

AXEL SIEFKE, Sagard; CHRISTOPH STUBBE, Sandkrug

Die Mortalität von Schalenwildpopulationen – Wissensdefizite bei deren Bewirtschaftung

Schlagworte/key words: Mortality, compensational mortality, game management, hunting schedules, Red Deer, Fallow Deer, Roe Deer, Wild Boar, individually marked populations, life-table data, efficiency of hunting, unidentified losses of animals, carrion ecology

Einleitung

Seit ihrer Einführung 1935 erfolgt die offizielle Abschussplanung des Schalenwildes und damit dessen Bewirtschaftung in Deutschland nach einer einfachen, bis heute auch in detaillierten Modellen beibehaltenen Grundformel:

Frühjahrsbestand im Jahr x
plus Zuwachs (*Anzahl der weiblichen Tiere multipliziert mit deren mittlerer jährlicher Nachwuchsrate*)
minus Abgänge (*Jagdstrecke + registriertes Fallwild*)
gleich Frühjahrsbestand im Jahr $x + 1$.

Diesem Rechengang liegt der einfache populationsdynamische Grundsatz zugrunde, dass die Größe von Tierpopulationen gleich bleibt, wenn die Auswanderungen den Einwanderungen von Individuen entsprechen und ein Gleichgewicht zwischen Fertilität und Mortalität (beide als populäre Leistungen definiert) besteht. Oft unbefriedigende Ergebnisse in der praktischen Anwendung dieser Grundformel beruhen auf der Unkenntnis des tatsächlichen Wildbestandes sowie dessen Geschlechterverhältnisses

(angenommen wird 1:1), einer wechselnden Zuwachshöhe, unbekanntem Aus- und Einwanderungen sowie einer höheren Sterblichkeit des Wildes, die örtlich und zeitlich differenziert ist. Die angewandten Zuwachsraten liegen in der Regel etwas niedriger als sie biologisch möglich sind, da gewisse natürliche Abgänge bis zum Beginn der Jagdzeit angenommen werden.

Diese Mängel der Abschussplanung sind nun keine neuen Feststellungen. Seit etwa 50 Jahren weiß man, dass Schalenwildbestände in der jagdlichen Praxis in freier Wildbahn nicht zählbar sind und *immer* unterschätzt werden und dass der Zuwachs, bei Reh- und Schwarzwild in besonderem Maße, keine konstante Größe ist. Als Konsequenz daraus führten in der Folge unterschiedlich motivierte Bemühungen um „angepasste“ Wildbestände zu immer neuen und zunehmend aufwendigeren Verfahren, um direkt oder indirekt deren Bestandsgrößen festzustellen; vorrangig um „überhöhte“ Bestände nachzuweisen und höhere Abschüsse durchzusetzen. Aktueller Höhepunkt dieser Entwicklung sind unlängst begonnene, zwangsläufig teure Wildzählungen aus der Luft unter Einsatz von Wärmebildkameras. Schwachstelle all

dieser Bemühungen ist, dass keine Überprüfungen der Ergebnisse durch Gegenüberstellung zum nach wie vor unbekannt bleibenden, tatsächlich existierenden Bestand möglich sind bzw. auch keine Paralleluntersuchungen mit anderen Methoden erfolgen.

Seit mehr als zehn Jahren sollte aber auch grundsätzlich bekannt sein, dass die wesentliche Unterstellung, die Jagdstrecke zuzüglich der *bekanntgewordenen* Abgänge durch das Verلودern angeschossener Stücke, durch Unfälle und Krankheiten der verschiedensten Art usw. widerspiegeln **alle** Sterbefälle im Wildbestand, ebenso wenig zutrifft wie die bisherigen Annahmen über die Bestandsgrößen: Es stirbt erheblich mehr Wild aus unbekannt bleibenden Gründen, als die Zahlen des gefundenen Fallwildes es aussagen.

Diese schwerwiegende Feststellung ist ein wichtiges Ergebnis der bisher in Mitteleuropa durchgeführten Studien an markierten und daher individuell bekannten Schalenwildpopulationen. Es muss verwundern, dass es erstaunlicherweise weder in der Wissenschaft noch in der Praxis kaum zur Kenntnis genommen wurde, geschweige denn zu Schlussfolgerungen führte. Von vielen Jägern als nicht erklärbar abgelehnt („man müsse dann doch mehr Fallwild finden“), gibt es aus der etablierten Wildbiologie bisher weder mit Fakten unteretzten Widerspruch noch Zustimmung, was nicht zuletzt auf fehlende oder beschränkte Untersuchungsmöglichkeiten zurückzuführen ist. In wieweit Besorgnis vor zusätzlichen Komplikationen einer ohnehin umstrittenen Abschussplanung oder unübersehbare Wissensdefizite über die Aas-Ökologie in Mitteleuropa dazu beitrugen, bleibe dahingestellt.

Anliegen dieser Arbeit ist, das derzeitige Wissen über die Mortalität von Schalenwildbeständen zusammenfassend kritisch zu referieren, Lücken darin aufzuzeigen und auf sich daraus ergebende Folgerungen hinzuweisen.

1. Mortalität als populäres Phänomen

1.1. Zur Erfassung von Sterblichkeitsausmaß und -ursachen

Neben dem individuellen Streben nach Überleben sind Fortpflanzung und Tod grundlegende

Eigenschaften allen Lebens. Erst in der Gemeinschaft vieler Individuen, wie sie der Tierbestand in einem bestimmten Raum als *Population* darstellt, ermöglichen sie die dauerhafte Existenz der Art.

Während Fortpflanzung und Tod vom Beobachter vor allem als individuelle Erscheinungen wahrgenommen werden, wirken sie sich in der Population erst in ihren Summen sowie im Verhältnis der sich aus ihnen ergebenden populären Leistungen zueinander aus. Übertrifft die von den Weibchen erbrachte Fortpflanzungsleistung, die *Fertilität*, die Sterblichkeit aller (männlichen und weiblichen) Individuen, die *Mortalität*, wächst die Population; überwiegt dagegen die Mortalität, schrumpft sie.

In diesem Bezug auf eine in ihrer Größe und ihrer Struktur unbekannt Population liegen die Probleme, das Ausmaß beider Leistungen zu erkennen und richtig zu bewerten. Voraussetzung einer exakten Erfassung ist die Kenntnis der individuellen Gliederung des Wildbestandes, die in der Praxis nirgends gegeben ist. Auch in aufwändigen wildbiologischen Untersuchungen sind sie nur für mehr oder minder lange Zeiträume erfassbar, nicht als Momentaufnahmen. Daher sind spezielle methodische Verfahren notwendig, um solche Leistungen wenigstens in ihren Größenordnungen zu erkennen.

Zur Ermittlung der Fertilität können durch natürliche Merkmale definierte Stichproben aus der Population untersucht und die Befunde als Raten auf die jeweils untersuchten Tiere bezogen werden, z. B. die Anzahl der Kälber je weiblichem Tier. Derartige kurzfristig zu ermittelnde Raten kennzeichnen konkrete Situationen sehr zuverlässig, sind jedoch keine zu verallgemeinernden Konstanten. Sie variieren schon im Jahreslauf, noch mehr von Jahr zu Jahr oder in verschiedenen untersuchten Räumen. Zahllose Publikationen belegen das.

Trotzdem haben derart gewonnene Einblicke insgesamt ein vergleichsweise umfassendes Wissen über die Fortpflanzungsleistungen von Rot-, Dam- und Rehwild vermittelt. Beim diesbezüglich stärker auf äußere und innere Einflüsse reagierenden Schwarzwild und beim ungenügend untersuchten Muffelwild dagegen weist es noch deutliche Lücken auf.

Zum großen Fragenkreis der Mortalität ist der Zugang schwieriger. Der Tod der Tiere ist zwar

als individueller Fakt feststellbar, aber die Anzahl der bekanntgewordenen Toten lässt sich nicht ohne weiteres auf eine bestimmte Stichprobe aus der Population oder gar auf diese selbst, da eben unbekannt, beziehen. Erst durch individuelle Markierung lebender Tiere kann eine solche Stichprobe definiert werden.

Als solche Stichproben werden in der Zoologie üblicherweise alle *tot gefundenen* markierten Tiere genutzt. Sie sind die Grundlage für die Berechnung von Sterberaten, die Modellierung von Lebenskurven usw. Die nicht wiedergefundenen Tiere bleiben zwangsläufig unbeachtet. Es wird also eine Stichprobe aus der *markierten* Population untersucht, deren Größe wiederum durch weitgehend zufallsabhängige (!) Wiederfunde bestimmt wird¹. Im Weiteren muss unterstellt werden, dass diese Stichprobe repräsentativ sowohl für alle markierten Tiere als auch für die untersuchte Population selbst ist. Diese Unterstellung ist berechtigt, wenn es um bestimmte, sich aus den Abgängen ergebende Parameter der Populationsstruktur geht, jedoch nicht, wenn nach der Gesamtzahl der Toten gefragt wird sowie den Ursachen deren Sterbens und damit auch nach den Auswirkungen der Bejagung auf den Bestand.

Durch ein großes Netz ehrenamtlicher Mitarbeiter erfolgen seit mehr als 100 Jahren bei Vögeln solche Markierungen mit Fußringen und die Methoden der Datensammlung (z. B. mittels auch am lebenden Vogel erkennbarer Sichtmarkierungen) und der Datenauswertung sind inzwischen sehr ausgereift. Trotz z. T. nur sehr niedriger Wiederfundraten (häufig nur im unteren einstelligen Bereich!) ergaben sie für viele Vogelarten eindrucksvolle Erkenntnisse über die Auswirkungen der Sterblichkeit. Ähnliches strebte man auch mit der 1903 in Deutschland vom Mecklenburger Forstmeister Eberhard Graf von BERNSTORFF eingeführten Markierung junger Wildtiere mit Ohrmarken an, kam aus verschiedenen Gründen aber über vergleichsweise geringe Anfangserfolge, auf das Rehwild beschränkt, kaum hinaus.

Generell führt derartige Vorgehen allerdings dazu, dass die Heterogenität der Daten zwangs-

läufig Ergebnisse bringt, die gewissermaßen „Mittelwerte“ örtlich und zeitlich recht unterschiedlicher Gegebenheiten darstellen und nicht ohne weiteres auf konkrete Populationen und kürzere Zeitperioden übertragen werden können. Gesicherte Aussagen für solche setzen räumlich konzentrierte Markierungen möglichst vieler Tiere und gesteigerte Wiederfundraten z. B. durch aus der Distanz erkennbare Kennzeichen voraus.

In der Ornithologie sind derartige Untersuchungen vielfach beispielhaft erfolgt. Beim Schalenwild sind ähnliche Projekte durch den unerlässlichen Lebendfang der Tiere sehr arbeits- und zeitaufwändig. Zusätzliche Schwierigkeiten bereitet deren notwendige Langfristigkeit. Im Prinzip können solche Studien erst abgeschlossen werden, wenn keines der markierten Tiere mehr am Leben sein kann.

Angesichts dessen verwundert es nicht, dass solche Untersuchungen nicht nur in Deutschland, sondern auch in unseren Nachbarländern Seltenheitswert haben und unsere Kenntnisse über die populationsbezogene Mortalität der Schalenwildarten außer beim Rehwild sehr bescheiden sind.

Das gilt wohlverstanden nicht für Sterben und Tod einzelner Tiere. Die Literatur über alle Schalenwildarten ist voller detaillierter Angaben über die verschiedensten Todesursachen über die Abschlüsse hinaus, wie Krankheiten, Unfälle usw. Alle diese Befunde wurden jedoch an Tieren erhoben, die mehr oder minder zufällig untersucht wurden und daher in Bezug auf den Wildbestand eben nicht repräsentativ sind. Selbst in Extremfällen wie bei Seuchenzügen oder bei Unfallhäufungen erlauben sie keine exakten Aussagen zur Bedeutung einzelner Todesursachen für den jeweiligen Wildbestand, da sie sich weder auf die Gesamtzahl der Sterbefälle noch auf den gesamten Bestand beziehen lassen.

Erst lokale Studien an markierten Schalenwildpopulationen, in denen fast alle markierten Tiere im Gebiet selbst oder in dessen unmittelbarer Umgebung verbleiben, lassen nach entsprechender Frist alle nicht wiedergefundenen Tiere als „Tote aus unbekannter Ursache“ ansehen *und* auf die Gesamtzahl der im Gebiet markierten Tiere beziehen. Sie stehen für die Anzahl der Abgänge aus dem Bestand, die zusätzlich

¹ Auch Umfang und Zusammensetzung der Jagdstrecken sind biologisch zufällig, da sie letztlich auf subjektiven Entscheidungen der Jäger beruhen.

zu Strecke und registriertem Fallwild erfolgten. Die Größe dieser Toten-Gruppe ist neben der unbekanntenen Größe des Wildbestandes das Schlüsselproblem bei der zielgerichteten Lenkung der Wildbestände.

1.2. Zur kompensatorischen Wirkung verschiedener Todesursachen

Zusätzlich kompliziert wird die Bewertung der Mortalität durch den Umstand, dass die Effekte verschiedener Todesursachen sich nicht immer summieren, sondern bei sukzessiver Einwirkung auch einander aufheben können. Indem Ursache A vorwegnimmt, was Ursache B sonst später bewirken würde, wirkt sich A nicht oder nur teilweise auf die Größe der Population aus. Auf diese *kompensatorische Mortalität* wurden erstmals ERRINGTON & HAMERSTROM 1935 nach einer experimentellen Studie an nordamerikanischen Virginia-Wachteln aufmerksam. In ihrer klassischen Arbeit betrogen die Winterverluste einer unbejagten Population 28 %, die einer bejagten und entsprechend kleineren aber nur 9 %. Die Bejagung nahm zumindest teilweise das ohnehin erfolgende winterliche Sterben der Vögel vorweg. Zahlreiche weitere Studien an Vögeln, aber auch am Hasen (ABILDGARD 1972) bestätigten ebenso wie Laborversuche diese Zusammenhänge und deren häufiges Auftreten. Entsprechende Literatur zu nennen, würde hier zu weit führen; Übersichten mit dem Blick auf jagdbare Arten findet man bei KALCHREUTER (1984, 1987, 1993).

Anders als bei zufällig auftretenden Sterbefällen handelt es sich bei solcher Kompensation in der Regel um Zusammenhänge zwischen dichteunabhängig *und* dichteabhängig wirkenden Mortalitätsfaktoren. Die Dichtesenkung durch erstere (die Bejagung in o.g. Beispiel) beeinflusst die Intensität letzterer (Nahrungsmangel im Winter), sie kommt dieser praktisch zuvor. Kompensatorische Mortalität setzt also Populationsgrößen voraus, die im Bereich der biotischen Tragfähigkeit des Lebensraumes (= der lokalen Umweltkapazität für die betreffende Art) liegen.

Angesichts der genannten methodischen Schwierigkeiten, die Todesfälle auf die Populationsgröße zu beziehen, verwundert es nicht,

dass es Befunde über solche Kompensation für die Schalenwildarten bisher nicht gibt. Unzureichende Kenntnisse allein begründen jedoch keine Zweifel an derartigen Wirkweisen auch bei ihnen. Entsprechende örtliche Bestandshöhen als Voraussetzung für ein dichteabhängiges Sterben dürften vor allem beim Rehwild gegeben sein, kaum dagegen bei den derzeitigen Rot- und Damwildarten in freier Wildbahn, die deutlich unterhalb möglicher „Überbestände“ (siehe LIESS et al. 1986 für das Damwild) liegen. Angesichts nicht seltener empirischer Feststellungen bejagungsunabhängiger Bestandsschwankungen sowie gleichartigen Schlussfolgerungen KALCHREUTERS 1993 aus Streckenvergleichen beim Rehwild sind in unseren Wildbahnen kompensatorische Wirkungen der Mortalität bei dieser (territorialen!) Wildart wahrscheinlich, bei den anderen eher nicht.

Wenn bei solcher Unkenntnis praxisrelevante Folgerungen auch verfrüht sind, sei zumindest hier darauf aufmerksam gemacht, derartige Zusammenhänge beim Streben nach tieferen Einblicken in die regulatorischen Mechanismen von Wildbeständen nicht zu übersehen².

2. Fakten zur Mortalität der Schalenwildarten

Das grundlegende Wissen über die altersabhängige Sterblichkeit der Schalenwildarten und deren Folgen für die Struktur des Bestandes usw. wird nur übersichtsweise behandelt und in unkommentierten Grafiken dargestellt. Im Fokus hier steht die Rolle der Mortalität für Größe und Dynamik der Population als Gegenspieler der Fertilität.

Die Berechnung der Lebensstafelwerte erfolgte einheitlich nach dem in der Populationsökologie üblichen (SCHWERTDFEGER 1968) und auch von GOSSOW 1976 empfohlenen Verfahren. Die Grafiken verdeutlichen beispielhaft für jeweils

2 Kompensatorische Mortalität wird in der Auseinandersetzung zwischen Jägern und Jagdgegnern übrigens ganz gegensätzlich bewertet: Die einen sprechen ihr z. B. bei der Wasserwildjagd eine große Rolle zu, was die anderen ablehnen; bei der Bejagung des Raubwildes ist es genau umgekehrt.

eine der in Mitteleuropa untersuchten Schalenwildpopulationen die ermittelten altersspezifischen Sterberaten sowie, sich daraus ergebend, der individuellen Lebenserwartung und die Altersstrukturen der untersuchten Bestände. Es sei betont, dass sie keine Momentaufnahmen darstellen und nicht direkt auf andere Populationen oder gar deren aktuelle Zustände bezogen werden können, sondern grundsätzliche Gegebenheiten widerspiegeln.

2.1. Rehwild

Rehe können im Gehege Höchstalter von 25 Jahren erleben. Für wildlebende Tiere werden Alter von rund 18 Jahren angegeben, wobei solche von 10 und mehr Jahren schon als Extreme gelten.

Die meisten Rehe sterben sehr viel früher. Von wichtigen Arbeiten, die die Sterbefälle analysierten und das belegen, seien hier die von ANDERSEN 1953 und STRANDGAARD 1972 in Dänemark, von ELLENBERG 1978 und STUBBE & ZÖRNER 1986 in Deutschland sowie von FRUZINDKI & LABUDZKI 1982 und KALUZINSKI 1982 in Polen genannt. Wie andere Arbeiten auch

ergaben sie mit unterschiedlichen Methoden ein zwischen zwei und dreieinhalb Jahren liegendes Durchschnittsalter der in Mitteleuropa lebenden Rehe. Dabei waren die Unterschiede zwischen bejagten und unbejagten Beständen wider Erwarten relativ gering.

In seiner herauszuhebenden, klassischen Arbeit untersuchte ANDERSEN 1953 die Strecke nach einem Totalabschuss des Bestandes auf 340 ha Wald und 680 ha Feld. Nach vorherigen jährlichen Abschüssen von durchschnittlich 14 Stücken wurde der Sommerbestand dort auf 70 Stücken geschätzt. Erlegt wurden 213 (!) Rehe, davon 91 Kitze, 46 Böcke sowie 76 Schmalrehe und Ricken. Das Durchschnittsalter aller männlichen Tiere betrug 1,7 und das der weiblichen 2,2 Jahre, nur 9 bzw. 29 % von ihnen waren fünfjährig und älter.

Die Abb. 1a-c verdeutlichen beispielhaft die aus den erhobenen Sterbedaten ermittelten altersspezifischen Sterberaten, die Lebenserwartung und die daraus folgende Altersstruktur der seinerzeit lebenden Rehpopulation des ehemaligen Wildforschungsgebietes Hakel (STUBBE & ZÖRNER 1986).

Mit Ausnahme der Daten von ANDERSEN aus einem Totalabschuss widerspiegeln die von allen

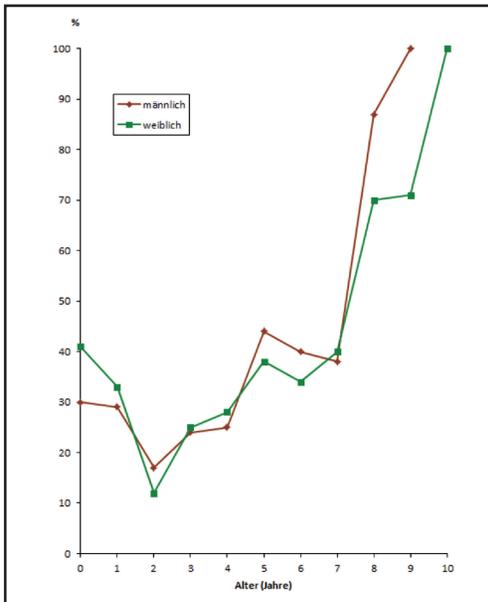


Abb. 1a Altersspezifische Sterberaten des Rehwildes im Hakel

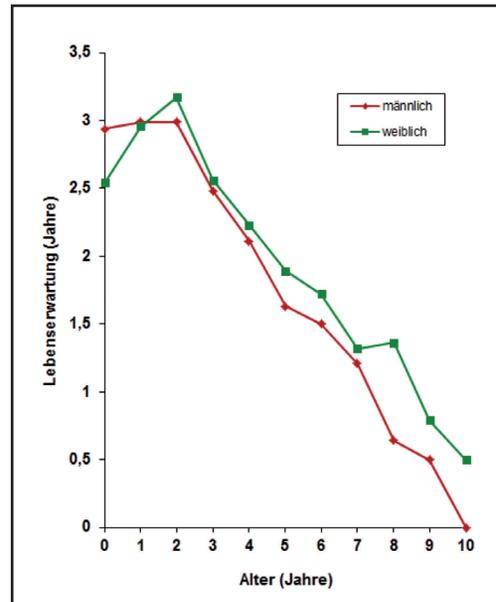


Abb. 1b Lebenserwartung des Rehwildes im Hakel

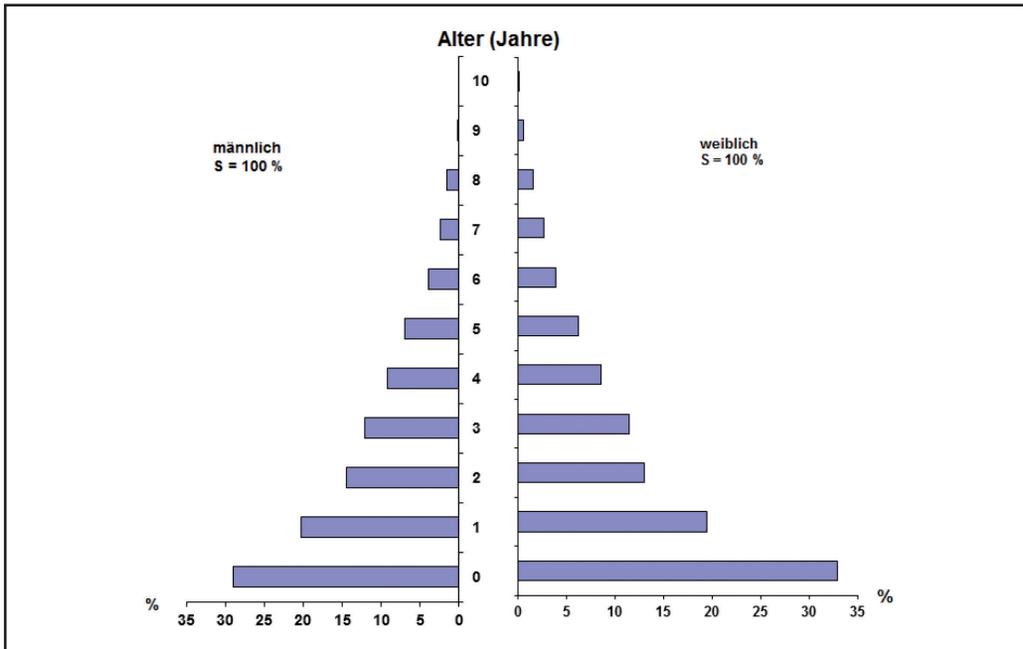


Abb. 1c Altersstruktur der Rehwildpopulation im Havel

genannten Autoren ermittelten Werte keine auf ein konkretes Jahr bezogenen Gegebenheiten. Sie fassen vielmehr die Ergebnisse unterschiedlicher Einflüsse in längeren Zeiträumen zusammen und beschreiben so generelle Situationen der jeweiligen Rehwildbestände.

Sie sind gekennzeichnet durch eine durchschnittliche jährliche Sterblichkeit zwischen 20 und 30 % (bezogen auf den Frühjahrsbestand) bzw. 40 und 45 % (bezogen auf den Sommerbestand, also einschließlich der Kitze). Die Sterblichkeit ist im ersten Lebensjahr besonders hoch, die Lebenserwartung der männlichen Tiere gegenüber der weiblichen durchgängig niedriger.

Zugleich verweisen aber *alle* Arbeiten auch darauf, dass über die geschossenen Stücke und das registrierte Fallwild hinaus viele weitere Tiere starben, ohne dass Einzelheiten und Ursachen näher bekannt wurden.

Die Einflüsse auf die Mortalität des Rehwildes können dabei örtlich und zeitlich sehr unterschiedlich sein, wie sich bei genauerer Betrachtung einiger diesbezüglicher Untersuchungen ergibt.

Beispiel 1: Die Rehe vom Havel

(STUBBE & ZÖRNER 1986)

In diesem Gebiet von je ca. 1300 Hektar Wald und Feld wurden von 1958 bis 1981 188 Kitze mit Ohrmarken sowie 254 im Winter gefangene Rehe mit individuell erkennbaren Halsbändern markiert. Parallelmarkierungen zeigten, dass „die bei den frisch gesetzten Kitzen angebrachten Ohrmarken zum Teil bereits nach wenigen Wochen und größtenteils nach einem Jahr ausfielen“. Da zwischen Tod und Ausfall der Ohrmarken nicht unterschieden werden kann, erlauben im Grunde mit ihnen markierte Rehe keine gesicherten Aussagen. Daten von ihnen wurden daher auch nur für den Zeitraum zwischen ihrer Geburt und den Terminen winterlicher Fänge zur nachfolgenden Halsbandmarkierung genutzt.

Halsbandverluste wurden dagegen nicht bekannt. In die Auswertung und die Lebensstafel gingen so die Daten ohrmarkierter Kitze für das erste Lebenshalbjahr und fortan die der halsbandmarkierten Rehe ein, wobei das Jahr ihrer Erlegung oder der letzten Beobachtung als Todesjahr eingesetzt wurde. Dabei wird ein-

geräumt, „dass einzelne sichtmarkierte Rehe unbeobachtet 1 bis 2 Jahre weitergelebt haben“ können, was als Fehlerquelle in Kauf genommen werden musste.

Lebt zum Auswertzeitpunkt keines der Halsbandmarkierten Tiere mehr, entspricht deren Zahl der Summe aller nach ihrem ersten halben Lebensjahr gestorbenen Rehe – eine sichere Bezugsgröße für die Anteile der in der Population durch verschiedene Ursachen ums Leben gekommenen Tiere. Und diese Werte besagen, dass von ihnen lediglich 54 % auf der Strecke der Jäger lagen! Werden, wie in der Arbeit erfolgt, die Kitze im ersten Lebenshalbjahr einbezogen, sind es gar nur 52 %. Von den übrigen Toten konnten zwar 13,3 % der männlichen und 17,7 % der weiblichen Tiere als Unfall- oder Fallwild nachgewiesen werden, doch 38 % der männlichen und 28,2 % der weiblichen mussten als „unbekannte Abgänge“ ausgewiesen werden – sie starben unbemerkt an unbekanntem Ort ... Da ein Verheimlichen von Halsbändern nach Abschuss oder Fund ebenso wie ein unbemerktes Vorhandensein markierter Stücke noch zum Abschluss der Studie bis auf Einzelfälle auszuschließen war, dürften die Fehler in obigen Zahlen nur klein sein und deren Relationen zueinander kaum verändern.

Diese „unbekannten Abgänge“ sind nicht mit der Anzahl der aus *natürlichen* Ursachen gestorbenen Rehe gleichzusetzen. Deren Zahl ist geringer, da in dieser Gruppe auch die Tiere enthalten sind, die wissentlich oder unwissentlich angeschossen wurden, aber nicht zur Strecke kamen. Darüber hinaus wären auch noch die Tiere abzurechnen, die unerkannt durch anthropogen verursachte Unfälle wie z. B. durch den Straßenverkehr starben, im Hakel durch das Fehlen entsprechender Verkehrswege im Gebiet aber nur in geringem Ausmaß auftraten.

Beispiel 2: Die Rehe von Stammham

(ELLENBERG 1978)

Mit einem speziellen Versuchskonzept wurde 1971–1976 in Bayern die Entwicklung eines weitgehend individuell markierten und bis auf einzelne Abschüsse sich selbst überlassenen (ungenutzten) Rehwildbestandes untersucht. Er lebte in einem 130 Hektar großen Gatter, Zu- oder Abwanderungen waren unmöglich. Um

Nahrungsmangel als limitierenden Faktor auszuschließen, wurde entsprechend zugefüttert. Lebendfang und Markierung der Tiere erfolgten jeweils zu Wintersbeginn mit Halsbändern und zusätzlichen Ohrmarken. Dabei wurden insgesamt 75 weibliche und 85 männliche Tiere erfasst und ihr Schicksal durch Wiederfänge und Beobachtungen verfolgt.

Während der Versuchsdauer wuchs der Rehbestand im Gatter von einem Frühjahrsbestand 1972 von 37 Stücken (28,5/100 ha) kontinuierlich bis zum Dezember 1976 auf 109 Stücken (84/100 ha) an. Im gleichen Zeitraum erlitten 62 der einjährigen und älteren Rehe den Tod³. Davon starben 14 (23 %) durch menschliche Einwirkungen (gezielter Abschuss und Fangverluste), 38 (61 %) durch natürliche Ursachen verschiedener Art und 10 (16 %) mussten als „verschollen“ registriert werden. Da eine Abwanderung infolge der Einzäunung ausgeschlossen war, müssen letztere als Tote aus unbekannter Ursache angesehen werden, so dass sich unter diesen Bedingungen ein Anteil von 77 % aus natürlichen Gründen gestorbener Rehe ergibt.

ELLENBERG selbst rechnete die ihm bekanntgewordenen Kitzverluste als Mindestwerte mit ein und kam so zu der alle Altersklassen betreffenden Aussage, „die Summe der mittel- oder unmittelbar durch Menschenhand gestorbenen Rehe betrug weniger als ein Viertel der an natürlichen Ursachen verendeten“.

Bei der Betrachtung dieser Resultate ist natürlich die Spezifik des untersuchten Rehbestandes zu beachten. So war dessen Dichte sehr hoch, der menschliche Eingriff nur niedrig. Zu- und Abwanderung waren durch die Gatterung ausgeschlossen und die Überwachung des Bestandes durch regelmäßige Sichtbeobachtungen der individuell bekannten Rehe auf der kleinen Fläche sehr intensiv. Auf letzteres dürfte auch zurückzuführen sein, dass das Fehlen einzelner von ihnen zu intensiverem Suchen nach den Kadavern motivierte, was einerseits zwar die große Anzahl des aufgefundenen Fallwildes

³ ELLENBERGS Tab. 28 (p. 129) ist diesbezüglich leider etwas unübersichtlich, da sie sich nicht ausdrücklich auf markierte Tiere bezieht, speziell in den die Kitze betreffenden Spalten. Die Zeile „Verschollen“ unterstellt jedoch den unbemerkten Tod markierter Tiere, da andernfalls eine derartige Zuordnung unmöglich wäre.

erklärt, andererseits zum Staunen über trotzdem noch entgangene, als verschollen geführte Tiere (16 % der Toten) veranlasst.

Die grobokulare Untersuchung der vielen gefundenen Rehkadaver wies in diesem Gebiet übrigens erstmals auf die Bedeutung solcher sonst meist übersehener Verlustursachen hin, wie sie u. a. unter den Stichworten „Durchfall“, (nicht durch Nahrungsmangel hervorgerufen!) „Winterfallwild“ oder Geburtskomplikationen zusammengefasst wurden.

Beispiel 3: Die Rehe von Hahnebaum

(U. WOTSCHIKOWSKY 1996)

Das 500 ha (davon 330 ha Nadelwald) große gezäunte, intensiv überwachte Versuchsgebiet liegt in Südtirol in einer Höhenlage von 1.400–2.600 m über NN. Dort wurden in 10 Jahren 113 Rehe markiert, von denen 24 am Schluss noch am Leben waren. Der Zuwachs der Population kam in dem gezäunten Gebiet nur durch Kitze. Er lag im Durchschnitt bei 20 % und betrug damit nur ein Drittel des Potentials einer normal gegliederten, in günstigerem Habitat lebenden Rehwildpopulation. Im Mittel kamen zwei von drei Kitzen ums Leben; in guten Jahren überlebten drei von fünf und in schlechten eines von fünf gesetzten Kitzen. Die Regulierung der Anzahl der Kitze erfolgte über die schwache Kondition der Ricken, die durch den Engpass in der Ernährung im Mai/Juni bedingt war. In Hahnebaum wird es erst in der zweiten Maihälfte grün. Auch WANDELER (1975) ermittelte im Berner Mittelland schon in den ersten zwei Monaten eine Kitzmortalität von 20 %.

Von den 113 durch WOTSCHIKOWSKY markierten Rehen wurden 37 erlegt und 27 verendet gefunden, 13 gingen verschollen, 12 entkamen durch den Zaun und 24 lebten am Projektende noch. Da das Schicksal der entkommenen Tiere unklar ist, konnten also 77 Rehe bis zu ihrem Tod verfolgt werden. Von ihnen lagen bei einer normalen und nachhaltigen Bejagung 37 = 48 % auf der Strecke der Jäger, wogegen die verendet gefundenen und verschollenen 52 % auf andere Weise ums Leben kamen. Für das gefundene Fallwild (das bemerkenswerte 35 % aller Toten bzw. 68 % aller Abgänge über die Strecke hinaus umfasste), wurden als Todesursachen vor allem Winterverluste festgestellt.

Beispiel 4: Die Rehe von Czempin

(PIELOWSKI 1984)

Dieses 15.000 ha große Feldgebiet ist ein Forschungsterritorium des polnischen Jagdverbandes und dessen Forschungsstation Czempin südlich von Poznan. Von 1970 bis 1981 wurden hier 170 Rehe markiert, wobei wie im Hakel Ohrmarken und nach späterem Fang Halsbänder eingesetzt wurden.

Von den im ersten Lebensjahr gekennzeichneten Rehen der bejagten Population wurde keines älter als 10 Jahre. Alle Rehe im höheren Lebensalter markierte man als „ältere“ Rehe. Die höchste Sterblichkeit wurde bis zum Alter von zwei Jahren beobachtet. Das durchschnittliche Lebensalter betrug 2,5 Jahre. Die höchsten Alter wurden von den Ricken erreicht: Eine 14- bis 15-jährige Ricke verendete im strengen Winter 1978/79, zwei 13- bis 14-jährige starben an „Alterschwäche“, vier 11- bis 13-jährige wurden tot gefunden und zwei 10- bis 11-jährige verschwanden.

Als Todesursachen wurden festgestellt: Winterverluste 15, Raubzeug (Hunde) 8, Eisenbahn 8, Wilderei 5, Setzverluste 2, Vergiftung 1, landwirtschaftliche Maschinen 1, Zaun 1, hohes Alter 1, unbekannte Gründe 25, Abschuss zu Versuchszwecken 15, normaler Abschuss 42. Als unbekannte Abgänge wurden 47 Rehe notiert.

Gruppiert man diese 171 Abgänge entsprechend, lagen von ihnen 62 (42 reguläre Abschüsse, 15 Versuchsabschüsse, 5 gewildert) Rehe = 36 % auf der Jagdstrecke. Dieser Anteil dürfte real wohl etwas höher liegen, sind doch auf Wilderei zurückgehende Abgänge unter den nachfolgenden Gruppen Gestorbener nicht auszuschließen. Unter diesen waren 37 = 22 % Fallwildfunde infolge bekannter und 25 = 15 % infolge unbekannter Ursachen, 47 = 27 % mussten als unbekannte Abgänge eingestuft werden. Auch in diesem Gebiet standen unter den festgestellten natürlichen Todesursachen die Winterverluste an erster Stelle.

Sind infolge natürlicher Ursachen, durch Unfälle oder an „Spätfolgen“ der Bejagung durch Verلودern sterbende Rehe eine Selbstverständlichkeit, ist es das vorstehend genannte Ausmaß dieses Sterbens keineswegs. Nach dem derzeitigen Kenntnisstand tritt es in „normal“ bejagten Rehpopulationen wie etwa im Hakel

oder dem Gebirgsrevier Hahnebaum in einer Dimension auf, die etwa dem getätigten Abschuss entspricht (rund 50 % aller Toten), in sehr schonend behandelten Beständen mit hohen Dichten (Stammham-Beispiel) kann es mit 70–75 % deutlich darüber liegen. Bei permanenter Vollschonung und hohen, natürlich begrenzten Bestände betrachtet man es dann als selbstverständlich, dass *alle* Rehe unabhängig von der Bejagung sterben.

Welche Ursachen in welchem Umfang dabei zu Verlusten der Population führen, ist von den jeweiligen Bedingungen abhängig und damit ganz unterschiedlich.

Mehrere Autoren heben die hohe Sterblichkeit von Rehkitzen durch Füchse hervor. So fand KRÄMER (1989) in 16 Kantonen der Schweiz in Tollwutperioden mit geringer Fuchsdichte wesentlich höhere Zuwachsraten beim Rehwild als in tollwutfreien Jahren. Nach WOTSCHIKOWSKY (1994) gab es auf norwegischen Inseln deutliche Zusammenhänge zwischen der Fuchsdichte und dem Rehwildbestand. Eine Fuchsdichte von 2 Stück/100 ha begrenzte den Rehwildbestand auf 4 Stück/100 ha. In schneereichen Wintern reißen Füchse in Norwegen 57–91 % der Kitze. In Schweden nahm die Überlebensrate der Rehe deutlich ab, als sich die Füchse von der Räude erholt hatten.

Eine hohe Bedeutung haben Straßenverkehrsverluste. REIMOSER und ZANDL (1987) werteten eine Kitzmarkierung mit Ohrmarken in Österreich aus. Von 2.734 markierten Kitzen wurden 10,1 % zurückgemeldet (4,0–13,6 %). Von letzteren wurden 39,4 % erlegt und 60,6 % waren Fallwild. Dieses ergab sich aus 25 % Mahd-, 30,4 % Straßenverkehrs- und 44,6 % sonstigen Verlusten. Während UECKERMANN (1966, zit. nach STUBBE 2008) die Straßenverkehrsverluste für die alten deutschen Bundesländer noch mit 7,4 % der Rehwildstrecke angibt, kamen nach einer Statistik des Deutschen Jagdschutzverbandes 2005/06 200.000 Rehe (ca. 20 % der Gesamtstrecke) auf den Straßen Deutschlands um. Eine hohe Dunkelziffer dürfte diesen Wert noch erhöhen. Revierweise liegen diese Werte zwischen 0 und 100 %.

Während Vergiftungen als Mortalitätsursache noch Mitte des 20. Jahrhunderts örtlich zu stärkeren Verlusten führte, besonders durch unsachgemäße Anwendung von Pestiziden, un-

terliegen diese Mittel gegenwärtig einer deutlich intensiveren Kontrolle und Prüfung, so dass derartige Todesursachen keine große Rolle mehr spielen.

Landwirtschaftliche Maschinen sind durch die Großflächenwirtschaft, die immer größere und schnellere Fahrzeuge benötigt, nach wie vor von hoher Bedeutung. BÖTTCHER (STUBBE 2008) ermittelte in Thüringen im Bezirk Gera derartige Verluste 1975 in Höhe von 19,1 % und 1976 solche von 16,7 % der Jahresstrecke. Zunehmender Mais- und Energiepflanzenanbau bietet dem Rehwild auf landwirtschaftlichen Flächen Deckung und damit auch die Gefahr, durch Erntemaschinen erfasst zu werden.

Witterungseinflüsse und Naturkatastrophen können Rehwildbestände örtlich erheblich reduzieren. Meistens sind die Ursachen dafür mangelnde Nahrungs- und Energiereserven der Tiere. Der Einfluss strenger Winter auf die Bestandentwicklung des Rehwildes in Deutschland ist in allen langfristigen Streckenkurven gut zu erkennen. Besonders betroffen davon ist das Rehwild an seinen östlichen und nördlichen Arealgrenzen, wo die Bestände durch den Einfluss strenger Winter ständigen Schwankungen ausgesetzt sind. Eine Schneehöhe von 50 cm begrenzt das Vorkommen von Europäischem Rehwild.

MÖLLER für die Jagdgesellschaft Stralsund in Mecklenburg-Vorpommern und PIELOWSKI für Westpolen (STUBBE 2008) haben aufgezeigt, dass Feldrehe in strengen Wintern auf die Hälfte ihres Bestandes reduziert werden und dann vier Jahre brauchen, um die Verluste wieder auszugleichen. Waldbrände, Überschwemmungen und Blitzschläge können örtlich zu Verlusten führen.

Für Großraubwild ist Rehwild eine willkommene Beute. In Deutschland gibt es erste Hinweise auf größere Rehwildverluste durch den Luchs im Harz und durch den Wolf in der Lausitz. OKARMA (STUBBE 2008) fand in unbegagten Gebieten Polens 26,4 % Fallwild durch den Wolf und 32,1 % durch den Luchs. Andere Untersuchungen befassen sich mit dem Anteil des Rehwildes an der Nahrung von Wolf und Luchs. Aus diesen lassen sich aber kaum Rückschlüsse auf die Bedeutung dieser Mortalitätsursache für die Population ziehen. Für das Sibirische Rehwild gibt es einige Hinweise auf den Einfluss

von Wolf und Luchs auf die Rehwildpopulationen (STUBBE 2008).

Über Detailbefunde hinaus verweisen die eingangs besprochenen Arbeiten an markierten Rehwildpopulationen jedoch auf grundsätzliche Zusammenhänge zwischen Bejagungsintensität, Bestandshöhe und natürlich verursachtem Sterben, verkompliziert durch kompensatorische Effekte einiger Todesursachen. Diese Zusammenhänge sind auch bei allen anderen bejagten Wildarten zu erwarten und relativieren den bisher zu einseitig gesehenen Einfluss der Bejagung auf deren Populationsdynamik. Ihre Aufklärung fordert die Wildbiologen heraus, im weiteren Sinn und im Blick auf viele andere zu regulierende (oder zu schützende!) Tierarten sogar die Populationsökologen des 21. Jahrhunderts insgesamt.

2.2. Damwild

Als nachgewiesenes Höchstalter des Damwildes gelten 32 Jahre, die ein in Gefangenschaft gehaltenes Tier erreichte, das darüber hinaus bis zu seinem 27. Lebensjahr jährlich ein Kalb setzte. Für Damwild in der freien Wildbahn geht man von maximal 15 bis 20 Jahren aus, wobei Alter über 15 Jahre hinaus nur noch in Ausnahmefällen erreicht werden.

Leider gibt es bisher europaweit nur eine Untersuchung an dieser Wildart, in der einschlägige Populationsdaten erhoben werden konnten. Bereits mit der Einbürgerung des Damwildes 1970 im Wildforschungsgebiet Hakel starteten dort Sichtmarkierungen und eingehende Beobachtungen, die trotz 1991 erzwungenen Abbruchs und verschiedener lokaler Probleme von STUBBE et. al. 1999 mit einer qualifizierten Auswertung abgeschlossen werden konnten. Bei anderen laufenden Projekten wie im früheren Forschungsgebiet Serrahn war ein geordneter Abschluss leider nicht möglich.

Für den durch angepasste Bejagung bis 1989 anwachsenden und danach radikal abgebauten Bestand im Hakel wurde ein Durchschnittsalter von nur 2,24 Jahren für das männliche und 3,54 Jahren für das weibliche Wild ermittelt. Diese Zahlen unterscheiden sich erstaunlicherweise nur unwesentlich von denen des als kurzlebiger geltenden Rehwildes, wie sie teils im

gleichen Gebiet, aber auch von anderen Autoren auf einer weit größeren Datenbasis ermittelt wurden.

Die für die Auswertung nutzbaren Daten stammten von insgesamt 154 männlichen und 138 weiblichen Stücken Damwild aller Altersklassen, die nach Lebendfang in verschiedenartigen Wildfängen mit Halsbändern, Ohrmarken und zum Teil mit Lauscherkerbungen gekennzeichnet wurden. Bei älteren Hirschen gab es wenige Ohrmarken- und Halsbandverluste. Diese Hirsche waren bekannt, bzw. konnten an Lauscherkerbungen wiedererkannt werden. Da die Fänge erst im Winter erfolgten und so die Verluste unter den Kälbern in ihrem ersten Lebenshalbjahr nur teilweise erfasst wurden, konnte diese Lücke in der Auswertung ausschließlich rechnerisch geschlossen werden. Dafür wurde unterstellt, dass die in der Lebensstafel ausgewiesenen Schmal- und Alttiere im Mittel der Jahre ebenso viele Kälber zur Welt brachten wie die von AHRENS & LIESS (1988) untersuchten (unter denen sich auch solche aus dem Hakel befanden). Diese hatten bei 144 Tieren 87,5 % als gravid festgestellt. Wenige nicht auszuschließende pränatale Abgänge vernachlässigend, wurden dieser Rate entsprechende Geburtenzahlen in die Lebensstafel eingesetzt.

Die Bejagung der mit Ohrmarken versehenen Stücken erfolgte in gleicher Weise wie die der unmarkierten Tiere, die der halsbandmarkierten über eine jährlich überarbeitete Liste, die jeder Jäger erhielt und in der das Alter jedes Stückes aufgelistet war. In den meisten Fällen wurden die über achtjährigen Stücken freigegeben.

Auch hier zeigen die Abb. 2a-c die Sterberaten, die Lebenserwartung und die Altersstruktur des untersuchten Bestandes. Infolge ihrer Singularität repräsentieren sie zugleich den diesbezüglichen Wissensstand beim Damwild. Zu Einzelheiten wird auf eine Diskussion verzichtet und auf die Originalarbeit verwiesen.

Die Analyse der Ursachen des Ausscheidens aus der Population überrascht in mehrfacher Hinsicht: Weniger als die Hälfte der markierten Tiere kam durch Bejagung zur Strecke, nämlich nur 67 der männlichen (43,5 %) und 60 der weiblichen Stücken (ebenfalls 43,5 %). Von den restlichen Hirschen wurden 39 tot gefunden (25,3 %), während 48 (31,2 %) als unbekannt Abgänge registriert werden mussten. Bei den

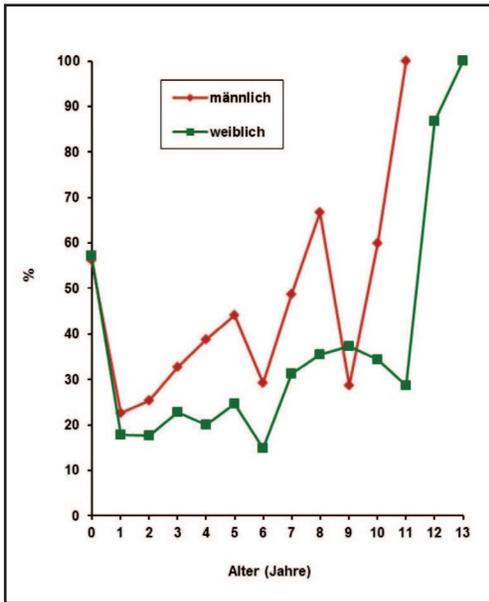


Abb. 2a Altersspezifische Sterberate beim Damwild im Hakel

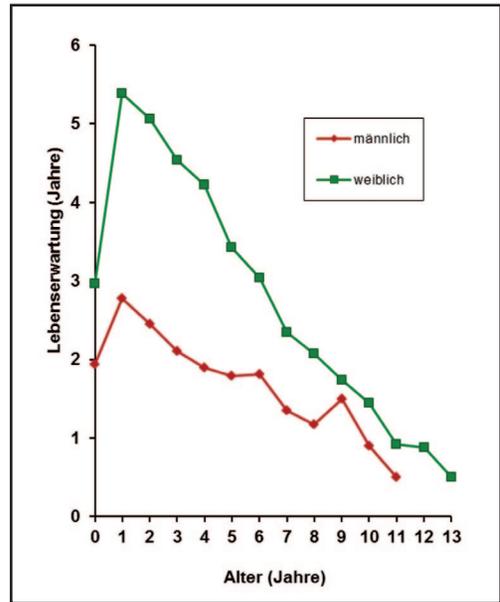


Abb. 2b Lebenserwartung beim Damwild im Hakel

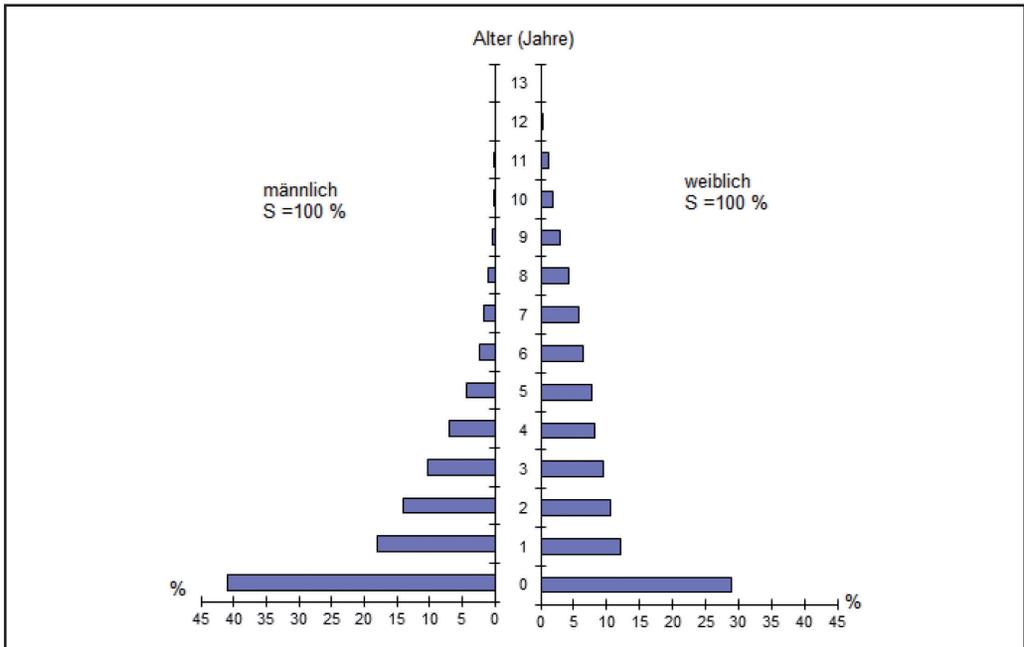


Abb. 2c Altersstruktur der Damwildpopulation im Hakel

weiblichen Tieren wurden weniger Stücken tot gefunden, nämlich 20 (14,5 %), wogegen die unbekanntes Abgänge mit 58 überwogen (42,0 %).

Dieser hohe und bei beiden Geschlechtern zu verzeichnende Anteil nicht der Strecke zuzuschreibender Abgänge entspricht beim allgemein als robust eingeschätzten Damwild keinesfalls den Erwartungen. Als dafür verantwortliche Ursachen werden von den Autoren angenommen:

- Unberechtigte und daher nicht gemeldete Erlegungen markierter Tiere in den benachbarten Feldrevieren. In nicht abzuschätzendem Umfang sind solche vor allem in den Wendejahren nicht auszuschließen, so dass der reale Anteil dieser Gruppe Toter mit Gewissheit *niedriger* als ermittelt ist. Für die Hakelpopulation müssen sie trotzdem als Abgänge gewertet werden.
- Nicht registriertes Fallwild nach Schussverletzungen, also jagdlich verursachte Sterbefälle. Solche Fälle werden in allen bejagten Wildpopulationen auftreten, wobei Art der Bejagung und das Können der Jäger ihre Häufigkeit bestimmen.
- „Unbemerkter Alterstod“. Da dieser im wörtlichen Sinn gegenüber anderen natürlichen Todesursachen (Unfällen, Krankheiten, Geburtsprobleme usw.) die geringste Rolle spielen dürfte, sollte man diese Fälle besser der Gruppe aller aus von der Bejagung unabhängigen Ursachen Gestorbener zurechnen.
- Abgewanderte Hirsche. Solche Emigranten wurden häufig festgestellt⁴ und gegebenenfalls nach ihrem Tod entsprechend der jeweiligen Ursache eingeordnet; diejenigen, die nicht wieder erfasst wurden, gingen in den Pool der unbekanntes Abgänge ein. Wenn nicht angenommen werden muss, dass Mel-

dungen aus den Einwanderungsgebieten öfter als im Untersuchungsgebiet unterlassen wurden, dürfte der damit verbundene Fehler zu vernachlässigen sein.

Als Besonderheit des Hakel ist noch zu berücksichtigen, dass er praktisch nicht durch unfallträchtige Landstraßen o. ä. berührt wird. So ist der Anteil verkehrstoten Damwildes (trotz dessen höherer Wahrscheinlichkeit, gefunden zu werden!), außerordentlich niedrig – es kamen nur vier markierte Stücken durch den Verkehr ums Leben.

In anderen Gebieten treten oft wesentlich höhere Verluste auf. Die Straßenverkehrsverluste umfassten z. B. in den Hegegemeinschaften Zinow und Grünow des Müritz-Nationalparks von 1993/93 bis 1996/97 jährlich zwischen 2,7 und 10,4 % der Gesamt mortalität.

2.3. Rotwild

Nach WAGENKNECHT (1981) soll, abweichend von den anderen Arten, das sich durch seine Körpergröße auszeichnende Rotwild den geringsten Unterschied zwischen dem physiologisch möglichen und dem freilebend erreichbaren Höchstalter aufweisen.

Alle 30 bis 40-jährige Stücken nennenden alten Berichte lehnt er rundweg (wie wohl berechtigt solche von 50 oder gar 70 Jahren) als wahrscheinlich auf Verwechslungen beruhend und damit unbewiesen ab. Dem ist nicht ohne weiteres zu folgen, auch wenn hier keine exakteren Zahlen zu nennen sind. Nach REULECKE (1988 in RAESFELD „Das Rotwild“ 9. Aufl.) liegt das Höchstalter in freier Wildbahn bei 18 und in Gefangenschaft bei 20 Jahren. PUSCHMANN (1975) gibt das Höchstalter im Gehege mit 26½ Jahren an.

Die angegebenen Alter von Hirschen in Gattern und der freien Wildbahn bis zu 21 Jahren dürften unter normalen Bedingungen auftretende Extremwerte sein und von den meisten Hirschen nicht mehr erreicht werden. Ein im Westharz markiertes Tier (s. u.) wurde 22-jährig erlegt, nachdem es noch im Vorjahr sein 20. Kalb gesetzt hatte.

Wurde den Rothirschen unter dem Aspekt der Trophäenernte seit jeher große Aufmerksam-

4 Von den 154 markierten männlichen Stücken wanderten 25 (16,2 %) als junge (ein- bis vierjährige) Hirsche ab, wogegen beim weiblichen Wild kein einziger derartiger Fall bekannt wurde. Das bestätigt die alte Erfahrung, dass beim Damwild kaum eine Ausbreitung nach dem Prinzip des überquellenden Topfes stattfindet, sondern sich stattdessen rasch örtlich sehr hohe Dichten aufbauen.

keit zuteil, waren damit, wenn es um Markierung und im Zusammenhang damit um zeitweilige Schonung ging, immer auch Befürchtungen vor einer Beschränkung dieser Ernte verbunden. So verzichtete man lange nicht nur auf die wildbiologische Untermauerung oft sehr detaillierter Hegerichtlinien, sondern auch auf die Ermittlung populationsdynamischer Grunddaten für diese Art. So blieb die von VORREYER im Jahr 1964 eingeleitete und mit der Auswertung von DRECHSLER 1998 abgeschlossene Rotwildmarkierung im Harz die bisher einzige diesbezügliche Untersuchung in Mitteleuropa. In deren Rahmen wurden von 1965 bis 1982 281 Stücken Rotwild (208 männlich, 73 weiblich) in Staatsforstrevieren des (West-)Harzes gefangen und markiert wieder freigelassen. Der Fang erfolgte durch Distanzimmobilisation mit Narkosegewehren an den winterlichen Fütterungen bzw. in einem großen, transportablen Kral; die Markierung durch Stutzen eines Lauschers sowie mit zwei Ohrmarken und einer zusätzlich eintätowierten Kennziffer. Daran konnten auch nach Verlust beider Ohrmarken alle tot wiedergefundenen Tiere sicher identifi-

ziert werden; bei den lebenden Hirschen war das nach wenigen Jahren ohnehin anhand ihrer Geweihmerkmale möglich.

Die markierten Stücke waren zunächst grundsätzlich zu schonen. Erst ab 1981 wurden solche mit einem Alter von 10 und mehr Jahren zum Abschuss freigegeben, ab 1983 im Rahmen der Abschussrichtlinie dann auch alle anderen markierten Stücken. Bereits ab 1978 sollte eine zu „Abschusserschwerungen“ führende Häufung markierten Wildes vermieden werden. Das Auswandern markierter Stücken aus dem Projektgebiet konnte in all den Jahren nur einmal (ein 7-jähriger Hirsch in der Vorbrunn) festgestellt werden.

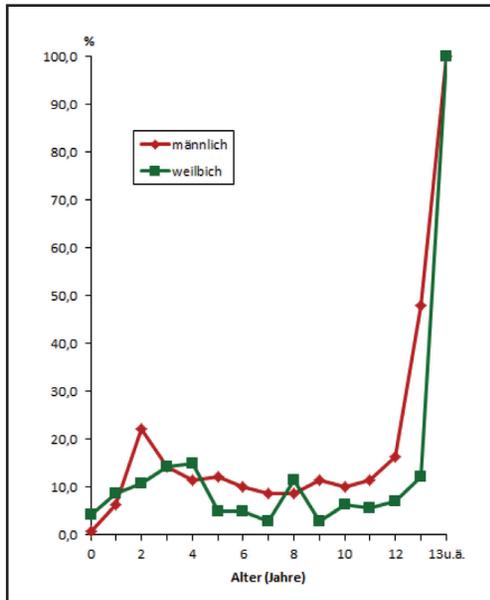
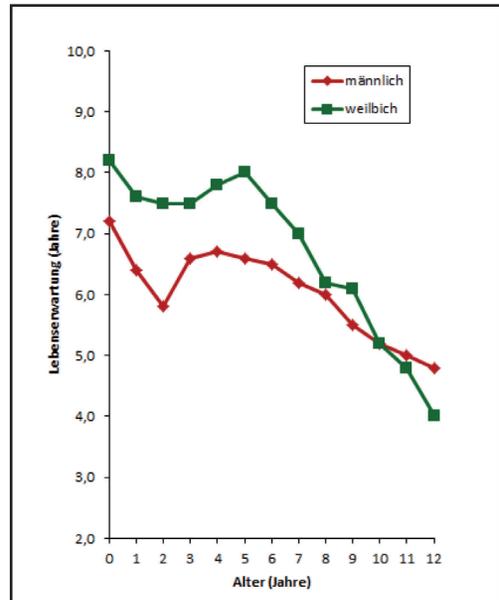
Über einige der (hochinteressanten!) Ergebnisse wurde in Jagdzeitschriften berichtet, eine umfassende Auswertung unter populationsökologischen Gesichtspunkten erfolgte leider nicht. Da die dafür wesentlichen Daten von DRECHSLER (1998) genannt wurden, konnten sie mit dessen Zustimmung in Lebensstafeln verrechnet und diese hier erstmalig für Rotwild publiziert werden (Tabelle 1a, b). Die Abb. 3a-c verdeutlichen die wesentlichen Ergebnisse.

Tabelle 1a Lebensstafel für markiertes männliches Rotwild nach Daten von DRECHSLER (1998)

Alter Jahre	Anzahl lebender Tiere	verendete Tiere	Überlebensrate bezogen auf	altersspezifische Sterberate	Lebenserwartung
	Stück	Stück	1.000 Stück	%	Jahre
0	211	1	1.000	0,5	7,23
1	210	14	995	6,6	6,30
2	196	44	929	22,5	5,86
3	152	21	720	13,8	6,63
4	131	15	621	11,4	6,75
5	116	13	550	11,3	6,67
6	103	10	488	9,6	6,57
7	93	8	441	8,6	6,31
8	85	7	403	8,2	5,95
9	78	9	370	11,6	5,54
10	69	7	327	10,1	5,32
11	62	7	294	11,2	4,97
12	55	9	261	16,5	4,68
13	46	22	218	42,7	4,84
13 u. ä.	24	24	114	100,0	8,76

Tabelle 1b *Lebenstafel für markiertes weibliches Rotwild nach Angaben von DRECHSLER (1998)*

Alter Jahre	Anzahl lebender Tiere	verendete Tiere	Überlebensrate bezogen auf	altersspezifische Sterberate	Lebenserwartung
	Stück	Stück	1.000 Stück	%	Jahre
0	72	3	1.000	4,2	8,21
1	69	6	958	8,7	7,61
2	63	7	875	11,1	7,39
3	56	8	778	14,3	7,38
4	48	7	667	14,7	7,68
5	41	2	569	4,7	8,03
6	39	2	542	5,2	7,46
7	37	1	514	2,7	6,94
8	36	4	500	11,2	6,19
9	32	1	444	2,9	5,98
10	31	2	431	6,5	5,19
11	29	2	403	6,9	4,59
12	27	2	375	7,5	3,97
13	25	3	347	11,8	2,99
13 u. ä.	22	22	306	100,0	3,30

Abb. 3a *Altersspezifische Sterberate des markierten Rotwildes im Harz*Abb. 3b *Lebenserwartung des markierten Rotwildes im Harz*

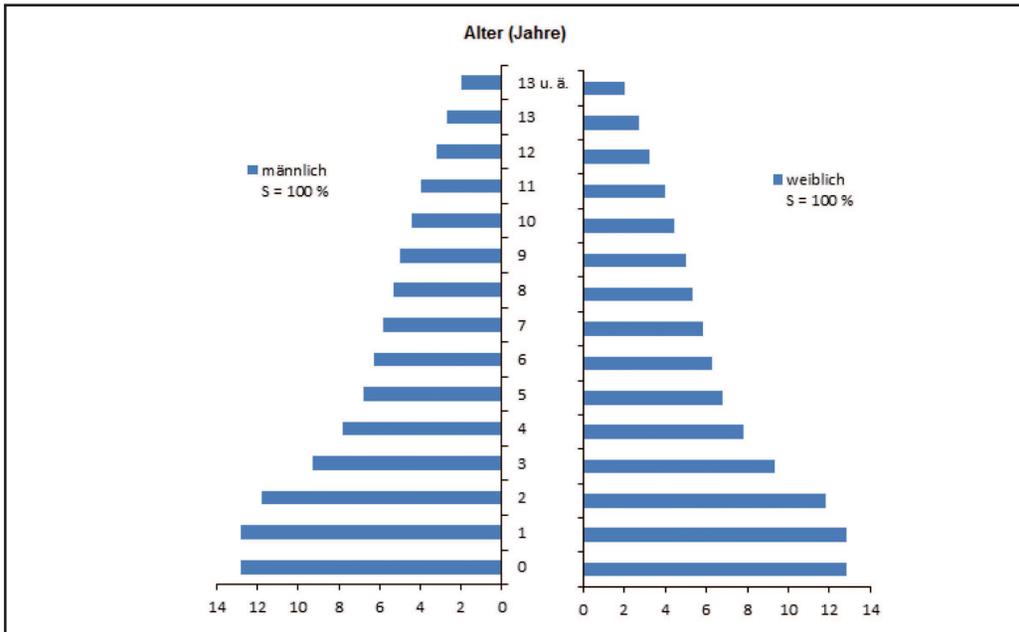


Abb. 3c Altersstruktur des Rotwildes im Harz

Besonders bedeutungsvoll ist über die Lebens-
tafel hinaus die Zusammenstellung der Todes-
ursachen des markierten Wildes. Danach wur-
den nur 105 der 208 männlichen (51,5 %) und
43 der 73 (58,9 %) weiblichen markierten Stü-
cken von den Jägern erlegt. Da Auswanderun-
gen faktisch nicht stattfindend, sind aber **alle**
markierten Stücken im Gebiet selbst gestor-
ben. Damit kamen auch bei unserer körperlich
größten Wildart mit 103 männlichen bzw. 30
weiblichen Stücken sehr hohe Anteile des mar-
kierten Wildes (49,5 % bzw. 41,1 %) zusätz-
lich zur Strecke zu Tode. Durch die o.g. Beschrän-
kungen der Bejagung mag deren Intensität al-
lerdings wohl auch etwas geringer als die in
anderen Rotwildvorkommen gewesen sein.

Als Fallwild bzw. Verkehrsverluste nachgewie-
sen wurden immerhin 25 Hirsche (12 % aller
bzw. 24,3 % der nicht in der Strecke erfassten
Toten) sowie 23 weibliche Stücken (31,5 % al-
ler bzw. 76,7 % der nicht in der Strecke enthal-
tenen). Die große Anzahl letzterer sticht gegen-
über dem weit geringeren Anteil bei den Hir-
schen und den Befunden bei den anderen Arten
auffallend heraus. Leider wird sie von DRECHS-
LER nicht kommentiert, obwohl sie ihm gewiss

aufgefallen ist. Eine im Westharz generell hö-
here Fundwahrscheinlichkeit des Fallwildes
müsste auch bei den Hirschen deutlich werden –
damit bleibt dem mit den dortigen Verhältnissen
nicht Vertrauten nur die bloße Vermutung,
sie resultiere aus spezifischen winterlichen Not-
situationen. Selbst bei neueren Untersuchun-
gen mit telemetriertem Rotwild verschwanden
15 bis 20 % der markierten Stücke spurlos
(M. NEUMANN mündlich). Die Untersuchungen
dazu laufen gegenwärtig noch.

2.4. Schwarzwild

Auch Wildschweine können unter optimalen
Bedingungen in der Gefangenschaft Höchstal-
ter erreichen, die angesichts gänzlich anderer
Gegebenheiten in der Wildbahn erstaunlich
sind. Nachgewiesen sind solche von 18 bis 21
Jahren. Im Kampinos-Nationalpark nahe War-
schau wurden bis zu 9 Jahre alte Keiler und
8 Jahre alte Bachen nachgewiesen, in den stark
bejagten Beständen Mitteleuropas müssen über
sechsjährige Keiler schon als Ausnahmen ange-
sehen werden. Als führende Stücken geschont,
werden die Bachen in der Regel älter als die

Keiler. MEYNHARDT hatte 1989 in seiner Rotte eine 11-jährige Bache, der er bereits 2 Jahre lang täglich Weichfutter gegeben hatte, da sie keine Zähne mehr besaß. Er berichtete auch von einem 15-jährigen Keiler aus dem Saupark Springe, der auch vom 11. Lebensjahr an mit Weichfutter versorgt wurde.

Lange bestimmten die von JEZIERSKI 1977 und ANDRZEJEWSKI & JEZIERSKI 1978 an ihren mehr als 500 markierten Sauen im Kampinos-Nationalpark ermittelten Lebensstafelwerte unsere Kenntnisse über Überlebensraten und Altersstrukturen von Schwarzwildbeständen (BRIEDERMANN/STÖCKER 2009). Da sie sich auf eine „kaum bejagte“ Population beziehen, können sie nicht auf die Situation bei unserer starker Verfolgung ausgesetzten Sauen übertragen werden. Das Verdienst der genannten Autoren liegt vor allem im Nachweis der ausgeprägten Dynamik von Schwarzwildpopulationen, die sich vorrangig aus örtlichen Schwankungen der Geburtenraten sowie der Sterblichkeit der Frischlinge ergab.

Solche Dynamik widerspiegeln auch die Raum-Zeit-Varianzen in den von STUBBE et al. 1989 zusammengestellten Ergebnissen der Markierung stark bejagten Schwarzwildes in den

Wildforschungsgebieten Wriezen, Nedlitz, Alexisbald und Hakel. Ergänzt durch Daten von MEYNHARDT aus dem Raum Burg sowie weiteren Gebieten konnten von 1976 bis 1985 insgesamt 3344 Sauen markiert werden, von denen 1296 = 38,8 % wiedergefunden wurden. Die Markierung erfolgte nach Lebendfang ab einem Alter von etwa drei Monaten, so dass die Lebensstafelwerte auch in diesem Alter beginnen; d. h. die in den ersten Monaten sterbenden Frischlinge nicht einschließen.

Das Sterbe geschehen nach der alle Gebiete zusammenfassenden Wiederfundanalyse zeigen die Abb. 4a-c. Das Durchschnittsalter der Sauen lag erwartungsgemäß beim männlichen Wild deutlich niedriger als beim weiblichem. Bei den männlichen Tieren der einzelnen Gebiete zwischen 0,85 und 1,31 Jahren schwankend, betrug es im Mittel 1,02 Jahre, bei den weiblichen Tieren zwischen 1,04 und 1,46, im Mittel 1,32 Jahre. Damit war es infolge der starken Verfolgung nur etwa halb so hoch wie im untersuchten polnischen Bestand, in dem es bei den männlichen Sauen bei 21, bei den weiblichen bei 24 Monaten lag.

Von den insgesamt 1296 zurückgemeldeten Sauen wurden 1196 = 92,3 % erlegt. Bezieht

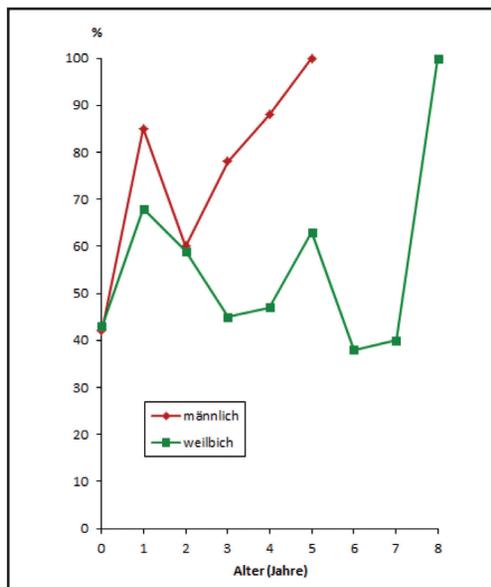


Abb. 4a Altersspezifische Sterberate des Schwarzwildes in 5 Gebieten

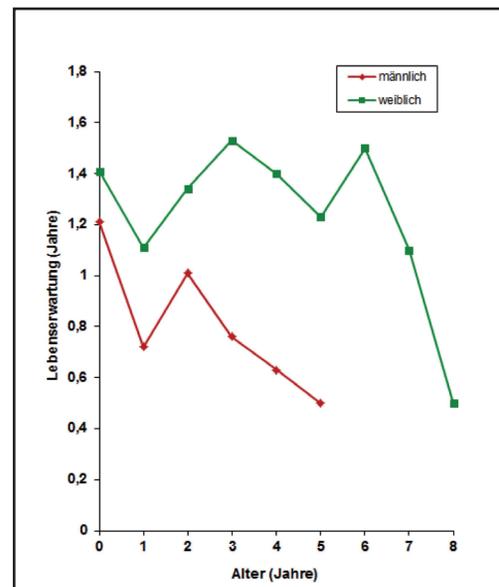


Abb. 4b Lebenserwartung des Schwarzwildes in 5 Gebieten

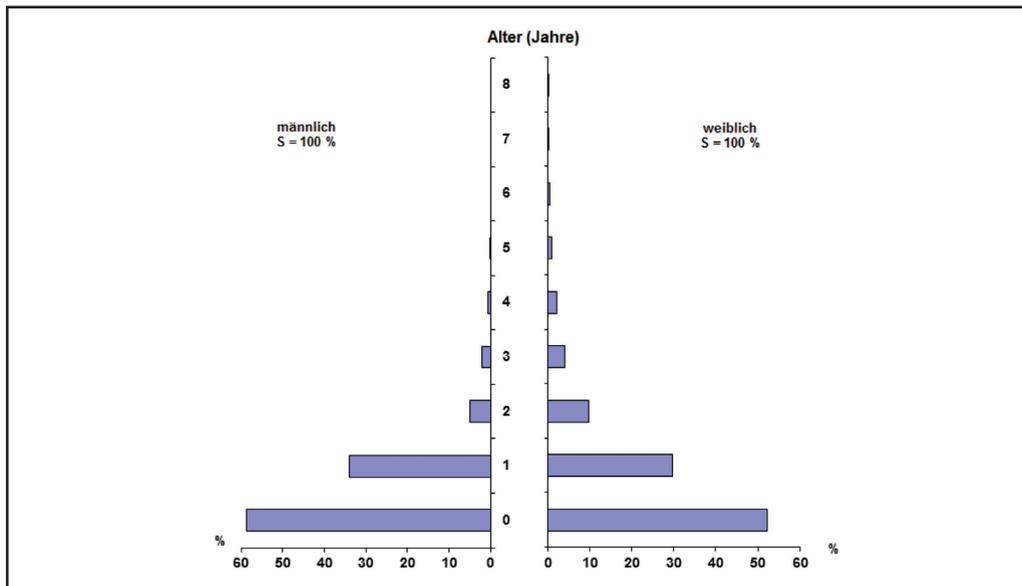


Abb. 4c Altersstruktur des Schwarzwildes in 5 Gebieten

man die erlegten auf die markierten Tiere insgesamt, sind das lediglich **35,8 %!** Dieser extrem niedrige Wert verweist auf Abgänge aus dem Bestand in unerwartetem Ausmaß, muss zunächst aber noch hinterfragt werden. Dazu veranlasst besonders die Markierungsmethode, nämlich die Verwendung von am Teller angebrachten Rinderbandmarken mit spezieller Prägung. In den vier Wildforschungsgebieten, in denen 57,4 % aller Markierungen erfolgten, wurden zusätzlich zu je einer Ohrmarke an beiden Tellern individuelle Kerbungen mit einer speziellen Zange vorgenommen, um die Tiere auch beim Verlust beider Ohrmarken identifizieren zu können, wogegen MEYNHARDT seine 641 Markierungen (19,2 % aller) nur mit jeweils einer Ohrmarke vornehmen konnte, da die freilaufenden Sauen sich das Anbringen einer zweiten nicht gefallen ließen.

In den Forschungsgebieten trugen 14,4 % der wiedergefundenen Sauen nur noch eine Ohrmarke, 3,3 % hatten beide Marken verloren. Diese wurden an den Ohrkerbungen erkannt. Möglicherweise wurden nicht alle außerhalb der Markierungsgebiete und in den Gebieten ohne Ohrkerbungen erlegten Stücken als markiert erkannt, so dass deren oben angegebene Zahl von Wiederfunden real höher war.

Das war an den Ergebnisse nur aus den Gebieten, in denen die markierten Tiere länger als in den anderen zu identifizieren waren, zu überprüfen. Hier ergab eine entsprechende Zusammenstellung aus den publizierten Tabellenwerten von STUBBE et al. 1989, dass von 1920 in den Forschungsgebieten markierten Stücken 767 erlegt wurden. Das entspricht einem Streckenanteil an den Gesamtabgängen von **39,9 %**; ein Wert, der der Realität deutlich näherkommen dürfte. Die Autoren selbst schätzten den Anteil der nicht zurückgemeldeten oder übersehenen Stücken auf „nicht mehr als 10 %“ der markierten und es erscheint berechtigt, den realen Streckenanteil an allen Abgängen als zwischen 40 und 45 % liegend zu sehen.

Neuere populationsökologische Untersuchungen am Schwarzwild konzentrierten sich vor allem auf dessen Reproduktion, erbrachten leider aber kaum neue Erkenntnisse über die Mortalität und die zusätzlich zur Jagdstrecke erfolgenden Abgänge aus der Population.

2.5. Muffelwild

Auch bei den in menschlicher Obhut gehaltenen Mufflons übersteigt das physiologische Höchstalter mit bis zu 30 (bis 35?) Jahren

deutlich das in Freiheit „ökologisch bedingt“ erreichbare Alter. Letzteres soll bei den Wid- dern etwa bis zu 15 Jahren reichen, Schafe kön- nen es überbieten. Die mögliche Lebenserwar- tung in bejagten Beständen der freien Wildbahn geben PIEGERT & ULOTH (2005) für Widder mit 8–12 Jahren an, während Schafe älter werden können⁵.

Exakte Untersuchungen an markierten Popu- lationen zu Alterstrukturen, Sterberaten usw. wurden unseres Wissens zumindest in Mit- teleuropa bisher nur von BRIEDERMANN in den 1980er Jahren durchgeführt, leider aber nicht veröffentlicht. Selbst überschlägige Analysen erlegter und tot gefundener Widder, die in An- lehnung an nordamerikanische Untersuchungen an Wildschafen unter Nutzung der relativ guten Möglichkeiten zur Altersbestimmung nach der Schneckenentwicklung und der Zahnabnutzung zumindest für ein Geschlecht überschlägige Aussagen ermöglichten, wurden bisher nicht publiziert.

Zur hier besonders interessierenden Frage nach Sterbefällen über die Strecke hinaus sind daher keinerlei Aussagen zu machen. Da die vielfa- chen Ursachen solcher jedoch zweifelsohne auch beim Muffelwild wirksam sind, ist an deren Existenz nicht zu zweifeln. Aus grund- sätzlichen Überlegungen heraus kann erwartet werden, dass auch sie in der bei den anderen Arten festgestellten Größenordnung liegen. Mündliche Aussagen von BRIEDERMANN bestä- tigten dies.

In Beständen mit Schalenenerkrankungen und beim Vorkommen von Wolf oder Luchs ist die natürliche Mortalität sicher noch etwas höher als bei den anderen Arten. Aus Berichten in Jagdzeitschriften ist bekannt, dass Wölfe einen ca. 250 Stück großen Muffelwildbestand in der Muskauer Heide anfangs diesen Jahrhunderts vernichteten, neuerdings liegen Meldungen über erhöhte Fallwildzahlen durch Luchse im Harz vor.

3. Diskussion und Schlussfolgerungen

Offenbar vermittelten die Erfahrungen bei der Vogelberingung mit Wiederfundraten im oft nur einstelligen Prozentbereich den allgemeinen Eindruck, dass ausbleibende Rückmeldungen markierter Tiere auch bei großen Säugern trotz ihrer gegenüber Vögeln weit größeren Orts- bindung nichts Besonderes seien. So wurden deren Raten zwar dokumentiert, ohne dass sie jedoch größere Aufmerksamkeit fanden oder mit ihren praktischen Konsequenzen diskutiert wurden.

Könnte eine Interpretation des geringen vorlie- genden Faktenwissens über die „unbekannten Abgänge“ derzeit allenfalls theoretisch erfol- gen, so sind die Folgerungen aus ihm für unser Verständnis der Populationsdynamik des Scha- lenwildes und dessen Steuerung im Rahmen jedes „Wildmanagements“ doch so erheblich, dass auf sie mit Nachdruck hinzuweisen ist.

3.1. Umfang und Art der Todesfälle

In jeder Tierpopulation wird die Zahl der Ster- benden von in Raum und Zeit konkreten Ge- gebenheiten bestimmt. So variabel diese sind, so dynamisch ist das Sterbe geschehen. Insofern widerspiegeln die in den genannten Untersu- chungen ermittelten Anteile des aus verschie- denen Ursachen sterbenden Wildes keine fi- xen Größen, sondern stellen „Mittelwerte“ des Geschehens im langjährigen Untersuchungs- zeitraum der betreffenden Gebiete dar.⁶ Damit kennzeichnen sie nur Größenordnungen, die Schwankungsbereiche bleiben vorerst unbe- kannt. Aus diesem Grund ist es wenig sinn- voll, mit statistischen Verfahren aus den derzeit vorliegenden Daten irgendwelche Differen- zen oder Abhängigkeiten sichern zu wollen.

Zur besseren Übersicht fasst die Tabelle 2 das Verhältnis der Strecken zu anderen Abgängen bei den verschiedenen Arten nach den bespro-

5 Das in Hegerichtlinien propagierte Zielalter von 6–8 Jahren wurde, analog zum Vorgehen bei anderen Arten nach der Geweihentwicklung, aus der Kulmination der Schneckenentwicklung abgeleitet und steht in kei- nerlei Beziehung zum biologisch definierten Populations- umsatz.

6 Sehr deutlich demonstriert wird das durch die von STUBBE et al. 1989 grafisch veranschaulichten zeitglei- chen Unterschiede der Strukturparameter des Schwarz- wildes verschiedener Gebiete.

Tabelle 2 Strecken- und Fallwildanteile beim Schalenwild

	Tote	Strecke	%	andere Abgänge	%	Fallwild	% der Toten	% anderer Abgänge
Rotwild								
männlich	208	105	50,5	103	49,5	25	12,0	24,3
weiblich	73	43	58,9	30	41,1	23	31,5	76,7
gesamt	281	148	52,7	133	47,3	48	17,1	36,1
Damwild								
männlich	154	67	43,5	87	56,5	39	25,3	44,8
weiblich	138	60	43,5	78	56,5	20	14,5	25,6
gesamt	292	127	43,5	165	56,5	59	17,1	35,8
Rehwild								
männlich	150	73	48,7	77	51,3	20	13,3	26,0
weiblich	170	90	52,9	80	47,1	30	17,6	37,5
gesamt	320	163	50,9	157	49,0	50	15,6	26,7
Schwarzwild						% der Wiederfunde*		
männlich	937	405	43,2	532	56,8	7,3		
weiblich	983	362	36,8	621	63,2	9,5		
gesamt	1920	767	39,9	1153	60,1	8,3		
* Die Angaben zum Schwarzwild in den ersten Spalten beziehen sich auf die Daten aus den Wildforschungsgebieten. Da absolute Zahlen für das Fallwild nicht im einzelnen angegeben waren, war ein Bezug auf die Anzahl der Toten insgesamt nicht möglich. Um trotzdem dessen Größenordnung zu verdeutlichen, wurde hier der Anteil an den <i>wiedergefundenen</i> markierten Stücken angegeben.								

chenen Daten von STUBBE & ZÖRNER 1986 (Rehwild), STUBBE et al. 1989 (Schwarzwild), DRECHSLER 1998 (Rotwild) und STUBBE et al. 1999 (Damwild) zusammen. Für das Schwarzwild sind die Angaben infolge möglicher Markenverluste oder unterlassener Rückmeldungen gestreckter Tiere weniger sicher als für die anderen Arten. Die als Fallwild genannten Zahlen stehen für die durch Kadaverfunde usw. *bekanntgewordenen* Abgänge aus dem Bestand neben der Strecke; unabhängig von den jeweiligen Todesursachen.

Zweifelloos muss überraschen, dass auf den Jagdstrecken **keiner** Art, ungeachtet ihrer biologischen Eigenheiten, nicht deutlich mehr als die Hälfte der gestorbenen Stücken lagen. Beim Schwarzwild sind es sogar erheblich weniger: In den Wildforschungsgebieten (die Ergebnisse der anderen Gebiete waren in dieser Hinsicht ungenauer) wurde nur ein Anteil erlegter Sauen an den markierten von 39,9 % ermittelt. Selbst

ein auf diese Zahl von den Untersuchern noch eingeräumter Fehler von einem Zehntel ließe die Rate nur auf eine Höhe zwischen 40 bis 45 % steigen, knapp auf die Höhe, wie sie auch für das Damwild zu konstatieren war. Angesichts dieser Dimensionen ist der jagdliche Einfluss auf die Entwicklung örtlicher Wildbestände weitaus geringer als bisher angenommen.

Die Hintergründe der relativ geringen (bisher statistisch nicht zu sichernden) Differenzen zwischen den verschiedenen Wildarten sind beim gegenwärtigen Wissensstand unbekannt. Da Einflüsse sowohl von der Biologie der Wildarten, den Relationen zwischen Wilddichte und Umweltkapazität als auch der Art der jagdlichen Einflussnahme her denkbar sind, bedarf es zur Aufklärung weiterer detaillierter Untersuchungen.

Die mangelnde Glaubhaftigkeit derart hoher Verluste beim Schalenwild wird wesentlich durch Zweifel daran bestimmt, dass so viele der

recht großen Körper gefallenen Wildes unbeachtet in der Natur vergehen sollen. Hier wird man wohl umdenken müssen. In der mitteleuropäischen Fachliteratur finden sich – anders als in südlicheren Regionen etwa mit Geiern als spezialisierten Aasfressern – keinerlei Angaben über die Nutzung der Kadaver durch aasfressende Wirbeltiere sowie das Tempo deren durch Mikroorganismen und Insekten erfolgenden Abbaus, man weiß darüber praktisch nichts. Erste eigene ebenso wie von Anderen mitgeteilte zufällige Beobachtungen bestätigen jedoch, dass die Wahrscheinlichkeit von Kadaverfunden (von Verkehrsverlusten an den Straßen abgesehen) an zumeist unzugänglichen Orten nur sehr gering ist (KRAWCZYNSKI & WAGNER 2008, SIEFKE 1998 unveröff.).

Unter diesem Aspekt sind auch die Angaben über das im Rahmen der referierten Studien gefundene Fallwild zu betrachten. Mit Ausnahme des weiblichen Rotwildes und der Damhirsche liegen die nachgewiesenen Fallwildzahlen unter 20 % aller Toten. Bezieht man sie aber nur auf die Zahl der Toten über die Jagdstrecken hinaus, steigt ihr Anteil bei den Cerviden in den Bereich von etwa 25 bis 35 %, d. h. es würde etwa jedes dritte bis vierte Stück Fallwild auch gefunden – was so formuliert für den Wissenschaftler und den Praktiker wesentlich plausibler erscheint als die generell hohe Zahl aller Toten. Die noch geringere Fallwildquote beim Schwarzwild dürfte sich durch dessen Bevorzugung dichter und unzugänglicherer Einstände, in denen die Stücke auch sterben, erklären.

Die Erwartung der Jäger, verlodertes körperlich größeres Wild im Revier mit höherer Wahrscheinlichkeit zu finden als körperlich kleineres, dürfte nur mit dem Blick auf das Niederwild und die Jungtiere des Schalenwildes gelten. Im Vergleich der Schalenwildarten wird sie durch die obigen Zahlen des gefundenen Fallwildes nicht bestätigt. Die vielen Funde toter Damhirsche sind eher auf die Häufung von Sterbefällen in der Brunft (z. B. durch das Fettlebersyndrom sowie hohe Forkelverluste) und zugleich erhöhte jagdliche Aktivitäten, besonders bei den Gesellschaftsjagden in den Monaten November–Dezember zurückzuführen. Der außerordentlich hohe Fallwildanteil beim weiblichen Rotwild im Westharz kann vorerst

nur als regionalspezifisches Phänomen angesehen werden.

Die für die Gesamtheit der Abgänge verantwortlichen Todesursachen sind alle die, die in den Schalenwild-Monografien als natürlich (durch Krankheiten, Parasiten, Forkeln, Verhungern usw.) oder anthropogen verursacht (Bejagung, Verkehr, Gifte, Fremdkörper usw.) aufgelistet sind. Welche Rolle sie im Einzelnen spielen und welche Bedeutung sie haben, ist bis auf Extremsituationen wie strenge Winter oder Seuchenzüge dagegen völlig offen und kann nur in speziellen, bislang nicht durchführbaren Untersuchungen festgestellt werden.

Unabhängig davon ist eine hohe Verantwortung der Jäger für das neben der Strecke sterbende Wild hervorzuheben. Angebliche Fehlschüsse sowie unterlassene oder erfolglose Nachsuchen, besonders nach großen Gesellschaftsjagden und im Gefolge nächtlich abgegebener Schüsse auf Sauen, dürften mancherorts weit größere Wildverluste zur Folge haben als angenommen.

3.2. Folgerungen für die Praxis der Wildbewirtschaftung

Der Umstand, dass im jagdlichen Normalfall weder die Größe des jeweiligen Wildbestandes noch das Ausmaß der zusätzlich zur jagdlichen Strecke auftretenden Sterbefälle bekannt sind, macht die richtliniengemäße Abschussplanung zur reinen Überschlagsrechnung. Auch mit hohem Aufwand betriebenes Bemühen, sie durch neue Methoden zur Ermittlung des vorhandenen Bestandes zu qualifizieren, lässt sie infolge der Unkenntnis der natürlichen Abgänge nach wie vor nur ein grobes Werkzeug zur Steuerung des Bestandes bleiben. Derartige Aufwände zur „Wildzählung“ sind zudem nur versuchsweise und keineswegs in der allgemeinen Praxis, also überall und alljährlich, zu erbringen. Sie sind daher ausschließlich für populationsökologische Studien, die gleichzeitig auch alle natürlichen Abgänge von Individuen erfassen (s. u.), gerechtfertigt.

Es erscheint zielführender und zugleich einfacher, verstärkt die Zu- oder Abnahmen des Wildbestandes (als Resultat der aktuellen Relationen von Fertilität **und** Mortalität der Po-

pulation) zu beobachten und ihnen die Strecken durch Erhöhung oder Senkung anzupassen, wie es aus örtlicher Erfahrung heraus bereits vielfach praktiziert wird. Unterstrichen sei, dass sich das in der Regel auf die größeren Gebiete von Hegegemeinschaft beziehen muss und kollektive Einschätzungen voraussetzt.

Auf ähnlicher Ebene liegen die Schlussfolgerungen bezüglich des Wahlabschlusses nach Altersklassen. Durch die im Einzelnen unbekannt Abgänge zuzüglich zur getätigten Strecke werden dessen Auswirkungen auf die Populationsstruktur stets mehr oder minder von den aus theoretischen Modellen abgeleiteten Erwartungen abweichen, das heißt, der Wahlabschuss ist prinzipiell weniger effektiv als ihm zunächst zugesprochen. Ungeachtet dessen zeigen vorliegende Streckenanalysen entsprechend konsequent bewirtschafteter Wildbestände, dass er keineswegs wirkungslos bleiben muss, sondern langfristig durchaus im gewünschten Sinn steuern und zur Verbesserung der Populationsstruktur beitragen kann. Er sollte also in der bisherigen Form und ohne ihn überzubewerten beibehalten werden. Ihn durch wahllosen Abschuss – der in der Praxis nicht wahllos, sondern gemäß der individuellen Interessen der Jäger erfolgt – zu ersetzen, ist keine biologisch sinnvolle Alternative.

3.3. Folgerungen für die wildbiologische Forschung

Nicht nur die referierten Studien verweisen bei den größten Tieren Mitteleuropas auf angesichts des derzeitigen Kenntnisstandes in anderen biologischen Disziplinen oder etwa über die afrikanischen Großsäuger nahezu unglaubliche Wissenslücken. Sie gibt es auch bei vielen anderen Arten, deren Vorkommen und deren Steuerung gesellschaftlich diskutiert wird, wie u. a. bei zahlreichen naturschutzrelevanten Vogel- und Säugerarten. Verglichen mit dem Wissen über subzelluläre Systeme sind die Kenntnisse über superorganismische Lebenssysteme, auf die sich die Populationsökologie bezieht, geradezu rudimentär. Hier besteht insgesamt ein erheblicher Nachholbedarf.

Im Kontext zum behandelten Thema bedürfen folgende wildbiologischen Themenschwerpunkte u. E. vorrangig einer Bearbeitung:

1. Ausmaß (und Ursachen) bislang unbekannter Abgänge aus den Wildbeständen

Die Frage, wo und warum die nicht durch die Jagdstrecken erfassten Tiere verschwinden, ist mit konventionellen Untersuchungsmethoden nicht zu beantworten. So fällt es schwer, ihre weit über den wenigen als Fallwild gefundenen Stücken liegende Anzahl zu akzeptieren. Nunmehr aber bieten moderne Verfahren der telemetrischen Überwachung entsprechende Möglichkeiten. Alle bisherigen Anwender dieser Methode berichten z. B. inzwischen über Totfunde einzelner ihrer sendermarkierten Tiere an Orten, an denen sie ohne Peilsignale nie gefunden worden wären. Eine Zusammenfassung aller solch zufälligen Befunde könnte in einem ersten Schritt helfen, nicht nur die unbekannt bleibenden Abgänge verständlicher zu machen, sondern auch für weitere Studien zu werben und sie sinnvoll vorzubereiten.

Bei allen mit satellitenüberwachten Sendern durchgeführten Arbeiten am Schalenwild sollte künftig daher die systematische Erfassung der Todesfälle und -umstände in die Routineprogramme mit aufgenommen werden. Die sich mit dieser Methode ergebende Datenfülle macht spezielle, ausschließlich auf Totfunde gerichtete Untersuchungen entbehrlich und erlaubt, von den besenderten Tieren gleichzeitig Antworten auf die verschiedensten Fragen, wie nach ihrer Lebensraumnutzung und ihrem Raum-Zeit-System ebenso wie nach ihrem sozialen Verhalten und den Reaktionen auf Störungen aller Art bis zum hier angesprochenen Tod aus „natürlichen Ursachen“ zu erhalten. Voraussetzung für letztere ist „lediglich“ eine repräsentative Zahl besendeter Tiere und die organisatorische Absicherung ihrer raschen Erfassung im Todesfall.

Solches Herangehen würde zwar eine entsprechende Koordination von Forschungsvorhaben voraussetzen, aber für jedes der bearbeiteten Themen nur einen relativ begrenzten finanziellen Aufwand erfordern. Die Ergebnisse würden nicht nur das Wissen über elementare Phänomene der Ökologie und Populationsdynamik unserer Schalenwildarten vergrößern, sondern auch grundlegende Zusammenhänge aufzeigen. Somit besteht Hoffnung, dass wir bereits in naher Zukunft klüger sein werden als heute.

2. Nutzung und Abbau der Kadaver großer Wildtiere

In natürlichen Stoffkreisläufen spielen Kadaver toter Tiere eine bedeutsame Rolle, die in Mitteleuropa – anders als in Afrika und Nordamerika – aus verschiedenen Gründen bisher nur ansatzweise untersucht wurde. In Bezug auf die Großtiere weiß man nur etwas über die Wirbellosensukzession an deren Aas und dessen Nutzung durch einige Vogel- und Säugerarten (vgl. die Übersicht von KRAWCZYNSKI & WAGNER 2008). Aber schon einfache Fragen, z. B. nach der Liegedauer der Kadaver verschiedener Arten, sind bislang nicht fundiert zu beantworten.

Dabei wären entsprechende, methodisch vergleichsweise einfach zu erlangende Kenntnisse für verschiedene Fachbereiche wichtig:

- Den Veterinärmedizinern könnten Kadaver wichtige Weiser für Tierseuchen und deren Überträger sein, die in der Strategie von Seuchenprophylaxe und -bekämpfung angemessen zu berücksichtigen sind (z. B. Europäische Schweinepest).
- Für Biologen und Ökologen stellen Kadaver bedeutsame Nahrungsquellen, z. T. sogar Lebensräume für zahlreiche Kleinlebewesen dar, die im Rahmen der Biodiversitätsforschung nicht unbeachtet bleiben können. Aus der Sicht des Naturschutzes können sie auch seltene Arten fördern.
- Den Wildbiologen vermitteln die Kadaver Auskunft über ihre Rolle für aasfressende Säuger und Vögel sowie die Wahrscheinlichkeit ihres Nachweises im Gelände. Bessere Kenntnisse zu letzterem machten fortan zahlreiche aus unbekanntem Ursachen sterbende Stücke auch der großen Schalenwildarten zumindest denkbarer.
- Forensischen Gutachtern vermögen entsprechende Kenntnisse helfen, rechtlich bedeutsame Sachverhalte aufzuklären.

Die genannten Interessenfelder lassen es geboten erscheinen, der Nutzung und dem Abbau der Kadaver toter Großtiere Aufmerksamkeit zu schenken und entsprechende Studien durchzuführen. Da sie methodisch recht einfach anzugehen sind, wären wesentliche Aspekte schon auf der Ebene von koordinierten Diplomarbeiten aufzuklären.

3. Entwicklung effektiver Weiserverfahren zur Feststellung jährlicher Entwicklungstrends örtlicher Wildbestände

Einfache relative, aber sichere Aussagen über Bestandstrends als wachsend oder sinkend sind ausreichend für eine vereinfachte und trotzdem realistische Planung des Abschusses. Die in der Praxis nicht objektiv zu beantwortende Frage nach der absoluten Größe des Wildbestandes würde damit überflüssig.

Bei der Entwicklung entsprechender Weiserverfahren ist u. a. an automatisierte Verfahren der Datenerfassung (z. B. durch kontinuierlichen Einsatz von Fotofallen) oder repräsentative (!) Stichprobenzählungen (in Anlehnung an die Erfahrungen bei speziellen Zähltreiben oder mittels Wärmebildgeräten) zu denken. Die derzeit favorisierten Erhebungen der Verbissintensität oder der Verjüngung auf Weiserflächen (und damit der sog. „Wildwirkung“) sind demgegenüber aufwändiger und nicht zeitnah zur vorgeschriebenen Abschussplanung durchführbar. Zudem sind sie in ihrer Kombination von objektiver Datenerhebung und deren subjektiver Bewertung bisher nicht eindeutig.

Zusammenfassung

Die Bewirtschaftung des Schalenwildes in Deutschland unterstellt, die von den Jägern erzielten Strecken und das aufgefundene Fallwild entspräche der Summe aller Sterbefälle in den Wildbeständen. Spezielle Untersuchungsergebnisse von C. STUBBE et al. in Wildforschungsgebieten an individuell markierten Populationen von Reh-, Dam-, Rot- und Schwarzwild widersprechen dem ebenso wie publizierte Resultate anderer Autoren.

Diese Arbeiten und die angewandten Methoden werden referiert, wobei die generellen Auswirkungen der Sterblichkeit nur beispielhaft verdeutlicht werden (u. a. mit der ersten Lebensstafel für das mitteleuropäische Rotwild). Im Fokus hier steht das bisher wenig beachtete, drastische Missverhältnis zwischen den bekanntwerdenden und den gesamten Sterbefällen in den Populationen.

Bei allen Wildarten zeigte sich, dass die offizielle Strecke der Jäger höchstens die Hälfte aller Toten umfasste, beim Schwarzwild lag sie

noch darunter. Viele Individuen sterben völlig unbemerkt („unbekannte Abgänge“), ohne dass wir ihnen bislang die jeweiligen Todesursachen zuordnen können. Die in Kulturlandschaften gegebene natürliche Mortalität wird offenbar stark unterschätzt. Beim Rehwild verweisen die Befunde aus vier untersuchten Populationen auf grundsätzliche Zusammenhänge zwischen Bejagungsintensität, Bestandshöhe und naturgegebener Mortalität.

Schlussfolgernd wird angeraten,

- mit den inzwischen verfügbaren telemetrischen Methoden bestehende wildbiologische Wissenslücken rasch zu schließen,
- angesichts bisher überschätzter Effizienz der Bejagung die Abschussplanung zu vereinfachen und durch Streckenanpassungen an Bestandstrends zu ersetzen,
- das unbemerkte Verschwinden gestorbener großer Wildtiere durch Untersuchungen zur Aasökologie aufzuklären und deren Plausibilität zu erhöhen.

Summary

Mortality in German hoofed Game Populations – Knowledge gaps in game management

Hoofed game management in Germany assumes that the hunting bag plus animals found dead (carrion) accounts for the total number of deaths within the populations. Specific studies conducted by C. STUBBE et al. on individually marked populations of Roe Deer, Fallow Deer, Red Deer and Wild Boars in wildlife research areas as well as published findings of other authors however, are contrary to such an assumption.

These studies and the methods applied are being reported here while illustrating the general impact of mortality by way of examples only (among others with the first life-table for Red Deer in Central Europe). We focused on the blatant disparity between the number of deaths that become known and the total numbers of death within the individual populations, which has received little consideration so far.

It was established that the official hunting bag in all game species at most accounted for a

maximum of half of dead animals only, in Wild Boars it was even less. Many individuals die completely unnoticed („unidentified losses“) without us being able to attribute the respective causes of death so far. Obviously natural mortality existing in cultural landscapes is highly underestimated. The findings from a survey of four different populations of Roe Deer reveal a basic interrelation between hunting intensity, density of local populations and natural mortality.

In conclusion, we would like to advise:

- To fill the existing gaps in our knowledge about wildlife biology quickly by help of telemetry techniques that have become available by now,
- to simplify the hunting schedules in view of the previously overestimated efficiency of hunting and to replace them by adjusting the scheduled bag exclusively to actual population trends,
- to throw light on the unnoticed disappearance of the bodies of dead game animals by research on carrion ecology and to increase its plausibility.

Literatur

- ABILDGARD, F. et al. (1972): The Hare Population (*Lepus europaeus*) of Illumø Island, Denmark. A Report of the Analysis of the Data from 1957–1970. – Danish Review of Game Biol. **6/5**: 1–32.
- AHRENS, M. & LIESS, C. (1988): Reproduktionsuntersuchungen beim Damwild. – Beitr. Jagd- u. Wildforsch. **15**: 14–18.
- ANDERSEN, J. (1953): Analysis of a Danish Roe Deer Population. – Danish Review of Game Biol. **2**.
- BRIEDERMANN, L. & B. STÖCKER 2009: Schwarzwild. – Mellungen.
- DRECHSLER, H. (1998): Die Harzer Rotwildmarkierung. – Herzberg (Eigenverlag) 114 S.
- ELLENBERG, H. 1978: Zur Populationsökologie des Rehwildes (*Capreolus capreolus* L. Cervidae). – Spixiana München Suppl. **2**, 211 S.
- FRUZINSKI, B. & LABUDZKI, L. (1982): Demographic Processes in a Forest Roe Deer Population. – Acta Theriol. **27**: 365–374.
- KALCHREUTER, H. (1984): Die Sache mit der Jagd. – 4. Aufl., München 302 S.
- KALCHREUTER, H. (1987): Wasserwild im Visier. – München, 286 S.
- KALCHREUTER, H. (1993) unpubl.: Auswirkungen der Jagd auf Tierpopulationen – Kompensatorische Mechanismen. – Habilitationsschrift.
- KALUZINSKI, J. (1982): Dynamic and Structure of a Field Roe deer Population. – Acta Theriol. **27**: 385–408.

- KRAWCZYNSKI, R. & WAGNER, H.G. (2008): Leben im Tod. Tierkadaver als Schlüsselemente in Ökosystemen. – Naturschutz u. Landschaftsplanung **40** (9): 261–264.
- KRÄMER, A. (1989): Über den Einfluss der Fuchsdichte auf den Rehwildzuwachs in der Schweiz. – Trans. 19th IUGB Kongr. Trondheim.
- LIESS, C.; DITTRICH, G.; STEDE, T.; SCHWARK, H.J.; EBERT, S.; HENNIG, A.; ANKE, M.; GROPP, N.; JOHANNSEN, U.; EULENBERGER, K.J.; NICKEL, M.; HAUPT, W.; SCHULZ, J.; ELZE, K.; MICHEL, G. (1986): Die Wirkung unterschiedlicher Wilddichten auf einen Damwildbestand. Jagdinformationen (Inst. f. Forstwiss.), Heft 3–4, 45–59.
- LINDEROTH, P. & PEGEL, M. (2010): Schwarzwildprojekt Böblingen. – Aulendorf.
- MEYNHARDT, H. (1989): Biologie und Verhalten, Schwarzwildbibliothek 1. – Melsungen.
- PIEGERT, H. & ULOTH, W. (2005): Der Europäische Mufflon. – Hamburg, 2. Aufl.
- PIEŁOWSKI, Z. (1984): Some Aspects of Population Structure and Longevity of Field Roe Deer. – Acta Theriologica **29**, 2, 17–33.
- PUSCHMANN, W. (1975): Wildtiere in Menschenhand. Säugtiere. – Berlin.
- REIMOSER, F. & J. ZANDL (1987): Rehwildmarkierung. – Österr. Weidwerk **5**: 4–5.
- SCHWERDTFEGER, F. (1968): Demökologie. Struktur und Dynamik tierischer Populationen. – Hamburg und Berlin.
- SIEFKE, A. (1998): Nutzung und Abbau toter Großtiere durch Vögel und Säuger. – Unpubl. Bericht FSt Wildtierland Klepelshagen.
- SIEFKE, A. & STUBBE, CH. (2008): Das Damwild. – Melsungen.
- STRANDGAARD, H. (1972): The Roe Deer (*Capreolus capreolus*) Population at Kalø and the Factors Regulating its Size. Danish Review of Game Biol. **7/1**, 205 S.
- STUBBE, C. (2008): Rehwild. 5. Aufl. Stuttgart.
- STUBBE, C. & ZÖRNER, H. (1986): Der Populationsumsatz des Rehwildes im Wildforschungsgebiet Hakel. – Beitr. Jagd- u. Wildforsch. **14**: 182–194.
- STUBBE, C.; MEHLITZ, S.; PEUKERT, R.; GORETZKI, J.; STUBBE, W.; MEYNHARDT, H. (1989): Lebensraumnutzung und Populationsumsatz des Schwarzwildes in der DDR. – Beitr. Jagd- u. Wildforsch. **16**: 212–230.
- STUBBE, C.; STUBBE, W.; STUBBE, M.; ZÖRNER, H.; GORETZKI, J. (1993): Ergebnisse des Damwildfanges im Wildforschungsgebiet Hakel. – Beitr. Jagd- u. Wildforsch. **18**: 27–32.
- STUBBE, C.; STUBBE, M.; STUBBE, W.; ZÖRNER, H.; STUBBE, I. (1999): Der Populationsumsatz des Damwildes im Hakel. – Beitr. Jagd- u. Wildforsch. **24**: 223–233.
- WAGENKNECHT, E. (1988): Rotwild. Berlin, 3. Aufl.
- WANDELER, A. (1975): Die Fortpflanzungsleistung des Rehs (*Capreolus capreolus* L.) im Berner Mittelland. – Nat. Hist. Mus. Jb. 1972–1974, 245–301. – Bern.
- WOTSCHIKOWSKY, U. (1994): Europäische Rehwildkapriolen. – Wild u. Hund **97**, Jg., **26**: 28–29.
- WOTSCHIKOWSKY, U. (1996): Die Rehe von Hahnebaum. – Ettal.

Anschriften der Verfasser:

Prof. Dr. AXEL SIEFKE
D-18551 Sagard/Rügen
Schulstraße 90

Prof. Dr. CHRISTOPH STUBBE
D-16230 Sandkrug
Golzower Straße 2

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Beiträge zur Jagd- und Wildforschung](#)

Jahr/Year: 2012

Band/Volume: [37](#)

Autor(en)/Author(s): Siefke Axel, Stubbe Christoph

Artikel/Article: [Die Mortalität von Schalenwildpopulationen – Wissensdefizite bei deren Bewirtschaftung 237-260](#)