Verteilung und Häufigkeit von Elstern *(Pica pica)* im Jahresverlauf auf Probeflächen in Schleswig-Holstein

R. Dreifke

DREIFKE, R. (1994): Verteilung und Häufigkeit von Elstern *(Pica pica)* im Jahresverlauf auf Probeflächen in Schleswig-Holstein. Corax 15: 344-376

Von Februar 1987 bis Februar 1989 wurden im südöstlichen Schleswig-Holstein Untersuchungen zu den Ursachen für Verteilung und Häufigkeit von Elstern durchgeführt.Hierzu wurden zwei Untersuchungsflächen ausgewählt, die sich hinsichtlich Nutzungsstruktur und Elsterndichte unterscheiden. Fläche I hat eine Größe von 210 km² und liegt im ländlichen Kreis Herzogtum Lauenburg. Fläche II ist 18 km² groß und umfaßt im wesentlichen den Stadtrand von Reinbek, an der östlichen Peripherie des Großraumes Hamburg.

In Fläche I betrug die Elstern-Siedlungsdichte 1987 0,25 und 1988 0,26 Brutpaare pro km². Die Nester waren nicht gleichmäßig in der Landschaft verteilt, sondern befanden sich alle in nächster Nähe (bis 100 m entfernt) oder innerhalb von Ortschaften.

In Fläche II lag die Elstern-Siedlungsdichte 1987 mit 1,6 und 1988 mit 1,7 Brutpaaren pro km² viel höher. Als Maximalwert wurden in einem Gewerbegebiet 12 Brutpaare pro km² erreicht.

Im Jahr 1988 wurden in Fläche I 3,05 Jungvögel pro erfolgreiches Brutpaar älter als 3 bis 5 Wochen. Für alle Paare, die eine Brut begonnen hatten, ergab sich ein entsprechender Wert von 1,48 Jungvögeln, d.h. 51 % der Bruten verliefen erfolglos.

Elstern sind zur Brutzeit ausgeprägt territorial. Die Größe der Brutreviere wurde durch individuelle Sichtmarkierung von Brutvögeln bestimmt. 14 Elstern in Fläche I beflogen von Anfang Mai bis Anfang August im Mittel 7,7 ha große Reviere. In Fläche II waren die Reviere bei 4 sichtmarkierten Elstern mit 5,6 ha deutlich kleiner.

Als wichtigste Habitatstrukturen in den Brutrevieren erwiesen sich kurzrasige Grünlandflächen, entweder als Dauerweiden oder als regelmäßig gemähte Rasenflächen. Elstern brauchen davon während der Brutzeit mindestens 1 ha zur Deckung des Nahrungsbedarfs. Außerdem werden Hecken und Knicks benötigt, die Schutz und Nistmöglichkeiten bieten.

Während sich ein Teil der Jungvögel im Laufe des Juli von den Altvögeln absonderte – ein sichtmarkierter Jungvogel beflog bis Mitte August 17 ha – blieben andere Jungvögel bis in den Februar 1989 hinein im vergrößerten elterlichen Revier. Aus der erstgenannten Gruppe gingen ab Ende August an mehreren Stellen Schwärme von bis zu 20 Individuen hervor, die bis zum kommenden Februar existierten.

Aus einem Schwarm bei Nusse wurde im Herbst 1988 eine Jungelster telemetriert. Die Größe des Aktionsraumes betrug vom 20.9. bis 29.10. 97 ha (82 Ortungen). Die Aufenthaltsgebiete von Jungelstern im Spätsommer und Herbst enthielten weniger Grünland als die der Brutvögel, weil die Äcker nach der Ernte wieder zur Nahrungssuche aufgesucht werden konnten.

Nach einer Grünlandkartierung gibt es auch außerhalb der in 1987 und 1988 von Elstern bewohnten Bereiche noch potentiell für Elstern zum Brüten geeignete Habitate.

Es konnte gezeigt werden, daß das Angebot an Flächen mit Vegetationshöhen von unter 20 cm während der Brutperiode ein Minimum durchläuft. Dies hat Konsequenzen für Siedlungsdichte, Reviergröße und Bruterfolg. So sind in den Städten an Stellen mit ständig kurzgehaltenen Rasenflächen die Siedlungsdichten höher und die Reviere deutlich kleiner als in ländlichen Bereichen. Außerdem gibt es Hinweise, daß in den Städten mehr Jungvögel flügge werden.

Außerhalb von Ortschaften liegende Grünlandflächen wurden nicht durch Elstern besiedelt, weil im allgemeinen Rabenkrähen *(Corvus c. corone)* auf diese Flächen Anspruch erhoben. Rabenkrähen siedelten in Fläche I mit 0,60 bzw. 0,64 Brutpaaren pro km², insbesondere in der offenen Landschaft, während Ortschaften und Waldränder gemieden wurden. Zwischen Elster und Krähe besteht eine interspezifische Raumkonkurrenz, wobei die Rabenkrähe bei Streitigkeiten dominiert. Aus dieser Konkurrenz resultierten hohe interspezifische Nestabstände von durchschnittlich 470 m.

Habichte *(Accipiter gentilis)* waren in Fläche I mit 4,4 bzw. 3,9 Brutpaaren auf 100 km² vertreten. Der von ihnen ausgehende Prädationsdruck beeinflußt sowohl die Verteilung von Elstern als auch von Rabenkrähen. So betrugen die „mittleren nächsten Abstände" von besetzten Elsternnestern

und Habichtshorsten 1987 1900 m und 1988 1560 m. 1988 gab es mehrere Habichtneuansiedlungen, die in traditionelle Elsterngebiete „einbrachen". Zwischen Rabenkrähen-Revierpaaren und Habicht waren die Abstände mit 1050 bzw. 1130 m geringer.

Die in den letzten zwei Jahrzehnten beobachteten Abnahmen der Elsterbestände in der offenen Landschaft sind korrelierbar mit Landnutzungsänderungen, insbesondere der Umwandlung von Grün- in Ackerland und der Intensivierung der Grünlandnutzung.

Roland Dreifke, Dorfstraße 19, 23896 Ritzerau

1. Einleitung, Herleitung der Fragestellung

Ziel dieser Arbeit ist es, mögliche Ursachen von Verteilung und Häufigkeit, einschließlich des Fehlens, von Elstern in der Kulturlandschaft anhand von Untersuchungen in Schleswig-Holstein darzustellen.

Innerhalb ihres biogeographischen Areals ist die Verteilung einer Spezies grundsätzlich vom Vorhandensein geeigneter Biotope abhängig (HILDÉN 1965, PATRIDGE 1981). Deshalb ist zunächst anhand von Habitat-Analysen nach Gemeinsamkeiten zwischen verschieden strukturierten Lebensräumen der Individuen einer Art zu fragen. Erste Ansätze zur Analyse von Elstern-Habitaten erwähnten HOLYOAK (1974), BAEYENS (1981c), MØLLER (1982), GAST (1984) und BOSSEMA et al. (1986). Sie stellten die Bedeutung des kurzrasigen Grünlandes für die Elster heraus. Elstern finden auf diesen Flächen den größten Teil ihrer Nahrung in Form von epigäischen Niederen Tieren (DECKERT 1980, TATNER 1983, BALANCA 1984a).

Unter anderem auch diese Annahme gilt es durch Vergleich von Habitaten unterschiedlicher Qualität im Rahmen dieser Arbeit zu überprüfen. Als weitere wichtige Habitatparameter werden Brut- und Versteckmöglichkeiten sowie die Nähe von Ortschaften genannt.

Hat man den Lebensraum (Habitat, Monotop) eines Vogels ausreichend charakterisiert, so darf man noch nicht davon ausgehen, daß der Vogel diese theoretische Nische (Fundamentalnische) uneingeschränkt ausfüllen kann. Vielmehr wird durch bestimmte Bedingungen, z.B. Anwesenheit von Konkurrenten oder Prädatoren, die Nische eingeengt zur Realnische (BEZZEL 1982). So schränkt die interspezifische Konkurrenz mit Rabenkrähen *(Corvus corone corone)* (vgl. BOSSEMA et al. 1976, BAEYENS 1981b, VINES 1981, ELLENBERG 1983, MØLLER 1983) sowie der Prädationsdruck durch den Habicht *(Accipiter gentilis)* (vgl. PUCHSTEIN 1964, LOOFT & BUSCHE 1981, ELLENBERG et al. 1984) die Verbreitungsmöglichkeiten der Elster nachweislich ein.

Für die seit Beginn der fünfziger Jahre beobachteten starken Bestandeseinbußen in der freien Landschaft – bis hin zum großflächigen Verschwinden der Elster – (COOKE 1979, KAISER 1987, PLATH 1988) können jedoch die zuvor genannten Mechanismen nicht verantwortlich sein, vielmehr sind hier Veränderungen in der Agrarstruktur als Ursachen anzunehmen. Gleichzeitig scheinen die Elstern zunehmend zu „verstädtern" (z.B. TATNER 1982, HAAFKE 1987). Auch diese Entwicklung soll unter dem Aspekt von Landnutzungsänderungen untersucht werden.

Die Elster zählt in Mitteleuropa zu den häufigsten großen Vertretern der *Passeriformes* (PRINZINGER & HUND 1981). Sie ist ausgesprochen standorttreu (GLUTZ VON BLOTZHEIM 1993, BUSSE 1969, GOODWIN 1976, ZINK 1983) und aufgrund ihres auffälligen Brutverhaltens und ihrer auffälligen Nestanlage leicht zu erfassen und zu beobachten. Außerdem haben ihre Aktionsräume eine für den Beobachter überschaubare Größenordnung. Damit werden ökologische Zusammenhänge eindeutig landschaftsbezogen analysierbar. Elstern eignen sich deshalb in besonderer Weise als Modellfall für ökologische Untersuchungen.

Danksagung

Die vorliegende Veröffentlichung entstand auf der Grundlage einer Diplomarbeit am Institut für Wildbiologie und Jagdkunde der Universität Göttingen. Herrn Prof. Dr. Dr. A. FESTETICS danke ich hiermit für die Überlassung des Themas. Mein besonderer Dank gilt Herrn Dr. Hermann ELLENBERG, Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, der die Arbeit angeregt sowie im Gelände und am Schreibtisch betreut hat. Die den Kolkraben betreffenden Ab-

schnitte der Diplomarbeit haben wir bereits veröffentlicht (ELLENBERG & DREIFKE 1992).

Gefördert wurde die Untersuchung im Rahmen eines vom Bundesministerium für Forschung und Technologie an Prof. Dr. M. MÜHLENBERG, Ökologische Station der Universität Würzburg, Prof. Dr. G. KAULE, Institut für Landschaftsplanung der Universität Stuttgart und Dr. H. ELLENBERG erteilten Forschungsauftrages zum Thema Minimalareale für Tierpopulationen aus Naturschutzsicht.

Für kritische Anmerkungen bei der Durchsicht des Manuskripts danke ich R.K. BERNDT, K. PUCHSTEIN, R. TIEDEMANN und DR. F. ZIESEMER.

2. Untersuchungsgebiet und Probeflächen

2.1 Auswahl der Probeflächen

Es galt, in erreichbarer Entfernung vom Wohnort des Beobachters (Ritzerau, Kreis Hzgt. Lauenburg) landschaftlich möglichst unterschiedliche Elsternvorkommen vergleichend zu bearbeiten. Zu diesem Zweck wurde ab Mitte Februar 1987 eine Übersichtskartierung der Elsternverbreitung östlich von Hamburg durchgeführt. Von Glinde und Reinbek, beides Orte mit kompakter Bebauung, ausgehend, wurde ein ca. 10 km breiter Streifen über Trittau hinaus nach Nordosten durch den ländlichen Raum bearbeitet. Zusätzlich wurde im Kreis Herzogtum Lauenburg westlich der Linie Ratzeburg-Mölln bis an die Grenze zum Kreis Stormarn kartiert. Während dieser Grobkartierung vor der eigentlichen Brutperiode wurden i.d.R. alte Nester, aber auch schon entstehende neue Nester aufgenommen. Sie sind in dieser Jahreszeit in blattlosen Laubbäumen leicht zu finden und ergeben, eingetragen in Meßtischblätter (1:25000), Hinweise auf die zu erwartende Verteilung während der kommenden Brutperiode. Die alten Nester werden zwar selten direkt wieder benutzt (BRINKMANN 1962, DECKERT 1968, LOVE & SUMMERS 1973), wegen ihrer Ortstreue behalten Elstern günstige Reviere jedoch über Jahre hinweg bei (MØLLER 1982).

Anhand dieser vorläufigen Übersicht konnte die Auswahl der Probeflächen vorgenommen werden. Die einzelnen Flächen sollten folgende Kriterien erfüllen:

Eine Fläche sollte dicht und zusammenhängend mit Elstern besiedelt sein. Hier fiel die Wahl auf eine Fläche, die den Nordteil der Stadt Reinbek sowie zwei angrenzende kleine Gemeinden umfaßt.

Eine Fläche sollte mindestens zwei gesichert erscheinende Elsternvorkommen enthalten, während das dritte Gebiet nicht oder nur sporadisch mit Elstern besiedelt sein sollte. Hier bot sich im Kreis Herzogtum Lauenburg eine Kombination dieser beiden Flächen an, da sich hier gesicherte Elsternvorkommen mit größeren Lücken in der Elsternverbreitung abwechseln.

Im folgenden wird die ländliche Probefläche im Kreis Herzogtum Lauenburg mit Fläche I und die Probefläche am Stadtrand von Reinbek mit Fläche II bezeichnet.

2.2 Die Probeflächen

2.2.1 Ländliches Gebiet im Kreis Herzogtum Lauenburg

Die Fläche I (Abb. 1) liegt im Kreis Herzogtum Lauenburg, in den zum Östlichen Hügelland zählenden Naturräumen Stormarner Endmoränengebiet und Südwestmecklenburgisches Seenhügelland. Sie hat eine Größe von 210 km². Es handelt sich dabei um einen homogenen, traditionell dörflich-landwirtschaftlich genutzten Raum. 30 Ortschaften mit Einwohnerzahlen zwischen 90 und 1050 verteilen sich gleichmäßig über die ganze Fläche. Landwirtschaftliche Flächen (66 % des Gebietes) wechseln sich ab mit einer größeren Zahl von Waldungen (24 % des Gebietes), die der Landschaft einen besonders abwechslungsreichen Charakter geben. In diesen überwiegend einige Quadratkilometer großen Waldstücken dominieren Laubholzbestände.

2.2.2 Stadtrand von Reinbek

Die Fläche II (Abb. 2) befindet sich am Stadtrand von Reinbek. Sie ist 18 km² groß und liegt naturräumlich vollständig im „Hamburger Ring", welcher zur Geest gehört. Die Stadt Reinbek macht ca. ein Drittel (5,7 km²) der Fläche aus.

Insgesamt läßt sich die Fläche II in folgende differenzierte Stadtbiotope unterteilen (s.Abb. 2):

– Gewerbegebiet im Nordwesten (Teilfläche 1) mit 1,6 km² Größe,

– Einfamilienhausbezirke (Villen mit alten Gärten) im Osten (Teilfläche 3) mit 1,9 km² Größe,

– dazwischen abwechselnd Gartenstadt- und Wohnblockzonen mit Grünanlagen (Teilfläche 2) mit 2,2 km² Größe,

- Dörfer (Teilfläche 4) mit 0,9 km² Größe.

Im Westen und Südosten ist der zum Untersuchungsgebiet gehörige Stadtteil Reinbeks eingelagert in zwei Waldstücke, die in erster Linie Er-

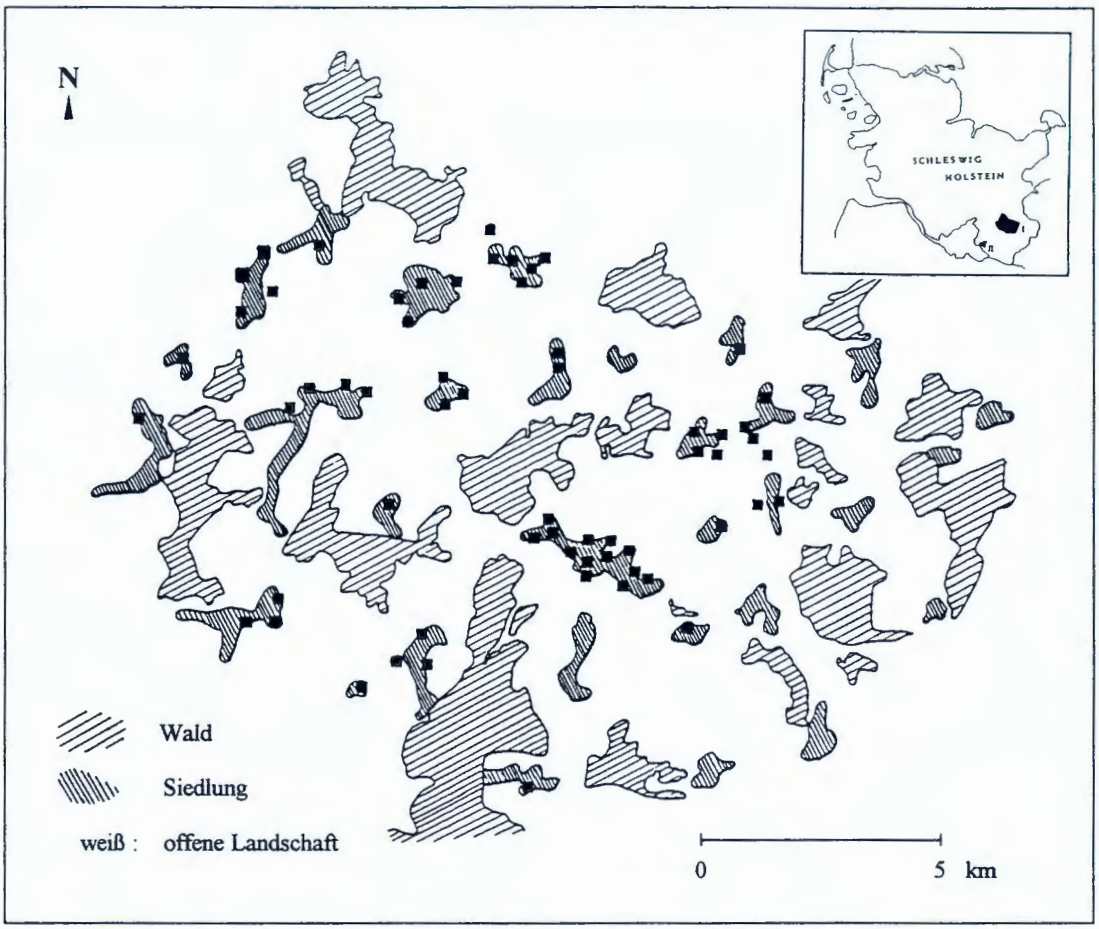

Abb. 1: Flächennutzung in der ländlichen Fläche I im Kreis Herzogtum Lauenburg und Verteilung der Elstern-Brutpaare 1988
Fig. 1: Available habitat and distribution of Magpie breeding pairs in 1988 in study area I

holungsfunktion haben. Ein Teil des südöstlichen Forstes unterliegt einem Betretungsverbot, da er zu einem Standortübungsplatz gehört. Im Norden schließt an Reinbek eine monotone Ackerlandschaft an, die nur noch stellenweise die typischen Knicks enthält. In dieser Ackerlandschaft befinden sich zwei kleinere Gemeinden mit dörflichem Charakter. Absolut begrenzt wird die Fläche II im Osten durch das größte geschlossene Waldgebiet Schleswig-Holsteins, den Sachsenwald, und im Westen durch das Stadtgebiet Hamburgs.

3. Vorkommen und Siedlungsdichte, sowie Daten zur Populationsdynamik der Elster

3.1 Methode

3.1.1 Siedlungsdichte, Bruterfolg

Zur Ermittlung der Siedlungsdichte wurden Nester und Bruten der Elster systematisch gesucht. Erste Nestbauaktivitäten wurden im Untersuchungsgebiet, eventuell begünstigt durch die milden Winter 1987/88 und 1988/89, schon im Dezember beobachtet. Man kann also schon früh im Jahr nicht nur die Vorjahresnester, sondern auch

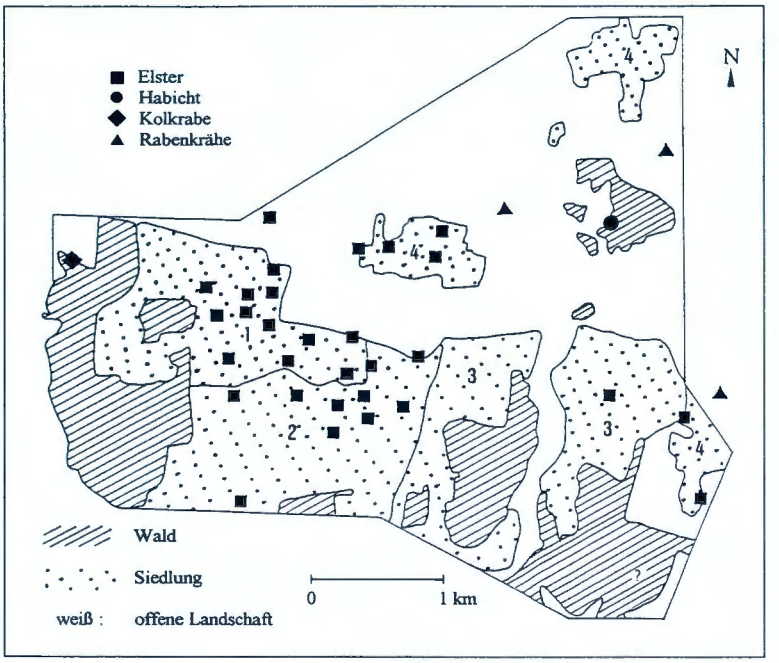

Abb. 2: Verteilung der Brutpaare von Elster, Habicht und Kolkrabe, sowie der Revierpaare der Rabenkrähe 1988 in Fläche II. Die Nummern 1 bis 4 kennzeichnen die unterschiedlichen Stadtbiotope.

Fig.2: Distribution of breeding pairs of Magpie, Goshawk and Raven as well as of territorial pairs of Carrion Crow in 1988 in study area II. The numbers 1-4 mark the different habitat types.

aktuelle Reviere kartieren. Die Kartierung der typischen kugeligen Reisignester, die in Laubbäumen auf erhebliche Entfernung leicht zu entdecken sind, erfolgte weitgehend vom Auto aus. Elsternnester in Nadelbäumen können bei dieser Erfassungsmethode leicht übersehen werden. Da aber andere Untersucher ähnliche Probleme haben, sind die ermittelten Siedlungsdichteangaben letztendlich doch mit denen aus anderen Untersuchungen vergleichbar. Die nicht einsehbaren Flächen wurden zu Fuß begangen.

Das Maximum der Nestbauaktivität fällt in die letzten März- und ersten Apriltage (BÄHRMANN 1968). Während dieser Zeit bis zum Brutbeginn ab Anfang April bis Mitte Mai (LOVE & SUMMERS 1973, HUND & PRINZINGER 1981, TATNER 1982, EDEN 1985) fanden fast täglich Kontrollen in den Probeflächen statt, wobei sich die frühen Morgen- und Abendstunden als zur Kartierung am besten geeignet erwiesen.

Ein Elstern-Revier galt als besetzt, falls Transport von Nistmaterial, Nestbau, Aufenthalt in Nestnähe oder die Brut festgestellt wurden. Die besetzten Nester wurden in Meßtischblätter (1:25000) eingetragen. Wurde durch Sturm ein Nest zerstört, was bei hochangelegten Nestern in Linden oder Pappeln gelegentlich vorkam, und an gleicher Stelle wieder ein neues errichtet, so ging dieses nicht ein weiteres mal mit in die Zählung ein. Der Grund für dieses Vorgehen ist, daß nach Stürmen nicht jedesmal die Probeflächen auf diese Verluste hin kontrolliert werden konnten, Elstern jedoch nur 7-9 Tage zum Bau eines neuen Nestes benötigen (DECKERT 1968, eigene Beob.).

Mit Erfassungsfehlern ist vor allem dann zu rechnen, wenn Bruten nach einsetzender Belaubung verspätet begonnen wurden.

1988 wurde des weiteren der Bruterfolg in Form der 3-5 Wochen alten Jungvögel erfaßt. In diesem Alter haben die Jungvögel die Zeit der höchsten Verlustrate hinter sich (EDEN 1985, BIRKHEAD et al. 1986). Sie lassen sich aber, da Schwarmbildung noch nicht eingesetzt hat, den jeweiligen Brutpaaren zuordnen. Auf die aufwendige und störende Kontrolle der Gelegegröße sowie der nicht flüggen Jungvögel wurde verzichtet.

3.1.2 Charakterisierung des Brutbiotops

Um das Angebot an Landschaftsstrukturen mit deren Nutzung durch brütende Elstern zu vergleichen, wurde eine Analyse von Rasterquadraten mit 1 km Seitenlänge auf der Fläche I durchgeführt. Als Grundlage galten das UTM-Gitternetz und die Karten 1:50000. Unterschieden wurden drei Grobnutzungsarten „Wald", „Bebau-

ung" und „offene Landschaft" sowie Gemischtnutzungen durch zwei oder alle drei Nutzungskategorien, wenn jeweils mindestens 10 % der Fläche des Rasterquadrats von je einer Nutzung bestimmt sind.

Jedem Raster wurde die Anzahl der innerhalb brütenden Elstern zugeordnet. So läßt sich die spezifische Siedlungsdichte der Elster für definierbare Landschaftsteile errechnen.

Daneben wurden noch weitere Daten, z. B. Art des Nistbaums, Höhe des Nestes über Grund sowie Abstand (auf ca. 30 m genau) der Nester vom nächstgelegenen Siedlungs- und Waldrand erhoben.

3.2 Ergebnisse

3.2.1 Vorkommen, Siedlungsdichte und Bruterfolg

Probefläche I:

Auf der 210 km² großen ländlichen Fläche I wurden im Untersuchungszeitraum insgesamt 166 Elsternester kartiert.

Für das 1. Jahr der Untersuchung 1987 wurden 53 besetzte Elsternester nachgewiesen. Dies entspricht einer Siedlungsdichte von 0,25 Brutpaaren pro km². 1988 gab es 55 Brutpaare (Abb. 1), die Siedlungsdichte lag bei 0,26 Brutpaaren pro km². In Bezug auf das Untersuchungsjahr 1988 gab es im Durchschnitt 3,0 Nester pro Brutrevier, wobei in der Nestbauphase 1988 lediglich 66 Nester, d.h. 1,2 Nester pro Jahr und Brutrevier, neu entstanden sind. Alte Nester wurden regelmäßig angeflogen, zum Teil ausgebaut, oder es wurde Nistmaterial entnommen. In 8 Fällen (15 %) wurde 1988 in dem Vorjahresnest gebrütet.

Außerdem wurden 1988 sechs Nichtbrüter-Paare (11 %) bekannt, die zwar in ihrem Revierverhalten den Brutpaaren glichen, aber selbst, auch im fortgeschrittenen Frühjahr, kein Nest mehr bauten. Auf diese Nichtbrüter wurde man häufig nur durch Zufall aufmerksam, z.B. bei Fangaktionen. Nichtbrüter-Schwärme gab es in den Untersuchungsgebieten von März bis August nicht (s. Kap. 4).

Zur weiteren Beschreibung der Siedlungsdichte kann die mittlere Entfernung zwischen jeweils zwei besetzten Elsternestern herangezogen werden. Sie schwankt zwischen 180 und 930 m. Im Mittel betrug sie 1987 490 m und 1988 480 m, wobei insgesamt 75 Entfernungsmessungen durchgeführt wurden. Bei einigen Paaren waren mehrere Messungen zu unmittelbaren Nachbarn in verschiedenen Himmelsrichtungen möglich, während andererseits bei isolierten Einzelvorkommen auf Entfernungsmessungen verzichtet wurde, wenn kein räumlicher Zusammenhang zu benachbarten Paaren mehr erkennbar war.

Bei 43 von 55 Brutpaaren konnte der Bruterfolg ermittelt werden. Er lag bezogen auf erfolgreiche Brutpaare bei 3,05, bezogen auf den Gesamtbruterfolg bei 1,48 flüggen Jungvögeln pro Brutpaar. In 22 von 43 Fällen, das heißt bei 51 %, flogen keine Jungvögel aus, wobei nicht in jedem Fall sicher zu belegen war, ob es überhaupt zur Eiablage gekommen war.

Probefläche II:

Auf der 18 km² großen Fläche II wurden im Untersuchungszeitraum 74 Elsternester bekannt. 1987 wurden 29 Brutpaare (1,6 Brutpaare pro km²) und 1988 30 Brutpaare (1,7 Brutpaare pro km²) nachgewiesen. In Bezug auf das Untersuchungsjahr 1988 hatte ein Brutpaar im Mittel 2,5 Nester im Revier, wobei in der Nestbauphase 1988 29 Nester, das heißt 1 Nest pro Paar und Jahr, neu entstanden. Mindestens 6mal (22 %) wurde das Vorjahresnest nach einer Renovierung wieder bezogen.

Der 5,7 km² große zur Stadt Reinbek gehörende Teil der Probefläche (ohne Waldfläche) ist recht ungleichmäßig von Elstern besiedelt (Abb.2). Es ist daher sinnvoll, die Besiedlung der einzelnen Stadtbiotope durch Elstern gesondert darzustellen:

– Das 1,6 km² große Gewerbegebiet ist mit 12 Paaren sehr dicht besiedelt (7,5 Paare pro km²), wobei ein Teil des Gewerbegebietes wegen seiner Waldrandnähe auffällig gemieden wird. Lediglich ein Nichtbrüterpaar hielt sich hier auf.

– Die Elster ist relativ selten (1,0 Paare pro km²) in den alten Villenbezirken, deren große Gärten mit altem Baumbestand fast waldartigen Charakter haben.

– In den sich abwechselnden Gartenstadt- und Wohnblockzonen ist die Siedlungsdichte mit 4,5 Paaren pro km² noch hoch.

Dies bezieht sich in erster Linie auf den Übergangsbereich vom Gewerbegebiet zur Gartenstadt, wobei die Wohnblockzonen gemieden werden. Hier fehlen ausreichend hohe Bäume, in denen sich Elstern wegen der hohen Häuser und engen Bebauung zum Brüten sicher fühlen könnten.

Die Entfernung zwischen zwei besetzten Elsternestern betrug in Fläche II 1987 im Mittel 290m und 1988 im Mittel 270m.

3.2.2 Charakterisierung des Brutbiotops

Ein Blick auf die Verbreitungskarte (Abb. 1) läßt die unterschiedliche Besiedlung der Fläche I durch Elstern erkennen. Neben Gebieten mit höherer Siedlungsdichte gibt es auch größere Lücken in der Elsternverbreitung: 95 % der Bruten fanden in unmittelbarer Nähe (bis 100 m Entfernung) von Siedlungen statt. Die restlichen 5 % Nistbäume standen bis max. 200 m von Siedlungen entfernt. In größerem Abstand wurden keine Bruten bekannt.

In 8 Fällen befanden sich die Nester zwar weiter außerhalb von Ortschaften (bis 400 m), aber jeweils immer in unmittelbarer Nähe (bis 100 m) zu einzelnstehenden Häusern oder Gehöften. Weitere 5 alte, im Untersuchungszeitraum nicht benutzte Nester bis 500 m außerhalb von Ortschaften zeugen von Versuchen der Elstern, geeignete Habitate in der freien Landschaft wieder zu besiedeln. In 4 Fällen versuchten die Elstern – offensichtlich mit wenig Erfolg, vgl. Kap. 7 – das größte Grünlandgebiet der Fläche I, das Duvenseer Moor (etwa 4 km²), zu erschließen.

Abb. 1 ist außerdem zu entnehmen, daß waldrandnahe Bereiche gemieden werden, selbst wenn sich dort Ortschaften befinden. Die bisher aus Beobachtung gewonnenen Informationen werden bestätigt durch die unter 3.1.2 beschriebene Analyse von 226 1x1km-Rastern nach groben Nutzungskategorien. Elstern bevorzugen die Nutzungsstruktur „offene Landschaft/bebaut" bei weitem (Tab. 1). In diesem Vorzugsbiotop herrscht eine rund dreifach höhere Siedlungsdichte als in der Fläche I insgesamt (Tab.2).

Bei der Wahl des Nistbaumes ist die Elster wenig wählerisch. Fast alle vorkommenden Sträucher und Bäume wurden genutzt. Schwerpunkte lagen bei Linde, Obstbaum, Birke, Pappel und Weißdorn mit zusammen 74 % der Nistbäume. Nadelhölzer machten nur 6 % der Nistbäume aus.

Für die in Fläche II brütenden Elstern wurde bereits unter 3.2.1 eine gewisse Charakterisierung des Brutbiotops vorgenommen, indem den unterschiedlichen Stadtbiotopen die Siedlungsdichten der Elster zugeordnet wurden.

Bei den Nestträgern waren Obstbäume, weil kaum vorhanden, weniger vertreten als in Fläche I, während der Eichenanteil mit 19 % hier deutlich höher lag als in Fläche I (2 %). Erwartungsgemäß hoch lagen die Anteile bei Linde, Birke und Pappel mit zusammen fast 50 % der Nistbäume. Nadelbäume waren zu 8 % Nestträger.

Zur weiteren genaueren Charakterisierung des Brutbiotops wurden Habitat-Analysen in den Aktionsräumen individuell sichtmarkierter Elstern durchgeführt. Die Ergebnisse werden im Kapitel 4 dargestellt.

3.3 Diskussion

Siedlungsdichte:

Die Elster ist als Brutvogel fast in ganz Mitteleuropa verbreitet (VOOUS 1982). Allerdings schwanken die in der Literatur verfügbaren Siedlungsdichteangaben in einem weiten Rahmen. Neben tatsächlich habitatbedingten Ursachen scheint hier vor allem die Auswahl und Größe des Untersuchungsgebietes eine Rolle zu spielen. Wegen der geklumpten Verteilung der Nester und der unterschiedlichen Besiedlung einzelner Landschaftsstrukturen erhält man bei kleinen Untersuchungsgebieten hohe Werte. Eine Hochrechnung dieser Siedlungsdichten auf größere Gebiete würde deshalb zu unrealistisch hohen Bestandeszahlen führen.

Wie aus der Tabelle 3 ersichtlich, liegen die in den Probeflächen ermittelten Siedlungsdichten alle im Schwankungsbereich von Siedlungsdichten aus vergleichbaren Landschaftsräumen Norddeutschlands. In landwirtschaftlich geprägten Gebieten mit Flächengrößen von über 100 km² schwankt die Siedlungsdichte im allgemeinen zwischen 0,18 und 0,8 Brutpaaren pro km². Nur bei kleineren Untersuchungsgebieten wurden lokal höhere Dichten bis zu 3,1 Brutpaaren pro km² (FJELDSÅ 1981) bekannt.

Demgegenüber liegen die im Stadtbereich oder in Stadtrandlagen ermittelten Siedlungsdichten höher (1,0 bis 3,6 Brutpaare pro km²). Lokal wurden bis zu 13 Brutpaare pro km² nachgewiesen (BALANCA 1984b, MULSOW 1985, WITT 1985).

Insgesamt zeichnet sich langfristig folgender Trend ab: Die Elster hat in den letzten Jahrzehnten die freie Landschaft als Brutvogel zu großen Teilen verlassen (COOKE 1979, KAISER 1987, PLATH 1988, PUCHSTEIN 1992), gleichzeitig hat sie in zunehmendem Maße die urbanen Bereiche besiedelt bzw. dort höhere Brutpaardichten erreicht (PLATH 1984, WITT 1984, EDEN 1985, HAAFKE 1987). In Hamburg ging der Bestand auf 11 Probeflächen von 1970 bis 1985 zwar auf die

Tab. 1: Nutzungsstruktur von 226 1x1 km²-Rastern der Fläche I nach groben Kategorien (1988)
Table 1: Rough estimates of relative size of different habitat types in 226 1 x 1 km² grids in study area I in 1988

Nutzungsart	**Anteil der Raster vorhanden (=100%)**	**davon mit Elstern-Brutpaaren**	**Anteil der besetzten Raster (%)**
überwiegend bebaut	0	0	0
überwiegend Wald	13	0	0
überwiegend offene Landschaft	68	8	12
bebaut/Wald	0	0	0
bebaut/offene Landschaft	53	27	51
Wald/offene Landschaft	75	0	0
Wald/bebaut/offene Landschaft	17	3	18

Tab. 2: Siedlungsdichten der Elster gegliedert nach Grobnutzungsarten in der Fläche I (1988)
Table 2: Abundances of Magpies within the different habitat types in study area I in 1988

Nutzungsart[1]	**km²-Raster**	**Elstern-Paare**	**Siedlungsdichte (Brutpaare/km²)**
offen	68	9	0,13
Wald	13	0	0
bebaut/offen	53	43	0,81
Wald/offen	75	0	0
Wald/bebaut/offen	17	3	0,18
	226	55	0,24

[1] Nutzungsarten, die mit weniger als 10% in einem 1x1 km-Raster vorhanden sind, werden nicht berücksichtigt. Als Grundlage galt das UTM-Gitternetz und die Karte 1: 50000.

Hälfte der Brutpaare zurück. Unter Einbeziehung weiterer Probeflächen errechnen MULSOW & SCHROETER (1985) dennoch insgesamt eine Bestandeszunahme im Hamburger Raum von 5 %. Sie ist bedingt durch steigende Dichten in den Wohnblockzonen und durch zunehmende Bebauung der Feldmark.

Nichtbrüter:

Neben den Brutpaar-Partnern leben – großräumig gesehen – noch eine Anzahl Nichtbrüter im selben Gebiet. Das sind vor allem junge Vögel, die trotz Geschlechtsreife nicht zur Brut schreiten. DECKERT (1980) nennt 12,5-17,5 %, BAEYENS (1981c) 10 % und EDEN (1987) „geringe" Nichtbrüteranteile zur Brutzeit. Lediglich HOLYOAK (1974) fand mit 50 % deutlich mehr Nichtbrüter.

Die im Frühjahr 1988 in Fläche I ermittelten sechs Nichtbrüter (11%) sind nur eine Mindestgröße, da diese Individuen, die normalerweise keine Nester bauen, leicht übersehen werden. Eine Abschätzung des Nichtbrüteranteils über die angenommenen Mortalitäten von 35-40 % für Altvögel und 40 % für Jungvögel (in Bezug auf die nach 3-5 Wochen ermittelten Jungenzahlen), sowie 30-35 % für Nichtbrüter (vgl. HOLYOAK 1971, HÖGSTEDT 1981a, TATNER 1986), wobei Zu- und Abwanderung als vernachlässigbar gering erachtet werden (EDEN 1987), würde einen Nichtbrüteranteil zur Brutzeit von max. 20 % in Fläche I ergeben.

Hier ist auch zu bedenken, daß die Anzahl der Nichtbrüter bei der Elster, die bereits im 1. Lebensjahr geschlechtsreif ist (NIETHAMMER & MERZINGER 1943, BÄHRMANN 1968, BIRKHEAD 1979), vor allem von der Siedlungsdichte der Brutvögel abhängt, deren Reviersystem bei hoher Dichte die Jungvögel daran hindert, schon im 1. Lebensjahr zu brüten (BROWN 1969, BIRKHEAD et al. 1986). Entsprechend hohe Dichten sind in Fläche I jedoch nicht gegeben.

Tab. 3: Elstern-Siedlungsdichten aus Schleswig-Holstein und benachbarten Gebieten
Table 3: Abundance of breeding Magpies in Schleswig-Holstein and bordering areas

Autor und Jahr	Gebiet und Flächengröße	Brutpaare/km²
freie Kulturlandschaft:		
PUCHSTEIN (1964)	Ostholstein (70 km²)	1,7
PUCHSTEIN (1992)	gleiche Fläche	0,11-0,12
GLOE & SCHÜMANN (1987)	Dithmarschen (553 km²)	0,18
REISER n. KNIEF & BORKENHAGEN (1993)	Fehmarn (185 km²)	1975: 0,5 1991: 0,8
KAISER (1987)	Stralsund (160km²)	0,22
	Waren (50 km²)	0,5
	Greifswald (50 km²)	0,17
FJELDSÅ (1981)	Seeland (31 km²)	3,1
DREIFKE	Herzogtum Lauenburg (210 km²)	0,25-0,26
Stadtgebiete:		
RIESE (1967)	Wilhelmshaven (35 km²)	1,4
FRANK (1975)	Emden (26 km²)	1
BARKEMEYER & TAUX (1977)	Oldenburg (103 km²)	1
HOLZ & NEUHAUS-STEINMETZ (1989)	Bremen (15 km²)	2,7
KIRCHHOFF (1973)	Hamburg (121,5 km²)	2,53
MULSOW (1985)	Hamburg (87,5 km²)	1,2
WITT (1985)	Berlin (91,4 km²)	3,6
DREIFKE	Reinbek (18 km²)	1,6-1,7

Bruterfolg:

Trotz des relativ großen Geleges von 5,3 bis 6,7 Eiern werden in Elsternpopulationen durchschnittlich nur 0,6-2,1 Jungvögel pro Brutpaar flügge (Tab. 4). Für diese hohen Verluste wird insbesondere die Rabenkrähe verantwortlich gemacht. BAEYENS (1981b) und BALANCA (1984b), die die mit Abstand niedrigsten Brutergebnisse fanden, wiesen ausdrücklich auf den hohen Nestplünderungsdruck durch Rabenkrähen hin.

Ständige Interaktionen mit Rabenkrähen führen im allgemeinen zur Aufgabe der Brut. Demgegenüber steuert die Erreichbarkeit geeigneter Nahrung die Überlebensrate von Jungvögeln (HÖGSTEDT 1980). ELLENBERG et al. (1989) errechnen mit Daten aus Saarbrücken (GAST 1984) eine konditionsabhängige frühe Jugendsterblichkeit bis zur 3. Woche nach dem Ausfliegen von etwa 50 %.

Da die Elsternpopulation in Fläche I sowohl durch Rabenkrähen als auch durch Habichte beeinflußt wird (s. Kap. 7), ist der Bruterfolg mit 1,48 Jungvögeln pro Brutpaar als vergleichsweise hoch einzustufen. Aus der von Elstern dicht besiedelten Fläche II lagen mit 1x5, 1x3, 3x2 und 1x0 ausgeflogenen Jungvögeln nur wenige Brutergebnisse vor. Es gibt allerdings sichere Hinweise, daß trotz höherer Siedlungsdichte und damit einer erhöhten intraspezifischen Konkurrenz in den Städten mehr Jungvögel pro Brutpaar als im ländlichen Raum flügge werden (TATNER 1982a, EDEN 1985).

4. Aktionsraum und Territorium

4.1 Methoden

4.1.1 Fang, Markierung und Beobachtung von Elstern

Insgesamt 25 Elstern wurden 1988 gefangen, 24 davon wurden „optisch" individuell markiert und eine Elster wurde telemetriert.

Fangmethode:

Die Fangmethode basiert auf dem Territorialverhalten der Elstern, die während der Brutzeit keine Artgenossen in Nestnähe dulden.

In einen oben abgerundeten Maschendrahtkäfig, der als „Bal-Chatri" (BUB 1974) hergerichtet ist, wird eine erwachsene „selbstbewußte" Elster als Lockvogel gesetzt. Diese Anwendung für territo-

riale oder hungrige Elstern haben GAST und ELLENBERG 1980 in Saarbrücken entwickelt.

Während zur Brutzeit die Geschlechter sicher unterschieden werden können, da nur die Weibchen einen Brutfleck haben, ist außerhalb der Brutzeit eine Bestimmung des Geschlechts nur anhand des Verhaltens möglich (BAEYENS 1979) und deshalb mit Unsicherheiten behaftet. So wurde die männliche Lockelster besonders intensiv vom Männchen des Revierpaares attackiert. Die äußersten Handschwingen (= HS 10) ein- und mehrjähriger Elstern unterscheiden sich in Form und Aussehen. Die HS 10 wird nach der ersten Großgefiedermauser deutlich kürzer und schmaler und nimmt eine sichelförmige Gestalt an. Außerdem ist der dunkle Saum an der Spitze der HS 10, aber auch der anderen Handschwingen, bei Altvögeln weniger ausgedehnt als bei Jungvögeln (vgl. BÄHRMANN 1952, 1968, ERPINO 1968, BAEYENS 1979).

Außerhalb der Brutzeit läßt das aggressive Verhalten dem Lockvogel gegenüber stark nach. Zum Fang von Altvögeln außerhalb der Brutzeit oder Jungvögeln wurde deshalb Hackfleisch als Lockmittel an der Oberseite des Käfigs angebracht. Da die Elstern den Käfig zur Nahrungsaufnahme nur sehr vorsichtig bestiegen, war der Fangerfolg äußerst gering. Es wurden lediglich zwei Jungvögel gefangen.

Markierung:

Die gefangenen Elstern erhielten zunächst einen Aluminiumring der Vogelwarte Helgoland und dann 1 bis 2 Farbringe aus Celluloid. Mit Hilfe von Aceton wurden die Farbringe verschlossen. Die Haltbarkeit der Farbringe erwies sich jedoch als begrenzt, weil das Material der Ringe der Bearbeitung durch einen Elsternschnabel nicht längere Zeit standhält, so daß nur ein kleiner Teil der markierten Vögel die Farbringe für längere Zeit trug.

Außerdem wurden bei den gefangenen Individuen die weißen Federpartien von Brust und Schulter mit dem wasserlöslichen Farbstoff Maxillon der Firma Ciba-Geigy gekennzeichnet.

Es wurden die Farben rot, braun, blau und gelb verwendet.

Der Zeitaufwand für die Markierung und Beringung beträgt ca. 10 Minuten. Negative Begleiterscheinungen wie Verhaltensstörungen oder Außenseiterreaktionen – auf deren mögliches Auftreten besonders geachtet wurde – zeigten sich nicht.

Beobachtung:

Um Elstern-Aktionsräume ausreichend zu erfassen, benötigt man nach GAST (1984) etwa 15 bis 20 Einzelbeobachtungen. Nach 20 Wiederbeobachtungen waren bei ihm mindestens 80, in der Regel über 90 % der gesamten belegten Fläche erfaßt. Deshalb war es zunächst vorrangiges Ziel, für eine möglichst große Anzahl von Aktionsräumen mindestens 15 Wiederbeobachtungen zu erreichen. Dies geschah durch systematisches Suchen der markierten Individuen und teilweise durch Befragung von zuvor informierten Anwohnern.

Die Wiederbeobachtungspunkte wurden auf Karten im Maßstab 1:5000 (Deutsche Grundkarte) vermerkt. Die Farbe der sichtmarkierten

Tab. 4: Produktivität von verschiedenen Elsternpopulationen

Table 4: Productivity of different breeding populations of the Magpie

Autor und Jahr	Gebiet	Gelegegröße	Anzahl flügger Jungvögel
BAEYENS (1981b)	Holland	5,3-6,2	0,6-1,2
BALANCA (1984b)	Pariser Becken	5,7	1
TATNER (1982)	Manchester	5,56	1,55
LOVE & SUMMERS (1973)	Aberdeenshire	6,7	2,1
EDEN (1985)	Sheffield		
	-Stadt	5,8	2,0
	-Agrarlandschaft	6,2	1,7
HÖGSTEDT (1981)	Südschweden	6,5	?
GAST (1984)	Saarbrücken	5,9	1,9[1]
DREIFKE (1989)	Herzogtum Lauenburg	?	1,48[1]

[1] ca. 3-5 Wochen flügge Jungvögel

Vögel ist einige Wochen mit dem bloßen Auge und bis zu acht Wochen mit dem Fernglas zu erkennen. Danach ist sie ausgewaschen, ausgeblichen, oder die eingefärbten Federn wurden im Zuge der Mauser erneuert. Mit einem Spektiv lassen sich dann noch, soweit vorhanden, die Farbringe erkennen.

4.1.2 Telemetrie

Im Herbst 1988 konnte eine Jungelster aus einem Schwarm von durchschnittlich 15 Vögeln im Randbereich der Ortschaft Nusse radiotelemetrisch verfolgt werden. Der Versuch, weitere Elstern im Herbst und Winter zum Zwecke der Telemetrie zu fangen, schlug fehl.

Verwendet wurde ein 7,5g schwerer Sender, der mit Polystyrol-Platten auf den mittleren Steuerfedern befestigt wurde (KENWARD 1987). Er war 45 Tage lang über maximal 200-700m zu empfangen.

4.1.3 Aktionsräume

Von den insgesamt 24 individuell markierten Elstern wurden für 19 Individuen, davon 18 Revierinhaber und 1 Jungvogel, die Aktionsräume ausgewertet. Für 5 Individuen lagen nicht genügend Wiederbeobachtungen vor.

Das Auswertungsverfahren geht zurück auf die Besetzung von Rasterquadraten, in die das Untersuchungsgebiet eingeteilt ist. Zunächst wurden alle Wiederbeobachtungen und ebenso alle Ortungen der telemetrierten Elster auf 1:5000-Karten (Deutsche Grundkarte oder Katasterplankarte) eingetragen.

Zur Bestimmung der Größe der Aktionsräume wurde dann aus den x- bzw. y-Koordinaten der Wiederbeobachtungspunkte eines Individuums je ein arithmetischer Mittelwert errechnet. Die einzelnen Beobachtungspunkte wurden mit diesem arithmetischen Mittel (Zentrum der Aktivität, nicht Neststandort (HAYNE 1949)) durch Linien verbunden. Ein Rastergitter von 50 x 50 m (0,25 ha) – die Seitenlänge sollte nicht kleiner als die Auflösung der Ortungs- bzw. Beobachtungstechnik sein – wird auf die Deutsche Grundkarte/Katasterplankarte gelegt. Alle Quadrate, die von einer Verbindungslinie (Wiederbeobachtungspunkt – arithmetischer Mittelwert) berührt oder geschnitten werden oder Quadrate, die überflogen wurden, gelten als Teilflächen des zu bestimmenden Aktionsraumes. Ihre Summe ergibt das minimale Aufenthaltsgebiet der markierten bzw. telemetrierten Elster (GAST 1984, ergänzt).

Eine graphische Flächenermittlung mit Hilfe des maximalen Polygons (ODUM & KUENZLER 1955) wurde ebenfalls durchgeführt. Beim Vergleich beider Methoden zeigte sich, daß zwar im Einzelfall die ermittelten Aktionsraumgrößen bis zu 42 % differieren, im Durchschnitt aller 19 Aktionsräume das maximale Polygon aber nur zu einer 0,3 ha größeren Fläche führt (8,0 statt 7,7 ha).

Zumindest bei kleinen Aktionsräumen (bis 15 ha) führen also beide Flächenermittlungsverfahren zu ähnlichen Ergebnissen. Letztendlich wurde auf das zuerst beschriebene Flächenermittlungsverfahren zurückgegriffen, weil das Polygon auch nicht vom Tier genutzte Bereiche umfaßt und durch die Polygonbildung Überschneidungsbereiche zwischen benachbarten Aktionsräumen vorgetäuscht werden können (EXO 1987). Nur das deutlich größere Aufenthaltsgebiet der telemetrierten Jungelster wurde mit Hilfe des maximalen Polygons ermittelt.

In den Aktionsräumen wurde der prozentuale Anteil der Nutzungsstrukturen bestimmt.

4.1.4 Territorium

Unter Territorialverhalten wird die Verteidigung eines Reviers verstanden. Dieses ist das Gebiet, das von einem Individuum oder einem Paar (Familie oder Sippe) bewohnt und gegen Rivalen verteidigt wird (BERNDT & WINKEL 1977). Das Revier ist zu unterscheiden vom Aktionsraum (home range), dem Gebiet, in dem sich ein bestimmtes Tier in einer bestimmten Zeit normalerweise bewegt (BURT 1943).

Elstern sind zu bestimmten Zeiten im Jahr territorial. Sie markieren dann ihre Reviere, indem sie auf hohen exponierten Stellen ihre Anwesenheit demonstrieren. Eindringlinge werden jeweils vom gleichgeschlechtlichen Individuum des Revierpaares angegriffen und vertrieben (BOSSEMA et al. 1986). Besonders ausgeprägt ist dieses Territorialverhalten im Frühjahr (LORENZ 1931, BIRKHEAD 1991, VINES 1981, BAEYENS 1981a, eigene Beob.). Das verteidigte Gebiet ist deshalb im Sinne des Brutreviers zu verstehen. Um die Größe der Reviere abschätzen zu können, wurde insbesondere bei den markierten Individuen auf das Territorialverhalten geachtet.

Die Nutzungsstruktur der 18 ausgewerteten Reviere wurde im Gelände in Karten (1:5000) aufgenommen und dann in Fläche I nach einer sie-

ben- und in Fläche II nach einer vierteiligen Nutzungsartenliste prozentual zur Revierfläche erfaßt.

4.2 Ergebnisse

4.2.1 Territorialverhalten

Ab ca. 4 Wochen vor der Eiablage wurden im Aufenthaltsgebiet keine Artgenossen geduldet. Auch die Auswertung benachbarter Aktionsräume ergab jeweils nur minimale Überschneidungen, die mit der Auswertungsmethodik in Zusammenhang stehen. Lediglich eine Ausnahme war zu verzeichnen. Ein 10,5 ha großer Aktionsraum überschnitt sich zu ca. 2 ha mit einem ähnlich großen benachbarten Aktionsraum. Außerhalb der Brutzeit blieben sowohl die eigenen Jungvögel als auch größere Gruppen von den Revierinhabern anscheinend unbehelligt.

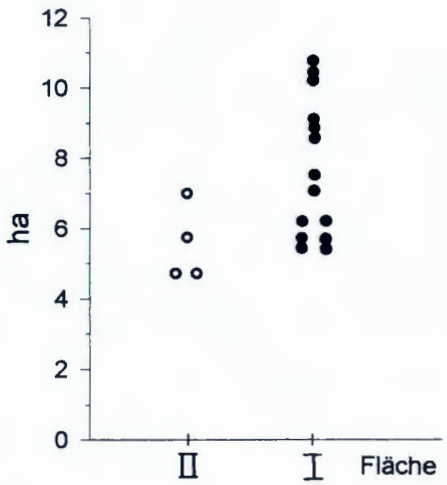

Abb. 3: Größen der ausgewerteten Reviere in den beiden Probeflächen

Fig. 3: Calculated size of the territories in the different study sites

Tab. 5: Größe der Aufenthaltsgebiete individuell markierter Elstern

Table 5: Size of territory of individually marked Magpies

Ort	Anzahl der Wiederbeobachtungen	Aktionsraumgröße in ha	Zeitraum der Beobachtungen	Bruterfolg	Geschlecht
Ritzerau	27	7	April-August	0	♂
Klinkrade	23	10,25	Mai-Juni	4	♂
Koberg	27	10,75	Mai-Juni	0	♀
Anker	16	9	Mai-Juni	0	♂
Kühsen	25	8,75	Mai-Juni	4	unbekannt
Nusse	18	5,75	Mai-August	2	♀
Nusse	20	10,5	Mai-August	0	unbekannt
Anker	20	5,5	Mai-August	0	♀
Billbaum	17	8,5	Mai-Juli	0	♂
Neu-Lankau	23	5,75	Mai-Juli	0	♂
Panten	13	5,5	Mai-Juli	0	♂
Ritzerau	25	6,25	Mai-Juli	0	♂
Ritzerau	36	7,5	Juni-August	3	♂
Lüchow	10	6,25	Juli	unbekannt	unbekannt
Mittel	21	**7,7 ha**			
Nusse	31	17	Juli-August		**juv.**
Reinbek	23	4,75	Mai-Juli	3	♀
Reinbek	26	5,75	Mai-Juli	unbekannt	♂
Reinbek	24	7,0	Mai-Juli	5	♂
Reinbek	21	4,75	Juli	2	unbekannt
Mittel	23	**5,6 ha**			

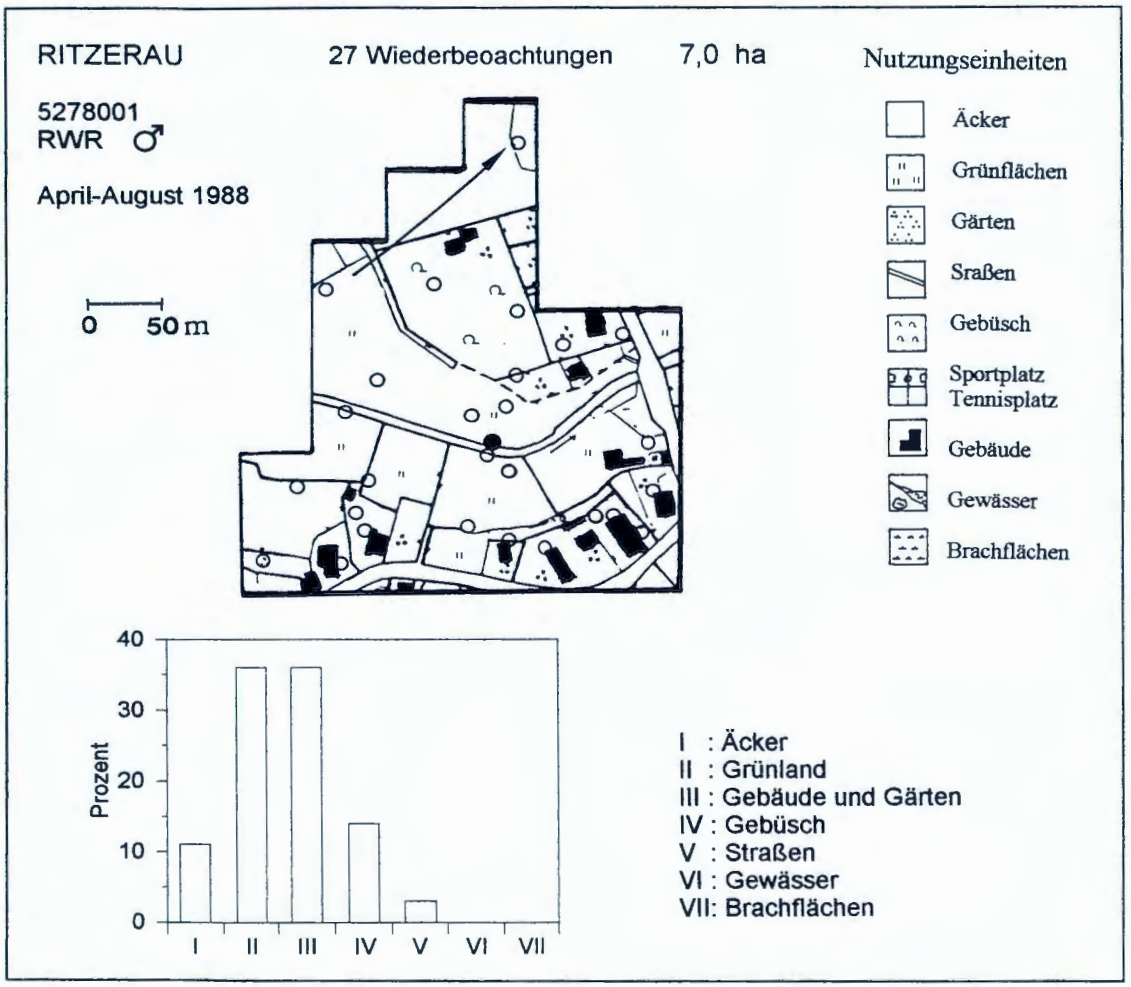

Abb. 4 bis 7: Aufenthaltsgebiete sichtmarkierter Elstern

Figs. 4 - 7: Home ranges of marked Magpies

offener Kreis: Beobachtungspunkt; geschlossener Kreis: Zentrum der Aktivität. Pfeile: Flugbahnen der Elstern.

Erläuterung des Textes (von oben nach unten): Standort, Ringnummer, Farbmuster (W = weiß, G = gelb, R = rot; z.B. WRW = weiße Schultern und rote Brust) und Geschlecht, Beobachtungszeitraum. Darunter die Anteile der Nutzungsarten in Prozent der Fläche

4.2.2. Reviere von Brutvögeln

Größe der Reviere:

1988 konnten von insgesamt 18 Brutvögeln, 14 in Fläche I und 4 in Fläche II, die Reviere ausgewertet werden (Tab. 5). In der Fläche II wurde lediglich in dem am dichtesten besiedelten Gewerbegebiet gefangen und markiert. Der Zeitraum der Beobachtungen erstreckte sich insgesamt von April bis August, schwerpunktmäßig von Mai bis Juli 1988.

Die durchschnittlichen Reviergrößen unterscheiden sich in den beiden Probeflächen erheblich (Abb.3). In dem von Elstern dicht besiedelten Gewerbegebiet der Fläche II beträgt sie 5,6 ha, während in Fläche I die Reviere im Mittel 7,7 ha groß sind. Anhand des Datenmaterials konnten Unterschiede in den Reviergrößen von Männchen und Weibchen nicht gesichert werden. Nichtbrüterpaare scheinen, wenn auch nur sporadische Beobachtungen vorliegen, deutlich größere Flächen bis 25 ha zu befliegen.

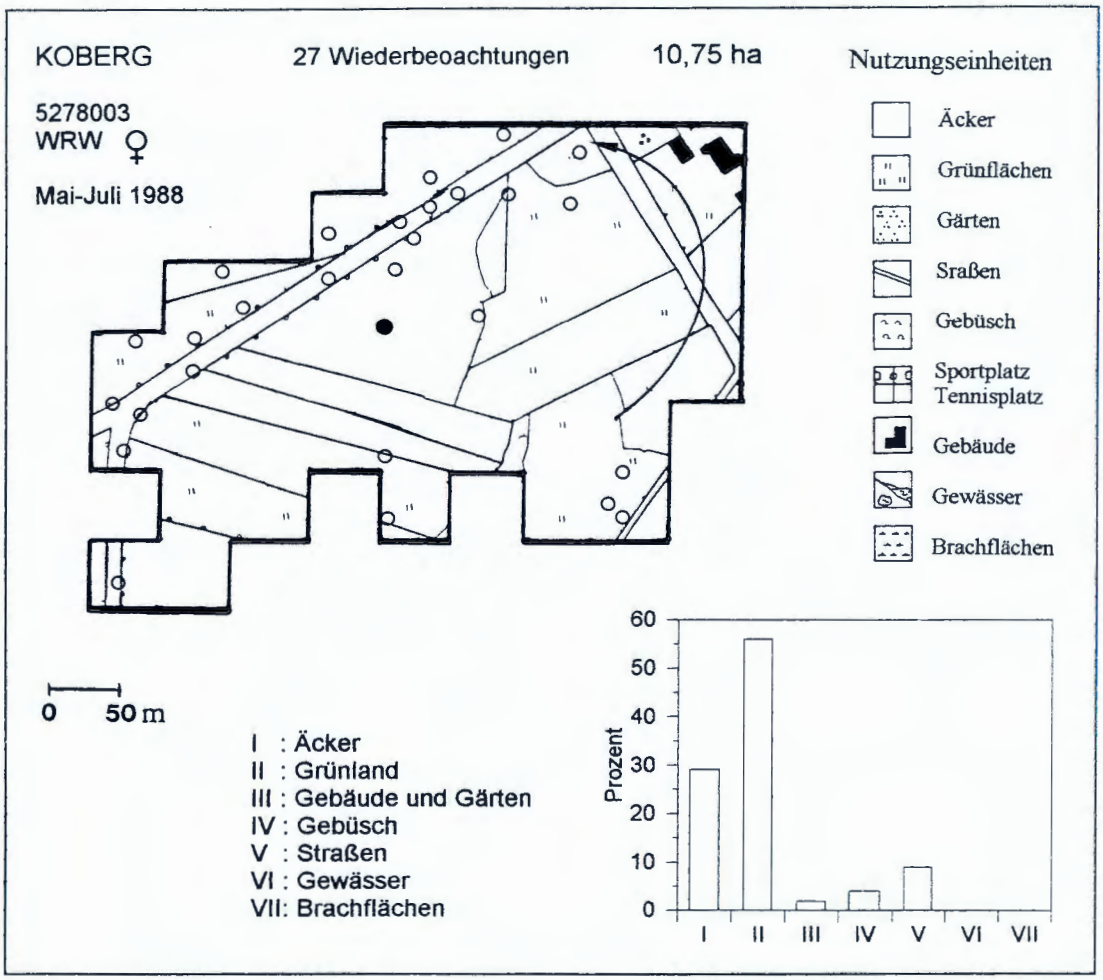

Abb. 5
Fig. 5

Habitatstruktur in den Revieren:

Elstern bewohnen sehr unterschiedlich strukturierte Lebensräume. Auffallend ist in allen Revieren der hohe Anteil an kurzrasigem Grünland, in Form von Dauerweiden, Sportplätzen, Grünstreifen an Straßen oder Rasenflächen in Gärten, Parks bzw. um Industrie- und Gewerbeanlagen.

Im Durchschnitt ist in den ausgewerteten Revieren der Fläche I Grünland zu 42 % vertreten, und zwar in erster Linie in Form von Dauerweiden, in geringerem Umfang in Form von Mähweiden oder Sportplätzen. Darin sind kleinere Grünflächen in Gärten, an Straßenrändern und an Gewässern nicht enthalten, weil sich diese Flächenanteile wegen der Kleinräumigkeit nicht exakt erfassen lassen.

In Fläche II lag der Grünlandanteil im Durchschnitt bei 23 %. Es handelt sich hier vor allem um Rasenflächen, also ganzjährig kurz gehaltene Vegetation.

Gebüsche (Hecken, Knicks), die Schutz vor Feinden und Störungen gewähren und Nistmöglichkeiten bieten, waren mit 5 % des durchschnittlichen Revieres in Fläche I und 10 % in Fläche II vertreten. In allen Revieren waren ferner Häuser bzw. Gärten zu finden. Sie bieten indirekten Schutz, weil die Nähe des Menschen Nesträuber und Konkurrenten, namentlich Rabenkrähen, fernhält (s. Kap. 7).

Die Abb. 4 bis 7 zeigen ausgewählte Elstern-Aktionsräume aus beiden Untersuchungsgebieten.

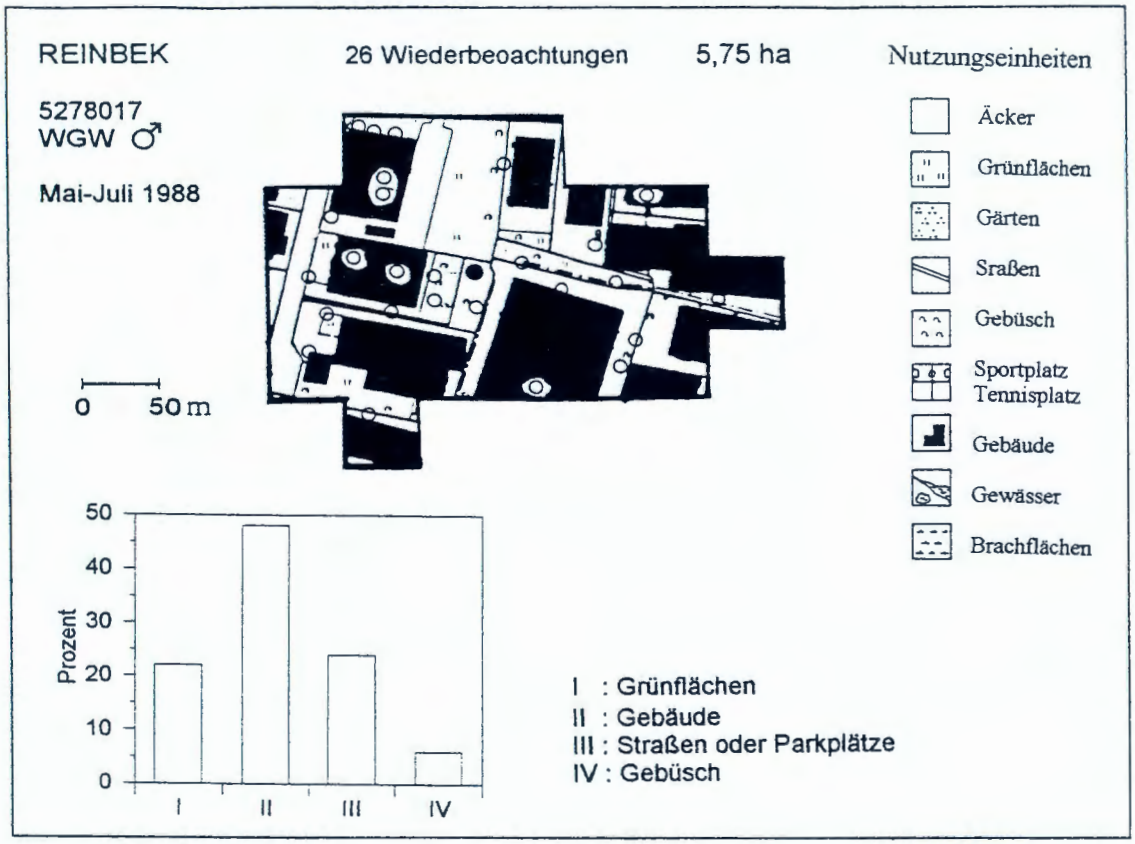

Abb. 6
Fig. 6

Die Auswahl soll Unterschiede zwischen beiden Untersuchungsgebieten deutlich werden lassen.

4.2.3 Aktionsräume von Jungvögeln

Größe der Aktionsräume:

In den ersten 4-6 Wochen nach dem Ausfliegen werden die noch relativ unselbständigen Jungen von den Eltern betreut (MØLLER 1983). Aktionsraum der Jungvögel und Revier der Altvögel dürften im wesentlichen identisch sein. In den Untersuchungsgebieten sonderten sich die Jungen im Laufe der 1. Julihälfte von den Altvögeln ab. Letztere verbleiben in ihren Revieren. Die Größe der beflogenen Fläche steigt an. Ein am 20.7.88 gefangener und markierter Jungvogel hielt sich bis zum 12.8.88 mit seinen vier Geschwistern auf einer Fläche von 17 ha auf. Es handelte sich dabei um das in die offene Landschaft vergrößerte Aufenthaltsgebiet der Eltern.

Im letzten Augustdrittel kam es zur Bildung eines Schwarmes von zunächst 15 Exemplaren in der Nähe der Ortschaft Nusse. Es handelte sich vermutlich um vier Geschwistergruppen aus den dem Schwarm am nächsten gelegenen Revieren, denn dort wurden seitdem keine Jungvögel mehr gesehen. Aus diesem Schwarm konnte am 20.9.88 eine junge Elster gefangen und bis zum 29.10.88 telemetriert werden (82 Ortungen).

Auch in diesem Zeitraum vergrößerte sich die von den Schwarmmitgliedern beflogene Fläche ständig weiter. Waren es in den ersten 20 Tagen der Telemetriephase 25 ha, so vergrößerte sich der Aktionsraum bis zum Ende der Telemetriephase bei 34 neuen Ortungen auf insgesamt 97 ha (ermittelt mit Hilfe des maximalen Polygons, Abb. 8). Nach der unter 4.1.3 beschriebenen Flächenermittlungsmethode durch die Verbindung von Wiederbeobachtungspunkten und Schwerpunkt der Fläche ergibt sich ein deutlich

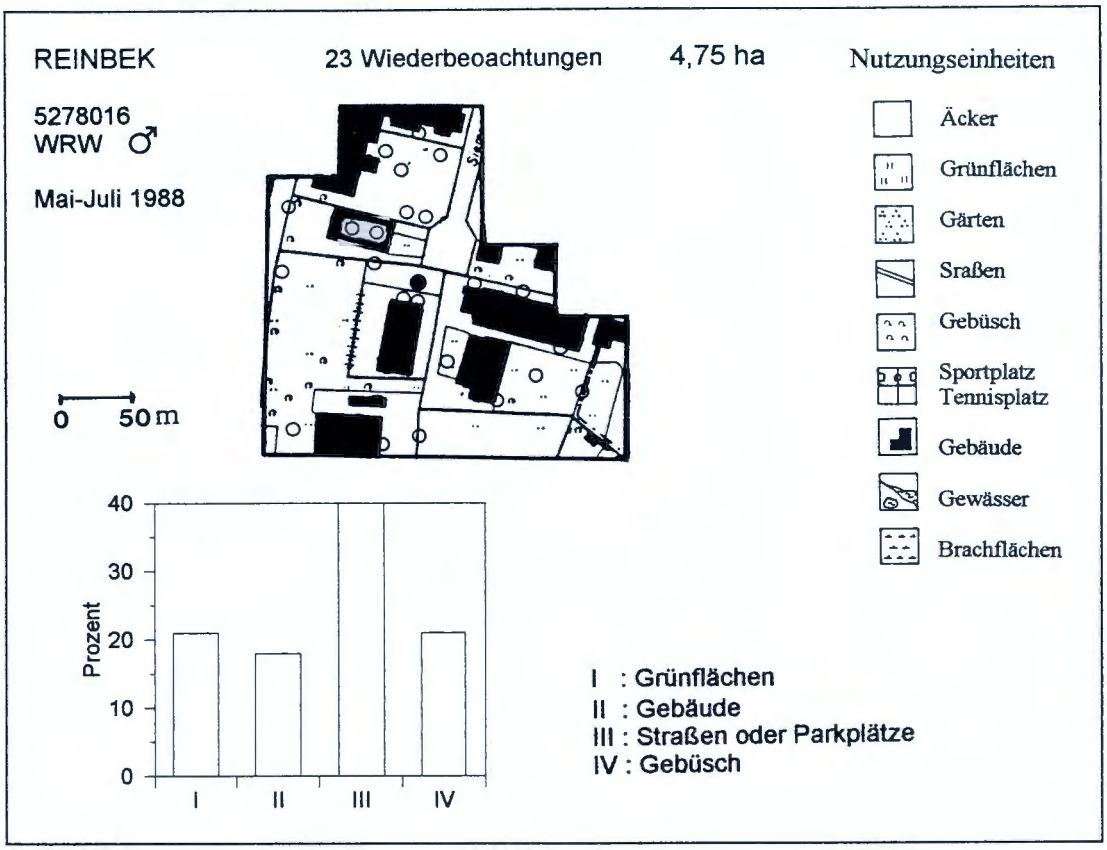

Abb. 7
Fig. 7

kleinerer Aktionsraum von 41,25 ha. Die intensiv beflogene Fläche ist noch kleiner. Dies geht aus den telemetrischen Ortungen in zeitlicher Folge (Abb. 8) und einer Rasternetzanalyse hervor. Hierzu wurde jedem 50 x 50 m-Raster innerhalb des maximalen Polygons die Anzahl der Ortungen zugeordnet. Von insgesamt 343 Rastern gab es nur aus 55 Rastern (= 16 % oder 13,75 ha) Ortungen.

Ende November 1988 vergrößerte sich der Schwarm während einer Kälteperiode auf 20 Individuen, ohne daß es zu einer Verschiebung oder weiteren Vergrößerung des Aktionsraumes gekommen war. Zumindest teilweise hielt sich die Gruppe auch in 3 Revieren auf. Ob sich die dabei angetroffenen Revierinhaber der Gruppe angeschlossen haben, ließ sich nicht feststellen. Sie schlossen sich aber dem Schwarm nicht an, sobald dieser das Revier verließ.

Daneben wurden im Winter 1988/89 noch 3 weitere Schwärme in Fläche I nachgewiesen: zwei kleinere mit je 5 und 6 Individuen nahe den Ortschaften Sandesneben und Kühsen und ein größerer Schwarm von 13 Individuen bei der Ortschaft Koberg. Letzterer wurde nur wenige Tage im Gebiet gesehen.

An einigen Stellen (Ritzerau, Neu-Lankau, Klinkrade) hielten sich noch bis in den Februar hinein Jungelstern im vergrößerten elterlichen Revier auf.

Habitatstruktur in den Aktionsräumen:

Das Habitatinventar der Jungvögel-Aktionsräume weicht stark von dem Habitatinventar der revierhaltenden Brutvögel ab. Auch wenn die Habitatstruktur allein nicht belegen kann, welche Flächen tatsächlich durch die Elstern genutzt wurden, so ist ein Trend doch deutlich: Der Anteil von Bebauung ist in den Aktionsräumen von

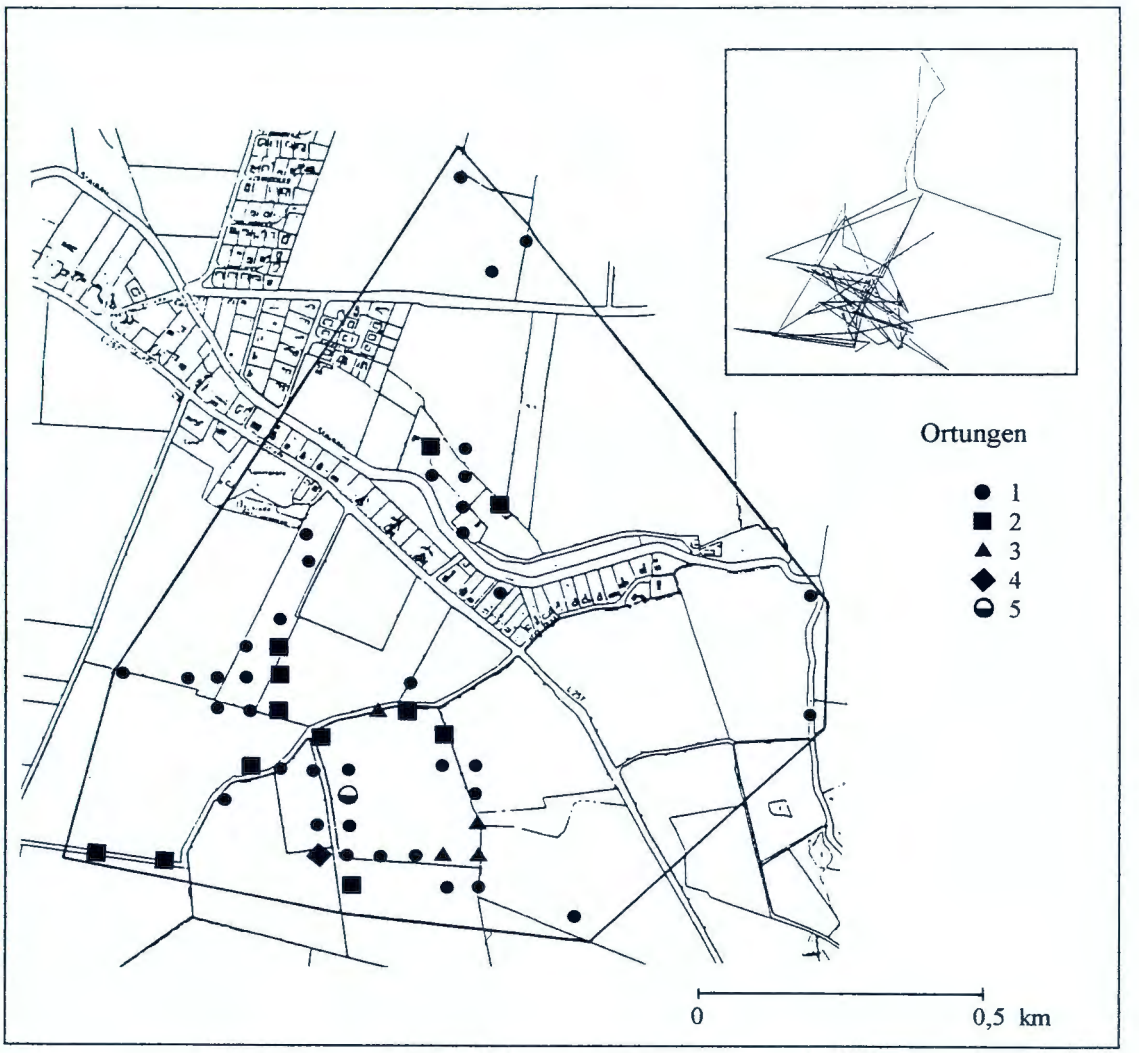

Abb. 8: 97 ha großes Aufenthaltsgebiet einer telemetrisch untersuchten Jungelster aus einem Schwarm mit Häufigkeit der Ortungen in 50 x 50 m Rastern (82 Ortungen vom 20.9. bis 29.10.88) Flächenermittlungsverfahren: maximales Polygon und (oben rechts) telemetrische Ortungen der Jungelster in zeitlicher Folge

Fig. 8: Home range of a radio-tagged first year Magpie which was part of a flock of Magpies. Size of area 97 ha. Frequency of location in a 50 x 50 m grid (located 82 times between 20.9. and 29.10.1988). Calculation of area: convex polygon and (upper right) location of the young Magpie in temporal sequence

Jungelstern geringer; sie werden deutlich in Richtung offene Landschaft verlagert. Insbesondere die Stoppelfelder kurz nach der Ernte, Flächen, auf die Gülle oder Dung aufgebracht wurde und Flächen am Tage des Umbruchs wurden angeflogen.

Der Grünlandanteil tritt deutlich zurück. Dennoch wurde Grünland in jeder sich bietenden Form aufgesucht. Im Falle des sichtmarkierten Vogels waren dies Straßenränder, und im Falle des telemetrierten Vogels handelte es sich um eine Dauerweide, einen zugewachsenen alten Feldweg sowie eine ehemalige Kiesgrube.

Insgesamt 45 % der Ortungen entfielen während der Telemetrie auf Knicks und auf eine kleinere Gehölzgruppe, also Strukturen, die nur zu 3 % im Aktionsraum vertreten sind. Hier finden die Jung-

elstern Schutz vor dem Menschen und vor Feinden, sowie Schlafplätze. Auch die Nahrungssuche findet bevorzugt in der Nähe dieser Strukturen statt.

4.3 Diskussion

In der Regel ist die Siedlungsdichte von Vögeln dort am größten, wo die Habitatqualität am besten ist (z.B. LACK 1954, HILDÉN 1965). Gleichzeitig werden in den optimalen Habitaten die Reviere kleiner (REMMERT 1980, DAVIES 1981).

Deshalb lassen die hohen Siedlungsdichten und um 2,1 ha (27 %) kleineren Reviergrößen in Fläche II auch ohne quantitative Untersuchungen zum Nahrungsangebot auf eine höhere Habitatqualität schließen. Ferner scheint sich bei der Elster eine Mindestreviergröße von ca. 4 ha anzudeuten, die auch bei extrem hohen Siedlungsdichten von bis zu 26 Brutpaaren pro km² (BIRKHEAD et al. 1986) nicht unterschritten wird (Tab. 6).

Da Revierverteidigung Energie kostet, ist ebenso eine obere Reviergröße zu vermuten. So konnte BAEYENS (1981a) in einem nur dünn von Elstern besiedelten Gebiet eine Aktionsraumgröße von 15 ha nachweisen, von denen allerdings nur ein 7,5 ha großes Gebiet um das Nest herum verteidigt wurde. Eine ähnliche Beobachtung wurde in Fläche I gemacht. Alle dort ermittelten Aktionsräume mit über 10 ha Größe lagen am Rand von Ortschaften und damit zur Ackerflur in konkurrenzarmer Lage. In einem Fall konnten die Aktionsraumgrenzen von zwei benachbarten Paaren genauer bestimmt werden. Auch hier deutet eine ca. 2 ha große Überlappung darauf hin, daß bei großen Aktionsräumen nicht die gesamte Fläche mit dem verteidigten Revier identisch war.

Die Größe der Aufenthaltsgebiete variiert im Jahresablauf. Zur Brut- und Aufzuchtzeit sind sie am kleinsten, da die Nester ständig gegen Nesträuber bewacht werden müssen (RÖELL & BOSSEMA 1982). Nach VINES (1981) sind die Aufenthaltsgebiete im Winter um 30 % größer als im Sommer.

Aus der Kartierung der Habitatstrukturen ergibt sich, daß Elstern in ihrem Revier ca. 1 ha ständig kurzgehaltenes Grünland benötigen. Auf diesen Flächen finden sie den überwiegenden Teil ihrer Nahrung in Form von epigäischen Niederen Tieren (OWEN 1956, DECKERT 1980, HÖGSTEDT 1980, SPAANS et al. 1982, TATNER 1983, BALANCA 1984a). Lediglich im Winter, wenn Insekten weitgehend fehlen, besteht die Nahrung überwiegend aus Pflanzenmaterial (TATNER 1983). Ist das Grünland nicht immer kurz genug für Elstern, wie zum Beispiel beim landwirtschaftlichen Dauergrünland in Fläche I, so reicht 1 ha nicht mehr aus (s. Kap. 5).

Auch die Nutzung von Wäldern (Lichtungen, Schneisen, Wildäcker) oder Waldrändern durch die Elster ist prinzipiell dort möglich, wo luftjagende Beutegreifer, z.B. Habichte, großräumig und langfristig abwesend sind oder ausgedehnte Jungwüchse die Ansiedlung des Habichts nicht

Tab. 6: Größe von Elsternrevieren aus verschiedenen Gebieten Mitteleuropas und Englands
Table 6: Size of territories of Magpies in different areas in Central Europe and England

Autor und Jahr	**Gebiet**	**Siedlungsdichte (Brutpaare/km²)**	**durchschnittliche Reviergröße**
MØLLER (1982)	Dänemark	2,6 - 3,5	6 ha
VINES (1981)	England, Bristol	3,5 - 3,7	5 ha
BAEYENS (1981a)	Niederlande		
	– Haren (städtisch)	7,3	5,8 ha
	– Fochteloo (ländlich)	?	15 ha, davon 7,5 ha Revier
BIRKHEAD et al. (1986)	England, Sheffield	19 - 26	4,9 ha
DECKERT (1968)	Berlin		
	– Motzener See	11	4,5 ha[1]
	– Tierpark Berlin	?	5,36 ha[1]
DREIFKE (1989)	Schleswig-Holstein		
	– städtisch	1,6 - 1,7	5,6 ha
	– ländlich	0,25 - 0,26	7,7 ha

[1] Elstern wurden nicht individuell gekennzeichnet.

ermöglichen oder sein Jagen erschweren (z.B. um Utrecht/NL, ELLENBERG mdl.). Solche Bedingungen waren im Untersuchungsgebiet jedoch nicht gegeben.

Jungelstern schließen sich Ende August zu Schwärmen zusammen. Dies geschieht nach übereinstimmender Meinung verschiedener Autoren (BIRKHEAD et al. 1986, EDEN 1989) in Gebieten mit hohem Nahrungsangebot. Ist diese Voraussetzung gegeben, dann scheint die Schwarmbildung auszugehen von den Jungvögeln aus 2-3 benachbarten Revieren. Andere Jungvögel fliegen dann bis zu 1,5 km, um sich dem Schwarm anzuschließen (EDEN 1987). Aus diesem Grund sind große Schwärme auch nur in Gebieten mit sehr hoher Siedlungsdichte zu erwarten.

Bei guter Habitatausstattung können sich Schwärme über mehrere Jahre hinweg – mit wechselnden Individuen – am gleichen Ort aufhalten (BIRKHEAD et al. 1986). Die Größe ihres Aufenthaltsgebietes wird vermutlich – ebenso wie das der Brutvögel – vom Nahrungsangebot beeinflußt. Vergleicht man unter diesem Gesichtspunkt das fast 1 km² große Aufenthaltsgebiet in Fläche I mit anderen Aktionsräumen von 25 ha in Holland (BAEYENS 1981c), 19 ha (BIRKHEAD et al. 1986) bzw. 30-50 ha (EDEN 1987) in England, so ist der Schluß auf ein relativ geringeres oder nicht so stark geklumptes Nahrungsangebot wahrscheinlich.

Aus der Schwarmbildung ergibt sich für die Vögel eine Reihe von Vorteilen (n. BAEYENS 1981c, BRANDL 1987). So sinkt für den einzelnen Vogel die Wahrscheinlichkeit, von einem Räuber geschlagen zu werden. Die in Raum und Zeit unvorhersagbaren und verstreuten Nahrungsressourcen sind für eine Gruppe leichter zu entdecken als für ein Individuum. Ein Schwarm hat außerdem bessere Chancen zur Nahrungssuche in der Nähe von Rabenkrähen und kann auch dem aggressiven Verhalten von revierhaltenden Elstern besser widerstehen.

Nachteilig dürfte sich nach eigenen Beobachtungen auswirken, daß ein Schwarm, im Gegensatz zu Einzelvögeln, in Ortschaften auf Grund vieler Störungen nicht so effektiv Nahrung suchen kann.

Aus allen Punkten ergeben sich Konsequenzen hinsichtlich der genutzten Habitatstrukturen. So wird eine erweiterte Nutzung der offenen Landschaft auch gegen den Druck der Rabenkrähen möglich, während die bebauten Bereiche nicht mehr in dem Maße genutzt werden können.

5. Zeitliche und räumliche Verfügbarkeit von Grünland

5.1 Methode

Da Grünland mit seinem Nahrungsangebot im wesentlichen darüber entscheidet, ob ein Gebiet durch Elstern besiedelbar ist, wurde im April 1987 in den beiden Probeflächen auf der gesamten Fläche Grasland jeder Nutzungsart kartiert, d.h. in Meßtischblätter (1:25000) eingetragen. Rasenflächen in Gärten und Grünstreifen an Straßen wurden wegen ihrer Kleinräumigkeit nicht erfaßt.

Zusätzlich wurde an 17 Meßstellen von Ende März bis Anfang September 1988 in 10tägigem Abstand die Höhe des Grasbewuchses gemessen. Die Auswahl der Meßpunkte erfolgte nach dem Kriterium, alle in den Probeflächen vorkommenden Nutzungsformen des Grünlandes zu repräsentieren.

Zeitgleich wurden auf 82,5 km² im Meßtischblatt Nusse sämtliche Nutzungsformen des landwirtschaftlichen Dauergrünlandes erfaßt und deren prozentuale Anteile ermittelt.

Auf dieser Fläche wurde mit Hilfe einer Rasterauswertung eine Zuordnung der kartierten Nutzungsformen zu den verschiedenen Landschaftsstrukturen vorgenommen. Hierzu wurde die Fläche mit einem Gitternetz versehen, so daß eine Rasterung in Quadrate mit der Kantenlänge 250 m entstand (6,25 ha).

Jedes der 1320 Raster wurde der Landschaftsstruktur „bebaut", „offene Landschaft" und „Wald" zugeordnet. Raster, die bis zu 250 m entfernt – weiter fliegt eine revierhaltende Elster nur selten – von Ortschaften oder vom Waldrand lagen, wurden jeweils dieser Landschaftsstruktur zugeschlagen. Alle Raster dazwischen galten als zur offenen Landschaft gehörig.

Die einzelnen Raster wurden dann auf die Grünland-Nutzungsform hin angesprochen, die jeweils innerhalb des Rasters überwog. Raster mit weniger als 10 % Grünland (das heißt weniger als etwa ein halber Hektar) wurden als „ohne Grünland" gewertet.

5.2 Ergebnisse

5.2.1 Nutzungsformen des Grünlandes

Insgesamt 16 % der Fläche I sind mit landwirtschaftlichem Dauergrünland bedeckt. Das Grün-

land wird als Weide und/oder als Wiese genutzt; es überwiegt der Typ der Mähweide. Auf der 87,5 km² großen Teilfläche der Fläche I, die zu 17 % mit Grünland bedeckt war, können folgende Nutzungsformen unterschieden werden:

a) Dauerweiden (30 %):

Dauerweiden werden zum überwiegenden Teil mit Rindern beweidet, seltener mit Schafen, Ziegen oder Pferden. Die ersten Rinder wurden im Untersuchungszeitraum um den 30. April auf die Weiden geschickt. Ziegen und Schafe sind teilweise auch den Winter über auf der Weide. Sie werden nur selten auf siedlungsferne Weiden gestellt.

b) Mähweiden (62 %):

Die Beweidung erfolgt nach dem ersten Schnitt. Die erste Mahd wurde 1987 am 25.5. und 1988 am 22.5. beobachtet. Der überwiegende Teil der Flächen wurde jedoch erst im Laufe des Juni gemäht. Bald nach der Mahd erfolgt eine – meist auf verschiedenen Parzellen alternierende – Beweidung.

c) Mähwiesen (6 %):

Es findet eine 2-3 malige Mahd statt, ohne Beweidung.

Außerdem entfallen insgesamt 2 % auf:

– Brachflächen: meist Ruderalfluren auf zur Bebauung ausgewiesenen Flächen im Gewerbegebiet Reinbek oder ehemalige Kiesgruben, Müllhalden in Fläche I,

– Kurzschnittflächen (Scherrasen): durch regelmäßigen Schnitt (mehr als 10mal pro Jahr) kurzgehaltene Grünlandflächen (BERG 1986); Vorkommen in Parkanlagen, Sportplätzen oder Rasen in Gärten,

– Mittelschnittflächen: werden 4-10mal im Jahr gemäht oder geschlegelt (BERG l.c.). Vorkommen an Straßenrändern und auf zentralen Plätzen in Dörfern.

5.2.2 Verfügbarkeit des Grünlandes

Die Verfügbarkeit von Grünlandflächen für Elstern ist zeitlich und räumlich eingeschränkt.

Zeitliche Verfügbarkeit:

Die Elster fliegt zur Nahrungssuche nur Flächen an, deren Vegetationshöhe 20 cm nicht überschreitet. Meist ist die Bewuchshöhe deutlich niedriger. Auf diesen Flächen hüpft oder läuft die Elster umher, um ihre Hauptnahrung, Imagines von Insekten, z.T. auch deren Larven, sowie Lumbriciden vom Boden aufzulesen (z.B. CSIKI 1919, HOLYOAK 1968, DECKERT 1980, HÖGSTEDT 1980, SPAANS et al. 1982, TATNER 1983, BALANCA 1984a).

Eine größere Vegetationshöhe dürfte sich auf die Nahrungserreichbarkeit negativ auswirken. Außerdem resultiert aus der eingeschränkten Rundumsicht eine verstärkte Gefährdung durch Feinde (vgl. EXO 1987). Deshalb ist die Elster

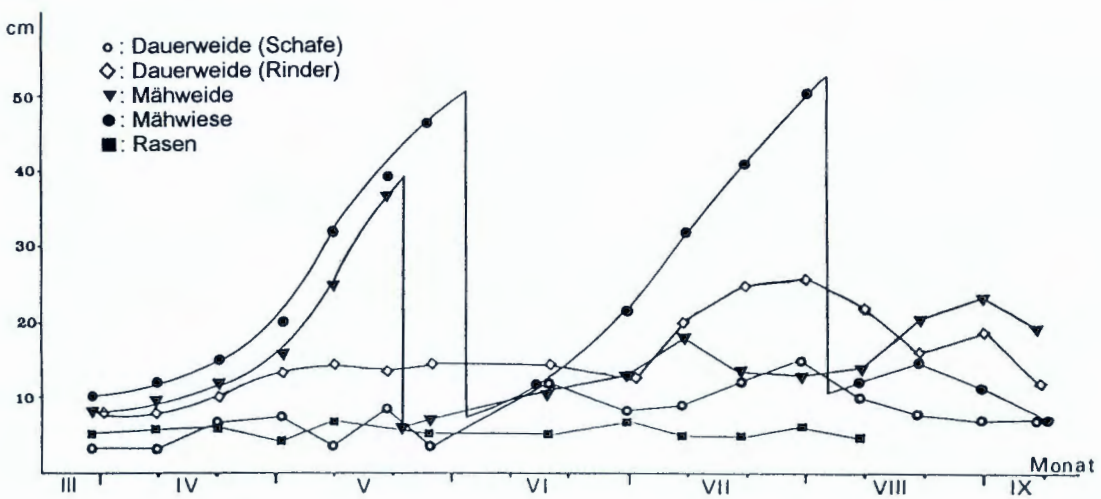

Abb. 9: Höhenentwicklung von fünf verschieden genutzten Grünlandarten. Die Messungen wurden durchgeführt von Ende März bis Anfang September 1988 in einem Abstand von 10 Tagen.

Fig. 9: Vegetation height of five grassland types. The measurements were carried out at ten day intervals

ebenso wie viele andere Vogelarten, die ihre Nahrung überwiegend am Boden laufend suchen, abhängig von der Höhenentwicklung der Pflanzendecke auf landwirtschaftlichen Flächen im Jahresverlauf. Die Abb. 9 zeigt die Höhenentwicklung von 5 typischen Nutzungsarten des Grünlandes in Fläche I für den Zeitraum Ende März bis Anfang September. Sie wurden als „besonders repräsentativ" aus einer 17 Meßpunkte umfassenden Bewuchshöhenmeßreihe ausgewählt.

Während bis in den April hinein alle Nutzungsformen des Grünlandes gute Möglichkeiten des Nahrungserwerbs bieten, sind ab Mai die Mähwiesen und Mähweiden durch die Elster nicht mehr nutzbar. Gleiches gilt für die meisten Ackerflächen. Lediglich die regelmäßig gemähten Rasenflächen und die Dauerweiden sind noch attraktiv. Mit im wahrsten Sinne des Wortes „einschneidenden" Veränderungen der Nahrungssituation ist dann erst wieder nach der ersten Mahd zu rechnen. Die Abb. 10 zeigt den Versuch einer Hochrechnung der Verfügbarkeit aller in Fläche I vorhandenen landwirtschaftlichen Grünlandarten. Die Anzahl potentiell geeigneter Flächen sinkt von Ende März bis Mitte Mai kontinuierlich ab, um dann nach der ersten Mahd wieder anzusteigen. Im Juli ist dann ein zweiter Tiefpunkt zu verzeichnen. Zu dieser Zeit stehen als Alternative schon abgeerntete Getreideäcker

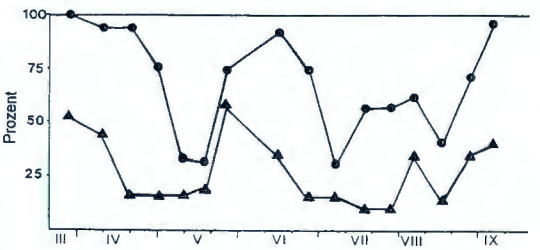

Abb. 10: Hochrechnung der Verfügbarkeit des landwirtschaftlich genutzten Grünlandes der Fläche I für Elstern. Die obere Kurve (Punkte) gibt den Prozentanteil der Flächen an der gesamten Grünlandfläche wieder, deren Bewuchshöhe zum jeweiligen Zeitpunkt weniger als 20 cm beträgt. Bei der unteren Kurve (Dreiecke) ist die Bewuchshöhe jeweils kürzer als 10 cm (für Elstern optimale Bedingungen).

In den Kurven werden die Ergebnisse der Grünlandkartierung, d.h. die prozentualen Flächenanteile der einzelnen Grünland-Nutzungsarten, kombiniert mit den Ergebnissen der Bewuchshöhenkartierung, d.h. der Höhenentwicklung der einzelnen Nutzungsarten.

Fig. 10: Calculation of the availability to Magpies of agriculturally used grassland in the study area I.Upper curve (dots) gives the amount of grassland with a vegetation height of less than 20 cm as a percentage of the total area of grassland. The lower curve (triangles) presents the same for a vegetation height of less than 10 cm (optimal condition for Magpies). The results of grassland surveys, i.e. the area covered by the different grassland types given as a percentage of the grassland area as a whole, are combined in the graphs with the results of the vegetation height studies, i.e. changes in height of the various grassland types.

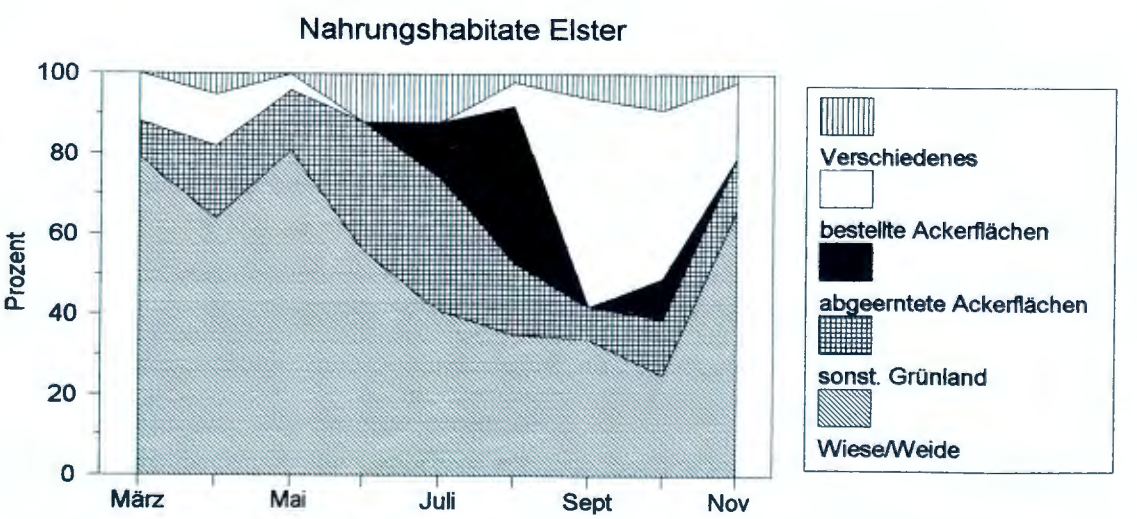

Abb. 11: Von März bis November 1988 in Fläche I durch Elstern aufgesuchte Nahrungshabitate (818 Beobachtungen)

Fig. 11: Foraging areas of Magpies in study area I in the period March to November 1988 (818 observations)

zur Verfügung. Eine von März bis November 1988 durchgeführte Kartierung der Nahrungssuchorte von Elstern bestätigt diese Verhältnisse (Abb. 11).

Der Grünlandanteil ist hoch (74-96 % der beobachteten Elstern) von März bis Juli und dann wieder ab November. Ackerflächen werden bis April und ausnahmsweise noch im Mai angeflogen. Das bedeutet, daß von Mai bis Anfang Juli nur Grünland zur Nahrungssuche in Frage kommt. Mit der Ernte des Getreides entstehen dann im Juli und besonders im August neue Nahrungsangebote. Diese Stoppelfelder werden zwar gern von Elstern aufgesucht, stehen heutzutage aber nicht längere Zeit zur Verfügung, da sie relativ schnell nach der Ernte umgebrochen werden. Die zumeist frisch bestellten Ackerflächen haben eine besondere Bedeutung im September und Oktober. Im Oktober werden außerdem noch Mais- und Rübenäcker abgeerntet und danach von Elstern angeflogen.

Räumliche Verfügbarkeit:

Die auf 82,5 km² in Fläche I durchgeführte Rasterauswertung ermöglicht eine Zuordnung der verschiedenen Grünland-Nutzungsformen zu den verschiedenen Landschaftsstrukturen (Tab. 7).

55 % aller Dauerweiden liegen in der offenen Landschaft und am Wald. Somit scheint eine Besiedlung dieser Landschaftsstrukturen aus Sicht geeigneter Nahrungsflächen möglich. In Einzelfällen wurden an diesen Flächen auch alte Elsternester gefunden, die auf Versuche von Elstern hindeuten, diese Flächen zu besiedeln. Betrachtet man im folgenden die Landschaftsstruktur „bebaut" näher, so wird deutlich, warum die Elster in diesen Bereichen hohe Siedlungsdichten erreichen kann. Obwohl nur 16 % aller Raster zum bebauten Bereich gehören, finden sich hier 43 % aller Dauerweiden. Es sind intensiv genutzte Hofweiden, die für Nahrung suchende Elstern räumlich geeignet, aber auch dauernd nutzbar sind, weil die Bewuchshöhe niedrig bleibt.

5.3. Diskussion

In den Revieren der Brutvögel ist Grünland in Fläche I mit durchschnittlich 42 % (vgl. Kap. 4) in weitaus höherem Maße vertreten, als dem Angebot (16 %) nach zu erwarten wäre. Eine Kartierung der tatsächlich aufgesuchten Flächen bestätigte die Bedeutung dieser Nutzungsform, besonders zur Brut- und Aufzuchtzeit, wenn andere Flächen, insbesondere Äcker, wegen ihres inzwischen zu hohen Bewuchses nicht mehr zur Verfügung stehen. Im bebauten Bereich existieren außerdem – zwar oftmals nur kleine – Flächen, die wegen spezieller Nutzungen (Sportplätze, Parks, Rasenflächen) das ganze Jahr über kurz gehalten werden. Solche Flächen werden bevorzugt durch Elstern besiedelt. Die Attraktivität eines Revieres wird noch erhöht, wenn verschiedene Grundbesitzer ihre Grünflächen nicht gleichzeitig, sondern zeitlich versetzt kurzhalten. Solche Flächen mit zeitlich heterogener Nutzungsstruktur bieten Elstern optimale Nahrungsbedingungen und führen zu höchsten Siedlungsdichten (z.B. in Fläche II), auch wenn Dauerweiden ganz fehlen.

Da ab Anfang Mai mit Jungen im Nest zu rechnen ist (HUND & PRINZINGER 1981) müssen für den hohen Nahrungsbedarf ausreichend große Dauerweiden oder Rasenflächen in erreichbarer Nähe vorhanden sein, um diesen nahrungsökologischen Engpaß bis zur ersten Mahd ohne bedeutende Nestlingssterblichkeit zu überstehen. Damit korrelieren die Ergebnisse mit denen von HOLYOAK (1974), der die Nahrungshabitate der Elster im Jahresablauf untersucht hat,

Tab. 7: Nutzungsformen des Grünlandes in den unterschiedlichen Landschaftsstrukturen auf 82,5 km² in Fläche I. Ausgewertet wurden 1320 0,25x0,25 km² -Raster (6,25 ha). In Klammern die Anzahl der Elstern-Brutpaare.

Table 7: Grassland types in built up resp. open areas and near woods in 82.5 km² of study area I (n = 1320 0.25 x 0.25 km² grids = 6.25 ha). In brackets: number of Magpie breeding pairs

	Nutzungsformen des Grünlandes				
Landschaftsstruktur	Dauerweide	Mähweide	Mähwiese	ohne Grünland	Summe
bebaut	83 (21)	70 (6)	2	57	212
offene Landschaft	70	175 (2)	20	383	649
Wald	37	89	8	311	445
Wald/bebaut	4	6	0	5	15
Summe	194	340	30	756	1320

und MØLLER (1983). HOLYOAK (l.c.) beobachtete von März bis August 42-63 % aller Elstern bei der Nahrungssuche auf kurzrasigem Grünland (Weiden oder frisch gemähte Wiesen). Daneben waren auch Stoppelfelder, die bis in den Februar hinein nicht umgebrochen wurden, wichtige Nahrungshabitate. Im Untersuchungsgebiet gab es Stoppelfelder über Winter nicht.

Die Vegetationsentwicklung der landwirtschaftlichen Flächen im Jahresverlauf führt also zu einer ausgeprägten Bindung der Brutvögel an kurzrasige Grünlandflächen als Nahrungsgrundlage. Die Verteilung geeigneter Grünlandflächen in der Landschaft steuert dann die Verteilung der Elstern. Dem steht nicht entgegen, daß Elstern in zahlreichen Ortschaften mit Dauerweiden ebenso wie an geeigneten Stellen der freien Landschaft fehlen. Für Jungvögel gilt diese Beziehung in der Zeit der Selbständigkeit nicht mehr, weil sich neben den Vorteilen, die sich aus der Schwarmbildung ergeben (vgl. Kap. 4.3), auch die Bewuchshöhensituation in der offenen Landschaft ab dem Spätsommer durch Mahd oder Getreideernte grundlegend verändert hat.

6. Vorkommen und Siedlungsdichte von Rabenkrähe und Habicht

6.1 Methode

Während beim Habicht die Anzahl der Brutpaare durch Suche der besetzten Horste ermittelt wurde, kam bei der Rabenkrähe lediglich eine Kartierung der Revierpaare in Frage.

Im Revierverhalten ähneln die Rabenkrähen den Elstern. Die Revierpaare sitzen im zeitigen Frühjahr in der Nähe ihrer Nester. Gleichartige Eindringlinge werden durch Revierrufe und auffällige Verbeugungen gewarnt. Kommen die Eindringlinge zu nah, so werden sie direkt angegriffen und vertrieben. Die Kartierung der Rabenkrähenreviere wurde im März begonnen und hatte ihren Höhepunkt im April. Nur im Duvenseer Moor, dem Gebiet mit der höchsten Rabenkrähendichte, wurde jedes Nest auf eine mögliche Brut hin kontrolliert. Das Innere von Wäldern konnte nicht systematisch auf Rabenkrähen untersucht werden, doch wurde auf sie bei der Suche nach Kolkraben und Habichten besonders geachtet.

Der Habicht-Brutbestand in Fläche I ist dem Verfasser seit 1983 bekannt. Der Hauptaufwand bei der Kartierung beschränkt sich deshalb darauf, Neuansiedlungen und Umsiedlungen zu erfassen. Trotz dieser Vorkenntnisse müssen jedes Jahr wieder die in Frage kommenden Nisthabitate systematisch abgesucht werden.

6.2 Ergebnisse und Diskussion

6.2.1 Rabenkrähe

In Fläche I wurden 1987 127 und 1988 134 revieranzeigende Rabenkrähenpaare ermittelt. Diese Zahlen entsprechen Siedlungsdichten von 0,60 bzw. 0,64 Revierpaaren pro km².

Bei großräumigen Untersuchungen werden in Mitteleuropa selten mehr als ein Brutpaar pro km² als Durchschnittswert festgestellt (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Großräumige Dichten von zwei und mehr Brutpaaren kommen anscheinend nur dort vor, wo Habichte selten sind, zum Beispiel im Bodenseeraum, im Schweizer Mittelland oder in den Niederlanden (ELLENBERG et al. 1989).

Die Verteilung der revieranzeigenden Individuen in Fläche I ist Abb.12 zu entnehmen. Die offene Landschaft ist mit Ausnahme weiträumiger gehölzloser Flächen weitgehend besiedelt, Ortschaften nur an den Rändern in besonders hohen Bäumen. Die von BÖHMER (1976) und WITTENBERG (1978) als optimal bezeichneten Waldränder sind im Untersuchungsgebiet nur ausnahmsweise besiedelt, nämlich dort, wo Kolkraben in der Nähe nisten. Es ist wenig wahrscheinlich, daß in den Probeflächen Rabenkrähen ohne räumlichen Kontakt zu Kolkraben im Innern von Wäldern vorkamen und übersehen wurden. Bei Waldrevieren von Rabenkrähen handelt es sich um suboptimale Habitate, weil zur Nahrungssuche weite Strecken zurückgelegt werden müssen und eine effektive Verteidigung des Reviers nicht möglich ist (YOM-TOV 1974). Sie werden nur bei hohem Populationsdruck besetzt und machen dann nur einen kleinen Teil der Reviere aus (WITTENBERG 1968).

WITTENBERG (1968), der in einer weitgehend baumlosen Börden-Landschaft mit isoliert eingesprengten, relativ kleinen eichenreichen Waldstücken gearbeitet hat, bezieht die Siedlungsdichte nicht auf eine bestimmte Fläche, sondern auf die „Zahl der Paare je Kilometer Waldrandlänge" oder auf den „mittleren Nestabstand". So konnte er nachweisen, daß die Zahl der Brutpaare mit zunehmender Waldrandlänge ansteigt. Diese Definition ist in Fläche I nicht anwendbar, da der überwiegende Teil der Population in freistehenden Bäumen brütet und nicht

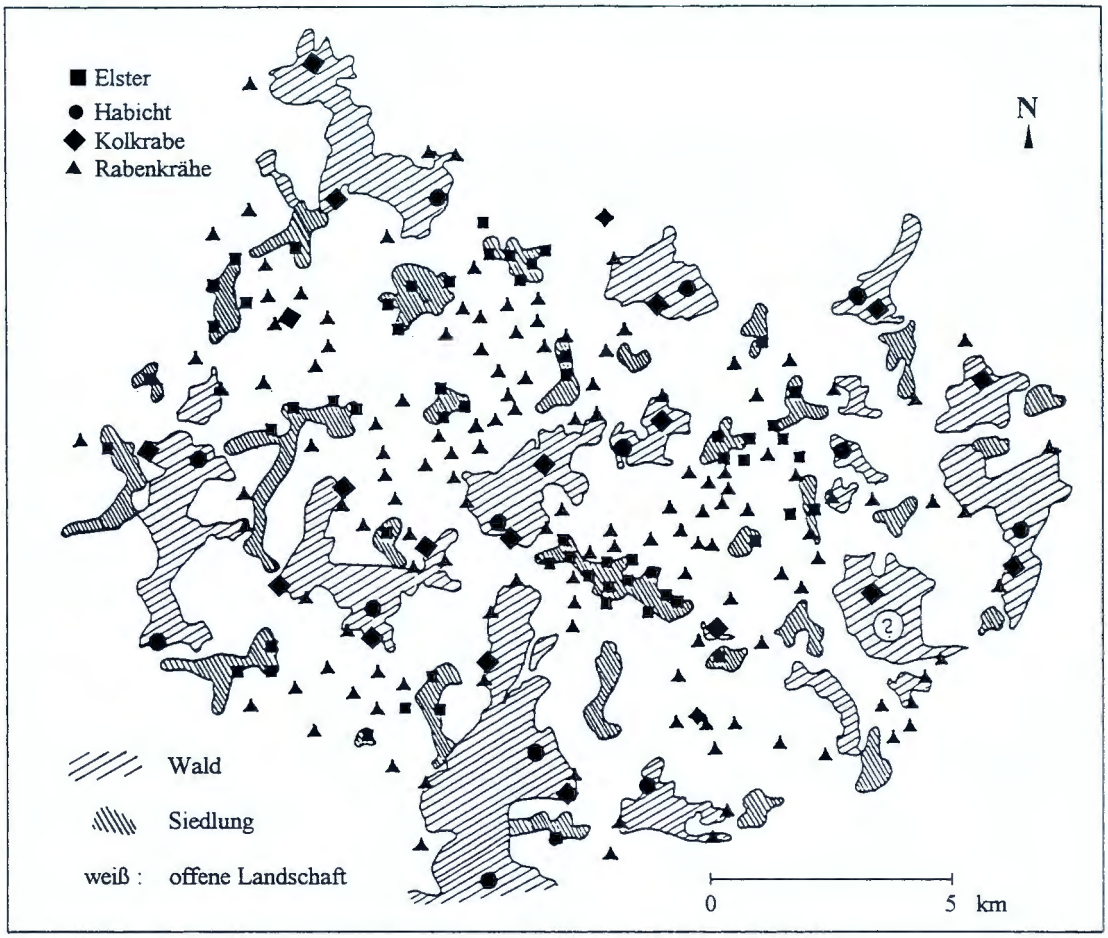

Abb. 12: Verteilung der Revier- bzw. Brutpaare 1988 in der 210 km² großen Fläche I im Kreis Herzogtum Lauenburg

Fig. 12: Distribution of territorial and breeding pairs in 1988 in study area I

am Waldrand. Der mittlere Nestabstand bietet hier bessere Vergleichsmöglichkeiten. Die in Fläche I bestimmten Abstände schwankten zwischen 190 und 1180 m und betrugen 1988 bei 150 Messungen im Mittel 690 m (1987: 650 m). WITTENBERG spricht von einer sehr hohen Bestandesdichte, wenn der mittlere Nestabstand unter 200 m liegt. Abstände von 200-450 m werden als hoch und darüber hinaus als mäßig eingestuft.

In Fläche II wurden 1987 drei und 1988 zwei Rabenkrähen-Revierpaare nachgewiesen. Dies entspricht einer Siedlungsdichte von 0,17 bzw. 0,11 Brutpaaren pro km².

6.2.2 Habicht

In Fläche I erbrachte die Bestandsaufnahme 1987 13 nachgewiesene Brutpaare. Für ein weiteres Paar im Bälauer Zuschlag bestand Brutverdacht, d.h. es wurden frische Rupfungen gefunden und Rufe von Habichten gehört, aber kein besetzter Horst gefunden. 1988 wurde dort ein Brutpaar nachgewiesen. Aufgrund von zwei Umsiedlungen in Waldstücke außerhalb der Probefläche sank der Habichtbestand 1988 auf 12 Brutpaare (Abb. 12).

Die Siedlungsdichten sind mit 6,7 bzw. 5,7 Paaren auf 100 km² recht hoch. Der Grund dafür liegt in der Wahl der Abgrenzung des Untersuchungsgebietes. Es ist für Habicht-Siedlungsdichteunter-

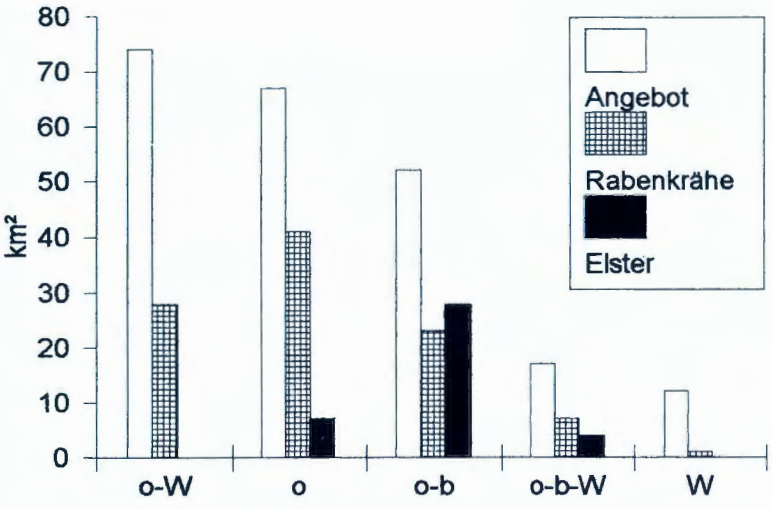

Abb. 13: Landschaftsangebot und seine Nutzung durch Elstern und Rabenkrähen

Grobnutzung (b: bebaut; o: offene Landschaft; w: Wald) auf km²-Rastern in Fläche I

Fig. 13: Available habitat and its use by Magpies and Carrion Crows. Rough estimate of use on 1 km² grids in study area I (b: built up area; o: open area; w: woods)

suchungen zu klein (empfohlene Fläche >300 km²) und hat den weiteren Nachteil, daß Wälder den äußeren Rand des Untersuchungsgebietes bilden. So werden die angrenzenden außerhalb liegenden Flächen nicht berücksichtigt, obwohl sie zum Jagdgebiet der am Rand siedelnden Habichte gehören können. Wenn man die Hälfte der Fläche bis zum nächsten außerhalb siedelnden Habichtpaar zur Ausgangsfläche hinzuaddiert, ergibt sich bei einer Fläche von ca. 320 km² eine Siedlungsdichte von 4,4 bzw. 3,9 Paaren auf 100 km². Für die gut untersuchte Habichtpopulation des Landes nennt LOOFT (1981) für Gebiete mit hohem Waldanteil 3,1 bis 5,9 Brutpaare auf 100 km². Zur Ergänzung der Siedlungsdichteangaben wurde auch beim Habicht der mittlere nächste Abstand zwischen zwei besetzten Habichtshorsten errechnet. Er betrug 1987 3,2 und 1988 3,3 km, bei einer Schwankungsbreite von 2 bis 4,8 km.

In der Regel werden im Herzogtum Lauenburg nur Wälder von über 100 ha Größe besiedelt. Unter Berücksichtigung der vorgegebenen Waldverteilung verteilen sich die Brutpaare relativ gleichmäßig über die Fläche. Dabei versuchen sie, den jeweils größtmöglichen Abstand zum Nachbarn einzuhalten.

In Fläche II siedelte 1987 und 1988 jeweils ein Habichtpaar (Abb. 2), allerdings ohne räumlichen Kontakt zur Hauptelsternpopulation. Ein zweites Paar in einem militärischen Sperrgebiet im Südosten der Fläche kann nicht ausgeschlossen werden.

7. Räumliches Beziehungsgefüge zwischen Elster, Rabenkrähe und Habicht

7.1 Interspezifische Konkurrenz Rabenkrähe-Elster

Interspezifische Konkurrenz bezieht sich auf die von verschiedenen Arten getätigte, gemeinsame Inanspruchnahme begrenzt angebotener Requisiten (nach BERNDT & WINKEL 1977). Als Requisiten kommen hauptsächlich der Raum als Daseins-, Schutz- und Brutraum sowie die Nahrung in Frage (SCHWERTFEGER 1978).

7.1.1 Verteilungsmuster der Reviere in der Landschaft

Ein direkter Konkurrenznachweis ist im Freiland nur durch aufwendige Manipulationen an Ressourcen und Populationen zu führen (MÜHLENBERG 1989). Hinweise auf eine bestehende Konkurrenz können sich jedoch oft schon aus dem Verteilungsmuster der Revierpaare der beteiligten Arten ergeben, die dann noch durch Verhaltens- und nahrungsökologische Untersuchungen bestätigt werden müssen.

Um die Hypothese zu prüfen, daß Elstern in interspezifischer Konkurrenz durch Krähen verdrängt werden, wurden auf der Grundlage der vorgenommenen Bestandserfassung die Reviere der beiden Arten den verschiedenen Landschaftsstrukturen zugeordnet (vgl. Kap. 3.1.2). Die unterschiedlich genutzten Flächen wurden mit dem Angebot an Landschaftsstrukturen verglichen.

Im Gegensatz zu Rabenkrähen nutzen Elstern die verschiedenen Landschaftsstrukturen nicht

proportional zu ihren Flächenanteilen (Abb. 13). Die Elstern-Brutpaare bevorzugen auffällig km^2-Raster, auf denen „Bebauung" mehr als 10 % einnimmt, insbesondere gilt dies für die Nutzungskombination „offen/bebaut". Km^2-Raster mit „Wald" werden andererseits gemieden.

Rabenkrähen-Revierpaare bewohnen die offene Landschaft, 63 % der Raster sind hier von Rabenkrähen bewohnt, außerdem aber auch die Nutzungskombinationen offen/bebaut, offen/Wald und offen/bebaut/Wald. 37-42 % der zu diesen drei Nutzungskombinationen gehörigen Raster sind von Rabenkrähen bewohnt. Bei der Auswertung des Ausnutzungsgrades der angebotenen Nutzungen und Nutzungskombinationen wird deutlich, daß Elstern den Krähen bis auf die Nutzungskombination offen/bebaut immer unterlegen sind. Elstern können offensichtlich solche Raster mit „Bebauung" relativ besser ausnutzen als Raster, auf denen „Bebauung" fehlt, weil sie menschliche Störungen in höherem Maße vertragen als Rabenkrähen. In der Strukturkombination offen/bebaut ist die Konkurrenz mit Rabenkrähen zur Zeit am stärksten, da die Ansprüche hier am ähnlichsten sind.

Die hinsichtlich der Verteilungsmuster von Rabenkrähe und Elster aufgezeigten Zusammenhänge sind aus ganz Mitteleuropa bestätigt, vergleiche BAEYENS (1981b) für die Niederlande, VINES (1981) für Großbritannien, FASOLA & BRICHETTI (1983) für Italien, SCHIFFERLI & FUCHS (1981) für die Schweiz, MØLLER (1978, 1983) für Dänemark, DECKERT (1980), PRINZINGER & HUND (1981), GAST (1984) sowie ELLENBERG (1983) für Deutschland.

7.1.2 Zum antagonistischen Verhalten von Rabenkrähe und Elster

Auch wenn die auf Grund der komplementären Verteilungsmuster der Revierpaare von Elster und Rabenkrähe aufgestellte Hypothese einer interspezifischen Konkurrenz inzwischen bestätigt wurde, scheint die Art der wirkenden Konkurrenz noch nicht abschließend geklärt zu sein. Während BOSSEMA et al. (1976) und MØLLER (1983) eine Nahrungskonkurrenz annehmen, wird von BAEYENS (1981b) und ELLENBERG (1983) die These einer zwischen den Arten wirkenden Raumkonkurrenz vertreten. Für die letztgenannte Annahme spricht z.B. die Studie von WAITE (1984), die sich mit auf Grünland nach Nahrung suchenden Corviden befaßt. Er konnte zumindest für den Zeitraum von November bis Februar aufzeigen, daß es sich für die in der Hierarchie am höchsten stehende Rabenkrähe (Kolkraben kamen nicht vor) nicht lohnt, die anderen Corviden als Nahrungskonkurrenten zu vertreiben. Gelegentliche Angriffe von Seiten der Rabenkrähen sind nach Meinung WAITES nicht auf Nahrungskonkurrenz zurückzuführen.

Kommt es zu direkten Auseinandersetzungen, so sind die Rabenkrähen mit bis zu 550 g Körpergewicht den etwa 200 g schweren Elstern physisch überlegen. Territoriale Rabenkrähen sind deshalb in der Lage, Elstern leicht zu verdrängen oder ihre Nester zu plündern (BAEYENS 1981b). Selbst durch die Anwesenheit beider Altvögel lassen sich räubernde Rabenkrähen nicht vom Elsternest vertreiben (VINES 1981).

Aus genannten Gründen ist es der Elster deshalb nicht möglich, sich unter den immer weiter verschlechternden Bedingungen der Feldmark gegen Krähen zu behaupten, es sei denn, es fehlen ausreichend hohe Bäume von mindestens 5 m Höhe, auf denen sich Rabenkrähen zum Brüten sicher fühlen. In diesem Fall hat die Elster wegen ihrer geringeren Nistansprüche (PRINZINGER & HUND 1981) die Möglichkeit, diese Landschaftsstrukturen konkurrenzlos zu besiedeln. In den Untersuchungsgebieten gab es diese Möglichkeit für die Elster nicht, weil nahezu überall im Umkreis von ca. 500 m zumindest einzelne höhere Bäume stehen, auch zum Beispiel als Überhälter in Knicks. Unter den momentanen Bedingungen bleibt es der Elster nur übrig, als einzige „Lücken", die die Rabenkrähen ihr lassen, den bebauten Bereich zu besiedeln. Hier hat die Elster wegen ihres geringeren Sicherheitsbedürfnisses (BAEYENS 1981b, BOSSEMA et al. 1986) Vorteile gegenüber der Krähe.

Die interspezifische Konkurrenz hat charakteristische Abstände von Elstern- zu Rabenkrähennestern zur Folge. Im Mittel betrugen sie 1988 470 m (Abb. 14). Dieser Wert entspricht fast genau den Abständen von Elsternnestern allein (480 m). Deshalb ist eine zumindest von Seiten der Elster ausgehende zwischenartliche territoriale Reaktion auf benachbarte Rabenkrähen, wie auch im Bliesgau (ELLENBERG 1983), zu vermuten. Gestützt wird diese Annahme durch folgende Beobachtungen: Kommt es zu einer engeren Brutnachbarschaft, so war es immer die Rabenkrähe, die ihr Nest in der Nähe eines bestehenden Elsternestes baute und nie umgekehrt.

Zwar sind Einzelfälle von Brutnachbarschaft in gegenseitigem Abstand bis etwa 50 m, bei erfolgreicher Jungenaufzucht durch Elstern, bekannt (DECKERT 1980), im allgemeinen ist aber bis zu einem gegenseitigen Abstand von 300 m der Bruterfolg der Elster stark verringert (VINES 1981; eigene Beob.).

1987 siedelten Elster und Rabenkrähe in vier und 1988 in sechs Fällen weniger als 300 m voneinander entfernt. 1987 verliefen alle Bruten dieser Elstern erfolglos, und 1988 kam es zu lediglich einer erfolgreichen Brut in 270 m Abstand.

7.2 Einfluß des Habichts

7.2.1 Verteilung von Elstern und Rabenkrähen um besetzte Habichtshorste

Die Verteilung der Brutplätze von Elstern und Rabenkrähen steht in deutlicher Abhängigkeit von der Besiedlung durch Habichtpaare (BRÜLL 1964, PUCHSTEIN 1964, BUSCHE in KIRCHHOFF 1973, LOOFT 1981, ELLENBERG et al. 1984, GAST 1984). So fehlen Elstern in für sie optimal strukturierten Gebieten (offene Landschaft/Bebauung) selbst an Stellen, wo auch Rabenkrähen selten sind (vgl. Abb. 12). Oben genannte Autoren erklären diese Beobachtung mit der relativen Nähe von Habichtrevieren.

In Fläche I betrugen die „mittleren nächsten Abstände" von besetzten Elsternestern und Habichtshorsten 1987 bei 10 Messungen 1900 m und 1988 bei 20 Messungen 1560 m. Der deutlich verringerte Abstand 1988 ist begründet in zwei Habicht-Um- bzw. Neuansiedlungen näher an Elsterreviere heran. Dadurch wurden 1988 auch mehr Messungen möglich. Die „mittleren nächsten Abstände" von Rabenkrähen-Revierpaaren zum Habichthorst betrugen bei jeweils 25 Messungen 1987 1050 m und 1988 1130 m. Die Anzahl der Messungen ist nicht identisch mit der Anzahl der Habichtshorste. Bei jedem Habichtshorst wurde gesondert entschieden, ob unter Einbeziehung der angrenzenden Landschaftsstrukturen eine Abstandsmessung zur nächsten Elster oder Rabenkrähe sinnvoll erschien. So kam es in einigen Habichtrevieren vor, daß Elstern in größerem Umkreis fehlten, weil es keine besiedelten Ortschaften gab. Hier wurde dann auf Messungen verzichtet, während um andere Habichtshorste gleich mehrere Messungen in verschiedene Richtungen durchgeführt wurden.

Das heißt, daß sich um besetzte Habichtshorste herum „Höfe" abzeichnen (ELLENBERG et al.

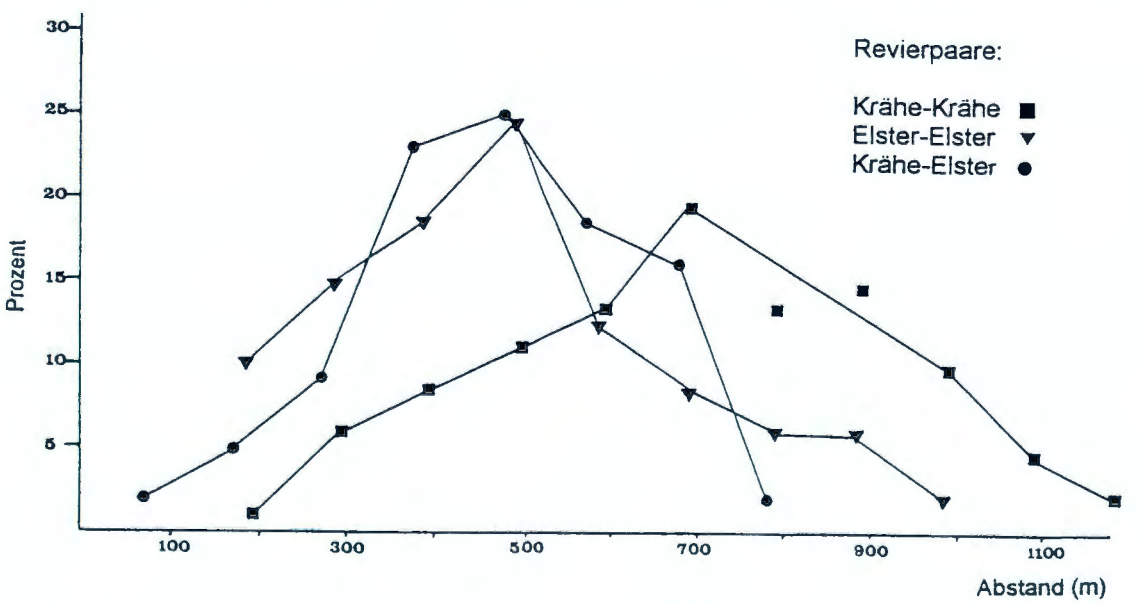

Abb. 14: Abstandshistogramme für Revierpaare in Fläche I
Ausgezählt wurden 150 Rabenkrähen, 50 Elsternpaare und 44 mal Rabenkrähe-Elster.

Fig. 14: Distance between territorial pairs of Carrion Crows (n = 150), Magpies (n = 50) and Carrion Crows/Magpies (n = 44) in study area I

1984), in denen Rabenkrähen auf ca. 1100 m und Elstern auf ca. 1600-1900 m Entfernung zwar nicht ganz fehlen, aber mit deutlich geringerer Siedlungsdichte und auch mit geringerem Erfolg brüten (Abb. 15 und 16).

Zu beachten ist, daß bei Rabenkrähen die Revierpaare und nicht die Brutpaare kartiert wurden. „Neue" Revierpaare müssen sich bei dichter Rabenkrähenbesiedlung in die bisher „krähenlosen" Gebiete in Habicht-Nähe vorwagen und sitzen dann dort auffällig zur Probe. Dies könnte mit ein Grund für die geringeren mittleren Entfernungen zum Habichtshorst sein.

Vollständig gemieden wird von der Elster der Bereich unter 700 m Entfernung und von der Rabenkrähe der Bereich unter 600 m Entfernung vom Habichthorst. Lediglich in Brutnachbarschaft zum Kolkraben siedelten Rabenkrähen noch näher (bis 500 m) am Habicht.

Anhand ihrer Untersuchungen im Bliesgau folgern ELLENBERG et al. (1984), daß Rabenkrähen in 800 bis 1000 m und Elstern in 1500 bis 2000 m Entfernung um einen besetzten Habichthorst fehlen, zumindest jedoch nicht erfolgreich brüten. LOOFT (1981) gibt diese Entfernung mit 1500 m für Elster und Rabenkrähe an. Die aus einer in BEDNAREK (1989) veröffentlichten Abbildung gemessenen Abstände betrugen im Mittel für Habicht–Rabenkrähe 1150 m und für Habicht–Elster 1660 m.

Somit scheinen die hier dargestellten Ergebnisse nicht nur im Prinzip, sondern sogar quantitativ bestätigt. Die Abstände zwischen dem Beutegreifer (Habicht) und seinen Beutetieren (Elster, Rabenkrähe) dürften somit in stärkerem Maße auf Eigenschaften des Habichts, zum Beispiel auf sein Jagdverhalten und seine Raumnutzung, zurückzuführen sein, als auf offensichtlich bestehende landschaftliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Untersuchungsgebieten.

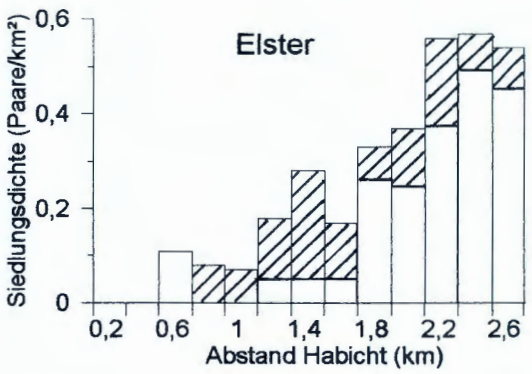

Abb. 15: Siedlungsdichten der Elster in Abhängigkeit von der Entfernung zum Habichtshorst 1988 in Fläche I (schraffiert: nachweislich erfolglose Bruten)

Fig. 15: Abundance of breeding Magpie in relation to the distance from Goshawk nests in 1988 in study area I (shaded: breeding attempt failed)

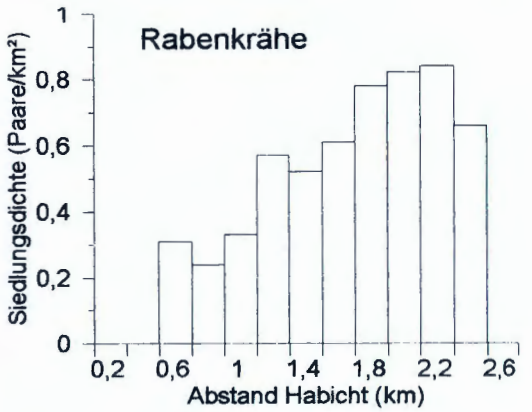

Abb. 16: Siedlungsdichten der Rabenkrähe in Abhängigkeit von der Entfernung zum Habichtshorst 1988 in Fläche I

Fig. 16: Abundance of breeding Carrion Crow in relation to the distance from Goshawk nests in 1988 in study area I

7.2.2 Der Habicht als Prädator

Die Elster stellt für Habichte eine attraktive Beutetierart dar (auffällige Färbung, behäbiger Flug). Ihr Gewicht entspricht einer Tagesration für den Habicht (vgl. SULKAVA 1964). Dennoch ist es sehr unwahrscheinlich, daß die Habichte alle Elstern in dem zuvor beschriebenen Umkreis um den Horst erbeuten. Dafür ist auch ihr Anteil am Beutespektrum von mitteleuropäischen Habichten zu gering. Für Rabenkrähen gilt ähnliches, auch wenn sie wegen ihres höheren Gewichts und geschickteren Flugs für Habichte schwerer zu schlagen sind. Die höheren Anteile der Rabenkrähen in den Beutelisten des Habichts sind nur ein scheinbarer Widerspruch zu diesen Aussagen. Rabenkrähen sind stärker gefährdet, weil sie in den Landschaftsstrukturen brüten, wo Habichte bevorzugt jagen (KENWARD 1982). Außerdem sind Rabenkrähen um ein mehrfaches häufiger als Elstern (in Fläche I zum Beispiel um den Faktor 2,4).

In Zusammenhang mit dem Prädationsdruck ist anzunehmen, daß die als intelligent bekannten

Elstern und Rabenkrähen aktiv Gegenden meiden, in denen sie häufig fliegende Habichte beobachten und evtl. deren Angriffen ausgesetzt sind. Wahrscheinlich erfüllt das wochenlange exponierte „Probesitzen" zukünftiger Brutvögel im Vorfrühling nicht nur die Funktion der Demonstration von Anwesenheit, sondern es „testet" auch ein potentielles Brutgebiet auf Gefährdung durch Beutegreifer.

KRAMER (1941) und LÖHRL (1950) berichten über das Verhalten von Rabenkrähen zum Habicht. So können die Krähen auf „weite Entfernung" Habichte sehr schnell von anderen Greifvögeln und sogar vom Sperber unterscheiden. Bei Erscheinen des Habichts wird sofort ein Alarmgeschrei ausgelöst, wodurch benachbarte Rabenkrähen in erhöhte Aufmerksamkeit versetzt werden. In der Regel erheben sich sämtliche Krähen und versuchen, zunächst an Höhe zu gewinnen. Im Gegensatz zu den meisten anderen Singvögeln, die sich schnell wieder beruhigen, wenn sie den Sperber nicht mehr fliegen sehen, „wissen" Krähen offensichtlich, daß noch Gefahr besteht, auch wenn kein sichtbares Zeichen mehr vorhanden ist.

Das Verhalten der Elster zum Habicht konnte im Sommer 1988 beobachtet werden. Nach Umsiedlung eines Habichtpaares befand sich ein Elsternest nur noch 700 m vom Habichtshorst entfernt. Obwohl die Habichte im Revier der Elstern jagten, flogen dort drei Jungvögel aus. Zwei Habichtrupfungen (Ringeltaube, Fasan) wurden inmitten bzw. am Rand des Elsternreviers gefunden. Auf einen im Gebiet jagenden Habichtsterzel reagierten die Elstern (2 Alt- und 3 Jungvögel) ähnlich wie die Rabenkrähen. Allerdings flogen sie nicht auf, sondern versteckten sich unter Alarmgeschrei schnellstmöglich im dichtesten Gestrüpp, das auch während der 15minütigen Beobachtungszeit nicht mehr verlassen wurde.

8. Schlußbetrachtung

In der Zusammenschau aller zuvor dargestellten Ergebnisse ergibt sich ein differenziertes Bild zur Verteilung und Häufigkeit von Elstern in der Landschaft. Außerdem läßt sich eine Hypothese zum Rückgang der Elsternbestände in der freien Landschaft formulieren.

Grundsätzlich benötigt die Elster kurzrasiges Dauergrünland als Nahrungsgrundlage. Dies kann auf sehr verschiedene Weise zustande kommen. Im Bereich der ländlichen Siedlungen handelt es sich überwiegend um kurzrasige Weiden und Wiesen, während in den Städten Rasenflächen in Gärten oder Parks sowie in Industrie- und Gewerbegebieten, Sportplätze und Grünstreifen an Straßen die wichtigsten Flächen sind. Obwohl in den ländlichen Siedlungen noch viele zusätzliche Formen des Nahrungserwerbs möglich sind, kommt es hier zu deutlich niedrigeren Brutpaar-Dichten. Belege für einen unterschiedlichen anthropogenen Verfolgungsdruck gibt es nicht, so daß die hohen Siedlungsdichten in den Städten nur erklärt werden können durch eine optimale Nahrungserreichbarkeit auf den ständig kurzgehaltenen Flächen („Kunstweiden" n. HAAFKE 1987), besonders zur Zeit der Jungenaufzucht. Ausdruck einer guten Habitatqualität sind auch die in den Städten beobachteten kleineren Brutzeit-Territorien sowie besseren Nachwuchsraten (TATNER 1982a, EDEN 1985).Viele Gartenbesitzer fördern also die von ihnen z.T. angefeindeten Elstern durch Rasenmähen.

Die Grünlandkartierung ergab, daß sich auch außerhalb von Siedlungen strukturell geeignete Flächen befanden, die aber nicht, abgesehen von einigen älteren Nestern, von Elstern besiedelt wurden. Hier dominierten die Rabenkrähen. Sie erreichten ihre höchsten Siedlungsdichten in den größeren Grünlandgebieten (Duvenseer Moor, Kühsen, Niederung am Elbe-Lübeck-Kanal), während Ackerflächen geringere Dichten aufwiesen. Daneben ist die Bereitschaft der Rabenkrähe, in oder in der Nähe von Ortschaften zu nisten, nur sehr gering ausgeprägt (BOSSEMA et al. 1986). Gerade die Grünlandgebiete wären jedoch für Elstern geeignet. Eine Besiedlung dieser Gebiete durch Elstern wäre nur dann möglich, wenn auf größerer Fläche höhere Bäume fehlen würden, gleichzeitig aber genügend Hecken und Gebüsche vorhanden wären und so die Elster wegen ihrer geringeren Nistansprüche (PRINZINGER & HUND 1981) einwandern könnte. ELLENBERG et al. (1984) nennen Beispiele: die Crau in Südfrankreich, Acker- und Weinbaugebiete zwischen Worms und Landau oder in Rekultivierung befindliche Braunkohle-Tagebaugebiete westlich von Köln.

Aber auch in Gebieten, in denen Rabenkrähen selten sind oder fehlen, siedeln auf geeigneten Flächen, z.B. waldnahen Dauerweiden oder in Orten bzw. Ortsteilen mit Waldrandlage, keine Elstern, wenn dort regelmäßig Habichte jagen, deren Horst sich in der Nähe befindet. Die Ver-

teilung und Häufigkeit der Elster wird also bestimmt von der Nahrungserreichbarkeit, dem Konkurrenzdruck durch Rabenkrähen und dem Prädationsdruck durch Habichte. So blieben der Elster nur die habichtfernen, störungsreichen bebauten Bereiche zur Besiedlung übrig.

Dies steht scheinbar in Widerspruch zu den ehemals hohen Elsterdichten in der freien Landschaft. Noch bis in die 50er Jahre galt die Elster als verbreiteter Bewohner der schleswig-holsteinischen Knicks (DIETRICH 1903, BECKMANN 1951, SAGER 1957 zit. nach PUCHSTEIN 1964, 1980). Durch Landnutzungsänderungen und Knickrodungen hat aber die Feldmark seitdem zunehmend an Attraktivität verloren. Die Elster konnte sich in diesen jetzt suboptimalen Habitaten nicht mehr gegen Rabenkrähen – für die die Bedingungen ebenfalls ungünstiger wurden – behaupten.

Die Abnahme von Elsternpopulationen der freien Landschaft ist in vielen Gebieten belegt (z.B. COOKE 1979, DECKERT 1980, KAISER 1987, PLATH 1988, PUCHSTEIN 1988). Wesentliche Ursache ist eine schlechtere Nahrungssituation, die durch Umwandlung von Grünland in Äcker entstand. Im Naturraum Östliches Hügelland, in dem die Fläche I liegt, sank die Fläche des Dauergrünlandes von 130.927 ha im Mittel der Jahre 1957-62 bis 1983 um 24 % auf 99.370 ha ab (AGRARSTRUKTUR IN SCHLESWIG-HOLSTEIN 1983).

Das verbleibende Grünland wird heute anders – Verlagerung von Dauerweiden zu Mähweiden (GRUNWALD 1979) – und intensiver genutzt. Diese Intensivierung von Acker- und vor allem von Grünland läßt zur Zeit der Jungenaufzucht – Ende Mai, Anfang Juni – kaum noch Platz für kurzrasige Flächen.

9. Summary: The distribution and abundance of Magpies throughout the year on study plots in Schleswig-Holstein

During the period February 1987 to February 1989 two areas lying east of Hamburg were investigated to determine the factors affecting distribution and abundance of Magpies and to determine why they are not encountered as breeding birds in apparently appropriate habitat.

A rural area of 210 km² and a suburban/industrial area of 18 km² were selected as study plots I and II respectively.

In 1987, 0.25 pairs/km² were recorded in study area I and 1.6 pairs/km² in study area II, the respective values for 1988 were 0.26 pairs/km² and 1.7 pairs/km². The average size of the home range of individually marked adult Magpies over the two seasons was 7.7 ha in area I and 5.6 ha in area II.

The two most important habitat characteristics within the Magpie breeding areas were the availability of hedges or scrub land for cover and, if possible, permanent short grassland for foraging. During the rest of the year other habitat types may become significant feeding areas.. They may then be exploited by social flights, composed mainly of young of the year and few territorial individuals. At least six territorial pairs which did not attempt to breed were registered in the better investigated 1988 season.

A colour-marked first year bird ranged over 17 ha from 20th July to 12th August 1988. A radio-tagged first year bird used a home range of 97 ha during the period 20th September to 29th October 1988.

Suitable grassland and hedgerow habitats more than 100 m from houses were not colonized by Magpies because Carrion Crows *(Cor us corone)* lay claim to these areas. Carrion Crows compete with Magpies directly and via nest predation. Carrion Crows do not breed close to human settlement in the investigated area. The average distance between active Magpie and Carrion Crow nests was 470 m, the average distance between Carrion Crow nests 690 m.

Goshawks *(Accipiter gentilis)*, the major avian predators of these two corvids, mainly prey on them during two periods. In the early phase of territorial establishment exploring adults may fall victim to Goshawks, especially near to the predators' activity centres, further, fledglings and a few moulting adults are prone to predation during the summer months. The average shortest distance between active Goshawk and Magpie nests was 1,560 m in 1988 and even larger in 1987. For „territorial pairs" in crows these figures are 1,050 m and 1,130 m, respectively. Too little is known on the breeding success of both corvid species in relation to the distance to Goshawk nests, however, most breeding attempts are apparently unsuccessful in the proximity of Goshawk nests.

The obvious longterm population decline of magpies in open country, where they were common up to some 20 years ago, correlates with the disappearance of shortcut or grazed grassland due to

more intensive land use. The presence of competitors (Crows) and predators (Goshawks) enforces this displacement into village and suburb habitats close to man. It is here that Magpies in many cases have become more abundant in recent years.

10. Schrifttum

BÄHRMANN, U. (1952): Über die Variation der mitteldeutschen Elster. Vogelwelt 73: 212-218.

BÄHRMANN, U. (1968): Die Elster (Pica pica). Neue Brehm Bücherei, Wittenberg Lutherstadt.

BAEYENS, G. (1979): Description of the social behaviour of the Magpie (Pica pica). Ardea 67: 28-41.

BAEYENS, G. (1981a): The role of the sexes in the territory defence in the Magpie (Pica pica). Ardea 69: 69-82.

BAEYENS, G. (1981b): Magpie breeding success and Carrion Crow interference. Ardea 69: 125-139.

BAEYENS, G. (1981c): Functional aspects of the serial monogamy: The Magpie pair-bond in relation to its territorial system. Ardea 69: 145-166.

BALANCA, G. (1984a): Le régime alimentaire d'une population de pies bavardes (Pica pica). Gibier Faune Sauvage 3: 37-61.

BALANCA, G. (1984b): Le déterminisme du succes de la reproduction chez une population de pies barvardes (Pica pica). Gibier Faune Sauvage 3: 5-27.

BARKEMEYER, W. & K. TAUX (1977): Der Bestand der Elster im Stadtgebiet von Oldenburg während der Brutperiode 1976. Drosera: 29-32.

BEDNAREK, W. (1989): Gedanken zur Jagdsituation. Jb. Dt. Falkenorden 1988: 54-60.

BERG, E. (1986): Zur unterschiedlichen Pflege von Rasen- und Wiesenflächen in Siedlungen und deren Bedeutung für den Naturschutz. Informationsdienst Naturschutz Nr. 1, 6. Jahrg., Nieders. Landesverwaltungsamt – Fachbehörde für Naturschutz. 27 S.

BERNDT, R. & W. WINKEL (1977): Glossar für Ornitho-Ökologie. Vogelwelt 98: 161-192.

BEZZEL, E. (1982): Vögel in der Kulturlandschaft. E. Ulmer Verlag, Stuttgart.

BIRKHEAD, T.R. (1979): Mate guarding in the Magpie (Pica Pica). Anim. Behav. 27: 866-874.

BIRKHEAD, T.R. (1991): The Magpies. T. & A.D. Poyser Verlag, London.

BIRKHEAD, T.R., S.F. EDEN, K. CLARKSON, S.F. GOODBURN & J. PELLATT (1986): Social organisation of a population of Magpies (Pica pica). Ardea 74: 59-68.

BÖHMER, A. (1976): Zur Struktur der schweizerischen Rabenkrähenpopulation (Corvus corone corone). Orn. Beob. 73: 109-136.

BOSSEMA, J., A. RÖELL & G. BAEYENS (1986): Adaptions to interspecific competition in five Corvid species in the Netherlands. Ardea 74: 199-210.

BOSSEMA, J., A. RÖELL, G. BAEYENS, H. ZEEVALKING & H. LEEVER (1976): Interspecifieke agressie en sociale organisatie bij onze inheemse Corviden. Levende natuur 79: 149-166.

BRANDL, R. (1987): Warum brüten einige Vogelarten in Kolonien? Verh. orn. Ges. Bayern 24: 347-410.

BRINKMANN, M. (1962): Elstern im Stadtraum Osnabrück. Veröff. d. Naturwiss. Vereins Osnabrück 30: 40-55.

BROWN, J.L. (1969): Territorial behaviour and population regulation in birds. Wilson Bull. 81: 293-329.

BRÜLL, H. (1964): Das Leben deutscher Greifvögel. 2. Aufl., G. Fischer Verlag, Stuttgart.

BUB, H. (1974): Vogelfang und Vogelberingung, Teil III. Neue Brehm Bücherei, Wittenberg Lutherstadt.

BURT, W.H. (1943): Territoriality and home range concepts as applied to mammals. J. Mammal. 24: 346-352.

BUSSE, P. (1969): Results of ringing of european Corvidae. Acta Orn. Warszawa 11: 263-328.

COOKE, A.S. (1979): Population declines of the Magpie Pica pica in Huntingdonshire and other parts of eastern England. Biol. Conserv. 15: 317-324.

CSIKI, E. (1919): Positive Daten über die Nahrung unserer Vögel. Aquila 26: 76-104.

DAVIES, N.B. (1981): Ökologische Fragen zum Territorialverhalten. In: KREBS, J.R. & N.B. DAVIES, 246-272.

DECKERT, G. (1968): Zur Reviergröße und Nestbautechnik der Elster, Pica p. pica (L.). Beitr. Vogelk. 14: 97-102.

DECKERT, G. (1980): Siedlungsdichte und Nahrungssuche bei Elster, Pica p. pica (L.), und Nebelkrähe, Corvus corone cornix (L.). Beitr. Vogelk. 26: 305-334.

DITTRICH, W. (1981): Siedlungsdichte und Habitatwahl der Elster (Pica pica) in Nordbayern. J. Orn. 122: 181-185.

DREIFKE, R. (1990): Ursachen für Verteilung und Häufigkeit von Elstern (Pica pica). Eine Untersuchung auf zwei Probeflächen in Schleswig-Holstein. Diplomarbeit Univ. Göttingen.

EDEN, S.F. (1985): The comparative breeding biology of magpies Pica pica in an urban and a rural habitat (Aves: Corvidae). J. Zool., Lond. (A.) 205: 325-334.

EDEN, S.F. (1987): Natal philopatry of the Magpie Pica pica. Ibis 129: 477-490.

EDEN, S.F. (1989): The social organization of non-breeding Magpies Pica pica. Ibis 131: 141-153.

ELLENBERG, H. (1983): Wechselwirkungen im Ökosystem Kulturlandschaft: Habicht und Beute. Allgem. Forstzeitschrift 44: 1195-1201.

ELLENBERG, H. & R. DREIFKE (1992): „Abrition"– Der Kolkrabe als „Schutzschild" vor dem Habicht. Corax 15: 2-10.

ELLENBERG, H., F. GAST & J. DIETRICH (1984): Elster, Krähe und Habicht – ein Beziehungsgefüge aus Territorialität, Konkurrenz und Prädation. Verh. Ges. Ökol. 12: 319-329.

ELLENBERG, H., A. GIESENBERG & M. WEINERT (1989): Verbreitung, Häufigkeit, Produktivität und Verfolgungsarten bei Rabenkrähe, Elster und Eichelhäher in der Bundesrepublik Deutschland. Stellungnahme im Auftrag des BML.

ERPINO, M.J. (1968): Age determination in the Black-billed Magpie. Condor 70: 91-92.

EXO, K.-M. (1987): Das Territorialverhalten des Steinkauzes (Athene noctua). Eine verhaltensökologische Studie mit Hilfe der Telemetrie. Diss. Univ. Köln, 238 S.

FASOLA, M. & P. BRICHETTI (1983): Mosaic distribution and breeding habitat of the Hooded Crow Corvus corone cornix and the Magpie Pica pica in Padana Plain (Northern Italy). Avocetta 7: 67-84.

FJELDSÅ, J. (1981): Bestand og habitat hos Husskade Pica pica på Midtsjælland. Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 75: 31-39.

FRANK, R. (1975): Der Brutbestand der Tauben und Elstern im Stadtgebiet von Emden 1973. Vogelkundl. Ber. Nieders. 7: 89-91.

GAST, F. (1984): Die Elster (Pica pica) als Biomonitor für die Belastung von Nahrungsnetzen durch Umweltchemikalien. Diss. Univ. Saarland, 198 S.

GLOE, P. & B. SCHÜMANN (1987): Zum Brutvorkommen und zur Häufigkeit der Elster in Dithmarschen. DBV-Jahresbericht der Kreisgruppe Dithmarschen: 2-3.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & K.M. BAUER (1993): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 13/III. Passeriformes (4. Teil). Aula-Verlag, Wiesbaden.

GOODWIN, D. (1976): Crows of the world. Ithaca, New York.

GRUNWALD, H.-S. (1979): Zur Bodennutzung in den Naturräumen Schleswig-Holsteins 1957 bis 1978. Stat. Monatshefte 31: 26-34.

HAAFKE, J. (1987): Zur Siedlungsdichte der Elster (Pica pica) in Abhängigkeit unterschiedlicher Habitate. Charadrius 23: 141-150.
HAYNE, D.W. (1949): Calculation of size of home range. J. Mammal. 30: 1-18.
HILDÉN, O. (1965): Habitat selection in birds. Ann. Zool. Fenn. 2: 53-75.
HÖGSTEDT, G. (1980): Resource partitioning in Magpie Pica pica and Jackdaw Corvus monedula during the breeding season. Ornis Scand. 11: 110-115.
HÖGSTEDT, G. (1981a): Should there be a positive or negative correlation between survival of adults in a bird population and their clutch size?. Am. Nat. 118: 568-571.
HOLYOAK, D. (1968): A comparative study of the food of some British Corvidae. Bird Study 15: 147-153.
HOLYOAK, D. (1971): Movements and mortality of Corvidae. Bird Study 18: 97-106.
HOLYOAK, D. (1974): Territorial and feeding behaviour of the Magpie. Bird Study 21: 117-128.
HOLZ, W. & U. NEUHAUS-STEINMETZ (1989): Elsternkartierung im Lande Bremen. Beitr. Naturk. Nieders. 42: 187-195.
HUND, K. & R. PRINZINGER (1981): Notizen zur Brutbiologie der Elster Pica pica, Rabenkrähe Corvus corone corone und Dohle Corvus monedula in Württemberg. Ökol. Vögel 3: 261-265.
KAISER, W. (1987): Elster. In: KLAFS, G. & J. STÜBS: 381-383.
KENWARD, R.E. (1982): Goshawk hunting behaviour, and range size as a function of food and habitat availability. J. Anim. Ecol. 51: 69-80.
KENWARD, R.E. (1987): Wildlife radio tagging: equipment, field techniques and data analysis. Biological techniques series, Academic Press, London.
KIRCHHOFF, K. (1973): Probeflächenuntersuchungen 1970 an der Elster (Pica pica). Hamb. Avifaun. Beitr. 11: 101-114.
KLAFS, G. & J. STÜBS (1987): Die Vogelwelt Mecklenburgs. G. Fischer Verlag, Jena.
KNIEF, W. & P. BORKENHAGEN (1993): Ist eine Bestandesregulierung von Rabenkrähen und Elstern erforderlich? – Ein Untersuchungsbeispiel aus Schleswig-Holstein. Natur und Landschaft 68: 102-107.
KRAMER, G. (1941): Beobachtungen über das Verhalten der Aaskrähe (Corvus corone) zu Freund und Feind. J. Orn. 89 (Sonderband): 101-131.
KREBS, J.R. & N.B. DAVIES (1981): Öko-Ethologie. Parey, Berlin und Hamburg.
LACK, D. (1954): The natural regulation of animal numbers. University Press, Oxford.
LEMKE, W. (1977): Zum Brutbestand der Elster (Pica pica) im Stadtgebiet von Cuxhaven 1969-1976. Vogelkundl. Ber. Nieders. 9: 41-47.
LOCKIE, J.D. (1955): The breeding and feeding of Jackdaws and Rooks with notes on Carrion Crows and other Corvidae. Ibis 97: 341-369.
LOOFT, V. (1981): Habicht. In: LOOFT, V. & G. BUSCHE: 101-115.
LOOFT, V. & G. BUSCHE (1981): Vogelwelt Schleswig-Holsteins. Bd. 2: Greifvögel. K. Wachholtz Verlag, Neumünster.
LORENZ, K. (1931): Beiträge zur Ethologie sozialer Corviden. J. Orn. 79: 67-127.
LOVE, J.A. & R.W. SUMMERS (1973): Breeding biology of Magpies in Aberdeenshire. Scott. Birds 7: 399-403.
LÖHRL, H. (1950): Zum Verhalten der Rabenkrähe (Corvus corone corone) gegenüber dem Habicht. Z. Tierpsychologie 7: 130-133.
MØLLER, A.P. (1978): Husskadens Pica pica bestandstæthed, redeplacering og bestandsændringer i Danmark. Dansk orn. Foren. Tidsskr. 72: 197-215.
MØLLER, A.P. (1982): Characteristics of Magpie Pica pica territories of varying duration. Ornis Scand. 13: 94-100.
MØLLER, A.P. (1983): Habitat selection and feeding activity in the Magpie Pica pica. J. Orn. 124: 147-161.
MÜHLENBERG, M. (1989): Freilandökologie. Uni-Taschenbücher 595, Quelle & Meyer Verlag, Heidelberg.
MULSOW, R. (1985a): Elsternkartierung 1984. Hamb. Avifaun. Beitr. 20: 107-111.
MULSOW, R. & W. SCHROETER (1985b) : Zur Biologie der Elster (Pica pica) im Hamburger Raum. Hamb. Avifaun. Beitr. 20: 97-106.
NIETHAMMER, G. & E. MERZINGER (1943): Über Beteiligung am Brutgeschäft der Elster nach Alter und Geschlecht. Beitr. z. Fortpflanzungsbiol. d. Vögel 19: 21-22.
ODUM, E.P. & E.J. KUENZLER (1955): Measurement of territory and home range size in birds. Auk 72: 128-137.
OWEN, D.F. (1956): The food of nestling Jays and Magpies. Bird Study 3: 257-265.
PATRIDGE, L. (1981): Habitatwahl. In: KREBS, J.R. & N.B. DAVIES: 273-291.
PLATH, L. (1976): Bestandesdichte, Verbreitung und Nistweise der Elster (Pica pica) im Gebiet der Stadt Rostock. Orn. Rundbrief Meckl. 17: 1-5.
PLATH, L. (1984): Zur Entwicklung des Brutbestandes und der Verbreitung der Elster (Pica pica) im letzten Jahrzehnt im Rostocker Stadtgebiet. Arch. Freunde Naturg. Meckl. 24: 117-125.
PLATH, L. (1988): Habitatverschiebung bei der Elster? Falke 35: 27-28.
PRINZINGER, R. & K. HUND (1981): Untersuchungen über die ökologischen Ansprüche an den Nistbiotop bei Elster Pica pica und Rabenkrähe Corvus corone corone. Ökol. Vögel 3: 249-259.
PUCHSTEIN, K. (1964): Zur Häufigkeit der Elster (Pica pica [L.]) in Ostholstein. Mitt. Faun. Arbeitsgem. Schleswig-Holstein 16: 14-22.
PUCHSTEIN, K. (1980): Zur Vogelwelt der schleswig-holsteinischen Knicklandschaft mit einer ornitho-ökologischen Bewertung der Knickstrukturen. Corax 8: 62-106.
PUCHSTEIN, K. (1988): Anteile von „Rabenvögeln" und „Flugwild" an Vogelgemeinschaften in Schleswig-Holstein und Hamburg. Corax 13: 1-24.
PUCHSTEIN, K. (1992): Stirbt die Elster aus? Betrifft: Natur 2, Heft 2: 9-11.
REMMERT, H. (1984): Ökologie. Ein Lehrbuch. Springer-Verlag, Berlin.
RIESE, K. (1967): Bestandsaufnahme 1964 bei Ringeltaube, Türkentaube und Elster in der Stadt Wilhelmshaven. Oldenburger Jahrb. 66: 151-160.
RÖELL, A. & J. BOSSEMA (1982): A comparison of nest defence by Jackdaws, Rooks, Magpies and Crows. Behav. Ecol. Sociobiol. 11: 1-6.
SCHWERTFEGER, F. (1978): Lehrbuch der Tierökologie. Pareys Studientexte 42. Verlag P. Parey, Hamburg und Berlin.
SPAANS, A.L., S. RODENBURG & J. DE WOLF (1982): Het voedsel van jonge Ekster: een verkennend onderzoek. Het Vogeljaar 30: 31-35.
STATISTISCHE BERICHTE des Statistischen Landesamtes Schleswig-Holstein: Agrarstruktur in Schleswig-Holstein 1983. Ergebnisse der Agrarberichterstattung 1983. Kiel 1985.
STATISTISCHES JAHRBUCH Schleswig-Holstein 1987: Kiel 1988.
SULKAVA, S. (1964): Zur Nahrungsbiologie des Habichts, Accipiter gentilis (L.). Aquilo, Ser. Zoologica 3: 1-103.
TATNER, P. (1982) : The breeding biology of magpies Pica pica in an urban environment. J. Zool., Lond. 197: 559-581.
TATNER, P. (1983): The diet of urban Magpies Pica pica. Ibis 125: 90-107.

TATNER, P. (1986): Survival rates of urban Magpies. Ringing & Migration 7: 112-118.
VINES, G. (1981): A socio-ecology of Magpies Pica pica. Ibis 123: 190-202.
VOOUS, K.H. (1962): Die Vogelwelt Europas und ihre Verbreitung. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
WAITE, R.K. (1984): Winter habitat selection and foraging behaviour in sympatric corvids. Ornis Scand. 15: 55-62.
WITT, K. (1985): Bestände von Elstern (Pica pica) und Nebelkrähe (Corvus corone cornix) auf Berliner Probeflächen 1984. Orn. Ber. f. Berlin (West) 10: 154-175.
WITTENBERG, J. (1968): Freilanduntersuchungen zu Brutbiologie und Verhalten der Rabenkrähe (Corvus c. corone). Zool. Jb. Syst. 95: 16-146.
WITTENBERG, J. (1978): Zur Frage der Artenschutzregelung für Rabenkrähe, Elster und Eichelhäher. Natur und Landschaft 53: 285-288.
YOM-TOV, J. (1974): The effect of food and predation on breeding density and success, clutch size and laying date of the Crow (Corvus corone). Journ. Anim. Ecol. 43: 479-498.
ZINK, G. (1981): Der Zug europäischer Singvögel, ein Atlas der Wiederfunde beringter Vögel. Vogelzug Verlag, Möggingen.

Rezensionen

NICOLAI, B. (Hrsg. 1993): Atlas der Brutvögel Ostdeutschlands. Gustav Fischer, Jena. 249 Abb., davon 208 Verbreitungskarten. Paperback, 314 S. ISBN 3-334-60440-3. 48,00 DM.

Auf insgesamt 314 Seiten werden die Ergebnisse der Brutvogelkartierung auf dem Gebiet Ostdeutschlands (ehemalige DDR) dargestellt. Mehr als 780 Mitarbeiter kartierten zwischen 1978 und 1982/83 die insgeamt 925 zu bearbeitenden Rasterfelder.

Als Rastereinheit wurde die Topographische Karte 1:25.000 (etwa 126 km²) gewählt. Eine weitergehende Verfeinerung des Gitternetzes wäre aufgrund des hohen Arbeitsaufwandes für das gesamte Untersuchungsgebiet wohl nicht zu realisieren gewesen, wie Ansätze in Mecklenburg-Vorpommern und Ostberlin gezeigt haben.

Zunächst werden in einem allgemeinen Teil das Gebiet (Geographie, Klima, Landnutzung), die Methode und der Ablauf der Kartierung (Methode, Ablauf, Fehlerabschätzung, Bestandsschätzung und Bewertung der Brutvogelarten) und eine allgemeine Auswertung vorgestellt.

Im speziellen Teil werden die 216 für das Gebiet festgestellten Brutvogelarten in den meisten Fällen (208) in Form einer Verbreitungskarte sowie eines kurzen Begleittextes abgehandelt. Mittels verschieden großer Symbole werden die drei allgemein üblichen Nachweiskategorien sicherer, wahrscheinlicher und möglicher Brutvogel dargestellt. Neben der Rasterkarte des Untersuchungsgebietes wird zudem das europäische Areal der jeweiligen Art dargestellt, wodurch auf einen Blick eine Einordnung der lokalen Verbreitung in das Gesamtverbreitungsbild ermöglicht wird. Zusätzlich wird die Verteilung auf die einzelnen Nachweiskategorien, die Gesamtzahl besetzter Raster sowie die Rasterfrequenz dargestellt. In Form einer „Sternleiste" wird die Situation der betreffenden Art anhand des „BEZZEL"-Index dargestellt. Auf diese Weise wird es dem Leser ermöglicht, sich schnell über die aktuelle Gefährdungssituation aller Arten zu informieren. Für zwanzig Arten werden zusätzlich zu den qualitativen Rasterkarten sogenannte Häufigkeitskarten geliefert.

Der sehr kurz gehaltene Text gibt in einheitlicher Form Informationen zu Faunentyp, Status, Verbreitung, Bestand und Bestandsentwicklung. Für jede Art wird eine Reihe von Literaturangaben gemacht. Auf diese Art und Weise ergibt sich ein Literaturverzeichnis mit den wichtigsten avifaunistischen Arbeiten des Gebietes, das insgesamt etwa 600 Titel umfaßt.

In mehreren Anhängen werden für alle Arten die Einzelinformationen in tabellarischer Form dargestellt. Dem Leser wird so die Möglichkeit eröffnet, das Datenmaterial einer eigenen Beurteilung zugänglich zu machen.

Der Wert dieses Werkes wird durch das, nach Aussagen des Herausgebers, verspätete Erscheinen in keiner Weise geschmälert. Mit der Darstellung von Bestand und Verbreitung der Brutvogelarten Ostdeutschlands zu Beginn der 1980er Jahre wird nachfolgenden Bearbeitern zukünftig die Möglichkeit eröffnet, die Entwicklung der Vogelwelt und damit der gesamten Landschaft auf der Basis eines umfangreichen Datenmaterials zu beurteilen.

T. GALL

KILIAN, D., J. HÖLZINGER, U. MAHLER & R. STEGMAYER (1993): Verbreitung und Bestandsentwicklung des Graureihers *(Ardea cinerea)* in Baden-Württemberg von 1985 bis 1991 und Methoden der Bestandserfassung.-Ökologie der Vögel, Bd. 15, Sonderheft. Bezug: J. Hölzinger, Auf der Schanz 23/2, 71640 Ludwigsburg. 52 S., 43 Abb., davon 35 Farbfotos (Luftbilder). ISSN 0173-0711, DM 22,-.

Die Erfassung erfolgte durch Senkrechtluftbilder mit Hilfe einer Spezialkamera, die fest am Boden eines Motorseglers installiert ist. An einigen Kolonien wurden auch Bodenzählungen durchgeführt. Der Graureiher hat 1985-91 um 63 % auf 2216 Paare in zuletzt 99 Kolonien zugenommen. In Mischwäldern werden Nadelbäume bevorzugt. In der Nähe von Fischzuchtanlagen ist die Zunahme entgegen den Erwartungen unterdurchschnittlich.

R.K. BERNDT