

Aus der Orniplan AG, Zürich

Vergleich der Brutvogelbestände im Kanton Zürich 1986–1988 und 1999.

I. Was hat der ökologische Ausgleich in der Kulturlandschaft bewirkt?

Martin Weggler und Michael Widmer

Comparison of population sizes of breeding birds in the Canton of Zurich in 1986–1988 and in 1999. How effective are ecological compensation measures on agricultural land? – In 1999 we monitored the population density of all breeding birds in 55 farmland study plots (40–60 ha) in the Canton of Zurich/Switzerland. We followed the same field method as in a first census carried out in the years 1986 to 1988. The comparison of the two censuses revealed that the overall number of bird species found decreased from 78 in 1986–1988 to 65 in 1999; several habitat specialists like Wryneck *Jynx torquilla*, Tree Pipit *Anthus trivialis*, Common Whitethroat *Sylvia communis* or Corn Bunting *Miliaria calandra* became locally extinct. Mean species richness of a plot remained low but constant (18.7 species). However, the mean number of species on the Red Data List of Switzerland (Zbinden et al. 1994) decreased significantly. Population density of seven species was significantly lower in 1999 than 1986–1988 (Sky Lark *Alauda arvensis*, Common Redstart *Phoenicurus phoenicurus*, Pied Flycatcher *Ficedula hypoleuca*, Eurasian Jay *Garrulus glandarius*, Common Starling *Sturnus vulgaris*, Greenfinch *Carduelis chloris* and Linnet *Carduelis cannabina*) and in five species it was significantly higher (Green Woodpecker *Picus viridis*, Wren *Troglodytes troglodytes*, Blackcap *Sylvia atricapilla*, Carrion Crow *Corvus corone*, Yellowhammer *Emberiza citrinella*). No difference in population density could be found in the remaining 72 species. These results are not in accordance with our initial expectation that species richness should have increased and species typically inhabiting farmland areas should have shown stable population levels (e.g. Sky Lark, Redstart) due to changes in agricultural policies subsidising ecological compensation areas since 1990. So far, these ecological compensation areas comprising 7 % of the overall farmland area by 1998 may have helped Green Woodpecker and Yellowhammer in increasing their population size. We suggest that the effectiveness of the payments made for ecological compensation areas may be improved if payments are selectively made in areas and for habitat types with a high ecological potential (i.e. wildflower strips, hedges) and that an independent controlling procedure is implemented.

Key words: Agricultural policy, ecological compensation, farmland birds, population dynamics.

Dr. Martin Weggler and Dr. Michael Widmer, Orniplan AG, Wiedingstrasse 78, CH–8045 Zürich, e-mail: orniplan@orniplan.ch

Bestand und Verbreitung der Brutvögel im Kanton Zürich sind vom Zürcher Vogelschutz (ZVS) seit 1975 in verschiedenen Projekten untersucht worden (Müller et al. 1977, Schiess et al. 1981, Müller et al. 1988). Die Rasterkartierung in den Jahren 1986–1988 lieferte eine flächendeckende Übersicht der Verbreitung und des Bestands aller Brutvögel, besonders auch der häufigeren Arten (Weggler 1991). Diese umfassende Erhebung schloss die Erstinventur der Brutvögel im Kanton Zürich ab. Die erarbeiteten Inventare dienen einerseits als wichtige Planungsgrundlagen (Amt für Raumplanung Zürich 1995) und andererseits sind sie als Referenzen unerlässlich, um die qualitati-

ven Veränderungen der Lebensräume in Zukunft dokumentieren zu können.

Der staatliche und private Naturschutz haben im Kanton Zürich in den Siebziger- und Achtzigerjahren den Schutz besonders wertvoller Objekte in den Vordergrund gestellt. Diese Biotop sind planerisch erfasst, ausgeschieden und unter Schutz gestellt worden (Kuhn et al. 1992). Die Wirkung der damals getroffenen Massnahmen auf die Brutvögel ist bereits in der ersten Hälfte der Achtzigerjahre überprüft worden (Zürcher Natur- und Heimatschutzorganisationen 1984, Jenny et al. 1987, Müller-Fickenwirth & Schläpfer 1988). Seit Ende der Achtzigerjahre bemüht sich der Naturschutz

vermehrt darum, die Lebensraumsituation auch ausserhalb der Schutzgebiete zu verbessern. Die Wirkung der zu diesem Zweck getroffenen Naturschutzmassnahmen ist bisher im Kanton Zürich in Bezug auf die Brutvögel nicht überprüft worden.

Durch eine Zweitkartierung aller Brutvögel analog wie 1986–1988 wollten wir deshalb untersuchen, wie sich die Bestände der Brutvögel, insbesondere der häufigen Arten, in den vergangenen 10 Jahren entwickelt haben und ob und wie die verschiedenen Entwicklungen in der Landschaft (Ausdehnung der Siedlungs- und Verkehrsflächen, Ökologisierung der Landwirtschaft usw.) eine Wirkung auf die Brutvogelbestände erkennen lassen. Dies soll differenziert für alle Hauptlebensräume (Kulturland, Siedlung und Wald) im Kanton Zürich durchgeführt werden. Die Feuchtgebiete liegen überwiegend innerhalb von Schutzzonen und wurden deshalb im Rahmen dieser Untersuchung nicht bearbeitet. Der vorliegende Artikel fasst die Resultate für das landwirtschaftlich genutzte Gebiet zusammen.

Ausgangslage im Kulturland

Die landwirtschaftlich genutzten Flächen haben in der ganzen Schweiz im Verlauf der letzten vierzig Jahre ihre Bedeutung für Vögel mit

speziellen Lebensraumsansprüchen weitgehend eingebüsst. Wichtige Lebensraumelemente wie magere, blütenreiche Wiesen, Hecken oder Hochstamm-Obstgärten sind durch die Nutzungsintensivierung grösstenteils verloren gegangen (Ewald 1978, Bundesamt für Statistik 1993). Das für Vögel nutzbare Angebot an Sämereien, Insekten und Kleinsäugetern ist stark geschmälert worden (z.B. Jenny 1990, Meury 1991). Als Folge dieser Entwicklungen sind heute 21 Brutvogelarten, die im oder vom Kulturland leben, gefährdet, stark gefährdet oder vom Aussterben bedroht (Zbinden et al. 1994).

Vor dem Hintergrund ökologischer und ökonomischer Probleme (Artenschwund im Kulturland, hohe Staatssubventionen) wurden Anfang der Neunzigerjahre in der Schweiz die agrarpolitischen Rahmenbedingungen in Richtung einer Liberalisierung der Märkte und einer Ökologisierung der landwirtschaftlichen Produktion gesetzt. Mit den 1993 eingeführten Direktzahlungen des Bundes an die Landwirtschaft für ökologische Leistungen (Direktzahlungsverordnung) und den bereits ab 1990 eingeführten kantonalen Zahlungen soll unter anderem die Artenvielfalt im Kulturland wieder gefördert werden. Seit 1993 muss jeder landwirtschaftliche Betrieb in der Schweiz mindestens 5 % (seit 1998 7 %) an ökologischen Ausgleichsflächen aufweisen. Im Kanton Zürich

Tab. 1. Grösse verschiedener Typen von öA-Flächen (nach Direktzahlungsverordnung gemäss Landwirtschaftsgesetz) und monetärer Umfang der ökologischen Direktzahlungen des Bundes im Kanton Zürich (BLW 1999b). – *Area covered by several types of ecological compensation areas and amount of government subsidies paid for ecological compensation measures in the Canton of Zurich.*

	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Extensiv genutzte Wiesen, Streueflächen, Hecken, Feldgehölze (ha)	1250	2087	2516	3041	3813	4207
Wenig intensiv genutzte Wiesen (ha)	1448	982	1000	1213	1367	1448
Extensiv genutzte Wiesen auf stillgelegtem Ackerland (ha)	–	194	248	400	598	742
Buntbrachen (ha)	–	9	10	29	55	74
Total Fläche	2698	3272	3774	4683	5833	6471
Anteil an der landwirtschaftlichen Nutzfläche (1992–1997: 75 051 ha) in %	3,6	4,3	5,0	6,2	7,8	8,6
Hochstamm-Feldobstbäume	121108	145218	148536	165598	174018	175923
Finanzieller Gesamtaufwand für alle ökologischen Direktzahlungen in Mio Fr.	6,3	9,3	19,2	43,0	55,1	53,3
davon Aufwand für die öA-Flächen in Mio Fr.	2,2	3,4	6,5	7,9	9,6	10,3



Abb. 1. Kulturlandschaft bei Oberglatt auf 430 m ü.M. Die Fläche ist zwischen 1974 und 1998 melioriert (flurbereinigt) worden und wird ackerbaulich genutzt (Aufnahme vom 27. April 2000). – *Farmland at Oberglatt (430 m a.s.l.). The consolidation of the area was carried out between 1974 and 1998 and today the habitat consists almost exclusively of arable farmland.*

stiegen die gesamten ökologischen Direktzahlungen (ökologischer Ausgleich, Beiträge an IP- und Bio-Landbau, Beiträge an Freilandhaltung usw.) zwischen 1993 und 1998 stark an, sie erreichten 1998 einen Umfang von total 53,3 Mio. Franken (davon 10,3 Mio. Franken für ökologische Ausgleichsflächen; BLW 1999b; Tab.1).

Auf den landwirtschaftlichen Produktionsflächen, die nach wie vor 93 % eines Landwirtschaftsbetriebs ausmachen, gab es in den Neunzigerjahren zwei gegenläufige Entwicklungen. Einerseits gab es aus ökologischer Sicht weitere Verschlechterungen, die im einzelnen allerdings schwierig zu quantifizieren sind: Zerstückelung der Hochstamm-Obstgärten (Orniplan 1999b), Asphaltierung des Flurwegnetzes, wodurch wertvolle Saumbiotop verloren gingen, Vergrößerung der Bewirt-

schaftungseinheiten als Folge von Hofaufgaben und leistungsfähigeren Maschinen sowie veränderte Bewirtschaftungsmethoden. Unter letzteren Punkt fallen insbesondere die Umstellung auf Kreiselmäher und die rasche Verpackung des Schnittgutes in Siloballen, beides Bewirtschaftungsmethoden, die sich auf die Arthropodenfauna und somit auf das Nahrungsangebot der Vögel insgesamt negativ auswirken (Gerstmeier & Lang 1996). Andererseits kam es hinsichtlich Boden- und Gewässerschutz sowie bezüglich Verbrauch von Pestiziden auch zu einer Ökologisierung der landwirtschaftlichen Produktion. Die Zahl der Betriebe, welche nach der Anbaumethode der Integrierten Produktion (IP) bzw. des Biologischen Landbaus wirtschaften, nahm seit Anfang der Neunzigerjahre von Jahr zu Jahr stetig zu. Von 100 Zürcher Betrieben wirtschaften

heute ca. 60 nach Richtlinien der IP und 6 nach denjenigen des Biologischen Landbaus (Statistisches Amt des Kantons Zürich 1999).

In den Kulturlandflächen im Kanton Zürich fanden wir bereits bei der Erstkartierung 1986–1988 eine erheblich verarmte Brutvogelfauna vor (Wegglér 1991). Im Sinne einer Wirkungskontrolle des ökologischen Ausgleichs (in der Folge als öA abgekürzt) interessierte uns, ob die Brutvögel – ausgezeichnete Indikatoren für den ökologischen Zustand einer Landschaft (Bezzel 1982) – nach nunmehr über sechs Jahren Direktzahlungen auf diese Änderungen in der landwirtschaftlichen Nutzungspraxis reagiert haben. Wir erwarteten (a) dass sich die Artenvielfalt in Kulturlandflächen generell erhöhte und (b) die typischen Kulturlandarten (Feldlerche, Gartenrotschwanz u.a.)

im Bestand zumindest konstant blieben oder sogar leicht zunahmten.

Grundlage für unsere Studie waren die grossräumigen (1729 km²), nach Lebensraumtyp differenzierten Bestandserhebungen der Brutvögel im Kanton Zürich aus den Jahren 1986–1988, welche den Zustand vor Inkrafttreten der ersten kantonalen Beitragsverordnungen 1990 dokumentieren. Wir wiederholten diese Kartierung 1999 in insgesamt 55 repräsentativ ausgewählten Kulturlandflächen von 40–60 ha. Damit unterscheidet sich unsere Studie von den zurzeit laufenden Untersuchungen zur Wirkungskontrolle der Ökomassnahmen in der Landwirtschaft (BLW 1998, 1999a), die den Zustand vor Inkrafttreten der Öko-Beitragszahlungen nicht erfassen konnten.



Abb. 2. Kulturlandschaft auf dem Küssnächter Berg (Gemeinde Küssnacht) auf 670 m ü.M. Auf der Fläche dominiert Grünlandwirtschaft, selbst die Unterkultur der Hochstamm-Obstgärten wird intensiv genutzt (Aufnahme vom 27. April 2000). – *Farmland on the Küssnächter Berg (community of Küssnacht) at 670 m a.s.l. The area is dominated by grassland, even the meadows in the orchards are mowed frequently.*

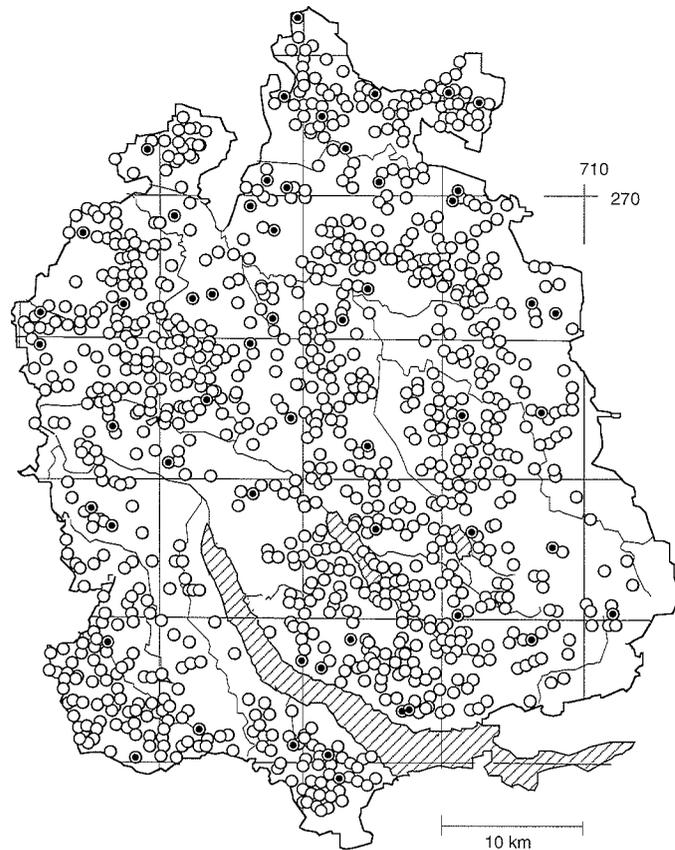


Abb. 3. Lage der Erhebungsflächen vom Typ Kulturland (40–60 ha gross) im Kanton Zürich, in denen 1986–1988 (Kreise) respektive 1999 (Punkte) quantitative Bestandsaufnahmen der Brutvögel durchgeführt worden sind. – *Map of the farmland study plots (40–60 ha) within the Canton of Zurich in which population densities of all breeding birds were monitored in 1986–1988 (circles) and 1999 (dots), respectively.*

1. Material und Methode

1.1. Hinweise zur Erstkartierung 1986–1988

Von 1986 bis 1988 wurden im Kanton Zürich die Bestände aller Brutvögel quantitativ erfasst (Wegglér 1991). Als Erfassungseinheit dienten polygonförmige Landschaftsräume mit einer Fläche von 40 bis 60 ha. Der Kanton Zürich (1729 km²) wurde in total 3105 Landschaftsräume gegliedert. Es wurden die Typen Wald, Siedlung, Kulturland und Feuchtgebiet unterschieden, wobei diese Landschaftsräume maximal 10 Hektaren eines fremden Landschaftstyps enthalten durften; z.B. grosses Feldgehölz (Wald) im Landschaftsraum Kulturland oder Weiher (Feuchtgebiet) im Landschaftsraum Wald. Bei kleinräumigem Nutzungsmosaik

(enge Verzahnung zwischen Kulturland und Wald vor allem im Zürcher Oberland) wurden sogenannte gemischte Landschaftsräume ausgeschieden. Die Flächengrösse ist auf 40–60 ha fixiert worden, um auch Brutvögel mit grösseren Revieren zuverlässig erfassen zu können (Berthold 1976) und um flächenbedingte Artefakte auszuschliessen (Bezzel 1982).

1.2. Auswahl der Stichprobe für die Zweitkartierung 1999

1999 wurden insgesamt 154 der total 3105 Landschaftsräume ein zweites Mal bearbeitet, nämlich 55 Kulturland-, 46 Siedlungs- und 53 Waldflächen. Die Auswahl der Stichprobe für die Zweitkartierung 1999 richtete sich nach

folgenden Kriterien: (1) Die Landschaftsräume sind zufällig auszuwählen und sollten regelmässig über das Kantonsgebiet verteilt sein; (2) Landschaftsräume des gleichen Typs sollten möglichst weit auseinander liegen (Vermeidung von Pseudoreplikaten; Hurlbert 1984) und (3) die Landschaftsräume sollte möglichst von denselben Mitarbeiterinnen oder Mitarbeitern wie 1986–1988 bearbeitet werden.

In dieser Arbeit wird die Stichprobe der 55 Landschaftsräume des Typs «Kulturland» ausgewertet (Abb. 1, 2). Diese umfasst total 2849 ha; dies entspricht 4,6 % der total 1202 bei der Erstkartierung bearbeiteten Kulturlandflächen (Abb. 3). Bezüglich der Flächengrösse (Stichprobe im Mittel 51,8 ha gegenüber 51,9 ha der Gesamtheit aller Probeflächen; t-Test, $t = 0,10$, $p > 0,9$) und Meereshöhe (im Mittel 507 m ü.M. gegenüber 517 m ü.M.; t-Test, $t = 0,71$, $p > 0,4$) kann die Stichprobe als repräsentativ bezeichnet werden.

1.3. Feldmethoden

Wir verwendeten eine Linientaxierung ohne Hörstreifen (Bibby et al. 1995) und hielten uns bei der Zweitkartierung an die Vorgaben der ersten Kartierung 1986–1988 (Weggler 1991), um eine maximale Vergleichbarkeit der Daten zu gewährleisten. Alle Bearbeiter hatten den Auftrag, die ihnen zugeteilten Landschaftsräume zwischen Ende März und Ende Juni auf 5 Exkursionen frühmorgens auf jeweils unterschiedlichen Routen zu Fuss zu durchqueren. Die Aufnahmestrecke pro Begehung sollte – in Metern gemessen – für jeden Landschaftsraum mindestens das Zehnfache der Fläche des Landschaftsraumes in Hektaren betragen (in einem 51 ha grossen Landschaftsraum beträgt die minimale Aufnahmestrecke pro Begehung somit 510 m). Entlang der Aufnahmeroute wurden sämtliche akustischen und optischen Feststellungen von Vögeln auf einer Strichliste notiert (z.B. singende, nistmaterialtragende, fütternde Vögel). Dabei wurde zwischen revieranzeigendem Verhalten (singendes ♂, füttertragender Altvogel usw.) und sonstigem Verhalten unterschieden. Im Gegensatz zu herkömmlichen Linientaxierungen wurde auf einen Hörstreifen konstanter Breite verzichtet,

d.h. der Bearbeiter notierte unabhängig von der Entfernung zur Aufnahmestrecke alle Vögel, die er innerhalb des Landschaftsraums registrierte.

Die Bearbeiterinnen und Bearbeiter mussten zudem in den Kulturlandflächen die erkennbaren Landschaftsveränderungen innerhalb der letzten 10 Jahre mittels eines Fragebogens kurz beschreiben. Insbesondere mussten auf einer Karte die neu überbauten Flächen eingezeichnet werden. Zusätzlich wurden kurze Angaben zu ökologischen Aufwertungsmassnahmen verlangt, nämlich die Fläche von Buntbrachen in einem Landschaftsraum (in Aren), die Anzahl neu gepflanzter Hecken (in Metern) sowie die Anzahl neu gepflanzter Hochstamm-Obstbäume. Aufgrund dieser Angaben wurden die untersuchten Landschaftsräume ganz grob in die Typen «überbaut» (>5 ha Kulturland überbaut) bzw. «nicht überbaut» (<5 ha) und «nicht aufgewertet» bzw. «ökologisch aufgewertet» unterteilt. Als letztere gelten Landschaftsräume, in denen minimale Lebensraumverbesserungen durchgeführt wurden (d.h. mindestens 10 a Buntbrachen angelegt und/oder mindestens 50 m Hecken und/oder mindestens 30 Hochstamm-Obstbäume neu gepflanzt).

1.4. Bearbeitereffekte

Wir haben versucht, den methodischen Fehler, der durch den Wechsel eines Bearbeiters entstehen kann, möglichst gering zu halten. Es gelang uns, für 26 Landschaftsräume (= 47 %) wieder den gleichen Mitarbeiter oder die gleiche Mitarbeiterin wie bei der Erstkartierung zu gewinnen. Die Bearbeiter verfügten über keine schriftlichen Ergebnisse der Aufnahmen 1986–1988. Ein Einfluss des Bearbeiterwechsels auf die Veränderungen von Artenzahl (t-Test, $t = 0,82$, $p > 0,4$) und Gesamtrevierzahl (t-Test, $t = 1,74$, $p > 0,08$) eines Landschaftsraums lässt sich nicht nachweisen.

1.5. Datenauswertung und Statistik

Nach Abschluss der Feldarbeiten Ende Juni lag für jeden Landschaftsraum aus den 5 Linientaxierungen je eine Artenliste mit der registrierten Häufigkeit der Brutvögel vor. In einem ers-

ten Schritt wurde die Häufigkeit der Registrierungen auf 1000 m Aufnahmestrecke normiert, wobei zwei nicht revieranzeigende Registrierungen einer revieranzeigenden Beobachtung gleichgesetzt wurden. Anschliessend ermittelten wir aus den Daten der fünf Begehungen für jede Art den Höchstwert, d.h. die maximale Anzahl revieranzeigender Registrierungen/1000 m als Mass für die Bestandsdichte. Beobachtungen von Vogelarten, die offensichtlich nicht im betreffenden Landschaftsraum brüten (Durchzügler, Nahrungsgäste) wurden nicht berücksichtigt. Alle Auswertungen basieren auf Vergleichen dieser normierten Bestandsdichtewerte und nicht auf der für den Brutvogelatlas (Wegglер 1991) abgeleiteten Schätzung des Gesamtbestands. Für die Berechnung der mittleren Bestandsdichte sind Nullwerte (d.h. Landschaftsräume ohne Vorkommen in beiden Untersuchungsjahren) nicht mitgerechnet worden.

Für den Vergleich beliebiger Werte der Erst- und Zweitkartierung berechneten wir die Paardifferenz für jeden Landschaftsraum (Wert 1999 minus Wert 1986–1988; Sachs 1992). Die Verteilung dieser Paardifferenzen wurde gegen die Nullhypothese (d.h. Mittelwert aller Differenzwerte weicht nicht von Null ab) bei Vorliegen von Normalverteilung mit einem t-Test und ansonsten mit einem Wilcoxon Vorzeichen-Rang-Test (U-Test) geprüft. Bei Vorliegen von weniger als 8 Paardifferenzen wurde auf eine statistische Prüfung verzichtet.

Für die Berechnung der prozentualen Veränderungen der Bestandsdichte verwendeten wir als Referenzwert (Nenner) nicht den mittleren Höchstwert 1986–1988, sondern den Durchschnittswert der Höchstwerte 1986–1988 und 1999. Bei diesem Verfahren sind im Gegensatz zu den herkömmlichen Berechnungen Zu- und Abnahmen symmetrisch, im Extremfall bei Aussterben –200 % und bei Neukolonisation +200 % (Böhning-Gaese & Bauer 1996).

1.6. Interpretation der Daten

Ein grundsätzliches Problem eines Vergleichs über einen längeren Zeitraum von mehr als 10 Jahren besteht darin, dass man zwei Fokusjahre (Zeitschnitte) miteinander vergleicht, ohne ge-

nauere Kenntnisse über die dazwischen liegenden Jahre zu haben. Dadurch wird die Interpretation von Bestandsveränderungen erschwert bzw. die Trennung zwischen kurzfristigen Bestandsschwankungen (z.B. tiefer Bestand bei Standvögeln nach einem kalten Winter) und langfristigen Veränderungen des Bestands schwierig.

Bei der Beurteilung der Bestandsveränderungen der einzelnen Arten gehen wir davon aus, dass wir (a) mit den Erhebungen 1986–1988 und 1999 zwei Datensätze vergleichen, in welchen in Bezug auf die Brutvogelbestände keine aussergewöhnlichen Bedingungen vorlagen (dies gilt mit grosser Wahrscheinlichkeit für den Referenzwert 1986–1988, der sich aus 3 Untersuchungsjahren zusammensetzt, wodurch allfällige Extreme bereits herausgemittelt worden sind), und (b) dass Bestandsabweichungen von $\pm 30\%$ und mehr (nach unserer Methode berechnet; vgl. Kap. 1.5) langfristige Bestandszunahmen bzw. -abnahmen anzeigen, während geringere Abweichungen auch auf kurzfristige Schwankungen zurückgehen können.

Diese beiden Annahmen begründen wir wie folgt: (a) Eine Analyse der Revierzahlen in verschiedenen Probeflächen in einem stabilen (Ur)Waldbestand ohne direkte anthropogene Einflüssen zeigt, dass die Gesamtrevierzahlen zweier beliebig ausgewählter Jahre im Zeitraum 1980–1989 bis zu 25 % voneinander abweichen (Tomiałojć & Wesolowski 1994). Die Gesamtrevierzahlen unserer beiden Erhebungen zeigen in allen drei Landschaftstypen lediglich Unterschiede von maximal 3,9 %, wobei keine der Differenzen auch nur annähernd die Signifikanzschwelle von $p < 0,05$ erreicht (in allen drei Landschaftstypen $p > 0,4$, vgl. Tab. 3 und in Wegglер & Widmer 2000a, b je Tab. 1). (b) Die Untersuchung von Tomiałojć & Wesolowski (1994) zeigt ferner, dass sich die Siedlungsdichte bei kaum einer Brutvogelart zwischen zwei beliebig ausgewählten Jahren im Zeitraum 1980–1989 um mehr als $\pm 30\%$ verändert hat. Stellt man diesen Vergleich zwischen zwei Jahren an, in denen die Gesamtrevierzahlen in gleichem Umfang voneinander abweichen wie bei uns, so sind die Abweichungen sogar deutlich kleiner.

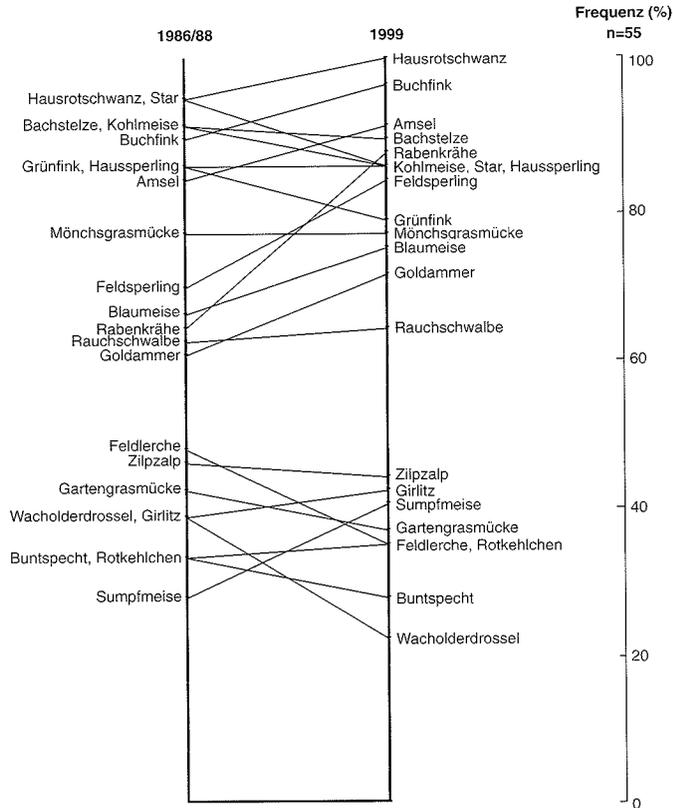


Abb. 4. Frequenz der Vorkommen der jeweils 20 häufigsten Brutvogelarten 1986–1988 und 1999. – *Frequency of occurrence of the 20 most abundant breeding bird species in farmland in 1986–1988 and in 1999.*

2. Ergebnisse

2.1. Entwicklung der Artenvielfalt

Die Zweiterhebung 1999 hat wie bereits 1986–1988 ergeben, dass die Brutvogelwelt in den Kulturlandflächen stark verarmt ist. Die Anzahl aller festgestellten Brutvogelarten ging von 78 auf 65 zurück (Tab. 2). Den sechs neu festgestellten Arten stehen 19 Brutvogelarten gegenüber, die 1999 nicht mehr gefunden werden konnten, unter ihnen Wendehals, Baumpieper, Dorngrasmücke und Grauammer – typische Bewohner des Kulturlandes.

Die Liste der zwanzig am häufigsten angegriffenen Brutvogelarten wird 1999 – wie bereits elf Jahre zuvor – angeführt von Kulturfolgern wie Hausrotschwanz, Buchfink, Amsel oder Rabenkrähe. Diese Kulturfolger konnten ihre Frequenz im allgemeinen halten oder so-

gar ausbauen (Abb. 4). Die typischen Brutvogelarten des Kulturlandes zeigen dagegen ein ambivalentes Entwicklungsbild: Goldammer und Feldsperling haben ihre Verbreitung verdichtet; Star, Feldlerche und Wacholderdrossel sind aus zahlreichen Flächen verschwunden. Der Gartenrotschwanz, eine 1986–1988 noch in 31 % der Flächen vorgefundene, spezialisiere Brutvogelart des Kulturlandes, ist praktisch verschwunden (Tab. 4). Hingegen konnte der Grünspecht seine Frequenz von 11 auf 22 % erhöhen.

Rote-Liste Arten (Zbinden et al. 1994) sind signifikant seltener geworden (Tab. 2). Ihre Artenzahl ging um 20 % zurück (Referenzwert = Mittel aus 1986–1988 und 1999 vgl. Kap. 1.5). Der Rückgang der seltenen und gefährdeten Brutvogelarten ist unabhängig von der Höhenlage der Kulturlandfläche eingetreten

Tab. 2. Veränderung wichtiger Kenngrössen des Brutvogelbestands zwischen 1986–1988 und 1999 in 55 Kulturlandflächen im Kanton Zürich. Die Zuordnung der Arten zu den erwähnten Gruppen ist im Anhang I (S. 144–146) ausgewiesen. – *Change of several parameters of the breeding bird community between 1986–1988 and 1999 in 55 farmland study plots in the Canton of Zurich. See appendix I (p. 144–146) for the classification of the species.*

	1986–1988	1999	Statistik
Gesamtartenzahl	78	65	$\chi^2 = 0,6, p > 0,4$
Mittlere Artenzahl	$18,7 \pm 7,3$	$18,7 \pm 6,2$	$t = -0,03, p > 0,9$
Mittlere Diversität H' (nach Shannon)	$2,6 \pm 0,4$	$2,7 \pm 0,4$	$t = -0,8, p > 0,4$
Mittlere Zahl der Brutvogelarten der Roten-Liste	$1,8 \pm 1,5$	$1,2 \pm 1,1$	$t = 2,4, p < 0,05$
Mittlere Zahl der Indikatorarten	$2,7 \pm 2,1$	$2,1 \pm 1,7$	$t = 1,64, p > 0,1$
Mittlere Zahl der Obstgartenvögel	$2,9 \pm 1,5$	$2,7 \pm 1,3$	$t = 0,8, p > 0,4$
Mittlere Zahl der Heckenvögel	$1,9 \pm 1,1$	$1,9 \pm 1,0$	$t = -0,4, p > 0,7$

(Korrelation Höhenlage \times Differenz Rote-Liste-Arten 1999 – 1986/88: $r = -0,05, p > 0,7$) und unabhängig davon, ob die Fläche inzwischen teilweise überbaut worden ist oder nicht (t-Test, $t = -0,60, p > 0,5$). Der Rückgang der Rote-Liste-Arten betrifft Flächen, die als aufgewertet beurteilt wurden (vgl. Kap. 1.3), ebenso wie nicht aufgewertete Flächen (t-Test, $t = 0,39, p > 0,6$). Bei der mittleren Anzahl Indikatorarten zeigen sich keine Veränderungen, ebensowenig bei den auf Obstgärten oder Hecken spezialisierten Brutvögeln. Die mittlere

Zahl der auf einer Kulturlandfläche angetroffenen Arten und das Diversitätsmass nach Shannon blieben unverändert (Tab. 2). Artenreiche Kulturlandflächen waren bereits bei der Erstkartierung artenreich, artenarme bereits damals artenarm (Abb. 5). Um zu prüfen, inwiefern sich ökologische Aufwertungsmassnahmen und Überbauungen auf die Artenvielfalt eines Landschaftsraums auswirkten, führten wir eine 2-Faktoren-Varianzanalyse mit der Veränderung der Artenzahl als abhängiger Variabler durch. Für beide Faktoren (Überbauung, ökologische Aufwertung) liess sich kein signifikanter Einfluss auf die Artenzahl nachweisen (2-way ANOVA, $F = 0,06, p > 0,9$).

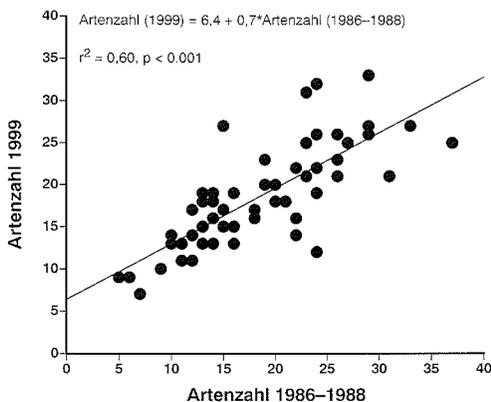


Abb. 5. Beziehung zwischen der Artenzahl 1986–1988 und der Artenzahl 1999 von 55 Kulturlandflächen im Kanton Zürich. – *Correlation between the number of bird species in 1986–1988 and in 1999 in our 55 farmland study plots in the Canton of Zurich.*

2.2. Bestandsgrössen der Brutvögel und Zusammensetzung der Brutvogelgemeinschaft

Die Gesamtzahl der revieranzeigenden Vögel einer Kulturlandfläche blieb unverändert (Tab. 3). Die relativen Häufigkeiten der Arten sind 1999 gleichmässiger verteilt als noch 1986–1988 (vgl. Evenness I). Die Zahl der Reviere typischer Obstgarten- und Hecken-Brutvögel blieb unverändert.

Die Zusammensetzung des Vogelbestandes hat sich aber hinsichtlich wichtiger ökologischer Gruppierungen verschoben: Standvögel sind häufiger, Kurz- und Langstreckenzieher sind seltener geworden ($\chi^2 = 30,46, p < 0,001$; Abb. 6). Vögel mit einer Bindung an das Hauptstrukturelement Strauch haben in der Häufigkeit zugenommen. Vogelarten, die an

Tab. 3. Veränderung der Revierzahlen, der Evenness und wichtiger ökologischer Artengruppen zwischen 1986–1988 und 1999 in 55 Kulturlandflächen im Kanton Zürich. – *Mean number of bird territories, evenness, mean number of typical orchard-dwelling and typical hedge-dwelling species in 1986–1988 and in 1999 in 55 farmland study plots in the Canton of Zurich.*

Vergleichsgrösse	1986–1988	1999	Statistik
Mittlere Anzahl revieranzeigender Vögel/1000 m	56,4 ± 27,4	54,0 ± 24,3	t = -0,48, p > 0,6
Evenness I	0,92 ± 0,02	0,93 ± 0,02	z = 2,34, p < 0,05
Mittlere Anzahl revieranzeigender Obstgarten-Vögel /1000 m	9,4 ± 7,0	8,0 ± 4,7	t = 1,3, p > 0,2
Mittlere Anzahl revieranzeigender Heckenvögel /1000 m	4,2 ± 3,0	5,2 ± 3,4	t = -1,7, p > 0,1

das Hauptstrukturelement Boden, Kraut bzw. Gebäude angewiesen sind, haben hingegen abgenommen ($\chi^2 = 22,49$, $p < 0,001$; Abb. 7). Bestandsverminderungen der bodenbrütenden Feldlerche und der gebäudebrütenden Rauchschwalbe auf der einen Seite und die Zunahme einiger Arten, die an Sträucher und Bäume gebunden sind (Goldammer, Rabenkrähe, Grünspecht), auf der anderen Seite zeichnen für diese Entwicklung verantwortlich (s. Kap 2.3).

2.3. Bestandsentwicklung der Vogelarten des Kulturlandes

Wir stellten 1999 bei sieben Brutvogelarten signifikant kleinere Bestandsdichten als 1986–1988 fest und bei fünf Arten signifikant höhere. Bei 72 Brutvogelarten liessen sich keine Veränderungen feststellen, wobei die Stichprobengrösse bei 43 Arten mit weniger als 8 Paarvergleichen für eine statistische Prüfung zu klein ist.

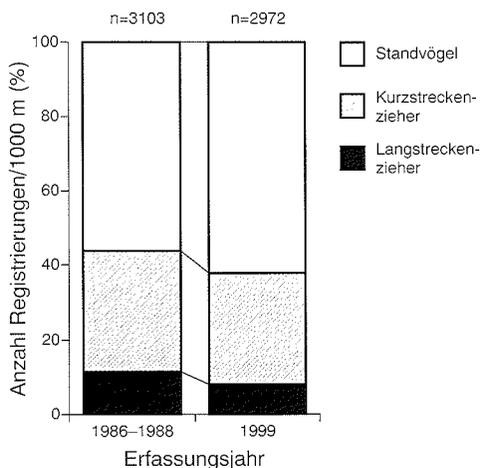


Abb. 6. Zusammensetzung des Brutvogelbestands in Kulturlandflächen 1986–1988 und 1999 hinsichtlich der Zugstrategie der vorkommenden Arten. – *Composition of the breeding bird community in the farmland study plots in 1986–1988 and 1999 with respect to the migration strategy.*

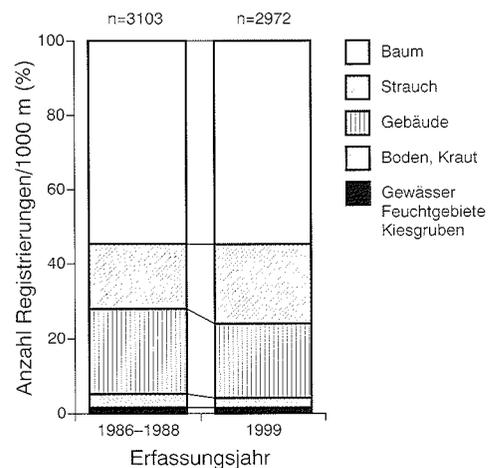


Abb. 7. Zusammensetzung des Brutvogelbestands in Kulturlandflächen 1986–1988 und 1999 hinsichtlich der Bindung der vorkommenden Arten an Hauptstrukturelemente. – *Composition of the breeding bird community in the farmland study plots in 1986–1988 and 1999 with respect to the key habitat structures the species selects for.*

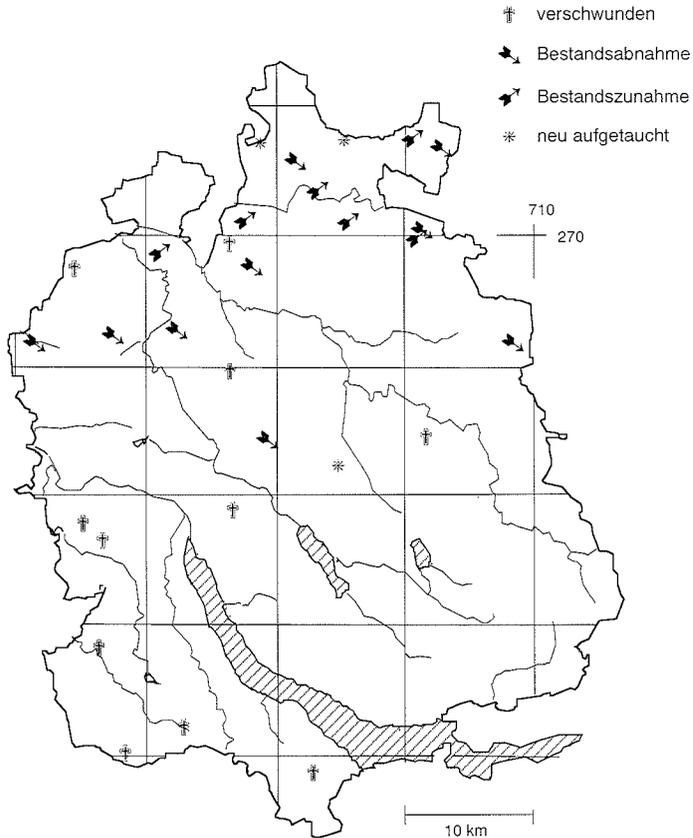


Abb. 8. Bestandsentwicklung der Feldlerche in 29 Kulturlandschaftsräumen im Kanton Zürich. – *Population trend of the Sky Lark in 29 farmland study plots in the Canton of Zurich.*

2.3.1. Arten mit Bestandsabnahme

Die grössten negativen Bestandsdifferenzen fanden wir bei Gartenrotschwanz, Trauerschnäpper, Eichelhäher und Hänfling. Diese Arten traten 1999 weniger als halb so zahlreich auf als noch 1986–1988. Der Gartenrotschwanz und der Trauerschnäpper bewohnen in unseren Kulturlandflächen hauptsächlich Hochstamm-Obstgärten (Müller et al. 1988) und beide überwintern als Langstreckenzieher in Afrika südlich der Sahara. Parallel zum Rückgang der Bestandsdichte ist der Gartenrotschwanz aus 24 % aller Kulturlandflächen verschwunden und wird aktuell nur noch in jeder zehnten Fläche angetroffen. Er hat somit seinen ehemaligen Status als «typischer Kulturlandvogel» verloren. Der Hänfling erlitt ein

ähnliches Schicksal wie die oben erwähnten Langstreckenzieher, obschon seine ökologischen Ansprüche ganz anders sind. Für den Eichelhäher stellen wohl Gehölzstreifen und kleine Waldinseln im Kulturland, wie für andere typische Waldvögel (beispielsweise Buntspecht, Singdrossel oder Rotkehlchen), gelegentlich besiedelbare Strukturen dar, die möglicherweise nur dann besiedelt werden, wenn die Population im Wald gesättigt ist (Grajetzky 1993).

Eine starke Bestandsverminderung stellten wir ferner bei der Feldlerche – einem Charaktervogel der offenen Agrarlandschaft – fest (Tab. 4, Abb. 8). Sie erlitt in den vergangenen 10 Jahren weitere Bestandseinbussen und wurde 1999 noch in 19 der 55 untersuchten Landschaftsräume festgestellt. Die mittlere Be-

Tab. 4. Präsenz, mittlere Bestandsdichte sowie prozentuale Veränderung der Bestandsdichte (zur speziellen Berechnungsart der Prozentwerte siehe Kap. 1.5) der Brutvögel in 55 Kulturlandflächen im Kanton Zürich 1986–1988 und 1999. – *Presence of breeding birds (number of study plots with records), their average population density (numbers of territorial males/1000 m transect), change in population density and test for significance of difference in population density 1999 minus 1986–1988 in 55 farmland study plots in the Canton of Zurich. In contrast to the usual calculations of percent change we used the mean of the status in 1986–1988 and 1999 as denominator.*

	Präsenz (Anzahl Landschaftsräume mit Vorkommen, Max. = 55)		Mittlere Bestandsdichte (Anzahl reviermarkierende Vögel/1000 m)		Differenz Bestandsdichte 1999 minus 1986–1988 in Prozent	Signifikanz der Veränderung der Bestandsdichte
	86–88	1999	86–88	1999		
Stockente <i>Anas platyrhynchos</i>	10	8	1,4	1,2	– 15	n.s.
Mäusebussard <i>Buteo buteo</i>	4	8	0,5	0,8	+ 46	n.s.
Ringeltaube <i>Columba palumbus</i>	6	11	1,0	1,6	+ 46	n.s.
Grünspecht <i>Picus viridis</i>	2	14	0,2	1,2	+ 143	U-Test, p < 0,01
Buntspecht <i>Dendrocopos major</i>	18	15	1,2	1,2	0	n.s.
Feldlerche <i>Alauda arvensis</i>	26	19	2,9	1,8	– 47	t-Test, p < 0,01
Rauchschwalbe <i>Hirundo rustica</i>	34	35	3,5	2,5	– 33	n.s.
Schafstelze <i>Motacilla flava</i>	4	8	1,8	2,0	+ 11	n.s.
Bachstelze <i>Motacilla alba</i>	50	49	2,0	1,7	– 17	n.s.
Zaunkönig <i>Troglodytes troglodytes</i>	9	15	0,9	1,8	+ 67	t-Test, p < 0,05
Rotkehlchen <i>Erithacus rubecula</i>	18	19	1,4	2,1	+ 40	n.s.
Hausrotschwanz <i>Phoenicurus ochruros</i>	52	55	2,8	2,8	0	n.s.
Gartenrotschwanz <i>Ph. phoenicurus</i>	17	4	1,5	0,4	– 116	U-Test, p < 0,01
Amsel <i>Turdus merula</i>	46	50	4,2	4,7	+ 11	n.s.
Wacholderdrossel <i>Turdus pilaris</i>	21	12	2,8	1,8	– 43	n.s.
Singdrossel <i>Turdus philomelos</i>	11	13	1,5	1,6	+ 6	n.s.
Gartengrasmücke <i>Sylvia borin</i>	23	20	1,1	1,2	+ 9	n.s.
Mönchsgrasmücke <i>Sylvia atricapilla</i>	42	42	2,2	2,8	+ 24	t-Test, p < 0,05
Zilpzalp <i>Phylloscopus collybita</i>	25	24	1,7	1,8	+ 6	n.s.
Sommeregoldhähnchen <i>R. ignicapillus</i>	12	9	1,6	1,2	– 29	n.s.
Grauschnäpper <i>Muscicapa striata</i>	16	18	1,0	1,1	+ 10	n.s.
Trauerschnäpper <i>Ficedula hypoleuca</i>	11	2	1,3	0,2	– 146	U-Test, p < 0,05
Sumpfmehse <i>Parus palustris</i>	15	22	1,2	1,7	+ 34	n.s.
Tannenmehse <i>Parus ater</i>	9	10	0,7	1,3	+ 60	n.s.
Blaumehse <i>Parus caeruleus</i>	36	41	1,9	2,6	+ 31	n.s.
Kohlmeise <i>Parus major</i>	49	47	4,4	4,1	– 7	n.s.
Kleiber <i>Sitta europaea</i>	16	14	1,2	1,4	+ 15	n.s.
Gartenbaumläufer <i>Certhia brachydactyla</i>	9	13	0,7	1,4	+ 67	n.s.
Neuntöter <i>Lanius collurio</i>	12	10	1,4	0,8	– 55	n.s.
Elster <i>Pica pica</i>	16	18	1,3	1,4	+ 7	n.s.
Eichelhäher <i>Garrulus glandarius</i>	9	3	1,2	0,2	– 143	t-Test, p < 0,01
Rabenkrähe <i>Corvus corone</i>	35	48	1,9	3,0	+ 45	t-Test, p < 0,01
Star <i>Sturnus vulgaris</i>	52	47	4,6	3,5	– 27	t-Test, p < 0,05
Hausperling <i>Passer domesticus</i>	47	47	5,1	4,4	– 15	n.s.
Feldsperling <i>Passer montanus</i>	38	46	2,3	2,8	+ 20	n.s.
Buchfink <i>Fringilla coelebs</i>	49	53	4,5	4,0	– 11	n.s.
Girlitz <i>Serinus serinus</i>	21	23	1,6	1,8	+ 12	n.s.
Grünfink <i>Carduelis chloris</i>	47	43	3,5	2,6	– 30	U-Test, p < 0,05
Hänfling <i>Carduelis cannabina</i>	12	6	2,1	0,5	– 123	U-Test, p < 0,05
Distelfink <i>Carduelis carduelis</i>	15	12	1,3	0,9	– 36	n.s.
Goldammer <i>Emberiza citrinella</i>	33	39	1,7	2,7	+ 45	t-Test, p < 0,01

Anmerkung s. S. 135

standsichte nahm im gleichen Zeitraum um 47 % ab. Relativ hohe Dichten von bis zu 8 Sängern pro 1000 m, wie sie noch 1986–1988 gefunden wurden, konnten 1999 nicht mehr festgestellt werden. Die höchsten Bestandsdichten fanden wir 1999 auf zwei Flächen bei Stammheim und bei Neerach mit Werten von 5–6 Sängern/1000 m. Auf allen anderen Flächen lag die Dichte unter 4 Sängern/1000 m. In 8 Landschaftsräumen konnten wir aber auch eine Zunahme der Bestandsdichte verzeichnen. Mit einer Ausnahme liegen alle diese Flächen im Weinland bzw. Unterland, zwei Regionen in klimatisch günstiger Lage, und sie weisen einen hohem Anteil an Ackerflächen auf (Abb. 8). Der Rückgang von Grünfink und Star bewegt sich im Bereich von natürlichen Bestandsschwankungen (Tab. 4).

2.3.2. Arten mit Bestandszunahme

Der Grünspecht erhöhte seine Bestandsdichte um +143 % und trat in 22 % aller Flächen neu auf. Eine ähnlich fulminante Bestandserholung zwischen 1986–1988 und 1999 haben wir auch in den Waldflächen registriert (Wegglér & Widmer 2000b). Deutliche Bestandsvergrößerungen zeigten weiter Zaunkönig, Rabenkrähe und Goldammer (Tab. 4). Die Zunahme der Goldammer dauert im Kanton Zürich nunmehr 25 Jahre an, denn seit den ersten Erhebungen 1975 haben alle Bestandskontrollen stets nach oben gezeigt (Jenny et al. 1987, Müller-Fickenwirth & Schläpfer 1988). Der Zaunkönig hat zeitgleich auch in den Waldflächen signifikant zugenommen (Wegglér & Widmer 2000b). Die Rabenkrähe konnte im Zuge ihrer Bestandsverdichtung rund ein Viertel der Kulturlandflächen besiedeln. Weniger stark zugenommen hat die Mönchsgrasmücke; ihre Be-

standsveränderung liegt noch im Bereich natürlicher Schwankungen.

2.3.3. Arten ohne Bestandstrend

Die Mehrzahl der typischen Brutvögel des Kulturlands zeigen keine signifikanten Bestandsveränderungen zwischen 1986–1988 und 1999, so auch viele typische Kulturlandbewohner wie Rauchschwalbe, Wacholderdrossel, Neuntöter, Feldsperling oder Distelfink. Bei der Rauchschwalbe zeigte sich bei unveränderter Frequenz ein markanter, aber statistisch nicht signifikanter Rückgang der Bestandsdichte von 3,5 auf 2,5 registrierte Vögel/1000 m. Im Siedlungsraum fanden wir hingegen eine signifikant negative Bestandsentwicklung (Wegglér & Widmer 2000a). Ebenfalls nicht signifikante, aber im Trend negative Bestandsveränderungen stellten wir bei Wacholderdrossel, Neuntöter und Distelfink fest. Ein positiver Trend scheint sich hingegen beim Feldsperling abzuzeichnen.

3. Diskussion

Die Wiederholungskartierung 1999 zeigt, dass sich die Artenvielfalt der Brutvögel in einer repräsentativ ausgewählten Stichprobe von 55 Kulturlandflächen im Kanton Zürich gegenüber 1986–1988 nicht verändert hat. Die mittlere Zahl der Rote-Liste Arten ist hingegen im gleichen Zeitraum um 20 % zurückgegangen. Typische Brutvogelarten des Kulturlandes wie z.B. Feldlerche oder Gartenrotschwanz haben weiter abgenommen. Aus der bereits 1986–1988 verarmten Brutvogelwelt sind in den Neunzigerjahren mehrheitlich die seltenen und bedrohten Arten verschwunden, während sich

Anmerkung zu Tab. 4.

Ferner sind erfasst worden (weniger als 8 Paarvergleiche vorliegend): Zwergtaucher, Haubentaucher, Schwarzmilan, Rotmilan, Sperber, Turmfalke, Fasan, Wasserralle, Teichhuhn, Blässhuhn, Flussregenpfeifer, Kiebitz, Türkentaube, Turteltaube, Strassentaube, Kuckuck, Mauersegler, Wendehals, Grauspecht, Kleinspecht, Mehlschwalbe, Baumpieper, Bergstelze, Heckenbraunelle, Nachtigall, Misteldrossel, Feldschwir, Sumpfrohrsänger, Teichrohrsänger, Gelbspötter, Klappergrasmücke, Dorngrasmücke, Waldlaubsänger, Fitis, Wintergoldhähnchen, Pirol, Tannenhäher, Fichtenkreuzschnabel, Gimpel, Kernbeisser, Zauammer, Rohammer, Graammer.

die Allerweltsarten halten konnten oder sogar zunehmen. Allgemein seltener geworden sind auch die Langstreckenzieher.

Der öA wurde 1993 in der Schweizer Landwirtschaft eingeführt, mit dem Ziel, die Artenvielfalt im Kulturland zu fördern. Unsere Daten lassen noch keine erkennbare positive Wirkung des öA erkennen. Unsere in der Einleitung formulierten Erwartungen bezüglich Veränderung von Artenzahlen wurden nicht erfüllt. Aufgrund unserer Daten lässt sich für den Kanton Zürich bisher weder eine kleinflächige noch eine integrale grossflächige positive Wirkung nachweisen: Landschaftsräume mit minimalen ökologischen Aufwertungsmassnahmen unterscheiden sich in der Artenzahl nicht von anderen Landschaftsräumen, und Artenzahl sowie Gesamtrevierzahl nahmen zwischen 1986–1988 und 1999 nicht zu.

3.1. Interpretation der Bestandsentwicklungen

Als Ursache für die festgestellten Bestandsveränderungen kommen zahlreiche Faktoren in Frage, die sowohl im Brutgebiet als auch im Winterquartier und auf dem Zug wirksam sein können. Die Tatsache, dass die jüngsten Bestandseinbrüche mehrheitlich die Langstreckenzieher treffen, konnte auch in anderen Studien festgestellt werden (Bauer & Heine 1992, Böhning-Gaese & Bauer 1996, Berthold et al. 1999, Weggler & Widmer 2000a). Als Ursachen für den Rückgang von Vertretern dieser Gruppe werden einerseits die zunehmend ungünstigeren Ernährungsbedingungen im Winterquartier und auf dem Zug und andererseits die indirekten Folgen der Klimaerwärmung im Brutgebiet (vermehrte Konkurrenz mit Kurzstreckenziehern und Standvögeln) diskutiert (Böhning-Gaese & Bauer 1996, Berthold 1998). Ferner wurden in den letzten 20 Jahren in zahlreichen Gebieten Europas bei vielen kulturlandbewohnenden Arten – unabhängig von ihrer Zugstrategie – zum Teil drastische Bestandseinbussen festgestellt (Bauer & Thielcke 1982, Hölzinger 1987, Marchant et al. 1990, Bauer & Heine 1992, Wink 1992).

Der von uns beobachtete Bestandsrückgang zahlreicher typischer Kulturland-Vogelarten in den Neunzigerjahren ist eine Fortsetzung der

Entwicklung, die sich bereits in den Siebziger- und Achtzigerjahren in der ganzen Schweiz abzeichnete (Jenny et al. 1987, Weitnauer & Bruderer 1987). Zum überwiegenden Teil dürften für den Rückgang der Kulturlandarten Veränderungen im Bruthabitat verantwortlich gemacht werden, die je nach Zugstrategie noch verstärkt (Langstreckenzieher) oder abgeschwächt werden (Kurzstreckenzieher, Standvögel).

Bei der Feldlerche wurden aus vielen Gebieten der Schweiz und aus ganz Westeuropa massive Bestandsverluste gemeldet (Tucker & Heath 1994, Schmid et al. 1998). Als Hauptursache wird die intensivere Bewirtschaftung von Grün- und Ackerland, verbunden mit einem erhöhten Dünger- und Pestizidverbrauch, verantwortlich gemacht. Eine neuere Untersuchung aus Grossbritannien fand hingegen trotz massiver Bestandsabnahme keine Verminderung des Bruterfolgs in intensiv genutzten Agrarlandschaften; als mögliche Rückgangursache wird auch eine erhöhte Wintermortalität diskutiert (Chamberlain & Crick 1999).

Der Gartenrotschwanz erlitt bis Mitte der Siebzigerjahre in ganz Europa als Folge von Habitatzerstörung im Brutgebiet und Dürreperioden im afrikanischen Winterquartier massive Bestandseinbussen (Bruderer & Hirschi 1984, Tucker & Heath 1994). Seither blieben die Bestände in vielen Regionen mehrheitlich auf tiefem Niveau stabil (Bauer & Berthold 1996). Ähnlich drastische Bestandseinbussen, wie wir sie hier für den Kanton Zürich in den Achtziger- und Neunzigerjahren festgestellt haben (inkl. Siedlungsflächen, siehe Weggler & Widmer 2000a), sind uns aus der Schweiz keine weiteren bekannt (Schmid et al. 1998, Blattner & Kestenholz 1999). Die Hauptursache für diese Entwicklung dürfte im Brutgebiet zu suchen sein und liegt höchstwahrscheinlich im weiteren Verlust an grossflächigen Hochstamm-Obstgärten durch die Ausdehnung der Siedlungsflächen sowie die intensive Grünlandnutzung.

Beim Trauerschnäpper stellten wir in allen Landschaftstypen eine negative Bestandsentwicklung fest. Am deutlichsten war die Abnahme im Kulturland, gefolgt vom Siedlungsraum und vom Wald (Weggler & Widmer 2000a, b).

Meldungen über einen Bestandsrückgang gibt es auch aus der Westschweiz, welche sich bereits am westlichen Arealrand dieser Art befindet (Ravussin & Neet 1995). Es ist bekannt, dass Trauerschnäpper-Populationen extremen Schwankungen unterworfen sind und stark durch das zur Verfügung stehende Nisthöhlenangebot beeinflusst werden (Bauer & Berthold 1996). Unter diesem Aspekt und auch aufgrund der kleinen Stichproben ist die Bedeutung unserer Befunde für diese Art zu relativieren.

Auch beim Hänfling muss bei der Interpretation der beobachteten Bestandsabnahme berücksichtigt werden, dass diese Art wegen unstemem Brutvorkommen und kolonieartigem Brüten schwierig zu erfassen ist. Beim Hänfling wurde im Kanton Zürich bereits im Zeitraum zwischen 1975 bis 1985 ein massiver Bestandsrückgang von 53 % festgestellt (Wegglers 1991). Trotz methodischer Vorbehalte machen es die vorliegenden Resultate wahrscheinlich, dass sich diese negative Entwicklung in den letzten 10 Jahren fortgesetzt hat. Auch in anderen Gebieten Mitteleuropas ging der Hänflingbestand in den letzten Jahrzehnten deutlich zurück, meist als Folge von Habitatveränderungen sowie durch die zunehmend ungünstigere Nahrungssituation in der strukturarmen Agrarlandschaft (Bauer & Berthold 1996).

Der Bestand des Grünspechts dürfte Mitte der Achtzigerjahre im Kanton Zürich einen absoluten Tiefpunkt erreicht haben. Im Zusammenhang mit den Aufnahmen für das Inventar der ornithologisch wichtigen Waldflächen des Kantons Zürich stellten Müller-Fickenwirth & Schläpfer (1988) zwischen 1978/79 und 1988 einen drastischen Bestandsrückgang von mindestens 50 % fest. Ein starker Rückgang der Grünspechtbestände wurde Ende der Achtzigerjahre in der ganzen Schweiz registriert, insbesondere in den tieferen Lagen des Mittellandes (Schmid 1993). Die Bestandsentwicklung dieser Art wird hauptsächlich durch die Wintermortalität beeinflusst. Die zunehmend milderen Winter im Verlauf der Neunzigerjahre (Details siehe Wegglers & Widmer 2000a) dürften wohl zu einem grösseren Teil für die beobachtete Entwicklung verantwortlich sein.

Die Bestände der Rabenkrähe sind in Mitteleuropa vielerorts als Folge nachlassender Ver-

folgung durch den Menschen, zunehmender Verstädterung und verbesserten Ernährungsbedingungen angestiegen (Bauer & Berthold 1996).

Bei der Goldammer nahmen die Bestandszahlen in den Achtzigerjahren in vielen Gebieten Mitteleuropas zu, nachdem in den Siebzigerjahren vielerorts eine Ausdünnung der Bestände als Folge der Ausräumung der Kulturlandschaft und des Einsatzes giftiger Saatbeizmittel zu verzeichnen war (Bauer & Berthold 1996). Auch im Kanton Zürich wurde schon im Zeitraum 1975–1985 eine markante Zunahme der Goldammer festgestellt (Wegglers 1991). Wie die vorliegenden Ergebnisse zeigen, hat sich diese Entwicklung in den Neunzigerjahren fortgesetzt.

3.2. Beurteilung der Veränderungen im Kulturland

3.2.1. Massnahmen des ökologischen Ausgleichs

Aufgrund unserer Resultate lässt sich die erwartete Trendwende bezüglich Artenreichtum und Bestand typischer Kulturland-Vogelarten als Folge der öA-Massnahmen bisher nicht nachweisen. Die grossen staatlichen «Investitionen» in die biologische Vielfalt im Kulturland haben auf dem Niveau der Brutvögel bisher grossräumig betrachtet keine substantiellen Verbesserungen gebracht. Das völlige Verschwinden von seltenen und gefährdeten Brutvogelarten der Kulturlandschaft (z.B. Wendehals) konnte in den letzten 10 Jahren nicht verhindert werden, und ehemals häufige Arten erlitten weitere zum Teil massive Bestandsverluste, wie z.B. die Feldlerche oder der Gartenrotschwanz. Einzig beim Grünspecht und bei der Goldammer hat der öA möglicherweise erste positive Wirkungen gezeigt.

Worin liegen die Gründe für diese vorläufig ernüchternde Bilanz der Wirkung der öA-Massnahmen? Folgende Erklärungsmöglichkeiten sind denkbar: (1) Die verschiedenen Typen von öA-Flächen sind für Vögel mehrheitlich ungeeignet bzw. stellen wegen ungenügender Qualität noch keine substantielle Lebensraumverbesserung dar, (2) die Wirkungsdauer

war zu kurz, um überhaupt Veränderungen feststellen zu können, und (3) mögliche positive Auswirkungen des öA werden durch negative Entwicklungen auf den Produktionsflächen, die flächenmässig nach wie vor 93 % ausmachen, mehr als kompensiert.

Aufgrund unserer Ergebnisse sind wir der Meinung, dass vor allem ersteres zutrifft. Zurzeit bestehen die öA-Flächen überwiegend aus verschiedenen Wiesentypen und Hochstamm-Feldobstbäumen, während Hecken und Buntbrachen nur einen geringen Anteil an der Gesamtfläche ausmachen (in der Statistik des Bundesamtes für Landwirtschaft werden die einzelnen Typen Extensivwiesen, Streueflächen und Hecken nicht getrennt ausgewiesen, was eine detaillierte Interpretation erschwert). Dieses Beitragsregime müsste vor allem Wiesenbrüter und Obstgartenvögel fördern. Ökologisch anspruchsvolle Wiesenbrüter wie Wachtelkönig *Crex crex* oder Braunkehlchen *Saxicola rubetra* sind aber bereits in den Sechziger- und Siebzigerjahren grossflächig aus dem Schweizer Mittelland verschwunden (Schiffertli et al. 1980), eine rasche Wiederbesiedlung durch diese Arten in den nächsten Jahrzehnten ist sehr unwahrscheinlich. Im weiteren haben die Typen «Wenig intensiv genutzte Wiese» und «Extensivwiese» in Bezug auf die Qualität meist noch wenig mit dem angestrebten Ziel einer artenreichen Fromentalwiese zu tun. Diese Flächen befinden sich erst am Anfang einer Rückführung in einen mageren Zustand, ein Prozess, der je nach Bodenbeschaffenheit und Vorgeschichte Jahrzehnte in Anspruch nehmen kann (Wittwer 1998). Im weiteren sind Extensivwiesen, die erst ab dem 15. Juni geschnitten werden dürfen und aufgrund der noch im Boden vorhandenen Nährstoffe sehr schnell und dicht aufwachsen, für gewisse Vogelarten (z.B. Star) sogar deutlich weniger attraktiv als regelmässig geschnittene Fettwiesen.

Die Obstgartenvögel konnten bisher ebenso wenig von den umfangreichen Ausgleichszahlungen profitieren. Die schon vor 10 Jahren sehr seltenen Obstgartenarten wie Wiedehopf *Upupa epops*, Wendehals und Rotkopfwürger *Lanius senator* sind mittlerweile, wie bereits in den Siebzigerjahren der Steinkauz *Athene noctua*, ganz aus dem Kanton Zürich verschwun-

den. Eine Erholung der kleinen Restbestände dieser Arten war realistischerweise nicht mehr zu erwarten. Als bedenklich ist hingegen der starke Rückgang von Gartenrotschwanz und Trauerschnäpper einzustufen, ebenso auch die trendmässige Abnahme von Distelfink und Wacholderdrossel. Von den typischen Obstgartenarten nahm als einziger der Grünspecht signifikant zu, der allerdings seinen Vorkommensschwerpunkt im Wald hat. Die wichtigsten Faktoren, die einen für spezialisierte Vogelarten wertvollen Hochstamm-Obstgarten auszeichnen, sind ein extensiver Unternutzen mit gestaffeltem Schnittzeitpunkt, Strukturreichtum (zusätzliche Hecken, Pflanzgärten usw.) und ein zusammenhängender Baumbestand (Müller et al. 1988). Eine Untersuchung zum Zustand von Obstgärten von kantonaler Bedeutung ergab, dass die Wiesen innerhalb der Zürcher Obstgärten zu über 90 % aus intensiv genutzten, grossflächig zum gleichen Zeitpunkt geschnittenen Fettwiesen bestehen (Orniplan 1999b; Abb. 2). Die Beitragszahlungen von Bund und Kanton an Hochstamm-Obstbäume waren bisher einseitig auf die quantitative Erhaltung des Baumbestandes ausgerichtet. Die entsprechenden Bewirtschaftungsrichtlinien haben weder einen substantiellen Einfluss auf die Bewirtschaftungsintensität des Unternutzens, noch enthalten sie griffige Bestimmungen zur grossflächigen Erhaltung und Vernetzung von Restbeständen (Orniplan 1999b).

Auch die Bodenbrüter der offenen Kulturlandschaft konnten nicht nachweislich vom öA profitieren. Die Bestände der Feldlerche nahmen in den Neunzigerjahren weiter ab, jene der Schafstelze blieben konstant, und zu anderen Arten können wir aufgrund von geringer Stichprobengrössen keine schlüssigen Aussagen machen. Die Bodenbrüter der offenen Kulturlandschaft würden am meisten von den öA-Flächen Bunt- und Rotationsbrache profitieren. So liess sich in einem speziell aufgewerteten Ackerbaugebiet im angrenzenden Kanton Schaffhausen ein positiver Einfluss von Buntbrachen auf den Bruterfolg und die lokale Bestandsentwicklung von Wachtel, Feldlerche und Grauammer nachweisen (Weibel 1998, Jenny et al. 1999). Eine positive Wirkung von

Buntbrachen auf die Bodenbrüter konnte in unserem Untersuchungsgebiet realistischerweise nicht erwartet werden, denn nur auf 6 von unseren 55 Probeflächen waren Buntbrachen angelegt (11 %). Im Kanton Zürich umfassten Buntbrachen im Jahr 1998 insgesamt eine Fläche von 74 ha, was nur 0,1 % der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche entspricht (BLW 1999b).

Bei den Heckenvögeln gibt es keine signifikanten Bestandsveränderungen, trendmässig nahmen sie geringfügig zu (Tab. 2). Zu dieser Entwicklung haben einerseits die grossen Bemühungen des privaten Natur- und Vogelschutzes zur Erhaltung und Förderung der Hecken beigetragen, und andererseits scheint auch ein positiver Einfluss des öA hier am wahrscheinlichsten. Beitragsberechtigte Hecken müssen beidseitig einen 3 m breiten Krautsaum aufweisen, eine Vorschrift, von der namentlich Goldammer und Neuntöter profitieren müssten. Aufgrund unserer Daten lässt sich für den Neuntöter im Kanton Zürich (noch) kein positiver Einfluss nachweisen, dies im Gegensatz zu anderen Gebieten in der Schweiz (Schmid et al. 1998) und im Gegensatz zur Goldammer, deren positive Bestandsentwicklung seit den Achtzigerjahren anhält. Auf Lebensraumaufwertungen scheint die Goldammer schnell reagieren zu können. So nahm z.B. in einer mit Buntbrachen und Niederhecken (inkl. breiter Krautsaum) aufgewerteten Meliorationsfläche bei Rheinau/ZH der Bestand zwischen 1998 und 1999 sprunghaft von 1 auf 6 Reviere zu, nachdem die gepflanzten Hecken erstmals eine zur Nestanlage optimale Grösse aufwiesen (Orniplan 1999a). Die Dorngrasmücke als typische Bewohnerin von Niederhecken und anderen Kleinstrukturen in der Landschaft konnte hingegen von dieser Entwicklung nicht profitieren. Ihr bereits sehr tiefer Bestand 1986–1988 hat sich seither nicht erholt; sie ist bis auf wenige Einzelpaare aus dem Kanton Zürich verschwunden (Orniplan unpubl.).

Mit unserer Untersuchung konnten wir noch keine grossflächig positive Wirkung des öA nachweisen. In Übereinstimmung mit anderen Untersuchungen sehen wir den Hauptgrund in der fehlenden bzw. zweifelhaften Qualität und

falschen Disposition der meisten öA-Flächen (Wittwer et al. 1997, Wittwer 1998, Jenny & Weibel 1999). Betrachtet man nur die qualitativ wertvollen öA-Flächen (Hecken und Buntbrachen sowie Extensivwiesen mit hoher botanischer Artenvielfalt gemäss Jenny & Weibel 1999), so sind die in der offiziellen Statistik ausgewiesenen Flächenanteile des öA insgesamt stark zu relativieren (Tab. 1). In einem mit zusätzlichen finanziellen Massnahmen aufgewerteten Gebiet im Schaffhauser Klettgau erreichten wertvolle Flächen nur einen Anteil zwischen 1,4 und 3,2 % (Jenny & Weibel 1999). In der Zürcher Landschaft dürfte der Anteil solcher wertvoller Flächen noch viel geringer sein und unterhalb 1 % liegen. Ein weiterer Punkt scheint auch der Standort der einzelnen öA-Flächen zu sein. Häufig werden solche Flächen aus betriebswirtschaftlicher Sicht an wenig ertragreichen Stellen angelegt, zum Beispiel an einem schattigen Waldrand. Auf hochproduktiven, ackerbaulich genutzten Flächen mit hohem ökologischem Potential werden hingegen trotz finanziellen Zusatzleistungen nach wie vor kaum Ausgleichsflächen angelegt (Jenny & Weibel 1999).

Eine noch zu kurze Wirkungsdauer der öA-Flächen schliessen wir als Hauptursache für die fehlende Wirkung des öA aus. Auf Bundesebene werden bereits seit 7 Jahren Beiträge für ökologische Ausgleichsflächen ausgerichtet, auf kantonaler Ebene gibt es seit 1990 Beiträge für Streueflächen, Hecken und Hochstamm-Obstbäume. Im Kanton Zürich wurde statistisch bereits 1995 ein Anteil von 5 % öA-Flächen erreicht, 1999 waren es 8,6 %. Viele Kulturlandbewohnende Arten sind zudem relativ kurzlebige Singvögel mit einem hohen Reproduktionspotential, die bei günstigen Umweltbedingungen relativ schnell mit einer Bestandszunahme reagieren. Tatsächlich lassen sich anspruchsvolle Vogelarten mit geringen Flächenansprüchen mit mässigem Aufwand in relativ kurzer Zeit fördern. Mit gezielten Aufwertungsmassnahmen mit qualitativ hochwertigen Öko-Ausgleichsflächen (v.a. Niederhecken und Buntbrachen) nahmen im Schaffhauser Klettgau und vor allem in der Champagne Genevoise die lokalen Bestände verschiedener typischer Kulturlandarten wie Dorngrasmücke,

Schwarzkehlchen *Saxicola torquata* und Graumammer innerhalb weniger Jahre deutlich zu (Jenny et al. 1997, Jenny et al. 1999). Vergleichbare Erfolge liessen sich auch innerhalb des Flughafens Kloten mit einem auf die Bodenbrüter ausgerichteten Management der Wiesenflächen erreichen (Griesser & Hegelbach 1999).

3.2.2. Veränderungen auf den Produktionsflächen

Die bereits in der Einleitung erwähnten negativen Entwicklungen auf den Produktionsflächen (Asphaltierung des Flurwegnetzes, Kreiselmäher, Siloballen), die flächenmässig nach wie vor 93 % des landwirtschaftlich genutzten Gebietes ausmachen, müssen für die Erklärung der fortschreitenden Entwertung des Lebensraumes Kulturland in Betracht gezogen werden und haben möglicherweise positive Effekte des öA überdeckt. Konsequenterweise würde dies bedeuten, dass sowohl die Qualität der öA-Flächen wie auch der quantitative Anteil von heute 7 % noch völlig ungenügend sind. Die im letzten Abschnitt erwähnten Beispiele aus den Kantonen Genf und Schaffhausen zeigen aber auch, dass sich selbst bei einem Anteil von weniger als 7 % öA-Flächen nachhaltige Erfolge einstellen können, vorausgesetzt, die Qualität der Flächen stimmt. Allerdings weisen die Champagne Genevoise und das Klettgau aufgrund ihrer geographischen Lage, Ausdehnung und vom Klima her ein hohes ökologisches Potential auf und können nicht als repräsentativ für eine Schweizer Kulturlandschaft gelten. Um nachhaltige Erfolge in der durchschnittlichen Mittellandlandschaft zu erzielen, ist vermutlich neben dem Qualitätsanspruch auch ein quantitatives Mindestmass («Schwellenwert») von öA-Flächen nötig, welches heute ausserhalb spezieller Projektgebiete bei weitem noch nicht erreicht wird.

3.3. Schlussfolgerungen

Unsere Untersuchungen zur grossflächigen Bestandsentwicklung von kulturlandbewohnenden Vogelarten in der «Normallandschaft» zeigen, dass Aufwand und Ertrag des öA aus der

Sicht des Artenschutzes bezüglich Brutvögel in einem schlechten Verhältnis stehen und dass sich bei Weiterführung der bisherigen Praxis die Artenschutzprobleme im Kulturland in absehbarer Zeit kaum entschärfen lassen. Zu einem ähnlichen Schluss kommen auch Rösler & Weins (1996) in ihrer Einschätzung der Extensivierungsmassnahmen im Zuge der EU-Agrarreform in der Bundesrepublik Deutschland.

Es ist aber festzuhalten, dass die neue schweizerische Landwirtschaftspolitik mit dem Instrument des öA grundsätzlich in die richtige Richtung zielt. Wie die erwähnten regionalen Fallbeispiele mit verbesserten Beitragsbestimmungen und Qualitätskontrolle zeigen, können durchaus in kurzer Zeit nachhaltige Erfolge im Artenschutz erzielt werden (Jenny et al. 1997). Zum grossen Teil ist der aktuelle Zustand der öA-Flächen heute aber unbefriedigend, weil sie sowohl hinsichtlich Fläche, räumlicher Disposition und Quantität als auch vor allem Qualität noch keineswegs den Bedürfnissen der meisten Arten entsprechen. Zur Änderung der noch unbefriedigenden Praxis sind aus unserer Sicht folgende Verbesserungen unabdingbar:

(1) Verstärkte Förderung von qualitativ hochwertigen Öko-Ausgleichsflächen wie Hecken und vor allem Buntbrachen. Anerkennung der Extensivweide (mit Auflagen gemäss Vorschlag SVS 1999) als neue beitragsberechtigten Ausgleichsfläche und Einführung von Kriterien für die Bewirtschaftung des Unternutzens von beitragsberechtigten Hochstamm-Obstbäumen.

(2) Eine Einführung von klaren Qualitätskriterien im Öko-Ausgleich ist dringend erforderlich bzw. das vom Nationalen Forum für den öA vorgeschlagene Qualitätsmodell ist zu verwirklichen. Die Qualität der öA-Flächen ist zudem künftig durch unabhängige Kontrollorgane zu überwachen.

(3) Eine Abstufung der Öko-Beiträge soll gezielt als Lenkungsinstrument eingesetzt werden, wobei die Gesamtmittel für den öA generell zu erhöhen sind. Als Beispiel wäre auf kantonaler Ebene eine Förderung von Gebieten mit hohem Potential (Schwerpunktgebiete gemäss Naturschutz-Gesamtkonzept; Amt für Raumplanung Zürich 1995) durch Ausrichtung von zusätzlichen Beiträgen zu prüfen.

(4) Quantitative Ausdehnung des Anteils öA-Flächen auf mindestens 10 bis 15 %.

Als Wirkungskontrolle des öA drängt sich auch in Zukunft eine sporadische Überwachung der Vogelbestände in der landwirtschaftlich genutzten Kulturlandschaft auf. Der Kanton Zürich verfügt mit der Rasterkartierung 1986–1988 als einziges Gebiet der Schweiz über grossflächige, quantitative, nach Lebensraumtyp differenzierte Brutvogelbestandsangaben aus der Zeit vor Einführung der öA-Massnahmen in der Landwirtschaft. Dieser Bezugsdatensatz aus der Zeit vor Inkrafttreten des öA bietet sich für zukünftige Wirkungskontrollen an.

Dank. Wir danken folgenden ehrenamtlichen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern für ihre grosse im Feld geleistete Arbeit: Ursula Bart, Kurt Bollmann, Michael Bussmann, Jürg Cambensy, Hermann Dähler, Ruth Eberli, Koni und Lilly Felix, Roland Gautier, Steffen Gysel, Beat Häusler, Urs Hilfiger, Daniel Kronauer, Margrit Kofler, Jürg Kuhn, Claudio Lotti, Andrea Müller-Fickenwirth, Andreas Müller, Martin Neumeister, Martin Preiswerk, Susanne Ruppen, Fritz Sigg, Hans-Heinrich Spillmann, Iris Stucki, Nora Suter, Peter Toller, Karin Voegelin, Beat Wartmann und Willy Wissmann.

Diese Studie wurde möglich dank Beiträgen des Zürcher Tierschutzes, des Zürcher Vogelschutzes (ZVS) und der Fachstelle Naturschutz, Amt für Landschaft und Natur, sowie durch eine Leihgabe der Garage Volkart, Höri. Für die kritische Durchsicht des Manuskripts und viele wertvolle Anregungen danken wir Kurt Bollmann, Ernst Kistler, Werner Müller und Urs Weibel. Peter B. Pearman hat uns in statistischen Fragen beraten. Im weiteren danken wir Hans-Günther Bauer, Markus Jenny und einem weiteren Gutachter für anregende Kritik und Verbesserungsvorschläge sowie Ilsegrit Messerknecht für die Übersetzung der Zusammenfassung ins Französische.

Zusammenfassung, Résumé

Im Jahr 1999 wurden in 55 Kulturlandflächen (40–60 ha) im Kanton Zürich sämtliche Brutvögel mit einer Linientaxierung erfasst. Die ermittelten Bestandsdichten wurden mit einer analog durchgeführten Erhebung der Jahre 1986–1988 verglichen. Die Gesamtartenzahl aller untersuchten Landschaftsräume nahm von 78 auf 65 ab, verschiedene typische Kulturlandarten wie Wendehals, Baumpieper, Dorngrasmücke und Graumammer konnten 1999 auf den Probeflächen nicht mehr festgestellt werden. Die mittlere Artenzahl eines Landschaftsraumes

blieb mit 18,7 Arten unverändert, hingegen nahm die Anzahl der Rote-Liste Arten signifikant ab. Bei 7 Brutvogelarten (Feldlerche, Gartenrotschwanz, Trauerschnäpper, Eichelhäher, Star, Grünfink und Hänfling) stellten wir signifikant kleinere Bestandsdichten als 1986/88 fest und bei 5 Arten (Grünspecht, Zaunkönig, Mönchsgrasmücke, Rabenkrähe, Goldammer) signifikant höhere; bei 72 Brutvogelarten liessen sich keine Veränderungen feststellen.

Aufgrund unserer Ergebnisse lässt sich noch keine grossflächig positive Wirkung des seit 1993 wirksamen ökologischen Ausgleichs nachweisen. Das völlige Verschwinden von seltenen und gefährdeten Brutvogelarten der Kulturlandschaft konnte in den letzten 10 Jahren nicht verhindert werden, und ehemals häufige Arten wie Feldlerche und Gartenrotschwanz erlitten weitere, zum Teil massive Bestandsverluste. Einzig beim Grünspecht und bei der Goldammer sind erste positive Auswirkungen des ökologischen Ausgleichs wahrscheinlich.

Der aktuelle Zustand der meisten ökologischen Ausgleichsflächen ist deshalb unbefriedigend, weil sie in erster Linie hinsichtlich Qualität, aber auch bezüglich Flächengrösse und räumlicher Disposition keineswegs den Bedürfnissen der meisten Arten entsprechen. Um das Aufwand-/Ertragsverhältnis der mittlerweile umfangreichen Ausgleichszahlungen (im Kanton Zürich 1998 10,3 Mio. Franken) zu verbessern, ist eine Einführung von klaren Qualitätskriterien für alle Typen ökologischer Ausgleichsflächen dringend erforderlich. Im weiteren sollten qualitativ hochwertige Öko-Ausgleichsflächen wie Hecken und Buntbächen vermehrt gefördert werden, der quantitative Anteil ökologischer Ausgleichsflächen ist zudem auf mindestens 10 bis 15 % zu erhöhen.

Comparaison des effectifs d'oiseaux nicheurs dans le canton de Zurich en 1986–1988 et 1999. Quels sont les effets des mesures de compensation écologique dans le paysage cultivé?

En 1999, un recensement de l'ensemble des oiseaux nicheurs du canton de Zurich a été effectué sur 55 surfaces agricoles (40 à 60 ha) au moyen de la méthode de la ligne droite. Les densités ainsi saisies ont été comparées avec un relevé effectué selon la même méthode au cours des années 1986–1988. Le nombre total des espèces de tous les espaces naturels étudiés a diminué de 78 à 65 espèces et différentes espèces caractéristiques des cultures, telles que le Torcol fourmilier, le Pipit des arbres, la Fauvette grisette et le Bruant proyer, n'ont pas pu être retrouvées sur les cadres de l'étude en 1999. Le nombre moyen des espèces d'une région, à savoir 18,7 espèces, est resté constant. En revanche, le nombre des espèces figurant sur la Liste rouge a diminué de manière significative. Pour 7 espèces nicheuses (Alouette des champs, Rougequeue à front blanc, Gobemouche noir, Geai des chênes, Etourneau sansonnet, Verdier

d'Europe et Linotte mélodieuse), nous avons constaté des densités d'effectifs significativement réduites comparées à 1986/88 et pour 5 espèces (Pic vert, Troglodyte mignon, Fauvette à tête noire, Corneille noire et Bruant jaune), les densités étaient significativement plus élevées; pour 72 espèces nicheuses, aucun changement n'a pu être constaté.

Ces résultats ne permettent pas encore de mettre en évidence un effet positif sensible des mesures de compensation écologique en vigueur depuis 1993. Au cours des 10 dernières années, il n'a pas été possible d'enrayer la disparition totale d'espèces nicheuses rares ou menacées dans les surfaces agricoles; des espèces autrefois fréquentes telles que l'Alouette des champs et le Rougequeue à front blanc ont vu leurs effectifs en partie fortement réduits. Des premières incidences positives de la compensation écologique ne sont probables que pour le Pic vert et le Bruant jaune.

Pour cette raison, l'état actuel de la majorité des surfaces de compensation écologique n'est pas satisfaisant, car elles ne correspondent généralement pas aux besoins de la plupart des espèces sur le plan de la qualité, de la superficie ou de la structure spatiale. Afin d'améliorer le rapport coût/rendement des paiements directs pour la compensation écologique qui sont actuellement élevés (dans le canton de Zurich, 10,3 millions de francs en 1998), il est nécessaire d'introduire de toute urgence des critères de qualité clairement définis pour tous les types de surfaces de compensation écologique. De plus, des surfaces de compensation écologique de qualité élevée, telles que les haies et les jachères florales, doivent être davantage favorisées et la part quantitative de ces surfaces doit être relevée à 10–15 % au moins.

Literatur

- Amt für Raumplanung des Kantons Zürich (1995): Naturschutzgesamtkonzept für den Kanton Zürich. Zürich.
- BAUER, H.-G. & G. HEINE (1992): Die Entwicklung der Brutvogelbestände am Bodensee: Vergleich halbquantitativer Rasterkartierungen 1980/81 und 1990/91. *J. Ornithol.* 133: 1–22.
- BAUER, H.-G. & P. BERTHOLD (1996): Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. Aula, Wiesbaden.
- BAUER, S. & G. THIELCKE (1982): Gefährdete Brutvogelarten in der Bundesrepublik Deutschland und im Land Berlin: Bestandsentwicklung, Gefährdungsursachen und Schutzmassnahmen. *Vogelwarte* 31: 183–391.
- BERTHOLD, P. (1976): Methoden der Bestandserfassung in der Ornithologie. Übersicht und kritische Betrachtung. *J. Ornithol.* 117: 1–69. – (1998): *Vogelwelt und Klima: gegenwärtige Veränderungen.* *Naturw. Rundschau.* 9: 337–346.
- BERTHOLD, P., W. FIEDLER, R. SCHLENKER & U. QUERNER (1999): Bestandsveränderungen mittel-europäischer Kleinvögel: Abschlussbericht zum MRI-Programm. *Vogelwarte* 40: 1–10.
- BEZZEL, E. (1982): *Vögel in der Kulturlandschaft.* Ulmer, Stuttgart.
- Bundesamt für Statistik (1993): Schweizerische Obstbaumzählung. Der Obstbau in der Schweiz. *Feldobstbau/Obstkulturen 1991.* 200 S.
- BIBBY, C., N. D. BURGESS & D. A. HILL (1995): *Methoden der Feldornithologie. Bestandserfassung in der Praxis.* Neumann, Radebeul.
- BLATTNER, M. & M. KESTENHOLZ (1999): *Die Brutvögel beider Basel.* Mitt. natf. Ges. Basel 4.
- BLW (1998): *Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme. Erster Zwischenbericht.* Bundesamt für Landwirtschaft, Bern. – (1999a): *Evaluation der Ökomassnahmen und Tierhaltungsprogramme. Zweiter Zwischenbericht.* Bundesamt für Landwirtschaft, Bern. – (1999b): *Direktzahlungen 1998 an die Landwirtschaft.* Bundesamt für Landwirtschaft, Bern.
- BÖHNING-GAESE, K. & H.-G. BAUER (1996): Changes in species abundance, distribution, and diversity in a central european bird community. *Conservation Biology* 10: 175–187.
- BRUDERER, B. & W. HIRSCHI (1984): Langfristige Bestandsentwicklung von Gartenrötel *Phoenicurus phoenicurus* und Trauerschnäpper *Ficedula hypoleuca*. *Ornithol. Beob.* 81: 285–302.
- CHAMBERLAIN, D. E. & H. Q. P. CRICK (1999): Population declines and reproductive performance of Skylarks *Alauda arvensis* in different regions and habitats of the United Kingdom. *Ibis* 141: 38–51.
- EWALD, K. (1978): *Der Landschaftswandel. Zur Veränderung schweizerischer Kulturlandschaften im 20. Jahrhundert.* Tätigkeitsber. Naturf. Ges. Baselland 230: 55–308.
- GERSTMIEIER, R. & R. LANG (1996): Beitrag zu Auswirkungen der Mahd auf Arthropoden. *Z. Ökologie u. Naturschutz* 5: 1–14.
- GRAJETZKY, B. (1993): Bruterfolg des Rotkehlchens *Erithacus rubecula* in Hecken. *Vogelwelt* 114: 232–240.
- GRIESSER, M. & J. HEGELBACH (1999): Territorialität und Brutbiologie der Feldlerche *Alauda arvensis* in extensiv bewirtschafteten Wiesen des Flughafens Zürich-Kloten. *Ornithol. Beob.* 96: 73–82.
- HÖLZINGER, J. (1987): *Die Vögel Baden-Württembergs.* Band 1. Ulmer, Stuttgart.
- HURLBERT, S. H. (1984): Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecol. Monogr.* 54: 187–211.
- JENNY, D., A. MÜLLER, C. SCHIESS-BÜHLER & M. WEGGLER (1987): *Ornithologisches Inventar des Kantons Zürich 1985. Ein Zehnjahresvergleich. Vervielfältigter Bericht.* Zürcher Kantonalverband für Vogelschutz.
- JENNY, M. (1990): *Nahrungsökologie der Feldlerche Alauda arvensis in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft des schweizerischen Mittellandes.* *Ornithol. Beob.* 87: 31–53.
- JENNY, M., B. LUGRIN, U. WEIBEL, N. ZBINDEN & J.-L. REGAMEY (1997): *Der ökologische Ausgleich*

- in intensiv genutzten Ackerbaugebieten der Champagne Genevoise GE und des Klettgaus SH und seine Bedeutung für Vögel, Pflanzen und ausgewählte Wirbellose. Schweiz. Vogelwarte Sempach. 82 S. (Typoskript).
- JENNY, M. & U. WEIBEL (1999): Qualität und Quantität des ökologischen Ausgleichs in drei intensiv genutzten Ackerbauflächen des Klettgaus. Mitt. Natf. Ges. Schaffhausen 44: 107–116.
- JENNY, M., U. WEIBEL & F. BUNER (1999): Der ökologische Ausgleich in intensiv genutzten Ackerbaugebieten des Klettgaus und seine Auswirkungen auf die Brutvogelfauna. Mitt. Natf. Ges. Schaffhausen 44: 203–220.
- KUHN, U., C. MEIER, B. NIEVERGELT & U. PFÄNDLER (1992): Naturschutz-Gesamtkonzept für den Kanton Zürich. Entwurf im Auftrag des Regierungsrates. Zürich.
- MARCHANT, J. H., R. HUDSON, S. P. CARTER & P. WHITTINGTON (1990): Population trends in British breeding birds. BTO, Tring.
- MEURY, R. (1991): Zur Nahrungsökologie des Baumpiepers *Anthus trivialis* in einem Landwirtschaftsgebiet des schweizerischen Mittelandes. Ornithol. Beob. 88: 57–72.
- MÜLLER, W., H. SCHIESS, A. WEBER & F. HIRT (1977): Das Ornithologische Inventar des Kantons Zürich 1975/76, eine Bestandesaufnahme ornithologisch wertvoller Gebiete. Ornithol. Beob. 74: 111–122.
- MÜLLER, W., R. HESS & B. NIEVERGELT (1988): Die Obstgärten und ihre Vogelwelt im Kanton Zürich. Ornithol. Beob. 85: 123–157.
- MÜLLER-FICKENWIRTH, A. & A. SCHLÄPFER (1988): Bestandesaufnahme ornithologisch wichtiger Waldflächen 1988. Bericht Ornithologisches Inventar des Kantons Zürich. 55 S.
- Orniplan (1999a): Avimonitoring im Kanton Zürich. Zwischenbericht mit den Resultaten 1993–99. Bericht, 103 S. – (1999b): Überprüfung der Beitragsrichtlinien für Obstgärten im Kanton Zürich. Bericht, 44 S.
- RAVUSSIN, P.A. & C. NEET (1995): Facteurs affectant la ponte d'une population de Goubemouche noir (*Ficedula hypoleuca*) dans l'ouest de la Suisse. Nos Oiseaux 43:163–178.
- RÖSLER, S. & C. WEINS (1996): Aktuelle Entwicklungen in der Landwirtschaftspolitik und ihre Auswirkungen auf die Vogelwelt. Vogelwelt 117: 169–185.
- SACHS, L. (1992): Angewandte Statistik. Springer, Berlin.
- SCHIESS, H., W. MÜLLER & A. WEBER (1981): Bestandesaufnahme ornithologisch wertvoller Waldflächen. Manuskript Zürcher Vogelschutz ZVS.
- SCHIFFERLI, A., P. GÉROUDET & R. WINKLER (1980): Verbreitungsatlas der Brutvögel der Schweiz. Sempach.
- SCHMID, H. (1993): Grün-, Grau- und Kleinspecht (*Picus viridis*, *P. canus*, *Dendrocopos minor*) in der Schweiz: aktuelle Bestandssituation und Verbreitung. Ornithol. Beob. 90: 201–212.
- SCHMID, H., R. LUDER, B. NAEF-DAENZER, R. GRAF & N. ZBINDEN (1998): Schweizer Brutvogelatlas. Verbreitung der Brutvögel in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein 1993–1996. Sempach.
- Statistisches Amt des Kantons Zürich (1999): Statistisches Jahrbuch des Kantons Zürich 2000.
- SVS (1999): Extensive Weiden. Broschüre. Schweizer Vogelschutz SVS, Zürich.
- TOMIAŁOJC, L. & T. WESOŁOWSKI (1994): Die Stabilität der Vogelgemeinschaft in einem Urwald der gemässigten Zone: Ergebnisse einer 15jährigen Studie aus dem Nationalpark von Białowieża (Polen). Ornithol. Beob. 91: 73–110.
- TUCKER, G. M. & M. F. HEATH (1994): Birds in Europe: their conservation status. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge.
- WEIBEL, U. (1998): Habitat use of foraging skylarks (*Alauda arvensis* L.) in an arable landscape with wild flower strips. Bul. Geobot. Inst. ETH 68: 37–45.
- WEGGLER, M. (1991): Brutvögel im Kanton Zürich. Merkur, Langenthal.
- WEGGLER, M. & M. WIDMER (2000a): Vergleich der Brutvogelbestände im Kanton Zürich 1986–1988 und 1999. II. Verstärkung der Siedlungsräume und ihre Folgen für die Brutvogelwelt. Ornithol. Beob. 97 (im Druck). – (2000b): Vergleich der Brutvogelbestände im Kanton Zürich 1986–1988 und 1999. III. Wie gross sind die Veränderungen im naturnahen Ökosystem Wald? Ornithol. Beob. 97 (im Druck).
- WEITNAUER, E. & B. BRUDERER (1987): Veränderung der Brutvogel-Fauna der Gemeinde Oltingen in den Jahren 1935–1985. Ornithol. Beob. 84: 1–9.
- WINK, M. (1992): Zur Situation der Vogelwelt in der Agrarlandschaft. Mitt. Biol. Bundesanst. Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem 280: 95–108.
- WITTWER, A., R. MEIER, P. BOLLIGER, J. WITTWER, P. THOMET, E. THOMET & H. BEYELER (1997): Ökologischer Ausgleich. Erste Erfolgskontrolle in drei Regionen aus Sicht der Förderung der Artenvielfalt. Umwelt-Materialien, Natur und Landschaft, Nr. 82, BUWAL, Bern. 91 S.
- WITTWER, A. (1998): Ökologischer Ausgleich in der Landwirtschaft. Pro Natura Bilanz und Ausblick. Pro Natura, Basel.
- ZBINDEN, N., U. N. GLUTZ VON BLOTZHEIM, H. SCHMID & L. SCHIFFERLI (1994): Liste der Schweizer Brutvögel mit Gefährdungsgrad in den einzelnen Regionen. In P. DUELLI (ed.): Rote Liste der gefährdeten Tierarten in der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.
- Zürcher Natur- und Heimatschutzorganisationen (1984): Zustand der Zürcher Naturschutzgebiete. Bericht, 32 S.

Manuskript eingegangen 13. März 2000

Bereinigte Fassung angenommen 4. Mai 2000

Anhang 1. Liste der festgestellten Brutvogelarten in insgesamt 154 Stichprobenflächen (Kulturland, Siedlung, Wald) im Kanton Zürich und ihre Zuordnung zu verwendeten Auswertungskriterien. Zugstrategie: Kurzstr.z. = Kurzstreckenzieher, Langstr.z. = Langstreckenzieher, Standv. = Standvogel; Habitatbindung: Feuchtgeb. = Gewässer, Feuchtgebiete, Kiesgruben. – *List of all breeding bird species monitored in all of our 154 study plots (farmland, urban areas, forests) in the Canton of Zurich and their categorization into different groups.*

Art	Rote-Liste-Art?	Indikator-Art?	Zugstrategie	Habitatbindung	Obstgartenvogel?	Heckenvogel?
Zwergtaucher <i>Tachybaptus ruficollis</i>	Rote Liste	Indikator	Kurzstr.z.	Feuchtgeb.		
Haubentaucher <i>Podiceps cristatus</i>	Rote Liste	Indikator	Kurzstr.z.	Feuchtgeb.		
Graureiher <i>Ardea cinerea</i>		Indikator	Kurzstr.z.	Baum		
Höckerschwan <i>Cygnus olor</i>			Standv.	Feuchtgeb.		
Stockente <i>Anas platyrhynchos</i>			Standv.	Feuchtgeb.		
Wespenbussard <i>Pernis apivorus</i>	Rote Liste	Indikator	Langstr.z.	Baum		
Schwarzmilan <i>Milvus migrans</i>			Langstr.z.	Baum		
Rotmilan <i>Milvus milvus</i>		Indikator	Standv.	Baum		
Habicht <i>Accipiter gentilis</i>	Rote Liste	Indikator	Standv.	Baum		
Sperber <i>Accipiter nisus</i>	Rote Liste	Indikator	Standv.	Baum		
Mäusebussard <i>Buteo buteo</i>			Standv.	Baum		
Turmfalke <i>Falco tinnunculus</i>	Rote Liste		Standv.	Gebäude		
Baumfalke <i>Falco subbuteo</i>	Rote Liste	Indikator	Langstr.z.	Baum		
Wachtel <i>Coturnix coturnix</i>	Rote Liste	Indikator	Kurzstr.z.	Boden		
Fasan <i>Phasianus colchicus</i>	Rote Liste		Standv.	Boden		
Wasserralle <i>Rallus aquaticus</i>	Rote Liste	Indikator	Standv.	Feuchtgeb.		
Teichhuhn <i>Gallinula chloropus</i>		Indikator	Standv.	Feuchtgeb.		
Blässhuhn <i>Fulica atra</i>			Standv.	Feuchtgeb.		
Flussregenpfeifer <i>Charadrius dubius</i>	Rote Liste	Indikator	Langstr.z.	Feuchtgeb.		
Kiebitz <i>Vanellus vanellus</i>	Rote Liste	Indikator	Kurzstr.z.	Boden		
Strassentaube <i>Columba livia</i>			Standv.	Gebäude		
Hohltaube <i>Columba oenas</i>	Rote Liste	Indikator	Kurzstr.z.	Baum		
Ringeltaube <i>Columba palumbus</i>			Kurzstr.z.	Baum		
Türkentaube <i>Streptopelia decaocto</i>			Standv.	Gebäude		
Turteltaube <i>Streptopelia turtur</i>	Rote Liste	Indikator	Langstr.z.	Baum		
Kuckuck <i>Cuculus canorus</i>	Rote Liste		Langstr.z.	Baum		
Schleiereule <i>Tyto alba</i>			Standv.	Gebäude		
Waldkauz <i>Strix aluco</i>			Standv.	Baum		
Waldohreule <i>Asio otus</i>	Rote Liste		Standv.	Baum		
Mauersegler <i>Apus apus</i>			Langstr.z.	Gebäude		
Alpensegler <i>Apus melba</i>	Rote Liste	Indikator	Langstr.z.	Gebäude		
Wiedehopf <i>Upupa epops</i>	Rote Liste	Indikator	Langstr.z.	Boden		
Wendehals <i>Jynx torquilla</i>	Rote Liste	Indikator	Langstr.z.	Boden	Obstg.	
Grauspecht <i>Picus canus</i>	Rote Liste	Indikator	Standv.	Baum		
Grünspecht <i>Picus viridis</i>	Rote Liste		Standv.	Baum	Obstg.	
Schwarzspecht <i>Dryocopus martius</i>		Indikator	Standv.	Baum		
Buntspecht <i>Dendrocopos major</i>			Standv.	Baum		
Mittelspecht <i>Dendrocopos medius</i>	Rote Liste	Indikator	Standv.	Baum		
Kleinspecht <i>Dendrocopos minor</i>	Rote Liste	Indikator	Standv.	Baum	Obstg.	
Feldlerche <i>Alauda arvensis</i>	Rote Liste		Kurzstr.z.	Boden		
Uferschwalbe <i>Riparia riparia</i>	Rote Liste	Indikator	Langstr.z.	Feuchtgeb.		
Rauchschwalbe <i>Hirundo rustica</i>			Langstr.z.	Gebäude		
Mehlschwalbe <i>Delichon urbica</i>			Langstr.z.	Gebäude		
Baumpieper <i>Anthus trivialis</i>	Rote Liste	Indikator	Langstr.z.	Boden		
Schafstelze <i>Motacilla flava</i>	Rote Liste	Indikator	Langstr.z.	Boden		

Anhang 1 (Fortsetzung).

Art	Rote-Liste-Art?	Indikator-Art?	Zugstrategie	Habitatbindung	Obstgartenvogel?	Heckenvogel?
Bergstelze <i>Motacilla cinerea</i>		Indikator	Standv.	Feuchtgeb.		
Bachstelze <i>Motacilla alba</i>			Kurzstr.z.	Gebäude		
Wasseramsel <i>Cinclus cinclus</i>		Indikator	Standv.	Feuchtgeb.		
Zaunkönig <i>Troglodytes troglodytes</i>			Standv.	Strauch		
Heckenbraunelle <i>Prunella modularis</i>			Kurzstr.z.	Strauch		
Rotkehlchen <i>Erithacus rubecula</i>			Standv.	Strauch		
Nachtigall <i>Luscinia megarhynchos</i>		Indikator	Langstr.z.	Strauch		
Hausrotschwanz <i>Phoenicurus ochruros</i>			Kurzstr.z.	Gebäude		
Gartenrotschwanz <i>Ph. phoenicurus</i>	Rote Liste	Indikator	Langstr.z.	Baum	Obstg.	
Ringamsel <i>Turdus torquatus</i>	Rote Liste		Kurzstr.z.	Baum		
Amsel <i>Turdus merula</i>			Standv.	Strauch		
Wacholderdrossel <i>Turdus pilaris</i>			Kurzstr.z.	Baum	Obstg.	
Singdrossel <i>Turdus philomelos</i>			Kurzstr.z.	Baum		
Misteldrossel <i>Turdus viscivorus</i>			Kurzstr.z.	Baum		
Feldschwirl <i>Locustella naevia</i>	Rote Liste	Indikator	Langstr.z.	Feuchtgeb.		
Sumpfrohrsänger <i>Acrocephalus palustris</i>		Indikator	Langstr.z.	Feuchtgeb.		
Teichrohrsänger <i>Acrocephalus scirpaceus</i>		Indikator	Langstr.z.	Feuchtgeb.		
Gelbspötter <i>Hippolais icterina</i>	Rote Liste	Indikator	Langstr.z.	Strauch		
Klappergrasmücke <i>Sylvia curruca</i>	Rote Liste	Indikator	Langstr.z.	Strauch		Hecke
Dorngrasmücke <i>Sylvia communis</i>	Rote Liste	Indikator	Langstr.z.	Strauch		Hecke
Gartengrasmücke <i>Sylvia borin</i>			Langstr.z.	Strauch		Hecke
Mönchsgrasmücke <i>Sylvia atricapilla</i>			Kurzstr.z.	Strauch		Hecke
Berglaubsänger <i>Phylloscopus bonelli</i>	Rote Liste	Indikator	Langstr.z.	Baum		
Waldlaubsänger <i>Phylloscopus sibilatrix</i>			Langstr.z.	Baum		
Zilpzalp <i>Phylloscopus collybita</i>			Kurzstr.z.	Baum		
Fitis <i>Phylloscopus trochilus</i>		Indikator	Langstr.z.	Strauch		
Wintergoldhähnchen <i>Regulus regulus</i>			Standv.	Baum		
Sommeregoldhähnchen <i>R. ignicapillus</i>			Kurzstr.z.	Baum		
Grauschnäpper <i>Muscicapa striata</i>			Langstr.z.	Baum		
Trauerschnäpper <i>Ficedula hypoleuca</i>			Langstr.z.	Baum	Obstg.	
Schwanzmeise <i>Aegithalos caedatus</i>		Indikator	Standv.	Baum		
Sumpfmeise <i>Parus palustris</i>			Standv.	Baum		
Mönchsmeise <i>Parus montanus</i>	Rote Liste	Indikator	Standv.	Baum		
Haubenmeise <i>Parus cristatus</i>			Standv.	Baum		
Tannenmeise <i>Parus ater</i>			Standv.	Baum		
Blaumeise <i>Parus caeruleus</i>			Standv.	Baum		
Kohlmeise <i>Parus major</i>			Standv.	Baum		
Kleiber <i>Sitta europaea</i>			Standv.	Baum		
Waldbaumläufer <i>Certhia familiaris</i>			Standv.	Baum		
Gartenbaumläufer <i>C. brachydactyla</i>			Standv.	Baum	Obstg.	
Pirol <i>Oriolus oriolus</i>	Rote Liste	Indikator	Langstr.z.	Baum		
Neuntöter <i>Lanius collurio</i>	Rote Liste	Indikator	Langstr.z.	Strauch		Hecke
Eichelhäher <i>Garrulus glandarius</i>			Standv.	Baum		
Elster <i>Pica pica</i>			Standv.	Baum		
Tannenhäher <i>Nucifraga caryocatactes</i>	Rote Liste	Indikator	Standv.	Baum		
Dohle <i>Corvus monedula</i>	Rote Liste	Indikator	Standv.	Baum		
Rabenkrähe <i>Corvus corone</i>			Standv.	Baum		
Kolkrabe <i>Corvus corax</i>	Rote Liste	Indikator	Standv.	Baum		
Star <i>Sturnus vulgaris</i>			Kurzstr.z.	Baum	Obstg.	
Hausperling <i>Passer domesticus</i>			Standv.	Gebäude		

Anhang 1 (Fortsetzung).

Art	Rote- Liste- Art?	Indika- tor-Art?	Zug- strategie	Habitat- bindung	Obst- garten- vogel?	He- cken- vogel?
Feldsperling <i>Passer montanus</i>			Standv.	Baum	Obstg.	
Buchfink <i>Fringilla coelebs</i>			Standv.	Baum		
Girlitz <i>Serinus serinus</i>		Indikator	Kurzstr.z.	Baum		
Grünfink <i>Carduelis chloris</i>			Standv.	Baum		
Distelfink <i>Carduelis carduelis</i>		Indikator	Kurzstr.z.	Baum	Obstg.	
Hänfling <i>Carduelis cannabina</i>	Rote Liste	Indikator	Kurzstr.z.	Strauch		
Fichtenkreuzschnabel <i>Loxia curvirostra</i>			Standv.	Baum		
Gimpel <i>Pyrrhula pyrrhula</i>			Standv.	Baum		
Kernbeisser <i>C. coccothraustes</i>		Indikator	Kurzstr.z.	Baum		
Goldammer <i>Emberiza citrinella</i>		Indikator	Standv.	Strauch		Hecke
Zaunammer <i>Emberiza cirlus</i>	Rote Liste	Indikator	Kurzstr.z.	Boden		
Rohrammer <i>Emberiza schoeniclus</i>		Indikator	Kurzstr.z.	Feuchtgeb.		
Graumammer <i>Miliaria calandra</i>	Rote Liste	Indikator	Kurzstr.z.	Boden		