

Aus dem Zoologischen Institut der Universität Basel
und der Schweizerischen Vogelwarte Sempach

Siedlungsdichte und Raumnutzung des Baumpiepers *Anthus trivialis* im inselartig verteilten Habitat des aargauischen Reusstals

Roland Meury

Der Lebensraum des Baumpiepers und anderer Vogelarten der offenen Landschaft erfuhr in den letzten Jahrhunderten dank Rodungen und der landwirtschaftlichen Bodennutzung eine starke Ausdehnung. Im Zuge der Intensivierung und Technisierung der Landwirtschaft in den letzten Jahrzehnten (Ewald 1978) ist der Bestand dieser Vogelart im Schweizerischen Mittelland jedoch stark zurückgegangen. Ähnliche Rückgänge zeigen viele andere Arten der «Roten Liste» (Biber 1984, Bruderer & Thönen 1977, Bruderer & Luder 1982). Die für die Avifauna wichtigsten Veränderungen sind Eingriffe bei Meliorationen (Absenkung des Grundwasserspiegels, Aufschüttungen), Flurbereinigungen (Landumlegung, Aussiedlerhöfe, Wegbau, Entfernung von Hecken/Bäumen/Büschen), Reduktion des Feldobstbaus (Obstbaumfällaktion, Intensivobstbau, Baulanderschliessung), vermehrte Nährstoffzufuhr (Einsatz von Kunstdünger und Klärschlamm), Einsatz von Bioziden (Pflanzenschutzmittel, chemische Unkrautbekämpfung) (Blaszyk 1966, Wildermuth 1980, Zenker 1982). Die Auswirkungen dieser Umwandlungen auf die Abundanz und die Zahl der Brutvogelarten wurden verschiedentlich beschrieben (Bezzel 1982, Biber 1984, Fuchs 1979 und 1982, Ritter 1980, Schifferli 1981, Schifferli et al. 1985).

In der Montanstufe noch weit verbreitet (Glutz & Bauer 1985), brütet der Baumpieper im Tiefland des Schweizerischen Mittellandes nur noch in Riedwiesen (Fuchs 1979,

Schifferli 1981). Die früher zur Streugewinnung genutzten feuchten Vegetationsflächen kommen heute nur noch verstreut inmitten intensiv genutzter Kulturlandflächen vor, was eine entsprechende Verteilung des Baumpiepers zur Folge hat. Die vorliegende Arbeit liefert einen Beitrag zur Aufklärung der Überlebensstrategien einer Brutpopulation in einem gesamthaft suboptimalen bis pessimalen Brutgebiet.

Für die Untersuchung wählte ich auf Anregung der Schweizerischen Vogelwarte eine Baumpieperpopulation im aargauischen Reusstal. Als Folge der massiven landwirtschaftlichen Eingriffe reduzierte sich diese Population auf einen kleinen Restbestand (Fuchs 1979 und 1982). Ihre Verteilung ist an Reservate gekoppelt, die zur Erhaltung kleiner Streuwiesenbestände errichtet wurden. Während 4 Brutsaisons wurde eine Teilpopulation von rund 40 individuell markierten Brutpaaren intensiv beobachtet. Die ganze Reusstalpopulation zählte etwa 65 Paare und war auf ein Gebiet von rund 27 km² verstreut. Als Vergleichsbasis bieten sich die Ergebnisse aus einer zusammenhängenden und ebenfalls farbig markierten Population Nordbelgiens an (van Hecke 1979, 1981).

Zur Raumnutzung des Baumpiepers gibt es ausserdem Publikationen zur Monotopbeschaffenheit (von der Decken 1972) und zur Habitatselektion im Reb Gelände (Blankenagel & Seitz 1985) resp. in verschiedenen Waldbiotopen (Loske 1985). Gewonnen an unberingten Populationen, lassen

diese Daten zwar Aussagen zur Habitatwahl und dadurch Rückschlüsse auf die Monotopbeschaffenheit des Baumpiepers zu, nicht aber eine Gewichtung der verschiedenen Raumelemente. Erst die neuesten Untersuchungen Loskes (1987) über Habitatwahl und Ethologie einer beringten Baumpieperpopulation Mittelwestfalens (BRD) erlauben eine Gewichtung verschiedener Strukturelemente. Es ist ein Ziel dieser Arbeit, im Vergleich mit diesen Daten Vorkommen und Nutzung verschiedener Raumelemente im Reusstal zu bewerten.

Dank. Die vorliegende Arbeit wurde durch den Schweizerischen Nationalfonds (Gesuch Nr. 3.161-0.81) und die Schweizerische Vogelwarte Sempach finanziert. Sie stellt einen Teil meiner Dissertation (Meury 1989) unter der Leitung von Prof. Dr. S. C. Stearns (Universität Basel) und PD Dr. B. Bruderer (Universität Basel und Schweizerische Vogelwarte Sempach) dar, denen ich an dieser Stelle für ihre Anregungen danken möchte. Dem früheren Leiter der Schweizerischen Vogelwarte, Dr. E. Fuchs danke ich für die Ausarbeitung der Thematik. Ohne die grosse ideelle und materielle Unterstützung durch Dr. N. Zbinden und Dr. H. P. Pfister (Schweizerische Vogelwarte) wäre diese Arbeit nicht durchführbar gewesen. Ihnen möchte ich einen besonderen Dank aussprechen, wie meinem Studienkameraden M. Jenny, der mich im Untersuchungsgebiet und bei der Durchsicht des Manuskripts tatkräftig unterstützte. Dr. T. Eglof führte mich in die Bestimmung der Vegetationstypen der Riedgebiete und P. Wiprächtiger in den Vogelfang mit Japannetzen ein, T. Rebmann half in den ersten beiden Jahren bei der Suche nach den singenden ♂, U. Schaffner half mir 1983 beim Fang der Baumpieper, Frau Dr. M. Impekoven besorgte die englische Übersetzung der Zusammenfassung, R. Seiler half bei der Gestaltung der Abbildungen, Dr. L. Schifferli und Dr. L. Jenni lasen das Manuskript kritisch durch, und Dr. C. Marti half bei der Endredaktion: ihnen allen möchte ich herzlich danken. Speziell danken möchte ich Herrn K. Kägi für seinen grossen Einsatz im Feld. Schliesslich bedanke ich mich bei den zuständigen Behörden und Betreuern des Untersuchungsgebiets für die mir gewährte Gastfreundschaft und für das Vertrauen: Dr. R. Maurer, Leiter der Sektion Natur+Landschaft im Baudepartement des Kantons Aargau, P. Brož Leiter des Zieglerhauses in Rottenschwil und seinen Mitarbeitern, den Jagdaufsehern und Pächtern im aargauischen Reusstal und den Gemeinderätinnen und Gemeinderäten von Maschwanden (ZG), Obfelden (ZH) und Ottenbach (ZH).

1. Untersuchungsgebiet und Methode

1.1. Das Untersuchungsgebiet

1.1.1. Lage, Grösse, Topographie

Das Untersuchungsgebiet liegt im Schweizerischen Mittelland in der Reussebene zwischen Rottenschwil im Norden (47°19'N/8°22'E) und Mühlau im Süden (47°14'N/8°23'E). Zwischen 380 und 390 m ü.M. liegend, ist die N-S-gerichtete Talsohle auf ihrer ganzen Länge 1,5–2,5 km breit. Begrenzt wird die Untersuchungsebene durch die am Hang ca. 20 m höher liegenden Kantonsstrassen Rottenschwil–Mühlau im W und Unterlunkhofen–Maschwanden im E, dazu durch die Verbindungsstrassen Rottenschwil–Unterlunkhofen im N und Mühlau–Maschwanden im S. Die intensiv untersuchte Fläche umfasst den ganzen aargauischen Teil des Untersuchungsgebietes und ist rund 2125 ha gross. Zusätzlich, aber weniger eingehend wurde die etwa 550 ha grosse Talsohle östlich der Reuss in den Kantonen Zürich und Zug zwischen Jonen und Maschwanden untersucht. Die gesamte untersuchte Fläche hatte somit eine Ausdehnung von knapp 2700 ha (Abb. 1).

1.1.2. Klima

Die nächste Wetterstation (in Betrieb bis 1980) in Muri zeigte eine mittlere Jahrestemperatur von 8,0°C mit einem Januar-mittel von -1°C und einem Julimittel von 18°C. Die mittlere frostfreie Zeit, die für das Pflanzenwachstum wichtig ist, dauert 6–7 Monate. Die Niederschlagsmenge beträgt jährlich rund 110 cm, bei 130–140 Regentagen, mit Maxima im Juni, Juli und August (Wullschleger 1975). Diese Werte stimmen grob mit den Werten der Wetterstationen Luzern und Wynau überein. Die Wetterstation Luzern (Mittlere Temperatur 8,3°C, Januar-mittel: -0,7°C, Julimittel: 17,4°C; jährliche Niederschlagsmenge: 115 cm) liegt auf 456 m ü.M. und ca. 25 km SSW vom Zentrum des Untersuchungsgebiets. Die Wetterstation Wynau (Durchschnittliche Jahrestemperatur: 7,7°C, Januarmit-

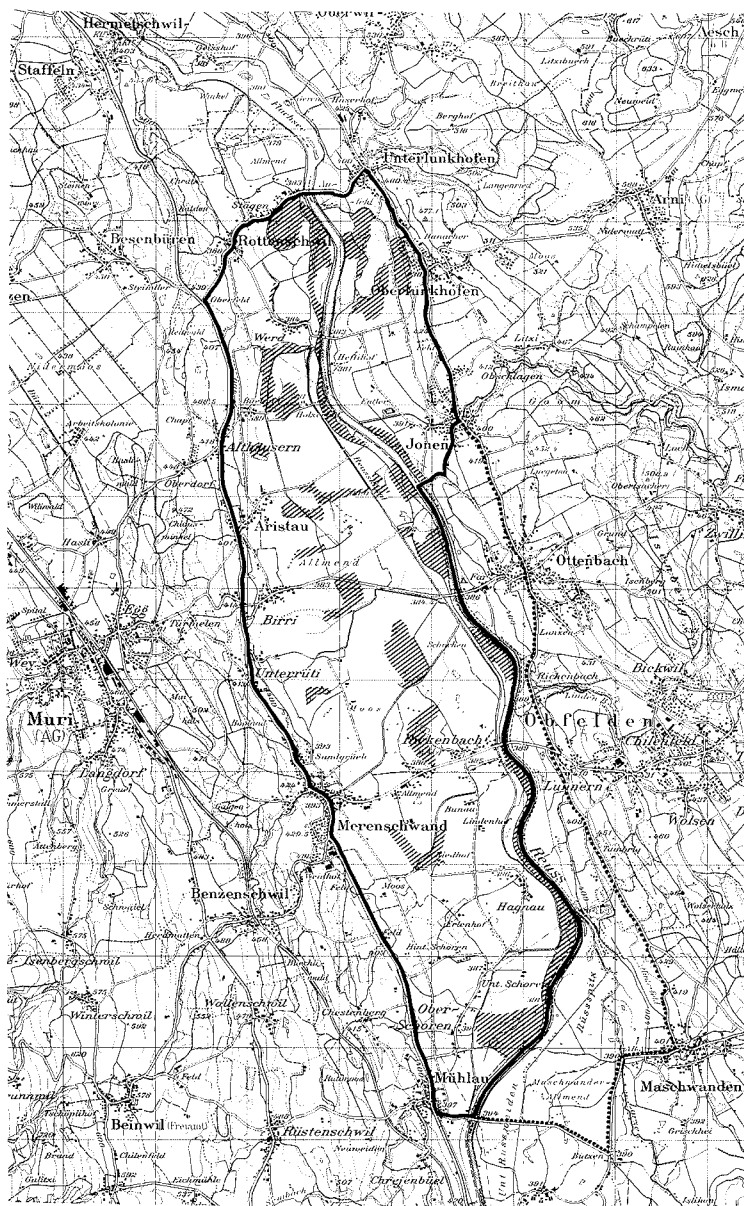


Abb.1. Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes. Mit Linie abgegrenzt: intensiv untersuchtes Gebiet; punktierte Linie = Grenze des extensiv untersuchten Gebiets; schraffiert: Naturschutzgebiete mit den Umrissen für 1985. Reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopographie vom 27. 1. 1989.
 – The study area. Line: the main study area; dotted line: extensively studied area; hatching: nature reserves with the boundaries in 1985.



Abb. 2. Das Naturschutzgebiet Burenholz bei Birri: Riedfläche anfangs Mai 1985. (Alle Landschaftsaufnahmen R. Meury). – *The nature reserve Burenholz E of Birri: Marshland in the beginning of May 1985.*

tel: $-1,2^{\circ}\text{C}$, Julimittel: $16,7^{\circ}\text{C}$; jährliche Niederschlagsmenge: ca. 105 cm) liegt auf 422 m ü.M. und ca. 45 km W vom Zentrum des Untersuchungsgebiets.

Eine mikroklimatische Eigenheit des Reusstales besteht darin, dass selbst im Hochsommer in den frühen Morgenstunden in den Senken regelmässig Nebel liegt. Dadurch setzt der morgendliche Temperaturanstieg später ein als in der Umgebung, und die relative Luftfeuchtigkeit fällt innerhalb einer Stunde von über 95 % auf unter 60 %. Nebelfrei sind Morgen mit Niederschlag, mit genügender Windströmung oder bei Austrocknung im Zusammenhang mit einer Föhnlage (Hegelbach 1984).

1.1.3. Bodenbeschaffenheit

Die zwischen moräneüberdeckten Molassehügeln eingebettete Reussebene besteht zum grossen Teil aus jungen Alluvialböden

und fluvioglazialen Schottern. Entsprechend findet man ein Mosaik von Bodentypen, das von tiefgründiger Braunerde bis zur jungen Fluvisole reicht (Imhof 1965). Die alluviale Oberschicht setzt sich im Tal aus Lehmen und Tonen zusammen, die zum grössten Teil von der Reuss abgelagert wurden (Suter 1959). Der Grundwasserspiegel ist hoch und der Standort feucht bis nass. Die bis ins 18. Jahrhundert mäandrierende Reuss (Riediger 1722, Schneider & Kyburz 1807, beide in Grünig 1988) und die häufigen, verheerenden Überschwemmungen erlaubten eine Besiedlung der Talebene durch den Menschen nur auf den Schotterterrassen.

1.1.4. Die Reusstalsanierung

Im Jahre 1969 wurde in einer Volksabstimmung die Reusstalsanierung formell gutgeheissen (Kessler & Maurer 1979). Diese



Abb. 3. Eine intensiv genutzte Landwirtschaftsfläche bei Hagnau anfangs Mai 1985. – *Intensively cultivated farmland at Hagnau, beginning of May, 1985.*

Landschaft von nationaler Bedeutung (BLN-Objekt 1305) wurde vor der totalen Urbarmachung durch die ebenfalls im Gesetz verankerte Ausscheidung von 30 Reservaten mit einer Grundfläche von 280ha bewahrt (Kessler 1976). Die Sanierungsmassnahmen wurden in den siebziger Jahren begonnen und dauern heute noch an. So erfolgten während der Dauer dieser Arbeit im Untersuchungsgebiet immer wieder kleinere Veränderungen bei der Gestaltung der Naturschutzgebiete und beim Hecken- und Baumbestand in der Landwirtschaftszone.

Im intensiv untersuchten aargauischen Teil des Untersuchungsgebietes, der knapp die Hälfte des Reusstalsanierungsperimeters ausmacht, liegen 26 Naturschutzgebiete mit einer Gesamtfläche von rund 220ha. Dazu kommen rund 150ha im extensiv untersuchten Gebiet östlich der Reuss zwischen Jonen und Maschwanden. Für das

ganze Untersuchungsgebiet beträgt der Anteil an naturnahen Reservatflächen etwa 14%.

1.1.5. Vegetation

Naturschutzgebiete: Durch das Vorkommen von Wald, Hecken, Einzelbäumen und vor allem von Riedwiesen heben sich die Naturschutzgebiete deutlich vom umgebenden Kulturland ab. Von der ursprünglichen Dauergesellschaft, dem Weiden-Erlen-Auenwald, sind nur kleinste Reste übriggeblieben. Die trockengelegten Waldstandorte sind mit Fichten aufgeforstet worden. Erst seit wenigen Jahren werden wieder standortgerechte Aufforstungen durchgeführt und vermehrt Hecken gepflanzt, um der durch die intensive Bewirtschaftung verursachten Verarmung an Strukturelementen entgegenzuwirken. Als Einzelbäume kommen Eichen, Erlen, Pap-

peln und Weiden vor. Die Hauptelemente der Reservate sind Riedflächen (Abb. 2). Sie sind nur noch als kleiner Restbestand der früher typischen, durch die regelmässigen Überschwemmungen entstandenen Vegetation feuchter Standorte vorhanden (Kessler 1976, Fuchs 1982). Noch ist die gesamte Verlandungssukzession anzutreffen. Ungewiss ist jedoch, wie sich die Drainage und die Düngung der umliegenden Kulturlächen auswirken werden (Wildermuth 1980). Die Pflanzengesellschaften des *Caricetum* (Seggenried) und *Phragmitetum* (Röhricht), charakteristisch für die feuchten Standorte, sind nur noch spärlich vorhanden. Besenried (*Molinietum*) und Hochstaudenried bilden die Hauptanteile der heutigen Riedflächen. Diese werden jeweils vorwiegend im Herbst, aber z.T. auch erst im Frühjahr zur Streugewinnung gemäht.

Kulturland: Im ganzen Tal wurde die Landwirtschaft stark intensiviert (Ritter 1980, Hegelbach 1984, Jenny in Vorb.). Die Parzellen wurden drastisch vergrössert (Abb. 3). Damit wurde die Landschaftsstruktur monotoner und die Planbearbeitung mit Pestiziden gefördert, und der Düngerverbrauch und die mechanische Bearbeitung nahmen zu. Der Ackerbauanteil, insbesondere der Maisanbau, wurde gesteigert (Ritter 1980, Fuchs 1982). Die Fettwiesen werden zur Frischfütterung bereits Ende April gemäht. Zur Heugewinnung wird so früh wie möglich gemäht, nämlich wenn es die Witterung erlaubt bereits von der 2. Maihälfte an, und anschliessend bis im August jeweils mindestens einmal im Monat (Jenny in Vorb.). Neben dem Naturschutzgebiet Oberschoren bei Mühlau beispielsweise war die Mahd der Heuwiesen, die in der Siloverbotszone liegen, im Jahre 1982 am 1. Juni, 1983 am 28. Mai, 1984 am 9. Juni und 1985 am 25. Mai abgeschlossen.

Extensiv bewirtschaftete Zonen: Zu den wenigen im Tal noch extensiv bewirtschafteten Zonen zählen die Böschungen der Entwässerungskanäle und die den Reservaten zugewandte Böschung des Reussdammes. Erstere wurden auf ihrer ganzen Län-

ge unregelmässig mit Sträuchern und Bäumchen bepflanzt oder gar teilweise aufgeforstet (Abb. 4). Die magere Bodenvegetation wird einmal jährlich, vornehmlich im Juli und August, gemäht. Die Dammvegetation wird verpachtet und auf beiden Seiten vielfach schon Ende Mai gemäht. Das Düngeverbot für die den Reservaten zugekehrte Böschung bewirkt für diese Mähwiesen eine eindeutige Strukturbereicherung verglichen mit den gedüngten Fettwiesen der anderen Dammseite.

1.2. Material und Methode

1.2.1. Zeitaufwand und Jahresschwerpunkte

Für die vorliegende Arbeit konnten zwischen 1982 und 1985 4 vollständige Brutperioden verwendet werden, wobei die erste Brutsaison eher Pilotcharakter hatte. Die Feldarbeit erstreckte sich jeweils von Mitte April bis Ende August, ausser 1985, als wegen der früheren Ankunft der Baumpieper aus dem Winterquartier schon am 30. März mit der Beobachtung im Untersuchungsgebiet begonnen wurde. Durchschnittlich wurden pro Tag 12h im Felde verbracht, und nur an Sonntagen (exponierte Lage der Naturschutzgebiete, sehr viele Wanderer) und bei starkem Regen wurde nicht gearbeitet. Die Daten stützen sich auf rund 4700 Stunden Feldarbeit.

Die Bestandserfassung und die Beringung der Revierhalter wurden wegen der kurzen allgemeinen Singphase der ♂ rund 3 Wochen nach deren Ankunft abgeschlossen. Danach mussten die Nester rasch gefunden und die Aktionsräume bestimmt werden, da die Paare während der Bebrütungszeit der Eier kaum auffindbar waren.

1.2.2. Fang und Farbmarkierung

Vor der Brutzeit arbeitete ich mit rund 15 Japannetzen, die ich im offenen Feld zwischen zwei Singwarten oder zwischen Warte und beobachtetem Nahrungsplatz in einem rechten Winkel zueinander aufstellte. Die 9m-Netze waren einzeln zwischen zwei



Abb. 4. Kanalböschung mit Büschen zwischen Mais-Monokulturen bei Aristau im Juli 1985. – *Main drainage canal with bushes surrounded by fields, E of Aristau in July 1985.*

250cm hohen Bambusstangen gespannt, was eine rasche Verschiebung der Netze und so eine rasche Anpassung an die im Laufe des Tages veränderte Raumnutzung der zu fangenden Individuen erlaubte. Oft wurden sie in die nähere Umgebung der Netze gelenkt, wo sie in diese hinein getrieben wurden; allerdings erst, wenn ihre Entfernung zum Netz 1–6m betrug, da der Baumpieper beim Auffliegen schnell an Höhe gewinnt. Das kreuzweise Aufstellen der Netze vereitelte das Umfliegen. Um die Flora und Fauna zu schonen, durfte diese aktive Fangmethode nur bei sehr niedriger (ca. 5cm) und übersichtlicher Vegetation, wie sie in Riedgebieten im April noch anzutreffen war, angewendet werden. Das durchschnittliche Ergebnis waren 4,1 gefangene Individuen pro 10 Fangstunden. Starker Wind oder Regen verunmöglichten das Fangen mit Netzen. Der Einsatz von Baumpiepergesang ab Tonband wirkte nur

zu Beginn der Revierbesetzung auf die erregt singenden ♂.

Die Mehrzahl der zu diesem Zeitpunkt gefangenen Individuen waren ♂. Nie wurde ein Revier als Folge dieser Fangtätigkeit aufgegeben. Offen bleibt das Ausmass der Störung auf die ♀: zum Fangzeitpunkt war mir der Stand ihrer Revier- und Paarbindung noch nicht bekannt. Viele konnte ich erst wieder zur Nestlingszeit identifizieren.

Während der Nestbau- und Bebrütungszeit wurde wegen der (Zer)störungsgefahr für die Gelege auf Fangversuche verzichtet. Während der Nestlingszeit dagegen wurden die noch unberingten Altvögel am Nest beim Füttern gefangen (Bub 1974). Drei Japannetze um das Nest und ein weiteres zwischen Nest und Warte brachten schnellen und sicheren Erfolg. Zu Brutverlusten kam es mit dieser Fangmethode nie.

Alle Fänglinge und Nestlinge wurden mit nummerierten Aluminiumringen der Schwei-

zerischen Vogelwarte Sempach gekennzeichnet. Zusätzlich wurden 3 farbige Celluloidringe zur individuellen Markierung verwendet (Bezugsquelle: A.C.Hughes Ltd., Middlesex, England). Jedem Jahr wies ich eine bestimmte Farbe zu; dieser Ring wurde immer zusammen mit dem Aluminiumring am gleichen Lauf angebracht. Ich stellte keinen Verlust von Ringen fest. Ein Problem entstand aber manchmal durch das Verblassen der Farben nach einigen Jahren bei der Unterscheidung von grün/blau, weiss/gelb oder rot/violett.

Die Nestlinge beringte ich zwischen dem 5. und dem 8. Lebenstag. Nicht selten verlassen nämlich über 8 Tage alte Nestlinge bei einer Störung das Nest. Die Nestlinge wurden ab 1984 individuell gekennzeichnet.

1.2.3. Gebietskontrolle und Nestersuche

Zu Beginn der Brutzeit wurde das Untersuchungsgebiet systematisch nach singenden ♂ abgesucht. Da sie zu dieser Zeit sehr gesangsaktiv und bei Windstille aus mindestens 500 m Entfernung zu hören waren, konnte ich in etwa 2 Wochen einen Überblick über ihre Standorte gewinnen. Die wenigen Waldränder, Hecken, Einzelbäume und Aufforstungen, als Warten elementare Requisiten des Baumpiepermonotops, konnten allesamt in der kurzen Zeit höchster Gesangsaktivität nach der Ankunft aus dem Winterquartier kontrolliert werden. Waren die Revierstandorte lokalisiert, wurden diese durchschnittlich jeden 4. Tag, spätestens jedoch nach 6 Tagen kontrolliert. Die übrigen, nicht besiedelten Gebiete mit Wartenangebot wurden durchschnittlich jeden 12. Tag und spätestens nach 15 Tagen kontrolliert. Auf diese Weise hatte ich, gestützt durch die individuelle Kennzeichnung, zu jeder Zeit eine gute Übersicht über die Biotopwahl der Population.

Bei jeder Revierkontrolle versuchte ich den Stand des Brutgeschäftes zu eruieren. Dazu bewegte ich mich auffällig im gesam-

ten Revier, um den Revierhalter und sein ♀ zu einer Reaktion zu provozieren, die mir den Stand des Brutgeschäftes anzeigten. Deutete ein Warnen auf eine Brut, versuchte ich den Neststandort zu lokalisieren. Dies gelang mir in der Regel erst zur Nestlingszeit. Die aktive Nestersuche in der Brutungszeit war wegen des äusserst diskreten Verhaltens der Altvögel unergiebig, und die sehr strukturreiche heranwachsende Vegetation mit den unzähligen Nistmöglichkeiten machte ein systematisches Absuchen zeitraubend und für die Brut risikoreich. Fast alle Gelegefunde waren Zufälle.

Für jedes Revier setzte ich bei jeder Kontrolle im Minimum 45 min ein, da die ♀ in der Nestlingszeit nur selten und nur bei ganz jungen Nestlingen länger als eine halbe Stunde vom Nest weg oder auf dem Nest hudernd verbrachten.

Waren fütternde Altvögel einmal entdeckt, benötigte ich bis zum Auffinden des Nestes jeweils mehrere Stunden. In den meisten Fällen musste ich mich entweder weit von der Nestumgebung in Deckung begeben oder aus dem Tarnzelt heraus beobachten. Je nach Alter der Nestlinge und je nach Tageszeit verging nicht selten bis zu einer Stunde, bis sich die Vögel wieder beruhigt hatten und sich sicher fühlten. Nach der Fütterung markierte ich die beobachteten Ein- und Ausflugstellen in die und aus der Vegetation mit an einem herausragenden Halm angebrachter weisser Gaze und begab mich wieder in Deckung. Oft war es nötig, den Beobachtungsort zu wechseln, um einen anderen Einblickswinkel zur Nestumgebung zu bekommen. Nach 5–10 Fütterungen war der Neststandort eingekreist, und die systematische Absuche der Vegetation konnte beginnen. Es zeigte sich, dass die Altvögel fast immer weite Strecken (bis 20 m) am Boden zum Nest gingen und auch nicht immer direkt vom Nest aufflogen (s. auch Loske 1987b).

Manchmal konnte ich bei guter Übersicht und nicht zu dichter Vegetation eine einfachere Methode anwenden. Ich berechnete bei 3 Fütterungen die Zeit zwischen Ein- und Ausflug. Bei einer folgenden Füt-

terung, wenn beide Eltern gleichzeitig ans Nest gingen, oder wenn der zweite Vogel bei der Nahrungssuche war, eilte ich zur errechneten Fütterungszeit in die Nestumgebung. So gelang es mir nicht selten, trotz der ständigen Übernahme von Wachfunktionen durch das ♂ (Loske 1987b), die Eltern direkt am Nest zu überraschen!

Die Grösse des Untersuchungsgebietes erlaubte nur eine begrenzte Beobachtungszeit pro Brutpaar. Ich machte mir deshalb das auffällige Verhalten (intensives Warnen) der Altvögel während Nestlings- und Führungszeit zunutze und konzentrierte meine brutbiologischen Erhebungen auf das Auffinden möglichst vieler Nester im Nestlingsstadium. Durch die oben erwähnten regelmässigen Kontrollen stellte ich die Registrierung aller ausgeflogenen Bruten der untersuchten Population sicher.

1.2.4. Vegetationskartierung

Zur Kartierung der Vegetation verwendete ich die Karten aus den «Landschaftsplänen für das Reusstal» mit Massstab 1:2500. Ich verifizierte die auf den Plänen aufgeführten Gehölze (Wälder, Hecken, Einzelbäume) für das ganze Untersuchungsgebiet. Alle Naturschutzgebiete und die umgebenden Kulturlächen kartierte ich in jeder Saison mindestens jeden Monat bezüglich Vegetationshöhe und -art. Einschneidende Veränderungen (Mahd) registrierte ich fortlaufend. Bei jeder Kartierung der Nahrungssuche erstellte ich gleichzeitig eine Momentaufnahme der Vegetation innerhalb des Aktionsradius des beobachteten Paares. In den Jahren 1984 und 1985 untersuchte ich die Vegetation der Riedwiesen genauer und nahm die an den verschiedenen Orten häufigsten Pflanzenarten auf.

2. Ergebnisse

2.1. Siedlungsdichte und Bestand

2.1.1. Verteilung der Population und besiedelte Biotope

Im aargauischen Reusstal entsprach die Verteilung der Baumpieperpopulation der Verteilung der Riedrestbestände. Im Gebiet zwischen Rottenschwil im N und Mühlaus im S wurden nur die unter Naturschutz stehenden Riedgebiete und in geringerem Masse extensiv genutzte Flächen besiedelt, wie die den Naturschutzgebieten zugekehrte Seite der Dammböschung und die Kanalböschung (Abb. 5). Bis auf wenige Ausnahmen waren alle Individuen an Naturreservate gebunden, auch wenn sie zur Nahrungssuche ebenfalls in den Kulturlächen anzutreffen waren. Die Riedwiesen, durchsetzt mit Einzelbäumen und Büschen, umgeben von Hecken oder Waldrändern, waren vielfältig und strukturreich. Bis etwa Mitte Juni waren sie deutlich weniger dicht bewachsen als die zahlreichen Fettwiesen. Pfeifengraswiesen, Hochstaudenrieder oder bei trockenem Wetter auch Altschilfbestände spielten als Habitatfaktoren eine wichtige Rolle.

Ebenfalls wichtig waren die Böschungen des Reussdammes und der Entwässerungskanäle. Dort könnte die Hanglage eine positive Bedeutung haben (Hötter & Sudfeldt 1982) noch wesentlicher erscheint jedoch, dass diese Vegetationsflächen nicht gedüngt und somit nicht sehr dicht bewachsen waren.

Entscheidend ist das Vorhandensein von Singwarten. Einzelbäume, Hecken oder Waldränder kommen fast nur noch im Bereich der geschützten Riedgebiete vor. Möglicherweise ist das auch die Erklärung, weshalb der Baumpieper kurz nach Ankunft nur diese Gebiete besiedelt. Gäbe es auch noch im Kulturland genügend Hecken und Einzelbäume, müsste man zumindest Ende April Revierbesetzungen und vielleicht ab und zu einen Brutversuch in Kulturlächen erwarten.

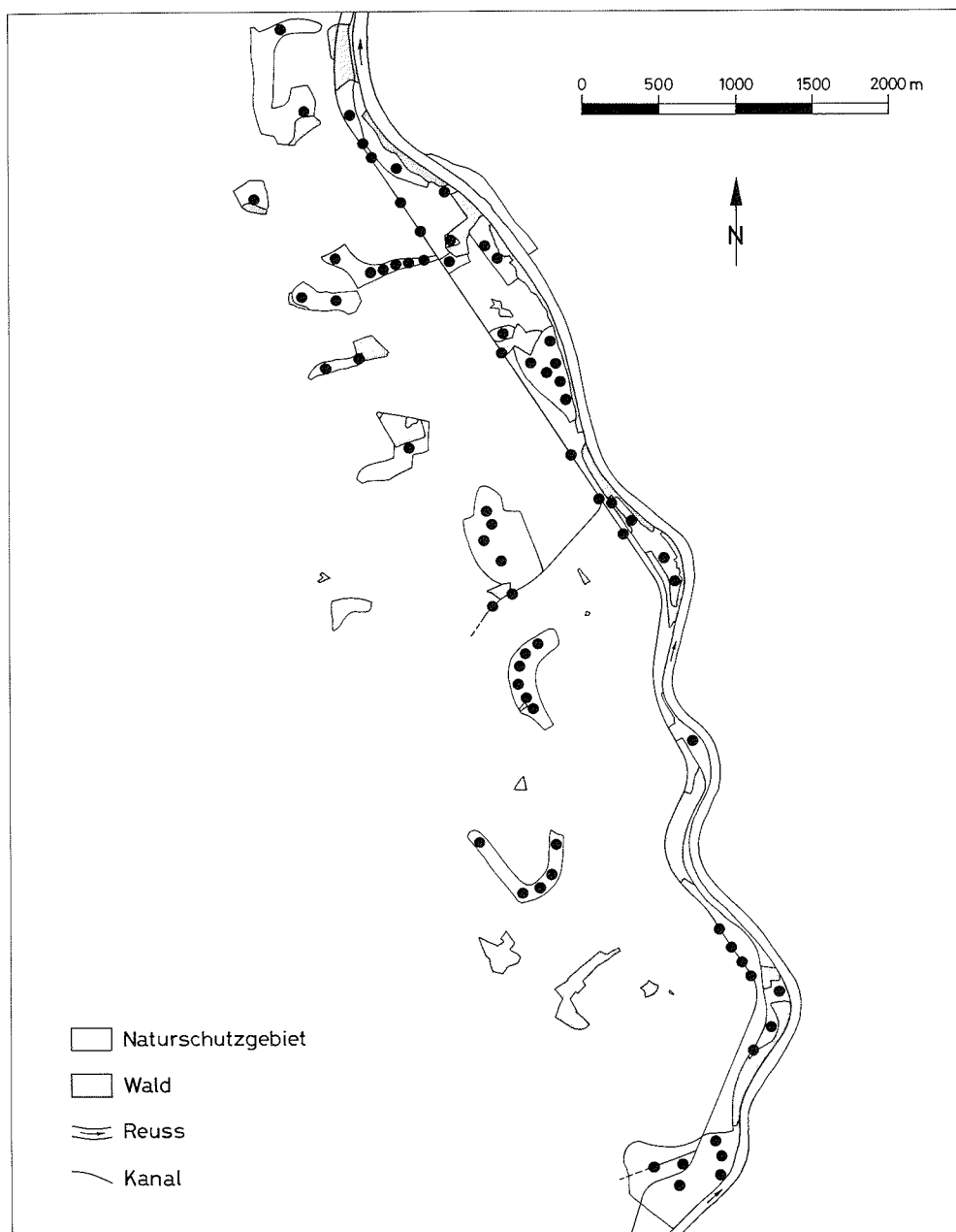


Abb. 5. Verteilung der Reviere im Untersuchungsgebiet. – *The distribution of territories in the study area.*

Ein weiterer beliebter Standort waren Aufforstungsflächen. Doch hier galt dasselbe wie für die Wiesen: sobald die jungen Bäume zu dicht wuchsen, wurden Aufforstungen höchstens noch zur Führung der flüggen Jungen benutzt.

Im Untersuchungsgebiet waren folgende, für den Baumpieper wichtige Habitatfaktoren (Von der Decken 1970) nur noch in den landwirtschaftlich extensiv genutzten Flächen vorhanden: frei stehende Bäume, Hecken oder Waldrand als Singwarten, eine reich strukturierte, nicht zu dichte Bodenvegetation als Neststandort und zur Nahrungssuche, und als Nestanflugstellen ein niedriger Waldsaum, kleine Büsche oder kleinere Bäume, die bei Aufforstungen oder bei Hanglage auch hohe Warten ersetzen können (Blankenagel & Seitz 1983).

2.1.2. Siedlungsdichte

Als Bezugsfläche für die Siedlungsdichteberechnungen nehme ich die Fläche begrenzt durch die Kantonsstrasse Mühlau-Maschwanden-Unterlunkhofen im S und E und die Kantonsstrasse Unterlunkhofen-Rottenschwil-Mühlau im N und W (Abb. 1). Diese Fläche entspricht der Talsohle der Reuss und umfasst auch das Hauptverbreitungsgebiet des Baumpiepers in dieser Region. Für die angegebene Fläche von rund 27 km² ergibt sich bei rund 65 territorialen ♂ eine Siedlungsdichte von 0,2 ♂/10 ha.

Zieht man die offensichtlich ungünstigen intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen und die überbauten Gebiete ab, liegt die Siedlungsdichte für ca. 330 ha naturnahen Landes (davon ein kleiner Anteil Wald) bei 2,0 ♂/10 ha. Von den 19 mindestens in einem Jahr besiedelten Riedreservaten des intensiv untersuchten aargauischen Reusstals (1983–1985) hatten 11 eine durchschnittliche Siedlungsdichte von über 2,0 (max. 6,5) ♂/10 ha und 8 eine solche von unter 2,0 (min. 0,2) ♂/10 ha.

Die Besiedlung der Riedgebiete mit einer Ausdehnung von über oder nur knapp unter 10 ha betrug in den 4 Jahren im Mittel

3,8, in gewissen Jahren und Gebieten bis maximal 5,6 ♂/10 ha. Für kleinere Riedgebiete liessen sich noch höhere Werte angeben, doch sind Siedlungsdichteangaben für Gebiete mit weniger als 5 ha Grundfläche fragwürdig (Loske 1985).

Die Besiedlung der verschiedenen Reservate war nicht einheitlich. Vor allem im N des Untersuchungsgebietes war die Siedlungsdichte grösserer Riedgebiete gering bis 0. In den Reservaten Fidgraben (5,6 ha) und Schnäggenmatten (12,3 ha) W Oberlunkhofen (Abb. 1) konnte nur in den Jahren 1982 und 1983 je 1 territoriales ♂ registriert werden. Mit grösster Wahrscheinlichkeit kam es in dieser Zeit nie zu einer Verpaarung. Diese Gebiete wurden noch während der Erstbrutzeit wieder aufgegeben. Ich konnte in der Beschaffenheit der Vegetation und der Bodenfeuchtigkeit keinen wesentlichen Unterschied zu anderen, dicht besiedelten Riedwiesen feststellen. Auch die besungenen Reviere waren in ihrer Grösse mit den anderen Revieren vergleichbar.

2.1.3. Bestand und Bestandsentwicklung

Der Bestandes in den Jahren 1983–1985 soll anhand einer Momentaufnahme zur Erstbrutzeit im Mai verglichen werden. Darunter verstehe ich die Registrierung der territorialen ♂ vom Zeitpunkt des Legebeginns der frühesten Erstbrut, in der Regel letzte Apriltage bis erste Maitage, bis zum Legebeginn der letzten eindeutigen Erstbrut, in der Regel um den 20. Mai. Ein ♂ wurde dann als Revierbesitzer angenommen, wenn ich in dieser Zeit mindestens 2 mal territoriale Aktivitäten feststellen konnte. Da ein hoher Prozentsatz der Individuen markiert war, dürften die Daten ziemlich genau sein. Die wenigen unberingten Individuen konnten durch zeitlich dicht hintereinanderliegende Kontrollen voneinander unterschieden werden.

Für die ♀ war eine Momentaufnahme des Bestandes nicht möglich, da sie unauffällig lebten. Trotzdem konnten anhand der Beobachtungen der ganzen Saison realistische

Tab. 1. Bestand und Anteil brütender Individuen 1983–1985. – *Population size and proportion of birds breeding in 1983–1985.*

		1983		1984		1985	
		n	%	n	%	n	%
♂	im Untersuchungsgebiet niedergelassen	45	(100)	46	(100)	43	(100)
	davon beringt	(34)		(43)		(38)	
	verpaart	31	(69)	35	(76)	33	(77)
	sicher gebrütet	28	(62)	28	(61)	28	(65)
	erfolgreich gebrütet	23	(51)	23	(50)	18	(42)
♀	im Untersuchungsgebiet niedergelassen	34	(100)	37	(100)	38	(100)
	davon beringt	(30)		(29)		(30)	
	verpaart	33	(97)	37	(100)	38	(100)
	sicher gebrütet	30	(88)	29	(78)	27	(71)
	erfolgreich gebrütet	23	(68)	24	(65)	20	(53)

Angaben über den Bestand gemacht werden. Hierbei zählte ich über die ganze Saison hinweg alle ♀, die eine Brut aufzogen und meistens auch beringt werden konnten, dann alle weiteren farbig markierten ♀, die ich ab der Erstbrutzeit im Untersuchungsgebiet mindestens 1mal identifizieren konnte, und alle Beobachtungen von mit identifizierten ♂ verpaarten, unberingten ♀.

Ich errechnete für die Periode der 1. Brut einen jährlichen Bestand von 45 territorialen ♂ im aargauischen Teil des Untersuchungsgebietes (Tab. 1). Dies sind rund 2/3 der ♂ der ganzen Brutpopulation des Reusstales zwischen Rottenschwil und Mühlau. Bei sporadischen Kontrollen der E-Seite der Reuss zwischen Ottenbach und Maschwanden schätzte ich die dortige Population auf rund 20 ♂.

Von den territorialen ♂ des aargauischen Untersuchungsgebietes waren durchschnittlich 74% verpaart; sie haben wohl auch mindestens einen Brutversuch unternommen. Den Nachweis eines Brutversuchs habe ich für rund 60% der territorialen ♂ in jedem Jahr; erfolgreich waren im Mittel 45% der ansässigen ♂.

Im aargauischen Untersuchungsgebiet waren durchschnittlich 36 ♀ niedergelassen, was einem Minimalbestand entspricht. Allerdings wurden im Laufe einer Brutsaison

selten weibliche Baumpieper entdeckt, die nirgends zugeordnet werden konnten und somit als populationsfremde Individuen hätten betrachtet werden müssen.

2.2. Raumnutzung

2.2.1. Der Aktionsraum während der Brutsaison

Als Aktionsraum oder home range wird hier nach Schwerdtfeger (1968) das Areal definiert, das von einem Individuum, während es im Reusstal sesshaft war, zur Nahrungssuche, Fortpflanzung und Aufzucht der Jungen regelmässig aufgesucht wurde. Als Folge der inselartigen Verteilung einiger Requisiten, wie Singwarten, Nistplatzangebot (2.1.1.) und Nahrungsangebot (in Vorb.) ist es sinnvoll, die quantitativen Angaben in Aktionsradien oder Aktionsdistanzen auszudrücken.

Nach der Ankunft aus dem Winterquartier, die sich über mehrere Wochen hinziehen konnte, wanderten die Baumpieper in Gruppen von 10–20 Individuen im Untersuchungsgebiet umher. Die Zeit wurde fast ausschliesslich zum Nahrungserwerb genutzt. Fänge zeigten, dass sich diese Gruppen sowohl aus Vögeln der Reusstal-Population als auch aus Durchzüglern zu-

sammensetzten. Diese Phase dauerte, je nach Ankunftszeit der ersten Baumpieper, 1–3 Wochen. Der Aktionsraum war in dieser Zeit gross.

Aus diesen Gruppen lösten sich im letzten Aprildrittel allmählich einzelne ♂ ab, um zeitweise noch leise und mit unvollständigen Strophen zu singen. Die Kämpfe zwischen den ♂ und die Verfolgungen von ♀ durch die ♂ häuften sich. Doch waren im Verhalten der ♂ noch grosse tageszeitliche Unterschiede festzustellen: ♂, die bereits ein Revier verteidigten, konnten zu gewissen Zeiten wieder in der Gruppe nach Nahrung suchen. Das aggressive Verhalten nahm nach einem Höhepunkt am späteren Vormittag im Laufe der zweiten Tageshälfte wieder ab. Gegen Abend wurden häufig grosse, nach Nahrung suchende Baumpiepergruppen (max. 16 Individuen, darunter auch Durchzügler) im Untersuchungsgebiet registriert. Innerhalb weniger Tage waren dann aber die Erstbrutreviere eingenommen. Sie wurden von den ♂ intensiv besungen und heftig verteidigt. Auch in dieser Phase beobachtete ich territoriale ♂, die sich von ihren Revieren lösten: sie gesellten sich zu Durchzüglergruppen, die in der Umgebung nach Nahrung suchten. Diese Übergangsphase vom sozialen Gruppenverhalten zum aggressiven Territorialverhalten dauerte indes nicht lange. Vom ersten zaghaften Gesang bis zum allgemeinen Reviergesang in allen besiedelten Biotopen vergingen durchschnittlich 6 Tage (1982–1986 7, 5, 4 und 8 Tage).

In der Territorialphase, die für den Hauptteil der ♂-Population rund 3 Wochen dauerte und eine starke Abnahme des Territorialverhaltens ab Ende der 1. Mai-Dekade zeigte, verlagerte sich der Aktivitätsschwerpunkt der ♂ in ihrem Aktionsraum eindeutig in das Revier. Doch auch zu dieser Zeit wurde das Revier zur Nahrungssuche und um ♀ anzulocken zeitweise verlassen. Nach erfolgter Paarung änderte sich das Verhalten der ♂ wesentlich. Der Begleitung der ♀ wurde gegenüber der Gesangstätigkeit höhere Priorität beigemessen.

In der Territorialphase nahm die Gesangsaktivität von morgens früh bis abends ab, mit einem Höhepunkt zwischen 7 und 10 Uhr und eher seltenem Singen nach 13 Uhr. Je weiter die Brutsaison fortschritt, desto seltener wurde gesungen. Zur Bebrütungszeit der Erstbrut, also durchschnittlich ab 10. Mai, waren die ♂ in ihren Revieren selten bis nie zu hören. Das Wetter spielte für das Einsetzen der Gesangstätigkeit eine wichtige Rolle. Bei morgendlichem Nebel, Regen und Kälte setzte das Singen, wenn überhaupt, später ein. Aufhellungen konnten andererseits auch am Nachmittag oder am Abend eine rege Gesangsaktivität auslösen.

Die wenigen Beobachtungen an bereits beringten oder zu dieser Zeit gefangenen ♀ deuten darauf hin, dass diese in der Territorialphase der ♂ weit im Untersuchungsgebiet herumstreiften, solange sie noch nicht verpaart waren.

Während der Bebrütungsphase wurden die Reviere von den ♂ oft verlassen. Am frühen Morgen und selten tagsüber wurde ohne grossen Eifer gesungen. Gleichzeitig wurde in den Revieren, wo offensichtlich noch keine Brut entstanden war, noch intensiv gesungen. Es zeigte sich, dass ein Teil dieser ♂, die noch in der 2. Maihälfte sangen, bereits in Erstrevieren verpaart waren. Je nach Jahr verteidigten 18–42 % der farbig markierten territorialen ♂ ein 2. Revier. In der gesamten Untersuchungszeit konnte ich 31 verschiedene ♂ registrieren, die mindestens ein 2. Revier verteidigten (34 % der 91 ♂). Darunter waren einige Wiederkehrer, die dieses Verhalten in mehreren Jahren zeigten, so dass sich total 43 «Jahresfälle» ergaben. In 30 dieser Fälle wurde das erste Revier nach dem Bezug des Zweitreviers wieder aufgesucht, d.h. dass die ♂ beide Reviere gleichzeitig kontrollierten und Polygynie anstrebten. Die übrigen 13 Fälle waren Revierwechsel nach abgeschlossener Erstbrut oder von unverpaarten ♂. Deshalb fielen einige dieser Revierwechsel in die 2. Juni- resp. 1. Julihälfte.

Bedenkt man die Schwierigkeit beim Erfassen bestimmter Individuen mit grossem

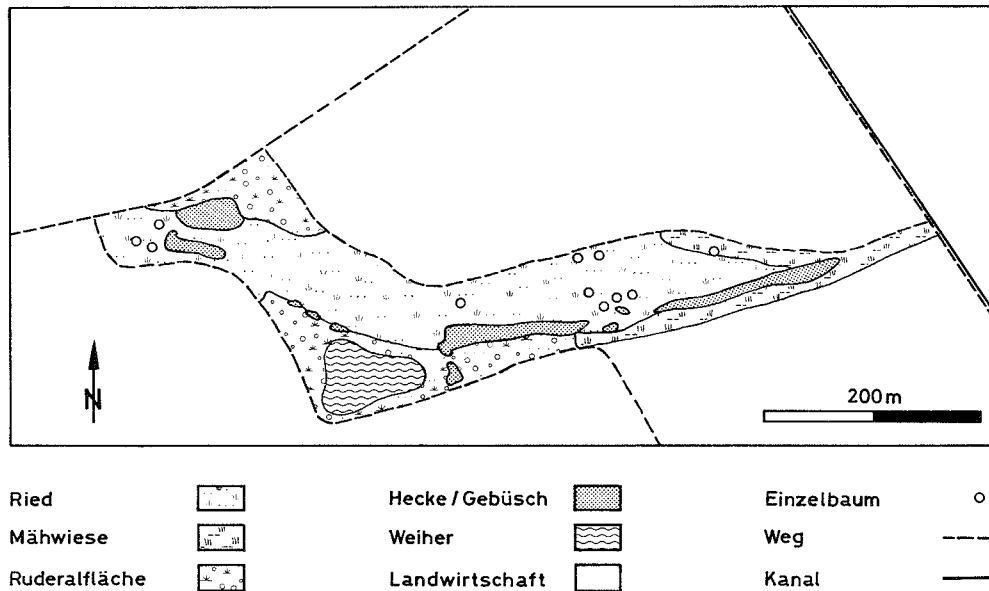


Abb. 6. Das Naturschutzgebiet Seematten bei Aristau. – The nature reserve Seematten E Aristau.

Aktionsradius und hoher Mobilität, so darf man auf Grund dieser Zahlen auf ein für diese Population weit verbreitetes Verhalten und nicht auf Ausnahmefälle schließen. In dieser Phase waren die ♀ an ihre Nester gebunden.

Zur Nestlingszeit waren in der Regel beide Geschlechter mit der Fütterung der Jungen beschäftigt. Die Nahrungssuche resp. das Nahrungsangebot bestimmten im wesentlichen den Aktionsraum der Vögel (in Vorb.). Dabei wurde sowohl in unmittelbarer Nestumgebung, als auch in grösserer Entfernung nach Nahrung gesucht. Es wurden Flugstrecken bis zu ca. 500m registriert, und 300m lange Nahrungsflüge waren häufig.

Zur Führung der flüggen Jungen wurden die als Reviere markierten und verteidigten Flächen fast immer verlassen. ♂ und ♀ begleiteten die Jungen und führten sie manchmal weit über die Reviergrenzen hinaus. Die weiteste, von 11 Tagen alten Jungen am ersten Tag nach dem Verlassen des Nestes zurückgelegte Strecke war 150m. Zwei Ta-

ge später waren sie 320m von ihrem Nest entfernt. Die ♂ sangen oft auch ausserhalb ihrer Reviere, wenn sie in Begleitung ihrer Jungen waren. Revierkämpfe konnte ich zu dieser Zeit nicht feststellen.

Etwa 1 Woche nachdem die Erstbruten ihre Nester verlassen hatten, waren die ♂ wieder vorwiegend in ihren Revieren und sangen intensiv. Diese Zeit der erneuten Territorialität hatte ihren Höhepunkt in der 2. und 3. Junidekade und leitete die Zweitbruten ein. In diese Zeit fielen auch die bereits oben erwähnten Revierwechsel einiger Männchen.

Während die erfolgreichen Paare anfangs Juni ihre flüggen Jungen führten, verliessen die ersten territorialen ♂ das Untersuchungsgebiet bereits wieder. Bis Ende Juni, also zu Beginn der Zweitbruterperiode, waren durchschnittlich 2/3 der territorialen ♂ aus ihren Revieren verschwunden. Es gelang mir nie, ein solches ♂ später im Untersuchungsgebiet zu identifizieren; offenbar hatten sie das Untersuchungsgebiet verlassen. Das letzte Datum mit einem im aar-

gausischen Reusstal identifizierten ♂ war 1982 der 19.7., 1983 der 27.7., 1984 der 10.8. (Beteiligung an Brutaufzucht) und 1985 der 30.7. Der letzte Gesang wurde in den entsprechenden Jahren am 19.7., 19.7., 25.7. und 26.7. registriert.

Der Aktionsraum der ♀ blieb auch in dieser zweiten Hälfte der Brutzeit unklar, ausser wenn sie mit der Fütterung einer Brut beschäftigt waren. Einzelne Identifizierungen Ende Juni und im Juli von ♀, von denen später keine Brut festgestellt werden konnte, lassen folgende Interpretation zu: entweder weilten die ♀ nach dem Brutgeschäft noch im Untersuchungsgebiet, oder, was wahrscheinlicher ist, es handelte sich um ♀ mit Brutverlust im Eier- oder frühen Nestlingsstadium. Diese zweite Möglichkeit kann nicht durch die Anwesenheit des ♂ überprüft werden, da die Aufzucht später Bruten (Juli, August) oft den ♀ überlassen wurde.

Dagegen zogen Jungvögel in der zweiten Saisonhälfte in kleinen Gruppen von 5–10 Individuen im Untersuchungsgebiet umher. Für die ganze Untersuchungszeit konnten 14 verschiedene Jungvögel nach dem Selbständigwerden im Reusstal identifiziert werden (Tab.2). Die Gruppen setzten sich aus Jungvögeln verschiedener Bruten zusammen. Der grosse Anteil an unberingten Vögeln zeigt, dass diese unter anderem aus ortsfremden Individuen bestanden, die weit umherstreiften. Der Wiederfang eines im Jahre 1985 im Untersuchungsgebiet als

Nestling beringten Jungvogels im Wauwiler Moos (8.8.1985), rund 30km W-SW, bestätigt diese Feststellung.

2.2.2. Ausdehnung des Aktionsraums

Die im Folgenden dargestellten Resultate sind Minimalwerte von Aktionsdistanzen und Aktionsradien bezogen auf Aktionszentren. Art und Menge der Daten lassen die Angaben des home range in Flächeneinheiten ebensowenig zu, wie die inselartige Verteilung der besiedelbaren Biotope. Für die Ermittlung des Aktionsraums werden nur Gebiete berücksichtigt, welche die lebensnotwendigen Requisiten bieten. Die oft überflogenen, intensiv bewirtschafteten Kulturfleichen und die überbauten Gebiete werden nicht zum home range des Baumpiepers gezählt.

Für eine Biotopinsel wurden an 4 verschiedenen Tagen, kurz vor und zur Zeit der ersten Brut, Aktionszentren und Aktionsradien 5 verschiedener ♂ kartiert und berechnet. Die jeweiligen Aktionszentren wechselten teilweise beträchtlich (Abb. 6–8). Als Zentrum wurde der Ort gewählt, wo die grösste Anzahl Registrierungen gezählt wurde. Die 5 beobachteten ♂ zeigen die weite Palette von Raumnutzungsmöglichkeiten des Baumpiepers. ♂641 versuchte, nach erfolgter Paarung ein Zweitrevier zu erobern. Der berechnete Nestbaubeginn (8. oder 9. Mai) liegt in einer Zeit, in der das ♂ bereits vorwiegend ein anderes Aktionszentrum hatte.

♂642 war früh verpaart und benötigte nur einen kleinen Aktionsraum. Sein Aktionszentrum blieb nahezu unverändert. Es verteidigte ein Revier im struktur- und wahrscheinlich nahrungsreichsten Teil des Reservates.

♂595 hatte einen grossen Aktionsraum. Einerseits ermöglichte das zeitweilige Fehlen seines Nachbarn, ♂515, eine Reviervergrösserung auf dessen Kosten. Andererseits suchte ♂595 zur Nahrungssuche mit Vorliebe die nahrungsreiche Kanalböschung auf.

Sowohl ♂515 als auch ♂E712 verschwanden zeitweise aus ihren Revieren. Beide

Tab.2. Identifizierung von flüggen Jungvögeln im Untersuchungsgebiet; mittlere Distanz (M) in m vom Geburtsnest nach jeweils 15 Tagen (jedes Individuum nur 1mal gezählt). SD = Standardabweichung. – *Mean distance of juveniles to the nest, 15 days after fledging (each individual was only included in the analysis once).*

Anzahl Tage nach Verlassen des Nestes	n	M ± SD
15–30	4	862 ± 634
31–45	7	2307 ± 1414
46–60	3	2583 ± 804

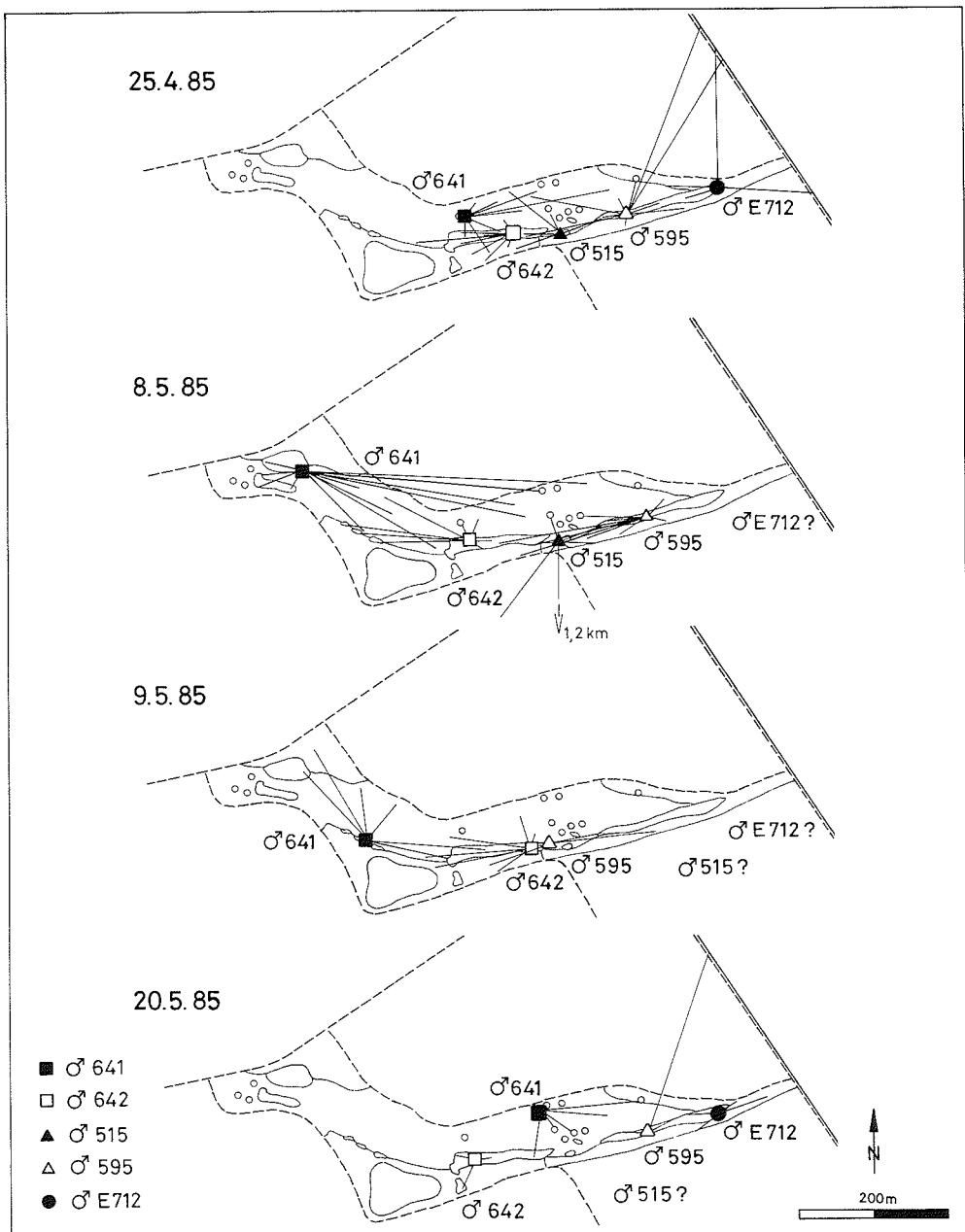


Abb. 7. Aktionsdistanzen und Aktivitätszentren von 5 ♂ im Naturschutzgebiet Seematten während mindestens 2 Beobachtungseinheiten von 1h pro Tag. – Location of activities (mean and individual points) of 5 males in the reserve Seematten. Data are based on at least two one-hour observation periods per day.

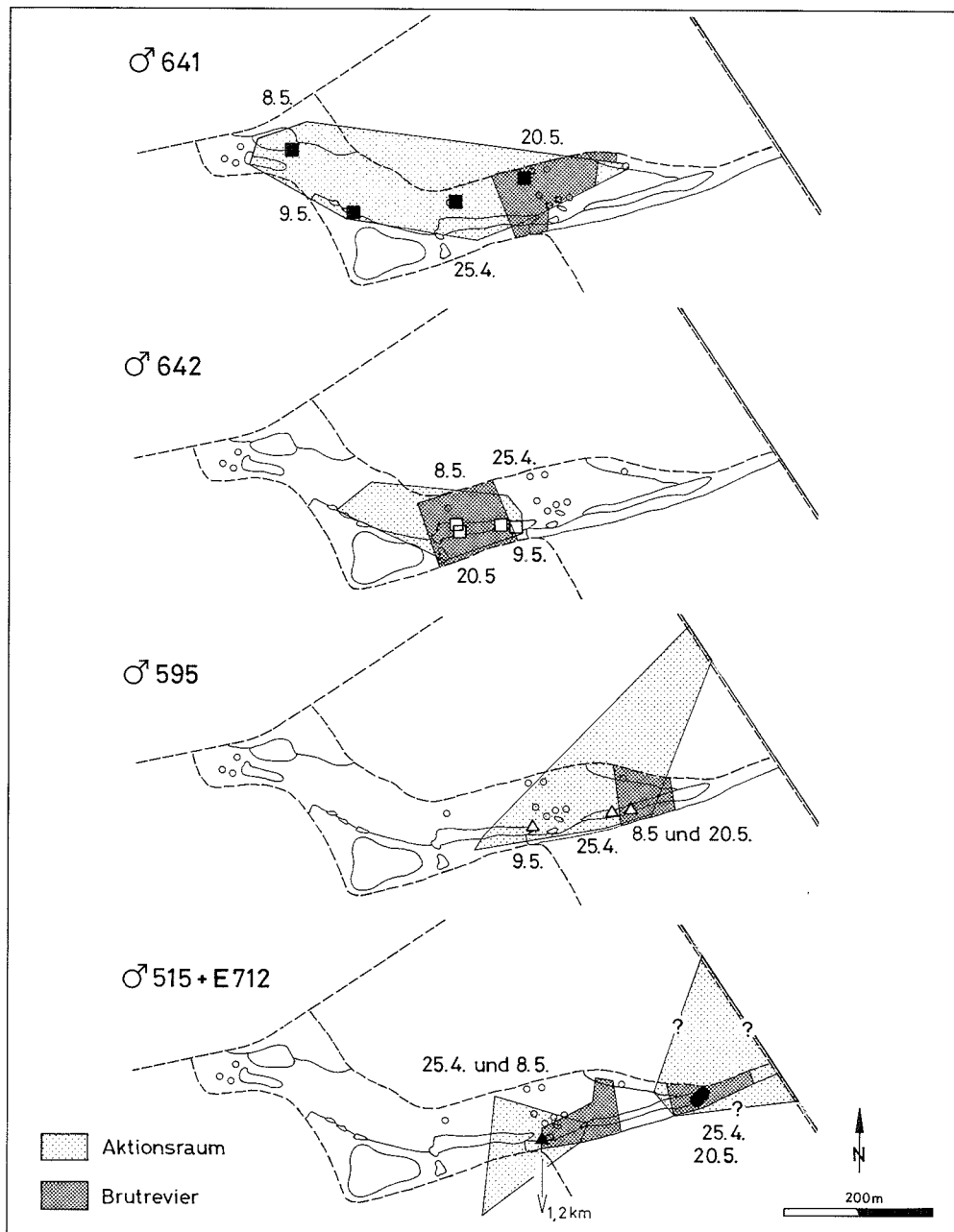


Abb. 8. Wie Abb. 7; Vergleich des gesamten Aktionsraums für die 4 Beobachtungstage mit dem Brutrevier Ende Mai und Anfang Juni; Aktionszentren der 4 Beobachtungstage. – *Similar to fig. 7 but data aggregated for the different observation dates.*

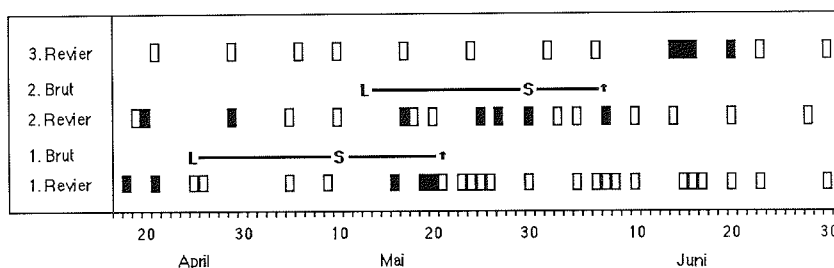


Abb. 9. Territorialverhalten von ♂ 533 in verschiedenen Revieren; ein typischer Fall von Polyterritorialität und Polygynie (Schwarze Rechtecke = ♂ im Revier identifiziert; weisse Rechtecke = erfolglose Revierkontrolle; L = Legebeginn; S = Schlüpftag der Brut; Kreuz = Brut ausgeraubt). – *A typical case of polyterritorial polygyny, observation of the male in both territories is indicated relative to the observation schedule (black rectangle = identification of the ♂ in the territory; white rectangle = unsuccessful control of the territory; L = onset of laying; S = hatching date; cross = brood predated).*

wurden im Laufe der Erstbrutzeit in ihren Revieren wieder territorial aktiv. Für ♂ 515 konnte ich sowohl einen Brutversuch im Erstrevier als auch die Verteidigung eines Zweitreviers nachweisen. Die Aktionsräume sind nur für die angegebene Beobachtungszeit gültig. Bei einer lückenlosen Beobachtung dürften sie grösser sein und mehr Zweitrevierbesetzungen aufzeigen.

Die mittleren Aktionsdistanzen, die sich aus Zweitrevierbesetzungen ergeben, sind in Tab. 3 angeführt. Die jährlichen Schwankungen der Registrierungen sind den Unterschieden der Feldarbeitsschwerpunkte zuzuschreiben. Die sehr hohe Standardabweichung in den Jahren 1983, 1985 und im Total ist auf den Extremwert eines einzigen Individuums zurückzuführen (5750 m). Da meistens 2 Reviere alternierend verteidigt

wurden, dürften die angeführten Strecken häufig, wahrscheinlich täglich, zurückgelegt worden sein. ♂ 533 war eines der raumaktivsten ♂ im Jahre 1983. Es suchte zunächst die beiden 2,3 km auseinanderliegenden Reviere alternierend auf, um nach der Zerstörung der Bruten jeweils das entsprechende Revier zu verlassen (Abb. 9).

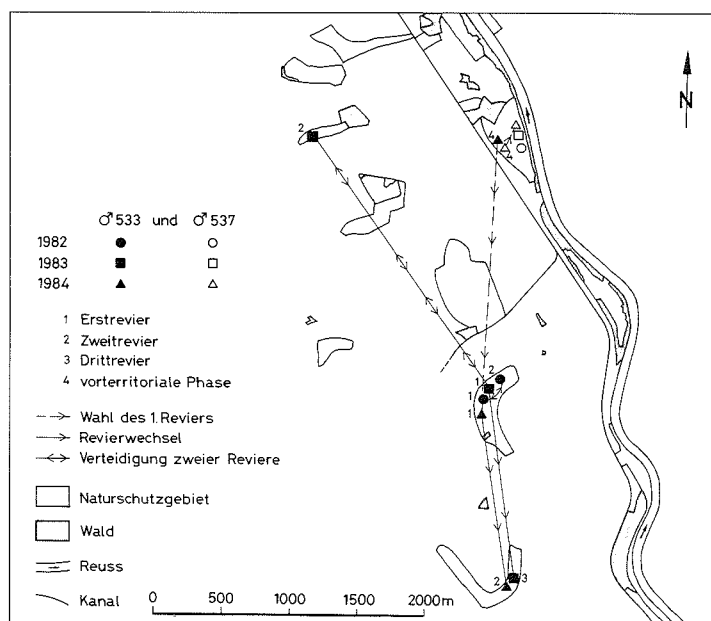
Die Beispiele der beiden ♂ 533 und 537 werden stellvertretend für die Populations-extreme angeführt (Abb. 10). Beide ♂ waren im Reusstal in den Jahren 1982 bis 1984 anwesend. Beide waren mindestens in einem Jahr bigyn und hatten jeweils mindestens 2 Bruten. In den Revieren von ♂ 533 verliessen 4 von 6, bei ♂ 537 3 von 7 Bruten das Nest. Doch während ♂ 533 in jedem Jahr mindestens 2 Reviere verteidigte, war ♂ 537 von Jahr zu Jahr nahezu reviertreu und besetzte immer nur 1 Revier.

1985 konnten dank der vielen von Anfang an beringten ♂ die Beobachtungen zu den grossräumigen Aktionsdistanzen nochmals intensiviert werden. Es ergab sich die Möglichkeit, an Daten von 38 verschiedenen ♂ Auswertungen vorzunehmen. Dabei konnten bei 27 ♂ (71 %) Aktionsdistanzen über die Reviergrenzen hinweg festgestellt werden. 14 ♂ (37 %) konnten bei eindeutigen Zweitrevierbesetzungen registriert werden. Die Aktionsdistanzen und der Anteil an erfassten mobilen ♂ wurden für jeden Monat ausgewertet, indem jeweils nur

Tab. 3. Mittlere Distanz (M) in m der Zweit- und Drittreviere vom Erstrevier resp. dem jeweils zuletzt besetzten Revier, dazu Minimal- und Maximaldistanzen. – *Mean distance between main and one or more additional territories.*

Jahr:	n	M ± SD	min.	max.
1982	5	930 ± 767	250	2150
1983	8	1837 ± 1945	400	5750
1984	18	711 ± 550	250	2100
1985	21	1202 ± 1444	150	5750
Total	52	1104 ± 1277	150	5750

Abb. 10. Revierwahl zweier wiederkehrender ♂ als Beispiel für die Extreme der Reusstalpopulation. – *Two extreme cases of displacement of returning males within and between years.*



die weiteste zurückgelegte Strecke 1mal bewertet wurde. Für die mobilen und die stationären ♂ waren pro Monat nahezu gleichviele Tagesidentifizierungen vorhanden. Abb. 11 zeigt, dass die durchschnittlichen Aktionsdistanzen und der Anteil der daran

beteiligten ♂ im Laufe der Brutsaison zunahmen.

Für die ♀ liegen nur wenige Beobachtungen vor. Im Jahr 1985 konnte ich 3 Aktionsdistanzen von 350m, 1100m und 1400m registrieren. In zwei Fällen waren die ♀ in Begleitung des ♂.

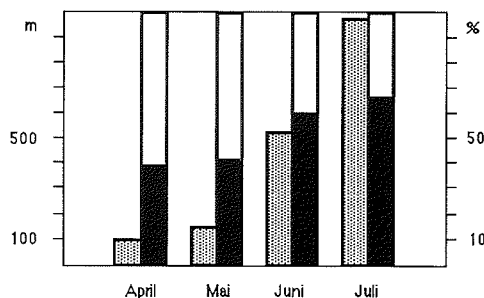


Abb. 11. Durchschnittliche Aktionsdistanz aller ♂ im Jahre 1985 ($n = 38$) pro Monat (schraffiert) und Prozentsatz der ♂ mit Aktionsdistanzen, die sie aus ihren Revieren führten (schwarz). – *Mean activity range per month (hatched) of all males in 1985 ($n = 38$) and the percentage of males with ranges that extend beyond the territory (black).*

2.2.3. Reviere: Aktivität im Revier

Als Revier wird hier die Fläche bezeichnet, die durch ein ♂ mit Gesang markiert und gegen ♂ der gleichen Art verteidigt wird. Eindeutig territoriales Verhalten wurde beim Baumpieper nur jeweils in der Zeit vor Brutbeginn und zwischen 2 Bruten beobachtet. Wegen der Schwierigkeiten bei der Festsetzung der Grenzen wurden nur die am intensivsten verteidigten Erstbrutreviere berücksichtigt und verglichen. Ein nicht verpaartes ♂ wurde nur dann als Revierbesitzer gewertet, wenn es, über die Registrierungen vor der allgemeinen Brutzeit hinaus, noch 2mal zwischen frühestem und spätestem Legebeginn der Erstbruten

Tab.4. Gesangs- und Nahrungssuchaktivität in 3 verschiedenen Revieren und total 6 Beobachtungseinheiten von 1h (jeweils zwischen 8 und 12 Uhr). – *Singing and foraging activities in 3 territories, data based on 6 one-hour periods of observation (between 800 and 1200 hrs).*

	min. pro Beobachtungsstunde	Anzahl Phasen pro Beobachtungsstunde	mittl. Zeit (min) pro Phase
Gesang	36,7 (n=6; SD=9,6)	4,5 (n=6; SD=0,6)	8,1 (n=27; SD=6,2)
Nahrungssuche	23,3 (n=6; SD=9,6)	4,3 (n=6; SD=0,5)	5,4 (n=26; SD=3,9)

der Population in seinem Revier identifiziert worden war. Damit wurden die im Untersuchungsgebiet für kurze Zeit territorialen Durchzügler ausgeschlossen.

Singwarten, Kampfzonen mit Nachbarn, Landungsorte zur Nahrungssuche nach einem Singflug und Orte der Nahrungssuche mit abgebrochenem Singen wurden als Punkte auf Karten im Massstab 1 : 2500 eingezeichnet und als Orte der Revieranzeige gewertet. Die Resultate in Tab.4 zeigen, dass die σ in der intensivsten Territorialphase rund 3/5 der Zeit für den Gesang aufwendeten. Dabei wurden die Singwarten häufig gewechselt. Die Anzahl der Singphasen pro gewählte Beobachtungseinheit von 1h war konstant, ihre Dauer jedoch sehr unterschiedlich.

Zur Ermittlung der Reviergrenzen war die Bestimmung der Singwarten wichtig. In den meisten Revieren wurden nur wenige Warten bevorzugt. Tab.5 zeigt die Benutzungsintensität der verschiedenen vorhandenen Warten in einem Revier mit gleich-

mässiger Verteilung der Warten über die ganze Fläche. Wie die allgemeinen Beobachtungen vermuten liessen, wurden die zentralen Warten deutlich gegenüber den peripheren bevorzugt. Nur gerade 29% der Singzeit oder 36% der Anflüge verteilten sich auf die peripheren Warten, die für die Festlegung der Grenzen entscheidend sind: in der ersten Beobachtungsstunde führten nur 2 von 5 Registrierungen zu verschiedenen peripheren Revierpunkten. Mit zunehmender Beobachtungszeit wurde der revierrelevante Informationsgehalt noch kleiner, da immer mehr bereits registrierte Warten angefliegen wurden.

Erscheint ein φ im Revier, werden Gesangszeit und Wartenanflug massiv erhöht, was die Erregung des σ deutlich widerspiegelt (Tab.6). Das φ war nur 35 min in der ausgewerteten Beobachtungseinheit von 1h zugegen. Oft führte die Präsenz eines φ in der Nähe mehrerer Reviere zu Grenzüberschreitungen der σ und entsprechenden Interaktionen.

Tab.5. Schwerpunkte der Gesangsaktivität für ein Revier mit gleichmässig verteilten Warten; 2 Beobachtungseinheiten von 1h (1. Maidekade, 9–10 Uhr). – *Location of singing in a territory where singing posts were evenly distributed ; 2 one-hour periods of observation.*

	Singzeit/Warte		Strophen/Warte		Benützung/Warte	
	min.	%	Anzahl	%	Anzahl	%
Zentrale Warte (n=1)	26	34	110	31	9	24
Warten innerhalb Revier (n=2)	14,5	19	73	21	7,5	20
Periphere Warten (n=6)	3,7	5	16	5	2,2	6
Total	77	100	360	100	37	100

2.2.4. Grösse der Reviere

Inselartige Verteilung und geringe Grösse der besiedelbaren Biotope machten es im Reusstal schwierig, die Reviergrössen eindeutig zu bestimmen. Auch dort, wo die lokale Siedlungsdichte die höchsten Werte erreichte, wurden die Reviere nicht von allen Seiten her durch andere Reviere begrenzt. Zudem war territoriales Verhalten nur während einer kurzen Phase in der Brutperiode zu beobachten.

Alle Reviergrössen wurden durch Vermessung der oben beschriebenen Revierpunkte berechnet. Die auf einer Karte eingetragenen Aussenpunkte wurden durch gerade Linien verbunden. Fiel die Grenze eines vom Baumpieper nicht genutzten Biotops (z.B. dichte Fichtenmonokultur) auf die Grenze eines Revieres, wurde die Reviergrenze dem Verlauf dieses Biotops angepasst. Die Grösse der so bestimmten Reviere wurde auf der Karte ausgemessen.

Auswertungen intensiv untersuchter Reviere zeigten, dass mit 3 Beobachtungseinheiten von 1 h durchschnittlich 88 % der tatsächlichen Reviergrösse erfasst wurde (Abb. 12). Von den 187 im Laufe der 4 Jahre festgestellten Erstbrutrevieren genügten

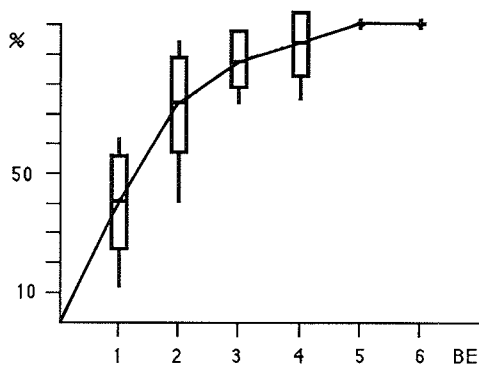


Abb. 12. Anteil der Reviergrösse nach einer gegebenen Anzahl von Beobachtungseinheiten (BE) von 1 h; Mittelwert aus 8 Revieren, Standardabweichung SD und Extremwerte. – *The relation between observation time and observed territory size. Mean, sd and extremes for 8 territories.*

Tab. 6. Auswirkung der Präsenz eines ♀ auf die Gesangsintensität eines noch unverpaarten ♂ (je 1 Beobachtungseinheit von 1 h). – *The effect of a female's presence on the singing activity of unpaired males (1 one-hour period of observation in each case).*

	ohne ♀	mit ♀
Zeit für Gesang (min.)	30	47
Anzahl Gesangsphasen	5	5
Gesangszeit/ Singphase (min.)	6 (SD=2,3)	9,4 (SD=7,5)
Anzahl Wartenwechsel	11	26
Singzeit zwischen 2 Wartenwechseln (min.)	2,7	1,8

144 (77 %) den oben erwähnten Voraussetzungen; nur sie wurden für die Ermittlung der Revierflächen berücksichtigt.

Die 187 Reviere verteilten sich auf 75 eindeutig verschiedene Standorte, die wiederum verschieden oft besetzt waren. Von diesen 75 Revierstandorten konnten 64 (85 %) ausgewertet werden. Die durchschnittliche Reviergrösse wurde, um ein Übergewicht von jährlich dicht besiedelten Biotopinseln mit möglicherweise untypischen Strukturelementen zu verhindern, sowohl aus allen 144 Revieren als auch aus den 64 verschiedenen Standorten errechnet. Im zweiten Fall wurde jeweils die durchschnittliche Grösse der Reviere eines Standortes berücksichtigt. In beiden Fällen ergab sich eine Reviergrösse von 1,5 ha, nämlich $M_{144} = 1,5 \pm 0,74$ (0,3–4,3) ha bzw. $M_{64} = 1,5 \pm 0,67$ (0,3–4,1) ha. 70 % der Werte lagen zwischen 0,7 und 1,7 ha (Abb. 13).

Um die Bedeutung von Reservatsgrösse und Siedlungsdichte für die Reviergrösse zu untersuchen, wurden die Reservate in 2 Gruppen unterteilt: «grosse» Reservate, mit einer für den Baumpieper besiedelbaren Fläche von über 8 ha und «kleine», mit einer besiedelbaren Fläche von unter 6 ha. Zusätzlich wurden sie in 3 Bestandsgruppen unterteilt: solche mit geringer Besied-

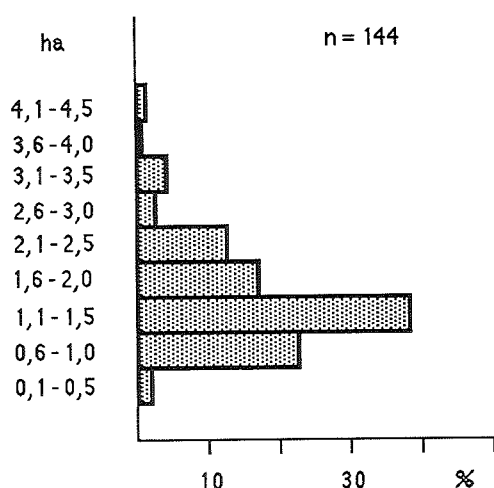


Abb. 13. Häufigkeitsverteilung der Reviergrösse. – Frequency distribution of territory size.

lung (im Mittel ≤ 2 ♂ pro Saison), mit mittlerer Besiedlung ($> 2-4$ ♂ pro Saison) und starker Besiedlung (> 4 ♂ pro Saison). In den grossen Reservaten nahm die durchschnittliche Reviergrösse mit zunehmender Besiedlung ab. Kleine Reservate hatten durchschnittlich kleinere Reviere als grosse Reservate mit ähnlicher Besiedlung. Im kleinen Reservat Holzerhof E Althäusern (Tab. 7, a3) war die Revierfläche aber grösser als nach diesen Trends zu erwarten wäre, weil ausserhalb der Reservate gelegene geeignete Biotope wie Dammböschung und Kanalböschung mit Aufforstungen und Einzelbäumen ins Revier einbezogen wurden. Deshalb wurde in diesem Abschnitt mit Besiedlung in absoluten Zahlen und nicht mit Siedlungsdichten gerechnet. Die

besiedelbare Fläche liess sich nicht für jedes Reservat abgrenzen.

2.2.5. Lage der Reviere

Für die meisten Reviere waren Riedwiesen und das Wartenangebot wichtig. Von den 144 ausgewerteten Revieren fehlten Riedanteile nur in 9 (6%), die alle an Kanalböschungen lagen, und Hecke, Waldrand oder grössere Einzelbäume fehlten nur in einem dieser riedfreien Reviere. Es lag an der mit einer kleinflächigen Aufforstung und weiteren kleineren Bäumchen (nicht über 3m) versehenen Kanalböschung. An den 64 ausgewerteten Revierstandorten waren folgende Strukturelemente vorhanden: Riedwiesen an 57, Hecken an 50, Einzelbäume an 48, Waldrand an 33, Dammböschung und Kanalböschung je an 23, Kulturland an 22 und Aufforstungen an 21 Standorten.

Das intensiv bewirtschaftete Kulturland spielte zur Nahrungssuche, aber nicht als Revierbestandteil eine gewisse Rolle. Dass solche Flächen in 1/3 der Reviere vorkamen, hat damit zu tun, dass die Güterregulierung im Reusstat noch nicht abgeschlossen war, so dass noch in vielen Naturschutzgebieten kleinere Kulturlandflächen bewirtschaftet wurden. Da die Reviergrenzen durch geradliniges Verbinden der äusseren Singwarten festgelegt wurden, kamen Teile dieser Kulturlflächen innerhalb der Reviere zu liegen.

In 31% der Reviere waren sowohl Ried als auch Hecken und Einzelbäume vorhanden. 19% der Reviere wiesen zusätzlich Waldrand auf. Die durchschnittliche Riedfläche in Bezug auf alle Reviere und auf die

Tab. 7. Vergleich der durchschnittlichen Reviergrösse (ha) mit der Reservatsgrösse und der Bestandsgrösse (n = Anzahl Reviere, m = Anzahl Reservate, s. Text). – Territory size (ha) in relation to reserve area and population size. (n = number of territories, m = number of reserves).

	Besiedlung schwach (1)	Besiedlung mittel (2)	Besiedlung stark (3)
Reservat klein (a):	1,65 ($n=23$; $m=6$)	0,84 ($n=10$; $m=1$)	1,76 ($n=14$; $m=1$)
Reservat gross (b):	2,30 ($n=2$; $m=1$)	1,77 ($n=29$; $m=3$)	1,47 ($n=66$; $m=4$)

Tab. 8. Länge von Hecken und Waldrand sowie Zahl der Bäume in den Revieren. – *Length of hedges and woodland edge, number of trees in territories. These are all important as song posts.*

	Hecken	Waldränder	Hecken/Waldränder	Einzelbäume
n (mit dem entsprechenden Requisit)	144 (122)	144 (98)	144 (139)	144 (119)
Länge	95 (76,8)m	98 (115,4)m	193 (113,8)m	
Anzahl (SD)				2,0 (1,54)
Länge/ha	63	65	129	
Anzahl/ha				1,3

Revierstandorte für die 4 Jahre war in beiden Fällen 0,9ha pro Revier. Aus diesen Zahlen errechnet sich ein Riedanteil von 59% pro Revier resp. 56% pro Revierstandort. Rund 2/3 aller Reviere resp. Revierstandorte hatten einen Riedanteil von >50% (Abb.14). Als Riedfläche wurde nur die freie Riedvegetation ohne Hecken, Waldränder und Wege gerechnet.

In den Revieren mit Hecken betrug die mittlere Heckenlänge 113m (n = 122) oder 75m/ha, in solchen mit Waldrändern war die durchschnittliche Waldrandlänge 176m (n = 80) oder 118m/ha. Nimmt man Hecken und Waldränder in den Revieren zusammen, ergibt sich pro Revier eine durchschnittliche Länge von 200m (n = 139) oder 133m/ha. Die entsprechenden Resultate werden beim Mitrechnen der wenigen Reviere ohne die entsprechenden Strukturelemente nicht entscheidend verändert (Tab. 8).

Für die Einzelbäume errechnete ich einen Durchschnitt von 2,4 Bäume pro Revier resp 1,6 je ha. Bezogen auf alle Reviere verminderten sich die Werte nicht entscheidend (Tab. 8).

2.2.6. Neststandort

Eine der wichtigsten Voraussetzungen für die Besiedlung eines Gebietes durch eine Vogelart ist das Nistplatzangebot. Es war das Ziel dieser Arbeit, den Neststandort möglichst vieler Bruten zu eruieren. Er bestimmt in entscheidendem Masse die Revierlage und die zur Nahrungssuche nötigen Aktionsradien während der Brutzeit.

Die Verteilung der Population im Untersuchungsgebiet und die Revierlage liessen erwarten, dass ein Grossteil der Nester in den Riedwiesen zu finden sein würde. 106 Neststandorte konnten ausgewertet werden: 68 oder 64% der Nester wurden in der Riedvegetation lokalisiert, wobei der Anteil der Riednester im Laufe der Brutsaison leicht zurückging. Im April und Mai wurden 67% (n = 78), im Juni und Juli noch 54% (n = 28) der Nester im Ried gebaut.

1985 wurde die Zahl der gefundenen Bruten in Relation zu den beobachteten Verpaarungen und den daraus abgeleiteten Brutversuchen gesetzt. Gefunden wurden 29 Neststandorte, 18 (62%) im Ried, 11 (38%) ausserhalb der Riedvegetation. Aus den Beobachtungen wurden 40 Brutversu-

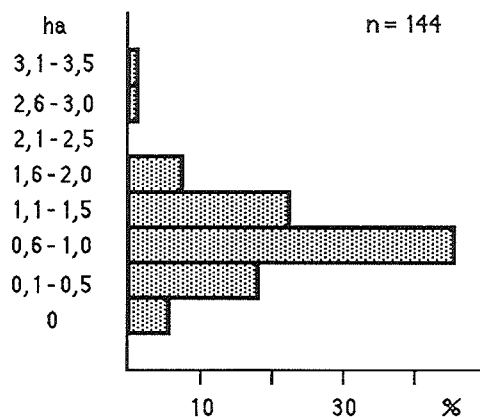


Abb. 14. Grösse der Riedflächen in den Revieren; Verteilung der Werte (n = 144). – *Distribution of the reed areas in the territories.*

Tab. 9. Vegetation am Standort aller im Ried gefundenen Nester (1982–1985). – *Vegetation types at sites of nests in marshland (1982–1985).*

Vegetationstyp	Anzahl	%
Hochstauden	35	44
Pfeifengras <i>Molinia caerulea</i>	21	26
Übergang Pfeifengras zu Hochstauden	12	15
Schilf <i>Phragmites communis</i>	4	5
Übergang Schilf zu Hochstauden	3	4
Übergang Segge zu Hochstauden	3	4
Übergang Binse zu Hochstauden	1	1
Übergang Mähwiese zu Hochstauden	1	1
Total	80	100

che geschätzt. Je nach Revierlage wurden sie aufgrund der in den Vorjahren gewählten Neststandorte dem einen oder anderen Vegetationstyp zugeteilt. Dabei verteilten sich 28 (70 %) der Brutversuche auf die Riedvegetation und 12 (30 %) auf die Vegetation ausserhalb der Riedwiesen. Die aus-

wertbaren Neststandorte halten somit dem Vergleich mit den geschätzten Resultaten stand.

An den Standorten von 80 der 82 in den 4 Jahren gefundenen Riednestern konnte der Vegetationstyp bestimmt werden. Im Hochstaudenried überwiegen Mädesüss *Filipendula ulmaria*, Gilbweiderich *Lysimachia vulgaris*, Färber-Scharte *Serratula tinctoria*, Flockenblume *Centaurea jacea*, Wiesen-Alant *Inula britannica*. Die überwiegende Mehrheit der Nester befand sich in Hochstaudenflächen oder Pfeifengraswiesen (Tab. 9). In Schilfflächen fanden sich, bei nicht zu feuchtem Standort, ebenfalls einige Nester. Segge und Binse kamen nur in den trockeneren Übergangszonen zu Hochstauden für Neststandorte in Frage.

Eine wichtige Rolle bei der Nistplatzwahl spielten trockene, vorjährige Grasbüschel oder Streu (Abb. 15). 40 % der gefundenen Riednester ($n = 65$) lagen unter solcher Streu. In Pfeifengraswiesen waren diese Standorte für 64 % der gefundenen Nester



Abb. 15. Unter vorjähriger, liegengebliebener Streu gebautes Nest. – *Nest site under dry vegetation from the previous year.*

Tab. 10. Vegetation am Standort aller ausserhalb des Riedes gefundenen Nester (1983–1985). – *Vegetation at sites of nests outside marshland.*

Vegetationstyp	Anzahl	%
Kanalböschung	11	29
Dammböschung	10	26
Kanalböschung mit Aufforstung	7	18
Aufforstung	3	8
Waldlichtung	2	5
Übergangszone Fettwiese – Ried	2	5
Übergangszone extensiv genutzte Wiese – Ried	1	3
extensiv genutzte Wiese	1	3
alter Entwässerungsgraben in Fettwiese	1	3
Total	38	100

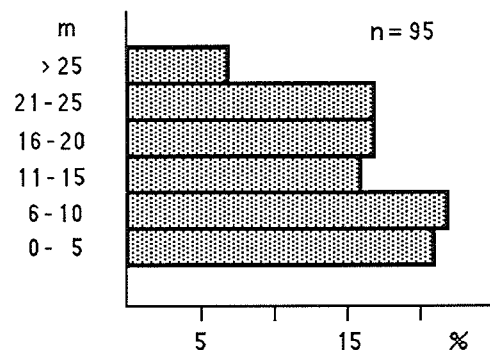
(n = 28) benutzt worden. Vor allem für frühe Bruten fanden die Vögel in einer von der Streu des Vorjahres gereinigten Pfeifengraswiese kaum einen geeigneten Standort.

Die oben erwähnten Vegetationsflächen mit den 80 Riednestern wurden auch im Hinblick auf ihre häufigsten Pflanzen kartiert. Dabei gehörten die Sibirische Schwertlilie *Iris sibirica*, Pfeifengras, Schilf *Phragmites communis* und Mädesüss in einem Viertel bis einem Drittel der Nistflächen zu den dominierenden Pflanzen. Ebenfalls häufig waren Gilbweiderich und Wiesen-Alant. Alle erwähnten Pflanzen fanden sich auch in unmittelbarer Nestumgebung. Dazu kamen noch Gemeiner Beinwell *Symphytum officinale*, Gewöhnlicher Odermennig *Agrimonia eupatoria*, Kohldistel *Cirsium oleraceum*, Klappertopf *Rhinanthus* sp., Teufelsabbiss *Succisa pratensis*, Färber-Scharte, Seggen *Carex* sp., Kanadische Goldrute *Solidago canadensis* und Flockenblume.

Von den 38 ausserhalb der Riedvegetation lokalisierten Neststandorten wurden nahezu die Hälfte an der Kanalböschung und ein Viertel an der Dammböschung (auf der Reservatseite) gefunden (Tab. 10). Nie wurde ein Nest in einer Fettwiese gefunden.

In Bezug auf den Abstand der Nester von der angeflogenen Hauptwarte konnten 95 Nester ausgewertet werden. Dabei wurde jeweils nur die Warte in Betracht gezogen,

die bei den Beobachtungen am häufigsten und zuerst angeflogen wurde. In den meisten Fällen waren dies hohe Einzelbäume, Hecken oder Waldrand, obwohl sehr viele Nester auch noch kleinere Büsche oder Bäumchen als Zwischenwarten in kleinerer Entfernung stehen hatten. Bei den meisten Nestern waren innerhalb eines Radius von rund 50m auf mindestens 2 Seiten Warten vorhanden. Die durchschnittliche Distanz von der Hauptwarte zum Nest war 15,2m (SD = 11,5). Im Intervall 0–25m verteilten sich die Abstände ziemlich regelmässig (Abb. 16).

**Abb. 16.** Neststandort: Distanz der Nester von der Hauptwarte; Verteilung der Werte. – *Frequency distribution of the distances between the nest and the main singing posts.*

3. Diskussion

3.1. Siedlungsdichte, Verteilung, Bestand

Die Revierverteilung des Baumpiepers im aargauischen Reusstal entspricht dem Angebot der von diesem Vogel geforderten Habitatbeschaffenheit im Untersuchungsgebiet. Die Reservate und z.T. die Kanal- resp. die an Reservate grenzende Damm- bzw. Böschung erfüllen die durch Von der Decken (1970) beschriebenen Ansprüche des Baumpiepers an sein Habitat: Singwarten, eine gut ausgebildete, reich strukturierte Bodenvegetation, freie Bodensicht (nicht über 60 % deckende Strauchschicht) und Nestanflugstellen (herabhängende Äste, Sträucher, Zaunpfähle, etc.). Die Kombination dieser Requisiten ist im übrigen, landwirtschaftlich intensiv genutzten Teil des Untersuchungsgebietes nicht vorhanden.

Fast sämtliche Wäldchen, Hecken und eine Grosszahl der Einzelbäume liegen an oder in Reservaten. Dies könnte erklären, dass es auch früh, kurz nach Ankunft der Individuen aus dem Winterquartier, keine Revierbesetzungen im Kulturland gibt. Zumindest Ende April und Anfangs Mai erscheinen die Fettwiesen noch nicht überall so dicht, dass eine kurzfristige Besiedlung durch den Baumpieper in Einzelfällen undenkbar wäre. Offenbar fehlen die nötigen Warten.

Die Siedlungsdichten des Baumpiepers für offene Biotope (Moore, Heiden, Streuobstwiesen, Feldflur, Waldrand) liegen zwischen 0,7 und 3,6 ♂/10 ha (Schneider 1969, Jacoby et al. 1970, Berg-Schlosser 1975, Blana 1978, Franz & Sartor 1979, van Hecke 1979, Mulsow 1980). Ist eine bedeutende Strauchschicht vorhanden, werden Siedlungsdichten bis zu 6 ♂/10 ha erreicht (Blana 1978).

Van Hecke (1979) gibt für eine zusammenhängende Baumpieperpopulation in einer Heidellandschaft Belgiens eine Siedlungsdichte von 3,6 ♂/10 ha an. Die Grösse dieser Gesamtpopulation ist mit jener der hier untersuchten Population vergleichbar.

Die im Reusstal erreichten Durchschnittswerte für die Riedgebiete und die angrenzenden extensiv genutzten Kulturf Flächen sind ungefähr gleich gross, wenn die nördlichen, nicht besiedelten Extensivflächen nicht mitgerechnet werden. Es scheint, dass die inselartige Verteilung der Habitate keinen negativen Einfluss auf die Siedlungsdichte hat, sofern die Biotope untereinander vernetzt sind. Die potentiellen Habitate dürfen nicht durch grosse, baumlose, intensiv genutzte Kulturf Flächen voneinander getrennt sein. Inwieweit visueller oder akustischer Kontakt von Biotopinseln zu Biotopinseln notwendig ist, kann hier nicht beantwortet werden. Sicher ist jedoch, dass im Reusstal alle regelmässig besiedelten Biotopinseln zu mindestens einer anderen Biotopinsel den visuellen oder den akustischen Kontakt garantieren.

Der hohe Anteil von 26 % unverpaarten ♂ in der Population entspricht dem von Loske (1987) errechneten Männchenüberschuss in verschiedenen Waldtypen Mittelwestfalens. Mit Siedlungsdichten bis zu 5,5 ♂/10 ha wurden dort ähnliche Werte errechnet wie in den dichtest besiedelten Riedreservaten des Reusstals (2.1.2.). Der Anteil unverpaarter ♂ stieg nach Loske (1987) mit der Populationsdichte an. Dieser Überschuss könnte Ausdruck dafür sein, dass die maximale Dichte für einen bestimmten Biotop erreicht ist. Dass die Baumpieperdichten einiger Riedgebiete des Reusstals sehr hoch sind, zeigen die Werte für 3 Riedgebiete am Greifensee mit Siedlungsdichten von 0,4, 0,7 und 1,0 ♂/10 ha (Bühlmann et al. 1983).

Die hohe Siedlungsdichte einiger Riedgebiete kann aber nur einen Teil der Erklärung für den hohen Männchenüberschuss liefern. Manche Riedreservate waren deutlich unterdurchschnittlich (Mittlere Dichte für naturnahe Flächen: 2,0 ♂/10 ha), einige gar nicht besiedelt, obwohl sie sich im Angebot an Habitatfaktoren nicht von den anderen unterscheiden. Vergleicht man die Siedlungsdichte bezogen auf die naturnahen Flächen und den Männchenüberschuss der Reusstal-Population mit den entspre-



Abb. 17. Baumpieper-♂663 am Rande der Kanalböschung E Aristau anfangs Mai 1987; beringt am 11. 5. 1985 als adult im Naturschutzgebiet Bunauweid SE Merenschwand (Aufnahme M. Jenny). – ♂663 in the vegetation along the edge of the main canal E of Aristau, early May, 1987; he was ringed as adult in the reserve Bunauweid SE of Merenschwand, May 11, 1985.

chenden Werten der Kalmthout-Population (3,6♂/10ha, 4–5% unverpaarte ♂, van Hecke 1981), könnte man für das gesamte Untersuchungsgebiet des Reusstals auf weniger günstige Bedingungen schliessen.

Zum hohen Männchenüberschuss im Reusstal bleiben zwei widersprüchliche Beobachtungen: gewisse Riedgebiete waren in jedem Jahr sehr begehrt: die Besiedlung war maximal, und nicht jedes ♂ konnte sich verpaaren. Andere Riedgebiete waren teilweise sehr schwach besiedelt: diese schienen von den ♀ gemieden zu werden, und die ♂ blieben unverpaart.

Die Erhebungen der Schweizerischen Vogelwarte Sempach (Fuchs 1979) hatten ergeben, dass der Bestand resp. die Siedlungsdichte in einzelnen kontrollierten Riedgebieten drastisch abgenommen hatte,

was die Durchführung dieser Arbeit angeregt hatte. In den 4 Jahren blieb der Gesamtbestand stabil. Da die Sanierungsarbeiten dem Ende zugehen, darf man hoffen, dass die noch ausstehenden Biotopveränderungen nicht zusätzlich negativ ins Gewicht fallen. Zwei Veränderungen im Habitatangebot könnten mittelfristig noch eine Wirkung auf den durchschnittlichen Bestand haben. Da die ganze Umgebung der Reservate drainiert wurde, dürften sich die Reservate westlich des Reussdammes zu trockeneren Standorten entwickeln (Wildermuth 1980), was für den Baumpieper eher von Vorteil sein könnte. Andererseits werden die Bäume der aufgeforsteten Kanalböschungen bald zu dicht stehen und zu hoch sein, so dass dort eine Einbusse an besiedelbarer Fläche unvermeidlich ist.

3.2. Raumnutzung

Gemäss Literatur führt der Baumpieper eine monogame Saisonhe in 0,15–0,3 ha grossen Revieren, die während dem überwiegenden Teil der Brutsaison verteidigt werden (Von der Decken 1970, Glutz & Bauer 1985). Die im Reusstal gemachten Feststellungen unterscheiden sich deutlich von diesem Bild des Baumpiepers: der sich im Laufe der Brutsaison verändernde Aktionsraum der Reusstalindividuen deutet auf eine hohe Mobilität innerhalb der Population hin.

Wechselnde Ausdehnung und Schwerpunkte des Aktionsraums der ♂ und der ♀, Polyterritorialität und kurze Territorialzeit der ♂ lassen auf eine hohe Flexibilität des Sozialverhaltens im Laufe der Brutzeit schliessen. Die Untersuchungen Loskes (1987b) zur Ethologie des Baumpiepers in zusammenhängenden Waldhabitaten zeigen, dass die ♂ nach der Paarbildung während der gesamten Brutzeit mit Bewachungs-, Schutz- und Betreuungsfunktionen beschäftigt waren. Ein anderes Bild ergab sich im Reusstal: nach der Paarbildung waren die ♂ zwar vorwiegend in Begleitung ihrer ♀. Sobald diese am Brüten waren, versuchten die ♂ Zweitreviere zu erobern. Die Nestbewachung wurde durch die ♂ erst zur Nestlingszeit wieder übernommen. Dieses Phänomen wurde in der Literatur für den Baumpieper noch nicht beschrieben; ich führe es auf die inselartige Verteilung der besiedelbaren Biotope im Untersuchungsgebiet zurück.

Territorialität muss hier als flexibles und zeitlich beschränktes Element der Raumnutzung und nicht als starres Verhalten der ♂ für die gesamte Brutzeit verstanden werden; es dient wohl primär der Sicherung des Nistplatzangebotes für den Partner als Voraussetzung zur Verpaarung. Nachher wird versucht, die individuelle Fortpflanzungsrate durch Verteidigen eines weiteren Nistplatzes im Hinblick auf eine weitere Brut zu optimieren. Dieses Verhalten wird auch für den Trauerschnäpper *Ficedula hypoleuca* (Haartman 1949), die Grauammer

Miliaria calandra (Hegelbach 1984) und den Wiesenpieper *Anthus pratensis* (Hötter 1980 in Loske 1985) beschrieben.

Im aargauischen Reusstal wurde eine mittlere Reviergrösse von 1,5 ha errechnet. In Waldhabitaten Westfalens betrug sie im Mittel 0,98 ha. Die Reviergrösse war abhängig von der Habitatqualität: je schlechter die Habitate, desto grösser die Reviere. Offensichtlich nahm die Qualität der Habitate mit der Zunahme an offenen, baumlosen Flächen ab. Für den Talgrund mit Grünlandnutzung (Trockentäler) wurden durchschnittliche Reviergrössen von 1,4 ha gemessen (Loske 1987b). Mit 1,5 ha waren die Reviere im Reusstal mit jenen in den offenen Habitaten Westfalens vergleichbar. Dass offene Landschaften durchschnittlich grössere Reviere bedingen, zeigen die Daten einer Heidelandschaft Nordbelgiens mit Reviergrössen von 3–4 ha zu Beginn der Brutsaison, die dann durch den Konkurrenzdruck kleiner werden (Van Hecke 1979b).

In den grösseren Riedflächen des Reusstals waren die Reviere überdurchschnittlich gross. Zusammen mit den Zweitrevierbesetzungen und der zunehmenden Nistplatzwahl ausserhalb des Riedes im Laufe der Brutsaison ist dies ein Hinweis, dass die durchschnittlich relativ kleinen Reviere im Reusstal nicht Ausdruck optimaler Habitate sein müssen.

Dass die besetzten Riedbiotope nicht während der ganzen Brutzeit günstige Baumpieperhabitate sind, zeigt das zunehmende Ausweichen auf extensiv bewirtschaftete Kulturlandzonen bei der Nistplatzwahl im Laufe der Brutsaison. Für die 2. Hälfte der Brutsaison dürften die Riedwiesen, zumindest die eutrophen Hochstaudenrieder, für weitere Brutversuche zu dicht und zu hoch sein.

Revier- und Nistplatzwahl lassen sich im Gegensatz zur Reviergrösse eindeutig feststellen. Die bevorzugten Requisiten entsprechen dabei den in der Literatur beschriebenen Monotopansprüchen des Baumpiepers (Von der Decken 1972, Glutz & Bauer 1985, Loske 1987a). Die Vermu-

tungen über die Gründe der insularen Dispersion dieser Art im Untersuchungsgebiet (2.1.1.) werden bestätigt: in fast allen Revieren waren Riedwiese, Einzelbäume, Hecken und Waldrand vorhanden. Der durchschnittlich hohe prozentuale Anteil an Riedvegetation in den Revieren lässt kaum Zweifel offen: ohne die Schaffung der Riedreservate wäre der Baumpieper als Brutvogel im Reusstal nicht mehr vorhanden. Doch auch der Bewirtschaftung der Riedwiesen kommt für das Nistplatzangebot einige Bedeutung zu. Ein hoher Anteil an Nestern wurde unter vorjähriger Streu oder dünnen Grasbüscheln gebaut (2.2.6.). Darunter befanden sich viele frühe Bruten, denn das Wachstum der Riedvegetation, vor allem der Pfeifengraswiesen, geht nur langsam voran. Für den Baumpieper wäre es von Vorteil, wenn zumindest die Pfeifengraswiesen oder Teile davon nicht jedes Jahr gemäht würden. Im Mai sollten die Riedflächen auf keinen Fall mehr gemäht werden!

Zusammenfassung, Summary

Im aargauischen Reusstal wurde eine farbberingte Population des Baumpiepers *Anthus trivialis* 4 Jahre lang untersucht. Besiedelt waren vor allem Riedrestbestände der Talsohle, teilweise Böschungen der Entwässerungskanäle und des Reussdammes. Der Bestand blieb in den 4 Jahren stabil: im Mittel besiedelten 45 ♂ den intensiv untersuchten aargauischen Teil des Untersuchungsgebiets, und die gesamte Population bestand aus 65 ♂. Die Siedlungsdichte für das ganze Untersuchungsgebiet lag bei 0,2 ♂/10ha. Die wichtigsten Habitatfaktoren waren Singwarten und reich strukturierte, nicht zu dichte Bodenvegetation. Bezogen auf die Fläche mit dieser Faktorenkombination war die Siedlungsdichte 2,0 ♂/10ha. In einzelnen, grösseren Riedgebieten wurden Siedlungsdichten bis zu 5,6 ♂/10ha ermittelt. 26% der ♂ blieben unverpaart.

Die Nutzung des «Home range» durch die ♂ zeigte eine hohe Anpassung an die insulare Verteilung der Habitate: kurze Territorialphasen und Polyterritorialität waren in der Population weit verbreitet. Nach erfolgter Verpaarung mit anschließender Eiablage durch das ♀ verteidigten mindestens 1/3 der ♂ ein zweites Revier. Die durchschnittliche Distanz zwischen den verteidigten Revieren eines ♂ war 1,1 km mit dem Maximum von 5,7 km.

Die Aktionsdistanzen und der Anteil der «mobilen» ♂ nahmen im Laufe der Brutsaison zu.

Die Reviere hatten eine mittlere Grösse von 1,5 ha, wovon durchschnittlich 0,9 ha Riedland waren. Wichtige Requisiten waren Einzelbäume, Hecken und Waldränder. Im April und Mai waren 67% und im Juni und Juli noch 54% der Nester in der Riedvegetation gebaut. Für den Neststandort wichtig waren auch die Böschungen des Hauptentwässerungskanals und des Reussdammes. Nie wurde ein Nest im intensiv bewirtschafteten Kulturland gefunden. Bevorzugte Vegetationstypen für den Neststandort waren Hochstaudenrieder, gefolgt von Pfeifengraswiesen.

Population density and home-range of the Tree Pipit *Anthus trivialis* in the lower Reuss valley, in a landscape with a patchy habitat distribution

In the lower part of the Reuss valley (Swiss lowlands, Kanton Aargau, approx. 47°17'N/8°20'E, 385m ASL) a colour-ringed population of Tree Pipits was studied over 4 years. The birds populated primarily remnants of marshland at the bottom of the valley and partly also the slopes of the drainage canals and the river bank. The population remained stable over the 4 years. On the average, 45 ♂ populated the intensively investigated part of the study area, and the total population consisted of a mean of 65 ♂. The population density of the entire study area was about 0.2 ♂ per 10 hectares. Song-posts and a richly structured, but not too dense ground vegetation were the most important elements of a suitable habitat. Where such conditions prevailed, population density was 2 ♂/10ha. In a few larger marsh areas population densities up to 5.6 ♂/10ha were recorded. 26 percent of all ♂ remained unpaired.

The home-range used by the ♂ was highly adapted to the patchy distribution of habitats: Short territorial spells and poly-territoriality were common. After pair formation and egg-laying at least one third of the ♂ defended simultaneously a second territory. The average distance between defended areas of a ♂ was 1.1 km with a maximum of 5.7 km. The range of activity and the proportion of mobile ♂ increased during the breeding season.

The mean size of the defended areas was 1.5 ha, including 0.9 ha of marshland. Important habitat features were isolated trees, hedges, and edges of forest. In April and May, 67% and in June and July 54% of all nests were built in marsh vegetation. The slopes of the main drainage canals and the bank of the river Reuss were also important nest-sites. No nest was found in the intensively cultivated farmland. Preferred types of vegetation for nest-sites were first of all marshes with scattered shrubs and secondly marshes overgrown with *Molinia*.

Literatur

- BERG-SCHLOSSER, G. (1975): Ökologie und Siedlungsdichte der Brutvögel des Schwarzen Moores in der Rhön (Brutperiode 1971–1973). *Anz. orn. Ges. Bayern* 14: 273–295.
- BEZZEL, E. (1982): Vögel in der Kulturlandschaft. Stuttgart.
- BIBER, O. (1984): Bestandsaufnahmen von elf gefährdeten Vogelarten in der Schweiz. *Orn. Beob.* 81: 1–28.
- BLANA, H. (1978): Die Bedeutung der Landschaftsstruktur für die Vogelwelt. *Beitr. Avifauna Rheinland* 12.
- BLANKENAGEL, H.J. & B.J. SEITZ (1983): Ein Beitrag zur Habitatselektion des Baumpiepers (*Anthus trivialis*) unter Berücksichtigung der Vogelmenschen in Rebgeleichen des Kaiserstuhls. *Ökol. Vögel* 5: 217–230.
- BLASZYK, P. (1966): Moderne Landwirtschaft und Vogelwelt. *Ber. dtsh. Sekt. Int. Rat. Vogelschutz* 6: 36–46.
- BRUDERER, B. & R. LUDER (1982): Die «Rote Liste» als Instrument des Vogelschutzes. Erste Revision der Roten Liste der gefährdeten und seltenen Brutvogelarten der Schweiz. *Beilage zu Orn. Beob.* 79, 8 S.
- BRUDERER, B. & W. THÖNEN (1977): Rote Liste der gefährdeten und seltenen Vogelarten der Schweiz. *Orn. Beob.*, Beih. 3.
- BUB, H. (1974): Vogelfang und Vogelberingung zur Brutzeit. *Brehm-Bücherei Bd. 470*, Wittenberg-Lutherstadt (S. 102–103).
- BÜHLMANN, J., H. VON HIRSCHHEYDT, CH. RHONER & O. WILDI (1983): Das Ala-Reservat am unteren Greifensee. Ein ornithologischer und geobotanischer Bericht. *Orn. Beob.* 80: 59–77.
- DECKEN, H.H. VON DER (1972): Zur Ökologie und Ethologie des Baumpiepers (*Anthus t. trivialis*) nach Untersuchungen im Teutoburger Wald. *Abh. Landesmus. Naturkde Münster* 34: 103–109.
- EWALD, K.C. (1978): Der Landschaftswandel. Zur Veränderung Schweizerischer Kulturlandschaften im 20. Jahrhundert. *Ber. Naturf. Ges. Baselland* 30: 55–308.
- FRANZ, A. & J. SARTOR (1979): Die Vögel des Siegerlandes. Selbstverlag.
- FUCHS, E. (1979): Der Brutvogelbestand einer naturnahen Kulturlandschaft im Schweizerischen Mittelland. *Orn. Beob.* 76: 235–246. – (1982): Folgen kulturtechnischer Massnahmen auf den Sommervogelbestand im Schweizerischen Mittelland. *Orn. Beob.* 79: 121–127.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & K.M. BAUER (1985): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Bd. 10, Passeriformes 1. Teil. Wiesbaden (S. 576–610).
- GRÜNING, A. (1988): Zum Wandel der Flusslandschaft in der aargauischen Reusstalebene. *Jber. Stiftung Reusstal* 1987: 29–43.
- HAARTMAN, L. VON (1949): Der Trauerfliegen-schnäpper. I. Ortstreue und Rassenbildung. *Acta zool. Fenn.* 56: 1–104.
- HECKE, P. VAN (1979a): Zur Brutbiologie des Baumpiepers (*Anthus t. trivialis*): Legeperiode, Gelegegrösse, Bruterfolg. *J. Orn.* 120: 12–29. – (1979b): Verhalten, Nest und Neststandort des Baumpiepers. *J. Orn.* 120: 265–279. – (1981): Ortstreue, Altersaufbau, Mortalität einer Population des Baumpiepers. *J. Orn.* 122: 23–35.
- HEGELBACH, J. (1984): Untersuchungen an einer Population der Grauammer (*Emberiza calandra* L.): Territorialität, Brutbiologie, Paarbindungssystem, Populationsdynamik und Gesangsdiagnostik. *Diss. Univ. Zürich*.
- HÖTKER, H. (1980): Revierinbesitznahme und Dauer der Revierbesetzung beim Wiesenpieper (*Anthus pratensis*). *Unveröff. Mskr.*
- HÖTKER, H. & CH. SUDFELDT (1982): Untersuchungen zur Nistplatzwahl einer nordwestdeutschen Population des Wiesenpiepers (*Anthus pratensis*). *Vogelwelt* 103: 178–187.
- IMHOF, E. (1965): Atlas der Schweiz. Eidg. Landestopographie, Wabern-Bern.
- JACOBY, H., G. KNÖTZSCH & S. SCHUSTER (1970): Die Vögel des Bodenseegebietes. *Orn. Beob.*, Beih. 1 (S. 190–191).
- JENNY, M. (in Vorb.): Populationsökologie eines Bestandes der Feldlerche (*Alauda arvensis*) in der intensiv genutzten Agrarlandschaft des Schweizerischen Mittellandes. *Diss. Univ. Basel*.
- KESSLER, E. (1976): Naturschutz im intensiv genutzten Agrarraum. Reusstalsanierung. *Natur u. Landschaft* 51: 191–196.
- KESSLER, E. & R. MAURER (1979): Fallbeispiel Reusstalsanierung, Exkursion vom 20. September 1979. 3. europäische Ministerkonferenz für Umweltschutz in der Schweiz. Verträglichkeit der Land- und Waldwirtschaft mit dem Umweltschutz. Regierungsrat des Kantons Aargau, 32 S.
- LOSKE, K.H. (1985): Habitat, Siedlungsdichte und Bestandsentwicklung des Baumpiepers (*Anthus t. trivialis*) in Mittelwestfalen. *Ökol. Vögel* 7: 135–154. – (1987a): Habitatwahl des Baumpiepers (*Anthus trivialis*). *J. Orn.* 128: 33–47. – (1987b): Zur Ethologie des Baumpiepers (*Anthus trivialis*). *Ökol. Vögel* 9: 1–30.
- MEURY, R. (1989): Biotopansprüche und Populationsökologie einer Baumpieperpopulation (*Anthus trivialis*) in einem inselartig verteilten Habitat des schweizerischen Mittellandes. *Diss. Univ. Basel*.
- MULSOW, R. (1980): Untersuchungen zur Rolle der Vögel als Bio-Indikatoren am Beispiel ausgewählter Vogelmenschen im Raum Hamburg. *Hamb. Avifaun. Beitr.* 17: 270 S.
- RITTER, M. (1980): Der Brutvogelbestand einer intensiv genutzten Kulturlandschaft im Schweizerischen Mittelland. *Orn. Beob.* 77: 65–71.
- SCHIFFERLI, L. (1981): Der Brutvogelbestand einer Kulturlandschaft im aargauischen Reusstal. *Orn. Beob.* 78: 41–46.
- SCHIFFERLI, L., H. BLUM & B. NAEF-DAENZER

- (1985): Einfluss der Landschaftsstruktur auf die Zahl der Brutvogelarten im aargauischen Reusstal. Orn. Beob. 82: 251–264.
- SCHNEIDER, R. (1969): Die Siedlungsdichte der Vögel einer Bruchlandschaft im nördlichen Harzvorland im Jahre 1962. Mitt. IG Avifauna DDR Nr.2: 3–12.
- SCHWERDTFEGER, F. (1968): Ökologie der Tiere; Demökologie. Hamburg u. Berlin.
- SUTER, H. (1959): Beitrag zur Diluvialgeologie des Knonauer Amtes, Kt. Zürich. Eclogae geol. Helv. 52: 499–509.
- WILDERMUTH, H. (1980): Natur als Aufgabe. Leitfaden für die Naturschutzpraxis in der Gemeinde. Schweizerischer Bund für Naturschutz, Basel, 298 S.

- WULLSCHLEGER, R. (1975): Zur Geographie und Erholungsplanung des aargauischen Reusstales. Geograph. Institut ETH-Zürich, Publ. Nr. 56.
- ZENKER, W. (1982): Beziehungen zwischen dem Vogelbestand und der Struktur der Kulturlandschaft. Beitr. Avifauna Rheinland 15.

*Manuskript eingegangen 23. Dezember 1988
bereinigte Fassung 30. Januar 1989*

Roland Meury, Hauptstrasse 54, 4105 Biel-Benken

Schriftenschau

EPPEL, W. & G. SCHMID (Hrsg.) (1988): **Artenschutzsymposium Braunkehlchen**. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 51: 1–223. Zahlr. Farb- und SW-Fotos sowie Abb. und Tab., DM 21.–. Bezug: DBV, Landesverband Baden-Württemberg, Heusteigstr. 94, D-7000 Stuttgart 1. – Das Heft enthält 7 Arbeiten, die sich speziell mit dem Braunkehlchen befassen und 3 über den Schutz der Wiesenvögel in der Bundesrepublik allgemein. Die Autoren befassen sich mit Ökologie, Siedlungsdichte, Bestandssituation und Verbreitung der Art in verschiedenen Bundesländern. Drei Beiträge von A. Labhardt beschreiben Siedlungsstruktur, Bruterfolg und Nahrung von *Saxicola rubetra* in den Westschweizer Voralpen. Das Braunkehlchen dient hier als Beispiel eines klassischen Wiesenvogels, dessen Bestände überall dort zurückgehen oder erloschen sind, wo die traditionelle Wiesenbewirtschaftung einer intensiven Flächennutzung weichen musste. R. Winkler

HECKENROTH, H. (1985): **Atlas der Brutvögel Niedersachsens 1980 und des Landes Bremen** mit Ergänzungen aus den Jahren 1976–1979. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Heft 14. Niedersächsisches Landesvermessungsamt, Hannover. 428 S. DM 25.–.

NITSCHKE, G. & H. PLACHTER (1987): **Atlas der Brutvögel Bayerns, 1979–1983**. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, München. 269 S., 200 Karten. DM 29.–.

WINK, M. (1987): **Die Vögel des Rheinlandes, Band 3: Atlas der Brutvogelverbreitung**. Gesellschaft Rheinischer Ornithologen, Düsseldorf

(Kommissionsverlag Kilda, Greven). DM 44.80. – Verbreitungsatlanten auf der Basis von Rasterkartierungen wurden in Grossbritannien erfunden und liegen inzwischen nicht nur für viele Länder Europas (zuletzt Finnland 1983) und einen Kontinent (Australien 1984) vor, sondern auch für einzelne Provinzen Spaniens und Italiens (Rioja 1980, Katalanien 1983 (vgl. Orn. Beob. 82:242), Navarra 1985 und Brescia 1985 sowie Sizilien 1985). Die Situation in der Bundesrepublik Deutschland sah lange Zeit wenig erfreulich aus. Es gab auf nationaler Ebene lediglich die Erfassung von 1980 (Basis 25 km-Raster, Rheinwald 1982). Inzwischen hat sich die Situation gebessert, sind doch nicht nur eine Reihe lokaler Atlanten erschienen (Werdenfeller Land 1978, Inntal 1978, Grossraum Bonn 1984, 1987, Bodenseegebiet 1983 und Westberlin 1984), sondern auch auf der Ebene der Bundesländer hat sich einiges getan: Niedersachsen und Bayern sind publiziert, für Baden-Württemberg sind Atlanten der Brut- und Winterverbreitung im Druck. Ferner liegt der Atlas des Rheinlandes vor (20000 km² von Rheinland-Pfalz und Nordrhein-Westfalen).

Der Atlas der Brutvögel Niedersachsens deckt etwa 19,5% der Fläche der Bundesrepublik ab, allerdings bestehen grosse Bearbeitungslücken östlich von Bremen und nördlich von Osnabrück. Für das Projekt haben über 950 Avifaunisten fast 250000 Einzeldaten zusammengetragen. Als Rastereinheit wurden TK 25-Quadranten verwendet, d.h. ein Viertel eines topographischen Kartenblattes 1:25000 oder 3 × 5 geographische Minuten, was im Norden des Bearbeitungsgebietes einer Fläche von 30,2 km², im Süden von 32 km² entspricht. Die Resultate der Erhebung 1980 sind auf 201 Verbreitungskarten in roter Farbe, ergänzende Zufallsdaten aus den Jahren 1976–79 orange, wiedergegeben. Eine ganze Reihe thematischer Karten (natur-