

トド 北太平洋沿岸・オホーツク海・ベーリング海

(Steller Sea Lion, *Eumetopias jubatus*)



最近一年間の動き

本種はこれまで環境省版レッドリストにおいて「絶滅の危険が増大している種」として絶滅危惧Ⅱ類 (VU) にランクされていたが、2012 年に行われた見直し (第 4 次レッドリスト、2012 年 8 月 28 日発表) で、準絶滅危惧 (NT) にランクを下げた。その理由として、およそ 5,800 頭が我が国に来遊していると推定されること (平成 21 年度水産庁)、起源となるアジア集団は 1990 年代以降個体数が増加傾向にあることが挙げられている (環境省報道発表資料、平成 24 年 8 月 28 日、http://www.env.go.jp/press/file_view.php?serial=20549&hou_id=15619)。また、国際自然保護連合 (IUCN) も 2012 年に行った見直し (2012. version2) において Vulnerable (絶滅危惧Ⅱ類に相当) から Near Threatened (準絶滅危惧に相当) とした。IUCN の見直しに先立ち、海生哺乳類学会 (The Society for Marine Mammalogy) はこれまで 1 種 2 系群としていた本種を、Philips *et al.* (2009) を根拠に 2 亜種 (Western Steller sea lion; *E. j. jubatus*、Loughlin's northern sea lion; *E. j. monteriensis*) であるとした (Committee on Taxonomy 2012)。その上で *E. jubatus* は全体として 3 世代を通じて 28% の減少が認められるが、Vulnerable の要件 (3 世代間に 30% 以上の減少) を満たしていないことを格下げの根拠とした。ただし、我が国に來遊する *E. j. jubatus* は 3 世代を通じて 57% の減少であり、Endangered (絶滅危惧ⅠB 類に相当) の要件を満たしている。2010 年より本種の採捕頭数決定には「ブロック・クォータ制 (以下 BQ 制、別添参照)」が導入されており、北海道連合海区漁業調整委員会では 2012 年度の採捕頭数の最高限度は 257 頭とされた。なお、2011 年度は 60 頭の留保枠を設け採捕枠を 197 頭としたが、実績は 195 頭であった。BQ 制の導入以降、採捕数は増加傾向にある。

利用・用途

我が国では、戦前に択捉島等で商業的に捕獲され、皮、脂肪、食道等様々な部位が利用されていた。すなわち、皮・食道及び鰭は皮革、肉及び肝臓は食用及び餌料、脂肪は油、胆嚢は医薬品、精巢は強精剤等である。現在も、肉を生肉、缶詰原料及び土産物等として利用しているが、その総消費量等

は不明である。

米国では、先住民が自家消費として捕獲しており、皮や肉を衣服や食用に利用している。

漁業の概要

【国内の状況】

本種は、1910 ~ 1940 年代に択捉島や千島列島において、オットセイやラッコの代替獣として捕獲されていた。年間捕獲数は最大 4,000 ~ 5,000 頭に達し、皮、脂肪、肉等が利用されていた (宮武 1943)。その後の利用状況は明らかではないが、1959 年より深刻な漁業被害を背景に有害動物としての採捕が始まった。従来、トドの採捕には特に制限が設けられていなかったが、国際的な野生生物保護の気運の高まりを背景に、水産庁は「野生動植物の保護に関する基本方針」(平成 5 年 4 月 1 日付農林水産省告示第 293 号) に基づき、米国やロシアで個体数が激減している本種を希少種に指定した。これを受け、1994 年度より漁業法第 67 条第 1 項に基づく北海道連合海区漁業調整委員会の指示により、採捕数の最高限度が年間 116 頭に制限された。2006 年までこの最高限度が適用されてきたが、2007 年 8 月に管理措置が見直され、北海道に冬期來遊するトドの推定個体数に PBR 法を適用し、人為的死亡頭数 (混獲など全ての人為的要因による死亡を含む) を 227 頭とした。2010 年 8 月に水産庁は管理方策に BQ 制を導入し、PBR を過去 5 年間の調査に基づく資源量の推定値をもとに 309 頭とした。これに基づき、北海道連合海区漁業調整委員会では 2012 年度の採捕数 (2012 年 10 月 1 日 ~ 2013 年 6 月 30 日を対象) の最高限度を 253 頭とした。また、青森県においても青森県東部海区漁業調整委員会及び青森県西部海区漁業調整委員会において、トドの採捕数の最高限度を両海区の合計で 4 頭と定めた (2012 年 12 月 1 日 ~ 2013 年 5 月 31 日を対象)。採捕状況を図 1 に示す。2011 年度 (2011 年 10 月 ~ 2012 年 6 月) の採捕数は 195 頭であった。また、同時期の混獲については 59 頭の報告が得られた。採捕されたトドの一部は食用等として利用されている。

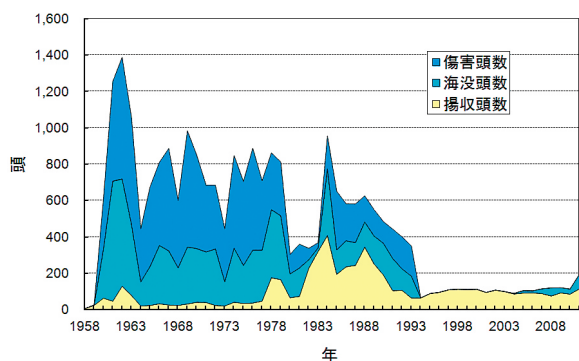


図 1. トド採捕頭数の推移 (1958～2011 年) (北海道水産林務部資料)
*ただし、2011 年度の内訳 (揚収・海没・傷害) は不明

【他国の状況】

米国では、1972 年の海生哺乳類保護法制定以来、商業的な捕獲は行われていないが、生存捕獲は主にアリューシャン列島やプリピロフ諸島で先住民によって行われている。Wolfe *et al.* (2006) によれば、資料のある 1992 年以降の年間捕獲数 (海没を含む) は、1992 年の推定 549 頭 (95% 信頼区間: 452～712 頭) を最大に減少傾向にある。2011 年の資源評価 (米国) では、最近 5 年間 (2004～2008 年、一部 2005～2009 年) の年平均捕獲数は米国全体で 208 頭 (西部系群: 198 + 東部系群: 10) であった (Allen and Angliss 2011)。カナダでも少数の生存捕獲が行われているがその実態は不明である。また、米国・カナダでの漁業活動に伴う混獲の最近年の推定値は年間 62.0 頭 (西部系群: 28.5 + 東部系群: 33.5) とされた (Allen and Angliss 2012 より)。なお、上記以外の人間活動に伴う死亡 (密猟、科学活動に伴うものなどを含む) を含めた合計死亡数は 275.3 頭 (西部系群: 227 + 東部系群: 48.3) であった (Allen and Angliss 2012 より)。なお、ロシアの状況は不明である。

生物学的特性

本種は鰭脚目アシカ科最大の種である。雄で体長 325 cm、体重 1,100 kg、雌でそれぞれ 240～290 cm、350 kg に達し、顕著な性的二型を示す。体の伸長は雌で 5 歳頃に停滞するのに対し、雄では 10 歳頃まで成長を続ける (磯野 1999、図 2)。雌雄とも 3～7 歳で性成熟に達し、雌は性成熟に達すると繁殖を開始するが、多くの雄はテリトリーを形成できる 9～11 歳まで繁殖を開始することはできない。寿命は雌で 30 歳程度、雄で 18 歳程度である (Calkins and Pitcher 1982)。雄は 5 月初旬から 7 月中旬までテリトリーを維持し、平均 10 頭前後の雌を囲い込んでハレムを形成する。出産は 5 月下旬から 7 月初旬にかけて行われ (ピークは 6 月中旬)、雌は出産後 11～14 日で交尾を行う。3～4 か月の着床遅延があることが知られ、出産率は 55～63% と推定されている (Pitcher and Calkins 1981、Calkins and Goodwin 1988)。新生子は一般に 1 歳で離乳する。夏は繁殖場に集中し、秋から冬は拡散する。

本種は中央カリフォルニアから日本北部までの北太平洋沿岸域に分布する (図 3)。mtDNA の分析結果から、アラス

カのサックリング岬 (西経 144 度) を境界に大きく 2 つの系群、すなわち東部及び西部系群に分けられる (Bickham *et al.* 1996、Loughlin 1997)。西部系群はさらに、コマンダー諸島西側に境に「中央系群」と「アジア系群」に細分されるとする報告もあるが (Baker *et al.* 2005)、核 DNA の分析では支持されていない (Hoffman *et al.* 2006)。そのため現状では繁殖場の地理的關係によって 2 つの集団 (group; 中央集団とアジア集団) という表現にとどめておくのが妥当であろう。Phillips *et al.* (2009) は形態学及び遺伝学的データに基づき系群を亜種とする提案をし、それに基づき海生哺乳類学会 (The Society for Marine Mammalogy) はこれまで 1 種 2 系群としていた本種を 2 亜種 (Western Steller sea lion; *E. j. jubatus*、Loughlin's northern sea lion; *E. j. monteriensis*) とした (Committee on Taxonomy 2012)。ここでは便宜的に系群名称を使用する。アジア集団の分布域における繁殖場と上陸場の位置を図 4 に示した (Burkanov and Loughlin 2005)。日本沿岸に繁殖場はなく、11～5 月に北海道日本海側と根室海峡を中心に来遊が見られる。これらの個体は、千島列島とオホーツク海沿岸の繁殖場から来遊すると推察される。ロシアでは 1989～2008 年までに 9 箇所の繁殖場で新生子への標識付けが行われており、北海道周辺では 2003～2006 年に合計 42 頭 (重複を含めず) の標識個体が確認されている (Isono *et al.* 2010)。その起源は中部千島列島のブラッドチルポエフ島 (35.7%、図 4-A)、スレドネバ岩礁 (11.9%、図 4-B) やオホーツク海北部のイオニー島 (19.0%、図 4-C)、イアムスキー島 (16.7%、図 4-D) で多く、他の千島列島の全ての繁殖場で標識された個体も少数ながら観察された (Isono *et al.* 2010)。2009 年以降チュレニー島 (サハリン、図 4-E) でも標識付けが行われており、標識個体の再確認調査を通じて系群構造と北海道来遊個体の起源のさらなる解明が期待される。

本種は、日本沿岸で繁殖活動は行わないものの、その滞留中、繁殖に備えてエネルギーを蓄積するための索餌海域として重要と考えられる。北海道日本海側にはいくつかの上陸場が存在し、大規模なものとして、雄冬 (おふゆ) 岬 (図

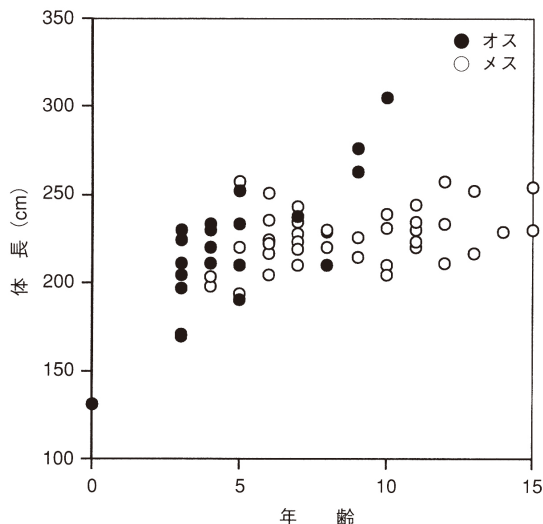


図 2. 体長と年齢の関係 (磯野 1999)

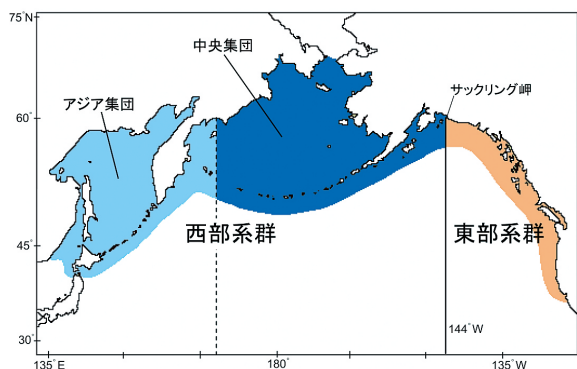


図 3. トドの分布 (Loughlin 1997 に基づく)

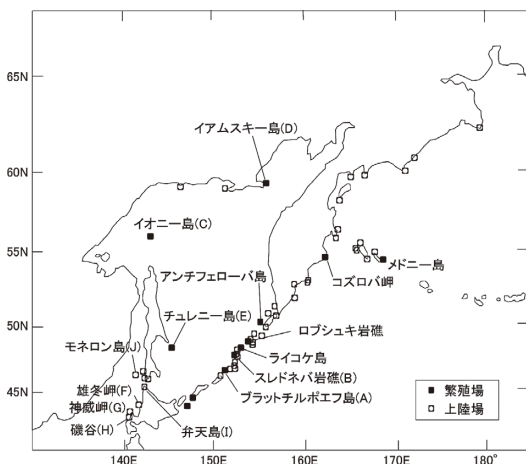


図 4. アジア地域の繁殖場と上陸場の分布 (Burkanov and Loughlin 2005 に基づく)

4-F) と神威 (かむい) 岬 (図 4-G) が知られていた。近年神威岬への上陸数はほとんどなく、新たに磯谷 (図 4-H) や弁天島 (図 4-I) などと比較的まとまった数の上陸が確認されるようになった。一方、根室海峡に上陸場はなく、羅臼沿岸で遊泳個体が観察される。また近年、下北半島周辺への来遊も確認されており、2004 年度には最大同時確認が 6 頭であった。

本種の北海道沿岸における食性は、胃内容物の解析から底生魚類や頭足類であることが明らかとなっている。1970 年代には利尻・礼文島周辺及び内浦湾での食性調査が行われ(加藤 1976、伊藤ほか 1977)、同海域の 2～3 月の餌生物としてホッケとホテイウオが重要であった。1990 年代に北海道各地で行なわれた食性調査ではスケトウダラ、マダラ、タコ類等が卓越していた (後藤 1999)。2000 年代に行われた調査では、ホッケ及びタコ類 (主にミズダコ) が卓越しており、それ以外に積丹半島ではマダラ、石狩湾ではニシン、利尻・礼文島ではマダラ及びイカナゴ属魚類が重要であった (後藤 2011) (図 5)。主要餌生物は年代、季節及び地域により大きく異なり、本種はその場で得やすいものを捕食する機会的捕食者 (opportunistic feeder) である。また、羅臼沿岸域におけるトド 1 頭 (平均体重 325 kg の場合) あたりの 1 日の摂餌量は 17.9～24.6 kg と推定されている (後藤 1999)。

一方、本種の捕食者としてシャチやオンデンサメが報告されている (Matkin *et al.* 2002、Hulbert *et al.* 2002)。

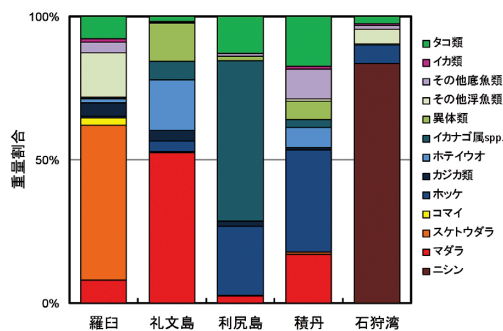


図 5. 北海道沿岸のトドの食性 (後藤 2011 に基づく)

資源状態

【資源の動向】

本種は、繁殖場及び上陸場での直接観察に基づき、1950 年代後半から 1960 年代前半には、世界的に 24～30 万頭が生息していたとされる (Kenyon and Rice 1961、Loughlin *et al.* 1984) が、1970 年代より個体数は減少し、1989 年には 116,000 頭と推定された (Loughlin *et al.* 1992)。減少は主に西部系群で起こり、過去 20 年に 75% 以上が減少したとされる (Calkins *et al.* 1999)。一方、東部系群は 1970 年代以降年率約 3% で増加している (Pitcher *et al.* 2007)。西部系群についても 2000～2004 年には年率約 5.5% で増加傾向にあったが、2004～2008 年は安定となった (Allen and Angliss 2011)。西部系群の 1970 年代以降の減少要因として、気候レジームシフトに関連した環境変化や漁業との競合に起因する餌生物資源の量的・質的变化が有力視されており (Loughlin 1998)、特に若齢獣の生存率の低下が観察されている (Holmes *et al.* 2007)。また、1990 年以降の減少は栄養的ストレス以外の要因による可能性があり、捕食や人間活動、病気、汚染等の影響が指摘されている (DeMaster and Atkinson 2002)。

アジア集団について過去の資源量は、1960 年代に約 27,000 頭 (Burkanov and Loughlin 2005) と推定されている。その後、千島列島を中心に個体数は急減し、1980 年代後半には 13,000 頭となった (Burkanov and Loughlin 2005) が、1989 年以降増加傾向 (年率 1.2%) に転じ、2005 年の資源量は約 16,000 頭と推定され (Burkanov and Loughlin 2005)、2006～08 年には 18,000 頭が計数された (Burkanov 2009)。

アジア集団の資源量の動向は地域によって一様ではなく、1960～80 年代の減少は生息数の大半を占める千島列島で主に起こっており、この時期ベーリング海西部やサハリン島の資源量は安定、オホーツク北部では緩やかな増加傾向を示した。また、1980 年代以降、サハリン島周辺の個体数は顕著な増加傾向を示しており (図 6、Burkanov and Loughlin 2005、Burkanov *et al.* 2008、Burkanov *et al.* 2012 より)、現在サハリン東部のチュレニー島 (図 4-E) は繁殖場として機能している (Burkanov and Loughlin 2005)。また、近年サハリン島南部のモネロン島 (図 4-J) でもわずかながら繁殖が確認されている (Burkanov *et al.* 2012)。

国際自然保護連合 (IUCN) は 2012 年に行ったレッドリストの見直し (2012.version2) において、本種のランクを

Vulnerable (絶滅危惧 II 類に相当) から Near Threatened (準絶滅危惧に相当) に下げた。その根拠には、全体として 3 世代を通じて 28% の資源量減少が認められるが、Vulnerable の要件 (3 世代間に 30% 以上の減少) を満たしていないことを挙げた (The IUCN Red List of Threatened Species, <http://www.iucnredlist.org/details/summary/8239/0>)。ただし、我が国に來遊する西部系群は 3 世代を通じで 57% の減少であり、Endangered (絶滅危惧 IB 類に相当) の要件を満たしている。米国では、Endangered Species Act の下、引き続き東部系群を危急種、西部系群を絶滅危惧種としている。また、ロシアでも絶滅危惧種に指定されている。

国内では、環境省版レッドリストにおいて「絶滅の危険が増大している種」として絶滅危惧 II 類 (VU) にランクされていたが、2012 年に行われた見直し (第 4 次レッドリスト、2012 年 8 月 28 日発表) で、準絶滅危惧 (NT) にランクを下げた。その理由として、およそ 5,800 頭が我が国に來遊していると推定されること (平成 21 年度水産庁)、起源となるアジア集団は 1990 年代以降個体数が増加傾向にあることが挙げられている (環境省報道発表資料、平成 24 年 8 月 28 日、http://www.env.go.jp/press/file_view.php?serial=20549&hou_id=15619)。

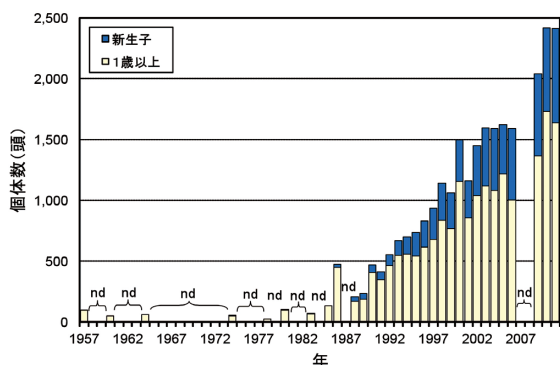


図 6. チュレニー島の個体数変化 (Burkanov and Loughlin 2005, Burkanov *et al.* 2008, Burkanov *et al.* 2012 に基づく)

【來遊の動向】

北海道周辺への來遊動向は年代ごとに大きく変化している。1920 ~ 1970 年代には 54 箇所の上陸岩礁が北海道全域に分布しており (山中ほか 1986)、來遊頭数は定かではないが、過去の採捕実績 (1960 年代は平均 870 頭/年、図 1) から、相当数が來遊していたと推察される。1980 年代になると上陸岩礁への上陸数及び上陸岩礁の数ともに多くの海域で減少した (山中ほか 1986) (図 7)。特に、回遊域の末端部で來遊数の著しい減少と回遊路の短縮が起こっていると考えられ、太平洋側では襟裳岬や新冠、内浦湾への來遊が激減し、日本海側では積丹以南への來遊が見られなくなった。根室海峡側では、200 頭以上の群れが観察されていた (山中ほか 1986) (図 7)。

近年、日本海への來遊頭数は 1980 年代よりも増加し、奥尻島や下北半島まで南下する個体も少数ある。また、雄冬岬周辺や利尻島・礼文島周辺に特に集中し、これらの地域では長期滞留傾向を示している。1999 ~ 2003 年度に北海道日

本海沿岸で実施された航空機及び陸上からの目視調査では、138 ~ 390 頭が観察されている (桜井 2003)。

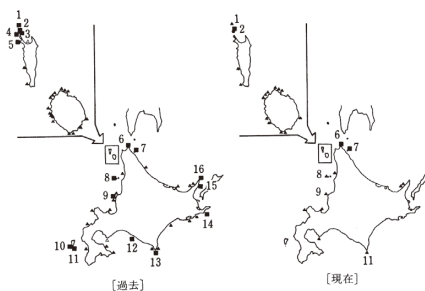


図 7. 過去 (1920 ~ 1970 年) と 1981 ~ 1985 年の間に調査・報告されたトド上陸場の分布 (山中ほか 1986) (番号は表 1 に対応)

表 1. 過去 (1920 ~ 1970 年) と 1981 ~ 1985 年の間に調査・報告されたトド上陸場と上陸数 (山中ほか 1986)

| 番号 | 名称 | 過去 | | 調査時(1981~85年) |
|----|--------|-------------|-----------|---------------|
| | | 年代 | 年平均上陸数(頭) | 年平均上陸数(頭) |
| 1 | 種島 | 1970 年代後半まで | 150 | まれに数頭 |
| 2 | 平島 | 1970 年代後半まで | 150 | 10~20 |
| 3 | 海馬島 | ? | ? | 0 |
| 4 | 夕タキ島 | ? | ? | 0 |
| 5 | コトタ岬 | 1920 年代前半まで | ? | 0 |
| 6 | 弁天島 | - | 50~60 | 50~60 |
| 7 | 鬼志別トド岩 | - | 150 | 150 |
| 8 | 天売島屏風岩 | 1960 年代中頃まで | 100 | 0 |
| 9 | 雄冬 | 1950 年代前半まで | 数 10 | 稀に 1~2 |
| 10 | 群来岬トド岩 | 1920 年代前半まで | 30 | 0 |
| 11 | 室津島 | 1920 年代前半まで | 30 | 0 |
| 12 | 新冠トド岩 | 1950 年代後半まで | 100 | 0 |
| 13 | 襟裳岬 | 1960 年代後半まで | 30 | 稀に 1~2 |
| 14 | ユルリ島 | 1970 年代前半まで | 100 | 0 |
| 15 | デバリ | 1960 年代前半まで | 20~30 | 0 |
| 16 | 知床岬 | ? | ? | 0 |

2004 年度より、我が国におけるトドの來遊量及びその生物学的特性を明らかにし、更に生態系における位置付けを明確にすること及びトドによる被害を受けにくい強化漁具の開発により、トドと漁業の共存を可能ならしめる持続的利用方策の策定に資することを目的に、国際資源調査等推進対策事業の中でトドの資源調査が開始された。その一環として、独立行政法人水産総合研究センター北海道水産研究所では、2004 年度より北海道積丹半島から宗谷海峡に至る日本海で資源量推定を目的としたライントランセクト法による広域航空機目視調査を開始した。2008 年度には本調査は全漁連委託事業「有害生物被害軽減実証事業」に引き継がれ (2011 年度より特定非営利活動法人 水産業・漁村活性化推進機構に移管)、対象海域を拡大し実施された (図 8)。本調査により相当数のトドが沿岸域のみならず広範囲に分布していることが明らかとなり (Hattori *et al.* 2009)、また 2009 年 5 月の調査ではこの時期北部の利尻・礼文島周辺に多く滞留していることが確認された (図 8)。一方、根室海峡側では 2007 年 1 ~ 2 月に防空識別圏内で航空機を用いた調査を行い、沿岸域を中心に最大 64+ 頭の観察があった。北海道來遊群の資源量は、日本海については航空機調査、根室海峡については北海道庁が集計する「來遊目視状況資料」に基づき、過去 5 年間の資料から 5,157 頭 (平均値の 60% 信頼区間下限値) と推定された。

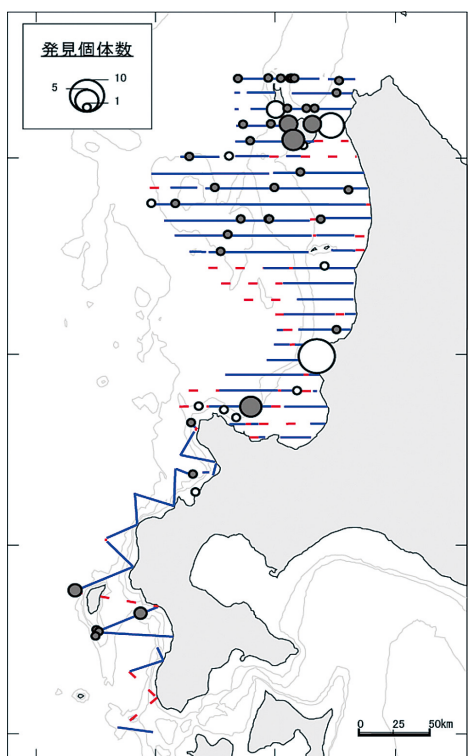


図 8. 航空機目視調査の調査定線とトド発見位置 (2009 年)
 (●; トド一次発見, ○; トド二次発見, 青線; 海況 2 以下での探索, 赤点線; 海況 3 以上での探索)

【回遊様式】

北海道沿岸において本種は、性別と年齢により異なる回遊様式を示すとされ、1980 年代の模式図 (山中ほか 1986) を図 9 に示した。それによると、サハリンからの集団は主に日本海側を南下し、雄成獣や雌、幼獣はサハリン南部や北海道北部に留まるが、雄の若齢獣は積丹半島まで到達する。一方、千島列島からの集団は根室海峡から太平洋岸に来遊するが、雌は根室海峡で滞留し、雄成獣は襟裳岬、雄の若齢獣は内浦湾まで到達するとした。また、両者の集団は北海道沿岸で交流していないと考えられていたが、最近年の来遊個体の性比・年齢構成から、従来とは異なる回遊様式が提案されている (星野 2004) (図 10)。すなわち、根室海峡には従来どおり千島列島からの雌主体の群れが滞留するが、太平洋側に到達する集団はほとんどない。千島列島とサハリンの集団は北海道日本海側で合流し、北部には雌雄混合群、道央から北松山には成熟雌及び若齢雄を含む成熟雄主体の群れが滞留する。

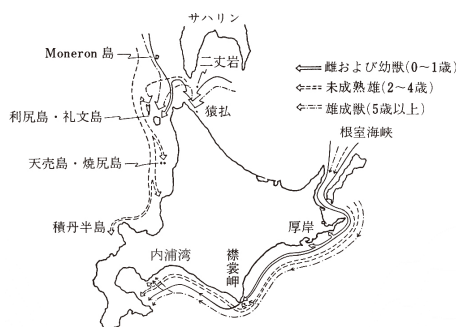


図 9. 1980 年代の回遊模式図 (山中ほか 1986)

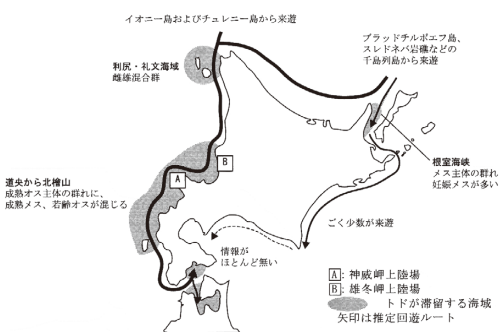


図 10. 近年の来遊状況と回遊模式図 (星野 2004)

日本の来遊起源であるロシアの個体群動態と北海道への来遊動向の変遷との関係は不明であるが、前述したようにチュレニー島では 1989 年頃より個体数が急増しており、このことは日本海側へのトドの来遊傾向 (来遊数の増加及び成熟個体の滞留) と関連している可能性がある。

管理方策

【漁業被害】

北海道沿岸では深刻な漁業被害があり、年によっては被害範囲は青森県にまで拡大している。被害は主に刺網と底建網で発生している。北海道における漁業被害額の推移を図 11 に示す。被害額は漁具被害と漁獲物被害に分けて集計されている。漁具被害額は漁具そのものが破損され、その修理及び新規購入に掛かった金額であり、漁獲物被害額は漁具の破損によって起こる漁獲の損失推定額とされる。漁業被害金額は最近 20 年間連続して 10 億円を超えており、その大部分が北海道日本海側で計上されている。深刻な漁業被害のため漁家によっては休漁も余儀なくされているが、その機会損失額は集計されていない。

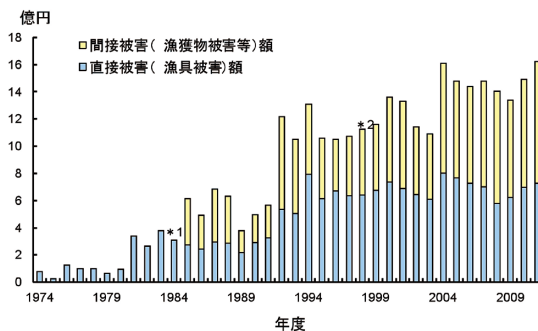


図 11. 漁業被害額の推移 (1974 ~ 2011 年) (北海道水産林務部資料)
 *1: 1984 年以前は間接被害額の集計なし
 *2: 1997 年以降はトド年度 (10 ~ 6 月) による集計

【被害対策】

漁業被害を軽減し、漁業と本種の共存を図るべく、強化定置網の普及、強化刺網の開発、猟銃による採捕及び生態調査が行われてきた。

小型定置網等に対する被害対策としては、袋網 (魚溜まり) にダイニーマ・ベクトラン等の強化繊維を用いることで破網を防止する効果が得られている。刺網については、通常

のナイロン製の 1 枚網の両側にダイニーマなどの強化繊維を用いた保護網を取り付けた強化刺網が開発され、実証化試験が続けられている。過去には、音波や臭気等を用いた忌避手法の開発が試みられたが、本種の高い学習能力のため、継続的な効果を得ることはできなかった。本種の採捕は、年間の上限を定めて行なわれているが、2010 年 8 月の見直しで採捕頭数を 5 か年ごとのブロックで管理することとされた。2010 年からのブロックでは混獲など全ての人為的要因による死亡を含む 1 年間の生物学的間引き可能量 (Potential Biological Removal : PBR) を 309 頭とし、2012 年度については、2011 年度からの持ち越しを踏まえたうえで、定置網漁業などでの推定混獲数を除く 257 頭が採捕頭数の最高限度とされた (北海道及び青森県計)。

【管理上の提言】

本種の管理は、漁業被害の軽減、トド資源の絶滅回避及び持続的利用を目的とし、不確実性を考慮した順応的管理を目指すべきである。科学的知見に基づく管理方策の策定に向け、来遊起源と考えられるアジア集団内の個体群構造や回遊様式、来遊起源の詳細とその資源量、来遊個体数、混獲実態に関する知見が必要である。また順応的管理を行うためには、我が国への長期的な来遊動態を把握するモニタリング体制の確立が課題である。また、トドに関する統計収集と採捕管理にあたっては不確実性を十分考慮する必要がある。その上で、得られた情報に基づいて採捕許容頭数を変更する際には、段階的に行うことが望ましい。また、漁業と本種の共存を目指した管理方策の策定に向け、科学的知見の充実を図る必要がある。

執筆者

北西太平洋ユニット

北西漁業資源サブユニット

北海道区水産研究所 資源管理部 高次生産グループ
服部 薫・山村 織生

参考文献

- Allen, B.M., and Angliss, R.P. 2012. Alaska Marine Mammal Stock Assessments, 2011. NOAA Technical Memorandum NMFS-AFSC-234. 288pp.
- Baker, A.R., Loughlin, T.R., Burkanov, V., Matson, C.W., Trujillo, T.G., Calkins, D.G., Wickliffe, J.K., and Bickham, J.W. 2005. Variation of mitochondrial control region sequences of Steller sea lions: the three-stock hypothesis. *J. Mammal.*, 86: 1075-1084.
- Bickham, J.W., Patton, J.C., and Loughlin, T.R. 1996. High variability for control-region sequences in a marine mammal: Implications for conservation and biogeography of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*). *J. Mammal.*, 77: 95-108.
- Burkanov, V.N. 2009. Russian Steller sea lion research update. AFSC Quarterly Research Reports Jan-Feb-Mar 2009. 6-11.
- Burkanov, V.N. and Loughlin, T.R. 2005. Distribution and abundance of Steller sea lions, *Eumetopias jubatus*, on the Asian coast, 1720's-2005. *Marine Fisheries Review*, 67(2): 1-62.
- Burkanov, V.N., Altukhov, A.V., Andrews, R., Blokhin, I.A., Calkins, D., Generalov, A.A., Grachev, A.I., Kuzin, A.E., Mamaev, E.G., Nikulin, V.S., Panteleeva, O.I., Permyakov, P.A., Trukhin, A.M., Vertyankin, V.V., Waite, J.N., Zagrebely, S.V., and Zakharchenko, L.D. 2008. Brief results of Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*) survey in Russian waters, 2006-2007. In *Marine Mammals of the Holarctic: Collection of Scientific Papers, After the Fifth International Conference, Odessa, Ukraine, October 14-18, 2008*. 116-123pp.
- Burkanov, V.N., Andrews, R.D., Hattori, K., Isono, T., and Tretyakov, A.V. 2012. Brief results of Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*) survey in the northern Sea of Okhotsk and Sakhalin Island, 2011. In *Marine Mammals of the Holarctic: Collection of Scientific Papers, After the Seventh International Conference, Suzdal, Russia, September 24-28, 2012*. 126-132pp.
- Calkins, D.G., and Goodwin, E. 1988. Investigation of the declining sea lion population in the Gulf of Alaska. Alaska Department of Fish and Game, Anchorage. 76 pp.
- Calkins, D.G., and Pitcher, K.W. 1982. Population assessment, ecology and trophic relationships of Steller sea lions in the Gulf of Alaska. *Environmental Assessment of the Alaskan Continental Shelf. Final Reports*, 19: 455-546.
- Calkins, D.G., McAllister, D.C., Pitcher, K.W., and Pendleton, G.W. 1999. Steller sea lions status and trend in Southeast Alaska: 1979-1997. *Mar. Mammal Sci.*, 15: 462-477.
- Committee on Taxonomy. 2012. List of marine mammal species and subspecies. Society for Marine Mammalogy, www.marinemammalscience.org, consulted on 29 Oct 2012.
- DeMaster, D., and Atkinson, S. (eds) 2002. Steller sea lion decline: is it food II. University of Alaska Sea Grant, Fairbanks, U.S.A. 80pp.
- 後藤陽子. 1999. トドの食性. *In* 大泰司紀之・和田一雄 (編), トドの回遊生態と保全. 東海大学出版会, 東京. 14-58 pp.
- 後藤陽子・和田昭彦・前田圭司・三橋正基・星野昇・高嶋孝寛・高柳志朗・服部薫・磯野岳臣・山村織生. 2011. 北海道日本海沿岸に来遊するトドの餌種組成およびその多様性. 平成 23 年度日本水産学会秋季大会.
- Hattori, K., Isono, T., Wada, A., and Yamamura, O. 2009. The distribution of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in the Sea of Japan off Hokkaido, Japan: A preliminary report. *Mar. Mamm. Sci.* 25(4): 949-954.
- Hoffman, J.I., Matson, C.W., Amos, W., Loughlin, T.R., and Bickham, J.W. 2006. Deep genetic subdivision within a continuously distributed and highly vagile marine mammal, the Steller's sea lion (*Eumetopias jubatus*). *Mol.*

Ecol., 15: 2821-2832.

Holmes, E.E., Fritz, L.W., York, A.E., and Sweeney, K. 2007. Age-structured modeling provides evidence for a 28-year decline in the birth rate of western Steller sea lions. *Ecolog. Applic.*, 17: 2214-2232.

星野広志. 2004. トドの来遊状況. *In* 小林万里・磯野岳臣・服部 薫 (編), 北海道の海生哺乳類管理. 北の海の動物センター, 北海道. 2-5 pp.

Hulbert, L., Sigler, M., and Lunsford, C. 2002. Pacific sleeper shark predation on Steller sea lion. *In* DeMaster, D. and S. Atkinson. *Steller Sea Lion Decline: Is It Food II*. University of Alaska Sea Grant, Fairbanks, U.S.A. 67-69pp.

磯野岳臣. 1999. 成長・発育様式と性的二型. *In* 大泰司紀之・和田一雄 (編), トドの回遊生態と保全. 東海大学出版会, 東京. 80-122 pp.

Isono, T., Burkanov, V.N., Ueda, N., Hattori, K., and Yamamura, O. 2010. Resights of branded Steller sea lions at wintering haul-out sites in Hokkaido, Japan 2003-2006. *Mar. Mamm. Sci.*, 26(3): 698-706.

伊藤徹魯・加藤秀弘・和田一雄・島崎健二・荒井一利. 1977. 北海道におけるトドの生態調査報告 (I). 鯨研通信, 305: 1-8.

加藤秀弘. 1976. トドの食性と胃に見られる石について. 鯨研通信, 304: 91-94.

Kenyon, K.W. and Rice, D.W. 1961. Abundance and distribution of the Steller sea lion. *J. Mammalogy*, 42: 223-234.

Loughlin, T.R., Rugh, D.J., and Fiscus, C.H. 1984. Northern sea lion distribution and abundance: 1956-80. *J. Wildl. Manage.*, 48(3): 729-740.

Loughlin, T.R., Perlov, A.S., and Vladimirov, V.A. 1992. Range-wide survey and estimation of total number of Steller sea lions in 1989. *Mar. Mammal Sci.*, 8(3): 220-239.

Loughlin, T.R. 1998. The Steller sea lion: A declining species. *Biosph. Conserv.*, 1: 91-98.

Loughlin, T.R. 1997. Using the phylogeographic method to identify Steller sea lion stocks. *In* Dizon, A., Chives, S.J. and Perrin, W. *Molecular genetics of marine mammals*. *Soc. Mar. Mammal., Spec. Pub.* 3. 159-171pp.

Matkin, C.O., Lennard, L.B., and Ellis, G. 2002. Killer whales and predation on Steller sea lions. *In* DeMaster, D. and S. Atkinson. *Steller Sea Lion Decline: Is It Food II*. University of Alaska Sea Grant, Fairbanks, U.S.A. 61-66 pp.

宮武克巳. 1943. 鯨豚・海虎・海驢. *海洋の科学*, 3: 533-541.

Phillips, C.D., Trujillo, R.G., Gelatt, T.S., Smolen, M.J., Matson, C.W., Honeycutt, R.L., Patton, J.C., and Bickham, J.W. 2009. Assessing substitution patterns, rates and homoplasy at HVRI of Steller sea lions, *Eumetopias jubatus*. *Mol. Ecol.* 18: 3379-3393.

Pitcher, K.W., and Calkins, D.G. 1981. Reproductive biology of Steller sea lions in the Gulf of Alaska. *J. Mammalogy*, 62: 599-605.

Pitcher, K.W., Olesiuk, P.F., Brown, R.F., Lowry, M.S.,

Jeffries, S.J., Sease, J.L.Perryman, W.L., Stinchcomb, C.E., and Lowry, L.F. 2007. Status and trends in abundance and distribution of the eastern Steller sea lion (*Eumetopias jubatus*) population. *Fish. Bull.*, 107: 102-115.

桜井泰憲. 2003. トド来遊状況調査事業報告. *In* 海洋水産資源開発センター (編), 平成 14 年度海洋生物混獲防止対策調査事業報告書. 海洋水産資源開発センター, 東京. 47-98 pp.

Wolfe, R.J., Fall, J.A., Stanek, R.T. 2006. The subsistence harvest of harbor seals and sea lions by Alaska Natives in 2005. Alaska Department of Fish and Game, Division of Subsistence, Technical Paper No. 319. 92 pp.

山中正実・大泰司紀之・伊藤徹魯. 1986. 北海道沿岸におけるトドの来遊状況と漁業被害について. *In* 和田一雄・伊藤徹魯・新妻昭夫・羽山伸一・鈴木正嗣 (編), ゼニガタアザラシの生態と保護. 東海大学出版会, 東京. 274-295 pp.

トド(北太平洋・オホーツク海・ベーリング海)の資源の現況(要約表)

| | |
|-----------------------------|----------------------------------------------------|
| 資源水準 | 調査中 |
| 資源動向 | 増加傾向 |
| 世界の漁獲量 (米国のみ) (最近5年間) | 167.7 ~ 275.3 頭 平均: 220.3 頭 (2005 ~ 2009 年) |
| 我が国の漁獲量 (最近5年間) | 115 ~ 195 頭 平均: 133.8 頭 (2007 ~ 2011 年) |
| 管理目標 | 検討中 |
| 資源の状態 | 検討中 |
| 管理措置 (日本) | 生物学的間引き可能量(混獲などすべての人為的要因による死亡を含む)を309頭以内とする |
| 管理機関・関係機関 | 北海道連合海区漁業調整委員会 青森県東部海区漁業調整委員会 青森県西部海区漁業調整委員会 |

- (参考) ブロック・クォータ制 (BQ 制) の概要
- 1) 5年ごとの「ブロック」内で採捕枠を管理する。
 - 2) ブロック開始前5か年の調査結果に基づき「来遊頭数」を推定し、これにPBRを適用する。
 - 3) PBRよりブロック開始前の混獲死亡頭数(過少推定の恐れのない値)を減じ、単年の採捕可能上限頭数(以下、基本クォータ)とする。
 - 4) 基本クォータの5倍を今後5年間の採捕可能上限頭数(以下、ブロッククォータ: BQ)とする。
 - 5) 各年の採捕可能頭数の決定には、BQの消化状況に関して以下で定義される「貯金」の有無を考慮する。
 - ア) 「BQ残数」と「ブロック残年数×基本クォータ」を比較し、前者が大きい場合「貯金がある」とし、その差を「貯金」とする。
 - イ) 貯金がある場合、当該年の採捕可能頭数は「基本クォータ×1.05+貯金」または「基本クォータ×1.25」の少ない方とする。
 - ウ) 貯金がない場合、当該年の採捕可能頭数は「基本クォータ×1.05」とする。
 - 6) ブロック終了時点でBQに残数がある場合、「基本クォータ×0.25」を上限に、翌ブロックに持ち越し可能とする。
 - 7) 本制度の開始(平成22年度)にあたり、上記1-6)を平成17年度からの5年間を前ブロックと仮定して適用するものとする。この際、基本クォータは平成19年度にPBR法により決定された採捕可能頭数(年間120頭)とし、従ってBQは600頭となる。実採捕頭数は570頭であったことから残枠30頭となるが、これは「基本クォータ(120頭)×0.25」である30頭と同数であるため、前ブロックからの持ち越し頭数を30頭とする。