „Ökologisch vollständiger Lebensraum“ als Verbundsystem

Für autochthone alpine Wildtierarten ist ein „ökologisch vollständiger“, d. h. ein ausreichen-

der Ganzjahres-Lebensraum nötig. Dieser schließt in der Regel mehrere, unter Umständen recht verschiedenartige Biotope (nach Höhe, Exposition, Sukzession oder Reifegrad etc.) ein. Wenn sich auch nur einer von diesen an Fläche bzw. (ungestörter!) Zugänglichkeit reduziert, verringert das die Tragfähigkeit insgesamt. Die meisten derzeit vorhandenen Reservate (meist mit vegetations-schützender Zielsetzung) sind viel zu klein und zu spezifisch, um als ausreichender Lebensraum für größere Wildtierarten (Populationen/Sub-) auszureichen. Nun nützen gerade auch größere Wildtierarten von ihrem Ganzjahres-Streifgebiet (Home Range) oft ohnehin nur ganz bestimmte Bereiche oder Ressourcen intensiver und das oft auch nur zu bestimmten Tages- oder Jahreszeiten. Zwischen diesen wechseln sie entsprechend hin und her, praktizieren also bereits natürlicherweise eine „Biotop-Verbundstrategie“. Nur sind diese Arten stammesgeschichtlich im Laufe einer langen Ko-Evolution mit ihrer (z. B. alpinen) Umwelt an diese angepaßt worden. Die heutigen, zusätzlichen Biotopminderungen (bestimmter Schlüsselbiotope oder -strukturen) und der Energieaufwand zum Hin- und Herwechseln zwischen diesen (störend dann oft noch weiter verstärkt) sprengen unter Umständen den gegebenen Anpassungsrahmen.

So mögen sich zwar noch Restpopulationen halten oder gar nur wenige Einzelexemplare einer bedrängten Art, die aber populationsgenetisch schon nicht mehr ausreichend im Sinne einer „Minimum Viable Population“ (MVP) anzusehen sind (vgl. z. B. FRANKEL 1974; SHAFFER 1981; HARRIS 1984; HEANEY und PATTERSON 1986).

2. Fallbeispiel Auerhuhn und Waldbehandlung

Das Auerhuhn und seine negative wie positive Beeinflussung durch die Forstwirtschaft und Waldnutzung war am Wiener Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft über rund 10 Jahre ein Schwerpunktthema in verschiedenen Diplomarbeiten, Dissertationen und Gutachten. Das Hauptinteresse galt der Untersuchung von noch sowie (fast) nicht mehr oder auch wieder vermehrt auerhuhnfähigen Waldstrukturen, um den Forstmann als den eigentlichen Habitatgestalter für diese Wildart bzw. als Waldbiotop-Manager allgemein gezielter ansprechen und sein forstliches Selbstverständnis in dieser Richtung weiterentwickeln zu können (z. B. GOSSOW 1981, 1984, 1987). Deshalb wurde auch überwiegend mit forstlichen Parametern, Unterlagen und Kartentypen gearbeitet.

Tabelle 1

Kronenschlußgrad	Heidelbeere (Vitalität & Fruktifikation)
1 gedrängt	Kümmerliches, steriles auf wenige Lücken beschränktes Vorkommen
2 geschlossen	trotz Verbreitung auf 1/4 der Fläche steril und wenig vital
3 locker	örtlich noch lückige Beerkräutdecke bei deutlich steigender Vitalität, aber nur geringem Beerenertrag
4 licht	geschlossene Beerkräutdecke mit hoher Fruktifikationsrate
5 räumig	dicht geschlossene Beerkräutdecke mit maximaler Fruktifikationsrate
6 offen	

2.1. Lebensraumansprüche

Als ein wesentliches Ergebnis des Auerhuhn-Symposiums vor 15 Jahren in München und Garmisch wurde die Bedeutung starkholzreicher Altbestände für das Auerwild herausgestellt (vgl. SCHRÖDER 1974). Unsere Studien im Alpenraum und im Gebiet der Böhmisches Masse (Waldviertel) – aber auch ein Vergleich mit den fennoskandischen Primärhabitaten – sprechen dafür, daß eher lückige bis räumige, strukturenreiche und standörtlich wechselhafte Mischbestände mit vielseitiger Bodenvegetation wichtig sind, daß also größere Stammabstände (als Flugraum) wichtiger sind als dickere Stammstärken (die nützen eher anderen Arten wie dem Schwarzspecht), daß Ameisen (insbesondere die Rote Waldameise) oder Kiefern zwar für viele Auerwildvorkommen sehr charakteristisch aber offenbar nicht wirklich obligatorisch sind, daß vielmehr auch Vernässungen und andere Feuchtstandorte im Gemenge mit Trockenstandorten die kleinklimatischen Bedingungen und Nahrungsangebote verbessern und daß allerdings der Heidelbeere ein sehr hoher Stellenwert zukommt (z. B. SCHILLOCK 1984).

Die Heidelbeere erweist sich als außer vom Standort auch stark von Waldstrukturen und damit von der jeweiligen Waldbehandlung abhängig. Ein Illustrationsbeispiel bietet folgendes Untersuchungsergebnis aus einem Fichten-Tannen-Kiefer-Mischwald (SCHILLOCK 1984, Tab. 1). Danach kann sich also nur in Waldbeständen mit den Kronenschluß- oder Beschirmungsgraden 3 bis 6 eine den Äsungsansprüchen des Auerhuhns entsprechende Beerkräutflora entwickeln. Bestandestypen, bei welchen die Kiefer bestandesbildend beteiligt ist, wirken sich dabei fördernd auf die Heidelbeer-Vitalität aus. Ebenso läßt sich eine Überlegenheit der vernässenden Standorte (gegenüber nicht vernässenden) bezüglich der Wuchsleistung und des Beerenertrages feststellen (SCHILLOCK 1984). Derartige Zusammenhänge können insbesondere im Rahmen flankierender Maßnahmen, für Reservats-Pufferzonen und dgl. Beachtung finden.

2.2. Minimum-Aspekte

Je reichhaltiger der jeweilige Biotop, desto dichtere Besiedlungen durch Auerwild erscheinen möglich. Es ist allerdings schwierig zu sagen, wie hoch jeweils die Mindestansprüche an ausreichendem Lebensraum sind. Mangels ausreichender Markierungs- oder Radioeletmetrie-Möglichkeiten bei unseren diversen Fallstudien haben wir

Tabelle 2

Untersuchungsgebiet	A	B	B	C
Seehöhe des Auerhuhn-Vorkommens (in NN)	900-1100	1200-1500	1200-1500	1600-1900
Waldtyp	Wirtschaftswald		Schutzwald	
Geschlechter	Hahn/Henne	Hahn/Henne	beide	beide
vom Auerhahn genützte	3.24/3.27	7.42/5.92	3.96	5.50
nicht genützte Unterabteilungen (ha)	1.26	2.40	2.61	3.80

uns an den Flächengrößen der auerwildgenützten bzw. gemiedenen forstlichen Unterabteilungen orientiert (PSEINER 1983, Tab. 2).

Mit zunehmender Seehöhe steigt offenbar der Raumbedarf und ist im Wirtschaftswald größer als im (naturnäheren) Schutzwald, wobei sich in letzterem keine besonderen geschlechterverschiedenen Ansprüche ergaben, offenbar aber im eintönigeren Wirtschaftswald.

Je weiter nach Struktur und Flächengröße noch geeignete Waldinseln auseinanderliegen, desto größer werden die sich an ihnen orientierenden Streifgebiete und sind dann aber irgendwann in der Energiebilanz (Kosten-Nutzen-Relation) nicht mehr auerwildfähig. Die von verschiedenen Seiten immer wieder zur Diskussion gestellten Auerwild-Schutzgebiete müßten also ganz erhebliche Ausmaße annehmen, wenn damit überlebensfähige und auch genetisch als hinreichend autark anzusehende Lokalpopulationen erhalten werden sollen. Darum geht es allerdings nur bedingt.

Denn zwar kann man den Forstmann und Waldbesitzer über das Vorhandensein von Auerwild in seinem Forst zu einer vielleicht auerwildfreundlicheren Waldbehandlung anregen, aber kaum dazu, statt Holz plötzlich den Auerhahnabschuß und eine entsprechende Hege mittels Waldbehandlung zum maßgeblichen Betriebszieltyp aufzuwerten.

Andererseits macht die neuere Diskussion um die Situation der Alpenwälder und eine immer dringlicher werdende „Schutzwaldsanierung“ auch die Aussichten für das Auerhuhn und andere ökologisch ähnlich eingensichte Tierarten wieder interessanter (oder brisanter!?). Nur hält das dafür auslösende Problem des „Waldsterbens“ auch genügend Unsicherheitsfaktoren bereit, um hier nur sehr begrenzte Vorhersagen wagen zu können. Immerhin gibt die Forstwirtschaft aus betriebswirtschaftlichen Gründen und vor allem aus ökologischen Überlegungen der Starkholzproduktion wieder einen gewissen Vorrang, weil damit das Lebensalter der Bäume im Wald erhöht wird, kleinflächiger bzw. mehr zielstärkenorientiert genutzt und der natürliche Stoffkreislauf im Wald besser aufrechterhalten werden kann. Häufig gute Vorrats- und Wuchsverhältnisse ließen das auch durchaus zu, aber die Papier- und Sägeholzindustrie hat sich in den letzten Jahren auf schwächere Holzdimensionen eingestellt (spezialisiert). Da also das eigentlich sehr wertvolle Starkholz der Schutzwälder nur schwer anzubringen ist, aber vorher bereits hohe Bringungskosten macht, klappt hier die Preis-Kosten-Schere noch mehr als bei anderem Holz und wird überdies als Argument benützt, nach der eigentlich weitgehend ab-

geschlossenen Wirtschaftswald-Erschließung mit Forststraßen diese nun auch noch verstärkt in den Schutzwaldbereich hinauf auszudehnen. Damit kann sich auch dort die Zerstückelung oder Verinselung noch weiter verschärfen. Entsprechend steigern sich die Forderungen nach Reservaten (als „Ökozellen“, „Freilandlaboratorien“ etc.).

2.3. Habitataignung vorhandener Reservate

Wie schaut es in dieser Situation mit der Eignung von bereits vorhandenen Nationalparks, Sonderschutzgebieten oder anderen Reservatstypen aus? Zunächst einmal ist der Auerhahn auch als „Urhahn“ in unseren Breiten (!) kein *Urwaldvogel* – wie das z. B. der letzte große mitteleuropäische und alpine Urwald(-rest von rund 300 ha) „Rothwald“ (NÖ) zeigt. Die oft zu wüchsigen Bedingungen bewirken meist viel zu unterholzreiche Waldstrukturen, um wirklich auerwildattraktiv zu bleiben. Vor allem die früher sehr intensive Waldweide, Streunutzung, Schneitelung etc. hat zu Waldboden-Devastierungen und Plünderwaldstrukturen geführt, welche den montanen und submontanen Hoch- und Mittelgebirgswald erst wirklich auerwildattraktiv gemacht haben, die aber heute zunehmend entfallen.

Demgegenüber hat die neuzeitliche Forstwirtschaft auerwildfähige Waldstrukturen oft nur noch im Hochlagenbereich übriggelassen, wie z. B. im inneren *Bayerischen Wald*. In diesem durchaus klassischen Vorkommen des Auerhuhns lag das Hauptverbreitungsgebiet (nach SCHERZINGER 1988) „eindeutig im nadelholzreichen Montanwald über etwa 800 bis 1000 m Seehöhe und reichte bis in die Kammlagen . . . im Großteil naturnahe verbliebenen Bergfichtenwald der Bergrücken blieb dem Auerhuhn ein artgerechter, wenn auch karger Rückzugsbiotop, . . . entpuppt sich jedoch mehr und mehr als „Biotopfalle“! Entsprechend der Höhenlage (1100 bis 1500 m) herrschen hier nämlich auch im Sommer rauhe Witterungsbedingungen . . . welche die Küken nicht durchhalten. Über Jahre konnte im *Nationalpark Bayerischer Wald* kein Bruterfolg mehr nachgewiesen werden! Ein Fortbestand an Auerhühnern könnte deshalb nur durch Rückgewinnung geeigneter Brutgebiete in den mildereren Hanglagen der Bergmischwaldzone erzielt werden“

Das gilt in ähnlicher Weise für so manches ehemalige oder rückläufige Auerhuhn-Vorkommen im Hoch- oder Mittelgebirge. Nur schließt sich das Ganze dann auch meist zum Teufelskreis, wenn zwar für diesen sehr winterharten Taiga-Vogel der winterliche Hochlagen-Bergwald keine besonderen Probleme aufwirft, es aber an geeigneten Nist- und Aufzuchtbiotopen fehlt. Über die-

sen fröhlich-sommerlichen Flaschenhals kann er nicht hinweg und muß so über kurz oder lang aussterben. Schutzgebietsbestrebungen sollten deshalb vorwiegend Nistbiotopen gelten, auch wenn die Balzplätze ein wesentliches Strukturelement in der Populationsqualität und -stabilität bilden dürften und in der Regel am besten bekannt sind. Sich-selbst-überlassen würde hier bei noch so gutem Gebiets- oder Artenschutz eher auf ein „Tot-schützen“ hinauslaufen. Denn eine Wiedergewinnung von (wie im Bayerischen Wald oder anderswo forstlich) verlorengegangenen Auerhuhnarealen im Zuge von Waldumwandlungen und -entwicklungen im Hangbereich wird eine Weile brauchen. Und dann sind zu ihrer Neubesiedlung Junghühner nötig, die aber eben aus dem Restbestand nicht mehr produziert werden. Dieser Restbestand überlebt nur noch außerordentlich standorttreu in den ehemaligen Rand (-bzw. überwiegend Winter)biotopen und stirbt langsam aus – und damit „das an bodenständige Verhältnisse angepaßte Erbgut“ (SCHERZINGER 1988). Eine für den Bayerischen Wald entwickelte *Übergangsstrategie* der kontinuierlichen Aussetzung zur Wiederbesiedlung der hoffentlich langsam wieder auerhuhnfähiger werdenden Hangwälder mag auch für ähnlich gelagerte alpine Fälle nötig werden; endgültige Erfahrungen stehen zwar noch aus, aber angesichts der erheblich verbesserten Kenntnisse zur Auerhuhn-Ökologie und in der Zuchtpraxis sind die Chancen wohl nicht zu gering. In anderen Reservatsfällen sieht die Problematik teils wieder anders aus. Im designierten *Nationalpark Hohe Tauern* haben wir es mit einem Hochgebirgspark zu tun, in dem Wald ein deutlicher Minimumfaktor ist, dem im Hinblick auf die saisonalen Lebensraum-Wechsel verschiedener Wildtiere aber ganz wesentliche Bedeutung zukommt, um ökologisch vollständige Habitate zu gewährleisten. Die sogenannten „*Sonderschutzgebiete*“ als strengstgeschützte Teilareale weisen in ihren (Nah-)Bereichen oft zwar alle vier Rauhfußhühnerarten auf (Abb. 1 und 2), aber diese siedeln überwiegend außerhalb der (geplanten oder bereits verordneten) Reservatsgrenzen. Ähnliche Verhältnisse lassen sich vermutlich auch sonst oft finden, wo es um bereits bestehende oder geplante Schutzgebiete geht. Denn diese werden in der Regel nicht für einzelne Wildtierarten, sondern eher für Wildpflanzen bzw. bestimmte Vegetationsgesellschaften oder Biotop-typen geschaffen bzw. orientieren sich an der Naturnähe derselben. So geeignet bestimmte Arten wie das Auerhuhn im Bergwald als Argumentationshilfe bzw. als Management-Weiser oder dann auch als Erfolgskontroll-Indikator sein mögen, so unrealistisch wäre es (angesichts der ökologischen, wirtschaftlichen und Besitz-Gegebenheiten), den ökologischen Ganzjahres-Anspruch eines so großen Vogels zur Grundlage von Schutzgebiets-Planungen zu machen. Was aber wäre in dieser Situation im Hinblick auf Schlüsselbiotope und Verbundsysteme möglich bzw. möglichst zu beachten?

3. Verbundsystem-Strategie

Wenn bestehende oder geplante Reservate zu klein sind, um auch für größere Wildtierarten interessant zu sein oder aber deswegen leicht zu

Konzentrations- und Übernutzungseffekten führen, wird nicht nur ihre Nähe zueinander, sondern auch eine gewisse Pufferkapazität der Anrainerbereiche und die Eignung von Wechselverbindungen bzw. Flugrouten zwischen ihnen wichtig. In den Salzburger Hohen Tauern z. B. erscheint nur das geplante Sonderschutzgebiet „Untersulzbachtal“ auch nationalparkgerecht im Hinblick auf die IUCN-Richtlinien. Die vier (fünf) anderen Sonderschutzgebiete (zu klein) bieten als strengste Schutzkategorie aber viel zu wirksame Lenkungs- und Management-Voraussetzungen, als daß auf sie verzichtet werden könnte. Die Frage ist dann „nur“, ob und wie diese für unterschiedliche Biotop- und Artenschutzanforderungen in entsprechende Verbundsysteme einbezogen werden könnten. Das gilt natürlich auch für sonstige Schutzgebiets-Angebote und -Planungen, hier wie anderswo. Und in der Regel dürften noch Ergänzungen über zusätzliche Reservate (Trittsteine) bzw. ausreichende Pufferbereiche und Verbindungstrakte (= wildtier-akzeptable Korridore zur Überbrückung der weniger geeigneten Bereiche) nötig werden. Eine gute, wenn auch mehr grundsätzliche und alpin wohl nur bedingt übertragbare Darstellung dieser Probleme und Anforderungen bietet z. B. HARRIS' „*Fragmented Forest*“ (1984) oder auch sein Beitrag über „*Landscape Linkages*“ (1988).

3.1. Planungsaspekte

Die in zügiger Entwicklung und Anwendung begriffenen Geo-Informationssysteme bieten eine sehr gute Voraussetzung (das händische Verschneiden mittels Folien aber ebenso), um mit Hilfe von Themenkarten zu verschiedenen Lebensraum- und Landnutzungsaspekten dann potentielle Reservatsflächen (Pufferbereiche, Trittstein-Areale) und Verbundtrakte (der Korridore) herauszufiltern. Gerade im Alpenraum lassen sich z. B. in Verbindung mit der verstärkt anlaufenden *Schutzwaldsanierung* auch Prioritäten in Zielsetzung und Umsetzung (Notwendigkeit bzw. Machbarkeit) berücksichtigen.

Um so weit wie möglich Konflikte mit wirtschaftlichen Interessen eher gering zu halten, wäre es wahrscheinlich auch zweckmäßig, bevorzugt – wirtschaftlich suboptimale bis uninteressante Areale (z. B. bringungsproblematisch, erschließungsaufwendig, wenig wüchsig etc.) auf ihre Eignung im Rahmen von Biotopverbundsystemen zu prüfen und auszunutzen

– Schutzwald a. E. (außer Ertrag), der also ohnehin nur in betont pfleglicher Bewirtschaftung bzw. Waldbehandlung steht, in besonderem Maße zu berücksichtigen und zu integrieren und auch – Grenzbereiche und -gewässer auf ihre oft noch größere Naturnähe hin zu überprüfen und als häufige Wechsel- und Migrationsrouten (unter Umständen allerdings auch als diesbezügliche Barrieren) entsprechend einzubinden.

Vor allem aber ist es wichtig, für die mobileren, sich jahreszeitlich überstellenden Warmblüterarten nicht nur im Hochlagenbereich geeignete Biotope gleichsam zu „konservieren“: Die hier natürlicherweise sehr ausgeprägte Nadelholz-Dominanz z. B. sollte im Mittel-, Unterhang- und (Seiten-)Talbereich durch mehr laubholzanteilige

Biotope wie insbesondere Schluchtwaldgesellschaften, Gebirgsauen, Hangmoore und andere Feuchtbiotope ergänzt werden.

So wie in der Falllinie die Entwässerungssysteme, Lawenstriche und anderes den Verbund in Form geeigneter Wechselrouten und Flugschneisen mit gewährleisten, ist andererseits in Kamm- und Gratbereichen, also über die Wasserscheiden hinweg, oft am besten ein Gen-Austausch zwischen benachbarten Subpopulationen möglich, die sonst (z. B. ohne Biotopschutz und Nutzbarkeit in diesen Bereichen) leicht voneinander isoliert würden.

Biotopverbundsysteme müssen also unter Umständen auch politisch-grenzübergreifend konzipiert werden. Und im Hinblick auf artspezifisch leicht limitierende Schlüsselstrukturen oder -substrate sollten diese gegebenenfalls besonders gesichert werden, also z. B. neben spezifischen Moor-, Hochtundra-, Wald- u. a. Standorten oder traditionellen Geierschlafwänden, Horstfelsen, Totholzangeboten u. dgl. auch Geröllhalden, Gipfelbereiche und Gletscherregionen (das heißt unter anderem ohne Alpinismus!).

Wenn ein Reservate-Netz trotz zu geringer Flächengrößen oder nur einseitiger Eignung im Einzelfall dennoch auch größeren Wildtierarten mit spezifischeren Lebensraumansprüchen zugute kommen soll, dann muß bedacht werden, daß diese gegenüber anthropogen bedingten Lebensraumveränderungen womöglich oft weniger sensibel reagieren als gegenüber Bejagung, Geländesport, Sammelaktivitäten u. dgl.. Rückzugsgebiete, Fluchtterrain, unzugängliches oder gemiedenes Gelände, störungsfreie Wechselrouten und Flugschneisen gewinnen dann erheblich an Bedeutung.

Der „Verbund“, der sonst besonders im Hinblick auf ökologisch vollständige Lebensräume, Fortpflanzungspartner, Genfluß und Mindestpopulationen forciert wird, spielt so auch bereits im 'normalen Alltag' der Tiere eine ganz wesentliche Rolle als „Ruhezone“, „Wildschutzgebiet“ oder ähnliches. Für das tagesperiodische bzw. saisonale Hin- und Herwechseln kann die Verbindung über wenig zugängliche Steilhanglagen, Grate und Gräben oder auch Rücken sehr wichtig werden, ebenso aber auch topographisch gegebene oder von Rechts wegen verordnete Wegegebote, besonders wenn dabei auch übliche Fluchtdistanzen berücksichtigt werden (vgl. z. B. HAMR 1988). Lokal kann also sehr wohl die Abstimmung von spezifischen Wildtierkorridoren und kritischen Tourismuskorridoren wichtig werden, vor allem wenn sich damit die Störungseinschätzung für das Wildtier verbessert.

3.2. Forstliche Planung und „Zwangsnutzungen“

Der einschlägige Naturschutz ist als Artenschutz möglichst auf Nachhaltigkeit eingeschworen. Nachhaltigkeit im Vorkommen von „Schlüsselarten“ (als Eignungskriterium) erfordert mittel- und langfristig in einer Kulturlandschaft allerdings eine Manipulierung der betreffenden „Schlüsselbiotope“, insbesondere also der vorhandenen und (noch) geeigneten Vegetation. Im Waldbereich regeln üblicherweise Forsteinrichtungen und Forstoperatere die Waldnutzung und

Waldpflege (auf einer 10 Jahres-Basis). Nicht geplante, sogenannte „Zwangs- oder Zufallnutzungen“ (z. B. durch größeren Sturmwurf-, Schneebruch- oder Kalamitätenholz-Anfall) verändern die Planung aber oft entsprechend sowohl in raumzeitlicher Hinsicht als auch bei den Erschließungs- und Bringungsinvestitionen. Damit können (letztlich oft genug auf Grund von Waldbau- und Waldpflegemängeln wie z. B. unzureichende Durchforstung) die Struktur- und Texturverhältnisse eines Waldgebietes erheblich verändert werden; oder auch die Zugänglichkeit für den Tourismus erweitert sich in nicht mehr wünschenswerter Weise. Beides kann Biotopverbundsysteme, Reservate u. dgl. unter Umständen in ihrer Funktionsweise beeinträchtigen.

3.3. „Waldsterben“ und Biotopschutz

Eine zusätzliche Problemdimension bedeutet das „Waldsterben“, das als Immissionsbelastung auf Vegetation und Boden ganz erhebliche Auswirkungen hat und sich kurz-, mittel- und langfristig auch auf die jeweilige Begleitfauna in sehr unterschiedlicher Weise auswirken und diese oft stark verändern dürfte.

Durch ein fortschreitendes Waldsterben – das ja zunächst ein Absterben von Einzelbäumen ist, die dann meist forstschutz- oder nutzungshalber eliminiert werden – verändert sich das Bild des Hochwaldes fast zusehends. Durch Nadelverluste des betroffenen Einzelbaumes („Verlichtung“) sowie durch Verringerungen des Kronenschlußgrades wird gerade auch die *Kronenschicht* der Altwälder immer lichter und lückiger, so daß sich z. B. für *Greifvögel* die Möglichkeit zur Errichtung geschützter Horste vermindert (HÖLZINGER und KROYMANN 1984). Auch KOSTRZEWA (1986) führt Änderungen in der Greifvogeldichte auf Althölzer-Erkrankungen und ein damit einhergehendes rückläufiges Horstbaumangebot zurück und vermutet, daß in seinem Untersuchungsgebiet damit auch ein verstärkter Wechsel von Nadel- auf Laubbäume (als Horstbäume) zu erklären wäre. Schließlich hat jüngst ANITA GAMAUF (1988) bei ganz ähnlichen nistökologischen Arten-Vergleichen gefunden, daß sich Mäusebussarde gegenüber erkrankten Bäumen am tolerantesten erweisen, Wespenbussard und Habicht in ihrer Wahl selektiver reagieren und Sperber die am wenigsten erkrankten Bäume wählten, allerdings auch am ehesten jüngere Bäume und damit weniger belastete Bestände annehmen. „Die schwerwiegendsten Probleme wird es voraussichtlich für den *Habicht* geben, da diese Spezies auf Grund großer Hitzeempfindlichkeit (LINK 1986) u. a. deckungsreiche Baumkronen benötigt. Generell kann also gesagt werden, daß mit zunehmenden Krankheitssymptomen eines Baumes die Wahrscheinlichkeit abnimmt, daß auf diesem ein Horst gebaut oder ein bereits vorhandener wieder besetzt wird“ (GAMAUF 1988). Auch sonst bietet sich der Habicht als „Biomonitor“ für Immissionseinflüsse an (vgl. u. a. ELLENBERG 1984).

Beim oben schon etwas eingehender behandelten *Auerhuhn* könnte sich durch das Waldsterben – ähnlich wie durch Schneebruch und dgl. – gerade für den schlechter fliegenden Hahn, aber auch im Hinblick auf die Bodenvegetation und -fauna die

Waldstruktur verbessern (sprich: lückiger und räumlicher werden), zumindest für eine Weile. Es finden sich aber bereits zunehmend Hinweise auf einschlägige Vegetationsschäden bzw. ungünstige Veränderungen derselben wie verstärkte Vergrasung (z. B. PORKERT 1980, 1982), Heidelbergschädigungen u. a. durch Flächendüngungen (vgl. SCHILLOCK 1984; ZEIMENTZ 1983) sowie Veränderungen in der Insektenfauna (z. B. bei verstärktem Insektizideneinsatz im Zusammenhang mit erhöhtem Schadholzanfall) und bei standortsensiblen Pflanzen (z. B. N-Zeiger; vgl. u. a. ELLENBERG 1985, 1987). Für andere Arten (z. B. Schlafmäuse und Eichhörnchen) kann die vorübergehend (als Streß-Reaktion) verbesserte Samenreife der Nadelbaumarten sich ernährungsmäßig entsprechend günstig auswirken, ebenso für stammabsuchende Arten wie die verschiedenen *Spechte* u. a. welche ja auf ein gewisses Kontingent an krankem und Totholz angewiesen sind.

Zur „Gretchenfrage des Artenschutzes in Wäldern“ spitzt sich das Problem zu, wie im Wirtschaftswald die Bedürfnisse der zahllosen an *Totholz* gebundenen Organismen befriedigt werden können“ (SPERBER 1983; vgl. dazu u. a. THOMAS 1979; De GRAAF und SHIGO 1985). Die gewohnte „saubere“ Forstwirtschaft ist in aller Regel der pflanzlichen wie der tierischen Artenvielfalt im Wald sicher abträglich; und ob damit die Vermehrung und Ausbreitung von Schädlingen und Krankheiten stets genügend wirksam zu verhindern ist, wird durchaus widersprüchlich beurteilt (vgl. z. B. ebenfalls SPERBER 1983) bzw. verliert mit zunehmender Berghöhe als Problem an Schärfe und Aktualität. Das vermehrt anfallende (stehende und liegende) Totholz sollte zumindest – soweit forstschutztechnisch vertretbar – dem Artenschutz zugute kommen und damit z. B. verstärkt zum *Trittstein*-Aspekt im Biotopverbund beitragen.

Ob, wie intensiv und für welche Arten vorwiegend sich eine immissionsbedingte Bestandesverlichtung bis hin zum Bestandeszusammenbruch dann negativ auf vorhandene oder vorgesehene Verbund-„*Korridore*“ auswirkt, muß im Einzelnen wohl abgewartet werden, läßt sich mehr grundsätzlich aber durchaus einschätzen. Mögliche und geeignete horizontale Schlüsselbiotop-Verbindungen sind im waldgrenznahen Schutzwaldbereich oft noch am ehesten gegeben. Aber angesichts der zunehmenden Überalterung und Verlichtung sind diese in ihrer Nachhaltigkeit oft auch besonders gefährdet. Ähnliches gilt für die saisonal wie tagesperiodisch als Überstellungskorridore dienenden, aber sehr immissionsexponierten Rücken zwischen Tal- und Bergbereich, während Gräben und Bachläufe vorerst noch weniger gefährdet erscheinen.

3.4 „Reservateffekte“ und Verbundstrategie

Reservate werden leider nicht so ohne weiteres mit ihrer Unter-Schutz-Stellung wieder zur „heilen Welt“, sondern können gerade deswegen und wegen ihres Inselcharakters auch problematisch werden. Neben einer *Übernutzung* durch den Menschen vor Ort (durch Tritt und Abfallverschmutzung wie in vielen Mooren, auf Berggip-

feln u. dgl.) kann menschlicher Störungseinfluß (mit dem Jagddruck als Verstärker) auch zu bestimmten Wildtierkonzentrationen führen (z. B. GOSSOW 1987; REIMOSER 1987, 1988) und über die *tierische Übernutzung* (z. B. als sogenannter „Zoo-Disklimax“, vgl. etwa CAYOT et al. 1979) den ja meist vegetationsbezogenen Schutzzweck in Frage stellen.

Ein Beispiel für kritisch werdenden touristischen Tritteinfluß bieten die Wiegenwald-Moore in den Salzburger Hohen Tauern, die für den Nationalpark als Sonderschutzgebiet vorgesehen sind (vgl. Abb. 2) – so wie auch das Piffkar (Abb. 1) im Fuschertal, das neben intensiven touristischen Störungen (Abb. 3) auch von Fütterungen gleichsam belagert wird (Abb. 4) und für schalenwildbezogene Reservateffekte hoch prädestiniert erscheint; das Wiegenwaldgebiet ist aufgrund seiner Klima- und Schneeverhältnisse dagegen vergleichsweise gut geschützt (Näheres vgl. bei GOSSOW und DIEBERGER 1989).

Ähnlich wie das Waldsterben bringt auch die Schalenwildproblematik eine größere, regionale Dimension in die Biotopschutzbemühungen etwa im Rahmen von Nationalparks, Naturwaldreservaten u. dgl. Eine Einstellung der Jagd auf Wildwiederkäuer in solchen Schutzgebieten mag zwar konform mit den IUCN-Richtlinien sein, kann sich aber zum Pferdefuß der Schutzbestrebungen entwickeln; eine statt dessen befürwortete „Wildbestandesregulierung“ muß erst einmal als Technik (hinsichtlich Bedarfsbegründung, Durchführung und Erfolgskontrolle bzw. Überwachung) entwickelt werden.

Durch Verbiß, Schäl- und Fegen (Verschlagen) sind besonders solche Reservate gefährdet, „deren Standort im Vergleich zur Umgebung für das Wild zumindest in bestimmten Jahreszeiten überdurchschnittlich attraktiv ist (Wildkonzentration in ungestörter Ruhezone, durch günstiges Lokalklima, bei beliebten Äsungspflanzen etc.) oder/und deren Waldgesellschaften besonders wildschadensanfällig sind“. Die Sicherung mitteleuropäischer Urwald- und Naturwaldreservate ist nur bei einer nachhaltigen Lösung der Wildschadensproblematik möglich“ (REIMOSER 1987). Und die setzt eine aktive Schalenwild-Betreuung der meisten Reservate voraus. Dazu gehört sicher eine Einbeziehung des Umfeldes (Urwaldes!) in Größenordnungen, die dem Einzugsbereich der kritisch werdenden Schalenwildarten entspricht (GOSSOW 1987), um Pufferwirkungen zu erzielen. HARRIS (1984) diskutiert in „Fragmented Forest“ Möglichkeiten mehr konzeptioneller Art (vgl. Abb. 5); für alpine Verhältnisse, insbesondere unter Steilhangbedingungen müßte ein derartiges Umtriebs- und Lagerungsschema entsprechend angepaßt werden, was sicher nicht ganz einfach ist.

Grundsätzlich aber ist ein Angebot an „*Pufferzonen*“ um die eigentlichen Reservate, aber auch im Zusammenhang mit Korridor- und Trittstein-Angeboten ein sehr wesentliches Verbund-Anliegen. Denn diese helfen, den Inseffekt zu klein gewordener Biotopreste (Fragmente) abzuschwächen und damit auch für etwas größere Tierarten habitatfähig zu bleiben oder unter Umständen wieder zu werden: Waldumwandlungsprogramme (mit wieder mehr Naturverjüngung und

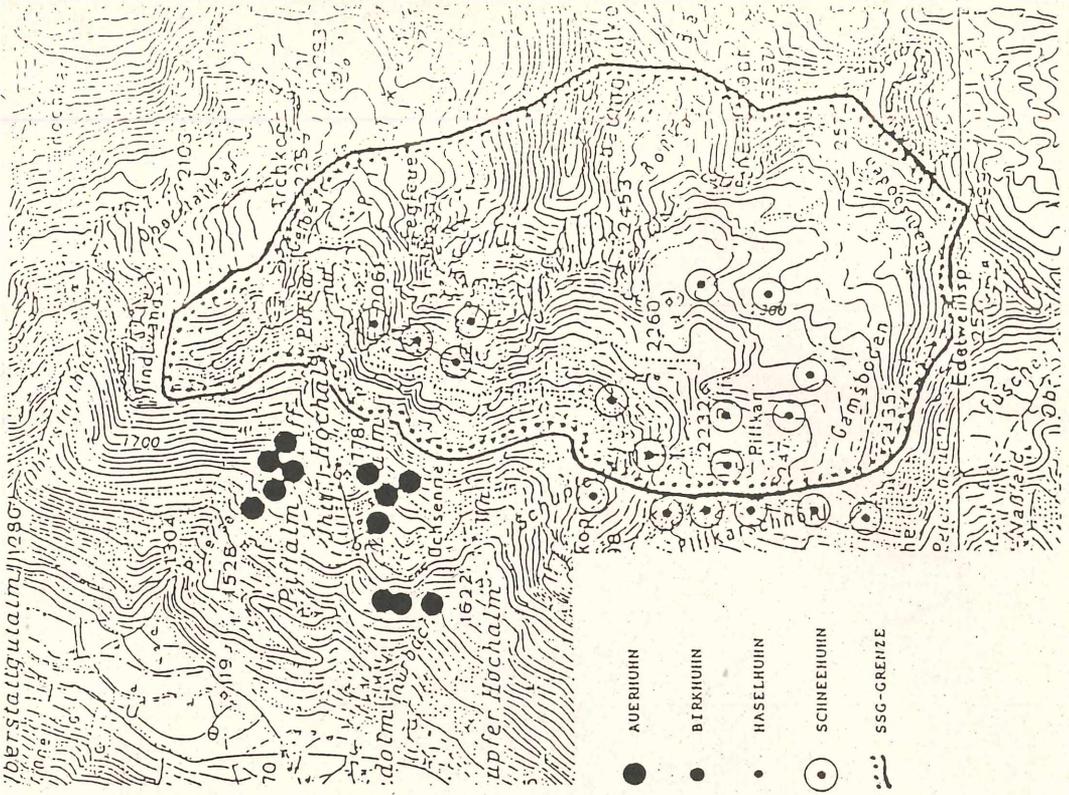
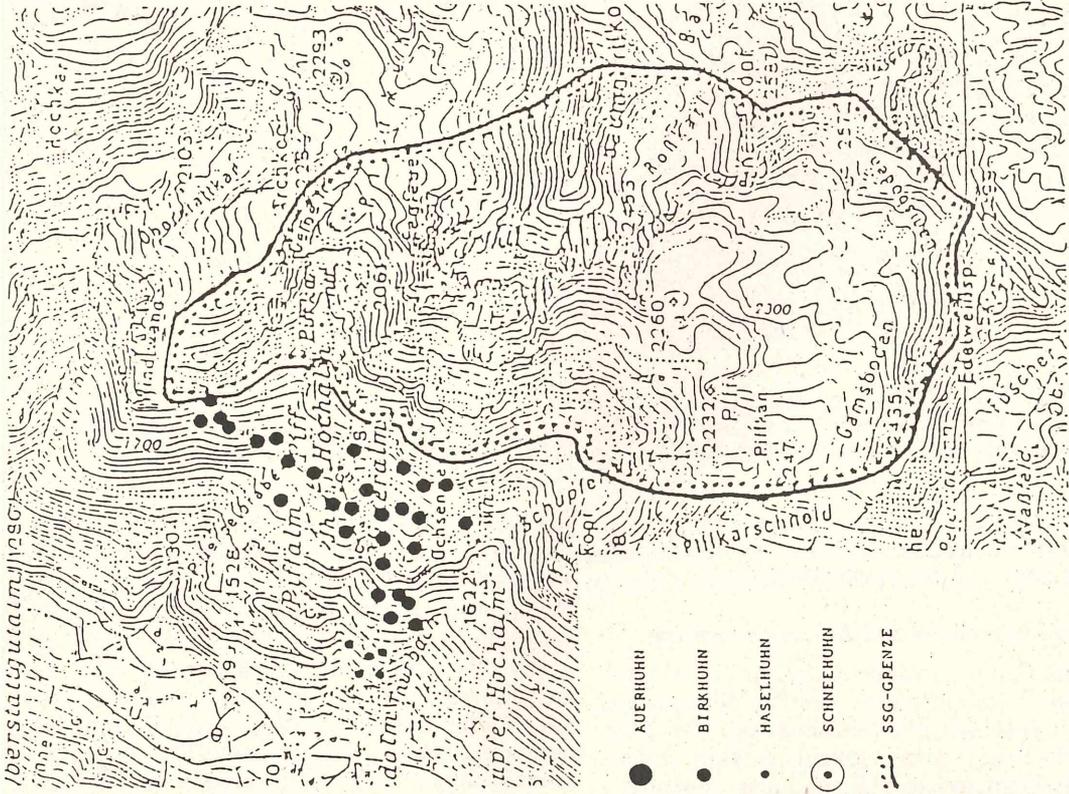


Abbildung 1

Sonderschutzgebiet „Pifflkar“ (Hohe Tauern, Fuschertal). Nachweisorte für die vier Raufußhühner-Arten nach FORSTNER und WINDING aus GOSSOW und DIEBERGER 1989).

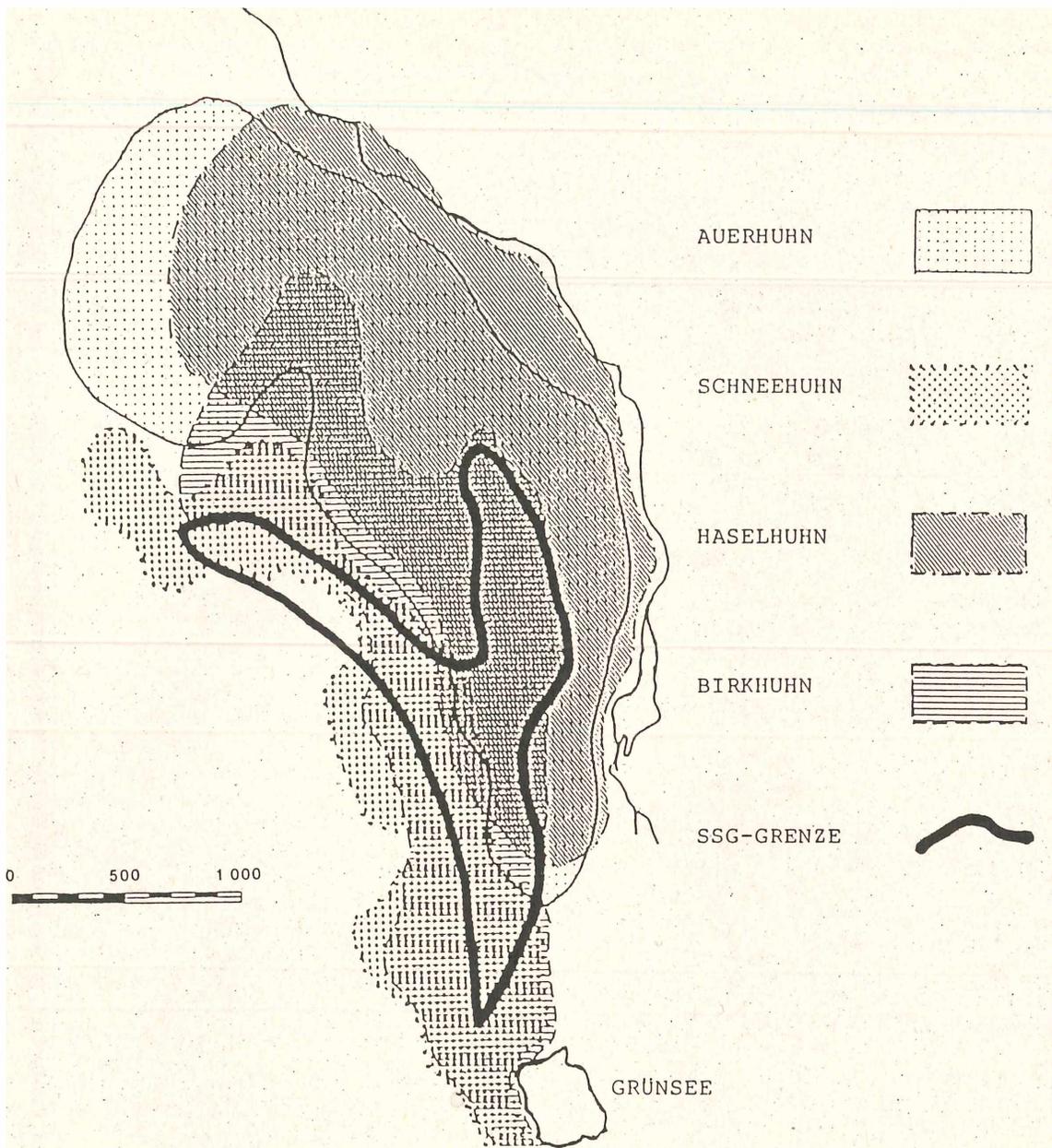


Abbildung 2

Sonderschutzgebiet „Wiegenwald“ (Hohe Tauern, Stubachtal) mit den Verbreitungsarealen der vier Rauhfußhühner in seinem Nahbereich (nach FORSTNER aus GOSSOW und DIEBERGER 1989).

Baumartenmischung) und die an Priorität gewinnende Schutzwaldsanierung bieten in diesem Zusammenhang sicher einige Möglichkeiten.

4. **Schlussfolgerungen und Zusammenfassung**

Bestehende oder geplante Reservate im Alpenraum orientieren sich vorwiegend an pflanzensoziologisch-vegetationskundlichen oder/- und landschaftsästhetischen Gesichtspunkten, müssen nicht zuletzt aber auch Eigentumsgegebenheiten und Landnutzungsinteressen berücksichtigen. Für eine repräsentative Begleitfauna, insbesondere für die größeren und mobileren Arten desselben, sind solche Reservate selten als „ökologisch vollständiger Lebensraum“ geeignet, als Asyl- oder Reservoirbereich unter Umständen aber nützlich und hilfreich.

Das gilt besonders dann und dort, wo durch eine (z. B. forstlich) puffernde Umfeldbehandlung sowie Trittstein- und Korridorbereiche oder -mög-

lichkeiten diese sich zu einem Verbundsystem ergänzen, das die Biotopzerstückelung einigermaßen kompensieren kann.

Autökologisch geht es bei derartigen Verbundmöglichkeiten um Verbindungen zwischen jahreszeitlich oder auch täglich gewechselten Lebensraumbereichen im Hochlagen- und Tal- oder Unterhangbereich im Wege von Bergrücken, Gräben, Bachläufen, Steilhangwald u. a.; populationsökologisch geht es insbesondere um Kontaktmöglichkeiten mit Fortpflanzungspartnern zur Aufrechterhaltung eines gewissen Genflusses bzw. von Mindest-Populationsgrößen – hier sind mehr horizontale Verbindungen, z. B. zwischen Balzplätzen, wichtig oder auch über Hauptkämme hinweg in Nachbar-Talschaften.

Da gerade bei größeren und bei jagdbaren Wildtierarten menschliche Störeinflüsse die Zugänglichkeit und Nutzung von an sich geeigneten Biotopen erheblich beeinträchtigen und im übrigen

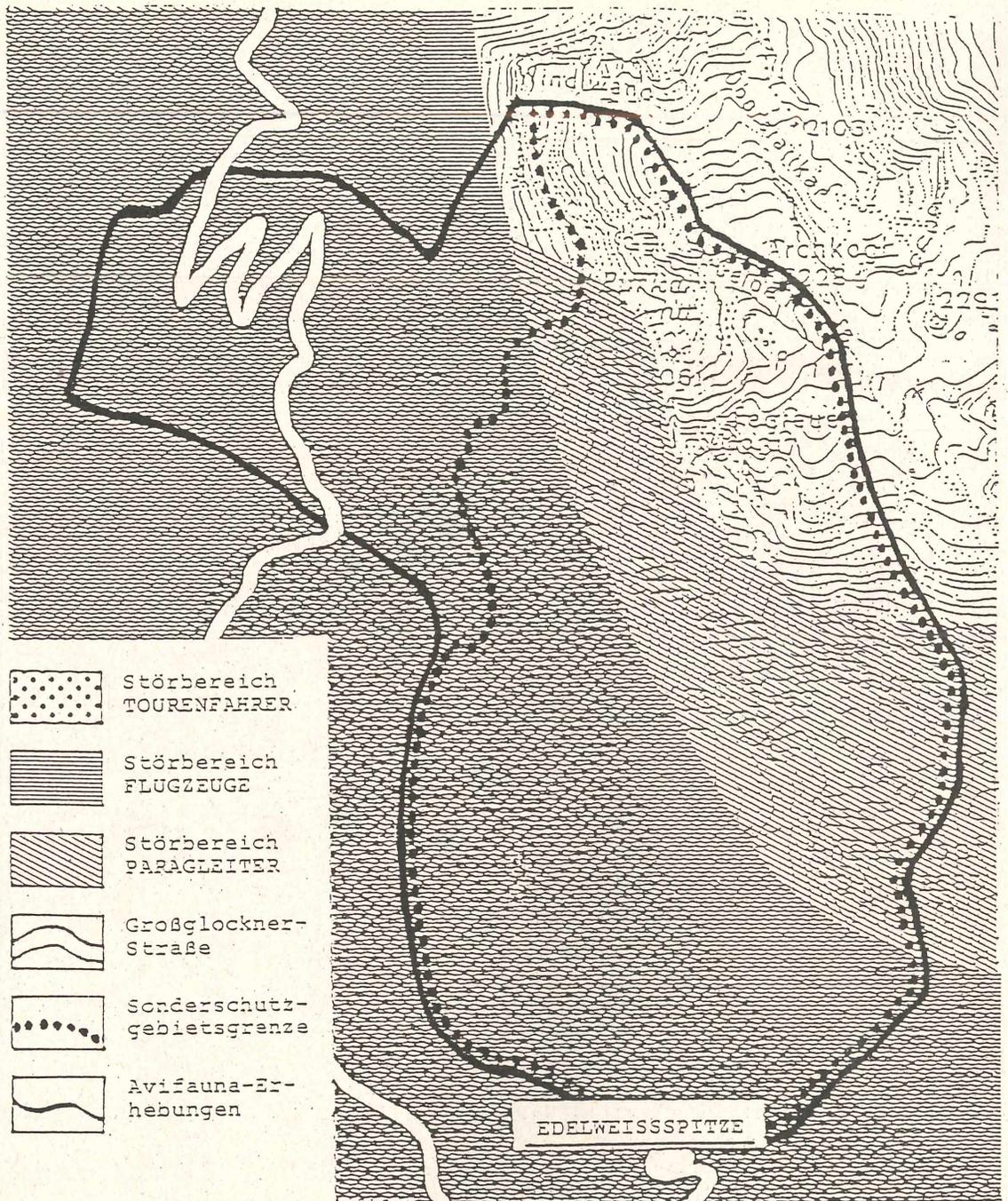


Abbildung 3

Karte zur Störbelastung des Sonderschutzgebietes „Pifflkar“ (vgl. Abb. 1), wie sie vorwiegend von der Großglocknerstraße und von der Edelweisspitze ausgeht (nach FORSTNER aus GOSSOW und DIEBERGER 1989).

zu Reservatseffekten beitragen können, die dort womöglich den Schutzzweck gefährden, ist als zusätzlich sichernde/flankierende „Strategie“ oft auch ein entsprechendes Menschen-Management (über Lenkung – Sperrung – Aufklärung u. dgl.) nötig. Das eine Verbundsystem müßte mehr oder weniger auf das andere abgestimmt werden, ohne den artenschützerischen Biotopverbund zu sehr als Kontrastprogramm zur wirtschaftlichen, touristischen und freizeitsportlichen Landnutzung zu begreifen und zu propagieren – das gefährdet erfahrungsgemäß nur die Durch- und Umsetzbarkeit in der Rechts- und Geländepraxis!

5. Literaturhinweise

- ANDREEV, A. (1981):
Review of Methods and Results of Investigation of Grouse Bioenergetics in Winter. Woodland Grouse Symp. WPA (Inverness 1978), 87-91.
- CAYOT, L. J., J. PRUKOP und D. R. SMITH (1979):
Zootic climax vegetation and natural regulation of elk in Yellowstone National Park. Wildl. Soc. Bull. 7 (3), 162-169.
- CRAWFORD, H. S., und R. M. FRANK (1987):
Wildlife Habitat Responses to Silvicultural Practices in Spruce-Fir Forest. Trans. 52. N. A. Wildl. Nat. Res. Conf., 92-100.

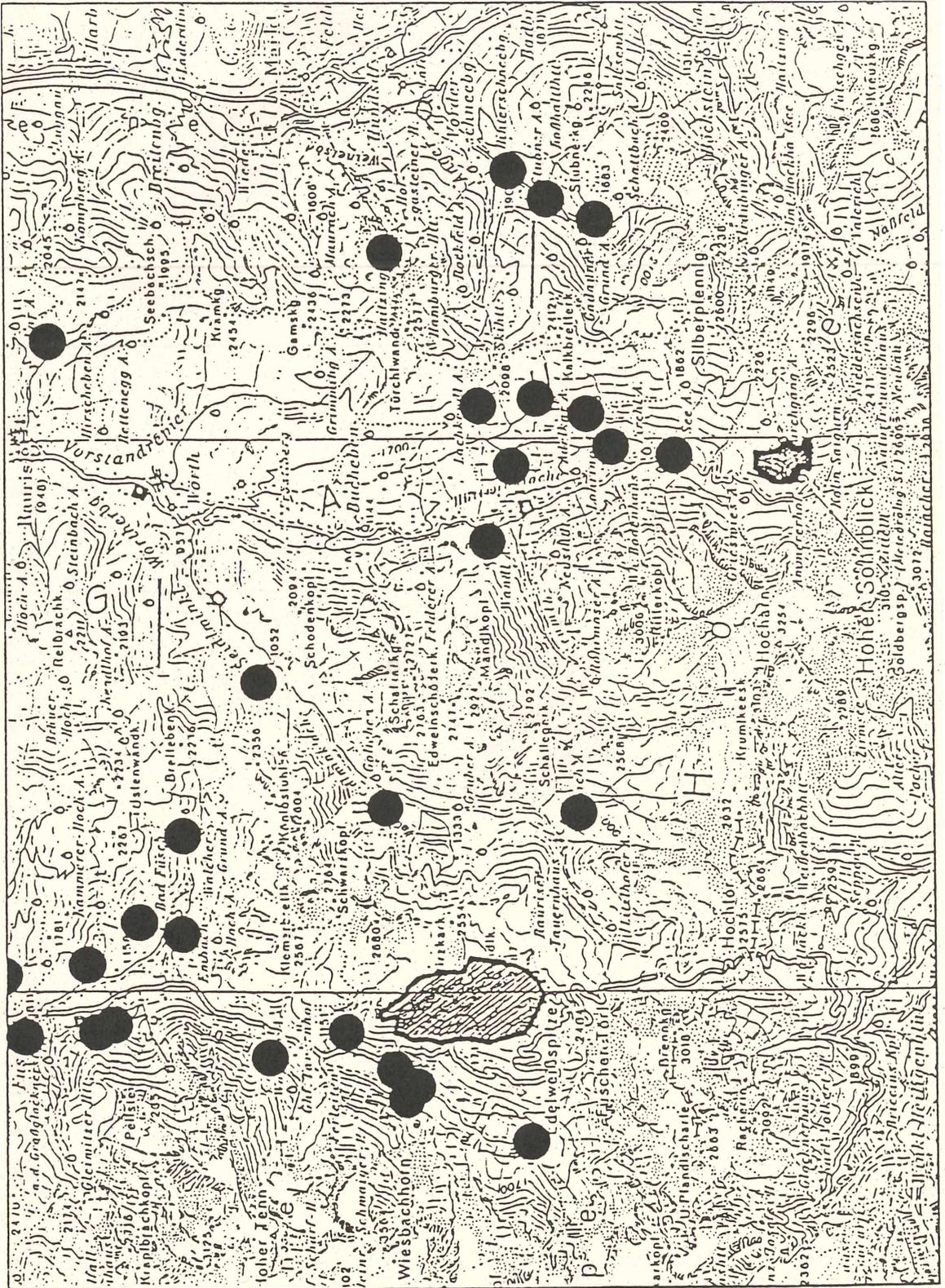
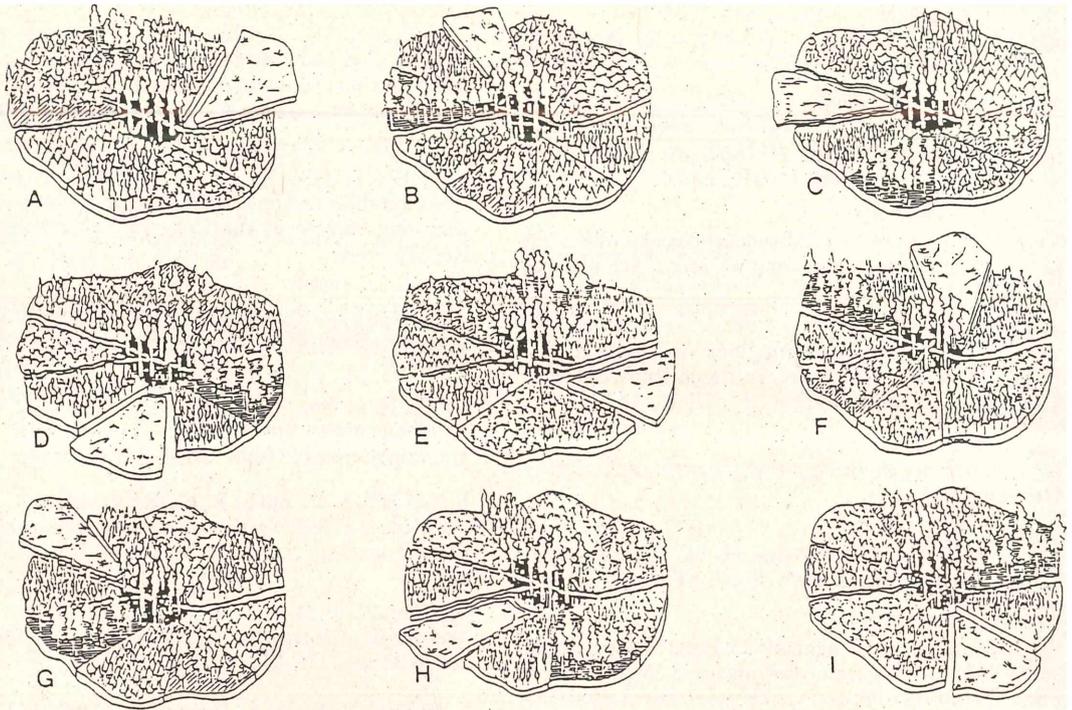
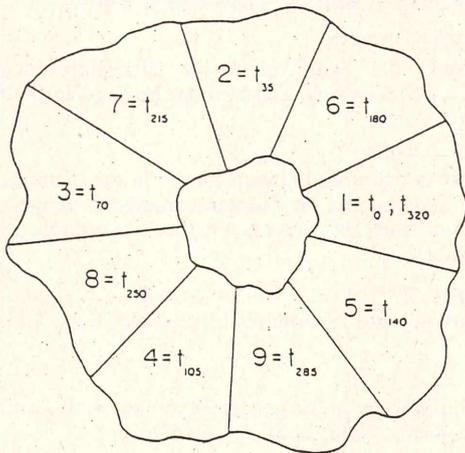


Abbildung 4

Fütterungsnetz für Rotwild im Einzugsbereich der Sonderschutzgebiete „Pifflkar“ und „Durchgangswald“ (Rauris) (nach ZELNER und REIMOSER aus GOSLAW und DIEBERGER 1989).



LAGERUNGS- UND UMTRIEBSSCHEMA ZUR (LANGUMTRIEBIGEN) WALDBEHANDLUNG IM UMFELD EINER (GESCHÜTZTEN) URWALD-RESTFLÄCHE



JE KLEINER DIE (NOCH) MÖGLICHEN RESERVATSFLÄCHEN, DESTO NATURNÄHER SOLLTE AUCH DIE UMGEBUNG NOCH SEIN BZW. GENUTZT WERDEN (ODER UMGEKEHRT), UM AUCH DIE BEGLEITFAUNA ZU ERHALTEN

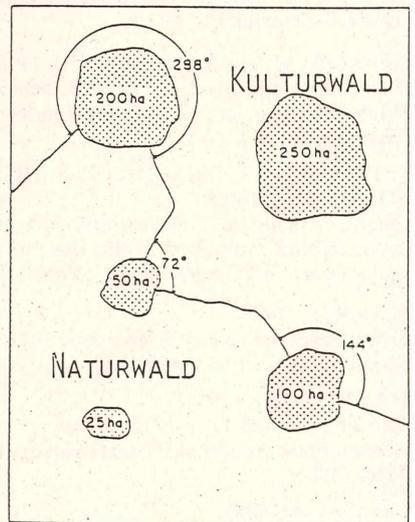


Abbildung 5

Modellvorstellungen zur besseren Pufferung von Ur- oder Naturwald-Restflächen durch forstliche Nutzung (Umtrieb und Lagerung) (nach HARRIS 1984 aus GOSSOW und DIEBERGER 1989).

- De GRAAF, R. M. und A. L. SHIGO (1985):
Managing Cavity Trees for Wildlife in the Northeast.
USDA Forest Serv. Rep. 21 S.
- ELLENBERG, H. (1984):
Vögel als Biomonitorien der Umweltbelastung. Tag.
ber. „Das freilebende Tier als Indikator für den Funk-
tionszustand der Umwelt“ (Wien), 63-64.
- (1985):
Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Ein-
fluß von Düngung und Immissionen. Schweiz. Z.
Forstw. 136, 19-39.
- (1987):
Eutrophierung – Veränderung der Waldvegetation –
Folgen für und Rückwirkungen durch Rehwildverbiß.
Tag. ber. „Wildtier und Umwelt“ (Wien), 42-62.
- FRANKEL, O. H. (1971):
Genetic conservation: Our evolutionary responsibility.
Genetics 78, 53-65.
- GAMAUF, A. (1988):
Der Einfluß des Waldsterbens auf die Horstbaumnut-
zung einiger Greifvogelarten. Ökol. Vögel 10, 79-83.
- GOSSOW, H. (1981):
Gegenwärtige Forschungen für die Forsten von morgen:
Wald-Wildtier-Wechselbeziehungen in Mitteleuropa.
Proc. 17. IUFRO-Weltkongr. (Kyoto). Div. I., 524-535.
- (1984):
Winter ecology aspects as a key factor for various alpine
wildlife management problems. Aquilo Ser. Zool. 24, 1-
13.
- (1987):
Problems of re-introducing a big predator – the case of
the lynx in Austria. Vortrag Symp. „Reintroduction of
Large Predators in Conservation Areas“ (Turin). Im
Druck.
- (1987):
Über den Reservat-Wert von Urwaldresten unter Scha-
lenwildeinfluß. Tag. ber. 2. Österr. Urwald-Symp.,
Gmunden. 192-199.
- (1988):
Auer- und Birkhuhn als „Strategische Schlüsselarten“
für einen Artenschutz via Biotopmanagement. Vogel-
schutz in Österreich 2, 60-65.
- GOSSOW, H. und J. DIEBERGER (1989):
Gutachten zur Behandlung der Wildtiere im Bereich der
Sonderschutzgebiete des Nationalparks Hohe Tauern
(Salzburger Teil).
- GOSSOW, H., K. PSEINER, H. G. JESCHKE und B.
POKORNY (1984):
On the suitability of some forestry parameters in caper-
caillie habitat evaluation in the Eastern Alps – a pro-
gress report. 3rd Grouse Symp. (York), 363-375.
- HAMR, J. (1988):
Disturbance behavior of chamois in Northern Tyrol.
Mountain Research and Development 8, 65-73.
- HARRIS, L. D. (1984):
The Fragmented Forest. Island Biogeography Theory
and the Preservation of Biotic Diversity. Chicago Univ.
Press, 211 S.
- (1988):
Landscape linkages – the dispersal corridor approach to
Wildlife Conservation. Trans. 53. N.A. Wildl. Nat. Res.
Conf., 595-607.
- HEANEY, L. R. und B. D. PATTERSON, Hrsg.
(1986):
Island Biogeography of Mammals. Academic Press.
271 S.
- HÖLZINGER, J. und B. KROYMANN (1984):
Auswirkungen des Waldsterbens in Südwestdeutsch-
land auf die Vogelwelt. Ökol. Vögel 6, 203-212.
- KOSTRZEWA, A. (1986):
Quantitative Untersuchungen zur Ökologie, Habitat-
struktur und Habitattrennung von Mäusebussard, Ha-
bicht und Wespenbussard unter Berücksichtigung von
Naturschutzmanagement und Landschaftsplanung.
Diss. Univ. Köln.
- LINDÉN, H. (1981):
Does duration and predictability of the winter affect the
wintering success of the Capercaillie? Finnish Game
Res. 39, 79-89.
- (1983):
(Is life hard for the capercaillie in the Finnish winter?)
Oulanka Biol. Stat. Report 4, (Finnisch mit Engl.
Summ.).
- LINK, H. (1986):
Untersuchungen am Habicht – Habitatwahl, Etholo-
gie, Populationsökologie. DFO-Schriftenreihe, Heft 2.
- MEALEY, S. P. und S. R. HORN (1981):
Integrating Wildlife Habitat Objectives into the Forest
Plan. Trans. 46. N. A. Wildl. & Nat. Res. Conf., 488-
500.
- MEILE, P. (1984):
Tourismus im Berggebiet – was sagen die Wildtiere da-
zu? Wildtier 4, 15-18.
- NYBERG, J. B., A. S. HARESTAD und F. L. BUN-
NELL (1987):
„Old Growth“ by Design: Managing Young Forest for
Old-Growth Wildlife. Trans. 52nd N.A. Wildl. Nat.
Res. Conf., 70-81.
- ODUM, E. P. (1971):
Fundamentals of Ecology. Philadelphia. 574 S.
- PORKERT, J. (1980):
Vergrasung des Waldbodens als Birkwildproblem.
Beih. Veröff. Natursch. Ldsch.pflege Baden-Württ. 16,
75-95.
- (1982):
(Struktur der Rauhfußhühnerbiotope in den Kammla-
gen der Sudeten und ihr Zusammenhang mit dem Nie-
derschlagwasser). Na Slupi 12 (Tschech. mit dtsh. Zu-
sammenfassung).
- PSEINER, K. (1983):
Zur Ökologie des Auerhuhns in Kärnten. Diss. Univ.
Wien.
- (1983):
Das Auerhuhn – ein geeigneter Bioindikator für unsere
Wälder. Kärnt. Natursch.bl. 22, 59-65.
- REIMOSER, F. (1987):
Zur Gefährdung mitteleuropäischer Urwald- und Na-
turwaldreste durch Schalenwild und Weidevieh – Kon-
fliktsituation und Lösungsmöglichkeiten. In: H. MAY-
ER (Hrsg.): „Urwaldreste, Naturwaldreservate und
schützenswerte Naturwälder in Österreich“ 950-970.
- (1988):
Weniger Wildschäden durch Ruhezone? Öst. Forstz.
99 (1), 24-25.
- SCHERZINGER, W. (1982):
Die Spechte im Nationalpark Bayerischer Wald. Pas-
sau. 119 S.
- (1987):
Vogelgemeinschaften in Naturwaldgebieten des Inne-
ren Bayerischen Waldes. 2. Österr. Urwald-Symp.
(Gmunden), 181-191.
- (1988):
Fünf nach 12 für das Auerhuhn im Bayerischen Wald.
Nationalpark 58, 8-12.
- SCHILLOCK, P. C. (1984):
Lebensraumveränderungen und Auerwildbestand im
Villingener Stadtwald. Diplomarb. Univ. Freiburg. 136 S.

SCHRÖDER, W. (1974):

Über den Einfluß der Forstwirtschaft auf das Auerhuhn in den Bayerischen Alpen. AFZ (München) 29, 825-828.

SHAFFER, M. L. (1981):

Minimum population sizes for species conservation. BioScience 31, 131-134.

SPERBER, G. (1983):

Die Bedeutung alter Wälder für den Biotop- und Artenschutz. Waldhygiene 15, 49-58.

THOMAS, J. W., Hrsg. (1979):

Wildlife Habitats in Managed Forests: the Blue Mountains of Oregon and Washington. USDA Forest Serv. Hdbk. 553. 512 S.

WOTSCHIKOWSKY, U. (1987):

Der Luchs in Schutzgebieten. Mittlgn. Wildforsch. (WGM) 83, 1-4.

ZEIMENTZ, K. (1983):

Ausgebalzt. Nationalpark 40, 34.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Hartmut Gossow
Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft
Universität für Bodenkultur
Colloredostraße 12
A-1180 Wien

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge \(LSB\)](#)

Jahr/Year: 1991

Band/Volume: [3_1991](#)

Autor(en)/Author(s): Gossow Hartmut

Artikel/Article: [Biotopverbund für saisonal "wandernde" Warmblüter im Alpenraum 94-107](#)