

## Bestandsentwicklung von Brutvögeln im ökologisch aufgewerteten St. Galler Rheintal

Markus Rudin, Petra Horch, Ignaz Hugentobler, Urs Weber und Simon Birrer



RUDIN, M., P. HORCH, I. HUGENTOBLER, U. WEBER & S. BIRRER (2010): Population trends of breeding birds in the ecologically upgraded Rhine valley (canton of St. Gallen, Switzerland). *Ornithol. Beob.* 107: 81–100.

Since 1993 numerous areas in the intensively farmed plains of the Rhine valley near Altstätten (canton of St. Gallen) have been ecologically upgraded. We studied the impact of this upgrading on species richness and population density of breeding birds on cultivated land. For this we recorded the population densities of selected farmland birds in a study area of 12.6 km<sup>2</sup> in 1988/89, 1999 and 2006 (table 2). In 1988 this area presented itself mainly as an intensively farmed plain. In the centre there were still 68.7 ha of wetlands, remnants of previous reed beds, which were protected as nature reserves by 1995. There were linear structures (channels and tree hedges) spread over the whole study area, with a total length of about 39 km. As from 1993 about 97 ha of new ecological compensation areas were created. These are concentrated round the nature reserves.

22 breeding farmland bird species were recorded. More species were observed in the nature reserves than in the other land-use types (high-quality ecological compensation areas, compensation areas of no special quality created according to the regulation of direct payments, linear structures and remaining cultivated land). The number of species remained stable in the entire study area, it increased in the ecological compensation areas (high-quality and those of no special quality) and declined in the remaining land-use types: only slightly in the nature reserves, considerably in the linear structures and in the remaining cultivated land.

We were able to calculate population trends for 12 of the more common species: In the entire study area the increase and decline of populations balanced each other. The populations of Eurasian Stonechat, Eurasian Reed Warbler, Willow Warbler, Red-backed Shrike and Common Reed Bunting increased. During our study period, the Eurasian Stonechat was first detected in 1990. Northern Lapwing and Tree Pipit disappeared from the study area as breeding birds, the population density of Eurasian Skylark declined, likewise that of Icterine Warbler and Marsh Warbler. The population of Common Grasshopper Warbler fluctuated without a clear trend, the density of Yellowhammer remained stable.

Population increases prevailed in the nature reserves as well as in the high-quality ecological compensation areas, however, in cultivated land, in ecological compensation areas of no special quality and in linear structures negative population trends prevailed.

The project in the Rhine valley is one of the few examples of a large-scale project for the enhancement of habitat where an evaluation of success was made. It shows that ecological compensation areas of a high-quality and na-

ture reserves can have a positive effect on the diversity and density of farmland birds. In intensive farmland, however, both the number of species and their population densities continued to decline.

Markus Rudin, Petra Horch und Simon Birrer, Schweizerische Vogelwarte, CH–6204 Sempach, E-Mail markus.rudin@vogelwarte.ch, petra.horch@vogelwarte.ch, simon.birrer@vogelwarte.ch; Ignaz Hugentobler und Urs Weber, Verein Pro Riet Rheintal, Schwalbenweg 16, CH–9450 Altstätten SG, E-Mail info@pro-riet.ch.

Verglichen mit anderen Grosslebensräumen in Europa war der Verlust an Biodiversität im Kulturland in den letzten Jahrzehnten besonders gross (Weggler & Widmer 2000, Keller & Zbinden 2001, Newton 2004, Hole et al. 2005). Im 20. Jahrhundert verschwanden zahlreiche naturnahe Elemente einer traditionellen Kulturlandschaft wie Riedwiesen und andere Feuchtgebiete, Magerwiesen, Hochstamm-Obstgärten, Hecken, Gebüschgruppen und Einzelbäume. Zusätzlich wirkten sich die Habitatfragmentierung und die intensivierete Landnutzung stark negativ auf die Biodiversität aus (Albrecht et al. 2007, Piha et al. 2007, Billeter et al. 2008). Auf zwei Dritteln des Schweizer Mittellands nehmen die naturnahen Lebensräume mittlerweile weniger als 7 % des Kulturlands ein. Viele der verbliebenen Lebensräume sind zudem kleinflächig, voneinander isoliert und von geringer ökologischer Qualität (Kohli & Birrer 2003). In der Schweiz gilt die Hälfte der Kulturland-Brutvogelarten als bedroht (Keller et al. 2001).

Um den Rückgang der Biodiversität im Kulturland aufzuhalten, wurden in mehreren Ländern Europas staatliche Fördermassnahmen eingeführt. Einerseits sollen bestehende Lebensräume aufgewertet und vergrössert sowie neue geschaffen werden (Kohli & Birrer 2003, Fuller et al. 2004, Whittingham et al. 2009). Andererseits soll die Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung generell reduziert werden (Chamberlain et al. 2000, Wretenberg et al. 2007).

In der Schweiz existieren gute Rechtsgrundlagen und Instrumente für die Umsetzung ökologischer Aufwertungen (Natur- und Heimatschutzgesetz, Raumplanungsgesetz, Direktzahlungsverordnung DZV, Öko-Qualitätsverordnung ÖQV). Trotzdem konnten bis jetzt meist nur kleinflächige Projekte erfolgreich realisiert

werden. Umfassende Aufwertungsprojekte auf Landschaftsebene sind selten. Noch seltener sind Erfolgskontrollen über eine ganze Landschaft, welche untersuchen, ob die Artenvielfalt im Zuge ökologischer Aufwertungsmaßnahmen zunimmt.

Im St. Galler Rheintal wurden zwischen 1988 und 2006 zahlreiche ökologische Aufwertungen umgesetzt. Im selben Zeitraum haben wir in einem Teilgebiet wiederholt die Brutvögel kartiert. Diese Arbeit stellt die Veränderung in der Landschaft und der Brutvogelwelt dar und untersucht, ob sich die Bestände ausgewählter Kulturlandbrutvogelarten in den aufgewerteten Räumen positiv entwickelt haben.

## 1. Untersuchungsgebiet und Methode

### 1.1. Untersuchungsgebiet

#### 1.1.1. Das St. Galler Rheintal

Das St. Galler Rheintal ist eine rund 65 km<sup>2</sup> grosse Ebene südlich des Bodensees und linksseitig des Alpenrheins. Es liegt auf einer Höhe von gut 400 m ü.M. Wegen der Lage in einem Föhntal ist das Klima relativ mild, die Julitemperatur beträgt 17,9 °C und die Jahresniederschläge erreichen 1158 mm (Schlegel et al. 1997).

Vor der Rheinkorrektion (1869–1923) war das Rheintal zum grössten Teil eine Flachmoor- und Auenlandschaft. Bis in die erste Hälfte des 20. Jahrhunderts bestand ein namhafter Flächenanteil weiterhin aus Streuland und Torfstichgräben und wurde entsprechend extensiv genutzt. Mit der Melioration der Rheinebene (1942–1961) wurde schliesslich die Mehrheit der Kulturlandflächen entwässert und eine intensive landwirtschaftliche Nutzung ermöglicht. Das Kulturland ist heute durch ein

dichtes Weg- und Strassennetz erschlossen. Die Landschaft wird geprägt durch ein Muster von Baumhecken, die als Windschutzstreifen dienen, und von verbauten Entwässerungskanälen. Trotz der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung hat das Gebiet noch immer ein hohes Potenzial als Lebensraum für seltene Tier- und Pflanzenarten (Zingg & Spaargaren 1990).

Von der ehemaligen Riedlandschaft ist nur etwa 1 % erhalten. Am bedeutendsten sind die ehemals als Torfstichgebiete genutzten, in den Neunzigerjahren unter Naturschutz gestellten Gebiete Bannriet und Spitzmäder (Schlegel et al. 1997). Mit ihren Streuwiesen, den Torfstichgräben und ihrer hohen Strukturvielfalt gelten sie heute als Flachmoore und Amphibienlaichgebiete von nationaler Bedeutung.

### 1.1.2. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet misst 12,6 km<sup>2</sup> und liegt in der Rheinebene zwischen Altstätten und Kriessern (47°21'56" N, 9°34'28" E; Abb. 1). Es wird im Osten durch die Autobahn A13 und im Südwesten durch die Hauptstrasse Altstätten – Oberriet begrenzt. Im Zentrum des Gebiets befinden sich die Naturschutzgebiete Bannriet, Burst und Spitzmäder (58 ha). Daneben gibt es noch zerstreut kleinflächige Naturschutzgebiete (insgesamt 11 ha). Weitere naturnahe Strukturen sind Gehölze (v.a. Baumhecken, rund 33 km lang), die besonders an den Kanälen (rund 32 km) zu finden sind. Kanäle und Baumhecken finden sich oft nebeneinander, so dass insgesamt 39 km lineare Strukturen

**Abb. 1.** Untersuchungsgebiet, Situation 2006. Dunkelgraue Linie = Grenze des Untersuchungsgebietes; schwarze Linie = Grenze der Dauerbeobachtungsfläche; rote Linien = lineare Strukturen und Gehölze; grüne Flächen = Naturschutzgebiete; gelbe Flächen = ökologisch hochwertige Ausgleichsflächen; graue Flächen = Ausgleichsflächen gemäss DZV. – *Study area, situation 2006. Dark grey line = boundary of study area; black line = boundary of «permanent monitoring area»; red lines = linear structures and woodlands; green areas = nature reserves; yellow areas = high-quality ecological compensation areas; grey areas = compensation areas according to the regulation of direct payments (DZV).*



vorhanden sind. Grössere Wälder (ab 2 ha) fehlen. Das intensiv genutzte Kulturland wird zu rund einem Drittel als Ackerland und zu zwei Dritteln als Grünland genutzt (Schweizerische Vogelwarte, unpubl. Daten).

Auf einer etwa 45 ha grosse Teilfläche, die im Wesentlichen das Naturschutzgebiet «Bannriet» umfasst, wurden jährlich die Brutvögel erhoben («Dauerbeobachtungsfläche», Schmid et al. 2001, Abb. 1).

## 1.2. Landschaftsaufwertungen

Ein erster wesentlicher Schritt zur Erhaltung zumindest eines Teils der ursprünglichen Landschaft war die Unterschutzstellung der letzten Feuchtgebiete. Dieser Prozess erfolgte auf Initiative des Vereins Pro Riet Rheintal und endete im Jahr 1995. Seit 1993 führt Pro Riet Rheintal ökologische Aufwertungen im Landwirtschaftsland ausserhalb der Naturschutzgebiete durch. Ziel war und ist es, neue Lebensräume für gebietstypische Tiere und Pflanzen zu schaffen, um ihnen einen Teil des früheren Lebensraumes zurückzugeben und um ihre Bestände zu fördern. Zuerst wurden auf bis anhin intensiv genutzten Flächen neue Feuchtgebiete mit Weihern oder Streueflächen angelegt. Ab 1996 wurden den Landwirten Naturschutzberatungen angeboten, um weitere ökologisch hochwertige Ausgleichsflächen im Kulturland zu schaffen. Damit wurde erreicht, dass artenreiche Blumenwiesen und einzelne Buntbrachen angesät und auf manchen Flächen Gebüschgruppen gepflanzt wurden. Den Landwirten wurde das Saatgut bezahlt, und zusätzlich zu den Direktzahlungen des Bundes erhielten sie zeitweise Bonuszahlungen für besondere Leistungen. Seit 2004 sorgt ein Vernetzungsprojekt gemäss Öko-Qualitätsverordnung für zusätzliche Impulse (Weber & Hugentobler 2004). Die Aufwertungen fanden verteilt über das ganze Untersuchungsgebiet statt, die Mehrheit der aufgewerteten Flächen finden sich jedoch in der Nähe der Naturschutzgebiete. Einerseits sind dort die Böden feuchter und damit geeigneter für die Anlage von neuen Feuchtgebieten, andererseits war die Bereitschaft der Landwirte grösser, solche Flächen abzutreten, da sie weniger ertragreich sind (Abb. 1).

Seit 2001 wurden zwei Meliorationskanäle auf 540 m Länge revitalisiert, diverse Abschnitte von Windschutzstreifen aufgelichtet, und von 2004 an wurden die Böschungen der revitalisierten Meliorationskanäle zur Schonung der Tierwelt mit Mähbalken gemäht statt gemulcht.

## 1.3. Methode

### 1.3.1. Erfassung der naturnahen Strukturen und Biotope

Über die mit Beteiligungen von Pro Riet Rheintal neu geschaffenen Lebensräume wird eine laufende Übersicht erstellt. Zudem wurden 1991 und 1999 alle naturnahen Lebensräume (Methode Lebensrauminventar, s. Kohli & Birrer 2003) sowie 1999 und 2006 sämtliche angemeldeten ökologischen Ausgleichsflächen erfasst. Die biologische Qualität der Wiesen wurde teilweise mit den Daten des kantonalen Landwirtschaftsamtes, teilweise nach eigener Einschätzung gemäss den Kriterien der ÖQV evaluiert. Zu diesen Kriterien gehört eine minimale Zahl von Zeiger-Pflanzenarten, welche auf eine extensive Nutzung und auf Artenreichtum hinweisen (Benz et al. 2008).

### 1.3.2. Auswahl der Arten, Bestandsaufnahme der Brutvögel

1988, 1989, 1999 und 2006 erfassten wir auf der ganzen Fläche des Untersuchungsgebiets (12,6 km<sup>2</sup>) den Bestand von Brutvogelarten. Wir beschränkten uns dabei auf im Kulturland lebende Arten, welche folgende Bedingungen erfüllen: Die Bestände konzentrieren sich (mehrheitlich) auf das Kulturland. In den Begriff Kulturland schliessen wir Riedflächen, Röhrliche, Hochstaudensäume, Hecken und andere Elemente einer traditionellen Kulturlandschaft ein, wie sie im St. Galler Rheintal noch zu Beginn des 20. Jahrhunderts häufig zu finden waren. Wir erwarten, dass sich die ökologischen Aufwertungsmassnahmen auf diese Arten fördernd auswirken. Nachtaktive Arten, Arten mit sehr grossen (z.B. Greifvögel) oder solche ohne exklusive Reviere (z.B. Weissstorch *Ciconia ciconia*, Distelfink *Carduelis*

*carduelis*) wurden ausgeschlossen. Ebenfalls ausgeschlossen wurden sehr häufige (> 50 000 Paare in der Schweiz) und besonders anpassungsfähige Arten wie etwa die Gartengrasmücke *Sylvia borin*.

Das gesamte Untersuchungsgebiet wurde jeweils zwischen Mitte April und Ende Juni dreimal am Morgen früh vollständig abgeschritten. Da die Fläche sehr gross war, mussten die Kartiergänge auf mehrere Tage und auf mehrere Kartierende aufgeteilt werden. Pro Morgen wurden Flächen zwischen 90 und 250 ha kartiert. In den verschiedenen Untersuchungsjahren kartierten unterschiedliche Personen.

Auf der «Dauerbeobachtungsfläche» wurde zwischen 1990 und 2006 alljährlich mit sechs statt nur drei Rundgängen pro Saison der Bestand aller Brutvogelarten erhoben.

### 1.3.3. Auswertung

*Nutzungstypen:* Wir wiesen alle Flächen im Untersuchungsgebiet einem der folgenden fünf Nutzungstypen zu:

(1) Naturschutzgebiete: Ende der Achtzigerjahre bereits bestehende naturnahe Flächen, die bis spätestens 1995 unter Naturschutz gestellt wurden. Meist umfassen sie Feuchtgebiete, Streueflächen, ehemalige Torfstichgebiete, Gewässer und zahlreiche Kleingehölze.

(2) Ökologisch hochwertige Ausgleichsflächen: Sie enthalten erstens die neu geschaffenen Feuchtgebiete (Streueflächen und Weiher), zweitens Wiesen, die den Qualitätsstandard der ÖQV erfüllen (artenreiche Blumenwiesen), und drittens Buntbrachen.

(3) Ausgleichsflächen gemäss DZV: Sie umfassen alle übrigen angemeldeten ökologischen Ausgleichsflächen, welche die Qualitätskriterien gemäss ÖQV nicht erreichen. In der Regel handelt es sich um artenarme Fettwiesen, die keinen Dünger mehr erhalten und erst ab Mitte Juni geschnitten werden.

(4) Lineare Strukturen sind sowohl Gehölze, Gewässer mit Säumen, Gewässer mit Baumreihen als auch Saumbereiche entlang von Gehölzen.

(5) Alle übrigen Nutzungen wurden dem Typ «übriges Kulturland» zugeordnet. Neben den intensiv genutzten Kulturen und Wiesen,

die weit über 90 % dieses Nutzungstyps ausmachen, fallen vereinzelt auch Verkehrswege, Wildkrautfluren entlang von Verkehrswegen sowie Baumreihen und Baumgruppen mitten im Kulturland in diesen Nutzungstyp.

*Brutvögel:* Für die Auswertung haben wir die 22 ausgewählten Brutvogelarten vier verschiedenen Neststandorten zugeteilt: Bodenbrüter, Heckenbrüter, Baumbrüter und Schilf-/Saumbüter. Nachtigall und Fitis brüten zwar am Boden, allerdings im Bereich von Gehölzen und nicht mitten im Kulturland. Wir haben daher den Fitis den Baumbrütern und die Nachtigall den Heckenbrütern zugeordnet.

Wir sprechen von einem Brutvogelrevier, falls mindestens eines der folgenden Kriterien erfüllt war (Schmid et al. 1998, 2001): Fund eines besetzten Nestes, singendes oder revieranzeigendes ♂, Sichtbeobachtung eines Paares sowie Sichtbeobachtung eines Einzelvogels auf mindestens zwei Rundgängen am gleichen Ort. Damit wir die Reviere einem Nutzungstyp zuordnen konnten, bestimmten wir das Revierzentrum aus dem Schwerpunkt der vorliegenden Beobachtungen. Bei Nestfunden bezeichneten wir den Neststandort als Revierzentrum (Birrer et al. 2007a). Lag das Revierzentrum in einem der Nutzungstypen 1–4 oder weniger als 50 m davon entfernt, ordneten wir das Revier dem nächstgelegenen Nutzungstyp zu. Diesen 50-m-Puffer stützen wir auf die Ergebnisse von Untersuchungen zur Raumnutzung kleiner Singvogelarten, die zeigen, dass sich Individuen während der Brutzeit regelmässig bis zu 50 m vom Nest entfernen (Solari & Schudel 1988, Rudin 1990). Wir unterschieden nicht, ob dieser Nutzungstyp für die Art als Brutplatz oder für die Nahrungssuche günstig war. Lag zum Beispiel der Reviermittelpunkt eines Neuntöterpaares am nächsten bei einer extensiv genutzten Wiese (ökologisch hochwertige Ausgleichsfläche), so wurde das Revier der Wiese zugeordnet (der Neuntöter jagt hier Insekten), obwohl anzunehmen ist, dass der Neuntöter in der weiter entfernten Hecke (lineare Struktur) brütete. Alle Reviere, welche mehr als 50 m von den Nutzungstypen 1–4 entfernt waren, kamen in den Nutzungstyp 5 (übriges Kulturland) zu liegen. Bei den im offenen Kulturland brütenden Arten Feldlerche und Kiebitz wur-

den die Reviermittelpunkte nie einer linearen Struktur zugeordnet, auch wenn diese näher als 50 m bei den Punkten lag.

*Berechnung von Bestandsveränderungen:* Für das gesamte Untersuchungsgebiet verglichen wir die Bestände in den Jahren 1988–1989, 1999 und 2006. Für die Berechnungen der Bestandsveränderungen mittelten wir die Werte in den Jahren 1988 und 1989. Da der Fitis 1988 noch nicht erfasst wurde, setzten wir den Wert von 1989 ein. Als Mass verwendeten wir Siedlungsdichten. Diese bezogen wir bei den Nutzungstypen 1–3 auf die eigentliche Fläche (Tab. 1), zu der wir einen Puffer von 50 m Radius addierten. Beim Nutzungstyp «übriges Kulturland» haben wir umgekehrt von der effektiven Fläche einen 50-m-Puffer entlang der übrigen Nutzungstypen 1–4 abgezogen, da die Reviere in diesem Bereich den benachbarten Nutzungstypen zugerechnet wurden.

Weil die Bestände von Jahr zu Jahr sehr stark schwanken können, haben wir die Bestandsveränderung nur von jenen Arten berechnet, die mindestens in einem Jahr mit mindestens 4 Revieren vertreten waren. Als Mass für die Bestandsveränderung verwendeten wir die relative Differenz der Siedlungsdichten gemäss folgender Gleichung (Böhning-Gaese & Bauer 1996):  $D = [(B - A) / \text{Mittelwert } (A + B)]$ . Dabei ist D die relative Differenz, A ist die Siedlungsdichte im Ausgangsjahr, B ist die Siedlungsdichte im Vergleichsjahr. Die Differenz wird also nicht in Prozent des Ausgangswertes, sondern im Verhältnis des Mittelwertes von Ausgangs- und Endzustand dargestellt. Dies hat den Vorteil, dass die relative Diffe-

renz symmetrisch ist. Sie liegt zwischen  $-2$  (Verschwinden einer Art) und  $+2$  (Art tritt neu auf). Bei wiederholten Bestandsaufnahmen auf einer einzelnen Fläche können weder die Varianz von Siedlungsdichten angegeben noch ein Vergleich mit Signifikanztests durchgeführt werden. In Anlehnung an Weggler & Widmer (2000) sprechen wir von einer Bestandsveränderung, wenn die relative Differenz grösser als 0,3 ist. Wir übernehmen zudem die Praxis von Birrer & Graf (2004) und sprechen nur von einer Bestandsveränderung, wenn diese mindestens 2 Reviere pro Nutzungstyp beträgt.

Auf der Dauerbeobachtungsfläche (Abb. 1), wo zwischen 1990 und 2006 alljährlich auf derselben Fläche Bestandsaufnahmen durchgeführt wurden, berechneten wir lineare Regressionen und sprachen von einem Trend, wenn das Signifikanzniveau von 5 % erreicht wurde.

*Vergleich der Bestandsentwicklung im Rheintal mit derjenigen in der ganzen Schweiz:* Wir verglichen die Bestandstrends in unserem Untersuchungsgebiet mit den Artindices des Swiss Bird Index (Zbinden et al. 2005, aktualisiert unter [www.vogelwarte.ch](http://www.vogelwarte.ch) > Schutz/Forschung > Entwicklung). Dieser schätzt die Bestandsentwicklung diverser Kulturlandarten in der ganzen Schweiz mit Hilfe von Indices. Sie geben an, um wie viel kleiner oder grösser der Bestand in einem beliebigen Jahr gegenüber einem Referenzjahr ist, wobei der Wert im Referenzjahr 2000 auf 100 % gesetzt wurde. Mit Hilfe von Regressionen wurde bestimmt, bei welchen Arten eine Zu- resp. eine Abnahme zu beobachten war.

**Tab. 1.** Fläche der einzelnen Nutzungstypen. – *Area of individual types of land use: nature reserves (ha), high-quality ecological compensation areas (ha), compensation areas according to regulation of direct payments (DZV; ha), linear structures (km) and remaining cultivated land (ha).*

	1988	1999	2006
Naturschutzgebiete (ha)	68,7	68,7	68,7
ökologisch hochwertige Ausgleichsflächen (ha)	0	17,2	45,5
Ausgleichsflächen gemäss DZV (ha)	0	50,1	52,5
lineare Strukturen (km)	39,1	38,9	38,9
übriges Kulturland (ha)	1181,2	1113,9	1083,1
Gesamtfläche (ha)	1262,5	1262,5	1262,5

## 2. Ergebnisse

### 2.1. Landschaftsveränderungen

Die Fläche der Naturschutzgebiete (68,7 ha) hat sich zwischen 1988 und 2006 nicht verändert (Tab. 1). Auf den ehemaligen Torfstichflächen in den Schutzgebieten Bannriet und Spitzmäder gingen wegen der Aufgabe des Torfabbaus die feuchten Pionierflächen deutlich zu Gunsten von Riedwiesen, Röhrichtern und Gebüsch zurück.

Ökologische Ausgleichsflächen wurden im gesamten Untersuchungsgebiet geschaffen, der Schwerpunkt lag jedoch in der Nähe der Naturschutzgebiete Bannriet, Burst und Spitzmäder (Abb. 1). Die Fläche der ökologisch hochwertigen Ausgleichsflächen hat sich zwischen 1999 und 2006 von 17 ha auf 45 ha vergrößert, während sich jene der Ausgleichsflächen gemäss DZV nur geringfügig von 50 auf 52 ha erhöhte (Tab. 1). Das Netz der linearen Strukturen (39 km) hat sich zwischen 1988 und 2006 kaum verändert. Ende der Achtzigerjahre wurden einzelne Kanalböschungen noch mit Schafen beweidet, der grösste Teil dieser Strukturen wurde damals wie heute ab Mitte Juni gemulcht.

### 2.2. Veränderung bei Artenzahl und Siedlungsdichte

22 Brutvogelarten des Kulturlands konnten wir in mindestens einem Untersuchungsjahr nachweisen. Die Artenzahl schwankte über die Jahre, wies aber keinen Trend auf. In den Naturschutzgebieten wurden mit 10–13 Arten pro Jahr am meisten dieser Arten gefunden (Tab. 2). Die ökologischen Ausgleichsflächen (hochwertige Ausgleichsflächen und solche gemäss DZV) waren 2006 mit 11 Arten deutlich artenreicher als das übrige Kulturland mit nur 6 Arten. Während im gesamten Untersuchungsgebiet die Artenzahl von 1988 bis 2006 mehr oder weniger konstant blieb, sind bei den einzelnen Nutzungstypen Veränderungen zu beobachten: eine leichte Abnahme von 13 auf 10 Arten in den Naturschutzgebieten, eine Zunahme von 5 auf 9 resp. von 4 auf 8 Arten in den beiden Typen von ökologischen Ausgleichsflächen sowie ein Rückgang von 8 auf 4 resp. von 7 auf

6 Arten in den linearen Strukturen und im übrigen Kulturland (Tab. 2).

Die Schilf-/Saumbrüter weisen 4–7 Arten pro Jahr auf (Maximum 2006). Sie sind damit die artenreichste Gruppe, gefolgt von den Bodenbrütern mit maximal 5 Arten 1999 (Tab. 2). Bei den Schilf-/Saumbrütern stieg die Artenzahl zwischen 1988 und 2006 von 4 auf 7 Arten an, wogegen sie bei den Bodenbrütern im selben Zeitraum von 3 auf 1 Art zurück ging. Im Jahr 1999 registrierten wir bei letzterer Gruppe jedoch 5 Arten, denn nur in diesem Jahr wurden Wachtel und Schafstelze festgestellt. Bei den Baum- und Heckenbrütern schwankte die Artenzahl zwischen 2 und 4.

Die Zahl der Reviere aller 22 Arten ging von 326 im Jahr 1988 auf 204 Reviere im Jahr 1999 zurück. 2006 registrierten wir 235 Arten. Die Reviere waren ungleichmässig verteilt, sie konzentrieren sich in allen Untersuchungsjahren in den Naturschutzgebieten und in deren unmittelbaren Umgebung (Abb. 2).

12 der 22 nachgewiesenen Arten waren genügend häufig, dass Aussagen über Bestandsänderungen der einzelnen Arten möglich sind (Tab. 2). Das Schwarzkehlchen stellten wir erstmals 1990 fest, und seine Dichte stieg bis 2006 deutlich an. Ebenfalls steigende Siedlungsdichten verzeichneten Teichrohrsänger, Fitis, Neuntöter und Rohrammer. Kiebitz und Baumpieper verschwanden nach 1999 aus dem Untersuchungsgebiet. Die Bestände von Feldlerche, Gelbspötter und Sumpfrohrsänger gingen zurück. Die Siedlungsdichte des Feldschwirls war 1999 am höchsten. Bei der Goldammer ist kein Unterschied bei der Siedlungsdichte erkennbar.

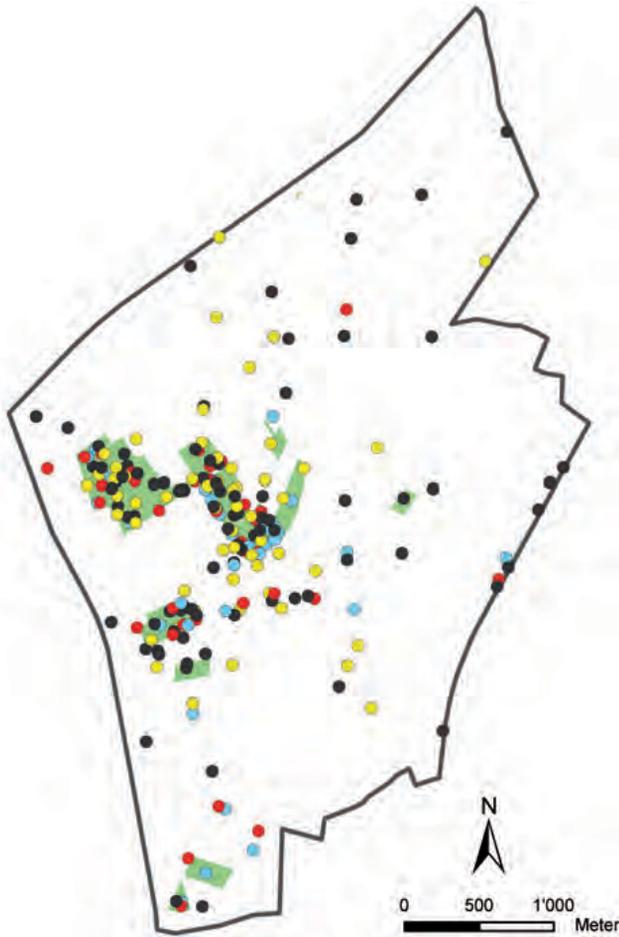
#### *Änderungen der Siedlungsdichte in den einzelnen Nutzungstypen*

In den Naturschutzgebieten und in den ökologisch hochwertigen Ausgleichsflächen überwiegen die Arten mit zunehmendem Bestand deutlich (Tab. 2). In den Naturschutzgebieten hatten Schwarzkehlchen, Teichrohrsänger, Fitis, Neuntöter, Goldammer und Rohrammer, in den ökologisch hochwertigen Ausgleichsflächen Schwarzkehlchen, Teichrohrsänger, Neuntöter und Goldammer 2006 höhere Sied-

**Tab. 2.** Siedlungsdichten und Artenzahlen von Kulturlandbrutvogelarten, aufgeteilt nach Neststandort, Nutzungstyp und Jahr. öAF+: hochwertige ökologische Ausgleichsflächen; öAF-: ökologische Ausgleichsflächen gemäss DZV. Für Arten, die im Gesamtgebiet in mindestens einem Jahr mindestens 4 Reviere aufwiesen, wurde die Dichte bestimmt: Anzahl Reviere pro 10 km lineare Struktur respektive Anzahl Reviere pro 100 ha für flächige Nutzungstypen und für das Gesamtgebiet. Kursive Werte = Arten, die zwischen 1988–1989 und 2006 eine Bestandsänderung zeigten. Für die selteneren Arten wird nur angegeben, ob die Art vorkam (+) oder nicht (-). Artenzahl bezogen auf den Neststandort (seltene und häufige Arten), Gesamtartenzahl bezogen auf die Gesamtfläche. «Anzahl Arten +»: häufige Arten mit zunehmender Bestand; «Anzahl Arten -»: häufige Arten mit abnehmendem Bestand; «Anzahl Arten =>»: häufige Arten mit konstantem Bestand oder Schwankungen ohne klaren Trend. – Population densities and number of farmland bird species per type of nest-site, land-use type and year: öAF+: high-quality ecological compensation areas; öAF-: ecological compensation areas according to direct payments (DZV). The density was determined for species that showed at least 4 territories within one year in the total area. Values in italics = species that show a change in population density between 1988–1989 and 2006. Rarer species are only indicated with (+) for occurrence and (-) for no occurrence. Number of species based on type of nest-site (rare and common species), total number based on total area. «Number of species +»: common species with increasing population; «number of species -»: common species with declining population; «number of species =>»: common species with a stable population or fluctuations without a clear trend.

	Gesamtgebiet			Naturschutzgebiete			öAF+			öAF-			lineare Strukturen			übriges Kulturland					
	88	89	99	06	88	89	99	06	99	06	99	06	88	89	99	06	88	89	99	06	
<b>Bodenbrüter</b>																					
Wachtel <i>Coturnix coturnix</i>	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
Kiebitz <i>Vanellus vanellus</i>	2,1	1,7	0,5	0	0,9	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	3,0	2,5	0,9	0	0
Feldlerche <i>Alauda arvensis</i>	4,0	2,5	0,9	0,4	0,9	0,9	0	0	-	1,7	0,5	-	-	-	-	-	5,9	3,6	1,2	0,6	0,6
Baumpieper <i>Anthus trivialis</i>	3,6	3,0	0,2	0	34,6	28,4	2,1	0	-	-	-	-	0,8	1,3	0,3	0	0,5	0,1	0	0	0
Schafstelze <i>Motacilla flava</i>	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
Graumammer <i>Emberiza calandra</i>	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Artenzahl	3	4	5	1	3	3	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	3	3	4	1	1
<b>Heckenbrüter</b>																					
Nachtigall <i>Luscinia megarhynchos</i>	+	+	+	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dorngrasmücke <i>Sylvia communis</i>	+	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-
Neuntöter <i>Lanius collurio</i>	0,1	0	0,1	0,6	0,9	0	0	3,6	0	3,2	-	-	-	-	-	-	0	0	0,1	0,2	0,2
Goldammer <i>Emberiza citrinella</i>	3,6	3,3	4,4	4,6	23,9	23,0	22,8	36,3	3,8	8,0	4,0	3,2	4,1	3,1	4,4	2,3	0,4	0,5	1,0	0,5	0,5
Artenzahl	4	3	3	2	4	2	2	2	1	2	1	1	2	2	1	1	1	1	1	2	2
<b>Baumbrüter</b>																					
Hohltaube <i>Columba oenas</i>	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Turteltaube <i>Streptopelia turtur</i>	-	+	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
Gartenrotschwanz <i>P. phoenicurus</i>	+	+	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-
Gelbspötter <i>Hippolais icterina</i>	2,8	2,0	1,0	1,4	3,5	3,5	2,1	3,6	3,8	0	0	0,5	7,4	4,9	1,8	3,6	0,2	0,2	0,1	0	0
Fitis <i>Phylloscopus trochilus</i>	0,7	1,0	1,0	1,3	5,3	10,4	18,1	1,9	0,8	-	-	-	0,8	0,5	0	-	-	-	-	-	-
Artenzahl	2	3	4	3	2	3	3	2	2	2	0	2	2	2	4	1	1	1	1	1	1



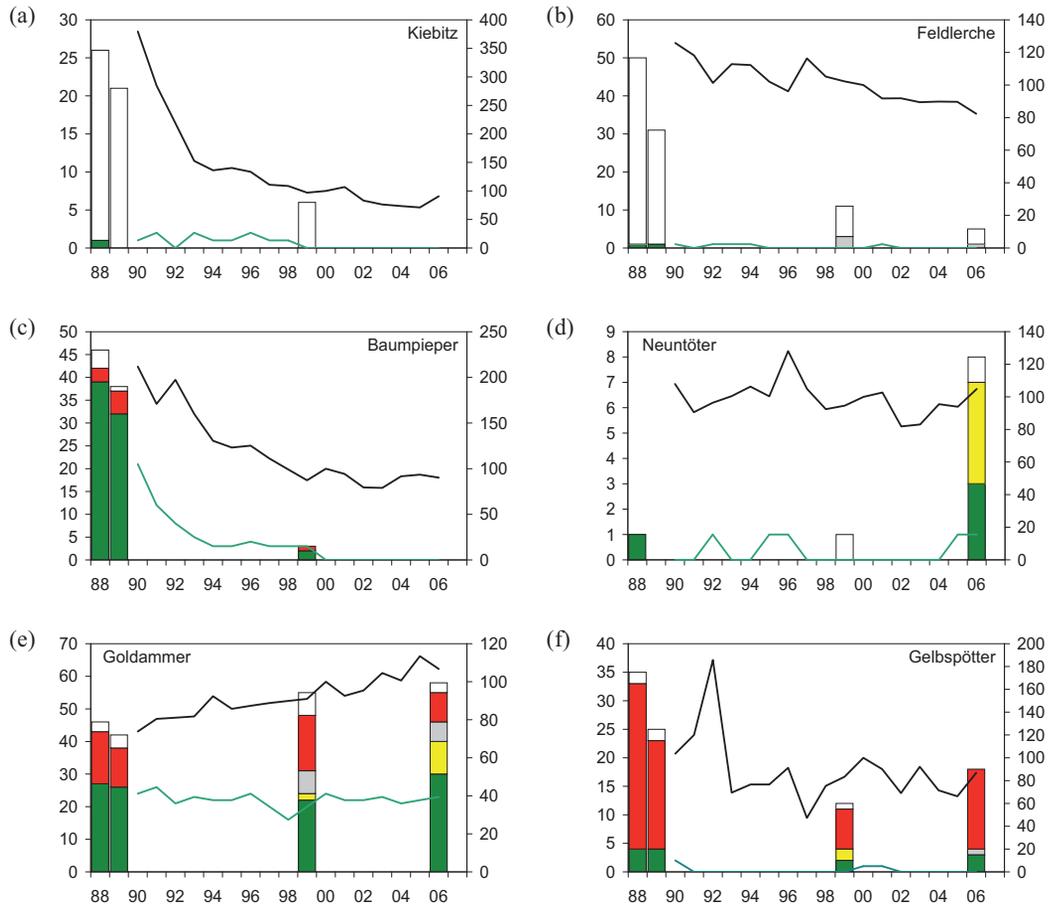


**Abb. 2.** Verteilung der Reviere der 22 ausgewählten Arten im Untersuchungsgebiet im Jahr 2006. Grüne Flächen = Naturschutzgebiete; Punkte = Reviermittelpunkte von Sumpfrohrsänger (rot), Teichrohrsänger (blau), Goldammer (gelb) und übrigen Arten (schwarz). Die Reviermittelpunkte überlagern sich teilweise. – *Distribution of the territories of the 22 selected species in the study area in 2006. Green areas = nature reserves; dots = centres of the territories of Marsh Warbler (red), Eurasian Reed Warbler (blue), Yellowhammer (yellow) and remaining species (black). The centres of territories overlap partly.*

vieren weit verbreitet. Nur je 1 Revier wurde 1988 und 1989 innerhalb der Naturschutzgebiete festgestellt, alle übrigen befanden sich im «übrigen Kulturland». Dort lag die Dichte bei durchschnittlich 4,8 Revieren/100 ha. Die Schwerpunkte der Population befanden sich in den strukturarmen, offenen Landschaftsteilen im Osten, Südwesten und Nordwesten des Untersuchungsgebietes. 1999 existierte noch ein kleiner Bestand im Nordwesten, im Süden gab es nur noch vereinzelte Reviere. Insgesamt konnten noch 11 Reviere gefunden werden, im «übrigen Kulturland» sank die Dichte auf 1,2 Reviere/100 ha (Tab. 2). Auf Ausgleichsflächen gemäss DZV wurden 3 Reviere bzw. 1,7 Reviere/100 ha nachgewiesen (Abb. 3b). Bis 2006 nahm der Bestand weiter auf 5 Revie-

re ab, davon befanden sich 1 Revier auf Ausgleichsflächen gemäss DZV und 4 Reviere im übrigen Kulturland.

*Baumpieper:* Der Baumpieper wurde 1988–1989 vor allem in den Naturschutzgebieten Bannriet, Burst und Spitzmäder nachgewiesen, wo er eine durchschnittliche Dichte von 31,5 Revieren/100 ha erreichte. Daneben waren einzelne Reviere in linearen Strukturen (Windschutzstreifen) und bei Baumgruppen mitten im Kulturland zu finden (Abb. 3c). Die Siedlungsdichte lag bei 1,0 Revieren/10 km (lineare Strukturen) resp. 0,3 Revieren/100 ha (übriges Kulturland). Bis 1999 sank die Dichte auf 2,1 Reviere/100 ha in den Naturschutzgebieten und auf 0,3 Reviere/10 km in den linearen Strukturen, im übrigen Kulturland gab es



**Abb. 3.** Entwicklung der Anzahl Reviere der zwölf genauer untersuchten Arten im Untersuchungsgebiet (Säulen) und auf der Dauerbeobachtungsfläche (grüne Linie) im Vergleich mit der Entwicklung (Indexwerte) in der ganzen Schweiz (schwarze Linie; Zbinden et al. 2005). Säulenabschnitte: grün = Naturschutzgebiete; gelb = ökologisch hochwertige Ausgleichsflächen; grau = Ausgleichsflächen gemäss DZV; rot = lineare Strukturen; weiss = übriges Kulturland. Linke Achse: Revierzahlen, rechte Achse: Index. – *Development of the number of territories of the twelve more closely studied species (Northern Lapwing, Eurasian Skylark, Tree Pipit, Red-backed Shrike, Yellowhammer, Icterine Warbler, Willow Warbler, Eurasian Stonechat, Common Grasshopper Warbler, Eurasian Reed Warbler, Marsh Warbler, Common Reed Bunting) in the study area (columns) and in the permanent monitoring area (green line) in comparison with the trend (index values) for the whole of Switzerland (black line; Zbinden et al 2005). Sections of columns: green = nature reserves; yellow = ecological high-quality compensation areas; grey = compensation areas according to the regulation of direct payments (DZV); red = linear structures; white = remaining cultivated land. Left axis: number of territories, right axis: index.*

keine Baumpieper mehr. 2006 fehlte die Art ganz. Auf der jährlich bearbeiteten Dauerbeobachtungsfläche gab es zwischen 1990 und 1993 die stärkste Bestandsabnahme; das letzte Revier wurde 1999 nachgewiesen.

### 2.3.2. Heckenbrüter

Bei den Heckenbrütern zeigte der Bestand des Neuntöters eine positive Entwicklung, jener der Goldammer blieb konstant (Tab. 2).

*Neuntöter:* 1988 wurde ein Neuntöter im Naturschutzgebiet Bannriet und 1999 einer im

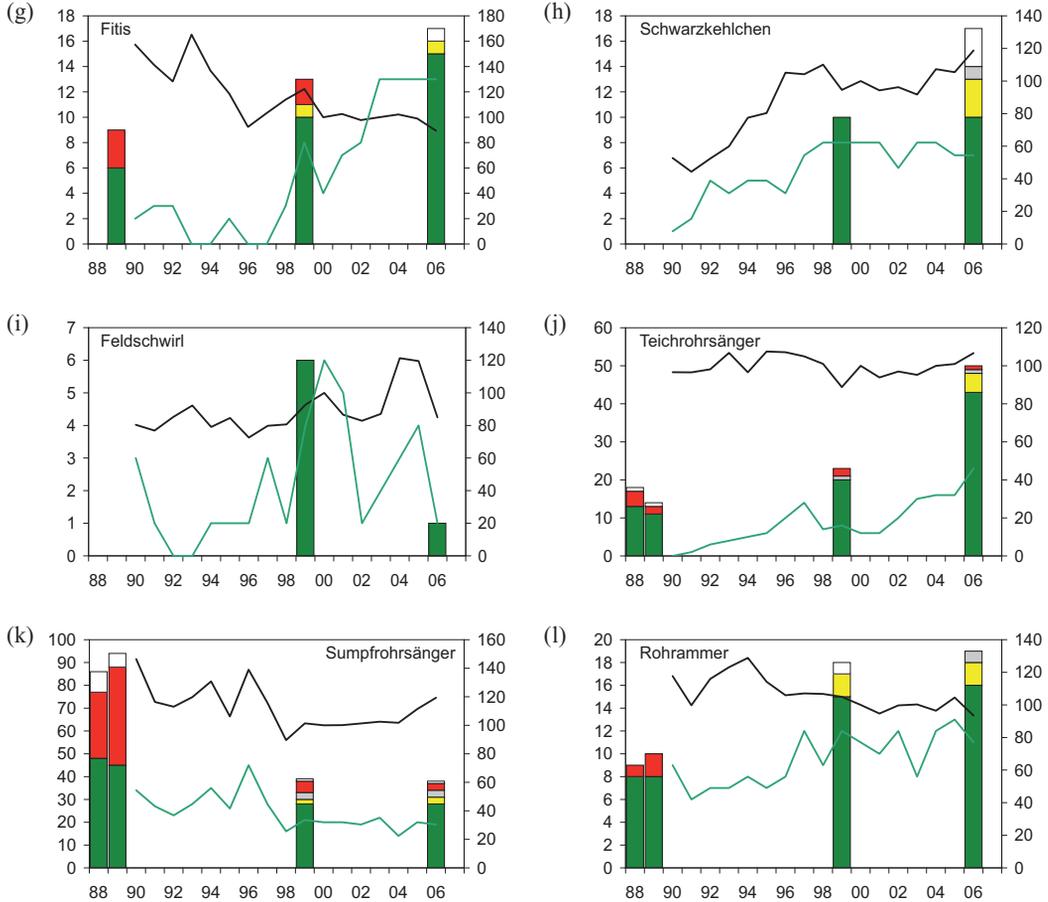


Abb. 3. (Fortsetzung)

Nordwesten des Gebiets gefunden. 2006 betrug der Bestand 8 Reviere (Abb. 3d). Der Schwerpunkt dieses kleinen Bestands befand sich im Bereich der Naturschutzgebiete Bannriet, Burst und Spitzmäder. 2006 lag die Dichte in den Naturschutzgebieten bei 3,6 Revieren/100 ha, in den ökologisch hochwertigen Ausgleichsflächen bei 3,2 Revieren/100 ha. 2006 wurde zudem 1 Revier bei einer Gebüschgruppe mitten im übrigen Kulturland gefunden.

**Goldammer:** Die meisten Reviere lagen in den Naturschutzgebieten Bannriet, Burst und Spitzmäder (Abb. 3e). Die Siedlungsdichte war 2006 in den Schutzgebieten mit 36,3 Revieren/100 ha höher als 1988–1989 mit durchschnittlich 23,5 Revieren. Auch in den

ökologisch hochwertigen Ausgleichsflächen ist diese Differenz positiv: 8,0 Reviere/100 ha 2006 gegenüber 3,8 Reviere/100 ha 1999 (Tab. 2). Andererseits ist die Differenz in den linearen Strukturen negativ: durchschnittlich 3,6 Reviere/10 km 1988–1989 gegenüber 2,3 Revieren/10 km 2006. Im gesamten Untersuchungsgebiet sind die Bestände mehr oder weniger konstant mit 3,3 bis 4,6 Revieren/100 ha. Gleichzeitig ist eine Ausbreitungstendenz zu beobachten: 1988–1989 wurden lineare Elemente vorwiegend in der Nähe von Naturschutzgebieten besiedelt. Insbesondere die Nordhälfte des Untersuchungsgebiets war 1988–1989 noch weitgehend unbesiedelt. Zwischen 1988–1989 und 2006 eroberte die

Goldammer auch den Norden des Untersuchungsgebiets (Abb. 2). Auf der Dauerbeobachtungsfläche veränderte sich der Bestand der Goldammer nicht.

### 2.3.3. Baumbrüter

Bei den Baumbrütern gibt es nur zwei Arten, die genügend häufig für eine Berechnung von Bestandsunterschieden waren (Tab. 3).

*Gelbspötter*: Seine Bestände waren 1999 und 2006 deutlich tiefer als 1988–1989 (Tab. 2). Die meisten Reviere wurden in linearen Strukturen gefunden (Baumreihen an Gewässern sowie Windschutzstreifen; Abb. 3f). Dort erreichte der Gelbspötter 1988–1989 eine mittlere Dichte von 6,2 Revieren/10 km. In den Naturschutzgebieten waren es 3,5 Reviere/100 ha. In den Naturschutzgebieten blieb die Siedlungsdichte konstant, 2006 hatte es immer noch 3,6 Reviere/100 ha. In den linearen Strukturen sowie in den ökologisch hochwertigen Ausgleichsflächen ist die Differenz negativ (Tab. 2): 2006 hatte es in den linearen Strukturen nur noch 3,6 Reviere/10 km. In den ökologisch hochwertigen Ausgleichsflächen fehlte der Gelbspötter 2006, 1999 hatte sein Bestand noch 3,8 Reviere/100 ha erreicht. In den Ausgleichsflächen gemäss DZV und im übrigen Kulturland wurden nur sporadisch Gelbspötter festgestellt (Tab. 2).

*Fitis*: Beim Fitis konnte eine Bestandszunahme registriert werden (Abb. 3g). Fast alle Reviere befanden sich innerhalb der Naturschutzgebiete, nur ganz vereinzelte Reviere konnten in linearen Elementen und in hochwertigen Ausgleichsflächen gefunden werden. Die Siedlungsdichte in den Naturschutzgebieten lag 1989 bei 5,3 und 2006 bei 18,1 Revieren/100 ha. Auf der Dauerbeobachtungsfläche sind zwei Phasen mit Bestandsanstieg zu erkennen: eine zwischen 1997 und 1999, die andere zwischen 2000 und 2003.

### 2.3.4. Schilf-/Saumbrüter

Die Bestandsentwicklung verlief mehrheitlich positiv (Tab. 3). Von den fünf Arten hatten drei 2006 höhere Bestände als 1988–1989, nämlich Schwarzkehlchen, Teichrohrsänger

und Rohrammer. Beim Feldschwirl sind grosse Bestandsschwankungen mit einem Maximalbestand 1999 zu erkennen. Einzig der Bestand des Sumpfrohrsängers lag 2006 tiefer als 1988–1989.

*Schwarzkehlchen*: 1988–1989 wurden keine Schwarzkehlchen im Untersuchungsgebiet gefunden. 1999 besiedelte diese Art die Naturschutzgebiete mit einer Dichte von 10,4 Revieren/100 ha. Bis 2006 blieb der Bestand innerhalb der Schutzgebiete konstant, während es zu Neuansiedlungen auf den ökologischen Ausgleichsflächen und im übrigen Kulturland kam (Abb. 3h). Hochwertige Ausgleichsflächen wurden 2006 mit 2,4, solche gemäss DZV und das übrige Kulturland mit 0,5 Revieren/100 ha besiedelt. In der Dauerbeobachtungsfläche wurde das erste Schwarzkehlchen 1990 festgestellt. Bis 1992 stieg der Bestand auf 5 Reviere. Zwischen 1992 und 1996 ist eine Konsolidierung zu erkennen. Eine zweite Phase mit deutlichem Anstieg auf 8 Reviere gab es zwischen 1996 und 1998. Seither blieben die Bestände mehr oder weniger konstant.

*Feldschwirl*: Der Feldschwirl fehlte 1988–1989 im ganzen Gebiet. 1999 wurden 6, 2006 1 Revier nachgewiesen. Alle Reviere wurden innerhalb der Naturschutzgebiete gefunden (Abb. 3i).

*Teichrohrsänger*: 1988 und 1989 befanden sich fast alle Reviere des Teichrohrsängers in zwei kleinen Naturschutzgebieten im Süden des Untersuchungsgebietes. Dort fanden sich 10–16 Reviere auf knapp 6 ha. Die Schutzgebiete Bannriet, Burs und Spitzmäder im Zentrum wurden erst in den Neunzigerjahren besiedelt. 1999 lag der Schwerpunkt des Bestands in diesen Schutzgebieten, während im Süden nur noch 3 Reviere zu finden waren. Die Dichte in den Schutzgebieten erreichte 1999 20,7 Reviere/100 ha, 2006 52,0 Reviere/100 ha. Die Verbreitung änderte sich zwischen 1999 und 2006 nicht. Auf den hochwertigen ökologischen Ausgleichsflächen wurden erstmals 2006 Teichrohrsänger festgestellt, mit einer Siedlungsdichte von 4,0 Revieren/100 ha. Nur einzelne Reviere befanden sich an Säumen von Gewässern oder bei ökologischen Ausgleichsflächen gemäss DZV (Abb. 3j). Auf der Dauerbeobachtungsfläche wurden die ersten Teich-

rohrsänger 1990 festgestellt. Auch hier sind zwei Phasen eines Bestandsanstiegs zu beobachten: zwischen 1990 und 1997 und zwischen 2001 und 2006.

*Sumpfrohrsänger:* Der Sumpfrohrsänger war 1988–1989 die häufigste der 22 Kulturlandarten. Er war im zentralen bis südwestlichen Teil der Ebene weit verbreitet und hatte eine Siedlungsdichte von 7,1 Revieren/100 ha; nur im Norden und Osten waren schon damals nur zerstreut Reviere vorhanden. 1999 und 2006 war die Siedlungsdichte mit 3,0–3,1 Revieren/100 ha deutlich tiefer. In den Naturschutzgebieten sowie in den ökologisch hochwertigen Aufwertungsflächen ist keine Differenz festzustellen: Die Siedlungsdichte in den Naturschutzgebieten schwankte während unserer Untersuchungen zwischen 29,0 und 42,5, jene in den ökologisch hochwertigen Ausgleichsflächen zwischen 2,4 und 3,8 Revieren/100 ha. (Tab. 2, Abb. 3k). In den linearen Strukturen und im übrigen Kulturland ist die Differenz markant negativ: 1988–1989 betrug die Siedlungsdichte 9,2 Reviere/10 km resp. 0,9 Reviere/100 ha gegenüber 0,8 Revieren/10 km resp. 0,2 Revieren/100 ha im Jahr 2006. In der Dauerbeobachtungsfläche erreichte der Sumpfrohrsänger seinen höchsten Bestand im Jahr 1996. Zwischen 1996 und 1998 gab es einen starken Bestandseinbruch. Seither blieben die Bestände mehr oder weniger konstant.

*Rohrammer:* 1988–1989 kam die Rohrammer sowohl in den Naturschutzgebieten im Zentrum als auch im Süden vor (Abb. 3l). In den Schutzgebieten erreichte sie eine durchschnittliche Dichte von 7,1 Revieren/100 ha. Bis 1999 nahm sie hier auf 15,6, bis 2006 auf 19,3 Reviere/100 ha zu. Ausserhalb der Naturschutzgebiete war die Rohrammer mit 2–3 Paaren immer selten. In der Dauerbeobachtungsfläche war ebenfalls eine Zunahme des Bestands zu beobachten.

### 3. Diskussion

#### 3.1. Veränderung der Brutvogelbestände im Vergleich zur ganzen Schweiz

Brutvogelbestände werden von zahlreichen Faktoren beeinflusst. Zu den wichtigsten gehö-

ren das Angebot an geeigneten Lebensräumen und deren Qualität. Die von uns festgestellten Bestandsveränderungen müssen indes nicht zwingend mit der Veränderung der Landschaft in Zusammenhang stehen. Um unsere Analysen so weit wie möglich abzusichern, vergleichen wir bei den zwölf eingehender untersuchten Arten die beobachteten Veränderungen der Brutvogelbestände im St. Galler Rheintal mit den gesamtschweizerisch festgestellten Trends. Bei vergleichbarem Verlauf nehmen wir an, dass Faktoren ausserhalb des Untersuchungsgebiets den Verlauf zumindest stark (mit)beeinflussen, etwa klimatische Ursachen oder Veränderungen in den Durchzugs- oder Überwinterungsgebieten. Stellen wir aber fest, dass sich der Bestandsverlauf im St. Galler Rheintal vom gesamtschweizerischen Trend unterscheidet, gehen wir von lokalen Gründen aus.

Bei allen drei Bodenbrütern (Kiebitz, Feldlerche, Baumpieper) war auch in der ganzen Schweiz eine negative Bestandsentwicklung festzustellen (Tab. 3, Abb. 3a–c). Ende der Neunzigerjahre war der Baumpieper aus dem Mittelland praktisch verschwunden (Schmid et al. 1998). Dramatisch schnell verlief der Rückgang beim Kiebitz: Innerhalb von 30 Jahren ging sein Bestand in der Schweiz um 90 % zurück, und zahlreiche ehemals grosse Kolonien sind heute verwaist (Maumary et al. 2007). Die Feldlerche ist zwar in der Schweiz noch verbreitet, doch ging ihr Bestand ebenfalls stark zurück (Zbinden et al. 2005; Abb. 3b). Allerdings gibt es auch positive Beispiele: So nahm der Bestand der Feldlerche zwischen 1996 und 2000 im stark aufgewerteten Ackerbaugesbiet Widen im Klettgau (Kanton Schaffhausen) deutlich zu (Jenny et al. 2002, Oppermann & Gujer 2003). Für das Rheintal heisst das, dass die umgesetzten Massnahmen qualitativ und/oder quantitativ für keine Bodenbrüterart genügte, um den national festgestellten Trend lokal zu ändern.

Bei den Hecken- und Baumbrütern ist die Situation je nach Art unterschiedlich (Tab. 3). Beim Neuntöter verlief die Bestandsentwicklung im Untersuchungsgebiet positiv, während in der ganzen Schweiz die Bestände keinen Trend aufwiesen (Abb. 3d; Zbinden et al. 2005). Auch in anderen Regionen reagierte

**Tab. 3.** Bestandstrends im gesamten Untersuchungsgebiet, auf der Dauerbeobachtungsfläche und in der ganzen Schweiz. «(+): Bestand zunehmend; «(=): Bestand gleich bleibend oder kein Trend erkennbar; «(-): Bestand zurückgehend; «(=)»: Arten mit nur 1–2 Revieren auf der Dauerbeobachtungsfläche. D = relative Differenz; \* = Differenz geringer als 2 Reviere; Trend = Trendwerte der Regression; p = p-Wert der Regression. Fett markierte Werte: p-Wert < 0,05 resp. D > 0,3. – Population trends in the entire study area, in the «permanent monitoring area» (part of the study area with annual surveys) and for the whole of Switzerland. «(+): population increase; «(=): population stable or no noticeable trend; «(-): population decline; «(=)»: species with only 1–2 territories in the permanent monitoring area. D = relative difference; \* = difference less than 2 territories; trend = trend values of the regression analysis; p = p-value of regression. Values in bold print: p-value < 0,05 resp. D > 0,3.

Untersuchungsjahre	Trend Rheintal			Trend Schweiz			
	Gesamtes Untersuchungsgebiet			Dauerbeobachtungsfläche			
	1988–1989, 1999 und 2006	D	1990–2006	1990–2006	Indices, Regression	p	
Grösse	Relative Differenz der Siedlungsdichten		Revierzahlen, Regression	Trend	p	Trend	
Bodenbrüter							
Kiebitz	-	-2	(-)	-0,1078	<0,05	-	-5,525 <0,05
Feldlerche	-	-1,56	(=)	-0,0368	0,101	-	-2,124 <0,05
Baumpieper	-	-2	-	-0,8676	<0,05	-	-2,930 0,020
Heckenbrüter							
Neuntöter	+	1,76	(=)	0,0098	0,687	=	-0,290 0,739
Goldammer	=	0,27	=	-0,0784	0,491	+	1,932 <0,05
Baumbrüter							
Gelbspötter	-	-0,52	(=)	-0,0270	0,349	=	-1,533 0,231
Fitis	+	0,62	+	0,848	<0,05	-	-3,286 <0,05
Schilf-/Saumbrüter							
Schwarzkehlchen	+	2	+	0,3505	<0,05	+	3,575 <0,05
Feldschwirl	=	2*	=	0,1373	0,122	+	1,180 0,043
Sumpfrohrsänger	-	-0,81	-	-0,9608	<0,05	-	-1,470 0,039
Teichrohrsänger	+	1,03	+	1,049	<0,05	=	-0,230 0,894
Rohrhammer	+	0,67	+	0,3211	<0,05	-	-1,278 <0,05
Anzahl +	5		4			3	
Anzahl =	2		4			3	
Anzahl -	5		3			6	
Bilanz	0		+3			-3	

der Neuntöter rasch mit Bestandszunahmen auf ökologische Aufwertungen: So etwa im Gebiet Widen im Klettgau, wo zwischen 1996 und 2008 eine markante Zunahme zu beobachten war, während in den ökologisch nur schwach aufgewerteten Nachbargebieten Plomberg und Langfeld gar keine oder nur eine geringe Zunahme festgestellt werden konnte (Lachat et al. 2010). Bei der Goldammer war in der ganzen Schweiz eine markante Zunahme zu beobachten. In unserem Untersuchungsgebiet blieben die Bestände hingegen konstant, immerhin nahm die Siedlungsdichte wenigstens in den Naturschutzgebieten und in den ökologisch hochwertigen Ausgleichsflächen zu (Tab. 2, Abb. 3e; Zbinden et al. 2005). In der ökologisch stark aufgewerteten Wauwiler Ebene (Kanton Luzern) hat sich der Bestand der Goldammer zwischen 1997/1998 und 2006 fast verdreifacht (Graf & Wüst-Graf 2008).

Der Bestand des Gelbspöters ging im Untersuchungsgebiet deutlich zurück. In der ganzen Schweiz ist kein Trend zu erkennen (Schmid et al. 1998, Zbinden et al. 2005). Der Fitis nahm im Untersuchungsgebiet zu, während in der ganzen Schweiz ein starker Rückgang zu beobachten war (Abb. 3g; Zbinden et al. 2005).

Bei den Schilf-/Saumbrütern entwickelten sich die Siedlungsdichten im Vergleich mit der ganzen Schweiz bei zwei Arten positiver, bei zwei Arten gleich und bei einer Art negativer (Tab. 3). Sowohl im Untersuchungsgebiet als auch in der ganzen Schweiz stiegen die Bestände des Schwarzkehlchens deutlich an (Abb. 3h). Die Zunahmen wurden dabei vor allem in den warmen Regionen der Schweiz beobachtet (Maumary et al. 2007). Im östlichen Mittelland gibt es ausserhalb des St. Galler Rheintals nach wie vor nur vereinzelte Vorkommen von Schwarzkehlchen. Im Rheintal entwickelte sich seit den Achtzigerjahren ein Bestand entlang des Rheindammes (Maumary et al. 2007). Auch im benachbarten Vorarlberger Rheintal zeigte das Schwarzkehlchen eine Zunahme (Kilzer & Blum 1991). Diese Art reagierte auch in anderen Regionen der Schweiz positiv auf ökologische Aufwertungsmassnahmen. So erhöhte sich der Bestand z.B. in der Champagne genevoise massiv (Lugrin 1999, Birrer et al. 2007b), und im Klettgau war die Bestands-

zunahme im ökologisch stark aufgewerteten Gebiet Widen stärker als in den ökologisch nur schwach aufgewerteten Nachbargebieten (M. Jenny briefl.). Die Siedlungsdichte des Teichrohrsängers und der Rohrammer nahm in unserem Untersuchungsgebiet zu, in der ganzen Schweiz blieb sie beim Teichrohrsänger gleich, bei der Rohrammer ging sie sogar zurück (Abb. 3j, l; Zbinden et al. 2005). Beim Sumpfrohrsänger ist sowohl im St. Galler Rheintal als auch in der ganzen Schweiz ein Rückgang zu beobachten. In unserem Untersuchungsgebiet nahmen die Siedlungsdichten des Sumpfrohrsängers in den linearen Strukturen ab, in den Naturschutzgebieten und in den ökologischen Ausgleichsflächen konnten sich die Bestände dagegen halten (Tab. 2). In der ökologisch aufgewerteten Wauwiler Ebene hat sich der Sumpfrohrsängerbestand zwischen 1997 und 2006 positiv entwickelt (Graf & Wüst-Graf 2008). Die Bestände des Feldschwirls waren im Untersuchungsgebiet Schwankungen ohne klaren Trend unterworfen, in der ganzen Schweiz nahmen sie zu (Abb. 3i; Zbinden et al. 2005).

Insgesamt zeigen drei der zwölf untersuchten Arten einen positiven Trend in der Gesamtschweiz, verglichen mit fünf zunehmenden Arten im Untersuchungsgebiet. Negative Trends weisen in der Gesamtschweiz sechs Arten auf, im St. Galler Rheintal sind es fünf Arten (Tab. 3). Damit weist das St. Galler Rheintal gegenüber der Gesamtschweiz eine deutlich bessere Bilanz auf.

Die ökologische Bedeutung der aufgewerteten Landschaften wird durch Beobachtungen von anspruchsvollen und in der Schweiz seltenen Vogelarten unterstrichen. 2006 brütete ein Weisssterniges Blaukehlchen *Luscinia svecica cyaneacula* erfolgreich in einem neu angelegten Feuchtgebiet, nachdem seit 2001 jedes Jahr ein ♂ im Gebiet gesungen hatte. Dies ist erst der zweite Brutnachweis dieser Unterart in der Schweiz, nachdem 1927 eine Brut am Fanel (Kanton Bern) stattgefunden hatte (Volet et al. 2007). In der Untersuchungsperiode siedelte sich auch der Weissstorch im Gebiet an; 1999 brüteten 2 und 2006 4 Paare. Die erste Brut erfolgte 1995 auf einem Hochspannungsmast, weniger als 400 m von hochwertigen ökologischen Ausgleichsflächen entfernt, die im

Vorjahr neu geschaffen worden waren (Zingg 1996).

### 3.2. Auswirkungen der Landschaftsaufwertung auf die Brutvögel

Seit 1993 wurden dank des Engagements des Vereins Pro Riet Rheintal 45 ha ökologisch hochwertige Ausgleichsflächen geschaffen. Dabei handelt es sich nicht nur um extensiv genutzte Wiesen mit Qualität gemäss Öko-Qualitätsverordnung, sondern auch um mehrere Ausgleichsflächen, die den Charakter von Feuchtgebieten haben und dabei ähnliche Lebensräume wie die Naturschutzgebiete aufweisen.

Die von uns ausgewählten 22 Kulturlandarten kommen im intensiv genutzten Rheintal nur in geringen Dichten vor. Von den zwölf Arten mit einer für eine Auswertung genügenden Anzahl von Revieren nahmen je fünf zu bzw. ab. Die Bilanz ist im Untersuchungsgebiet also ausgeglichen, in der Gesamtschweiz weisen diese Arten jedoch eine negative Bilanz auf. Da es sich um ein einzelnes Fallbeispiel handelt, können wir aus diesen Zahlen nicht auf einen kausalen Zusammenhang zwischen der Aufwertung und der im Vergleich zur gesamten Schweiz relativ positiven Bestandsentwicklung schliessen. Die unterschiedliche Entwicklung in den Nutzungstypen deutet einen solchen Zusammenhang an: In den Schutzgebieten nahm die Zahl der untersuchten anspruchsvollen Vogelarten nur leicht (von 13 auf 10) ab, und 6 Arten mit zunehmender Siedlungsdichte stehen einer Art mit abnehmender Siedlungsdichte gegenüber (Tab. 2). In den ökologisch hochwertigen Ausgleichsflächen nahm die Zahl dieser Arten zwischen 1999 und 2006 sogar von 5 auf 9 zu, und das Verhältnis Arten mit zunehmender zu Arten mit abnehmender Siedlungsdichte beträgt 4 : 1. In den ökologischen Ausgleichsflächen gemäss DZV verdoppelte sich zwar die Zahl der Kulturlandarten, keine Art zeigt aber dort eine Zunahme der Siedlungsdichte. Im übrigen Kulturland und in den linearen Strukturen nahm die Artenzahl deutlich (von 8 auf 4 resp. von 7 auf 6 Arten) ab, und Arten mit abnehmender Siedlungsdichte sind mit 5 : 0 (lineare Strukturen) resp. 4 : 1 (übriges Kulturland) klar in der Überzahl. Wir schliessen daraus, dass

das übrige Kulturland und die linearen Strukturen offenbar nach wie vor zu intensiv genutzt respektive gepflegt werden, um anspruchsvollen Vogelarten als Lebensraum zu dienen.

Bei anderen Tiergruppen konnten positive Reaktionen auf die Aufwertungsmassnahmen im St. Galler Rheintal festgestellt werden. So stiegen die Bestände des Feldhasen *Lepus europaeus* im aufgewerteten Gebiet von 1997 bis 2009 markant an, während sie im benachbarten, nur durchschnittlich aufgewerteten Gebiet abnahmen (Holzgang et al. 2005, Fischer 2009). Auf die neuen Feuchtflächen und Gewässer im Gebiet reagierten zudem Amphibien-, Libellen-, Heuschrecken- und Pflanzenarten sowie rastende Zugvögel positiv (Schlegel et al. 2005).

In anderen Regionen der Schweiz war in Gebieten mit vielen ökologisch hochwertigen Ausgleichsflächen ein markanter Bestandsanstieg von Kulturlandarten zu beobachten (Lugrin 1999, Jenny et al. 2002, Graf & Wüst-Graf 2008). Ausgleichsflächen gemäss DZV wirkten sich hingegen nur moderat positiv auf die Brutvögel aus (Birrer et al. 2007a).

In der Schweiz gibt es nur sehr wenige Gebiete von mehreren Hundert Hektar Fläche, die quantitativ und qualitativ so stark aufgewertet wurden wie das St. Galler Rheintal. Noch seltener sind Untersuchungen zur Auswirkung von Landschaftsaufwertungen auf die Avifauna. Ausser aus dem St. Galler Rheintal sind uns aus vier Regionen detaillierte Angaben bekannt. Beim Klettgau (Kanton Schaffhausen) und der Champagne genevoise (Kanton Genf) handelt es sich um traditionelle Ackerbaugebiete mit leichten und trockenen Böden. In beiden Gebieten wurden Teilräume vor allem mit Bunt- und Rotationsbrachen, Säumen auf Ackerland, Extensivwiesen und Niederhecken aufgewertet. In diesen Gebieten liegt der Anteil ökologischer Ausgleichsflächen heute bei über 10 %, wobei die überwiegende Mehrzahl der Flächen qualitativ wertvoll ist. In beiden Gebieten entwickelte sich der Bestand einiger Kulturlandbrutvogelarten markant positiv (Lugrin 1999, Jenny et al. 2002, Oppermann & Spaar 2003).

Ebenfalls aufgewertet wurden die beiden ehemaligen Feuchtgebiete Grosses Moos

(Kantone Bern und Freiburg) und die Wauwiler Ebene (Kanton Luzern). Wie die Rheinebene wurden beide Gebiete im 19. und 20. Jahrhundert melioriert und sind heute intensiv genutzte Agrarlandschaften. In diesen Gebieten war die Reaktion der Brutvögel auf Aufwertungsmaßnahmen weniger ausgeprägt als in den Ackerbaugebieten. In der Wauwiler Ebene profitierten Sumpfrohrsänger und Goldammer (Graf & Wüst-Graf 2008) und im Grossen Moos Schafstelze *Motacilla flava*, Sumpfrohrsänger und Dorngrasmücke *Sylvia communis* (P. Mosimann briefl.). In allen fünf Gebieten wurden in Teilräumen mit eher geringem Produktionspotenzial (schlechte Bodeneigenschaften) besonders viele Ausgleichsflächen angelegt.

### 3.3. Ausblick

Mit der Unterzeichnung der Biodiversitätskonvention hat sich die Schweiz verpflichtet, dafür zu sorgen, dass keine weiteren Arten mehr verschwinden. In den Umweltzielen Landwirtschaft (BAFU & BLW 2008) wird die Erhaltung und Förderung der einheimischen, schwerpunktmässig auf der landwirtschaftlich genutzten Fläche vorkommenden oder von der landwirtschaftlichen Nutzung abhängigen Arten als Ziel anerkannt. Die dort im Anhang I aufgeführten Vogelarten (Ziel- und Leitarten) decken sich weitgehend mit den von uns untersuchten Arten. Um ihre Bestände in Zukunft zu erhalten und zu fördern, muss das Kulturland qualitativ und quantitativ noch viel stärker aufgewertet werden. Ein standardisierter ökologischer Ausgleich, wie er 1993 eingeführt wurde und seit 1999 für die Landwirte Pflicht ist, ist zwar eine wichtige Grundlage, reicht aber alleine nicht aus.

Das Beispiel des St. Galler Rheintals zeigt, dass es mit grossen Anstrengungen gelingen kann, so viele ökologisch hochwertige Ausgleichsflächen zu schaffen, dass verschiedene anspruchsvolle Vogelarten davon profitieren. So konnte anders als in den meisten Gebieten der ganzen Schweiz der Rückgang einiger sensibler Arten im weiterhin intensiv genutzten Kulturland immerhin aufgehalten werden. Für eine positive Bilanz ist neben einem hochwertigen ökologischen Ausgleich eine Reduktion

der Nutzungsintensität auf der ganzen Fläche dringend notwendig. Zur Zeit bewirken die landwirtschaftlichen Direktzahlungen jedoch immer noch eine flächendeckende Intensivierung der Landwirtschaftsgebiete (Stöcklin et al. 2007).

**Dank.** Wir möchten uns bei den zahlreichen Personen bedanken, welche die Revierkartierungen der Brutvögel durchführten: Heidi Aemisegger, Samuel Ehrenbold, Hanspeter Geisser, Kurt Moor, Andreas Müller, Luise Moor, Ueli Rehsteiner, Peter Rodighiero, Peter Rüegg, Hermann Schmid, Peter Schönenberger, Marcel Tschofen und Michael Widmer. Grosser Dank gebührt dem Verein Pro Riet Rheintal, der die Aufwertungen in der St. Galler Rheinebene vorangetrieben hat, seinen Partnern (Schweizerische Stiftung für Vogelschutzgebiete SSVG, Melioration der Rheinebene, Landwirtschaftlicher Maschinenring, viele Bauern) und den zahlreichen Geldgebern, ohne die die Aufwertungen nicht hätten realisiert werden können. Wir danken Lukas Jenni, Markus Jenny und Niklaus Zbinden sowie zwei Reviewern, die das Manuskript kritisch durchsahen, wertvolle Anregungen machten und Verbesserungen vorschlugen.

### Zusammenfassung

Seit 1993 wurden in der landwirtschaftlich intensiv genutzten Rheinebene bei Altstätten (Kanton St. Gallen) zahlreiche Flächen ökologisch aufgewertet. Wir untersuchten, wie sich diese Aufwertungen auf Artenzahl und Bestände von Brutvogelarten des Kulturlands auswirkten. 1988, 1989, 1999 und 2006 erfassten wir dazu auf einer 12,6 km<sup>2</sup> grossen Untersuchungsfläche die Bestände von ausgewählten Kulturland-Brutvogelarten. 1988 präsentierte sich das Gebiet als zumeist landwirtschaftlich intensiv genutzte Ebene. Im Zentrum waren noch 68,7 ha Feuchtgebiete vorhanden, Relikte einer früheren Riedlandschaft, die bis spätestens 1995 unter Naturschutz gestellt wurden. Über das gesamte Untersuchungsgebiet verteilt fanden sich lineare Strukturen (Kanäle und als Baumhecken ausgebildete Windschutzstreifen) mit einer Gesamtlänge von rund 39 km. Ab 1993 wurden rund 97 ha neue ökologische Ausgleichsflächen geschaffen. Sie konzentrieren sich um die Naturschutzgebiete.

22 Brutvogelarten des Kulturlands konnten nachgewiesen werden. In den Naturschutzgebieten wurden mehr Arten als in den übrigen Nutzungstypen (ökologisch hochwertige Ausgleichsflächen, Ausgleichsflächen gemäss Direktzahlungsverordnung DZV, lineare Strukturen und übriges Kulturland) beobachtet. Die Artenzahl blieb im gesamten Untersuchungsgebiet konstant, auf den ökologischen Ausgleichsflächen (hochwertige und solche gemäss DZV) nahm sie zu, in den übrigen Nutzungstypen

ging sie zurück: nur leicht in den Naturschutzgebieten, deutlich in den linearen Strukturen und im übrigen Kulturland.

Für 12 häufigere Arten konnten wir die Bestandstrends berechnen: Im gesamten Untersuchungsgebiet hielten sich Bestandszu- und -abnahmen die Waage. Die Bestände von Schwarzkehlchen, Teichrohrsänger, Fitis, Neuntöter und Rohrammer stiegen an. Das Schwarzkehlchen wurde während unserer Untersuchungen erstmals 1990 festgestellt. Kiebitz und Baumpieper verschwanden als Brutvögel aus dem Untersuchungsgebiet, die Siedlungsdichte der Feldlerche sank, ebenso jene von Gelbspötter und Sumpfrohrsänger. Der Bestand des Feldschwirls schwankte ohne klaren Trend, die Siedlungsdichte der Goldammer blieb konstant.

In den Naturschutzgebieten sowie in den hochwertigen ökologischen Ausgleichsflächen überwogen die Bestandszunahmen, im Kulturland, in den ökologischen Ausgleichsflächen gemäss DZV und in den linearen Strukturen überwogen die Bestandsabnahmen.

Das Projekt im St. Galler Rheintal ist eines der wenigen Beispiele für ein grossflächiges Lebensraum-Aufwertungsprojekt, bei dem eine Wirkungskontrolle durchgeführt wurde. Es zeigt, dass sich ökologische Ausgleichsflächen von hoher Qualität und Naturschutzgebiete positiv auf die Vielfalt und Dichte von Kulturlandvogelarten auswirken können. Im intensiv genutzten Kulturland hingegen gingen Artenzahl und Siedlungsdichte dieser Arten weiterhin zurück.

## Literatur

- ALBRECHT, M., P. DUELLI, C. MÜLLER, D. KLEIJN & B. SCHMID (2007): The Swiss agri-environment scheme enhances pollinator diversity and plant reproductive success in nearby intensively managed farmland. *J. Appl. Ecol.* 44: 813–822.
- BAFU & BLW (2008): Umweltziele Landwirtschaft. Hergeleitet aus bestehenden rechtlichen Grundlagen. Umwelt-Wissen Nr. 0820. Bundesamt für Umwelt (BAFU) und Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), Bern.
- BENZ, R., C. SCHIESS-BÜHLER & B. STÄHELI (2008): Wegleitung für den ökologischen Ausgleich auf dem Landwirtschaftsbetrieb. Grundanforderungen und ökologische Qualität, Voraussetzungen – Auflagen – Beiträge. Version 2008. Agridea, Lindau.
- BILLETER, R., J. LIIRA, D. BAILEY, R. BUGTER, P. ARENS, I. AUGENSTEIN, S. AVIRON, J. BAUDRY, R. BUKACEK, F. BUREL, M. CERNY, G. DE BLUST et al. (2008): Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *J. Appl. Ecol.* 45: 141–150.
- BIRRER, S. & R. GRAF (2004): Golfplätze als Lebensraum für Brutvögel. *Ornithol. Beob.* 101: 233–246.
- BIRRER, S., L. KOHLI & M. SPIESS (2007a): Haben ökologische Ausgleichsflächen einen Einfluss auf die Bestandsentwicklung von Kulturland-Vogelarten im Mittelland? *Ornithol. Beob.* 104: 189–208.
- BIRRER, S., M. SPIESS, F. HERZOG, L. KOHLI & B. LUGRIN (2007b): Swiss agri-environment scheme promotes farmland birds – but only moderately. *J. Ornithol.* 148, Suppl. 2: 295–303.
- BÖHNING-GAESE, K. & H.-G. BAUER (1996): Changes in species abundance, distribution, and diversity in a central European bird community. *Conserv. Biol.* 10: 175–187.
- CHAMBERLAIN, D. E., R. J. FULLER, R. G. H. BUNCE, J. C. DUCKWORTH & M. SHRUBB (2000): Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *J. Appl. Ecol.* 37: 771–788.
- FISCHER, J. (2009): Schweizer Feldhasenmonitoring 2009. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- FULLER, R. J., S. A. HINSLEY & R. D. SWETNAM (2004): The relevance of non-farmland habitats, uncropped areas and habitat diversity to the conservation of farmland birds. *Ibis* 146, suppl. 2: 22–31.
- GRAF, R. & R. WÜST-GRAF (2008): Jahresbericht Wauwiler Ebene 2007/2008 – Abschlussbericht der ersten Umsetzungsperiode des Vernetzungsprojekts. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- HOLE, D. G., A. J. PERKINS, J. D. WILSON, I. H. ALEXANDER, P. V. GRICE & A. D. EVANS (2005): Does organic farming benefit biodiversity? *Biol. Conserv.* 122: 113–130.
- HOLZGANG, O., D. HEYDEN & M. KÉRY (2005): Rückkehr des Feldhasen dank ökologischem Ausgleich? *Schriften. FAL* 56: 150–160.
- JENNY, M., U. WEIBEL, B. LUGRIN, B. JOSEPHY, J.-L. REGAMEY & N. ZBINDEN (2002): Rebhuhn. Schlussbericht 1991–2000. Schriftenreihe Umwelt 335. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, und Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- KELLER, V. & N. ZBINDEN (2001): Die Schweizer Vogelwelt an der Jahrhundertwende. *Avifauna Report* Sempach 1.
- KELLER, V., N. ZBINDEN, H. SCHMID & B. VOLET (2001): Rote Liste der gefährdeten Brutvogelarten der Schweiz. Vollzug Umwelt. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, und Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- KILZER, R. & V. BLUM (1991): Atlas der Brutvögel Vorarlbergs. Österreichische Gesellschaft für Vogelkunde – Landesstelle Vorarlberg, Bregenz.
- KOHLI, L. & S. BIRRER (2003): Verflogene Vielfalt im Kulturland – Zustand der Lebensräume unserer Vögel. *Avifauna Report* Sempach 2.
- LACHAT, T., D. PAULI, Y. GONSETH, G. KLAUS, C. SCHEIDEGGER, P. VITTOZ & T. WALTER (2010): Der Wandel der Biodiversität in der Schweiz seit 1900. Haben wir die Talsohle erreicht? Haupt, Bern.
- LUGRIN, B. (1999): Habitat, densité et évolution de la population de Tarier pâtre *Saxicola torquata* du canton de Genève. *Nos Oiseaux* 46: 219–228.
- MAUMARY, L., L. VALLOTTON & P. KNAUS (2007):

- Die Vögel der Schweiz. Schweizerische Vogelwarte, Sempach, und Nos Oiseaux, Montmolin.
- NEWTON, I. (2004): The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis* 146: 579–600.
- OPPERMANN, R. & H. U. GUJER (2003): Artenreiches Grünland bewerten und fördern – MEKA und ÖQV in der Praxis. Ulmer, Stuttgart.
- OPPERMANN, R. & R. SPAAR (2003): Artenreiches Grünland – Lebensraum für Wiesenbrüter. S. 128–133 in R. OPPERMANN & H. U. GUJER (Hrsg.): Artenreiches Grünland bewerten und fördern – MEKA und ÖQV in der Praxis. Ulmer, Stuttgart.
- PIHA, M., J. TIAINEN, J. HOLOPAINEN & V. VEPSÄLÄINEN (2007): Effects of land-use and landscape characteristics on avian diversity and abundance in a boreal agricultural landscape with organic and conventional farms. *Biol. Conserv.* 140: 50–61.
- RUDIN, M. (1990): Bruterfolg und Fütterungsverhalten des Neuntötters *Lanius collurio* in der Nordwestschweiz. *Ornithol. Beob.* 87: 243–252.
- SCHLEGEL, J., U. WEBER, R. GÜTTINGER & I. HUGENTOBLER (1997): Die Torfstichlandschaft Bannriet/Spitzmäder. *Ber. St. Gall. Nat.wiss. Ges.* 88: 243–308.
- SCHLEGEL, J., U. WEBER & I. HUGENTOBLER (2005): Die Torfstichlandschaft Bannriet/Spitzmäder bei Altstätten und Oberriet (SG). Organismische Folgen ihrer ökologischen Aufwertung. *Neujahrsbl. Nat.forsch. Ges. Zürich* 208: 394–401.
- 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.*
- 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.
- SOLARI, C. & H. SCHUDEL (1988): Nahrungserwerb des Neuntötters *Lanius collurio* während der Fortpflanzungszeit. *Ornithol. Beob.* 85: 81–90.
- STÖCKLIN, J., A. BOSSHARD, G. KLAUS, K. RUDMANN-MAURER & M. FISCHER (2007): Landnutzung und biologische Vielfalt in den Alpen. Thematische Synthese zum Forschungsschwerpunkt II «Land- und Forstwirtschaft im alpinen Lebensraum» des Nationalen Forschungsprogramms NFP 48 «Landschaften und Lebensräume der Alpen». vdf, Zürich.
- VOLET, B., A. GERBER & M. BURKHARDT (2007): Seltene und bemerkenswerte Brut- und Gastvögel und andere ornithologische Ereignisse 2006 in der Schweiz. *Ornithol. Beob.* 104: 263–278.
- WEBER, U. & I. HUGENTOBLER (2004): ÖQV-Vernetzungsprojekt Bannriet-Dreier und Isenriet. Vernetzungsprojekt Rheintal. Genehmigt vom Amt für Raumentwicklung des Kantons St. Gallen am 29. 7. 2004.
- 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.
- WHITTINGHAM, M. J., J. R. KREBS, R. D. SWETNAM, R. M. THEWLIS, J. D. WILSON & R. P. FRECKLETON (2009): Habitat associations of British breeding farmland birds. *Bird Study* 56: 43–52.
- WRETENBERG, J., A. LINDSTRÖM, S. SVENSSON & T. PÄRT (2007): Linking agricultural policies to population trends of Swedish farmland bird in different agricultural regions. *J. Appl. Ecol.* 44: 933–941.
- ZBINDEN, N., V. KELLER & H. SCHMID (2005): Bestandsentwicklung von regelmässig brütenden Vogelarten der Schweiz 1990–2004. *Ornithol. Beob.* 102: 271–282.
- ZINGG, R. (1996): Die Rückkehr des Weiss-Storches (*Ciconia ciconia*) ins Tal des Alpenrheins. *Ber. Bot.-Zool. Ges. Liechtenstein-Sargans-Werdenberg* 23: 157–184.
- ZINGG, R. & W. SPAARGAREN (1990): Lebensräume der Region Rheintal. Interkantonale Regionalplanungsgruppe Rheintal, Ebnat-Kappel.

Manuskript eingegangen 5. Juni 2009

Bereinigte Fassung angenommen 6. Mai 2010