Abh. Naturwiss. Verein Bremen	44/2	228-000	Festschrift Kuhbier	Bremen 1999

Robben in der südlichen Nord- und Ostsee - Bestand, Gefährdung, Schutz

LOTHAR BACH

Summary: Seals in the southern North Sea and the Baltic – population size, risk factors, conservation measures. - Three seal species exist in the southern North Sea and Baltic Sea. In this area the harbour seal use the southern North Sea and the western Baltic, while both grey and ringed seal are mainly distributed in the Baltic Sea. The population of all three seal species decreased down to ~11 % of their population size in 1900. The grey seal in the central and northern Baltic decreased so drastically, that in the 1980s only 1 % of the stock in 1900 exist. Since the end of the 1980s the grey seal stock is increasing slightly, whereas the increase of the ringed seal population is questionable. The ringed seal subspecies in the Saimaa and Ladoga Sea also decreased until the 1980s, nowadays both seal stocks are increasing slightly. The harbour seal population started to increase slightly in the beginning of the 1980s, dropped down in 1988 by the PDV epidemic and increase again since 1990. The reasons for the drastic decrease of all seal species was mainly hunting until mid of the century. Later on the impact of toxic environmental chemicals was the main threat especially for the populations of grey and ringed seal.

Zusammenfassung: In der südliche Nordsee und der Ostsee leben drei Robbenarten. Während der Seehund im betrachteten Raum vor allem das Wattenmeer und die westliche Ostsee besiedelt, liegen die Vorkommen der Kegel- und Ringelrobbe vorwiegend in der Ostsee. Alle drei Robbenarten erlebten in diesem Jahrhundert einen drastischen Rückgang auf etwa 11 % ihrer geschätzten Populationsgröße um 1900. Im Falle der Kegelrobbe der zentralen und nördlichen Ostsee war der Rückgang so stark, daß in den 1980er Jahren lediglich 1 % des Bestandes um 1900 existierte. Seit Ende der 1980er Jahre ist eine leichte Zunahme der Bestände der Kegelrobbe zu verzeichnen, während eine Zunahme des Bestandes der Ostsee-Ringelrobbe noch fraglich ist. Die beiden isolierten Ringelrobben-Unterarten des Saimaasees und Ladogasees erlebten in diesem Jahrhundert ebenfalls starke Bestandseinbrüche, erholen sich aber seit den 1980er Jahre wieder. Der Seehundsbestand nimmt seit Beginn der 1980er Jahre zu, brach 1988 während einer PDV-Epidemie zusammen und wächst seit 1990 wieder stark an. Gründe für die drastischen Rückgänge aller drei Robbenarten liegen vor allem in der starken Bejagung bis Mitte des Jahrhunderts und anschließend in der starken Belastung mit schädlichen Umweltchemikalien, vor allem bei Kegel- und Ringelrobbe.

Einleitung

Nachdem das Walroß schon im 8. Jahrhundert verschwand, existieren heute drei Robbenarten im Wattenmeer und der Ostsee: der Seehund, die Ringelrobbe und die Kegelrobbe. Alle

diese Arten müssen sich aber seit Mitte dieses Jahrhunderts ihren Lebensraum in immer stärkerem Maße mit dem Menschen teilen (ALMKVIST & al. 1980, LAURSEN 1982, TIEHL & al. 1992, WOLFF & al. 1982). Während das öffentliche Interesse an Seehunden und anderen marinen Säugern nach der Seehundsepidemie 1988 stark gestiegen war, ist es nun, zehn Jahre später, wieder in Vergessenheit geraten, obwohl sie in ihren Beständen noch immer gefährdet sind. An dieser Stelle sollen die Bestände des Seehunds, der Kegel- und der Ringelrobbe im Wattenmeer und der Ostsee, einschließlich Saimaasee und Ladogasee, analysiert, bewertet und notwendige Schutzmaßnahmen aufgezeigt werden. Dies kann zum Teil nur exemplarisch oder in kurzer Form geschehen. Eine ausführlichere Darstellung über Bestandsentwicklungen, Gefährdungen und notwendige Managementmaßnahmen aller Robbenarten, welche in der EU eine Rolle spielen, geben REIJNDERS & al. (1997).

1. Der Seehund (*Phoca vitulina*)

Die europäische Unterart des Seehundes (*Phoca vitulina vitulina*) besiedelt den Nordatlantik, die Nordsee und die westliche Ostsee. Der Gesamtbestand wird derzeit auf 72.000 Tiere geschätzt (REIJNDERS & al. 1997), wobei der größte Teil an den Küsten Großbritanniens und Islands lebt.

Wattenmeer

Seit dem Mittelalter war der Jagddruck auf Seehunde im Wattenmeer enorm hoch, was eine drastische Abnahme der Bestände zur Folge hatte (REIJNDERS 1992a). REIJNDERS (1992b) berechnete eine Populationsstärke von dennoch etwa 37.000 Seehunden im Wattenmeer um die Jahrhundertwende. Zusammen mit der Jagd führten Meeresverschmutzung und Störungen dazu, daß der Seehundsbestand im Wattenmeer weiterhin rapide abnahm, bis etwa 1975 nur noch ca. 4.000 Tiere zwischen Den Helder und Esbjerg gezählt werden konnten. Nach der Einstellung der Jagd im Wattenmeer nahm der Bestand wieder zu, bis er 1987 einen Stand von 8.500 Seehunden erreichte. Die stetige, bis dahin anhaltende Zunahme des Bestandes zeigt einerseits, daß vor allem die Jagd für die Abnahme verantwortlich gewesen war. Während der PDV-Epidemie starben etwa 60 % der Seehunde im Wattenmeer, so daß lediglich ca. 4.000 Tiere überlebten. Nachfolgend nahm der Bestand wieder auf 14.446 Tiere im Jahr 1998 zu (CWSS [**C**ommon **W**addens **S**ea **S**ecretariat for the Cooperation of the Wadden Sea] briefl. Mittlg.).

Ostsee

Im Bereich der Ostsee werden in der Regel drei Populationen unterschieden, welche keinen oder nur geringen Austausch haben: die Tiere der westlichen Ostsee, der zentralen Ostsee und die des Kattegat-Skagerrak. Ähnlich der Entwicklung im Wattenmeer, nahm der Bestand an Seehunden im Kattegat-Skagerrak und der westlichen Ostsee spätestens seit dem 18. Jahrhundert infolge von Überjagung stark ab (HÄRKÖNEN 1987). Konnten um 1890 noch ca. 17.000 Seehunde im Kattegat-Skagerrak festgestellt werden, so waren es 1960 nur noch 2.000 Tiere (DIETZ & al. 1989). Nach Einstellung der Jagd nahm der Bestand wieder zu, bis 1988 etwa 7.000 Seehunde gezählt wurden. Auch hier starben 1988 zirka 60 % des Bestandes an der Epidemie, nachfolgend erholte sich der Bestand, so daß 1996 wieder etwa 7.000 Tiere gezählt wurden.

In der westlichen Ostsee galten Seehunde im 18. und 19. Jahrhundert als nicht selten. Auch hier hat die übermäßige Jagd und Meeresverschmutzung der Ostsee zum Rückgang dieser Robbenart geführt. Zwar werden nach HARDER & al. (1995) auch heute noch regelmäßig Beobachtungen von Seehunden entlang der deutschen Ostseeküste gemacht, doch kommt es hier nicht mehr zur Reproduktion. Bis 1984 entwickelte sich der Seehundsbestand an der Ostseeküste Dänemarks und auf Måkläppen (Südwestschweden) auf etwa 200 Tiere (BØGEBJERG 1986, HELANDER & BIGNERT 1992). Der Bestand auf Måkläppen wuchs bis 1988 auf etwa 90 gezählte Tiere an, nahm dann infolge der PDV-Epidemie um ca. 70 % ab und erreichte 1995 wieder 75 Tiere (REIJNDERS & al. 1997). 1998 wurde der Bestand auf etwa 81-100 Tiere geschätzt (HILLARP briefl. Mittlg.).

In der zentralen Ostsee existieren heute noch ca. 400 Seehunde, verteilt auf die Bereiche im Kalmarsund und um Gotland herum (REIJNDERS & al. 1997). Seit 1991 allerdings konnten keine Seehunde mehr auf Gotland beobachtet werden. Genetische Untersuchungen haben gezeigt, daß die zentrale Ostseepopulation mittlerweile nahezu völlig isoliert von den anderen ist (GOODMANN 1994). Diese Tatsache wird auch durch den Umstand bestätigt, daß die PDV-Epidemie diese Population nicht erreichte.

In der Vergangenheit war vor allem die Jagd für den drastischen Rückgang der Seehunde verantwortlich (BONNER 1978, HARDER 1995). Dabei wurde der Seehund nicht nur zum Nahrungserwerb gejagt, sondern auch von den Fischern als Konkurrenz aufgefaßt und entsprechend dezimiert. Seit Ende des 2. Weltkriegs jedoch sind die Meeresverschmutzung und der Tourismus als Faktoren in den Vordergrund getreten (BACH 1994, OLSSON & al. 1994, THIEL & al. 1992). So konnte eine Schwächung des Immunsystems und eine sinkende Geburtenrate infolge hoher Konzentrationen an Organochloriden gefunden werden (DE SWART & al. 1994, REIJNDERS 1986). Nach der Virus-Infektion 1988 spielt vor allem die PCB-Belastung eine negative Rolle bei der Erholung der Seehundsbestände im Wattenmeer und der Ostsee. Ob es einen Zusammenhang zwischen der Konzentration von Organochloriden und der PDV-Erkrankung gab, ist nicht geklärt. Jedenfalls existieren keine Hinweise für dichteabhängige Faktoren als Gründe für den Ausbruch der Virus-Epidemie (HEIDE-JØRGENSEN & HÄRKÖNEN 1992). Neben der Belastung mit Umweltgiften spielen Störungen (z.B. durch Wassertourismus) eine entscheidende Rolle für die Besiedlung des Wattenmeeres und der Ostsee. So konnten verschiedene Studien den negativen Einfluß menschlicher Aktivitäten im Lebensraum des Seehundes aufzeigen. Beispielsweise treten die höchsten Seehundsdichten in vom Menschen am wenigsten frequentierten Räumen auf (THIEL & al. 1992), Seehunde besiedeln Strandbereiche erst, wenn die touristische Nutzung dort verbannt ist (HEIDE-JØRGENSEN 1987), oder sie verändern ihr räumliches und zeitliches Verhalten, indem sie eher nachts an Land kommen oder während hohen Touristenaufkommens zu anderen Liegeplätzen ausweichen (BACH 1994). BRASSEUR & REIJNDERS (1994) zeigen aber auch, daß eine Analyse ausschließlich der sichtbaren Reaktionen der Tiere nicht ausreichend ist, um die tatsächlichen Auswirkungen von Störungen auf die Population beurteilen zu können. Hierzu ist nach ihrer Meinung vielmehr notwendig, zusätzlich auch physiologische Parameter (z.B. Gewichtsentwicklung, Herzpulsrate) zu erfassen und diese unter „gestörten" und „ungestörten" Bedingungen zu untersuchen. Die größten Probleme der touristischen Nutzung existieren im Wattenmeer, da hier in den letzten 25 Jahren der Wassertourismus stark zugenommen hat und trotz der Ausweisung dreier Nationalparke keine naturschutzgerechte Befahrensregelung für Wasserfahrzeuge zustande gekommen ist.

Neben anthropogenen Faktoren spielen natürliche Feinde nur eine untergeordnete Rolle. Im Allgemeinen existiert für Seehunde in unseren Breiten nur der Schwertwal auf offener See als natürlicher Feind. Beobachtungen in Südschweden haben aber ergeben, daß auch Füchse, sofern sie die Wurfplätze erreichen können, als Beutegreifer auftreten können (BACH & HILLARP, in Vorb.).

2. Die Kegelrobbe (*Halichoerus grypus*)

Kegelrobben findet man sowohl im Atlantik und der Nordsee von Finnland bis Südnorwegen, um Island und die Britischen Inseln bis nach Frankreich, als auch in der Ostsee, wobei die größte Population rund um die Britischen Inseln lebt. Der derzeitige Gesamtbestand der Kegelrobbe wird auf zirka 220.000 Tiere geschätzt (REIJNDERS & al. 1997).

Wattenmeer

Bis 1955 waren Kegelrobben an den Küsten der Niederlande unbekannt. Seitdem wurden immer wieder junge Kegelrobben in schlechter Verfassung gefunden. Diese Tiere, vermutlich von den Farne Islands stammend, kamen in die Seehundaufzuchtstation auf Texel und wurden nach erfolgreicher Behandlung wieder in der Nordsee oder im Wattenmeer ausgesetzt. So baute sich langsam eine kleine Gruppe von Kegelrobben im Bereich um Terscheling auf, wo 1985 das erste Jungtier geboren wurde. Mittlerweile (1998) besteht diese Kegelrobben-Population aus etwa 351 Tieren (CWSS briefl. Mittlg.).

Die Ansiedlung der Kegelrobben um Amrum (Nordfriesland) ist natürlichen Ursprungs. Nacheiszeitliche Funde bezeugen, daß die Kegelrobbe an der Westküste Schleswig-Holsteins nicht selten war (REQUATE 1957). Noch im Mittelalter halten sich die Funde von Seehund und Kegelrobbe die Waage (MOHR 1952). Man nimmt an, daß die Kegelrobben infolge starken Jagddrucks und zunehmender menschlicher Besiedlung im 16. Jahrhundert hier nahezu ausstarben und daher seit 1900 Kegelrobben nur noch sporadisch auftraten. Dies änderte sich 1967, als sich eine kleine, aber anwachsende Gruppe von Kegelrobben auf den Knobsänden bei Amrum aufhielten. Seit 1983 finden auch Geburten in der mittlerweile etwa 70 Tiere zählenden Gruppe statt (SCHEIBEL & WEIDEL 1988, REIJNDERS & al. 1997). Die Wurftermine (Dezember und Februar/März) legen nahe, daß es sich bei den Kegelrobben sowohl um zugewanderte Tiere der atlantischen als auch der baltischen Population handelt (SCHEIBEL & WEIDEL 1988).

Ostsee

Es müssen hier zwei Populationen unterschieden werden, die der zentralen und nördlichen Ostsee und die des Kattegat-Skagerraks und Öresunds.

Im 19. Jahrhundert lebten etwa 2.000 Kegelrobben im Kattegat-Skagerrak. Bis etwa 1935 verschwand dieser Bestand durch übermäßige Jagd fast völlig, anschließend wurde der Bereich wieder neu besiedelt, so daß heute wieder zirka 25 Tiere hier leben und Jungtiere zur Welt bringen (HÄRKÖNEN & LUNNERYD 1990). Eine weitere kleine Gruppe an Kegelrobben existiert an der südwestlichsten Spitze Schwedens, auf Måkläppen. Hier hat sich seit Beginn der 1970er Jahre ein kleiner Bestand (~ 25 Tiere) angesiedelt, der sich zuerst langsam entwickelte und 1988 etwa 35 Tiere erreichte. Heute (1998) leben hier etwa 65 Kegelrobben, die auch seit 1989 jährlich bis zu vier Junge zur Welt bringen (HILLARP mündl.). Während die Tiere des Kattegat-Skagerrak zu Beginn des 19. Jahrhunderts allein zur atlantischen Population (Geburt von Oktober - November) gerechnet werden müssen, scheinen die Tiere der heutigen beiden Gruppen sowohl von Tieren der atlantischen als auch der baltischen Population (Geburten im März) gebildet zu werden (DIETZ & HEIDE-JØRGENSEN 1982).

In der Ostsee lebten um 1900 schätzungsweise 100.000 Kegelrobben (REIJNDERS & al. 1997). Diese Population ist wahrscheinlich seit zirka 11.000 Jahren von der atlantischen Population getrennt. Aufgrund des Jagddrucks bis Ende der 1970er Jahre und einem hohen An-

teil steriler Weibchen infolge von Meeresverschmutzung durch Organochloride während der letzten 20 Jahre, nahm der Bestand auf etwa 1.500 Tiere im Jahr 1982 ab (ICES 1992). Nachfolgend erholte sich der Bestand langsam wieder, so daß heute wieder zirka 5.000 Exemplare gezählt werden (ANONYMUS 1995, REIJNDERS & al. 1997). Schwerpunkt der Besiedlung ist der Bottnische und Finnische Meerbusen über die Bucht von Riga bis zur Danziger Bucht. In der südwestlichen Ostsee (Rügen, Greifswalder Bucht) werden Kegelrobben seit 1968 wieder regelmäßig beobachtet, nachdem sie zu Beginn des Jahrhunderts dort verschwunden waren (HARDER 1994).

Wie auch beim Seehund gilt für die Kegelrobbe die Jagd als bedeutsamster Faktor für den starken Rückgang dieser Art während der letzten 100 Jahre. Selbst heute bei den stark reduzierten Beständen wird seitens der Fischer ein Abschuß gefordert, vor allem wegen der Schäden in Lachszuchtanlagen.

Vorherrschender Gefährdungsfaktor ist aber die Belastung der Tiere mit Umweltgiften, speziell mit DDT und PCBs. Gerade im Bereich der Ostsee mit ihrem geringen Wasseraustausch und der gleichzeitig hohen Industriebelastung ist die Kontamination der Organismen mit Umweltgiften stark erhöht. Vor allem die von den Kegel- und Ringelrobben besiedelten Gebiete zählen zu den hoch belasteten Bereichen (REIJNDERS & al. 1997). Kegelrobben zeigen einen hohen Prozentsatz an Reproduktionsanomalien, Sterilität und adrenocorticale Hyperplasie (Zellwucherung der Nebennierenrinde), welche vermutlich ihre Ursache in hohen Konzentrationen an Organochloriden haben (BERGMANN & OLSSON 1985, OLSSON & al. 1994, REIJNDERS 1997).

Ein weiterer möglicher Gefährdungsfaktor für die Kegelrobbe ist die globale Klimaänderung. Da diese Art ihre Jungen von der Küste entfernt auf dem Eis zur Welt bringt, wirken sich warme Winter mit geringer Eisbildung stark negativ auf die Reproduktionsbedingungen aus. In den warmen Wintern 1989-1992 brachten viele Weibchen ihre Jungtiere an den Küsten zur Welt, was eine sehr hohe Jungensterblichkeit zur Folge hatte (REIJNDERS 1997). Zudem gab es Verschiebungen der Geburtenplätze von den eisfreien südlichen Regionen (Rigaer Bucht) in den Norden der Ostsee.

3. Die Ringelrobbe (*Phoca hispida*)

Die vor zirka 11.000 Jahren von der arktischen Population getrennte baltische Population der Ringelrobbe lebt in dem nördlichen und zentralen Teil der Ostsee: im Bottnischen und Finnischen Meerbusen und in der Bucht von Riga. Daneben bestehen zwei weitere isolierte Ringelrobbenvorkommen im Saimaasee und im Ladogasee. Diese werden als Unterarten *saimensis* und *ladogensis* der Ringelrobbe geführt.

DURANT & HARWOOD (1986) und HELLE (1992) schätzen den Ringelrobbenbestand der Ostsee um 1900 auf etwa 250.000-300.000 Tiere. Nach starkem jagdlichen Druck (über 20.000 Tiere/Jahr um die Jahrhundertwende) schmolz der Bestand auf zirka 10.000-50.000 Tiere in den späten 1970er Jahren (FROST & LOWRY 1981). Vor allem die Zunahme steriler Weibchen infolge von Meeresverschmutzung führte auch zu weiteren Abnahmen in den 1980er bis auf etwa 5.000 Tiere 1990 und 1991 (ICES 1993, HÄRKÖNEN & LUNNERYD 1992). Eine leichte Zunahme an Ringelrobben im Bottnischen Meerbusen, wo etwa 3/4 der Ringelrobben leben, ist seit 1990 zu beobachten. Fraglich ist jedoch, ob diese Zunahme eine wirkliche Zunahme der dortigen Teilpopulation entspricht, oder ob es sich lediglich um eine Nordverlagerung der Tiere aus anderen Bereichen infolge der schlechteren Eisbedingungen im Süden handelt, da seit etwa acht Jahren keine Zunahme des Gesamtbestandes zu verzeichnen ist (ANONYMUS 1995, REIJNDERS & al. 1997).

Die Saimaasee Ringelrobben wurden vor ungefähr 8.000-8.300 Jahren von der baltischen Population getrennt und leben heute in einer 5.000 km^2 großen Seenplatte mit 14.000 Inseln. Während man „Tausende" von Ringelrobben „früher" vermutet (ANONYMUS 1995), liegen genauere Abschätzungen erst seit 1966 vor, wo der Bestand auf 200-250 Tiere geschätzt wird (SIPILÄ & al. 1990). Während der Bestand bis 1980 weiter abgenommen hat, ist seitdem wieder eine leichte Zunahme bis auf etwa 200 Tiere zu verzeichnen (SIPILÄ & al. 1990, REIJNDERS & al. 1997).

Die Ladogasee Ringelrobben leben seit ungefähr 9.000 Jahre von der baltischen Population getrennt. Ihre tatsächliche Bestandsgröße ist nicht bekannt, da die Zähldaten sehr stark variieren. Insgesamt existieren eine Reihe unterschiedlicher Zählungen, welche zwischen 3.000-4.000 und 5.000-20.000 Tiere liegen, woraus sich keine deutliche Tendenz ablesen läßt (REIJNDERS & al. 1997). So wurde 1979 eine stabile Population von zirka 10.000-12.000 Tieren angenommen (FEDOSEEV & al. 1979). 1992 wurde die Population auf etwa die gleiche Größe, jedoch leicht ansteigend geschätzt (REIJNDERS & al. 1997). Nach REIJNDERS & al. (1997) geht die letzte Schätzung von Sipilä Mitte der 1990er Jahre von einem Mindestbestand von einigen tausend, möglicherweise mehr als 5.000 Tieren aus.

Auch im Falle der Ringelrobben hat in historischer Zeit die Jagd den größten Einfluß auf die Bestandsgrößen ausgeübt. Während die Jagd nach und nach an Bedeutung verlor und in den 1970er Jahren verboten wurde, nahmen andere Faktoren ab den 1970er Jahren an Bedeutung zu. Hierzu zählt, wie bei den anderen Robbenarten auch, vor allem Meeresverschmutzung. So fand HELLE & al. (1976) bei 40 % der untersuchten weiblichen Ringelrobben Uterusverschlüsse, welche eine Geburt von Jungtieren unmöglich machte. BERGMANN & OLSSON (1985) fanden bei Kegel- und Ringelrobben einen Komplex aus einer adrenocorticale Hyperplasie, welche sekundär Schädigungen anderer Organe bewirkt. Beide Veröffentlichungen stellen eine deutliche Korrelation zwischen den von ihnen festgestellten Krankheiten und den Belastungen an DDT, PCBs und deren Metaboliten heraus. Der Anteil steriler Weibchen ist nach wie vor hoch, obwohl der Gesamtprozentsatz an pathologischen Veränderungen nach einem Höchstwert in den 1980er Jahren auf heute etwa 30-40 % abgenommen hat (ICES 1992). Auch ist festzustellen, daß die Konzentrationen an Organochloriden in der Ostsee in den 1980er Jahren gesunken sind, aber es scheint, daß sich die Konzentrationen in den letzten Jahren nicht mehr geändert haben, so daß immer noch eine Kontamination vorhanden ist (REIJNDERS & al. 1997). Im Winter 1991/1992 wurden 150 tote Ringelrobben im östlichen Teil des Finnischen Meerbusen gefunden. Die Ursache für ihren Tod ist unklar, vermutet werden Belastung mit Umweltgiften oder Lebensraumveränderungen (REIJNDERS & al. 1997).

Auf die Gefährdung durch eine mögliche Klimaänderung wurde bei den Kegelrobben schon eingegangen.

Infolge der speziellen Lebensraumsituation kommen für die Saimaasee Ringelrobbe zu den oben genannten noch drei weitere Faktoren hinzu: Fischerei, Wasserkraft und Störungen. Vor 1982 ertranken etwa 60 % der Jungtiere in Fischernetzen. Nach der Ausweisung von Bereichen mit eingeschränkter Fischerei sank dieser Anteil in diesen Gebieten auf 40 %, während in Gebieten mit normaler Fischereiintensität 50 % der Jungtiere in Fischernetzen umkamen (SIPILÄ & al. 1990). Die momentane Einführung neuer Fischereimethoden (Lachsreusen) haben einen bedeutenden negativen Einfluß auf die Adultensterblichkeit.

Der Tourismus hat einen erheblichen negativen Einfluß auf den Lebensraum der Saimaasee Ringelrobbe. Neben den Beunruhigungen während der Sommermonate durch verstärkten Bootsbetrieb, treten hier vor allem auch Störungen im Winter auf. Die dort lebenden Ringelrobben bauen in Ufernähe ihre Aufzuchthöhlen unter dem Schnee. Die zunehmende Besiedlung und der Bau von Wochenendhäusern entlang der gesamten Uferlinie hat dazu

geführt, daß sich die Ringelrobbe aus großen Bereichen zurückgezogen und die Population sich in 2-4 Gruppen geteilt hat (SIPILÄ 1990, SIPILÄ & al. 1990). Zusätzlich zu den Störungen durch Tourismus ist die Nutzung von Wasserkraft zu einem großen Problem der Ringelrobben geworden. Wasserabsenkungen im Winter führen dazu, daß die Aufzuchthöhlen einstürzen und die Jungtiere ertrinken (SIPILÄ 1990).

Schutz

Neben lokalen Schutzmaßnahmen wie Vermeidung von Wasserspiegelschwankungen in der Aufzuchtszeit der Saimaasee Ringelrobbe, sind es vor allem generelle Maßnahmen, welche einen Schutz der Robben bewirken können. Eine Zusammenstellung notwendiger Schutzmaßnahmen sind in einem „IUCN Action Plan" erstellt worden (REIJNDERS & al. 1993).

Zu diesen Schutzmaßnahmen gehört weiterhin das Jagdverbot auf Robben. So sollte beispielsweise nicht dem Ruf der deutschen Seehundsjäger nach erneuter Einführung der Jagd zum Schutze des Seehundes stattgegeben werden. Wie sich gezeigt hat, war die PDV-Epidemie nicht Ausdruck eines zu hohen Seehundsbestandes und niemand kann ernsthaft behaupten zu wissen, „wieviel Seehund das Wattenmeer verträgt".

In der Fischerei sind neue Methoden und Netztypen gefragt, will man die Beifänge reduzieren. Dies gilt vor allem für die Kegelrobben in der Ostsee und für die Saimaasee Ringelrobbe.

Menschliche Aktivitäten (Tourismus, Uferbebauung etc) sind zu regulieren und zu reduzieren in den für Robben wichtigen Gebieten. In den Wattenmeer-Nationalparken ist eine Novellierung der Befahrensregelung in Hinsicht auf Meeressäuger- und Vogelschutz notwendig.

Zusammen mit der Reduzierung von Störungen und Landschaftsverbrauch ist die Minimierung der Schadstoffeinträge die wichtigste Maßnahme zum Schutze des Gesamtlebensraumes und damit auch der Robben.

Weiterhin ist die Erforschung der Auswirkungen von Gefährdungsfaktoren jedweder Art (z.B. auch von Eisbrechertätigkeit in der Ostsee) zu fordern, um letztendlich hieraus wieder Umsetzungsmöglichkeiten von Schutzmaßnahmen ableiten zu können.

Danksagung

Zum Schluß möchte ich noch Frau B. Hielen (Univ. Bremen), P. Burkhardt und Herrn H.-K. Nettmann danken für Durchsicht des Manuskriptes und ihrer konstruktive Kritik.

Literatur

ALMKVIST, ?, M. OLSSON, S. SÖDERBERG (1980): Sälar i Sverige. – Svenska Naturskyddsföreningen, Stockholm. 80 S.

ANONYMUS (1995): Seals in the Baltic – Cautious optimism – but seals not yet out of danger. – WWF Baltic Bulletin **1/95**: 3-14.

BACH, L. (1994): Störungsbedingte Veränderungen der räumlichen und zeitlichen Verteilung beim Seehund (*Phoca vitulina*) auf Måkläppen (Südschweden). – Artenschutzreport **4**: 48-51.

BACH, L., J.-A. HILLARP (in Vorb.): Predation as a cause of preweaning mortality in a group of harbour seals in South Sweden. – Mar. Mamm. Sci.

BERGMANN, A., M. OLSSON (1985): Pathology of baltic grey seal and ringed seal females with special reference to adrenocortical hyperplasia: Is environmental pollution the cause of a widely distributed disease syndrome? – Finnish Game Res. **44**: 47-62.

BØGEBJERG, E. (1986): Spættet sæl (*Phoca vitulina*) i Danmark 1976-1984. – Danske vildtundersøgelser Heft **42**: 1-38.

BONNER, W. N. (1978): Man´s impact on seals. – Mammal Rev. **8**(1-2): 3-13.

BRASSEUR, S. M. J. M., P. J. H. REIJNDERS (1994): Invloed van diverse verstoringsbronnen op het gedrag en habitatgebruik van gewone zeehonden: consequenties voor de inrichting van het gebied. – IBN-rapport **113**: 1-62.

DIETZ, R., M.-P. HEIDE-JØRGENSEN (1982): A new breeding attempt of grey seals (*Halichoerus grypus*) in the Kattegat. – ICES CM **1982/N**: 12.

DIETZ, R., M.-P. HEIDE-JØRGENSEN, T. HÄRKÖNEN (1989): Mass death of harbour seals (*Phoca vitulina*) in Europe. – Ambio **18**: 258-264.

DURANT, S., J. HARWOOD (1986): The effects of hunting on ringed seals (*Phoca hispida*) in the baltic: – ICES CM **1986/N**: 10.

FEDOSEEV, G. A., Y. A. BUKHTIYAROV, G. G. SHIMAKOV (1979): A comparative analysis of features of the Okhotsk seals in view of studying their population structures. – Zool. Zurn. **53**: 570-581.

FROST, K. J., L. F. LOWRY (1981): Ringed, Baikal and Caspian seals. – In: RIDGWAY, S. H., R. J. HARRISON (Hrsg.): Handbook of Marine Mammals. – Academic Press, London: 29-54.

GOODMANN, S. (1994): Population substructuring in the European harbour seal (*Phoca vitulina*), with particular reference to Baltic populations. Revelations from microsatellite DNA analysis. – Baltic Seal Conference, Nyköping (unveröff).

HARDER, K. (1995): Die Entwicklung der Robbenbestände an der südlichen Ostseeküste. – Meer & Museum **11**: 31-30.

HARDER, K., G. SCHULZ, P. BORKENHAGEN (1995): Zum Vorkommen von Robben (Pinnipedia) an der deutschen Ostseeküste. – Säugetierk. Inf. **4**(19): 3-22.

HÄRKÖNEN, T. (1987): Feeding ecology and population dynamics of the harbour seal (*Phoca vitulina*) in the Kattegat-Skagerrak. – Thesis, University of Göteborg. 101 S.

HÄRKÖNEN, T., S. G. LUNNERYD (1990): Knubb- och gråsälen i Kattegatt-Skagerrak. – Fauna & Fl. (Uppsala) **85**: 129-139.

HEIDE-JØRGENSEN, M.-P., HÄRKÖNEN, T. (1992): Epizootiology of seal disease in the eastern North Sea. – J. Appl. Ecol. **29**: 99-107.

HÄRKÖNEN, T., S.G. LUNNERYD (1992): Estimating abundance of Ringed Seals in the Bothnian Bay. – Ambio **21**(8): 497-503.

HEIDE-JØRGENSEN, M.-P. (1987): Effects of sanctuaries on seal stocks in the Kattegat. – Coastal Seal Symposium Oslo, Conseil International de la Chasse & de la Conservation du Gibier (CIC): 274-291.

HELANDER, B., A. BIGNERT (1992): Harbor seal (*Phoca vitulina*) on the swedish baltic coast: Population trends and reproduction. – Ambio **21**(8): 504-510.

HELLE, E. (1992): *Phoca hispida*, Schreber 1775 – Ringelrobbe. – In: NIETHAMMER, J., F. KRAPP (Hrsg.): Handbuch der Säugetiere Europas Bd. **6**, Teil II: Robben – Pinnipedia. Aula-Verlag, Wiesbaden: 1138-161.

HELLE, E., M. OLSSON, S. JENSEN (1976): PCB levels correlated with pathological changes in seal uteri. – Ambio **5**(5-6): 261-263.

ICES (1992): Report of the Study Group on Seals and Small Cetaceans in northern European Seas. – ICES CM **1992/N:** 4.

ICES (1993): Report of the Study Group on Seals and Small Cetaceans in northern European Seas. – ICES CM **1993/N:** 3.

LAURSEN, K. (1982): Recreational activities and wildlife aspects in the danish Wadden Sea. –

In: G. LUCK, H. MICHAELIS (eds.): Ökologische Auswirkungen des Fremdenverkehrs auf das Wattenmeer. – Schriftenreihe BMLFT **275**: 63-83.

MOHR, E. (1952): Die Robben der europäischen Gewässer. – Paul Schöps, Frankfurt/Main. 283 S.

OLSSON, M., B. KARLSSON & E. AHNLAND (1994): Diseases and environmentel contaminants in seals from the Baltic and the swedish west coast. – Sci. Total Environm. **154**: 217-227.

REIJNDERS, P. J. H. (1986): Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters. – Nature **324**(4): 456-457.

REIJNDERS, P. J. H. (1992a): *Phoca vitulina*, Linnaeus 1758 – Seehund. – In: NIETHAMMER, J., F. KRAPP (Hrsg.): Handbuch der Säugetiere Europas Bd. **6**, Teil II: Robben – Pinnipedia. Aula-Verlag, Wiesbaden: 120-137.

REIJNDERS, P. J. H. (1992b): Retrospective population analysis and related future management perspectives for the Harbour Seal *Phoca vitulina* in the Wadden Sea. – Neth. Inst. Sea Res. Publ. Ser. **20**: 193-197.

REIJNDERS, P. J. H., S. M. J. M. BRASSEUR, J. van der TOORN, P. van der WOLF, I. BOYD, J. HARWOOD, D. LAVIGNE, L. LOWRY (1993): Seals, Fur Seals, Sea Lions and Walrus; Status survey and conservation action plan. IUCN, Gland. 88 S.

REIJNDERS, P. J. H., G. VERRIOPOPOULOS, S. M. J. M. BRASSEUR (1997): Status of Pinnipeds relevant to the European Union. – IBN Scientific Contributions **8**: 1-195.

REQUATE, H. (1957): Zur nacheiszeitlichen Geschichte der Säugetiere Schleswig-Holsteins. – Bonner zool. Beitr. **8**: 207-229.

SCHEIBEL, W., H. WEIDEL (1988): Zum Vorkommen von Kegelrobben (*Halichoerus grypus* Fabricius, 1791, Phocidae, Pinnipedia) in Schleswig-Holstein. – Zool. Anz. **1/2**: 65-70.

SIPILÄ, T. (1990): Lair structure and breeding habitat of the Saimaa ringed seal (*Phoca hispida saimensis* Nordq.) in Finland. – Finnish Game Res. **47**: 11-20.

SIPILÄ, T., E. HELLE, H. HYVÄRINEN (1990): Distribution, population size and reproductivity of the Saimaa ringed seal (*Phoca hispida saimensis* Nordq.) in Finland, 1980-84. – Finnish Game Res. **47**: 3-10.

SWART, R. de, P. S. ROSS, L. J. VEDDER, H. H. TIMMERMANN, S. HEISTERKAMP, H. v. LOVEREN, J. G. VOSS, P. J. H. REIJNDERS, A. D. M. E. OSTERHAUS (1994): Impairment of immune function in harbor seals (*Phoca* vitulina) feeding on fish from polluted waters. – Ambio **23**(2): 155-159.

THIEL, M., G. NEHLS, S. BRÄGER, J. MEISSNER (1992): The impact of boating on the distribution of seals and moulting ducks in the Wadden Sea of Schleswig-Holstein. – Neth. Inst. Sea Res. Pub. Ser. **20**: 221-233.

WOLFF, W. J., P. J. H. REIJNDERS, C. J. SMIT (1982): The effects of recreation on the wadden sea ecosystem: Many questions, but few answeres. – In: G. LUCK & H. MICHAELIS (Hrsg.): Ökologische Auswirkungen des Fremdenverkehrs auf das Wattenmeer. – Schriftenreihe BMLFT **275**: 85-107.

Anschrift des Verfassers:

Lothar Bach
Hamfhofsweg 125 b
D-28357 Bremen