

Atlas zur Vogelberingung auf Helgoland

Teil 4: Fangzahlen im Fanggarten von 1960 bis 2004

Kathrin Hüppop & Ommo Hüppop

Hüppop, K., & O. Hüppop: An atlas of bird ringing at the island of Helgoland. Part 4: Trapping numbers in the trapping garden from 1960 to 2004. *Vogelwarte* 45: 145–207.

With both a high level of standardisation of trapping methods, and its remote location in the North Sea, the trapping garden on the small island Helgoland is especially well suited to investigate bird migration. Here, detailed evaluations and graphic presentations of the annual trapping totals covering more than four decades (1960 to 2004) are given for 71 species with in total roughly 501,000 birds ringed, for the whole year and for spring migration and autumn migration separately. The individual trapping dates of 67 “rare” species with less than 25 trappings in this period ($n = 340$) are compiled in an appendix. From 1970 to 2004, 43.3% of all birds were trapped during spring migration, 56.3% during the autumn migration and only 0.4% between the (species-specific) migration times. The Song Thrush *Turdus philomelos* and Blackbird *Turdus merula* were the most frequent species constituting 23% and 22%, respectively, of the total, followed by Garden Warbler *Sylvia borin*, Robin *Erithacus rubecula* and Chaffinch *Fringilla coelebs* with more than 5% each. Nine species made up 1 to 5%, and 21 species 0.1 to 1%. The majority (36 species) made up less than 0.1%, as did each of the “rare” species. 72% of all birds caught were short/medium distance migrants, and 22% long distance migrants. The vast majority of birds were forest birds (96%). The proportions of males and females differed significantly in seven of eight species during spring migration and in six of ten species during autumn migration with the females nearly always outweighing the males. The percentages of adults and juveniles differed significantly during spring migration in seven of eight species and during autumn migration in all of 16 species. Juveniles were nearly always more numerous than adults, particularly during autumn migration. From 1970 to 2004, the percentage of juveniles during autumn migration increased in 12 of 16 species (significantly so in eight species).

On Helgoland, the numbers of birds caught were affected strongly by local factors, especially the substantial vegetation change on the island. This and the weather-conditioned seasonal and annual fluctuations could be balanced by the computation of corrected trapping number indices (FZkorr indices), and a database suitable for comparative studies has been created. Between 1960 and 2004, these FZkorr indices decreased in 49 of 66 considered species and significantly so in 40 of them. Ten species increased, thereof seven significantly, and seven species did not change. For all species taken together, numbers decreased significantly by 42%; by 39% in the short/medium distance migrants and 55% in the long distance migrants. Numbers in all four different ecological guilds also decreased; by 33% (forest birds), 58% (farmland birds), 74% (waterfront birds) and 46% (miscellaneous types). In contrast to such linear trends, smoothed lines clarify the exact process of changes and e.g. revealed phases of decrease and increase. An increasing trend in the forest birds in the second half of the period of investigation was caused only by the short/medium distance migrants, while the long distance migrant fraction within the forest birds decreased during the entire period of investigation.

The changes of the FZkorr indices at Helgoland in different periods of observation are very similar to data from other Central and Eastern European as well as Scandinavian ringing stations. In particular, they conform very well with the trapping numbers of Falsterbo in South Sweden from 1980 to 1999 (Karlsson et al. 2002).

Numbers of birds trapped during standardized long-term programmes under constant conditions such as these also enable statements on population changes to be made. Despite a very rough classification into only five categories, the trends of the FZkorr indices of all shared species correlate significantly with the population trends in Sweden and Norway as given in BirdLife International/EBCC (2000) from 1970 to 1990. However, nearly no significant correlations could be found with population trends in Germany, Denmark and Finland. In a year-by-year comparison of the FZkorr indices at Helgoland with TRIM indices from summer counts in Sweden after Lindström & Svensson (2005) from 1975 to 2004, the data coincide much better. The two series proceed conspicuously parallel, not only in the many individual species, but also in all species together, in the two migration types and in the ecological guilds. This underlines the close coherence of the FZkorr from Helgoland to the populations in Scandinavia, at least in Sweden. As such, the trapping data from Helgoland are well suited as an indicator of population changes in Sweden.

No relationships were found between the large-scaled climatic phenomenon “North Atlantic Oscillation” and the FZkorr indices of the single species or the species groups on Helgoland. There were, however, correlations with precipitation: The drier the months of the rainy season (June to October) before hibernation (October to March) in the Sahel, the smaller were the FZkorr indices in the following spring in some long distance migrants. Or, the drier it was in the Mediterranean migration and/or wintering area in the preceding summer, the lower were the FZkorr indices during spring migration in the long distance migrants and/or the short/medium distance migrants on Helgoland. Finally, the FZkorr indices during autumn, and thus probably the foregoing breeding success, of many long distance migrants were higher the higher the precipitation rates in the preceding wintering/passage areas in the Sahel and western Mediterranean were. For many long distance migrants, such a “preparation” of the migration and wintering conditions far from the breeding areas is obviously of great importance for their subsequent condition, survival, and breeding success in the following season.

1. Einleitung

Auf dem Weltgipfel für nachhaltige Entwicklung 2002 in Johannesburg vereinbarte die Staatengemeinschaft Maßnahmen, um die derzeitige weltweit hohe Rate des Verlustes an biologischer Vielfalt zu reduzieren. Darüber hinaus verpflichten nationale und internationale Abkommen viele Staaten zu Maßnahmen zum Erhalt von Arten und Lebensräumen. Für die Erfassung des Zustands bzw. der Trends in der Biodiversität und zur Erfolgskontrolle der eingeleiteten Maßnahmen werden allerdings effektive Indikatoren benötigt (Gregory et al. 2005).

Zur Bestanderfassung von Vögeln gibt es diverse Methoden, die z. T. durchaus kritisch zu betrachten sind (z. B. Berthold 1976; Bibby et al. 1992; Dunn & Hurrell 1995; Gatter 2000; Ralph & Dunn 2004; Südbeck et al. 2005). Das Zählen singender Männchen oder Nester während der Brutzeit, die Erfassung von Durchzugs- und Winterbeständen oder die Jagdstrecken-Statistik sind mit einer Vielzahl möglicher Fehlerquellen behaftet, die überwiegend auf der mangelnden Standardisierung und der Individualität der Beobachter beruhen. Eine großräumige, regelmäßige und flächendeckende Erfassung von Brutvogelbeständen ist ferner sehr aufwändig und erst in den letzten Jahrzehnten systematisch und multinational in Angriff genommen worden (Gregory et al. 2005). Moderne streng standardisierte Methoden zur Erfassung von Brutbeständen auf repräsentativen Probeflächen liefern erst seit relativ kurzer Zeit weitgehend zuverlässige Daten, können nun aber auch Hinweise auf die Ursachen von Bestandsveränderungen geben (z. B. Schwarz & Flade 2000; Flade & Schwarz 2004a). Vor kurzem haben Gregory et al. (2005) für Brutvögel Indikatoren auf nationaler und europäischer Ebene definiert, mit denen sie die Brutbestandsentwicklung verschiedener Vogelarten in Europa beschreiben können.

Auch Fangzahlen von Vögeln können durchaus etwas über Brutbestände von Vögeln aussagen. So fanden z. B. Kaiser & Bauer (1994) eine hohe Korrelation zwischen gebräuchlichen Bestandserfassungsmethoden wie Punkt-Stopp-Zählungen, Linientaxierungen oder Revierkartierungen und dem Fang in einer standardisierten Anlage am Bodensee. Insbesondere für Arten, deren Bestand mit den herkömmlichen Methoden nicht oder nur unzureichend zu erfassen ist, kann der Fang in standardisierten Anlagen eine Alternative zur Bestandserfassung bieten. Im Gegensatz zu den reinen Kartierungen oder auch zu Zugbeobachtungen können durch Fang und Beringung von Vögeln zudem ihre ungefähre Herkunft anhand von Körpermaßen oder durch Wiederfunde, ihre Überlebens- und Wanderungsverhältnisse und ihr Fortpflanzungserfolg anhand von Wiederfunden oder Wiederfängen ermittelt werden. Insbesondere langfristige Vogelfangprogramme mit standardisierten Fanggeräten wie Netzen oder Reusen unter konstanten Bedingungen in einem gleich bleibenden

Gebiet können Informationen auch zu Bestandsveränderungen liefern (z. B. Berthold et al. 1986, 1999; Gregory et al. 2004; Sokolov et al. 2000; Berthold 2004; Südbeck et al. 2005). So hat das MRI-Programm (Mettneu-Reit-Illmitz-Programm) der Vogelwarte Radolfzell eine gute Übereinstimmung der Trends der Fangzahlen an den drei in Norddeutschland, Süddeutschland und in Österreich gelegenen Fangstationen mit den mitteleuropäischen Brutbestandstrends ergeben (Berthold et al. 1999), und auch schweizerische Langzeitfangergebnisse bestätigen derartige Zusammenhänge (Korner-Nievergelt et al. 2007). Nach Berthold (2004) können Fangzahlen auch großräumig als repräsentativ für Bestandsveränderungen von Populationen angesehen werden: CBC (Common Bird Census) Indices des Fitis *Phylloscopus trochilus* in Großbritannien und Fangzahlen dieser Art auf der Station Mettnau am Bodensee in Süddeutschland von 1972 bis 1992 verlaufen parallel mit abnehmender Tendenz, noch auffälliger ist die Parallelität bei der Dorngrasmücke *Sylvia communis* insbesondere im Zusammenhang mit der Saheldürre Ende der 1960er/Anfang der 1970er Jahre (Berthold 2004). Allerdings ist die mit herkömmlichen Methoden geschätzte Populationsgröße selbstverständlich um ein Vielfaches größer als die Summe der gefangenen Vögel. Zudem gibt es artspezifische Abweichungen der tatsächlichen Fangzahlen von den Erwartungen gemäß den Beständen in Abhängigkeit von verschiedenen Faktoren (Jenni & Naef-Daenzer 1986). Gegenüber den modernen standardisierten Methoden zur Erfassung von Brutbeständen auf repräsentativen Probeflächen stehen Datenreihen von festen Fangstationen schon für einen wesentlich weiter zurückreichenden Zeitraum zur Verfügung. Sie liefern Daten aus Zeiten, in denen es für die meisten Arten noch nicht einmal Ansätze zur Bestandsermittlung gab und sind deshalb für die Überwachung und Interpretation der Veränderung von Vogelpopulationen von großer Bedeutung.

Das auf Helgoland seit mehr als vier Jahrzehnten gewonnene Datenmaterial ist neben dem hohen Maß an Standardisierung der Fangmethoden insbesondere wegen der isolierten Lage der kleinen Insel im Meer ausgezeichnet für die Vogelzugforschung. In den vorhergehenden Teilen des „Atlas zur Vogelberingung auf Helgoland“ wurden die Veränderungen der Wiederfundraten und Todesursachen auf Helgoland beringter Vögel im Verlauf des 20. Jahrhunderts (Hüppop & Hüppop 2002), die Durchzugsmuster und die Hauptdurchzugszeiten von 70 Arten (Hüppop & Hüppop 2004) sowie die Mittelwerte der Heimzug- und Wegzugzeiten, ihre Veränderungen über Helgoland und mögliche Zusammenhänge mit Klimaelementen über einen Zeitraum von 40 Jahren publiziert (Hüppop & Hüppop 2005). Im vorliegenden 4. Teil werden die langjährig ermittelten Fangzahlen aus dem Helgoländer Fanggarten für eine große Zahl von

Arten über 45 Jahre dargestellt. Nach einer Korrektur der Fangzahlen für lokale Faktoren war es möglich, ihre Veränderungen zu interpretieren und auch zu prüfen, ob die auf Helgoland als reinem Durchzugsgebiet ermittelten Trends mit denen anderer Fangstationen in Übereinstimmung stehen und möglicherweise sogar repräsentativ für Veränderungen der Bestandszahlen in den skandinavischen Brutgebieten sind.

2. Material und Methoden

2.1 Ort, Zeitraum und Bedingungen

Seit 1909 werden auf der Nordseeinsel Helgoland (54° 11' N, 07° 53' O), an der heutigen Inselstation des Instituts für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“, Vögel gefangen und beringt, bisher rund eine dreiviertel Million Individuen. Kriegsbedingte Unterbrechungen gab es in den Jahren 1915 bis 1918 und 1946 bis 1952. Hugo Weigold führte 1920 den Gebrauch von Fangreusen (Helgoländer Trichterreuse) ein, und seit Anfang der 1960er Jahre sind die Fangbedingungen im Fanggarten auf Helgoland mit drei fest installierten Fangreusen relativ konstant (Moritz 1982b) und entsprechen den Forderungen nach Standardisierung z.B. von Bibby et al. (1992), Dunn & Hussell (1995), Kaiser & Berthold (2004). Auch hinsichtlich der Höhe der Vegetation in Bezug auf die Fangreusen hat sich seitdem nichts wesentlich verändert, allerdings wurden der zweite und dritte Süßwasserteich erst 1967 angelegt. Natürlich konnte im Fanggarten nicht die volle Variabilität an möglichen Habitaten angeboten werden, so dass nicht alle Vogelarten in gleichem Maße gefangen wurden. Insbesondere die Vögel der offenen Landschaft können im Fanggarten möglicherweise nicht repräsentativ gefangen werden (vgl. Moritz 1982b). Entscheidend ist allerdings nur, dass das Habitatangebot über den gesamten Untersuchungszeitraum in weitgehend konstanter Zusammensetzung erhalten blieb.

Der Fangbetrieb findet seit Anfang der 1960er Jahre ganzjährig mit in der Regel 7 Fangtrieben pro Tag während der Hellphase statt, nur bei sehr ungünstigem Wetter fallen einzelne Fangtriebe oder Fangtage aus (Details zur Fangmethode bei Moritz 1982a). Eine Analyse der Fangzahlen im Fanggarten war deshalb für 45 Jahre (1960 bis 2004) möglich. Da außerhalb der Zugzeiten generell sehr wenig Vögel gefangen werden (im Mittel nur ein bis fünf Vögel pro Tag), fanden ab 2001 nur noch zwei Fangtriebe in diesen Zeiten statt (Dierschke & Bleifuß 2002). Nur an vergleichsweise zugstarken Tagen erfolgten noch weitere Fangtriebe. Während des Wegzugs des Jahres 2004 war die zweite Reuse, in der die meisten Vögel gefangen werden, wegen Reparaturarbeiten nicht in Betrieb, was sich auch in den Fangzahlen dieses Jahres bemerkbar macht.

2.2 Artenauswahl

Von 1960 bis 2004 wurden 522.450 Individuen von 157 Arten im Fanggarten auf Helgoland gefangen und beringt (nur Erstfänge), davon gut 233.000 im ersten Halbjahr (Januar bis Juni) und gut 289.000 im zweiten Halbjahr (Juli bis Dezember).

Die grafische Darstellung der Entwicklung der Fangzahlen über die 45 Jahre erfolgt für insgesamt 71 Arten mit einer Gesamtzahl von rund 501.000 Beringungen. Die Kriterien zur Artenauswahl entsprechen weitgehend denen von Hüppop & Hüppop (2004). Danach bleiben alle nicht eindeutig im Fang-

garten gefangenen oder für diesen völlig untypische Arten mit insgesamt weniger als 25 Fängen unberücksichtigt. Einige Arten wurden Anfang der 1960er Jahre aufgrund von Beringungssperren nicht beringt (ganzjährig: Amsel *Turdus merula*: 1961 - 1967, auf dem Wegzug: Rotkehlchen *Erithacus rubecula* und Singdrossel *Turdus philomelos*: 1961 - 1967, Buchfink *Fringilla coelebs*: 1961 - 1962). Diese Jahre werden in den Grafiken differenziert dargestellt. Schließlich wurden innerhalb der Arten alle als Brutvögel und als Nestlinge beringten Individuen von der Auswertung ausgeschlossen. Da natürlich nicht immer deutlich war, ob es sich um einen Brutvogel handelte, mögen bei einzelnen Arten die Ergebnisse nicht ausschließlich Durchzügler widerspiegeln (z. B. Wiesenpieper *Anthus pratensis*, Amsel, Kohlmeise *Parus major* und Karmingimpel *Carpodacus erythrinus*).

2.3 Darstellung der Fangzahlen

Für alle 71 nach der genannten Definition ausgewählten Arten wird zunächst die Entwicklung der **absoluten Fangzahlen (FZabs)** im ganzen Jahr, und für die meisten Arten zusätzlich auf dem Heimzug- und dem Wegzug getrennt, dargestellt. Die Berechnung der artspezifischen Heimzugzeiten und Wegzugzeiten erfolgte mit dem BKDE-Verfahren („Binned Kernel Density Estimate“, Wand & Jones 1995 und „Direct Plug In Bandwidth-Selection“, Sheather & Jones 1991), wie von Hüppop & Hüppop (2004) beschrieben. Dabei wurde bei einigen Kurz-/Mittelstreckenziehern die Grenze zwischen Wegzug und Heimzug erst im Januar oder sogar Februar definiert. Bei der Berechnung der Fangzahlen der einzelnen Arten wurden diese artspezifischen Zugzeiten berücksichtigt. Den Darstellungen der Summe aller Arten zusammen oder der Artengruppen liegt die Summe der entsprechenden Zahlen innerhalb der einzelnen artspezifischen Zugzeiten zugrunde. Bei wenigen Arten werden einzelne Zugzeiten, in denen keine Vögel gefangen wurden oder keine Zugzeitbegrenzungen berechnet werden konnten, nicht dargestellt (Fichtenkreuzschnabel *Loxia curvirostra* und Seidenschwanz *Bombicilla garrulus* auf dem Heimzug; Karmingimpel, Nachtigall *Luscinia megarhynchos* und Pirol *Oriolus oriolus* auf dem Wegzug). Beim Berghäfnling *Carduelis flavirostris* war es nicht möglich, Weg- und Heimzug zu trennen.

Die Verteilung der FZabs gestattete bei vielen Arten keine Trendberechnung mittels linearer Regression. Stattdessen erschien eine Darstellung von Ausgleichslinien (LOWESS: Locally Weighted Scatterplot Smoothing, z. B. Legendre & Legendre 1998, gerechnet mit dem frei verfügbaren Statistikpaket R: www.cran.r-project.org) am sinnvollsten. Bei den vier zeitweise gesperrten Arten (vgl. 2.2) wurden die entsprechenden Jahre von der Berechnung der Ausgleichslinien ausgeschlossen. Für Invasionsarten (Buntspecht *Dendrocopos major*, Seidenschwanz, Blaumeise *Parus caeruleus*, Erlenzeisig *Carduelis spinus*, Birkenzeisig *Carduelis flammea* und Fichtenkreuzschnabel) und Arten, bei denen in keinem Jahr mehr als fünf Vögel gefangen wurden, werden keine Ausgleichslinien dargestellt.

Von 67 (möglicherweise 69) seltenen Arten mit weniger als 25 Fängen in den 45 Jahren (n aller Arten zusammen = 340) sind die einzelnen Fangtermine in Appendix 1 zusammengefasst. Die Artbestimmungen und Beringungsdaten dieser Arten wurden von J. Dierschke gemäß den Vorgaben der Helgoländer Avifaunistischen Kommission, einer Unterabteilung der Deutschen Seltenheitenkommission, überprüft.

2.4 Differenzierung nach Geschlecht und Alter

Die Auswahl der für die Zuordnung zu einem Geschlecht bzw. einer Altersgruppe geeigneten Arten erfolgte zunächst wie im 2. Teil des Atlas beschrieben (vgl. 2.5 in Hüppop & Hüppop 2004). Anders als dort wurden hier jedoch wegen des erweiterten Untersuchungszeitraums sowie wegen der neuen Fragestellungen, die andere Auswahlkriterien erforderten, teilweise auch andere Arten bearbeitet: Wegen zum Teil noch unsicherer Zuordnung der Individuen zu einem Geschlecht bzw. einer Altersgruppe bei etlichen Arten in der ersten Dekade des Untersuchungszeitraums wurden die Geschlechts- und Altersanteile sowie ihre Veränderungen erst ab 1970 (damals erschien die erste Auflage des „Identification guide to European passerines“, Svensson 1970) und zudem unter Ausschluss der Jahre mit weniger als zehn einem Alter zugeordneten Fängen untersucht. Ferner wurden Arten, bei denen der Anteil der differenziert bestimmten Individuen in diesem Zeitraum unter 50 % der Gesamtfänge lag, von der Auswertung ausgeschlossen, auch wenn hohe FZabs vorlagen. Dagegen wurden Arten mit relativ kleinen FZabs (jedoch mindestens 200 Fängen insgesamt) dennoch berücksichtigt, wenn der Anteil der differenziert bestimmten Individuen über dieser Grenze lag. Eine Trennung von Männchen und Weibchen war danach bei acht (Heimzug) bzw. zehn Arten (Wegzug) möglich, Alt- und Jungvögel konnten entsprechend bei acht bzw. 16 Arten differenziert werden. Dabei wurde bei einzelnen Arten die Zugsaison, in denen die Bestimmung des Alters oder des Geschlechts nicht möglich bzw. sehr uneinheitlich oder unzuverlässig war, nicht berücksichtigt.

Die Anteile beider Geschlechter bzw. die der Alt- und Jungvögel wurden auf Veränderungen über den Untersuchungszeitraum geprüft. Eine Beeinträchtigung der Ergebnisse durch lokale Effekte (vgl. 2.6) ist bei dieser Bearbeitung nicht zu berücksichtigen, da nur die Anteile der Geschlechter bzw. der Altersgruppen und nicht die absoluten Zahlen betrachtet wurden. Für den Test auf Unterschiede zwischen den Geschlechtern bzw. den Altersgruppen jeweils in beiden Zugzeiten kam der nichtparametrische Wilcoxon-Test für verbundene Stichproben (Bortz et al. 2001) zur Anwendung. Dabei wurden während des Heimzugs die Zahl der vorjährigen Jungvögel und während des Wegzugs die Zahl der diesjährigen Jungvögel jeweils der Zahl der älteren Tiere gegenübergestellt.

2.5 Zuordnung der Arten zu verschiedenen Gruppen

2.5.1 Zugtypen

Die auf Helgoland gefangenen Individuen brüten überwiegend in Skandinavien (eigene Wiederfunde und z. B. Zink 1973, 1975, 1981, 1985; Zink & Bairlein 1995; Glutz von Blotzheim et al. 2001). Das Spektrum der erfassten Zugvögel setzt sich vor allem aus Singvögeln zusammen, nur etwa ein Viertel aller Arten sind Nonpasseres. Hinsichtlich ihrer Überwinterungsgebiete können die 71 Arten grob zwei Zugtypen zugeordnet werden (Tab. 1):

- 1) 40 Kurz-/Mittelstreckenzieher-Arten (KMZ), die generell in Mittel- und Südeuropa und im Mittelmeerraum, ausnahmsweise aber auch schon auf Helgoland, überwintern und
- 2) 29 Langstreckenzieher-Arten (LZ), die südlich der Sahara oder im östlichen Afrika überwintern.

Alle Arten der beiden Zugtypen wurden jeweils zusammengefasst in der gleichen Form ausgewertet und dargestellt wie die einzelnen Arten. Zugtypspezifische Heimzug- und Wegzugzeiten konnten ebenfalls mit dem BKDE-Verfahren

(vgl. 2.3) berechnet werden. Mönchsgrasmücke *Sylvia atricapilla* und Zilpzalp *Phylloscopus collybita* können keinem Zugtyp eindeutig zugeordnet werden (Hüppop & Hüppop 2005) und wurden von dieser Gruppierung ausgeschlossen.

2.5.2 Ökologische Gilden

Die ausgewählten Arten wurden nach Busche (1999), Schwarz & Flade (2000), Flade & Schwarz (2004a), Bauer et al. (2005) und Lindström & Svensson (2005) hinsichtlich ihres Bruthabitats vier verschiedenen Gruppen zugeordnet (Tab. 1). Bei Widersprüchen wurde nach Lindström & Svensson (2005) entschieden, da dies am ehesten dem Herkunftsbereich der Helgoländer Zugvögel entspricht. Durch die ökologische Zuordnung der 71 Arten zu 1) Waldvögeln mit max. 44 Arten, 2) Vögeln der offenen Landschaft (und Agrarlandschaft) mit max. 16 Arten, 3) Vögeln aus Gewässer-Uferzonen mit max. sechs Arten und 4) Mischtypen aus 1) und 2) mit max. fünf Arten konnte der Versuch unternommen werden, mögliche Veränderungen der Fangzahlen (oder der Bestandszahlen) in Zusammenhang mit Lebensraumveränderungen zu interpretieren.

Die Anzahl der Arten bei den Waldvögeln und bei den Vögeln der offenen Landschaft ist groß genug, um zusätzlich nach Zugtyp zu differenzieren.

2.5.3 Multidimensionale Skalierung

Eine multidimensionale Skalierung kann die Ähnlichkeiten von Messdaten (hier: Fangzahlen im ganzen Jahr) verschiedener Objekte (hier: Arten) objektiv aufzeigen bzw. deren Zugehörigkeit zu einer Gruppe verdeutlichen (Legendre & Legendre 1998). In der auf zwei dimensionslose Achsen reduzierten Darstellung stehen Arten mit ähnlicher Veränderung der Fangzahlen dicht zusammen. So können vermutete Gruppierungen bestätigt werden oder auch neue Zusammengehörigkeiten völlig unvoreingenommen aufgedeckt werden. Die vorliegende Berechnung mit (z-transformierten) korrigierten Fangzahlenindizes (FZkorr, vgl. 2.8) für das ganze Jahr beruht auf den 28 häufigsten Arten mit jeweils mindestens 1000 Fängen über den gesamten Untersuchungszeitraum. Die Waldschnepfe wurde hierbei nicht berücksichtigt, weil sie sich in einer ersten Berechnung als extremer Ausreißer erwiesen hatte, was auf Grund der geänderten Bejagung auch nicht überraschend war. Sie wurde durch die nächst häufige Art, die Waldohreule, ersetzt. Die Berechnung hat nur 38 Jahre zur Basis, da nur die Jahre, in denen bei allen der zu vergleichenden Arten Werte vorlagen, berücksichtigt wurden.

2.6 Lokale Veränderungen auf Helgoland

Veränderungen der absoluten Attraktivität der gesamten Insel für Zugvögel sowie der relativen Attraktivität des Fanggartens können in entscheidender Weise die Fangzahlen beeinflusst haben. Wie zur Standardisierung der Fangmethoden gefordert (Bibby et al. 1992; Ralph et al. 2004) sind die Bedingungen im Fanggarten über den Untersuchungszeitraum sowohl hinsichtlich des Fangaufwands, d. h. der Zahl und Größe der Fangvorrichtung und der Fangaktivität durch die Beringer, als auch hinsichtlich des Lebensraums einschließlich der Höhe der Vegetation in Bezug auf die Fangreusen weitgehend konstant gehalten worden. Dagegen hat sich der Bewuchs auf der übrigen Insel über den ausgewerteten Zeitraum stark verändert. Wie zeitgleich von Hochachka & Fiedler (in Vorberei-

Tab. 1: Anzahl der Fänge von 71 im Fanggarten gefangenen Arten sowie Anteile dieser Arten, der Zugtypen und der Gilden an der Summe aller Arten von 1970 bis 2004. code = EURING-code der Arten, Zugtyp: k = Kurz/Mittelstreckenzieher, l = Langstreckenzieher, Gilde: w = Waldvögel, o = Vögel der offenen Landschaft, u = Vögel der Uferzone, m = Mischtypen. – *Trapping numbers of 71 species trapped in the trapping garden as well as the proportion of these species, the migration types and the ecological guilds of the sum of all species from 1970 to 2004. code = EURING-code of the species, migration type: k = short/medium distance migrants, l = long distance migrants, guild: w = forest birds, o = farmland birds, u = waterfront birds, m = miscellaneous types.*

| code | Art – species | Zugtyp migr. type | Gilde guild | Fangzahlen von 1970 bis 2004 trappings from 1970 to 2004 | |
|-------|--|----------------------|----------------|---|-------|
| | | | | [n] | [%] |
| 2690 | Sperber <i>Accipiter nisus</i> | k | w | 2.383 | 0,58 |
| 4070 | Wasserralle <i>Rallus aquaticus</i> | k | u | 50 | 0,01 |
| 4240 | Teichhuhn <i>Gallinula chloropus</i> | k | u | 51 | 0,01 |
| 5180 | Zwergschnepfe <i>Lymnocyptes minimus</i> | k | o | 48 | 0,01 |
| 5190 | Bekassine <i>Gallinago gallinago</i> | k | o | 145 | 0,04 |
| 5290 | Waldschnepfe <i>Scolopax rusticola</i> | k | w | 1.339 | 0,33 |
| 5530 | Waldwasserläufer <i>Tringa ochropus</i> | l | w | 96 | 0,02 |
| 6700 | Ringeltaube <i>Columba palumbus</i> | k | w | 353 | 0,09 |
| 6870 | Turteltaube <i>Streptopelia turtur</i> | l | m | 226 | 0,06 |
| 7240 | Kuckuck <i>Cuculus canorus</i> | l | w | 196 | 0,05 |
| 7670 | Waldohreule <i>Asio otus</i> | k | w | 739 | 0,18 |
| 8480 | Wendehals <i>Jynx torquilla</i> | l | w | 383 | 0,09 |
| 8760 | Buntspecht <i>Dendrocopos major</i> | k | w | 144 | 0,04 |
| 10090 | Baumpieper <i>Anthus trivialis</i> | l | w | 324 | 0,08 |
| 10110 | Wiesenpieper <i>Anthus pratensis</i> | k | o | 2.199 | 0,54 |
| 10480 | Seidenschwanz <i>Bombycilla garrulus</i> | k | w | 34 | 0,01 |
| 10660 | Zaunkönig <i>Troglodytes troglodytes</i> | k | w | 1.962 | 0,48 |
| 10840 | Heckenbraunelle <i>Prunella modularis</i> | k | w | 13.682 | 3,34 |
| 10990 | Rotkehlchen <i>Erithacus rubecula</i> | k | w | 29.088 | 7,11 |
| 11030 | Sprosser <i>Luscinia luscinia</i> | l | w | 33 | 0,01 |
| 11040 | Nachtigall <i>Luscinia megarhynchos</i> | l | w | 46 | 0,01 |
| 11060 | Blaukehlchen <i>Luscinia svecica</i> | l | o | 117 | 0,03 |
| 11210 | Hausrotschwanz <i>Phoenicurus ochruros</i> | k | o | 73 | 0,02 |
| 11220 | Gartenrotschwanz <i>Phoenicurus phoenicurus</i> | l | w | 14.763 | 3,61 |
| 11370 | Braunkehlchen <i>Saxicola rubetra</i> | l | o | 494 | 0,12 |
| 11460 | Steinschmätzer <i>Oenanthe oenanthe</i> | l | o | 162 | 0,04 |
| 11860 | Ringdrossel <i>Turdus torquatus</i> | k | w | 2.087 | 0,51 |
| 11870 | Amsel <i>Turdus merula</i> | k | w | 89.795 | 21,94 |
| 11980 | Wacholderdrossel <i>Turdus pilaris</i> | k | m | 1.853 | 0,45 |
| 12000 | Singdrossel <i>Turdus philomelos</i> | k | w | 94.318 | 23,04 |
| 12010 | Rotdrossel <i>Turdus iliacus</i> | k | w | 18.964 | 4,63 |
| 12020 | Misteldrossel <i>Turdus viscivorus</i> | k | w | 124 | 0,03 |
| 12360 | Feldschwirl <i>Locustella naevia</i> | l | o | 115 | 0,03 |
| 12430 | Schilfrohrsänger <i>Acrocephalus schoenobaenus</i> | l | u | 554 | 0,14 |
| 12500 | Sumpfrohrsänger <i>Acrocephalus palustris</i> | l | u | 401 | 0,10 |
| 12510 | Teichrohrsänger <i>Acrocephalus scirpaceus</i> | l | u | 2.071 | 0,51 |
| 12590 | Gelbspötter <i>Hippolais icterina</i> | l | w | 1.198 | 0,29 |
| 12730 | Sperbergrasmücke <i>Sylvia nisoria</i> | l | o | 76 | 0,02 |
| 12740 | Klappergrasmücke <i>Sylvia curruca</i> | l | w | 767 | 0,19 |
| 12750 | Dorngrasmücke <i>Sylvia communis</i> | l | o | 5.718 | 1,40 |
| 12760 | Gartengrasmücke <i>Sylvia borin</i> | l | w | 29.061 | 7,10 |

| code | Art – species | Zugtyp migr. type | Gilde guild | Fangzahlen von 1970 bis 2004 trappings from 1970 to 2004 | |
|--|--|----------------------|----------------|---|--------|
| | | | | [n] | [%] |
| 12770 | Mönchsgrasmücke <i>Sylvia atricapilla</i> | | w | 19.876 | 4,86 |
| 13080 | Waldlaubsänger <i>Phylloscopus sibilatrix</i> | l | w | 134 | 0,03 |
| 13110 | Zilpzalp <i>Phylloscopus collybita</i> | | w | 4.317 | 1,05 |
| 13120 | Fitis <i>Phylloscopus trochilus</i> | l | w | 18.960 | 4,63 |
| 13140 | Wintergoldhähnchen <i>Regulus regulus</i> | k | w | 1.900 | 0,46 |
| 13150 | Sommergoldhähnchen <i>Regulus ignicapillus</i> | k | w | 124 | 0,03 |
| 13350 | Grauschnäpper <i>Muscicapa striata</i> | l | w | 3.923 | 0,96 |
| 13430 | Zwergschnäpper <i>Ficedula parva</i> | l | w | 86 | 0,02 |
| 13490 | Trauerschnäpper <i>Ficedula hypoleuca</i> | l | w | 8.035 | 1,96 |
| 14620 | Blaumeise <i>Parus caeruleus</i> | k | w | 198 | 0,05 |
| 14640 | Kohlmeise <i>Parus major</i> | k | w | 1.144 | 0,28 |
| 15080 | Pirol <i>Oriolus oriolus</i> | l | w | 66 | 0,02 |
| 15150 | Neuntöter <i>Lanius collurio</i> | l | o | 227 | 0,06 |
| 15200 | Raubwürger <i>Lanius excubitor</i> | k | o | 117 | 0,03 |
| 15980 | Feldsperling <i>Passer montanus</i> | k | m | 406 | 0,10 |
| 16360 | Buchfink <i>Fringilla coelebs</i> | k | w | 21.372 | 5,22 |
| 16380 | Bergfink <i>Fringilla montifringilla</i> | k | w | 6.493 | 1,59 |
| 16490 | Grünling <i>Carduelis chloris</i> | k | w | 2.646 | 0,65 |
| 16530 | Stieglitz <i>Carduelis carduelis</i> | k | o | 66 | 0,02 |
| 16540 | Erlenzeisig <i>Carduelis spinus</i> | k | w | 266 | 0,06 |
| 16600 | Bluthänfling <i>Carduelis cannabina</i> | k | m | 681 | 0,17 |
| 16620 | Berghänfling <i>Carduelis flavirostris</i> | k | o | 103 | 0,03 |
| 16630 | Birkenzeisig <i>Carduelis flammea</i> | k | w | 418 | 0,10 |
| 16660 | Fichtenkreuzschnabel <i>Loxia curvirostra</i> | k | w | 80 | 0,02 |
| 16790 | Karmingimpel <i>Carpodacus erythrinus</i> | l | m | 229 | 0,06 |
| 17100 | Gimpel <i>Pyrrhula pyrrhula</i> | k | w | 190 | 0,05 |
| 17170 | Kernbeisser <i>Coccothraustes coccothraustes</i> | k | w | 186 | 0,05 |
| 18570 | Goldammer <i>Emberiza citrinella</i> | k | o | 129 | 0,03 |
| 18660 | Ortolan <i>Emberiza hortulana</i> | l | o | 62 | 0,02 |
| 18770 | Rohrhammer <i>Emberiza schoeniclus</i> | k | u | 620 | 0,15 |
| alle Arten – all species (71) | | | | 409.286 | 100,00 |
| KMZ (40) | | k | | 296.570 | 72,46 |
| LZ (29) | | l | | 88.523 | 21,63 |
| Waldvögel – forest birds (44) | | | w | 392.293 | 95,85 |
| Vögel der offenen Landschaft – farmland birds (16) | | | o | 9.851 | 2,41 |
| Vögel der Uferzone – waterfront birds (6) | | | u | 3.747 | 0,92 |
| Mischtypen – miscellaneous types (5) | | | m | 3.395 | 0,83 |

tung) gezeigt wird, kann eine über den Untersuchungszeitraum sich wandelnde Vegetation die Fangwahrscheinlichkeit verändern und damit die Eignung der Daten für die Interpretation von Bestandsveränderungen reduzieren.

Auf der Insel Helgoland wurde die Vegetation durch Bombardierung im Zweiten Weltkrieg, und auch noch während etlicher Jahre danach, nahezu vollständig zerstört. Im windgeschützten Fanggarten konnte sich das Gehölz danach am schnellsten wieder erholen, verstärkt durch Wiederaufpflanzungen seit Mitte der 1950er Jahre durch die wieder auf der

Insel tätigen Mitarbeiter des Instituts. In den folgenden Jahren erhöhte sich auch in anderen geschützten Teilen der Insel die Gehölzmenge zunächst allmählich (Moritz 1982a), ab Mitte der 1970er Jahre dann rapide, insbesondere im neu entstandenen Mittelland, in der Siedlung und in den Kleingärten. Insgesamt hat sich das Gehölzvolumen der Insel (ohne Düne) von 1960 bis 2000 etwa versiebzehnfacht, das Gehölzvolumen im Fanggarten ist jedoch nahezu konstant geblieben (Abb. 1). Während sich also im Jahr 1960 mit 7.800 m³ etwa 98 % des gesamten Gehölzvolumens der Insel im Fanggarten befanden,

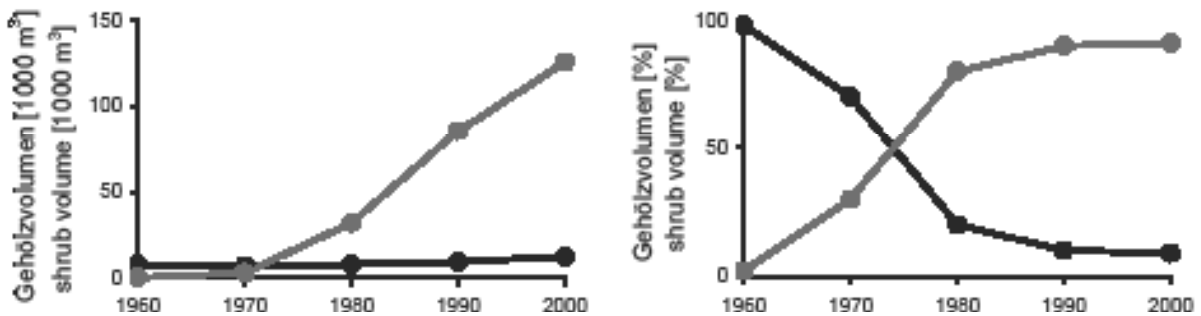


Abb. 1: Veränderung des Gehölzvolumens im Fanggarten (schwarz) und auf der restlichen Insel (grau) von 1960 bis 2000 (nach Jachmann, unpublizierte Diplomarbeit und Ottich, unpublizierte Diplomarbeit). – Change of shrub volume in the trapping garden (black) and on the remaining island (grey) from 1960 to 2000 (after Jachmann, unpublished diploma thesis and Ottich, unpublished diploma thesis).

gab es Mitte der 1970er Jahre einen Gleichstand mit jeweils etwa 12.500 m³. Im Jahr 2000 standen mit 138.000 m³ etwa 91 % aller Gehölze außerhalb des Fanggartens (Abb. 1). Diese große Veränderung des Angebotes an Deckung und vermutlich auch an Nahrung auf der übrigen Insel im Vergleich zum Fanggarten muss daher bei der Interpretation der Veränderungen der FZabs im Fanggarten berücksichtigt werden.

Möglicherweise führte diese enorme Zunahme der Vegetation auf der gesamten Insel für Zugvögel zunächst zu einer allgemeinen Erhöhung der Attraktivität der gesamten Insel (und somit auch des Fanggartens) als Rastplatz. Ab etwa der Mitte der 1970er Jahre rastete vermutlich ein zunehmender Anteil der Zugvögel außerhalb des Fanggartens in den wieder bewachsenen Gebieten der Insel. Unveröffentlichte Auswertungen der Fangzahlen und Beobachtungen von Buchfink und Bergfink *Fringilla montifringilla* im Fanggarten und der Beobachtungen dieser beiden Arten auf der restlichen Insel bestätigen diese Annahme: Beobachtungen und Fangzahlen im Fanggarten von 1972 bis 2000 sind bei beiden Arten hochsignifikant negativ korreliert (in beiden Zugzeiten $p < 0,001$). Sie belegen aber auch, dass bis Ende der 1970er Jahre vor allem auf dem Heimzug mehr Individuen dieser beiden Arten im Fanggarten gefangen als auf der übrigen Insel beobachtet wurden. Generell steht der kontinuierlichen Abnahme des Vorkommens von Buch- und Bergfinken im Fanggarten eine Zunahme der auf der übrigen Insel beobachteten Individuenzahlen zumindest bis Ende der 1980er Jahre gegenüber.

Eine Berücksichtigung des lokalen Vegetationseffekts auf die FZabs ist demnach unabdingbar und erfordert die Berechnung korrigierter Fangzahlenindizes (FZkorr, vgl. 2.8).

2.7 Wetter

Das Wetter ist von Jahr zu Jahr sehr variabel und kaum vorhersagbar. Es hat auf den Vogelzug einen erheblichen Einfluss. Insbesondere Zugintensität, Zughöhe, Zuggeschwindigkeit und Rastintensität werden vom Wetter beeinflusst (z. B. Alerstam 1990). Je nach Zusammentreffen verschiedener Bedingungen, wie Temperatur, Windrichtung, Windstärke, Bedeckung, Sicht oder Niederschlag etc., variiert die Zahl der aktiv ziehenden Vögel und es landen unterschiedlich viele Vögel zur Rast auf Helgoland (z. B. Dierschke & Bindrich 2001). Zwar können nur dann viele Vögel rasten und dabei auch gefangen werden, wenn auch viele Vögel auf dem Zug

sind, doch bedeuten andererseits gute Zugbedingungen nicht unbedingt, dass auf Helgoland auch gerastet wird. Auch die Fangbedingungen im Fanggarten werden von der Witterung beeinflusst (Moritz 1982a). Somit lässt eine Häufung von günstigen/ungünstigen Bedingungen mit ungewöhnlich hohen/niedrigen Fangzahlen in einer Saison oder in einem Jahr zunächst keine direkten Rückschlüsse auf entsprechend hohe/niedrige Bestandszahlen zu. Durch die Berechnung der korrigierten FZkorr werden die Daten jedoch vergleichsweise unabhängig von lokalen Wettereffekten (vgl. 2.8).

2.8 Berücksichtigung der lokalen Effekte

Auch wenn wir wissen, dass das Rastverhalten von Vögeln zur Zugzeit auf Helgoland durch lokale Vegetationsveränderungen und Wettervariabilität verändert bzw. beeinflusst wird, können diese Auswirkungen auf die Fangzahlen nicht quantifiziert werden. Um trotzdem eine Interpretation der Fangzahlen, auch unter dem Aspekt klimatischer Veränderungen, sowie einen Vergleich der Trends der Helgoländer Fangzahlen mit Bestandsveränderungen in den Brutgebieten zu ermöglichen, war es daher erforderlich, ein Korrekturverfahren zu entwickeln und anzuwenden.

Hierbei wurden aus den absoluten Fangzahlen (FZabs, s. 2.3) **korrigierte Fangzahlenindizes (FZkorr)** für das ganze Jahr sowie für den Heimzug und den Wegzug getrennt berechnet. Zunächst mussten die Daten der ganz unterschiedlich häufigen Arten auf ein vergleichbares Maß gebracht werden. Diese Relativierung geschah durch die Berechnung von jahresweisen Indices (FZind) für jede Art, bei denen die FZabs des jeweiligen Jahres durch die FZabs des ersten Erfassungsjahres 1960 geteilt wurden ($FZind_{\text{Jahr}} = FZabs_{\text{Jahr}} / FZabs_{1960}$). Eine Berücksichtigung der lokalen Effekte konnte dann mit der Division der artspezifischen $FZind_{\text{Jahr}}$ durch den über alle Arten gemittelten $FZindm_{\text{Jahr}}$ erfolgen. Da dabei jedoch die Veränderungen der $FZind_{\text{Jahr}}$ seltener Arten gegenüber denen häufiger Arten zu stark ins Gewicht gefallen wären, haben wir für diese Korrektur nur die über die häufigsten Arten gemittelten $FZindm_{\text{Jahr}}$ verwendet ($FZkorr_{\text{Jahr}} = FZind_{\text{Jahr}} / FZindm_{\text{Jahr}} \cdot 100$, mit $FZindm_{\text{Jahr}}$ aus den 28 häufigsten Arten mit mindestens 1000 Fängen im gesamten Untersuchungszeitraum, und aus den 27 bzw. 26 häufigsten Arten mit jeweils mindestens 500 Fängen auf dem Heimzug bzw. dem Wegzug im gesamten Untersuchungszeitraum). Diese Vorgehensweise ist zulässig, da die Bestände dieser 28 Arten in Skandina-

vien über den Untersuchungszeitraum im Mittel gleich geblieben sind (vgl. 4.2.1). Die FZkorr sind also korrigierte Zahlen, die in Prozent angeben, wie groß der jeweilige Häufigkeitsindex einer Art in jedem Jahr in Relation zum jeweiligen mittleren Häufigkeitsindex der zahlenmäßig wichtigsten Arten ist (1960 = 100 %).

So genannte Massenzugtage, an denen durch zufälliges Zusammenspiel vieler günstiger Bedingungen außergewöhnlich viele Vögel einzelner Arten ziehen und auch auf der Insel rasten, können mit diesem Verfahren nicht relativiert werden (aber vgl. 3.3).

2.9 Klimatische Apekte

Die Nordatlantische Oszillation (NAO) hat als großräumiges Klimaphänomen einen bedeutenden Einfluss auf Wetter und Witterung in Nord- und Mitteleuropa. Ihre Veränderung in den letzten Jahrzehnten vor allem in den Wintermonaten, gut durch den NAO-Winterindex beschrieben (Hurrell 1995), hat nicht unerheblichen Einfluss auf die Verfrühung des Heimzugs einer Vielzahl von Arten (Hüppop & Hüppop 2003, 2005). In der vorliegenden Arbeit wurde geprüft, ob auch die Veränderungen der FZkorr in Zusammenhang mit der Veränderung des NAO-Index stehen. Die jährlichen NAO-Daten sind verfügbar z. B. bei der "Climatic Research Unit at the University of East Anglia, Norwich, UK" (<http://www.cru.uea.ac.uk/cru/data/nao.htm>).

Obwohl Überleben oder Bruterfolg und damit auch die Fangzahlen von Vögeln während des ganzen Jahres durch ein kompliziertes Zusammenspiel bekannter und unbekannter Elemente beeinflusst werden, wurde hier als einzelnes relativ bedeutendes Klimaelement nur die Niederschlagsrate in Zusammenhang mit den FZkorr untersucht. Sie kann Einfluss u. a. auf das Nahrungsangebot im Überwinterungs- und Durchzugsgebiet und im Brutgebiet haben. Hierfür wurden die monatlichen mittleren Niederschlagsraten aus der Sahelzone (17,5° bis 10° N, 20° W bis 10° O), aus dem westlichen Mittelmeerraum (43° bis 33° N, 10° bis 0° W) und aus Südschweden (58° bis 65,5° N, 4° bis 20,5° O) mit den FZkorr des Heimzugs bzw. des Wegzugs korreliert (Daten aus: „NOAA-CIRES Climate Diagnostics Center, Boulder, Colorado, USA“; NCEP/NCAR Reanalysis: <http://www.cdc.noaa.gov/Timeseries/>).

2.10 Vergleich mit Fangzahlen anderer Stationen und mit großräumigen Bestandsveränderungen

Die hinsichtlich lokaler Vegetationsveränderungen und wetterbedingter Schwankungen korrigierten Helgoländer FZkorr wurden zunächst mit den Fangzahlen von der südschwedischen Beringungsstation auf Falsterbo (55° 23' N, 12° 50' O) verglichen. Dort sind die Fangbedingungen seit 1980 weitestgehend standardisiert und Fangsummen für das Frühjahr (ein Fanggebiet) und den Herbst (zwei Fanggebiete) stehen für den Zeitraum von 1980 bis 1999 zur Verfügung (Karlsson et al. 2002). Die jährlichen Summen dieser drei Datenreihen wurden mit den entsprechenden Helgoländer FZkorr des ganzen Jahres für alle gemeinsamen Arten sowie für alle diese Arten zusammen, die Zugtypen und die Gilden über diesen Zeitraum verglichen. Hierzu wurden die schwedischen Fangzahlen und die Helgoländer FZabs des ersten Jahres des zu vergleichenden Zeitraums (1980) mit 100 % gleichgesetzt, die Daten der Folgejahre relativ dazu neu berechnet und dadurch vergleichbare Fangzahlenindizes erstellt (vgl. 2.8). Bei den

Helgoländer Daten wurden zudem wiederum die lokalen Effekte berücksichtigt (vgl. 2.8). Daten für Arten, die im Jahr 1980 nicht gefangen wurden, also 1980 den Wert 0 haben, konnten nicht berechnet und verglichen werden. Da Ausgleichslinien, wie in 2.3 beschrieben, die Veränderungen der Fangzahlenindizes besser veranschaulichen als die Originaldaten, wurden die Werte der für alle Datenreihen berechneten Ausgleichskurven paarweise mit Hilfe von Kreuzkorrelationen auf Gemeinsamkeiten getestet. Weil der LOWESS-Ausgleich zeitlich autokorrelierte Daten erzeugt, kann die Zahl der wirksamen Freiheitsgrade für Signifikanztests bei Kreuzkorrelationstests allerdings niedriger sein als bei Standardtests, so dass Signifikanzwerte mit p um 0,05 mit Vorsicht betrachtet werden müssen (Botsford & Paulsen 2000).

Auch die von der kleinen, nordöstlich von Bornholm gelegenen dänischen Insel Christiansø (55° 19' N, 15° 11' O) unter standardisierten Bedingungen gewonnenen Fangzahlen von 1976 bis 1997 (Lausten & Lyngs 2004) wurden, ebenfalls nach Umrechnung in Fangzahlenindizes, mit den für diesen Zeitraums neu berechneten Helgoländer FZkorr verglichen.

Für einen groben Vergleich der Helgoländer ganzjährigen FZkorr mit mitteleuropäischen Daten wurden auch umfangreiche Fang- oder Beobachtungszahlen oder Brutbestandszahlen bzw. -bestandstrends aus Mitteleuropa (z. B. Berthold et al. 1986; Bauer & Berthold 1996; Berthold et al. 1999; Busche 1999; Gatter 2000; Schwarz & Flade 2000; Flade & Schwarz 2004a; Bauer et al. 2005; Berthold & Fiedler 2005) herangezogen. Auf die vergleichende Betrachtung einzelner Arten soll hier bis auf wenige Ausnahmen jedoch verzichtet werden.

Die FZkorr wurden schließlich auch mit Bestandszahlen aus den skandinavischen Ländern verglichen. Hierfür standen die umfassenden Datensammlungen von BirdLife International (2000, 2004) für die beiden Zeiträume 1970 bis 1990 und 1990 bis 2000 zur Verfügung. Die dort angegebenen, allerdings sehr groben, Brutbestandstrends beider Zeiträume in den für Helgoländer Zugvögel relevanten Ländern Deutschland, Dänemark, Norwegen (erster Zeitraum identisch mit den Daten von Gjershaug et al. 1994), Schweden und Finnland wurden für alle in der vorliegenden Arbeit berücksichtigten Arten entnommen. Die linearen Regressionen der Helgoländer FZkorr des ganzen Jahres wurden für die Teilzeiträume von 1970 bis 1990 und 1990 bis 2000 berechnet und die sich ergebenden Trends in Anpassung an die Darstellungsweise in BirdLife International/EBCC (2000) in fünf grobe Kategorien aufgeteilt (vgl. Appendix 2). Die Angaben in BirdLife International/EBCC (2004) wurden ebenfalls diesen fünf Kategorien zugeordnet:

- 2 = Zunahme um mindestens 50 %,
- 1 = Zunahme um 20 bis 49 %,
- 0 = stabiler Bestand bzw. Veränderungen kleiner als 20 %,
- 1 = Abnahme um 20 bis 49 % und
- 2 = Abnahme um mindestens 50 %.

Danach war es möglich, die kategorisierten skandinavischen Bestandstrends mit den kategorisierten Trends der FZkorr auf Helgoland bei je nach Land 54 bis 59 Arten sowie für jeweils alle Arten zusammen, die Zugtypen und die Gilden mittels Korrelationstests zu vergleichen. Als Maß für die zu betrachtenden Zusammenhänge wurde der Kendall-Tau-b-Koeffizient (τ) gewählt. Er ist ein nichtparametrisches Maß der Korrelation für ordinale und ranggeordnete Variablen, das im Gegensatz zu den Korrelationskoeffizienten von Spearman

und Pearson Bindungen berücksichtigt (Bortz et al. 2001).

Für weitergehende, zeitlich besser aufgelöste Vergleiche standen jährliche TRIM-Indices schwedischer Sommer-Punkt-Routen-Zählungen aus Schweden bei Lindström & Svensson (2005) von 1975 bis 2004 zur Verfügung. Es handelt sich dabei um TRIM-Daten (TRENds & INDices for Monitoring data, Pannekoek & van Strien 2001) nach europäischem Standard, bei denen das erste Jahr mit 1 gleichgesetzt wurde. Hierzu wurde mit den Helgoländer Daten wiederum in der oben beschriebenen Weise verfahren (Jahr 1975 = 100 %) sowie die Daten von Lindström & Svensson (2005) mit 100 multipliziert. Danach war es möglich, die Entwicklung der Sommerbestands-indices in Schweden mit der Entwicklung der FZkorr auf Helgoland bei 43 Arten sowie bei allen diesen Arten zusammen und bei Zugtypen und Gilden anhand der Ausgleichsli-nien (vgl. 2.3) mit Hilfe von Kreuzkorrelationen zu vergleichen.

Dank: Wir danken den unzähligen ehren- und hauptamtlichen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern, ohne die eine konstante Vogelberingung auf Helgoland über so viele Jahre undenkbar gewesen wäre. Konstruktive Anregungen zu einer früheren Fassung dieses Manuskriptes gaben F. Bairlein, V. Dierschke, W. Fiedler, F. Jachmann, F. Korner-Nievergelt, C. Quaisser und W. Winkel. J. Dierschke überprüfte und korrigierte dankenswerterweise die Angaben in Appendix 1 gemäß den Vorgaben der Helgoländer Avifaunistischen Kommission. R. Barrett war eine große Hilfe bei der englischen Zusammenfassung. Diese Untersuchung wurde unterstützt vom Verein der Freunde und Förderer der Inselstation der Vogelwarte Helgoland e.V.

3. Ergebnisse

Die FZabs und FZkorr einiger Arten sind hinsichtlich verschiedener Gesichtspunkte unter Vorbehalt zu betrachten:

1) Für einige aufgeführte Arten gilt die Standardisierung der Fangbedingungen über den Untersuchungszeitraum nicht vollständig (vgl. Moritz 1982a). So wurden z. B. früher vereinzelt Extrafangtriebe für Sperber *Accipiter nisus*, Wendehals *Jynx torquilla* und Finken durchgeführt, die insbesondere abends auch Schlafgesellschaften, z. B. vom Feldsperling *Passer montanus* (Moritz 1982a), erfassen konnte. Der Berghänfling wurde bis Mitte der 1960er Jahre manchmal mit Hilfe von Lockvögeln gefangen, Buchfink und Bergfink vor allem in den 1970er Jahren angefüttert.

2) Für einige Arten, insbesondere solche der offenen Landschaft wie Wiesenpieper, Hausrotschwanz *Phoenicurus ochruros* und Steinschmätzer *Oenanthe oenanthe*, ist das Habitatspektrum des Fanggartens relativ untypisch.

3) Durch die Vegetationsveränderung auf der Insel hat sich gerade für einzelne Arten das Nahrungsangebot außerhalb des Fanggartens drastisch erhöht, so dass z. B. der Grünling *Carduelis chloris* (als ausgesprochener Habebutterfresser) kaum noch in den Fanggarten kommt.

4) Zwischen den einzelnen Vogelarten, die im Fanggarten rasten, mögen Wechselbeziehungen bestehen. So können z. B. Massenzugtage von Drosseln die Fangergebnisse anderer kleinerer Arten „drücken“ (Moritz 1982a).

5) Für Arten mit sehr kleinen Fangzahlen (z. B. Zwergschnecke *Lymnocyptes minimus*, Sprosser *Luscinia luscinia*, Nachtigall, Stieglitz *Carduelis carduelis*, Erlenzeisig) ist eine sinnvolle Interpretation nicht möglich. So können z. B. bei ausgeprägten Schwarmvögeln wie dem Erlenzeisig zufällig gefangene Trupps ein völlig verzerrtes Bild geben.

6) Beim Sumpfrohrsänger *Acrocephalus palustris* dürfte die Bestimmungsmöglichkeit über den gesamten Untersuchungszeitraum nicht gleich gewesen sein, sondern sich einerseits im Laufe der Zeit verbessert bzw. von den unterschiedlichen Fähigkeiten des jeweiligen Beringers abgehängt haben.

Bis auf Buchfink und Bergfink haben diese „kritischen“ Arten aber nur einen sehr geringen Anteil an der Gesamtstichprobe (vgl. Tab. 1). Bei Buchfink und Bergfink machen die durch Anfütterung zusätzlich gefangenen Vögel wiederum nur einen geringen Anteil ihres gesamten Stichprobenumfangs aus. Wir nehmen an, dass die verschiedenen „kritischen“ Arten die Ergebnisse der Gesamtheit der Fangzahlen, der Zugtypen oder Gilden nur unwesentlich beeinflussen und haben sie daher von den folgenden Auswertungen nicht ausgeschlossen.

3.1 Langfristige Veränderungen der absoluten Fangzahlen (FZabs)

3.1.1 FZabs der Summe aller Arten

Nach einem zunächst zaghaften Beginn von Fang und Beringung im Fanggarten auf Helgoland im ersten Viertel des 20. Jahrhunderts konnten dort in den folgenden 20 Jahren bis zur Evakuierung der Insel gegen Ende des zweiten Weltkrieges schon im Mittel über 6.000 Vögel pro Jahr beringt werden (Abb. 2). Im Jahr 1953 wurde die Beringung mit 1.500 Fängen wieder aufgenommen und steigerte sich kontinuierlich auf 16.000 Fänge im Jahr 1959. Insgesamt wurden von 1909 bis 2004 knapp 740.000 Individuen im Fanggarten beringt.

Von 1960 bis 2004 wurden insgesamt 501.089 Individuen beringt. Dabei ist die Summe der FZabs, entsprechend den artspezifischen Zugzeiten, auf dem Wegzug mit 283.200 Individuen höher als auf dem Heimzug mit 216.009 Individuen. Die Differenz aus den Fangzahlen des ganzen Jahres und der Summe der Fangzahlen der beiden Zugzeiten entspricht der Zahl der außerhalb der definierten Zugzeiten gefangenen Individuen. Obwohl seit 1960 die Bedingungen im Fanggarten mit drei Trichterreusen und auch der Fangaufwand annähernd konstant sind, weist die Summe der FZabs der letzten 45 Jahre erhebliche Schwankungen

auf (Abb. 3). Die grauen Säulen repräsentieren die Jahre, in denen nicht alle Arten gefangen wurden (vgl. 2.2), und müssen bei der Betrachtung der Summe der FZabs unberücksichtigt bleiben. Im ganzen Jahr und auf dem Wegzug gab es danach deutliche Fangmaxima in den 1970er Jahren und zu Beginn des 21. Jahrhunderts, Minima Ende der 1960er/Anfang der 1970er Jahre und in den 1990er Jahren. Auf dem Heimzug zeichnet sich, bis auf ein Maximum Ende der 1970er Jahre, keine wesentliche Veränderung der FZabs ab.

Eine weitergehende Analyse der Summe der Fangzahlen aller Arten ist erst nach Korrektur der lokalen Effekte sinnvoll (3.2.2).

3.1.2 Artspezifische FZabs

Viele der 71 einzeln dargestellten Arten spiegeln das Bild der Gesamtdarstellung der FZabs von 1960 bis 2004 wider (Abb. 4). Diese artspezifischen Darstellungen eignen sich wegen der lokalen Effekte zwar nicht für vergleichende Interpretationen, dienen aber der Veranschaulichung der Fangerfolge im Helgoländer Fanggarten und dem Vergleich des Heimzugs mit dem Wegzug auf Artniveau. Auch mit dieser Darstellung ist eine starke Veränderung der Fangzahlen bei einigen Spezies, wie z. B. bei etlichen Finkenarten, zu beobachten. Viele Transsaharazieher zeichnen sich durch geringe FZabs Ende der 1960er/Anfang der 1970er Jahre aus. Die For-

men der Ausgleichslinien (vgl. 2.3) beschreiben die Veränderung der artspezifischen Fangzahlen im ganzen Jahr bzw. auf dem Heimzug und auf dem Wegzug, zeigen aber gleichzeitig deutlich die Unmöglichkeit einer linearen Trendberechnung bei den meisten Arten. Eine weitergehende Interpretation der Fangzahlen der einzelnen Arten, einschließlich einer Trendanalyse, ist daher ebenfalls erst nach Korrektur der lokalen Effekte sinnvoll (3.2.1).

3.1.3 FZabs der Zugtypen

Die FZabs der Zugtypen sind die Summen der FZabs der einzelnen einem Zugtyp zugeordneten Arten. Die Interpretation der FZabs der KMZ wird durch die vier zeitweise gesperrten KMZ-Arten (vgl. 2.2) erschwert. Der Anteil dieser vier Arten an allen KMZ-Arten beträgt 76 % und bestimmt somit entscheidend das Bild der Entwicklung. In der folgenden Auswertung werden daher diese Jahre mit Beringungssperren differenziert dargestellt (Abb. 5) oder nicht berücksichtigt. In dieser Abbildung entspricht die Differenz aus den Fangzahlen des gesamten Jahres und der Summe der Fangzahlen der beiden Zugzeiten der Zahl der außerhalb der definierten Zugzeiten gefangenen Individuen.

Die Differenzierung in KMZ und LZ (39 bzw. 29 Arten, ohne Berghänfling, Mönchsgrasmücke und Zilpzalp) zeigt Unterschiede und Gemeinsamkeiten in der

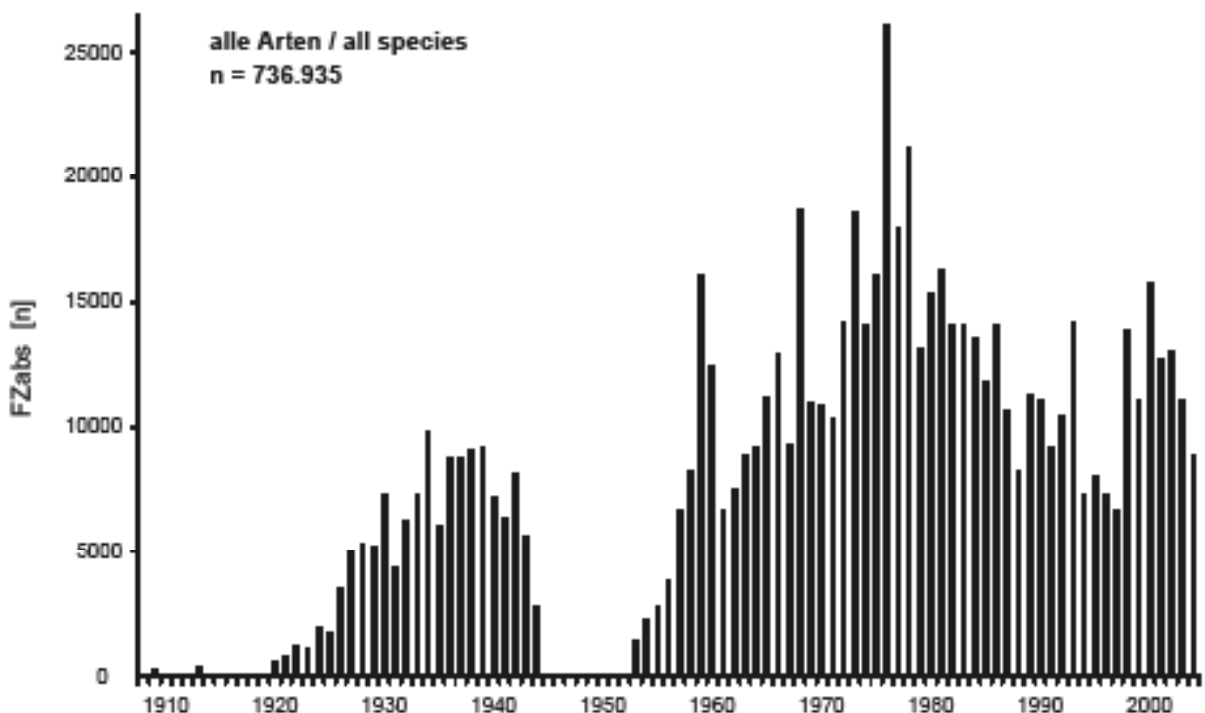


Abb. 2: Jahressummen der absoluten Fangzahlen (FZabs) aller auf Helgoland im Fanggarten beringter Arten von 1909 bis 2004. – Yearly totals of the absolute trapping numbers (FZabs) of all species ringed in the trapping garden on Helgoland from 1909 to 2004.

Entwicklung der Fangzahlen der beiden Zugtypen auf (Abb. 5). So wird z. B. deutlich, dass besonders die LZ, aber auch die KMZ, zwar Ende der 1960er/Anfang der 1970er Jahre geringe Fangzahlen aufweisen, diese sich jedoch schon Mitte der 1970er Jahre wieder erholen (LZ) bzw. sogar deutlich über das Niveau der 1960er Jahre hinaus schießen (KMZ). Nach einer anschließend stetigen Abnahme der FZabs wurden ab Ende der 1990er Jahre beide Zugtypen, allerdings nur auf dem Wegzug, wieder in zunehmender Zahl gefangen.

Der Anteil der FZabs aller KMZ nimmt im Verlauf des Untersuchungszeitraums signifikant zu, der Anteil der FZabs der LZ entsprechend signifikant ab (Abb. 6).

Eine weitergehende Erörterung der Fangzahlen der Zugtypen ist jedoch erst nach Korrektur der lokalen Effekte sinnvoll (vgl. 3.2.4).

3.1.4 Anteile der Arten

Amsel und Singdrossel allein machen trotz der Beringungslücken rund 45 % der Fanggarten-Beringungen aller 71 Arten von 1960 bis 2004 aus, alle vier teilweise

gesperrten Arten zusammen sogar 57 %. Die Jahre mit den fehlenden Beringungen dieser Arten können das Bild gruppierter Fangzahlen also erheblich verzerren. Die in Abb. 3 vorgenommene Differenzierung zeigt deutlich die niedrigeren Fangzahlen von 1961 bis 1967 im Vergleich zu den umrahmenden Jahren 1960 und 1968. Aus diesem Grund werden im Folgenden die Anteile der einzelnen Zugperioden bzw. der einzelnen Arten nur für einen eingeschränkten Zeitraum von 1970 bis 2004, in dem alle Arten uneingeschränkt beringt wurden, berechnet.

In diesem Zeitraum von 35 Jahren wurden demnach 43,3 % aller Vögel auf dem Heimzug gefangen, der Wegzug machte 56,3 % aus. Zwischen den (artspezifischen) Zugzeiten erfolgten nur 0,4 % aller Fänge. Die 13 häufigsten Arten im Fanggarten stellten zusammen über 90 % aller Fanggarten-Beringungen der 71 Arten (Tab. 1). Am häufigsten wurden Singdrossel und Amsel mit 23 bzw. 22 % gefangen, gefolgt von Gartengrasmücke *Sylvia borin*, Rotkehlchen und Buchfink mit jeweils immerhin noch mehr als 5 %. Weitere neun Arten wurden mit 1 bis 5 % gefangen, 21 Arten mit 0,1 bis 1 %. Die

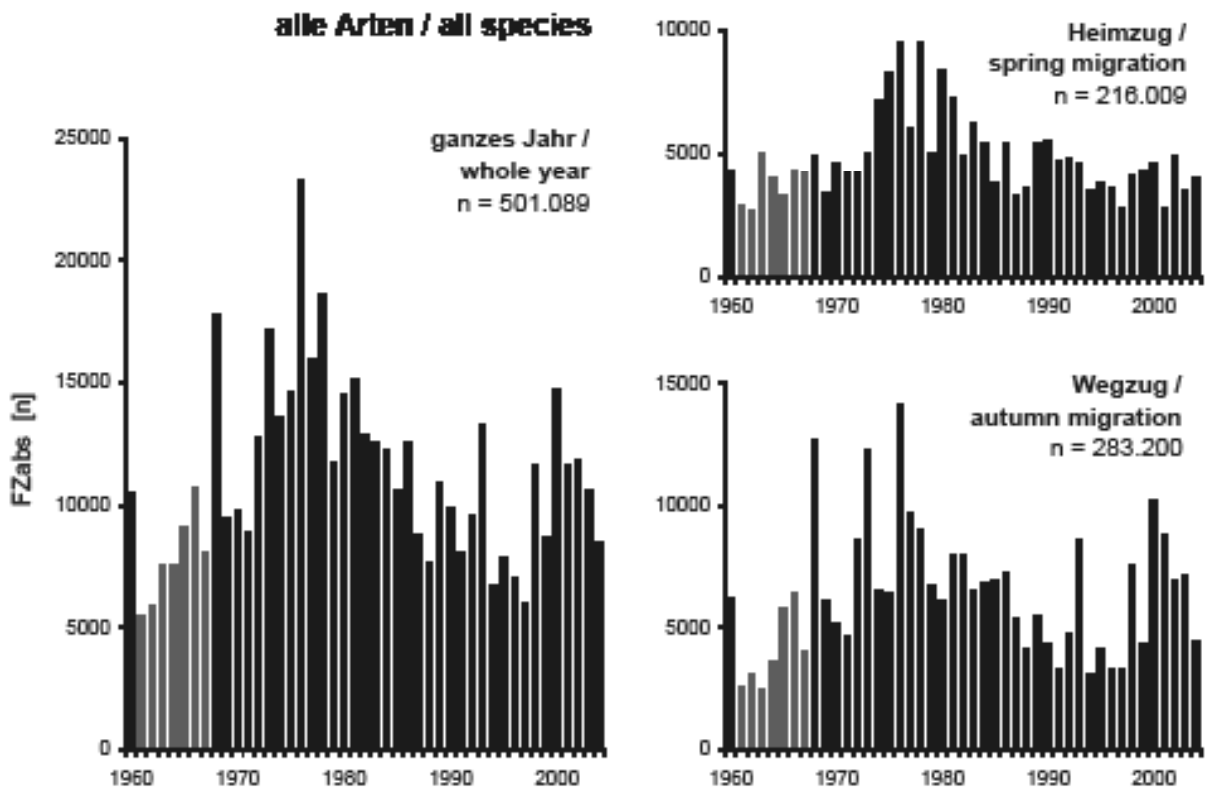
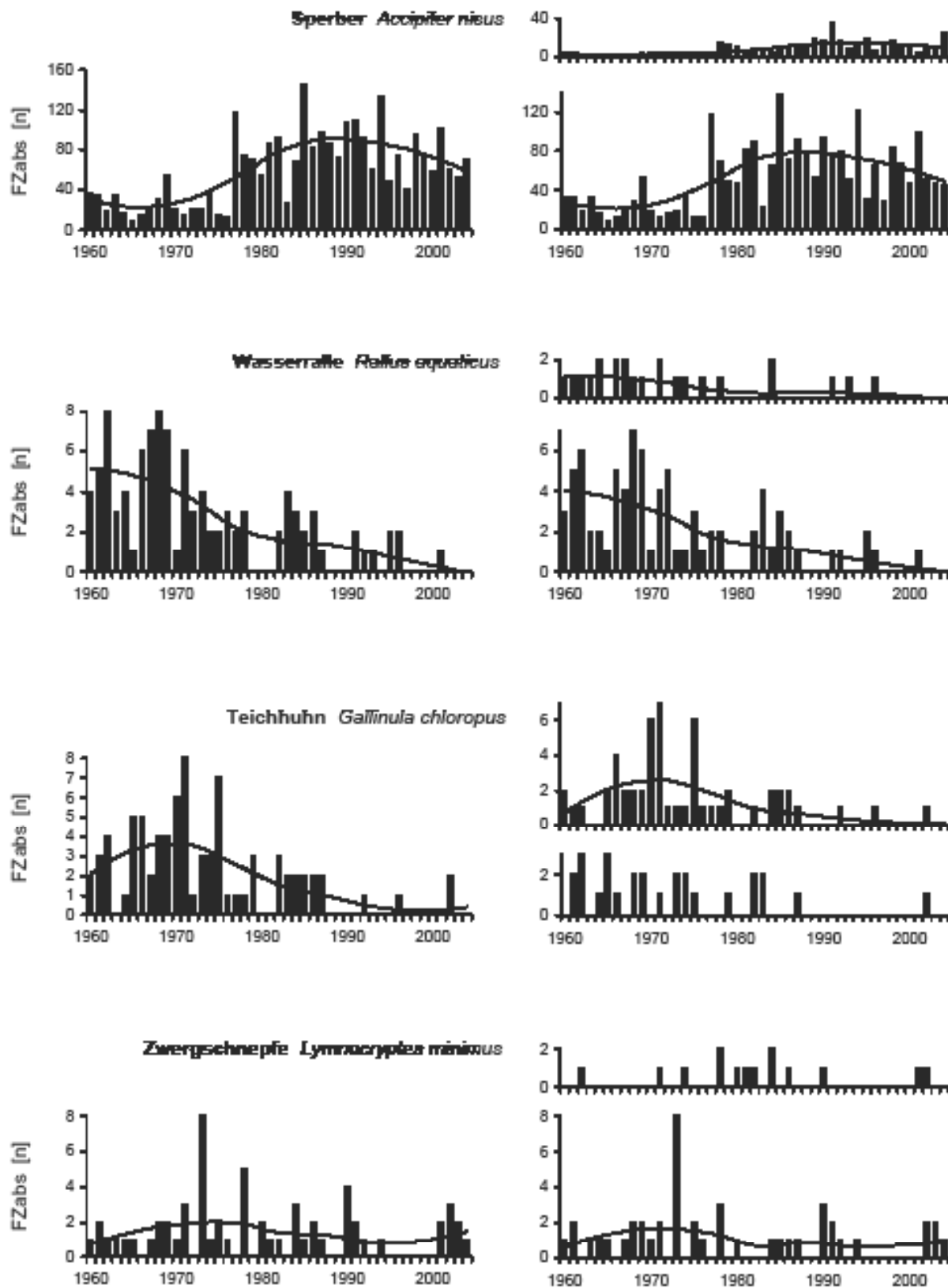


Abb. 3: Summen der absoluten Fangzahlen (FZabs) aller Arten mit mindestens 25 Fängen im Fanggarten auf Helgoland von 1960 bis 2004, für das ganze Jahr (71 Arten) sowie für Heimzug (68 Arten) und Wegzug (67 Arten), entsprechend den artspezifischen Zugzeiten, getrennt dargestellt. Graue Säulen repräsentieren die Jahre mit Beringungssperren für einzelne Arten. Der Maßstab ist in allen Grafiken gleich. – Totals of the absolute trapping numbers (FZabs) of all species with at least 25 trappings in the trapping garden on Helgoland from 1960 to 2004, presented separately for the whole year (71 species), for spring migration (68 species) and for autumn migration (67 species), according to the species-specific migration times. Grey columns indicate years with ringing restrictions for some species. The measure is uniform in all graphics.

Tab. 2: Anteile der Geschlechter und der Altersgruppen an der Gesamtzahl aller einem Geschlecht bzw. einer Altersgruppe zugeordneten Individuen bei 12 bzw. 17 Arten von 1970 bis 2004. ZZ = Zugzeit, HZ = Heimzug, WZ = Wegzug, ad = Altvögel, j = Jungvögel, * = die Anteile beider Gruppen unterscheiden sich signifikant (nichtparametrischer Wilcoxon-Test für verbundene Stichproben, $p < 0,05$). – *Proportion of sex and age classes of the total of all individuals which have been specified according to sex or age for 12 and 17 species respectively from 1970 to 2004. ZZ = migration time, HZ = spring migration, WZ = autumn migration, ad = adults, j = juveniles, * = the proportions of both groups differ significantly (nonparametric Wilcoxon-Test for combined samples, $p < 0.05$).*

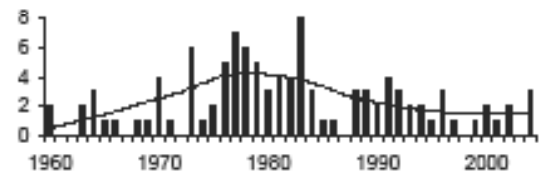
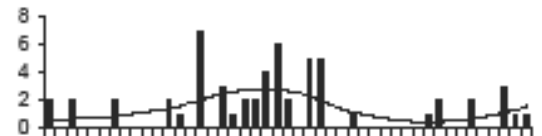
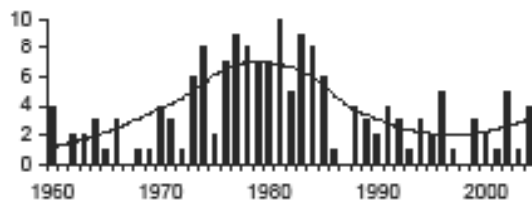
| Art – species | Geschlecht – sex | | | | Alter – age | | | |
|---|------------------|------|------|---|-------------|------|------|---|
| | ZZ | ♂ | ♀ | | ZZ | ad | j | |
| Sperber <i>Accipiter nisus</i> | HZ | | | | HZ | | | |
| | WZ | 50,3 | 49,7 | | WZ | 12,2 | 87,8 | * |
| Heckenbraunelle <i>Prunella modularis</i> | | | | | HZ | | | |
| | | | | | WZ | 20,0 | 80,0 | * |
| Rotkehlchen <i>Erithacus rubecula</i> | | | | | HZ | 22,8 | 77,2 | * |
| | | | | | WZ | 18,3 | 81,7 | * |
| Gartenrotschwanz <i>Phoenicurus phoenicurus</i> | HZ | 40,9 | 59,1 | * | HZ | 41,8 | 58,2 | * |
| | WZ | 45,9 | 54,1 | * | WZ | 23,6 | 76,4 | * |
| Ringdrossel <i>Turdus torquatus</i> | HZ | 44,3 | 55,7 | * | HZ | 59,4 | 40,6 | * |
| | WZ | 52,3 | 47,7 | | WZ | 56,7 | 43,3 | * |
| Amsel <i>Turdus merula</i> | HZ | 42,4 | 57,6 | * | HZ | 49,3 | 50,7 | |
| | WZ | 41,4 | 58,6 | * | WZ | 42,6 | 57,4 | * |
| Wacholderdrossel <i>Turdus pilaris</i> | HZ | 39,9 | 60,1 | * | HZ | | | |
| | WZ | 41,0 | 59,0 | * | WZ | 27,4 | 72,6 | * |
| Singdrossel <i>Turdus philomelos</i> | | | | | HZ | 39,6 | 60,4 | * |
| | | | | | WZ | 20,0 | 80,0 | * |
| Rotdrossel <i>Turdus iliacus</i> | | | | | HZ | 36,7 | 63,3 | * |
| | | | | | WZ | 36,4 | 63,6 | * |
| Dorngrasmücke <i>Sylvia communis</i> | | | | | HZ | | | |
| | | | | | WZ | 28,4 | 71,6 | * |
| Gartengrasmücke <i>Sylvia borin</i> | | | | | HZ | | | |
| | | | | | WZ | 16,2 | 83,8 | * |
| Mönchsgrasmücke <i>Sylvia atricapilla</i> | HZ | 51,4 | 48,6 | * | HZ | 29,6 | 70,4 | * |
| | WZ | 53,0 | 47,0 | * | WZ | | | |
| Fitis <i>Phylloscopus trochilus</i> | | | | | HZ | | | |
| | | | | | WZ | 28,5 | 71,5 | * |
| Wintergoldhähnchen <i>Regulus regulus</i> | HZ | | | | | | | |
| | WZ | 54,3 | 45,7 | | | | | |
| Trauerschnäpper <i>Ficedula hypoleuca</i> | HZ | 46,8 | 53,2 | | HZ | | | |
| | WZ | | | | WZ | 22,7 | 77,3 | * |
| Buchfink <i>Fringilla coelebs</i> | HZ | 41,1 | 58,9 | * | HZ | 46,1 | 53,9 | * |
| | WZ | 44,2 | 55,8 | * | WZ | 27,5 | 72,5 | * |
| Bergfink <i>Fringilla montifringilla</i> | HZ | | | | HZ | | | |
| | WZ | 48,0 | 52,0 | | WZ | 17,4 | 82,6 | * |
| Grünling <i>Carduelis chloris</i> | HZ | | | | HZ | | | |
| | WZ | 42,6 | 57,4 | * | WZ | 31,2 | 68,8 | * |
| Rohrhammer <i>Emberiza schoeniclus</i> | HZ | 38,4 | 61,6 | * | | | | |
| | WZ | | | | | | | |

Abb. 4: Absolute Fangzahlen (FZabs) im Fanggarten auf Helgoland für 71 Arten von 1960 bis 2004, jeweils für das ganze Jahr (links) und für den Heimzug (rechts oben) und den Wegzug (rechts unten) getrennt dargestellt. Der Maßstab der Ordinate variiert zwischen den Arten, ist aber jeweils innerhalb der Arten gleich. – *Absolute trapping numbers (FZabs) in the trapping garden on Helgoland for 71 species from 1960 to 2004, presented separately for the whole year (left), for spring migration (right above) and for autumn migration (right below). The measure of the ordinate varies between the species but is uniform within one species.*



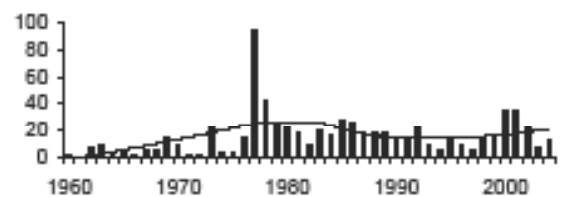
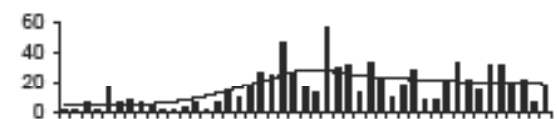
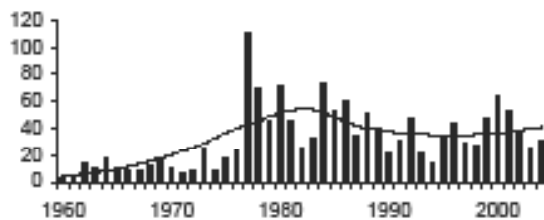
Beltsassine *Gallinago gallinago*

FZabs [n]



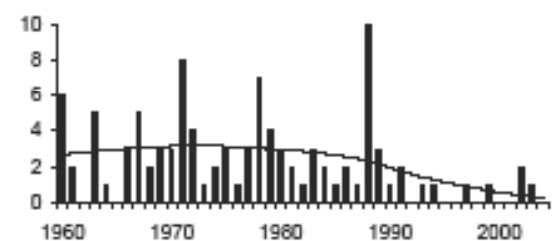
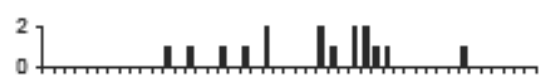
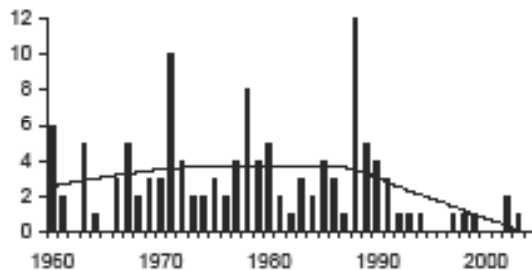
Waldschnepfe *Scotopax nivalis*

FZabs [n]



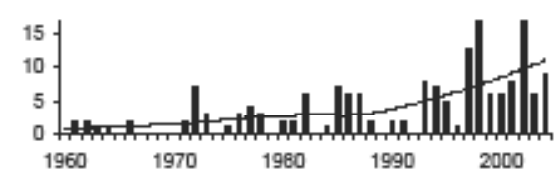
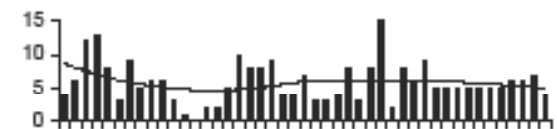
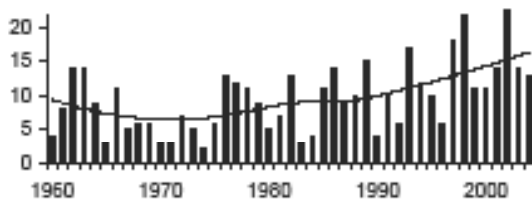
Waldwasserläufer *Tringa ochropus*

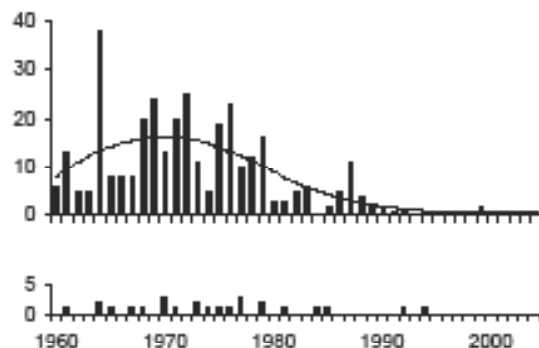
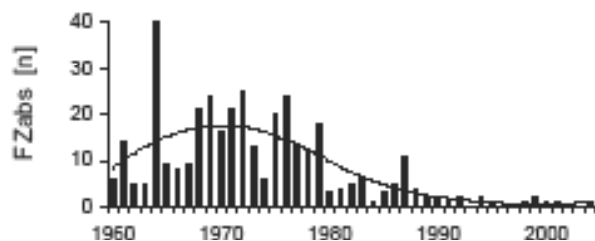
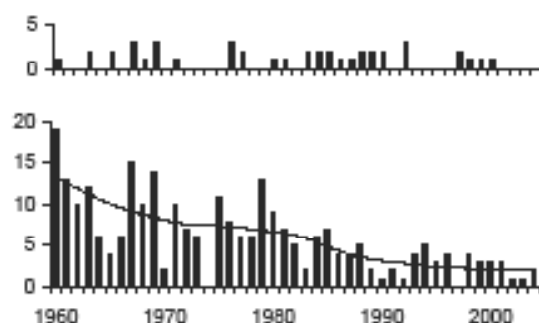
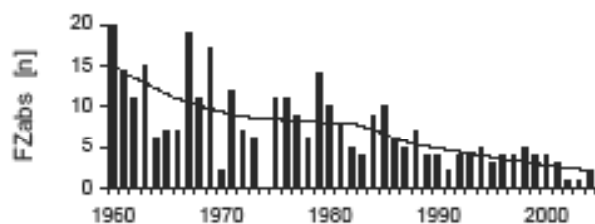
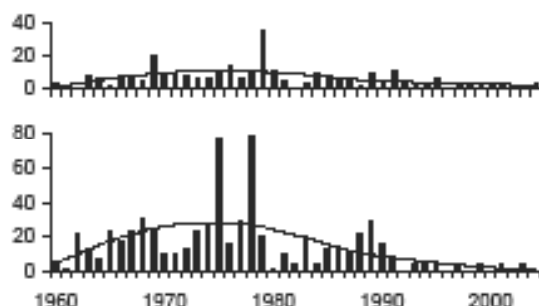
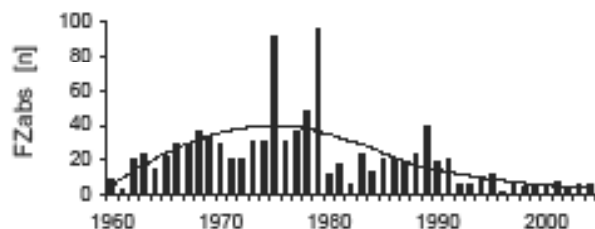
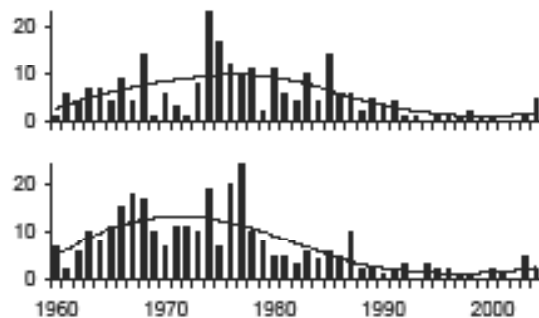
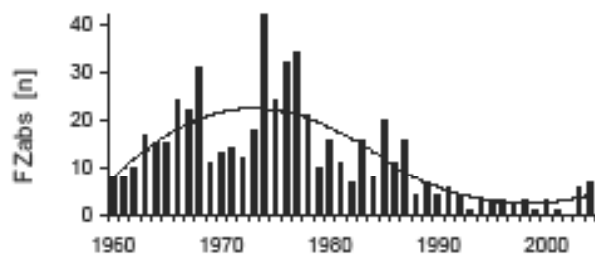
FZabs [n]



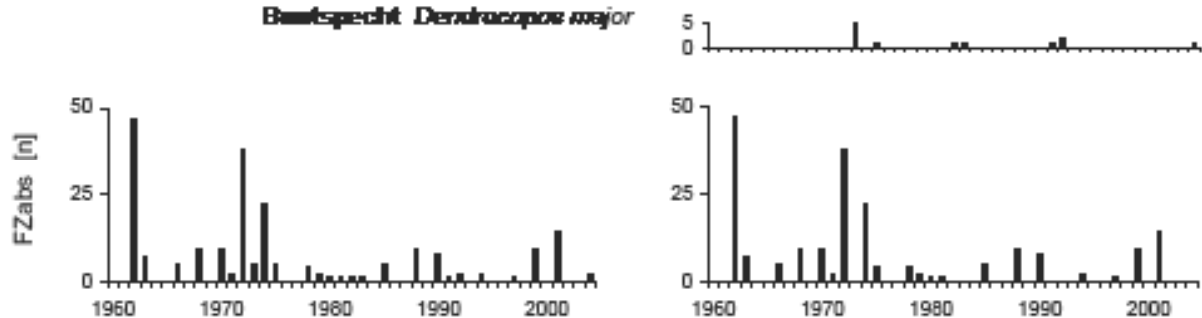
Ringeltaube *Columba palumbus*

FZabs [n]

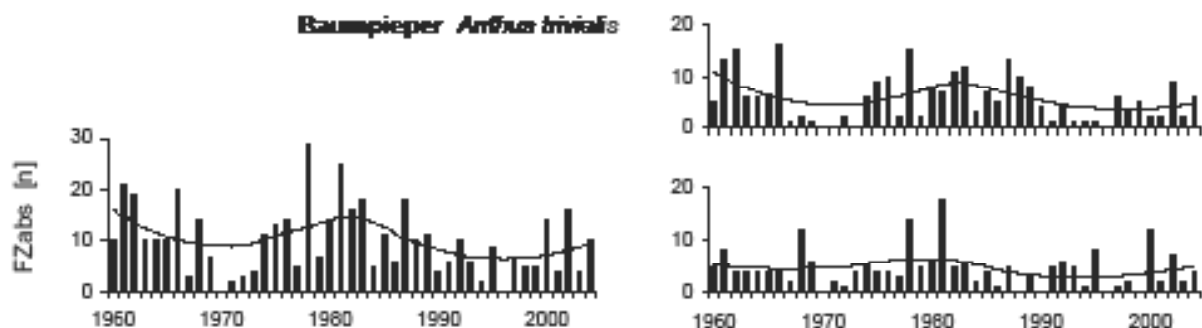


Turteltaube *Streptopelia turtur***Kuckuck *Cuculus canorus*****Waldohreule *Asio otus*****Wendehals *Jynx torquilla***

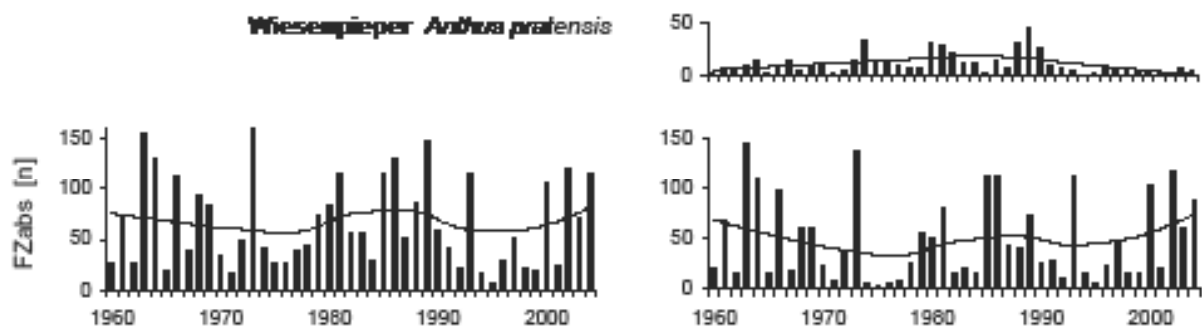
Baumpecht *Dendrocopos major*



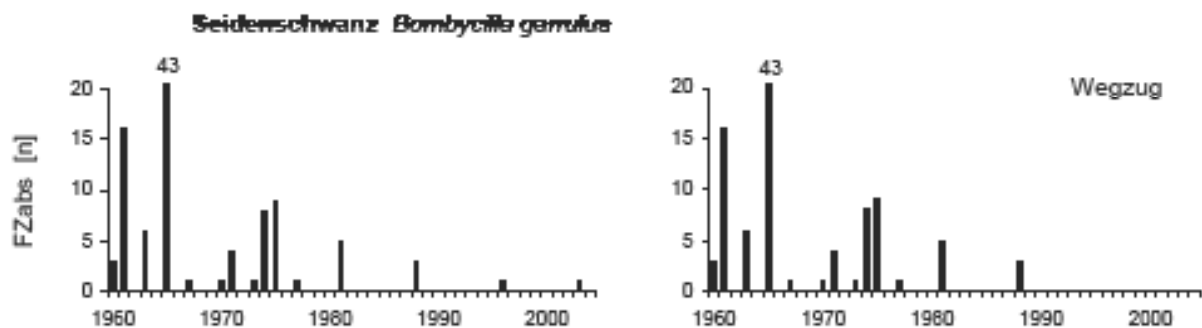
Baumpieper *Anthus trivialis*



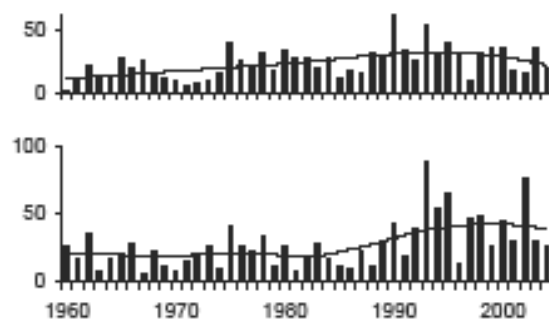
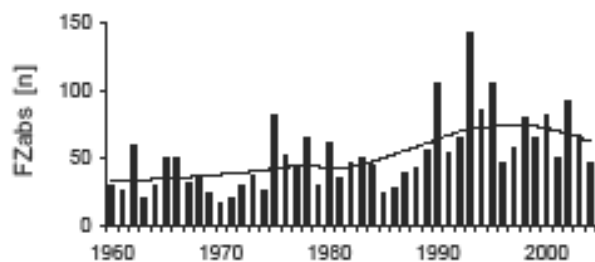
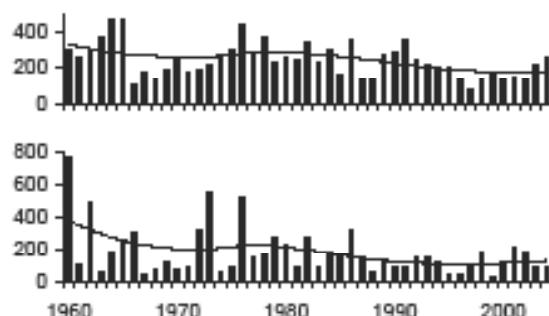
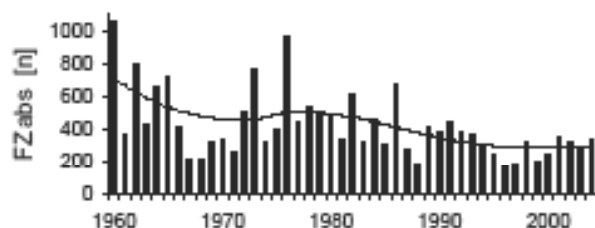
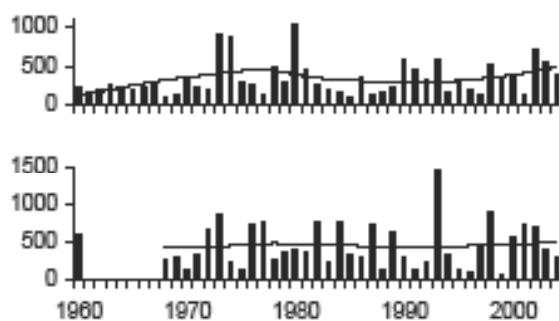
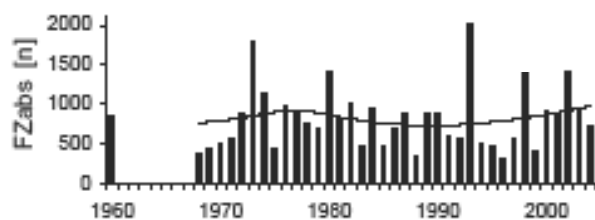
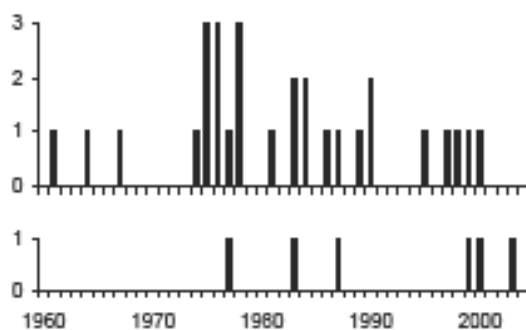
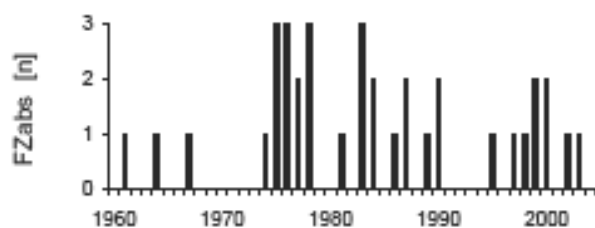
Wiesempieper *Anthus pratensis*

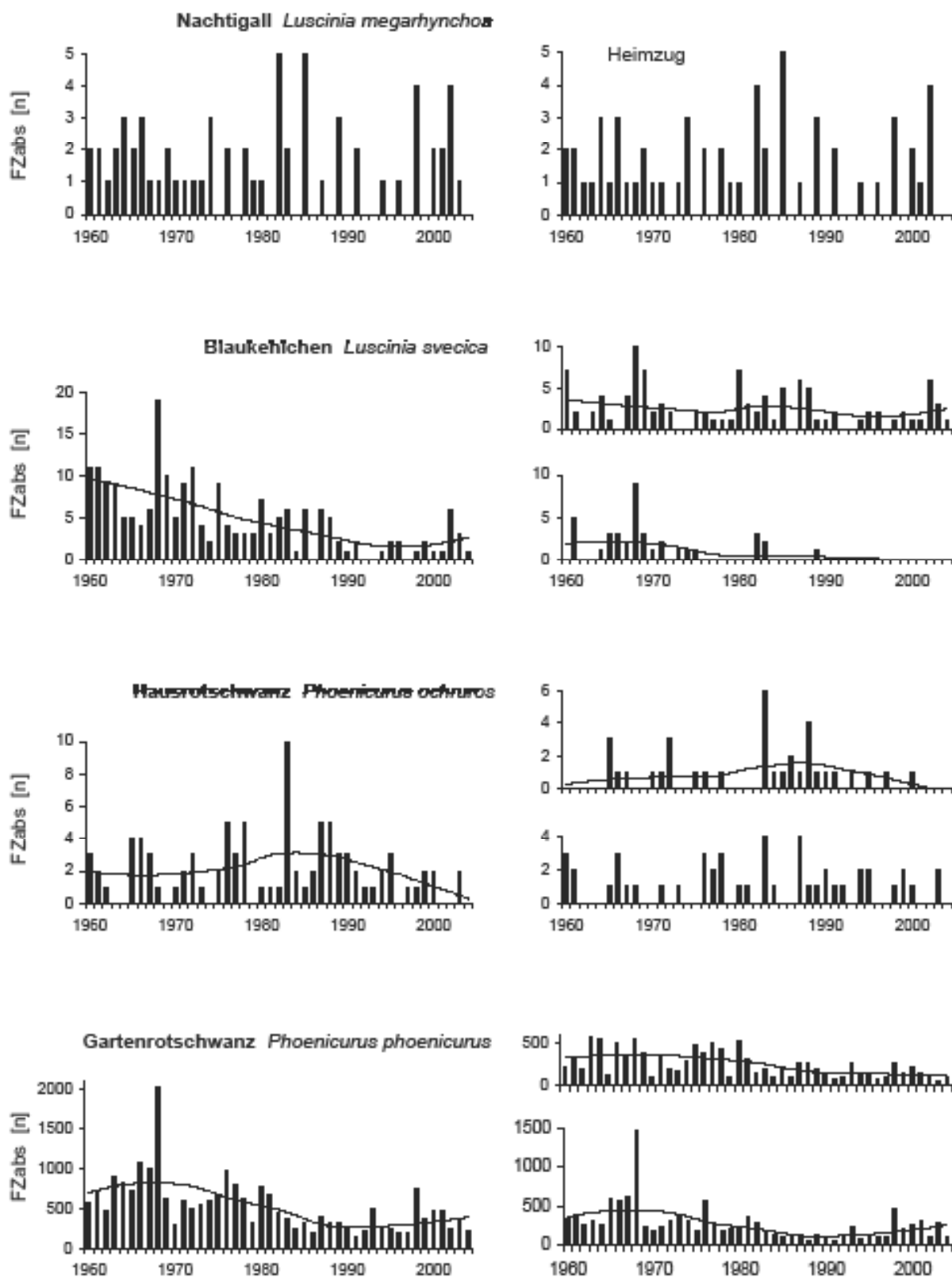


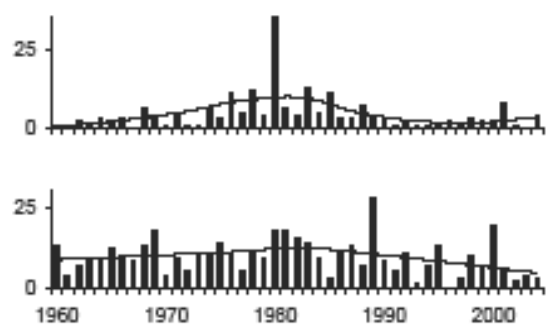
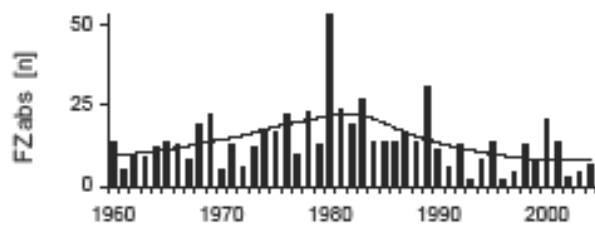
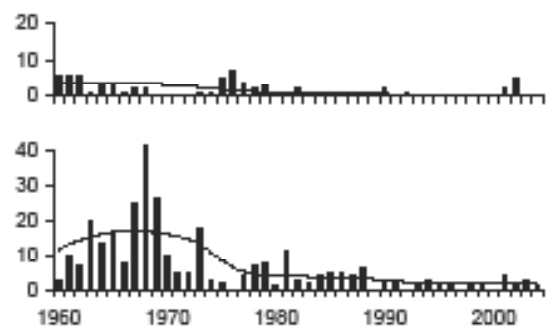
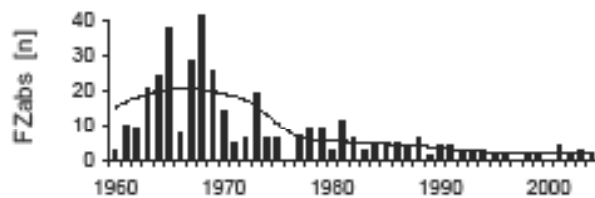
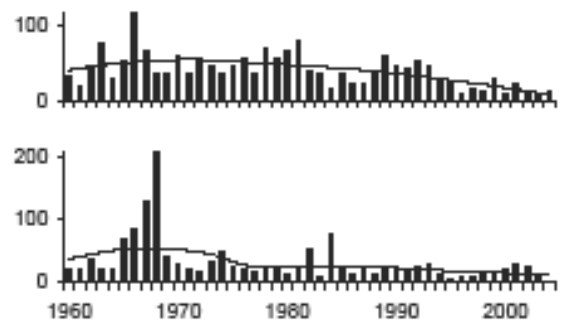
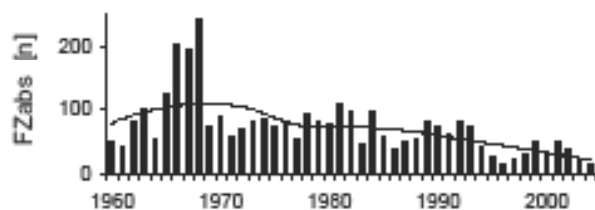
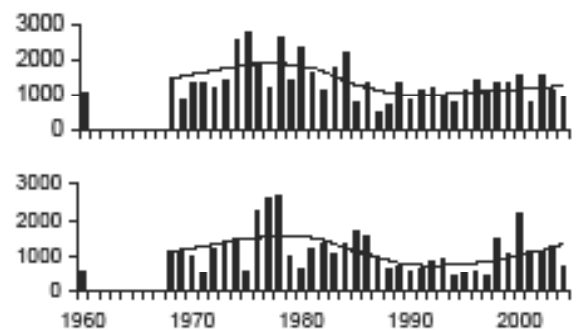
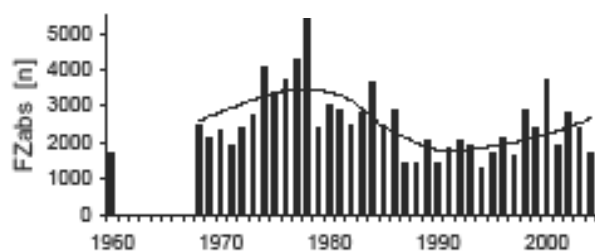
Seidenschwanz *Bombus agrorum*



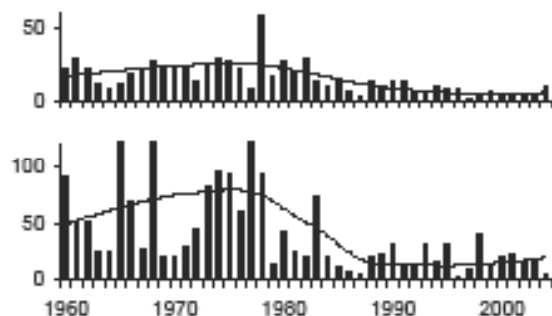
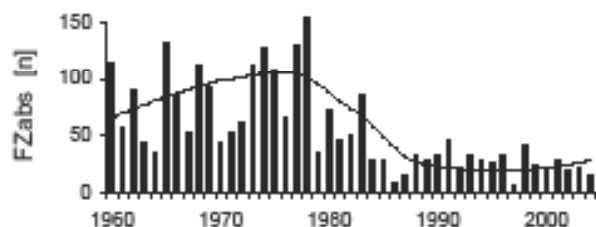
Wegzug

Zaunkönig *Troglodytes troglodytes***Heckenbräunelle *Prunella modularis*****Rotkehlchen *Erithacus rubecula*****Sprösser *Lucania lucania***

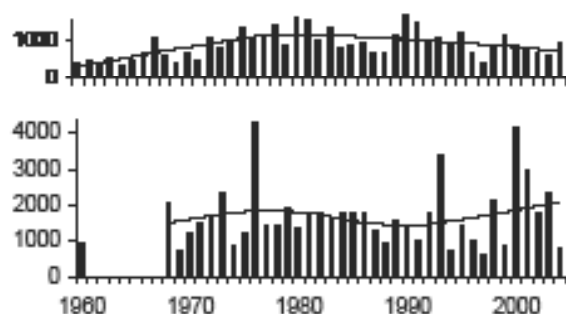
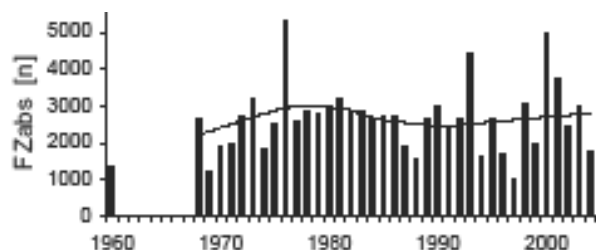


Bräuntelchen *Saxicola rubetra***Steinschmätzer *Oenanthe oenanthe*****Ringdrossel *Turdus torquatus*****Amsel *Turdus merula***

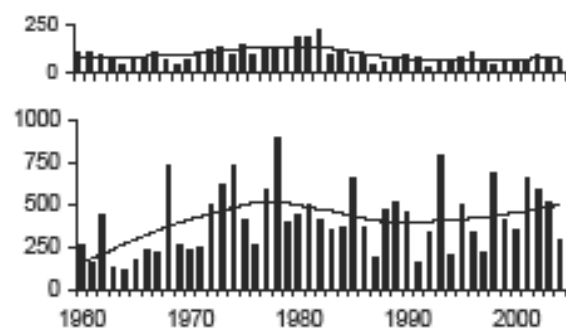
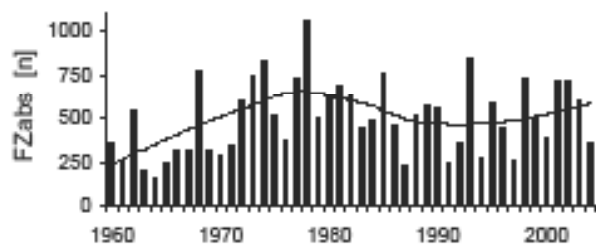
Waldohlandrossel *Turdus palmaris*



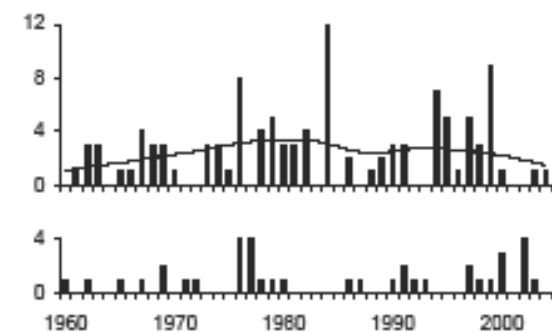
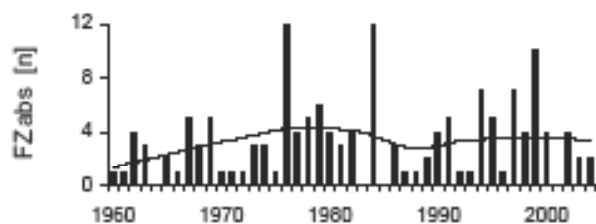
Singdrossel *Turdus philomelos*

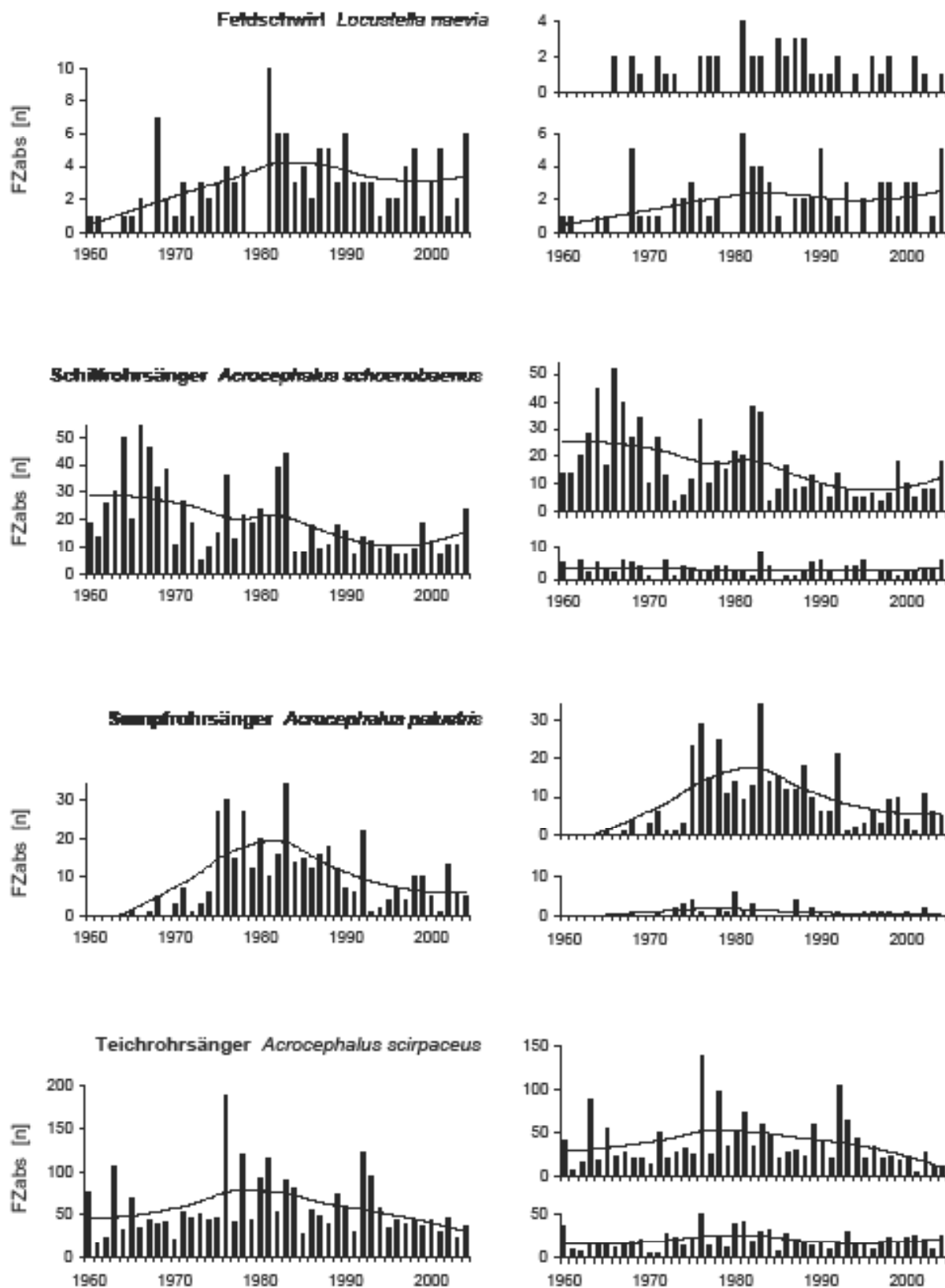


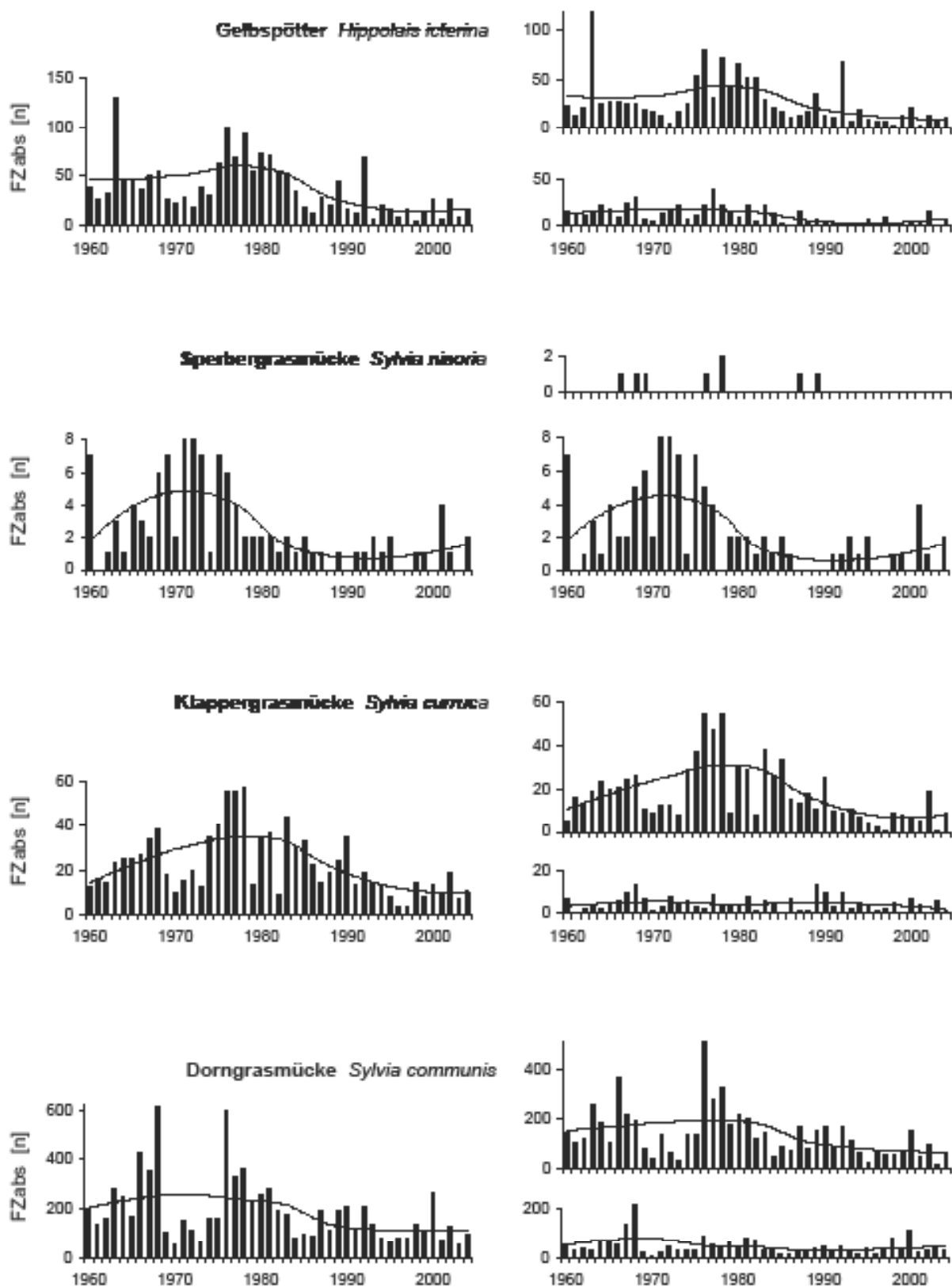
Rotdrossel *Turdus iliacus*

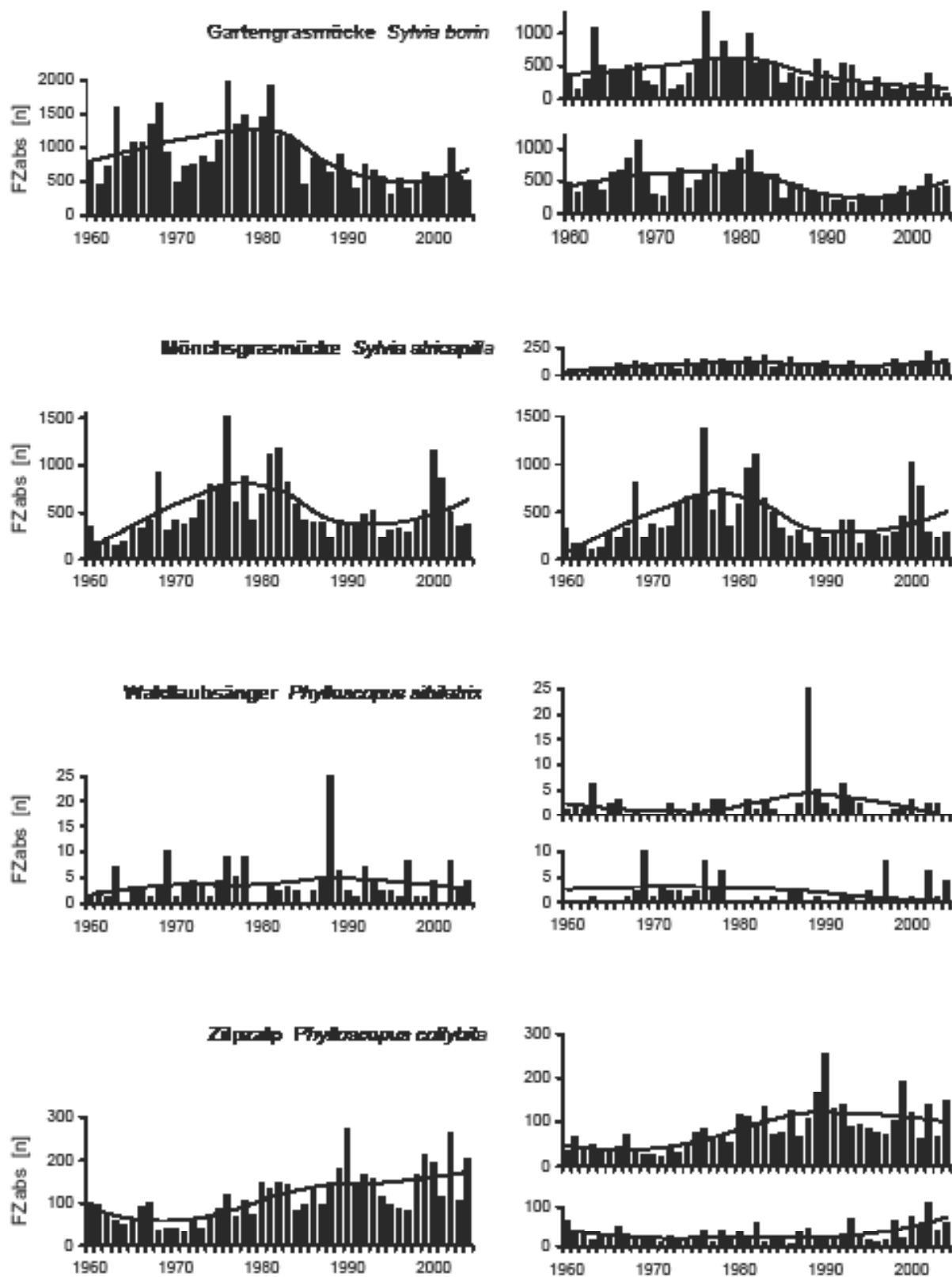


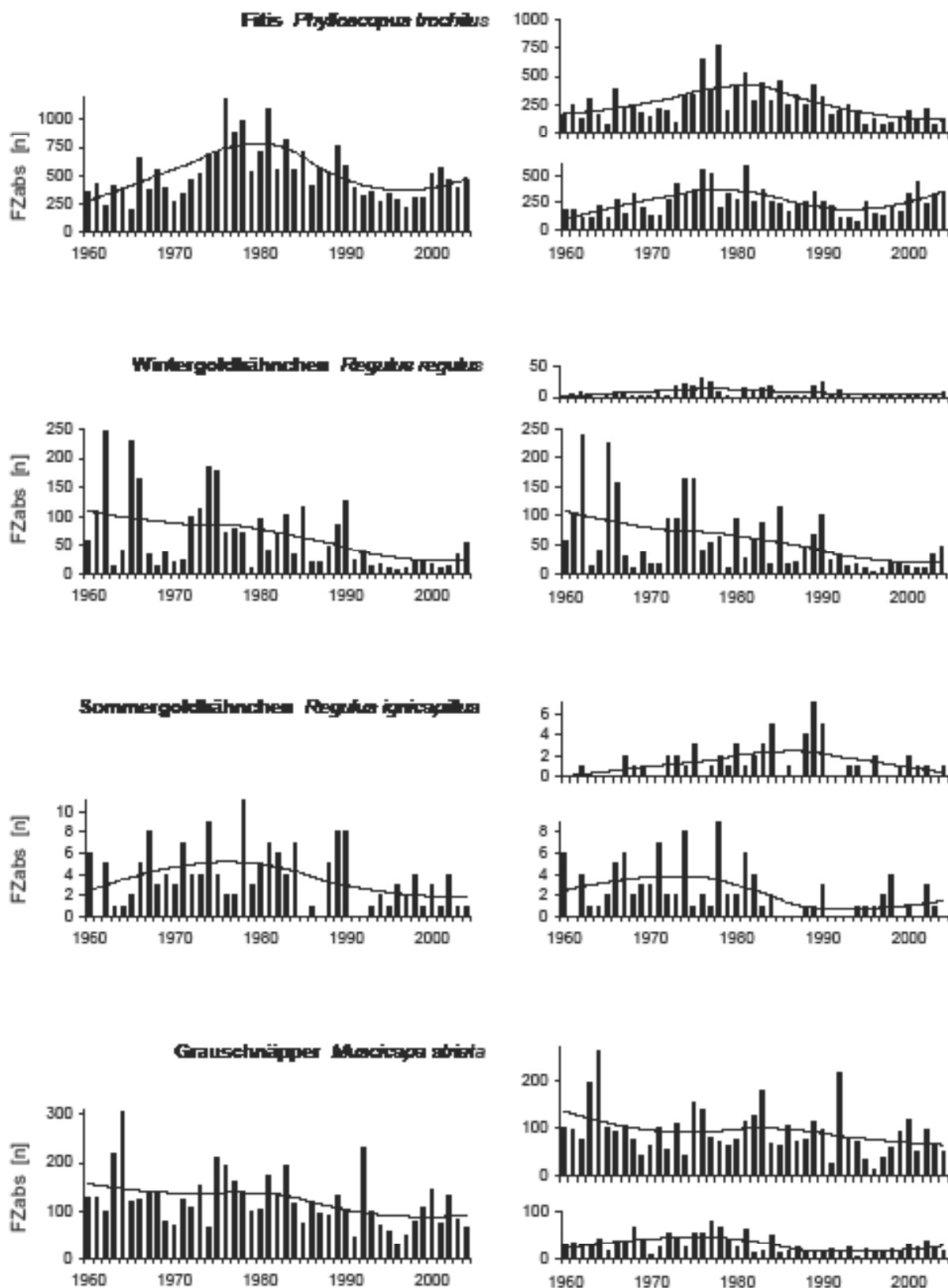
Misteldrossel *Turdus viscivorus*

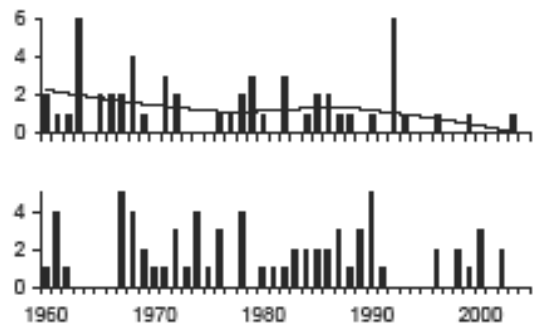
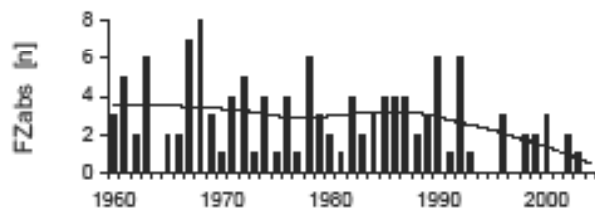
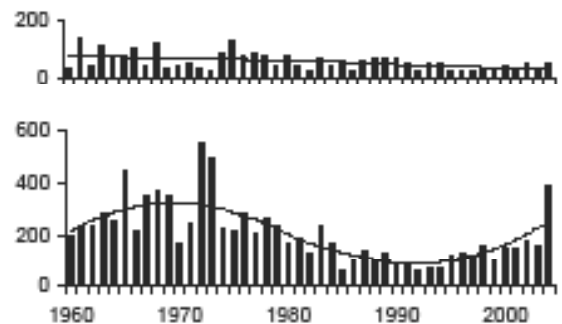
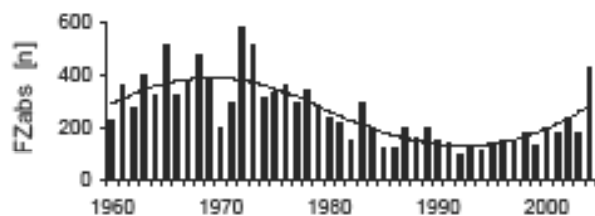
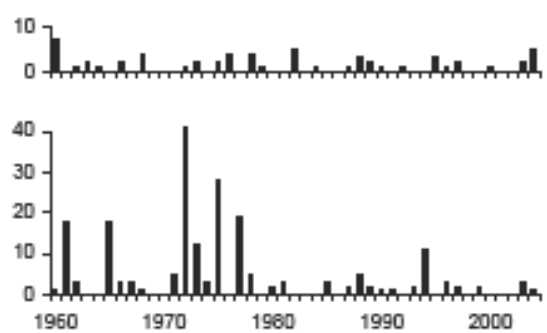
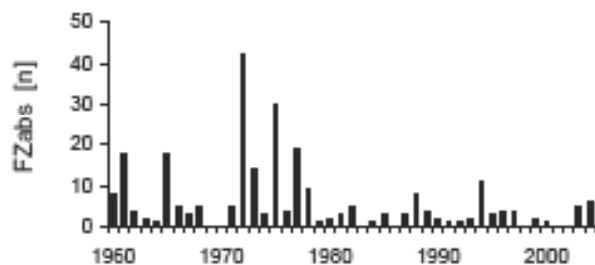
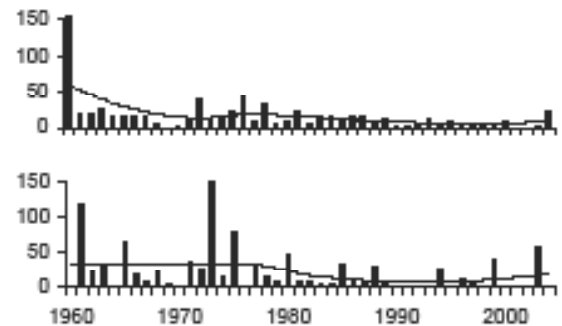
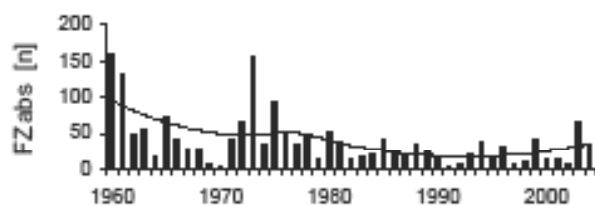


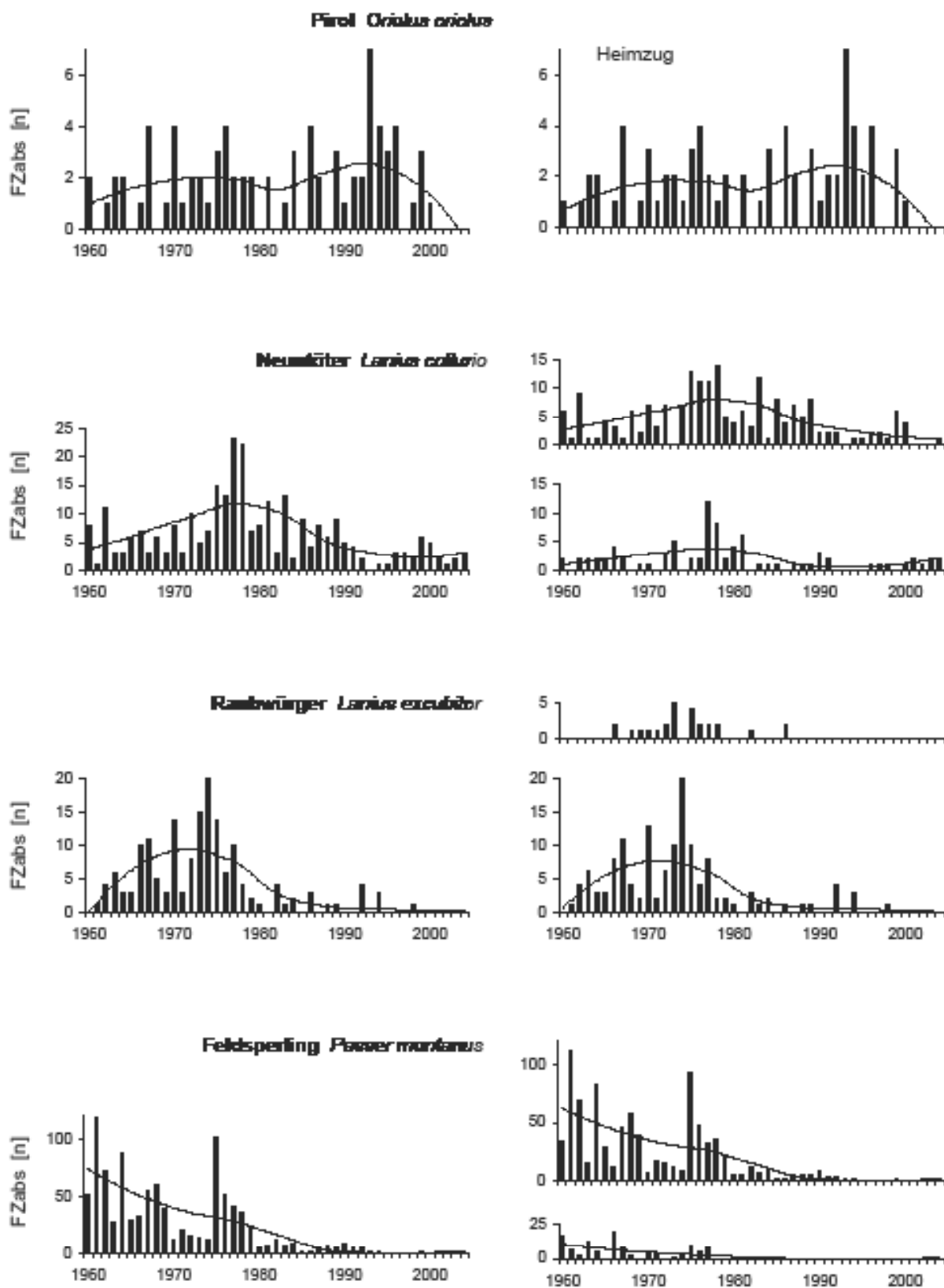


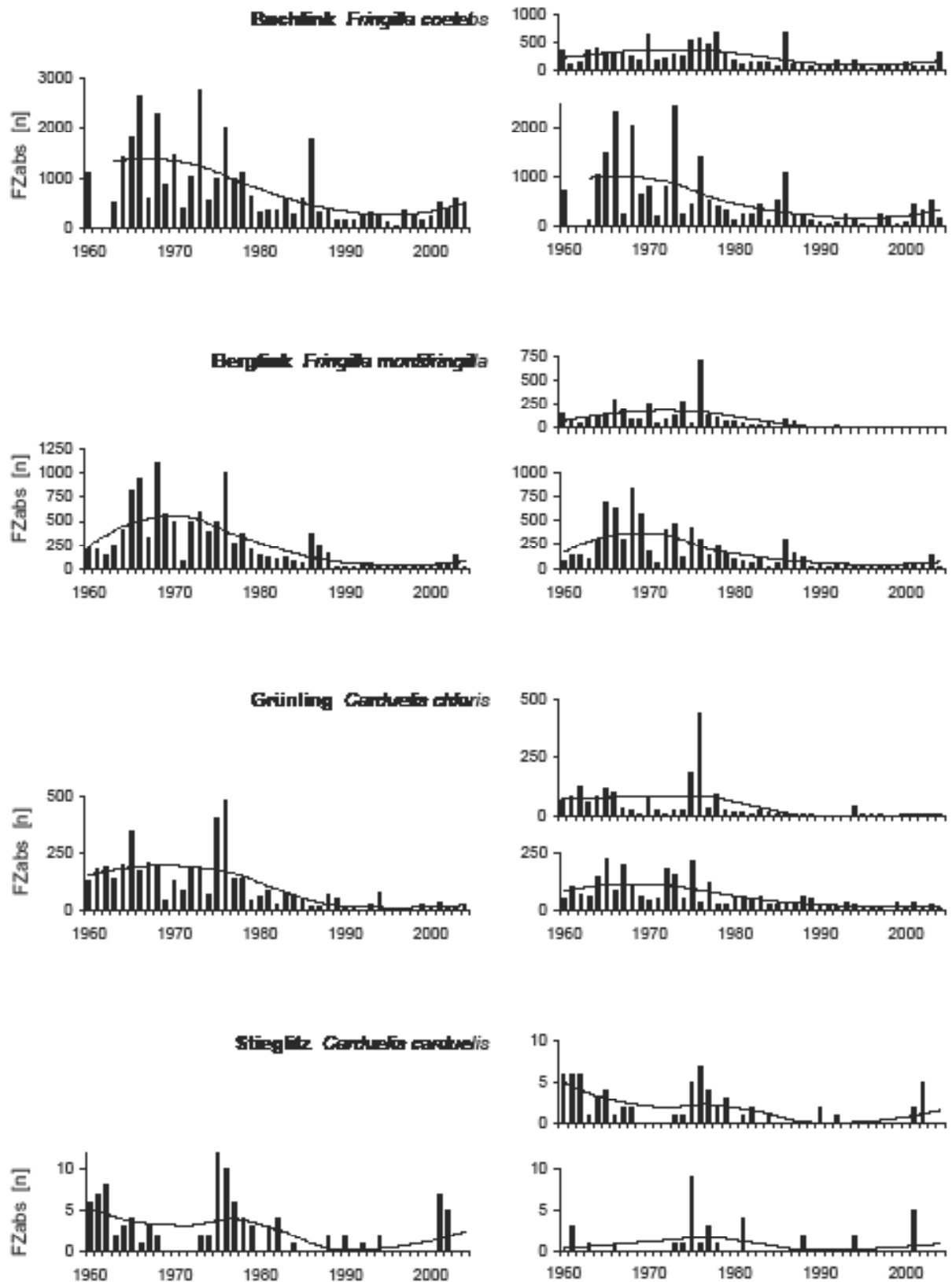




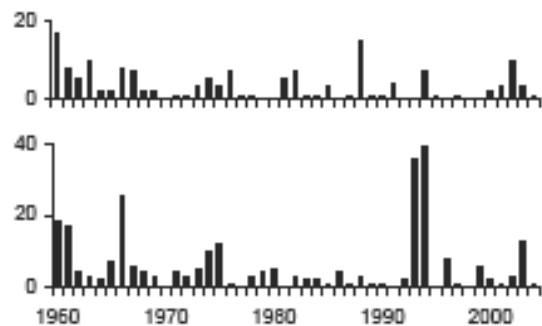
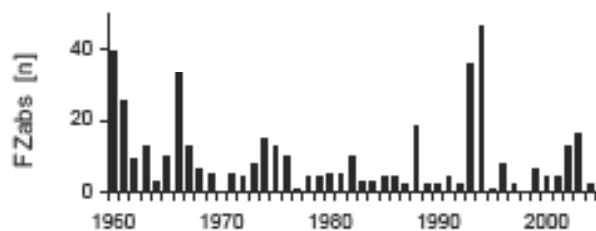


Zwergschnäpper *Ficedula parva***Träuerschnäpper *Ficedula hypoleuca*****Blaumeise *Parus caeruleus*****Kohlmeise *Parus major***

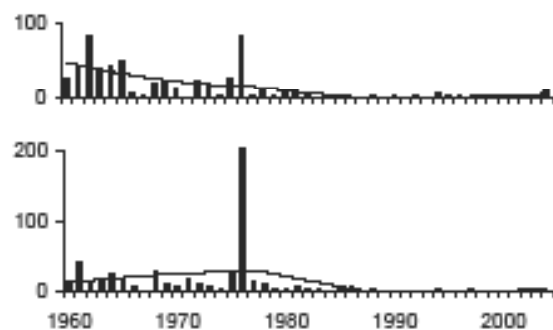
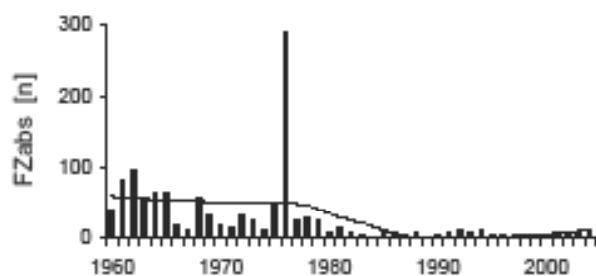




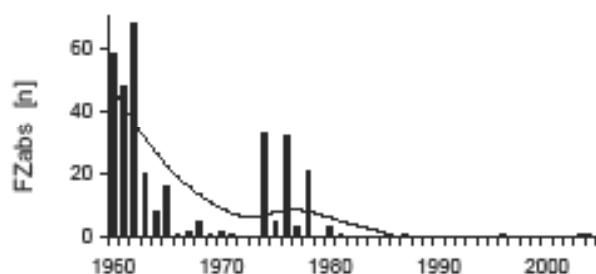
Erlenzeisig *Carduelis spinus*



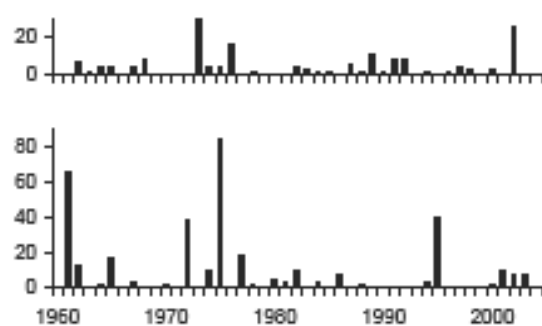
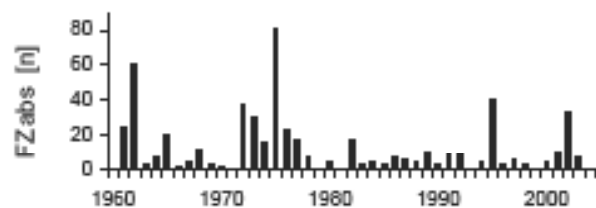
Bluthänfling *Carduelis cannabina*

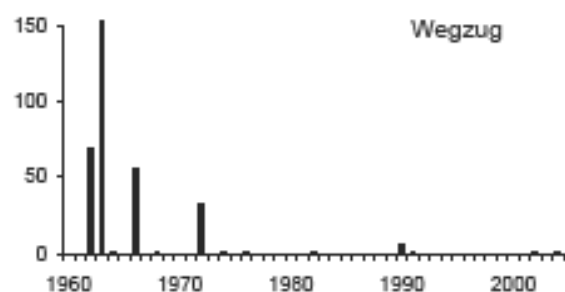
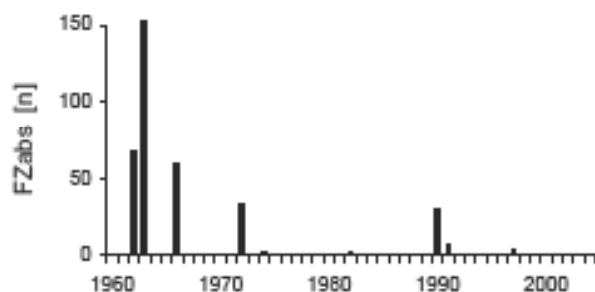


Berglänfling *Carduelis flavirostris*

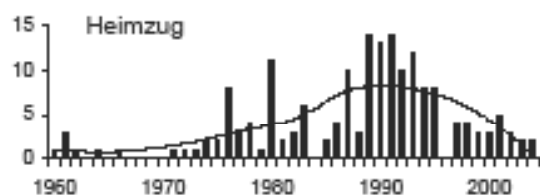
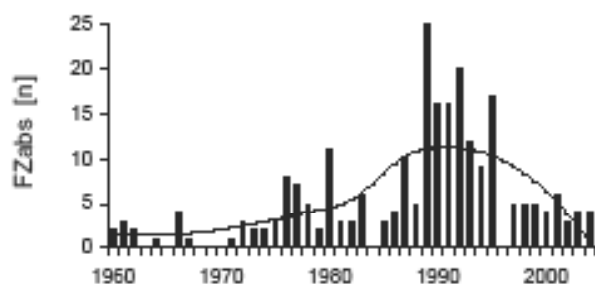


Birkenzeisig *Carduelis borealis*

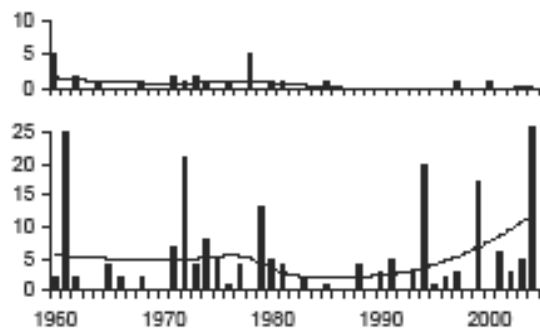
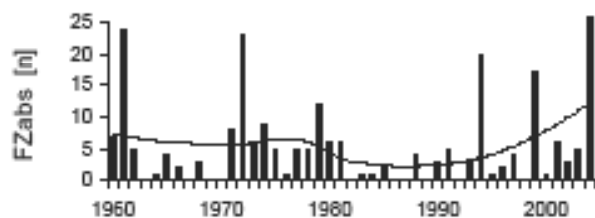
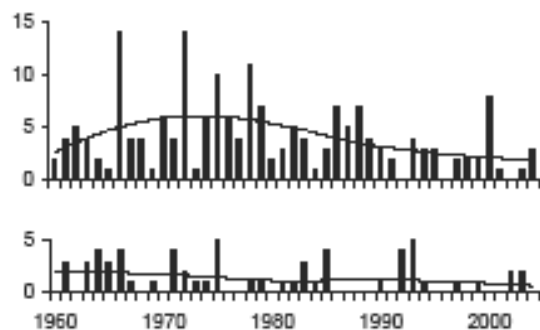
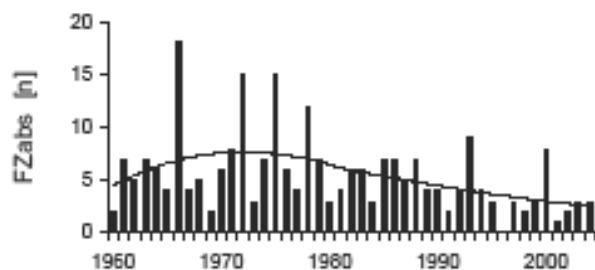


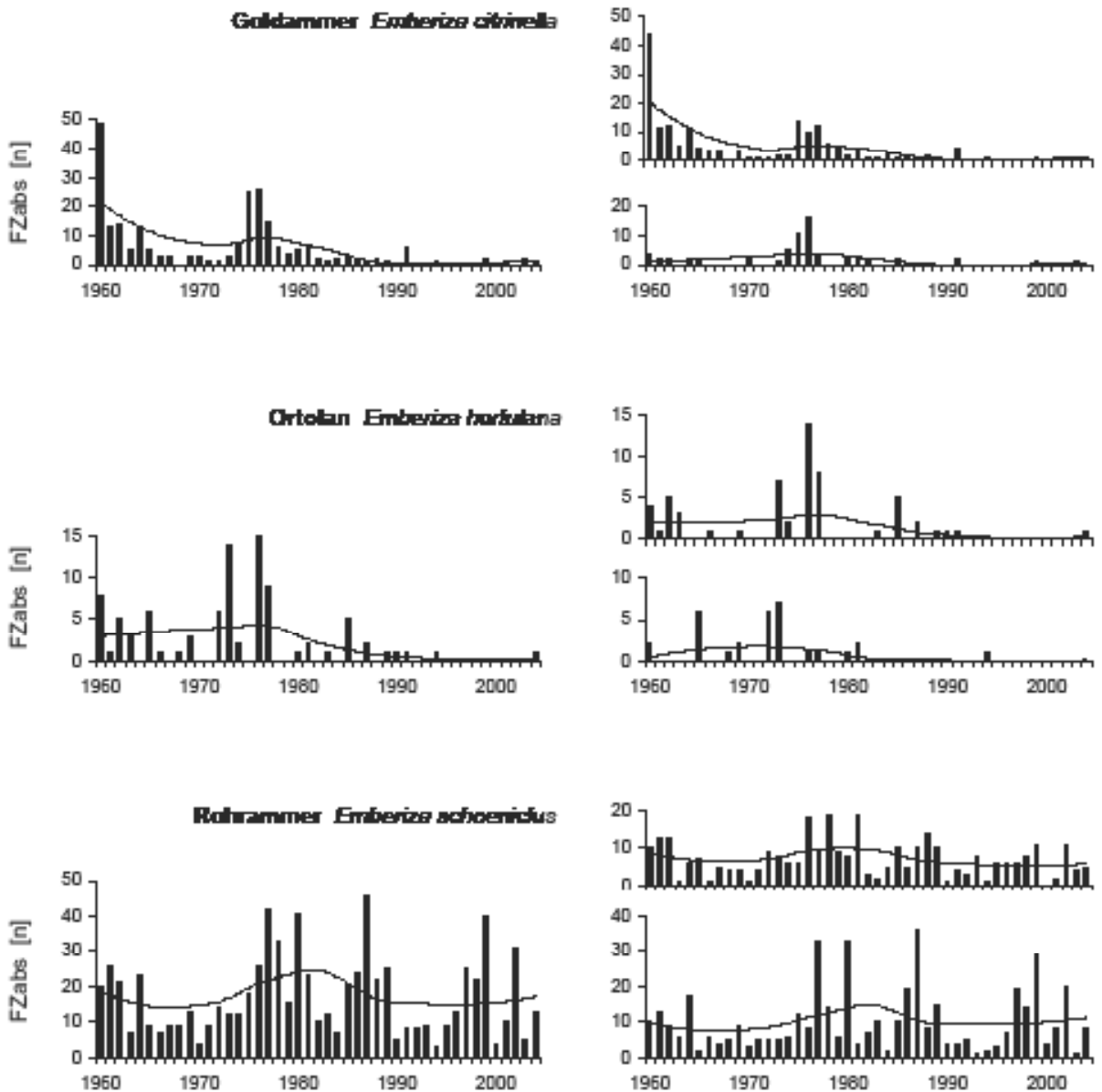
Feldenkreuzschabel *Loxia curvirostra*

Wegzug

Kamingimpel *Carpodacus erythrinus*

Heimzug

Gimpel *Pyrrhula pyrrhula***Kernbeißer *Coccothraustes coccothraustes***



Mehrzahl mit 36 Arten ist mit weniger als 0,1% der Fänge vertreten. Die seltenen Arten mit insgesamt nur 340 Fängen (1960 bis 2004, Appendix 1) machen zusammen weniger als 0,1% aller Fänge aus und wurden in den Berechnungen nicht berücksichtigt.

72% aller Fänge waren KMZ, 22% waren LZ und die beiden nicht zugeordneten Arten Mönchsgrasmücke und Zilpzalp machten zusammen 6% aus. Den überwältigenden Anteil der gefangenen Vögel stellen mit etwa 96% die Waldvögel, während die übrigen Gilden mit zusammen nur etwa 4% einen sehr geringen Anteil ausmachen.

3.1.5 Geschlechts- und Altersanteile der FZabs

Die Geschlechtsanteile unterscheiden sich von 1970 bis 2004 auf dem Heimzug signifikant bei sieben von acht Arten, auf dem Wegzug bei sechs von zehn Arten, wobei fast immer der Weibchenanteil größer als der Männchenanteil ist (Tab. 2). Signifikante Veränderungen der Geschlechtsanteile über diesen Zeitraum gab es auf dem Heimzug bei der Rohrammer *Emberiza schoeniclus* zu Gunsten der Weibchen, auf dem Wegzug bei Bergfink und Ringdrossel *Turdus torquatus* zu Gunsten der Männchen.

Die Anteile von Alt- und Jungvögeln unterscheiden sich von 1970 bis 2004 auf dem Heimzug signifikant bei sieben von acht Arten und auf dem Wegzug bei allen 16 Arten, wobei fast immer der Jungvogelanteil größer als der Altvogelanteil ist (Tab. 2). Signifikante Veränderungen der Altersanteile über diesen Zeitraum gab es auf dem Heimzug bei den wenigen Arten mit zuverlässiger Zuordnung und ausreichendem Stichprobenumfang nicht. Auf dem Wegzug dagegen hat der Jungvogelanteil bei zwölf der 16 zugelassenen Arten (acht von elf KMZ, vier von fünf LZ) zugenommen, davon signifikant bei acht Arten (vier KMZ, vier LZ; Hüppop & Hüppop in Vorb.).

Die bei einigen weiteren Arten scheinbar vorhandenen Veränderungen der Geschlechts- und Altersverhältnisse verschwinden bei Ausschluss weiterer Jahre mit geringen Fangzahlen oder beruhen vermutlich auf unsicherer Zuordnung zu einer Gruppe auch nach 1970. Auch können verbesserte Kenntnisse zur Bestimmung von Alter und Geschlecht für einige Arten auch nach 1970 nicht ausgeschlossen werden.

3.2 Langfristige Veränderungen der korrigierten Fangzahlenindices (FZkorr)

3.2.1 Artsspezifische FZkorr

Vier Beispiele sollen zeigen, wie sich die Umrechnung der FZabs in die FZkorr, also die Berücksichtigung des Einflusses der lokalen Faktoren, auswirkt (Abb. 7): Das ausgeprägte Maximum Ende der 1970er Jahre verschwindet fast vollständig und das Minimum Ende der 1960er/Anfang der 1970er Jahre ist nur noch bei einigen Arten zu beobachten. Dabei wird deutlich, dass die Trends der FZkorr bei allen Arten wesentlich besser durch lineare Regressionen zu beschreiben sind als die der FZabs. Auf eine grafische Darstellung der FZkorr der übrigen 67 Arten über den gesamten Zeitraum wurde verzichtet. Dafür haben wir die statistischen Kennwerte der linearen Regressionen für alle Arten und Artengruppen für das ganze Jahr, sowie für Heimzug und Wegzug getrennt, zu Vergleichszwecken in Appendix 3 zusammengefasst. Allerdings sind, wie im Folgenden immer wieder aufgegriffen und diskutiert, bei einigen Arten auch nach der Relativierung und Korrektur der Fangzahlen Nichtlinearitäten in der Veränderung der FZkorr zu beobachten. Nicht angegeben in Appendix 3 sind die Kennwerte für die Arten, die im Jahr 1960 nicht gefangen wurden, also 1960 den Wert 0 haben, mit dem nicht gerechnet werden konnte. Dies betrifft aber nur relativ seltene Arten und zwar für das ganze Jahr nur fünf der 71 Arten (Buntspecht, Fichtenkreuzschnabel, Raubwürger *Lanius excubitor*, Sprosser und Sumpfrohrsänger), allerdings für den Heimzug 13 der 68 Arten und für den Wegzug 14 der 67 Arten. Die Regressionen einiger Arten mit relativ kleinem Stichprobenumfang sind durch relativ große Schwankungen der FZkorr belastet, was u. a. in nicht signifikanten Trends zum Ausdruck kommt. Die bei einigen Arten

besonders niedrigen Werte in den Jahren mit Beringungssperren (1961 bis 1962 bzw. 1967, vgl. 2.2) wurden bei der Berechnung der Trends als fehlende Werte behandelt.

Über den ganzen Zeitraum von 45 Jahren gibt es danach im ganzen Jahr bei 49 der 66 berücksichtigten Arten (74 %) einen Trend ($p < 0,5$) zur Abnahme der FZkorr, davon bei 40 (61 %) signifikant. Zehn Arten (15 %) nehmen im Trend zu, davon sieben (11 %) signifikant, und sieben Arten (11 %) verändern sich nicht. Auf dem Heimzug gibt es bei 45 der 55 berücksichtigten Arten (82 %) einen Abnahmetrend der FZkorr, signifikant bei 38 (69 %) Arten. Sieben Arten (13 %) nehmen im Trend zu, davon fünf signifikant (9 %), und bei drei Arten (5 %) gibt es keinen Trend der FZkorr. Auf dem Wegzug zeigen die FZkorr von 32 der 53 Arten (60 %) einen Abnahmetrend, signifikant bei 26 Arten (49 %). Elf Arten (21 %) nehmen zu, davon fünf signifikant (9 %), und elf Arten (21 %) zeigen keinen Trend (Appendix 3). Auch wenn die FZkorr also auf dem Heimzug zwar bei mehr Arten abgenommen und bei weniger Arten zugenommen haben als auf dem Wegzug, unterscheidet sich das Ausmaß der Veränderungen zwischen beiden Zugzeiten im Mittel nicht: Eine Kovarianz-Analyse ergab keinen signifikanten Unterschied in der Steigung ($F = 0,018$, $p = 0,894$).

3.2.2 FZkorr aller Arten zusammen

Ein FZkorr eines Jahres oder einer Zugzeit, welcher alle Arten zusammenfasst, kann auf zweierlei Weise definiert werden. Zum einen kann der FZkorr aller Arten aus der Summe der 71 artsspezifischen FZabs berechnet werden. Dabei beeinflusst jedoch jede Art entsprechend ihrer Fanghäufigkeit den FZkorr aller Arten, was sich z. B. in niedrigen FZkorr der Jahre 1961 bis 1967, also in den Jahren mit Beringungssperre einiger Massenarten (vgl. 2.2), niederschlägt. Objektiver ist es daher, aus den FZkorr der einzelnen Arten einen mittleren FZkorr aller Arten zu ermitteln, wenn wie bei unseren Daten das Jahr 1960 für die meisten Arten ein durchschnittliches Jahr war. Dann geht jede Art mit gleichem Gewicht, d. h. mit $1/71$, in den gemeinsamen FZkorr ein. Im Folgenden beziehen sich alle Angaben auf mittlere FZkorr aller Arten.

Generell erscheint die Darstellung der FZkorr aller Arten zusammen verglichen mit denen der FZabs ausgeglichener, was auch die Ausgleichslinie verdeutlicht (Abb. 8). Zwar ist auch die Veränderung des FZkorr aller Arten zusammen nicht kontinuierlich, sondern von einer relativ sprunghaften Abnahme Mitte der siebziger Jahre gekennzeichnet. Dennoch war die Berechnung einer linearen Regression für die FZkorr für Vergleichszwecke eher zu verantworten als für die FZabs. Aus dem Regressionskoeffizienten ergibt sich über den gesamten Untersuchungszeitraum eine signifikante Abnahme des FZkorr aller Arten zusammen um 42 % (Daten zu Vergleichszwecken in Appendix 3). Auf dem

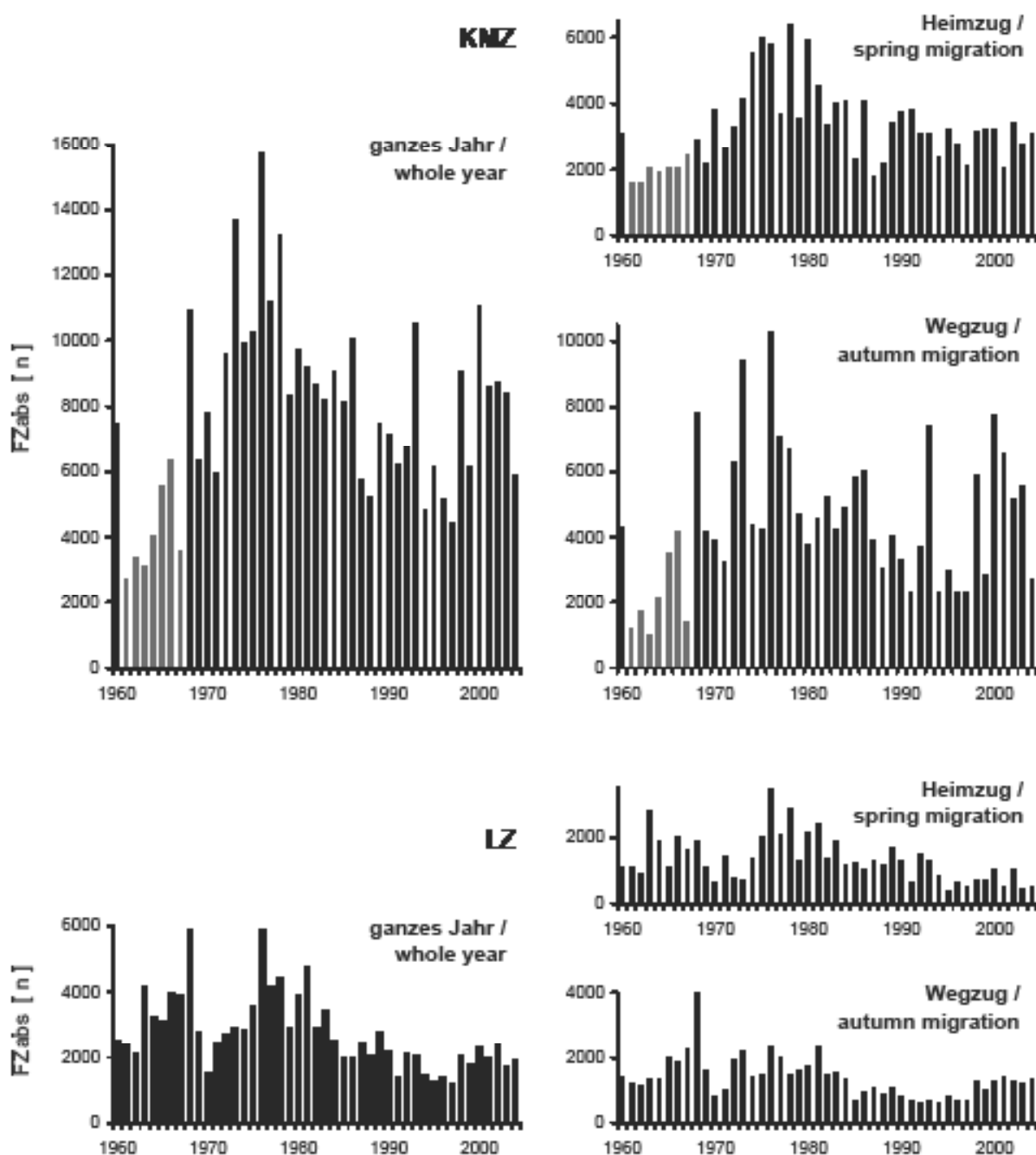


Abb. 5: Summe der absoluten Fangzahlen (FZabs) von 39 Kurz/Mittelstreckenziehern (KMZ) und 29 Langstreckenziehern (LZ) im Fanggarten auf Helgoland von 1960 bis 2004, jeweils für das ganze Jahr und für die beiden Zugzeiten getrennt dargestellt. Die Differenz aus den Fangzahlen des gesamten Jahres und der Summe der Fangzahlen der beiden Zugzeiten entspricht der Zahl der außerhalb der definierten Zugzeiten gefangenen Individuen. Graue Säulen repräsentieren die Jahre mit Beringungssperren für einzelne Arten. Der Maßstab ist in allen Grafiken gleich. – *Totals of the absolute trapping numbers (FZabs) of 39 short/medium distance migrants (KMZ) and 29 long distance migrants (LZ) in the trapping garden on Helgoland from 1960 to 2004, presented separately for the whole year and for the two migration periods. The difference between the trapping numbers of the whole year and the sum of the trapping numbers of both migration seasons is the number of individuals trapped outside the defined trapping seasons. Grey columns indicate years with ringing restrictions for some species. The measure is uniform in all graphics.*

Heimzug und dem Wegzug beträgt die signifikante Abnahme des FZkorr aller Arten zusammen jeweils nur 24 % bzw. 25 %. Ein Vergleich der beiden Zugzeiten ist nur unter einem gewissen Vorbehalt zulässig, da die Berechnungen der FZkorr auf unterschiedlichem Artenspektrum beruhen.

3.2.3 FZkorr in multidimensionaler Skalierung

Eine multidimensionale Skalierung der Fangzahlen ist erst sinnvoll nach Korrektur der lokalen Effekte. Sie zeigt, dass die FZkorr der LZ sich ähnlich veränderten (Abb. 9). Lediglich die Klappergrasmücke *Sylvia curruca* als einziger Südostzieher in dieser Zusammenstellung fällt etwas aus dem Rahmen. Dagegen bildeten die FZkorr der KMZ und auch die der Waldvögel keine einheitlichen Gruppen. Hinsichtlich der anderen Gilden war die Zahl der Arten, die in der multidimensionalen Skalierung verwendet werden konnte, zu klein, um Gruppierungen zu erkennen. Daher wurde die nach zugtypischen und ökologischen Gesichtspunkten vorgenommene Gruppierung beibehalten (s. 2.5).

3.2.4 FZkorr der Zugtypen

Die FZkorr der Zugtypen werden als Mittelwert aus den FZkorr der einem Zugtyp zugeordneten einzelnen Arten dargestellt, damit alle Arten mit gleicher Wichtung eingehen, unabhängig von der Zahl der gefangenen Individuen. Gemäß den linearen Regressionskoeffizienten haben die FZkorr des ganzen Jahres aller KMZ sowie aller LZ über die 45 Jahre signifikant um 39 % bzw. 55 % abgenommen (Appendix 3), während die Ausgleichslinien den genaueren Verlauf der Veränderungen zeigen (Abb. 8). Auf dem Heimzug und auf dem Wegzug ist die Abnahme der KMZ um 5 % bzw. 16 % nicht signifikant, während die LZ eine signifikante Abnahme um 58 % bzw. 41 % aufweisen. Auch dieser Vergleich der beiden Zugzeiten ist unter einem gewissen Vorbehalt zu sehen, da die Berechnungen der FZkorr auf unterschiedlichem Artenspektrum beruhen.

Der gemeinsame FZkorr aller LZ ist im Zeitraum von 1969 bis Anfang der 1970er Jahre, der den Beginn der Sahel-Dürre kennzeichnet, nicht auffallend gering.

3.2.5 FZkorr der Gilden

Auch die Erörterung der Fangzahlen der Gilden ist erst nach Korrektur der lokalen Effekte sinnvoll. Die FZkorr der Gilden werden ebenfalls als Mittelwert aus den FZkorr der einer Gilde zugeordneten einzelnen Arten dargestellt. Drei der vier Gilden nehmen über den gesamten Untersuchungszeitraum signifikant ab (Vögel der offenen Landschaft: 58 %, Vögel der Uferzone: 74 %, Mischtypen: 46 %, Appendix 3), die Waldvögel zeigen einen nicht signifikanten Abnahmetrend ($p < 0,5$) um 33 %. Die Ausgleichslinien verdeutlichen Abweichungen von der Linearität (Abb. 8). Auf dem Heimzug ist die Abnahme bei drei der vier Gilden signifikant (Waldvögel: 14 %, Vögel der offenen Landschaft: 46 %, Vögel der

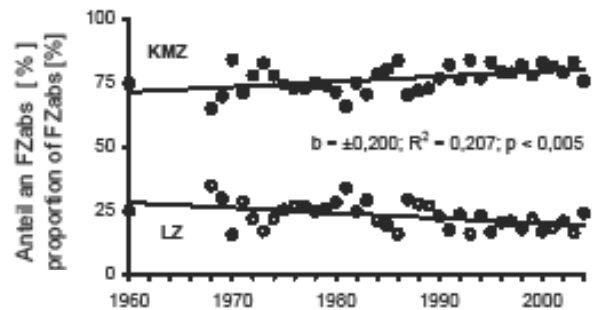


Abb. 6: Veränderung der Anteile der Kurz/Mittelstreckenzieher (KMZ) und der Langstreckenzieher (LZ) an der Summe der absoluten Fangzahlen (FZabs) von 1960 bis 2004. – Change in the proportion of short/medium distance migrants (KMZ) and long distance migrants (LZ) of the total of the absolute trapping numbers (FZabs) from 1960 to 2004.

Uferzone: 44 %), bei den Mischtypen besteht ein nicht signifikanter Abnahmetrend um 38 %. Auf dem Wegzug ist nur die Abnahme der Vögel der offenen Landschaft und der Mischtypen signifikant (37 % bzw. 73 %), bei den Waldvögeln und den Vögeln der Uferzone besteht nur ein nicht signifikanter Abnahmetrend um 19 % bzw. 16 % (Appendix 3). Auch hier ist der Vergleich der beiden Zugzeiten unter einem gewissen Vorbehalt zu betrachten, da die Berechnungen der FZkorr auf unterschiedlichem Artenspektrum beruhen.

Die Differenzierung der beiden Gilden Waldvögel und Vögel der offenen Landschaft nach Zugtypen macht deutlich, dass der Zunahmetrend bei den Waldvögeln ab Anfang der 1980er Jahre (Abb. 8) nur von den KMZ verursacht wird, während die LZ unter den Waldvögeln weiterhin abnehmen (Abb. 10). Bei den Vögeln der offenen Landschaft offenbart die Trennung in Zugtypen deutlich unterschiedliche Entwicklungen über den Untersuchungszeitraum (Abb. 10), wobei die LZ auch hier langfristig und kontinuierlich abnehmen.

3.2.6 Zusammenhänge mit dem Klima

Die FZkorr des ganzen Jahres und der einzelnen Zugzeiten stehen weder bei allen Arten zusammen noch bei den Zugtypen mit dem NAO-Winterindex in signifikantem Zusammenhang. Auf Artniveau gibt es nur wenige (sowohl positive als auch negative) Korrelationen, die zahlenmäßig im Rahmen der Zufallswahrscheinlichkeit liegen.

Bei einzelnen LZ-Arten korrelieren die Heimzug-FZkorr mit den mittleren Niederschlagsraten der Regenzeit-Monate Juni bis Oktober vor der Überwinterung im Sahel (Turteltaube *Streptopelia turtur* $r_s = 0,504$, Gartenrotschwanz *Phoenicurus phoenicurus* $r_s = 0,561$, Schilfrohrsänger *Acrocephalus schoenobaenus* $r_s = 0,680$, Dorngrasmücke $r_s = 0,454$, Grauschnäpper *Muscicapa striata* $r_s = 0,519$ und Trauerschnäpper *Ficedula hypoleuca* $r_s = 0,434$ mit jeweils $p < 0,01$; Wendehals $r_s =$

0,304 und die eher weiter östlich überwintrende Klap-
pergrasmücke $r_s = 0,341$ mit jeweils $p < 0,05$; Gelbspöt-
ter *Hippolais icterina* $r_s = 0,268$ und Gartengrasmücke
 $r_s = 0,281$ immerhin mit jeweils $p < 0,1$, bei Baumpieper
Anthus trivialis, Nachtigall, Blaukehlchen *Luscinia sve-*
cica und Zwergschnäpper *Ficedula parva* ist der Zusam-
menhang mit $p < 0,5$ als Trend zu erkennen). Auch für
die Heimzug-FZkorr der LZ als Zugtyp deutet sich die-
ser Zusammenhang an ($r_s = 0,203$, $p = 0,182$).

Ferner korrelieren die Heimzug-FZkorr der LZ als
Zugtyp mit den mittleren Niederschlagsraten der re-
genarmen Zeit im westlichen Mittelmeerraum im Som-
mer des Vorjahres (Juni bis August, $r_s = 0,446$, $p =$
 $0,002$). Diese Beziehung gilt auch für die KMZ in ihrer
Gesamtheit ($r_s = 0,353$, $p = 0,017$), obgleich nicht alle
Arten bzw. Populationen dort überwintern. Insgesamt
konnte dieser Zusammenhang bei 36 aller 55 unter-
suchten einzelnen Arten trendweise, bei 27 davon sig-
nifikant, und dadurch auch bei allen Arten in ihrer
Gesamtheit ($r_s = 0,536$, $p < 0,001$), gefunden werden.

Die Wegzug-FZkorr aller LZ zusammen stehen in
positivem Zusammenhang mit der mittleren Nieder-
schlagsrate von April bis Juni in ihrem südskandina-
vischen Brutgebiet ($r_s = 0,294$, $p = 0,050$), der aller KMZ
zusammen bleibt davon unberührt ($r_s = 0,113$, $p =$
 $0,460$). Auf Artniveau zeigt sich kein einheitliches in-
terpretierbares Bild der Zusammenhänge zwischen
Niederschlagsraten in Südsandinavien und den Weg-
zug-FZkorr.

Sehr deutlich korrelieren die Wegzug-FZkorr der LZ
als Zugtyp zudem mit den mittleren Niederschlagsraten
der Regenzeit-Monate Juni bis Oktober im Sahel vor
der vorhergehenden Überwinterung in Afrika ($r_s =$
 $0,422$, $p = 0,004$) und mit den mittleren Niederschlags-
raten der sommerlichen Trockenzeit des Vorjahres im
westlichen Mittelmeergebiet ($r_s = 0,297$, $p = 0,048$).
Diese Zusammenhänge sind auch bei jeweils etwa der
Hälfte der 21 einzelnen LZ-Arten signifikant. Auch die
Wegzug-FZkorr einzelner KMZ-Arten, aber nicht die
aller KMZ zusammen, korrelieren mit den Nieder-
schlagsraten in ihren mediterranen Überwinterungs-
gebieten.

3.3 Massenzugtage

Besonders viele absolute Massenzugtage (hier definiert
mit mehr als 250 Fängen pro Tag) gab es in den siebzi-
ger Jahren, während Mitte der neunziger Jahre sehr
wenige Massenzugtage zu verzeichnen waren (Abb. 11).

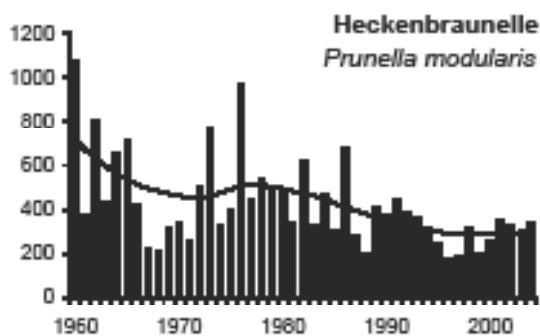
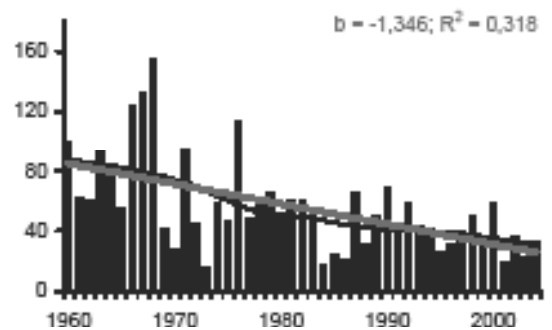
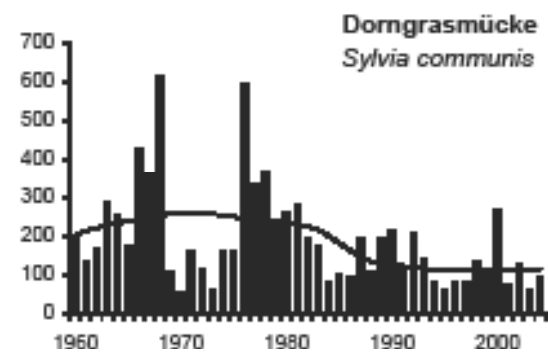
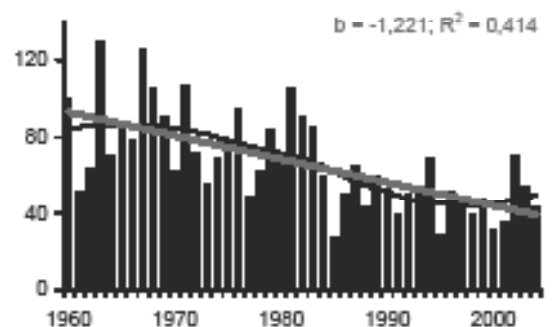
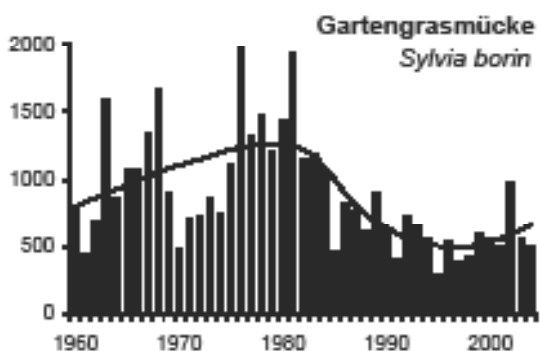
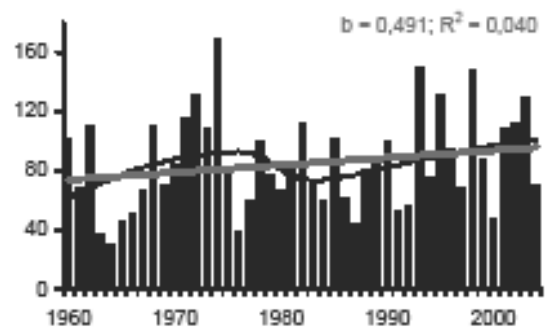
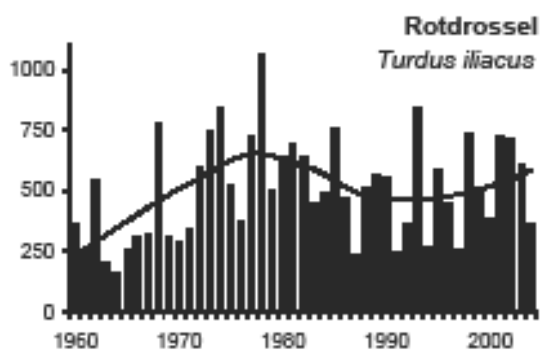
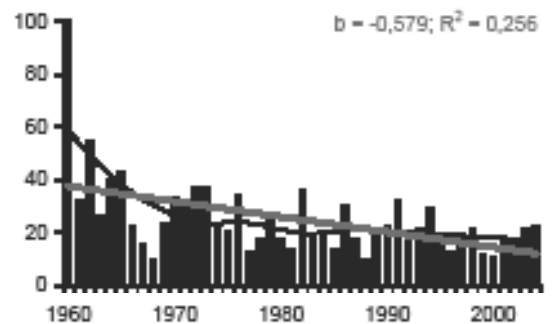
Dabei ist, wie zu erwarten, die Anzahl der absoluten
Massenzugtage pro Jahr stark von den FZabs abhängig.
Dagegen ist keine Häufung der Anzahl der relativen
Massenzugtage (Tage mit mehr als 3 % der FZabs) in
irgendeinem Jahr oder irgendeiner Periode und auch
keine Abhängigkeit der Anzahl der relativen Massen-
zugtage von den FZabs festzustellen (Abb. 11). Auch
die FZkorr korrelieren nicht mit der Anzahl der Mas-
senzugtage. Somit stehen mögliche Veränderungen
sowohl der FZabs als auch der FZkorr über die letzten
45 Jahre nicht in Zusammenhang mit Massenzugta-
gen.

3.4 Vergleich der Helgoländer FZkorr mit anderen Datenreihen

3.4.1 Vergleich mit Fangzahlen anderer Stationen

Die FZkorr von Helgoland und die aus Fangzahlen be-
rechneten Fangzahlenindices von Falsterbo (Karlsson
et al. 2002) von 1980 bis 1999 zeigen eine hohe jährliche
Variabilität. Mit den Ausgleichskurven war es jedoch
möglich, Veränderungen deutlicher und Ähnlichkeiten
zwischen den beiden Datenreihen sichtbar zu machen.
Danach sind bei vielen der 52 gemeinsamen Arten ähn-
liche Entwicklungen zu beobachten, z. T. sogar mit er-
staunlicher Übereinstimmung, wie bei Kuckuck *Cucu-*
lus canorus, Wendehals, Baumpieper, Zaunkönig *Tro-*
glodytes troglodytes, etlichen „kleinen Drosseln“, vielen
Zweigsängern oder bei Neuntöter *Lanius collurio* und
Goldammer *Emberiza citrinella* (Tab. 3, Abb. 12). Ver-
schiedene Arten stimmen dagegen nicht überein, wie
z. B. Heckenbraunelle *Prunella modularis*, Rotkehlchen,
Amsel, Dorngrasmücke, Goldhähnchen, Schnäpper und
Finken. Es gibt sogar Arten mit langfristig gegenläufigen
Trends, wie Ring-, Sing- und Rotdrossel *Turdus iliacus*
und Bluthänfling *Carduelis cannabina*. Bei den Zusam-
menfassungen entwickeln sich insbesondere die Aus-
gleichskurven der LZ sehr ähnlich, d. h. die Ausgleichs-
kurven verlaufen vergleichsweise parallel, während es
bei allen Arten zusammen keinen und bei den KMZ
einen schwächeren Zusammenhang zwischen den Hel-
goländer FZkorr und den Fangzahlenindices von Fal-
sterbo gibt (Tab. 3, Abb. 13). Innerhalb der Gilden sind
die Entwicklungen bei den Vögeln der offenen Land-
schaft nahezu identisch, während die Ausgleichslinien
der Waldvögel keine Gemeinsamkeiten und die der an-
deren beiden Gilden sogar signifikant gegenläufige Ent-
wicklungen aufweisen. Dennoch zeigt Abb. 13, dass es
in den statistisch nicht signifikanten oder gegenläufigen

Abb. 7: Vergleich der absoluten Fangzahlen des ganzen Jahres (FZabs) mit den korrigierten Fangzahlenindices des ganzen
Jahres (FZkorr, 1960 = 100 %) bei vier ausgewählten Arten von 1960 bis 2004. Schwarze Linien sind LOWESS-Ausgleichslinien,
graue Linien und Kennwerte stehen für eine lineare Regression (bei Rotdrossel nicht signifikant). Der Maßstab der Ordinate
variiert zwischen den Grafiken. – *Comparison of the absolute trapping numbers of the whole year (FZabs) with the corrected*
trapping number indices of the whole year (FZkorr, 1960 = 100 %) for four selected species from 1960 to 2004. Black lines are
LOWESS-smoothed curves, grey lines and statistic parameters present linear regressions (not significant for Redwing). The
measure of the ordinate varies between the graphics.

FZabs [n]**FZarr [%]**

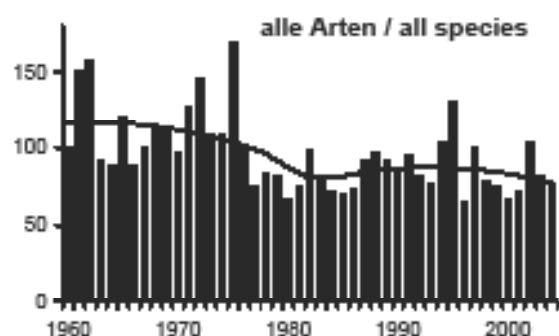
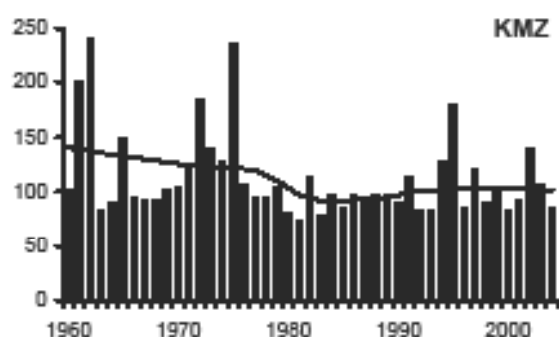
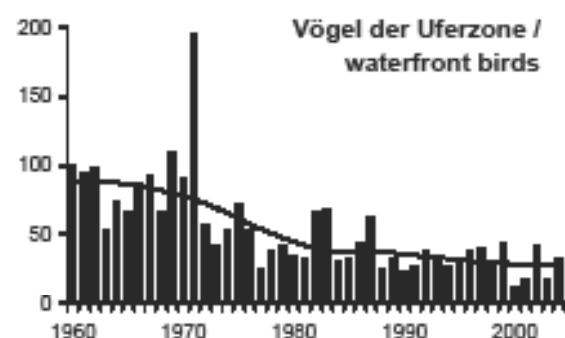
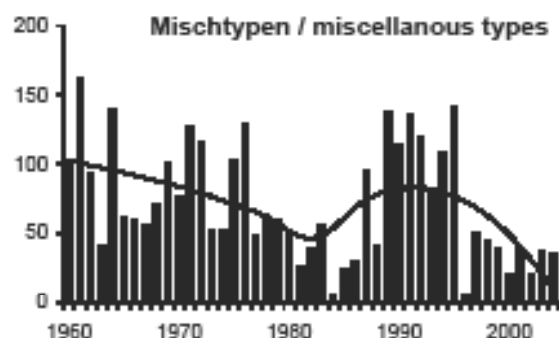
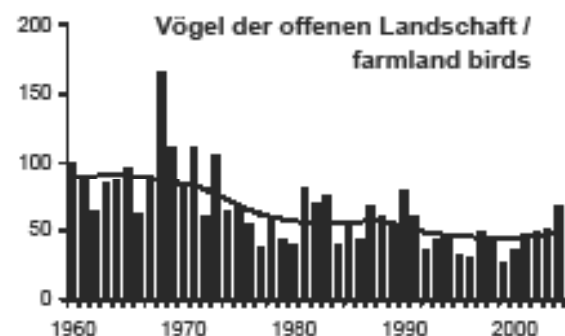
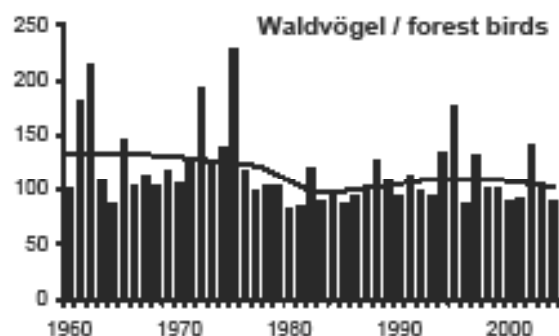
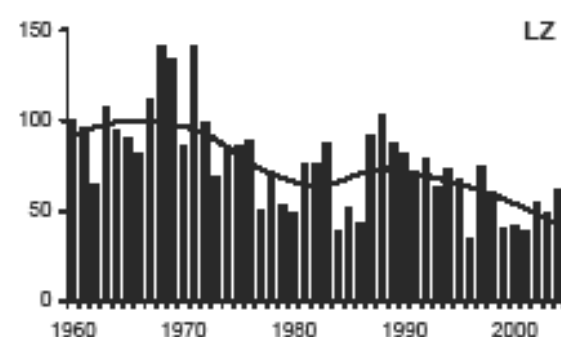
FZkorrr [%]

Abb. 8: Korrigierte Fangzahlenindizes des ganzen Jahres (FZkorrr, 1960 = 100 %) als Mittelwerte aus allen Arten und aus den Arten der beiden Zugtypen und der vier Gilden sowie ihre LOWESS-Ausgleichslinien von 1960 bis 2004. Der Maßstab der Ordinate variiert zwischen den Grafiken. – *Corrected trapping number indices of the whole year (FZkorrr, 1960 = 100 %) as means of all species, of the migration types (KMZ = short/medium distance migrants, LZ = long distance migrants) and of the four ecological guilds as well as their LOWESS-smoothed curves from 1960 to 2004. The measure of the ordinate varies between the graphics.*

**FZkorrr [%]**

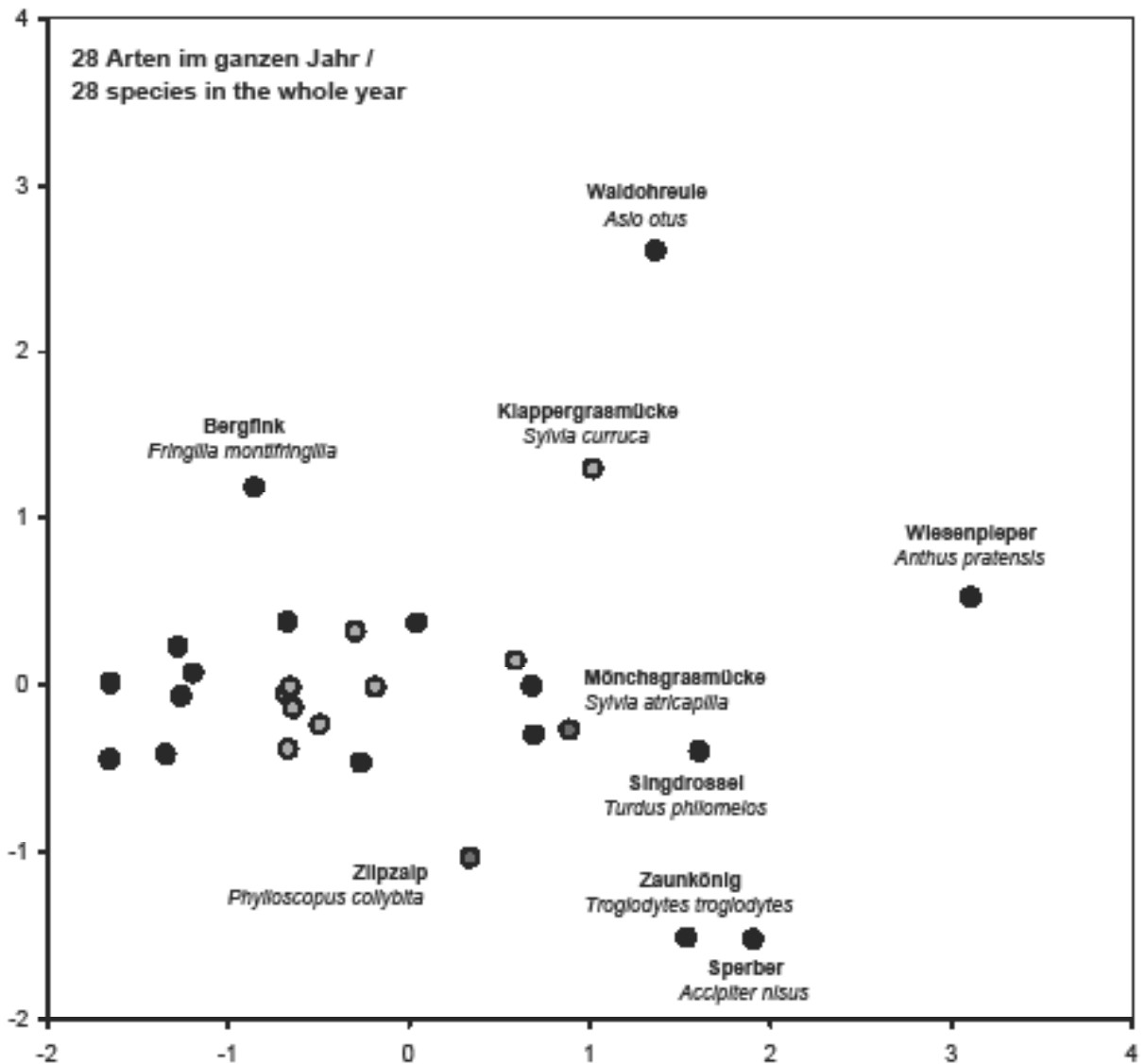


Abb. 9: Nichtmetrische multidimensionale Skalierung der korrigierten Fangzahlenindizes (FZkorr) des ganzen Jahres der 28 häufigsten Arten von 1960 bis 2004. Schwarz = KMZ, hellgrau = LZ, dunkelgrau = keinem Zugtyp zugeordnete Arten.
 – Nonmetric multidimensional scaling of the corrected trapping number indices (FZkorr) of the whole year of the 28 most abundant species (at least 1000 trappings) from 1960 to 2004. Black = short/medium distance migrants, light grey = long distance migrants, dark grey = no clear migration type.

Artengruppenvergleichen neben unterschiedlich verlaufenden Abschnitten auch Parallelitäten gibt.

Der Vergleich der Ausgleichskurven der aus Fangzahlen berechneten Fangzahlenindizes von Christiansø nach Lausten & Lyngs (2004) und der Helgoländer FZkorr auf Helgoland von 1976 bis 1997 ergibt auf Artniveau nur wenige signifikant ähnliche Entwicklungen (acht von 40 Arten, Tab. 3). Stattdessen überwiegt die Zahl verschiedener oder sogar signifikant gegenläufiger Trends. Bei den Artengruppen gibt es keine signifikanten Gemeinsamkeiten der Trends der Helgoländer

FZkorr und der Fangzahlenindizes von Christiansø, dagegen sogar signifikant gegenläufige Entwicklungen bei den LZ und den Mischtypen (Tab. 3).

3.4.2 Vergleich mit großräumigen Bestandsveränderungen

Trotz der sehr groben Einteilung in nur fünf Kategorien korrelieren die Trends der Helgoländer FZkorr aller Arten zusammen signifikant mit den Brutbestands-trends derselben Arten in Schweden und Norwegen im Zeitraum von 1970 bis 1990 nach BirdLife International/

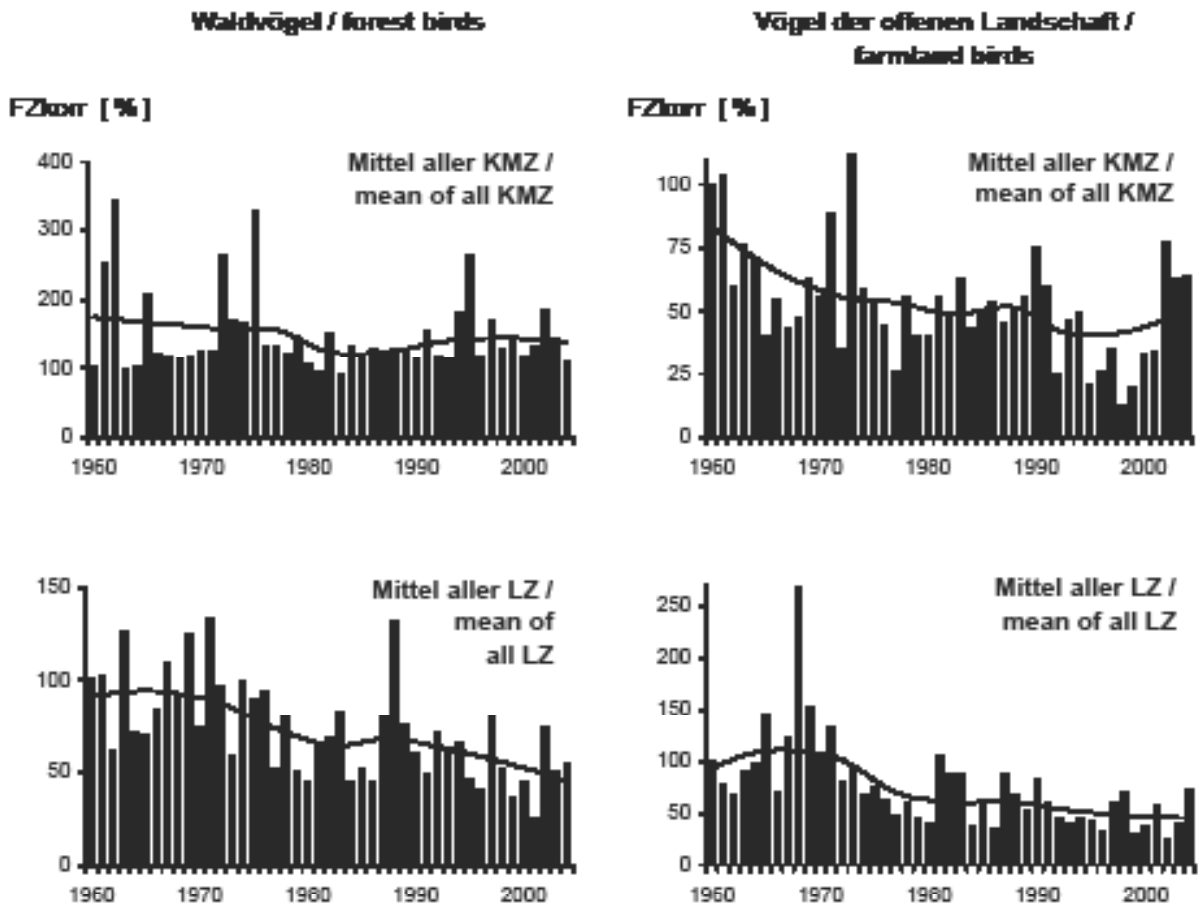


Abb. 10: Korrigierte Fangzahlenindizes des ganzen Jahres (FZkorrr, 1960 = 100%) als Mittelwerte der Arten der Waldvögel und der Vögel der offenen Landschaft, differenziert nach Kurz/Mittelstreckenziehern (KMZ) und Langstreckenziehern (LZ), sowie ihre LOWESS-Ausgleichslinien von 1960 bis 2004. Der Maßstab der Ordinate variiert zwischen den Grafiken.
 – Corrected trapping number indices of the whole year (FZkorrr, 1960 = 100%) as means of the forest species and of farmland species, differentiated into short/medium distance migrants (KMZ) and long distance migrants (LZ) as well as their LOWESS-smoothed curves from 1960 to 2004. The measure of the ordinate varies between the graphics.

EBCC (2000; mit $\tau = 0,242$, $p = 0,007$, $n = 58$ bzw. $\tau = 0,312$, $p = 0,001$, $n = 58$), aber nicht mit den Bestands-trends in den anderen Ländern Deutschland, Dänemark und Finnland. Hinsichtlich der Zugtypen gibt es nur mit Norwegen Zusammenhänge bei beiden Zugtypen (KMZ: $\tau = 0,264$, $p = 0,031$, $n = 33$, bzw. LZ: $\tau = 0,354$, $p = 0,018$, $n = 23$), mit Deutschland bei den KMZ ($\tau = 0,279$, $p = 0,041$, $n = 27$) und mit Schweden bei den LZ ($\tau = 0,340$, $p = 0,023$, $n = 23$). Bei den Gilden korreliert nur der Trend der FZkorrr der Waldvögel mit Norwegen ($\tau = 0,249$, $p = 0,032$, $n = 36$) und der der Vögel der Uferzone mit Schweden ($\tau = 0,741$, $p = 0,037$, $n = 6$).

Im zweiten (kürzeren) Zeitraum von 1990 bis 2000 gibt es nur zwei signifikante Zusammenhänge von insgesamt 35 getesteten Kombinationen (alle Arten, zwei Zugtypen und vier Gilden für jeweils fünf Länder), was im Rahmen der Zufallswahrscheinlichkeit liegt. Vermutlich ist dieser Zeitraum für aussagefähige Trendanalysen zu kurz. Zudem basieren viele Angaben in

BirdLife International (2004) auf mageren bzw. unvollständigen oder ganz fehlenden quantitativen Angaben, was die eindeutige Zuordnung zu einer Kategorie erschwerte.

Auch die FZkorrr von Helgoland und die relativen Sommervogelbestände aus Schweden (Lindström & Svensson 2005) von 1975 bis 2004 zeigen eine hohe jährliche Variabilität. Mit den Ausgleichskurven war es auch hier möglich, Veränderungen deutlicher und Ähnlichkeiten zwischen den beiden Datenreihen sichtbar zu machen. Danach sind bei vielen der 43 gemeinsamen Arten ähnliche Entwicklungen zu beobachten, z. T. sogar mit erstaunlicher Übereinstimmung, wie bei Wendehals, Baumpieper, Zaunkönig, Drosseln, Zilpzalp oder bei Neuntöter und Bergfink (Tab. 3, Abb. 14). Dabei bestimmt die Häufigkeit der gefangenen Arten nicht die Güte des Zusammenhangs (gemessen am R^2). Verschiedene Arten zeigen keine Übereinstimmung, wie z. B. Rotkehlchen, einige Drosseln und die meisten Zweigs-

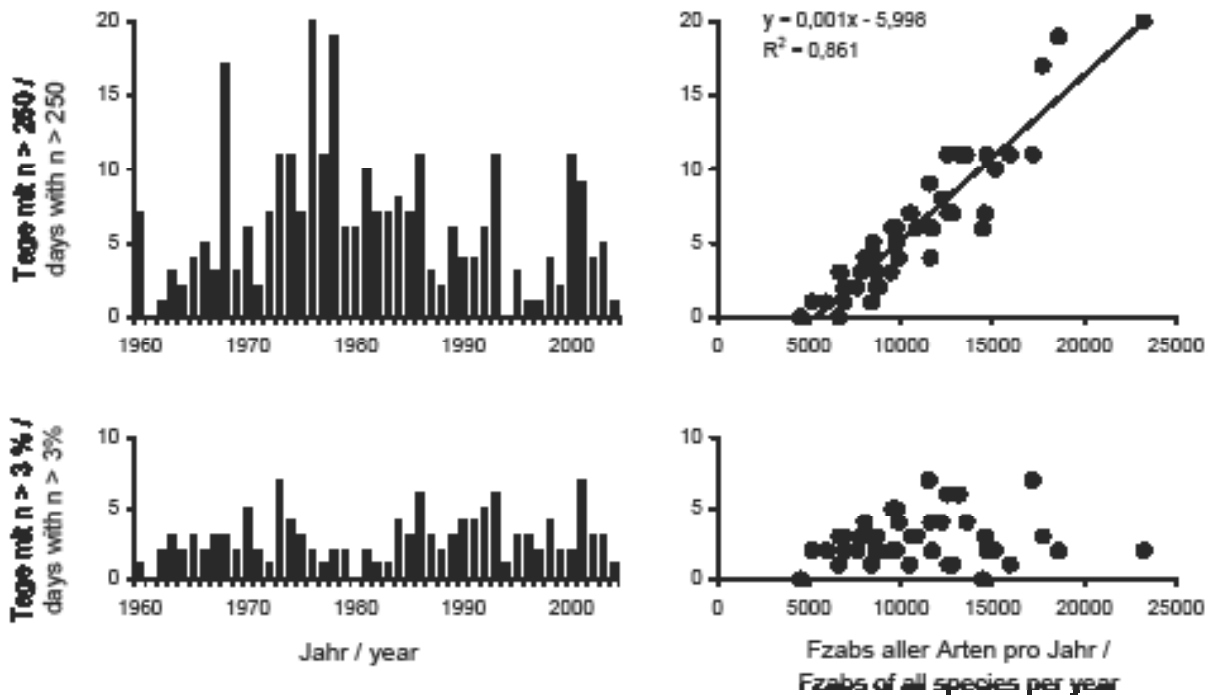


Abb. 11: Jährliche Anzahl der Fangtage mit mehr als 250 Fängen (links oben) und ihr Zusammenhang mit den absoluten Fangzahlen (FZabs, rechts oben) von 1960 bis 2004, sowie jährliche Anzahl der Fangtage mit mehr als 3 % aller Fänge eines Jahres (links unten) und ihr Zusammenhang mit den absoluten jährlichen Fangzahlen (FZabs, rechts unten) von 1960 bis 2004. Der Maßstab ist in allen Grafiken gleich. – Yearly number of trapping days with more than 250 trappings (left above) and its relation to the absolute yearly trapping numbers (FZabs, right above) from 1960 to 2004, as well as the yearly number of trappings days with more than 3 % of all yearly trappings (left below) and its relation to the absolute yearly trapping numbers (FZabs, right below) from 1960 to 2004. The measure is uniform in all graphics.

änger. Es gibt sogar Arten mit langfristig gegenläufigen Trends, wie Ringeltaube *Columba palumbus*, Buntspecht, Mönchsgrasmücke und Grünling (Tab. 3, Abb. 14). Die Ausgleichskurven aller Arten zusammen und der LZ, zeigen sehr ähnliche Entwicklungen, d.h. die Ausgleichskurven verlaufen vergleichsweise parallel während die der KMZ eher unterschiedlich verlaufen (Tab. 3, Abb. 15). Innerhalb der Gilden sind die Entwicklungen bei den Waldvögeln, den Vögeln der Uferzone und den Mischtypen signifikant gleich, während die Ausgleichslinien der Vögel der offenen Landschaft keine signifikante Übereinstimmung zeigt. Abb. 15 veranschaulicht dieses Ergebnis, offenbart wiederum aber auch bei den statistisch nicht signifikanten oder sogar generell gegenläufigen Artengruppenvergleichen parallel verlaufende Zeitabschnitte.

4. Diskussion

4.1 Die absoluten Helgoländer Fangzahlen (FZabs)

Die Fangzahlen des Helgoländer Fanggartens sind unter verschiedenen Aspekten von herausragender Bedeutung. So werden zum einen seit nunmehr 45 Jahren ohne Unterbrechungen ganzjährig unter relativ kon-

stanten Bedingungen und mit standardisierten Methoden Vögel gefangen und beringt. Zum anderen ist die Zahl der Brutvögel gemessen an der Zahl der Durchzügler auf der kleinen Insel Helgoland zu vernachlässigen, so dass es, im Gegensatz zu weniger isolierten Standorten am Festland (Jenni 1984; Berthold et al. 1991; Karlsson et al. 2002; Berthold & Fiedler 2005), auf Helgoland nahezu keine kleinräumigen nachbrutzeitlichen Bewegungen gibt. Somit können zuverlässige Aussagen über die Anzahl tatsächlicher Durchzügler skandinavischer Brutvögel, aus denen sich das Artenspektrum auf Helgoland überwiegend zusammensetzt, gemacht werden. Der äußerst geringe Anteil der Fänge außerhalb der in die Auswertung einbezogenen Zugzeiten mit nur 0,4 % bestätigt, dass mit dem auf Helgoland praktizierten ganzjährigen Fang die artspezifischen Zugzeiten wesentlich besser erfasst werden können als mit festen für alle Arten gültigen Zeiträumen, wie es an anderen Fangstationen üblich ist (Hüppop & Hüppop 2005). Allerdings werden auch die Helgoländer Fangzahlen, wie alle anderen langfristigen Vogelzug- und Bestandserfassungen, neben dem Wetter insbesondere von Lebensraumveränderungen im Untersuchungsgebiet und in seinem Umfeld zum Teil stark beeinflusst.

Tab. 3: Vergleich der korrigierten Helgoländer Fangzahlenindices des ganzen Jahres (FZkorr) mit den ganzjährigen Fangzahlenindices auf Falsterbo in Südschweden von 1980 bis 1999 (Karlsson et al. 2002) und auf Christiansø bei Bornholm von 1976 bis 1997 (Lausten & Lyngs 2004) sowie mit den TRIM-Indices schwedischer Sommer-Punkt-Routen-Zählungen von 1975 bis 2004 (Lindström & Svensson 2005) anhand von Kreuzkorrelationen. *** = $p < 0,001$, ** = $p < 0,01$, * = $p < 0,05$, ~ = $p \geq 0,05$, +; ++; +++ = sign. negativ. – Comparison of the corrected trapping number indices of the whole year at Helgoland (FZkorr) with the annual trapping number indices at Falsterbo in South-Sweden from 1980 to 1999 (Karlsson et al. 2002) and at Christiansø near Bornholm from 1976 to 1997 (Lausten & Lyngs 2004) as well as with TRIM indices based on summer point count routes in Sweden (Lindström & Svensson 2005) by the use of cross-correlations. *** = $p < 0.001$, ** = $p < 0.01$, * = $p < 0.05$, ~ = $p \geq 0.05$, +; ++; +++ = sign. negative.

| Art – species | Vergleich mit Falsterbo comparison with Falsterbo | Vergleich mit Christiansø comparison with Christiansø | Vergleich mit schwed. TRIM-Indices comparison with swed. TRIM indices |
|--|---|--|--|
| Sperber <i>Accipiter nisus</i> | ~ | | |
| Bekassine <i>Gallinago gallinago</i> | | * | *** |
| Ringeltaube <i>Columba palumbus</i> | ** | ~ | +++ |
| Kuckuck <i>Cuculus canorus</i> | *** | ~ | *** |
| Wendehals <i>Jynx torquilla</i> | *** | *** | *** |
| Buntspecht <i>Dendrocopos major</i> | ~ | | +++ |
| Baumpieper <i>Anthus trivialis</i> | *** | ~ | *** |
| Wiesenpieper <i>Anthus pratensis</i> | ~ | ~ | ~ |
| Zaunkönig <i>Troglodytes troglodytes</i> | *** | *** | *** |
| Heckenbraunelle <i>Prunella modularis</i> | ~ | +++ | *** |
| Rotkehlchen <i>Erithacus rubecula</i> | ~ | ~ | ~ |
| Nachtigall <i>Luscinia megarhynchos</i> | ~ | | |
| Blaukehlchen <i>Luscinia svecica</i> | *** | | |
| Hausrotschwanz <i>Phoenicurus ochrurus</i> | *** | | |
| Gartenrotschwanz <i>Phoenic. phoenicurus</i> | *** | ~ | *** |
| Braunkehlchen <i>Saxicola rubetra</i> | *** | ~ | *** |
| Steinschmätzer <i>Oenanthe oenanthe</i> | *** | | *** |
| Ringdrossel <i>Turdus torquatus</i> | +++ | | |
| Amsel <i>Turdus merula</i> | ~ | +++ | *** |
| Wacholderdrossel <i>Turdus pilaris</i> | ~ | +++ | *** |
| Singdrossel <i>Turdus philomelos</i> | +++ | ~ | ~ |
| Rotdrossel <i>Turdus iliacus</i> | +++ | +++ | ~ |
| Misteldrossel <i>Turdus viscivorus</i> | ~ | +++ | ~ |
| Schilfrohrsänger <i>Acroc. schoenobaenus</i> | ~ | ~ | ~ |
| Teichrohrsänger <i>Acrocephalus scirpaceus</i> | • | ~ | ~ |
| Gelbspötter <i>Hippolais icterina</i> | ** | ~ | ~ |
| Sperbergrasmücke <i>Sylvia nisoria</i> | ~ | | |
| Klappergrasmücke <i>Sylvia curruca</i> | *** | +++ | ~ |
| Dorngrasmücke <i>Sylvia communis</i> | ~ | ++ | ~ |
| Gartengrasmücke <i>Sylvia borin</i> | *** | ~ | ~ |
| Mönchsgrasmücke <i>Sylvia atricapilla</i> | • | +++ | • |
| Zilpzalp <i>Phylloscopus collybita</i> | *** | *** | *** |
| Fitis <i>Phylloscopus trochilus</i> | *** | +++ | ~ |
| Wintergoldhähnchen <i>Regulus regulus</i> | ~ | ~ | ~ |

| Art – species | Vergleich mit Falsterbo comparison with Falsterbo | Vergleich mit Christiansø comparison with Christiansø | Vergleich mit schwed. TRIM-Indices comparison with swed. TRIM indices |
|--|---|--|--|
| Sommergoldhähnchen <i>R. ignicapillus</i> | ~ | | |
| Grauschnäpper <i>Muscicapa striata</i> | ~ | ~ | *** |
| Zwergschnäpper <i>Ficedula parva</i> | ~ | | |
| Trauerschnäpper <i>Ficedula hypoleuca</i> | ~ | ~ | ~ |
| Blaumeise <i>Parus caeruleus</i> | *** | ~ | ~ |
| Kohlmeise <i>Parus major</i> | ~ | ~ | ~ |
| Neuntöter <i>Lanius collurio</i> | *** | *** | *** |
| Feldsperling <i>Passer montanus</i> | *** | | *** |
| Buchfink <i>Fringilla coelebs</i> | ~ | ** | ~ |
| Bergfink <i>Fringilla montifringilla</i> | ~ | *** | *** |
| Grünling <i>Carduelis chloris</i> | ~ | ~ | ... |
| Erlenzeisig <i>Carduelis spinus</i> | * | ~ | ~ |
| Bluthänfling <i>Carduelis cannabina</i> | ... | ~ | *** |
| Berghänfling <i>Carduelis flavirostris</i> | ~ | | |
| Birkenzeisig <i>Carduelis flammea</i> | ~ | * | ~ |
| Gimpel <i>Pyrrhula pyrrhula</i> | ~ | ~ | ~ |
| Kernbeisser <i>Coccothraustes coccothraustes</i> | ~ | | |
| Goldammer <i>Emberiza citrinella</i> | *** | ~ | *** |
| Ortolan <i>Emberiza hortulana</i> | ~ | | |
| Rohrhammer <i>Emberiza schoeniclus</i> | ... | ~ | ~ |
| alle Arten – all species | ~ | ~ | *** |
| KMZ | * | ~ | ~ |
| LZ | *** | ... | *** |
| Waldvögel – forest birds | ~ | ~ | *** |
| Vögel der offenen Landschaft – farmland birds | *** | ~ | ~ |
| Vögel der Uferzone – waterfront birds | ... | ~ | *** |
| Mischtypen – miscellaneous types | .. | ... | *** |

Aber nicht nur auf dem Zug und in Rastgebieten wie Helgoland, sondern auch in den Brutgebieten und in den Überwinterungsgebieten, in direktem Zusammenhang mit Bruterfolg und Überlebensrate, sind diese lokalen Aspekte von Bedeutung.

Die Helgoländer FZabs verdeutlichen unseres Erachtens zunächst den Einfluss der Lebensraumveränderung auf der Insel selbst. Die Veränderungen der FZabs können zu einem großen Teil mit der starken Zunahme des Bewuchses der Insel im Verlauf des Untersuchungszeitraums erklärt werden. Die Zunahme der Helgoländer Fangzahlen bis etwa Mitte der 1970er Jahre, die auch Moritz (1982b) für die Mehrzahl der 51 untersuchten Passeres-Arten beschrieb, ist vermutlich auf die Erholung der Vegetation auf der Insel nach dem „Kahlschlag“ in und nach dem Zweiten Weltkrieg zurückzuführen.

Die zunehmend grüne aber durch niedrigen Bewuchs nach wie vor deckungsarme Insel verlockte vermutlich zunächst immer mehr Vögel zur Rast, die dann hauptsächlich in den damals immer noch deckungsreichsten Teil der Insel, den Fanggarten, einflogen. Die weitere starke Zunahme des Gehölzvolumens mit entsprechend zunehmendem Deckungs- und Nahrungsangebot auf der Insel außerhalb des Fanggartens führte vermutlich dazu, dass immer mehr Vögel in anderen Bereichen der Insel rasteten, so dass die Fangzahlen im Fanggarten wieder sanken. Durch die Zunahme der Vegetation in unmittelbarer Umgebung des Fanggartens mag der Bereich insbesondere für Vögel der offenen Landschaft zunehmend uninteressant geworden sein, was deren Fangzahlen gedrückt haben dürfte. Besonders fangstarke Jahre wie 1968 und 1976 entstanden, wie schon von

Moritz (1982a) erwähnt, vermutlich durch Addition besonders hoher Zahlen einzelner aber immer wieder anderer Arten, jedoch nicht durch Massenzugtage. Insgesamt wird deutlich, dass die Jahre mit hohen bzw. geringen Fangzahlen bei den verschiedenen Arten nicht gleich sind, sondern jede Art ihre Eigendynamik hat und allgemeine Gesetzmäßigkeiten dadurch verdeckt werden (vgl. Moritz 1982a).

Angesichts der lokalen Helgoländer Effekte bitten wir zu bedenken, dass die im 2. Teil des Atlas (Hüppop & Hüppop 2004) gemachten Angaben zu Veränderungen der FZabs der häufigsten Arten auf Helgoland zunächst als grobe Orientierung gedacht waren. Obwohl der generelle Trend der Veränderungen der FZabs mit denen der FZkorr überein stimmt, sollen in der hier vorliegenden ausführlicheren Analyse der Fangzahlen langfristige Veränderungen konsequenterweise aber nur hinsichtlich der FZkorr diskutiert werden (vgl. 4.2). Dennoch sollte hier auf Darstellungen der originalen FZabs der einzelnen Arten im Rahmen eines Atlas zum Vogelzug auf Helgoland nicht verzichtet werden. An ihnen wird deutlich, wie häufig eine Art wann auf Helgoland tatsächlich gefangen wurde und in welchem Umfang die FZabs in möglichem Zusammenhang von den oben genannten Faktoren Vegetation und Wetter variieren. Die Darstellung dieser „Rohdaten“ der einzelnen Arten ermöglicht ferner den Vergleich mit Daten anderer Stationen, die möglicherweise von ähnlichen „Störfaktoren“ beeinflusst wurden. So hat bereits Moritz (1982a) gezeigt, dass die Veränderungen Helgoländer Fangzahlen bei etlichen Arten in hohem Maße mit den von 1963 bis 1974 an schwedischen Fangstationen ermittelten Bestandschwankungen übereinstimmen.

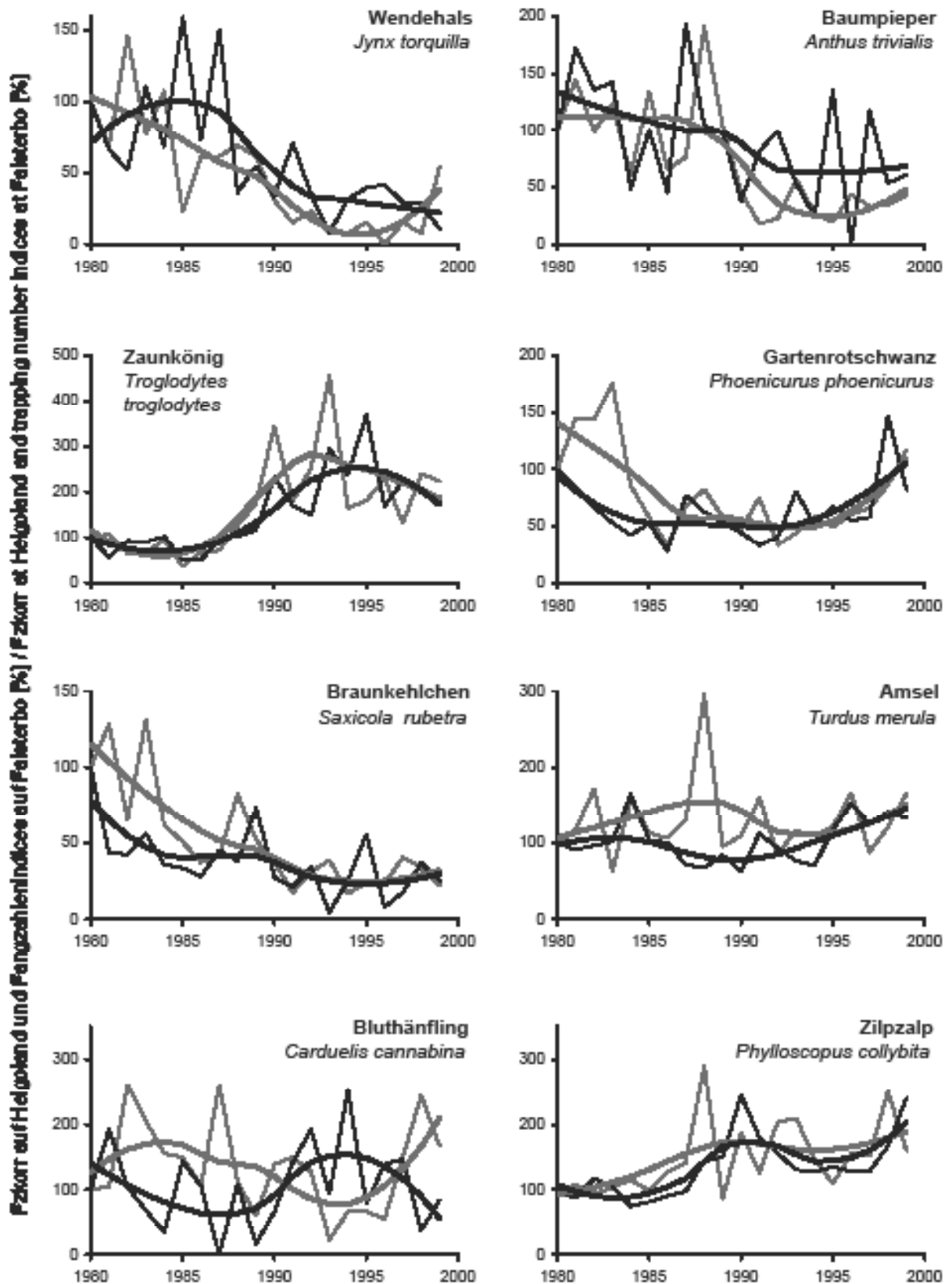
Das in diese Auswertung eingeflossene Artenspektrum ist mit 139 Arten sehr groß. Von den 71 häufigeren Arten machen allerdings nur 14 Arten mehr als 1 % aller Fänge aus. Nur fünf Arten, und zwar Singdrossel, Amsel, Gartengrasmücke, Rotkehlchen und Buchfink, dominieren das Artenspektrum auf Helgoland mit jeweils mehr als 5 % aller Fänge. Von allen gefangenen Vögeln überwiegt der Anteil der KMZ mit 72 % deutlich den Anteil der LZ mit 22 %. Dass der Waldvogelanteil im Vergleich zu Beobachtungsstationen wie z. B. dem Randecker Maar (Gatter 2000) oder im Vergleich zu Brutbestandserfassungen wie z. B. beim DDA-Monitoring-Programm (Schwarz & Flade 2000; Flade & Schwarz 2004a) auf Helgoland mit etwa 96 % extrem hoch ist, liegt daran, dass Vögel wie Entenvogel, Greif-

vogel, Wat- und Möwenvogel sowie Krähenverwandte, die in größeren Trupp ziehen oder in Kolonien brüten, zwar auf ihrem Zug beobachtet und im Brutgebiet gut erfasst, jedoch auf Helgoland nicht in Reusen gefangen werden. Im Helgoländer Fanggarten werden somit überwiegend in Wäldern brütende Kleinvögel erfasst. Offenbar ist der Fanggarten insbesondere für die Vögel der offenen Landschaft, die zu dem geringen Prozentsatz von nur etwa 2,4 % gefangenen werden, nicht attraktiv und damit auch nicht repräsentativ.

Ende der 1960er Jahre wurde vielerorts bei LZ ein Bestandseinbruch beobachtet und in Zusammenhang mit dem Beginn der Saheldürre zu dieser Zeit diskutiert (z. B. Winstanley et al. 1974; Marchant et al. 1990; Peach et al. 1991, 1998; Berthold et al. 1993; Berthold 1998). Auch auf Helgoland sind bei vielen LZ die FZabs der Jahre um den Dekadenwechsel 1960/70 auffällig gering. Allerdings erhöhten sich die FZabs der meisten LZ-Arten sehr schnell wieder, obwohl die Niederschlagsmengen im Sahel nahezu gleich bleibend sehr gering blieben. Da auch bei etlichen KMZ-Arten (z. B. Zaunkönig, Heckenbraunelle, Drosseln, Wintergoldhähnchen *Regulus regulus* oder Goldammer) und den KMZ in ihrer Gesamtheit dieses Phänomen zu beobachten ist und die FZkorr keinen Sahel-Zusammenbruch für die meisten LZ belegen (vgl. 4.2.2), sind als Ursache für die geringen FZabs der meisten LZ Ende der 1960er Jahre vermutlich eher lokale Effekte als die Saheldürre anzunehmen. Auch andere Untersuchungen geben keinen Beweis für einen Zusammenhang von Fang- bzw. Bestandszahlen mit der Saheldürre (Svensson 1985; Marchant 1992; Sokolov et al. 2001b; siehe auch Newton 2004).

Einige mögliche Ursachen für den höheren Anteil der Fänge auf dem Wegzug im Vergleich zum Heimzug, wie der höhere Jungvogelanteil im Herbst, Schleifenzug oder saisonal unterschiedliches Rastverhalten, wurden schon im 2. Teil des Atlas (Hüppop & Hüppop 2004) diskutiert. Das unterschiedliche Rastverhalten kann einerseits bedeuten, dass Vögel in den beiden Zugzeiten unterschiedliche Lebensräume der Insel aufsuchen und damit nicht in beiden Zugzeiten gleichermaßen im Fanggarten erfasst werden. Andererseits ist es auch wahrscheinlich, dass das Fangergebnis im Fanggarten im Frühjahr geringer ist, da Zugvögel, wie Berthold (2000) erwähnt, auf dem Heimzug rascher ziehen und mit längeren Zugschüben nicht nur kürzere, sondern auch weniger Rastperioden einlegen als auf dem Wegzug.

Fig. 12: Korrigierte Fangzahlenindices des ganzen Jahres auf Helgoland (FZkorr, schwarz) und Fangzahlenindices des ganzen Jahres auf Falsterbo in Schweden (Karlsson et al. 2002; grau) sowie ihre LOWESS-Ausgleichslinien für acht Arten von 1980 bis 1999 (1980 = 100 %). Der Maßstab der Ordinate variiert zwischen den Grafiken. – *Corrected trapping number indices of the whole year at Helgoland (FZkorr, black) and trapping number indices of the whole year at Falsterbo in Sweden (Karlsson et al. 2002; grey) as well as their LOWESS-smoothed lines for eight species from 1980 to 1999 (1980 = 100 %). The scale of the ordinates varies.*



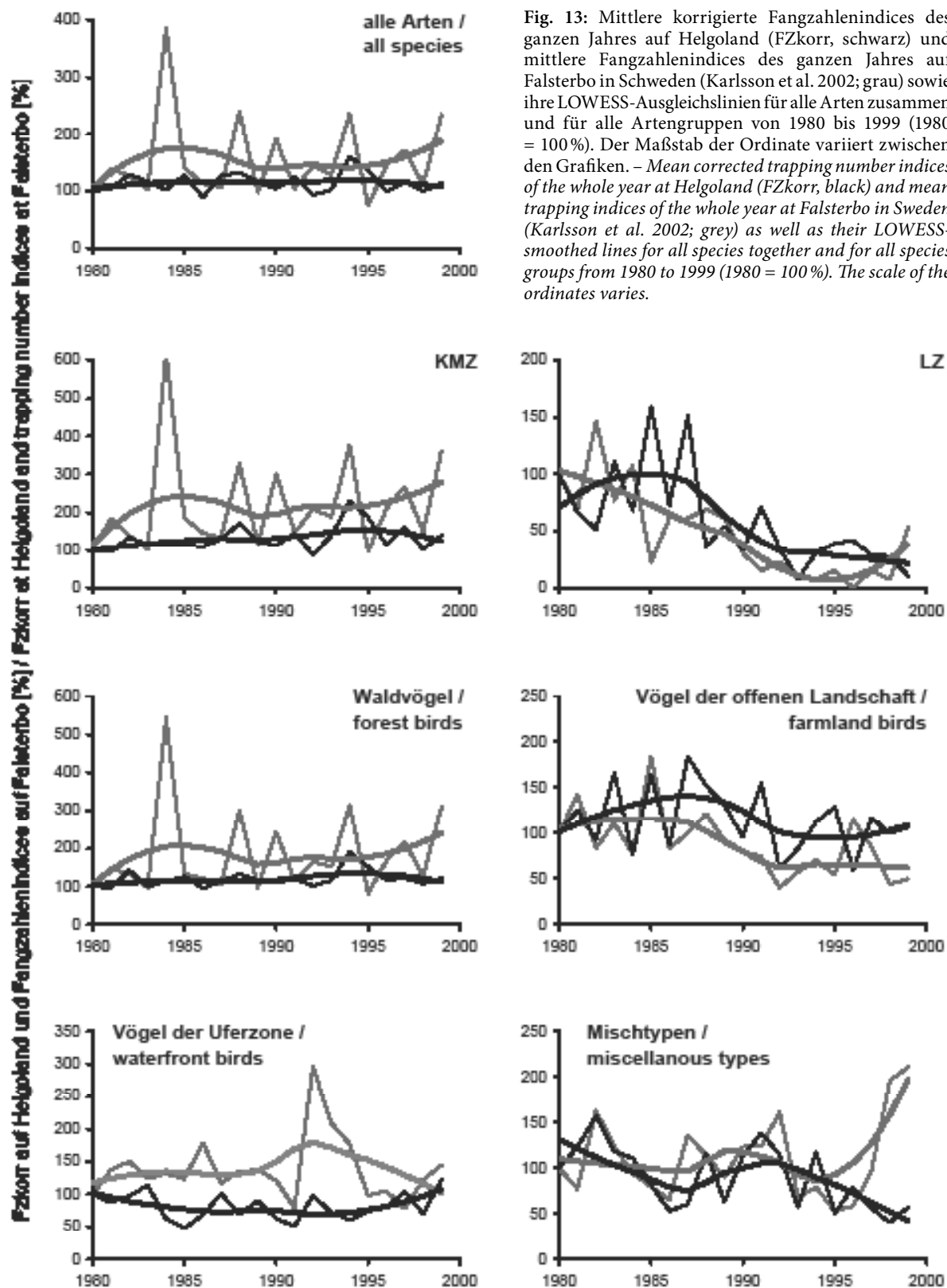


Fig. 13: Mittlere korrigierte Fangzahlenindizes des ganzen Jahres auf Helgoland (FZKorr, schwarz) und mittlere Fangzahlenindizes des ganzen Jahres auf Falsterbo in Schweden (Karlsson et al. 2002; grau) sowie ihre LOWESS-Ausgleichslinien für alle Arten zusammen und für alle Artengruppen von 1980 bis 1999 (1980 = 100 %). Der Maßstab der Ordinate variiert zwischen den Grafiken. – Mean corrected trapping number indices of the whole year at Helgoland (FZKorr, black) and mean trapping indices of the whole year at Falsterbo in Sweden (Karlsson et al. 2002; grey) as well as their LOWESS-smoothed lines for all species together and for all species groups from 1980 to 1999 (1980 = 100 %). The scale of the ordinates varies.

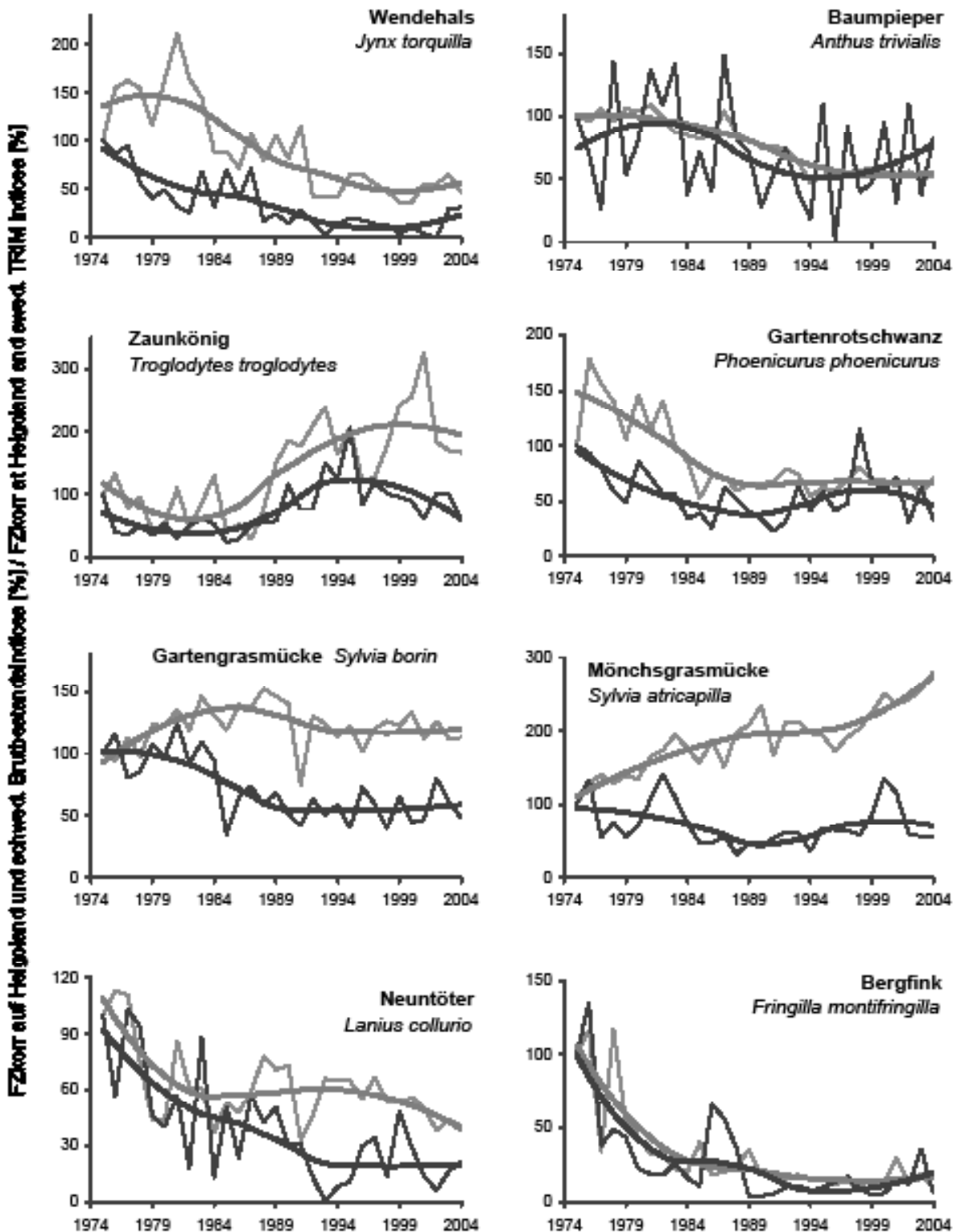


Abb. 14: Korrigierte Fangzahlenindizes des ganzen Jahres auf Helgoland (FZkorrr, schwarz) und TRIM-Indices schwedischer Sommer-Punkt-Routen-Zählungen (Lindström & Svensson 2005; grau) sowie ihre LOWESS-Ausgleichslinien für acht Arten von 1975 bis 2004 (1975 = 100 %). Der Maßstab der Ordinate variiert zwischen den Grafiken. – Corrected trapping number indices of the whole year at Helgoland (FZkorrr, black) and TRIM indices based on summer point count routes in Sweden (Lindström & Svensson 2005; grey) as well as their LOWESS-smoothed lines for eight species from 1975 to 2004 (1975 = 100 %). The scale of the ordinates varies.

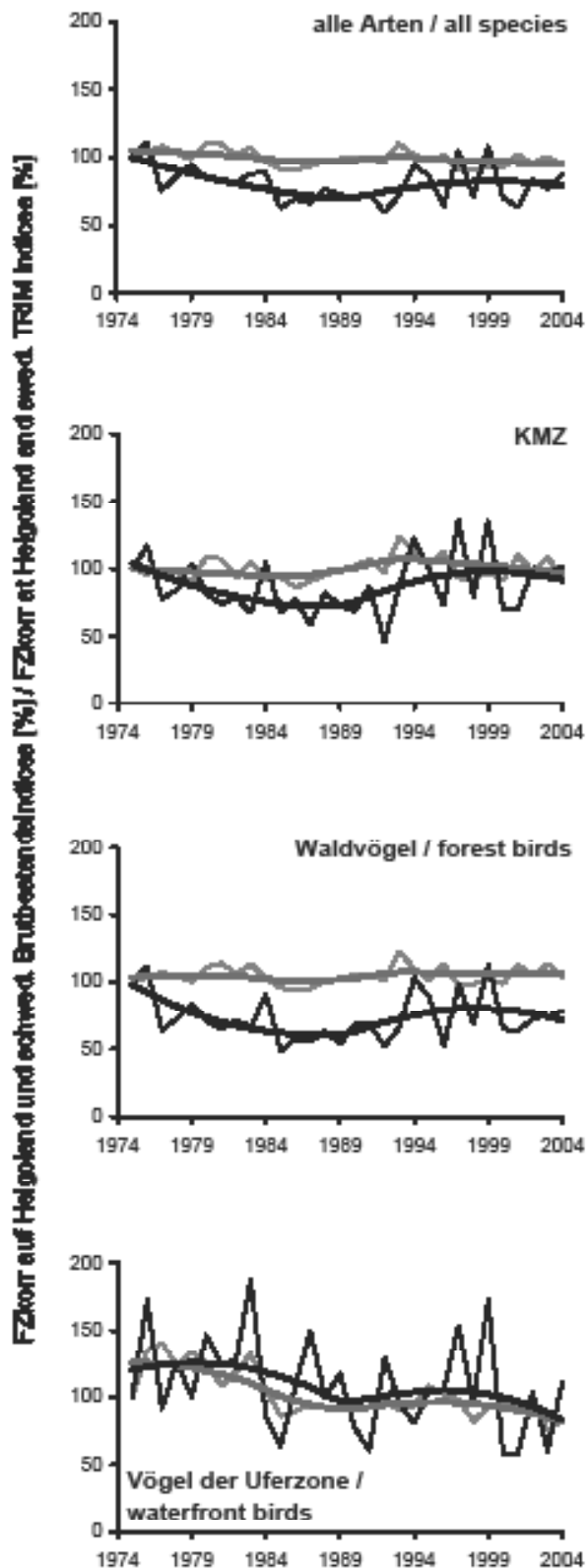


Abb. 15: Mittlere korrigierte Fangzahlenindizes des ganzen Jahres auf Helgoland (FZkorr, schwarz) und mittlere TRIM-Indices schwedischer Sommer-Punkt-Routen-Zählungen in Schweden (Lindström & Svensson 2005; grau) sowie ihre LOWESS-Ausgleichslinien für alle Arten zusammen und für alle Artengruppen von 1975 bis 2004 (1975 = 100 %). Der Maßstab ist in allen Grafiken gleich. – Mean corrected trapping number indices of the whole year at Helgoland (FZkorr, black) and TRIM indices based on summer point count routes in Sweden (Lindström & Svensson 2005; grey) as well as their LOWESS-smoothed lines for all species together and for all species groups from 1975 to 2004 (1975 = 100 %). The scale of the ordinates is identical in all graphs.

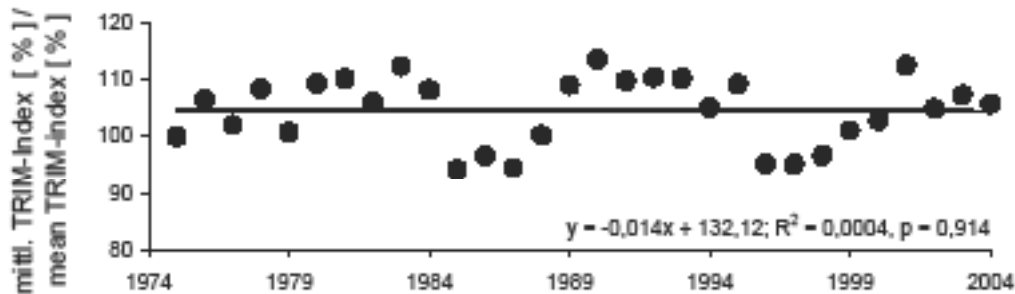


Abb. 16: Veränderung des über 25 häufige Arten gemittelten Sommerbestandsindex in Schweden von 1975 bis 2004 (Daten als TRIM-Indices aus Lindström & Svensson 2005). – *Change of the summer point count route index averaged over 25 abundant species in Sweden from 1975 to 2004 (Data as TRIM-Indices from Lindström & Svensson 2005).*

4.2 Die korrigierten Helgoländer Fangzahlenindices (FZkorr)

4.2.1 Bewertung der FZkorr und ihrer Veränderungen

Um anhand unserer FZkorr Aussagen über Veränderungen treffen zu können, mussten wir in unseren Berechnungen voraussetzen, dass sich die Bestände unserer 28 häufigsten Arten in Skandinavien im Mittel nicht verändert haben. Ist diese Annahme realistisch? Für 25 dieser 28 Arten können Lindström & Svensson (2005) jährliche Sommerbestandsindices für Schweden für die Jahre ab 1975 entnommen werden (vgl. 2.10). Mittelt man diese, so bestätigt sich unsere Annahme (Abb. 16). Vom sehr konstanten mittleren Index (104,6) weicht in diesen 30 Jahren zudem der Wert keines Jahres um mehr als 10 % ab. Dies passt zu den Ergebnissen von Vorisek (2003), wonach sich die Bestände von Generalisten in Europa in den letzten Dekaden wenig verändert haben (vgl. 4.3). Sie bilden daher eine ausgezeichnete Basis für Vergleiche auf Art oder Gruppenniveau.

Durch die Umrechnung der absoluten FZabs in die korrigierten FZkorr werden die Helgoländer Daten vergleichsweise unabhängig vom Einfluss lokaler Effekte, wie Vegetation oder Wetter auf Helgoland, so dass Aussagen zu tatsächlichen Veränderungen möglich werden. Starke Schwankungen der FZabs durch besonders fangstarke oder fangarme Jahre bzw. Zugzeiten infolge einer Häufung von günstigen oder ungünstigen Wetterbedingungen über mehrere Jahre und mögliche Trends der FZabs durch die massive Veränderung des Vegetationsvolumens im Umfeld des Fanggartens, die in der Regel alle Arten betreffen, verschwinden durch die Umrechnung. Nun können auch lineare Regressionen mit Steigungen berechnet werden, die für Trendanalysen brauchbar sind. Schwankungen der Fangzahlen durch sehr günstige oder ungünstige Zugbedingungen in einzelnen Jahren, wie z. B. auch Massenzugtage bei einzelnen Arten, bleiben allerdings erhalten und lassen den Verlauf der FZkorr nach wie vor zackig oder sprunghaft erscheinen (vgl. auch Schwarz & Flade 2000).

Da berechnete Trends sich zwangsläufig immer nur auf einen begrenzten Zeitraum beziehen, kann nicht beurteilt werden, ob z. B. die Zunahme einer Art in diesem Zeitraum tatsächlich eine ungewöhnliche Bestandszunahme widerspiegelt oder nur die Erholung des Bestandes nach einer ungewöhnlichen Abnahme darstellt. Gleich bleibende Zahlen können bedeuten, dass sich eine Art nach vorhergehenden noch nicht erfassten aber bedeutenden Ab- oder Zunahmen auf einem niedrigen oder hohen Niveau eingependelt hat. Einen so genannten „Normalzustand“ gibt es daher nicht. Auch die Wahl des Zeitraums kann das Ergebnis entscheidend beeinflussen. Eine Veränderung oder Verschiebung des gewählten Zeitraums um nur wenige Jahre kann einen linearen Trend deutlich verändern, wenn nicht sogar umkehren, wie bei Zaunkönig, Amsel, Trauerschnäpper oder Fitis, die z. B. innerhalb des gekürzten Untersuchungszeitraums von 1975 bis 2004 eine Trendumkehr zeigen (Abb. 12). Auch andere Abbildungen mit ihren Ausgleichslinien in dieser Arbeit zeigen deutlich, dass die Daten stark über die Jahre variieren und ein linearer Trend häufig nicht gegeben ist. Wenn eine Fangzahl am Ende des Untersuchungszeitraums der am Anfang entspricht, dazwischen jedoch ein Einbruch oder ein Gipfel zu verzeichnen war, kann ein linearer Trend den realen Verlauf nicht korrekt beschreiben, sondern täuscht vor, dass es keine Veränderung gegeben hat (vgl. Abb. 1 in Schmidt & Hüppop 2007). Linearisierungen sind, neben differierenden Vergleichszeiträumen, vermutlich die Ursache für den Mangel an Übereinstimmungen bei Vergleichen verschiedener Datenreihen. Häufig ist anderenorts wegen fehlender langjähriger Datenreihen jedoch nichts anderes als eine lineare Trendberechnung möglich. Wenn wir unsere Daten mit anderen vergleichen wollen, können wir daher hier nicht ganz auf lineare Trendberechnungen verzichten.

Die in Appendix 3 zu derartigen Vergleichszwecken mit anderen Erfassungen angegebenen linearen Trends von 1960 bis 2004 geben somit zwar Auskunft über die generelle Veränderung der FZkorr von 1960 bis heute,

jedoch keinen Aufschluss über möglicherweise erheblich variierende Veränderungen in dem langen Zeitraum dazwischen. Insbesondere bei allen Arten zusammen, aber auch bei den Zugtypen und Gilden oder bei einzelnen Arten wird eine kontinuierliche Veränderung über den gesamten Zeitraum impliziert, während die Ausgleichslinien die Veränderungen differenzierter beschreiben. Bei der Waldschnepfe z. B. kann ein Sprung in den FZkorr ab 1977 damit erklärt werden, dass ab 1977 die Frühjahrsjagd auf diese Art auch auf Helgoland eingestellt wurde. Die scheinbar kontinuierliche Zunahme ihrer FZkorr über die 45 Jahre löst sich in nur leichte Veränderungen in den FZkorr in den beiden einzelnen Zeiträumen vor und nach diesem Sprung auf. Schließlich mögen zyklische (oder anders verlaufende) Variationen z. B. des Nahrungsangebotes die Ursache für ungleichmäßige Zu- oder Abnahmen sein. Dies dürfte besonders winterliche Körnerfresser betreffen, die z. B. von der Buchenmast abhängig sind.

4.2.2 Generelle Trends der FZkorr im Vergleich zu anderen Erfassungen

Einzelne Trends. Über den gesamten Untersuchungszeitraum überwiegen bei den Ganzjahreszahlen generell die Abnahmen der FZkorr bei 74 % der Arten gegenüber Zunahmen bei nur 15 % der Arten. Da eine vergleichende Betrachtung einzelner Arten den Rahmen dieser Arbeit sprengen würde, verweisen wir hier auf aktuelle Zusammenstellungen von Bestandsveränderungen auf Artniveau z. B. für Mitteleuropa (Bauer et al. 2005), für ganz Europa (BirdLife International/EBCC 2000; BirdLife International 2004) und Mittel- und Osteuropa (Sokolov et al. 2001a, b). Im gesamteuropäischen Vergleich spiegeln die Helgoländer Daten gut den generellen Trend europäischer Vogelbestände wider (BirdLife International/EBCC 2000; BirdLife International 2004; Sanderson et al. 2006), wobei auf Artniveau jedoch z. T. sehr unterschiedliche Trends in den einzelnen europäischen Ländern zu verzeichnen sind.

Die Trends der FZkorr auf Helgoland in den einzelnen Dekaden passen im Großen und Ganzen zu den von Sokolov et al. (2001a, b) für mittel- und osteuropäische Standorte zusammengefassten Trends. Danach nahm die Zahl vieler Zugvogelarten in den 1960er und den 1980er Jahren in vielen Gebieten zu, während in den 1970er und den 1990er Jahren eher Abnahmen zu verzeichnen waren (vgl. Abb. 8). Während zwar auf Christiansø 14 von 70 Arten zunahmen und sich nur vier Arten negativ entwickelten (Lausten & Lyngs 2004), haben auf Falsterbo 28 von 50 Arten signifikant abgenommen und nur bei fünf Arten war eine positive Entwicklung zu verzeichnen (Karlsson et al. 2002). An der Ostküste der USA in Massachusetts überwiegen ebenfalls die Abnahmen der Fangzahlen bei der Mehrzahl der über 32 Jahre untersuchten 70 Arten (Lloyd-Evans & Atwood 2004). Während sowohl in Massachusetts als auch auf Falsterbo auf dem Heimzug weniger Arten

abgenommen haben als auf dem Wegzug, sind die Verhältnisse auf Helgoland mit 69 % gegenüber 49 % genau umgekehrt. Auf Christiansø gibt es keinen Unterschied zwischen den beiden Zugzeiten. Weitere vergleichbare Beobachtungen zu saisonalen Unterschieden aus anderen Gebieten liegen uns nicht vor, zumal an anderen Stationen meist nur Zahlen einer einzelnen Zugzeit, überwiegend Wegzugzahlen, erfasst wurden.

Gesamtrend. Die Abnahme der FZkorr aller Arten zusammen um 42 % über den ganzen Untersuchungszeitraum von 1960 bis 2004 scheint zunächst ebenfalls gut zu Trends mitteleuropäischer Fangzahlen zu passen. Berthold et al. (1999) beschreiben eine durchschnittliche jährliche Abnahme der Wegzugzahlen von 0,8 % an den drei Stationen des MRI-Programms über den Zeitraum von 1974 bis 1993, von 1972 bis 2003 nahmen die Fangzahlen auf dem Wegzug an der Station Mettnau (Bodensee) um durchschnittlich 0,7 % pro Jahr ab (Berthold & Fiedler 2005). Diese auf der Mettnau in Süddeutschland beobachteten Abnahmen der Fangzahlen entsprechen jedoch vermutlich nicht bei allen Arten der Realität: Die Fangwahrscheinlichkeit für drei dort kürzlich exemplarisch untersuchte Arten hat, vermutlich vor allem bedingt durch aufwachsende Vegetation im Fanggebiet, über den Untersuchungszeitraum deutlich abgenommen (Hochachka & Fiedler in Vorbereitung). Ob auch der Trend der Gesamtzahlen hiervon verfälscht wurde, bleibt zunächst offen. Die Gesamtfangzahlen in einem im Schweizer Jura gelegenen Fanggebiet, in dem sich im und um das Fanggebiet nichts verändert hat, haben sich zwischen 1966 und 2005 nicht verändert (Korner-Nievergelt et al. 2007).

Solche wie für die Mettnau meist auf der Basis linearer Trendanalysen berechneten durchschnittlichen jährlichen Veränderungen über einen langen Zeitraum können, wie oben (4.2.1) und in Schmidt & Hüppop (2007) dargelegt, von Beginn, Ende und Dauer von Datenreihen erheblich beeinflusst worden sein. Die Angabe einer derartigen durchschnittlichen jährlichen Veränderung für Helgoland würde darüber hinweg täuschen, dass die hier beobachtete Abnahme der FZkorr aller Arten zusammen überwiegend durch eine noch ungeklärte, sprunghafte Abnahme Mitte der 1970er Jahre bedingt ist. Wie die Ausgleichslinie verdeutlicht, wird die langfristige Abnahme der Helgoländer Fangzahlenindices vermutlich von Fluktuationen vergleichbar den bei Sokolov et al. (2000, 2001a) beschriebenen überlagert. Wir beschränken uns daher auf Angaben, die den gesamten Untersuchungszeitraum umfassen und auf der Basis der Steigung der linearen Regressionen der FZkorr berechnet wurden.

Zugtypen. Auch wenn innerhalb der langfristigen Veränderungen der Helgoländer FZkorr auch bei den Artengruppen Fluktuationen mit einem Wechsel von Abnahme- und Zunahmephase beobachtet werden

können, wurden gemäß der linearen Trends der FZkorr auf Helgoland am Ende des Untersuchungszeitraums 39 % weniger KMZ gefangen als noch zu Beginn, von den LZ sogar rund 55 % weniger. Der verkürzte Untersuchungszeitraum von 1980 bis 1999 zeigt Gemeinsamkeiten hinsichtlich der Veränderung der Helgoländer FZkorr der Zugtypen mit den Fangzahlenindizes von Falsterbo: An den beiden Stationen nahmen die LZ in diesem Zeitraum um 50 % bzw. 59 % signifikant ab, während die KMZ nur eine trendweise Zunahme (Helgoland) bzw. keine Veränderungen (Falsterbo, Karlsson et al. 2002) aufweisen. Die Gesamtzahlen veränderten sich an beiden Stationen in diesem Zeitraum nicht. Dieser Unterschied in der Veränderung zwischen KMZ und LZ konnte trotz methodischer Bedenken (s.o.) auch im Rahmen des MRI-Programms von 1972 bis 1993 an drei verschiedenen Fangstationen beobachtet werden (Berthold et al. 1993, 1999). Auch bei Betrachtung eines längeren Zeitraums von 1972 bis 2003 scheint die Abnahme der LZ auf Helgoland vergleichbar zu sein mit der in Süddeutschland (Berthold & Fiedler 2005), während in beiden Untersuchungen die KMZ innerhalb dieses Zeitraums keine signifikanten Veränderungen zeigten. Diese Entwicklungen liegen zudem im Trend für Mitteleuropa (Bauer & Berthold 1996) sowie für ganz Europa (Sanderson et al. 2006).

Sanderson et al. (2006) vermuten, dass für die stärkere Abnahme der LZ gegenüber den KMZ überwiegend Bestandsrückgänge der Arten, die in Afrika in trockenen, offenen Lebensräumen überwintern, verantwortlich gemacht werden können. Dieser so genannte Sahel-Zusammenbruch der LZ-Bestände kann jedoch von den Helgoländer FZkorr der meisten Arten und der LZ in ihrer Gesamtheit, wie auch von den Daten anderer Untersuchungen (Svensson 1985; Marchant 1992; Sokolov et al. 2001b; siehe auch Newtom 2004), nicht nachvollzogen werden. Vermutlich sind die meisten LZ in der Lage, durch ausgedehnte Wanderungen in ihrem großräumigen westafrikanischen Überwinterungsgebiet während der langen Überwinterungszeit (z.B. Gatter 1987a, b) und durch relativ generalistische Ressourcennutzung (Salewski et al. 2006) der Dürre in Richtung der feuchteren Küstenregionen auszuweichen. Die wenigen LZ-Arten, die zu Beginn der Sahel-Dürre sehr niedrige FZkorr aufweisen wie z.B. die Dorngrasmücke (Abb. 7), haben sich vermutlich in relativ kurzer Zeit daran angepasst, die Dürrezonen zu umgehen, was zu der raschen Erholung der Bestände geführt haben könnte. Es wurde zwar wiederholt vermutet, dass die von der Klimaveränderung der letzten Jahrzehnte ausgehenden Gefährdungen die LZ in stärkerem Maße treffen als die KMZ (Berthold et al. 1998; Both et al. 2006). Es darf aber nicht übersehen werden, dass auch LZ insbesondere von der Verfrühung des Heimzugs profitieren können und schließlich negative wie positive Effekte des Klimawandels von dichteabhängigen Regulationen verdeckt werden können (Hüppop & Hüppop in Vorb.).

Gilden. Der den anderen Gilden entgegen gesetzte Zunahmetrend der FZkorr der Waldvögel (aus denen sich die KMZ auf Helgoland ja zum überwiegenden Teil zusammensetzen) ab Ende der 1970er Jahre passt gut zu den Trends anderer Erfassungen an anderen Orten für Waldvögel in diesen Zeitraum (z.B. Bauer & Berthold 1996; Karlsson et al. 2002; Lindström & Svensson 2005; Korner-Nievergelt et al. 2007). Auch in Mitteleuropa überwogen von 1970 bis 1990 nicht nur die positiven Entwicklungen bei Waldvögeln sondern auch bei Vögeln der Gewässer, während bei den Vögeln der offenen Landschaft mehr Abnahmen als Zunahmen zu verzeichnen waren (Bauer & Berthold 1996). In den letzten zwei Jahrzehnten hat sich zwar nach den von Vorisek (2003) zusammengestellten Daten sowie nach Gregory et al. (2005) die Zahl der Waldvögel europaweit kaum verändert, die Vögel der offenen Landschaft haben dagegen überall stark abgenommen.

Speziell in Deutschland hat der prozentuale Anteil der Waldvögel gegenüber den Vögeln der offenen Landschaft in den letzten Jahrzehnten stark zugenommen (Gatter 2004). Auch das DDA-Monitoringprogramm ergab für Deutschland eine eher positive Entwicklung der Waldvogelbestände von 1989 bis 2003 (Flade & Schwarz 2004a). Beim Vergleich einzelner Waldvogelarten gibt es einige ähnliche Entwicklungen zwischen den Helgoländer FZkorr und den Daten des DDA-Monitorings von 1989 bis 2003, wie insbesondere bei der auch nordwestlich ziehenden Mönchsgrasmücke, während die Veränderungen bei vielen anderen Arten dagegen eher unterschiedlich aussehen. Neben einer Zunahme des Anteils der Waldvögel generell ist es insbesondere auch zu einer Umverteilung der Artanteile zu Ungunsten der LZ gekommen (Berthold 1998; Flade & Schwarz 2004a; Gatter 2004). Auch auf Helgoland haben die LZ unter den Waldvögeln, entgegen dem Trend bei den KMZ, in den letzten zwei Jahrzehnten weiterhin abgenommen.

Die 30jährigen Zugvogel-Beobachtungen am Randecker Maar können den auf Helgoland beobachteten generellen Trend der Waldvögel und der Vögel der offenen Landschaft weitestgehend bestätigen (Gatter 2000). Nach Busche (1999) wird der Zunahmetrend der Individuenmenge von Brutvögeln in Dithmarschen (Schleswig-Holstein) von 1945 bis 1995 eindeutig von „Waldvögeln“ getragen, und zwar außer in trockengelegten Mooren (Bewaldung) überwiegend im menschlichen Siedlungsraum. Die reinen Agrarbereiche wurden dagegen überall vogelärmer und die „Bodenvögel“ nahmen, wie auf Helgoland, in hohem Maße ab. Im Vergleich zu gesamtdeutschen Zahlen zeigen die Dithmarscher Bestände allerdings deutlich abweichende Entwicklungen.

Bei 24 typischen Vogelarten der Städte und Dörfer überwiegen in ganz Deutschland im Zeitraum von 1989 bis 1998 die Arten mit eher positiven Trends (Schwarz & Flade 2000). Dazu gehören auch Arten, die zuvor

teilweise langfristig und dramatisch abgenommen hatten. Zu den zunehmenden Arten von 1989 bis 1998 gehören insbesondere Siedlungsfolger oder Ubiquisten wie Amsel, Mönchsgrasmücke, Grünling, Blaumeise und Kohlmeise. Dies kann auf Helgoland nur für Amsel, Mönchsgrasmücke und Kohlmeise bestätigt werden. Aber auch andere Arten wie Ringeltaube, Gartenrotschwanz, Gelbspötter und Klappergrasmücke zeigen auf Helgoland die gleichen Trends wie im DDA-Monitoringprogramm. Hinsichtlich der in Deutschland eher gleich bleibenden oder sogar abnehmenden Trends bei „Siedlungsspezialisten“, was mit dem Verlust von Brutmöglichkeiten in den sanierten Stadtgebieten zusammenhängt (Flade 1994; Schwarz & Flade 2000), können wir leider keine Daten zum Vergleich liefern.

Bei einigen Arten, insbesondere dem Zaunkönig, steht die Bestandsentwicklung offensichtlich mit dem Witterungsverlauf im Winter in Zusammenhang (Deppe 1990; Schwarz & Flade 2000; Flade & Schwarz 2004a, b). Besonders die Bestandseinbrüche beim Zaunkönig in Deutschland sowohl in den Wäldern wie auch im Bereich menschlicher Siedlungen nach sehr kalten Wintern, wie z. B. in den Jahren 1970, 1991 und 1996, können sowohl mit den Helgoländer FZabs als auch mit den FZkorr bestätigt werden, und auch mit den skandinavischen Datenreihen für den Zaunkönig bestehen sehr große Übereinstimmungen (Karlsson et al. 2002; Lindström & Svensson 2005).

4.2.3 Detaillierter Vergleich der FZkorr mit skandinavischen Datenreihen

Die oben beschriebenen Ähnlichkeiten zwischen den Helgoländer FZkorr (skandinavische Brutvögel) und einzelnen anderen mitteleuropäischen Erfassungen (mitteleuropäische Brutvögel) zeigen, dass die verschiedenen Populationen sich großräumig durchaus ähnlich verändern. Mit den grob kategorisierten linearen Trends aus BirdLife International/EBCC (2000) können diese Gemeinsamkeiten dagegen kaum nachvollzogen werden. Die dort für einzelne Arten angegebenen, jedoch z. T. auf lückenhaften Erfassungen beruhenden Brutbestandstrends für Deutschland und auch Dänemark sind den Trends der Helgoländer FZkorr zum Teil sogar entgegengesetzt (Appendix 2). Wie oben schon dargelegt, ist die angewendete grobe lineare Kategorisierung der Trends, die kurzfristige Fluktuationen in den Bestands- oder Fangzahlen ignoriert, vermutlich der Hauptgrund für die schwachen Zusammenhänge. Trotz dieser Schwäche der Methode korrelieren die Trends der Helgoländer FZkorr von 1970 bis 1990 dagegen gut mit den Bestandstrends nach BirdLife International/EBCC (2000) in Schweden und Norwegen, also in den Brutgebieten der Helgoländer Durchzügler. Dies verdeutlicht, dass sich die Trends der Helgoländer FZkorr zumindest für Aussagen über Brutbestandsveränderungen in diesen beiden Ländern gut eignen.

Dieses vergleichsweise grobe Ergebnis wird durch den detaillierten jährweisen Vergleich der Helgoländer FZkorr mit den Sommerbestandsindices in Schweden nach Lindström & Svensson (2005) noch wesentlich deutlicher: Die Ausgleichskurven der beiden Erfassungen verlaufen von 1975 bis 2004 nicht nur bei vielen Arten, sondern auch bei allen Arten zusammen und bei den Zugtypen und Gilden erstaunlich parallel, auch wenn die prozentualen Veränderungen durchaus unterschiedlich sein können. Zwar mögen einzelne Ereignisse, z. B. eine starke herbstliche Nord-Nordwest-Wanderung, die bei der Mönchsgrasmücke beobachtet wurde (Dierschke & Bleifuß 2001), den „normalen“ Durchzug skandinavischer Vögel überlagern und damit möglicherweise die Zusammenhänge mit dortigen Bestandsveränderungen schwächen. Dennoch verändern derartige Ereignisse den Gesamttrend nur unwesentlich, da sie extrem selten auftreten, bei der Mönchsgrasmücke z. B. nur im Jahr 2000.

Die Angaben von Lindström & Svensson (2005) zu Bestandsrückgängen bei den Vögeln der offenen Landschaft und den Waldvögeln in Schweden um etwa 40 % bzw. 20 % beruhen auf einem anderen Artenspektrum als in der vorliegenden Arbeit. Für den vorliegenden Vergleich wurde der Trend dieser beiden Gilden sowohl für Helgoland als auch für Schweden nur auf der Basis der auf Helgoland in ausreichender Zahl gefangenen Arten berechnet. Bei dieser eingeschränkten Artenauswahl hat der entsprechend von uns neu berechnete Sommerbestandsindex der Vögel der offenen Landschaft in Schweden zwar ebenfalls um etwa 40 % abgenommen, der der Waldvögel hat sich jedoch wie auf Helgoland nicht verändert.

Die Trends der Helgoländer FZkorr passen insbesondere bei vielen LZ zu den Fangzahlenindices auf Falsterbo. Selbst für Arten mit kleinen bis sehr kleinem Stichprobenumfang wie Blaukehlchen, Braunkehlchen *Saxicola rubetra*, Kuckuck, Steinschmätzer und Wendehals ist die Gemeinsamkeit des Trends überzeugend. Aber auch bei einigen anderen Arten wie dem Zaunkönig und bei den verschiedenen Artengruppen sind die Ähnlichkeiten groß. Dies ist nicht völlig überraschend, da der Zug der meisten Vögel in Mitteleuropa auf dem Heimzug bekanntermaßen in nordöstlicher Richtung und auf dem Wegzug in umgekehrter Richtung erfolgt (Zink 1973, 1975, 1981, 1985; Zink & Bairlein 1995). Dennoch ist ein derartiger Vergleich der Daten zweier Beringungsstationen nicht irrelevant. Die Ähnlichkeiten bestätigen z. B. die Notwendigkeit von Standardisierungen des Fangbetriebs (Ralph & Dunn 2004), die Unterschiede weisen u. a. auf die unvorhersehbar hohe Abhängigkeit von Fangzahlen von kurzfristigen lokalen und wetterbedingten Bedingungen hin.

Im Gegensatz zu Helgoland erfasst die Fangstation auf der dänischen Insel Christiansø, die am südöstlichen Rand der Zugroute schwedischer Brutvögel liegt, vermutlich überwiegend finnische Brutvögel und damit

andere Teilpopulationen als Helgoland. Christiansø liegt am östlichen Rand des Wiederfundbereichs auf Helgoland beringter Vögel und erbrachte bisher nur drei von etwa 10.000 Wiederfunden auf Helgoland beringter Vögel seit 1909. Angesichts der Parallelität der Zugrouten über Mittel- und Westeuropa bzw. des hohen Anteils von Südostziehern bei vielen Arten im östlichen Fennoskandien (vgl. Zink & Bairlein 1995; Bairlein 2001) ist es somit nicht verwunderlich, dass die Fangzahlen-indices der beiden Beringungsstationen kaum übereinstimmende Entwicklungen zeigen.

4.2.4 FZkorr und Klima

Neben dem räumlich-zeitlichen Verlauf des Vogelzugs sind auch Überlebensrate, Brutbestände und Bruterfolg, die sich in den Fangzahlen widerspiegeln, von lokalen aber auch großräumigen klimatischen Bedingungen abhängig. So ist z. B. ein Zusammenhang zwischen diesen Parametern und der Habitatqualität im afrikanischen Überwinterungsgebiet, insbesondere mit der Niederschlagsrate in der Regenzeit, für verschiedene Arten belegt (z. B. Marchant et al. 1990; Peach et al. 1991, 1998; Berthold et al. 1993; Kanyamibwa et al. 1993; Bairlein & Henneberg 2000; Saino et al. 2004a, b). Zudem können die klimatischen Bedingungen auf dem Zug erhebliche Effekte auf die Kondition der Vögel und die Brutbestände haben (Bairlein & Hüppop 2004; Newton 2006). Auch in der Neuen Welt wurde ein Einfluss der Habitatqualität im Überwinterungsgebiet oder in den Durchzugsgebieten auf Körperkondition und Populationsdynamik von LZ nachgewiesen (z. B. Marra et al. 1998; Sillett et al. 2000; Bearhop et al. 2004; Norris et al. 2004). Haben die Bedingungen in den Überwinterungs- und Durchzugsgebieten auch Einfluss auf die Fangzahlen der über Helgoland ziehenden Vögel?

Der Beginn und das Anhalten der Saheldürre spiegeln sich zwar nur bei erstaunlich wenig einzelnen der über Helgoland ziehenden LZ-Arten wider. Dennoch besteht ein korrelativer Zusammenhang der Heimzug-FZkorr mit den Niederschlagsraten in der vorhergehenden Regenzeit im Sahel (Juni bis Oktober), was wir an anderer Stelle ausführlicher darlegen und diskutieren wollen. Dies trifft z. B. auf die hinsichtlich der Folgen der Saheldürre als Paradebeispiel geltende Dorngrasmücke zu (Abb. 7), aber auch auf neun weitere LZ-Arten. Somit wird bestätigt, dass die Bedingungen im Sahel, als obligatorischem Durchzugs- und/oder Überwinterungsgebiet einiger LZ-Arten, von großer Bedeutung für die Fitness der Heimzügler sein können. Für die LZ-Arten, deren Heimzug-FZkorr gar keine Beziehungen zu den Niederschlagsraten in Afrika zeigen, ist zu vermuten, dass sie in der Lage sind, lokalen schlechten Bedingungen bzw. der im Verlauf des Winters sich immer weiter nach Süden ausbreitenden Trockenheit im afrikanischen Überwinterungsgebiet auszuweichen (vgl. Gatter 1987a, b; Bruderer et al. 2006).

Auch die Niederschlagsverhältnisse im westlichen Mittelmeerraum, dem zwangsläufigen Durchzugsgebiet der meisten LZ und dem Überwinterungsgebiet vieler KMZ, wirken sich auf die Fangzahlen dieser Arten aus: Je weniger es hier im Vorjahr während der sommerlichen Trockenzeit (Juni bis August) geregnet hat, desto niedriger sind die Heimzug-FZkorr aller LZ und aller KMZ zusammen sowie vieler einzelner Arten. Unsere Daten belegen zudem, dass auch die Wegzug-FZkorr vieler LZ, und damit vermutlich ihr Bruterfolg in Europa, umso höher sind, je besser „vorbereitet“ die Überwinterungs- und/oder die Durchzugsgebiete Sahel und westlicher Mittelmeerraum vor der betreffenden Brut-saison waren. Dass die Wegzug-FZkorr aller LZ zusammen (im Gegensatz zu den KMZ), und damit vermutlich der vorhergehende Bruterfolg im Brutgebiet in Südschandinavien, umso geringer zu sein scheinen, je niedriger die Niederschlagsrate in den südschandinavischen Brutgebieten während der Brutzeit (Monate April bis Juni) war, ist ein unerwartetes Ergebnis. Eher wäre ein negativer Zusammenhang zwischen Niederschlagsrate und Bruterfolg zu erwarten, wie es für europäische Brutvögel bekannt ist (Newton 1998). Die genaueren Zusammenhänge der Helgoländer FZkorr mit den klimatischen Gegebenheiten und Veränderungen sowohl in den Brut- als auch in den Durchzugs- und Überwinterungsgebieten werden noch detaillierter untersucht werden.

Ein großräumiges Klimaphänomen wie die NAO beeinflusst und reflektiert nicht nur ein einzelnes Klimaelement wie den Niederschlag, sondern zugleich Temperatur, Windstärke und Windrichtung vor allem in den Wintermonaten in weiten Bereichen Mittel- und Nordeuropas (Hurrell 1995). Gerade durch das Zusammenspiel verschiedener Wettervariablen werden Individuen eher beeinflusst als durch einzelne mehr oder weniger lokale Faktoren (Stenseth et al. 2003). So konnten bisher das „Timing“ des Durchzugs und der Ankunft im Brutgebiet (Hüppop & Hüppop 2003; Vähätalo et al. 2004; Stervander et al. 2005) sowie der Brutbeginn (Przybylo et al. 2000; Sanz 2002, 2003) gut mit dem NAO-Winterindex, der die Witterung in den Wintermonaten vor dem Heimzug in den Durchzugs- und Brutgebieten beschreibt, in Verbindung gebracht werden. Die „El Niño Southern Oscillation“, die allerdings vor allem im Winterquartier wirkt, kann auch die Populationsdynamik nordamerikanischer Zugvögel beeinflussen (Sillett et al. 2000; Sedinger et al. 2006). Ein Zusammenhang der Helgoländer FZkorr mit dem NAO-Winterindex, der am ehesten für die Wegzug-FZkorr als Spiegel des Bruterfolgs zu erwarten gewesen wäre, konnte in der vorliegenden Untersuchung jedoch nicht nachgewiesen werden. Vermutlich sind während der Brutzeit selbst, im Gegensatz zur Heimzugzeit, eher lokale und aktuelle Bedingungen als deren Vorbereitung während der Wintermonate von Bedeutung.

Obwohl der Einfluss außerhalb des Brutgebiets wirksamer Faktoren nur selten genau abzuschätzen ist (Bauer & Berthold 1996), konnten wir hier dennoch für eine Vielzahl von LZ-Arten zeigen, dass, neben lokalen und aktuellen Bedingungen während der Brutzeit, die Vorbereitung der vorbrutzeitlichen Durchzugs- und Überwinterungsbedingungen fernab der Brutgebiete von großer Bedeutung für Überleben, Fitness und Bruterfolg ist.

4.3 Allgemeine Ursachen für die langfristige Veränderung von Fangzahlen

Die von Fangzahlen oft reflektierte langfristige Veränderung der Vogelwelt steht überwiegend in Zusammenhang mit einer Vielzahl oft anthropogener Veränderungen der Landschaft, meist durch Intensivierung und Änderung der landwirtschaftlichen Nutzung, (z. B. Böhning-Gaese 1992; Bauer & Berthold 1996; Berthold 1998; Berthold et al. 1999; Schwarz & Flade 2000; Vorisek 2003; Flade & Schwarz 2004a; Bauer et al. 2005; Gregory et al. 2005). Aber auch Klimaveränderungen spielen eine nicht unerhebliche Rolle (z. B. Bauer & Berthold 1996; Berthold et al. 1998; Sokolov et al. 2001 a; Böhning-Gaese & Lemoine 2004; Berthold & Fiedler 2005; Huntley et al. 2006). Neben generellen Struktur- und Qualitätsveränderungen der Habitate (z. B. Gatter 2004; Gatter & Schütt 2004; Scherzinger & Schumacher 2004; Zang 2004) können heute vor allem Verschiebungen der Flächenanteile der verschiedenen Lebensraumtypen als entscheidend für Bestandsveränderungen angesehen werden (Gatter 2000). In Mittel- und Nordeuropa besteht allgemein eine Verschiebung zu mehr Wald und Dauergrünland, während die Ackerflächen eher abgenommen haben. Dabei haben sich die Wälder in Mittel- und Nordeuropa nicht einheitlich, sondern z. T. sogar gegenläufig verändert. Auch wenn in ganz Europa die Waldfläche insgesamt zugenommen hat, nahmen in Mitteleuropa die Vögel lichter Wälder und des Jungwuchses ab und Arten alter geschlossener Wälder zu, während mit der intensivierten Forstwirtschaft in der borealen Region Arten zunahmen, die Kahlschläge und Jungbewuchs besiedeln (Gatter 2000, 2004).

Die meisten der heutigen Nutzungsänderungen sind mit höheren Siedlungsdichten von Vögeln verbunden, wobei diese Entwicklungen meist zu Lasten seltener Arten gehen (Gatter 2000, 2004). Niemi et al. (1998) konnten z. B. für finnische Waldvögel zeigen, dass im Zuge der Umwandlung natürlicher Wälder in intensiv bewirtschaftete Forsten mehr Waldvogelarten im Bestand zugenommen als abgenommen haben, wobei aber vor allem die häufigeren Arten zugenommen haben und die seltenen noch seltener geworden sind. Nach Vorisek (2003) haben sich die Bestände von Generalisten in Europa wenig verändert, während die der Spezialisten bei Waldvögeln um 7 % und bei Vögeln der offenen Landschaft sogar um 42 % abgenommen haben. Auch

in Ballungsgebieten hat sich eine Verschiebung der innerstädtischen Vogelgemeinschaften zugunsten der häufigen Vogelarten und der Standvögel ergeben (Mitschke et al. 2000; Schwarz & Flade 2000).

Nach Simulationen sind Spezialisten oder Arten mit kleinem Verbreitungsgebiet auch durch die langfristige und großräumige Klimaveränderung besonders betroffen. Zudem leiden Zugvögel wegen der Vielfalt der Habitate, die sie nutzen, vermutlich am stärksten unter dem Klimawandel (Huntley et al. 2006). Die schon offensichtliche Umverteilung der Artanteile zu Ungunsten der LZ zeigt, dass insbesondere die LZ offensichtlich anderen limitierenden Faktoren ausgesetzt sind als die KMZ. Sie sind aber innerhalb des Zugtyps der LZ durchaus ähnlich, wie aus der engen Gruppierung der LZ in der vorliegenden multidimensionalen Skalierung hervorgeht. Neben den Veränderungen in den Brutgebieten sind für die LZ auch die Veränderungen in den Durchzugsgebieten und in den afrikanischen Durchzugs- und Überwinterungsgebieten von Bedeutung. So hat nicht nur die Dürre ab Ende der 1960er Jahre sondern auch die zunehmende anthropogene Nutzung die Bedingungen im Sahel bedeutend verschlechtert, südlich vom Sahel haben sich durch Bevölkerungsmigration die Wald- und Feuchtgebietssituation und damit die Überwinterungsareale der LZ stark verändert (Gatter 2000). Wo die größten Gefährdungen für die LZ zu suchen sind, in den Brutgebieten, den Durchzugs- oder den Überwinterungsgebieten, in welchem Ausmaß in Zusammenhang mit klimatischen Veränderungen (z. B. Berthold 1998; Bairlein & Hüppop 2004) oder durch Nutzungsänderungen, bleibt noch offen und wird von Art zu Art unterschiedlich sein.

Insgesamt sind die Ursachen für die Veränderungen der Vogelwelt ungemein vielfältig und auch miteinander verknüpft, wie ausführlich z. B. in Bauer & Berthold (1996) und Gatter (2000) beschrieben. Eine aktuelle Zusammenfassung der Kenntnisse über limitierende Faktoren auf die Bestandszahlen von Zugvögeln bietet Newton (2004). Viele, meist nicht zu trennende Faktoren wirken gemeinsam oder sogar gegeneinander und haben oft unerwartete Effekte, so dass die Veränderung von Fangzahlen nur selten im Detail erklärt werden kann.

Auch ein verändertes Zugverhalten kann dazu führen, dass sich die Fangzahlen an einer Beringungsstation ändern, ohne dass sich Bestände geändert haben. Dabei kommen sowohl eine Verkürzung der Zugwege, eine Verringerung des Anteils ziehender Individuen als auch veränderte Zugrichtungen in Frage: Fiedler et al. (2004) beschreiben den Wandel des Zugverhaltens einer Vielzahl von Kurzstrecken- oder Teilziehern hinsichtlich Distanz, Höhe und Richtung in den letzten Jahrzehnten. Somit steht die Abnahme der Fangzahlen einiger Arten vermutlich auch in Zusammenhang mit dem Trends zu immer milderem Winter und der bei

etlichen Arten beobachteten Nordverlagerung der Überwinterungsgebiete (Böhning-Gaese & Lemoine 2004). Je mehr Vögel weniger weit ziehen oder sogar im Brutgebiet verbleiben, umso geringer wird die Fangzahl an einer festen Station. Schließlich kann eine Veränderung von Fangzahlen schlicht vorgetäuscht sein, und zwar durch einmal festgelegte und über einen langen Untersuchungszeitraum nicht veränderte Fangzeiten, die zudem nicht die gesamte Zugzeit erfassen. Durch diese an den meisten Fangstationen praktizierte Methode sind Veränderungen von Fangzahlen möglicherweise lediglich das Produkt veränderter Durchzugszeiten, z. B. in Folge von Klimaveränderungen (Korner-Nievergelt et al. 2007).

5. Zusammenfassung

Das im Fanggarten auf Helgoland seit mehr als vier Jahrzehnten gewonnene Datenmaterial ist neben dem hohen Maß an Standardisierung der Fangmethoden insbesondere wegen der isolierten Lage der kleinen Insel im Meer zur Vogelzugforschung geeignet. Eine detaillierte Auswertung und grafische Darstellung der Fangzahlen, für das ganze Jahr und für Heimzug und Wegzug getrennt, erfolgt für insgesamt 71 Arten mit einer Gesamtsumme von rund 501.000 Beringungen für den Zeitraum von 1960 bis 2004. Die einzelnen Fangtermine von 67 seltenen Arten mit weniger als 25 Fängen in diesem Zeitraum ($n = 340$) werden in einer Tabelle zusammengefasst. Von 1970 bis 2004 wurden 43,3 % aller Vögel auf dem Heimzug gefangen, der Wegzug macht 56,3 % aus, zwischen den (artspezifischen) Zugzeiten erfolgten nur 0,4 % aller Fänge. Am häufigsten wurden Singdrossel *Turdus philomelos* und Amsel *Turdus merula* mit rund 23 % bzw. 22 % gefangen, gefolgt von Gartengrasmücke *Sylvia borin*, Rotkehlchen *Erithacus rubecula* und Buchfink *Fringilla coelebs* mit jeweils mehr als 5 %. Weitere neun Arten wurden mit 1 bis 5 % gefangen, 21 Arten mit 0,1 bis 1 %. Die Mehrzahl (36 Arten) wie auch die seltenen Arten sind mit weniger als 0,1 % vertreten. 72 % aller Fänge sind Kurz-/Mittelstreckenzieher (KMZ), 22 % sind Langstreckenzieher (LZ). Der überwältigende Anteil der Fänge gehört zur Gilde der Waldvögel (96 %). Die Anteile von Männchen und Weibchen unterscheiden sich signifikant bei sieben von acht Arten auf dem Heimzug, bei sechs von zehn Arten auf dem Wegzug, wobei fast immer die Weibchen überwiegen. Die Anteile von Alt- und Jungvögeln unterscheiden sich signifikant bei sieben von acht Arten auf dem Heimzug und bei allen 16 Arten auf dem Wegzug, wobei fast immer und besonders auf dem Wegzug der Jungvogelanteil größer als der Altvogelanteil ist. Von 1970 bis 2004 hat der Jungvogelanteil auf dem Wegzug bei zwölf von 16 Arten zugenommen (bei acht signifikant).

Auf Helgoland werden die absoluten Fangzahlen stark von lokalen Faktoren beeinflusst. Mit der Berechnung korrigierter Fangzahlenindizes (FZkorr) konnte der Einfluss insbesondere der massiven Vegetationsveränderung auf der Insel sowie der Wetter bedingten saisonalen und jährlichen Schwankungen ausgeglichen und eine für vergleichende Aussagen geeignete Datenbasis geschaffen werden. Die FZkorr nahmen in den 45 Jahren bei 49 der 66 berücksichtigten Arten ab, davon bei 40 Arten signifikant. Zehn Arten nahmen zu, davon sieben sig-

nifikant, und sieben Arten veränderten sich nicht. Für alle Arten zusammen beträgt die signifikante Abnahme 42 %, für die KMZ 39 % und für die LZ 55 %. Auch die vier verschiedenen Gilden nahmen über den gesamten Untersuchungszeitraum um 33 % (Waldvögel), 58 % (Vögel der offenen Landschaft), 74 % (Vögel der Uferzone) bzw. 46 % (Mischtypen) ab. Neben diesen kritisch zu bewertenden linearen Trendberechnungen verdeutlichen Ausgleichslinien den genaueren Verlauf der Veränderungen und offenbaren Wechsel von Abnahme- und Zunahmephase. Ein Zunahmetrend bei den Waldvögeln in der zweiten Hälfte des Untersuchungszeitraums wird nur von den KMZ getragen, während die LZ unter den Waldvögeln über den gesamten Untersuchungszeitraum abnahmen.

Die Helgoländer FZkorr veränderten sich in verschiedenen Beobachtungszeiträumen überwiegend ähnlich wie die Datenreihen an anderen mittel- und osteuropäischen sowie skandinavischen Beringungsstationen. Insbesondere mit den Fangzahlen von Falsterbo in Südschweden von 1980 bis 1999 (Karlsson et al. 2002) gibt es große Übereinstimmungen.

Fangzahlen von Vögeln aus Langzeitprogrammen mit standardisierten Fanggeräten unter konstanten Bedingungen wie die Helgoländer Daten erlauben auch Aussagen zu Bestandsveränderungen. Trotz einer sehr groben Einteilung in nur fünf Kategorien korrelieren die Trends der Helgoländer FZkorr aller Arten von 1970 bis 1990 signifikant mit den Brutbestandstrends in Schweden und Norwegen nach BirdLife International/EBCC (2000). Mit den Bestandstrends in Deutschland, Dänemark und Finnland gibt es hingegen fast keine signifikanten Zusammenhänge. Beim wesentlich genaueren jährlichen Vergleich der Helgoländer FZkorr mit den Sommerbestandsindizes in Schweden nach Lindström & Svensson (2005) gibt es deutlichere Übereinstimmungen: Die Datenreihen der beiden Erfassungen von 1975 bis 2004 verlaufen nicht nur bei vielen Arten, sondern auch bei allen Arten zusammen und bei den Zugtypen und Gilden erstaunlich parallel. Dies belegt einen engen Zusammenhang der Helgoländer FZkorr mit den Brutbeständen in Skandinavien, zumindest in Schweden. Insgesamt sind die Veränderungen der auf Helgoland als reinem Durchzugsgebiet ermittelten Fangzahlen durchaus als Indikator für Bestandsveränderungen in Schweden geeignet.

Kein Zusammenhang lässt sich zwischen dem großräumigen Klimaphänomen „Nordatlantische Oszillation“ und den FZkorr der einzelnen Arten oder Artengruppen nachweisen. Dagegen gibt es Korrelationen mit der mittleren Niederschlagsrate: Je trockener es in den Regenzeit-Monaten (Juni bis Oktober) vor der Überwinterung (Oktober bis März) im Sahel war, desto geringer waren die FZkorr des folgenden Heimzugs etlicher LZ-Arten. Je trockener es im mediterranen Durchzugs- bzw. Überwinterungsgebiet im vorhergehenden Sommer war, desto niedriger waren die Heimzug-FZkorr der LZ bzw. der KMZ auf Helgoland. Schließlich waren auch die Wegzug-FZkorr vieler LZ-Arten, und damit vermutlich ihr vorhergehender Bruterfolg, umso höher, je höher die Niederschlagsraten in den Überwinterungs- und Durchzugsgebieten Sahel und westlicher Mittelmeerraum waren. Offensichtlich ist für eine Vielzahl von LZ-Arten, neben lokalen und aktuellen Bedingungen während der Brutzeit, die „Vorbereitung“ der vorbrutzeitlichen Durchzugs- und Überwinterungsbedingungen fernab der Brutgebiete von großer Bedeutung für Überleben, Kondition und Bruterfolg in der folgenden Brutzeit.

6. Literatur

- Alerstam T 1990: Bird migration. Cambridge Univ. Press, Cambridge, New York, Melbourne.
- Bairlein F 2001: The study of migration routes. *Ardea* 89, special issue: 7-19.
- Bairlein F & Henneberg 2000: Der Weißstorch (*Ciconia ciconia*) im Oldenburger Land. Isensee, Oldenburg.
- Bairlein F & Hüppop O 2004: Migratory fuelling and global climate change. In: Möller AP, Fiedler W & Berthold P (Hrsg) *Advances in Ecological Research Volume 35: Birds and Climate Change*. Elsevier Science, London: 33-47.
- Bauer HG & Berthold P 1996: Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Bauer HG, Bezzel E & Fiedler W 2005: Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Aula-Verlag, Wiebelsheim.
- Bearhop S, Hilton GM, Votier SC & Waldron S 2004: Stable isotope ratios indicate that body condition in migrating passerines is influenced by winter habitat. *Proc. R. Soc. Lond. B* 271 (Suppl.): 215-218.
- Berthold P 1976: Methoden der Bestandserfassung in der Ornithologie: Übersicht und kritische Betrachtung. *J. Ornithol.* 117: 1-69.
- Berthold P 1998: Vogelwelt und Klima: gegenwärtige Veränderungen. *Naturwiss. Rundschau* 9: 337-346.
- Berthold P 2000: Vogelzug. Eine aktuelle Gesamtübersicht. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.
- Berthold P 2004: Use of mist nets for monitoring landbird fall population trends, and comparison with other methods. In: Ralph CJ & EH Dunn (Hrsg.) *Monitoring bird populations using mist nets*. *Studies Avian Biol.* 29: 112-115.
- Berthold P & Fiedler W 2005: 32-jährige Untersuchung der Bestandsentwicklung mitteleuropäischer Kleinvögel mit Hilfe von Fangzahlen: überwiegend Bestandsabnahmen. *Vogelwarte* 43: 97-102.
- Berthold P, Fiedler W, Schlenker R & Querner U 1998: 25-year study of the population development of Central European songbirds: A general decline, most evident in long-distance migrants. *Naturwiss.* 85: 350-353.
- Berthold P, Fiedler W, Schlenker R & Querner U 1999: Bestandsveränderungen mitteleuropäischer Kleinvögel: Abschlussbericht zum MRI-Programm. *Vogelwarte* 40: 1-10.
- Berthold P, Fliege G, Heine G, Querner U & Schlenker R 1991: Wegzug, Rastverhalten, Biometrie und Mauser von Kleinvögeln in Mitteleuropa. *Vogelwarte* 36: 1-221.
- Berthold P, Fliege G, Querner U & Winkler H 1986: Die Bestandsentwicklung von Kleinvögeln in Mitteleuropa: Analyse von Fangzahlen. *J. Ornithol.* 127: 397-437.
- Berthold P, Kaiser A, Querner U & Schlenker R 1993: Analyse von Fangzahlen im Hinblick auf die Bestandsentwicklung von Kleinvögeln nach 20jährigem Betrieb der Station Mettnau, Süddeutschland. *J. Ornithol.* 134: 283-299.
- Bibby CJ, Burgess ND & Hill DA 1992: Methoden der Feldornithologie. Bestandserfassung in der Praxis. Neumann, Radebeul.
- BirdLife International/European Bird Census Council 2000: European bird populations: estimates and trends. BirdLife International (BirdLife Conservation series No. 10). Cambridge, UK.
- BirdLife International 2004: Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife International, Cambridge, UK.
- Böhning-Gaese K 1992: Ursachen für Bestandseinbußen europäischer Singvögel: eine Analyse der Fangdaten des Mettnau-Reit-Illmitz-Programms. *J. Ornithol.* 133: 413-425.
- Böhning-Gaese K & Lemoine N 2004: Importance of climate change for the ranges, communities and conservation of birds. *Adv. Ecol. Res.* 35: Birds and Climate Change. Elsevier Science, London: 211-236.
- Bortz J, Lienert GA & Boehnke K 2001: Verteilungsfreie Methoden in der Biostatistik. 2. Aufl. Springer-Verlag, Berlin.
- Both C, Bouwhuis S, Lessells CM & Visser ME 2006: Climate change and population declines in a long-distance migratory bird. *Nature* 441: 81-83.
- Botsford LW & Paulsen CM 2000: Assessing covariability among populations in the presence of intraseries correlation: Columbia River spring-summer chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) stocks. *Can. J. Fish. Aquat. Sci. / J. Can. Sci. Halieut. Aquat.* 57: 616-627.
- Bruderer B, Jenni S & Liechti F 2006: Vogelzug. Schweizerische Vogelwarte Sempach.
- Busche G 1999: Bestandsentwicklung von Brutvögeln im Westen Schleswig-Holsteins 1945-1995 – Bilanzen im räumlich-zeitlichen Vergleich. *Vogelwelt* 120: 193-210.
- Deppe HJ 1990: Langfristige Brutbestandskontrollen beim Zaunkönig *Troglodytes troglodytes* im nördlichen Schleswig-Holstein. *Vogelwelt* 111: 238-243.
- Dierschke V & Bindrich F 2001: Body condition of migrant passerines crossing a small ecological barrier. *Vogelwarte* 41: 119-132.
- Dierschke V & Bleifuß T 2001: Die Vogelberingung auf Helgoland im Jahr 2000. *Ornithol. Jber.* 11: 81-87.
- Dierschke V & Bleifuß T 2002: Die Vogelberingung auf Helgoland im Jahr 2001. *Ornithol. Jber.* 12: 90-95.
- Dunn EH & Hussell DJT 1995: Using migration counts to monitor landbird populations: Review and evaluation of current status. *Curr. Ornithol.* 12: 43-88.
- Fiedler W, Bairlein F & Köppen U 2004: Using large-scale data from ringed birds for the investigation of effects of climate change on migrating birds: pitfalls and prospects. In: Möller AP, Fiedler W & Berthold P (Hrsg) *Adv. Ecol. Res.* 35: Birds and Climate Change. Elsevier Science, London: 49-67.
- Flade M 1994: Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW-Verlag, Eching.
- Flade M & Schwarz J 2004a: Ergebnisse des DDA-Monitoringprogramms, Teil II: Bestandsentwicklung von Waldvögeln in Deutschland 1989-2003. *Vogelwelt* 125: 177-213.
- Flade M & Schwarz J 2004b: Die aktuelle Bestandsentwicklung des Zaunkönigs (*Troglodytes troglodytes*) in Deutschland. *Otis* 12: 47-52.
- Gatter W 1987 a: Zugverhalten und Überwinterung von paläarktischen Vögeln in Liberia (Westafrika). *Verh. Ornithol. Ges. Bayern* 24: 479-508.
- Gatter W 1987 b: Vogelzug in Westafrika: Beobachtungen und Hypothesen zu Zugstrategien und Wanderrouten: Vogelzug in Liberia, Teil II. *Vogelwarte* 34: 80-92.
- Gatter W 2000: Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. Aula, Wiebelsheim.
- Gatter W 2004: Deutschlands Wälder und ihre Vogelgesellschaften im Rahmen von Gesellschaftswandel und Umwelteinflüssen. *Vogelwelt* 125: 151-176.

- Gatter W & Schütt R 2004: Biomasse, Siedlungsdichte und Artenzahl von Vogelgesellschaften colliner und submontaner Laub- und Nadelwälder in Südwestdeutschland. *Vogelwelt* 125: 251-258.
- Gjershaug JO, Thingstad PG, Eldøy S & Byrkjeland S 1994: Norwegian bird atlas. Kloebe: Norsk Ornitologisk Forening.
- Glutz von Blotzheim UN, Bauer KM & Bezzel E 2001: Handbuch der Vögel Mitteleuropas auf CD-ROM. Vogelzugverlag, Wiebelsheim.
- Gregory RD, Gibbons DW & Donald PF 2004: Bird census and survey techniques. In Sutherland WJ, Newton I & Green RE (Hrsg.) *Bird ecology and conservation: a handbook of techniques*. Cambridge Univ. Press: 17-55.
- Gregory RD, van Strien A, Vorisek P, Gmelig Meyling AW, Noble DG, Foppen RPB & Gibbons DW 2005: Developing indicators for European birds. *Phil. Trans. Roy. Soc. B* 360: 269-288.
- Hüppop K & Hüppop O 2002: Atlas zur Vogelberingung auf Helgoland. Teil 1: Zeitliche und regionale Veränderungen der Wiederfundraten und Todesursachen auf Helgoland beringter Vögel (1909 bis 1998). *Vogelwarte* 41: 161-180.
- Hüppop K & Hüppop O 2004: Atlas zur Vogelberingung auf Helgoland. Teil 2: Phänologie im Fanggarten von 1961 bis 2000. *Vogelwarte* 42: 285-343.
- Hüppop K & Hüppop O 2005: Atlas zur Vogelberingung auf Helgoland. Teil 3: Veränderungen von Heim- und Wegzugzeiten von 1960 bis 2001. *Vogelwarte* 43: 217-248.
- Hüppop O & Hüppop K 2003: North Atlantic Oscillation and timing of spring migrants in birds. *Proc. R. Soc. Lond. B* 270: 233-240.
- Huntley B, Collingham YC, Green RE, Hilton GM, Rahbek C & Willis SG 2006: Potential impacts of climatic change upon geographical distributions of birds. *Ibis* 148: 8-28.
- Hurrell JW 1995: Decadal trends in the North Atlantic Oscillations: Regional temperatures and precipitation. *Science* 269: 676-679.
- Jenni L 1984: Zugmuster von Vögeln auf dem Col de Bretolet unter besonderer Berücksichtigung nachbrutzeitlicher Bewegungen. *Ornithol. Beob.* 81: 183-213.
- Jenni L & Naef-Daenzer B 1986: Vergleich der Fanghäufigkeiten von Zugvögeln auf dem Alpenpass Col de Bretolet mit Brutbeständen im Herkunftsgebiet. *Ornithol. Beob.* 83: 95-110.
- Kaiser A & Bauer HG 1994: Zur Bestimmung der Populationsgröße von Brutvögeln mit der Fang-Wiederfang-Methode und gängigen Kartierungsmethoden. *Vogelwarte* 37: 206-231.
- Kaiser A & Berthold P 2004: A European example of standardized mist netting in population studies of birds. In: Ralph CJ & EH Dunn (Hrsg.) *Monitoring bird populations using mist nets*. *Studies Avian Biol.* 29: 75-81.
- Kanyambwa S, Bairlein F & Schierer A 1993: Comparison of survival rates between populations of the White Stork *Ciconia ciconia* in Central Europe. *Ornis Scand.* 24: 297-302.
- Karlssohn L, Ehnbohm S, Persson K & Walinder G 2002: Changes in numbers of migrating birds at Falsterbo, South Sweden, during 1980-1999, as reflected by ringing totals. *Ornis Svecica* 12: 113-137.
- Korner-Nievergelt F, Korner-Nievergelt P, Baader E, Fischer L, Schaffner W & Kestenholz M 2007: Herbstlicher Tagzug auf der Beringungsstation Ulmethöchi im Jura: Veränderungen in den Fangzahlen über 40 Jahre (1966-2005). *Ornithol. Beob.* 104: 3-32.
- Lausten M & Lyngs P 2004: Trækfugle på Christiansø 1976 – 2001. Christiansø Naturvidenskabelige Feltstation.
- Legendre P & Legendre L 1998: *Numerical Ecology*. Amsterdam: Elsevier.
- Lindström, Å & Svensson S 2005: Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2004. Ekologiska institutionen, Lunds universitet, Lund 2005.
- Lloyd-Evans TL & Atwood JL 2004: 32 years of changes in passerine numbers during spring and fall migration in coastal Massachusetts. *Wilson Bulletin* 116: 1-16.
- Marchant JR, 1992: Recent trends in breeding populations of some common trans-Saharan migrants in northern Europe. *Ibis* 134 Suppl.: 113-119.
- Marchant JR, Hudson R, Carter SP & Whittington P 1990: Population trends in British breeding birds. BTO, Tring.
- Marra PP, Hobson KA & Holmes RT 1998: Linking winter and summer events in a migratory bird by using stable-carbon isotopes. *Science* 282: 1884-1886.
- Mitschke A, Garthe S & Mulsow R 2000: Langfristige Bestandstrends von häufigen Brutvögeln in Hamburg. *Vogelwelt* 121: 155-164.
- Moritz D 1982a: Langfristige Bestandsschwankungen ausgewählter Passeres nach Fangergebnissen auf Helgoland. *Seevogel* 3, Suppl.: 13-24.
- Moritz D 1982b: Die von 1953 bis 1979 auf Helgoland erzielten Fangergebnisse ausgewählter Arten. *Vogelwelt* 103: 129-143.
- Newton I 1998: *Population limitation in birds*. Academic Press, San Diego, London.
- Newton I 2004: Population limitation in migrants. *Ibis* 146: 197-226.
- Newton I 2006: Can conditions experienced during migration limit the population levels of birds. *J. Ornithol.* 147: 146-166.
- Niemi G, Hanowski J, Helle P, Howe R, Mönkkönen M, Venier L & Welsh D 1998: Ecological sustainability of birds in boreal forests. *Conservation Ecology* [online] 2(2): 17. <http://www.consecol.org/vol2/iss2/art17/>
- Norris DR, Marra PP, Kyser TK, Sherry TW & Ratcliffe LM 2004: Tropical winter habitat limits reproductive success on the temperate breeding grounds in a migratory bird. *Proc. R. Soc. Lond. B* 271: 59-64.
- Pannekoek J & van Strien AJ 2001: TRIM 3 manual. Trends and Indices for Monitoring data research paper no. 0102. Voorburg, The Netherlands: Statistics Netherlands. <http://www.ebcc.info>.
- Peach WJ, Baillie SR & Balmer DE 1998: Long-term changes in the abundance of passerines in Britain and Ireland as measured by constant effort mist-netting. *Bird Study* 45: 257-275.
- Peach WJ, Baillie SR & Underhill L 1991: Survival of British Sedge Warblers *Acrocephalus schoenobaenus* in relation to West African rainfall. *Ibis* 133: 300-305.
- Przybylo R, Sheldon BC & Merilä J 2000: Climatic effects on breeding and morphology: evidence for climatic plasticity. *J. Anim. Ecol.* 69: 395-403.
- Ralph CJ & Dunn EH 2004: Monitoring bird populations using mist nets. *Studies Avian Biol.* 29, pp. 211.
- Ralph CJ, Dunn EH, Peach WJ & Handel CM 2004: Recommendations for the use of mist nets for inventory and monitoring of bird populations. In: Ralph CJ & EH Dunn (Hrsg.) *Monitoring bird populations using mist nets*. *Studies Avian Biol.* 29: 187-196.

- Saino N, Szép T, Ambrosini R, Romano M & Møller AP 2004a: Ecological conditions during winter affect sexual selection and breeding in a migratory bird. *Proc. R. Soc. Lond. B* 271: 681-686.
- Saino N, Szép T, Romano M, Rubolini D, Spina F & Møller AP 2004b: Ecological conditions during winter predict arrival date at the breeding quarters in a trans-Saharan migratory bird. *Ecology Letters* 7: 21-25.
- Salewski V, Bairlein F & Leisler B 2006: Paläarktische Zugvögel in Afrika - Konkurrenz mit tropischen Arten? *Vogelwarte* 44: 1-15.
- Sanderson FJ, Donald PF, Pain DJ, Burfield IJ & van Bommel FPJ 2006: Long-term population declines in Afro-Palearctic migrant birds. *Biol. Cons.* 131: 93-105.
- Sanz JJ 2002: Climate change and breeding parameters of great and blue tits throughout the western Palearctic. *Global Change Biol.* 8: 1-14.
- Sanz JJ 2003: Large-scale effect of climatic change on breeding parameters of pied flycatchers in Western Europe. *Ecography* 26: 45-50.
- Scherzinger W & Schumacher H 2004: Der Einfluss forstlicher Bewirtschaftung auf die Umwelt – eine Übersicht. *Vogelwelt* 125: 215-250.
- Schmidt E & Hüppop K 2007: First observation and start of birdsong of 97 bird species in a community in the county of Parchim (Mecklenburg-Vorpommern) in the years 1963 to 2006. *Vogelwarte* 45: 27-58.
- Schwarz J & Flade M 2000: Ergebnisse des DDA-Monitoring-programms, Teil I: Bestandsveränderungen von Vogelarten der Siedlungen seit 1989. *Vogelwelt* 121: 87-106.
- Sedinger JS, Ward DH, Schamber JL, Butler WI, Eldridge WD, Conant B, Voelzer JF, Chelgren ND & Herzog MP 2006: Effects of El Niño on distribution and reproductive performance of Black Brant. *Ecology* 87: 151-159.
- Sheather SJ & Jones MC 1991: A reliable data-based bandwidth selection method for kernel density estimation. *J. R. Statist. Soc. B* 53: 683-690.
- Sillett TC, Holmes RT & Sherry TW 2000: Impacts of a global climate cycle on population dynamics of a migratory songbird. *Science* 188: 2040-2042.
- Sokolov LV, Baumanis J, Leivits A, Poluda AM, Poluda, AM, Yefremov VD, Markovets MY, & Shapoval AP 2001a: Changes in numbers of passerines in Europe in the second half of 20th century. *Avian Ecol. Behav.* 6: 44-45.
- Sokolov LV, Baumanis J, Leivits A, Poluda AM, Yefremov VD, Markovets MY, Morozov YG & Shapoval AP 2001b: Comparative analysis of long-term monitoring data on numbers of passerines in nine European countries in the second half of 20th century. *Avian Ecol. Behav.* 7: 41-74.
- Sokolov LV, Yefremov VD, Markovets MY, Shapoval AP & Shumakov ME 2000: Monitoring of numbers in passage populations of passerines over 42 years (1958-1999) on the Courish Spit of the Baltic Sea. *Avian Ecol. Behav.* 4: 31-53.
- Stenseth NC, Ottersen G, Hurrell JW, Mysterud A, Lima M, Chan K-S, Yoccoz NG & Ådlandsvik B 2003: Studying climate effects on ecology through the use of climate indices: the North Atlantic Oscillation, El Niño Southern Oscillation and beyond. *Proc. R. Soc. Lond. B* 270: 2087-2096.
- Stervander M, Lindström Å, Jonzén N & Andersson A 2005: Timing of spring migration in birds: long-term trends, North Atlantic Oscillation and the significance of different migration routes. *J. Avian Biol.* 36: 210-221.
- Südbeck P, Andretzke H, Fischer S, Gedeon K, Schikore T, Schröder K & Sudfeldt C 2005: Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.
- Svensson L 1970: Identification guide to European passerines. Naturhistoriska Riksmuseet, Stockholm.
- Svensson SE 1985: Effects of changes in tropical environments on the North European avifauna. *Ornis Fenn.* 62: 56-63.
- Vähätalo AV, Rainio K, Lehtikainen A & Lehtikainen E 2004: Spring arrival of birds depends on the North Atlantic Oscillation. *J. Avian Biol.* 35: 210-216.
- Vorisek P 2003: Population trends of common European birds. Pan-European common bird monitoring. <http://www.birdlife.cz>
- Wand MP & Jones MC 1995: Kernel smoothing. Chapman & Hall, London u. a.
- Winstanley D, Spencer R & Williamson K 1974: Where have all the whitethroats gone? *Bird Study* 21: 1-14.
- Zang H 2004: Der Einfluss der Waldschäden auf die Vogelwelt. *Vogelwelt* 125: 259-270.
- Zink G 1973: Der Zug europäischer Singvögel. Ein Atlas der Wiederfunde beringter Vögel. 1. Lieferung. Vogelzug-Verlag, Möggingen.
- Zink G 1975: Der Zug europäischer Singvögel. Ein Atlas der Wiederfunde beringter Vögel. 2. Lieferung. Vogelzug-Verlag, Möggingen.
- Zink G 1981: Der Zug europäischer Singvögel. Ein Atlas der Wiederfunde beringter Vögel. 3. Lieferung. Vogelzug-Verlag, Möggingen.
- Zink G 1985: Der Zug europäischer Singvögel. Ein Atlas der Wiederfunde beringter Vögel. 4. Lieferung. Vogelzug-Verlag, Möggingen.
- Zink G & Bairlein F 1995: Der Zug europäischer Singvögel. Ein Atlas der Wiederfunde beringter Vögel. 5. Lieferung. Aula, Wiesbaden.

Appendix 1: Fangdaten von 67 seltenen Arten mit jeweils weniger als 25 Fängen von 1960 bis 2004 (zusammen = 340 Individuen). Zweifelhafte Bestimmungen sind mit einem Sternchen gekennzeichnet. – *Trapping dates of 67 rare species with each less than 25 trappings from 1960 to 2004 (340 individuals in total). Questionable identifications are marked with an asterisk.*

| Art – species | n | Beringungsdatum – date of ringing |
|---|----|---|
| Zwergdommel <i>Ixobrychus minutus</i> | 1 | 25.5.60 |
| Wespenbussard <i>Pernis apivorus</i> | 1 | 9.9.91 |
| Rotmilan <i>Milvus milvus</i> | 1 | 22.8.75 |
| Kornweihe <i>Circus cyaneus</i> | 3 | 5.1.63, 8.2.76, 27.1.79 |
| Habicht <i>Accipiter gentilis</i> | 3 | 3.4.63, 3.11.63, 3.10.97 |
| Rauhfußbussard <i>Buteo lagopus</i> | 1 | 31.10.67 |
| Rotfußfalke <i>Falco vespertinus</i> | 1 | 6.8.69 |
| Merlin <i>F. columbarius</i> | 1 | 23.4.60 |
| Wachtelkönig <i>Crex crex</i> | 4 | 12.8.64, 26.4.71, 5.10.76, 17.8.89 |
| Hohltaube <i>Columba oenas</i> | 3 | 7.11.71, 5.3.82, 18.10.87 |
| Schleiereule <i>Tyto alba</i> | 5 | 5.5.61, 18.4.62, 8.6.65, 16.11.74, 7.12.78 |
| Sumpfohreule <i>Asio flammeus</i> | 6 | 4.10.60, 11.11.78, 27.10.81, 18.9.88, 20.10.88, 17.11.91 |
| Ziegenmelker <i>Caprimulgus europaeus</i> | 5 | 27.5.63, 30.5.63, 13.6.71, 27.8.71, 2.6.98 |
| Mauersegler <i>Apus apus</i> | 3 | 26.5.71, 29.5.71, 26.6.78 |
| Eisvogel <i>Alcedo atthis</i> | 1 | 19.8.60 |
| Wiedehopf <i>Upupa epops</i> | 2 | 30.04.78, 27.5.01 |
| Kleinspecht <i>Dryobates minor</i> | 1 | 3.11.87 |
| Heidelerche <i>Lullula arborea</i> | 1 | 15.3.62 |
| Walddieper <i>Anthus hodgsoni</i> | 1 | 27.9.90 |
| Strandpieper <i>Anthus petrosus</i> | 13 | 26.9.61, 23.10.62, 3.10.63, 4.10.63 (3), 12.2.65, 7.5.68, 31.5.68, 15.6.68, 3.9.68, 24.3.76, 6.1.82 |
| Zitronenstelze <i>Motacilla citreola</i> | 1 | 15.5.99 |
| Trauerbachstelze <i>M. yarrellii</i> | 6 | 11.4.68, 26.5.73, 10.6.76, 31.3.77, 23.4.84, 28.4.84 |
| Blauschwanz <i>Tarsiger cyanurus</i> | 2 | 06.06.98, 18.9.02 |
| Schwarzkehlchen <i>Saxicola rubicola</i> | 8 | 22.3.61 (2), 4.10.63, 3.10.89, 29.2.92, 29.3.93, 14.5.97, 22.6.97 |
| Erddrossel <i>Zoothera aurea</i> | 1 | 11.10.88 |
| Fahldrossel <i>Turdus pallidus</i> | 1 | 16.7.86 |
| Schlagschwirl <i>Locustella fluviatilis</i> | 1 | 5.6.95 |
| Seggenrohrsänger <i>Acrocephalus paludicola</i> | 2 | 6.8.79, 29.9.85 |
| Drosselrohrsänger <i>A. arundinaceus</i> | 10 | 19.5.64, 28.5.68, 28.5.73, 14.6.83, 13.5.88, 2.6.89, 30.5.90, 20.5.97, 7.6.97, 13.5.01 |
| Orpheusspötter <i>Hippolais polyglotta</i> | 5 | 12.6.80, 8.9.80, 9.9.80, 6.7.81, 19.5.83 |
| Weißbart-Grasmücke <i>Sylvia cantillans</i> | 7 | 30.7.75, 15.6.78, 24.6.81, 6.7.81, 11.7.82, 21.5.88, 6.6.04 |
| Grünlaubsänger <i>Phylloscopus trochiloides</i> | 21 | 28.5.75, 8.6.75, 24.8.81, 6.9.81, 5.6.85, 11.6.87, 27.5.88, 31.5.88, 15.6.89, 8.6.90, 26.8.91, 1.6.92, 26.8.93, 19.9.96, 8.6.97* (evtl. Wacholderlaubsänger <i>Ph. nitidus</i>), 16.8.97, 12.6.99, 14.8.00, 30.8.01, 9.6.02, 29.5.03 |
| Goldhähnchen-Laubsänger <i>Phylloscopus proregulus</i> | 6 | 2.11.77, 16.10.84, 8.10.86, 2.10.87, 27.10.95, 27.10.03 |
| Gelbbrauen-Laubsänger <i>Phylloscopus inornatus</i> | 20 | 25.9.60, 6.11.72, 2.10.75, 29.9.79, 28.9.80, 2.10.81, 16.10.81, 14.10.85, 11.10.86, 14.10.86, 29.4.88, 3.10.88, 4.10.88, 23.9.90, 8.9.93, 12.9.93, 11.10.94, 4.10.97, 28.9.00, 3.10.00 |
| Tienschan-Laubsänger <i>Phylloscopus humei</i> | 1 | 9.11.94 |

| Art – species | n | Beringungsdatum – date of ringing |
|---|----|---|
| Berglaubsänger <i>Phylloscopus bonelli</i> | 3 | 7.6.66* und 26.8.80* (evtl. Balkanlaubsänger <i>Ph. orientalis</i>), 26.5.82 |
| Halsbandschnäpper <i>Ficedula albicollis</i> | 1 | 26.5.90 |
| Bartmeise <i>Panurus biarmicus</i> | 3 | 22.3.67, 24.10.87, 15.10.93 |
| Schwanzmeise <i>Aegithalos caudatus</i> | 19 | 2.10.72, 28.3.84 (3), 18.3.88 (2), 26.3.90, 29.10.92 (12) |
| Tannenmeise <i>Parus ater</i> | 14 | 18.9.61(2), 28.9.61, 25.10.62, 8.4.63, 14.10.69, 2.10.72, 6.10.72, 19.10.75, 11.10.88 (2), 13.9.89 (2), 11.10.96 |
| Waldbaumläufer <i>Certhia familiaris</i> | 16 | 19.4.60, 10.4.61, 15.10.62 (2), 12.10.65, 13.10.65, 29.3.74, 20.10.75, 22.10.75, 5.4.78, 1.8.78, 4.4.85, 3.4.87, 7.7.89, 23.10.91, 16.10.94 |
| Gartenbaumläufer <i>Certhia brachydactyla</i> | 3 | 16.10.76, 25.9.80, 20.10.83 |
| Beutelmeise <i>Remiz pendulinus</i> | 1 | 28.3.89 |
| Isabellwürger <i>Lanius isabellinus</i> | 1 | 21.9.80 |
| Schwarzstirnwürger <i>L. minor</i> | 1 | 9.5.61 |
| Rotkopfwürger <i>L. senator</i> | 4 | 17.5.73, 3.5.77, 23.5.77, 5.6.01 |
| Eichelhäher <i>Garrulus glandarius</i> | 19 | 27.5.60, 30.5.60, 4.10.65, 21.10.65 (4), 22.10.65, 19.10.68, 10.10.70, 30.9.72 (4), 2.10.72, 29.5.73, 20.10.99, 22.10.99, 18.10.04 |
| Elster <i>Pica pica</i> | 6 | 1.5.95, 8.5.98 (2), 23.9.00, 7.11.03, 22.2.04 |
| Tannenhäher <i>Nucifraga caryocatactes</i> | 13 | 6.8.68 (4), 7.8.68 (4), 9.8.68, 23.8.68, 13.9.68 (2), 17.09.68 |
| Rosenstar <i>Sturnus roseus</i> | 2 | 24.09.89, 19.8.02 |
| Braunrückengoldsperrling <i>Passer luteus</i> ¹⁾ | 1 | 2.8.79 |
| Girlitz <i>Serinus serinus</i> | 17 | 20.12.60, 15.11.61, 27.5.62, 25.11.63, 14.6.65, 16.11.67*, 4.5.76 (2), 14.5.76, 26.5.76 (2), 5.6.76, 18.4.77, 20.4.77, 27.4.77, 3.6.94, 28.5.02 |
| Bindenkreuzschnabel <i>Loxia bifasciata</i> | 5 | 18.7.72*, 27.7.72, 30.7.72 (2), 23.8.72 |
| Kiefernkreuzschnabel <i>Loxia pytyopsittacus</i> | 2 | 21.10.62*, 18.4.63* |
| Weißhand-Kernbeißer <i>Eophona migratoria</i> ¹⁾ | 1 | 21.5.92 |
| Maskenkernbeißer <i>Eophona personata</i> ¹⁾ | 1 | 15.5.97 |
| Schwarzkopf-Kernknacker <i>Pheucticus melanocephalus</i> ¹⁾ | 1 | 30.6.77 |
| Spornammer <i>Calcarius lapponicus</i> | 7 | 24.3.63, 4.10.67, 2.11.74, 19.10.75, 30.10.75, 15.9.87, 30.11.87 |
| Schneeammer <i>Calcarius nivalis</i> | 10 | 26.2.60, 4.3.60, 5.3.60, 19.3.60, 29.3.60, 4.11.61, 23.3.62, 22.3.65, 4.6.69, 19.2.79 |
| Fichtenammer <i>Emberiza leucocephalos</i> | 1 | 12.10.61 |
| Zaunammer <i>E. cirulus</i> | 2 | 5.9.83*, 21.4.99 |
| Waldammer <i>E. rustica</i> | 6 | 8.10.67, 8.6.79 (2), 1.6.81, 10.6.87, 30.5.88 |
| Zwergammer <i>E. pusilla</i> | 9 | 13.10.61, 12.10.63, 13.10.67, 12.12.75, 15.6.80, 10.10.84, 14.9.90, 9.12.92, 26.9.04 |
| Weidenammer <i>E. aureola</i> | 2 | 3.9.62, 14.8.75 |
| Braunkopffammer <i>E. bruniceps</i> | 2 | 15.6.60, 26.04.63 |
| Kappenammer <i>E. melanocephala</i> | 2 | 14.5.62, 26.5.77 |
| Grauummer <i>Miliaria calandra</i> | 16 | 9.2.60, 23.3.60 (3), 27.3.60, 28.3.60, 29.3.60 (2), 30.3.60, 3.4.60, 4.4.60, 7.4.60, 12.4.60, 13.4.60, 14.4.60, 13.02.62 |

¹⁾ Gefangenschaftsflüchtling

Appendix 2: Kategorisierte Trends (entsprechend BirdLife International/EBCC 2000) der korrigierten Fangzahlenindizes (FZkorr) des ganzen Jahres von 71 Arten aus dem Fanggarten auf Helgoland von 1970 bis 1990 (vorliegende Auswertung) und der Brutbestandstrends in Deutschland (D), Dänemark (DK), Schweden (S), Norwegen (N) und Finnland (SF) von 1970 bis 1990 aus BirdLife International/EBCC (2000). Für neun Arten konnte kein Trend der FZkorr berechnet werden, weil sie im Jahr 1970 nicht gefangen worden waren. – *Categorized trends (according to BirdLife International/EBCC 2000) of the corrected trapping number indices (FZkorr) of the whole year for 71 species trapped in the trapping garden on Helgoland from 1970 to 1990 (this analysis) and of the breeding-bird-indices in Germany (D), Denmark (DK), Sweden (S), Norway (N) and Finland (SF) from 1970 to 1990 from BirdLife International/EBCC (2000). For nine species no trend of FZkorr could be calculated since they had not been caught in 1970.*

| Art – species | Trend der FZkorr im ganzen Jahr auf – trend of FZkorr in the whole year in | Trend der Brutbestände in trend of breeding stocks in | | | | |
|--|---|--|----|----|----|----|
| | Helgoland | D | DK | N | S | SF |
| Sperber <i>Accipiter nisus</i> | 2 | 2 | 1 | 0 | 1 | 1 |
| Wasserralle <i>Rallus aquaticus</i> | -2 | 0 | 1 | 0 | -1 | 1 |
| Teichhuhn <i>Gallinula chloropus</i> | -1 | -1 | 0 | 0 | -1 | 0 |
| Zwergschnepfe <i>Limnocyrtus minimus</i> | -1 | | -1 | | 0 | 0 |
| Bekassine <i>Gallinago gallinago</i> | 0 | | | 0 | 0 | 0 |
| Waldschnepfe <i>Scolopax rusticola</i> | 2 | | | | | |
| Waldwasserläufer <i>Tringa ochropus</i> | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 2 |
| Ringeltaube <i>Columba palumbus</i> | 2 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| Turteltaube <i>Streptopelia turtur</i> | -2 | 0 | 1 | | | 2 |
| Kuckuck <i>Cuculus canorus</i> | 0 | 0 | -1 | 0 | -1 | -1 |
| Waldohreule <i>Asio otus</i> | -1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Wendehals <i>Jynx torquilla</i> | -2 | -1 | 1 | -1 | -1 | -2 |
| Buntspecht <i>Dendrocopos major</i> | -2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Baumpieper <i>Anthus trivialis</i> | | | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Wiesenpieper <i>Anthus pratensis</i> | 2 | 0 | -1 | 0 | 0 | 1 |
| Seidenschwanz <i>Bombicilla garrulus</i> | -2 | | | 0 | 0 | 0 |
| Zaunkönig <i>Troglodytes troglodytes</i> | 2 | | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Heckenbraunelle <i>Prunella modularis</i> | 0 | | -1 | 0 | 0 | 2 |
| Rotkehlchen <i>Erithacus rubecula</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Sprosser <i>Luscinia luscinia</i> | | 0 | 1 | 2 | 0 | 2 |
| Nachtigall <i>Luscinia megarhynchos</i> | 0 | 0 | | | | |
| Blaukehlchen <i>Luscinia svecica</i> | -1 | 0 | | 0 | 0 | 1 |
| Hausrotschwanz <i>Phoenicurus ochurus</i> | 2 | 0 | 1 | 1 | 0 | 2 |
| Gartenrotschwanz <i>Phoenic. phoenicurus</i> | -1 | -2 | -1 | -1 | -1 | 1 |
| Braunkehlchen <i>Saxicola rubetra</i> | 2 | -2 | -1 | 0 | 0 | -1 |
| Steinschmätzer <i>Oenanthe oenanthe</i> | -1 | -1 | -1 | 0 | 0 | -1 |
| Ringdrossel <i>Turdus torquatus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Amsel <i>Turdus merula</i> | -1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Wacholderdrossel <i>Turdus pilaris</i> | -2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Singdrossel <i>Turdus philomelos</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Rotdrossel <i>Turdus iliacus</i> | 0 | | 0 | 0 | 0 | -1 |
| Misteldrossel <i>Turdus viscivorus</i> | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Feldschwirl <i>Locustella naevia</i> | 2 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Schilfrohrsänger <i>Acroc. schoenobaenus</i> | 0 | -2 | -1 | 1 | 0 | 1 |
| Sumpfrohrsänger <i>Acrocephalus palustris</i> | 2 | 0 | 1 | 1 | 2 | 2 |
| Teichrohrsänger <i>Acrocephalus scirpaceus</i> | 1 | -1 | 1 | 1 | 1 | 1 |

| Art – species | Trend der FZkorr im ganzen Jahr auf – trend of FZkorr in the whole year in | Trend der Brutbestände in trend of breeding stocks in | | | | |
|--|---|--|----|----|----|----|
| | Helgoland | D | DK | N | S | SF |
| Gelbspötter <i>Hippolais icterina</i> | -1 | -1 | 1 | 0 | 1 | 1 |
| Sperbergrasmücke <i>Sylvia nisoria</i> | -2 | -1 | -1 | 2 | 0 | 2 |
| Klappergrasmücke <i>Sylvia curruca</i> | 1 | -1 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Dorngrasmücke <i>Sylvia communis</i> | 1 | -2 | -1 | 0 | 1 | 0 |
| Gartengrasmücke <i>Sylvia borin</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Mönchsgrasmücke <i>Sylvia atricapilla</i> | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 |
| Waldlaubsänger <i>Phylloscopus sibilatrix</i> | 2 | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 |
| Zilpzalp <i>Phylloscopus collybita</i> | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Fitis <i>Phylloscopus trochilus</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| Wintergoldhähnchen <i>Regulus regulus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Sommergoldhähnchen <i>Regulus ignicapillus</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | | |
| Grauschnäpper <i>Muscicapa striata</i> | 0 | -1 | 0 | 0 | 0 | -1 |
| Zwergschnäpper <i>Ficedula parva</i> | 2 | 0 | 0 | 2 | 0 | -1 |
| Trauerschnäpper <i>Ficedula hypoleuca</i> | -2 | 0 | -1 | 0 | 1 | 1 |
| Blaumeise <i>Parus caeruleus</i> | | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Kohlmeise <i>Parus major</i> | -2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Pirol <i>Oriolus oriolus</i> | 0 | -1 | | 2 | 0 | -1 |
| Neuntöter <i>Lanius collurio</i> | 0 | -1 | -1 | 1 | -2 | -1 |
| Raubwürger <i>Lanius excubitor</i> | -2 | -2 | 1 | 0 | 0 | -1 |
| Feldsperling <i>Passer montanus</i> | -2 | -1 | 1 | -1 | 0 | 2 |
| Buchfink <i>Fringilla coelebs</i> | -1 | 0 | 1 | 0 | 0 | -1 |
| Bergfink <i>Fringilla montifringilla</i> | -1 | 0 | | 0 | 0 | 0 |
| Grünling <i>Carduelis chloris</i> | -2 | 0 | 1 | 1 | 1 | 2 |
| Stieglitz <i>Carduelis carduelis</i> | | 0 | 1 | 0 | -1 | -2 |
| Erlenzeisig <i>Carduelis spinus</i> | | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Bluthänfling <i>Carduelis cannabina</i> | -2 | -1 | 1 | -1 | -1 | -2 |
| Berghänfling <i>Carduelis flavirostris</i> | -2 | | | 0 | 0 | 0 |
| Birkenzeisig <i>Carduelis flammea</i> | -2 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Fichtenkreuzschnabel <i>Loxia curvirostra</i> | | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Karmingimpel <i>Carpodacus erythrinus</i> | | 1 | 2 | 1 | 1 | 1 |
| Gimpel <i>Pyrrhula pyrrhula</i> | | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| Kernbeisser <i>Coccothraustes coccothraustes</i> | -1 | 0 | -1 | 1 | 1 | 1 |
| Goldammer <i>Emberiza citrinella</i> | -2 | -1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ortolan <i>Emberiza hortulana</i> | | -1 | | -1 | 0 | 0 |
| Rohrhammer <i>Emberiza schoeniclus</i> | 2 | -1 | 1 | 0 | 0 | -1 |

Appendix 3: Lineare Trends der korrigierten Fangzahlenindizes (FZ_{korrt}) von 1960 bis 2004 (n = 45 Jahre, Ausnahmen s. 2.2.) der 66 einzelnen im Fanggarten auf Helgoland gefangenen Arten (für das ganze Jahr sowie für Heimzug und Wegzug getrennt) sowie der Mittelwerte aller Arten, der Zugtypen und der Gilden. ind. = Stichprobenumfang der Datenbasis FZabs; Trend: Pfeil nach oben = Zunahme, Pfeil nach unten = Abnahme, schwarz = $p < 0,05$ (signifikant), grau = $p < 0,5$ (nur Trend), kein Pfeil = $p > 0,5$ (kein Trend); b = Regressionskoeffizient, R^2 = Bestimmtheitsmaß, p = Signifikanzniveau (fett: $p < 0,05$). – Linear trends of the corrected trapping number indices (FZ_{korrt}) from 1960 to 2004 (n = 45 years, exceptions see 2.2) of 66 single species trapped in the trapping garden on Helgoland (for the whole year and for spring migration and autumn migration separately) as well as of the mean of all species together, of the migration types (KMZ = short/medium distance migrants, LZ = long distance migrants) and of the ecological guilds. ind. = sample size of the data base FZabs; Trend: upward arrow = increase, downward arrow = decrease, black = $p < 0,05$ (significant), grey = $p < 0,5$ (trend only), no arrow = $p > 0,5$ (no trend); b = regression coefficient, R^2 = coefficient of determination, p = level of significance (bold: $p < 0,05$).

| Art – species | Ganzes Jahr – whole year | | | | | Heimzug – spring migration | | | | | Wegzug – autumn migration | | | | |
|--|--------------------------|-------|---------|----------------|--------------|----------------------------|-------|--------|----------------|--------------|---------------------------|-------|--------|----------------|--------------|
| | ind. | Trend | b | R ² | p | ind. | Trend | b | R ² | p | ind. | Trend | b | R ² | p |
| Sperber <i>Accipiter nisus</i> | 2.654 | ▲ | 2,881 | 0,311 | 0,000 | 333 | ▲ | 3,461 | 0,312 | 0,000 | 2.320 | ▲ | 3,110 | 0,264 | 0,000 |
| Wasserralle <i>Rallus aquaticus</i> | 103 | ▼ | -2,399 | 0,475 | 0,000 | 23 | ▼ | -1,840 | 0,356 | 0,000 | 80 | ▼ | -2,227 | 0,426 | 0,000 |
| Teichhuhn <i>Gallinula chloropus</i> | 81 | ▼ | -3,727 | 0,280 | 0,000 | 54 | ▼ | -2,052 | 0,193 | 0,003 | | | | | |
| Zwergschnepfe <i>Lymnocyrtus minimus</i> | 60 | ▼ | -1,388 | 0,040 | 0,188 | | | | | | 45 | ▼ | -0,975 | 0,030 | 0,253 |
| Bekassine <i>Gallinago gallinago</i> | 162 | | -0,167 | 0,004 | 0,692 | 57 | ▼ | -0,392 | 0,018 | 0,381 | 105 | | 0,401 | 0,009 | 0,530 |
| Waldschnepfe <i>Scolopax rusticola</i> | 1.443 | ▲ | 24,98 | 0,520 | 0,000 | 741 | ▲ | 20,40 | 0,408 | 0,000 | 701 | ▲ | 22,22 | 0,412 | 0,000 |
| Waldwasserläufer <i>Tringa ochropus</i> | 123 | ▼ | -0,925 | 0,119 | 0,020 | | | | | | 101 | ▼ | -0,877 | 0,129 | 0,015 |
| Ringeltaube <i>Columba palumbus</i> | 433 | ▲ | 3,162 | 0,205 | 0,002 | 262 | ▼ | -0,570 | 0,039 | 0,194 | | | | | |
| Turteltaube <i>Streptopelia turtur</i> | 367 | ▼ | -5,345 | 0,398 | 0,000 | 342 | ▼ | -4,339 | 0,388 | 0,000 | | | | | |
| Kuckuck <i>Cuculus canorus</i> | 323 | ▼ | -1,012 | 0,398 | 0,000 | 42 | ▼ | -0,839 | 0,042 | 0,179 | 266 | ▼ | -0,871 | 0,340 | 0,000 |
| Waldohreule <i>Asio otus</i> | 956 | ▼ | -4,123 | 0,192 | 0,003 | 289 | ▼ | -2,690 | 0,098 | 0,036 | 667 | ▼ | -3,861 | 0,177 | 0,004 |
| Wendehals <i>Jynx torquilla</i> | 544 | ▼ | -3,630 | 0,437 | 0,000 | 240 | ▼ | -8,753 | 0,232 | 0,001 | 304 | ▼ | -2,314 | 0,412 | 0,000 |
| Baumpieper <i>Anthus trivialis</i> | 448 | ▼ | -0,956 | 0,104 | 0,031 | 248 | ▼ | -1,071 | 0,094 | 0,040 | 200 | ▼ | -0,483 | 0,027 | 0,285 |
| Wiesenpieper <i>Anthus pratensis</i> | 2.957 | ▼ | -0,754 | 0,011 | 0,493 | 470 | ▼ | -3,124 | 0,040 | 0,188 | 2.187 | | 0,040 | 0,000 | 0,975 |
| Seidenschwanz <i>Bombicilla garrulus</i> | 103 | ▼ | -4,602 | 0,149 | 0,009 | | | | | | 101 | ▼ | -4,305 | 0,177 | 0,004 |
| Zaunkönig <i>Troglodytes troglodytes</i> | 2.317 | ▲ | 2,488 | 0,256 | 0,000 | 1.052 | ▲ | 9,249 | 0,250 | 0,000 | 1.263 | ▲ | 1,942 | 0,211 | 0,002 |
| Heckenbraunelle <i>Prunella modularis</i> | 18.898 | ▼ | -0,579 | 0,256 | 0,000 | 11.044 | ▼ | -0,862 | 0,353 | 0,000 | 7.854 | ▼ | -0,421 | 0,130 | 0,015 |
| Rotkehlchen <i>Erithacus rubecula</i> * | 30.742 | | 0,103 | 0,002 | 0,812 | 14.941 | | 0,070 | 0,000 | 0,910 | 17.313 | | 0,225 | 0,007 | 0,619 |
| Nachtigall <i>Luscinia megarhynchos</i> | 65 | ▼ | -0,713 | 0,049 | 0,145 | 58 | ▼ | -0,725 | 0,090 | 0,045 | | | | | |
| Blaukehlchen <i>Luscinia svecica</i> | 206 | ▼ | -1,438 | 0,457 | 0,000 | 108 | ▼ | -0,540 | 0,098 | 0,037 | | | | | |
| Hausrotschwanz <i>Phoenicurus ochruros</i> | 91 | ▼ | -0,395 | 0,018 | 0,376 | | | | | | 48 | | -0,028 | 0,000 | 0,930 |
| Gartenrotschwanz <i>Phoenic. phoenicurus</i> | 23.669 | ▼ | -1,824 | 0,448 | 0,000 | 11.189 | ▼ | -1,971 | 0,475 | 0,000 | 12.480 | ▼ | -1,230 | 0,288 | 0,000 |
| Braunkehlchen <i>Saxicola rubetra</i> | 619 | ▼ | -0,602 | 0,069 | 0,083 | 193 | | -0,946 | 0,006 | 0,620 | 426 | ▼ | -0,385 | 0,038 | 0,199 |
| Steinschmätzer <i>Oenanthe oenanthe</i> | 414 | ▼ | -11,877 | 0,336 | 0,000 | | | | | | 339 | ▼ | -7,727 | 0,352 | 0,000 |
| Ringdrossel <i>Turdus torquatus</i> | 3.258 | ▼ | -2,728 | 0,397 | 0,000 | 1.823 | ▼ | -1,952 | 0,458 | 0,000 | 1.435 | ▼ | -2,859 | 0,213 | 0,001 |
| Amsel <i>Turdus merula</i> * | 96.091 | ▼ | -0,734 | 0,108 | 0,045 | 53.008 | ▼ | -1,215 | 0,314 | 0,000 | 42.399 | | -0,127 | 0,002 | 0,797 |

| Art – species | Ganzes Jahr – whole year | | | | | Heimzug – spring migration | | | | | Wegzug – autumn migration | | | | |
|--|--------------------------|-------|--------|----------------|--------------|----------------------------|-------|--------|----------------|--------------|---------------------------|-------|--------|----------------|--------------|
| | ind. | Trend | b | R ² | p | ind. | Trend | b | R ² | p | ind. | Trend | b | R ² | p |
| Wacholderdrossel <i>Turdus pilaris</i> | 2.669 | ▼ | -1,213 | 0,449 | 0,000 | 699 | ▼ | -1,565 | 0,483 | 0,000 | 1.969 | ▼ | -0,950 | 0,353 | 0,000 |
| Singdrossel <i>Turdus philomelos</i> * | 99.501 | ▲ | 0,528 | 0,028 | 0,314 | 39.313 | ▲ | 0,503 | 0,014 | 0,433 | 63.971 | ▲ | 0,957 | 0,059 | 0,142 |
| Rotdrossel <i>Turdus iliacus</i> | 22.463 | ▲ | 0,491 | 0,040 | 0,188 | 4.153 | ▼ | -0,645 | 0,171 | 0,005 | 18.307 | ▲ | 1,389 | 0,177 | 0,004 |
| Misteldrossel <i>Turdus viscivorus</i> | 149 | ▲ | 2,842 | 0,045 | 0,164 | | | | | | 38 | ▲ | 1,006 | 0,048 | 0,151 |
| Feldschwirl <i>Locustella naevia</i> | 130 | ▲ | 3,476 | 0,133 | 0,014 | | | | | | 80 | ▲ | 2,789 | 0,124 | 0,018 |
| Schilfrohrsänger <i>Acroc. schoenobaenus</i> | 883 | ▼ | -1,940 | 0,309 | 0,000 | 746 | ▼ | -2,222 | 0,379 | 0,000 | 137 | | 0,020 | 0,000 | 0,957 |
| Teichrohrsänger <i>Acrocephalus scirpaceus</i> | 2.551 | ▼ | -0,240 | 0,021 | 0,344 | 1.671 | ▼ | -0,610 | 0,090 | 0,045 | 880 | ▲ | 0,149 | 0,013 | 0,453 |
| Gelbspötter <i>Hippolais icterina</i> | 1.687 | ▼ | -1,751 | 0,391 | 0,000 | 1.195 | ▼ | -1,606 | 0,277 | 0,000 | 492 | ▼ | -1,427 | 0,371 | 0,000 |
| Sperbergrasmücke <i>Sylvia nisoria</i> | 110 | ▼ | -1,004 | 0,211 | 0,002 | | | | | | 102 | ▼ | -0,837 | 0,158 | 0,007 |
| Klappergrasmücke <i>Sylvia curruca</i> | 1.000 | ▼ | -2,121 | 0,301 | 0,000 | 794 | ▼ | -4,031 | 0,349 | 0,000 | 206 | | -0,163 | 0,005 | 0,632 |
| Dorngrasmücke <i>Sylvia communis</i> | 8.421 | ▼ | -1,346 | 0,318 | 0,000 | 6.082 | ▼ | -1,260 | 0,412 | 0,000 | 2.339 | ▼ | -0,717 | 0,051 | 0,136 |
| Gartengrasmücke <i>Sylvia borin</i> | 39.429 | ▼ | -1,221 | 0,413 | 0,000 | 18.341 | ▼ | -1,321 | 0,335 | 0,000 | 21.085 | ▼ | -0,698 | 0,184 | 0,003 |
| Mönchsgrasmücke <i>Sylvia atricapilla</i> | 23.225 | | 0,161 | 0,003 | 0,722 | 4.142 | ▲ | 0,883 | 0,030 | 0,259 | 19.081 | | 0,366 | 0,014 | 0,444 |
| Waldlaubsänger <i>Phylloscopus sibilatrix</i> | 164 | | 1,632 | 0,008 | 0,569 | 91 | | 0,118 | 0,000 | 0,944 | | | | | |
| Zilpzalp <i>Phylloscopus collybita</i> | 5.020 | ▲ | 1,672 | 0,360 | 0,000 | 3.643 | ▲ | 2,725 | 0,449 | 0,000 | 1.376 | ▲ | 0,412 | 0,059 | 0,108 |
| Fitis <i>Phylloscopus trochilus</i> | 22.906 | ▼ | -0,377 | 0,041 | 0,183 | 11.376 | ▼ | -1,062 | 0,219 | 0,001 | 11.530 | ▲ | 0,589 | 0,065 | 0,092 |
| Wintergoldhähnchen <i>Regulus regulus</i> | 2.847 | ▼ | -2,734 | 0,256 | 0,000 | 319 | ▼ | -2,431 | 0,043 | 0,171 | 2.528 | ▼ | -2,366 | 0,228 | 0,001 |
| Sommergoldhähnchen <i>R. ignicapillus</i> | 159 | ▼ | -0,799 | 0,107 | 0,028 | | | | | | 101 | ▼ | -0,827 | 0,127 | 0,017 |
| Grauschnäpper <i>Muscicapa striata</i> | 5.403 | ▼ | -1,082 | 0,269 | 0,000 | 4.122 | ▼ | -0,964 | 0,262 | 0,000 | 1.281 | ▼ | -1,060 | 0,226 | 0,001 |
| Zwergschnäpper <i>Ficedula parva</i> | 124 | ▼ | -1,623 | 0,203 | 0,002 | 55 | ▼ | -1,351 | 0,206 | 0,002 | 69 | ▼ | -1,250 | 0,029 | 0,265 |
| Trauerschnäpper <i>Ficedula hypoleuca</i> | 11.710 | ▼ | -1,882 | 0,361 | 0,000 | 2.515 | ▼ | -2,405 | 0,346 | 0,000 | 9.195 | ▼ | -1,283 | 0,203 | 0,002 |
| Blaumeise <i>Parus caeruleus</i> | 262 | ▼ | -1,685 | 0,088 | 0,047 | 59 | ▼ | -0,230 | 0,032 | 0,240 | 203 | ▼ | -9,758 | 0,060 | 0,105 |
| Kohlmeise <i>Parus major</i> | 1.728 | ▼ | -0,657 | 0,203 | 0,002 | 681 | ▼ | -0,395 | 0,123 | 0,018 | | | | | |
| Pirol <i>Oriolus oriolus</i> | 79 | | -0,107 | 0,001 | 0,873 | 74 | ▼ | -0,664 | 0,014 | 0,444 | | | | | |
| Neuntöter <i>Lanius collurio</i> | 278 | ▼ | -1,008 | 0,200 | 0,002 | 194 | ▼ | -1,006 | 0,197 | 0,002 | 84 | ▼ | -0,624 | 0,042 | 0,180 |
| Feldsperling <i>Passer montanus</i> | 979 | ▼ | -2,282 | 0,503 | 0,000 | 869 | ▼ | -2,461 | 0,494 | 0,000 | 109 | ▼ | -0,936 | 0,367 | 0,000 |
| Buchfink <i>Fringilla coelebs</i> ** | 32.635 | ▼ | -1,918 | 0,440 | 0,000 | 10.057 | ▼ | -1,168 | 0,303 | 0,000 | 22.813 | ▼ | -1,728 | 0,347 | 0,000 |
| Bergfink <i>Fringilla montifringilla</i> | 11.463 | ▼ | -4,000 | 0,469 | 0,000 | 3.710 | ▼ | -1,770 | 0,392 | 0,000 | 7.741 | ▼ | -6,376 | 0,403 | 0,000 |
| Grünling <i>Carduelis chloris</i> | 4.426 | ▼ | -2,854 | 0,564 | 0,000 | 1.794 | ▼ | -1,094 | 0,384 | 0,000 | 2.605 | ▼ | -3,623 | 0,462 | 0,000 |
| Stieglitz <i>Carduelis carduelis</i> | 102 | ▼ | -1,055 | 0,197 | 0,002 | 68 | ▼ | -0,811 | 0,263 | 0,000 | | | | | |
| Erlenzeisig <i>Carduelis spinus</i> | 422 | ▼ | -0,338 | 0,033 | 0,233 | 152 | ▼ | -0,458 | 0,134 | 0,014 | 266 | | -0,040 | 0,000 | 0,940 |
| Bluthänfling <i>Carduelis cannabina</i> | 1.201 | ▼ | -2,660 | 0,366 | 0,000 | 575 | ▼ | -2,024 | 0,458 | 0,000 | 504 | ▼ | -3,104 | 0,160 | 0,007 |

| Art – species | Ganzes Jahr – whole year | | | | | Heimzug – spring migration | | | | | Wegzug – autumn migration | | | | |
|---|--------------------------|-------|---------|----------------|--------------|----------------------------|-------|--------|----------------|--------------|---------------------------|-------|--------|----------------|--------------|
| | ind. | Trend | b | R ² | p | ind. | Trend | b | R ² | p | ind. | Trend | b | R ² | p |
| Berghänfling <i>Carduelis flavirostris</i> | 330 | ▼ | -0,938 | 0,296 | 0,000 | | | | | | | | | | |
| Birkenzeisig <i>Carduelis flammea</i> | 555 | ▽ | -17,417 | 0,044 | 0,166 | | | | | | | | | | |
| Karmingimpel <i>Carpodacus erythrinus</i> | 242 | ▲ | 6,260 | 0,202 | 0,002 | 176 | ▲ | 6,108 | 0,209 | 0,002 | | | | | |
| Gimpel <i>Pyrrhula pyrrhula</i> | 236 | | 0,082 | 0,000 | 0,930 | 26 | ▼ | -0,489 | 0,146 | 0,010 | 210 | | 2,252 | 0,010 | 0,518 |
| Kernbeisser <i>Coccoth. coccothraustes</i> | 246 | ▼ | -4,024 | 0,175 | 0,004 | 185 | ▼ | -2,677 | 0,144 | 0,010 | | | | | |
| Goldammer <i>Emberiza citrinella</i> | 237 | ▼ | -0,552 | 0,213 | 0,001 | 174 | ▼ | -0,471 | 0,171 | 0,005 | 62 | ▼ | -0,905 | 0,113 | 0,024 |
| Ortolan <i>Emberiza hortulana</i> | 90 | ▼ | -0,875 | 0,222 | 0,001 | 58 | ▼ | -0,905 | 0,130 | 0,015 | 30 | ▼ | -1,085 | 0,111 | 0,025 |
| Rohrammer <i>Emberiza schoeniclus</i> | 764 | | -0,079 | 0,001 | 0,836 | 314 | ▼ | -0,548 | 0,099 | 0,036 | 450 | ▲ | 0,569 | 0,017 | 0,388 |
| alle 66 Arten – all 66 species | 493.953 | ▼ | -0,952 | 0,251 | 0,000 | 55 | ▼ | -0,545 | 0,305 | 0,000 | 53 | ▼ | -0,578 | 0,150 | 0,009 |
| KMZ (37) | 343.723 | ▼ | -0,882 | 0,087 | 0,049 | 30 | ▽ | -0,116 | 0,015 | 0,430 | 30 | ▽ | -0,444 | 0,039 | 0,197 |
| LZ (27) | 121.985 | ▼ | -1,242 | 0,384 | 0,000 | 23 | ▼ | -1,308 | 0,400 | 0,000 | 21 | ▼ | -0,929 | 0,340 | 0,000 |
| Waldvögel – forest birds (41) | 469.906 | ▽ | -0,746 | 0,083 | 0,054 | 36 | ▼ | -0,318 | 0,171 | 0,005 | 34 | ▽ | -0,439 | 0,047 | 0,153 |
| Vögel der off. Landschaft – farmland birds (15) | 14.207 | ▼ | -1,328 | 0,411 | 0,000 | 9 | ▼ | -1,051 | 0,159 | 0,007 | 12 | ▼ | -0,838 | 0,195 | 0,002 |
| Vögel der Uferzone – waterfront birds (5) | 4.382 | ▼ | -1,677 | 0,446 | 0,000 | 5 | ▼ | -1,000 | 0,274 | 0,000 | 4 | ▽ | -0,372 | 0,055 | 0,120 |
| Mischtypen – miscellaneous types (5) | 5.458 | ▼ | -1,048 | 0,111 | 0,025 | 5 | ▽ | -0,856 | 0,086 | 0,050 | 3 | ▼ | -1,663 | 0,306 | 0,000 |

* 1961 bis / to 1967 = fehlende Werte im ganzen Jahr und in beiden Zugzeiten bei der Amsel, und im ganzen Jahr und auf dem Wegzug bei Rotkehlchen und Singdrossel – missing values in the whole year and in both migration times in blackbird, and in the whole year and in autumn migration in robin and songthrush.

** 1961 bis / to 1962 = fehlende Werte im ganzen Jahr und auf dem Wegzug beim Buchfinken – missing values in the whole year and in autumn migration in chaffinch.