





# Wildökologie

Begriffe · Methoden · Ergebnisse · Konsequenzen

Prof. Dr. Hartmut Gossow

Direktor des Instituts für  
Wildbiologie und Jagdwirtschaft der  
Universität für Bodenkultur Wien

© Copyright 1999  
Verlag Dr. Kessel  
Eifelweg 37  
53424 Remagen-Oberwinter  
Tel.: 02228-493  
Homepages:  
[www.forstbuch.de](http://www.forstbuch.de)  
[www.verlagkessel.de](http://www.verlagkessel.de)  
[www.forestrybooks.com](http://www.forestrybooks.com)  
eMail: [nkessel@web.de](mailto:nkessel@web.de)

Druckerei H. Sieber  
[www.business-copy.com](http://www.business-copy.com)

Das Buch ist urheberrechtlich geschützt, alle Rechte sind vorbehalten. Kein Teil dieses Buches darf ohne schriftliches Einverständnis des Autors und des Verlages in irgendeiner Form reproduziert oder sonst weiterverarbeitet werden.

In Deutschland hergestellt.

ISBN: 3-935638-03-5

# Inhaltsverzeichnis

<b>Zum Geleit .....</b>	<b>6</b>
<b>Vorwort.....</b>	<b>7</b>
<b>Vorwort zum Reprint .....</b>	<b>9</b>
<b>1 Einleitung.....</b>	<b>11</b>
1.1 Probleme im Umgang des Menschen mit Wildtieren .....	11
1.2 Bedeutung der Wildökologie.....	14
<b>Begriffe und Methoden .....</b>	<b>17</b>
<b>2 Wildbestandserhebungen .....</b>	<b>18</b>
2.1 Das Beispiel Kalø .....	18
2.1.1 Zählgrundlagen .....	19
2.1.2 Die Bezugsfläche .....	20
2.2 Direkt- oder Sicht-Zählungen.....	20
2.2.1 Allgemeines.....	20
2.2.2 Zählfehler .....	22
2.3 Der PETERSEN- oder LINCOLN-Index .....	25
2.3.1 Das Verfahren .....	25
2.3.2 Ein Testfall für den LINCOLN-Index .....	26
2.4 Andere Erhebungsmethoden .....	28
2.4.1 Lautzählungen .....	29
2.4.2 Losungszählungen .....	30
2.4.3 Technische Hilfsmittel .....	31
2.5 Teilzählungen und Umrechnungen auf Gesamtpopulationen .....	32
2.5.1 Der Raumanpruch als Bezugsmaß ( <i>home range estimates</i> ) .....	33
2.5.2 Leitlinienzählungen ( <i>strip census</i> ) .....	34
2.5.3 Vorteile großflächiger Erhebungen .....	36
2.5.4 Sichtweitenverhältnis als Umrechnungsfaktor .....	37
2.6 Jagdstrecken und Geschlechterverhältnisse als Ausgangsmaterial (KELKER-Prinzip) .....	39
2.6.1 Änderung der Wilddichte .....	40
2.6.2 Bejagung nur eines Geschlechts .....	40
2.6.3 Bejagung aller Alters- und Geschlechtsklassen .....	42
2.7 Rückrechnung an Hand mehrjähriger Jagdstrecken .....	45
2.7.1 Ein statistisches Verfahren .....	45
2.7.2 Modellfall Rotwildring Harz .....	49
2.8 Zusammenfassung .....	50
<b>3 Eignung und Tragfähigkeit von Wildtier-Habitaten .....</b>	<b>51</b>
3.1 Population und Bestand .....	51
3.2 Dichte und Biomasse .....	52

3.3	Energiefluß und Nahrungsketten in Ökosystemen .....	56
3.3.1	Fressen und Gefressen werden.....	56
3.3.2	Was ist ein Ökosystem? .....	58
3.4	Unterschiedliche Tragfähigkeit in verschiedenen Ökosystemen .....	60
3.4.1	Allgemeines .....	60
3.4.2	Sich ändernde Tragfähigkeit mit dem Sukzessionsverlauf .....	60
3.4.3	Feuer als ökologischer Faktor .....	66
3.4.4	Grenzlinsen- oder Randstufen-Wirkung ( <i>edge effect</i> ) .....	68
3.4.5	Wildeinflüsse auf den Sukzessionsverlauf .....	72
3.4.6	Rückwirkungen auf das Wild .....	79
3.5	Biotopansprüche und Belastbarkeit .....	86
3.5.1	Moor, Heide und Birkwild .....	87
3.5.2	Äsungskonkurrenz (zwischenartiglich) .....	88
3.5.3	Innerartliche Unterschiede .....	90
3.5.4	Verteilung und Standort .....	93
3.5.5	Streifgebietgröße und Energiebedarf .....	96
3.5.6	Biotische und wirtschaftliche Tragfähigkeit .....	102
3.6	Zusammenfassung .....	120
3.7	Populationen als »physiologische Rassen« .....	121
<b>4</b>	<b>Populationsdynamik .....</b>	<b>125</b>
4.1	Lebenstafeln .....	125
4.1.1	Allgemeines .....	125
4.1.2	Beispiele .....	126
4.1.3	Schlußfolgerungen .....	130
4.1.4	Zeit- und altersbezogene Lebenstafeln .....	131
4.1.5	Fehlerquellen .....	133
4.1.6	Zusammenfassung .....	135
4.2	Die Zuwachsleistung .....	136
4.2.1	Artspezifität .....	136
4.2.2	Ernährung .....	140
4.2.3	Experimentelle Untersuchungen .....	143
4.2.4	Populationsdichte .....	145
4.2.5	Kennzeichen veränderter Fortpflanzungsleistung .....	148
4.2.6	Verhaltenseinflüsse .....	154
4.2.7	Geschlechterverhältnisse .....	157
4.3	Zu- und Abwanderung .....	158
4.4	Sterblichkeits-Verluste (Mortalität) .....	159
4.4.1	Todesursachen .....	159
4.4.2	Entkräftung durch Hunger, Durst u. dgl. ....	161
4.4.3	Krankheiten .....	163
4.4.4	Erbeutetes Wild .....	167
4.4.5	Bejagung durch den Menschen .....	180

4.4.6	Zufälle und Katastrophen .....	185
4.5	Innerartliche Konkurrenz .....	187
4.5.1	Stress-Faktoren und innerartlicher Wettbewerb .....	187
4.5.2	Innerartliche Konkurrenz und unterschiedliche Sterberaten .....	191
4.5.3	Genetische Vielseitigkeit und DARWINSche »Fitness« .....	196
4.6	Zusammenfassung .....	198

## **Forschung und Praxis ..... 201**

<b>5</b>	<b>Modellfälle aus der wildbiologischen Forschung .....</b>	<b>202</b>
5.1	Beweidungssukzession und Tragfähigkeit .....	202
5.1.1	Modellfall Savanne .....	202
5.1.2	Modellfall Tundra .....	210
5.1.3	Praktische Konsequenzen .....	212
5.1.4	Neusiedler See und falsch verstandener Naturschutz .....	216
5.2	Populationswachstum und Umtriebszeit (Turnover) .....	218
5.2.1	Modellfall Alpensteinbock .....	218
5.2.2	Allgemeine Deutungen des Populationswachstums .....	223
5.2.3	Praktische Konsequenzen .....	224
5.2.4	Vergleich verschiedener Stadien in der Bestandesentwicklung .....	232
5.3	Populationsgüte und Verhalten .....	235
5.3.1	Rehwild-Soziologie und Abschluß .....	235
5.3.2	Verhaltensunterschiede in Wildschaf-Populationen, verglichen mit Verhältnissen bei Hirschartigen .....	236
5.4	Populationsschwankungen und Regelung .....	242
5.4.1	Fluktationen und Zyklen .....	242
5.4.2	Modellfall Schottisches Moorschneehuhn .....	243
5.4.3	Konsequenzen für die Jagdpraxis .....	249
5.4.4	Hegerische Maßnahmen .....	251
5.4.5	Neuere Untersuchungen zur Erhaltung des Auerwildes in Mitteleuropa .....	253
5.5	Raubfeind-Beutetier-Beziehungen und Populationskontrolle .....	261
5.5.1	Modellvorstellungen .....	261
5.5.2	Die Wölfe von Isle Royale und anderswo .....	265
5.5.3	Die Tüpfelhyänen in der Serengeti und im Ngorongoro-Krater .....	271
5.5.4	Bedeutung des Raubwildes: Beutemachen als eine Lebensform .....	275
5.5.5	Raubwildprobleme in der hegerischen Praxis .....	278
5.5.6	Schlußbemerkungen .....	292
<b>6</b>	<b>Literatur .....</b>	<b>294</b>
<b>7</b>	<b>Sachregister .....</b>	<b>310</b>

# Zum Geleit

Wenn ein Buch dieses Inhalts schon vor einigen Jahren erschienen wäre, es wäre manches Mißverständnis und viel Streit in der Jagd unterblieben, den Wildbiologen und Ökologen auf diesem Sektor ausgelöst haben. Es ist doch so, daß die Jäger hierzulande mit dem Aufkommen der ökologischen Wissenschaft, von deren rascher Entwicklung im Ausland wir lange Jahre abgeschnitten waren, ihre in langjähriger Erfahrung gesammelten Kenntnisse und Meinungen von neuen Ausgangslagen überprüft sahen. Was Wunder, daß Ablehnungen ihren Widerstand auslösten und daß sie Bestätigungen nur zu oft übersahen, zumal dann, wenn ihnen die Diktion nicht geläufig ist, in der sie vorgebracht wurden.

Da ist es willkommen, daß sich ein junger Wissenschaftler im deutschen Sprachraum daran gemacht hat, eine Einführung in die Wildökologie vorzulegen und damit eine Bereicherung der komplexen Jagdwissenschaft zu liefern. Ihr und ihrer Anwendung ist es zudem von großem Wert, daß der Verfasser den Blick auch auf die jagdliche Praxis richtet und Folgerungen für sie aufzeigt.

So bietet das Buch vielen etwas. Vor allem die, die irgendwie mit Jagd – sei es, daß es sich um ihre naturwissenschaftlichen Grundlagen, um ihren Betrieb oder um ihr Verhältnis zur Umwelt handelt – zu tun haben, werden es aufmerksam und nachdenklich aufnehmen.

Ich begleite das Buch mit guten Wünschen auf seinem Weg.

Fritz Nüßlein

o. Professor em. für Jagdkunde



# Vorwort

Dieses Buch ist zwar vorwiegend aus der Arbeit mit Studenten (insbesondere Forststudenten) entstanden. Es ist aber durchaus nicht nur für Studenten geschrieben, sondern soll darüber hinaus auch einen nicht zu kleinen Teil der Jägerschaft ansprechen und auch für sonstwie an unseren Wildtieren Interessierte verständlich sein.

Es ist nicht unbedingt eine Darstellung der *Grundlagen* der Wildökologie geworden – die erweitern sich ständig, auch um neue Schwerpunkte, so derzeit insbesondere auf dem Gebiet der *Wildtierernährung* (vgl. EISFELD, MOEN, ONDERSCHEKA), der *Populationsgenetik* (vgl. BENDELL, KLEYMANN, MYERS und KREBS, REDFIELD, STERN und TIGERSTEDT, ZWICKEL u.a.), der *Computer-Simulation* von populationsdynamischen Vorgängen und Tragfähigkeitsproblemen (z.B. WALTERS und BUNNELL bzw. GROSS, PRESTON) oder nicht zuletzt der *Verhaltensökologie* (GEIST und WALTHER, JARMANN u.a.).

Ich habe dieses Buch mehr als eine *Einführung* – oder auch Einübung – in ein *ökologisches Denken gegenüber Wildtieren* (und nicht nur den jagdbaren Arten) gedacht, was mir auch bei der Arbeit mit Studenten oder bei Vorträgen vor Jägern stets als besonders wesentlich erschien – wichtiger jedenfalls als die jeweiligen Zahlenangaben, Begriffe oder Methoden selbst. Denn da wildbiologische Forschung vielerorts überhaupt erst im Anlaufen ist und sich populationsökologische Befunde kaum je einfach übertragen oder verallgemeinern lassen (!), sind die Denkanstöße, die man aus dem hier Dargestellten gewinnen kann, m.E. viel wesentlicher als absolute Ergebniszahlen oder Direktiven für die Praxis, die irgendeine Untersuchung nun gerade ergeben haben mag. Auch wenn »die Wissenschaft (oder Wahrheit) von heute« nicht unbedingt »der Irrtum von morgen« (v. UEXKÜLL) sein muß, so ist dieses Wissen doch allzuoft »morgen nur noch ein Spezialfall« (O. KOEHLER) oder bedarf doch der verschiedensten Korrekturen!

Zu bedanken habe ich mich bei all denen, die mir bei der Fertigstellung des Buches geholfen haben. Das ist zunächst einmal die *BLV Verlagsgesellschaft*, welche seinerzeit meine Anregung zu solch einem Buch sofort interessiert aufgriff und sich dann auch dem fertigen Manuskript gegenüber sehr entgegenkommend verhalten hat.

Eine sehr wesentliche Voraussetzung für mich selbst war mein seit 1970 bestehender *Lehrauftrag für Wildökologie* durch die Forstwissenschaftliche Fakultät der Universität Freiburg i. Br.: In dieses Buch sind weitgehend die in Vorlesungen, Exkursionen und Seminaren verarbeiteten Materialien, aber auch Gedanken und Erfahrungen aus dem Umgang mit Studenten, Forstleuten und Jägern eingegangen. Für eine weitgehende Befreiung von anderen Institutsaufgaben während der gut einjährigen Zeit des Zusammenschreibens danke ich Herrn Professor Dr. J.-P. Vité.

Unmittelbar geholfen haben mir aus dem *Forstzoologischen Institut* dankenswerterweise Fräulein I. M. Ruland, Fräulein H. Zimmermann und Herr M. Hahn, nämlich beim Zeichnen der Abbildungs-Vorlagen und bei der Maschinenniederschrift des Manuskripts. Frau R. Hensle (Zoologisches Institut) war so nett, mich beim Korrekturlesen zu unterstützen.

Schließlich waren noch eine ganz wesentliche Hilfe für mich die von einer ganzen Reihe von *Kollegen* mir zur Verfügung gestellten Unterlagen, Gutachten, Mitteilungen, vorläufigen

nur provisorischen oder erst im Druck befindlichen Manuskripte eigener Arbeiten u.ä., an welche ich sonst gar nicht, nur schwer oder erst später herangekommen wäre. Dafür möchte ich mich bedanken bei Frau A. KOEHLER, sowie den Herren Dr. F. BAUM, Dr. A. B. BUBENIK, Dr. W. BÜTZLER, Dr. D. EISFELD, Dr. H. ELLENBERG, Prof. Dr. A. FESTETICS, Dr. P. GÖTZ, cand. forest. J. GOLDAMMER und J. HENNINGER, Dr. D. R. KLEIN, Dipl. Forstwirt M. KLEYMANN, Dr. E. KÖNIG, Dr. A. KRÄMER, Dr. R. LÜHL, Prof. Dr. H.-U. MOOSMEYER, Dr. R. MOSS, Dr. K. ONDERSCHEKA, Prof. Dr. H. REMMERT, LFM K. REULECKE, Jagdreferent W. SATTLER, Dr. W. SCHERZINGER, Dr. W. SCHRÖDER, Dr. G. SCHÜRHOLZ, Dr. G. SPERBER, Revierf. J. STEIN, Dipl. Forstwirt M. TAMPE, Dr. J. R. TESTER, Prof. Dr. J.-P. VITE, Prof. Dr. D. Vogellehner, OLFM F. Vorreyer, OFR J. WEITBRECHT und Dr. K. ZEEB.

*Der Verfasser*

# Vorwort zum Reprint

Dies Buch ist seit langem vergriffen, und es gab immer wieder Nachfragen bezüglich einer Neuauflage. Auch findet diese „Wildökologie“ von 1976 anscheinend immer noch Verwendung im Lehrbetrieb. Ich war mir aber nicht sicher, ob ich zum Reprint eines nicht nur vergriffenen, sondern vom verarbeiteten Material her gesehen auch veralteten Textes wirklich meine Zustimmung geben sollte. Denn eigentlich sitzen Hermann ELLENBERG und ich schon seit einiger Zeit am Konzept eines neuen Wildökologie-Buches; bei dessen Gestaltung und Fertigstellung bremsen uns nur immer wieder vorrangigere Termine ein.

Was spricht dann vielleicht doch für ein derartiges Reprint? Ich glaube, dass dies Buch unter anderem eine recht brauchbare Einführung in die mitteleuropäische Wildbiologie-Szene am Beginn ihres Selbständigwerdens bietet. Seit Erscheinen der „Wildökologie“ sind über 20 Jahre vergangen. Während damals nur vergleichsweise wenig auf fundierte mitteleuropäische Forschungsergebnisse zurückgegriffen werden konnte, hat sich die diesbezügliche Situation doch erheblich weiter entwickelt und an internationale Standards aufgeschlossen, nicht zuletzt durch die Gründung neuer und eine Erweiterung der wenigen damals bereits bestehenden Wild-Institutionen in Mitteleuropa. Das Wissen über Rothirsch, Reh, Gemse, Wildschwein, Feldhase, Murmeltier, Fischotter, Fuchs, Auerhuhn, Rebhuhn, Stockente u.a.m. konnte für hier doch deutlich verbessert werden.

Wenn man sich mit den in der „Wildökologie“ ausführlicher behandelten Modellfällen in der wildökologischen Forschung der 60er und beginnenden 70er Jahre (bis 1973/74) vertraut gemacht hat, lohnt es sich allerdings, sich auch für deren weitere Entwicklung zu interessieren: für die Elche und Wölfe auf der Isle Royale, für die Auerhühner im Villinger Stadtwald und anderswo, für die Tollwut-Füchse, die alpinen Steinbock-Kolonien, die Räuber-Beute-Beziehungen im Ngorongoro und Huftierentwicklungen in der Serengeti, die Forschungen über Populationszyklen von Schneeschuhkaninchen und von Moorschneehühnern u.a.m. Diese haben die „Wahrheiten von damals“ nicht unbedingt „zum Irrtum von heute“, aber doch oft genug zum Spezialfall werden lassen (vgl. das Vorwort 1976), der dann mehr Erläuterungswert hat, als grundlegende Verallgemeinerungen zuzulassen. Gerade das erscheint mir aber ein wichtiges Aha-Erlebnis gegenüber ökologischer Forschung überhaupt und für das eigene ökologische Denken im Besonderen.

Noch wichtiger wird es dann auch, sich für wesentliche Neuerungen methodischer und konzeptiver Art in der Wildtierforschung zu interessieren: So hat z.B. die Wildschadens-Debatte (durch Schalenwild im Wald) dank zweier Dissertationen am meinem Institut (REIMOSER 1985; VOLK 1997) eine neue bzw. differenziertere Sicht bekommen, was die prädisponierende Rolle der Forstwirtschaft betrifft. Überhaupt werden die verschiedenen Landnutzungspraktiken und Interessen immer mehr auch als Habitat(um)gestaltung wie als Störquelle begriffen. Damit erfordern sie eine stärkere Einbeziehung der verschiedenen „human dimensions“ oder Öffentlichkeiten bei praktisch allen Problemen des Wildtiermanagements (Schutz – Kontrolle – Nutzung).

Nicht zuletzt kommen gerade in Mitteleuropa – neben den altgedienten – neue Problemwildarten auf uns zu, etwa durch Einwanderung und die Zunahme und Ausbreitung von Grossraubtieren und Fischfresser-Arten. All das u.v.a.m. macht – gerade auch im Zusammenhang mit Schutzgebieten und Nationalparks – deutlich, dass „Wildökologie“ zwar ein wichtiges Hilfestellungs-Instrument sein kann, mit dieser allein aber die anstehenden Probleme nicht wirklich lösbar

sind. An Stelle der behördlicher- wie fachlicherseits oft bevorzugten positivistischen und rationalen Ansätze werden partizipatorische Vorgangsweisen für ein adaptives Management der Wildtiere und Natur betreffenden Probleme und Interessenskonflikte immer wichtiger – was im letzten Satz in der „Wildökologie“ vor 25 Jahren immerhin schon reklamiert wurde.

Ich danke meinem neuen Verleger, Dr. Norbert Kessel, für sein Interesse an einem Reprint meines Oldtimers und hoffe, sein Optimismus findet eine Bestätigung durch einen entsprechenden Absatz.

Wien, im Juli 1999

Hartmut Gossow

Über den Verfasser:

Der Autor, Hartmut Gossow, vormals an der Universität in Freiburg i.Br. als DFG-Stipendiat und als Univ. Ass. mit Lehrauftrag für Wildökologie (als 1970 dort neu eingerichtetes Fach des Forststudiums), ist seit 1976 o. Univ. Professor für Wildbiologie an der Universität für Bodenkultur (BOKU) Wien und Leiter des gleichzeitig neugeschaffenen Instituts für Wildbiologie und Jagdwirtschaft (IWJ). Das hier als Reprint vorgelegte Buch entstand in Gossows Freiburger Assistenten-jahren aus den dort gehaltenen Vorlesungen und Seminaren heraus. Schwerpunkte seiner Forschungen betrafen überwiegend Wildtierprobleme in der Kulturlandschaft Mitteleuropas – Wildnisprojekte (in Spitzbergen, Sibirien, Bhutan und Kenya) ergänzten das, aber auch die Befassung mit neuen Problemwildarten (wie Bär, Luchs, Fischotter, Kormoran), nicht zuletzt dank der engagierten Feld- und Computerarbeit der von ihm betreuten Forschungsstipendiaten.

In den 90ern hat sich Hartmut Gossow zunehmend für mehr Studentenmobilität und Internationalisierung an seinem Institut und an der BOKU eingesetzt sowie Mitarbeit, Beantragung und Betreuung verschiedener EU-Projekte im SOCRATES-, LEONARDO- und LIFE-Programm wahrgenommen.

Dr. Hartmut Gossow

Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft

Universität für Bodenkultur Wien

Peter-Jordan-Strasse 76

A-1190 Wien

Tel.: (+1)47654-4451; Fax:(+1)47654-4459

E-Mail: iwj@edv1.boku.ac.at

# 1 Einleitung

## 1.1 Probleme im Umgang des Menschen mit Wildtieren

Im Laufe der Jahrhunderte hat der Mensch es fertiggebracht, sehr viele wildlebende Tierarten ganz oder doch bis auf kleine Restbestände *auszurotten*. Betroffen waren einmal die als Nahrungskonkurrenten oder lebensbedrohend angesehenen Großraubtiere, andererseits sogenannte Nutztierarten, deren Ausrottungsgeschichte fast noch bezeichnender ist – man denke etwa an die nordamerikanischen Bisonherden, an Pelzrobber, den Seeotter, die Dronte und andere mehr. Als besonders geeignet zur Darstellung dieser ganzen Problematik erweist sich immer wieder die Entwicklung des antarktischen Walfangs, die denn auch in kaum einem Ökologie- oder „Umwelt“-Buch fehlt (Abb. 1).

In Dennis MEADOWS' »Grenzen des Wachstums« stehen in diesem Zusammenhang folgende Sätze: »Die Geschichte des Walfangs zeigt in einem kleinen Bereich, was dabei herauskommt, wenn ein begrenzter Lebensraum immer stärker ausgebeutet wird. Die Walfänger haben einen Grenzwert nach dem anderen erreicht und stets versucht, diese Begrenzungen durch den Einsatz noch besserer technologischer Hilfsmittel zu durchbrechen. Sie haben eine Walart nach der anderen ausgerottet. Das Endergebnis dieser Haltung, die Wachstum um jeden Preis verlangt, kann nur die totale Ausrottung aller Walarten und der Walfänger (als Beruf) selbst sein. Als Alternative bietet sich nur die Einhaltung einer von Menschen bestimmten Fangziffer, die den Walarten die Möglichkeit läßt, einen bestimmten Bestand zu erhalten«. Also eine Wal-Bewirtschaftung unter wissenschaftlicher Kontrolle.

Tatsächlich bestünde die Möglichkeit dazu durchaus, wie ein sehr lehrreiches Beispiel belegen möge. 1963 hatte ein Wissenschaftler-Gremium der Internationalen Walfang-Kommission empfohlen, die Jagd auf Blau- und Buckelwale ganz zu verbieten und an Finnwalen nur 5000 oder weniger als Fangquote freizugeben. Andernfalls könne man – statt der vom japanischen Kommissionsmitglied geforderten Quote von 10.000 »Blauwal-Einheiten« (BWE)<sup>1</sup> – mit nur 8.500 BWE rechnen und das auch nur auf Kosten von rund 14.000 Finnwalen. Wie genau diese Prognosen waren, zeigte sich in der folgenden Saison (1963/64), als von der schließlich freigegebenen Quote von 10.000 BWE nur 8.429 erreicht wurden und in diesem Fangergebnis 13.870 Finnwale enthalten waren. Diese erstaunlich genauen Zahlen-Voraussagen der Walbiologen spiegeln das wachsende Wissen darüber wider, wie Tierbestände anwachsen, sich verringern, in welchem Maß sich selbst regulieren und wie stark sie gegebenenfalls vom Menschen genutzt werden können. Aber während vor 10 oder 20 Jahren noch eine durchaus auch wirtschaftlich interessante Entwicklung eines gezielten Wal-Managements denkbar gewesen wäre, kann man sich heute ausrechnen, daß erst ein 30 oder mehr Jahre währendes Verschonen der kärglichen Restbestände wieder Wal-Populationen entstehen ließe, welche sicher überlebensfähig, aber auch in grösserem Ausmaß nachhaltig nutzbar wären.

---

1 Man sprach damals im Walfang von Blauwal-Einheiten als Richtwert, wobei 1 Blauwal 2 Finn-, 2-3 Pott- oder 6 Seiwale entsprechen: Nicht Größenunterschiede, sondern relative Häufigkeiten wurden damit bewertet.

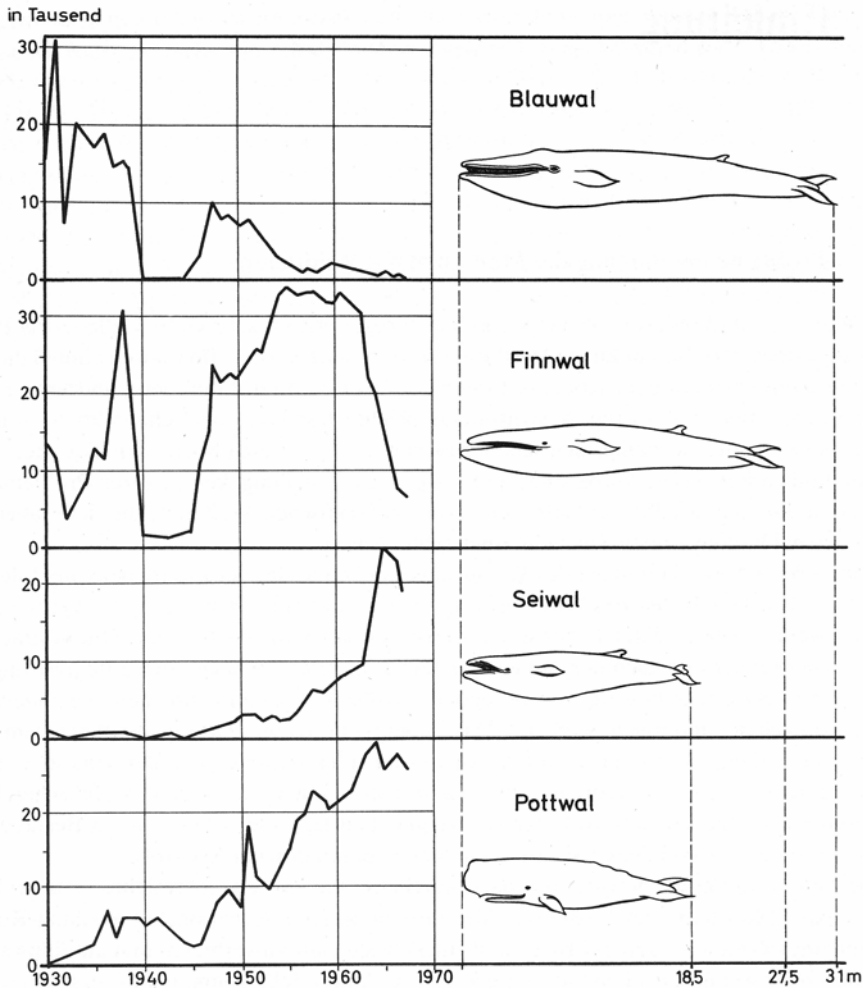


Abb. 1 Diese Walfangstatistik aus der Antarktis macht das Ausmaß an »Überfischung« deutlich: Nachdem man zuerst die Blauwale und anschließend die Finnwale unmäßig gezehntet hatte, brachte ab 1965 nur noch die Jagd auf kleinere Bartenwale sowie den Pottwal einträgliche Ergebnisse – sie erreichte dank ständig vervollkommnter Technik aber auch bereits viel schneller ihren Gipfelpunkt. Nach New York Zool. Soc. Newsletter 1968.

Tatsächlich gewinnt heute das Prinzip einer vertretbar hohen und gleichbleibenden Nutzung (*Nachhaltigkeit*) in der Bewirtschaftung von Wild- und Fischbeständen zunehmend an Bedeutung – zumindest theoretisch. Denn oft genug noch wird dieses Nachhaltigkeits-Prinzip arg gedehnt und überzogen oder in anderen Fällen auch nicht konsequent genug gehandhabt. Beispiele für letzteres finden wir bevorzugt in *überhegten* Schalenwildbeständen, in denen zu einseitig oft nur männliche Trophäenträger erlegt werden oder/und das weibliche Wild als Fortpflanzungsträger bewußt von einer Bejagung ausgeschlossen wird, um den Zuwachs nicht zu gefährden: Das gilt z.B. für die »bucks only«-Gesetzgebung mancher amerikanischer Bundesstaaten oder bei uns für die unter den Jägern noch viel zu sehr verpönte »Schürzenjägerie« oder mehr noch den »Kindsmord« insbesondere an Gams- und Rehkitzen.

Neben solchen mehr direkten Einwirkungen des Menschen auf Wildbestände spielen heute in zunehmendem Maße auch indirektere Einflüsse eine Rolle, die Ausdruck der zivilisatorischen Veränderungen unserer Umwelt sind, letztlich also auch auf den Menschen zurückgehen. Hier können wir ebenfalls wieder beides beobachten, sowohl das Kümern oder völlige Verschwinden von Wildarten oder zumindest örtlichen Beständen infolge fortschreitender *Biotopminderung*, wie auch die Zunahme oder gar das Neuaufreten, weil die Landschaftsveränderung für diese Wildarten mit einer *Biotopverbesserung* verknüpft war bzw. überhaupt erst geeignete Voraussetzungen schuf.

So sind Rauhuß- und Rebhühner in Mitteleuropa in deutlicher Abnahme begriffen; im Rhein kamen noch bis fast in die Mitte unseres Jahrhunderts Lachse vor, aber inzwischen ist er als Laichgewässer offenbar längst nicht mehr geeignet; Düngemittel, Pflanzengifte und Insecticide sowie verschiedenste Rückstände besonders von petrochemischen Erzeugnissen belasten heute die Umwelt in sich verschärfender Weise – oft reichern sie sich in »Nahrungsketten« an und gefährden dann vor allem fleischfressende Endglieder solcher Nahrungsketten oder -gewebe: Bezeichnenderweise sind gerade Arten wie See- und Fischadler, Pelikan und Kormoran besonders häufig zu Opfern des weltweiten DDT-Einsatzes geworden; denn es fällt ihnen immer schwerer, ihre Eier erfolgreich auszubrüten, die offenbar unter dem Einfluß erhöhter DDT (DDE)-Konzentrationen im Körpergewebe nur noch sehr dünnschalig produziert werden und leicht zerbrechen.

Von den zunehmenden Arten kann man bei uns besonders das Rehwild nennen, das von der landeskulturell bedingten Auflockerung der Landschaft, aber sicher auch von unzureichender Bejagung und *übermäßiger* Hege profitiert hat. Ähnlich günstig gestalten sich heute auch in mehr nördlichen Gegenden die Verhältnisse für den Elch, der sich insbesondere nach Norden stark ausgebreitet hat. Kolkkraben sind nach einigen Jahrzehnten Unter-Schutz-Stellung ebenfalls wieder im Zunehmen begriffen und das sicher nicht nur wegen der eingestellten Bejagung. Überhaupt ist bei wildlebenden Vogelarten besonders gut die Umweltänderung zum Besseren oder Schlechteren ablesbar: Und nicht umsonst hält man Vögel deshalb für besonders geeignete »Bioindikatoren«. So kommen von den Wildtauben bei uns Hohl- und Turteltauben nur noch sehr vereinzelt vor, während sich seit den 50er Jahren die Türkentaube mehr und mehr ausgebreitet hat. Und die Ringeltaube – in anderen Ländern auch die Felsentaube – hat sich in ihrer Ernährung zunehmend auf landwirtschaftliche Produkte umgestellt, vor allem auch in der äsungsknappen Jahreszeit mit sonst hohen Sterblichkeitsverlusten besonders an Jungtauben, so daß ihre *Übervermehrung* zu einem ernststen Problem geworden ist. Diese Umstellung von der gewohnten, aber eher kärglichen Wald- und Wiesenkost auf die auf Intensivnutzungsflächen leichter und reichlich erlangbare Nahrung zeigen heute lästigerweise auch andere Vogelarten, z.B. Dompfaffen in Obstplantagen, Blutschnabelweber (*Quelea*) bei Getreide, Austernfischer auf Austernzuchtanlagen.

Solche Tierarten, z.T. sogar Objekte des Naturschutzes, können dann sehr schnell für den Menschen und seine Pläne zu ausgeprägten Schädlingen (»pests«) werden und damit ein Objekt notwendiger Bekämpfungs- oder Kontrollmaßnahmen.

Das gilt kurioserweise auch zunehmend für verschiedene unter Totalschutz gestellte Wildarten, etwa in Wildschutzgebieten und Nationalparks. Hier funktioniert die für die freie Natur gern unterstellte Selbstregulierung allzuoft doch nicht so gut – sei es, weil das Gebiet nicht ausreichend als ökologische Einheit wirkt, oft eben einfach zu klein ist, sei es, weil künstliche Hilfsmaßnahmen (Fütterung, zusätzliche Tränken, Raubfeinddezimierung) die Regulierfähigkeit einschränken oder aus welchen Gründen sonst. So haben wir in einigen Fällen das scheinbar widersprüchliche oder eher groteske Bild, daß vormals verfolgte und fast ausgerottete Arten wie

Elefant, Rothirsch, Pelzrobbe, Seeotter u.a. heute auf Grund internationaler oder auch nur örtlich beschränkter nationaler Totalschutzbestimmungen sich derart explosiv vermehrt haben, daß sie inzwischen ihre eigenen Daseinsmöglichkeiten durch Übernutzung ihrer Nahrungsgrundlagen selbst gefährden und deshalb wieder in irgendeiner Weise kontrolliert werden müssen: aus ökologischen Beweggründen zwar, aber möglichst in einer Weise, daß ökonomische Interessen nicht wieder tonangebend werden. Diese Beispiele, in ihren Einzelheiten und ursächlichen Besonderheiten nur angedeutet, mögen genügen, um eine Art Problemstellung zu geben. Offensichtlich bejagt, bewirtschaftet oder managt man viele Wildarten entweder zu viel oder zu wenig, so daß Schutz- und Erhaltungs- oder Kontroll- und Reduktionsmaßnahmen in geeigneter Form nötig werden. Oder aber Umweltveränderungen können zu ganz ähnlichen Erscheinungen wie durch menschliche Über- oder Unternutzung führen. Aber selbst dort, wo in der Jagd- und Fischereiwirtschaft Nachhaltigkeitsprinzipien eigentlich vertreten werden, kann eine auch nur geringfügige Vernachlässigung nach der einen oder anderen Seite (*»bucks only«* oder unzureichender Kahlwildabschuß) mit der Zeit zu ähnlichen Folgeerscheinungen führen: Das Nachhaltigkeitsprinzip bedeutet außer *nicht mehr zu erlegen als nachwächst* andererseits ja auch, *daß so viel abgeschöpft werden muß, wie nachwächst*. Das aber kann angesichts der häufigen Unterschätzung von Wildbeständen (vgl. nächster Abschnitt) durchaus schwierig sein.

Direkt oder indirekt ist also nahezu immer der Mensch in die Geschehnisse unserer Wildtier- und Fischbestände verwickelt. Bei den direkten Eingriffen wie Bejagung, Fischfang, Totalschutz, Wildfarmen und dergleichen ist offenbar das richtige Ausmaß an Nutzung beziehungsweise Kontrolle problematisch. In den Fällen von mehr indirekter und gar nicht beabsichtigter Beeinflussung ist leider oft noch nicht einmal eine ausreichende Beschreibung des Problems möglich, oder es wird erst zu spät als solches (an-)erkannt – beides wäre aber nötige Voraussetzung für eine gezielte Erarbeitung geeigneter Gegenmaßnahmen.

## 1.2 Bedeutung der Wildökologie

Welche Rolle spielt in diesem Zusammenhang nun die Wildökologie? Was ist das überhaupt? Um mit der zweiten Frage zu beginnen, vielleicht zwei Definitionen des Begriffs Ökologie, die rund 100 Jahre auseinanderliegen. 1869 prägte Ernst HAECKEL den Begriff »Ökologie« und meinte damit eine Wissenschaft von der Gesamtheit aller Wechselbeziehungen eines Tieres mit seiner lebenden und unbelebten (anorganischen) Umwelt. So verstanden, ist natürlich nur sehr wenig in der Biologie nicht auch Ökologie. Zumindest aber münden sehr viele wissenschaftliche Teilbereiche der Biologie in die Ökologie ein bzw. haben enge Berührungspunkte mit ihr.

In der Folgezeit hat es immer wieder Begriffsbestimmungen für Ökologie gegeben, die oft nicht so sehr erschöpfend waren, sondern mehr die verschiedenen methodischen Ansatzpunkte deutlich machten. Man kann Ökologie auf verschiedenen Ebenen betreiben, unter verschiedenen Gesichtspunkten, mit verschiedenen Methoden. Unter Umständen reicht die einfache Labor- oder Gehege-Beobachtung eines einzelnen Tieres oder Tier-Pärchens bereits aus, um zu sehr wesentlichen Kenntnissen darüber zu kommen, wie diese Art mit bestimmten Problemen der Nahrungsbeschaffung, der Fortpflanzung und Jungenaufzucht, der Fortbewegung, der Anpassung an ihre Umwelt oder davon extrem abweichenden Bedingungen fertig werden kann. Und für Pflanzen gilt natürlich ganz Entsprechendes.



Nun haben wir es in freier Natur aber weder mit Einzeltieren oder nur kleinen Gruppen noch mit jeweils der ganzen Art zu tun, denn die kann u.U. über den ganzen Erdball verbreitet leben. Vielmehr stoßen wir im allgemeinen auf Untereinheiten von Tier- und Pflanzenarten, nämlich Populationen, Rassen, Bestände u.ä., die sowohl Gegenstand einer ständigen Evolution, also einer sich immer wieder an die Umwelt anpassenden Entwicklung sind, als auch einer Einflußnahme durch den Menschen unterworfen sein können.

Damit wird eine Definition verständlich, die (1972) Charles J. KREBS in einem Ökologie-Lehrbuch gegeben hat: Seiner Ansicht nach besteht das Grundproblem jeder Ökologie darin, die Ursachen für Verteilung, Verbreitung und Häufigkeit (Dichte) im Vorkommen von Organismen zu bestimmen. Die dazu nötigen Untersuchungen können sowohl einzelne Populationen betreffen, als auch Gemeinschaften von Populationen verschiedener Arten, deren Wechselbeziehungen dann sicher einen Teil des Ursachengefüges für die Verbreitung und Häufigkeit der Einzelpopulationen ausmachen. Mit einer solchen Begriffsbestimmung oder Fragestellung kann man vom Einzeller bis zum Elefanten oder Wal, von der Alge bis zum Mammutbaum oder Kelp, von der Blumenvase mit abgestandenem Wasser bis zum Weltmeer, vom Bakterienrasen bis zum Urwald eigentlich alles ökologisch sachgerecht bearbeiten.

Auch Wildtierökologie ist nichts anderes, nur eben auf sogenannte Wildtiere beschränkt und mehr auf angewandte Probleme bezogen, als die viel im Labor und unter möglichst vollständig kontrollierbaren Bedingungen arbeitende Grundlagenforschung in der Ökologie. Dergleichen aber ist im Freiland meist nicht möglich; auch drängen die anstehenden Probleme oft auf Tempo, und so ist die Exaktheit, Zuverlässigkeit und Übertragbarkeit wildökologischer Ergebnisse oft nicht so weitgehend wie eigentlich wünschenswert. Immerhin hat das internationale, vor allem englischsprachige wildökologische Schrifttum inzwischen ein Niveau erreicht, gegenüber dem deutschsprachige Veröffentlichungen zur Wildkunde doch noch sehr abfallen – von wenigen Ausnahmen und Ansätzen sicher abgesehen. Ich will hier jetzt nicht Gründe dafür aufdecken und das Für und Wider zerpfücken – dazu bin ich vermutlich auch kaum berufen genug; aber gegenüber anderen Teilbereichen der klassischen deutschen Jagdkunde wirkt die Wildkunde doch recht stiefkindhaft. Vor allem aber ergeben sich in letzter Zeit bei uns zunehmend Probleme, die mit den herkömmlichen jagdbiologischen Vorstellungen anscheinend nicht mehr ausreichend zu meistern sind. Es ertönt immer häufiger der Ruf nach mehr Wildbiologie, mehr Wildökologie, mehr wildbezogener Forschung also.

Tatsächlich fehlen uns stärker, als man sich das bislang wohl klargemacht hat, genaue Kenntnisse – und nicht nur Faustzahlen und Ansichten – über Verbreitungsdichten, Umweltansprüche und Fortpflanzungskapazitäten nicht so sehr für die einzelne Art Rothirsch oder Fuchs, Stockente oder Fasan, sondern wie sich diese Dinge jeweils unter den örtlichen Sonderbedingungen ausnehmen und bestandes- oder populationspezifisch voneinander abweichen. Nur über solche standortbezogenen Kenntnisse sind dann auch ortsgerechte Maßnahmen bei der betreffenden Wildart möglich. Dazu aber ist Forschung vor Ort nötig und durchaus nicht durch das in diesem oder anderen Büchern zusammengetragene Wissen ohne weiteres ersetzbar. Zwar wird der Leser in diesem Buch ein recht umfangreiches Zahlenmaterial vorfinden; und Zahlen sind ja für gezielte und überprüfbare Eingriffe eine wichtige Planungshilfe. Aber es sind bei wildlebenden Tierarten nicht überall und jederzeit dieselben Zahlen, die zugrundegelegt werden können. Sie ändern sich ständig und müssen also auch immer wieder überprüft werden. Anderweitig gewonnene Zahlenwerte, Erfahrungen oder erfolgreich praktizierte Maßnahmen sind nicht ohne weiteres verallgemeinerbar und übertragbar.

Insofern ist dies Buch zwar – wie ich hoffe – eine Einführung in die Begriffe, Methoden, Denkansätze und praktischen Möglichkeiten der gegenwärtigen Wildtier-Ökologie. Aber es ist kein Lehr- oder Handbuch zum bedarfsweisen Nachschlagen von Patentrezepten. Diese Bemerkung scheint nötig angesichts von derzeit allzuoft und gern ausgegebenen Parolen zur „Lösung“ jagdlicher und das Wild und seine Umwelt bei uns betreffender Probleme, die meist jedoch in einer zu unkritischen Übernahme ausländischer Erfahrungen und Praktiken bestehen soll. Man kann aus diesen zweifelsohne Erhebliches lernen. Aber sie ersetzen nicht die gezielte Erforschung der eigenen Problemsituationen. Dafür allerdings bieten sie sicher oft interessante methodische Ansätze – und das erscheint mir doch schon als sehr wertvoll und rechtfertigt sicher eine bessere Vertrautheit mit dem einschlägigen wildökologischen Schrifttum, als es bisher für den deutschsprachigen Leser im allgemeinen möglich war.

# Begriffe und Methoden

---

## 2 Wildbestandserhebungen

Wildzählungen – oder im weiteren Sinne Wildbestandserhebungen – sind in den meisten Fällen sehr problematisch und die schließlich gewonnenen Ergebnisse oft wenig zufriedenstellend. Aber sie geben nun einmal das wesentliche Ausgangsmaterial für viele weitere Schritte im Umgang mit dem Wild ab; und wenn schon die Ausgangsdaten nicht viel taugen, nicht genau genug sind, werden auch die darauf fußenden Maßnahmen ziemlich fragwürdig bleiben müssen.

Bestandserhebungen sind nicht mit Jagdstatistiken zu verwechseln, die nur das erlegte und teilweise auch noch das Fallwild betreffen. Soll die Jagd selber einer gewissen Planung unterliegen, werden Bestandesmeldungen notwendig, wie sie bei uns jedoch nur für die wiederkäuenden Schalenwildarten sowie für Auer- und Birkwild vorgeschrieben sind.

Mit Wildbestandserhebungen wollen wir nun allerdings nicht nur Auskünfte über die rein zahlenmäßige Verbreitungsdichte einer Wildart in einem bestimmten Gebiet erhalten, sondern meist auch möglichst genaue Angaben über Altersgruppenstärken im Bestand, über Geschlechterverhältnisse (G.V.) und über Zuwachswerte (= Jungtier-Anteile). Das ist bei manchen Wildarten oft nur sehr schwer möglich, so daß man sich mit mehr oder minder groben Anhaltswerten zufrieden geben muß. Oder man beschränkt sich auf Fallstudien, die mit größerem Forschungsaufwand durchgeführt werden können und dann für die betreffende Wildart gleichsam als Modell erhalten müssen. Für die Praxis sind jedoch Routinezählungen vorzuziehen, die auch von nicht speziell geschulten Personen in ausreichender Form zu bewältigen sind. Denn Wildbestände bieten doch von Gebiet zu Gebiet, Jahr zu Jahr und in Abhängigkeit von abweichenden jagdlichen und hegerischen Gepflogenheiten oft erhebliche Unterschiede und Schwankungen hinsichtlich Dichte, G.V., Altersklassenstruktur und Zuwachs. Außerdem bieten natürlich auch Gelände- und Vegetationsunterschiede wechselnde Probleme selbst bei den herkömmlichen Routineerhebungen.

### 2.1 Das Beispiel Kalø

Nehmen wir zum Beispiel das *Rehwild*. Daran können wir bereits sehr viele grundsätzliche Möglichkeiten und Schwierigkeiten besprechen. 1948 übernahm das Staatliche Dänische Wildforschungsinstitut das Revier auf der Halbinsel Kalø als Versuchsrevier, um dort das Verhalten, die Äsungsgewohnheiten, Trophäenbildung und Bestandesentwicklung von Rehwild zu studieren. ANDERSEN, der Leiter der Forschergruppe, beschloß nun – besonders im Hinblick auf die geplanten populationsdynamischen Studien –, den gesamten ortsansässigen Rehwildbestand abzuschließen und durch neueingeführte Tiere zu ersetzen. Da Kalø eine Halbinsel ist und dieser Totalabschuß in kürzester Zeit und äußerst sorgfältig durchgeführt wurde, konnte man Zuwanderung aus benachbarten Rehwildbeständen (jeweils 4-5 km entfernt) mit großer Sicherheit ausschließen, denn Rehwild ist sehr standorttreu: nur fünf, sechs Rehe wanderten ab, aber keine zu, wie Ausfahrtskontrollen im Schnee erkennen ließen.

Insofern wurde also das Abschlußergebnis als sehr zutreffend und vollständig angesehen und kann damit auch als Beispiel einer Totalzählung eines örtlichen Bestandes gelten.

Zur Strecke kamen 213 Stück Rehwild, davon 91 Kitze, auf einer Revierfläche von 340 ha Wald und 680 ha Feld:

Feld- fläche	Wald- fläche	Totalabschuß (Stück)	Wilddichte (Stück/100 ha)	Jahreszeit (Bestand Bezugsfläche)
	340 ha	213	63	Sommer-Herbstbestand (Wald)
		-91 Kitze		
		122	36	Frühjahrsbestand (Wald)
680 ha + 340 ha = 1.020 ha		122	12	Frühjahrsbestand (Wald + Feld)
		213	21	Sommer-Herbstbestand (Wald + Feld)

### 2.1.1 Zählgrundlagen

Was sich aus diesem Zahlen-Beispiel ersehen läßt, ist, daß es wesentlich auf die räumlichen und zeitlichen Bezugsgrößen ankommt. Der Sommer- oder/und Herbstbestand ist zwar derjenige, der in der Jagdzeit eigentlich bejagt wird, aber man legt für die Streckenplanung im allgemeinen den *Frühjahrsbestand* zugrunde.

Deshalb werden bei uns Reh- und Rotwild ja auch im Frühjahr bzw. ausgangs des Winters gezählt. Diese Jahreszeit scheint auch, vom Verhalten des Wildes her gesehen, am besten geeignet zu sein: Rehwild kommt viel mehr tagsüber und oft in größeren, einigermaßen festen Sprüngen auf die frischen Saaten, wo man es leichter und vollständiger zählerisch erfassen kann; und Rotwild steht im Spätwinter und zu Frühjahrsbeginn noch mehr oder weniger konzentriert in der Nähe der Fütterungen oder in den Tälern, besucht ebenfalls die frisch grünenden Wiesen und ist, verglichen mit anderen Jahreszeiten, jetzt also auch wesentlich vollständiger erfassbar – so die übliche Vorstellung.

Natürlich muß man einem solcherart bestimmten Frühjahrsbestand noch den Anteil zuschlagen, der die Differenz zum Sommer-Herbstbestand ausmacht, die im Frühsommer gesetzten Kitze und Kälber also. Dies geschieht üblicherweise rechnerisch, erfordert aber zweierlei Information: den Anteil an weiblichen Stücken im Bestand, sowie einen Anhaltswert dafür, wie viele Schmalrehe und Ricken bzw. Schmaltiere und Alttiere voraussichtlich ein Kitz oder Kalb setzen werden.

Hier allerdings stoßen wir auf die ersten Schwierigkeiten. Nach Untersuchungen von ELLENBERG (1973, 1974) wird z.B. weibliches Rehwild bei Frühjahrszählungen nur etwa zur Hälfte erfaßt, im Gegensatz zu den Rehböcken, bei denen man zu vollständigeren Ergebnissen kommt. Wir erhalten also zugunsten der Böcke oder auf Kosten der weiblichen Rehe verschobene Werte über das *Geschlechterverhältnis* (G.V.)

Die Zuwachsleistung ist ein Durchschnittswert, der in der Praxis mit dem Weibchen-Anteil multipliziert und dann dem Frühjahrsbestand zugeschlagen wird. Die 91 Kitze der Kalb-Strecke entsprechen angesichts von 76 erlegten Schmalrehen und Ricken einem Zuwachs

von 120 Prozent. Bei den Streckenplanungen in Deutschland werden aber meist nur 80 bis 100 % zugrunde gelegt. Dazu kommt außerdem noch die gerade erwähnte Unterschätzung des weiblichen Rehwildes. D.h. die für die Abschlußplanung verwendeten Werte entsprechen nur für die Böcke einigermaßen der Wirklichkeit, während die Angaben für weibliches Wild und den Nachwuchs eine zunehmend größer werdende Dunkelziffer einschließen, damit aber auch eine immer kritischer werdende Übervermehrung zulassen.

## 2.1.2 Die Bezugsfläche

Ein weiteres Kriterium bei Zählungen ist die *Bezugsfläche*. In dem genannten Revier von Kalø gab es nicht nur Wald, sondern auch Felder auf doppelt so großer Fläche, womit sich die Wilddichte für die gesamte Halbinsel als Bezugsfläche um zwei Drittel gegenüber einem nur waldbezogenen Wildbestand verringert. Bei Rehwild werden üblicherweise Felder, Wiesen und Wald als Bezugsflächen jeweils zusammgelegt. Bei Rotwild wäre das nicht ohne weiteres zulässig, da zwar Wiesen und Almen, aber nur selten auch Felder in stärkerem Maße vom Rotwild genutzt werden (womit die oft erheblichen Flurschäden in Waldnähe keineswegs bagatellisiert werden sollen): Insofern gehören also außer Wäldern zwar Wiesen und Almflächen (auch Hochalmen), aber nicht Felder zu den für Rotwilddichte-Berechnungen zugrundegelegten Flächen, desgleichen keine Auwaldungen ohne Bezug zum Rotwild-Kerngebiet. Aber auch das ist nur eine sehr allgemeine und im Einzelfall sicher zu modifizierende Abgrenzung; man denke z.B. an die in Bayern bestehenden Sonderregelungen in Flyschgebieten oder in der Allgäuer Alpenregion, auf denen jeweils nach unten bzw. oben abweichende Rotwilddichten als noch zulässig gelten. Kritisch ist es sicher auch, wenn bei Wilddichte-Berechnungen Gatterflächen nicht ausgeschlossen werden und damit eine geringere akute WD unterstellt wird als tatsächlich vorhanden ist. Von den Jagdbehörden nachkontrolliert wird es jedenfalls wohl kaum. Auch in den Forstämtern, die entsprechende Unterlagen haben, wird das oft genug nicht berücksichtigt.

## 2.2 Direkt- oder Sicht-Zählungen

### 2.2.1 Allgemeines

Wir haben es bei den in Deutschland bzw. Mitteleuropa üblichen Schalenwildzählungen meist mit Direktzählungen zu tun, d.h. es besteht jeweils direkter Sichtkontakt vom Beobachter zum Wild. Damit ergibt sich die Frage, wie vollständig man das auf bestimmter Fläche lebende Wild auch wirklich zu sehen bekommt und wie häufig es möglicherweise Doppelzählungen derselben Tiere geben mag, mit anderen Worten, wie genau derartige Sichtzählungen nun eigentlich sind. Um z.B. Doppelzählung bei dem weniger standorttreuen Rotwild zu vermeiden – besonders wenn zum Frühjahr hin teilweise bereits die Wanderung aus Flachland und Bergtälern in höhere Regionen einsetzt –, wird sogar amtlicherseits auf gleichzeitiges Zählen an vorher festgelegten Stichtagen gedrungen, aber die Zählung dann auch auf diese ein oder zwei Stichproben beschränkt. Und je nach Wetterbedingung, Fütterungsgüte, Störungen durch den Menschen (Wanderer, Stangensammler, Skiläufer, Jäger) dürfte das Wild nur in unterschiedlicher Zeit vollzählig wirklich zur Stelle (d.h. an der Fütterung) sein. Wie genau also sind Zählungen?

Wir sehen uns wieder das Kalø-Beispiel an, das uns überhaupt noch einige Male begegnen wird, da es für die Wildforschung viele wesentliche Erkenntnisse, vor allem aber konkrete Zahlenangaben gebracht hat. Bevor man auf Kalø die ortsansässige *Reh*-Population abschoß, zählte man den Bestand auch nach den herkömmlichen Methoden, d.h. beim Austreten auf den offenen Flächen früh morgens und abends. Mehrere erfahrene Wildbiologen des Kalø-Teams und Jäger, die mit dem Gebiet eng vertraut waren, gelangten unabhängig zum gleichen Resultat; auf der gut 1.000 ha großen Halbinsel sollten im Sommer etwa 70 Rehe vorkommen, das würde eine Wildichte von 7/100 ha bedeutet haben.

Die tatsächlich gestreckten 213 Rehe, das Dreifache also, waren natürlich eine große Überraschung. ANDERSEN erwähnt bei der Diskussion dieser Ergebnisse weitere Beispiele, wo ähnliche Totalabschüsse durchgeführt wurden und die Strecken ebenfalls um ein Vielfaches über dem gezählten oder geschätzten Bestand lagen. Auf einer 200 ha großen, vollständig bewaldeten Halbinsel z.B. mit einem geschätzten (»gezählten«) Bestand von 60 Rehen, wurde der Versuch eines Totalabschlusses bei 120 Stück abgebrochen, ohne indes schon total gewesen zu sein; das bedeutet eine Mindest-WD von 60 Stück/100 ha Waldfläche (!), also ähnlich wie auf Kalø auch. Wieweit sind diese *dänischen* Erfahrungen auf z.B. *deutsche* Verhältnisse übertragbar? Zählen dänische Jäger vielleicht einfach zu schlecht oder zumindest schlechter als deutsche Jäger? Denn schließlich wird in den zuständigen Jagd- und Forstbehörden in Deutschland ja über Reh- und Rotwild auf die Stückzahl genau Buch geführt, wie es Reviereigner und Jagdpächter zählen und weitermelden. Außerdem erscheinen Wilddichten von 60 Rehen auf 100 ha Waldfläche und mehr doch recht extrem!? Kann so etwas nicht einen wie auch immer gearteten Einfluß auf das Zählergebnis haben?!

Leider sind mir aus der Bundesrepublik oder auch sonstwoher entsprechende Beispiele kaum bekannt. WAGENKNECHT (1967) bringt in seinem Werk über Schalenwildbewirtschaftung jedoch eine interessante und recht bezeichnende Zahlenreihe aus der DDR. Dort erhöhte man behördlicherseits 1958 zum ersten Male und in den folgenden Jahren dann noch in zunehmendem Maß drastisch den Rehwildabschuß, so daß viele Jäger eine Ausrottung befürchteten:

Jahr	gemeldeter Frühjahrsbestand	Jahresstrecke	Strecke in % des Frühjahrsbestandes
1956	81.656 Stück	17.048 Stück	21
1957	162.512 Stück	25.255 Stück	17
1958	160.358 Stück	81.494 Stück	51
1959	150.852 Stück	137.407 Stück	91
1960	140.497 Stück	146.802 Stück	104
1961	119.806 Stück	121.689 Stück	102

Nun, das Rehwild wurde nicht ausgerottet. Weder durch die anfängliche Abschusserhöhung auf 50 Prozent des Frühjahrsbestandes, noch durch weitere Abschusserhöhungen auf schließlich mehr als 100 Prozent der Frühjahrswerte, noch seither.

Nehmen wir die Zahlen für 1958 und unterstellen bei dem gemeldeten Frühjahrsbestand von 160.358 Stück ein G.V. von 1:1,5, d.h. 40 % Böcke und 60 % (=96.215 Stück) Schmalrehe und Ricken, sowie eine Zuwachsrate von 100 %, so ist mit einer Strecke von 81.494 Stück nicht einmal der Zuwachs genutzt bzw. ausgeglichen worden, obgleich man darüber hinaus ja eine Wildbestandsreduzierung im Auge gehabt hatte.

Da nun aber selbst die noch weitergehenden Abschlußerhöhungen in den Folgejahren keine wirklich wesentlichen Rückgänge in den gemeldeten Frühjahrsbeständen brachten, müssen ganz einfach auch hier viel zu niedrige Zählergebnisse vorgelegen haben. Dann allerdings ist es auch ziemlich belanglos, ob man als Zuwachsprozente nun 80, 100 oder 120 ansetzt und sich über deren jeweilige Berechtigung streitet. Auf dieses Problem werden wir aber noch zurückkommen (S. 138).

## 2.2.2 Zählfehler

Man hat in der DDR dann in verschiedenen Forschungsrevieren mit einer statistischen Schätzmethode (nach MÜLLER, vgl. S. 36) die *Rehwild*bestände rechnerisch bestimmt und diese Werte mit den offiziellen Frühjahrszählergebnissen in den gleichen Revieren verglichen. Davon hier ein beliebiges Beispiel, das den Bereich einer Oberförsterei mit sechs Revieren umfaßt (aus WAGENKNECHT 1967).

Revier	gemeldeter Wildbestand (Stück)	WD/100 ha (Stück)	berechneter Wildbestand (Stück)	WD/100 ha (Stück)	Fehlschätzprozent*
A	30	2,7	75	6,7	250
B	21	2,8	40	5,4	190
C	33	4,4	85	11,3	258
D	41	3,1	80	6,0	195
E	74	6,2	140	11,9	189
F	27	2,0	55	4,1	205
insgesamt	226	3,5	475	7,3	210

\* Der berechnete Bestand liegt um soviel Prozent über dem gemeldeten.

Die Zählfehler-Prozente bewegen sich also durchaus im Rahmen der dänischen Erfahrungen. Heute ist man geneigt, jedenfalls auf Seiten der Wildforscher, bei allen Bestandesmeldungen für *Rehwild* eine Fehlweisung zwischen 150 und 300 Prozent zu unterstellen.

Das sind Erfahrungswerte, soweit man bislang Erfahrungen hierzu hat. Daraus zu folgern und zu fordern, daß die Abschlußpläne durch die Jagdbehörden generell verdoppelt werden müßten, wäre natürlich eine viel zu grobe Maßnahme, die solche Reviere besonders treffen würde, wo bereits sehr genau gezählt und möglicherweise auch schon nach oben aufgerundet oder gar zugeschlagen wird, die andererseits aber von schlecht zählenden oder unvollständig meldenden Jägern jederzeit auch weiter unterlaufen werden könnte. Es zeigt sich, daß pauschale behördliche Anordnungen dem Wild wie den Jägern meist nur recht wenig gerecht werden. Und es zeigt sich hier, aber nicht nur hier, daß eine stärkere Überwachung von Wildbeständen durch Berufsjäger und professionelle Wildbiologen mit wachsender Kenntnis auf diesem Feld eher nötiger wird, keineswegs aber überflüssig. Die Jägerprüfung ist zwar eine verdienstvolle Einrichtung, aber bestimmten, sehr wesentlichen Problemen der Jagd kann sie nun mal nicht auch noch gerecht werden.

Diese krassen Unterschätzungen im Falle des *Rehwildes* liegen sicher an der Heimlichkeit dieser Wildart, welche auch dem sehr mit seinem Wild vertrauten Jäger oder gerade diesem (!?) selten bewußt wird – eben weil er sich stets in allen Revierteilen an seine „Pappenheimer“ halten kann, die er persönlich kennt und welche ihm wahrscheinlich die Überzeugung geben: Ich weiß schon, was ich habe!



Wie unsichtbar Rehwild sich machen kann, zeigt aber folgendes Beispiel, ebenfalls wieder von dem dänischen Wildbiologen ANDERSEN. Er hatte im Februar 1956 38 Rehe in Fallen gefangen, mit Halsbändern markiert und wieder freigelassen. Das Ganze passierte in einem isolierten Wald, in dem man einige Tage im Anschluß an die Markierungsaktion eine Drückjagd durchführte, allerdings nicht mit Gewehren, sondern mit Fernglas und Notizbuch bewaffnet. Treiber mit Hunden durchdrückten selbst die dichtesten Unterhölzer und Dickungen. Nach mehreren Stunden hatte man den Wald durchtrieben und insgesamt 11 Rehe gesehen, von denen vier die Halsbandmarken trugen: das waren also nur zehn Prozent Wiederbeobachtungen bei dieser einen Stichprobe! Durch wiederholtes Abfährten im Schnee hatte man vorher sichergestellt, daß kein Wild seit der Markierungsaktion zu- oder abgewandert war und stellte anschließend ebenfalls durch Abfährten fest, daß die fehlenden Stücke den Wald nicht etwa verlassen, sondern sich einfach erfolgreich gedrückt hatten. Das fand sich auch später durch Beobachtungen und Abschüsse von markierten Rehen bestätigt. Sichtzählungen können eigentlich nur in offenem Gelände einigermaßen genau sein, wo die Beobachtungsentfernungen größer sein können als die arteigene Fluchtdistanz der betreffenden Wildart. Im Walde jedoch sind die Sichtverhältnisse oft so schlecht, daß Beobachtungen viel seltener gelingen, weil hier die Tiere im allgemeinen fliehen, bevor man sie überhaupt zu sehen bekommt: KURT schildert in seinem Rehwild-Buch Ergebnisse mit handaufgezogenen und dann freilaufengelassenen Rehkitzten, deren Beobachtungshäufigkeit er mit derjenigen von wilden Kitzten verglich. Die aufgezogenen Kitzte verhielten sich zwar auch weitgehend »wild«, zeigten KURT und seiner Frau gegenüber aber viel niedrigere Fluchtdistanzen (20-30 m) als die wild aufgewachsenen Kitzte (60 m). Dem entsprach, daß er die zahmen Kitzte (5 Bockkitze) im Mittel etwa 30 mal beobachtete, die 8 im gleichen Gebiet vorkommenden »Wilden«, die er ebenfalls individuell unterscheiden konnte, aber nur 9 mal, also mehr als dreimal seltener. Entsprechend hoch ist natürlich die Wahrscheinlichkeit, daß man mit Stichzählungen einen Wildbestand jeweils nur recht unvollständig erfaßt.

*Rotwild* scheint in dieser Hinsicht weniger problematisch zu sein, mithin die Zählungen genauer. Wegen der größeren Aktionsradien zwischen Tageseinstand und Nachtäsungsflächen, wegen Wanderungen u.ä. sind neben Unterschätzungen auch Überschätzungen durch Doppelzählung theoretisch möglich, ohne deren Ausmaß aber wirklich genau bemessen zu können. Eine angenommene Korrektur zwischen +30 und -10 % dürfte einigermaßen zutreffend sein. Allerdings wohl auch nur unter alpinen Bedingungen, also mit schneereichen Verhältnissen und weit auseinanderliegenden Großfütterungen. Nur hier kommt das Wild einigermaßen vollzählig noch bei ausreichender Sicht an die Fütterung und wechselt nicht kurzfristig zwischen benachbarten Fütterungen hin und her. Andererseits muß man hier möglicherweise außenstehendes Wild berücksichtigen, das vom Winter überrascht nicht mehr an die Fütterungen gelangt ist oder aber die Fütterungen nicht annimmt; jedenfalls scheint es auch unter dem Rotwild ausgemachte Natur-Apostel zu geben, die eine künstliche Fütterung ablehnen, oder es sind Einsiedler-Typen, denen die Unruhe an den Fütterungen nicht behagt. In jedem Fall werden sie durch die offiziellen, praktisch ausschließlich an den Fütterungen durchgeführten Rotwildzählungen nicht erfaßt.

Wie unzureichend auch Rotwild-Zählungen bereits in Mittelgebirgsgegenden mit klimatisch weniger strengen Bedingungen, und erst recht wohl im gemäßigten Flachland sind, zeigt das Beispiel H a r z : Durch Rückrechnung aus jahrelangen Jagdstrecken (DRECHSLER 1971, REULECKE 1971; vgl. S. 49) wurde deutlich, daß mit den herkömmlichen Zählungen jeweils nur etwa fünfzig Prozent des Bestandes erfaßt worden sein konnten (Tab. 1).

Tabelle 1 Erhebungen über den Gesamtrotwildbestand im Bereich des »Rotwildringes Harz«  
Nach DRECHSLER 1971.

Jahr	insgesamt gemeldeter Wildbestand	berechneter Wildbestand	Fehlschätzprozent
1960	2.889	6.557	227
1961	3.174	6.821	215
1962 *	2.822	7.117	252
1963	4.208	7.527	179
1964 **	-	7.826	-
1965	5.050	8.195	162
1966 **	-	7.963	-
1967	3.730	7.995	214
1968	3.696	7.805	211
1969	3.535	6.938	196
1970	3.765	6.400	170

\* sehr strenger Winter \*\*keine Zählung

Brauchbare Ergebnisse mit Sichtzählungen kann man auch bei Rotwild wohl nur in unbewaldeten Biotopen erwarten, wie etwa in manchen Gegenden Schottlands. Dort betreibt man z.B. auf der Insel *Rhum* seit mehreren Jahren intensive Rotwildstudien, einschließlich möglichst umfassender und genauer Zählungen. Rhum ist zwar unbewaldet, hat aber dennoch ein nur schlecht begehbares und vor allem nur begrenzt einsehbares Gelände durch die vielen Täler, Steilhänge, Mulden und dergleichen. Man konnte also weder durch Beobachten von zentralen Ausguckpunkten aus, noch durch Abfahrten mit ausreichend genauen Zahlen rechnen. Stattdessen zählte man jeweils mit drei bis sieben Mann starken Teams, die z. T. zusammen (zwei sehen mehr als einer!), oft aber auch auf getrennten, verschieden hohen Routen hangparallel voringen und durch gegenseitige Überprüfung der Zählraten und Zählorte Doppelmeldungen vermeiden konnten. Im allgemeinen wurde Wild, an das man bis auf Fluchtdistanz nahe herankam, nur eine kurze Strecke hangaufwärts flüchtig und blieb dort, bis der untere Mann weitergegangen war. Die meisten Beobachtungen erfolgten jedoch auf 400-1.000 m weite Entfernungen und stellten keine sonderliche Störung dar. Die Ergebnisse erwiesen sich, verglichen mit dem berechneten Bestand, als erstaunlich genau; der Übersetzfehler lag bei weniger als vier Prozent (!).

Aber wie erwähnt handelte es sich hier um Forschungsarbeiten mit einem vertretbar hohen Aufwand, nicht um Routinezählungen, bei denen das finanziell und personell kaum möglich wäre.

In manchen Rotwildgebieten scheint die bei uns übliche Zählung ausgangs des Winters nicht sehr zweckmäßig zu sein, da männliches und weibliches Wild zu weit voneinander getrennt steht (BUBENIK 1956). Und auch NEUMANN (1973) kritisiert den Stichtermin für die jährliche Rotwildzählung in der DDR mit folgenden Sätzen:

- im Mittelgebirge ist dann infolge der Vertikalwanderungen noch kein repräsentatives Bild möglich
- die Güte des Bestandes an Hirschen kann nicht erfaßt werden, da alte und mittelalte Hirsche bereits abgeworfen haben
- allgemein ist der Bestand noch unübersichtlich.

Seiner Ansicht nach hat »eine Wildbestandsermittlung nur zu dem Zeitpunkt Sinn, an dem das Rotwild, und zwar beide Geschlechter, auf engstem Raum zusammensteht, verhältnismäßig gut zu beobachten ist und nicht allzu stark wandert. Aus diesen Gründen wird eine „Brunftbestandsermittlung“ vorgeschlagen« (vgl. auch BUBENIK 1956 und 1959).

## 2.3 Der PETERSEN- oder LINCOLN-Index

### 2.3.1 Das Verfahren

Es war jetzt schon verschiedentlich von Wildbestandsberechnungen die Rede. Wie funktioniert das? Wir können als erstes Beispiel den Fall der 38 von ANDERSEN markierten Rehe nehmen, von denen bei einer Stichzählung neben sieben unmarkierten auch vier von den markierten Tieren beobachtet werden (S. 23). Wenn man jetzt unterstellt, daß die Beobachtungswahrscheinlichkeit für markierte und unmarkierte Rehe annähernd gleich ist, weil sich beide im gleichen Maß drücken dürften, dann kann man von dem Verhältnis der markierten und unmarkierten Rehe in der Stichprobe von zusammen 11 Stück auch auf dies Verhältnis im Gesamtbestand und damit auf dessen Gesamtstärke schließen. Berechnet wurde nach folgender Formel, die auf PETERSEN (1896) zurückgeht, oft aber auch als LINCOLN-Index (1930) bezeichnet wird:

$$(1) G = \frac{m * b}{a}$$

G = Gesamtbestand = ?  
m = Anzahl markierter Tiere  
b = Anzahl beobachteter Tiere (markiert u. unmarkiert)  
a = Anzahl beobachteter Tiere mit Markierung

da sich a:m wie b:G verhalten muß. Für unser Zahlenbeispiel ergäbe sich damit ein vorhandener Bestand von

$$(1) G = \frac{38 * 11}{4} = 105 \text{ Rehen,}$$

Modifiziert nach BAILEY, rechnet man auch oft nach der Formel

$$(1a) G = \frac{m * (b+1)}{a+1}$$

in der Praxis ist es aber ohne Bedeutung, ob Formel (1) oder (1a) verwendet wird (STRANDGAARD, 1967).

Aber natürlich keine Methode ohne Nachteile und Einschränkungen, besonders wenn Statistik mit ins Spiel kommt! Falls obige Berechnung stimmt, wurden mit dem Durchdrücken ja nur etwas über zehn Prozent des Bestandes erfaßt. Sowohl dieser geringe Anteil als auch die Einmaligkeit der Stichprobe lassen aber erhebliche Zufallseinflüsse zu. Deshalb wird für brauchbare Berechnungen mit der Formel (1) nach PETERSEN und LINCOLN erst mit größerem Datenmaterial auch die Genauigkeit zufriedenstellend ausfallen.

Man sollte also über längere Zeiträume hinweg seine Wildbeobachtungen genau protokollieren und dabei auch so genau wie möglich hinsichtlich Alter, Geschlecht und Standort unterscheiden, darüberhinaus ruhig auch Angaben zum Verhalten, zur Äsungsaufnahme u. ä. festhalten.

Nur damit läßt sich verhindern, daß bestimmte Altersgruppen oder ein Geschlecht irgendwie zu gut oder zu schlecht wegkommen. Denn man sieht nicht alle sozialen Klassen bei Reh- oder Rotwild zu allen Jahreszeiten mit gleich hoher Wahrscheinlichkeit. Auch zeigt besonders Rotwild jahreszeitlich unterschiedliche Standortansprüche der Geschlechter. Wenn man also zu kleine Areale (und Reviere) berücksichtigt, sind möglicherweise die Geschlechterverhältnisse örtlich stärker verschoben, als es der Realität entspricht, d.h. in der Population insgesamt der Fall ist.

Das ist auch bei der Markierung selbst zu beachten. Idealerweise sollten markierte und nicht markierte Tiere sowohl entsprechend der sozialen Durchgliederung des Bestandes (= Alters- und Geschlechterverteilung), als auch entsprechend der Verdreitungsdichte im Zählgebiet verteilt sein. Markierungen nur im Bereich einer Fütterung oder eines Tales geben für eine Erfassung auf größerer Fläche und Berechnung nach dem LINCOLN-Index nicht die geeigneten Bezugstiere her.

Weiterhin kommt es auch darauf an, bei der Berechnung nach dem LINCOLN-Index nicht die mit verschiedenen Beobachtungsmethoden gewonnenen Angaben zu vermengen. Denn die Beobachtungswahrscheinlichkeiten an einer Fütterung, verglichen mit Kanzelansitz oder Durchdrücken oder Abfahren des Reviers, sind natürlich verschieden.

Schließlich ist es sinnvoll, Jahr für Jahr einen gewissen Anteil seines Wildes zu markieren, da durch Zuwachs und Abgänge (Jagd, Fallwild), sowie Ein- und Abwanderung sich die Population ja ständig verändert. Es scheint am zweckmäßigsten, jeweils im Frühsommer Kitze oder Kälber zu markieren und dazu dann jahrgangsweise wechselnde Farbmarken zu verwenden.

### 2.3.2 Ein Testfall für den LINCOLN-Index

Auf der Wildbiologischen Station Kalø hat man 1966 diese ganze Methodik eingehend getestet. Da der Totalabschuß 1950 stattfand, hatte das 1951 dort neu angesiedelte Rehwild inzwischen Zeit, sich wieder zu einer ansehnlichen Population zu entwickeln. Dabei wurde es ständig beobachtet und überwacht. Eine wesentliche Hilfe waren jährliche Fangaktionen zur Markierung (im Januar-Februar), denen dann (im März-April) eine intensive Zählaktion folgte. 1966 verstärkte man diese Forschungen. Vor allem stellte man sich auf eine individuelle Markierung um, indem man die Rehe an den Halsbändern mit reflektierenden Nummern versah, die tags und mit Scheinwerferlicht auch nachts bis zu 300 m weit erkannt werden konnten.

Auf diese Weise wurden im Januar 1966 70 Rehe markiert. In den Monaten Februar, März und April erzielte man dann 1.735 Rehwild-Beobachtungen, davon 1.336 an markierten Tieren. Daraus ließ sich (nach Formel 1a) ein Rehwildbestand von 91 Stück berechnen. Mit Hilfe der Zahlen-Markierung war eine weitere Aufgliederung des Materials möglich nach Geschlechtern und Altersgruppen. Ebenso ließ sich feststellen, ob die verschiedenen Monate oder die verschiedenen Beobachter das Ergebnis irgendwie beeinflusst hatten im Sinne methodischer oder systematischer Fehler. Das Ergebnis ist in Anlehnung an STRANDGAARD (1967) in folgender Tabelle zusammengefaßt (Tab. 2).

Monateinflüsse bestehen offenbar kaum, jedoch weicht das Berechnungsergebnis an Hand von STRANDGAARDS Beobachtungen gegenüber dem seiner beiden Mitarbeiter (CHRISTOFFERSEN, KRISTIANSEN) ein wenig ab. Da ersterer hauptsächlich nachts mit Scheinwerfer-Unterstützung, die beiden anderen aber nur tags (frühmorgens und abends) beobachteten, kann daraus vielleicht eine tags und nachts etwas verschiedene Beobachtungswahrscheinlichkeit gefolgert werden. Im übrigen aber kann man vom Resultat her kaum auf beobachtungsmethodische Fehler schließen.

Tabelle 2 Bestandesschätzungen an einer Rehwild-Population, aufgeschlüsselt nach Beobachtungszeiten, Beobachtern und Geschlecht und Alter der Tiere. Nach STRANDGAARD 1967.

mark. Rehe (m)	beob. Rehe (b)	beob. Rehe mit Marke (a)	berechneter Bestand	Bezugsgrößen	aufgeschlüsselt nach
70	1.735	1.336	91	alle Daten	1966
70	272	210	91	Februar	Monaten
70	560	434	90	März	Monaten
70	903	692	91	April	Monaten
70	597	448	93	STRANDGAARD	Beobachtern
70	823	640	90	CHRISTOFFERSEN	Beobachtern
70	315	248	89	KRISTIANSEN	Beobachtern
30	370	288	39	Böcke (männl.)	Geschlecht und Alter im April
40	482	358	54	Ricken (weibl.)	Geschlecht und Alter im April
33	431	244	58	Altrehe	Geschlecht und Alter im April
37	421	402	39	Kitze	Geschlecht und Alter im April
10	141	59	24	ausgewachs. Böcke	Geschlecht und Alter im April
23	290	185	36	ausgewachs. Ricken	Geschlecht und Alter im April
20	229	229	20	Bockkitze	Geschlecht und Alter im April
17	192	173	19	Rickenkitze	Geschlecht und Alter im April

Jedoch läßt die Bestandesberechnung allein noch nicht erkennen, ob die beobachteten Rehe auch tatsächlich die dort lebende Population zufriedenstellend repräsentieren. Auf Grund der individuellen Markierung war es möglich, in sehr vielen Fällen Altersgruppe und Geschlecht der beobachteten Tiere festzulegen, am erfolgreichsten im April (in 852 der 903 insgesamt beobachteten Rehe, wovon wiederum 646 Halsband-Rehe waren):

$$G = \frac{7 * (852+1)}{(646+1)} = 92 \text{ Tiere,}$$

d.h. das Gesamt-Resultat stimmt auch für diese besondere Daten-Menge praktisch mit dem obigen Ergebnis überein. Selbst noch bei einer Unterscheidung nach männlichem und weiblichem Rehwild (vgl. Tab. 2 Mitte) bleibt die berechnete Population mit 93 Tieren im Bereich der bisherigen Berechnungen.

Wurde aber nach Altrehen und Kitzen gegliedert und außerdem noch nach dem Geschlecht, ergab sich mit einem berechneten Bestand von 97 bzw. 99 Tieren doch eine ziemlich auffällige Abweichung vom bisherigen Ergebnis. Nach STRANDGAARDS Meinung liegt das daran, daß die markierten Rehe eben *nicht* die wirkliche Zusammensetzung der Population widerspiegeln. Das gilt nach seinen Beobachtungen insbesondere für Böcke und Bockkitze, von denen letztere hundertprozentig, die Böcke aber nur etwa zur Hälfte markiert wurden, während die Beobachtungswahrscheinlichkeit für diese beiden sozialen Klassen ziemlich ähnlich gewesen ist. Der unterschiedliche Markierungserfolg ist nicht besonders verwunderlich, sondern findet sich auch für andere Wildarten und Situationen bestätigt. So fangen sich oft männliche Tiere leichter, also häufiger in Fallen als ihre weiblichen Artgenossen, z.B. bei Wiesel und Eichhorn. Manchmal läßt

sich aber auch eine ganz individuelle Fallenscheu nachweisen, die bei häufigerem Vorkommen in einem Wildbestand natürlich ebenfalls zu einer methodischen Fehlerquelle wird.

Ähnliche persönliche Eigenarten von Wildtieren gelten aber auch hinsichtlich der Beobachtungswahrscheinlichkeit. STRANDGAARD schreibt in seiner Reh-Arbeit: »Die Beobachtungen zeigen bei verschiedenen Individuen extreme Verhaltensunterschiede. Manche sieht man häufig; sie äßen und bewegen sich voll im Blickfeld des Beobachters, während andere nur kurz gesehen werden, da sie fliehen, sobald das Auto stoppt«. Eine Rolle spielen dabei natürlich auch noch Unterschiede im Einstand der Tiere, ob sie am Waldrand leben und öfter Feldäsung aufnehmen oder sich mehr im Waldesinneren aufhalten und dort auch bleiben, wie standorttreu sie überhaupt sind oder ob sie lieber umherzigeunern (nomadisieren nach BUBENIK 1971).

Wie sehr ein Ergebnis durch solche Eigenarten besonders bei nur wenigen markierten Individuen verfälscht werden kann, zeigte sich, als STRANDGAARD seine siebzig gekennzeichneten Rehe jeweils in Fünfergruppen aufteilte, entsprechend ihren fortlaufenden Nummern. Dabei ergaben sich für die Gruppen mit den Halsband-Nummern 41-45, sowie 61-65 ganz extreme Werte. Erstere erbrachte im April nur 10 Beobachtungen und in der gesamten Beobachtungszeit sogar nur 13, woraus sich ein Rehbestand von 388 bzw. 584 Tieren hätte ableiten lassen. Das andere Extrem, Gruppe 61-65, wies 79 Beobachtungen im April und 148 für den gesamten Beobachtungszeitraum auf. Demnach hätte die Population nur 53 bzw. 55 Rehe enthalten.

STRANDGAARD hält das Berechnungsergebnis von insgesamt rund 90 Rehen als Bestand für zutreffender als das nach Alter und Geschlecht aufgeschlüsselte Ergebnis mit zusammen fast 100 Rehen. Er betont, daß selbst eine – wie hier – zu drei Vierteln (77 %) markierte Population nicht unbedingt auch repräsentativ markiert sein muß. Und er ist der Ansicht, daß man für wirklich zufriedenstellende Wildstandsberechnungen mit dem LINCOLN-Index mindestens zwei Drittel der Tiere kennzeichnen müsse, um Fehlerquellen annähernd auszugleichen.

Wenn eine derartige Forderung in einem Forschungsrevier natürlich wünschenswert und notwendig ist, in der Praxis läßt sie sich wohl kaum in größerem Stile verwirklichen. Dennoch sind Wildmarkierungen, insbesondere mit Sichtmarken, durchaus nicht nur wissenschaftlich, sondern auch für die Praxis von besonderem Interesse. Einmal sind ja nicht alle Wildarten so problematisch zu zählen wie gerade Rehwild. Und dann sollen uns Wildmarken-Tiere ja nicht nur zur Zählung dienen, sondern auch detaillierten Aufschluß geben über Raumansprüche im Jahreslauf, Wanderungen, Zuwachsleistungen und insbesondere die geschlechter- und altersmäßige Bestandesgliederung, deren Kenntnis für eine biologisch ausgerichtete Bejagung wichtig ist. Gerade für letzteren Zweck empfiehlt es sich, am besten jahrgangweise jeweils nur Jungtiere zu kennzeichnen und zwar, wenn schon nicht individuell, wenigstens mit von Jahr zu Jahr wechselnden Farben der Sichtmarken.

## 2.4 Andere Erhebungsmethoden

Wir haben uns bisher vorwiegend mit der Zählproblematik bei Rehwild befaßt, um in das Gebiet einmal grundsätzlich tiefer einzudringen. Aber es gibt noch *andere* Wildarten und durchaus auch andere Erhebungsmöglichkeiten, damit jedoch auch wieder andere Probleme. Insbesondere ist das im Zusammenhang mit Lebensraum-Eigenschaften von Bedeutung (vgl. z.B. über Flugzählungen).

Eben weil Direktbeobachtungen oder gar Sichtzählungen oft so unbefriedigend ausfallen, unter Umständen fast unmöglich sind – wenn man etwa seltene Arten in tropischem Regenwald, in der Taiga o.ä. erfassen soll –, haben Wildbiologen eine ziemliche Anzahl von anderen direkten und indirekten Möglichkeiten verwendet oder zumindest versuchshalber erprobt, um Wild festzustellen.

So verraten Wildtiere sich, auch ohne direkt beobachtet werden zu müssen, durch ihre Spuren (Trittsiegel), durch Nester, Baue und Ruheplätze, durch Fraßspuren und Fraßrückstände, durch Losungen und Gewölle oder noch andere Zeichen.

### 2.4.1 Lautzählungen

Ein Hinweis ganz anderen Typs sind Lautäußerungen, die nicht nur eine Wildart als solche nachzuweisen gestatten, sondern bei manchen Arten (insbesondere Federwild) auch eine gewisse Quantifizierung erlauben. Auerwildbestände werden bei uns meist nur hinsichtlich der Anzahl balzender Hähne erfaßt, die dazu verhört werden müssen. Ähnlich könnte man in Fasanenbeständen die Anzahl balzender Hähne bestimmen. In den USA z.B. orientiert sich die Bejagung der Karolina-Turteltaube (*mourning dove*) an einer einheitlichen staatenüberspannenden Zählung durch Verhören der rufenden Vögel zwischen dem 20. Mai und 10. Juni auf vorbestimmten Routen. Dort wird an bestimmten Plätzen jeweils für 3 min verhört und dann weitergefahren oder -gegangen. Auf diese Weise bearbeitet man in 48 US-Staaten und Teilen von Kanada jährlich an die 650 vergleichbare „Ruf-Zähl-Routen“ und gewinnt damit einen Brutbestand-Index. Denn natürlich sind derartige Ruf- oder Reviergesang-Zählungen nur geeignet, fortpflanzungsaktive Tiere und von diesen meist auch nur den männlichen Teil zu erfassen, also eine ganz bestimmte soziale Gruppe innerhalb der Population. Lebt die betreffende Art dann auch noch polygam, wie *Auerwild* und *Fasan* z.B., ist eine Umrechnung auf Gesamtbestände oder doch zumindest den brutaktiven Teil und damit die voraussichtlichen Zuwachsleistungen nur sehr grob möglich. Bei monogamen Arten wie *Haselhuhn*, *Tauben*, *Rebhuhn* z.B. geht das schon eher.

Zusätzliche Schwierigkeiten hinsichtlich der Genauigkeit solcher Verhör-Zählungen ergeben sich oft durch Witterungseinflüsse, sowie tages- und jahreszeitliche Wechsel in der Lautaktivität. Beim *Rotwild* schreien nicht alle Hirsche und diejenigen, die melden, nicht regelmäßig. Bei bestimmten Witterungsbedingungen wird allgemein mehr geschrien als bei anderen. Die einzelnen Hirsche zeigen außerdem verschiedene Verlaufskurven, Höhepunkte und Auslaufperioden (»Heiser-werden«) entsprechend dem altersgestaffelten Verlauf der Brunftaktivität. Ähnlich balzen *Auerhähne* und *Birkhähne* nicht nur in der eigentlichen Balzseason, sondern mit unterschiedlicher Intensität auch zu anderen Jahreszeiten. Bei Auerhähnen spricht man von einer »Herbstbalz« – hört man außerdem noch im Sommer Balz-Laute vom Auerhahn, handelt es sich um ganz junge Hähne (MÜLLER), die erst und nur so spät in eine gewisse Balzstimmung kommen; in der Hochbalz mausern sie.

Ein Problem bei Stichzählungen wie im Fall der Turteltaube ergibt sich dadurch, daß die Lautaktivität deutlich höher ist, wenn gleichzeitig nicht nur einer, sondern zwei oder mehr Vögel in Hörweite rufen. Ähnliches kennen wir vom *Rotwild*, von Wölfen (»Chorheulen«, vgl. ZIMEN) oder anderen Tieren. Nicht immer ist die Unterscheidung und damit die Auszählbarkeit dann noch sicher. Aber oft reichen Lautäußerungen aus, das betreffende Wild wenigstens zu orten und dann durch direkte Beobachtung zu genaueren Ergebnissen zu kommen. Auf diese Weise hat man etwa mit Reb- und Haselhuhnfamilien gute Erfolge gehabt oder auch Wolfsrudel auffinden und dann beobachten und zählen können.

## 2.4.2 Losungszählungen

Bei den indirekten Methoden hat man besonders bei Hasenartigen und Schalenwild ziemlich viel Mühe auf sogenannte *pellet counts*, also die Auszählung von Losungshäufchen, verwandt. Anders als Fährten und Trittsiegel, die vom Regen ausgewaschen, von Herbstlaub oder Neuschnee bedeckt werden oder wegschmelzen können, auf engen Wechsellern für eine Auszählung viel zu sehr durcheinanderführen und auf vielerlei Untergrund gar nicht zu erkennen sind, lassen Exkrementen (Losungen, Gewölle) sich besser auffinden und sind auch haltbarer. Losung wird jedoch durch Wasser aufgeschwemmt und ist dann nicht mehr ganz sicher auf ihr Alter hin ansprechbar; und sie kann durch Insekten (Mistkäfer u. ä.) so verändert oder ganz fortgebracht werden, daß sie dann in einer Losungs-Zählung natürlich fehlt. Beim Suchen und Zählen beschränkt man sich auf bestimmte Auswertflächen und überträgt das Teilergebnis dann auf das Gesamtareal, soweit es eben von dem betreffenden Wild besiedelt ist. Dabei sind natürlich noch gewisse Umrechnungen nötig, je nachdem wie oft pro Tag ein Tier Losung abgibt und auf eine wie große Fläche sich die einzelnen Losungshaufen im allgemeinen verteilen. Außerdem muß eine gewisse Altersbestimmung der Losung möglich sein, um ältere von frischer auseinanderhalten zu können.

Mit dieser Methode gewonnene Ergebnisse ließen sich in einigen Fällen gegen bekannte Wildichten bzw. Populationen bekannter Stärke testen oder auch mit anderen Methoden vergleichen und ergaben oft eine ausreichende Schätzungsgenauigkeit. Oftmals aber waren auch große Abweichungen und Unterschiede festzustellen und die Ergebnisse zumindest in quantitativer Hinsicht ziemlich nutzlos. Hier spielen wahrscheinlich methodische Fehler eine wesentliche Rolle. Jedenfalls ist ein mehr oder minder hoher Übersehfehler für solche Kot-Zählungen typisch. So führten Vergleichszählungen durch verschiedene Bearbeiter zu unterschiedlichen Ergebnissen. Die gewählte Zählflächen-Größe hatte Einfluß, desgleichen die Dichte der Vegetation, aber auch die Losungsdichte selbst. Zwar waren in dichter besiedelten Arealen die Zählergebnisse meist besser, ebenso auf mehreren kleinen genauer als auf wenigen großen. Aber auf Zählflächen mit verschiedenen Alter, verteilter, unterschiedlich ausgebleichter und verformter Losung war der Ansprechfehler größer (zuviel alte Losung für frische gehalten oder auch umgekehrt, oft von den vorhergehenden Witterungsbedingungen abhängig), als wenn stets auf den gleichen Probeflächen gezählt und die gezählte Losung weggeräumt oder wenn vor neuen Zählungen saubergemacht wurde.

Wegen der Vorteile, die die *pellet*-Methode gegenüber dem Abfährten hat, unternahm man in den letzten Jahren dennoch immer wieder Anstrengungen, das Ausmaß an Variabilität näher zu bestimmen, um sie bei der Umrechnung auf Wildichten besser berücksichtigen zu können.

Die Abgabe von Losung oder allgemeiner von Exkrementen (einschließlich Gewöllen) schwankt in ihrer Häufigkeit je nach Alter und Geschlecht der Tiere, der Jahreszeit und damit dem physiologischen Zustand, der Art der aufgenommenen Nahrung usw.: Bei Grünäsung fällt z.B. mehr Losung an als bei trockener Nahrung etwa im Winter; aktiv brunftende Hirsche äßen wesentlich weniger als ihre übrigen Artgenossen in der Brunftzeit, produzieren also wohl auch entsprechend weniger bzw. seltener Losung, während Kälber nach dem Abstillen höhere Losungsraten als die Adulttiere zeigen sollen (SMITH 1964). Dazu kommt aber als besondere Einschränkung, daß Losung nicht gleichmäßig im Gelände abgegeben wird, sondern meist konzentriert, bei Wiederkäuern besonders in der Nähe ihrer Liegeplätze, beziehungsweise allgemein dort, wo das Wild sich vorwiegend aufhält. So dürfte die Losungsdichte auf S- und N-Hängen, in verschiedenen Vegetationstypen usw. oft erheblich schwanken. Deshalb sind manche Wildarten für derartige Untersuchungen auch nur wenig geeignet.



Ein Mittelwert für die Häufigkeit der Abgabe von Losung bei Schalenwild scheint nach derzeitigem Wissensstand bei 13-15 Losungshäufchen pro Tier und Tag zu liegen. In einem Beispielfall war es möglich, die Losungsdichte auf einer Waldbrandfläche von rund 300 ha auf die *Maultierhirsche* dort zu beziehen, die sämtlich von Feuer überrascht und getötet wurden, und einen Mittelwert von 12,7 *pellets* pro Tier und Tag zu bestimmen. Fehlen derartige Vergleichsmöglichkeiten und sind auch langdauernde Freilandbeobachtungen an Einzeltieren zur Feststellung der Losungsrate nicht möglich, muß man damit eventuell auf Zoo- oder Gehegetiere ausweichen, muß aber beachten, daß gefangenschaftsbedingte Überaktivität z.B. sich auch in vielen kleinen Losungshäufchen, damit aber in einer höheren Durchschnittsrate äußern kann. Um das Alter frischer gegenüber älterer Losung abgrenzen zu können, verbringt man am besten Test-Losung z.B. aus dem Enddarm gerade erlegter Tiere der fraglichen Art in den Zählbiotop, um Veränderungen in der Konsistenz, Farbe, Verpilzung u.ä. mit zunehmender Liegezeit besonders in Abhängigkeit von der Witterung festzustellen und Vergleichsmaßstäbe bei einer Routineauszählung im Freiland zu erhalten. Jedoch bleibt das Problem methodischer Fehler bei der Auswahl der Zählflächen wegen der ungleichmäßigen Verteilung der Losung bestehen, falls man nicht das Gesamtgebiet auszählen will – aber das wäre natürlich eine Sisyphus-Arbeit!

### 2.4.3 Technische Hilfsmittel

In einer Zeit zunehmender Technisierung hat man natürlich auch technische Hilfsmittel für Wildforschungszwecke vermehrt zur Anwendung gebracht. Der Radarschirm erlaubt Aufzeichnungen außer von Flugkörpern auch von den Flugbewegungen von Vögeln und wird deshalb gelegentlich in der Vogelzugforschung verwendet, spielt aber auch besonders eine Rolle bei der Überwachung von Vogelarten (insbesondere Möwen), die in Flughafennähe umherstreifen und den Flugverkehr stören könnten (vgl. S. 289).

Flugzeug und Hubschrauber werden zunehmend für Wildzählungen benutzt, besonders für Wasservogelzählungen, sowie in offenen Habitaten mit wenig Baum- und Strauchbewuchs wie Tundren, Steppen, Hochflächen, Marschland und ähnlichem. Sobald im Zählbiotop zu viel Strauch- und Baumvegetation vorkommt, die als Deckung für das Wild dienen kann, werden die Zählergebnisse mehr oder minder ungenau. Das folgende Beispiel betrifft einen gleichzeitig sowohl am Boden als auch aus der Luft gezählten *Trughirschbestand* in Colorado (GILBERT und GRIEB, 1957) mit erheblichen Übersehfehlern in den Luftzählergebnissen:

Zählmethode	Zähltermin	15/1	12/2	5/3
	<u>Schneebedingungen</u>	schwach	ausgezeichnet	gut
Bodenzählung (B)		695	690	801
Luftzählung (L)		238	338	357
Übersehfehler				
(B-L) als % von B=100		66 %	51 %	56 %

Auch können in Abhängigkeit von Tages- und Jahreszeit und damit der Aktivitätsperiodik des Wildes Zählergebnisse stark schwanken; aber das gilt ja nicht nur für Flugzählungen, wenn vielleicht auch in oft stärkerem Ausmaß. Bei Hubschrauberzählungen kann man zwar manche der Nachteile beim Flugzeug ausgleichen, kann vor allem Alter und Geschlecht oft genauer anspre-

chen. Jedoch reagiert das meiste Wild auf Hubschrauberanflüge und den Lärm dabei viel empfindlicher (vgl. KLEIN 1973). Jedenfalls werfen Luftzählungen eine ganze Reihe von Problemen auf. Gerade in Habitaten, wie wir sie in Mitteleuropa vorfinden, dürften sie nur für vergleichsweise wenige Fälle (z.B. Wasservogel- oder Robbenzählungen) sinnvoll sein. (Weitere Einzelheiten bei SCHÜRHOLOZ 1972.)

Wegen der verschiedenen Mängel, die Sichtzählungen vom Flugzeug aus oder auch an Hand von aus der Luft gemachten Aufnahmen anhaften können, wird neuerdings auch versucht, mit Hilfe der Infrarottechnik weiterzukommen. Aber vielleicht ist man damit bereits zu weit in den Bereich militärischer Vorrechte eingedrungen. Denn von wenigen Demonstrationsbeispielen abgesehen, liegen veröffentlichte Ergebnisse mit dieser Methodik meines Wissens bislang kaum vor. Nachtsichtgeräte spielen dagegen in der Wildforschung eine sehr wesentliche Rolle.

Eine Methode, die immer weitere Verbreitung findet, sogar langsam auch in Deutschland, ist die Radiotelemetrie. Das heißt soviel wie: Fernerfassung oder -messung mit Hilfe von kleinen Radiosendern. Diese werden meist in irgendwelche Halsbandkonstruktionen eingebastelt und bei einem Tier als Markierung angebracht. Für eine bestimmte Zeit lang (abhängig von der Lebensdauer der verwendeten Batterie) sendet dieses Tier bzw. sein Mini-Sender dann Radioimpulse, die man mit einem Empfangsgerät auffangen und anpeilen und damit den jeweiligen Standort des betreffenden Tieres bestimmen kann. Sogar Satellitenortung ist bei solcherart radiomarkierten Wildtieren bereits erfolgreich versucht worden. Üblicherweise aber peilt man mit tragbaren oder fest an Fahrzeugen, Feuertürmen, Flugzeugen o.ä. angebrachten Geräten an.

Obgleich solche Mini-Sender natürlich eine Markierung darstellen, sind damit gewonnene Daten für Bestandsschätzungen etwa nach der PETERSON-LINCOLN-Methode nicht geeignet, weil ja nur Sender-Tiere erfaßt werden. Insofern sollen auch radiotelemetrische Studien nicht so sehr für Populationszählungen oder -berechnungen dienen, sondern mehr für grundsätzliche populationsökologische Probleme wie Wanderungen, Biotopansprüche, Reviergrößen, natürliche Sterblichkeit und dgl. mehr.

## 2.5 Teilzählungen und Umrechnungen auf Gesamtpopulationen

Die Bestandeszahlen (Populationsdichten) sollen den Berufsjäger, Wildhüter oder Wildlife Manager in die Lage versetzen, möglichst richtige Entscheidungen im Hinblick auf Nutzung, Kontroll- oder Schutzmaßnahmen bei der jeweiligen Wildart zu treffen. Da das Wild aber nicht jagdrevierweise getrennt für sich lebt, sondern auf größerer Fläche in wechselseitiger Beziehung miteinander – eben als Population –, haben revierweise Zählungen nicht viel Sinn, wenn sie nicht überall in gleicher Weise und mit vergleichbarer Genauigkeit durchgeführt werden. Das scheint besonders bei Sicht- und Verhör-Zählungen nicht erfüllbar. Persönliche Fähigkeiten, Übung im Ansprechen und Einsatzfreude schwanken von Jäger zu Jäger, aber durchaus auch zwischen verschiedenen Wildbiologen recht stark und damit natürlich die Zählgenauigkeit. Auerhähne zu verhören, dürfte noch zu annehmbar vergleichsfähigen Ergebnissen führen. Will man aber auch über den Hennenbestand Informationen sammeln, wie es in der BRD neuerdings in zunehmendem Maß versucht wird, fallen starke Unterschiede im Hahn-Hennen-Verhältnis auf (vgl. OTT; FRANK), die sicher nicht alle auch in Wirklichkeit bestehen, sondern eher verschieden gute Fähigkeiten im Aufspüren der Auerhennen widerspiegeln.

Andererseits bedeuten Gesamtzählungen durch einige wenige, möglichst gleich gut geübte Personen, Wildbiologen etwa, oft einen viel zu hohen Aufwand, zeitlich wie finanziell. Man ist deshalb auf den Ausweg verfallen, Teilzählungen durchzuführen – wie schon im Zusammenhang mit Verhör- und Losung-Zählungen erwähnt – und von diesen Teil-Zahlen und Teil-Flächen auf Gesamtpopulationen bzw. Populationsdichten in größeren, umfassenden Gebieten umzurechnen. Natürlich können dies immer nur Schätzergebnisse sein, aber bei entsprechenden Vorsichtsmaßnahmen eventuell doch genauer als die Ergebnisse vieler Total- und Sichtzählungen.

### 2.5.1 Der Raumanpruch als Bezugsmaß (*home range estimates*)

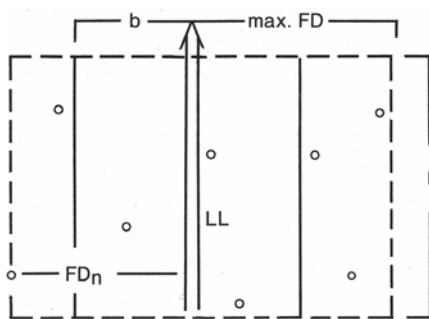
Zwischen Lebensraum und Population besteht eine gewisse Beziehung: das einzelne Tier benötigt eine bestimmte Menge an Lebensraum. Theoretisch also könnten wir, wenn wir diese »bestimmte Menge« oder Fläche kennen, die Gesamtpopulation schätzen, indem wir das Gesamtgebiet durch den ortsspezifischen Flächenanspruch dividieren. Aber leider leben Tiere ja nicht nur in Wechselbeziehung, sondern auch mehr oder weniger miteinander, in Rudeln, Rotten, Sprüngen, Gesperren, Flügen, Ketten, paarweise oder wie sonst.

Deshalb versucht man ein solches Verfahren auch vorwiegend bei »territorialen« Arten, die also einigermaßen gleichmäßig verteilt oder/und einzelgängerisch leben – zumindest zu bestimmten Jahreszeiten. Selbst wenn ein solches Revierverhalten dann auch nur von einem Geschlecht – den Böcken oder Hähnen – gezeigt wird, wäre doch eine gewisse Möglichkeit gegeben, um von einigen Teilflächen, wo man genaue Erhebungen durchführt, auf größere Vorkommensgebiete zu schließen. Als Erhebungsmethode kommen sowohl Sichtbeobachtungen oder – besonders bei kleinen Arten – Wiederfänge in einem Fallennetz oder auch die Radiotelemetrie in Frage.

Die genauesten Daten über individuelle Raum- oder Biotopansprüche gewinnt man noch mit Hilfe markierter Tiere (Sichtmarkierung, Halsbandsender), von denen man über längere Zeit hinweg Wiederbeobachtungen bzw. ihre Peilorte oder bei kleineren, nur schwer beobachtbaren Tieren eben die Wiederfangorte in eine Karte einträgt und sich so einen Einblick in ihren Aktionsradius, über die Gebiete häufigen oder selteneren Aufenthaltes, Wanderungen und ähnliches verschafft. Ist das Gebiet einigermaßen gleichförmig von der betreffenden Wildart besiedelt, müßte man »nur« noch feststellen, in welchem Ausmaß auch andere Artgenossen in diesem Einzelrevier oder *home range* vorkommen und es mitbenutzen (d.i. dann der Grad an Überlappung), um auf das Gesamtgebiet umzurechnen. Das Problem bei solchen Operationen ist natürlich stets das Ausmaß an Zufallsfehlern bzw. wie repräsentativ die gewählten Teilflächen oder Einzelreviere sind. Wozu dann möglicherweise noch jahresweise wechselnde Situationen kommen können. Raubtiere z.B. ändern ihr Revierverhalten oft entsprechend dem Beuteangebot. Sie können sich dann abwechselnd standorttreu verhalten oder umherzigeunern; sie können auch, wie für Wiesel und Hermeline nachgewiesen, beides miteinander verbinden, nämlich oft ihre Reviere wechseln (LOCKIE 1966). Hier ergäbe sich also bei Populationsberechnungen die Notwendigkeit, nur Zeiträume mit durchschnittlicher Standortfestigkeit für derartige Bestimmungen zu berücksichtigen, um nicht zu große Revierflächen für die Einzeltiere zu bekommen. An diesem Fall zeigt sich auch, daß bei dieser Methodik nicht etwa ein Territorium im Sinne der Verhaltensforscher, also ein verteidigtes Areal, auch nicht ein »*home range*« oder Jahresstreifgebiet gemeint ist, sondern mehr eine »ökologische Standorttreue« (OVERTON) benutzt wird, um auf Gesamtpopulationen schließen zu können.

## 2.5.2 Leitlinienzählungen (*strip census*)

Wildtiere zeigen draußen oft eine sogenannte »Fluchtdistanz« (HEDIGER), d.h. die Bereitschaft flüchtig zu werden, wenn sich ein Mensch (Jäger, Beobachter, ein Hund oder ein Fahrzeug) ihnen bis auf eine bestimmte Entfernung genähert hat. Diese Eigentümlichkeit kann man sich bei sogenannten Linienzählungen zunutze machen. Dabei geht oder fährt man eine bestimmte Wegstrecke ab, d.i. die (Leit-)Linie, und registriert alles Wild der fraglichen Art, das man selbst oder mit Unterstützung eines Stöberhundes dabei flüchtig macht, und in welcher Entfernung zum Beobachter es jeweils flüchtig wurde – das sind dann die feststellbaren Fluchtdistanzen. Letztere gemittelt ergibt sich ein Wert als durchschnittliche Fluchtdistanz, den man als Breitenmaß (b) mit der Linienlänge (l) multipliziert und so eine Bezugsfläche (2bl) erhält. Auf diese kann man das flüchtig gemachte Wild (n) beziehen und von dieser Teil-WD (p) dann auf Gesamtwilddichten hochrechnen (vgl. Skizze und Formel (2)):



$$(2) P = (F * p) / 2bl$$

- P = Wildbestand auf der Gesamt(revier)-fläche (F)
- p = Wildbestand auf der Teilfläche (2bl)
- l = LL (Länge der Leitlinie)
- b = FD (mittlere Fluchtdistanz)
- o = Beobachtungspunkte

Voraussetzung ist natürlich auch hierbei wieder eine möglichst gleichmäßige Besiedlung. Eine Forderung, die bei Wildtieren nur selten voll erfüllt ist, annäherungsweise, aber in gleichförmigen Biotopen auf mehr einzeltägerisch oder familienweise und standortfest lebende Arten zutreffen kann, bei uns also z.B. auf Rebhuhn, Fasan und Hase. Entwickelt und angewendet wurden derartige Zählmethoden besonders in den Staaten des amerikanischen Mittelwestens.

Aber wie üblich, sind Schwierigkeiten und Einschränkungen mühelos zu finden, besonders da besagte »Fluchtdistanzen« sich in der Praxis doch als viel veränderlicher erweisen als man nach landläufiger Vorstellung oder auch auf Grund wissenschaftlicher Veröffentlichungen vielleicht annehmen möchte. So wechseln Fluchtdistanzen, aber auch die Sichtweiten für den Beobachter abhängig vom Biotop. Erstere sind bei dichtem, mehr Deckung bietendem Bewuchs oft kürzer, weil sich die Tiere länger drücken, können unter Umständen aber auch größer sein, etwa wenn raschelndes Herbstlaub unter den Fußritten des Beobachters das Wild schon eher erschreckt und hoch werden läßt als sonst. Dann aber kann man es auch wieder leichter übersehen. Man muß also, wenn man verschiedene Biotope im Gesamtvorkommensgebiet der fraglichen Wildtierpopulation hat, bei den Teilzählungen dies in entsprechender Weise berücksichtigen. Dazu scheidet man an Hand von genügend genauen Karten diese Biotoptypen vorher anteilmäßig aus (»stratifiziert« sie) und legt seine Zähllinien dann so, daß jeder Biotop anteilgerecht berücksichtigt wird. Umgekehrt wird es umständlicher, und es kann auch passieren, daß man bei beliebig angelegten Zählrouten bestimmte Biotope in statistischer Hinsicht nicht ausreichend begangen hat.

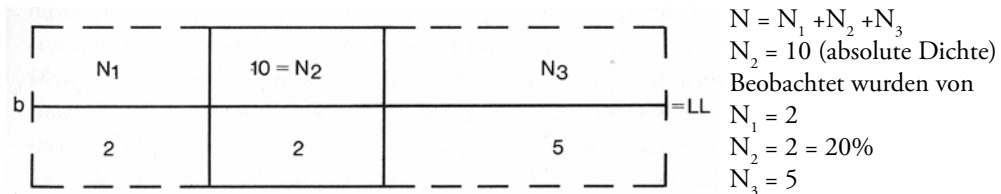
Weiterhin wirken sich natürlich auch Wetter, Windrichtung und Windstärke, Jahreszeit und dgl. auf das Verhalten, insbesondere die Fluchtbereitschaft mehr oder minder stark aus und engen

damit die Verallgemeinerung und Vergleichbarkeit der Ergebnisse in den Teilzählungen ein. Zählraten aus dem Frühjahr und dem Sommer können deshalb meist nicht gleich behandelt werden, ebenso auch nicht von Jungtieren und Adulttieren, die sich oft in ganz unterschiedlicher Weise drücken oder zu fliehen versuchen. Auch jahreszeitlich ändert sich dies, etwa im Zusammenhang mit der Fortpflanzung oder dem Junge-Führen. Die Kunst ist es also, ähnlich wie bei Territoriums-Umrechnungen, Zeiten zu finden, in denen im Hinblick auf den Zweck der Zählung (vielleicht reicht ja eine Zählung nur der Jungtiere oder nur der männlichen Tiere) die wenigsten Fehlerquellen und die geringsten Streubreiten in den Fluchtdistanzen zu erwarten sind.

Eine häufig benutzte Methode in vielen amerikanischen Bundesländern sind Straßenrandzählungen (*roadside census*). Diese haben den Vorteil leichter und schneller Bearbeitung großer Strecken, und das auch noch mit Autokomfort. Man muß allerdings berücksichtigen, daß unter Umständen recht viele Faktoren, die unabhängig vom Vorkommen der zu erfassenden Wildart sind, die Zählergebnisse beeinflussen können. Solche Straßenzählungen sind dort z.B. besonders üblich bei Fasanen und Kaninchen.

Will man beide Arten gleichzeitig erfassen, kann sich deren verschiedene Aktivitätsperiodik nachteilig auswirken. Denn *Kaninchen* regeln ihre Aktivität vollständig unabhängig von Sonnenauf- und -untergang (LORD 1959); *Fasanen* jedoch haben einen deutlich frühmorgendlichen Aktivitätshöhepunkt, abhängig von der Sonnenaufgangszeit (OVERTON 1971). Darüber hinaus wechseln natürlich die Tätigkeitszeiten auch jahreszeitlich in ihrer Intensität und damit, ähnlich wie zu verschiedenen Tageszeiten, die Wahrscheinlichkeit zu häufiger oder zu seltener Beobachtung. Ebenso kann jahreszeitlich der Straßenrand-Vegetation eine unterschiedlich hohe Bedeutung als Deckung oder Äsung zukommen, z.B. in intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten besonders wintersüber – wie das für *Fasanen* und *Wachteln* in den Mittelwest-Staaten der USA beobachtet wird. Auch das beeinflußt natürlich die Beobachtungshäufigkeit in einer den wirklichen Populationsdichten nicht ganz entsprechenden Weise.

Oft können kombinierte Methoden ein besseres Ergebnis erwarten lassen. Ein Beispiel dafür mag eine Singvogelzählung sein, bei der die Grund-Daten die Zahl von unter ähnlichen Bedingungen gezählten Vögeln sind, also z.B. entlang eines Weges oder auf einer anderen „Leitlinie“. Diese Teilzahl wird in Beziehung gesetzt zu der vorher möglichst vollständig ermittelten Anzahl von Vögeln (Brutpaare, Reversänger o.ä.) in einem fest umschriebenen Teilgebiet, durch das auch ein Teil der Leitlinie führt (vgl. Skizze).



Sah der Beobachter auf seinem Weg 2 Vögel in dem Gebiet, wo er von Revierauszählungen vom Vorhandensein von 10 Tieren weiß, so ist die Beobachtungswahrscheinlichkeit also 0,2 (oder 20 %). Unterstellt man eine solche gleich hoch auch für die übrige Zählung, dann ist die Gesamtpopulation – zumindest auf der durch die Teilgebietmaße gegebenen Bezugsfläche (vgl. Skizze) –  $0,2 \times N = 9$  oder  $N = 45$ .

Diese Methode setzt zwar einen recht gleichförmigen Biotop voraus oder aber für die Leitlinienwahl und die Anlage der Teilgebiete eine entsprechend genaue Biotopstratifizierung. Dafür umgeht sie aber das Problem wechselnder Fluchtdistanzen, Sichtweiten und dgl. Solche kombinierte Verfahren dürften in dichter besiedelten Habitaten, also besonders bei kleineren Wildarten, mit guten Ergebnisaussichten anwendbar sein. Selbst die Wahrscheinlichkeit, daß z.B. entlang des Weges oder der Straße, die auch als Leitlinie dient, eine andere Siedlungsdichte herrscht als in größerem Abstand davon, läßt die Umrechnung in der geschilderten Weise gerechtfertigt erscheinen. Gerade kleinere Wildarten sind nun oft nur schlecht beobachtbar. Aber da kann man im Prinzip zu entsprechenden Ergebnissen kommen, wenn man statt zu beobachten, mit Fallenfängen arbeitet: Die LL-Zählung wäre dann eine Fallenlinie, auf der ein einmaliger Stichprobenfang (mit Wiederfreilassen der Tiere) vorgenommen würde; und um als festen Bezugswert eine örtliche Gesamtzahl zu bekommen, wäre ein Teilgebiet mit besonders hoher Fallendichte anschließend mehr oder weniger leerzufangen.

### 2.5.3 Vorteile großflächiger Erhebungen

Dennoch wird sich der wildbiologisch noch nicht vorbelastete Leser vermutlich fragen, wozu derartige Erhebungen nützen sollen, wenn sich doch immer wieder alle möglichen Einwände ergeben und sich damit nur der schon früher für Sichtzählungen genannte Nachteil (nämlich zu hoher Übersehfehler) erneut bestätigt. Dazu ist zu sagen, daß diese und andere ähnliche Methoden zum großen Teil für a) unbejagte Arten und dann meist von Zoologen entwickelt wurden oder aber b) für bejagte Arten, jedoch in Gegenden und Ländern, wo die Richtlinien der jagdlichen Nutzung (Ausmaß der Streckenhöhe, Jagdzeiten, Schonbestimmungen etc.) *nicht* auch von den Jagd ausübenden selbst überwacht werden, sondern mehr von eigens dazu eingesetzten Wildbiologen. Die sind dann allerdings auch nicht nur für so kleine Reviere wie viele unserer Eigen- und Gemeindegajden zuständig, sondern müssen oft auf Bundeslandebene oder jedenfalls ziemlich großen Flächen arbeiten. Bestandserhebungen können dann oft nur mittels Stichproben vorgenommen werden, die natürlich nur Schätzwerte hergeben. Solche reichen als Maß für den Jagddruck, für noch erträgliche Jagdnutzung, für Zuwachsleistungen und dgl. aber oft aus und erlauben es, die weitere Jagdnutzung darauf einzustellen.

Ein großer Vorteil dieser Praxis liegt andererseits darin, daß „Exekutive“ und „Legislative“ wirksamer getrennt sind als bei unserem Revierjagdsystem – wo Tradition, Vorurteile und menschliche Schwächen (wie Jagdneid, Trophäenkult, Wunsch nach höheren Wilddichten als zulässig, sog. »Kavaliersdelikte« etc.) ja nicht immer zu wirklich wildgerechten Entscheidungen geführt haben und eine Kontrolle und das Ausräumen von Mißständen nur sehr schwer zu verwirklichen ist. Wildbiologisch gesehen, liegt ein Vorteil solcher Großraumzählungen natürlich darin, daß große zusammenhängende Wildbestände oder gar Wildpopulationen bestimmt werden und nicht nur örtliche Kleinbestände, mit von Fall zu Fall auch noch wechselnder Zählgengenauigkeit.

Außerdem hat die bisherige Methoden-Diskussion, wie ich hoffe, deutlich gemacht, wie sehr je nach Biotop, Wildart und Fragestellung u.U. nur ganz bestimmte Erhebungsmethoden überhaupt geeignet oder ausreichend genau sein dürften. Auch ist dies ganze Gebiet noch nicht annähernd erschöpft, selbst wenn viele Bestandesschätzungen eigentlich nur Abwandlungen einiger ganz weniger Grundprinzipien sind. Daß aber auch heute durchaus noch gewisse Originalleistungen auf diesem Gebiet möglich sind, kann das folgende Beispiel zeigen, auch wenn es für mitteleuropäische Verhältnisse wohl kaum verwendbar ist.

## 2.5.4 Sichtweitenverhältnis als Umrechnungsfaktor

Bei einer Untersuchung der sozialen Organisation des Afrikanischen *Elefanten* (HENDRICHS 1971) mußte der Autor die Dornbuschsavannen nördlich und westlich der Serengetisteppe regelmäßig befahren. Bei dieser Gelegenheit protokollierte er auch alles sonst angetroffene Wild (insbesondere die Huftiere). Denn bislang existieren für das 25.000 km<sup>2</sup> große Gebiet des Serengeti-Nationalparks noch kaum Daten über die Bestandesdichten der dort vorkommenden Wildarten. Einigermäßen regelmäßig gezählt (vom Flugzeug aus) werden nur die größeren Arten (Elefant, Büffel, Gnu, Zebra). Für ein geregeltes Management, Tragfähigkeitsbestimmungen, geeignete Schutzmaßnahmen u. dgl. reicht das jedoch kaum aus. Um von den Streckenzählungen, also entlang der Landrover-Pisten, die Bestandesdichten für das Gesamtgebiet bestimmen zu können, versuchte HENDRICHS zunächst, Sichtweitenlinien (»visibility profiles«) für jede Strecke festzulegen, also diejenigen Entfernungen, von der auf der Piste jeweils die verschiedenen Wildarten noch gesehen und erkannt werden konnten. In einem Nationalpark mit Fluchtdistanzen arbeiten zu wollen, scheidet angesichts der großen Vertrautheit der Tiere meist ziemlich aus. Aber auch die Sichtweiten erwiesen sich als nur schlecht geeignet, da diese – entsprechend der jahreszeitlich ganz unterschiedlichen Grashöhe besonders für die kleineren Tiere sehr stark schwankten und für jede Art in mühsamer Kleinarbeit gesondert hätten bestimmt werden müssen. Das wäre höchstens auf Kosten der erwähnten Elefanten-Studie möglich gewesen.

HENDRICHS (1970) fand jedoch heraus, »daß (während die absolute Entfernung, bis zu der ein Tier gesehen wird, mit Geländeform und Jahreszeit stark schwankt) sich das *Sichtweitenverhältnis* zwischen den einzelnen Arten in allen Geländeformen und zu allen Jahreszeiten weit weniger ändert«. *Büffel* und *Elefanten* z.B. sieht man in den meisten Fällen etwa doppelt so weit wie *Nashörner* oder *Topis* (eine Antilopenart), rund 10 mal soweit wie *Warzenschweine* oder 100 mal weiter als *Dikdiks* (eine besonders kleine Antilope; vgl. Tab. 3). Stellt man die Sichtweitenverhältnisse für alle Arten fest – und HENDRICHS hat das immerhin für 22 der dort lebenden 26 Huftierarten getan –, erhält man damit einen Umrechnungsfaktor, um all diese Arten auf die gleichen Flächen zu berechnen, auf denen die am weitesten sichtbaren Tiere (vgl. Tab. 3) gezählt wurden.

Tabelle 3 Sichtbarkeitsklassen von Huftieren in der Dornbuschsavanne. Nach HENDRICHS 1970.

Sichtbarkeitsklasse	Huftierarten	mittl. Distanz (m), bis zu der Tiere der Klasse gesehen werden können bzw. auffallen	Umrechnungsfaktor zum Ausgleich der unterschiedlichen Sichtbarkeit oder Auffälligkeit
I	Elefant, Zebra, Giraffe, Büffel, Elen, Gnu	1.000	1
II	Nashorn, Pferdeantilope, Wasserbock, Topi, Impala	500	2
III	Warzenschwein, Thomsongazelle	100	10
IV	Riedbock, Oribi, Schirrantilope	50	20
V	Klippspringer, Kronenducker, Steenbok, Dikdik	10	100

Entlang der Landroverpisten wurden nun insgesamt 437 Elefanten gezählt, d.i. rund ein Fünftel des Gesamtbestandes (= 2.200 Stücke), der aufgrund von Flugzeugzählungen des Serengeti-Forschungsinstitutes (SRI) ziemlich genau bekannt war. Damit hatte man einen weiteren Umrechnungsfaktor, nämlich x 5, um von den Pistenzählungen (s. Tab. 4, Spalte 1) zu Zahlen für das Gesamtgebiet zu kommen. Damit ergeben sich für den geschilderten Fall die in folgender Tabelle wenigstens für einige Beispielarten zusammengestellten Ausgangs-, Zwischen- und Endwerte.

Tabelle 4 Die Huftiere in der Dornbuschsavanne der Serengeti (Zahl, Gewicht und Biomasse).  
Nach HENDRICHs 1970.

Art	Summe aller bei den Streckenzählungen gezählten Individuen	arttypischer Umrechnungsfaktor (s. Tab. 3) x5 (vgl. Text)	Gesamtzahl der Arten	abgerundete Individuenzahl	abgerundetes mittleres Populationsgewicht in kg(vgl. Text)	Biomasse in 10 <sup>3</sup> kg
Elefant	437	5	2.185	2.200	2.000	4.400
Nashorn	23	10	230	230	660	152
Zebra	19.285	5	96.425	96.400	160	15.424
Warzenschwein	341	50	17.050	17.100	40	684
Giraffe	1.592	5	7.960	8.000	750	6.000
Büffel	7.643	5	38.215	38.200	310	11.842
Elenantilope	711	5	3.555	3.600	210	756
Schirrantilope	8	100	800	800	25	20
Wasserbock	319	10	3.190	3.200	130	416
Riedbock	17	100	1.700	1.700	30	51
Topi	2.643	10	26.430	26.400	90	2.376
Kongoni	1.986	10	19.680	19.700	90	1.773
Pferdeantilope	13	10	130	130	190	25
Gnu	37.104	5	185.520	185.500	120	22.260
Klippspringer	1	500	500	500	10	5
Oribi	27	100	2.700	2.700	15	41
Steenbock	5	500	2.500	2.500	10	25
Dikdik	63	500	31.500	31.500	5	158
Impala	7.645	10	74.650	74.700	35	2.615
Thomsongazelle	9.807	50	490.350	490.400	15	7.365
Grantgazelle	314	10	3.140	3.100	35	109
Kronenducker	5	500	2.500	2.500	15	38
insgesamt			1.011.060			76.536
			67/km <sup>2</sup>			5000 kg/km <sup>2</sup>

Auffallend ist, daß Tiere von doch recht unterschiedlicher Größe in gleichen Sichtbarkeitsklassen erscheinen (siehe Tab. 3). Aber neben der Schulterhöhe, welche die Sichtbarkeit natürlich in erster Linie bestimmt, spielen auch der bevorzugte Biotop, die Art der Geselligkeit, Körperzeichnungen oder besondere Verhaltensweisen eine Rolle hierbei: in Gebüschenden äsende Tiere werden leichter