

Ökologie der Vögel · Ecology of Birds

Band 14, Heft 1 · Januar 1992

BIO I 90.334/14,1

OÖ. Landesmuseum

Biologiezentrum

Inw. 1998/5485

Ökol. Vögel (Ecol. Birds) 14, 1992: 1-100

Auswirkungen des »Waldsterbens« auf die Populationsdynamik von Tannen- und Haubenmeisen (*Parus ater*, *P. cristatus*) im Westerzgebirge¹⁾

Effect of »Waldsterben« (forest damage due to airborne pollution)
on the population dynamics of Coal Tit (*Parus ater*) and Crested Tit
(*Parus cristatus*) in the western Erzgebirge

Von Reinhard Möckel

Key words: *Parus ater*; *Parus cristatus*; western Erzgebirge (Sachsen); »Waldsterben« (forest damage); population dynamics; bias: population density, nest-site selection, breeding success, dispersal, site-fidelity, mate-fidelity, age-structure, mortality, irruptions of Coal Tits.

Zusammenfassung

MÖCKEL, R. (1992): Auswirkungen des »Waldsterbens« auf die Populationsdynamik von Tannen- und Haubenmeisen (*Parus ater*, *P. cristatus*) im Westerzgebirge. Ökol. Vögel 14: 1-100.

Immissionsbedingte Waldschäden veränderten in den vergangenen 15 Jahren die Waldstruktur des Westerzgebirges. In der vorgelegten Untersuchung werden die dadurch ausgelösten populationsbiologischen Veränderungen bei Tannen- und Haubenmeisen vom Beginn der Vitalitätsschädigung der Fichtenforste an bis zu ihrem Absterben dargestellt. Grundlage dafür sind Kontrollergebnisse von Nistkästen und Fänge an Futterhäusern im Winter. Sie verdeutlichen die Bestandsentwicklung, unterstützen die planmäßige Beringung und helfen, Parameter der Reproduktion (Gelegegröße, Bruterfolg, Zweitbruthäufigkeit) zu ermitteln. Außerdem wurde die Orts- und Paartreue der Altvögel, die Dismigration der Jungvögel, die Ausdehnung der Jahresaktionsräume sowie die Entwicklung der Mortalitätsraten in Abhängigkeit vom Schädigungsgrad der Fichtenforste analysiert, der Durchzug von Tannenmeisen erfaßt und zur Ermittlung von Habitatpräferenzen nach Bruten beider Arten in Naturhöhlen gesucht.

¹⁾ Teil einer Dissertation in der Abteilung Forstwirtschaft der Technischen Universität Dresden.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Reinhard Möckel, Töpferstraße 12, O-7540 Calau, Germany

Zur Verdeutlichung der Veränderungen werden die Ergebnisse der 1970er Jahre (kleinräumige Immissionschäden nur in den Kamm- und Hochlagen) den in den 1980er Jahren (großräumige Immissionschäden, Kamm- und Hochlagen irreversibel geschädigt) gegenübergestellt. Außerdem wird der Einfluß veränderter Fruktifikation der Fichte sowie die Auswirkung von Schädlingskalamitäten und großräumigen Insektizidspritzungen herausgearbeitet.

1. Infolge der Vitalitätsschädigung der Fichte nahm die auf kurzadelige Koniferen spezialisierte Tannenmeise (besonders ab 1982) auf weniger als 10% des Ausgangsbestandes (Winter) ab. Die Haubenmeise wurde durch Insektenkalamitäten dagegen kurzzeitig gefördert, nahm langfristig aber gleichfalls ab (auf etwa 1/3 des Ausgangsbestandes).
2. Vor Beginn der großräumigen Waldschäden steuerte in erster Linie die Fruktifikation der Fichte die Populationsdynamik der Tannenmeise. Ein gutes Samenangebot reduzierte die Abwanderung der Jungvögel, während bei hoher Populationsdichte offenbar ein »sozialer Hemmechanismus« zur Reduktion der Fertilität führte. Kam es trotzdem zur Unausgewogenheit von Bestand und Nahrungsangebot, verließ ein hoher Anteil Jungmeisen das Untersuchungsgebiet (Emigration). Damit erwies sich die Tannenmeise als r-selektionierte Art.
3. Die Populationsdynamik der Haubenmeise kennzeichneten dagegen niedrige Nachwuchsrate, höhere Lebenserwartung, geringe Besatzschwankungen unabhängig vom Fichtensamenangebot sowie stark ausgeprägte Ortstreue. Sie kann deshalb als Bindeglied zu den K-Strategen aufgefaßt werden.
4. Die immissionsbedingten Strukturveränderungen des Fichtenwaldes beeinflussten bei der Tannenmeise nicht die Parameter der Reproduktion, erhöhten aber die Altvogel-Mortalität von 0,61 in den 1970er auf 0,74 in den 1980er Jahren. Dies führte zur Reduktion der »durchschnittlichen Lebensfertilität« von 5,5 auf 4,6 flügge Jungvögel/Individuum und damit zum Bestandsrückgang. Verantwortlich dafür ist offenbar der zunehmende Mangel an Winternahrung (kleine Arthropoden) in der immer schütterer werdenden Benadelung der Fichten (mittlerer Nadelverlust 1987/88 fast 40%). Diesem Nahrungsgapß sind besonders die ortstreuen Altvögel ausgesetzt. Sie bewohnen zusammen mit dem im Brutgebiet verbleibenden Anteil Diesjähriger feste Winterreviere (etwa 300 ha). Neben der guten Ressourcenkenntnis helfen im Herbst angelegte Nahrungsvorräte, die Ernährung auch in strengen Winterperioden zu sichern. Mangel an Nahrung (u.a. fehlende Fichtensamen) veranlaßten in den 1980er Jahren immer mehr Jungmeisen, das Erzgebirge zu verlassen. Wenige Rückzügler und (vermutlich) »hängengebliebene« Tannenmeisen östlicher Herkunft füllten im Frühjahr den Brutbestand z.T. wieder auf. Wichtigster Indikator des Waldzustandes ist deshalb die Entwicklung des Winterbestandes.
5. Die Haubenmeise ist ausgesprochen ortstreu und bewohnt paarweise kleine Jahresaktionsräume (6-11 ha; keine Fernfunde). Daneben kommen einzelne, nichtterritoriale Vögel (Populationsreserve) vor, die wir von September bis März an den Futterhäusern als Erstfänge registrierten. Auch bei der Haubenmeise wurden geburtsortstreu Individuen in den 1980er Jahren immer seltener, so daß eine großräumigere Dismigration als Reaktion der Art auf die zunehmenden Immissionschäden angenommen wird. Sie reagierte darüberhinaus auf die gleichfalls steigende Altvogel-Mortalität (von 0,38 auf 0,52) und der damit reduzierten »durchschnittlichen Lebensfertilität« (von 5,2 auf 4,1 flügge Jungvögel/Individuum) nicht durch Veränderung der Reproduktionsparameter pro Brut, sondern durch einen erhöhten Zweitbrutanteil. Dies führte zu einer Dämpfung der negativen Auswirkungen der Waldveränderungen.
6. In den Kamm- und Hochlagen des Westerzgebirges sind die Immissionschäden bereits irreparabel, so daß ein großflächiges Einschlagen der Fichtenforste unvermeidbar scheint. Damit wird allen fichtenwaldspezifischen Arten (z.B. Tannen- und Haubenmeise, Winter- und Sommergoldhähnchen, Waldbaumläufer, Erlenzeisig, Fichtenkreuzschnabel, Rauhuß- und Sperlingskauz) die Lebensgrundlage entzogen. Sie alle bewohnen den Fichtenwald erst ab Baumholzalter und meiden den großräumigen Jungwuchs nach der Wiederaufforstung. Deshalb dürften diese Arten erst die etwa 40jährigen Bestände wiederbesiedeln, vorausgesetzt, sie konnten in weniger geschädigten Gebieten als Restpopulationen überdauern. Relativ gut werden dabei die Chancen für die mobile Tannenmeise gesehen. Zur Abschwächung der Gefahr des Auslöschens kleiner Restbestände ortstreuer Arten (z.B. Haubenmeise) durch Isolation wird die Schaffung eines Netzes von Fichtenbaumhölzern als »Verbindungsbrücken« (vorrangig in Tallagen) empfohlen.

Summary

MÖCKEL, R. (1992): Effect of »Waldsterben« (forest damage due to airborne pollution) on the population dynamics of Coal Tit (*Parus ater*) and Crested Tit (*Parus cristatus*) in the western Erzgebirge. *Ecol. Birds* 14: 1-100.

In the western Erzgebirge over the last 15 years, spruce forest structure has been altered by damage to trees caused by airborne industrial emissions. In the present study, changes in the population biology of Coal and Crested Tit resulting from this damage, from the first observable effects to tree death, are presented. The findings are based on control results from nestboxes, and on trapping at feeders in winter. The results clarify population dynamics, contributed to the systematic ringing programme, and helped to determine various parameters of reproduction (clutch size, breeding success, frequency of 2nd broods). In addition, adult site- and mate-fidelity, juvenile dispersal, extent of annual home range, as well as changes in mortality rates with degree of damage were analysed. Movement of Coal Tits was assessed, and a search for breeding by both species in natural holes was carried out to investigate habitat preferences.

To show the extent of change, results from the 1970's (small-scale damage only in high-altitude and ridge areas) are contrasted with those from the 1980's (extensive damage, irreparable in high-altitude and ridge areas). Additionally, the influence of variation in spruce seed-crop, as well as the effects of pest plagues and large-scale insecticide spraying are examined.

1. As a result of the initial phase of spruce damage, Coal Tit numbers (a species specializing in short-needed conifers) fell to less than 10% of their initial winter level, especially after 1982. By contrast, Crested Tit benefited briefly from insect plagues, but declined similarly in the long term to around 1/3 of initial level.

2. Before large-scale tree damage occurred, population dynamics of Coal Tit were influenced mainly by the size of the spruce seed crop. A good seed supply reduced emigration of juvenile birds, while an apparent density-dependent mechanism led to a reduction in fertility. If, despite this, there was still an imbalance between population size and food supply, then a high proportion of young birds left the study area (emigration). The Coal Tit can therefore be regarded as an »r-selected« species.

3. Crested Tit population dynamics, on the other hand, are characterised by a low reproduction rate, greater longevity, only slight fluctuations in abundance independent of spruce seed supply, and strong site-fidelity. The species can therefore be regarded as a like to the K-strategists.

4. Pollution-related structural changes in spruce forest did not affect Coal Tit reproduction parameters, but they did cause a rise in adult mortality from 0.61 in the 1970's to 0.74 in the 1980's. This led to a reduction in mean lifetime reproduction success from 5.5 to 4.6 fledged young per individual, and so to a population decline. The apparent cause of this is an increasing scarcity of winter food (small arthropods) in the ever-thinning spruce needle cover (mean needle loss in 1987/88 was almost 40%). Adult birds, which show strong site-fidelity, are particularly affected by this shortage. They occupy fixed winter territories of c. 300 ha, along with a proportion of first-winter birds which remains in the breeding area. Stores of food cached in autumn, along with experience of resources, help to secure the food supply in severe winters. Shortage of food (including absence of spruce seeds) caused an increasing number of juvenile tits to leave the Erzgebirge through the 1980's. A small number of returning birds, and (probably) Coal Tits of eastern origin which had not returned there, partially topped up the breeding population in spring. The most important indicators of the condition of the forest are therefore changes in winter numbers.

5. The Crested Tit displays very strong site-fidelity, each pair using a small home range of 6-11 ha (no long-distance recoveries). In addition, unpaired non-territorial birds (population reserve) occur, which we registered between September and March when they were trapped for the first time at feeders. Individuals showing natal site-fidelity became progressively rarer through the 1980's, so it is postulated that large-scale dispersal of the species as a reaction to increasing forest degradation was taking place. The reaction to similarly rising adult mortality (from 0.38 to 0.52), and the consequent reduction in mean lifetime reproduction success from 5.2 to 4.1 fledged young per individual, was not a change in the parameters of reproduction per brood, but an increase in the proportion of 2nd broods. This led to a buffering of the negative effects of forest damage.

6. In ridge and high-altitude areas of the western Erzgebirge, airborne pollution damage is already irreparable, so that an extensive clear-felling of spruce forest seems unavoidable. This will remove the very basis of existence of species specializing in spruce forest habitat (e.g. Coal and Crested Tit, Goldcrest, Firecrest, Treecreeper, Siskin, Crossbill, Tengmalm's and Pygmy Owl). They all inhabit spruce forest only from the time trees are 40-50 years old, avoiding extensive plantations of young trees following afforestation. Therefore these species would only recolonize after about 40 years, and only on condition that they could have survived as remnant populations in less damaged areas. The outlook for the mobile Coal Tit in this situation can be classed as relatively good. The danger of extinction for small isolated and fragmented populations of site-faithful species such as Crested Tit can be lessened by the recommended creation of a network of mature spruce trees as »connecting bridges«, with priority given to valleys.

1. Einleitung

Zu Beginn der 1970er Jahre mußte angenommen werden, daß der ursächlich durch anorganische Luftverunreinigungen ausgelöste Vitalitätsschwund der ausgedehnten Fichten- (*Picea abies*)wälder des Erzgebirges nicht ohne Auswirkungen auf die Populationsdynamik der Vogelwelt bleiben würde. Obwohl es vor 1970 nur im Osterzgebirge zum flächenhaften Absterben von Fichtenbeständen kam (STEIN 1968, PELZ 1970), mußte mit einem Übergreifen der Schäden auf die Wälder des Westerzgebirges gerechnet werden. In einem langfristigen Monitoring sollte diese Entwicklung anhand spezialisierter Nadelwaldbewohner verfolgt werden. Diese mußten zunächst möglichst häufig sein. Als Untersuchungsobjekte wurden deshalb Höhlenbrüter ausgewählt, die sich leicht in Nistkästen ansiedeln lassen. Unsere Wahl fiel auf die Arten Tannen- und Haubenmeise, da beide stenöke Nadelwaldbewohner sind (z.B. ANSORGE 1983, HOLZ in KLAFS & STÜBS 1987), sich in ihrer populationsökologischen Strategie aber grundlegend unterscheiden. Während die Haubenmeise eine relativ niedrige Nachwuchsrate hat und extrem standorttreu ist, kennzeichnet die Tannenmeise eine höhere Reproduktion und eine sehr variable Siedlungsdichte. Außerdem ist für sie invasionsartiges Zugverhalten charakteristisch. Somit versprach die parallele Bearbeitung beider Arten neue Erkenntnisse in der Reaktion auf den zunehmenden Vitalitätsschwund der westerzgebirgischen Fichtenwälder.

Unter Leitung des Verfassers begannen im Jahre 1967 Mitglieder der Kreisfachgruppe »Ornithologie« Aue mit Voruntersuchungen. Ab 1974 wurde zur Analyse der Bestandsentwicklung und als Hilfsmittel für das Planberingungsprogramm eine größere Zahl Nistkästen kontrolliert (MÖCKEL i. Dr. a), während bereits ab 1972 repräsentatives Material zur Brutbiologie (MÖCKEL 1990a, 1990b), zur Mortalität und zum Zug- bzw. Dismigrationsverhalten der beiden ausgewählten Meisenarten vorliegt. Außerdem erfolgten von 1970/71-1987/88 Winterfänge an mehreren Futterstellen im Wald, die ebenfalls Hinweise auf Häufigkeitsveränderungen und Ortstreueverhalten erbrachten.

Abkürzungen:

TM	— Tannenmeise (<i>Parus ater</i>)	m _A	— Altvogelmortalität
HM	— Haubenmeise (<i>Parus cristatus</i>)	m _J	— Jungvogelmortalität
BP	— Brutpaar	D _A	— Durchschnittsalter der Altvögel (Jahre)
juv.	— Jungvogel	L _A	— Lebenserwartung eines Altvogels (Jahre)
NK	— Nistkasten	r _F	— Fertilitätsrate (juv./Individuum)
FH	— Futterhaus für Vögel	F _D	— Lebensfertilität (juv./Individuum)
UG	— Untersuchungsgebiet	W _{F_n}	— beringte Individuen im n-ten Lebensjahr
Hi	— Ring der Vogelwarte Hiddensee		
AK	— Altersklasse (Jahre)		
EF	— Erstfänge (unberingte Individuen)		
WF	— Wiederfänge/-funde		

Dank: Für langjährige Unterstützung bei den Kontrollen der NK und der Betreuung der FH danke ich meinen zahlreichen Helfern aus der Kreisfachgruppe »Ornithologie« Aue sowie G. SILBERMANN und M. KÜNZEL, die Ergebnisse ihrer zielgerichteten Fang- bzw. Beobachtungseinsätze zur Erfassung der in manchen Jahren im Herbst invasionsartig durchziehenden TM zur Verfügung stellten. B. GOLDBAHN zeichnete die Vignetten und D. SAEMANN unterstützte mich durch Bereitstellung von schwer zugänglicher Literatur. Herzlich danke ich auch Prof. Dr. sc. W. BASSUS für sein engagiertes Interesse am Fortgang der Arbeiten und seine förderliche Kritik. Eine wichtige Voraussetzung war außerdem die Unterstützung der Forstwirtschaftsbetriebe Eibenstock und Schwarzenberg. Ihnen verdanke ich die Bereitstellung von NK, Streufutter und insbesondere die Genehmigung, Forststraßen mit Kraftfahrzeugen befahren zu dürfen. Herr B. HILLCOAT/Oxford korrigierte dankenswerterweise die englische Zusammenfassung.

2. Untersuchungsgebiet

Das UG befindet sich in Sachsen und umfaßt die Landschaft des Westerzgebirges (Abb. 1). Es erstreckt sich über das Territorium des Kreises Aue und die unmittelbar benachbarten Gebiete der Kreise Zwickau Land, Stollberg und Schwarzenberg. Damit liegt es auf der flachen Nordabdachung der Pultscholle des Erzgebirges und reicht von 315 bis 1037 m üNN (Erzgebirgskamm als Südbegrenzung zur CSFR: 950 bis 960 m üNN). Die Gesamtfläche umfaßt etwa 720 km² mit einem Waldanteil von 55%. Der Untergrund besteht — örtlich wechselnd — aus Phyllit und Granit.

3. Biotopbeschreibung

3.1 Kurzcharakteristik

Unterhalb 500 m üNN (im Norden des UG) sind die Wälder meist kleinflächig (Feldgehölze, Restwälder, Taleinschnitte). Die Fichte ist weit verbreitet, dominiert aber nicht in dem Maße wie in den höheren Lagen. Besonders an Steilhängen entlang von Flußläufen gibt es Rotbuchen- (*Fagus sylvatica*) Wälder, andernorts bestocken Kiefer (*Pinus silvestris*) und Lärche (*Larix* spp.) größere Flächen.

Oberhalb 500 m üNN dominieren ausgedehnte, wirtschaftlich intensiv genutzte Fichtenforste (Abb. 2), während andere Baumarten (insbesondere Kiefer und Lärche) eine untergeordnete Bedeutung haben. Nur die Rotbuche bildet lokal größere Reinbestände. Der Altholzanteil dieser Baumart am Gesamtwaldbestand beträgt etwa 1%. Die natürliche Waldgesellschaft — ein »Herzynischer Bergmischwald« aus Weißtanne (*Abies alba*), Rotbuche und Fichte — ist auf Kleinstflächen zurückgedrängt (MÖCKEL & WAGNER 1985). Das Gelände ist gebirgig.

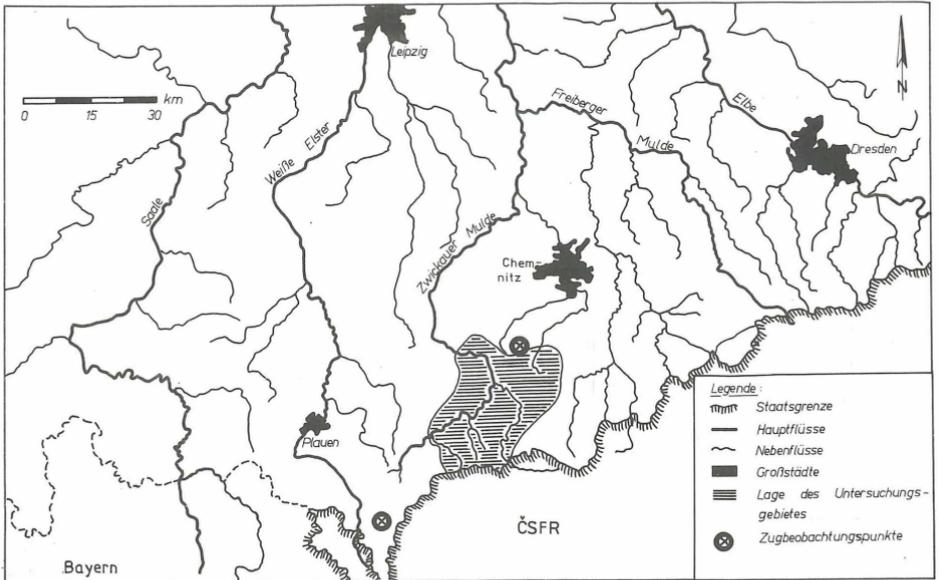


Abb 1. Lage des Untersuchungsgebietes und der Zugbeobachtungsorte.

Das Waldbild der Kammlagen (>800 m üNN) bestimmen Reitgras-Fichtenwälder im Wechsel mit kleinflächigen, mit Bergkiefern (*Pinus mugo*) bestockten Hochmooren (vgl. HEMPEL 1974/77). Der Erzgebirgskamm ist im UG mit dem Verlauf der Staatsgrenze zur CSFR weitestgehend identisch. Zusammen mit den vorgelagerten Gipfeln (höchste Erhebung: Auersberg, 1037 m üNN) ist diese im Süden des UG gelegene Region fast flächendeckend bewaldet (Abb. 3).

Das Bild des Westerzgebirges wird auf großen Flächen durch den Anbau nur einer Baumart (Fichte) in gleichaltrigen Reinbeständen (Monokulturen) geprägt. Diese Fichtenforste werden nach der Betriebsart Hochwald bewirtschaftet. Bis etwa 1975 dominierte dabei das Verfahren der Naturverjüngung (Abb. 4), gegenwärtig die Kahlschlagwirtschaft (Abb. 5). Dabei wird nach Abtrieb eines Bestandes der entstandene Kahlschlag durch Pflanzen von in Forstbaumschulen aus Samen gezogenen Jungfichten neu begründet. Die natürliche Verjüngung von Fichtenbeständen wurde im Untersuchungszeitraum kaum noch durchgeführt.

Zur Beschreibung der Entwicklung der Waldbestände werden folgende Altersstufen unterschieden:

Abb. 2. Blick vom »Grünen Graben« bei Eibenstock über die Güter bei der Waldschänke zum Gipfel des Auersberges (um 1965).

Foto: HORST SCHNEIDER

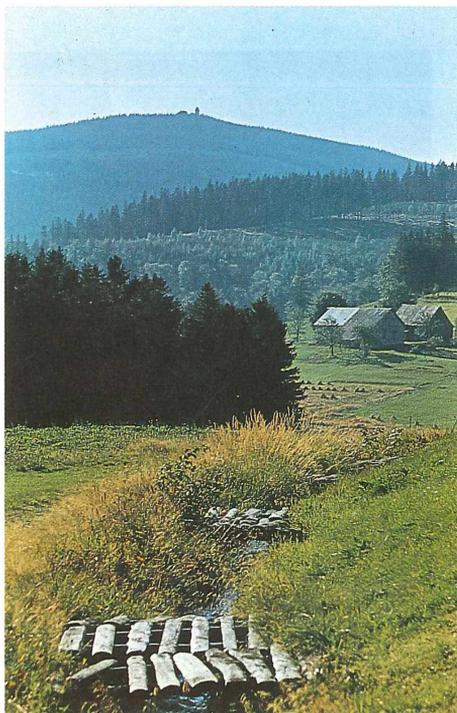


Abb. 3. Blick vom Auersberg (1037 m üNN) in südlicher Richtung auf die ausgedehnten Fichtenforste des Erzgebirgskammes (um 1920).
Foto: Sächsische Landesbibliothek Dresden, Abt. Deutsche Fotothek.





Abb. 4. Natürliche Verjüngung eines Fichtenbestandes; dieses Waldbauverfahren dominierte vor dem Auftreten akuter Rauchschäden.

Foto: REINHARD MÖCKEL



Abb. 5. Kahlschlagwirtschaft; die Altbestände werden großflächig eingeschlagen und der neue Wald durch Pflanzen von Jungfichten künstlich begründet.

Foto: REINHARD MÖCKEL



Abb. 6. Kahlschlag — die Bäume wurden eingeschlagen, nur Stubben blieben zurück.

Foto: REINHARD MÖCKEL



Abb. 7. Übergang von Fichtenkultur (vorn) zu Fichtendickung (hinten).

Foto: REINHARD MÖCKEL

Abb. 8. Stangenholz aus Fichte und Lärche; typisch sind der Waldboden aus Nadelstreu und Rohhumus sowie die fast bis zum Boden reichende (trockene) Beastung.

Foto: BERND GOLDHAHN

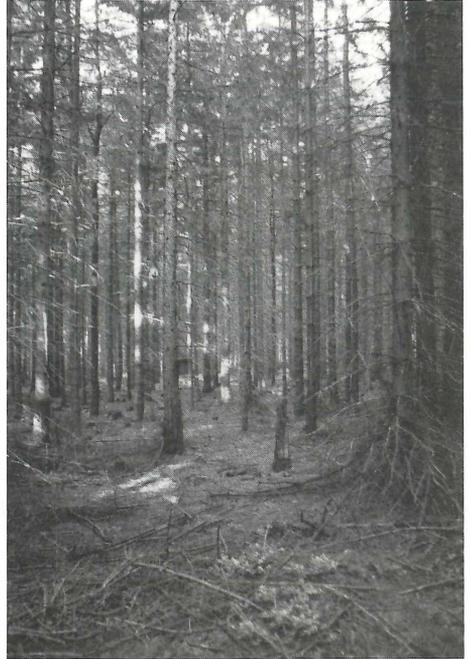


Abb. 9. Jüngerer Fichtenbaumholz; die Beastung reicht nicht mehr so weit herab, den Waldboden bedeckt eine Grasdecke, Unterwuchs fehlt noch.

Foto: REINHARD MÖCKEL



Kahlschlag: Auf der Bestandsfläche wurden alle Bäume entnommen (Endnutzung); nur Stubben bleiben zurück (Abb. 6).

Kultur: Durch Aufforstung künstlich begründeter Jungbestand bis zum Bestandschluß im Alter von etwa 10 Jahren; häufig mit Pioniergehölzen (Birke, *Betula* spp., Eberesche, *Sorbus aucuparia*, Himbeere, *Rubus idaeus*) durchsetzt.

Dickung: Jungwuchs nach Eintritt des Bestandsschlusses (Abb. 7) bis zum Beginn der natürlichen Astreinigung (Absterben und Abfall der untersten Äste eines Baumes) bei einem Stammdurchmesser in Brusthöhe von 6-7 cm. Dickungen umfassen 11-25jährige Bestände, wobei – wie auch später – der Übergang zur nachfolgenden Altersstufe fließend ist.

Stangenholz: Dichter, 26-50jähriger Bestand (Brusthöhendurchmesser 7-15 cm), der kaum Licht bis auf den aus Rohhumus und Nadelstreu gebildeten Waldboden durchläßt. Dadurch kaum Ausbildung einer Krautschicht (Abb. 8).

Jüngeres Baumholz: Nach der Durchforstung des Stangenholzes (Niederdurchforstung mit dem Ziel eines einschichtigen Bestandsaufbaues) und Zunahme der Brusthöhendurchmesser über 15 cm wurde der Bestand zu einem Baumholz. Die etwa 51-80jährigen Bestände (Abb. 9) lassen bereits die Entwicklung einer Krautschicht zu (früher insbesondere Heidelbeere, *Vaccinium myrtillus*), aber noch keine wesentliche natürliche Verjüngung (Fichten-Unterwuchs).

Älteres Baumholz: Reifestadium des Fichtenwaldes (über 80jährige Bestände); durch Anflug entstandener Unterwuchs führt zu einem mehrstufigen Waldaufbau (Abb. 4). Die Heidelbeere bedeckte bis 1978 flächendeckend den Waldboden dieser Bestände.

3.2 Ökologische Veränderungen während der Untersuchung

Die Populationsdynamik einer Tierart wird durch eine Vielzahl Einzelfaktoren gesteuert. Dazu zählen z.B. Nahrungsangebot, Feinddruck, Witterungseinflüsse, aber auch intraspezifische Konkurrenz. Die allmähliche, immissionsbedingte Strukturauflösung des Fichtenwaldes führte im UG zu völlig neuen ökologischen Bedingungen für nadelwaldtypische Kleinvögel. Diese Veränderungen bedingen Reaktionen der lokalen Populationen, die im Zuge dieses Monitorings erfaßt wurden. Da hierbei dem Vitalitätsverlust der Fichtenwälder die primäre Rolle zukommt, soll für das UG die Rauchschaadensentwicklung der letzten Jahre charakterisiert werden. Daneben gilt es, weitere Einflußfaktoren zu betrachten (Fruktifikation der Fichte, Auftreten forstlicher Schadinsekten) sowie witterungsbedingte Modifikationen zu erkennen und ggf. abzugrenzen (vgl. Kap. 4). Die genannten Faktoren beeinflussten in den letzten Jahren die untersuchten Meisenpopulationen. Zweifellos wirkten neben diesen Größen noch weitere. Sie alle zu berücksichtigen, war jedoch nicht praktikabel. Nachfolgend werden deshalb hauptsächlich diese wenigen, auffälligen Erscheinungen in Beziehung zu den Veränderungen innerhalb der untersuchten Populationen gesetzt.

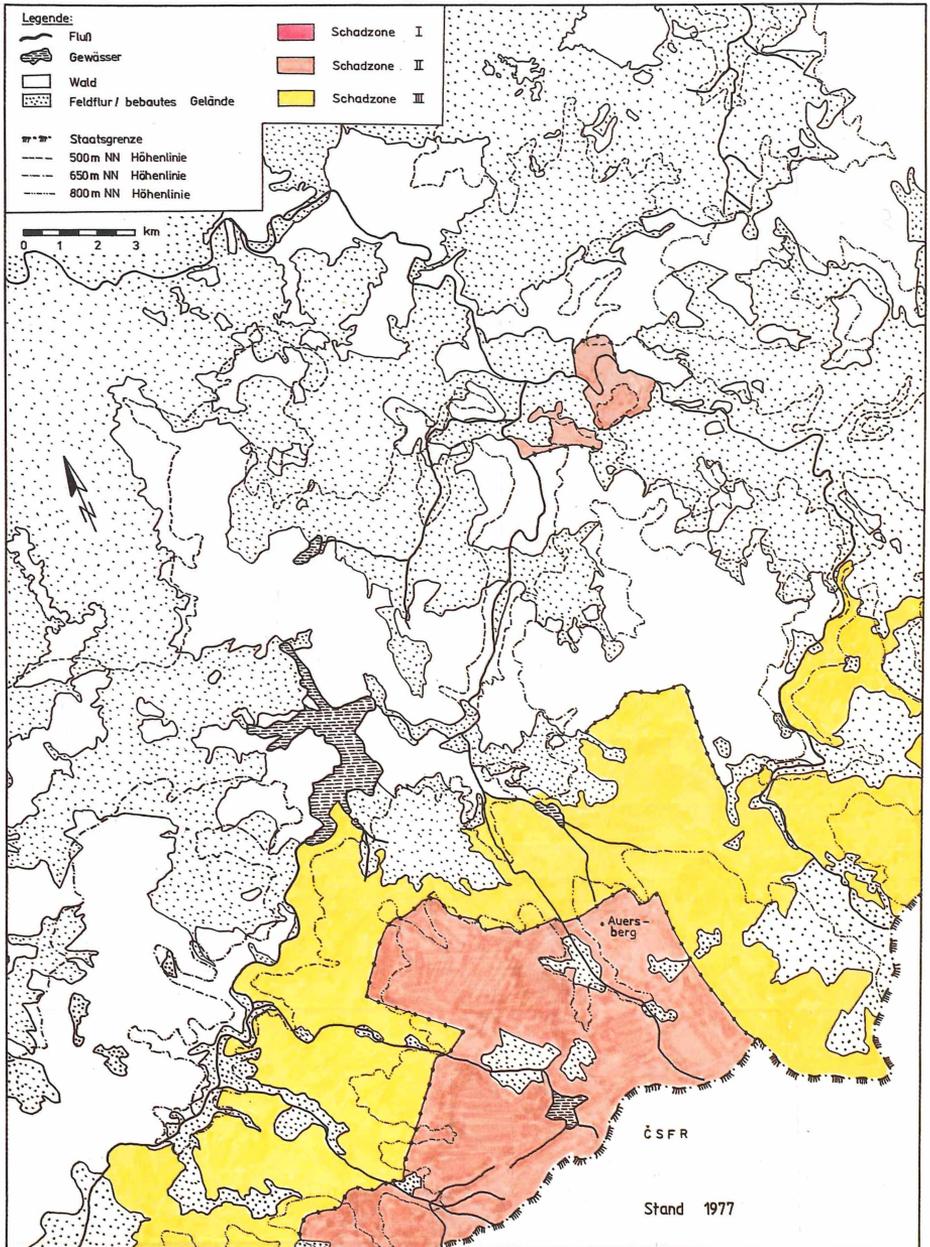


Abb. 10. Immissionsschadenskarte – Stand 1977.

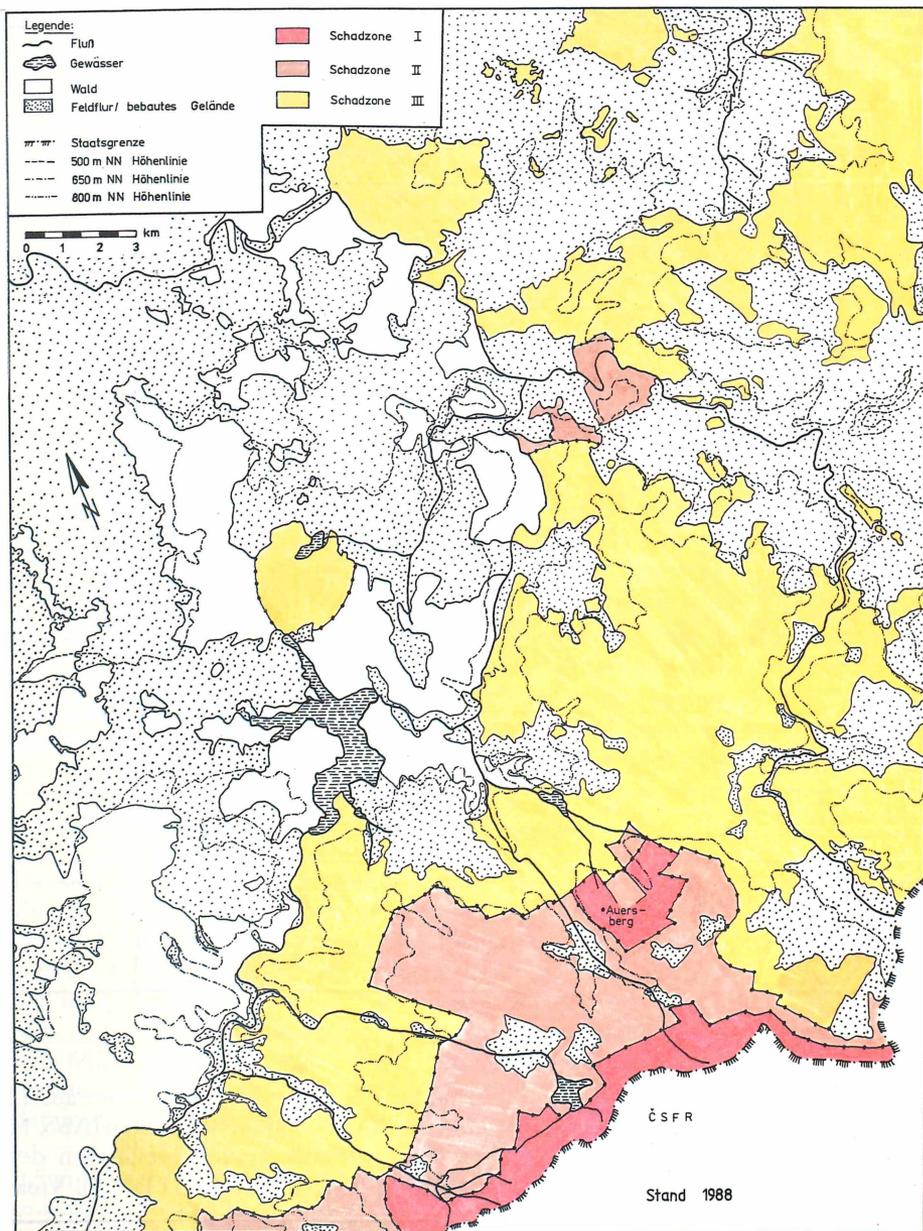


Abb. 11. Immissionschadenskarte — Stand 1988.

3.2.1 Rauchschäden

Grundlage für die Beschreibung der Waldschadensentwicklung der letzten 20 Jahre im UG ist die Einteilung der Wälder des UG in Schadzonen (Anonymus 1985). Diese erfolgte 1977 (Abb. 10) nach subjektiver Einschätzung der Revierförster, im Jahre 1988 (Abb. 11) nach Luftbildaufnahmen (vgl. BIEBERSTEIN 1988):

	1977	1988
Schadzone I	0 %	4 %
Schadzone II	15 %	13 %
Schadzone III	27 %	53 %
Ungeschädigt	58 %	30 %

Die Schadzone I umfaßt sehr stark, die Schadzone II stark und die Schadzone III leicht und mittelstark geschädigte Fichtenbestände. Das Fehlen der Schadzone »I extrem« im Jahre 1988 ist auf die bereits erfolgten Einschläge toter Bestände zurückzuführen.

Da objektive Aussagen zum zeitlichen Verlauf der Waldschäden im UG nicht vorliegen, wurde versucht, mit Hilfe der Dendrochronologie (KLEIN & ECKSTEIN 1988) hierfür Anhaltspunkte zu erlangen. Nach einer vergleichbaren Untersuchung (FIEDLER 1988) sind dabei lange vor dem natürlichen Kulminationspunkt des Baumwachstums und bereits mehrere Jahre vor äußerlich erkennbaren Immissionschäden, erhebliche Radialzuwachsrückgänge zu verzeichnen.

Tab. 1. Radialzuwachs 75-120jähriger Fichten der Stammklasse 2 auf dem Kamm des Westerzgebirges sowie vorgelagerter Gipfel (9 Bäume).

5-Jahres-Intervall	Mittlerer jährlicher Radialzuwachs (mm)	Differenz (mm)
1960 – 1964	2,53	
1965 – 1969	2,34	– 0,19
1970 – 1974	1,83	– 0,51
1975 – 1979	1,35	– 0,48
1980 – 1984	0,76	– 0,59
1985 – 1988	0,89	+ 0,13

Am 10. 9. 1988 erfolgte im UG die Probenahme mit einem Zuwachsbohrer aus 12 Fichten (75-120 Jahren alt; Anl. 1). Danach setzte die in den Jahrringbreiten (Abb. 12 & 13) dokumentierte Schädigung der Fichtenbestände in den Hochlagen des Westerzgebirges etwa 1970 ein und hielt seither unvermindert an (Tab. 1). Viele Bestände sind irreversibel geschädigt (Schadstufen 3 & 4), sterben in den nächsten Jahren ab oder müssen abgetrieben werden.

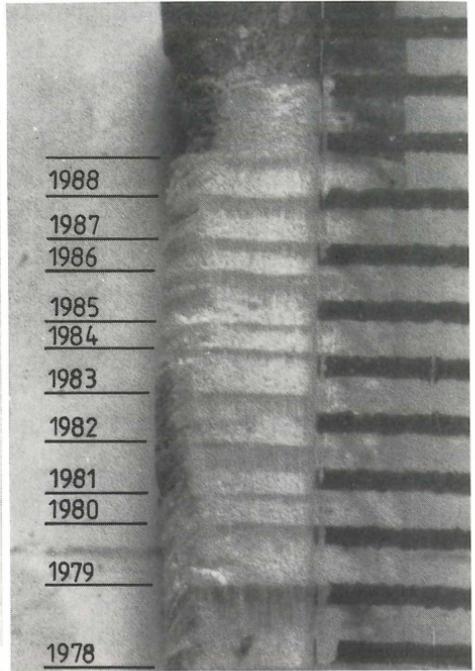
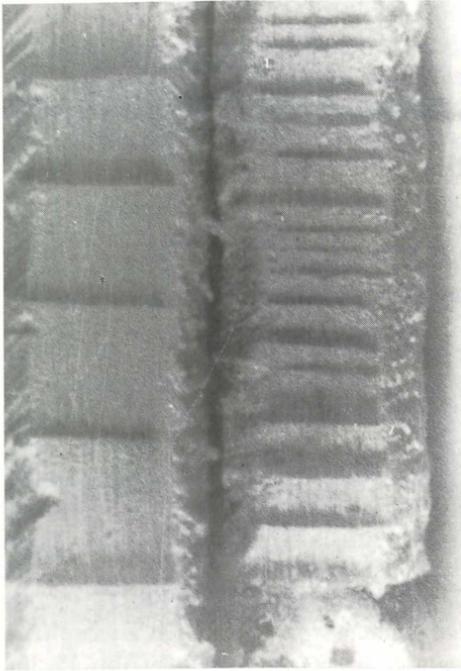


Abb. 12. Radialzuwachs einer repräsentativen, über 80jährigen Fichte des Westerzgebirges für die 1960er (links) und die 1980er Jahre (rechts); Probenahme am 10. 9. 1988.

Foto: REINHARD MÖCKEL

Abb. 13. Radialzuwachs einer repräsentativen, über 80jährigen Fichte des Westerzgebirges von 1978 bis 1988; Probenahme am 10. 9. 1988 (der abgebildete Maßstab hat mm-Einteilung).

Foto: REINHARD MÖCKEL

Da sich bereits 3-8 Jahre vor dem Sichtbarwerden erster Immissionsschäden Zuwachsverluste in den Jahrringanalysen niederschlagen (AKKERMANN 1987, FIEDLER 1988; latente Erkrankungsphase), kann man mit Auswirkungen auf die Vogelwelt des Fichtenwaldes ab 1975, spätestens ab 1980 rechnen. Dabei ist zu beachten, daß in der Höhenstufe 500-650 m üNN nur Fichten auf exponierten Hochflächen (z.B. Hartmannsdorfer Forst, Geyersche Platte) geschädigt sind. Die Befunde oberhalb 650 m üNN kann man dagegen zusammenfassen. Auf dem Erzgebirgskamm manifestierten sich die Rauchschäden in den Messungen zwar erst ab 1972 und damit später als auf den vorgelagerten Gipfeln (ab 1969). In beiden Gebieten wurde aber zeitgleich ab 1980 ein mittlerer jährlicher Radialzuwachs unter 1 mm (z.T. unter 0,5 mm) ermittelt (Anl. 1). Der Rückgang betrifft hierbei jüngere und ältere Bäume in gleicher Weise.

Sichtbarer Ausdruck dieses Vitalitätsschwundes der Fichten ist der zunehmende Verlust an Nadelmasse, welcher bis zum Absterben ganzer Bäume führen kann. Die Folge ist eine erhebliche Aufflichtung der Wälder auch ohne forstliche Eingriffe. Besonders deutlich wurde dies auf dem Erzgebirgskamm und einigen vorgelagerten Gipfeln (Riesenberg, Brückenberg, Auersberg, Zeisiggesang). Bereits 1978 – zu Beginn unserer NK-Aktion in den Kammlagen – waren die Kronen der Altlichten gelichtet und die Nadeljahrgänge an den Trieben verringert. Die wenigen noch vorhandenen Weißstannen hatten die auf Luftverunreinigung hinweisenden »Storchennestkronen« (Abb. 14; MÖCKEL & WAGNER 1985). Strauch- und Laubflechten fehlten bereits nahezu völlig, aber noch bedeckte die Heidelbeere großflächig den Waldboden.

Nach einem folgenschweren Temperatursturz mit Rauhfröstmitteln in der Silvesternacht 1978/79 kam es zum großflächigen Absterben der Heidelbeere im gesamten Westerbirge. In der Folge bildete sich als Bodenbedeckung ein Grasfilz aus *Molinia* und *Calamagrostis*, der im Winter unter hohem Schnee und bei extremen Rauhreifbildungen wie ein Deckel auf den versauerten und verdichteten Boden gepreßt wird. Auch die Rauchschaadenssymptome an Fichten waren nun deutlicher zu erkennen. Die Farbe der Nadeln hatte sich vom satten Grün zum fahlen Grau gewandelt, die Kronen machten einen schütterten, vergreisten Eindruck, und es kam immer häufiger zur Ausbildung von »Nottrieben« auf den Astoberseiten. Der allmähliche Nadelverlust – von den ältesten Nadeljahrgängen zu den Triebspitzen voranschreitend – führte zu einer zunehmenden Kronenaufflichtung (Abb. 15, 16), wobei anfangs nur Altbäume, später auch jüngere Altersklassen betroffen waren. Nach einem im April/Mai 1988 vorgenommenen Benadelungstest (Anl. 2) betrug der Nadelverlust bei den untersuchten Fichten der Stammklasse 2 im Mittel 37% (16-61%). Ein älteres Baumholz (11,1%) gehörte in die Schadstufe 1 (leicht geschädigt), fünf (55,6%) in die Schadstufe 2 (mittelstark geschädigt) und drei (33,3%) in die Schadstufe 3 (stark geschädigt). Dabei waren die am stärksten betroffenen Bäume erst 60-70 Jahre alt (allochthone Herkunft?), während die 100jährigen und älteren, offenbar autochthonen Fichten z.T. noch eine gute Vitalität erkennen ließen.

Ab 1980 griffen die Rauchschaadens – beschleunigt durch Insektenkatastrophen (vgl. Kap. 3.2.2) – schnell um sich. Nur die in den Tälern stockenden Fichten blieben bis heute weitestgehend verschont. In den Kammlagen, auf den vorgelagerten Gipfeln und Hochflächen sind jetzt alle Baumhölzer geschädigt (Abb. 17) und stark anfällig gegenüber Sekundärwirkungen wie Schädlingsbefall, Windwurf (Abb. 18) und Schneebruch. Dabei sind:

- exponiert stehende Bäume (Überhälter, Bäume in Gipfellagen) häufiger erkrankt als geschützt stehende,
- gehölzabschließende Bäume (Wald- und Bestandsränder; Abb. 19, 20) häufiger und stärker erkrankt als Bäume der windgeschützten Kernzone.



Abb. 14. Weißtanne mit einer »Storchennestkron« — einem typischen Anzeiger für Immissionsbelastung. Foto: REINHARD MÖCKEL



Abb. 15 (links unten). Gesunde Fichte im Jahre 1975; die Krone ist geschlossen und die Zweige dicht benadelt. Foto: REINHARD MÖCKEL

Abb. 16. Hochgradige Nadelverluste bei Altfichten führten ab 1980 in vielen Beständen zu einer deutlichen Kronenauflichtung.

Foto: JÖRG RICHTER



Abb. 17. In Auflösung befindlicher Fichtenbestand auf dem Erzgebirgskamm bei Carlsfeld (1988).
Foto: REINHARD MÖCKEL

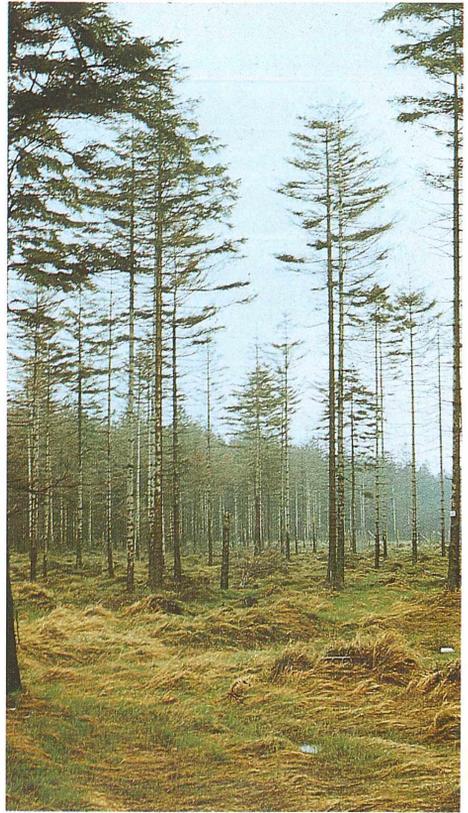


Abb. 18. Windwurf vernichtete einen immissionsgeschädigten Fichtenbestand auf dem Riesenberg (923 m üNN) bei Sosa (1986).
Foto: JÖRG RICHTER





Abb. 19. Bestandsrand im Hartmannsdorfer Forst im Jahre 1975; Immissionsschäden sind noch nicht sichtbar. Foto: REINHARD MÖCKEL



Abb. 20. Waldmantel am Rande des Hartmannsdorfer Forstes im Jahre 1987; die Rauchschiäden an den gehölzabschließenden Fichten sind unübersehbar. Foto: REINHARD MÖCKEL

Anfangs standen geschädigte Fichten neben gesunden auf gleichem Standort, danach vollzog sich der Übergang von den Einzelbaumerkrankungen zu Flächenschäden. Ab 1984 mußten Teilbereiche abgetrieben werden (z.B. 1985 ein über 50 ha großer Kahlschlag unweit des Auersberges). Die Wälder der Kammlagen sind seither durch großflächige Kahlschläge (noch ausgeprägter auf dem Südfall/CSFR) aufgerissen. Geplant ist ihre Wiederaufforstung mit rauchtoleranten Blau- und Omorikafichten (*Picea pungens*, *P. omorica*). Auch Ebereschwälder werden für möglich gehalten (GEORGE 1984). Nach Wirksamwerden effektiver Maßnahmen der Luftsanierung (vgl. RUTHE 1989) sollen diese wieder in Fichtenforste überführt werden. Die Begründung größerer Bestände des ökologisch stabileren Bergmischwaldes wird ebenfalls erwogen (FIEDLER 1986). Seit 1987 wird versucht, durch großflächige Düngung mit einem Kalk-Magnesium-Präparat (Anonymus 1987) eine Ausdehnung dieser auf weiten Flächen bereits irreversiblen Schäden zu verhindern.

3.2.2 Insektenkalamitäten

Grauer Lärchenwickler (*Zeiraphera diniana*): Im UG begann 1981 eine Kalamität, die jedoch auf die Kammlagen beschränkt blieb. Ab Mai färbte großflächig ein »Kotnieselregen« den Waldboden mehlartig braun. Ende Juni waren die Fichten der Baumhölzer vorhangartig von unzähligen feinen Fäden überzogen, womit sich die Larven zur Verpuppung auf den Waldboden abspannen. Da eine Gradation mindestens 3 Jahre anhält, wiederholte sich 1982 und 1983 das Auftreten. Im Jahre 1984 klang diese Kalamität im UG aus.

Kleine Fichtenblattwespe (*Pristiphora abietina*): Lokal ab 1980, großflächig ab 1982 kam es unterhalb 800 m üNN zur Massenvermehrung dieses Forstschädlings. In einer langanhaltenden Gradationswelle verursachte sie wirtschaftlich spürbare Zuwachsverluste in Jungbeständen der Fichte. Trotz jährlich wiederholter Ausbringung von Bioziden konnte ihre Häufigkeit bislang nicht wesentlich vermindert werden. Zwar hält sich das quantitative Auftreten in Grenzen, aber der Schädling eroberte zwischenzeitlich auch die Kammlagen.

Fichtengespinstblattwespe (*Cephalcia abietina*): Dieser Forstschädling verursachte in Baumhölzern starke, z.T. irreparable Fraßschäden. Eine im Jahre 1981 durchgeführte Stickstoffdüngung, welche die natürliche Abwehrkraft der durch Immissionen vorgeschädigten Bestände stärken sollte, hatte die Kalamität nicht aufhalten können. Die Imagines dieser Art flogen 1982 und 1983 in so großer Zahl, daß zeitweise der Fang von Vögeln mit dem Japannetz unmöglich war. Nach aviochemischen Einsätzen schwammen in manchen Baumhölzern getötete Larven zentimeterdick auf Wasserpfützen. Im Winter durchgeführte Larvensuche im Waldboden erbrachte bis zu 2920 Stück/m². Das massenweise Auftreten der Fichtengespinstblattwespe wurde erst 1988 gestoppt.

Borkenkäfer (Ipidae): Da nach einer Schneebruchkatastrophe (am 24./25. April 1980) eine Kalamität befürchtet wurde, kam es im UG auch zu lokalen chemischen Einsätzen gegen Borkenkäfer. Hauptbekämpfungsmethode war aber das Schlagen von Fangbäumen und der Betrieb von Lockköderfallen. Ab 1980 wurde zur Vermeidung von Wertminderung das gesamte im Wald gelagerte Holz begiftet. Trotzdem

kam es in den vergangenen Jahren — besonders in den Kammlagen — immer häufiger zum Stehendbefall der infolge Rauchschäden geschwächten Fichten. Die befürchtete Massenvermehrung blieb jedoch aus.

Bereits 1981 erfolgten in den angrenzenden Forsten der CSFR aviochemische Einsätze gegen Schadinsekten, während man im UG damit 1982 begann und mit wechselnder Intensität mehrere Jahre lang wiederholte. Nur im Jahre 1984 wurden diese ausgesetzt. Allein 1983 bekämpfte man im Bezirk Karl-Marx-Stadt auf 17000 ha Forstschädlinge per Flugzeug (TEUBNER 1983), davon (nach Planzahlen) den Lärchenwickler auf 7000 und die Fichtengespinstblattwespe auf 9000 ha (RÜTHNICK 1983). Zum Einsatz kam in den Jahren 1982 und 1983 das DDT/Lindan-Präparat »bercema-Aero-Super«, 1985 hauptsächlich das Pirimiphos-methyl-Präparat »Actellic 50 EC« (Autorenkollektiv 1981) und seit 1986 nur noch der Häutungshemmer »Dimilin 25 WP« — ein Harnstoffderivat.

3.2.3 Fruktifikation der Fichte

Die Zapfen der Fichte wachsen im Laufe des Sommers und reifen bis Anfang Oktober aus. Bei sonniger Witterung öffnen sich die Schuppen, und die geflügelten Samen fallen heraus. Dieser Prozeß zieht sich bis ins nächste Jahr hin, so daß Konsumenten die Zapfen — mit allerdings abnehmendem Erfolg — bis in die 2. Hälfte des folgenden Jahres nutzen können. Damit kommt es erst bei der Aufeinanderfolge mehrerer Fehlmastjahre zu Nahrungsengpässen bei den darauf spezialisierten Nutzern von Fichtensamen, u.a. den hier näher untersuchten TM und HM.

Im Normalfall fruchten Fichten alle 3-4 Jahre reichlich (SCHRETZENMAYR 1975). Haben in einem Jahr nahezu alle Bäume eines größeren Gebietes einen maximalen Zapfenbehang, spricht man von einer Vollmast (Kategorie 4), beim großräumigen Fehlen von Fruktifikation von einer Fehlmast (Kategorie 0). Die hier noch angeführten drei Kategorien der Sprengmast (1-3) liegen zwischen diesen Grenzfällen.

Im Westerzgebirge brachte der Herbst 1973 eine Vollmast der Fichte. Jeder Wipfel in Baum-, z.T. selbst in Stangenhölzern, hing voller Zapfen. Mehrfach kam es zum Abbrechen der überlasteten Wipfel. Damit war bis ins Jahr 1974 hinein ein überreiches Nahrungsangebot für alle Konsumenten von Fichtensamen vorhanden. Beim Eichhörnchen (*Sciurus vulgaris*) wurde dadurch eine Masservermehrung ausgelöst (MÖCKEL 1987). Eine Vollmast vergleichbarer Stärke war im UG bereits im Herbst 1970 registriert worden. Keine Angaben liegen dagegen für die Jahre 1971 und 1972 vor.

Der Herbst 1974 brachte dann eine Fehlmast, welcher jedoch gleich wieder eine mittlere (1975), eine starke (1976) und wiederum eine mittlere Sprengmast (1977) folgten. Diesen drei Jahren mit hoher Samenproduktion schlossen sich zwei Fehlmastjahre (1978, 1979) an, während es im Herbst 1980 zu einer starken Sprengmast kam, der erneut zwei Fehlmastjahre (1981, 1982) folgten. Im Herbst 1983 wurde eine (sehr) schwache, im Herbst 1984 aber dann eine (letzte) starke Sprengmast registriert. Nunmehr gab es wiederum zwei Fehlmastjahre (1985, 1986), während der Herbst 1987 lokal eine schwache Sprengmast, großflächig jedoch erneut eine Fehlmast brachte. Die starke Samenproduktion in kürzeren als dem normalen Rhythmus (1975/76 ... 1977/78) als auch die hohe Zahl von Fehlmastjahren danach dürften eine Folge der Waldschädigung durch Schadstoff-Immissionen sein.

4. Klima und Witterung

Nach LEHMANN (1973) gehört der nördliche Teil des UG (etwa bis zur 500-m-Höhenlinie) zum Mitteldeutschen Berg- und Hügellandklima; der höher gelegene, südliche Teil dagegen zum Deutschen Mittelgebirgsklima. Im Vergleich mit benachbarten Mittelgebirgen ist das Klima des Westerzgebirges ausgesprochen rau und niederschlagsreich, da der Gebirgskörper infolge seiner WSW-ENE-Streichrichtung gegen die atlantische Strömungsrichtung in NW-Lagen offen exponiert ist und maximalen Stauniederschlag erhält. Dies drückt sich in einem ausgeprägten sommerlichen Niederschlagsmaximum mit einem markanten Häufigkeitsgipfel im Zeitraum Juni-August aus (HENDL 1966, LEHMANN 1976).

Das Klima des Westerzgebirges wird durch einige meteorologische Durchschnittswerte (1901-1950) charakterisiert (Meteorologischer und Hydrologischer Dienst der DDR 1955/61/78): Niederschlagssumme 850 mm (Aue, 349 m üNN) bis 1145 mm (Carlsfeld, 914 m üNN); Jahresmitteltemperatur 7,3°C (Schneeberg, 435 m üNN) bis 4,4°C (Carlsfeld); mittlere Zahl der Sommertage 20,6, der heißen Tage 3,1, der Frosttage 122,3 sowie der Eistage 37,5. Das mittlere Datum des letzten Frostes fällt auf den 7. 5. und des ersten auf den 14. 10. (159 Tage frostfrei; alle Werte Schneeberg). Die thermische Kontinentalität beträgt im Kammgebiet 42% (HEMPEL & SCHIEMENZ 1986). Zum Witterungsverlauf im Untersuchungszeitraum vgl. MÖCKEL (i. Dr. a).

5. Material und Methode

5.1 Nistkastenangebot

Die 39 NK-Revier in den Waldgebieten des UG (vgl. MÖCKEL i. Dr. a) waren die wichtigste Grundlage der Untersuchung. Sie befanden sich größtenteils in den Fichtenforsten oberhalb 500 m üNN. Um eine gleichmäßige Verteilung der Stichproben auf das gesamte UG zu erreichen, wurden die einzelnen Reviere mit 20-90 NK ausgerüstet, welche möglichst ringförmig entlang von Wegen oder Schneisen angeordnet wurden. Der Abstand von NK zu NK betrug 40-80 m, im Mittel 63 m, die Aufhängehöhe etwa 1,50 m.

Da bereits während der Voruntersuchungen (bis 1973) feststellbar war, daß NK in Dickungen kaum bezogen werden, wurden Standorte an Bestandsrändern (meist von Fichtenbaum- oder -stangenhölzern zu Dickungen) bevorzugt. Außerdem hingen NK in Baumhölzern mit oder ohne Unterwuchs, seltener dagegen in ausgedehnten Stangenhölzern (Abb. 21). Im reinen Laubwald – im UG in erster Linie aus Rotbuche – wurden keine NK aufgehängt, im Fichtenwald dagegen eine Durchsetzung mit anderen Nadelhölzern oder einzelnen Laubbäumen toleriert (Abb. 22).

Die meisten NK hatten eine Einflugöffnung von 30(-35) mm Durchmesser, »Baumläuferkästen« einen senkrechten, 15 mm breiten Schlitz (Anteil < 1%). Der letzte Typ wurde vielfach auch von Meisen angenommen. Anfangs wurden alle NK aus Holz selbst gebaut, später stellten die Forstwirtschaftsbetriebe Eibenstock und Schwarzenberg den größten Teil zur Verfügung. Nur 5% der NK war aus Holzbeton. Die (in der Regel wöchentlichen) Kontrollen wurden je nach Höhenlage und Witterungsverlauf Anfang bis Mitte April begonnen und Ende Juli/Anfang August beendet.

5.2 Winterfutterstellen

Zur Ermittlung der Dynamik der Winterbestände von TM und HM wurden planmäßige Fänge an über das UG verteilten FH für Kleinvögel im Wald genutzt (MÖCKEL i. Dr. a). Hier erfolgten in Abhängigkeit von der Ausstattung Fänge mit Schlagfallen am FH oder mit Japannetzen. Je nach örtlicher Lage geschah dies 2-3mal pro Winter bis zu einmal pro Woche, wobei ein Einsatz meist 3 (2-5) Stunden dauerte.

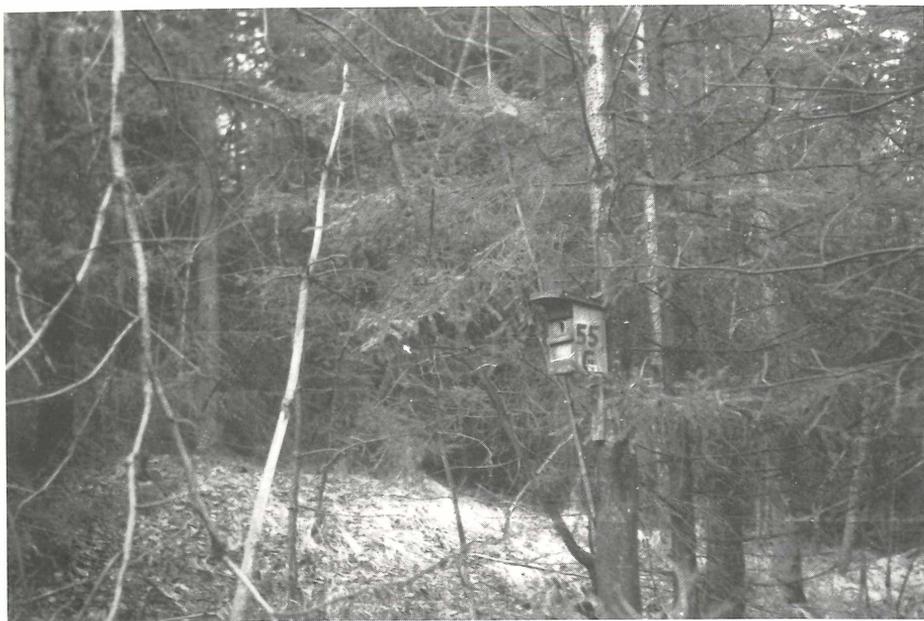


Abb. 21 Meisennistkasten aus Holz in undurchforstetem Fichtenstangenholz mit geringem Laubholzanteil. Foto: REINHARD MÖCKEL



Abb. 22 Meisennistkasten in einem älteren Fichtenbaumholz mit unterständigen Rotbuchen. Foto: REINHARD MÖCKEL

In den FH wurden von Oktober bis März Sonnenblumenkerne und Hanf (Verhältnis 5:1) sowie Fett (Saunäbel) angeboten. Bedingt durch Schwierigkeiten bei der Futterbeschaffung konnten ab Winter 1981/82 einige FH nicht mehr beschickt werden.

5.3 Zugbeobachtungsplätze

Der Beringer G. SILBERMANN/Thalheim unterhielt mit Helfern mehrere Jahre eine stationäre Einrichtung zum Fang durchziehender TM und Wintergoldhähnchen (*Regulus regulus*). Der Fangplatz lag 1,5 km südlich Brünlos/Kreis Stollberg an einem von NE nach SW ansteigenden Talhang (570 m üNN) mit einer in gleicher Richtung streichenden Reihe kleiner Feldgehölze mit Fichtenbestockung. Dadurch kam es im Herbst zur Leitlinienwirkung für ziehende Kleinvögel. Unabhängig von der Stärke des Durchzuges erfolgten hier jährlich von Ende August bis Ende Oktober mehrere Kontrollfänge mit Japannetzen, so daß die erzielten Beringungsergebnisse annähernd die Durchzugsintensität der TM widerspiegeln.

Parallel dazu erfaßte M. KÜNZEL/Zwota im Raum Bad Elster durch regelmäßige Beobachtungseinsätze (ganzjährig etwa 2 Zählungen pro Pentade) den Durchzug der TM auf Hochpunkten an der Westflanke des oberen Vogtlandes. Obwohl diesen Zählungen — verursacht durch die Störanfälligkeit einer Alleinarbeit — gewisse Unzulänglichkeiten anhaften, sind sie ebenfalls geeignet, den TM-Durchzug für die einzelnen Jahre zu charakterisieren.

Beide Registrierplätze liegen nur wenige Kilometer vom UG entfernt (Abb. 1) und dürften damit repräsentativ sein für die Beurteilung des Durchzuges der TM im Westerbegebiet.

5.4 Brutbiologische Daten (Nestkarten-Programm)

Für jede NK-Linie getrennt wurden die Kontrollergebnisse in Protokollheften notiert. Die Daten von TM- und HM-Bruten wurden nach Abschluß der Saison herausgezogen und auf gedruckte Nestkarten der Vogelwarte Hiddensee (BENECKE & KNEIS 1986) übertragen. Auch die Befunde von Naturbruten wurden hierauf festgehalten. Eine Brut zählte als solche nach Ablage des 1. Eies. Für unregelmäßig kontrollierte NK-Bruten wurden keine Nestkarten ausgefüllt, während bei Naturbruten alle die Berücksichtigung fanden, wo ein Einblick in die Höhle möglich war bzw. geschaffen werden konnte. Insgesamt liegen der Beurteilung des Bruterfolgs der TM die Befunde von 80 Natur- und 1271 NK-Bruten (insgesamt 1351 Bruten) zugrunde. Bei der HM sind es 61 Nestkarten von Natur- und 272 von NK-Bruten (insgesamt 333 Bruten).

Die gesammelten Daten werden hier nur hinsichtlich der dieser Arbeit zugrundeliegenden populationsbiologischen Fragestellung ausgewertet. Eine ausführliche Darstellung der brutbiologischen Befunde erfolgte bereits (MÖCKEL 1990a, 1990b).

5.5 Beringungen und Wiederfunde

Zur Beurteilung der populationsdynamischen Vorgänge wurden ab 1970 umfangreiche Beringungen vorgenommen. Besonders intensiv wurde von 1974-87 sowie im 1. Quartal 1988 beringt; danach in geringerem Umfang bis zum Sommer 1990.

Von Mai 1970 bis März 1988 wurden 11984 TM beringt, davon 71,8% als Nestling, 10,3% als Altvogel zur Brutzeit und 17,9% als Fängling im Winterhalbjahr (Anl. 3). Von den insgesamt beringten TM gelangten 1353 (11,3%) bis zum 5. 12. 1989 wieder in Menschenhand (mindestens 1× wiedergefunden/-gefangen). Von diesen wurden 747 (55,2%) nur 1× kontrolliert, 291 (21,5%) 2×, 109 (8,1%) 3×, 67 (5,0%) 4×, 41 (3,0%) 5×, 69 (5,1%) 6-10× und 22 (1,6%) 11-20×; über 20× waren es 7 TM (0,5%). Insgesamt liegen 3155 eigene WF vor. Den Rekord hält der Ringvogel Hi 9052 2490, welcher innerhalb von 5 Jahren 44× kontrolliert wurde. Außerdem lag die Zahlenkombination von 4 Ringträgern aus anderen Gebieten vor (Zuzügler). Somit erhöht sich die Gesamtzahl der wiedergefundenen TM auf 1357 Individuen, wovon jedoch nur 128 (9,4%) als Nestling beringt worden waren.

3092 (97,9%) der insgesamt 3159 WF waren Lebendkontrollen. Daneben kamen folgende Fundumstände vor:

— beim Fang verunglückt	19	(0,60 % aller WF)
— tot gefunden (Ursache?)	18	(0,57 % aller WF)

– tot infolge intra- oder interspezifischer Kämpfe um Bruthöhle oder Futterplatz	11	(0,35 % aller WF)
– Kollision mit * Fahrzeug	2	
* Glasfläche	1	
– von Prädator erbeutet	16	(0,51 % aller WF)
davon: 7 × Sperlingskauz (<i>Glaucidium passerinum</i>)		
6 × Hauskatze (<i>Felis silvestris f. catus</i>)		
2 × Sperber (<i>Accipiter nisus</i>)		
1 × Raubwürger (<i>Lanius excubitor</i>)		

Nur 16 Funde (0,5% der Gesamt-WF) gingen uns über die Beringungszentrale zu. Darunter waren 10 Fernfunde (>100 km), was bezogen auf die gesamten Beringungen 0,08% ausmacht.

HM wurden von 1970 bis 1988 nur 1998 beringt, davon 66,3% als Nestling, 16,7% als Altvogel an der Bruthöhle und 17,0% als Fängling im Winterhalbjahr (Anl. 3). Wieder in Menschenhand (bis 5. 12. 1989) gelangten 234 Individuen (11,7%; bis auf eine Fundmeldung über die Vogelwarte alles eigene WF), davon 20 als Nestling beringte Vögel (8,6%). Nur 1 × kontrolliert wurden 143 Vögel (61,1%), 2 × 55 (23,5%), 3 × 10 (4,3%), 4 × 12 (5,1%) und 5 × 6 (2,6%). Mehr als 5 × wurden 8 HM (3,4%) wiedererlangt, wobei der Ringvogel Hi 9045 4806 mit 13 Kontrollen innerhalb von 2 Jahren den Rekord hält. Damit lagen bis zum 5. 12. 1989 insgesamt 425 WF vor, davon 422 Lebendkontrollen (99,3%). Außerdem wurden 2 beringte HM tot gefunden und eine als Sperlingskauz-Beute nachgewiesen. Fernfunde liegen keine vor.

Eine sichere Bestimmung des Geschlechts gefangener TM und HM war während der Brutzeit durch Kloakenform bzw. Brutfleck der ♀ gewährleistet (WINKEL 1975, BUSSE 1984). Bei Fämlingen außerhalb dieser Periode wurde keine Zuordnung vorgenommen.

Problematisch war die Altersbestimmung nicht nestjung beringter Vögel. Nachdem anfangs bei der Einstufung gefangener TM in Vor- und Mehrjährige nach der Färbung der Großen Hand- und Armdecken (SCHERRER 1972, WINKEL 1975, 1984, DEHAEN & HERROLEN 1984) Widersprüche auftraten (vgl. SVENSSON 1970, WINKLER 1980), verzichteten wir fortan auf eine Trennung. Unberingte Fämlinge im Winter wurden grundsätzlich als diesjährig und unberingte Altvögel zur Brutzeit als 1jährig eingestuft. Daraus folgt, daß bei verschiedenen Berechnungen ein einseitiger Restfehler verbleibt. Setzt man eine überschlägige Sterblichkeitsrate der Altvögel von 50% an (z.B. KLUIJVER 1969 für: Kohlmeise, *Parus major*), sind unberingte Erstbrüter mit nahezu 50%iger Wahrscheinlichkeit wirklich erst 1 Jahr alt. Werden sie im Folgejahr wieder gefangen, sind sie bereits zu 70% wirklich 2jährig. Im 3. Jahr liegt die Fehlerquote schon unter 15% (vgl. HUND & PRINZINGER 1985).

Das gleiche gilt sinngemäß für die HM, da uns Möglichkeiten der wohl auch bei dieser Art nicht ganz sicheren Geschlechts- und Altersbestimmung außerhalb der Brutzeit (BARDIN 1979, BUSSE 1984) erst gegen Ende der Untersuchung bekannt wurden.

5.6 Statistische Bearbeitung

Zur Verdichtung des ermittelten Zahlenmaterials erfolgt die Kennzeichnung von Stichproben bei annähernder Normalverteilung der Einzelwerte durch das arithmetische Mittel \bar{x} (Durchschnitt, Mittelwert), dessen Standardabweichung s und Stichprobenumfang n , dagegen bei schiefen Verteilungen durch den Median \bar{x} . Letzterer ist von Extremwerten unbeeinflusst.

Zur Prüfung paariger Stichproben auf Mittelwert-Differenzen wird bei annähernd normalverteilten Meßwerten der t-Test von STUDENT, andernfalls der U-Test von WILCOXON, MANN und WHITNEY verwandt. Trendanalysen werden als lineare Regression der Form $y = a + bx$, nur in wenigen Fällen als Exponentialgleichung der Form $y = a \cdot e^{bx}$ berechnet und mit Hilfe der tabellierten Zufallshöchstwerte des Korrelationskoeffizienten r auf Signifikanz geprüft. Um Tendenzen zu veranschaulichen, sind unüblicherweise vielfach auch dann Regressionsgeraden eingezeichnet, wenn $p > 0,05$ ist. Bei kurzen Reihen wird dagegen bevorzugt der Rangkorrelationskoeffizient r_s nach SPEARMAN berechnet. Die Reduktion der Daten auf eine Rangskala befreit von vielen für das Standardregressionsmodell geltenden Voraussetzungen. Alle Signifikanzprüfungen werden nach den Tabellen in WEBER (1980) vorgenommen (zweiseitige Tests mit $n-1$ Freiheitsgraden).

6. Ergebnisse

6.1 Bestandsentwicklung zur Brutzeit

6.1.1 Tannenmeise (*Parus ater*)

Bis zum Jahre 1981 schwankte der Bestand der TM erheblich, ging aber nur unwesentlich zurück. Die im UG ermittelten Besatzzahlen paßten zwanglos in den von LÖHRL (1974) ausgewiesenen Rahmen und lagen damit im »Normalbereich« forstlich genutzter Fichtenwälder. Danach trifft dies nicht mehr zu. Etwa zeitgleich mit dem verstärkten Eindringen von Kohl- und Blaumeisen (*Parus caeruleus*) in die nunmehr durch Rauchschäden und Insektenfraß aufgelichteten Wälder nahm der TM-Bestand in allen Höhenstufen stark ab (MÖCKEL i. Dr. a).

Ihr Rückgang wurde ab 1982 besonders deutlich. Der gute Zapfenbehang der Fichte im Winter 1980/81 hatte die TM nochmals begünstigt und geholfen, artspezifische Habitatmängel – welche bereits Kohl- und Blaumeisen deutlich förderten – zu überbrücken. Daß sich die Häufigkeitsschwankungen der TM tatsächlich auf das Fichtensamen-Angebot zurückführen lassen, bekräftigt ein Vergleich von TM-Besatz und Zapfenbehang der Fichte im UG (Abb. 23). Alle Bestandsmaxima (1974, 1977, 1981 und 1985; vgl. Abb. 36) fielen mit guten und sehr guten Zapfenjahren zusammen. Ein reichliches Nahrungsangebot in den Winterhalbjahren 1980/81 und 1984/85 ermöglichte sogar Bestandsspitzen zur Brutzeit 1981 und 1985, obgleich die vorangegangenen Winter ausgesprochen kalt und schneereich waren. Fiel dagegen ein strenger Winter mit einer Fehlmasst der Fichte (Kategorie 0) zusammen (1978/79, 1981/82, 1985/86, 1986/87), führte dies bei der TM zu einem Bestandsminimum. Somit gilt die verschiedentlich belegte Winteranfälligkeit der TM (z.B. WINKEL 1981a) nur in Verbindung mit gleichzeitigem Mangel an artspezifischer Winternahrung (vgl. BALEN et al. 1987, BEJER & RUDEMO 1985, ZANG 1990).

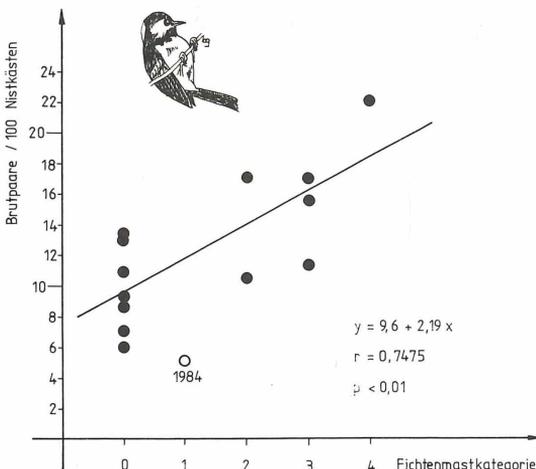


Abb. 23. Zusammenhang vom Nistkastenbesatz der Tannenmeise (500–650 m üNN) und dem Ertrag von Fichtensamen im davorliegenden Winter im Westerzgebirge (Regression ohne Extremjahr 1984).

Aus diesem Rahmen fällt nur der Bestandsanstieg von 1979 zu 1980. Einmal erfolgte dieser nach einer Fichtenfehlmast, und zum anderen waren TM im Winter 1979/80 an den FH des UG vergleichsweise spärlich vertreten (MÖCKEL i. Dr. a). Denkbar wäre eine jahreszeitlich späte Auffüllung des TM-Bestandes durch Immigration (GATTER 1977), wobei die Ansiedlung später Durchzügler infolge der sich abzeichnenden großräumigen Insektenkatastrophe (vgl. Kap. 3.2.2) in diesem Jahr gefördert worden sein könnte. Nach GRÜN (1972), LÖHRL (1974) und DORNBUSCH (1988) gehören die Larven von Blattwespen (Gattung *Pristiphora*) und des Grauen Lärchenwicklers zur regelmäßigen Brutzeitnahrung der TM.

6.1.2 Haubenmeise (*Parus cristatus*)

Im UG ist in der Höhenstufe 500-650 m üNN von 1974-87 eine signifikante Abnahme belegt (vgl. Abb. 44). Demgegenüber sind die Werte in den beiden oberen Höhenstufen widersprüchlich. Bis 1978 fehlte die Art hier in unseren NK völlig, 1979 besiedelte sie dann erstmals NK in der Höhenstufe 651-800 m üNN und ab 1980 auch in den Kammlagen. Im Jahre 1982 — als auch Kohl- und Blaumeisen vermehrt auftraten — war sie > 800 m üNN sogar recht häufig. Da sie hier bereits ein Jahr darauf wieder fehlte, können nur kurzfristig günstige Bedingungen dafür verantwortlich gewesen sein. Die starken Bestandsfluktuationen in den beiden oberen Höhenstufen sprechen für suboptimale bis pessimale Bedingungen in den hochmontanen Fichtenforsten. Ein weiterer Hinweis in dieser Richtung ist der hier signifikant niedrigere Besatz (MÖCKEL i. Dr. a).

Eine geringere Winterresistenz dafür verantwortlich zu machen, ist weniger einleuchtend, da die (im Vergleich zur TM) geringen Bestandsfluktuationen in der Höhenstufe 500-650 m üNN dafür keine Anhaltspunkte liefern. Auch SCHERZINGER (1985) rechnet sie zu den kältefesten »Gebirgswaldarten«. Obwohl sich die HM in Jahren guter Fichtenmast (wie die TM) hauptsächlich von Fichtensamen ernährt (HAFTORN 1956), fehlt im UG eine eindeutige Übereinstimmung von Bestandsentwicklung und Fruktifikation der Fichte.

6.2 Winterbestände

6.2.1 Tannenmeise (*Parus ater*)

Die Fangzahlen an zwei repräsentativen FH belegen den Zusammenbruch der Winterbestände der TM im Erzgebirgswald. Rechnerisch (lineare Regression) ging die Zahl der TM von 1973/74 zu 1986/87 beim FH »Schwalbner Flügel« auf 4,4 und beim FH »Wilzschmühle« auf 12,7% des Ausgangsbestandes zurück. In beiden Fällen ist die Regression signifikant, und die mittlere Rückgangsrate auf 8,6% bis zum Winter 1986/87 kann als repräsentativ für das gesamte UG gelten (MÖCKEL i. Dr. a).

6.2.2 Haubenmeise (*Parus cristatus*)

Infolge ihrer Siedlungsstruktur (vgl. Kap. 6.4.2.3) ist es unmöglich, Bestandsveränderungen — wie bei der TM (Kap. 6.2.1) — beispielhaft an einzelnen FH zu belegen. Als Ausweg wird die Zahl der anwesenden HM pro befangenem FH angegeben

(MÖCKEL i. Dr. a). Danach verringerte sich vom Winter 1973/74 bis 1986/87 die Individuendichte pro FH auf 64,2% des Ausgangsbestandes (lineare Regression). Dieser negativen Tendenz steht eine statistisch belegte Regression der Besatzdichte in NK zur Brutzeit von 1974 zu 1987 auf 36,6% gegenüber (Kap. 6.1.2). Dies gilt jedoch nur für die Höhenstufe 500-650 m üNN, während es trotz voranschreitender Rauchschäden oberhalb 650 m üNN zumindest zu einer vorübergehenden Zunahme kam. Damit werden die Bestandsveränderungen weniger deutlich als bei der TM. Im Winter könnte bei der benutzten indirekten Erfassung der Art an FH infolge der Sogwirkung, die Reviere mit FH im Winter zweifellos ausüben, das wahre Ausmaß sogar verschleiert worden sein. Somit muß man auch bei der HM von einer Bestandsreduktion im UG ausgehen. Sie stellt sich jedoch (nahrungsökologisch bedingt; vgl. Kap. 7.1) im Vergleich zur TM weniger gravierend dar.

6.3 Brutbiologische Befunde

Die Erfassung der NK-Kontrollbefunde sowie die Bearbeitung einer größeren Zahl Bruten in Naturhöhlen erbrachte für beide Arten eine Vielzahl brutbiologischer Daten. Sie wurden z.T. bereits ausgewertet (MÖCKEL 1990a, 1990b). Hier sollen aus den dort ausführlich diskutierten Ergebnissen einige Details kurz wiederholt und in die seinerzeit ausgeklammerten Veränderungen einiger brutbiologischer Parameter, die zeitgleich mit dem zunehmenden Vitalitätsschwund der Fichtenwälder des UG erfolgten, eingeordnet werden.

6.3.1 Tannenmeise (*Parus ater*)

6.3.1.1 Habitatansprüche und Neststandorte

Im UG erwies sich die TM als typischer Nadelwaldbewohner. Von den 80 Nestfunden in Naturhöhlen erfolgten 67,5% im Fichtenwald. Weitere 27,5% fanden in Mischbeständen mit maßgeblichem Fichtenanteil statt (12× Fichten-Rotbuchen-, 9× Fichten-Kiefern-Bestände, 1× fichtenreicher Park). Nur 4 Bruten erfolgten in Beständen ohne Fichten. Damit waren insgesamt 76 Bruten (95%) an Fichte gebunden, was die andernorts bereits festgestellte Präferenz der Art für kurzadelige Gehölze der Gattungen *Picea* (Fichten) und *Abies* (Tannen) bestätigt (HAFTORN 1956, LÖHRL 1974, MILDENBERGER 1984, HOLZ in KLAFS & STÜBS 1987).

Eine Einschränkung gibt es allerdings hinsichtlich des Bestandsalters. Im UG erfolgten nur 5,0% der Nestfunde in 15-20jährigen Dickungen; mit 17,5 und 16,3% waren selbst Stangenhölzer und jüngere Baumhölzer nur spärlich besiedelt. Der optimale Lebensraum der TM – ältere Baumhölzer (über 80 Jahre) – wird durch die Konzentration der Nestfunde (61,2%) in dieser Altersklasse dokumentiert (Abb. 24). Dabei ist es belanglos, ob Unterwuchs oder Naturverjüngung im Stammraum Deckung schafft oder nicht. Die Nahrungssuche erfolgt im Wipfel und auf den äußeren Zweigen von Starkbäumen. Nur zum Füttern der Brut wird dieser nahrungs- und deklungsreiche Lebensraum verlassen.

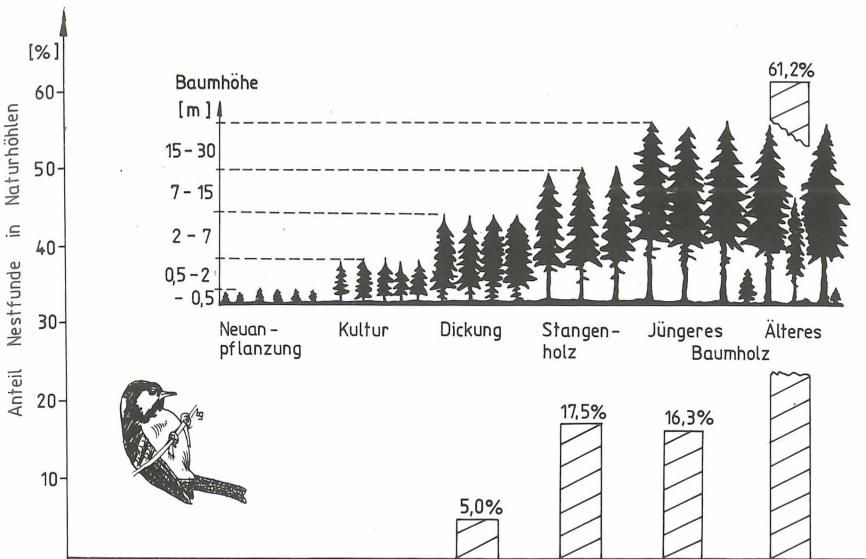


Abb. 24. Verteilung der in natürlichen Höhlen gefundenen Bruten der Tannenmeise auf Altersklassen der Fichtenforste.

Die Häufigkeit der Nestfunde unmittelbar am Waldboden (im UG 77,5% der Bruten bis 1 m über dem Erdboden; MÖCKEL 1990a) steht damit offenbar im Widerspruch. LÖHRL (1974) bot gleichwertige NK im Erdboden sowie in 3, 6 und 9 m Höhe an und fand, daß die höchstgelegenen NK von TM bevorzugt wurden. Demnach muß die auch andernorts festgestellte Häufung bodennaher Nestfunde (z.B. HÖLAND & SCHMIDT 1983, KÖCHER & KOPSCH 1983, MILDENBERGER 1984, HAENSEL 1987) als Folge des akuten Höhlenmangels und der harten Konkurrenz um die wenigen guten Baumhöhlen in unseren Fichtenforsten gewertet werden. Als körperlich unterlegene Art, die zudem kaum in der Lage ist, selbst eine Höhle zu zimmern, ist die TM gezwungen, ihren stärkeren Konkurrenten auszuweichen. So überwogen im UG mit 41,3% zwar Bruten in Höhlen von Baumstämmen, aber die Kategorie der Bruten in Erdhöhlen (Mäuselöcher, unter Steinen, an Wurzelanläufen von Starkbäumen oder zerfallenden Stubben) folgt mit 36,3% naheauf. Weitere Bruten fanden in Fels- und Mauerhöhlen statt, eine in einem alten Ofen (Müllplatz). Nur eine Nisthöhle im sehr weichen, völlig vermoderten Holzsubstrat eines Stubbens wurde von der TM selbst gezimmert, zumindest maßgeblich erweitert.

6.3.1.2 Bruterfolg

Im UG reicht die Eizahl in Vollgelegen von 3-13, wobei in Erstbruten 9, in Zweitbruten 8 Eier dominieren (MÖCKEL 1990a). Bei NK-Bruten wurde eine mittlere Gelegegröße von 8,15 Eier (n=1154) ermittelt, was etwa der auch andernorts festgestellten Größenordnung entspricht (z.B. LÖHRL 1974, STEFFENS 1981, BLÜMEL

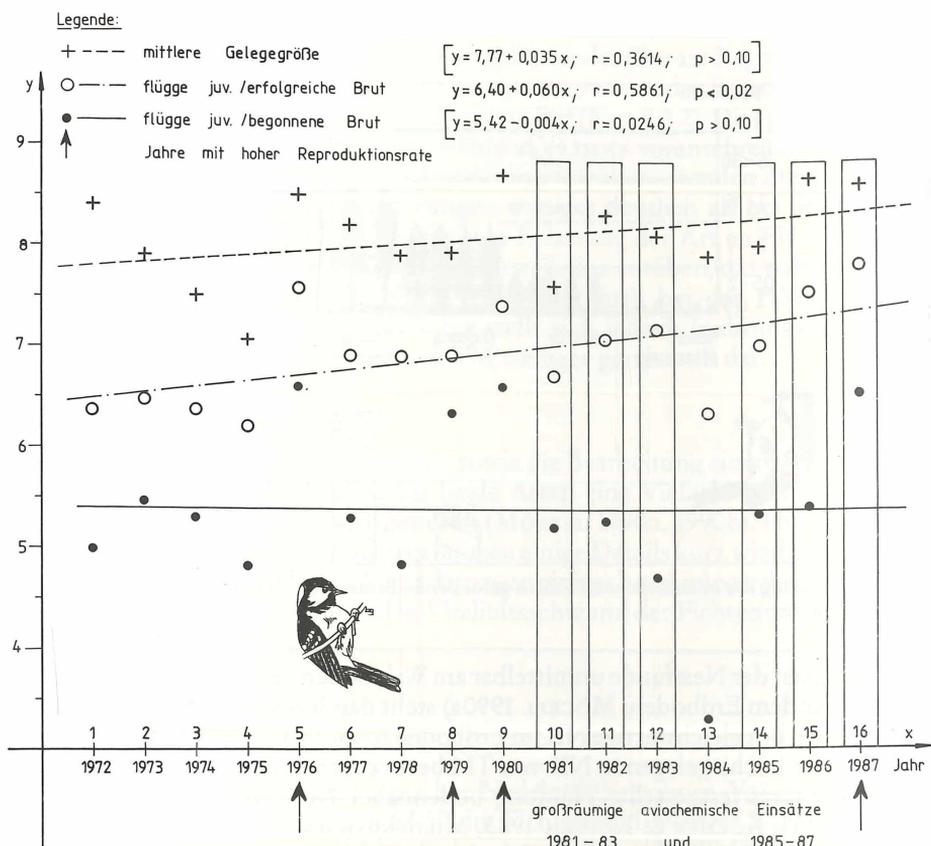


Abb. 25. Gelegegröße und Bruterfolg der Tannenmeise in den Jahren 1972-87 (nur Nistkastenbruten berücksichtigt).

1987, ZANG 1972). Eine tendenzielle Veränderung der Gelegegröße ist im UG von 1972-87 nicht nachweisbar (Abb. 25), wie auch die Eizahl im Vollgelege nicht mit dem Samenangebot der Fichte korreliert (Abb. 26). Vielmehr zeichnet sich eine Reduzierung der Gelegegröße bei hoher Siedlungsdichte ab (Abb. 26; vgl. LÖHRL 1974, MATTES 1988 bzw. für die Kohlmeise: O'CONNOR 1980).

Bei der Brutgröße (flügge juv./erfolgreiche Brut) wurde eine signifikante Zunahme ermittelt (Abb. 25). Da diese aber nicht bis zum — für die Population wirksamen — Parameter Nachwuchsrate (flügge juv./begonnene Brut) reicht, wird diese Größe für die Entwicklung des lokalen TM-Bestandes kaum wirksam. Im UG gelten im lang-jährigen Mittel folgende Kennwerte der Reproduktion:

	Naturbruten	NK-Bruten
Brutgröße (juv./erfolgreiche Brut)	5,93 (n=55)	7,05 (n=984)
Nachwuchsrate (juv./begonnene Brut)	4,65 (n=16)	5,55 (n=1249)

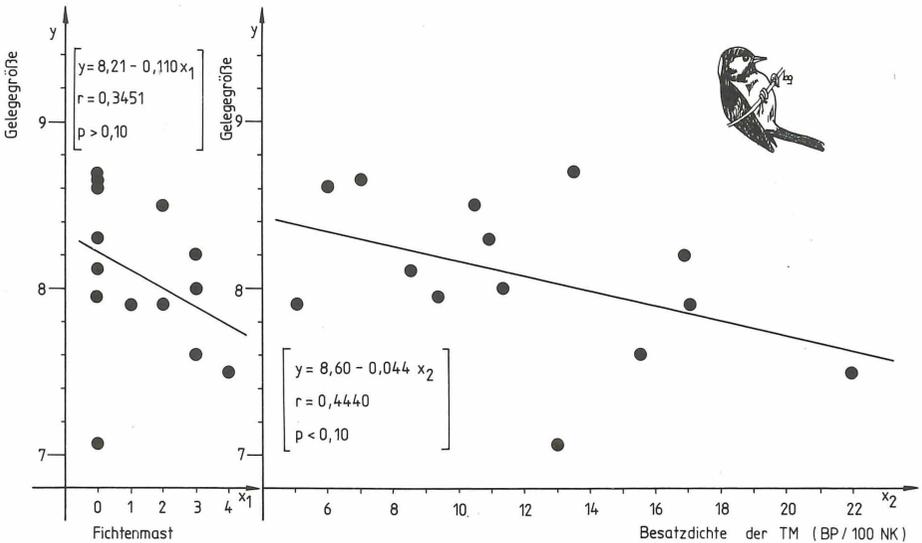


Abb. 26. Die Abhängigkeit der Gelegegröße der Tannenmeise vom Samenangebot der Fichte (Kategorien X_1 ; vgl. Kap. 3.2.3) und der Besatzdichte (X_2 : Brutpaare/100 Nistkästen) im Westerzgebirge.

Vergleichbare Angaben für Naturbruten fehlen in der Literatur (vgl. LÖHRL 1974). Bei NK-Bruten lag die ermittelte Nachwuchsrate im UG deutlich unter der in Mitteleuropa festgestellten Variationsbreite. So nennt STEFFENS (1981) für das unweit gelegene Ostsachsen Werte von 7,0-7,3, LÖHRL (1976) für Oberschwaben 7,36 (in beiden Fällen Fichtenwälder) und NESSING (1986) für einen Kiefernforst südlich Berlin sogar 7,5 juv./begonnene Brut. Obwohl ZANG (1980) im Westharz eine Abnahme des Bruterfolges um 0,23 juv./100 m Höhenzunahme belegte, wurden selbst im um 1000 m üNN gelegenen Revier Friedenweiler (Schwarzwald) mit 6,7 (1. Brut) bzw. 6,1 (2. Brut; LÖHRL 1974) deutlich höhere Werte als im UG erreicht. Die niedrigere Nachwuchsrate im UG als Folge der Höhenlage (> 500 m üNN) zu erklären, ist deshalb nur z.T. gerechtfertigt. Sie auf zunehmend schlechtere Habitatqualität infolge Rauchschäden zurückzuführen, scheidet aber gleichfalls aus, da ein negativer Trend (Abb. 25) nicht nachweisbar ist. Die Ursache muß in einer für das UG spezifischen, vergleichsweise hohen Verlustrate gesucht werden, ohne daß eine Begründung dafür gegeben werden kann. Im Westerzgebirge erlitten 21,8% der NK-Bruten Totalverlust (MÖCKEL 1990a), in Südthüringen ermittelten HÖLAND & SCHMIDT (1983) z.B. nur 6,7%.

Die verlassenen Gelege und Bruten mit Jungvögel (zusammen 48,0%) zu einem maßgeblichen Anteil auf Witterungseinwirkungen zurückzuführen, gelang allerdings nur unzureichend (MÖCKEL Mskr.). Es mußte deshalb auch untersucht werden, ob die tot auf den Gelegen gefundenen Altvögel, die augenscheinlich dünnchaligen Eier sowie die verkrüppelten Jungmeisen auf Auswirkungen der aviochemische Maßnahmen im UG hinweisen könnten. Da der Tod von Altvögeln während der Brut vielfältige Ursachen haben kann (HENZE 1983), mußten die einschlägigen Fälle auf ihre Parallelität zu den durchgeführten Forstschutzmaßnahmen geprüft werden. Vor dem Einsetzen großräumiger aviochemischer Maßnahmen erfolgten die nachfolgend aufgeführten Feststellungen:

- 1971: Am 1. 5. tote TM mit blutigem Kopf auf Nestanfang (inter- oder intraspezifische Konkurrenz).
 1977: In einem Gelege (6 Eier) waren ein Ei dünnchalig und angebrochen, 2 Eier taub, und nur 3 juv. flogen aus.
 1980: Im Mai 3 × tote TM-♀ auf Vollgelegen, ein weiteres Gelege bestand vollständig aus dünnchaligen Eiern (kein Bruterfolg).

In der Periode großräumiger, aviochemischer Einsätze gelangen die nachfolgenden Feststellungen:

- 1981: Im Mai ein TM-♀ tot auf dem Vollgelege, in einer anderen Brut eine verkrüppelte Jungmeise (mußte getötet werden).
 1982: In einer Brut (5 juv.) waren 4 verkrüppelte Jungmeisen (mußten alle getötet werden). Im Juli waren bei 3 Bruten auf dem Erzgebirgskamm die Jungvögel sehr schwach (Nahrungsmangel?) und wenige Tage später tot. Auf Witterungseinfluß ließ sich diese Feststellung augenscheinlich nicht zurückführen, starker Flohbefall fehlte gleichfalls.
 1985: Im Juni eine tote TM auf fertigem Nest.

Somit stehen den fünf Fällen bis 1980 (bei 839 Nestfunden=0,6%), sechs bei 512 Nestfunden (1,2%) ab 1981 gegenüber.

Toxikologische Rückstandsuntersuchungen erfolgten nicht. Damit gibt es keine Belege dafür, daß die aviochemischen Maßnahmen über eine erhöhte Mortalität an Nestlingen und Altvögeln den Bruterfolg der TM im UG reduzierten (vgl. SCHIFFERLI 1966, BÖSENBERG 1972). Die vergleichsweise geringe Nachwuchsrate kann als Erklärung auch nicht herangezogen werden, da sie bereits vor dem großräumigen Einsatz chemischer Mittel gegen Forstschadinsekten festgestellt wurde. Über eine Reduzierung des Nahrungsangebotes (z.B. PECHHACKER 1974) dürfte aber eine zusätzliche negative Komponente auf die Fitness bzw. Mortalität des Brutbestandes gewirkt haben. Dafür könnte sprechen, daß 3 der 4 guten Reproduktionsjahre (1976, 1979, 1980, 1987) vor dem Einsetzen großräumiger aviochemischer Maßnahmen (ab 1981) lagen. Dabei fielen hohe Nachwuchsrate meist mit Jahren geringer Siedlungsdichte der TM im UG zusammen (vgl. LACK 1958, LÖHRL 1974). Die Korrelation ist aber nicht signifikant (Abb. 27; vgl. für die Kohlmeise O'CONNOR 1980), wie auch das Zusammentreffen eines Bestandstiefs und einer extrem niedrigen Nachwuchsrate 1984 (einem Jahr ohne aviochemische Maßnahmen) aus dem Rahmen fällt (Abb. 25 & 27). Die Ursache hierfür allein in der sehr niederschlagsreichen, kühlen Juni-Witterung dieses Jahres zu suchen, ist allerdings auch nicht möglich. Nach den in MÖCKEL (Mskr.) ausgewiesenen Regressionen wäre eine Nachwuchsrate von 4,0 ... 4,7 juv./begonnene Brut zu erwarten gewesen. Neben der ungünstigen Witterung müssen also noch andere Negativfaktoren wirksam geworden sein (allgemeiner Nahrungsmangel?).

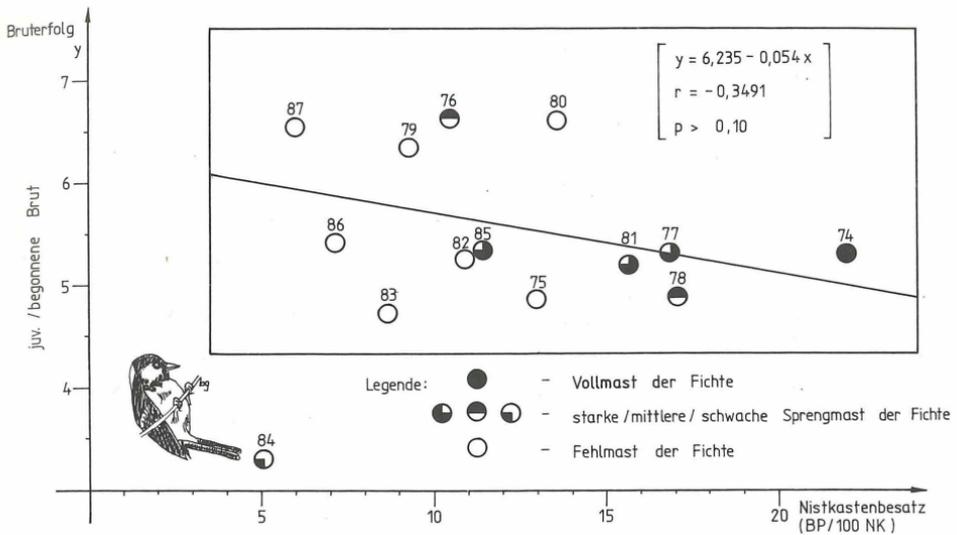


Abb. 27. Gegenüberstellung von Bruterfolg (Reproduktionsrate) und Siedlungsdichte der Tannenmeise sowie Samenertrag der Fichte im Westerzgebirge (Regression ohne 1984).

Von der Bestandsdichte der TM hängt vermutlich auch ihre Bereitschaft zu Zweitbruten ab. So betrug deren Anteil an der Gesamtzahl der TM-Bruten im Jahre 1975 (nach der starken Invasion 1974) nur 2,9%, während des Bestandstiefs 1976 aber 44,4% (79,9% der ♀ brüteten zweimal). Neben der Bestandsdichte wirkt dabei offenbar auch das Nahrungsangebot modifizierend (Winter 1974/75 Fehlmast, Winter 1975/76 Sprengmast der Fichte, vgl. SCHMIDT 1983). Insgesamt ist die Bereitschaft zu Zweitbruten im Vergleich zu anderen Gebieten Mitteleuropas im UG deutlich geringer. Hier schritten im langjährigen Mittel nur 36,9% der ♀ zu einer Zweitbrut, ein sicherer Beleg für eine Drittbrut fehlt (MÖCKEL 1990a). Obgleich ZANG (1980) eine Abnahme des Zweitbrutanteils um 3,6%/100 m Höhenzunahme im Harz feststellte, reicht die Lage des UG über 500 m üNN als Erklärung für den relativ niedrigen Wert allein nicht aus, da LÖHRL (1974) für die Hochlagen des Schwarzwaldes 43,4% anführt.

Wenn man zugrundelegt, daß im langjährigen Mittel 36,9% der ♀ des UG eine zweite Jahresbrut zeitigen und pro begonnene Brut 5,55 juv. flügge werden, kommt man auf eine jährliche Reproduktion von 7,6 flügge juv./BP. In Naturhöhlen (bei 4,7 juv./begonnene Brut) beläuft sich dieser Wert allerdings nur auf 6,4 flügge juv./BP und Jahr. Eine tendenzielle Veränderung war von 1972-87 im UG weder bzgl. der Reproduktionsrate (Abb. 25) noch in der Bereitschaft zu Zweitbruten (MÖCKEL 1990a) feststellbar, so daß — wie im Westharz (ZANG 1990) — die Fertilität der TM über den Untersuchungszeitraum als (im Mittel) konstante Größe betrachtet werden kann.

6.3.2 Haubenmeise (*Parus cristatus*)

6.3.2.1 Habitatansprüche und Neststandorte

Aufbauend auf die 61 Brutfunde in Naturhöhlen erwies sich die HM im UG als typischer Nadelwaldbewohner: 72,1% der Nester befanden sich in »reinen« Fichtenbeständen, 16,4% in Mischwäldern aus Fichte und Kiefer und nur 11,5% in Beständen aus Fichte und Rotbuche. Die HM trat als regelmäßiger Brutvogel erstmals in Fichtenstangenhölzern auf. Hier gelangen 32,8% der Nestfunde, wobei unter 40jährige Bestände nur im undurchforsteten Zustand bei hoher Weichholz-Beimengung besiedelt wurden. Im nachfolgenden (jüngeren) Baumholz ging die Häufigkeit zunächst zurück, nur 18,0% der Nestfunde erfolgten hier. Einen deutlichen Schwerpunkt (47,6%) bilden dann wieder die Nestfunde in den älteren Baumhölzern (Abb. 28).

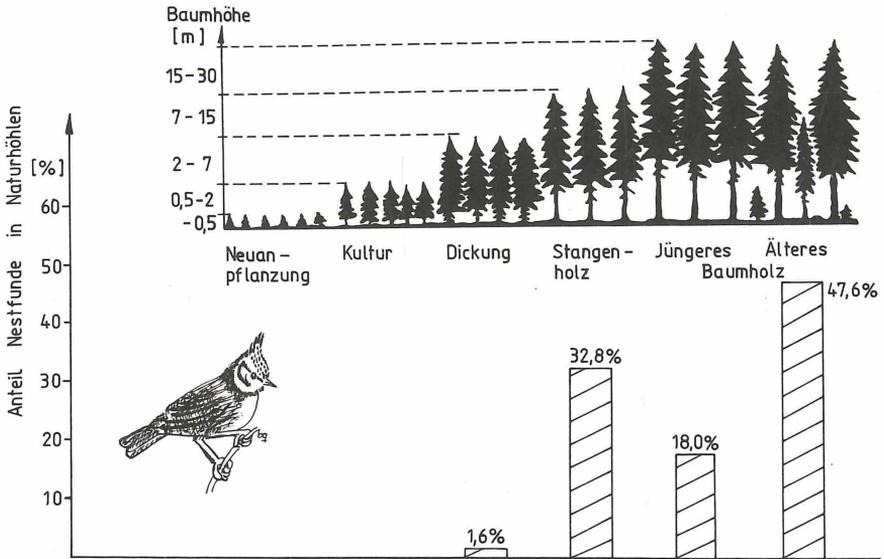


Abb. 28. Verteilung der Nestfunde der Haubenmeise auf die Altersklassen der Fichtenforste.

Großflächige Jungbestände werden zur Brutzeit gemieden. So wurde nur eine Brut in einer 15jährigen Fichtendickung gefunden. Allerdings erfolgte diese nur etwa 60 m abseits eines 70jährigen Fichtenbestandes. Der relative Rückgang im jüngeren Baumholz ist wahrscheinlich auf die verringerte Stammdichte nach der Durchforstung zurückzuführen (geringere Deckung, verringertes Brutplatzangebot; Abb. 29). Im älteren, mehrstufig aufgebauten Baumholz (über 80jährige Bestände; Abb. 30) schafft das Aufkommen von Unterwuchs wieder bessere Ansiedlungsmöglichkeiten.



Abb. 29. Jüngere Fichtenbaumhölzer sind deckungs- und totholzarm und werden deshalb von der Haubenmeise weniger dicht besiedelt.

Foto: REINHARD MÖCKEL



Abb. 30. Reife, mehrstufig aufgebaute Fichtenbestände sind ein von Tannen- und Haubenmeisen gleichermaßen beliebtes Bruthabitat.

Foto: REINHARD MÖCKEL

Bei der Suche nach Nistplätzen ist die HM — wie alle Meisen — sehr anpassungsfähig, nutzt aber nur äußerst selten Höhlen im Erdboden, im Fels oder im Mauerwerk. Im UG gibt es dafür keinen Nachweis. Hier erfolgten 83,6% der Bruten in Baumstämmen, 14,8% in Baumstubben und eine in einer morschen Zaunsäule. Da die HM ihre Bruthöhle vielfach selbst herstellt (im UG nur 6,6% der Bruten in Buntspechthöhlen, aber 68,8% in selbst hergestellten Höhlen), bevorzugt sie zur Bruthöhlenanlage morsche, z.T. bereits zerfallende Weichlaubhölzer (Eberesche, Birke, Espe, *Populus tremula*, Erle, *Alnus* spp., u.a.) (MÖCKEL 1990b).

6.3.2.2 Bruterfolg

Im UG wurde bei NK-Bruten der HM eine mittlere Gelegegröße von 5,8 Eier ($n=266$) ermittelt. Damit liegt diese etwa in der Mitte des Schwankungsbereichs, welcher von 4,5 in Finnland (OJANEN & ORELL 1985) bis 7,1 im nördlichen Westeuropa (LACK 1950, DELMEE et al. 1972, WINKEL 1980) reicht. Gelege mit 6 Eier dominieren im UG; das Maximum liegt bei 10. Eine tendenzielle Veränderung der Gelegegröße ist nicht nachweisbar (Abb. 31).

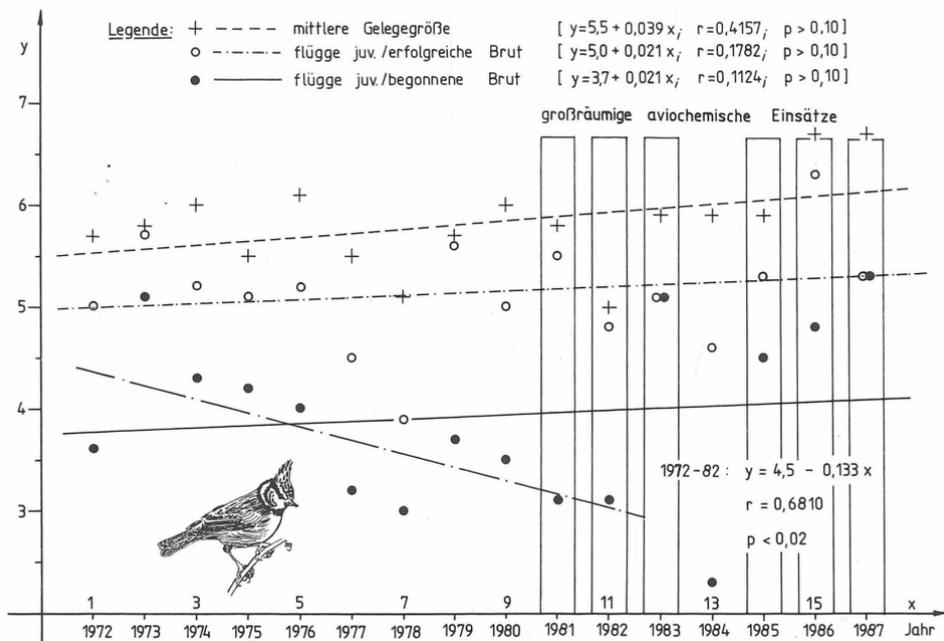


Abb. 31. Gelegegröße und Bruterfolg der Haubenmeise in den Jahren 1972-87 (nur Nistkastenbruten berücksichtigt).

Dies gilt auch für die Brutgröße, welche allerdings in den engen Naturhöhlen mit 4,24 flügge juv./erfolgreiche Brut (n=45) signifikant geringer ist als in den angebotenen NK mit 5,10 (n=195). Dieser Unterschied ist in abgeschwächter Form auch für die Nachwuchsrate belegbar, wo sich 3,12 (n=18) bei Naturhöhlen- und 3,74 (n=266) bei NK-Bruten gegenüberstehen. Damit liegt bezogen auf die Nachwuchsrate der Mittelwert der Jahre 1972-87 mit 3,74 juv./begonnene NK-Brut weit unter den in Mitteleuropa andernorts festgestellten Werten, z.B. Ostsachsen 5,1 (STEFFENS 1981), Südwestdeutschland 5,3 (LÖHRL 1966) sowie südlich Berlin 6,2 (NESSING 1986).

Eine Analyse der Nachwuchsrate (Abb. 31) läßt große Schwankungen von Jahr zu Jahr erkennen, aber auch eine signifikante Abnahme von 1972-82 und einen daraufhin sprunghaft gestiegenen Bruterfolg (z.T. über das Ausgangsniveau). Beide Phasen sind schwierig zu erklären, da offenbar weder die großräumigen aviochemischen Einsätze (ab 1981) noch extreme Wetterabläufe zur Brutzeit direkt dafür verantwortlich gemacht werden können. Obwohl nicht schlüssig beweisbar, könnte die ab 1983 gestiegene Nachwuchsrate eine Reaktion der HM-Population auf die infolge erhöhter Mortalitätsrate (vgl. Kap. 6.6.2.1) gesunkene Häufigkeit (Kap. 6.1.2, 6.2.2) der Art im UG sein (»Dichteregulation«).

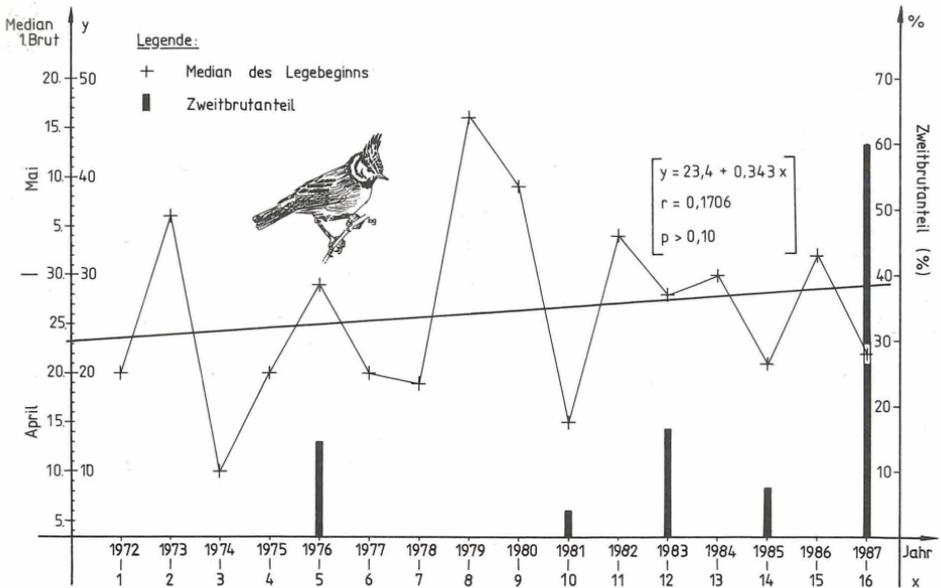


Abb. 32. Variation des Medians des Legebeginns der Haubenmeise von 1972-87 (1. Brut) sowie Zweitbrutanteil (%) bezogen auf die Summe von 1. und 2. Bruten (ohne Nachgelege).

Einen Hinweis in dieser Richtung gibt auch der ab 1981 höhere Zweitbruten-Anteil im UG (Abb. 32). Entgegen vielfach falschen Angaben im Schrifttum brütet die HM unter normalen Bedingungen nur einmal im Jahr. Dies galt bis vor wenigen Jahren auch für das UG fast uneingeschränkt. Bis 1975 konnte nur eine Zweitbrut (1971) ermittelt werden. Im Jahre 1976 gab es plötzlich 3 Zweit- auf 21 Erstbruten, denen dann mehrere Jahre ohne Zweitbrutnachweis folgten. Ab 1981 waren diese aber jedes zweite Jahr belegbar. 1987 wurden nur 4 Bruten Ende April, aber 6 Bruten Ende Mai/Anfang Juni begonnen. Das erfolgreichste BP brachte es dabei auf 13 juv. in einem Jahr. Diese Tatsache ist in Europa m. W. bislang einmalig. Selbst im durch hohe Nachwuchsraten ausgezeichneten Emsland brüteten nur 12% der ♀ ein zweites Mal (WINKEL 1980). Ein Zusammenhang zwischen frühem Brutbeginn und höherem Zweitbrutanteil ließ sich im UG nicht belegen (Abb. 32).

6.4 Ansiedlungsverhalten

6.4.1 Tannenmeise (*Parus ater*)

6.4.1.1 Ortstreue und Emigration der Jungvögel

Die 8605 nestjung beringten TM (Anl. 3) erbrachten im UG 57 verwertbare WF in einem nachfolgenden Winter und 63 WF in einer, meist der darauffolgenden Brut-saison. Der Median (\bar{x}) der ermittelten Entfernungen zwischen Geburts- und WF-Ort (Luftlinie) beträgt 2,500 km für Winterfänge und 1,550 km für Brutzeitfänge. Der Unterschied ist nicht signifikant (U-Test), so daß der größere Wert für den Winter nur ein Hinweis auf eine größere Mobilität außerhalb der Brutzeit ist (vgl. Kap. 6.4.1.3). Faßt man beide Stichproben zusammen ($n=120$; Abb. 33), beträgt \bar{x} der Ansiedlungsentfernung der TM 1,850 km (Min. 6 m; Max. 13 km). Der Unterschied zwischen ♂ ($\bar{x}=1,300$ km; $n=29$) und ♀ ($\bar{x}=1,875$ km; $n=29$) ist ebensowenig signifikant wie zwischen Jungvögeln aus Früh- ($\bar{x} 1,875$ km; $n=85$) und Spätbruten (beringt nach dem 20. 6.; $\bar{x}=2,300$ km; $n=30$).

Die weitesten Entfernungen der Dismigration (Zerstreuungswanderung; BERNDT & WINKEL 1977) innerhalb des UG liegen bei 11,5-13,0 km (Anl. 4: Nr. 10, 14, 16). Unberücksichtigt blieb eine aus Mecklenburg zugeflogene TM (Nr. 7; Durchzügler?). WINKEL (1981b) ermittelte auf einer allerdings nur 325 ha großen Kontrollfläche eine mittlere Ansiedlungsentfernung von 1005 m (Kohlmeise: 883 m; Blaumeise: 900 m), während BERNDT & STERNBERG (1966) für die Erstansiedlung von Trauerschnäpper (*Ficedula hypoleuca*)-♀ im Mittel 4,6 km veranschlagten. Eine Dismigration über 63 km NW ermittelte ZAUMSEIL (brfl.) für ein TM-♂, während das Maximum (unabhängig von einer Emigration) wohl durch eine im Schwarzwald 98 km nach Süden verstrichene TM (LÖHRL 1974) fixiert wird. Der im UG größere \bar{x} für ♀ stimmt mit Erfahrungen an weiteren Singvogelarten überein (ULBRICHT 1985). Besonders groß ist der Unterschied bei der Mehlschwalbe (*Delichon urbica*), wo HUND & PRINZINGER (1981) für ♀ $\bar{x}=2800$ m und für ♂ $\bar{x}=250$ m ermittelten, während WINKEL & FRANTZEN (1989) bei der Kohlmeise $\bar{x}=625$ m für ♀ und $\bar{x}=425$ m für ♂ errechneten. WINKEL (1981b) veranschlagte für TM-♀ $\bar{x}=1031$ m, für ♂ $\bar{x}=972$ m. Obgleich bei

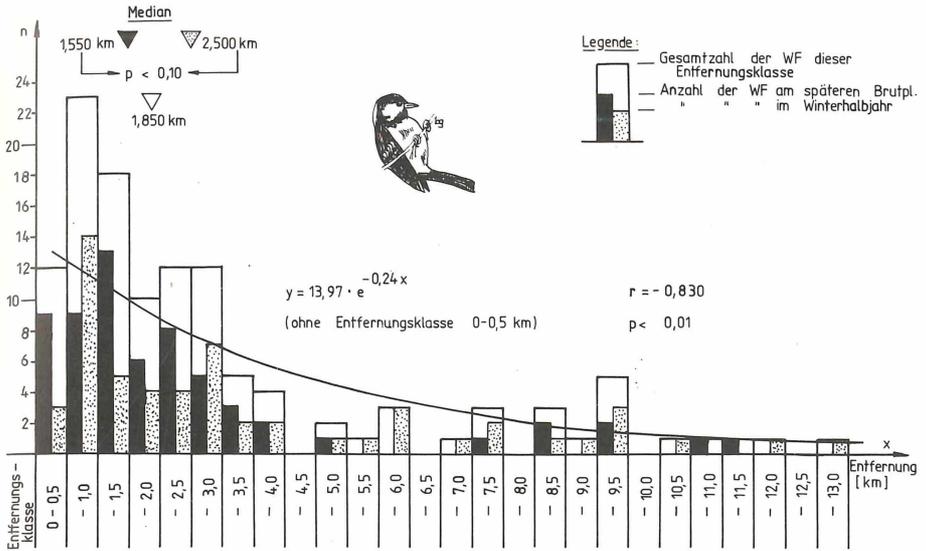


Abb. 33. Entfernungen zwischen Erbrütungsort von Tannenmeisen und den Orten von Winteraufenthalt bzw. Brutansiedlung.

Meisen die Differenzen gering sind, reichen sie nach WINKEL (1981b) offenbar aus, Inzucht (insbesondere Inzest) auf Ausnahmen zu beschränken (im UG kein Nachweis; eine Geschwister-Verpaarung unter 386 TM-Brutvögeln bei WINKEL 1981b). Nach SIEFKE (1984a) kann in der allgemeinen Exponentialgleichung

$$y = a \cdot e^{-c \cdot x}$$

der Exponent c als arttypischer »Gebietstreue-Koeffizient« die Ansiedlerstreuung charakterisieren. Je größer c , desto geringer ausgeprägt ist bei der entsprechenden Art die Zerstreung. Für die Wasseramsel (*Cinclus cinclus*) gibt er z.B. $c=0,085$ an, während ULBRICHT (1984) für den Gartenrotschwanz (*Phoenicurus phoenicurus*) 0,03 ermittelte. Der im UG für die TM gefundene Wert von 0,24 (allerdings unter Ausschluß aller Fernfunde; Abb. 33) spricht für eine ausgeprägte Geburtsortstreue. Das bestätigt auch ein vergleichender Blick auf die Ansiedlungsdistanzen (\bar{x}): Gartenrotschwanz 11 km, TM 1,850 km (s.o.).

Die Dismigration der Jungvögel setzt sehr früh ein. So wurde eine TM (Anl. 4: Nr. 21) bereits 4 Wochen nach dem Ausfliegen 875 m vom Geburtsort entfernt zufällig gefangen. Im darauffolgenden Jahr brütete dieses ♂ wenige Meter neben dem WF-Ort in einem NK. Zwei andere TM (Nr. 8 & 17) hatten sich 5-7 Wochen nach dem Ausfliegen bereits 2,5-9 km vom Geburtsort entfernt.

Den späteren Ansiedlungsort unmittelbar nach dem Ausfliegen (bis etwa Ende September) auszuwählen, entspricht dem bei vielen Singvögeln festgestellten Verhaltensmuster (BAUER 1987). Als konkrete Beispiele können genannt werden: TM (CROON et al. 1985), HM (BARDIN 1983), Kohl- und Blaumeise (GOODBODY 1952), Kleiber (*Sitta europaea*; MATTHIJSSEN & DHONDT 1983, MATTHIJSSEN 1987),

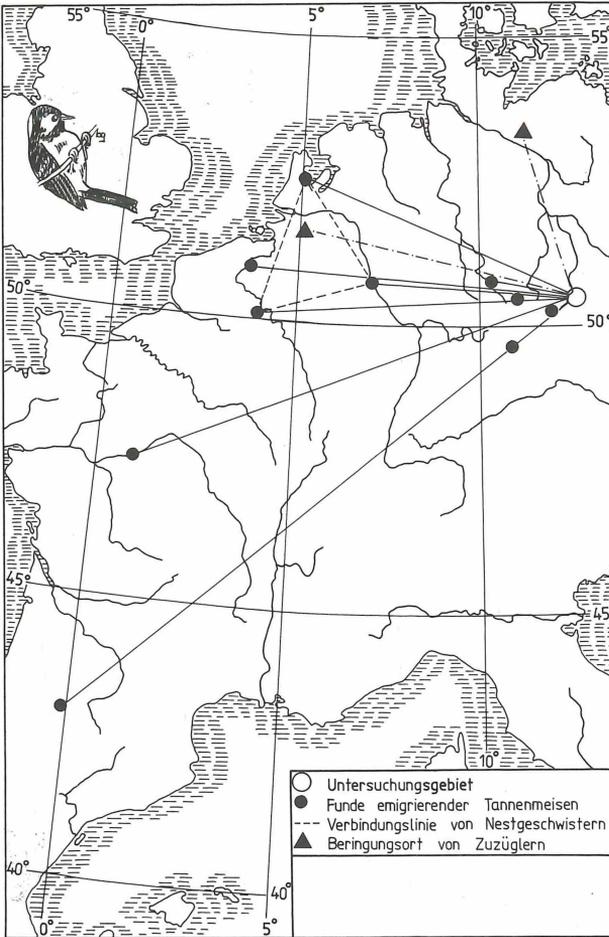
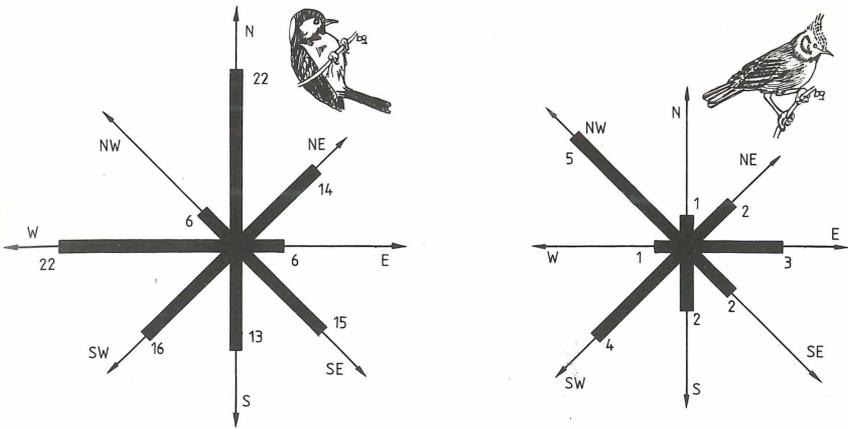


Abb. 34. Fernfunde der Tannenmeise.

Gartenrotschwanz (ULBRICHT 1984) sowie Mehlschwalbe (HUND & PRINZINGER 1981). Diese Zerstreung sofort nach dem Selbständigwerden dient offenbar der Erkundung neuer Lebensräume und – insbesondere bei r-Strategen – wohl auch der »Dichtemessung« (vgl. Kap. 7.1.1).

Neben den WF nestjung beringter TM im UG erfolgten weitere außerhalb des Westerzgebirges (Abb. 34). Diese Fernfunde (Anl. 4: Nr. 6, 12, 13, 15, 18-20, 22-24) reichen bis in die Pyrenäen (Max. 1282 km SW) und belegen für die Jahre 1975, 1978, 1980, 1981, 1986 und 1987 den Wegzug eines Teils der Jungvögel. Im Gegensatz zur Dismigration im Nahbereich (Abb. 35) ist dabei eine Orientierung in west- bis südwestlicher Richtung (Abb. 34) erkennbar (ebenso bei TM: WINKEL & WINKEL 1988; Kohlmeise: WINKEL & FRANTZEN 1989; Kleiber: WINKEL 1989). TM aus Mecklenburg bzw. der Oberlausitz wurden darüber hinaus aus Spanien (1600 bzw. 1700 km SW) gemeldet (LÖHRL 1974, MÜLLER & WEBER 1980, BLÜMEL 1987), während ein niedersächsischer Vogel sogar bis Marokko zog (BERNDT & JÜRGENS 1977).



Tab. 35. Dispersionsrichtungen von Tannen- (links) und Haubenmeisen (rechts) ohne Fernfunde und Nahfunde <100 m vom Geburtsort (unterschiedliche Maßstäbe beachten!).

Der Verbleib der bis Niederlande, Belgien oder Frankreich fliegenden TM ist noch weitestgehend unklar. Die meisten Emigranten gehen wohl im Winterquartier zugrunde (LÖHRL 1974), einzelne können in Westeuropa zurückbleiben und hier (vermutlich) brüten. Indizien dafür liefern zwei WF (Anl. 4: Nr. 12 & 15). Bekräftigt wird dies durch Befunde an TM aus der Tschechoslowakei und dem Emsland (LÖHRL 1974, WINKEL & WINKEL 1988), an Kohlmeisen (WINKEL & FRANTZEN 1989) sowie an Blaumeisen (BERNDT & HENSS 1963).

Der WF Nr. 1 (Anl. 4) ist andererseits ein Hinweis, daß möglicherweise ein Teil der Emigranten nach Mitteleuropa zurückkehrt und hier zur Brut schreitet (vgl. GATTER 1977). Im Zusammenhang mit verstärkten Zugbewegungen im Herbst 1981 bzw. Frühjahr 1982 (Abb. 50) wird vermutet, daß dieser Ringvogel im Herbst nach Nord-Brabant/Niederlande zog (vgl. Nr. 18), hier überwinterte und dann zum Brüten ins UG (seinem Heimatgebiet?) zurückkehrte. Allerdings könnte er ebenso aus Osteuropa stammen. In diesem Falle hätte er seine Rückwanderung im UG abgebrochen. So registrierte man am Bodensee nach starken Invasionen im folgenden Frühjahr eine Verstärkung der Brutpopulation (OAG Bodensee 1983), die sich vermutlich zu einem Großteil aus Fremdansiedlungen rekrutierte. Auch MÜLLER & WEBER (1980) nehmen an, daß ein Teil der aus Osteuropa in Mecklenburg einfliegenden TM hier zur Brut schreitet.

Ein Beleg dafür, daß sich Altvögel an den Emigrationen nach Westeuropa beteiligen, konnte im UG ebensowenig erbracht werden, wie durch WINKEL & WINKEL (1988) im Emsland (vgl. aber WINKLER 1980).

Der Anteil im UG wiedererlangter, nestjung beringter TM ging ab 1980 gewaltig zurück (Abb. 36). Wurden 1971-79 (außer 1975 & 1978; s.u.) durchschnittlich 3,66% wiedergefangen, waren es im Zeitraum 1982-85 noch 0,50%. In beiden Fällen blieben Jahre mit belegter Emigration von TM unberücksichtigt. Verzichtet man ab 1980 auf diese Ausgrenzung, beträgt die WF-Rate nestjung beringter TM im UG

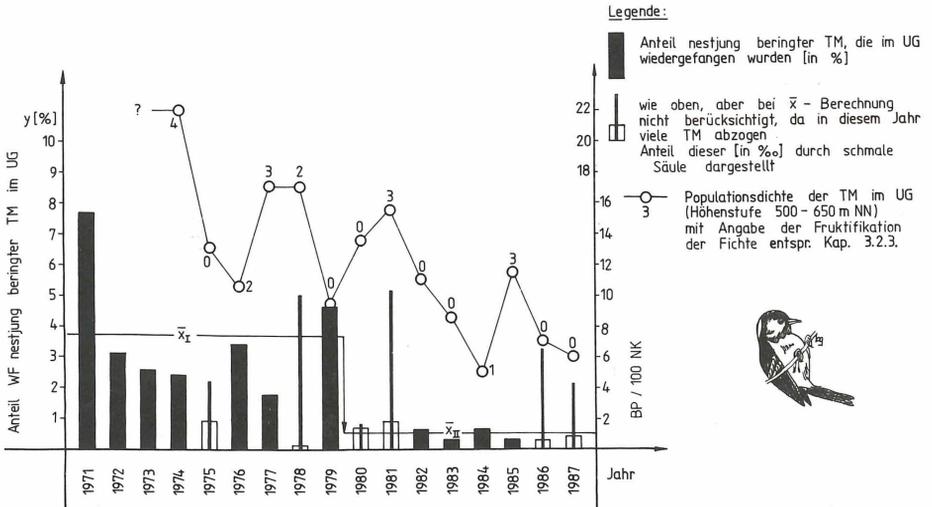


Abb. 36. Gegenüberstellung von Wiederfangrate nestjung beringter Tannenmeisen im und außerhalb des Untersuchungsgebietes mit der Bestandsentwicklung der Art sowie der Fichten-Fruktifikation.

gleichfalls nur 0,54%. Die geringe Differenz wird als Hinweis gewertet, daß ab 1980 vermutlich jedes Jahr ein Teil der ausgeflogenen TM das UG verließ und nur aufgrund des verringerten Materialumfangs nicht jedes Jahr Belege dafür vorliegen. Mit Blick auf die gleiche Entwicklung bei der ortstreuen HM (Abb. 44) ist dieser Schluß aber nicht zwingend. Die Ursache könnte auch in einer erhöhten Jugendmortalität bzw. einer vergrößerten Ansiedlungsentfernung (häufiger außerhalb des UG, deshalb geringere WF-Chancen) gesucht werden. Belege dafür gibt es allerdings keine.

Die niedrigsten WF-Raten nestjung beringter TM fallen im UG (zumindest bis 1981) genau auf die Jahre, für die Fernfunde vorliegen (Abb. 36). Damit ist belegt, daß in einzelnen Jahren ein Großteil der diesjährigen TM abzieht, so daß eine niedrigere WF-Rate diesjähriger TM im UG die Folge ist. Die insgesamt festgestellte Fernfundrate von 0,13% deckt sich sehr gut mit den 0,12% im Gebiet Serrahn/Mecklenburg (MÜLLER & WEBER 1980) und den 0,19% aus dem Emsland (WINKEL & WINKEL 1988).

In Übereinstimmung mit LÖHRL (1974) konnte auch im UG als Ursache für den unterschiedlichen jährlichen Anteil von Fernfunden ermittelt werden, daß insbesondere beim Zusammentreffen von Nahrungsmangel (fehlende bzw. geringe Fruktifikation der Fichte) und vergleichsweise hoher Populationsdichte der TM ein besonders hoher Jungvogelanteil emigriert (z.B. 1975, 1978, 1980, 1986). Fallen hohe Populationsdichte und gutes Nahrungsangebot zusammen (z.B. 1974, 1977, 1985), bleibt eine Emigration aus (Abb. 36). Eine Ausnahme macht das Jahr 1981, als trotz starker Sprengmast bei hoher Populationsdichte ein großer Teil der erbrüteten TM wegzog. Sie könnten jedoch gerade in diesem Herbst vom starken Durchzug östlicher TM mitgerissen worden sein. Außerdem dürfte die zugenommene Habitatentwertung diesen Vorgang begünstigt haben.

Abschließend soll die Beziehung von WF-Rate nestjung beringter TM (vor 1980, ohne Emigrationsjahre: $\bar{x}=3,66\%$) zur errechneten Jugendmortalität $m_j=0,80$ (vgl. Kap. 6.6.1.3) betrachtet werden. Nach der Mortalitätsberechnung müßten sich im UG jährlich 20% der im Vorjahr erbrüteten Jungvögel ansiedeln; nachgewiesen wurden ca. 4%. Da der TM-Bestand des UG aber nur stichprobenartig kontrolliert wurde (vgl. Kap. 5), können die fehlenden 16% unerkannt gebliebene Ansiedlungen im und z.T. auch außerhalb des UG zugeordnet werden. Ein Grund die errechnete Jugendmortalität anzuzweifeln, kann daraus nicht abgeleitet werden.

Niedrige WF-Raten dieser Größenordnung sind nicht ungewöhnlich. So registrierte z.B. WINKEL (1981b) auf einer 325 ha großen Kontrollfläche bezogen auf die ausgeflogenen Nestlinge nur 1,63% geburtsgebietstreue TM-♀; bei den ♂ waren es 1,25%, während sich bei der Kohlmeise 2,71 bzw. 2,12% ergaben. Vergleiche zwischen verschiedenen UG sind jedoch infolge unterschiedlicher Gebietsstruktur (Größe, Form, Grad der Isolation, geographische Lage) mit Unsicherheiten behaftet (ULBRICHT 1985, BAUER 1987).

6.4.1.2 Paarzusammenhalt und Brutortstreue der Altvögel

6.4.1.2.1 Partnerbindung und Brutortstreue innerhalb einer Brutsaison

In der Regel bleibt der Paarzusammenhalt nach der Erstbrut für den Fall, daß eine weitere Brut folgt, bestehen (»Saison-Ehe«). Durch WF vollständiger Paare konnte dies für 95,8% der Fälle ($n=139$) bestätigt werden (bei WINKEL & WINKEL 1980: 96,4%). Sechsmal (2×1977 , 4×1980 — beides Jahre mit hoher TM-Dichte) hatte ein Partnerwechsel stattgefunden (obwohl die vorangegangene Brut immer erfolgreich beendet wurde). Viermal (2,8%) hatten bekannte ♀ mit einem neuen ♂ die Folgebrut begonnen, zweimal (1,4%) taten es ♂ mit unbekanntem ♀. Vermutlich stammen die (jetzt neu ins Brutgeschäft eintretenden?) Vögel aus der schwer kontrollierbaren Brutreserve. Als Ursachen für Partnerwechsel innerhalb einer Saison kommen der Tod des vorherigen Partners oder das Erlöschen des Bruttriebes bei diesem in Frage. Belege für den einen oder anderen Fall gibt es im UG aber nicht (vgl. WINKEL 1975). Die Entfernung zwischen den beiden Bruten kann — unabhängig davon, ob Partnerwechsel erfolgte oder nicht — beträchtlich sein. Im UG betrug sie bei erfolgreicher Erstbrut maximal 330 m, bei erfolgloser 450 m. Meist erfolgte die 2. Brut jedoch unweit der ersten, in 17,3% der Fälle sogar im gleichen NK (Bruthöhlen-Treue). War die vorangegangene Brut allerdings erfolglos, wurde der NK ausnahmslos gewechselt (minimalste Entfernung 25 m). Die Medianwerte für die Brutortsdifferenz bei erfolgreicher bzw. erfolgloser Erstbrut unterscheiden sich signifikant (Abb. 37; vgl. WINKEL 1975).

Siebenmal folgten scheinbar 1. und 2. Brut eines TM-Paares in einem NK nahtlos aufeinander, während der durchgeführte Altvogelfang belegte, daß ein neues BP den gerade von einem anderen TM-Paar frei gemachten NK besetzt hatte. Je $3 \times$ wurde dies 1977 und 1980 sowie einmal 1974 registriert, somit immer in Jahren relativ hoher Populationsdichte (vgl. Abb. 36).

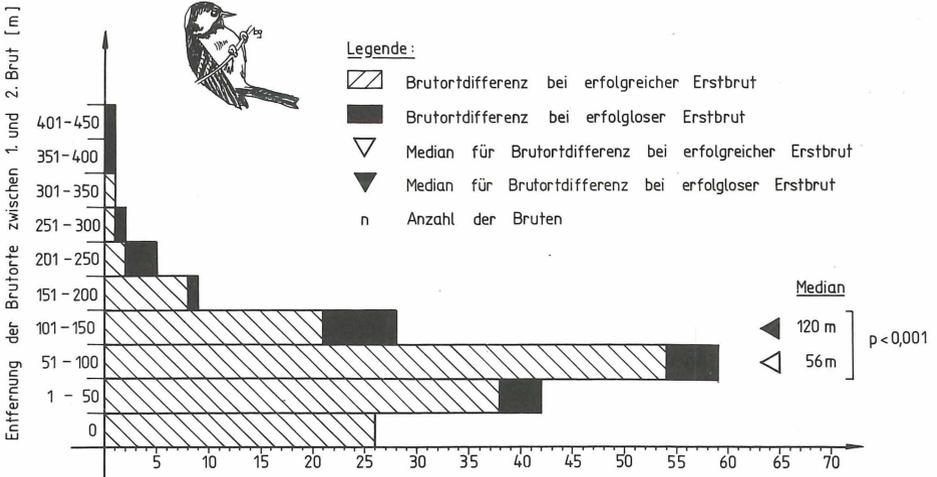


Abb. 37. Entfernung der Brutorte zwischen 1. und 2. Brut der Tannenmeise (n=150 für erfolgreiche 1. Brut; n=23 für erfolglose 1. Brut).

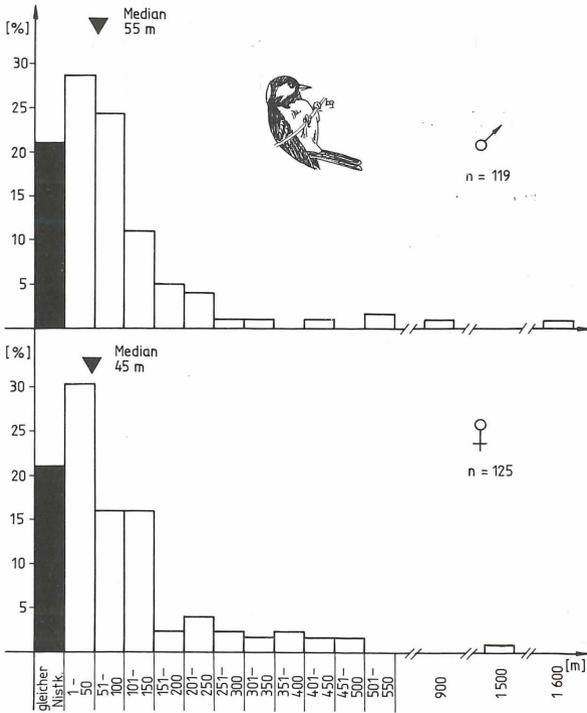


Abb. 38. Einstufung brutortstreuer Tannenmeisen nach der in aufeinanderfolgenden Jahren zwischen den Bruthöhlen liegenden Entfernung.

6.4.1.2.2 Partnerbindung und Brutortstreue von einem Jahr zum anderen

In der Abb. 38 ist das Ansiedlungsverhalten adulter TM zwischen einem Brutjahr und einem späteren (fast immer dem folgenden) dargestellt. Danach ist die Brutortstreue wesentlich größer als die Geburtsortstreue (Kap. 6.4.1.1), was ein bei allen Sperlingsvogelarten bekanntes Phänomen ist (ULBRICHT 1985). Dennoch gab es im UG zuweilen beträchtliche Umsiedlungsdistanzen (Max. ♂: 1600 m, ♀: 1500 m; nach WINKEL & WINKEL 1980 bis 1060 m). Die Medianwerte für ♂ und ♀ unterscheiden sich nur geringfügig und nicht signifikant (beide Geschlechter: $\bar{x}=50$ m). Die TM-Population des UG setzt sich aus geburts- und brutortstreuen Individuen sowie Vögel unbekannter Herkunft zusammen. Die letzte Rubrik beinhaltet weitere geburts- und brutortstreue TM. Der belegbare Anteil geburtsortstreuer Vögel variierte zwischen 0,0 (1986) und 11,1% (1982) ($\bar{x}=6,8\%$), der brutortstreuen TM zwischen 9,1 (1974) und 46,5% (1976) ($\bar{x}=26,7\%$). Die jährlichen Schwankungen können Abbildung 39 entnommen werden (keine signifikanten Trends). Stellt man allerdings die mittleren Anteile der Teilzeiträume 1974-80 und 1981-87 gegenüber, so gingen die geburtsortstreuen TM von 7,7 auf 5,1% zurück (vgl. Kap. 6.4.1.1), während der Anteil brutortstreuer Individuen mit 25,7 bzw. 24,0% fast gleich blieb. ♂ und ♀ hatten mit 27,1 bzw. 26,3% Anteil ($\bar{x}=26,7\%$) eine gleichermaßen hohe Brutortstreue (s. auch Abb. 38).

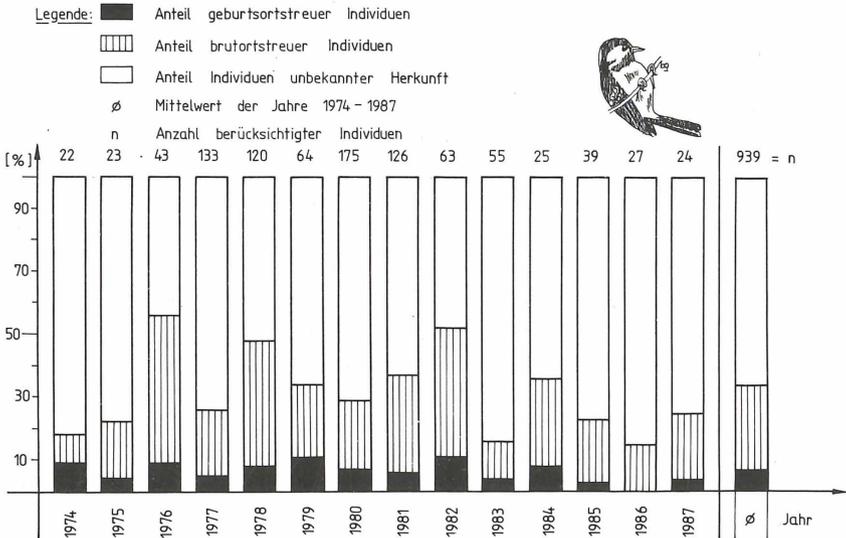


Abb. 39. Anteile geburtsortstreuer, brutortstreuer sowie Individuen unbekannter Herkunft in der Brutpopulation der Tannenmeise.

Um die Paarbindung zu untersuchen, mußte zunächst geprüft werden, ob von den im Vorjahr verpaarten Altvögeln auch tatsächlich noch beide am Leben waren. Nur wenn dies der Fall war, konnte z.B. die Brut eines ♀ mit einem anderen ♂ gegenüber dem vorangegangenen Jahr als entsprechender Beleg für Partnerwechsel gewertet werden. Die Belege für Partnertreue ergaben sich dagegen unmittelbar bei Durchsicht der WF-Kartei.

Die Partnertreue ist bei der TM auch über mehrere Jahre hinweg (»Mehrjahres-Ehe«) sehr hoch. Bei den 61 auswertbaren Fällen stehen 57× Partnertreue (im UG bis 3 Jahre belegt; nach LÖHRL 1978 bis 6 Jahre) nur 4× Partnerwechsel (6,6%) gegenüber (Tab. 2). WINKEL & WINKEL (1980) gaben dagegen 18,5% für Partnerwechsel an, obwohl auch bei ihnen die TM im Vergleich zu Kohl- und Blaumeise die höchste Partnertreue zeigte. Nach unserem Material — aber auch nach WINKEL (1981b) — verbleiben ♂ näher am vorjährigen Brutplatz, während ♀ bei einem Partnerwechsel eher zu Umsiedlungen neigen (Tab. 2). Ein ♀ kehrte nach vorübergehendem Wechsel zum ersten Brutpartner zurück (vgl. WINKEL & WINKEL 1980):

1979 — Brut im NK: 66-S mit ♂ A

1980 — 1. Brut im NK: 61-S mit ♂ B (150 m vom Brutplatz 1979)

2. Brut im NK: 65-S mit ♂ A (35 m vom Brutplatz 1979)

Tab. 2. Art der Partnerbindung (Partnertreue/Partnerwechsel) über mehrere Jahre bei Tannen- (TM) und Haubenmeisen (HM).

Art	Anzahl Fälle	Partnertreue über					Partnerwechsel		Entfernung zw. Bruthöhlen	
		2	3	4	2-4	%	Fälle	%	♂	♀
TM	61	52	5	—	57	93,4	4	6,6	35-60 m $\bar{x}=45$ m	70-780 m $\bar{x}=271$ m
HM	22	14	6	1	21	95,5	1	4,5	40 m	125 m

6.4.1.3 Jahresaktionsraum

Beim regelmäßigen Fang von TM an den FH des UG erfolgten über die gesamte Saison von (September) Oktober bis März (April) Neuberingungen, ohne daß sich klar eine Periode vermehrten Auftretens unberingter Individuen abgrenzen läßt (Abb. 40). Über dem Durchschnitt lag die Zahl der Neuberingungen nur im September/Oktober, im Dezember sowie im Februar/März. Der WF-Anteil nahm wahrscheinlich ($p < 0,10$) von September bis April zu, wobei sich spätere Brutvögel der näheren Umgebung in allen Wintermonaten am FH einfanden. Demnach können sich vor allem wohl junge TM (wie bei der Kohlmeise: SCHMIDT 1983, SCHMIDT et al. 1986) noch bis in den März (April) hinein auf der Suche nach einem Ansiedlungsort für die kommende Brutsaison befinden.

Ein Wechsel von einem FH zu einem anderen fand im Winterhalbjahr allerdings selten statt (Anl. 5; vgl. MÜLLER & WEBER 1980). Nur wenn zwei FH in einem Abstand < 400 m betrieben wurden, war die Austauschrate groß, bei < 200 m wurden beide FH abwechselnd angefliegen und beim Fang auf das z.Z. störungsfreie ausge-

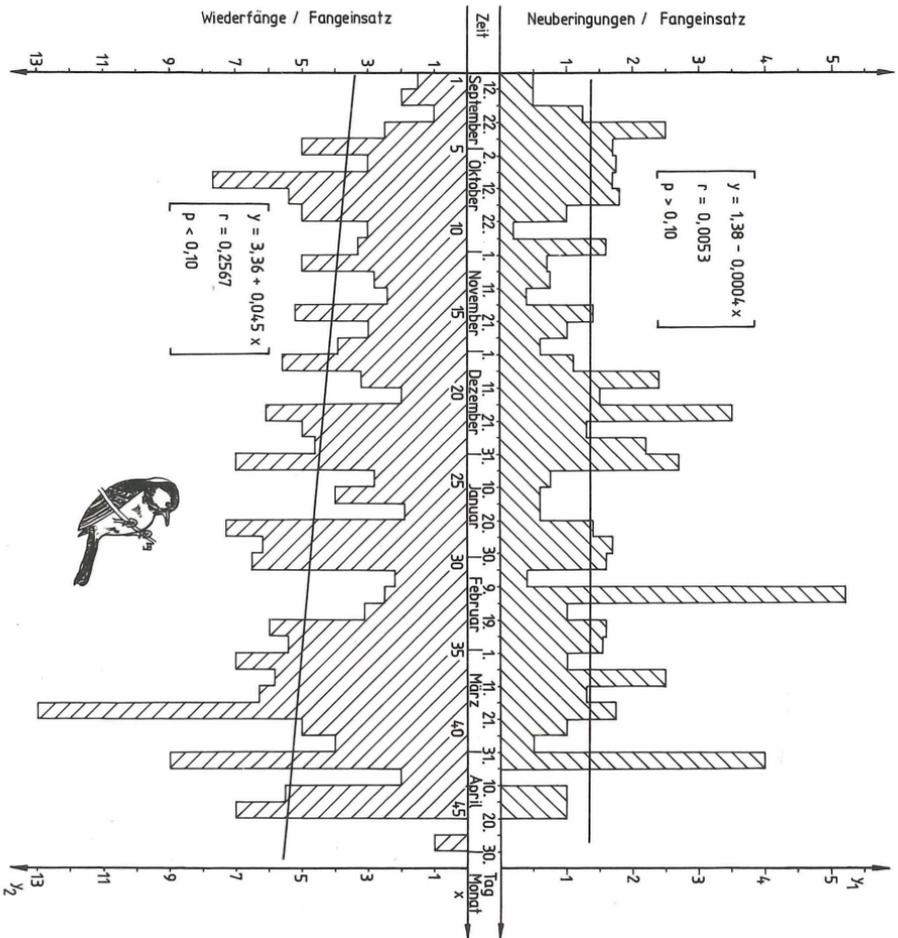


Abb. 40. Mittlere Verteilung von Neuberingungen/Fangeinsatz und Wiederfänge/Fangeinsatz der Tannenmeise in den Wintern 1972/73 bis 1986/87 am Futterhaus »Schwalbner Flügel«.

wichen. Darüber hinaus nahm mit zunehmender Entfernung der FH zueinander die Austauschrate erst schnell, dann langsam ab (Abb. 41). Die im UG festgestellten Maximalentfernungen für Ortswechsel im gleichen bzw. in verschiedenen Winterhalbjahren betragen $2 \times 8, 11$ und 14 km (Anl. 5). In jedem dieser vier Fälle waren hochgelegene FH im geschlossenen Fichtenwaldkomplex des UG einbezogen; zwei fielen außerdem in den strengen Winter 1978/79.

Zur Beurteilung der Effektivität der Winterfütterung war es notwendig, die Größe des TM-Bestandes, das Einzugsgebiet sowie die Regelmäßigkeit des Besuches eines FH zu untersuchen. Als repräsentativ für FH unterhalb 650 m üNN werden die Befunde am FH »Schwalbner Flügel« gewertet. Dazu soll der TM-Bestand vom Win-

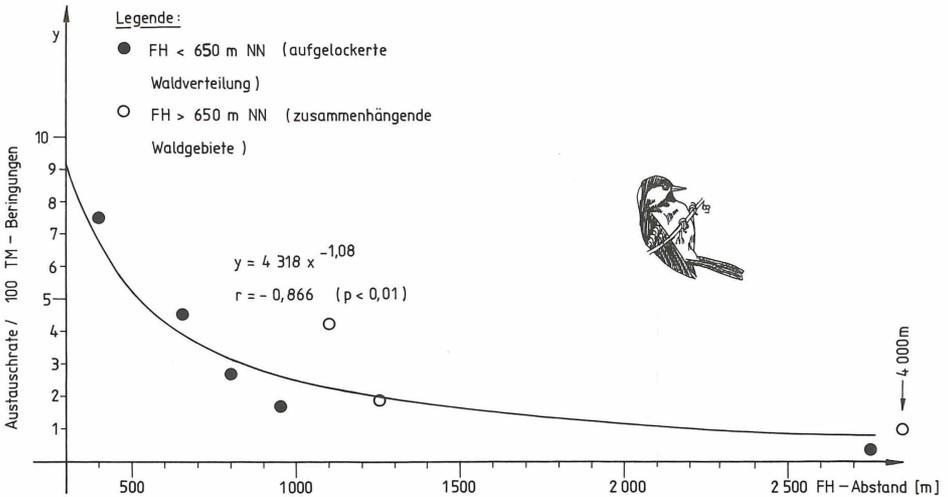


Abb. 41. Austauschrate von Futterhäuser besuchenden Tannenmeisen (TM) bei unterschiedlicher Entfernung der Futterhäuser (FH) zueinander.

ter 1974/75 dem zusammengefaßten Befund von 1986/87 und 1987/88 gegenübergestellt werden. Im erstgenannten Winter waren 89 verschiedene TM nachweisbar (Maximum zum Jahreswechsel mit 41 gleichzeitig am FH anwesende Individuen), während das gleiche FH 1986/87 noch 5, 1987/88 nur noch 2 TM besuchten. Nachfolgend die Zusammensetzung der beiden Stichproben hinsichtlich Zeitpunkt und Dauer des Aufenthaltes am FH sowie der Herkunft und Ortsbindung der einzelnen Vögel:

- A – Herbstgäste; nur über 3-6 Dekaden im Oktober/November nachweisbar, danach fehlend (Durchzügler?)
- B – Durchzügler; nur bis zu 2 Dekaden nachweisbare Kurzzeitgäste
- C – ständige FH-Besucher mit starker Ortsbindung
- D – Wintergäste; über 3-6 Dekaden nur im Dezember, Januar und Februar nachweisbar
- I – nachweisliche Brutvögel im Umfeld des FH
- II – regelmäßige Gäste des FH auch in einem davor/danach liegenden Winterhalbjahr
- III – geburtsortstreue Jungvögel
- IV – unregelmäßige Gäste des FH auch in einem davor/danach liegenden Winterhalbjahr
- V – Zuwanderer ohne Beleg für Herkunft und Verbleib, der nur in diesem Winter ein- oder zweimal festgestellten Kurzzeitgäste

Tab. 3. Zusammensetzung des Tannenmeisen-Bestandes nach Zeitpunkt und Dauer des Aufenthaltes (A-D) sowie nach Herkunft und Ortsbindung (I-V) als Besucher des Futterhauses »Schwalbner Flügel« (vgl. Kap. 6.4.1.3).

Kategorie	Winterhalbjahr 1974/75		Winterhalbjahre 1986/87 & 1987/88	
	Anzahl	%	Anzahl	%
A	11	12,4	1	14,3
B	36	40,4	2	28,6
C *	17	19,1	4	57,1
D *	25	28,1	—	—
	89	100,0	7	100,0
I *	12	13,5	1	14,3
II *	9	10,1	2	28,6
III *	2	2,3	—	—
IV *	9	10,1	—	—
V	57	64,0	4	57,1
	89	100,0	7	100,0

* — (vermutliche) Brutvögel im Einzugsgebiet des Futterhauses

Bewertet man die Ergebnisse der Tabelle 3 hinsichtlich Zeitpunkt der Besuche am FH und Dauer der Bindung an diesem (Kategorie A-D), so ist feststellbar, daß zum Ende des Untersuchungszeitraumes die Kategorie D (Wintergäste) völlig fehlte und der Anteil der Durchzügler (Kategorie B) von 40,4 auf 28,6% zurückging. Am FH hielten sich nun hauptsächlich Individuen mit starker Ortsbindung (Kategorie C) auf. Früher war der FH-Kontakt weniger eng; trotz des künstlichen Nahrungsangebotes verließen die TM das FH wieder, um durch die umliegenden Wälder zu streifen. Hinsichtlich der Herkunft (Kategorien I-V) steht den 36% TM der örtlichen Population im Winter 1974/75 der Wert 42,9% in den Winterhalbjahren 1986/87 und 1987/88 gegenüber. Es fehlen jetzt vor allem die unregelmäßigen Gäste (Kategorie IV). In den 1970er und auch in den 1980er Jahren war der Anteil Zuwanderer, für den weder Angaben nach Herkunft und Verbleib gemacht werden können (Kategorie V) hoch. Besonders für die 1970er Jahre bietet sich anhand der Beringungsergebnisse als Lösungsansatz die Einteilung des Umfeldes jedes FH in zwei Zonen an.

Nahes Einzugsgebiet:

Diejenigen TM, die hier im Zentrum ihres Aktionsraumes leben, ernähren sich im Winter hauptsächlich vom Futterangebot des FH (ständige Besucher mit starker Ortsbindung; Kategorie C) und brüten im nachfolgenden Frühjahr auch in dessen Nähe. Ein Einfluß des Futterangebotes im FH auf eine erhöhte Überlebensrate für diese TM ist denkbar, aber unbelegt.

Fernerer Einzugsgebiet:

Die hier lebenden TM berühren im Verlaufe ihrer Streifereien durch ein weites, aber durchaus begrenztes Gebiet gelegentlich das am Rande ihres Jahresaktionsraumes gelegene FH. Sie ernähren sich jedoch hauptsächlich vom natürlichen Nahrungsangebot einschließlich ihrer Vorräte (Vögel der Kategorien A, B und D). Auf die Überlebensrate hat das FH somit nur einen geringen Einfluß.

Legende:

- ① Standort und Nummer des Futterhauses (FH)
- Wiederfänge (WF) vom:
 - x = FH I
 - o = FH II
 - Δ = FH III
 - = FH IV
 am späteren / vorangegangenen Brutplatz

- Straßen
- ▨ Nistkastengebiete ohne WF an den FH I-IV
- nahes Einzugsgebiet eines FH
- - - - - ferneres Einzugsgebiet eines FH
- Wald
- ▤ Feldflur und Ortschaften
- ~ Flüsse, Bäche
- ▧ Wasserfläche

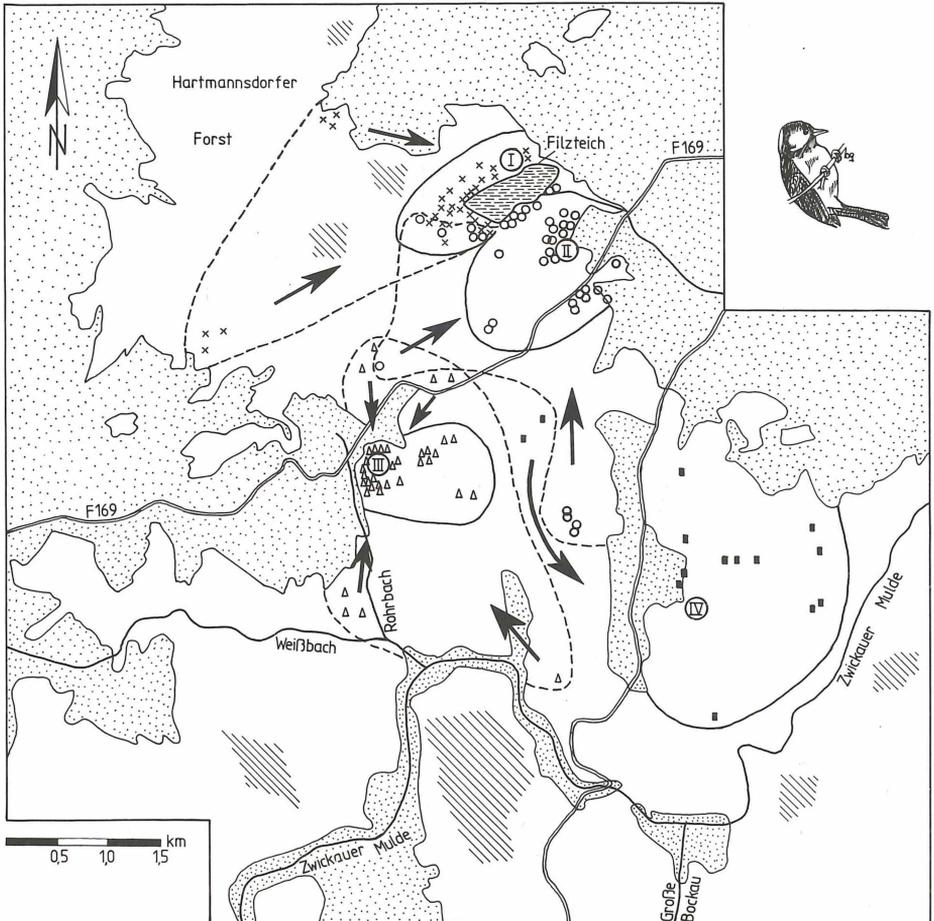


Abb. 42. Einzugsgebiete verschiedener Futterhäuser als »Jahresaktionsräume« der Tannenmeise im Hartmannsdorfer Forst.

Für ein Waldgebiet bei Schneeberg werden diese Beziehungen dargestellt (Abb. 42). Ausgangspunkt ist die Überlegung, daß das Gebiet zwischen FH und Brutplatz entfernungsmaßig das Minimum des Jahresaktionsraumes eines Individuums (home range) repräsentiert. Daraus läßt sich wiederum ableiten, daß sich das »nahe Einzugsgebiet« mit einem Radius von 1000 m und das »fernere Einzugsgebiet« mit einem Radius von 2000-3000 m umschreiben lassen (Max. 3500m; vgl. Anl. 6). Damit wird ein FH für Kleinvögel im Fichtenwald bezogen auf die TM auf kaum mehr als 300 ha Fläche wirksam.

Nach den Befunden am FH »Schwalbner Flügel« wurden TM, die nachweislich im Nahbereich (bis 1000 m) des FH brüteten, pro Winter und Individuum 4,6× kontrolliert, TM aus dem ferneren Einzugsgebiet nur 1,5× (Bsp. Anl. 6). Offenbar durchstreifen letztere in lockeren, gemischten Meisentrupps den Wald. Bei ihren pro Tag zurückgelegten 3-8 km Wegstrecke kommen sie gelegentlich (aber wohl nicht täglich) an das hier befindliche FH. Hauptnahrungsquelle dürfte das natürliche Futterangebot im schleifenförmig durchstreiften Gebiet sein (vgl. BREHME 1966, SCHÖNBORN 1985). KRÄTZIG (1939) begrenzt ein »Tagesrevier« auf 40 ha, wobei er annimmt, daß die Nahrungssuche täglich von einem Punkt – dem »Schlafplatz« – in verschiedene Richtungen ausgeht und hier wieder endet. Dies hätte zur Folge, daß jedes Teilrevier pro Winter etwa 60× durchstreift wird. Wintergoldhähnchen suchen ihr Überwinterungsrevier (2-6 ha) dagegen täglich nach einer festen Route ab (THALER 1973). Im Vergleich zur Brutzeit erweitert die TM infolge ihres winterlichen Schwarmverhaltens nunmehr den Aktionsraum auf etwa das 10fache. In den 1980er Jahren besuchten allerdings TM des ferneren Einzugsgebietes kaum noch die FH des UG.

Befunde dieser Art können von einem FH oberhalb 650 m üNN nicht vorgelegt werden, da hier weniger intensiv gefangen wurde. Für vergleichbare Zustände sprechen jedoch die nach der Fang-Wiederfang-Methode abgeschätzten Bestandsgrößen der TM am FH »Wilzschmühle« bei Carlsfeld (PETERSEN-Methode nach der Formel von CHAPMAN; zit. nach BAST 1986). Demnach suchten in den 1970er Jahren 60-70 TM das FH auf. In annähernd dieser Größenordnung bewegte sich der Bestand auch noch im Winter 1985/86, um dann schlagartig auf 15-20 Individuen abzufallen (Anl. 7). Obleich die größere Mobilität der TM in den kammnahen, zusammenhängenden Fichtenforsten durch WF (vgl. Abb. 41 & Anl. 5) belegt ist, wurde auch hier ein FH von nicht mehr Individuen als unterhalb 650 m üNN bei aufgelockerter Waldverbreitung genutzt. Hier wie dort kamen vor 1980 gelegentlich Rekordfänge von 40-50 TM in 2-3 Stunden vor. Danach fehlten solche im gesamten UG.

6.4.2 Haubenmeise (*Parus cristatus*)

6.4.2.1 Ortstreue der Jungvögel

Die 1325 im UG nestjung beringten HM (Anl. 3) erbrachten 8 WF in einem nachfolgenden Winter sowie 12 in einer nachfolgenden Brutsaison. Auch bei der HM unterscheiden sich die Ansiedlungsentfernungen (\bar{x}) beider Strichproben nicht

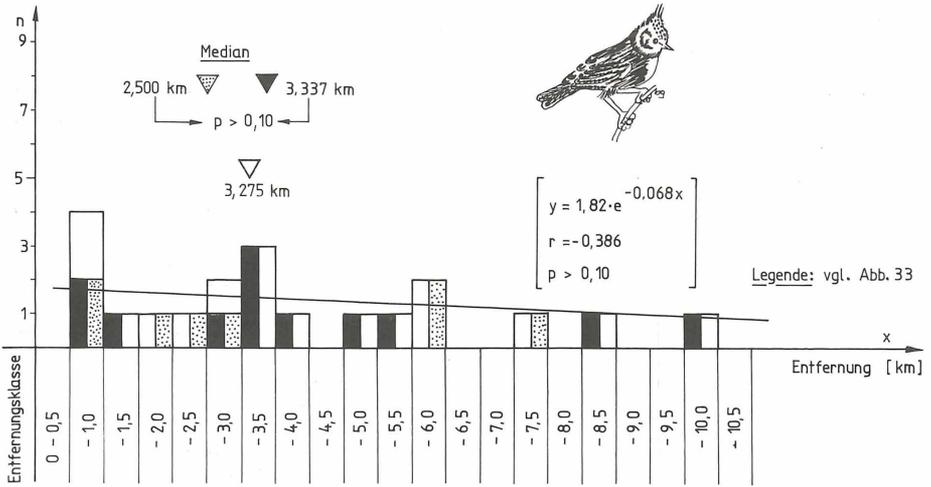


Abb. 43. Entfernungen zwischen Erbrütungsort von Haubenmeisen und den Orten von Winteraufenthalt bzw. Brutansiedlung.

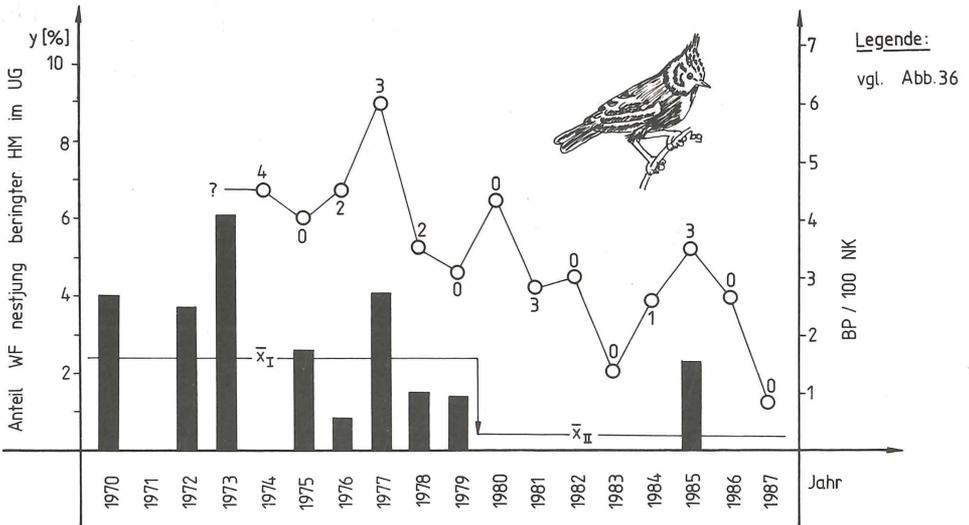


Abb. 44. Gegenüberstellung von Wiederfangrate nestjung beringter Haubenmeisen im Untersuchungsgebiet mit der Bestandsentwicklung der Art sowie der Fruktifikation der Fichte.

signifikant (U-Test). Für die Gesamtzahl der WF ($n=20$) beträgt $\bar{x}=3,275$ km (Min. 700 m, Max. 10 km) und ist damit größer als der Wert für die TM (Abb. 43, 33). Auch der kleinere »Gebietstreue-Koeffizient« c spricht für eine weiter reichende Ansiedlerstreuung bei der HM. Allerdings ist die zugrundeliegende Exponentialgleichung statistisch nicht gesichert. Aufgrund des geringen Materialumfanges sind auch vergleichende Betrachtungen zwischen beiden Geschlechtern nicht möglich. Die maximalen Dismigrations-Entfernungen betragen 7,5-10 km (Anl. 4: Nr. 26-28), wobei eine klare Richtungsorientierung fehlt (Abb. 35; keine Funde außerhalb des UG; ebenso bei WINKEL & WINKEL 1988).

Auch bei der HM ging in den letzten Jahren der Anteil der im UG wiedererlangten, nestjung beringten Vögel stark zurück (Abb. 44). Von 1970-79 betrug die mittlere WF-Rate bezogen auf die Gesamtzahl der Nestlingsberingungen 2,4%, in den Jahren 1980-87 nur noch 0,35% (vgl. Kap. 7.1.2).

6.4.2.2 Paarzusammenhalt und Brutortstreue der Altvögel

6.4.2.2.1 Partnerbindung und Brutortstreue innerhalb einer Brutsaison

Bei den 6 durch Beringung belegten Fällen von zwei Jahresbruten wurde wie bei der TM eine ausgeprägte Brutortstreue festgestellt (MÖCKEL 1990b). Die Entfernungen zwischen den beiden Brutplätzen variieren zwischen 0 ($1 \times = 16,7\%$) und 300 m ($\bar{x}=123$ m). Partnerwechsel konnte in keinem Falle festgestellt werden.

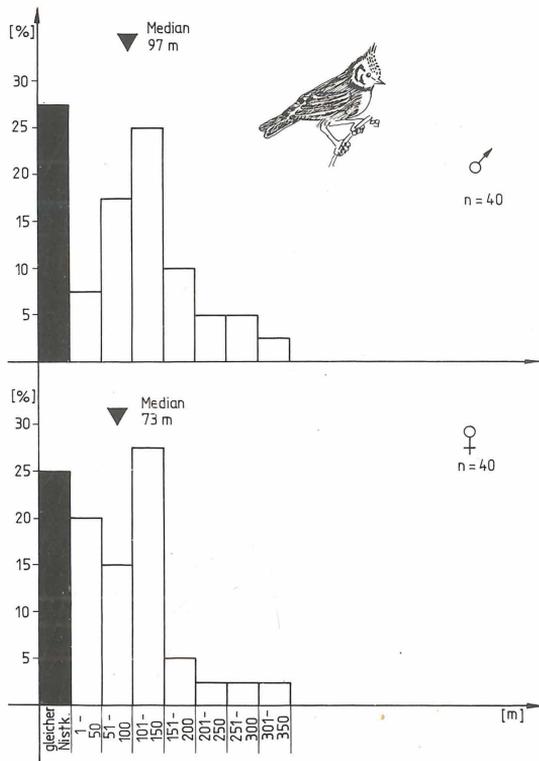


Abb. 45. Einstufung brutortstreuer Haubenmeisen nach der in aufeinanderfolgenden Jahren zwischen den Bruthöhlen liegenden Entfernung.

6.4.2.2 Partnerbindung und Brutortstreue von einem Jahr zum anderen

Die HM erwies sich (wie die TM) als ausgesprochen brutortstreuer (Abb. 45). Der Median liegt bei 90 m (n=80), wobei sich die Werte für ♂ (\bar{x} =97 m, n=40) und ♀ (\bar{x} =73 m, n=40) nur geringfügig (nicht signifikant) unterscheiden. Das Maximum beträgt für beide Geschlechter 350 m, allerdings führt VIRTANEN (1986) sogar einen Brutortswchsel über 1,0 km an. Auch bei der HM ist damit die Brutortstreue wesentlich größer als die Geburtsortstreue (vgl. Kap. 6.4.2.1). Etwa 1/4 aller BP brütet im Folgejahr wieder in der vorjährigen Bruthöhle, soweit diese noch bewohnbar ist. Bei der TM ist es nur etwa 1/5 der BP, aber dafür ist bei ihr der Median der Entfernung mit \bar{x} =50 m kleiner.

Im Vergleich zur TM ist der Anteil geburtsortstreuer Vögel an der Gesamtpopulation geringer (TM: \bar{x} =6,8%; HM: \bar{x} =1,6%), während andererseits der Anteil brutortstreuer Vögel (TM: \bar{x} =26,7%; HM: \bar{x} =31,5%) etwas höher ist. Der letzte Wert schwankt beträchtlich (10,0-66,7%; Abb. 46), wobei jedoch der geringe Materialumfang die Aussagekraft in einigen Jahren einschränkt. Werte über 50% müssen als unsicher gelten. Klare Trends können für den Untersuchungszeitraum nicht auszuweisen werden. Allerdings ging der Anteil geburtsortstreuer HM von 2,5 (1974-80) auf 0,5% (1981-87) zurück (vgl. Kap. 6.4.1.1), während der Anteil brutortstreuer Individuen mit 35,2 bzw. 35,6% gleich blieb.

Die Partnertreue ist auch bei der HM sehr groß. Auf 21 Fälle festen Paarzusammenhaltes über 2 bis 4 Jahre kommt nur ein Partnerwechsel (4,5%). Hierbei brütete das ♂ mit neuem ♀ 40 m, das ♀ mit neuem ♂ aber 125 m vom vorjährigen Brutplatz entfernt (Tab. 2).

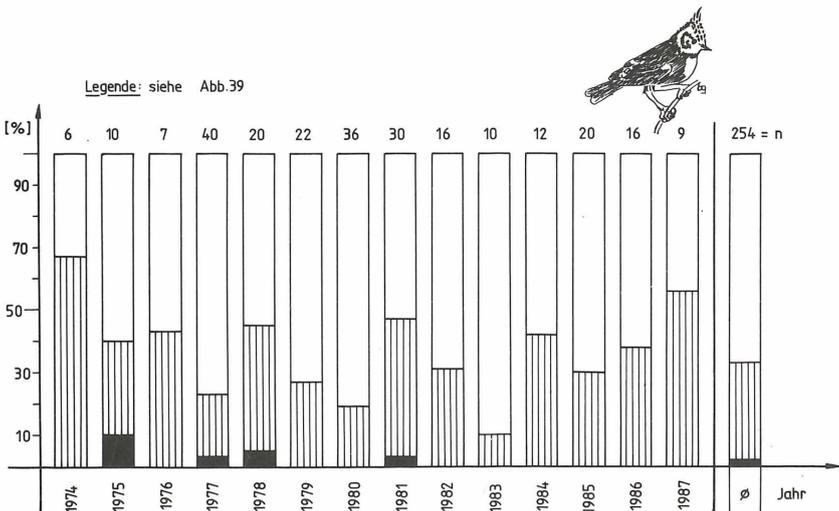


Abb. 46. Anteile geburtsortstreuer, brutortstreuer sowie Individuen unbekannter Herkunft in der Brutpopulation der Haubenmeise.

6.4.2.3 Jahresaktionsraum

Beim mehrjährigen, kontinuierlichen Fang an den FH »Lärchenflügel« und »Schwalbner Flügel« von Oktober bis März wurden die meisten unberingten HM (36,4%) im Oktober festgestellt. Dies ist das Ergebnis der offenbar gleich nach der Brutzeit einsetzenden Dismigration diesjähriger HM (BARDIN 1983). Auch eine am 14. 8. 1981 inmitten von Johannegeorgenstadt abseits vom Wald gefangene HM deutet dies an. Ende Oktober ist der Austausch innerhalb der Population jedoch noch nicht abgeschlossen. Unberingte HM wurden vereinzelt bis Anfang April festgestellt (kleinere Höhepunkte im Dezember und Februar; Abb. 47). Der Austausch innerhalb der HM-Population war im Winter aber merklich abgeflaut.

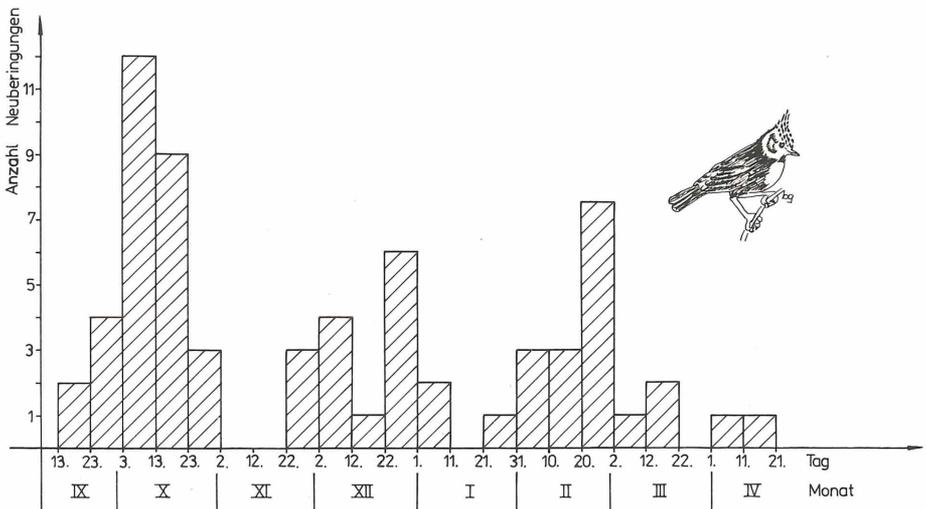


Abb. 47. Neuberingungen von Haubenmeisen an den kontinuierlich befangenen Futterhäusern »Schwalbner Flügel« und »Lärchenflügel«.

Jeweils 1-3 (ausnahmsweise 4) HM-»Paare« bezogen im UG ein FH in ihre »kleblattartig« angeordneten Winterreviere ein. Zur gleichen Feststellung gelangten KÖCHER & KOPSC (1982), und auch Sumpf- und Weidenmeisen (*Parus palustris*, *P. montanus*) zeigen das gleiche Verhaltensmuster (LÖHRL 1950, 1982). Inwiefern sich hierbei bereits Paare (♂ & ♀) oder gelegentlich auch nur zwei gleichgeschlechtliche Tiere zusammentun (für Sumpfmeise: LÖHRL 1950), wurde nicht geprüft. Versuche, durch Fänge mit dem Japannetz die Ausdehnung dieser Winterreviere zu ermitteln, erbrachten im UG Nachweise für folgende Entfernungen um das jeweilige FH: 150 m (3×), 250 m (2×), 300 m und 400 m. Zwei FH im Abstand von 180 m wurden von den HM wechselweise besucht.

Die HM erwiesen sich damit als sehr reviertreu und brüteten dann auch in diesem Gebiet. Die festgestellten Entfernungen zwischen FH (Winterrevier) und dem späteren Brutplatz (Brutrevier) beliefen sich auf 2× 20 m, 50 m, 80 m, 2× 90 m, 110

m, 130 m, 140 m, 150 m, 170 m, 340 m und 500 m ($\bar{x}=145$ m; $n=13$). HM-Paare, welche zwei Jahre nur 550 m bzw. drei Jahre 750 m von einem FH entfernt gebrütet hatten, besuchten nicht einmal die Fütterung.

Damit reicht die Ausstrahlung eines FH auf den lokalen HM-Bestand kaum weiter als über eine Entfernung von 300 m (max. 500 m). Diese Feststellung deckt sich mit den Befunden von BARDIN (1983), wonach die meisten HM ganzjährig als Paar ein Revier von 6-11 ha Größe bewohnen. Daneben soll es nichtterritoriale Vögel geben, die (meist in Zweiergemeinschaft) als Populationsreserve in den Randbereichen von Standpaar-Revieren leben, jedoch eine geringere Ortsbindung haben. Es wird deshalb vermutet, daß die im Laufe eines Winters immer wieder auftretenden, unberingten HM zu dieser Populationsreserve gehören.

6.5 Invasionen östlicher Tannenmeisen

6.5.1 Fangzahlen der Beringungsstation Brünlos

Anfang Oktober 1974 entdeckten G. SILBERMANN und Mitarbeiter ein für den Fang durchziehender TM günstiges Feldgehölz (Kap. 5.3). Am Bestandsrand (Fichtenkultur zu jungem Fichtenstangenholz) errichteten sie quer zur Zugrichtung eine Netzsperre. Von diesem Zeitpunkt an fingen sie hier jährlich im Herbst durchziehende TM (Anl. 8) und Wintergoldhähnchen.

Von den an einem guten Zugtag durchziehenden 4000-5000 TM (geschätzt) wurde allerdings nur ein Bruchteil gefangen. Bezogen auf den Vergleichswert »mittlere Zahl gefangener TM pro TM-Fangtag« ergibt sich jedoch ein brauchbares Bild für die von Jahr zu Jahr wechselnde Intensität des Durchzuges östlicher TM (Abb. 48).

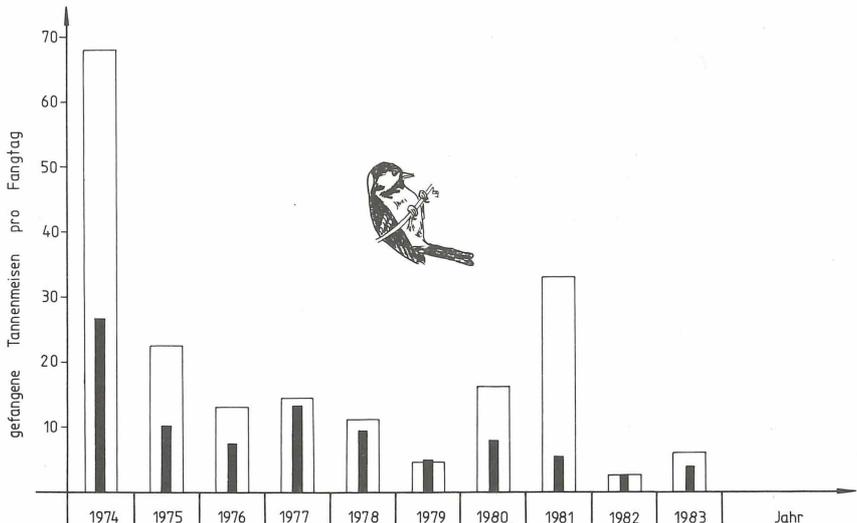


Abb. 48. Mittlere Zahl gefangener Tannenmeisen pro Fangtag (leere Säulen) sowie des Wintergoldhähnchens (schwarze Säulen) bei Brünlos.

Demnach fand 1974 eine sehr starke Invasion statt, der erst nach 7 Jahren (1981) wieder ein großer Einflug folgte. Daß dieser nur etwa halb so intensiv wie 1974 war, wird bezweifelt, da inzwischen die Fichten hochgewachsen waren, wodurch sich die Fangchancen verschlechtert hatten. Hauptsächlich aus diesem Grunde wurde der Fang 1984 eingestellt. Das zum Vergleich in Abbildung 48 eingezeichnete Fangergebnis beim Wintergoldhähnchen zeigt, daß die Zugintensität bei diesem Zugvogel (THALER 1990) von Jahr zu Jahr weniger schwankt. Dies wird als Hinweis gewertet, daß die Fangzahlen den Durchzug der TM etwa real widerspiegeln. Der TM-Durchzug setzte Anfang September, ausnahmsweise (1981) bereits Ende August ein (vgl. WINKLER 1974, JENNI 1984) und vollzog sich in mehreren Wellen. Besonders starker Zug erfolgte vor herannahenden Schlechtwetterfronten, während ruhige, sonnige Herbsttage die schlechtesten Zug- und damit auch Fangtage waren. Der Durchzug war immer gegen Ende Oktober beendet (Abb. 49). Die Herkunft der TM aus Osteuropa ist zweimal belegt (Anl. 4: Nr. 2 & 3), während andererseits keine WF vorliegen, die über den Verbleib der beringten Durchzügler Auskunft geben.

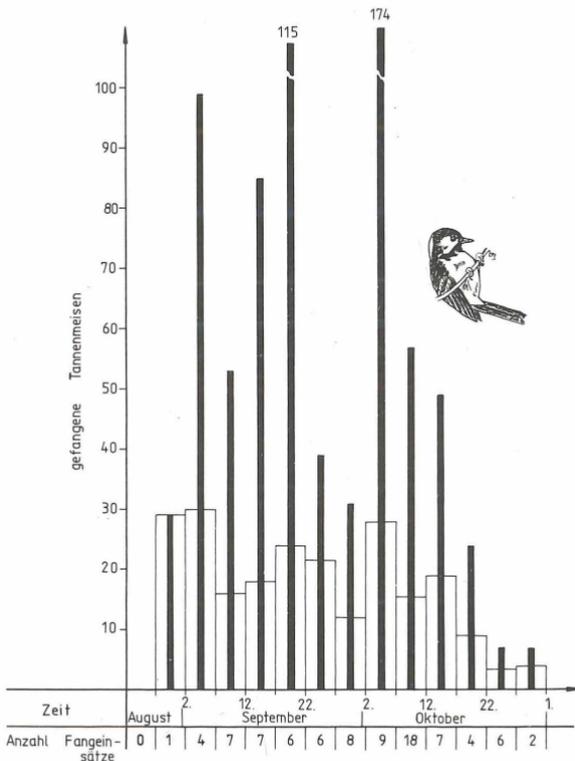


Abb. 49. Phänologie des Durchzuges östlicher Tannenmeisen (TM) bei Brünlos 1974-83 (weiße Säulen: mittlere Zahl gefangener TM pro Pentade; schwarze Säulen: höchstes Tagesfangergebnis der Pentade).

6.5.2 Durchzugsdaten aus dem Raum Bad Elster

Auch hier unterlag der Durchzug der TM von Jahr zu Jahr starken Schwankungen (Abb. 50). Als Invasionsjahre heben sich heraus: 1972, 1974, 1981 und 1983. Eine tendenzielle Veränderung der Einflugstärke östlicher TM über den Gesamtzeitraum von 17 Jahren ist nicht zu belegen, da aufgrund der wenig standardisierten Erfassungsmethode die absolute Höhe der Säulen auch von subjektiven Faktoren beeinflusst wird. Auf stärkere Invasionen in den 1980er Jahren kann somit nicht geschlossen werden.

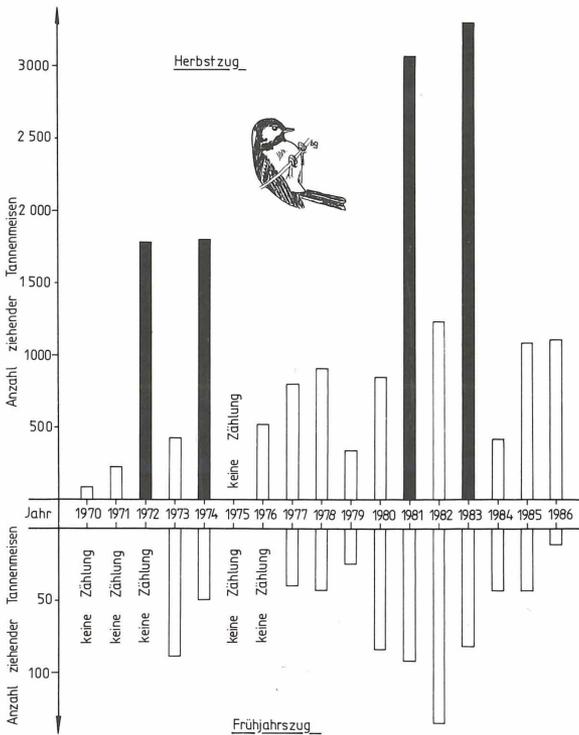


Abb. 50. Durchzug der Tannenmeise im Herbst und Frühjahr über das obere Vogtland (nach Zählungen von M. KÜNZEL/Zwota; man beachte die unterschiedlichen Maßstäbe!).

Im Raum Bad Elster wurden im Frühjahr die ersten ziehenden TM im Mittel am 20. 3. (± 6 Tage; $n=11$) registriert, die letzten am 18. 4. (± 7 Tage; vgl. GATTER 1977, GNIELKA 1983). Der Median fällt auf den 7. April (Abb. 51). Im Herbst entspricht das phänologische Bild weitestgehend den bei Brünlos festgestellten Verhältnissen. Der Einflug begann im Mittel am 7. 8. (± 21 Tage; $n=16$), erreichte seinen Höhepunkt Ende September/Anfang Oktober (Abb. 52) und endete am 7. 11. (± 17 Tage). Der Median fällt auf den 22. September (Col de Bretolet/Schweizer Alpen 2. 10., JENNI 1984; Bodensee 6. 10., OAG Bodensee 1983). Meist flogen die TM in Verbänden von 10-25 Individuen, nur im Herbst von Invasionsjahren in Trupps bis zu 60 Vögel. Der stärkste Schwarm wurde am 23. 9. 1981 mit ca. 260 Individuen beobachtet.

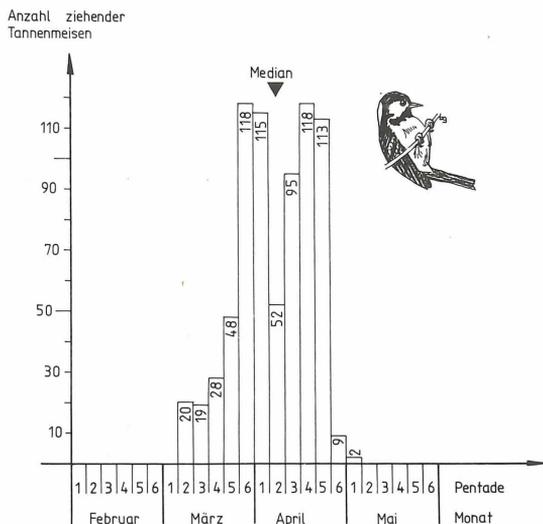


Abb. 51. Phänologie des Rückzuges der Tannenmeise im Frühjahr nach Beobachtungsdaten im Raum Bad Elster (1973-86, außer 1975 und 1976).

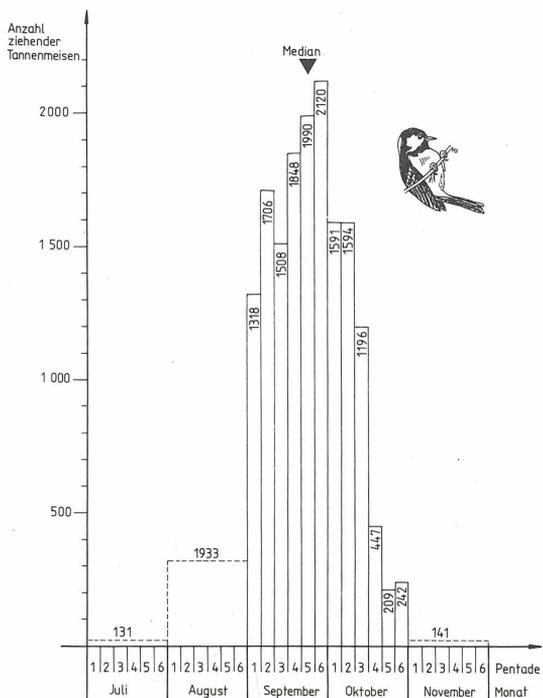


Abb. 52. Phänologie des Durchzuges der Tannenmeise im Herbst nach Beobachtungsdaten aus dem Raum Bad Elster (1970-86, außer 1975).

Berücksichtigt man die jeweils letzten 12 gezählten Jahre (Frühjahr: 1973-86 außer 1975 und 1976; Herbst: 1974-86 außer 1975), so wurden im Herbst in der Summe 15440 ziehende TM erfaßt, im Frühjahr beim Rückzug nur 737 (4,8%). Die Differenz liefert einen Anhaltspunkt über die Höhe der Verluste auf dem Herbstzug sowie im Überwinterungsgebiet (etwa 95%). Legt man die von GATTER (1977) auf der Schwäbischen Alb von 1970 bis 1975 ermittelten Zahlen zugrunde, erhält man genau das gleiche Verhältnis (Herbst: 20920 Individuen, Frühjahr: 1015=4,9%).

6.5.3 Überregionaler Vergleich und mögliche Auswirkungen auf die Bestandsdichte der Tannenmeise im Westerzgebirge

Nach den Befunden von Brünlos und Bad Elster erfolgte sehr starker TM-Herbstdurchzug (=Invasion) in den Jahren 1972, 1974, 1981 und 1983. Zwischeninvasionen, d.h. gerichtete Wanderungen mittlerer Stärke von Teilpopulationen, deuten sich in den Jahren 1975, 1977, 1978, 1980, 1982, 1985 und 1986 an, lassen sich aber viel schlechter vom »normalen« Durchzug abgrenzen. Weiterhin ist feldornithologisch eine Invasion für den Herbst 1969 belegt (MÖCKEL i. Dr. b), welche seinerzeit auch die Schwäbische Alb und den Alpenraum, aber nicht das nördliche Mitteleuropa erfaßte (LÖHRL 1974). Überdurchschnittlicher Rückzug erfolgte insbesondere im Frühjahr 1973 und 1982. Allerdings waren in jedem Herbst und Frühjahr durchziehende TM feststellbar, so daß diese Art im UG zu den regelmäßigen Durchzügen gezählt werden kann.

Invasionen betreffen nicht jedes Jahr gleichmäßig alle Teile Europas (LÖHRL 1974). Die Befunde der Jahre 1972 und 1974 aus dem UG finden in der Literatur vielfache Bestätigung und betrafen den Norden und Süden Mitteleuropas gleichermaßen (Abb. 53). Für 1972 gibt es jedoch keinen Beleg, daß die Invasion ihren Ursprung im Baltikum oder noch weiter im Nordosten Europas gehabt hätte. Offenbar stammten die TM aus Polen oder Belorußland, so daß sowohl Mecklenburg (HOLZ in KLAFS & STÜBS 1987) als auch der mitteldeutsche Raum erfaßt wurde (RYSSEL & SCHWARZ 1981, eigene Daten). Die Vögel zogen dann durch SW-Deutschland (GATTER 1977, OAG Bodensee 1983) bis in die Schweiz (WINKLER 1974). Von hier aus verteilten sie sich vom Südrand der Alpen bis an die Mittelmeerküste und in den Apennin (SCHERRER 1972).

Die ausgesprochen starke Invasion 1974 erreichte dagegen die Alpen nicht. Sie hatte ihren Ursprung in Finnland und im Baltikum (BUSSE 1978, 1985, ZINK 1981) und erfaßte nahezu das gesamte Mitteleuropa (EMDE 1976, GATTER 1977, GNIELKA 1977, 1983, RYSSEL & SCHWARZ 1981, OAG Bodensee 1983, HOLZ in KLAFS & STÜBS 1987, eigene Daten). Die TM blieben nördlich der Alpen, und einzelne dürften über die Pyrenäen Spanien erreicht haben. Im Zuge solcher außergewöhnlich starken, großräumigen Einflüge können die Brutgebiete in Osteuropa fast völlig geräumt werden (NIETHAMMER 1937) und sich die Schwärme während des Zuges durch Mitreißen von Artgenossen im Durchzugsgebiet weiter auffüllen (WINKLER 1974). Der weiteste Fund des Jahres 1974 betraf eine niedersächsische TM, welche sich offenbar den aus Osten kommenden Vögeln anschloß und bis Marokko zog (BERNDT & JÜRGENS 1977).

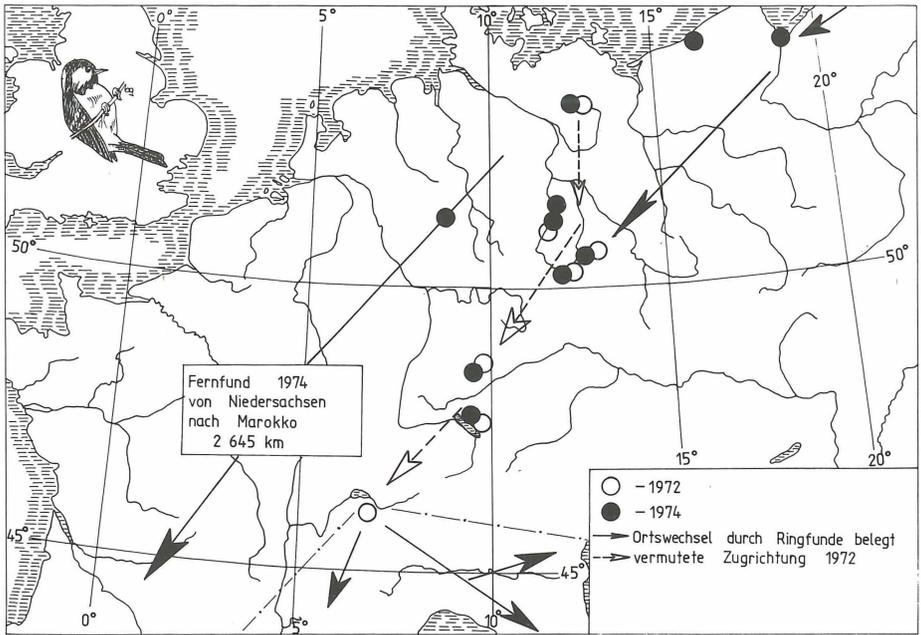


Abb. 53. Großräumige Tannenmeisen-Invasionen im Herbst 1972 und 1974 in Mitteleuropa.

In anderen Jahren kann der TM-Durchzug nur relativ kleine Gebiete erfassen. Als Beispiele für solche Zwischeninvasionen werden die Jahre 1977, 1978, 1980 und 1982 besprochen (Abb. 54). Dabei wurde 1977 nur im Norden Deutschlands verstärkter Durchzug registriert (MEINEKE 1978 & brfl., HOLZ in KLAFS & STÜBS 1987), während die Zwischeninvasion 1978 nur den Süden erfaßt (HANDKE 1980, KÖCHER & KOPSCH 1983, OAG Bodensee 1983). Letztere führte die TM-Scharen wie 1972 über die Alpen (WINKLER 1980). Eine TM aus dem UG zog bis in die Pyrenäen (Anl. 4: Nr. 12). Dagegen verblieben die TM in den Jahren 1980 und 1982 im nördlichen Mitteleuropa. Ein Fernfund aus dem UG reicht bis nach Belgien (Nr. 15). Die anderen Notierungen dieser Zwischeninvasionen liegen alle weiter östlich (z.B. BOGON et al. 1983, FELLEBERG 1983, KÖCHER & KOPSCH 1983, HOLZ in KLAFS & STÜBS 1987, MELCHIOR et al. 1987).

Stärkerer Durchzug von TM wurde in Mitteleuropa außerdem noch 1981, 1983 und 1985 festgestellt (FELLEBERG 1982, 1985, KÖCHER & KOPSCH 1983, GOMPEL 1985, MARSH 1985, MOUTON 1986, HELBIG & LASKE 1986, GATTER brfl., KNÖTZSCH brfl., WINKLER brfl.). Sie alle erfaßten das südliche Mitteleuropa stärker als den Norden und hatten ihren Ursprung wohl auch weniger weit im Osten als der Massenzug im Herbst 1974.

Auffälliger Rückzug im April fand in der Literatur seinen Niederschlag vor allem im Jahre 1975 (GATTER 1977, OAG Bodensee 1983) nach der starken Invasion vom Herbst 1974. Trotzdem dürfte der jährliche Rückzug eines Teils der Invasoren (ZINK 1981) nicht ohne Einfluß auf die Populationsdynamik der TM in Mitteleuropa sein.

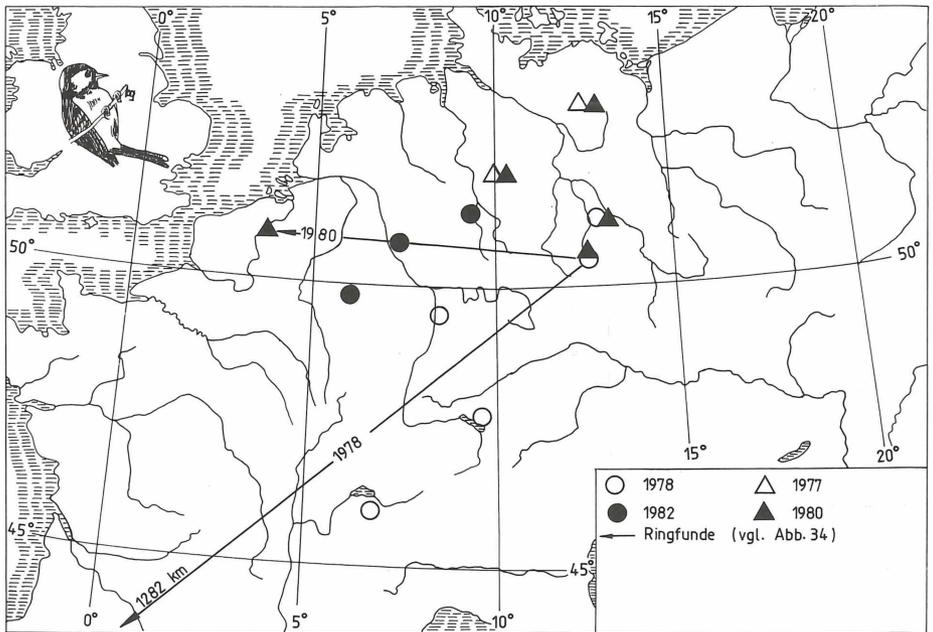


Abb. 54. Tannenmeisen-Invasionen in Teilgebieten Europas 1977, 1978, 1980 und 1982.

So berichtete WEBER (in KLAFFS & STÜBS 1979), daß im Herbst 1972 aus der Sowjetunion und Polen eingeflogene TM z.T. in Serrahn (Mecklenburg) überwinterten. Am Bodensee stellte man nach Invasionen im folgenden Jahr einen erhöhten Brutbestand fest und erklärt dies mit der Besiedlung suboptimaler Lebensräume durch zugezogene TM (OAG Bodensee 1983).

Durch GATTER (1977) wurde der verspätete Heimzug auch als Regulationsmechanismus bei dichteabhängigen Invasionen für TM und Eichelhäher (*Garrulus glandarius*) beschrieben. Betrachten wir in diesem Zusammenhang die Bestandsentwicklung der TM im UG (Abb. 36), so war eine Erhöhung des Brutbestandes nach den Invasionsjahren 1974, 1981 und 1983 nicht festzustellen. Dagegen ist der gute NK-Besatz 1980 nach einem Bestandstief der Art im Winter 1979/80 (MÖCKEL i. Dr. a) nur durch späten Rück- bzw. Zuzug erklärbar. Die hohe Zahl registrierter Rückzieher 1980 im Raum Bad Elster (Abb. 50) stützt diese Annahme, aber auch Befunde an Kohlmeisen, die in jedem Jahr z.T. erst zu Beginn der Brutsaison erscheinen und dann unweit des letzten Fangortes brüten (SCHMIDT 1983). Auch der WF einer in der Niederlande beringten TM erlaubt diesbezügliche Schlüsse, bezieht sich allerdings auf das Jahr 1982 (Anl. 4: Nr. 1). Bekräftigt wird dies durch den gerade im Frühjahr 1982 besonders starken TM-Durchzug (Abb. 50).

Demgegenüber spricht ein weiterer WF (Anl. 4: Nr. 15) für die Möglichkeit, daß auch im Invasions-Zielgebiet gebrütet werden kann. Da überwiegend diesjährige TM

emigrieren (WINKLER 1974, 1980), ist wahrscheinlich, daß diese TM bereits im Geburtsjahr das UG verließ und sich in Belgien ansiedelte. Das frühe Funddatum bekräftigt diese Annahme. Somit könnten die z.T. andernorts festgestellten Einflüge von TM auch mit durch Vögel aus dem Westerzgebirge hervorgerufen worden sein. Dies führt dann zur Bestandsreduzierung im Folgejahr. So löst offenbar eine hohe Siedlungsdichte (meist in Verbindung mit einer Fehlmat der Fichte) die Emigration eines Großteils des einheimischen TM-Nachwuchses des jeweiligen Jahres aus (Abb. 36; vgl. LÖHRL 1974).

6.6. Mortalität

Neben der Fertilität (Kap. 6.3) sind die Mortalität und die daraus abgeleiteten Werte Durchschnittsalter, Lebenserwartung und Altersstruktur wichtige populationsdynamische Parameter. Die angewandten Berechnungsverfahren basieren auf der von LESLIE & CHITTY (1951) vorgestellten Fang-Wiederfang-Methode (Rechneschritte analog STEIN 1986). Die Ausgangswerte und die daraus resultierenden Primärdaten sind in den Anlagen 9-11 zusammengestellt.

Das Modell von LESLIE & CHITTY (1951) setzt Bedingungen voraus, die bei der Untersuchung von Vogelpopulationen als offenem System mit ständig möglichem Zuzug oder auch Fernbleiben eines Teils des örtlichen Bestandes nicht alle voll erfüllt werden. Die errechneten Mortalitäten weisen deshalb oft einen weiten Konfidenzbereich auf. Die Gegenüberstellung der Werte beider Meisenarten sowie das Herausstellen von Differenzen beim Vergleich verschiedener Zeiträume ist jedoch möglich.

In die Berechnungen gingen nur mindestens 6jährige Fangserien an einem Ort ein. Dieser Bedingung einer über mehrere Jahre reichenden, kontinuierlichen Fangtätigkeit entsprach nur ein ausreichend großes NK-Revier (»Gerstenberg«), aber mehrere FH. Bei letzteren wurden die Befunde des Winterhalbjahres 1987/88 nicht mehr berücksichtigt, da die Anzahl gefangener Vögel (Bestandsrückgang, extrem milde Witterung) sehr gering war. Die Altvogelmortalität wurde für beide Arten als altersunabhängig angenommen.

6.6.1 Tannenmeise (*Parus ater*)

6.6.1.1 Altvogelmortalität

Legt man den Berechnungen Winterfänge an den im UG betreuten FH zugrunde, so ergeben sich Mortalitäten zwischen $m_A=0,36$ (FH »Zschorlau«; Winter 1970/71-1978/79) und $m_A=0,65$ (FH »Schwalbner Flügel«; Winter 1980/81-1986/87). Befunde an Kohlmeisen in Niedersachsen liegen gleichfalls in dieser Größenordnung (0,57 ... 0,59; WINKEL & FRANTZEN 1989). Trägt man die einzelnen Ergebnisse (Anl. 9) für die TM des UG zeitgerecht in ein Diagramm ein (Abb. 55), ist eine Zunahme von m_A im Untersuchungszeitraum erkennbar.

Die beiden Randwerte des WF-Anteils am Gesamtfang deuten mit 16,2 bzw. 30,4% gleichfalls eine Zunahme an. Die dazwischen liegenden Angaben (22,0-24,2%) weisen jedoch keinen Trend aus. So verbleibt letztlich nur die Zunahme der Alt-

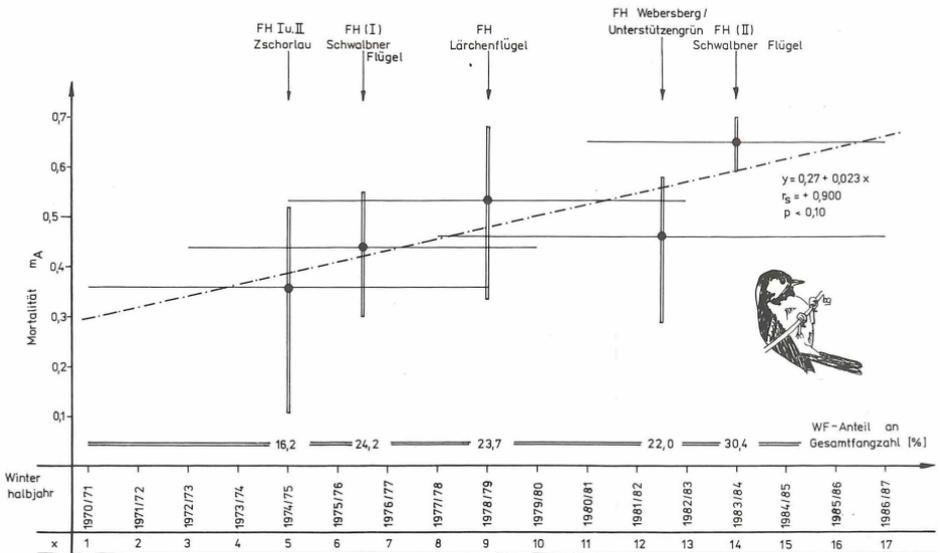


Abb. 55. Entwicklung der Altvogel-Mortalität der Tannenmeise nach Winterfängen an Futterhäusern von 1970-87 (dünne waagerechte Linie=Berechnungszeitraum; Punkt=x; senkrechte Doppellinie=s; Strich-Punkt-Linie=Regressionsgerade).

vogelmortalität m_A von 0,40 in den 1970er auf 0,58 in den 1980er Jahren, wobei sich diese Aussage zunächst auf den Winterbestand an den kontinuierlich beschickten FH bezieht. Legt man Brutzeitfänge zugrunde (Anl. 9), wurde für den Gesamtzeitraum $m_A=0,70$ ermittelt. Vergleicht man wiederum beide Teilzeiträume, wird auch hier eine Zunahme der Mortalität deutlich.

Zeitraum	m_A	Anteil WF am Gesamtfang
1976 – 1981	0,61	28,3 %
1982 – 1987	0,74	16,7 %

Das Ergebnis 1982-87 konnte statistisch nicht gesichert werden, was auf den allgemeinen Rückgang der TM im Westerzgebirge (vgl. Kap. 6.1.1) und somit letztlich auf den zu geringen Materialumfang und einem Fehlen der Klasse WF₄ zurückzuführen ist. Dies spricht aber wiederum für eine höhere Mortalität ab 1982.

Welche Faktoren diese höhere Mortalität auslösten, ist zunächst zweitrangig. Da eine Zunahme potentieller Prädatoren im UG nicht feststellbar war, kann dafür nur eine höhere Verlustrate infolge von Habitatmängeln verantwortlich gemacht werden. Mögliche Erklärungen wären z.B. Nahrungsmangel oder größere Verluste infolge fehlender Deckung (Nadelverluste) durch Feinde oder auch in Schlechtwetterperioden (vgl. ZANG 1990).

Die größeren m_A -Werte nach Brutzeitfängen gegenüber den Winterdaten (+ 0,16 ... 0,21) könnten auf zwei Ursachen zurückgehen:

1. Im Winter ist die Jugendmortalität noch nicht abgeschlossen; in strengen Wintern kann der Verlust nach dem Jahreswechsel noch beachtlich sein (z.B. HILDEN & KOSKIMIES 1969, WINKEL 1981a).
2. Auf dem Gerstenberg wurde kein FH unterhalten; Auswirkungen hinsichtlich veränderter Altvogelmortalität infolge fehlender Zufütterung können nicht ausgeschlossen werden.

Der Versuch, die Mortalität anhand weiterer NK-Linien zu berechnen, erbrachte kein befriedigendes Ergebnis, da die unter gleichen äußeren Bedingungen gewonnenen Materialumfänge jeweils zu klein waren. Ein sich bereits abzeichnender Trend konnte jedoch bestätigt werden: die Abnahme des WF-Anteils bei Brutvögeln in den 1980er Jahren. Dazu wurden die Fangresultate der NK-Linie »Filtztech« ausgewertet. Sie bestand von 1972-78 (7 Jahre) am gleichen Ort (F_1) und mußte dann (jeweils 50 NK) um etwa 1600 m verlagert werden (F_2). Hier stand sie — bei gleicher Höhenlage und ähnlicher Waldstruktur — weitere 9 Jahre (1979-87) unter Kontrolle, ohne daß TM dieser Umlagerung gefolgt wären. Die somit zugrundeliegenden getrennten, aber vergleichbaren Stichproben erbrachten folgende WF-Anteile am Gesamtfang:

F_1 (1972-78): 57 EF und 26 WF = WF-Anteil 31,3%

F_2 (1979-87): 46 EF und 11 WF = WF-Anteil 19,3%

Die Differenz von -12,0% (NK-Linie »Gerstenberg« -11,6%) dürfte kein Zufall sein, zumal WINKEL (1984) im Emsland mit einer WF-Rate von 43,3% bei einem geringfügig zunehmenden TM-Bestand (WINKEL & WINKEL 1985) einen deutlich höheren Wert auswies. Auch bei ihm waren Jahre nach starken Bestandseinbußen durch niedrigere WF-Raten gekennzeichnet.

Weiterhin wurde die Mortalität von ♂ und ♀ getrennt berechnet (Zeitraum 1976-87=12 Jahre; Daten der NK-Linie »Gerstenberg«). Für TM-♂ ergab die Berechnung $m_A=0,65$, für TM-♀ $m_A=0,74$ (Anl. 9). Obwohl beiden Teilgrößen fast übereinstimmende Stichprobenumfänge (EF, WF) zugrundeliegen, läßt sich das Ergebnis bei den ♀ statistisch nicht sichern. Dies geht auf das Fehlen älterer WF (WF_4 fehlen bei ♀ ganz, geringerer Anteil WF_3 als bei ♂) und der dadurch hohen Sicherheitsschwelle beim t-Test zurück. Trotzdem ist wahrscheinlich die Mortalität der ♀ höher als die der ♂ (vgl. Höchstalter; Kap. 6.6.1.2).

6.6.1.2 Altersstruktur

In der Abbildung 56 wird für den Gesamtzeitraum die zeitliche Reduktion (Diagramm) bzw. die altersmäßige Zusammensetzung (Tabelle) des TM-Bestandes getrennt für Winter- und Brutpopulation ausgewiesen. Hierbei wird das für Kleinvögel typische Überwiegen der Altersklasse AK 1 deutlich, während die Anteile der AK 2 und älter von 33,0 im Winter auf 35,9% zur Brutzeit zunehmen. Dies dürfte auf die im Winter noch nicht abgeschlossene Jugendmortalität zurückzuführen sein, d.h. die Verluste im auslaufenden Winter bzw. Vorfrühling betreffen Jungweisen anteilmäßig stärker als ältere Individuen. Das Fehlen der AK 6 und älter zur Brutzeit kann mit dem weit geringeren Materialumfang erklärt werden.

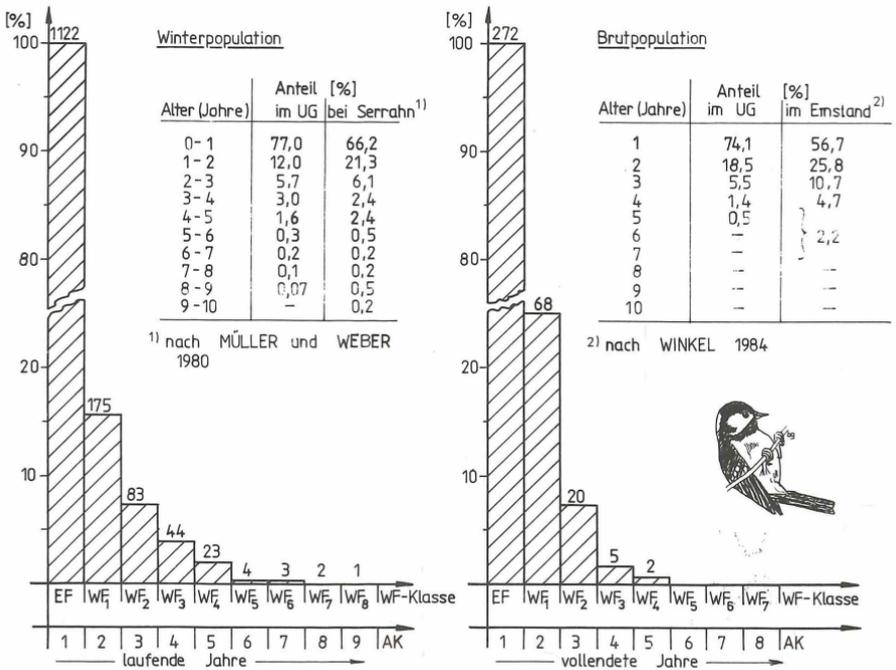


Abb. 56. Zeitliche Reduktion (Diagramm) der Altersklassen (AK) der Tannenmeise sowie ihrer altersmäßigen Zusammensetzung (Tabelle) im Winter und zur Brutzeit (gesamter Untersuchungszeitraum).

Insgesamt wird im UG ein relativ hoher Anteil einjähriger Brutvögel sichtbar. WINKEL (1984) ermittelte von 1977-84 im Emsland bei TM-♀ 29-83% (im Mittel nur 56,7%). Der niedrigste Wert wurde dort nach dem strengen Winter 1978/79 (hohe Winterverluste) und der höchste in der Brutzeit 1980 registriert. Die Zunahme von 16 (1979) auf 58 BP (1980) ging — wie auch in zwei anderen Jahren — in erster Linie auf im Gebiet geborene und zugewanderte Jungvögel zurück. Ein Vergleich mit den Daten des UG bietet sich an.

Unterteilt man hierzu die Werte in zwei Teilzeiträume (I: bis 1980; II: ab Winter 1980/81), so stimmt die Altersstruktur der Population im Winter in beiden Perioden annähernd überein (Abb. 57). Zur Brutzeit steigt jedoch der Anteil der AK 1 von 70,4 auf 82,5%, und parallel dazu sinkt der Anteil älterer TM (AK 5 fehlt im Zeitraum II bereits ganz). Dieser Zuwachs in der AK 1 weist auf instabilere Verhältnisse hin (vgl. Kap. 7.1.1).

Die älteste TM des UG wurde mindestens 8 Jahre und 6,5 Monate alt. Dabei wurde vorausgesetzt, daß dieses ♂ bei der Beringung einjährig und im Vorjahr um den 1. Juni geschlüpft war (Anl. 4: Nr. 11). Es folgen eine 8jährige TM unbekanntes Geschlechts (Nr. 15), ein mindestens 7 Jahre und 6,5 Monate altes ♂ (Nr. 5) sowie eine TM unbekanntes Geschlechts, die gleichfalls dieses Alter erreichte (Nr. 4). Das

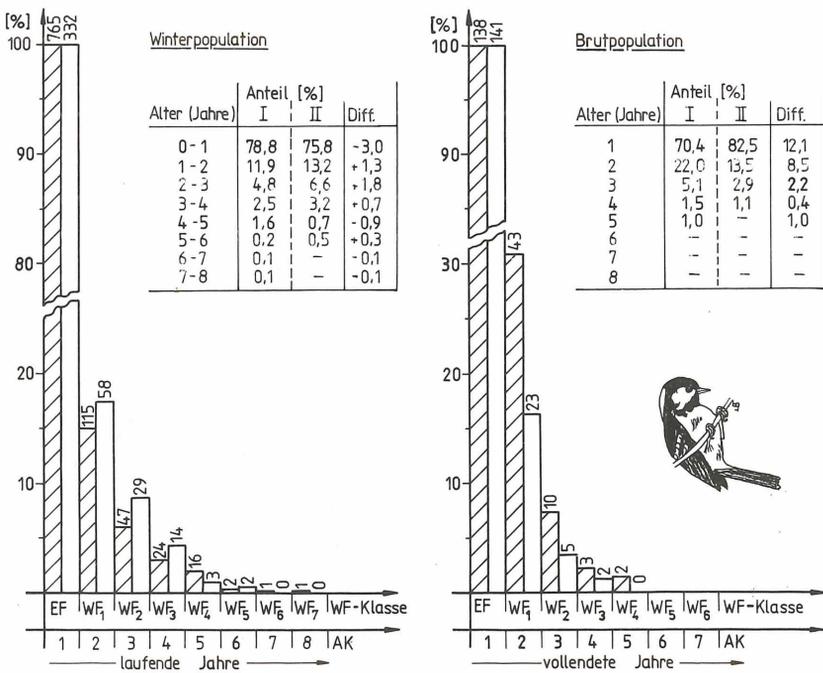


Abb. 57. Zeitliche Reduktion (Diagramm) der Altersklassen (AK) der Tannenmeise sowie ihrer altersmäßigen Zusammensetzung (Tabelle) in den 1970er (schraffierte Säulen) und in den 1980er Jahren (weiße Säulen) im Winter und zur Brutzeit.

erste sichere ♀ folgt in der Rangliste auf Platz 7. Dieser Jungvogel einer Zweitbrut wurde mindestens 5 Jahre und 8 Monate alt (Nr. 9) und hatte noch im 5. Lebensjahr erfolgreich gebrütet (im 4. Lebensjahr sogar 2 Bruten). LÖHRL (1974, 1978), MEAD (1974) und WINKEL (1984) erwähnen mindestens 7jährige TM, während zwei aus Serrahn/Mecklenburg mit 9 bzw. 9,5 Jahren den derzeitigen Altersrekord halten (MÜLLER & WEBER 1980).

Weit niedriger als das ermittelte Höchstalter liegen Durchschnittsalter D_A und Lebenserwartung L_A adulter TM. Setzt man als mittlere Altvogelmortalität den Wert $m_A=0,65$ für ♂ und $m_A=0,74$ für ♀ an, ergibt sich nach $D_A=1/m_A$ (STEIN 1986) für die ♂ der TM-Population des UG ein D_A von 1,54 und für die ♀ von nur 1,35 Jahren (im milden Emsland 1,71; WINKEL 1984). Das Durchschnittsalter der gesamten TM-Population des UG ($m_A=0,70$) beträgt 1,43 Jahre. Die Werte liegen im für Meisen bekannten Rahmen. So ermittelten z.B. WINKEL & FRANTZEN (1989) für niedersächsische Kohlmeisen ein D_A von 1,68 (♀) bzw. 1,75 (♂) Jahre. Diese für viele Meisenarten offenbar typisch niedrigen Werte müssen durch eine hohe Fertilität ausgeglichen werden. Ein höheres Durchschnittsalter haben z.B. die Populationen von Baumpieper (*Anthus trivialis*) (♂ 2,1 & ♀ 1,5 Jahre; HECKE 1981), Kleiber (♂ 2,46 & ♀ 1,86 Jahre; WINKEL 1989) und Trauerschnäpper (♂ 2,28 & ♀ 1,77 Jahre; WINKEL 1982). Wie bei der TM erreichen auch bei diesen Arten die ♂ im Vergleich zu den ♀ ein höheres Alter. Die Jugendmortalität wurde dabei nicht berücksichtigt.

Die Lebenserwartung ($L_A = D_A - 0,5$) beträgt für TM-♂ des UG nach Vollendung des ersten Lebensjahres noch 1,04, für ♀ nur 0,85 und für die Gesamtpopulation 0,93 Jahre. Mit $L_A = 1,0$ (-1,5) Jahre errechneten MÜLLER & WEBER (1980) für TM bei Serrahn einen etwas höheren Wert.

6.6.1.3 Jugendmortalität

Die Jugendmortalität m_j ist bei Kleinvögeln der Verlust diesjähriger Vögel vom Flüggewerden bis zum Brutbeginn im nächsten Frühjahr. Sie ist damit das Bindeglied zwischen der jährlichen, individuellen Reproduktionsrate r_F und der Altvogelmortalität m_A . Legt man langjährige Mittelwerte und gleichbleibenden Bestand zugrunde, so gilt nach STEIN (1986): $r_F (1 - m_j) + (1 - m_A) = 1$.

Unter Nutzung der im Kap. 6.3 ausgewiesenen Daten für die Reproduktion wird überschlägig die Jugendmortalität berechnet. Dabei ergibt sich für die 1970er Jahre (1972-79) $m_j = 0,82$ und für die 1980er Jahre (1980-87) $m_j = 0,78$ (Anl. 10). Eine Berücksichtigung der Populationsreserve, d.h. nicht an der Reproduktion beteiligter Individuen (vgl. CEDERHOLM & EKMAN 1976 für Weidenmeise und HM; BARDIN 1983 für HM), erfolgte nicht, da deren Anteil in seiner Größe noch weitgehend unbekannt ist.

Weiterhin geht in die Mortalität zwangsläufig der emigrierende Anteil der Population ein, unabhängig von der Möglichkeit, daß sich (offenbar ausnahmsweise) einzelne Vögel weit abseits vom Geburtsort ansiedeln und hier ein hohes Lebensalter erreichen können (Anl. 4: Nr. 15). Die Mehrzahl der emigrierenden TM dürfte jedoch während des Zuges oder im Zielgebiet sterben (LÖHRL 1974), so daß diese – bis auf die relativ wenigen, im Frühjahr zurückziehenden TM (Kap. 6.5.2) – gleichfalls aus der Population ausscheiden.

Bei der Bewertung des Ergebnisses muß man berücksichtigen, daß der TM-Bestand im UG in den 1970er Jahren langfristig als konstant gelten konnte. Danach setzte starker Rückgang ein (Kap. 6.1.1), so daß nur in den 1970 Jahren die Voraussetzung für die eingangs genannte Grundgleichung gegeben war. Später führte erhöhte Altvogelmortalität (Kap. 6.6.1.1) zum Rückgang, während die Fertilität (Kap. 6.3) und vermutlich auch die Jugendmortalität etwa gleich geblieben sind. Deshalb dürfte mit $m_j = 0,80$ diese Größe für die TM im UG etwa richtig abgeschätzt sein. Damit schieden bei dieser vermehrungsstarken Art bereits im ersten Lebensjahr von 5 Jungmeisen 4 durch Tod (bzw. Emigration) aus, so daß nur 20% aller ausgeflogenen Jungvögel der Population des UG erhalten blieben. Die größten Abgänge liegen noch vor Winterbeginn, da die Jugendmortalität zu mehr als 2/3 bereits im Sommer und Herbst wirksam wird (vgl. KLUJVER 1969) und nicht – wie vielfach angenommen – im Winter durch hohe Verluste infolge Kälte und Nahrungsmangel.

6.6.2 Haubenmeise (*Parus cristatus*)

6.6.2.1 Altvogelmortalität

Der im Vergleich zur TM geringere Materialumfang (Kap. 5.5) ermöglichte nur wenige brauchbare Berechnungen (Anl. 11). Zunächst wurde am FH »Zschorlau« in den Winterhalbjahren 1970/71-1980/81 mit $m_A = 0,27$ eine sehr niedrige Mortalität

ermittelt (WF-Anteil 26,2%). Am FH »Schwalbner Flügel« betrug sie im Zeitraum 1972/73-1979/80 dagegen 0,62, der WF-Anteil lag bei 20,5%. In den Winterhalbjahren 1980/81-1985/86 gelangen hier nur noch 18 EF und 4 WF (WF-Anteil 18,2%) von maximal 2jährigen Tieren, so daß keine erneute Berechnung von m_A möglich war. Die zunehmend selteneren WF, der niedrige Anteil älterer HM und nicht zuletzt die immer geringere Frequentierung dieses von 1972/73-1987/88 kontinuierlich bearbeiteten FH durch HM sprechen dafür, daß die hier errechnete Mortalität für den örtlichen Bestand durchaus stimmen mag. Neben der Entwertung des Fichtenwaldes infolge zunehmender Rauchschäden (Hartmannsdorfer Forst = Hochfläche mit deutlichen Schadsymptomen) könnte die Waldrandlage des FH (pessimales Habitat?) den regressiven Vorgang beschleunigt haben. Als repräsentativ für die Gesamtpopulation des UG soll dieser Wert jedoch nicht gelten. Für die in größeren Waldgebieten gelegenen FH dürfte in den günstigeren 1970er Jahren (nur bei Winterfütterung?) die niedrige Mortalität von $m_A=0,27$ für Altvögel durchaus real gewesen sein. Auch der geringe Konfidenzbereich (Anl. 11) spricht dafür. Da dieser Wert jedoch nach Winterfängen bei noch nicht abgeschlossener Jugendmortalität ermittelt wurde, muß er korrigiert werden. Nach dem bei der TM ermittelten Daten erhöht sich bis zur Brutzeit m_A auf ca. 140% des Winterwertes, so daß man mit 0,38 einen Richtwert für m_A der HM in den 1970er Jahren erhält. Da nach unseren Feststellungen an FH die Verluste im Winter gering sind, dürfte dieser real sein. In Schweden überlebten z.B. 52-83% der Altvögel von Oktober bis April (EKMAN et al. 1981), und selbst im strengen Winter 1965/66 verringert sich in Finnland der HM-Bestand bei vergleichswisen Zählungen vor dem Jahreswechsel und im Februar/März nur um 39% (HILDEN & KOSKIMIES 1969). Nach Daten der von 1976-87 (12 Jahre) kontinuierlich betreuten NK-Linie »Gerstenberg« ergab sich eine mittlere Altvogelmortalität von $m_A=0,52$, der WF-Anteil am Gesamtfang lag bei 33,7%. Auch bei der HM wurde die 12 Jahre umfassende Gesamtreihe in zwei Teilzeiträume aufgegliedert. Weder für die erste noch für die zweite Periode von 6 Jahren war jedoch ein auf dem Signifikanzniveau $p \leq 0,05$ abgesichertes Ergebnis erzielbar. Das sehr große Konfidenzintervall bei der Mortalitätsberechnung der HM nach Brutzeitdaten (Anl. 11) verweist auf gewisse Unsicherheiten. Trotzdem kann der Wert $m_A=0,52$ als repräsentativ für die 1980er Jahre gelten. Demnach erhöhte sich auch bei der HM m_A im Untersuchungszeitraum, war aber — wie auch bei JEDRASZKO-DABROWSKA (1979) — allzeit kleiner als bei der TM:

Zeitraum	Haubenmeise	Tannenmeise
1970er Jahre	$m_A = 0,38$	$m_A = 0,61$
1980er Jahre	$m_A = 0,52$	$m_A = 0,74$
	} + 0,14	
	} + 0,13	

Auch bei der HM wurde eine getrennte Mortalitätsberechnung für ♂ und ♀ (jeweils 1976-87=12 Jahre; vgl. Anl. 11) vorgenommen:

$$\text{♂: } m_A = 0,42 \quad \text{♀: } m_A = 0,52$$

Die geringere Mortalität der ♂ wird allerdings durch das sehr große Konfidenzintervall verunsichert, so daß — auch im Hinblick auf das ermittelte Höchstalter (Kap. 6.6.2.2) — eine höhere Lebenserwartung der HM-♂ nicht eindeutig nachgewiesen werden konnte.

6.6.2.2 Altersstruktur

Die zeitliche Reduktion und die altersmäßige Zusammensetzung der HM-Population des UG wird in der Abbildung 58 ausgewiesen. Der höhere Anteil der Altersklasse AK 1 im Winterbestand (76,4 zu 70,6% zur Brutzeit) geht – wie bei der TM – auf die noch nicht abgeschlossene Jugendmortalität zurück. Ansonsten stimmen die beiden Teildiagramme bzw. -tabellen gut überein. Das gegenüber der TM schnellere Auslaufen bei AK 7 (TM: AK 9) im gut kontrollierbaren Winterbestand bedeutet keine geringere Lebenserwartung der HM (s.u.). Vielmehr spielt hier der geringere Stichprobenumfang ($n=133$ bei der HM; $n=1122$ bei der TM) eine große Rolle. Nachweise extrem alter Individuen sind auch bei großer Beringungszahl stark zufallsabhängig (STEIN 1986).

So bleibt auch das im UG nachgewiesene Höchstalter bei der HM um ein Jahr gegenüber der TM zurück. In diesem Falle hält aber ein ♀ den Rekord. Es wurde mindestens 7 Jahre und 7 Monate alt (Anl. 4: Nr. 25), während ein ♂ annähernd 7 Jahre alt wurde und in diesem hohen Alter noch erfolgreich brütete (Nr. 29). In beiden Fällen wurde vorausgesetzt, daß diese Vögel im der Beringung vorausgegangenen Jahr um den 1. Juni geschlüpft waren. Damit übertrifft das ausgewiesene Höchstalter die von JEDRASZKO-DABROWSKA (1979) erwähnte 7jährige HM. Es liegt aber noch unter den von BARDIN (1983) genannten 8 und dem derzeitigen Altersrekord von 8,5 Jahren (PÖRNER 1983).

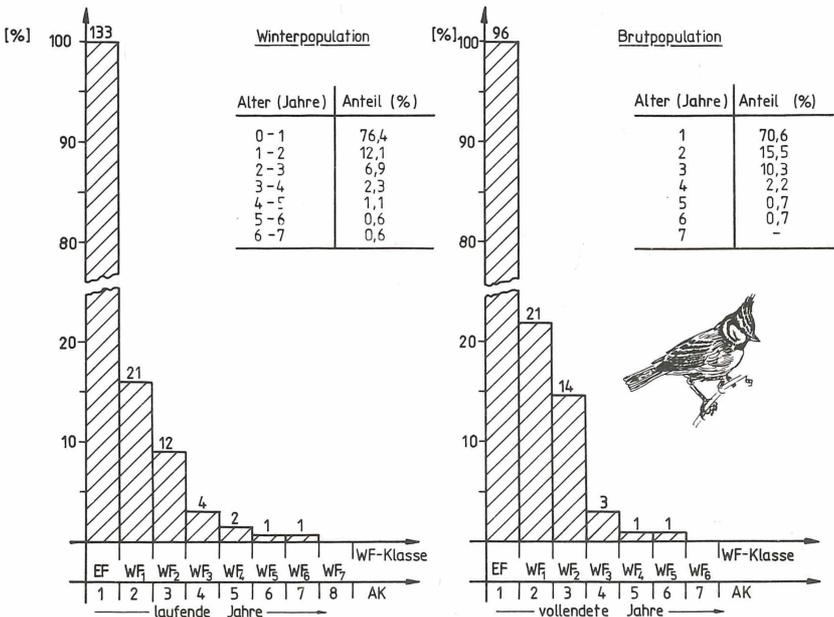


Abb. 58. Zeitliche Reduktion (Diagramm) der Altersklassen (AK) der Haubenmeise sowie ihrer altersmäßigen Zusammensetzung (Tabelle) im Winter und zur Brutzeit (gesamter Untersuchungszeitraum).

Setzt man als mittlere Altvogelmortalität $m_A=0,52$ für die HM-Population des Westerzgebirges an, ergibt sich ein Durchschnittsalter D_A von 1,92 Jahre (TM nur 1,43). Die Lebenserwartung L_A eines bereits einjährigen Vogels beläuft sich auf 1,42 Jahre (TM nur 0,93). Beim Vergleich von TM und HM werden die höheren Werte für letztere Art deutlich und erklären damit die geringere Fertilität der HM (vgl. Kap. 6.3).

6.6.2.3 Jugendmortalität

Wie bei der TM wurde die Jugendmortalität m_j der HM unter Zugrundelegung der mittleren jährlichen Reproduktionsrate r_F und der Altvogelmortalität m_A getrennt für die 1970er und 1980er Jahre errechnet (Anl. 10):

$$1970\text{er Jahre: } m_j = 0,81$$

$$1980\text{er Jahre: } m_j = 0,75$$

Gemäß den Angaben im Kap. 6.1.2 unterliegt auch der HM-Bestand im UG einer langfristigen Regression. Im Gegensatz zur TM begann diese bereits in den 1970er Jahren (MÖCKEL i.Dr. a), so daß eine scharfe Trennung in die beiden Teilzeiträume kaum gerechtfertigt ist. Rechnerisch wird allerdings eine herabgesetzte Jugendmortalität ausgewiesen, während die Altvogelmortalität zunimmt (Kap. 6.6.2.1). Da m_A und m_j jedoch in der benutzten Ausgangsgleichung verknüpft sind, kann ein zweifelsfreier Beweis für eine Verringerung von m_j nicht angetreten werden. Es läßt sich nur konstatieren, daß – wie bei der TM – im ersten Lebensjahr 75-80% der jungen HM aus der Population ausscheiden. Nach EKMAN et al. (1981) überlebten in Schweden von Oktober bis April sogar nur 13-17% der Jungvögel. Eine deutliche Verringerung von m_j und m_A bei sinkender Populationsdichte (vgl. dagegen die Ergebnisse von KLUIJVER 1966 & 1969 an Kohlmeisen) konnte damit im UG weder für die HM noch für die TM belegt werden.

7. Diskussion

7.1 Auswirkungen des Vitalitätsschwundes immissionsgeschädigter Fichtenwälder auf die Populationsbiologie von Tannen- und Haubenmeisen

Im Schrifttum häufig genannte Ursachen für Bestandsabnahmen einzelner Vogelarten sind z.B. Winterverluste und unsachgemäße Biozidanwendung. Daß sich allmählich verändernde Habitatstrukturen in gleicher Weise auswirken können, wird erst später erkannt. Nachfolgend soll am Beispiel der auf den Nadelwald spezialisierten TM und HM gezeigt werden, wie sich ihre populationsbiologischen Parameter zeitgleich mit den zunehmenden Immissionsbelastungen der Fichtenwälder des Westerzgebirges veränderten und so zum Rückgang beider Arten führten. Dabei werden die Ergebnisse aus den Jahren 1972-80 bei noch relativ geringen Habitatveränderungen (Abb. 10) den Werten von 1981-87 bei großflächigen, hochgradigen Immissionsschäden (Abb. 11) gegenübergestellt.

Singvögel des Fichtenwaldes sind gut an die speziellen Bedingungen dieser Biozönose angepaßt. Dies gilt besonders für Arten, die ganzjährig im Brutgebiet leben und sich in kalten, schneereichen Winterperioden ausreichend ernähren müssen. Dazu gehört z.B. das Beziehen von Winterrevieren, in denen bei Nahrungsüberschuß (besonders im Herbst) Vorräte angelegt werden und damit auch das Überleben im Winter gesichert wird. Dies gilt für die paarweise nur sehr kleine Reviere bewohnende HM (Kap. 6.4.2.3) ebenso wie für die in Trupps relativ große Waldgebiete durchstreifende TM (Kap. 6.4.1.3). Diese Verhaltensanpassung ist bei beiden Arten die Hauptursache für die im Vergleich zu Kohl- und Blaumeisen herabgesetzte Winteranfälligkeit und die damit verbundene Fähigkeit, auch harten Gebirgs-wintern erfolgreich zu trotzen (SCHERZINGER 1985).

7.1.1 Tannenmeise (*Parus ater*)

Vergleicht man die TM mit anderen Arten der Gattung *Parus*, so ist sie zweifellos am stärksten auf kurzadelige Koniferen spezialisiert. Dies ergibt sich aus morphologischer Sicht, aber auch hinsichtlich ihrer Ernährung (LÖHRL 1974, HAFTORN 1956). Die leichte TM bewegt sich sehr geschickt im dünnen Gezweig und konzentriert sich bei der Nahrungssuche auf den oberen Kronenraum und die peripheren Astbereiche von Nadelbäumen (MÖCKEL i.Dr. a). Der Stamm und tote Äste bzw. Zweige werden nur sehr selten aufgesucht. Auch die Versteckplätze für Nahrung befinden sich in den äußersten Zweigspitzen hoch oben im Wipfel, wohin ihr die schwereren Konkurrenten (andere Meisenarten, aber auch der Kleiber) kaum folgen können. Außerdem nutzt die TM für die Bevorratung von Nahrung fast nur Fichten, was die Vorrangstellung dieser Baumart nochmals unterstreicht (HAFTORN 1956, FORMOSOV 1965).

Weiterhin beeinflußt die Fruktifikation der Fichte maßgeblich das Ansiedlungsverhalten der TM. Ein gutes Samenangebot reduziert die Abwanderung von Jungmeisen (Abb. 36) und führt zu einem deutlichen Anwachsen der lokalen TM-Population (Abb. 23; vgl. SCHÜZ 1971, ZANG 1990), wobei jedoch bei Erreichung einer von der Habitatkapazität bestimmten Dichteschwelle im nächsten Frühjahr eine Verringerung der Fertilität sichtbar wird (Abb. 26, 27). Die letztgenannten Zusammenhänge konnten im UG allerdings nicht eindeutig belegt werden, da in der zweiten Hälfte des Untersuchungszeitraumes infolge Abundanzreduzierung (MÖCKEL i.Dr. a) bereits deutlich gestörte Verhältnisse vorherrschten. Literaturangaben erhärten jedoch diese Befunde (z.B. LÖHRL 1974, SCHÖNBORN 1983, MATTES 1988).

Insgesamt verhält sich die TM wie ein typischer r-Strategie (MÜLLER 1984). Ein gutes Angebot an Fichtensamen führt zum Aufbau einer hohen Siedlungsdichte, die beim Ausbleiben von Fichtenmast durch Emigration der Jungmeisen schnell reduziert wird. Auslöser ist eine »Uausgewogenheit« zwischen Nahrungsangebot und Populationsdichte. Dabei bleiben nahezu alle Altvögel im angestammten Gebiet, wo ihnen hohe Orts- und Paartreue ein Überleben im genauestens bekannten »home range« auch unter den schwierigen Bedingungen des Nahrungsmangels ermöglichen (vgl. Kap. 6.4.1). Die vielfältigen Gefahren des Zuges durch unbekannte Gebiete meidet somit der Teil der Population mit der höchsten Lebenserwartung.

Junge TM zeigen dann dagegen das Verhalten von Invasionsvögeln (SCHÜZ 1971), wodurch beim Zusammentreffen von hoher Bestandsdichte und Nahrungsmangel im Herbst ein kompletter Exodus einer Subpopulation der Art verhindert wird (»Spreizung des Risikos«, DEN BOER 1968, REDDINGIUS 1971, SIEFKE 1984b). Als Nebeneffekt können durch Zugabbreviation (»Hängenbleiben« im Winterquartier bzw. an Zugstationen) neue Gebiete besiedelt bzw. auch wiederbesiedelt werden (Abb. 59). Dies scheint in ähnlicher Weise für Blau- und Kohlmeisen (BERNDT & HENSS 1963, 1967, SMITH & NILSSON 1987), aber auch für den Kleiber (WINKEL 1989) und den Alpenbirkenzeisig (*Carduelis flammea cabaret*) zu gelten (ERNST 1988). Diese großräumigen Ortsveränderungen werden nach Überschreiten eines Schwellenwertes endogen gesteuert (s.u.). Im Gegensatz dazu lassen sich die Ausbreitungsbewegungen in Geburtsortsnähe in zwei Stufen trennen, einer endogen bedingten Streuung in den ersten Wochen der Selbständigkeit (Dispersal) sowie nachfolgend einem hauptsächlich exogen ausgelösten Ausweichen (Spacing; BERNDT & WINKEL 1977) infolge innerartlicher Konkurrenz (BAUER 1987).

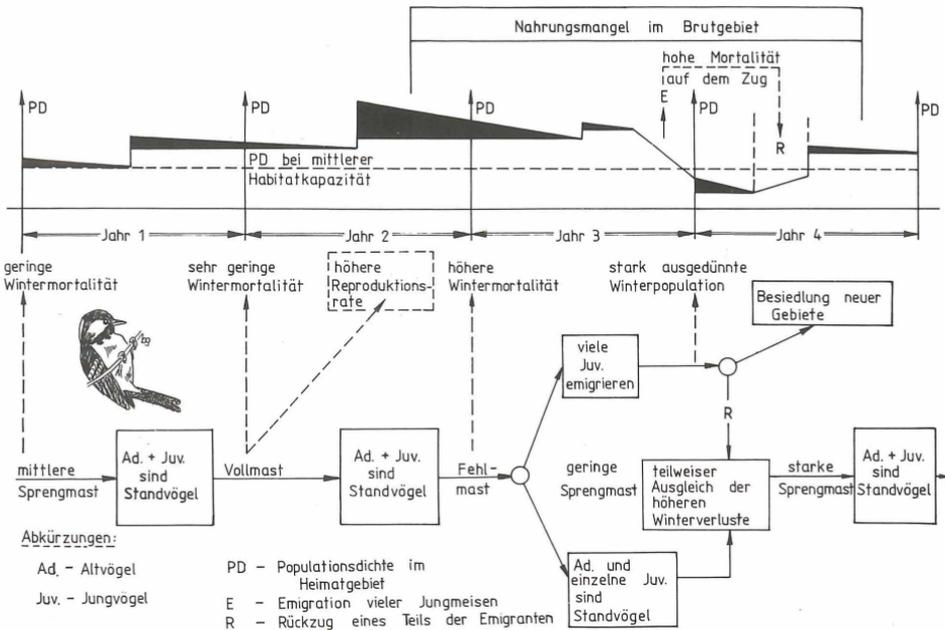


Abb. 59. Idealisierter Populationszyklus der Tannenmeise in Abhängigkeit vom Angebot an Fichtensamen (Fehl-, Spreng-, Vollmast) und ihrer eigenen Siedlungsdichte im ungeschädigten Fichtenwald.

Der zunehmende Vitalitätsverlust der Fichtenwälder des UG führte jedoch zu einigen grundlegenden Veränderungen insbesondere im Nahrungsangebot für die eng an Fichte (und wohl auch Weißtanne) angepasste TM. So blieben Fruktifikationen der Fichte ab 1981 fast völlig aus (Kap. 3.2.3) und die Verringerung der Nadeldichte um nahezu 40% (Anl. 2) reduzierten zwangsläufig das Nahrungsangebot in Form der darin lebenden Arthropoden. Außerdem grenzten erste Großkahlschläge (Abb. 5 & 6) die nutzbare Revierfläche ein. Letzteres könnte die Migration in den großräumigen Winterrevieren (Kap. 6.4.1.3) beeinflusst haben. Insgesamt führten diese Faktoren zu einer rapiden Bestandsabnahme ab 1982 (MÖCKEL i.Dr. a).

Welche Parameter dies bewirkten, zeigt die Gegenüberstellung der Werte für Reproduktion und Mortalität in den 1970er und 1980er Jahren (Tab. 4). Dabei wird deutlich, daß die Nachwuchsrate langfristig keiner Reduktion unterlag (Abb. 25; vgl. ZANG 1990). Deutlich erhöht hatte sich dagegen die Mortalität (Kap. 6.6.1.1). Beide Parameter gehen in die durchschnittliche Lebensfertilität F_D ein. Nach STEIN (1986) errechnet sich diese aus $F_D = r_F / m_A$. Legt man hierbei die nach Brutzeitfängen ermittelten Mortalitätsraten zugrunde, verringerte sich F_D von 5,5 (bei $m_A = 0,61$) in den 1970er auf 4,6 flügge juv./Individuum (bei $m_A = 0,74$) in den 1980er Jahren. Durch diese Verknüpfung von Mortalität und Reproduktion wird der registrierte Rückgang der TM trotz annähernd konstanter Vermehrungsrate infolge der höheren Mortalität erklärt.

Aus methodischen Gründen ging in die Mortalität auch der Populationsanteil ein, welcher durch Emigration das UG auf Dauer verließ. Hier war die Geburtsortstreue der Jungvögel in den 1980er im Vergleich zu den 1970er Jahren viel geringer (Abb. 36). Dies ist verständlich, da neben dem Fehlen von Fichtensamen z.B. auch das ehemals stabile Angebot an Rindenläusen (Lachniden) und Quirlschildläusen (Lecanien) infolge der zunehmenden Entnadelung (Abb. 16, 17, 20) zurückgegangen ist (STEFFENS 1989a, SAEMANN Mskr.). Mangel an animalischer Grundnahrung dürfte zusätzlich den latent vorhandenen Trieb zur Emigration gefördert haben, d.h. die TM des UG zogen nun in einem höheren Maße im Herbst weg.

Tab. 4. Reproduktion (nach Nistkastenbruten) und Mortalität der Tannenmeise bei geringen Rauchschäden (1972-80) und bei großflächiger, hochgradiger Habitatentwertung (1981-87) im Westertzergebirge.

Mittelwerte	1972-80	1981-87	Diff.	Trend
Gelegegröße (Eier)	8,01 ± 0,50	8,16 ± 0,38	+ 0,15	=
Brutgröße (juv./erfolgreiche Brut)	6,78 ± 0,48	7,08 ± 0,49	+ 0,30	=
Fortpflanzungsrate (juv./begonnene Brut)	5,59 ± 0,73	5,11 ± 0,98	- 0,48	=
Anteil Zweitbruten (%)	24,7 ± 14,5	27,9 ± 8,30	+ 3,20	=
Jährliche Mortalität m_A (%)	61	74	+ 13	+
Lebenserwartung L_A (Jahre)	1,14	0,85	- 0,29	-
Lebensfertilität F_D (juv./Individuum)	5,5	4,6	- 0,90	-
Anteil geburtsortstreuer Jungvögel (%)	3,66	0,50	- 3,16	-

Der Auslösemechanismus dazu läßt sich wie folgt erklären: Stoßen junge TM bei der Dismigration in nahrungsarmen Nadelwäldern immer wieder auf besetzte Areale, kommt es infolge intraspezifischer Rivalität (BERNDT & WINKEL 1974) zu einer Hypersensibilisierung der Hypophyse. Eine hormonale Umsteuerung aktiviert den sonst latent bleibenden Zugtrieb und bewirkt die Emigration eines Großteils der Jungmeisen. Die im Nahbereich u.a. zur Inzuchtvermeidung genetisch fixierte Jugendstreuung wird so zum Faktor der Dichteregulation und führt bei Überschreitung der Habitatkapazität (besonders bei fehlender Nahrung, vgl. TINBERGEN 1949) zum schnellen Abbau einer überhöhten Bestandsdichte.

Da von Frühbrut-Jungvögeln der TM 1,57%, von Spätbruten dagegen nur 0,94% wieder im UG nachgewiesen wurden, könnte dies gleichfalls ein Hinweis darauf sein, daß Jungvögel von Zweitbruten diesem intraspezifischen Druck mehr ausgesetzt sind und deshalb eher zur Abwanderung neigen (ebenso für die Kohlmeise: KLUIJVER 1951, EINLOFT-ACHENBACH & SCHMIDT 1984; für die Blaumeise: SMITH & NILSSON 1987; für die Mehlschwalbe: RHEINWALD & GUTSCHER 1969, HUND & PRINZINGER 1979). Andererseits sind – im Gegensatz zu WINKEL & WINKEL 1988 – an den 10 TM-Fernfunden dieser Studie (bezogen auf beringte Nestlinge der jeweiligen Brut) Jungmeisen aus Erstbruten mit 0,15% wiederum stärker beteiligt als aus Zweitbruten mit 0,09%. Somit ergibt sich für das UG letztlich ein Argument für eine höhere Jugendmortalität der Jungvögel aus Spätbruten. Sie läßt sich aber gleichfalls auf die erhöhte Rate intraspezifischer Auseinandersetzungen und den daraus resultierenden Mechanismen der Dichteregulation zurückführen.

Ein kleiner Teil der Emigranten kehrt jedoch offenbar im Frühjahr ins Brutgebiet zurück. Diesbezügliche Hinweise dafür sind der bis Ende April festgestellte Rückzug (Abb. 51) sowie der Fund einer im Herbst in den Niederlanden beringten TM zur Brutzeit im UG (Anl. 4: Nr. 1). Auch an einer Auffüllung mitteleuropäischer Fichtenforste durch zurückziehende TM östlicher Herkunft muß gedacht werden, obgleich die starken Invasionen 1974, 1981 und 1983 (Abb. 50) im UG kein Bestandsmaximum in der darauffolgenden Brutsaison bewirkten (Abb. 36; vgl. aber OAG Bodensee 1983).

Mit zunehmenden Immissionsschäden (Nadelverluste, Samenmangel) sinkt die Qualität der Biozönose Fichtenwald im Herbst und Winter stark, während die Insektenkalamitäten zur Brutzeit im Vergleich dazu eine weit höhere Habitatkapazität sichern. Diese Diskrepanz gleicht die TM z.T. aus, indem lokal geschwächte Populationen erst kurz vor der Brutzeit durch späte Rück- oder Durchzügler aufgefüllt werden. Trotz der hohen Verluste, die TM während der Emigration aus ihren Herkunftsgebieten (insbesondere Osteuropa) erleiden, kehren sie zu einem nicht unerheblichen Teil wieder in ihre Heimat zurück. Im Gegensatz zu anderen Invasionsvögeln (z.B. *Nucifraga caryocatactes macrorhynchos*, *Syrnhaptus paradoxus*) wandern sie sich also nicht tot. Dabei ist nicht ausgeschlossen, daß es beim Passieren von geeigneten Lebensräumen bereits in Mitteleuropa zu einer Ansiedlung kommt (partieller Heimzug; GATTER 1977). Dies ist um so wahrscheinlicher, wenn dort Abwanderung und Winterverluste zu einem Bestandsdefizit in den arttypischen Habitaten geführt haben. Eine Auffüllung des Bestandes bis zur Obergrenze der aktuellen Habitatkapazität zur Brutzeit gelingt dabei jedoch nur ausnahmsweise (Abb. 60/B).

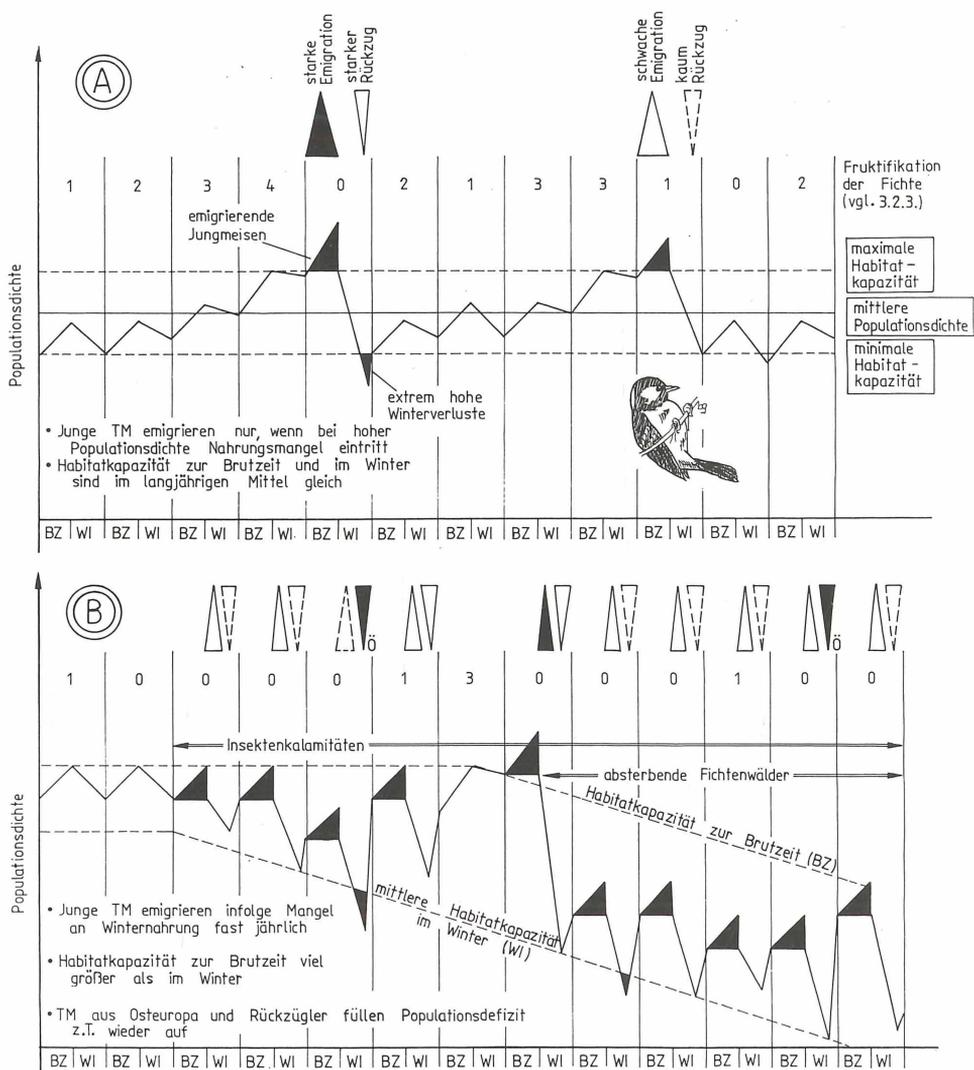


Abb. 60. Hypothetische Veränderungen der Populationsdichte der Tannenmeise über mehrere Jahre in einer gesunden (A) und einer durch Immissionen akut geschädigten Fichtenwald-Biozönose (B).

Während bei intakter Fichtenwald-Biozönose Emigrationen der Jungvögel nur alle paar Jahre stattfindet, führten die immissionsbedingten Veränderungen im UG ab 1980 zu einem wohl jährlichen Wegzug eines Großteils der diesjährigen TM. Hinweise in diese Richtung sind:

- geringe WF-Rate von Jungvögeln im UG (Abb. 36)
- hoher Anteil unberingter Individuen (EF) in der Brutpopulation im Frühjahr (Kap. 6.6.1.1) und
- hoher Anteil der AK 1 in der Brutpopulation (Abb. 57)

in den 1980er Jahren. Die TM war damit in der Lage, diese Umstellung vom Invasionsvogel zum Teilzieher zu vollziehen (vgl. SIEFKE 1989) und so einem kompletten Exodus der Art in den Rauchschaadensgebieten des Erzgebirges auszuweichen (Abb. 60). Nur so ist auch zu erklären, daß KOLBE (1984) im Osterzgebirge singende TM noch im fast völlig entnadelten Fichtenwald antraf. Ein Überwintern von TM in solchen nahrungsarmen Beständen ist ausgeschlossen, ebenso im großflächigen Fichtenjungwuchs (Abb. 7).

7.1.2 Haubenmeise (*Parus cristatus*)

Die HM ist weit weniger streng als die TM an benadelte Fichtenzweige gebunden (HAFTORN 1956). Sie bezieht viel stärker stammnahe Baumabschnitte und auch Kiefern in die Nahrungssuche ein (MÖCKEL i.Dr. a). Ihre geringere Gelegegröße, die weniger ausgeprägten Populationsschwankungen sowie die fehlenden Emigrationen rücken die ortstreuere HM in die Nähe der K-Strategen. Eine Gegenüberstellung von populationsbiologischen Parametern in den 1970er und 1980er Jahren (Tab. 5) zeigt außerdem, daß die größere Mortalität infolge Veränderung der Habitatstruktur nur teilweise durch höhere Vermehrung ausgeglichen wird. Dabei kam es nicht durch Erhöhung der Ei- und Jungenzahl pro Brut, sondern durch vermehrte Zweitbruten (Kap. 6.3.2.2) zu einer höheren Reproduktion. Den »Nutzen« dieser Veränderung im Brutverhalten verdeutlicht ein Vergleich der Nachwuchsrate von ein- und zweimal im Jahr brütenden BP. Hier stehen sich 5,1 und 9,6 juv./BP & Jahr gegenüber, d.h. das zweimalige Brüten erhöhte die Nachwuchsrate dieser BP auf 188%.

Tab. 5. Reproduktion (nach Nistkastenbruten) und Mortalität der Haubenmeise bei geringen Rauchschaadens (1972-80) und bei großflächiger, hochgradiger Habitatentwertung (1981-87) im Westerbirge.

Mittelwerte	1972-80	1981-87	Diff.	Trend
Gelegegröße (Eier)	5,72 ± 0,30	5,97 ± 0,57	+ 0,25	=
Brutgröße (juv./erfolgreiche Brut)	5,04 ± 0,55	5,29 ± 0,56	+ 0,25	=
Fortpflanzungsrate (juv./begonnene Brut)	3,97 ± 0,80	4,07 ± 1,23	+ 0,10	=
Anteil Zweitbruten (%)	1,85	9,28	+ 7,43	+
Jährliche Mortalität m_A (%)	38	52	+ 14	+
Lebenserwartung L_A (Jahre)	2,13	1,42	- 0,71	-
Lebensfertilität F_D (juv./Individuum)	5,2	4,1	- 1,10	-
Anteil geburtsortstreuere Jungvögel (%)	2,40	0,35	- 2,05	-

Daß nicht jährlich zweimal gebrütet wird, dürfte vom Beuteangebot während der Nestlingszeit der ersten Brut abhängen. Ist dieses gering, wird der Energieaufwand für die Nahrungssuche zunehmend größer, so daß die verbleibenden Energiereserven zur Bildung eines weiteren Geleges nicht mehr ausreichen könnten (SCHMIDT 1983, RUTSCHKE 1986). In der Folge bleibt eine Zweitbrut aus. Andererseits könnte bei optimaler Siedlungsdichte ein »sozialer Hemm-Mechanismus« eine solche auch bei gutem Nahrungsangebot verhindern (für die Kohlmeise: CURIO & REGELMANN 1982). Die Zunahme der HM während der Insektenkalamitäten oberhalb 650 m üNN (MÖCKEL i.Dr. a) zeigt, daß sie durchaus auf ein Nahrungs-Überangebot reagieren kann.

Insgesamt konnte dies aber ihren allmählichen Rückgang nicht aufhalten. Das wird deutlich, wenn man die durchschnittliche Lebensfertilität F_D der adult gewordenen Individuen der Population im UG betrachtet. Für die 1970er Jahre ergibt sich dieser Wert (bei $m_A=0,38$) zu 5,2 und für die 1980er (bei $m_A=0,52$) zu 4,1 juv./Individuum, was zeigt, daß die erhöhte Vermehrung (mehr Zweitbruten) die zugenommene Altvogel-Mortalität nur teilweise ausgleichen konnte. Wäre die individuelle Reproduktion allerdings auf dem alten Stand geblieben, hätte sich F_D bei der eingetretenen, erhöhten Mortalität in den 1980er Jahren auf 3,8 juv./Individuum verringert, und der Bestandsrückgang (MÖCKEL i.Dr. a) wäre im UG deutlich krasser ausgefallen. Obgleich eine gewisse Anpassung von Reproduktion und Nahrungsangebot vorliegt (s.o.), fehlt der HM das »Überdruckventil« der Emigration bei veränderten Umweltbedingungen. Die Befunde im UG erbrachten allerdings erste Hinweise, daß bei sich verringernder Habitatkapazität eine räumlich erweiterte Dismigration den Aufbau einer lokal überhöhten Dichte verhindert (vgl. SIEFKE 1984b). Diese Vermutung drängt sich beim Vergleich der Abbildungen 36 und 44 auf. Bei TM und HM war in den 1980er Jahren die WF-Rate nestjung beringter Vögel stark herabgesetzt, so daß auf gleiche Ursache — nicht zwingend aber auf gleiche Wirkung — geschlossen werden kann. Bei beiden Arten war das Absinken der WF-Rate mit einer Bestandsabnahme gekoppelt. Diese Feststellung wird bei der HM durch eine Erhöhung der WF-Rate bei einer zwischenzeitlichen Bestandserholung (1985) bekräftigt. Einen vergleichbaren Befund erzielte ULBRICHT (1985) beim Steinschmätzer (*Oenanthe oenanthe*). Parallel zur Abnahme des Brutbestandes infolge sukzessiver Veränderung der Habitatqualität verringerte sich auch bei dieser Art die vorher relativ konstante Rate geburtsortstreuer Individuen.

7.2 Schlußfolgerungen für Artenschutz und forstliche Praxis

Die Immissionen beeinträchtigen in den Fichtenwäldern die Populationszyklen von nadelfressenden Hymenopteren und Baumläusen erheblich. Bei den Lachniden ist z.B. noch unklar, ob die physiologisch geschwächten Fichten eine Massenvermehrung der Rindenläuse nicht mehr zulassen oder die chemischen Veränderungen im nährstoffreichen Phloemsaft der Fichten die Vermehrung der Lachniden beeinträchtigen (SCHEURER 1964, SAEMANN Mskr.). Unbestritten ist jedoch, daß der Zusammenbruch der Lachniden-Populationen zu Nahrungsengpässen bei kleinen, spezialisierten Fichtenwaldbewohnern führt, wobei hier die TM und die beiden

Goldhähnchenarten (*Regulus* spp.) als Blattlausvertilger (LÖHRL 1974, DORNBUSCH 1988, THALER 1990) direkt betroffen sind. In stark geschädigten Fichtenwäldern können deshalb waldbauliche Maßnahmen zur Erhöhung der natürlichen Vitalität und Stabilität die immissionsbedingten Schäden nicht mehr abfangen. Der Wald dieser Regionen wird in den nächsten Jahren großflächig absterben, und Kulturen bzw. Dickungen werden an seine Stelle treten. In ihnen siedelt sich eine Reihe gebüschbrütender Vogelarten wie Fitislaubsänger (*Phylloscopus trochilus*), Heckenbraunelle (*Prunella modularis*) und verschiedene Finkenvögel an (KOLBE 1984, STEFFENS 1989a, 1989b), während für typische Fichtenwaldbewohner diese Flächen für 30-40 Jahre unbewohnbar sein werden. Dies liegt in erster Linie daran, daß sich die Arthropodenfauna einer Fichte erst ab 40 Jahren soweit stabilisiert hat, daß sie Spezialisten wie TM und Goldhähnchen ganzjährig eine ausreichende Ernährungsbasis bietet. Versuchsweise in Fichtenkulturen und -dickungen ausgebrachte NK blieben im UG meist leer, einzelne wurden von Haselmäusen (*Muscardinus avellanarius*) bezogen. Im Gegensatz zu den Befunden von DORNBUSCH (1969, 1981) in Kiefernjungwüchsen bringt in Fichtendickungen das Ausbringen von NK also nichts.

Somit fallen wichtige ökologische Regulatoren im Fichtenwald längerfristig aus. Die von der TM praktizierte Ansiedlungsstrategie, die durch eine große Mobilität und eine hohe Vermehrungsrate (Kap. 6.4.1.1 & 6.3.1.2) gekennzeichnet ist, läßt allerdings – im Gegensatz zur HM – später eine schnelle Wiederbesiedlung der über 40jährigen Bestände aus Rückzugsgebieten erwarten. Voraussetzung dafür ist eine »TM-freundliche« Gestaltung der weniger geschädigten Fichtenforste im Umfeld von Immissionsschadzonen. Möglichkeiten, in dieser Form zu wirken, wurden bereits aufgezeigt (MÖCKEL i.Dr. a).

Problematischer ist die Situation bei der HM. Auch sie meidet großflächige Jungbestände (Kulturen, Dickungen, schwache Stangenhölzer) vollständig (Kap. 6.3.2.1). Sie erfüllen nicht ihre Habitatsprüche, so daß das großflächige Abholzen immissionsgeschädigter Fichtenbestände und ihre Wiederaufforstung mit Jungfichten zwangsläufig zu einer Bestandsreduzierung der HM führen muß. Im Gegensatz zur TM, die als mobile Art selbst kleinste, isolierte Altholzinseln nach einem Bestandszusammenbruch schnell wieder besiedelt, führt bei der extrem seßhaften HM (Kap. 6.4.2) eine großflächige Devastierung der älteren Fichtenbestände schnell zu einer Verinselung der Vorkommen mit allen Gefahren eines allmählichen Zusammenbruchs der individuenarmen, isolierten »Subpopulationen«. Infolge ihrer Lebensstrategie an konstante Umweltbedingungen angepaßt, kann sie die dramatischen Veränderungen der Umweltkapazität nicht verkraften und dementsprechende Bestandseinbußen entweder nur in langandauernden Phasen allmählicher Erholung oder gar nicht aufholen. Um der Gefahr der Isolation einzelner HM-Paare zu begegnen, sollten Altholzstreifen (z.B. in Tälern) zu einem Netzwerk verbunden werden. Solche Ausbreitungsbrücken könnten die negativen Folgen der großflächigen Verjüngung der Fichtenwälder des Erzgebirges mindern und zu einer Stabilisierung von Restpopulationen in Rückzugsgebieten beitragen.

Insektizid-Spritzungen müssen — trotz der im UG nicht belegten direkten negativen Wirkung auf die Vogelwelt (vgl. aber RUTHENBERG 1990) — Ausnahmen bleiben. Solange keine letale Schädigung der Fichten zu erwarten ist, sollten sie unterbleiben und die Brechung der Kalamität natürlichen Regulatoren überlassen werden. Kurzichtiges Ursache-Wirkungs-Denken wird dem komplexen ökologischen Beziehungsgefüge in Wäldern nicht gerecht. Durch spezielle Waldbaumaßnahmen kann der Schädlingsbefall auch in vitalitätsgeminderten Fichtenbeständen in Grenzen gehalten werden (RICHTER 1988). Vogelhege als zielgerichtete Forstschutzmaßnahme mit vorhersagbarem Erfolg einzusetzen, ist allerdings nicht möglich. Ökologisch orientierter Waldbau bietet vielmehr die Möglichkeit, einer wirtschaftsbedingten qualitativen und quantitativen Verarmung der Fauna entgegenzutreten. Er entfaltet langfristig eine stabilisierende, waldhygienische Wirkung, die mithilft, Insektizid-Spritzungen in der Forstwirtschaft einzuschränken. Sollten diese doch notwendig werden, dürfen nur umweltfreundliche Mittel (z.B. Dimilin 25 WP) zur Anwendung kommen. Jedoch führen auch diese über eine Nahrungsverknappung (z.B. PECHHACKER 1974) zu indirekten Auswirkungen, die jahrelanges Bemühen um stabile, natürliche Verhältnisse kurzfristig und vielleicht auch nachhaltig zunichte machen.

Die hier vorgestellten Wechselwirkungen zwischen der Populationsdynamik spezialisierter Nadelwaldbewohner — wie TM und HM — und ihrer Umwelt machen deutlich, wie empfindlich die einzelnen Bewohner bereits auf Veränderungen in der Latenzphase des »Waldsterbens« reagieren. Es wäre deshalb notwendig, noch weitere Arten in diese Betrachtungen einzubeziehen. Leider sind die Auswirkungen auf weitere spezialisierte Fichtenwaldbewohner, wie Waldbaumläufer (*Certhia familiaris*), Winter- und Sommergoldhähnchen (*Regulus regulus*, *R. ignicapillus*), Fichtenkreuzschnabel (*Loxia curvirostris*) sowie Rauhfuß- und Sperlingskauz (*Aegolius funereus*, *Glaucidium passerinum*) erst in Ansätzen bekannt (z.B. SCHULENBURG & ZÖPHEL 1987, STEFFENS 1989a, 1989b, THALER 1990). Weitergehende Untersuchungen sind deshalb ebenso dringend erforderlich, wie die schnelle Umsetzung neuer waldbaulicher Richtlinien unter besonderer Berücksichtigung ökologischer Gesichtspunkte.

Literatur

- AKKERMAN, R. (1987): Zur Situation der Baum- und Waldschäden in Nordwestdeutschland und allgemeine Hinweise zur Schadenserkenkung und Schadensdämpfung. Teil I. Wardenburg. — Anonymus (1985): Richtlinie für die Bewirtschaftung immissionsgeschädigter Fichtengebiete vom 26. 11. 1985. Berlin. — Ders. (1987): Mit Hubschrauber Wälder gedüngt. »Freie Presse« v. 26. 6. 1987: 3. — ANSORGE, H. (1983): Ökofaunistische Aspekte der Singvogelbesiedlung in Kiefernforsten der Dübener Heide. *Hercynia* N.F. 20: 348-360. — Autorenkollektiv (1981): Pflanzenschutzmittelverzeichnis der Deutschen Demokratischen Republik 1980/81. Berlin. — BALEN, J. H. v., A. J. v. NOORDWIJK & J. VISSER (1987): Lifetime reproductive success and recruitment in two Great Tit populations. *Ardea* 75: 1-11. — BARDIN, A. V. (1979): Method of age determination in field for *Parus cristatus*. *Zool. Zhurnal* 58: 582-583 (russ.). — Ders. (1983): Territorial behaviour and migration of the Crested Tit (*Parus cristatus* L.). *Comm. Balt. Commiss. Study Bird Migr.* 14: 43-69. — BAST, H.-D. O. G. (1986): Zur Schätzung der Bestandsgröße bei Amphibien. *Feldherpetologie* 1986: 9-22. — BAUER, H.-G. (1987): Geburtsortstreue und Streuungsverhalten junger Singvögel. *Vogelwarte* 34: 15-32. — BEJER, B. & M. RUDEMO (1985): Fluctuations of tits (Paridae) in Denmark and their relations to winter food and climate. *Ornis Scand.* 16: 29-37. — BENECKE, H.-G. & P. KNEIS (1986): Zum Stand des Nestkartenprogrammes der Vogelwarte Hiddensee. *Falke* 33: 49-52. — BERNDT, R. & M. HENS (1963): Die Blaumeise, *Parus c. caeruleus* L., als Invasionsvogel. *Vogelwarte* 22: 93-100. — Ders. & H. STERNBERG (1966): Der Brutort der einjährigen weiblichen Trauerschnäpper (*Ficedula hypoleuca*) in seiner Lage zum Geburtsort. *J. Orn.* 107: 292-309. — Ders. & M. HENS (1967): Die Kohlmeise, *Parus major*, als Invasionsvogel. *Vogelwarte* 24: 17-37. — Ders. & W. WINKEL (1974): Ökoschema, Rivalität und Dismigration als ökoethologische Dispersionsfaktoren. *J. Orn.* 115: 398-417. — Ders. & R. JÜRGENS (1977): Niedersächsische Tannenmeise (*Parus ater*) als Wintergast in Nordafrika. *Vogelwarte* 29: 65. — Ders. & W. WINKEL (1977): Glossar für Ornitho-Ökologie. *Vogelwelt* 98: 161-192. — BIEBERSTEIN, D. (1988): Inventur der Waldschäden und ökologische Waldzustandskontrolle in der Deutschen Demokratischen Republik. *Soz. Forstwirtsch.* 38: 268-271. — BLÜMEL, H. (1987): Die Meisen in der Oberlausitz. *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz* 61, 4: 1-16. — BÖSENBERG, K. (1972): Die Nestlingsentwicklung bei einigen Höhlenbrütern während einer aviochemischen Maikäferbekämpfung. *Beitr. Vogelkd.* 18: 123-134. — BOGON, K., V. LUCAN & G. SCHUMANN (1983): Kurze vogelkundliche Mitteilungen aus dem Kasseler Raum. *Naturschutz Nordhessen* 6: 57-96. — BREHME, S. (1966): Beobachtungen der Tagesaktivität von Meisenschwärmen im Winter. *Natur u. Naturschutz in Mecklenburg* 4: 187-200. — BUSSE, P. (1978): Wave and population structure during coal tit autumn migration in 1974. *Notatki orn.* 19: 15-26. — Ders. (1984): Key to sexing and ageing of European Passerines. *Beitr. Naturkd. Niedersachs.* 37: Sonderh. — Ders. (1985): Changes in the stream of coal tits (*Parus ater*) migrating along east and south coast of the Baltic in autumn 1974. *Notatki orn.* 26: 3-17. — CEDERHOLM, G. & J. EKMAN (1976): A removal experiment on Crested Tit *Parus cristatus* and Willow Tit *P. montanus* in the breeding season. *Ornis Scand.* 7: 207-213. — CROON, B., K.-H. SCHMIDT, A. MAYER & F.-G. MAYER (1985): Ortsstreue und Wanderverhalten von Meisen (*Parus major*, *P. caeruleus*, *P. ater*, *P. palustris*) außerhalb der Fortpflanzungszeit. *Vogelwarte* 33: 8-16. — CURIO, E. & K. REGELMANN (1982): Fortpflanzungswert und »Brutwert« der Kohlmeise (*Parus major*). *J. Orn.* 123: 237-257. — DEHAEN, M. & P. HERROLEN (1984): Kenmerken voor Leeftijd es Geslacht bij de Zwarte Mees (*Parus ater*) vastgesteld in België. *Ornis Flandriae* 3: 1-11. — DELMEE, E., P. DACHY & P. SIMON (1972): Contribution a la biologie des Mesanges (Paridae) en milieu forestier. *Aves* 9: 1-80. — DEN BOER, P. J. (1968): Spreading of risk and stabilization of animal numbers. *Acta Biotheoretica* 18: 165-191. — DORNBUSCH, G. (1988): Siedlungsdichte- und Nahrungsuntersuchungen an Brutvögeln in immissionsgeschädigten Fichtenforsten. Dresden, Techn. Univ., Sekt. Forstwirtschaft, Dipl.-Arb. — DORNBUSCH, M. (1969): Untersuchungen über den Einfluß von Vogelschutzmaßnahmen auf die Population forstschädlicher Insekten im Kiefernjungwuchs im Sinne einer integrierten Schädlingsbekämpfung. Berlin, Deutsche Akad. Landwirtschaftswiss., Sekt. Forstwesen, Diss. (Autorref. in *Falke* 18 (1971): 68). — Ders. (1981): Die Ernährung einiger Kleinvogelarten in Kiefernjungbestockungen. *Beitr. Vogelkd.* 27: 73-99. — EINLOFT-ACHENBACH, H. & K.-H. SCHMIDT (1984): Die biologische Bedeutung von Ersatzbruten bei Kohlmeisen (*Parus major*). *Vogelwarte* 32: 161-182. — EKMAN, J., G. CEDERHOLM & C. ASKENMO (1981): Spacing and survival in winter groups of Willow Tit *Parus montanus* and Crested Tit *P. cristatus* — a removal study. *J. Animal Ecology* 50: 1-9. — EMDE, F. (1976): Tannenmeisen-Invasion im Winter 1974/75. *Vogelkd. Hefte Edertal* 2: 165-166. —

- ERNST, S. (1988): Die Ausbreitung des Alpenbirkenzeisigs, *Carduelis flammea cabaret* P.L.S Müller, in Europa bis zum Jahre 1986. Ann. Orn. 12: 3-50. — FELLEBERG, W. (1982): 5. Ornithologischer Sammelbericht für Westfalen (Zeitabschnitt 1. 9. 1981-28. 2. 1982). Charadrius 18: 132. — Ders. (1983): 7. Ornithologischer Sammelbericht für Westfalen (Zeitabschnitt 1. 9. 1982-28. 2. 1983). Charadrius 19: 165-178. — Ders. (1985): 9. Ornithologischer Sammelbericht für Westfalen (Zeitabschnitt 1. 9. 1983-29. 2. 1984). Charadrius 21: 47. — FIEDLER, F. (1988): Ergebnisse von Zuwachsfineinmessungen in einem durch Immissionseinfluß geschädigten Fichtenbestand. Hercynia N.F. 25: 333-337. — FIEDLER, H. J. (1986): Schutz der Bodenfruchtbarkeit durch geeignete Waldbewirtschaftung. Arch. Nat.schutz Landsch.forsch. 26: 169-176. — FORMOSOV, A. N. (1965): Irregularities on the mass autumn migration of the Coal Titmouse. In: KUMARI, E.: Communications of the Baltic commission for the study of birds. Tartu. — GATTER, W. (1977): Verspäteter Heimzug als ein Regulationsmechanismus bei dichteabhängigen Invasionen, nach Befunden an Eichelhäher *Garrulus glandarius* und Tannenmeise *Parus ater*. Verh. orn. Ges. Bayern 23: 61-69. — GEORGE, K. (1984): Unser Wald — in guter Obhut. »Neue Berliner Illustrierte« H. 11/1984: 24-29. — GNIELKA, R. (1977): Avifaunistischer Jahresbericht 1974 für den Bezirk Halle. Apus 4: 25-39. — Ders. (1983): Natur und Umwelt. Avifauna von Halle und Umgebung 1. Halle. — GOMPEL, L. v. (1985): Het verloop van de invasie van de Vlaamse Gaai *Garrulus glandarius* in de Tikkebroeken te Kasterlee tijdens de maanden oktober en november 1983. Wielewaal 51: 452-456. — GOODBODY, I. M. (1952): The post-fledging dispersal of juvenile titmice. Brit. Birds 45: 279-285. — GRÜN, G. (1972): Über das Variieren der Nestlingsnahrung bei der Tannenmeise. Falke 19: 125-129 u. 166-171. — HAENSEL, J. (1987): Spezieller Teil II — Passeriformes. In: HAENSEL, J. & H. KÖNIG: Die Vögel des Nordharzes und seines Vorlandes. Naturkd. Jber. Mus. Hein. 9/6, Halberstadt. — HAFTORN, S. (1956): Contribution to the Food Biology of Tits especially about Storing of Surplus Food. Part IV: A comparative Analysis of *Parus atricapillus* L., *P. cristatus* L. and *P. ater* L. Kgl. Norske Vidensk. Selsk. Skr. 1956, Nr. 4, Trondheim. — HANDKE, K. (1980): Gehäuftes Vorkommen der Tannenmeise (*Parus ater*) in der NSG Lampertheimer Altrhein. Vogel u. Umwelt 1: 39. — HECKE, P. v. (1981): Ortstreu, Altersaufbau und Mortalität einer Population des Baumpeiepers (*Anthus t. trivialis*). J. Orn. 122: 23-35. — HELBIG, A. & V. LASKE (1986): Zehnjährige Planbeobachtungen des herbsthlichen Vogelzuges in Ostwestfalen: Status, Zugzeiten und Häufigkeiten der einzelnen Arten. Ber. Naturwiss. Verein Bielefeld u. Umgegend 28: 273-300. — HEMPEL, W. (1974/1977): Die gegenwärtige Struktur und Vegetation der geschützten Hochmoore des Erzgebirges. Veröff. Mus. Naturkd. Karl-Marx-Stadt 8: 9-36 u. 9: 3-29. — Ders. & H. SCHIEMENZ (1986): Handbuch der Naturschutzgebiete der Deutschen Demokratischen Republik. Bd. 5: Die Naturschutzgebiete der Bezirke Leipzig, Karl-Marx-Stadt und Dresden. Leipzig, Jena, Berlin. — HENDL, M. (1966): Grundriß einer Klimakunde der deutschen Landschaften. Leipzig. — HENZE, O. (1983): Kontrollbuch für Vogelneistkästen in Wald und Garten. Überlingen am Bodensee. — HILDEN, O. & J. KOSKIMIES (1969): Effects of the severe Winter of 1965/66 upon Winter Bird Fauna in Finland. Orn. Fenn. 46: 22-31. — HÖLAND, J. & K. SCHMIDT (1983): Zur Vogelwelt des Bezirkes Suhl. Teil 4. Suhl. — HUND, K. & R. PRINZINGER (1979): Untersuchungen zur Ortstreu, Paartreu und Überlebensrate nestjunger Vögel bei der Mehlschwalbe *Delichon urbica* in Oberschwaben. Vogelwarte 30: 107-117. — Ders. & Ders. (1981): Suchen sich Mehlschwalben *Delichon urbica* schon bald nach dem Ausfliegen den künftigen Brutplatz? J. Orn. 122: 197-198. — Ders. & Ders. (1985): Die Bedeutung des Lebensalters für brutbiologische Parameter der Mehlschwalbe (*Delichon urbica*). J. Orn. 126: 15-28. — JEDRASZKO-DABROWSKA, D. (1979): Rotation of individuals in breeding populations of dominant species of birds in a pine forest. Ecol. pol. 27: 545-569. — JENNI, L. (1984): Herbstzugmuster von Vögeln auf dem Col de Bretolet unter besonderer Berücksichtigung nachbrutzeitlicher Bewegungen. Orn. Beob. 81: 183-213. — KLAFFS, G. & J. STRÜBS (1979/1987): Die Vogelwelt Mecklenburgs (2. bzw. 3. Aufl.). Jena. — KLEIN, P. & D. ECKSTEIN (1988): Die Dendrochronologie und ihre Anwendung. Spektrum der Wissenschaft, H. 1/1988: 56-68. — KLUIJVER, H. N. (1951): The population ecology of the Great Tit, *Parus m. major* L. Ardea 39: 1-135. — Ders. (1966): Regulation of a Bird Population. Ostrich 38, Suppl. 6: 389-396. — Ders. (1969): Territorialität und Regulation in einer Kohlmeisenpopulation. Vortr. 80. Jahresvers. DOG 1967; ref.: J. Orn. 110: 366-368. — KNABE, W. (1981): Immissionsökologische Waldzustandserfassung in Nordrhein-Westfalen. Mitt. Landesanst. Ökol., Landsch.-entw. Forstplanung Nordrhein-Westf. 6: 90-95. — KÖCHER, W. & H. KOPSCH (1982/1983): Die Vogelwelt der Kreise Grimma, Oschatz und Wurzen. Teile IV & V. Grimma, Wurzen. — KOLBE, U. (1984): Zur Situation der Brutvogelfauna des oberen Osterzgebirges. Falke 31: 421-426. — KRÄTZIG, H. (1939): Untersuchungen zur Siedlungsbiologie waldbewohnender Höhlenbrüter. Orn. Abh. 1: 1-96. —

- LACK, D. (1950): Family-size in titmice of the genus *Parus*. *Evolution* 4: 279-290. — Ders. (1958): A quantitative breeding study of British Tits. *Ardea* 46: 91-124. — LEHMANN, W. (1973): Die Temperaturverhältnisse im Bezirk Karl-Marx-Stadt. *Erzgebirge* 1973. *Jahrb. soz. Heimatkd.*: 77-87. — Ders. (1976): Die Niederschlagsverhältnisse im Bezirk Karl-Marx-Stadt. *Erzgebirge* 1976. *Jahrb. soz. Heimatkd.*: 62-66. — LESLIE, P. H. & D. CHITTY (1951): The estimation of population parameters from data obtained by means of the capture-recapture method. The Maximum Likelihood equations for estimating the deathrate. *Biometrika* 38: 269-292. — LÖHRL, H. (1950): Beobachtungen zur Soziologie und Verhaltensweise von Sumpfmäusen (*Parus palustris communis*) im Winter. *Zeitschr. Tierpsychologie* 7: 417-424. — Ders. (1966): Eizahl und Bruterfolg der Haubenmeise (*Parus cristatus*) und der Sumpfmäuse (*P. palustris*) in Südwestdeutschland. *Vogelwelt* 87: 15-21. — Ders. (1974): Die Tannenmeise. NBB 472. Wittenberg Lutherstadt. — Ders. (1976): Die Sumpfmäuse (*Parus palustris*) als Brutvogel des Fichtenwaldes im Vergleich zu Tannen-, Blau- und Kohlmeise (*P. ater*, *P. caeruleus* und *P. major*). *Vogelwelt* 97: 217-223. — Ders. (1978): Brutpaar der Tannenmeise (*Parus ater*) nistet sechs Jahre gemeinsam. *J. Orn.* 119: 463-464. — Ders. (1982): Vögel am Futterplatz. Stuttgart. — MARSH, P. J. (1985): Birds of the district 1985. *Annual Rep. Lancaster Distr. Bird-Watch. Soc. No.* 27: 8-20. — MATTES, H. (1988): Untersuchungen zur Ökologie und Biogeographie der Vogelgemeinschaften des Lärchen-Arvenwaldes im Engadin. *Münst. Geogr. Arb.* 30. — MATTHIJSSEN, E. & A. A. DHONDT (1983): Die Ansiedlung junger Kleiber (*Sitta europaea*) im Spätsommer und Herbst. *J. Orn.* 124: 281-290. — Ders. (1987): Territory establishment of juvenile Nuthatches after fledging. *Ardea* 75: 53-57. — MEAD, C. (1974): Bird Ringing. BTO Guide 16. *Tring.* — MEINEKE, T. (1978): Avifaunistischer Jahresbericht 1977 für den Raum Herzberg. *Mat. z. Avif. d. Raumes Herzberg am Harz* 1: 29-56. — MELCHIOR, E., E. MENTGEN, R. PELTZER, R. SCHMITT & J. WEISS (1987): Atlas der Brutvögel Luxemburgs. Luxembourg. — Meteorologischer u. Hydrologischer Dienst d. DDR (1955/1961-1978): Klimatologische Normalwerte für das Gebiet der Deutschen Demokratischen Republik (1961-1950). 1.-3. Lieferung. Berlin. — MILDENBERGER, H. (1984): Die Vögel des Rheinlandes. Bd. 2. Düsseldorf. — MÖCKEL, R. & G. WAGNER (1985): Zur Situation der Weißtanne (*Abies alba* MILL.) im Westerzgebirge. *Naturschutzarb. naturkd. Heimatforsch. Sachsen* 27: 11-18. — Ders. (1987): Bemerkenswerter Massenwechsel des Eichhörnchens (*Sciurus vulgaris*) im Westerzgebirge. *Säugetierkd. Inf.* 2, 11: 489-493. — Ders. (1990a): Zur Brutbiologie der Tannenmeise (*Parus ater*) im Westerzgebirge. *Zool. Jb. Syst., Jena* 117: 175-200. — Ders. (1990b): Zur Brutbiologie der Haubenmeise (*Parus cristatus*) im Westerzgebirge. *Acta ornithoecol., Jena* 2, 2: 143-169. — Ders. (im Druck a): Häufigkeitsveränderungen höhlenbrütender Singvögel des Fichtenwaldes während des »Waldsterbens« im Westerzgebirge. *Zool. Jb. Syst., Jena.* — Ders. (im Druck b): Tannenmeise — *Parus ater* L., 1758. In: *Die Vogelwelt Sachsens. Jena.* — Ders. (Mskr.): Beeinflusst die Witterung den Bruterfolg von Tannen- und Haubenmeisen (*Parus ater*, *P. cristatus*)? unveröff. — MOUTON, J. (1986): L'invasion des mesanges noires (*Parus ater*) de l'automne 1985. *Heron* 9: 41-43. — MÜLLER, H. E. J. & H. WEBER (1980): Über Lebenserwartung, Höchstalter und Orts-treue bei der Tannenmeise. *Falke* 27: 52-55. — MÜLLER, H. J. (1984): Ökologie. Jena. — NESSING, R. (1986): Nistkasten-Kontrollergebnisse aus dem südlichen Berlin. *Pica* 12: 22-35. — NIETHAMMER, G. (1937): Handbuch der deutschen Vogelkunde. Bd. 1: Passeres. Leipzig. — OAG Bodensee (1983): Die Vögel des Bodenseegebietes. Konstanz. — O'CONNOR, R. J. (1980): Pattern and process in Great tit (*Parus major*) populations in Britain. *Ardea* 68: 165-183. — OJANEN, M. & M. ORELL (1985): Changes in the breeding parameters of the Crested Tit *Parus cristatus*. *Ornis Fenn.* 62: 161-167. — PECHACKER, H. (1974): Über die Wirkungen chemischer Forstschädlingsbekämpfungen aus der Luft auf Honigtauerzeuger und Ameisen. *Anz. Schädlingskde. Pflanzen-Umweltschutz* 47: 42-45. — PELZ, E. (1970): Ergebnisse einer Schadenserhebung als Teilaufgabe der Forsteinrichtung in Fichtenbeständen des mittleren Erzgebirges. *Arch. Forstwesen* 19: 651-674. — PÖRNER, H. (1983): Ausgewählte Wiederfunde. *Ber. Vogelwarte Hiddensee* 4: 145-159. — REDDINGIUS, J. (1971): Gambling for Existence. *Acta Biotheoretica, Leiden/Niederlande.* — RHEINWALD, G. & H. GUTSCHER (1969): Dispersion und Ortstreue der Mehlschwalbe (*Delichon urbica*). *Vogelwelt* 90: 121-140. — RICHTER, D. (1988): Die potentielle Gefährdung vitalitätsgeminderter Waldbestände durch Forstschädlinge. *Soz. Forstwirt.* 38: 359-360. — RÜTHNICK, R. (1983): Bewirtschaftung und Schutz unserer Wälder — Auftrag der Forstwirtschaft von hohem volkswirtschaftlichem Gewicht. *Unsere Jagd* 33: 162-163. — RUTHE, R. (1989): Schlote und Apfelhaine. »*Wochenpost*« Nr. 30/1989: 13. — RUTHENBERG, H. (1990): Gift in unserer Natur. *Falke* 37: 148-150. — RUTSCHKE, E. (1986): Regulative Prozesse in Vogelpopulationen. *Ber. Vogelwarte Hiddensee*

see 7: 5-14. — RYSEL, A. & U. SCHWARZ (1981): Die Vogelwelt im Kreis Merseburg. Beitr. Mus. Merseburg Sonderh. 18/19. — SAEMANN, D. (Mskr.): Untersuchungen zur Siedlungsdichte der Vögel in erzegebirgischen Fichtenforsten im Jahre 1983 unter besonderer Berücksichtigung aviochemischer Befugungsmaßnahmen. unveröff. — SCHERRER, B. (1972): Migration et autres types de déplacements de la Mesange noire (*Parus ater*) en transit au Col de la Goleze. Terre et Vie 26: 54-97 u. 257-313. — SCHERZINGER, W. (1985): Die Vogelwelt der Urwaldgebiete im Inneren Bayerischen Wald. Schriftenr. Bayer. Staatsmin. ELF 12: 188 S. — SCHEURER, S. (1964): Untersuchungen zum Massenwechsel einiger Fichten bewohnender Lachnidenarten im Harz. Biol. Zentralblatt 83: 427-467. — SCHIFFERLI, A. (1966): Auswirkungen einer Insektizid-Aktion gegen den Grauen Lärchenwickler auf die Vogelwelt in Goms (Oberwallis). Orn. Beob. 63: 25-40. — SCHMIDT, K.-H. (1983): Untersuchungen zur Jahresdynamik einer Kohlmeisenpopulation. Ökol. Vögel 5: 135-202. — Ders., S. JACKEL & B. CROON (1986): Netzfänge von Kohlmeisen (*Parus major*) an Futterstellen — Möglichkeiten und Grenzen der Methode. J. Orn. 127: 61-67. — SCHMIDT-VOGT, H. (1977): Die Fichte. Bd. 1: Taxonomie, Verbreitung, Morphologie, Ökologie, Waldgesellschaften. Hamburg, Berlin. — SCHÖNBORN, W. (1983): Vogelpopulationen und ihre Dynamik. Thür. Orn. Mitt. 30: 5-27. — Ders. (1985): Untersuchungen über die Aktivitätsdichte der Vögel. Falke 32: 171-175. — SCHRETZENMAYR, M. (1975): Der Wald. Leipzig, Jena, Berlin. — SCHÜZ, E. (1971): Grundriß der Vogelzugskunde. Hamburg, Berlin. — SCHULENBURG, J. & U. ZÖPHEL (1987): Zur Bestandssituation des Rauhfußkauzes *Aegolius funereus* (L.) in immissionsbelasteten Fichtenkammwäldern des Osterzgebirges. Populationsökol. Greifvogel- u. Eulenanat. 1: 359-370. — SIEFKE, A. (1984a): Zur Dismigration der Vögel als populärem Phänomen. I. Ein heuristisches Modell der Ansiedlerstreuung. Zool. Jb. Syst. 111: 307-319. — Ders. (1984b): Zur Dismigration der Vögel als populärem Phänomen. II. Die räumliche Größe von Vogelpopulationen als selbstregulierende Systeme. Zool. Jb. Syst. 111: 413-426. — Ders. (1989): Zur Strategie des Vogelzuges. Falke 36: 405-414 & 419. — SMITH, H. G. & J. A. NILSSON (1987): Intraspecific variation in migratory pattern of a partial migrant the Blue Tit (*Parus caeruleus*): an evaluation of different hypotheses. Auk 104: 109-115. — STEFFENS, R. (1981): Langjährige Nistkastenkontrollen — Quelle für avifaunistische und brutbiologische Informationen über höhlenbrütende Singvögel. Actis 19: 14-39. — Ders. (1989a): Auswirkungen von Immissionen auf Vogelpopulationen. Einfluß von Agrochemikalien auf die Populationsdynamik von Vogelarten in der Kulturlandschaft, Festsymp. Seebach 1988: 125-133. — Ders. (1989b): Naturschutzprobleme in Immissionsgebieten unter besonderer Berücksichtigung der Situation in den drei sächsischen Bezirken. Naturschutzarb. Sachsen 31: 25-38. — STEIN, G. (1968): Der Einfluß von Industrieabgasen aus dem Böhmischem Becken auf die Waldgebiete im Oberen Erzgebirge. Zeitschr. Meteorologie 20: 106-108. — STEIN, H. (1986): Die Mortalitätsrate und daraus abgeleitete Parameter beim Sumpfrohrsänger (*Acrocephalus palustris*). Ber. Vogelwarte Hiddensee 7: 15-36. — SVENSSON, L. (1970): Identification Guide to European Passerines. Stockholm. — TEUBNER, G. (1983): Was tun wir für unsere Waldbestände? »Freie Presse« v. 2. 11. 1983: 3. — THALER, E. (1973): Zum Verhalten überwinternder Goldhähnchen (*Regulus r. regulus* (L.)) in der Umgebung von Innsbruck (Nordtirol: Österreich). Ber. nat.-med. Ver. Innsbruck 60: 167-182. — Ders. (1990): Die Goldhähnchen. NBB 597. Wittenberg Lutherstadt. — TINBERGEN, L. (1949): De trek van de Zwarte Mees (*Parus a. ater*). Jaarversl. Vogeltrekst. Texel 1949: 16-21. — ULBRICHT, J. (1984): Zur Ansiedlerstreuung beim Gartenrotschwanz (*Phoenicurus phoenicurus*) — eine Auswertung von Ringfunden aus dem Gebiet der DDR. Ber. Vogelwarte Hiddensee 5: 57-66. — Ders. (1985): Zur Gebietstreuere und Ansiedlerstruktur lokaler Populationen von Sperlingsvögeln. Ber. Vogelwarte Hiddensee 6: 5-26. — VIRTANEN, R. (1986): The nesting of the Crested Tit in Valkeakoski 1969-1985. Lintuviesti 2: 44-47. — WEBER, E. (1980): Grundriß der biologischen Statistik. Jena. — WINKEL, W. (1975): Vergleichend-brutbiologische Untersuchungen an fünf Meisen-Arten (*Parus* spp.) in einem niedersächsischen Aufforstungsgebiet mit Japanischer Lärche *Larix leptolepis*. Vogelwelt 96: 41-63 u. 104-114. — Ders. (1980): Befunde zur Eiggröße und Brutbiologie der Haubenmeise (*Parus cristatus*) in einem niedersächsischen Aufforstungsgebiet mit Japanischer Lärche (*Larix leptolepis*). Vogelkdl. Ber. Niedersachs., Sonderh.: 44-51. — Ders. & D. WINKEL (1980): Zum Paarzusammenhalt bei Kohl-, Blau- und Tannenmeise (*Parus major*, *P. caeruleus* und *P. ater*). Vogelwarte 30: 325-333. — Ders. (1981a): Zur Populationsentwicklung von fünf Meisen-Arten (*Parus* spp.) in einem Lärchen-Versuchsgebiet vor und nach dem strengen Winter 1978/79. Vogelwelt 102: 41-47. — Ders. (1981b): Zum Ortstreue-Verhalten von Kohl-, Blau- und Tannenmeisen (*Parus major*, *P. caeruleus* und *P. ater*) in einem 325 ha großen Untersuchungsgebiet. Vogelwelt 102: 81-106. — Ders. (1982): Zum Ortstreue-Verhalten des Trauerschnäppers (*Ficedula hypoleuca*) im westlichen Randbereich seines mitteleu-

ropäischen Verbreitungsgebietes. J. Orn. 123: 155-173. — Ders. (1984): Altersklassen und Überlebensrate weiblicher Tannenmeisen (*Parus ater*). Vogelwarte 32: 298-302. — Ders. & D. WINKEL (1985): Zum Brutbestand von Meisen (*Parus* spp.) und anderen Höhlenbrüter-Arten eines 324 ha großen Nisthöhlen-Untersuchungsgebietes von 1974 bis 1984. Vogelwelt 106: 24-32. — Ders. & Ders. (1988): Zur Abwanderung von Kohl- und Tannenmeisen (*Parus major*, *P. ater*) eines Lärchen-Versuchsgebietes. Vogelwarte 34: 225-232. — Ders. (1989): Zum Dispersionsverhalten und Lebensalter des Kleibers (*Sitta europaea caesia*). Vogelwarte 35: 37-48. — Ders. & M. FRANTZEN (1989): Ortstreue, Emigration und Lebensalter von Kohlmeisen (*Parus major*) im Braunschweiger Raum. Vogelwarte 35: 64-79. — WINKLER, R. (1974): Der Herbstdurchzug von Tannenmeise, Blaumeise und Kohlmeise (*Parus ater*, *caeruleus* und *major*) auf dem Col de Bretolet (Wallis). Orn. Beob. 71: 135-152. — Ders. (1980): Zur Altersstruktur von Tannenmeiseninvasionen *Parus ater* — ein Vergleich der Daten von Bretolet und la Goleze. Orn. Beob. 77: 195-197. — ZANG, H. (1972): Über Zweit- und Drittbruten der Tannenmeise (*Parus ater*). Vogelwelt 93: 180-192. — Ders. (1980): Der Einfluß der Höhenlage auf Siedlungsdichte und Brutbiologie höhlenbrütender Singvögel im Harz. J. Orn. 121: 371-386. — Ders. (1990): Abnahme der Tannenmeisen *Parus ater* — Population im Harz als Folge der Waldschäden (Waldsterben). Vogelwelt 111: 18-28. — ZINK, G. (1981): Der Zug europäischer Singvögel. Ein Atlas der Wiederfunde beringter Vögel. 3. Lieferung. Möggingen.

Anlagen

Anl. 1. Jahrringanalysen bei Fichten.

1. Methode

Mit einem Zuwachsbohrer wurden 12 nach dem Zufallsprinzip ausgewählten herrschenden Fichten (Stammklasse 2) jeweils zwei (rechtwinklig versetzte) radial, also in Richtung des Stammzentrums ange-setzte, Bohrkerne entnommen, mit Sandpapier glatt geschliffen und unter einem Stereomikroskop GSM von Carl Zeiss Jena die Jahrringbreiten bei 32facher Vergrößerung auf 0,1 mm Genauigkeit ermit-telt. Über die Verteilung der Probenahmeorte – in jedem Falle Fichten in Kamm-, Gipfel- oder Plateau-lagen – informiert die Abb. I, während die Tab. I Auskunft über Höhenlage, Baumalter und subjektiv eingeschätzter Schadstufe (nach Anonymus 1985) der einzelnen Probebäume gibt.

Tab. I. Beschreibung der Probenahmepunkte für die Jahrringanalysen.

Proben-Nr.	Höhenlage (m üNN)	Baumalter (Jahre)	Schad-stufe	Bemerkungen
U 1	560	75	2	Zahl der Nadeljahrgänge verringert; Nadelfarbe grün
U 2	600	85	4	absterbender Überhälter auf Hochfläche
U 3	640	85	0	gesund; bis Mai 1988 von Altlichten-saum (Schadstufe 2) abgeschirmt
V 1	820	100	2	Zahl der Nadeljahrgänge verringert; Nadelfarbe graugrün
V 2	960	95	3	} starke Nadelverluste; } Nadelfarbe grau
V 3	920	90	3	
V 4	760	110	3	Überhälter mit starken Nadelverlusten; Nadelfarbe grau
K 1	950	90	4	absterbender Fichtenbestand
K 2	925	120	2	Zahl der Nadeljahrgänge verringert; Nadelfarbe grün
K 3	960	105	3	starke Nadelverluste; Nadelfarbe grau
K 4	940	80	4	absterbender Fichtenbestand
K 5	955	90	2	Zahl der Nadeljahrgänge verringert; Nadelfarbe graugrün

Anmerkungen:

U 1 ... U 3 – Proben der unteren Höhenstufe (500-650 m üNN)

V 1 ... V 4 – Proben von Gipfeln der dem Erzgebirgskamm vorgelagerten Berge; repräsentieren die mittlere Höhenstufe

K 1 ... K 5 – Proben vom Erzgebirgskamm; repräsentieren die Höhenstufe > 800 m üNN

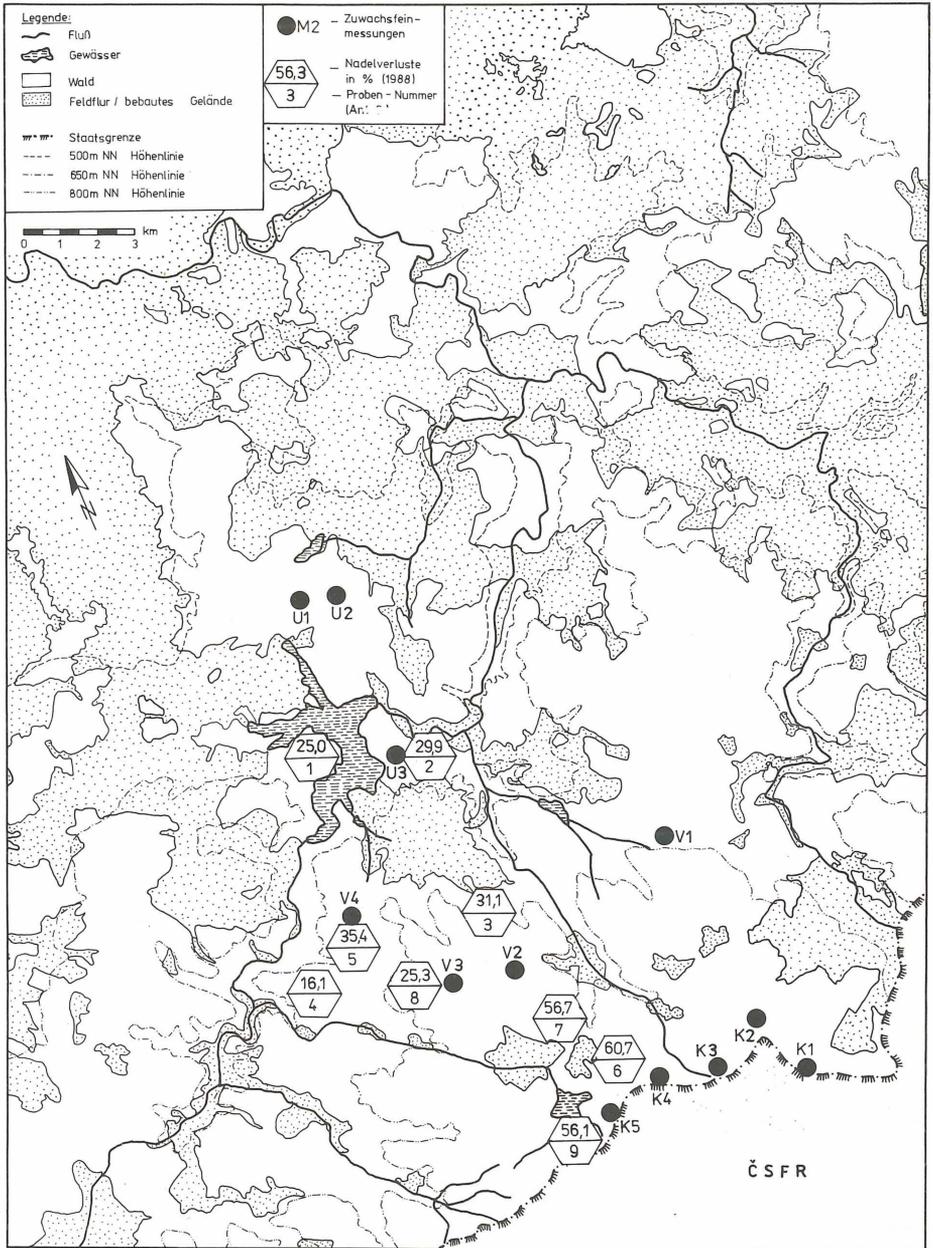


Abb. I. Lage der Beprobungsorte für die Jahringanalysen und den Benadelungstests im Westerzgebirge.

2. Ergebnisse

Jährlicher Radialzuwachs (Mittelwerte mit Standardabweichung; Signifikanz der Differenzen mittels t-Test geprüft); vgl. Abb. II.

Untere Höhenstufe	(U 1 – U 3)	
$\bar{x} \pm s$ (1960 – 1969) = 1,95 ± 0,81 mm (n = 30) = 100 %	}	P > 0,10
$\bar{x} \pm s$ (1980 – 1988) = 2,15 ± 1,74 mm (n = 27) = 110 %		
Gipfel der mittleren Höhenstufe	(V 1 – V 4)	
$\bar{x} \pm s$ (1960 – 1969) = 2,44 ± 0,90 mm (n = 40) = 100 %	}	P < 0,001
$\bar{x} \pm s$ (1980 – 1988) = 0,92 ± 0,50 mm (n = 36) = 38 %		
Kammlagen	(K 1 – K 5)	
$\bar{x} \pm s$ (1960 – 1969) = 2,43 ± 0,50 mm (n = 50) = 100 %	}	P < 0,001
$\bar{x} \pm s$ (1980 – 1988) = 0,73 ± 0,46 mm (n = 45) = 30 %		

Anl. 2. Benadelungstests an Fichte

1. Methode

In Anlehnung an KNABE (1981) wurde wie folgt vorgegangen:

1. Aus einem 60-110jährigen Fichtenbestand wurde ein Baum der Stammklasse 2 (herrschender Baum) nach dem Zufallsprinzip ausgewählt,
2. der Baum wurde bestiegen und vom 7. Quirl (von oben) 3 Äste entnommen,
3. für die Jahrgänge 1981 bis 1987 wurde die Benadelung des Haupttriebes bonitiert:
100% – alle Nadeln des entsprechenden Jahrganges sind vorhanden
1 ... 99% – Benadelungsprozente wurden abgeschätzt
0% – keine Nadeln mehr vorhanden.
4. die Zweige wurden getrocknet und im Dezember 1988 die Trockenmasse der Nadeln des Gesamtzweiges ermittelt.

Zum Standort der untersuchten Fichten vgl. Anl. 1/Abb. I. Die Ansprache der Schadstufen geschah nach den Kriterien in Anonymus (1985):

Schadstufe	Anteil stark geschädigter ¹⁾ Bäume (%)	Mittlere Anzahl ungeschädigter Nadeljahrgänge	Anfall abgestorbener Bäume
0 gesund	0	über 5	keiner
1 leicht geschädigt	bis 10	5	einzel
2 mittelstark geschädigt	11-30	4	einzel, am Rand gehäuft
3 stark geschädigt	31-50	3	einzel, am Rand flächenweise
4 sehr stark geschädigt	51-70	2	von Rand und Lücken her und an exponierten Stellen flächenweise
5 extrem geschädigt	über 70	unter 2	flächenweise

1) stark geschädigter Baum:

Gesamteindruck der Krone (obere Hälfte maßgebend) sehr schütter, unter 20% Benadelung, 1. bis 2. Nadeljahrgang oft vergilbt bzw. nekrotisiert.

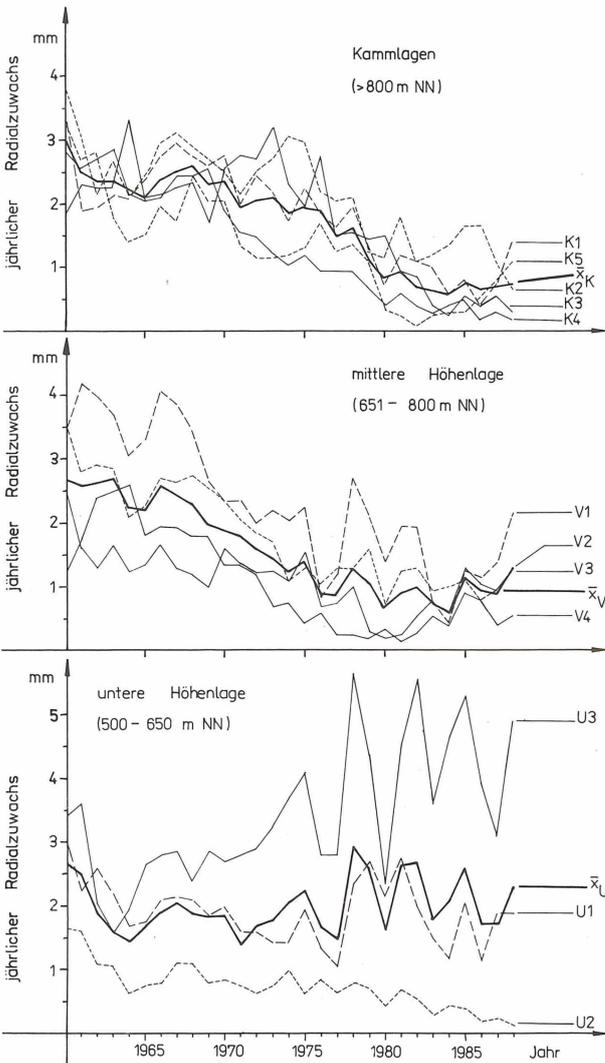


Abb. II. Ergebnisse der Zuwachsfeinmessungen an Fichten im Westerzgebirge (1960-1988).

2. Ergebnisse

Zur Beurteilung der Schädigung erwies sich der Nadelverlust = $\frac{700\% - \text{Benadelungs-\%}}{7}$ (vgl. Tab.) als brauchbarer Parameter, welcher auch ökologisch relevante Aussagen zulässt. Weniger geeignet ist dagegen die Trockenmasse der Nadeln, da Nadellänge und -dichte von einer Vielzahl Einzelfaktoren (z.B. Ernährungslage, Standort, Höhenlage, Verzweigungstyp) abhängen (SCHMIDT-VOGT 1977).

Ergebnisse von Benadelungstests in Fichtenbeständen des Westerzgebirges:

Proben-Nr.	Baumalter	Höhenlage	Exposition	Nadel- verluste ¹⁾	Schadstufe	Nadelmasse ¹⁾
—	Jahre	m üNN	—	%	—	g
1	100	580	Mittel-/Osthang	25,0	2	268
2	100	600	Mittel-/Osthang	29,9	2	140
3	60	690	Mittel-/Westhang	31,1	2	98
4	70	690	Ober-/SW-Hang	16,1	1	76
5	70	750	Plateau	35,4	2	135
6	60	840	Mittel-/NE-Hang	60,7	3	54
7	70	880	Ober-/NE-Hang	56,7	3	104
8	110	900	Gipfel	25,3	2	138
9	70	960	Kamm	56,1	3	81
\bar{x}	—	—	—	37,4	2	122

Anmerkung:

1) Mittelwert von 3 Probezweigen pro Baum.

Anl. 3. Beringungen von Tannen- und Haubenmeisen im Westerzgebirge (Mai 1970 — März 1988).

Jahr	Tannenmeise				Haubenmeise			
	NJG	AD	FGL	Summe	NJG	AD	FGL	Summe
1970	15	2	9	26	25	10	2	37
1971	13	3	19	35	13	1	6	20
1972	64	13	74	151	27	8	14	49
1973	156	24	105	285	66	9	32	107
1974	460	58	210	728	71	8	24	103
1975	463	56	187	706	77	20	20	117
1976	705	80	334	1119	120	29	53	202
1977	977	157	102	1236	148	44	3	195
1978	823	141	444	1408	66	14	26	106
1979	603	93	147	843	141	38	42	221
1980	1435	192	136	1763	123	58	24	205
1981	796	130	113	1039	110	22	36	168
1982	424	52	56	532	68	15	15	98
1983	398	72	21	491	46	13	8	67
1984	148	19	47	214	36	11	5	52
1985	329	50	44	423	86	19	5	110
1986	312	39	33	384	54	10	4	68
1987	484	56	31	571	48	5	14	67
1988*	—	—	30	30	—	—	6	6
Summe	<u>8605</u>	<u>1237</u>	<u>2142</u>	<u>11984</u>	<u>1325</u>	<u>334</u>	<u>339</u>	<u>1998</u>
%	71,8	10,3	17,9	100	66,3	16,7	17,0	100

Abkürzungen: NJG — nestjunge Vögel

AD — Altvögel zur Brutzeit

FGL — Fängerlinge außerhalb der Brutzeit

* — planmäßige Beringungen nur im 1. Quartal

Anl. 4. Ausgewählte Ringfunde.

Verwendete Abkürzungen:

Hi	— Hiddensee, Beringungszentrale der ehemaligen DDR	Kr.	— Kreis
Fgl.	— Fänglinge, Alter unbekannt	BV	— Brutvogel
Njg.	— nestjung, Nestling	BO	— Beringungsort
Ad.	— Adultus, im Alterskleid	FH	— Futterhaus
UG	— Untersuchungsgebiet	NK	— Nistkasten

v	— gefangen und frei (kontrolliert)
x	— frischtot oder sterbend gefunden
(x)	— tot gefunden, Sterbedatum unbekannt
1	— Verkehrsopfer
2	— Anflug gegen Glasscheibe
3	— von Sperlingskauz (<i>Glaucidium passerinum</i>) erbeutet
4	— von Hauskatze (<i>Felis silvestris f. catus</i>) erbeutet

Koordinaten werden nur für Orte außerhalb des UG angegeben.

Parus ater — Tannenmeise

- Arnhem A 510 631 520 km ESE nach 243 Tagen
 Fgl. 25. 10. 1981 Tilburg/Nord-Brabant (51.34 N, 5.05 E), Niederlande
 x1 25. 6. 1982 Zschorlau/Kr. Aue
- Lituania Z 8531 ca. 740 km SW nach 13 Tagen
 Fgl. 23. 9. 1974 Ventes Ragas (55.21 N, 21.13 E), Litauen
 v 6. 10. 1974 Brünlos/Kr. Stollberg
- Moskwa X 666 490 ca. 800 km SW nach 18 Tagen
 Fgl. 18. 9. 1974 Pape Liepaja (56.11 N, 21.03 E), Lettland
 v 6. 10. 1974 Brünlos/Kr. Stollberg
- Hi 9040 0867 am BO nach 6 Jahren und 293 Tagen
 Fgl. 4. 3. 1972 Zschorlau/Kr. Aue, FH »Zschorlau II«
 v 22. 12. 1978 BO
- Hi 9060 2554 (♂) am BO nach 6 Jahren und 358 Tagen
 Fgl. 27. 12. 1974 Filzteich bei Schneeberg/Kr. Aue, FH »Schwalbner Flügel«
 v 20. 12. 1981 BO
- Hi 9065 9737 158 km WNW nach 299 Tagen
 Njg. 10. 6. 1975 Auersberg bei Sosa/Kr. Aue
 (x) 4. 4. 1976 Winterstein/Kr. Gotha (50.53 N, 10.28 E), Thüringen
- Hi 9068 5525 318 km SSE nach 180 Tagen
 Njg. 22. 5. 1976 2 km E Stapel/Kr. Hagenow (53.15 N, 11.00 E), Mecklenburg-Vorpommern
 v 18. 11. 1976 Zschorlau/Kr. Aue, FH »Zschorlau I«
- Hi 9070 7295 9 km NW nach 47 Tagen
 Njg. 8. 8. 1976 Bockau/Kr. Aue, NK: 26-J
 x2 24. 9. 1976 Schneeberg/Kr. Aue
- Hi 9070 7359 (♀) 3,5 km S nach 5 Jahren und 232 Tagen
 Njg. 11. 7. 1976 Zschorlau/Kr. Aue, NK: 7-B
 v 28. 2. 1982 Burkhardtgrün/Kr. Aue, FH »Burkhardtgrün«

10. Hi 9076 6694 (♀) 11,5 km SW nach 332 Tagen
 Njg. 5. 7. 1979 Zwönitz/Kr. Aue, NK: 9-FB
 v 1. 6. 1980 Albernau/Kr. Aue, BV im NK: 14-A
11. Hi 9077 8468 (♂) < 1 km nach 7 Jahren und 198 Tagen
 Ad. 31. 5. 1977 Filzteich bei Schneeberg/Kr. Aue, BV im NK: 11-F
 v 15. 12. 1984 FH »Schwalbner Flügel« unweit BO
12. Hi 9077 9187 1282 km SW nach 327 Tagen
 Njg. 10. 6. 1978 Oberwildenthal/Kr. Aue, NK: 37-OW
 x4 3. 5. 1979 Agos/Hautes Pyrenees (43.02 N, 0.04 W), Frankreich
13. Hi 9088 4706 172 km WS nach 105 Tagen
 Njg. 2. 6. 1978 2 km SW von Buchholz/Kr. Annaberg
 x2 15. 9. 1978 Forchheim (49.42 N, 11.00 E), Bayern
14. Hi 9091 0644 13 km SW nach 221 Tagen
 Njg. 21. 6. 1979 3 km E Auerbach/Kr. Stollberg
 v 28. 1. 1980 Zwönitz/Kr. Aue, FH »Guter Brunnen«
15. Hi 9095 9640 628 km W nach 8 Jahren und 5 Tagen
 Njg. 27. 7. 1980 1 km SW Burkhardtgrün/Kr. Aue, NK: 5-N
 (x) 1. 8. 1988 Zottegem/Oostvlanderen (50.52 N, 3.48 E), Belgien
16. Hi 9096 2823 12 km SW nach 4 Jahren und 255 Tagen
 Njg. 29. 5. 1982 Thum/Kr. Annaberg
 (x) 3 8. 2. 1987 Zwönitz/Kr. Aue (Schatzenstein)
17. Hi 9097 7733 2,5 km W nach 62 Tagen
 Njg. 6. 5. 1981 Stützensgrün/Kr. Aue, NK: 15-US
 x 1 7. 7. 1981 Schönheide/Kr. Aue
18. Hi 9097 7845 556 km WNW nach 109 Tagen
 Njg. 10. 6. 1981 Kuhberg bei Schönheide/Kr. Aue, NK: 11-U
 v 27. 9. 1981 K.MP 15 Oostvaardersdyk (52.25 N, 5.14 E), Niederlande
19. Hi 9097 7849 620 km W nach 112 Tagen
 Njg. 10. 6. 1981 Kuhberg bei Schönheide/Kr. Aue, NK: 11-U
 (x) 30. 9. 1981 Maugeuge Nord (50.17 N, 3.58 E), Frankreich
20. Hi 9097 7851 396 km W nach 109 Tagen
 Njg. 10. 6. 1981 Kuhberg bei Schönheide/Kr. Aue, NK: 11-U
 x 27. 9. 1981 Bonn (50.44 N, 7.06 E), Nordrhein-Westfalen
21. Hi 9097 7869 (♂) < 1 km nach 41 Tagen bzw. nach 1 Jahr und 16 Tagen
 Njg. 2. 6. 1982 Hundshübel/Kr. Aue, NK: 22-MA
 v 13. 7. 1982 am NK: 4-Hi (Zufallsfang) unweit BO
 v 18. 6. 1983 im NK: 10-Hi als BV
22. Hi 9098 5017 1054 km WSW nach 214 Tagen
 Njg. 11. 6. 1981 Bernsbach/Kr. Aue, NK: 13-BE
 x 4 11. 1. 1982 Ingrandes sur Loire (47.24 N, 0.55 W), Frankreich
23. Hi 9104 6584 111 km W nach 70 Tagen
 Njg. 22. 7. 1986 Johanngeorgenstadt/Kr. Schwarzenberg, NK: 37-OJ
 v 30. 9. 1986 Neuhaus am Rennweg/Thüringen (50.31 N, 11.09 E)
24. Hi 9104 7233 64 km WSW nach 115 Tagen
 Njg. 13. 6. 1987 Eibenstock/Kr. Aue, NK: 84-G
 x 2 6. 10. 1987 Hof/Oberfranken (50.19 N, 11.55 E)

Parus cristatus – Haubenmeise

25. Hi 9026 99 10 (♀) < 1 km nach 6 Jahren und 204 Tagen
 Ad. 9. 6. 1970 Zschorlau/Kr. Aue, BV im NK: 15-II
 v 30. 12. 1976 FH »Zschorlau I« unweit BO
26. Hi 9045 4789 7,5 km SW nach 205 Tagen
 Njg. 1. 6. 1973 Zschorlau/Kr. Aue, NK: 3-I
 v 23. 12. 1973 Sosa/Kr. Aue, FH »Zinnsteig«
27. Hi 9048 8806 (♀) 10 km NW nach 2 Jahren und 359 Tagen
 Njg. 5. 6. 1973 Sosa/Kr. Aue (»Roter Mann«)
 v 29. 5. 1976 Hundshübel/Kr. Aue, BV im Weißbachtal (II)
28. Hi 9065 9511 (♂) 8,5 km SW nach 1 Jahr und 12 Tagen
 Njg. 23. 5. 1975 Zschorlau/Kr. Aue, NK: 14-IV
 v 4. 6. 1976 Hundshübel/Kr. Aue, BV im Weißbachtal (I)
29. Hi 9065 9901 (♂) < 1 km nach 5 Jahren und 350 Tagen
 Ad. 25. 5. 1975 Burkhardtgrün/Kr. Aue, BV im NK: 19-L
 v 10. 5. 1981 BV im NK: 8-L unweit BO

Anl. 5. Zum Ortswechsel von Tannenmeisen zwischen benachbarten Futterhäusern im Winter.

1. Austauschrate zwischen benachbarten Futterhäusern (FH)

* FH »Marienweg« und »Lärchenflügel« bei Hundshübel

Entfernung: 400 m

Beide FH wurden nur einen Winter parallel betrieben und dabei 93 TM beringt. Sie erbrachten im gleichen Winter 7 Belege für Austausch - - - -> 7,5 pro 100 TM-Beringungen

* FH »Abt. 112« und »Abt. 118« bei Burkhardtgrün

Entfernung: 650 m

Beide FH wurden 3 Jahre lang parallel betrieben und dabei 67 TM beringt. Dreimal wurde (im gleichen Winter) Austausch zwischen beiden FH belegt - - - -> 4,5 pro 100 TM-Beringungen

* FH »Zschorlau I« und »Zschorlau II« bei Zschorlau

Entfernung: 800 m

Neun Jahre lang wurden beide FH parallel betrieben und dabei insgesamt 300 TM beringt. Nur 3× im gleichen (einmal am gleichen Tag) und 5× in aufeinanderfolgenden Wintern wurde ein Austausch zwischen beiden FH belegt - - - -> 2,7 pro 100 TM-Beringungen

* FH »Schwalbner Flügel« und »Schnorrbusch« am Filzteich bei Schneeberg

Entfernung: 950 m

Beide FH wurden 6 Jahre lang parallel betrieben und dabei insgesamt 415 TM beringt. Nur 3× im gleichen und 4× in aufeinanderfolgenden Wintern wurde ein Austausch belegt - - - -> 1,7 pro 100 TM-Beringungen

* FH »Neuwiesenhaus« und »Wilzschmühle« im Wilzschtal nördlich Carlsfeld

Entfernung: 1100 m

Beide FH wurden zwei Winter parallel betrieben und dabei 118 TM beringt. Im gleichen wurde 3× und in verschiedenen Wintern noch 2× Austausch belegt - - - -> 4,2 pro 100 TM-Beringungen

* FH »Unterstützengrün« bei Stützengrün und FH »Webersberg« bei Schönheide

Entfernung: 1250 m

Beide FH wurden 9 Winter parallel betrieben und dabei 214 TM beringt. Nur einmal im gleichen und 3× in verschiedenen Wintern wurde Austausch belegt - - - -> 1,9 pro 100 TM-Beringungen

- * FH »Schwalbner Flügel« am Filzteich bei Schneeberg und FH »Lärchenflügel« bei Hundshübel
Entfernung: 2750 m
Beide FH wurden 9 Jahre lang parallel betrieben und dabei insgesamt 679 TM beringt. Nur 1× im gleichen und 2× in verschiedenen Wintern wurde Austausch belegt - - - -> 0,4 pro 100 TM-Beringungen
- * FH »Kiefernweg« bei Aue und FH »Conradswiese« bei Lauter
Entfernung: 4000 m
Beide FH wurden 2 Jahre lang parallel betrieben und dabei 97 TM beringt. Nur 1× (in verschiedenen Wintern) wurde Austausch belegt - - - -> 1,03 pro 100 TM-Beringungen.

2. Belege für großräumigen Ortswechsel in einem Winter

Hi 9088 2331

Diese TM wurde am 17. 12. 1978 am FH »Wilzschmühle« beringt, aber am 2. 1. 1979 (nach 16 Tagen) am 8 km entfernten FH »Unterstützengrün« kontrolliert. Weitere 4 Tage später war sie wieder am FH »Wilzschmühle« (vgl. Hi 9088 2378).

Hi 9088 2378

Diese TM wurde am 24. 12. 1978 am FH »Unterstützengrün« beringt und hier nochmals am 2. 1. 1979 kontrolliert. Nach weiteren 4 Tagen wurde sie am 8 km entfernten FH »Wilzschmühle« gefangen.

Hi 9088 2477

Diese TM wurde am 11. 11. 1978 am FH »Neuwiesenhaus« beringt und am 6. 1. 1980 am 1100 m entfernten FH »Wilzschmühle« kontrolliert. Am 13. 12. 1980 war sie dann sogar 11 km NE bei Burkhardtgrün am FH »Abt. 112«.

Hi 9065 9805

Diese TM wurde am 21. 3. 1976 am FH »Neuwiesenhaus« beringt und hier nochmals am 19. 12. 1976 abgelesen. Am 20. 11. 1978 wurde sie dann 14 km NE am Filzteich (FH »Schnorrbusch«) festgestellt.

Anl. 6. Nachweishäufigkeit beringter Tannenmeisen am Futterhaus »Schwalbner Flügel« in Abhängigkeit von der Entfernung zum Brutplatz.

Verwendete Abkürzungen

- TM — Tannenmeise (*Parus ater*)
Hi — Hiddensee, Beringungszentrale der ehemaligen DDR
FH — Futterhaus
BV — Brutvogel
NK — Nistkasten
WF — Wiederfang
o — beringt
v — gefangen und frei (kontrolliert)

1. TM brüten im Nahbereich des FH (Entfernung zum FH < 1000 m)

Hi 9044 2517

- Juni 1972: BV (♀) im NK: 8-V 840 m vom FH entfernt
Winter 1972/73: am FH 6× kontrolliert
Juni 1973: BV im NK: H₂ nur 80 m vom FH entfernt
Winter 1973/74: kein WF (Vollmast der Fichte)
Winter 1974/75: am FH 10× kontrolliert

Hi 9044 2569

- Winter 1972/73: am FH 2× kontrolliert
 Juni 1973: BV (♂) in einer Naturhöhle 880 m vom FH entfernt
 Winter 1973/74: kein WF (Vollmast der Fichte)
 Winter 1974/75: am FH 3× kontrolliert
 Winter 1975/76: am FH 6× kontrolliert
 Winter 1976/77: am FH 5× kontrolliert

Hi 9052 2490

- Winter 1973/74: am FH 2× kontrolliert
 Winter 1974/75: am FH 11× kontrolliert
 Juni 1975: BV (♂) im NK: H₁ nur 40 m vom FH entfernt
 Winter 1975/76: am FH 13× kontrolliert
 Juni/Juli 1976: BV im NK: H₁ 40 m vom FH entfernt (2 Bruten)
 Winter 1976/77: am FH 6× kontrolliert
 Juli 1977: BV in einer Naturhöhle 70 m vom FH entfernt
 Winter 1977/78: am FH 2× kontrolliert
 Winter 1978/79: am FH 7× kontrolliert

Hi 9060 2649

- Winter 1974/75: am FH 8× kontrolliert
 Juni 1975: BV (♀) in einer Naturhöhle 110 m vom FH entfernt
 Winter 1975/76: am FH 2× kontrolliert

Hi 9060 2842

- Winter 1974/75: am FH 1× kontrolliert
 Juni 1975: BV (♂) 640 m vom FH entfernt in Naturhöhle
 Winter 1975/76: am FH 3× kontrolliert
 Winter 1976/77: am FH 2× kontrolliert
 Winter 1977/78: kein Nachweis am FH
 Winter 1978/79: am FH 3× kontrolliert
 Winter 1979/80: kein Nachweis am FH
 Winter 1980/81: am FH 5× kontrolliert

2. TM brüten im fernerem Einzugsgebiet (Entfernung zum FH >1000 m)

Hi 9060 2554

- Winter 1974/75: am FH 3× kontrolliert
 Winter 1975/76: am FH 2× kontrolliert
 Winter 1976/77: am FH 2× kontrolliert
 Juni/Juli 1977: BV (♂) in den NK: 46-F bzw. 47-F 1250 m vom FH entfernt (2 Bruten)
 Winter 1977/78: kein Nachweis am FH
 Winter 1978/79: am FH 2× kontrolliert
 Winter 1979/80: kein Nachweis am FH
 Winter 1980/81: am FH 2× kontrolliert
 Winter 1981/82: am FH 1× kontrolliert

Hi 9060 2593

- Winter 1974/75: am FH 3× kontrolliert
 Juni 1975: BV (♀) im NK: 2-L 2600 m vom FH entfernt
 Winter 1975/76: am FH 1× kontrolliert
 Juni/Juli 1976: BV in den NK: 5-L bzw. 3-L 2650 bzw. 2680 m vom FH entfernt (2 Bruten)

Hi 9098 5377

- Juni 1983: BV (♂) im NK: 47-F 2080 m vom FH entfernt
 Winter 1983/84: am FH 1× kontrolliert
 Juni/Juli 1984: BV in den NK: 35-F bzw. 39-F 1950 bzw. 2010 m vom FH entfernt (2 Bruten)

3. Größte Entfernung zwischen Brutplatz und besuchtem FH im Winter

Hi 9065 9930

o 29. 5. 1975

BV (♀) im NK: 15-T

v 22. 3. 1976

Besucher des FH »Schnorrbusch« 3500 m vom Brutplatz entfernt

v 1. 6. 1976

BV im NK: 16-T wenige Meter neben dem 1975 besetzten NK

Anl. 7. Tannenmeisen-Besuch am Futterhaus »Wilzschmühle«.

Gesamtzahl der das Futterhaus »Wilzschmühle« bei Carlsfeld besuchenden Tannenmeisen nach der Fang-Wiederfang-Methode für je drei aufeinanderfolgende Winter in den 1970er und 1980er Jahren.

Winter	M	C	R	N	S _N
1977/78	18	25	7	62	± 17
1978/79	46	25	18	64	± 7
1979/80	11	10	1	66	± 34
1985/86	19	14	4	60	± 20
1986/87	1	8	0	18	± 12
1987/88	8	4	2	15	± 5

Abkürzungen:

M – Anzahl beringter Tannenmeisen (TM) zum Zeitpunkt 1

C – Gesamtzahl gefangener TM zum Zeitpunkt 2

R – Anzahl wiedergefangener TM im Probefang zum Zeitpunkt 2

N – Bestandsgröße nach $N = \frac{(M+1)(C+1)}{R+1}$ S_N – Standardabweichung nach $S_N = \sqrt{\frac{N^2(C-R)}{(C+1)(R+2)}}$

Anl. 8. Tannenmeisen-Herbstdurchzug bei Brünlos.

Fänge durchziehender Tannenmeisen (TM) an der Beringungsstation Brünlos 1974-83 (G. SILBERMANN brfl.).

Jahr	Fangzeit		Anzahl Fang- einsätze*	TM-Fangergebnis			
	von	bis		Gesamt	pro TM-Fangtag min. \bar{x}	max.	
1974	29. 9.	19. 10.	8 (5)	341	24	68,2	174
1975	30. 8.	1. 11.	22 (14)	314	2	22,4	85
1976	12. 8.	24. 10.	21 (13)	171	1	13,1	34
1977	10. 9.	17. 12.	16 (8)	115	1	14,4	39
1978	9. 9.	29. 10.	16 (12)	131	2	10,9	30
1979	2. 9.	28. 10.	10 (8)	35	1	4,4	17
1980	25. 8.	26. 10.	9 (6)	95	3	15,8	31
1981	30. 8.	31. 10.	15 (10)	328	1	32,8	115
1982	5. 9.	31. 10.	10 (9)	22	1	2,4	12
1983	10. 9.	20. 10.	7 (7)	41	1	5,9	12

* Jeder Fangeneinsatz begann in der Morgendämmerung und endete gegen 12.00 Uhr MEZ; Klammerwert: Anzahl der Einsätze mit Fang von TM=Berechnungsgrundlage für \bar{x} des Fangergebnisses.

Anl. 9. Altvogelmortalität der Tannenmeise.

1. Nach Fängen an Futterhäusern (FH) im Winter

FH »Zschorlau«

1970/71 – 1978/79 = 9 Winter

Für die Berechnung wurden die Erst- und Wiederfänge von zwei etwa 800 m auseinanderliegenden Fangplätzen zusammengefaßt. Obwohl nur wenige Individuen – durch Wiederfänge belegt – beide FH befliegen, dürfte aufgrund der gleichen äußeren Bedingungen (Höhenlage, Waldstruktur, Zeitraum) eine Zusammenfassung der beiden Teilergebnisse gerechtfertigt sein.

Ausgangsdaten:

253 Erstfänge (EF) und 49 Wiederfänge (WF), davon 33 nach 1 Jahr (WF₁), 8 nach 2 Jahren (WF₂), 2 nach 3 Jahren (WF₃), 3 nach 4 Jahren (WF₄) sowie je 1 nach 5, 6 und 7 Jahren (WF₅, WF₆, WF₇).

Ergebnisse: $\frac{m_A}{WF} = 0,36$ ($0,11 < m_A < 0,54$ bei $p = 0,05$)
WF-Anteil am Gesamtfang: 16,2 %

FH »Schwalbner Flügel«

1972/73 – 1986/87 = 15 Winter

Ausgangsdaten:

366 EF und 137 WF, davon 59 WF₁, 39 WF₂, 22 WF₃, 12 WF₄, 1 WF₅, 2 WF₆ sowie je 1 WF₇ und WF₈.

Ergebnisse: $\frac{m_A}{WF} = 0,47$ ($0,42 < m_A < 0,52$ bei $p = 0,05$)
WF-Anteil am Gesamtfang: 27,2 %

Die lange Zeitreihe macht es möglich, getrennte Berechnungen für zwei Teilzeiträume durchzuführen. Zu Beginn der zweiten Periode wurden dabei WF aus den Vorjahren so gewertet, als würde mit dem Fang genau in diesem Jahr begonnen, d.h. als EF.

* 1972/73 – 1979/80 = 8 Winter

Ausgangsdaten:

295 EF und 94 WF, davon 42 WF₁, 28 WF₂, 15 WF₃, 8 WF₄ und 1 WF₅.

Ergebnisse: $\frac{m_A}{WF} = 0,44$ ($0,30 < m_A < 0,55$ bei $p = 0,05$)
WF-Anteil am Gesamtfang: 24,2 %

* 1980/81 – 1986/87 = 7 Winter

Ausgangsdaten:

80 EF und 35 WF, davon 24 WF₁, 7 WF₂, 3 WF₃ und 1 WF₄.

Ergebnisse: $\frac{m_A}{WF} = 0,65$ ($0,59 < m_A < 0,70$ bei $p = 0,05$)
WF-Anteil am Gesamtfang: 30,4 %

FH »Lärchenflügel«

1974/75 – 1982/83 = 9 Winter

Ausgangsdaten:

251 EF und 78 WF, davon 49 WF₁, 14 WF₂, 9 WF₃ und 6 WF₄.

Ergebnisse: $\frac{m_A}{WF} = 0,53$ ($0,33 < m_A < 0,68$ bei $p = 0,05$)
WF-Anteil am Gesamtfang: 23,7 %

FH »Webersberg«/»Unterstützengrün«

1977/78 – 1986/87 = 10 Winter

In diesem Falle wurden ebenfalls zwei benachbarte FH (Entfernung 1600 m) zusammengefaßt. Auch hier sind die äußeren Bedingungen sehr ähnlich.

Ausgangsdaten:

252 EF und 71 WF, davon 34 WF₁, 22 WF₂, 11 WF₃ sowie je 2 WF₄ und WF₅.

Ergebnisse: $\frac{m_A}{WF} = 0,46$ ($0,29 < m_A < 0,58$ bei $p = 0,05$)
WF-Anteil am Gesamtfang: 22,0 %

2. Nach Brutzeitfängen an Nistkästen (NK)

NK-Linie »Gerstenberg« (91 NK)

1976 – 1987 = 12 Jahre

Ausgangsdaten:

169 EF und 58 WF, davon 41 WF₁, 13 WF₂, 3 WF₃ und 1 WF₄.Ergebnisse: $\underline{m_A} = 0,70$ ($0,63 < m_A < 0,76$ bei $p = 0,05$)WF-Anteil am Gesamtfang: 25,6 %

Die relativ lange Zeitreihe wurde in zwei Perioden geteilt und eine vergleichende Berechnung durchgeführt:

* 1976 – 1981 = 6 Jahre

Ausgangsdaten:

81 EF und 32 WF, davon 23 WF₁, 6 WF₂, 2 WF₃ und 1 WF₄.Ergebnisse: $\underline{m_A} = 0,61$ ($0,42 < m_A < 0,74$ bei $p = 0,05$)WF-Anteil am Gesamtfang: 28,3 %

* 1982 – 1987 = 6 Jahre

Ausgangsdaten:

95 EF und 19 WF, davon 16 WF₁, 2 WF₂ und 1 WF₃.Ergebnisse: $\underline{m_A} = 0,74$ ($p > 0,05$)WF-Anteil am Gesamtfang: 16,7 %

Weiterhin wurde eine getrennte Berechnung für TM-♂ und TM-♀ versucht:

* TM-♂

1976 – 1987 = 12 Jahre

Ausgangsdaten:

84 EF und 29 WF, davon 20 WF₁, 6 WF₂, 2 WF₃ und 1 WF₄.Ergebnisse: $\underline{m_A} = 0,65$ ($0,53 < m_A < 0,73$ bei $p = 0,05$)WF-Anteil am ♂-Fang: 25,7 %

* TM-♀

1976 – 1987 = 12 Jahre

Ausgangsdaten:

85 EF und 29 WF, davon 21 WF₁, 7 WF₂ und 1 WF₃.Ergebnisse: $\underline{m_A} = 0,74$ ($p > 0,05$)WF-Anteil am ♀-Fang: 25,4 %

Anl. 10. Jugendmortalität von Tannen- und Haubenmeisen.

Berechnungen nach der Formel $m_j = \frac{r_F - m_A}{r_F}$ (STEIN 1986)

1. Tannenmeise

* m_j für die 1970er Jahre

mittlerer Bruterfolg: 5,46 juv./begonnene Brut

mittlerer Anteil Zweitbruten: 22,6 %

----- $2 r_F = 5,46 + 0,226 \times 5,46 = 6,69$ juv./BP $r_F = 3,35$ juv./Individuum $m_A = 0,61$ (nach Brutzeitfängen; vgl. Kap. 6.6.1.1)Ergebnis: $m_j = \frac{3,35 - 0,61}{3,35} = 0,82$

* m_j für die 1980er Jahre

mittlerer Bruterfolg: 5,30 juv./begonnene Brut

mittlerer Anteil Zweitbruten: 29,6 %

----- $2 r_f = 5,30 + 0,296 \times 5,30 = 6,87$ juv./BP

$r_f = 3,44$ juv./Individuum

$m_A = 0,74$ (nach Brutzeitfängen; vgl. Kap. 6.6.1.1)

Ergebnis: $m_j = \frac{3,44 - 0,74}{3,44} = \underline{0,78}$

2. Haubenmeise

* m_j für die 1970er Jahre

mittlerer Bruterfolg: 3,89 juv./begonnene Brut

mittlerer Anteil Zweitbruten: 2,0 %

----- $2 r_f = 3,89 + 0,020 \times 3,89 = 3,97$ juv./BP

$r_f = 1,99$ juv./Individuum

$m_A = 0,38$ (vgl. Kap. 6.6.2.1)

Ergebnis: $m_j = \frac{1,99 - 0,38}{1,99} = \underline{0,81}$

* m_j für die 1980er Jahre

mittlerer Bruterfolg: 3,96 juv./begonnene Brut

mittlerer Anteil Zweitbruten: 6,7 %

----- $2 r_f = 3,96 + 0,067 \times 3,96 = 4,22$ juv./BP

$r_f = 2,11$ juv./Individuum

$m_A = 0,52$ (vgl. Kap. 6.6.2.1)

Ergebnis: $m_j = \frac{2,11 - 0,52}{2,11} = \underline{0,75}$

Anl. 11. Altvogelmortalität der Haubenmeise.

1. Nach Kontrollfängen an Futterhäusern (FH) im Winter

FH »Zschorlau«

1970/71 – 1980/81 = 11 Winter

Wie bei der TM wurden die Ergebnisse der benachbarten FH I und II zusammengefaßt. Die Einbeziehung der beiden zusätzlichen Winterhalbjahre 1979/80 und 1980/81 war durch die in diesem Zeitraum erfolgten Fänge von 5 HM möglich geworden (in beiden Winterhalbjahren keine TM-Fänge).

Ausgangsdaten:

45 EF und 16 WF, davon 8 WF₁, je 2 WF₂, WF₃ und WF₄ sowie je ein WF₅ und WF₆.

Ergebnisse: $m_A = 0,27$ (0,26 < m_A < 0,28 bei $p = 0,05$)

WF-Anteil am Gesamtfang: 26,2 %

FH »Schwalbner Flügel«

1972/73 – 1979/80 = 8 Winter

Ausgangsdaten:

35 EF und 9 WF, davon 5 WF₁, 3 WF₂ und 1 WF₃.

Ergebnisse: $m_A = 0,62$ (0,23 < m_A < 0,81 bei $p = 0,05$)

WF-Anteil am Gesamtfang: 20,5 %

2. Nach Kontrollfängen zur Brutzeit

Nur die von 1976-87 (12 Jahre) kontinuierlich betreute NK-Linie »Gerstenberg« (91 NK) bei Eibenstein erbrachte einen genügend großen Stichprobenumfang.

Ausgangsdaten:

67 EF und 34 WF, davon 18 WF₁, 12 WF₂, 2 WF₃ und je 1 WF₄ und WF₅.

Ergebnisse: $\underline{m_A = 0,52}$ ($0,28 < m_A < 0,67$ bei $p = 0,05$)

WF-Anteil am Gesamtfang: 33,7 %

Weiterhin wurde eine getrennte Berechnung für HM-♂ und HM-♀ vorgenommen:

* HM-♂

1976 – 1987 = 12 Jahre

Ausgangsdaten:

33 EF und 16 WF, davon 7 WF₁, 6 WF₂, 2 WF₃ und 1 WF₅.

Ergebnisse: $\underline{m_A = 0,42}$ ($0,17 < m_A < 0,59$ bei $p = 0,05$)

WF-Anteil am ♂-Fang: 32,7 %

* HM-♀

1976 – 1987 = 12 Jahre

Ausgangsdaten:

34 EF und 18 WF, davon 11 WF₁, 6 WF₂ und 1 WF₄.

Ergebnisse: $\underline{m_A = 0,52}$ ($0,41 < m_A < 0,60$ bei $p = 0,05$)

WF-Anteil am ♀-Fang: 34,6 %