

Aus dem Max-Planck-Institut für Verhaltensphysiologie, Vogelwarte Radolfzell

# Zur Bestimmung der Populationsgröße von Brutvögeln mit der Fang-Wiederfang-Methode und gängigen Kartierungsmethoden

Von Andreas Kaiser und Hans-Günther Bauer

Abstract. KAISER, A., & H.-G. BAUER (1994): Field experiments to determine the size of breeding populations by means of capture-recapture and visual/acoustical census methods. – *Vogelwarte* 37: 206-231.

Four different methods were used concurrently, namely point counts, line transects, territory mapping and capture-recapture, to determine the breeding population of two study plots (situated in forest and reeds, respectively) in southwestern Germany. It is shown that by use of statistical models the multiple capture-recapture method with mistnets is well suited to obtain accurate estimates of the population size of breeding passerines on a study plot. In general, capture-recapture methods are not only supplementing other methods, but in some cases clearly have advantages over visual/acoustical censusing; they are, for example, especially suited to secretive species most active within a few metres above ground, e.g. in the shrub layer or inside reedbeds.

We compare species diversity and estimated number of breeding pairs, as obtained from the best capture-recapture models, with the results obtained by other census methods, and discuss census problems and sources of bias of all methods.

Key words: Capture-recapture, census methods, ringing, birds, population size, point count, line transect, territory mapping.

Address: Max-Planck-Institut für Verhaltensphysiologie,  
Vogelwarte Radolfzell, Am Obstberg, D–78315 Radolfzell-Möggingen, Germany.

## 1. Einleitung

### 1.1. Methoden zur Dokumentation von Vogelbeständen

Eine der derzeit wichtigsten Aufgaben in der Feldornithologie im Hinblick auf den Artenschwund (BERTHOLD et al. 1993) ist, Vogelbestände und ihre Veränderungen so genau wie möglich zu dokumentieren. Voraussetzung dafür sind geeignete Methoden zur exakten Erfassung. Kaum ein anderes Gebiet der Feldornithologie hat in den letzten Jahren einen ähnlich starken Aufschwung erlebt wie die Entwicklung von Erfassungsmethoden und der dazu notwendigen statistischen Analyseverfahren, wie die Tagung des Internationalen Bird Census Committee (IBCC) in Holland (SOVON 1993, im Druck) zeigte. Entscheidend ist die Hinwendung zu immer einfacheren, jedoch besser standardisierbaren und wiederholbaren Methoden.

Die Probleme der gängigen Erfassungsmethoden wurden schon mehrfach ausführlich diskutiert. So ist auch die relativ genaueste Methode der Revierkartierung nicht uneingeschränkt als Vergleichsmaß für weniger aufwendige Erfassungsmethoden geeignet (BERTHOLD 1976, BLANA 1978, BEZZEL & UTSCHIK 1979, MARCHANT et al. 1990, BIBBY et al. 1992 u. a.). In den meisten Arbeiten wird daher eine unzureichende Methode mit einer anderen unzureichenden Methode verglichen, denn sowohl die Punkt-Stopp-Zählung (HILDÉN et al. 1991) als auch die Linientaxierung (SCHUSTER 1982, BAUER et al. 1991, WEGGLER 1991) erwiesen sich zwar als brauchbar für manche Fragestellungen, sind aber ihrerseits ebenfalls nicht frei von Kritikpunkten und Unzulänglichkeiten (VERNER 1985, WIENS 1989, HILDÉN et al. 1991, BAUER 1992, BAUER & HEINE 1992, BIBBY et al. 1992, FULLER in Vorber.). Zu den gängigen Zählmethoden liegt eine Vielzahl kritischer Analysen und Vergleichsstudien vor (z. B. BERTHOLD 1976, ENEMAR et al. 1976, SVENSSON 1980, TAINEN et al. 1980, EDWARDS et al. 1981, RALPH & SCOTT 1981, FLOUSEK 1990, FLOUSEK &

REPA 1990, GREGORY 1993, LANDMANN 1993 u.a.). Bisher gab es dagegen keine Untersuchung zu der Frage, ob sich mit der hier vorgestellten Fang-Wiederfang-Methode den anderen Bestandsaufnahmen vergleichbare Ergebnisse erzielen lassen, ob sie weniger Unzulänglichkeiten aufweist, und ob sie gar als Vergleichsmaß für diese benutzt werden kann. Für andere Tiergruppen wie Säuger, Reptilien, Amphibien und Fische ist sie dagegen eine schon längst etablierte Routinemethode (in englisch „Mark Release Recapture Method“ oder „Capture-Recapture Method“; SOUTHWOOD 1978, WHITE et al. 1982). Da zu besser standardisierbaren und weniger heterogenen Fang-Wiederfangstudien des öfteren angeregt wurde, fällt ihr bisheriges Fehlen bei entsprechenden avifaunistischen Untersuchungen auf (KENDEIGH 1944, EMLEN 1971, BERTHOLD 1976, SHIELDS 1979, BIBBY et al. 1992, zu den Ausnahmen s. u.).

Hinweise über Anwendungsbereiche der Fang-Wiederfang-Methode oder gar eine vergleichende Analyse, die alle vier Methoden einbezog, fehlen in der Ornithologie weitgehend. In der umfassenden Übersicht über Methoden und Vergleiche von RALPH & SCOTT (1981) wird nur in einer Studie ein Ergebnis der Revierkartierung mit dem der Fang-Wiederfang-Methode verglichen (FERRY et al. 1981), und seither sind uns nur drei weitere ornithologische Arbeiten (OHSAKO 1989, VANSTEENWEGEN & STECK 1993, JETZ & BEZZEL 1993) zu diesem Problem bekannt. BIBBY et al. (1992) stellen alle vier Methoden sehr kritisch vor, ohne allerdings Ergebnisse eines Methodenvergleichs zu bieten.

## 1.2. Die Fang-Wiederfang Methode

Die Vogelberingung hat als effektive und einfache Markierungsmethode eine große Bedeutung in vielen biologischen Bereichen, insbesondere ist sie zu einem wichtigen Bestandteil im Naturschutz geworden (Deutsche Ornithologen-Gesellschaft 1992, BERTHOLD & SCHLENKER 1975). Die Möglichkeiten der Anwendung und Datenanalyse aus Markierungsexperimenten werden immer differenzierter (BROWNE et al. 1985, POLLOCK 1991, VAN NOORDWIJK 1993). Die besten Fangergebnisse bei Kleinvögeln werden derzeit mit sogenannten „Japannetzen“ erzielt, die leicht zu handhaben sind (KEYES & GRUE 1982). Wiederfänge spielen bei der Schätzung von Populationsgrößen (absolute Abundanz) mit der Fang-Wiederfangmethode die zentrale Rolle (NICHOLS et al. 1981). Der theoretische Hintergrund und die Statistik zu Fang-Wiederfangmethoden im Rahmen von Populationsstudien werden schon seit über 20 Jahren erarbeitet (MACARTHUR & MACARTHUR 1974), und detaillierte Anleitungen für Feldexperimente liegen vor (POMEROY 1992, RALPH et al. 1992). Nach den Ergebnissen von TERBORGH & FAABORG (1973), MANLY (1977), FERRY et al. (1981), KARR (1981), HENLE (1983), VANSTEENWEGEN (1991), SZEP (1990) sind Fang-Wiederfangstudien mit Japannetzen unter standardisierten Bedingungen offensichtlich gut geeignet, die Größe von Singvogel-Populationen zu erfassen.

In der vorliegenden Studie wurde von den vielen inzwischen entwickelten Modellen zur Berechnung von Populationsgrößen die nach Otis et al. (1978) angewendet, da die Schätzung von Populationsgröße und -dichte ganz wesentlich von der *Fangwahrscheinlichkeit* abhängen (s. Methode).

## 1.3. Zielsetzung, Aussagen

Als Bestandteil eines Brutvogelmonitor-Programmes wie dem neuen „Integrated Population Monitoring“ des British Trust for Ornithology (BAILLIE 1990) ergeben sich für die Beringung weitere aktuelle wissenschaftliche Untersuchungsmöglichkeiten und naturschutzpolitische Aufgaben, die auf breiter Mitarbeiterbasis verwirklicht werden können (Deutsche Vogelwarten 1992). Die Vogelwarte Radolfzell faßte daher den Beschluß, durch standardisierten Fang von Brutvögeln mit der oben vorgestellten Fang-Wiederfang-Methode den Brutbestand zweier Probeflächen zu ermitteln. Die Erfahrungen und Ergebnisse dieser Untersuchung sollen die Prüfung ermöglichen,

ob die Fang-Wiederfangmethode mit dem Ziel, langfristige Bestandstrends zu ermitteln, in bestehende Monitor-Programme integriert werden kann. Es galt daher, die Methode zu testen (1) auf eine Standardisierung der Beringung von Kleinvögeln, und (2) auf eine Schätzung der Populationsgröße dieser Vögel anhand von Fangdaten.

Auf der Basis zweier Datensätze einer Fang-Wiederfanguntersuchung in einem isolierten und einem eingebundenen Biotop wird, neben dem Abwägen von Vor- und Nachteilen, beschrieben, wie aus den Fangdaten der absolute Vogelbestand und die Revierdichte einer Population zur Brutzeit bestimmt und die Populationsgröße einer Reihe von Singvogelarten mit mathematischen Modellen geschätzt wird. Ein Vergleich mit gleichzeitig auf denselben Untersuchungsflächen durchgeführten Punkt-Stopp-Zählungen (= PS), Linientaxierungen (= LT) und Revierkartierungen (= RK) soll schließlich erweisen, ob die Fang-Wiederfang-Methode (= FWF) den anderen verwendeten Methoden vergleichbare Resultate liefert.

Durch eine Wiederholung der Kartierungen mit allen vier Methoden sollte in späteren Jahren untersucht werden, in welchem Maße die verschiedenen Methoden geeignet sind, Bestandsänderungen von Vogelarten zu dokumentieren. Weiterhin soll geprüft werden, ob die Fang-Wiederfang-Methode sich als Vergleichsstandard in bezug auf Exaktheit und Standardisierbarkeit von Zählmethoden bzw. auf die vogelartspezifische Variabilität im Erfassungsgrad innerhalb und zwischen den Methoden besonders eignet.

## 2. Methodik

### 2.1. Untersuchungsgebiete

Zwei Untersuchungsgebiete am westlichen Bodensee wurden für die Brutzeit 1992 ausgesucht (Abb. 1), das „Espasinger Wäldchen“, ein von Ackerflächen umgebener isolierter Mischwald von 8,9 ha Größe südlich des Ortes Espasingen (47°49'N 9°00'E), und ein Bruchwald mit angrenzenden Riedflächen an der Mündung der

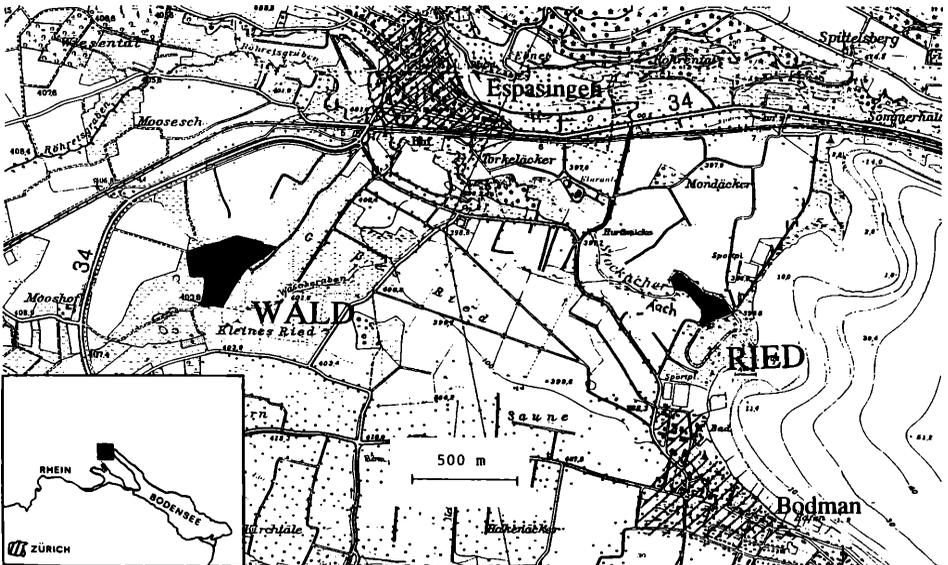


Abb. 1: Lage der beiden Untersuchungsflächen (schwarz) am westlichen Bodensee.

Fig. 1: The two study plots (black areas) at the western part of Lake Constance, southwestern Germany.

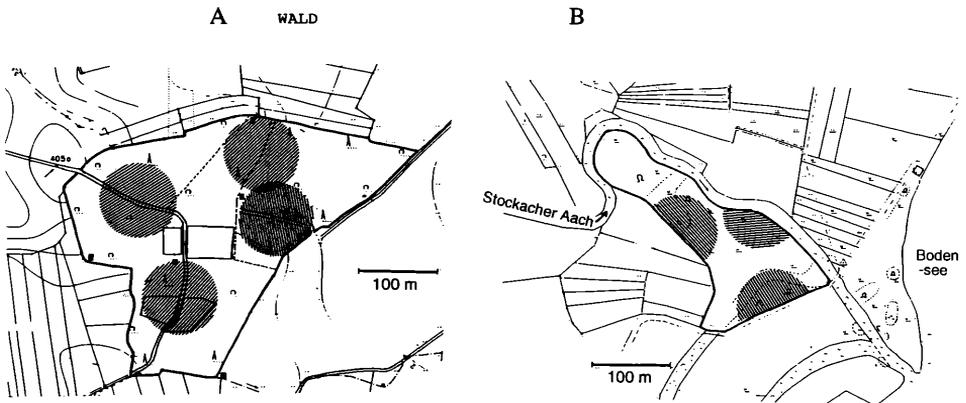


Abb. 2. Zählstellen und 50m Erfassungsbereich bei der Punkt-Stopp-Methode im Wald- (A) und Riedbiotop (B).

Fig. 2: Census points and counting radius of 50m used in the point count method at study plots 'forest' (A) and 'reed' (B).

Stockacher Aach in den Überlinger See von 3,1 ha Größe (47°49'N 9°02'E). Da die Feldarbeit sehr gute Artenkenntnisse voraussetzt, die bei Bearbeitern in unterschiedlich hohem Maße vorhanden sind, wurden bei allen Erfassungsmethoden jeweils zwei Feldornithologen eingesetzt, die die Probeflächen unabhängig voneinander und ohne jegliche Absprachen in z. T. leicht voneinander abweichender Methode zu kartieren hatten.

## 2.2. Die Methoden

Die Punkt-Stopp-Zählung (= PS) wurde nach den allgemeinen Richtlinien (HILDÉN et al. 1991) durchgeführt. Bei dieser Methode sind fünf Begehungen über die Brutzeit verteilt vorgesehen. Die vorher festzulegenden Zähl-Punkte lagen an Orten, die es ermöglichten, die unterschiedlich strukturierten Teilbereiche der Untersuchungsflächen weitgehend abzudecken (Abb. 2). Bei einem vorher auf 50 m Radius fixierten Hörbereich (vgl. HILDÉN et al. 1991, BIBBY et al. 1992) betrug die Flächenerfassung 3,1 ha für das Espasinger Wäldchen (= 35% der Probefläche) und 1,2 ha für das Aachried. Von Bearbeiter A wurden außerhalb dieses Hörbereichs registrierte Vogelarten gesondert notiert (vgl. Tab. 6 und 7). An jedem der vier Beobachtungspunkte im Espasinger Wäldchen und der drei Punkte an der Aachmündung wurde pro Exkursion genau 5 min. (HILDÉN et al. 1991) am frühen Morgen protokolliert.

Die Grundlagen der Methode der Linientaxierung (= LT) sind von der Orn. Arbeitsgem. Bodensee (1983), JÄRVINEN et al. (1991) und BAUER & HEINE (1992) ausführlich beschrieben worden und wurden unverändert beibehalten. Die Begehungsrouten hatten eine Gesamtlänge von über 600 m im Espasinger Wäldchen und von 350 m an der Aachmündung und deckten die unterschiedlich strukturierten Teilbereiche der Untersuchungsflächen weitgehend ab (Abb. 3). Die Strecken waren ohne größere Unterbrechungen bzw. Aufenthalte von April bis Juni 1992 jeweils fünf Mal am frühen Morgen zu begehen, wobei alle gesehenen und gehörten Vögel innerhalb eines Hörstreifens von 100 m erfaßt wurden. Der gesamte Zeitaufwand pro Bearbeiter betrug im Espasinger Wäldchen bei einer Flächenerfassung von 5,1 ha (= 57%) ca. 200 min., und an der Aachmündung bei einer Flächenerfassung von 1,9 ha (= 61%) ca. 130 min. Die maximale Anzahl festgestellter revieranzeigender Vögel wurde als Gesamtrevierzahl gewertet und ist im Ergebnisteil aufgeführt (Tab. 6 und 7, Bearbeiter C und D). Die Flächenerfassung betrug 5,1 ha (= 57%) im Espasinger Wäldchen, und 1,9 ha (= 61%) an der Aachmündung.

Die Revierkartierung (= RK) wurde auf ganzer Fläche nach den bekannten Richtlinien während der Brutsaison durchgeführt (z. B. BERTHOLD et al. 1980). Während ein Mitarbeiter (F in Tab. 6 und 7) 10 Kartierungen durchführte, wurde der Feldaufwand vom zweiten Revierkartierer (E) in Anlehnung an die von BLANA (1978) entwickelte und von LUDER (1981) erprobte „rationalisierte“ Revierkartierung, die nur drei Begehungen vorsieht, auf fünf Begehungen reduziert (zuzüglich einer kürzeren Vorexkursion). Bei einem Zeitauf-

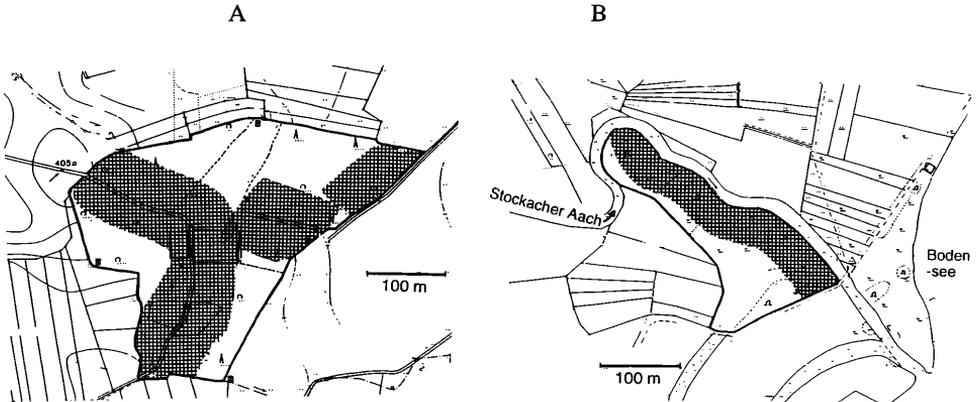


Abb. 3. Zählrouten und 50m Erfassungsbereich bei der Linientaxierungs-Methode im Wald- (A) und Riedbiotop (B).

Fig. 3: Transect routes and fixed recording belt of 50m as used in the line transect method at study plots 'forest' (A) and 'reed' (B).

wand von ca. 3 h pro Begehung im Espasinger Wäldchen ergeben sich damit für die gesamte Brutsaison 30 h bzw. 17 h, und bei 2 h pro Begehung an der Aachmündung 20 h bzw. 11 h Beobachtungszeit pro Bearbeiter. Die Untersuchungen bei Revierkartierungen fanden zusätzlich auch nachmittags bzw. abends statt, um eine vollständige Erfassung aller anwesenden Vogelarten zu gewährleisten.

Bei der Fang-Wiederfang-Methode (= FWF) wurde Brutvogelfang in wöchentlichem Abstand zur Hauptbrutzeit von Mitte Mai bis Mitte Juli an sieben Tagen durchgeführt. Die Fangzeit an jedem Fangtag lag zwischen Sonnenaufgang (Netzaufbau am Abend vorher) und dem späten Nachmittag (ca. 18°) – bei stündlichen Netzkontrollen, insgesamt ca. 140 Stunden pro Gebiet. Dabei wurden im Waldgelände gleichzeitig 40–50 „Japannetze“ (6,5 m Länge, 4 Fächer, ca. 2 m Netzflächenhöhe) in variablen Netzgruppen an bis zu 20 verschiedenen Standorten, und im Ried 7 feste Netzstandorte mit insgesamt 20 Netzen eingesetzt (Abb. 4). Bei der Beringung wurden Vogelart, Alter, Geschlecht, Brutstatus (Brutfleck, Mauser) und Fangort bestimmt (dies gilt auch für Wiederfänge). Jeder Vogel wurde sofort nach der Beringung am Netz freigelassen.

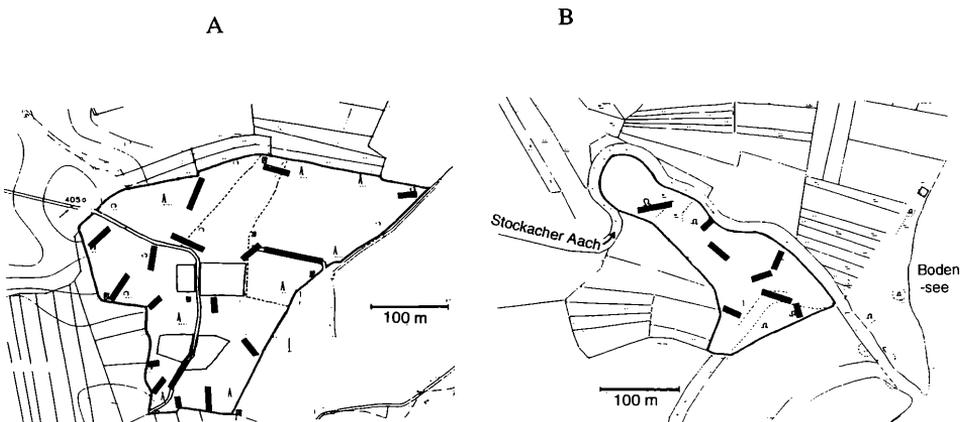


Abb. 4: Standorte der Netzanlagen bei der Fang-Wiederfang-Methode im Wald- (A) und Riedbiotop (B).

Fig. 4: Netting sites as set up in the capture-recapture method at study plots 'forest' (A) and 'reed' (B).

### 2.3. Analysen und Modelle der Fang-Wiederfang-Methode

Für die Auswertung der Fangdaten gilt:

a) Erstfänge sind Vögel, die erstmalig im Gebiet gefangen und kontrolliert wurden. Wiederfänge sind Kontrollfänge der Erstfänge an späteren Fangtagen in der gleichen Untersuchungsfläche. Weitere Fänge eines Individuums am selben Tag blieben unberücksichtigt, da sie für die Berechnung der hier gewählten FWF-Modelle (s. u.) ohne Bedeutung sind.

b) Da man davon ausgehen kann, daß an wenigen Fangtagen nicht alle anwesenden Vögel kontrolliert werden, wird die minimale Anzahl der Brutpaare berechnet aus der Summe aller – mindestens vorjährigen – Erstfänge dividiert durch zwei (bei einem angenommenen Geschlechterverhältnis von 1:1). Nicht eindeutig als Adultvögel bestimmte Individuen wurden in der Schätzung der Brutpopulationsgröße nicht berücksichtigt.

c) Die durchschnittliche auf Fangtage normierte Fanghäufigkeit einer Population berechnet sich aus

$$\text{normierte Fanghäufigkeit} = \frac{\text{Fangtage-}\sum \text{ aller Vögel}^*}{\text{Anzahl Vögel der Population.}}$$

\* Für jedes Individuum ergibt sich im Minimum bei nur einem Fang eine Fangtagezahl von 1,0, und maximal – bei Fang an allen 7 Fangtagen – von 7,0. Die Fangtage- $\sum$  aller Vögel errechnet sich aus der Summe aller Fangtagezahlen.

Für die Modelle für Brutpopulationen (geschlossene Populationen) werden folgende grundsätzliche Annahmen gemacht (s. NICHOLS et al. 1981, NICHOLS 1992, POLLOCK et al. 1990): (1) Alle Vögel haben vor dem ersten Fang die gleiche Fangwahrscheinlichkeit; (2) Die Ringe gehen nicht verloren noch beeinflussen sie Fähigkeit oder Mortalität der Vögel (s. aber Modell b); (3) Alle Wiederfänge werden in den folgenden Fangproben protokolliert. Eine Übersicht weiterer Modell-Annahmen von FWF-Versuchen geben BIBBY et al. (1992).

Die Fang-Wiederfang-Versuche beruhen prinzipiell auf der Analyse des Verhältnisses von beringten zu unberingten Vögeln in jeder Fangprobe (= Fangtag). Die Fangmethode wird dabei so konzipiert, daß aus der Stichprobe die Populationsgröße über Erstfang-Wiederfang-Modelle berechnet werden kann. Die Populationsgröße  $N$  von Vögeln geschlossener Populationen kann schließlich nach verschiedenen Methoden geschätzt werden:

- Lincoln-Index (WHITE et al. 1982),
- Individuelle Fanghäufigkeits-Verteilung (EBERHARDT 1969, NORTH 1981, HENLE 1983) und eine Weiterentwicklung (OTIS et al. 1978, NICHOLS et al. 1981),
- Schnabel-Census-Modell (SCHNABEL 1938),
- Methode nach DU FEU et al. (1983) und Diskussion bei BIBBY et al. (1992),
- Bayesche Schätzstatistik (UNDERHILL & FRASER 1989, UNDERHILL 1990),
- Kombinierte Jolly-Seber-Methode (POLLOCK et al. 1990).

Die Fangwahrscheinlichkeit eines Vogels wird von einer Reihe von biotischen Faktoren bestimmt, z. B. Vogelart, Individuum (Geschlecht, Alter und physiologischer Zustand), Lernverhalten, Sozialverhalten usw., aber auch von abiotischen Faktoren wie Jahreszeit, Tageszeit, Wetter, dem Fanggerät und dessen Beschaffenheit (z. B. Sichtbarkeit), sowie der Behandlung beim Fang (Tab. 1). Welcher dieser Faktoren die Fangwahrscheinlichkeit am meisten beeinflußt, kann direkt aus den Fang-Wiederfangdaten berechnet werden.

Da die Grundvoraussetzung der „gleichen Fangwahrscheinlichkeit aller Individuen“ in der Natur nicht erfüllt ist, wurden für die Analysen die von OTIS et al. (1978) entwickelten acht Modelle angewendet, da diese ungleiche Fangwahrscheinlichkeiten erlauben. Mit diesen Modellen werden Populationsgrößen unter Annahme variabler Fangwahrscheinlichkeiten, nämlich durch Veränderungen der Parameter Zeit (Modell t), Verhalten (Modell b) und Heterogenität (Modell h), und deren Kombinationen geschätzt (WHITE et al. 1982, Programm CAPTURE). Welches Modell (in Tab. 1) die Daten eines FWF-Versuches am besten erklärt, wird durch ein aufwendiges statistisches Vergleichsverfahren aller Hypothesen ermittelt, das eine Rangfolge der Modelle erstellt. Liegen für mehrere Modelle gute und übereinstimmende Anpassungswerte vor, wird das einfachere Modell bevorzugt, z. B.  $M_h$  statt  $M_{tbh}$  (für nähere Einzelheiten zu den Modellen und ihren Parametern siehe WHITE et al. 1982).

Die Populationsgröße  $\hat{N}$  wird als Zufallsfunktion der Daten geschätzt. Rechnerisch werden die meisten Schätzfunktionen durch die „Maximum likelihood“-Methode abgeleitet (OTIS et al. 1978, SEBER 1982, WHITE et al. 1982). Ein Maß für die Präzision der Populationsgrößenschätzung ist für alle Modelle außer  $M_{tbh}$  verfügbar. Es ist möglich, zur mittleren Größe der geschätzten Population ein Genauigkeitsmaß zu berechnen (WHITE et al. 1982), wobei wir den 95%-Vertrauensbereich wählten. Da er hier asymmetrisch um den

Tab. 1: Die verschiedenen Modelle zur Berechnung der Populationsgröße anhand von Fang-Wiederfangdaten (nach OTIS et al. 1978).

Tab. 1: The different models to calculate population size from capture-recapture data. Causes for variation in capture probabilities.

	Modell	Ursache für Variation in der Fangwahrscheinlichkeit
	o	keine (d. h. Fangwahrscheinlichkeit konstant)
	t	Zeit ■
	b	Verhalten ◦
	h	Heterogenität*
	tb	Zeit, Verhalten
	th	Zeit, Heterogenität
	bh	Verhalten, Heterogenität
	tbh	Zeit, Verhalten, Heterogenität
■ Zeit:		Veränderte Umweltbedingungen (Wetter: Wind, Temperatur, Niederschlag; Nahrungsangebot usw.) und Fangzeitpunkt.
Verhalten:		Der erste Fang verändert das (Fang-)verhalten, d. h. die Vögel können ‚fangscheuer‘ oder ‚fangfreudiger‘ werden.
Heterogenität:		Fangwahrscheinlichkeiten variieren von Tier zu Tier je nach Art, Geschlecht, Alter, Sozialverhalten, Aktivität, Abstand des Reviers zum Fangort, Netzverteilung und -dichte.

geschätzten Mittelwert liegt, ist die untere Grenze der Populationsgröße genauer als die obere (UNDERHILL & FRASER 1989). Eine geringe Standardabweichung (d. h. eine hohe Präzision) läßt allerdings keine Aussagen zur Lage des tatsächlichen Mittelwertes zu. Eine kleine Verzerrung (bias) der Lage des Mittelwertes wird bei guter Übereinstimmung der Modelle mit den Daten wie in der vorliegenden Analyse erreicht.

Zur Bestimmung von  $\hat{N}$  werden die Fänge aller adulten Vögel, nach der individuellen Fanggeschichte sortiert, in die sogenannte X-Matrix eingegeben (vgl. Anhang 1) und z. B. mit dem Programm CAPTURE (OTIS et al. 1978, WHITE et al. 1982) berechnet. CAPTURE beinhaltet sehr komplexe und umfangreiche Berechnungen zu (a) Schätzfunktionen und deren Variabilität und (b) dem Einfluß des Stichprobenumfangs, sowie (c) einen Test der statistischen Hypothesen und (d) eine Auswahl-Prozedur von Modellen. Eine Übersicht über die wichtigste Software, die für Analysen von Markierungsstudien an Tieren entwickelt wurden, geben NORTH (1990), LEBRETON et al. (1992) und NICHOLS (1992).

#### 2.4. Weitere statistische Methoden

Eine statistische Überprüfung der mit verschiedenen Methoden ermittelten Dominanzen erfolgte mit Hilfe des Homogenitäts- $\chi^2$ -Tests von BRANDT-SNEDECOR, wobei die absoluten Häufigkeiten jeder Vogelart unabhängig von der bearbeiteten Fläche bzw. des Beobachteraufwandes (vgl. Diskussion) in die Berechnung einfließen, da sich auch die Bearbeiter einer Methode in jeweils einem dieser Parameter unterscheiden konnten, (s. o.). Da (1) bestimmte Erwartungshäufigkeiten erfüllt sein müssen (SACHS 1984), (2) Einzelbeobachtungen bei den verschiedenen Methoden unterschiedlich gewichtet werden und (3) Einflüsse methodischer Unterschiede (s. o.) möglich waren, wurden nur solche Arten für den statistischen Test herangezogen, die in mindestens einer der Untersuchungen dominant (> 5% aller Reviere) oder in mindestens zweien subdominant (2–5% der Reviere) auftraten (vgl. SCHÄCK 1981). Eine statistische Signifikanz besagt, daß die Kartierungsergebnisse gesichert inhomogen, also verschieden sind.

Die Artenidentität (vgl. Tab. 8a-c) wurde berechnet nach der Formel:

$$\text{Artenidentität (in \%)} = \frac{\sum \text{gemeinsam vorkommender Arten}}{\sum \text{aller festgestellten Arten}} \times 100$$

Lateinische Namen der im Text erwähnten Arten sind im Appendix aufgeführt.

Danksagung: Unser herzlicher Dank gilt folgenden Mitarbeitern, die bei den Bestandsaufnahmen mitwirkten: RAIMUND BARTH, WOLFGANG FIEDLER, HANS-WILLY LEY, WOLFGANG MÄDLow, ANDREAS SCHMIDT und HANNS WERNER.

Herzlich bedanken möchten wir uns außerdem für wertvolle Hinweise und die kritische Durchsicht des Manuskriptes bei P. BERTHOLD, E. BEZZEL, S. GRÜNBERGER, H. HAHNKE, K. HENLE, H.-W. LEY, C. METTKE und R. SCHLENKER.

### 3. Ergebnisse

#### 3.1. Fang-Wiederfang

An 7 Fangtagen zwischen Mai und Juli 1992 wurden insgesamt 1370 Fänge von 889 verschiedenen Vögeln aus 37 Arten erzielt (Tab. 2), wobei 61 Mehrfachfänge einzelner Individuen am selben Tag (im Wald 37, im Ried 24) nicht in die weitere Analyse einbezogen wurden. (Eine genaue Auflistung aller in den beiden Biotopen durch das Fangprogramm erfaßten Individuen und Arten und die aus den Erstfängen berechnete Brutpaarzahl ist in den Tab. 6 und 7 zu finden).

Aus der Anzahl der gefangenen ‚nicht-diesjährigen‘ Vögel (‚nd‘ in Tab. 2) wurde anhand der im Methodenteil besprochenen FWF-Modelle die zugrundeliegende Gesamt-Populationsgröße zur Brutzeit ermittelt. Aus den Modellen, für die alle Kriterien erfüllt waren, geht hervor, daß das Waldgelände 218 bzw. 225 Brutvogelpaare aufwies, die Riedfläche 149 bzw. 178 (vgl. Tab. 3).

Tab. 2: Gesamtfangergebnis in der Brutsaison 1992 (7 Fangtage zusammengefaßt). nd = nicht diesjährig, dj = diesjährig, EF = Erstfang, WF = Wiederfang.

Tab. 2: Total number of captures in the breeding season 1992 (all 7 capture days combined). dj = first-year bird, nd = older birds, EF = first capture, WF = recapture.

Alter	WALD			RIED			$\Sigma$
	WALD	EF	WF	RIED	EF	WF	
nd	587	315	272	346	214	132	933
dj	194	143	51	231	205	26	425
unbest.	3	3	—	9	9	—	12
$\Sigma$	784	461	323	586	428	158	889 EF 481 WF 1370

Tab. 3: Schätzung der Gesamtpopulation im Biotop Wald und im Biotop Ried (alle Arten zusammen). SE = Standardfehler von  $\hat{N}$ , CI 95% = 95% Konfidenzintervall.

Tab. 3: Total population estimate of all species combined at study plots ‚forest‘ and ‚reed‘, including standard error of  $\hat{N}$  and 95% confidence interval.

WALD						
Modell	$\hat{N}$	SE	CI 95%		Paare	
tbh	— keine Schätzfunktion					
bh	435	29.0	390 – 506		218 (195–253)	
o	449	20.9	411 – 494		225 (206–247)	
RIED						
tbh	— keine Schätzfunktion					
bh	298	24.2	262 – 360		149 (131–180)	
o	356	26.1	313 – 416		178 (157–208)	

Tab. 4: Bestandsschätzung der in der Brutsaison 1992 am häufigsten gefangenen Arten nach 7 Fangtagen. Fang-Wiederfang-Modelle nach ORIS et al. (1978). Standardfehler (SE) und 95% Vertrauensbereiche (CI) wurden für die Individuenzahlen berechnet. EF = Erstfänge, nd = nicht diesjährig, BP\* = Max. Anzahl der erstgefangenen Vögel eines Geschlechts.

Tab. 4: Population estimate of the breeding birds caught most frequently during the seven capture days. Capture-recapture models after ORIS et al. 1978; standard error and 95% confidence interval were calculated for numbers of individuals caught. BP\* = max. number of first-caught birds of one sex. Other abbreviations as in Tab. 2.

Art	nach Fang-Wiederfang-Modellen					nach Erstfangzahlen $\sum EF_{nd}$		
	BP ( $\bar{N}/2$ )	Individ. ( $\bar{N}$ )	SE	95% CI	Modell	2	(EF)	BP*
<b>WALD</b>								
Amsel	21	41	10,3	37–102	tb	19	(37)	24
Buchfink	26	51	1,8	51±0	tb	26	(51)	27
Heckenbraunelle	13	25	4,1	22–41	th	11	(21)	
Mönchsgrasmücke	32	63	4,0	59–78	b	29	(58)	32
Rotkehlchen	14	27	6,1	21–49	th	10	(19)	
Singdrossel	13	26	6,5	21–53	b	10	(20)	
<b>RIED</b>								
Amsel	9	17	2,6	14–26	tbh,bh	7		8
Heckenbraunelle	24	48	15,4	31–99	th	12	(23)	
Mönchsgrasmücke	27	54	10,0	41–84	o,h	17	(33)	21
Teichrohrsänger	24	48	10,8	35–81	o	14	(27)	

Alle Fangdaten werden durch das Modell  $M_{tbh}$  am besten erklärt (vgl. Abschn. 3 der Methoden), für das jedoch bisher keine Schätzstatistik entwickelt wurde.

Sinnvolle Bestandsschätzungen konnten nur von 7 Vogelarten (Tab. 4) berechnet werden, von denen eine genügend große Anzahl von Individuen erst- und wiedergefangen wurde. Demnach wird im Wald bei Mönchsgrasmücke und Singdrossel die Variabilität in der Fangwahrscheinlichkeit durch das Verhalten (b), also Netzvermeidung, bei Amsel und Buchfink zusätzlich durch Zeiteffekte (b+t) erklärt. Heckenbraunelle und Rotkehlchen weisen im Wald ausgeprägte individuelle Heterogenität und Zeiteffekte (h+t) auf. Im Ried macht sich, außer bei Amsel und Heckenbraunelle, die schlechte Abgrenzung der Probefläche von ähnlich strukturierten Nachbarbereichen stark bemerkbar („experimenteller Randeffekt“), und deshalb lassen sich für weitere Arten keine präzisen Populationsschätzungen berechnen (vgl. große Streuung und beste Anpassung der Daten an Modell  $M_o$  in Tab. 4). Insgesamt wurden von den häufigen und durch Fang gut erfassbaren Arten im Wald 88%, im Ried 60% aller Altvögel, die die Probeflächen nutzten, erfaßt (berechnet nach der Summe der gefangenen in bezug auf die Summe der geschätzten Vögel).

Die Fanghäufigkeit eines Vogel kann indirekt Aufschluß über seine Verhaltensweisen geben. Bei Durchzug ist die Wiederfang-Wahrscheinlichkeit und dementsprechend die Fanghäufigkeit gering. Revierbesitz, längere Rast auf dem Zuge, Aufenthalt in Netznähe, und dadurch höhere Fangwahrscheinlichkeit führt dagegen zu einer hohen Fanghäufigkeit. Die zum interspezifischen Vergleich entwickelte Rangskala der Fangwahrscheinlichkeiten (Tab. 5) basiert auf der durchschnittlichen individuellen Fanghäufigkeit aller Vögel, d. h. ihrer Anwesenheit an sieben verschiedenen Fangtagen. 55% aller adulten Fänglinge ließen sich im Wald nur ein einziges Mal

Tab. 5: Mittlere Fanghäufigkeit der häufigsten Arten: die Einteilung in ‚positiv‘ und ‚negativ‘ erfolgt relativ zum Gesamt-Durchschnittswert des Waldbiotops von 1,58.

Tab. 5: Average capture frequency of the most common species. Division into ‚positive capture response‘, i.e. species caught in above average numbers (mean = 1.58 captures/day) and ‚negative capture response‘ with below average number of captures.

Art, Probefläche Wald, Ried	mittlere Fanghäufigkeit	Anzahl Vögel
<u>positiv</u> (geringe Netzvermeidung und/oder große Verweildauer, geschlossene Pop.)		
Heckenbraunelle <sub>w</sub>	2,57	(21)
Rotkehlchen <sub>w</sub>	2,26	(19)
Heckenbraunelle <sub>R</sub>	2,17	(23)
Amsel <sub>w</sub>	2,00	(37)
Amsel <sub>R</sub>	1,79	(27)
<u>negativ</u> (starke Netzvermeidung und/oder kurze Verweildauer, offene Pop.)		
Singdrossel <sub>w</sub>	1,55	(20)
Mönchsgrasmücke <sub>R</sub>	1,42	(33)
Teichrohrsänger <sub>R</sub>	1,37	(27)
Mönchsgrasmücke <sub>w</sub>	1,34	(58)
Buchfink <sub>w</sub>	1,25	(51)
Sumpfrohrsänger <sub>R</sub>	1,11	(19)

fangen, demgegenüber waren es im Ried 74%. Nach 7 Fangtagen betrug die durchschnittliche gewichtete Fanghäufigkeit für alle Vögel im Wald 1,58 Fänge/Vogel, im Ried 1,43 Fänge/Vogel. In Tab. 5 werden die Arten hinsichtlich ihres Durchschnittswertes im Vergleich zum Wald (1,58) eingeteilt. Dabei bedeutet ‚positiv‘, daß die Verweildauer der Vögel lang und/oder die Netzvermeidung gering ist; ‚negativ‘ bedeutet, daß die Verweildauer der Vögel kurz und/oder die Netzvermeidung stark ist. Nach Tab. 5 wurden alle im Wald vorkommenden Heckenbraunellen mindestens an jedem dritten Fangtag wiedergefangen. Zudem fällt auf, daß das artspezifische Verhalten bei Netzfängen offensichtlich unabhängig vom Biotop ist, d. h. die Fanghäufigkeiten im Wald und Ried sind sehr ähnlich.

Je höher die mittlere Fanghäufigkeit einer Population war, umso genauer ließ sich die Populationsgröße schätzen, die Population war annähernd geschlossen (Tab. 4, 5). Geringere mittlere Fanghäufigkeiten weisen dagegen zum einen auf offene Populationen, bei denen zumindest ein Teil der Vögel noch zieht, also nur kurz im Gebiet verweilt, und zum anderen auf besonders fangempfindliche Arten/Individuen, die mit einem Netzvermeidungsverhalten auf den ersten Fang reagieren (vgl. Mönchsgrasmücke, Modell b, in Tab. 4).

### 3.2. Die anderen Zensusmethoden

Eine Übersicht aller durch die drei anderen Zensusmethoden Punkt-Stopp, Linientaxierung und Revierkartierung erfaßten Arten in den beiden Untersuchungsgebieten geben die Tab. 6 (Wald) und 7 (Ried). Die hier angegebenen Zahlen entsprechen der Anzahl der Reviere, die von den einzelnen Beobachtern ermittelt wurden. Dabei ist in Betracht zu ziehen, daß bei der PS und LT der Erfassungsbereich kleiner war als bei den anderen Methoden. Da bei diesen beiden Methoden nicht mit exakten Entfernungsabschätzungen der Reviervögel gearbeitet wurde, lassen sich keine Dichtewerte berechnen (vgl. Methode). Ein direkter Vergleich von Dichtewerten, die mit ver-

Tab. 6: Espasinger Wäldchen. Ergebnisse der Bestandszahlen im Vergleich der verschiedenen Zensusmethoden. A – F: verschiedene Bearbeiter. Zahlen in Klammern: Verdacht auf Brutrevier bzw. Revier (knapp) außerhalb der Untersuchungsfläche. Mit \* gekennzeichnete Arten erfüllen die im Methodenteil genannten Häufigkeitskriterien. Fett gedruckte Arten werden in Tab. 4 analysiert.

Tab. 6: Forest of Espasingen. Results of breeding numbers obtained by use of different census methods by fieldworkers A – F. Numbers in brackets: possible territory or territory just outside study plot. Species marked by an \* fulfil the frequency criteria mentioned in the text. Species in bold type are more closely analyzed in Tab. 4.

Anzahl Reviere bei Arten	Punkt-Stopp		LinientaxiERG.		RevierkartierG.		Fang/Wd.fang
	A	B	C	D	E	F	
Stockente	1	—	—	—	—	—	—
Sperber	(1)	—	(1)	—	—	—	1
Schwarzmilan	1	1	1	1	1	1	—
Mäusebussard	—	1	1	—	—	—	—
Turmfalke	1	1	—	—	1	—	—
Ringeltaube *	2	3	1	3	2	4	—
Höhltaube	2	1	2	2	1	2	—
Kuckuck	1	1	1	1	1	1	—
Waldohreule	—	—	1	—	—	1	—
Buntspecht *	2	2	2	2	1	2	2
Kleinspecht	1	—	1	1	1	2	1
Zaunkönig *	4	6	5	5	4	5	3
<b>Heckenbraunelle *</b>	3	3	6	4	6	10	11
Sumpfrohrsänger	1	—	(1)	1	—	(1)	—
Teichrohrsänger	—	—	(1)	—	—	(1)	1
Gelbspötter *	5	4	5	3	4	5	5
Gartengrasmücke *	2	—	3	3	2	5	7
<b>Mönchsgrasmücke *</b>	9	8	8	10	14	19	29
Fitis	1	—	1	1	1	1	1
Zilpzalp *	6	5	6	8	6	12	6
Wintergoldhähnchen	—	1	1	3	1	1	1
Sommergoldhähnchen	—	—	(1)	—	—	1	—
Trauerschnäpper	1	—	(1)	1	—	(1)	—
Grauschnäpper *	3	2	4	4	1	4	7
<b>Rotkehlchen *</b>	3	2	6	6	5	11	10
Wacholderdrossel *	3	1	4	5	5	5	2
<b>Amsel *</b>	5	3	7	5	11	9	19
<b>Singdrossel *</b>	5	2	6	3	4	8	10
Sumpfmeise *	3	1	3	1	2	7	2
Tannenmeise	1	1	(1)	—	—	—	—
Blaumeise *	3	1	3	4	2	3	3
Kohlmeise *	4	3	3	3	5	3	4
Schwarzmeise	—	—	—	2	1	(1)	—
Kleiber *	3	1	1	2	1	4	3
Gartenbaumläufer *	2	2	1	2	3	2	1
Waldbaumläufer	—	1	—	—	—	—	1
<b>Buchfink *</b>	9	6	10	11	24	28	26
Grünling	1	2	1	—	2	1	3
Stieglitz	1	1	2	2	1	2	6
Girlitz	—	—	1	1	1	1	1
Kernbeißer	—	—	1	—	1	(1)	—
Gimpel	—	—	—	—	—	(1)	1
Feldsperling	1	—	(1)	—	1	—	1
Star *	5	2	5	3	3	3	—
Pirol *	2	2	2	1	1	1	—
Goldammer	—	—	—	1	1	—	1
Eichelhäher	1	—	—	1	1	(1)	—
Rabenkrähe *	3	2	3	3	1	2	—
Dohle	1	—	1	—	—	(1)	—
Summe Arten	37	31	35	35	37	33	30
Summe Revier-P.	102	72	109	109	123	166	169

Tab. 7: Stockacher Achmündung. Zur Erklärung s. Tab. 6.

Tab. 7: Reedbeds of Stockacher Aach. For details see Tab. 6.

Anzahl Reviere bei Arten	Punkt-Stopp		Linientaxierrg.		Revierkartierg.		Fang/Wd.fang
	A	B	C	D	E	F	
Haubentaucher	1	1	1	—	—	1	—
Zwergtaucher	1	—	1	—	—	(1)	—
Höckerschwan	1	—	—	—	—	—	—
Stockente *	2	1	2	—	—	—	—
Turmfalke	(1)	—	1	—	—	—	—
Fasan	1	1	1	1	1	1	—
Bläbhuhn	1	1	1	—	—	1	—
Teichhuhn	1	—	—	—	—	(1)	—
Ringeltaube	(1)	—	1	1	—	(1-3)	—
Kuckuck	1	1	1	1	—	1	—
Eisvogel	(1)	—	—	—	—	—	1
Grauspecht	—	—	1	—	—	—	—
Buntspecht	1	—	1	—	—	(1-2)	1
Zaunkönig *	2	2	1	3	1	1	2
<b>Heckenbraunelle *</b>	3	2	3	6	3	5	12
Feldschwirl *	3	1	2	—	2	2	2
Sumpfrohrsänger *	3	3	4	2	3	7	10
<b>Teichrohrsänger *</b>	1	—	1	(1)	2	2	14
Gelbspötter *	1	2	1	1	1	(1)	2
Gartengrasmücke *	2	2	3	2	1	5	5
<b>Mönchsgrasmücke *</b>	4	4	3	4	3	6	17
Fitis *	3	2	2	2	2	4	3
Zilpzalp *	3	2	3	4	3	4	8
Grauschnäpper *	2	2	2	1	1	3	2
Rotkehlchen	1	1	1	(3)	1	(1)	1
Wacholderdrossel *	2	2	2	2	1	(1-3)	2
<b>Amsel *</b>	3	3	2	3	2	4	7
Singdrossel	1	1	(1)	—	1	(1)	1
Sumpfmehse	1	—	2	1	1	1	1
Blaumehse	—	1	1	1	1	(1)	2
Kohlmeise *	1	2	2	3	1	1	5
Kleiber	—	—	—	—	—	—	1
Gartenbaumläufer *	1	2	1	2	1	2	2
Buchfink *	3	2	2	2	3	2	1
Kernbeißer	1	—	—	—	—	—	1
Grünling *	3	3	2	1	2	1	5
Stieglitz *	2	1	1	1	—	2	5
Hänfling	—	—	—	—	1	—	—
Gimpel	(1)	—	—	—	—	—	1
Feldsperling	1	2	3	(1)	1	1	1
Star *	4	1	2	2	—	1	1
Goldammer *	2	1	1	1	2	1	1
Rohrhammer *	1	—	2	1	1	1	3
Rabenkrähe	1	—	1	1	—	—	—
Summe Arten	37	28	37	25	26	25	31
Summe Revier-P.	65	49	61	48	42	60	121

Tab. 8: Vergleich der verschiedenen Bestandsaufnahme-Methoden in bezug auf das festgestellte Artenspektrum.  $n = \sum$  aller mit den beiden Methoden festgestellten Arten. Bei Vergleichen mit der Fang/Wiederfang (FWF)-Methode wurde für die Zählmethoden der Durchschnittswert der beiden Bearbeiter genommen. \* = zur Berechnung siehe Text.

Tab. 8: Comparison of different census techniques with respect to the observed species range. Calculation of the 'species identity index' for a) correspondence between the two field-workers using the same method, b) correspondence between methods, c) correspondence between census methods (average) and capture-recapture method.

bei	Artenidentität *			
	WALD	n	RIED	n
a) Übereinstimmung der Bearbeiter				
Punkt-Stopp (PS)	70%	40	73%	37
Linientaxierung (LT)	77%	39	68%	37
Revierkartierung (RK)	79%	39	65%	31
b) Übereinstimmung zwischen den Methoden				
PS und LT	78%	45	83%	40
PS und RK	72%	46	79%	38
LT und RK	81%	43	76%	38
c) Übereinstimmung zw. Zählmethoden und FWF				
PS und FWF	52%	42	67%	38
LT und FWF	59%	41	62%	38
RK und FWF	63%	40	66%	34

Tab. 9: Test auf Homogenität der Daten a) der Bearbeiter im Wald, b) verschiedener Methoden im Wald, c) der Zählmethoden (Durchschnittswert der beiden Bearbeiter) und der Fang/Wiederfang (FWF)-Methode im Wald; jeweils 21 Freiheitsgrade ( $\sum \text{Arten} - 1$ ); \*\*\* =  $p < 0,001$ , \* =  $p < 0,05$ .

Tab. 9: Test on homogeneity of the data obtained in the forest habitat: a) comparison of field workers, b) comparison of different census methods, c) comparison of census methods with capture-recapture method.

	a			b			c		
	PS	LT	RK	PS und LT	PS und RK	LT und RK	PS und FWF	LT und FWF	RK und FWF
Chi <sup>2</sup>	7,2	6,1	10,5	4,2	12,1	8,6	41,2	33,4	22,8
Signifikanz	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.			n.s.

schiedenen Methoden ermittelt wurden, ist allerdings auch aus theoretischen Erwägungen nicht möglich (vgl. Diskussion; auch VERNER 1985, BIBBY et al. 1992).

Dennoch erlauben die in den Tab. 6 und 7 nebeneinander gestellten Daten grobe Vergleiche. So kann z. B. ermittelt werden, inwieweit die Artenlisten übereinstimmen. Aus den Tab. 8a–c wird ersichtlich, daß die Artenidentitäten (vgl. Methoden) sowohl zwischen den beiden Bearbeitern einer Methode als auch zwischen den verschiedenen Methoden nicht sehr hoch sind (vgl. auch Diskussion).

Relative Abundanzen (Dominanzen) sind von der Größe des Erfassungsbereiches unabhängig. Kleinere Unterschiede zwischen den jeweiligen Bearbeitern und auch zwischen den

Tab. 10: Test auf Homogenität der Daten a) der Bearbeiter im Ried, b) verschiedener Methoden im Ried, c) der Zählmethoden (Durchschnittswert der beiden Bearbeiter) und der Fang/Wiederfang (FWF)-Methode im Ried; jeweils 21 bzw. 20 Freiheitsgrade ( $\sum$  Arten - 1).

Tab. 10: Test on homogeneity of the data obtained in the reed habitat: a) comparison of field workers, b) comparison of different census methods, c) comparison of census methods with capture-recapture method.

	a			b			c		
	PS	LT	RK	PS und LT	PS und RK	LT und RK	PS und FWF	LT und FWF	RK und FWF
Chi <sup>2</sup>	6,4	12,4	9,5	3,0	7,2	6,4	24,1	17,9	12,4
Signifikanz	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

Methoden ergaben sich sowohl in der relativen Abundanz als auch in der Anzahl und Zusammensetzung der registrierten Arten. Für die Homogenitätstests mit den im Wald gewonnenen Daten erfüllten 22 der insgesamt 49 dort registrierten Brutvogelarten (mit \* markiert) die im Methodenteil genannten Häufigkeitskriterien (vgl. Tab. 9a–c), und im Ried erfüllten ebenfalls 22 – von 44 festgestellten – Brutvogelarten die o.g. Kriterien (vgl. Tab. 10a–c). Nach diesen Tests ergaben sich die einzigen gesicherten Unterschiede zwischen den verschiedenen Erhebungsmethoden demnach beim Vergleich der Zensusmethoden mit der kleinsten Bearbeitungsfläche (PS, LT) und der FWF-Methode (Tab. 9c; vgl. dazu die hohen Chi<sup>2</sup>-Werte in Tab. 10c; s. Diskussion). Alle anderen Tests zeigen, daß die mit verschiedenen Methoden gewonnenen relativen Abundanzen der häufigsten Arten weitgehend übereinstimmen. Die Unterschiede zwischen den beiden Bearbeitern einer Methode sind meist gleichgerichtet und auf die Zahl zugrundeliegender Einzelkartierungen im Falle der Revierkartierungen und den unterschiedlichen Erfassungsbereich im Falle der Punkt-Stopp-Zählungen zurückzuführen.

Während also zumindest die jeweils häufigsten 22 Arten in ihrer relativen Häufigkeit von allen Methoden ähnlich eingestuft werden, ergeben sich größere Unterschiede zwischen den Methoden und auch zwischen den Bearbeitern bei den selteneren Brutvogelarten, die von einigen Bearbeitern in sehr geringer Häufigkeit oder gar nicht festgestellt wurden (Waldbaumläufer, Schwanzmeise, Gir-litz etc. im Wald, und Buntspecht, Teichrohrsänger sowie Kernbeißer im Ried; vgl. Tab. 6 u. 7).

#### 4. Diskussion

Eine Grundvoraussetzung für neue Ansätze zur Ermittlung von Vogelbeständen bieten wissenschaftlich fundierte, kritische Diskussionen zu Anwendungsbereichen und -problemen der wichtigsten schon existierenden Methoden (VERNER 1985, BIBBY et al. 1992). Es ist inzwischen offensichtlich, daß der ‚wahre‘ Vogelbestand eines Gebietes nicht wirklich gemessen werden kann, es sei denn, es gäbe eine Möglichkeit, eine von methodischen Fehlern freie Zählung durchzuführen. Eine Übersicht wichtiger methodischer Fehler ist in Tab. 11 zusammengestellt. Mit etwas statistischem Aufwand ist es inzwischen möglich, die zugrundeliegenden methodischen Fehler und dadurch Fehlerbereich bzw. Aussagegenauigkeit der Methode näherungsweise zu bestimmen. Bei der Fang-Wiederfang-Methode von Brutvögeln ist sowohl die Möglichkeiten der Standardisierung als auch die der Berechnung von Fehlerbereichen sehr weit fortgeschritten.

Tab. 11: Erfassungsgrad und Zuordnungsmöglichkeit verschiedener Vogelgruppen der Gesamtpopulation mit den Methoden Fang-Wiederfang (FWF), Revierkartierung (RK), Linientaxierung (LT) und Punkt-Stopp-Zählung (PS).

Diese Gruppen werden 1 = unzureichend erfasst

2 = in repräsentativem Anteil erfasst

- = die Zuordnung ist unsicher, oft unmöglich

+ = die Zuordnung ist von anderen Parametern abhängig (Art, Geschlecht, Beobachtungszeit etc.)

++ = eine sichere Zuordnung ist möglich

Tab. 11: Coverage of species and assignment of individuals to sex, age or other groups of the population by the different methods (FWF = capture-recapture, RK = territory mapping, LT = line transects, PS = point counts). The groups are: 1) insufficiently covered by the method or, 2) covered in representative proportions. The assignment of individuals is: -) uncertain, often impossible or, +) dependent on other parameters (species, sex, observation time) or, ++ possible.

	FWF	RK	LT	PS
geschlossene Population				
a) aktive Brutvögel				
Männchen	2 +	2 ++	2 ++	2 ++
Weibchen	2 +	1 +	1 +	1 +
fütternde Altvögel	1 +	2 ++	2 +	2 +
Brutaufgabe-Vögel	2 +	2 -	2 -	2 -
b) nicht aktive Brutvögel				
unverpaarte Revierinhaber	2 -	2 +	2 -	2 -
„floaters“	2 -	1 -	1 -	1 -
Helfer	2 -	2 +	1 -	1 -
offene Population				
dispersierende Altvögel	2 +	1 -	1 -	1 -
Zugvögel	2 +	2 +	2 +	2 +
c) Jungvögel				
noch im elterlichen Revier	2 ++	2 ++	2 +	2 +
eingewandert (Zug/Dispersion)	2 ++	1 +	1 -	1 -

#### 4.1 Die Fang-Wiederfang-Methode

Generell ist die geschätzte Populationsgröße  $\hat{N}$  größer als die Summe der tatsächlich gefangenen und kontrollierten Vögel. Im Hinblick auf mehrjährige Populationsstudien mit Hilfe der FWF-Methode ist daher die Schätzgröße  $\hat{N}$  der zugrundezuliegende Bestandswert, der in jedem Jahr aus den Erst- und Wiederfangdaten mit denselben FWF-Modellen berechnet werden muß.

Differenzen zwischen Erstfangzahlen und  $\hat{N}$  lassen sich folgendermaßen erklären. Vögel bewegen sich in ihrem Lebensraum auch zur Brutzeit über ihre variierenden ‚Territoriums-grenzen‘ hinaus. Je nach Aktivität, Verhalten (vgl. ‚Heterogenität‘, Tab. 1) und Entfernung zur Netzanlage gelangen sie unterschiedlich schnell in den Fangbereich eines Netzes. Zuerst werden die Vögel, die im Netzbereich z. B. hohe oder regelmäßige Aktivität zeigen, später Individuen mit entsprechend geringerer Aktivität kontrolliert (ähnliches gilt z. B. für unterschiedliches Fangverhalten von ♂ und ♀, Brüter und Nichtbrüter etc.). Dies erklärt die exponentielle Abnahme von unberingten Vögeln im Verlauf der Untersuchungsperiode (Erstfangeffekt). Nach wenigen Tagen werden so in geschlossenen Populationen isolierter Probeflächen die meisten Vögel kontrolliert. Die Größe der Restpopulation wird in den FWF-Modellen durch einen Vergleich der Anzahl markierter und unmarkierter Vögel in jeder Fangprobe (Fangtag) bestimmt. In die Analyse werden allerdings noch weitere Informationen einbezogen, z. B. die Anzahl anwesender aber nicht wiedergefangener Vögel und die Fangwahrscheinlichkeiten zu jedem Zeitpunkt. In unserem Untersuchungsgebiet „Wald“ wurden z. B. 169 ‚BP‘ gefangen (Altvögel dividiert durch 2), aber

225 Paare durch Modellberechnungen ermittelt, d. h. daß 75% aller Altvögel in den sieben Fangproben kontrolliert worden waren.

Da aus den anwesenden Vögeln eine Stichprobe gefangen wird, die allerdings nicht zufällig verteilt sein muß (WHITE et al. 1982), läßt sich die *biologische Struktur* der kontrollierten Stichprobe anhand der Erst- und Wiederfänge ermitteln, so z. B. mit den Erstfängen das Geschlechterverhältnis und die Altersstruktur der Population, und durch die zur Brutzeit gefangenen Altvögel die potentielle Brutpopulation (vgl. Tab. 11). Eine Einteilung in aktiv brütende und nicht brütende Vögel wird häufig durch am Vogel feststellbare Brutkriterien wie Brutfleck, Kloakenform und Eibildung ermöglicht. Im Wald wiesen 96% der Mönchsgrasmücken-, 92% der Amsel- und 82% der Buchfinken-Weibchen einen Brutfleck auf. Der tatsächliche Anteil brütender ♀ liegt noch höher, da bei einer durchschnittlichen Fanghäufigkeit von 1,6 Fängen/Vogel bei 7 Fangtagen während der gesamten Brutsaison ein Teil der Vögel die Brut noch nicht begonnen, ein anderer sie bereits beendet haben könnte. Die gemessenen ökophysiologischen Parameter geben auch Hinweise auf den generellen Status eines Vogels (Gast- oder Brutvogel). Mausernde Vögel sollten z. B. dann im Hinblick auf ihren Brutstatus kritisch betrachtet werden, wenn sie am Ende der arttypischen Brutzeit zum ersten Mal gefangen werden, was bei dieser Studie jedoch nicht beobachtet wurde. Der Einfluß später Durchwanderer auf die Brutpopulationsgröße kann z. B. durch einen späten Fangbeginn (Mitte Mai, Ausnahme: z. B. Sumpfrohrsänger) weitgehend eliminiert werden.

Wie bei anderen Methoden kann mit der FWF-Methode die *Populationsdynamik* über längere Zeiträume (saisonal oder von Jahr zu Jahr) ermittelt werden. Standardisierte langfristige Populationsstudien wie das Programm der sogenannten ‚Constant Effort Sites‘ wurden in England (BAILLIE 1990, 1991) und werden z. Z. auch in anderen Ländern eingerichtet (Frankreich, U.S.A.). Zusätzlich zur Populationsgröße  $\dot{N}$  und zu Bestandsveränderungen lassen sich beim FWF auch Abwanderungsrate, Rückkehrquote und Überlebensrate (PEACH 1993), sowie Funde und Kontrollfänge beringter Vögel auswerten. Indirekt ermittelbar ist auch die Reproduktionsrate. Wiederfänge von Vögeln des Untersuchungsgebietes geben Auskunft über Territorialität, Verweildauer und vor allem über die Größe und zeitliche Nutzung des *individuellen Lebensraumes*. Dieser ist, wie sich herausstellte, immer größer als das bei Revierkartierungen bestimmte Territorium (FERRY et al. 1981). Diese ‚home ranges‘ sind mit FWF-Methoden und entsprechender Netzverteilung zudem auch für ♀ bestimmbar. Zusätzlich können an Wiederfängen aber auch Fangverhalten (Heterogenität), Verweildauer und physiologische Veränderungen (Gewicht, Fettdeposition, Mauser usw.) individuell bestimmt werden. Keine der optisch/akustischen Zensusmethoden weist vergleichbare Möglichkeiten auf.

Nachteile bestehen bei der FWF-Methode einerseits in einem relativ großen Arbeitsaufwand (s. Methoden; auch Tab. 12), andererseits wird das *Artenspektrum* durch die Wahl des Fanggerätes (z. B. Maschenweite bei Netzen) und ihres Einsatzbereiches (Netzhöhe, Vegetationsstruktur, Netzsichtbarkeit, Fängigkeit usw.) stark eingeschränkt, d. h. der Netzfang ist nicht unspezifisch (BAIRLEIN 1981, BIBBY et al. 1992, HALLMEN 1992). In unserer Untersuchung spricht die hohe Wiederfangrate von Altvögeln zur Brutzeit (40% aller Vögel wurden an nur 7 Fangtagen mindestens 2 Mal gefangen), *gegen* eine sehr ausgeprägte Fangvermeidung, wie sie z. B. bei Schlafplatz-Fängen adulter Schafstelzen bei einer Wiederfangrate von 3,8% beobachtet wurde (BUCKLAND & HERWARD 1982). Schließlich bedingt ein Fangexperiment *Störungen*. Erstens direkt durch Fang und ‚handling‘ des Vogels (Einrichtung des Fangplatzes, die Fangprozedur selbst, Fang bei ungünstigem Wetter, Beringung und Vermessung, eventuelle Verfrachtung zum Beringungsplatz) und zweitens indirekt durch Vegetationsveränderung und durch die Unterbrechung von Fütterungen etc. Diese Eingriffe könnten theoretisch zu Revierveränderungen, Paartrennung und im Extremfall zur Brutaufgabe und zum Verlassen der Probefläche, z. B. schon vor einem Fang, führen. Ein

Verlassen sofort nach erfolgter Brut und Ersetzung durch Individuen aus dem Randbereich der Probefläche hätte eine scheinbare Zunahme der Population zur Folge (z. B. DU FEU et al. 1983). Für fangexperimentell erzeugte Störungen, die so stark sind, daß sie signifikant die Population beeinflussen, gibt es in der vorliegenden Studie jedoch keine Anhaltspunkte. Zu einem vergleichbaren Ergebnis kommt auch BAIRLEIN (1978), der bei intensiv durchgeführten brutbiologischen Studien an Mönchsgrasmücken und gleichzeitigem Fang aller Altvögel mit Japannetzen keine einzige Brutaufgabe beobachten konnte.

Während die meisten oben aufgeführten Parameter für alle gefangenen Arten bestimmbar sind, sind die Schätzmodelle für FWF-Daten nur dann vollständig nutzbar, wenn in einer geschlossenen Population pro Art an jedem Fangtag eine Mindestzahl von ca. 10 Fängen (Kontroll- oder Erstfänge, die später Wiederfänge ergeben) erfolgt. Außerdem sollte eine durchschnittliche Fangwahrscheinlichkeit von mindestens  $p_i \geq 0,1$  erreicht werden, d. h. mindestens einer von zehn anwesenden Vögeln sollte an einem Fangtag kontrolliert werden (POLLOCK et al. 1990). Dies ist bei der Planung des Fangmethode (Anzahl, Abstand und Sichtbarkeit der Netze) zu berücksichtigen.

#### 4.2. Vergleich der Fang-Wiederfang-Methode mit den anderen Zählmethoden

Die vier hier getesteten Methoden sind unterschiedlich gut geeignet, relative oder absolute Abundanz zu bestimmen. Bei allen Methoden ist nur in groben Zügen bekannt, welchen Teil der Gesamtpopulation die gezählte Stichprobe repräsentiert. Keine erlaubt die Bestimmung der ‚wahren‘ absoluten Dichte und Anzahl einer Vogelart. Da die als relativ genau eingeschätzte RK-methode trotz hohem Zeitaufwand im Feld bei der Auswertung der Daten und der Erstellung von „Papierrevieren“ viele methodische Fehler aufweist (vgl. VERNER 1985; auch JENSEN 1974, BERTHOLD 1976, BIBBY et al. 1992, FULLER 1993 u. a.), findet in Großbritannien derzeit eine Umorientierung in Richtung auf eine Linientaxierung mit Punkt-Stopp-Zählungen statt (BAILLIE & MARCHANT 1992, BIBBY et al. 1992). Die auf die Ermittlung von absoluten Häufigkeiten angepaßten LT und PS liefern Dichtewerte, die durchaus mit solchen der RK übereinstimmen können (z. B. SVENSSON 1980, TIAINEN et al. 1980, RALPH & SCOTT 1981, SZARO & JAKLE 1982). Diese erfordern jedoch ein hohes Maß an Fähigkeiten des Beobachters, z. B. bei der notwendigen Entfernungsschätzung der Vögel (BURNHAM et al. 1980, JOLLY 1981, VERNER 1985). Generell scheint zu gelten, daß PS bei der Bestimmung von Vogeldichten wesentlich ungenauer und für Fehler empfindlicher ist als LT (JARVINEN 1978, VERNER 1985 u. a.). Auch in den ziemlich aufwendigen Fangstudien läßt sich die relative Abundanz (z. B. Fänge pro Netzfläche  $\times$  Dauer, ohne Flächenbezug; KARR 1981), und bei entsprechendem Fangdesign auch die absolute Dichte (d. h. Vögel/Flächeneinheit; NICHOLS 1981) leicht ermitteln und gut standardisieren.

Der Vergleich über das gesamte Artenspektrum in den Tab. 8, 9 und 10 zeigt, daß bemerkenswert wenige gesicherte Unterschiede zwischen der Fang- und den Zählmethoden auftreten. Die Ergebnisse der drei klassischen Erfassungsmethoden waren außerordentlich homogen in bezug auf die häufigeren Arten (vgl. Tab. 9a–c), d. h. diese Methoden können sich bei hohem Standardisierungsgrad durchaus gegenseitig ersetzen und ergänzen, wie mehrere Untersuchungen belegen (z. B. ENEMAR et al. 1976, EDWARDS et al. 1981). Andererseits zeigt sich aber auch, daß bei vielen Arten, von denen nur einzelne Beobachtungen vorliegen (entweder aufgrund ihrer Seltenheit oder weil sie schwierig zu kartieren sind, wie Kleinspecht, Schwanzmeise, Waldbaumläufer, etc., BAUER & HEINE 1992) keine der Beobachtungsmethoden einen übereinstimmend guten Erfassungsgrad aufweist. Sie sollten daher in Monitor-Programmen eine untergeordnete Rolle spielen, und müssen speziellen Untersuchungen vorbehalten bleiben. Dies bringt, zumindest bei aufwendigeren Methoden, eine Zeitersparnis, und vermeidet die Aufnahme sowieso unzureichender Daten (BIBBY et al. 1992).

Es ist von Bedeutung, daß mit den verschiedenen Methoden bestimmte Individuengruppen (nach Geschlecht, Alter und Status etc.) unterschiedlich gut erfaßt werden. Nach unserer Einschätzung ergibt sich bei den getesteten Methoden im allgemeinen folgendes Bild (Tab. 11). Die ‚floater‘ (d. h. Nichtbrüter ohne Revier bzw. Durchzügler mit temporären Revieren) und unverpaarten Individuen werden zumindest z.T. bei allen Zählmethoden erfaßt, können jedoch selten methodisch von Brutvögeln getrennt werden. Der Anteil an Nichtbrütern kann z. B. witterungsbedingt sehr unterschiedlich sein, ist aber kaum untersucht (VERNER 1985). In den Tropen wurden zur Brutzeit bis zu 50% nicht-territoriale Vögel festgestellt (z. B. SMITH 1978). In unseren Breiten liegt der Anteil nicht-territorialer Vögel meist niedriger, z. B. bei der Mönchsgrasmücke bei 5–9% der ♂ (BAIRLEIN 1978). Ein Teil der gravierenden Unterschiede der Ergebnisse zwischen den getesteten Methoden (Tab. 7) kann deshalb wohl auch auf Zugphänome, ‚floater‘ (Sumpfrohrsänger), und Nahrungsgäste (Hänfling) zurückgeführt werden. Ein attraktiver Nahrungsraum, oder ein zu kleiner Ausschnitt aus einem homogenen größeren Biotop, erhöht die Anzahl an nichtbrütenden Altvögeln, die das Gebiet nur als unregelmäßige ‚Besucher‘ nutzen, also nicht Teil der ‚geschlossenen‘ Population sind. SCHERNER (1981) untersuchte den methodischen Fehler, der allein durch die geringe Größe der Probefläche entsteht. So „sinkt mit der Flächenausdehnung das Zählfehlerrisiko“, wohl weil der experimentelle Randeffect bei kleinen Flächen innerhalb großer Biotope sehr hoch ist. Andererseits nehmen andere Fehlerquellen mit der Flächenausdehnung zu (SCHERNER 1981, HAHNKE 1991). Inwieweit bei FWF-Versuchen eine ähnliche Beziehung besteht, muß noch geklärt werden. Bei hoher Mobilität und den bekannten großen ‚home ranges‘ auch zur Brutzeit ist daher bei Probeflächen, die innerhalb größerer Biotope liegen, ebenfalls eine Überschätzung der Dichte zu erwarten. Dies könnte z. B. durch Verschachtelung von Probeflächen untersucht werden. Ein Randeffect hat sich bei der hier untersuchten nur 3,1 ha großen Ried-Probefläche bemerkbar gemacht.

Natürliche Fluktuationen von Jahr zu Jahr, die BEZZEL (1982) auch bei relativ stabilen Vogelpopulationen auf bis zu 40% bezifferte, können durch verschiedene Fehlerquellen und andere Fluktuationen überlagert werden. Bestandsabweichungen von über 100% zwischen Bearbeitern derselben Gebiete, wie sie z.T. in dieser Untersuchung aufgrund von fehlender Standardisierung auf Zeit auftraten, weisen darauf hin, daß bei Bestanderhebungen innerhalb eines Brutvogel-Monitoring trotz hoher Qualität der Beobachter die Aussagekraft der Daten verloren gehen kann. Zu den wichtigsten Fehlerquellen bei Bestandsaufnahmen an Brutvögeln zählen zum einen die mangelnde Standardisierung in bezug auf Beobachterqualität, Erfassungszeit, exogene Faktoren etc. (BIBBY et al. 1992) und zum anderen Erfassungsprobleme in Abhängigkeit von Artcharakteristika (WIENS 1989, GNIELKA 1992, FULLER 1993 u. a.). Zu letzteren liegen z.T. ausführliche Studien vor, wir wollen die für unsere Untersuchung wichtigsten aufführen, um die Besonderheiten der FWF-Methode daran aufzeigen zu können.

Probleme in der Bestimmung der Populationsgröße können entstehen bei:

(1) Arten mit hoher Individuendichte, die z.T. in schlecht ‚kartierbarer‘ Vegetation vorkommen und dadurch unterschätzt (z. B. Drosselrohrsänger, S. FISCHER unveröff.; Singdrossel, GNIELKA 1990, SPAAR & HEGELBACH 1991; Amsel, GNIELKA 1992) oder überregistriert (z. B. Doppelkartierung bei Singdrosseln, THIERY 1991) werden können; die Schwierigkeiten sind bei JENSEN (1974), RALPH & SCOTT (1981) und ELLENBERG et al. (1989) ausführlich dargestellt;

(2) heimlichen Arten (Eulen) bzw. solchen mit jahres- oder tageszeitlich begrenztem Gesang (Sumpfrohrsänger, Klappergrasmücke, Waldbaumläufer) oder wenigen anderen registrierbaren Aktivitäten (Blaumeise, GNIELKA 1990, Kernbeißer, TOMIALOJC 1993; generelle Probleme: BART 1985, TUULMETS 1990, BLAKE et al. 1991, SHIELDS 1977);

(3) Gesangsunterbrechungen, Gesang während der Rast oder Verlagerungen des Gesangsortes während der Kartierung, z. B. Waldlaubsänger (BERTHOLD 1976, BIBBY et al. 1992, FULLER 1993).

Tab. 12: Vergleich der Kartierungs- und Fangmethoden in Hinblick auf ihre Anwendbarkeit in bezug auf Ermittlungen von Populationsgrößen.

Tab. 12: Comparison of census methods and capture-recapture method with respect to their properties as field methods and their respective faculties to obtain precise population data.

	Revierkartierung	Linientaxierung	Punkt-Stop-Zählung	Fang-Wiederfangmethode
Präzision und Reproduzierbarkeit	rel. gut	rel. gut (bei gl. Bearbeitern)	gering	noch nicht getestet
saison. Anwendung	nur Brutzeit	ganzjährig	ganzjährig	ganzjährig
Wettereinflüsse	gering	vorhanden	hoch	gering
Vorkenntnisse	hoch	hoch, bei Entfernungs- schätzg. sehr hoch	hoch, bei Entfernungs- schätzg. sehr hoch	nicht hoch (nur optische)
Standardisierung	gering	bisher gering	gut	gut
Bevorzugte Bearbeitung bestimmter Lebensräume	ja	nein (in Mitteleuropa)	möglich	ja, Problem d. Netzstandorte
Einschränkung d. Ergebn. bei best. Lebensräumen	teilweise	nicht vorhanden	teilweise	vorhanden (Netzstandorte)
Zielsetzungsparameter	Pop.größe Pop.dynamik Pop.dichte Habitatwahl	Pop.dynamik (Pop.größe) (Pop.dichte) (Habitatwahl)	Pop.dynamik (Pop.größe) (Pop.dichte)	Pop.größe, Überleb.rate, Ein-u.Auswanderung, Mobilität (Pop.dichte) Habitatwahl
Nebenergebnisse	Synökologie Bruterfolg	Synökologie	Synökologie	Maßc. physiolog.Zustand, Bruterfolg
erfaßtes Artenspektrum	hoch	hoch	mittel	eingeschränkt
Zeitaufwand im Feld	hoch	mittel	gering	sehr hoch
Zeitaufwand am Schreibtisch	hoch	mittel	mittel	sehr hoch
Personal im Feld	Einzelperson	Einzelperson	Einzelperson	Gruppe
Vogelarten-Zielgruppe	alle Reviervogel- arten	alle ± auffälligen Arten	alle ± auffälligen Arten	Kleinvogelarten bis Taubengröße

(4) Arten mit schlecht abgegrenzten Revieren, die sich generell wenig für standardisierte Zählmethoden eignen (z. B. Wacholderdrossel, Bluthänfling);

(5) Revierverlagerungen während der Brutzeit (DIESELHORST 1968, BERTHOLD 1976, OELKE 1981, GNIELKA 1992).

Im Vergleich zu den klassischen Zählmethoden ergeben sich für die FWF-Methode folgende Vor- und Nachteile (Tab. 12):

(a) im Gegensatz zu den durch die RK ermittelten Reviergrößen können mit den FWF-Daten ‚home ranges‘ berechnet werden (5 Arten, FERRY et al. 1981; Telemetrie-Versuche am Buchfink, HANSKI & HAILA 1988). In unserer Untersuchung nutzten brütende Heckenbraunellen, Rotkehlchen, Amseln, Singdrosseln und Zaunkönige etwa die Hälfte der gesamten Waldfläche (8,9 ha). Gesangsortwechsel, die bei den anderen Methoden zu Problemen führen, sind für die Fangmethode sogar von Vorteil, denn im vorliegenden Fall einer isolierten Waldfläche können die Vögel öfter registriert/gefangen, aber aufgrund ihrer Markierung nicht doppelt oder mehrfach gezählt werden. Ähnliches gilt für heimlich lebende Arten, da die FWF-Methode von auffälligen Verhaltensweisen, die sich die anderen Zählmethoden zunutze machen (optisch: Nestbau, Balz, Füttern; akustisch: Revierabgrenzung, Gesang, Balz) unabhängig ist.

(b) Arten mit hoher Dichte wie Amsel, Rotkehlchen, Buchfink etc. werden von allen Methoden am genauesten durch FWF erfaßt, da diese von den äußeren Zählbedingungen unabhängiger ist (vgl. Tab. 5). Bei der RK wurden trotz eines für die Zählmethoden relativ hohen Aufwandes meist gerin-

gere Zahlen von Revieren ermittelt als Altvögel (bezogen auf territoriale Männchen) gefangen wurden (vgl. Tab. 6 u. 7). PS und LT geben hier ein relatives Maß vorhandener Reviervögel, das nach unserer Untersuchung gut mit den aufwendigeren Methoden übereinstimmt.

(c) Auffällige revieranzeigende Arten mittlerer Dichte wie Zaunkönig, Zilpzalp, Sumpfmeise etc. wurden dagegen besser von den drei akustischen bzw. optischen Methoden erfaßt. Für die schlechten FWF-Ergebnisse bei einigen Arten sind z. B. spezifische Verhaltensweisen (Gartenbaumläufer; BAUER & KAISER, unveröff. Beob.) oder Netzvermeidung (Zaunkönig und andere, KAISER in Vorber.) verantwortlich.

(d) Ein Problem beim FWF ist es, daß die Netze den Fang von Arten ab Taubengröße nicht zulassen und in offener Vegetation für Vögel leichter sichtbar sind. Im Gegensatz zu den klassischen Zählmethoden sinkt daher die Erfäßbarkeit von Vögeln mit der Offenheit der Biotopstruktur (BIBBY & BUCKLAND 1987).

## 5. Ausblick und Empfehlungen

Da der Erfassungsgrad der verschiedenen Arten bei den vier Methoden höchst unterschiedlich ist, bestimmt die Fragestellung die Wahl der Methode. Soll die räumliche Verteilung der Brutvögel im Vordergrund stehen, ist die RK die geeignetste Methode. Soll dagegen aus der Gesamtheit aller vorhandenen Individuen eine repräsentative Stichprobe gewählt werden, eignet sich die FWF-Methode am besten. Bei PS und LT wird vor allem das akustisch erfaßbare Artenspektrum repräsentativ erfaßt, wobei die LT besonders geeignet ist, größere Gebiete mit einheitlicher Struktur abzudecken, während die PS-Zählung in schwer zugänglichem, heterogenem Gelände Vorteile bietet. Im offenem Gelände ist die PS-Methode oft ungeeignet, da manche Vogelarten vor dem Kartierer flüchten können, bevor die (meist fünfminütige) Zählperiode angefangen hat, und dadurch eine Registrierung verzerrt wird.

Die Studie zeigt, daß die FWF-Methode zugleich für mehrere Fragestellungen besonders gut geeignet ist. Bei weiterer Erprobung und eingehender Überprüfung könnte sie gängige Kartierungsmethoden in Zukunft ergänzen oder gar ersetzen. Ihre Bedeutung liegt u. a. in der Möglichkeit, wichtige Fragen zur Populationsentwicklung zu beantworten, auf die mit anderen Methoden nur unzureichend eingegangen werden kann. Bei Monitoring-Programmen erscheint uns die Kenntnis gleichzeitig gewonnener populationsbiologischer Daten eine wichtige Ergänzung zu reinen Bestandsaufnahmedaten zu sein. Eine Integration intensiver Beobachtung (auch nicht fangbarer Vogelarten) und einer Nestersuche würde in Einzelfällen die FWF-Methode zusätzlich optimieren, und es ist durchaus vorstellbar, daß sie bei einer Weiterentwicklung als Standardmethode zur Abschätzung der Genauigkeit anderer Methoden herangezogen werden könnte (vgl. auch VERNER 1985).

Im Gegensatz zur FWF-Methode wird eine Standardisierung von Trendanalysen bei den Zensusmethoden immer noch dadurch erschwert, daß Fehlerstatistiken noch nicht in ausreichendem Maße vorliegen (SAUER & DROEGE 1990, BUCKLAND et al. 1993), und folglich meist Regressionsmodelle eingesetzt wurden. Wie aber schon beschrieben, ist gerade in diesem Bereich eine rasante Entwicklung zu verzeichnen. Das Ziel, Fehlerbereiche bei Bestandsgrößen angeben zu können, ist in einigen Fällen schon verwirklicht (z. B. Konfidenz-Intervalle für Linien-Taxierungs-Schätzungen bei JÄRVINEN & VÄISÄNEN 1983 und BUCKLAND et al. 1993).

Voraussetzungen für die Projektierung aller Zensusprogramme sind, daß die Mitarbeiter sehr gut geschult werden (vgl. KEPLER & SCOTT 1981), aber auch, daß ausreichend Kenntnis über die methodischen Fehler und über die Präzision der Abundanz-Angaben der gewählten Methode vorliegen.

Nachdem inzwischen mehrfach gezeigt werden konnte, daß die Zählmethoden (in unserer Untersuchung zumindest für die 22 häufigsten Vogelarten) sehr ähnliche Ergebnisse liefern, und die Fangmethode für viele dieser Arten sehr gute Schätzwerte des Brutbestandes liefert, sollte in einer ergänzenden Studie untersucht werden, inwieweit sich die FWF-Methode zur Analyse von Bestandstrends eignet und ob es mit ihr möglich ist, zu ermitteln, ob Unterschiede bei jährlich erhobenen Bestandszählungen auf 1) tatsächliche Dichteveränderungen, 2) veränderte Umweltegebenheiten (äußere Faktoren) oder 3) Nichtvergleichbarkeit offener und geschlossener Probenflächen (und ihrer Populationen) zurückzuführen sind. Es zeigt sich aber schon jetzt, daß die ideale Freilandmethode noch nicht existiert. Nach unserer Einschätzung wäre ein FWF, eventuell mit gleichzeitiger Kartierung nicht fangbarer Arten, trotz des damit verbundenen enormen Zeitaufwandes, eine gute Alternative zu den gängigen Methoden.

### Zusammenfassung

Auf zwei Probenflächen (Wald bzw. Ried) wurden zeitgleich in einer Brutsaison Bestandsaufnahmen mit vier verschiedenen Methoden durchgeführt: Punkt-Stopp-Zählung, Linientaxierung, Revierkartierung und, als neue Methode, Fang-Wiederfang (FWF). Die beschriebene multiple FWF-Methode mit Japannetzen ist sehr gut geeignet, die Populationsgröße von Singvögeln in einer Probenfläche zur Brutzeit mit statistischen Modellen präzise zu ermitteln. Generell sind FWF-Methoden nicht nur eine gute Ergänzung zu den bestehenden Zählmethoden, sondern im Einzelfall den optisch/akustischen Zählmethoden vorzuziehen. Besonders geeignet sind sie für scheue und problematische Arten, die in wenigen Metern über dem Boden, z. B. der Strauchschicht und im Ried, am aktivsten sind. Artendiversität und geschätzte Anzahl der Brutpaare werden anhand der wichtigsten FWF-

### Literatur

- Baillie, S.R. (1990): Integrated population monitoring of breeding birds in Britain and Ireland. *Ibis* 132: 151–166. \* Ders. (1991): Monitoring terrestrial breeding bird populations. In: Goldsmith, F.B. (Hrsg.): *Monitoring for conservation and ecology*. Chapman and Hall, London, 112–132. \* Baillie, S.R., & J.H. Marchant (1992): The use of breeding bird censuses to monitor common birds in Britain and Ireland – current practices and future prospects. *Vogelwelt* 113: 172–182. \* Bairlein, F. (1978): Über die Biologie einer südwestdeutschen Population der Mönchsgrasmücke (*Sylvia atricapilla*). *J. Orn.* 119: 14–51. \* Ders. (1981): Ökosystemanalyse der Rastplätze von Zugvögeln: Beschreibung und Deutung der Verteilungsmuster von ziehenden Kleinvögeln in verschiedenen Biotopen der Stationen des „Mettgau-Reit-Illmitz-Programmes“. *Ökol. Vögel* 3: 7–137. \* Bart, J. (1985): Causes of recording errors in singing bird surveys. *Wilson Bull.* 97: 161–172. \* Barthel, P.H. (1993): Artenliste der Vögel Deutschlands. *J. Orn.* 134: 113–135. \* Bauer, H.-G. (1992): Kritische Bewertung der Methode der halbquantitativen Rasterkartierung im Hinblick auf ein langfristiges Brutvogelmonitoring. *Vogelwelt* 113: 223–230. \* Bauer, H.-G., & G. Heine (1992): Die Entwicklung der Brutvogelbestände am Bodensee: Vergleich halbquantitativer Rasterkartierungen 1980/81 und 1990/91. *J. Orn.* 133: 1–22. \* Bauer, H.-G., J. Hölzinger, W. Nagl, H. Reinhardt & S. Schuster (1991): Quantitative Brutvogelerfassung Baden-Württemberg 1987/88 – Hochrechnung der Gesamtbestände. *Naturschutzforum* 3/4 (1989/90): 123–147. \* Berthold, P., & R. Schlenker (1975): Das ‚Mettgau-Reit-Illmitz-Programm‘ - ein langfristiges Vogelfangprogramm der Vogelwarte Radolfzell mit vielfältiger Fragestellung. *Vogelwarte* 28: 97–123. \* Berthold, P. (1976): Methoden der Bestandserfassung in der Ornithologie: Übersicht und kritische Betrachtung. *J. Orn.* 117: 1–69. \* Berthold, P., E. Bezzel & G. Thielcke (1980): *Praktische Vogelkunde*. Kilda-Verlag, Greven. \* Berthold, P., A. Kaiser, U. Querner & R. Schlenker (1993): Analyse von Fangzahlen im Hinblick auf die Bestandentwicklung von Kleinvögeln nach 20jährigem Betrieb der Station Mettnau, Süddeutschland. *J. Orn.* 134: 283–299. \* Bezzel, E., & H. Utschick (1979): Die Rasterkartierung von Sommervogelbeständen – Bedeutung und Grenzen. *J. Orn.* 120: 431–440. \* Bezzel, E. (1982): *Vögel in der Kulturlandschaft*. Ulmer Verlag, Stuttgart. \* Bibby, C.J., & S.T. Buckland (1987): Bias of bird census results due to detectability

varying with habitat. *Acta Oecologica* 8: 103–112. \* Bibby, C.J., N.D. Burgess & D.A. Hill (1992): Bird census techniques. Academic Press, London. \* Blake, J.G., J.M. Hanowski, G.J. Niemi & P.T. Collins (1991): Hourly variation in transect counts of birds. *Ornis Fennica* 68: 139–147. \* Blana, H. (1978): Die Bedeutung der Landschaftsstruktur für die Verbreitung der Vögel im Südlichen Bergischen Land. *Beitr. Avifauna Rheinland* 12. \* Brownie, C., D.R. Anderson, K.P. Burnham & D.S. Robson (1985): Statistical inference from band recovery data – a handbook. Second ed. U.S. Fish and Wildl. Serv. Resour. Publ. 156: 1–305. \* Buckland, S.T., & A.C. Hereward (1982): Trap-shyness of Yellow Wagtails *Motacilla flava flavissima* at a pre-migratory roost. *Ring. & Migr.* 4: 15–23. \* Buckland, S.T., D.R. Anderson, K.P. Burnham & J.L. Laake (1993): Distance sampling: estimating abundance of biological populations. Chapman & Hall, London. \* Burnham, K.P., D.R. Anderson & J.L. Laake (1980): Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildl. Monogr.* 72: 1–202. \* Deutsche Ornithologen-Gesellschaft (1992): Memorandum der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft über die Vogelberingung in der Bundesrepublik Deutschland. *J. Orn* 133: 233–234. \* Deutsche Vogelwarten (1992): Geplante Untersuchungen der deutschen Vogelwarten über Bestandsveränderungen bei Vögeln und deren Ursachen. *Vogelwelt* 113: 159–160. \* Diesselhorst, G. (1968): Struktur einer Brutpopulation von *Sylvia communis*. *Bonn. zool. Beitr.* 19: 307–321. \* du Feu, C., M. Hounscome & I. Spence (1983): A single-session mark/recapture method of population estimation. *Ring. & Migration* 4: 211–226. \* Edwards, D.K., G.L. Dorsey & J.A. Crawford (1981): A comparison of three avian census methods. *Studies in Avian Biology* 6: 170–176. \* Eberhardt, L.L. (1969): Population estimates from recapture frequencies. *J. Wildl. Manage.* 33: 28–39. \* Ellenberg, H., H. Hudeczek & H.-J. Lade (1989): Zur Reproduzierbarkeit der Erfassung von Vogelgemeinschaften in den Wäldern durch Registrierung ‚singender Männchen‘. *Vogelwelt* 110: 166–171. \* Emlen, J.T. (1971): Population densities of birds derived from transect counts. *Auk* 88: 323–342. \* Enemar, A., S.-G. Højman, P. Klaesson & L. Nilsson (1976): The relationship between census results and the breeding population of birds in subalpine birch forests. *Ornis Fenn.* 53: 1–8. \* Ferry, C., B. Frochet & Y. Leruth (1981): Territory and home range of the Blackcap (*Sylvia atricapilla*) and some other passerines, assessed and compared by mapping and capture-recapture. *Studies Avian Biology* 6: 119–120. \* Flousek, J. (1990): Do point counts and line transects provide comparable results of population tendencies? *Proc. 11th Int. Conf. IBCC & EOAC, Prag*, 63–68. \* Flousek, J., & P. Repa (1990): Comparison of breeding bird densities obtained by the line transect and point count methods. *Proc. 11th Int. Conf. IBCC & EOAC, Prag*, 79–81. \* Fuller, R. (1993): Species-specific problems of territory mapping censuses. *Proc. 12th Int. Conf. IBCC and EOAC, Noordwijkerhout*, im Druck. \* Gnielka, R. (1990): Anleitung zur Brutvogelkartierung. *Apus* 7: 145–239. \* Ders. (1992): Möglichkeiten und Grenzen der Revierkartierung. *Vogelwelt* 113: 231–240. \* Gregory, R. (1993): A comparison of population-changes among British breeding birds using Common Birds Census territory mapping and point count data. *Proc. 12th Int. Conf. IBCC & EOAC, Noordwijkerhout*, im Druck. \* Hahnke, H. (1991): Großräumige Bestandsermittlungen häufiger Brutvogelarten Deutschlands – Aufbau und Nutzung einer Datenbank quantitativer avifaunistischer Untersuchungen von 1955–1990. Dissertation, Universität Greifswald. \* Hallmen, M. (1992): Netzfang an Futterstellen – Grenzen und Möglichkeiten einer Methode. *Luscinia* 47: 171–190. \* Hanski, I.P., & Y. Haila (1988): Singing territories and home ranges of breeding Chaffinches: visual observation vs. radio-tracking. *Ornis Fennica* 65: 97–103. \* Henle, K. (1983): Populationsbiologische und -dynamische Untersuchungen am Wiesenpieper (*Anthus pratensis*) auf der Insel Mellum. *Vogelwarte* 32: 57–76. \* Hildén, O., P. Koskimies, R. Pakarinen & R.A. Väisänen (1991): Point count of breeding land birds. In: *Monitoring Bird Populations* (P. Koskimies, & R.A. Väisänen Hrsg.), 27–32. Zoological Museum, Helsinki. \* Järvinen, O. (1978): Estimating relative densities of land birds by point counts. *Ann.Zool.Fenn.* 15: 290–293. \* Järvinen, O., & R.A. Väisänen (1983): Confidence limits for estimates of population density in line transects. *Ornis Scand.* 14: 129–134. \* Järvinen, O., P. Koskimies & R.A. Väisänen (1991): Line transect census of breeding land birds. In: *Monitoring Bird Populations* (P. Koskimies, & R.A. Väisänen Hrsg.), 33–40. Zoological Museum, Helsinki. \* Jensen, H. (1974): The reliability of the mapping method in marshes with special reference to the internationally accepted rules. *Acta Ornithol.* 14: 378–385. \* Jetz, W., & E. Bezzel (1993): Wie groß ist der audiovisuelle Erfassungsgrad von Singvögeln zur Nachbrutzeit? – Versuch einer Quantifizierung. *Vogelwelt* 114: 186–198. \* Jolly, G.M. (1981): Summarizing remarks: comparison of methods. In: C.J. Ralph & J.M. Scott (Hrsg.), *Estimating numbers of terrestrial birds*, 215–216. Allen Press, Lawrence. (Stud. Avian Biol. 6). \* Karr, J.R. (1981): Surveying birds with mist nets. *Studies in Avian Biology* 6: 62–67. \* Kepler, C.B., & J.M. Scott (1981): Reducing bird count variability by training observers. *Studies Avian Biol.* 6: 366–371. \* Kendeigh, S.C. (1944): Measurements of bird populations. *Ecol. Monogr.* 14: 67–106. \* Keyes, B.E., & C.E. Grue (1982): Capturing birds with mist nets: A review. *North*

American Bird Bander 7: 1–14. \* Landmann, A. (1993): Estimating songbird numbers by grid mapping. Proc. 12th Int. Conf. IBCC & EOAC, Noordwijkerhout, im Druck. \* Lebreton, J.-D., K.P. Burnham, J. Clobert & D.R. Anderson (1992): Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: A unified approach with case studies. Ecol. Monographs 62: 67–118. \* Luder, R. (1981): Qualitative und quantitative Untersuchung der Avifauna als Grundlage für die ökologische Landschaftsplanung im Berggebiet. Orn. Beob. 78: 137–192. \* MacArthur, R.H., & A.T. MacArthur (1974): On the use of mist nets for population studies of birds. Proc. Nat. Acad. Sci., U.S.A. 71: 3230–3233. \* Manly, B.F.J. (1977): The analysis of trapping records for birds trapped in mist nets. Biometrics 33: 404–410. \* Marchant, J.H., R. Hudson, S.P. Carter & P.A. Whittington (1990): Population trends in British breeding birds. BTO, Tring. \* Nichols, J.D. (1981): Remarks on the use of mark-recapture methodology in estimating avian population size. Studies in Avian Biology 6: 121–136. \* Ders. (1992): Capture-Recapture Models. Using marked animals to study population dynamics. Bioscience 42: 94–102. \* Nichols, J.D., B.R. Noon, S.L. Stokes & J.E. Hines (1981): Remarks on the use of mark-recapture methodology in estimation avian population size. Studies in Avian Biology 6: 121–136. \* North, M. (1981): Models for a simple capture-recapture procedure to estimate population size. Biometrics 37: 661–672. \* Ders. (1990): Analysis of avian ring recovery and life recapture data: where have we come from Wageningen to Sempach? The Ring 13: 11–22. \* Ders. (Hrsg., 1990): The statistical investigation of avian population dynamics using data from ringing recoveries and live recaptures of marked birds. (Hrsg.) The Ring, Wrocław, 13: 1–314. \* Oelke, H. (1981): Limitations of the mapping method. Studies in Avian Biology 6: 114–118. \* Ohsako, Y. (1989): (Characteristics of capture, line census and fixed-point observation methods in avifauna surveys). Strix 8: 179–186. \* Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Bodensee (1983): Die Vögel des Bodenseegebietes. DBV Landesverband Ba.-Wü., Stuttgart. \* Otis, D.L., K.P. Burnham, G.C. White & D.R. Anderson (1978): Statistical inference from capture data on closed animal populations. Wildlife Monographs 62: 1–135. \* Peach, W.J. (1993): Combining mark-recapture data sets for small passerines. In: Marked individuals in the study of bird population dynamics. J.-D. Lebreton, & P.M. North (Hrsg.), 107–122. Birkhäuser Verlag, Basel. \* Pollock, K.H. (1991): Modeling capture, recapture, and removal statistics for estimation of demographic parameters for fish and wildlife populations: Past, present, and future. Journal of American Statistical Association 86: 225–238. \* Pollock, K.H., J.D. Nichols, C. Brownie & J.E. Hines (1990): Statistical inference for capture-recapture experiments. Wildlife Monographs 107: 1–97. \* Pomeroy, D. (1992): Counting birds. A guide to assessing numbers, biomass and diversity of Afrotropical birds. Kampala, Uganda. \* Ralph, C.J., & J.M. Scott (Hrsg., 1981): Estimating numbers of terrestrial birds. Studies in Avian Biology 6. \* Ralph, C.J., G.R. Geupel, P. Pyle, T.E. Martin & D.F. DeSante (1992): Field methods for monitoring Landbirds. Arcata, California. \* Sachs, L. (1984): Angewandte Statistik. 6. Aufl. Berlin, 1984. \* Sauer, J. R., & S. Droege (Hrsg., 1990): Survey design and statistical methods for the estimation of avian population trends. U.S. Fish Wildl. Serv., Biological Report 90(1). \* Schäck, R. (1981): Untersuchungen zur Siedlungsökologie der Vögel in einem naturnahen Waldgebiet. Beitr. Avif. Rheinl., Heft 14. \* Scherner, E.R. (1981): Die Flächengröße als Fehlerquelle bei Brutvogel-Bestandsaufnahmen. Ökol. Vögel 3: 145–175. \* Schnabel, Z.E. (1938): The estimation of the total fish population of a lake. Amer. Math. Mon. 45: 348–352. \* Schuster, S. (1982): Rasterkartierung Bodensee – eine halb-quantitative Brutvogelbestandsaufnahme. Vogelwelt 103: 24–31. \* Seber, G.A.F. (1982): The estimation of animal abundance and related parameters. Second ed. Griffin, London. \* Shields, W.M. (1977): The effect of time of day on avian census results. Auk 94: 380–383. \* Ders. (1979): Avian census techniques: an analytical review. In: J.G. Dickson, R. N. Conner, R.R. Fleet, J.C. Kroll, and J.A. Jackson (Hrsg.): The role of insectivorous birds in forest ecosystems, 23–51. Academic Press, New York. \* Smith, S.M. (1978): The 'underworld' in a territorial sparrow: Adaptive strategy for floaters. Am. Nat. 112: 571–582. \* Southwood, T.R.E. (1978): Ecological Methods. 2. Aufl., Chapman and Hall, London. \* Sovon (1993): Proceedings 12th Int. Conf. IBCC & EOAC, Noordwijkerhout. Im Druck. \* Spaar, R., & J. Hegelbach (1991): Gesangsaktivität und Dichte bei Singdrosseln (*Turdus philomelos*). Abstract, 124. DO-G Tagung, Interlaken. \* Svensson, S. (1980): Comparison of bird census methods. In: H. Oelke (Hrsg.): Bird census work and nature conservation, 13–22. DDA, Lengede. \* Szaro, R.C., & M.D. Jakle (1982): Comparison of variable structure circular-plot and spot-map methods in desert riparian and scrub habitats. Wilson Bull. 94: 546–550. \* Terborgh, J., & J. Faaborg (1973): Turn-over and ecological release in the avifauna of Mona Island, Puerto Rico. Auk 90: 759–779. \* Thiery, J. (1991): Die Avifauna in schlagweisem Hochwald und naturnah bewirtschafteten Flächen des Gräfl. Bernstorff'schen Forstamtes Gartow. Diplomarbeit. FH Hildesheim/Holzminde. \* Tiainen, J., J.-L. Martin, T. Pakkala, J. Piironen, T. Solonen, M. Vickholm & E. Virolainen (1980): Efficiency of the line transect and point count methods in a South Finnish forest area. In: H. Oelke (Hrsg.): Bird census work and

nature conservation, 107–113. DDA, Lengede. \* Tomialojc, L. (1993): An accuracy of the mapping technique estimates of the hawfinch *Coccothraustes coccothraustes*. Proc. 12th Int. Conf. IBCC and EOAC, Noordwijkerhout, im Druck. \* Tuulmets, T. (1990): Limits of human capacity in counting birds. Proc. 11th Int. Conf. IBCC & EOAC, Prag, 103–105. \* Underhill, L.G. (1990): Bayesian estimation of the size of closed populations. The Ring 13: 235–253. \* Underhill, L.G., & M.W. Fraser (1989): Bayesian estimate of the number of Malachite Sunbirds feeding at an isolated and transient nectar resource. J. Field Ornithol. 60: 382–287. \* van Noordwijk, A.J. (1993): On the role of ringing schemes in the measurement of dispersal. In: Marked individuals in the study of bird population dynamics. J.-D. Lebreton, & P.M. North (Hrsg.), 323–328. Birkhäuser Verlag, Basel. \* Vansteenwegen, C. (1991): A single-session capture-recapture experiment to census breeding birds. Ringing & Migration 12: 38–42. \* Vansteenwegen, C., & B. Steck (1993): Major discrepancies between counts of territories and capture-mark-recapture results. Proc. 12th Intern. Conference IBCC and EOAC, Noordwijkerhout, im Druck. \* Verner, J. (1985): Assessment of counting techniques. In: Current Ornithology Vol. 2 (R.F. Johnston ed.), 247–302. Plenum Press, New York and London. \* Weggler, M. (1991): Brutvögel im Kanton Zürich. Zürcher Vogelschutz, Zürich. \* White, G.C., D.R. Anderson, K.P. Burnham & D.L. Otis (1982): Capture-recapture and removal methods for sampling closed populations. Los Alamos, New Mexico. \* Wiens, J.A. (1989): The ecology of bird communities, Bd. 1 und 2. Cambridge University Press, Cambridge.

## Appendix 1

Zusammenfassende Fangstatistik.

## Summary of capture statistics:

A1: captures of adult birds in ‚forest‘, breeding population 1992

A2: captures of adult birds in ‚reed‘, breeding population 1992

## Capture statistics for individual species:

A3: Breeding population of the Dunnock in ‚forest‘, 1992

A4: Breeding population of the Blackcap in ‚forest‘, 1992

A5: Breeding population of the Robin in ‚forest‘, 1992

A6: Breeding population of the Blackbird in ‚forest‘, 1992

A7: Breeding population of the Chaffinch in ‚forest‘, 1992

A8: Breeding population of the Reed warbler in ‚reed‘, 1992

Tab. A1: Fänge aller ALTVÖGEL Wald, Brutpopulation Espasingen 1992

Fangtag	j =	1	2	3	4	5	6	7
Vögel gefangen	n(j) =	146	104	101	52	26	30	39
Erstfänge kumulativ	M(j) =	146	200	243	270	279	295	315
unmarkiert, EF	u(j) =	146	54	43	27	9	16	20
Fanghäufigkeit	f(j) =	199	69	32	12	1	2	0

Tab. A2: Fänge aller ALTVÖGEL Ried, Brutpopulation Stockacher Aach 1992

Fangtag	j =	1	2	3	4	5	6	7
Vögel gefangen	n(j) =	60	49	66	55	32	20	24
Erstfänge kumulativ	M(j) =	60	96	135	172	191	200	214
unmarkiert, EF	u(j) =	60	36	39	37	19	9	14
Fanghäufigkeit	f(j) =	159	32	12	9	1	1	0

## Fangstatistik für einzelne Arten

Tab. A3: Heckenbraunellen-Brutpopulation Espasinger Wald 1992

Fangtag	j =	1	2	3	4	5	6	7
Vögel gefangen	n(j) =	11	11	13	10	5	3	1
Erstfänge kumulativ	M(j) =	11	13	17	20	20	21	21
unmarkiert, EF	u(j) =	11	2	4	3	0	1	0
Fanghäufigkeit	f(j) =	7	4	3	6	0	1	0

Tab. A4: Mönchsgrasmücken-Brutpopulation Espasinger Wald 1992

Fangtag	j =	1	2	3	4	5	6	7
Vögel gefangen	n(j) =	23	15	11	11	5	7	6
Erstfänge kumulativ	M(j) =	23	32	40	47	49	53	58
unmarkiert, EF	u(j) =	23	9	8	7	2	4	5
Fanghäufigkeit	f(j) =	43	10	5	0	0	0	0

Tab. A5: Rotkehlchen-Brutpopulation Espasinger Wald 1992

Fangtag	j =	1	2	3	4	5	6	7
Vögel gefangen	n(j) =	12	11	9	2	4	0	5
Erstfänge kumulativ	M(j) =	12	15	16	16	18	18	19
unmarkiert, EF	u(j) =	12	3	1	0	2	0	1
Fanghäufigkeit	f(j) =	8	1	8	1	1	0	0

Tab. A6: Amsel-Brutpopulation Espasinger Wald 1992

Fangtag	j =	1	2	3	4	5	6	7
Vögel gefangen	n(j) =	18	16	17	7	3	5	8
Erstfänge kumulativ	M(j) =	18	27	31	34	34	34	37
unmarkiert, EF	u(j) =	18	9	4	3	0	0	3
Fanghäufigkeit	f(j) =	13	14	7	3	0	0	0

Tab. A7: Buchfink-Brutpopulation Espasinger Wald 1992

Fangtag	j =	1	2	3	4	5	6	7
Vögel gefangen	n(j) =	27	14	13	6	0	2	2
Erstfänge kumulativ	M(j) =	27	35	42	47	47	49	51
unmarkiert, EF	u(j) =	27	8	7	5	0	2	2
Fanghäufigkeit	f(j) =	40	9	2	0	0	0	0

Tab. A8: Teichrohrsänger-Brutpopulation Stockacher Aach-Ried 1992

Fangtag	j =	1	2	3	4	5	6	7
Vögel gefangen	n(j) =	4	7	4	9	6	3	4
Erstfänge kumulativ	M(j) =	0	4	10	14	20	24	25
unmarkiert, EF	u(j) =	4	6	4	6	4	1	2
Fanghäufigkeit	f(j) =	19	6	2	0	0	0	0

## Appendix 2

Alphabetisches Verzeichnis der im Text erwähnten oder behandelten Arten. Nomenklatur nach BARTHEL (1993).

Alphabetical list of species mentioned in the text.

Amsel	<i>Turdus merula</i>	Kohlmeise	<i>Parus major</i>
Beutelmeise	<i>Remiz pendulinus</i>	Kuckuck	<i>Cuculus canorus</i>
Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>	Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>
Bluthänfling	<i>Carduelis cannabina</i>	Mehlschwalbe	<i>Delichon urbica</i>
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	Misteldrossel	<i>Turdus viscivorus</i>
Buntspecht	<i>Dendrocopos major</i>	Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>
Dohle	<i>Corvus monedula</i>	Pirol	<i>Oriolus oriolus</i>
Drosselrohrsänger	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	Rabenkrähe	<i>Corvus c. corone</i>
Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>
Eisvogel	<i>Alcedo atthis</i>	Rohrhammer	<i>Emberiza schoeniclus</i>
Elster	<i>Pica pica</i>	Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>
Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>	Schafstelze	<i>Motacilla flava</i>
Feldschwirl	<i>Locustella naevia</i>	Schwanzmeise	<i>Aegithalos caudatus</i>
Feldsperling	<i>Passer montanus</i>	Schwarzmilan	<i>Milvus migrans</i>
Fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>	Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>
Gartenbaumläufer	<i>Certhia brachydactyla</i>	Sommergoldhähnchen	<i>Regulus ignicapillus</i>
Gartengrasmücke	<i>Sylvia borin</i>	Sperber	<i>Accipiter nisus</i>
Gelbspötter	<i>Hippolais icterina</i>	Star	<i>Sturnus vulgaris</i>
Gimpel	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	Stieglitz	<i>Carduelis carduelis</i>
Girlitz	<i>Serinus serinus</i>	Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>
Goldammer	<i>Emberiza citrinella</i>	Sumpffmeise	<i>Parus palustris</i>
Grauschnäpper	<i>Muscicapa striata</i>	Sumpfrohrsänger	<i>Acrocephalus palustris</i>
Grauspecht	<i>Picus canus</i>	Tannenmeise	<i>Parus ater</i>
Grünling	<i>Carduelis chloris</i>	Teichhuhn	<i>Gallinula chloropus</i>
Haubenmeise	<i>Parus cristatus</i>	Teichrohrsänger	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>
Haubentaucher	<i>Podiceps cristatus</i>	Trauerschnäpper	<i>Ficedula hypoleuca</i>
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochruros</i>	Turmfalke	<i>Falco tinnunculus</i>
Hausperling	<i>Passer domesticus</i>	Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>
Heckenbraunelle	<i>Prunella modularis</i>	Waldbaumläufer	<i>Certhia familiaris</i>
Höckerschwan	<i>Cygnus olor</i>	Waldlaubsänger	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>
Hohltaube	<i>Columba oenas</i>	Waldohreule	<i>Asio otus</i>
Kernbeißer	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>
Klappergrasmücke	<i>Sylvia curruca</i>	Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>
Kleiber	<i>Sitta europaea</i>	Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>
Kleinspecht	<i>Dendrocopos minor</i>	Zwergtaucher	<i>Tachybaptus ruficollis</i>

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Vogelwarte - Zeitschrift für Vogelkunde](#)

Jahr/Year: 1994

Band/Volume: [37\\_1994](#)

Autor(en)/Author(s): Kaiser Andreas, Bauer Hans-Günther

Artikel/Article: [Zur Bestimmung der Populationsgröße von Brutvögeln mit der Fang-Wiederfang-Methode und gängigen Kartierungsmethoden 206-231](#)