

イエローストーン国立公園における グリズリーの管理に関する新たな課題

フランク T. ヴァン マーネン¹・ケリー A. ガンサー²

1. 59715 アメリカ合衆国モンタナ州ボーズマン スイート 2, ユニバーシティウェイ 2327, アメリカ合衆国地質学調査所北部ロッキー山脈科学センター, 合同グリズリー研究チーム ✉franmanen@usgs.gov 2. 82190 アメリカ合衆国ワイオミング州イエローストーン国立公園私書箱 168 号, イエローストーン国立公園イエローストーン資源センター, クマ管理事務所

イエローストーン広域生態系においてグリズリー *Ursus arctos* の保護が成功した鍵となった要因は、広大な保護区、イエローストーン国立公園の存在である。我々は、グリズリーを回復させるための努力を概観するとともに、個体数の増加に伴ってグリズリーの個体群統計上のパラメータがどのように変化してきたか、そして、新たな管理上の課題に対応するためにイエローストーン国立公園のクマ管理プログラムが経年的にどのように変化してきたかを報告する。そして、イエローストーン国立公園のクマ管理の経験に基づいて、知床国立公園との比較と知床のヒグマ管理に関する展望を提供したい。

はじめに

イエローストーン国立公園(以下、YNPとする)は、その広大な面積(8,987 km²)によって個体群の地理的な核を提供することで、イエローストーン広域生態系(以下、GYEとする)のグリズリー *Ursus arctos* の回復において重要な役割を演じた。Schwartz & Gunther (2006) は、YNPにおけるグリズリー管理の歴史と広域生態系全体の個体群に対して果たした国立公園管理の貢献について包括的に概観した。ここでは、この論文以降に生じてきた新たな管理上の課題と個体数の変化に焦点を当てながら、情報を更新したい。Schwartz & Gunther (2006) が要約したように、GYEのグリズリーの歴史は、カナダ国境以南の合衆国内の他の野生動物や大型食肉類がたどった歴史の典型である。グリズリーはこの約100年間で過去の生息域の98%で絶滅したのであった。1990年代の中盤までにYNPのグリズリーはカナダ以南の合衆国では最南部の個体群となり、孤立してほとんど国立公園内に追い込まれた。1975年の絶滅危惧種法(U.S. Federal Register 40 FR: 31734-31736)で、YNPのグリズリーは絶滅のおそれのある個体群に指定され

た。指定以降、グリズリーを回復させるための努力は、生息地保全の改善、クマの死亡を管理すること、そして人との軋轢を軽減することによる個体数の増加に焦点が当てられた。1980年代中盤には、グリズリーの個体数は増加に転じ、およそ200-350頭(Eberhardt & Knight 1996)から、2014年には少なくとも750頭(Haroldson et al. 2015)になった。20世紀の末までに、合衆国魚類野生動物管理局、合同グリズリー委員会(IGBC:カナダ以南のグリズリーの回復に責任を負う国と州の連合組織)、及び、その小委員会であるイエローストーン生態系委員会(GYEにおけるグリズリーの回復を担う国、州、郡、先住民部族からなる委員会)は、個体数は回復したと確認し、絶滅危惧種指定の解除に向けて動きはじめた。合衆国魚類野生動物管理局は、2007年3月にイエローストーンのグリズリー個体群の絶滅危惧指定解除の最終的な規程を提出した(U.S. Fish and Wildlife Service 2007)。指定解除規程は異議申し立てを受け、モンタナ州ミズーラの連邦地方裁判所は、2009年9月に指定解除を無効とする命令を出した。そして2010年3月に絶滅危惧種法の下での保護が回復された。合

衆国魚類野生動物管理局は第9巡回区控訴裁判所 (9th Circuit Court of Appeals) に上告し、2011年11月には判決が言い渡され、地方裁判所が出した決定が支持された。その結果、この個体群は今も絶滅危惧種法の保護を受けて管理されている。

合衆国において注目の集まる種の保全によくあるように法的手段を講じたが、イエローストーングリズリーは、保護の努力に反応して良い方向になってきた。この成功の核心は、一貫した長期的調査とモニタリング、そして、IGBCによる管理方針の執行である (Schwartz & Gunther 2006)。本論文で我々は個体群統計上のパラメータにおいて最近報告された変化、そして、変化してきた管理上の課題に応じて、どのようにYNPのクマ管理プログラムが進化してきたかを概観する。

長期的な個体群統計調査

合同グリズリー研究チーム (以下、IGBSTとする) は、国、州、先住民部族の各機関の科学者や生物学者による共同チームであり、グリズリーの個体群の動向やその他さまざまな観点の生態学的項目を研究するために1973年に設立された。IGBSTはGYEのグリズリーの管理に関する意志決定に対して情報を提供する重要な役割を継続的に担っている。IGBSTは、科学と政策のギャップに橋渡しをし、信頼性、妥当性、科学的なインプットの広範な信用性を保証することができる、まさに「境界をまたぐ組織」の成功例として挙げられてきた (Lynch et al. 2008)。さまざまなタイプの環境上の変化に対して個体群がどのように反応するかについて管理者が知識を得ることを、IGBSTが提供したデータが助けた。長期的な研究プログラムの鍵となる目的は、1) 個体群の大きさとその傾向を推定すること、2) 人為的な影響も含む、経時的に個体群動態を左右する生態学的相互関係を研究することである。

IGBSTは個体群の動向をモニターするために様々なテクニックを用いている。それらには個体群内でキーとなる区分、つまり0才子を連れたメスという区分の詳細な推定が含まれる。それらのテクニックの一つは、Chao2推定法であり、そのた

めにIGBSTは1983年以来信頼できる個体群データを入手してきた (Keating et al. 2002, Cherry et al. 2007)。Harris et al. (2007) によると、個体群の傾向に変化が生じているかどうかについて管理者へ情報提供するために、IGBSTはこの傾向分析のテクニックを用いた。この手法の適用によって2000年代初頭に個体群の成長が減速したことが見出され、2011年秋にはIGBSTは個体群統計の包括的なレビューを開始し、個体群成長の低下の原因を調査した。Schwartz et al. (2006b) の1983–2001年の研究結果と比較して、IGBSTはGYEのグリズリーの2002–2011年の個体群成長率 (vital rates) を再評価した。1983–2001年にSchwartz et al. (2006b) は、およそ4.2–7.6%の年平均成長率を観察していた。一方、2003–2011年のデータの解析結果は、年平均成長率が0.3–2.2%に低下していたことを示した (Interagency Grizzly Bear Study Team 2012)。この低い成長率の最もあり得る原因は、0才と1才の年齢階層の生存率が低かったことであり、そして、繁殖力が多少低下した可能性もある (表1)。これら2つの期間で、親から独立したメス (2才以上) の生存率には違いはみられなかった。しかし、オス成獣では前者の期間よりも後者の期間の方で生存率が増加していた (表1)。これらの観察結果を確認しながら、1970年代以来の1200頭以上のグリズリーの生活史に基づいた個体群再構成データ (population reconstruction data) から、時を経るにしたがい個体群の中の若いクマの割合が低下し、一方で高齢のクマの割合が増加してきたことを示した (IGBST 未発表)。

IGBSTのデータは、これらの個体群統計上の変化に空間的な要素も存在することを示している。1983–2001年のデータに基づく先の観察は (Schwartz et al. 2006b)、GYEのグリズリーのコアエリアであるYNPでは、個体数の安定化がすでに見られてきており、最も活発な個体数の増加が見られるのは、国立公園外のグリズリー回復ゾーン (このゾーンは合衆国魚類野生動物管理局が設けた; 面積23,828 km², 図1) の中であることも示している。回復ゾーンの外の地域は本質的には「シンク」地域であり、出生率を死亡率が上回ってい

た。2002–2011年のデータ解析からの知見は、個体数の安定のプロセスが回復ゾーン全域に拡大してきたことを示し(IGBST 2012)、回復ゾーンの外の地域の「シンク」機能が低下したことも示された。2つの期間を通じてGYEの中のグリズリーの分布は拡大した。いくつかの地域では、過去100年以上グリズリーがいなかった地域への再定住もみられた。2010年までに、グリズリーはGYEの中のほぼ50,280 km²もの地域を占有し、その面積は回復ゾーンの2倍以上になった。良い生息地でクマのいない所はなくなっている(Bjornlie et al. 2014a)。この様に個体数の増加にしたがって、GYE全体を通じて増加率は類似してきた。これは多くの地域で個体数が環境収容力に達しつつあることを示している(IGBST 2012)。

これらの知見を通じて、一つの重要な研究上の疑問は、密度依存効果のプロセスが働いているのか、あるいは、近年の食物資源の利用可能度の変化によって、環境収容力が低下しているのか、ということであった。食物資源の変化で最も注目値するのは、アメリカシロゴヨウ *Pinus albicaulis* をめぐる変化である。この木の種はグリズリーにとって秋の高カロリーの食物なのである。2000年代初頭以来、GYEの全域でアメリカシロゴヨウの枯死率が高まっている。その主な原因は在来の森林害虫である アメリカマツノキクイムシ *Dendroctonus ponderosae* で、GYEの環境収容力を低下させている可能性がある。van Manen et al. (2016) は、この研究上の疑問について、アメリカシロゴヨウの枯死率とグリズリーの密度の2つの指標を時空間的に対応させる調査をした。彼らはまず1983–2012年の30年間のデータに基づくグリズリーの生存率と繁殖率が、これら2つの指標に関係しているという仮説をテストした。親から独立したクマの生存率との関係については、アメリカシロゴヨウの枯死率ともクマの密度とも相関を見いだせなかった。しかしながら、親に同伴されてる0才の生存率については、グリズリーの密度との間に負の相関があった。一方で、0才や1才の生存率とアメリカシロゴヨウの枯死率の間には相関を示す証拠はなかった(van Manen et al. 2016)。また、これらの研

究では子を連れていない(すなわち、これは繁殖に成功する可能性があることを示す)メスを集中的に分析し、繁殖とクマの密度がリンクしている証拠が得られた。子を連れていないメスが翌年に子を持つ確率は、アメリカシロゴヨウが減少する以前の1990年代にやや減少した。さらにこの減少はクマの密度が高い地域でより顕著であった(van Manen et al. 2016)。密度依存効果の証拠はBjornlie et al. (2014b)によってさらに支持された。彼らは、グリズリーとりわけメスのグリズリーのホームレンジサイズが、アメリカシロゴヨウの枯死率よりもクマの密度に密接に関係していることを見出した。クマの密度が高い地域では、ホームレンジが狭くなり、各個体のホームレンジ面積の差が低下したのであった。

van Manen et al. (2016) は、クマの密度が高まるにつれて0才の生存率が低下するという強い相関関係があることを見出した。これらの知見は、生物学的なメカニズムは異なるが、0才の生存率はクマの個体数を調整する潜在的な密度依存要素として機能しうることを論証したスカンジナビアやアラスカの研究からも支持される(Swenson et al. 1997, 2001; Wielgus et al. 2001; Miller et al. 2003; McLellan 2005)。GYEでみられたグリズリーの個体群の動態は、Eberhardt (2002)によって概説された環境収容力に近づいた個体群で、密度依存要因が作用したときの順序にしたがっている。すなわち、まず幼獣の死亡が増加し、続いて初産齢の遅れと繁殖の抑制が起り、最終的には成獣の死亡率も高まるという順序になる。

成功の帰結: イエローストーン国立公園におけるクマ管理の新たな課題

1960年、イエローストーンとクマが生息するその他の合衆国内の国立公園は、負傷事故や資産への被害につながる事件を減らすための明確な目的を持ったクマ管理プログラムを策定した(National Park Service 1960)。10年後、クマが人為的な食物を手に入れることに関する懸念から、YNPのクマ管理目標は、クマが自然の餌で生存するよ

うにさせることへとシフトした。引き続き1970年代初頭の露地のゴミ捨て場の閉鎖は当時たいへんな論議を巻き起こし、結果として多くのクマが死亡したが、究極的には根本的な目的が達成された。しかしながら、それは多くの公園利用者には不人気な決定であった。なぜならば、クマが見えづらくなったからである。1980年代初頭には、生息地の保護にシフトすることが強調され、YNPの公園管理者は、季節的にまたは通年、公園利用を禁止するクマ管理地域 (BMA) を設置した。その目標は、人の立入でクマが重要な餌場から移動せざるを得ない事態を減少させ、また、人とクマの軋轢発生の可能性を低下させることであった。BMAは現在も設置されているが、その効果について検証可能な研究は行われていない。しかし、他の地域よりもBMAはクマによく利用されており、特に0才の子を連れたメスでそれは顕著であるというデータはある (Schwartz & Gunther 2006)。

1980年代初頭にはクマ管理上の新たな課題が発生した (Haroldson & Gunther 2013)。公園利用者が増え、グリズリーとクロクマの個体数も増加し、人為的な食物に餌付けされていないけれど人に馴化したクマが、道路脇の草原で自然の餌を採食しはじめたのである (Haroldson & Gunther 2013)。当初、これらの道路脇のクマたちは許容されず、痛めつけて忌避学習させられ、捕獲して移動させられ、時には駆除 (remove, 訳注: 北米では捕殺ばかりでなく捕獲して動物園などへ移すことも含めて remove という) された。しかしながら、これらの戦術は馴化を防ぐことに全体的に失敗し、1990年の初めには全く異なるクマ管理戦略が検討された。クマ渋滞の現場においては、クマに対して管理努力を集中させる代わりに、人の行動の管理に焦点が当てられた。クマを捕獲したり、威嚇し痛めつけるよりも、公園利用者が安全に車を駐車し、クマに近づいたり餌を与えないように、また、クマにとって予想可能な行動をとるように指導するために、公園スタッフはクマ渋滞の現場に常に派遣された。馴化したクマに対してではなく人の行動に管理の焦点を当てる戦略は当初は論議を呼んだが、25年間 (1990–2014) にわたって続いており、

この戦略の効果について検証することができるようになった。公園の道路脇のクマが許容されはじめてから、クマ渋滞はグリズリーが4,587回、クロクマは7,618回、さらにクマの種類不明のものが181回報告された。1990年以来、合計で12,386回のクマ渋滞が報告されたが、馴化したクマを見たり写真を撮るために立ち止まった何万人もの人々に対してクマが攻撃することは一度もなかった。道路脇のクマよりも人と車の方が危険であることが判明した。何件かの軽微な車の事故が発生し、少なくとも5人の人が車にはねられて負傷した。

道路沿いのクマを許容することが、クマによる人の資産への被害やクマによる攻撃、クマの管理上の駆除 (removal)、そして交通事故によるクマの死亡を増加させるのではないかという危惧は根拠のないものであった。クマが人為的な食物を手に入れないように食物の保管を適切に行ったり、人々を教育することに集中的な努力を投下することも同時に行うことで、現行の管理戦略の下においても危惧された問題は低レベルにあるか、むしろ減少した (表2)。この間、公園利用者は増加し (図2)、クマ渋滞の件数も増加した (図3) にも関わらずである。YNPは十分なスタッフがいれば、100%絶対安全ではないが、公園利用者にもクマにも安全な状態で道路脇のクマを管理し得ることを実証してきた。現行の管理戦略の下で、毎年何千人もの公園利用者がクマを見たり、撮影したり、嘆賞することが可能になっている。YNPでは1980年代初頭以来クマの密度が増加したことで、来訪者のかなりの割合の人々がクマを観察することができるようになってきている。クマを観察する機会は、公園利用者にもポジティブな経験を与える (Taylor et al. 2014) ばかりでなく、公園に隣接する町の地域経済に数百万ドルの経済効果を与えている (Richardson et al. 2014)。国立公園内の道路沿いにクマが留まることが許容されるなら、YNPのビジターたちは公園の入園料に平均して41ドル上乘せして払う意思があると、Richardson et al. (2014) の研究は示した。そして、野生動物を観察するこの機会の提供し続けることは経済的利益の上でも重要であろうと結論づけた。ポジティ

ブなクマ観察の経験は、国立公園を訪れる人々にクマの価値を認めてもらい保護意識を創り上げることにもつながるだろう (Herrero et al. 2005)。しかしながら、この管理戦略は公園管理者にとって新たな課題でもある。なぜならば、馴化したクマではなく人に対して管理の焦点を当てることは、労力と経費がかかるからである。YNPでは毎年2,500–3,000人日の労力がクマ渋滞の管理に費やされている。さらに、大きな国立公園ではクマの馴化を許容することが効果的な管理戦略かもしれないが、小さな公園ではやっかいな問題が発生するかもしれない。小さな公園ではクマは保護された国立公園の境界を越えて外に出やすいかもしれない。その結果、不適切に保管された人為的食物や居住者に近い生息地を利用することに関係して、人為的に死亡しやすくなるかもしれない。

公園管理者にとって別の最近の課題は、グリズリーによる死亡事故である。YNPにおいてグリズリーによる死亡事故は極めて稀である。YNPの140年を越える歴史(1872–2015)の中で、国立公園内でクマに殺された人は8名である。しかしながら、1986年の死亡事故以来26年間事故がなかったが、最近5年間で3件の死亡事故が発生した。2件は2011年、1件は2015年に発生した。さらに、公園の外では2010年と2014年に1件ずつ死亡事故が発生している。これらの事故の発生した状況は様々で、原因も一つではない (<http://www.fws.gov/mountain-prairie/species/mammals/grizzly/yellowstoneindex.html>を参照)。これらの事件は、ある一つの傾向を反映した最近の発生と指摘するには、頻度が低すぎる。にもかかわらず、これらの事件に関与したクマの捕殺に関する管理上の意志決定は、世界中でマスコミと人々から大きく注目されることになった。マルチメディアを通じて情報が急速に広まる今日においては、野生動物管理者の課題は、自らの意志決定について効率的に説明し、広く広報することであり、適時の対応を行うことである。

知床国立公園とイエローストーン国立公園のクマ管理: その展望について

McCullough (2006) は、ともにユネスコの世界自然遺産である知床国立公園とYNPの鍵となる生物学的な共通性について議論した。例えば、西部開拓時代の後のエルク *Cervus elaphus* の急速な減少は、無制限な商業捕獲により1880年代末までに大幅に減少したシカ *C. nippon* に類似している。両国立公園は保護措置によって植生へのインパクトをとまなう偶蹄類が過増加に陥るといった管理上の課題をかかえた (Gogan et al. 2006; Kaji et al. 2006)。また、両国立公園はヒグマ (グリズリー) とその管理についてもいくつもの共通性を持つ。2つの国立公園はともにヒグマ個体群の核心部を保護する重要な地域をかかえている。また、両国立公園は世界中のクマが生息する国立公園で一般的な管理上の課題に直面している。それらの課題はクマが人為的な食物を手に入れることの防止から人とクマの相互関係の管理までさまざまであり、そのような管理上の課題は、公園周辺の町にまで及んでいる。クマ観察は両国立公園における人気のあるアクティビティーでもある (Yamanaka & Kaji 2006; Richardson et al. 2014)。YNPは知床国立公園に比べて早くに創立されていたので、クマの管理について長い歴史を持つ。すでに述べてきたように、YNPは順応的な管理モデルを適用してきたことから多くの知見を得ている。McCullough et al. (2006) の本の中で、それらの知見に基づくヒグマ管理のための助言を行い、それらの多くは過去10年間の間に知床国立公園で実行されてきている。

知床国立公園のヒグマ管理は、クマよりも人の活動や行動に焦点を当てた管理へと移行したYNPでここ数十年の間に生じた状況と類似したパラダイムシフトを今経験している。そのパラダイムシフトの優れた例は、複数の管理上のアプローチを組み合わせた知床五湖地区で見られる。ここには国立公園内で最も多くのビジターが来訪する (年間の利用者約50万人: 2007年のデータ、環境省2009による) 上に、春と初夏にはクマの活動が活発である。知床五湖を利用する公園利用者

には、基部に通電したワイヤーを備えた全長800 mの高架木道と、地上の遊歩道の管理されたハイキングの2つの選択肢がある。管理されたハイキングは有料であり、クマの活動がより活発な季節には追加の規制が加わる。それはライセンスを持ったガイドの同伴や短時間の教育プログラム受講の義務付けである。将来的に増えていく公園利用者を収容できるという点で、高架木道は特に魅力的であろう。さらに集中的に行われているクマに関する意識改革プログラムは、ゴミの適切な処理やクマの生息地の中での安全対策について注意を促している。YSNではこれらのような集中的なビジター管理はない。知床国立公園の約15倍の面積を持つYNPではそのような管理はむずかしいであろう。

晩夏、典型的には8月に、知床の河川にはカラフトマス *Oncorhynchus gorbuscha* が産卵のためにもどってくる。クマたちはカラフトマスを食べるためにルシャ川の河口に集まる傾向がある。人の立入を厳重に制限する法的な枠組みを持つ「特別保護地区」を指定する意志決定があれば、この核心地域を保護し、重要なクマの採食活動への妨害を軽減するための重要なステップとしての意義を持つ。ルシャ川地域で想定される公園利用者の制限は、クマが魚を獲る場所は限られるのでより空間的に限定されたものという点を除いては、YNPにおけるBMAに類似したものが想定される。Kohira et al. (2006) はこの地域において安全なクマ観察の機会を提供することができるのだろうかという疑問を提示した。サケマス産卵河川においてクマ観察のために管理されている地域が北米ではいくつか存在する。最も有名なものはアラスカ州によって管理されているマクニール川野生動物保護区と、アラスカのカトマイ国立公園のブルックス滝である。ルシャ川において同様のアプローチを取ることはオプションの一つであるが、すでにこの地域の沿岸では船からのクマ観察が行われており、それは人の安全とクマへの妨害をより少なくする観点から良い代替の手段と思われる。また、最低保つべき観察距離を法的に強制することを検討することが重要であろう。特に、船からの

クマ観察の人气がさらに高まることが予想されるならそれが必要である。

知床国立公園の境界に隣接する羅臼やウトロの町や、半島の南の基部の農地にクマが侵入することは、とりわけ自然の餌が不足する年には、長期的な管理上の懸念である。その懸念は非常に妥当なものである。なぜならば、知床半島一帯はクマの密度が相対的に高く、特に国立公園内は高いからである。正確な統計的検討は難しいが、高いクマの密度にもかかわらず、資産への被害や人家への侵入、あるいは負傷事故などを含む深刻なクマとの軋轢の頻度は、非常に低いと考えられる。戦略的に重要な場所への集中的な電気柵の設置は、公園に隣接する町へのクマの侵入を防ぐための代表的な努力である。しかしながら何キロメートルにも及ぶ電気柵の設置を伴い、機能を維持するための頻繁な点検やメンテナンスが必要で、この様なシステムは費用がかかる。これらの努力にも関わらず、相当数の管理活動における駆除が続いており、その個体群に与える影響は明かではない (Kohira et al. 2009)。クマが人為的な食物へ誘引されることを減らし、クマ対策型のゴミ箱による全庁的なゴミ収集体制の整備が検討されるべきだろう。そのような体制変更を行うことは非常に効果的だが、大規模な計画や公的な方針が必要であり、また義務化するための町の条例も検討されなければならないかもしれない。例えば、YNPに隣接するWest Yellowstoneには、クマに餌を与えることを禁止する町の条例がある。その条例では、故意でなく不注意であろうが、その他どのような形であれクマが食物を利用できるようにすることは禁止されている (<http://www.codepublishing.com/MT/WestYellowstone/#!/WestYellowstone06/WestYellowstone0608.html>)。さらに、知床半島では高密度にクマが生息しているが、人に対するクマの攻撃や負傷事故の件数は比較的少ないと考えられる。これらの事例からすると、いくぶん主観的とはいえ、人の活動に対してクマが驚くほど寛容であるといつてよい。とくに、クマとの遭遇をいかに防ぎ、遭遇したらどのように対応すべきかに関する効果的なガイドラインが組み合わされれば、

このクマの寛容性は公園に隣接する地域の人々やビジターを対象とした教育プログラムでの重要なメッセージになる可能性がある。

ハンターによる狩猟に加えて、知床半島では相当数のヒグマの駆除が行われている。狩猟と駆除が長期的に持続的かどうかを調査するための個体群のデータは十分ではないと思える。それ故に、我々は知床半島のヒグマ個体群と捕獲についてのモニタリングが保証されること、そして、人とクマの軋轢の軽減が依然重要な管理目標であるとする Kohira et al. (2009) の指摘を支持する。半島の、あるいはその一部のヒグマの個体数に関して信頼性のある推定を行うことは、理論的にも、予算的にも、技術的にも難しいことは我々も認識しているが、その他の個体数モニタリングのオプションが利用できる可能性があり、それら进行评估してみるべきことを指摘したい。例えば、Sawaya et al. (2013) はアメリカクロクマ *Ursus americanus* について、シンプルな傾向の指標から複雑な個体数推定テクニックまで多くの個体数モニタリングのオプションを提供しており、それらはヒグマにも適用できる可能性がある。さらに、Ohta et al. (2012) が北海道渡島半島のヒグマについて提案したようなモデリングアプローチは、人とクマの軋轢に応じた異なる管理戦略のモデルにも、ヒグマ個体群の持続性に関するそれらの効果と影響を評価するためにも使える可能性がある。

知床国立公園のもう一つの課題は、国立公園の場所ごとに項目ごとに、別々の行政機関が責任を

持つという運営の複雑さである。責任を負う行政機関の間で協力と意思疎通は良好のようであるが、クマ管理に対するアプローチは統合され、統一されていることが望ましい。それゆえ、2012年のクマ管理計画を策定した省庁連携の努力は、順応的な管理の枠組みにおける定期的な改訂に向けて、公式なものとして維持されるべきである。

クマ管理の課題は、個別の状況ごとに異なる傾向を持っており、2つの国立公園の状況は異なるが、知床とイエローストーンの両国立公園の比較研究は、両地域のクマ管理業務を改善し、評価するために重要なツールとなり得る。我々はいくつかの展望を示したが、クマと人の軋轢の完璧な解決はなく、人とクマが同じ空間を分け合う限り軋轢を完全に防ぐことはけっしてできない。人とクマの共存は達成し得るものだが、そのためには、人々の寛容性と、クマと人の軋轢を効果的に緩和することが必要であり、また同様に、利害関係者を巻き込みながらクマ管理に関わる行政機関が継続的に協調していくことが必要である。2015年札幌で開催された第5回国際野生動物管理会議におけるワークショップと、それに引き続いて行われた斜里・羅臼両町と2つの国立公園管理者や利害関係者が参加する現地視察とタウンミーティングは、それぞれの経験と科学的な情報を交換するユニークな機会となった。我々は両国立公園の間で交流を継続し、新たな協働を創り出していきたい。

(山中正実訳)

New Challenges for Grizzly Bear Management in Yellowstone National Park

Frank T. van MANEN¹ & Kerry A. GUNTHER²

1. U.S. Geological Survey, Northern Rocky Mountain Science Center, Interagency Grizzly Bear Study Team, 2327 University Way, Suite 2, Bozeman, MT 59715, USA ✉ fvanmanen@usgs.gov 2. Bear Management Office, Yellowstone Center for Resources, Yellowstone National Park, P.O. Box 168, Yellowstone National Park, WY 82190, USA

A key factor contributing to the success of grizzly bear *Ursus arctos* conservation in the Greater Yellowstone Ecosystem has been the existence of a large protected area, Yellowstone National Park. We provide an overview of recovery efforts, how demographic parameters changed as the population increased, and how the bear management program in Yellowstone National Park has evolved to address new management challenges over time. Finally, using the management experiences in Yellowstone National Park, we present comparisons and perspectives regarding brown bear management in Shiretoko National Park.

Introduction

Yellowstone National Park has played a vital role in the recovery of grizzly bears *Ursus arctos* in the Greater Yellowstone Ecosystem, its large area (8,987 km²) serving as the geographic core of the population. Schwartz & Gunther (2006) provided a comprehensive overview of the history of grizzly bear management in Yellowstone National Park and the contributions of the Park's management to the demographics of grizzly bears in the entire ecosystem. Here, we update and expand the information presented by Schwartz & Gunther (2006), focusing on population changes and new management challenges that have emerged over the decade since that publication.

As Schwartz & Gunther (2006) summarize, the history of grizzly bears in the Greater Yellowstone Ecosystem is typical for the species and other large carnivores in the conterminous U.S., where grizzly bears were eliminated from approximately 98% of their historic range during a time period of about 100 years. By the mid-1900s, Yellowstone grizzly bears were the most southern population of those remaining in the conterminous U.S., isolated and relegated largely to Yellowstone National Park. The Yellowstone grizzly bear was listed as a threatened population under the Endangered Species Act in 1975 (U.S. Federal Register 40 FR: 31734–31736). Since listing, recovery efforts focused on increasing population size by improving habitat security, managing bear mortalities, and reducing bear–human conflicts. The grizzly bear population began to recover in the mid-1980s and increased in numbers

from approximately 200–350 bears (Eberhardt and Knight 1996) to at least 750 in 2014 (Haroldson et al. 2015). Range expansion occurred concomitantly with the population increase (Schwartz et al. 2002, 2006a; Bjornlie et al. 2014a). By the end of the 20th century, the U.S. Fish and Wildlife Service, the Interagency Grizzly Bear Committee (IGBC: partnership of federal and state agencies responsible for grizzly bear recovery in the conterminous U.S.), and its Yellowstone Ecosystem Subcommittee (federal, state, county, and tribal partners charged with recovery of grizzly bears in the Greater Yellowstone Ecosystem) established that the population had recovered and moved toward delisting. The U.S. Fish and Wildlife Service submitted a final rule to delist the Yellowstone grizzly bear population in March 2007 (U.S. Fish and Wildlife Service 2007). This delisting rule was challenged and the Federal District Court in Missoula, Montana, issued an order vacating the delisting in September 2009, and protections under the Endangered Species Act were reinstated in March 2010. The U.S. Fish and Wildlife Service filed an appeal in the 9th Circuit Court of Appeals, which rendered a decision in November 2011 and upheld the District Court ruling. Consequently, the population currently remains managed under the auspices of the Endangered Species Act.

Notwithstanding the legal procedures that often accompany conservation of high-profile species in the U.S., the Yellowstone grizzly bear has responded well to conservation efforts. At the core of this success are a concerted, long-term research and moni-

toring effort and implementation of management policies by the IGBC (Schwartz & Gunther 2006). Here, we provide an overview of recently documented changes in demographic parameters and how the bear management program in Yellowstone National Park has evolved as management challenges have changed over time.

Long-Term Demographic Research

The Interagency Grizzly Bear Study Team (IGBST), an interdisciplinary team of scientists and biologists from federal, state, and tribal agencies, was established in 1973 to study population trends and various aspects of grizzly bear ecology. The IGBST continues to play an important role to inform decisions regarding grizzly bear management in the Greater Yellowstone Ecosystem. Indeed, the IGBST has been described as an example of a successful “boundary organization” that can bridge the gap between science and policy and ensure the reliability, relevance, and broad credibility of scientific input (Lynch et al. 2008). Data provided by the IGBST helps managers develop knowledge of how the population will likely respond to various types of environmental changes. Key objectives of the long-term research program are to 1) estimate population size and trend; and 2) to study the ecological relationships that govern population dynamics over time, including natural and anthropogenic influences.

The IGBST uses multiple techniques to monitor population trend, several of which involve specific estimates for a key population segment: females with cubs-of-the-year. One of those techniques is the Chao2 estimator, for which IGBST has obtained reliable population data since 1983 (Keating et al. 2002, Cherry et al. 2007). Based on Harris et al. (2007), IGBST implemented this technique for trend analysis to inform managers if a change in the trajectory of the population had occurred. This implementation led to the detection of a slowing of population growth since the early 2000s. Given that population growth had changed, IGBST initiated a comprehensive demographic review in the fall of 2011 and investigated in detail what caused the slowing of population growth. Using studies by Schwartz et al. (2006b) for the period 1983–2001 as a basis for comparison, IGBST reevaluated vital rates of Greater Yellowstone Ecosystem grizzly bears for the period 2002–2011. For the period 1983–2001, Schwartz et al. (2006b) observed a robust rate of annual population growth of 4.2 to 7.6%. In contrast, analysis of the 2002–2011 data indicated this

annual growth had slowed to about 0.3 to 2.2% (Interagency Grizzly Bear Study Team 2012). The proximate cause of this slower growth was lower survival rates among the cub and yearling age classes, and possibly a slight decline in fecundity (Table 1). Survival of independent-aged females (≥ 2 years old) did not change between the two time periods; however survival of adult males increased from the earlier to the later time period (Table 1). Confirming these observations, population reconstruction data based on life histories of >1,200 grizzly bears collected since the 1970s suggests the proportion of younger individuals in the population decreased over time, whereas the proportion of older bears increased (IGBST, unpublished data).

Data from the IGBST also indicate that there is a spatial component to these changing demographics. Previous observations based on data from 1983–2001 (Schwartz et al. 2006b) indicated that Yellowstone National Park, the core area for grizzly bears in the Greater Yellowstone Ecosystem, had already shown signs of stabilizing numbers and that the most vigorous population growth occurred in the zone outside Yellowstone National Park but within the Grizzly Bear Recovery Zone (a zone designated by the U.S. Fish and Wildlife Service to implement recovery; 23,828 km²; Fig. 1). Areas outside the Recovery Zone were essentially “sink” areas, where the mortality rate exceeded the birth rate. Findings from analyses of 2002–2011 data showed that the process of population stabilization had expanded to the entire Recovery Zone (IGBST 2012), and that areas outside the Recovery Zone functioned less as population sinks. Throughout both periods of robust and slower population growth, grizzly bears expanded their distribution in the Greater Yellowstone Ecosystem, recolonizing some areas where grizzly bears had been absent for over 100 years. By 2010, grizzly bears in the ecosystem occupied around 50,280 km², an area more than double in size compared with the recovery zone, with few areas of prime habitat unoccupied (Bjornlie et al. 2014a). Thus, population growth rates have become much more similar across the entire ecosystem as the population expanded, suggesting the population is reaching carrying capacity in many areas (IGBST 2012).

Given these findings, an important research question was whether density-dependent processes were playing a role or if carrying capacity had been reduced because of recent changes in availability of

food resources. The most notable change in a food resource occurred among whitebark pine trees *Pinus albicaulis*, the seeds of which are a high-calorie food for grizzly bears in the fall season. High mortality of whitebark pine trees has occurred throughout the Greater Yellowstone Ecosystem since the early 2000s, primarily due to a native forest pest, mountain pine beetle *Dendroctonus ponderosae*, which could have lowered carrying capacity in the ecosystem. van Manen et al. (2016) studied this research question by developing spatially and temporally explicit indices of whitebark pine mortality and grizzly bear density. They then tested hypotheses regarding the association of these two indices with survival and reproductive rates of grizzly bears based on three decades of data (1983–2012). They did not detect an association between survival of independent bears with bear density nor with whitebark pine mortality. However, among dependent bears, cub survival was negatively associated with grizzly bear density; in contrast, there was no evidence of an association of cub or yearling survival with whitebark pine mortality (van Manen et al. 2016). These studies also provided evidence of a link between reproduction and bear density: by concentrating analyses on females with no offspring (i.e., those most likely to successfully breed), their probability of having cubs the next year declined slightly during the 1990s, prior to whitebark pine decline, and this decline was more pronounced in areas where bear densities were greater (van Manen et al. 2016). Evidence of density-dependent effects was further supported by Bjornlie et al. (2014b), who found that home-range size, particularly among females, was more closely linked with bear density than mortality of whitebark pine, with smaller home ranges and less variation in home-range area where bear densities were greater.

The strongest relationship observed by van Manen et al. (2016) was a decline in cub survival as bear densities increased. These findings support studies from Scandinavia and Alaska, which demonstrated that cub survival can function as a potential density-dependent factor contributing to population regulation among bear populations, although different biological mechanisms have been proposed (Swenson et al. 1997, 2001; Wielgus et al. 2001; Miller et al. 2003; McLellan 2005). These observations of grizzly bear population dynamics in the Greater Yellowstone Ecosystem follow the sequence outlined by Eberhardt (2002) for populations nearing carrying capacity and in which

density-dependent factors start acting: juvenile mortality increases, followed by delayed primiparity and reproductive suppression, and, lastly, adult mortality tends to increase.

The Consequences of Success: New Bear Management Challenges in Yellowstone National Park

In 1960, Yellowstone and other U.S. National Parks with bear populations established bear management programs with the specific aim to reduce the number of incidents leading to human injuries and property damage (National Park Service 1960). A decade later, with concerns regarding bear access to anthropogenic foods, bear management goals in Yellowstone National Park shifted towards having bears subsist on natural diets. The subsequent closure of open-pit garbage dumps in the early 1970s was a highly controversial decision at the time and resulted in substantial bear mortality, but ultimately accomplished its primary objective. However, it was an unpopular decision among many park visitors as bears became much less visible. With emphasis shifting to habitat protections in the early 1980s, Yellowstone National Park managers established Bear Management Areas (BMAs) that restricted or were closed to human use on a seasonal or annual basis. The goal was to reduce displacement of bears from valuable feeding areas and to reduce the potential for human-bear conflicts. The BMAs are still in place and although their effectiveness has not been studied in an experimental setting, data indicate greater bear use of BMAs compared with other areas, particularly by females with cubs-of-the-year (Schwartz & Gunther 2006).

In the early 1980s, a new bear management challenge emerged (Haroldson & Gunther 2013). The grizzly and black bear populations increased with increased park visitation and bears that were habituated to people, but not conditioned to human foods, began to appear in roadside meadows, foraging on native foods (Haroldson & Gunther 2013). Initially, these roadside bears were not tolerated and were hazed, relocated, or removed to prevent conflicts. However, these management tactics generally failed to prevent habituation and an entirely different management strategy was considered beginning in 1990. Instead of concentrating management on the bears at bear-jams, efforts were focused on managing human behavior. Rather than trapping or hazing bears, park staff were routinely dispatched to bear-jams to ensure that visitors parked their vehicles

safely, did not approach or feed bears, and behaved in a predictable manner. Although controversial when first implemented, the strategy of focusing management efforts on human behavior rather than the habituated bears has now been in place for 25 years, providing an opportunity to test the efficacy of this management strategy. During this period of bear tolerance along park roads, 4,587 grizzly bear and 7,618 black bear roadside-jams were reported. There were an additional 181 bear-jams where the species of bear was not recorded. In total, 12,386 bear-jams have been reported since 1990, with no bear attacks on the tens of thousands of visitors that stopped to view and photograph the habituated bears. People and vehicles turned out to be more dangerous than roadside bears. There have been several minor vehicle accidents, and at least 5 people sustained injuries when they were hit by vehicles at bear-jams.

The concern that tolerating bears along roadways would lead to increases in bear-caused property damages, bear attacks, management removals of bears, and bear mortality from vehicle strikes has been unfounded: in concert with the intensive efforts to prevent bear access to human foods through proper food storage and education, all remained low or even decreased under current management strategies (Table 2) despite increasing visitation (Fig. 2) and a growing number of bear-jams (Fig. 3). Yellowstone National Park has demonstrated that given adequate staff, roadside bears can be managed in a manner that is safe, although never 100% safe, for both park visitors and bears. Under the current management strategy, thousands of visitors are able to view, photograph, and appreciate bears while visiting the park each year. As bear densities in Yellowstone National Park have increased since the early 1980s, bear viewing likely has become more accessible to a greater proportion of visitors. The opportunity to view bears not only provides a positive visitor experience (Taylor et al. 2014), it contributes millions of dollars to the local economies of gateway communities (Richardson et al. 2014). The study by Richardson et al. (2014) indicated that, on average, visitors to Yellowstone National Park are willing to pay approximately \$41 more in Park entrance fees if bears are allowed to remain along roads within the Park and they concluded the economic benefits of continuation of this wildlife viewing opportunity may be substantial. Positive bear viewing experiences likely build an appreciation and conservation ethic for bears among people that visit national parks

(Herrero et al. 2005). However, this management strategy does present new challenges for park managers because the focus on managing people instead of the habituated bears is labor intensive and expensive: approximately 2,500 to 3,000 personnel hours are spent annually to manage bear-jams in Yellowstone National Park. Additionally, whereas tolerance of bear habituation may be an effective management strategy in a large national park, complications may arise in smaller parks where bears may be more likely to leave the protected confines of the park and become susceptible to human-caused mortality associated with inadequate food storage or use of habitats in close proximity to people.

Another recent challenge for park managers has been human fatalities due to grizzly bear attacks. Fatal grizzly bear attacks in Yellowstone National Park are extremely rare. Over the more than 140-year history (1872–2015) of Yellowstone National Park, 8 people have been killed by bears inside of the park. However, after a 26-year hiatus since a fatal grizzly bear attack in 1986, 3 attacks led to human fatalities within the last five years, two in 2011 and one in 2015. Additionally, there have been two fatal attacks outside Yellowstone National Park, one in 2010 and one in 2014. The circumstances of these attacks varied widely and there is no single cause (see <http://www.fws.gov/mountain-prairie/species/mammals/grizzly/yellowstoneindex.html>). Incidents are too infrequent to suggest that recent occurrences reflect a trend. Regardless, management decisions regarding the capture and fate of the bear, or bears, involved in these incidents have generated substantial media and public attention worldwide. In the age of rapid distribution of information through multimedia, the challenge for wildlife managers is to effectively disseminate and explain their decisions and respond in a timely fashion.

Bear Management in Shiretoko and Yellowstone National Parks: Some Perspectives

McCullough (2006) discussed several key biological similarities that exist between Shiretoko National Park and Yellowstone National Park, both UNESCO Natural World Heritage Sites. For example, the precipitous decline of elk *Cervus elaphus* after settlement of the American West was similar to the substantial reduction of Sika deer *C. nippon* populations in Japan by the late 1800s due to uncontrolled market hunting. In both Yellowstone and Shiretoko National Park, protective status subsequently resulted in overpopu-

lation of ungulates with corresponding impacts on vegetation composition and structure, a formidable management challenge in both parks (Gogan et al. 2006; Kaji et al. 2006). There are also a number of similarities between the two parks with regard to brown (grizzly) bears and their management. Both parks serve as important areas protecting a core brown bear population. Both parks also face management challenges common among national parks with bears throughout the world. These range from preventing bear access to anthropogenic foods to managing human–bear interactions, and such management challenges tend to spill over into park gateway communities. Bear viewing is a popular recreational activity in both parks (Yamanaka & Kaji 2006; Richardson et al. 2014). Because Yellowstone National Park was established much earlier, bear management has had a much longer history compared with Shiretoko National Park. In Yellowstone National Park, substantial knowledge has been gained from applying an adaptive management model, as described previously. Recommendations for brown bear management made in the book volume by McCullough et al. (2006) built on that knowledge and many of those recommendations have been implemented in Shiretoko National Park over the past 10 years.

Brown bear management in and near Shiretoko National Park is undergoing a paradigm shift similar to the one that occurred in Yellowstone National Park in recent decades, with management focus shifting towards human activities and behaviors rather than bears. An excellent example of this paradigm shift is provided by the multi-faceted management approach in the Goko Lakes area, which receives the greatest visitor use of any area in Shiretoko National Park and where bear activity is high in spring and early summer (around 500,000 visitors annually (2007 data); Ministry of the Environment 2009). Visitors have a choice of accessing the area via an 800-m-long, elevated footpath equipped with electric wire at the base, or a controlled-access hike on a hiking trail. The controlled access hikes are fee-based and have additional restrictions during the season of greatest bear activity in the area, requiring a licensed guide and a short educational program. Both options provide visitors with safe viewing opportunities with limited disturbance to bears. The elevated footpath is particularly appealing because it can likely accommodate increasing visitation rates well into the future. Additionally, an extensive bear awareness program draws attention to proper garbage disposal and

“safety in bear country” messaging. We note that in Yellowstone National Park there are no such intensively managed visitor experiences, which would be difficult to manage for a park that is almost 15 times greater in area than Shiretoko National Park.

In late summer, typically in August, pink salmon *Oncorhynchus gorbuscha* return to spawn in Shiretoko’s rivers. Bears feeding on pink salmon tend to congregate at the mouth of the Rusha River. The decision to designate this as a Special Protection Area, which provided the legal framework to implement stringent access restrictions, represents an important step to protect this core area and reduce human disturbance during this important foraging activity. The visitor restrictions in place for the Rusha River area are, in principle, similar to the implementation of BMAs in Yellowstone National Park, with the exception that restrictions apply to a more limited spatial extent because bear access to salmon is localized. Kohira et al. (2006) raised the question whether safe bear viewing opportunities could be developed for this area. There are several areas in North America managed for bear viewing near salmon streams, most notably the McNeil River State Game Sanctuary and Refuge, managed by the Alaska Department of Fish and Game, and Brooks Falls in Katmai National Park and Preserve in Alaska. However, whereas a similar approach may be an option for bear viewing near the Rusha River, bear viewing already occurs from tour boats along the coast, which seems an excellent and better alternative because of human safety considerations and lower probability of bear disturbance. Establishing enforceable regulations for minimum viewing distances would be an important consideration, however, particularly if expectations are that the popularity of bear viewing from boats will increase.

A long-term management concern is bears entering the gateway towns of Rausu and Utoro at the boundary of Shiretoko National Park and agricultural areas at the southern base of the peninsula, particularly during years when natural foods are scarce. This concern is very relevant because of the relatively high brown bear densities on the Shiretoko peninsula in general, and the national park in particular. Despite high bear densities, the frequency of serious human–bear conflicts involving property damage, home break-ins, or human injuries seems remarkably low, although accurate statistics are difficult to obtain. The construction of extensive electric fencing in strategic locations represents an impressive effort

to reduce the probability of bears entering these gateway communities. However, with kilometers of electric fencing in place, these systems are expensive because they require frequent inspection and maintenance to keep functioning. Despite these efforts, substantial lethal removal of brown bears in control actions continues, and its impacts on the population are unknown (Kohira et al. 2009). Consideration may be given to reduce access to anthropogenic food attractants and developing a township-wide garbage collection system with bear-proof containers. Implementing such changes can be very effective but requires substantial planning, commitment, and potential consideration of township ordinances for enforcement. Near Yellowstone National Park, for example, the gateway city of West Yellowstone has a city ordinance prohibiting bear feeding, including “negligently or otherwise make any food of any kind available to bears in the town” (<http://www.codepublishing.com/MT/WestYellowstone/#!/WestYellowstone06/WestYellowstone0608.html>). Additionally, given high brown bear population densities on the Shiretoko Peninsula, the number of incidences of bear attacks and human injuries is relatively low. These observations, although somewhat anecdotal, seem to suggest remarkable tolerance of human activities by brown bears. Particularly when combined with effective guidelines regarding how to avoid and respond to bear encounters, this bear tolerance may be important message for educational programs targeting gateway communities and park visitors.

In addition to hunter harvest, substantial lethal removal (control kills) of brown bears occurs on the Shiretoko Peninsula. Population data are likely insufficient to investigate whether the combined mortality from harvest and lethal removal is sustainable in the long term. Therefore, we support the suggestion by Kohira et al. (2009) that close monitoring of the Shiretoko Peninsula brown bear population and harvest is warranted and that reduction of human–bear conflicts remains an important management objective. Although we recognize that obtaining reliable brown bear population estimates for the peninsula, or portion thereof, will be logistically, financially, and technically challenging, we suggest that other options for population monitoring may be available and should be evaluated. For example, Sawaya et al. (2013) provided numerous population monitoring options for American black bears *Ursus americanus* that may also be applicable to brown bears, rang-

ing from simple trend indices to complex population estimation techniques. Additionally, modeling approaches such as those presented by Ohta et al. (2012) for the Oshima Peninsula on Hokkaido may be used to model different management strategies in response to human–bear conflicts and to evaluate their potential effectiveness and impact on sustainability of the brown bear population.

One challenge in Shiretoko National Park is the complexity of administration, with different agency responsibilities for different management aspects and portions of the national park (Yamanaka 2006). Whereas cooperation and communication among responsible agencies seems excellent, an integrative, unified approach to bear management is desirable. Therefore, we suggest that interagency efforts to develop the 2012 Bear Management Plan are further formalized and maintained to periodically update the plan in an adaptive management framework.

Although bear management challenges tend to be context-specific and this context is different within the two parks, comparative studies between Shiretoko and Yellowstone National Parks can be valuable tools to evaluate and improve bear management practices in both areas. Our perspectives are provided with the knowledge that there are no perfect solutions to human–bear conflicts and that they can never be fully prevented as long as bears and human share the same space. However, human coexistence with bears can be accomplished but it requires a combination of public tolerance and effective mitigation of human–bear conflicts, which, in turn, requires a concerted and coordinated effort among bear management agencies with involvement from stakeholders. The bear workshops at the 5th International Wildlife Management Congress in Sapporo in 2015 and the subsequent field interactions and town hall meetings among managers and stakeholders from both parks and the townships of Shari and Rausu provided unique opportunities to exchange experiences and scientific information. We look forward to continuing that exchange and establishing new collaborations among both national parks.

References

- Bjornlie D. D., Thompson D. J., Haroldson M. A., Schwartz C. C., Gunther, K. A. Cain S. L., Tyers D. B., Frey K. L., & Abe B. 2014a. Methods to estimate distribution and range extent of grizzly bears in the Greater Yellowstone Ecosystem. *Wildlife Society Bulletin* 38: 182–187.

- Bjornlie D. D., van Manen F. T., Ebinger M. R., Haroldson M. A., Thompson D. J. & Costello C. M. 2014b. Whitebark pine, population density, and home-range size of grizzly bears in the Greater Yellowstone Ecosystem. *PLoS ONE* 9: e88160.
- Cherry S., White G. C., Keating, K. A., Haroldson M. A. & Schwartz C. C. 2007. Evaluating estimators for numbers of females with cubs-of-the-year in the Yellowstone grizzly bear population. *J. Agricul. Biol. and Env. Stat.* 12: 195–215.
- Eberhardt L. L. 2002. A paradigm for population analysis of long-lived vertebrates. *Ecology* 83: 2841–2854.
- Eberhardt L. L., & Knight R. R. 1996. How many grizzlies in Yellowstone? *J. Wild. Manage.* 60: 416–421.
- Gogan P. J. P., Lemke T. O., Tyers D. B. & White. P. J. 2006. The northern Yellowstone elk herd. In: D. R. McCullough, K. Kaji, and M. Yamanaka (eds.), *Wildlife in Shiretoko and Yellowstone National Parks: Lessons in wildlife conservation from two World Heritage Sites.* pp. 224–229. Shiretoko Nature Foundation, Hokkaido, Japan.
- Haroldson M. A., & Gunther K. A. 2013. Roadside bear viewing opportunities in Yellowstone National Park: characteristics, trends, and influence of whitebark pine. *Ursus* 24: 27–41.
- Haroldson M. A., van Manen F. T. & Bjornlie D. D. 2015. Estimating number of females with cubs. In: van Manen F. T., Haroldson M. A. & Soileau S. C. (eds.), *Yellowstone grizzly bear investigations: annual report of the Interagency Grizzly Bear Study Team, 2014.* pp. 11–20. U.S. Geological Survey, Bozeman, Montana, USA.
- Harris R. B., White G. C., Schwartz C. C. & Haroldson M. A. 2007. Population growth of Yellowstone grizzlies: uncertainty, correlation, and future monitoring. *Ursus* 18: 167–177.
- Herrero S., Smith T., DeBruyn T. D., Gunther K. A. & Matt C. A. 2005. Brown bear habituation to people: safety risks and benefits. *Wildl. Soc. Bull.* 33: 362–373.
- Interagency Grizzly Bear Study Team. 2012. Updating and evaluating approaches to estimate population size and sustainable mortality limits for grizzly bears in the Greater Yellowstone Ecosystem. Interagency Grizzly Bear Study Team, U.S. Geological Survey, Northern Rocky Mountain Science Center, Bozeman, Montana, USA. ([http://nrmsc.usgs.gov/files/norock/IGBST/GYEGBMonMortWksRpt2012\(2\).pdf](http://nrmsc.usgs.gov/files/norock/IGBST/GYEGBMonMortWksRpt2012(2).pdf))
- Interagency Grizzly Bear Study Team. 2013. Response of Yellowstone grizzly bears to changes in food resources: a synthesis. Report to the Interagency Grizzly Bear Committee and Yellowstone Ecosystem Subcommittee. Interagency Grizzly Bear Study Team, U.S. Geological Survey, Northern Rocky Mountain Science Center, Bozeman, Montana, USA.
- Kaji H., Okada H., Kohira M. & Yamanaka M. 2006. The Shiretoko Sika deer herd. In: D. R. McCullough, K. Kaji & M. Yamanaka (eds.), *Wildlife in Shiretoko and Yellowstone National Parks: Lessons in wildlife conservation from two World Heritage Sites.* pp. 229–232. Shiretoko Nature Foundation, Hokkaido, Japan.
- Keating K. A., Schwartz C. C., Haroldson M. A. & Moody D. 2002. Estimating number of females with cubs-of-the-year in the Yellowstone grizzly bear population. *Ursus* 13: 161–174.
- Kohira M., Okada H. & Yamanaka M. 2006. Controlled exposure: Demographic trends, dispersal patterns, and management of brown bear in Shiretoko National Park. In: D. R. McCullough, K. Kaji, and M. Yamanaka (eds.), *Wildlife in Shiretoko and Yellowstone National Parks: Lessons in wildlife conservation from two World Heritage Sites.* pp. 238–242. Shiretoko Nature Foundation, Hokkaido, Japan.
- Kohira M., Okada H., Nakanishi M. & Yamanaka M. 2009. Modeling the effects of human-caused mortality on the brown bear population on the Shiretoko Peninsula, Hokkaido, Japan. *Ursus* 20: 12–21.
- Lynch H. J., Hodge S., Albert C. & Dunham M. 2008. The Greater Yellowstone Ecosystem: challenges for regional ecosystem management. *Environmental Management* 41: 820–833.
- McLellan B. N. 2005. Sexually selected infanticide in grizzly bears: the effects of hunting on cub survival. *Ursus* 16: 141–156.
- McCullough D. R. 2006. Wildlife management in Shiretoko National Park. In: D. R. McCullough, K. Kaji & M. Yamanaka (eds.), *Wildlife in Shiretoko and Yellowstone National Parks: Lessons in wildlife conservation from two World Heritage Sites.* pp. 300–310. Shiretoko Nature Foundation, Hokkaido, Japan.
- McCullough D. R., Kaji K. & Yamanaka M. 2006. *Wildlife in Shiretoko and Yellowstone National Parks: Lessons in wildlife conservation from two World Heritage Sites.* 315 pp. Shiretoko Nature Foundation, Hokkaido, Japan.
- Ministry of the Environment. 2009. Management plan for the Shiretoko World Natural Heritage Site. 28 pp. Ministry of the Environment, Forestry Agency, Agency for Cultural Affairs, and Hokkaido Government.
- Miller S. D., Sellers R. A. & Keay J. A. 2003. Effects of hunting on brown bear cub survival and litter size in Alaska. *Ursus* 14: 130–152.
- National Park Service. 1960. National Park Service bear management program and guidelines. U.S. Department of the Interior, National Park Service, Yellowstone

- National Park, USA.
- Ohta U., Jusup M., Mano T., Tsuruga H. & Matsuda H. 2012. Adaptive management of the brown bear population in Hokkaido, Japan. *Ecological modelling* 242: 20–27.
- Richardson L., Rosen T., Gunther K.A. & Schwartz C.C. 2014. The economics of roadside bear viewing. *Journal of Environmental Management* 140: 102–110.
- Sawaya M. A., Stetz J. B., van Manen F. T. & Clark J. D. 2013. Population monitoring options for American black bears in the northeastern United States and eastern Canada: Technical publication for the Northeast Black Bear Technical Committee. U.S. Geological Survey, Tennessee. 212 pp. (<http://www.sinopahwildlife.com/northeast-black-bear-population-monitoring.html>)
- Schwartz C. C. & Gunther K. A. 2006. Grizzly bear management in Yellowstone National Park: the heart of recovery in the Yellowstone Ecosystem. In: D. R. McCullough, K. Kaji & M. Yamanaka (eds.). *Wildlife in Shiretoko and Yellowstone National Parks: Lessons in wildlife conservation from two World Heritage Sites*. pp. 232–238. Shiretoko Nature Foundation, Hokkaido, Japan.
- Schwartz C. C., Haroldson M. A., Gunther K. A., & Moody D. 2002. Distribution of grizzly bears in the Greater Yellowstone Ecosystem, 1990–2000. *Ursus* 13: 203–212.
- Schwartz C. C., Haroldson M. A., Gunther K. A., & Moody D. 2006a. Distribution of grizzly bears in the Greater Yellowstone Ecosystem in 2004. *Ursus* 17: 63–66.
- Schwartz C. C., Haroldson M. A., White G. C., Harris R. B., Cherry S., Keating K. A., Moody D., & Servheen C. 2006b. Temporal, spatial, and environmental influences on the demographics of the Yellowstone grizzly bear. *Wildl. Monogr* 161: 1–68.
- Swenson J. E., Sandegren F., Brunberg S. & Segerström P. 2001. Factors associated with loss of brown bear cubs in Sweden. *Ursus* 12: 69–80.
- Swenson J. E., Sandegren F., Söderberg A., Bjärvall A., Franzén R. & Wabakken P. 1997. Infanticide caused by hunting of male bears. *Nature* 386: 450–451.
- Taylor P. A., Gunther K. A. & Grandjean B. D. 2014. Viewing an iconic animal in an iconic national park: bears and people in Yellowstone. *The George Wright Forum* 31: 300–310.
- U.S. Fish and Wildlife Service. 2007. Final Rule designating the Greater Yellowstone Area population of grizzly bears as a Distinct Population Segment and removing the Yellowstone Distinct Population Segment of grizzly bears from the Federal List of Endangered and Threatened Wildlife. 72 FR 14866. (http://www.fws.gov/mountain-prairie/species/mammals/grizzly/FR_Final_YGB_rule_03292007.pdf)
- van Manen F. T., Haroldson M. A., Bjornlie D. D., Ebinger M. R., Thompson D. J., Costello C. M. & White G. C. 2016. Density dependence, whitebark pine, and vital rates of grizzly bears. *J. Wildl. Manage* 80: 300–313.
- Wielgus R. B., Sarrazin F., Ferriere R., & Clobert J. 2001. Estimating effects of adult male mortality on grizzly bear population growth and persistence using matrix models. *Biological Conservation* 98: 293–303.
- Yamanaka M. 2006. Social and political problems related to wildlife and park management in Shiretoko National Park. In: McCullough, D.R., Kaji K. & M. Yamanaka (eds.), *Wildlife in Shiretoko and Yellowstone National Parks: Lessons in wildlife conservation from two World Heritage Sites*. pp. 286–291 Shiretoko Nature Foundation, Hokkaido, Japan.
- Yamanaka M., & Kaji K. 2006. Future of Shiretoko: a response to the Yellowstone researchers. In: McCullough D.R., Kaji K. & M. Yamanaka (eds.), *Wildlife in Shiretoko and Yellowstone National Parks: Lessons in wildlife conservation from two World Heritage Sites*. pp. 310–315. Shiretoko Nature Foundation, Hokkaido, Japan.

表1.グレートイエローストーンの2つの調査期間、1983–2001年と2002–2011年における生存率等の比較. **Table. 1.** Comparison of selected demographic vital rates for the Greater Yellowstone Ecosystem grizzly bear population for 2 study periods, 1983–2001 (Schwartz et al. 2006b) and 2002–2011 (Interagency Grizzly Bear Study Team 2012).

生存率等の指標 Vital rate	1983–2001		2002–2011	
	推定値 Estimate	95%信頼区間 95%confidence interval	推定値 Estimate	95%信頼区間 95%confidence interval
0才生存率 Cub survival	0.640	0.443–0.783	0.553	0.421–0.667
1才生存率 Yearling survival	0.817	0.489–0.944	0.539	0.346–0.698
亜成獣(2–4才)生存率 Subadult (age 2–4) survival ^a	0.950 ^b	0.926–0.965	0.948 ^c	0.917–0.968
メス成獣(5才以上)生存率 Adult (5+) female survival ^a	0.950 ^b	0.926–0.965	0.948 ^c	0.917–0.968
メス成獣(5才以上)生存率 Adult (5+) male survival ^a	0.874	0.810–0.920	0.948 ^c	0.917–0.968
出生率 Fecundity ^d	0.362		0.336	0.264–0.409

^a Animals with unresolved fates were censored for analysis at last contact. 死因不明の個体は最後に確認したときの状況で評価した.

^b Rates were estimated using a combined subadult and adult age class. 率は亜成獣と成獣をあわせて推定した.

^c No difference between age and sex classes within this period. この期間では齢や性による差はなかった.

^d Number of female cubs produced per breeding-age female per year. 繁殖齢以上のメスの年あたり産子数.

表2. イエローストーン国立公園の1979–2014年における人間とクマの軋轢, すなわち財産への被害, 攻撃, クマの除去(駆除), クマの交通事故死の比較. 全体の期間を人慣れへの対応によって2つに分けてグリズリーとクロクマのそれぞれで数値を比較した. **Table. 2.** Comparison of the number of human-bear conflicts, bear attacks, bear removals, and vehicle strike mortality of grizzly and black bears occurring during 2 different habituated bear management eras in Yellowstone National Park, 1979–2014.

期間 Time period	馴化したクマの管理方針 Habituated bear management strategy	年平均ビジター数 Mean annual park visitation	ビジター100万人あたりの件数 Number per 1 million visitors							
			財産への被害 Property damage ^a		クマによる攻撃 Bear attacks		クマの除去 Bear removals		交通事故死亡 Vehicle strike mortality	
1979–1989	Prevent habituation	2,303,894	3.9	2.5	0.6	0.1	0.4	0.1	0.1	0.4
1990–2014	Tolerate habituation	3,079,479	1.6	1.4	0.3	<0.1	0.1	0.1	0.1	0.3

^a Includes incidents where bears damaged property or obtained anthropogenic foods. クマが財産に被害を与えたか, 人間の食物を食べたケースを含む.

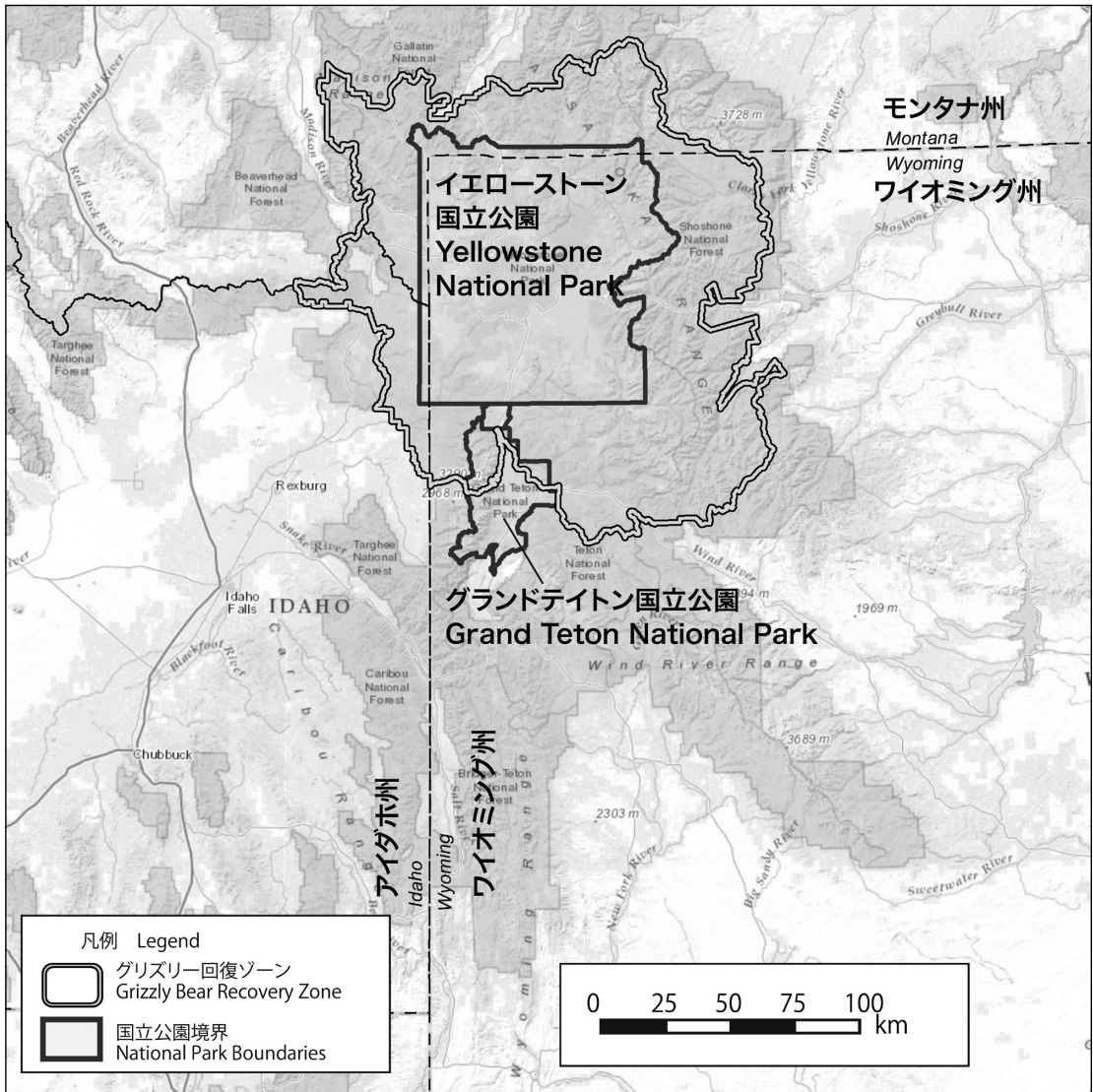


図1. イエローストーン広域生態系のグリズリー回復ゾーン(23,828 km²)と国立公園境界(合計面積10,344 km²). Fig. 1. Grizzly Bear Recovery Zone (23,828 km²) and National Park boundaries (total national park area: 10,344 km²) for the Greater Yellowstone Ecosystem.

図2. 1890年代から2010年代まで、イエローストーン国立公園の10年ごとのビジター数. **Fig. 2.** Average number of visitors entering Yellowstone National Park by decade, 1890s–2010s.

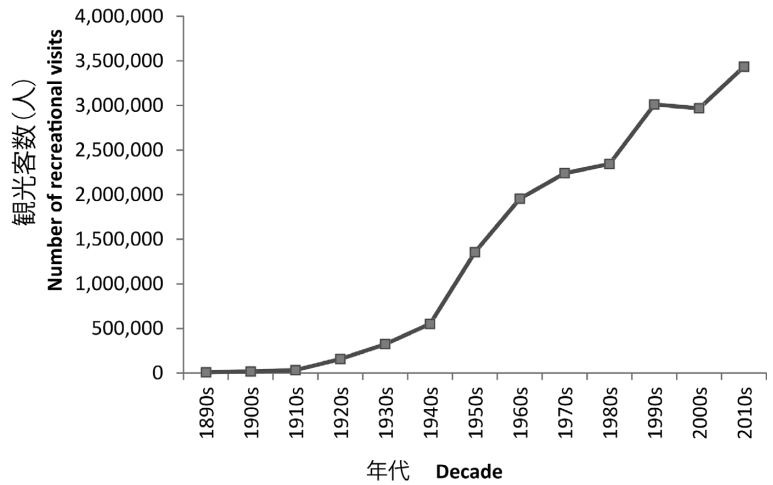


図3. 1984–2014年のイエローストーン国立公園におけるグリズリー・アメリカクロクマによる渋滞件数. **Fig. 3.** Annual number of grizzly and black bear-jams in Yellowstone National Park, 1984–2014.

