

**Untersuchungen zur Ökologie des
Europäischen Dachses (*Meles meles*, L. 1758)
im Hakelwald (nordöstliches Harzvorland)**

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades

doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)

vorgelegt der

Mathematisch-Naturwissenschaftlich-Technischen Fakultät
(mathematisch-naturwissenschaftlicher Bereich)
der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

von Herrn Diplom-Biologen Thomas Hofmann
geboren am: 02.12.1965 in Demmin

Gutachterin/Gutachter:

1. Prof. Dr. Mechthild Roth
2. Prof. Dr. R. Schröpfer
3. Prof. Dr. M. Stubbe

Halle/Saale, d. 20.10.1999 (Tag der Verteidigung)

Inhaltsverzeichnis

Begriffe, Abkürzungen und Symbole

1. Einleitung	1
2. Untersuchungsgebiet und Klima	4
2.1. Lage des Untersuchungsgebietes	4
2.2. Geologie und Böden	4
2.3. Vegetation	5
2.4. Klima	7
3. Räumliche Struktur und Entwicklung des Dachsbestandes	8
3.1. Material und Methoden	8
3.2. Ergebnisse	9
3.2.1. Verteilung der Bauanlagen	9
3.2.2. Entwicklung des Dachsbestandes	10
3.3. Diskussion	13
3.3.1. Verteilung der Bauanlagen	13
3.3.2. Populationsdichte	15
3.3.3. Populationsentwicklung	16
4. Nahrungswahl der Dachse	20
4.1. Material und Methoden	20
4.1.1. Analyse der Kotproben	20
4.1.2. Auswertung	23
4.1.3. Breite der trophischen Nische und Diversität	24
4.1.4. Vergleich von Nahrungsspektren	25
4.1.5. Erfassung der Verfügbarkeit von Regenwürmern	25
4.2. Ergebnisse	26
4.2.1. Probenumfang	26
4.2.2. Zusammensetzung der Nahrung der Dachse	27
4.2.3. Saisonalität der Nutzung der verschiedenen Beutekategorien	28
4.2.3.1. Regenwürmer	28
4.2.3.2. Säugetiere	29
4.2.3.3. Früchte (excl. Eicheln)	32
4.2.3.4. Eicheln	33
4.2.3.5. Coleopteren und Hymenopteren	34
4.2.3.6. Amphibien	34
4.2.3.7. Sonstige animalische Nahrung	35
4.2.3.8. Sonstige pflanzliche Nahrung	35
4.2.4. Trophische Nischenbreite und Diversität	36
4.2.5. Territoriale Unterschiede in der Nahrungswahl	37
4.2.6. Territoriale und saisonale Unterschiede im Auftreten der Regenwürmern	42
4.2.6.1. Artenspektrum und Abundanz der Regenwürmer in den Haupthabitattypen	42
4.2.6.2. Auftreten der <i>Lumbricus</i> -Arten in den Haupthabitattypen	43
4.2.6.3. Saisonale Unterschiede im Auftreten der <i>Lumbricus</i> -Arten im Wald	44

4.2.6.4. Vergleich der Regenwurmaufnahme durch die Dachse mit der Regenwurm- verfügbarkeit	45
4.3. Diskussion	47
4.3.1. Aussagefähigkeit der Kotanalysen	47
4.3.2. Nahrungswahl	50
5. Habitatnutzung der Dachse	55
5.1. Material und Methoden	55
5.1.1. Fang und Markierung der Dachse	55
5.1.2. Telemetrie	55
5.1.3. Auswertung der Telemetriedaten	57
5.2. Ergebnisse	57
5.2.1. Größe der home ranges	57
5.2.2. Saisonale Änderung der home range-Größen	58
5.2.3. Habitatzusammensetzung der home ranges	60
5.2.4. Saisonale Unterschiede in der Habitatnutzung	62
5.2.5. Interterritoriale Exkursionen und Dismigrationsverhalten der Dachse	63
5.3. Diskussion	66
5.3.1. Größe der home ranges	66
5.3.2. Saisonale Nutzung der home ranges	68
5.3.3. Dismigration	69
6. Analyse von Fundschädeln	71
6.1. Material und Methoden	71
6.1.1. Untersuchungsmaterial	71
6.1.2. Altersbestimmung	71
6.1.3. Geschlechterdifferenzierung	73
6.1.3.1. Vermessung der Schädel	73
6.1.3.2. Allometriegleichung	73
6.1.3.3. Korrektur altersabhängiger Größenunterschiede	76
6.2. Ergebnisse	76
6.2.1. Geschlechterbestimmung	76
6.2.2. Geschlechterzusammensetzung des Fundmaterials	77
6.2.3. Alterszusammensetzung des Untersuchungsmaterials	78
6.2.3.1. Jagdschädel	78
6.2.3.2. Fundschädel	79
6.3. Diskussion	80
6.3.1. Methodik der Altersbestimmung	80
6.3.2. Zusammensetzung des Untersuchungsmaterials nach den Geschlechtern	81
6.3.3. Zusammensetzung des Untersuchungsmaterials nach Altersklassen	84
6.3.4. Populationsbiologische Aussagen	85
7. Gesamtdiskussion	87
8. Zusammenfassung / Summary	92
9. Literaturverzeichnis	96
Tabellenanhang	

Begriffe

Beutetaxa: Unter Beutetaxa werden in der vorliegenden Arbeit die einzelnen, entsprechend der zoologischen bzw. botanischen Systematik unterscheidbaren Nahrungsbestandteile verstanden.

Beutekategorie: Aus methodischen Gründen wurden die unterschiedlichen Beutetaxa in Beutekategorien zusammengefaßt. Die Definition der einzelnen Beutekategorien ist im Anhang in Tab. A.4.1 dargestellt.

Clan (soziale Gruppe): Diese beiden Begriffe werden in der vorliegenden Arbeit synonym gebraucht. Sie bezeichnen die in einem Territorium lebenden und in der Regel einen gemeinsamen Hauptbau bewohnenden Dachse.

Geschlechterverhältnis: Die Angabe des Geschlechterverhältnisses erfolgt in dieser Arbeit in der Form: ♂ : ♀.

home range (Belaufsgebiet, Streifgebiet): Auch diese Begriffe werden im Text synonym gebraucht. Es handelt sich dabei um die durch die Telemetrie ermittelten Flächen, die ein Dachs in einem bestimmten Zeitraum frequentiert hat (im Gegensatz dazu: Territorium, siehe dort).

Latrine: Hiermit werden die Markierungsstellen der Dachse, die sich hauptsächlich an den Territoriumsgrenzen und in der Nähe der Baue befinden, bezeichnet. Eine Latrine besteht aus einem oder mehreren ca. 10 cm - 15 cm tiefen Löchern, die von den Dachsen gegraben werden. In diese Löcher setzen die Tiere Kot und Markierungssekrete ab.

Population (Bestand): In der Verwendung des Begriffes Population folgt die vorliegenden Arbeit der im englischsprachigen Schrifttum angewandten Definition von BEGON *et al.* (1991). Danach handelt es sich bei einer Population um die Vertreter einer Art in einem bestimmten, vom jeweiligen Bearbeiter festgelegten Gebiet. Die Begriffe Population und Bestand werden synonym verwendet.

Quieszenz: Unter Quieszenz versteht man eine durch Umweltfaktoren hervorgerufene temporäre Entwicklungshemmung. Nach dem Einsetzen günstiger Umweltverhältnisse wird die Quieszenz wieder aufgehoben.

Territorium: Als Territorium wird das von den Dachsen einer sozialen Gruppe (siehe dort) genutzte und verteidigte Gebiet bezeichnet. Das home range eines Tieres dieser Gruppe ist nicht zwangsläufig dem Territorium der gesamten Gruppe gleichzusetzen.

Abkürzungen, Symbole

♀, W	-	Weibchen
♂, M	-	Männchen
α	-	Irrtumswahrscheinlichkeit
Abt.	-	Forstabteilung im Hakel (Numerierung siehe beiliegende Folie)
ad.	-	adult
AF	-	relative Auftretensfrequenz (vgl. Kap. 4.1.2.)
AK	-	Altersklasse
FG	-	Freiheitsgrade
ges.	-	gesamt
Ind.	-	Individuum bzw. Individuen
juv.	-	juvenil
MCP	-	Minimum-Convex-Polygon (vgl. Kap. 5.1.3.)
n	-	Stichprobengröße
n. s.	-	nicht signifikant
PV	-	relatives Präsenzvolumen (vgl. Kap. 4.1.2.)
R²	-	Regressionskoeffizient
r	-	Wachstumsrate (vgl. Kap. 3.1.)
r_s	-	Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman
SCP	-	Saisonales Minimum-Convex-Polygon (vgl. Kap. 5.1.3.)
s_×	-	Standardfehler des Mittelwertes (Verwendung im Text in der Form $\bar{x} \pm s_{\times}$)
TCP	-	Gesamtes (totales) Minimum-Convex-Polygon (vgl. Kap. 5.1.3.)
TV	-	relatives Totalvolumen (vgl. Kap. 4.1.2.)
vorj.	-	vorjährig (= subadult)
\bar{x}	-	Mittelwert
\tilde{x}	-	Median

Danksagung

Mein besonderer Dank gilt meinem Mentor Herrn Prof. Dr. M. Stubbe, der mir das Thema überließ und sowohl durch anregende und kritische Diskussionen als auch durch aktive Mithilfe bei den Feldarbeiten stets fördernd auf diese Arbeit gewirkt hat.

Eine Freilandstudie zu ökologischen Fragestellungen ist alleine nur schwer zu bewerkstelligen. Es ist mir daher wichtig, mich bei allen zu bedanken, die mir während der Arbeitszeit im Haken hilfreich zur Seite standen. An erster Stelle ist hier Herr Dipl.-Biol. H. Ebersbach zu erwähnen, der immer zur Mithilfe, speziell bei der Telemetrie, bereit war und durch nützliche Diskussionen zum Gelingen der Arbeit beigetragen hat. Frau Dipl.-Biol. P. Luthardt führte dankenswerterweise einen großen Teil der Regenwurmerfassungen durch. Die Herren Dr. W. Stubbe und Dr. I. Stubbe waren auch zu ungewöhnlichen Tageszeiten immer sofort bereit, die Immobilisierung der gefangenen Dachse vorzunehmen.

Gedankt sei auch den zahlreichen Kommilitonen, die viele unangenehm kühle Morgenstunden beim Dachsfang und oft auch Abendstunden beim Ansitz am Dachsbau (beides oft erfolglos) zugebracht haben.

Zahlreiche Einwohner von Heteborn förderten diese Arbeit durch ihre Hilfe bei der Bewältigung der "täglichen" Probleme, so bei der Beschaffung von Wohnraum, Bereitstellung von Fahrzeugen und Geräten. Stellvertretend für alle möchte ich mich an dieser Stelle bei Herrn S. Hermann für die Unterstützung bei der Feldarbeit und Frau U. Schöndube für die Überlassung der Klimadaten der Station Heteborn bedanken.

Dem Kustos Herrn Dr. D. Heidecke und den Präparatoren Herr H.-J. Altner und Herr Th. Kümmel (Wirbeltiersammlungen des Institutes für Zoologie der Martin-Luther-Universität) danke ich für die erwiesene Unterstützung bei den Laborarbeiten und die Duldung der oft geruchsintensiven Aufarbeitung der Kotproben in ihren Arbeitsräumen.

Weiterhin gilt mein Dank Herrn Dr. H. Ansorge für die Unterstützung bei der Einarbeitung und der Auswertung der Schädelanalyse. Herr G. J. D. M. Müskens (Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen) stellte dankenswerterweise die Schädel der altersbekannten Dachse für diese Untersuchung zur Verfügung. Für die Bereitstellung und Bearbeitung des Kartenmaterials danke ich Herrn Dipl.-Biol. M. Weber, für die unkomplizierte Hilfe bei der Bewältigung von Statistikproblemen Frau Dr. S. Frahnert sowie Herrn Dr. K. Seidelmann, für die technische Unterstützung während der Fertigstellung der Arbeit Herrn I. Thom und für die Korrektur der englischen Zusammenfassung Herrn Dr. K. Neumann.

Schließlich gilt mein besonderer Dank meinen Eltern, meinem Bruder und meiner Freundin Annett Schumacher für ihre große Geduld und die moralische Unterstützung vor allem in der Endphase dieser Arbeit.

1. Einleitung

Der Europäische Dachs (*Meles meles* L., 1758) ist auf Grund seiner Größe und der charakteristischen Gesichtszeichnung einer der markantesten Vertreter der einheimischen Säugetierfauna. Die verstärkt nächtliche Aktivität und zum Teil unterirdische Lebensweise erschweren jedoch die Beobachtung dieser Art. Dies sind Gründe dafür, daß die Biologie des Dachses erst relativ spät wissenschaftliche Beachtung fand. Lediglich in der Jagdliteratur früherer Jahre finden sich Angaben zur Lebensweise des Dachses. Diese bezogen sich jedoch größtenteils auf qualitative Angaben zur Ernährung oder Möglichkeiten der Bejagung dieser Art (GILLE 1900, KLOTZ 1905, MEHLHARDT 1947).

Beginnend mit den Arbeiten des Nestors der Dachsforschung NEAL (1948) in Großbritannien erfolgte eine wissenschaftliche Betrachtung der Ökologie und Lebensweise des Dachses. Seit Anfang der siebziger Jahre traten Dachse in einigen Gebieten Großbritanniens verstärkt als Wildreservoir des Erregers der Rindertuberkulose (*Mycobacterium bovis*) in Erscheinung (CHEESEMAN *et al.* 1989, DOLAN 1993) und erlangten damit ökonomische Bedeutung. Dieser Umstand trug maßgeblich dazu bei, daß die Art vor allem in England zu einem wichtigen Objekt wildbiologischer Forschung wurde. Abgesehen vom Rotfuchs (*Vulpes vulpes*) liefen über kaum eine andere Carnivorenart in den letzten Jahren so viele Untersuchungen wie über den Dachs.

Der Dachs nimmt innerhalb der Familie der Marderartigen (*Mustelidae*) eine gewisse Sonderstellung ein. Im Gegensatz zu den anderen Arten der Familie, die fast immer solitär leben (vgl. einzelne Artbearbeitungen in STUBBE & KRAPP 1993), konnte beim Dachs in einigen Teilen seines Verbreitungsgebietes die Bildung sozialer Gruppen (im englischsprachigen Schrifttum als "clan" bezeichnet) nachgewiesen werden (KRUUK 1978b, 1989, NEAL 1986). Diese Gruppen meist verwandter Dachse leben innerhalb eines gemeinsamen Territoriums, das durch ein System von Markierungsstellen gegen andere Gruppen abgegrenzt und verteidigt wird (KRUUK 1989). Innerhalb der Clans zeigen die Dachse am Bau zwar ein sehr soziales Verhalten (soziale Körperpflege, gegenseitiges Markieren), die Nahrungsaufnahme erfolgt aber weitgehend solitär. Dies läßt sich nicht mit dem Verhalten anderer in Sozialverbänden lebender Carnivorenarten (z. B. Löwen *Panthera leo*, Wölfe *Canis lupus*, Tüpfelhyänen *Crocuta crocuta* oder Zwergmangusten *Helogale undulata*) vergleichen (KRUUK 1989). Bei den letztgenannten Arten handelt es sich um feste Sozialverbände, die den einzelnen Tieren Vorteile beim Beuteerwerb bzw. bei der Feindabwehr bringen. In Gefangenschaft konnten KRUUK *et al.* (1984) beim Dachs zwar auch eine Dominanzhierarchie nachweisen und WOODROFFE (1993) berichtet über eine Beobachtung alloparentalen Verhaltens, dennoch wird der Nutzen des Gruppenlebens für das einzelne Tier bisher nicht deutlich.

Die Faktoren für die Herausbildung der Gruppenstruktur und der evolutive Vorteil gegenüber der solitären bzw. paarweisen Lebensweise, die in einigen Gebieten auch beim Dachs gefunden wurden (WOODROFFE *et al.* 1993b, RODRÍGUEZ *et al.* 1996), sind ebenfalls bis heute

noch nicht völlig geklärt. Die derzeit plausibelste Erklärung für diese Form der Sozialstruktur lieferte die "Resource Dispersion Hypothesis" (MACDONALD 1983, KRUK et MACDONALD 1985, CARR et MACDONALD 1986). Diese Theorie geht davon aus, daß die Verteilung von nahrungsreichen Gebieten die Größe der Territorien festlegt. Unter günstigen Umständen erlaubt das Nahrungsangebot in diesen Territorien das Überleben mehrerer Dachse, so daß eine Bildung sozialer Gruppen ermöglicht wird. Der Ausgangspunkt dieser Überlegungen besteht darin, daß vor allem die Nahrung eine limitierte Ressource für die Dachse darstellt. ROPER (1993) dagegen argumentiert, daß der Bau eine ebenso wichtige, wenn nicht sogar wichtigere Ressource für die Dachse ist. Gestützt wird diese These durch die Arbeit von DONCASTER et WOODROFFE (1993), die zeigen konnten, daß sich die Lage der Territoriumsgrenzen zu einem großen Teil aus der Lage der Baue erklären läßt.

Weiterhin weist der Dachs ein für einen Raubsäuger seiner Größe ungewöhnliches Ernährungsverhalten auf. In weiten Teilen Europas spielen vor allem Regenwürmer (*Lumbricidae*) eine wichtige Rolle in der Nahrung der Dachse (Zusammenstellung bei LÜPS et WANDELER 1993). Zu Beginn der intensiven Untersuchungen wurde der Dachs sogar als Regenwurmspezialist beschrieben (KRUK et PARISH 1981). Die zu diesen Ergebnissen führenden Hauptstudien wurden vor allem in Großbritannien durchgeführt, also in einer geographischen Region mit einem milden Klima und vergleichsweise hohen Niederschlägen. Aus diesen Klimabedingungen und der Entwicklung der Landwirtschaft in diesen Gebieten resultiert eine stellenweise überdurchschnittlich hohen Dichte von Regenwürmern (BROWN 1983). Untersuchungen in verschiedenen anderen Teilen Europas (LÜPS et WANDELER 1993) zeigten, daß die Regenwurmspezialisierung jedoch wahrscheinlich als lokales Phänomen zu werten ist (ROPER 1994, ROPER et LÜPS 1995).

Im Hakelwald (Sachsen-Anhalt) erfolgen seit den sechziger Jahren umfangreiche Studien zur Ökologie verschiedener Tiergruppen. Neben zahlreichen Arbeiten an Schalenwildarten (Zusammenstellung z. B. bei STUBBE 1977) und Greifvögeln (STUBBE et ZÖRNER 1993) wurde auch der Bestandsdynamik der Raubsäuger große Aufmerksamkeit gewidmet. Neben dem Rotfuchs (*Vulpes vulpes*) (STUBBE et STUBBE 1995) und den Mardern (*Martes foina* et *M. martes*) (STUBBE 1965, RÖDEL et al. 1998, EBERSBACH in prep.) wurden, beginnend mit den Arbeiten von STUBBE (1965), Untersuchungen am Dachs im Hakel durchgeführt. Hierbei standen Fragen zur Struktur des Dachsbestandes im Waldgebiet (STUBBE 1965, 1970), der Anatomie der Markierungorgane (STUBBE 1971a) und der Biometrie dieser Art (STUBBE 1980) im Mittelpunkt. Später erfolgten dann Studien zur Bestandsentwicklung (STUBBE 1989a, STUBBE et EBERSBACH 1994) und zur Epidemiologie (STUBBE et STUBBE 1994). Auch konnten erste Ergebnisse zur Nahrungsbiologie (HOFMANN et STUBBE 1993) erzielt werden. Diese basierten jedoch auf einer relativ kleinen Stichprobe.

Mit der vorliegenden Arbeit werden vertiefende Untersuchungen zur Ökologie des Dachses in diesem Waldgebiet vorgestellt.

Ein Ziel dieser Arbeit ist es, die Struktur und die Entwicklung des Dachbestandes im Hakel darzustellen. Hierbei wird untersucht, welche Faktoren für die Entwicklung einer Dachspopulation von Bedeutung sein können.

Einen weiteren Schwerpunkt stellen Untersuchungen zur Nahrungswahl der Dachse dar. Aufbauend auf den Ergebnissen einer Vorstudie (HOFMANN *et* STUBBE 1993) soll auf der Grundlage von Kotanalysen geklärt werden, wie die Dachse in diesem Lebensraum ihren saisonal wechselnden Nährstoffbedarf decken. Von besonderem Interesse war dabei die Frage, ob die Nahrungswahl von der Verfügbarkeit einer bestimmten Beute abhängig ist oder opportunistisch entsprechend dem Angebot erfolgt.

Weiterhin erfolgen auf der Grundlage von telemetrischen Arbeiten Untersuchungen zur Lebensraumnutzung der Dachse in diesem nach menschlichem Ermessen wenig strukturierten Lebensraum. Hierbei war die Frage nach saisonal bedingten Wechseln des Habitattyps (Acker - Wald) von besonderem Interesse.

Im vierten Teil wird versucht, anhand der Analyse von auf Dachsbauen gefundenen Schädeln verwendeter Dachse populationsbiologische Parameter für die Art abzuleiten. Eine solche Untersuchung liegt für den Dachse in diesem Umfang bisher noch nicht vor. Ein Ziel der Schädelanalyse bestand daher darin zu klären, inwieweit die Auswertung von Fundschädeln für die Erstellung eines Populationsmodelles geeignet ist.

Die in der vorliegenden Arbeit vorgestellten Untersuchungen wurden im Rahmen eines vom Kultusministerium des Landes Sachsen-Anhalt geförderten Projektes "Carnivorenzönose des Hakels" (FKZ 009A/0023) durchgeführt.

2. Untersuchungsgebiet und Klima

2.1. Lage des Untersuchungsgebietes

Die vorgelegten Untersuchungen wurden im Gebiet des Hakelwaldes und der ihn umgebenden Agrarflächen im nördlichen Harzvorland, ca. 35 km südwestlich von Magdeburg (Sachsen-Anhalt), durchgeführt (Abb. 2.1). Der Hakel ist eine ca. 1300 ha große isolierte Waldinsel innerhalb einer wenig strukturierten Agrarlandschaft und umfaßt die Waldgebiete Großer und Kleiner Hakel (Abb. 3.1). Er wird nicht von befestigten Verkehrstrassen durchschnitten bzw. begrenzt. In seiner unmittelbaren Nähe befindet sich nur die Ortschaft Heteborn.

2.2. Geologie und Böden

Das Waldgebiet des Hakels befindet sich auf einem vor allem von Unterem Muschelkalk (Untergrund: Buntsandstein) gebildeten Sattel und wird von einer stark mit Löß überlagerten Senke und einem sich wallartig erhebenden Höhenzug aus Oberem Muschelkalk umzogen (STUBBE 1971b). Das Plateau liegt auf einer Höhe von etwa 230 m NN, der höchste Punkt bei 241 m NN. Von hier fällt das Gelände nach Süden auf etwa 170 m NN und nach Nordwesten auf etwa 140 m NN ab. In

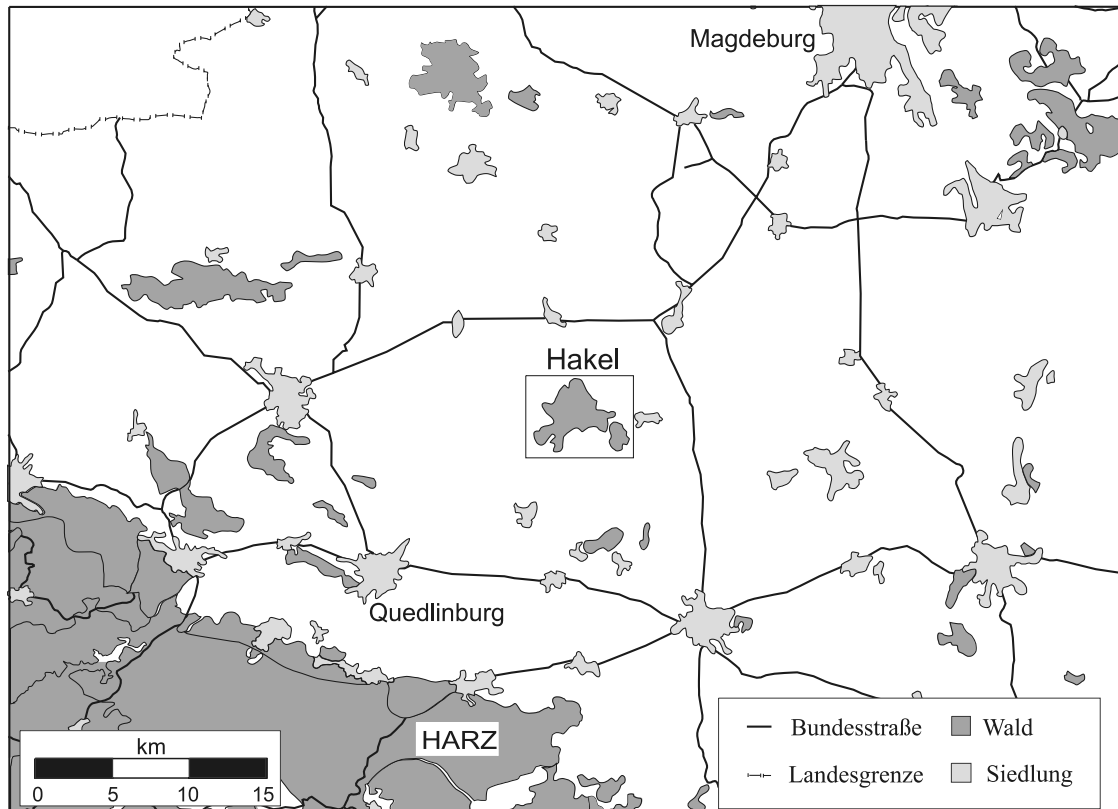


Abb. 2.1: Geographische Lage des Untersuchungsgebietes (Kartengrundlage LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN - ANHALT)

die Abdachung des Hakels sind nach Nordosten, Osten und Südosten einige Erosionstäler eingeschnitten.

Das Waldgebiet zeichnet sich durch eine große Wasserarmut aus. Einige kleine Standgewässer (max. 380 m²), die entweder künstlich angelegt wurden oder sich in natürlichen Erdfällen befinden, bilden die einzigen offenen Wasserflächen. Diese werden vom Wild als Suhlen genutzt und sind nahezu frei von Submersvegetation. Hinzu kommen noch zwei sehr sporadisch fließende Quellen, deren abfließendes Wasser aber nach kurzen Strecken wieder versiegt. Die den Wald umgebenden Ackerflächen sind, soweit sie zum Untersuchungsgebiet gehören, völlig gewässerfrei.

Der dominierende Bodentyp des Hakels ist die Löß-Parabraunerde. Hinzu kommen auf flachgründigen Muschelkalkstandorten die Braunerde-Rendzina und über Rötton die Braunerde-Pararendzina (MICHEL *et* MAHN 1998). Die Mächtigkeit der Lößschicht liegt im gesamten Waldgebiet mit Ausnahme der Talsenken unter 2 m (STUBBE 1971b). In den Tälern wurden durch Erosionsvorgänge stärkere Lößschichten abgelagert. In einigen Teilen des Waldes beträgt die Bodendecke über dem Gestein lediglich 20 cm - 40 cm bzw. tritt dieses an der Geländeoberfläche auf.

2.3. Vegetation

Die Vegetation des Hakels wurde von MICHEL *et* MAHN (1998) umfassend dargestellt. Die verbreitetste Pflanzengesellschaft stellen Eichen-Hainbuchenwälder in verschiedenen Ausprägungsformen dar. Neben den beiden Charakterarten Traubeneiche (*Quercus petraea*) und Hainbuche (*Carpinus betulus*) treten gebietsweise auch Winterlinde (*Tilia cordata*), Bergulme (*Ulmus glabra*), Feldahorn (*Acer campestre*), Esche (*Fraxinus excelsior*) und vor allem Rotbuche (*Fagus sylvatica*) bestandsbildend auf. Die Krautschicht wird hauptsächlich durch Bingelkraut (*Mercuriale perennis*), Waldreitgras (*Calamagrostis arundinacea*) und Giersch (*Aegopodium podagraria*) gebildet. Nadelholzbestände sind nur kleinflächig vorhanden und ausnahmslos angepflanzt.

Bemerkenswert ist im Hakel das verbreitete Vorkommen der Vogelkirsche (*Cerasus avium*), die in einigen Teilen des Waldes sogar die Hauptbaumart darstellt. Auch Wildapfel (*Malus sylvestris*) und Wildbirne (*Pyrus pyraster*) treten regelmäßig, aber in geringerer Dichte als die Vogelkirsche auf. Die Vorherrschaft der Eichen und das häufige Auftreten von Wildobstarten sind auf die jahrhundertelange Hudewaldwirtschaft im Gebiet und die damit verbundene Förderung von masttragenden Gehölzarten zurückzuführen (MICHEL *et* MAHN 1998).

Die den Hakel umgebenden Agrarflächen werden intensiv bewirtschaftet und erreichen Schlaggrößen bis zu 200 ha. Auf Grund der Fortführung genossenschaftlicher Bewirtschaftungsstrukturen, vor allem südlich des Hakels, wurde die in diesem Rahmen ehemals übliche Größe der Schläge weitgehend beibehalten (mittlere Schlaggröße der "Agrargenossenschaft Hedersleben" 1993: 85 ha). Hauptanbaukulturen sind in der Umgebung des Hakels Winterweizen (*Triticum aestivum*), gefolgt von Wintergerste (*Hordeum vulgare*), Winterraps (*Brassica napus*), Zuckerrübe

(*Beta vulgaris*) und Mais (*Zea mays*). Die Anbauflächen von Hülsenfrüchten und die Brachflächen nehmen nur einen geringen Umfang ein. Intensiv genutztes Grünland und Wiesen fehlen im Untersuchungsgebiet. Der Baumbestand entlang der Feldwege setzt sich vor allem aus Süßkirsche (*Cerasus avium*) und zu einem geringen Teil aus Wildapfel (*Malus sylvestris*) zusammen.

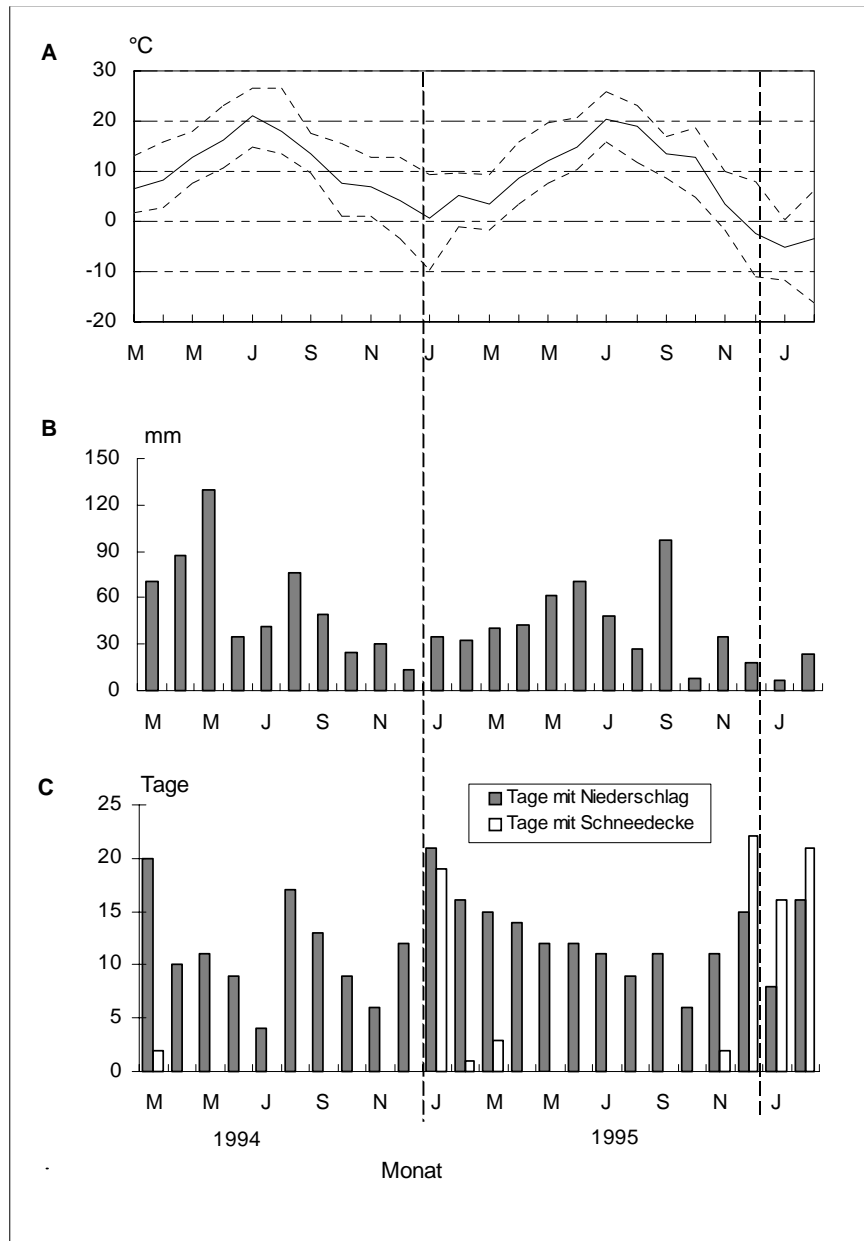


Abb. 2.2: Darstellung des Klimaverlaufes im Zeitraum von März 1994 bis Februar 1996. **A:** Monatsmittel- (durchgezogene Linie) und Extremtemperaturen (gestrichelte Linie); **B:** monatliche Niederschlagsmenge; **C:** Anzahl der Tage mit Niederschlag bzw. Schneedecke je Monat

2.4. Klima

Das Gebiet des Hakels gehört nach MEUSEL (1952) zum Mitteldeutschen Trockengebiet. Der Jahresdurchschnitt der an der Station Heteborn (190 m NN) von 1955 bis 1995 gemessenen Niederschläge liegt bei 558,3 mm (301,7 - 903,9 mm). Zum Hakelplateau hin ist nach STUBBE (1971b) noch ein leichter Anstieg der Niederschlagssummen auf ca. 600 mm zu vermuten. Der Februar ist im langjährigen Durchschnitt der niederschlagsärmste (34,5 mm), der Juni, vor allem bedingt durch starke Gewitterregen, der niederschlagsreichste Monat (67,3 mm). Eine Schneedecke über 1cm liegt im Mittel an 36,4 Tagen im Jahr. Die mittlere Jahrestemperatur liegt bei 8,7°C (METEOROLOGISCHE STATION DES INSTITUTES FÜR PFLANZENZÜCHTUNG UND KULTURPFLANZENFORSCHUNG GATERSLEBEN, ABT. GENBANK).

Das Klimageschehen war im Untersuchungszeitraum durch ein vergleichsweise regenreiches Jahr 1994 (637,5 mm) und durchschnittliche Niederschläge im Jahr 1995 (514,4 mm) gekennzeichnet. Vor allem im Frühjahr 1994 kam es zu sehr starken Regenfällen (Abb. 2.2 B). Die Monatsmittelwerte der Temperatur zeigten mit Ausnahme des Winters 1995/96 keinen abweichenden Verlauf vom langjährigen Mittel. Der Zeitraum von Dezember 1995 bis Februar 1996 war gekennzeichnet durch anhaltenden Frost (bis in tiefere Bodenschichten) (Abb. 2.2 A) und eine im Vergleich zum Vorjahr sehr lange vorhandene Schneedecke (Abb. 2.2 C).

Die Temperaturdaten der Station in Gatersleben spiegeln zwar nicht unbedingt das für das Untersuchungsgebiet relevante Klima wider, doch wird davon ausgegangen, daß der Temperaturverlauf in Gatersleben, modifiziert durch die räumliche Trennung (v. a. den Höhenunterschied) sowie öko- und mikroklimatische Bedingungen im Wald, einen Index für den saisonalen Temperaturverlauf im Untersuchungsgebiet darstellt.

3. Räumliche Struktur und Entwicklung des Dachbestandes

3.1. Material und Methoden

Um Aussagen zur Entwicklung des Dachbestandes im Hakel treffen zu können, wurden seit 1979 jährliche Zählungen des Frühjahrsbestandes im gesamten Waldgebiet durchgeführt. Dazu erfolgte in den Monaten März und April eine Kontrolle aller bekannten Baue innerhalb des Waldgebietes auf Anwesenheitsspuren der Dachse. Registriert wurden dachstypische Grabespuren an den Röhren, Reste von Nestmaterial in der näheren Umgebung der Baue, Trittsiegel bzw. Latrinen. An den Bauen, die Anwesenheitsspuren von Dachsen aufwiesen, wurde dann im Mai die Anzahl der Dachse durch Ansitz ermittelt. Zu diesem Zeitpunkt halten sich die Jungtiere abends bereits außerhalb der Baue auf und können auf Grund ihrer geringen Größe auch sicher von den Altdachsen unterschieden werden.

An benachbart liegenden Bauen erfolgten die Kontrollen zeitgleich, um mögliche Doppelzählungen durch kurzfristige Bauwechsel der Tiere auszuschließen. In der Regel wurden zwei Ansitze je Bau durchgeführt, da nicht sicher war, ob beim ersten Ansitz alle Tiere erfaßt werden konnten. Ergab sich zwischen den beiden Zählungen eine Diskrepanz, erfolgte noch ein weiterer Ansitz. Während des Untersuchungszeitraumes durchgeführte mehrfache Ansitze an verschiedenen Bauen zeigten, daß die bei der Erfassung im Mai festgestellte Individuenzahl tatsächlich den gesamten Dachbestand repräsentiert.

Die Wachstumsrate einer Population ergibt sich nach JOHNSON (1994) aus der Formel

$$N_t = N_0 e^{r \cdot t}, \quad (3.1)$$

wobei r die Wachstumsrate, N_0 die Größe der Population zu Beginn der Untersuchung und N_t die Größe der Population nach t Jahren (Jahr der ersten Erfassung entspricht dabei Null) darstellt. Ausschlaggebend für die Anwendbarkeit dieser Formel ist entweder eine relativ kurze Fortpflanzungssaison der betreffenden Art bzw. eine ungefähr zeitgleiche Erfassung in den einzelnen Jahren.

Durch Logarithmierung beider Seiten von (3.1) erhält man

$$\ln(N_t) = \ln(N_0) + r \cdot t. \quad (3.2)$$

Die lineare Regression von $\ln(N_t)$ gegen t für eine bestimmte Anzahl von Jahren ergibt dann als Regressionskoeffizienten die Wachstumsrate r .

Unabhängig von der Erfassung des Dachbestandes wurden zwischen 1993 und 1997 alle bekannten Baue und Bausysteme im Hakel im Abstand von vier bis sechs Wochen hinsichtlich der Nutzung durch Dachse untersucht. War ein Bau während des Untersuchungszeitraumes dauerhaft von Dachsen besiedelt und/oder wurden an diesem Platz Junge groß gezogen, erfolgte die Klassifizierung dieses Baues als Hauptbau. Baue, die nur sporadisch von Dachsen besiedelt waren, gelten als Nebenbau (vgl. KRUUK 1978b, THORNTON 1988, ROPER *et* CHRISTIAN 1992). Die Größe der Baue bzw. die Anzahl der Röhren spielte bei der Einteilung lediglich eine untergeordnete Rolle.

Die langfristigen Beobachtungen von Dachsen im Hakel, die Wiederfunde markierter Tiere, die Verteilung der Latrinen (vgl. Abb. 4.1) und vor allem die Telemetrieuntersuchungen im Rahmen dieser Arbeit (vgl. Kap. 5.) stützen die Annahme, daß die Sozialstruktur der Dachse im Hakel der von KRUUK (1978b) beschriebenen Gruppenstruktur nahekommt. Entsprechend der Verteilung der Hauptbaue im Waldgebiet wurde daher das Vorhandensein von 15 sozialen Gruppen (engl.: clans) postuliert. Zur Kennzeichnung wurden diese mit einer Arbeitsnummer versehen, die der Nummer der Abteilung in der der Hauptbau liegt entspricht (vgl. Tab. A.3.1). Unter der Gruppe 1/4 sind zumindest für die letzten Jahre wahrscheinlich zwei Gruppen zusammengefaßt. Dies erwies sich als notwendig, da nicht in allen Jahren eine genaue Trennung möglich war.

3.2. Ergebnisse

3.2.1. Verteilung der Bauanlagen

Die erste Kartierung von Bauen bzw. Bausystemen im Hakel erfolgte in den Jahren 1961/62 durch STUBBE (1965), der eine außerordentlich hohe Baudichte feststellte. STUBBE erfaßte im gesamten Waldgebiet 128 Baue oder Bausysteme, von denen 73% nicht mehr als fünf Röhren aufwiesen. Aus der zitierten Arbeit kann nicht abgeleitet werden, wie viele dieser Baue von Dachsen genutzt wurden. Seit dieser ersten Erfassung erfolgte im Hakel eine kontinuierliche Beobachtung der Frequentierung bestehender und der Anlage neuer Baue (STUBBE 1989a, STUBBE *et* STUBBE 1995). Die aktuelle Verteilung der bis 1997 im Hakel von Dachsen genutzten Haupt- und Nebenbaue ist aus Abb. 3.1 ersichtlich. In zwei Fällen erfolgte in den letzten Jahren ein Wechsel des Hauptbaues (vgl. OSTLER *et* ROPER 1998). Gegenwärtig existieren 16 Haupt- und 40 Nebenbaue im Waldgebiet und zwei Nebenbaue auf daran angrenzenden Ackerflächen. Für die gesamte Waldfläche (1300 ha) ergibt sich eine Baudichte von 1,2 Hauptbauen/100 ha bzw. 3,1 Nebenbauen/100 ha (siehe auch STUBBE *et* EBERSBACH 1994). Der Abstand zum jeweils nächsten Hauptbau (nearest neighbour distance) beträgt zwischen 440 m und 1980 m (\bar{x} = 600 m, n = 16). Die Baustandorte befinden sich bevorzugt in den Randbereichen des Waldes. Der Abstand der Baue vom Waldrand beträgt zwischen 0 m (Bau 74) und 1140 m (Bau 62) (\bar{x} = 160 m, n = 16). Lediglich drei der Hauptbaue liegen mehr als 500 m vom Waldrand entfernt.

Die Verteilung der Baue zeigt eine enge Beziehung zur Geomorphologie des Gebietes (STUBBE 1965). So befindet sich der überwiegende Teil der Baue in Erosionstälern, wo im Vergleich zu anderen Teilen des Hakels die relativ starke Lößauflage und Hangneigung den Dachsen das Graben erleichtern (BOCK 1988a, SKINNER *et al.* 1991, ROPER 1992) und die Anlage dauerhafter Baue ermöglichen. Auffällig ist die geringere Baudichte auf dem Plateau des Hakels und im südlichen Teil des Gebietes. Hier liegt die Vermutung nahe, daß die geringe Mächtigkeit des Bodens über dem Gestein (vor allem im Plateaubereich, STUBBE 1971b, MICHEL *et* MAHN 1998) und die fehlenden Hanglagen die Anlage dauerhafter Baue erschweren. Im Rahmen dieser Untersuchung konnte dafür jedoch keine eindeutige Bestätigung erbracht werden.

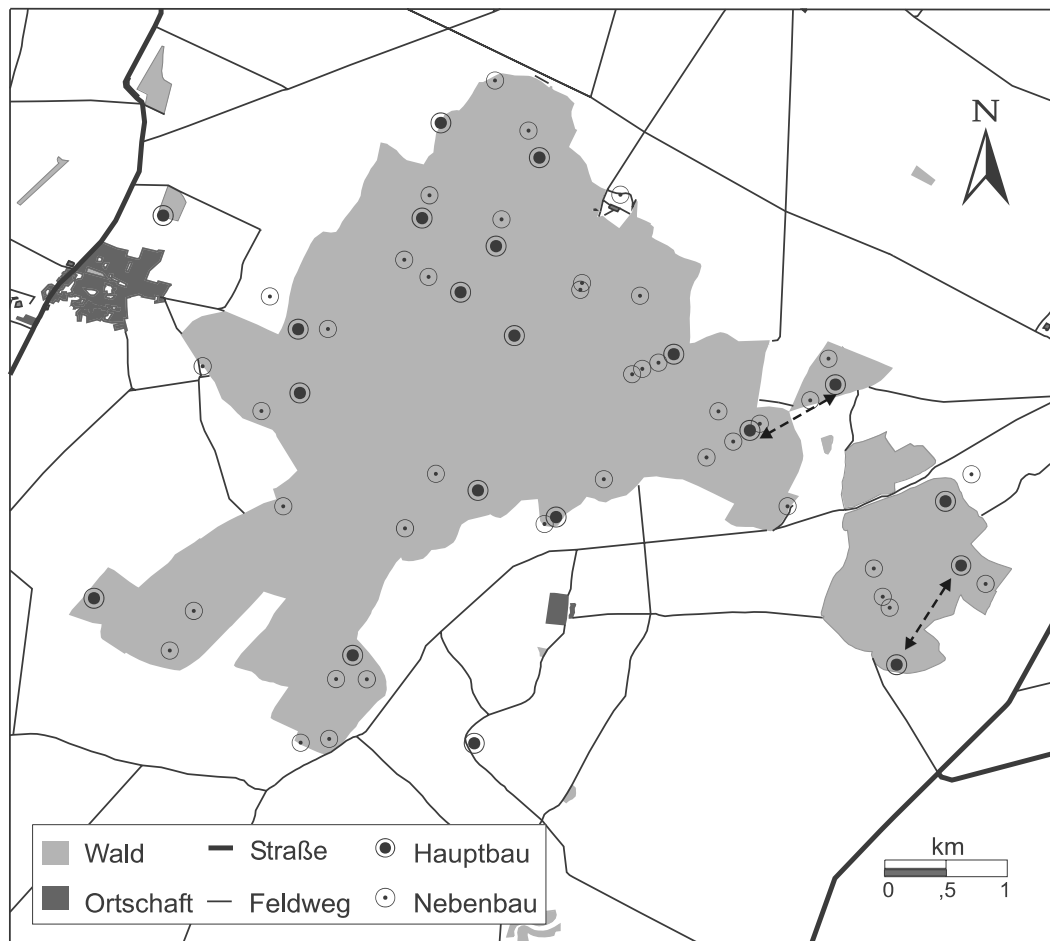


Abb. 3.1: Verteilung der Dachsbauanlagen im Hakel im Jahr 1997 (die Pfeile kennzeichnen Wechsel der Hauptbaue)

3.2.2. Entwicklung des Dachsbestandes

Die Entwicklung der Dachspopulation im Hakel wird bereits seit längerer Zeit untersucht. Nach STUBBE (1965) erreichte die Dichte der Dachse 1952/53 sehr hohe Werte (ohne Zahlenangaben!) und brach im Jahr 1954 wahrscheinlich in Folge eines Seuchenzuges zusammen. Die Art der Seuche konnte jedoch nicht ermittelt werden. Es wurden in jenem Jahr teilweise zwei oder drei tote Dachse auf einzelnen Bauen gefunden. Die erste vollständige Zählung der Dachse erfolgte im Hakel 1962 und ergab einen Frühjahrsbestand von 38 Alt- und 15 Jungdachsen (sieben Würfe). Bei stichprobenartigen Erfassungen des Frühjahrsbestandes im Zeitraum von 1961 bis 1978 konnten zwischen 25 und 55 Tiere (ohne Altersangaben) festgestellt werden (STUBBE 1989a). Ende der siebziger Jahre sank die Dachsdichte auf ein Minimum. Die Ursachen für diesen Rückgang sind nicht bekannt.

Seit 1979 wird der Frühjahrsbestand des Dachses jährlich (mit Ausnahme des Jahres 1985) durch

Beobachtungen an den Bauen ermittelt. Die Ergebnisse dieser Zählungen sind in Abb. 3.2 dargestellt. Erste Auswertungen erfolgten dazu durch STUBBE (1989a) und STUBBE *et* EBERSBACH (1994). Die im Jahr 1979 durchgeführte Zählung ergab einen Frühjahrsbestand von 10 adulten Dachsen und keine Jungtiere im gesamten Waldgebiet. Die Zahl der Alttiere ging 1980 auf 7 zurück. Es konnte jedoch ein Wurf mit drei Jungtieren registriert werden. In den folgenden Jahren stieg die im Frühjahr festgestellte Zahl der Dachse dann fast kontinuierlich bis zum gegenwärtigen Zeitpunkt an. Die letzte Zählung im Jahr 1997 ergab für das gesamte Waldgebiet einen Frühjahrsbestand von 52 Altdachsen und 13 Würfe mit insgesamt 33 Jungtieren.

Bezogen auf die Waldfläche des Hakels ergibt sich somit eine Zunahme der Populationsdichte adulter Dachse von 0,77 Tieren/100 ha im Jahr 1979 auf 4,0 Tiere/100 ha im Jahr 1997. Die Dichte des Frühjahrsbestandes (adulte und juvenile Dachse) betrug 1997 6,5 Tiere/100 ha Waldfläche.

Im Mittel der 18 Untersuchungsjahre bestand die Dachspopulation des Hakels im Frühjahr aus 31,7% Jung- und 68,3% Alttieren.

Die Entwicklung des Frühjahrsbestandes adulter Dachse zeigt seit 1979 einen nahezu linearen Anstieg ($R^2 = 0,92$; $n = 18$; $\alpha < 0,001$). Die Anzahl der jährlich festgestellten Jungdachse steigt über den gesamten Zeitraum ebenfalls an ($R^2 = 0,52$; $n = 18$; $\alpha < 0,001$). Die Schwankungen zwischen den einzelnen Jahren sind aber zum Teil recht deutlich. Die große Schwankungsbreite beruht dabei weniger auf jährlichen Unterschieden in der mittleren Jungenzahl je Wurf, als vielmehr in der Zahl der festgestellten Würfe pro Jahr (Abb. 3.2).

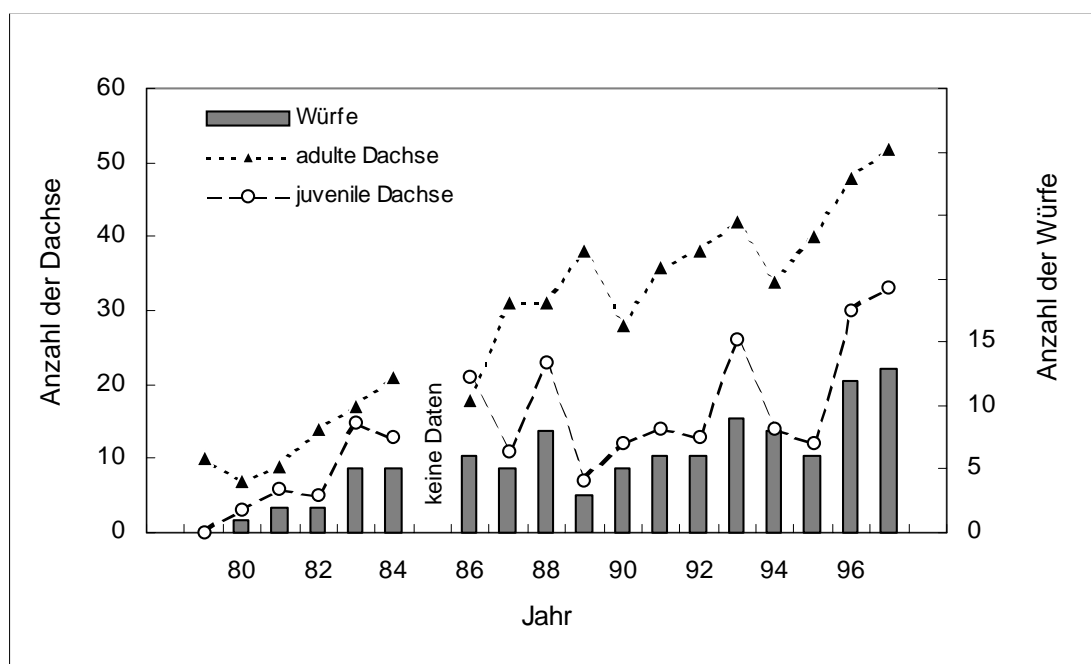


Abb 3.2: Entwicklung des Frühjahrsbestandes des Dachses im Hakel von 1979 - 1997

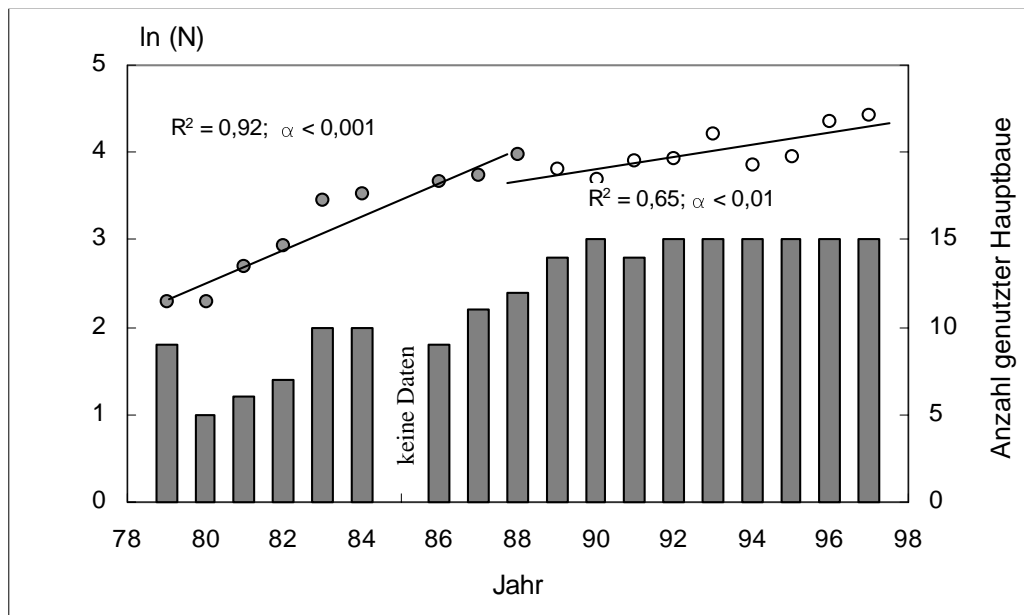


Abb. 3.3: Gesamter Frühjahrsbestand N (Kreise) und Besiedlung der Hauptbaue (Balken) im Zeitraum von 1979 - 1996

Für den Zeitraum von 1979 bis 1997 lag die Wachstumsrate der Dachspopulation bezogen auf den Frühjahrsbestand (adulte und juvenile Tiere) bei $r_{\text{ges}} = 0,12$, d. h. im Durchschnitt betrug der effektive jährliche Zuwachs 12%. Betrachtet man den zeitlichen Ablauf der Wiederbesiedlung der einzelnen Hauptbaue, lassen sich zwei Phasen der Populationsentwicklung unterscheiden (Abb. 3.3). In der ersten Phase (1979-1988) wurden sukzessive die verwaisten Hauptbaue wiederbesiedelt. Während dieser Phase betrug die Wachstumsrate der Dachspopulation $r_{79-88} = 0,19$. Im Jahr 1989 waren mit Ausnahme eines durch Forstarbeiten gestörten Baues erstmals wieder alle Hauptbaue im Hakel von Dachsen bewohnt. Die Klassifizierung als Hauptbau erfolgte hierbei nach der in den Jahren 1994 - 1997 getroffene Baueinteilung (vgl. Kap. 3.2.1.). Es wird von einer langjährigen Konstanz in der räumlichen Struktur der Verteilung und Bedeutung der Baue ausgegangen. Mit der flächendeckenden Besiedlung des Hakels durch die Dachse setzte die zweite Phase der Populationsentwicklung ein. Das Wachstum der Dachspopulation verlangsamte sich deutlich. Die Wachstumsrate für den Zeitraum 1989 - 1997 lag mit $r_{89-97} = 0,08$ deutlich unter der der ersten Phase der Populationsentwicklung (Abb. 3.3). Die weitere Zunahme der Populationsdichte beruhte in diesem Zeitraum auf einer Erhöhung der durchschnittlichen Anzahl der Dachse pro Gruppe. Während die durchschnittliche Gruppengröße aller Clans in der ersten Phase $2,0 \pm 0,1$ ($n = 79$) Tiere betrug, stieg sie in der zweiten Phase auf $2,7 \pm 0,1$ ($n = 133$) Tiere an (Mann-Whitney U-Test einseitig: $Z = -4,04$; $FG = 210$; $\alpha < 0,001$). Dieser Anstieg der Gruppengröße erfolgte trotz asynchroner Schwankungen innerhalb der einzelnen Gruppen (vgl. Tab. A.3.1). So stieg z. B. die Anzahl adulter Tiere im Clan 70 von 1991 - 1997 von null auf sechs an, während sie im gleichen Zeitraum im Clan 1/4 von sechs auf eins abfiel.

Vom ersten zum zweiten Abschnitt der Populationsentwicklung konnte ein Rückgang der mittleren Wurfgröße registriert werden. Während im Zeitraum von von 1979 bis 1988 die mittlere Jungenzahl $2,8 \pm 0,9$ ($n = 34$) Junge je Wurf betrug, ging sie im Zeitraum 1989 - 1997 auf $2,3 \pm 0,9$ ($n = 68$) Junge je Wurf zurück (Mann-Whitney U-Test einseitig: $Z = 2,53$; $FG = 100$; $\alpha < 0,05$).

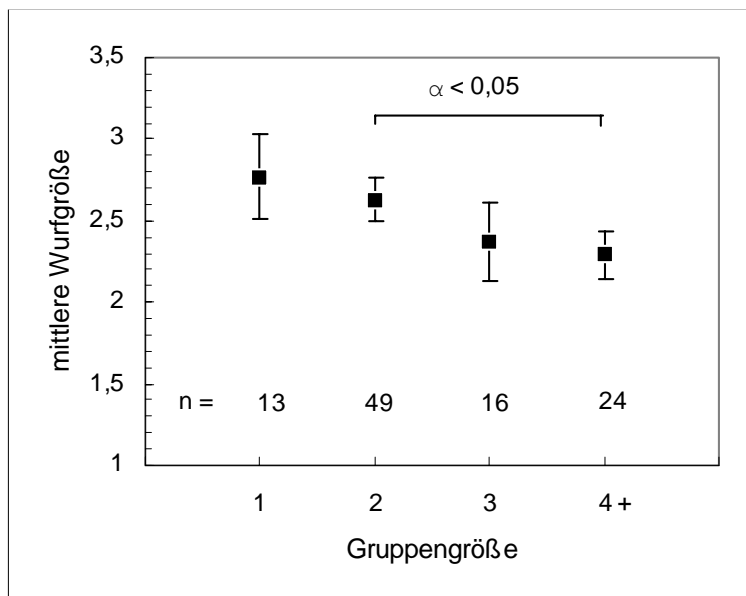


Abb. 3.4: Zusammenhang zwischen der Wurfgröße und der Gruppengröße der Clans

Die gegensätzliche Entwicklung von Wurf- und Gruppengröße während der beiden Phasen der Populationsentwicklung läßt einen Zusammenhang zwischen diesen beiden Parametern vermuten. In Abb. 3.4 ist die mittlere Wurfgröße in Abhängigkeit von der während der Fühjahrszählung ermittelten Anzahl adulter Dachse in der Gruppe dargestellt. In der Kategorie 4+ wurden dabei alle Gruppengrößen mit vier und mehr adulten Dachsen zusammengefaßt. Es läßt sich ein Trend zur

Abnahme der Wurfgröße bei zunehmender Gruppengröße feststellen. Auf Grund der teilweise geringen Datenbasis und der damit verbundenen relativ großen Streuung läßt sich lediglich der Unterschied zwischen den Gruppen mit zwei bzw. vier und mehr adulten Tieren statistisch sichern (Mann-Whitney U-Test einseitig: $Z = -1,67$; $FG = 71$; $\alpha < 0,05$).

3.3. Diskussion

3.3.1. Verteilung der Bauanlagen

In den letzten Jahren durchgeführte Untersuchungen deuten daraufhin, daß die Bedeutung der Baue für die räumliche und soziale Organisation der Dachse bisher vielfach unterschätzt wurde (DONCASTER *et* WOODROFFE 1993, ROPER 1993). Um eine Dachspopulation zu charakterisieren, ist daher eine Darstellung der Bauverteilung wichtig.

Die im Haket festgestellte Baudichte von 1,2 Hauptbauen bzw. 4,3 Bauen insgesamt/100ha Waldfläche ist im Vergleich zu anderen Untersuchungen in großen geschlossenen Waldgebieten relativ hoch. PELIKÁN *et* VACKAR (1978) geben für ein Waldgebiet in Tschechien (1180ha) eine Baudichte von 0,17 - 0,25 Bauen/100 ha an. GRODZINSKI *et* WASILEWSKI (1984) fanden bei ihren

Untersuchungen in einem Waldgebiet (11253 ha) in Polen im Nadelwald 0,27 Baue/100 ha und im Laubmischwald 0,61 Baue/100 ha. In einem 3900 ha großen Untersuchungsgebiet im Hochtaunus ermittelten SELZER *et* SCHLISSNER (1997) 52 Baue, wovon 14 als Hauptbaue klassifiziert wurden. Dies entspricht einer Baudichte von 1,3 Bauen insgesamt bzw. 0,4 Hauptbauen/100 ha.

Bei Dachsbauerfassungen in größeren Untersuchungsgebieten mit unterschiedlichen Boden- und Vegetationsverhältnissen wurden erwartungsgemäß geringere Baudichten festgestellt. WALLISER *et* ROTH (1997) geben für die gesamte Insel Rügen (670 km²) 101 "Mutterbaue" (entspricht wahrscheinlich Hauptbauen) an. Daraus ergibt sich eine Hauptbaudichte von 0,15 Hauptbauen/100 ha. Zu einem ähnlichen Ergebnis kam BICKENBACH (1995), der für ein 50,5 km² großes Gebiet im ehemaligen Kreis Luckau (Brandenburg) 0,07 Hauptbaue/100 ha fand.

Untersuchungen in anderen Regionen Europas (mit Ausnahme Sünglands) zeigen ebenfalls geringere Baudichten als sie im Hakel gefunden wurden. Für ein 1600 ha großes Gebiet in Irland (vorrangig Grünland) ermittelten O'CORRY-CROWE *et al.* (1993) 0,65 Hauptbaue/100 ha und BRØSETH *et al.* (1997b) im borealen Nadelwaldgebiet Norwegens insgesamt 0,88 Baue/100 ha.

In England, vor allem im südlichen Teil, konnten Baudichten ermittelt werden, die über denen des Hakels liegen. In einem Gebiet bei Oxford (1080ha) stieg die Hauptbaudichte von 1,3/100 ha (KRUUK 1978b) auf 1,5/100 ha (DA SILVA *et al.* 1993) an. OSTLER *et* ROPER (1998) ermittelten ebenfalls in Süngland in einem 2200 ha großen Gebiet eine Zunahme der Hauptbaudichte von 1,4 Hauptbauen/100 ha (1970) auf 3,2/100 ha (1990).

Es zeigt sich, daß abgesehen von den Gebieten in England der Hakel eine vergleichsweise hohe Dachsbau-dichte aufweist. Hierfür können mehrere Gründe eine Rolle spielen. Im Hakel sind in einem großen Teil des Waldes geologische Bedingungen vorhanden, die eine Anlage dauerhafter Dachsbau-e begünstigen. Nach BOCK (1988a) stellen Hanglagen und gut grabbare Böden dabei gute Voraussetzungen dar. Die für ein gutes Bauklima erforderlichen stabilen Temperaturverhältnisse innerhalb des Baues werden z. B. erst in einer Entfernung von sieben Metern vom Baueingang erreicht (BOCK 1988b). Solche langen Gänge lassen sich in abfallendem Gelände ökonomischer graben, als zu ebener Erde. Derartige, die Bauanlage begünstigenden Bedingungen, sind vor allem in den Erosionstälern im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes vorhanden.

Die verhältnismäßig hohe Baudichte ist sicher auch darauf zurückzuführen, daß der Hakel einen Naturraum darstellt, der bereits über Jahrhunderte in unveränderter Form existiert. Eventuelle (Zer-) Störungen von Dachsbauten, z. B. durch forstliche Maßnahmen, haben sehr lokalen Charakter und treten lediglich in verhältnismäßig großen Zeitabständen auf. Seit 1961 wurden nur zwei Hauptbaue infolge von Kahlschlag oder forstlichem Wegebau von den Dachsen aufgegeben (STUBBE mdl.). Einer dieser beiden Baue (Abt. 66) wurde mit dem Hochwachsen des Baumbestandes nach 13 Jahren wieder von Dachsen besiedelt und auch als Reproduktionsstätte genutzt. Ein weiterer wichtiger Grund für die hohe Baudichte ist mit den durch jahrhundertelange Hude-waldwirtschaft (MICHEL *et* MAHN 1998) bedingten guten Nahrungsbedingungen für die Dachse gegeben. Neben einem für Laubwälder typischen guten Regenwurmangebot (Kap. 4.2.6.) war

somit auch ständig ein anthropogen gefördertes Angebot an Früchten und Eicheln vorhanden. Es ist daher in Betracht zu ziehen, daß ein gutes Nahrungsangebot eine im Verhältnis zu anderen Regionen höhere Dachsdichte ermöglichte und dies wiederum dazu führte, daß eine relativ hohe Anzahl von Bauen im Wald etabliert wurde.

Nach ROPER (1992) kann die Größe eines Baues als ein Maß für dessen Alter genutzt werden. Zur Größe der Baue im Hakel erfolgten im Rahmen dieser Arbeit keine Untersuchungen. Es ist aber davon auszugehen, daß ein großer Teil der Baue im Hakel relativ alt ist. Von den 16 Bauen, die in dieser Arbeit als Hauptbau klassifiziert wurden, existierten 12 Baue bereits bei der ersten Erfassung Anfang der sechziger Jahre (STUBBE mdl.). Dies zeigt, daß die Verteilung der Baue im Hakel eine langjährige Konstanz aufweist und somit eine wichtige Komponente für die räumliche Organisation der Dachspopulation darstellt (vgl. OSTLER *et* ROPER 1998).

3.3.2. Populationsdichte

Ein Vergleich von Untersuchungen zur Dachsdichte in verschiedenen Gebieten wird durch die Anwendung unterschiedlicher Erfassungsmethoden erschwert. Oft werden die in Nutzung befindlichen Baue gezählt und deren Anzahl mit einer mittleren Anzahl von Tieren multipliziert (BRIEDERMANN 1985). Für großflächige Untersuchungsgebiete gibt es sicher keine Alternative zu diesem Verfahren. Bei den ermittelten Dichtewerten handelt es sich aber lediglich um Schätzungen und diese enthalten einige nicht zu vernachlässigende Fehlerquellen. Aussagekräftige Ergebnisse werden nur durch die Zählung der Tiere am Bau oder Fang und Markierung möglichst aller Tiere erzielt. Diese zeit- und personalintensiven Erfassungsmethoden sind jedoch nur in verhältnismäßig kleinen Untersuchungsgebieten praktikabel. Trotz methodischer Schwierigkeiten soll hier dennoch ein Vergleich der im Hakel ermittelten Dachsdichten mit solchen anderer Gebiete erfolgen.

Die 1997 im Hakel festgestellte Dichte von 6,5 Dachsen bzw. davon 4,0 adulten Dachsen/100 ha Waldfläche stellt für mitteleuropäische Verhältnisse einen sehr hohen Wert dar. WALLISER *et* ROTH (1997) ermittelten für die Insel Rügen eine Dachsdichte von 0,35 Tieren/100 ha und BICKENBACH (1995) für den Kreis Luckau (Brandenburg) 0,08 Tiere bzw. 0,055 adulte Tiere/100 ha. HERRMANN *et al.* (1997) berechneten aus der Anzahl der Baue und der an einigen Bauen ermittelten Dachszahl für ihr Untersuchungsgebiet in Süddeutschland eine Dachsdichte von 1,9 - 2,9 Tieren/100 ha. Für ein Gebiet in der Schweiz geben GRAF *et al.* (1996) 0,5 Dachse/100 ha an. Da es sich bei den Untersuchungen in anderen Gebieten um weiter zurückliegende und kurzzeitige Dichtebestimmungen handelt, ist nicht auszuschließen, daß sich auch dort die Dachsdichte erhöht hat. GRIFFITHS *et* THOMAS (1993) geben für verschiedene Teile Europas eine Zunahme der Dachbestände seit Beginn der achtziger Jahre an (vgl. auch WIERTZ 1993).

Auf den britischen Inseln kommen Dachse zumindest lokal in zum Teil deutlich höheren Dichten vor als auf dem europäischen Festland. Für Schottland geben KRUK *et* PARISH (1982) Dichten von 1,9 bis 6,2 adulten Dachsen/100 ha an. O'CORRY-CROWE *et al.* (1993) ermittelten in ihrem

irischen Untersuchungsgebiet Dachsdichten von 3,2 - 5,9 adulten Tieren/100 ha.

Die höchsten Dachsdichten wurden in England bekannt. In Gegenden mit einem großen Anteil Wiesenfläche konnten CHEESEMAN *et al.* (1981, 1987) bis zu 19,7 adulte Dachse/100 ha nachweisen. Neuere Untersuchungen in einem der Gebiete belegen ein Ansteigen der Dichte auf 25,3 adulte Dachse/100 ha (RODGERS *et al.* 1997b). Dies ist die höchste bisher bekannte Dachsdichte in Europa.

Die Vergleiche verdeutlichen, daß die aktuelle Dachsdichte im Haket für Mitteleuropa hoch ist, aber zum Teil deutlich unter den Werten verschiedener Gebiete in Großbritannien liegt. Über die genauen Ursachen dieser Dichteunterschiede ist wenig bekannt. Es wird aber ein ursächlicher Zusammenhang mit dem Nahrungsangebot vermutet. Diese These stützt sich darauf, daß die Streifgebiete der Dachse in England wesentlich kleiner sind als in anderen Gebieten (vgl. Kap. 5.3.1.) und die Anzahl der Tiere pro Gruppe wesentlich höher ist. So wurden in englischen Untersuchungen Gruppenstärken von durchschnittlich 6,4 (CHEESEMAN *et al.* 1981), 8,4 (DA SILVA *et al.* 1993) und 8,8 (RODGERS *et al.* 1997b) adulten Tieren ermittelt.

Die im Haket gefundene Zusammensetzung des Frühjahrsbestandes nach Altersklassen stimmt mit den Angaben aus anderen Untersuchungen überein. Auf der Grundlage der Auswertung von Literaturdaten geben ANDERSON *et al.* TREWHELLA (1985) einen Jungenanteil von 25 - 35% des Gesamtbestandes an. RODGERS *et al.* (1997 b) ermittelten in ihrer Langzeitstudie in einem Gebiet mit sehr hoher Dachsdichte einen Jungenanteil von 27%. BICKENBACH (1995) kam in seiner Untersuchung auf einem Wert von 35%.

Die relativ starke Schwankungsbreite des Jungenanteils in der vorliegenden Untersuchung ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, daß es sich um eine ständig wachsende Population handelt und die beobachtete Altersstruktur sich erst mit zunehmender Dichte einpegelt. CHEESEMAN *et al.* (1993) gelangen bei dem von ihnen durchgeführten Experiment zur Wiederbesiedlung freier Lebensräume durch den Dachs ähnliche Beobachtungen. Während der Wachstumsphase der Population nach der Wiederbesiedlung des Gebietes lag der Jungenanteil höher als in den ungestörten Kontrollpopulationen. Mit dem Erreichen der vor dem Experiment festgestellten Dachsdichte, pegelte sich der Jungenanteil in der Population bei etwa 30% ein.

3.3.3. Populationsentwicklung

Ein langfristiges Monitoring an Dachspopulationen erfolgte bisher nur in Gebieten mit für mitteleuropäische Verhältnisse überdurchschnittlich hohen Dachsdichten (ANDERSON *et al.* TREWHELLA 1985, CHEESEMAN *et al.* 1987, 1993, HARRIS *et al.* CRESSWELL 1987, RODGERS *et al.* 1997b). Mit den hier dargestellten Ergebnissen wird erstmals die Entwicklung einer Dachspopulation mit vergleichsweise geringer bzw. mittlerer Dichte dokumentiert.

Die Analyse der Zählraten aus dem Haket ergab zwei unterschiedliche Phasen der Populationsentwicklung. Nach dem Zusammenbruch des Dachsbestandes im Haket zum Ende der siebziger

Jahre konnte eine allmähliche Wiederbesiedlung des Gebietes beobachtet werden.

Die während dieser ersten Phase ermittelte Wachstumsrate der Population ($r = 0,19$) stimmt mit der von ANDERSON *et* TREWHELLA (1985) anhand von Literaturangaben ermittelten intrinsischen Wachstumsrate ($r = 0,2$) von unbeeinflussten Dachspopulationen überein. Diese Wachstumsrate ist im Vergleich zu anderen Arten jedoch relativ niedrig (z. B. beim Rotfuchs *Vulpes vulpes*, $r = 0,5$, ANDERSON *et al.* 1981) und verdeutlicht, warum der Dach freie Gebiete nur langsam wieder besiedeln kann (HERRMANN *et* TRINZEN 1991, CHEESEMAN *et al.* 1993).

Nach der Besiedlung aller verfügbaren Hauptbaue im Hakel verringerte sich die Wachstumsrate deutlich. Da dies über einen längeren Zeitraum erfolgte, ist anzunehmen, daß hierfür vor allem intrinsische Faktoren von Bedeutung waren. Extrinsische Faktoren, wie Wetter oder Nahrung, dürfen zwar bei der Betrachtung nicht vernachlässigt werden (SINCLAIR 1989, SUTHERLAND 1996), wirken aber meist relativ kurzfristig auf Populationen (BEGON *et al.* 1991, GRENFELL *et al.* 1998). Lediglich für Regionen mit verhältnismäßig extremen Klimabedingungen (Gebirgslagen) erscheint ein langfristiger Einfluß des Wetters auf die Populationsentwicklung des Dachses, wie ihn EIBERLE *et* MATTER (1985) zeigen konnten, möglich.

Die Verringerung des Populationswachstums der Dachse im Hakel deutet darauf hin, daß bestimmte dichteabhängige Regulationsmechanismen wirken. Über die Art und vor allem die Wirkungsweise solcher Mechanismen in Dachspopulationen ist bisher relativ wenig bekannt. Dichteänderungen erfolgen bei Wirbeltieren durch das Zusammenspiel von Natalität, Mortalität, Immigration und Emigration (BEGON *et al.* 1997, RODGERS *et al.* 1997b). Bisherige Untersuchungen deuten darauf hin, daß die beiden letztgenannten Faktoren beim Dach nur eine untergeordnete Rolle spielen (CHEESEMAN *et al.* 1987, HARRIS *et* CRESSWELL 1987, KRUK 1989, RODGERS *et al.* 1997b). Wenn beim Dach eine Dichteregulation auftritt, kann sie daher vor allem über die Beeinflussung der Natalität bzw. der Mortalität erfolgen (ANDERSON *et* TREWHELLA 1985).

Dichteabhängige Veränderungen der Mortalität konnten CHEESEMAN *et al.* (1993) nachweisen. Während der Wiederbesiedlung ihres Untersuchungsgebietes durch Dachse und dem damit verbundenen ständigen Dichteanstieg lag die Mortalität adulter männlicher Tiere deutlich niedriger, als bei den ungestörten Dachspopulationen in Referenzgebieten. Die Autoren führen dies auf eine Verringerung der intraspezifischen Auseinandersetzungen bei geringer Dichte und das damit verringerte Verletzungsrisiko der Dachse zurück (vgl. auch NEAL 1986). In der genannten Untersuchung konnten die Autoren zeigen, daß das Gewicht der Jungtiere in der im Wachstum befindlichen Population höher war als in den Kontrollpopulationen. Da eine höhere Körpermasse der Jungtiere im Herbst (als Maß für den Fettansatz) die Überlebenswahrscheinlichkeit bis zum folgenden Frühjahr erhöht, vermuten die Autoren auch eine geringere Jungensterblichkeit in Gebieten mit geringerer Dichte. Auf Grund der im Hakel verwendeten Erfassungsmethode sind über eventuelle Veränderungen der Mortalität mit zunehmender Dichte keine Schlußfolgerungen möglich.

ANDERSON *et* TREWHELLA (1985) sowie WOODROFFE *et* MACDONALD (1995a) gehen davon aus,

daß vor allem die Verringerung der Produktivität (geringere Jungenzahl, erhöhte Jungensterblichkeit) regulierend auf die Populationsdichte der Dachse wirkt. Die bisher bekannten Untersuchungen zur Populationsentwicklung des Dachses wurden in Gebieten durchgeführt, in denen mehr als ein Dachswelbchen pro Jahr und Gruppe Junge warfen. Die von CHEESEMAN *et al.* (1987), WOODROFFE *et al.* (1995a) sowie RODGERS *et al.* (1997b) vermuteten dichteabhängigen Reproduktionseinschränkungen basieren auf einer Beeinflussung der Wurfanzahl je Gruppe. Die Autoren gehen davon aus, daß eine mögliche Reproduktionskontrolle vor allem im Stadium der Implantation und der Laktation erfolgt. Dabei spielen sowohl eine Unterdrückung der Reproduktion subordinierter Weibchen durch das ranghöchste Weibchen der Gruppe als auch Infantizid (KRUUK 1989, ROPER *et al.* 1990, CRESSWELL *et al.* 1992) durch andere Dachse, meist ranghöhere ebenfalls reproduzierende Weibchen, eine wesentliche Rolle. Wie bereits erwähnt, wurden die oben zitierten Untersuchungen jedoch alle in Gebieten mit einer vergleichsweise hohen Dachsdichte durchgeführt. Aus Gebieten mit einer dem Hakel vergleichbaren Dachsdichte liegen hierzu keine Angaben vor.

Während des Erfassungszeitraumes konnten im Hakel nur in drei Fällen zwei Würfe in einer Gruppe sicher nachgewiesen werden. In der Regel war lediglich ein Wurf festzustellen. Daher erscheint eine Regulation über die Anzahl der Würfe in der Gruppe wenig wahrscheinlich. Eine eventuelle dichteabhängige Reproduktionskontrolle kann daher nur über die Veränderung der Wurfgröße erfolgen. Eine Verringerung der Wurfgröße in Gebieten mit hoher Dichte wurde durch LAMMERTSMA *et al.* (1994) bereits für den Steinmarder (*Martes foina*) nachgewiesen.

Für den Dachs konnte in der vorliegenden Untersuchung erstmals eine negative Korrelation zwischen der Gruppengröße und der Wurfgröße gezeigt werden. Lediglich CRESSWELL *et al.* (1992) machten durch die Untersuchung des Reproduktionsstatus toter Dachse wahrscheinlich, daß die Gruppengröße die Produktivität der Gruppe beeinflussen kann. Jedoch lassen die Autoren offen, ob sich diese Beeinflussung auf die Wurfgröße einzelner Weibchen oder die Wurfanzahl in der Gruppe zurückführen läßt.

Welcher Mechanismus der Verringerung der Wurfgröße mit zunehmender Gruppengröße beim Dachs zu Grunde liegt ist unklar. Entsprechend der gewählten Methodik ist unter der Wurfgröße die Anzahl der Jungtiere, die etwa 8 - 10 Wochen nach der Geburt auf dem Bau zu beobachten war, zu verstehen (vgl. Kap. 3.1.). Es ist daher schwer nachzuweisen, ob durch eine verminderte Konzeptionsrate bereits pränatal eine geringere Jungenzahl determiniert ist oder aber erst postnatal eine Reduktion der Wurfgröße erfolgt (z. B. durch Infantizid oder Verhungern einzelner Jungtiere). Mehrere Autoren gehen jedoch davon aus, daß postnatale Verluste in den meisten Fällen den gesamten Wurf betreffen (WANDELER *et al.* 1982, CRESSWELL *et al.* 1992, WOODROFFE *et al.* 1995a). Daher ist eine pränatale Regulation der Jungenzahl wahrscheinlich. NEAL (1986) vermutet beim Dachs sozialen Streß als eine Ursache möglicher Reproduktionseinschränkungen. HARTLEY *et al.* (1994) konnten für den Rotfuchs (*Vulpes vulpes*) und CREEL *et al.* (1997) für den Afrikanischen Wildhund (*Lycaon pictus*) eingeschränkte Reproduktion auf Grund von

dichteinduziertem sozialem Streß nachweisen. Für den Dachs liegen diesbezüglich noch keine Erkenntnisse vor.

Die festgestellte geringere Wurfgröße bei steigender Gruppengröße stützt die Vermutung von CRESSWELL *et al.* (1992), daß beim Dachs der höchste Nettoerproduktionsgewinn bei paarweiser Lebensweise bzw. in einem solitären Sozialsystem mit opportunistischer Verpaarung zu erwarten ist. Der Anstieg der mittleren Gruppengröße trotz zum Teil beträchtlicher asynchroner Schwankungen in den einzelnen Gruppen (vgl. auch RODGERS *et al.* 1997b), ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt schwer erklärbar. Es liegt jedoch die Vermutung nahe, daß die Regulation der Dachsdichte bereits auf dem Niveau der Clans erfolgt. Die beobachteten Reproduktionseinschränkungen sind daher kein Mittel, die Dachsdichte in einem größeren Gebiet zu regulieren, sondern um die Gruppengröße der Ressourcenverfügbarkeit innerhalb des jeweiligen Gruppenterritoriums anzupassen (WOODROFFE *et al.* MACDONALD 1995a).

4. Nahrungswahl der Dachse

4.1. Material und Methoden

4.1.1. Analyse der Kotproben

Die Untersuchungsergebnisse zur Ernährung der Dachse basieren auf Kotanalysen. Im Zeitraum von Februar 1994 bis März 1996 wurden monatlich im gesamten Waldgebiet Kotproben gesammelt. Die Aufsammlungen erfolgten ausschließlich an den Latrinen der Dachse (vgl. Abb. 4.1) im Bereich der Reviergrenzen oder, vor allem in den Wintermonaten, im näheren Umkreis der Baue (ROPER *et al.* 1986). Es wurden nur Proben in die Analysen einbezogen, die von einer Defekation stammen. Die Unterscheidung erfolgte nach Flüssigkeitsgehalt, Farbe und Form. War die Trennung mehrerer Proben innerhalb einer Latrine nicht möglich, wurden sie verworfen.

Die Exkremente wurden in Plastikbeutel verpackt und bis zur Aufarbeitung im Labor tiefgefroren, um insbesondere die Zersetzung der Regenwurmreste zu verhindern. Die Analyse der Kotproben erfolgte

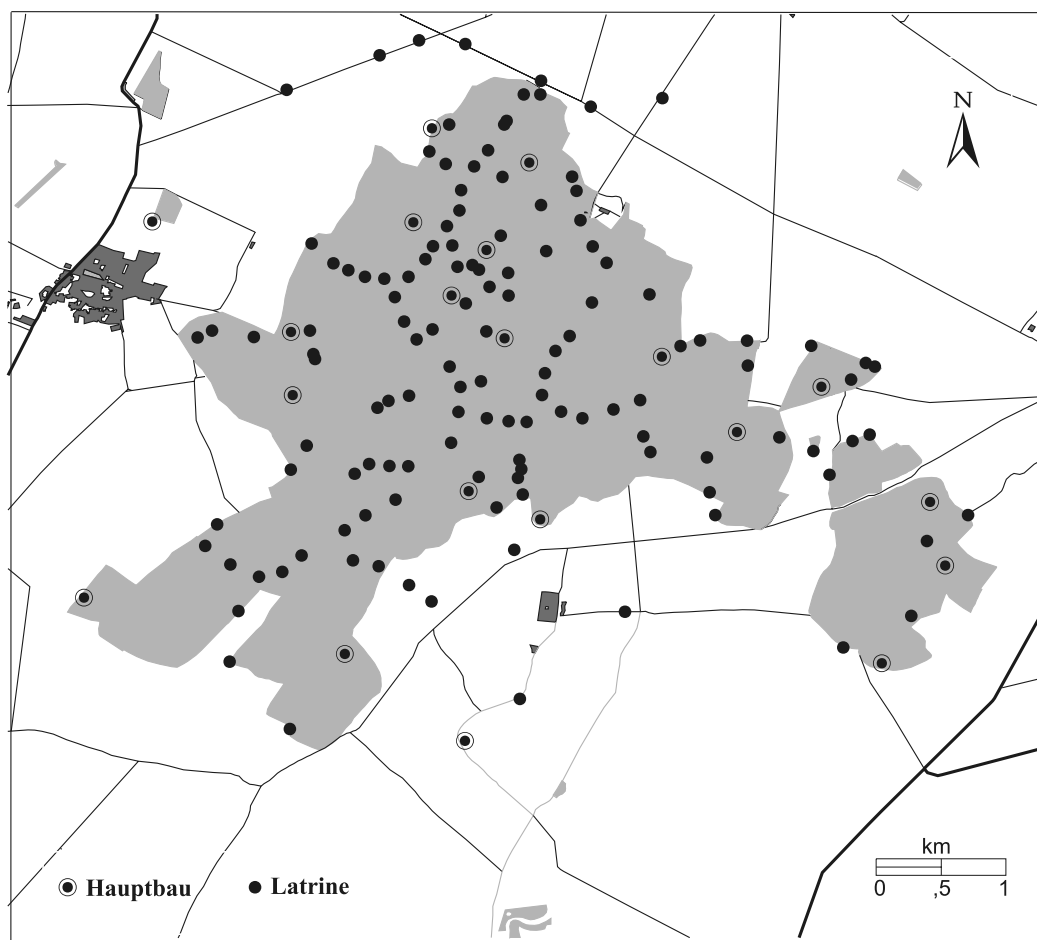


Abb. 4.1: Verteilung der Hauptbaue und der Dachslatrine im Hakele

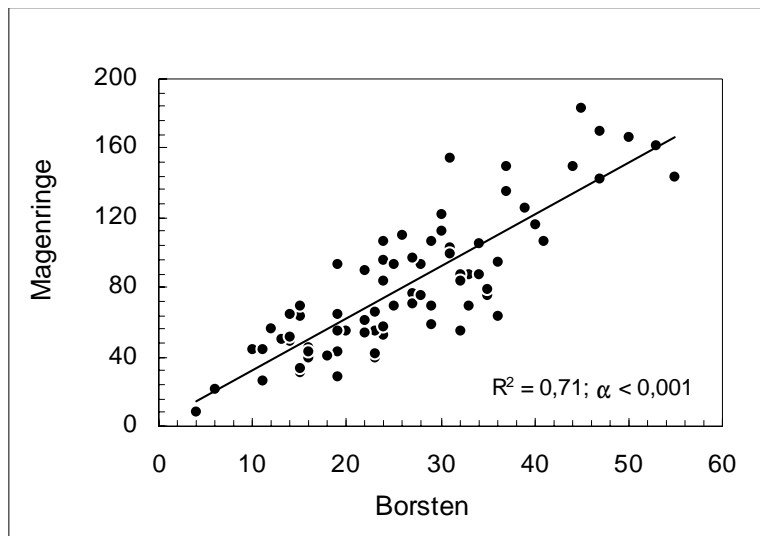


Abb. 4.2: Zusammenhang zwischen der Anzahl der Magenringe pro Probe und der Anzahl der Hakenborsten

in Anlehnung an die von KRUUK *et* PARISH (1981) beschriebene Verfahrensweise. Die Proben wurden aufgetaut, in 500 ml Wasser aufgeschwemmt und anschließend durch ein Sieb (Maschenweite: 0,8 mm) in ein Becherglas gespült. Dieses Spülwasser diente der Bestimmung der Anzahl aufgenommener Regenwürmer (siehe unten). Die im Sieb verbliebenen Reste wurden vorsichtig unter fließendem Wasser ausgewaschen, bis

das Spülwasser klar war. Anschließend konnte der Siebinhalt in einer weißen Schale wieder mit Wasser aufgeschwemmt und dann makroskopisch auf bestimmbare Reste hin untersucht werden. Die einzelnen Nahrungsbestandteile wurden nach folgenden Merkmalen qualitativ und quantitativ erfaßt:

- Regenwürmer

Der Nachweis der Regenwürmer im Kot der Dachse erfolgte mittels des für diese Gruppe typischen Magenringes (BRADBURY 1977). Der mit fester Cuticula ausgestattete Bestandteil des Muskelmagens der Regenwürmer übersteht den Verdauungsprozeß und ist auf Grund seiner Größe (4 - 7 mm) im ausgewaschenen Kot normalerweise gut sichtbar. Damit ist im günstigsten Fall die Anzahl der Regenwürmer direkt bestimmbar. Bei verschiedenen Nahrungsresten innerhalb einer Probe (z.B. viele Säugetierhaare) können vorhandene Magenringe aber übersehen werden. Daher erfolgte eine indirekte Quantifizierung der aufgenommenen Regenwurmmenge mittels der chitinösen Hakenborsten. Dazu wurden aus dem Sediment des ersten Spülwassers 1,5 ml entnommen, in eine Petrischale mit 1cm²-Raster gegeben und die Borsten unter einem Binokular (40x) auf 10 einzelnen Rasterfeldern ausgezählt. In 79 Proben, die nur Regenwurmreste (neben wenig pflanzlichem Material) enthielten, wurde parallel dazu die Anzahl der Magenringe ermittelt. Aus dem Verhältnis der ermittelten Hakenborsten und Magenringe war es möglich, einen Borstenindex zu errechnen, der für die quantitative Erfassung der Regenwürmer in allen anderen Proben genutzt werden konnte ($y=2,98x+2,15$; $R^2 = 0,71$, $\alpha < 0,001$) (Abb. 4.2).

- Säugetiere

Der Nachweis und das Zählen der einzelnen Individuen war über die im Kot gefundenen Zähne bzw. Knochenreste möglich. Dabei wurde eine Mindestindividuenzahl anhand des am häufigsten gefundenen Fragmentes bestimmt. In den wenigen Fällen, wo keine bestimmbaren Knochen

nachweisbar waren, erfolgte die Identifizierung anhand der Haarstrukturen (DEBROT *et al.* 1982) unter Annahme eines Tieres der betreffenden Art. Für die Arten der Nagetiere und die Hasen erfolgte anhand der Größe der gefundenen Fragmente (meist der Unterkiefer) bzw. der Ausbildung der Zähne (Stand des Zahndurchbruches bzw. Wurzelschluß der Molaren) eine Unterteilung in Alt- und Jungtiere.

- Vögel

Die Vogelreste wurden mittels Vergleichssammlung (Knochen) oder anhand der Federfärbung bis zur Familie oder (wenn möglich) bis zur Art bestimmt.

- Amphibien

Bei dieser Gruppe erfolgte die Bestimmung anhand des Os ilium und des Frontoparietale (BÖHME 1977). Die Anzahl der aufgenommenen Tier wurde nach dem häufigsten Skelettfragment bestimmt.

- Schnecken

Die Bestimmung und Quantifizierung der Gehäuseschnecken erfolgte nach den auffälligen Schalenresten und die der Nacktschnecken nach den reduzierten Schalen unterhalb des Mantelschildes.

- Insekten

Die Bestimmung der Reste dieser Tiergruppe erfolgte anhand einer Vergleichssammlung. Die Anzahl der mindestens aufgenommenen Individuen wurde durch das Auszählen der Köpfe bzw. Flügel (Hymenopteren) oder der Elytren bzw. Gliedmaßen (Coleopteren) ermittelt. Der quantitative Nachweis von Larven bzw. dem Zellproviand der Hummeln im Kot der Dachse ist kaum möglich. Es ist schwierig genau festzustellen, wieviel die Dachse beim Aufgraben von Hummelnestern aufgenommen haben. Im Rahmen dieser Arbeit wurde daher bei sieben und mehr festgestellten Imagines in einer Probe deren Anzahl für die Auswertung verdoppelt (vgl. Kap. 4.3.1.).

- Kirschen und Pflaumen

Die qualitative und quantitative Erfassung dieser Nahrungsbestandteile war anhand der Kerne problemlos möglich.

- Wildobst und *Sorbus*-Arten

Die Bestimmung erfolgte anhand von Vergleichsmaterial. Die aufgenommene Menge der jeweiligen Frucht konnte nach dem Vorhandensein der verholzten Blütenböden festgestellt werden.

- Eicheln und Getreide

Die quantitative Erfassung dieser leicht bestimmbaren Nahrungsbestandteile erfolgte durch die Umrechnung des Trockengewichtes (Trocknung: 48 h bei 80°C) der Reste in einer Probe in das aufgenommene Frischgewicht (vgl. LAMBERT 1990).

In den Proben gefundene Reste von Gräsern und Laubblättern wurden nicht in die Auswertung einbezogen, da ihre Aufnahme als zufällig (z. B. mit Regenwürmern) angenommen werden kann (vgl. NEAL 1986, KRUK 1989).

4.1.2. Auswertung

Für die Auswertung der Ergebnisse wurden die verschiedenen Beutetaxa in 13 Kategorien (Tab. A.4.1) zusammengefaßt. Die Einordnung erfolgte vor allem unter taxonomischen Gesichtspunkten. So wurden zum Beispiel die verschiedenen Käferarten in der Beutekategorie Coleopteren zusammengefaßt, da sie bei vergleichbarer Lebensweise eine ähnliche Erbeutungswahrscheinlichkeit durch die Dachse haben. Eicheln werden, obwohl im botanischen Sinne auch Früchte, als eigene Beutekategorie geführt, da sowohl im Auftreten als auch in der Häufigkeit deutliche Unterschiede zu den anderen Früchten bestehen.

Die quantitative Auswertung im Rahmen der Nahrungsanalysen erfolgte nach zwei verschiedenen Methoden, um die Ernährungsbiologie der Dachse ausreichend zu charakterisieren (KORSCHGEN 1980).

Zur Einschätzung der Häufigkeit der verschiedenen Beutekategorien erfolgte bei der ersten Methode die Ermittlung der Auftretensfrequenz (AF) nach:

$$AF = n_p/n_{ges} * 100 \% . \quad (4.1)$$

Hierbei stellt n_p die Anzahl der Proben dar, in denen die jeweilige Beutekategorie nachgewiesen wurde und n_{ges} gibt die Gesamtzahl der untersuchten Proben an.

Bei der zweiten Methode wurde zur Ermittlung der quantitativen Zusammensetzung der Nahrung der Dachse mit einer Abschätzung des aufgenommenen Volumens der einzelnen Komponenten, vergleichbar der Methode von KRUK *et* PARISH (1981), gearbeitet. Dabei werden nicht, wie bei anderen Arbeiten üblich, die quantitativen Anteile der Reste einzelner Nahrungsbestandteile im Kot, sondern das den Resten zugrunde liegende Volumen der von den Dachsen aufgenommenen Nahrung betrachtet (vgl. ANSORGE 1989). Die ermittelte Zahl jeder Beute innerhalb einer Probe wurde mit einem Faktor multipliziert (Tab. 4.2), der das Frischvolumen der jeweiligen Beute als Vielfaches des Frischvolumens eines "mittleren" Regenwurmes darstellt. Anschließend erfolgte die Berechnung des prozentualen Anteils jeder Beute am Gesamtvolumen der aufgenommenen Nahrung, ausgedrückt in Regenwurmeinheiten. Diese sind vergleichbar den "prey units" bei YALDEN (1977, zit. b. PUTMAN 1984). Die in der vorliegenden Arbeit angegebenen Volumenprozentwerte einer Beute ergeben sich aus dem Mittelwert für den jeweiligen Zeitraum (Gesamtzeitraum bzw. monatlich). Dabei gilt für das relative Totalvolumen eines Nahrungsbestandteils

$$TV = \sum v_i / n \quad (4.2)$$

und für das relative Präsenzvolumen

$$PV = \sum v_i / n_p \quad (4.3)$$

(v_i - Volumen des Nahrungsbestandteils in der i -ten Probe; n - Anzahl der untersuchten Proben; n_p - Anzahl der Proben, in denen der betreffende Nahrungsbestandteil nachgewiesen werden konnte).

Dieses Verfahren ist für kleinere, vollständig aufgenommene Beute relativ unkompliziert. Obwohl

bei mittelgroßer Beute (z. B. Junghasen, Hamster) nicht immer erkennbar war, ob die Dachse sie vollständig als Nahrung aufgenommen hatten, wurde hier das geschätzte Gesamtvolumen der Beute für die Berechnung herangezogen. Bei größeren, schwer quantifizierbaren Resten (z.B. Wurzeln, Aas), konnte das aufgenommene Volumen nur aus der im Kot gefundenen Menge geschätzt werden.

4.1.3. Breite der trophischen Nische und Diversität

Um die Breite der trophischen Nische der Dachse zu berechnen und vergleichbar zu machen, wurde der nach HURLBERT (1978, zit. b. LUDWIG *et* REYNOLDS 1988) standardisierte LEVIN- Index (Ba)

$$Ba = (B - 1) / (n - 1) \quad (4.4)$$

genutzt.

In die Berechnung geht dabei der LEVIN - Index (B) mit

$$B = 1/\sum p_i^2, \quad (4.5)$$

n = Anzahl der Beutekategorien und p_i = Anteil der i -ten Beutekategorie, ausgedrückt in Prozent des Totalvolumens ein. In dieser Arbeit gilt die Anzahl der Beutekategorien mit $n = 13$.

Der standardisierte LEVIN - Index kann Werte von 0 bis 1 (maximale Nischenbreite) annehmen und wichtet nach KREBS (1989) verstärkt die häufigen Nahrungsbestandteile.

Nach MÜHLENBERG (1989) läßt sich bei einem Vergleich nur auf der Grundlage der Diversitätswerte nicht erkennen, ob der Wert wegen der hohen Anzahl der genutzten Beutekategorien mit unterschiedlichen Volumenanteilen oder durch die Gleichverteilung des aufgenommenen Nahrungsvolumens auf wenige Beutekategorien entstanden ist. Daher erweist es sich als notwendig, auch die Evenness zu berechnen.

Dafür wurde in der vorliegenden Arbeit die nach HILL modifizierte Verhältnisevenness (E) (LUDWIG *et* REYNOLDS 1988) genutzt. Die Berechnung erfolgt nach

$$E = (B - 1) / (e^{H'} - 1). \quad (4.6)$$

H' ist dabei der aus der Informationstheorie abgeleitete SHANNON-WEAVER-Index, der berechnet wird nach

$$H' = -\sum(p_i * \ln p_i). \quad (4.7)$$

Für die Berechnung von p_i und B gelten die bei Formel (4.5) gegebenen Hinweise.

Die Werte für E können zwischen 0 und 1 schwanken. Der Wert 1 zeigt an, daß alle Beutekategorien in gleichem Maße aufgenommen wurden. Wenn eine Beutekategorie die Nahrung dominiert, geht der Wert gegen 0. Nach LUDWIG *et* REYNOLDS (1988) erweist sich HILL's modifizierte Verhältnisevenness als relativ unabhängig von der Anzahl der zur Verfügung stehenden Beutekategorien und damit auch von deren Einteilung durch den jeweiligen Bearbeiter.

4.1.4. Vergleich von Nahrungsspektren

Um die Unterschiede in der Ernährung verschiedener Clans erfassen zu können, wurde der SCHOENER-Überlappungsindex (SCHOENER 1970, entspricht der "percentage similarity" nach RENKONEN 1938, zit. b. SEILER 1992) genutzt.

Die Berechnung des Index erfolgte nach der Formel

$$p_{jk} = [\sum^n(\text{minimum } p_{ij}, p_{ik})] * 100 \% \quad (4.8)$$

Dabei gilt: p_{jk} - Prozent Ähnlichkeit zwischen Clan j und k; p_{ij} und p_{ik} - Anteil der Beutekategorien i bei den Clans j und k; n - Anzahl der Beutekategorien. Dieser Wert gibt an, um wieviel Prozent sich die Nahrungsnutzungskurven der jeweiligen Clans überlappen. Im Gegensatz zu anderen Überlappungsindices ist die Aussage des SCHOENER-Index nicht von der Einteilung der Beute in die verschiedenen Beutekategorien abhängig (KREBS 1989).

4.1.5. Erfassung der Verfügbarkeit von Regenwürmern

Die Einschätzung der Verfügbarkeit von Regenwürmern für die Dachse erfolgte nach zwei verschiedenen Methoden. Einmal wurde die Regenwurmbiomasse durch Formalinextraktion ermittelt und zum anderen die Anzahl der "Wurmächte" (KRUUK *et* PARISH 1981) pro Monat berechnet.

Die Formalinextraktion wurde in den Monaten September 1994 sowie März, Mai und Juli 1995 auf acht Probeflächen innerhalb des Hakels und fünf auf angrenzenden Ackerkulturen durchgeführt. Die Zusammensetzung der Laubstreu als Hauptnahrung der Regenwürmer ist nach CUENDET (1984) der bestimmende Faktor für die Abundanz und Biomasse dieser Tiergruppe in einem Lebensraum. Der Bodentyp spielt eine untergeordnete Rolle, da er lediglich über abiotische (Feuchtigkeit, Kalkgehalt) und physikalische Faktoren (Körnigkeit, Mächtigkeit über dem Gestein) die Ausprägung der Pflanzendecke mit bestimmt. Die Wahl der einzelnen Probeflächen innerhalb des Hakels erfolgte daher unter Berücksichtigung der verschiedenen von MICHEL *et* MAHN (1998) ausgewiesenen Hauptwaldgesellschaften.

Da besonders in Waldböden auf Grund der vorherrschenden großen Vielfalt dieses Lebensraumes und der unterschiedlichen Lebensweise der einzelnen Regenwurmartarten die ausreichend genaue quantitative Bestimmung von Abundanz und Biomasse dieser Tiergruppe mittels einer Methode sehr schwierig ist, wurden die Handauslese der organischen Auflage und die Formalinextraktion (RAW 1959) kombiniert eingesetzt. Im Zuge der Beprobung wurde ein Metallrahmen (50 cm x 50 cm) leicht in den Boden gedrückt, die innerhalb dieses Rahmens befindliche Streuschicht in einen Plastbeutel verpackt und später von Hand nach streubewohnenden Regenwurmartarten durchsucht. Auf den von der Streu befreiten Boden innerhalb des Rahmens erfolgte dann im Abstand von ca. 10 Minuten die Ausbringung von jeweils 5 Liter 0,55%-iger Formalinlösung. Die dadurch ausgetriebenen Regenwürmer wurden gesammelt und für die Weiterbearbeitung in Formalin fixiert.

Dieses Verfahren wurde je Untersuchungsfläche und -termin fünfmal (Abstand 10 m) wiederholt, um zufällige Fehler zu minimieren. Im Labor wurden die Regenwürmer nach dem Schlüssel von HERR *et* BAUCHHENß (1987) bestimmt und hinsichtlich der Länge des Tieres und des Durchmessers hinter dem Clitellum vermessen. Das nach diesen Maßen ermittelte Volumen der Tiere bildete (unter der Annahme einer zylindrischen Form) die Grundlage zur Berechnung der Biomasse der Regenwürmer.

Hierzu konnte die von BAUCHHENß (1982) ermittelte Formel

$$\text{Biomasse} = 1,15 * \text{Volumen} + 0,13 \quad (4.9)$$

genutzt werden.

Die Tiere wurden nach dem Alter eingeteilt, wobei subadulte Tiere zu den Adulti gezählt wurden. Jungtiere wurden nur bis zur Gattung bestimmt und nicht mit in die Berechnungen einbezogen.

Die Formalinaustreibung basiert auf einer Fluchtreaktion der Lumbriciden vor "unangenehmen" Stoffen. Deren Effizienz ist somit auch von der augenblicklichen Disposition der Tiere abhängig. Dies und die ungleichmäßige Verteilung der Regenwürmer im Boden (LEE 1985) bewirkt bei nur fünf Wiederholungen auf einer Untersuchungsfläche eine hohe Standardabweichung, so daß eine Mittelwertbildung nicht angebracht ist. Aus diesem Grund wurden die Werte der fünf Parallelen addiert und auf einen Quadratmeter umgerechnet.

Der Arbeit von KRUK *et* PARISH (1981) folgend wurden "Wurmnächte" definiert, in denen die Lufttemperatur (5 cm über dem Boden) über 0°C blieb und wo in den vorausgegangenen 72 h mindestens 2 mm Niederschlag gefallen waren. Dazu wurden die Niederschlagsdaten der Station Heteborn und die Temperaturdaten der Station in Gatersleben verwendet. Unter den genannten Bedingungen erscheinen die Regenwürmer (vor allem *Lumbricus terrestris*) an der Erdoberfläche und werden für die Dachse erreichbar. Der prozentuale Anteil dieser Nächte an der gesamten Zahl der Nächte eines Monats galt im weiteren als Maß für die Verfügbarkeit der Regenwürmer in diesem Monat.

4.2. Ergebnisse

4.2.1. Probenumfang

Im Zeitraum zwischen März 1994 und Februar 1996 wurden 1217 Kotproben gesammelt und die Nahrungsreste analysiert. Trotz vergleichbarer Suchintensität differiert die Zahl der monatlich gefundenen Proben (Abb. 4.3). Vor allem in einigen Wintermonaten war es auf Grund von Schneelagen (v. a. im Winter 1995/96) sowie der verminderten Aktivität und Nahrungsaufnahme (und damit verbundener geringerer Kotabgabe) der Dachse (vgl. EIBL-EIBESFELDT 1950, KRUK *et* PARISH 1983) nicht möglich, die angestrebte Anzahl von ca. 50 Proben je Monat zu sammeln. Diese Probenanzahl wurde empirisch festgelegt. Dabei spielte vor allem der labortechnische Aufwand für die Analysetätigkeit eine wichtige Rolle.

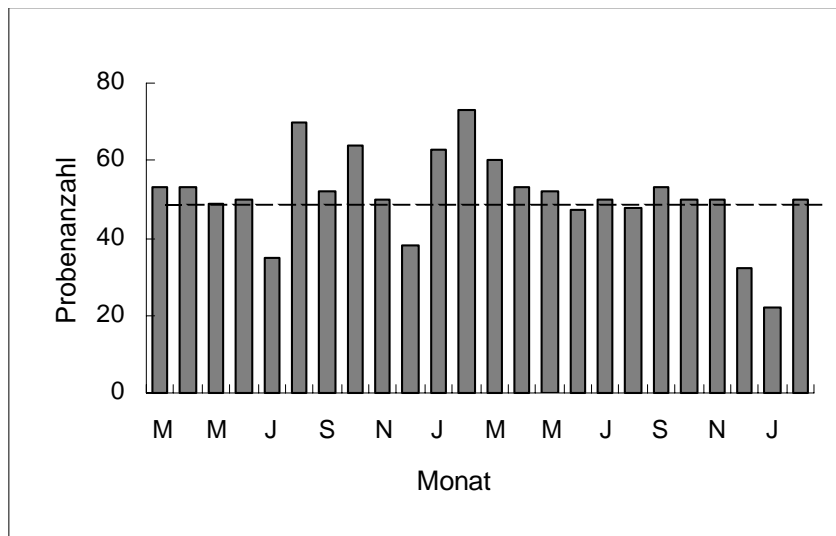


Abb. 4.3: Anzahl der für die einzelnen Monate zwischen März 1994 und Februar 1996 untersuchten Kotproben

Beim Vergleich der Anzahl bearbeiteter Proben pro Monat mit der Auftretensfrequenz der einzelnen Beutekategorien wurde lediglich für die beiden Beutekategorien Gastropoden ($r_s = -0,48$; $n = 24$; $\alpha < 0,01$) und Aas ($r_s = -0,47$; $n = 24$; $\alpha < 0,01$) eine negative Korrelation mit der Probenanzahl festgestellt. Da es sich

hierbei um Nahrungsbestandteile mit vergleichsweise geringer Bedeutung handelt, wird davon ausgegangen, daß die niedrige Anzahl der Proben einiger Monate keine signifikanten Auswirkungen auf das Gesamtergebnis hat.

4.2.2. Zusammensetzung der Nahrung der Dachse

Über den gesamten Untersuchungszeitraum betrachtet, nutzen die Dachse im Hakel eine breite Nahrungspalette (Tab. A.4.3, Abb. 4.4). Aber nur wenige Beutekategorien besitzen eine größere Bedeutung für die Ernährung dieser Art.

Der wichtigste Nahrungsbestandteil (**Primärnahrung**) der Dachse im Hakel sind Regenwürmer und in geringerem Maße Säuger. Regenwürmer wurden in 89,1% der untersuchten Proben nachgewiesen und machen mehr als die Hälfte des gesamten aufgenommenen Nahrungsvolumens (TV: 56,8%) aus. Bei den Säugern (AF: 46,7%; TV: 16,9%) dominiert die Feldmaus (*Microtus arvalis*) mit insgesamt 14,0% des aufgenommenen Totalvolumens der Dachsnahrung. Alle anderen nachgewiesenen Säugetierarten (Tab. A.4.3) spielen nur eine untergeordnete Rolle. Bei den größeren nachgewiesenen Säugetierarten wie Feldhase (*Lepus europaeus*) und Marder (*Martes spec.*) ist es wahrscheinlich, daß sie nicht von den Dachsen erbeutet, sondern als Aas aufgenommen wurden.

Früchte, vor allem von Birne, Kirsche und Pflaume sowie Eicheln bilden die **Sekundärnahrung** der Dachse. Die vergleichsweise geringen Auftretensfrequenzen und Totalvolumina dieser Beutekategorien (Abb. 4.4) resultieren aus der nur kurzzeitigen Verfügbarkeit im Jahresverlauf bzw. dem fast völligen Fehlen in einem der beiden untersuchten Jahre. So waren Eicheln im Hakel nur im Herbst und Winter 1995 verfügbar. Die relativ hohen Präsenzvolumina von Birnen (29,1%),

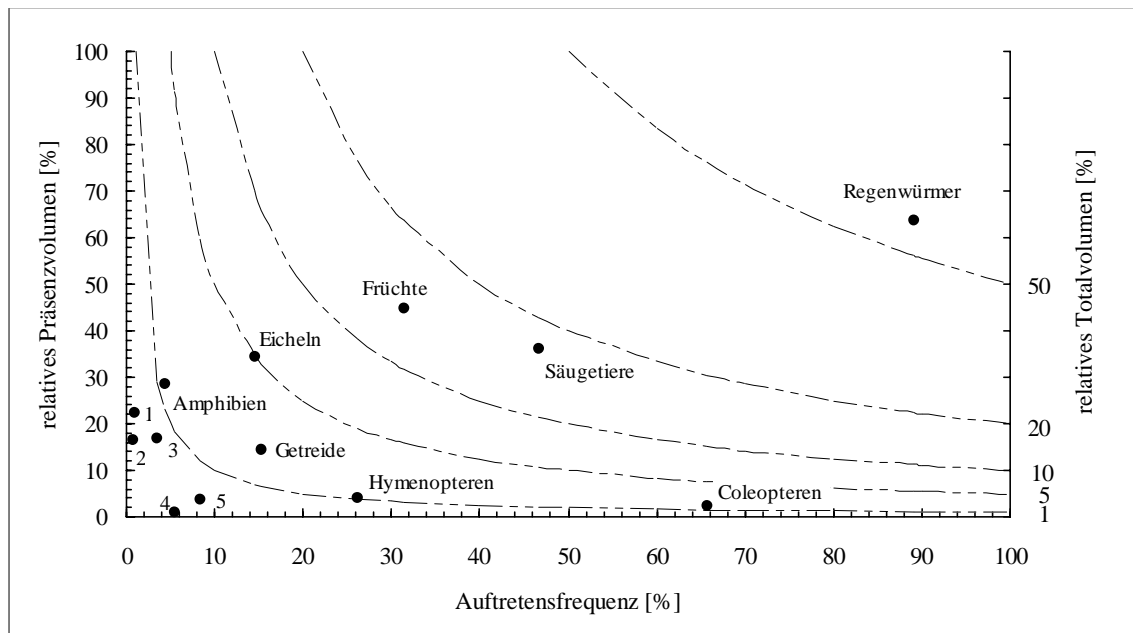


Abb. 4.4: Zusammensetzung der Dachsnahrung über den gesamten Untersuchungszeitraum März 1994 bis Februar 1996 (n = 1217 Proben). Die Werte für das relative Totalvolumen ergeben sich aus der Multiplikation der Werte für die Auftretensfrequenz und das relative Präsenzvolumen (1: Aas, 2: Wurzeln, 3: Vögel, 4: andere Insekten, 5: Gastropoden).

Kirschen (55,0%) und Eicheln (34,6%) (vgl. Tab. A.4.3) zeigen, daß diese Nahrungskomponenten bei Vorhandensein in größeren Mengen durch die Dachse aufgenommen werden können.

Alle anderen nachgewiesenen Beutekategorien, die hier als **Tertiärnahrung** zusammengefaßt werden sollen, besitzen nur eine geringe Bedeutung für die Ernährung der Dachse. Sie werden wahrscheinlich mehr oder weniger zufällig aufgenommen. Hierzu gehören solche Beutekategorien, die zwar regelmäßig, aber nicht in größerer Menge (z. B. Coleopteren: AF: 65,7%; TV: 1,6%) gefressen werden oder größere Beutetiere, die relativ selten aufgenommen werden (z. B. Vögel). Die insgesamt geringe Bedeutung der Tertiärnahrung schließt aber nicht aus, daß verschiedene Beutekategorien kurzzeitig im Jahresverlauf in höheren Prozentsätzen in der Nahrung nachweisbar sind (z. B. Amphibien, vgl. Kap. 4.2.3.6.).

4.2.3. Saisonalität der Nutzung der verschiedenen Beutekategorien

4.2.3.1. Regenwürmer

Über den gesamten Zeitraum betrachtet bilden die Regenwürmer im Untersuchungsgebiet den wichtigsten Nahrungsbestandteil der Dachse. Ein Vergleich der einzelnen Monate zeigt aber, daß sowohl die Auftretensfrequenz als auch die Bedeutung in der Dachsnahrung saisonalen Schwankungen unterworfen sind (Abb. 4.5, Tab. A.4.4 und A.4.5). Die Auftretensfrequenz der Regenwürmer in der Dachsnahrung lag im Untersuchungszeitraum immer zwischen 70% und 100%, wobei

eine negative Korrelation zur Lufttemperatur ($r_s = -0,43$; $n = 24$; $\alpha < 0,05$), aber kein Zusammenhang zu den monatlichen Niederschlägen nachweisbar war.

Der Anteil der Regenwürmer am Totalvolumen der aufgenommenen Dachsnahrung zeigte deutlichere Schwankungen als die Auftretensfrequenz. In beiden Untersuchungsjahren bildeten Regenwürmer im Frühjahr den Hauptteil der Nahrung (TV: 61,8% - 86,5%). In den Sommermonaten ging ihr Anteil am aufgenommenen Totalvolumen dann sehr stark zurück. Das Minimum lag in beiden Jahren im Juli (TV₁₉₉₄: 8,1%; TV₁₉₉₅: 9,2%). In den Herbstmonaten 1994 und im Winter 1994/95 bestand die Nahrung der Dachse wieder zum überwiegenden Teil aus Regenwürmern (TV: 52,8% - 89,7%). Im Herbst und Winter des darauffolgenden Jahres war ein vergleichbarer Anstieg nicht zu verzeichnen. In diesem Zeitraum schwankten die Werte für das relative Totalvolumen zwischen 17,4% (Januar 1996) und 42,8% (November 1995). Die Auftretensfrequenz lag in diesem Zeitraum mit Ausnahme der Monate Januar und Februar 1996 aber vergleichbar hoch wie im Jahr zuvor. In den beiden letztgenannten Monaten traten Regenwürmer trotz einer lange liegenden Schneedecke und gefrorenen Bodens noch in 72,3% bzw. 70% der untersuchten Proben auf.

4.2.3.2. Säugetiere

Nach den Regenwürmern bildeten die Säuger im Ergebnis dieser Untersuchung den zweitwichtigsten Bestandteil der Dachsnahrung. Vor allem wurde die Feldmaus (*Microtus arvalis*) von den Dachsen in starkem Maße erbeutet. Das Auftreten dieser Beute in der Dachsnahrung zeigte saisonale Schwankungen (Abb. 4.5, Tab. A.4.4 und A.4.5). Vor allem zum Ende des Frühjahrs und im Sommer wurden junge Feldmäuse häufig (Abb. 4.6 B) und in größeren Mengen aufgenommen. In einigen Monaten betrug der Anteil junger Feldmäuse über 20% des aufgenommenen Totalvolumens. Der Nachweis von bis zu 26 jungen Feldmäusen in einer Kotprobe zeigt, wie erfolgreich die Dachse beim Ausgraben der Mäusenester auf Ackerflächen sein können.

Adulte Feldmäuse traten ganzjährig in der Dachsnahrung auf. Parallel zum Anstieg der Feldmausdichte auf den Ackerflächen des Untersuchungsgebietes vom Frühjahr zum Sommer (GEYLER 1995) nimmt die Auftretensfrequenz adulter Feldmäuse in der Dachsnahrung zu. Mit dem Abernten der Ackerflächen und dem damit verbundenen Verschwinden der Feldmaus von den Ackerflächen geht auch die Bedeutung der Feldmäuse für die Ernährung der Dachse wieder zurück (Abb. 4.6 A).

Alle anderen nachgewiesenen Säugetierarten traten nur in vergleichsweise geringem Umfang in der Dachsnahrung in Erscheinung (Tab. A.4.3). Bei einigen Arten ist es wahrscheinlich, daß sie bei der Nutzung anderer Nahrungsressourcen mit erbeutet wurden. So zeigt die Auftretensfrequenz der Rötelmaus (*Clethrionomys glareolus*) eine positive Korrelation mit der Auftretensfrequenz der Birnen ($r_s = 0,42$; $n = 24$; $\alpha < 0,05$) und Eicheln ($r_s = 0,78$; $n = 24$; $\alpha < 0,001$). Das Auftreten von *Apodemus spec. (flavicollis?)* in der Dachsnahrung ist mit dem der Eicheln positiv korreliert ($r_s = 0,64$; $n = 24$; $\alpha < 0,001$).

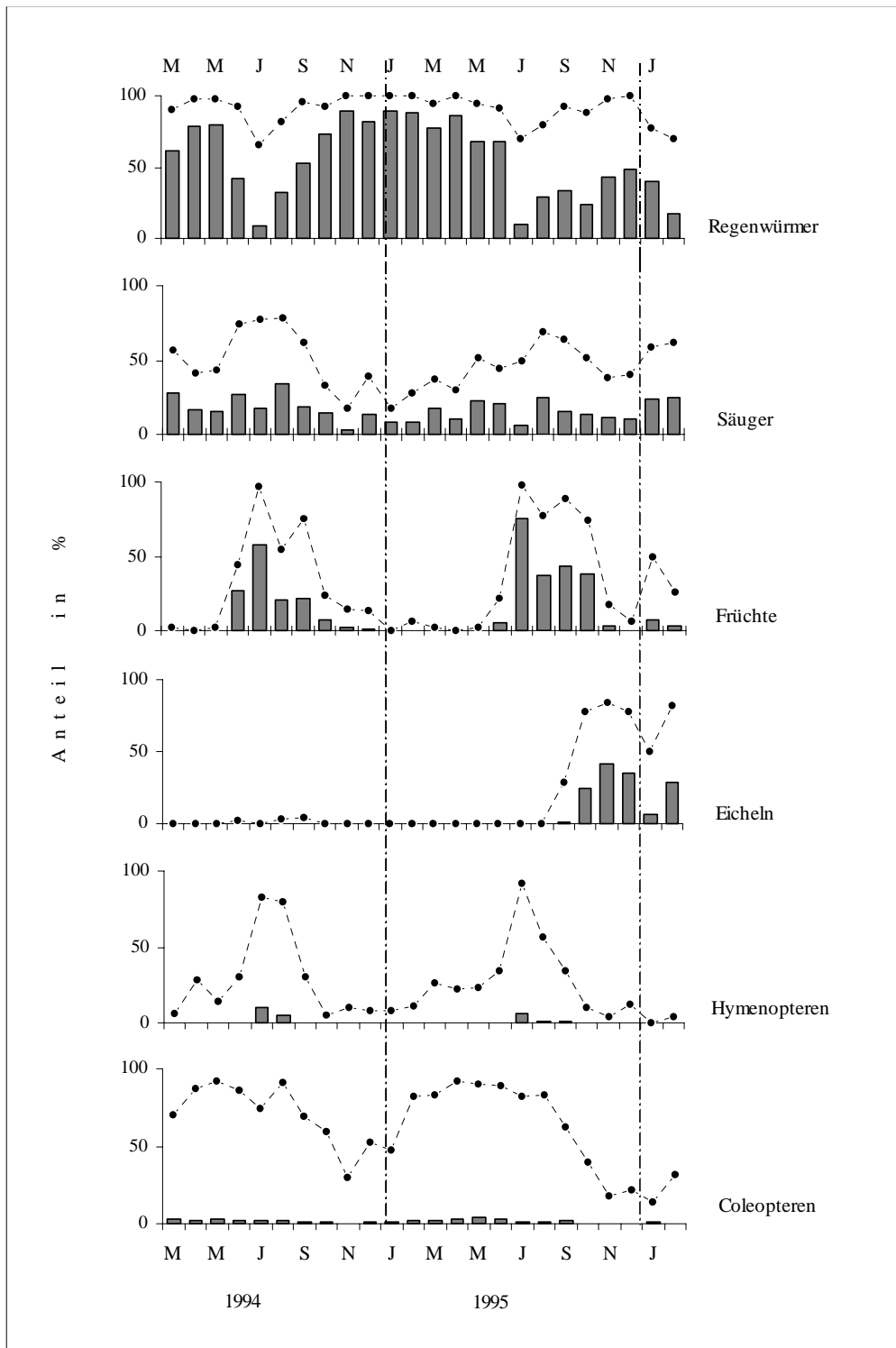


Abb. 4.5: Monatliche Auftretensfrequenz (Punkte) und relatives Totalvolumen (Balken) der verschiedenen Beutekategorien in der Dachsnahrung im Zeitraum von März 1994 bis Februar 1996

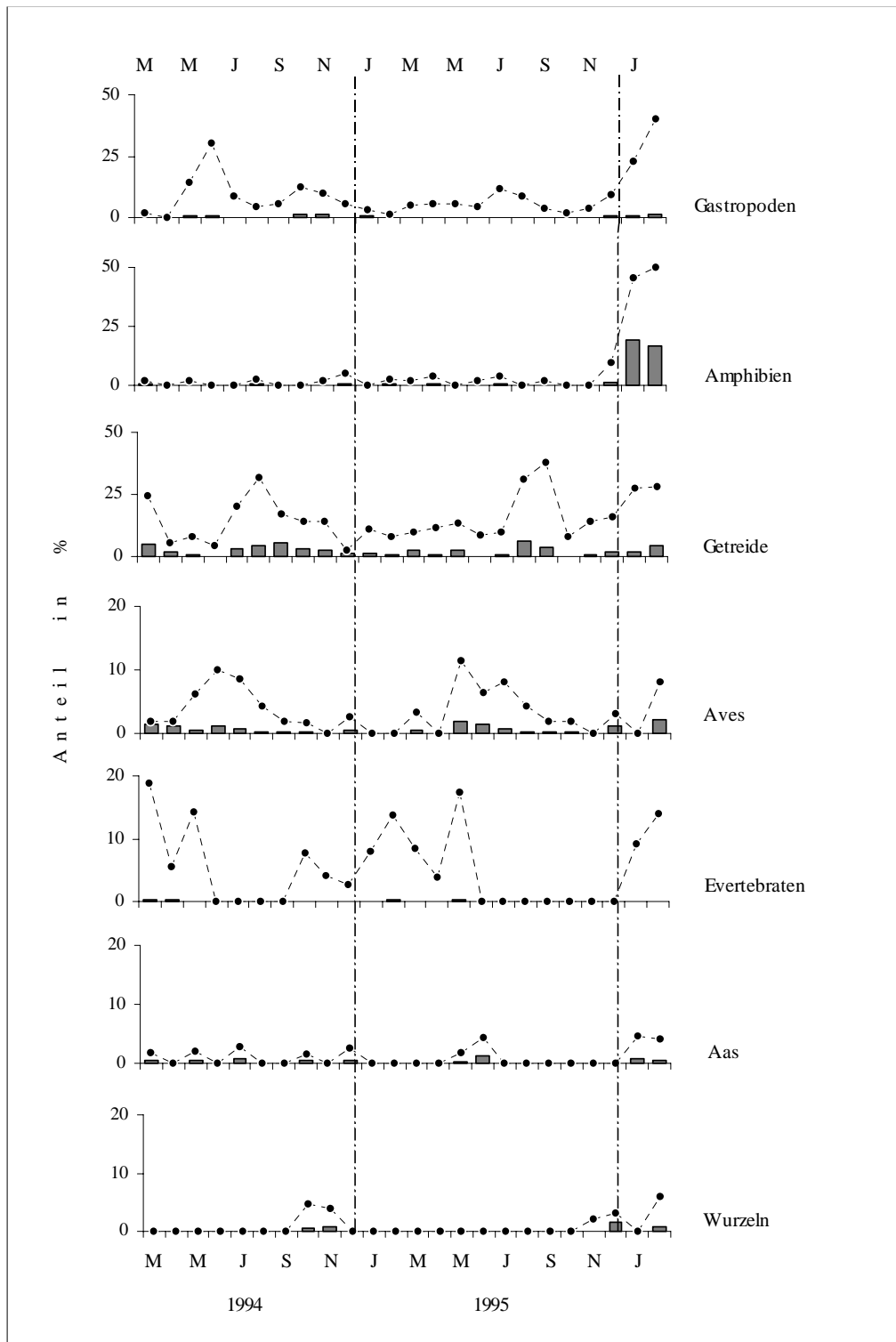


Abb. 4.5: Fortsetzung (zu beachten ist die veränderte Skalierung der y-Achse)

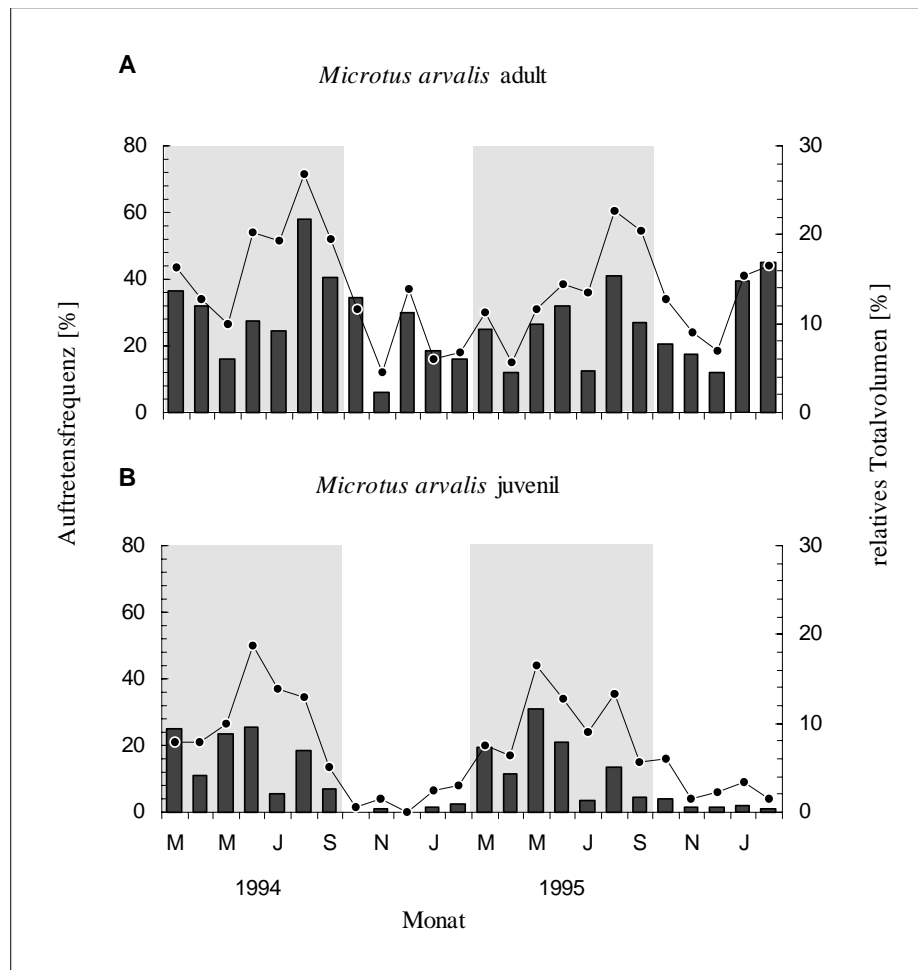


Abb. 4.6: Auftretensfrequenz (Punkte) und relatives Totalvolumen (Balken) für adulte und juvenile Feldmäuse (*Microtus arvalis*) in der Dachsnahrung (die schattierten Flächen kennzeichnen die Vegetationsperiode der wichtigsten landwirtschaftlichen Kulturen)

Erwähnenswert ist die verstärkte Aufnahme von Insectivoren durch die Dachse während der Monate Januar und Februar 1996 ($AF_{T. europaea}$: 9,0% bzw. 6,0%; $AF_{S. araneus}$: 13,6% bzw. 10,0%). Die Ursache hierfür ist unklar. Auffällig ist jedoch, daß die Dachse in diesen beiden Monaten mit widrigen Witterungsverhältnissen generell ein abweichendes Ernährungsverhalten (z. B. hohe Auftretensfrequenzen von Gastropoden und Amphibien, vgl. Kap. 4.2.3.6. und 4.2.3.7.) zeigten.

4.2.3.3. Früchte (excl. Eicheln)

Früchte werden zur Reifezeit entsprechend der Häufigkeit der einzelnen Arten im Untersuchungsgebiet von den Dachsen in großen Mengen gefressen (Abb. 4.5, Tab. A.4.4 und A.4.5). Vor allem Kirschen sind in den Sommermonaten ein wesentlicher Bestandteil der Dachsnahrung. In beiden Jahren bildeten sie im Juli den Hauptbestandteil der Nahrung (1994 - TV: 57,7%, AF: 97,14%;

1995 – TV: 75,6%, AF: 98,0%). Dabei wurden sowohl die an den Feldwegen vorkommende Süßkirsche (*Cerasus avium juliana*) als auch die im Wald häufige Vogelkirsche (*Cerasus a. avium*) genutzt. Bis zu 410 Kirschkerne konnten in einer Kotprobe nachgewiesen werden.

In den Herbstmonaten nahmen die Dachse in stärkerem Maße Birnen und Pflaumen auf. Diese Früchte erreichten jedoch nicht so hohe Volumenanteile in der Nahrung wie die Kirschen (Abb. 4.7). Dies kann mit dem vergleichsweise geringeren Auftreten dieser Obstarten im und um das Waldgebiet erklärt werden. Früchte anderer Arten (Tab. A.4.3) wurden nur in Einzelfällen nachgewiesen.

Es ist festzustellen, daß Früchte im Jahr 1995 eine größere Rolle in der Ernährung der Dachse spielten als 1994 (Abb. 4.5 u. 4.7). Eine mögliche Ursache könnte das geringere Angebot an Früchten im Jahr 1994 sein. Bedingt durch starke Regenfälle zur Blütezeit der Obstgehölze (vgl. Abb. 2.2 C) trugen diese nach eigenen Beobachtungen weniger Früchte als im Folgejahr. Da jedoch keine entsprechenden Messungen vorliegen, muß die konkrete Ursache offen bleiben.

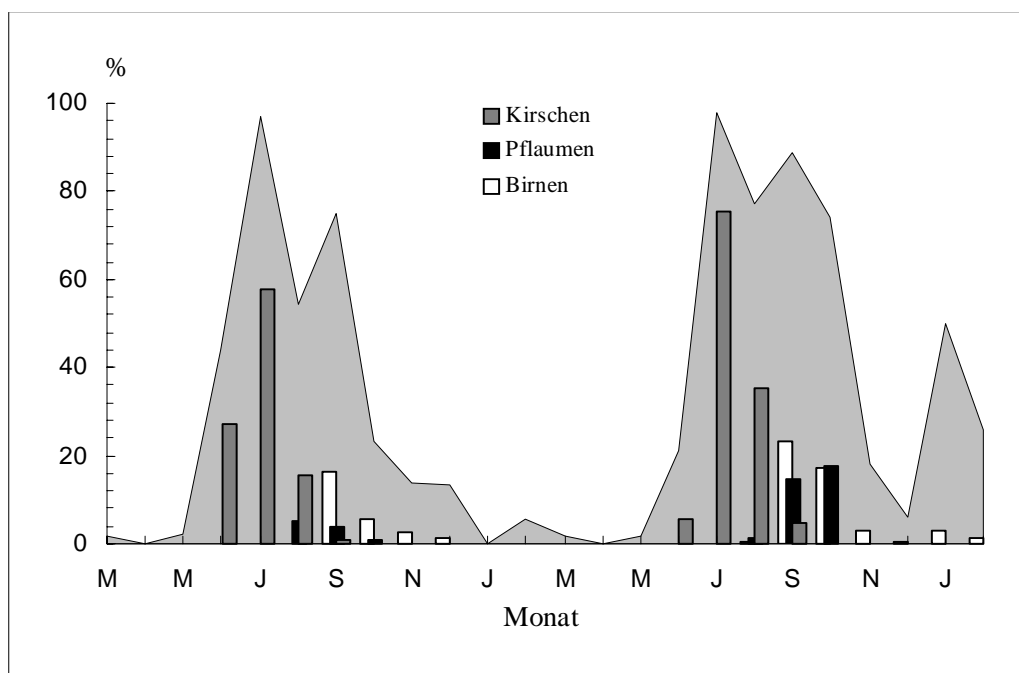


Abb. 4.7: Monatliche Auftretensfrequenz aller Früchte (graue Flächen) und relatives Totalvolumen der wichtigsten Fruchtarten (Balken)

4.2.3.4. Eicheln

Eichen (*Quercus spec.*) fruchten nicht in allen Jahren in gleichem Maße. Nur in Mastjahren gibt es im Haken große Mengen von Eicheln. Diese werden dann, wie im Herbst 1995, von den Dachsen in starkem Maße genutzt (Abb. 4.5, Tab. A.4.4 und A.4.5, vgl. HOFMANN *et* STUBBE 1993). Von Oktober bis Dezember 1995 bildeten Eicheln einen Großteil der Dachsnahrung. Das relative

Totalvolumen schwankte zwischen 24,0% und 41,5% und die Auftretensfrequenz zwischen 78% und 84%. Die Regenwürmer waren aber in diesen Monaten, wie im Vergleichszeitraum des Vorjahres, ebenfalls ein wichtiger Nahrungsbestandteil. Ihr Anteil am aufgenommenen Totalvolumen ging jedoch um fast 50% zurück (1994 TV: 72,8% - 89,7%, 1995 TV: 23,2% - 48,0%).

Auf Grund der großen Masse an Eicheln und der relativ langen Liegezeit auf dem Waldboden konnten diese auch noch im Januar und Februar 1996 in der Dachsnahrung nachgewiesen werden.

4.2.3.5. Coleopteren und Hymenopteren

Diese beiden Beutekategorien spielten in der Nahrung der Dachse nur eine untergeordnete Rolle. Käfer, vor allem verschiedene Laufkäferarten (*Carabus nemoralis*, *C. auratus*, *C. coriaceus*, *Abax ater*) und deren Larvenformen sowie Mistkäfer (*Geotrupes spec.*), waren vom Frühjahr bis zum Herbst in der Mehrzahl der Kotproben nachweisbar (AF: 59,4% - 92,5%). Es konnten aber jeweils nur wenige Exemplare ermittelt werden, so daß der Volumenanteil in der Dachsnahrung verhältnismäßig gering blieb (max. TV: 3,8% - Mai 1995). Die Frequenz des Auftretens dieser Beutekategorie in der Dachsnahrung zeigt eine deutliche Übereinstimmung mit dem Vorkommen der Käferarten in der Natur (vgl. STUBBE 1982).

Für die Hymenopteren, bis auf sechs Ausnahmen (je dreimal einzelne *Vespa cabro* und *Vespa spec.*) alles Vertreter der Hummeln (*Bombus spec.*), zeigte sich eine deutlichere Saisonalität in ihrem Auftreten in der Dachsnahrung. Vor allem im Juli (teilweise auch im August) beider Jahre wurden sie von den Dachsen häufig erbeutet (AF 1994: 82,9% bzw. 80,0%; AF 1995: 92,0% bzw. 56,3%). In dieser Zeit graben die Dachse verstärkt Hummelnester auf und leeren sie fast vollständig aus (SCHMID *et* LÜPS 1988, eigene Beobachtungen), so daß das relative Totalvolumen der Hummeln in der Dachsnahrung zumindest im Juli beider Jahre deutlich anstieg (max. 10,0% im Juli 1994). Auf Grund der Schwierigkeiten beim Nachweis und der Quantifizierung von Larven und Zellproviand der Hummeln im Kot der Dachse ist es nicht auszuschließen, daß die Bedeutung dieser Beutekategorie in der Dachsnahrung unterschätzt wurde.

4.2.3.6. Amphibien

Die einzige im Kot der Dachse nachgewiesene Amphibienart war der Grasfrosch (*Rana temporaria*). Diese Art kommt in größerer Zahl in den kleinen Wasserstellen des Waldgebietes vor und ist die einzige häufige Amphibienart im Gebiet (SY mdl., eigene Beobachtungen).

Mit Ausnahme der Monate Januar und Februar 1996 spielte die Art eine untergeordnete Rolle in der Ernährung der Dachse (Abb. 4.5, Tab. A.4.4 und A.4.5). Es handelt sich überwiegend um Zufallsfänge. Auch während der Hauptwanderzeit der Grasfrösche, die im Hakel im März liegt (SY unveröff.), war kein Anstieg dieser Beute in der Dachsnahrung nachweisbar.

Im Januar und Februar 1996 traten Grasfrösche plötzlich mit einer vergleichsweise hohen Frequenz im Dachskot auf (AF_{Januar}: 45,5%, AF_{Februar}: 50%). Sie erreichten auch verhältnismäßig hohe

Totalvolumenanteile (Jan. 96: 19,0%; Feb. 96: 16,8%). Da die klimatischen Verhältnisse in diesen Monaten (Boden bis in tiefere Schichten gefroren und geschlossene Schneedecke!) den Fang der Frösche durch die Dachse an der Oberfläche kaum zuließen, ist eine Aufnahme im Bausystem wahrscheinlich (vgl. SKOOG 1970). Dafür spricht auch, daß oft mehrere Frösche in einer Kotprobe gefunden werden konnten (max. 7). Die Überwinterung von Amphibien in unterirdischen Tierbauten wurde von PETERS *et al.* (1972) beschrieben und dürfte in diesem Falle auch eine Möglichkeit für die Grasfrösche gewesen sein, den tiefen Temperaturen in den oberen Bodenschichten auszuweichen.

4.2.3.7. Sonstige animalische Nahrung

Hierunter fallen die Nachweise von Larven verschiedener Insektengruppen (Lepidoptera, Odonata), Schnecken, Aas und von Vögeln (v. a. Jungvögel) bzw. Eiern. Wahrscheinlich handelt es sich dabei um Zufallsfänge. Schnecken (unbestimmte Nackt- und Gehäuseschnecken, sowie *Cepaea spec.*) wurden außer im April 1994 in allen Monaten nachgewiesen. Der Anteil an der Dachsnahrung blieb aber gering, da es sich meist um die Reste einzelner Tiere handelte, die in den Kotproben nachgewiesen werden konnten. Bemerkenswert ist auch hier der Anstieg der Auftretensfrequenz dieser Beute im Januar (AF: 22,7%) und Februar 1996 (AF: 40,0%). Möglicherweise läßt sich dieser Sachverhalt wie bei den Fröschen, mit dem Überwinterungsverhalten der Schnecken (im Winter konnte nur *Cepaea spec.* nachgewiesen werden) erklären.

Vögel wurden vorrangig in den Frühjahrs- und Sommermonaten, also während der Brutzeit in der Dachsnahrung nachgewiesen. Überwiegend handelte es sich dabei um Jungvögel. Die Arten sind in Tab. A.4.3 aufgelistet. Aas wurde relativ selten in der Dachsnahrung nachgewiesen. Es handelte sich dabei um Reste von Hasen (eventuell Mahdopfer oder Fuchsbeute), innere Organe von Schalenwild und mehrere unbestimmte Fleischreste. Die beiden letztgenannten Beutereste können von verendetem Wild oder Resten der Bejagung (Aufbruch!) stammen. Wahrscheinlich sind auch einige der nachgewiesenen größeren Nahrungsreste (Junghasen, junge Marder) und einige der nachgewiesenen Vögel (z. B. Rebhuhn) in diese Beutekategorie einzuordnen. Es ist daher nicht auszuschließen, daß diese Beutekategorie in der Auswertung unterrepräsentiert ist.

4.2.3.8. Sonstige pflanzliche Nahrung

Getreide, besonders Mais, wurde von den Dachsen während des gesamten Untersuchungszeitraumes in geringen Mengen aufgenommen. Bis auf den Monat Juli 1994 war Mais in allen Monaten in der Dachsnahrung nachweisbar. Dies ist vor allem auf die Frequentierung fast ganzjährig beschickter Schwarzwildkarrungen durch die Dachse zurückzuführen (SEILS mdl.). Aus dieser künstlichen Nahrungsquelle stammen wahrscheinlich auch die in einzelnen Proben nachgewiesenen Walnüsse und Äpfel. Über durch Dachse verursachte Schäden in Getreidekulturen (LÜPS 1988, WILSON 1993, ROPER *et al.* 1995) wurde im Untersuchungsgebiet nichts bekannt.

4.2.4. Trophische Nischenbreite und Diversität

Zur Verdeutlichung der quantitativen Veränderungen in der Nahrungszusammensetzung der Dachse wurden für jeden Monat die Breite der trophischen Nische (Levins - Index) und die Evenness (Hill - Index) ermittelt. Nach LUCHERINI *et* CREMA (1994) kann eine unterschiedliche Probenzahl in den einzelnen Monaten einen starken Einfluß auf die Diversitätswerte ausüben und zu einer Verfälschung der Ergebnisse führen. Für die hier vorgestellte Untersuchung ließ sich trotz der in einigen Monaten geringen Probenzahl keine solche Beeinflussung erkennen. Sowohl die Diversitäts- (Spearman-Rank-Korrelation $\alpha = 0,07$, $n = 24$) als auch die Evennesswerte ($\alpha = 0,11$, $n = 24$) zeigten keinen Zusammenhang mit der Probenzahl.

In dieser Untersuchung ergab sich für die Dachse generell eine relativ geringe trophische Nischenbreite. Das bedeutet, daß die Nahrungszusammensetzung durch wenige Beutekategorien dominiert wird. Tatsächlich ließ sich feststellen, daß lediglich in vier der 24 Untersuchungsmonate mindestens drei Beutekategorien TV - Werte von mehr als 20% aufwiesen. Im Gegensatz dazu traf dies in 11 von 24 Monaten lediglich auf eine Beutekategorie zu.

Die monatlichen Veränderungen der trophischen Nischenbreite und der Evenness sind aus Abb. 4.8 ersichtlich. Die ebenfalls dargestellten monatlichen Schwankungen des Anteils der Regenwürmer am relativen Totalvolumen verdeutlichen den Zusammenhang zwischen der Bedeutung dieser Beutekategorie und der Nahrungsdiversität. Parallel zur Abnahme der Bedeutung der Regenwür-

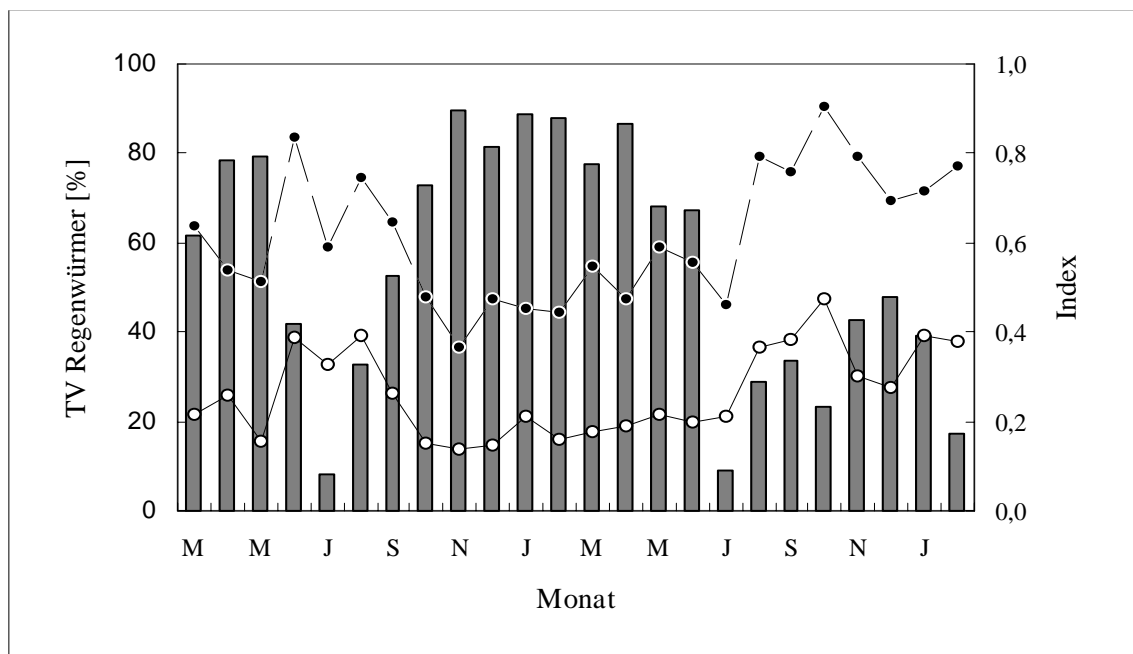


Abb. 4.8: Breite der trophischen Nische Ba (durchgezogene Linie) und der Evenness E (gestrichelte Linie) der monatlichen Zusammensetzung der Dachsnahrung (zur Veranschaulichung wurde das relative Totalvolumen der Regenwürmer als Balken mit angegeben)

mer ist ein Anstieg der Nischenbreite ($r_s = -0,79$, $\alpha < 0,001$) und auch der Evenness ($r_s = -0,72$, $\alpha < 0,001$) zu beobachten. Die Vergrößerung der Nischenbreite deutet darauf hin, daß bei abnehmender Bedeutung der Regenwürmer in der Dachsnahrung nicht nur eine, sondern mehrere andere Beutekategorien an deren Stelle treten. In dieser Untersuchung sind das Früchte und Säuger. Für diese beiden Beutekategorien läßt sich eine positive Korrelation mit der Nischenbreite (Früchte: $r_s = 0,58$, $\alpha < 0,01$; Säuger: $r_s = 0,67$, $\alpha < 0,001$) nachweisen. Die gleichlaufende Veränderung der Evennesswerte zeigt an, daß die in Zeiten abnehmender Bedeutung der Regenwürmer häufiger genutzten Beutekategorien eine stärkere Gleichverteilung in der Nahrung aufweisen. Eine Ausnahme bildete in beiden Jahren der Monat Juli. Die Dachse nahmen in diesem Zeitraum verstärkt Früchte (Kirschen) auf ($TV_{1994}: 57,7\%$; $TV_{1995}: 75,6\%$), so daß trotz sinkender Bedeutung der Regenwürmer auch die Evenness zurückging. Dennoch läßt sich auch für das aufgenommene Totalvolumen der Früchte ($r_s = 0,47$, $\alpha < 0,05$), wie für das der Säuger ($r_s = 0,66$, $\alpha < 0,001$), eine positive Korrelation mit den Evennesswerten nachweisen.

4.2.5. Territoriale Unterschiede in der Nahrungswahl

Die Ergebnisse der Telemetrieuntersuchungen (Kap. 5.) zeigten, daß sich die Anteile der beiden Haupthabitattypen Acker und Wald innerhalb der home ranges der einzelnen Dachse zum Teil deutlich voneinander unterschieden. Um zu prüfen, inwieweit sich diese Unterschiede auf die Nahrungszusammensetzung auswirken können, werden im folgenden die Nahrungsspektren aus vier verschiedenen Teilgebieten des Hakels miteinander verglichen. Bei der Auswahl der Gebiete spielte neben den Unterschieden in der Habitatzusammensetzung auch die Art der Bewirtschaftung der Agrarflächen eine wichtige Rolle. Nach GEYLER (1995) weisen Felder mit verschiedenen Kulturen sowohl in der Feldmausdichte als auch in deren saisonaler Veränderung deutliche Unterschiede auf. Durch die Ernte- und Bestellarbeiten wird die natürliche Dynamik dieser Art unterbrochen. Nach dem lokalen Zusammenbruch der Feldmauspopulationen infolge der Feldarbeiten erfolgt dann in Abhängigkeit von der folgenden Kultur eine allmähliche Wiederbesiedlung der Ackerflächen. Dabei ist zu beobachten, daß Winterkulturen (Wintergetreide, Raps) im Frühjahr bereits eine höhere Feldmausdichte aufweisen und diese dann stärker als auf Feldern mit Sommergetreide ansteigt. Ungestörte Flächen (Stillelegungsflächen, Brachen) werden dagegen dauerhaft besiedelt und die Feldmäuse erreichen hier deutlich höhere Dichten als auf bewirtschafteten Agrarflächen. Im Folgenden soll untersucht werden, ob territoriale Unterschiede im Angebot an Feldmäusen auch in der Zusammensetzung der Dachsnahrung nachweisbar sind.

Für diesen Teil der Untersuchung wurden die Kotproben, die innerhalb der jeweiligen Teilgebiete gefunden wurden, getrennt ausgewertet. Zur Kennzeichnung der einzelnen Gebiete werden diese einem Clan zugeordnet und mit der Abteilungsnummer des Hauptbaues (Abb. 3.1) bezeichnet.

Clan 74: Es wurden alle Proben ($n = 145$) erfaßt, die innerhalb der home ranges von F2 und M5 (Kap. 5.) gesammelt werden konnten. Die Ackerflächen innerhalb dieses Gebietes waren 1994 mit Raps bestellt und ein geringer Anteil war unbewirtschaftete Stillelegungsfläche. 1995 stand auf

der gesamten Fläche Winterweizen. An den Feldwegen stehen Süßkirschen und im Wald zahlreiche Birnen.

- Clan 62: Es wurden die Proben (n = 205) aus den home ranges von F4 und M2 (Kap. 5.) ausgewertet. Die Belaufgebiete dieser beiden Tiere umfaßten keine Ackerflächen. Im Norden befand sich ein kleiner, teilweise verwilderter Obstgarten mit Süßkirschen, Birnen und Pflaumen.
- Clan 22: Die Proben (n = 178) stammen aus dem Streifgebiet von M6 (Kap. 5.). Kotproben von der "Grenzlinie" zu Clan 62 wurden nicht mit gewertet. Der Großteil der belauften Ackerflächen bestand 1994 und 1995 aus ungenutzter Stillungsfläche und kleinere Flächen waren 1994 mit Winterweizen und 1995 mit Triticale bestellt.
- Clan 10: Die Aufsammlung der Proben (n = 106) erfolgte in einem Gebiet, das anhand der wenigen Telemetriedaten zweier Tiere (M1 und M4) als von diesem Clan genutztes Territorium (bzw. ein Teil dessen) betrachtet wurde. Eine genaue Grenzziehung ist aber nicht möglich. Ein großer Teil der Ackerflächen des Gebietes war mehrjährige Luzernebrache, die im Gegensatz zu den Stillungsflächen gemäht wurde. Ein kleinerer Teil war 1994 Stillungsfläche und 1995 mit Raps bestellt. Am durch das Gebiet führenden Hauptweg stehen zahlreiche Süßkirschen und Pflaumen.

Da die Anzahl der Proben, die für die Auswertung der Nahrungsspektren der einzelnen Clans herangezogen werden konnten stark differierten, werden im Folgenden nur die wichtigsten Nahrungsbestandteile betrachtet. Um die saisonalen Veränderungen in der Nahrungszusammensetzung der einzelnen Clans auf der Grundlage einer umfangreicheren Datenbasis darstellen zu können, erfolgte die Einteilung der Ergebnisse nach Jahreszeiten. In Abb. 4.9 ist der Totalvolumenanteil der Regenwürmer, Feldmäuse, Früchte (Birnen, Kirschen, Pflaumen sowie sonstige Früchte) und Eicheln in der Gesamtnahrung der einzelnen Clans dargestellt.

Tab. 4.1: Überlappungsindices der vier untersuchten Gruppen (berechnet für n = 13 Beutekategorien)

Clan-Nr.	10	62	22
10	-		
62	62,8	-	
22	72,7	84,8	-
74	76,4	80,2	94,0

Der Vergleich der "percentage of similarity"-Indices nach SCHOENER (Tab. 4.1; berechnet für die 13 Beutekategorien) zeigt für die Clans 22 und 74 die größte Übereinstimmung der Nahrungszusammensetzung (94,0%). Diese beiden Clans wiesen auch in der

Habitatzusammensetzung ihrer Territorien die größte Ähnlichkeit auf. Sie nutzten neben Waldflächen auch die Ackergebiete, auf denen die Feldmäuse jedoch entweder schwer zugänglich waren (ungenutzte Brachflächen) oder mit saisonalen Schwankungen auftraten (Raps, Wintergetreide). Für die beiden wichtigsten Nahrungsbestandteile Regenwürmer und Feldmäuse konnten vergleich

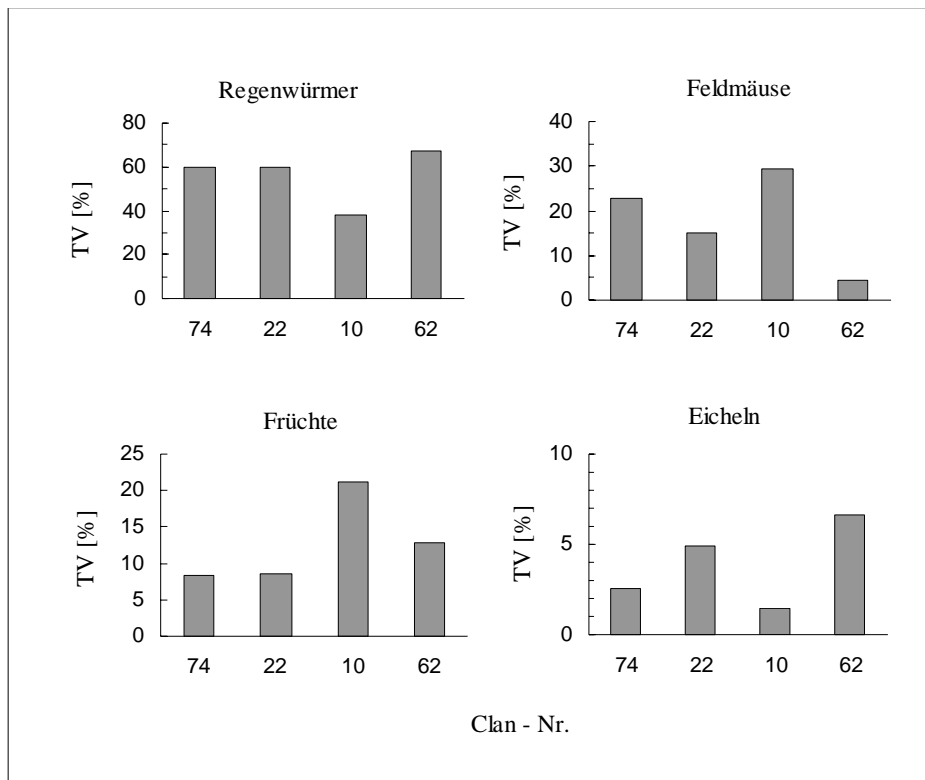


Abb. 4.9: Anteil der vier wichtigsten Beutekategorien bzw. -taxa an der Nahrung der vier untersuchten Dachsguppen (zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der y-Achsen)

bare Werte für die relativen Totalvolumina ermittelt werden (TV Regenwürmer für Clan 22 und Clan 74: 59,7%; TV Feldmäuse Clan 74: 22,9%, TV Clan 22: 15,2%). Auch der Anteil der Früchte in der Nahrung ist mit 8,4% (Clan 74) und 8,5% (Clan 22) fast identisch. Die nahezu gleiche Nahrungszusammensetzung dieser beiden Clans führt dazu, daß die Breite der trophischen Nische nahezu gleich ist ($Ba_{74} = 0,11$; $Ba_{22} = 0,12$; Tab. 4.2) und die Evennesswerte sich kaum unterscheiden ($E_{74} = 0,61$; $E_{22} = 0,55$; Tab. 4.2). Die Clans mit den deutlichsten Unterschieden in der Habitatzusammensetzung der Territorien (Clan 62: nur Wald; Clan 10: Wald und bewirtschaftete Luzernebrache) weisen auch die geringste Ähnlichkeit in der Nahrungszusammensetzung auf (SCHOENER-Index: 62,8%). Erwartungsgemäß spielen beim Clan 62, der ausschließlich Waldgebiete nutzte, Feldmäuse in der Ernährung nur eine untergeordnete Rolle (TV: 4,6%), während Regenwürmer mit einem relativen Totalvolumen von 67,6% dominieren. Die trophische Nischenbreite und die Evenness haben hier die geringsten Werte der vier untersuchten Clans ($Ba = 0,09$; $E = 0,49$). Beim Clan 10 ist der Anteil der Feldmäuse in der Nahrung mit 29,3% höher als bei den anderen Clans. Dies läßt sich aus dem Vorhandensein von Brachflächen erklären, auf denen durch die Mahd die Feldmäuse für die Dachse relativ gut zugänglich waren. Bedingt durch den hohen Anteil der Feldmäuse ging der Anteil der Regenwürmer auf 38,5% zurück. Früchte, in diesem Fall vor allem Pflaumen und Kirschen, machen mit 21,2% einen höheren Anteil an der Nahrung aus als

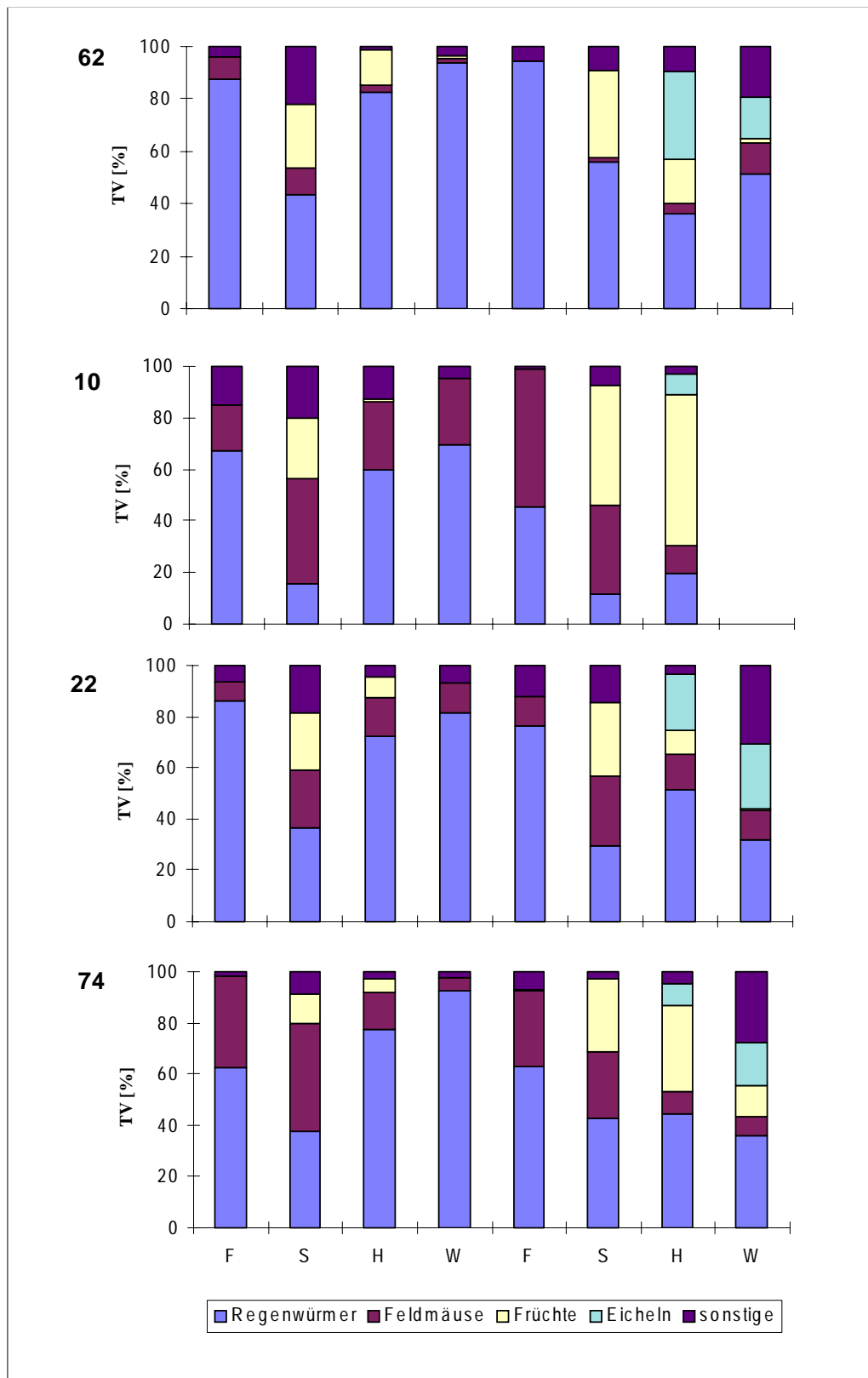


Abb. 4.10: Jahreszeitliche Zusammensetzung der Nahrung der vier untersuchten Dachsguppen (F - Frühjahr, S - Sommer, H - Herbst, W - Winter)

bei den anderen Clans. Dabei ist aber festzustellen, daß aus dem Winter 1995/96 (einem Zeitraum, in dem Früchte nicht zu erwarten sind) keine Proben vorlagen. Die Verschiebung in der Zusammensetzung der Nahrung drückt sich in einer im Vergleich zu den anderen Clans größeren trophischen Nischenbreite ($Ba = 0,19$) aus und der Evennesswert ($E = 0,76$) verdeutlicht die stärkere Gleichverteilung der häufigen Beutekategorien innerhalb der Nahrung.

Die oben dargestellten Unterschiede hinsichtlich der Bedeutung der wichtigsten Nahrungsbestandteile sind auch in der saisonalen Änderung der Nahrungszusammensetzung der einzelnen Clans (Abb. 4.10) erkennbar. Auffällig ist, daß unabhängig von der Bedeutung der Regenwürmer in der Nahrung, die saisonalen Schwankungen dieses Nahrungsbestandteils bei allen Clans annähernd parallel verläuft. Einem Abfall des Anteils der Regenwürmer vom Frühjahr zum Sommer 1994 folgen ein Anstieg im Herbst und dann relativ gleichbleibende Totalvoluminawerte im Winter 1994/95 und Frühjahr 1995. Nach dem erneuten Absinken der Werte im Sommer 1995 erfolgte aber kein Anstieg wie im Vorjahr. Die relativen Totalvolumina des Herbstes 1995 und des darauffolgenden Winters liegen deutlich unter den vergleichbaren Werten des Vorjahres. Diese Schwankungen entsprechen den Ergebnissen, die für die Saisonalität der Ernährung im gesamten Untersuchungsgebiet festgestellt werden konnten (Kap. 4.2.3.1.).

Tab. 4.2: Diversitäts- (Ba) und Evennesswerte (E) der untersuchten Gruppen ($n = 13$ Beutekategorien)

	10	22	74	62
Ba	0,19	0,12	0,11	0,09
E	0,76	0,61	0,55	0,49

Für die anderen wichtigen Nahrungsbestandteile ergibt sich ein weniger homogenes Bild. Während beim Clan 10 Feldmäuse vom Sommer 1994 bis zum Sommer 1995 durchgehend vergleichsweise hohe Totalvolumenwerte erreichen,

liegt der Höchstwert beim Clan 74 in beiden Jahren im Frühjahr und im Sommer, bei dem Clan 22 nur im Sommer. Wie bereits erwähnt, spielen Feldmäuse in der Ernährung des Clan 62 nur eine geringe Rolle. Auch die saisonalen Schwankungen des Früchteanteils in der Nahrung zeigen keinen einheitlichen Verlauf. Dies ist überwiegend davon abhängig, welche Art von Früchten von den einzelnen Clans aufgenommen wurden. Bilden Kirschen den Hauptteil der Früchtenahrung (Clan 62 und 22), erreicht dieser Bestandteil im Sommer die höchsten Werte. Die verstärkte Aufnahme von Birnen (Clan 74) und Pflaumen (Clan 10) im Herbst 1995 hatte zur Folge, daß auch in dieser Jahreszeit bei den beiden Clans Früchte einen wesentlichen Teil der aufgenommenen Nahrung ausmachten. Bei diesen beiden Clans war aber im Vergleich zu Clan 22 und 62 die Eichelaufnahme in diesem Zeitraum deutlich geringer.

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß bedingt durch Unterschiede in der Habitatzusammensetzung Differenzen in der Nahrungswahl der Dachse zu erkennen sind. Diese dokumentieren sich vorrangig in der Verschiebung des Verhältnisses von Regenwürmern und Feldmäusen in der Nahrung.

4.2.6. Territoriale und saisonale Unterschiede im Auftreten der Regenwürmer

4.2.6.1. Artenspektrum und Abundanz der Regenwürmer in den Haupthabitattypen

Auf den Ackerflächen des Untersuchungsgebietes konnten 7 und im Wald 11 Regenwurmarten nachgewiesen werden (Tab. 4.3). Die vergleichsweise hohe Artenzahl auf den Ackerflächen (vgl. HEMMANN *et* LEITHOLD 1994) resultiert teilweise aus der Wahl der Probeflächen in der Nähe der Waldränder. Bedingt durch Migrationen (MATHER *et* CHRISTENSEN 1988) treten in den walddnahen Feldbereichen auch Arten auf, die nicht zur typischen Lumbricidengemeinschaft dieses Lebensraumes gehören. Mit zunehmender Entfernung vom Wald sinkt sowohl die Artenzahl als auch die Individuendichte (HEMMANN *et* LEITHOLD 1994).

Aber schon auf den walddnahen Ackerstandorten wurden im Untersuchungsgebiet deutlich geringere Abundanz- und Biomassewerte als auf Waldflächen ermittelt (Mann-Whitney U-Test für Abundanz: $Z = -3,04$, $\alpha < 0,01$; für Biomasse: $Z = -3,68$, $\alpha < 0,001$; Tab. 4.4).

Tab. 4.3: Artenspektrum der nachgewiesenen Lumbriciden in den Haupthabitattypen des Untersuchungsgebietes (Nomenklatur nach LEE1985, Einteilung der Lebensformtypen nach BOUCHÉ 1972, zit. b. LEE 1985).

Art	Acker	Wald	Lebensformtyp	Gewicht (in g) ¹
<i>Allobophora chlorotica</i> (Savigny, 1826)	+	+	endogäisch	0,27 (n = 23) ²
<i>Apporectodea caliginosa</i> (Savigny, 1826)	+	+	endogäisch	1,04 (n = 78)
<i>Apporectodea rosea</i> (Savigny, 1826)	+	+	endogäisch (anözisch)	0,50 (n = 48)
<i>Dendrobaena octaedra</i> (Savigny, 1826)	-	+	epigäisch	0,31 (n = 28)
<i>Dendrodrilus rubidus</i> (Savigny, 1826)	-	+	epigäisch	0,26 (n = 52)
<i>Eisenia fetida</i> (Savigny, 1826)	+	+	epigäisch	0,22 (n = 15)
<i>Lumbricus castaneus</i> (Savigny, 1826)	-	+	epigäisch	0,88 (n = 38)
<i>Lumbricus rubellus</i> Hoffmeister, 1843	-	+	epigäisch	1,08 (n = 377)
<i>Lumbricus terrestris</i> L., 1758	+	+	anözisch	3,87 (n = 88)
<i>Octolasion cyaneum</i> (Savigny, 1826)	+	+	endogäisch	0,83 (n = 23)
<i>Octolasion lacteum</i> (Oerley, 1826)	+	+	endogäisch	0,92 (n = 55)

¹ Gewicht aus dem Volumen berechnet nach BAUCHHENß (1982)

² keine Tiere im Adultstadium nachgewiesen

Die beiden Haupthabitattypen unterscheiden sich auch in der Zusammensetzung der Regenwurmfau­na hinsichtlich der endogäischen und epigäischen Lebensformtypen (Einteilung nach BOUCHÉ 1972, zit.b. LEE 1985). Sowohl in der Individuenzahl als auch in der Biomasse dominieren auf den Ackerflächen die endogäischen, d. h. horizontal grabenden und fast ausschließlich in ihren Bau­systemen lebenden Regenwurmart­en (vor allem Vertreter der Gattung *Apporectodea*) mit 79,8% der nachgewiesenen Individuen und 65,1% der gesamten Regenwurmbiomasse. Im Wald verändert sich dieses Verhältnis zugunsten der epigäischen (streubewohnenden) bzw. anözischen Arten. Letztere sind obligat oberflächenaktiv und besiedeln dauerhafte Bausysteme. Die Vertreter dieser beiden Lebensformtypen machen zusammen 68,8% der nachgewiesenen Individuen und 82,8% der gesamten im Wald ermittelten Regenwurmbiomasse aus.

Der Unterschied in der Häufigkeit der einzelnen Lebensformtypen erklärt sich aus dem Nahrungsangebot für die Regenwürmer. Während im Wald ganzjährig eine Streuschicht und eine relativ gut ausgeprägte Pflanzendecke vorhanden ist, die den epigäischen Arten als Nahrung bzw. Lebensraum dient, fehlt diese Bodenbedeckung auf den Agrarflächen in Abhängigkeit von den landwirtschaftlichen Maßnahmen in der überwiegenden Zeit des Jahres. Daher dominieren hier die endogäischen Regenwurmart­en.

4.2.6.2. Auftreten der *Lumbricus*-Arten in den Haupthabitattypen

Die Erreichbarkeit der Regenwürmer für die Dachse hängt wesentlich von der Lebensweise der verschiedenen Regenwurmart­en ab. Da die Dachse Regenwürmer nicht aus tieferen Bodenschichten ausgraben, sondern von der Erdoberfläche bzw. aus der Streuschicht absammeln (KRUUK 1978a, NEAL 1986), spielen endogäische Lumbricidenarten in der Ernährung der Dachse lediglich eine untergeordnete Rolle. Von den epigäischen bzw. anözischen Arten sind *Dendrobaena octaedra*, *Eisenia fetida* und *Dendrodrilus rubidus* auf Grund ihrer geringen Größe (vgl. Durchschnittsgewichte in Tab. 4.3) für die Dachse weitestgehend uninteressant (NEAL 1986). Lediglich die Vertreter der Gattung *Lumbricus* spielen als potentielle Dachsnahrung eine bedeutende Rolle (SKOOG 1970, KRUUK 1989) und sollen daher im Folgenden gesondert betrachtet werden. Für die Berechnung der Abundanz- und Biomassewerte dieser Arten wurden nur die Daten adulter und subadulter Tiere genutzt, da die Jungtiere auf Grund ihrer geringen Größe für die Ernährung der Dachse nur von untergeordneter Bedeutung sein dürften. Ausgewachsene Tiere der Art *Lumbricus terrestris* wurden im Wald im Durchschnitt häufiger gefunden als auf den Ackerflächen, jedoch läßt sich der Unterschied statistisch nicht sichern ($\alpha > 0,05$). Die Biomasse dieser Art ist im Wald aber signifikant höher (Mann-Whitney U-Test: $Z = - 1,71$, $\alpha < 0,05$). Epigäische Vertreter der Gattung *Lumbricus* konnten auf den Ackerflächen im Adultstadium gar nicht nachgewiesen werden, traten im Wald aber mit vergleichsweise hohen Abundanz- und Biomassewerten auf. Bei der zusammenfassenden Betrachtung der *Lumbricus*-Arten ergeben sich daher signifikante Unterschiede zwischen den beiden Haupthabitattypen Acker und Wald (Tab. 4.4) (U-Test für Abundanz: $Z = - 4,48$, $\alpha < 0,001$; Biomasse: $Z = - 4,16$, $\alpha < 0,001$).

Tab. 4.4: Abundanz- und Biomassewerte der Regenwürmer für die Haupthabitattypen Acker und Wald im Untersuchungsgebiet Hakel ($\bar{x} \pm s_x$) (* Mann-Whitney U-Test)

		Habitattyp		Unterschied *
		Acker	Wald	
Probenzahl		19	32	
Regenwürmer gesamt	Anzahl (Ind./m ²)	23,7 ± 3,7	59,8 ± 8,7	$\alpha < 0,01$
	Masse (g/m ²)	12,7 ± 1,9	37,1 ± 4,7	$\alpha < 0,001$
Epigäische Arten	Anzahl (Ind./m ²)	4,7 ± 1,7	41,4 ± 7,1	$\alpha < 0,001$
	Masse (g/m ²)	4,5 ± 1,2	30,6 ± 4,1	$\alpha < 0,001$
<i>L. terrestris</i>	Anzahl (Ind./m ²)	0,7 ± 0,2	2,1 ± 0,5	n. s.
	Masse (g/m ²)	2,3 ± 0,8	7,3 ± 1,8	$\alpha < 0,05$
<i>L. rubellus et</i> <i>L. castaneus</i>	Anzahl (Ind./m ²)	0	9,8 ± 2,0	-
	Masse (g/m ²)	0	11,7 ± 2,1	-
<i>Lumbricus</i> ge- samt	Anzahl (Ind./m ²)	0,7 ± 0,2	11,8 ± 2,0	$\alpha < 0,001$
	Masse (g/m ²)	2,3 ± 0,8	18,0 ± 2,6	$\alpha < 0,001$

4.2.6.3. Saisonale Unterschiede im Auftreten der *Lumbricus* - Arten innerhalb des Waldes

Die Abundanz und die Aktivität der Regenwürmer sind jahreszeitlich unterschiedlich. Sie unterliegen vor allem witterungsbedingten saisonalen Schwankungen (LAKHANI *et* SATCHELL 1970).

Für das Waldgebiet wurden im Verlauf verschiedener Monate zum Teil deutliche Unterschiede in der Abundanz und Biomasse der Regenwurmarten der Gattung *Lumbricus* festgestellt (Abb. 4.11, Tab. A.4.6 und A.4.7). Für *L. terrestris* war nach fast gleichbleibenden Abundanzen im September und März (0,8 bzw. 1,0 Ind./m²) ein starker Anstieg der Abundanz im Mai (5,6 Ind./m²) zu verzeichnen. Bis Juli ging die Individuendichte dann wieder auf 0,7 Ind./m² zurück. Diese Entwicklung war auch bei den Biomassen erkennbar. Hier liegt der Wert für den Mai mit 20 g/m² deutlich über den Werten anderer Monate (September: 2,8 g/m²; März: 2,7 g/m²; Juli: 3,8 g/m²). Die Unterschiede zwischen Mai und den Vergleichsmonaten sind in allen Fällen signifikant (jeweils $\alpha < 0,01$; Tab. A.4.6 und A.4.7). Für die epigäischen Arten der Gattung *Lumbricus* läßt sich im Trend eine Abnahme der Biomasse- und Abundanzwerte von September bis März und dann wieder ein Anstieg bis Juli erkennen, jedoch sind die Unterschiede statistisch nicht zu sichern.

Betrachtet man beide Gruppen gemeinsam und wertet die Biomasse als Maß für die Verfügbarkeit der Regenwürmer läßt sich feststellen, daß im Mai mit durchschnittlich 30,4 g/m² das höchste

Regenwurmbiogenangebot bestand (September - Mai: $\alpha < 0,05$; März - Mai: $\alpha < 0,01$; Juli - Mai: $\alpha < 0,05$). Im März dagegen wurde mit lediglich 9,6 g/m² der geringste Wert für die vorhandene Biomasse der *Lumbricus*-Arten festgestellt.

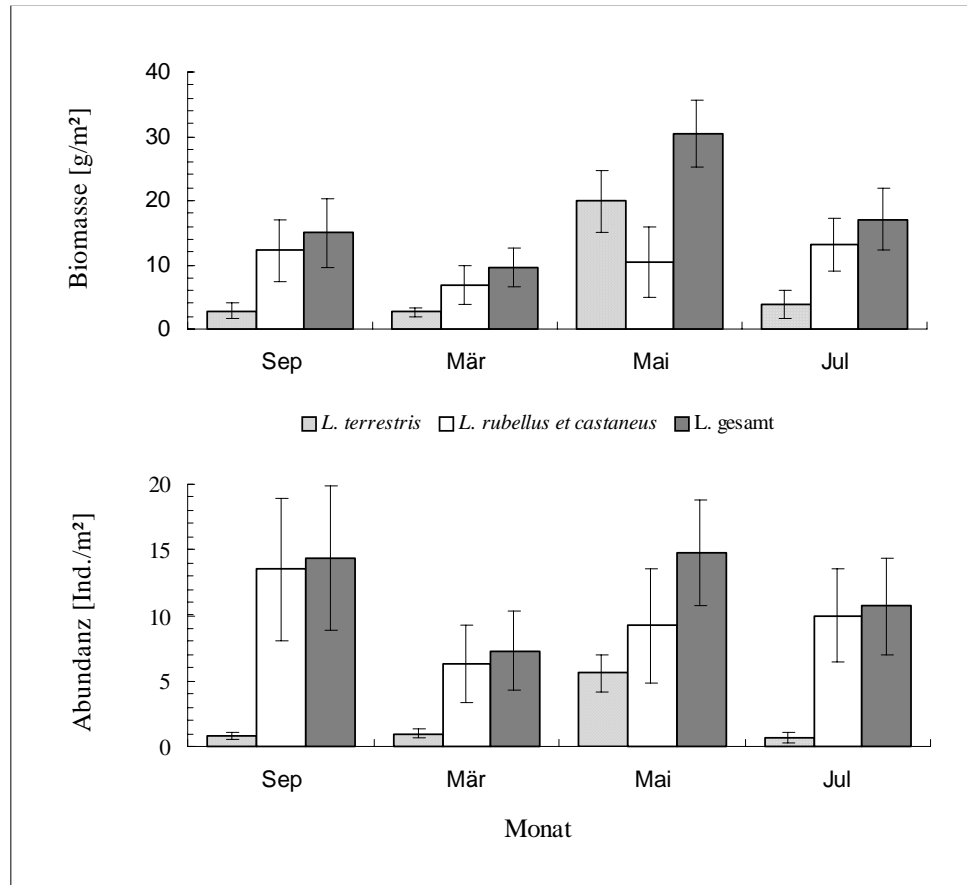


Abb. 4.11: Mittlere Biomasse- und Abundanzwerte ($\pm s_e$) der *Lumbricus*-Arten für die einzelnen Probenmonate (jeweils acht Probenahmen pro Monat)

4.2.6.4. Vergleich der Regenwurmaufnahme der Dachse mit der Regenwurmverfügbarkeit

Die für die vier Monate ermittelten Werte für Biomasse und Abundanz der Regenwürmer lassen keinen Zusammenhang zur Auftretensfrequenz bzw. dem relativen Totalvolumen dieser Beutekategorie in der Dachsnahrung erkennen. So waren im März 1995 die Abundanz und die vorhandene Biomasse der Regenwürmer am geringsten (Abb. 4.11), während ihr Anteil in der Dachsnahrung im Vergleich der vier Monate am höchsten war (TV: 77,4%). Im Mai 1995, dem Monat mit den signifikant höchsten Abundanz- und Biomassewerten für *Lumbricus terrestris*, lag das relative Totalvolumen der Regenwürmer dagegen bei nur 68,1%. Noch auffälliger wird die Diskrepanz zwischen dem Vorhandensein der Regenwürmer und deren Aufnahme durch die Dachse beim

Vergleich der Monate September 1994 und Juli 1995. Während sowohl die Abundanz als auch die Biomasse der Regenwürmer keine signifikanten Differenzen zeigten (Abb. 4.11, Tab. A.4.6 und A.4.7), unterscheidet sich das relative Totalvolumen dieser Beute­kategorie in der Dachsnahrung sehr stark (September 1994 TV: 52,8%; Juli 1995 TV: 9,2%).

Neben der Dichte der Regenwürmer im Boden und deren saisonaler Schwankung ist für die Dachse besonders die Oberflächenaktivität dieser Tiergruppe von Bedeutung. Diese Aktivitäten sind zum großen Teil von abiotischen Faktoren (z.B. Bodenfeuchte, Lufttemperatur) abhängig. Daher verwendeten KRUUK *et* PARISH (1981) als Maß für die Oberflächenaktivität und damit Verfügbarkeit der Regenwürmer für die Dachse die Anzahl der "Wurmnächte" (worm nights) pro Monat (Temperatur über 0°C und mindestens 2 mm Niederschlag in den letzten 72 h).

Für den gesamten Untersuchungszeitraum konnte kein Zusammenhang zwischen dem Anteil der "Wurmnächte" pro Monat und dem relativen Totalvolumen der Regenwürmer in der Dachsnahrung festgestellt werden (Abb. 4.12; $r_s = 0,25$, $\alpha > 0,05$). Auch bei einer separaten Betrachtung der beiden Untersuchungs"jahre" (März 94 - Feb. 95 und März 95 - Feb. 96) war ein solcher Zusammenhang nicht nachweisbar (94/95 $r_s = -0,06$, $\alpha > 0,05$, 95/96 $r_s = -0,14$, $\alpha > 0,05$).

Die vorliegenden Daten lassen keinen Zusammenhang zwischen der Regenwurmverfügbarkeit und deren Anteil in der Nahrung der Dachse erkennen. Es ist daher wahrscheinlich, daß die Unterschiede in der Bedeutung dieser Beute­kategorie vorrangig aus der Verfügbarkeit anderer Nahrungsbestandteile resultieren.

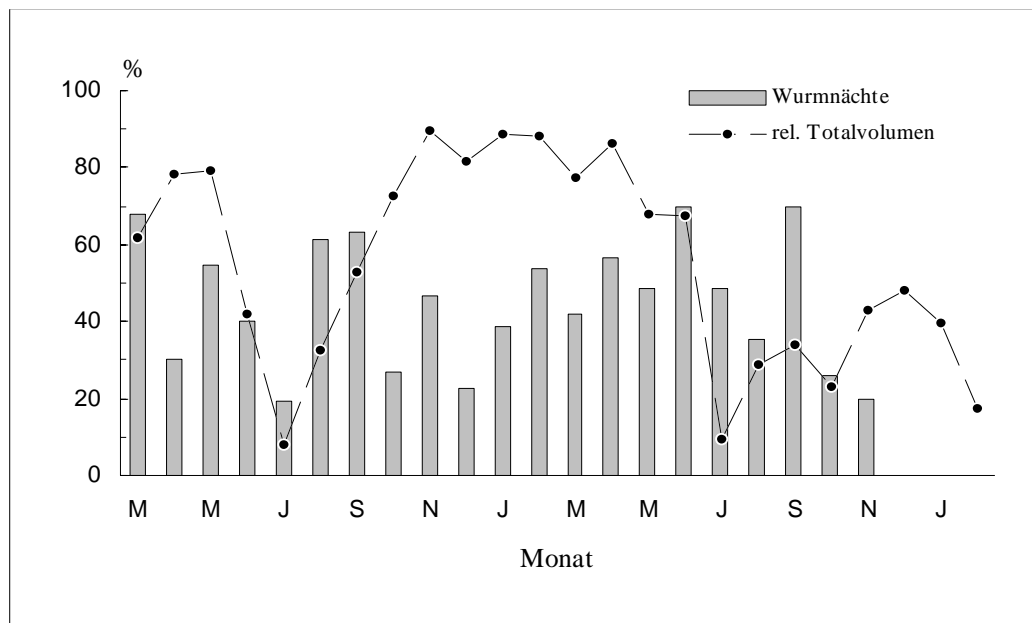


Abb. 4.12: Monatlicher Anteil der "Wurmnächte" (nach KRUUK *et* PARISH 1981) und relatives Totalvolumen der Regenwürmer in der Dachsnahrung

4.3. Diskussion

4.3.1. Aussagefähigkeit der Kotanalysen

Um die Nahrungszusammensetzung einer nachtaktiven Säugetierart zu analysieren, werden zwei verschiedene Methoden angewandt. Neben der Analyse von Inhalten des Verdauungstraktes erfolgt die Untersuchung unverdauter Nahrungsreste im Kot.

Magenanalysen (für den Dachs: ANDERSEN 1954, SOVIŠ 1966, SKOOG 1970, STOCKER *et* LÜPS 1984, NEAL 1988, ROPER *et* LÜPS 1995) haben den Vorteil, eventuell vorhandene intraspezifische Unterschiede in der Nahrungswahl (z. B. zwischen den Geschlechtern) zu erfassen. Außerdem ermöglichen sie genaue Angaben über die aufgenommene Menge eines bestimmten Nahrungsbestandteils (ROPER *et* LÜPS 1995). Bei genauer Kenntnis des Todeszeitpunktes sind weiterhin Aussagen zum Ernährungsverhalten der jeweiligen Art möglich (z. B. Füllungsgrad der Mägen zu bestimmten Tages- oder Nachtzeiten, vgl. SKOOG 1970).

Für langfristige und auf kleinere Gebiete beschränkte Untersuchungen, wie in dieser Arbeit, ist diese Methode jedoch wenig oder nicht geeignet. Jeder untersuchte Magen- bzw. Darminhalt stellt lediglich eine Momentaufnahme dar. Daher wäre eine sehr große Anzahl toter Individuen erforderlich, um zu aussagefähigen Ergebnissen zu gelangen. Hinzu kommt, daß ein nicht geringer Teil der Mägen aus verschiedenen Gründen keine auswertbaren Beutereste enthält. In den bisher publizierten Studien über umfangreichere Magenanalysen vom Dachs waren 26% (NEAL 1988, n = 214) bzw. fast 50% (SKOOG 1970, n = 560, ROPER *et* LÜPS 1995, n = 217) der untersuchten Mägen leer. Dieser Umstand, der auch für verschiedene andere Carnivorenarten zutrifft [z. B. Steinmarder (*Martes foina*) ANSORGE 1989, Fischotter (*Lutra lutra*) HOFMANN *et al.* 1992] führt dazu, daß die Zahl der für die Untersuchung benötigten Tiere noch erhöht wird. Um kleinflächige und saisonale Unterschiede in der Nahrungswahl des Dachses auf der Grundlage einer ausreichenden Datenbasis erfassen zu können, gibt es derzeit keine Alternative zur Kotanalyse. Im Vergleich zur Magenanalyse weist diese Methode jedoch in Bezug auf die Nachweisbarkeit und die Möglichkeiten der Quantifizierung der aufgenommenen Beute Probleme und Unzulänglichkeiten auf, die bei der Interpretation der Ergebnisse beachtet werden müssen (PUTMAN 1984, CORBETT 1989, REYNOLDS *et* AEBISCHER 1991). Dabei spielen die Art des Prädatoren, dessen physiologischer Zustand und die Art der Beute eine wichtige Rolle.

Um das Volumen der einer Kotprobe zu Grunde liegenden Beute zu ermitteln, wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit die Anzahl der Reste dieser Beute mit einem Volumenfaktor multipliziert und die Werte für alle Beutekategorien addiert. Dieses Verfahren geht von der Annahme aus, daß die jeweilige Beute immer vollständig gefressen wurde. Für den Großteil der Nahrungskomponenten kann man das auch voraussetzen. Lediglich bei den größeren Wirbeltieren (Hamster, Junghasen und Rebhuhn) erscheint es fraglich, ob jeweils das gesamte Tier gefressen wurde. Da keine Ergebnisse dazu vorliegen, gingen diese Nahrungsbestandteile mit ihrem ganzen geschätzten Volumen in die Berechnung ein und es ist möglich, daß das in einigen Fällen zu einer Überbe-

wertung der jeweiligen Beute führte. Auch die nachgewiesenen Grasfrösche wurden als vollständig verzehrt betrachtet. Eine Behandlung der Beute durch den Dachs, wie sie HENRY (1984) für die Erdkröte (*Bufo bufo*) beschreibt, ist beim Grasfrosch auf Grund der fehlenden Giftdrüsen nicht zu erwarten.

Das Hauptproblem bei der Analyse der Dachsnahrung in verschiedenen Gebieten Europas stellt die Quantifizierung der Regenwürmer dar (ROPER *et* LÜPS 1995). Die aussagefähigsten Werte erhält man sicher, wenn man die für diese Tiergruppe typischen Magenringe erfaßt (BRADBURY 1977). Dies erweist sich jedoch oft als schwierig, da die anderen Reste in der Kotprobe (z. B. Mäusehaare, Gras) ein Auffinden aller Ringe erschweren bzw. zum Teil unmöglich machen. Hinzu kommt, daß ein Teil der Ringe im Magen zersetzt (SEILER 1992) bzw. beim Einfrieren zerstört werden kann (WROOT 1985). Daher wurde, wie auch in dieser Untersuchung, die Anzahl aufgenommener Regenwürmer indirekt über den Hakenborstenindex ermittelt (KRUUK *et* PARISH 1981). REYNOLDS *et* AEBISCHER (1991) bezweifeln die Aussagefähigkeit dieser Methode, da mit einer ihrer Meinung nach zu kleinen Teilprobe (1,5 ml) zur Auszählung der Hakenborsten gearbeitet wird und der Anteil des durch die Pipette gezogenen Wassers nicht konstant ist. Auch wenn diese Einwände durchaus berechtigt sind, zeigen doch die bisher publizierten Hakenborstenindices aus verschiedenen Gebieten (KRUUK *et* PARISH 1981, SEILER 1992, BRØSETH *et al.* 1997a, vorliegende Arbeit) gute Korrelationen zwischen der Anzahl der Magenringe in der Gesamtprobe und der Zahl der Hakenborsten in den Teilproben. Aus diesem Grund wurde in der vorliegenden Untersuchung mit diesem Verfahren gearbeitet.

Ein weiteres Problem bei der Quantifizierung der Nahrungsbestandteile ergibt sich bei den Hymenopteren. Zahlreiche Untersuchungen zeigen, daß Dachse regelmäßig Nester von sozialen Hymenopteren aufgraben und ausfressen (NEAL 1986, SCHMID *et* LÜPS 1988, HANCOX 1991). Der Nachweis und das Auszählen der Imagines stellt auf Grund der markanten Flügel kein Problem dar. Unmöglich war es dagegen abzuschätzen, in welchem Umfang Puppen und andere Nestinhalte (Waben und Nahrungsvorräte der Hymenopteren) aufgenommen wurden. Da die Nestgröße intra- und interspezifischen Unterschiede aufweisen kann (v. HAGEN 1990) und in der Mehrzahl der Fälle die Dachse nicht das gesamte Nest ausrauben (SCHMID *et* LÜPS 1988, eigenen Beobachtungen), war es auch nicht möglich, einen festen Wert für das in einem Nest durch die Dachse aufgenommene Nahrungsvolumen festzulegen. Der hier gewählte Kompromiß, daß ab sieben festgestellten Imagines in einer Probe deren Zahl für die Auswertung verdoppelt wurde, soll einen Ausgleich schaffen und eine Unterrepräsentierung dieser Beute in der Dachsnahrung begrenzen.

Ein weiterer Umstand, der Unwägbarkeiten bei Kotanalysen nicht ausschließt, besteht darin, daß sich die Verdauungsleistung in Abhängigkeit vom Alter und physiologischen Zustand des Tieres ändern kann. Beim amerikanischen Dachs (*Taxidea taxus*) ermittelte HARLOW (1981), daß sich die Assimilationsrate nach einer längeren Hungerphase signifikant erhöhte, die Menge der aufgenommenen Nahrung aber in etwa gleich blieb. Dies führte dazu, daß die Nahrung für längere Zeit im Magen verblieb, so daß die Menge des abgegebenen Kotes im Vergleich zur aufgenommenen

Nahrungsmenge zurückging. LAMPE (1977, zit. b. REMMERT 1989) ermittelte für die gleiche Art eine Erhöhung der Verdauungseffizienz von 72,2% bei gutem Nahrungsangebot auf 85,6% bei wenig verfügbarer Nahrung. LOWE (1980) konnte für den Waldkauz (*Strix aluco*) zeigen, daß eine höhere Verdauungseffizienz als Folge von Nahrungsverknappung dazu führen kann, daß auch Knochen und Zähne von Kleinsäugetern verdaut werden. Zum Dachs erfolgten diesbezüglich noch keine Untersuchungen. SKOOG (1970) vermutet jedoch anhand des Vergleichs von Mageninhalten und Kotproben, daß die relativ feinen Knochen junger Mäuse durch die Dachse zum Teil mit verdaut werden können. Da in der vorliegenden Untersuchung junge Mäuse zumindest in den Sommermonaten einen großen Teil der Säugetierbeute ausmachen, besteht daher die Möglichkeit, daß diese Beutekategorie unterbewertet wurde. Es ist auch nicht auszuschließen, daß beim Dachs in Abhängigkeit vom physiologischen Zustand der Tiere oder auch der Nahrungszusammensetzung (SEILER 1992) Unterschiede im Verdauungsgrad bestimmter Nahrungsbestandteile auftreten können. In der vorliegenden Untersuchung deutet die Beobachtung, daß Kleinsäuger in Kotproben, die Früchte enthielten, weniger zersetzt waren (Auftreten von Hautresten) als in Proben ohne Früchte (nur Zähne, Knochen und Haare nachweisbar) auf einen solchen Zusammenhang hin. Zur eindeutigen Klärung der unterschiedlichen Verdauungszersetzung verschiedener Nahrungsbestandteile bedarf es umfangreicher Nahrungsexperimente, die aber bei Dachsen noch nicht durchgeführt wurden. Hier bietet sich ein Ansatz für weitere Untersuchungen am Dachs.

Ein Problem aller Kot- (aber auch Magen-) analysen besteht darin, daß die Nahrungsaufnahme und damit wahrscheinlich verbunden die Kotabgabe nicht zu allen Jahreszeiten gleich ist. Bei den Untersuchungen wird aber die Kotabgabe pro Zeiteinheit als konstant angesehen. Für Dachse ist jedoch bekannt, daß die aufgenommenen Nahrungsmengen im Jahresverlauf starken Schwankungen unterworfen sind (DANILOV *et* TUMANOV 1976, ROPER *et* LÜPS 1995). In den Spätsommer- und Herbstmonaten werden im Zusammenhang mit dem Aufbau der Fettreserven für die Überwinterung verhältnismäßig große Mengen an Nahrung aufgenommen. Im Winter dagegen fressen die Dachse bedeutend weniger als in den anderen Jahreszeiten oder sie müssen über einen längeren Zeitraum völlig ohne Nahrung auskommen (DANILOV *et* TUMANOV 1976, NEAL 1986). So kann z. B. eine Maus im Winter die gesamte Nahrung über mehrere Tage sein, während sie im Sommer nur einen Teil an der Nahrung einer Nacht ausmacht. Für die Berechnung der Nahrung über das gesamte Jahr werden diese beiden Mäuse jedoch gleich gewichtet. Bei der Interpretation der Ergebnisse der Kotanalyse ist daher zu beachten, daß die relativen Anteile der einzelnen Beutekategorien in der Nahrung ermittelt werden und keine Aussagen über die real aufgenommenen Nahrungsmengen getroffen werden können. Für die Ermittlung der absolut aufgenommenen Nahrungsmengen wären Magenanalysen (SKOOG 1970, ROPER *et* LÜPS 1995) oder Nahrungsversuche im Gehege (DANILOV *et* TUMANOV 1976) notwendig.

Trotz der genannten Probleme und unter Beachtung der notwendigen Einschränkungen zeigt sich, daß die Kotanalyse die aktuell praktikabelste Methode ist, um die Nahrungszusammensetzung des Dachses und deren saisonale Veränderung innerhalb eines bestimmten Gebietes zu untersuchen.

4.3.2. Nahrungswahl

Morphologische und anatomische Merkmale charakterisieren den Dachs als eine Art mit omnivorer Ernährungsweise. Die verringerte Ausbildung des oberen Reißzahns P⁴ und die Vergrößerung der Kaufläche des M₁ sind typische Zeichen für die Omnivorie (NEAL 1986, THENIUS 1989). Der Magen-Darm-Trakt des Dachses ist für die Verdauung animalischer und vegetabiler Nahrungsbestandteile geeignet (MACLARNON *et al.* 1986, STARK *et al.* 1987). Weiterhin weist der Dachs unter den Musteliden den im Verhältnis zur Körperlänge längsten Darmtrakt auf. Dieser übertrifft die Körperlänge um das 8 - 10fache (im Vergleich beim Baummarder *Martes martes* 4 - 5fach, HEPTNER *et* NAUMOV 1974). Dennoch erfolgt die Verdauung pflanzlichen Materials mit einem vergleichsweise geringen Wirkungsgrad (CIAMPALINI *et* LOVARI 1985, KRUK *et* PARISH 1985). Zellulose, Lignin und Suberin können nicht effektiv aufgeschlossen werden (NEAL 1986).

Bedingt durch den massigen Körperbau ist der Dachs nicht in der Lage, voll bewegungsfähige mittlere oder größere Wirbeltiere zu erbeuten (DOMBROWSKI 1977, NEAL 1986). Der Dachs ist daher weniger ein Jäger, als vielmehr ein Sammler, dessen Nahrungssuchverhalten von KRUK (1989) mit dem Weideverhalten großer Herbivoren verglichen wird. Auf der anderen Seite bedingt aber die Körpergröße des Dachses einen vergleichsweise hohen Energiebedarf. Unter den dargestellten Umständen ist der Dachs daher auf Nahrung angewiesen, die nur eingeschränkte Fluchtmöglichkeiten besitzt und die lokal in größerem Umfang zur Verfügung stehen muß.

In den letzten Jahren erfolgten zahlreiche Untersuchungen zur Ernährung des Dachses in Europa (Zusammenstellung bei LÜPS *et* WANDELER 1993). Dabei zeigte sich, daß der Dachs sehr unterschiedliche Beute nutzt. Es sind jedoch nur wenige Nahrungsbestandteile, die wirklich von Bedeutung für diese Art sind.

In verschiedenen Untersuchungsgebieten Mittel-, West- und Nordeuropas wurden Regenwürmer als dominierender Nahrungsbestandteil festgestellt (Großbritannien: KRUK *et* PARISH 1981, NEAL 1986, SKINNER *et* SKINNER 1988, SHEPHERDSON *et al.* 1990, Frankreich: MOUCHES 1981, HENRY 1984, LAMBERT 1990, Schweden: SKOOG 1970, SEILER 1992, Dänemark: ANDERSSSEN 1954, Schweiz: LÜPS *et al.* 1987, ROPER *et* LÜPS 1995, Deutschland: HOFMANN *et* STUBBE 1993, SELZER *et* SCHLISSNER 1997). In einigen Untersuchungen konnte gezeigt werden, daß neben den Regenwürmern noch mindestens eine animalische Beutekategorie eine größere Bedeutung für die Dachse hatte. Dies waren Kleinsäuger (SKOOG 1970, MOUCHES 1981), Wildkaninchen (*Oryctolagus cuniculus*, KRUK *et* PARISH 1981), Coleopteren (ANDERSSSEN 1954, SKOOG 1970, MOUCHES 1981, LAMBERT 1990) oder Amphibien (HENRY 1984).

Vor allem in den Sommer- und Herbstmonaten spielen vegetabile Bestandteile in der Nahrung der Dachse eine größere Rolle. Je nach Angebot fressen die Dachse dann verstärkt Früchte verschiedener Arten (SKOOG 1970, LÜPS *et al.* 1987, LAMBERT 1990, SEILER 1992), Getreide (SKINNER *et* SKINNER 1988, SHEPHERDSON *et al.* 1990) bzw. unterirdische Speicherorgane (z. B. *Conopodium majus*, KRUK *et* PARISH 1981).

In semiariden Gebieten Südeuropas ist die Regenwurmverfügbarkeit für die Dachse aus klimatischen Gründen geringer. Daher bilden in diesen Gebieten Insekten (Coleopteren und Orthopteren) sowie vor allem verschiedene Arten von Früchten die Hauptnahrung der Dachse (KRUUK *et al.* 1981, CIAMPALINI *et al.* 1985, PIGOZZI 1991, RODRIGUEZ *et al.* 1992, BIANCARDI *et al.* 1993). Der im Gegensatz zu den weiter nördlich gelegenen Gebieten Europas verstärkte Konsum von Früchten ist auf das Fehlen anderer Beute und das sehr hohe, saisonal nicht begrenzte Angebot dieser Beutekategorie in den südlichen Regionen zurückzuführen. Die Zunahme des Fruchtanteils in der Nahrung in südlichen Regionen Europas wurde auch für den Steinmarder beschrieben (PANDOLFI *et al.* 1996).

In Einzelfällen konnte in diesen Gebieten aber auch ein vom Grundschemata abweichendes Nahrungsverhalten der Dachse beobachtet werden. So berichten MARTÍN *et al.* (1995) aus einem Gebiet in Spanien über die Spezialisierung der Dachse auf das Ausgraben nestjunger Wildkaninchen. Dies muß jedoch als Sonderfall angesehen werden.

Die in der vorliegenden Arbeit dargestellten Befunde bestätigen die in anderen Untersuchungen gewonnenen Ergebnisse über die Ernährung des Dachses in Mitteleuropa. Es zeigt sich für den Haken ebenfalls eine breite Palette genutzter Nahrungsbestandteile, wobei aber nur wenige Beutekategorien wirklich von Bedeutung sind. Die mit Abstand wichtigste Beute der Dachse im Haken sind Regenwürmer (Abb. 4.4, Tab. A.4.3). Der Anteil dieser Beute in der Dachsnahrung ist im Jahresverlauf jedoch deutlichen Schwankungen unterworfen (Abb. 4.5). In den Sommermonaten und zum Teil auch im Herbst geht der Anteil der Regenwürmer in der Dachsnahrung zurück, und andere Beutekategorien gewinnen an Bedeutung. Diese Veränderung in der Nahrungszusammensetzung der Dachse vor allem in den Sommermonaten wurde auch in anderen Gebieten beobachtet (SKOOG 1970, KRUUK *et al.* 1981, MOUCHES 1981, HENRY 1983, NEAL 1986, LAMBERT 1990, ROPER *et al.* 1995).

Bei der Interpretation dieses Sachverhaltes gingen einige Autoren davon aus, daß auf Grund höherer Temperaturen und der relativen Trockenheit eine Verringerung der Regenwurmverfügbarkeit im Sommer zu erwarten ist (KRUUK *et al.* 1981, MOUCHES 1981, HOFER 1986, LAMBERT 1990). Das verminderte Regenwurmangebot in den Sommermonaten gleichen die Dachse dann durch die Nutzung zusätzlicher Nahrungsbestandteile aus (NEAL 1986). Damit wird auch der Anstieg der Diversität der Nahrung begründet.

Diese Erklärung trifft für die vorliegenden Untersuchungsergebnisse nicht zu. Von den in der Dachsnahrung nachgewiesenen Beutekategorien waren zu bestimmten Jahreszeiten nur Regenwürmer in ausreichender Menge vorhanden und wurden dann auch durch die Dachse genutzt. In Kap. 4.2.6.4. dieser Arbeit konnte gezeigt werden, daß im Haken der Anteil der Regenwürmer in der Dachsnahrung nicht von der klimatisch bedingten Verfügbarkeit dieser Tiergruppe abhängig ist. So war bei der Regenwurmerfassung im Juli, dem Monat mit dem geringsten Regenwurmanteil in der Nahrung der Dachse, kein Abfall der Regenwurmdichte bzw. -biomasse pro Flächeneinheit (z. B. durch Quieszenz der Lumbriciden) zu erkennen (Kap. 4.2.6.3.). Die vorliegenden Ergebnisse

deuten darauf hin, daß der Rückgang des Anteils der Regenwürmer in der Dachsnahrung nicht (bzw. nicht nur) mit einer eingeschränkten Verfügbarkeit erklärbar ist. Die saisonal wechselnde Nahrungszusammensetzung der Dachse muß daher zumindest in dieser Untersuchung andere Ursachen haben als einen Rückgang der Regenwürmer.

Eine mögliche Erklärung ergibt sich aus dem methodischen Ansatz der Nahrungsanalyse (Kap. 4.3.1.). Bedingt durch den saisonalen Fettstoffwechsel (Aufbau der Fettspeicher für den Winter) nehmen Dachse in den einzelnen Jahreszeiten unterschiedliche Mengen an Nahrung auf (DANILOV *et* TUMANOV 1976, TUMANOV *et* SMELOV 1980, KRUK *et* PARISH 1983). Nach DANILOV *et* TUMANOV (1976) wird im Zeitraum August/September zwei- bis zweieinhalb mal soviel Nahrung von den Dachsen aufgenommen wie im Juni. Zu Beginn der Aktivitätsperiode im zeitigen Frühjahr liegt der Nahrungsbedarf der Dachse lediglich bei 12% - 17% der Werte des Monats August. Das bedeutet, daß vom Ausgang des Winters bis zum Herbst die benötigte tägliche Nahrungsmenge um das fünf- bis achtfache zunimmt. Untersuchungen des Magen-Darm-Traktes von Dachsen zeigen ebenfalls, daß die in den Herbstmonaten aufgenommene Nahrungsmenge wesentlich höher ist als im Frühjahr und im Sommer (ANDERSEN 1954, STOCKER *et* LÜPS 1984, ROPER *et* LÜPS 1995).

Bei der in dieser Arbeit angewandten Methodik der Kotanalyse wurde nicht die insgesamt aufgenommene Nahrungsmenge sondern lediglich das Verhältnis der einzelnen Beutekategorien zueinander ermittelt (Kap. 4.3.1.). Daher muß ein Rückgang des Regenwurmanteils in der Dachsnahrung im Sommer und teilweise auch im Herbst nicht zwangsläufig eine Verringerung der absolut aufgenommenen Regenwurmmenge bedeuten. Betrachtet man die Veränderung des Regenwurmanteils in der Nahrung unter diesem Aspekt, wird offensichtlich, daß die absolut aufgenommene Regenwurmmenge im Sommer nicht geringer sein muß als in den anderen Jahreszeiten (ROPER 1994a). Leider liegen keine exakten Angaben zum saisonal wechselnden Nahrungsbedarf des Dachses vor. Daher kann im Rahmen dieser Arbeit nur auf den Sachverhalt hingewiesen werden und die Klärung des Problems muß weiteren Untersuchungen vorbehalten bleiben.

Es ist eher wahrscheinlich, daß die saisonalen Unterschiede in der Nahrungszusammensetzung der Dachse energetische und/oder stoffwechselphysiologische Ursachen haben (SKOOG 1970, LINDSTRÖM 1989). Dies soll hier für die wichtigsten Beutekategorien nach den Regenwürmern diskutiert werden.

Nach der Theorie der optimalen Ernährung ("optimal foraging theory", MAC ARTHUR *et* PIANKA 1966, zit. b. BEGON *et al.* 1991) ergibt sich die Effektivität einer Beute aus dem daraus zu erzielenden Nettoenergiegewinn. Dieser resultiert aus dem verwertbaren Energiegehalt der Beute abzüglich der Kosten für deren Suche und Handhabung (BEGON *et al.* 1991). Hier ließe sich eine Begründung für die Zunahme des Feldmausanteils in der Dachsnahrung finden. Der Energiegehalt einer Feldmaus wird von GORECKI (1965) mit $6,64 \text{ kJ g}^{-1}$ Frischmasse angegeben. Bei einem Durchschnittsgewicht der Feldmaus von 25 g (GEYLER 1995) ergibt dies 166 kJ/Tier. Das Gewebe eines

Regenwurms hat einen Trockenmasseanteil von 17,7%. Der Energiegehalt der Trockenmasse beträgt 16,7 kJ g⁻¹. Für *Lumbricus terrestris* wurde im Haken eine Durchschnittsmasse von 3,87 g ermittelt (Tab. 4.3). Danach beträgt der Energiegehalt eines solchen Regenwurms 11.1 kJ/Tier. Der im Sommer häufigere *L. rubellus* (1,08 g) entspräche einem Energieäquivalent von 3,2 kJ/Tier.

Über den Energiebedarf des Dachses in der Natur ist bisher nichts bekannt geworden. Nach IVERSEN (1972) beträgt der Grundenergieumsatz, also der Energieverbrauch im Ruhezustand eines 12 kg schweren Dachses 2461 kJ d⁻¹. Um diesen Energiebedarf zu decken, müßte ein solcher Dachs täglich 15 Feldmäuse erbeuten. Würde er sich nur von Regenwürmern ernähren, entspräche dies 222 *L. terrestris* bzw. 770 *L. rubellus*. Trotz des mit der Erbeutung der Feldmäuse verbundenen Mehraufwandes an Energie (z. B. zum Aufgraben der Mäusebaue, vgl. PIGOZZI 1989) ist es vorstellbar, daß ab einer bestimmten Feldmausdichte die Jagd auf Feldmäuse für den Dachs offensichtlich effektiver wird, als die Suche nach Regenwürmern. Ein Hinweis für diesen Sachverhalt ist sicher auch in den territorialen Unterschieden der Nahrungszusammensetzung im Haken zu sehen. Bei dem Clan, der ganzjährig Zugang zu Flächen mit verhältnismäßig hoher Feldmausdichte hat, spielt diese Beute auch die größte Rolle in der Nahrungszusammensetzung.

HENRY (1983) beschreibt aus Frankreich einen vergleichbaren Fall. Dort erbeuteten die Dachse im Frühjahr verstärkt Erdkröten, die sich an einem Laichgewässer konzentrierten. Das Regenwurmangebot war während der Laichzeit der Kröten jedoch nicht geringer als zu anderen Zeiten des Jahres. Der Autor geht daher davon aus, daß die energetische Effektivität der Beute ausschlaggebend für die Veränderung in der Nahrungswahl der Dachse war.

Für die verstärkte Aufnahme von vegetabiler Nahrung, vor allem Früchte verschiedener Arten, spielt in den Sommer- und Herbstmonaten die Regenwurmverfügbarkeit wahrscheinlich eine geringere Rolle als vielmehr stoffwechselphysiologische Belange. Bedingt durch endogene Faktoren (KRUUK *et* PARISH 1985), beginnt der Dachs in den Sommermonaten mit dem Aufbau von Speicherfett für die nahrungsarme Zeit des Winters. Diese Fettpolster können dann im Spätherbst bis zu 25% des Körpergewichtes ausmachen (TUMANOV *et* SMELOV 1980). Das Phänomen der sogenannten Herbstmast ist von zahlreichen Säugetier- aber auch anderen Tierarten der gemäßigten Breiten bekannt (PFLUMM 1996). Beispiele bei den Carnivoren sind der Braunbär *Ursus arctos* (JAKUBIEC 1993), der Marderhund *Nyctereutes procyonoides* (NOWAK 1993) und der Waschbär *Procyon lotor* (STUBBE 1993). BAIRLEIN (1996) konnte für Gartengrasmücken (*Sylvia borin*) eine fakultative Frugivorie vor und während des Zuges nachweisen. Er zeigte, daß der beobachtete Wechsel in der Ernährung dieser Vogelart von Insekten zu Beeren nicht vom Angebot abhing, sondern von den physiologischen Erfordernissen ("physiologischer Hunger"). Die Aufnahme von Beeren führte bei den Vögeln zu verstärktem Fettaufbau. Dieser war bei reiner Insektennahrung, wie sie im Sommer von den Vögeln bevorzugt wird, nicht zu beobachten.

Eine ausreichende Herbstmast spielt beim Dachs eine wichtige Rolle für das Überleben der Dachse und den Reproduktionserfolg in Folgejahr. Die Weibchen zehren während der energieaufwendigen Trächtigkeit und vor allem der Laktationsphase von den im Herbst angelegten Fettreserven. Gerade

die Milchproduktion ist für Säugetierweibchen sehr energieaufwendig (MOIR 1994). WOODROFFE (1995) stellte fest, daß die Kondition der weiblichen Dachse für den Implantationstermin zu Beginn des Winters entscheidend sein kann. Weibchen, die früher im Winter die Blastocysten implantieren, werfen im folgenden Jahr ihre Jungen auch früher. Damit haben diese mehr Zeit, um bis zum darauffolgenden Winter ihre überlebensnotwendigen Fettreserven aufzubauen. Ein weiterer Einfluß der Herbstmast zeigt sich darin, daß Dachswelbchen, die in schlechter Kondition in die Winterruhe gehen, eher ihre Reproduktion abbrechen, als solche die im Herbst ausreichend Fettspeicher aufbauen konnten (CHEESEMAN *et al.* 1987, WOODROFFE *et* MACDONALD 1995b, RODGERS *et al.* 1997a).

Vegetabile Nahrungsbestandteile enthalten naturgemäß fast keine Proteine (HERRERA 1987, zit. b. PIGOZZI 1991), und Fette sind nur in bestimmten Früchten wie z. B. Nußfrüchten enthalten (z. B. Eicheln, HENRY *et* CONLEY 1972, zit. b. MASSEI *et al.* 1996). Dafür sind aber vor allem fleischige Früchte reich an Kohlenhydraten. Diese können von Tieren gut in Form von Glykogen- oder Fettdepots gespeichert werden. Proteine, wie sie als Hauptbestandteil animalischer Nahrung auftreten, werden dagegen ständig verbraucht und können nicht in der Form wie die Kohlenhydrate gespeichert werden. Bei einigen Säugetierarten kommt hinzu, daß die Verdauung in Zeiten mit viel pflanzlicher Nahrung umgestellt wird. So konnten BRODY *et* PELTON (1988) beim Schwarzbär (*Ursus americanus*) zeigen, daß im Herbst die Fett- und Kohlenhydratassimilation deutlich auf Kosten der Proteinassimilation erhöht wurde. KIENZLE (1993b) fand bei Katzen, daß die Zugabe von verschiedenen Zuckern zur Nahrung bereits ausreichte, um die Proteinverdauung zu verringern. Die Verfütterung von Stärke führte ebenfalls zu einer Reduktion der Proteinverdauung, aber auch zu einer Erhöhung der Fettverdauung (KIENZLE 1993a).

Für den Dachs fanden sich keine Angaben darüber, ob die Verdauung im Spätsommer bzw. Herbst überhaupt umgestellt wird und wie dieser Vorgang dann abläuft. Eine Umstellung wird zwar von mehreren Autoren vermutet, wurde aber noch nicht nachgewiesen (TUMANOV *et* SMELOV 1980, KRUK *et* PARISH 1985).

Einigen Autoren heben die große Bedeutung pflanzlicher Nahrung für die Bildung von Speicherfett beim Dachs hervor (SKOOG 1970, LINDSTRÖM 1989, SEILER 1992). SKOOG vermutet sogar, daß das Fehlen pflanzlicher Nahrung einen regulierenden Einfluß auf Dachspopulationen haben kann. In der vorliegenden Untersuchung deutet die Verschiebung der Nahrungszusammensetzung zu Gunsten der Eicheln im Jahr 1995 darauf hin, daß die Dachse im Herbst pflanzliche Nahrung bevorzugen. Während im "eichelfreien" Jahr 1994 die Nahrung im Herbst zum überwiegenden Teil aus Regenwürmern bestand, machten Eicheln im Mastjahr 1995 im vergleichbaren Zeitraum fast die Hälfte der Dachsnahrung aus (Abb. 4.5, Tab. A.4.4).

Die Ergebnisse dieser Arbeit geben Hinweise darauf, daß nicht der Opportunismus des Dachses bei der Nahrungswahl (NEAL 1986, MARTÍN *et al.* 1995) ausschlaggebend dafür ist, daß sich die Nahrungszusammensetzung zu bestimmten Zeiten des Jahres verschiebt. Vielmehr scheinen energetische und stoffwechselphysiologische Belange eine entscheidende Bedeutung zu haben.

5. Habitatnutzung der Dachse

5.1. Material und Methoden

5.1.1. Fang und Markierung der Dachse

Zum Fang der Dachse wurden zwei verschiedene Methoden angewandt. Hauptsächlich erfolgte der Einsatz von Fangnetzen, sogenannten Dachshauben (STUBBE *et al.* 1996), mit denen in den frühen Morgenstunden die Eingänge der jeweiligen Baue verstellt und die Dachse bei ihrer Rückkehr zum Bau gefangen wurden. Mit dieser Methode war während des Untersuchungszeitraumes der Fang von 19 Dachsen möglich. Weiterhin fingen sich fünf Tiere in mit Hühnereiern beköderten Kastenfallen, die in einigen Teilen des Waldes für parallel laufende Untersuchungen an Mardern aufgestellt waren. Nach dem Fang wurden die Tiere gewogen (Genauigkeit 0,1 kg) und in der Dachshaube mittels der Hellabrunner Mischung (1 ml = 125 mg Xylazin und 100 mg Ketamin, bei einer Dosis von 0,06 ml/kg Körpergewicht, nach WIESNER *et v.* HEGEL 1989) durch einen Tierarzt narkotisiert. Danach konnten die Tiere vermessen und auf Altersmerkmale hin untersucht werden. Eine grobe Altersbestimmung erfolgte anhand äußerer Merkmale (Größe, Fellfärbung; vgl. NEAL 1986) und der Zahnabnutzung (STUBBE 1965, VAN BREE *et al.* 1974, LÜPS *et al.* 1987). Sie erlaubte die Einteilung in diesjährige, vorjährige und adulte Tiere. Als adult gelten danach Tiere, die älter als zwei Jahre sind.

Zur späteren Identifizierung wurden die Dachse anschließend mit einem Transponder (TROVAN[®]) versehen und am Fangplatz wieder freigelassen. Die zu Beginn der Untersuchung durchgeführte Markierung der Dachse mit Ohrmarken erwies sich als wenig wirkungsvoll, da die Marken sehr schnell verloren gingen (vgl. CHEESEMAN *et* HARRIS 1982).

5.1.2. Telemetrie

Von den 24 gefangenen Dachsen wurden 14 Tiere (Tab. 5.1) für die telemetrischen Untersuchungen mit Halsbandsendern (Hersteller GFT Kiel) ausgestattet. Die Sender mit Kunststoffhalsband hatten ein Gewicht von 130 g, was zwischen 1,0% - 1,6% des Körpergewichtes der besenderten Dachse entsprach. Die Pulsfrequenz betrug 60 min^{-1} und die erwartete Lebensdauer 13 Monate. Diese vom Hersteller angegebene Lebensdauer der Sender wurde in einigen Fällen nicht erreicht (Tab. 5.1), so daß nicht für alle besenderten Tiere ausreichend Daten zur Verfügung standen. Die Sender arbeiteten im Frequenzband 150.000 MHz bis 150.240 MHz und hatten unter günstigen Bedingungen eine Reichweite von 800 m...1000 m. Die Empfangseinrichtung bestand aus einer Vierelementantenne (HP 9 CV) und einem handelsüblichen Transceiver (FT - 290 R II, Firma YAESU). Mittels Attenuatoren (10 dB bzw. 40 dB) konnte das empfangene Signal abgedämpft und so die Richtwirkung erhöht werden.

Die Peilung der Tiere erfolgte von markanten Geländepunkten (Wegkreuzungen etc.) aus zu unregelmäßigen Zeiten zwischen Sonnenuntergang und Sonnenaufgang. Diskontinuierliche

Peilungen sind nach HARRIS *et al.* (1990) für die Analyse von Belaufgebieten besser geeignet als kontinuierliche Peilungen.

Um die Genauigkeit der Ortungen zu erhöhen wurde versucht, sich den Tieren bis auf etwa 100 m...200 m zu nähern, ohne diese jedoch zu beeinträchtigen. Durch Bewegungen des zu ortenden Tieres können beträchtliche Fehler auftreten (SCHMUTZ *et al.* WHITE 1990). Ortungen, bei denen durch schnell wechselnde bzw. konstant zu- oder abnehmende Signale auf eine starke Bewegung des Tieres zu schließen war, wurden daher nicht in die Auswertung einbezogen (vgl. SCHOBER 1986).

Die Ermittlung der saisonalen Streifgebietsgröße der besenderten Tiere erfolgte mittels Kreuzpeilung (WHITE *et al.* GARROTT 1990). Von zwei Punkten aus wurde dabei innerhalb eines kurzen Zeitraumes die Richtung, in der sich das Tier befand, mittels Kompaß auf ein Grad genau ermittelt.

Tab. 5.1: Charakteristik der mit Halsbandsendern markierten Dachse. Zur Numerierung der Forstabteilungen (= Abt.) siehe beiliegende Folie

Nr. des Tieres	Fangort/ Abt. - Nr.	Geschlecht und Alter	Masse (g)	weitere Tiere im Clan	Lebensdauer des Senders (in Tagen)
M1	14	♂ vorj.	12000	3 ad., 3 juv.	47
M2	62	♂ ad.	10700	1 ad., 3 juv	417
M3	54	♂ vorj.	9600	3 ad., 3 juv	19
M3 ¹⁾	46	♂ ad.	12000	1 ad.	18
M4	10	♂ ad.	10000	1 ad.	67
M5	74	♂ ad.	14000	4 ad.	410
M6	22	♂ ad.	10500	2 ad., 2 juv.	410
M7	62	♂ vorj.	10400	3 ad.	466
F1	33	♀ ad.	10600	1ad., 2 juv.	162
F2	74	♀ vorj.	11500	4 ad.	295
F3	80	♀ ad.	13000	1 ad., 1 juv	4
F4	62	♀ ad.	8200	2 ad., 3 juv.	221 (274) ²⁾
F5	68	♀ vorj.	10200	2 ad.	400
F6	54	♀ vorj.	10600	-	410
F7	71	♀ vorj.	9000	2 ad., 4 juv.	427

1) Der Rüde M3 konnte nach einem Jahr neu besendert werden, aber auch der neue Sender fiel nach kurzer Zeit aus.

2) Das Tier ist nach 221 Tagen Besenderung wahrscheinlich im Bau verendet, der Sender arbeitete aber weiter.

Die Wahl der Meßpunkte erfolgte so, daß der Winkel, den die Geraden einschlossen, nicht kleiner als 60° war, um so den Fehler möglichst gering zu halten (EBERSBACH 1996). Der Schnittpunkt der beiden Geraden kennzeichnete den wahrscheinlichen Aufenthaltsort des jeweiligen Tieres. Zusätzlich gingen auch Beobachtungen der besenderten Tiere in die Auswertung ein.

5.1.3. Auswertung der Telemetriedaten

Die Darstellung der home ranges erfolgte als Minimum-Convex-Polygon (MCP) (MOHR 1947, zit. b. HARRIS *et al.* 1990). Dabei werden die äußeren Peilpunkte miteinander verbunden, so daß die Innenwinkel kleiner als 180° sind. Die von den Linien eingeschlossene Fläche stellt das home range der Tiere dar. Für die Analyse der Belaufgebiete wurden in dieser Arbeit 95%-MCP berechnet, um kurzzeitige Exkursionen residenter Tiere auszuschließen, die nicht mit dem Nahrungserwerb zusammenhängen. Dies erwies sich als notwendig, da bei der gewählten Methode die home range -Größe sehr stark von den äußeren Eckpunkten beeinflusst wird (KENWARD 1992).

Für die Auswertung wurden das gesamte home range (TCP) und das saisonale (d. h. während einer bestimmten Jahreszeit genutzte) home range (SCP) unterschieden. Für die Jahreszeiten gelten dabei folgende Festlegungen: Frühjahr (März - Mai), Sommer (Juni - August), Herbst (September - November), Winter (Dezember - Februar). Auf Grund der Winterruhe und der damit verbundenen längeren Inaktivität der Dachse (MAUREL *et BOISSIN* 1983, FOWLER *et RACEY* 1988) erfolgten im Winter keine telemetrischen Arbeiten. Auf Untersuchungen zur Festlegung des Telemetriefehlers wurde verzichtet, da das für die Auswertung genutzte Rechnerprogramm TRACKER (CAMPONUS AB, Schweden) automatisch eine Abweichung der Peilungen von 8° einrechnet. Dieser Wert erscheint nach den Untersuchungen anderer Autoren als ausreichend (CHU *et al.* 1988, EBERSBACH 1996). Die MCP-Methode hat den Nachteil, daß auch Flächen als home range erfaßt werden, die von dem jeweiligen Tier vielleicht gar nicht betreten wurden (FÖHRENBACH 1984/85). Da jedoch nur diese Methode den Vergleich mit anderen Studien ermöglicht (HARRIS *et al.* 1990), wurde sie für diese Untersuchung gewählt.

5.2. Ergebnisse

5.2.1. Größe der home ranges

Die Angaben zu den Gesamtgrößen der home ranges (TCP) basieren auf der Auswertung von Daten der 10 Tiere, die über mindestens zwei Jahreszeiten telemetrisch verfolgt werden konnten. Bei M5 und M5/1 handelt es sich um dasselbe Tier, bei dem aber ein dauerhafter Clanwechsel beobachtet werden konnte (vgl. Kap. 5.2.5.). Die home ranges innerhalb der beiden Clanterritorien werden daher bei der Auswertung auch getrennt betrachtet.

Die ermittelte TCP-Größe der Dachse im Hakel betrug im Durchschnitt $138,9 \text{ ha}$ ($s_{\bar{x}} \pm 19,9$, $n = 11$), bei einer Schwankungsbreite von $50,7 \text{ ha}$ (F7) bis $291,1 \text{ ha}$ (F1) (Tab. A.5.1). Zwischen

den Geschlechtern waren keine Unterschiede in der TCP-Größe zu beobachten (Mann-Whitney U-Test: $\alpha = 0,5$). In drei Fällen wurden jeweils ein Weibchen und ein Männchen im selben Territorium telemetriert. Dabei war in einem Fall das home range des Männchens größer als das des Weibchens (M7 > F6). Zweimal hatten die Weibchen das größere Belaufgebiet (F2 > M5; F4 > M2) (Tab. A.5.1).

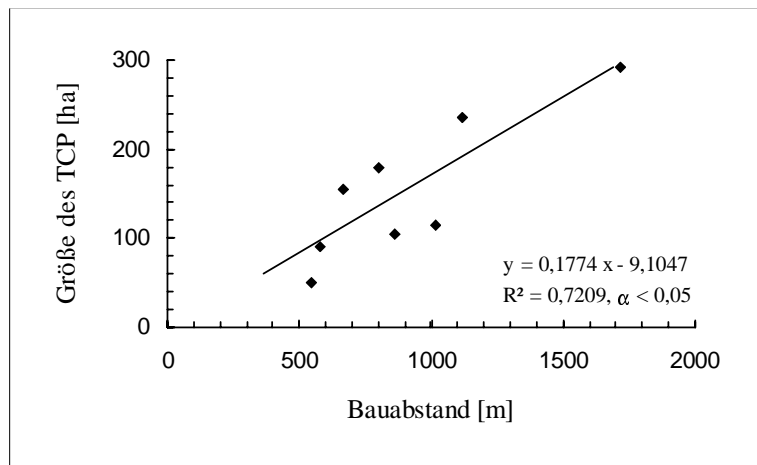


Abb. 5.1: Zusammenhang zwischen der TCP-Größe und der mittleren Entfernung zu den drei nächsten Hauptbauten

In Abb. 5.1 ist der Zusammenhang zwischen der TCP-Größe und dem Abstand des jeweiligen Hauptbaues zu den drei nächstliegenden Hauptbauten dargestellt. Die in anderen Untersuchungen verwendete "nearest-neighbour-distance" (z. B. KRUK *et* PARISH 1982) zur Charakterisierung des Bauabstandes erwies sich in diesem Zusammenhang als ungünstig, da die Verteilung der Baue auf der

Fläche sehr wahrscheinlich nicht zufällig, sondern von bestimmten geologischen Voraussetzungen abhängig ist (vgl. Kap. 3.2.1.). Es zeigt sich ein Zusammenhang zwischen der TCP-Größe und dem Abstand des jeweiligen Hauptbaues zu den drei nächstgelegenen Hauptbauten ($R^2 = 0,721$, $\alpha < 0,05$).

5.2.2. Saisonale Änderung der home range-Größen

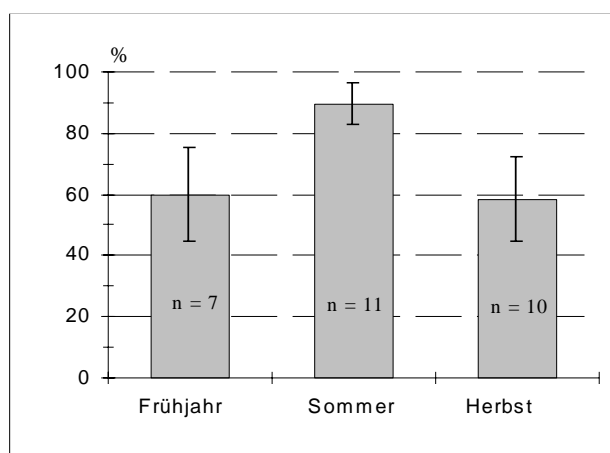


Abb. 5.2: Anteil der SCP-Flächen an den TCP-Flächen der jeweiligen Dachse ($\bar{x} \pm s_x$)

Im **Frühjahr** werden im Vergleich zur Gesamtgröße der home ranges vergleichsweise kleine Gebiete durch die Dachse genutzt. Im Mittel beträgt die Größe der SCP im Frühjahr 74,1 ha ($s_x \pm 11,5$, $n = 7$). Dies entspricht durchschnittlich 59,9% (min: 43,1%, max.: 92,3%) der Fläche der TCP (Abb. 5.2 und 5.3). Der Maximalwert von 92,3% stammt von dem Weibchen F7, welches ein vergleichsweise kleines TCP (50,7 ha) aufwies und dies im Frühjahr fast vollständig nutzte.



Abb. 5.3: Lage der home ranges der telemetrierten Dachse im Frühjahr

Im **Sommer** erweiterten die untersuchten Dachse, mit Ausnahme des Weibchens F7, ihre home ranges sehr stark (Abb. 5.2 und 5.4). Dies geschah unabhängig vom Anteil der Ackerflächen an dem entsprechenden TCP. Durchschnittlich wurden 126,1 ha ($s_{\bar{x}} \pm 19,2$, $n = 11$) von den Dachsen genutzt. Dies entspricht 89,6% (min.: 80,4%, max.: 102,9%)¹ der jeweiligen TCP-Fläche. Für die Tiere, die in beiden Jahreszeiten telemetriert wurden, ist der Unterschied zu den Werten vom Frühjahr signifikant (Wilcoxon-Test: $Z = -2,197$, $\alpha < 0,05$, $n = 7$).

Im **Herbst** kam es wieder zu einer Reduktion der SCP-Größe auf durchschnittlich 85,1 ha ($s_{\bar{x}} \pm 17,6$, $n = 10$). Auch dieser Unterschied ist signifikant für die Tiere, die in beiden Jahreszeiten telemetriert werden konnten (Wilcoxon-Test: $Z = -2,803$, $\alpha < 0,01$, $n = 10$). Im Mittel wurden 58,4% (min.: 42,6%, max.: 74,6%) der TCP-Fläche belaufen (Abb. 5.2 und 5.5). Bei den Tieren, die sowohl im Frühjahr als auch im Herbst telemetrisch verfolgt werden konnten ($n = 6$), zeigt der Vergleich der SCP-Flächengrößen keine statistisch sicherbaren Unterschiede ($\alpha = 0,463$).

¹ Der praktisch unlogische Wert von 102,9% ergibt sich aus der Berechnungsmethode des 95%-Minimum-Convex-Polygons.

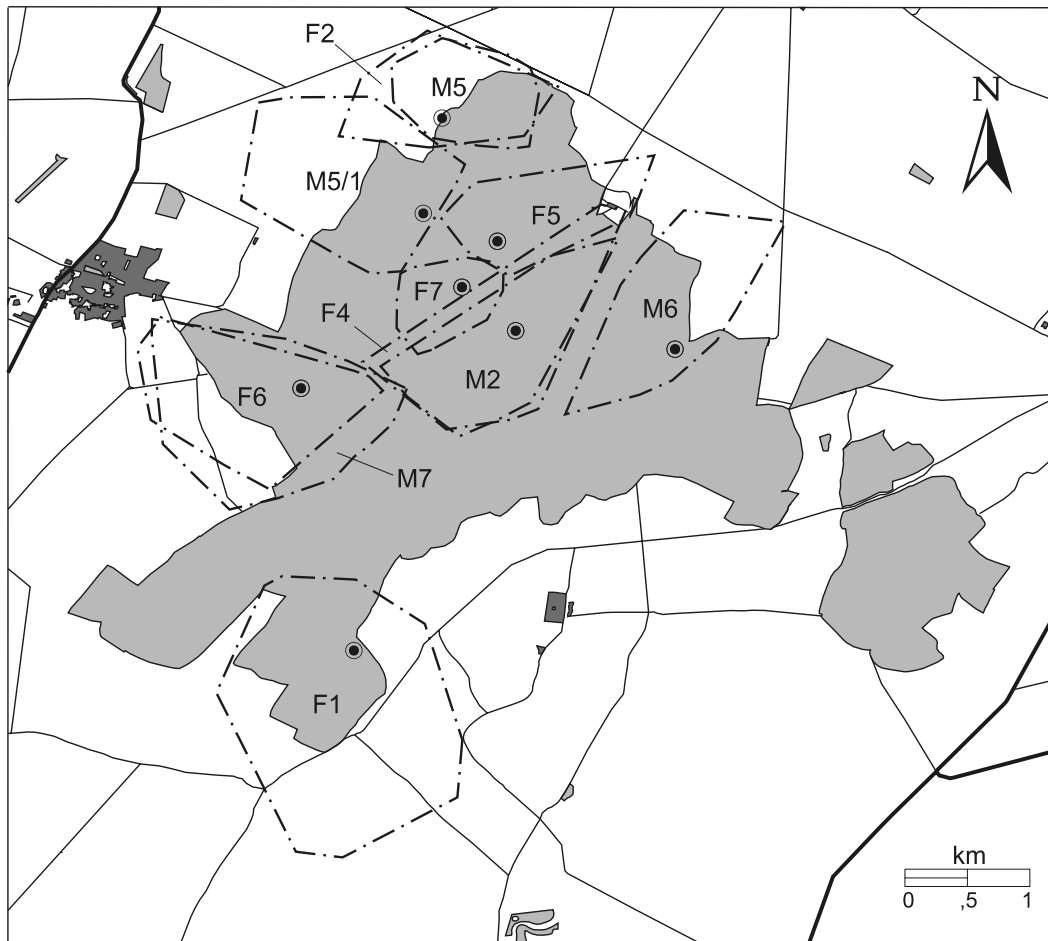


Abb. 5.4: Lage der home ranges der telemetrierten Dachse im Sommer

5.2.3. Habitatzusammensetzung der home ranges

Betrachtet man die Zusammensetzung der TCP nach dem Anteil der beiden wichtigsten Habitattypen im Untersuchungsgebiet Wald und Acker, lassen sich zwei Grundformen unterscheiden. Einige Tiere hatten home ranges, die sich ausschließlich im Wald befanden (F7, F4, M2). Andere Dachse hatten Belaufgebiete, in die Ackerflächen mit eingeschlossen waren (Tab. A.5.1, Abb. 5.3 - 5.5). Bei der letztgenannten Gruppe kann man unterscheiden zwischen home ranges mit einem verhältnismäßig geringen Feldanteil (F5: 9,5%, M6: 12,1%) und home ranges, bei denen Wald und Feld annähernd gleichverteilt waren (F2, F6, M5, M5/1, M7). Der Waldanteil in den Belaufgebieten schwankte bei diesen Tieren zwischen 45,2% und 57,6%. Eine Ausnahme bildete das Weibchen F1, dessen sehr großes home range zu zwei Dritteln aus Ackerflächen bestand (vgl. Abb. 5.4 und 5.5). Zwischen der Größe des gesamten home ranges eines Tieres und dem Wald- bzw. Feldanteil in dem entsprechenden Gebiet ließ sich anhand der ermittelten Daten kein Zusammenhang feststellen.

Es wurde nun untersucht, in welchem Maße die Zusammensetzung der Habitate innerhalb der

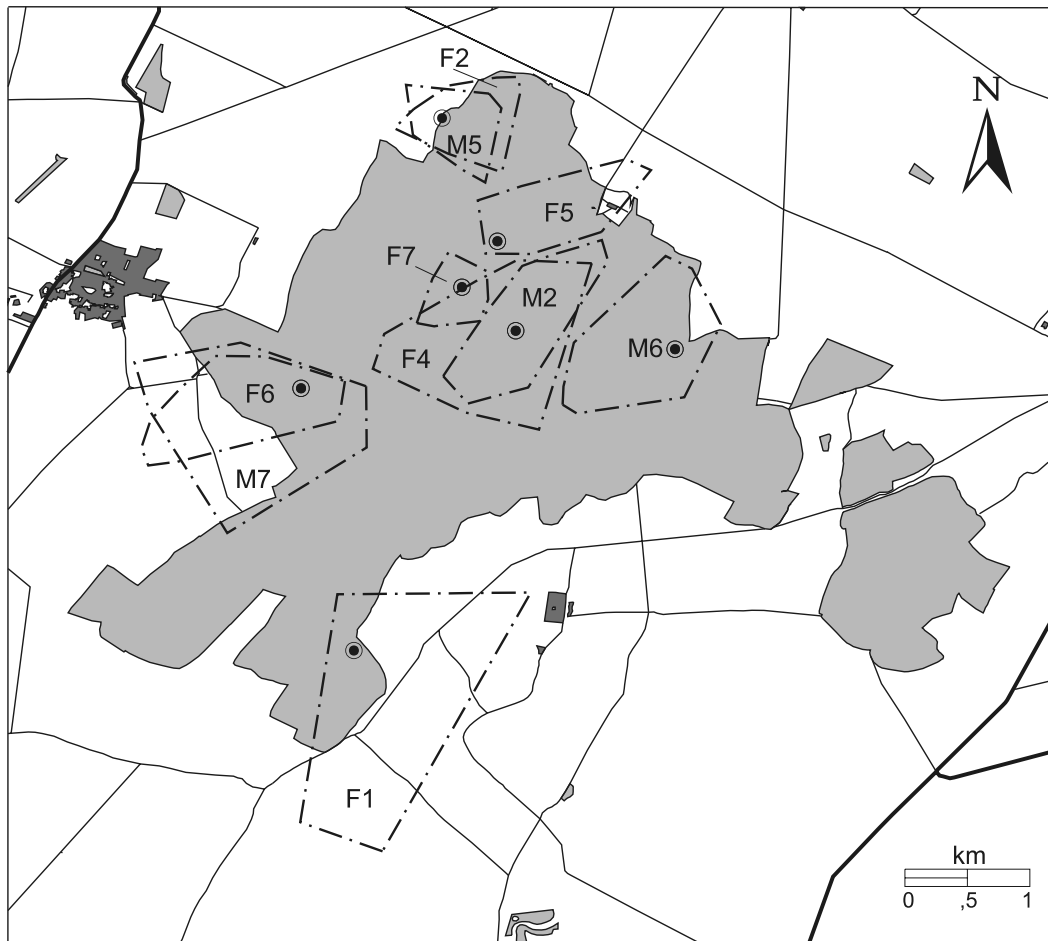


Abb. 5.5: Lage der home ranges der telemetrierten Dachse im Herbst

home ranges saisonal variiert. Dabei werden im Folgenden nur die Dachse betrachtet, deren home ranges sich sowohl über Wald- als auch Ackerflächen erstreckten.

Die saisonale Veränderung der Größe und des Flächenanteils des Habitattyps Acker verlief parallel zur Veränderung der SCP-Größe. Im **Frühjahr** betrug die durchschnittliche Größe der genutzten Ackerflächen in den home ranges 25,1 ha ($s_{\bar{x}} \pm 9,9$, $n = 5$). Dies entspricht im Mittel 25% (min.: 0%, max.: 48%) der SCP-Fläche in dieser Jahreszeit. Im **Sommer** war eine deutlich Zunahme der Größe der belauften Ackerflächen auf durchschnittlich 71,8 ha ($s_{\bar{x}} \pm 17,8$, $n = 7$) zu beobachten. Der Anteil an der SCP-Fläche betrug 51% (min.: 12%, max.: 78%). Für die Tiere, für die aus dem Frühjahr und dem Sommer Daten vorliegen, ist die Zunahme der Größe der belauften Ackerflächen signifikant (Wilcoxon - Test: $Z = -2,023$, $\alpha < 0,05$, $n = 5$). Bei vier von diesen fünf Dachsen wurde vom Frühjahr zum Sommer auch eine Vergrößerung der Waldfläche innerhalb des home ranges beobachtet, jedoch ist dieser Unterschied statistisch nicht sicherbar.

Parallel zur Reduzierung der SCP-Größe vom Sommer zum Herbst (vgl. Kap. 5.2.2.) erfolgte auch eine Größenabnahme der durch die Dachse belauften Ackerflächen auf einen dem Frühjahr

vergleichbaren Wert². Die mittlere Größe der Ackerflächen innerhalb der home ranges betrug im **Herbst** 27,8 ha ($s_{\bar{x}} \pm 11,0$, $n = 6$), wobei die Streubreite mit einem Minimum von 7,6 ha und einem Maximum von 74,8 ha größer ist als in den Frühjahrsmonaten. Der relative Anteil an der SCP-Fläche betrug im Herbst durchschnittlich 30% (min.: 8%, max.: 49%). Im Gegensatz zur signifikanten Abnahme der Größe der belauften Ackerflächen vom Sommer zum Herbst (Wilcoxon - Test: $Z = -1,992$, $\alpha < 0,05$, $n = 6$), war die durchschnittliche Verringerung der Waldflächengröße von 60,3 ha ($s_{\bar{x}} \pm 13,4$, $n = 6$) im Sommer auf 49,3 ha ($s_{\bar{x}} \pm 9,8$, $n = 6$) im Herbst verhältnismäßig gering.

Insgesamt zeigte sich, daß bei Dachsen mit den beiden Habitattypen Acker und Wald im home range die Vergrößerung der SCP - Flächen vom Frühjahr zum Sommer und die anschließende Verringerung zum Herbst vor allem auf gleichlaufenden Veränderungen des Ackeranteils innerhalb der home ranges beruht.

5.2.4. Saisonale Unterschiede in der Habitatnutzung

Bei den Dachsen, deren TCP sowohl Acker- als auch Waldgebiete umfaßten, konnte eine saisonal unterschiedliche Nutzungsintensität für diese beiden Habitattypen nachgewiesen werden. Als Nutzungsintensität gilt in diesem Zusammenhang der Anteil der aktiven Ortungen eines Tieres in dem jeweiligen Habitattyp. Die jeweiligen Ackerflächen werden dabei zusammenfassend, d. h. unabhängig von der jeweils angebauten landwirtschaftlichen Kultur betrachtet. Für die Ackerflächen sind die Werte der saisonalen Nutzungsintensitäten in Tab. 5.2 dargestellt. Da in dieser Arbeit nur die zwei Habitattypen Acker und Wald unterschieden werden, errechnen sich die entsprechenden Nutzungsintensitäten für die Waldflächen als Differenzbetrag zu eins.

Im **Frühjahr** lagen im Mittel 15,4% ($s_{\bar{x}} \pm 4,7$, $n = 5$) der aktiven Ortungen auf Ackerflächen. Dies zeigt eine signifikant geringere Nutzung dieses Habitats an, als es nach dem mittleren Flächenanteil in den TCP zu erwarten gewesen wäre. Das Weibchen F5 hielt sich in diesem Zeitraum sogar ausschließlich innerhalb des Waldes auf.

Im **Sommer** stieg die Nutzungsintensität der Ackerflächen auf durchschnittlich 47,3% ($s_{\bar{x}} \pm 7,4$, $n = 8$) an. Dieser Unterschied zum Frühjahr ist signifikant (Mann-Whitney U-Test: $Z = -2,34$, $\alpha < 0,05$). Dabei liegt der Anteil der aktiven Ortungen bei fünf von neun Tieren über dem Erwartungswert, so daß man eine gewisse Präferenz für die Ackerflächen zu dieser Jahreszeit ableiten kann. Eine signifikant höhere Nutzungsintensität der Ackerflächen konnte jedoch nur für das Weibchen F2 nachgewiesen werden. Dieses Tier konnte in zwei Fällen (14.06.1994, 05.07.1994) sogar tagsüber auf Ackerflächen nachgewiesen werden, wo es oberirdisch im Raps ruhte.

²⁾ Die abweichenden Werte des Weibchens F1 gingen nicht in die Mittelwertbildung und die Auswertung mit ein. Dieses Tier suchte im Herbst häufig Nahrung in einem Obstgarten, der ca. 600 m vom Wald entfernt war und passierte dabei große Ackerflächen, was zu dem hohen Ackerflächenanteil im home range in dieser Jahreszeit führte.

Tab. 5.2: Saisonale Nutzungsintensität der Ackerflächen für die einzelnen Dachse (* - χ^2 -Test, $\alpha < 0,05$)

Tier-Nr.	Flächenanteil im TCP	Frühjahr	Sommer	Herbst
F1	0,68	-	0,58	0,69
F2	0,52	-	0,75*	0,23*
F5	0,09	0,00*	0,12	0,11
F6	0,57	0,25*	0,52	0,48
M5	0,50	-	0,59	0,33
M5/1 ¹⁾	0,55	0,23*	0,59	-
M6	0,12	0,09	0,24	0,06
M7	0,41	0,20*	0,39	0,42
Mittel	0,43	0,15*	0,47	0,33

1) Vgl. Anmerkung zu Tab. A.5.1.

Für das Weibchen F1 ließ sich eine geringere Nutzung der Ackerflächen beobachten, als dies nach der Flächenverteilung zu erwarten gewesen wäre. Hierbei ist aber zu beachten, daß der Anteil dieses Habitattyps am TCP von F1 deutlich über dem der anderen Dachse liegt (Tab. 5.2). Die von diesem Tier im Sommer genutzte Ackerfläche ist mit 181,5 ha auch weitaus größer als bei den anderen untersuchten Dachsen (vgl. Tab. A.5.1).

Im **Herbst** geht die Nutzungsintensität der Ackergebiete auf durchschnittlich 33,1% ($s_{\bar{x}} \pm 8,3$, $n = 7$) zurück. Im Gegensatz zu den beiden anderen untersuchten Jahreszeiten, waren hier aber zwischen den Tieren teilweise deutliche Unterschiede zu beobachten. Dachse, in deren TCP die Ackerflächen nach der Mahd schon wieder neu bestellt waren (F2, M5, M6), verlagerten ihre Aktivität verstärkt in die Waldgebiete. Bei F6 und M7 (Hauptanbauart im TCP: Mais, Ernte im September) und F5 (Zuckerrüben, Ernte im Oktober) dagegen änderte sich die Habitatnutzung nur geringfügig. Für F1 konnte gegenüber dem Sommer eine erhöhte Nutzungsintensität für die Ackerflächen nachgewiesen werden. Wie bereits erwähnt (Fußnote S. 62), nutzte das Tier in dieser Zeit mehrfach einen Obstgarten zur Nahrungssuche, der durch ausgedehnte Ackerflächen vom Bau getrennt war.

5.2.5. Interterritoriale Exkursionen und Dismigrationsverhalten der Dachse

Zum Dismigrationsverhalten des Dachses existieren in der neueren Literatur nur wenige Daten, die zudem fast ausschließlich auf den Britischen Inseln erhoben wurden (KRUUK 1978b, 1989, CHEESEMAN *et al.* 1988, SLEEMAN 1992, WOODROFFE *et al.* MACDONALD 1993a, CHRISTIAN 1994). Die dabei erzielten Ergebnisse zeigen für die verschiedenen Untersuchungsgebiete deutliche Unterschiede hinsichtlich des abwandernden Geschlechts und der Häufigkeit der Dismigration. Es erscheint daher angebracht, die im Rahmen der telemetrischen Untersuchungen erzielten Ergebnisse zu dieser Problematik darzustellen. CHRISTIAN (1994) unterscheidet in seiner Untersuchung zum Dismigrationsverhalten des Dachses verschiedene Formen von Wechseln des Gruppenterrito-

riums. Es sind dies kurzzeitige Wechsel in ein anderes Territorium (nächtliche "Visite" bzw. Aufenthalt von wenigen Tagen), temporäre Wechsel (mit anschließender Rückkehr in das ursprüngliche Territorium) und permanente oder dauerhafte Gruppenwechsel. Dieser Einteilung folgend, konnten im Untersuchungszeitraum im Hake zwei verschiedene Formen des Wechsels von Territorien nachgewiesen werden.

Bei fünf Dachsen (4 Männchen, 1 Weibchen) wurden nächtliche "Visiten" im Nachbarterritorium festgestellt (Abb. 5.6). Die Visiten der vier Männchen lagen alle in der Zeit von Ende Februar bis Ende April. Das Männchen M5 führte die nächtliche Exkursion in sein Herkunftsterritorium durch. Dies war das einzige Mal, daß dieses Tier nach seinem Territoriumswechsel (s. u.) wieder im Geburts(?)territorium beobachtet werden konnte. Die einzige Beobachtung eines Weibchens, welches sein angestammtes Gebiet kurzzeitig verließ, gelang im Juni 1994. Das Weibchen zog innerhalb einer Nacht entlang eines Waldhauptweges ca. 700 m in das übernächste Dachsterritorium, verweilte dort kurz und lief wieder zurück.

Von den 14 sendermarkierten Dachsen konnte für drei (21,4% der markierten Tiere, 42,9 % der markierten Männchen) ein Gruppenwechsel, also eine echte Dismigration nachgewiesen werden. In allen drei Fällen handelte es sich um Männchen, die mindestens vorjährig waren. Da zwei dieser Tiere während des Telemetriezeitraumes wechselten, soll dieses Dismigrationsverhalten im Folgenden etwas genauer beschrieben werden:

M3 Dieses Männchen wurde als vorjähriges Tier am 28.08.1993 auf dem Bau 54 gefangen und besendert. Zu der Zeit lebten in dieser Gruppe außer M3 drei adulte und drei diesjährige Dachse. Am 29.05.1994 erfolgte der Wiederfang dieses Tieres auf Bau 46/2 und eine erneute Besenderung. Der Sender fiel, wie auch der erste, bereits nach kurzer Zeit aus. Neben dem Rüden M3 konnte in dieser Gruppe lediglich ein Weibchen nachgewiesen werden. Im Frühjahr 1993 lebten auf diesem zwei adulte und zwei juvenile Tiere. Im Jahr 1995 war der Dachs noch in dieser Gruppe zu beobachten.

M5 Dieses Männchen wurde am 11.06.1994 als adultes Tier auf dem Bau 74 gefangen und besendert. Zur Gruppe gehörten außerdem weitere vier adulte Dachse (u. a. das Weibchen F2). Am 28.02.1995 gelang letztmalig der Nachweis des Tieres in einem Bau der Gruppe 74. In der Nacht vom 28.02. zum 01.03.1995 wechselte es in das Nachbarterritorium (Clan 77) und konnte lediglich noch einmal im Heimatterritorium nachgewiesen werden (25.04.95, s. o.). Im Frühjahr 1995 wurde in der Gruppe 77 neben dem Männchen M5 lediglich ein Weibchen erfaßt. Im vorhergehenden Jahr 1994 hatte die Gruppe noch aus zwei adulte und einem juvenilen Dachs bestanden.

M7 Dieses adulte Männchen wurde am 10.03.1995 in Abt. 62 in einer Marderfalle gefangen und besendert. Bis zum 05.05.1995 (letzte nächtliche Ortung) hatte das Tier sein home range im selben Gebiet wie die auf Bau 62/2 besenderten M2 und F4. Es wird daher angenommen, daß das Männchen M7 zu dieser Gruppe gehörte. Die Gruppe bestand im Frühjahr 1994 aus drei adulten und drei juvenilen Dachsen. Bei der Zählung 1995, die nach dem 05.05.1995 durch-

geführt wurde, lebten in der Gruppe 62 vier adulte Tiere. Ab dem 08.05.1995 konnte das Tier dann nur noch im Territorium der benachbarten Gruppe 54 nachgewiesen werden. Die Zählung Ende Mai ergab für diese Gruppe außer M7 ein Weibchen (F6). Im Frühjahr 1994 waren in dieser Gruppe noch zwei adulte und zwei juvenile Tiere nachgewiesen worden.

Die aufgeführten Beobachtungen weisen eine Reihe Übereinstimmungen auf. Wie bereits erwähnt, konnte nur für Männchen ein Wechsel des Territoriums nachgewiesen werden. Weiterhin traf für diese Dachse zu, daß sie aus relativ kopfstarken Gruppen in ein Nachbarterritorium wechselten, in dem nach dem Wechsel der Männchen außer diesen Tieren jeweils nur ein Weibchen festgestellt werden konnte. Bei den vorjährigen Zählungen wiesen die jeweiligen Gruppen jedoch noch mehrere Dachse auf.

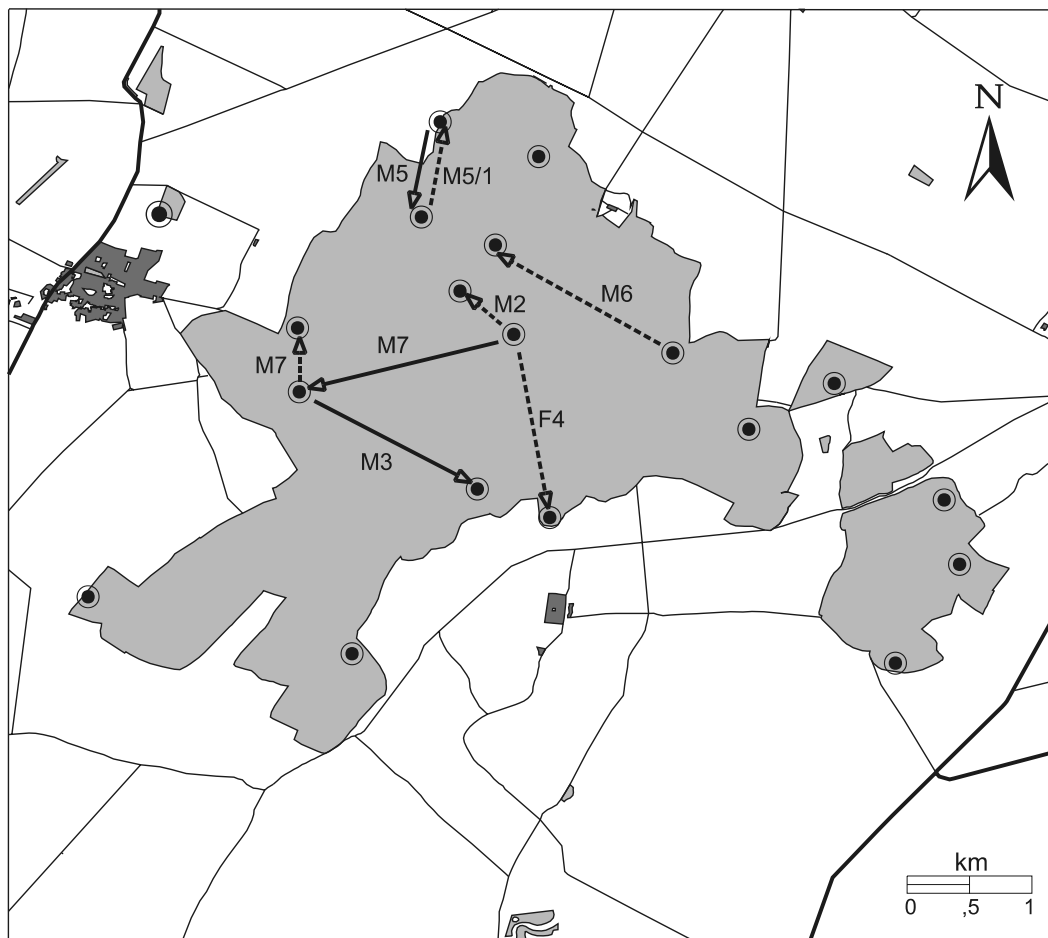


Abb. 5.6: Im Untersuchungszeitraum beobachtete kurzzeitige (gestrichelte Linien) und permanente (durchgehende Linien) Wechsel des Territoriums. Zur besseren Übersicht weisen bei kurzzeitigen Wechsels die Pfeile auf den Hauptbau des "Zielterritoriums", auch wenn das Tier nicht direkt an diesem Bau nachgewiesen werden konnte.

5.3. Diskussion

5.3.1. Größe der home ranges

Auf Grund von Unterschieden in der angewandten Methodik ist ein Vergleich der in verschiedenen Untersuchungen ermittelten home range- oder Territoriengrößen problematisch. Während die Angaben zu home range-Größen auf der Beobachtung einzelner Dachse beruhen und mit Hilfe von telemetrischen Methoden erhoben wurden, betreffen vor allem die Angaben aus Großbritannien meist die Größe des Territoriums eines ganzen Clans. Dennoch zeigt eine Auflistung der in verschiedenen Gebieten Europas ermittelten Territoriums- bzw. home range-Größen (Tab. 5.3), daß die im Haken festgestellten Flächengrößen einen vergleichsweise niedrigen Wert darstellen. Lediglich in einigen Untersuchungsgebieten auf den britischen Inseln liegen die Werte noch darunter.

Die Größe eines home ranges, d. h. die Fläche, die ein Tier in einem bestimmten Zeitraum beläuft, wird durch das Ressourcenangebot bestimmt. Die wichtigsten Ressourcen für den Dachs stellen die Nahrung und die Möglichkeit zur Bauanlage bzw. die Existenz ausreichend großer Baue dar. In einigen Untersuchungen in Großbritannien konnte gezeigt werden, daß die Verteilung guter Nahrungsgebiete (engl. food patches) die Größe der Territorien bzw. der home ranges der Dachse bestimmt (KRUUK *et* PARISH 1982, DA SILVA *et al.* 1993, WOODROFFE *et* MACDONALD 1993b). Auf Grund der Nahrungszusammensetzung der Dachse gehen dabei alle Autoren von den Regenwürmern als limitierendem Faktor aus. So fanden DA SILVA *et al.* (1993) in ihren Untersuchungen, daß die Umwandlung von landwirtschaftlich genutzten Flächen in Grünland und damit die Verbesserung des Regenwurmangebotes zu einer Verkleinerung der Dachsterritorien führte. Dies entspricht der von MACDONALD (1983) und CARR *et* MACDONALD (1986) entwickelten "Resource Dispersion Hypothesis", die davon ausgeht, daß die Verteilung nahrungsreicher Gebiete die Größe der home ranges bzw. Territorien maßgeblich bestimmt.

Andere Arbeiten zeigen aber, daß der Einfluß der Nahrungverteilung auf die Territoriumsgröße nicht verallgemeinert werden kann. So konnten ROPER *et al.* (1986), CHEESEMAN *et al.* (1987) sowie NOLET *et* KILLINGLEY (1987) in ihren Untersuchungsgebieten keine Veränderung der Territorialstruktur beobachten, obwohl sich das Nahrungsangebot für die Dachse verändert hatte. Die Untersuchungen dieser Autoren deuten eher darauf hin, daß die Größe der Territorien bzw. home ranges auch durch andere Faktoren beeinflusst werden kann. Neuere Arbeiten haben die Bedeutung der Baue für die territoriale Strukturierung von Dachspopulationen mehr in den Vordergrund gerückt. So konnten DONCASTER *et* WOODROFFE (1993) zeigen, daß aus der Bauverteilung ermittelte theoretische Territoriumsgrenzen gut mit den tatsächlichen übereinstimmen. CHEESEMAN *et al.* (1993) beobachteten bei einem "removal" - Experiment, daß die Grenzziehung zwischen den Dachsterritorien nach der Wiederbesiedlung eines dachsfreien Gebietes deckungsgleich mit der vor Beginn des Experimentes war. Da auch die alten Baue durch die neuen Dachse besiedelt wurden, führen die Autoren die Lage der Grenzen auf die Verteilung der Baue zurück.

ROPER (1993) schließlich argumentiert, daß die Schlüsselressource für die Dachse der Bau bzw. zur Bauanlage geeignete geographische und geologische Gegebenheiten sind und erst dann die Nahrungsverfügbarkeit.

Der in der vorliegenden Untersuchung gefundene Zusammenhang zwischen der Entfernung der Hauptbaue zueinander und der Größe der entsprechenden home ranges bekräftigt die vorrangige Bedeutung der Baue für die räumliche Strukturierung von Dachspopulationen. Da die Bauverteilung im Hakel eine hohe zeitliche Konstanz aufweist (Kap. 3.2.1.) erscheint es einleuchtend, daß die home range-Größen hauptsächlich durch diese determiniert werden können. Hinzu kommt, daß sich in einem Waldlebensraum wie dem Hakel die Nahrungsbedingungen großflächig nicht dauerhaft ändern, sondern lediglich kurzzeitigen Schwankungen (z. B. Eichelmast) unterworfen sind. Solche Schwankungen führen jedoch eher zu Veränderungen im popularen Geschehen der Dachse (Veränderung der Gruppengröße, verändertes Dispersionsverhalten u. ä.) als zu Veränderungen in der territorialen Struktur des Dachsbestandes.

Tab. 5.3: Aktionsraumgrößen des Dachses in verschiedenen Teilen Europas. Die Ermittlung der Aktionsräume erfolgte mittels Plastikködern (P) bzw. Telemetrie (T). Mit Ausnahme der mit (*) gekennzeichneten Werte handelt es sich jeweils um Mittelwerte der untersuchten Tiere.

Land/Region	Größe (ha)	Methode	Quelle
England	22 - 104	P	verschiedene Autoren, Zusammenstellung bei WOODROFFE <i>et</i> MACDONALD (1993b)
Irland	87,4	P	O'CORRY-CROWE <i>et al.</i> (1993)
Schottland	121	P	KRUUK <i>et</i> PARISH (1987)
Schottland	183	P	KRUUK <i>et</i> PARISH (1982)
Norwegen	414	T	BRØSETH <i>et al.</i> (1997a)
Schweden	291	T	SEILER (1992)
Polen	320 - 530*	T	GOSZCZYNSKI (1994)
Frankreich	280 - 400*	T	MOUCHES (1981), zit. b. GRAF <i>et al.</i> (1996)
Spanien	627	T	RODRÍGUEZ <i>et al.</i> (1996)
Spanien	422	T	MARTÍN-FRANQUELO <i>et</i> DELIBES (1985), zit. b. WOODROFFE <i>et</i> MACDONALD (1993b)
Deutschland/Alpen	♀ 180 - 600* ♂ 240 - 1000*	T	BOCK (1986)
Deutschland/Rügen	45 - 994*	T	WALLISER <i>et</i> ROTH (1997)
Deutschland/Hakel	138,9	T	vorliegende Untersuchung

5.3.2. Saisonale Nutzung der home ranges

Eine andere Möglichkeit auf kurzfristige Veränderungen des Nahrungsangebotes zu reagieren besteht in Veränderungen des Nutzungsmusters innerhalb des home ranges. Dies konnte auch in der vorliegenden Arbeit bei den Dachsen im Hakel beobachtet werden.

Im Frühjahr besteht die Nahrung der Dachse zu einem großen Teil aus Regenwürmern (Kap. 4.2.3.1.), die nur im Wald in ausreichender Menge zur Verfügung stehen (Kap.4.2.6.2.). Daher ist auch die enge Bindung der Dachse an den Wald in dieser Jahreszeit erklärbar. Die Nutzung der Ackerflächen liegt deutlich unter dem erwarteten Wert.

Die für einige der telemetrierten Dachse im Sommer nachgewiesene Vergrößerung der home ranges auf Ackerflächen ist mit Veränderungen im Nahrungsangebot erklärbar. Die Reifung der Süßkirschen an den Feldwegrändern sowie die vom Frühjahr zum Sommer zunehmende Dichte der Feldmaus (GEYLER 1995) und der energetische Vorteil dieser beiden Beutekategorien gegenüber den Regenwürmern (Kap. 4.3.2., SKOOG 1970) führen dazu, daß ein Teil der Dachse ihre home ranges von den Wald- auf die Ackerflächen erweitern. Gleichzeitig werden aber bedingt durch die Lage der Baue auch Waldflächen genutzt, so daß eine Zunahme der home range-Größen zu beobachten war. In Jahreszeiten, in denen auf Ackerflächen keine oder nur wenig Nahrung zu finden ist (Frühjahr), werden diese von den Dachsen auch nur wenig belaufen (Abb. 5.3).

Im Gegensatz zu Beobachtungen anderer Autoren (MOUCHES 1981, NEAL 1986, LAMBERT 1990) deuten die Ergebnisse im Hakel darauf hin, daß für die Veränderungen in der Nahrungszusammensetzung und der Habitatnutzung der Dachse weniger die Verringerung der Regenwurmverfügbarkeit, als vielmehr die Zunahme anderer, für die Dachse günstigerer Beutekategorien (in diesem Falle Süßkirschen und Feldmäuse) verantwortlich ist (vgl. SKOOG 1970). Dafür gibt es verschiedene Hinweise. So konnten im Sommer innerhalb des Waldes keine deutlichen Einschränkungen des Regenwurmangebotes nachgewiesen werden (Kap. 4.2.6.3.). Auch das Vorhandensein reiner "Wald-home ranges" (F4, F7, M2 - Abb. 5.3 - 5.5) deutet darauf hin, daß es für die Dachse durchaus möglich ist, ganzjährig im Waldgebiet ausreichend Nahrung zu finden. Die bei einigen Dachsen beobachtete regelmäßige Nutzung von Ackerflächen im Herbst (Kap. 5.2.5.) kann mit dem Vorkommen der Feldmaus erklärt werden. Da verschiedene landwirtschaftliche Kulturen erst in dieser Jahreszeit abgeerntet werden (z. B. Mais, Zuckerrüben), sind hier im Gegensatz zu den bereits umgebrochenen und neu bestellten Ackerflächen Feldmäuse noch in größeren Dichten vorhanden (GEYLER 1995).

Auf Grund der in der vorliegenden Arbeit verwendeten Methodik ist es jedoch trotz der oben angeführten Argumente nicht möglich, die Beobachtungen zur Nutzungsintensität innerhalb der home ranges eindeutig hinsichtlich einer Präferenz oder Meidung zu werten. Da nur zwei Habitat-typen unterschieden wurden, ist automatisch eine Verkettung dieser beiden zu erwarten (AEBISCHER *et al.* 1993). So führt die Meidung des einen Habitattyps zwangsläufig zu einer eventuell nur scheinbaren Präferenz des anderen oder umgekehrt. Es ist daher nicht eindeutig festzustellen, ob die z. T. verstärkte Nutzung der Ackerflächen im Sommer auf eine Präferenz für diese Flächen oder eine verstärkte Meidung der Waldgebiete zurückzuführen ist.

5.3.3. Dismigration

Dismigration als ein Weg der Inzuchtvermeidung spielt im populären Geschehen vieler Säugetierarten eine wichtige Rolle (WOLFF 1994). Es ist aber schwierig, dieses populationsökologische Phänomen zu untersuchen (KOENIG *et al.* 1996) und es liegen bisher nur für wenige Säugetierarten umfangreichere Ergebnisse zu dieser Thematik vor.

Bisher durchgeführte Studien zur Dismigration bei Dachsen haben einen für Carnivoren ungewöhnlich hohen Grad an Philopatrie bei dieser Art erkennen lassen. So fanden KRUK *et al.* (1982) bei Untersuchungen in Schottland unter 60 markierten Dachsen nur 6 Tiere (alles Männchen), die in ein anderes Gruppenterritorium dismigriert waren. Auch EVANS *et al.* (1989) konnten lediglich für Männchen dauerhafte Gruppenwechsel nachweisen. WOODROFFE *et al.* (1995a) dagegen beobachteten in einem Gebiet mit sehr hoher Dachsdichte in England auch bei einigen Weibchen eine Dismigration in andere Gruppenterritorien. Die Autoren interpretieren dies als ein Ausweichen vor der Reproduktionsunterdrückung durch ranghöhere Weibchen der eigenen Gruppe. Mit zunehmender Populationsdichte ging in der genannten Untersuchung die Dismigration der Männchen stark zurück, während die Häufigkeit der Abwanderung bei den Weibchen relativ dichteunabhängig war. CHRISTIAN (1994) wiederum konnte ebenfalls in einem englischen Untersuchungsgebiet nur Dismigrationen von Weibchen belegen.

In Dachspopulationen mit geringer Dichte bzw. ohne ausgeprägte Sozialstruktur konnten Dismigrationen dagegen unabhängig vom Geschlecht häufiger beobachtet werden (CHEESEMAN *et al.* 1988, SLEEMAN 1992, WOODROFFE *et al.* 1997). So wies SLEEMAN (1992) bei einer stark bejagten Dachspopulation in Irland Abwanderungen über Entfernungen bis zu 8 Kilometern nach.

Die in der vorliegenden Arbeit vorgestellten Beobachtungen zum Dismigrationsverhalten der Dachse im Hakel zeigen eine gute Übereinstimmung mit den Ergebnissen von KRUK *et al.* (1987). So konnte nur für Männchen ein dauerhafter Wechsel des Territoriums beobachtet werden. Auch die von anderen Autoren mitgeteilte Beobachtung, daß dauerhafte Territoriumswechsel immer in ein angrenzendes Territorium erfolgen (KRUK 1989, CHRISTIAN 1994, WOODROFFE *et al.* 1995), konnte für den Hakel bestätigt werden. Eine mögliche Erklärung hierfür ist sicher im Markierungs- und Orientierungsverhalten der Dachse zu suchen. Dachse sind in der Lage, anhand geruchlicher Markierungen Artgenossen individuell zu unterscheiden (KRUK *et al.* 1984). Da benachbarte Dachsgruppen die Latrinen im Grenzbereich gemeinsam nutzen (KRUK 1978b) kann man davon ausgehen, daß einem Dachse, der in ein benachbartes Territorium wechselt, die dort lebenden Dachse olfaktorisch "bekannt" sind. Es erscheint denkbar, daß ein Dachse anhand der Markierungen in den Grenzlatrinen abschätzen kann, inwiefern eine Übersiedlung in das Nachbarterritorium sinnvoll ist, d. h. ob hier die Chance, zur Reproduktion zu kommen, gegeben ist. KRUK (1989) und WOODROFFE *et al.* (1997) gehen davon aus, daß männliche Dachse nur dann dismigrieren, wenn im neuen Territorium keine intrasexuelle Konkurrenz zu erwarten ist. Diesen Sachverhalt stützen die Beobachtungen im Hakel. Nachdem die Dachse ins Nachbarterritorium gewechselt waren, konnten dort keine anderen männlichen Artgenossen beobachtet werden. Es

muß aber offenbleiben, ob in dem neuen Territorium bis auf ein Weibchen alle anderen Dachse "verschwunden" (verendet oder ebenfalls abgewandert?) waren oder ob es erst im Zuge des Wechsels zu Verlusten bzw. Vertreibung der vorherigen Revierinhaber durch Revier- bzw. Rangordnungskämpfe kam.

Daß zumindest männliche Dachse nur dann dismigrieren, wenn sie im neuen Territorium auch zur Fortpflanzung kommen können, ist sicher ein Grund dafür, daß in Populationen mit hoher Dichte kaum dismigrierende Männchen zu beobachten sind. Die Lebensraumsättigung führt dazu, daß die Tiere im Geburtsterritorium verbleiben (müssen?). Die im Hakel beobachtete relativ hohe Rate dismigrierender Männchen (3 von 7 markierten Tieren) beruht sicher auf den zum Teil deutlichen (asynchronen) Schwankungen der Gruppengrößen (vgl. Tab. A.3.1).

Im Gegensatz zu dauerhaften Territoriumswechseln können kurzzeitige Exkursionen von Dachsen beider Geschlechter relativ häufig beobachtet werden (KRUUK 1989, CHRISTIAN 1994, WOODROFFE *et al.* 1997). Das Ziel solcher Exkursionen besteht oft in der Kopulation mit Mitgliedern der benachbarten Gruppe (EVANS *et al.* 1989). Inwieweit dies auch für den Hakel zutrifft, muß auf Grund der geringen Materialgrundlage offen bleiben. Da aber zumindest die Exkursionen der Männchen während der Hauptpaarungszeit der Dachse stattfanden ist anzunehmen, daß hier die Suche nach Weibchen anderer Gruppen eine Rolle gespielt hat.

Die wenigen Beobachtungen im Hakel legen den Schluß nahe, daß Dismigrationen im popularen Geschehen der Dachse in diesem Gebiet eine bedeutende Rolle spielen. Weiterführende Untersuchungen müssen jedoch auf der Grundlage einer umfangreicheren Datenbasis zeigen, inwieweit eine weitere Zunahme der Dachsdichte im Gebiet das Dismigrationsverhalten beeinflußt.

6. Analyse von Fundschädeln

6.1. Material und Methoden

6.1.1. Untersuchungsmaterial

Die Mehrzahl der Dachse mit natürlichen Todesursachen verendet innerhalb des Baues (NEAL 1986). Bei späteren Erweiterungen der Bausysteme durch folgende Dachsgenerationen können dann die Skelettreste der verendeten Dachse durch die Grabetätigkeit an die Oberfläche befördert werden.

Im Zeitraum von 1961 bis 1996 wurden alle Dachsbauwerke im Waldgebiet des Hakel regelmäßig kontrolliert und die gefundenen Dachsschädel (im weiteren: Fundschädel) gesammelt. Die Schädel wurden gesäubert und unter Angabe des Fundortes bzw. der Baunummer und des Funddatums magaziniert. Eine erste Auswertung dieses Materials unter morphologischen Gesichtspunkten erfolgte bei STUBBE (1980). Darüber hinaus wurden auch Schädel von im Hakel geschossenen bzw. durch andere unnatürliche Todesursachen verendeten Dachsen (im weiteren: Jagdschädel) in die Analyse einbezogen. Somit standen für die Untersuchung insgesamt 176 Dachsschädel (59 Jagd- und 118 Fundschädel, letztere z. T. ohne Unterkiefer bzw. mit unvollständigem Gebiß) aus dem Gebiet des Hakels zur Verfügung.

Zur Überprüfung der angewandten Altersbestimmungsmethode konnten die Schädel von 10 Dachsen bekannten Alters (Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek Wageningen, Niederlande) untersucht werden. Die Schädel stammen von Tieren, die als Jungtiere im Freiland markiert wurden und dann verendet wiedergefunden wurden.

6.1.2. Altersbestimmung

Von den verschiedenen Altersbestimmungsmethoden, die bisher beim Dachs angewandt wurden (Zusammenstellung bei LÜPS *et al.* 1987, HANCOX 1988, CAVALLINI *et al.* SANTINI 1995), waren für die vorliegende Untersuchung nur zwei Methoden erfolgversprechend, da ja lediglich die (z. T. unvollständigen) Schädel zur Verfügung standen.

Eine Methode beruht auf der Einschätzung des Alters nach der Zahnabnutzung und der Verwachsung der Schädelnähte (STUBBE 1965, LÜPS *et al.* 1987). Diese Methode erlaubt aber lediglich eine relativ sichere Einteilung des Materials nach Jung-, ein- bis zweijährigen und älteren Tieren (VAN BREE *et al.* 1974, DA SILVA *et al.* MACDONALD 1989). Hinzu kommt, daß bei den Fundschädeln die für diese Methode wichtigen unteren Incisivi oft nicht vorhanden waren. Bei Schädeln, die nach dieser Methode Jungtieren zugeordnet werden konnten, erfolgten keine Zahnschnitte.

Für eine genauere Alterseinschätzung der Dachsschädel wurden Zahnschnitte angefertigt und Zuwachslinien im Zahnzement gezählt. Diese Methode ist für die Altersbestimmung erfolgreich bei zahlreichen Säugetierarten angewendet worden (KLEVEZAL *et al.* KLEINENBERG 1967, SERGEANT

1967, GRUE *et* JENSEN 1979, HABERMEHL 1985). Die Neubildung des Zahnzementes an der Zahnwurzel verläuft mit saisonalen Schwankungen. Die einzelnen Schichten unterscheiden sich nach dem Zeitpunkt ihrer Bildung. Man kann verhältnismäßig helle, in den Sommermonaten angelegte und schmale dunkle, im Winter gebildete Schichten unterscheiden (CAVALLINI *et* SANTINI 1995). Die dunklen Schichten werden als die auszählbaren Jahreslinien betrachtet. Die Ursachen bzw. Auslöser dieses Vorgangs sind weitgehend ungeklärt. Es wird angenommen, daß saisonale Veränderungen im Stoffwechselgeschehen dabei eine wichtige Rolle spielen (UTHLEB 1991, COY *et* GARSHELIS 1992).

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde nach einem von DRISCOLL *et al.* (1985) vorgestellten Verfahren gearbeitet. Dieses Verfahren erfordert keine Vorbehandlung des zu untersuchenden Zahnes und auch das zeitaufwendige Anfärben der Schnitte entfällt (siehe auch ANSORGE 1995). Mittels einer Niedertourensäge (ISOMET) mit einer rotierenden diamantbeschichteten Trennscheibe (Stärke 0,15 mm, ca. 200 U/min) wurden drei ca. 50 µm dünne Scheiben aus der Zahnwurzel herausgeschnitten. Der Beurteilung lagen die Schnitte der C¹, bei deren Fehlen in der Reihenfolge C₁, I², P⁴ oder M¹ zu Grunde. Diese Schnitte wurden dann unbehandelt auf einem Objektträger in künstlichen Kanadabalsam eingebettet. Die Untersuchung der Präparate erfolgte anschließend unter dem Binokular (40fache Vergrößerung) bei seitlich einfallendem Kaltlicht. Auf der Grundlage der dabei sichtbaren Zuwachslinien im Zahnzement (Abb. 6.1) und altersspezifischer Schädelmerkmale erfolgte die Bestimmung des Alters des jeweiligen Tieres zum Zeitpunkt seines Todes.

Durch diese Methode war für 147 (40 Jagd- und 107 Fund-) Schädel die Bestimmung des Sterbealters des jeweiligen Tieres möglich. Drei der gefundenen Schädel besaßen keine Zähne mehr, so daß eine entsprechende Untersuchung entfiel. Bei der Einschätzung des Alters ist zu beachten,

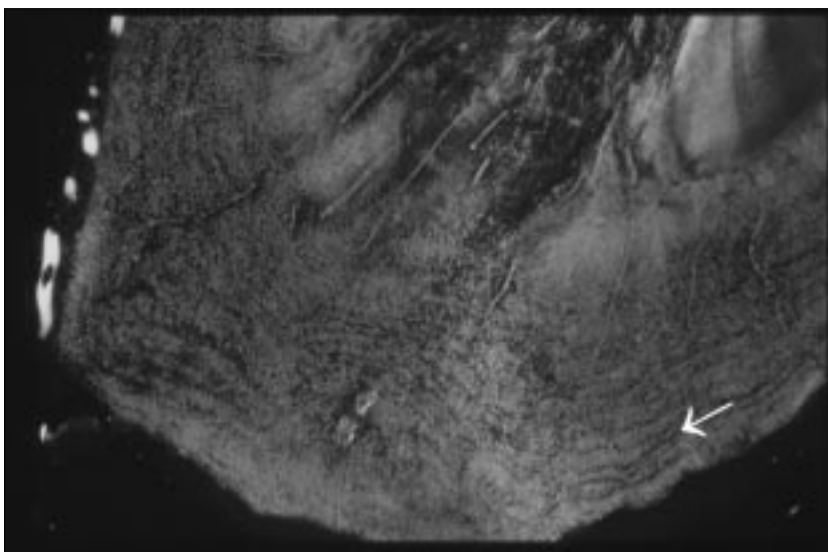


Abb. 6.1: Schnitt durch die Wurzel des C¹ eines 14-jährigen Dachses (Der Pfeil markiert eine der Zuwachslinien)

daß die Zeit der Linienbildung bei Dachsen in Mitteleuropa in die Fortpflanzungszeit (Februar bis April) dieser Art fällt (GRUE *et* JENSEN 1979). Da bei den Dachsen das Permanentgebiß erst im Sommer des Geburtsjahres ausgebildet wird, manifestiert sich die erste Zuwachslinie im Zahnzement frühestens zum Ende des

ersten Winters nach der Geburt. Danach sind Tiere mit nur einer Zuwachslinie zwischen dem ersten und zweiten Lebenswinter verendet. Da der genaue Todeszeitpunkt nicht bekannt war, wurden solche Tiere als anderthalbjährig gewertet und in die Altersklasse 1 (= AK 1) eingeordnet. Die Einteilung der darauffolgenden Altersklassen erfolgte entsprechend.

6.1.3. Geschlechterdifferenzierung

6.1.3.1. Vermessung der Schädel

Da von den Fundschädeln das Geschlecht nicht bekannt war, sollte über die Jagdschädel eine Diskriminanzfunktion entwickelt werden, die eine Einteilung der Fundschädel nach dem Geschlecht erlaubt.

Von sämtlichen Schädeln wurden aus diesem Grund Maße genommen, die in anderen Untersuchungen am Dachs einen (wenn zum Teil auch geringen) Sexualdimorphismus aufwiesen (STUBBE 1980, WIIG 1986, HELL *et* PAULE 1988, LÜPS 1989, LYNCH *et al.* 1997). Da sich bei verschiedenen Carnivorenarten ein meßbarer Sexualdimorphismus vor allem im Vordergebiß, meist in der Größe der Canini (KURTÉN 1969, UTHLEB 1991, GITTLEMAN *et* VAN VALKENBURGH 1997) manifestiert und dies auch für den Dachs gezeigt werden konnte (LÜPS *et* ROPER 1988, LÜPS 1989, GRUNDBACHER *et al.* 1990), erfolgte eine Einbeziehung dieses Maßes in die Untersuchung. Auf Grund der postmortalen Zahnverluste bei vielen Fundschädeln war es nicht möglich, die Zähne direkt zu vermessen. Es wurde daher die Länge der oberen Caninusalveolen als Meßstrecke gewählt (vgl. GRUNDBACHER *et al.* 1990). Die verschiedenen Schädelmaße (Abb. 6.2) wurden durch einmaliges Messen mittels Meßschieber (Genauigkeit 0,1 mm) ermittelt. Danach erfolgte ein Vergleich der Mittelwerte der einzelnen Maße für Weibchen und Männchen mittels t-Test.

6.1.3.2. Allometriegleichung

Da die Anzahl der geschlechtsdeterminierten Schädel adulter Tiere, vor allem der Männchen, relativ gering war, wurden auch die Schädel juveniler Tiere mit bekanntem Geschlecht ($\sigma\sigma$: n = 14; ♀♀ : n = 5) in die Analyse mit einbezogen. Nach Untersuchungen von LÜPS (1983) ist beim Dachs das Längenwachstum des Schädels nach etwa sechs Monaten abgeschlossen, das Breitenwachstum hält jedoch noch an. Dieses wird erst im Alter von drei Jahren beendet (IL-FITURI *et* HAYDEN 1993). Aus diesen Unterschieden in der Wachstumsgeschwindigkeit resultieren altersabhängige Proportionsunterschiede und -änderungen, die als Allometrien bezeichnet werden. Um diese Größenunterschiede der untersuchten Dachsschädel zu erfassen und zu eliminieren wurde daher eine Allometrieanalyse über alle Schädel (Jagd- und Fundschädel) durchgeführt (EHRICH *et* REMPE 1980, FRAHNERT 1993). Die hier gewählte Methodik der Allometrieanalyse folgt im wesentlichen den Untersuchungen von FRAHNERT (1993).

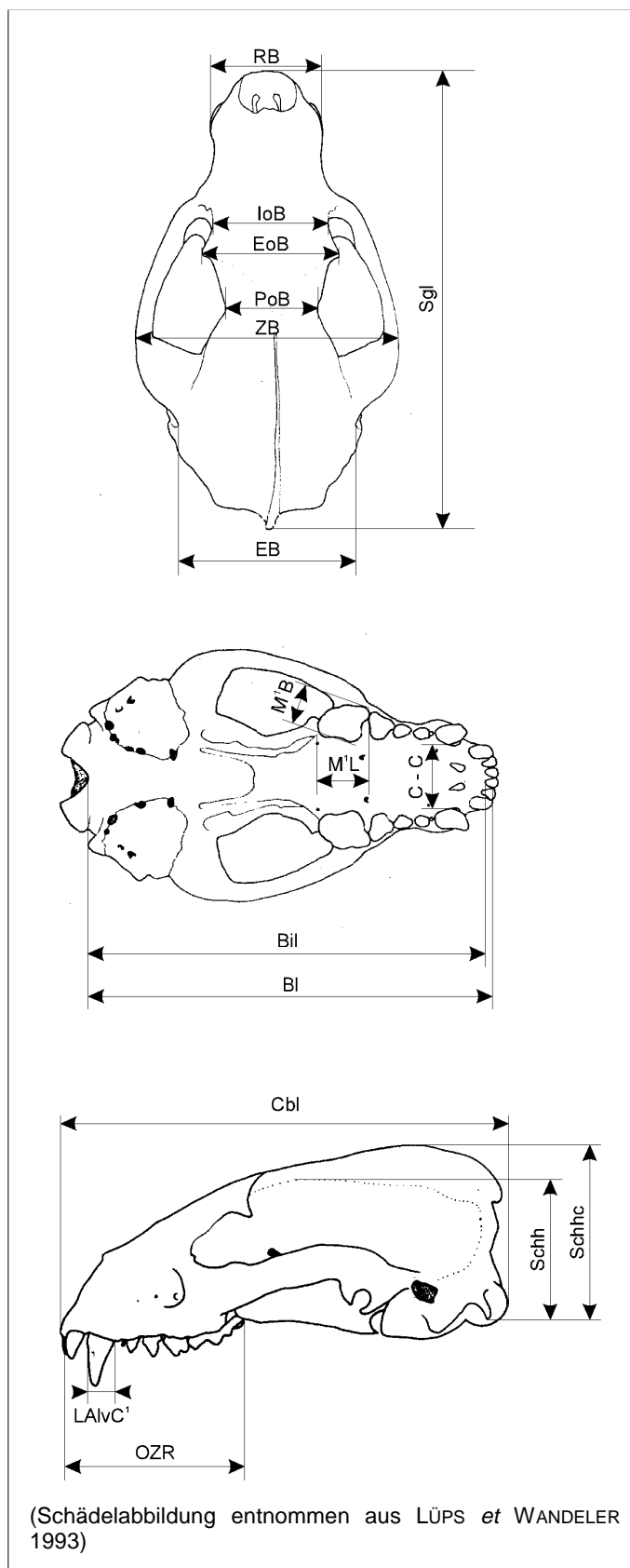


Abb. 6.2: Erläuterung der für die Geschlechterbestimmung verwendeten Meßstrecken (vgl. VON DEN DRIESCH 1976):

RB - Rostrumbreite (Breite des Rostrums über den Canini),

IoB - Interorbitale Breite (geringste Breite zwischen den Orbitae)

EoB - Ektorbitale Breite (Stirnbreite)

PoB - Postorbitale Breite (Breite der postorbitalen Einschnürung)

ZB - Zygomatische Breite (größte Schädelbreite)

EB - Eurymatische Breite (größte Hirnschädelbreite)

Bil - Basilarlänge (Länge vom Basion bis zum Hinterrand der I¹-Alveole)

Bl - Basallänge (Länge vom Basion zum Prosthion)

M¹L - Länge des M¹

M¹B - Breite des M¹

C-C - Abstand der C¹ (kleinster Abstand zwischen den beiden Alveoleninnenrändern der C¹)

Cbl - Condylbasallänge (Länge vom Hinterrand der Condyli occipitales zum Prosthion)

Sgl - Schädelgesamtlänge (größte Schädelhöhe)

SchhC - Schädelhöhe mit Crista sagittalis (Länge vom Basalteil des Os occipitale zur höchsten Stelle der Crista sagittalis)

Schh - Schädelhöhe (Länge vom Basalteil des Os occipitale bis zur höchsten Stelle der Hirnkapsel)

LAIVC¹ - Länge der Alveole des C¹ (größte Länge der Alveole)

OZR - Länge der oberen Zahnreihe (gemessen vom Vorderrand der Alveole des I¹ bis zum Hinterrand der Alveole des M¹)

Ausgehend von der durch SNELL (1891, zit. b. FRAHNERT 1993) angegebenen Allometrieformel

$$y = b * x^a \quad (6.1)$$

mit a,b - Parameter zur Anpassung der Funktion (art- und stichprobenspezifisch)

x,y - quantitative Merkmale

entwickelte REMPE (1962) eine neue Formel zur Berechnung der Allometriegeraden, die den Zusammenhang zwischen dem Lebensalter und den betrachteten Merkmalen beschreibt. Dabei werden die Regressionsgleichungen für jeweils ein Merkmal und das Ontogenesealter über das Alter, das für ein Wertepar (x,y) identisch ist, zur Allometriegleichung verknüpft.

Dazu sind folgende Transformationen notwendig:

$$x = \ln (\text{Merkmal 1})$$

$$y = \ln (\text{Merkmal 2})$$

$$z = 1 / \text{Alter.}$$

Für Abschnitte der Individualentwicklung läßt sich der Zusammenhang von x und z bzw. y und z über die Regressionsgeraden:

$$\hat{x} = a_x * z + b_x \quad (6.2)$$

$$\hat{y} = a_y * z + b_y \quad (6.3)$$

(dabei: \hat{x}, \hat{y} - geschätzte Größen) beschreiben.

Durch Gleichsetzen (nur \hat{x}, \hat{y} - Wertepaare bei gleichem Alter sind dabei von Interesse) erhält man über z die Gleichung der Allometriegeraden:

$$\hat{y} = a * \hat{x} - b \quad (6.4)$$

mit

$$a = a_y / a_x \quad (6.5)$$

$$b = b_x * a_y / a_x + b_y \quad (6.6)$$

Im Unterschied zur Regressionsgeraden beschreibt die Allometrie Gerade den Zusammenhang zwischen den Schätzwerten \hat{x} und \hat{y} .

Um zu zeigen, um wieviel Prozent y größenbedingt ansteigt wenn x um 10% zunimmt, wird aus dem Allometrieexponenten a der "Allometriefuß" berechnet:

$$\text{Allometriefuß} = [\exp (a * \ln 1,1) * 100 - 100] \% \quad (6.7)$$

Bei einem Allometrieexponenten von 1, der Isometrie anzeigt, beträgt der Allometriefuß 10%. Über 10% liegt eine positive und unter 10% eine negative Allometrie vor.

6.1.3.3. Korrektur altersabhängiger Größenunterschiede

Um die Werte der einzelnen Schädelmaße $y[j]$ auf ein Standardmaß (in diesem Fall der Mittelwert) des Bezugsmaßes x zu korrigieren, wurde nach FRAHNERT (1993) folgende Formel genutzt:

$$y^*[j] = y[j, i] + a[j] * (\bar{x} - x[i]). \quad (6.8)$$

Dabei gilt: $y^*[j]$ - korrigierter Meßwert,

$a [j]$ - Allometrieexponent für das Merkmal $y[j]$ zum Bezugsmaß x

\bar{x} - Mittelwert des Bezugsmaßes

Die auf die beschriebene Weise korrigierten Meßwerte gingen in eine lineare Diskriminanzanalyse ein, mittels der eine Trennung der Geschlechter vorgenommen werden konnte.

6.2. Ergebnisse

6.2.1. Geschlechterbestimmung

Die Auswertung der Messungen an den Schädeln adulter Dachse (AK 1 und älter) ergab keine eindeutigen Unterschiede zwischen den Geschlechtern. Die Männchen ($n = 16$) zeigen in allen untersuchten Schädelmaßen durchschnittlich höhere Werte als die Weibchen ($n = 24$) (Tab. A.6.1). Die größten intersexuellen Mittelwertunterschiede traten in der Länge der oberen Caninusalveolen, der Zygomatischen Breite, der Rostrumbreite, der Eurymatischen Breite und der Schädelhöhe auf. In allen Fällen sind die Unterschiede signifikant (t-Test: $\alpha < 0,001$). Von den Oberschädelmaßen zeigten die Basilarlänge und die Länge der oberen Zahnreihe noch deutliche Mittelwertunterschiede ($\alpha < 0,01$) zwischen den Geschlechtern. Keine der untersuchten Meßstrecken erlaubte jedoch eine eindeutige Zuordnung des jeweiligen Schädels zu einem der beiden Geschlechter. Anhand der Länge der oberen Eckzahnalveole war es jedoch möglich, 39 von 40 adulte Tiere (97,5%) dem entsprechenden Geschlecht zuzuordnen. Jedoch ist die vorliegende Stichprobe zu klein, um diesen Sachverhalt zu verallgemeinern.

Betrachtet man die Meßwerte aller Schädel (Fund- und Jagdschädel) zeigen sich für zahlreiche Maße altersabhängige Veränderungen, die bei der Geschlechterdifferenzierung beachtet werden mußten. Eine Korrelation der Maße aller altersbestimmten Schädel mit der jeweiligen Altersklasse ergab für die Zygomatische Breite ($r_s = 0,407$, $\alpha < 0,001$), die Schädelhöhe mit Crista ($r_s = 0,262$, $\alpha < 0,001$), die Ektorbitale Breite ($r_s = 0,278$, $\alpha < 0,001$) und den Abstand zwischen den oberen Canini ($r_s = 0,27$, $\alpha < 0,001$) positiv signifikante Zusammenhänge. Auch die Schädelgesamtlänge, die Rostrumbreite und die Interorbitale Breite zeigen eine positive Korrelation mit dem Alter ($\alpha < 0,05$). Die Postorbitale Breite nimmt mit zunehmendem Alter signifikant ab ($r_s = -0,166$, $\alpha < 0,05$), was durch eine Streckung des Schädels in diesem Bereich während des Wachstums begründet ist.

Um die oben dargestellten Zusammenhänge zwischen dem Alter und einigen Schädelmaßen zu

korrigieren, wurden für die einzelnen Maße die Allometrieeraden über alle Schädel berechnet. Als Bezugsmaß diente in allen Fällen die Basallänge. Die jeweiligen Allometrieexponenten und Allometriefüße sind in Tab. A.6.2 dargestellt. Die mittels der Allometrieeraden korrigierten Meßwerte gingen (in logarithmierter Form!) in eine multivariate Diskriminanzanalyse ein. Das Maß mit der besten Trennschärfe, die Länge der oberen Caninusalveole, ermöglichte bereits die richtige Einordnung von 93,1% der geschlechtsdeterminierten Schädel. Eine vollständige Trennung dieser Schädel gelang unter der zusätzlichen Verwendung der Maße: Schädelhöhe, Interorbitale Breite und Zygomatische Breite. Der verallgemeinerte Abstand zwischen den Geschlechtern war mit 3,51 hochsignifikant ($\alpha < 0,001$).

Die Trennformel lautet:

$$\text{Trennwert} = 170,64 * \text{LalvC}^1 - 117,12 * \text{IoB} + 88,40 * \text{Schh} + 98,21 * \text{ZB} - 319,98$$

Ein Trennwert kleiner 0 bedeutet Weibchen, größer 0 Männchen. Mittels dieser Formel konnten alle geschlechtsdeterminierten Schädel ($n = 59$) dem richtigen Geschlecht zugeordnet werden.

6.2.2. Geschlechterzusammensetzung des Fundmaterials

Tab. 6.1: Geschlechterzusammensetzung des Untersuchungsmaterials

Geschlecht	Anzahl Fundschädel	Anzahl Jagdschädel
♂♂	47	30
♀♀	67	29
unbestimmt	4	-
gesamt	118	59

Die an Hand der Trennfunktion bestimmte Zusammensetzung des Fundmaterials ist in Tab. 6.1 dargestellt. Vier Schädel wiesen Schäden auf, die die Abnahme zumindest eines der entscheidenden Maße unmöglich machten. Daher konnte in diesen Fällen keine Zuordnung zu einem der Geschlechter vorgenommen werden. Die Geschlechterzusammensetzung der Jagdschädel wurde zu Vergleichszwecken ebenfalls in Tab. 6.1 mit auf-

geführt. Das Geschlechterverhältnis unter den 114 geschlechtsdeterminierten Schädeln beträgt 1 : 1,43 und weicht damit deutlich von einer Gleichverteilung ab ($\chi^2 = 3,51$; FG = 1; $0,1 > \alpha > 0,05$). Die Fundschädel waren nahezu gleichverteilt auf die Geschlechter (1 : 0,97).

6.2.3. Alterszusammensetzung des Untersuchungsmaterials

6.2.3.1. Jagdschädel

Bedingt durch den verhältnismäßig geringen Stichprobenumfang und die Unterscheidung von 16 Altersklassen ist nicht zu erwarten, daß die Alterszusammensetzung der Jagdschädel (Abb. 6.3) repräsentativ für die Dachspopulation des Hakels sein kann. Hinzu kommt, daß die Stichprobe das Ergebnis unterschiedlicher Jagdmethoden über einen längeren Zeitraum darstellt und damit die Voraussetzung, daß die Erbeutungswahrscheinlichkeit für beide Geschlechter und alle Altersklassen gleich ist, nicht erfüllt wird.

Jungtiere (AK 0) machen etwa ein Drittel (32,5%) der gesamten Stichprobe aus. Auffällig ist der hohe Anteil der Männchen in dieser Altersklasse. Auf Grund der oben dargestellten Einschränkungen ist es aber unwahrscheinlich, daß dieser hohe Anteil reale Verhältnisse widerspiegelt. Insgesamt sind mehr als die Hälfte der Tiere (55,9%) den Altersklassen 0 bis 2 zuzuordnen. Trotz der verhältnismäßig geringen Stichprobengröße sind in beiden Geschlechtern alle Altersklassen bis zur AK 9 vertreten. Die ältesten Tiere beider Geschlechter sind ein Weibchen mit 13 Jahren und ein Männchen mit 15 Jahren. Dieses Alter entspricht dem aus der Literatur bekannten Höchstalter für Dachse in freier Wildbahn (GRAF *et* WANDELER 1982a, PAGE *et al.* 1994, EICHSTÄDT *et* ROTH 1997).

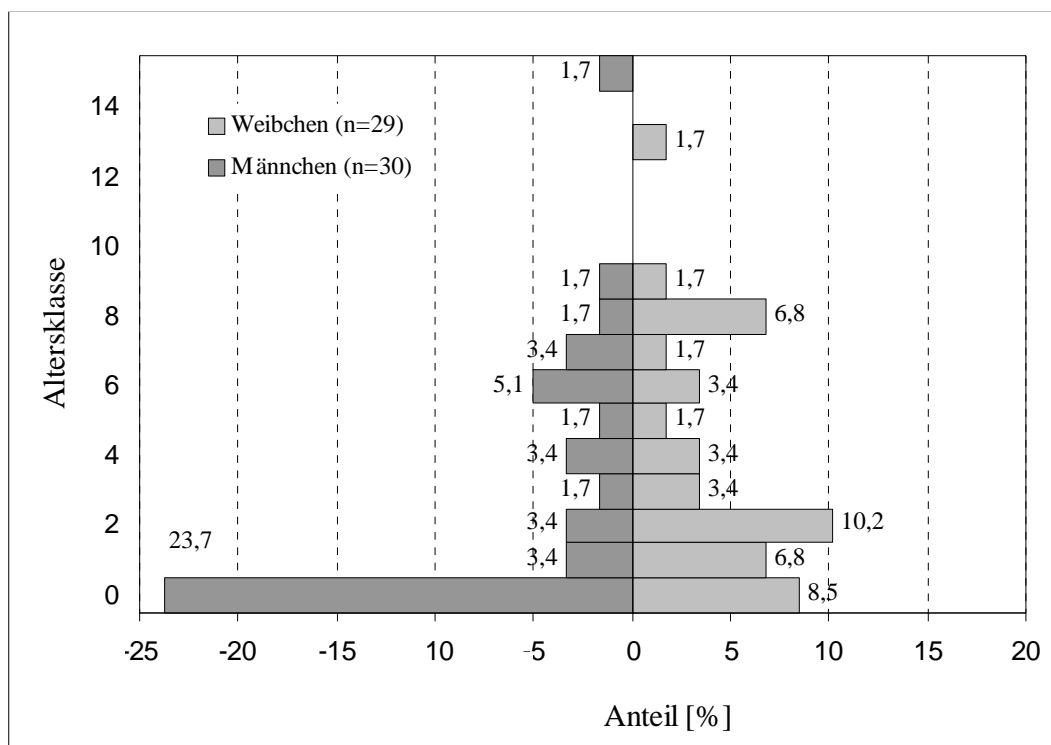


Abb. 6.3: Zusammensetzung der Jagdschädel nach Geschlecht und Alter (n = 59)

6.2.3.2. Fundschädel

In der gesamten Probe wurden nur 6 Schädel der AK 0 gefunden, die sich alle als Weibchen erwiesen. Bei den Schädeln von Jungtieren ist auf Grund der noch nicht vollständig verwachsenen Suturen und einer allgemein dünneren Knochenstruktur die Wahrscheinlichkeit, daß sie bereits im Bau oder aber spätestens beim Ausgraben zerfallen verhältnismäßig hoch. Da diese Einzelreste in den Auswurfmassen vor den Dachsbauen nur schwer zu finden sind, kann man davon ausgehen, daß diese Altersklasse im Fundmaterial unterrepräsentiert ist. Im Folgenden werden daher nur die Tiere von der AK 1 an aufwärts betrachtet.

Die Alterszusammensetzung der Fundschädel ist in Abb. 6.4 dargestellt. Da man nicht unbedingt von einer gleichen Fundwahrscheinlichkeit für beide Geschlechter ausgehen kann (vgl. Kap. 6.3.2.), werden hier Männchen und Weibchen getrennt betrachtet.

Bei den Weibchen traten die höchsten natürlichen Verluste in den ersten beiden Altersklassen auf. Insgesamt 58,4% der Weibchenschädel gehörten den AK 1 und AK 2 an. In den folgenden Altersklassen ist eine kontinuierliche Abnahme der Tierzahl zu erkennen. Das älteste nachgewiesene Weibchen erreichte ein Alter von 14 Jahren. Die auffällige Lücke zwischen der AK 7 und der AK 13 ist sicher auf den noch zu geringen Materialumfang zurückzuführen.

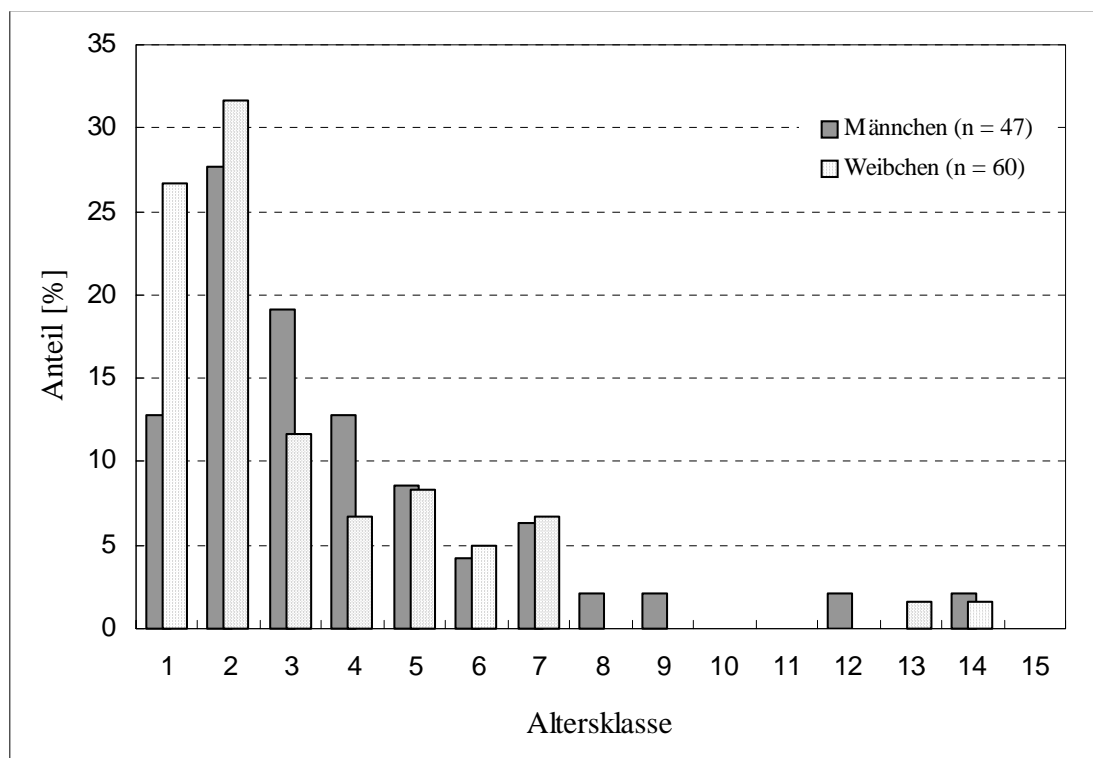


Abb. 6.4: Zusammensetzung des Fundschädelmaterials nach Geschlecht und Alter (n = 107), unter Ausschluß der Schädel der AK 0 (n = 6)

Bei den Männchen zeigt sich ein etwas anderes Bild. Die höchsten natürlichen Verluste liegen (vergleichbar den Weibchen) in der AK 2. Die AK 1 tritt aber nicht so stark in Erscheinung. Der Anteil der beiden Altersklassen zusammen beträgt 40,5% der gesamten Probe der Männchen. Wie bei den Weibchen nimmt die Anzahl der Tiere von der zweiten zu den höheren Altersklassen kontinuierlich ab, wobei die Kurve aber nicht so steil abfällt. In den Altersklassen 3 und 4 treten bei den Männchen verhältnismäßig mehr Verluste auf als bei den Weibchen. Das nachgewiesene Höchstalter eines Männchens ist wie bei den Weibchen 14 Jahre.

6.3. Diskussion

6.3.1. Methodik der Altersbestimmung

Bei mehreren Arten wurde für Tiere bekannten Alters die Übereinstimmung der Anzahl der Jahreslinien im sekundären Dentin bzw. im Zahnzement mit dem tatsächlichen Alter bestätigt (KLEVEZAL *et* KLEINENBERG 1966, SERGEANT 1967, GRUE *et* JENSEN 1973, 1979). Bei der Altersbestimmung von Dachsschädeln anhand der Zuwachslinien gingen die Autoren daher auch immer von einer gebildeten Linie pro Jahr aus (KLEINENBERG *et* KLEVEZAL 1966, VAN BREE *et al.* 1974, AHNLUND 1976, GRUE *et* JENSEN 1979, GRAF *et* WANDELER 1982a, LÜPS *et al.* 1987, FEICHTNER 1996, FAUSTMANN 1997). Die Berechtigung dieser Annahme konnte für den Dachs bisher nur an wenigen Tieren überprüft werden. So untersuchte BERGSMA (1992) bei neun altersbestimmten Dachsen die Linienbildung im Zahnzement und erhielt bei allen eine Übereinstimmung zwischen dem tatsächlichen und dem nach der Anzahl der Zuwachslinien im Zahnzement geschätzten Alter. THOMÉ *et* GEIGER (1997) kamen bei zwei von ihnen untersuchten Dachsen zu dem gleichen Ergebnis.

Um die Anwendbarkeit und Aussagekraft der gewählten Methode der Altersbestimmung (aber auch der Schneidetechnik) zu prüfen, wurde im Rahmen dieser Arbeit bei 10 Dachsen bekannten Alters die Anzahl der Zementlinien bestimmt. Für neun der Dachse erfolgte dies bereits durch BERGSMA (1992). Seine Ergebnisse beruhen jedoch auf der Auszählung der Zementlinien in gefärbten Zahndünnschliffen.

Für alle in dieser Arbeit untersuchten Vergleichsschädel ergab sich bei der gewählten Methode eine Übereinstimmung zwischen der nach den Zementlinien ermittelten Altersklasse und dem tatsächlichen Alter (Tab. 6.2). Die realen Altersangaben für die einzelnen Dachse beziehen sich auf den 1. März als angenommenen Geburtstermin der Jungtiere.

Auch die Feststellung von GRUE *et* JENSEN (1969), daß sich bei Dachsen die erste Linie am Ausgang des ersten Lebenswinters der Tiere bildet, trifft auf die hier untersuchten Tiere zu. Erst bei den beiden 13 Monate alten Tieren konnte eine Linie nachgewiesen werden. Da bei anderen Carnivorenarten an umfangreicherem Material ähnliche Resultate erzielt wurden, kann man auch

Tab. 6.2: Ergebnis der Altersbestimmung an den Canini von Dachsen mit bekanntem Alter

Nr. des Tieres	sex	Lebensjahr (Alter in Monaten)	Zahnabnutzung ¹⁾	Anzahl der Zementlinien	Lebensjahr nach Zahnschnitt
88/038	♂	1. (10)	I/II	0	1.
90/002	♂	1. (10)	II	0	1.
90/043	♀	1. (11)	I/II	0	1.
89/140	♂	2. (13)	II	1	2.
89/141	♀	2. (13)	II	1	2.
92/037	♀	2. (18)	III	1	2.
91/064	♂	3. (25)	IV/V	2	3.
90/042	♀	5. (51)	VI	4	5.
91/158	♀	5. (54)	VI	4	5.
93/088	♂ (?)	6. (63)	VI	5	6.

¹⁾ Die Grade der Zahnabnutzung beziehen sich auf die Arbeiten von LÜPS *et al.* (1987) und STUBBE (1989b).

beim Dachs von einer jährlichen Zuwachslinie im Zahnzement ausgehen. Soweit Material verfügbar ist bleibt zu prüfen, ob der Zusammenhang zwischen dem Alter und der Anzahl der Zuwachslinien auch in den hohen Altersklassen zu beobachten ist. Zumindest bei Untersuchungen am sekundären Dentin ist zu vermuten, daß durch den Verschluß der Pulpahöhle die Zuwachsbildung erschwert wird. Auch eine Resorption bereits vorhandener Linien erscheint möglich.

Die Ergebnisse der hier vorgestellten Voruntersuchung zeigen, daß die gewählte Schnitttechnik (ohne Vorbehandlung und Anfärben) geeignet ist, Zementzuwachslinien beim Dachs für die Altersbestimmung sichtbar zu machen (vgl. ANSORGE 1995). Dennoch erfordert das Auszählen der Zuwachslinien eine gewisse Erfahrung des Betrachters.

6.3.2. Zusammensetzung des Untersuchungsmaterials nach Geschlechtern

Das Phänomen, daß auf Dachsbauen häufig Skelettreste (insbesondere Schädel) von Dachsen zu finden sind, ist seit langem bekannt (NEAL 1986). Diese Reste stammen überwiegend von Tieren, die im Bau verendet sind und deren Reste nach einiger Zeit von nachfolgenden Dachsgenerationen im Zuge von Bauerweiterungen aus dem Bau entfernt wurden. ROPER (1994b) führt Beobachtun-

gen an, nach denen Dachse auch tote Artgenossen aus der Nähe des Baues in diesen hineinziehen („..bury their dead?“). Solche Verhaltensweisen dürften jedoch Ausnahmen sein und ein Sinn ist nicht ersichtlich (vgl. NEAL 1986, RUPRECHT 1996). Unabhängig davon, ob die Tiere im Bau verendeten oder post mortem dorthin gebracht wurden, handelt es sich in den meisten Fällen um verendete Tiere mit natürlichen Todesursachen.

In der vorliegenden Untersuchung wurde für die Fundschädel ein zu Gunsten der Weibchen verschobenes Geschlechterverhältnis festgestellt. Beim Dachse wird allgemein von einem ausgeglichenen primären und sekundären Geschlechterverhältnis der Jungen ausgegangen (ANDERSON *et* TREWHELLA 1985, NEAL 1986). Eine genauere Betrachtung der Daten zeigt aber, daß diese Annahme auf Untersuchungen zum Geschlechterverhältnis der Jungdachse nach dem ersten Erscheinen auf dem Bau (ca. 8 - 10 Wochen nach der Geburt) oder zu einem späteren Zeitpunkt im ersten Lebensjahr der Tiere beruht. Über das primäre (präinatale) Geschlechterverhältnis des Dachses liegen bisher keine auf einer ausreichenden Materialbasis beruhenden Ergebnisse vor. Bei den mitgeteilten Daten handelt es sich um ein tertiäres Geschlechterverhältnis, welches nicht zwangsläufig mit dem primären oder sekundären Geschlechterverhältnis übereinstimmen muß. Da jedoch eine Untersuchung junger Dachse kurz nach der Geburt nur in seltenen Fällen möglich ist, muß man auf diese Daten zurückgreifen. Es ist aber immer wichtig, die angewandte Methode der Datenerhebung zu beachten. So kann z. B. die Auswertung von Jagdstrecken bei wenig geschlechtsdimorphen Arten ein stark verzerrtes Bild ergeben (GOSSOW 1976). Es ist z. B. anzunehmen, daß die Geschlechterzusammensetzung der erlegten Jungdachse in der hier vorliegenden Arbeit (Abb. 6.3) nicht die realen Gegebenheiten in der lebenden Population widerspiegelt.

In den bisher umfangreichsten Untersuchungen zur Populationsstruktur des Dachses machten CHEESEMAN *et al.* (1987), HARRIS *et* CRESSWELL (1987) und RODGERS *et al.* (1997b) wahrscheinlich, daß das Geschlechterverhältnis der Jungdachse bei der Geburt trotz teilweise beträchtlicher jährlicher Schwankungen ungefähr 1:1 beträgt. Aber bereits im Alter bis zu einem Jahr konnten die Autoren bei männlichen Dachsen eine im Vergleich zu den Weibchen höhere Mortalitätsrate beobachten. Auch in allen weiteren Altersklassen lag die Mortalität der Männchen über der der Weibchen. Daraus resultierte über den gesamten Untersuchungszeitraum und alle Altersklassen betrachtet in der gesamten Population ein Männchenanteil von 39% (RODGERS *et al.* 1997b).

Die im Gegensatz zu Weibchen erhöhte Mortalität der Männchen in den einzelnen Altersklassen führt zu der Annahme, daß unter der Voraussetzung, daß die Mehrzahl der Dachse im Bau verendet (NEAL 1986), in einer Probe natürlich verendeter Tiere mehr Männchen als Weibchen zu erwarten wären. Die vorliegende Untersuchung kam jedoch zu einem gegenteiligen Ergebnis. Das in dieser Arbeit gefundene Geschlechterverhältnis des Untersuchungsmaterials zeigt eine deutliche Verschiebung zu Gunsten der Weibchen.

Hierfür könnten verschiedene Gründe ausschlaggebend sein. Zum einen ist zu vermuten, daß die untersuchte Probe noch nicht ausreichend groß war, um reale Verhältnisse ausreichend widerzuspiegeln. Die langjährigen Untersuchungen von RODGERS *et al.* (1997b) in England z. B.

basieren auf der Markierung und dem Wiederfang von ca. 3000 Dachsen.

Ein weiterer Grund für das von der Erwartung abweichende Geschlechterverhältnis im Fundmaterial ist möglicherweise die Sammlungsmethodik. Vor allem wurden die Hauptbaue regelmäßig nach Fundschädeln abgesucht. Kleinere Baue wurden, soweit sie bekannt waren, nur in unregelmäßigen Abständen kontrolliert. Verletzte Dachse (z. B. durch intraspezifische Aggressionen) ziehen sich meist in den nächstgelegenen bekannten Bau zurück (NEAL 1986, KRUK 1989, BUTLER *et* ROPER 1994). In Kapitel 5.2.5. dieser Arbeit konnte gezeigt werden, daß kurzzeitige und dauerhafte Territoriumswechsel vorrangig bei Männchen zu beobachten sind. Daher dürfte für Männchen auch das daraus resultierende Verletzungsrisiko (z. B. durch Auseinandersetzungen mit Artgenossen in benachbarten Territorien) höher sein, als für Weibchen (CRESWELL *et al.* 1992). Wenn sich die verletzten Dachse dann in kleine Baue nahe der Territoriumsgrenze zurückziehen und auch verenden, ist die Wahrscheinlichkeit, daß dort in der Folge der Schädel gefunden wird im Vergleich zu den Hauptbauen relativ gering.

In einem anderen Zusammenhang weisen auch EICHSTÄDT *et* ROTH (1997) auf die Unterschiede in der Mobilität zwischen beiden Geschlechtern als Ursache für ein unterschiedliches Mortalitätsrisiko hin. In einer Probe verkehrstoter Dachse aus Mecklenburg-Vorpommern fanden die Autoren deutlich mehr Männchen als Weibchen (Geschlechterverhältnis: 1 : 0,75). Sie führen dieses Ergebnis darauf zurück, daß die Wahrscheinlichkeit im Straßenverkehr umzukommen für die im Vergleich zu den Weibchen mobileren Männchen höher ist.

Im Verlauf der Telemetriestudie konnten Territoriumswechsel lediglich innerhalb des Waldes belegt werden (Kap. 5.2.5.). Dies schließt jedoch nicht aus, daß einige Dachse auch in angrenzende Agrargebiete dismigrieren. Da im Rahmen der vorliegenden Arbeit keine Untersuchung der Dachse in den agrarisch genutzten Gebieten möglich war, kann nichts über das Ausmaß einer möglichen Dismigration vom Wald auf die Ackerflächen (und umgekehrt?) ausgesagt werden.

Die hier aufgeführten Gründe sprechen dafür, daß das im Fundmaterial festgestellte Geschlechterverhältnis nicht die Gegebenheiten in der lebenden Population reflektiert. Vielmehr ist anzunehmen, daß das zu Gunsten der Weibchen verschobene Geschlechterverhältnis auf Verhaltensunterschieden der Dachse (z. B. bei der Dismigration) und methodischen Einschränkungen beruht.

6.3.3. Zusammensetzung des Untersuchungsmaterials nach Altersklassen

Entsprechend dem in verschiedenen Untersuchungen dargestellten idealisierten Altersaufbau einer Dachspopulation ist zu erwarten, daß in der ersten Altersklasse die meisten toten Dachse anfallen und deren Zahl über die folgenden Altersklassen immer stärker zurückgeht. Dieses Bild zeigte sich bei der Analyse der Alterszusammensetzung von Proben verkehrstoter Dachse (EICHSTÄDT *et* ROTH 1997) bzw. Dachsen mit unterschiedlichen anthropogen bedingten Todesursachen (GRAF *et* WANDELER 1982a).

Die in der vorliegenden Untersuchung ermittelte Altersklassenzusammensetzung der Fundschädel

weicht jedoch von dem erwarteten Schema ab. So finden sich bei beiden Geschlechtern die meisten toten Dachse nicht wie erwartet in der AK 1, sondern in der AK 2. Das bedeutet, es handelt sich um Tiere, die im Zeitraum zwischen ihrem zweiten und dritten Lebenswinter verendet sind. Ein mögliche Erklärung für dieses zunächst unlogische Ergebnis könnte im Fortpflanzungsverhalten der Dachse zu suchen sein.

Bis auf wenige Ausnahmen werden weibliche Dachse frühestens im zweiten Lebensjahr erstmals trächtig (AHLNUND 1980, WANDELER *et* GRAF 1982). Das bedeutet, daß sie nach dem zweiten Lebenswinter erstmals Junge werfen. Die Fortpflanzung ist vor allem für die weiblichen Dachse ein sehr energieintensiver Prozeß. WOODROFFE *et* MACDONALD (1995b) konnten zeigen, daß Weibchen die trächtig waren und laktierten einer höheren Mortalität unterliegen als solche, die nicht trächtig waren oder aber trächtig waren, jedoch nicht laktierten. Diese erhöhte Mortalität wird besonders bei zweijährigen Weibchen, die erstmals reproduzieren, deutlich (CHEESEMAN *et al.* 1987, WOODROFFE *et* MACDONALD 1995b). Hinzu kommt, daß junge erstmals reproduzierende Weibchen verstärkt den intraspezifischen Aggressionen älterer ranghöherer Weibchen ausgesetzt sind (KRUUK 1989). Hier könnte ein Grund dafür liegen, daß die AK 2 bei den Weibchen im Untersuchungsmaterial stärker vertreten ist als die AK 1.

Auch bei den Männchen könnte das Fortpflanzungsverhalten für die im Vergleich zur AK 1 höheren natürlichen Verluste in der AK 2 verantwortlich sein. Männliche Dachse werden in der Regel im zweiten Lebensjahr geschlechtsreif (AHLNUND 1980, GRAF *et* WANDELER 1982b). Das bedeutet, nach ihrem zweiten Lebenswinter beteiligen auch sie sich erstmals an der Hauptanz. Es erscheint möglich, daß dabei Auseinandersetzungen mit ranghöheren Männchen auftreten, in deren Folgen die jüngeren Männchen dann verletzt werden und verenden. Dies würde erklären, warum die AK 2 im Untersuchungsmaterial bei den Männchen häufiger gefunden wurde, als die AK 1.

Die Verteilung des Untersuchungsmaterials auf die höheren Altersklassen entspricht bei beiden Geschlechtern im wesentlichen den nach der Zusammensetzung einer Dachspopulation zu erwartenden Abgängen. Die Lücken in den höheren Altersklassen zeigen, daß der für die Untersuchung zur Verfügung stehende Materialumfang noch zu gering war.

6.3.4. Populationsbiologische Aussagen

Um die Struktur einer bestimmten Population zu ermitteln, gibt es im wesentlichen zwei Möglichkeiten. Die eine besteht in der Untersuchung größerer Serien toter Tiere und die andere in der Markierung und Individualerkennung möglichst vieler Tiere. Die letztgenannte Methode ist zumindest beim Dachs sehr zeit- und personalintensiv und wurde erst zweimal durchgeführt (CHEESEMAN *et al.* 1987, HARRIS *et* CRESSWELL 1987, RODGERS *et al.* 1997b).

Aus der Zusammensetzung einer größeren Probe durch anthropogenen Einfluß verendeter Dachse (vorsichtige) Rückschlüsse auf die Zusammensetzung der jeweiligen realen Population zu ziehen (LÜPS 1984, EICHSTÄDT *et* ROTH 1997), ist wie auch bei anderen Raubsäugerarten nicht uneinge-

schränkt möglich. Die Berechtigung dieses Rückschlusses wird von einigen Autoren grundsätzlich in Frage gestellt (GRAF *et al.* WANDELER 1982a, LINDSTRÖM 1982, PAGE *et al.* 1994). Zum einen kann nicht ermittelt werden, ob beide Geschlechter in allen Altersklassen im selben Maße den verschiedenen Todesursachen ausgesetzt sind (LÜPS *et al.* 1987). Hinzu kommt noch, daß in einigen Fällen Material mit verschiedenen Todesursachen vermischt wurde.

Ausgehend von den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung stellt sich die Frage, ob die Analyse von Fundschädeln geeignet ist, Aussagen zur Populationsstruktur der Dachse im Untersuchungsgebiet zu liefern.

Um demographische Parameter einer Population über die Analyse von toten Tieren zu erhalten, müssen vier Grundvoraussetzungen erfüllt sein (vgl. ANSORGE *et al.* 1997):

- Erfassung der Daten zu einem bestimmten Zeitpunkt und nicht über einen längeren Zeitraum
- stabile Population ohne Emigration und Immigration
- gleiche Wirksamkeit der verschiedenen Todesursachen für alle Altersklassen in beiden Geschlechtern
- wenn die Anzahl toter Jungtiere nicht direkt erfaßbar ist, muß sie berechnet werden können (das Geschlechterverhältnis der Jungen bei der Geburt muß bekannt sein).

Methodisch bedingt kann der erste Punkt bei der Analyse von Fundschädeln gar nicht erfüllt werden. Abgesehen davon, daß das dieser Untersuchung zu Grunde liegende Material aus einem Zeitraum von fast vierzig Jahren stammt, kann man keine Aussagen darüber treffen, wie lange die Schädel in den Bauen lagen, bevor sie ausgegraben wurden. Da die Schädel fast alle auf Bauen gesammelt wurden die aktuell von Dachsen bewohnt waren, kann man davon ausgehen, daß eventuell vorhandene Skelettreste nicht sehr lange im Bau blieben. Die Beobachtungen von ROPER (1992) und PETERS *et al.* (1972), die bei Bauausgrabungen nur in seltenen Fällen Skelettreste fanden deuten darauf hin, daß Reste toter Dachse relativ schnell wieder aus dem Bau entfernt werden. Dennoch verlängert sich der ohnehin schon lange Sammlungszeitraum noch um unbestimmte Zeit.

Auch die folgenden Bedingungen können bei einer Analyse von Fundschädeln nicht oder nur unzureichend erfüllt werden. Wie im Kap. 3. dieser Arbeit gezeigt werden konnte, handelt es sich bei der Dachspopulation des Hakels nicht um eine stabile Population. Es treten zum Teil sehr deutliche Populationsschwankungen auf. Hinzu kommt, daß das Ausmaß und die Auswirkungen von Emigration und Immigration nicht abgeschätzt werden können.

Die Herkunft des Untersuchungsmaterials aus dem Hakel bringt es mit sich, daß die Ursachen, die zum Tod der einzelnen Tiere führten, nicht bekannt sind. Selbst in Untersuchungen an Dachsen, die einer bekannten Todesursache erlegen waren konnte nicht geklärt werden, ob sich die jeweilige Todesursache auf die Geschlechter oder verschiedenen Altersklassen unterschiedlich auswirken. So gehen LINDSTRÖM (1982) und PAGE *et al.* (1994) davon aus, daß auch große Serien von verkehrstoten Raubsäugetern nicht repräsentativ für die zu untersuchende Population sind. In der hier

vorliegenden Untersuchung, in der verschieden mögliche Todesursachen angenommen werden können (Alterserscheinungen: HANCOX 1988; Krankheiten: TSCHIRCH 1989, STUBBE *et al.* STUBBE 1994; intraspezifische Aggression: KRUUK *et al.* PARISH 1987, LÜPS *et al.* ROPER 1990, KRUUK 1989, HARRIS *et al.* 1992; Schadstoffe: MA *et al.* BROEKHUIZEN 1989, JEFFERIES 1969) ist davon auszugehen, daß diese auch in den einzelnen Altersklassen ungleich wirksam sind (LÜPS *et al.* 1987). So können beim Dachse, bedingt durch die soziale Lebensweise, Seuchenzüge verheerende Auswirkungen haben (vgl. Kap. 3.2.2., STUBBE 1965) und dann alle Altersklassen betreffen. Das heißt, beim Auftreten seuchenhafter Erkrankungen sterben Altersklassen, die in einer seuchenfreien Population oder zu einer seuchenfreien Zeit gar nicht verenden würden.

Auf Grund der leichten Zerfallbarkeit der Schädel junger Dachse ist bei Fundschädeln keine Aussage über die AK 0 und ihren Anteil an der gesamten Population möglich. Auch eine Rückrechnung aus anderen populationsbiologischen Parametern (Wurfgröße, Anteil trächtiger Weibchen etc.), wie sie etwa ANSORGE *et al.* (1997) für den Fischotter vornehmen, ist beim Dachse kaum möglich.

Aus den hier dargestellten Argumenten läßt sich erkennen, daß die Analyse von Fundschädeln nicht geeignet ist, um populationsökologische Parameter abzuleiten oder ein Populationsmodell zu entwickeln. Die einzige Möglichkeit, die stichhaltige Aussagen zur Populationsstruktur erlaubt, wäre eine langfristige Fang - Wiederfang - Studie, wie sie von RODGERS *et al.* (1997b) durchgeführt wurde.

Dennoch stellen Fundschädel aber eine wichtige Materialbasis für anders ausgerichtete Analysen dar. Dies betrifft z. B. Fragen der Populationsdifferenzierung auf der Grundlage metrischer (STUBBE 1980) und nichtmetrischer Merkmale (EICHSTÄDT *et al.* 1997), für deren Bearbeitung umfangreiches Schädelmaterial aus möglichst kleinen geographischen Räumen besonders wertvoll ist.

7. Gesamtdiskussion

Kaum eine andere europäische Carnivorenart wurde in den letzten Jahren so intensiv untersucht wie der Dachs. Doch trotz des großen Wissenszuwachses sind einige Aspekte der Biologie und Ökologie dieser Art immer noch unklar bzw. werden kontrovers diskutiert. Im Folgenden sollen daher die Ergebnisse der einzelnen Teilabschnitte der vorliegenden Arbeit im Hinblick auf einige dieser Fragen diskutiert werden.

Über die Faktoren, die die Territoriumsgröße und die Populationsdichte des Dachses entscheidend beeinflussen können, gibt es unterschiedliche Ansichten. KRUK *et* MACDONALD (1985) sowie WOODROFFE *et* MACDONALD (1993b) gehen davon aus, daß die Größe der Dachsterritorien von der Verteilung der Nahrung (speziell der Regenwürmer) bestimmt wird. Dies würde bedeuten, daß die Territoriengröße die Bauverteilung beeinflusst. ROPER (1993) sowie DONCASTER *et* WOODROFFE (1993) dagegen verweisen darauf, daß in diesem Zusammenhang den Bauanlagen bis dahin zu wenig Beachtung geschenkt wurde.

Über den Einfluß des Nahrungsangebotes auf die räumliche Struktur des Dachsbestandes im Hakel konnten in der vorliegenden Arbeit keine Aussagen getroffen werden. Es konnte aber gezeigt werden, daß ein positiver Zusammenhang zwischen der Größe der home ranges und der Lage der Hauptbaue zueinander besteht (Abb. 3.1). Da die Bauverteilung im Hakel eine große zeitliche Konstanz aufweist liegt der Schluß nahe, daß sie die Territorialstruktur des Dachsbestandes determiniert. Dieses Ergebnis bestätigt die Theorie von ROPER (1993), die davon ausgeht, daß die Bauverteilung für die räumliche Struktur von Dachspopulationen eine größere Rolle spielt als die Nahrungsverfügbarkeit. Dies erscheint plausibel, wenn man bedenkt, daß die Anlage eines neuen ausreichend großen Baues für die Dachse einen zeit- und energieintensiven Prozeß darstellt. Große, über lange Zeiträume "gewachsene" Bauanlagen bieten für die Reproduktion und die Überwinterung der Dachse einen besseren Schutz als kleine Baue (KRUK 1989). Somit stellen große Baue eine überlebenswichtige Ressource für die Art dar. Die Nahrungsverfügbarkeit kann dagegen nach KRUK *et* PARISH (1982) die Größe der sozialen Gruppen beeinflussen. Die Autoren konnten für ihre Untersuchungsgebiete in Schottland zeigen, daß die Anzahl der Dachse pro Clan mit der im Territorium verfügbaren Regenwurmbiomasse positiv korreliert war. Für den Hakel erscheint es ebenfalls möglich, daß die Individuenzahl innerhalb der sozialen Gruppen von der Nahrungsverfügbarkeit beeinflusst wird. Dieser Zusammenhang ist aber aktuell schwer nachweisbar. Der in den letzten Jahren festgestellte stetige Bestandsanstieg (Kap. 3.2.2.) deutet darauf hin, daß der kritische Wert, bei dem sich die Nahrungsverfügbarkeit dann regulierend bemerkbar macht, noch nicht erreicht ist. Möglicherweise steht die Verringerung der Wurfgröße bei zunehmender Gruppengröße (Kap. 3.2.2.) mit der Nahrungsverfügbarkeit im Zusammenhang. Wenn innerhalb des Territoriums mehr Dachse nach Nahrung suchen reduziert sich deren Verfügbarkeit für den einzelnen Dachs. Möglicherweise wirkt sich dies bei den reproduzierenden Weibchen auf den Fortpflanzungserfolg, d. h. in diesem Fall die Anzahl der Jungen pro Wurf aus.

In Abb. 7.1 ist in Anlehnung an ROPER (1993) ein auf der Grundlage der Ergebnisse der vorliegenden Arbeit und anderer Autoren mögliches Beziehungsgefüge zur Determination der Populationsdichte der Dachse im Hakel dargestellt.

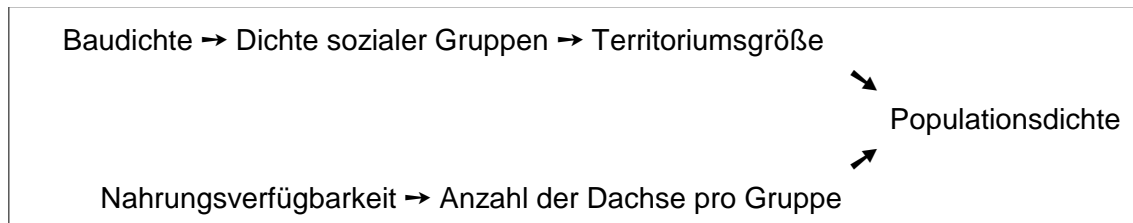


Abb. 7.1: Darstellung des Zusammenhanges zwischen Baudichte, Nahrungsverfügbarkeit und der Populationsdichte der Dachse im Hakel (in Anlehnung an ROPER 1993)

Auch die Formierung sozialer Gruppen beim Dachs könnte auf die Bedeutung großer Baue zurückzuführen sein (ROPER 1993). Die "Resource Dispersion Hypothesis" (RDH) als derzeit plausibelste Theorie zur Erklärung der Gruppenbildung beim Dachs (WOODROFFE *et* MACDONALD 1993b) geht davon aus, daß ein Dachs ein Territorium verteidigt, welches genug Nahrung zum Überleben dieses Tieres enthält. Unter bestimmten Umständen bietet dieses Territorium aber noch Nahrung für weitere Tiere. In diesem Fall kann es zur Bildung von sozialen Gruppen kommen, da dem Territoriumsinhaber aus den zusätzlichen Tieren kein Nachteil erwächst (CARR *et* MACDONALD 1986). Die RDH würde einen Zusammenhang zwischen dem Nahrungsangebot in einem Territorium und der Anzahl der darin lebenden Dachse erwarten lassen. KRUUK *et* PARISH (1982) konnten in ihren Untersuchungen in Schottland zeigen, daß die Gruppengröße der Dachse mit der Regenwurmverfügbarkeit korreliert ist. BROWN (1983) dagegen fand (ebenfalls in Schottland) keinen solchen Zusammenhang.

ROPER (1993) versucht erstmals die Bedeutung der Bauanlagen für die Ausbildung sozialer Gruppen beim Dachs herauszustellen. Seine Hypothese geht davon aus, daß es für junge Dachse sinnvoller sein könnte im Geburtsterritorium zu verbleiben und später den Familienbau zu übernehmen als zu dismigrieren und einen eigenen Bau anzulegen. Voraussetzung hierfür ist, daß das elterliche Territorium ausreichend Nahrung für alle darin lebenden Dachse bietet. ROPERS Theorie wird durch Untersuchungen gestützt, die in stabilen Dachspopulationen eine vergleichsweise geringe Dismigrationsrate nachwiesen (KRUUK 1989, CHRISTIAN 1994, WOODROFFE *et* MACDONALD 1995a). Auch die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit können im Sinne dieses Sachverhaltes interpretiert werden. Die im Hakel nachgewiesenen dauerhaften Territoriumswechsel erfolgten alle in Gebiete, in denen ein vorhandener Hauptbau übernommen werden konnte (Kap. 5.2.5.). Dismigrationen (z. B. in die umliegenden Agrargebiete), die mit der Neuanlage eines Baues verbunden waren, konnten nicht beobachtet werden. Allerdings ist die Anzahl markierter Tiere zu gering, um daraus weitere Schlußfolgerungen zu ziehen.

Auch der Verlauf der Bestandszunahme der Dachse im Hakel könnte ein Hinweis auf die Bedeutung großer Baue für die Herausbildung sozialer Gruppen sein. Es gibt keine Gründe anzunehmen, daß sich in einem fast ungestörten Habitat wie dem Hakel die Nahrungsverfügbarkeit langfristig grundlegend verändert hat. Zum Ende dieser Untersuchung (1997) wurden Gruppengrößen von bis zu 11 Dachsen festgestellt. Das heißt die entsprechenden Territorien bieten Nahrung für mehr als zwei Dachse. Dennoch kam es nach der sukzessiven Wiederbesiedlung der vorher verwaisten Hauptbaue nicht zur Teilung vorhandener Territorien und damit verbundener Neuanlage von Hauptbauten (Kap. 3.2.2.). Vielmehr war eine Zunahme der Gruppengröße zu beobachten.

Verschiedene Ergebnisse der vorliegenden Arbeit sowie die Resultate anderer Autoren deuten darauf hin, daß den Bauten bei der Herausbildung der Sozialität beim Dachs eine größere Bedeutung zukommt, als bisher angenommen wurde. Es sind jedoch weiterführende Untersuchungen zur Klärung dieses Sachverhaltes notwendig.

Die Verringerung der Wurfgröße in Abhängigkeit von der Gruppengröße könnte darauf hindeuten, daß die Ausbildung sozialer Gruppen für die reproduzierenden ranghöchsten Dachse nicht die Optimalvariante darstellt. (vgl. auch CRESSWELL *et al.* 1992). Es sind verschiedene Gründe denkbar, daß es dennoch zur Gruppenbildung kommt.

Zum einen bedeutet eine geringere Wurfgröße nicht automatisch auch geringeren Reproduktionserfolg. Die in der vorliegenden Arbeit (und anderen Untersuchungen) gewählte Methodik erlaubt keine Aussagen darüber, wieviele der geborenen Jungtiere die Geschlechtsreife erlangen bzw. zur Fortpflanzung kommen (als eigentliches Maß für den Fortpflanzungserfolg der Elterntiere).

Zum anderen erscheint es möglich, daß nichtreproduzierende Dachse die Entwicklung und Überlebenswahrscheinlichkeit junger Dachse positiv beeinflussen können. Verschieden Autoren betonen, daß kooperatives Verhalten bei Dachsen sehr selten bzw. gar nicht beobachtet wurde (NEAL 1986, KRUK 1989, WOODROFFE *et* MACDONALD 1993a). Lediglich ein Fall von alloparentalem Verhalten bei Dachsen wurde von WOODROFFE (1993) beschrieben. Die Autorin wertet diese Beobachtung als Ausnahme. Im Hakel konnten im Rahmen der jährlichen Dachszählungen solche Verhaltensweisen mehrfach beobachtet werden (EBERSBACH mdl., eigene Beobachtungen). Da es sich jedoch um Zufallsbeobachtungen handelte, sind keine Aussagen zur Häufigkeit dieser Verhaltensweise möglich. Beobachtungen aus dem Hakel deuten auch darauf hin, daß die "Pflege" und Erweiterung des Baues nicht nur von den reproduzierenden Tieren durchgeführt wird. Die Unterstützung durch die nichtreproduzierenden Tiere könnte es zumindest dem jungführenden Weibchen erlauben, sich verstärkt der Pflege der Jungtiere zu widmen bzw. die eigenen Energiereserven aufzufrischen, um die Belastung der Laktation zu überstehen. Eine dritte Möglichkeit der Unterstützung durch nicht reproduzierende Tiere, vor allem im Winter, besteht in der Stabilisierung der Thermoregulation innerhalb des Baues. Bedingt durch den Umstand, daß Dachse oft zu mehreren in einem Kessel schlafen (ROPER *et* CHRISTIAN 1992) besteht die Möglichkeit, das Jungtiere Energie sparen, indem sie von der Körperwärme anderer Dachse profitieren.

Die nachgewiesenen und vermuteten Helferdienste nichtreproduzierender meist rangniederer

Dachse am Bau zeigen, daß die beobachtete Reduktion der Wurfgröße nicht zwangsläufig als eine negative Auswirkung der Bildung sozialer Gruppen für die reproduzierenden ranghöheren Dachse angesehen werden muß.

Auch bei der Interpretation des Ernährungsverhaltens des Dachses gibt es unterschiedliche Ansätze. KRUK *et al.* (1981), MARTÍN *et al.* (1995) und FEDRIANI *et al.* (1998) führen Beispiele für Nahrungsspezialisierung beim Dachs an. ROPER (1994) sowie ROPER *et al.* (1995) dagegen bestreiten nach einer Sichtung der vorhandenen Literatur jegliche Spezialisierung des Dachses auf eine bestimmte Beute und bezeichnen den Dachs als eine Art mit einer generalistischen bzw. opportunistischen Ernährung, in der die Regenwürmer aber eine wichtige Rolle spielen.

Die Betrachtung zu einer möglichen Spezialisierung beim Dachs wird dadurch erschwert, daß verschiedenen Autoren unterschiedliche Definitionen für den Begriff "Nahrungsspezialist" verwenden. Nach ERLINGE (1986) und ROPER (1994) liegt eine Spezialisierung auf eine bestimmte Beute vor, wenn diese den Großteil der aufgenommenen Nahrung einer Art (oder eines Individuums) ausmacht. Dies bedeutet, daß das zumindest temporär verstärkte Auftreten mindestens einer anderen Beute, so zu interpretieren ist, daß der Dachs als Generalist bezeichnet werden muß. KRUK *et al.* (1981) fassen den Begriff Spezialisierung präziser. Sie gehen davon aus, daß eine Spezialisierung auf eine Beute (in diesem Fall Regenwürmer) vorliegt, wenn kein Zusammenhang zwischen der Verfügbarkeit dieser Beute und deren Konsumtion durch die Dachse nachweisbar ist. MARTÍN *et al.* (1995) und nachfolgend FEDRIANI *et al.* (1998) argumentieren in die gleiche Richtung und fügen hinzu, daß ein starker Rückgang der Verfügbarkeit der Hauptbeute zu einer Erhöhung der Diversität in der Nahrung führt.

Betrachtet man die in der vorliegenden Arbeit erzielten Ergebnisse unter dem Gesichtspunkt der beiden Definitionen, sind die Dachse im Hakel nicht schlüssig als Generalisten oder Spezialisten einzuordnen. Regenwürmer bilden zwar im gesamten Untersuchungszeitraum betrachtet die Hauptnahrung (Kap. 4.2.2.). Es sind jedoch relativ starke Schwankungen in der Bedeutung nachweisbar, die nicht unbedingt mit einer Verringerung der Verfügbarkeit erklärt werden können. Vielmehr konnte die Bedeutung energetischer Unterschiede der verfügbaren Nahrung für diese Verschiebung wahrscheinlich gemacht werden. Dies würde für eine generalistische Ernährungsweise der Dachse im Hakel sprechen.

Dennoch können die im Hakel erzielten Ergebnisse die Spezialisierungstheorie für den Dachs nicht ganz entkräften. Zum einen führt ein Rückgang der Bedeutung der Regenwürmer zu einer Erhöhung der Diversität der Nahrung der Dachse (Kap. 4.2.4.). Dies würde nach MARTÍN *et al.* (1995) und FEDRIANI *et al.* (1998) bedeuten, daß eine Nahrungsspezialisierung vorliegt. Zum anderen wird die Nahrung der Dachse im Frühjahr sehr stark von Regenwürmern dominiert (Kap. 4.2.3.1.). Dabei ist jedoch zu beachten, daß den Dachsen zu dieser Zeit keine anderen potentiellen Nahrungsquellen in ausreichender Menge zur Verfügung stehen. So ist z. B. die Dichte der Feldmäuse als mögliche Beute zu dieser Zeit noch nicht so hoch, daß sie für die Dachse als Hauptnahrung in Frage kommen. Hinzu kommt, daß der Dachs die Mäuse vorrangig durch das Aufgraben von

Nestern erbeutet. Daher ist der Mäusefangenfolg des Dachses, im Gegensatz zum Fuchs, der die Mäuse an der Oberfläche jagt (mäuselt), von einer hohen Mäusenesterdichte abhängig, welche aber normalerweise im Frühjahr noch nicht vorhanden ist (Ausnahme: Jahre mit Wintervermehrung der Feldmaus). Die Dachse sind also fast vollständig auf Regenwürmer angewiesen, um ihre im Winter verbrauchten Energievorräte wieder zu regenerieren. Nach dem Ansatz von ERLINGE (1986) und ROPER (1994) wären die Dachse im Hake also zumindest temporär als Regenwurmspezialisten zu bezeichnen.

Es zeigt sich, daß die im Hake erzielten Ergebnisse nicht ausreichen, um abschließend zu entscheiden, ob eine Nahrungsspezialisierung oder doch eine generalistische Ernährungsweise vorliegt. Hinzu kommt, wie bei allen anderen Arbeiten zu dieser Thematik, daß keine Angaben über die absolut durch die Dachse aufgenommenen Nahrungsmengen möglich sind. So werden in einigen Arbeiten zur Nahrungswahl der Dachse die Anteile der einzelnen Beutebestandteile als aufgenommene Nahrungsmengen interpretiert. Wie in Kap. 4.3.2. der vorliegenden Arbeit ausgeführt wurde, kann die aufgenommene Nahrungsmenge im Jahresverlauf jedoch zum Teil recht stark variieren. Es ist daher kaum möglich, anhand des Anteiles einer Beute innerhalb verschiedener Zeiteinheiten (z. B. Monaten) Rückschlüsse auf die aufgenommene Menge zu schließen.

Ungeachtet der taxonomischen Einteilung der Nahrungsbestandteile kann man feststellen, daß der Dachs durch sein Verhalten und seinen Körperbau auf relativ kleine unbewegliche Beute, die kleinräumig in größeren Mengen vorkommt "spezialisiert" ist. Bedingt dadurch, daß in unterschiedlichen geographischen Regionen unterschiedliche Tier- oder Pflanzenarten diese Bedingungen erfüllen, wird man dann auch unterschiedliche "Spezialisierungen" der dort lebenden Dachse feststellen können.

8. Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit werden Fragen der Populationsentwicklung und der Ressourcennutzung des Dachses behandelt. Die Untersuchung wurde im 1300 ha großen Hakelwald, im nordöstlichen Harzvorland durchgeführt.

Im Hakel existiert eine für mitteleuropäische Verhältnisse hohe Baudichte von 4,3 Bauen/100 ha (1,2 Haupt- und 3,1 Nebenbaue/100 ha). Ein Vergleich mit Kartierungsergebnissen vom Beginn der sechziger Jahre zeigt die große zeitliche Konstanz der Baulagen.

Der Dachbestand war im Hakel Ende der siebziger Jahre auf ein Minimum von 10 Tieren im gesamten Wald abgesunken. Am Ende der Untersuchung (1997) setzte sich der Frühjahrsbestand im Hakel aus 52 Alt- und 33 Jungdachsen zusammen. Die Zunahme der Populationsdichte verlief in zwei Phasen. In der ersten Phase erhöhte sich die Populationsdichte im Hakel durch die sukzessive Wiederbesiedlung der vorher verwaisten Hauptbaue. In der zweiten Phase des Dichteanstiegs erhöhte sich die durchschnittliche Größe der Dachgruppen. Beide Phasen sind durch eine deutliche Differenz in den Wurfgrößen gekennzeichnet. Während in der ersten Phase die durchschnittliche Wurfgröße bei 2,8 Jungdachsen lag, ging sie in der zweiten Phase auf 2,3 Jungdaxse zurück. Es konnte gezeigt werden, daß dieser Rückgang in der mittleren Wurfgröße mit der Zunahme der Anzahl der Altdachse in der Gruppe korreliert. Dieser Zusammenhang wird als möglicher Regulationsmechanismus für die Populationsdichte des Dachses diskutiert.

Auf der Grundlage der Analyse von 1217 Kotproben wurde die Zusammensetzung der Nahrung der Dachse von März 1994 bis Februar 1996 untersucht. In Übereinstimmung mit zahlreichen anderen Studien bildeten auch im Hakel Regenwürmer (Lumbricidae) mit einem relativen Totalvolumen von 56,8% die Hauptnahrung der Dachse. Die zweitwichtigste Beute waren Säugetiere, vor allem die Feldmaus (*Microtus arvalis*). Früchte (Kirschen, Birnen, Pflaumen und Eicheln) wurden in Zeiten, in denen sie verfügbar waren in großen Mengen von den Dachsen konsumiert. Alle anderen Nahrungsbestandteile spielen lediglich eine untergeordnete Rolle.

Für alle wichtigen Nahrungsbestandteile konnten z. T. starke saisonale Schwankungen in ihrer Bedeutung für die Dachse registriert werden. Während für die Feldmaus und die Früchte ein Zusammenhang zwischen der Verfügbarkeit und der Nutzung durch die Dachse besteht, ist dies bei den Regenwürmern nicht der Fall. Entgegen der verbreiteten Auffassung, daß die Verfügbarkeit der Regenwürmer die Zusammensetzung der Dachsnahrung bestimmt, wird in der vorliegenden Arbeit wahrscheinlich gemacht, daß der Verfügbarkeit der anderen Nahrungsbestandteile eine größere Bedeutung zukommt.

Durch Telemetrie von 11 Dachsen konnten Aussagen zur Größe und Habitatausstattung der home ranges getroffen werden. Die Größe der von Frühjahr bis Herbst genutzten home ranges betrug im Durchschnitt 138,9 ha ohne nachweisbare Unterschiede zwischen Männchen und Weibchen. Die

home range-Größe wurde dabei deutlich von der Entfernung der Hauptbaue zueinander beeinflusst. Im Frühjahr nutzten die Dachse vergleichsweise kleine Gebiete und hielten sich vorwiegend innerhalb des Waldes auf. Im Sommer wurde eine Vergrößerung der home ranges beobachtet und die Nutzungsintensität der Ackerflächen nahm zu. Im Herbst erfolgte wieder eine Reduzierung der Größe der home ranges und die Hauptaktivität der Dachse verlagerte sich wieder in den Wald. Als Grund für die im Sommer beobachtete Erweiterung der home ranges auf die Ackerflächen wird das Vorkommen der Feldmaus als wichtiger Nahrungsbestandteil der Dachse diskutiert.

Einige Beobachtungen zum Exkursions- und Dismigrationsverhalten des Dachses im Hakel zeigen, daß vor allem Männchen die Territorien kurzzeitig oder dauerhaft wechseln.

Im vierten Teil der Arbeit wird untersucht, inwieweit auf Bauen gefundene Dachsschädel geeignet sind, populationsbiologische Aussagen abzuleiten. In diesem Zusammenhang wurde erstmals an einer Serie von altersbekannten Dachsschädeln ($n = 10$) die Aussagekraft der Altersbestimmung anhand von Zuwachslinien im Zahnzement bestätigt. Die auf der Auswertung von Schädelmaßen beruhende Geschlechtsdetermination erbrachte ein zugunsten der Weibchen verschobenes Geschlechterverhältnis (1 : 1,43). Dies wird auf Verhaltensunterschiede zwischen beiden Geschlechtern (z. B. bei der Dismigration) zurückgeführt. Die Altersbestimmung der gefundenen Schädel ($n = 107$) ergab für Weibchen die höchste Mortalität im zweiten und dritten Lebensjahr. Hier spielen wahrscheinlich die Kosten der Reproduktion bzw. die mit der Reproduktion verbundenen Auseinandersetzungen mit ranghöheren (älteren) Weibchen eine Rolle. Bei den Männchen lag die Mortalität im dritten Lebensjahr deutlich höher als im zweiten. Auch dies wird als Folge des Reproduktionsverhaltens diskutiert.

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen, daß der Hakelwald einen für Dachse besonders geeigneten Lebensraum darstellt. Darüber hinaus wird deutlich, daß trotz zahlreicher Untersuchungen in verschiedenen Teilen des Areals dieser Art immer noch viele Fragen offen sind, bzw. daß ältere Ergebnisse neu interpretiert werden müssen.

Summary

The thesis deals with questions of population development and structure of the European badger (*Meles meles*). Furthermore, seasonal changes of the resource exploitation were investigated. The study was carried out in the Hakel, a 1.300 ha forest northeast of the Harz mountains, Germany.

With 4.3 setts/100 ha (1.2 main setts and 3.1 outliers) the density of badger setts in the Hakel is rather high in comparison to other parts of Central Europe. The actual distribution of occupied setts is rather similar to the situation found in the early sixties indicating a high continuity of places of residence over time.

At the end of the seventies the badger population in the Hakel had declined to a minimum of ten individuals. In 1997, towards the end of this study, the spring population counted 52 adults and 33 juveniles. The process of population density increase can be divided into two phases. During the initial phase the population density has risen due to the recolonization of older, temporarily left setts. The second phase was characterized by a growing average group size. In both periods the litter size differed significantly (2.8 cubs vs. 2.3). The reduced average litter size is accompanied by an increased number of adult badgers per clan. This observation is discussed as a possible mechanism of density regulation in badger populations.

To evaluate the composition of the diet of Hakel badgers 1217 faeces were collected from March, 1994 to February, 1996 and subsequently analysed. Earthworms (Lumbricidae) are the main food item with a relative volume of 56.8%. This confirms results of other studies. Another important food source are small mammals, especially the common vole (*Microtus arvalis*). High quantities of fruits (cherries, pears, plums and acorns) were consumed if available in abundance. Other diet components play only a minor role.

Seasonal fluctuations are responsible for the percentage of voles and fruits in the diet whereas this correlation does not hold for earthworms. This result disagrees with the widespread opinion that the availability of earthworms regulates their occurrence as a food component. Apparently, the influence of other food sources in this respect has been underestimated in previous studies.

Information on size and habitat structure of the home ranges in the Hakel was gathered by radio-tracking of eleven badgers. The average size of a home range used over almost the entire year (no recordings were carried out during winter time) was 138.9 hectares and did not differ between the sexes. The nearest neighbour distance between main setts was strongly correlated with home range size. Badgers stayed in relatively small areas during spring time and woodlands are preferred. The home range was extended in the summer and the animals frequently used arable lands. The size of the home ranges was reduced during autumn with the main activity shifting to woodlands again. The abundance of the common vole as a prey is considered to be the reason for the inclusion of arable lands into the home range during summer.

Data on dispersal and exploration behaviour of badgers in the Hakel showed that mainly males change their territories for a short period of time or permanently.

Furthermore, the suitability of badger skulls collected from the setts to gain information on population biology was investigated. In this context, the feasibility of age determination based on annual dentine growth layers was confirmed for a series of skulls of known age ($n = 10$).

Sex determination was based on different skull measurements. The calculated sex ratio was female biased (1 : 1.43). This phenomenon could be explained by differences in the dispersal behaviour between males and females. Age determination of collected skulls ($n = 107$) revealed a higher mortality rate in two and three year old females in comparison to other age classes. High reproduction costs and aggressive encounters with higher ranking females may be responsible therefore. Three year old males suffer a significantly higher risk of mortality than two year old males, probably as a consequence of their more intensive reproductive efforts.

Nevertheless, skull analysis proved to be not suitable for general population analysis and the reasons therefore are discussed.

The presented study underlines that the Hakel is a rather suitable habitat for the European badger. Despite a large number of investigations many questions concerning the ecology and population biology of the badger remain unanswered. Moreover, the obtained results suggest a new interpretation of older data.

9. Literaturverzeichnis

- AEBISCHER, N. J., ROBERTSON, P. A. et R. E. KENWARD (1993): Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. - *Ecology* **74**: 1313 - 1325.
- AHNLUND, H. (1976): Age determination in the european badger, *Meles meles* L.. - *Z. Säugetierk.* **41**: 119 - 125.
- AHNLUND, H. (1980): Sexual maturity and breeding season of the badger, *Meles meles* in Sweden. - *J. Zool., Lond.* **190**: 77 - 95.
- ANDERSEN, J. (1954): The food of the Danish badger (*Meles meles*). - *Dansk Viltbiol.* **12**: 4 - 52.
- ANDERSON, R. M., JACKSON, H., MAY, R. M. et A. D. M. SMITH (1981): Population dynamics of fox rabies in Europe. - *Nature* **289**: 765 - 771.
- ANDERSON, R. M. et W. TREWHELLA (1985): Population dynamics of the badger (*Meles meles*) and the epidemiology of bovine tuberculosis (*Mycobacterium bovis*). - *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* **310**: 327 - 381.
- ANSORGE, H. (1989): Die Ernährungsökologie des Steimarders *Martes foina* in den Landschaftstypen der Oberlausitz. - *Populationsökologie marderartiger Säugetiere* **2**, Wiss. Beitr. Univ. Halle **1989/37** (P39): 473 - 493.
- ANSORGE, H. (1995): Notizen zur Altersbestimmung nach Wachstumslinien. - *Methoden feldökologischer Säugetierforschung*, Wiss. Beitr. Univ. Halle **1**: 95 - 102.
- ANSORGE, H., SCHIPKE, R. et O. ZINKE (1997): Population structure of the otter, *Lutra lutra*. Parameters and model for a Central European region. - *Z. Säugetierk.* **62**: 143 - 151.
- BAIRLEIN, F. (1996): Fruit-eating in birds and its nutritional consequences. - *Comp. Biochem. Physiol. A* **113**: 215 - 224.
- BAUCHHENß, J. (1982): Artenspektrum, Biomasse, Diversität und Umsatzleistung von Lumbriciden (Regenwürmer) auf unterschiedlichen Grünlandflächen verschiedener Standorte Bayerns. - *Bay. Landwirt. Jb.* **59**: 119 - 124.
- BEGON, M., HARPER, J. L. et C. R. TOWNSEND (1991): *Ökologie - Individuen, Populationen, Lebensgemeinschaften.* - Basel.
- BEGON, M., MORTIMER, M. et D. J. THOMPSON (1997): *Populationsökologie.* - Heidelberg.
- BERGSMÄ, H. (1992): Leeftijdsbepaling bij de das (*Meles meles*) aan de hand van gebitsslijtage en groeilijnen in het cementum. - *Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Arnhem.*
- BIANCARDI, C. M., PAVESI, M. et L. RINETTI (1993): Food of European badger (*Meles meles* L.) in Northern Lucino area (Varese County, Italy). - *Atti del Soc. Ital. Sci. Nat. Mus. Civico* **134**: 265 - 280. (ital., engl. Zus.)
- BICKENBACH, E. (1995): Der Dachs im Kreis Luckau. - *Biol. Stud. Luckau* **24**: 33 - 41.
- BOCK, W. F. (1986): Die Lebensraumnutzung des Dachses (*Meles meles*), erste Ergebnisse aus dem Raum Berchtesgaden. - *Das Bärenseminar* **11**: 1 - 7.
- BOCK, W. F. (1988a): Die Bedeutung des Untergrundes für die Größe von Bauen des Dachses (*Meles meles*) am Beispiel zweier Gebiete Südostbayerns. - *Z. Säugetierk.* **53**: 349 - 357.

- BOCK, W. F. (1988b): Untersuchungen zur Lage und zum Mikroklima von Dachsbauen (*Meles meles*). - Z. Jagdwiss. **34**: 141 - 152.
- BÖHME, G. (1977): Zur Bestimmung quartärer Anuren Europas an Hand von Skelettelementen. - Wiss. Z. Humboldt-Univ. Berlin, Math.-Nat. R. **26**: 283 - 300.
- BRADBURY, K. (1977): Identification of earthworms in mammalian scats. - J. Zool., Lond. **183**: 544 - 545.
- BREE, P. J. H. VAN, SOEST, R. W. M. VAN *et* L. STROMAN (1974): Tooth wear as an indication of age in Badgers (*Meles meles* L.) and Red foxes (*Vulpes vulpes* L.). - Z. Säugetierk. **39**: 243 - 248.
- BRIEDERMANN, L. (1982): Der Wildbestand - die große Unbekannte. - Berlin
- BRODY, A. J. *et* M. R. PELTON (1988): Seasonal changes in digestion in black bears. - Can. J. Zool. **66**: 1482 - 1484.
- BRØSETH, H., KNUTSEN, B. *et* K. BEVANGER (1997a): Spatial organization and habitat utilization of badgers *Meles meles*: Effects of food patch dispersion in the boreal forest of central Norway. - Z. Säugetierk. **62**: 12 - 22.
- BRØSETH, H., BEVANGER, K. *et* B. KNUTSEN (1997b): Function of multiple badger *Meles meles* setts: distribution and utilization. - Wildlife Biology **3**: 89 - 96.
- BROWN, C. A. J. (1983): Prey abundance of the European badger, *Meles meles* L., in Northeast Scotland. - Mammalia **47**: 81 - 86.
- BUTLER, J. M. *et* T. J. ROPER (1994): Escape tactics and alarm responses in badgers *Meles meles*: a field experiment. - Ethology **99**: 313 - 322.
- CARR, G. M. *et* D. W. MACDONALD (1986): The sociality of solitary foragers: a model based on resource dispersion. - Anim. Behav. **34**: 1540 - 1549.
- CAVALLINI, P. *et* S. SANTINI (1996): Age determination in the Red fox in a Mediterranean habitat. - Z. Säugetierk. **60**: 136 - 142.
- CHEESEMAN, C. L., CRESSWELL, W. J., HARRIS, S. *et* P. J. MALLINSON (1988): Comparison of dispersal and other movements in two Badger (*Meles meles*) populations. - Mammal Rev. **18**: 51 - 59.
- CHEESEMAN, C. L. *et* S. HARRIS (1982): Methods of marking badgers (*Meles meles*). - J. Zool., Lond. **197**: 289 - 292.
- CHEESEMAN, C. L., JONES, G. W., GALLAGHER, J. *et* P. J. MALLINSON (1981): The population structure, density and prevalence of tuberculosis (*Mycobacterium bovis*) in badgers (*Meles meles*) from four areas in South-west England. - J. Appl. Ecol. **18**: 795 - 804.
- CHEESEMAN, C. L., MALLINSON, P. J., RYAN, J. *et* J. W. WILESMITH (1993): Recolonisation by badgers in Gloucestershire. - In: HAYDEN, T. J. (ed.): The badger: 78 - 93. - Dublin.
- CHEESEMAN, C. L., WILESMITH, J. W., RYAN, J. *et* P. J. MALLINSON (1987): Badger population dynamics in a high-density area. - Symp. zool. Soc. Lond. **58**: 279 - 294.
- CHEESEMAN, C. L., WILESMITH, J. W. *et* F. A. STUART (1989): Tuberculosis: the disease and its epidemiology in the badger, a review. - Epidemiology and Infection **103**: 113 - 125.

- CHRISTIAN, S. F. (1994): Dispersal and other inter-group movements in badgers, *Meles meles*. - Z. Säugetierk. **59**: 218 - 223.
- CHU, D. S., HOOVER, B. A., FULLER, M. R. et P. H. GEISSLER (1988): Telemetry location error in a forested habitat. - Biotelemetry X: 188 - 194.
- CIAMPALINI, B. et S. LOVARI (1985): Food habits and trophic niche overlap of the badger (*Meles meles* L.) and the Red fox (*Vulpes vulpes* L.) in a Mediterranean coastal area. - Z. Säugetierk. **50**: 226 - 234.
- CORBETT, L. K. (1989): Assessing the diet of dingoes from feces: a comparison of 3 methods. - J. Wildl. Manage. **53**: 343 - 346.
- CREEL, S., CREEL, N. M., MILLS, M. G. L. et S. L. MONFORT (1997): Rank and reproduction in cooperatively breeding African wild dogs: Behavioral and endocrine correlates. - Behav. Ecol. **8**: 298 - 306.
- CRESSWELL, W. J., HARRIS, S., CHEESEMAN, C. L. et P. J. MALLINSON (1992): To breed or not to breed: an analysis of the social and density-dependent constraints on the fecundity of female badgers (*Meles meles*). - Phil. Trans. R. Soc. Lond. B **338**: 393 - 407.
- CUENDET, G. (1984): A comparative study of the earthworm population of four different woodland types in Wytham woods, Oxford. - Pedobiologia **26**: 421 - 439.
- DANILOV, P. U. et I. L. TUMANOV (1976): Der Dachs (*Meles meles* L.). - In: Marder des Nordwestens der UdSSR (Leningrad): 169 - 193 (russ.).
- DEBROT, S., FIVAL, G., MERMOD, C. U. et J. M. WEBER (1982): Atlas des poils de mammifères d'Europe. - Neuchâtel.
- DOLAN, L. (1993): Badgers and bovine tuberculosis in Ireland: a review. - In: HAYDEN, T. J. (ed.): The badger: 108 - 116. - Dublin.
- DOMBROWSKI, H.-U. (1977): Beobachtungen an Dachsen. - Wild und Hund **80**: 33 - 34.
- DONCASTER, C. P. et R. WOODROFFE (1993): Den site can determine shape and size of badger territories: Implication for group living. - Oikos **66**: 88 - 93.
- DRIESCH, A. VON DEN (1976): Das Vermessen von Tierknochen aus Vor- und Frühgeschichtlichen Siedlungen. - München.
- DRISCOLL, K. M., JONES, G. S. et F. NICHY (1985): An efficient method by which to determine age of carnivores, using dentine rings. - J. Zool., Lond. **205**: 309 - 313.
- EBERSBACH, H. (1997): Wie verlässlich sind Aussagen zur Habitatnutzung? - Studie zu Telemetrie-
fehlern in einem Waldgebiet. - Ber. Naturforsch. Ges. Oberlausitz **6** Suppl.: 15 - 16.
- EIBERLE, K. et J.-F. MATTER (1985): Bestandsregulierende Einflüsse von Wetterfaktoren beim
Dachs (*Meles meles* L.). - Ber. Bot.-Zool. Ges. Liechtenstein-Sargans-Werdenberg **14**: 59 - 69.
- EIBL-EIBESFELDT, I. (1950): Über die Jugendentwicklung des Verhaltens eines männlichen Dach-
ses (*Meles meles* L.) unter besonderer Berücksichtigung des Spiels. - Z. Tierpsychol. **7**:
327 - 355.
- EICHSTÄDT, H., ANSORGE, H., HOFMANN, Th. et M. STUBBE (1997): Populationsdifferenzierung
beim Dachs - epigenetische Unterscheidung. - Ber. Naturforsch. Ges. Oberlausitz **6** Suppl.: 11.

- EICHSTÄDT, H. et M. ROTH (1997): Auswirkungen der Verkehrsmortalität auf populationsökologische Parameter des Dachses (*Meles meles* L., 1758). - Beitr. Jagd- u. Wildforsch. **22**: 249 - 256.
- ERICH, S. et U. REMPE (1980): Morphometric discrimination between hake populations (Osteichthyes, Gadeiformes, Gen. *Merluccius*) from the Northeast Pacific by use of a size-independent discrimination analysis. - Mitt. Inst. Seefischerei Hamburg **31**: 1 - 50.
- ERLINGE, S. (1986): Specialists and generalists among the mustelids. - Lutra **29**: 5 - 11.
- EVANS, P. G. H., MACDONALD, D. W. et C. L. CHEESEMAN (1989): Social structure of the Eurasian badger (*Meles meles*): genetic evidence. - J. Zool., Lond. **218**: 587 - 595.
- FAUSTMANN, E. (1997): Untersuchungen zur Verkehrsmortalität des europäischen Dachses (*Meles meles* L., 1758) am Beispiel des Landes Mecklenburg-Vorpommern. - Diplomarbeit Tharandt, 72 S.
- FEDRIANI, J. M., FERRERAS, P. et M. DELIBES (1998): Dietary response of the Eurasian badger, *Meles meles*, to a decline of its main prey in the Doñana National Park. - J. Zool., Lond. **245**: 214 - 218.
- FEICHTNER, B. (1996): Einfluß der Verkehrsmortalität auf populationsökologische Parameter des europäischen Dachses (*Meles meles* L., 1758) in Mecklenburg-Vorpommern. - Diplomarbeit Tharandt, 81 S.
- FÖHRENBACH, H. (1984): Anmerkungen zu verschiedenen home-range-Berechnungsmethoden am Beispiel von Steinmardern, *Martes foina*. - Säugetierkd. Mitt. **32**: 49 - 53.
- FOWLER, P. A. et P. A. RACEY (1988): Overwintering strategies of the badger, *Meles meles*, at 57°N. - J. Zool., Lond. **214**: 635 - 651.
- FRAHNERT, S. (1993): Kranio-metrische Beschreibung und Abgrenzung des Elbe-Bibers (*Castor fiber albicus* MATSCHIE, 1970) - Eine Kritik zur subspezifischen Gliederung der Art *Castor fiber* L., 1758 (Rodentia, Castoridae). - Diplomarbeit Halle 75 S.
- GEYLER, S. (1995): Kleinsäuger in der Agrarlandschaft - Untersuchungen zur Dynamik und Greifvogelprädation. - Diplomarbeit Halle 86 S.
- GILLE, A. (1900): Anleitung zum Fangen des Raubzeuges. - Liegnitz.
- GITTLEMAN J. L. et B. VAN VALKENBURGH (1997): Sexual dimorphism in the canines and skulls of carnivores: effects of size, phylogeny, and behavioural ecology. - J. Zool., Lond. **242**: 97 - 117.
- GORECKI, A. (1965): Energy values of body in small mammals. - Acta theriol. **10**: 333 - 352.
- GOSSOW, H. (1976): Wildtierökologie. - München.
- GOSZCZYNSKI, P. (1994): Habitat use by badgers. - Proc. II North Europ. Symp. Ecol. Carniv.: 17.
- GRAF, M. et A. I. WANDELER (1982a): Altersbestimmung bei Dachsen (*Meles meles* L.). - Rev. suisse Zool. **89**: 1017 - 1023.
- GRAF, M. et A. I. WANDELER (1982b): Der Geschlechtszyklus männlicher Dachse (*Meles meles* L.) in der Schweiz. - Rev. suisse Zool. **89**: 1005 - 1008.

- GRAF, M., WANDELER, A. I. *et* P. LÜPS (1996): Spatial organization and habitat utilization in a population in european badgers (*Meles meles* L.) in a hilly area of the Swiss midlands. - Rev. suisse Zool. **103**: 835 - 850.
- GRENFELL, B. T., WILSON, K., FINKENSTÄDT, B. F., COULSON, T. N., MURRAY, S., ALBON, S. D., PEMBERTON, J. M., CLUTTON-BROCK, T. H. *et* M. J. CRAWLEY (1998): Noise and determinism in synchronized dynamics. - Nature **394**: 674 - 677.
- GRIFFITHS, H. I. *et* D. H. THOMAS (1993): The status of the badger *Meles meles* (L., 1758) (Carnivora, Mustelidae) in Europe. - Mammal Rev. **23**: 17 - 58.
- GRODZINSKI, W. *et* J. WASILEWSKI (1984): Energy and Matter Flow Through Carnivores. - In: GRODZINSKI, W., WEINER, J. *et* P. F. MAYCOCK (eds.): Forest ecosystems in industrial regions: 132 - 138. - Berlin.
- GRUE, H. *et* B. JENSEN (1973): Annular structures in canine tooth cementum in Red foxes *Vulpes vulpes* L.) of known age. - Danish Rev. Game Biol. **7**: 1 - 12
- GRUE, H. *et* B. JENSEN (1979): Review of the formation of incremental lines in tooth cementum of terrestrial mammals. - Danish Rev. Game Biol. **11**: 1 - 48.
- GRUNDBACHER, B., LÜPS, P. *et* M. A. NUSSBAUMER (1990): Osteometrische Untersuchungen an neolithischen Dachsen (*Meles meles*) aus Twann (Kanton Bern, Schweiz). - In: SCHIBLER, J., SEDLMEIER, J. *et* H. SPYCHER (Hrsg.): Festschrift für Hans R. Stampfli: Beiträge zur Archäozoologie, Archäologie, Anthropologie, Geologie und Paläontologie: 101-113.
- HABERMEHL, H. H. (1985): Altersbestimmung bei Wild- und Pelztieren. - Hamburg, Berlin.
- HAGEN, E. VON (1990): Hummeln - bestimmen, ansiedeln, vermehren, schützen. - Augsburg.
- HANCOX, M. (1988): A review of age determination criteria in the Eurasien badger. - Lynx, n. s. **24**: 77 - 86.
- HANCOX, M. (1988): Dental loss, disease or abnormalities as a mortality factor in the Eurasien badger. - Acta theriol. **33**: 575 - 579.
- HANCOX, M. (1991): Badger predation on bumblebees and wasps. - Amateur Entomol. Soc. **50**: 35 - 36.
- HARLOW, H. J. (1981): Effect of fasting on rate of food passage and assimilation efficiency in badgers. - J. Mammal. **62**: 173 - 177.
- HARRIS, S. *et* W. J. CRESSWELL (1987): Dynamics of suburban badger (*Meles meles*) population. - Symp. zool. Soc. Lond. **58**: 295 - 311.
- HARRIS, S., CRESSWELL, W. J., FORDE, P. G., TREWHELLA, W. J., WOODLAND, T. *et* S. WRAY (1990): Home-range analysis using radio-tracking data - a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. - Mammal Rev. **20**: 97 - 123.
- HARRIS, S., CRESSWELL, W., REASON, P. *et* P. CRESSWELL (1992): An integrated approach to monitoring badger (*Meles meles*) population changes in Britain. - In: MCCULLOUGH, D. R. *et* R. H. BARRETT (eds.): Wildlife 2001: Populations: 945 - 953.
- HARTLEY, F. G. L., FOLLETT, B. K., HARRIS, S., HIRST, D. *et* A. S. MCNEILLY (1994): The endocrinology of gestation failure in foxes (*Vulpes vulpes*). - J. Reprod. Fert. **100**: 341-346.

- HELL, P. et L. PAULE (1989): Craniometrical investigation of the European badger (*Meles meles*) from the Slovak carpathians. - *Folia zoologica* **38**: 307 - 323.
- HEMMAN, C. et G. LEITHOLD (1994): Regenwurmpopulationen in ackerbaulich genutzten Flächen und deren Randbereichen. I. Östliches Harzvorland. - *Korean J. Org. Agricult.* **3**: 23 - 42.
- HENRY, C. (1983): Position trophique du blaireau européen (*Meles meles* L.) dans une forêt du Centre de la France. - *Acta Oecologica Gener.* **4**: 345 - 358.
- HENRY, C. (1984): Adaptation comportementale du blaireau européen (*Meles meles* L.) à la predation d'une espece-proie venimeuse. Le crapaud commun (*Bufo bufo* L.). - *Rev. Ecol. (Terre Vie)* **39**: 291 - 296.
- HEPTNER, V. G. et N. P. NAUMOV (1974): Die Säugetiere der Sowjetunion. Bd. **II**: Seekühe und Raubtiere. - Jena.
- HERR, S. et J. BAUCHHENß (1987): Einfacher Bestimmungsschlüssel für Regenwürmer. - Schule und Beratung, Heft 2: 15 - 20.
- HERRMANN, M., MÜLLER-STIESS, H. et M. TRINZEN (1997): Bedeutung von Grünbrücken für Dachse (*Meles meles* L.) untersucht an den Grünbrücken der B31neu zwischen Stockach und Überlingen. - Projektbericht unveröff..
- HOFMANN, Th., STUBBE, M. et D. HEIDECKE (1992): Mageninhaltsanalysen an Fischottern *Lutra lutra* (L., 1758) aus Ostdeutschland. - *Semiaquatische Säugetiere, Wiss Beitr. Univ. Halle* 1992: 427 - 435.
- HOFMANN, Th. et M. STUBBE (1993): Zur Nahrungsökologie des Dachses *Meles meles* (L., 1758) in Mitteldeutschland. - *Beitr. Jagd- und Wildforsch.* **18**: 107 - 119.
- IL-FITURI, A. I. et T. J. HAYDEN (1993): Craniometrics and age determination of the Eurasian badger (*Meles meles* L.). - In: HAYDEN, T. J. (ed.): *The badger*: 58 - 63. Dublin.
- IVERSEN, J. A. (1972): Basal energy metabolism of mustelids. - *J. comp. Physiol.* **81**: 341 - 344.
- JAKUBIEC (1993): *Ursus arctos* - Braunbär. - In: STUBBE, M. et F. KRAPP (eds.): *Handbuch der Säugetiere Europas. Band 5: Raubsäuger*: 254 - 300. - Wiesbaden.
- JEFFERIES, D. J. (1969): Causes of badger mortality in eastern counties of England. - *J. Zool., Lond.* **157**: 429 - 436.
- JOHNSON, D. H. (1994). Population analysis. - In: BOOKHOUT, T. A. (ed.): *Research and management techniques for wildlife and habitats*: 419 - 444. - Bethesda.
- KENWARD, R. (1992): Quantity versus quality: programmed collection and analysis of radio tracking data. In: In: PRIEDE, I. G. et S. M. SWIFT (eds.): *Wildlife Telemetry - remote monitoring and tracking animals* : 231 - 246. - London.
- KIENZLE, E. (1993a): Carbohydrate metabolism of the cat: 2. Digestion of starch. - *J. Anim. Physiol. Anim. Nutr.* **69**: 102 - 114.
- KIENZLE, E. (1993b): Carbohydrate metabolism of the cat: 3. Digestion of sugar. - *J. Anim. Physiol. Anim. Nutr.* **69**: 203 - 210.
- KLEVEZAL, G. A. et S. E. KLEINENBERG (1967): Age determination of mammals by layered structure in teeth and bone. - Moskau. (russ.)

- KLOTZ, R. (1905): Der Dachs - Seine Naturgeschichte und Jagd und die dazu geeigneten Hunde. - Cöthen.
- KOENIG, W. D., VAN VUREN, D. et P. N. HOOGE (1996): Detectability, philopatry, and the distribution of dispersal distances in vertebrates. - *TREE* **11**: 514 - 517.
- KORSCHGEN, L., J. (1980) Procedures for food-habits analyses. - In: SCHEMNITZ, S. D. (ed.): *Wildlife management techniques manual*. 4. Aufl. - Bethesda.
- KREBS, C. J. (1989): *Ecological methodology*. - New York.
- KRUUK, H. (1978a): Foraging and spatial organisation of the European badger, *Meles meles* L.. - *Behav. Ecol. Sociobiol.* **4**: 75 - 89.
- KRUUK, H. (1978b): Spatial organization and territorial behaviour of the European badger *Meles meles*. - *J. Zool., Lond.* **184**: 1 - 19.
- KRUUK, H. (1989): *The social badger. Ecology and behaviour of a group-living carnivore*. - Oxford.
- KRUUK, H., GORMAN, M. et A. LEITCH (1984): Scent-marking with the subcaudal gland by the European badger, *Meles meles* L.. - *Anim. Behav.* **32**: 899 - 907.
- KRUUK, H. et L. DE KOCK (1981): Food and habitat of badgers (*Meles meles* L.) on Monte Baldo, northern Italy. - *Z. Säugetierk.* **46**: 295 - 301.
- KRUUK, H. et D. MACDONALD (1985): Group territories of carnivores: empires and enclaves. - *Symp. Brit. Ecol. Soc.* **25**: 521 - 536.
- KRUUK, H. et T. PARISH (1981): Feeding specialisation of the European Badger (*Meles meles* L.) in Scotland. - *J. Anim. Ecol.* **50**: 773 - 788.
- KRUUK, H. et T. PARISH (1982): Factors affecting population density, group size and territory size of the European badger (*Meles meles* L.). - *J. Zool., Lond.* **196**: 31 - 39.
- KRUUK, H. et T. PARISH (1983): Seasonal and local differences in the weight of European badgers (*Meles meles* L.) in relation to food supply. - *Z. Säugetierk.* **48**: 45 - 50.
- KRUUK, H. et T. PARISH (1985): Food, food availability and weight of badger (*Meles meles*) in relation to agricultural changes. - *J. Appl. Ecol.* **22**: 705 - 715.
- KRUUK, H. et T. PARISH (1987): Changes in the size of groups and ranges of the European badger *Meles meles* L. in an area in Scotland UK. - *J. Anim. Ecol.* **56**: 351 - 364.
- LAKHANI, K. H. et J. E. SATCHEL (1970): Production by *Lumbricus terrestris*. - *J. Anim. Ecol.* **39**: 473 - 492.
- LAMBERT, A. (1990): Alimentation du blaireau eurasiens (*Meles meles*) dans un écosystème forestier: variations spatiales du régime et comportement de prédation. - *Gibier Faune Sauvage* **7**: 21 - 37.
- LAMMERTSMA, D. R., BROEKHUIZEN, S. et G. J. M. D. MUSKENS (1994): Low reproduction rate in the beech marten *Martes foina* in the urban area of Nijmegen, The Netherlands. - *Lutra* **37**: 29 - 45.
- LEE, K. E. (1985): *Earthworms: their ecology and relationships with soils and land use*. - New York.

- LINDSTRÖM, E. (1982): Age structure and sex ratio of a red fox population according to different methods of sampling. - Trans. Int. Congr. Game Biol. (1979) **14**: 299 - 309.
- LINDSTRÖM, E. (1989): The role of medium-sized carnivores in the Nordic boreal forest. - Finnish Game Res. **46**: 53 - 63.
- LOWE, V. P. W. (1980): Variation in digestion of prey by the Tawny owl (*Strix aluco*). - J. Zool., Lond. **192**: 283 - 293.
- LUCHERINI, M. et G. CREMA (1995): Seasonal variation in the food habits of badgers in an alpine valley. - Hystrix **7**: 165 - 171.
- LUDWIG, J. A. et J. F. REYNOLDS (1988): Statistical ecology - A primer on methods and computing. - New York.
- LÜPS, P. (1983): Daten zur morphologischen Entwicklung des Dachses *Meles meles* L.. - Naturhistorisches Museum Bern, Kleine Mitteilungen **11**: 1-11.
- LÜPS, P. (1984): Gewichtsschwankungen beim Dachs (*Meles meles* L.) im bernischen Mittelland, nebst Bemerkungen zu seiner Biologie. - Jb. Naturhist. Mus. Bern **8**: 273 - 289.
- LÜPS, P. (1988): Der Dachs und die Landwirtschaft. Ein Wildtier im Konflikt mit dem Menschen. - Natur und Mensch **30**: 136 - 139.
- LÜPS, P. (1989): Geschlechtsdimorphismus beim Dachs *Meles meles* L. - Ausprägungsgrad und Versuch einer Interpretation. - Populationsökologie marderartiger Säugetiere 2, Wiss. Beitr. Univ. Halle **1989/37** (P39): 531 - 542.
- LÜPS, P., GRAF, M. et A. KAPPELER (1987): Möglichkeiten der Altersbestimmung bei Dachsen. - Jahrb. Naturhist. Mus. Bern **9**: 185 - 200.
- LÜPS, P. et T. J. ROPER (1988): Bemerkungen zum Gebißgebrauch beim Dachs (*Meles meles*). - Mitt. Natuforsch. Gesell. Bern **45**: 147 - 157.
- LÜPS, P. et T. J. ROPER (1990): Cannibalism in a female badger (*Meles meles*): infanticide or predation? - J. Zool., Lond. **221**: 314-315.
- LÜPS, P. et A. I. WANDELER (1993): *Meles meles* (L., 1758) - Dachs. In: STUBBE, M. et F. KRAPP (eds.): Handbuch der Säugetiere Europas. Band 5: Raubsäuger. 865- 899. - Wiesbaden.
- LYNCH, J. M., WHELAN, R., IL-FITURI, A. I. et T. J. HAYDEN (1997): Craniometric variation in the Eurasian badger, *Meles meles*. - J. Zool., Lond. **242**: 31 - 44.
- MACDONALD, D. W. (1983): The ecology of carnivore social behaviour. - Nature **301**: 379 - 384.
- MACLARNON, A. M., CHIVERS, D. J. et R. D. MARTIN (1986): Gastro-intestinal allometry in primates and other mammals including new species. - In: ELSE, J. G. et P. C. LEE (eds.): Primate ecology and Conservation (Proceedings of the 10th Congress of the International Primatological Society, vol. 2). - Cambridge.
- MANGER, W. (1976): Altersbestimmung, Zahnanomalien, Geschlechterbestimmung und Populationsstruktur beim europäischen Dachs - *Meles meles* (L.). - Diplomarbeit Halle, 55 S.
- MARTÍN, R., RODRIGUEZ, A. et M. DELIBES (1995): Local feeding specialization by badgers (*Meles meles*) in a mediterranean environment. - Oecologia **101**: 45 - 50.
- MASSEI, G., GENOV, P. V. et B. W. STAINES (1996): Diet, food availability and reproduction of wild boar in a Mediterranean coastal area. - Acta Theriol. **41**: 307 - 320.

- MATHER, J. G. *et* O. CHRISTENSEN (1988): Surface movements of earthworms in agricultural land. - *Pedobiologia* **32**: 399 - 405.
- MAUREL, D. *et* J. BOISSIN (1983): Seasonal rhythms of locomotor activity and thyroid function in male badgers (*Meles meles* L.). - *J. interdiscipl. Cycl Res.* **14**: 285 - 303.
- MEHLHARDT, D. (1947): *Der Dachs*. - Berlin-Kleinmachnow.
- MEUSEL, H. (1952): Eichenmischwälder des mitteldeutschen Trockengebietes. - *Wiss. Z. Univ. Halle, Math.- Nat.* **1**: 49 - 72.
- MICHEL, S. *et* E.-G. MAHN (1998): Untersuchungen zur Entwicklung der Waldvegetation des Hakels (nordöstliches Harzvorland). - *Hercynia N. F.* **31**: 65 - 102.
- MOIR, R. J. (1994): The "carnivorous" herbivores. - In: CHIVERS, D. J. *et* P. LANGER (eds.): *The digestive system in mammals: food, form and function*. - Cambridge.
- MOUCHES, A. (1981): Variations saisonnières du régime alimentaire chez le Blaireau européen (*Meles meles* L.). - *Rev. Ecol. (Terre et Vie)* **35**: 183 - 194.
- MÜHLENBERG, M. (1989): *Freilandökologie*. - Heidelberg.
- NEAL, E. (1948): *The badger*. - London.
- NEAL, E. (1986): *The natural history of badgers*. - London.
- NEAL, E. (1988): The stomach contents of badgers, *Meles meles*. - *J. Zool., Lond.* **215**: 367 - 369.
- NOLET, B. *et* C. A. KILLINGLEY (1987): The effects of a change in food availability on group and territory size of a clan of badgers *Meles meles* (L., 1758). - *Lutra* **30**: 1 - 8.
- NOWAK, E. (1993): *Nyctereutes procyonoides* - Marderhund. - In: STUBBE, M. *et* F. KRAPP (eds.): *Handbuch der Säugetiere Europas. Band 5: Raubsäuger*: 215 - 248. - Wiesbaden.
- O'CORRY-CROWE, G., EVES, J. *et* T. J. HAYDEN (1993): Sett distribution, territory size and population density of badgers (*Meles meles* L.) in east Offaly. - In: HAYDEN, T. J. (ed.): *The badger*: 35 - 56. - Dublin.
- OSTLER, J. R. *et* T. J. ROPER (1998): Changes in size, status, and distribution of badger *Meles meles* L. setts during a 20-year period. - *Z. Säugetierk.* **63**: 200 - 209.
- PAGE, R. J. C., ROSS, V. *et* S. D. LANGTON (1994): Seasonality of reproduction in the European badger *Meles meles* in south-west England. - *J. Zool., Lond.* **233**: 69 - 91.
- PANDOLFI, M., DE MARINIS, A. M. *et* I. PETROV (1996): Fruit as a winter feeding resource in the diet of Stone marten (*Martes foina*) in east-central Italy. - *Z. Säugetierk.* **61**: 215 - 220.
- PETERS, G., HEINRICH, W.-D., BEURTON, P. *et* K.-D. JÄGER (1972): Fossile und rezente Dachsbauten mit Massenreicherungen von Wirbeltierknochen. - *Mitt. Zool. Mus. Berlin* **48**: 415 - 435.
- PELIKÁN, J. *et* J. VACKAR (1978): Densities and fluctuations in numbers of red fox, badger and pine marten in the "Bucin" Forest. - *Folia zool.* **27**: 289 - 303.
- PFLUMM, W. (1996): *Biologie der Säugetiere*. - Berlin.
- PIGOZZI, G. (1989): Digging behaviour while foraging by the European badger, *Meles meles*, in a Mediterranean habitat. - *Ethology* **83**: 121 - 128.

- PIGOZZI, G. (1991): The diet of the European badger in a Mediterranean coastal area. - *Acta Theriol.* **36**: 293 - 306.
- PUTMAN, R. J. (1984): Facts from faeces. - *Mammal Rev.* **14**: 79 - 97.
- RAW, F. (1959): Estimating earthworm populations by using formalin. - *Nature* **184**: 1661 - 1662.
- REMMERT, H. (1989): *Ökologie*. - Berlin.
- REMPE, U. (1962): Über einige statistische Hilfsmittel moderner zoologisch-systematischer Untersuchungen. - *Zool. Anz.* **224**: 225 - 235.
- REYNOLDS, J. C. *et* N. J. AEBISCHER (1991): Comparison and quantification of carnivore diet by faecal analysis: a critique, with recommendations, based on a study of the Fox *Vulpes vulpes*. - *Mammal Rev.* **21**: 97 - 122.
- RÖDEL, H. G., EBERSBACH, H. *et* M. STUBBE (1998): Nahrungsökologie des Steinmarders (*Martes foina*). Die Bedeutung erbeuteter Säugetiere. - *Beitr. Jagd- u. Wildforsch.* **23**: 219 - 230.
- RODGERS, L. M., CHEESEMAN, C. L. *et* S. LANGTON (1997a): Body weight as an indication of density-dependent population regulation in badgers (*Meles meles*) at Woodchester Park, Gloucestershire. - *J. Zool., Lond.* **242**: 597 - 604.
- RODGERS, L. M., CHEESEMAN, C. L. *et* P. J. MALLINSON (1997b): The demography of a high-density badger (*Meles meles*) population in the west of England. - *J. Zool., Lond.* **242**: 705 - 728.
- RODRIGUEZ, A. *et* M. DELIBES (1992): Food habits of badgers (*Meles meles*) in an arid habitat. - *J. Zool., Lond.* **227**: 347 - 350.
- RODRIGUEZ, A., MARTÍN, R. *et* M. DELIBES (1996): Space use and activity in a mediterranean population of badgers *Meles meles*. - *Acta Theriol.* **41**: 59 - 72.
- ROPER, T. J. (1992): Badger *Meles meles* setts - architecture, internal environment and function. - *Mammal Rev.* **22**: 43 - 53.
- ROPER, T. J. (1993): Badger setts as a limiting resource. - In: HAYDEN, T. J. (ed.): *The badger*: 26 - 43. - Dublin.
- ROPER, T. J. (1994a): The European badger *Meles meles*: food specialist or generalist?. - *J. Zool., Lond.* **234**: 437 - 452.
- ROPER, T. J. (1994b): Do badgers, *Meles meles*, bury their dead? - *J. Zool., Lond.* **234**: 677 - 680.
- ROPER, T. J. *et* S. F. CHRISTIAN (1992): Sett use in badgers (*Meles meles*). - In: PRIEDE, I. G. *et* S. M. SWIFT (eds.): *Wildlife Telemetry - remote monitoring and tracking animals* : 661 - 669. - London.
- ROPER, T. J., FINDLAY, S. R., LÜPS, P. *et* D. J. SHEPHERDSON (1995): Damage by badgers *Meles meles* to wheat *Triticum vulgare* and barley *Hordeum sativum* crops. - *J. Appl. Ecol.* **32**: 720 - 726.
- ROPER, T. J. *et* P. LÜPS (1995): Diet of badgers (*Meles meles*) in central Switzerland: an analysis of stomach contents. - *Z. Säugetierk.* **60**: 9 - 19.
- ROPER, T. J. *et* E. MICKEVICIUS (1995): Badger *Meles meles* diet: a review of literature from the former Soviet Union. - *Mammal Rev.* **25**: 117 - 129.

- ROPER, T. J., SHEPHERDSON, D. J. *et* J. M. DAVIES (1986): Scent marking with faeces and anal secretion in the European badger (*Meles meles*): seasonal and spatial characteristics of latrine use in relation to territoriality. - Behaviour **97**: 94 - 117.
- RUPRECHT, A. L. (1996): On the badger skulls found near the den entrance. - Przegląd Zoologiczny **40**: 109 - 115 (pol., engl. Zus.).
- SCHMID, P. *et* P. LÜPS (1988): Zur Bedeutung der Wespen (Vespidae) als Nahrung des Dachses (*Meles meles* L.). - Bonn. zool. Beitr. **39**: 43 - 47.
- SCHMUTZ, J. A. *et* G. C. WHITE (1990): Error in telemetry studies: effects of animal movement on triangulation. - J. Wildl. Manage. **54**: 506 - 510.
- SEILER, A. (1992): Einfluß der Jahreszeiten auf Biotopnutzung und Nahrungswahl von Dachsen (*Meles meles* L.) in Mittelschweden. - Diplomarbeit Göttingen, 122 S.
- SELZER, D. *et* P. SCHLISSNER (1997): Untersuchungen am Dachs im Hochtaunus. - Proc. 14th Mustelid Colloquium 1995, 64 - 67.
- SERGEANT, D. E. (1967): Age determination of land mammals from annuli. - Z. Säugetierk. **32**: 297 - 300.
- SHEPHERDSON, D. J., ROPER, T. J. *et* P. LÜPS (1990): Diet, food availability and foraging behaviour of badgers (*Meles meles* L.) in southern England. - Z. Säugetierk. **55**: 81 - 93.
- SILVA, J. DA *et* D. W. MACDONALD (1989): Limitations to the use of tooth wear as a mean of ageing Eurasien badgers, *Meles meles*. - Rev. Ecol. (Terre Vie) **44**: 275 - 278.
- SILVA, J. DA, MACDONALD, D. W. *et* P. G. H. EVANS (1994): Net costs of group living in a solitary forager, the Eurasian badger (*Meles meles*). - Behav. Ecol. **5**: 151 - 158.
- SINCLAIR, A. R. (1989): Population regulation in animals. - In: CHERRETT, J. M. (ed.): Ecological concepts: 197 - 241. - Oxford.
- SKINNER, C. *et* P. SKINNER (1988): Food of badgers (*Meles meles*) in an arable area of Essex. - J. Zool., Lond. **215**: 360 - 362.
- SKINNER, C., SKINNER, P. *et* S. HARRIS (1991): An analysis of some of the factors affecting the current distribution of Badger *Meles meles* setts in Essex. - Mammal Rev. **21**: 51 - 65.
- SKOOG, P. (1970): The food of Swedish badger (*Meles meles*). - Viltrevy **7**: 1 - 120.
- SLEEMAN, D. P. (1992): Long-distance movements in an Irish badger population. - In: PRIEDE, I. G. *et* S. M. SWIFT (eds.): Wildlife telemetry - remote monitoring and tracking animals : 670 - 676. - London.
- SOVIŠ, B. (1965): A contribution to the feed ecology of the badger (*Meles meles* L.). - Acta Zootech. Univ. Agricult. Nitra **14**: 163 - 170.
- STARK, R., ROPER, T. J., MAC LARNON, A. M. *et* D. J. CHIVERS (1987): Gastrointestinal anatomy of the European badger *Meles meles* L.. A comparative study. - Z. Säugetierk. **52**: 88 - 96.
- STOCKER, G. *et* P. LÜPS (1984): Qualitative und quantitative Angaben zur Nahrungswahl des Dachses *Meles meles* im Schweizerischen Mittelland. - Rev. suisse Zool. **91**: 1007 - 1015.
- STUBBE, A. (1982): Untersuchungen zur Ökologie der Carabidenfauna (Insecta, Coleoptera) des Hakelwaldes im Nordharzvorland. - Hercynia N. F. **19**: 42 - 73.
- STUBBE, C., AHRENS, M., STUBBE, M. *et* J. GORETZKI (1995): Lebendfang von Wildtieren. - Berlin.

- STUBBE, H. (1977): Bericht über 20 Jahre jagdbiologische Forschung im Wildforschungsgebiet Hakel, Kreis Aschersleben, DDR. - Beitr. Jagd- u. Wildforsch. **10**: 394 - 413.
- STUBBE, M. (1965): Zur Biologie der Raubiere eines abgeschlossenen Waldgebietes. - Z. Jagdwiss. **11**: 73 - 102.
- STUBBE, M. (1970): Populationsbiologische Untersuchungen am Dachs *Meles meles* (L.). - Herycynia **7**: 115 - 123.
- STUBBE, M. (1971a): Die analen Markierungsorgane des Dachses *Meles meles* (L.). - Zool. Garten N. F. **40**: 125 - 135.
- STUBBE, M. (1971b): Wald-, Wild- und Jagdgeschichte des Hakel. - Arch. Forstwesen **20**: 115 - 204.
- STUBBE, M. (1980): Biometrie und Morphologie des mitteleuropäischen Dachses *Meles meles* (L., 1758). - Säugetierkd. Inf. **1**: 3-26.
- STUBBE, M. (1989a): Die ökologischen Grundlagen der Bewirtschaftung des Dachses *Meles meles* (L., 1758) in der DDR. - Populationsökologie marderartiger Säugetiere 2, Wiss. Beitr. Univ. Halle **1989/37** (P39): 543 - 552.
- STUBBE, M. (1989b): Dachs *Meles meles* (L.). - In: STUBBE, H. (Hrsg.): Buch der Hege: 456 - 477. - Berlin.
- STUBBE, M. (1993): *Procyon lotor* - Waschbär. - In: STUBBE, M. et F. KRAPP (Hrsg.): Handbuch der Säugetiere Europas. Band 5: Raubsäuger: 331 - 364. - Wiesbaden
- STUBBE, M. et H. EBERSBACH (1994): Zum Vorkommen einiger marderartiger Säugetierarten in den östlichen Bundesländern Deutschlands. - Beitr. Jagd- u. Wildforsch. **19**: 189 - 195.
- STUBBE, M. et F. KRAPP (1993): Handbuch der Säugetiere Europas. Band 5: Raubsäuger. - Wiesbaden.
- STUBBE, M. et A. STUBBE (1995): Das Populationsdynamogramm eines Fuchsbestandes. - Methoden feldökologischer Säugetierforschung, Wiss. Beiträge Univ. Halle **1**: 147-160.
- STUBBE, W. et I. STUBBE (1994): Erste Ergebnisse seroepidemiologischer Untersuchungen an Fuchs und Dachs. - Beitr. Jagd- u. Wildforsch. **19**: 141 - 144.
- STUBBE, M. et H. ZÖRNER (1993): 25 Jahre Greifvogelforschung im Wildforschungsgebiet Hakel, Sachsen-Anhalt. - Beitr. Jagd- u. Wildforsch. **18**: 147 - 160.
- SUTHERLAND, W. J. (1996) From individual behaviour to population ecology. - Oxford.
- THENIUS, E. (1988): Zähne und Gebiß der Säugetiere. - In: NIETHAMMER, J., SCHLIEMANN, H. et D. STARCK (eds.): Handbuch der Zoologie, Band VIII Mammalia. - Berlin.
- THOMÉ, H. et G. GEIGER (1997): Vergleich zweier Methoden der Altersbestimmung an Zähnen altersbekannter wildlebender Fleischfresser. - Anat. Histol. Embryol. **26**: 81 - 84.
- THORNTON, P. S. (1988): Density and distribution of badgers in south-west England - a predictive model. - Mammal Rev. **18**: 11 - 23.
- TSCHIRCH, W. (1989): Krankheiten der Musteliden. - Populationsökologie marderartiger Säugetiere 2, Wiss. Beitr. Univ. Halle **1989/37** (P39): 597 - 608.
- TUMANOV, I. L. et V. A. SMELOV (1980): The food connections of the Mustelidae in the north-west of the RSFSR. - Zool. J., Moskva, **69**: 1536 - 1544 (russ., engl. Zus.).

- UTHLEB, H. (1991): Zu Altersbestimmung und Populationsökologie des Fischotters *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) in Ostdeutschland. Diplomarbeit Halle 92 S.
- WALLISER, G. et M. ROTH (1997): Einfluß der Landschaftszerschnittenheit und des Landnutzungsmusters auf die Raum-Zeitstruktur des Dachses (*Meles meles* L., 1758). - Beitr. Jagd- u. Wildforsch. **22**: 237 - 247.
- WANDELER, A. I. et M. GRAF (1982): Der Geschlechtszyklus weiblicher Dachse (*Meles meles* L.) in der Schweiz. - Rev. suisse Zool. **89**: 1009 - 1016.
- WIERTZ, J. (1993): Fluctuations in the Dutch Badger *Meles meles* population between 1960 and 1990. - Mammal Rev. **23**: 59 - 64.
- WHITE, G. C. et R. A. GARROTT (1990): Analysis of wildlife radio-tracking data. - San Diego.
- WIESNER, H. et G. v. HEGEL (1989): Zur Immobilisation von Musteliden. - Populationsökologie marderartiger Säugetiere 2, Wiss. Beitr. Univ. Halle **1989/37** (P39): 639 - 644.
- WILSON, C. J. (1993): Badger damage to growing oats and an assessment of electric fencing as a means of its reduction. - J. Zool., Lond. **231**: 668 - 675.
- WOLFF, J. O. (1994): More on juvenile dispersal in mammals. - Oikos **71**: 349 - 352.
- WOODROFFE, R. (1993): Alloparental behaviour in the European badger. - Anim. Behav. **46**: 413 - 415.
- WOODROFFE, R. et D. W. MACDONALD (1993a): Badger clans: demographic groups in an antisocial species. - J. Zool., Lond. **227**: 696 - 698.
- WOODROFFE, R. et D. W. MACDONALD (1993b): Badger sociality - models of spatial grouping. - Symp. zool. Soc. Lond. **65**: 145 - 169.
- WOODROFFE, R. et D. W. MACDONALD (1995a): Female/female competition in European badgers *Meles meles*: effects on breeding success. - J. Anim. Ecol. **64**: 12 - 20.
- WOODROFFE, R. et D. W. MACDONALD (1995b): Costs of breeding status in the European Badger, *Meles meles*. - J. Zool, Lond. **235**: 237 - 245.
- WOODROFFE, R., MACDONALD, D. W. et C. L. CHEESEMAN (1997): Endocrine correlates of contrasting male mating strategies in the European badger (*Meles meles*). - J. Zool., Lond. **241**: 291 - 300.
- WOODROFFE, R., MACDONALD, D. W. et J. DA SILVA (1995): Dispersal and philopatry in the European badger, *Meles meles*. - J. Zool., Lond. **237**: 227 - 239.
- WROOT, J. A. (1985): A quantitative method for estimating the amount of earthworm (*Lumbricus terrestris*) in animals diet. - Oikos **44**: 239 - 242.

Tab. A.3.1: Frühjahrsbestand des Dachses im Haket im Zeitraum von 1979 bis 1997. Die erste Zahl in der Spalte gibt die Anzahl der adulten Dachse, die zweite die der juvenilen Dachse an (zur Methodik siehe Kap. 3.1.). Im Jahr 1985 erfolgte keine Erfassung. (* - zwei Würfe in einem Clan)

Clan - Nr.	Jahr																	
	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
1/4	1 -	3 -	1 2	2 -	2 3	3 -	3 3	4 2	2 4	4 2	6 2	6 1	4 -	4 2	5 1	3 2	4 3*	1 4
10/14	1 -	1 -	1 -	2 -	1 -	2 -	1 -	4 3	3 6*	4 -	1 2	1 -	1 1	4 3	2 2	3 2	4 -	6 2
60/62	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	2 2	1 4	1 -	2 -	2 -	3 -	2 3	3 3	4 -	4 -	2 3
22/26	1 -	- -	- -	- -	2 2	2 3	1 -	2 -	1 -	2 -	2 -	2 3	4 2	2 4	3 2	5 2	6 2	8 3
18	- -	- -	- -	- -	- -	- -	2 4	- -	3 -	3 -	2 -	2 3	4 2	2 3	1 -	1 -	2 3	2 3
65/66	1 -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	1 -	3 -	2 -	2 -	1 -	2 3	4 3	2 -
68/69	- -	- -	- -	- -	1 3	2 3	- -	- -	- -	2 2	2 -	1 2	3 -	2 4	1 -	3 -	3 3	5 -
70	- -	- -	- -	- -	1 -	2 1	4 3	2 -	5 2	2 -	2 -	- -	1 -	3 -	1 -	3 -	3 4	6 2
74	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	2 3	2 3	3 -	2 3	4 -	5 -	3 -	3 2	4 3
77	1 -	1 -	1 -	3 3	1 -	1 -	2 4	6 2	2 3	2 -	2 -	2 3	1 -	3 -	2 1	2 -	2 2	3 -
80	- -	- -	- -	- -	- -	- -	- -	1 -	1 -	2 -	1 3	2 2	3 -	2 -	2 1	2 2	2 4	2 3
54	1 -	- -	- -	1 -	2 -	2 2	2 4	3 2	4 1	4 -	1 -	3 -	2 4	4 3	2 2	2 -	3 -	3 3
46/48	2 -	- -	2 -	2 2	3 4	4 4	2 3	3 -	4 3	5 -	2 2	3 -	4 -	2 2	2 -	3 -	3 1	3 2
33	1 -	1 3	1 4	3 -	2 3	2 -	1 -	2 -	3 -	3 -	1 -	2 -	3 1	4 -	2 2	2 -	3 -	3 4*
38	1 -	1 -	3 -	1 -	2 -	1 -	- -	2 -	2 -	2 -	1 -	4 -	1 -	2 2	2 -	2 1	2 3	2 1
Summe	10 -	7 3	9 6	14 5	17 15	21 13	18 21	31 11	31 23	38 7	28 12	36 14	38 13	42 26	34 14	40 12	48 30	52 33
Würfe	-	1	2	2	5	5	6	5	8	3	5	6	6	9	8	6	12	13
Junge/Wurf	-	3,0	3,0	2,5	3,0	2,6	3,5	2,2	2,9	2,3	2,4	2,3	2,2	2,9	1,8	2,0	2,5	2,5

Tab. A.4.1: Definition der in der Arbeit verwendeten Beutekategorien (vgl. Kap. 4.1.2.)

Bezeichnung der Beutekategorie	Umfang der Beutekategorie
Regenwürmer	alle Arten der Lumbricidae
Hymenopteren	alle Arten der Hymenoptera und deren Larven, sowie Nestreste
Coleopteren	alle Arten der Coleoptera und deren Larven
Andere Insekten	alle Arten von Insekten und Insektenlarven, außer Arten der Hymenoptera und Coleoptera
Gastropoden	alle Arten der Gastropoda
Säugetiere	alle Arten von Säugetieren, auch wenn deren Aufnahme als Aas möglich erschien
Amphibien	alle Arten der Amphibien
Vögel	alle Arten von Vögeln, auch wenn deren Aufnahme als Aas möglich erscheint (auch die wenigen Nachweise von Eiern wurden dieser Kategorie zugeordnet)
Aas	alle größeren unbestimmbaren Fleischreste, für die keine Zuordnung zu den Beutekategorien Säugetiere oder Vögel möglich war
Früchte	alle Arten von Früchten außer Eicheln
Getreide	alle Arten von Getreide
Eicheln	Früchte der <i>Quercus</i> - Arten
Wurzeln	unbestimmbare Wurzel- und Holzreste

Tab. A.4.2: Umrechnungsfaktoren für die Volumenbestimmung der bei der Nahrungsanalyse nachgewiesenen Beutebestandteile (Bezugswert: "mittlerer" *Lumbricus terrestris* - Länge: 70 mm, Durchmesser: 5 mm). (* - vgl. Kap. 4.1.1., S.21)

Animalische Beutebestandteile		Vegetabile Beutebestandteile	
Evertebraten		Früchte	
Hymenopteren (<i>Bombus</i> spec. einzeln)	0,7	<i>Pyrus pyraster</i>	6
	(<i>Bombus</i> spec. Nest)*	<i>Cerasus avium</i> (<i>avium</i>)	1
Coleopteren (<i>Carabus nemoralis</i> -Größe)	0,7		(<i>juliana</i>)
	(<i>C. coriaceus</i> -Größe)	<i>Prunus domestica</i> (klein)	3
	(<i>Geotrupes</i> spec.- Größe)		(groß)
Coleopteren (Larven)	0,7	<i>Malus</i> spec.	6
andere Insekten	0,3	<i>Juglans regia</i>	1,5
Gastropoden	2,0	<i>Sambucus nigra</i>	0,1
		<i>Prunus spinosa</i>	0,5
Vertebraten		<i>Rosa</i> spec.	1
<i>Microtus arvalis</i> (juv.)	7,5	Eicheln (<i>Quercus</i> spec.)	1,5
<i>Microtus arvalis</i> (ad.)	20		
<i>Clethrionomys glareolus</i> (ad.)	20	Getreide	
<i>Arvicola terrestris</i>	100	<i>Zea mays</i>	0,2
<i>Cricetus cricetus</i>	180	<i>Triticum et Hordeum</i> spec.	0,1
<i>Apodemus</i> spec.(juv.)	10		
<i>Apodemus</i> spec. (ad.)	30	<i>Helianthus annuus</i> (Kerne)	0,1
<i>Talpa europaea</i>	80		
<i>Sorex araneus</i>	10		
<i>Sorex minutus</i>	5		
<i>Lepus europaeus</i> (juv.)	200		
<i>Martes</i> spec. (juv.)	150		
<i>Rana temporaria</i>	17,5		
Vögel (<i>Parus</i> -Größe)	15		
	(<i>Turdus</i> -Größe)		
	(<i>Perdix</i> -Größe)		
Hühnerei	25		

Tab. A.4.3: Auftretensfrequenz, relative Präsenz- und Totalvolumina der verschiedenen Beutekategorien (fett) und Beutetaxa in der Dachsnahrung für den gesamten Untersuchungszeitraum (n = 1217 Proben).

	Auftretens- frequenz	rel. Präsenz- volumen	rel. Total- volumen
	[%]	[%]	[%]
Regenwürmer	89,1	63,7	56,8
Hymenopteren	26,2	4,0	1,0
Coleopteren	65,7	2,3	1,6
Carabidae	61,1	1,7	1,0
Scarabaeidae	23,1	1,1	0,2
andere (incl. Larven)	9,6	2,8	0,3
Andere Insekten	5,5	1,0	0,1
Gastropoden	8,4	3,8	0,3
Säugetiere	46,7	36,2	16,9
<i>Talpa europaea</i>	0,7	52,9	0,4
<i>Sorex araneus</i>	2,6	12,0	0,1
<i>Sorex minutus</i>	0,2	4,5	0,1
<i>Lepus europaeus</i> (juv.)	0,5	67,8	0,3
<i>Apodemus</i> spec.	3,1	21,0	0,6
<i>Cricetus cricetus</i>	0,3	64,7	0,2
<i>Arvicola terrestris</i>	1,1	54,1	0,6
<i>Clethrionomys glareolus</i>	2,4	12,8	0,3
<i>Microtus arvalis</i> (ad.)	35,5	28,9	10,2
<i>Microtus arvalis</i> (juv.)	18,5	20,6	3,8
<i>Martes</i> spec. (juv.)	0,1	61,9	0,1
Amphibien	4,3	28,5	1,2
Vögel	3,5	16,8	0,6
Vögel ¹⁾	2,7	17,9	0,5
Eier	0,9	12,4	0,1
Aas	0,8	22,3	0,2

¹⁾ Folgende Vogelarten konnten bestimmt werden: *Perdix perdix*, *Sylvia atricapilla*, *Turdus merula* (2x), *Fringilla coelebs*, *Erithacus rubecula* (2x), *Carduelis chloris*, *Parus caeruleus*, *Parus major*.

Tab. A.4.3: Fortsetzung

	Auftretens- frequenz	rel. Präsenz- volumen	rel. Total- volumen
	[%]	[%]	[%]
Früchte	31,4	44,7	14,0
<i>Pyrus pyraster</i>	10,8	29,1	3,1
<i>Cerasus avium</i>	15,7	55,0	8,6
<i>Prunus domestica</i>	6,8	28,7	1,9
<i>Malus sylvestris</i>	1,2	18,3	0,2
<i>Juglans regia</i>	0,8	6,0	0,1
<i>Sambucus nigra</i>	0,1	0,6	0,1
<i>Sorbus torminalis</i>	0,3	5,1	0,1
<i>Rosa spec.</i>	0,4	9,4	0,1
<i>Helianthus annuus</i>	0,2	2,1	0,1
Getreide	15,2	14,5	2,2
<i>Zea mays</i>	13,3	15,0	2,0
anderes Getreide	2,3	10,2	0,2
Eicheln	14,3	34,6	4,9
Wurzeln	0,8	16,7	0,1

Tab. A.4.4: Monatliche Werte für das relative Totalvolumen der einzelnen Beutekategorien (alle TV – Angaben in %). (Erklärung der Abkürzungen: RW – Regenwürmer, HY – Hymenopteren, CO – Coleopteren, AI – Andere Insekten, GA – Gastropoden, SÄ – Säugetiere, AM - Amphibien, AV – Aves, AA – Aas, FR – Früchte, EI – Eicheln, GE – Getreide, WU – Wurzeln).

Monat	Proben	RW	HY	CO	AI	GA	SÄ	AM	AV	AA	FR	EI	GE	WU
Mär 94	53	61,8	0,0	2,7	0,3	0,1	27,7	0,5	1,4	0,5	0,1	0,0	5,0	0,0
Apr 94	53	78,2	0,3	1,8	0,2	0,0	16,4	0,0	1,3	0,0	0,0	0,0	1,7	0,0
Mai 94	49	79,2	0,1	3,0	0,1	0,5	15,4	0,2	0,5	0,5	0,1	0,0	0,3	0,0
Jun 94	50	41,8	0,2	2,0	0,0	0,5	26,7	0,0	1,3	0,0	27,2	0,0	0,3	0,0
Jul 94	35	8,1	10,0	2,1	0,0	0,2	17,7	0,0	0,7	0,7	57,7	0,0	3,0	0,0
Aug 94	70	32,6	5,1	2,2	0,0	0,1	34,1	0,4	0,2	0,0	20,6	0,0	4,5	0,0
Sep 94	52	52,8	0,3	1,0	0,0	0,1	18,9	0,0	0,1	0,0	21,5	0,0	5,2	0,0
Okt 94	64	72,8	0,0	0,6	0,0	0,9	14,5	0,0	0,2	0,4	7,0	0,0	2,8	0,6
Nov 94	50	89,7	0,1	0,2	0,0	1,4	3,0	0,1	0,0	0,0	2,5	0,0	2,2	0,7
Dez 94	38	81,3	0,0	0,6	0,0	0,1	13,4	0,8	0,5	0,4	1,5	0,0	1,3	0,0
Jan 95	63	88,7	0,1	0,9	0,1	0,5	8,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0
Feb 95	73	88,0	0,2	1,6	0,2	0,0	8,7	0,5	0,0	0,0	0,3	0,0	0,5	0,0
Mär 95	60	77,4	0,2	1,8	0,0	0,1	17,2	0,2	0,5	0,0	0,0	0,0	2,5	0,0
Apr 95	53	86,5	0,2	2,5	0,0	0,2	9,8	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0
Mai 95	52	68,0	0,2	3,8	0,2	0,1	23,1	0,0	1,8	0,4	0,1	0,0	2,3	0,0
Jun 95	47	67,3	0,5	2,9	0,0	0,1	20,8	0,3	1,3	1,2	5,4	0,0	0,2	0,0
Jul 95	50	9,2	5,9	1,2	0,0	0,1	6,3	0,4	0,7	0,0	75,6	0,0	0,7	0,0
Aug 95	48	28,7	1,4	1,4	0,0	0,1	24,7	0,0	0,2	0,0	37,2	0,0	6,3	0,0
Sep 95	53	33,8	1,2	1,7	0,0	0,1	15,2	0,1	0,2	0,0	43,1	1,2	3,4	0,0
Okt 95	50	23,2	0,0	0,3	0,0	0,0	13,6	0,0	0,3	0,0	38,3	24,0	0,1	0,0
Nov 95	50	42,8	0,0	0,2	0,0	0,1	11,7	0,0	0,0	0,0	2,9	41,5	0,7	0,1
Dez 95	32	48,0	0,2	0,2	0,0	0,5	10,5	1,1	1,1	0,0	0,3	34,7	1,7	1,6
Jan 96	22	39,4	0,0	0,9	0,0	0,5	23,5	19,0	0,0	0,8	7,3	6,6	2,0	0,0
Feb 96	50	17,4	0,0	0,4	0,1	1,5	24,7	16,8	2,1	0,6	2,6	28,4	4,6	0,7

Tab. A.4.5: Monatliche Werte für die relative Auftretensfrequenz der einzelnen Beutekategorien (alle AF – Angaben in %). (Erklärung der Abkürzungen: RW – Regenwürmer, HY – Hymenopteren, CO – Coleopteren, AI – Andere Insekten, GA – Gastropoden, SÄ – Säugetiere, AM – Amphibien, AV – Aves, AA – Aas, FR – Früchte, EI – Eicheln, GE – Getreide, WU – Wurzeln).

Monat	Proben	RW	HY	CO	AI	GA	SÄ	AM	AV	AA	FR	EI	GE	WU
Mär 94	53	90,6	5,7	69,8	18,9	1,9	56,6	1,9	1,9	1,9	1,9	0,0	24,5	0,0
Apr 94	53	98,1	28,3	86,8	5,7	0,0	41,5	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	5,7	0,0
Mai 94	49	98,0	14,3	91,8	14,3	14,3	42,9	2,0	6,1	2,0	2,0	0,0	8,2	0,0
Jun 94	50	92,0	30,0	86,0	0,0	30,0	74,0	0,0	10,0	0,0	44,0	2,0	4,0	0,0
Jul 94	35	65,7	82,9	74,3	0,0	8,6	77,1	0,0	8,6	2,9	97,1	0,0	20,0	0,0
Aug 94	70	81,4	80,0	91,4	0,0	4,3	78,6	2,9	4,3	0,0	54,3	2,9	31,4	0,0
Sep 94	52	96,2	30,8	68,2	0,0	5,8	61,5	0,0	1,9	0,0	75,0	3,8	17,3	0,0
Okt 94	64	92,2	4,7	59,4	7,8	12,5	32,8	0,0	1,6	1,6	23,4	0,	14,1	4,7
Nov 94	50	100,0	10,0	30,0	4,0	10,0	18,0	2,0	0,0	0,0	14,0	0,0	14,0	4,0
Dez 94	38	100,0	7,9	52,6	2,6	5,3	39,5	5,3	2,6	2,6	13,2	0,0	2,6	0,0
Jan 95	63	100,0	7,9	47,6	7,9	3,2	17,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	11,1	0,0
Feb 95	73	100,0	11,0	82,2	13,7	1,4	27,4	2,7	0,0	0,0	5,8	0,0	8,2	0,0
Mär 95	60	95,0	26,7	83,3	8,3	5,0	36,7	1,7	3,3	0,0	1,7	0,0	10,0	0,0
Apr 95	53	100,0	22,6	92,5	3,8	5,7	30,2	3,8	0,0	0,0	0,0	0,0	11,3	0,0
Mai 95	52	94,2	23,1	90,4	17,3	5,8	51,9	0,0	11,5	1,9	1,9	0,0	13,5	0,0
Jun 95	47	91,5	34,0	89,4	0,0	4,3	44,7	2,1	6,4	4,3	21,3	0,0	8,5	0,0
Jul 95	50	70,0	92,0	82,0	0,0	12,0	50,0	4,0	8,0	0,0	98,0	0,0	10,0	0,0
Aug 95	48	79,2	56,3	83,3	0,0	8,3	68,8	0,0	4,2	0,0	77,1	0,0	31,3	0,0
Sep 95	53	92,5	34,0	62,3	0,0	3,8	64,2	1,9	1,9	0,0	88,7	28,3	37,7	0,0
Okt 95	50	88,0	10,0	40,0	0,0	2,0	52,0	0,0	2,0	0,0	74,0	78,0	8,0	0,0
Nov 95	50	98,0	4,0	18,0	0,0	4,0	38,0	0,0	0,0	0,0	18,0	84,0	14,0	2,0
Dez 95	32	100,0	12,5	21,9	0,0	9,4	40,6	9,4	3,1	0,0	6,3	78,1	15,6	3,1
Jan 96	22	77,3	0,0	13,6	9,1	22,7	59,1	45,5	0,0	4,5	50,0	50,0	27,3	0,0
Feb 96	50	70,0	4,0	32,0	14,0	40,0	62,0	50,0	8,0	4,0	26,0	82,0	28,0	6,0

Tab. A.4.6: Vergleich der Biomassewerte für die Arten der Gattung *Lumbricus* für die verschiedenen Probenahmen (Mann-Whitney U-Test, * = $\alpha < 0,05$).

					Unterschiede (α - Werte)		
		n	\bar{x}	$s_{\bar{x}}$	September	März	Mai
Biomasse <i>L. terrestris</i> (g/m ²)	September	8	2,77	1,25	-		
	März	8	2,69	0,68	0,2970	-	
	Mai	8	19,97	4,78	0,0065*	0,0057*	-
	Juli	8	3,82	2,18	0,5000	0,3732	0,0071*
Biomasse <i>L. rubellus et</i> <i>L. castaneus</i> (g/m ²)	September	8	12,25	4,78	-		
	März	8	6,86	3,00	0,2984	-	
	Mai	8	10,40	5,45	0,4162	0,3755	-
	Juli	8	13,19	4,06	0,4579	0,1450	0,1705
Biomasse <i>Lumbricus</i> gesamt (g/m ²)	September	8	15,02	5,32	-		
	März	8	9,55	3,00	0,2996	-	
	Mai	8	30,37	5,19	0,0370*	0,0043*	-
	Juli	8	17,01	4,80	0,3361	0,1466	0,0370*

Tab. A.4.7: Vergleich der Abundanzwerte der Arten der Gattung *Lumbricus* für die verschiedenen Probenahmen (Mann-Whitney U-Test, * = $\alpha < 0,05$).

					Unterschiede (α - Werte)		
		n	\bar{x}	$s_{\bar{x}}$	September	März	Mai
Abundanz <i>L. terrestris</i> (Ind./m ²)	September	8	0,8	0,3	-		
	März	8	1,0	0,3	0,2912	-	
	Mai	8	5,6	1,4	0,0054*	0,0074*	-
	Juli	8	0,7	0,4	0,3058	0,1459	0,0038*
Abundanz <i>L. rubellus et</i> <i>L. castaneus</i> (Ind./m ²)	September	8	13,5	5,4	-		
	März	8	6,3	2,9	0,2457	-	
	Mai	8	9,2	4,4	0,2983	0,2979	-
	Juli	8	10,0	3,6	0,4369	0,1841	0,2983
Abundanz <i>Lumbricus</i> gesamt (Ind./m ²)	September	8	14,3	5,5	-		
	März	8	7,3	3,0	0,3174	-	
	Mai	8	14,8	4,0	0,3368	0,0457*	-
	Juli	8	10,7	3,7	0,3956	0,2634	0,1716

Tab. A.5.1: Größe der TCP und SCP der einzelnen Dachse (Σ) und der darin enthaltenen Wald- (W) und Ackerflächen (A) (alle Angaben in ha)

Tier Nr.	TCP			SCP Frühjahr			SCP Sommer			SCP Herbst		
	Σ	W	A	Σ	W	A	Σ	W	A	Σ	W	A
F1	291,1	92,2	198,9	-	-	-	273,6	92,1	181,5	192,5	36,6	155,9
F2	100,5	48,5	52,0	-	-	-	91,0	31,5	59,5	40,6	29,4	11,2
F4	168,3	168,3	0,0	-	-	-	146,2	146,2	0,0	124,8	124,8	0,0
F5	91,1	82,4	8,7	40,8	40,8	0,0	80,0	70,5	9,5	54,2	46,6	7,6
F6	160,3	69,0	91,3	89,5	46,8	42,7	132,8	70,4	62,4	78,3	41,4	36,9
F7	50,7	50,7	0,0	46,8	46,8	0,0	41,1	41,1	0,0	20,1	20,1	0,0
M2	127,9	127,9	0,0	70,4	70,4	0,0	112,7	112,7	0,0	69,3	69,3	0,0
M5¹⁾	78,0	39,0	39,0	-	-	-	62,7	12,9	48,8	33,2	21,6	11,6
M5/1	154,8	69,9	84,9	102,7	62,7	40,0	150,8	58,1	92,7	-	-	-
M6	114,9	101,1	13,8	49,5	47,5	2,0	118,4	71,8	46,6	85,7	79,1	6,6
M7	190,9	110,0	80,9	119,1	78,2	40,9	178,2	104,6	73,6	152,2	77,4	74,8

¹⁾ Bei M5 und M5/1 handelt es sich um dasselbe Tier, bei dem jedoch ein Wechsel des Clanterritoriums beobachtet werden konnte (vgl. Kap. 5.2.5.)

Tab. A.6.1: Schädelmaße adulter Dachse aus dem Hakel (t - Test: * - $\alpha < 0,05$, ** - $\alpha < 0,01$, *** - $\alpha < 0,001$).

Meß- strecke	♂♂					♀♀					$\bar{x}_{\text{♂}}/\bar{x}_{\text{♀}}*100$	t - Wert
	n	\bar{x}	s \bar{x}	min	max	n	\bar{x}	s \bar{x}	min	max		
Cbl	16	133,90	4,37	124,0	139,9	24	130,43	4,27	120,1	136,1	102,66	2,50*
Sgl	16	138,16	3,84	132,4	144,2	24	134,53	4,90	120,0	140,1	102,70	2,49*
Bl	16	125,39	3,76	116,0	130,9	24	121,35	4,11	114,3	127,1	103,33	3,15**
ZB	16	84,20	3,29	76,6	87,4	24	78,95	2,71	72,9	83,3	106,65	5,52***
EB	16	53,92	1,58	50,9	56,9	24	51,58	1,26	49,3	53,8	104,54	5,21***
Schh	16	47,32	1,31	45,2	49,8	24	44,87	1,17	43,2	48,0	105,46	6,16***
SchC	16	55,08	2,27	51,0	58,8	22	51,19	2,44	44,5	54,9	107,60	4,99***
OZr	16	55,68	1,60	52,7	58,0	23	53,98	1,57	49,6	56,3	103,15	3,30**
Al	16	93,08	2,46	88,8	96,3	24	90,38	2,48	85,9	94,0	102,99	3,39**
UZr	16	55,64	1,40	53,7	58,2	24	54,09	1,48	50,9	56,3	102,87	3,32*
M^lL	15	16,51	1,14	13,9	18,2	22	15,93	0,85	14,3	17,4	103,64	1,76
M^lB	15	12,46	0,66	11,2	13,5	22	12,29	0,56	11,3	13,5	101,38	0,85
Bil	16	121,60	3,62	112,9	127,6	24	117,61	3,95	107,8	122,5	103,39	3,24**
PoB	16	25,67	1,31	23,0	27,8	24	24,98	1,49	22,0	28,4	102,76	1,52
IoB	16	31,92	1,53	29,1	33,9	24	30,94	1,18	28,5	32,7	103,17	2,29*
Eob	16	37,65	2,11	33,8	40,4	24	36,47	1,71	32,4	39,3	103,99	1,79
Rb	16	33,03	0,91	31,5	34,6	24	31,72	0,86	30,0	33,2	104,13	4,62***
LAlvC¹	16	9,27	0,38	8,8	10,5	24	8,27	0,28	7,9	8,9	112,09	9,67***
C - C	16	17,44	0,41	16,8	18,3	24	16,98	0,66	15,3	18,5	102,71	2,51*

Tab. A.6.2: Allometrieexponenten und AllometriefüÙe für die verschiedenen SchädelmaÙe

MeÙstrecke	Allometrie- exponent	Allometriefu ß	n
Cbl	0,8511	8,450	168
Sgl	2,0356	21,411	170
ZB	3,1620	35,171	170
EB	0,4683	4,564	172
Schh	-0,2959	-2,781	170
SchC	2,8893	31,704	165
OZr	0,7209	7,113	171
M¹L	0,3709	3,598	169
M¹B	0,3825	3,712	169
Bil	0,8304	8,236	167
PoB	-2,3518	-20,081	175
Iob	2,9460	32,416	176
Eob	3,0626	33,897	176
Rb	1,3156	13,359	170
LAlvC¹	-0,0768	-0,729	174
C - C	1,5260	15,655	173

Lebenslauf

Name: **Thomas Hofmann**

Geburtstag: 02.12.1965

Geburtsort: Demmin

Anschrift: Pfännerhöhe 5, 06110 Halle/Saale

Familienstand: ledig

Eltern: Erna Hofmann, Staatl. gepr. Landwirt
Kurt Hofmann, Diplomingenieur

1972 - 1980 Polytechnische Oberschule Neubrandenburg

1980 - 1984 Erweiterte Oberschule Neubrandenburg
Abschluß: Abitur

1984 - 1985 Berufsausbildung zum Meliorationsfacharbeiter im Meliorationskombinat Neubrandenburg

1985 - 1986 Absolvierung des Grundwehrdienstes

1986 - 1991 Studium im Fach Biologie, Spezialisierung Ökologie an der Martin-Luther-Universität Halle
Abschluß: Diplom-Biologe

1991 - 1992 Forschungsstudium im Fach Tierökologie am Institut für Zoologie der Martin-Luther-Universität Halle

1993 - 1996 Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Zoologie der Martin-Luther-Universität Halle

seit 1998 Wissenschaftlicher Mitarbeiter in den Wirbeltiersammlungen des Institutes für Zoologie der Martin-Luther-Universität Halle

Halle, S., d.

Thomas Hofmann

Eidessattliche Erklärung

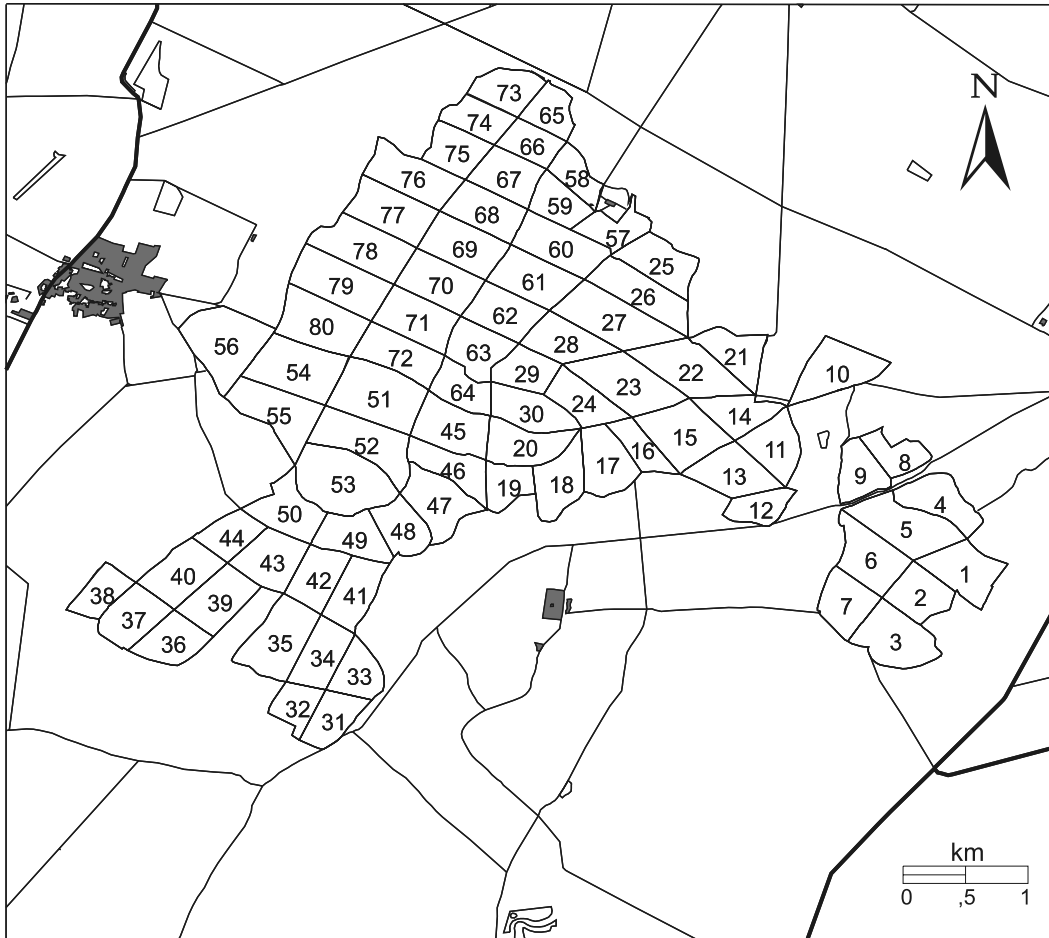
Hiermit erkläre ich an Eides statt, daß ich die vorliegende Arbeit

“Untersuchungen zur Ökologie des Europäischen Dachses (*Meles meles*, L. 1758) im
Hakelwald (nordöstliches Harzvorland”

selbständig und ohne fremde Hilfe verfaßt, andere als die von mir angegebenen Quellen
und Hilfsmittel nicht benutzt und die den benutzten Werken wörtlich oder inhaltlich
entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe.

Halle/S., d.

Thomas Hofmann



Folie: Übersichtskarte des Hakels mit dem Wegesystem und der Numerierung der Forstabteilungen. Die in der Arbeit verwendete numerische Bezeichnung der einzelnen Clans bzw. Hauptbaue bezieht sich auf die Abteilungsnummern.