

Anwendung und Effizienz der quantitativen Rasterkartierung zur Erhebung des Brutbestandes von Singvögeln einer inneralpinen Wiesenlandschaft

Martin Pollheimer, Manfred Föger und Jürgen Pollheimer

Applicability and efficiency of quantitative grid mapping to estimate breeding densities of songbirds in alpine valley meadows. – Territory mapping and grid mapping are both well established and routinely used census techniques for breeding birds. Both methods differ markedly in time effort, with territory mapping being considered as more time consuming but also more informative. We tested the applicability and efficiency of a modified quantitative grid mapping. In spring/summer 1996 we estimated the breeding populations of 6 songbird species of an alpine meadow area (two study plots, 125 ha in total) in Styria, Austria by means of both counting methods. Territory mapping (8 visits) was performed following the internationally accepted rules. Grid mapping was performed on the basis of 6.25 ha grid units (250 m lateral length); each unit was patrolled 5 times along a slightly modified u-shaped transect with no point of the grid square being more than 50 metres away from the observer. It is shown that by use of additional information (esp. bird behaviour, simultaneously singing males within one grid square and on adjacent grid squares) results of grid mapping reached an efficiency of about 80–90 % of territory mapping, whereas time spent for counting could be reduced to 30–40 %. Furthermore applicability, problems in field work, data analysis and sources of bias of the described grid mapping method are discussed.

Key words: comparison of bird counting methods, quantitative grid mapping, territory mapping, landscape planning, meadow birds.

Martin Pollheimer, Universität Innsbruck, Institut für Zoologie und Limnologie, Technikerstrasse 25, A–6020 Innsbruck (martin.pollheimer@uibk.ac.at), Forschungsstelle für Ornithologie der Max-Planck-Gesellschaft, Vogelwarte Radolfzell, Am Obstberg, D–78315 Radolfzell-Möggingen; Manfred Föger und Jürgen Pollheimer, Universität Innsbruck, Institut für Zoologie und Limnologie, Technikerstrasse 25, A–6020 Innsbruck

Seit Mitte der Siebzigerjahre, etwa zeitgleich mit dem Erscheinen der ersten groß angelegten nationalen Atlasprojekte in Europa (Überblick in Udvardy 1981), werden Rasterkartierungen im Naturschutz, in der Landschaftsplanung und zur Ermittlung von Habitatansprüchen und Bestandsentwicklungen von Vögeln mit Erfolg eingesetzt (z.B. Bezzel & Ranftl 1974, Märki 1977, Mayer 1977, Bezzel & Lechner 1978, Wink 1980, Scherner 1982; Methodendiskussion in Bezzel & Utschick 1979, Blana 1980, Bezzel 1983).

In einer methodischen Weiterentwicklung der rein qualitativen Rasterkartierungen suchen halbquantitative und quantitative Rasterkartierungen, über das Niveau einer nominalen Skala hinaus, Abundanzen und/oder Brutbestände al-

ler Vogelarten einer Rasterfläche detaillierter zu ermitteln. Diese quantitativen Rasterkartierungen werden auf der Basis mittelgroßer bis kleiner Rastereinheiten (wenige ha bis km²) durchgeführt. Anwendung finden sie in der Erstellung regionaler Brutvogelatanten (z.B. Schuster 1982, Schuster et al. 1983), in der Landschaftsbewertung und im Vogelschutz (z.B. Bezzel et al. 1983, Bezzel 1989, Blab et al. 1989, Lentner & Landmann 1994) sowie in Fragen von Habitatpräferenzen, Raumnutzung und Dynamik von Vogelarten (Bibby 1978, Utschick 1978, Scherzinger 1985, Bölscher 1988, Bauer & Heine 1992). Aufgrund des vereinfachten und verkürzten Vorgehens bei der Feldarbeit ist es möglich, bei gleichem zeitlichem Aufwand mit Hilfe der quantitativen

Rasterkartierung größere Flächen zu bearbeiten, als es mit der weit verbreiteten Revierkartierung möglich ist. Dies ist in der Landschaftsbewertung und im Monitoring häufiger Brutvogelarten ein wesentlicher Vorteil der Rasterkartierung (Utschick 1984, Bauer 1992, Landmann et al. 1994).

Vergleichende Arbeiten über die Möglichkeiten und Grenzen, vor allem aber über die Effizienz der quantitativen Rasterkartierung zur Ermittlung von absoluten Bestandszahlen, fehlen jedoch weitgehend (aber z.B. Landmann et al. 1994). Auch in den meisten kritischen Übersichtsarbeiten vermisst man Angaben zur Effizienz der quantitativen Rasterkartierung (Ralph & Scott 1981, Verner 1985, Koskimies & Väisänen 1991, Bibby et al. 1995; siehe aber Landmann et al. 1990). Aus diesem Mangel an vergleichenden Untersuchungen heraus wird verständlich, dass quantitative Rasterkartierungen in Arbeiten, die sich mit dem Einsatz von Brutvogelbestandserhebungen in der Landschaftsplanung und im Naturschutz beschäftigen, kaum als Alternative zu Revierkartierungen empfohlen werden (Flade 1994), ja dass manchmal sogar eher auf rein qualitative Methoden verwiesen wird (z.B. Matthäus 1992, Projektgruppe «Ornithologie und Landschaftsplanung» der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft 1995).

Wir stellen in dieser Arbeit anhand ausgewählter Wiesenvogelarten die Erfassungsgenauigkeit einer modifizierten quantitativen Rasterkartierung im Vergleich zur Revierkartierung dar. Zudem werden die Einsatzmöglichkeiten quantitativer Rasterkartierungen so-

wie Probleme bei der Feldarbeit und der Auswertung diskutiert.

1. Material und Methoden

1.1. Untersuchungsgebiet und Auswahl der Arten

Die Untersuchung wurde in zwei benachbarten Wiesenbereichen (Rosswiesen, Stockwiesen) des Wörschacher Moores durchgeführt (Tab. 1, Abb. 2). Dieser etwa 500 ha große inneralpine Moor- und Wiesenkomplex stellt eine der Kernzonen des IBA Steirisches Ennstal dar (Sackl & Zechner 1995); er liegt 5 km westlich der Bezirkshauptstadt Liezen (Steiermark/Österreich; 47°33'–47°34' N, 14°10'–14°12' E) auf 640 m ü.M. Im Rahmen des Life Projektes «Sicherung von Feuchtgebieten und bedrohten Arten im Mittleren Ennstal» erhoben wir 1996 den Brutvogelbestand des gesamten Moor- und Wiesenbereiches, welcher im folgenden als erweitertes Untersuchungsgebiet bezeichnet wird (eine detaillierte Gebietsbeschreibung sowie eine umfassende Darstellung der Avifauna findet sich in Pollheimer et al. 1998). Die Ross- und Stockwiesen werden von uns seit mehreren Jahren im Rahmen eines langfristigen Wiesenvogelschutzprojektes revierkartiert. Die bearbeiteten Wiesenflächen beherbergten über die Jahre 1995–1998 durchschnittlich $10 \pm 2,5$ Brutvogelarten. Vogelarten, die in Nachtkontrollen oder unter Einsatz von Klangattrappen erhoben wurden, wie z.B. Wachtel, Wasserralle, Wachtelkönig oder Feldschwirl, sind aus methodischen Gründen in dieser Arbeit nicht berücksichtigt.

Tab. 1. Größe und Charakteristik der Untersuchungsflächen. – *Size and characteristics of the study plots.*

	Rosswiesen	Stockwiesen
Fläche (ha)	87,5	37,5
<i>plot size (ha)</i>		
Anzahl Raster à 6,25 ha	14	6
<i>number of 6.25 ha grids</i>		
Flächencharakterisierung	strukturarme, extensiv und intensiv genutzte Wiesen	struktureiche, extensiv genutzte Wiesen
<i>characteristics</i>	<i>poorly structured, low- and high-intensity meadows</i>	<i>richly structured, low-intensity meadows</i>

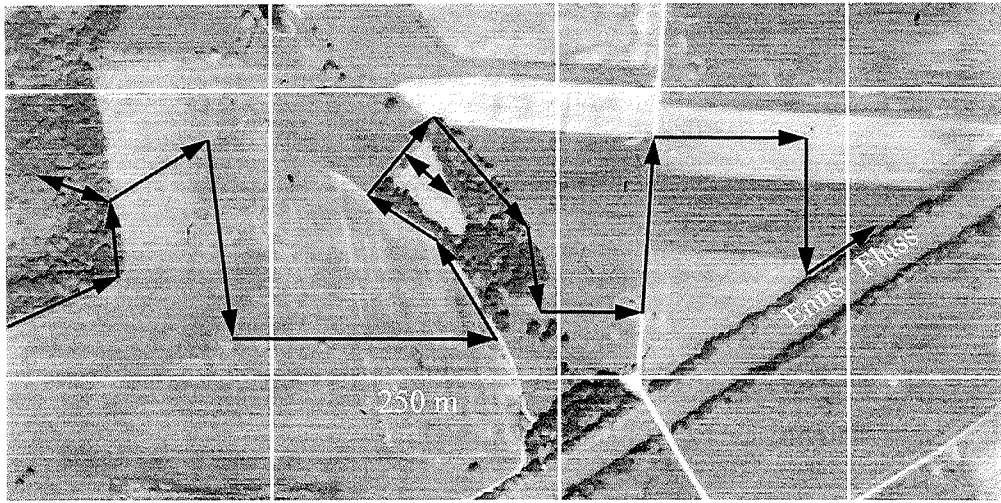


Abb. 1. Beispiele für die Routenwahl bei der quantitativen Rasterkartierung in 6,25 ha Rasterflächen. Die Modifikation des Transektes erfolgt mit Bedacht auf vogelkundlich wichtige Lebensräume: strukturarme Rasterfläche (rechts) und strukturreiche Rasterfläche (Mitte). – *Examples for routes chosen for quantitative grid mapping in 6.25 ha grid squares. Modifications of the transect result from the spatial distribution of ornithologically important habitats: poorly structured grid square (right) and richly structured grid square (middle).*

Die sechs ausgewählten Arten (Feldlerche, Baumpieper, Braunkehlchen, Sumpfrohrsänger, Neuntöter und Goldammer) sind im mittleren steirischen Enttsal die häufigsten Charakterarten der offenen und halboffenen Kulturlandschaft und für langfristige Monitoringprojekte in dieser Region von besonderem Interesse (Sackl & Samwald 1997, Pollheimer & Pollheimer 1998).

1.2. Methoden der Bestandserhebung

1.2.1. Quantitative Rasterkartierung (QRAK)

Die Feldarbeit fand in der Brutsaison 1996 statt. Basis der QRAK waren 6,25 ha große Rastereinheiten (Quadrate von 250 m Seitenlänge), ausgerichtet am Gauß-Krüger-Koordinatennetz. Die Orientierung im Gelände erfolgte anhand einer Luftbildkarte und einer Vegetationskarte jeweils im Maßstab 1 : 10 000. Jede Rasterfläche wurde 5-mal (1 Ende April, 3 Mai, 1 Juni) entlang eines der Landschaftsstruktur angepassten, modifizierten U-förmigen Transektes bearbeitet (Abb. 1), wobei der

Bearbeiter die Untersuchungsfläche so beging, dass er von keinem Punkt eines Rasters weiter als 50 m entfernt war (vgl. Bibby et al. 1995). Alle angetroffenen Vögel wurden in vorgefertigte Strichlisten eingetragen. Zusätzlich wurden, wann immer möglich, mittels Abkürzungen Angaben zu Geschlecht, Alter und Aktivität (Gesang, Auseinandersetzung, Tragen von Futter oder Nistmaterial) notiert. Besonders Augenmerk legten wir auf die Registrierung gleichzeitig singender ♂ innerhalb eines Rasters und in benachbarten Rastern.

Im Rahmen der Auswertung der QRAK waren zumindest 2 Registrierungen von Bruthinweisen bzw. revieranzeigendem Verhalten in einem Raster für eine Wertung als Papierrevier (im Folgenden als «Revier» bezeichnet) notwendig. Für den Sumpfrohrsänger wurde, da er sehr spät in seine Brutgebiete zurückkehrt und bestenfalls zwei unserer Begehungstermine für eine optimale Erfassung geeignet waren, zusätzlich eine zweite Auswertung durchgeführt. Dabei wurden späte Einzelregistrierungen (zwischen 25. Mai und 7. Juni) in geeignetem Habitat als mögliche Reviere gewertet.

1.2.2. Revierkartierung (REK)

Die REK erfolgte in 8 Begehungen (4 im Mai, 4 im Juni) nach den international empfohlenen Richtlinien (z.B. Oelke 1980, Bibby et al. 1995). Sechs Begehungen fanden am frühen Morgen (von Sonnenaufgang bis max. 4 h danach), 2 Begehungen am späten Nachmittag (von 4 h vor Dämmerung bis zur Dämmerung) statt. Im Gelände wurden von uns adaptierte Luftbildkarten im Maßstab 1 : 3 500 verwendet; die Rastergrenzen schienen in diesen Geländekarten nicht auf. Die beiden Teilflächen wurden zumeist am gleichen Tag, in Ausnahmefällen an zwei aufeinanderfolgenden Tagen bearbeitet. In Tageskarten eingetragen wurden neben revieranzeigendem Verhalten alle Funde von Nestern oder unselbständigen Jungvögeln, vor allem aber auch Ortsbewegungen, z.B. singender ♂ oder Futter tragender Altvögel (vgl. Landmann et al. 1990), und simultan singende ♂ (Tomiałojć 1980).

Als Reviere wurden in der Auswertung der Artkarten zumindest 2 Registrierungen revieranzeigenden Verhaltens in enger räumlicher Nähe gewertet; die beiden Registrierungen mussten in einem zeitlichen Abstand von mindestens 10–14 Tagen erfolgt sein (vgl. Oelke 1980, Tomiałojć 1980, Bibby et al. 1995). Weiter galten auch alle Funde von besetzten Nestern oder noch nicht flüggen Jungvögeln als Reviernachweise. Nach Ende der Auswertung wurden Raster über die Karte gelegt und die Reviere einzelnen Rasterflächen auf 0,5 Reviere genau zugeordnet.

Die Feldarbeit wurde von allen drei Autoren durchgeführt. Dabei kartierte jeder Mitarbeiter an einem Kartierungstermin nur nach einer Methode (QRAK oder REK), an dem darauffolgenden nach der anderen Methode. Die Auswertung der QRAK erfolgte von einem Bearbeiter (MP); die REK wurde zuerst von jedem Bearbeiter einzeln ausgewertet, dann in einer gemeinsamen Endbearbeitung auf die endgültige Fassung abgestimmt. Unterschiedliche Ergebnisse zwischen den beiden Methoden aufgrund von Bearbeitervariabilitäten, wie sie auftreten können, wenn eine Methode über die gesamte Untersuchung immer vom selben Bearbeiter angewandt wird (vgl. z.B. Verner

& Milne 1990) können damit ausgeschlossen werden. Allerdings könnten Erfahrungen, die mit einer Methode im Feld gemacht wurden, die Ergebnisse der nächsten Kartierung mit der anderen Methode beeinflussen. So könnte z.B. auf unauffällige Reviere, die mit der REK entdeckt wurden, in der nächsten QRAK vermehrt geachtet werden. Doch scheint uns auch diese Gefahr gering, da zwischen den Anwendungen beider Methoden durch einen Bearbeiter zwei Wochen verstrichen waren, und zweitens die strenge zeitliche Normierung der QRAK gezielte «Nachsuchen» nicht ermöglichte.

Wir unterschieden in der Auswertung die Übereinstimmung der Methoden hinsichtlich des Bestandes einer Vogelart in der gesamten Untersuchungsfläche, in den beiden Teilflächen und in den einzelnen Rasterflächen.

1.3. Statistische Verfahren

Zur Analyse der Daten verwendeten wir parameterfreie Testmethoden (Bortz et al. 1990, Sokal & Rohlf 1995). Die Zeitaufwendungen beider Kartierungsmethoden verglichen wir mit dem Mann-Whitney U-Test; je nach Fallzahl wurden Häufigkeitsverteilungen mittels χ^2 -Tests bzw. dem exakten Test nach Fisher auf ihre Signifikanz überprüft. Zusammenhänge zwischen den mit beiden Methoden innerhalb eines Rasters ermittelten Siedlungsdichten analysierten wir mit dem Spearman-Rangkorrelationstest, ebenso Zusammenhänge zwischen der Effizienz der quantitativen Rasterkartierung in Abhängigkeit von den Siedlungsdichten der untersuchten Arten. Allen statistischen Tests liegt eine zweiseitige Fragestellung zugrunde. Soweit nicht anders angegeben, handelt es sich bei den Lage- und Streuungsmaßen um Mediane $\pm$ MAD (Median-Deviation; Sachs 1997).

2. Ergebnisse

2.1. Zeitaufwand

Der Gesamtzeitaufwand für die Freilandarbeit betrug für die QRAK 43 % des Zeitaufwandes der REK; in den beinahe unstrukturierten Rosswiesen benötigten wir für die QRAK etwa

Tab. 2. Zeitaufwand für die Revierkartierung (8 Begehungen) und quantitative Rasterkartierung (5 Begehungen) in den beiden Untersuchungsflächen. – *Time effort for territory mapping (8 visits) and quantitative grid mapping (5 visits) in the two study plots.*

	Fläche <i>plot size</i>	Revierkartierung <i>territory mapping</i>		Rasterkartierung <i>grid mapping</i>	
		min	min/ha	min	min/ha
Rosswiesen	87,5	1873	21,4	1006	11,5
Stockwiesen	37,5	1513	40,3	451	12
gesamt	125	3386	27	1457	11,7

halb so lang wie für die REK, in den durch kleine Gehölz- und Schilfinselfen reich strukturierten Stockwiesen etwa ein Drittel so lang (Tab. 2).

Der durchschnittliche Zeitaufwand pro Begehung für die QRAK bzw. die REK betrug in den Rosswiesen 178 ± 3 min vs. $227 \pm 9,5$ min, in den Stockwiesen 91 ± 4 min vs. $196,7 \pm 10,8$ min. Umgerechnet auf 1 ha erforderte die QRAK bzw. die REK in den Rosswiesen $2,0 \pm 0,1$ min vs. $2,6 \pm 0,1$ min (Mann-Whitney U-Test, $z = 2,95$, $p < 0,005$), in den Stockwiesen $2,4 \pm 0,1$ vs. $5,25 \pm 0,25$ min ($z = 2,93$, $p < 0,005$) und in beiden Teilflächen zusammen betrachtet $2,2 \pm 0,1$ vs. $3,35 \pm 0,15$ min ($z =$

$2,94$, $p < 0,005$). Während sich die Zeitaufwendungen für die QRAK in den beiden Untersuchungsflächen nur geringfügig unterschieden ($2,4 \pm 0,1$ min vs. $2,0 \pm 0,1$ min; $z = 2,3$, $p < 0,05$), war die REK in den strukturreichen Stockwiesen bei weitem zeitaufwendiger als in den strukturarmen Rosswiesen ($5,25 \pm 0,25$ min vs. $2,6 \pm 0,1$ min; $z = 3,37$, $p < 0,001$).

2.2. Brutbestände

Die Gesamtbestände werden von der QRAK durchschnittlich mit $101,5 \pm 13,5$ % (73–129 %) der Ergebnisse der REK wiedergegeben; bei den sechs untersuchten Arten ermittelte die

Tab. 3. Anzahl der «Reviere» erhoben nach Revierkartierung (REK) bzw. nach quantitativer Rasterkartierung (QRAK) und Effizienz der QRAK (%); ? mögliche Reviere bei nur einer Beobachtung pro Raster. – *Number of territories derived with territory (REK) and quantitative grid (QRAK) mapping, respectively and effectivity of QRAK (% of territories found with territory mapping); ? possible territories due to one observation only.*

Art <i>species</i>	Rosswiesen			Stockwiesen			gesamt total		
	REK	QRAK		REK	QRAK		REK	QRAK	
Feldlerche <i>Alauda arvensis</i>	3	3	100 %	0	0		3	3	100 %
Baumpieper <i>Anthus trivialis</i>	2,5	3	120 %	6	8	133 %	8,5	11	129 %
Braunkehlchen <i>Saxicola rubetra</i>	18,5	16	86 %	7	5,5	79 %	25,5	21,5	84 %
Sumpfrohrsänger <i>Acrocephalus palustris</i>	14,5	17 + 6?	117 %	9	9 + 2?	100 %	23,5	26 + 8?	111 %
Neuntöter <i>Lanius collurio</i>	2	2	100 %	3,5	2	57 %	5,5	4	73 %
Goldammer <i>Emberiza citrinella</i>	8,5	10,5	124 %	9	7,5	83 %	17,5	18	103 %
gesamt total	49	51,5		34,5	32		83,5	83,5	

QRAK dreimal eine höhere Siedlungsdichte als die REK, weitere zweimal lag sie unter den durch die REK ermittelten Siedlungsdichten (Tab. 3). Ein Zusammenhang zwischen der Gesamtsiedlungsdichte einer Vogelart und der prozentuellen Übereinstimmung der beiden Methoden bestand nicht ($r_s = -0,086$; n.s.).

Eine Auftrennung der Ergebnisse nach den beiden Teilflächen zeigte eine durchschnittliche Effizienz der QRAK von $108,5 \pm 10 \%$ (86–124 %) in den wenig strukturierten Ross-wiesen sowie von $91,5 \pm 10,5 \%$ (57–133 %) in den reich strukturierten Stockwiesen. Bei allen 5 dahingehend getesteten Vogelarten mit ausreichender Fallzahl konnte kein Zusammenhang zwischen unterschiedlichem Arbeitsaufwand – in den reich strukturierten Stockwiesen war der Arbeitsaufwand der REK im Vergleich zur QRAK relativ größer als in den strukturarmen Ross-wiesen – und der Effizienz der QRAK gefunden werden (Baumpieper, Braunkehlchen, Sumpfrohrsänger, Neuntöter und Goldammer; $p > 0,5$; χ^2 -Test bzw. exakter Test nach Fisher).

In 80 Einzelerastervergleichen für die vier häufigsten Arten (Baumpieper, Braunkehlchen, Sumpfrohrsänger, Goldammer) fanden wir in 43 Fällen (53,8 %) eine völlige Übereinstimmung der beiden Methoden, in 28 Fällen (35,0 %) eine Abweichung von 0,5–1,0 Brutpaaren, in 6 Fällen (7,5 %) von 1,5–2,0 Brutpaaren sowie in 3 Fällen (3,8 %) von mehr als zwei Brutpaaren pro 6,25-ha-Raster. Die 3 Fälle mit den größten Abweichungen zwischen den beiden Zählmethoden betrafen den Sumpfrohrsänger in drei benachbarten Rastern mit einem jeweils ca. 200 m langen verschliffen und von Hochstauden gesäumten Graben.

Zwischen den mittels QRAK bzw. REK pro Rastereinheit ermittelten Siedlungsdichten, ausgewertet für jene Arten mit genügend großer Fallzahl, bestand eine signifikante Korrelation (Braunkehlchen: $r_s = 0,96$; $p < 0,001$; Sumpfrohrsänger: $r_s = 0,74$; $p < 0,001$; Baumpieper: $r_s = 0,73$; $p < 0,001$; Goldammer: $r_s = 0,63$, $p < 0,005$).

3. Diskussion

3.1. Zeitaufwand

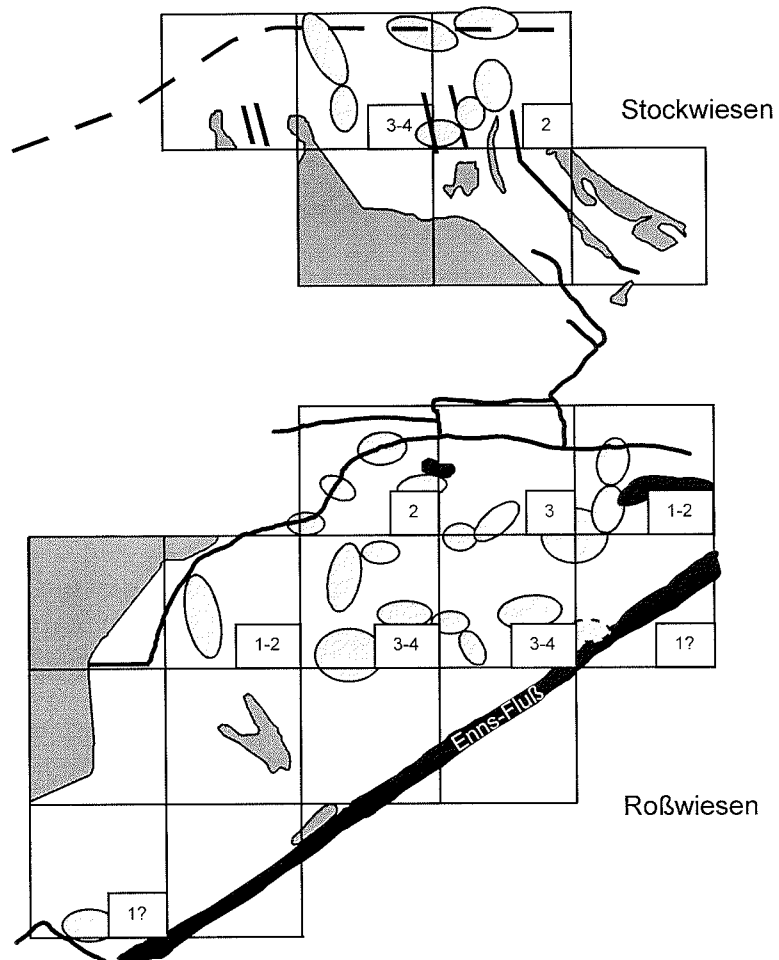
Der Gesamtzeitaufwand für die Feldarbeit bei Brutvogelkartierungen ist von zwei Faktoren abhängig: zum einen von der Aufenthaltsdauer pro Flächeneinheit und Begehung und zum anderen von der Anzahl der Begehungen. Für die REK werden international zumeist 8–10 Begehungen empfohlen (Berthold 1976, Flade 1994). Der Arbeitsaufwand pro Begehung soll dabei in deckungsreichem Gelände bei 10–15 min/ha, in übersichtlichem, offenem und dünn besiedelten Flächen bei 2–4 min/ha liegen (z.B. Oelke 1980, Bibby et al. 1995; Zusammenfassung in Berthold 1976). Die Projektgruppe «Ornithologie und Landschaftsplanung» der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft DO-G (1995) empfiehlt selbst für rein qualitative Erhebungen bereits 5–8 min/ha/Begehung in halboffenen, strukturreichen Flächen bzw. 2–4 min/ha/Begehung in offen, strukturarmen Untersuchungsgebieten.

Demgegenüber konnte in unserer Untersuchung die Aufenthaltsdauer pro Begehung bei der QRAK mehr oder weniger unabhängig von der Struktur der Untersuchungsfläche konstant bei 2–2,5 min/ha gehalten werden (vgl. auch Blab et al. 1989 mit 1,8–3,6 min/ha/Begehung; Lentner & Landmann 1994 mit 1,6–2,4 min/ha/Begehung).

Allein durch die unterschiedliche Anzahl an Begehungen (8 bei der REK vs. 5 bei der QRAK) ergibt sich eine Zeitersparnis von ca. 40 %, für die pro Einzelbegehung zusätzlich eine von 20–50 %. Der Zeitaufwand für die Rasterkartierung war insgesamt um 60–70 % geringer als der für die Revierkartierung; zeitliche Einsparungen machten sich dabei vor allem in den reich strukturierten Wiesenflächen bemerkbar. Dies liegt daran, dass die Aufenthaltsdauer pro Flächeneinheit bei der QRAK weniger stark von der Struktur der Untersuchungsflächen beeinflusst wird, als dies bei der REK der Fall ist (Kap. 2.1).

Die hier vorgestellten Ergebnisse wurden in offenen und halboffenen Wiesenflächen ermittelt; hier ist der Zeitgewinn noch relativ gering. Allerdings kartierten wir 1996 auch etwa 500 ha eines oft schwer begehbaren Moor-, Moor-

Abb. 2. Verteilung der Braunkehlchen-Reviere ermittelt nach Revierkartierung (hellgraue Ellipsen) und quantitativer Rasterkartierung (Werte rechts unten in jedem Rasterfeld). Schwarze Flächen = Gewässer; dunkel schattierte Flächen = Wald; dicke, schwarze Linien = Gräben; unterbrochene Linie = Eisenbahntrasse; ? und unterbrochene Ellipsen = mögliche Reviere. – *Distribution of Whinchat territories derived from territory mapping (pale-grey-shaded ellipses) and quantitative grid mapping (figures bottom-right in each grid's corner). Black areas = water; dark-grey-shaded areas = wood; thick black lines = ditches; broken line = railway; ? and broken ellipses = possible territories.*



wald- und Kulturlandgebietes auf der Basis von 6,25-ha-Rastern (Föger et al. 1996, Pollheimer et al. 1998) und benötigten auch für die aufwendig zu kartierenden Rasterflächen pro Begehung durchschnittlich nur $15,7 \pm 5,4$ min (Mittelwert $\pm$ Standardabweichung, $n = 385$; das entspricht ca. 2–3 min pro ha). In solchen strukturreichen Flächen kann die zeitliche Einsparung unter Anwendung der QRAK bei bis zu 80 % liegen (vgl. Landmann et al. 1994).

3.2. Effizienz

Die Revierkartierung kann aufgrund vielfältiger Einschränkungen nicht als absolute Referenz für andere Kartierungsmethoden gelten

(z.B. Berthold 1976, Tomiałojć 1980, Oelke 1981, Verner 1985, Gnielka 1992) – es droht das Problem, eine relative Methode mit einer anderen ebenfalls relativen zu vergleichen. Unsere Arbeit prüft folglich nicht die Effizienz der quantitativen Rasterkartierung im Vergleich zum absoluten Brutbestand der ausgewählten Vogelarten, sondern ausschließlich ihre Effizienz im Vergleich mit den Ergebnissen der Revierkartierung. Wir haben dennoch aus zwei Gründen die Revierkartierung als Vergleichsgrundlage gewählt: (1) ihre Anwendung und mögliche Fehlerquellen sind gut dokumentiert (z.B. Berthold 1976, Verner 1985,

Bibby et al. 1995); (2) darüber hinaus ist sie in der Praxis bewährt und die in Mitteleuropa bei Monitoringprojekten und in der Landschaftsplanung am weitesten verbreitete Methode zur Ermittlung von Brutvogeldichten (z.B. Baillie & Marchant 1992, van Dijk 1992, Flade & Schwarz 1996; Flade 1994 mit weiterer Literatur).

Die Effizienz der QRAK liegt bei den von uns untersuchten Arten durchschnittlich bei $101,5 \pm 13,5 \%$, die Effizienz für die Gesamtanzahl aller Vogelreviere bei über 90 %. Dabei zeigt sich die Methode stabil gegenüber dem Einfluss der Gesamtsiedlungsdichte der untersuchten Vogelarten (vgl. Landmann et al. 1994) und auch gegenüber unterschiedlich hohem Arbeitsaufwand in unterschiedlich strukturreichen Wiesenflächen (Kap. 2.2). Auch Unterschiede in den Siedlungsdichten zwischen einzelnen Rasterflächen werden von der QRAK für alle untersuchten Arten signifikant gleichsinnig abgebildet (Rangkorrelation). Die von uns ermittelten %-Übereinstimmungen zwischen QRAK und REK liegen damit durchaus im Bereich von Bearbeitervariabilitäten bei Anwendung der gleichen Feldmethode (für Revierkartierungen z.B. Berthold 1976: 28–30, Verner & Milne 1990).

Bisher liegt nur eine vergleichende Arbeit über die Effizienz der QRAK vor. Dabei fanden Landmann et al. (1994) 70–80 % Artenübereinstimmung und 55–60 % Territorienübereinstimmung, das allerdings in nur 3 isolierten Kulturlandrastern. Bei solchen kleinen, isolierten Untersuchungsflächen schlägt jedoch das Problem von Randlinieneffekten bzw. Randsiedlern verstärkt durch (z.B. Scherner 1981): randlich gelegene Reviere oder Registrierungen werden dabei den einzelnen Teilflächen unter Umständen falsch zugeordnet. Dies kann die Effizienzabschätzung auf kleinen isolierten Flächen wesentlich beeinträchtigen. So ermittelten wir für das Braunkehlchen in einzelnen Rasterflächen mit beiden Methoden durchaus unterschiedliche Siedlungsdichten (im Extremfall bis zu 50 %), aber bei der Betrachtung größerer Teilflächen wurden die Braunkehlchenbestände mittels QRAK mit etwa 85 % Genauigkeit erfasst (Abb. 2). Darüber hinaus konnte eine Rangkorrelation zeigen,

dass die mit beiden Methoden innerhalb eines Rasters ermittelten Braunkehlchendichten in engem positivem Zusammenhang stehen. Generalisierbare Rückschlüsse auf die Effizienz der QRAK scheinen uns daher erst in einer zusammenfassenden Auswertung mehrerer benachbarter Rasterflächen (unserer Erfahrung nach mindestens 4–6 Raster) möglich.

Die Anwendbarkeit der QRAK in reicher strukturierten Landschaften (Wälder, menschlicher Siedlungsraum) muss erst eingehender überprüft werden; hier kann man zweifellos die größten Zeiteinsparungen erwarten. Allerdings bleibt die Frage noch zu untersuchen, ob in solchem strukturreichen Gelände die Erfassungsgenauigkeit der QRAK nicht allzu stark zurückgeht. Man kann dies zwar aus allgemeinen Überlegungen erwarten (Scott & Ramsey 1981), die bisher vorgestellten Ergebnisse lassen jedoch noch keine endgültigen Schlüsse zu (Landmann et al. 1994 für Rasterkartierungen; Luder 1981 für die rationalisierte Revierkartierung).

Die von uns untersuchten Arten waren alle mehr oder weniger auffällig. Simultanregistrierungen waren damit sowohl akustisch als auch optisch (mit Ausnahme des Sumpfrohrsängers) häufig. Dies erleichterte eine präzise Zuordnung von benachbarten Revieren und die Ermittlung von Revierzahlen mittels QRAK. Allerdings fanden wir im erweiterten Untersuchungsgebiet auch bemerkenswert hohe Dichten von unauffälligen Arten (Berthold 1976, Bibby et al. 1995) wie Grauschnäpper, Sommer- und Wintergoldhähnchen (Pollheimer et al. 1998). Das kann als Hinweis darauf gesehen werden, dass auch sogenannte «Problemarten» mit der QRAK hinreichend gut erhoben werden können.

Schwierigkeiten in der Einschätzung von Siedlungsdichten ergaben sich allerdings bei Vogelarten, die sehr spät in ihre Brutgebiete zurückkehren (Sumpfrohrsänger; im erweiterten Untersuchungsgebiet auch Gelbspötter). Die Abgrenzung singender Durchzügler von revierhaltenden Vögeln ist bei wenigen Begegnungen schwierig, und erst mit den Mehrkontrollen bei der REK werden viele «potentielle Reviere» ausgeschieden. Wir empfehlen hier eine rigorose Auswertung der QRAK; so sollen

Reviere nur dann ausgewiesen werden, wenn zumindest zwei unabhängige Registrierungen in einem Raster erfolgten. Ansonsten droht die Gefahr, Bestände stark zu überschätzen (vgl. Tab. 3, Sumpfrohrsänger).

Eine Alternative zur QRAK bietet die «rationalisierte Revierkartierung» mit nur 3 Begehungen (Blana 1978, Luder 1981). Auch hier sind die zeitlichen Einsparungen beträchtlich (60–70 %) und die Erfassungsgenauigkeiten hoch (90–100 % Artübereinstimmung; 60–90 % Revierübereinstimmung). Der methodische Hauptunterschied zwischen der QRAK und der rationalisierten Revierkartierung liegt darin, dass bei der QRAK ein wesentlicher Teil der Zeiteinsparung durch kürzere Aufenthaltszeiten pro Flächeneinheit und Begehung zustande kommt, die Gesamtzahl der Begehungen mit 5 aber vergleichsweise hoch ist, während bei der rationalisierten Revierkartierung wenige Begehungen durchgeführt werden, aber pro Begehung der Zeitaufwand gleich hoch ist wie bei einer klassischen Revierkartierung. Der Vorteil der QRAK liegt unserer Meinung nach in der strengerer Abgrenzung von Durchzüglern durch zumindest 2 Registrierungen pro Flächeneinheit sowie der Möglichkeit, pro Begehung eine größere Fläche zu bearbeiten (Erhöhung des Stichprobenumfangs) und zufallsbedingte Zählfehler (z.B. nach längeren Schlechtwetterperioden, oder an besonders heißen Vormittagen; vgl. z.B. Berthold 1976, Bibby et al. 1995) zu korrigieren.

3.3. Anwendungsbereiche, Einsatzmöglichkeiten und methodische Probleme

Die QRAK ermöglicht eine rasche Ermittlung relativ genauer Siedlungsdichten von Brutvögeln auf größeren Untersuchungsflächen. Da bei der QRAK nicht nur revieranzeigende, sondern auch andere Verhaltensweisen notiert werden können (was bei REK schon aus Gründen des Platzangebotes auf einer Tageskarte nicht möglich ist), kann z.B. auch die Bedeutung von Flächen zur Nahrungssuche abgeschätzt werden (Bezzel & Utschick 1979). Dies ist in naturschutzorientierten sowie in konkreten landschaftsplanerischen Fragestellungen durchaus von großer Bedeutung.

Die Auswertung der Artkarten der REK gestaltet sich in der Praxis oft schwierig. Besonders bei dicht siedelnden Arten können Probleme bei der Zuordnung einzelner Beobachtungen zu durchaus divergierenden Ergebnissen führen (z.B. Verner & Milne 1990, Gnielka 1992, Bibby et al. 1995). Die Auswertung der QRAK kann dagegen meist sehr einfach durchgeführt werden. Die Originaldaten aus den Erhebungsbögen werden in Datenbankprogramme oder Tabellen eingegeben und dann für verschiedenste Fragestellungen flexibel weiterbearbeitet. So genügen meist zwei Registrierungen von revieranzeigendem Verhalten in einer Rasterfläche zur Revierabgrenzung; manchmal müssen jedoch die Originalkartierungsunterlagen genauer auf Simultanregistrierungen hin durchgesehen werden.

Bereits bei Einsatz rein qualitativer Rasterkartierungen ist es möglich, detaillierte Aussagen über Verteilungsmuster von Vogelarten (Schermer 1982) bzw. über Bestandsveränderungen (Wink 1980, Bezzel 1983) zu machen. Dabei ist vor allem der Umstand zu beachten, dass Rasterkarten umso mehr an Information bieten, je engmaschiger das gewählte Gitternetz ist, dass jedoch die Aussagekraft wieder stark abnimmt, sobald einzelne Arten Rasterfrequenzen von über 85 % erreichen (Bezzel 1983). Die QRAK bietet auch bei Rasterfrequenzen von an die 100 % die Möglichkeit, über die Dichteverteilungen bzw. über Abundanzvariationen ökologisch sinnvoll interpretierbare Daten zu liefern (Utschick 1984).

In der Darstellung der Ergebnisse der QRAK können Siedlungsdichten von Vögeln, aber auch Nahrungsreviere oder Rastplätze übersichtlich mit Hilfe unterschiedlicher Symbole in Gitterfeldern dargestellt werden (vgl. z.B. Bauer & Heine 1992, Lentner & Landmann 1994). Das sollte in landschaftsplanerischen Untersuchungen auch für die involvierten Behörden zu nachvollziehbareren und im wahren Sinn des Wortes anschaulicheren Ergebnissen führen, als sie mit anderen Methoden (Punkt- und Linientaxierungen; Bibby et al. 1995) der Bestandserfassung zu erzielen sind.

Schließlich können, bei gebotener Vorsicht, ornithologische Kennwerte unterschiedlich strukturierter Flächen mit einheitlichem Flä-

chenbezug, nämlich einer Rastereinheit, analysiert werden (z.B. Föger et al. 1998). Dies gestaltet sich bei einem Vergleich von Revierkartierungsergebnissen schwierig: werden die Untersuchungen in jeweils einheitlichen Habitattypen, jedoch mit unterschiedlicher Flächengröße ermittelt, sind flächenabhängige Parameter, wie z.B. Arten- und Individuenzahlen (z.B. Scherner 1981, Begon et al. 1990), aber auch aus diesen berechnete Faktoren, wie z.B. Diversitäten, nicht mehr oder nur noch unter Einsatz von Umrechnungsfaktoren (z.B. flächenbereinigte Abundanz, Bezzel 1982; Art-Areal-Kurven, Reichholf 1980) vergleichbar.

Durch die Kartierung von Vegetations- und Strukturparametern bzw. Landschaftstypen in den Rasterflächen, und im weiteren durch die Anwendung einfacher statistischer Verfahren sind konkrete Angaben zu Lebensraumanprüchen von Vogelarten möglich (z.B. Lentner & Landmann 1994). Es können also Habitatpräferenzen analysiert werden, ohne dabei, wie für die REK gefordert (Flade 1994, Bibby et al. 1995), auf homogene Untersuchungsflächen angewiesen zu sein. Solche dürften in der kleinräumig strukturierten mitteleuropäischen Kulturlandschaft ohnedies kaum noch in ausreichender Größe vorhanden sein.

Die bereits erwähnte Heterogenität unserer Kulturlandschaft stellt kleinflächige Siedlungsdichteuntersuchungen (REK) und anschließende Hochrechnungen von Vogelbeständen auf größere Flächen vor das Problem, dass minimale strukturelle Unterschiede zwischen den Probeflächen nicht erkannt werden und die Hochrechnungen so Fehler bis zu 50 % ergeben können (Landmann et al. 1994). Auf größeren, inhomogenen Flächen (5–10 km² sind pro Saison von einem Bearbeiter zu bewerkstelligen) können die durch die QRAK ermittelten Siedlungsdichten die Realität durchaus besser abbilden als Kleinflächenuntersuchungen und Hochrechnungen (Landmann et al. 1994).

Zwei bedeutende Fehlerquellen in der Anwendung der QRAK bedürfen in der Zukunft noch weiterer Untersuchungen und Lösungsansätze: Schwer begehbares Gelände (in unserem Fall tiefe Entwässerungsgräben) kann Abweichungen von den vorgesehenen U-Transek-

ten erzwingen. Bei sich daraus ergebenden Umwegen müssen die so entstehenden längeren Bearbeitungszeiten rasterbezogen korrigiert werden. Die zeit-räumliche Normierung kann auch Probleme bei der Distanzabschätzung (u.U. keine Nachkontrollen möglich) und damit der korrekten Zuweisung von singenden ♂ zu einzelnen Rasterflächen bereiten. Gehäufte Registrierungen eines Individuums an Rastergrenzen können zu systematischer (methodenimmanenter) Überschätzung der Bestände führen (vgl. Tab. 3). Probleme können sich weiters im reicher strukturierten Gelände durch die eingeschränkte Möglichkeit zur Zuordnung der Beobachtungen zu einzelnen Rasterflächen ergeben.

Die QRAK liefert bei großflächigen Untersuchungen in mäßig strukturiertem Gelände Ergebnisse von ausreichender Genauigkeit und ist einer rein qualitativen Erhebung bei gleichem Zeitaufwand immer vorzuziehen. Je nach Fragestellung, Anforderung an die Genauigkeit, Größe der Untersuchungsfläche und zur Verfügung stehender Zeit kann die QRAK die klassische Revierkartierung ersetzen, doch sind noch weitere Untersuchungen in reicher strukturierten Lebensräumen von Nöten.

Dank. Dr. C. Marti und zwei anonymen Gutachtern danken wir für die kritische Diskussion und viele wertvolle Anregungen zur Verbesserung des Manuskripts. Für die Bereitstellung der Vegetationskarten danken wir Herrn Dr. H. Faber. Ein Teil der Feldarbeit fand im Rahmen des Life-Projektes No. 95/A/A22/A/00377/Stk und 95/A21/A/00445/Stk statt.

Zusammenfassung

Revierkartierung und Rasterkartierung sind zwei gut etablierte und weitverbreitete Methoden der Brutvogelbestandserfassung. Die Revierkartierung ist in ihrer Anwendung bei weitem zeitaufwendiger, gilt dabei jedoch pro Flächeneinheit als die informativere der beiden Zählmethoden. Wir überprüften die Anwendbarkeit und Effizienz einer modifizierten quantitativen Rasterkartierung. Dafür wurde in der Brut-saison 1996 auf 125 ha einer inneralpinen Wiesenlandschaft im Ennstal (Steiermark, Österreich) der Brutbestand von 6 Wiesenvogelarten mit beiden Kartierungsmethoden erhoben. Die Revierkartierung (8 Begehungen) erfolgte nach den international üblichen Kriterien. Die quantitative Rasterkartierung

wurde auf der Basis von 6,25-ha-Rastern durchgeführt; dabei wurde jede Rasterfläche 5-mal entlang eines modifizierten U-förmigen Transektes so begangen, dass kein Punkt der Probefläche mehr als 50 m vom Bearbeiter entfernt war. Es zeigte sich, dass durch die Aufnahme von Detailinformation (vor allem Geschlecht, Alter und Verhalten; gleichzeitig singende ♂ innerhalb eines und in benachbarten Rastern) die Ergebnisse der Rasterkartierung im Vergleich mit der Revierkartierung bei einem Zeitaufwand von nur 30–40 % eine Effizienz von etwa 80–90 % erreichten. Anwendungsbereiche der quantitativen Rasterkartierung sowie Probleme bei der Feldarbeit und Auswertung werden diskutiert.

Literatur

- BAILLIE, S. R. & J. H. MARCHANT (1992): The use of breeding bird censuses to monitor common birds in Britain and Ireland – current practise and future prospects. *Vogelwelt* 113: 172–182.
- BAUER, H.-G. (1992): Kritische Bewertung der Methode der halbquantitativen Rasterkartierung im Hinblick auf ein langfristiges Brutvogelmonitoring. *Vogelwelt* 113: 223–230.
- BAUER, H.-G. & G. HEINE (1992): Die Entwicklung der Brutvogelbestände am Bodensee: Vergleich halbquantitativer Rasterkartierungen 1980/81 und 1990/91. *J. Ornithol.* 133: 1–22.
- BEGON, M., J. L. HARPER & C. R. TOWNSEND (1990): *Ecology: Individuals, Populations and Communities*. Blackwell, Oxford.
- BERTHOLD, P. (1976): Methoden der Bestandserfassung in der Ornithologie: Übersicht und kritische Betrachtung. *J. Ornithol.* 117: 1–69.
- BEZZEL, E. (1982): Vögel in der Kulturlandschaft. Ulmer, Stuttgart. – (1983): Zur Interpretation von Verteilungsmustern (Rasterkarten) bei Sommervögeln. *J. Ornithol.* 124: 47–63. – (1989): Die Vogelwelt des Murnauer Moores: Erfolgskontrolle der Ausweisung eines Naturschutzgebietes. *Schr.R. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz* 95: 61–78.
- BEZZEL, E. & F. LECHNER (1978): Die Vögel des Werdenfeller Landes. *Vogelkd. Bibliothek* 8. Kilda, Greven.
- BEZZEL, E., F. LECHNER & H. SCHÖPF (1983): Das Murnauer Moos und seine Vogelwelt. *Jb. Ver. Schutz Bergwelt* 48: 71–113.
- BEZZEL, E. & H. RANFTL (1974): Vogelwelt und Landschaftsplanung. *Tier und Umwelt* Heft 11/12. Kurth, Barmstedt.
- BEZZEL, E. & H. UTSCHIK (1979): Die Rasterkartierung von Sommervogelbeständen – Bedeutung und Grenzen. *J. Ornithol.* 120: 431–440.
- BIBBY, C. J. (1978): A heathland bird census. *Bird Study* 25: 87–96.
- BIBBY, C. J., N. D. BURGESS & D. A. HILL (1995): Methoden der Feldornithologie. Bestandserfassung in der Praxis. Neumann, Radebeul.
- BLAB, J., A. TERHARDT & K.-P. ZSIVANOVITS (1989): Tierwelt in der Zivilisationslandschaft. Teil 1: Raumeinbindung und Biotopnutzung bei Säugetieren und Vögeln im Drachenfelder Ländchen. Kilda, Greven.
- BLANA, H. (1978): Die Bedeutung der Landschaftsstruktur für die Vogelwelt. Modell einer ornithologischen Landschaftsbewertung. *Beitr. Avifauna Rheinland* 12. Kilda, Greven. – (1980): Rasterkartierung und Bestandsdichteerfassung von Brutvögeln als Grundlage für die Landschaftsplanung – ein Vergleich beider Methoden im selben Untersuchungsgebiet. S. 32–54 in: H. OELKE (Hrsg.): *Bird census work and nature conservation. Proc. 6. Internat. Congr. Bird Census Work*, Göttingen 1979. Dachverband Deutscher Avifaunisten DDA.
- BÖLSCHER, B. (1988): Zur Habitatwahl der Vogelarten nordwestdeutscher Hochmoorbiotope – Ein Beitrag zur Landschaftsbewertung. *Braunsch. naturkd. Schr.* 3: 29–119.
- BORTZ, J., G. A. LIENERT & K. BOEHNEKE (1990): *Verteilungsfreie Methoden in der Biostatistik*. Springer, Berlin.
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW-Verlag, Eching.
- FLADE, M. & J. SCHWARZ (1996): Stand und aktuelle Zwischenergebnisse des DDA-Monitoringprogramms. *Vogelwelt* 117: 235–248.
- FÖGER, M., J. POLLHEIMER & M. POLLHEIMER (1996): Das Wörschacher Moos – Ein inneralpines Moor als national bedeutendes Brutgebiet für Wasservögel. *Vogelkd. Nachrichten Ostösterreich* 7: 105–111.
- FÖGER, M., M. POLLHEIMER & J. POLLHEIMER (1998): The importance of extensive meadows for bird protection in alpine valleys – a case study. *Biol. Cons. Fauna* 102: in Druck.
- GNIELKA, R. (1992): Möglichkeiten und Grenzen der Revierkartierungsmethode. *Vogelwelt* 113: 231–240.
- KOSKIMIES, P. & R. A. VÄISÄNEN (1991): *Monitoring Bird Populations: a Manual of Methods applied in Finland*. Finnish Museum of Natural History, Helsinki.
- LANDMANN, A., A. GRÜLL, P. SACKL & A. RANNER (1990): Bedeutung und Einsatz von Bestandserfassungen in der Feldornithologie: Ziele, Chancen, Probleme und Stand der Anwendung in Österreich. *Egretta* 33: 11–50.
- LANDMANN, A., R. LENTNER & C. BÖHM (1994): Estimating songbird numbers by grid mapping? A methodological comparison. S. 513–523 in: E. J. M. HAGEMEIJER & T. J. VERSTRAEL (Hrsg.): *Bird numbers 1992. Distribution, monitoring and ecological aspects. Proceedings of the 12th International Conference of IBCC and EOAC*. Noordwijkerhout, The Netherlands. Statistics Netherlands, Voorburg/Heerlen & SOVON, Beek-Ubbergen.
- LENTNER, R. & A. LANDMANN (1994): Vogelwelt und Struktur der Kulturlandschaft: räumliche und

- saisonale Muster. Berichte des Naturwissenschaftlich-Medizinischen Vereins in Innsbruck (Supplementum 12). Universitätsverlag Wagner, Innsbruck.
- LUDER, R. (1981): Qualitative und quantitative Untersuchung der Avifauna als Grundlage für die ökologische Landschaftsplanung im Berggebiet. *Ornithol. Beob.* 78: 137–192.
- MÄRKI, H. (1977): Rasterkartierung als Grundlagenbereitstellung für die Raumplanung. *Ornithol. Beob.* 74: 104–110.
- MATTHÄUS, G. (1992): Vögel – Hinweise zur Erfassung und Bewertung im Rahmen landschaftsökologischer Planungen. S. 27–38 in: J. TRAUTNER (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. J. Margraf, Weikersheim.
- MAYER, G. (1977): Ökologische Bewertung des Raumes Linz-Enns nach dem Bestand an Vogelarten. *Natur und Landschaftsschutz in Oberösterreich* 4: 1–104.
- OELKE, H. (1980): Quantitative Untersuchungen-Siedlungsdichte. S. 34–45 in: P. BERTHOLD, E. BEZZEL & G. THIELCKE (Hrsg.): Praktische Vogelkunde. Kilda, Greven. – (1981): Limitations of the Mapping Method. *Stud. Avian Biology* 6: 114–118.
- POLLHEIMER, J. & M. POLLHEIMER (1998): Auswirkung von Struktur und Bewirtschaftungsform eines Grünlandgebietes im steirischen Ennstal auf Vorkommen und Siedlungsdichte ausgewählter Brutvögel. *Mitt. Landesmus. Joanneum Zool.* 51: 7–14.
- POLLHEIMER, M., J. POLLHEIMER & M. FÖGER (1998): Die Brutvögel des Wörschacher Moores und seiner angrenzenden Kulturlandflächen – Vorkommen, Bestand und Lebensräume. *Vogelkdl. Nachrichten Ostösterreich* 9: 77–84.
- Projektgruppe «Ornithologie und Landschaftsplanung» der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft (1995): Qualitätsstandards für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in raumbedeutsamen Planungen.
- RALPH, C. J. & J. M. SCOTT (eds) (1981): Estimating numbers of terrestrial birds. *Stud. Avian Biology* 6. Cooper Ornithol. Society, Lawrence.
- REICHOLF, J. (1980): Die Arten-Areal-Kurve bei Vögeln in Mitteleuropa. *Anz. ornithol. Ges. Bayern* 19: 13–26.
- SACKL, P. & O. SAMWALD (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. *austria medien service*, Graz.
- SACKL, P. & L. ZECHNER (1995): Steirisches Ennstal. S. 358–366 in: M. DVORAK & E. KARNER (Hrsg.): Important Bird Areas in Österreich. Umweltbundesamt, Wien.
- SACHS, L. (1997): Angewandte Statistik. Anwendung statistischer Methoden. Springer, Berlin.
- SCHERNER, E. R. (1981): Die Flächengröße als Fehlerquelle bei Brutvogel-Bestandsaufnahmen. *Ökol. Vögel* 3: 145–175. – (1982): Verteilungsmuster brütender Sperlingsvögel (Passeriformes) im Zentralsolling (Rasterkartierung). *Vogelwelt* 103: 41–61.
- SCHERZINGER, W. (1985): Die Vogelwelt der Urwaldgebiete im Inneren Bayerischen Wald. *Schr.R. Nationalpark Bayer. Wald* 12: 1–188.
- SCHUSTER, S. (1982): Rasterkartierung Bodensee – eine halbquantitative Brutvogelbestandsaufnahme. *Vogelwelt* 103: 24–31. – (1986): Quantitative Brutvogelbestandsaufnahmen im Bodenseegebiet 1980 und 1985. *J. Ornithol.* 127: 439–445.
- SCHUSTER, S., V. BLUM, H. JACOBY, G. KNÖTSCH, H. LEUZINGER, M. SCHNEIDER, E. SEITZ & P. WILLI (1983): Die Vögel des Bodenseegebietes. *Ornithol. Arbeitsgem. Bodensee, Konstanz*.
- SCOTT, J. M. & F. L. RAMSEY (1981): Length of count period as a possible source of bias in estimating bird densities. *Stud. Avian Biology* 6: 409–413.
- SOKAL, R. R. & F. J. ROHLF (1995): Biometry. Freeman, New York.
- TOMIALOJC, L. (1980): The combined version of the mapping method. S. 92–106 in: H. OELKE (Hrsg.): Bird census work and nature conservation. *Proc. 6. Internat. Congr. Bird Census Work*, Göttingen 1979. Dachverband Deutscher Avifaunisten DDA.
- UDVARDY, M. D. F. (1981): An overview of grid-based atlas works in ornithology. *Stud. Avian Biology* 6: 103–109.
- UTSCHICK, H. (1978): Zur ökologischen Einnischung von 4 Laubsängerarten im Murnauer Moos. *Anz. ornithol. Ges. Bayern* 17: 209–224. – (1984): Rasterkartierung von Sommervogelbeständen zur Nutzung der Bioindikation häufiger Vogelarten. *J. Ornithol.* 125: 39–57.
- VAN DIJK, A. J. (1992): The Breeding bird monitoring programme of SOVON in The Netherlands. *Vogelwelt* 113: 197–209.
- VERNER, J. (1985): Assessment of counting techniques. *Current Ornithol.* 2: 247–302.
- VERNER, J. & K. A. MILNE (1990): Analyst and observer variability in density estimates from spot mapping. *Condor* 92: 313–325.
- WINK, M. (1980): Aussagemöglichkeit der Rasterkartierung für langfristige und großflächige Brutvogel-Bestandsveränderungen: Ergebnisse im Großraum Bonn 1974–1978. *J. Ornithol.* 121: 245–256.

Manuskript eingegangen 17. August 1998
Revidierte Fassung angenommen 7. Dezember 1998