

Ber. nat.-med. Verein Innsbruck	Suppl. 12	S. 1 – 130	Innsbruck, Nov. 1994
---------------------------------	-----------	------------	----------------------

Vogelwelt und Struktur der Kulturlandschaft: räumliche und saisonale Muster (Untersuchungen im Unterinntal, Tirol)

von

Reinhard LENTNER & Armin LANDMANN *)

Relations between Birds and Landscape Structure: spatial and seasonal Patterns in the Lower Inn Valley, North Tyrol

Synopsis: 1. **Investigation area, methods:** We investigated bird species composition, spatial differences and seasonal changes of species diversity and bird densities in the heterogeneous cultivated landscape of the Central Inn valley in Tyrol, Austria. The study area covered 925 ha subdivided into 148 6.25 ha grid units and was sampled in 1988 and 1989. We employed a quantitative grid mapping technique which can be regarded as a strip transect census within fixed boundaries. Each grid unit was visited 5 times during the breeding season and monthly between August and March. For comparisons the sampled squares were subdivided into five main grid-types, dominated by the following habitats:

- (1) Moist fir forests at the bottom of the north facing valley slopes and small, dry stands of Scots pine at south facing slopes.
- (2) Small remains of riverain woodland of willow, poplar and alder at the bottom of the valley.
- (3) Centre and edge of farm house dominated villages including old orchards and surrounding meadows.
- (4) Mixed farmland (extensively used) with high structural diversity, including hedges and small deciduous woodlots on south facing slopes.
- (5) Intense farmland (meadows, pasture land, fields) with some ditches and hedges.

2. **Results:** Overall, 132 bird species were recorded during the course of the study and at least 69 species were regarded as breeding species, which is a higher number than expected from species-area curves for Central Europe. Blackbird, chaffinch and great tit were the most abundant and most widespread (in terms of grid frequency) species of the investigation area. Despite the intense land use which characterises the Inn valley, several species which have rarely been confirmed to breed elsewhere in North Tyrol (e.g. *Upupa epops*, *Picoides minor*, *Saxicola torquata*) or have low densities in other parts of the country (e.g. *Acrocephalus palustris*, *Hippolais icterina*) were recorded as breeders or showed remarkable population levels.

Temporal variability in space use (presence/absence in 384 1.25 ha plots) and relative abundance patterns were analysed for more common species and pronounced seasonal and small scale changes in macrohabitat preferences were obvious for many species. For solitary species, like black redstart, robin, chiffchaff or nuthatch, seasonal fluctuations in abundance showed tight correspondence with the amount of spatial distribution within our investigation area. In contrast, peaks of abundance and of spatial distribution were more uncoupled in flocking species (e.g. sparrows, chaffinch, carrion crow) and in species which are characterised by pronounced seasonal habitat shifts (e.g. blackbird, fieldfare). The five main macrohabitats showed remarkable differences in species richness and abundance of bird-life and with differed regard to patterns of seasonal dynamics in bird community properties.

Total species richness was highest in grids comprising remains of riverain woodland and small deciduous woodlots on south facing slopes. However, in the breeding season, highest bird densities and mean species num-

*) Anschrift der Verfasser: Mag. R. Lentner, Amt der Tiroler Landesregierung, Abt. Umweltschutz, Sillgasse 8, A-6020 Innsbruck und Dr. Mag. A. Landmann, Institut für Zoologie der Universität Innsbruck, Technikerstraße 25, A-6020 Innsbruck, Österreich.

bers were found in grid-squares dominated by coniferous forests, which we suggest mainly to be the result of edge-effects. Grids covering farm-house dominated villages had highest bird abundance values (mean bird densities per 15 min. time unit). Moreover, bird abundances in settlements reached peaks in early winter, whereas bird richness was highest in May - June in forest dominated grids, but peaked during autumn migration in riverain woodland and in open to semiopen areas dominated by farmland. Regardless of macrohabitat, bird species richness and abundance of bird-life was positively correlated year-round with the structural diversity (SHANNON-Index calculated from 19 habitat variables) of the 6.25 grids. In addition, borderline-length of shrubs and (or) trees was a fairly good predictor of species richness (all seasons) and of total bird-abundance (breeding season) in open to semiopen farmland-grids.

1. Einleitung:

Ökologie beschäftigt sich schwerpunktmäßig mit Wechselwirkungen, welche Vorkommen und Häufigkeit von Organismen in Raum und Zeit bestimmen (z.B. KREBS 1985). Einer modernen, ökologisch orientierten Faunistik muß es daher vorrangig darum gehen, zeitlich-räumliche Muster der Verteilung von Tieren möglichst genau zu dokumentieren um Grundlagen für ökologische Interpretationen zu liefern. Angaben über Vorkommen und Häufigkeit von Vogelarten im Raum sind für die meisten Gebiete Mitteleuropas in einer kaum mehr überblickbaren Fülle von Einzelpublikationen und Gebietsavifaunen niedergelegt, wenngleich in Österreich selbst genauere quantitative Verbreitungsangaben für die meisten Landschaftsräume fehlen (s. LANDMANN et al. 1990). Hingegen sind zeitliche Aspekte, insbesondere Fragen der saisonalen Dynamik der Raumnutzung, nicht nur in der mitteleuropäischen Avifaunistik und Gemeinschaftsökologie stark vernachlässigt worden (BEZZEL 1980, 1990 a,b; BLAB et al 1989, LANDMANN 1989, MÖLLER 1984). Gerade Fragen der saisonalen Vernetzung von Kleinlebensräumen in deren Bedeutung für lokale Populationen flächenhaft verbreiteter Landvögel (jahreszeitliche Präferenzwechsel) sind bisher kaum untersucht. Dabei sind nähere Informationen über Muster der Habitat- und Raumnutzung von Tierarten und deren saisonale Variabilität nicht nur aus der Sicht der ökologischen Grundlagenforschung von Interesse (z.B. SOVON 1987), sondern auch von erheblicher Bedeutung in der Landschaftsplanung und Raumbewertung. Tiere werden in den meisten landschaftsökologischen Untersuchungen überhaupt nicht, oder nur am Rande berücksichtigt (z.B. BLAB et al. 1989). Bei "normalen" Biotopkartierungen werden schwerpunktmäßig besonders schutzwürdige, insulär in der Kulturlandschaft verbliebene Naturreste erfaßt. Vögel als mobile Lebewesen sind in den seltensten Fällen an derartig kleinflächige, abgegrenzte Strukturen gebunden. Die meisten Vogelarten haben erhebliche Raumansprüche (HEYDEMANN 1981, BEZZEL 1982). Selbst Kleinvogelarten sind in ihrem Vorkommen daher meist auf das Vorhandensein einer Vielfalt unterschiedlicher Teilstrukturen angewiesen. Sie verknüpfen also Teile der Zivilisationslandschaft in Raum und Zeit und geben damit besser Auskunft über den Gesamtzustand einer Landschaft und den Wert von oft unscheinbaren Kleinstrukturen. BLAB et al. (1989) betonen daher mit gutem Grund die Bedeutung von Untersuchungen, die auf größerer Fläche festhalten, wie Vogelarten und die Vogelfauna eine komplexe Landschaft und deren Einzelelemente tatsächlich ganzjährig nutzen. Die vorliegende Studie stellt daher einen Versuch dar, für einen größeren Landschaftsausschnitt Dispersion und Auftreten aller Vogelarten ganzjährig zumindest halbquantitativ zu dokumentieren.

Derartige Studien sind zumindest in Österreich auf vergleichbarer Fläche bislang nicht durchgeführt worden (vgl. LANDMANN 1987, 1989, 1993 für Tiroler Dorf- und Stadtlandschaften). Der Untersuchungsraum, welcher zum Tiroler Inntal gehört, stellt mit einer Bevölkerungsdichte von mehr als 600 Einwohnern / km² zudem eine der intensivsten genutzten und am stärksten belasteten Zivilisationslandschaften ganz Europas dar (LENTNER 1994). Da gerade Wirbeltiere auf hoher Ebene integrierende Indikatoren für Landschaftszustände sein können (z.B. TURECK 1972, MURPHY & WILCOX 1986) sollten unsere Befunde auch für die regionale Raumplanung von Interesse sein.

Darüberhinaus soll die Studie aber weitere wichtige Bausteine zur Kenntnis der Tiroler Vogelwelt liefern. Der Mangel an rezenten Verbreitungs- und Statusangaben der Vogelwelt ist wohl in keinem anderen Bundesland so groß wie in Tirol (vgl. DVORAK et al. 1993). Quantitative oder halbquantitative Freilanduntersuchungen der gesamten Avifauna von Einzelbiotopen oder komplexen Landschaftsausschnitten sind wie in anderen Bundesländern (LANDMANN et al. 1990) auch im Tiroler Raum erst in den letzten Jahren vereinzelt meist kleinflächig durchgeführt worden (GSTADER & MYRBACH 1986, GSTADER 1991, LANDMANN 1987, 1988, 1989, 1989a, 1991, 1993). Größere Landschaftsausschnitte (des Gurgl-, Lech- und Inntales) wurden bisher nur von BODENSTEIN (1985) BÖHM (1991) und LANDMANN & BÖHM (1990, 1993) erfaßt, so daß weitere Vergleichsdaten dringend erwünscht sind.

BEZZEL (1990a) hat zu recht auf das Problem der Bewältigung und publizistischen Darstellung der Datenfülle, die bei ganzjährigen faunistischen-synökologischen Arbeiten auch in kürzeren Zeiträumen anfällt, hingewiesen. Die unüberschaubare Fülle von allgemeinen Veröffentlichungen über die Struktur und strukturierende Parameter (z.B. Beziehungen zur Habitatstruktur) von Vogelmgemeinschaften, sowie die Vielzahl von autökologischen Publikationen über einzelne Arten, kann im gegebenen Rahmen dieser Studie höchstens in Ansätzen mitberücksichtigt werden. Auch auf eine vergleichende faunistische Bewertung des Vorkommens und der Phänologie einzelner Arten im Rahmen der regionalen und überregionalen Literatur wird weitgehend verzichtet. Die Fülle von Information und Interpretationsmöglichkeiten die im vorliegenden Material steckt, kann hier also nicht voll ausgeschöpft werden. Der Schwerpunkt dieser Arbeit liegt vor allem in der Dokumentation räumlicher und saisonaler Muster. Eine weitergehende Interpretation und analytische Diskussion ist späteren Auswertungen vorbehalten. Die Diskussionsabschnitte sind daher kurz gehalten und nicht streng vom Ergebnisteil getrennt.

In der vorliegenden Untersuchung stehen daher folgende Aspekte im Vordergrund:

1. Die Charakterisierung der Vogelmgemeinschaft eines Ausschnittes der Tiroler Kulturlandschaft.
2. Eine grobe Analyse der räumlichen und zeitlichen Aspektes der Lebensraumbindungen der Vogelarten im Untersuchungsgebiet.
3. Der Einfluß bestimmter Landschaftsstrukturen auf die Vogelwelt soll festgestellt und deren Bedeutungswechsel über das Jahr gesehen erfaßt werden.
4. Eine Bewertung der einzelnen Teil Lebensräume mittels vogelkundlicher Parameter.

2. Untersuchungsgebiet (UG):

2.1. Lage, Abgrenzung:

Das Untersuchungsgebiet liegt östlich von Innsbruck im oberen Teil des mittleren Unterinntals und umfaßt insgesamt 925 ha (Abb. 1). Unsere Untersuchungsflächen lagen vor allem im Bereich des Inntalbodens. Sie erstrecken sich nördlich des Inn zwischen den Schwemflächen des Vomperbachs (545 Höhenmeter) und des Weißenbachs, südlich des Inn zwischen Weerbach und Schwöllerbach (Wattens). Zusätzlich zum Talboden wurden noch die beidseitigen Hangfüße (bis ca. 700 m NN) der Inntalterrassen mit in die Untersuchungsflächen aufgenommen.

Aus technischen Gründen wurden zwei etwa 5 km voneinander getrennte Teilareale separat untersucht. Teilareal 1 (650 ha) überspannt den gesamten Talbereich und erstreckt sich von Terfens (linksufrig) bzw. Weer (rechtsufrig) talaufwärts bis in den Randbereich der Gemeinden Fritzens bzw. Wattens. Areal 2 (275 ha) umfaßt überwiegend nur die linksufrigen Kulturlandbereiche der Gemeinden Mils und Baumkirchen (vgl. Abb. 1). Über beide Teilareale wurde ein Zufallsraster mit einer Seitenlänge von 250 m gelegt. Insgesamt ergeben sich daraus 148 Rasterflächen mit je 6,25 ha (104 Raster – Teilfläche Ost: Kolsass - Terfens; 44 Raster – Teilfläche West: Baumkirchen - Mils).

2.2. Topographie, Geologie:

Das Inntal ist ein breites, durch die Eiszeiten geformtes Tal, welches entlang einer alten tektonischen Furche verläuft. Nördlich des Inn liegen die kahlen, schroffen Felsen der Nördlichen Kalkalpen mit Bettelwurf (2726 m)

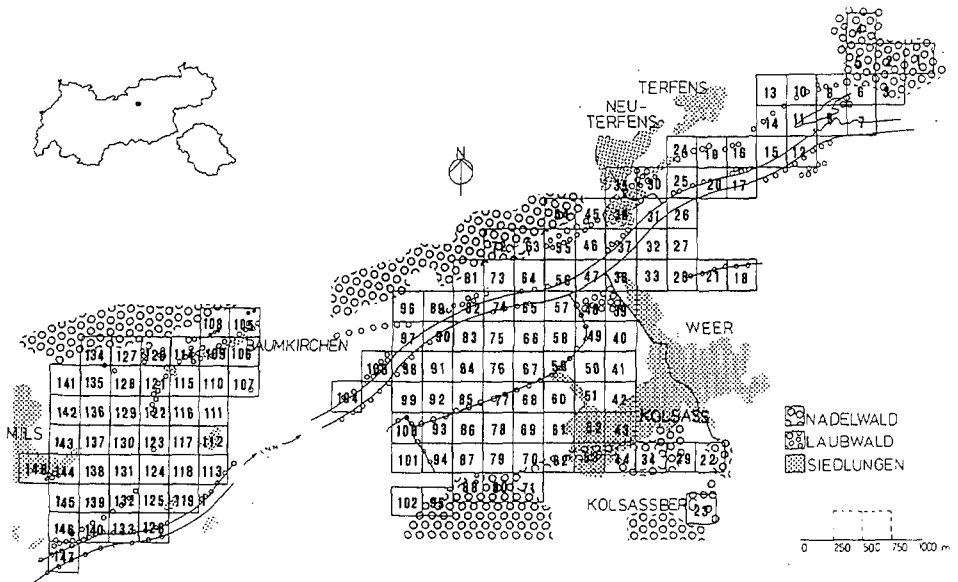


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes im mittleren Unterinntal, Tirol und Übersicht über die Untersuchungs-
raster (Rasternummerierung). Raster ohne Schraffur: offenes Kulturland.

und Hochnissel (2547 m), die beide zum Karwendelgebirge gehören. Südlich davon schieben sich die den Zentralalpen vorgelagerten, sanften Bergkuppen der Grauwackenzone mit Largotz (2214 m) und Hirzer (2725 m) ins Inntal vor.

Grundsätzlich läßt sich der Untersuchungsraum in vier morphologisch deutlich unterscheidbare Landschaftsräume gliedern: Bergegebiet, Innalterrassen, Schwemflächen der Seitenbäche und Innaltalboden (Abb. 2). Der gesamte Talboden des Inn stand ursprünglich unter dem Einfluß der Innhochwässer, es bildeten sich dort mittelgründige, graue Auböden. Infolge der Innverbauung und vor allem durch die Autobahntrasse, welche orografisch rechtsseitig dem Inn folgt, wurden die größten Teile des Talbodens dem Überflutungsbereich des Inn entzogen. Es herrscht nur mehr eine gewisse Dynamik über die Pegelschwankungen des Grundwassers. Diese Flächen werden heute intensiv landwirtschaftlich genutzt.

Die Schwemmfächer der Seitenbäche (vgl. Abb. 2) waren seit altersher bevorzugtes Siedlungsgebiet der Talniederung. Besonders der Vomperbach und der Weibenbach, welche die nördlichen Berghänge entwässern, schoben große Mengen von Kalkmaterial in den Talboden vor. Auf diesen Schotterfächern, mit ihren trockenen Eurensinaböden liegen alte Ackerstandorte. Am Außenrand dieser Schwemmkegel herrschen, bedingt durch die Südexposition, sehr trockene Böden vor. Hier bildeten sich Halbtrockenrasen mit eingestreuten Heckenzügen aus. Die südseitigen Bäche bringen vorwiegend feines, kalkfreies, schluffiges Material und verteilen dieses gleichmäßig flach über die Tallagen. Hier sind kaum Schwemmkegel ausgebildet, diese Flächen werden vorwiegend als Grünland genutzt.

Die zum Innal steil abfallenden Hangbereiche der Innalterrassen sind vorwiegend bewaldet. Während die südexponierten Hänge, wie erwähnt, trocken sind, treten vor allem an den Hangfüßen südlich des Inn, bedingt durch wasserundurchlässige Schichten von Seeton, Quellaustritte und Hangverrassungen auf. Die Terrassenkörper selbst sind aus Ablagerung der Moräne (Schotter, Geschiebelehme) aufgebaut. (weitere Details s. FICHTL 1958, FLURI 1982, KRABICHLER 1980).

2.3. Klima: (v.a. nach FLIRI 1975, 1982, KRABICHLER 1980)

Das mittlere Unterinntal stellt einen Übergangsbereich vom trockenen Oberinntal zum feuchteren Unterinntal dar. Es weist eine zu allen Jahreszeiten höhere Temperatur auf als das Ober- und Unterinntal.

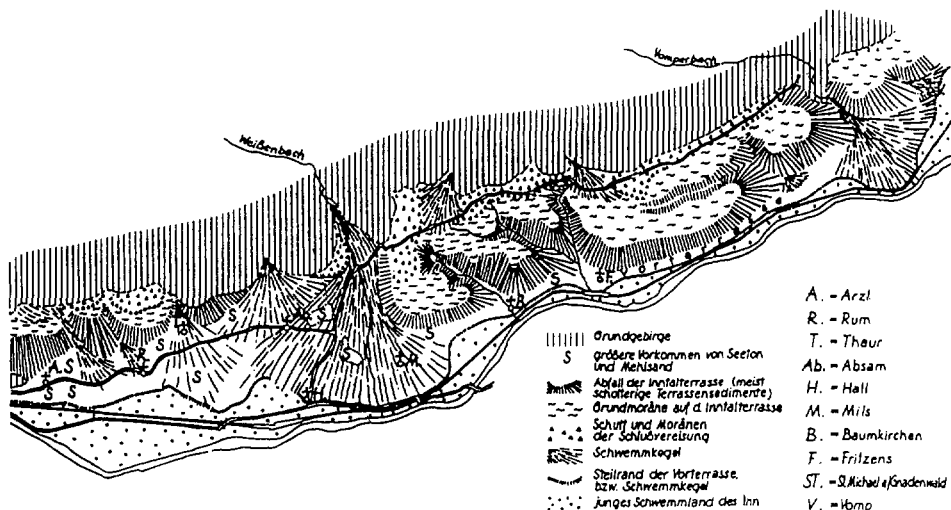


Abb. 2: Geologisch-morphologische Skizze der nördlich des Inns liegenden Gebiete von Hall bis Vomp (aus: KRABICHLER, Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft 1980).

Eine charakteristische Erscheinung des Inntales ist der Südföhn (an 43 Tagen im Jahr), er wirkt sich besonders im Frühjahr und Herbst auf die Vegetation aus. Die Jahresmittelwerte der Temperatur von Innsbruck und Hall liegen um rund $0,6^{\circ}$ über den österreichischen Durchschnittswerten der entsprechenden Höhenstufe (weitere Details s. Tab. 1).

Tab. 1: Monatsmittelwerte $^{\circ}\text{C}$ (1851 - 1950) der meteorologischen Meßstellen Hall (560 m Seehöhe) und Innsbruck (582 m). Quelle: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (1980).

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Hall	-3.1	-0.8	4.4	8.8	13.6	16.4	17.7	16.8	13.7	8.6	2.9	-1.6
Ibk.	-3.1	-0.3	4.3	8.9	13.5	16.5	17.9	17.2	14.1	9.1	2.9	-1.8

Die thermisch günstige Lage kommt auch durch die Dauer der Vegetationsperiode, also jenem Zeitraum, in dem eine Temperatur von $+5^{\circ}\text{C}$ überschritten wird, zum Ausdruck: in Innsbruck (582 m) 241 Tage (19.3. - 15.11.), im Tiroler Mittel (580 m) aber nur 221 Tage (28.3. - 4.11.). Die Niederschlagsmenge ist im mittleren Unterinntal gering und nimmt zum Osten hin zu (Jahresmittelwerte der Niederschläge: Innsbruck - 855 mm, Hall - 869 mm, Schwaz - 980 mm). Das Niederschlagsmaximum liegt im Juli und August, wobei der Juli mit 16 Regentagen die höchsten Werte aufweist. Die Schneemenge und die Dauer der Schneedecke ist für diese Höhenlage gering (langjähriger Durchschnitt in Hall-Stadt 68 Tage). Der Durchschnitt der größten jährlich gemessenen Schneehöhe beträgt im Talboden zwischen 30 und 50 cm. Aus ornithologischem Blickwinkel bedeutsam ist der Beginn der dauernden Schneedecke und Zeitpunkt ihres Abschmelzens. Im langjährigen Durchschnitt ergeben sich für das UG folgende Werte:

Seehöhe	Beginn der Schneedecke		Abschmelzen	
	S-Expos.	N-Expos.	S-Expos.	N-Expos.
600 m	10.12.	4.12.	14.2.	27.2.
900 m	7.12.	2.12.	27.2.	12.3.

2.4. Bodennutzung:

Im Untersuchungsgebiet kam es in den letzten Jahrzehnten zu einer Spezialisierung in der traditionellen Viehwirtschaft und in der Zucht- und Mastviehproduktion. In der Nutzungsweise hat sich ein erheblicher Strukturwan-

del vollzogen. Der früher hier geübte Getreideanbau wurde zugunsten des Feldfutterbaues (v.a. Mais) eingeschränkt. Weiters wurde die früher übliche Wechselfeldwirtschaft fast vollkommen zu Gunsten einer Trennung in Dauergrünland und Ackerland aufgegeben. Der Großteil der Betriebe im Untersuchungsgebiet wird vorwiegend im Nebenerwerb bewirtschaftet, und ist von kleinbäuerlicher Struktur (66 % der Betriebe haben eine Betriebsgröße unter 5 ha, Stand 1972 (nach Angaben der Bezirkslandwirtschaftskammer in Innsbruck).

Tab. 2: Flächenanteile der wichtigsten Biototypen im Untersuchungsgebiet (Details siehe Tab. II Anhang).

Biototyp	Fläche (ha)	%
Grünland (intensiv; 3 x gemäht)	377,75	40,8
Grünland (extensiv, Streuwiesen, Trockenrasen, Ruderalfluren)	32,19	3,5
Standweide	13,38	1,5
Ackenflächen (Mais)	122,06	13,2
Ackenflächen (Getreide)	31,56	3,4
Ackenflächen (Kartoffel, Gemüse)	39,63	4,3
Siedlung (Verkehrsflächen)	58,81	6,6
Siedlung (Bauwerke)	13,75	1,5
Siedlung (Garten)	27,31	3,0
Siedlung (Obstanger)	6,88	0,7
Gewässer (Inn)	53,44	5,8
Gewässer (Gräben, Bäche)	2,56	0,3
Gewässer (Teich, Tümpel)	2,50	0,3
Gebüsch (einzeln, Reihen)	24,38	2,6
Wald (Auen, Galeriewälder)	22,75	2,5
Wald (Laubgehölz)	28,31	3,1
Wald (Fichte)	33,06	3,6
Wald (Föhre)	29,31	3,2
sonstiges	5,37	0,6
Total	925,00	100,0

Folgende Landschaftselemente lassen sich grob unterscheiden (Flächenanteile der wichtigsten Elemente s. Tab. 2):

- Dauergrünland mit intensiv genutzten Mähwiesen (dreifache Mahd, zum Teil mit Nachweide)
- Ackerflächen (vor allem Mais)
- Innfluß mit Auwaldresten und Galeriestreifen
- südexponierte, eher trockene Hänge (mit Flurgehölzanteilen) mit extensiver Weidenutzung
- montane Föhren-Fichtenwälder (Südhänge)
- feuchtere, von Fichte dominierte Waldpartien an den nordexponierten Hangbereichen
- Siedlungsbereiche unterschiedlicher Struktur: Bauerndörfer (Kern-, Randbereiche), Streusiedlungen, Einzelgehöfte, Arbeiterohnsiedlungen (z.T. Neubaucharakter).

Darüberhinaus sind noch folgende von ihrer Raumwirkung her bedeutungsvolle Einzelstrukturen erwähnenswert:

- Ruderalstandorte entlang der Bahn und der Autobahn
- Ein Heckenzug mit dazwischenliegenden Halbtrockenrasen entlang einer Hangkante bei Mils-Baumkirchen
- Entwässerungsgräben (Gießen) im Agrarland
- ein Badesee mit Fischteich (Weißblahn bei Terfens).

3. Material und Methode:

3.1. Ornithologische Bestandserfassungen:

Die Erfassung der Vogelbestände erfolgte in den Brutzeiten 1988 und 1989 sowie in der dazwischenliegenden Refraktärperiode mittels einer quantitativen Variante einer Rasterkartierung. In den letzten Jahren wurden derartige Verfahren vermehrt zur Erfassung der Vogelbestände größerer Landschaftsausschnitte verwendet. Bei dieser Form der Rasterkartierung werden innerhalb gleich großer Flächen (z.B. 6,25 ha) nicht nur das Auftreten und der Status von Vogelarten (ja / nein Entscheidungen), sondern auch relative Abundanzen bzw. Antreffhäufigkeiten von Vogelindividuen ermittelt (vgl. UTSCHIK 1978, 1983, BLAB et al. 1989, SCHERZINGER 1985; s. LANDMANN et al. 1990, 1994 mit Diskussion der grundsätzlichen Probleme und Einsatzmöglichkeiten). In 148 Rastern (à 6,25 ha) erfolgten an 149 Kartierungstagen insgesamt 1613 Kontrollen (Tab. 3).

Tab. 3: Anzahl 15minütiger Rasterbegehungen bezogen auf alle Raster des Untersuchungsgebietes bzw. auf die Raster der fünf Lebensraumtypen (Begehungen zwischen März 1988 und Juni 1989). Stichprobengrößen für Berechnungen lebensraumspezifischer Indexwerte (mittlere Individuenzahlen, mittlere Artenzahlen).

	Gesamt	Nadelwald	Feldgehölze	Innauen	Agrarflächen	Siedlungen
Brutzeit (April - Juni)	845	145	190	165	175	170
Refraktärperiode (Juli - März)	768	144	168	168	144	144
Total	1613	289	358	333	319	314

Im einzelnen wurde wie folgt verfahren:

1. Um innerhalb der quadratischen Raster (250 m Seitenlänge) einen näheren Ortsbezug herzustellen, wurde die Rasterfläche nochmals in 4 Quadranten von 125 m Seitenlänge unterteilt. Vogelkontakte wurden somit auf 1,56 ha flächenscharf zugeordnet (Abb. 3).
2. Die Begehungszeiten wurden weitgehend konstant gehalten: etwa 15 Minuten im deckungsreichen Gelände (Siedlungen, Wälder usw.); ca. 10 Minuten in offenem Gelände (Ackerflächen, Wiesen usw.).
3. Kartiert wurde vor allem in den ersten vier Stunden (z.T. sechs Stunden) ab Sonnenaufgang. Bei starkem Wind und Regen unterblieben Kontrollen. Zur besseren Erfassung v.a. mancher Drosselarten wurde in der Brutzeit jeder Raster einmal vor Sonnenuntergang bearbeitet. Jeder Raster wurde mindestens einmal in der ersten Stunde nach Sonnenaufgang begangen.
4. Die Routenwahl innerhalb des Rasters erfolgte so, daß möglichst kein Punkt mehr als 50 m von der Route entfernt lag. Ornithologisch besonders relevante Geländestrukturen wurden möglichst nahe passiert und intensiv kontrolliert (vgl. Abb. 3).
Im Prinzip entspricht dieses Kontrollmuster also einer Linientaxierung mit etwa konstanter Streifenbreite (Strip- Transect; vgl. VERNER 1985, LANDMANN et al. 1990, 1994).
5. Auf vorgefertigten Listen erfaßt wurden alle optischen oder akustischen Vogelkontakte. Notiert wurden dabei neben Art, Anzahl und Geschlecht auch das Verhalten. In der Brutzeit wurde der Registrierungen simultan singender Männchen besondere Aufmerksamkeit geschenkt (s. LANDMANN et al. 1990).
6. Untersuchungszeitraum: Insgesamt wurden 148 Raster bearbeitet. 96 Raster wurden durchgehend über ein Jahr (März 1988 - März 1989), 52 Raster (Teilareal West und einige Zusatzraster im Ostteil) nur in der Brutzeit 1989 (April 1989 - Juli 1989) kartiert. 21 Raster wurden durchgehend über eineinhalb Jahre (März 1988 bis Juli 1989; 2 Brutperioden und dazwischenliegende Refraktärperiode) bearbeitet. Tab. 3 gibt eine Übersicht über Gesamtkontrollzahl und Stichprobenumfang pro Lebensraumtyp.
7. Kontrollfrequenz: Während der Brutzeit wurden 5 Begehungen pro Raster durchgeführt (1 x April, 2 x Mai, 2 x Juni). Außerhalb der Brutzeit erfolgten die Rasterkontrollen monatlich (in folgenden Kontrollblöcken: 24.7. - 5.8.; 28.8. - 16.9.; 1.10. - 12.10.; 5.11. - 14.11.; 5.12. - 16.12.; 11.1. - 26.1.; 18.2. - 28.2.; 19.3. - 30.3.).
8. Kontrollkartierungen zur Fehlerabschätzung.

Rasterkartierungen liefern normalerweise nur relative Abundanzwerte. Die von uns eingesetzte Variante mit 5 gut über die Brutzeit verteilten Vollkontrollen bietet darüberhinaus aber unter Umständen auch die Möglichkeit, für einen größeren Landschaftsausschnitt "absolute" Dichteschätzungen für die Brutbestände vieler Arten

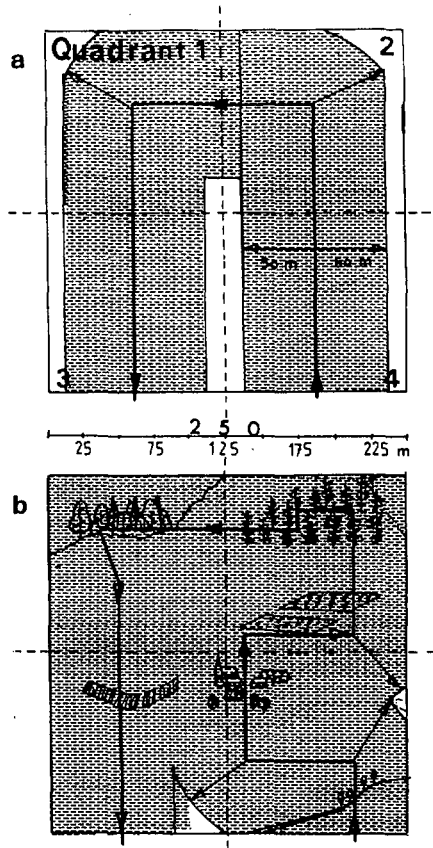


Abb. 3: Methodik der quantitativen Rasterkartierung auf Quadrantenbasis (1,56 ha) in 6,25 ha Rastern.
a) Schematische Routenwahl in Form einer Linientaxierung. — b) Mit Berücksichtigung ornithologisch relevanter Geländemerkmale. Praktisch alle Teile des Rasters liegen innerhalb der 50 m Kontrolldistanz (gerasterte Flächen) (nach LANDMANN et al. 1994).

vorzunehmen. Zumindest sollte die Methode für feinere ökologische Analysen und vergleichende Raumbewertungen ausreichend genaue Daten liefern.

Um eine Abschätzung der Aufnahmegenaugkeit vornehmen zu können, wurden in 9 unterschiedlich strukturierten Rastern (Rasternr. 2, 39, 46, 48, 52, 88, 100, 122, 144 – vgl. Tab. II – Anhang) parallel zu den Rasterkartierung eine Revierkartierung nach international üblichen Kriterien durchgeführt. Diese Kartierungsmethode ist im europäischen Raum weit verbreitet, ihre Einsatzmöglichkeiten und Fehlerquellen wurden vielfach diskutiert (BERTHOLD 1976, OELKE 1977, SCHERNER 1981, VERNER 1985, LANDMANN et al. 1990). Sie eignet sich gut zur Erfassung der Brutvogelbestände territorialer Arten, ist jedoch sehr zeitaufwendig und daher für größere Untersuchungsgebiete eher ungeeignet.

Auch Revierkartierungen sind mit vielen Fehlern behaftet. Sie können damit nicht als absolute Bezugsbasis angesehen werden, dürften aber dennoch ein deutlich realeres Bild der Wirklichkeit geben als Rasterkartierungen. Abweichungen zwischen beiden Methoden wurden daher überwiegend als methodisch bedingte Ungenauigkeiten der Rasterkartierung interpretiert. Eine detaillierte Darstellung der Ergebnisse der Revierkartierungen und des Methodenvergleichs findet sich in LANDMANN et al. (1994) und LENTNER (1990). Wesentlich für die hier behandelten Aspekte sind jedoch folgende Befunde, die sich aus dem direkten Vergleich der mit beiden Methoden ermittelten Arten- und Revierzahlen ableiten lassen:

- Biotopspezifische Unterschiede in Artenvielfalt und Vogelbestand zwischen einzelnen Rastern werden von beiden Methoden gleichsinnig angezeigt.
- Absolut gesehen wurden bei Rasterkartierungen mit 5 Begehungen im Mittel ($n = 9$) nur etwa 10 % weniger Brutvogelarten und 30 % weniger Reviere registriert als bei den wesentlich zeitaufwendigeren (2,4 gegenüber 8,2 min mittlere Kontrollzeit/ha) Revierkartierungen.

Insgesamt zeigt der Methodenvergleich, daß detailliertere Rasterkartierungen geeignet sind, über den qualitativen Bereich hinaus, auch im quantitativen Bereich für viele Fragestellungen ausreichend genaue Ergebnisse zu liefern (weitere Details siehe LANDMANN et al. 1994). Wir sind uns des Problems bewußt, daß die quantitative Erfassung vieler Vogelarten in der Nachbrutzeit besonders großen Unsicherheiten unterworfen ist, und daß die Erfassungseffizienzen nicht nur von Art zu Art, sondern auch zwischen unterschiedlichen Biotopen und auch innerhalb einer Art saisonal stark variieren können (z.B. RALPH 1981, JETZ & BEZZEL 1993). Obschon nicht im Detail geprüft werden konnte, inwieweit derartige Erfassungsprobleme in der Nachbrutzeit die Vergleichbarkeit der Ergebnisse (z.B. Vergleiche der saisonalen Dynamik vogelkundlicher Kennwerte einzelner Teillebensräume oder saisonale Muster der Raumnutzung und Abundanz einzelner Arten) beeinträchtigen, glauben wir dennoch, daß die in dieser Arbeit aufgezeigten generellen Trends trotz einer Fülle methodischer Probleme und potentieller Verzerrungen, im wesentlichen der Realität nahekommen. Zum einen, weil unsere Vergleiche weitgehend auf relativen, einfachen Kennwerten, die mit standardisierter Methode erhoben wurden, basieren. Zum zweiten, weil die erhebliche Stichprobengröße die Auswirkung von Erfassungsfehlern dämpfen dürfte, und zum dritten, weil wir auf Zwischenartvergleiche weitgehend verzichten und intraspezifische saisonale Erfassungsunterschiede offenbar nur für relative wenige Singvogelarten stärker ins Gewicht fallen (JETZ & BEZZEL 1993).

3.2. Erfassung der Lebensraumparameter:

Zur Charakterisierung der Rasterflächen (vgl. Tab. II – Anhang) und zur Ermittlung der für Vögel wichtigen Strukturparameter wurden für jeden Raster folgende Elemente der Kulturlandschaft mittels Kartenplanimetrie, Luftbildauswertung oder direkter Feldvermessungen erhoben:

A. Flächenanteile (%): 19 Variable – s.Tab. II im Anhang):

- Grünland (3 Variable differenziert: Intensiv, Extensiv, Standweide)
- Ackerflächen (3: Maisäcker, Getreide, Hackfrüchte)
- Siedlungen (4: Überbaute Fläche, Wege und Straßen, Gärten, Obstänger)
- Gewässerflächen (3: Inn, Gräben und Bäche, Feuchtgebiete)
- Gebüschflächen (1: Einzelgebüsch, Buschreihen)
- Wälder (4: Auen, größere Flurgehölze aus Laubholzarten, Fichte, Föhre)
- Sonstige Restflächen (1)

B. Struktur der Vegetation:

- Baum- und Strauchschichtgrenzlinie (= Länge der Umhüllungslinie, die eine Strauch- oder Baumgruppe zum freien Umland besitzt)
- Mittlere Strauchhöhe (Mittelwerte aus mehreren Zufallspunktmessungen im Raster)
- Mittlere Baumhöhe (siehe Strauchhöhe)
- Abiotische Parameter wie Neigung, Exposition, Bodentyp, Wasserhaushalt, wurden zusätzlich erhoben, werden hier aber nicht weiter analysiert.

3.3. Datenanalyse, Darstellung der Ergebnisse:

3.3.1. Typisierung und Charakterisierung von Rastereinheiten:

Für eine Grobanalyse der Raumannsprüche und Raumeinbindung der untersuchten Vogelarten bot sich eine Zuordnung der 148 Rastereinheiten zu Lebensraumtypen an. Obschon durch die Zufallsabgrenzung in vielen Rasterflächen eine bunte Mischung von Raumstrukturen vorlag (s. Tab. II – Anhang), ließen sich nach den flächenmäßig vorherrschenden und z.T. auch nach den von ihrer ökologischen Raumwirkung her dominanten Strukturelementen, folgende 5 hauptsächliche Landschaftselemente der untersuchten Kulturlandschaft abgrenzen:

- Typ NW (Nadelwald): Raster, in denen die Nadelwaldbereiche mindestens 10 % Flächenanteile aufwiesen (Siedlungsanteile $< 2\%$ / Rasterfläche), ($n = 22$).
- Typ FG (Feldgehölz): Hecken, Flurgehölze und kleinere, inselartige Laubwälder mit dazwischen liegenden Wiesen, z.T. mit geringen Siedlungsanteilen ($< 1\%$ / Rasterfläche). In Typ FG wurden auch jene Feldrastern zusammengefaßt, bei denen mehr als 1 % der Rasterfläche von Flurgehölz bedeckt war ($n = 32$).

- Typ IA (Innauen): Umfaßt alle Raster, die unmittelbar im Innbereich liegen und in denen zumindest 11 % der Fläche von Flußbiotopen (d.h. Wasser und Ufer, Galeriegehölze, Auwälder) gestellt wurden (Siedlungsanteile < 1,5 %) (n = 35).
- Typ AF (Agrarflächen): Raster mit Dominanz (> 55 % Flächenanteil) von Intensivgrünland oder Ackerflächen und vorwiegend ohne Flurgehölz und Gebäude (n = 35).
- Typ SI (Siedlungen): Umfaßt alle Raster, in denen geschlossene Siedlungsteile, Siedlungsränder, Hofgruppen sowie Einzelgehöfte einen funktionell bedeutenden Flächenanteil (mindestens 6 %) ausmachten (n = 29).

Die Zuordnung jedes Rasters zu einem Lebensraumtyp war in den meisten Fällen zwanglos möglich. In einigen Grenzfällen stellt sie einen Kompromiß zwischen der Forderung nach genügend großem Stichprobenumfang pro Raster und ausreichender Repräsentativität der Rasterarten dar. Aus den prozentualen Flächenanteilen von insgesamt 19 Teilstrukturen (siehe Anhang) wurde pro Raster ein Maß für die Strukturdiversität (Shannon Diversitätsindex H') errechnet:

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

wobei p_i die relative Häufigkeit der i -ten Biotopfläche ist. Flächenanteile einzelner Strukturen, Gesamtstrukturdiversität und andere pro Raster erhobene Habitatvariable (z.B. Strauchschichtgrenzlinienwerte) wurden mit ornithologischen Kennwerten verknüpft. Aus Gründen der Übersichtlichkeit und Nachvollziehbarkeit beschränken wir uns dabei in der vorliegenden Übersicht auf einfache korrelative oder andere univariate Verfahren. Detailanalysen müssen späteren Auswertungen vorbehalten werden.

3.3.2. Ornithologische Flächenkennwerte; Statuscharakterisierung der einzelnen Arten:

Als Maß für die ornithologische Reichhaltigkeit der einzelnen Raster werden folgende Parameter benutzt (s. auch Tab. I – Anhang):

- Die Gesamtartenzahl (AZ), d.h. die insgesamt bei allen 13 Begehungen festgestellte Zahl von Vogelarten.
- Die mittlere Artenzahl (ganzjähriges Mittel) pro Kontrolle (mAZ).
- Die Brutvogelartenzahl pro Raster (BAZ).
- Die Zahl von Vogelrevieren (Brutpaaren) pro Raster (BPZ) = Grobabschätzung aus je fünf Kontrollen.
- Die mittlere Individuenzahl (ganzjähriges Mittel) pro Kontrolle (mIZ).
- Die mittlere Individuenzahl pro Kontrolle während der Brutperiode (April - Juli) (mIZB).
- Die mittlere Individuenzahl pro Kontrolle während der Refraktärperiode (August - März) (mIZR).

Zur Charakterisierung des Auftretens der einzelnen Arten werden herangezogen:

1. Die Verteilung der einzelnen Brutvogelarten über das gesamte Untersuchungsgebiet. Diese ist in Rasterkarten mit einer Abschätzung der Revierzahlen pro Raster dargestellt (siehe Karten 1 bis 69 im Anhang). Dabei wurden die Brutdaten aus 148 verschiedenen Rastern der Brutsaisons 1988 und 1989 berücksichtigt. 75 Raster wurden in der Brutsaison 1988, 52 Raster 1989 bearbeitet. 21 Raster wurden sowohl 1988 und 1989 kontrolliert (vgl. Tab. I – Anhang). Bei diesen Rastern mit doppelter Bearbeitung, wurden Mittelwerte aus den Brutpaarzahlen der beiden Jahre gebildet.

Um eine Art in einem Raster als Brutvogel zu werten, waren entweder eindeutige Brutnachweise oder zumindest zwei unabhängige Registrierungen innerhalb der Brutperiode der jeweiligen Art notwendig. In ähnlicher Weise wurden Abschätzungen der Brutpaarzahlen (= Revierzahlen) pro Rastereinheit vorgenommen. Gewertet wurden in der Regel nur Reviere, die bei mindestens zwei Begehungen besetzt waren. Aus der zusätzlichen Registrierung maximal simultan singender Männchen pro Raster konnten so für die meisten Arten hinreichend genaue Dichteabschätzungen zumindest in Häufigkeitsklassen durchgeführt werden. Reviere im Grenzbereich zweier Raster wurden entweder je zur Hälfte bei jedem Raster gewertet oder bei eindeutigem Schwerpunkt in einem der beiden Raster, diesem zugeschlagen.

2. Basierend auf diesen Dichteschätzungen pro Raster erfolgt eine Grobabschätzung der Brutbestände jeder Art für das Gesamtgebiet (925 ha).
3. Eine Grobanalyse der Habitatpräferenzen in der Hauptbrutsaison (Mai - Juni) und im Winter (November - Februar).
4. Bei häufigeren Arten werden überdies Ergebnisse ganzjähriger Rasterkartierungen nach dem Prinzip der portionierenden Linientaxierung mitherangezogen, um die Dynamik der Raumnutzung zu demonstrieren.
5. Für die meisten Arten werden zudem folgende Kennwerte berechnet (vgl. Tab. 15):

- Rasterfrequenz F: Diese "Gesamtrasterfrequenz" ist definiert als prozentualer Anteil der Raster, in denen eine Art (über die gesamte Untersuchungszeit) mindestens einmal nachgewiesen wurde $F(\%) = N/A \times 100$, wobei N = Anzahl von Rasterfeldern mit Nachweis und A = Gesamtanzahl der Rasterfelder (148).
- Rasterfrequenz zur Brutzeit $F_{br}(\%)$: Anzahl der Raster in denen eine Art brütend vorkommt dividiert durch Gesamtrasteranzahl.
- Ganzjährige Antreffhäufigkeit R_{ges} : $R_{ges}(\%) = n/N \times 100$, wobei n = Anzahl der positiven Rasterkontrollen (Art nachgewiesen) und N = Gesamtzahl von Rasterkontrollen im Gesamtgebiet (= 1613). $R_{ges}(\%)$ bezieht sich immer auf die gesamte Rasteranzahl (148) Bei den Raumfrequenzdarstellung (s. unten) aber auf 96 Raster. Für die Berechnung der R_{ges} -Werte werden Daten aus allen Monaten gepoolt. Aus unseren Daten können darüberhinaus auch Antreffhäufigkeiten separat für die einzelnen Lebensraumtypen berechnet werden.
Die entsprechenden Antreffhäufigkeiten beziehen sich immer nur auf den jeweiligen Biotoptyp. (R_{NW} = Nadelwald; R_{FG} = Feldgehölz; R_{IA} = Innbereiche; R_{AF} = Agrarflächen, R_{SI} = Siedlungsbereiche). Die Berechnung erfolgt nach den entsprechenden Raster- und Begehungszahlen des jeweiligen Typs (s. Tab. 3).
- Mittlere Individuenzahl pro Kontrolle (mIZ):
Hier wurde die absolute Anzahl der in einem bestimmten Zeitraum im Gesamtgebiet (alle Raster) registrierten Individuen einer Art durch die jeweilige Anzahl an Begehungen (n-Raster) dividiert. Die Darstellung erfolgt getrennt für die engere Brutperiode und die Winterperiode. Für die Berechnung der Brutzeitwerte wurden je vier Kontrollen in 148 Rastern in den Monaten Mai und Juni, und für die Berechnung der Winterwerte vier Werte aus je einer Kontrolle je Raster in den Monaten November, Dezember, Jänner und Februar verwendet. Mittlere Abundanzen für die Sommer- und Zugperiode (Juli - Oktober, März - April) werden wegen des geringen Zahlenmaterials nur für häufige Arten berechnet und mit deren Raumfrequenz (s. unten verglichen).
- Raumfrequenz häufigerer Arten (RF %):
Um eine Übersicht über die saisonale Dynamik des Auftretens der häufigeren Arten im UG zu gewinnen, wurden die Daten aus jenen 96 Rastern, die durchgehend über 1 Jahr bearbeitet wurden, näher analysiert. Da die Daten während der Kartierung innerhalb jedes Rasters (6,25 ha) für 4 Teilflächen (Quadranten zu 1,56 ha) separat aufgenommen wurden, kann ein sehr feines Maß für die Raumdistribution aller Arten pro Zeitabschnitt (monatliche Kontrollblöcke) gegeben werden. Die Anwesenheit (ja/ nein Entscheidung) einer Art in den insgesamt 384 Quadranten der 96 Raster wird als Maß für die Raumnutzung pro Kontrolltermin gewertet. Eine RF von 100 % würde also bedeuten, daß die betreffende Art im jeweiligen Zeitraum mit mindestens einem Individuum in allen 384 Quadranten angetroffen wurde.
Somit ergibt sich: $RF(\%) = n/N \times 100$, wobei n = Anzahl der positiven Quadrantenkontrollen und N = Anzahl der pro Kontrolltermin insgesamt kontrollierten Quadranten (= 384).

3.4. Dank:

Herrn T. Baschinger danken wir für Mithilfe bei der Bearbeitung des umfangreichen Datenmaterials am Computer. Er und Frau M. Randl waren auch bei der grafischen Ausarbeitung behilflich. Herr G. Kohler hat dankenswerterweise bei den Vegetations- und Strukturaufnahmen geholfen. Der Tiroler Landesregierung haben wir für die Finanzierung der Drucklegung zu danken. Der Erstautor schuldet seiner Familie insbesondere seiner Frau Maria, seinen Kindern und seinen Eltern besonderen Dank. Ohne ihre Rücksicht und Toleranz wäre diese Arbeit nicht möglich gewesen.

4. Ergebnisse und Diskussion:

A. Allgemeine Befunde:

1. Beziehungen zwischen Landschaftsstruktur und Vogelwelt:

In diesem Kapitel wird versucht, den Einfluß der Struktur des untersuchten Kulturlandschaftsausschnittes auf die Zusammensetzung und Reichhaltigkeit der Vogelgemeinschaften und deren saisonale Variabilität darzustellen. Wir beschränken uns dabei auf die vergleichende Darstellung einfacher Kennwerte. Die Zusammenfassung der Raster zu Lebensraumtypen und deren separate Analyse sollen in erster Näherung Differenzen in der Artenvielfalt und Abundanz des Vogellebens zwischen den Hauptkomponenten des untersuchten Landschaftsausschnittes aufzeigen.

Zudem ergeben sich dadurch erste Aufschlüsse über die saisonale Dynamik der Raumnutzung durch Vögel und die enge funktionelle Verzahnung von unterschiedlichen Teilstrukturen im Jahresverlauf. Die Verknüpfung ausgewählter Strukturparameter mit ornithologischen Kenngrößen soll schließlich exemplarisch zeigen, welche Landschaftsmerkmale für die ermittelten Muster besonders relevant sind.

1.1. Generelle räumliche Muster der ornithologischen Vielfalt:

Kleinräumige Heterogenität ist ein wesentliches Merkmal der mitteleuropäischen Kulturlandschaft. Schon aus allgemeinen Erwägungen sind daher erhebliche Differenzen in der Attraktivität nahe benachbarter Landschaftsteile für Vögel zu erwarten. Dies läßt sich am vorliegenden Material eindrucksvoll zeigen. Um Unterschiede in der ornithologischen Reichhaltigkeit der einzelnen Teilbereiche bzw. Raster des UG darzustellen, werden in der Folge (Abb. 4 - 7) vor allem Bilanzen der Artenvielfalt und relativen Vogeldichten (Kennwertdefinitionen s. Methoden) gegenübergestellt.

Die in den Abb. 4 - 7 sowie in der Übersichtstabelle I (Anhang) dargestellten Daten lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Der zentrale, v.a. rechtsufrige Inntalboden im Bereich Kolsaß-Weer, Terfens und die linksufrigen Talböden bzw. Wirtschaftsterrassen zwischen Mils-Baumkirchen sind generell für Vögel unterdurchschnittlich attraktiv und ganzjährig auf weiten Strecken relativ arten- und individuenarm.
- Auch die Abschnitte entlang des Inn weisen über weite Strecken höchstens durchschnittliche Kennwerte auf, besonders im Abschnitt südlich von Mils sind starke Defizite auffällig.
- Sowohl bezüglich der Brutvogelarten, der ganzjährigen Artenvielfalt, als auch der Abundanzen sind die beidseitigen Hangfußbereiche (Waldränder, Siedlungsränder) insgesamt deutlich vogelreicher als die Talbodenabschnitte (weitere Details s. unten, Kap. 1.2.).
- Gesamthaft gesehen kann im lokalen Maßstab nur ein kleiner Teil der Rasterflächen als "vogelreich" bezeichnet werden (Tab. 4), wobei selbstverständlich die Kategorieneinteilung subjektiv bleibt, solange überregionale Vergleichsdaten fehlen. Derartige relevante Vergleichswerte liegen am ehesten für kleinflächige Brutvogelartendichten vor.

Die mittlere Brutvogelartenzahl betrug für 6.25 ha große Raster im UG 8.1 (Tab. 5), und lag in den artenreichsten Lebensräumen (Mischraster mit höheren Waldanteilen) bei 15.6. Nur in fünf (3,4 %) Rastern konnten 20 oder mehr (bis maximal 26) Brutvogelarten festgestellt werden.

Aus Tirol liegen zwei Rasterkartierungen auf 6.25 ha Basis vor, die zum Vergleich herangezogen werden können. In beiden Fällen lagen die mittleren und maximalen Artenzahlen pro 6.25 ha mit 16.0 bzw. 30 (13 Raster im Naturschutzgebiet Patscher Rosengarten – LANDMANN 1991) und 18.5 bzw. 31 Arten (105 Raster im Gemeindegebiet von Rum – BÖHM 1991) deutlich höher als im UG. Allerdings lag ein erheblicher Teil der Raster dieser Gebiete in artenreichen Montanwaldbereichen und die Statusbeurteilung der zur Brutzeit angetroffenen Arten beruht auf geringerer Kontrollintensität, so daß die Ergebnisse nur eingeschränkt vergleichbar sind und die Artenvielfalt im eigenen UG eher unterschätzt wird. Nach Daten bei BEZZEL (1982) sind z.B. auf 10 ha großen Nadel- und Buchenwaldflächen in Mitteleuropa 10 - 15 Brutvogelarten, in Grünlandbereichen 5 - 10 und in gemischten Agrarlandschaften ca. 20 Arten zu erwarten. 6.25 ha Raster mit über 15 Brutvogelarten sind demnach allgemein als recht artenreich einzustufen.

- Generell deuten aber bereits die groben Bilanzen der Tab. 4 und die in Abb. 4 - 7 präsentierten Muster an, daß im UG sowohl für Brutvögel, als auch für Durchzügler, Gäste und nachbrutzeitlich dispergierende Standvögel, großflächige Teilbereiche nur mäßig attraktiv sind, und daß ein Großteil der insgesamt noch durchaus beachtlichen vogelkundlichen Gesamtvielfalt (s. Spe-

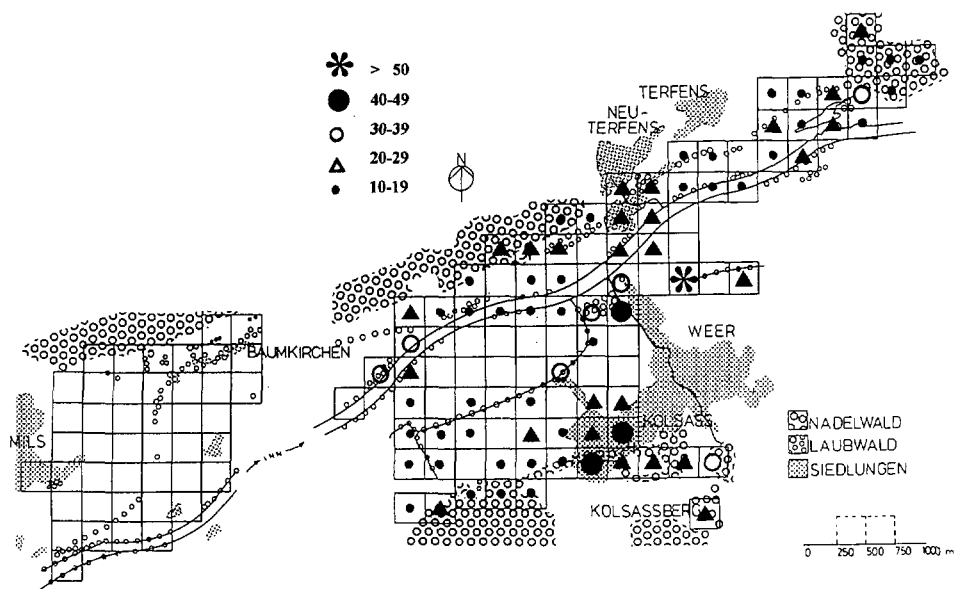


Abb. 4: Mittlere Individuenzahl (mIZ) pro Begehung ($n = 13$) für ganzjährig kontrollierte Raster ($n = 96$). Bei Rasterflächen ohne Symbol: mIZ < 10 (vgl. auch Tab. I – Anhang). Nicht berücksichtigt: das Teilgebiet südwestlich Baumkirchen (nur Brutzeitkartierungen).

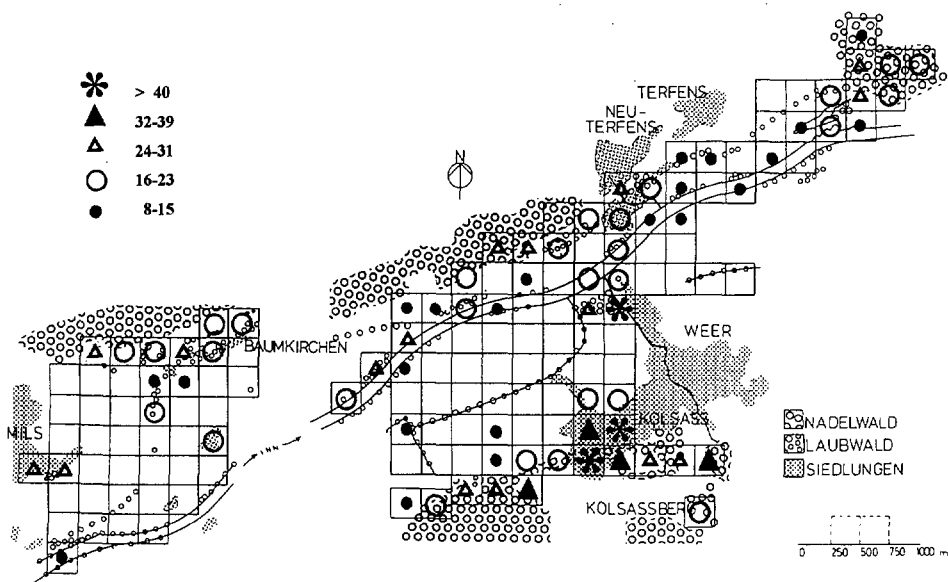


Abb. 5: Revierzahl (BPZ) pro Raster. Bei Rasterflächen ohne Symbol BPZ < 8 (vgl. auch Tab. I – Anhang).

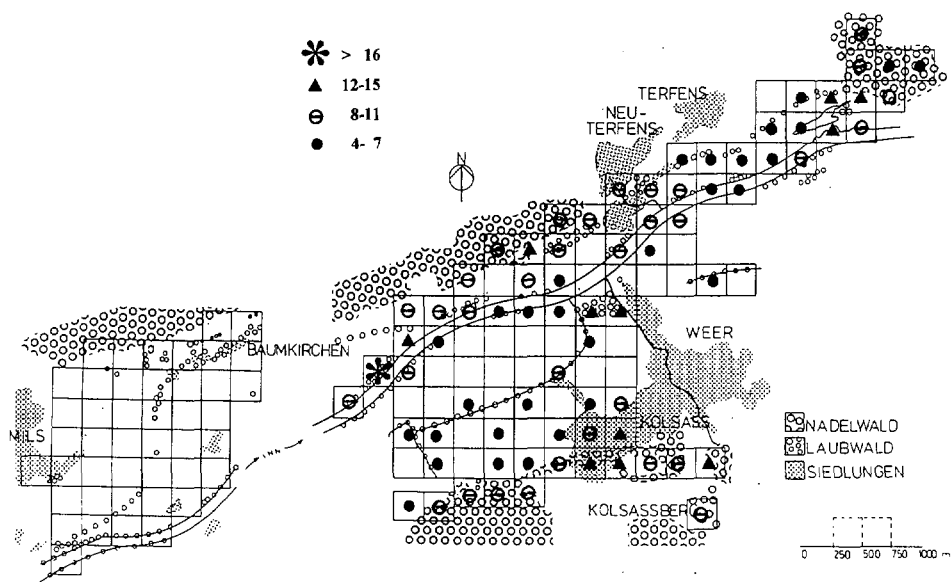


Abb. 6: Mittlere Artenzahl (mAZ) pro Kontrolle ($n = 13$) für ganzjährig kontrollierte Raster (96 Raster). Bei Rasterflächen ohne Symbol mAZ < 4 (vgl. auch Tab. I – Anhang). Nicht berücksichtigt: das Teilgebiet südwestlich Baumkirchen (nur Brutzeitkartierungen).

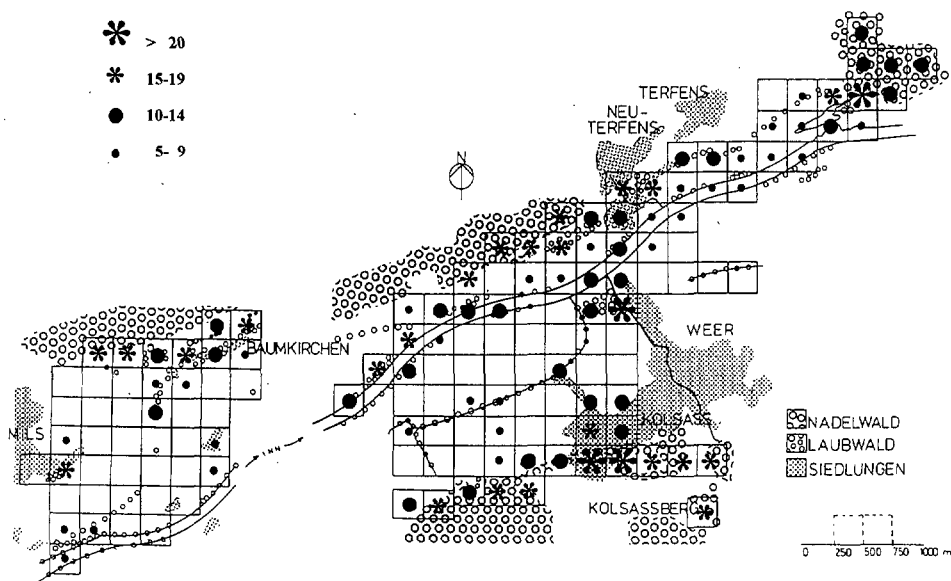


Abb. 7: Brutvogelarten (BAZ) pro Raster. Bei Rasterflächen ohne Symbol BAZ < 5 (vgl. Tab. I – Anhang).

zieller Teil) auf Strukturmerkmale weniger, flächenmäßig relativ unbedeutender Teilflächen (maximal etwa 20 % des Gesamtgebietes) zurückzuführen ist.

Tab. 4: Verteilung der Untersuchungsraaster auf vier Grobklassen der Vogelreichhaltigkeit (vgl. Abb. 4 - 7). Zuordnungskriterien (arm bis reich): Zahl der Brutvogelarten (BAZ): < 10, < 15, < 20, 20 - 26; Brutpaarzahlen-Revierdichten (BPZ): bis 15, -25, -40, 41 - 45; mittlere Artenzahlen pro Begehung (MAZ - ganzjähriges Mittel): -6, -9, -12 > 12 (-15); Individuenzahlen pro Begehung (MIZ - ganzjähriges Mittel): < 20, -30, -40, > 40 (-70). Bei MAZ und MIZ nur Raster mit ganzjährigen Kontrollen (n = 96) für die Klassenbildung berücksichtigt.

	Brutvogelarten		Brutpaare		Artenzahl		Individuenzahl	
	n	%	n	%	n	%	n	%
reich	5	3.4	6	4.1	3	3.1	4	4.2
mäßig reich	22	14.9	14	9.5	15	15.6	5	5.2
mittel	32	21.6	35	23.6	37	38.5	22	22.9
arm	89	60.1	93	62.8	41	42.7	65	67.7

1.2. Lebensraumspezifische Betrachtungen:

1.2.1. Unterschiede in ornithologischen Kennwerten:

Die Zusammenfassung der Raster zu strukturell ähnlichen Grundtypen, die wir hier grob vereinfachend als "Makrohabitate" bezeichnen wollen, ermöglicht weitere Differenzierungen der oben aufgezeigten räumlichen Unterschiede. In Tab. 5 sind die wichtigsten Kennwerte der Vogelvielfalt getrennt nach den fünf Makrohabitaten aufgelistet. Wie ersichtlich, unterscheiden sich die einzelnen Lebensraumtypen der untersuchten Kulturlandschaft erheblich in Artenvielfalt und Abundanz des Vogellebens.

Tab. 5: Vogelkennwerte (Mittelwerte und Standardabweichungen) pro Lebensraumtyp und für alle Raster des Untersuchungsgebietes. Raster = Anzahl der Raster pro Lebensraumtyp; AZ = Gesamtzahl nachgewiesener Arten; AZ/R = nachgewiesene Arten pro Raster; mAZ = mittlere Artenzahl pro Kontrolle; mIZ = mittlere Individuenzahl pro Kontrolle; BAZ = Brutvogelarten pro Raster; BPZ = Brutpaarzahl pro Raster.

Rastertyp	Raster	AZ	AZ/R	mAZ	mIZ	BAZ	BPZ
Nadelwald s	22	70	29,9 4,6	9,0 2,1	21,6 7,8	15,6 3,4	25,0 6,2
Feldgehölze s	32	93	25,8 5,8	5,9 2,1	17,9 11,7	7,6 5,4	9,8 8,1
"Innauen" s	30	92	31,4 5,2	7,9 2,0	20,4 8,4	9,2 4,3	13,2 8,2
Agrarflächen s	35	51	11,7 3,6	1,9 0,7	6,8 4,3	1,2 1,1	1,5 1,5
Siedlungen s	29	85	25,6 7,4	7,8 2,9	27,2 16,5	10,5 5,6	17,1 11,4
Gesamtgebiet s	148	132	25,1 8,8	6,5 3,2	18,8 6,7	8,1 6,2	12,0 10,7

Die Gesamtartenvielfalt (Summe insgesamt nachgewiesener Arten) war in Rastern mit hohem Flurgehölzanteil und in den Bereichen entlang des Inn am höchsten, was vor allem auf das Auftreten seltener Gäste und Durchzügler zurückzuführen ist (vgl. saisonale Aspekte). Die bezüglich der Gesamtzahl nachgewiesener Arten insgesamt artenreichsten Untersuchungsraster lagen an den südexponierten Hangbereichen westlich von Baumkirchen und in Auwaldstücken nördlich von Kolsass und östlich von Fritzens. Diese letzten vorhandenen Auwaldreste und Galeriestreifen am Inn sind durch extensive forstliche Nutzung (hoher Totholzanteil) und kleinräumige Nischenvielfalt charakterisiert (vgl. Diversitätsindices Tab. II – Anhang). Brutvogelartenzahlen und Revierdichten in den Auwaldrastern waren dabei primär von der Gesamtfläche der Auwaldflächen beeinflusst. Beispielsweise hatten trotz etwa selbem Auwaldflächenanteil (15 - 25 % s. Tab. II – Anhang) zwei Raster (Nr. 39 und 103) die im Bereich von Auwaldstücken mit über 3 ha Fläche lagen, wesentlich mehr Brutvogelarten (BAZ = 18 bzw. 23) und Vogelreviere (BPZ = 24 bzw. 41) aufzuweisen, als zwei Raster (Nr. 12 und 26; BAZ = 9; BPZ 11 bzw. 16), deren Auwaldanteile von relativ isolierten Restflächen mit einer Ausdehnung um 1 ha gestellt wurde.

Im Mittel wiesen aber die meist mit hohen Waldrandanteilen ausgestatteten Nadelwaldraaster auch über das gesamte Jahr gesehen signifikant höhere Artenzahlen als z. B. Flurgehölzraaster auf ($p < 0.001$, t-Test), und die mittlere Zahl von Brutvogelarten war in Waldrastern gegenüber allen anderen Raster Typen deutlich ($p < 0.001$) höher. Von Siedlungen dominierte Raster lagen hinsichtlich des Artenreichtums an Brutvögeln bereits an zweiter Stelle, waren diesbezüglich zwar nicht deutlich von Rastern im Flußbereich unterschieden, aber bereits signifikant artenreicher als halboffene (FG; $p < 0.05$) bis offene (AG; $p < 0.001$) Kulturlandbereiche.

Spitzenwerte der mittleren Artenzahl pro Begehung und der kleinflächigen Artendichte an Brutvögeln wurden in Einzelrastern im Innbereich (Auwaldstücke) und bäuerlich geprägten Siedlungsrastern erreicht. Die artenreichsten Flächen der Makrohabitat Typen "Nadelwald" und vor allem "Feldgehölz" und "Agrarland" fallen demgegenüber bereits deutlich ab (siehe Tab. 6). Offene, strukturarmer Agrarflächen wiesen generell in allen Kennwerten niedrigste Zahlen auf (Tab. 5) und hatten schon gegenüber den halboffenen Kulturlandrastern des Typs FG in allen Daten signifikant (p jeweils < 0.001) schlechtere Werte.

Tab. 6: Arten- und individuenreichste Raster pro Lebensraumtyp. Nur ganzjährig bearbeitete Raster berücksichtigt (siehe auch Tab. I – Anhang).

Raster Typ	Raster Nr.	mIZ	BPZ	mAZ	BAZ
Siedlung	52	52,1	39	8,7	5
Siedlung	53	41,1	45	13,0	26
Agrarfläche	86	11,9	5	2,9	4
Innauen	39	42,0	41	13,2	23
Feldgehölz	63	19,6	19	10,1	13
Nadelwald	22	28,4	33	11,4	19

Eine Bilanzierung relativer Abundanzwerte ergibt ein etwas anders Bild vogelkundlicher Vielfalt. Ganzjährig betrachtet sind Siedlungsraaster am vogelindividuenreichsten (Tab. 5). Die mittleren Individuenzahlen (mIZ) pro Begehung unterschieden sich dabei signifikant von Rastern des Typs IA, FG ($p < 0.05$) und AG ($p < 0.001$), Unterschiede gegenüber NW-Rastern lassen sich aber wegen der hohen Streuung der Werte nicht sichern. Besonders hohe Vogeldichten weisen dabei bauernhofgeprägte Siedlungsraaster (siehe Tab. 6) auf, die auch Spitzenwerte der Revierdichten zur Brutzeit erreichten.

Insgesamt wiesen aber wiederum nadelwalddominierte Raster die höchsten kleinflächigen Revierdichten auf. Die Werte für die mittleren Revierdichten lagen signifikant ($p < 0.001$) über jenen der vier anderen Makrohabitattypen. Die hohen Revierdichten in Nadelwaldrastern erklären sich auch aus dem Umstand, daß nur wenige Raster dieses Typs in reinen Nadelwaldgebieten lagen (siehe Kapitel 2.4. und Tab. II – Anhang) und meistens größere Anteile an Waldrandbereichen hatten. Diese im UG zum Teil sehr gut strukturierten Übergangszonen zum offenen Kulturland werden auch von Arten mit geringer Präferenz für eigentliche Nadelwaldbereiche regelmäßig genutzt (z.B. Mönchsgrasmücke, Zilpzalp, Eichelhäher; vgl. Tab. 9).

Die vorstehend aufgezeigten Trends lebensraumspezifischer Unterschiede im Artenreichtum und der Vogelabundanz spiegeln insgesamt deutlich die aus vielen Untersuchungen (Übersicht z.B. BEZZEL 1982) bekannten Einflüsse der Stratusschichtung, der allgemeinen Strukturvielfalt, des Ressourcenangebotes und der Grenzlinienanteile von Lebensräumen auf die Vogelvielfalt wieder (s. auch Kap. 1.3.). Auch andere neuere Untersuchungen aus Tirol zeigen tendenziell ähnliche Ergebnisse. So ermittelte auch BÖHM (1991) im Gemeindegebiet von Rum höchste Brutvogelartendichten für alte Bauerndorfteile und walddominierten Raster mit z.T. ähnlichen Spitzenwerten, allerdings deutlich höheren Mittelwerten (20,3 bzw. 21,4 Brutvogelarten pro 6,25 ha) und niedrigste Werte für offene bis halboffene Kulturlandflächen (10 Brutvogelarten/6.25 ha). Auch im Gebiet des Patscher Rosengartens südlich von Innsbruck wurden in einem 62,5 ha großen UG die höchsten Artenzahlen für Mischraaster mit Waldanteilen (im Mittel 23,6 Arten) und niedrigste Werte für gehölzarme Raster ermittelt (LANDMANN 1991). Schließlich zeigen ausführliche Analysen der Vogelvielfalt im Tiroler Lechtal (LANDMANN & BÖHM 1993), daß Brutvogelartenzahlen und Revierdichten (in 25 ha Rastern) positiv mit Siedlungsanteilen und negativ mit dem Anteil von offenen Kulturlandflächen korreliert sind. Höhere Nadelwaldanteile in Untersuchungsrastern übten hingegen im Lechtal deutlich weniger starken Einfluß auf die Vogelvielfalt aus als im Innthal. Der positive Einfluß von Auwaldflächenanteilen war aber im Lechtal ebenfalls besonders auffällig (vgl. auch LANDMANN & BÖHM 1990, LANDMANN 1989).

1.2.2. Saisonale Aspekte:

Die Besiedlung bzw. vogelkundliche Reichhaltigkeit der einzelnen Raster änderte sich im Lauf des Jahres oft beträchtlich, wobei Artenzahlen und Vogeldichten teilweise gegenläufige und von Makrohabitattyp zu Makrohabitattyp stark unterschiedliche Entwicklungstrends aufwiesen (vgl. Abb. 8 u. 9).

Allgemein nahmen, bezogen auf das Gesamtuntersuchungsgebiet, die Vogeldichten (Individuen pro Begehung und Raster) außerhalb des Brutzeit insgesamt eher zu (vgl. Tab. 7, Abb. 8), wobei die Werte für die herbstliche Zugzeit leicht über jenen der Winterperiode lagen. Der Artenreichtum (mittlere Artenzahlen pro Begehung und Raster) nahm hingegen erwartungsgemäß – großmaßstäbig gesehen – von der Brutzeit über den Herbst zum Winter hin stark ab (Tab. 8).

Die hohen relativen Individuendichten im Winterhalbjahr können generell als Hinweis auf den hohen Flächenanteil stark anthropogen beeinflusster Teilareale in der untersuchten Kulturlandschaft gewertet werden. Nach vielen Untersuchungen (z.B. BEZZEL 1982, 1990a; BLAB et al. 1989; MULSOW 1980; LANDMANN 1987, 1987a, 1993 mit weiterer Literatur), dürften normalerweise im ausgeprägten Jahreszeitenklima der Mittelbreiten mit zunehmendem menschlichen Einfluß auch die Indexwerte Winter zu Brutzeitvogeldichte zunehmen. Besonders Raster mit höheren Siedlungsanteilen waren dementsprechend im Winter deutlich vogelreicher als zu anderen Zeiten (siehe Tab. 7 u. Abb. 8). Im Extrem (Raster 43) nahm die mittlere Individuenzahl pro Begehung in den Wintermonaten von 39,4 (Brutsaison) auf 52,3 (Winter), also um 75 % zu.

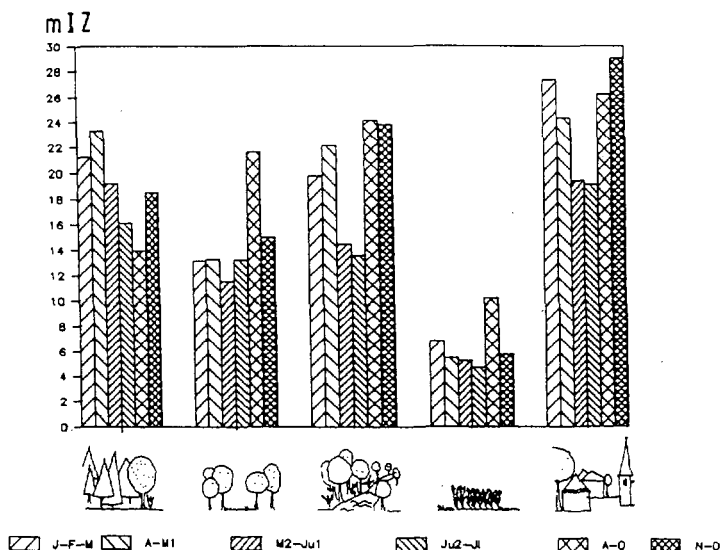


Abb. 8: Jahreszeitliche Dynamik der mittleren Individuenzahl pro Kontrolle und Lebensraumtyp; n Raster (Symbole von links nach rechts): Nadelwald = 18, Feldgehölze = 21, Innauen = 21, Agrarflächen = 18, Siedlungen = 18; Mittelwerte aus je 2 (Jan. - März = 3) Kontrollen zwischen März 1988 und April 1989. Monatskürzel: J-F-M = Jänner, Februar, März usw.; M1 = 1. Maihälfte, Ju2 = 2. Junihälfte usw.).

Tab. 7: Relative Zu- und Abnahme der Vogeldichten (mittlere Individuenzahlen pro Begehung) in ganzjährig untersuchten Rastern zwischen Brutzeit (B) und Herbst (H), Brutzeit und Winter (W), sowie zwischen Herbst und Winter. Zum Beispiel bedeutet: FG B/H - 61,9 %, daß 61,9 % der Feldgehölz-Raster während der Brutzeit geringere Vogeldichten als in der Herbstperiode aufwiesen. Abweichungen von weniger als 10 % = $\pm$, NW = Nadelwald, FG = Feldgehölze, IA = Innauen, AF = Agrarflächen, SI = Siedlungsraster.

n-Raster	NW 18		FG 21		IA 21		AF 18		SI 18		Gesamt 96	
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
B/H +	12	66,7	5	23,8	2	9,5	5	27,8	4	22,7	27	28,1
-	3	16,7	13	61,9	18	85,7	11	61,1	7	38,9	52	54,2
$\pm$	3	16,7	3	14,3	2	9,5	2	11,1	7	38,9	17	17,7
B/W +	9	50,0	14	66,7	6	28,6	5	27,8	4	22,2	38	39,6
-	5	27,8	5	23,8	13	61,9	11	61,1	13	72,2	46	47,9
$\pm$	4	22,2	3	14,3	2	9,5	2	11,1	1	5,6	12	12,5
H/W +	4	22,2	15	71,4	11	52,4	10	55,6	4	22,2	44	45,8
-	9	50,0	4	19,1	6	28,6	6	33,3	11	61,1	36	37,5
$\pm$	5	27,8	2	4,8	4	19,1	2	11,1	3	16,7	16	16,7

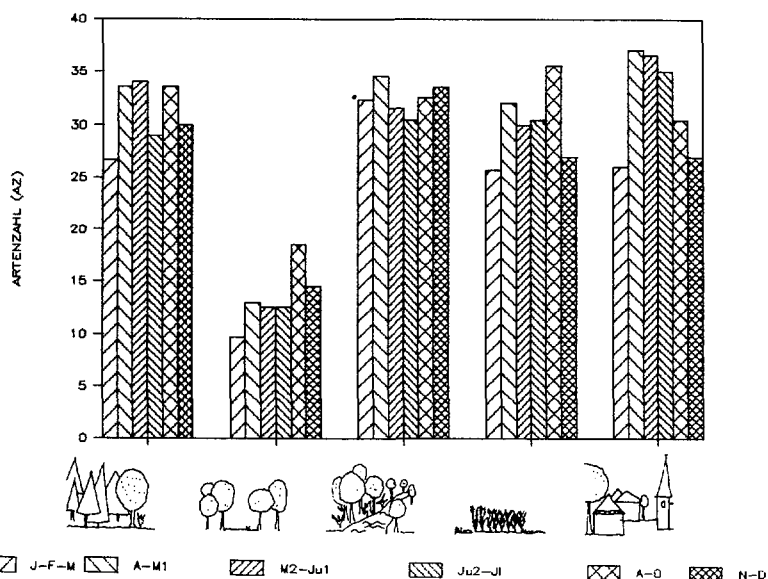


Abb. 9: Jahreszeitliche Dynamik der Artenzahl pro Lebensraumtyp (Details siehe Legende Abb. 8).

Tab. 8: Relative Zu- und Abnahme des Artenreichtums (mittlere Artenzahlen pro Begehung) in ganzjährig untersuchten Rastern zwischen Brutzeit (B) und Herbst (H), Brutzeit und Winter (W), sowie zwischen Herbst und Winter (Details s. Tab. 7).

n-Raster	NW 18		FG 21		IA 21		AF 18		SI 18		Gesamt 96	
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
B/H +	15	83,3	10	47,6	5	23,8	6	33,3	8	44,4	44	45,8
—	2	11,1	9	42,9	8	38,1	8	44,4	3	16,7	30	31,3
±	1	5,6	2	9,5	8	38,1	4	22,2	7	38,9	22	22,9
B/W +	16	88,9	19	90,5	13	61,9	10	55,6	10	55,6	68	70,8
—	1	5,6	2	9,5	7	33,3	2	11,1	5	27,8	17	17,7
±	1	5,6	0	0	1	4,8	6	33,3	3	16,8	11	11,5
H/W +	5	27,8	17	81,0	13	62,0	10	55,6	5	27,8	50	52,1
—	8	44,4	2	9,5	2	9,5	3	16,7	5	27,8	20	20,8
±	5	27,8	2	9,5	6	28,6	5	27,8	8	44,4	26	27,1

Bezogen auf die einzelnen Makrohabitate lassen sich aus dem vorliegenden Material (Tab. 7 u. 8; Abb. 8 u. 9) vor allem folgende Trends im saisonalen Bedeutungswandel von Teillebensräumen ablesen:

A) Raster im halboffenen Kulturland mit Hecken und Flurgehölzen, waren zur Brutzeit sowohl hinsichtlich der nachgewiesenen Arten, als auch der registrierten Individuen deutlich vogelärmer als in der Refraktärperiode (Abb. 8 u. 9). Allerdings waren in über 90 % der Rasterflächen

des Feldgehölztyps während der Brutzeit mehr Vogelarten pro Begehung anzutreffen, als in der Winterperiode (s. Tab. 8). Besonders während der Herbstzugzeit stieg aber in diesen Rastern die Anzahl der angetroffenen Vogelindividuen stark an (Rast- und Sammelschlafplätze). Im Winter verloren die meisten Flächen diese Typs stark an Attraktivität.

- B) Reine Agrarflächen, die insgesamt vogelärmsten Teilbereiche des UG, erfuhren während der Herbstzugperiode einen relativ deutlichen Bedeutungszuwachs. Artenvielfalt sowie Vogeldichten erreichen in dieser Phase im offenen Kulturland Höchstwerte (vgl. ähnliche Befunde bei GSTADER 1973, BEZZEL 1982). Neben den günstigeren Ernährungsbedingungen auf abgeernteten Äckern oder frisch gemähten Wiesen sind dabei im Frühherbst vor allem auch verbesserte Deckungswerte im Bereich von Maisäckern für erhöhte Individuendichten verantwortlich.
- C) Im Gegensatz zu allen anderen Lebensraumtypen erreichten die Siedlungsbereiche im Spätherbst und Frühwinter (November bis Dezember) in der Summe ihre höchsten Individuendichten (vgl. auch LANDMANN 1987, 1989, 1993). Die hohe Attraktivität von Siedlungsteilen in der Winterperiode zeigt sich auch an den gleichbleibend hohen Artenzahlen pro Begehung, welche bei allen anderen Lebensraumtypen deutlich abfällt (siehe Tab. 8).
- D) Das Muster der saisonalen Fluktuation der Vogeldichten ähnelt in Flußrastern jenem der Siedlungsraster mit dem Unterschied, daß Flußraster eindeutig ihre höchste Attraktivität während der herbstlichen Zugzeit erreichten (s. Tab. 7). Die auch in Flußnähe hohen Winterdichten sind möglicherweise neben relativ gutem Angebot von Ressourcen auch auf mikroklimatische Aspekte (günstiges Milieu sowohl im Siedlungsbereich als auch in Wassernähe) zurückzuführen. Hinsichtlich der Artenvielfalt zeigten die Inn-nahen Räume eine über das ganze Jahr gleichmäßig hohe Anziehungskraft für Vögel.
- E) Nur in walddominierten Bereichen des UG waren die mittleren Vogeldichten in der Brutperiode höher als in der Refraktärzeit. Von Nadelwald dominierte Bereiche hatten überdies in der Herbstperiode überdurchschnittliche geringe Bedeutung. Dieser Umstand dürfte einerseits auf Fluktuationen im Ressourcenangebot zurückzuführen sein, kann aber teilweise auch auf die außerhalb der Brutzeit in Waldbereichen stärker beeinträchtigte Erfassungseffizienz zurückzuführen sein.

1.2.3. Charakterarten der einzelnen Lebensräume:

Die fünf unterschiedenen Makrohabitate differieren nicht nur in Artenvielfalt und Abundanz des Vogellebens und im saisonalen Muster der Nutzung durch Vögel, sondern zeigten auch erhebliche Differenzen in Artenbestand und Struktur der Vogelzönosen. Die Tabellen 9 bis 13 geben an Hand der ganzjährigen bzw. jahreszeitspezifischen Antreffhäufigkeiten (mittlere Individuenzahlen pro Begehung) und Präsenzwerte (R %) eine Übersicht über die Charakterarten bzw. häufigsten Arten der Teillebensräume. Für die Berechnung der mittleren Individuenzahlen und Präsenzwerte wurden jeweils nur jene Raster des jeweiligen Biotoptyps (Stichprobenumfang s. Tab. 3) herangezogen, die jahresdurchgängig untersucht wurden. Als "Charakterarten" angeführt sind nur Arten, die in einem Makrohabitat ganzjährige mittlere Abundanzwerte von mindestens 0.2 und Präsenzwerte von 20 % erreichten oder zumindest in einem Jahresabschnitt Antreffhäufigkeiten von 1.0 bzw. Präsenzwerte von über 50 % hatten.

1. Nadelwaldbereiche:

Es dominieren die euryöken Arten Buchfink und Amsel (Tab. 9). Mit der Tannenmeise folgt erst an dritter Stelle eine eigentliche Charakterart des Nadelwaldes mit hoher ganzjähriger Antreffhäufigkeit und Raumpräsenz bzw. Stetigkeit. Waldmantel- und Saumarten wie Buchfink, Amsel, Zilpzalp, Mönchsgrasmücke, Rabenkrähe, Goldammer bzw. Arten mit stärkerer Laubgehölzbindung (Eichelhäher, Sumpfmeise) sind stark vertreten, was auf die starke Mischstruktur und hohe

Tab. 9: Charakterarten der Raster mit Nadelwalddominanz. Reihung der Vogelarten nach der mittleren Individuenzahl pro Kontrolle (mIZ). Präsenzwerte (= R %): Anwesenheit pro 1.56 ha Quadranten. gj = ganzjährige Mittel; B = engere Brutzeit (3 Kontrollen zwischen 29.4. - 11.6.); H: Herbst (3 Kontrollen zwischen 28.8 und 12.11.); W: Winter (3 Kontrollen zwischen 6.12. - 2.3.).

Art	mittlere Individuenzahl				Präsenz (R %)			
	gj	B	H	W	gj	B	H	W
Buchfink	2,3	2,6	2,5	2,2	73	96	48	69
Amsel	1,8	2,2	1,2	1,9	71	85	63	61
Tannenmeise	1,4	1,4	1,1	1,7	62	67	50	61
Kohlmeise	1,3	0,9	1,3	2,2	50	56	52	56
Zilpzalp	0,9	1,5	0,3	0,0	47	80	26	0
Mönchsgrasmücke	0,9	2,2	0,2	0,0	38	78	20	0
Rotkehlchen	0,8	0,8	0,7	0,2	46	52	37	19
Singdrossel	0,8	0,8	0,5	0,2	33	41	19	9
Wintergoldhähnchen	0,7	0,9	0,4	0,7	36	50	22	43
Haubenmeise	0,6	0,2	0,7	1,2	31	13	30	57
Kleiber	0,5	0,2	0,4	0,7	38	15	33	54
Eichelhäher	0,5	0,2	0,7	0,9	27	19	33	43
Sumpfmeise	0,5	0,2	0,6	0,9	27	17	32	19
Rabenkrähe	0,5	0,5	0,3	0,7	25	33	19	24
Goldammer	0,5	0,6	0,4	0,4	29	41	19	17

Randlinienanteile vieler Raster dieses Typs hinweist. In "Nadelwald"-rastern war die Zahl der Arten, die ganzjährig höhere Antreffwerte erreichten, nur geringfügig niedriger als in anderen strukturreichen Rasterarten (s. unten) und die Zahl (8) an Arten mit hohen Brutzeit-Präsenzwerten (> 50 %) deutlich höher als im restlichen UG.

2. Hecken und Flurgehölzbereiche:

Zu den schon in den Nadelwaldbereichen dominierenden Arten Buchfink und Amsel mischen sich, bedingt durch hohe Anteile an Wiesen und Agrarflächen, Arten wie Rabenkrähe und Bachstelze. Auffallend ist die hohe Brutzeitpräsenz der Wacholderdrossel (Tab. 10), die in den Feldge-

Tab. 10: Charakterarten der Raster mit Hecken und Flurgehölzen (Details s. Tab. 9).

Art	mittlere Individuenzahl				Präsenz (R %)			
	gj	B	H	W	gj	B	H	W
Buchfink	1,9	1,0	4,7	0,6	52	57	65	33
Rabenkrähe	1,3	0,6	1,7	1,4	31	32	35	29
Amsel	1,2	1,1	1,4	0,9	51	48	60	48
Kohlmeise	1,1	0,8	1,0	1,3	43	38	51	33
Wacholderdrossel	0,9	1,4	0,1	0,0	30	64	5	3
Bachstelze	0,9	0,8	1,0	0,0	35	44	40	2
Goldammer	0,5	0,3	0,5	0,4	23	27	13	18
Blaumeise	0,5	0,3	0,9	0,6	28	18	40	33
Zilpzalp	0,4	0,4	0,6	0,0	23	22	33	0
Singdrossel	0,4	0,2	0,5	0,2	21	16	22	11
Mönchsgrasmücke	0,4	0,9	0,1	0,0	20	48	11	0
Rotkehlchen	0,3	0,1	0,7	0,1	21	13	35	6

hölzen nicht nur gute Brutmöglichkeiten vorfindet, sondern zudem als Bodenabsucher von der guten Verfügbarkeit der Nahrung in den umgebenden Wiesen profitieren dürfte.

Als eigentliche Charakterart der halboffenen Kulturlandschaft ist im UG die Goldammer zu bezeichnen. Die Zahl der Arten, die ganzjährige Antreffwerte von mindestens 0.2 erreichen, ist in diesem Typ bei hoher Gesamtartenzahl (s. Tab. 5) mit 19 Arten zwar noch ähnlich hoch wie etwa in den Auwaldrastern (18), die Zahl von Arten mit höheren Präsenzwerten ($> 40\%$) sinkt hingegen gegenüber innnahen Teilbereichen, oder auch Siedlungsteilen und Waldrastern deutlich ab und ist besonders im Winterhalbjahr sehr niedrig (vgl. Tab. 9 - 13). Dies kann als weiterer Hinweis auf stärkere saisonale Fluktuation geeigneter Ressourcen in diesen Ausschnitten der Kulturlandschaft gewertet werden.

3. Innbereiche und Auwälder:

Neben den dominanten Ubiquisten Buchfink und Amsel erreicht die strauchbrütende Mönchsgrasmücke in den auwalddominierten Bereichen des UG insbesondere in der Brutzeit hohe Antreffhäufigkeiten und Präsenzen. Daneben ist im UG vor allem die Sumpfmiese als Charakterart der Au- und Galeriewälder zu nennen. Ans Wasser oder Uferstrukturen gebundene Arten, wie Bachstelze und Stockente, erreichen vor allem in den Zugzeiten und im Winter höhere Individuendichten und Präsenzwerte.

Tab. 11: Charakterarten der Auwälder und Galeriewälder entlang des Inn (Details s. Tab. 9).

Art	mittlere Individuenzahl				Präsenz (R %)			
	gj	B	H	W	gj	B	H	W
Buchfink	2,5	2,5	2,5	2,2	74	89	68	56
Amsel	2,3	2,1	2,4	2,5	74	83	62	78
Kohlmeise	1,4	0,8	1,8	1,8	56	43	65	67
Bachstelze	1,2	1,2	1,5	0,4	44	40	48	16
Wacholderdrossel	1,1	2,0	0,0	0,0	36	48	38	2
Rabenkrähe	0,9	0,5	0,4	2,6	22	27	16	30
Mönchsgrasmücke	0,8	1,8	0,3	0,0	41	88	22	0
Sumpfmiese	0,8	0,4	1,4	0,9	38	19	62	46
Stockente	0,8	0,3	1,6	1,1	22	14	27	32
Blaumiese	0,7	0,4	0,8	0,7	36	27	44	41
Erlenzeisig	0,7	0,0	1,1	1,5	8	0	18	14
Rotkehlchen	0,7	0,5	1,3	0,5	43	21	62	35
Grünfink	0,6	0,4	0,7	0,6	24	21	27	18
Singdrossel	0,6	0,3	1,2	0,0	23	16	38	10
Zilpzalp	0,6	0,8	0,8	0,0	30	48	38	2
Ringeltaube	0,3	0,0	1,0	0,0	6	5	16	0

4. Agrarflächen:

Nur noch 9 Arten erreichten ganzjährige mittlere Antreffhäufigkeiten über 0.2 und nur mehr 5 Arten die Kriterien als "Charakterart" (Tab. 12). Artenzusammensetzung und Dominanzverhältnisse sind also in diesem Rastertyp deutlich verarmt bzw. unausgeglich. Buchfink und Amsel treten in ihrer Bedeutung zurück, dafür dominiert die Rabenkrähe als individuenreichste Art, die sich vor allem in den Wintermonaten auf abgeernteten Feldern massiert. Als typischste Differentialart dieser Flächen kann die Feldlerche angesehen werden, die schon in den meist ebenfalls offenen Rasterflächen des Feldgehölztyps nicht mehr unter den häufigen Arten zu finden ist. Wie aus Tab. 12 ersichtlich ist, nehmen in den Agrarrastern Individuendichten und Präsenzwerte aller wichtigen

Arten von der Brutsaison auf den Herbst zu und sind selbst im Winter meist höher als in der Brutzeit.

In der Brutperiode bieten die meisten Rasterflächen des Typs Agrarland nur mehr für wenige Bodenbrüter ausreichende Lebensbedingungen. In den 35 reinen Agrarrastern war nur die Feldlerche als Brutvogel noch relativ gut vertreten. In wenigen, eher extensiv bewirtschafteten Bereichen traten noch vereinzelt Braunkehlchen und Schwarzkehlchen auf.

Tab. 12: Charakterarten von Agrarflächen ohne Flurgehölz (Details s. Tab. 9).

Art	mittlere Individuenzahl				Präsenz (R %)			
	gj	B	H	W	gj	B	H	W
Rabenkrähe	1,8	1,7	1,6	2,9	28	20	24	39
Bachstelze	0,8	0,5	1,5	0,0	31	32	37	4
Feldlerche	0,7	0,3	0,4	0,9	25	19	20	13
Buchfink	0,6	0,0	2,0	0,6	11	0	30	9
Star	0,4	0,0	0,0	1,7	1	0	2	4

5. Siedlungsbereiche:

In den dörflichen Vogelmischungen dominierten typisch synanthrope Arten. Mit einer ganzjährigen mittleren Individuenzahl von 5.1 Individuen pro Kontrolle war der Haussperling hier mit Abstand die häufigste Vogelart. Auch Amsel, Bachstelze, Kohlmeise, Grünfink, Feldsperling und Hausrotschwanz erreichten im Siedlungsbereich ihre höchsten Abundanzen im UG. Die Zahl von Arten mit mittleren Individuenzahlen um oder über 1 war in den Siedlungsrastern höher als in anderen Bereichen des UG. Diese hohen Individuenzahlen gelten insbesondere für die Winterperiode (siehe auch saisonale Aspekte). Die Liste der häufigeren Arten im Siedlungsbereich ist zudem länger als in Tab. 13 angedeutet. Weitere 8 Arten hatten ganzjährige mittlere Individuendichten von über 0.2 pro Begehung aufzuweisen, wurden aber wegen zu geringer Präsenzwerte nicht als "Charakterarten" aufgenommen.

Tab. 13: Charakterarten der Siedlungen (Details s. Tab. 9).

Art	mittlere Individuenzahl				Präsenz (R %)			
	gj	B	H	W	gj	B	H	W
Haussperling	5,1	4,2	4,2	5,3	75	82	67	56
Amsel	3,0	2,7	2,6	4,6	74	74	69	78
Buchfink	2,0	1,3	2,4	2,9	62	61	63	69
Bachstelze	2,0	2,3	2,6	0,0	62	82	61	6
Kohlmeise	1,9	1,2	2,4	3,1	60	52	72	70
Grünfink	1,0	0,5	0,4	2,4	32	26	20	48
Rabenkrähe	0,9	0,3	0,2	2,4	19	20	7	26
Star	0,8	0,5	2,2	0,0	11	13	11	4
Feldsperling	0,7	0,6	0,2	1,4	25	26	9	24
Blaumeise	0,6	0,2	0,6	1,0	28	13	37	46
Hausrotschwanz	0,6	0,8	0,4	0,0	30	46	22	2
Rotkehlchen	0,6	0,0	1,0	0,8	33	6	50	41
Wacholderdrossel	0,5	1,1	0,0	0,0	25	46	9	4
Erlenzeisig	0,4	0,0	0,0	1,4	6	0	9	24
Mönchsgrasmücke	0,4	1,0	0,0	0,0	18	43	6	0
Zilpzalp	0,4	0,4	0,6	0,0	26	22	35	4

1.3. Einfluß von Flächendiversität und Vegetationsstruktur:

1.3.1. Strukturdiversität und Vogelreichtum:

Angesichts vielfältiger synergistischer und saisonal variierender Wechselbeziehungen zwischen den einzelnen Mitgliedern der untersuchten Avizönosen und komplexen Raummerkmalen ist es schwierig, eindeutige Zusammenhänge zwischen einzelnen Strukturmerkmalen und vogelkundlichen Parametern herzustellen. Viele Untersuchungen, vor allem zur Brutzeit, haben gezeigt, daß mit größerer struktureller Komplexität von Habitaten Artenzahlen und Dichten von Vögeln allgemein zunehmen (z.B. MAC ARTHUR & MAC ARTHUR 1961, BEZZEL 1982). Derartige Beziehungen sind in der Refraktärperiode offenbar wegen des Einflusses stochastischer Ereignisse (z.B. BEZZEL 1990b) meist weniger klar und sind wesentlich seltener gezeigt worden (z.B. EMLEN 1972, LANDMANN 1987, 1993 mit weiterer Literatur). Auch in unserem Material ergaben sich eindeutige Beziehungen zwischen der allgemeinen Strukturdiversität von Flächen (Shannon-Diversitätsindex H') und der Vogelwelt. Sowohl die mittlere Zahl der pro Rasterkontrolle angetroffenen Arten als auch der nachgewiesenen Vogelindividuen stieg mit der Strukturvielfalt der Raster zu allen Jahreszeiten klar an (siehe Tab. 14 und Abb. 10 u. 11).

Außerhalb der Brutperiode sank allerdings der Einfluß der Strukturdiversität auf die Zahl der angetroffenen Individuen. Obschon z.B. auch in der Herbstperiode der Zusammenhang noch gut erkennbar war, zeigt der niedrige Korrelationskoeffizient (Tab. 14) und die starke Streuung der Werte (Abb. 11) doch an, daß die Bedeutung der Gesamtstrukturdiversität nun nicht mehr so groß ist und andere Faktoren an Einfluß gewinnen.

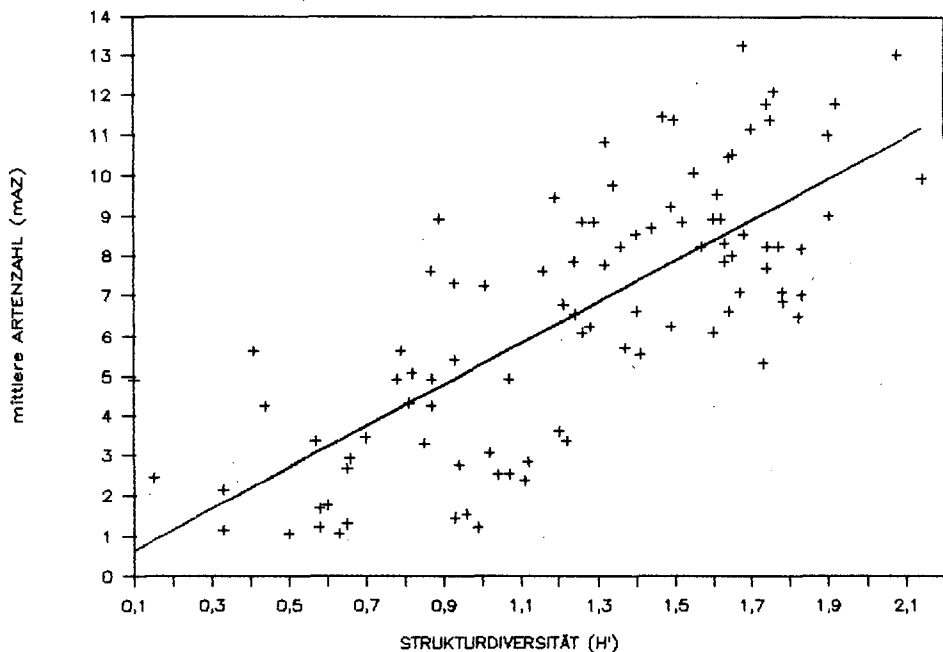


Abb. 10: Beziehung zwischen der Strukturdiversität von Rastern ($n = 96$) und der mittleren Artenzahl (mAZ) pro Kontrolle ($n = 13$) zwischen März 1988 und April 1989. H' = Diversitätsindex nach Shannon, berechnet nach den Flächenanteilen der einzelnen Flächenstrukturen (siehe Kapitel 3.2. und Tab. II – Anhang). Korrelationskoeffizienten und Irrtumswahrscheinlichkeiten s. Tab. 14).

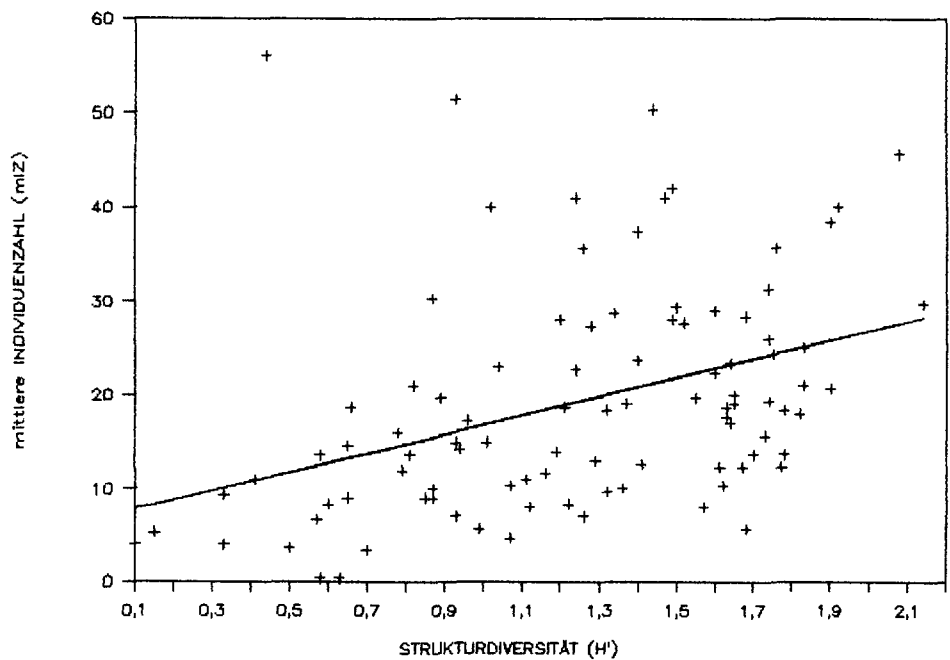


Abb. 11: Beziehung zwischen der Strukturdiversität von Rastern ($n = 96$) und der mittleren Individuenzahl (mIZ) pro Kontrolle während der Herbstperiode (4 Kontrollen August bis November 1988); vgl. Legende Abb. 10 und Tab. 14.

Tab. 14: Beziehungen zwischen der Strukturdiversität (Shannon-Diversität) bzw. der Länge der Strauch- und Baumschichtgrenzlinie pro Raster ($n = 96$) und mittleren Vogeldichten (mIZ) bzw. Artenzahlen (mAZ) pro Begehung. Mittelwerte für das ganze Jahr, die Brutzeit (Mai - Juni), den Herbst (August - November) und den Winter (Dezember - Februar) (Korrelationskoeffizient r , p = Irrtumswahrscheinlichkeit).

	Strukturdiversität				Baum- / Strauchschicht			
	Individuenzahl		Artenzahl		Individuenzahl		Artenzahl	
	r	p	r	p	r	p	r	p
Jahr	0,66	< 0,001	0,75	< 0,001	0,36	< 0,025	0,87	< 0,001
Brutsaison	0,61	< 0,001	0,66	< 0,001	0,75	< 0,001	0,86	< 0,001
Herbst	0,39	< 0,001	0,66	< 0,001	0,26	< 0,10	0,70	< 0,001
Winter	0,56	< 0,001	0,70	< 0,001	0,24	< 0,10	0,74	< 0,001

1.3.2. Einfluß der Baum- und Strauchschichtausprägung:

Höhere Büsche und Bäume bedingen für viele Vogelarten zunehmende Stabilität, Produktivität und Vielseitigkeit an Ressourcen (BEZZEL 1990b). Die Ausprägung dieser Strukturdimension sollte daher gerade in der offenen bis halboffenen Kulturlandschaft ganz wesentlichen Einfluß auf Präsenzmuster, Abundanz und Artenzusammensetzung haben (vgl. z.B. BEZZEL 1980, 1988, 1990b, LANDMANN 1989, 1993 für Siedlungen und Siedlungsränder; FUCHS 1982, FUCHS & SCHIFFERLI 1980 für Agrarlandschaften des Alpenraums). BLAB et al. (1989) haben in ihrer mit ähnlicher Methode im Drachenfelder Land durchgeführten Studie die überproportionale vo-

gelkundliche Bedeutung gliedernder Gehölzbestände in der Feldflur gezeigt. In ihrem Untersuchungsgebiet war z. B. die statistische Wahrscheinlichkeit ein Vogelindividuum in einem zufällig gewählten Ausschnitt der offenen Kulturlandschaft anzutreffen, im Sommerhalbjahr rund 80mal und im Winterhalbjahr rund 30mal höher, wenn dort eine Hecke wuchs (vgl. auch FUCHS 1982).

Wir haben daher vor allem in den offenen bis halboffenen Kulturlandrastern (Rastertypen AF, FG) den Einfluß der Gehölzstruktur auf vogelkundliche Kennwerte zu verschiedenen Jahreszeiten geprüft. Die Länge der Baum- bzw. Strauchschichtgrenzlinie schien uns dabei das beste Maß für die Ausprägung dieser Strukturdimension zu sein.

Wie Abb. 12 zeigt, hatte die Grenzlinie der Baum- und Strauchschicht vor allem positiven Einfluß auf die Brutpaardichten innerhalb der Agrarraster. Je länger die Umhüllungslinie des Flurgehölzes zur freien Agrarfläche war, umso mehr Brutpaare pro Fläche wurden nachgewiesen. Hecken, Gebüsch- oder Baumgruppen führen also, obwohl die Flächenausdehnung dieser Strukturen meist gering war (vgl. dazu Tab. II – Anhang), zu einer wesentlichen Erhöhung des Brutvogelbestandes des Agrarlandes (vgl. BEZZEL 1982, FUCHS 1982, FUCHS & SCHIFFERLI 1980). Aus den oben angeführten Befunden kann jedoch nicht uneingeschränkt abgeleitet werden, daß das Vorhandensein von Hecken sich immer als positiv auf die brutzeitliche Verteilung und Dichte von Vogelindividuen auswirkt. Bei Neuanpflanzungen von z. B. Windschutzhecken sollte bedacht werden, daß gewisse Arten eine weite Horizontsicht brauchen. So zeigten die Feldlerchendichten auch in unserem UG eine negative Beziehung ($r = -0,3$, $P < 0,1$) zum Flurgehölzanteil (vgl. dazu auch SCHLÄPFER 1988).

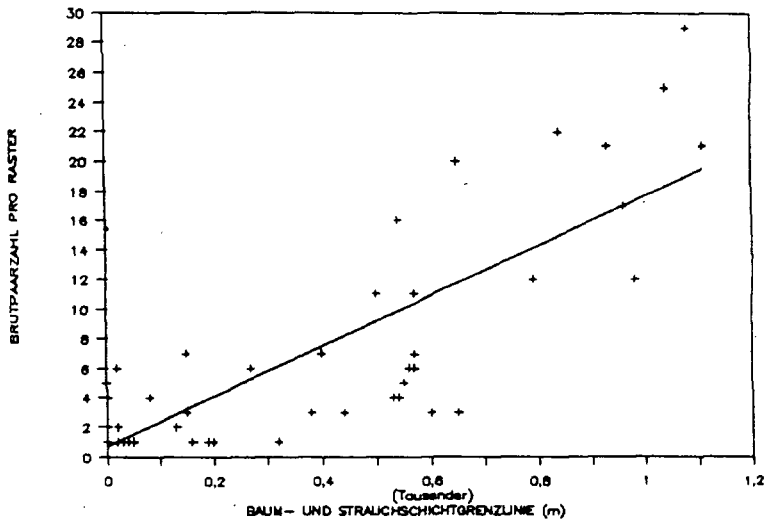


Abb. 12: Beziehung zwischen der Brutpaarzahl (Brutsaison 1988 und 1989) und der Länge der Baum- und Strauchschichtgrenzlinie pro Raster ($n = 67$) in Agrarflächen mit unterschiedlichen Flurgehölzanteilen. $R = 0,85$, $P < 0,05$.

Die Ausprägung der Baum- und Strauchschicht beeinflusste darüberhinaus ganz allgemein die mittleren Artenzahlen und Vogeldichten. In allen Jahreszeiten lagen eindeutige positive Beziehungen zwischen den angetroffenen Arten und der Länge der Baum- und Strauchschichtgrenzlinie vor (Tab. 14). Hinsichtlich der Vogeldichten ergibt sich ein differenzierteres Bild. Während der Einfluß von Gehölzen innerhalb von Agrarflächen in der Brutperiode hoch signifikant war (Tab. 14), zeigt sich in der Refraktärperiode keine eindeutige Korrelation mit diesem Strukturmaß (Tab. 14). Da-

für dürfte der relative Bedeutungsgewinn abgeernteter, gehölzarmer Flächen (Feldraster) für nahrungssuchende Vögelindividuen verantwortlich sein (s. Kap. 1.2.2. Saisonale Aspekte).

2. Vögel als Indikatoren der naturräumlichen Wertigkeit:

2.1. Allgemeine Bemerkungen:

Vögel bieten sich nach BEZZEL (1982) (und vielen anderen) aus verschiedensten Gründen für die Beurteilung der Wertigkeiten und Bedeutung von Lebensräumen besonders an:

1. Vögel sind in der europäischen Kulturlandschaft die artenreichste Wirbeltierklasse.
2. Die Lebensraumansprüche der meisten Arten sind im allgemeinen recht gut bekannt, sodaß durch das Auftreten oder Fehlen einer Art Schlüsse auf Struktur und Zustand einer Fläche zuläßt.
3. Die einzelnen Arten nutzen oft die unterschiedlichsten Teilstrukturen eines Lebensraumes und nehmen meist Spitzenpositionen in der Nahrungskette ein.
4. Die Erfassung ist verglichen mit anderen Tiergruppen relativ einfach und methodisch gut erprobt (siehe Kap. 3).
5. Die Reichhaltigkeit der Vogelfauna kann aus den oben genannten Gründen nicht nur als Indikator für die Strukturvielfalt eines Lebensraumes angesehen werden, sondern gibt meist auch gute Hinweise auf die Vielfalt anderer Tiergruppen (z.B. TURCEK 1972, MURPHY & WILCOX 1986, BRUSH & STILES 1986). Dazu kommt, daß in Österreich Charakterarten des Großlebensraums Agrarlandschaft – offenes Kulturland überproportional gefährdet sind. Nach einer rezenten Analyse (LANDMANN 1990) sind 70 % aller Charakterarten dieses Lebensraums bereits in der österreichischen Roten Liste (BAUER 1989) vertreten und 30 % der ehemals typischen Brutvogelarten des offenen Kulturlandes sind bereits ausgestorben oder kurz vor dem Aussterben. Erhebungen in derartigen Habitaten sollten daher auch wichtige Argumente aus der Sicht des Artenschutzes liefern können.

In diesem Abschnitt wird daher versucht, die Vogelwelt zur Charakterisierung bzw. Ausweisung von allgemein ökologisch wertvollen und schutzwürdigen Arealen einzusetzen (BEZZEL 1982, BEZZEL & RANFTL 1974, MAYER 1977). Die nachfolgenden zusammenfassenden Bewertungen, die sich überwiegend auf Brutvögel stützen (Abb. 13 u. 14), sind vor allem aus der Sicht lokaler, kurzfristiger Raumplanungserfordernisse abgefaßt. Generell gilt es aber zu betonen, daß bei Planungsüberlegungen im Arten- und Biotopschutz, immer noch fast ausschließlich weit verbreitete Normkonzepte und Kriterien für Schutzwürdigkeit von Biotopen und Landschaftskompartimenten, wie etwa "Naturnähe" oder Seltenheit vorkommender Arten, zur Beurteilung herangezogen werden. Diese auf das Kriterium "Natürlichkeit" reduzierte Sichtweise ist für eine umfassende Bewertung insbesondere in einer vom Menschen stark geprägten Landschaft nicht ausreichend. Bei der Beurteilung der Funktion und Wertigkeit von Landschaften werden funktionelle Raumzusammenhänge in Zukunft stärker zu berücksichtigen sein. Saisonal und kleinräumig unterschiedliche Habitat- und Raumnutzungsmuster einzelner Arten und Artgruppierungen, wie sie in dieser Arbeit gezeigt werden (spezieller Teil), lassen flächenscharfe Abgrenzungen von Planungseinheiten und Unterscheidungen in schutzwürdige und wenig wertvolle Landschaftskompartimente ökologisch wenig sinnvoll erscheinen. Die stärkere Berücksichtigung derartiger Phänomene ist gerade in der Zivilisationslandschaft, wo nur wenige, meist winzige Flächen aus der Intensivnutzung genommen werden können, dringend nötig. Dies gerade auch vor dem Hintergrund der neuerdings im Naturschutz verstärkt und kontroversiell diskutierten Biotopverbund- und Mosaik-Zyklus-Konzepte (z.B. ANL 1991, BEZZEL 1990a,b, BLAB et al. 1989, HEYDEMANN 1988, JEDICKE 1990, REICHOLF 1988).

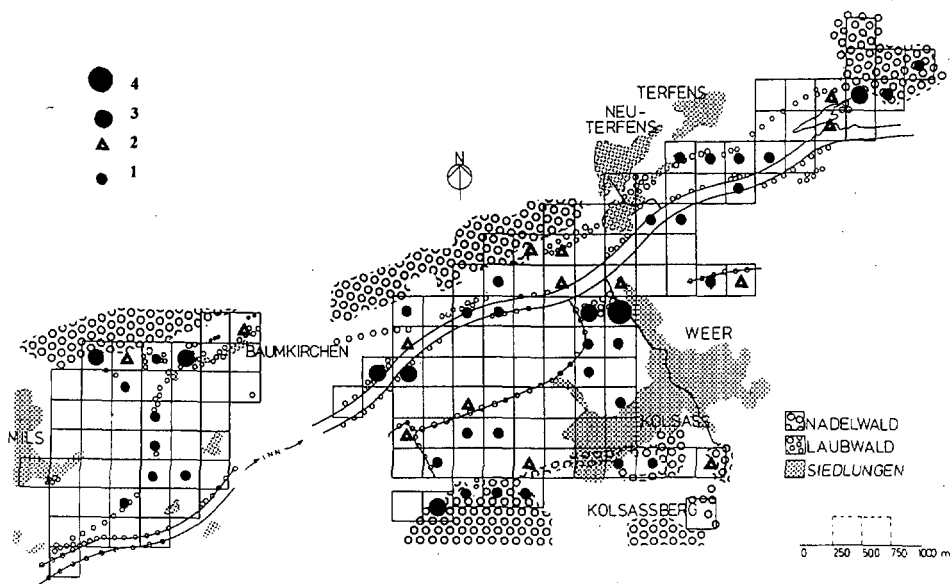


Abb. 13: Brutvorkommen von Arten der "Roten Liste gefährdeter Brutvogelarten Tirols" (GSTADER 1989). Zahl der Rote Liste Arten pro Raster. "Potentiell gefährdete" Arten nicht berücksichtigt.

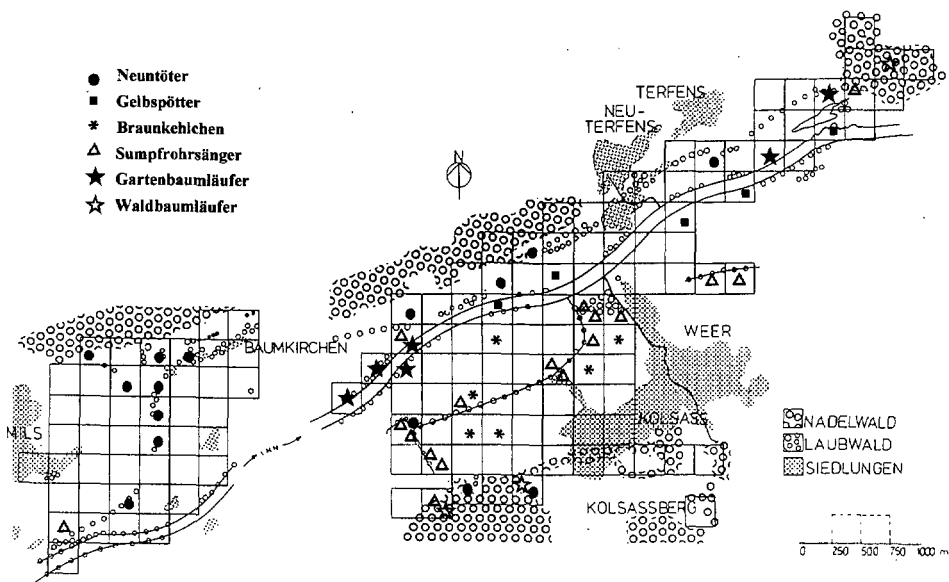


Abb. 14: Brutvorkommen von Charakterarten einzelner Lebensräume im Untersuchungsgebiet. Südexponierte Feldgehölze (Neuntöter), Talwiesen und Gräben (Braunkehlchen, Sumpfrohsänger), Innauen (Gelbspötter, Gartenbaumläufer) und Nadelwälder (Waldbaumläufer). Details s. Text.

2.2. Raumplanerische Vorrangflächen im Untersuchungsgebiet:

Erste Hinweise auf bedeutende Flächen sind den Übersichten über Artenvielfalt und Vogelabundanz der einzelnen Raster zu entnehmen (siehe Abb. 4 bis Abb. 7; Tab. I – Anhang). Ein weiterer wichtiger Parameter kann die Verteilung gefährdeter Arten sein. In unserem Fall wurden dazu Vorkommen der Brutvogelarten der "Roten Liste der gefährdeten Brutvogelarten Tirols" (GSTADER 1989) herangezogen (Abb. 13). Detailliertere Hinweise auf Standortfaktoren und Habitatstrukturen liefern Verteilungsmuster von Indikatorarten mit relativ spezifischen Habitatbindungen (Abb. 14). Als Indikatorarten werden dabei Arten bezeichnet, die im UG nur oder überwiegend in bestimmten Lebensräumen nachgewiesen wurden und dort in ausreichender Dichte auftraten. Folgende Arten wurden verwendet:

Gelbspötter (als Charakterart der Auwälder), Neuntöter (als Charakterart extensiver Hecken- und buschreicher, trockener Wiesenlandschaften), Sumpfrohrsänger (als Charakterart feuchter Extensivbereiche), Braunkehlchen (als Charakterart frischer, eher ursprünglich bewirtschafteter Wiesen), Garten- und Waldbaumläufer (als Arten mit Bindung an Auwälder bzw. strukturreiche Altholzbestände), sowie der Gartenrotschwanz (Karte 25 – Anhang) als typische Art bauerlicher Obstgärten und lichter Föhrenwaldränder.

Aus Abb. 13 und 14, ergänzt durch Ergebnisse in Kap. 4.1. und in den Artkapiteln ergeben sich folgende Vorrangflächen:

1. Auwälder mit einer Flächenausdehnung über 3 ha
2. Feuchtgebiete (inklusive Entwässerungsgräben)
3. Hecken und Flurgehölze mit dazwischenliegenden Extensivwiesen
4. Waldränder mit ausgeprägter Saumvegetation
5. Bäuerliche Obstgärten mit alten hochstämmigen Bäumen.

Mit die bedeutendsten Flächen sind nach Abb. 13 und 14 die Auwaldreste bei Kolsass (Raster 38, 39 und 48) sowie östlich von Fritzens (Raster 90, 97, 98, 103 und 104). Wie gezeigt wurde (Kap. 4.1.2.) ist dabei vor allem ein Verzicht auf jede weitere Flächenreduktion dringendes Gebot. Auwaldreste unter 3 ha und die schmalen Galeriewälder entlang des Inn blieben in allen ornithologischen Kennwerten bereits deutlich gegenüber den wenigen größeren Auwaldinseln zurück. Vorkommen wichtiger Charakterarten waren weitgehend auf die größeren Auflächen beschränkt (s. Artkapitel, Abb. 14). Insgesamt belegen also auch unsere Befunde die außergewöhnliche vogelkundliche Wertigkeit der letzten inneralpinen Montanauen, die erst in letzter Zeit entsprechend gewürdigt wurden (vgl. dazu auch GAMAUF & WINKLER 1991, LANDMANN 1988, LANDMANN & BÖHM 1990, 1993 und WINDING et al. 1991, 1993).

Es muß daher für die genannten Flächen oberste Schutzpriorität gelten. Auch die Bedeutung der wenigen noch verbliebenen inselartigen Reste von Feuchtflächen in der Intensivlandschaft des mittleren Unterinntals läßt sich aus dem vorliegenden Material klar ablesen. Besonders hervorzuheben sind dabei Areale im Bereich der "Weißen Lahn" in Terfens (Raster 6, 8, 9) und bestimmte Abschnitte an Entwässerungsgräben in den Kolsasser- (Raster 59, 85, 94, 100) und Weerer Feldern (Raster 18 und 21). Brutvorkommen von Sumpfrohrsänger und Teichhuhn sind auf diese Habitatinseln beschränkt (siehe Karten im Anhang). Die genannten Restflächen sind zudem wichtig als Rast- und Überwinterungsbereiche für Limikolen (siehe z.B. Bekassine, Abb. 17). Unsere Daten belegen darüberhinaus ganz eindeutig die übergeordnete Bedeutung der mit Hecken und Flurgehölzinseln durchsetzten, südexponierten Hangbereiche westlich von Baumkirchen und z.T. noch westlich von Terfens. Die Gebiete bei Baumkirchen sind wegen ihrer Ausdehnung (ca. 50 ha) von hoher Wertigkeit. Diese Flächen mit ihren mosaikartig eingestreuten Halbtrockenrasen sind im mittleren Unterinntal, auch aus botanischer und entomologischer Sicht (HOLZNER et al. 1986, LANDMANN 1993a), einzigartig und unbedingt zu erhalten. Die hier aufgeführten Landschaftsausschnitte stellen "Tabuflächen" dar und sind in der örtlichen und überörtlichen Raumplanung dementsprechend zu berücksichtigen.

B. Spezieller Teil: Artenbestand, Status und Raumnutzung der Arten:

Die Darstellung bleibt in diesem Abschnitt aus Platzgründen überwiegend schlagwortartig und deskriptiv. Detailinformationen über Vorkommen und Raumnutzung der einzelnen Arten werden schwerpunktmäßig grafisch geboten (Rasterkarten der Brutverbreitung im Anhang; Antriffhäufigkeiten in einzelnen Lebensraumtypen, saisonale Fluktuationen der Abundanz und Präsenz). Auf eine detaillierte Diskussion und Interpretation der Befunde wird weitgehend verzichtet und Literaturhinweise werden sparsam eingesetzt. Vor allem bei faunistischen Besonderheiten werden aber Bezüge insbesondere zu den Tiroler Verhältnissen hergestellt. Die Tab. 15 gibt eine generelle Übersicht über nachgewiesene Arten, deren Status und Häufigkeit im Untersuchungsgebiet. Artsspezifische Kennwerte werden in der Regel in den einzelnen Artkapiteln nicht nochmals angeführt.

1. Allgemeine Übersicht, artsspezifische Kennwerte:

Insgesamt wurden von Februar 1988 bis Juli 1989 im gesamten Untersuchungsgebiet (925 ha) 132 Vogelarten nachgewiesen (siehe Tab. 15). Diese verteilen sich auf folgende Statuskategorien:

Brutvögel	69 Arten
mögliche Brutvögel	7 Arten
Durchzügler	39 Arten
Wintergäste	9 Arten
Nahrungsgäste	8 Arten

Die Vogelartenvielfalt eines Landschaftsausschnittes hängt neben den Lebensraumcharakteristika natürlich auch stark von der Dauer und Intensität der Aufnahmen (z.B. GSTADER 1991) und von der Größe des untersuchten Areals ab. Unter Berücksichtigung dieser Kriterien ist die Gesamtzahl von 132 Arten in nur eineinhalbjähriger Beobachtungszeit als durchaus hoch einzuschätzen (Vergleichszahlen für andere Tiroler Gebiete etwa in GSTADER & MYRBACH 1986, GSTADER 1991, LANDMANN 1988, LANDMANN & BÖHM 1993), vor allem wenn man bedenkt, daß in Nordtirol insgesamt nur etwa 270 Vogelarten nachgewiesen sind. Wie aus der oben stehenden Übersicht und aus Tab. 15 zu entnehmen ist, trägt vor allem auch die erhebliche Zahl von Durchzüglern und Gästen mit wenigen Nachweisen zu dieser positiven Bilanz bei, woraus sich unter anderem die beachtliche Bedeutung des Inn­tals für das Vogelzugsgeschehen ableiten läßt. Das Untersuchungsgebiet ist allerdings darüberhinaus auch bezüglich der Brutvogelartenzahlen durchaus als recht artenreich einzustufen.

Nach der aus vielen 100 Untersuchungen für Mitteleuropa errechneten Arten-Arealkurve (REICHHOLF 1980, BEZZEL 1982) wären im Durchschnitt in mitteleuropäischen Landschaften für 925 ha 58 - 59 Brutvogelarten zu erwarten. Die tatsächlich festgestellte Zahl sicherer (69) bzw. möglicher (76) Brutvogelarten liegt demnach im UG deutlich über dem Erwartungswert ($\text{Indexwert} = \frac{\text{gefundene Artenzahl}}{\text{erwartete Artenzahl}} = 1.18$ bzw. 1.30). Die entsprechenden Indexwerte für zwei andere großflächiger bearbeitete Gebiete Nordtirols sind mit 1.22 - 1.37 (84 km² Tiroler Lechtal – LANDMANN & BÖHM 1993) bzw. 1.28 - 1.37 (644 ha Gemeindegebiet von Rum – BÖHM 1991) ähnlich hoch bzw. noch etwas höher. Dies kann u. U. als Hinweis angesehen werden, daß Arten-Arealbeziehungen aus dem mitteleuropäischen Flachland nicht ohne weiteres auf den Alpenraum übertragen werden können. Zum anderen dürften die Zahlen aber auch die insgesamt gesehene relativ vielfältige kleinräumige Mosaikstruktur der Kulturlandschaft im Alpenraum widerspiegeln, die selbst im stark beanspruchten Unterinntal noch in Resten erhalten ist.

Tab. 15: Im Untersuchungsgebiet Kolsass-Terfens und Baumkirchen-Mils im Zeitraum Februar 1988 bis Juli 1989 nachgewiesene Vogelarten.

STA = Status: B = Brutvogel, B? = möglicher Brutvogel, D = Durchzügler, N = Nahrungsgast (Arten mit wahrscheinlichem Brutrevier in der Umgebung), W = Wintergast (mindestens zwei Registrierungen von November bis Februar).

IZ = absolute Individuenzahl (Summe der Registrierungen bei allen Kontrollen); Rges = ganzjährige Antreffhäufigkeit in % (1613 Rasterbegehungen = 100 %); F = ganzjährige Rasterfrequenz (% gerundet); F_{BR} = Brutvogel-Rasterfrequenz (% gerundet); BP = Größenordnung des Gesamtbrutbestandes (Revierzahlen) für 925 ha; R₁ bis R₃ = Reihung der Artenhäufigkeiten nach: (R₁) absoluter Individuenzahl, (R₂) Antreffhäufigkeit und (R₃) Brutvogelrasterfrequenz. JZA/n = jahreszeitliche Anwesenheit: Grenzdaten (gj = ganzjährig). Bei seltenen, im Ergebnisteil nicht weiter behandelten Arten ist zusätzlich die Anzahl der Einzelnachweise (n) angeführt.

Vogelart	STA	IZ	Rges	F	F _{BR}	BP	R ₁	R ₂	R ₃	JZA/n
Zwergtaucher	D	7	0,3	2	—	—	88	88	—	1.10. - 10.11./5
Kormoran	D	6	0,1	1	—	—	91	101	—	28. - 29.4./2
Graureiher	W, D	26	0,7	7	—	—	62	67	—	10.11. - 3.4.
Weißstorch	D	2	0,1	1	—	—	106	101	—	4.6. - 7.6./2
Krickente	D	2	0,1	1	—	—	106	101	—	26. - 31.3./2
Stockente	B	365	6,3	25	1	2 - 3	22	30	54	gj
Knärente	D	6	0,1	1	—	—	92	101	—	31.3./1
Löffelente	D	3	0,2	2	—	—	98	92	—	31.3./3
Tafelente	W	56	0,4	4	—	—	51	81	—	18.1. - 2.2./7
Reiherente	W	4	0,1	1	—	—	96	101	—	18.1. - 23.2./2
Eiderente	D	1	0,1	1	—	—	113	101	—	11.11./1
Gänsesäger	W	7	0,4	2	—	—	89	94	—	10.11. - 6.4./6
Rohrweihe	D	1	0,1	1	—	—	113	101	—	9.4./1
Kornweihe	D	1	0,1	1	—	—	113	101	—	16.12./1
Wiesenweihe	D	1	0,1	1	—	—	113	101	—	21.5./1
Habicht	N, B?	7	0,4	3	1?	1?	97	87	?	20.2. - 2.10./7
Sperber	B	18	1,1	12	1	1	71	61	54	gj
Mäusebussard	B	97	5,4	45	1	2	43	33	54	gj
Turmfalke	B	127	6,5	57	3	6 - 7	36	29	42	26.2. - 12.11.
Rotfußfalke	D	10	0,1	1	—	—	82	101	—	21. - 22.5./2
Baumfalke	N, D	3	0,2	1	—	—	98	92	—	22.4. - 3.8./3
Wanderfalke	D	1	0,1	1	—	—	113	101	—	16.9./1
Wachtel	B?, D	5	0,3	1	1?	1?	94	85	?	29.5. - 11.6./4
Teichhuhn	B	9	0,5	1	1	1	85	78	54	23.5. - 1.10./8
Bläßhuhn	W	1	0,1	1	—	—	113	101	—	6.12./1
Flußregenpfeifer	D	1	0,1	1	—	—	113	101	—	7.9./1
Goldregenpfeifer	D	2	0,1	1	—	—	106	101	—	7.11. - 9.11./2
Kiebitz	D	16	0,4	3	—	—	74	86	—	23.2. - 5.12./6
Alpenstrandläufer	D	1	0,1	1	—	—	113	101	—	7.9./1
Bekassine	D	26	0,9	7	—	—	63	64	—	12.10. - 23.2.
Rotschenkel	D	2	0,1	1	—	—	106	101	—	29.4./1
Grünschenkel	D	2	0,1	1	—	—	106	101	—	30.4. - 7.9./2
Waldwasserläufer	D	2	0,1	1	—	—	106	101	—	18.4. - 7.9./2
Flußuferläufer	D	12	0,5	5	—	—	76	74	—	21.4. - 3.9./8
Lachmöwe	D	17	0,2	1	—	—	72	92	—	3.3. - 1.7./4
Ringeltaube	B	207	3,1	26	2	3 - 4	29	40	46	31.3. - 26.7.
Türkentaube	N	2	0,1	1	—	—	106	101	—	31.5./1

Vogelart	STA	IZ	Rges	F	F _{BR}	BP	R ₁	R ₂	R ₃	JZA/n
Turteltaube	D	20	0,6	6	—	—	67	69	—	7.5. - 15.6./10
Straßentaube	N	9	0,4	4	—	—	86	83	—	gj/6
Kuckuck	B	18	0,9	7	3	4	70	65	43	4.5. - 27.7.
Waldkauz	B	2	0,1	1	1	1	106	101	54	gj
Mauersegler	B	122	2,7	24	1	2 - 3	39	46	54	4.5. - 27.7.
Eisvogel	D	1	0,1	1	—	—	113	101	—	14.1./1
Wiedehopf	B	9	0,4	3	1	1	84	83	54	3.5. - (27.6.?)
Wendehals	B	12	1,0	5	1	2	77	63	54	22.4. - (30.5.?)
Grünspecht	B	3	0,2	2	1	1	99	92	54	gj
Schwarzspecht	B?	5	0,3	3	2	1?	94	85	?	gj
Buntspecht	B	114	5,4	26	8	11 - 12	40	32	29	gj
Kleinspecht	B	10	0,5	5	2	3	81	76	46	gj
Heidelerche	D	3	0,1	1	—	—	105	101	—	9.10./1
Feldlerche	B	476	13,0	40	16	28 - 37	20	19	17	23.2. - 16.12.
Uferschwalbe	D	3	0,1	1	—	—	98	101	—	21.5./1
Felsenschwalbe	N	1	0,1	1	—	—	113	101	—	8.10./1
Rauchschwalbe	B	719	10,0	64	7	26 - 29	12	23	33	6.4. - 10.10.
Mehlschwalbe	B	254	2,2	18	2	6	26	51	46	29.4. - 8.10.
Baumpieper	B	109	1,3	26	9	14 - 18	41	60	27	9.4. - 12.9.
Wiesenpieper	B?	28	0,5	5	1?	1?	61	75	?	24.3. - 9.11.
Wasserpieper	W	5	0,3	3	—	—	95	90	—	15.12. - 29.4.
Schafstelze	D	22	0,6	6	—	—	66	72	—	30.3. - 4.10./9
Gebirgsstelze	B	94	3,7	20	1	2 - 3	44	39	54	gj
Bachstelze	B	1809	40,0	88	30	70 - 80	5	4	8	gj
Wasseramsel	B	56	2,3	12	1	1 - 2	52	49	54	gj
Zaunkönig	B	126	6,1	23	7	12 - 14	38	31	35	gj
Heckenbraunelle	B	10	0,6	5	3	4	83	71	45	4.4. - 10.12.
Rotkehlchen	B	748	27,0	59	30	59 - 61	11	8	9	gj
Nachtigall	B?	3	0,2	2	1?	1?	98	92	?	7.5. - 25.5.
Hausrotschwanz	B	333	12,4	42	22	26 - 42	23	20	15	gj
Gartenrotschwanz	B	42	2,2	14	6	10	55	50	36	18.4. - 10.10.
Braunkehlchen	B	82	3,0	18	4	6 - 7	47	41	39	18.4. - 15.9.
Schwarzkehlchen	B	17	0,6	3	1	2	73	70	54	5.4. - (13.6.?)
Steinschmätzer	D	20	0,7	7	—	—	68	67	—	21.4. - 10.10./11
Amsel	B	28	65,0	57	82	156 - 176	60	1	11	gj
Wacholderdrossel	B	1356	28,0	80	36	73 - 89	8	6	6	22.2. - 15.12.
Singdrossel	B	616	20,0	58	22	43 - 48	16	14	14	20.2. - 5.12.
Rotdrossel	D	6	0,3	3	—	—	93	89	—	22.2. - 15.12./6
Misteldrossel	B	192	7,0	33	7	11	31	26	32	2.3. - 4.10.
Feldschwirl	D	1	0,1	1	—	—	113	101	—	19.5./1
Rohrschwirl	D	3	0,2	1	—	—	98	92	—	12.5. - 23.5./3
Schilfrohrsänger	D	1	0,1	1	—	—	113	101	—	19.5./1
Sumpfrohrsänger	B	130	5,3	25	10	18 - 22	35	34	26	15.5. - 31.8.
Teichrohrsänger	B?	1	0,1	1	—	1?	113	101	?	7.6./1
Gelbspötter	B	54	2,6	13	6	11 - 12	53	48	38	15.5. - 31.8.
Klappergrasmücke	B	11	0,4	4	1	2	80	80	54	5.5. - 9.6.
Dorngrasmücke	B	7	0,4	3	1	1	87	84	54	5.5. - (14.6.?)

Vogelart	STA	IZ	Rges	F	F _{BR}	BP	R ₁	R ₂	R ₃	JZA/n
Gartengrasmücke	B	103	5,0	30	14	24 - 27	42	36	20	2.5. - 30.8.
Mönchsgrasmücke	B	1073	30,0	66	53	168-200	9	5	3	23.3. - 12.10.
Berglaubsänger	B	32	1,5	9	4	7 - 9	58	57	40	3.5. - 15.9.
Waldlaubsänger	B	25	1,5	14	2	3	64	55	46	30.4. - 3.9.
Zilpzalp	B	776	27,0	61	43	116-131	10	7	5	24.3. - 7.12.
Fitis	B	64	3,0	23	2	5 - 6	48	42	46	4.4. - 3.10.
Wintergoldhähnchen	B	238	8,6	24	16	49 - 52	28	25	18	gj
Sommergoldhähnchen	B	180	6,8	23	13	48 - 52	32	28	21	27.3. - 5.11.
Grauschnäpper	B	41	1,6	13	7	10 - 14	56	54	30	15.5. - 7.9.
Trauerschnäpper	B?	58	1,4	14	1?	1?	49	58	54	30.4. - 15.9.
Schwanzmeise	B	127	3,0	22	7	11 - 12	37	43	34	gj
Sumpfmeise	B	575	19,0	49	27	41 - 46	17	15	12	gj
Weidenmeise	B	13	0,6	7	1	1 - 2	75	73	54	gj
Haubenmeise	B	192	6,8	20	8	16 - 17	30	27	28	gj
Tannenmeise	B	509	15,6	31	19	60 - 69	19	16	16	gj
Blaumeise	B	619	22,0	63	27	51 - 57	15	11	11	gj
Kohlmeise	B	1695	41,0	73	49	112-132	6	3	4	gj
Kleiber	B	325	13,7	39	15	23 - 30	24	18	19	gj
Waldbaumläufer	B	12	0,7	7	2	4	78	66	46	gj
Gartenbaumläufer	B	40	1,8	13	4	6 - 8	57	52	41	gj
Beutelmeise	D	6	0,2	2	—	—	90	92	—	6.4./2
Pirol	B?	11	0,4	4	1?	1?	79	79	?	16.5. - (22.6.?)
Neuntöter	B	139	5,2	32	10	16 - 18	33	35	25	5.5. - 8.10.
Eichelhäher	B	308	10,0	39	6	9 - 12	25	22	37	gj
Elster	B	85	4,0	23	2	3	46	37	46	gj
Tannenhäher	N	2	0,1	1	—	—	106	101	—	23.3.; 3.10./2
Dohle	N	138	1,5	13	—	—	34	56	—	gj
Saatkrähe	D	3	0,1	1	—	—	98	101	—	12.11.; 23.3./2
Rabenkrähe	B	1824	27,0	87	12	19 - 23	4	9	24	gj
Kolkrabe	N	30	1,4	13	—	—	59	59	—	gj/22
Star	B	1383	9,0	44	12	20 - 24	7	24	23	20.2. - 12.10.
Haus Sperling	B	2386	25,3	49	28	119-130	3	10	10	gj
Feldsperling	B	558	11,3	40	13	34 - 36	18	21	22	gj
Buchfink	B	2824	54,0	82	59	176-206	2	2	2	gj
Bergfink	W	19	0,7	7	—	—	69	68	—	9.10. - 11.1.
Girlitz	B	57	2,6	12	3	7 - 9	50	47	44	29.3. - 3.8.
Grünfink	B	716	20,0	55	25	57 - 66	13	13	13	gj
Stieglitz	B	250	15,0	42	7	12	27	17	31	gj
Erlenzeisig	W	399	3,8	32	—	—	21	38	—	5.11. - 21.2.
Hänfling	D	29	0,3	3	—	—	60	91	—	4.5.; 10.10./5
Birkenzeisig	W	50	0,5	5	—	—	54	77	—	16.11.-17.4./8
Gimpel	B	90	2,9	19	1	2 - 3	45	45	54	gj
Kernbeißer	B	3	0,2	2	1	2	98	92	54	gj
Goldammer	B	678	21,5	65	33	61 - 67	14	12	7	gj
Ortolan	D	3	0,2	1	—	—	98	92	—	25.4.; 5.5./2
Rohrhammer	D	23	0,4	3	—	—	65	82	—	24.3.-10.11./6
Grauammer	D	2	0,1	1	—	—	106	101	—	28.7.; 1.9./2

2. Steckbriefe häufigerer Vogelarten:

1. Graureiher *Ardea cinerea*

Der Graureiher war vor allem Wintergast entlang des Inn (Tab. 15). Vereinzelt waren Graureiher auch auf den abgeernteten Innfeldern zu beobachten. Im März traten zweimal Trupps von 5 bzw. 7 Individuen auf, die weiteren Beobachtungen bezogen sich auf Einzelindividuen. Sporadische Sommernachweise liegen vor (26.7.).

2. Stockente *Anas platyrhynchos* (Karte 1 – Anhang)

Der Großteil der Nachweise stammt aus den Wintermonaten. Vorwiegend von der Stockente frequentiert wurden die eisfreien Buchten und Kiesbänke entlang des Inn (mInd-Zahl pro Innraster = 0,9). Auch während der Brutzeit wurde der Innbereich am stärksten genutzt (mInd-Zahl 0,6; vgl. Abb. 15). Im UG wurden 2 - 3 Brutpaare (in der Folge BP) nachgewiesen. Beide Brutplätze lagen nicht im Einflußbereich des Inn, sondern an recht unzugänglichen Stellen entlang von Entwässerungsgräben (Raster 18 und 59).

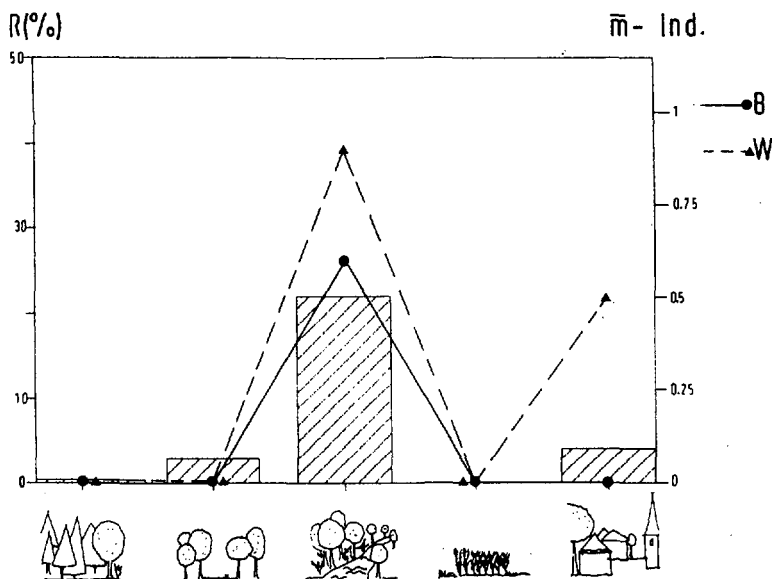


Abb. 15: Biotoppräferenz der Stockente in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntales, Tirol: Balken: Ganzjährige Antreffhäufigkeit R (%) pro Lebensraumtyp (Stichprobengrößen, d.h. Kontrollzahlen pro Lebensraumtyp vgl. Tab. 3). — Kurven: mittlere Individuenzahl pro Kontrolle und Raster (6,25 ha; 15 min.) in der engeren Brutzeit (= B; zwei Mai, zwei Junibegehungen) und im Winter (= W; je 1 Begehung im November, Dezember, Januar und Februar). — Lebensraumtypen (von links nach rechts): Raster mit Dominanz von Nadelwald, Feldgehölze, Auwald- bzw. Innraster; strukturarme Agrarflächen, Siedlungsrastrer.

3. Habicht *Accipiter gentilis*

Es liegen nur 7 Beobachtungen von Jagdflügen vor (20.2; 20.3; 26.3; 3.4; 16.5; 1.9; 1.10). Alle Registrierungen stammen aus dem Gebiet westlich von Terfens. Da vier Registrierungen aus der Brutzeit datieren, darf mit Sicherheit ein Brutpaar im nahen Einzugsgebiet erwartet werden. Effektive Brutnachweise gelangen aber nicht.

4. Sperber *Accipiter nisus* (Karte 2 – Anhang)

Beobachtungen dieser Art stammen vorwiegend aus den Wintermonaten ($n = 11$), in denen der Sperber entlang des Inn und in den offenen Laubwäldern jagte. Der einzige Brutplatz des Untersuchungsgebietes lag in einem südexponierten Fichten-Föhrenwald (Raster 81; Horst auf Fichte, ca. 100 m vom Waldrand entfernt).

5. Mäusebussard *Buteo buteo* (Karte 3 – Anhang)

Der Mäusebussard war der häufigste Greifvogel des Untersuchungsgebietes. Die Antreffhäufigkeit war an Waldrändern, die an Agrarflächen grenzen, am größten. Die beiden Brutplätze des UG lagen im Waldrandbereich und zwar an den Hangfüßen beiderseits des Innalles. Die Winterabundanz (0,06 mInd-Zahl) unterschieden sich kaum von den Sommerwerten (0,05 mInd-Zahl).

6. Turmfalke *Falco tinnunculus* (Karte 4 – Anhang)

Der Schwerpunkt der Nachweise lag in den Wiesengebieten mit größeren Flurgehölzanteilen. Die Brutstandsichte war im östlichen Untersuchungsareal (Bereich Kolsass – Terfens: 650 ha) mit 5 BP (0,77 / 100 ha) im Vergleich mit anderen Kulturlandschaften Mitteleuropas (z.B. 0,3 – 0,6 BP / 100 ha BEZZEL 1985; 0,1 BP / 100 ha im oberen Drautal/Kärnten, GAMAUF & WINKLER 1991; vgl. weitere Daten bei KOSTRZEWA & KOSTRZEWA 1993, GLUTZ et al. 1971) überdurchschnittlich hoch. Der offene Gesamtcharakter der mit Gehölzinseln durchsetzten Landschaft und die guten Jagdmöglichkeiten entlang der Autobahn und Innfelder dürften dafür verantwortlich sein. Die trotz hoher Dichte relativ geringen Werte der Antreffhäufigkeit (Tab. 15) legen den Schluß nahe, daß wohl der Großteil der Jagdgebiete außerhalb des Untersuchungsgebietes lag. In der Brutsaison 1989 wurde im Gebiet Mils – Baumkirchen der Aktionsradius zweier Turmfalkenpaare genauer untersucht (Abb. 16). Horst 1 lag am Waldrand im Raster 127, Horst 2 außerhalb der Untersuchungsfläche auf der gegenüberliegenden Talseite (Distanz von UG-Rand ca. 1000 m). Notiert wurden jeweils Antreffpunkte und Abflugrichtungen. Wie ersichtlich, überlappten sich die beiden Jagdgebiete während der Zählperiode nicht. Die maximalen Entfernungen zwischen Jagdplatz und Horst lagen bei 1200 m, großteils wurde aber in Horstnähe gejagt. Zu beachten ist dabei, daß ein Großteil der Registrierungen im Bereich von insulären oder linearen Einzelstrukturen in der Feldlandschaft erfolgte (Streusiedlungsränder mit Obstgärten, Feldgehölze an Hangkanten, Galeriegelbstreifen am Inn, Abb. 16). Das Beispiel zeigt somit instruktiv, wie gerade Arten mit größerem Aktionsradius Teilstrukturen einer komplexen Landschaft verknüpfen und wie wichtig Einzelstrukturen im Landschaftsensemble sind.

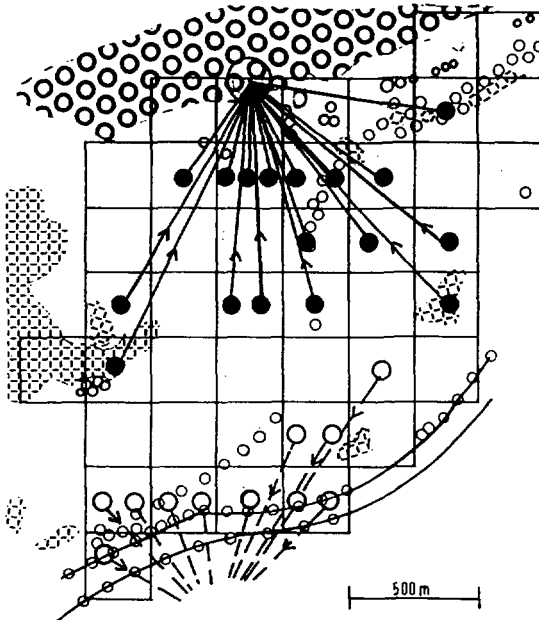


Abb. 16: Aktionsradius zweier Turmfalkenpaare (Punkte bzw. offene Kreise) im Gebiet Mils – Baumkirchen. Raumbewegungen und Antreffpunkte von Einzelvögeln bzw. beider Partner der Paare zwischen April und Juni 1989 (Details siehe Text).

7. Wachtel *Coturnix coturnix*

Von rufenden Wachteln liegen vier Beobachtungen (29.5, 31.5 und 11.6.1989 – zwei simultan rufend) aus dem Bereich Mils vor (Raster 122, 130; Agrarraster mit vorwiegend Maisanbau sowie Grünland und etwas Getreide). Da Wachteln auch während des lang andauernden Zuges regelmäßig schlagen, ist eine Bewertung dieser Nachweise schwierig. Reizte Brutzeitnachweise und Bruthinweise der Art liegen auch aus anderen Bereichen des Innates und der nahen Terrassen vor (GSTADER & MYRBACH 1986, LANDMANN 1987, 1989a, BÖHM 1991), der Status der in ganz Mitteleuropa bedrohten Art in Tirol ist aber unklar.

8. Teichhuhn *Gallinula chloropus* (Karte 5 – Anhang)

Das Vorkommen des Teichhuhnes war auf einen verschifften Auslauf eines Badesees (Raster 6 und 8) beschränkt. In den Jahren 1988 und 1989 hat dort jeweils ein Paar erfolgreich gebrütet. Beobachtungen erfolgten nur zwischen Mai und Oktober (Tab. 15).

9. Bekassine *Gallinago gallinago*

Die Bekassine ist im UG offenbar regelmäßiger Durchzügler und Wintergast entlang kleiner Bachläufe und Entwässerungsgräben. Zur Nahrungssuche wurden öfters auch abgeerntete Felder aufgesucht (Maisacker-Stopfeld). Auch in den Wintermonaten (Dezember 21 Individuen, $n = 10$; Januar 4 Individuen, $n = 2$) wurden regelmäßig Bekassinen im UG angetroffen (siehe Abb. 17). Inwieweit es sich hier um noch ziehende oder überwinternde Tiere handelt, ist nicht eindeutig abzuschätzen (vgl. LANDMANN 1979). Das Beispiel belegt aber ganz deutlich den hohen Wert von unscheinbaren, verwachsenen Wiesenbächen und Gräben in den ansonsten stark ausgeräumten Talbereichen des Innates (vgl. ähnliche Angaben für das Zillertal bei KURZ 1987, LANDMANN 1990a).

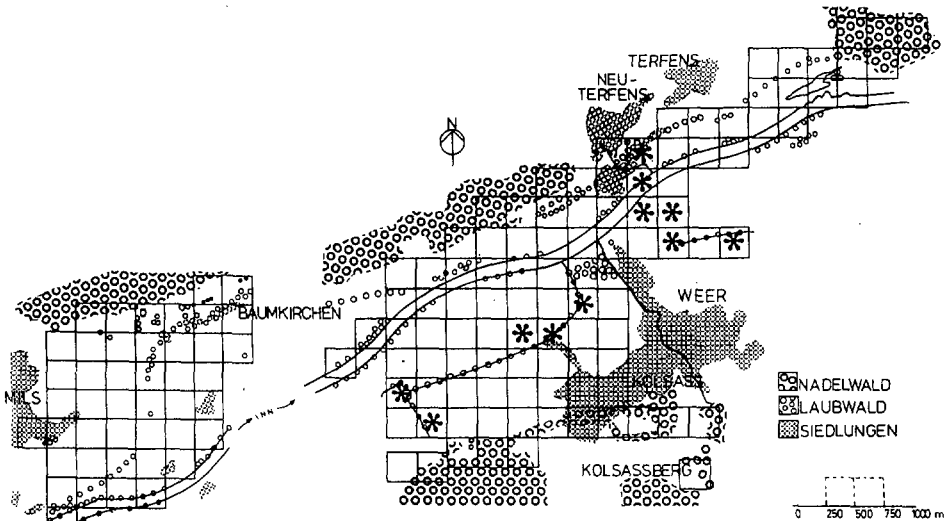


Abb. 17: Überwinterungsplätze der Bekassine im Untersuchungsgebiet. Antreffpunkte (Sterne) im Dezember und Januar 1988/1989.

10. Ringeltaube *Columba palumbus* (Karte 6 – Anhang)

Der Nachweisschwerpunkt der Ringeltaube lag während der Brutzeit in Rastern mit offenen Laubwaldbereichen und Flurgehölzen (RFG: 5,3%; vgl. Abb. 18). Die Brutgebiete der Ringeltaube (3 - 4 BP) lagen alle im Wald-randbereich der nordexponierten Waldgebiete. In diesen Rastern ist ein gut ausgeprägter Waldsaum mit Laubbäumen und Sträuchern ausgebildet. Aus den Wintermonaten liegen keine Beobachtungen vor.

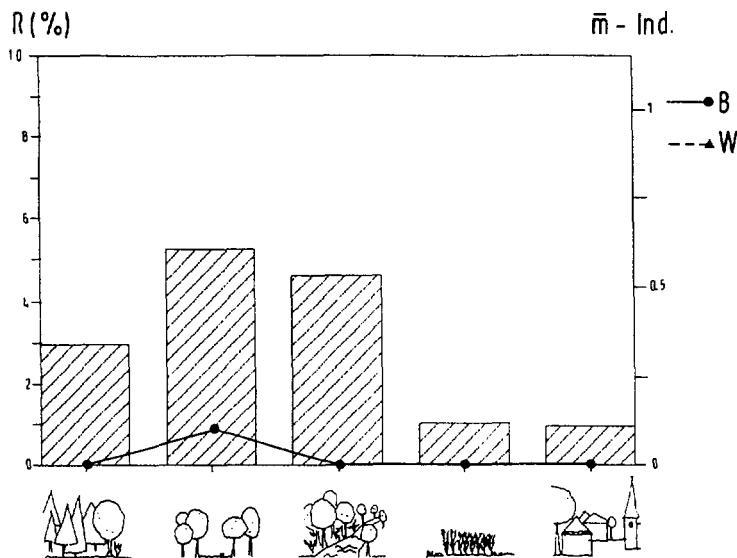


Abb. 18: Biotoppräferenzen der Ringeltaube in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

11. Kuckuck *Cuculus canorus* (Karte 7 – Anhang)

Beobachtungen erfolgten vor allem in den halboffenen Laubwaldbereichen, sowie in den Randbereichen der südexponierten Nadelwälder. Die meisten Registrierungen gelangen in Feldrastern mit hohem Feldgehölzanteil (Raster 100), darunter auch Beobachtungen von gerade erst flüggen Jungkuckucken (24.7.1988; Raster 86).

12. Waldkauz *Strix aluco* (Karte 8 – Anhang)

Da gezielte Nachtkartierungen unterblieben, sind Eulenregistrierungen generell nur spärlich im Material vertreten. Die Waldkauznachweise stammen von Waldrändern der nordexponierten Nadelwälder. Auch der einzige Brutnachweis gelang in einem Siedlungsraster (Raster 43) mit größeren Nadelwaldanteilen. Dieser Brutplatz wurde übrigens vom Waldkauz schon über mehrere Jahre regelmäßig genutzt.

13. Mauersegler *Apus apus* (Karte 69 – Anhang)

Brutplätze des Mauerseglers waren im Siedlungsbereich des UG, wohl wegen der geringen Zahl geeigneter Großgebäude selten (s. auch LANDMANN 1987 für Montandörfer der Umgebung) und konnten nur im alten Bauerndorfkern von Kolsass (Raster 52: 2 - 3 Brutpaare) festgestellt werden. Die Jagdgebiete verteilten sich während der Brutzeit recht gleichmäßig über das UG. Nur der Luftraum über den Nadelwaldgebieten wurde offenbar stärker gemieden.

14. Wiedehopf *Upupa epops* (Karte 9 – Anhang)

Brutnachweise des Wiedehopfs gelangen in Nordtirol in den letzten Jahren nur sporadisch (vgl. LANDMANN 1989a) und sind für das Unterinntal eine große Seltenheit. Der Brutplatz (Raster 8) lag in einem von Eichen bestandenen und von Wiesen (z. T. Standweide) umgebenen Hangbereich. Zur Nahrungssuche wurden Halbtrockenrasen im Hangbereich und die Standweiden aufgesucht. Brutdaten: 6.6.89 füttertragend, 27.6. flügger Jungvogel wird vom Altvogel gefüttert.

15. Wendehals *Jynx torquilla* (Karte 10 – Anhang)

Die meisten Nachweise des Wendehalses stammen aus dem Bereich der offenen Laubwaldinseln bei Baumkirchen. Es handelt sich dabei um südexponierte Eichenbestände mit eingestreuten Wiesen und Halbtrockenra-

sen entlang einer Hangkante (Raster 105 und 114). In diesem Areal wurden 1989 vom 22.4. bis 19.6. zwei Brutpaare regelmäßig angetroffen. Gute Dichten scheint der europaweit als gefährdet eingestufte Wendehals im Inntal nur noch an wenigen ähnlich extensiv bewirtschafteten Stellen des Kurlandes zu haben (z.B. Angaben in GSTADER 1991, LANDMANN 1989a, BÖHM 1991).

16. Grünspecht *Picus viridis* (Karte 11 – Anhang)

Der einzige Brutplatz des Grünspechts fand sich im Bereich Baumkirchen und lag in einem Raster mit hoher Strukturdiversität (Föhrenwaldrand, gut ausgebildete Saumgesellschaft, hoher Flurgehölzanteil, dazwischen Wiesen und Halbtrockenrasen). Die Nachweisschwerpunkte lagen in Waldrandbereichen und in Laubholzinseln. Ein Nachweis aus dem Dorftrandbereich von Terfens (9.10. Raster 55) bezieht sich wohl auf ein zweites Paar.

17. Schwarzspecht *Dryocopus martius*

Die wenigen Nachweise des Schwarzspechts stammen vorwiegend aus den Frühjahrs- und Wintermonaten, und zwar aus Rastern die an flächigere, montane Fichtenwälder grenzen. Drei Nachweise (30.3, 10.4.: Raster 53 und 62; 15.6. rufend Raster 134) weisen auf das Vorhandensein eines den Rand des UG berührenden Brutrevieres hin.

18. Buntspecht *Dendrocopos major* (Karte 12 – Anhang)

Der Großteil der Buntspechnachweise stammt aus nadelwalddominierten Bereichen (RNW 16 %; vgl. Abb. 19). Bruthöhlen fanden sich vor allem in den Waldrandbereichen (Raster 6, 71, 114, 120, 134) mit höheren Totholzanteilen (Laubgehölzarten am Waldsaum). Auch morsche Telefonmasten im Waldrandbereich wurden zweimal erfolgreich als Brutstandort gewählt. Zu beachten ist, daß auch der Buntspecht in dem von Wendehals und Grünspecht besiedelten südexponierten Extensivkulturland bei Baumkirchen gut vertreten war (Karten 10 - 12 im Anhang). Auffällige saisonale Unterschiede in der Antreffhäufigkeit waren beim Buntspecht nicht festzustellen. Die Bindung an Nadelwälder war während der Brutzeit (mInd-Zahl 0,3) stärker als in den Wintermonaten (mInd-Zahl 0,2). Während der Wintermonate wurden zu gleichen Teilen Auwälder und Feldgehölze genutzt (vgl. Abb. 19).

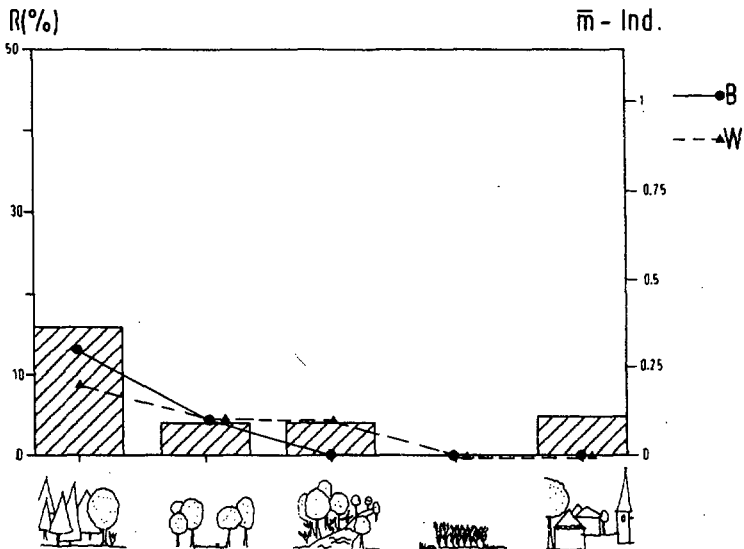


Abb. 19: Biotoppräferenzen des Buntspechtes in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntales, Tirol (Details Abb. 15).

19. Kleinspecht *Dendrocopos minor* (Karte 13 – Anhang)

Der Kleinspecht, eine typische Alpenvorlandart, gilt als Charaktervogel der Auwälder. Regelmäßige Brutvorkommen waren in Nordtirol bislang nicht belegt (NIEDERWOLFSGRUBER 1968). Die heimliche Art ist aber nur schwer zu kartieren, so daß regelmäßige, wenn auch spärliche Brutvorkommen im Inntal höchstwahrscheinlich sind (rezente Daten bei DVORAK et al. 1993, LANDMANN 1988, 1993). Die Bruthinweise und Brutnachweise von 3 Paaren in Auwaldresten des Untersuchungsgebietes (Raster 39 und 103; vgl. Karte 13 im Anhang) sind aber auf alle Fälle faunistisch bedeutsam. Bemerkenswerterweise handelt es sich bei den Fundorten um die letzten größeren Auwaldinseln (Ausdehnung von jeweils über 1 ha). In Raster 64 gelang ein effektiver Brutnachweis (Bruthöhle mit futtertragendem Altvogel und rufenden Jungvögeln am 22.6.1989). In den Wintermonaten wurde der Kleinspecht vereinzelt auch im Bereich größerer Flurgehölze angetroffen (Raster 17: 11.11; Raster 24: 23.2).

20. Feldlerche *Alauda arvensis* (Karte 14 – Anhang)

Agrarflächen ohne Flurgehölz wurden eindeutig von der Feldlerche bevorzugt (mInd-Zahl 0,9; vgl. Abb. 20), wenngleich auch Flächen mit linear angeordneten Gehölzstreifen (Habitattyp FG: mInd-Zahl 0,3) als Brut habitat akzeptiert wurden (siehe auch Kapitel 4.1.3.2). Interessant ist das völlige Fehlen von Brutnachweisen im Bereich bzw. entlang von großen Hochspannungsleitungen (z.B. Raster 75, 76, 83, 84, 91, 92, 99), obwohl sich diese Flächen in anderen Parametern nicht von typischen Feldlerchenrastern unterschieden (vgl. Tab. II – Anhang). Zu ähnlichen Ergebnissen kam SCHLÄPFER (1988) in der Nordwestschweiz und im angrenzenden Elsass, wo Feldlerchen einen bis 150 m breiten Korridor entlang von Hochspannungsleitungen unbesiedelt ließen. Die größte Brutpaardichte wurde mit 2 - 3 BP/6, 25 ha im Raster 137 erreicht. Diese Fläche war durch das Fehlen von Flurgehölz und starke Mischnutzung (Mais 45 %, Grünland 34 %, Getreide 16 %, Kartoffel 5 %) charakterisiert (vgl. dazu auch SCHLÄPFER 1988). Die Gesamtpopulation im Untersuchungsgebiet dürfte sich auf 28 - 37 Brutpaare belaufen. Die Individuendichte pro Begehung und Raster war im April (mInd-Zahl 0,9) und Oktober (mInd-Zahl 0,7) am höchsten. Der Herbstzug klingt im Dezember (letzte Beobachtung 16.12) aus, im Jänner wurden keine Feldlerchen registriert (siehe auch GSTADER 1991).

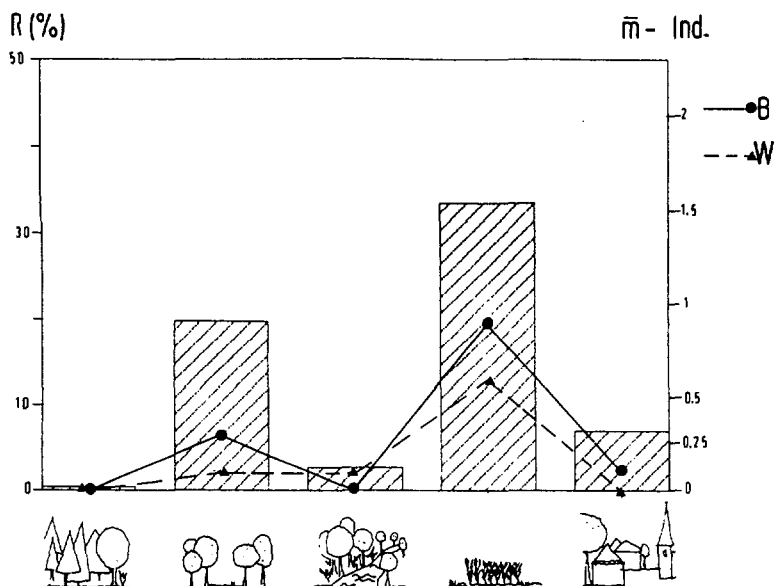


Abb. 20: Biotoppräferenzen der Feldlerche in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

21. Rauchschwalbe *Hirundo rustica* (Karte 15 – Anhang)

Die Gesamtindividuenzahlen der Rauchschwalbe lagen wesentlich über denen der Mehlschwalbe (Tab. 15), die im Inntal generell die seltenere Schwalbenart zu sein scheint (ähnliche Befunde bei BÖHM 1991, GSTADER 1991, LANDMANN & LANDMANN 1978; vgl. aber gegensätzliche Trends für das Tiroler Lechtal – LANDMANN & BÖHM 1993). Rauchschwalben besiedelten im UG auch Bauernhöfe, die einzeln und außerhalb von geschlossenen Ortschaften liegen. Mit 5 - 6 BP war der alte Bauernhofkern von Kolsass der am dichtesten besiedelte Raster (Nr 52). Für das Gesamtgebiet ist für die Jahre 1988 und 1989 ein Brutbestand von etwa 30 Paaren anzusetzen. Naturgemäß lag auch der Nachweisschwerpunkt (Jagdflüge mit direktem Rasterbezug mit eingerechnet) im Siedlungsbereich (mInd-Zahl 1,4). Der Luftraum der übrigen Gebiete wurde einigermaßen gleichmäßig genutzt (Abb. 21). Auch in der Zugzeit ergaben sich keine auffälligen Differenzen in den lebensraumspezifischen Präsenzwerten ($mI_{Z_{NW}} = 0,3$; $mI_{Z_{FG}} = 0,7$; $mI_{Z_{IA}} = 0,4$; $mI_{Z_{AF}} = 1,0$; $mI_{Z_{Si}} = 1,5$).

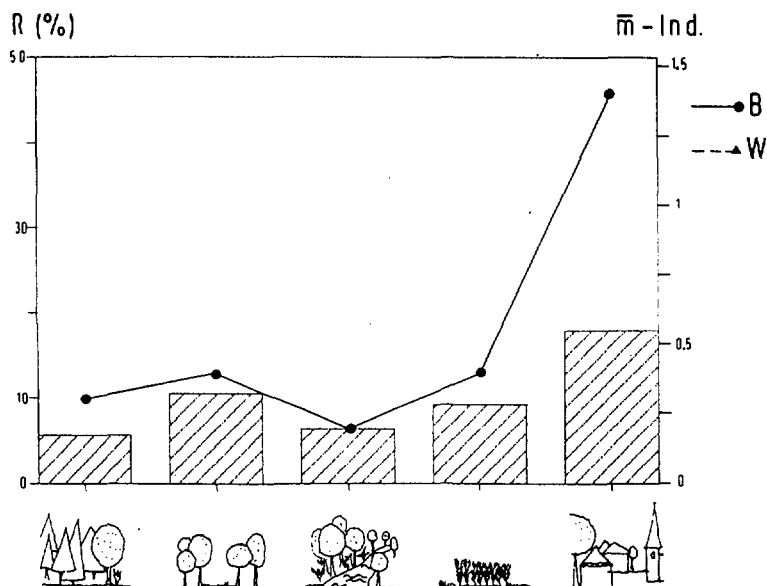


Abb. 21: Biotoppräferenzen der Rauchschwalbe in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

22. Mehlschwalbe *Delichon urbica* (Karte 16 – Anhang)

Brutplätze (Gesamtbrutbestand 6 BP) fanden sich nur im geschlossenen Siedlungsgebiet. Abgesehen von einer Kleinkolonie (3 BP) handelte es sich bei allen Brutvorkommen um Einzelpaare. Die Präsenzwerte außerhalb der Siedlungen waren generell wesentlich niedriger als bei der Rauchschwalbe, wenngleich sich die Raumnutzungsmuster beider Arten sehr ähneln (vgl. Abb. 21 u. 22).

23. Baumpieper *Anthus trivialis* (Karte 17 – Anhang)

Der Gesamtbrutbestand des UG wird mit 14 - 18 BP veranschlagt. Baumpiepernachweise stammen zur Brutzeit vorwiegend aus Rastern mit halboffenem Charakter (Abb. 23). Besiedelt wurden sowohl lichte Föhrenwälder, als auch Raster mit locker verteilten Laubgehölzen. Zur Ansiedlung reicht offenbar bereits das Vorhandensein von ein bis zwei großen Bäumen aus. Die höchste Dichte an Baumpieperrevieren wies mit 2 - 3 BP der Raster 120 auf. Während der Zugperiode wurden Baumpieper vermehrt im Siedlungsbereich und auf Feldern angetroffen.

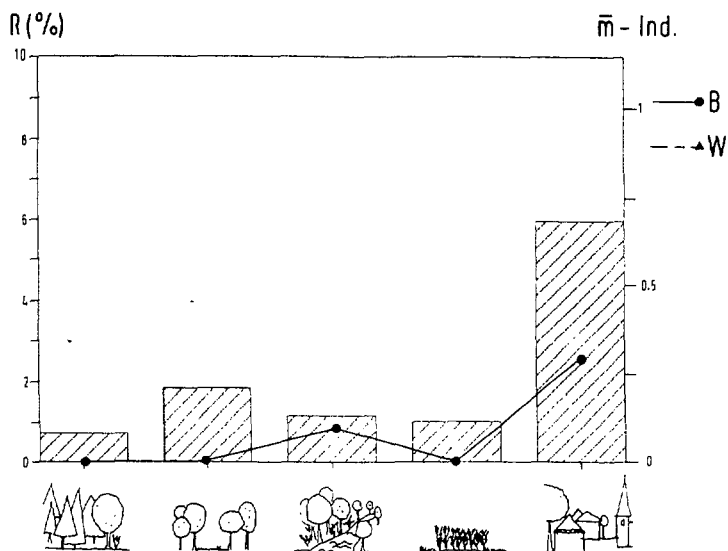


Abb. 22: Biotoppräferenzen der Mehlschwalbe in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

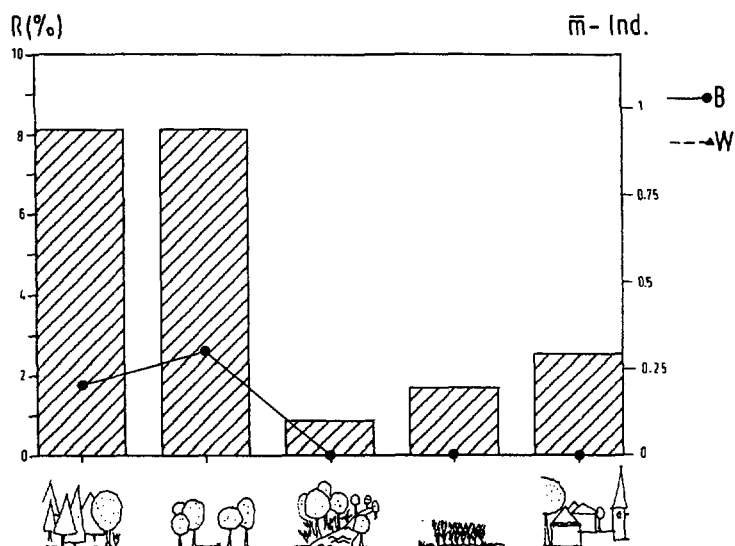


Abb. 23: Biotoppräferenzen des Baumpiepers in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

24. Wiesenpieper *Anthus pratensis*

In der zweiten Maihälfte 1989 (15.5., 20.5.) wurde in Wiesen nordöstlich Weer (Raster 18, 21) überraschend ein revierhaltender, singender Vogel angetroffen (Brutversuch ?!). Die Agrarflächen dieses Gebietes sind bemerkenswerterweise von einem naturnah belassenen Entwässerungsgraben durchzogen (vgl. dazu auch Biotopanga-

ben in GLUTZ & BAUER 1985). Regelmäßige Brutvorkommen dieser Art in Nordtirol sind bisher nur aus dem Moorgebiet Schwemm bei Walchsee bekannt (LANDMANN 1980), wenngleich vereinzelte Hinweise auch aus anderen Gebieten vorliegen (RETTIG 1987). Da die Art sich in den letzten Jahren in Ostösterreich ausgebreitet hat (DVORAK et al. 1993) und es überdies Hinweise für eine neuere Tendenz zur Besiedlung auch trockenerer Agrarflächen gibt (GLUTZ & BAUER l.c.), sollte in Zukunft im Innthal stärker auf diese gefährdete Feuchtgebietsart geachtet werden. Der Wiesenpieper trat im Untersuchungsgebiet ansonsten vorwiegend während des Herbstzuges auf (s. Tab. 15, vgl. auch GSTADER 1991).

25. Gebirgsstelze *Motacilla cinerea* (Karte 18 – Anhang)

Über das gesamte Jahr gesehen stammt zwar der Großteil der Registrierungen vom Inn (Abb. 24), die beiden Brutplätze (Raster 39 und 102) lagen jedoch an Seitenbächen (Weerbach und Schwöllerbach!). An der im UG etwa 7 km langen Innstrecke schien die Bergstelze nicht zu brüten. Dies kann auch als Hinweis auf die relativ starke Uferumstrukturierung angesehen werden, denn an naturnahen Abschnitten des Tiroler Lech brüten bis über 3 Paare pro Flußkilometer (LANDMANN & BÖHM 1993).

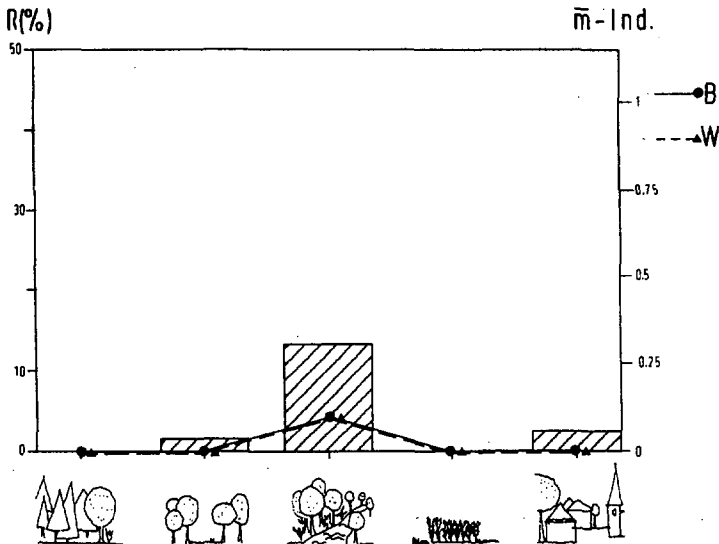


Abb. 24: Biotoppräferenzen der Gebirgsstelze in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinnntals, Tirol (Details Abb. 15).

26. Bachstelze *Motacilla alba* (Karte 19 – Anhang)

Der Nachweisschwerpunkt der Bachstelze lag eindeutig im Siedlungsbereich (R_s 68%; vgl. Abb. 25). Die übrigen Biotoptypen wurden entweder als Nahrungsgebiet, oder, wenn Gebäude vorhanden, auch als Brutrevier genutzt. Die starke Bindung an menschliche Siedlungen geht aus dem Brutverbreitungsmuster (Karte 19 – Anhang) klar hervor. Die größte Brutpaardichte wurde in einem Bauerndorfkern (Raster 52) mit 5–6 BP/6, 25 ha erreicht. Nach Angaben in GLUTZ & BAUER (1985) gelten Agrarlandschaften, die locker mit Einzelgehöften und Dörfern durchsetzt sind, als Optimalhabitat der Bachstelze. Dementsprechend ist der für das Gesamtgebiet von 925 ha in der Größenordnung von 70–80 Brutpaaren liegende Brutbestand als vergleichsweise hoch einzuschätzen (vgl. Daten in BEZZEL 1982). Die Bachstelze war die fünft-häufigste Art des UG (s. Tab. 15) und hatte eines der ausgeglichensten Raumnutzungsmuster aufzuweisen (siehe Abb. 25). In den Wintermonaten sanken die Bestandsdichten stark ab. Es wurden vor allem flußnahe Raster frequentiert. Die Rasterflächen entlang des Inn wiesen aber auch im Frühjahr, Sommer und Herbst überdurchschnittliche Antreffhäufigkeiten und Individuendichten auf (vgl. Abb. 25).

Die Raumdispersion der Bachstelze war während der Zugperioden am größten, die Zuggipfel im März und Oktober zeichnen sich im Material klar ab (Abb. 26). Zwischen Mai und Juli (Bindung an Brutplätze) blieben die

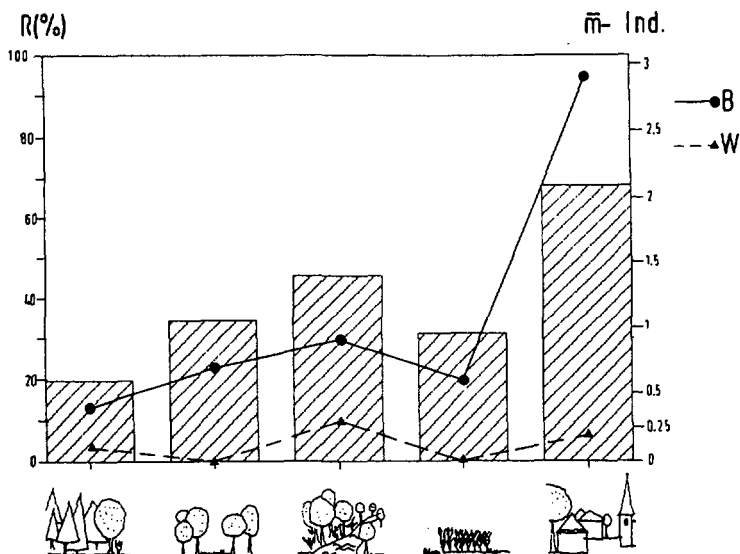


Abb. 25: Biotoppräferenzen der Bachstelze in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

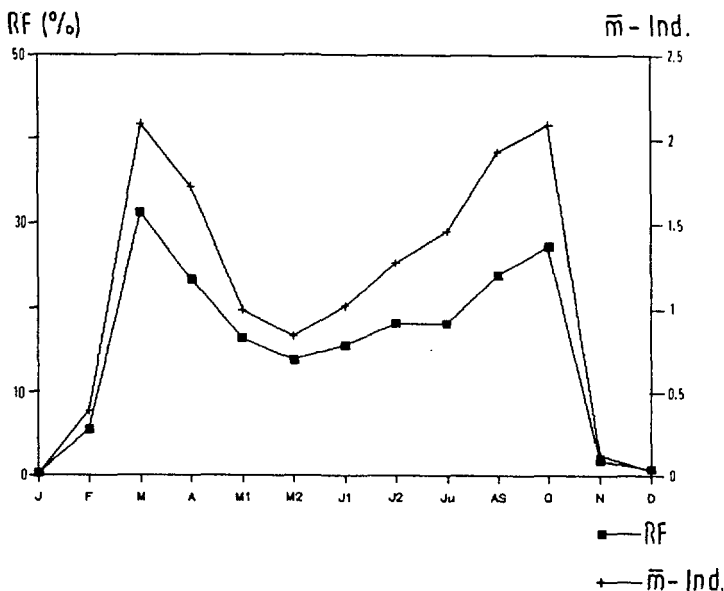


Abb. 26: Saisonale Dynamik der Raumnutzung (Dispersion im Untersuchungsgebiet) und jahreszeitliche Dichteschwankungen bei der Bachstelze im Raum Kolsass - Terfens (600 ha). – RF % = Raumfrequenz (in Prozent) pro Kontrolltermin ($n = 13$): Anwesenheit auf 384 Quadrantenflächen mit je 1,56 ha. – mInd. = mittlere Individuenzahl pro Raster ($n = 96$; 6,25 ha; ca. 15 min.) und Kontrolltermin von Januar bis Dezember (Abszisse). M₁ - M₂ bzw. J₁, J₂ = Kontrollen in der ersten und zweiten Mai- bzw. Junihälfte; AS = Kontrollblock Ende August - Anfang September.

Raumfrequenzwerte auf relativ konstantem, niederen Niveau (13 - 20 %). Ab Mitte Juni nahmen aber die Individuenzahlen, wohl zuerst v.a. durch Jungvögel, stark zu. Mit der bei vielen Kleinvögeln ausgeprägten spätsommerlichen, nachbrutzeitlichen Dispersionsphase (Jenni 1984) und später überlagert durch den einsetzenden Herbstzug, stiegen nicht nur die Individuendichten, sondern auch der Grad der Raumverteilung wieder an (Abb. 26).

27. Wasseramsel *Cinclus cinclus* (Karte 20 – Anhang)

Im Untersuchungsgebiet traten Wasseramseln vorwiegend in den Wintermonaten entlang des Inn auf (Rges für Nov. - März = 7,2/n = 31; max. Ind.-Dichte pro Rasterkontrolle = 4). Während der Brutzeit verlor der Inn an Attraktivität. Der einzige sichere Brutnachweis stammt vom Mündungsbereich des Weerbaches in den Inn (Raster 38). Eine weitere Brut könnte am Inn stattgefunden haben (Raster 7), wahrscheinlich wurde diese Brut aber wegen Hochwasser aufgegeben. Beide Brutstandorte lagen im Bereich von Brücken.

28. Zaunkönig *Troglodytes troglodytes* (Karte 21 – Anhang)

Der Nachweisschwerpunkt des Zaunkönigs lag eindeutig im Nadelwaldbereich (RNW 20 %, vgl. Abb. 27 u. Karte 21 – Anhang). Besonders deutlich waren diese Präferenzen in der Hauptbrutperiode (Mai - Juni), aus der Nachweise nur aus den Nadelwaldbereichen (mInd-Zahl 0,3) vorliegen. Mehr als ein Brutpaar pro Raster wurde nur einmal sicher registriert (Raster 22: 2 BP im Bereich einer feuchten Bachschlucht). Das Fehlen von Brutnachweisen in den Auwaldresten ist bemerkenswert. Ähnliche Verhältnisse sind zwar den Daten bei GSTADER & MYRBACH (1986) für das Gebiet der Inzinger Restauen zu entnehmen, andererseits siedelt die Art aber im Innthal in den verbliebenen Auinseln durchaus z.T. in guter Dichte (LANDMANN 1988, unveröff. Daten) und gehört auch im Lechtal zu den häufigen Auwaldvögeln (LANDMANN & BÖHM 1993). In den Wintermonaten dringen Zaunkönige dann verstärkt in Galeriestreifen entlang des Inn und auch in Siedlungsbereiche vor (siehe Abb. 27).

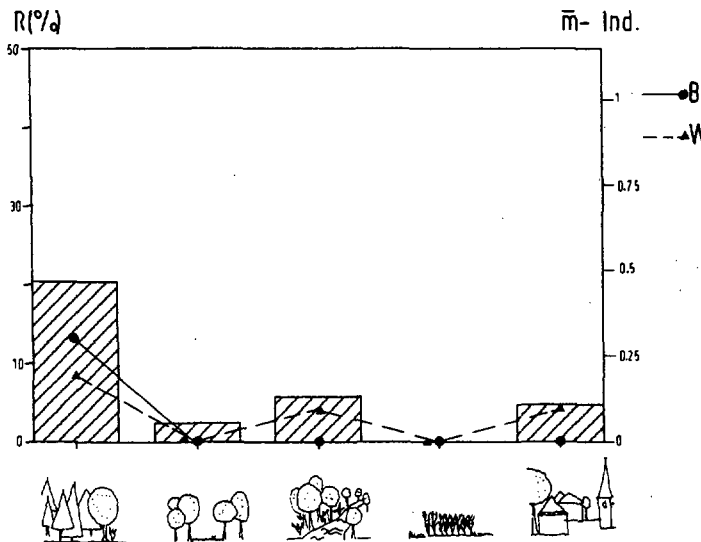


Abb. 27: Biotoppräferenzen des Zaunkönigs in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

29. Heckenbraunelle *Prunella modularis* (Karte 22 – Anhang)

Bruthinweise existieren für die Heckenbraunelle ausschließlich aus Nadelwaldbereichen. Vor allem junge Fichtenschonungen wurden bevorzugt (z.B. Raster 54). Auch aus der Refraktärperiode liegen nur Nachweise aus den Nadelwaldrastern vor.

30. Rotkehlchen *Erithacus rubecula* (Karte 23 – Anhang)

Das Rotkehlchen bevorzugte im UG deutlich Nadelwälder (RNW = 46,5 %), besonders während der Brutzeit (siehe Abb. 28). Auch die Raster mit den höchsten Brutpaardichten (Rasternr. 22 und 54: je 3BP/6,25 ha) sind Nadelwald raster mit einer gut ausgebildeten Strauchschicht und größeren Waldrandanteilen. Im Winter läßt sich ein deutlicher Wechsel in der Habitatwahl erkennen. Höhere Individuendichten in den Siedlungsbereichen (mInd-Zahl = 1) und in den Auwäldern entlang des Inn (mInd-Zahl = 0,7) waren dann auffällig. In Nadelwaldrastern sank die Registrierfrequenz hingegen stark (mInd-Zahl = 0,4). Wie Abb. 29 zeigt, korreliert das Ausmaß der Raumdistribution eng mit der Zahl registrierter Individuen. Derartige enge Koppelungen der Dispersions- und Abundanzmuster dürften generell für wenig soziale Arten charakteristisch sein (s. auch BEZZEL 1990a). Während in der Hauptzugperiode im März/ April und Oktober/ November unterschiedlichste Teilbereiche des UG frequentiert wurden, nutzen lokale Brutvögel offenbar nur einen relativ kleinen Teil des Gesamtuntersuchungsareals. Stärkere Raumdistribution scheint aber schon im Spätsommer einzutreten und dürfte damit noch nicht überwiegend von Zuzüglern bewirkt sein.

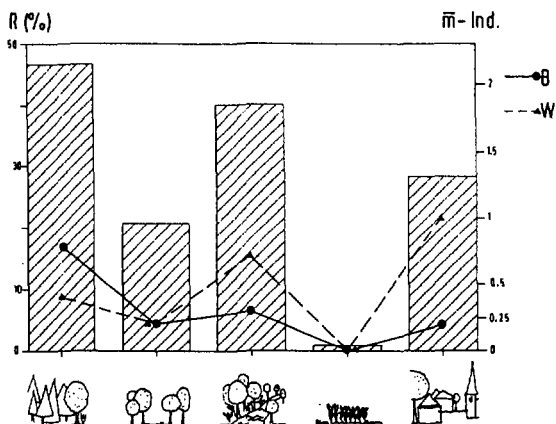


Abb. 28: Biotoppräferenzen des Rotkehlchens in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

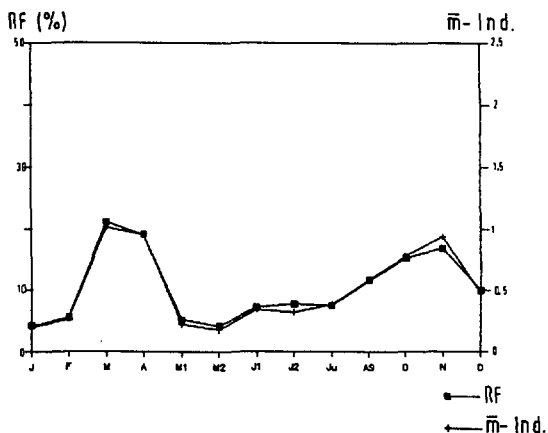


Abb. 29: Saisonale Dynamik der Raumnutzung (Dispersion im Untersuchungsgebiet) und jahreszeitliche Dichteschwankungen des Rotkehlchens im Raum Kolsass - Terfens (600 ha) (Details Abb. 26).

31. Nachtigall *Luscinia megarhynchos*

Drei Brutzeitregistrierungen aus dem Kolsasser-Auwald (Raster 48: 7.5; 19.5; 25.5 1989; je ein singendes Männchen), lassen einen Brutversuch möglich erscheinen. Während Auwälder im Alpenvorland als klassische Bruthabitate der Nachtigall gelten, waren aus Nordtirol, wo die Art nur sporadisch brütet, bislang nur Bruten bzw. Brutversuche in trockenwarmen Habitaten bekannt geworden (z. B. LANDMANN 1987, THALER 1988). Allerdings gibt es rezente Hinweise auf Brutversuche der Nachtigall in Galeriegehölzen des Inn bei Rum und Silz (BÖHM 1991 und mündl.; LENTNER 1992; vgl. dazu auch ANONYMUS 1981, GSTADER 1991 für den Arzler Kalvarienberg).

32. Hausrotschwanz *Phoenicurus ochruros* (Karte 24 – Anhang)

Der Schwerpunkt der Brutvorkommen des Hausrotschwanzes lag erwartungsgemäß im Bereich geschlossener menschlicher Siedlungen (R_{Si} 37 %; $mInd$ -Zahl 0,9; vgl. Abb. 30). Die maximale Brutpaardichte wurde in einem alten Bauerndorfkern (Raster 52) mit 3 BP/6, 25 ha erreicht. Aus dem Verbreitungsmuster (Karte 24 – Anhang) ist aber auch abzulesen, daß auch von Agrarflächen umgebene Einzelgehöfte gerne angenommen werden.

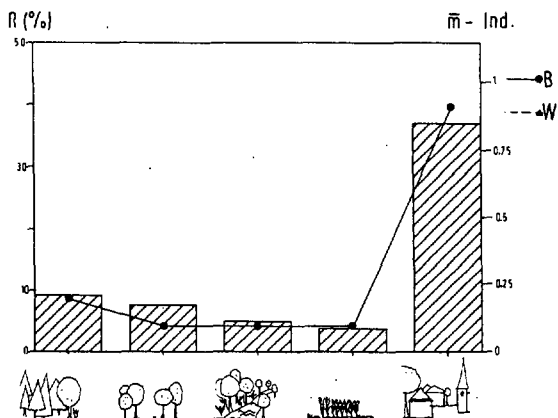


Abb. 30: Biotoppräferenzen des Hausrotschwanzes in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

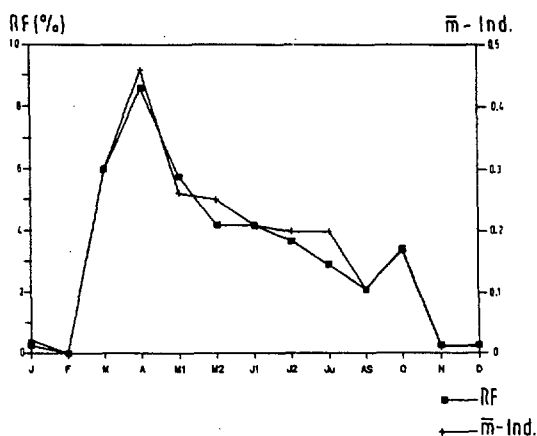


Abb. 31: Saisonale Dynamik der Raumnutzung und jahreszeitliche Dichteschwankungen beim Hausrotschwanz im Raum Kolsass - Terfens (Details Abb. 26).

Während der Zugperiode war der Hausrotschwanz nicht auf den engeren Bereich der Siedlungen beschränkt (Abb. 30). Auch in den Wintermonaten (Raster 51: 15.12. – 1 Individuum; Raster 73: 18.1. – 2 Individuen) wurden vereinzelt Hausrotschwänze angetroffen. Wie beim Rotkehlchen (Abb. 29) fallen auch beim Hausrotschwanz Maxima (Zugzeiten) und Minima der Dispersion und Abundanz zusammen (Abb. 31).

33. Gartenrotschwanz *Phoenicurus phoenicurus* (Karte 25 – Anhang)

Der Großteil der 10 Gartenrotschwanzreviere des UG lag in Siedlungsbereichen in Waldrandlage (Abb. 32). Zwei Brutpaare pro Raster wurden nur im Raster 53 festgestellt. Dieser von Bauernhäusern dominierte Raster ist durch größere Obstgärten und Nadelwaldanteile gekennzeichnet (siehe Tab. II – Anhang).

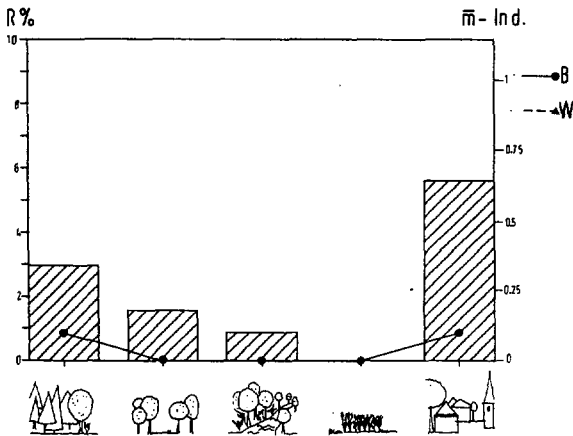


Abb. 32: Biotoppräferenzen des Gartenrotschwanzes in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

34. Braunkehlchen *Saxicola rubetra* (Karte 26 – Anhang)

Braunkehlchen brüteten nur in einem zusammenhängenden, relativ kleinen Ausschnitt des Untersuchungsgebietes. Die meisten Braunkehlchenreviere lagen in der Nähe von Gehöften mit Standweide- oder Koppelweide-

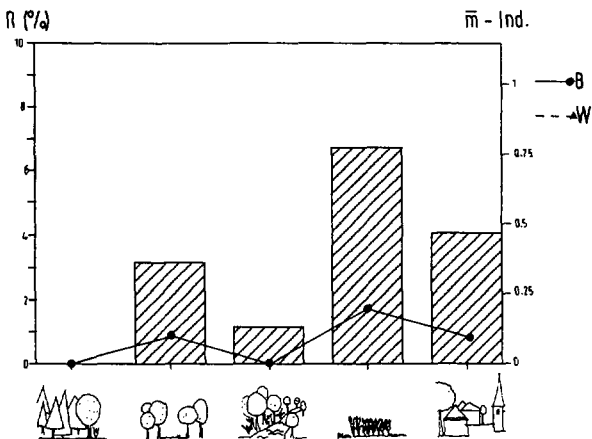


Abb. 33: Biotoppräferenzen des Braunkehlchens in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

betrieb (vgl. auch Abb. 33). Die Dichten waren in diesen Bereichen zwar angesichts der Intensivnutzung des Inn-
talbodens beachtlich (8 - 9 BP auf ca 200 ha Grünland). Trotzdem darf nicht übersehen werden, daß diese Werte
bereits weit unter den Dichten günstiger mitteleuropäischer Kulturlandhabitate liegen (im Vorarlberger Rheindel-
ta z.B. 17,7 Reviere/100 ha WILLI 1985, siehe auch SUTER 1988) und etwa auch auf Talwiesen des Tiroler Lech-
tals z.T. noch deutlich höhere Werte (bis 20 BP/100 ha) erreicht werden (LANDMANN & BÖHM 1993).

35. Schwarzkehlchen *Saxicola torquata* (Karte 27 – Anhang)

Das Schwarzkehlchen galt bislang in Nordtirol als unregelmäßiger Brutvogel. Die Art hat aber wahrscheinlich
im mittleren Inn- und im Innsbruck seit mindestens 15 Jahren an geeigneten Standorten regelmäßige Brutvorkom-
men (z.B. ANONYMUS 1981, GSTADER & MYRBACH 1986, GSTADER 1991, BÖHM 1991). Die Vorkom-
men dieser bedrohten Charakterart des Extensivkulturlandes im Untersuchungsgebiet fügen sich daher gut in die-
ses Bild. Brutvorkommen (2 BP 1989) konnten allerdings nur im Bereich Baumkirchen - Mils festgestellt werden.
Dort besiedelte das Schwarzkehlchen trockene Ruderalstandorte mit Hochstauden umgeben von Trockenrasen
und Heckenzügen (siehe Karte 27 – Anhang und Tab. II – Anhang).

36. Amsel *Turdus merula* (Karte 28 – Anhang)

Mit einer Antreffhäufigkeit von 57 %, und Rasterfrequenzen von 82 % (ganzjährig) bzw. 60 % (Brutzeit) war
die Amsel die häufigste Vogelart im Untersuchungsgebiet (Tab. 15). Nur reine Agrarraster ohne Flurgehölz wur-
den nicht genutzt (Abb. 34). Bezogen auf die durchschnittliche Zahl von Amselkontakten pro Rasterbegehung
zeigte die Amsel während der Brutzeit nur leichte Präferenzen für Siedlungsgebiete (mInd-Zahl 2,9, vgl. Abb. 34).
Das Verbreitungsmuster (Brutpaardichte) im UG (Karte 28 – Anhang) belegt aber deutlich die überproportional
starke Besiedelung von Rastern im Siedlungsbereich. Insgesamt ist nach unseren Daten für das Gesamtgebiet (925
ha) mit einem Brutbestand in der Größenordnung von mindestens 160 - 180 Brutpaaren zu rechnen. Die größte
Siedlungsdichte (5 - 6 BP/6,25 ha) erreichte die Amsel im Raster 43, einem relativ reich strukturierten Siedlungs-
raster (Wohnsiedlungen aus den 50er Jahren) mit Waldrandanteilen. Die Antreffhäufigkeit der Amsel war aber
während der Brutperiode auch in anderen gebüsch- und baumdominierten Abschnitten des UG hoch (Abb. 34).
Ausgeprägte saisonale Wechsel in der Habitatpräferenz und Raumnutzung sind bei der Amsel gerade im Alpen-
raum gut dokumentiert (BEZZEL 1982, LANDMANN 1991). Auch unsere Daten belegen einen starken jahres-
zeitlichen Bedeutungswandel von Teilarealen und eine erhebliche Dynamik in der Raumnutzung (Abb. 35). In den
Wintermonaten stieg die relative Attraktivität der Siedlungsraster beträchtlich an (mInd-Zahl 4,4). Auch die Au-
wälder entlang des Inn gewannen an Bedeutung (mInd-Zahl 2,7). Abb. 35 zeigt überdies, daß vor allem in den
Spätherbst- und Wintermonaten eine deutliche Entkopplung der Abundanz- von den Raumfrequenzwerten statt-
findet. Dispersionsmaxima (März, November) und Abundanzmaxima (Februar, Dezember) sind nicht deckungs-
gleich. Darüberhinaus ist auffällig, daß im August/September sowohl die Amselabundanzen als auch ihre Raum-
dispersion extrem niedrige Werte erreichen. Das Phänomen ist auch in anderen Untersuchungsgebieten im Al-

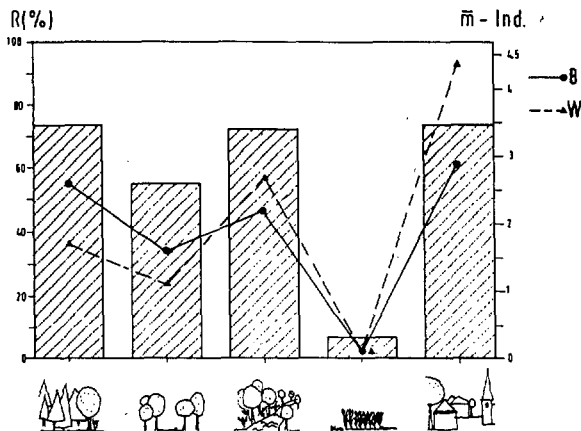


Abb. 34: Biotoppräferenzen der Amsel in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol
(Details Abb. 15).

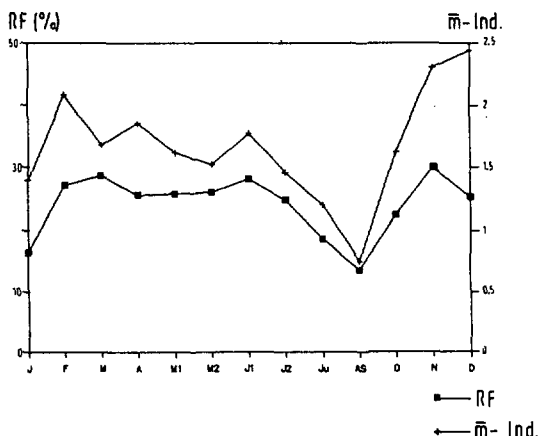


Abb. 35: Saisonale Dynamik der Raumnutzung und jahreszeitliche Dichteschwankungen bei der Amsel im Raum Kolsass - Terfens (Details Abb. 26).

penraum ausgeprägt (GSTADER & MYRBACH 1986, LANDMANN 1991, BEZZEL briefl.) und dürfte auf art-spezifische Zerstreuungsbewegungen zurückzuführen sein. Jedenfalls zeigt gerade das Beispiel Amsel sehr anschaulich, daß für das Verständnis der Lebensraumansprüche lokaler Populationen ganzjährige quantitative Studien auf großer Fläche nötig sind.

37. Wacholderdrossel *Turdus pilaris* (Karte 29 – Anhang)

Während der Brutzeit hat die Wacholderdrossel ihren eindeutigen Verbreitungsschwerpunkt in den Auwald-bereichen entlang des Inn (mInd-Zahl 2,4; vgl. Abb. 36). Auch die höchsten Brutpaardichten (4 - 5 BP/6,25 ha) wurden in den Rastern (Nr 39 und 48) mit den größten zusammenhängenden Auwaldflächen des UG (je ca. 3,5 ha) erreicht.

Auch bei der Wacholderdrossel waren saisonale Bedeutungswechsel von Teillebensräumen auffällig (Abb. 36). Im Gebiet durchziehende und vereinzelt überwinternde Wacholderdrosseln (Dezember: 7 Individuen/n = 5 Beobachtungen) suchten verstärkt abgeerntete Felder (mInd-Zahl 0,4) oder die Waldrandbereiche der Nadelwälder (mInd-Zahl 0,5) auf (Abb. 36). Die Raumdistribution blieb von März bis Juni auf einem konstant hohen Niveau

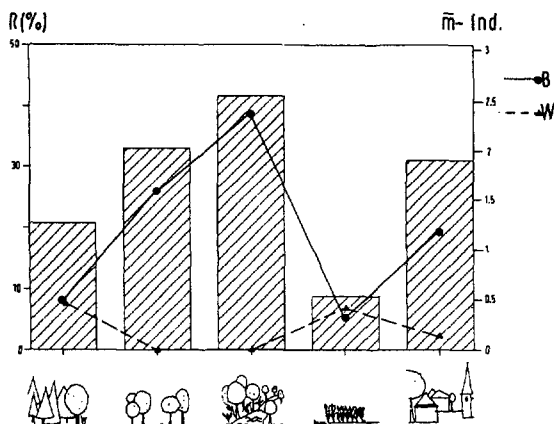


Abb. 36: Biotoppräferenzen der Wacholderdrossel in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

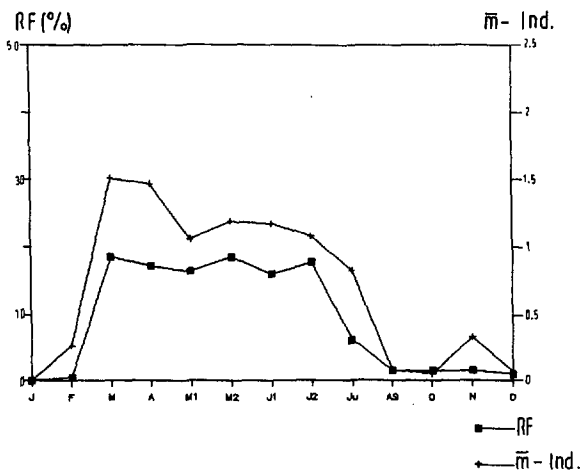


Abb. 37: Saisonale Dynamik der Raumnutzung und jahreszeitliche Dichteschwankungen bei der Wacholderdrossel im Raum Kolsass - Terfens (Details Abb. 26).

um dann ab Juli drastisch abzunehmen (Abb. 37). Im Gegensatz zu einem großräumigeren Untersuchungsgebiet am bayerischen Alpenrand (BEZZEL 1990a) nahmen aber in unserem Untersuchungsgebiet korrespondierend dazu auch die Individuendichten ab, was auf großräumigere Zerstreuungsbewegungen hindeutet.

38. Singdrossel *Turdus philomelos* (Karte 30 – Anhang)

Singdrosseln waren im UG ganzjährig mit größter Stetigkeit und Abundanz in koniferendominierten Rastern anzutreffen ($R_{NW} = 38\%$, mInd-Zahl = 0,9 bzw 0,25; vgl. Abb. 38). Daneben spielten auch Auwälder und größere Flurgehölze eine bedeutende Rolle. Die größte Brutpaardichte wurde mit mindestens 3 - 4 BP/6,25 ha in einem gut strukturierten Fichtenwald (Raster 56) mit großem Waldrandanteil erreicht.

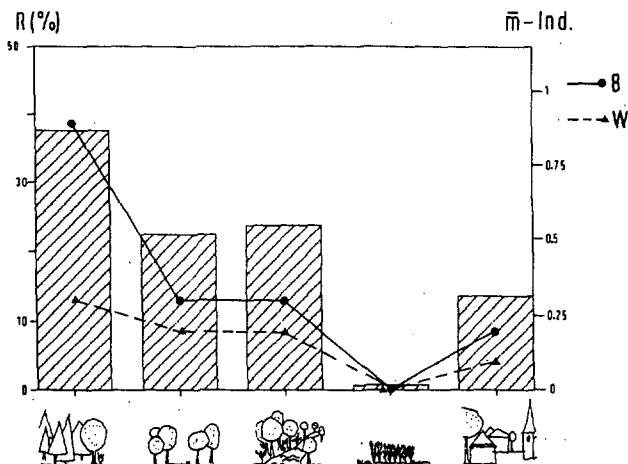


Abb. 38: Biotoppräferenzen der Singdrossel in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

39. Misteldrossel *Turdus viscivorus* (Karte 31 – Anhang)

Die Misteldrossel bevorzugte im UG Waldränder größerer Waldgebiete (mInd-Zahl_{NW} 0,2). Die Brutvorkommen (Gesamtbestand 11 BP) lagen fast ausschließlich in den unteren Randbereichen der südexponierten, montanen Fichtenwälder (vgl. Karte 31 – Anhang). Zur Nahrungssuche wurden angrenzende offene Bereiche und Agrarflächen aufgesucht.

40. Sumpfrohrsänger *Acrocephalus palustris* (Karte 32 – Anhang)

Das UG beherbergt eine überraschend starke Brutpopulation dieser in Tirol wohl zu Recht als bedroht eingestuft (GSTADER 1989) Feuchtgebietsart. Obschon genaue Bestandsabschätzungen mit unserer Methode gerade bei spät ziehenden und am Zug singenden Arten schwierig sind (vgl. LANDMANN et al. 1994), läßt sich der Gesamtbestand für das Untersuchungsareal doch mit mindestens 18 - 22 Paaren angeben (siehe Tab. 15). Der Wert extensiv genutzter Kleinstrukturen in einer ausgeräumten Zivilisationslandschaft läßt sich besonders deutlich an der Verteilung der Brutplätze des Sumpfrohrsängers zeigen (Abb. 32 – Anhang). An den verschliffen und strauchbestandenen Entwässerungsgräben erreichte der Sumpfrohrsänger seine größten Dichten (2 - 3 BP / 6,25 ha; Raster 59). Die Struktur des Umlandes scheint für den Sumpfrohrsänger hingegen kaum von Bedeutung zu sein. Am Frühjahrzug trat die Art vereinzelt auch im Innbereich und an Siedlungsrändern auf (Abb. 39).

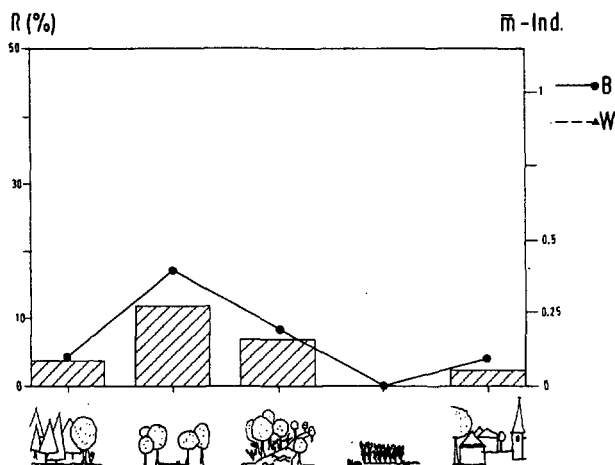


Abb. 39: Biotoppräferenzen des Sumpfrohrsängers in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

41. Teichrohrsänger *Acrocephalus scirpaceus*

Nur eine sichere Brutzeitbeobachtung (7. Juni Schilfbestand am Inn; Raster 103, singendes Männchen). Die Art dürfte lokal regelmäßig im mittleren Inntal brüten (LANDMANN 1983 und unveröff. Daten), so daß Brutversuche im Gebiet nicht auszuschließen sind. Für eine solide Statusbeurteilung fehlen uns aber die Grundlagen.

42. Gelbspötter *Hippolais icterina* (Karte 33 – Anhang)

Wegen der kurzen Anwesenheit des Gelbspöters im Brutrevier ist die Abgrenzung von revierhaltenden und noch ziehenden Individuen problematisch. Dennoch dürfte die Art im mittleren und untern Tiroler Inntal an geeigneten Standorten häufiger brüten als bisher angenommen (s. auch Daten bei LANDMANN 1988). Der Gelbspötter zeigt im UG deutliche Bindung an den Innbereich (Abb. 40, Karte 33 – Anhang). Auch während des Zuges (14 Daten, 17 Individuen) wurde die Art kaum in anderen Lebensräumen angetroffen (siehe Abb. 40). Raster 39 der ca. 3,5 ha Auwald umfaßt, war 1989 von 2 revierhaltenden Gelbspöttern besetzt.

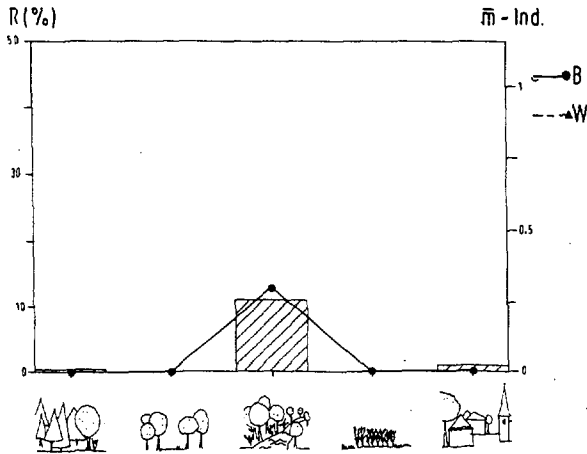


Abb. 40: Biotoppräferenzen des Gelbspötters in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

43. Klappergrasmücke *Sylvia curruca* (Karte 34 – Anhang)

Beide Brutreviere lagen im Randbereich von Siedlungen (Neubaubereiche) die durch "lebende Zäune" stark gegliedert waren. Aus der Zugperiode liegen nur 3 Beobachtungen vor (Raster 63 – 5.5.; Raster 68 – 17.5; Raster 113 – 15.9).

44. Dorngrasmücke *Sylvia communis* (Karte 35 – Anhang)

Die Dorngrasmücke gilt in Tirol als vom Aussterben bedroht (GSTADER 1989). Ein Brutvorkommen an Bahnböschungen bei Mils (Raster 118, 1 futtertragender und warnender Altvogel am 14.6.1992) ist daher von Interesse. In diesem Areal überlappt sich das Dorngrasmückenrevier mit Revieren des Schwarzkehlchens, was auf ähnliche Präferenzen für Extensivflächen hinweist (vgl. Karte 35 und 37 – Anhang). Auch Beobachtungen während der Zugzeit (Raster 55, Raster 100) belegen die Bedeutung von Verwilderungsflächen und Strauchdickichten entlang der Bahnlinie für diese Art.

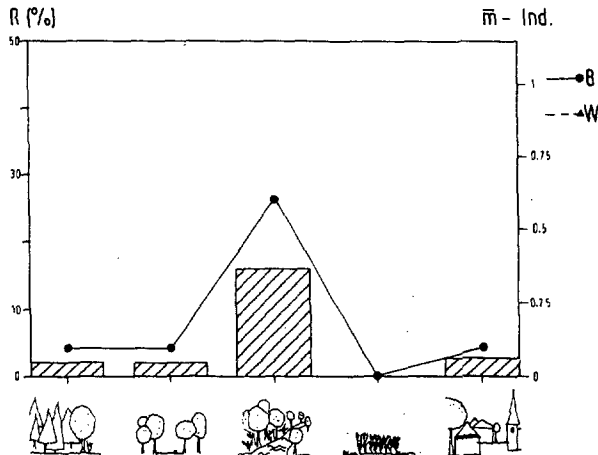


Abb. 41: Biotoppräferenzen der Gartengrasmücke in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

45. Gartengrasmücke *Sylvia borin* (Karte 36 – Anhang)

Ein Vergleich der Brutverbreitungsmuster von Gartengrasmücke und Mönchsgrasmücke (Karte 36 u. 37 – Anhang) zeigt die starke Bindung der ersteren Art an Auwälder und Galeriestreifen ($mInd-Zahl_{IA} = 0,6$; s. Abb. 41), die an wesentlich größerem Material eindeutig auch von LANDMANN & BÖHM (1993) für das Lechtal gezeigt wurde. Vereinzelte Brutvorkommen fanden sich überdies auch im Strauchgürtel der nordexponierten, feuchten Nadelwälder (Raster 80 und 95) sowie am Kolsasser Gießen (Raster 59). Insgesamt ist mit etwa 24 - 27 Brutpaaren für das Gesamtareal zu rechnen (siehe Tab. 15).

46. Mönchsgrasmücke *Sylvia atricapilla* (Karte 37 – Anhang)

Die Mönchsgrasmücke war eine der häufigsten und verbreitetsten Brutvogelarten des Untersuchungsgebietes (Tab. 15). Schwerpunkte des Brutvorkommens lagen einerseits in gut strukturierten Nadelwaldrastern ($R_{NW} 46\%$)

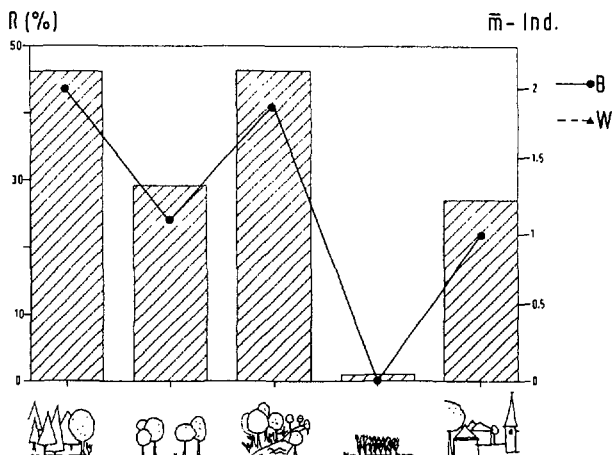


Abb. 42: Biotoppräferenzen der Mönchsgrasmücke in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

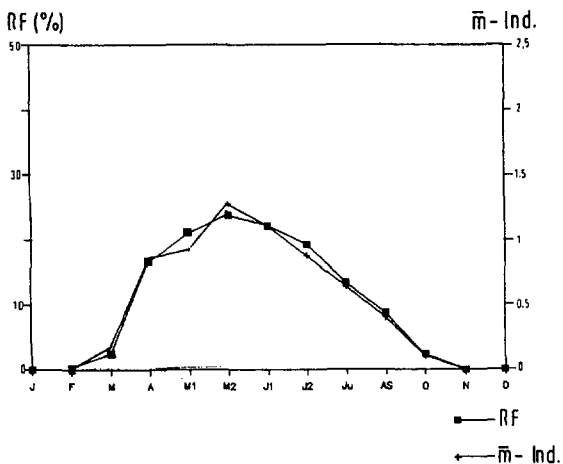


Abb. 43: Saisonale Dynamik der Raumnutzung und jahreszeitliche Dichteschwankungen bei der Mönchsgrasmücke im Raum Kolsass - Terfens (Details Abb. 26).

und andererseits in Auwaldresten (R_{IA} 46 %). Die Art besiedelte im Gebiet aber auch Hecken, Flurgehölze sowie Siedlungsbereiche (siehe Abb. 42). Den Gesamtbestand auf 925 ha veranschlagen wir mit mindestens 170 - 200 BP. Die höchsten Brutpaardichten mit 4 - 5 BP / 6,25 ha erreichten Raster 97 (Auwaldraster mit angrenzenden Eichenbeständen am Hangfuß) und Raster 53 (Bauernhofcharakter, größere Obstanger und Nadelwaldanteile). Raumdispersion und Abundanz waren auch bei dieser solitären Art hoch korreliert (Abb. 43). Ab Ende Juni wanderten Mönchsgrasmücken offenbar bereits langsam aus dem UG ab. Teilweise sind jedoch gerade bei der Mönchsgrasmücke sicher auch jahreszeitliche Unterschiede in der Auffälligkeit (vgl. JETZ & BEZZEL 1993) für ein Absinken der Werte mit Ende der Brutsaison verantwortlich (vgl. Abb. 43).

47. Berglaubsänger *Phylloscopus bonelli* (Karte 38 – Anhang)

Die wenigen Reviere (7 - 9 BP) lagen bevorzugt in trockenen südexponierten Föhrenwäldern ($mInd-Zahl_{NW} = 0,2$). Nur in einem einzigen Raster wurden 2 Reviere registriert (Föhren-Fichtenwald mit gut ausgeprägter Strauchschicht und hohem Waldrandanteil). Außerhalb der eigentlichen Brutzeit wurde die Art vereinzelt auch in Feldgehölzen und Siedlungsrandbereichen beobachtet (Abb. 44).

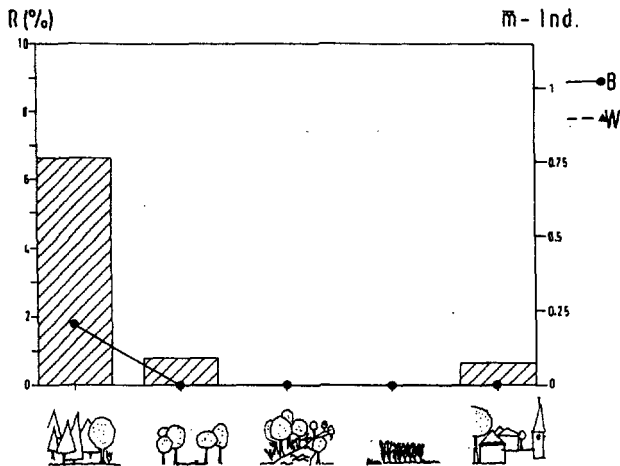


Abb. 44: Biotoppräferenzen des Berglaubsängers in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

48. Waldlaubsänger *Phylloscopus sibilatrix* (Karte 39 – Anhang)

Seltener Brutvogel (3 Reviere) in Rastern mit gut strukturierten Mischwäldern und hohem Waldrandanteil.

49. Zilpzalp *Phylloscopus collybita* (Karte 40 – Anhang)

Der Zilpzalp erreichte im UG höchste Antreffhäufigkeiten und Abundanzen in Nadelwaldgebieten ($mInd-Zahl_{NW} = 1,4$). Auch in den Gehölzen entlang des Inn war der Zilpzalp relativ häufig ($mInd-Zahl_{IA} = 0,8$; vgl. Abb. 45). Höchste Dichten wurden in einem südexponierten Fichtenwald (Raster 54; 3 - 4 BP) mit gut ausgeprägter Strauchschicht und größeren Waldrandanteilen registriert. Für die Gesamtfläche ist mit einem Brutbestand von etwa 120 - 130 Paaren zu rechnen. Die Raumdispersion erreichte während des Frühjahrszuges Höchstwerte (Abb. 46). Das Tief im Juli/ August fällt mit der Mauserperiode zusammen.

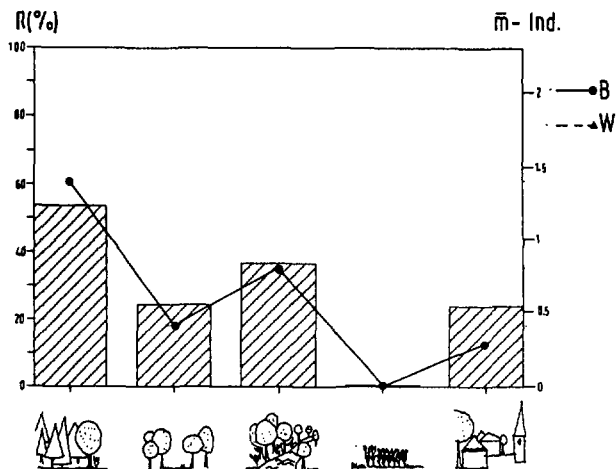


Abb. 45: Biotoppräferenzen des Zilpzalps in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

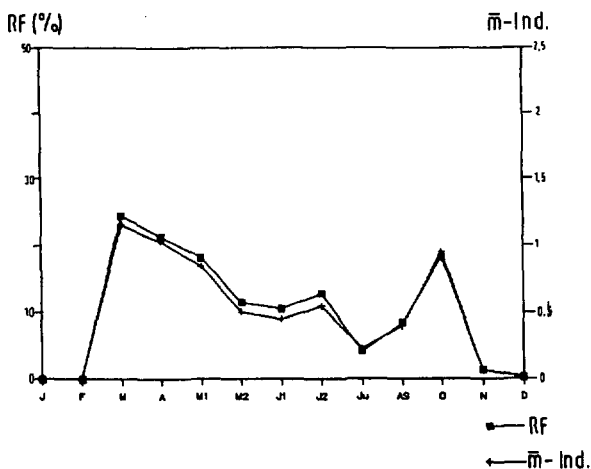


Abb. 46: Saisonale Dynamik der Raumnutzung und jahreszeitliche Dichteschwankungen beim Zilpzalp im Raum Kolsass - Terfens (Details Abb. 26).

50. Fitis *Phylloscopus trochilus* (Karte 41 – Anhang)

Während der Brutzeit ähnelte das Vorkommensmuster des Fitis jenem des Berglaubsängers (Bevorzugung trockener, südexponierter Föhrenwälder). Die Raster 1 und 3 (Teile eines größeren Föhrenwaldes) waren von jeweils 2 Brutpaaren besetzt. Während der Zugperiode wurden Fitislaubsänger vorwiegend in den Au- und Galeriewäldern entlang des Inn angetroffen (Abb. 47), wo die Art überraschenderweise in der eigentlichen Brutperiode (Mai, Juni) fehlte (vgl. gegensätzliche Daten für Tiroler Auwälder bei BÖHM 1991, GSTADER & MYRBACH 1986, LANDMANN 1988, LANDMANN & BÖHM 1993).

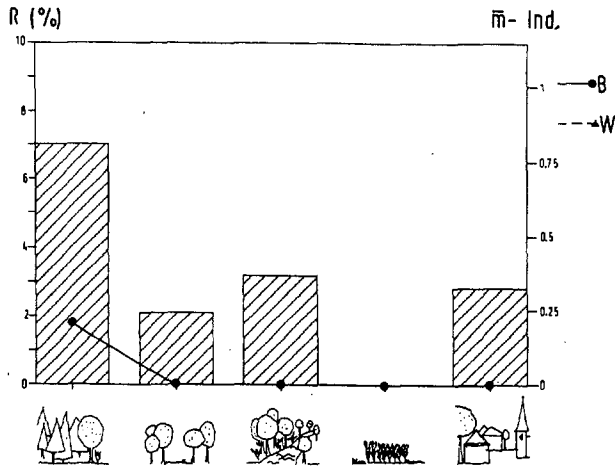


Abb. 47: Biotoppräferenzen des Fitis in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

51. Wintergoldhähnchen *Regulus regulus* (Karte 42 – Anhang)

Das Wintergoldhähnchen trat während der Brutzeit ausschließlich in den Nadelwäldern bzw. koniferenreichen Siedlungsrastern auf (vgl. Abb. 48). Hier wurden bis zu 4 Reviere pro Raster (Raster 5 und 29) registriert. Ein Brutplatz im Auwald raster (Nr. 4) lag in einer relativ jungen Föhrenaufforstung. Der Gesamtbestand ist mit etwa 50 BP zu veranschlagen. In den Wintermonaten wurden vereinzelt auch den Nadelwäldern vorgelagerte Fluggehölze aufgesucht.

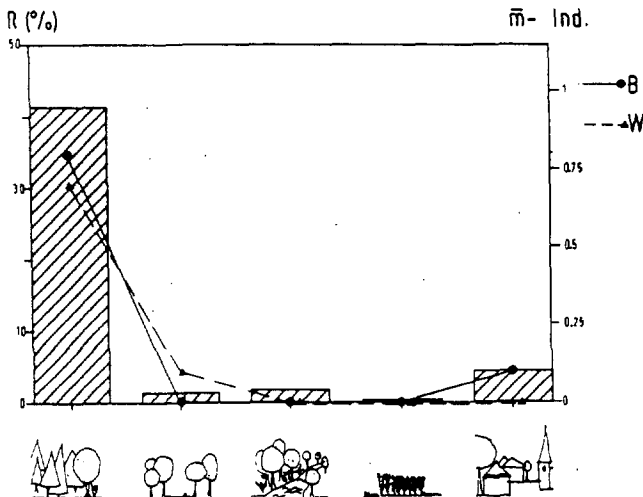


Abb. 48: Biotoppräferenzen des Wintergoldhähnchens in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

52. Sommergoldhähnchen *Regulus ignicapillus* (Karte 43 – Anhang)

Schwerpunkte des Vorkommens lagen im Bereich der nordexponierten, eher feuchten Fichtenwälder (Abb. 49). Das Sommergoldhähnchen erreichte dort nicht nur höchste Dichten (bis zu 3 Reviere/Raster), sondern war mindestens so häufig wie das Wintergoldhähnchen (vgl. dazu Hinweise zur Bevorzugung von Feuchtstellen durch das Sommergoldhähnchen bei THALER 1990). Die Revierzahl im Bereich der südexponierten Föhrenwälder war hingegen deutlich geringer als jene der Zwillingssart (siehe Karten 42, 43 im Anhang).

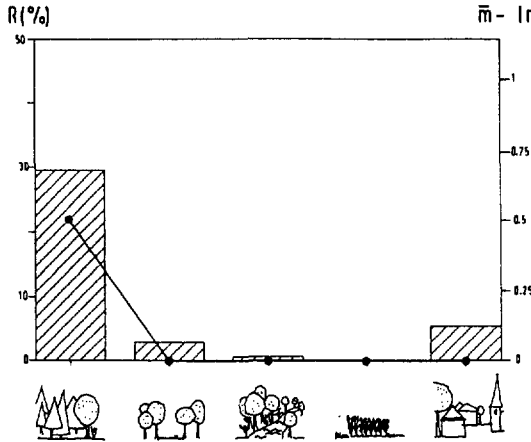


Abb. 49: Biotoppräferenzen des Sommergoldhähnchens in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

53. Grauschnäpper *Muscicapa striata* (Karte 44 – Anhang)

Der Nachweisschwerpunkt des Grauschnäppers lag insgesamt in den Auwäldern entlang des Inn (Abb. 50), die im Inntal generell wichtige Lebensräume für die Art zu sein scheinen (vgl. LANDMANN 1988). Während der Brutzeit verteilen sich die Registrierungen zu gleichen Teilen auf Siedlungsgebiete und Auwälder (mInd-Zahl jeweils 0,1 ; vgl. Karte 44 – Anhang).

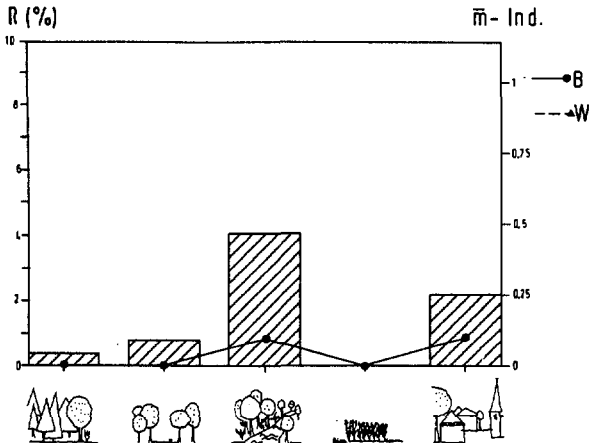


Abb. 50: Biotoppräferenzen des Grauschnäppers in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

54. Trauerschnäpper *Ficedula hypoleuca*

Der Großteil der Registrierungen fällt auf die Zeit des Frühjahrsdurchzuges und stammt aus den Auwäldern entlang des Inn. Der Status eines noch spät im Mai (30.5.89) bei Baumkirchen in geeignetem Bruthabitat singenden Männchens (Raster 114; südexponierter, offener Eichenwald) blieb unklar.

55. Schwanzmeise *Aegithalos caudatus* (Karte 45 – Anhang)

Die Antreffhäufigkeit der Schwanzmeise war während der Brutzeit in Auwaldbereichen am größten, wenn gleich die Revierdichten vergleichsweise (s. LANDMANN & BÖHM 1993 für die Lechauen) unbedeutend waren. Brutvorkommen wurden darüberhinaus auch in südexponierten Hecken und Waldrandbereichen (Karte 45 – Anhang) festgestellt. Während der Wintermonate wurden Schwanzmeisen in höherer Abundanz registriert (Trupps mit bis zu 14 Individuen). Einen deutlichen Bedeutungszuwachs erfuhren dabei vor allem Siedlungsbereiche (Abb. 51).

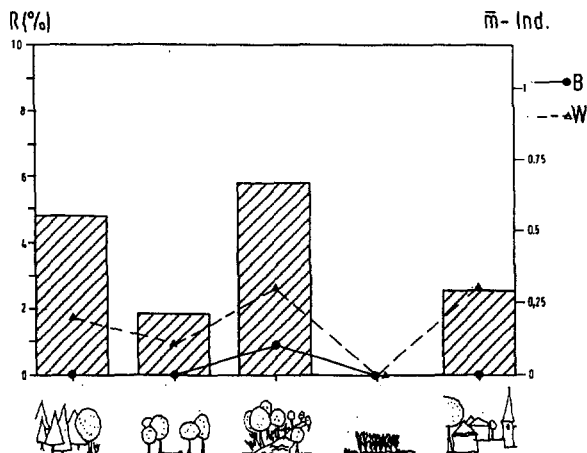


Abb. 51: Biotoppräferenzen der Schwanzmeise in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

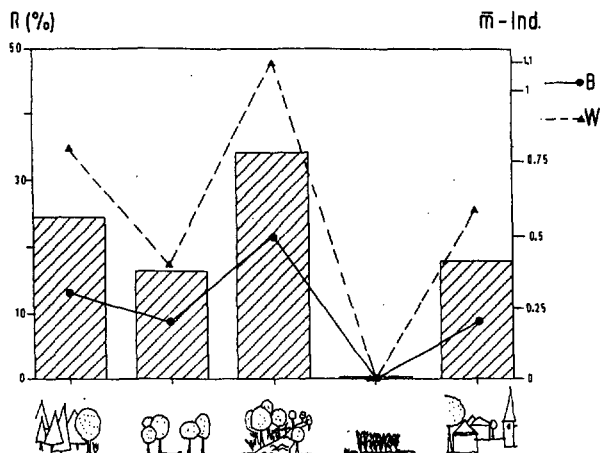


Abb. 52: Biotoppräferenzen der Sumpfschneise in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

56. Sumpfmeise *Parus palustris* (Karte 46 – Anhang)

Nachweise von Sumpfmeisen massierten sich während der Brutzeit deutlich am Inn bzw. im Auwaldbereich ($mInd-Zahl_{IA}$ 0,5; vgl. Abb. 52). Eine Präferenz für feuchtere Waldbereiche ist überdies auch am gehäuftem Vorkommen im vernässten Hangbereich westlich von Kolsass abzulesen (Karte 46 – Anhang). Während der Wintermonate stiegen die Sumpfmeisendichten im Gebiet. Das Habitatpräferenzmuster änderte sich aber saisonal nicht grundlegend, wenngleich Flurgehölze etwas an Bedeutung verloren. Besonders auffällig war im Winter die erhöhte Nachweisfrequenz in Rastern mit hohem Koniferenanteil (Abb. 52). Generell fällt ab Juli gegenüber der Brutsaison eine erhöhte Dispersion im Raum auf (Abb. 53). Zu bedenken ist allerdings, daß Sumpfmeisen in der späteren Brutsaison (zweite Maihälfte, Juni) unauffälliger und schwer zu registrieren sind.

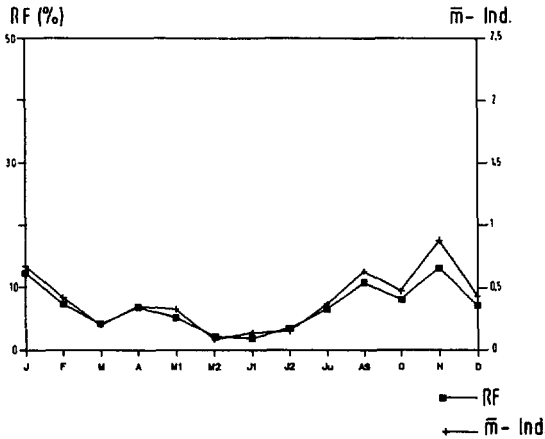


Abb. 53: Saisonale Dynamik der Raumnutzung und jahreszeitliche Dichteschwankungen bei der Sumpfmeise im Raum Kolsass - Terfens (Details Abb. 26).

57. Weidenmeise *Parus montanus* (Karte 47 – Anhang)

Von der Weidenmeise liegen nur wenige Beobachtungen vor (Tab. 15), die vorwiegend aus der Brutzeit stammen. Winterbeobachtungen fehlen fast völlig (21.2.: 1 Einzelvogel). Der einzige Brutplatz lag bezeichnenderweise im Bereich eines größeren Föhrenwaldes (Raster 3). Lichte, wärmebegünstigte Kiefernwälder scheinen in Talbe-

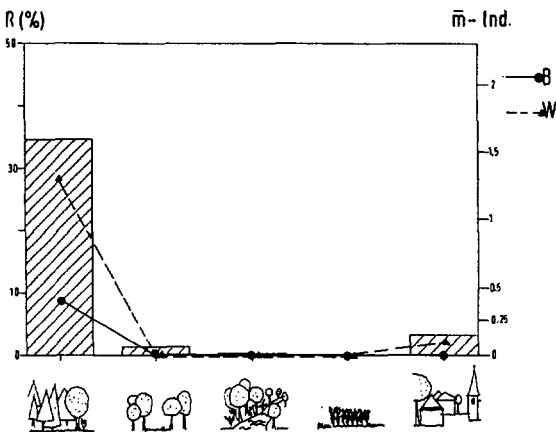


Abb. 54: Biotoppräferenzen der Haubenmeise in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

reichen bzw. in der unteren Montanstufe Tirols generell die einzigen von der Weidenmeise regelmäßig in höherer Dichte besiedelten Standorte zu sein (LANDMANN & BÖHM 1990 und 1993).

58. Haubenmeise *Parus cristatus* (Karte 48 – Anhang)

Haubenmeisen wurden praktisch ausschließlich in Nadelwaldrastern ($R_{NW} = 35\%$) nachgewiesen (Abb. 54). Ganz offensichtlich werden wärmebegünstigte Südhänge (Föhren) präferiert (Karte 48 – Anhang). Im Raster 54 wurde mindestens 3 Reviere festgestellt. Insgesamt ist mit etwa 16 - 17 BP im Gesamtareal zu rechnen. Wie auch bei anderen Meisenarten waren die Antreffhäufigkeiten im Winter (mInd-Zahl_{NW} 1,3) wesentlich höher als während der Brutzeit (mInd-Zahl_{NW} 0,4).

59. Tannenmeise *Parus ater* (Karte 49 – Anhang)

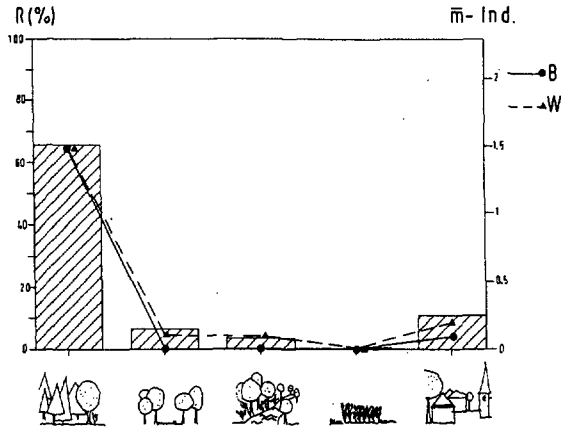


Abb. 55: Biotoppräferenzen der Tannenmeise in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

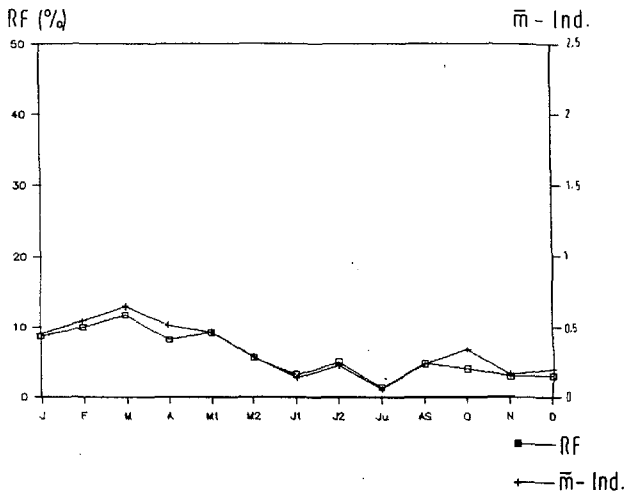


Abb. 56: Saisonale Dynamik der Raumnutzung und jahreszeitliche Dichteschwankungen bei der Tannenmeise im Raum Kolsass - Terfens (Details Abb. 26).

In Nadelwald-Rasterflächen erreichte die Tannenmeise mit 66 % Antreffhäufigkeit nach der Amsel die höchste Stetigkeit aller Arten, alle anderen "Makrohabitate" spielen eine vergleichsweise geringe Rolle (Abb. 55). Die Individuendichten blieben im Nadelwald ganzjährig konstant hoch ($m\text{Ind-Zahl}_{\text{NW}} = 1,5$). Die Revierdichten pro Raster erreichten Maximalwerte von 4 - 6 BP/6,25 ha (Raster 5). Im Gesamtareal ist mit etwa 60 - 70 BP zu rechnen (Tab. 15).

Die saisonalen Schwankungen in der Raumnutzung und in den relativen Dichten (Abb. 56) waren stärker als bei den meisten anderen Arten und dürften nur teilweise methodisch bedingt sein. Die relative Dichte der Tannenmeise erreichte von Jänner bis April (Maximum im März) sowie im Oktober Spitzenwerte. Im März wurden die höchsten Dispersionswerte erreicht (12 % der 384 Quadrantenflächen besetzt). Generell waren sowohl Individuendichten als auch die Raumdispersionswerte in der Refraktärperiode deutlich höher als in der Brutzeit (Abb. 56), was auf verstärkte Zugbewegungen bzw. nachbrutzeitliches Einwandern von den Hanglagen hinweist.

60. Blaumeise *Parus caeruleus* (Karte 50 – Anhang)

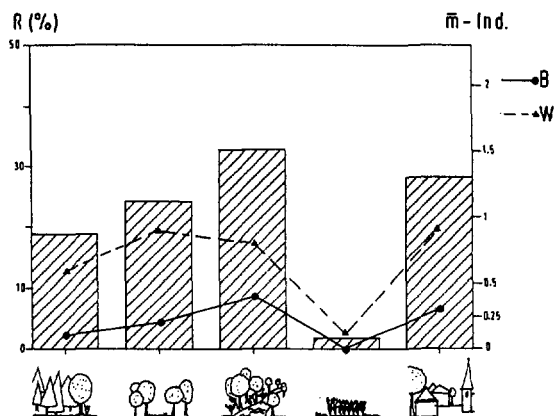


Abb. 57: Biotoppräferenzen der Blaumeise in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

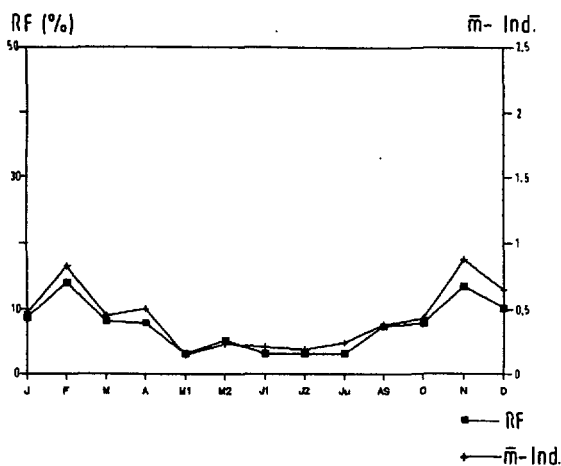


Abb. 58: Saisonale Dynamik der Raumnutzung und jahreszeitliche Dichteschwankungen bei der Blaumeise im Raum Kolsass - Terfens (Details Abb. 26).

Ähnlich wie die Sumpfschneise, wurde auch die Blaumeise mit höchster Frequenz in Auwaldbereichen nachgewiesen ($R_{1A} = 33\%$). Auch Siedlungsgebiete (28 %) wurden konstant frequentiert (Abb. 57, Karte 50 – Anhang). Die höchste kleinräumige Dichte wurde mit 3 BP/6,25 ha im Raster 97 (Auwaldtraster mit Eichengehölzen im Hangbereich) erreicht. Auch bei der Blaumeise lagen die Individuenzahlen im Winter in allen Habitattypen deutlich über jenen der Brutzeit was ebenfalls auf stärkere Zuwanderung von höher gelegenen Arealen in den Talbereich schließen läßt. Korrespondierend damit wurde die relativ enge Lebensraumbindung der Brutzeit aufgegeben und die Verteilung im Raum war in den Wintermonaten wesentlich ausgeglichener als während der Brutzeit. Der Rückgang der Blaumeisenregistrierungen von April auf Mai (Abb. 58) ist aber unter Umständen auch auf eine Verminderung der Gesangsaktivität zurückzuführen.

61. Kohlmeise *Parus major* (Karte 51 – Anhang)

Spezifische Lebensraumpräferenzen sind mit den hier verwendeten groben Indices, zumindest während der Brutzeit, schwer zu erkennen. Außer auf reinen Agrarflächen waren Kohlmeisen überall anzutreffen (Abb. 59).

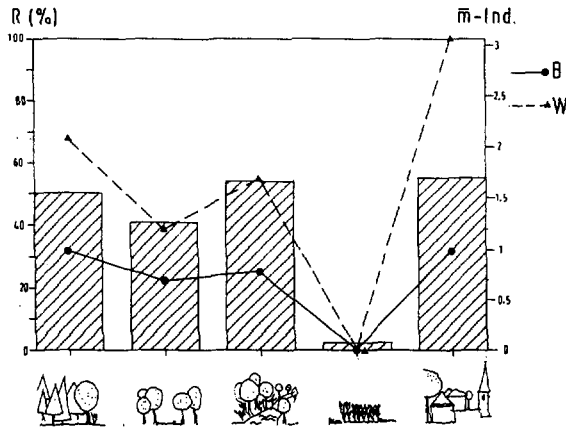


Abb. 59: Biotoppräferenzen der Kohlmeise in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

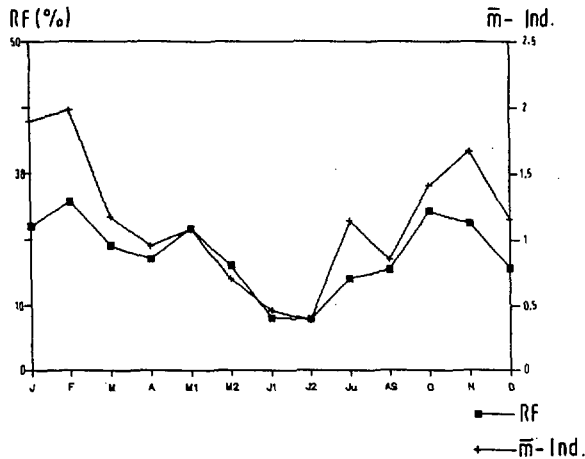


Abb. 60: Saisonale Dynamik der Raumnutzung und jahreszeitliche Dichteschwankungen bei der Kohlmeise im Raum Kolsass - Terfens (Details Abb. 26).

Maximaldichten lagen bei mindestens 3 - 4 BP/6,25 ha im Raster 39, einem Auwald raster mit Siedlungsanteilen, sowie in Raster 53, einem Raster mit Bauerndorfcharakter, alten Obstgärten und Nadelwaldanteilen. Für 925 ha Kulturlandfläche läßt sich ein Gesamtbestand von etwa 110 - 140 BP abschätzen.

In den Wintermonaten stiegen die Dichtewerte vor allem im Siedlungsbereich (3,1 mInd-Zahl) überproportional an (Abb. 59), während etwa offene Flurgehölze relativ an Bedeutung einbüßten. Die Nachweisdichte blieb aber auch in Nadelwald- (mInd-Zahl: 2,1) und Auwaldabschnitten (mInd-Zahl: 1,8) überraschend hoch. Im Mittel waren Kohlmeisen in den Wintermonaten in etwa einem Viertel der Quadrantenflächen anzutreffen, während dieser Dispersionswert im Juni nur mehr 10 % betrug (Abb. 60). Die Kurven von Raumnutzung und Individuenzahlen klangen ähnlich wie bei der Amsel in den Wintermonaten stärker auseinander. Dies ist zum Teil eine Folge der erhöhten Tendenz zu Truppbildung (10 bis 19 Individuen) in den Monaten November bis Februar.

6.2. Kleiber *Sitta europaea* (Karte 52 – Anhang)

Kleiber wurden im UG mit größter Stetigkeit in Rastern mit hohen Nadelwaldanteilen ($R_{NW} = 39\%$) angetroffen (Abb. 61). Brutvorkommen wurden auch in Auwaldstreifen und größeren Feldgehölzinseln festgestellt.

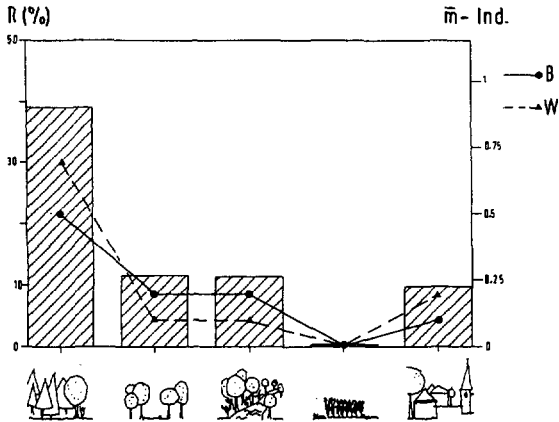


Abb. 61: Biotoppräferenzen des Kleibers in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

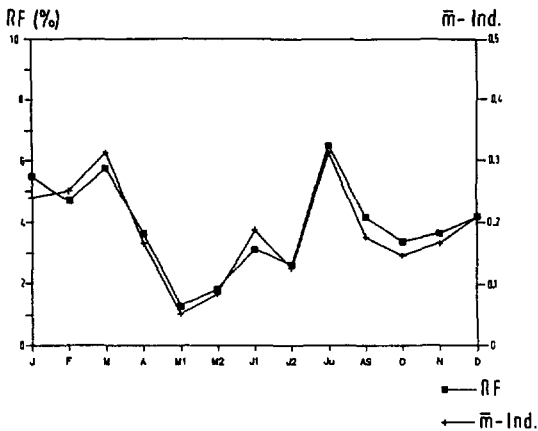


Abb. 62: Saisonale Dynamik der Raumnutzung und jahreszeitliche Dichteschwankungen des Kleibers im Raum Kolsass - Terfens (Details Abb. 26).

Eine Massierung von Kleiberrevieren in den südexponierten, trockenen Nadelwäldern, Waldrandbereichen und größeren Eichenbeständen war auffällig (Karte 52 – Anhang). Die mittlere Zahl der pro Begehung registrierbaren Individuen war beim Kleiber im Jahresgang besonders starken Schwankungen unterworfen (Abb. 62). Auffallend hohe Raumfrequenzen im Sommer und in der Refraktärperiode sind dabei wohl zumindest teilweise auf dispergierende Jungvögel zurückzuführen. Das Beispiel zeigt eindrücklich, daß auch bei Standvögeln ein erhebliche saisonale Dynamik der Raumnutzung existiert, deren Aufdeckung aber stark skalierungsabhängig (Untersuchungsgebietsgröße, Zeitskala) sein dürfte.

63. Waldbaumläufer *Certhia familiaris* (Karte 53 – Anhang)

Die wenigen Waldbaumläufernachweise stammen alle aus Nadelwaldbereichen ($R_{NW} = 2,6\%$) und sind etwa gleich auf Brutzeit und Winter verteilt. Auch die Brutgebiete im Untersuchungsgebiet liegen im Randbereich größerer Nadelwaldgebiete (Karte. 53 – Anhang).

64. Gartenbaumläufer *Certhia brachydactyla* (Karte 54 – Anhang)

Sowohl die Brutpaarverteilung, als auch die Nachweise in der Refraktärperiode weisen den Gartenbaumläufer als Charakterart der innbegleitenden Auwälder aus (Abb. 14). Zum Teil werden auch die angrenzenden trockeneren Eichenwälder frequentiert. Aus der Brutzeit liegen etwa doppelt so viele Nachweise vor wie aus den Wintermonaten.

65. Pirol *Oriolus oriolus*

Mehrere Nachweise aus der Brutperiode (Raster 97, 98 und 103; Auwaldreste westlich Kolsass) lassen eine Brut möglich erscheinen (7. Juni 1989 1 singendes Männchen und 1 Weibchen, 22. Juni 1989 1 singendes Männchen). Diese Daten sind insofern besonders beachtenswert, als aus Nordtirol bislang keine Brutnachweise des Pirols vorliegen (z.B. GSTADER 1989) und selbst Junidaten unseres Wissens praktisch fehlen. Während der Zugperiode (Mai) war der Pirol vereinzelt auch in anderen Auwaldresten entlang des Inn anzutreffen.

66. Neuntöter *Lanius collurio* (Karte 55 – Anhang)

Die Nachweise konzentrierten sich vor allem in südexponierten Hecken und Flurgehölzen (mInd-Zahl 0,4; vgl. Abb. 63). Praktisch alle Brutplätze lagen in diesem Bereich linksufrig des Inn (vgl. Abb. 14). Im Raster 63, einem südexponiertem Hang mit hohem Flurgehölzanteil, der extensiv als Weide genutzt wird, lagen 2 Reviere. Mit insgesamt 15 - 17 Brutpaaren auf der etwa 500 ha großen südexponierten Teilfläche nördlich des Inn erreicht diese bedrohte Art im UG durchaus noch beachtliche Dichtewerte (vgl. z.B. Daten in BEZZEL 1982, WÜST 1988).

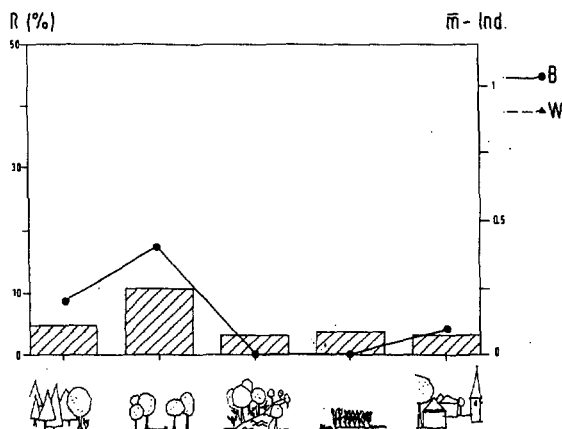


Abb. 63: Biotoppräferenzen des Neuntöters in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

67. Eichelhäher *Garrulus glandarius* (Karte 56 – Anhang)

Der Eichelhäher erreichte im Gebiet höchste Antreffhäufigkeiten in den koniferendominierten Waldrandgebieten ($R_{NW} = 28\%$). Die Feldgehölzareale waren gemessen an der Nachweisfrequenz ($R_{FG} = 10\%$) für den Eichelhäher weniger wichtig (Abb. 64). Auch der Großteil der Brutplätze lag innerhalb von nadelwalddominierten Rastern, die allerdings gut ausgebildete Laubholzsäume aufweisen (Karte 56 – Anhang). Während der Wintermonate verdoppelte sich etwa die Anzahl der pro Kontrolle registrierbaren Eichelhäher. Die Art war nun vermehrt in Feldgehölzen anzutreffen und drang stärker auch in Siedlungsrandbereiche vor (Abb. 64).

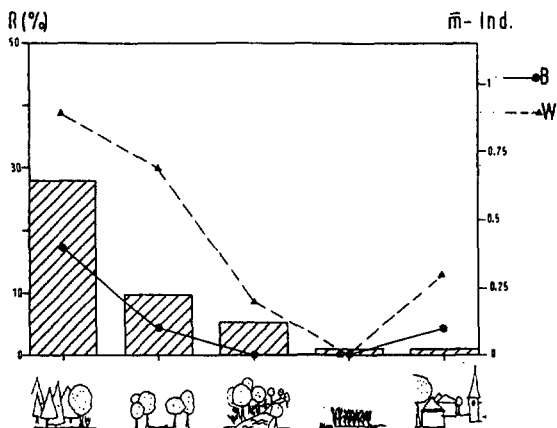


Abb. 64: Biotoppräferenzen des Eichelhäfers in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

68. Elster *Pica pica* (Karte 57 – Anhang)

Der Großteil der 65 Registrierungen stammt aus den Auwäldern und Galeriegehölzen entlang des Inn ($R_{IA} = 8,4\%$; vgl. Abb. 65). Besonders während der Brutzeit besaßen diese Areale hohe Attraktivität. Alle Neststandorte lagen in diesen Bereichen (Karte 57 – Anhang). Die nadelwalddominierten Raster spielten nur in der Brutzeit eine gewisse Rolle, während des Winters verloren sie völlig an Bedeutung (näheres s. Abb. 65).

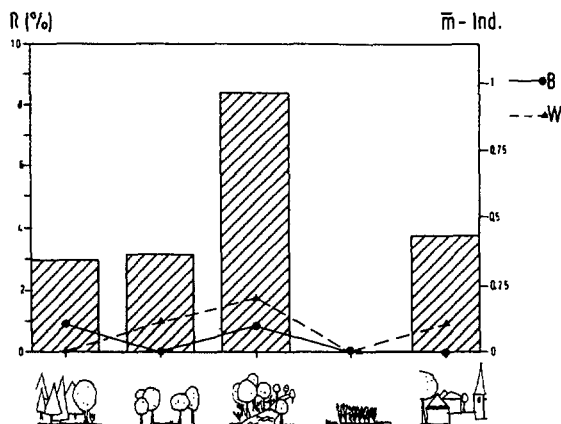


Abb. 65: Biotoppräferenzen der Elster in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

69. Dohle *Corvus monedula*

Die Dohle trat als regelmäßiger Nahrungsgast (von der Brutkolonie Schloß Volders) in den Feldern und Innbereichen um Baumkirchen und Mils auf. Im Teilareal Kolsass - Terfens wurden Dohlen nur vereinzelt beobachtet (25.2, 27.3, 30.8./n = 5).

70. Rabenkrähe *Corvus corone* (Karte 58 – Anhang)

Von den Antreffhäufigkeiten her ergibt sich kein klares Bild der Lebensraumpräferenzen der Art (Abb. 66). Rabenkrähen wurden in allen analysierten Lebensraumtypen regelmäßig mit hohen Konstanzwerten ($R_{ges.} = 25 - 32\%$) angetroffen. Eine Massierung von Neststandorten war am Südrand des UG im Randbereich des Dorfes Kolsass auffällig (Karte 58 – Anhang). Soweit dies bei der zur Brutzeit sehr heimlichen Rabenkrähe mit unserer Erhebungsintensität feststellbar war, waren die Neststandorte räumlich meist gut voneinander abgetrennt. Nur in einem Fall (Auwaldrastr Nr. 39) konnten 2 Rabenkrähenneststandorte innerhalb eines Rasters festgestellt werden. Die mittleren Individuendichten pro Begehung stiegen während der Wintermonate in Feldrastern (mInd-Zahl_{AF} = 2,3), Siedlungsrastern (mInd-Zahl_{SI} = 2,0) und im Innbereich (mInd-Zahl_{IA} = 2,1) stärker an, blieben

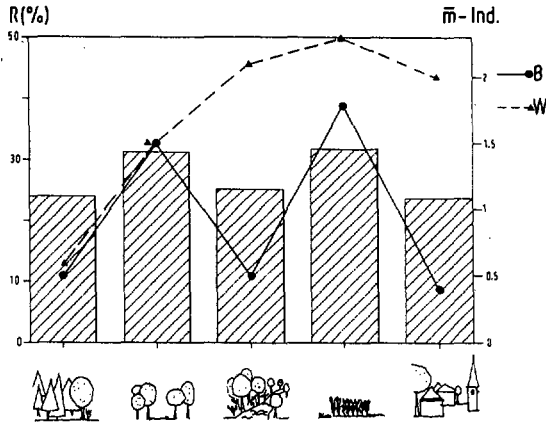


Abb. 66: Biotoppräferenzen der Rabenkrähe in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

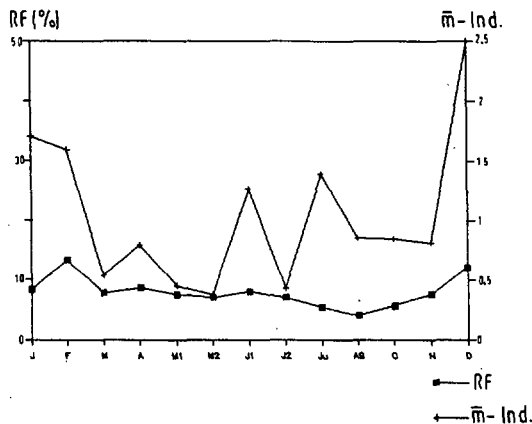


Abb. 67: Saisonale Dynamik der Raumnutzung und jahreszeitliche Dichteschwankungen bei der Rabenkrähe im Raum Kolsass - Terfens (Details Abb. 26).

aber in gehölzdominierten Bereichen auf dem Brutzeitniveau. Die Raumdistributionswerte zeigten ganzjährig relativ geringe Schwankungen während sich die Individuenzahlen oft sprunghaft änderten (Abb. 67). Die größten Schwärme (7.12.89: 51 Individuen) traten im Mittwinter (Dezember - Februar) auf den Feldern entlang des Inn auf.

71. Star *Sturnus vulgaris* (Karte 59 – Anhang)

Siedlungsbereiche (v.a. Obstanger am Rande von Bauernhöfen) wurden während der Brutzeit vom Star deutlich präferiert (mInd: 2,1; Abb. 68). Einzelpaare siedelten darüberhinaus auch in südexponierten Wald-

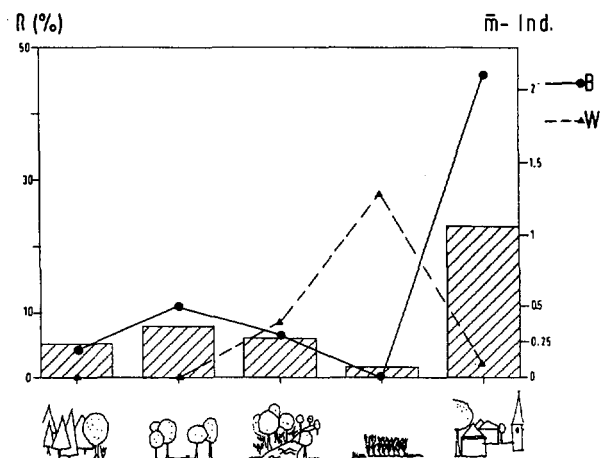


Abb. 68: Biotoppräferenzen des Stars in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

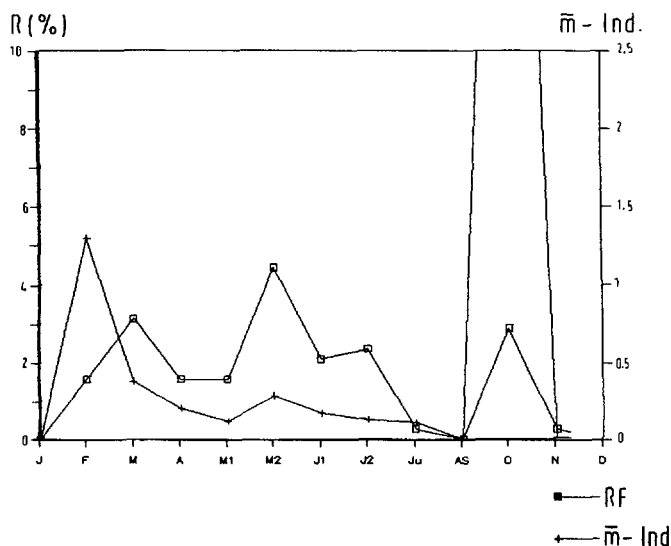


Abb. 69: Saisonale Dynamik der Raumnutzung und jahreszeitliche Dichteschwankungen beim Star im Raum Kolsass - Terfens (Details Abb. 26).

randlagen und in Gehölzen am Inn. Mit maximal etwa 20 - 24 BP war der Star aber im UG relativ selten. Nur in einem einzigen Raster (Auwald-Raster 39; 2 BP) wurde mehr als ein Brutpaar nachgewiesen (Karte 59 – Anhang). In der Zugperiode wurden vorwiegend die abgeernteten Felder aufgesucht ($mInd-Zahl_{AF} = 1,3$; Schwärme bis ca. 600 Ind. – 12.10.). Die Stare nutzten während ihrer Anwesenheit im UG nur einen geringen Teil der Gesamtfläche (im Mittel Nachweise nur in 2 - 3 % der Quadranten). Etwas stärkere Raumdiaspersions war lediglich zum Zeitpunkt des Flüggegewerdens der Jungen zu verzeichnen, die saisonale Dynamik der Individuenbestände ist durch das Auftreten großer Zugtrupps im Oktober stark überprägt (siehe Abb. 69).

72. Haussperling *Passer domesticus* (Karte 60 – Anhang)

Das Auftreten des Haussperlings war fast ausschließlich an das Vorhandensein von Gebäuden gebunden (Abb. 70). Sowohl im Sommer ($mInd-Zahl_{Si} = 6$) als auch im Winter ($mInd-Zahl_{Wi} = 5$) hatte der Haussperling im

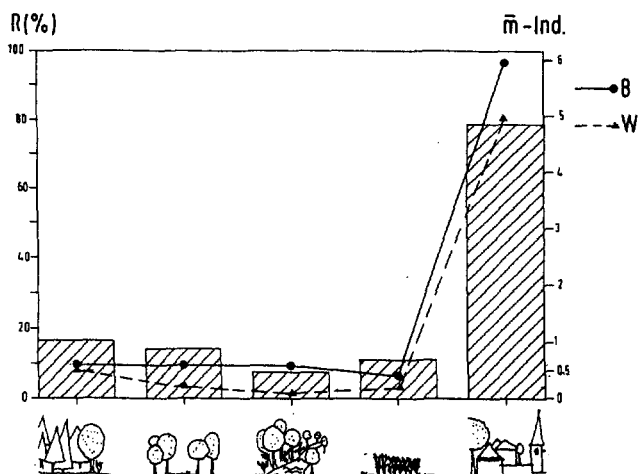


Abb. 70: Biotoppräferenzen des Haussperlings in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

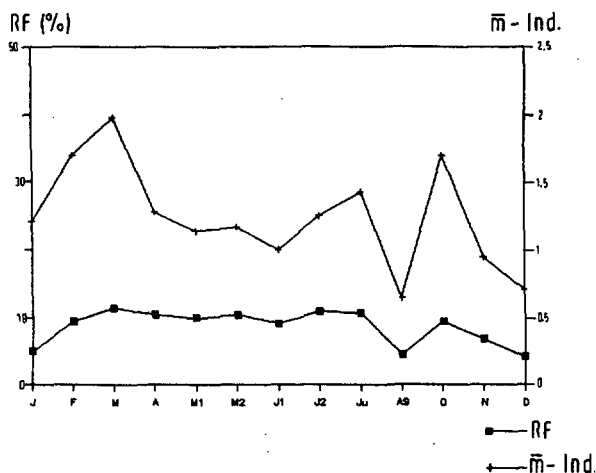


Abb. 71: Saisonale Dynamik der Raumnutzung und jahreszeitliche Dichteschwankungen beim Haussperling im Raum Kolsass - Terfens (Details Abb. 26).

Siedlungsbereich die höchsten Dichtewerte aller nachgewiesenen Vogelarten. Besonders in den bäuerlichen Ortsteilen wurden Brutpaardichten von mindestens 8 - 10 BP/6,25 ha (z.B. Raster 52) ermittelt. Der in Tab. 15 für das Gesamtgebiet abgeschätzte Brutbestand (119 - 130 BP) kann aber angesichts der Erfassungsprobleme bei dieser Art (LANDMANN 1987) nur als grober Richtwert (Minimalbestand) aufgefaßt werden.

Die Präsenz im Gesamttraum blieb insgesamt ganzjährig relativ konstant. Im Mittel wurden Haussperlinge nur in etwa 10 % der 384 Quadrantenflächen (1.56 ha) angetroffen. Der auffällige Einbruch, sowohl der mittleren Individuenzahl als auch der Raumfrequenz im August/September dürfte v.a. durch Sperlinge, die sich in den Maisäckern der Registrierung entziehen, erklärbar sein. Eine Tendenz zur Konzentration auf engerem Raum war in den Wintermonaten auffällig (Abb. 71) und dürfte für Hausspatzen in Montanlagen typisch sein (LANDMANN 1987 und in Vorber.). Die Individuendichten waren hingegen großen Schwankungen unterworfen, was bei schwarmbildenden Arten sicher z.T. auch auf Erfassungsprobleme zurückzuführen ist. Haussperlinge traten außerhalb der Brutzeit vorwiegend in kleinen Gruppen (mittlere Trupfgröße: 6; max. 30) auf. Mittwinterliche Einbrüche in den mInd-Werten (Abb. 68) können möglicherweise auch als Hinweis auf einen "Abzug" von Teilen der Population gewertet werden (vgl. auch LANDMANN 1987).

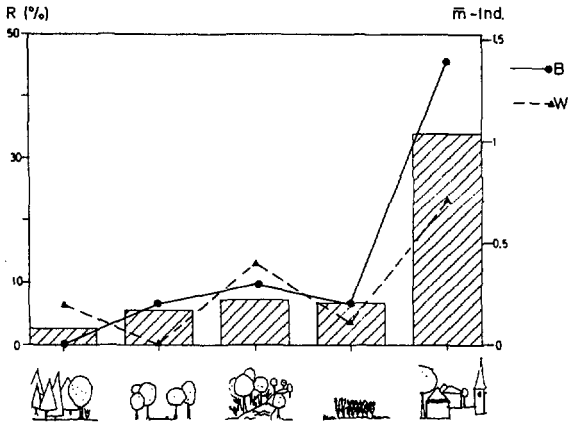


Abb. 72: Biotoppräferenzen des Feldsperlings in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

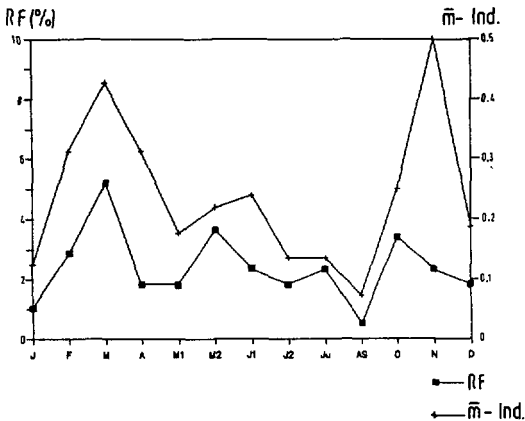


Abb. 73: Saisonale Dynamik der Raumnutzung und jahreszeitliche Dichteschwankungen beim Feldsperling im Raum Kolsass - Terfens (Details Abb. 26).

73. Feldsperling *Passer montanus* (Karte 61 – Anhang)

Auch der Feldsperling war im UG eindeutig an Siedlungsgebiete gebunden und wurde in entsprechenden Rastern bei weitem am häufigsten angetroffen ($R_{SI} = 34\%$). Besonders Ortsrandteile und Einzelgehöfte in der Agrarflur wurden vom Feldsperling während der Brutzeit öfters besiedelt (näheres s. Karte 61 – Anhang). Auch die mittlere Individuenzahl (1,4) pro Kontrolle lag hier weit über den Werten der übrigen Lebensraumtypen. In den Wintermonaten wurden offenbar vermehrt die Galeriewälder entlang des Inn genutzt (Abb. 72). Die höchsten Brutpaardichten wurden mit mindestens 3 BP/6,25 ha am Rand eines alten Bauerndorfes (Raster 144) sowie in einer von Agrarflächen umgebenen Siedlung (Raster 59) festgestellt. Die Art war insgesamt im UG nicht häufig (ca 34 - 36 BP) und auch in der Refraktärperiode nur an wenigen Stellen regelmäßig anzutreffen. In den Sommermonaten (August, September) sowie im Hochwinter wurden teilweise in weniger als 1% der Quadrantenflächen Feldsperlinge beobachtet (Abb. 73). Die Individuenzahlen änderten sich über das Jahr teilweise beträchtlich. Die nachbrutzeitliche Bestandsdynamik läßt auf nicht unerhebliche, großräumigere Ortsbewegungen und mittwinterliche Abwanderungstendenzen schließen. Solche, z.T. zugartige Wanderbewegungen dürften für den klimatisch anspruchsvollen Feldsperling im Alpenraum typisch sein (vgl. entsprechende Daten bei GSTADER & MYRBACH 1986, LANDMANN 1987).

74. Buchfink *Fringilla coelebs* (Karte 62 – Anhang)

Alle Kennwerte (Tab. 15) weisen den Buchfink als den nach der Amsel häufigsten Vogel des Gebietes aus. Sowohl die mittlere Individuenzahlen pro Kontrolle (Abb. 74), als auch das Verteilungsmuster der Reviere (Karte 62 – Anhang) belegen zur Brutzeit die Präferenz für bewaldete bzw. baumdominierte Raster. Die größten Brutpaardichten wurden in einem Auwald raster mit hoher Strukturdiversität ermittelt (5 BP/6,25 ha; Raster 48). Eine eindeutige Bevorzugung bestimmter Waldtypen läßt sich aber aus unserem Material nicht ablesen. Die Antreffhäufigkeiten und Abundanzen waren ganzjährig in Nadelwaldrastern und Auwaldbereichen etwa gleich hoch ($R_{NW} = 75\%$; $R_{IA} = 72\%$; $mInd\text{-}Zahl_{NW \text{ u. } IA}$ Brutzeit und Winter = 2,2) aber auch in Feldgehölzen nur unwesentlich niedriger (Abb. 74). Im Spätherbst und Winter gewannen Siedlungsbereiche ($mInd\text{-}Zahl_{SI} = 3$) erheblich an Bedeutung. Am Zug, im November und Februar wurden Buchfinken auch regelmäßig in monotonen Agrarflächen angetroffen (Abb. 74).

Von allen Vogelarten des UG zeigte der Buchfink die höchsten Raumnutzungswerte. Im Mittel konnten Buchfinken auf etwa 30% der Kontrollflächen (Quadranten) angetroffen werden. Die höchsten Individuenzahlen wurden während des Herbstzuges (Oktober $mInd\text{-}Zahl$ 5,1) erreicht (Abb. 75). Selbst im Mittwinter (Januar und insbesondere Dezember mit $mInd\text{-}Zahl$ 2,1) waren die Buchfinkenzahlen pro Kontrolle nicht geringer als in der Brutzeit.

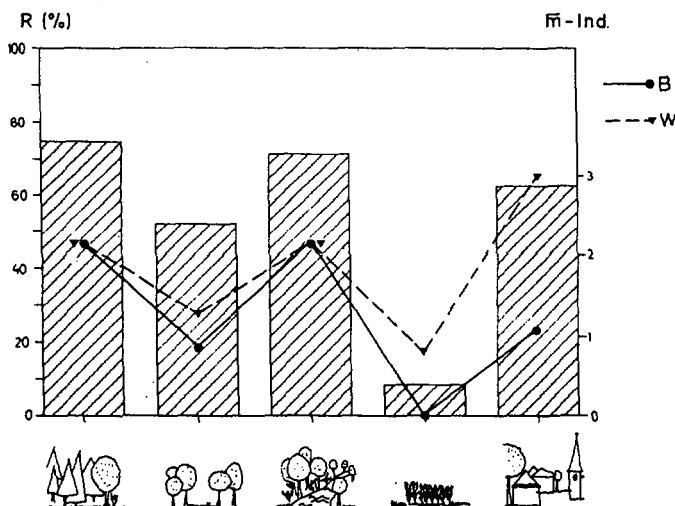


Abb. 74: Biotoppräferenzen des Buchfinken in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

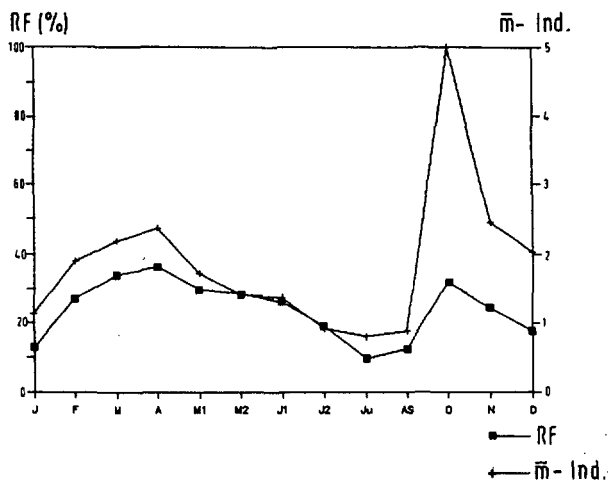


Abb. 75: Saisonale Dynamik der Raumnutzung und jahreszeitliche Dichteschwankungen beim Buchfinken im Raum Kolsass - Terfens (Details Abb. 26).

75. Bergfink *Fringilla montifringilla*

Durchzügler (Oktober - November: 7 Daten) und Wintergast (Dezember - Januar: 4 Registrierungen). Nachweise erfolgten vorwiegend in den Auwaldstreifen entlang des Inn sowie am Rand von Siedlungen.

76. Girlitz *Serinus serinus* (Karte 63 - Anhang)

Nur lokal, vor allem an wärmebegünstigten, südexponierten Böschungen bei Terfens, Brutvogel im Untersuchungsgebiet (Karte 63 - Anhang). Die nordexponierten, kühleren Hangbereiche am Südrand des UG waren nicht besiedelt. Vereinzelt brütete der Girlitz auch in Auwaldstreifen am Inn, wo die Art insgesamt (Zugperiode) am häufigsten nachgewiesen wurde (Abb. 76).

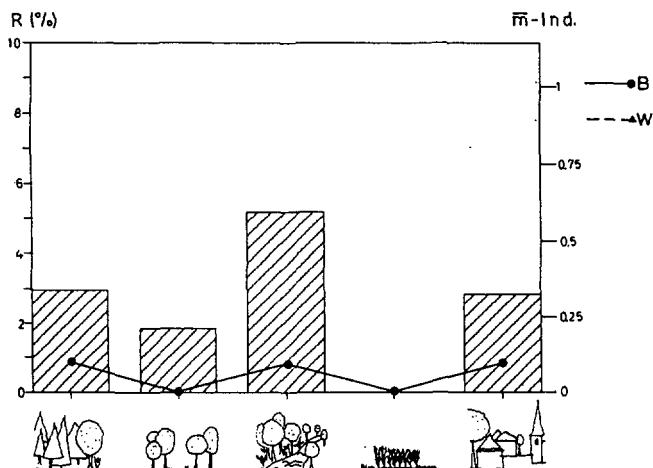


Abb. 76: Biotoppräferenzen des Girlitz in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

77. Grünfink *Carduelis chloris* (Karte 64 – Anhang)

Über die gesamte Untersuchungsperiode lag der Nachweisschwerpunkt des Grünfinks im Siedlungsbereich ($R_{Si} = 36,4\%$), wo er während der Winterperiode höchste Abundanzen erreichte ($mInd\text{-}Zahl_{Si} = 2$). Während der Brutperiode waren hingegen die mittleren Abundanzen pro Begehung in den Auwäldern entlang des Inn sogar etwas höher ($mInd\text{-}Zahl_{IA} = 0,7$), als in Siedlungsrastern ($mInd\text{-}Zahl_{Si} = 0,6$; Abb. 77; vgl. auch die Brutverbreitung Karte 64 – Anhang). Die höchsten Brutpaardichten wurden mit 3 - 4 BP/6,25 ha im Raster 43, einem reich strukturierten Siedlungsraster (Baubestand etwa 30 Jahre alt) mit Nadelwaldanteil ermittelt. Der aus den Kartierungsdaten ableitbare Gesamtbestand von etwa 60 - 70 BP ist für 925 ha Kulturland eher niedrig. Auch wenn man Erfassungsprobleme bei dieser teilweise semikolonial brütenden Art mitberücksichtigt, so dürfte doch auch der geringe Flächenanteil von Neubausiedlungen und vorstadtartigen Gärten für die relativ geringen Abundanzen mitverantwortlich sein (s. Dichtewerte für derartige Siedlungsteile bei LANDMANN 1987).

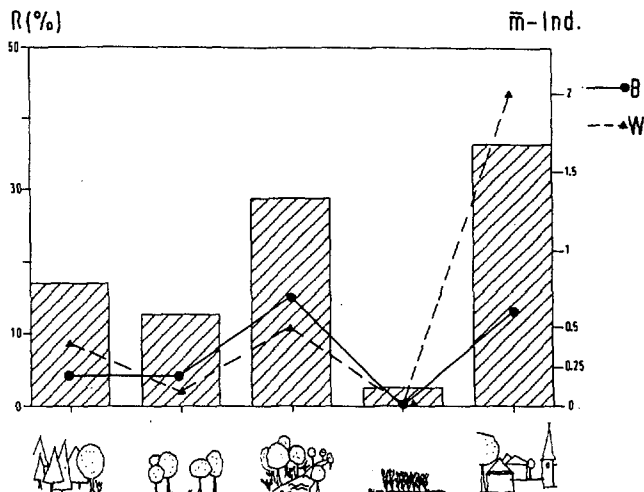


Abb. 77: Biotoppräferenzen des Grünfinks in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

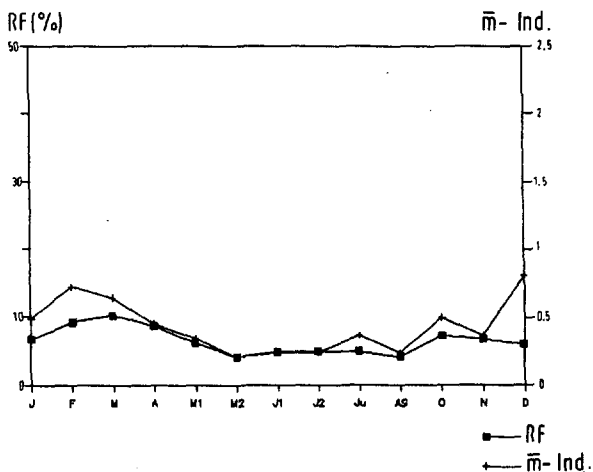


Abb. 78: Saisonale Dynamik der Raumnutzung und jahreszeitliche Dichteschwankungen beim Grünfinken im Raum Kolsass - Terfens (Details Abb. 26).

Auffällige jahreszeitliche Schwankungen in der Raumverteilung sind aus den Raumfrequenz-Indices nicht abzuleiten (Abb. 78). Der Anteil "besetzter" Quadranten bleibt ganzjährig auf relativ niederem Niveau (Jahresmittel = 6,4 %), allenfalls im Frühling tauchen Grünfinken auch in sonst nicht genutzten Teilbereichen des UG auf. Schwarmbildungen in den Wintermonaten (max. Trupppgröße = 21 Ind.) bedingen höhere $mInd$ -Werte von Dezember bis März (siehe Abb. 77 und 78).

78. Stieglitz *Carduelis carduelis* (Karte 65 – Anhang)

Strukturarme Biotope wie reine Agrarflächen oder Fichtenforste wurden vom Stieglitz gemieden, während in Auwäldern ($R_{IA} = 13\%$) und in Siedlungsbereichen ($R_{SI} = 12\%$) relative hohe Präsenzwerte ermittelt wurden (Abb. 79). Der einzige Raster mit mehr als einem Stieglitzbrutrevier war denn auch ein Auwaldtraster mit Siedlungsanteil (2 BP Raster 39). Im Spätherbst verlieren die Auwälder offenbar ihre Attraktivität für den Stieglitz, dagegen wurden vermehrt abgeerntete Felder aufgesucht. Stieglitze waren zwar das ganze Jahr über vereinzelt im Untersuchungsgebiet anzutreffen (Dezember - Januar: 5 Beobachtungen mit 10 Individuen), erreichten jedoch ihre größten Abundanzen im Spätsommer und Frühherbst.

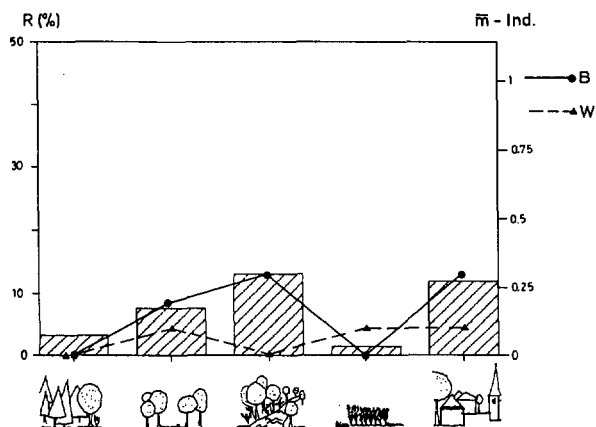


Abb. 79: Biotoppräferenzen des Stieglitz in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

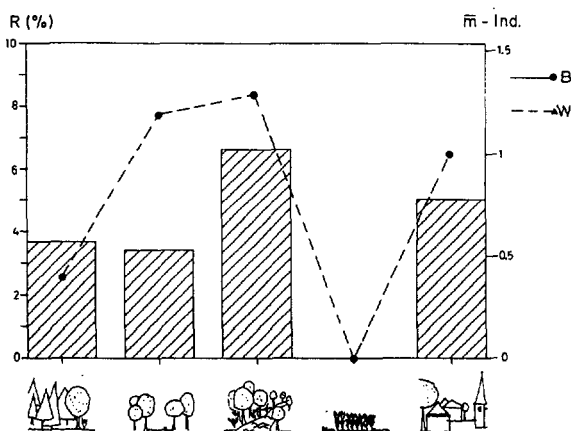


Abb. 80: Biotoppräferenzen des Erlenzeisig in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

79. Erlenzeisig *Carduelis spinus*

Der Erlenzeisig konnte im Untersuchungsgebiet nur im Winter (5.11. - 21.2) nachgewiesen werden (Tab. 15). Vor allem in den Auwäldern entlang des Inn ($mInd-Zahl_{IA} = 1,3$), aber auch in Hecken und Flurgehölzen ($mInd-Zahl_{FG} = 1,2$), und in Siedlungsbereichen wurden Erlenzeisige einigermaßen regelmäßig angetroffen. Die Abundanzwerte in Abb. 80 werden stark von Schwarmregistrierungen beeinflusst (Truppgroße > 20 , $n = 6$; max Truppgroße = 50 Ind.).

80. Gimpel *Pyrrhula pyrrhula* (Karte 66 – Anhang)

Der Gimpel bevorzugte im UG ganzjährig eindeutig Nadelwälder (Abb. 81). Auch die beiden einzigen Brutplätze lagen an den Rändern der bis ins Tal reichenden montanen Nadelwälder. In den Wintermonaten wurden vermehrt andere Lebensräume, vor allem die Siedlungsbereiche, aufgesucht (siehe Abb. 81).

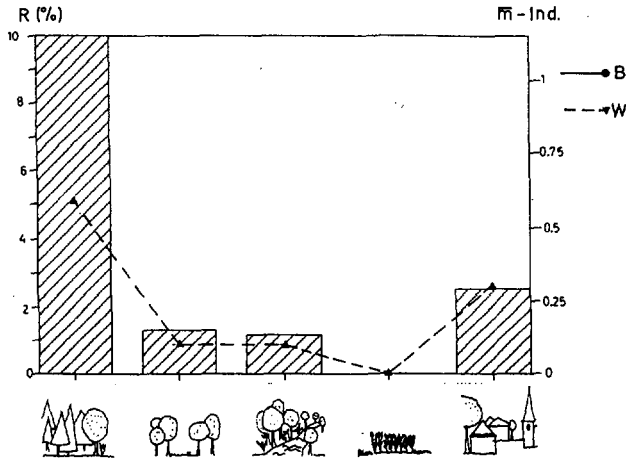


Abb. 81: Biotoppräferenzen des Gimpels in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

81. Kernbeißer *Coccothraustes coccothraustes* (Karte 67 – Anhang)

Die Brutverbreitung und der Status dieser heimlichen Art in Tirol sind weitgehend unklar. In der Umgebung Innsbrucks und im mittleren Inntal dürfte der Kernbeißer aber seit jeher verbreiteter sein (rezente Daten z.B. BÖHM 1991, LANDMANN 1988, 1993; LENTNER unveröffentlicht) als bislang angenommen (z.B. NIEDERWOLFSGRUBER 1968), wenngleich gehäufte Vorkommen wohl selten sind. Dazu passen unsere Daten. Die beiden Brutplätze (Raster 16 und Raster 114) liegen weit auseinander im Bereich halboffener Eichenhaine der südexponierten Hanglagen (Karte 67 – Anhang). Winterregistrierungen fehlen eigenartigerweise, obschon der Kernbeißer in Innsbruck im Winter deutlich regelmäßiger als im Sommer auftritt (LANDMANN 1993).

82. Goldammer *Emberiza citrinella* (Karte 68 – Anhang)

Nachweisschwerpunkte der Goldammer lagen in den südseitigen Laubwaldinseln und Flurgehölzen mit dazwischen- liegenden Wiesen ($R_{FG} = 34\%$), sowie (vor allem während der Brutzeit) in Rastern mit Nadelwaldrändern ($R_{NW} = 33\%$) (Abb. 82). Die höchste Brutpaardichte betrug 2 - 3 BP/6,25 ha (Raster 120: südexponiert mit halboffener Heckenlandschaft). Die Gesamtdichte der Goldammer (61 - 67 BP) im UG ist beachtlich. Die Art ist ein Charaktervogel trockenwarmer Heckenlandschaften mit nicht zu intensiver Nutzung und dürfte ähnliche großräumige Dichten in Tirol vor allem im Oberinntal und an wärmebegünstigten Standorten der Seitentäler erreichen (vgl. Daten bei LANDMANN 1989a, 1991). Im narkalten Tiroler Lechtal sind die Goldammerbestände hingegen deutlich geringer (etwa 50 BP auf 84 km², LANDMANN & BÖHM 1993).

Das gehäufte Vorkommen vor allem im linksufrigen Bereich des UG unterstreichen den hohen Wert der insulären Extensivstrukturen dieses Landschaftsausschnittes (vgl. auch Neuntöter-, Spechtvorkommen). Auwälder und Galeriestreifen entlang des Inn sowie Agrarflächen erfuhren einen deutlichen Bedeutungszuwachs von der Brutperiode zum Winter. Eigenartig ist der sich im Material abzeichnende (Abb. 82) winterliche Attraktivitätsverlust der Dorfbereiche für die Goldammer. Gerade Siedlungsrandbereiche wurden im nahen Mittelgebirgsbereich südlich von Innsbruck im Winter verstärkt von der Goldammer frequentiert (LANDMANN 1987). Möglicherweise sind derartige Phänomene in relativ milden und schneearmen Wintern (1988/89) nicht so stark ausgeprägt. Die Zahl registrierter Goldammer pro Kontrolle war im Jahresverlauf relativ konstant (Abb. 83). Die relativ hohen Raumfrequenz-Werte im Februar und März deuten an, daß während des Zuges auch Teilbereiche frequentiert werden, die von lokalen Brutpopulationen nicht genutzt werden.

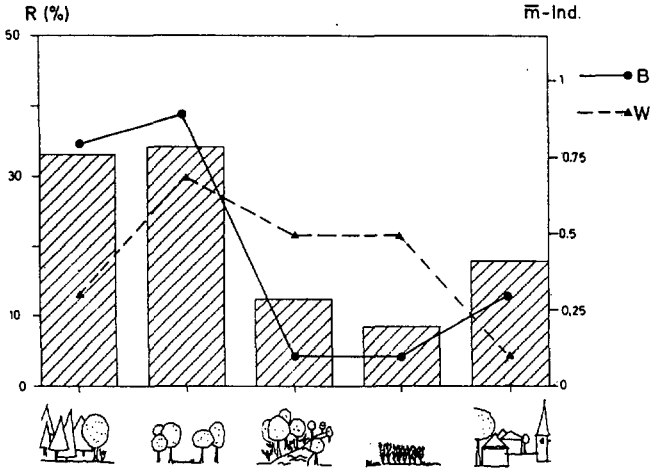


Abb. 82: Biotoppräferenzen der Goldammer in der Kulturlandschaft des mittleren Unterinntals, Tirol (Details Abb. 15).

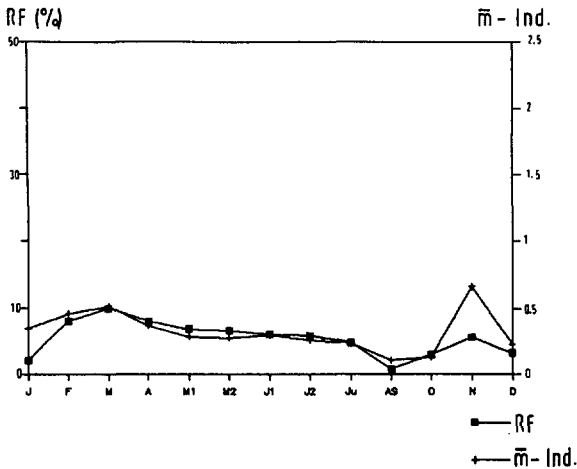


Abb. 83: Saisonale Dynamik der Raumnutzung und jahreszeitliche Dichteschwankungen bei der Goldammer im Raum Kolsass - Terfens (Details Abb. 26).

5. Zusammenfassung:

1. Die Ziele der vorliegenden Arbeit waren:

Die Vogelwelt eines repräsentativen Ausschnittes der Tiroler Kulturlandschaft zu erfassen, sowie den Bestand und die Raumnutzung der einzelnen Arten über das Jahr gesehen darzustellen.

Eine vergleichende Charakterisierung der wichtigsten Teilebensräume mit Hilfe ornithologischer Kennwerte vorzunehmen, und die ökologische Verknüpfung von Teilkompartimenten eines komplexen Landschaftsausschnittes durch Vögel in Raum und Zeit zu demonstrieren.

Mittels vogelkundlicher Daten sollte schließlich aus lokaler Sicht eine Bewertung der Kulturlandschaft durchgeführt und damit Grundlagen für die Raumplanung im intensiv genutzten Talbereich des Innals geschaffen werden.

2. Untersuchungsgebiet, Material und Methoden:

Untersucht wurde der Talbodenbereich des mittleren Unterinnals, Tirol (Koordinaten: $\sim 47^{\circ} 17'$ bis $47^{\circ} 20' N$; $\sim 11^{\circ} 32'$ bis $11^{\circ} 40' E$). Das Untersuchungsgebiet umfaßte eine Fläche von 925 ha. Die Untersuchungsfläche wurde in 148 Rasterflächen mit je 6,25 ha unterteilt und über eineinhalb Jahre (März 1988 - Juni 1989) mittels einer besonders intensiven quantitativen Variante der Rasterkartierung ornithologisch erfaßt. In der Brutzeit wurde jede Rasterfläche 5 mal begangen, in der Refraktärperiode erfolgten monatliche Begehungen die im Prinzip einer portionierenden Linientaxierung entsprachen. In ausgewählten Rastern wurden zur Abschätzung der Erfassungsgenauigkeit ergänzende Revierkartierungen durchgeführt. Weiters wurden in jedem Raster die Flächenanteile der unterschiedlichen Nutzungstypen (19 Variable) und die Struktur der Gehölzvegetation erfaßt.

3. Ergebnisse:

3.1 Artenbestand:

Während der eineinhalbjährigen Untersuchungsdauer (1613 Rasterkontrollen) wurden 132 Vogelarten nachgewiesen, davon brüteten 69 Arten im Untersuchungsgebiet. Brutvorkommen für folgende in Tirol sonst nur sporadisch brütende Arten wurden registriert: Wiedehopf (1 Brutpaar), Kleinspecht (3 BP), Schwarzkehlchen (2 BP). Brutverdacht bestand überdies für Wachtel, Nachtigall und Pirol. Weitere Arten waren durch relativ (Tiroler Verhältnisse) hohe, kleinflächige Bestandsdichten bemerkenswert, z.B. Turmfalke (7 BP), Neuntöter (18 - 20 BP), Sumpfrohrsänger (24 - 30 BP), Gelbspötter (12 - 13 BP), Goldammer (68 - 75 BP). Die häufigste Vogelart war sowohl nach der mittleren Antreffhäufigkeit, als auch nach der Rasterfrequenz die Amsel, gefolgt von Buchfink und Kohlmeise. Für alle Brutvogelarten des Gebietes werden halbquantitative Rasterkarten der Brutverbreitung präsentiert.

3.2. Dynamik der Raumnutzung einzelner Arten:

Zur Darstellung der Raumeinbindung (Habitatpräferenzen) und der saisonalen Dynamik der Raumnutzung einzelner Arten werden folgende Parameter herangezogen: Ganzjährige Antreffhäufigkeiten (Präsenzwerte - Rasterfrequenzen) und relative Abundanzwerte in der Brutsaison bzw. im Winter getrennt für 5 Makrohabitate: Raster mit Nadelwalddominanz, laubholzreiche Feldgehölze, gehölzarme Agrarflächen, Auwälder und flußbegleitende Galeriergehölze, sowie Siedlungsbereiche.

Für einen Teilbereich des Untersuchungsgebietes (600 ha, 96 Raster) werden bei häufigeren Standvögeln und Kurzstreckenziehern ganzjährige Muster der Raumdispersion (An-/Abwesenheit auf 384 Kleinflächen) mit saisonalen Abundanzschwankungen verglichen. Maxima bzw. Minima der Dispersion im Raum und lokale Bestandsdichten verliefen dabei bei solitären Arten (z.B. Hausrotschwanz, Rotkehlchen, Zilpzalp, Kleiber) überwiegend parallel, während bei zumindest zeitweise schwarmbildenden Arten (z.B. Rabenkrähe, Buchfink) und bei Arten mit erheblichem saisonalen Habitatwechsel (z.B. Amsel, Wacholderdrossel, Hausspatz) Bestandshöhepunkte und Dispersionsschwerpunkte zum Teil stärker gegeneinander verschoben waren. Unabhängig davon waren auch für Standvögel (z.B. Kleiber, Feldsperling) starke jahreszeitliche Schwankungen im Ausmaß der insgesamt genutzten Fläche auffällig.

3.3. Lebensraumspezifische Differenzen, Beziehungen zwischen Strukturmerkmalen und ornithologischen Kennwerten.

Über das Jahr gesehen waren einzelne Bauerndorfbereiche mit einer mittleren Antreffhäufigkeit von 56,1 Individuen pro Rasterkontrolle (ca. 15 min.) die vogelreichsten und mit bis zu 45 Brutpaaren (pro 6,25 ha) die dichtest besiedelten Teile des Untersuchungsgebietes. Daneben waren vor allem walddominierte Raster durch

relativ hohe Brutvogelartenzahlen und überdurchschnittlich hohe, flächenbezogene Revierdichten ausgezeichnet, was vor allem auf hohe Randlinieneffekte zurückgeführt wird.

Die Bereiche mit der höchsten Gesamtvielfalt an Vogelarten waren südexponierten Hanglagen, die einen hohen Anteil an Hecken- und Flurgehölzinseln aufwiesen, sowie Auwaldflächen am Inn mit einer Flächenausdehnung über 3 ha. Unabhängig von der Zugehörigkeit zu einem bestimmten Flächentyp nahmen ganzjährig die Artenvielfalt und Individuendichten pro Raster mit zunehmender Flächendiversität (H') zu. Die Individuendichten waren allerdings in der Refraktärperiode, insbesondere während der herbstlichen Zugperiode, weniger eindeutig von der Strukturdiversität beeinflusst. In offenen Kulturlandrastern (Agrar- und Wiesenbiotope) nahm überdies die Anzahl der Brutpaare mit der Länge der Umhüllungslinie von Flurgehölzen signifikant zu. Die Artenvielfalt war ganzjährig hoch signifikant mit der Länge der Umhüllungslinie korreliert, für die Vogelindividuen dichten galt dieser Zusammenhang jedoch nur in der Brutperiode.

3.5. Saisonale Aspekte:

Die Anzahl der pro Kontrolle im gesamten Untersuchungsgebiet angetroffenen Vogelindividuen war während der Refraktärperiode höher als während der Brutzeit (April - Juni), der Artenreichtum hingegen nahm von der Brutzeit über den Herbst bis zum Winter stark ab. Folgende Trends im saisonalen Bedeutungswandel von Teillebensräumen für Vögel sind hervorzuheben: Im Winter wurden höchste Vogeldichten generell in Siedlungsbereichen registriert und Raster mit hohem Siedlungsanteil waren im Winter (v.a. November - Dezember) wesentlich individuenreicher als zu anderen Zeiten. Hecken und Flurgehölze, Agrarflächen und flußnahe Auwälder erreichten während der Herbstperiode ihre höchsten Vogeldichten. Nur in nadelwalddominierten Rastern lagen die mittleren Vogeldichten während der Brutperiode deutlich höher als in anderen Jahreszeiten.

3.6. Raumbewertung – Vögel als Indikatoren:

Folgende Teilbereiche des Untersuchungsgebietes werden unter Verwendung vogelkundlicher Kenngrößen als besonders bedeutend eingestuft:

- Auwaldreste bei Kolsass sowie östlich von Fritzens.
- Insuläre Reste von Feuchtgebieten vor allem im Bereich der "Weißen Lahn" in Terfens sowie einzelne Abschnitte der Entwässerungsgräben in den Kolsasser und Weerer Feldern.
- Die mit Hecken und Flurgehölzinseln durchsetzten südexponierten Hangbereiche westlich von Baumkirchen und zum Teil noch westlich von Terfens.

Generell werden darüberhinaus Waldränder mit ausgeprägter Saumvegetation und bäuerliche Obstänger mit alten hochstämmigen Bäumen als besonders wertvolle Strukturen angesehen.

Die Studie zeigt insgesamt deutlich, daß sich innerhalb eines Jahres ein erheblicher kleinräumiger Bedeutungswechsel der einzelnen Teillebensräume für Vögel vollzieht. Eine verstärkte Beachtung der saisonalen Dynamik der Raumnutzung mobiler Tiere ist daher nicht nur für eine umfassende Beurteilung ökologischer Funktionen von Landschaftsausschnitten unerläßlich, sondern auch für die Planungspraxis zu fordern.

6. Literatur:

- ANONYMUS (1981): Eine Chance für die Nachtigall. – Ber. Stadtgemeinde Innsbruck 1980: 22 - 23.
- ANL (1991) (Hrsg.): Das Mosaik-Zyklus-Konzept der Ökosysteme und seine Bedeutung für den Naturschutz. – Laufener Seminarbeiträge 5/91: 1 - 54.
- BAUER, K. (1989): Rote Liste der gefährdeten Vögel und Säugetiere Österreichs. – Österr. Ges. f. Vogelkunde, Wien, 58 pp.
- BERTHOLD, P. (1976): Methoden der Bestandserfassung in der Ornithologie: Übersicht und kritische Betrachtung. – J. Orn. 117: 1 - 69.
- BEZZEL, E. (1980): Beobachtungen zur Nutzung von Kleinstrukturen durch Vögel. – Ber. ANL 4: 119 - 125.
- (1982): Vögel in der Kulturlandschaft. – Stuttgart, 350 pp.
- (1985): Kompendium der Vögel Mitteleuropas – Nonpasseriformes. – Wiesbaden, 792 pp.
- (1988): Pflanzen als Vogelnahrung: Beitrag zum Artenschutz auf Kleinflächen. – Bayerisches landwirtsch. Jb. 65: 97 - 120.
- (1990a): Saisonale Verbreitungsmuster von Vögeln am Nordalpenrand: faunistische Erhebungen mit einfacher Methodik. – Acta ornithoecol. 2: 107 - 132.
- (1990b): "Vogelsukzessionen" auf Kleinflächen: Daten einer 22 jährigen Beobachtungsreihe. – Vogelwelt 111: 46 - 59.
- BEZZEL, E. & H. RANFTL (1974): Vogelwelt und Landschaftsplanung. – Darmstadt, 92 pp.

- BLAB, J., A. TERHARDT & K.P. ZSIVANOVITS (1989): Tierwelt in der Zivilisationslandschaft. — Greven, 223 pp.
- BODENSTEIN, G. (1986): Über die Vogelwelt des Gurgltals, Nordtirol. — *Monticola* 5 (Sh): 1 - 144.
- BÖHM, C. (1991): Die Vogelwelt der Gemeinde Rum: Ergebnisse einer Rasterkartierung in der Brutsaison 1991. — Gutachten i. A. der Landesanstalt für Landschaftspflege und Forstpflanzenzüchtung — Landesforstdirektion Tirol. — Typoskript, 25 pp.
- BRUSH, T. & E.W. STILES (1986): Using food abundance to predict habitat use by birds. In: VERNER, J., M. MORRISON & C.J. RALPH (Eds): *Wildlife 2000, modelling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. — Wisconsin & London, 57 - 63.
- DVORAK, M., A. RANNER & H.-M. BERG (1993): *Atlas der Brutvögel Österreichs*. — Umweltbundesamt Wien, 521 pp.
- EMLEN, J.T. (1972): Size and structure of a wintering avian community in southern Texas. — *Ecology* 53: 317 - 329.
- FICHTL, K. (1958): *Wattener Buch, Schlern Schriften*, Innsbruck 165: 1 - 602.
- FLIRI, F. (1975): *Das Klima der Alpen im Raum von Tirol. Monografien zur Landeskunde Tirols I*. — Innsbruck, 454 pp.
- (1982) (Hrsg.): *Tirol Atlas: Wahrscheinlichkeitskalender für Schneehöhen*. — Innsbruck, Blatt D 17.
- FUCHS, E. (1982): Folgen kulturtechnischer Maßnahmen auf den Sommervogelbestand im schweizerischen Mittelland. — *Orn. Beob.* 79: 121 - 127.
- FUCHS, E. & L. SCHIFFERLI (1980): Comparative censuses in Swiss farmland. — *Proc. VI. int. Conf. Bird Census Work*, Göttingen: 141 - 150.
- GAMAUF, A. & H. WINKLER (1991): Untersuchungen zur Vogelwelt der Oberen Drau. — *Carinthia* II, 181/101: 547 - 562.
- GLUTZ v. BLOTZHEIM, U.N., K.M. BAUER & E. BEZZEL (1971): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas Bd.4 Falconiformes*. — Wiesbaden, 943 pp.
- GLUTZ v. BLOTZHEIM, U.N. & K.M. BAUER (1985): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas Bd. 10/ II: Passeriformes: Motacillidae - Prunellidae*. — Wiesbaden, 1184 pp.
- GSTADER, W. (1973): Jahresdynamik der Avifauna des süd-westlichen Innsbrucker Mittelgebirges. — *Monticola* 3 (Sh): 1 - 68.
- (1989): Rote Liste der gefährdeten Brutvogelarten Tirols. — *Beih. zur Sonderausstellung Tiroler landeskundl. Museum: Wo sind sie geblieben? Artenrückgang in Tirol*: 71 - 79.
- (1991): Zur Vogelwelt des Arzler Kalvarienberges — Innsbruck/Tirol. — *Monticola* 6 (Sonderheft): 1 - 90.
- GSTADER, W. & H. MYRBACH (1986): Die Vogelwelt eines Teiches bei Inzing/Tirol. — *Monticola* 5: 1 - 212.
- HEYDEMANN, B. (1981): Zur Frage der Flächengröße von Biotopbeständen für den Arten- und Ökosystemschutz. — *Jb. Naturschutz und Landschaftspflege* 31: 21 - 51.
- (1988): Grundlagen eines Verbund- und Vernetzungskonzeptes für den Arten und Biotopschutz. — *Laufener Seminarbeiträge* 10/86: 9 - 18.
- HOLZNER, W., E. HORVATIC, E. KÖLLNER, W. KÖPPL, M. POKORNY, E. SCHARFETTER, G. SCHRAMAYER & M. STRUDL (1986): *Österreichischer Trockenrasenkatalog*. — *Grüne Reihe BM Gesundheit und Umweltschutz Wien* 6: 1 - 380.
- JEDICKE, E. (1990): *Biotopverbund*. — Stuttgart, 8 pp.
- JENNI, L. (1984): Herbstzugmuster von Vögeln auf dem Col de Bretolet unter besonderer Berücksichtigung nachbrutzeitlicher Bewegungen. — *Orn. Beob.* 81: 183 - 213.
- JETZ, W. & E. BEZZEL (1993): Wie groß ist der audiovisuelle Erfassungsgrad von Singvögeln zur Nachbrutzeit? Versuch einer Quantifizierung. — *Vogelwelt* 114: 186 - 198.
- KOSTRZEWA, R. & A. KOSTRZEWA (1993): *Der Turmfalke*. — Wiesbaden, 133 pp.
- KRABICHLER, A. (1980): Erläuterungen zur Bodenkarte Hall in Tirol. — *Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Wien*, 256 pp.
- KREBS, C.J. (1985): *Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance*. — New York (3rd ed.), 800 pp.
- KURZ, H. (1979): Zum Vorkommen der Zwergschnepfe *Lymnocyptes minimus* (Brünnich 1764) in Nordtirol. — *Zoologie am Ferdinandeum. Beih.* 4, Sonderausstellung Tierpräparation Tiroler landeskundl. Museum: 43 - 46.
- LANDMANN, A. & C. LANDMANN (1978): Zur Siedlungsbiologie der Rauchschnalbe *Hirundo rustica* und Mehlschnalbe *Delichon urbica* in der Unteren Schranne, Nordtirol. — *Anz. orn. Ges. Bayern* 17: 247 - 265.

- LANDMANN, A. (1979): Zum Durchzug und Status der Limikolen (Charadrii) in Nordtirol. — *Egretta* **22**: 33 - 75.
- (1980): Weiterer Brutvogel der "Roten Liste" in Nordtirols wichtigstem Feuchtgebiet. — *Wir und die Vögel*. — Ber. aus Österreich **12**(4): 2.
- (1983): Zur Bedeutung und Schutzwürdigkeit des Feuchtgebietes "Loar" bei Kramsach (KG Mariatal) unter besonderer Berücksichtigung der Tierwelt. — Gutachten Amt der Tiroler Landesregierung, Abt. Umweltschutz, 32 pp.
- (1987): Ökologie synanthroper Vogelgemeinschaften. Struktur, Raumnutzung und Jahresdynamik der Avizönosen. Biologie und Ökologie ausgewählter Arten. — Diss. Univ. Innsbruck, 307 pp.
- (1987a): Zur Strukturierung, Ökologie und Jahresdynamik urban-ruraler Vogelgesellschaften der Umgebung Innsbrucks, Nordtirol. — *Beitr. Naturkde. Niedersachsens* **40**: 202 - 207.
- (1988): Die ökologische Wertigkeit der Kufsteiner- und Langkampfener Innauen aus ornithologischer Sicht. — Gutachten i. A. Tiroler Wasserkraftwerke AG, Typoskript, 37 pp.
- (1989): Vogelgesellschaften in Montandörfern: Struktur und Raumnutzung im Vergleich zur Variabilität des Lebensraumes. — *J. Orn.* **130**: 183 - 196.
- (1989a): Zur vogelkundlichen Bedeutung der Waallandschaft im Bereich Stanz-Eichenbichel, Nordtirol. — Gutachten i. A. der Landesanstalt für Landschaftspflege und Forstpflanzenherzeugung — Landesforstdirektion Tirol, Typoskript, 15 pp.
- (1990): Die Vogelwelt Österreichs: Eine Übersicht. — Pädagogisches Institut des Bundes, Vorarlberg, vervielfältigtes Typoskript, 76 pp.
- (1990a): Fauna der Uferbereiche und der Standortbereiche der geplanten Kraftwerksanlagen. — In: Österreichisches Institut für Raumplanung: Gutachten über die zu erwartenden Auswirkungen einer Verwirklichung des Kraftwerksprojektes Uderns (Zillertal). — Wien: 134 - 148.
- (1991): Die Vogelwelt des Naturschutzgebietes Rosengarten (Gemeinden Patsch und Innsbruck, Nordtirol). — Gutachten i. A. des Amtes der Tiroler Landesregierung, Abt. Umweltschutz, Typoskript, 23 pp.
- (1991a): Habitatpräferenzen, Dynamik der Raumnutzung und Bestandsstruktur bei Dorfamseln (*Turdus merula*). — *J. Orn.* **132**: 303 - 318.
- (1993): Die Vogelwelt der Innsbrucker Grünanlagen. — Grundlagenstudie im Auftrag der Stadt Innsbruck, 136 pp.
- (1993a): Die Heuschrecken der Nordtiroler Trockenrasen. — Grundlagenstudie i. A. der Tiroler Landesregierung, 182 pp.
- LANDMANN, A. & C. BÖHM (1990): Das Flußsystem des Tiroler Lech: ornithologische Wertigkeit und Bedeutung für den Vogelschutz. — *Vogelschutz in Österreich* **5**: 21 - 30.
- (1993): Verbreitungs- und Häufigkeitsmuster von Wirbeltieren im Tiroler Lechtal. — Regionalstudie Lech-Ausserfern, 2 Bände, 150 u. 122 pp.
- LANDMANN, A., A. GRÜLL, P. SACKL & A. RANNER (1990): Bedeutung und Einsatz von Bestandserfassungen in der Feldornithologie: Ziele, Chancen, Probleme und Stand der Anwendung in Österreich. — *Egretta* **1**: 11 - 50.
- LANDMANN, A., R. LENTNER & C. BÖHM (1994): Estimating songbird numbers by grid mapping? A methodological comparison. — *Proc. 12th Int. Conf. Bird Census and Atlas Work, Northwikerhood, Netherlands* (im Druck).
- LENTNER, R. (1990): Vogelwelt und Struktur der Kulturlandschaft: Räumliche und saisonale Muster (Untersuchung im mittleren Unterinntal, Tirol). — Diplom-Arbeit Universität Innsbruck, 206 pp.
- (1992): Die Vogelwelt des Naturschutzgebietes Silzer Innauen. — Amt der Tiroler Landesregierung, Abt. Umweltschutz, Typoskript, 16 pp.
- (1994): Naturschutz in Tirol — eine kurze Darstellung. — *Tiroler Gemeindeverband* 1994 **1/2**: 10 - 12.
- MAYER, G. (1977): Die ökologische Bewertung des Raums Linz-Enns nach dem Bestand an Vogelarten. — *Natur- und Landschaftsschutz in Oberösterreich* **4**: 1 - 104.
- MAC ARTHUR, R.H. & J.W. MAC ARTHUR (1961): On bird species diversity. — *Ecology* **42**: 594 - 598.
- MØELLER, A.P. (1984): Community structure of birds in agricultural areas in summer and winter in Denmark. — *Holarct. Ecol.* **7**: 413 - 418.
- MULSOW, R. (1980): Untersuchungen zur Rolle der Vögel als Bioindikatoren am Beispiel ausgewählter Vogelgesellschaften im Raum Hamburg. — *Hamburger avifaunistische Beiträge* **17**: 1 - 270.
- MURPHY, D.D. & B.A. WILCOX (1986): Butterfly diversity in natural habitat fragments: a test of the validity or vertebrate-based management. — In: VERNER, J., M. MORRISON & C.J. RALPH (Eds):

- Wildlife 2000, modelling habitat relationships of terrestrial vertebrates. — Wisconsin & London: 64 70.
- NIEDERWOLFSGRUBER, F. (1968): Ornithologische Beobachtungen aus Nordtirol. — *Monticola* **1**: 169 - 196.
- OELKE, H. (1977): Methoden der Bestandserfassung von Vögeln: Nestersuche-Revierkartierung. — *Orn. Mitt.*: 151 - 165.
- RALPH, C.J. (1981): An investigation of the effect of seasonal activity levels on avian censusing. — In: RALPH, C.J. & M.J. SCOTT (eds.): Estimating numbers of terrestrial birds. — *Studies in Avian Biology* **6**: 265 - 270.
- REICHHOLF, J. (1980): Die Arten-Areal Kurve bei Vögeln in Mitteleuropa. — *Anz. Orn. Ges. Bayern* **19**: 13 - 26.
- (1988): Ist der Biotop-Verbund eine Lösung des Problems kritischer Flächengrößen? — *Laufener Seminarbeitr.* **10/86**: 9 - 18.
- RETTIG, K. (1981): Beitrag zur Vogel- und Insektenwelt im Raum Nauders/Tirol. — In: Weitere kleine Beiträge zur Vogel- und Insektenwelt Ostfrieslands und der Alpen. — Selbstverlag, Emden: 8 - 13.
- SCHERNER, E.R. (1983): Die Flächengröße als Fehlerquelle bei Brutvogel-Bestandsaufnahmen. — *Ökol. Vogel* **3**: 145 - 175.
- SCHERZINGER, W. (1985): Die Vogelwelt der Urwaldgebiete im Inneren Bayerischen Wald. — *Schriftenr. Nationalpark Bayr. Wald* **12**: 1 - 188.
- SCHLÄPFER, A. (1988): Populationsökologie der Feldlerche *Alauda arvensis* in der intensiv genutzten Agrarlandschaft. — *Orn. Beob.* **85**: 309 - 371.
- SOVON (1987): Atlas van de Nederlandse Vogels. — Arnhem, 591 pp.
- SUTER, W. (1988): *Saxicola rubetra* — Braunkehlchen. — In: GLUTZ v. BLOTZHEIM, U.N. & K. BAUER (Hrsg.): Handbuch der Vögel Mitteleuropas **11/I**: 392 - 446.
- THALER, E. (1988): Brut der Nachtigall *Luscinia megarhynchos* in Innsbruck. — *Monticola* **6**: 58.
- (1990): Die Goldhähnchen. — Neue Brehmbücherei, Wittenberg Lutherstadt **597**: 1 - 165.
- TURCEK, F.J. (1972): Birds as biological indicators. — *Questiones Geobiologicae* **10**: 6 - 63.
- UTSCHIK, H. (1978): Zur ökologischen Einnischung von 4 Laubsängerarten im Murnauer Moos. — *Anz. orn. Ges. Bayern* **17**: 209 - 244.
- (1983): Rasterkartierung von Sommervogelbeständen zur Nutzung der Bioindikation häufiger Vogelarten. — *J. orn.* **124**: 39 - 57.
- VERNER, J. (1985): Assessment of counting techniques. — *Current Ornithology* **2**: 247 - 302.
- WINDING, N., S. WERNER & U. MORITZ (1991): Zoologisch-ökologische Bestandsaufnahme (Vögel, Amphibien) des Projektareals der Kraftwerke Kreuzberg-Maut und Pfarrwerfen. — Gutachten Institut für Ökologie, Haus der Natur Salzburg, unveröff. Typoskript, 40 pp.
- (1993): Gesamtuntersuchung Salzach. Teil 2 Vögel. — Unveröff. Gutachten, Salzburg, 177 pp.
- WILLI, P. (1985): Langfristige Bestandstaxierungen im Rheindelta. — *Egretta* **28**: 1 - 62.
- WÜST, W. (1986): Avifauna Bavariae. Bd. II. — München, 1449 pp.

7. Anhang:

7.1. Vogelkennwerte der Untersuchungs raster:

Tab. I: Vogelkennwerte pro Raster und Reihung der Raster nach der Artenvielfalt und der Besiedlungsdichte (Brutpaardichten): mAZ bzw. mIZ = mittlere Artenzahl bzw. Individuenzahl pro Kontrolle ($n = 13$; berücksichtigt sind nur Kontrollen von März 1988 bis April 1989 für die ganzjährig bzw. eineinhalbjährig untersuchten Raster; $n = 5$ für die nur in der Brutzeit 1989 bearbeiteten Raster Nr. 4, 18, 21, 96-98, 103-148). — BAZ bzw. BPZ = Artenzahl bzw. Revierzahl (Brutpaare) der Brutvögel mIZ_B: mittlere Individuenzahl pro Kontrolle während der Brutsaison ($n = 5$; April bis Juni, bei BAZ) (für BAZ, BPZ, mIZ_B sind bei den in zwei Brutsaisons bearbeiteten Rastern Nr. 1 - 3, 5 - 6, 8 - 9, 22, 38 - 39, 48, 52, 55, 59, 63 - 64, 78, 85, 88, 95, 100 Mittelwerte aus beiden Brutsaisons 1988 und 1989 angegeben). — mIZ_R = mittlere Individuenzahl pro Kontrolle während der Refraktärperiode ($n = 8$; Juli 1988 bis März 1989; Werte nur für 96 ganzjährig untersuchte Raster). — Rang₁ = Reihung (Rangfolge) der Raster nach der Artenvielfalt (mAZ) (nur ganzjährig untersuchte Raster berücksichtigt). — Rang₂ = Reihung (Rangfolge) der Raster nach der Besiedlungsdichte zur Brutzeit (BPZ; relative Revierdichte).

Raster	mAZ	mIZ	BAZ	BPZ	mIZ _B	mIZ _R	Rang ₁	Rang ₂
1	5,6	9,6	10	18	11,2	9,6	60	45
2	4,9	7,7	11	16	13,0	6,3	65	51
3	7,6	14,6	11	21	19,0	11,9	41	34
4	8,8	14,6	10	15	14,6	—	—	56
5	8,9	19,2	14	26	23,4	16,6	22	18
6	11,8	28,0	20	30	30,9	31,9	5	9
7	8,3	16,7	9	11	15,0	17,8	30	66
8	10,5	22,5	16	20	25,6	21,7	13	36
9	11,0	25,7	13	18	25,6	27,6	10	42
10	6,5	18,2	7	7	10,8	22,8	52	80
11	6,6	15,5	8	9	16,8	14,6	51	75
12	8,5	22,3	9	16	18,2	24,9	29	53
13	1,8	11,2	1	1	5,8	14,6	87	126
14	6,6	20,2	6	6	8,2	27,8	50	92
15	5,7	14,0	9	10	13,4	14,4	58	72
16	4,9	8,9	7	7	13,2	6,3	68	81
17	6,2	17,9	6	8	11,8	21,7	55	77
18	3,8	22,4	3	3	22,4	—	—	105
19	7,1	14,8	10	13	17,8	12,9	45	60
20	6,8	16,9	7	7	14,8	18,3	49	84
21	4,6	6,0	4	4	6,0	—	—	97
22	11,4	28,4	19	33	31,0	29,6	8	7
23	8,9	19,3	15	22	21,0	20,1	25	28
24	7,2	13,3	10	11	12,0	14,5	44	70
25	7,9	17,2	9	11	16,0	18,0	38	67
26	7,7	17,9	9	11	12,8	21,0	40	71
27	1,2	5,5	1	1	1,4	8,1	94	121
28	4,2	24,0	1	1	7,6	96,8	70	123
29	10,9	23,5	16	28	23,0	23,9	11	15
30	10,5	23,6	16	21	25,2	22,6	12	32
31	8,9	21,6	9	13	18,2	23,8	26	61

Raster	mAZ	mIZ	BAZ	BPZ	mIZ _B	mIZ _R	Rang ₁	Rang ₂
31	8,9	21,6	9	13	18,2	23,8	26	61
32	7,0	21,8	5	6	17,0	24,7	47	90
33	2,5	6,5	1	1	6,0	6,8	83	139
34	11,2	26,5	17	31	27,4	25,9	9	8
35	11,4	27,5	17	30	24,6	29,3	7	12
36	9,0	27,3	11	17	23,6	29,6	20	49
37	9,8	23,0	11	17	23,4	22,8	16	47
38	9,9	27,5	13	16	24,6	32,0	15	52
39	13,2	42,0	23	41	51,8	42,4	1	2
40	2,2	4,6	4	4	7,2	3,0	86	101
41	1,5	9,1	0	0	4,2	12,1	89	141
42	8,2	29,3	11	22	26,0	31,4	35	27
43	12,1	47,3	20	40	39,4	52,3	3	3
44	11,8	28,9	13	21	19,0	15,8	4	33
45	8,2	17,0	7	7	10,3	14,3	34	82
46	3,4	8,8	11	19	18,4	25,1	75	38
47	8,9	22,5	11	15	16,6	16,6	24	55
48	11,5	30,8	14	28	37,2	28,8	6	17
49	5,6	15,8	3	3	9,0	20,0	59	110
50	2,5	9,3	2	2	4,0	12,6	82	115
51	6,9	21,3	10	18	22,2	20,8	48	41
52	8,7	52,1	15	39	52,8	60,3	27	4
53	13,0	41,1	26	45	37,8	43,1	2	1
54	8,2	16,2	17	30	21,0	13,1	33	10
55	5,5	12,4	15	21	23,8	18,5	61	29
56	6,1	12,0	7	7	13,0	11,4	57	83
57	5,3	12,9	3	3	17,0	16,6	63	111
58	2,7	6,0	2	2	5,2	6,5	81	117
59	9,2	28,9	22	36	26,2	30,5	19	5
60	2,5	6,5	12	21	34,3	30,8	84	35
61	4,9	13,5	1	1	6,4	6,6	67	128
62	7,8	14,2	4	6	9,0	16,4	39	87
63	10,1	19,6	13	19	17,4	12,3	14	37
64	8,0	20,0	17	24	27,3	19,3	36	21
65	6,1	18,7	9	11	17,3	21,4	56	65
66	2,4	5,8	4	4	7,8	25,5	85	103
67	3,4	6,6	0	0	3,4	7,3	74	144
68	4,2	12,5	1	1	8,0	5,8	71	134
69	1,7	4,3	1	1	7,4	15,8	88	132
70	7,3	12,1	0	0	0,6	6,6	43	147
71	8,5	16,5	13	18	13,6	11,1	28	44
72	9,5	20,0	19	35	21,4	13,4	18	6
73	3,5	6,4	15	24	25,6	16,5	73	24

Raster	mAZ	mIZ	BAZ	BPZ	mIZ _B	mIZ _R	Rang ₁	Rang ₂
74	7,1	16,6	3	3	5,8	6,8	46	108
75	1,5	3,8	1	1	1,6	5,1	90	127
76	1,3	3,4	0	0	1,6	4,5	91	145
77	3,3	6,2	5	5	8,0	5,1	76	93
78	5,4	19,1	8	9	19,5	23,5	62	74
79	4,9	12,2	7	12	14,6	10,6	66	64
80	8,9	18,0	18	30	21,4	15,9	23	11
81	9,5	18,6	17	21	21,6	16,8	17	30
82	7,9	14,5	10	18	14,4	14,5	37	43
83	1,2	9,9	1	1	9,4	10,3	93	130
84	1,1	6,5	0	0	10,0	4,3	96	142
85	5,1	12,9	6	6	11,8	11,8	64	86
86	2,9	11,9	4	5	11,2	12,4	78	95
87	2,9	5,8	3	4	6,4	5,4	79	99
88	8,2	17,2	14	29	22,7	14,1	32	14
89	7,6	14,9	10	11	16,2	14,1	42	68
90	5,5	12,4	9	11	11,4	13,0	61	69
91	1,1	1,5	0	0	1,2	1,8	95	143
92	1,2	2,9	1	1	5,4	1,3	92	136
93	4,3	11,2	4	4	11,4	11,1	69	96
94	3,6	11,2	2	3	8,0	13,3	72	106
95	8,2	17,8	17	22	22,3	17,1	31	26
96	10,0	24,4	9	13	24,4	—	—	58
97	14,8	37,4	15	24	37,4	—	—	20
98	10,8	24,8	10	13	24,8	—	—	59
99	2,8	13,8	3	4	8,2	17,3	80	100
100	6,2	14,9	9	12	15,7	17,0	54	63
101	3,1	14,5	1	1	5,6	20,0	77	133
102	6,5	15,1	10	13	13,8	15,9	53	57
103	15,6	35,2	18	24	35,2	—	—	23
104	10,2	23,2	10	19	23,2	—	—	40
105	15,0	34,2	15	21	34,2	—	—	31
106	8,0	12,4	7	7	12,4	—	—	85
107	2,8	4,2	1	1	4,2	—	—	129
108	12,6	19,0	14	16	19,0	—	—	54
109	13,8	30,0	13	17	30,0	—	—	46
110	1,8	2,2	0	0	2,2	—	—	146
111	3,2	6,8	2	2	6,8	—	—	102
112	8,6	48,0	8	19	48,0	—	—	50
113	7,2	13,2	5	5	13,2	—	—	116
114	16,0	40,8	18	25	40,8	—	—	19
115	7,4	15,6	8	8	15,6	—	—	76
116	2,4	3,8	2	2	3,8	—	—	114

Raster	mAZ	mIZ	BAZ	BPZ	mIZ _B	mIZ _R	Rang ₁	Rang ₂
117	2,2	2,8	0	0	2,8	—	—	39
118	2,6	7,0	1	1	17,0	—	—	94
119	5,4	14,0	3	6	14,0	—	—	118
120	13,8	34,6	14	17	34,6	—	—	48
121	11,8	31,4	8	12	31,4	—	—	62
122	11,4	32,4	12	16	32,4	—	—	112
123	2,6	6,8	2	2	6,8	—	—	148
124	2,4	4,4	2	2	4,4	—	—	122
125	5,0	13,4	3	6	13,4	—	—	88
126	6,0	13,2	2	3	13,2	—	—	107
127	16,6	33,8	18	23	33,8	—	—	25
128	7,0	14,0	3	4	14,0	—	—	119
129	1,6	4,0	1	1	54,0	—	—	89
130	1,6	4,8	1	1	4,6	—	—	137
131	1,8	5,4	1	1	5,4	—	—	140
132	6,6	14,4	3	3	14,4	—	—	109
133	5,2	8,8	4	4	8,8	—	—	98
134	15,4	35,0	17	24	35,0	—	—	22
135	6,6	21,6	2	2	21,6	—	—	104
136	2,0	13,6	1	2	13,6	—	—	125
137	2,0	9,6	1	2	9,6	—	—	138
138	2,6	6,2	1	1	6,2	—	—	117
139	3,8	15,0	1	1	15,0	—	—	124
140	9,0	18,6	6	7	18,6	—	—	79
141	2,2	3,2	2	4	3,2	—	—	113
142	1,4	2,8	1	1	2,8	—	—	120
143	6,6	16,6	5	7	16,6	—	—	78
144	13,8	70,4	16	28	70,4	—	—	16
145	2,4	4,6	1	1	4,6	—	—	131
146	8,0	13,0	5	6	13,0	—	—	91
147	8,4	14,4	9	10	14,4	—	—	73
148	14,0	65,6	3	29	65,6	—	—	13

7.2. Strukturmerkmale der Untersuchungsraster:

Tab. II: Strukturmerkmale der 148 Rasterflächen (je 6.25 ha):

Typ: Zuordnung zu den fünf "Makrohabitaten": Nadelwald (1), Feldgehölze (2), Innauen (3), Agrarflächen (4) und Siedlung (5). Zuordnungskriterien s. Kap. 3.3.1).

DI: Strukturdiversität (Diversitätsindex nach Shannon) errechnet aus den Flächenanteilen der 19 unterschiedlichen Strukturen (Details s. Kap. 3.3.1).

Gl: Baum- und Strauchschichtgrenzlinie in m (Details s. Kap. 3.2).

Flächenanteile: Prozentanteile der einzelnen Biotoptypen an der Gesamtrasterfläche. Unterteilung in 5 % Stufen; Flächenanteile unter 5 % sind nicht dargestellt.

Symbolik:



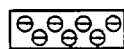
Gewässer (Gräben, Bäche)



Gewässer (Teich, Tümpel usw.)



Gebüsch (Einzelgebüsch, Buschreihen)



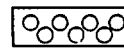
Wälder (Auen, Galeriewälder)



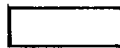
Wälder (Laubgehölz)



Wälder (Fichte)



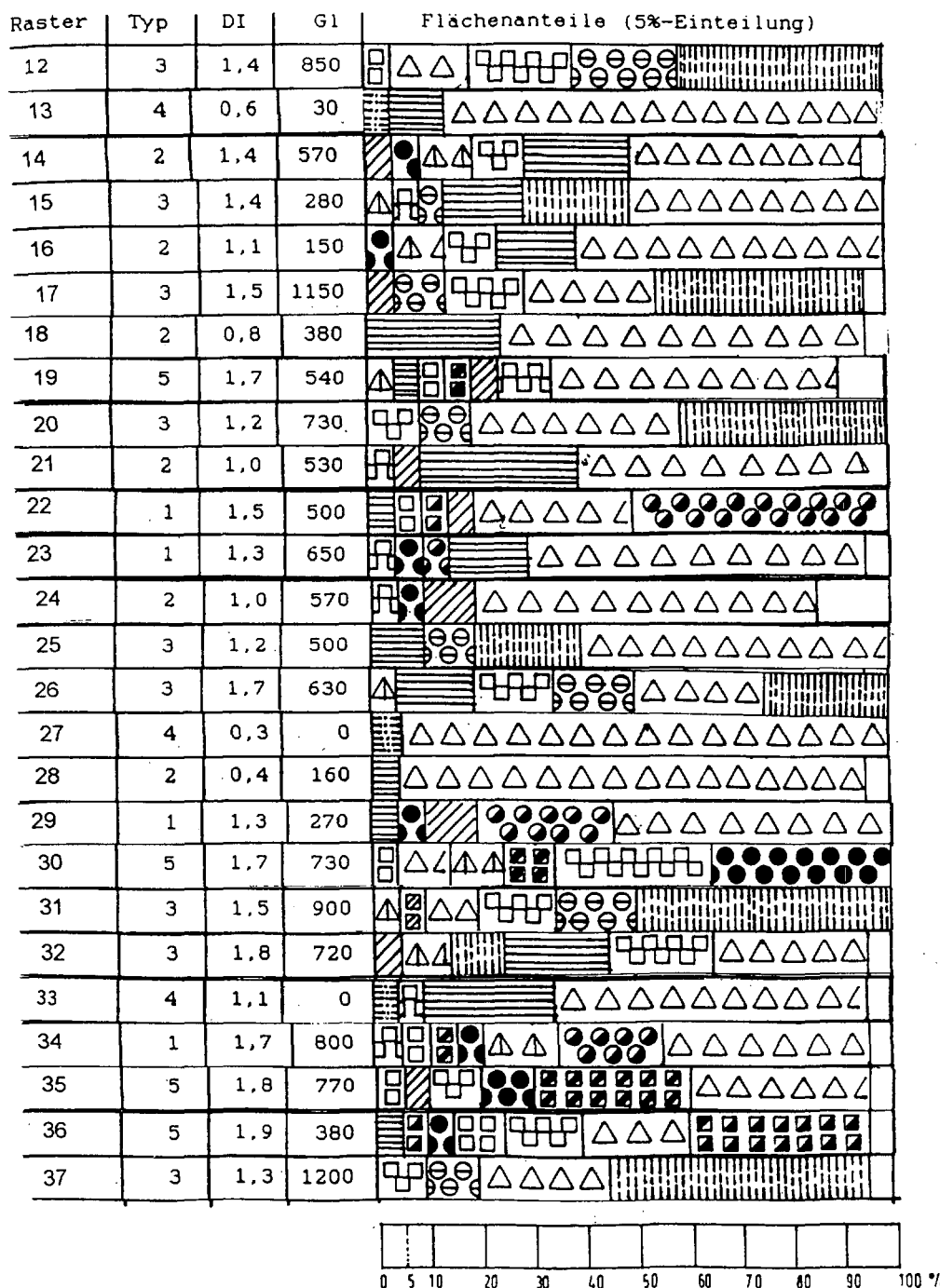
Wälder (Föhre)



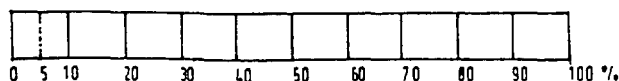
sonstiges

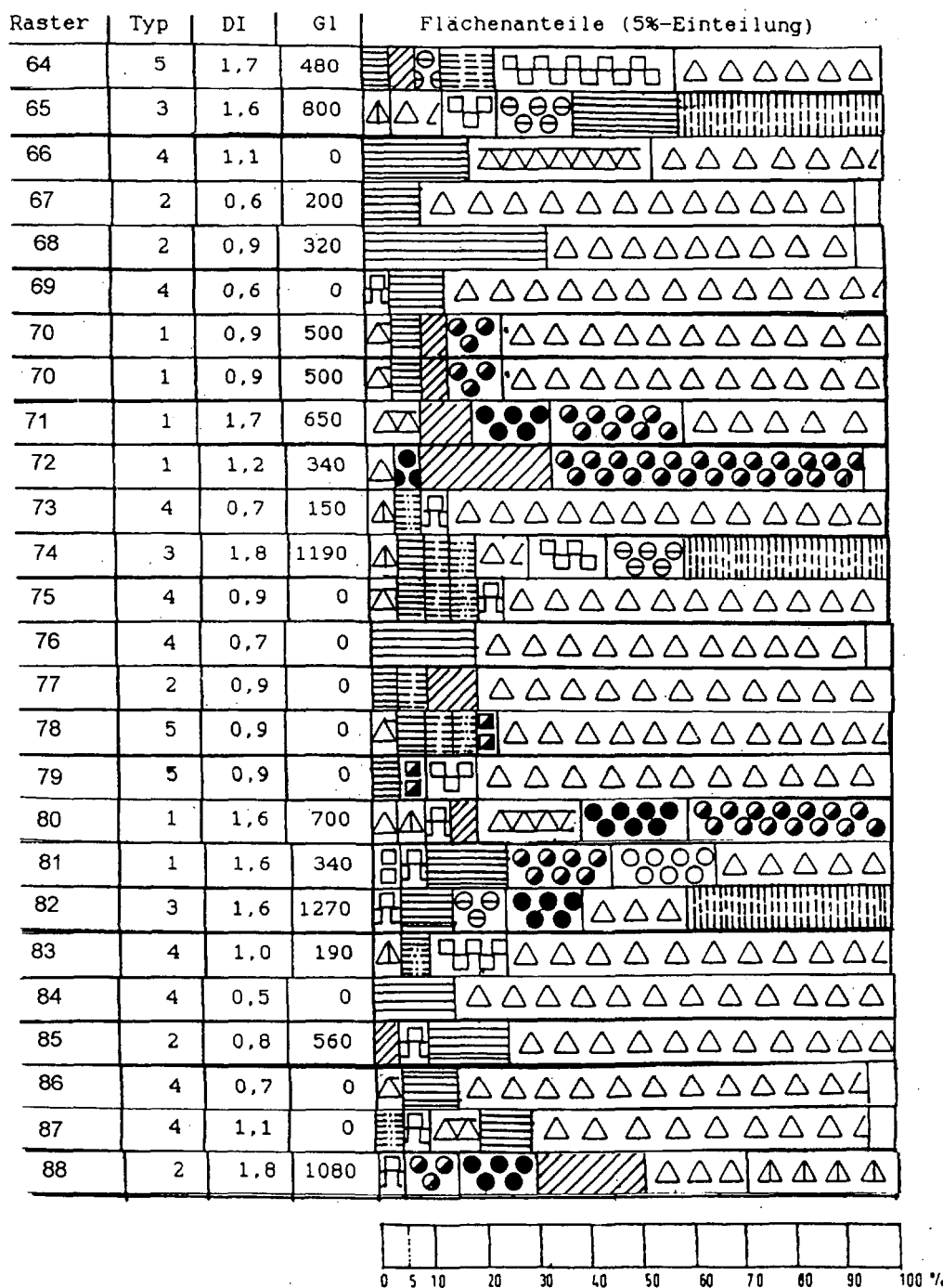
Raster	Typ	DI	Gl	Flächenanteile (5%-Einteilung)
1	1	0,4	80	
2	1	0,1	0	
3	1	0,9	340	
4	1	0,5	110	
5	1	0,9	210	
6	1	1,9	770	
7	3	1,6	650	
8	2	1,6	650	
9	3	1,9	960	
10	2	1,2	570	
11	3	1,6	690	





Raster	Typ	DI	GI	Flächenanteile (5%-Einteilung)
38	5	2,1	720	
39	3	1,7	260	
40	4	0,3	0	
41	4	1,0	0	
42	5	1,8	0	
43	5	1,8	280	
44	1	1,7	1000	
45	2	1,6	930	
46	2	1,2	400	
47	3	1,3	1190	
48	3	1,5	730	
49	2	0,8	600	
50	4	1,0	0	
51	3	1,8	0	
52	5	1,4	0	
53	5	2,1	730	
54	1	1,4	340	
55	2	1,6	1110	
56	3	1,3	560	
57	3	1,7	580	
58	5	0,7	0	
59	5	1,5	700	
60	4	0,2	0	
61	5	0,8	0	
62	1	1,3	580	
63	2	1,6	1370	



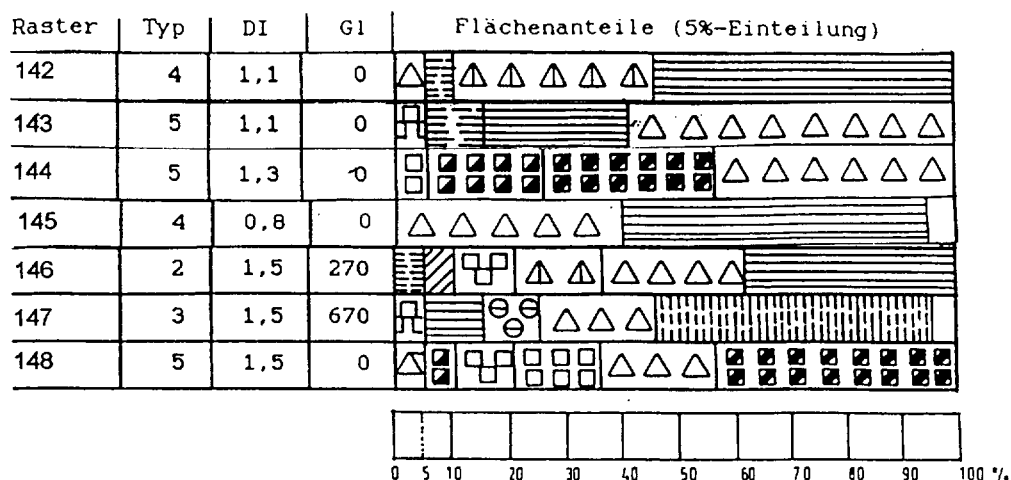


Raster	Typ	DI	G1	Flächenanteile (5%-Einteilung)
89	2	1,2	500	
90	3	1,4	920	
91	4	0,6	0	
92	4	0,6	20	
93	2	0,8	540	
94	2	1,2	440	
95	2	1,7	840	
96	5	1,3	95	
97	3	2,1	1200	
98	3	1,7	760	
99	5	0,9	0	
100	2	1,3	980	
101	2	1,0	0	
102	5	1,8	570	
103	3	1,7	600	
104	3	1,5	800	
105	5	1,3	420	
106	5	1,7	160	
107	4	1,5	40	
108	2	1,5	500	
109	5	1,9	720	
110	4	1,2	0	
111	5	1,6	0	
112	5	1,8	0	
113	3	1,3	160	
114	2	1,6	960	



Raster	Typ	DI	G1	Flächenanteile (5%-Einteilung)
115	5	1,5	50	
116	4	1,5	0	
117	4	1,3	0	
118	4	1,2	50	
119	5	1,4	40	
120	2	1,5	1040	
121	2	2,0	790	
122	2	1,7	540	
123	2	1,5	130	
124	2	1,4	0	
125	4	1,2	20	
126	3	1,8	400	
127	1	1,2	270	
129	4	0,9	0	
130	4	0,9	0	
131	4	0,7	0	
132	2	1,5	650	
133	3	1,3	270	
134	1	1,7	230	
135	4	1,3	20	
136	4	1,3	0	
137	4	1,1	0	
138	4	1,1	0	
139	4	1,0	0	
140	3	1,8	1030	
141	4	1,1	0	





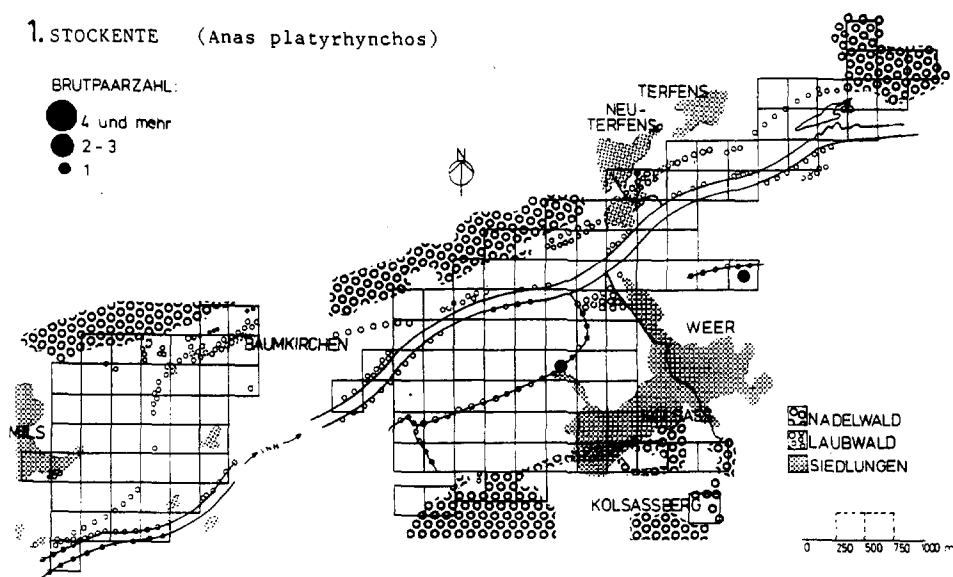
7.3. Verbreitungs- und Häufigkeitsmuster der Brutvögel des Untersuchungsgebietes (Rasterkarten 1 bis 69):

Rasterkarten der Brutverbreitung der 69 sicheren Brutvögel des Untersuchungsgebietes (925 ha).

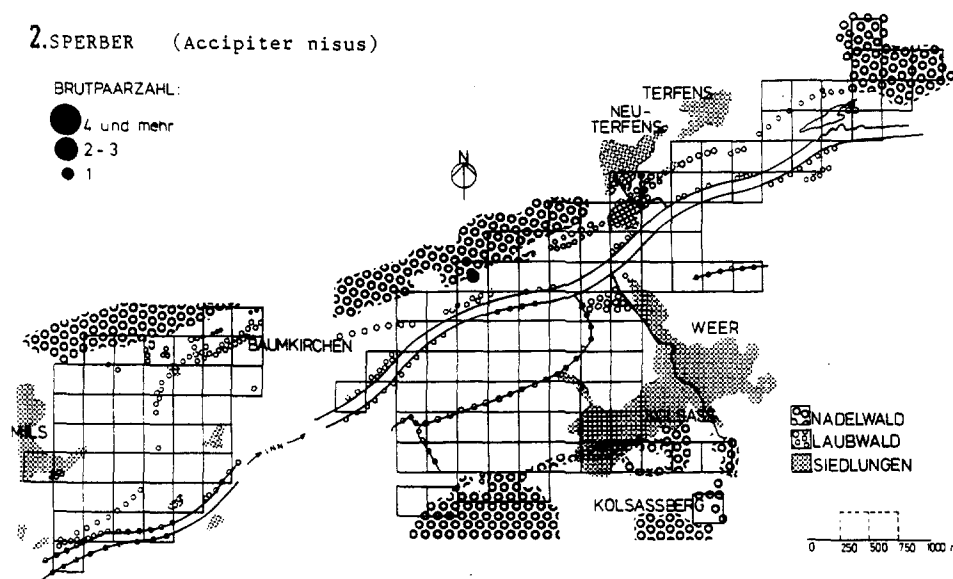
Daten der Jahre 1988 (östlicher Teil) und 1989 (westlicher Teil und Teilbereiche im Ostteil); Brutpaarzahlen aus je 5 Begehungen (1 x April, 2 x Mai, 2 x Juni) abgeschätzt (Kriterien siehe Material und Methoden).

Maximale Revierdichten pro Raster bei Arten mit fallweise mehr als 4 Revieren/ 6.25 ha: Rauchschwalbe (5 - 6; 1x), Bachstelze (5 - 6; 1x), Amsel (5 - 6; 1x), Wacholderdrossel (4 - 5; 2x), Mönchsgrasmücke (4 - 5; 2x), Wintergoldhähnchen (4; 2x), Tannenmeise (4 - 6; 1x), Haussperling (8 - 10; 1x), Buchfink (5; 1x).

1. STOCKENTE (*Anas platyrhynchos*)

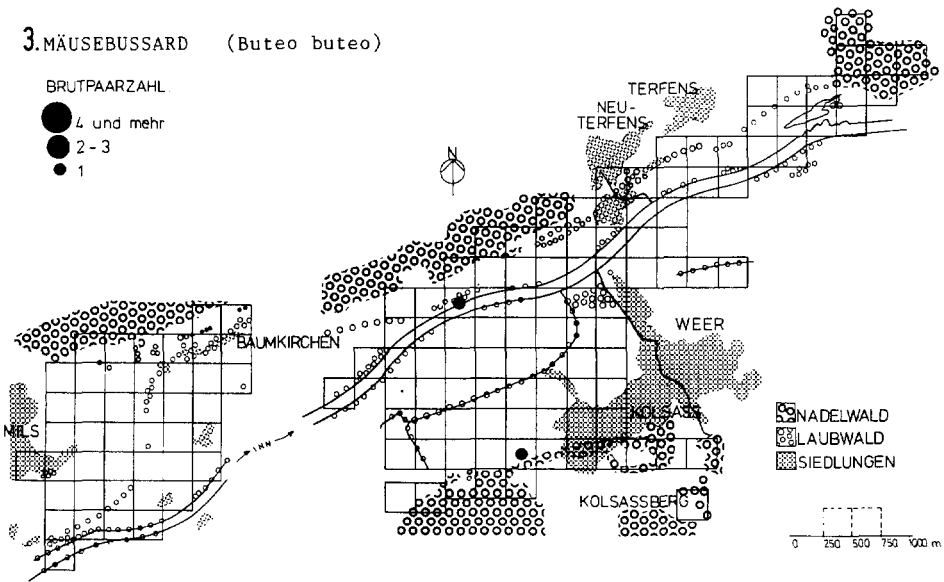
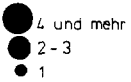


2. SPERBER (*Accipiter nisus*)



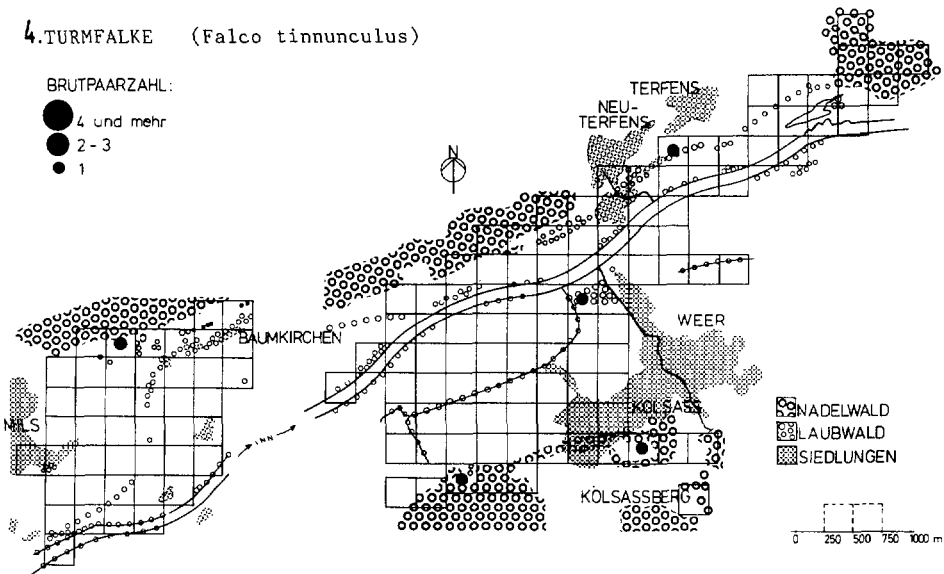
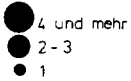
3. MÄUSEBUSSARD (*Buteo buteo*)

BRUTPAARZAHL:



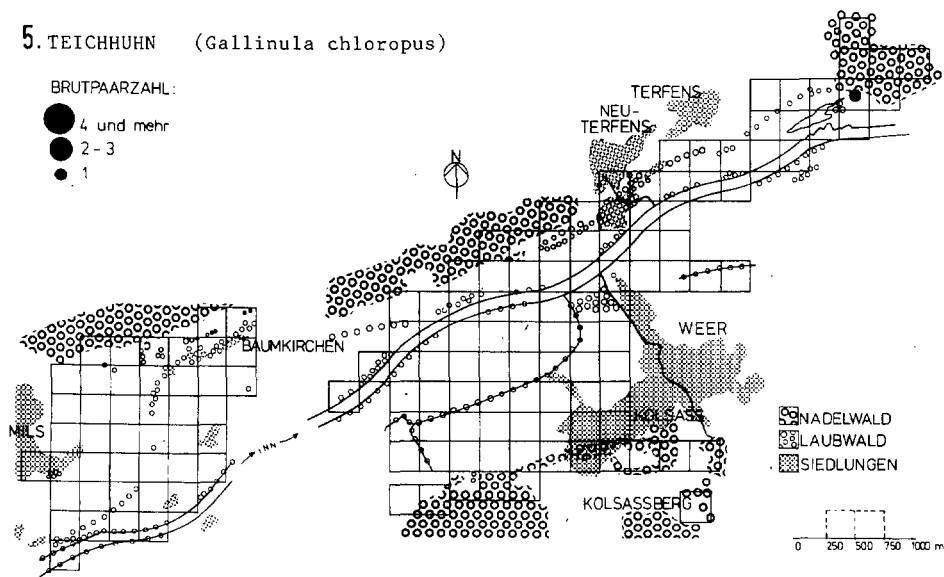
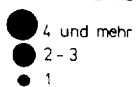
4. TURMFALKE (*Falco tinnunculus*)

BRUTPAARZAHL:



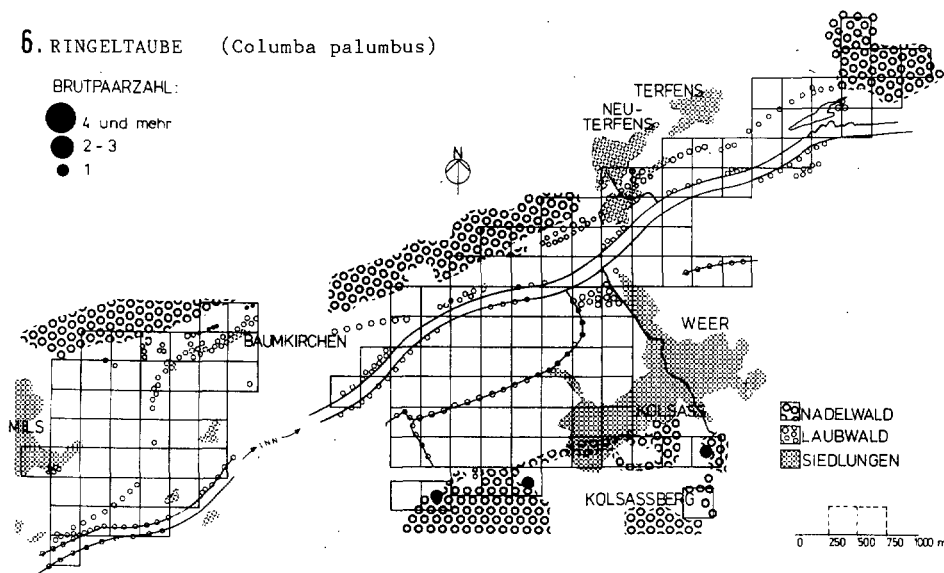
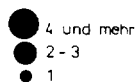
5. TEICHHUHN (*Gallinula chloropus*)

BRUTPAARZAHL:

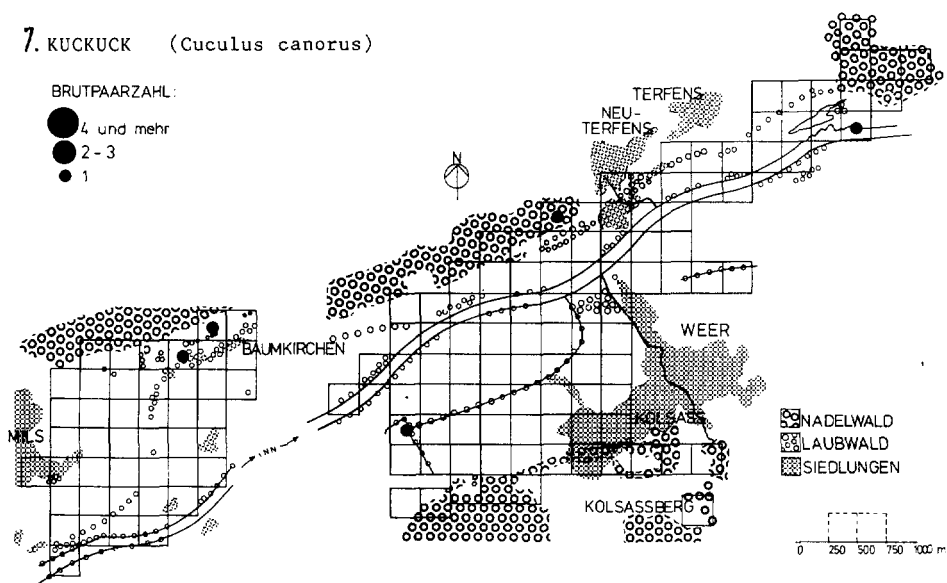


6. RINGELTAUBE (*Columba palumbus*)

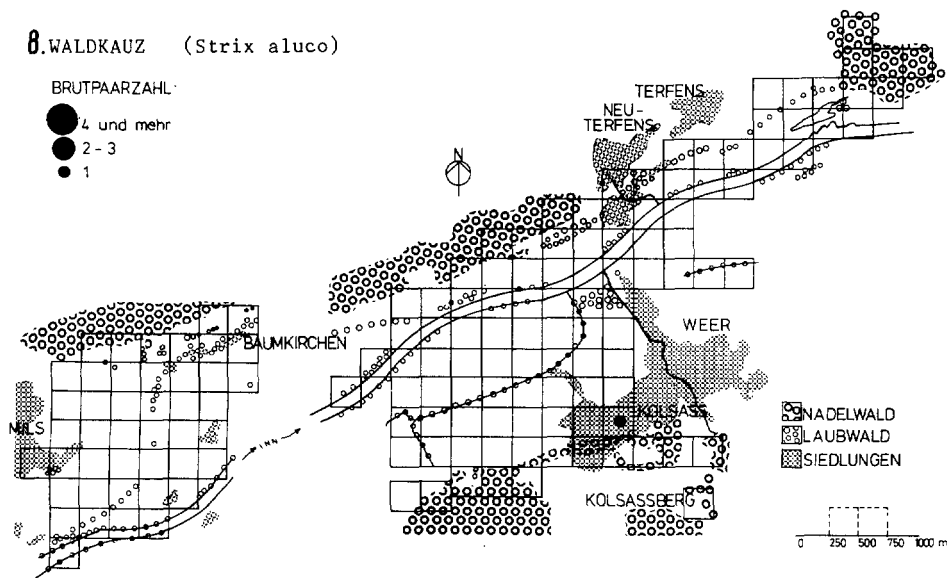
BRUTPAARZAHL:



7. KUCKUCK (*Cuculus canorus*)

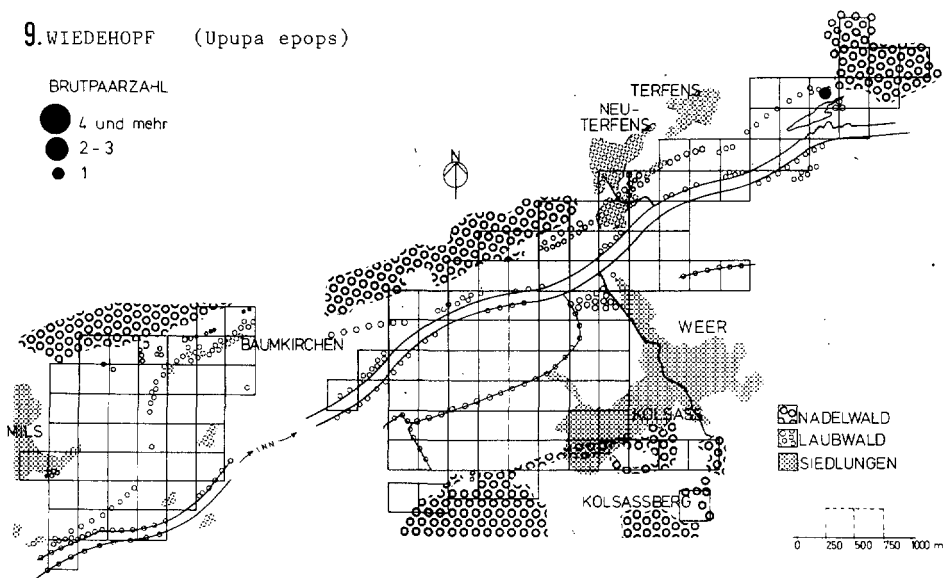
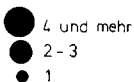


8. WALDKAUZ (*Strix aluco*)



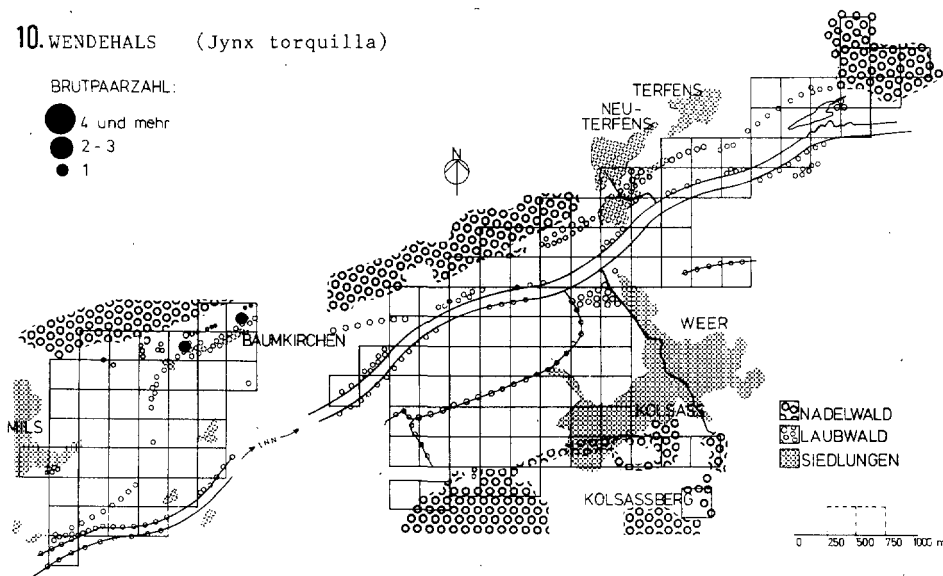
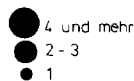
9. WIEDEHOPF (*Upupa epops*)

BRUTPAARZAHL:



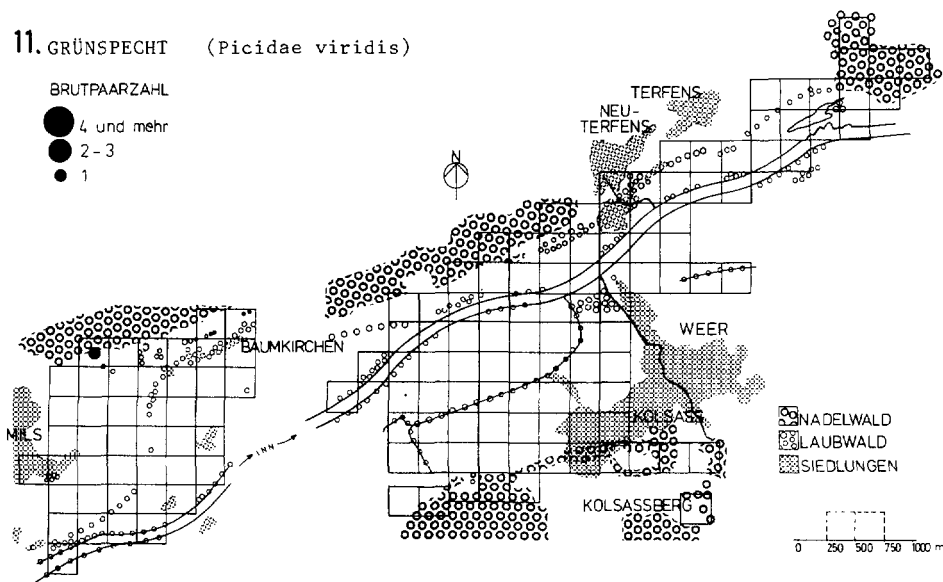
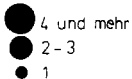
10. WENDEHALS (*Jynx torquilla*)

BRUTPAARZAHL:



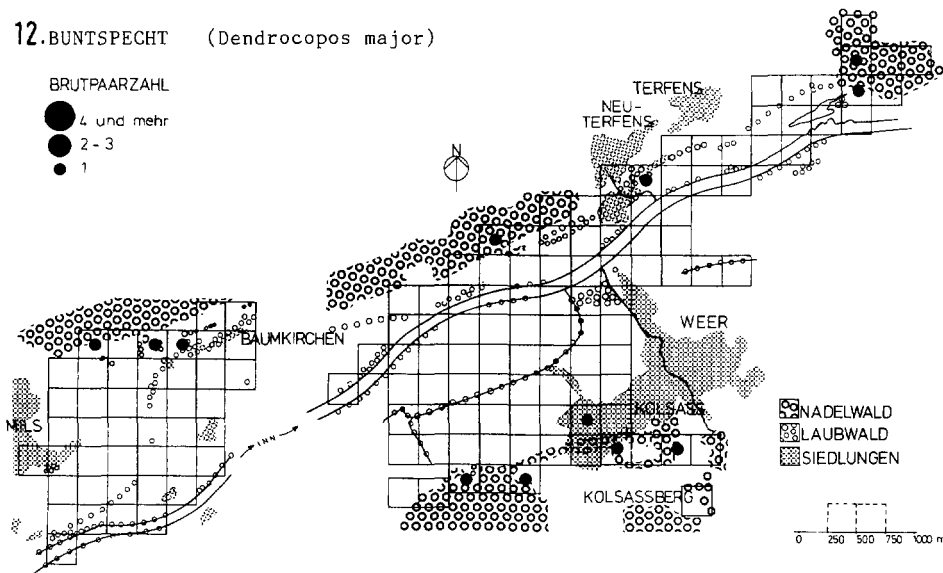
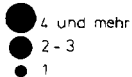
11. GRÜNSPECHT (*Picidae viridis*)

BRUTPAARZAHL

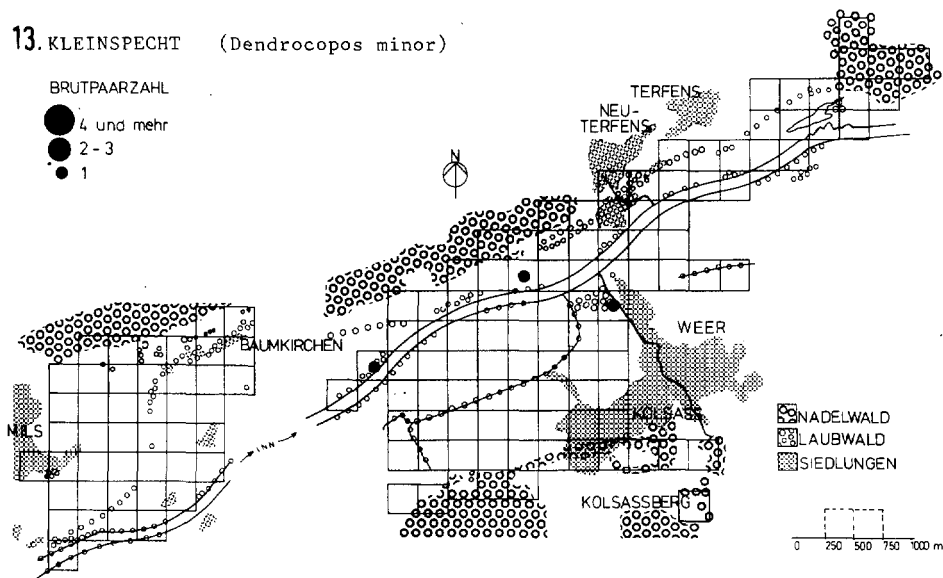


12. BUNTSPECHT (*Dendrocopos major*)

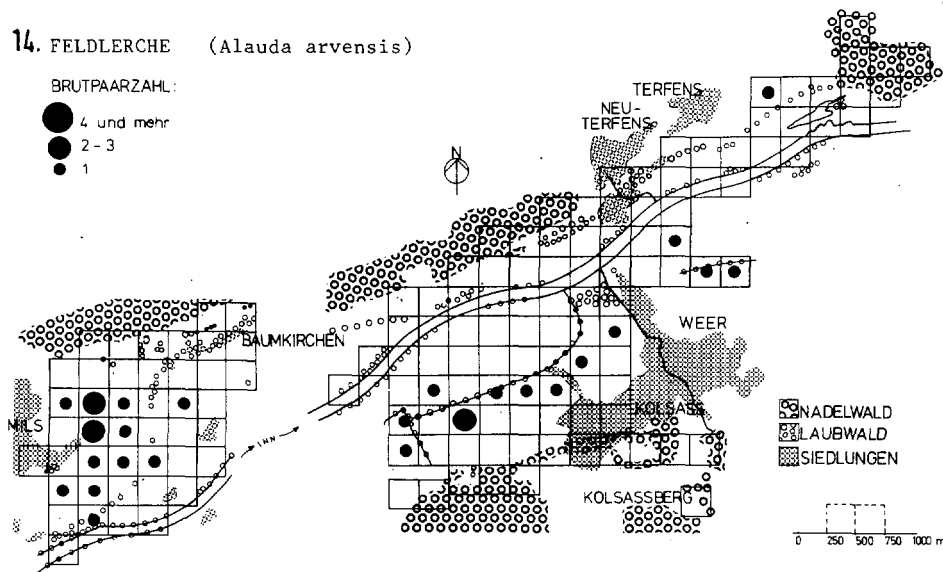
BRUTPAARZAHL



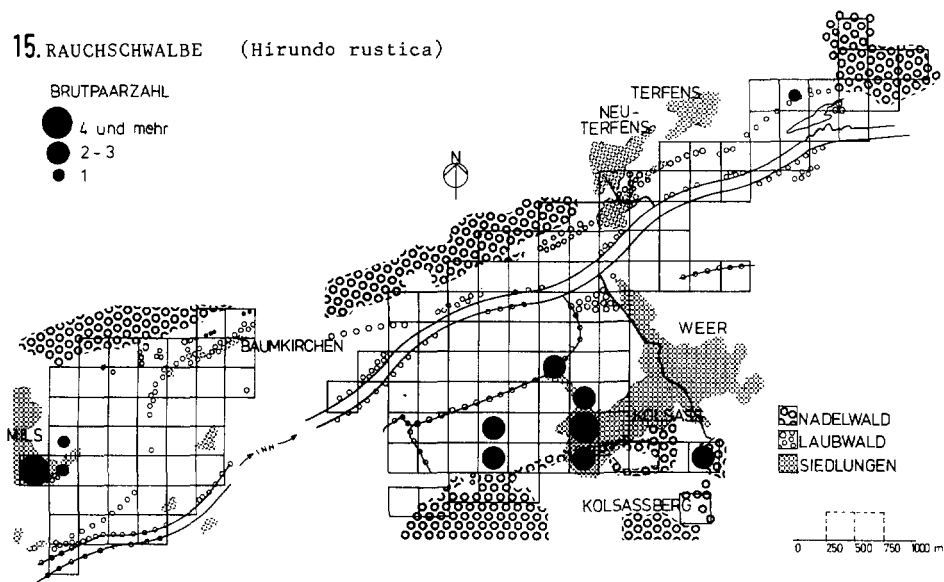
13. KLEINSPECHT (*Dendrocopos minor*)



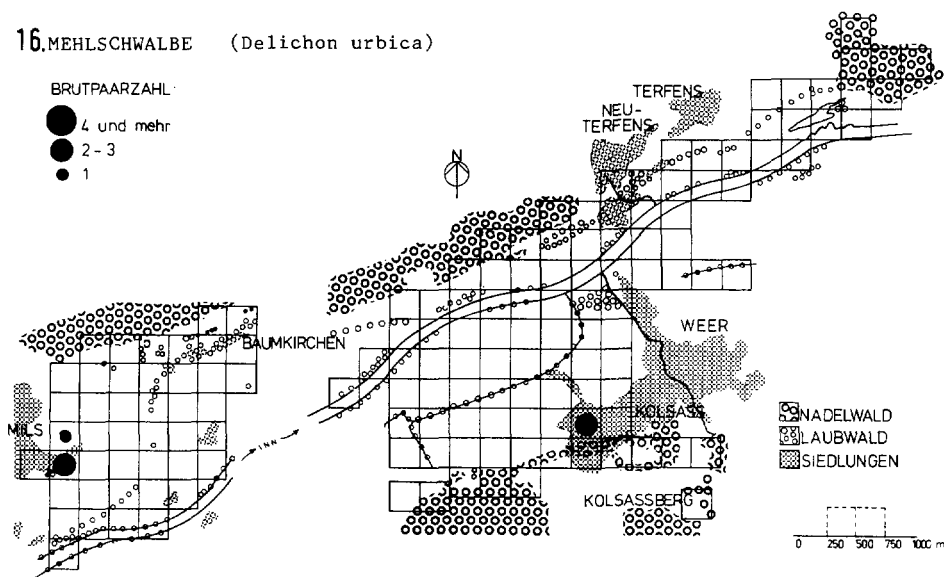
14. FELDLERCHE (*Alauda arvensis*)



15. RAUCHSCHWALBE (*Hirundo rustica*)

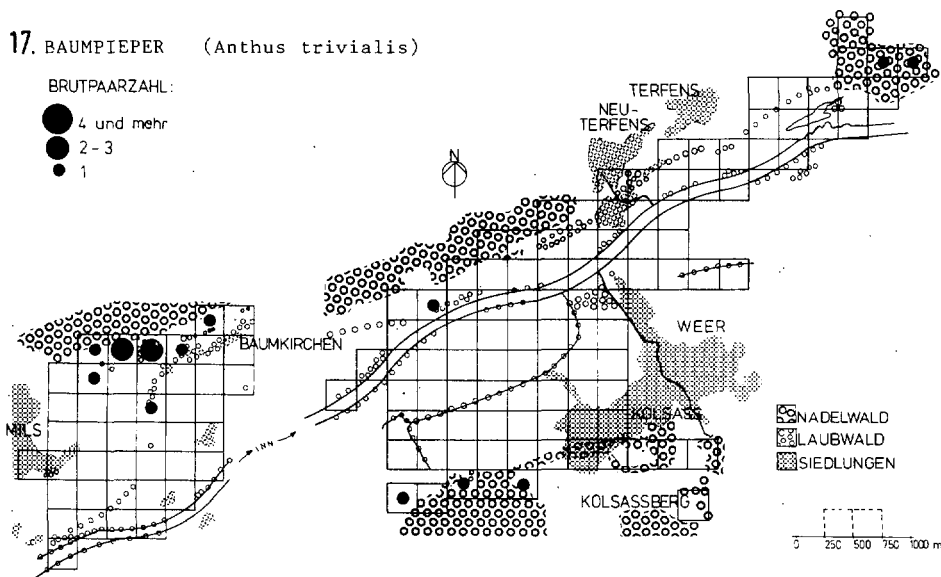
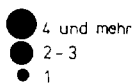


16. MEHLSCHWALBE (*Delichon urbica*)



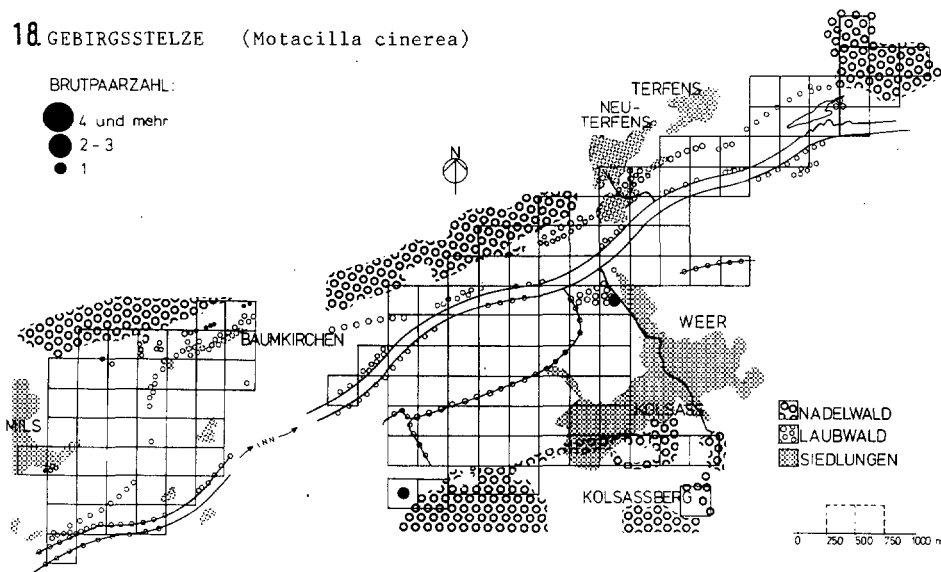
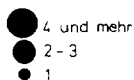
17. BAUMPIEPER (*Anthus trivialis*)

BRUTPAARZAHL:

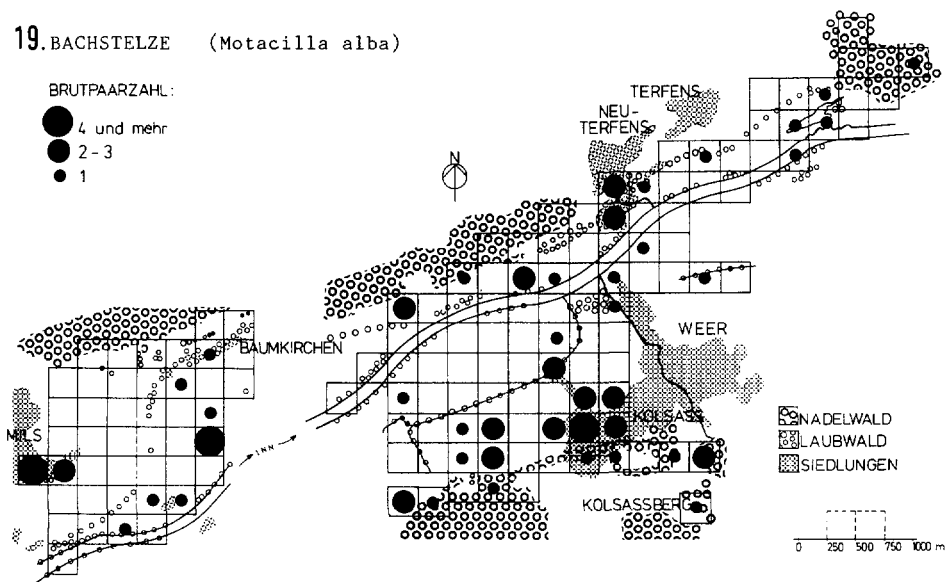


18. GEBIRGSSTELZE (*Motacilla cinerea*)

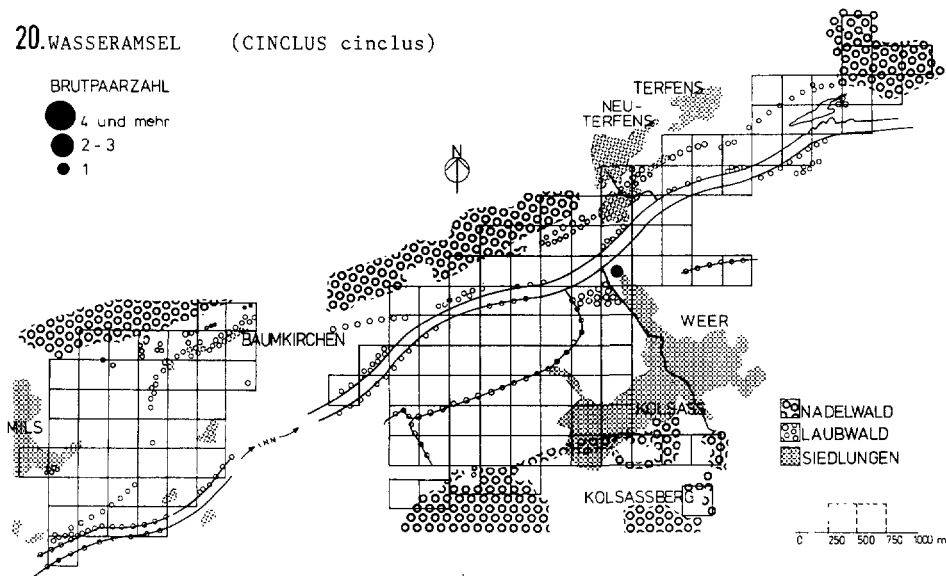
BRUTPAARZAHL:



19. BACHSTELZE (*Motacilla alba*)



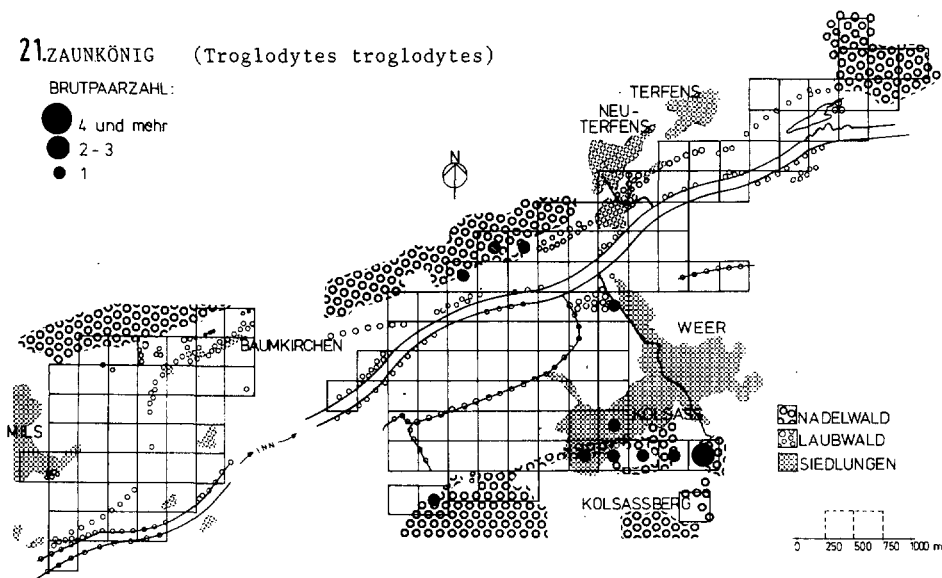
20. WASSERAMSEL (*Cinclus cinclus*)



21. ZAUNKÖNIG (*Troglodytes troglodytes*)

BRUTPAARZAHL:

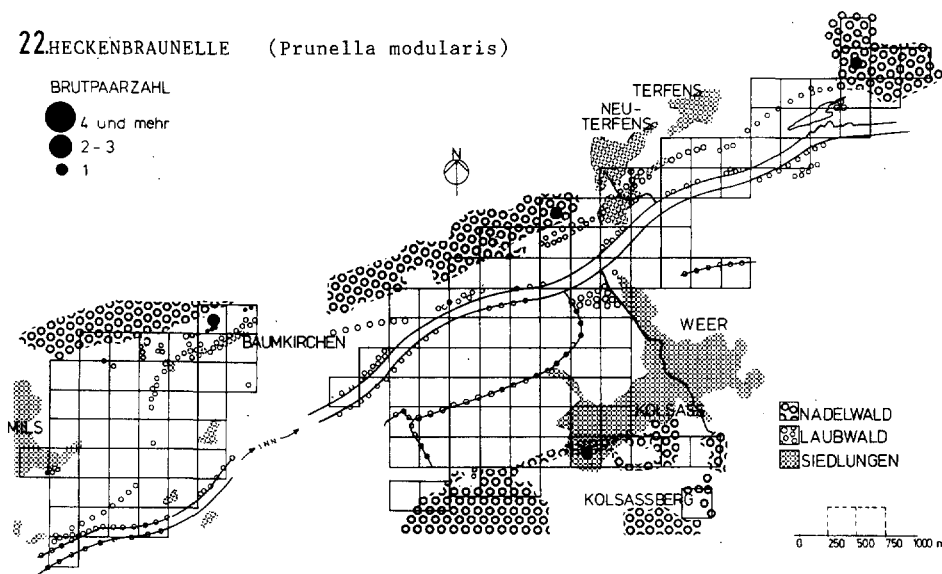
- 4 und mehr
- 2-3
- 1



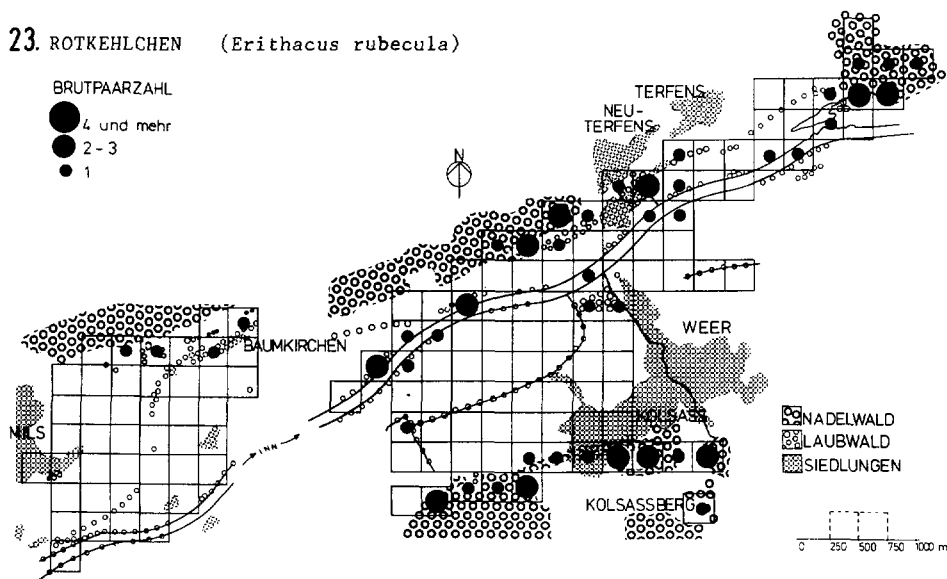
22. HECKENBRAUNELLE (*Prunella modularis*)

BRUTPAARZAHL:

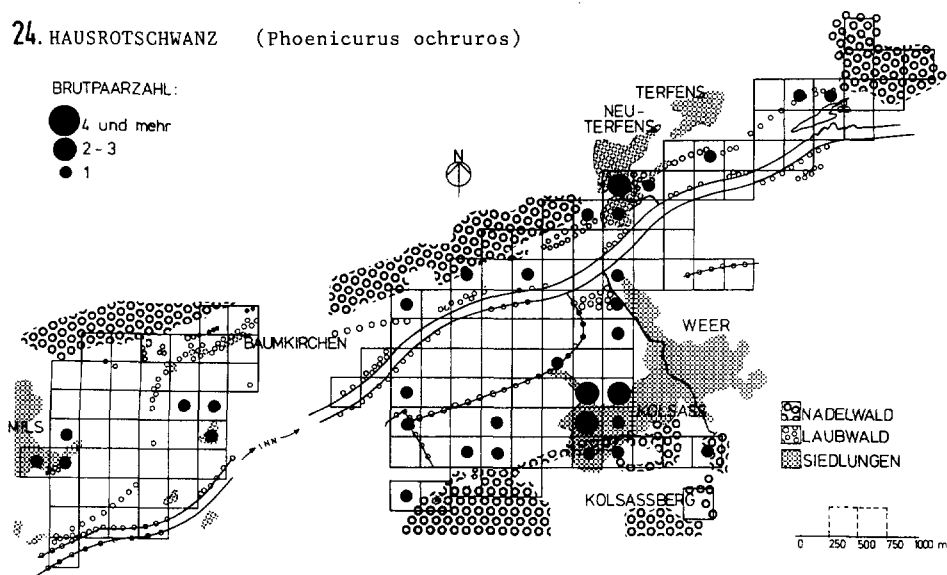
- 4 und mehr
- 2-3
- 1



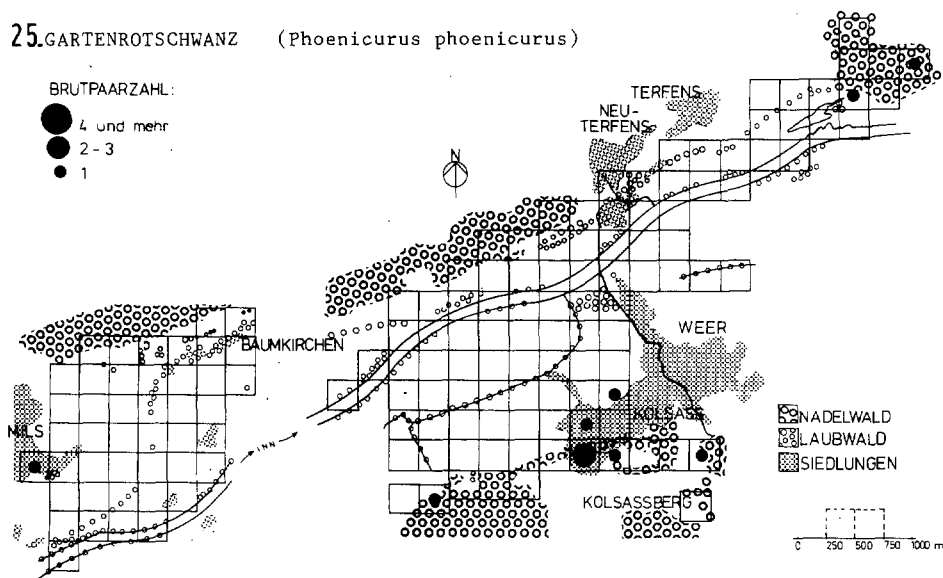
23. ROTKEHLCHEN (*Erithacus rubecula*)



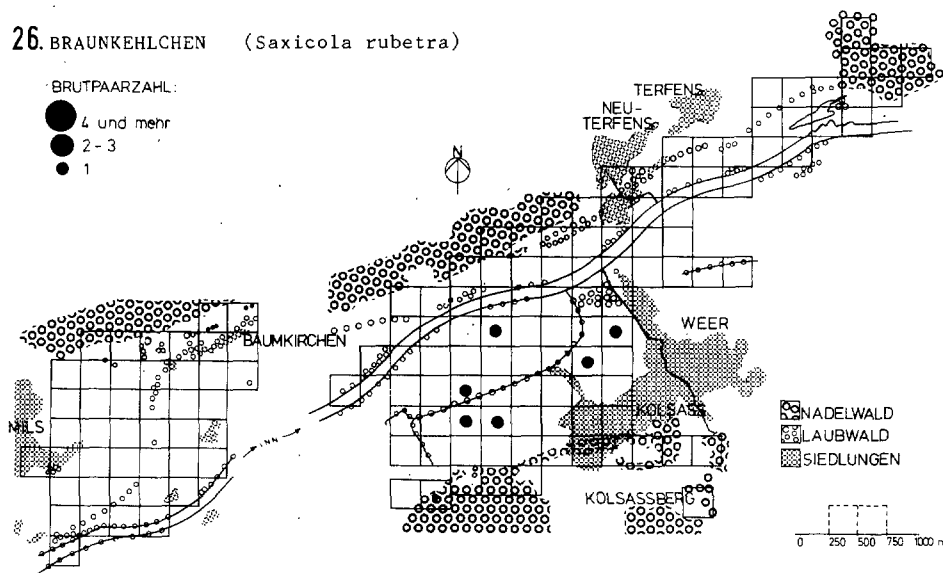
24. HAUSROTSCHWANZ (*Phoenicurus ochruros*)



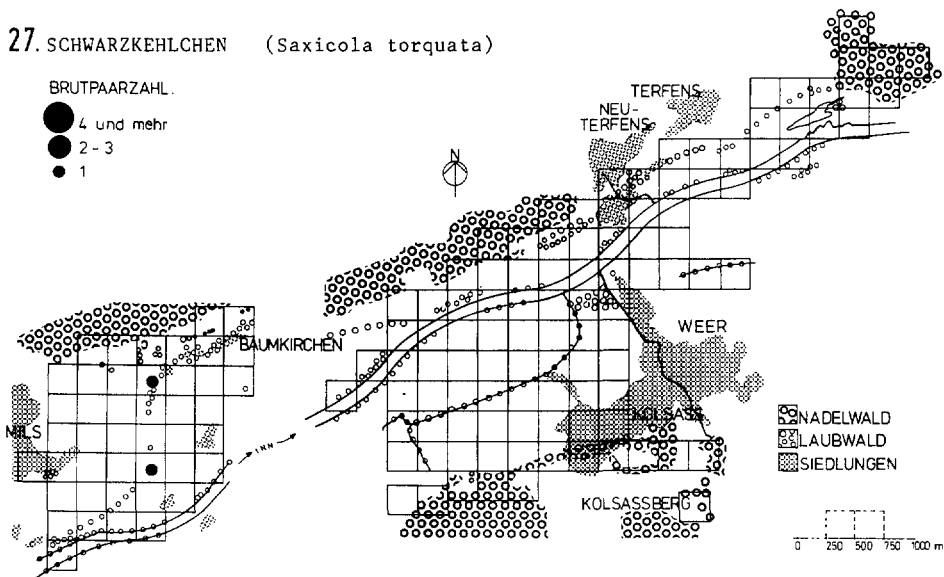
25. GARTENROTSCHWANZ (*Phoenicurus phoenicurus*)



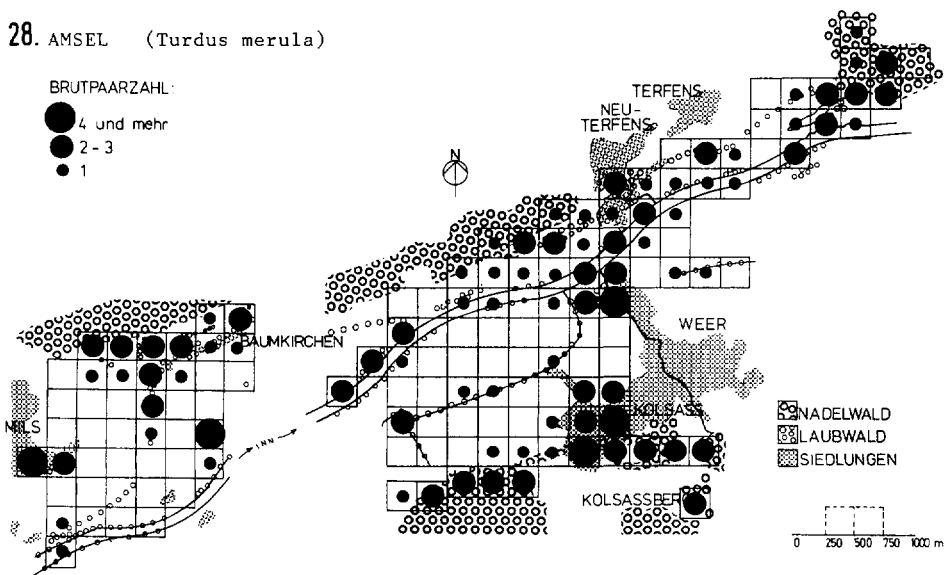
26. BRAUNKEHLCHEN (*Saxicola rubetra*)



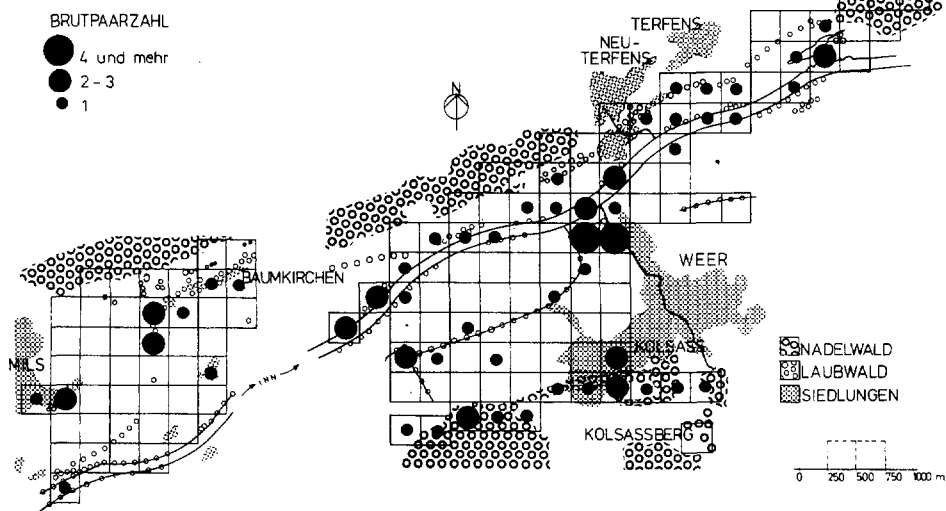
27. SCHWARZKEHLCHEN (*Saxicola torquata*)



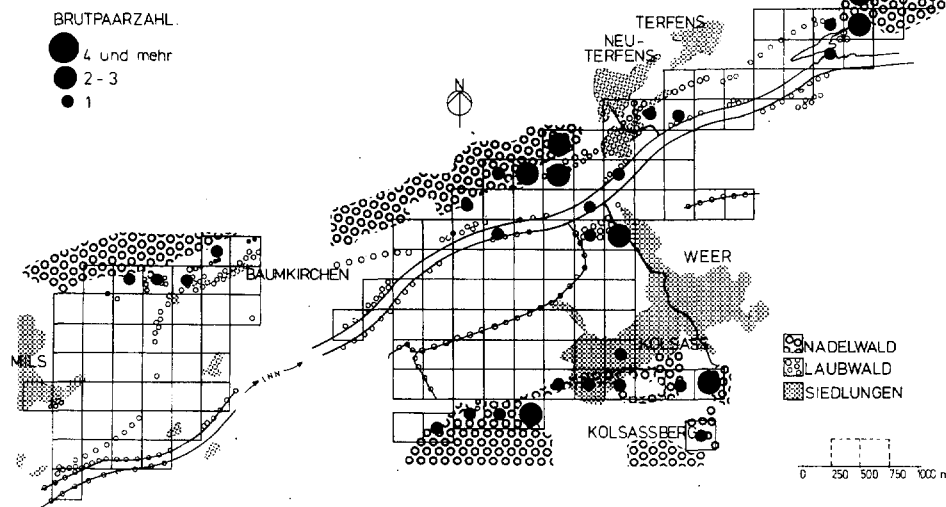
28. AMSEL (*Turdus merula*)



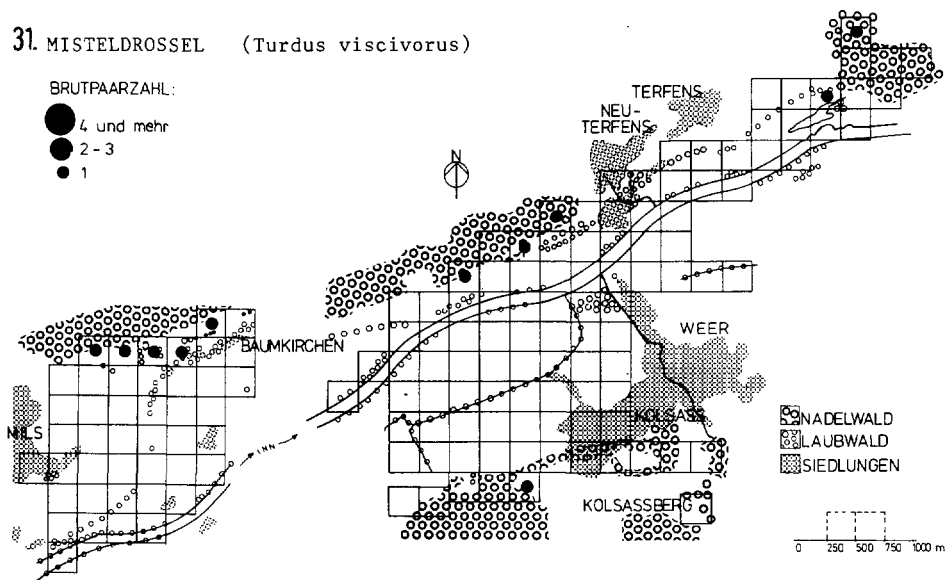
29. WACHOLDERDROSSEL (*Turdus pilaris*)



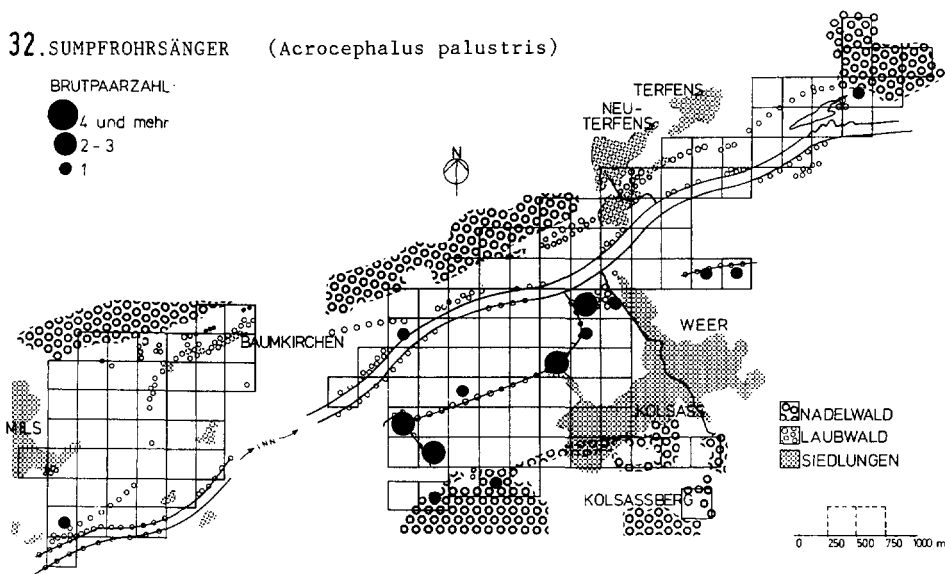
30. SINGDROSSEL (*Turdus philomelos*)



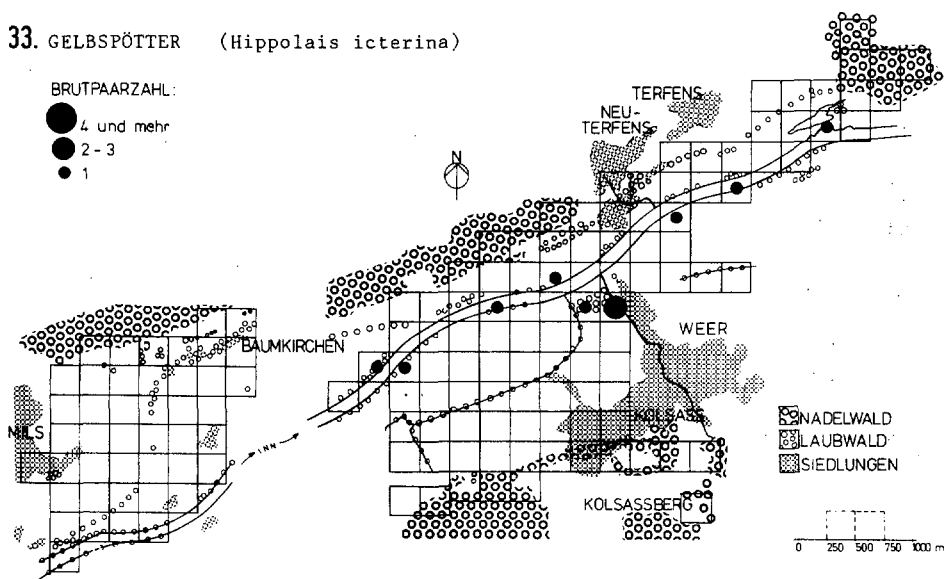
31. MISTELDROSSEL (*Turdus viscivorus*)



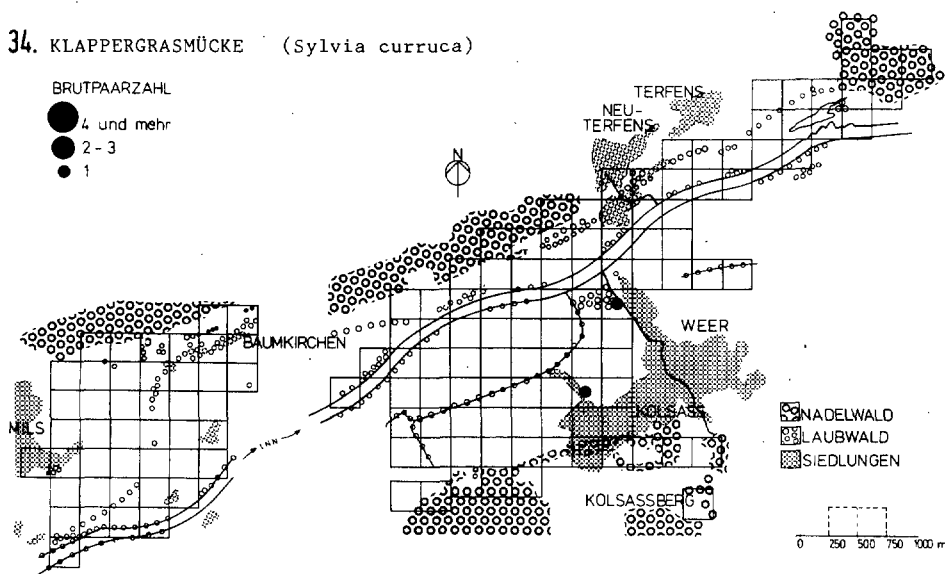
32. SUMPFROHRSÄNGER (*Acrocephalus palustris*)



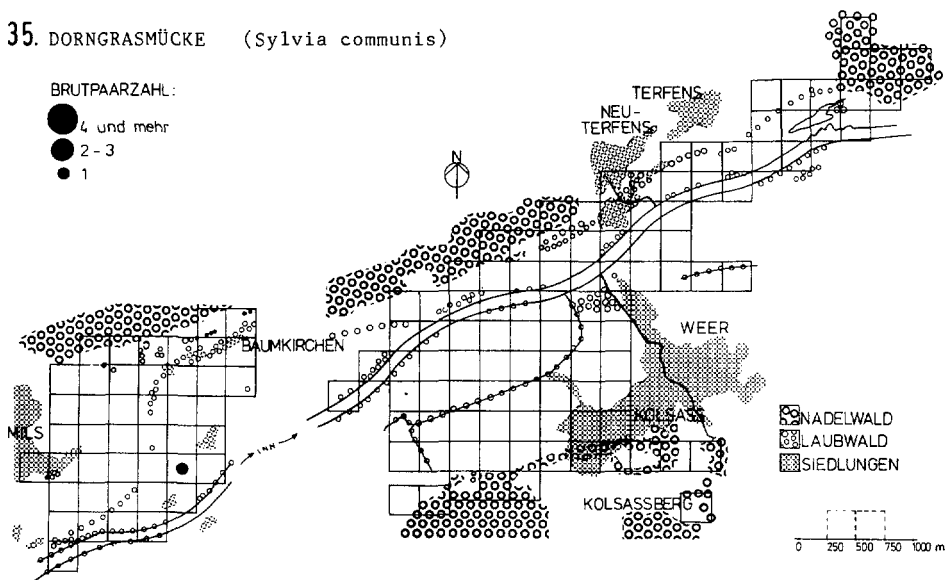
33. GELBSPÖTTER (*Hippolais icterina*)



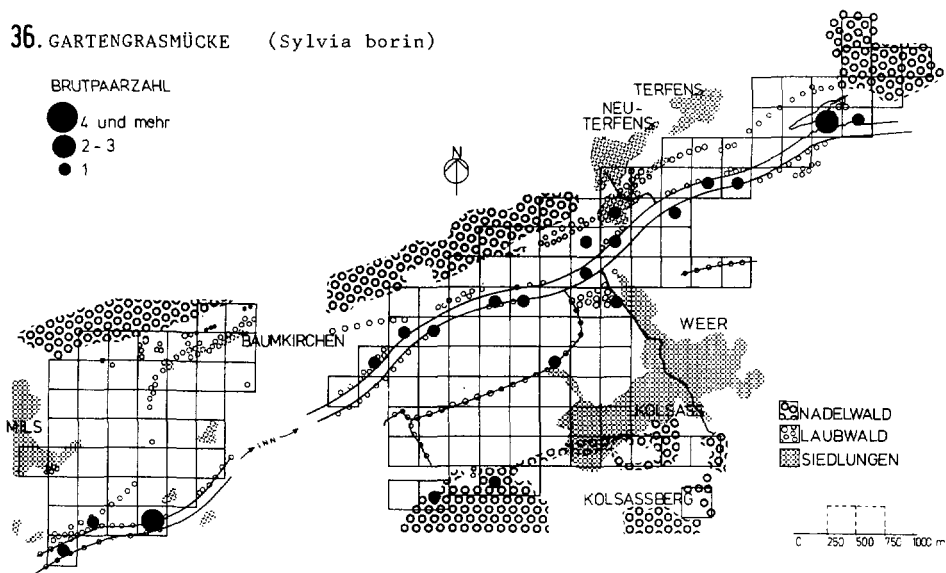
34. KLAPPERGRASMÜCKE (*Sylvia curruca*)



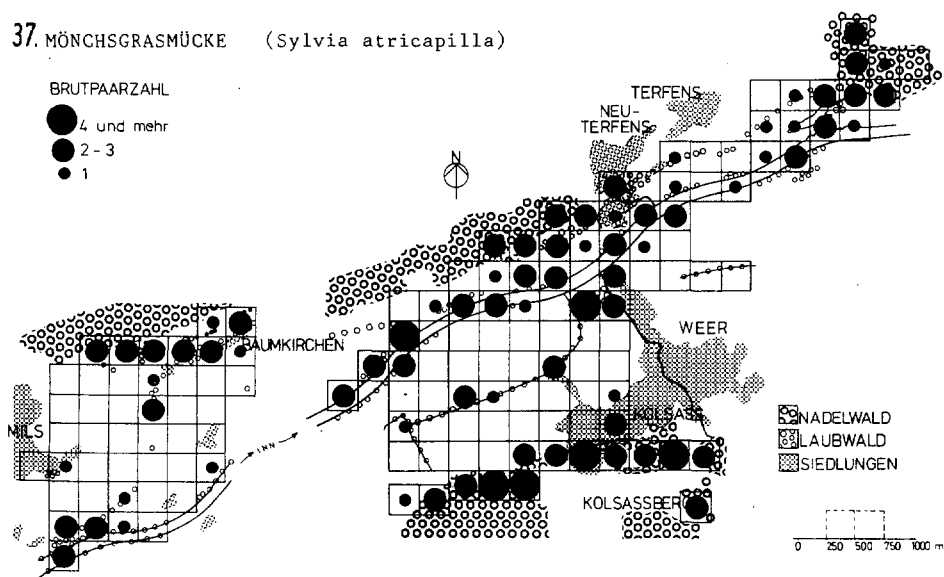
35. DORNGRASMÜCKE (*Sylvia communis*)



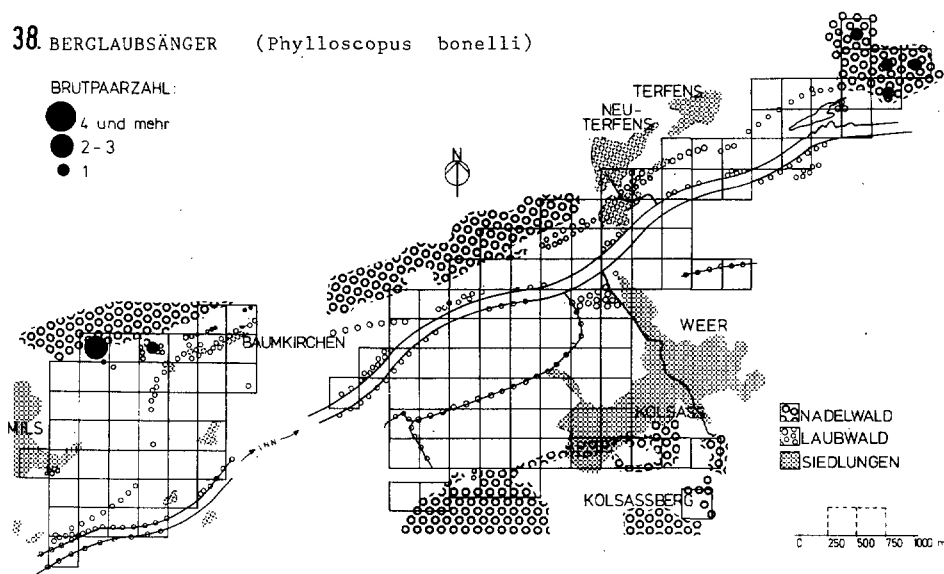
36. GARTENGRASMÜCKE (*Sylvia borin*)



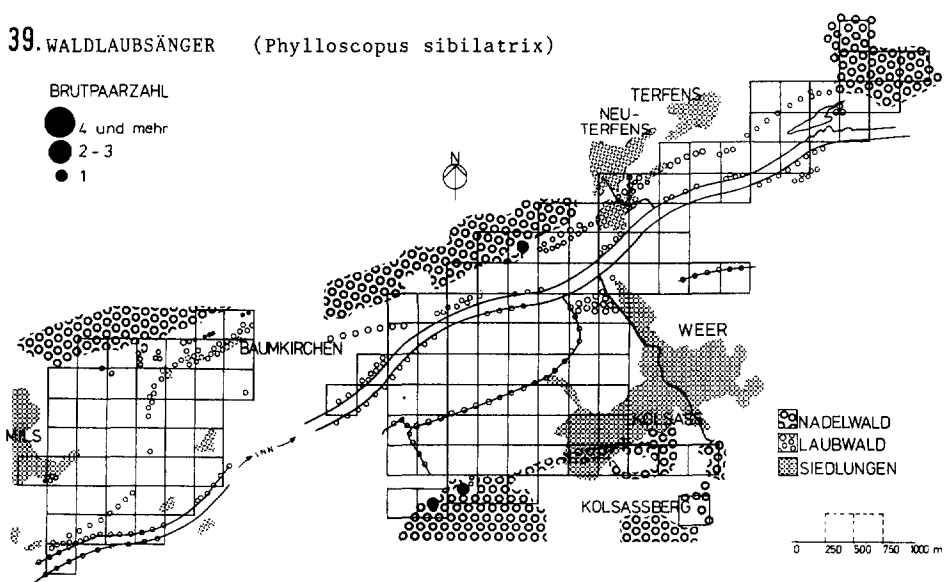
37. MÖNCHSGRASMÜCKE (*Sylvia atricapilla*)



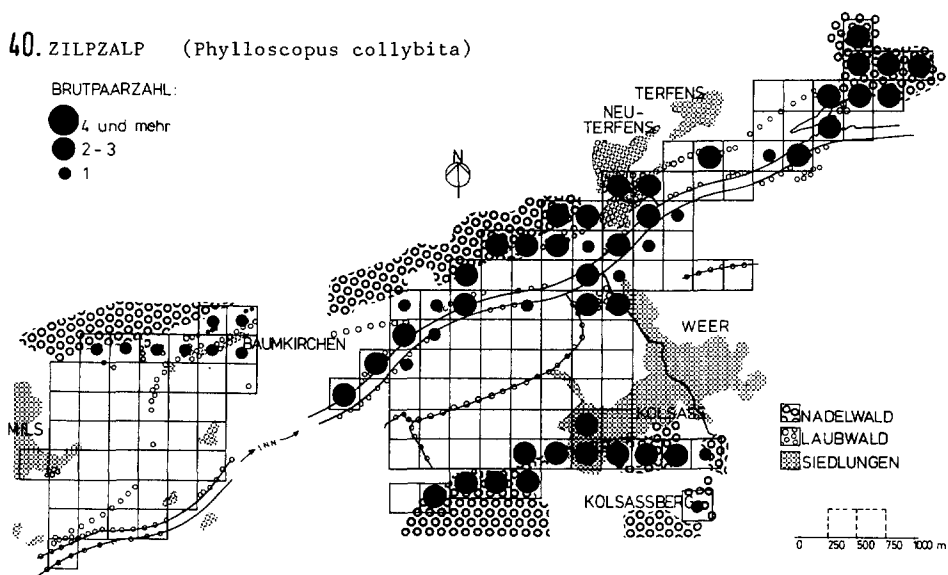
38. BERGLAUBSÄNGER (*Phylloscopus bonelli*)



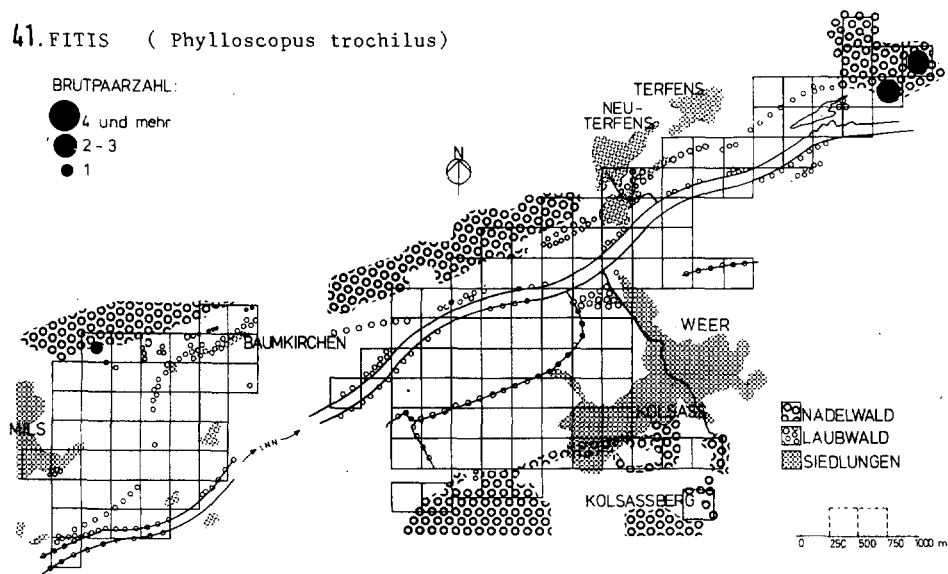
39. WALDLAUBSÄNGER (*Phylloscopus sibilatrix*)



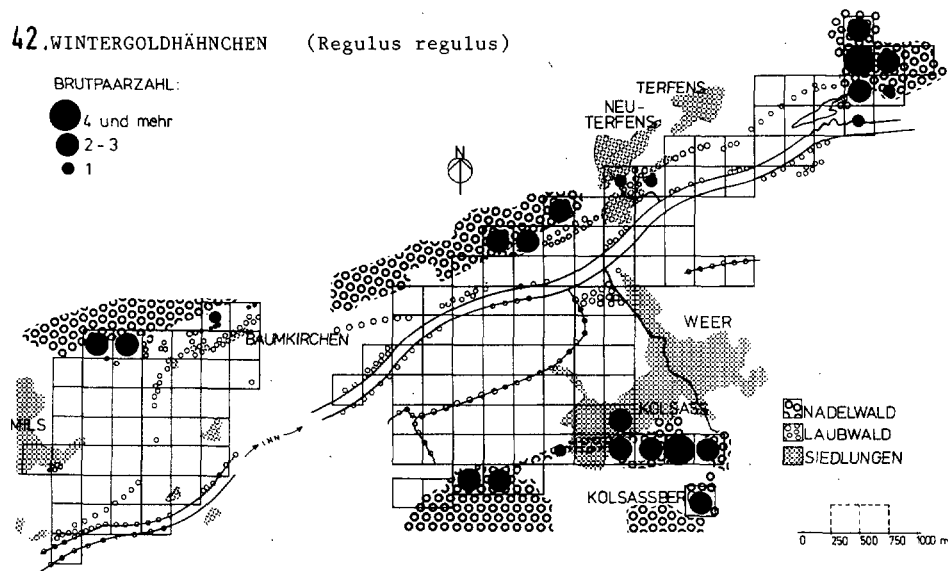
40. ZILPZALP (*Phylloscopus collybita*)



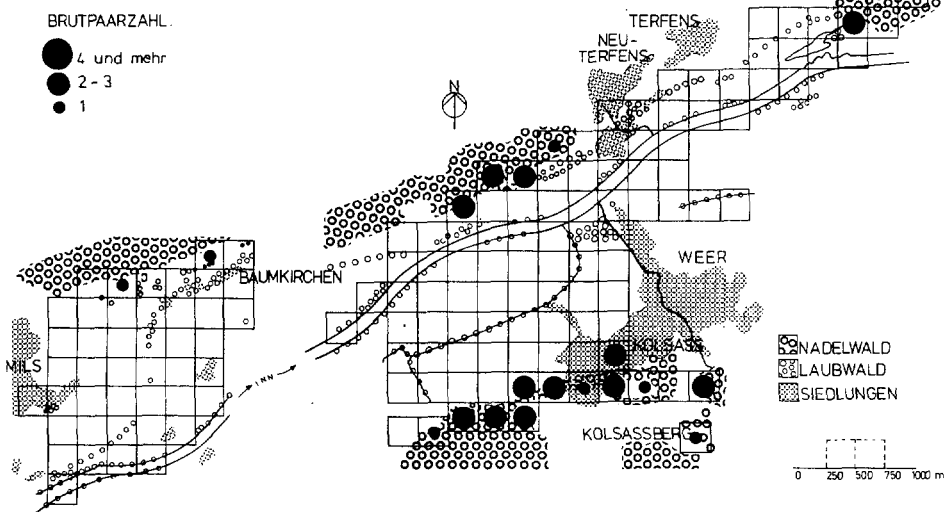
41. FITIS (*Phylloscopus trochilus*)



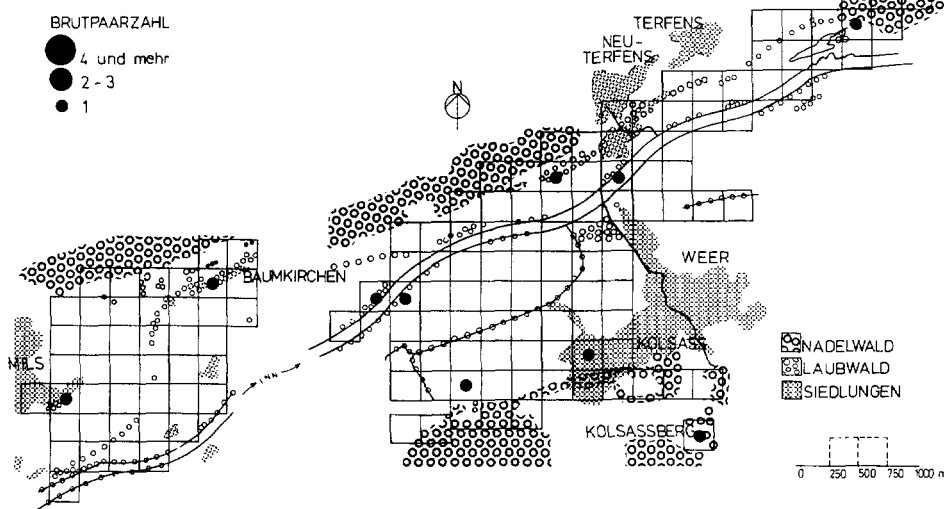
42. WINTERGOLDHÄHNCHEN (*Regulus regulus*)



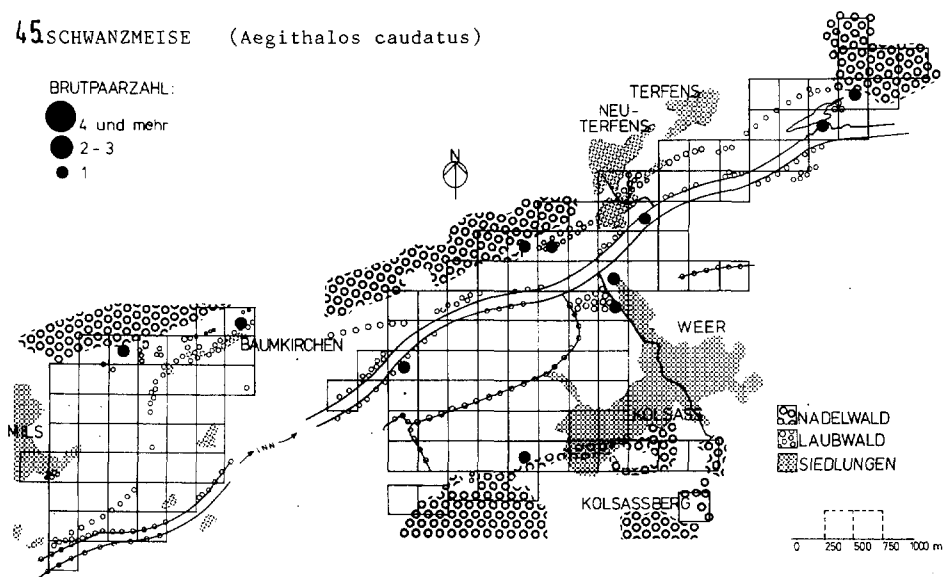
43. SOMMERGOLDHÄHNCHEN (*Regulus ignicapillus*)



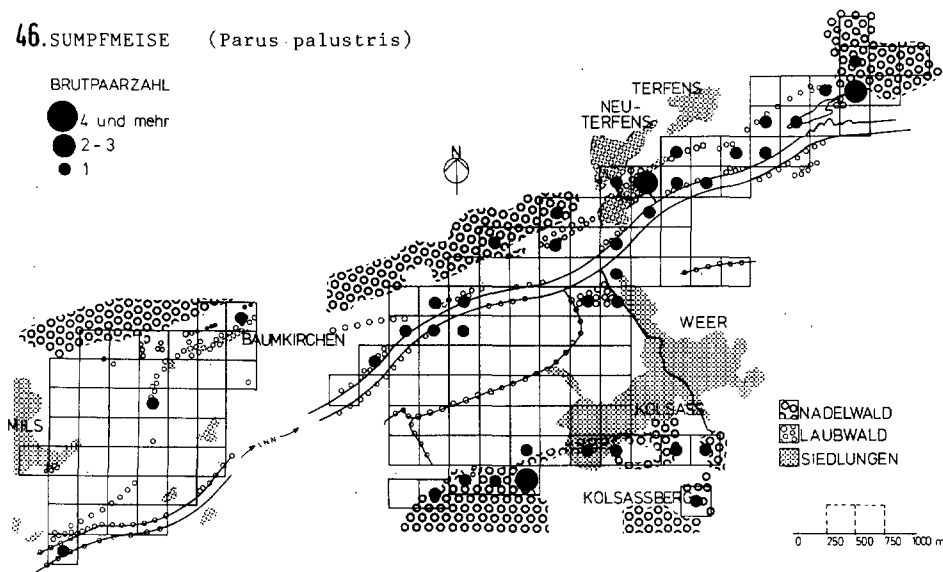
44. GRAUSCHNÄPPER (*Muscicapa striata*)



45. SCHWANZMEISE (*Aegithalos caudatus*)

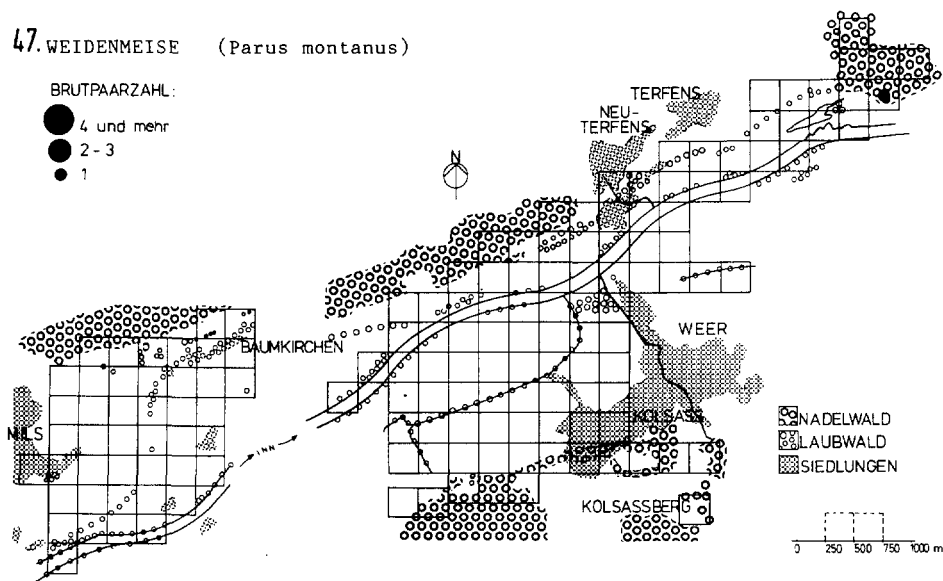
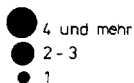


46. SUMPFMEISE (*Parus palustris*)



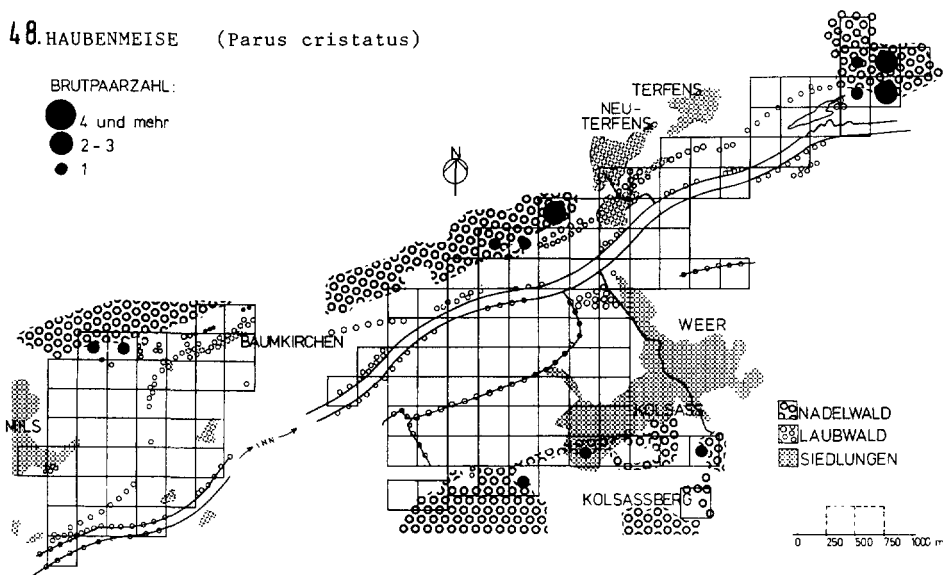
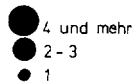
47. WEIDENMEISE (*Parus montanus*)

BRUTPAARZAHL:

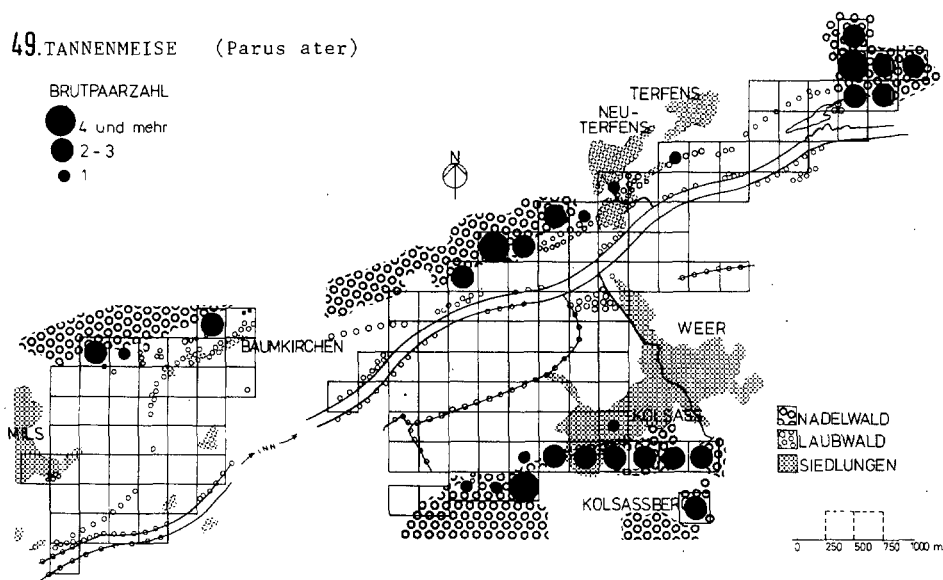


48. HAUBENMEISE (*Parus cristatus*)

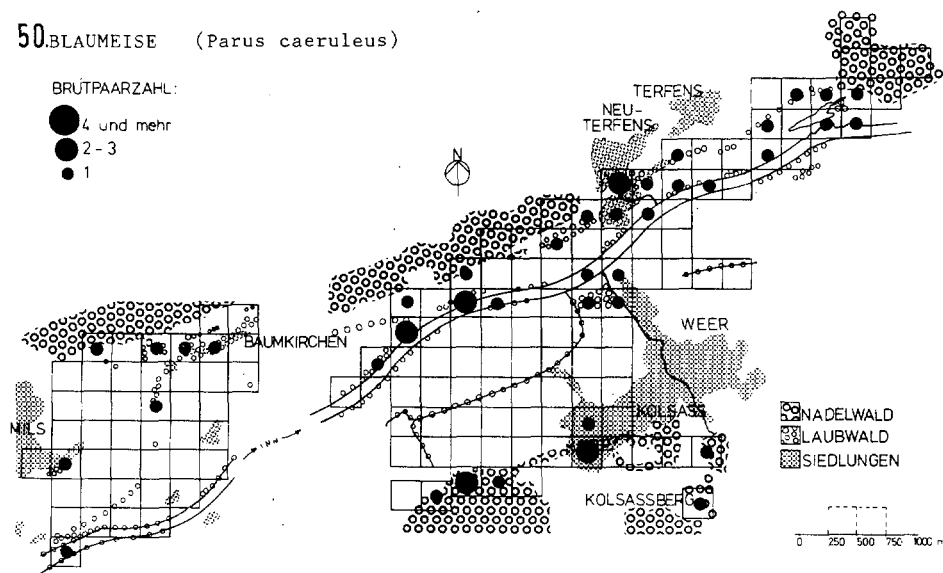
BRUTPAARZAHL:



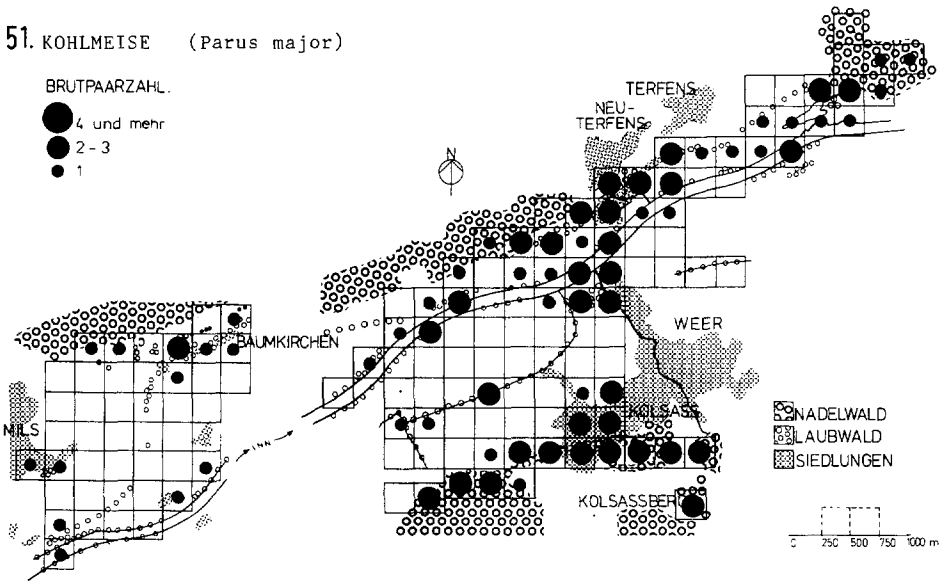
49. TANNENMEISE (*Parus ater*)



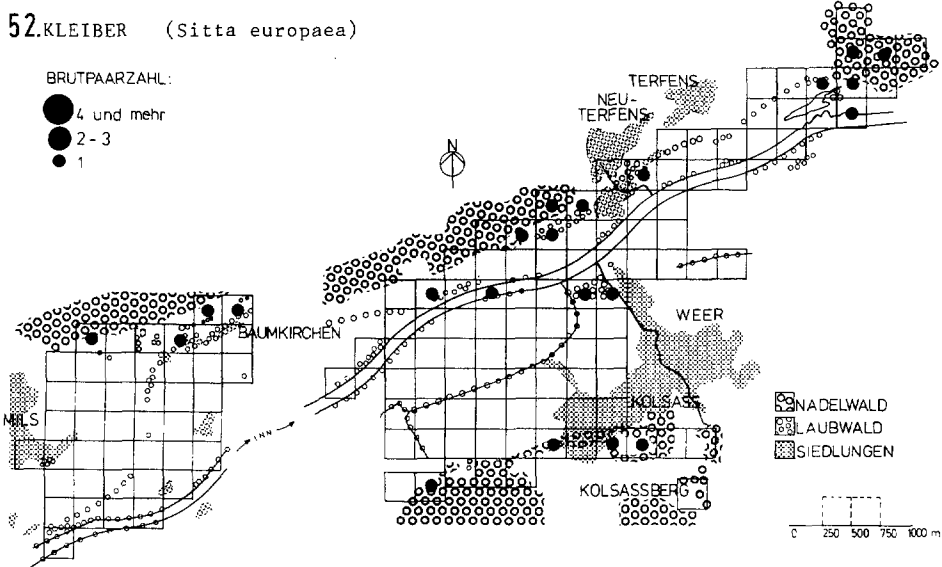
50. BLAUMEISE (*Parus caeruleus*)



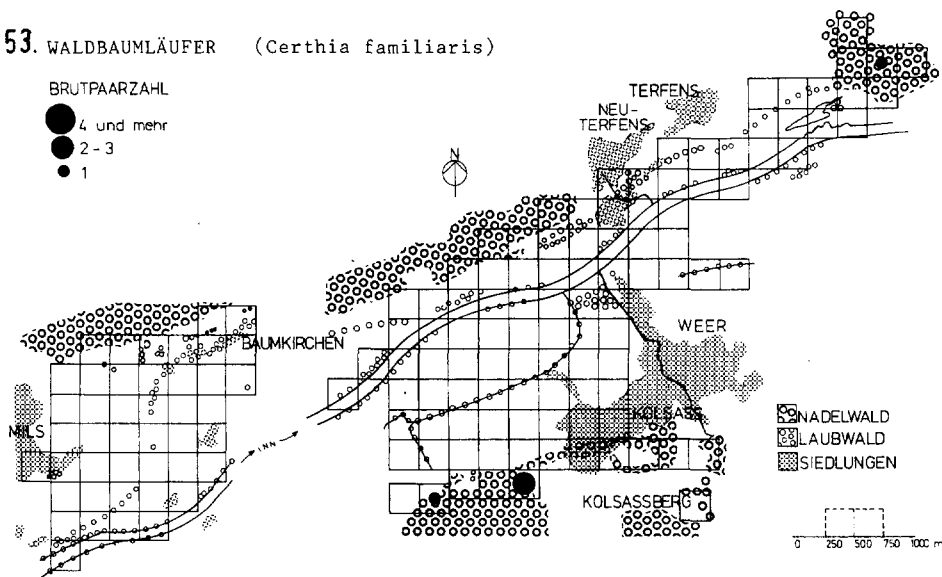
51. KOHLMEISE (*Parus major*)



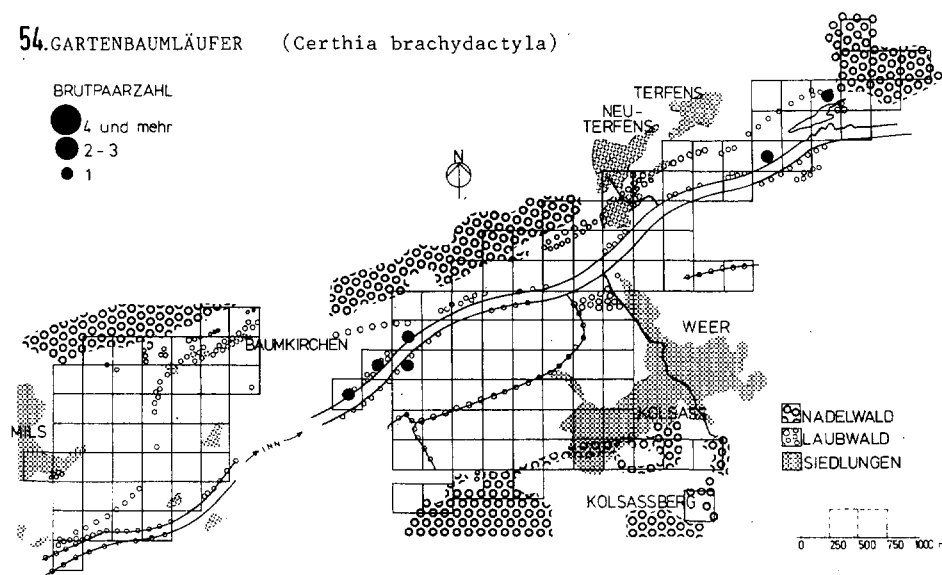
52. KLEIBER (*Sitta europaea*)



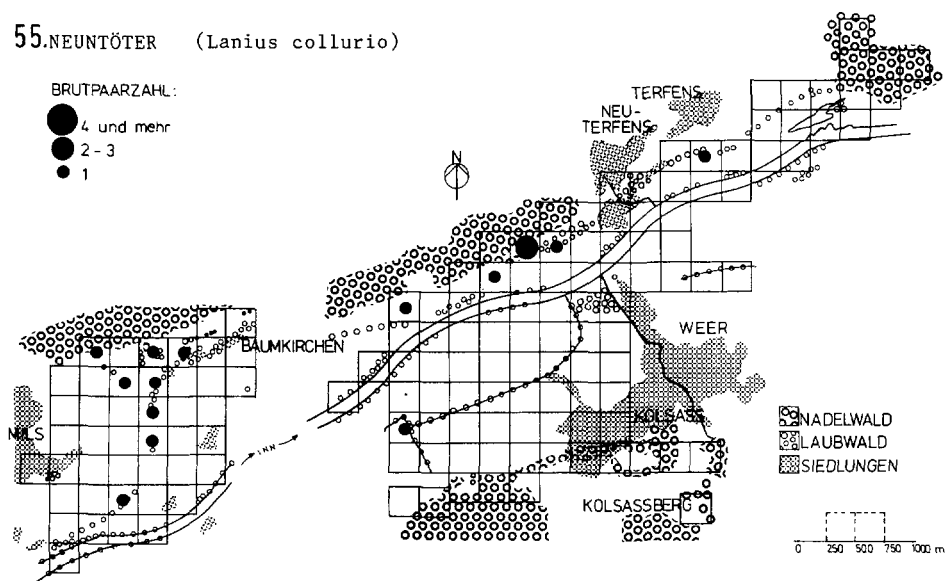
53. WALDBAURLÄUFER (*Certhia familiaris*)



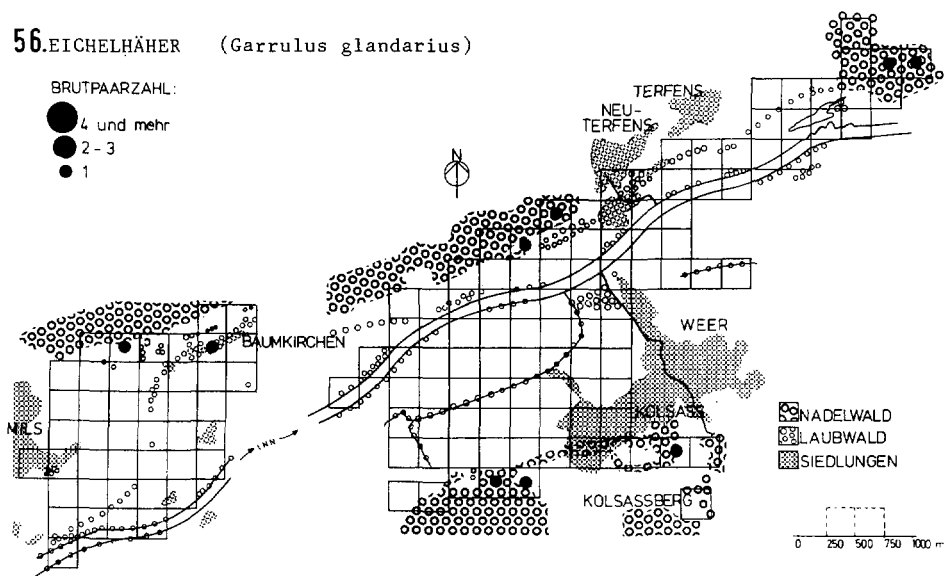
54. GARTENBAURLÄUFER (*Certhia brachydactyla*)



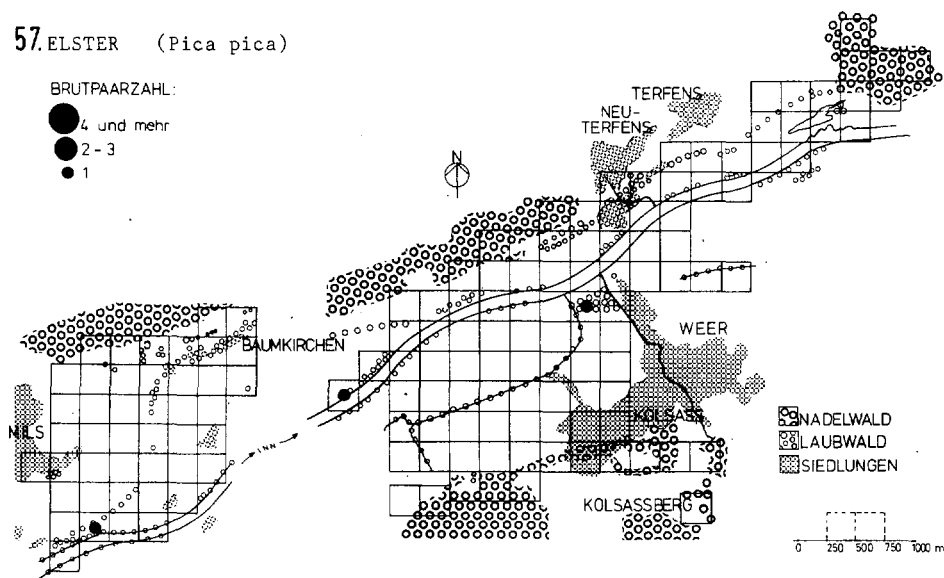
55. NEUNTÖTER (*Lanius collurio*)



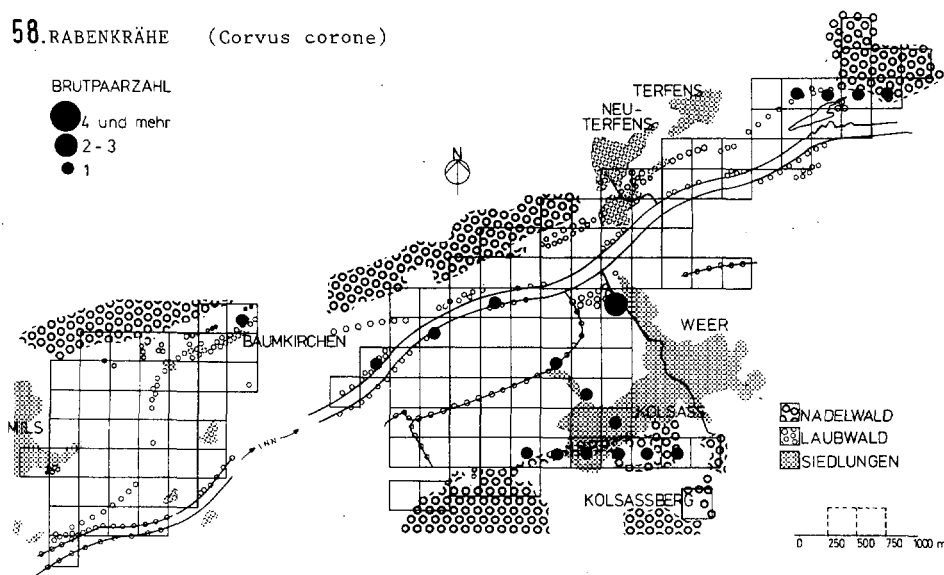
56. EICHELHÄHER (*Garrulus glandarius*)



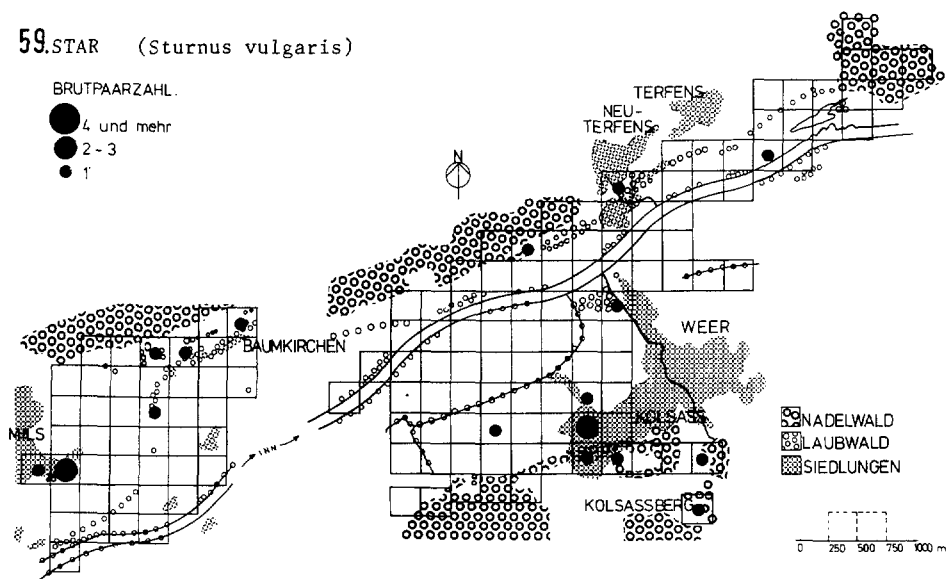
57. ELSTER (*Pica pica*)



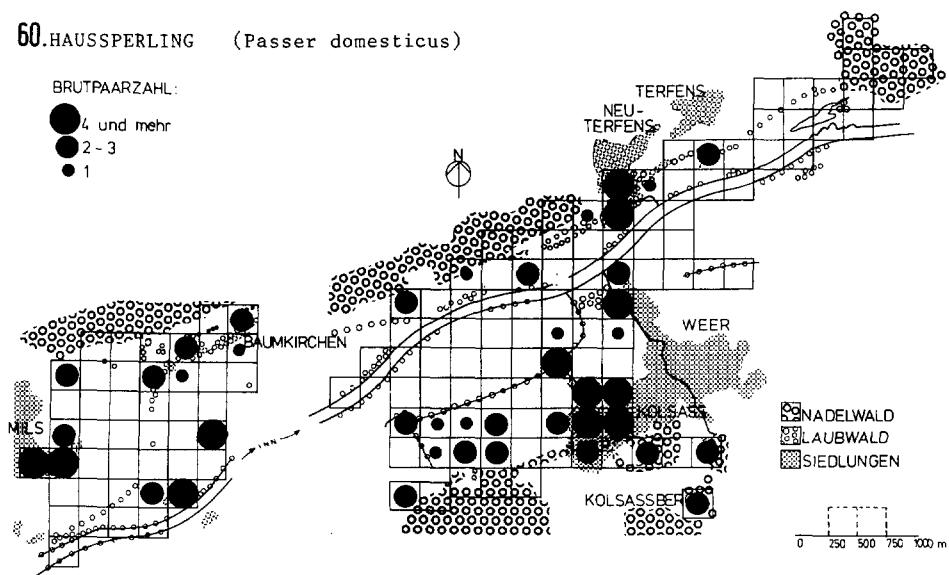
58. RABENKRÄHE (*Corvus corone*)



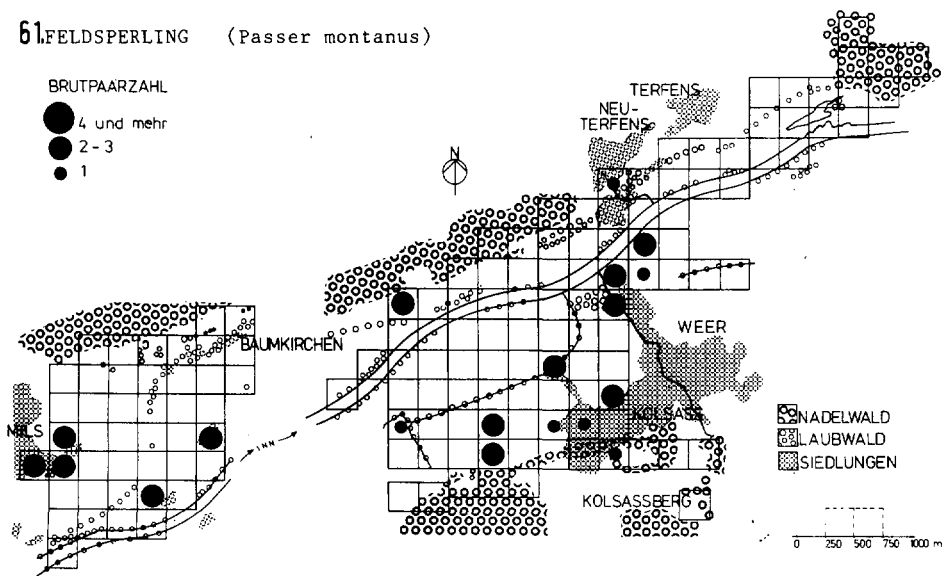
59. STAR (*Sturnus vulgaris*)



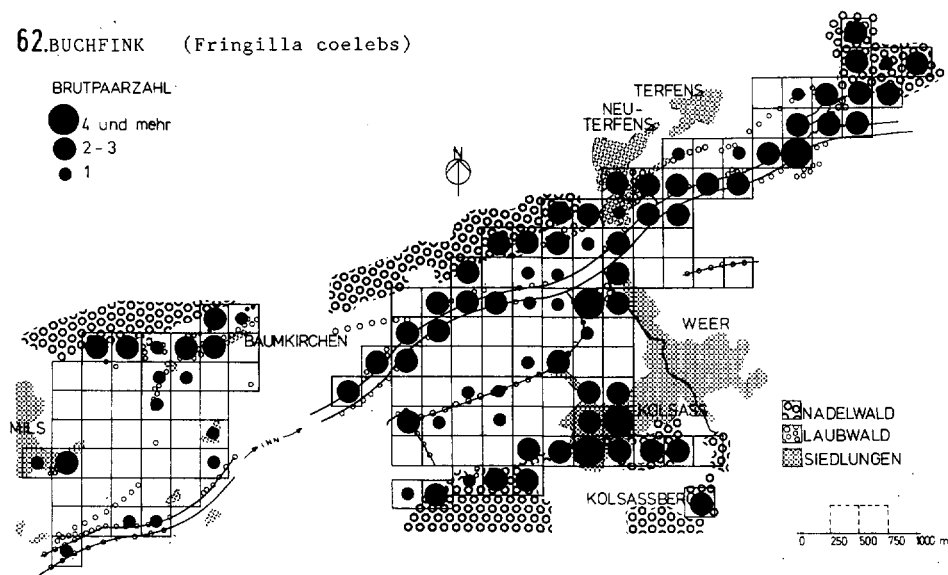
60. HAUSSPERLING (*Passer domesticus*)



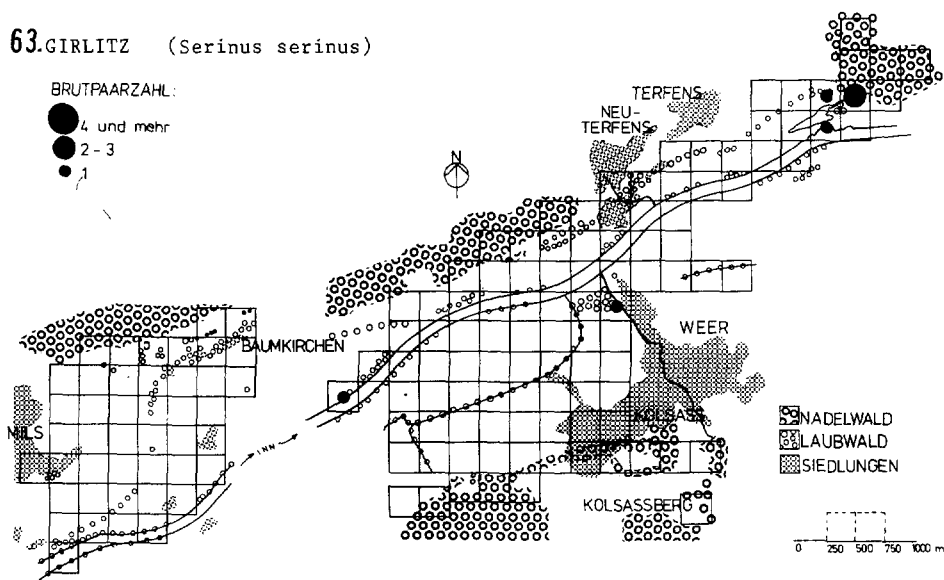
61. FELDSPERLING (*Passer montanus*)



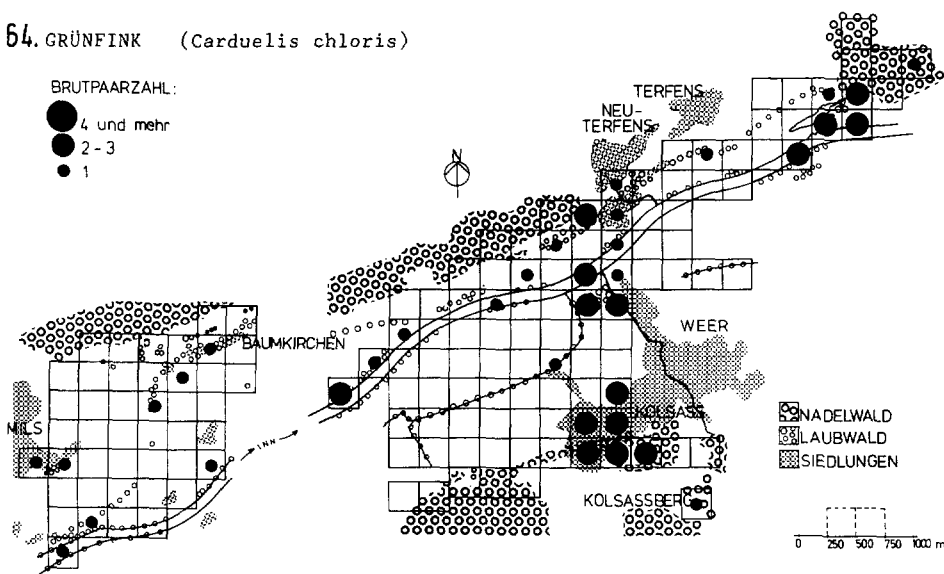
62. BUCHFINK (*Fringilla coelebs*)



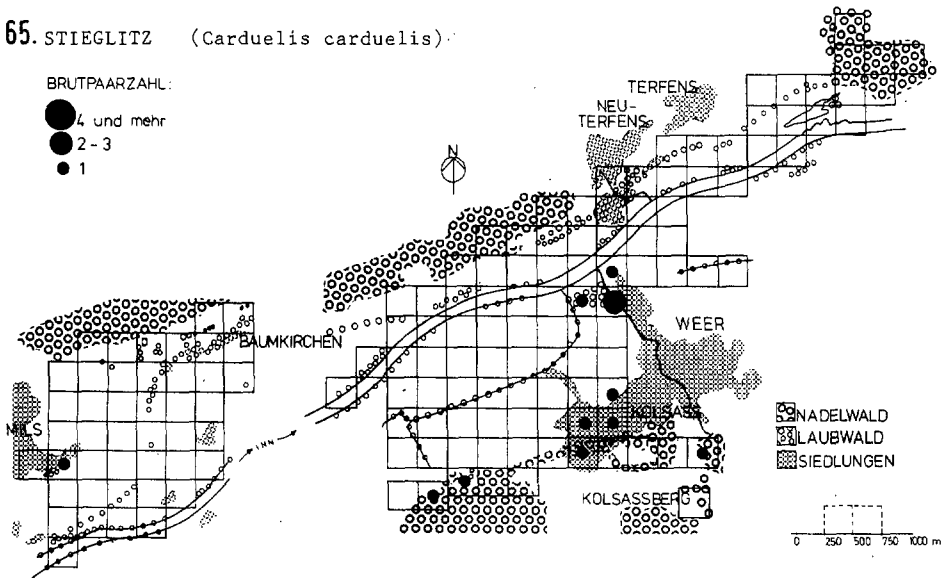
63. GIRLITZ (*Serinus serinus*)



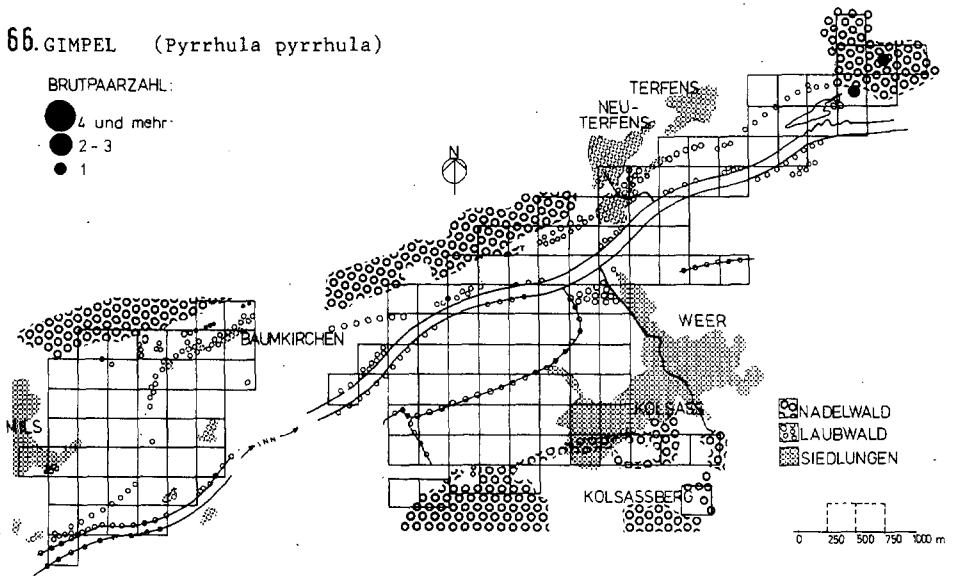
64. GRÜNFINK (*Carduelis chloris*)



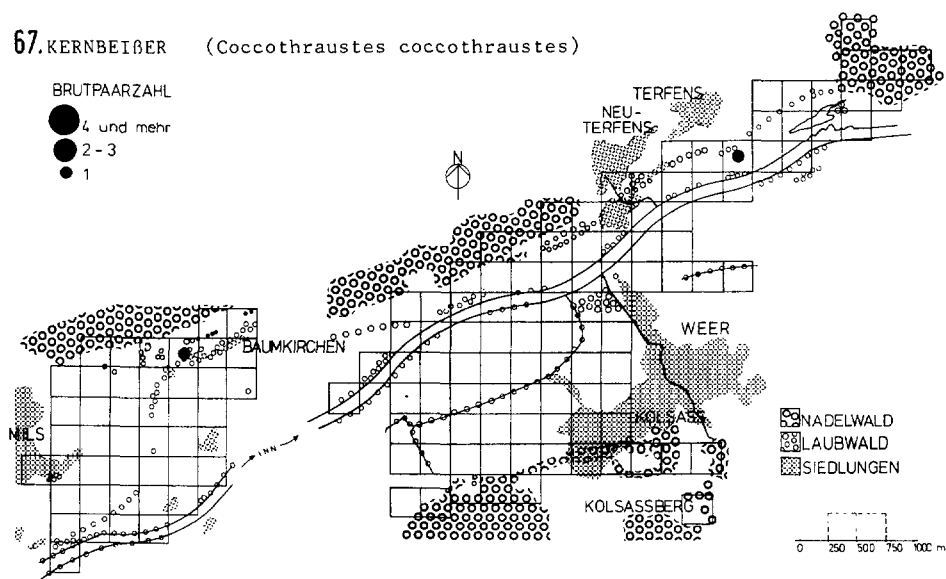
65. STIEGLITZ (*Carduelis carduelis*)



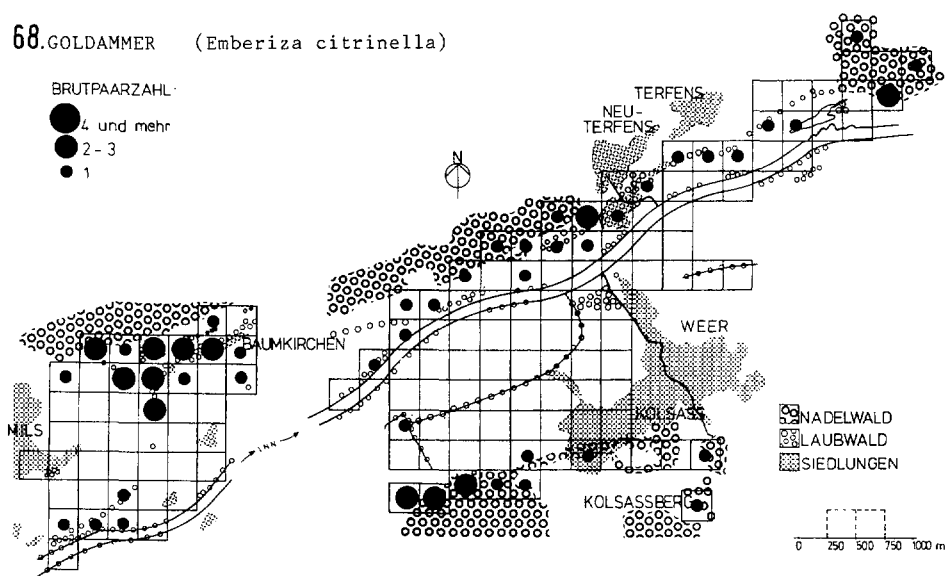
66. GIMPEL (*Pyrrhula pyrrhula*)



67. KERNBEIßER (*Coccothraustes coccothraustes*)



68. GOLDDAMMER (*Emberiza citrinella*)



69. MAUERSEGLER (*Apus apus*)

BRUTPAARZAHL:

● 4 und mehr

● 2-3

● 1

