Aus der Schweizerischen Vogelwarte Sempach

Schwankungen und langfristige Trends der Nistkasten-Besetzungsanteile von Singvögeln in der Region Basel und ihre Aussagekraft

Martin Blattner und Carl Th. Speiser

Den Vogelschützerinnen und Vogelschützern der Basler Region gewidmet

Die Untersuchung verfolgt drei Ziele: (1.) die Nistkasten-Besetzungsanteile häufiger Kleinvögel zu dokumentieren, (2.) Vergleichsdaten für aktuelle Veränderungen der Vogelbestände im Zusammenhang mit dem Waldsterben zu liefern und (3.) die Trends und Fluktuationsmuster an mehreren, nahe beieinander liegenden Orten zu vergleichen.

Über die Bestandsentwicklung von Grossvögeln in Europa sind wir weit besser informiert als über diejenige häufiger Kleinvögel (Berthold et al. 1986). Hildén & Sharrock (1985) sowie Hildén et al. (1988) geben zwar auf Grund von Umfrageergebnissen summarische Trendangaben für Gross- und Kleinvögel in fast allen europäischen Staaten. Arbeiten, die die Entwicklung von Kleinvogelzahlen in Mitteleuropa im Detail und längerfristig dokumentieren, sind jedoch eher spärlich (z.B. Berndt & Winkel 1979, Moritz 1982, Bruderer & Hirschi 1984, Winkel & Winkel 1985, Berthold et al. 1986, Nessing 1986, Hannover 1989, Winkel 1989). Wofür solche Zahlen repräsentativ sind, wird allerdings nirgends diskutiert.

Graphische Darstellungen solcher Zeitreihen veranschaulichen sowohl langfristige Entwicklungen als auch kurzfristige Schwankungen und Fluktuationsraten. Letztere gelten als Hinweis auf die Enge des Organisationszusammenhangs in einer Lebensgemeinschaft: Ist sie festgefügt, bleibt für die einzelne Teilnehmerpopulation wenig Spielraum. Einen besseren Anhaltspunkt für die Enge des Organisationszusammenhangs in einer Biozönose bietet die Abhängigkeit der Fluktuationsmuster ihrer Mitglieder. Holmes et al. (1986) untersuchten das in einem laubabwerfenden Wald der gemässigten Zone im Osten der USA. Die einzelnen Arten reagierten dort selbständig und weitgehend unabhängig von den anderen Mitgliedern der Vogelgemeinschaft auf Umwelteinflüsse.

Wiens (1981) wies darauf hin, dass sich Prozesse, die auf Individuen, Populationen oder Biozönosen einwirken, wahrscheinlich je nach Grössenordnung des betrachteten Raums oder der betrachteten Zeit unterscheiden («Skalenproblem»). Daraus ergeben sich folgende Fragen: Unterscheiden sich Effekte, wie z.B. Bestandstrends, auf den verschiedenen Ebenen der Betrachtung (kontinental, regional, lokal)? Auf welcher Ebene tendieren sie zur Einförmigkeit? Wie weit dehnt sich Einförmigkeit aus? Nimmt sie in einer Richtung zu, sei es von der lokalen Betrachtungsebene zur kontinentalen hin, oder umgekehrt? Wiens (1981) vermutete, die Effekte seien auf regionaler Ebene am einheitlichsten.

Die vorliegende Auswertung von Daten, die von freiwilligen Nistkastenbetreuern geliefert worden sind, soll schliesslich auch zeigen, wozu gewissenhaft geführte Nistkastenstatistiken der Vogelschutzvereine dienen können.

Dank. Zu Dank verpflichtet sind wir den Vogelschutzvereinen, die uns Datenmaterial grosszügig

Tab. 1. Charakteristika der einzelnen Nistkasten-Anlagen. Naturraum und Untergrund z.T. vereinfacht nach De Quervain et al. (1964) und Leser (1989). Eiche: *Quercus petraea* und *robur*, Buche: *Fagus sylvatica*, Fichte: *Picea abies*. – *Characteristics of the nestbox-areas.*

Abkürzung in Abb. 1	Gemeinde Kanton Flurname	mittlere Höhenlage	vorherrschender Naturraum, Untergrund	Vegetation	Umgebung
Al	Allschwil BL	330 m	Hügelland, Löss	Laubmischwald, viel Eichen	Äcker
Bi	Birsfelden/ Muttenz BL	270 m	Flussterrassen, Schotter usw.	Laubmischwald, viel Buchen	Siedlung, Industrie
Bu	Buus BL	520 m	Hohes Tafel- und Hügelland, Kalke	Buchen-Fichten-Waldrand	Äcker, Grasland
Fü	Füllinsdorf BL	420 m	Tafeljura, Kalke	Buchenwald-Rand	Siedlung, Wald
Ge	Gelterkinden BL	550 m	Tafeljura, Kalke, Mergel	Mischwald, Laubbäume, Koniferen	Äcker, Grasland
Mö	Möhlin AG	350 m	Flussterrassen, Schotter usw. Hohes Hügelland, Kalke	Mischwald, viel Fichten	Äcker, Grasland
Mu	Muttenz BL	270 m	Flussterrassen, Schotter usw.	Laubmischwald, viel Eichen	Siedlung, Industrie
Rh	Rheinfelden AG	340 m	Flussterrassen, Schotter usw. Hohes Hügelland, Mergel	Mischwald, Laubbäume, Fichten	Äcker, Grasland, Siedlung, Wald
Ri Au	Riehen BS, Ausserberg	320 m	Hohes Hügelland, Kalke	Laubmischwald, viel Buchen	Wald, Friedhof
Ri L.E.	Riehen BS, Lange Erlen	260 m	Aue, Schotter usw.	Laubmischwald	Äcker
Wa	Waldenburg BL	640 m	Faltenjura, Kalke	Buchenwald-Rand, Streuobstwiesen	Grasland, Wald

zur Verfügung gestellt haben. Wertvolle Kritiken, Anregungen und Diskussionen verdanken wir Dr. C. Marti sowie H. Jenny, Dr. L. Jenni, Dr. B. Naef-Daenzer und Dr. N. Zbinden. P. Mosimann verbesserte das Summary. R. Seiler besorgte die Reinzeichnungen. Finanzielle Unterstützung gewährte uns die Ornithologische Gesellschaft Basel.

1. Untersuchungsgebiet und Methoden

1.1. Die untersuchten Nistkasten-Anlagen

Alle untersuchten Nistkasten-Anlagen liegen im schweizerischen Teil der Basler Region (Abb. 1, vgl. Tab. 1). Alle ausser Gelterkinden und Waldenburg liegen in einem Klima, das an südexponierten Hängen Weinbau ermöglicht (Eggenberger et al. 1975). Die Waldenburger Nistkästen befinden sich in der unteren Montanstufe (Moor 1962). Alle Anlagen bestanden schon mehrere Jahre vor Beginn der Erhebungen.

In allen untersuchten Nistkasten-Anlagen (im folgenden NK-Anlagen) machen die Meisen *Parus* spp. den Hauptharst der Bewohner aus. In den 7 Anlagen, in denen die Meisenarten einzeln erhoben worden sind, war die Kohlmeise *Parus major* der häufigste Nistkastenbrüter. Dies dürfte auch in den restlichen untersuchten NK-Anlagen mit Ausnahme von Riehen, Lange Erlen, der Fall sein. Im 2. Häufigkeitsrang finden wir je nach NK-Anlage Blaumeisen *Parus caeruleus*, Feldsperlinge *Passer montanus*, Kleiber *Sitta europaea* oder Trauerschnäpper *Ficedula hypoleuca*. Auf den folgenden Rängen tauchen die übrigen NK-Brüter in verschiedenen Positionen auf. Die Vogelschutzvereine im Untersuchungs-

gebiet unterhalten in der Regel nur NK-Anlagen innerhalb ihrer politischen Gemeinde. Die mit Nistkästen bestückten Flächen des Gemeindeterritoriums machen in jedem Fall nur einen Teil der von Höhlenbrütern besiedelbaren Fläche aus. Die NK werden vorzugsweise entlang von Waldwegen und Waldrändern aufgehängt.

Die Anzahl aller kontrollierten NK beträgt im Mittel 2696. Die Zahl der einzelnen Anlagen ist in den Zeitreihendarstellungen (Abb. 2–25 A) jeweils als oberste Kurve eingetragen. Sie schwankt teilweise von Jahr zu Jahr; deshalb sind die absoluten Zahlen der NK-Brüter nicht vergleichbar. Wir berechneten daher für jedes Jahr den Anteil der mit einer bestimmten Vogelart besetzten Nistkästen.

Eine Verminderung oder Vergrösserung der NK-Zahl kann in einzelnen Fällen mit einer kurzfristigen Veränderung des Anteils einer Vogelart einhergehen; Regelmässigkeiten sind jedoch nicht zu erkennen. Die Zeitreihen «Anzahl Nistkästen» und «Anteil der Vogelart X» (Abb. 2–25) covariieren nirgends ausser in Möhlin, wo NK, Meisen und Trauerschnäpper den gleichen Trend zeigen (Abb. Möhlin NVV A, B). Das liegt wahrscheinlich daran, dass eine Vielzahl anderer Faktoren neben dem NK-Angebot auf die Bestandsentwicklung einwirken, und dass eine Erhöhung der

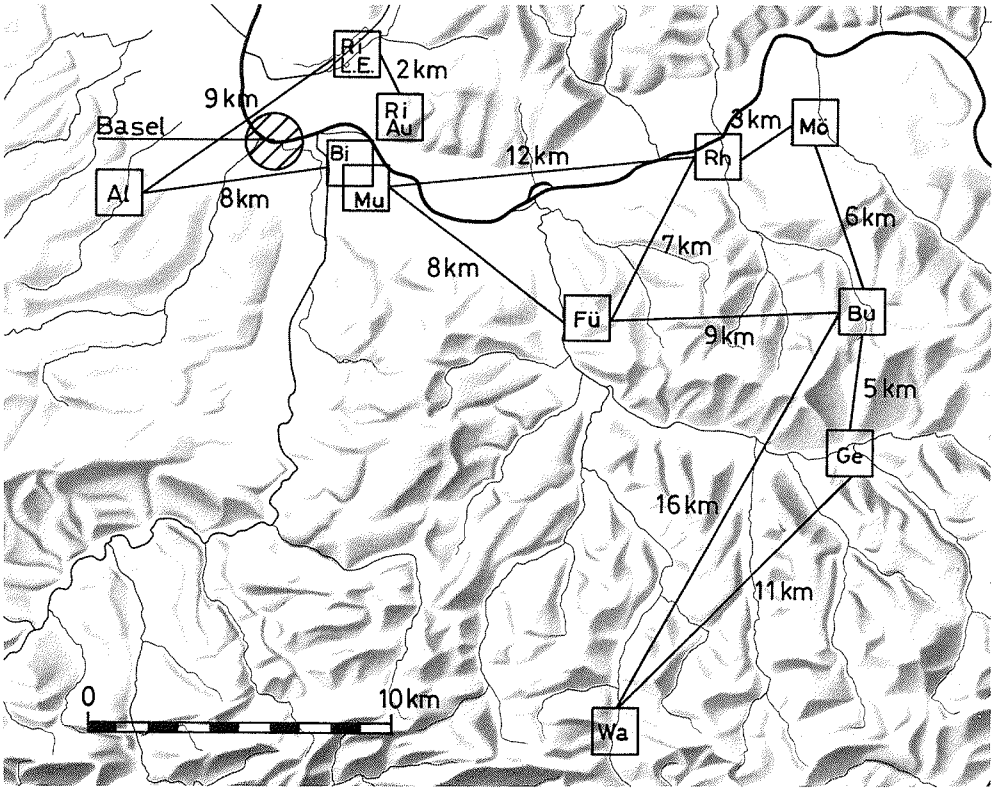


Abb. 1. Lage der untersuchten Nistkasten-Anlagen. Al = Allschwil BL; Bi = Birsfelden/Muttenz BL (NVV); Bu = Buus BL; Fü = Füllinsdorf BL; Ge = Gelterkinden BL; Mö = Möhlin AG; Mu = Muttenz BL (OGB); Rh = Rheinfelden AG; Ri Au = Riehen BS, Ausserberg; Ri L.E. = Riehen BS, Lange Erlen; Wa = Waldenburg BL. – *Situation of the nestbox-areas.*

NK-Zahl stets mit einer Erweiterung der mit NK bestückten Fläche einhergeht. Auch bei gleichbleibender NK-Anzahl können langfristige Änderungen der Vogelarten-Anteile auftreten. Ein regelhafter Zusammenhang zwischen dem Trend der NK-Zahl und dem Trend der Anteile besteht nicht. Insbesondere lässt sich nicht nachweisen, dass ein vermehrtes Aufhängen von NK (z.B. Abb. Möhlin NVV A, Füllinsdorf A1, Füllinsdorf A2) einen Anteilsrückgang einer Art bremsen könnte.

Unter Besetzungsgrad wird der Anteil von NK verstanden, der Vogelnester enthält. Er ist in den Abb. 2–25 B jeweils als oberste Kurve eingetragen. Die nicht mit Vogelbruten belegten NK können von Insekten (Wespen, Hornissen Vespidae), Säugetieren, z.B. Siebenschläfern *Glis glis,* besetzt, von Vögeln als Schlafhöhle benutzt oder völlig unbenutzt sein. Über alles, was in den NK nicht Vogelbruten betrifft, wird von den Betreuern im allgemeinen nicht genau Buch geführt. Da der Besetzungsgrad die Summe der Anteile der einzelnen Vogelarten darstellt, reagiert er am stärksten auf die Veränderungen bei den jeweils häufigsten Arten.

Alle Wälder des Untersuchungsgebiets werden intensiv bewirtschaftet, und das Angebot an natürlichen Nisthöhlen ist sehr gering. Auch die über den ganzen Beobachtungszeitraum hinweg hohe Auslastung der NK-Anlagen mit Vogelbruten belegt das. Es ist unwahrscheinlich, dass ein namhafter Teil der Brutpaare von einem Jahr zum andern zwischen Naturhöhlen und NK wechselt und dass die festgestellten Fluktuationen der NK-Besetzung so zustandekommen.

1.2. Datenerhebung

Die Mehrzahl der untersuchten NK-Anlagen wurde von den betreuenden Vogelschutzvereinen nur einmal jährlich, im Herbst oder Winter, kontrolliert und gereinigt. Dabei wurde der Inhalt notiert. Auf die Zuordnung von leeren Meisennestern (*Parus* spp.) zu den einzelnen Arten wurde meistens verzichtet. Nur wo zusätzliche NK-Kontrollen zur Brutzeit durchgeführt wurden, sind die einzelnen Meisenarten aufgeführt. Die Nester von Feld- und Haussperlingen (*Passer montanus* und *P. domesticus*) wurden ebenfalls nicht unterschieden. Der Haussperlings-Anteil beträgt in den Anlagen, in denen Brutzeitkontrollen durchgeführt wurden, 0–0,3%, maximal 4,5%. Wenn im folgenden zusammenfassend von «Sperlingen» die Rede ist, handelt es sich also fast ausschliesslich um Feldsperlinge.

Der eine von uns (C. Th. S.) hat die Aufzeichnungen von 43 Natur- und Vogelschutzvereinen an Ort und Stelle gesammelt. Aus diesem Datenmaterial wurden jene 11 Nistkastenanlagen ausgewählt, für die die längsten und lückenärmsten Zeitreihen vorlagen.

1.3. Auswertung

Die Fluktuationsrate lässt sich in den graphischen Darstellungen der Zeitreihen (Abb. 2–25) ablesen. Den Variationskoeffizienten (Standardabweichung×100/Mittelwert) haben wir nicht verwendet, weil Holmes et al. (1986) zeigten, dass er dazu tendiert, bei Arten höherer Populationsdichte kleiner zu werden. Er lässt also die häufigeren Arten als weniger variabel erscheinen. Zudem ist ein Mass, das den Mittelwert verwendet, bei Zeitreihen mit einem Trend nicht sinnvoll.

Langfristige Trends: Da wir am Ausmass der Steigung bzw. des Gefälles der Trends nicht interessiert waren, konnten wir auf die Anwendung linearer Regressionen auf Zeitreihen verzichten. Diese wären ohnehin prinzipiell unzulässig, weil sie wesentliche Voraussetzungen des linearen Regressionsmodells verletzen (Bortz 1985, Pfanzagl 1963, Sokal & Rohlf 1981): Bei Zeitreihen sind in der Regel die zu den x-Werten gehörenden y-Werte nicht bivariat normalverteilt, die Streuungen der zu den einzelnen x-Werten gehörenden y-Werte sind nicht homogen, und die zu einem x-Wert gehörenden y-Werte sind nicht unab-

hängig voneinander (Zeitreihen sind oft autokorreliert). Werden unter Missachtung dieser Voraussetzungen gewonnene Regressionskoeffizienten noch in Tests weiterverarbeitet, führt das vollends zu fragwürdigen Ergebnissen. Nichtparametrische Regressionsverfahren mit weniger strengen Voraussetzungen sind zwar bekannt (z.B. Büning & Trenkler 1978), haben aber bislang den Nachteil, dass nicht genügend vielfältige Tests zur Weiterverarbeitung der Ergebnisse zur Verfügung stehen.

Wir verwendeten also Trendtests, die nur die Fragen beantworten: «Aufwärtstrend bzw. Abwärtstrend vorhanden: ja oder nein?» oder «Trend vorhanden: ja oder nein?». Vier wurden in Betracht gezogen: der «Phasenhäufigkeitstest von Wallis & Moore» (Lienert 1978), der «Trendtest nach Mann», ein modifizierter «Trendtest nach Cox & Stuart» (beide Hartung et al. 1987) und der originale «S_1-Lokations-Trendtest» (Cox & Stuart 1955). Ausgewählt wurde der letzte, weil er sich an nicht für diese Untersuchung verwendetem Material am besten bewährte. Das Signifikanzniveau α wird auf 0,05 festgelegt.

Für die Pool-Trends wurden die Werte der einzelnen Zeitreihen addiert. Aus der Summe wurde der Pool-Trend errechnet.

Um ein Mass für die Ähnlichkeit der Fluktuationsmuster zweier Zeitreihen zu erhalten, berechneten wir die «Korrelation der 1. Differenzen» (Pfanzagl 1963), d.h. der Differenzen $y_{i+1}-y_i$ jeder Zeitreihe. Sie erfasst verzögerte Reaktionen nicht; solche sind aber in den Zeitreihen auch nicht sichtbar. Der erhaltene Bravais-Pearsonsche Korrelationskoeffizient r (Produkt-Moment-Korrelationskoeffizient) quantifiziert die Verlaufsähnlichkeit der Fluktuationen von zwei Zeitreihen in Bezug auf die Bewegungsrichtung (aufwärts, abwärts) und auf das Ausmass der Bewegung (Amplitude). Es kann jedoch a priori kein numerischer Wert dieses Korrelationskoeffizienten angegeben werden, ab dem die beiden Zeitreihen «ähnlich genug» sind, weil die üblichen Signifikanztests wegen der Autokorrelation der Zeitreihen versagen (Pfanzagl 1963). Zeitreihenpaare mit nach unserer Beurteilung deutlicher Verlaufsähnlichkeit weisen ein $r \geq 0{,}5$ auf. Wir setzen deshalb «Ähnlichkeit» der Fluktuationsmuster bei $r \geq 0{,}5$ fest.

Wegen der hohen Anfälligkeit des Produkt-Moment-Korrelationskoeffizienten auf Extremwerte und wegen der grossen Amplituden der untersuchten Zeitreihen fielen die Koeffizienten kürzerer Zeitrei-

Tab. 2. Langfristige Trends in den einzelnen Anlagen und Trends der gepoolten Zeitreihen in der Basler Region. > abwärts, = gleichgeblieben, < aufwärts. · keine Daten, nicht oder unregelmässig vorhanden; kein Test möglich. Für Kohlmeisen- und Blaumeisen-Pools existieren nur Daten aus den Anlagen 1, 3 und 9. – *Long-term trends and trends of the pooled time-series. > downwards, = no trend, < upwards, · no data, not testable.*

	Kleiber		Kohlmeise		Blaumeise		alle Meisen		Trauerschnäpper		Gartenrotschwanz		Sperlinge	
Anlage	1969–87	1977–87	1969–87	1977–87	1969–87	1977–87	1969–87	1977–87	1969–87	1977–87	1969–87	1977–87	1969–87	1977–87
1 Riehen L.E.	>	·	·	=	·	=	=	<	·	·	·	·	>	>
2 Riehen Au	=	=	·	·	·	·	=	=	=	=	<	=	·	·
3 Muttenz OGB	=	=	·	=	·	<	=	=	·	·	·	·	>	>
4 Rheinfelden	>	>	·	·	·	·	=	=	=	=	·	·	=	=
5 Möhlin NVV	=	=	·	·	·	·	=	=	<	<	=	=	=	>
6 Füllinsdorf	=	=	·	·	·	·	<	=	>	=	>	>	>	>
7 Gelterkinden	=	=	·	·	·	·	=	=	>	<	>	=	=	>
8 Allschwil	·	=	·	·	·	·	·	<	·	>	·	>	·	=
9 Buus	·	=	·	=	·	=	·	=	·	=	·	=	·	=
Pool Anlagen 1–7	>						<		=		>		>	
Pool Anlagen 1–9		=		=		<		=		=		>		>

hen im allgemeinen höher aus als diejenigen längerer Zeitreihen. Es wurden deshalb nur Ähnlichkeiten aus ≥ 7 ersten Differenzen berechnet.

Zur Beantwortung der Frage, ob die Fluktuationsmuster verschiedener Vogelarten am gleichen Ort Abhängigkeiten aufweisen, war die Anwendung eines simultanen Tests geboten, weil sukzessive Tests das Risiko eines Fehlers erster Art progressiv angehoben hätten (Larzelere & Mulaik 1977). Wir berechneten daher die Korrelationen der 1. Differenzen zwischen allen Artenkombinationen am gleichen Ort und testeten diese dann simultan mit dem «multiplen Test nach Holm» (Hartung et al. 1987; $\alpha = 0{,}05$).

Die Unterschiede der Artanteile in 2 NK-Anlagen am gleichen Ort, die von verschiedenen Vogelschutzvereinen betreut werden, sind mit dem «Wilcoxon-Vorzeichenrangtest für abhängige Paare» (Büning & Trenkler 1978, Siegel 1987) getestet worden ($\alpha = 0{,}05$).

2. Ergebnisse

2.1. Trends

Die beiden Zeitabschnitte 1969–1987 und 1977–1987 sind so ausgewählt, dass ein möglichst langer Zeitraum in möglichst vielen der untersuchten Anlagen verglichen werden kann. Die vollständigen Zeitreihen sind in den Abb. 2–25 wiedergegeben. Tab. 2 zeigt erwartungsgemäss, dass die festgestellte Trendrichtung bei derselben Vogelart und am selben Ort je nach dem zu Grunde gelegten Zeitabschnitt variieren

Abb. 2–25. Zeitreihengraphiken der Nistkastenbesetzungsanteile in den untersuchten NK-Anlagen. – *Time-series graphs of nestbox occupation.*

A: Senkrechte Achse: Nistkästen: Anzahl oder Anzahl/10. Übrige Kurven: Prozent. – *Vertical axis: Nestboxes (NK): number or number/10. Other graphs: percent.*

NK = Anzahl kontrollierte Nistkästen / *number of nestboxes*

Weitere Abkürzungen: Anteile der mit folgenden Vogelarten besetzten Nistkästen. – *Other abbreviations: proportions of nestboxes occupied by the following species.*

Spe = Sperlinge *Passer montanus* + *P. domesticus*

GaR = Gartenrotschwanz *Ph. phoenicurus*

TrS = Trauerschnäpper *Ficedula hypoleuca*

Sta = Star *Sturnus vulgaris*

Gestrichelte Linien: fehlende Angaben. – *Dashed lines: missing data.*

B: Jeweils unterhalb Abb. A zur besseren Vergleichbarkeit des Kurvenverlaufs. Senkreche Achse: Prozent. – *Vertical axis: percent.*

Bes = Anteil Nistkästen mit Vogelnestern / *proportion of nestboxes with bird nests*

Weitere Abkürzungen: Anteile der mit folgenden Vogelarten bestzten Nistkästen. – *Other abbreviations: proportions of nestboxes occupied by the following species.*

Mei = Alle Meisen *Parus major* + *P. caeruleus* + *P. ater* + *P. palustris*

KoM = Kohlmeise *Parus major*

BlM = Blaumeise *Parus caeruleus*

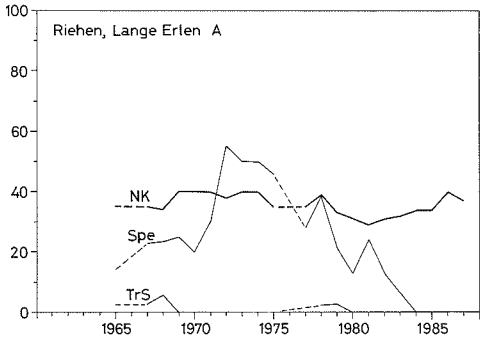
SuM = Sumpfmeise *Parus palustris*

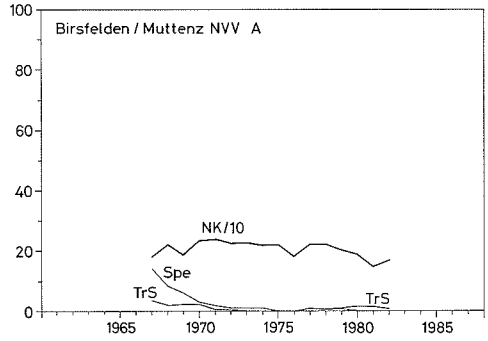
Kle = Kleiber *Sitta europaea*

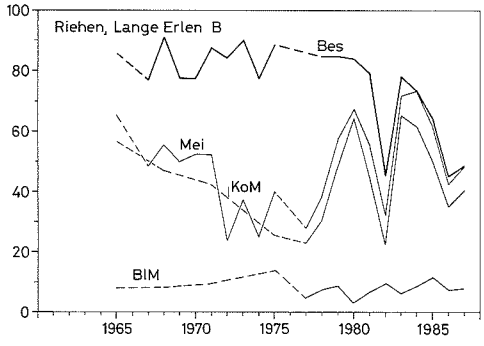
Riehen, Ausserberg B: Kohlmeisen, Blaumeisen und Sumpfmeisen wurden ab 1978 nicht mehr differenziert erhoben. – *Nests of Parus major (KoM), P. caeruleus (BlM), and P. palustris (SuM) were no longer identified to species as of 1978.*

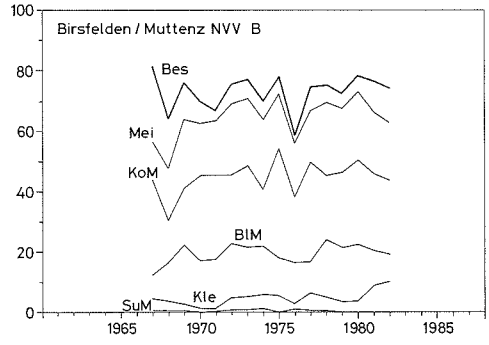
Muttenz OGB B. Kohlmeisen und Blaumeisen wurden erst ab 1975 differenziert erhoben. – *Nests of Parus major (KoM) and P. caeruleus (BlM) were identified to species as of 1975 only.*

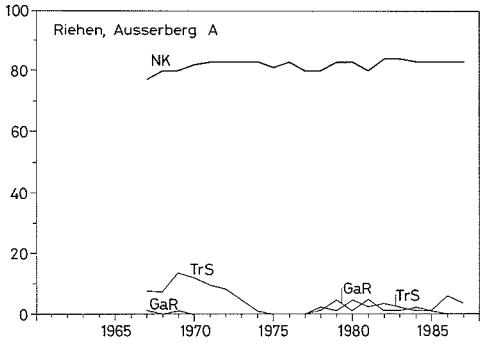
Gestrichelte Linien: fehlende Angaben. – *Dashed lines: missing data.*

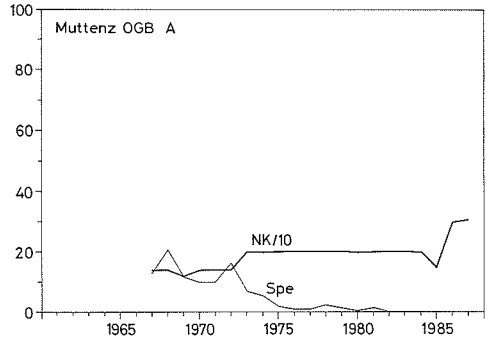

Riehen, Lange Erlen A
NK
Spe
TrS
100
80
60
40
20
0
1965
1970
1975
1980
1985

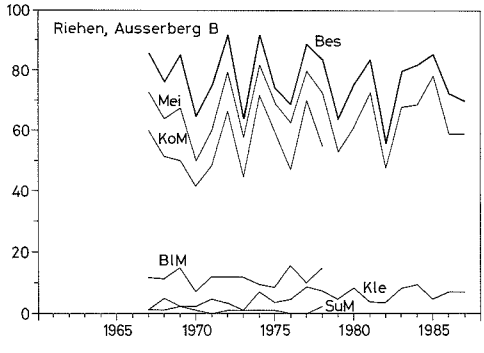

Birsfelden / Muttenz NVV A
NK/10
Spe
TrS
TrS
100
80
60
40
20
0
1965
1970
1975
1980
1985

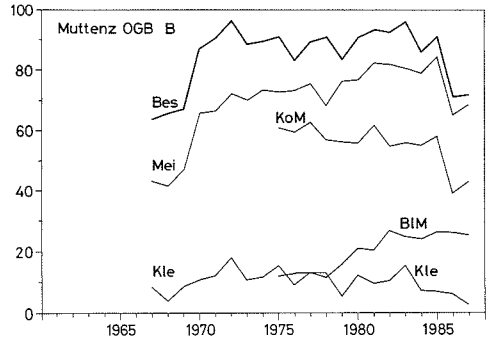

Riehen, Lange Erlen B
Bes
Mei
KoM
BlM
100
80
60
40
20
0
1965
1970
1975
1980
1985

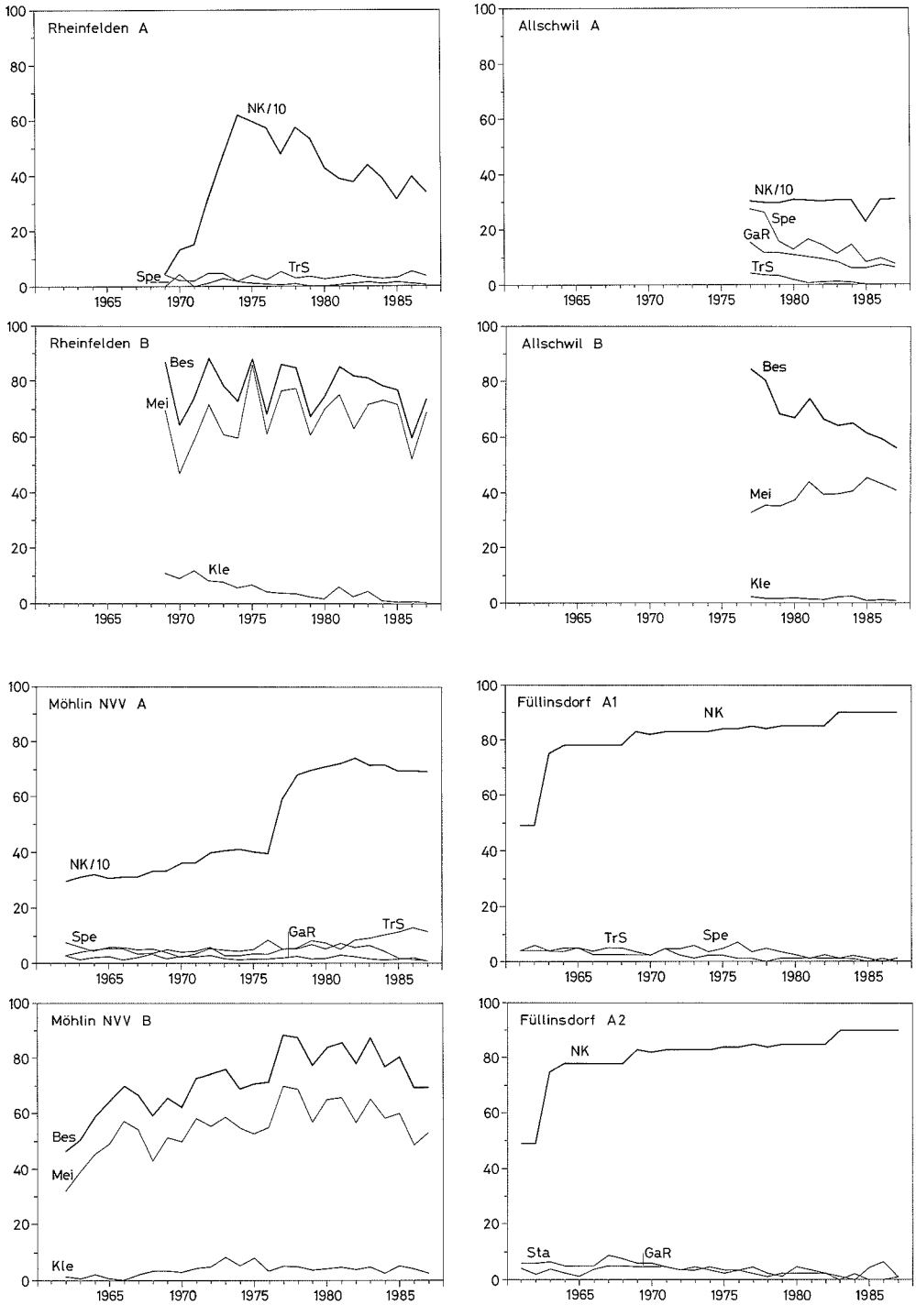

Birsfelden / Muttenz NVV B
Bes
Mei
KoM
BlM
SuM
Kle
100
80
60
40
20
0
1965
1970
1975
1980
1985

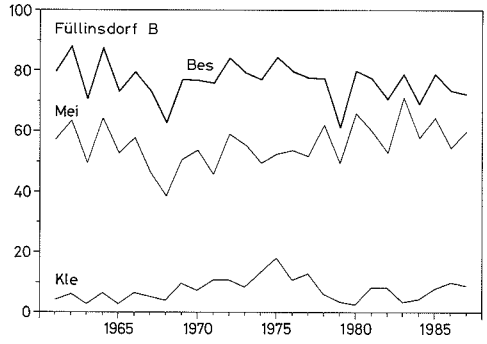

Riehen, Ausserberg A
NK
TrS
GaR
GaR
TrS
100
80
60
40
20
0
1965
1970
1975
1980
1985

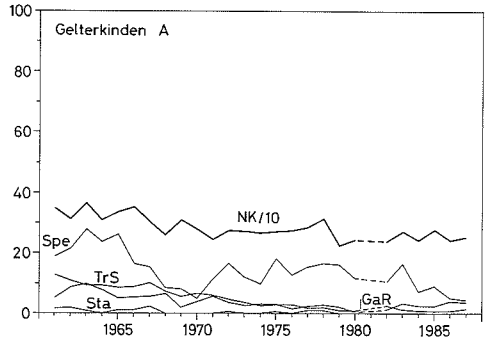

Muttenz OGB A
NK/10
Spe
100
80
60
40
20
0
1965
1970
1975
1980
1985

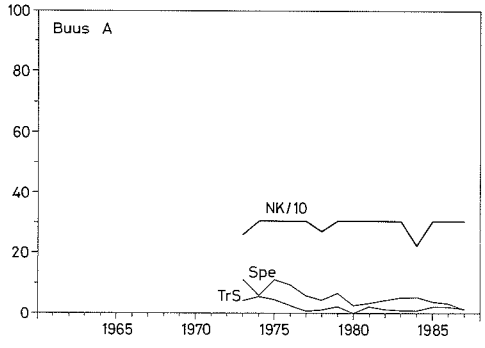

Riehen, Ausserberg B
Bes
Mei
KoM
BlM
Kle
SuM
100
80
60
40
20
0
1965
1970
1975
1980
1985

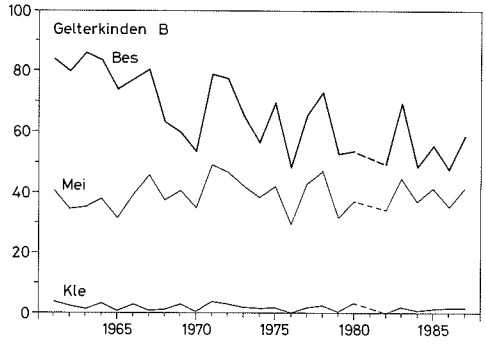

Muttenz OGB B
Bes
KoM
Mei
BlM
Kle
Kle
100
80
60
40
20
0
1965
1970
1975
1980
1985

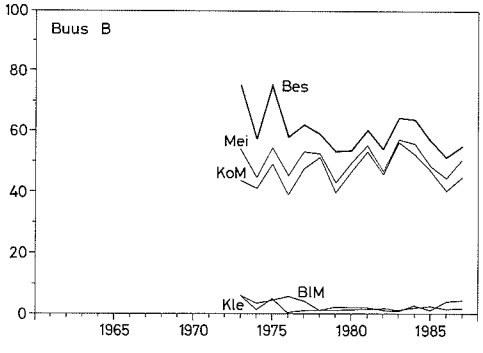

Rheinfelden A
NK/10
Spe
TrS
Allschwil A
NK/10
Spe
GaR
TrS
Rheinfelden B
Bes
Mei
Kle
Allschwil B
Bes
Mei
Kle
Möhlin NVV A
NK/10
Spe
GaR
TrS
Füllinsdorf A1
NK
TrS
Spe
Möhlin NVV B
Bes
Mei
Kle
Füllinsdorf A2
NK
Sta
GaR
0
20
40
60
80
100
1965
1970
1975
1980
1985

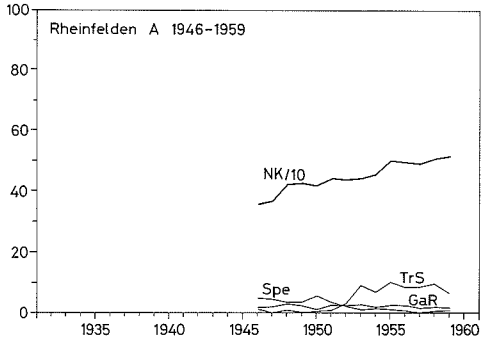

Füllinsdorf B
Bes
Mei
Kle
100
80
60
40
20
0
1965
1970
1975
1980
1985

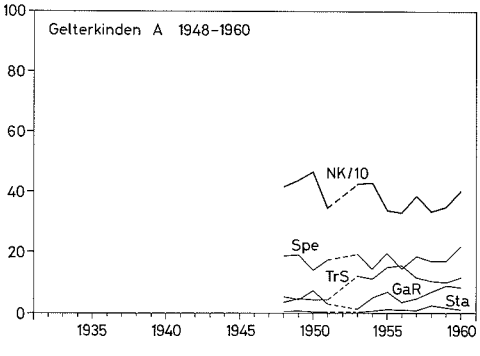

Gelterkinden A
NK/10
Spe
TrS
Sta
GaR
100
80
60
40
20
0
1965
1970
1975
1980
1985

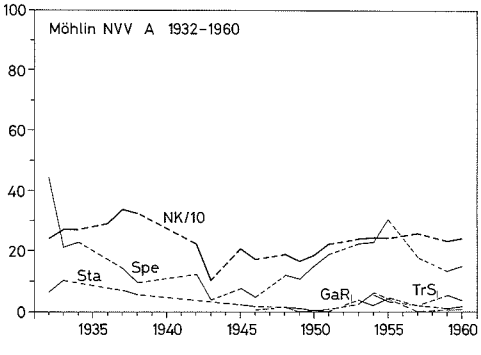

Buus A
NK/10
Spe
TrS
100
80
60
40
20
0
1965
1970
1975
1980
1985


Gelterkinden B
Bes
Mei
Kle
100
80
60
40
20
0
1965
1970
1975
1980
1985


Buus B
Bes
Mei
KoM
Kle
BIM
100
80
60
40
20
0
1965
1970
1975
1980
1985


Rheinfelden A 1946–1959
NK/10
Spe
TrS
GaR
100
80
60
40
20
0
1935
1940
1945
1950
1955
1960


Gelterkinden A 1948–1960
NK/10
Spe
TrS
GaR
Sta
100
80
60
40
20
0
1935
1940
1945
1950
1955
1960


Möhlin NVV A 1932–1960
NK/10
Spe
Sta
GaR
TrS
100
80
60
40
20
0
1935
1940
1945
1950
1955
1960

kann. Trends aus unterschiedlichen Zeitabschnitten können deshalb nicht direkt miteinander verglichen werden.

Stare *Sturnus vulgaris* kamen nur in Füllinsdorf in testbarer Anzahl und Regelmässigkeit vor. 1969–87 und 1977–87 war bei den Anteilen kein Trend feststellbar.

In der Anlage von Birsfelden/Muttenz NVV sind nur Zahlen von 1967–82 vorhanden. Die Trends sahen dort folgendermassen aus: Kleiber aufwärts, Sperlinge abwärts; Trauerschnäpper, Kohlmeisen, Blaumeisen und die zusammengefassten Meisenarten zeigten keinen Trend.

In Waldenburg zeigten Kleiber, Kohlmeisen, Blaumeisen, zusammengefasste Meisenarten, Trauerschnäpper, Gartenrotschwanz und Feldsperling im relativ kurzen Zeitraum von 1978–85 keinen Trend.

Nur Feldsperlinge haben in der Mehrheit der Anlagen abgenommen, in Rheinfelden und Möhlin bereits vor dem in Tab. 2 wiedergegebenen Zeitabschnitt 1969–87 (vgl. die Feldsperlingsanteile in den vorhergehenden Zeitabschnitten in den beiden letzten Abb.: Rheinfelden A 1946–1959 und Möhlin NVV A 1932–1960). In Rheinfelden zeigten Feldsperlinge 1946–1959 einen signifikanten Abwärtstrend.

Bei keiner untersuchten Vogelart weisen alle Einzeltrends in der Untersuchungsregion in die gleiche Richtung; nur beim Kleiber, den zusammengefassten Meisenarten und beim Feldsperling stimmt die grosse Mehrheit der Trendrichtungen überein.

Für die Unterschiede der Einzeltrends von Anlage zu Anlage können neben Habitatunterschieden (Tab. 1) und der Entwicklung anderer Mitglieder der Biozönose eine ganze Reihe weiterer Faktoren verantwortlich sein, da die Populationsdynamik stets von zahlreichen Faktoren beeinflusst wird. Über die Mehrzahl der relevanten Einflussgrössen besitzen wir keine Daten aus dem Untersuchungszeitraum. Deshalb verzichten wir auf Spekulationen darüber, warum in einer Anlage der Trend nach oben zeigt, in der nächsten nicht usw.

Muster, die auf der geographischen Lage oder der Habitatähnlichkeit beruhen, lassen sich bei den Trends nicht ausmachen. Auch in nahe beieinander liegenden NK-Anlagen mit ähnlichem Habitat weist die gleiche Vogelart oft unterschiedliche Trends auf (vgl. auch Kap. 2.4.).

Vergleicht man die Trends aus den einzelnen Anlagen («lokale Trends») mit dem Trend der gepoolten Zeitreihen («regionaler Trend»), fällt auf, dass der Pool-Trend in mehreren Fällen nicht der Mehrheit der Einzeltrends entspricht: Kleiber 1969–87, Blaumeisen 1977–87, zusammengefasste Meisenarten 1969–87, Gartenrotschwanz 1977–87 (Tab. 2).

2.2. Ähnlichkeit der Fluktuationsmuster an verschiedenen Orten

Beim Kleiber erreichen nur 3 Zeitreihenpaare Ähnlichkeitswerte von ≥ 0,5: Allschwil und Riehen Ausserberg, Rheinfelden und Möhlin sowie Möhlin und Buus. Rheinfelden und Möhlin weisen sehr ähnliche Habitatverhältnisse auf, die anderen Orte mit hoher Ähnlichkeit hingegen nicht.

Kohlmeisen-Daten liegen nur von 5 NK-Anlagen vor. Eine Ähnlichkeit der Fluktuationsmuster ist nur zwischen Buus und Birsfelden/Muttenz festzustellen, zwischen anderen, näher beieinander liegenden Orten jedoch nicht. Die Kohlmeisen von zwei weit auseinanderliegenden Orten in den Niederlanden (Klomp 1980) zeigen hingegen optisch deutliche Ähnlichkeit der Fluktuationen. Schmidt (1983) bringt 8 Zeitreihen aus relativ nahe beieinander gelegenen Gebieten bei Frankfurt a.M., wovon 4 ähnliche Fluktuationsmuster zeigen.

Bei der Blaumeise zeigte sich Ähnlichkeit nur zwischen Buus und Waldenburg.

Bei den zusammengefassten Meisenarten stellen die Kohlmeisen jeweils den grössten Anteil. Die Fluktuationen verlaufen vor allem im Hochrheintal und Tafeljura (Rheinfelden, Möhlin, Buus, Füllinsdorf, Gelterkinden) ähnlich. In der näheren Umgebung Basels (Allschwil, Riehen, Birsfelden, Muttenz) weisen Allschwil und Riehen, Ausserberg einen ähnlichen Verlauf auf,

Tab. 3. Ähnlichkeit der Fluktuationsmuster verschiedener Vogelarten am selben Ort. Die Ähnlichkeit wird als signifikante Abhängigkeit ausgedrückt. – *Similarity of the fluctuation patterns of different species at the same locality. Similarity is expressed as significant dependency.*

NK-Anlage	Anzahl Jahre	paarweise Artenkombinationen	signifikant abhängige Artenpaare	Korrelationskoeffizient r
Allschwil	10	10	keine	
Riehen, Lange Erlen	12	1	keine	
Riehen, Ausserberg	14	10	keine	
Birsfelden/Muttenz NVV	15	10	keine	
Muttenz OGB	12	6	Blaumeise – Sperlinge	– 0,779
Rheinfelden	14	6	keine	
Möhlin	14	10	keine	
Füllinsdorf	14	10	keine	
Buus	14	10	keine	
Gelterkinden	14	10	keine	
Waldenburg	7	15	Blaumeise – Gartenrotschwanz	– 0,921

die anderen, sehr nahe gelegenen Orte jedoch nicht.

Die Fluktuationen des Trauerschnäppers verliefen an keinen zwei der untersuchten Orte ähnlich. Von den in Bruderer & Hirschi (1984) wiedergegebenen 4 Zeitreihen aus schweizerischen Nistkastendaten zeigen dagegen 3 deutliche Ähnlichkeiten im Fluktuationsmuster.

Die Fluktuationen des Gartenrotschwanzes verliefen überall verschieden. Die in Bruderer & Hirschi (1984) dargestellten 3 Zeitreihen aus der Schweiz unterscheiden sich in ihren Fluktuationsmustern ebenfalls deutlich.

Die Sperlinge weisen nur in Allschwil und Riehen, Lange Erlen einen ähnlichen Verlauf der Fluktuationen auf. Die Zeitreihen in Bruderer & Hirschi (1984) aus zwei nahe gelegenen und einer entfernteren schweizerischen Ortschaft unterscheiden sich alle in den Fluktuationsmustern deutlich.

Zusammenfassend stellt man fest, dass Ähnlichkeiten der Fluktuationsmuster bei Meisen und Kleibern aufgetreten sind, insgesamt aber, auch zwischen nahe beieinander gelegenen Orten, sehr selten waren (vgl. auch Kap. 2.4.).

2.3. Ähnlichkeit der Fluktuationsmuster verschiedener Vogelarten am gleichen Ort

Eine Ähnlichkeit im Verlauf der Fluktuationen von zwei und mehr Arten an einem Ort kann Hinweise auf Einflussgrössen geben, die gleichzeitig auf diese Arten wirken. Von den 98 paarweisen Artenkombinationen in den 11 Anlagen zeigen nur gerade zwei eine signifikante Abhängigkeit der Fluktuationsmuster (Tab. 3). Die meisten Arten schwanken also am gleichen Ort im jeweils gleichen Zeitabschnitt statistisch unabhängig voneinander.

2.4. Unterschiede in zwei Nistkastenanlagen am gleichen Ort

In zwei untersuchten Waldgebieten befinden sich je zwei NK-Anlagen nebeneinander, die von verschiedenen Institutionen betreut werden.

Im Hardwald betreibt der Natur- und Vogelschutzverein Birsfelden im nördlichen Teil eine Anlage (Birsfelden/Muttenz NVV), die Ornithologische Gesellschaft Basel im südlichen Teil (Muttenz OGB). Beide Anlagen befinden sich im selben, geschlossenen Waldkomplex. Ihre Schwerpunkte sind rund 650 m voneinander entfernt, die Grenzen der beiden mit NK be-

Tab. 4. Ähnlichkeit der Fluktuationsmuster in zwei verschiedenen NK-Anlagen im selben Wald. n.s. = nicht signifikant, NK = mittlere NK-Anzahl. – *Similarity of the fluctuation patterns in two nestbox-series in the same forest. Forest 1: nestbox-series Birsfelden/Muttenz NVV – Muttenz OGB. Forest 2: nestbox-series Möhlin NVV – Möhlin FA.*

	Birsfelden/Muttenz NVV (203 NK) – Muttenz OGB (176 NK)		Möhlin NVV (332 NK) – Möhlin FA (291 NK)	
	Jahre	Korrelationskoeffizient r	Jahre	Korrelationskoeffizient r
Kleiber	1967–82	0,301 n.s.	1965–71	−0,210 n.s.
Kohlmeise	1975–82	0,277 n.s.		
Blaumeise	1975–82	−0,409 n.s.		
alle Meisenarten	1967–82	0,020 n.s.	1965–71	0,922 $p<0{,}01$
Trauerschnäpper			1965–71	0,325 n.s.
Sperlinge	1967–82	−0,314 n.s.	1965–71	−0,237 n.s.

stückten Flächen sogar nur 200 m. Bewirtschaftung, Untergrund und Klima sind in beiden Waldteilen die gleichen, allerdings sind im nördlichen Teil Rotbuchen *Fagus sylvatica* häufiger als im südlichen. Die NK sind auf beiden Flächen die gleichen und werden in gleicher Weise aufgehängt. Die beiden Anlagen sind allerdings durch die 28 m breite Schneise einer Schnellstrasse getrennt.

Ebenfalls zwei Institutionen betreiben in Möhlin eine NK-Anlage: der Natur- und Vogelschutzverein (Möhlin NVV) und das Forstamt (Möhlin FA), letzteres allerdings nur von 1965–1971. Die Aufhängungsorte waren hier nur ganz kleinräumig getrennt, die NK waren ebenfalls die gleichen.

Die Trends lassen sich wegen der Kürze der zur Verfügung stehenden Zeitreihen nur zwischen Birsfelden/Muttenz und Muttenz vergleichen (1967–1982). Sie laufen dort nur bei den Sperlingen gleich, bei Meisen und Kleibern nicht.

Die Ähnlichkeit der Fluktuationsmuster, ebenfalls wieder berechnet als Produkt-Moment-Korrelationskoeffizient der 1. Differenzen, zeigt Tab. 4. Sowohl die Beurteilung nach unserem Kriterium für genügende Ähnlichkeit von $r \geq 0{,}5$ als auch der Signifikanztest auf Zusammenhang in der Grundgesamtheit zeigen, dass mit Ausnahme der zusammengefassten Meisenarten in Möhlin die Fluktuationsmuster derselben Vogelart in zwei Nistkastenanlagen am selben Ort keine Ähnlichkeit und (statistisch) keinen Zusammenhang in der Grundgesamtheit zeigen.

Auch die Artanteile in 2 NK-Anlagen desselben Waldes können sich deutlich unterscheiden (Tab. 5).

Tab. 5. Vogelartenanteile in zwei verschiedenen NK-Anlagen im selben Wald. gleich = kein signifikanter Unterschied, ungleich = signifikanter Unterschied. – *Nestbox occupation in two nestbox-series in the same forest. gleich = no siginificant difference, ungleich = significant difference.*

	Jahre	Birsfelden/Muttenz NVV – Muttenz OGB	Jahre	Möhlin NVV – Möhlin FA
Kleiber	1967–82	ungleich; OGB mehr	1965–71	gleich
Kohlmeise	1975–82	ungleich; OGB mehr		
Blaumeise	1974–82	gleich		
Sumpfmeise	1974–82	gleich		
alle Meisen	1967–82	gleich	1965–71	ungleich; FA mehr
Trauerschnäpper			1965–71	ungleich; FA mehr
Sperlinge	1967–82	ungleich; OGB mehr	1965–71	gleich

Die obigen Ergebnisse führen zur Vermutung, dass Populationsteile der beobachteten Singvogelarten in ihrer Bestandsdynamik sogar sehr kleinräumig differieren können.

3. Diskussion

3.1. Wie aussagekräftig sind Nistkasten-Statistiken für die Bestandsentwicklung von Populationen?

Die Dichte der Nistkästen in unserem Untersuchungsgebiet blieb im allgemeinen gleich, obschon die absoluten Zahlen in einzelnen Anlagen nicht konstant blieben. Kleine Schwankungen gehen auf die üblichen Beschädigungen und Verluste durch Menschen zurück. Bei grösseren Zunahmen der NK-Zahl wurden die zusätzlichen NK nicht zwischen die alten gehängt, sondern es wurden neue Waldflächen bestückt. Bei grösseren Abnahmen wurden Waldflächen von NK geräumt.

Der Besetzungsgrad der NK-Anlagen war im allgemeinen hoch. Dies ist, neben unseren Beobachtungen, ein weiterer Hinweis darauf, dass das natürliche Höhlenangebot klein war. Andrerseits haben wir keine Daten über die Nutzung der nicht mit Vogelnestern belegten NK. Jedenfalls waren NK nicht ad libitum vorhanden. Im Urwald sind Meisen und Kleiber nicht durch das Nisthöhlenangebot limitiert (Walankiewicz in Vorb.). In bewirtschafteten Wäldern kann sich das Aufhängen von NK stark auf die Dichte von Höhlenbrütern auswirken (Nilsson et al. 1985). Vor allem die Kohlmeisen-Dichten reagieren stark auf das NK-Angebot, jene der Blaumeisen kaum (East & Perrins 1986). Auch in unseren NK-Anlagen brüteten fast alle Kohlmeisen und Trauerschnäpper in NK, Blaumeisen und Kleiber aber auch oft in Naturhöhlen. Es ist deshalb wahrscheinlich, dass – immer in der gleichen Waldgesellschaft und im gleichen Altersstadium – die Anteile der einzelnen Höhlenbrüter im Urwald, im bewirtschafteten Wald ohne NK und im bewirtschafteten Wald mit NK verschieden sind. In Wäldern mit NK sollte man die Anteile der in NK und der in Naturhöhlen brütenden Paare kennen. Für die Einschätzung der Aussagekraft von NK-Statistiken sind diese Fragen jedoch zweitrangig, solange die Beziehung von Stichprobe (NK-Anlage) und Population nicht geklärt ist.

Ausschlaggebend für die Aussagekraft von NK-Statistiken ist die Beziehung Stichprobe–Population. Die in den untersuchten NK-Anlagen brütenden Vögel stellen jeweils eine Stichprobe dar. Bei allen Arten umfasst die Population, aus der sie stammen, viel mehr Tiere als nur die in den NK brütenden. Diese Vogelpopulationen lassen sich nicht umgrenzen. Sie befinden sich nicht auf einer Insel weit draussen im Meer oder in einem vom Häusermeer eingeschlossenen Park einer Grossstadt (Schmidt 1988). In der Basler Region und darum herum gibt es keine Verbreitungsbarrieren. Wir wissen also z.B. nicht, ob sich die Kohlmeisen-Population, aus der die Tiere in unseren NK-Anlagen stammen, im W bis ins Elsass, ins Burgund oder bis in die Bretagne erstreckt. Diese ökologische wie statistische Undefiniertheit der untersuchten Populationen birgt das entscheidende Problem: Die Untersuchungseinheiten sind (statistisch) nicht identifizierbar, und die Wahrscheinlichkeit, in die Stichprobe zu geraten, ist nicht bestimmbar. Deshalb lässt sich nichts über die Repräsentativität der Stichproben für die Populationen aussagen (vgl. Kruskal & Mosteller 1988).

Allenfalls mögen Stichproben aus einem homogenen Lebensraum repräsentativ für die Dichte in diesem Lebensraum sein, wie dies Kendeigh (1944) und Blondel (1969) vermuteten. Damit würden solche Stichproben etwas über den Lebensraum aussagen, wären aber nicht repräsentativ für die Entwicklung der ganzen Population der gezählten Vogelarten.

Mit welchen Verfahren auch immer man aus Stichproben Angaben über die Entwicklung von Populationen gewinnen möchte, zwei Voraussetzungen müssen erfüllt sein:

(1.) Die Population lässt sich klar umgrenzen.

(2.) Die Stichprobe ist repräsentativ für die Population.

Diese beiden Voraussetzungen lassen sich für Aussagen anhand von NK-Statistiken weiter konkretisieren:

(3.) Die Anteile der in NK und in Naturhöhlen brütenden Paare sind bekannt.

(4.) Der Anteil der in NK brütenden Paare ist repräsentativ für die Population.

Diese Voraussetzungen sind in unserem Untersuchungsgebiet und in den zitierten Veröffentlichungen, die auf NK-Statistiken oder Fang von Zugvögeln beruhen, nicht erfüllt.

Wie sieht es mit den ersten beiden Voraussetzungen bei anderen Verfahren zur Bestimmung von Populationsentwicklungen aus?

Revierkartierungen auf Probeflächen werden verwendet zum Vergleich von Habitaten, zur Untersuchung der Beziehungen zwischen Vogelgemeinschaften und Habitat, aber auch zur Bestimmung von Populationsentwicklungen. Die Veränderungen beobachteter Brutvogelzahlen werden bei dieser Methode als Dichteschwankungen betrachtet. Ein erstes Problem vieler Dichteangaben sitzt in der Bestimmung der Bezugsfläche. Ihre Begrenzung erfolgt, ausser in echten Inselsituationen, nach Richtwerten, die aus der Arten-Areal-Beziehung abgeleitet sind, oft aber nach rein praktischen Gesichtspunkten. Rücksicht auf die tatsächliche Raumnutzung der Vogelindividuen oder Brutpaare, die schon Kendeigh (1944) forderte, wird in beiden Fällen nicht genommen. Zweitens bewohnt die auf Dichteschwankungen untersuchte Population praktisch immer eine grössere Fläche als den gewählten Landschaftsausschnitt und lässt sich bei häufigen Kleinvögeln nicht umgrenzen. Also lässt sich auch hier die Frage nicht beantworten: Wie repräsentativ ist die gewählte Vogel-Stichprobe (die Reviere auf der Probefläche) für die ganze Population?

Einen andern Weg schlägt die neueste Auswertung des britische Common Birds Census ein. Über die ganze Insel sind Probeflächen verteilt, auf denen jedes Jahr die An- oder Abwesenheit einer Vogelart und, bei einer Auswahl von Arten, auch die Territorienzahl registriert werden. Die Anzahl besetzter Probeflächen wird als Masszahl genommen. Dieses Präsenz-/Absenzverfahren geht davon aus, dass sich eine Vogelpopulation bei Vergrösserung räumlich ausdehnt bzw. dass sie bei Verkleinerung schrumpft. Das Repräsentativitätsproblem liegt bei dieser Methode in der Verteilung der Probeflächen über die Insel (Marchant et al. 1990).

Neben Fang-/Wiederfang-Methoden, die hier nicht besprochen werden sollen, ist prinzipiell ein weiterer Weg denkbar, um Angaben über die Populationsentwicklung und deren räumliche Ausdehnung zu gewinnen. Wir schlagen vor, die Fluktuationsmuster auf einem genügend dichten Netz von Orten in einem grösseren Gebiet zu vergleichen. In dem Raum, worin die Fluktuationsmuster parallel oder ähnlich verlaufen, wäre eine Populationsentwicklung nach eben diesem Muster anzunehmen. Für solch einen Vergleich eignen sich grundsätzlich sowohl Daten aus Territorien-Kartierungen wie aus NK-Statistiken. Zwei Schwierigkeiten tauchen dabei auf: Nicht überall laufen die Entwicklungen über grössere Gebiete parallel (vgl. Tab. 2, Kap. 2.2. und 3.3.), und bei Verwendung von NK-Statistiken ist zu berücksichtigen, dass die Bereitschaft, NK zu beziehen, nicht bei allen Höhlenbrütern gleich gross ist.

3.2. Einzeltrends und Pool-Trends

In mehreren Fällen weist der Pool-Trend, quasi der Trend der «regionalen Population» nicht in die gleiche Richtung wie die Mehrheit der einzelnen Trends der «lokalen Subpopulationen» (Tab. 2).

Dieses Ergebnis ist von praktischer Bedeutung, weil z.B. Hildén & Sharrock (1985) aus den Einzeltrends der europäischen Länder nach dem Mehrheitsprinzip eine gesamteuropäische Aussage für die einzelnen Arten konstruierten, und weil dieses Verfahren im Naturschutzbereich

auch auf nationaler Ebene gelegentlich angewendet wird: Aus lokalen Trendmeldungen wird ein nationaler Trend abgeleitet, der dann vielleicht Grundlage für die Einstufung der Art in eine bestimmte Gefährdungskategorie ist.

Es stellt sich die Frage, welches Verfahren die besseren Ergebnisse liefert: ein Entscheid nach der Mehrheit der Einzeltrends oder der Trend der gepoolten Zeitreihen.

Die Zuverlässigkeit des «Mehrheitsverfahrens» können wir nicht nachprüfen, einerseits, weil dieses Verfahren nirgends klar dargestellt ist, andrerseits, weil keine Kontrolldaten vorliegen.

Die Frage, wie zuverlässig Schlüsse aus gepoolten Zeitreihen sind, lässt sich zur Zeit ebenfalls nicht ausreichend beantworten. In unserem Fall können wir nicht mit Bestimmtheit sagen, warum in mehreren Fällen der Pool-Trend nicht mit der Mehrheit der Einzeltrends übereinstimmt. Die Trennschärfe des verwendeten «S_1-Lokations-Trendtests» kann eine Rolle spielen, aber auch das Gewicht der einzelnen Zeitreihen im Pool. Poole (1978) kommt auf Grund spektralanalytischer Überlegungen zum Schluss, das Verhalten einer Pool-Zeitreihe sei nicht einfach die Summe der darin enthaltenen Einzel-Zeitreihen, sondern hänge von der oder den variabelsten Einzel-Zeitreihen ab. Viel vom Verhalten der Pool-Zeitreihe könne ein statistisches Artefakt sein. Diese Warnung aus dem Bereich der hochentwickelten Zeitreihen-Analytik hat bislang kaum Eingang in die ornithologische Literatur gefunden, vielleicht, weil auch die längsten vorliegenden Zeitreihen von Vogelbeständen immer noch zu kurz sind für die Anwendung hochentwickelter Analysemethoden. Vorläufig müssen wir damit rechnen, dass unsere Pool-Trends mit Unzulänglichkeiten behaftet sind, die sich mit dem hier verwendeten Instrumentarium nicht näher identifizieren lassen.

3.3. Bestandsentwicklung und Skalenproblem

Stellt sich auf einer bestimmten Skala (lokal, regional, kontinental) Einheitlichkeit der Effekte (z.B. Trends, Fluktuationen) ein, und wie weit dehnt sie sich aus? Betrachten wir zunächst Trends.

Mit gesamteuropäischer, quasi *kontinentaler Optik* haben Hildén & Sharrock (1985), Berthold et al. (1986) sowie Hildén et al. (1988) Trends verglichen. Hildén et al. (1988) fanden klare Unterschiede zwischen Finnland und dem übrigen Europa. Berthold et al. (1986) verglichen zehnjährige Zeitreihen von 3 weit auseinanderliegenden Fangstationen in Mitteleuropa. Sie fanden bei 33 verglichenen Arten in 8 Fällen gegensinnige Trends an 2 oder 3 der Fangstationen. Völlige Einheitlichkeit ist also nicht festzustellen. Es gibt aber viele Fälle, wo eine Mehrheit der Entwicklungen in die gleiche Richtung weist. Hildén & Sharrock (1985) verwendeten deshalb Kategorien mit Bezeichnungen wie «Mehrheitlich keine Veränderung», «Keine Veränderung oder abnehmend», «Keine Veränderung oder zunehmend».

Für die *regionale Ebene* postulierte Wiens (1981) die stärkste Einheitlichkeit. Die Ergebnisse von Bruderer & Hirschi (1984) und Helle (1986) bestätigen das für die Trends. Die Ergebnisse aus der Basler Region stehen dazu in Widerspruch. Nur beim Feldsperling zeigten hier die Mehrheit der langfristigen Entwicklungen das gleiche Bild. Überraschenderweise verliefen die Trends mehrerer anderer Arten jeweils sogar in zwei NK-Anlagen im gleichen Wald verschieden, was zur Vermutung führt, die Dynamik von Populationsteilen derselben Vogelart könne sich sogar sehr kleinräumig unterscheiden. In einem dieser Wälder übt vielleicht die Schnellstrasse einen trennenden Einfluss auf die Populationen aus.

Hier stellt sich die Frage: Wie gross ist eine «Region» im Sinne des Skalenproblems? Die Auffassungen darüber sind unterschiedlich. Väisänen et al. (1986) bezeichneten in diesem Zusammenhang Nord-Finnland (150000 km^2) als Region.

Holmes & Sherry (1988) bezeichneten den Bundesstaat New Hampshire (24000 km^2) als die regionale Ebene. Im kleinräumiger strukturierten Mitteleuropa werden Regionen geographisch meist viel enger gefasst: mehrere hundert bis mehrere tausend Quadratkilometer.

Die Frage nach der Grösse einer Region im Sinne des Skalenproblems muss so lange offen bleiben, als die Ausdehnung lokaler oder regionaler Phänomene und ihre Beziehung zueinander nicht geklärt sind. Eine einheitliche Antwort ist wegen der unterschiedlichen Struktur der Populations-Lebensräume nicht zu erwarten.

Gibt es Einheitlichkeit der *Fluktuationsmuster* derselben Vogelart an verschiedenen Orten? Auf regionalem Niveau verglich Helle (1986) die Fluktuationsmuster fünfjähriger Zeitreihen aus einem finnischen Nadel-Urwald mit den Zeitreihen umliegender bewirtschafteter Wälder und schloss daraus, lokale Bestandsschwankungen widerspiegelten regionale Tendenzen. Orell (1989) fand in Nordfinnland gute Übereinstimmung der Fluktuationsmuster von Kohlmeisen an zwei 8 km auseinanderliegenden Orten, nicht jedoch bei der Mönchsmeise *Parus montanus*. Zudem stimmten die Schwankungen der Brutzeitdichte der Kohlmeise gut mit denen der Mittwinterzählung in einem 60 km entfernten Gebiet überein, was Orell als Hinweis auf synchrone Schwankungen über ein weites Gebiet deutet. Lack (1964) bringt Zeitreihen von Kohlmeisen und Blaumeisen aus drei Wäldern, die 50 bzw. 90 Meilen (80,5 bzw. 144,8 km) auseinanderliegen. Sie laufen bei beiden Arten weitgehend parallel.

In Mitteleuropa bestehen Informationslücken in Bezug auf den Vergleich von Zeitreihen auf regionalem Niveau. Zwei Zeitreihen von weit auseinanderliegenden Orten in den Niederlanden in Klomp (1980) ähneln sich stark. Schmidt (1983) bringt achtjährige Zeitreihen aus 8 verschiedenen, relativ nahe gelegenen Gebieten bei Frankfurt a.M. Vier davon zeigen eine hohe Ähnlichkeit der Fluktuationsmuster, vier andere unterscheiden sich z.T. deutlich. Die Zeitreihen aus NK-Daten in Bruderer & Hirschi (1984) von 4 Orten aus dem schweizerischen Mittelland unterscheiden sich ebenfalls deutlich. In den 3 Untersuchungsgebieten Winkels (1989) korrelierten die Dichteschwankungen gut miteinander.

In der Basler Region zeigten am ehesten Meisen unter sich Ähnlichkeit. Sonst wirken offenbar die Faktoren kleinräumig so verschieden, dass die Fluktuationsmuster der gleichen Art schon auf Distanzen von wenigen Kilometern deutlich differieren.

Zur Frage der *Ähnlichkeit der Entwicklungen auf benachbarten Skalen* lieferten Holmes & Sherry (1988) Ergebnisse. Sie verglichen die langfristige Bestandsentwicklung von 19 Vogelarten in einem 10 ha grossen Untersuchungsgebiet (lokale Ebene) in New Hampshire mit denjenigen im ganzen Bundesstaat (regionale Ebene). Bei 12 der 19 Arten wies der Trend auf beiden Ebenen in die gleiche Richtung. Im borealen Nadelwald Finnlands fanden Väisänen et al. (1986) bei vielen Arten Übereinstimmung der regionalen mit den lokalen Trends, auch nach lokal geänderten Habitatverhältnissen. Sie schlossen daraus, die Entwicklung auf der regionalen Skala habe den Primat über die lokalen Entwicklungen. Ein langjähriger lokaler Trend der Mönchsmeise in Nordfinnland zeigte keinerlei Übereinstimmung mit dem gesamtfinnischen Trend (Orell 1989).

Holmes & Sherry (1988) verglichen auch die Schwankungsmuster auf den beiden Ebenen. Sie unterschieden dabei zwischen Standvögeln, Kurzstreckenziehern und Arten, die in die Karibik oder nach Südamerika wandern. Die Schwankungen der 3 Standvögel zeigten keine signifikante Korrelation zwischen lokaler und regionaler Ebene, alle 3 Kurzstreckenzieher dagegen signifikant positive Korrelationen. Von den 13 Arten, die in die Karibik oder nach Südamerika ziehen, zeigten 4 eine signifikant positive, 1 Art eine signifikant negative Korrelation.

Diese Befunde ergeben ein uneinheitliches Bild.

Wir sind nicht in der Lage, die Frage zu beantworten, warum in unserem Untersuchungsgebiet die Populationsentwicklungen so uneinheitlich verliefen, weil wir über die zahlreichen Faktoren, die die Populationsdynamik einer Vogelart beeinflussen, keine genügenden Daten hatten.

Ein wichtiger Unterschied der Basler Region zum Untersuchungsgebiet Helles (1986), nicht jedoch zu demjenigen Bruderers & Hirschis (1984) im schweizerischen Mittelland, ist, dass es sich in der Basler Region nicht um unfragmentierte Naturlandschaft handelt, sondern um stark von der Bewirtschaftung geprägte und mosaikartige Lebensräume, in denen sogar die natürliche Vegetation kleinflächig sehr differenziert ist.

Die Zeitreihen in Bruderer & Hirschi (1984) enden, im Gegensatz zu denjenigen aus der Basler Region, alle bereits in den siebziger Jahren. Wiens (1981) postulierte Änderungen der Einheitlichkeit auch im Laufe der Zeit. Das mag zur Erklärung der Unterschiede zwischen den Befunden Bruderers & Hirschis (1984) und unseren beitragen, genügt aber nicht. Die Frage nach den Ursachen leitet über zum Zusammenhang der Schwankungsmuster verschiedener Vogelarten.

3.4. Bestandsschwankungen als Mass für die Enge des Organisationszusammenhangs einer Biozönose?

Hinter dieser Frage steht unausgesprochen der Wunsch, einen einfachen Parameter für so etwas Komplexes wie den Organisationszusammenhang oder gar das Verhalten einer ganzen Biozönose gegenüber Störungen in die Hand zu bekommen. In diesen Zusammenhang sind MacArthurs (1955) Überlegungen einzuordnen, der starke Dichteschwankungen einer Population als Zeichen für Instabilität der ganzen Biozönose wertete.

In der Basler Region scheinen sich die Bestandsschwankungen im gleichen Rahmen zu bewegen wie die anderer publizierter Zeitreihen aus der gemässigten Zone laubabwerfender Wälder. Enemars (1966) Zeitreihen schlugen alle ≤ 50 % gegenüber dem Vorjahr aus. Berthold & Querner (1978) schätzten die Fluktuationsrate «quasi-stabiler» Kleinvogelpopulationen von Jahr zu Jahr auf 20–30 %, berechnet als Variationskoeffizient, Gnielka (1986) auf 20 %. Vergleichsangaben von den anderen Mitgliedern der jeweiligen Lebensgemeinschaft fehlen aber regelmässig. Deshalb scheinen Aussagen über die Eignung der Fluktuationsrate als Mass für die Enge des Organisationszusammenhangs in einer Biozönose verfrüht.

Die Abhängigkeit der Schwankungsmuster der Mitglieder einer Lebensgemeinschaft ist jedoch ein deutliches Mass für die Enge des Organisationszusammenhangs. Allerdings reagiert es, berechnet als Korrelation der ersten Differenzen, nicht auf verzögerte Reaktionen. Solche waren aber in unserem Material nicht erkennbar.

Holmes et al. (1986) untersuchten die Schwankungsmuster verschiedener Vogelarten am selben Ort im Osten der USA. Die einzelnen Vogelarten reagierten dort selbständig und weitgehend unabhängig von den anderen Mitgliedern der Vogelgemeinschaft auf Umwelteinflüsse.

In der Basler Region zeigten nur an 2 Orten je 2 Arten einen signifikanten Zusammenhang der Schwankungsmuster; die anderen schwankten statistisch unabhängig voneinander. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass hier nicht alle Mitglieder der Vogelgemeinschaft untersucht worden sind, sondern nur eine Auswahl von Arten. Dennoch ist es ein Hinweis, dass auch in der Basler Region die einzelnen Vogelpopulationen an einem Ort unabhängig voneinander auf Einflüsse reagieren. Das deutet in Richtung eines lockeren Organisationszusammenhangs der Vogelgemeinschaft.

Zusammenfassung, Summary

11 Nistkasten-Anlagen mit im Mittel 2696 Nistkästen in der Region Basel, Nordwestschweiz, wurden untersucht. Sie liegen alle am Rand von oder in

Laub- und Laub-Nadel-Mischwäldern. Von Kleiber *Sitta europaea*, Kohlmeise *Parus major*, Blaumeise *Parus caeruleus*, Trauerschnäpper *Ficedula hypoleuca*, Gartenrotschwanz *Phoenicurus phoenicurus* und Feldsperling *Passer montanus* liegen Zeitreihen aus den vergangenen 20–30 Jahren vor.

Die langfristigen Bestandsentwicklungen verlaufen bei keiner untersuchten Vogelart im ganzen Untersuchungsgebiet, auf einer regionalen Ebene der Betrachtung also, gleich; allerdings zeigen Kleiber und Feldsperling ein relativ einheitliches Bild der Trends (Tab. 2). Ähnlichkeiten der Fluktuationsmuster zwischen verschiedenen Orten traten bei Meisen (*Parus* spp.) und Kleiber auf, waren aber insgesamt, auch zwischen nahe beieinander gelegenen Orten, sehr selten. Als Mass für die Enge des Organisationszusammenhangs in der Lebensgemeinschaft wurde die Abhängigkeit der Fluktuationsmuster der Vogelarten am gleichen Ort untersucht. Von 98 Artenpaar-Kombinationen zeigten nur 2 an 2 verschiedenen Orten eine signifikante Abhängigkeit der Fluktuationsmuster (Tab. 3). Die meisten Arten schwanken am gleichen Ort statistisch unabhängig voneinander. In 2 Wäldern existieren je 2 Nistkasten-Anlagen nebeneinander, die von verschiedenen Organisationen, aber mit gleichen Methoden, betreut werden. Die Trends liefen im einen Wald nur bei einer Art in den beiden Nistkasten-Anlagen gleich. Die Fluktuationsmuster der gleichen Art in den je zwei Waldteilen verliefen ebenfalls unähnlich, ausser in einem Wald bei den zusammengefassten Meisenarten (Tab. 4). Das führt zur Vermutung, dass Populationsteile der untersuchten Vogelarten in ihrer Bestandsdynamik sogar sehr kleinräumig differieren können.

Die Aussagekraft der aus Nistkasten-Statistiken gewonnenen Trends und Fluktuationen für Populationen wird diskutiert. Da die Brutpopulationen häufiger Kleinvögel, aus der die Stichprobe (die Brutpaare in den Nistkästen) stammt, nur in seltenen Spezialfällen (Inselsituationen) abgegrenzt werden können, ist eine Überprüfung der Beziehung der Stichprobe zur (statistischen und ökologischen) Population und damit eine Aussage über die Repräsentativität der Stichprobe unmöglich. Befunde über die Populationsentwicklung häufiger Kleinvögel auf Grund von Nistkasten-Statistiken sind deshalb fragwürdig. Analoge Überlegungen gelten auch für Brutrevier-Kartierungen, oder wenn Zahlen auf dem Zug gefangener Vögel als Stichproben für Populationen genommen werden. Um die Ausdehnung bestimmter Populationsentwicklungen zu bestimmen, wird der Vergleich der Fluktuationsmuster an einem genügend dichten Netz von Orten in einem grösseren Gebiet vorgeschlagen.

Die Trends der gepoolten Zeitreihen weisen in mehreren Fällen nicht in die gleiche Richtung wie die Mehrheit der Einzeltrends (Tab. 2). Die Zuverlässigkeit von Trends aus gepoolten Zeitreihen und solchen, die nach dem Mehrheitsprinzip aus Einzeltrends konstruiert werden, wird diskutiert.

Die Ausdehnung einheitlicher Effekte auf verschiedenen Skalen und ihre Beziehung auf benachbarten Skalen wird anhand der Literatur geprüft.

Diskutiert wird schliesslich die Frage, ob Fluktuationen als Mass für die Enge des Organisationszusammenhangs in einer Biozönose geeignet sind. Dass fast alle untersuchten Nistkastenbrüter in der Basler Region unabhängig voneinander schwanken, deutet in Richtung eines lockeren Organisationszusammenhangs der Vogelgemeinschaft.

Nestbox occupation by song-birds in the Basle region: fluctuations, long-term trends, and usefulness

Time series of Nuthatch *Sitta europaea*, Great Tit *Parus major*, Blue Tit *Parus caeruleus*, Pied Flycatcher *Ficedula hypoleuca*, Redstart *Phoenicurus phoenicurus*, and Tree Sparrow *Passer montanus* from the last 20–30 years are compared. The data were collected in 11 nestbox-areas, totalling an average of 2696 nestboxes, in the Basle region, northwestern Switzerland (Abb. 1). The study areas are all situated at the edge or inside of deciduous or mixed deciduous-conifer forests.

Similarity of fluctuation patterns is measured by the correlation of the first differences of the time series. «Similar» is fixed at $r \geq 0.5$.

No species shows the same direction of trend over the whole region, although Nuthatch and Tree Sparrow exhibit relative uniformity of trends (Tab. 2). Similar fluctuation patterns in different nestbox-areas occurred in Tits *Parus* spp. and Nuthatch, but they were altogether rare, even in areas close together. The correlation of the fluctuation patterns of the bird species in an area was used as a measure of the connection of community structure. Out of 98 combinations, only 2 pairs of species at 2 different locations showed a significant correlation (Tab. 3). Most species' fluctuations are (statistically) independent from each other.

Two forests had 2 series of the same kind of nestboxes close together, managed with equal methods by different institutions. In one of these forests, only one species showed the same direction of trend in both nestbox-series. The fluctuations proved similar in both nestbox-series only for the combined data of all species of Tits (Tab. 4). This suggests that in the investigated species the population dynamics may differ over very short distances.

Are trends and fluctuations obtained from nestbox-data representative for populations? The birds in the nestboxes are samples. We cannot define the (biological and statistical) population of these frequent song-birds, except for true island situations. Thus, it is impossible to check the relation between sample and population and to give statements about representativeness. Therefore, statements on population dynamics based on nestbox-occupation are dubious. Statements based on territory mapping or capturing migrating birds are encumbered with the

analogous problem. To assess the spatial extension of a certain population development, we propose to compare fluctuation patterns on a sufficiently dense net of sites in an area.

The trends of the pooled time series in several cases point to an other direction than the majority of the single trends (Tab. 2). The reliability of trends from pooled time series and of trends constructed by the principle of majority rule are discussed.

Literature and own results give no indication that trends or fluctuations are uniform on a particular scale (local, regional, continental) or that the degree of uniformity differs between scales. More findings are necessary about the similarities of effects on neighbouring scales. Different views exist about the extension of a single scale, e.g. the regional one.

Finally, it is discussed whether fluctuations are suited as a measure of connection of community structure. Nearly all investigated species in the Basle region fluctuate independently from each other, suggesting a loose connection of the community structure.

Literatur

BERNDT, R. & W. WINKEL (1979): Zur Populationsentwicklung von Blaumeise (*Parus caeruleus*), Kleiber (*Sitta europaea*), Gartenrotschwanz (*Phoenicurus phoenicurus*) und Wendehals (*Jynx torquilla*) in mitteleuropäischen Untersuchungsgebieten von 1927–1978. Vogelwelt 100: 55–69.

BERTHOLD, P., G. FLIEGE, U. QUERNER & H. WINKLER (1986): Die Bestandsentwicklung von Kleinvögeln in Mitteleuropa: Analyse von Fangzahlen. J. Orn. 127: 397–437.

BERTHOLD, P. & U. QUERNER (1978): Über Bestandsentwicklung und Fluktuationsrate von Kleinvogelpopulationen: Fünfjährige Untersuchungen in Mitteleuropa. Orn. Fenn. 56: 110–123.

BLONDEL, J. (1969): Méthodes de dénombrement des populations d'oiseaux. S. 97–151 in: M. LAMOTTE & F. BOURLIÈRE (éds.): Problèmes d'écologie: L'échantillonage des peuplements animaux des milieux terrestres. Paris.

BORTZ, J. (1985): Lehrbuch der Statistik. Berlin.

BRUDERER, B. & W. HIRSCHI (1984): Langfristige Bestandsentwicklung von Gartenrötel *Phoenicurus phoenicurus* und Trauerschnäpper *Ficedula hypoleuca* nach schweizerischen Beringungszahlen und Nisthöhlenkontrollen. Orn. Beob. 81: 285–302.

BÜNING, H. & G. TRENKLER (1978): Nichtparametrische statistische Methoden. Berlin, New York.

COX, D. R. & A. STUART (1955): Some quick sign tests for trend in location and dispersion. Biometrika 42: 80–95.

DE QUERVAIN, F. et al. (1964): Geotechnische Karte der Schweiz 1:200000. Blatt 1. Bern.

EAST, M. L. & C. M. PERRINS (1986): The effect of nestboxes on breeding populations of birds in broadleaved temperate woodlands. Ibis 130: 393–401.

EGGENBERGER, W. et al. (1975): Schweizer Weinatlas. Basel.

ENEMAR, A. (1966): A ten-year study on the size and composition of a breeding passerine bird community. Vår Fågelvärld, Suppl. 4: 47–94.

GNIELKA, R. (1986): Populationsökologische Folgerungen aus einer 22jährigen Siedlungsdichteuntersuchung. Ber. Vogelwarte Hiddensee 7: 75–82.

HANNOVER, B. (1989): Bestandsentwicklung und Brutbiologie des Feldsperlings (*Passer montanus*) auf der Korbacher Hochfläche (Nordhessen). Vogelkdl. Hefte Edertal 15: 52–64.

HARTUNG, J., B. ELPELT & K.-H. KLÖSENER (1987): Statistik. München, Wien.

HELLE, P. (1986): Bird community dynamics in a boreal forest reserve: the importance of large-scale regional trends. Ann. zool. Fenn. 23: 157–166.

HILDÉN, O. & J. T. R. SHARROCK (1985): A summary of recent avian range changes in Europe. Acta 18th Congr. int. orn. Moskau: 716–736.

HILDÉN, O., P. KOSKIMIES & J. T. R. SHARROCK (1988): The study of long-term trends in distribution and numbers of birds by means of questionnaires. Ardeola 35: 15–30.

HOLMES, R. T., T. W. SHERRY & F. W. STURGES (1986): Bird community dynamics in a temperate deciduous forest: long-term trends at Hubbard Brook. Ecol. Monogr. 56: 201–219.

HOLMES, R. T. & T. W. SHERRY (1988): Assessing population trends of New Hampshire forest birds: local vs. regional patterns. Auk 105: 756–768.

KENDEIGH, S. C. (1944): Measurement of bird populations. Ecol. Monogr. 14: 67–106.

KLOMP, H. (1980): Fluctuations and stability in Great Tit populations. Ardea 68: 205–224.

KRUSKAL, W. H. & F. MOSTELLER (1988): Representative sampling. S. 77–81 in: S. KOTZ & N. L. JOHNSON (eds.): Encyclopedia of statistical sciences. Vol. 8. New York.

LACK, D. (1964): A long-term study of the great tit (*Parus major*). J. Anim. Ecol. 33, Suppl.: 159–173.

LARZELERE, R. E. & S. A. MULAIK (1977): Single-sample tests for many correlations. Psychol. Bull. 84: 557–569.

LESER, H. (1989): Die naturräumlichen Einheiten. S. 99–107 in: P. IMBECK-LÖFFLER et al.: Natur aktuell. Liestal.

LIENERT, G. A. (1978): Verteilungsfreie Methoden in der Biostatistik. Bd. 2. Meisenheim.

MACARTHUR, R. (1955): Fluctuations of animal populations, and a measure of community stability. Ecology 36: 533–536.

MARCHANT, J. H. et al. (1990): Population trends in British breeding birds. Tring.

MOOR, M. (1962): Einführung in die Vegetationskunde der Umgebung Basels. Basel.

MORITZ, D. (1982): Langfristige Bestandsschwankungen ausgewählter Passeres nach Fangergebnissen auf Helgoland. Seevögel, Sonderband: 13–24.

NESSING, R. (1986): Nistkasten-Kontrollergebnisse aus dem südlichen Berlin. Pica 12: 22–35.

NILSSON, S. G. et al. (1985): Nesting holes and food supply in relation to forest bird densities on islands and mainland. Oecologia 66: 516–521.

ORELL, M. (1989): Reliability of local breeding records in estimating regional population fluctuations of *Parus* species. Ann. zool. Fenn. 26: 245–254.

PFANZAGL, J. (1963): Über die Parallelität von Zeitreihen. Metrika 6: 100–113.

POOLE, R. W. (1978): Some relative characteristics of population fluctuations. S. 18–33 in: H. H. SHUGART (ed.): Time series and ecological processes. Proceedings of a conference sponsored by SIAM Inst. for Mathematics and Society and supported by the National Science Foundation. Philadelphia.

SCHMIDT, K.-H. (1983): Untersuchungen zur Jahresdynamik einer Kohlmeisenpopulation. Ökol. Vögel 5: 135–202. – (1988): Site fidelity and isolation of Great Tits (*Parus major*) in urban habitats. Acta 19th Congr. int. orn. Ottawa: 1794–1801.

SIEGEL, S. (1987): Nichtparametrische statistische Methoden. Eschborn.

SOKAL, R. R. & F. J. ROHLF (1981): Biometry. New York.

VÄISÄNEN, R. A., O. JÄRVINEN & P. RAUHALA (1986): How are extensive human-caused habitat alterations expressed on the scale of local bird populations in boreal forests? Ornis Scand. 17: 282–292.

WALANKIEWICZ, W. (in Vorb.): Do secondary cavity-nesting birds suffer from competition for holes in primeval deciduous forest?

WIENS, J. A. (1981): Scale problems in avian censusing. Stud. Avian Biology 6: 513–521.

WINKEL, W. (1989): Langfristige Bestandsentwicklung von Kohlmeise (*Parus major*) und Trauerschnäpper (*Ficedula hypoleuca*): Ergebnisse aus Niedersachsen. J. Orn. 130: 335–343.

WINKEL, W. & D. WINKEL (1985): Zum Brutbestand von Meisen (*Parus* spp.) und anderen Höhlenbrüter-Arten eines 325 ha grossen Nisthöhlen-Untersuchungsgebietes von 1974–1984. Vogelwelt 106: 24–32.

Manuskript eingegangen 27. Juli 1989
Bereinigte Fassung 26. Juli 1990

Dr. Martin Blattner, Weinbergstrasse 62, CH-4102 Binningen
Carl Th. Speiser, Hinterzweienstrasse 17, CH-4132 Muttenz