

Aus der Schweizerischen Vogelwarte Sempach

## Haben ökologische Ausgleichsflächen einen Einfluss auf die Bestandsentwicklung von Kulturland-Vogelarten im Mittelland?

Simon Birrer, Lukas Kohli und Martin Spiess



BIRRER, S., L. KOHLI & M. SPIESS (2007): Do ecological compensation areas influence population trends of farmland bird species in the Swiss Midlands? *Ornithol. Beob.* 104: 189–208.

We investigated whether the breeding numbers of 37 farmland bird species increased as expected after the implementation of ecological compensation areas which are part of the Swiss agro-environment scheme. Two surveys were conducted (1998–99 and 2002–03) on 23 study sites in the Swiss Midlands.

Only part of the expected species were present on the study plots and mostly with low territory densities. Many species were particularly rare or missing entirely in grassland-dominated areas whereas they were more abundant in the climatically favourable arable areas. All species taken together showed a slight non-significant increase in number as well as territory density between the two surveys. The increase was caused mostly by species of least concern while populations of vulnerable species continued to decline.

The reason for this moderate reaction to newly offered ecological compensation areas may be found in their low ecological quality. Moreover, especially valuable types of compensation areas were implemented only rarely.

In summary, ecological compensation showed some, although only slight, positive effects. Its potential, however, is by far not fully exploited yet. The weakness of the system seems to lie in the lacking quality and spatial distribution of the compensation areas. We therefore suggest to reduce general direct payments in favour of remuneration based on ecological quality. This way, efforts for biodiversity could be rewarded more effectively.

Simon Birrer und Martin Spiess, Schweizerische Vogelwarte, CH–6204 Sempach, E-Mail [simon.birrer@vogelwarte.ch](mailto:simon.birrer@vogelwarte.ch), [martin.spiess@vogelwarte.ch](mailto:martin.spiess@vogelwarte.ch); Lukas Kohli, Lachernweg 30, CH–8925 Schlieren, E-Mail [l.kohli@bluewin.ch](mailto:l.kohli@bluewin.ch)

In der Schweiz gilt die Hälfte der Kulturland-Vogelarten als gefährdet (Keller et al. 2001). Der Bund hat sich zum Ziel gesetzt, dass gefährdete Arten und deren Lebensräume erhalten bleiben, dass keine Art in der Gefährdungseinstufung schlechter klassiert werden muss und dass die Zahl der Arten in den Roten Listen jährlich um 1 % reduziert werden kann (BUWAL & BRP 1998). Um die Nachhaltig-

keit der Landwirtschaft zu verbessern und diese Ziele zu erreichen, wurde der ökologische Leistungsnachweis (ÖLN) eingeführt. Der ÖLN umfasst eine Reihe von Massnahmen, die jeder Landwirt einhalten muss, um Direktzahlungen vom Bund zu beziehen. Der wichtigste Punkt aus der Sicht des Artenschutzes ist die Auflage, dass 7 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche als ökologische Ausgleichsfläche

bewirtschaftet werden muss. Darunter sind Flächen zu verstehen, die nicht in erster Linie der (Nahrungsmittel-)Produktion dienen, sondern so zu bewirtschaften sind, dass sie typischen Pflanzen- und Tierarten der Kulturlandschaft Lebensraum bieten (Garnier 1994, Charollais et al. 2004). Es sind zum Beispiel Hecken, Hochstammobstbäume, Buntbrachen oder extensiv respektive wenig intensiv genutzte Wiesen. Diese so genannten «Ökowiesen» erhalten keinen oder nur eine geringe Menge Dünger und werden zu einem bestimmten, relativ späten Zeitpunkt im Jahr gemäht. Die Auflagen und Beiträge für die Landwirte sind in der Direktzahlungsverordnung (DZV) geregelt.

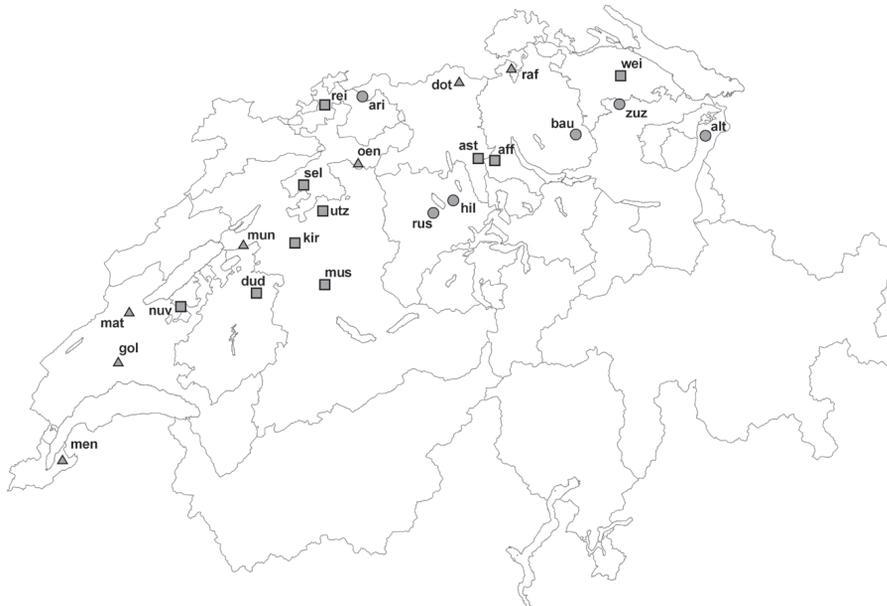
Die Wirkung aller Massnahmen des ÖLN wurde im Rahmen der «Evaluation der Öko-massnahmen und Tierhaltungsprogramme 94–05» (Gantner et al. 1999, Flury 2005) untersucht. Im Rahmen dieser Evaluation erhielt die Schweizerische Vogelwarte den Auftrag, die Auswirkungen der ökologischen Ausgleichs-

flächen auf die Brutvögel festzustellen. Wir sind von der Hypothese ausgegangen, dass sich die Massnahmen des ökologischen Ausgleichs positiv auf den Bestand von Kulturland-Vogelarten auswirken sollten. In der vorliegenden Arbeit präsentieren wir die Resultate von zwei Bestandsaufnahmen in 23 Untersuchungsgebieten im Abstand von vier Jahren (1998–99 und 2002–03).

## 1. Untersuchungsgebiete und Methode

### 1.1. Untersuchungsgebiete

Im Mittelland ist das Potenzial für eine hohe Artenvielfalt auf Grund klimatischer und naturräumlicher Gegebenheiten besonders gross (Schmid et al. 1998), aber hier sind auch die Nutzungskonflikte am grössten. Die landwirtschaftliche Produktion wurde im Verlauf des 20. Jahrhunderts sehr stark intensiviert, neue Siedlungen und Verkehrswege führten zum



**Abb. 1.** Verteilung der 23 Untersuchungsgebiete über das Schweizer Mittelland. Die Abkürzungen der Namen der Untersuchungsgebiete sind in Tab. 1 aufgelistet. Dreiecke = Ackerbaugebiete, Quadrate = gemischte Hauptnutzung, Punkte = Futterbaugebiete. Eingezeichnet sind auch die Kantons Grenzen und die grösseren Seen. Hintergrundkarte © BFS GEOSTAT swisstopo. – *Distribution of the 23 study sites in the Swiss Midlands. Abbreviations of study plots are listed in Table 1. Dots = grassland-dominated areas, squares = mixed farming, triangles = arable areas. Borders of cantons and major lakes are shown.*

Verlust von Kulturland, und die wenigen naturnahen Gebiete werden als Naherholungsgebiete stark beansprucht (Koeppel et al. 1991, Roth et al. 1994, 2001). Entsprechend sind im Mittelland besonders viele Lebensräume für Wildtiere und wildwachsende Pflanzen verschwunden oder in ihrer Qualität beeinträchtigt worden. Der Bedarf an zusätzlichen naturnahen Landschaftselementen ist hier daher sehr gross (Broggi & Schlegel 1989). Aus Effizienzgründen beschränkte sich die vorliegende Untersuchung auf Landwirtschaftsgebiete im Mittelland.

23 Untersuchungsgebiete wurden so ausgewählt, dass sie offene und halboffene Kul-

turlandschaften und die verschiedenen Naturräume des Mittellandes abdeckten (Abb. 1, Tab. 1). Ferner wurde darauf geachtet, dass sie möglichst einheitliche Landschaftsräume umfassten. Aus praktischen Gründen sollten die Untersuchungsgebiete zudem möglichst nur das Gebiet einer Gemeinde einschliessen. Die Untersuchungsgebiete waren im Durchschnitt 7,5 km<sup>2</sup> (4,6–10,5 km<sup>2</sup>) gross, die mittlere Feldfläche betrug 6,1 km<sup>2</sup> (4,2–9,9 km<sup>2</sup>). Die Feldfläche berechnet sich aus der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes abzüglich der Fläche von Siedlung und Wald. Von den 23 Untersuchungsgebieten werden sieben vorwiegend ackerbaulich, zehn gemischtwirtschaftlich und

**Tab. 1.** Charakterisierung der Untersuchungsgebiete. Erhebung: 1 = Erhebung in den Jahren 1998 und 2002, 2 = Erhebung in den Jahren 1999 und 2003, \* = Erhebung 1997 und 2003; Hauptnutzung: dominante landwirtschaftliche Nutzung: A = Ackerbau, G = gemischte Hauptnutzung, F = Futterbau; Temperatur: durchschnittliche Jahrestemperatur; Niederschlag: durchschnittlicher Jahresniederschlag. Klimawerte für die Untersuchungsgebiete wurden mit dem Klimamodell BIOCLIM der WSL (Zimmermann & Kienast 1995) berechnet. Die Untersuchungsgebiete sind gemäss ihrer Lage von Südwesten nach Nordosten geordnet (vgl. Abb. 1). – *Characterisation of the study sites. Abbreviations («Abkürzung») of study plot in Figure 1; survey («Erhebung»): 1 = survey 1998 and 2002, 2 = survey 1999 and 2003, \* = survey 1997 and 2003; surface of farmland («Feldfläche»); predominant land-use («Hauptnutzung»): A = arable, G = mixed farming, F = grassland; altitude («Höhe»); yearly mean temperature («Temperatur»); yearly mean precipitation («Niederschlag»).* Climate values were obtained from the model BIOCLIM (Zimmermann & Kienast 1995). Study sites are arranged according to their location from south-west to north-east (see Figure 1).

Untersuchungs- gebiet	Kan- ton	Abkür- zung	Erhe- bung	Feldflä- che (ha)	Haupt- nutzung	Höhe (m ü.M.)	Tempe- ratur (°C)	Nieder- schlag (mm)
Meinier	GE	men	2	624	A	430–465	9,2	958
Gollion	VD	gol	2	461	A	410–560	9,0	986
Method	VD	mat	1	618	A	435–530	8,6	949
Nuvilly/Combremont	FR/VD	nuv	2	500	G	550–745	7,8	1053
Düdingen	FR	dud	1	994	G	645–760	8,6	1034
Müntschemier	BE	mun	1	501	A	435–475	8,9	1126
Kirchlindach	BE	kir	2	696	G	560–680	8,4	1125
Münsingen	BE	mus	1	586	G	525–680	8,1	1131
Utzenstorf	BE	utz	1	766	G	475–500	8,7	1038
Selzach	SO	sel	1	704	G	430–620	8,9	1022
Oensingen	SO	oen	2	782	A	445–520	8,8	1042
Reinach	BL	rei	1	654	G	310–420	8,8	1069
Arisdorf	BL	ari	2	607	F	330–530	8,6	1061
Döttingen	AG	dot	2	627	A	325–460	7,8	1310
Aristau	AG	ast	1	607	G	380–475	8,6	1121
Ruswil/Buttisholz	LU	rus	1	419	F	620–840	8,9	1067
Hildisrieden	LU	hil	2	522	F	600–710	9,0	1067
Rafzerfeld	ZH	raf	2	510	A	405–470	8,7	1129
Affoltern a.A.	ZH	aff	*	482	G	445–750	8,7	958
Bauma	ZH	bau	*	499	F	600–865	7,1	1455
Weinfelden	TG	wei	1	715	G	420–660	8,3	1089
Zuzwil	SG	zuz	2	543	F	510–710	8,3	1049
Altstätten	SG	alt	1	598	F	420–480	8,8	1290

sechs futterbaulich (Grünland) genutzt (Abb. 1, Tab. 1).

### 1.2. Auswahl der Kulturland-Vogelarten

Für die Evaluation beschränkten wir uns auf ausgewählte «typische Kulturland-Vogelarten». Die Auswahl erfolgte nach folgenden Kriterien:

- (a) Ein Grossteil der Population ist auf die Landwirtschaftsfläche als Lebensraum angewiesen. Dies erfolgte aus der Überlegung, dass die Landwirtschaft für diese Arten eine besondere Verantwortung trägt. Wir selektionierten alle in der kollinen und montanten Stufe auf hochwertiges Kulturland angewiesene Brutvogelarten (Spaar & Pfister 2000) und alle prioritären Arten für Artenförderungsmassnahmen, die hauptsächlich im Kulturland vorkommen (Bollmann et al. 2002).
- (b) Weiter wurden Arten in die Liste aufgenommen, die zwar ihren Verbreitungsschwerpunkt in anderen Lebensräumen haben, von denen wir aber eine positive Reaktion auf ökologische Ausgleichsflächen erwarteten, z.B. Teichrohrsänger und Rohrammer, die beide in schilfbestandenen Streuwiesen vorkommen, oder Grau- und Kleinspecht, die von Obstgärten mit extensivem Unterwuchs profitieren könnten.
- (c) Alle Arten mussten mit der gewählten Aufnahmemethode erfasst werden können. Schwierig zu erfassende Arten, zum Beispiel Eulen, haben wir weggelassen, um den Aufwand in Grenzen zu halten.

Diese Auswahl ergab 37 Brutvogelarten (Tab. 2). Sie decken ein weites Spektrum ab, von weit verbreiteten, in grösserer Zahl brütenden Arten wie Feldlerche und Goldammer bis hin zu sehr seltenen, in der Schweiz nur lokal brütenden Arten mit hohen Habitatansprüchen wie Wachtelkönig, Steinkauz, Heidelerche oder Rotkopfwürger. Zwölf Arten gelten nach Keller et al. (2001) als nicht gefährdet, neun Arten als potenziell gefährdet und die übrigen 16 Arten sind gefährdet (verletzlich, stark gefährdet oder vom Aussterben bedroht).

Nicht in dieser Liste enthalten sind häufige Arten wie Feldsperling *Passer domesticus* und

Star *Sturnus vulgaris*. Solche Arten können nur wenig zur Zielerreichung beitragen, da sie bereits heute häufig sind oder im Bestand zunehmen. Durch deren Ausschluss konnte zudem Zeit bei der Feldarbeit eingespart werden, so dass stattdessen grössere Flächen bearbeitet werden konnten.

Für verschiedene Auswertungen wurden die 37 Arten zu fünf Artengruppen mit ähnlichen Lebensraumsprüchen zusammengefasst (Tab. 2). Die für diese Zusammenfassung massgebenden Lebensraumtypen entsprechen weitgehend den Typen der beitragsberechtigten ökologischen Ausgleichsflächen. Wiesenbrüter und charakteristische Arten des Ackerlandes wurden den Offenlandindikatoren zugeordnet. Unter den Landschaftsindikatoren sind Arten zusammengefasst, die grosse Flächen und/oder mehrere Lebensraumtypen in ihrem Revier benötigen.

### 1.3. Aufnahmemethode

Die Brutvögel jedes Untersuchungsgebietes wurden zweimal im Abstand von vier Jahren erfasst. Die erste Bestandserfassung erfolgte in den Jahren 1998 oder 1999. In den Jahren 2002 oder 2003 wurden die Bestandsaufnahmen wiederholt. In zwei Gebieten erfolgten die Erhebungen 1997 und 2003. Wir wandten die vereinfachte Probeflächenmethode an (Luder 1981). Die Untersuchungsgebiete wurden zwischen Mitte April und Ende Juni je dreimal abgesehen. Die Kartierung grosser Gebiete teilten wir auf mehrere Tage auf, so dass an einem Morgen pro Person maximal 3 km<sup>2</sup> bearbeitet werden mussten. Während eines Rundganges trugen die Bearbeiter den Beobachtungsort und das Verhalten aller festgestellten Individuen auf eine Karte im Massstab 1 : 5000 bis 1 : 10000 ein. Alle Beobachtungen einer Vogelart während der drei Kartierungen wurden anschliessend auf eine Artkarte übertragen und zu «Revieren» zusammengefasst, falls mindestens eines der folgenden Kriterien erfüllt war (Schmid et al. 1998, 2001):

- (a) Fund eines besetzten Nestes,
- (b) singendes oder revieranzeigendes ♂ auf mindestens einem Rundgang in der Brutzeit,

**Tab. 2.** Die ausgewählten 37 typischen Kulturland-Vogelarten und ihre Zuordnung zu Artengruppen mit ähnlichen Lebensraumsansprüchen. Die Abkürzungen der Artnamen werden in Anhang 1 verwendet. Rote Liste: Gefährdung der Art gemäss Roter Liste 2001 (Keller et al. 2001): CR = vom Aussterben bedroht, EN = stark gefährdet, VU = verletzlich, NT = potenziell gefährdet, LC = nicht gefährdet. Bestand: Brutpaare in der Schweiz (Schmid et al. 1998). – *The selected 37 typical farmland species and their classification into species groups with similar habitat requirements: open habitat indicator species («Offenlandindikatoren»), reed habitat indicator species («Feuchtgebietsindikatoren»), orchard indicator species («Obstgartenindikatoren»), hedges/scrub habitat indicator species («Hecken-/Gehölzindikatoren») and landscape indicators («Landschaftsindikatoren»).* The abbreviations of the species names («Abkürzung») are used in Appendix 1. Categorisation of the species according to the Red List 2001 («Rote Liste»; Keller et al. 2001): CR = critically endangered, EN = endangered, VU = vulnerable, NT = near threatened, LC = least concern; breeding pairs in Switzerland («Bestand»; Schmid et al. 1998).

Artname deutsch	Artname wissenschaftlich	Abkürzung	Rote Liste	Bestand
<b>Offenlandindikatoren</b>				
Rebhuhn	<i>Perdix perdix</i>	<i>Per. per.</i>	CR	10 – 15
Wachtel	<i>Coturnix coturnix</i>	<i>Cot. cot.</i>	LC	1500 – 2000
Kiebitz	<i>Vanellus vanellus</i>	<i>Van. van.</i>	EN	400 – 500
Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>	<i>Ala. arv.</i>	NT	40000 – 50000
Wiesenpieper	<i>Anthus pratensis</i>	<i>Ant. pra.</i>	NT	> 500
Schafstelze	<i>Motacilla flava</i>	<i>Mot. fla.</i>	VU	150 – 200
Braunkehlchen	<i>Saxicola rubetra</i>	<i>Sax. rub.</i>	NT	10000 – 15000
Schwarzkehlchen	<i>Saxicola torquatus</i>	<i>Sax. tor.</i>	NT	> 500
Grauwammer	<i>Emberiza calandra</i>	<i>Emb. cal.</i>	VU	400 – 600
<b>Feuchtgebietsindikatoren</b>				
Wachtelkönig	<i>Crex crex</i>	<i>Cre. cre.</i>	CR	1 – 13
Teichrohrsänger	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	<i>Acr. sci.</i>	LC	7000 – 9000
Sumpfrohrsänger	<i>Acrocephalus palustris</i>	<i>Acr. pal.</i>	LC	3000 – 6000
Rohrammer	<i>Emberiza schoeniclus</i>	<i>Emb. sch.</i>	LC	3000 – 5000
<b>Obstgartenindikatoren</b>				
Steinkauz	<i>Athene noctua</i>	<i>Ath. noc.</i>	CR	60 – 70
Wiedehopf	<i>Upupa epops</i>	<i>Upu. epo.</i>	EN	100 – 150
Wendehals	<i>Jynx torquilla</i>	<i>Jyn. tor.</i>	VU	2000 – 3000
Grauspecht	<i>Picus canus</i>	<i>Pic. can.</i>	VU	1000 – 2000
Grünspecht	<i>Picus viridis</i>	<i>Pic. vir.</i>	LC	5000 – 10000
Gartenrotschwanz	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	<i>Pho. pho.</i>	NT	10000 – 15000
Rotkopfwürger	<i>Lanius senator</i>	<i>Lan. sen.</i>	CR	15 – 20
Zaunammer	<i>Emberiza cirulus</i>	<i>Emb. cir.</i>	VU	800 – 1200
<b>Hecken-/Gehölzindikatoren</b>				
Baumpieper	<i>Anthus trivialis</i>	<i>Ant. tri.</i>	LC	50000 – 70000
Gelbspötter	<i>Hippolais icterina</i>	<i>Hip. ict.</i>	VU	200 – 500
Orpheusspötter	<i>Hippolais polyglotta</i>	<i>Hip. pol.</i>	NT	300 – 500
Dorngrasmücke	<i>Sylvia communis</i>	<i>Syl. com.</i>	VU	1000 – 2000
Neuntöter	<i>Lanius collurio</i>	<i>Lan. col.</i>	LC	20000 – 25000
Goldammer	<i>Emberiza citrinella</i>	<i>Emb. cit.</i>	LC	50000 – 80000
<b>Landschaftsindikatoren</b>				
Turmfalke	<i>Falco tinnunculus</i>	<i>Fal. tin.</i>	NT	3000 – 5000
Hohltaube	<i>Columba oenas</i>	<i>Col. oen.</i>	LC	1500 – 2500
Turteltaube	<i>Streptopelia turtur</i>	<i>Str. tur.</i>	LC	1000 – 2500
Kuckuck	<i>Cuculus canorus</i>	<i>Cuc. can.</i>	NT	20000 – 30000
Kleinspecht	<i>Dendrocopos minor</i>	<i>Den. min.</i>	LC	2500 – 3000
Heidelerche	<i>Lullula arborea</i>	<i>Lul. arb.</i>	VU	250 – 500
Dohle	<i>Corvus monedula</i>	<i>Cor. mon.</i>	VU	1100 – 1200
Saatkrähe	<i>Corvus frugilegus</i>	<i>Cor. fru.</i>	NT	700 – 800
Hänfling	<i>Carduelis cannabina</i>	<i>Car. can.</i>	LC	30000 – 60000
Ortolan	<i>Emberiza hortulana</i>	<i>Emb. hor.</i>	VU	200 – 250

- (c) Sichtbeobachtung eines Paares am selben Ort auf mindestens einem Rundgang,
- (d) Sichtbeobachtung eines Einzelvogels am gleichen Ort auf mindestens zwei von drei Rundgängen.

Im Fall eines Nestfundes oder wenn nur eine Feststellung eines Vogels vorlag (Kriterium b), wurden die Beobachtungen direkt als Revierzentrum übernommen. In den übrigen Fällen wurde der Schwerpunkt der vorliegenden Beobachtungen als «Revierzentrum» definiert. Das derart festgelegte Revierzentrum stimmt allerdings mit dem realen Revierzentrum oder dem Neststandort des Brutvogels nur näherungsweise überein.

Alle Reviere, deren Revierzentren sich auf der Feldfläche im Untersuchungsgebiet befanden, wurden mitgezählt, auch wenn einzelne Beobachtungen ausserhalb dieses Raums lagen. Als «Brutvögel» wurden alle Arten mit mindestens einem Revier bezeichnet.

Die Angaben zur Anzahl der Reviere/km<sup>2</sup> beziehen sich jeweils auf die Feldfläche. Bei der Berechnung der mittleren Anzahl Reviere/km<sup>2</sup> bleiben jene Untersuchungsgebiete unberücksichtigt, in welchen die Art nicht festgestellt wurde. Damit erhalten Arten wie die Dorngrasmücke, die nur in wenigen Gebieten vorkommen, dort aber relativ häufig sind, hohe Werte.

#### 1.4. Auswertungen

Für die Darstellung der prozentualen Bestandsänderungen übernahmen wir die Methode von Weggler & Widmer (2000): Pro Art wurde die Differenz der Dichte von der ersten und der zweiten Erhebung bestimmt und durch den Mittelwert der beiden Erhebungen geteilt. Im Gegensatz zur geläufigen Methode, bei welcher die erste Erhebung als Bezugswert verwendet wird, kann bei diesem Verfahren auch das Verschwinden respektive die Neubesiedlung dargestellt werden. Beim Verschwinden einer Art beträgt der Wert -200 %, bei einer Neubesiedlung +200 %. Um die aufgrund von nur zwei Erhebungen ermittelten Bestandszunahmen oder -abnahmen von den normalen Schwankungen zu unterscheiden, war ein robustes Mass notwendig. Den Bestandstrend einzel-

ner Arten testeten wir deshalb nur in jenen 15 Fällen auf Signifikanz, in welchen eine Art bei mindestens einer Erhebung in mindestens fünf Untersuchungsgebieten vorkam. Wir prüften mit dem Wilcoxon-Paartest, ob die Bestände signifikant ( $p < 0,05$ ) zu- oder abgenommen hatten.

Aufgrund des ersten und zweiten Brutvogelatlasses der Schweiz (Schifferli et al. 1980, Schmid et al. 1998) ermittelten wir für jedes Untersuchungsgebiet, welche der ausgewählten Arten potenziell vorkommen könnten. Unsere 23 Untersuchungsgebiete wurden den entsprechenden Atlasquadraten zugeordnet und die dort vorkommenden Arten eruiert. In einigen Fällen lagen die Untersuchungsgebiete genau auf der Grenze von zwei Quadraten. In diesen Fällen wurden die Artenlisten beider Atlasquadrate vereint. Für einige Arten wird das mit diesem Vorgehen festgelegte Potenzial deutlich unterschätzt. Dies ist bei Arten der Fall, welche schon vor der ersten Atlasperiode (Schifferli et al. 1980) aus einem grossen Teil ihres ehemaligen Verbreitungsgebiets verschwunden sind (z.B. Wachtelkönig, Rotkopfwürger und Ortolan).

## 2. Ergebnisse

### 2.1. Bestände und Bestandsentwicklung der typischen Kulturland-Vogelarten

#### 2.1.1. Artenzahl

Insgesamt wurden im Lauf der beiden Erhebungen 30 Arten als Brutvögel festgestellt. Fünf weitere Arten traten nur als Nahrungsgäste (Saatkrähe) oder auf dem Durchzug (Wiedehopf, Heidelerche, Wiesenpieper und Ortolan) auf. Rebhuhn und Wachtelkönig konnten nie beobachtet werden.

Bei den Erhebungen 1998–99 und 2002–03 wurden jeweils 27 Arten als Brutvögel festgestellt, die Zusammensetzung der Arten veränderte sich jedoch. Während bei der ersten Erhebung Kiebitz, Dohle und Rotkopfwürger in je einem Untersuchungsgebiet festgestellt wurden, fehlten sie bei der zweiten Erhebung. Nur bei der zweiten Erhebung als Brutvögel registrierten wir Baumpieper in zwei sowie Braun-

kehlchen und Zaunammer in je einem Untersuchungsgebiet.

Pro Untersuchungsgebiet brüteten bei den beiden Erhebungen je zwischen 4 und 17 Kulturland-Arten (Abb. 2). 1998–99 waren es durchschnittlich 8,7 Arten, 2002–03 lag dieser Wert mit 9,3 Arten pro Untersuchungsgebiet geringfügig, aber nicht signifikant, höher (Wilcoxon Paartest,  $p = 0,157$ ). Das artenreichste Untersuchungsgebiet war das Ackerbaugebiet Meinier mit je 17 Arten bei beiden Erhebungen. Die geringste Artenzahl wurde mit vier Arten in den beiden Futterbaugebieten Ruswil (1998) und Hildisrieden (2003) festgestellt.

Bei der ersten Erhebung war die Artenzahl in den Ackerbaugebieten pro Untersuchungsgebiet signifikant grösser (Mittelwert = 11,1 Arten) als in den gemischt bewirtschafteten Flächen (Mittelwert 7,9 Arten) und Futterbaugebieten (Mittelwert = 7,0 Arten). Die Artenzahl in den Futterbaugebieten und in den gemischtwirtschaftlichen Flächen unterschied sich nicht signifikant (ANOVA,  $F_{2,20} = 5,29$ ,  $p = 0,014$ , Fisher LSD-Test; Abb. 2).

In den gemischt bewirtschafteten Flächen stieg die Artenzahl von der ersten zur zweiten Erhebung signifikant auf 9,2 (Wilcoxon-Paartest,  $p = 0,04$ ). Die Artenzahlen der anderen beiden Hauptnutzungen und aller Untersuchungsflächen zusammen unterschieden sich nicht signifikant. Diese geringen Veränderungen führten aber dazu, dass sich die Artenzahlen zwischen den verschiedenen Hauptnutzungen bei der zweiten Erhebung nicht mehr sig-

nifikant voneinander unterscheiden (ANOVA,  $F_{2,20} = 1,29$ ,  $p = 0,172$ ).

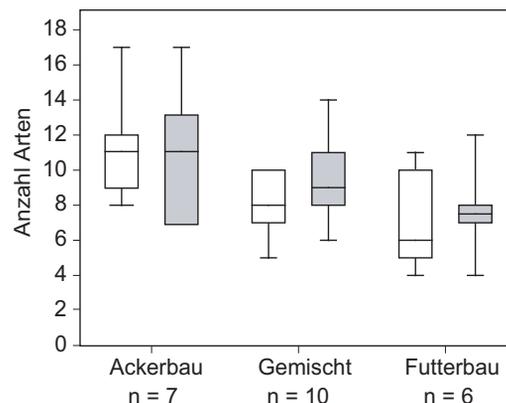
### 2.1.2. Verbreitung

Turmfalke, Feldlerche, Sumpfrohrsänger, Neuntöter, Hänfling und Goldammer wurden während beiden Erhebungen in fast allen, nämlich je nach Art in 19–22 Gebieten gefunden. Auch Schwarzkehlchen und Schafstelze fehlten nur in einem bzw. drei Gebieten, in welchen sie aufgrund ihres potenziellen Verbreitungsgebiets erwartet werden durften. Die übrigen Arten konnten wir hingegen in vielen Gebieten innerhalb ihres potenziellen Verbreitungsgebietes nicht nachweisen. 17 Arten wurden sogar in weniger als der Hälfte aller potenziell möglichen Gebiete festgestellt. Dazu gehören auch ehemals weit verbreitete Arten wie Wendehals, Gelbspötter und Dorngrasmücke.

Bei der Ersterhebung war die Feldlerche die am weitesten verbreitete Art; sie brütete in 22 der 23 Untersuchungsgebiete. Sechs weitere Arten (Turmfalke, Wachtel, Sumpfrohrsänger, Neuntöter, Hänfling und Goldammer) kamen in mehr als der Hälfte der Gebiete vor. Sechs Arten wurden nur in einem Untersuchungsgebiet als Brutvogel nachgewiesen, nämlich Steinkauz, Kleinspecht, Orpheus- und Gelbspötter, Dohle sowie Rotkopfwürger (Tab. 3).

Bei der zweiten Erhebung brütete die Goldammer in 22 der 23 Untersuchungsgebiete und war damit am weitesten verbreitet. Turmfalke, Grünspecht, Feldlerche, Sumpf- und Teich-

**Abb. 2.** Anzahl Arten pro Untersuchungsgebiet aufgeteilt nach der Hauptnutzung der Untersuchungsgebiete. Weisse Säulen: erste Erhebung 1998–99, graue Säulen: zweite Erhebung 2002–03. Dargestellt sind der Median, das untere und obere Quartil sowie die Minimal- bzw. Maximalwerte. – *Number of species per study site grouped according to the predominant land-use in the study sites: arable («Ackerbau»), mixed («Gemischt») and grassland («Futterbau»). Median, lower and upper quartiles, minimum and maximum are given. White boxes: 1<sup>st</sup> survey 1998–99, grey boxes: 2<sup>nd</sup> survey 2002–03.*



**Tab. 3.** Vorkommen der ausgewählten Kulturland-Vogelarten (Anzahl Untersuchungsgebiete mit Brutvögeln bei der ersten bzw. zweiten Erhebung, mögliches Maximum = 23), mittlere Anzahl Reviere pro km<sup>2</sup> bei der ersten bzw. zweiten Erhebung, sowie der Bestandsänderung zwischen den beiden Aufnahmen. Bei den mit Stern (\*) bezeichneten Arten sind die Bestandsänderungen statistisch signifikant. Die statistische Prüfung der Bestandsänderung erfolgte nur in den Fällen, in denen die Art bei mindestens einer Erhebung in mindestens fünf Gebieten vorkam. – *Presence of the 37 farmland species («Vorkommen», number of study sites with breeding birds present during the first and second survey, possible maximum = 23), mean number of territories («Anzahl Reviere»), density (territories per km<sup>2</sup>, «Reviere/km<sup>2</sup>») during the first and second survey as well as population changes between the two surveys («Bestandsänderung»). Significant population changes are indicated with an asterisk (\*). Statistical tests were conducted only in cases in which the species was present in at least one of the surveys and in at least 5 study sites.*

Artname	Vorkommen		Anzahl Reviere		Reviere/km <sup>2</sup>		Bestands- änderung (%)	p
	98–99	02–03	98–99	02–03	98–99	02–03		
Rebhuhn	0	0	0	0	–	–	–	
Wachtel	13	11	51	35	0,50	0,38	–26	0,184
Turmfalke	16	19	40	69	0,27	0,48	55	0,002*
Wachtelkönig	0	0	0	0	–	–	–	
Kiebitz	2	0	7	0	0,59	0,00	–200	
Hohltaube	2	3	4	11	0,15	0,45	99	
Turteltaube	2	7	4	11	0,10	0,24	81	0,028*
Kuckuck	11	7	13	12	0,19	0,17	–11	0,813
Steinkauz	1	1	3	1	0,24	0,08	–100	
Wiedehopf	0	0	0	0	–	–	–	
Wendehals	2	1	5	1	0,25	0,07	–113	
Grauspecht	3	2	3	2	0,16	0,11	–40	
Grünspecht	11	17	33	59	0,31	0,58	60	0,011*
Kleinspecht	1	3	1	3	0,03	0,15	126	
Heidelerche	0	0	0	0	–	–	–	
Feldlerche	22	20	749	721	5,45	5,24	–4	0,444
Baumpieper	0	2	0	2	0,00	0,18	200	
Wiesenieper	0	0	0	0	–	–	–	
Schafstelze	5	4	12	17	0,34	0,48	34	0,500
Gartenrotschwanz	8	6	58	34	0,91	0,53	–53	0,124
Braunkehlchen	0	1	0	1	0,00	0,17	200	
Schwarzkehlchen	3	7	17	28	0,41	0,65	46	0,173
Teichrohrsänger	10	12	80	89	0,95	1,10	14	0,136
Sumpfrohrsänger	16	15	71	78	0,61	0,65	6	0,557
Gelbspötter	1	1	3	3	0,25	0,25	0	
Orpheusspötter	1	1	1	2	0,16	0,32	67	
Dorngrasmücke	4	4	35	30	1,25	1,05	–18	
Neuntöter	18	19	68	68	0,54	0,55	2	0,917
Rotkopfwürger	1	0	4	0	0,33	0,00	–200	
Dohle	1	0	1	0	0,16	0,00	–200	
Saatkrähe	0	0	0	0	–	–	–	
Hänfling	16	19	87	117	0,70	0,92	27	0,039*
Goldammer	20	22	597	683	4,54	5,17	13	0,018*
Zaunammer	0	1	0	1	0,00	0,16	200	
Ortolan	0	0	0	0	–	–	–	
Rohrammer	6	4	12	14	0,27	0,32	17	1,000
Graumammer	3	4	7	5	0,23	0,16	–34	

rohrsänger, Neuntöter sowie Hänfling wurden in mehr als der Hälfte der Untersuchungsgebiete nachgewiesen. Sechs Arten, nämlich Stein-

kauz, Wendehals, Braunkehlchen, Gelb- und Orpheusspötter sowie Zaunammer, nisteten nur in einem Untersuchungsgebiet (Tab. 3).

Von der ersten zur zweiten Erhebung gab es 52 Fälle, in denen in einem Untersuchungsgebiet eine Art neu festgestellt wurde. Diese Fälle verteilen sich auf 22 Arten. Umgekehrt wurden in 38 Fällen Untersuchungsgebiete verlassen. Insgesamt konnten 19 Arten in einem oder mehreren Gebieten nicht mehr bestätigt werden. Die Arten zeigten eine unterschiedliche Dynamik. Grünspecht (neu festgestellt in 6 Gebieten), Turteltaube (+ 5), Schwarzkehlchen (+ 4) sowie Turmfalke und Hänfling (je 4 Zu- und 1 Abnahme) zeigten die grössten Gebietsgewinne, der Kuckuck (1 Zu- und 5 Abnahmen) den grössten Verlust. Bei den übrigen Arten betrug die Differenz zwischen der Zahl der besiedelten Gebiete zwischen den beiden Erhebungen höchstens 2.

## 2.2. Revierdichte und Bestandsänderungen

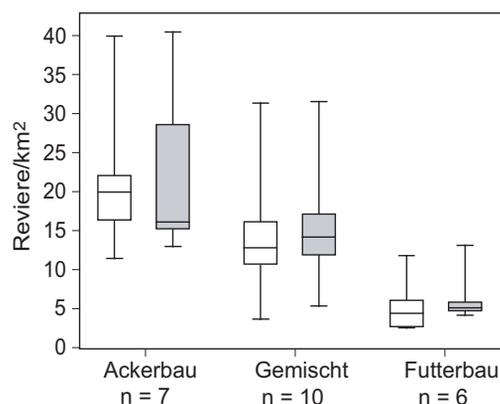
Feldlerche und Goldammer (nur bei der ersten Erhebung) kamen in den besiedelten Untersuchungsgebieten im Durchschnitt mit über fünf Revieren/km<sup>2</sup> in den höchsten Dichten vor. Sonst erreichten nur noch die Dorngrasmücke und der Teichrohrsänger (in der zweiten Erhebung) im Durchschnitt knapp mehr als 1 Revier/km<sup>2</sup>. Bei Arten mit grossen Revieren wie Turmfalke, Grau- und Grünspecht, Kuckuck sowie Hohltaube entspricht dies etwa den Erwartungen, Arten mit kleinen Revieren hätten dagegen entsprechend dem Potenzial um ein Vielfaches häufiger sein können. Die Summe der Revierdichten aller Arten zusammen war generell niedrig, in den Futterbaugebieten so-

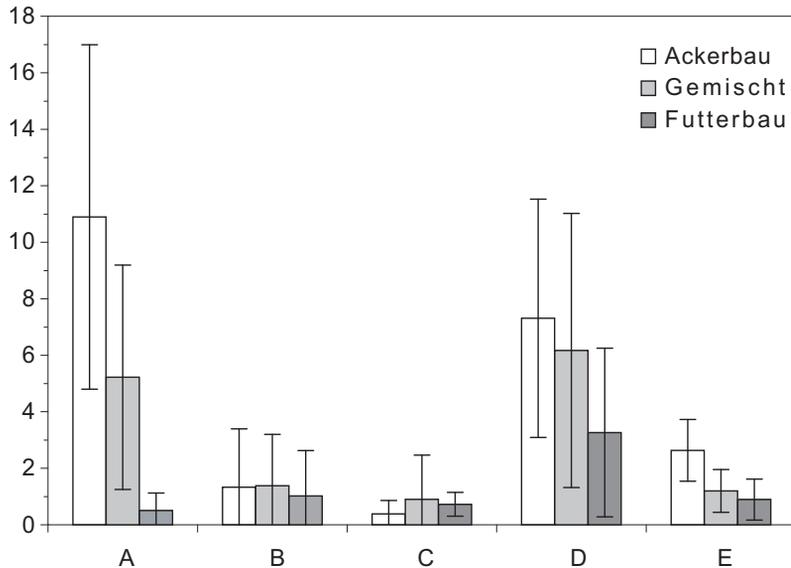
gar sehr niedrig (Abb. 3, vgl. etwa Schifferli 1989). Im Vergleich zu den Ackerbaugebieten und den gemischt bewirtschafteten Gebieten lag sie in den Futterbaugebieten bei beiden Erhebungen signifikant tiefer (ANOVA, 1. Erhebung:  $F_{2,20} = 7,64$ ,  $p = 0,003$ ; 2. Erhebung:  $F_{2,20} = 7,23$ ,  $p = 0,004$ , Fisher LSD-Test). Die mittlere Dichte über alle Gebiete nimmt von der ersten zur zweiten Erhebung ganz leicht, jedoch nicht signifikant von 14,1 auf 15,1 Reviere/km<sup>2</sup> zu.

Die Revierdichten der einzelnen Artengruppen waren im Allgemeinen ebenfalls niedrig. Offenlandindikatoren dominierten erwartungsgemäss in den Ackerbaugebieten und erreichten dort im Mittel 10,9 Reviere/km<sup>2</sup> (Abb. 4). Das Maximum lag bei 18,4 Revieren/km<sup>2</sup> im Untersuchungsgebiet Mathod mit grossem Gemüsebauanteil und dadurch kleinparzellierter Landschaft. In gemischt bewirtschafteten Gebieten war die Revierdichte der Offenlandindikatoren geringer, erreichte aber ausnahmsweise noch Werte über 10 Reviere/km<sup>2</sup>. In Futterbaugebieten waren die Dichten dagegen minimal, denn die Feldlerche, die diese Artengruppe dominiert, wurde hier fast vollständig wegen der Nutzungsintensivierung verdrängt.

Feuchtgebietsindikatoren waren überall selten und erzielten nur in wenigen Gebieten Werte von über 2 Revieren/km<sup>2</sup> (Abb. 4). Hecken-/Gehölzindikatoren erreichten vor allem in ackerbaulich und gemischt bewirtschafteten Gebieten grössere Dichten von durchschnittlich 7,3 resp. 6,2 Revieren/km<sup>2</sup> und maximal 15,2 resp. 18,4 Revieren/km<sup>2</sup>. Obstgarten- und

**Abb. 3.** Durchschnittliche Revierdichte aller Arten (Anzahl Reviere/km<sup>2</sup>) aufgeteilt nach der Hauptnutzung der Untersuchungsgebiete. Darstellung wie in Abb. 2. – *Territory densities of all species (number of territories/km<sup>2</sup>) grouped according to the predominant land-use in the study sites. Presentation as in Figure 2.*





**Abb. 4.** Durchschnittliche Anzahl Reviere/km<sup>2</sup> pro Artengruppe bei der Erhebung 2002–03 aufgeteilt nach der Hauptnutzung der Untersuchungsgebiete. Artengruppen: A = Offenlandindikatoren; B = Feuchtgebietsindikatoren; C = Obstgartenindikatoren; D = Hecken-/Gehölzindikatoren; E = Landschaftsindikatoren. Angegeben sind Mittelwerte und Standardabweichung. – Mean number of territories/km<sup>2</sup> per species class at the time of the survey 2002–03 grouped according to the predominant land-use in the study sites: arable («Ackerbau»), mixed («Gemischt») and grassland («Futterbau»). Species classes: A = open habitat indicator species, B = reed habitat indicator species, C = orchard indicator species, D = hedges/scrub habitat indicator species, E = landscape indicators). Mean and SD are given.

Landschaftsindikatoren waren überall selten. Letztere erzielten nur in Ackerbaugebieten mittlere Dichten von 2,6 Revieren/km<sup>2</sup>; maximal waren es 4,6 Reviere/km<sup>2</sup>.

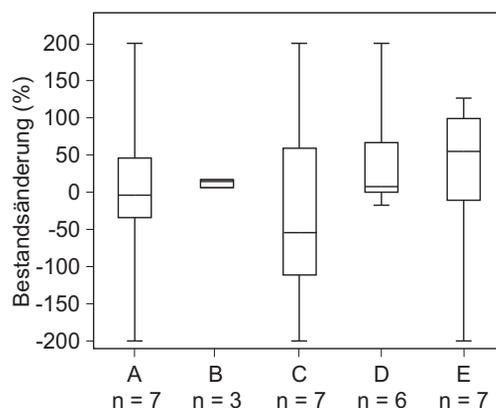
Im Durchschnitt wiesen 17 der 30 nachgewiesenen Arten bei der zweiten Erhebung eine höhere Revierdichte als bei der ersten Erhebung auf, wohingegen 12 Arten eine geringere und eine Art eine gleich hohe Revierdichte zeigten. Insgesamt waren die Arten bei der zweiten Erhebung somit nicht nur etwas weiter verbreitet, sondern auch geringfügig häufiger.

Von den sieben festgestellten Offenlandindikatoren waren drei bei der zweiten Erhebung häufiger und vier seltener (Tab. 3). Schwarzkehlchen und Schafstelze zeigten zwar Bestandszunahmen von 46 % resp. 34 %. Beide Bestandstrends sind jedoch nicht signifikant. Alle drei festgestellten Feuchtgebietsindikatoren wurden leicht häufiger. Fünf der sieben Obstgartenindikatoren wurden im Verlauf der Untersuchung seltener. Nur Gartenrotschwanz

und Grünspecht kamen in so vielen Gebieten vor, dass wir ihren Bestandsverlauf beurteilen konnten. Der Grünspecht zeigte eine signifikante Bestandszunahme von 60 %, der Gartenrotschwanz eine Bestandsabnahme von 53 %, die allerdings nicht signifikant war ( $p = 0,47$ ). Von den sechs Hecken-/Gehölzindikatoren wurde einzig die Dorngrasmücke seltener, die anderen Arten konnten den Bestand halten oder wurden häufiger. Bei der Goldammer war die Zunahme signifikant ( $p = 0,018$ ). Drei der sieben Landschaftsindikatoren wurden häufiger. Bei Turmfalke (55 %,  $p = 0,002$ ), Turteltaube (81 %,  $p = 0,028$ ) und Hänfling (27 %,  $p = 0,039$ ) war die Zunahme signifikant (Abb. 5, Tab. 3).

Über 75 % der nicht gefährdeten Vogelarten sowie fast die Hälfte der potenziell gefährdeten Vogelarten zeigten im Untersuchungszeitraum eine Bestandszunahme. Dagegen nahmen die Bestände nahezu aller gefährdeten Vogelarten weiterhin ab (Abb. 6).

**Abb. 5.** Bestandsänderungen der 30 als Brutvögel nachgewiesenen typischen Kulturland-Vogelarten gruppiert nach Artengruppen während des gesamten Untersuchungszeitraums in den 23 Untersuchungsgebieten. Abkürzung der Artengruppen wie in Abb. 4 und Darstellung wie in Abb. 2. Zur Berechnung der Bestandsänderung s. Kap. 1.4. – *Population changes of the observed 30 farmland bird species in the 23 study areas grouped according to species classes. Abbreviations of the species classes as in Figure 4 and presentation as in Figure 2. For calculations see chapter 1.4: population change of +200 % = new occurrence, -200 % = disappearance, 0 % = unchanged population.*



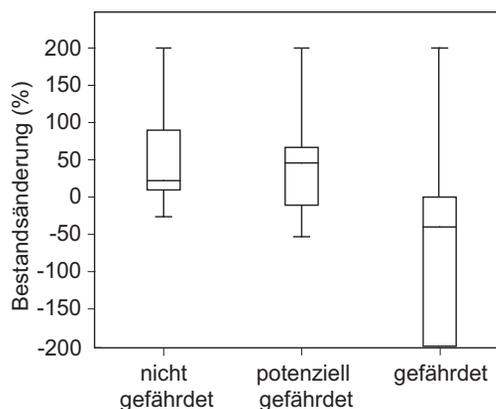
### 3. Diskussion

Unsere Untersuchung dokumentiert eine insgesamt bedenkliche Situation der Kulturland-Vogelarten in den für das Schweizer Mittelland repräsentativen Untersuchungsgebieten. Gefährdete Arten fehlen weitgehend, und die Artenzahl pro Gebiet sowie die durchschnittliche Revierdichte sind gering. Nur vier Arten erreichen Werte von mehr als 1 Revier/km<sup>2</sup>. Dieses Bild passt sehr gut in die bekanntermassen angespannte Situation der Kulturland-Vogelarten in weiten Teilen Europas, wo bei dieser Artengruppe vorwiegend Rückgänge festgestellt werden (Gregory et al. 2004, Hötker 2004, Zbinden et al. 2005, Jiguet & Juillard 2006, Keller et al. 2007, Pazderova & Voříšek 2007).

Die Hoffnung, dass die ökologischen Ausgleichsflächen rasch zu einer positiven Ent-

wicklung der Vogelbestände führen würden, wurde weitgehend enttäuscht. Sowohl bei der Artenzahl als auch bei der Revierdichte wurden keine grossen Veränderungen zwischen den beiden Erhebungen 1998–99 und 2002–03 festgestellt. Allerdings müssen wir uns auf nur zwei Aufnahmen im Abstand von vier Jahren stützen. Wegen grosser Schwankungen von Jahr zu Jahr, die bei Brutvögeln regelmässig vorkommen, sind damit Aussagen zur Bestandsentwicklung nur beschränkt möglich. Für einige Arten ist in der Zeit von vier Jahren kaum mit einer Reaktion im Bestand zu rechnen (Pfister & Birrer 1997), zumal die meisten ökologischen Ausgleichsflächen erfahrungsgemäss ihre Wirkung erst nach einigen Jahren entfalten. So werden neu angelegte Hecken oft erst nach etwa fünf Jahren vom Neuntöter besiedelt. Es ist aber bekannt, dass zumindest

**Abb. 6.** Bestandsänderungen von Vogelarten verschiedener Gefährdungsklassen während des Untersuchungszeitraums in den 23 Untersuchungsgebieten. Darstellung wie in Abb. 2. Zur Berechnung der Bestandsänderung s. Kap. 1.4. – *Population changes of bird species with different threat status during the survey: least concern («nicht gefährdet»), near threatened («potenziell gefährdet»), vulnerable, endangered or critically endangered («gefährdet»). For calculations see chapter 1.4 and Figure 5. Presentation as in Figure 2.*



einige Arten wie Grauammer, Schwarzkehlchen, Dorngrasmücke und Orpheusspötter sehr rasch auf ein verbessertes Lebensraumangebot reagieren können (Fischer & Schneider 1996, Lugin 1999, Revaz & Posse 2003). Von diesen Arten nahm auf unseren Untersuchungsflächen nur das Schwarzkehlchen zu, allerdings nicht signifikant. Tendenziell haben sich die häufigen Arten auf tiefem Niveau eher positiv entwickelt, gefährdete Arten nahmen weiterhin ab. Damit muss festgehalten werden, dass die vom Bund gesteckten Ziele beim Ökologischen Ausgleich noch nicht erreicht wurden.

Auch Weggler & Widmer (2000) kommen in ihrem Vergleich der Brutvögel im Kanton Zürich in den Jahren 1986–88 und 1999 zum Fazit, dass sich der ökologische Ausgleich nur geringfügig auf die Brutvögel auswirkte. Schliesslich ergaben auch die Untersuchungen im Fürstentum Liechtenstein, dass zwar einige häufige Brutvogelarten von den ökologischen Ausgleichsflächen profitieren, dass aber bei seltenen und gefährdeten Arten die erwünschten Wirkungen bisher ausblieben (Willi 2006). Bei Pflanzen und anderen Tiergruppen konnten hingegen einzelne positive Auswirkungen der ökologischen Ausgleichsflächen nachgewiesen werden (Flury 2005, Herzog et al. 2005).

Ökologische Ausgleichsflächen können jedoch für Vögel attraktiv sein und so eine Auswirkung auf die räumliche Verteilung haben. Hecken, die als ökologische Ausgleichsflächen angemeldet wurden, hatten durchschnittlich eine bessere ökologische Qualität als nicht angemeldete Hecken und wurden von Goldammern häufiger besiedelt. In Obstgärten, in denen andere ökologische Ausgleichsflächen angelegt wurden, fanden sich häufiger Reviere vom Gartenrotschwanz als in solchen ohne zusätzliche ökologische Ausgleichsflächen (Birrer et al. 2005).

Dennoch stellt sich die Frage, wieso die Auswirkungen so gering sind. Folgende Gründe müssen diskutiert werden: Die Menge ökologischer Ausgleichsflächen ist zu gering (Quantität), die Flächen wurden gemessen an den Ansprüchen der hier betrachteten Arten an nicht oder wenig geeigneten Stellen angelegt (Vernetzung) oder deren Ausprägung eignet sich nicht als Lebensraum (Qualität). Ferner wäre es

möglich, dass die vorhandenen Vogelpopulationen einen derart geringen «Populationsdruck» aufweisen, so dass selbst geeignete Lebensräume nicht wieder besiedelt werden.

Das Ziel des Bundes war es, dass ökologische Ausgleichsflächen 10 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche einnehmen. Dieses Flächenziel wurde zwar über die ganze Schweiz betrachtet erreicht, doch im Talgebiet wurden statt der angestrebten 65 000 ha bis 2003 erst 57 100 ha ökologische Ausgleichsflächen angelegt (Roux & Schüpbach 2005). Fallbeispiele in der Champagne genevoise und im Klettgau (Kanton Schaffhausen) zeigen, dass 5–10 % hochwertige ökologische Ausgleichsflächen ausreichen würden, um die Bestände von Vogelarten wie Schwarzkehlchen, Orpheusspötter, Dorngrasmücke und Grauammer markant ansteigen zu lassen (Jenny et al. 2002).

Die Ansprüche der einzelnen Arten an die Vernetzung der Landschaft durch ökologische Ausgleichsflächen sind sehr unterschiedlich. Aussagen für alle Arten sind deshalb nicht möglich. So kann etwa die Goldammer von Extensivwiesen am Waldrand profitieren, während die Feldlerche solche nicht nutzen kann, weil sie einen gewissen Abstand zum Waldrand einhält. Zumindest für die Offenlandarten, welche meist die produktivsten Standorte besiedeln, stehen zu wenig ökologische Ausgleichsflächen zur Verfügung. Spiess et al. (2002) zeigten an einem konkreten Beispiel, dass die meisten Extensivwiesen an für die Feldlerche ungeeigneten Standorten angelegt wurden. Der Anteil der ökologischen Ausgleichsflächen war in von Offenlandarten besiedelbaren Teilen der Untersuchungsflächen signifikant tiefer als in den übrigen Teilen (Kohli et al. 2004).

Der so genannte «Populationsdruck» einer Art kann kaum gemessen werden. Tatsächlich ist vor allem von seltenen und/oder sehr standorttreuen Arten wie dem Rebhuhn zu erwarten, dass sie selbst optimal angelegte neu geschaffene Lebensräume nicht oder erst nach langer Zeit besiedeln können. Viele der untersuchten Arten sind aber mindestens stellenweise noch recht häufig, und es wäre anzunehmen, dass neu geschaffene Lebensräume in kurzer Zeit genutzt würden. Ein Beispiel dafür, dass es bei guten Bedingungen selbst bei seltenen Ar-

ten zur spontanen Wiederbesiedlung kommen kann, ist der Fall eines Steinkauzpaars, das seit 2005 in einer stark aufgewerteten Fläche im Grossen Moos (Kanton Bern) erfolgreich brütet (Archiv der Schweizerischen Vogelwarte Sempach).

Der grösste Mangel besteht offensichtlich bei der ökologischen Qualität vieler Ausgleichsflächen. Auf den 23 Untersuchungsflächen machte der Anteil der als wertvoll taxierten ökologischen Ausgleichsflächen 1998–99 durchschnittlich nur 2 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche aus (Kohli et al. 2004). Bei den Hochstammobstbäumen besteht keine Nutzungseinschränkung, so dass sie meistens auf intensiv genutzten Wiesen stehen, die sich in der Struktur und Pflanzenzusammensetzung nicht von Fettwiesen unterscheiden (Dreier et al. 2005). Nur 29 % der extensiv genutzten Wiesen im Mittelland erfüllten die Qualitätsanforderungen gemäss Öko-Qualitätsverordnung (ÖQV). Bei den wenig intensiv genutzten Wiesen waren es gar nur 11 % (Dreier & Hofer 2005). Dieser Wert ist zu tief, um auf den Bestand von Bodenbrütern wie der Feldlerche einen messbaren Einfluss auszuüben. Zusätzlich ist selbst in vielen Wiesen mit ÖQV-Qualität die Vegetation zu dicht, als dass sie von diesen Arten als Lebensraum genutzt werden könnten. Die drei Typen Hochstamm-Obstbäume, extensiv genutzte Wiesen und wenig intensiv genutzte Wiesen weisen also für Vögel meist eine ungenügende Qualität auf. Für sie wurden jedoch 2005 rund 85 % der Ökobeiträge ausbezahlt (BLW 2006). Im Berggebiet weisen hingegen rund 80 % der Ökowiesen hohe biologische Qualität auf (Weyermann et al. 2006).

Unter den selten angelegten Typen ökologischer Ausgleichsflächen sind auch solche, die wesentlich zur Steigerung der Artenvielfalt beitragen könnten. Darunter fallen die Buntbrachen. So profitieren Turmfalke und Waldohreule *Asio otus* vom erhöhten Nahrungsangebot in Buntbrachen (Buner 1998, Aschwanden 2004, Aschwanden & Buner 2006), und Feldlerchen suchen zur Brutzeit ihre Nahrung bevorzugt in Buntbrachen (Weibel 1999). Tatsächlich nahm die Grösse der Reviere der Feldlerchen in Gebieten mit hoher Brachendichte ab, so dass zumindest lokal eine höhere Siedlungs-

dichte erreicht wurde (Jenny et al. 2003). In der Champagne genevoise stiegen die Bestände von Wachtel, Schwarzkehlchen, Dorngrasmücke und Grauammer parallel zum Angebot an Buntbrachen. Die Revierzentren von Grauammern und Schwarzkehlchen lagen vorwiegend in Buntbrachen (Jenny et al. 2003).

#### 4. Schlussfolgerungen

Welche Konsequenzen können aus diesen Feststellungen für die Zukunft des Systems der ökologischen Ausgleichsflächen gezogen werden? Erstens kann festgehalten werden, dass einige, wenn auch geringe positive Effekte festgestellt werden. Im Prinzip wäre der ökologische Ausgleich also eine sinnvolle Massnahme. Vergleiche mit Aufwertungsprojekten, in denen es gelang, hochwertige ökologische Ausgleichsflächen zu schaffen (Jenny et al. 2002), zeigen jedoch, dass das im System liegende Potenzial zur Zeit bei weitem nicht ausgeschöpft wird. Die Mängel liegen bei der Qualität der Flächen und bei der Verteilung der Flächen im Raum. Es muss deshalb in Zukunft gelingen, die Qualität der vorhandenen ökologischen Ausgleichsflächen zu steigern und sie besser im Raum zu verteilen. Erste Ansätze dazu sind bereits erfolgt, doch ist zu befürchten, dass dies noch nicht ausreicht. So wurde 2001 die Öko-Qualitätsverordnung in Kraft gesetzt. Landwirte, deren ökologische Ausgleichsflächen die Kriterien eines Vernetzungskonzepts erfüllen und/oder eine Minimalqualität aufweisen, erhalten zusätzliche ökologische Direktzahlungen. Eine Erfolgskontrolle der Öko-Qualitätsverordnung ist zur Zeit erst in Vorbereitung. Erste Erfahrungen lassen jedoch wenig Optimismus aufkommen, was deren Wirksamkeit für Brutvogel-Populationen betrifft.

Gewisse Verbesserungen der Qualität ökologischer Ausgleichsflächen könnten auch mit einer Optimierung der Direktzahlungsverordnung DZV erreicht werden. So wird zum Beispiel zur Zeit der ökonomisch und ökologisch wenig sinnvolle starre Schnitzeitpunkt der Ökowiesen diskutiert. Vorgeschlagen wird eine Flexibilisierung des Schnitzeitpunktes mit einer Auflage, bei jedem Schnitt einen bestimm-

ten Teil der Wiese als Altgras stehen zu lassen. Erste Versuche zeigen, dass derartige Lösungen bei einem Teil der Landwirte akzeptiert würden (Gilomen & van der Voort 2005, Stäheli et al. 2007). Allerdings müsste sicher gestellt werden, dass in Gebieten mit Vorkommen von Wiesenbrütern, speziell des Braunkehlchens, der späte Schnittermin beibehalten bleibt, damit die für die Bestandserhaltung entscheidenden Erstbruten nicht ausgemäht werden (Müller et al. 2005).

Erfolgsversprechender als Detailänderungen am bestehenden System wäre jedoch eine grundsätzliche Umlagerung der Finanzen: Effektive Leistungen für die Artenvielfalt sind höher zu honorieren, wenig wirksame Leistungen entsprechend tiefer. Konkret sollten die Allgemeinen Direktzahlungen (v.a. Flächen- und Tierbeiträge) massiv gekürzt und die Mittel für gemeinwirtschaftliche Leistungen wie die Förderung der Artenvielfalt entsprechend aufgestockt werden. Heute machen die Allgemeinen Direktzahlungen des Bundes 2 Mia. Franken aus, während für die Ökoflächen bloss 126 Mio. und für die ÖQV 28 Mio. eingesetzt werden (BLW 2006). Entsprechend bleiben ökologische Leistungen für die Landwirte wenig attraktiv.

Alle staatlichen Regelungen und Anreize werden aber zu wenig ausgerichtet, wenn es nicht gelingt, die Landwirte vermehrt vom Sinn des ökologischen Ausgleichs zu überzeugen. Viele Landwirte verstehen die Auflagen nur als unnötige Einschränkung in ihrer unternehmerischen Freiheit. Für viele Bewirtschafter ist nach wie vor die Produktion von landwirtschaftlichen Gütern das oberste Ziel. Leider wird kaum zur Kenntnis genommen, dass die «Produktion von Biodiversität» auch ein Betriebszweig sein könnte (Kestenholz & Spaar 2004). Ökologische Leistungen stellen gegenüber den Produkten der Billiganbieter einen Mehrwert dar, für den ein Teil der Konsumierenden bereit ist, einen höheren Preis zu bezahlen. Erste Erfolge mit Projekten in diese Richtung sind bereits vorhanden (Schelske & Seidl 2002, Seidl et al. 2003, Jenny 2004). Auch die Landwirte sollten demnach an einer Landwirtschaft interessiert sein, die den Wildtieren und -pflanzen gute Lebensbedingungen anbietet (Kestenholz et al. 2005).

**Dank.** Die vorliegende Publikation wäre ohne die Feldarbeit zahlreicher Ornithologinnen und Ornithologen nicht möglich gewesen. Es waren dies: Raffael Aye, Albert Bassin, Ursula Bornhauser-Sieber, Marcel Burkhardt, Andrea Capol, Monika Frey, Jörg Günther, Daniela Heynen, Petra Horch, Laurent Juillerat, Simon Keller, Wolfgang Linhart, Roland Lüthi, Fredy Madörin, Lukas Merkelbach, Gottfried Oesterheld, Stefano Pozzi, Peter Richterich, Manuel Schweizer, Sandrine Seidel, Thomas Stalling, Manfred Steffen, Marco Thoma, Thomas Tschopp und Martin Weggler. Viele Personen waren auch beim Erfassen der Lebensraumdaten beteiligt. Christian Marfurt half uns bei den Arbeiten am GIS. Judith Fischer übersetzte die englischen Texte. Lukas Jenni und Niklaus Zbinden trugen viel zum Gelingen des Projektes bei, indem sie uns mit ihrer Erfahrung bei der Entwicklung des Projektes halfen. Diese beiden sowie Markus Jenny, Hans Schmid, Matthias Kestenholz, Felix Herzog (Agroscope Reckenholz-Tänikon ART) und zwei Gutachter gaben uns wertvolle Tipps zur Verbesserung des Manuskripts. An dieser Stelle sei auch unseren Partnern bei der Agroscope Reckenholz-Tänikon ART für die Zusammenarbeit gedankt, vor allem Felix Herzog, Thomas Walter, Suzanne Dreier, Gaby Hofer, Philippe Jeanneret und Beatrix Schüpbach. Schliesslich wäre die Arbeit ohne finanzielle Unterstützung des Bundesamtes für Landwirtschaft nicht zu Stande gekommen.

### Zusammenfassung

Wir untersuchten die Frage, ob sich die Bestände von 37 Kulturland-Vogelarten auf 23 Untersuchungsflächen im Verlauf zweier Bestandserhebungen (1998–99 und 2002–03) positiv entwickelten, wie dies aufgrund der neu angelegten ökologischen Ausgleichsflächen erhofft wurde. Nur ein Teil der zu erwartenden Arten war überhaupt in den Untersuchungsgebieten vorhanden, und dies meist in geringen Revierdichten. Vor allem in den Futterbaugebieten waren viele Arten besonders selten oder fehlten ganz, während sie in den klimatisch begünstigten Ackerbaugebieten etwas häufiger waren. Sowohl bei der Artenzahl als auch bei der Revierdichte zeigten alle Arten zusammen genommen eine geringfügige, jedoch nicht signifikante Zunahme zwischen den beiden Erhebungen. Dazu trugen vorwiegend nicht gefährdete Arten bei, während die Bestände gefährdeter Arten weiter abnahmen.

Der Grund für die sehr geringe Reaktion der Vögel auf die neu angebotenen ökologischen Ausgleichsflächen dürfte vor allem in der mangelnden ökologischen Qualität der Flächen zu suchen sein. Zudem wurden wertvolle Typen ökologischer Ausgleichsflächen wie Buntbrachen, auf die Vögel positiv reagieren, nur sehr selten angelegt. Zusammenfassend zeigt der ökologische Ausgleich einige, wenn auch geringe positive Effekte. Im Prinzip wäre der ökologische Ausgleich also eine sinnvolle Massnahme. Das im System liegende Potenzial wird

zur Zeit jedoch bei weitem nicht ausgeschöpft. Die Mängel liegen in der Qualität der Flächen und in der Verteilung im Raum. Zur Verbesserung regen wir an, Gelder von den Allgemeinen Direktzahlungen an die Landwirtschaft auf ökologisch begründete Zahlungen umzulagern. Damit würden effektive Leistungen für die Artenvielfalt honoriert.

## Literatur

- ASCHWANDEN, J. (2004): Bedeutung von Kleinsäu-  
gern in ökologischen Ausgleichsflächen als  
Nahrung für die Waldohreule *Asio otus* und den  
Turmfalken *Falco tinnunculus* im Wauwiler Moos  
(Kanton Luzern). Diplomarbeit, Schweizerische  
Vogelwarte, Sempach, und Universität Zürich.
- ASCHWANDEN, J. & F. BUNER (2006): Ökologische  
Ausgleichsflächen, Kleinsäuger, Turmfalken *Fal-  
co tinnunculus* und Waldohreulen *Asio otus*. Ornithol.  
Beob. 103: 57–58.
- BIRRER, S., L. KOHLI, M. SPIESS & F. HERZOG (2005):  
Evaluation der Wirksamkeit ökologischer Aus-  
gleichsflächen anhand der Brutvögel. Schriftenr.  
FAL 56: 139–148.
- BLW (2006): Agrarbericht 2006 des Bundesamtes  
für Landwirtschaft. Bundesamt für Landwirtschaft  
(BLW), Bern.
- BOLLMANN, K., V. KELLER, W. MÜLLER & N. ZBINDEN  
(2002): Prioritäre Vogelarten für Artenförderungs-  
programme in der Schweiz. Ornithol. Beob. 99:  
301–320.
- BROGGI, M. F. & H. SCHLEGEL (1989): Mindestbedarf  
an naturnahen Flächen in der Kulturlandschaft.  
Bericht 31 des Nationalen Forschungsprogramms  
«Nutzung des Bodens». Liebefeld-Bern.
- BUNER, F. (1998): Habitat use of wintering Kestrels  
(*Falco tinnunculus*) in relation to perch availability,  
vole abundance and spatial distribution. Diploma  
thesis, University of Basel, and Swiss Ornitho-  
logical Institute, Sempach.
- BUWAL & BRP (1998): Landschaftskonzept  
Schweiz. Teil 1, Konzept; Teil 2, Bericht. Konzepte  
und Sachpläne. Bundesamt für Umwelt, Wald  
und Landschaft (BUWAL) und Bundesamt für  
Raumplanung (BRP), Bern.
- CHAROLLAIS, M., N. KOLLER, S. KUCHEN, S. PEARSON,  
C. SCHIESS-BÜHLER, H. SCHÜPBACH & B. STÄHELI  
(2004): Wegleitung für den ökologischen Aus-  
gleich auf dem Landwirtschaftsbetrieb. Bewirt-  
schaftungsaufgaben – Beiträge. Version 2004.  
Landwirtschaftliche Beratungszentrale (LBL),  
Lindau, und Service Romand de Vulgarisation Agri-  
cicole (SRVA), Lausanne.
- DREIER, S. & G. HOFER (2005): Wiesen im ökologi-  
schen Ausgleich. Schriftenr. FAL 56: 57–66.
- DREIER, S., B. OBERHOLZER & L. KOHLI (2005):  
Hochstamm-Feldobstbäume. Schriftenr. FAL 56:  
73–79.
- FISCHER, S. & R. SCHNEIDER (1996): Die Graumammer  
*Miliaria calandra* als Leitart der Agrarlandschaft.  
Vogelwelt 117: 225–234.
- FLURY, C. (2005): Bericht Agrarökologie und Tier-  
wohl 1994–2005. Bundesamt für Landwirtschaft,  
Bern.
- GANTNER, U., D. FORNI & H. U. GUJER (1999): Eva-  
luation der Ökomassnahmen und Tierhaltungs-  
programme – überarbeiteter Konzeptbericht, Juni  
1999. Bundesamt für Landwirtschaft (BLW),  
Bern.
- GARNIER, M. (1994): Naturnahe Lebensräume für  
den ökologischen Ausgleich. Umwelt-Materialien  
17. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft,  
Bern.
- GILOMEN, R. & L. A. C. VAN DER VOORT (2005): Be-  
richt über das Projekt «Flexible Schnittzeitpunkte  
bei extensiv und wenig intensiv genutzten Wie-  
sen» im Kanton Bern. Fachstelle für ökologischen  
Ausgleich des Kantons Bern und Inforama See-  
land, Ins.
- GREGORY, R. D., D. G. NOBLE & J. CUSTANCE (2004):  
The state of play of farmland birds: population  
trends and conservation status of lowland farm-  
land birds in the United Kingdom. Ibis 146 (suppl.  
2): 1–13.
- HERZOG, F., T. WALTER, S. AVIRON, S. BIRRER, S. BU-  
HOLZER, J. DERRON, S. DREIER, P. DUELLI, L. EG-  
GENSCHWILER, S. HOECHSTETTER, O. HOLZGANG,  
P. JEANNERET et al. (2005): Wirkung der ökologi-  
schen Ausgleichsflächen auf Biodiversität und  
Landschaft. Schriftenr. FAL 56: 185–201.
- HÖTKER, H. (2004): Vögel der Agrarlandschaft. Be-  
stand, Gefährdung, Schutz. Naturschutzbund  
Deutschland e.V., Bonn.
- JENNY, M. (2004): Wildtierfreundlicher Getreide-  
bau – Die IP-SUISSE fördert die Feldlerche. IP-  
SUISSE, Zollikofen, und Schweizerische Vogel-  
warte, Sempach.
- JENNY, M., B. JOSEPHY & B. LUGRIN (2003): Ökolo-  
gische Aufwertungsmassnahmen in Ackerbauge-  
bieten und ihre Auswirkungen auf ausgewählte  
Brutvogelarten. S. 151–155 in: R. OPPERMANN &  
H. U. GUJER: Artenreiches Grünland, bewerten  
und fördern – MEKA und ÖQV in der Praxis. Ul-  
mer, Stuttgart.
- JENNY, M., U. WEIBEL, B. LUGRIN, B. JOSEPHY,  
J.-L. REGAMEY & N. ZBINDEN (2002): Rebhuhn.  
Schlussbericht 1991–2000. Schriftenreihe Um-  
welt 335. Bundesamt für Umwelt, Wald und  
Landschaft, Bern, und Schweizerische Vogel-  
warte, Sempach.
- JIGUET, F. & R. JUILLARD (2006): Suivi Temporel des  
Oiseaux Communs. Bilan du programme STOC  
pour la France en 2005. Ornithos 13: 158–165.
- KELLER, V., M. KÉRY, H. SCHMID & N. ZBINDEN  
(2007): Swiss Bird Index SBI®: Update 2006.  
Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- KELLER, V., N. ZBINDEN, H. SCHMID & B. VOLET  
(2001): Rote Liste der gefährdeten Brutvogel-  
arten der Schweiz. Vollzug Umwelt. Bundesamt für  
Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, und Schwei-  
zerische Vogelwarte, Sempach.
- KESTENHOLZ, M., M. JENNY & L. JENNI (2005): Wild-  
tierfreundliche Landwirtschaft. Standpunkt Land-

- wirtschaft. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- KESTENHOLZ, M. & R. SPAAR (2004): Biodiversität als Agrarprodukt – Wege zur Vielfalt. *Agrarforschung* 11: 66–68.
- KOEPPEL, H. D., H. M. SCHMITT & F. LEISER (1991): Landschaft unter Druck. Zahlen und Zusammenhänge über Veränderungen in der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- KOHLI, L., M. SPIESS, F. HERZOG & S. BIRRER (2004): Auswirkungen ökologischer Ausgleichsflächen auf typische Kulturlandvögel und ihre Lebensräume. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- LUDER, R. (1981): Qualitative und quantitative Untersuchungen der Avifauna als Grundlage für die ökologische Landschaftsplanung im Berggebiet. Methodik und Anwendung am Beispiel der Gemeinde Lenk (Berner Oberland). *Ornithol. Beob.* 78: 137–192.
- LUGRIN, B. (1999): Habitat, densité et évolution de la population de Tarier pâtre *Saxicola torquata* du canton de Genève. *Nos Oiseaux* 46: 219–228.
- MÜLLER, M., R. SPAAR, L. SCHIFFERLI & L. JENNI (2005): Effects of changes in farming of subalpine meadows on a migrant bird, the whinchat (*Saxicola rubetra*). *J. Ornithol.* 146: 14–23.
- PAZDEROVA, A. & P. VOŘÍŠEK (2007): Trends of common birds in Europe, 2007 update. [www.ebcc.info](http://www.ebcc.info), Stand 20. Juli 2007. European Birds Census Council, Pan-European Common Bird Monitoring.
- PFISTER, H. P. & S. BIRRER (1997): Landschaftsökologische und faunistische Erfolgskontrolle für ökologische Ausgleichsmassnahmen im Schweizer Mittelland. *Mitt. Nat.forsch. Ges. Luzern* 35: 173–193.
- REVAZ, E. & B. POSSE (2003): Le Tarier pâtre *Saxicola torquata* en Valais: évolution de la distribution, des effectifs et de l'habitat. *Bull. Murithienne* 121: 51–65.
- ROTH, U., V. KELLER, H. ZEH, T. GREMMINGER & J. ENGEL (2001): Landschaft unter Druck. 2. Fortschreibung 1984–1995. Bundesamt für Raumplanung und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- ROTH, U., F. LEISER, H. M. SCHMITT, T. GREMMINGER, J. ENGEL, W. ZEH & H. MEIER (1994): Landschaft unter Druck – Fortschreibung: Zahlen und Zusammenhänge über Veränderungen in der Landschaft Schweiz, Beobachtungsperiode 1978–1989. Bundesamt für Raumplanung und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- ROUX, O. & B. SCHÜPBACH (2005): Zeitliche Entwicklung und räumliche Verteilung von ökologischen Ausgleichsflächen. *Schriftenr. FAL* 56: 36–47.
- SCHELSKE, O. & I. SEIDL (2002): Anbau und Vermarktung alter Landsorten: Ein Fallbeispiel. *Agrarforschung* 9: 424–429.
- SCHIFFERLI, A., P. GÉROUDET & R. WINKLER (1980): Verbreitungsatlas der Brutvögel der Schweiz. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- SCHIFFERLI, L. (1989): Die naturnahen Walliser Kulturlandschaften: Biotope von nationaler Bedeutung für Vogelarten. *Bull. Murithienne* 107: 9–19.
- SCHMID, H., M. BURKHARDT, V. KELLER, P. KNAUS, B. VOLET & N. ZBINDEN (2001): Die Entwicklung der Vogelwelt in der Schweiz. Avifauna Report Sempach 1, Annex. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- 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. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- SEIDL, I., O. SCHELSKE, J. JOSHI & M. JENNY (2003): Entrepreneurship in biodiversity conservation and regional development. *Entrepreneurship and Regional Development* 15: 333–350.
- SPAAR, R. & H. P. PFISTER (2000): Vogelarten als Indikatoren: Eine Systematisierung zur Beurteilung von Lebensräumen. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- SPIESS, M., C. MARFURT & S. BIRRER (2002): Evaluation der Ökomassnahmen mit Hilfe von Brutvögeln. *Agrarforschung* 9: 158–163.
- STÄHELI, B., N. KOLLER & H. SCHÜPBACH (2007): Flexibilisierung bei Wiesen des ökologischen Ausgleichs. *Agrarforschung* 14: 80–82.
- WEGGLER, M. & M. WIDMER (2000): Vergleich der Brutvogelbestände im Kanton Zürich 1986–1988 und 1999. I. Was hat der ökologische Ausgleich in der Kulturlandschaft bewirkt? *Ornithol. Beob.* 97: 123–146.
- WEIBEL, U. (1999): Effects of wildflower strips in an intensively used arable area on skylarks (*Alauda arvensis*). Dissertation, ETH Zürich.
- WEYERMANN, I., D. KAMPMANN, M. PETER, A. LÜSCHER & F. HERZOG (2006): Bergwiesen haben eine hohe ökologische Qualität. *Agrarforschung* 13: 156–161.
- WILLI, G. (2006): Die Veränderung der Vogelwelt – ein wichtiger Gradmesser für den ökologischen Ausgleich. *Ber. Bot.-Zool. Ges. Lichtenstein-Sargans-Werdenberg* 31: 235–252.
- ZBINDEN, N., H. SCHMID, M. KÉRY & V. KELLER (2005): Swiss Bird Index SBI® – Kombinierte Indices für die Bestandsentwicklung von Artengruppen regelmässig brütender Vogelarten der Schweiz 1990–2004. *Ornithol. Beob.* 102: 283–291.
- ZIMMERMANN, K. & F. KIENAST (1995): Das Klima lässt sich nicht kartieren – Klimakarten werden gerechnet. *Inf.bl. Forsch.bereiches Landsch. WSL* 27: 1–3.

*Manuskript eingegangen 23. November 2006  
Bereinigte Fassung angenommen 20. Juli 2007*



Anhang 1. (Fortsetzung)

Untersuchungs- gebiet	Jahr	Offenlandindikatoren						Feuchtbereichs- indikatoren						Obstgartenindikatoren					
		<i>Cot.</i>	<i>Van.</i>	<i>Ala.</i>	<i>Mot.</i>	<i>Sax.</i>	<i>Sax.</i>	<i>Emb.</i>	<i>Acr.</i>	<i>Acr.</i>	<i>Emb.</i>	<i>Ath.</i>	<i>Jyn.</i>	<i>Pic.</i>	<i>Pic.</i>	<i>Pho.</i>	<i>Pho.</i>	<i>Lan.</i>	<i>Emb.</i>
		<i>cot.</i>	<i>van.</i>	<i>arv.</i>	<i>fla.</i>	<i>rub.</i>	<i>tor.</i>	<i>cal.</i>	<i>sci.</i>	<i>pal.</i>	<i>sch.</i>	<i>noc.</i>	<i>tor.</i>	<i>can.</i>	<i>vir.</i>	<i>pho.</i>	<i>pho.</i>	<i>sen.</i>	<i>cir.</i>
Reinach	1998	•	•	24	•	•	•	•	1	•	•	•	1	5	42	•	•	•	
	2002	•	•	15	•	•	•	•	•	•	•	•	1	8	25	•	•	•	
Arisdorf	1999	•	•	7	•	•	•	•	2	•	•	•	1	4	2	•	•	•	
	2003	•	•	3	•	•	•	•	1	•	•	•	1	8	•	•	•	•	
Döttingen	1999	•	•	20	1	•	•	•	1	•	•	•	2	1	3	1	•	•	
	2003	•	•	25	•	•	•	•	•	•	•	•	•	5	•	•	•	1	
Aristau	1998	•	1	22	•	•	•	•	12	11	5	•	•	•	•	•	•	•	
	2002	•	•	13	1	•	•	•	17	12	4	•	•	•	•	•	•	•	
Ruswil/Buttisholz	1998	•	•	3	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	1	•	•	•	
	2002	1	•	4	•	•	•	•	1	•	•	•	•	1	•	•	•	•	
Hildisrieden	1999	•	•	2	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
	2003	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	3	•	•	•	•	
Rafzerfeld	1999	1	•	61	2	•	•	•	1	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
	2003	•	•	40	2	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
Affoltern a.A.	1997	•	•	2	•	•	•	•	3	•	•	•	•	1	•	•	•	•	
	2003	1	•	1	•	•	•	•	1	•	•	•	•	1	2	•	•	•	
Bauma	1997	•	•	•	•	•	•	•	•	1	•	•	•	•	1	•	•	•	
	2003	•	•	•	•	•	•	•	3	1	•	•	•	4	•	•	•	•	
Weinfelden	1998	•	•	5	•	•	•	•	•	2	•	•	•	5	2	•	•	•	
	2002	•	•	5	•	•	•	•	3	5	•	•	•	6	2	•	•	•	
Zuzwil	1999	•	•	1	•	•	•	•	1	5	2	•	•	2	•	•	•	•	
	2003	•	•	•	•	•	•	•	8	12	3	•	•	4	•	•	•	•	
Altstätten	1998	1	•	13	1	•	•	•	1	5	1	•	•	•	3	•	•	•	
	2002	•	•	5	•	1	2	•	•	4	•	•	•	1	2	•	•	•	
Total Reviere		86	7	1470	29	1	45	12	169	149	26	4	6	5	92	92	4	1	
Anzahl UG 1. Erhebung		13	2	22	5	0	3	3	10	16	6	1	2	3	11	8	1	0	
Anzahl UG 2. Erhebung		11	0	20	4	1	7	4	12	15	4	1	1	2	17	6	0	1	

Anhang 1. (Fortsetzung)

Untersuchungs- gebiet	Jahr	Hecken-/Gehölzindikatoren				Landschaftsindikatoren							Total Arten	Total Reviere			
		<i>Ant. pra.</i>	<i>Hip. ict.</i>	<i>Hip. pol.</i>	<i>Syl. com.</i>	<i>Lan. col.</i>	<i>Emb. cit.</i>	<i>Fal. tin.</i>	<i>Col. oen.</i>	<i>Str. tur.</i>	<i>Cuc. can.</i>	<i>Den. min.</i>			<i>Cor. mon.</i>	<i>Car. can.</i>	
Meinier	1999	•	•	•	1	8	•	7	3	1	•	•	•	1	15	17	109
	2003	•	•	•	1	12	•	5	9	2	•	•	•	•	13	17	101
Gollion	1999	•	•	•	2	•	33	1	•	3	•	•	•	•	12	9	102
	2003	•	•	•	2	•	39	2	1	3	•	•	•	•	9	11	131
Mathod	1998	•	•	•	3	•	28	1	•	•	•	•	•	•	3	12	136
	2002	•	•	•	5	•	39	4	•	1	•	•	•	•	12	11	177
Nuvilly/Combremont	1999	•	•	•	14	•	75	•	•	•	1	•	•	•	•	7	157
	2003	•	•	•	8	•	79	3	•	•	1	•	•	•	•	8	158
Düdingen	1998	•	•	•	7	•	40	2	•	•	1	•	•	•	11	10	137
	2002	•	•	•	6	•	42	3	•	•	2	•	•	•	16	11	149
Müntschemier	1998	•	•	•	10	•	55	4	•	•	1	•	•	•	4	12	201
	2002	•	•	•	9	•	66	5	•	2	•	•	•	•	4	13	203
Kirchlindach	1999	•	•	•	1	•	18	1	•	•	•	•	•	•	2	7	75
	2003	•	•	•	1	•	15	2	•	•	1	•	•	•	•	7	53
Münsingen	1998	•	•	•	1	•	19	1	•	•	•	•	•	•	•	8	64
	2002	•	•	•	1	•	27	4	•	•	•	•	•	•	2	8	72
Utzenstorf	1998	•	•	•	•	•	16	3	•	•	•	1	•	•	•	5	89
	2002	•	•	•	•	•	22	4	•	•	•	•	•	•	•	6	108
Selzach	1998	•	•	•	•	•	27	•	•	•	1	•	•	•	3	10	153
	2002	•	•	•	•	•	38	2	1	1	1	•	•	•	6	14	152
Oensingen	1999	•	•	•	•	•	26	3	1	•	•	•	•	•	4	9	90
	2003	•	•	•	•	•	26	5	•	1	•	•	•	•	7	9	102
Reinach	1998	•	•	•	•	•	18	6	•	•	1	•	•	•	6	10	106
	2002	•	•	•	•	•	12	11	•	•	•	•	•	•	7	9	84
Arisdorf	1999	•	•	•	•	•	39	1	•	•	•	•	•	•	6	10	72
	2003	•	•	•	•	•	46	4	•	•	•	•	•	•	9	8	80

Anhang 1. (Fortsetzung)

Untersuchungs- gebiet	Jahr	Hecken-/Gehölzindikatoren					Landschaftsindikatoren					Total Arten	Total Reviere				
		<i>Ant. pra.</i>	<i>Hip. ict.</i>	<i>Hip. pol.</i>	<i>Syl. com.</i>	<i>Lan. col.</i>	<i>Emb. cit.</i>	<i>Fal. tin.</i>	<i>Col. oen.</i>	<i>Str. tur.</i>	<i>Cuc. can.</i>			<i>Den. min.</i>	<i>Cor. mon.</i>	<i>Car. can.</i>	
Döttingen	1999	•	•	•	•	7	55	2	•	•	•	•	•	•	10	11	103
	2003	•	•	•	•	•	52	4	•	1	•	•	•	•	11	7	99
Aristau	1998	•	•	•	•	•	32	•	•	•	2	•	•	•	1	8	86
	2002	•	•	•	•	•	50	2	•	•	2	•	•	•	1	9	102
Ruswil/Buttisholz	1998	•	•	•	•	•	10	•	•	•	1	•	•	•	•	4	15
	2002	•	•	•	•	3	10	•	•	•	3	•	•	•	•	7	23
Hildisrieden	1999	•	•	•	•	2	25	2	•	•	1	•	•	•	•	5	32
	2003	•	•	•	•	1	18	•	•	•	•	•	•	•	3	4	25
Rafzerfeld	1999	•	•	•	•	2	30	1	•	•	•	•	•	•	4	8	102
	2003	•	•	•	1	1	27	1	•	•	•	•	•	•	6	7	78
Affoltern a.A.	1997	•	•	•	•	1	10	•	•	•	1	•	•	•	•	6	18
	2003	•	•	•	•	1	15	1	•	•	•	1	•	•	1	11	26
Bauma	1997	•	•	•	•	2	7	•	•	•	2	•	•	•	•	5	13
	2003	1	•	•	•	3	7	•	•	•	•	1	•	•	1	8	21
Weinfeldern	1998	•	•	•	•	6	34	3	•	•	•	•	•	•	2	8	59
	2002	•	•	•	•	12	49	3	•	•	•	•	•	•	7	9	92
Zuzwil	1999	•	•	•	•	1	•	•	•	•	•	•	•	•	3	7	15
	2003	•	•	•	•	3	1	•	•	•	•	•	•	•	1	7	32
Altstätten	1998	•	3	•	•	•	•	2	•	•	1	•	•	•	1	11	32
	2002	•	3	•	•	•	3	4	•	•	2	1	•	•	1	12	29
Total Reviere		2	6	3	65	136	1280	109	15	15	25	4	1	204	30	4063	
Anzahl UG 1. Erhebung		0	1	1	4	18	20	16	2	2	11	1	1	16	23		
Anzahl UG 2. Erhebung		2	1	1	4	19	22	19	3	7	7	3	0	19	23		