

3.9 Arktische Robben und Eisbären – Auswirkungen von Klimaerwärmung und Ressourcennutzung

MARIE-ANNE BLANCHET, MARIO AQUARONE & URSULA SIEBERT

Arctic pinnipeds and polar bears – Effects of warming and exploitation: Arctic phocid seals, walrus and the polar bear have an evolutionary history that spans extremely cold glacial periods and also relatively warm interglacial stages during the Pleistocene. However, the rapid warming of the Arctic during recent decades has led to a decrease in the extent and duration of sea-ice cover. This development, which is predicted to continue in the 21st century, may have severe consequences for Arctic ice-breeding seals and the polar bear. Highly pagophilic seals, like ringed, harp and hooded seals, will likely experience a marked reduction in range and numbers, and so will polar bears. In contrast, other species, like bearded seals and sub-Arctic harbour seals, may increase in range and abundance. Hunting of seals, walrus and polar bears is still of great importance to the subsistence economy of many coastal communities of the Arctic. However, in historical times most Arctic seals, walrus, and in some areas also polar bears, were severely exploited by commercial sealers and whalers from Europe and North America. In some areas, this exploitation brought the populations to the verge of extinction. Research in several areas indicates that the greatest challenge to conservation of Arctic pinnipeds and polar bears may be large-scale ecological change resulting from climatic warming, if the trend documented in recent years continues as projected. In some areas of the Arctic, various pinnipeds and polar bears are still being exploited at relatively high rates and, in case of some walrus and polar bear populations, beyond sustainability. Setting safe catch limits in a warming Arctic should apply the precautionary approach.

Von den arktischen marinen Säugern gehören Eisbär (*Ursus maritimus*) (Abb. 3.9-1), Ringelrobbe (*Phoca hispida hispida*), Bartrobbe (*Erignathus barbatus*) und Walross (*Odobenus rosmarus*) (Abb. 3.9-2) zu den Arten, die an das Meereis gebunden sind und die in den arktischen Gebieten das ganze Jahr über vorkommen. Sattelrobbe (*Pagophilus groenlandicus*) (Abb. 3.9-3), Klappmütze (*Cystophora cristata*), Bandrobbe (*Histiophoca fasciata*) und Larga-Seehund (*Phoca largha*) hingegen sind subarktische Spezies, die saisonale Wanderungen in und aus dem arktischen Ökosystem vornehmen (MOORE & HUNTINGTON 2008). Kegelrobbe (*Halichoerus grypus*) und Seehund (*Phoca vitulina*) kommen in bestimmten Teilen ihres Verbreitungsgebietes mehr oder weniger regelmäßig in Kon-

takt mit Meereis (BURNS 2009), und werden das ganze Jahr über auf Spitzbergen, in Norwegen (LYDERSEN & KOVACS 2010) und auf Grönland gefunden (ROSING-ASVID 2010).

Die Nutzung von Robben-, Walross- und Eisbärbeständen bildete traditionell die Lebensgrundlage der meisten Völker der Arktis. In einigen Gebieten, wie z.B. um Svalbard herum, führte die Jagd zum Rückgang der Eisbärbestände. Das kommerzielle Robbenschlachten hat etliche arktische Populationen stark dezimiert, in einigen Fällen drohte zeitweise sogar die Ausrottung, z.B. beim Walross (BORN et al. 1995). Während des 20. Jahrhunderts allerdings wurde die kommerziell betriebene Ausbeutung durch Lenkungsmaßnahmen der Regierungen geregelt und zunehmend eingeschränkt.



Abb. 3.9-1: Der Eisbär (Copyright: Mario Aquarone).

In zahlreichen Studien ist die aktuell fortschreitende Erwärmung der Arktis aufgezeigt worden. Der Klimawandel führt zu einem Rückgang in der Ausdehnung und Dauer der Meereisbedeckung arktischer Meere. Diese Entwicklung, die sich vielen Prognosen zufolge in diesem Jahrhundert fortsetzen wird, beeinflusst die Lebensbedingungen, die Verbreitung und Abundanz der arktischen Robben, Walrosse und Eisbären entscheidend (ACIA 2004). Diese Arten haben im Zuge ihrer Evolution während des Pleistozäns zwar schon etliche Perioden starker Erwärmung oder Abkühlung durchlebt. Die extremen interannuellen Variationen der letzten Jahrzehnte können aber zu einer permanenten Habitatveränderung bzw. zu einem kompletten Habitatverlust führen – vor allem für Arten, die auf das Meereis für die Fortpflanzung und Nahrungssuche angewiesen sind (LAIDRE et al. 2008). Die zunehmende Erwärmung hat zur Verschiebung des Zeitpunktes des Eisaufbruchs im Frühjahr geführt. So haben beispielsweise in der Hudson-Bay-Region die wärmeren Temperaturen im Frühjahr (von April bis Juni) dazu geführt, dass das Meereseis zwei bis zweieinhalb Wochen früher aufbricht als vor 30 Jahren (STIRLING & DEROCHE 2012). Die temperaturabhängige Veränderung der Schnee-Eigenschaften führen zu Problemen beim Höhlenbau von Ringelrobben während der Wurfzeit (STEIN et al. 2010).

Auswirkungen der Klimaerwärmung

Der ausgeprägte Klimawandel in der Arktis wird Auswirkungen auf Ernährungszustand, Fortpflanzungserfolg, Überlebensrate, geographischen Verteilung und Wanderverhalten von marinen Säugetieren haben.

Auswirkungen auf Lebenszyklus-Merkmale

Für arktische Flossenfüßer und Eisbären ist Meereis ein entscheidendes Habitat. Ausdehnung und Zustand des Meereises üben einen fundamentalen Einfluss auf ihren Lebenszyklus aus. Robben verbringen ihre Zeit vorwiegend im Wasser, sie bringen jedoch ihre Jungen normalerweise auf dem Eis bzw. Land zur Welt, wo auch deren Aufzucht und der Haarwechsel erfolgen. Das Meereis muss folglich lang genug vorhanden sein, damit diese wichtigen Stadien ihres Lebenszykluses abgeschlossen werden können. Die Fortpflanzung erfolgt daher während oder kurz nach der Zeit, in welcher das Meereis die größte Ausdehnung und Stabilität erreicht.

Walrosse paaren sich und gebären auf dem Meereis. Sie bringen ihre Jungen jedoch gelegentlich auch im Wasser zur Welt. Hinweise aus dem Nordpazifik deuten darauf hin, dass der Rückgang des Meereises nachteilige Auswirkungen für das Walross hat. Auf See wurden verlassene Jungtiere beobachtet (COOPER et al. 2006), wahrscheinlich, weil Muttertiere nicht genug Nahrung finden konnten. Ferner verbringen Kühe und Kälber mehr Zeit auf dem Land, was zum Erdrücken der Jungen durch erwachsene Tiere führen kann (ARNBOM 2009). Es liegen Daten vor, die eine Verschiebung des Alters bei der ersten Fortpflanzung aufzeigen (KOVACS et al. 2011).

Die kleinste arktische Robbenart, die Ringelrobbbe, ist eine zirkumpolare Art und die einzige, die in der Lage ist, Atemlöcher in dickem Meereis offenzuhalten. Unter den arktischen Flossenfüßern ist sie deshalb am weitesten verbreitet. Ringelrobben sind extrem vom



Abb. 3.9-2: Der Walross (copyright: Mario Aquarone)

Meereis abhängig, da sie sich nur dort fortpflanzen und ausruhen (KOVACS et al. 2011). Normalerweise bevorzugen Ringelrobben Festeis in Fjorden und entlang der Küste, das eine relativ dicke und stabile Schneedecke aufweist (WILG et al. 1999). Dort können sie Anfang des Frühjahrs Höhlen für die Geburt, Ruhe und Aufzucht ihrer Jungen bauen. Ausreichende Schneebedeckung, stabiles Eis und niedrige Temperaturen sind für den Fortpflanzungserfolg dieser Tierart unerlässlich, die von allen nördlichen Robben die längste Laktationsperiode hat. Ein Rückgang der Schneetiefe in der Hudson Bay wurde mit einem Rückgang des Nachwuchses von Ringelrobben in Verbindung gebracht (FERGUSON et al. 2005). Hohe Temperaturen und ungewöhnlicher Regenfall können die Dächer der Eishöhlen zum Einsturz bringen, wodurch die nur 4 kg schweren Neugeborenen thermoregulatorischem Stress ausgesetzt sind und leicht zur Beute von Eisbären und Polarfüchsen (*Alopex lagopus*) werden (LYDERSEN & KOVACS 1999). In einem Jahr, in dem das Meereis im Prinz-Albert-Sund (Kanada) etwa einen Monat früher als üblich aufbrach, hatten manche Ringelrobbenjungen ihr Lanugohaar noch nicht abgeworfen. Obwohl anscheinend ausreichend Beute vorhanden war, führte die frühzeitige Eisseismelze zu geringerer Körpergröße als in normalen Jahren, was sich negativ auf die Überlebenschancen der jungen Ringelrobben auswirkte (HARWOOD et al. 2000).

Bartrobben kommen in ihrem gesamten Verbreitungsgebiet nur in relativ geringen Dichte vor. Sie nutzen das Meereis als Plattform zum Ausruhen. Zur Aufzucht ihrer Jungen und zum Haarwechsel im Spätfrühjahr oder Frühsommer sind sie auf stabiles einjähriges Meereis angewiesen. Sie vermeiden gewöhnlich

dichtes Packeis, ohne Zugang zum offenen Wasser und gelten vorwiegend als Küstentiere.

Die vier eis-assoziierten Robbenarten verteilen sich über den Nordatlantik (Sattelrobbe und Klappmütze) und den Nordpazifik (Largha-Robbe und Bandrobbe). Alle bringen ihre Jungen auf dem Packeis zur Welt und verbringen den größten Teil ihres Lebens im Bereich des Meereises (BURNS 2009). Mit Ausnahme der Largha-Robbe kommen diese Arten normalerweise nur auf dem Eis aus dem Wasser. Alle vier Arten reagieren sensibel auf die Verfügbarkeit von großen Packeisfeldern, um ihre Jungen zu gebären und aufzuziehen. So hat sich der Wurfplatz von Sattelrobben in der Nähe von Jan Mayen wahrscheinlich infolge des Rückgangs von Meereis in Ostgrönland verlagert, und die dortige Zahl von Robben ist zurückgegangen (HAUG, persönliche Mitteilung 2005). In jüngster Zeit wurden erhebliche Rückgänge in Abundanz und Fortpflanzungsrate von Sattelrobben im nordöstlichen Atlantik und im Weißen Meer und von Ringelrobben in der Hudson Bay dokumentiert, die den Auswirkungen des Klimawandels auf den Eiszustand zugeschrieben wurden (FERGUSON et al. 2005, CHERNOOK & BOLTNEV 2008).

Die meisten Robbenjungen werden während des Einsetzens der Eisseismelze im Frühjahr selbständig, wenn mit dem Aufbrechen des Meereises das Sonnenlicht tiefer in die Wassersäule eindringt, die Algenblüte auslöst und die Produktivität des Meeres ansteigt, was die Überlebenschancen der jungen Robben maximiert (BURNS 2009). Nach der Entwöhnung, wenn die Jungtiere lernen müssen, sich selbst zu ernähren, ruhen sie sich in der Regel auf dem Eis über unterschiedlich lange Zeiträume aus. Dann ist es wichtig, dass sich die Ru-



Abb. 3.9-3: Die Sattelrobbe (copyright: Mario Aquarone).

heplätze auf dem Meereis in der Nähe der Futtergebiete der Robben befinden.

Im Gegensatz zu anderen Flossenfüßern der Arktis scheinen sich Seehunde auf Gebiete mit wenig Eis zu konzentrieren (BLANCHET, nicht veröffentlicht). Ihre Fortpflanzung erfolgt, wenn das saisonale Eis bereits weggeschmolzen ist (BAZYAK et al. 2013). Auf Spitzbergen finden die meisten Geburten in der zweiten Junihälfte auf eisfreien Stränden statt (LYDERSEN & KOVACS 2010). Über die Ökologie dieser isolierten nördlichsten Population von Seehunden ist nur wenig bekannt. Es ist aber unwahrscheinlich, dass für diese Robbenart der Meereisrückgang direkte negative Auswirkungen haben wird – zumindest während der Fortpflanzungs-saison.

Der Fortpflanzungserfolg von Eisbären ist eng mit ihren Fettvorräten verbunden; Weibchen in schlechtem Zustand haben kleinere Würfe und kleinere Jungen mit geringeren Überlebenschancen als Weibchen in gutem Zustand. Man vermutet, dass Eisbären in einigen Regionen ihres derzeitigen Verbreitungsgebietes aussterben werden wenn bestimmte ökologische Veränderungen eintreten wie angenommen. Die Internationale Eisbär-Spezialistengruppe der IUCN kam 2005 zu dem Schluss, dass in den nächsten 35 bis 50 Jahren aufgrund des Rückgangs der Eisbedeckung eine Reduzierung um mehr als 30% des globalen Eisbärenbestands zu erwarten sei (POLAR BEAR SPECIALIST GROUP 2005). Zusätzlich werden die Orte, an denen sich die Wurfhöhlen der Eisbären befinden, durch das frühe Aufbrechen des Eises im Frühjahr von den Jagdgebieten abgeschnitten, was die Jungen zu langem Schwimmen zwingt und möglicherweise ihre Überlebenschancen mindert. Ungewöhnlich warmes Wetter im Spätwinter oder Anfang des Frühjahrs kann außerdem zum Einsturz der Wurfhöhlen führen und die Mutter mit ihren Jungen töten (STIRLING & DEROCHE 2012).

Auswirkungen des Klimawandels auf die allgemeine Ökologie und Verbreitung

Meereis bietet als Plattform für die Jagd bzw. Futtersuche mehrere wichtige Vorteile gegenüber dem Land: Isolation von anderen Prädatoren und Störungen, Zugang zu den produktiven Gebieten des Kontinentalschelfs und der Meereisränder, Vielfalt unterschiedlicher Habitats, passiver Transport auf treibenden Schollen, verbesserte Hygiene aufgrund reduzierter Dichte als an terrestrischen Ruhestätten, und Schutzräume zwischen den Eisgraten. Verschiedene Amphipodenarten und der Polardorsch (*Boreogadus saida*) sind wichtige Komponenten des Meereis-Nahrungsnetzes. Der Polardorsch ist eine Schlüsselart und eine Hauptnahrungsquelle mehrerer mariner Säugerarten.

Polardorsche verstecken sich in Ritzen und Keilen im Eis. Ein Rückgang der Eisbedeckung kann sich negativ auf Polardorschpopulationen und somit auf die Populationen ihrer Prädatoren auswirken.

In welchem Umfang sich eine Erwärmung der Arktis auf Walrosse auswirken wird, ist bisher nicht klar zu erkennen. Wahrscheinlich gibt es dabei auch Unterschiede zwischen den atlantischen und pazifischen Regionen. Walrosse sind generell auf flache Gewässern (< 100 m) mit geeignetem Bodensubstrat angewiesen, in denen ihre Hauptnahrung, Muscheln, in hoher Abundanz vorkommen. Ferner ist das Vorhandensein von zuverlässig offenem Wasser über reichhaltigen Nahrungsgebieten und von Ruheplattformen (vorzugsweise Meereis) in der Nähe der Nahrungsgebiete wichtig. Zieht sich der Eisrand auf Gebiete zurück, in denen das Wasser zu tief ist, um Walrossen eine effiziente Nahrungssuche zu erlauben, kann man eine Verschiebung der Walrossverbreitung oder eine Änderung in ihrer Ernährung erwarten. So vermutet man zum Beispiel, dass pazifische Walrosse ihre Ernährung infolge der reduzierten Ausdehnung des Sommermeereises in der Beaufort- und Tschuktschensee von wirbellosen Tieren verstärkt auf Robben umgestellt haben (SHEFFIELD & GREBMEIER 2009). Atlantische Walrosse in Ostgrönland, der kanadischen Hocharktis und dem Gebiet von Spitzbergen und Franz-Josef-Land sind dagegen möglicherweise gegenüber Veränderungen des Meereises zumindest im Sommer widerstandsfähiger, weil sie Gebiete näher an den nahrungsreichen Küste zur Futtersuche nutzen, wo der Rückgang des Meereises leichterem Zugang zu terrestrischen Ruheplätze eröffnet (BURNS et al. 2005).

Ähnlich wie Walrosse ernähren sich Bartrobben vorwiegend von benthischen Organismen und halten sich deshalb bevorzugt auf Treibeis über flachen Gewässern auf (KOVACS et al. 2009). Im Winter konzentrieren sie sich in der Nähe von Polynjas. Sie sind zwar generell sehr ortstreu. Jungtiere können aber auf ihren Wanderungen auch weit südlich des normalen Verbreitungsgebiets ausgewachsener Tiere angetroffen werden und sind deshalb im Sommer entlang der Nordküste Norwegens nicht ungewöhnlich.

Ringelrobben bleiben das ganze Jahr über in der Nähe des Eises (FREITAS et al. 2008) und ernähren sich hauptsächlich von eis-assoziierten Beutetieren, die insbesondere für Jungtiere wichtig ist. Es wird deshalb allgemein davon ausgegangen, dass Ringelrobben nicht in der Lage sein werden, sich an eine Situation mit weniger oder sogar keinem Meereis anzupassen (ACIA 2004). Aber auch diese Tierart weist eine gewisse ökologische Flexibilität auf. In Gebieten, in denen im Sommer kein Eis vorhanden ist, klettern Unterarten von

Ringelrobben (*P. hispida saimensis*, *P. hispida botnica* und *P. hispida ladogenis*) während der Freiwassersaison auf Felsen oder kleine Inseln heraus (HELLE 1992). Arktische Ringelrobben kommen jedoch normalerweise nicht an Land. Es wäre eine dramatische Verhaltensänderung, sollten sie dies regelmäßig tun, und würde die Jungen wesentlich höherem Raubdruck aussetzen (ACIA 2004).

Mit Ausnahme der Larga-Robbe nutzen die vier meereis-assoziierten Robbenarten generell, wann immer möglich, das Eis als Ruheplatz. Sie können aber auch lange Zeiträume in eisfreien Gebieten vor der Küste verbringen. Sie ernähren sich von einer breiten Palette kleiner Fischen und wirbelloser Tieren, vorzugsweise von Arten mit einem hohen Fettgehalt (HAUG et al. 2007).

Manche Zukunftsszenarien des Klimawandels konzentrieren sich auf die negativen Auswirkungen der Erwärmung von arktischen marinen Ökosystemen. Der Klimawandel kann jedoch für manche arktischen und subarktischen Tierarten auch Vorteile mit sich bringen. Nach einigen Prognosen werden wärmere Winter in der westlichen Hudson Bay zu mehr offenem Wasser während des Winters führen, so dass die Zahl von Bartrobben und Seehunden steigen und diese dann in der Nahrung von Eisbären wichtiger werden könnten (STIRLING & DEROCHE 2012). Analysen der Fettsäure-Signaturen im Speck von Eisbären der Hudson Bay weisen auch tatsächlich auf einen Rückgang von Ringelrobben und eine Zunahme von Seehunden in ihrer Ernährung etwa Mitte der 1990er Jahre hin (BAJZAK et al. 2013).

Arktische Flossenfüßer und Eisbären sind möglicherweise auch indirekt durch die Erwärmung und Veränderungen in den Nahrungnetz-Beziehungen des Ökosystems, zu dem sie gehören, betroffen. Für ein Funktionieren der Nahrungsnetze müssen Räuber (z.B. Fische) und Beute (z.B. Zooplanton) zeitlich und räumlich zusammentreffen (ACIA 2004). Die Reproduktion vieler Robbenarten ist zeitlich an eine hohe Verfügbarkeit von Zooplankton und kleiner Fische zum Zeitpunkt der Entwöhnung der Jungtiere angepasst. Außerdem verlassen die Eisbärinnen mit ihren Jungen ihre Wurfhöhlen auf dem Höhepunkt des Fortpflanzungszyklus ihrer Lieblingsbeute, der Ringelrobbe. Schnelle Veränderungen oder Extreme in der Eisbedeckung können sich negativ auf die Populationen der Sekundärproduzenten in der betroffenen Region auswirken. Dies kann dann wiederum negative Effekte auf die Verfügbarkeit von Beute für die gerade entwöhnten Robbenjunge haben.

Arktische marine Säuger haben sich in ihrer Evolution besondere Anpassungen entwickelt, um auf große saisonale und jährliche Schwankungen in der

Abundanz ihrer Nahrungsquellen reagieren zu können. Ihre Fähigkeit, sich auf neue Klimaverhältnisse einzustellen, ist deshalb häufig enorm, und dieses Potenzial sollte nicht unterschätzt werden.

Auswirkungen auf den Gesundheitszustand

Daten für die Bewertung von klimabedingten Veränderungen im Gesundheitszustand mariner arktischer Säuger sind generell – mit Ausnahme von Studien zu Parasiten wie *Toxoplasma gondii* (KIRK et al. 2010, SIMON et al. 2011), Bakterien wie *Brucella* (NYMO et al. 2011) und Viren wie den Morbillivirus (KIRK et al. 2010) – kaum vorhanden.

Ein Modifizierung der Virulenz des Pathogens oder der Empfänglichkeit des Wirts kann zu einer Veränderung in der Inzidenz von Infektionskrankheiten führen. Ein Temperaturanstieg in der Arktis kann die Beziehung zwischen Wirten und Pathogenen auf verschiedene Weise verändern. Veränderungen an den Übertragungsraten von Pathogenen können durch eine Modifizierung der Wirtsdichte oder Bewegungsmuster verursacht werden, die sich zum Beispiel aus neuen Migrationsrouten ergeben. Die Überlebensraten von Pathogenen können aufgrund höherer Wintertemperaturen ansteigen, und die Ausdehnung des Reviers von Tierarten, die Pathogene möglicherweise an neue, immunologisch naive Wirtsarten oder -populationen übertragen, kann dramatische Konsequenzen für das Ökosystem haben. Außerdem kann sich die Empfänglichkeit des Wirts für eine übertragbare Krankheit aufgrund von ernährungsbedingtem oder immunologischem Stress ändern (BUREK et al. 2008). In eisarmen Jahren drängen sich Robbenweibchen auf den Wurfplätzen und gebären Junge in großer Dichte, was das Risiko von Krankheitsübertragungen und somit das Risiko von Seuchen erhöht (JOHNSTON et al. 2005).

Flossenfüßer und Eisbären sind für diese Veränderungen besonders empfänglich, da sie potenziell große Entfernungen überwinden, als Schnittstellen zwischen marinen und terrestrischen Ökosystemen dienen und als Vektoren für Infektionskrankheiten agieren können. Zum Beispiel wurde das »Canine Distemper Virus« (CDV) aus terrestrischen Tierarten für Ausbrüche unter Baikal-Robben (*Pusa sibirica*) und Kaspischen Robben (*Phoca caspica*) (KENNEDY 2001) verantwortlich gemacht. Andersherum wird bei der Verbreitung von *Toxoplasma gondii* in marinen und terrestrischen Nahrungsketten auf Spitzbergen ein mariner Ursprung vermutet (JENSEN et al. 2010). Krankheiten, die von Tieren auf den Menschen übertragen werden können (Zoonosen), sind für über 60% der neu auftretenden Infektionskrankheiten verantwortlich, die global seit

1940 aufgezeichnet wurden. Die Mehrheit von ihnen wurde durch Wildtiere übertragen (JONES et al. 2008). Durch eine potentielle nördliche Verschiebung in der Ausbreitung bestimmter Pathogene sind indigene arktische Gemeinschaften möglicherweise einem erhöhten Krankheitsrisiko ausgesetzt.

Bestandsgrößen und Nutzung

Aufgrund ihrer unterschiedlichen Ökologie, Verbreitung und ökonomischen Bedeutung haben arktische Hundsrobben, Walrosse und Eisbären unterschiedliche Nutzungsgeschichten. Über Jahrtausende waren sie der Jagd durch einheimische Gemeinschaften ausgesetzt. Erst nach dem 16. Jahrhundert begann zusätzlich ein Jagd durch regelmäßige, auf sie gerichtete Expeditionen, die ihren Ursprung außerhalb der arktischen Region hatten. Aufgrund der geringen Bevölkerung, dünnen Besiedlung und des Gebrauchs traditioneller Jagdwaffen hatten die indigenen Völker der Arktis wahrscheinlich nur einen geringfügigen Einfluss auf den Bestand von marinen Säugern, bis mechanisierte Transportmittel und Schusswaffen eingeführt wurden. Im Verlauf der Zeit trat die kommerzielle Jagd an die Stelle traditioneller Methoden, und vielerorts stieg der Fang auf ein unhaltbares Niveau an.

Ogleich die Dichten der weit verbreiteten Ringelrobbe erheblich variieren können, bewegen sich typische Dichten zwischen ein und zwei Robben je Quadratkilometer auf Jahresfesteis und liegen gewöhnlich unter einer Robbe je Quadratkilometer auf Multijahreis und Packeis vor der Küste. Die gesamte Eisfläche der Arktis lag im Winter 2006 bei ca. 13,4 Mio. km² (COMISO 2006), was auf eine Weltpopulation der Ringelrobben von bis zu mehreren Millionen zu diesem Zeitpunkt schließen lässt. Man vermutet, dass es in den 1970er Jahren 6 bis 7 Mio. Ringelrobben gab (STIRLING & CALVERT 1979). Jüngere Schätzungen belaufen sich auf 2,5 Mio. Tiere (MIYAZAKI 2002). Der Fang von Ringelrobben ist für die Wirtschaft der indigenen Völker der gesamten Arktis wichtig. In den 1990er Jahren wurden in Grönland im Jahr durchschnittlich 70.000 Ringelrobben getötet, und diese Zahl war bis in die jüngsten Jahre hinein stabil (NAMMCO 2013). In Kanada werden jährlich wenigstens 50.000 bis 65.000 Ringelrobben gejagt. In keiner arktischen Region gilt der Fang von Ringelrobben als eine ernsthafte Bedrohung der Populationen.

Die überwiegend einzeltägerischen Bartrobben sind ungleichmäßig in offenem Treibeis in arktischen und subarktischen Gewässern verbreitet. Die Abundanz und der Populationstrend dieser Tierart ist unbekannt, jedoch legen frühere, wahrscheinlich unzuverlässige Schätzungen eine Gesamtpopulationsgröße von we-

nigstens 500.000 Tieren nahe. Es liegen keine Anzeichen wesentlicher Änderungen der Abundanz vor (KOVACS & LOWRY 2008). Russische und norwegische Expeditionen fingen Bartrobben während des kommerziellen Robbenfangs, der sich gewöhnlich auch auf andere Tierarten richtete. Während russischer Fahrten in die Beringsee lag der jährliche Fang von Bartrobben in manchen Jahren bei bis zu 10.000 Tieren. Diese kommerziellen Unternehmungen stellten in den späten 1960er Jahren ihren Betrieb ein. Der Fang von Bartrobben durch indigene arktische Völker ist nicht gut dokumentiert. Der Fang in Grönland liegt bei ca. 1.400 Tieren pro Jahr (NAMMCO 2013). Der geschätzte Gesamtfang von 5.000 bis 10.000 Tieren pro Jahr in der Arktis insgesamt stellt wahrscheinlich keine Bedrohung für die Bartrobben dar.

Sattelrobben und Klappmützen sind in allen nördlichen, subarktischen und arktischen Regionen des Atlantik verbreitet. Während des kommerziellen Robbenfangs wurden sie an den Orten entlang der Ost-, Süd- und Westküste Grönlands, vor der Küste Neufundlands und im Sankt-Lorenz-Golf, an denen sie sich zu Fortpflanzung und Haarwechsel konzentrieren, von europäischen und kanadischen Robbenschlägern massiv bejagt. Zusätzlich werden diese Robbenarten traditionell von der Küstenbevölkerung in allen diesen Gebieten vom Land aus bejagt. Seit den frühen 1970er Jahren wurden unterschiedliche Schutzmaßnahmen (Begrenzung der Jagdsaison, Schutz von geschlechtsreifen Weibchen und Fangquoten) eingeführt, um Sattelrobben und Klappmützen vor den Folgen der Übernutzung zu schützen (SERGEANT 1976).

Es gibt drei getrennte Populationen von Sattelrobben: um Neufundland, in der Grönlandsee und im Weißen Meer. Die nordwestatlantische Sattelrobbenpopulation ist die größte der drei. Sie wurde 2010 auf 8,6 Mio. Tiere geschätzt (ICES 2011). Die Population in der Grönlandsee ist seit den 1970er Jahren gewachsen und besteht jetzt aus einem geschätzten Durchschnittswert von 630.000 Robben (ICES 2013). Die Population im Weißen Meer ist seit Mitte der 1960er Jahre auf geschätzt 1.419.800 Tiere angewachsen (ICES 2013). Die Mehrzahl der an den Wurfplätzen gefangenen Sattelrobben sind stets Neugeborene gewesen. Im Gegensatz dazu sind im Fang der grönländischen und kanadischen Inuit alle Altersklassen vertreten (ICES 2013).

Klappmützen werfen in vier verschiedenen Gebieten: vor der neufundländischen Küste (die »Front«), im Sankt-Lorenz-Golf, in der Davis-Straße und vor Jan Mayen. Die Größe der Population im nordwestlichen Atlantik wurde seit 1990 nicht mehr bestimmt, als sie auf 450.000 bis 475.000 Tiere geschätzt wurde (ICES 2012 & 2013). Die Klappmützenpopulation der Grön-

landsee wurde 2013 auf 82.830 Tiere geschätzt, und das eingesetzte populationsdynamische Modell sagt einen siebenprozentigen Anstieg der Population der über ein Jahr alten Tiere im Verlauf der nächsten zehn Jahre voraus (ICES 2013). Seit 2007 besteht in Kanada eine jährliche Fangquote von 8.200 Tieren (einjährig und älter). Im Jahr 2004, als nur Norweger in diesem Gebiet aktiv waren, betrug der gesamte Fang etwa 4.800 Tiere. Seit 2007 wurde der kommerzielle Fang von Klappmützen in der Grönlandsee gestoppt. Nur eine wissenschaftliche Entnahme einiger weniger Tiere pro Jahr ist erlaubt: in 2012 waren das 21 Tiere (einschließlich 15 Jungtiere) und 2013 insgesamt 22 Tiere (einschließlich 15 Jungtiere) (ICES 2013). Die Klappmützenfänge in Grönland konzentrieren sich fast ausschließlich im Westen des Landes und lagen von 1970 bis 2001 zwischen 6.000 und 7.000 Tieren, sind jedoch auf etwa 3.500 im Jahr 2002 und etwa 2.100 im Jahr 2010 zurückgegangen (NAMMCO 2013).

Bandrobben und Larga-Robben sind in der gesamten Region der Beringsee, Tschuktschensee und der Ochotskischen See verbreitet. Eine verlässliche Schätzung des Bandrobbenbestandes liegt derzeit nicht vor. Die Gesamtpopulation der Bandrobben Mitte der 1970er Jahre wurde auf 240.000 Tiere geschätzt. Seit den späten 1960er Jahren ist die Population angewachsen. Jüngste Schätzungen liegen bei 120.000 bis 140.000 Tieren für die Beringsee-Population (FEDOSEEV 2002) und bei 370.000 Tieren für die Population der Ochotskischen See. Man nimmt an, dass sich die Bandrobbe inzwischen wieder den Bestandsgrößen vor der kommerziellen Nutzung annähert. Weil Bandrobben überwiegend pelagisch verbreitet sind, werden in den meisten Jahren nur relativ wenige Tiere von küstengestützten Jägern gefangen, zum Beispiel weniger als 100 Bandrobben von Einwohnern Alaskas.

Für die Larga-Robbe liegen ebenfalls keine verlässlichen Bestandsschätzungen aus jüngerer Zeit vor. Ihr Gesamtbestand wurde auf 335.000 bis 450.000 Tiere geschätzt. Wohlbegründete Abschätzungen für die Beringsee-Population in den frühen 1970er Jahren liegen bei 200.000 bis 250.000 Tieren, in den 1980er Jahren bei 100.000 bis 135.000 Tieren. Die Population in der Ochotskischen See wurde 1982 auf 130.000 Tiere geschätzt, während die derzeitigen Bestandsgrößen für die Japanische See und den Tartarensund nicht bekannt sind. Schiffgestützte kommerzielle Robbenjagden der Russen endeten im Jahr 1995, und es werden nun vermutlich weniger als 5.000 Larga-Robben pro Jahr von Küstengemeinschaften getötet.

Walrosse sind verstreut in der gesamten Holarktis verbreitet. Die größte Lücke von etwa 500 km besteht zwischen der östlichen Tschuktschensee und der westli-

chen kanadischen Hocharktis. Man unterscheidet zwei Unterarten: Das pazifische Walross (*O. rosmarus divergens*) und das atlantische Walross (*O. rosmarus rosmarus*). Eine dritte, auf die Laptevsee beschränkte Unterart (*O. rosmarus laptevi*) wurde zwar beschrieben, ihr systematischer Status ist jedoch umstritten. Die Laptevsee-Walrosse wurden jüngst aufgrund genetischer Analysen der pazifischen Walross-Unterart zugewiesen (LINDQVIST et al. 2009). Der Gesamtbestand des pazifischen Walrosses wurde in den 1960er Jahren 80.000 Tiere und in den frühen 1980er Jahren auf 250.000 bis 300.000 Tiere geschätzt. Über die tatsächliche Populationsgröße herrscht jedoch große Ungewissheit. Eine 2006 durchgeführte Erhebung, die etwa die Hälfte des potenziellen Walross-Habitats abdeckte, ergab eine Populationsgröße von 129.000 Tieren (SPECKMAN et al. 2011). Der gesamte Fang wurde auf 15.000 Tiere pro Jahr geschätzt. Diese hohe Tötungsrate trug wahrscheinlich zu einem Rückgang der pazifischen Walrosspopulation bei, jedoch verhindert die Unkenntnis der tatsächlichen Populationsgröße Schlussfolgerungen zum Populationsstatus. Seit 1989 wurde der Gesamtfang durch Eliminierung der russischen schiffgestützten Fänge und Reduzierung der alaskanischen Fänge reduziert.

Das atlantische Walross verteilt sich auf wenigstens acht separate Subpopulationen. Die tatsächliche Zahl von atlantischen Walrossen ist nicht genau bekannt, wird jedoch auf etwa 20.000 geschätzt (BORN et al. 1995). Abundanzschätzungen für die Bestände in Grönland, Kanada und Spitzbergen, die in einem Bericht von 2009 vorgelegt wurden, belaufen sich auf insgesamt etwa 14.500 Tiere (NAMMCO 2011). Die Gesamtzahl der getöteten atlantischen Walrosse, einschließlich getroffener und dann verlorener Tiere, wurde 1995 auf etwa 1.150 pro Jahr geschätzt (BORN et al. 1995). Der durchschnittliche Fang wurde im Zeitraum von 1996 bis 2001 auf etwa 700 Tiere/Jahr reduziert (NAMMCO 2006). Man vermutet, dass die Populationen von Südost-Baffin Bay, Westgrönland, Baffin Bay und Nordwestgrönland weiterhin abnehmen (NAMMCO 2006, 2011). Atlantische Walrosse stehen in Spitzbergen seit 1952 und in Russland seit 1956 vollständig unter Schutz (BORN et al. 1995). Unterschiedliche gesetzliche Regelungen in Kanada und Grönland zielen auf eine Reduzierung des Fangs von Walrossen in diesen Ländern. Es liegen keine jüngeren Schätzungen der Gesamtzahl und Fangmenge von Walrossen in der Laptevsee vor (NAMMCO 2006).

Eisbären sind in allen eisbedeckten Gewässern der Arktis verbreitet. Sie stehen in der Region des norwegischen Spitzbergen und in der russischen Arktis vollständig unter Schutz. In Alaska, Kanada und Grönland,

wo sie für die Kultur und Wirtschaft eingeborener Völker wichtig sind werden sie aber noch bejagt. In Kanada und Grönland werden die Abschüsse nach einem Quotensystem vergeben, während in Alaska keinerlei Quoten bestehen. Die Eisbären verteilen sich weltweit auf 19 Subpopulationen, die in riesigen und manchmal relativ unzugänglichen Gebieten der Arktis heimisch sind (POLAR BEAR SPECIALST GROUP 2010). Während der Status mancher Subpopulationen in Kanada und der Barentssee gut dokumentiert ist, weiß man über den Status anderer Populationen verhältnismäßig wenig. Es ist folglich nicht möglich, eine genaue Schätzung der Gesamtzahl von Eisbären weltweit abzugeben. Sehr wahrscheinlich beläuft sich die Zahl auf 20.000 bis 25.000 (POLAR BEAR SPECIALST GROUP 2010) und ist rückläufig (SCHLIEBE et al. 2008). In den Jahren 2000 bis 2004 betrug die Gesamtzahl der in Alaska erjagten Eisbären durchschnittlich 81 Tiere pro Jahr (Bereich: 60 bis 108). Während des gleichen Zeitraums wurden in Kanada durchschnittlich 497 (453 bis 529) Eisbären gefangen; in Grönland betrug der jährliche Fang von 2000 bis 2003 199 (158 bis 278) Eisbären. In Grönland wurden 2006 Fangquoten eingeführt. Die Quote für 2013 wurde auf 140 Tiere festgesetzt (Quelle: grönländische Regierung). Anscheinend sind mehrere Populationen in Kanada und Grönland der Überjagung ausgesetzt, wie zum Beispiel die Population in der Baffin Bay, die zwischen Kanada und Grönland liegt (POLAR BEAR SPECIALST GROUP 2010).

Literatur

- ACIA (2004): Scientific Report. Cambridge press. 1042 S.
- ARNBOM, T. (2009): Walrus - facing new challenges in a changing Arctic. *The Circle* 4: 15-17.
- BAJZAK, C., W. BERNHARDT, et al. (2013): Habitat use by harbour seals (*Phoca vitulina*) in a seasonally ice-covered region, the western Hudson Bay. *Polar Biology* 36: 477-491.
- BORN, E. W., GJERTZ, I. & R. R. REEVES (1995): Population assessment of the Atlantic walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus* L.). Norsk Polarinstittut Meddelelser Nr. 138. 100 S.
- BORN, E. W., M. ACQUARONE, KNUSTEN LØ & TOULDAL (2005): Homing behaviour in an Atlantic walrus (*Odobenus rosmarus*). *Aquat. Mamm.* 31: 23-33.
- BUREK, K. A., F. M. D. GULLAND & T. M. O'HARA (2008): Effects of climate change on arctic marine mammal health. *Ecol. Appl.* 18: 126-134.
- BURNS, J. (2009): Harbor and spotted seals. In: PERRIN W. F., WÜRSIG B. & J.G.M. THEWISSEN (eds). *Encyclopedia of marine mammals*, 2nd ed. Academic Press, San Diego. 533-542.
- CHERNOOK, V. & B. BOLTNEV (2008): Regular instrumental aerial surveys detect a sharp drop in the birth rates of the harp seal in the White Sea. *Collection of Scientific Papers from the Marine Mammals of the Holarctic V Conference, Odessa Ukraine 14-18 October*: 100-104.
- COMISO, J. C. (2006): Abrupt decline in the Arctic winter sea ice cover. *Geophys. Res. Lett.*, 33, L18504, doi:10.1029/2006GL027341
- COOPER, L., C. ASHJIAN, S. L. C. SMITH, J. M. GRENBMEIER, R. G. CAMPBELL & E. B. SHEER (2006): Rapide seasonal sea ice retreat in the Arctic could be affecting Pacific walrus (*Odobenus rosmarus divergens*) recruitment. *Aquatic Mammals* 32: 98-102.
- FEDOSEEV, G. (2002): Ribbon seal *Histiophoca fasciata*. In: PERRIN, W. F., B. WÜRSIG & J. G. M. THEWISSEN (eds.) *Encyclopedia of marine mammals*. Academic Press. 1027-1030.
- FERGUSON, S. H., I. STIRLING & P. MC LOUGHLIN (2005): Climate change and ringed seal (*Phoca hispida*) recruitment in western Hudson Bay. *Mar. Mammal Sci.* 21: 121-135.
- FREITAS, C., K. M. KOVACS, R. A. IMS, M. A. FEDAK & C. LYDERSEN (2008): Ringed seal post-moulting movement tactics and habitat selection. *Oecologia*. 155: 193-204.
- HARWOOD, L., T. G. SMITH & H. MELLING (2000): Variation in reproduction and body condition of the ringed seal (*Phoca hispida*) in western Prince Albert Sound, NT, Canada, as assessed through a harvest-based sampling program. *Arctic*. 53: 422-431.
- HAUG, T., K. T. NILSSEN, L. LINDBLOM & U. LINDSTRØM (2007): Diets of hooded seals (*Cystophora cristata*) in coastal waters and drift ice waters along the east coast of Greenland. *Mar. Biol. Res.* 3: 123-133.
- ICES (2011): Report of the Working Group on Harp and Hooded Seals (WGHP), 15-19 August 2011, St. Andrews, Scotland, UK. ICES CM 2011/ACOM:22. 78 S.
- ICES (2013): Report of the Working Group on Harp and Hooded Seals (WGHP), 26-30 August 2013, PINRO, Murmansk, Russia. ICES CM 2013/ACOM:20. 59 S.
- JENSEN, S. K., J. AARS, C. LYDERSEN, K.M. KOVACS & K. ÅSBAKK (2010): The prevalence of *Toxoplasma gondii* in polar bears and their marine mammal prey: evidence for a marine transmission pathway? *Polar Biol.* 33: 599-606.
- HELLE, E. (1992): *Phoca hispida* Schreber, 1775 – Ringelrobbe. In: DUGUY D. & D. ROBINAU (eds.). *Handbuch der Säugetiere Europas*. Band 6: Meeressäuger, Teil II: Robben – Pinnipedia. AULA-Verlag, Wiesbaden. 38-161.
- JOHNSTON, D. W., A. S. FRIEDLAENDER, L. G. TORRES & D. M. LAVIGNE (2005): Variation in sea ice cover on the east coast of Canada from 1969 to 2002: climate variability and implications for harp and hooded seals. *Climate Research* 29: 209-222.
- JONES, K., N. PATEL, M. A. LEVY, A. STOREYGARD, D. BALK, J. L. GITTLEMAN & P. DASZAK (2008): Global trends in emerging infectious diseases. *Nature* 451: 990-993.
- KENNEDY, S. (2001): Morbillivirus infections in aquatic mammals. *Infectious diseases of wild mammals*. E. S. Williams and I. K. Barker. Ames, Iowa, U. S. A., Iowa State University Press: 64-76.
- KIRK, C., A. STEVEN, R. SWOR, D. HOLCOMB & T. O'HARA (2010): Morbillivirus and *Toxoplasma* exposure and association with hematological parameters for Southern Beaufort Sea polar bears: Potential response to infectious agents in a sentinel species. *EcoHealth* 7: 321-331.
- KOVACS, K. & L. LOWRY (IUCN SSC Pinniped Specialist Group) (2008): *Erignathus barbatus*. In: IUCN 2013.

- IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1.
- KOVACS, K. M., T. HAUG & C. LYDERSEN (2009): Marine mammals in the Barents Sea. Ecosystem Barents Sea. E. Sakshaug, G. Johnsen and K. Kovacs. Trondheim, Norway, Tapir Acad. Press: 453-496.
- KOVACS, K. M., C. LYDERSEN, J. E. OVERLAND & S. E. MOORE (2011): Impacts of changing sea-ice conditions on Arctic marine mammals. *Mar. Biodiv.* 41: 181-194.
- LAIDRE, K., I. STIRLING, L. F. LOWRY, Ø. WIIG, M. P. HEIDE-JØRGENSEN & S. H. FERGUSON (2008): Quantifying the sensitivity of arctic marine mammals to climate-induced habitat change. *Ecol. Appl.* 18: 97-125.
- LINDQVIST, C., BACHMANN, L., ANDERSEN, L. W., BORN, E. W., ARNASON, U., KOVACS, K. M., LYDERSEN, C., ABRAMOV, A. V. & Ø. WIIG (2009): The Laptev Sea walrus *Odobenus rosmarus laptevi*: an enigma revisited. *Zoologica Scripta*, 38: 113-127. doi: 10.1111/j.1463-6409.2008.00364.x
- LYDERSEN, C. & K. M. KOVACS (1999): Behaviour and energetics of ice-breeding, North Atlantic phocid seals during the lactation period. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 187: 265-281.
- LYDERSEN, C. & K. M. KOVACS (2010): Status and biology of harbour seals (*Phoca vitulina*) in Svalbard. *NAMMCO Sci. Publ.* 8: 47-60.
- MIYAZAKI, N. (2002): Ringed, Caspian, and Baikal seals *Pusa hispida*, *P. caspica*, and *P. sibirica*. In: PERRIN W. F., B. WÜRSIG & J. G. M. THEWISSEN (eds), *Encyclopedia of Marine Mammals*, 1033-1037. Academic Press.
- MOORE, S. E. & H. P. HUNTINGTON (2008): Arctic marine mammals and climate change: impacts and resilience. *Ecol. Appl.* 18: S157-S165.
- NAMMCO (2006): Annual Report 2005. North Atlantic Marine Mammal Commission, Tromsø, Norway. 381 S.
- NAMMCO (2011): Annual Report 2010. North Atlantic Marine Mammal Commission, Tromsø, Norway. 501 S.
- NAMMCO (2013): Annual Report 2012. North Atlantic Marine Mammal Commission, Tromsø, Norway. 642 S.
- NYMO, I. H., M. TRYLAND & J. GODFROID (2011): A review of Brucella infection in marine mammals, with special emphasis on *Brucella pinnipedialis* in the hooded seal (*Cystophora cristata*): *Vet. Res.* 42: 1-13.
- PBSG (2010): Proceedings of the 15th Working Meeting of the Polar Bear Specialist Group. In: OBBARD M. E., G. W. THIEMANN, E. PEACOCK & T. D. DEBRUYN (eds.): IUCN, Gland, Switzerland.
- POLAR BEAR SPECIALIST GROUP (2010): Polar bears. Proceedings of the 15th Working Meeting of the Polar Bear Specialist Group. In: OBBARD M. E., G. W. THIEMANN, E. PEACOCK & T. D. DEBRUYN (eds.): IUCN, Gland, Switzerland.
- ROSIING-ASVID, A. (2010): Catch history and status of the harbour seal (*Phoca vitulina*) in Greenland. *NAMMCO Sci. Publ.* 8: 161-174.
- SCHLIEBE, S., WIIG, Ø., DEROCHE, A. & N. LUNN (IUCN SSC Polar Bear Specialist Group) (2008): *Ursus maritimus*. In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1.
- SERGEANT, D. E. (1976): Research on hooded seals *Cystophora cristata* Erxleben in 1976. International Commission for the Northwest Atlantic Fisheries Research Document 76/X/126.
- SHEFFIELD, G. & J. M. GREBMEIER (2009): Pacific walrus (*Odobenus rosmarus divergens*): differential prey ingestion and diet. *Mar. Mammal Sci.* 25: 761-777.
- SIMON, A., M. CHAMBELLANT, B. J. WARD, M. SIMARD, J. B. F. PROULX, B. LEVESQUE, A. N. ROUSSEAU & N. H. OGDEN (2011): Spatio-temporal variations and age effect on *Toxoplasma gondii* seroprevalence in seals from the Canadian Arctic. *Parasitology*. 138: 1362-1368.
- SPECKMAN, S. G., CHERNOOK, V. I., BURN, D. M., UDEVITZ, M. S., KOCHNEV, A. A., VASILEV, A., JAY, C. V., LISOVSKY, A., FISCHBACH, A. S. & R. B. BENTER (2011): Results and evaluation of a survey to estimate Pacific walrus population size, 2006. *Marine Mammal Science*, 27: 514-553. doi: 10.1111/j.1748-7692.2010.00419.x
- STEIN, A., L. LOE, A. MYSTERUD, T. SEVERINSEN, J. KOHLER & R. LANGVATN (2010): Icing events trigger range displacement in a high-arctic ungulate. *Ecology* 91(3): 915-920.
- STIRLING, I. & W. CALVERT (1979): Ringed Seal. *Mammals in the Seas*, Vol. II pinniped species summaries and report on sirenians, 66-69. FAO Fisheries.
- STIRLING, I. (2002): Polar Bears and Seals in the Eastern Beaufort Sea and Amundsen Gulf: A Synthesis of Population Trends and Ecological Relationships over Three Decades. *Arctic* 55, Supplement 1: 59-76.
- STIRLING, I. & A. E. DEROCHE (2012): Effects of Climate Warming on polar bears: A Review of the evidence (invited review). *Global Climate Biology* 18: 2694-2706.
- WIIG, Ø., A. E. DEROCHE & S. E. BELIKOV (1999): Ringed seal (*Phoca hispida*) breeding in the drifting pack ice of the Barents Sea. *Mar. Mammal Sci.* 15: 595-598.

Marie-Anne Blanchet
 Norwegian Polar Institute, FRAM Centre, Tromsø.
 Marie-Anne.Blanchet@npolar.no
 Dr. Mario Aquarone
 Institute for Arctic and Marine Biology, University of Tromsø,
 Norway. mario.acquarone@uit.no
 Prof. Dr. Ursula Siebert
 Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung,
 Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover, Deutschland
 ursula.siebert@tiho-hannover.de