

博士論文

三陸沿岸域に來遊するアオウミガメ

(*Chelonia mydas*) の採餌生態に関する研究

2016 年度

東京大学大学院 農学生命科学研究科 水圏生物科学専攻

福岡 拓也

指導教員 東京大学 教授

佐藤 克文

目次

第 1 章	序論	1
1.1.	ウミガメ類の進化と現在の資源量	1
1.2.	アオウミガメの生活史	2
1.3.	北西太平洋における生活史	4
1.4.	本研究の目的	5
図表		7
第 2 章	来遊状況および季節回遊様式	8
2.1.	緒言	8
2.2.	材料と方法	8
2.2.1.	混獲調査	9
2.2.2.	標識再捕調査	9
2.2.3.	衛星追跡	10
2.2.4.	解析方法	11
2.3.	結果	12
2.3.1.	混獲調査	12
2.3.2.	標識再捕調査	12
2.3.3.	衛星追跡	13
2.4.	考察	14
2.4.1.	来遊時期と成長段階	14
2.4.2.	放流後の回遊様式	16
2.4.3.	津波が与えた影響の評価	18
図表		20
第 3 章	食性解析	45
3.1.	緒言	45
3.2.	材料と方法	47
3.2.1.	排泄物および消化管内容物分析	47
3.2.2.	安定同位体比分析	48
3.2.3.	動物搭載型ビデオカメラ	50
3.3.	結果	50

3.3.1.	排泄物分析	50
3.3.2.	消化管内容物分析	50
3.3.3.	安定同位体比分析	51
3.3.4.	動物搭載型ビデオカメラ	52
3.4.	考察	52
3.4.1.	複数の手法を組み合わせることの有効性	52
3.4.2.	三陸沿岸域における食性の特徴	53
3.4.3.	三陸沿岸域を利用する理由	56
図表		58
第4章	採餌様式	72
4.1.	緒言	72
4.2.	材料と方法	73
4.2.1.	供試個体および使用した行動記録計	73
4.2.2.	野外実験手順	74
4.2.3.	解析方法	75
4.2.4.	統計手法	77
4.3.	結果	77
4.4.	考察	79
4.4.1.	三陸沿岸域を利用する個体の採餌様式	79
4.4.2.	採餌行動における日周性	81
4.4.3.	特異的な採餌様式が発達した要因	82
図表		84
第5章	人工ゴミの誤飲過程	104
5.1.	緒言	104
5.2.	材料と方法	106
5.2.1.	排泄物および消化管内容物分析	106
5.2.2.	動物搭載型ビデオカメラ	106
5.2.3.	統計手法	107
5.3.	結果	107
5.3.1.	排泄物および消化管内容物分析	107
5.3.2.	動物搭載型ビデオカメラ	108

5.4.	考察	109
5.4.1.	人工ゴミの誤飲過程	109
5.4.2.	種間で人工ゴミの誤飲量が異なる要因	109
5.4.3.	同種内の地域間で人工ゴミの誤飲量が異なる要因	110
5.4.4.	人工ゴミの誤飲が成長や生存に与える影響の評価	111
	図表	113
第 6 章	総合考察	121
6.1.	高緯度域を利用するアオウミガメの採餌生態	121
6.2.	高緯度域におけるモニタリング調査の重要性	123
6.3.	高緯度域に小型亜成体が来遊する理由の推察	124
6.4.	今後の課題	126
	図表	127
	謝辞	129
	引用文献	132
	要旨	159
	Appendix	163

第1章 序論

1.1. ウミガメ類の進化と現在の資源量

脊索動物門 Chordata, 爬虫綱 Reptillia, カメ目 Testudines に属する動物が地球上に初めて出現したのは、今から約2億2千万年前の三畳紀後期とされている (Li et al. 2008). その後、白亜紀になるとウミガメ上科 Chelonioidea のプロトステガ科 Protostegidae, オサガメ科 Dermochelyidae, ウミガメ科 Cheloniidae の3グループが分岐し、約1億2千万年前の白亜紀前期には最初のウミガメ類とされるプロトステガ科のサンタナケリス *Santanachelys gaffneyi* Hirayama, 1998 や *Desmatochelys padillai* sp. nov. が出現した (Hirayama 1998, Cadena & Parham 2015). このプロトステガ科はプロトステガ *Protostega gigas* Cope, 1872 やアーケロン *Archelon ischyros* Wieland, 1896 などを含み、初期のウミガメ類における代表的なグループであったとみられているが、白亜紀末の大量絶滅とともに姿を消した (亀崎 2012a).

現生のウミガメ類は、オサガメ科 (1属1種) とウミガメ科 (5属6種) により構成され、7種中5種は世界中の熱帯域から亜熱帯域 (一部温帯域) の砂浜に産卵することが知られている (松沢 2012). 日本近海では、アカウミガメ *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758), アオウミガメ *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758), タイマイ *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766) の3種が産卵を行い、オサガメ *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) とヒメウミガメ *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829) を合わせた5種の生息が確認されている (Uchida & Nishiwaki 1982).

日本人にとってのウミガメは、8世紀に書かれた日本書紀や丹後国風土記に描かれた「浦嶋子 (浦島太郎)」に登場するなど、古くからなじみ深い動物であった。一方で、世界的には主に食料資源として利用されてきた歴史があり、産卵上陸するウミガメやその卵は海岸線付近に暮らす人々にとっての貴重なタンパク源であったと考えられている (亀崎 2012b). こうした小規模な利用は、ウミガメの生息個体数に対して軽微な影響しか及ぼさなかったとみられている。しかし、大航海時代の食料としての利用、皮革製品や剥製、宝飾品としての利用、販売目的での卵の利用といった大規模な流通を伴った近世以降は、世界各地でウミガメ類が乱獲されるようになった (松沢・亀崎 2012).

その結果、ケンブヒメウミガメ *Lepidochelys kempii* (Garman, 1880) では、1940年代には数千個体と推定されていた成体雌が、1985年には300個体程度まで減少した (Turtle Expert Working Group 2000). また、20世紀における成体雌の減少率は、オサガメで97% (約3万5000個体から約900個体, Wallace et al. 2013), タイマイで84% (約6万4000個体から約1万個体, Mortimer & Donnelly 2008) という高い値が示されている。アカウミガメで

も、20 世紀に成体雌の個体数が約 34 万個体から約 18 万個体まで 47%減少し (Casale & Tucker 2015), 日本近海では 20 世紀後半だけで 80%以上減少したとされている (Kamezaki et al. 2003). こうした生息個体数の激減が 20 世紀後半に明らかとなり, 大規模な乱獲は減少したが, 漁業による混獲や海岸線の開発に伴う産卵適地の減少などによって生息数が回復しない場所も多く, 現在では情報不足 (Data Deficient : DD) のヒラタウミガメ *Natator depressus* (Garman, 1880) を除く全ての種が国際自然保護連合 (IUCN) の発行するレッドリストに絶滅が危惧される動物として掲載されている.

本研究の対象種であるアオウミガメは, 肉がウミガメ類の中でも特に美味であるとされ, 世界各地で食用目的での乱獲が相次いだ (Pritchard 1997). その結果, 20 世紀の間に成体雌の生息個体数が少なくとも 48% (約 17 万 3000 個体から約 9 万個体, Seminoff 2004) 減少したと推定され, IUCN の発行するレッドリストに絶滅危惧種 (Endangered : EN) として掲載されている (IUCN 2017). 日本の小笠原諸島でも 1876 年から最大で年間 3000 個体が食用目的で捕獲され, 1930 年には 100 個体にまで捕獲個体数が激減した (佐藤 1989). その後, 捕獲個体数の制限などの保全活動によって小笠原諸島の産卵個体数は増加傾向にあるとされているが (Chaloupka et al. 2008), 現在でも元の個体数までは回復しておらず, 世界的にも減少傾向は続いている (Seminoff 2004).

これらの絶滅危惧動物に対して有効な保全対策を考案するための基礎的な情報として, その種の生態を理解することは重要である. 生態を包括的に理解するためには, その種が生息する全ての場所で研究を行うことが理想的であるが, ウミガメ類のように世界中の海域に生息し, 大規模な回遊を行う動物では実現が難しい. そこで, 生息環境の異なる海域 (例えば水温や餌環境など) での生態情報を揃えることが, その動物の包括的な生態を理解する上での次善の策として有効である.

1.2. アオウミガメの生活史

アオウミガメは, 最大甲長が 1 m を超えるウミガメ科で最大の種であり, 世界中の熱帯から温帯域にかけて生息している (Pritchard 1997). 本種の産卵場は熱帯域から亜熱帯域といった低緯度の大陸および海洋島に存在する一方で (Seminoff 2004), 採餌場はより高緯度の温帯域まで広がっているとされている (Musick & Limpus 1997). 本種の生活史としては, まず, 産卵場の砂浜で孵化した個体は海へ下り, 沿岸域を通過して外洋域で浮遊生活を行う (幼体期 : Musick & Limpus 1997). 外洋域で直甲長 (Straight carapace length : SCL) 25 - 40 cm 程度まで成長した個体は, 沿岸域の採餌場に参加 (Balazs 1980, Bjorndal & Bolten 1988,

Limpus et al. 1994, Musick & Limpus 1997, Bolten et al. 2003, 石原 2012) して性成熟するまでの間を過ごし(亜成体期), 性成熟に達した個体(SCL 75 - 90 cm 以上: Hirth 1997)は, 数年おきに採餌場と産卵場との間を繁殖のために回遊することがわかっている(成体期: Miller 1997). なお, 本種を含むウミガメ類では未だに年齢形質となるものが発見されていないが, 標識再捕調査や上腕骨の鱗紋を用いた推定では, 本種の幼体期は1 - 10年程度, 亜成体期は9.6 - 35年程度, 成熟年齢は15 - 50歳程度と考えられている(Avens & Snover 2013). 従来の研究は主に産卵上陸する成体雌や孵化幼体といった陸上で直接観察できる個体を対象としており(例えば Miller 1997, Ackerman 1997, Plotkin 2003), 産卵期以外の海中で過ごす採餌期についての知見はどの成長段階においても比較的少ないのが現状である.

採餌期の個体については, 漁業活動で偶発的に混獲された個体や海岸に漂着した個体を使った調査が古くから行われてきた. その結果, 外洋域で浮遊生活を送る幼体期は肉食傾向の強い雑食であることが消化管内容物分析から推測されている(Bjorndal 1997). その後, 亜成体となって沿岸域の採餌場に参加すると, 食性が海草や海藻を主とした植物食に変化すると報告されている(Bjorndal 1997). 本種の下顎は縁が鋸歯状になっており(Wyneken 2003), 植物を食べるのに適した形態である. また, 甲長に対する腸管(小腸および大腸)の長さは, 肉食性のアカウミガメやオサガメが8 - 9倍であるのに対して, 本種は12 - 13倍であることが示されており, 植物を消化吸収するための適応であると考えられている(Bjorndal 1985).

沿岸域を利用するようになった亜成体期の生態に関しては, 標識を付けて放流した個体が再捕獲された時の放流地点からの直線移動距離や, 小型の電波発信機を装着して行った追跡調査などによって調べられてきた. これらの研究により, 一度沿岸域に参加した亜成体は数十 km² 以内の狭い範囲に強く固執し(Renaud et al. 1995, Seminoff et al. 2002, 亀田ら 2013), 成熟するまで何年にもわたって同じ海域に留まり続けることが明らかになった(Limpus et al. 1994, Balazs 1982, Green 1993). その後, 成体期には産卵場まで数百から数千 km にわたる繁殖回遊を行うが(Plotkin 2003), 採餌場では亜成体期と同様に狭い範囲に滞在するという行動様式が示されている(Makowski et al. 2006). また, 採餌場における詳細な利用様式については, 直接観察や動物搭載型記録計を用いた研究によって, 日中海草や海藻といった海産植物を食べ, 夜間は主に休息して過ごすという日周性が各地で報告されている(Bjorndal 1980, Ogden et al. 1983, Taquet et al. 2006, Makowski et al. 2006, Okuyama et al. 2013).

以上のことから, アオウミガメは沿岸域の植物食者であり, 特定の採餌場から周年離れ

ないという採餌生態を持つとみなされてきた。しかしながら、これまでの研究は 1 年を通して温暖な熱帯や亜熱帯といった低緯度域で行われたものが多く、本種の採餌域に含まれている温帯域（高緯度域）での研究例は非常に少ない。よって、高緯度域での採餌生態が従来の知見に当てはまるのかどうかについては不明な点が残されている。

近年、安定同位体比分析や動物搭載型ビデオカメラによって、沿岸域に加入した後の亜成体や成体でもクラゲ類のようなゼラチン質プランクトンが重要な餌生物となっている個体の存在が報告され、本種が単純な植物食者ではないことがわかりつつある (Heithaus et al. 2002a, Hatase et al. 2006, Seminoff et al. 2006a, Arthur et al. 2007, Lemons et al. 2011, Kelez 2011, Burkholder et al. 2011, Gonzalez Carman et al. 2014)。また、採餌期間中に 500 km を超えるような長距離回遊を行う個体も確認されており (Godley et al. 2003, Gonzalez Carman et al. 2012)、従来考えられていた採餌生態では説明できない行動様式が報告されている。これらのことは、本種の採餌生態を理解するためには、従来のような低緯度域での知見だけでは不十分であることを示唆している。

高緯度域は、一般的に低緯度域よりも生物生産性が高いことから、ゼラチン質プランクトンも多いとされている (Heaslip et al. 2012, 市川ら 2006)。また、低緯度域に比べて生物生産性や水温などの季節的な変動が大きいと、季節的に回遊する動物も多いことが知られている (斉藤 2016)。実際に、数少ない高緯度域での調査では、大西洋の温帯域において本種が夏期に多く出現すると報告されており (Epperly et al. 1995, Gonzalez Carman et al. 2011)、低緯度域の採餌場とは異なる生活様式を持つ可能性が示されている。よって、高緯度域を利用する個体の採餌生態を調べることは、ゼラチン質プランクトンの利用や採餌期の長距離回遊といった従来の知見では説明できなかった部分の理解につながると考えられる。

1.3. 北西太平洋における生活史

北西太平洋に位置する日本近海では、小笠原諸島と南西諸島の 2 カ所で本種の恒常的な産卵が行われており (亀崎 1989, 菅沼 1994, Fig. 1-1)、太平洋における産卵場の北限となっている (松沢 2012)。また、日本列島の沿岸域は本種にとっての採餌場であると考えられており、北海道の室蘭沖から南西諸島の南端まで広く目撃例がある (菅沼 1994)。ミトコンドリア DNA を用いた分析によると、沖縄県の八重山諸島を採餌場とする個体は南西諸島や小笠原諸島、西太平洋、インド洋、東南アジアなど様々な産卵場生まれである一方で、九州から関東周辺までの海域を採餌場としている個体は大部分が小笠原諸島生まれで

あると推定されている (Hamabata et al. 2009, Nishizawa et al. 2013).

日本近海を利用する個体の体サイズ組成や生息時期については、八重山諸島から紀伊半島沿岸にかけての混獲調査や捕獲調査によって調べられており、SCL 35 - 40 cm 程度 (石原 2012) で沿岸域に加入した直後の亜成体から、小笠原諸島における成熟サイズである SCL 約 80 cm (立川 1991) 以上の成体まで幅広い体サイズの個体が生息していると報告されている (石原ら 2006, 岡本ら 2011, 亀田ら 2013). この内の八重山諸島では、本種が約 16 km² という狭い範囲に周年滞在し、日中に海草を主とした海産植物を摂餌して夜間は休息していることが標識再捕調査や消化管内容物分析、安定同位体比分析、動物搭載型記録計を用いた研究によって明らかとなっている (亀田・石原 2009, 亀田ら 2013, Okuyama et al. 2013, Shimada et al. 2014). 一方、本州の沿岸域では、紀伊半島から四国にかけての海域で行われた消化管内容物分析によって、紅藻を主とした海藻類が主要な餌生物であることが示されている (亀田・石原 2009). さらに、鱗板の安定同位体比を用いて長期的な食性変化を調べた研究では、何年にもわたって同じ海域に留まっていることが示唆されている (Shimada et al. 2014).

以上のように、日本近海における本種も他海域と同様、沿岸域に固執する植物食者であると推察され、沿岸域に加入した亜成体期以降は関東以南の比較的温暖な海域で過ごしているものと思われてきた (Fig. 1-1). しかし、この推察はどれも関東以南の海域における研究を元にしたものであり、本種の発見記録があるより高緯度域での生態は未解明のままであった. よって、関東以北の海域を利用する個体の生態を調べることは、日本近海における本種の生活史を補完する上で重要である.

1.4. 本研究の目的

温帯域に位置する三陸沿岸域は、本種の主要な産卵場である小笠原諸島や南西諸島から 1500 km 以上離れているにもかかわらず、定置網漁でしばしばウミガメが混獲されることが地元漁業者の間で知られていた. 2005 年からの混獲調査によって、主にアカウミガメとアオウミガメが混獲され、稀にオサガメ、タイマイ、ヒメウミガメも混獲されることがわかってきた. この内、アカウミガメに関しては、回遊様式に関する研究 (Narazaki et al. 2015) や動物搭載型記録計を用いた生態調査 (Narazaki et al. 2009, 2013), 成長に伴う顎の力を測定した機能形態学的研究 (Marshall et al. 2012), ミトコンドリア DNA を用いた出生地推定 (Nishizawa et al. 2014a) が行われてきた. 一方、アオウミガメに関しても背甲に付着するフジツボ類などの生物調査 (Hayashi et al. 2011) や機能形態学的研究 (Marshall et al. 2014),

DNA 分析 (Nishizawa et al. 2014b) などが行われ、当海域へ来遊する個体は主に小笠原諸島生まれであることなどが明らかになっている (Nishizawa et al. 2014b)。しかし、生態学的な知見としては、檜崎 (2010) に混獲情報の記載があるのみで、詳しい生態研究は行われてこなかった。

これまでの日本近海における捕獲記録から、当海域は本種にとって生息域の北限に近いことが示されている (東京都水産試験場 1981, 菅沼 1994)。また、当海域は 1 年を通して温暖な低緯度域とは異なり、冬期には水温が 4℃以下まで低下するという特徴がある (佐藤ら 2007)。さらに、三陸沖は北から高水温・低栄養の津軽暖流と低水温・高栄養の親潮 (千島海流)、南から高水温・低栄養の黒潮 (日本海流) 分派がぶつかり合うことで、世界でも有数の高い生物生産性を有していることが知られており (川合 1972, Sugimoto & Tameishi 1992)、三陸沿岸域もその恩恵を受けて生産性の高い場所とみられる。よって、低緯度域とは水温や餌環境が大きく異なる生息環境における本種の生態を調べるという観点から興味深い海域である。

そこで本研究では、高緯度域を利用する本種の採餌生態を明らかにするために、三陸沿岸域において以下の調査研究を行った。第 2 章では、当海域の定置網で混獲されたアオウミガメを収集して (混獲調査) 生息時期や体サイズ組成など基礎生物学的な情報をまとめ、標識再捕調査と人工衛星対応型電波発信機を用いた衛星追跡によって回遊様式を調べた。第 3 章では、当海域を利用する個体における食性の解明を目的に、排泄物および消化管内容物分析、安定同位体比分析、動物搭載型ビデオカメラを組み合わせた食性解析を行った。第 4 章では、動物搭載型の行動記録計を用いて、野生下における採餌様式を調べた。第 5 章では、第 3 章で明らかとなった人工ゴミ (海洋ゴミの内、プラスチックなど人工物質由来のもの) の誤飲について、より詳細な解析を行い、人工ゴミの誤飲過程や、誤飲量の地域差および同所的に生息するアカウミガメとの種間差の要因を考察した。最後に、第 6 章において、本研究で得られた結果を元に、当海域を利用するアオウミガメの採餌生態について考察するとともに、本種の生態解明を目指すうえでの高緯度域における生態研究の重要性について議論した。

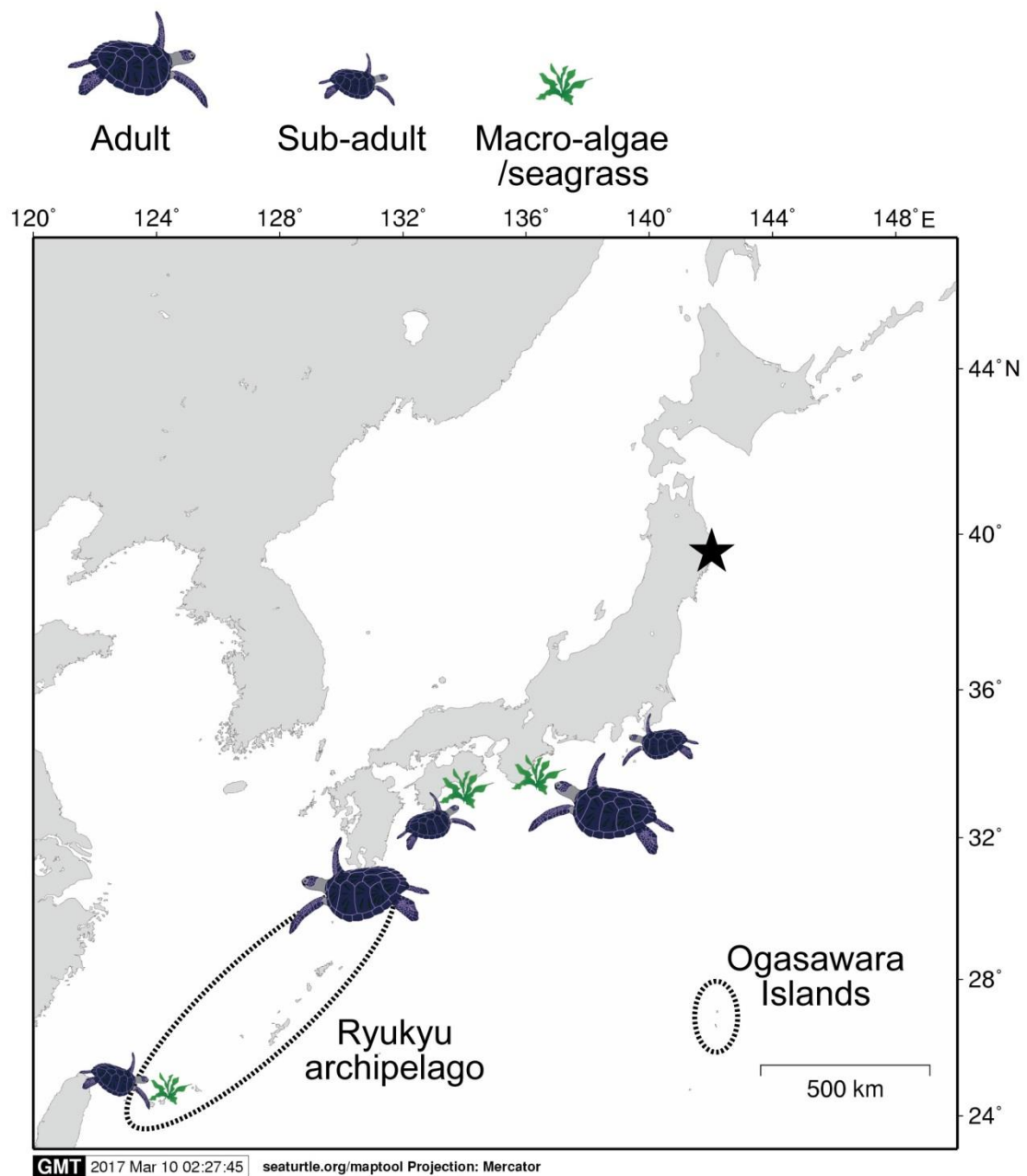


Fig. 1-1. Distribution and main diet item of sub-adult and adult green turtles along the Japanese archipelago estimated by previous studies. Areas enclosed by dashed lines illustrate major nesting sites of green turtles (Kamezaki 1989, Suganuma 1994). A star indicates the study site

第2章 来遊状況および季節回遊様式

2.1. 緒言

ウミガメ類の回遊様式については、個体識別番号のついた標識を装着して放流し、再捕獲された場所を調べる標識再捕調査に加え、近年では人工衛星対応型電波発信機を背甲に取り付けて回遊経路を調べる衛星追跡や、超音波発信機を用いてのラジオテレメトリー調査も盛んに行われるようになった (Godley et al. 2008). その結果、採餌期のアオウミガメでは亜成体と成体ともに数十 km² 以内という狭い範囲での行動圏を持っていることが熱帯や亜熱帯といった低緯度域で報告されている (Renaud et al. 1995, Seminoff et al. 2002, Makowski et al. 2006). 日本近海でも、沖縄県の黒島で行われた捕獲調査では、放流した 95 個体の内の 23 個体が、平均 291 日後に放流地点と同じ場所で再捕されている (亀田ら 2013).

これに対して、南大西洋の高緯度域であるアルゼンチン沿岸 (35° 05' - 40° 44' S) で行われた衛星追跡では、冬期に温暖な低緯度域へ回遊することが示された (Gonzalez Carman et al. 2012). しかしながら、東太平洋の温帯域であるカリフォルニア湾のティブロン島 (28° 59' N) では、水温の低下する冬期にも回遊することなく極端に不活発な状態となって過ごしているという事例も報告されており (Felger et al. 1976), 高緯度域で冬期に本種が発見されにくいのは海底で不活発になっているためではないかという見解もある. このように、高緯度域における本種の回遊様式については不明な点が多いが、越冬方法については、低水温下で極端に不活発な状態になって過ごす可能性と、より温暖な低緯度域に回遊する可能性の 2 つが考えられる.

本章では、高緯度域を利用する本種の季節的な来遊様式の解明を目的に、北西太平洋の温帯域である三陸沿岸域 (38° 55' - 39° 40' N, Fig. 2-1) において以下の調査を行った. まず、当海域を利用する個体の生息時期や成長段階の組成を明らかにするために混獲調査を行った. また、標識放流再捕調査と衛星追跡を行って、放流後の回遊様式を追跡し、特に越冬方法を検討した. 加えて、当海域は 2011 年の東北地方太平洋沖地震によって発生した津波で大きな被害を受け (Mori et al. 2011, 小笠原・堺 2012), 海洋生態系にも大きな攪乱が生じた (例えば大越 2012, Seike et al. 2013). 本種は主に植物食であるとされていることから (Bjorndal 1997), ウミガメ類の中でも特に補償深度よりも浅い沿岸域への依存度が高いと考えられる. そこで、津波が本種に与えた影響を評価するために、混獲個体の栄養状態を津波前後で比較した.

2.2. 材料と方法

2.2.1. 混獲調査

2005年から2016年まで、岩手県大船渡市から宮古市にかけての海域(38° 55' - 39° 40' N, 141° 40' - 142° 05' E, Fig. 2-1) で操業する定置網漁業者に協力を要請し、混獲調査を行った (Table 2-1). 調査期間は年によって異なり、2005年から2010年までは周年、2012年は8月から9月と11月、2013年と2014年は7月から9月、2015年は7月から10月、2016年は6月から9月に行なった (Table 2-1). ただし、2011年は東北地方太平洋沖地震により発生した津波の影響で定置網が操業していなかったため、調査を行わなかった. なお、2010年以前の混獲情報は研究室に蓄積されていたデータを解析した. また、調査対象とした定置網の数が年によって異なっているため、混獲個体数の年変動については2006年以降継続して調査を行った4つの定置網における結果から考察した. 混獲時期の年変動については、調査期間が年によって異なることから、混獲が起こり始めた時期や起こらなくなった時期については議論せず、混獲数がピークとなる時期についてのみ言及した.

混獲が発生した場合は、定置網の場所とその時の表面水温を記録した. 定置網で水温が測られていなかった場合は、最も近い水温観測点(いわて大漁ナビ:www2.suigi.pref.iwate.jp/)でのその日の平均水温を記録した. 混獲個体は漁港で引き取り、東京大学大気海洋研究所国際沿岸海洋研究センター (Fig. 2-1) の屋外水槽 (長さ 3.6 m, 幅 1.5 m, 深さ 1.0 m) に搬入して、SCL および体重 (Body mass : BM) を計測した. SCL は背甲前部にあるくぼみから後端までとし (Fig. 2-2a), 大型のノギスを用いて 0.1 cm の精度で測定した. 体重は懸垂式の体重計を用いて 0.5 kg の精度で測定した. 体重の情報がない個体は、SCL に関する解析にのみ使用した. 当海域で混獲された個体の内、SCL 80 cm 未満の個体は亜成体とみなした.

2.2.2. 標識再捕調査

混獲個体の内、生存していた 101 個体の両前後肢 4 カ所に日本ウミガメ協議会 (www.umigame.org) が発行するプラスチック製およびインコネル製の個体識別標識を装着した (Fig. 2-2b, c). 2005年から2009年はプラスチック製のタグのみを使用し、2010年以降はプラスチック製とインコネル製両方を使用した. 2014年以降は生体内埋め込み式の標識 (Passive integrated transponder tag : PIT タグ, トローバン ID-100, サージミヤワキ製) も使用し、左前肢に挿入した. PIT タグは、専用の読み取り機 (リーダー : サージミヤワキ製) で体内の個体識別番号を体外から読み取った. 標識を装着した個体は、混獲されてから 1 - 58 日後に岩手県の大槌湾または船越湾から放流した. 放流個体が再度混獲も

しくは海岸に打ちあたるなどして再発見された場合には、日本ウミガメ協議会を通じて情報を得た。本研究では、調査範囲外での再捕獲情報のみを解析に用いた。

2.2.3 衛星追跡

2012 年から 2015 年にかけて、合計 12 個体の背甲に Sea Mammal Research Unit (SMRU, the University of St. Andrews) 製の人工衛星対応型電波発信機 (Satellite Relay Data Logger : SRDL, 空中重量 : 約 350 g) を装着して放流し、約 1 年間にわたる回遊経路の追跡を試みた (Table 2-2)。SRDL は Hatase et al. (2006) に従い、エポキシパテ (セメダイン社) を用いて背甲の形状に合うような土台を作成し、グラスファイバー製の布とともにエポキシ接着剤 (E-60NC, ヘンケル社) を用いて背甲に固定した。SRDL 装着個体は大槌湾または船越湾から放流した。放流後の位置情報は、アルゴスシステム (www.argos-system.org) を介してインターネット上から取得した。アルゴスシステムの位置情報は、その精度によって 6 つのクラス (3, 2, 1, 0, A, B) に分類されており、クラス 3 の精度が最も良く、誤差範囲が 150 m 以内、クラス 2 では 150 m から 350 m、クラス 1 では 350 m から 1000 m、クラス 0 では 1000 m 以上、クラス A と B では誤差範囲は不明となっている (ARGOS 1996)。本研究では Hays et al. (2001) に従い、精度の高い 4 つのクラス (3, 2, 1, A) を用いて供試個体の回遊経路を描き、合計移動距離 (累積の値) を算出した。なお、これらのクラスの位置情報であっても、移動速度が 7.2 km h^{-1} 以上になる場合は測定誤差であるとみなして解析から除外した。

SRDL には圧力センサーと温度センサーも搭載されており、4 秒毎の深度及び温度情報を記録している。深度が 3 m 以深になるか SRDL の塩分センサーが水面下であることを感知した時を潜水開始点、深度が 3 m 以浅になるか塩分センサーが水面上に浮上したことを感知した時を潜水終了点と定義し、その間を潜水時間とした。さらに、SRDL は情報容量の限界から全ての深度情報を送信できない代わりに、潜水プロファイルとしてその潜水の形を再現するうえで最も特徴的な 5 点を抽出して送信する。また、深度 2 m の温度データは 0.1°C の精度で送信される。ただし、アルゴスシステムで送信できるデータ容量には限界があるため、全ての潜水及び温度情報が取得できるわけではない。

SRDL で取得したウミガメの経験水温と三陸沿岸域における水温の季節変化を比較するために、放流地点に最も近い定点観測点である釜石湾の深度 3 m における水温情報をいわて大漁ナビのウェブサイト (www2.suigi.pref.iwate.jp/) から取得した。なお、2012 年は津波の影響で釜石湾の観測点が機能していなかったため、2 番目に近い山田湾の観測点にお

ける深度 5 m の水温情報を用いた．なお，2005 年から 2010 年にかけての釜石湾と山田湾の水温差は 1℃以内であった．

2.2.4. 解析方法

津波前後における栄養状態の比較

2011 年の津波前後におけるウミガメの栄養状態を比べるために，栄養状態の指標（Body Condition Index : BCI）を以下の式で算出した．

$$BCI = BM / SCL^a, \quad (\text{式 2-1})$$

ここで，BM は体重 (kg)，SCL は直甲長 (cm)，a は指数（例えば Bjorndal et al. 2000, Seminoff et al. 2003）である．先行研究では相似形の成長を仮定する $a = 3$ を用いていたが，ウミガメの成長が相似形ではない可能性を考慮し，本研究では混獲個体の SCL と BM の関係式から a を算出して， $a = 3$ と体重の推定誤差を比較した．その後，よりもっともらしい方の指数を用いて BCI を算出し，津波前後で比較した．

季節的な水温変化と潜水時間の関係

肺呼吸動物が潜水を行う際，体内に保有する酸素量が少なくなると嫌気呼吸による無酸素運動を行うようになり，副産物として乳酸が生産される．潜水終了直後の血中乳酸濃度が休息時の値以上に上昇する潜水時間を有酸素潜水限界（Aerobic Dive Limit: ADL）と呼び（Costa et al. 2001），ADL を超える潜水を行うと乳酸を分解するために水面で長時間休息する必要がある．よって，連続した潜水を行う動物は，有酸素代謝によってエネルギーをまかなっていると予測されており，ADL は潜水可能な時間を評価する上で重要な指標である．しかしながら，野生下において潜水終了直後の動物から血中乳酸濃度を測定することは難しく，実際に ADL が測定された例は少ない（佐藤 2012）．

ADL を調べる代替手法の一つとして，行動的有酸素潜水限界（behavioral Aerobic Dive Limit : behavioral ADL）がある（Bradshaw et al. 2007）．これは，野生下で潜水を繰り返す動物の潜水時間データを使って ADL を推定する方法であり，特定の深度や期間に行なわれた潜水における潜水時間の中で 97.5 パーセントイルにあたる潜水時間が用いられている（Bradshaw et al. 2007）．本研究では，SRDL 装着個体の ADL が水温によってどう変化するかを調べるため，1 カ月毎に behavioral ADL を算出し，経験水温との関係を調べた．経験水温の情報は平均 2 日毎に送信されていたことから，1 ヶ月ごとの平均経験水温を代表値として解析した．

2.3. 結果

2.3.1. 混獲調査

2011 年を除く 2005 年から 2016 年に 109 個体が混獲され (Table 2-1), 混獲時に死亡していたのは 5 個体のみであった (死亡率 4.6%). 形態的特徴 (Hayashi et al. 2011) と DNA 分析 (Nishizawa et al. 2014b) の結果, 混獲個体の内の 3 個体はアオウミガメの亜種とされているクロウミガメ *C. mydas aggassizii* Bocourt, 1868 であることが判明した. 混獲は 7 月から 11 月にかけて発生し, 8 月下旬から 9 月中旬にかけて最も多くなった (Fig. 2-3a). 各年における混獲がピークとなる時期も, 全体のピークと同じ 8 月と 9 月に集中していた (Fig. 2-3b-l). ただし, 2016 年は例外的に 7 月にも混獲のピークがみられた (Fig. 2-3l). 混獲時の海面水温は 14°C から 24°C (平均 $20.3 \pm 1.9^\circ\text{C}$, $n = 109$) で, 80% 以上の個体が水温 20°C 以上で混獲された (Fig. 2-4). 2006 年以降継続的に調査ができた 4 つの定置網における混獲個体数は年によって 3 個体から 13 個体まで変動していたが, 経年的な混獲個体数の有意な増減は認められなかった (スピアマンの順位相関検定: $r = 0.37$, $S = 104.1$, $p = 0.29$, $n = 10$, Fig. 2-5a). これに対して, 混獲が起きた 7 月から 11 月における平均水温との関係では, 平均水温が高い年ほど混獲個体数が有意に多くなった (スピアマンの順位相関検定: $r = 0.82$, $S = 28.9$, $p = 0.003$, $n = 10$, Fig. 2-5b).

混獲個体の SCL は 36.8 cm から 90.9 cm (平均 48.1 ± 11.3 cm, $n = 109$) で, 40 cm 台の個体が全体の 70% 以上を占めた一方, 成体サイズの個体は全体の 2.8% (3 個体) であった (Fig. 2-6a). なお, 体サイズと混獲時の水温には有意な相関は見られなかった (スピアマンの順位相関検定: $r = 0.11$, $S = 181275.6$, $p = 0.25$, $n = 109$). 混獲個体の BM は 7 kg から 104 kg (平均 19.2 ± 17.9 kg, $n = 107$) で, 10 kg 台の個体が最多となった (Fig. 2-6b). SCL と BM の回帰式は $\text{BM} = 1.87 \times 10^{-4} \times \text{SCL}^{2.93}$ ($R^2 = 0.98$, $F = 4792.5$, $p < 0.05$, $n = 107$, Fig. 2-6c) であった. この時の指数 2.93 は, 相似成長を仮定する指数 3 に比べて体重の推定誤差が有意に小さくなったことから (ウィルコクソンの順位和検定: $W = 11139$, $p < 0.001$), ウミガメは相似成長ではないとみなし, 栄養状態の指標である BCI を算出する際の指数 a には 2.93 を用いた. その結果, 津波の前後での BCI ($= \text{BM} / \text{SCL}^{2.93}$) はそれぞれ $1.89 \times 10^{-4} \pm 1.69 \times 10^{-5}$ ($n = 46$) と $1.91 \times 10^{-4} \pm 1.71 \times 10^{-5}$ ($n = 61$) であり, 両者に有意な違いは見られなかった (ウィルコクソンの順位和検定: $W = 1310$, $p = 0.56$, Fig. 2-7).

2.3.2. 標識再捕調査

2005 年から 2016 年にかけて標識を装着して放流した 101 個体について、40 件の再捕情報が得られ、その内の 15 件が調査範囲外での再捕であった (Table 2-3). 再捕までの日数は 5 - 386 日で、放流地点と再捕獲地点の直線距離は 90 km から 850 km であった. 再捕海域としては、宮城県沿岸が 9 件と最多で、続いて岩手県が 3 件、千葉県、三重県、和歌山県が 1 件ずつとなり、15 件中 12 件は放流地点よりも南の海域での再捕となった (Fig. 2-8). うち 1 件は、2008 年に放流した個体 (G0843) が翌年の 9 月に宮城県で再捕された (Table 2-3).

2.3.3. 衛星追跡

2012 年から 2015 年にかけて 12 個体に SRDL を装着して放流したが、その内の 6 個体は再度混獲されて死亡するなどして放流後 2 週間以内に発信が途絶えた. こうした短期間の追跡個体は解析から除外した. 結果、6 個体から 42 - 472 日間 (平均 241 ± 155 日)、合計 1447 日間の回遊経路情報と、566 - 3240 回の潜水情報を取得した (Table 2-2). 各個体の合計移動距離は 550 - 3806 km (平均 1317 ± 1262 km, $n = 6$) で、平均移動速度は $7.7 - 21.7$ km day⁻¹ (平均 15.7 ± 4.6 km day⁻¹, $n = 6$) となった. 6 個体中の 2 個体 (G1361, G1506) は、追跡期間が 3 ヶ月以内で水温の季節変化を検討するには短すぎたため、回遊経路情報のみを解析した.

各個体は放流後 1 ヶ月以内に調査範囲から離れ、6 個体中 5 個体では沿岸域を通って放流地点よりも南の海域へ移動した (Fig. 2-9). その後、2 個体 (G1220, G1359) は伊豆大島、1 個体 (G1501) は千葉県館山市付近で越冬し、発信が停止するまでその海域に滞在した (Fig. 2-9a, b, d). 残りの 2 個体 (G1361, G1506) はともに紀伊半島まで達した (Fig. 2-9b, d). しかし、その内の 1 個体 (G1361) は 11 月上旬に再度混獲されて死亡し、もう 1 個体 (G1506) は東に進路を変えた後、12 月下旬に房総半島沖で発信が途絶えたため、これらの個体の越冬場所は特定できなかった. 一方、1 個体 (G1426) では一旦北へ移動した後、他の個体に比べてやや沖合を南下し、その後外洋域で越冬した (Fig. 2-9c).

SRDL 装着個体が経験した水温の範囲は $12.9 - 25.1^{\circ}\text{C}$ で (Table 2-2)、三陸沿岸域の水温 ($3.5 - 22.7^{\circ}\text{C}$) よりも高く、2 月から 6 月にかけては 7°C 以上高い値が記録された (Fig. 2-10, Fig. 2-11). 越冬場所が特定できた 4 個体 (G1220, G1359, G1426, G1501) では 10 度近い水温の季節変化を経験し (Table 2-2)、3 個体では好気呼吸による潜水時間の指標とした behavioral ADL が水温の低下とともに有意に増加した (スピアマンの順位相関検定: G1220 : $r = -0.81$, $S = 397.4$, $p = 0.003$, $n = 11$, G1359 : $r = -0.94$, $S = 1590.4$, $p < 0.001$, n

= 17, G1501 : $r = -0.75$, $S = 210.4$, $p = 0.02$, $n = 9$, Fig. 2-12a, b, d). 特に G1359 では、水温が 14 - 15°C の 1 月と 2 月に 330 分 (5.5 時間) という最長潜水時間を 4 回記録した。一方、1 個体 (G1426) では behavioral ADL と経験水温に有意な相関は見られなかった (スピアマンの順位相関検定 : $r = -0.42$, $S = 170.2$, $p = 0.26$, $n = 9$, Fig. 2-12c)。また、1 個体 (G1220) では 1 ヶ月の全潜水における潜水時間の中央値は常に 35 分以下となっていた (Fig. 2-12a)。

2.4. 考察

2.4.1. 来遊時期と成長段階

トロール漁や流し網漁、刺し網漁といった漁業活動によるウミガメ類の混獲では、死亡率が 8 - 40% であることが報告されており、人類がウミガメの生存に与える最大の脅威の一つと考えられている (Lewison et al. 2013)。定置網においても、設置場所が中層で網が完全に水没している状態の場合には、ウミガメが呼吸できず溺死することが知られている (塩出ら 2006)。しかし、本研究の調査地である三陸沿岸域では、定置網が表層に設置されて上部が空いた構造をしており、混獲個体が水面に浮上して呼吸ができたため死亡率が 5% 以下であったと考えられる。なお、表層に設置された定置網の最奥部である袋網と呼ばれる部分は上部が開いていないため、ここに混獲個体が入り込んだ場合には溺死する可能性がある。このように、当海域はアオウミガメが主に生きた状態で手に入ることから、採餌期の回遊様式や生息地利用様式を調べるのに適した場所といえる。

また、調査期間中に混獲された 3 個体は、腹甲がアオウミガメに比べて黒いという特徴から、主に東太平洋で産卵を行う (Pritchard 1999) クロウミガメとみられ (Hayashi et al. 2011)、その後の DNA 分析によって東太平洋のクロウミガメと同じハプロタイプであることが確認された (Nishizawa et al. 2014b)。アオウミガメの亜種とされるクロウミガメは、本種と同様に海産植物を利用し、東太平洋で生活史が完結すると考えられているが、稀に日本沿岸で発見されることがある (阿部・南 2008, Okamoto & Kamezaki 2014)。よって、本研究の結果はクロウミガメの長距離回遊を支持するさらなる証拠となった。

三陸沿岸域の定置網漁は 5 月から 1 月にかけて行われており、その期間の漁業努力量もほぼ一定に保たれている。そのため、本研究の結果は、本種が当海域に夏から秋にかけてのみ来遊していることを示しており、大西洋の高緯度域における報告と一致していた (Epperly et al. 1995, Gonzalez Carman et al. 2011)。また、混獲のピークと海水温が最大になる時期が近いことから、当海域は本種の生息北限近くであるという従来の推測 (東京都

水産試験場 1981, 菅沼 1994) を支持する結果が得られた。

ただし、2016 年は海水温が最大となる前の 7 月にも混獲のピークがみられた。2016 年の 7 月は、黒潮系暖水の北限緯度 (142 - 147° E における深度 100 m の水温が 15°C 以上となる緯度) が高く、三陸沖の海面水温が平年よりも約 3°C 高くなっていたことが示されている (気象庁・海洋の健康診断表: <http://www.data.jma.go.jp/gmd/kaiyou/shindan/index.html>)。しかし、同様の現象がみられる 2015 年や 2010 年の 7 月には混獲のピークがみられなかった。また、当海域に来遊した個体が混獲されるまでの期間にも個体差があると考えられることから、現時点で 2016 年の 7 月に混獲個体数が多かった理由を議論することは難しいと考えられる。

体サイズ組成をみると、成体サイズ (SCL 約 80 cm: 立川 1991) よりも小さい個体が 97% 以上を占めたことから、当海域には主に亜成体が来遊していることが明らかとなった。さらに、高知県室戸 (石原ら 2006, Fig. 2-1) や三重県紀北町島勝浦 (岡本ら 2011, Fig. 2-1) と同様に、SCL 40 - 50 cm の個体が特に多いという傾向が得られた。北太平洋のアオウミガメでは、SCL 40 cm 程度まで成長すると、外洋域での浮遊生活から沿岸域へ加入するとされている (石原 2012)。つまり、当海域には四国や紀伊半島と同様、沿岸域に加入した直後の個体も来遊していることが示唆された。一方で、平均 SCL (48.1 ± 11.3 cm, $n = 109$) は日本の他海域における平均 SCL (高知県室戸: 67.4 ± 19.9 cm, $n = 94$, 石原ら 2006, 三重県紀北町島勝浦: 67.0 ± 22.9 cm, $n = 26$, 岡本ら 2011, 沖縄県黒島: 55.6 ± 10.0 cm, $n = 95$, 亀田ら 2013, Fig. 2-1) よりも小さく、大型個体の来遊数が少なくなっていた。この要因については第 3 章以降の結果とあわせて第 6 章の総合考察で言及するため、本章では議論しないが、同様の傾向は大西洋の高緯度域でも報告されていることから (Epperly et al. 1995, Gonzalez Carman et al. 2011)、高緯度域は世界共通で SCL 40 cm 台の亜成体にとっての季節的な生息域であることが示された。

本研究では BM と SCL の関係を算出し、本種の亜種とされるクロウミガメ ($BM = 2.8621 \times e^{0.0396 \times SCL}$; Seminoff et al. 2003) と比較したところ、大きな違いは見られなかった (Fig. 2-6c)。一方アオウミガメでは、BM と甲長の関係式は曲甲長 (CCL: Curved carapace length) を用いて産卵場の成体で調べたものや ($BM = 4.585 \times CCL - 349.22$, $n = 19$: Hays et al. 2000)、亜成体から成体サイズではあるが標本数の少ないもの ($BM = 0.06 \times CCL^2 - 7.35 \times CCL + 219$, $n = 8$: Godley et al. 2003) しか報告されていなかった。よって、本研究の関係式は、SCL と BM の関係を様々な海域で比較するための基礎情報となる。

2.4.2. 放流後の回遊様式

本研究における一部の標識再捕調査や全ての衛星追跡の結果、冬期には 500 km 以上南の海域へ回遊していることが判明し、周年狭い範囲に留まるという低緯度域で示されてきた様式 (Mendonça 1983, Renaud et al. 1995, Seminoff et al. 2002, Makowski et al. 2006, Hart & Fujisaki 2010, 亀田ら 2013, Shimada et al. 2016) とは異なっていた。同様の回遊様式は南大西洋の高緯度域であるアルゼンチン沿岸に来遊する亜成体の衛星追跡でも示されており (Gonzalez Carman et al. 2012), 季節的に数百 km の移動を行うことが高緯度域を利用する個体の特徴ではないかと考えられた。

また, SRDL 装着個体が南下する時は主に沿岸域を利用していたが, これは沿岸域を南に向かって流れる津軽暖流 (川合 1972) の流路と三陸沿岸では類似していた (海上保安庁海洋情報部海洋速報 2012 年 21 号 - 22 号, 2013 年 20 号 - 22 号, 2015 年 18 号 - 22 号: <http://www1.kaiho.mlit.go.jp/KAN2/index.html>)。津軽暖流は夏期から秋期にかけて増勢し, 三陸沿岸域では南向きの流れが卓越して流速も大きい傾向にあると報告されている (上野・山崎 1987)。南大西洋における亜成体の季節的な回遊経路も, 沖合を南下する暖かいブラジル海流を利用している可能性が示唆されている (Gonzalez Carman et al. 2012)。よって, 今後より多くの個体を用いて検討する必要があるが, 当海域に来遊した個体は海流を利用して移動エネルギーを節約している可能性がある。

本研究の結果は, 混獲個体が当海域に周年滞在せず, 冬期にはより南の海域を利用していることを明確に示している。一部の個体が放流地点よりも北で 7 日から 21 日後に再捕されたが, これらはまだ南下を始める前だったと考えられた。南への移動には, 三陸沿岸域と越冬海域における冬期の水温の違いが影響しているとみられた。2012 年から 2016 年にかけて, 三陸沿岸域 (釜石湾および山田湾) の水温は 3 月に 3 - 8℃まで低下していたのに対して, ウミガメが経験した水温は最低でも 13 - 15℃であり, 12℃以下まで低下することはなかった。ウミガメ類では, 水温が 10℃以下になると生理的な機能の低下によって不活発に漂流するようになり (Milton & Lutz 2003), 水温が 8℃以下になると cold-stun という生理的失活が起こることが広く知られている (Witherington & Ehrhart 1989)。当海域と同様に季節的な回遊がみられた南大西洋のアルゼンチン沿岸における冬期の水温は約 8℃まで低下していたのに対して (Lucas et al. 2005), 海底で不活発な状態となって越冬している個体が発見されたカリフォルニア湾における冬期の水温は約 15℃であった (Felger et al. 1976)。本種と同じウミガメ科に属するアカウミガメでは, 水温が 15℃程度まで低下する海域に留まっている個体の存在が衛星追跡によって報告されている (Hochscheid et al. 2005)。これ

は、低水温下にとどまることで代謝速度を低い状態にし、出来る限り消費エネルギーを少なくして越冬するという戦略ではないかと推察されている (Hochscheid et al. 2005). このことから、本種でも冬期に生理的な機能低下が起こらない水温 (例えば 15°C) を保つ海域であれば、その場に留まり消費エネルギーを抑えて越冬する個体もいるが、致死的な水温 (例えば 8°C) まで低下するような海域では、より温暖な海域へ移動するという越冬様式が発達したものと考えられた. つまり、三陸沿岸域に來遊する個体における南への回遊は、冬期の低水温を避けるための行動であると結論付けられる.

しかし、この南への回遊には季節的な南北回遊だけでなく、成長に伴う生息域移動も含まれている可能性がある. 例えば、翌年の夏以降まで追跡できた 2 個体は、三陸沿岸域まで戻ってくることはせずに南の海域に留まっていた. 大西洋のバハマにあるコンセプション島の近海では、SCL 25 cm 程度の個体が沿岸域に出現し始めるが、SCL 40 - 50 cm に成長するまでにこの島を離れ、より産卵場に近いグレートイナグア島近海に移動することが知られている (Bjorndal et al. 2005). この移動の要因については詳しく分かっていないが、成長に伴う捕食リスクの低下や産卵場までの移動時間の短縮などが考えられる. 体サイズ組成を見る限り、当海域においても多くの個体が SCL 50 cm までには別の海域へ移動していると考えられる. 実際、翌年も南の海域に留まっていた個体の SCL は 76.8 cm と 49.5 cm であった. よって、当海域に來遊した個体の一部は、より南の海域に餌場を変更するという生活史を送っているのかもしれない. ただし、標識再捕調査では、SCL 41.3 cm の個体が翌年に宮城県の東松島市で再捕獲され、南下後に再北上したと考えられた. このように、季節的な南北回遊を繰り返している可能性もあり、今後の衛星追跡や再捕データの集積および越冬海域での調査によって再度北上する個体の有無を調べることでこの回遊の意味を理解するために必要である.

ウミガメの経験水温が彼らの潜水行動に影響を与えており、behavioral ADL の長さ水温には 4 個体中 3 個体で負の相関がみられた. 2013 年に放流した 1 個体 (G1359) が記録した 330 分という潜水記録は、従来の記録である 307 分 (Broderick et al. 2007) を更新する最長記録であった. 冬期のこのような長時間潜水は従来の衛星追跡を用いた研究で度々報告されており (例えば Godley et al. 2002, Broderick et al. 2007), 季節的な水温低下に伴う活動性の低下であることが推察されている (Ultsch 2006). しかしながら、これらの個体では数分程度の短い潜水も数多く行われていた. Hays et al. (2004) によると、前肢のストローク頻度は潜水時間の増加とともに減少し、短い潜水は主に泳ぎ続ける活動的なものであったことが示されている. よって、当海域で放流した個体は、冬期でも従来考えられてい

たほど不活発な状態にはならず、越冬海域でもおそらく採餌のために短時間の活動的な潜水を行っている可能性がある。また、外洋域で越冬した1個体(G1426)では水温と behavioral ADL に有意な相関がみられなかった。当海域を同所的に利用し、冬期には外洋域を回遊することが判明しているアカウミガメでも同様の報告があり、不活発な状態で過ごす他海域とは異なり冬期も活発に採餌を行っているのではないかと考察されている (Narazaki et al. 2015)。外洋域で越冬した個体の水温と behavioral ADL に相関がみられなかったという結果は、アカウミガメとアオウミガメに共通の生活様式を表している可能性があり、今後注目すべき回遊様式であると考えられる。

2.4.3. 津波が与えた影響の評価

三陸沿岸域は 2011 年に発生した津波によって底生生物の死滅や流出など壊滅的な被害を受けていたにもかかわらず (大越 2012, Seike et al. 2013), その後も本種が来遊しており、継続的な調査ができた定置網における各年の混獲個体数は津波前 (3.4 ± 1.7 個体) よりも津波後 (7.2 ± 4.4 個体) の方が多くなっていた。当海域における混獲個体数は水温と正の相関がみられたことから、この来遊量の増加にも水温が影響していると考えられたが、震災前後での平均水温に大きな違いは見られなかった (震災前: $18.3 \pm 0.7^{\circ}\text{C}$, 震災後: $18.5 \pm 0.4^{\circ}\text{C}$)。また、各年の海洋構造として混獲のピークである 9 月の親潮面積 ($141 - 148^{\circ}\text{E}$, 43°N 以南における深度 100 m の水温が 5°C 以下となっている面積) をみると、震災前に比べて面積が小さい年が多いという傾向がみられたが (海洋研究開発機構「黒潮親潮ウォッチ」: <http://www.jamstec.go.jp/aplinfo/kowatch/?p=3736>), 混獲個体数の増減と一致していない年もあった。そのため、現状では津波前後で混獲個体数が増加した要因は不明であり、今後の継続的なモニタリング調査が必要と考えられる。また、体サイズ組成を見ると、津波前にはみられなかった SCL 40 cm 未満の小型個体が混獲されているが、当海域の結果だけではこれが津波の影響かどうかは判断できない。よって、今後は日本近海の他海域における体サイズ組成の変化と比較することが、小型個体が増加した要因を検討する上で重要であると考えられる。

栄養状態の指標とした BCI にも有意な違いは見られなかった。この要因として来遊個体の回遊様式が関連している可能性と、津波後の餌環境に大きな違いがなかった可能性の 2 つが考えられた。まず回遊様式については、当海域を利用する個体は冬期には別の海域も利用していた。また、越冬海域でも極端に不活発な状態にはなっていないことが示唆され、餌を食べていた可能性がある。このように、他海域でもある程度の餌を食べることができ

たため、栄養状態が津波後に大きく低下するようなことがなかったのかもしれない。

餌環境としては、2011 年の津波によって、当海域の多くのアマモ場（海草類）が消失したと報告されている（Sasa et al. 2012）。これに対して、コンブやホンダワラなどの海藻類は比較的被害が少なく、一部の海域では津波後に増加したことがわかっている（Sakamoto et al. 2012）。これは、主に砂地に生育する海草類は根こそぎ流された一方で、岩場に固着して生育する海藻類は海草類に比べて流されにくかったためではないかと考察されている。また、日本の九州以北に生息する個体は海藻類を主食としており（亀田・石原 2009）、当海域における食性解析でも海藻のほうが海草よりも多く食べられていた（第 3 章で後述）。よって、当海域に来遊する個体にとっては津波後も十分な餌が得られる環境であったために栄養状態に有意な差がみられなかったとも考えられる。

Table 2-1. Summary of by-catch surveys each year along the Sanriku Coast

Year	Period of field survey (month)	No. of set nets investigated	No. of turtles captured	No. of dead turtles	Range of SCL (cm)
2005	Year-round	1	1	0	44.8
2006	Year-round	15	8	0	41.8 - 73.3
2007	Year-round	15	12	0	41.4 - 85.6
2008	Year-round	22	11	0	40.7 - 60.4
2009	Year-round	22	7	0	43.3 - 53.8
2010	Year-round	22	9	0	43.8 - 76.9
2011	-	-	-	-	-
2012	Aug - Sep, Nov	7	15	3	38.9 - 76.8
2013	Jul - Sep	10	11	1	36.8 - 73.3
2014	Jul - Sep	13	4	0	41.8 - 57.6
2015	Jul - Oct	14	16	1	38.0 - 90.9
2016	Jun - Sep	13	15	0	38.7 - 45.6
Total			109	5	36.8 - 90.9

Table 2-2. Data obtained from turtles equipped with satellite relay data logger (SRDL)

ID	SCL (cm)	BM (kg)	Sex	Release date (year/month/day)	Tracking period (d)	Total accumulated distance (km)	No. of dives	Max. dive duration (min)	Water temperatures experienced by turtles (range, °C)
G1202	46.2	13.5	Unknown	2012/09/11	11	215	92	85	23.0 - 24.5
G1212	73.3	59.0	Unknown	2012/09/15	16	1166	279	70	21.0 - 26.3
G1220	76.8	60.5	Unknown	2012/09/29	331	603	3240	270	13.7 - 23.7
G1355	43.4	12.5	Unknown	2012/09/30	6	147	39	75	19.7 - 20.8
G1356	48.4	15.0	Unknown	2013/09/30	11	169	54	120	21.8 - 23.0
G1359	49.5	19.5	Unknown	2013/09/21	472	616	2162	330	14.3 - 25.1
G1361	73.3	62.0	Unknown	2013/09/30	42	904	566	150	20.0 - 24.0
G1451	57.6	29.0	Unknown	2014/9/26	0	-	-	-	-
G1426	53.7	18.5	Unknown	2014/09/15	253	3806	827	240	12.9 - 22.3
G1501	45.8	15.5	Unknown	2015/08/26	245	550	614	270	15.0 - 24.8
G1506	72.2	55.5	Unknown	2015/09/12	101	1422	667	95	19.8 - 24.1
G1510	90.9	104.0	Male	2015/08/31	7	197	66	26	18.9 - 20.0

Deployments filled with grey color were not used in the analysis due to short tracking periods

Table 2-3. Recapture of the tagged green turtles released from the Sanriku Coast (information about the recapture within study site was excluded)

Recapture number & ID	SCL of released turtle (cm)	Release day (year/month/day)	Recapture day (year/month/day)	Recapture location	Type of recapture	Direct distance from the release point (km)	Number of days after release (days)
1 G0617	41.8	2006/10/11	2007/11/01	Owase Mie	Set net (Alive)	780	386
2 G0703	43.7	2007/08/19	2007/10/19	Minami-Sanriku Miyagi	Set net (Alive)	90	61
3 G0710	45.6	2007/08/20	2007/08/27	Ishinomaki Miyagi	Set net (Alive)	130	7
4 G0716	41.7	2007/09/27	2007/10/05	Yamamoto Miyagi	Unknown (Alive)	180	8
5 G0718	81.0	2007/10/05	2007/10/11	Kuji Iwate	Set net (Dead)	100	6
6 G0812	60.4	2008/09/17	2008/10/15	Minami-Sanriku Miyagi	Set net (Alive)	90	28
7 G0843	41.3	2008/10/14	2009/09/22	Higashi-Matsushima Miyagi	Set net (Alive)	120	343
8 G0955	43.3	2009/09/15	2009/09/28	Minami-Sanriku Miyagi	Set net (Alive)	100	13
9 G1037	76.9	2010/10/04	2011/01/20	Kamogawa Chiba	Set net (Alive)	500	108
10 G1202	46.2	2012/09/11	2012/09/22	Hirono Iwate	Gill net (Dead)	110	11
11 G1205	41.1	2012/09/12	2012/09/26	Ishinomaki Miyagi	Set net (Alive)	130	14
12 G1222	45.0	2012/10/02	2012/10/10	Ishinomaki Miyagi	Set net (Dead)	100	8
13 G1355	43.4	2013/09/30	2013/10/05	Minami-Sanriku Miyagi	Set net (Dead)	90	5
14 G1361	73.3	2013/09/30	2013/11/09	Kushimoto Wakayama	Stranded (Dead)	850	40
15 G1516	41.4	2015/09/03	2015/09/24	Kuji Iwate	Set net (Alive)	100	21

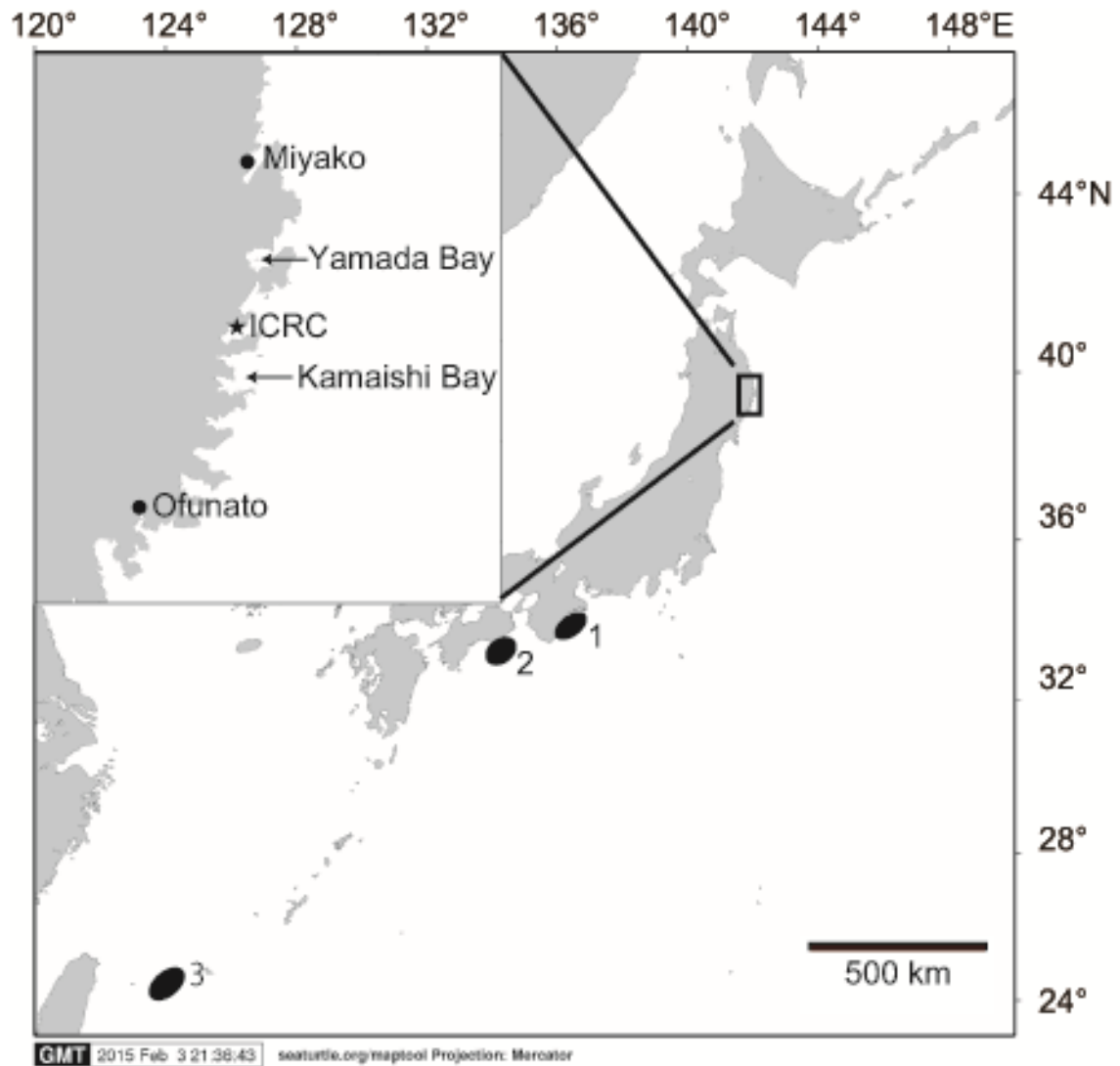
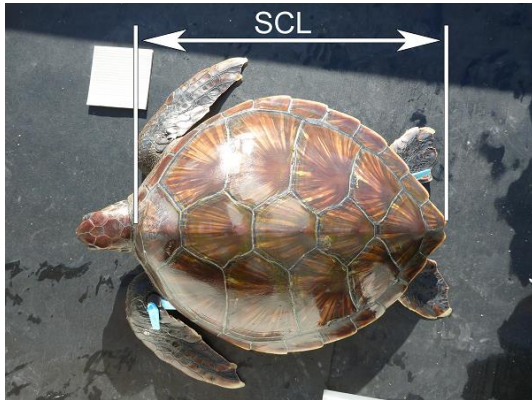


Fig. 2-1. Study site on the Japanese archipelago. Black ovals: previous study areas (1, Shimakatsu-ura: Okamoto et al. 2011; 2, Muroto: Ishihara et al. 2006; 3, Kurosima Is.: Kameda et al. 2013). In set: magnification of the Sanriku Coast (enclosed area with open rectangle), and a star indicates International Coastal Research Center (ICRC)

a



b



c



Fig. 2-2. Body measurement of sea turtles and the plastic and inconel tags used. (a) A top view of a green turtle. Straight carapace length (SCL) is the projected length between the front and rear tips of the carapace. (b) A photo of plastic tag attached to left forelimb of green turtle. (c) A photo of inconel tag attached to right forelimb of green turtle

a

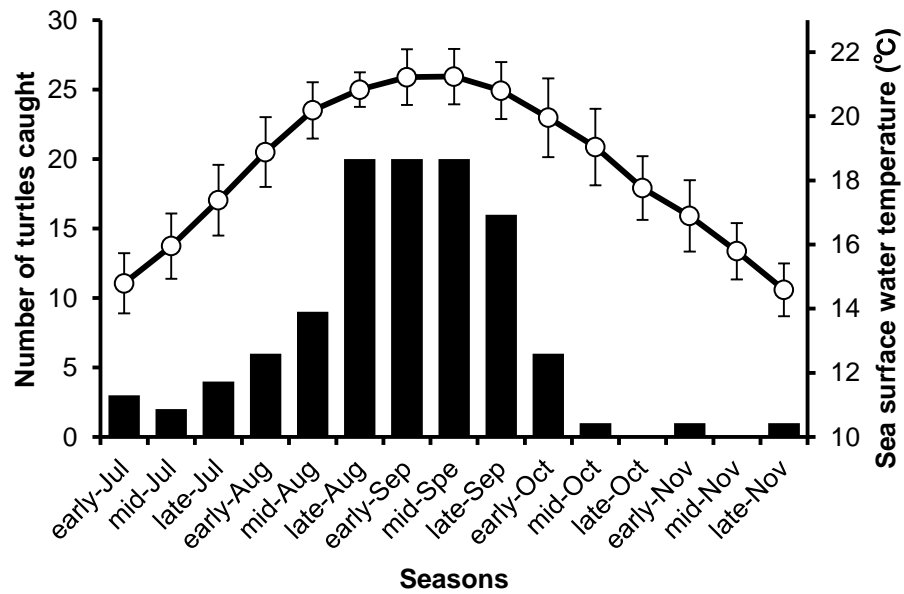
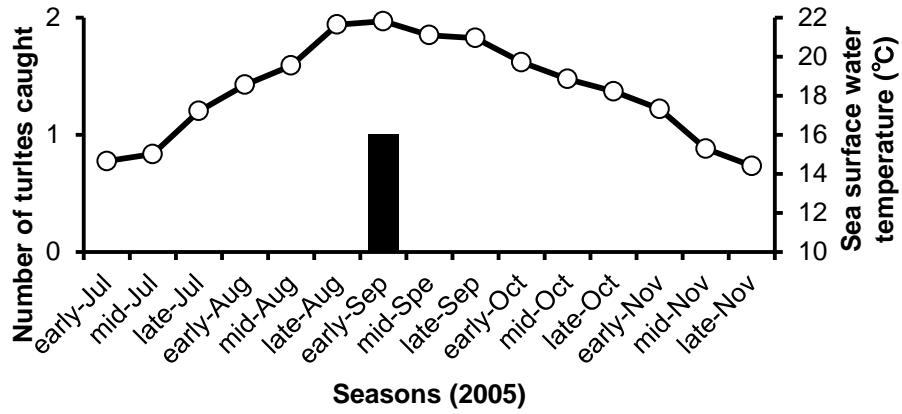


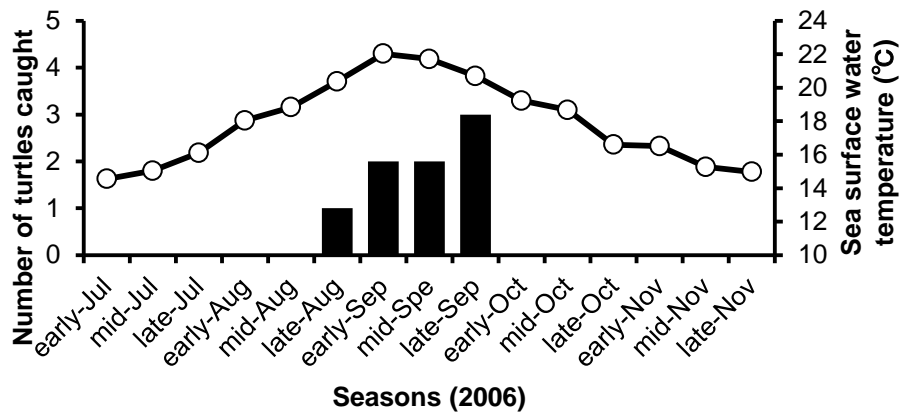
Fig. 2-3. Number of green turtles (black bars) captured in set net (a) from 2005 to 2016, (b) 2005, (c) 2006, (d) 2007, (e) 2008, (f) 2009, (g) 2010, (h) 2012, (i) 2013, (j) 2014, (k) 2015 and (l) 2016. Open circles with lines indicate mean (\pm SD) water temperatures measured at fixed observation points in Kamaishi and Yamada Bays. Grey shaded areas illustrate out of study period

(continued)

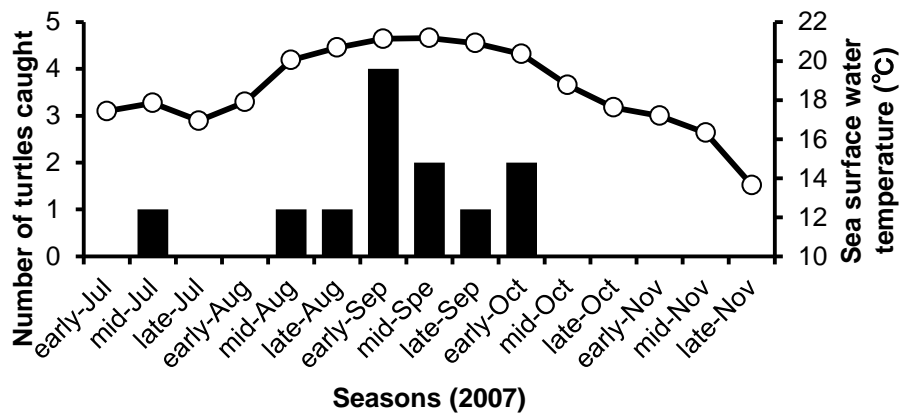
b



c

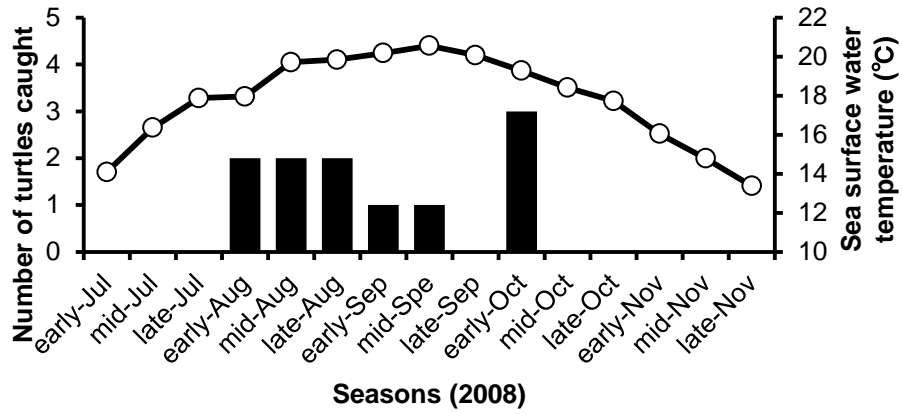


d

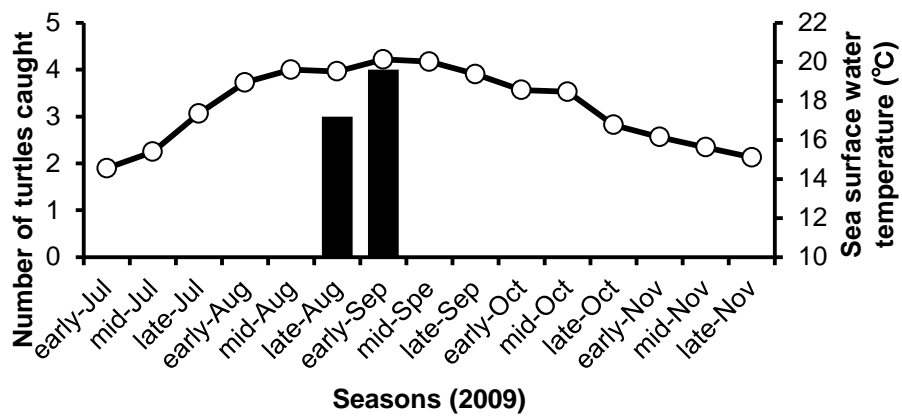


(continued)

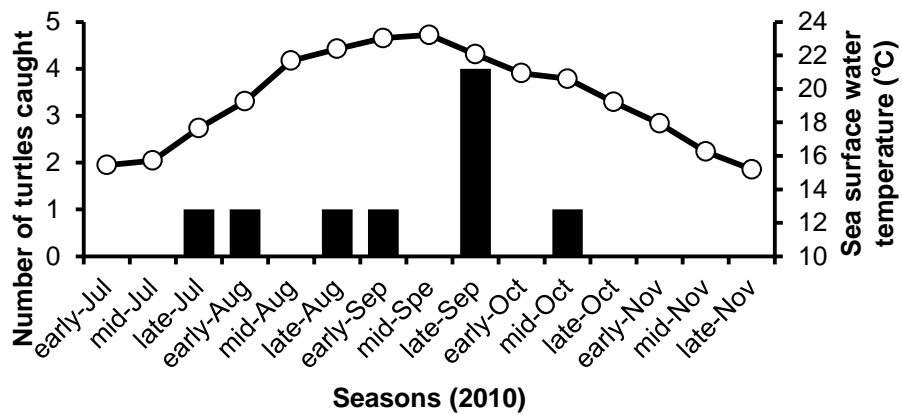
e



f

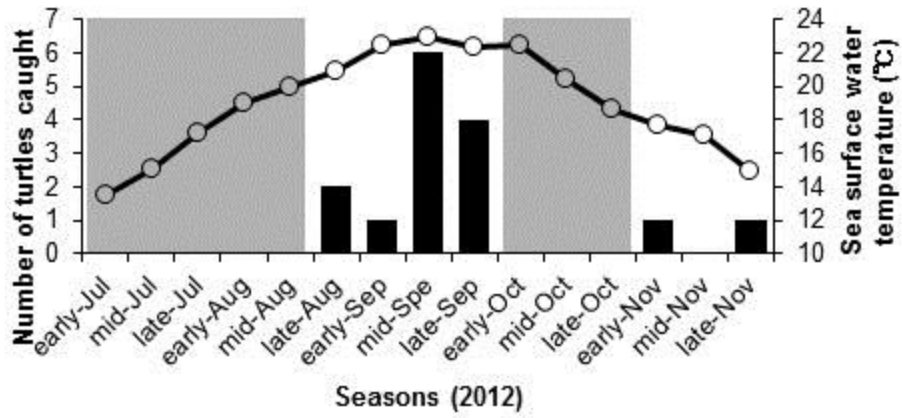


g

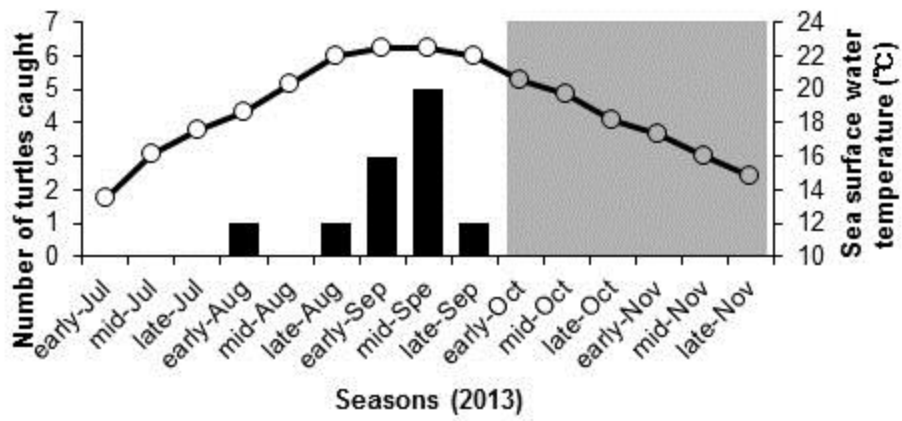


(continued)

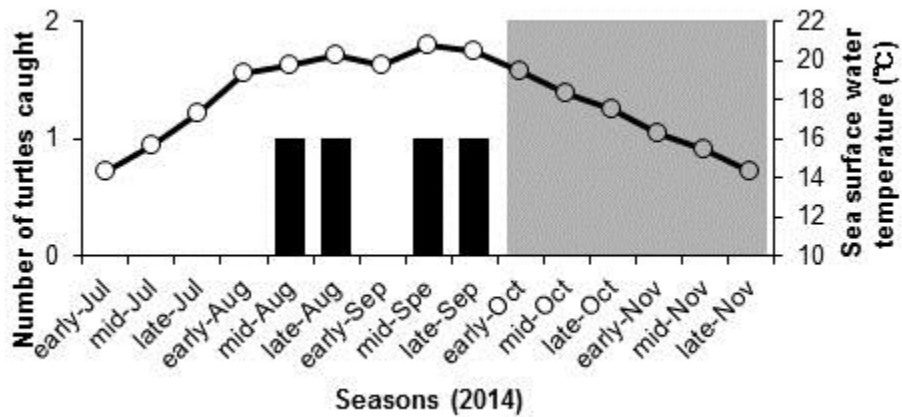
h



i

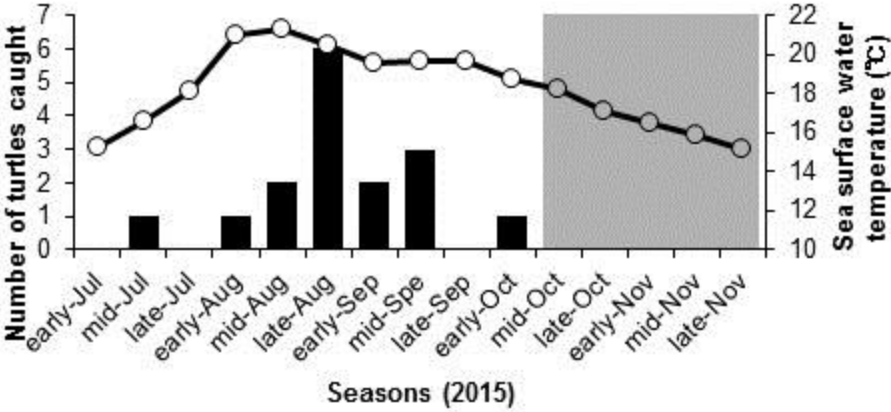


j

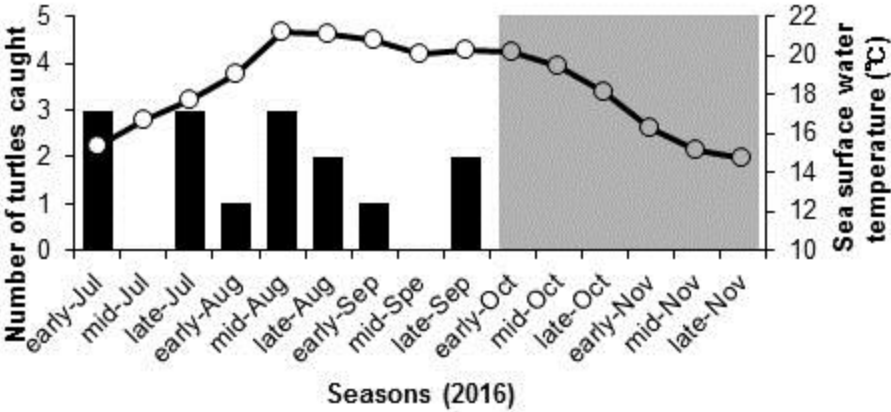


(continued)

k



l



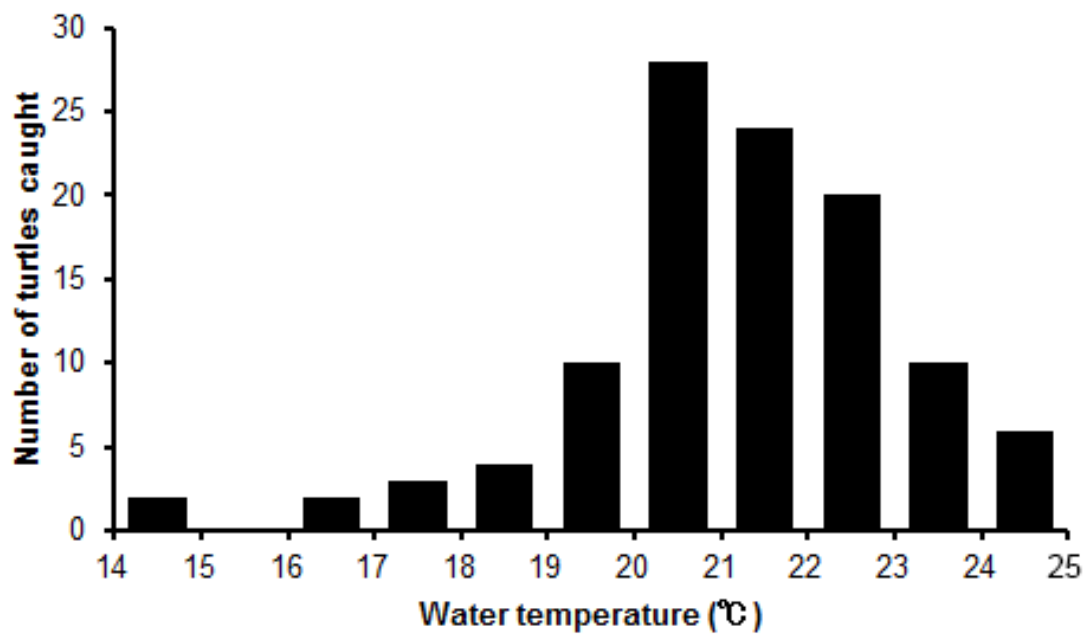
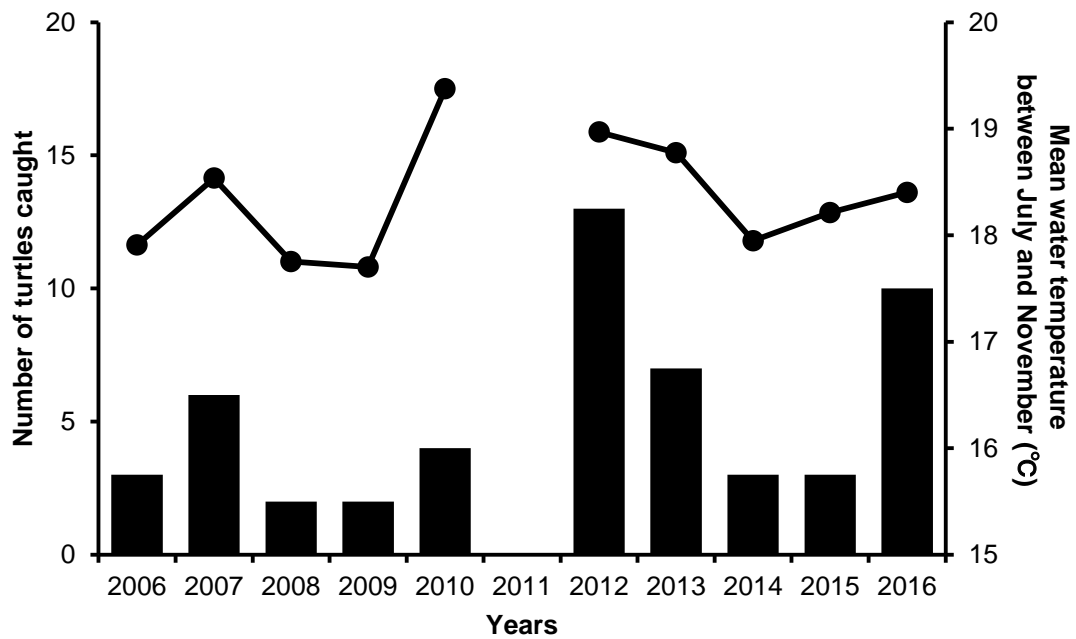


Fig. 2-4. Water temperature distributions at which green turtles were captured in set nets

a



b

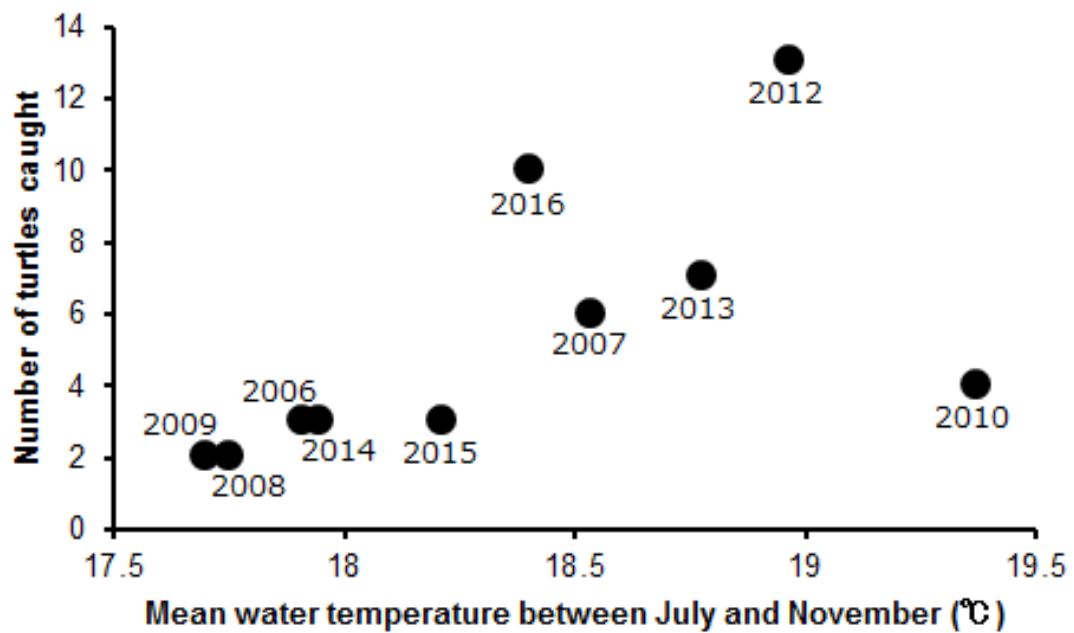
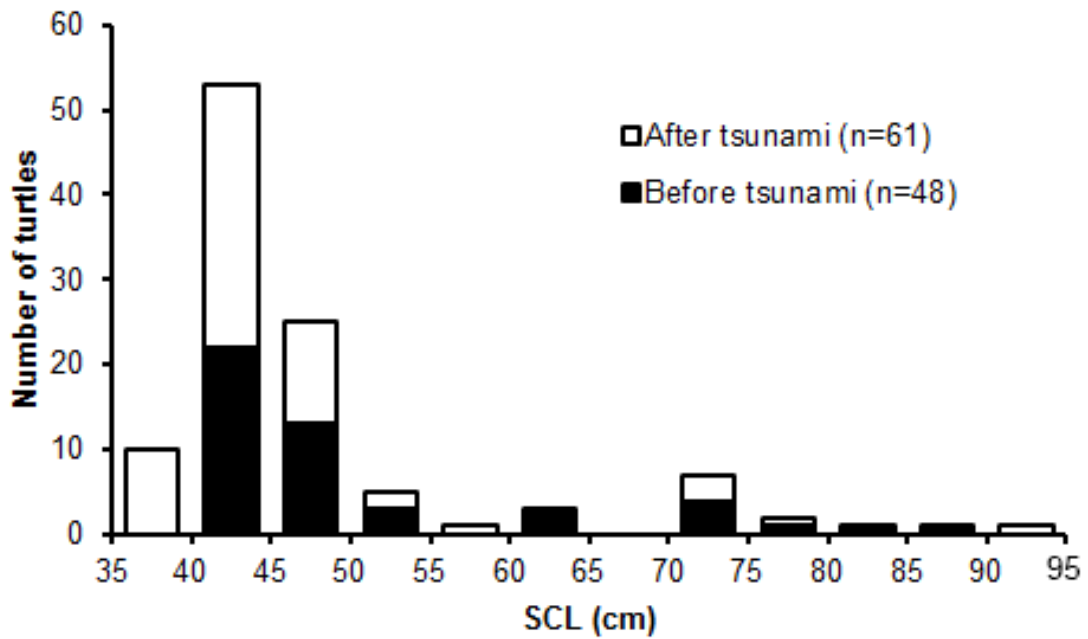


Fig. 2-5. (a) Number of turtles captured in four set net where conducted the survey continuously from 2006 to 2016 (black bars) and mean water temperature during July to November (black circles). (b) The relationship between mean water temperature and number of turtles in (a). Numbers indicate each year

a



b

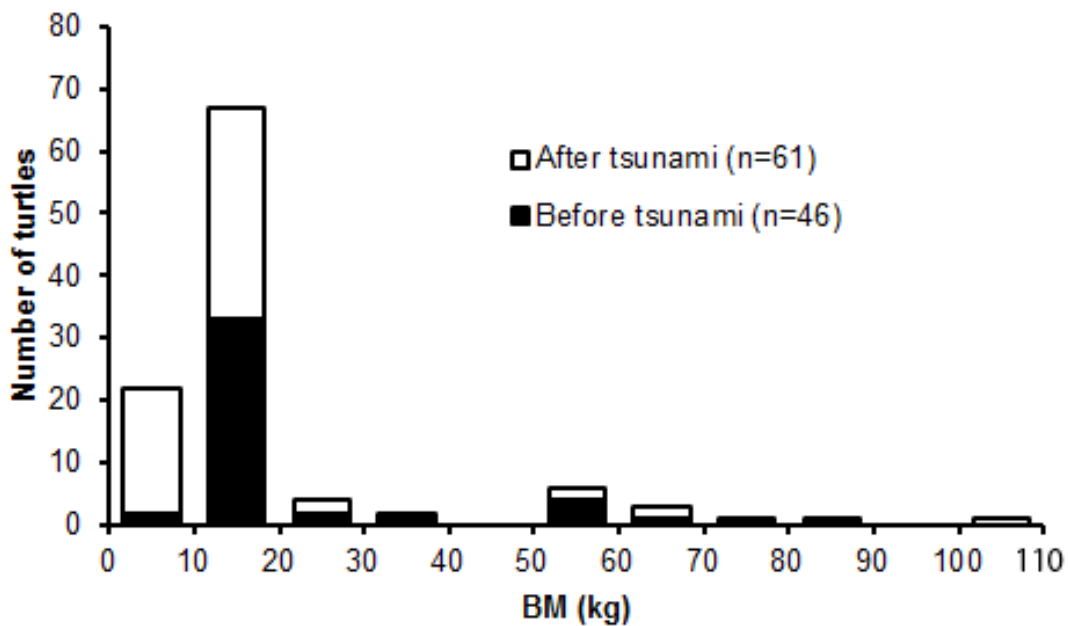
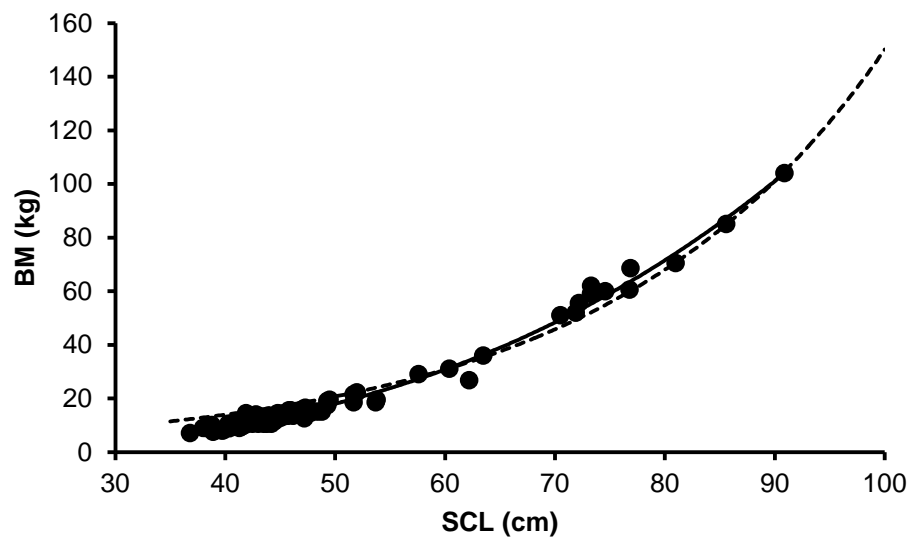


Fig. 2-6. Size of green turtles captured at the study site: (a) straight carapace length (SCL) and (b) body mass (BM). (c) Relationship between SCL and BM. Solid line: regression curve from this study ($BM = 1.87 \times 10^{-4} \times SCL^{2.93}$, $n = 107$, SCL: 36.8 – 90.9 cm); dashed line: regression curve from previous study in the eastern Pacific Ocean (Seminoff et al. 2003: $BM = 2.8621 \times e^{0.0396 \times SCL}$, $n = 200$, SCL: 46.0 - 100.0 cm)

(continued)

c



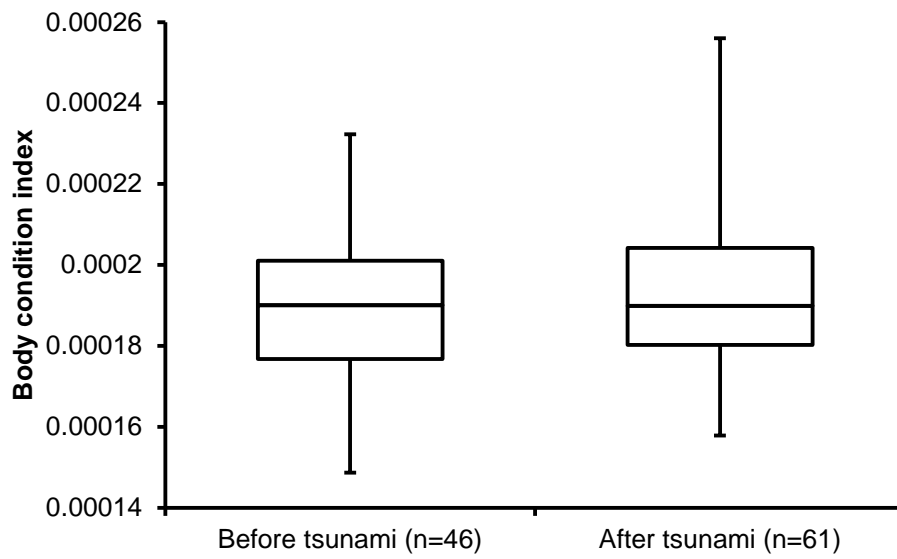


Fig. 2-7. The body condition index (BCI) of green turtles captured in this study before and after the tsunami in 2011. The horizontal line within the each box indicates the median, boundaries of the box indicate the first and third quartile, and the whiskers indicate the maximum and minimum values

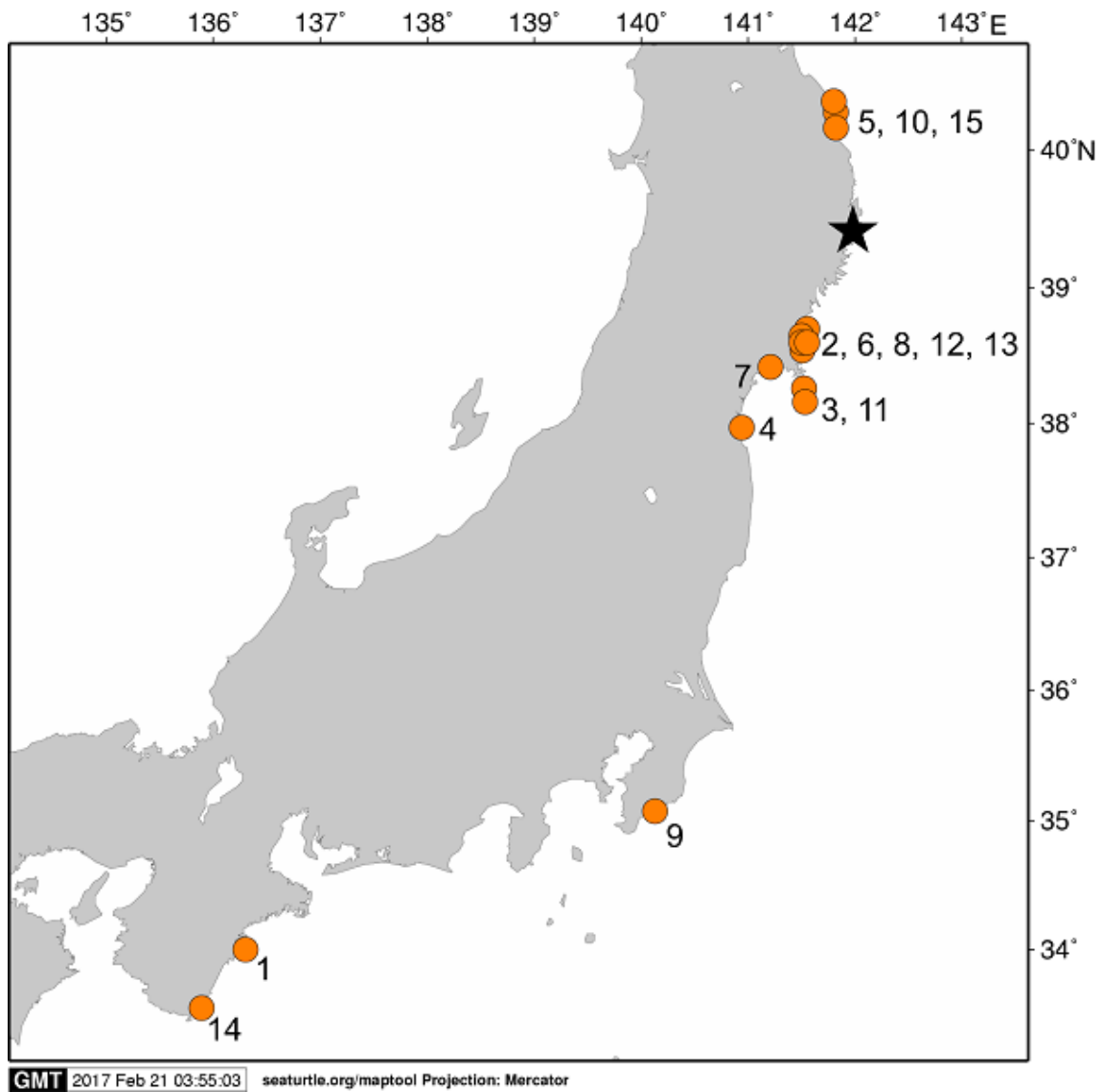


Fig. 2-8. Recapture points of tagged turtles in the mark-recapture study (orange circles). A star indicates the release point. Numbers indicate for the recapture number (see Table 2-2)

a

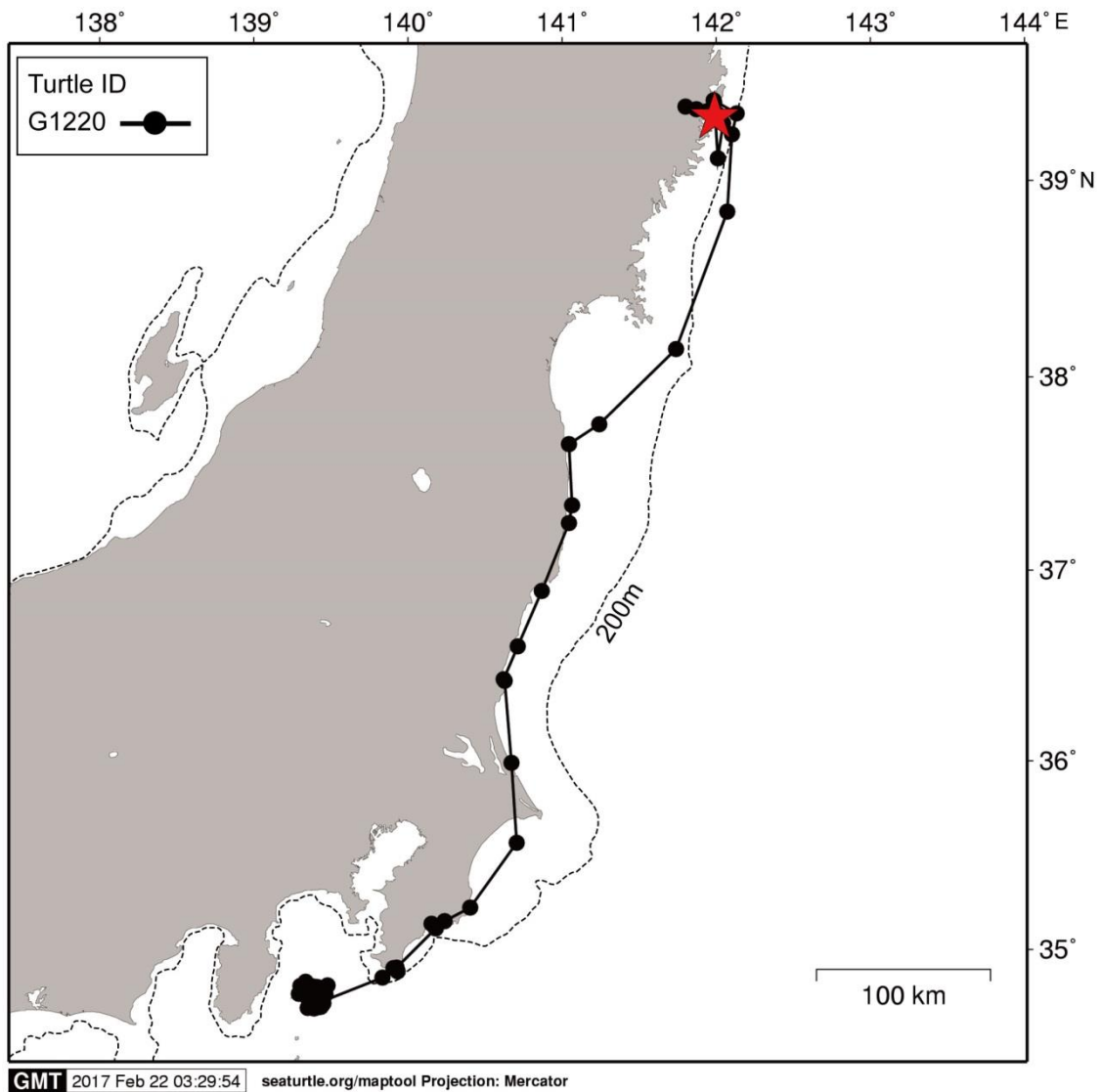
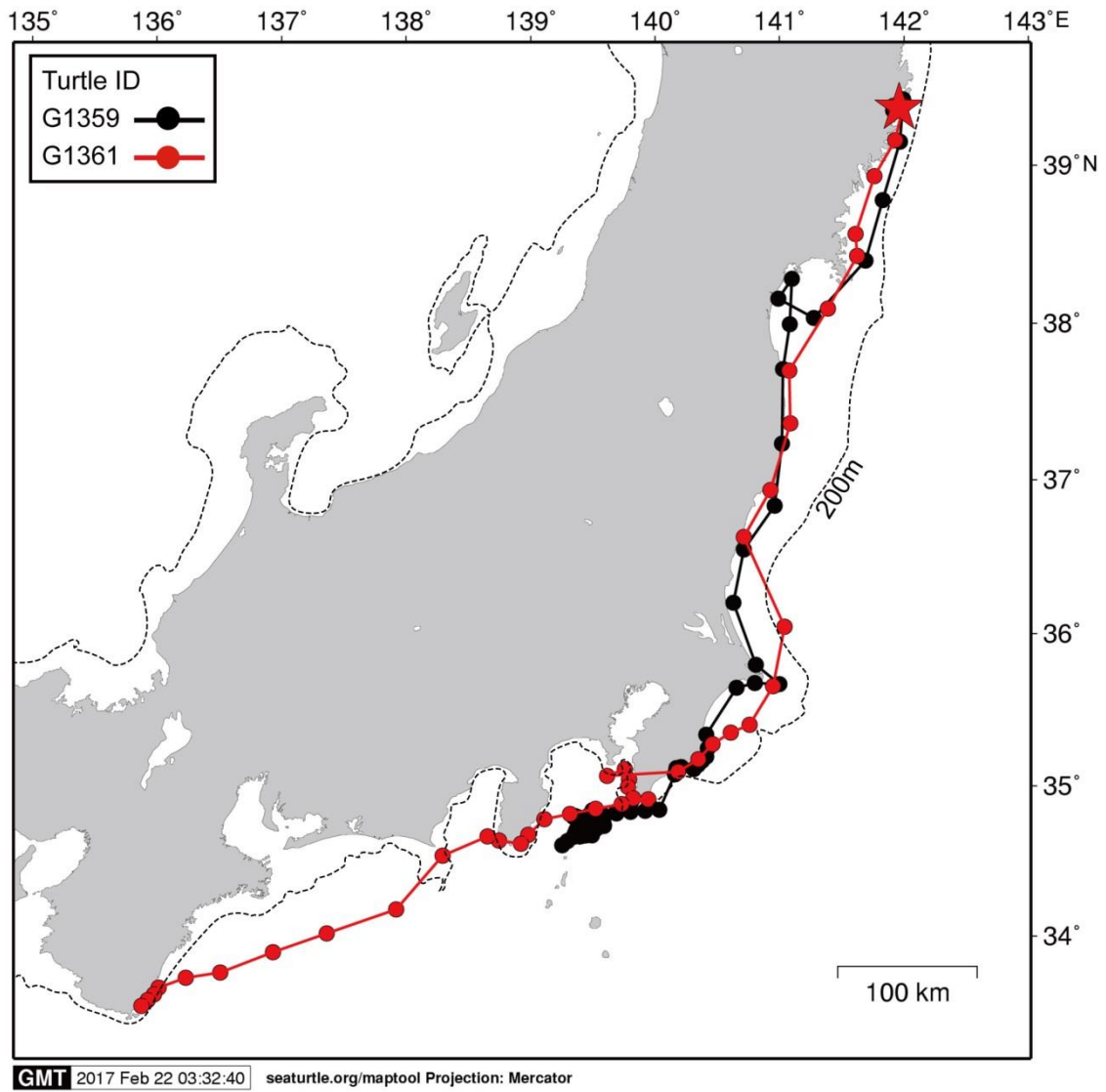


Fig. 2-9. Migration paths of the green turtles equipped with satellite relay data logger (SRDL). Solid lines with filled circles illustrate the migration path and daily median locations of turtles released in (a) 2012, (b) 2013, (c) 2014 and (d) 2015. Red star indicates the release point of turtles. Dashed line represents 200-m-depth counter

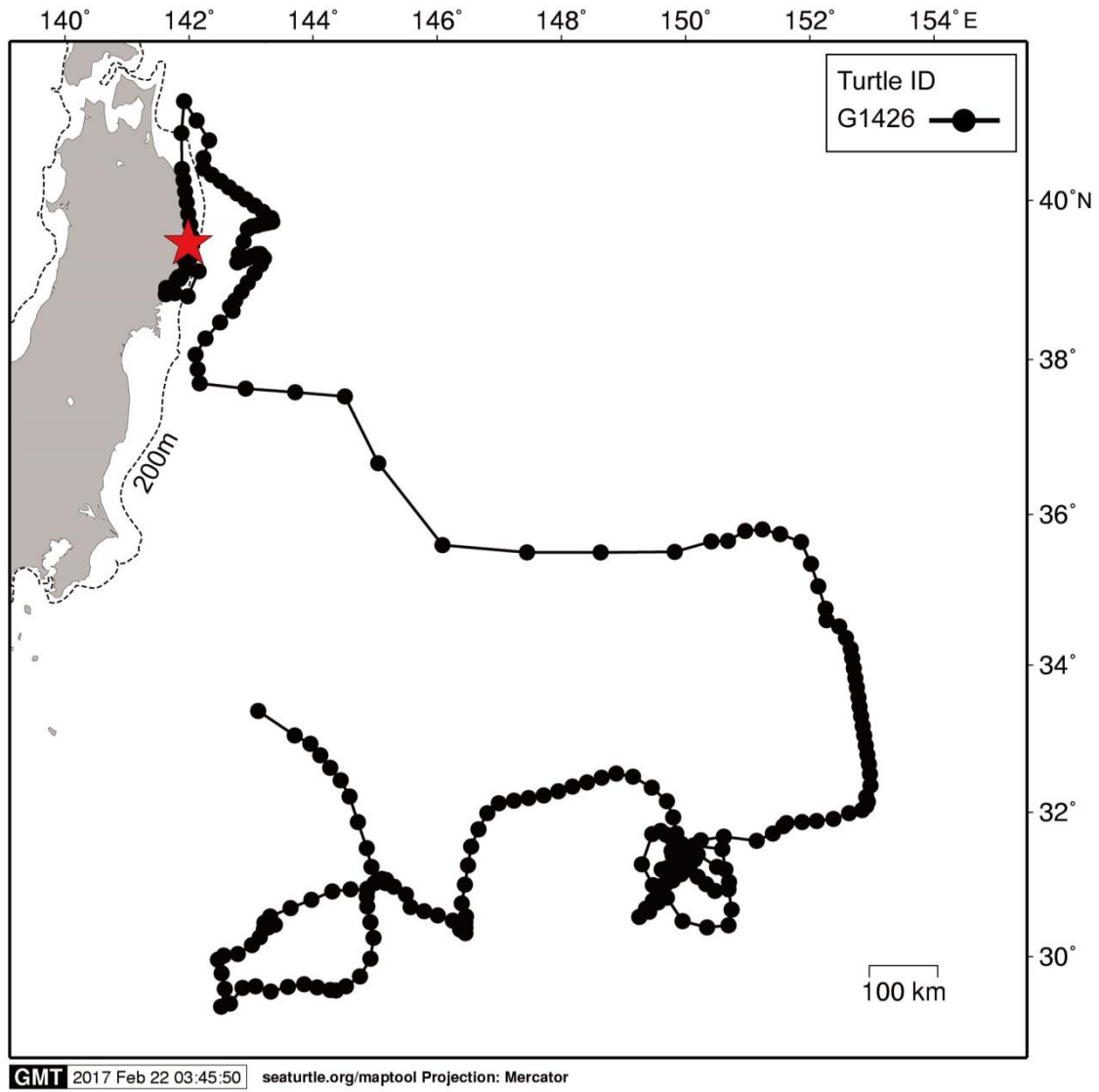
(continued)

b



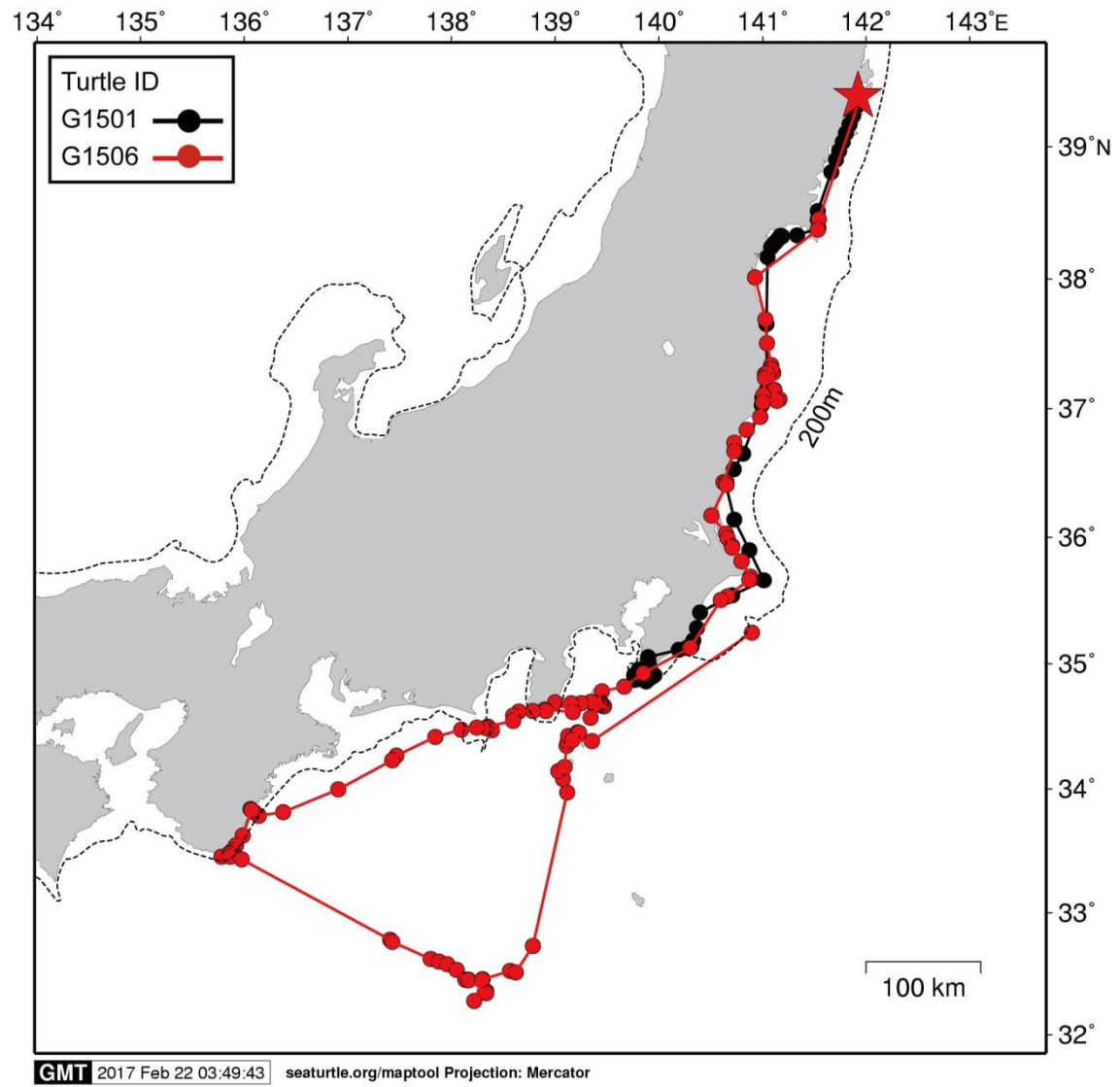
(continued)

C

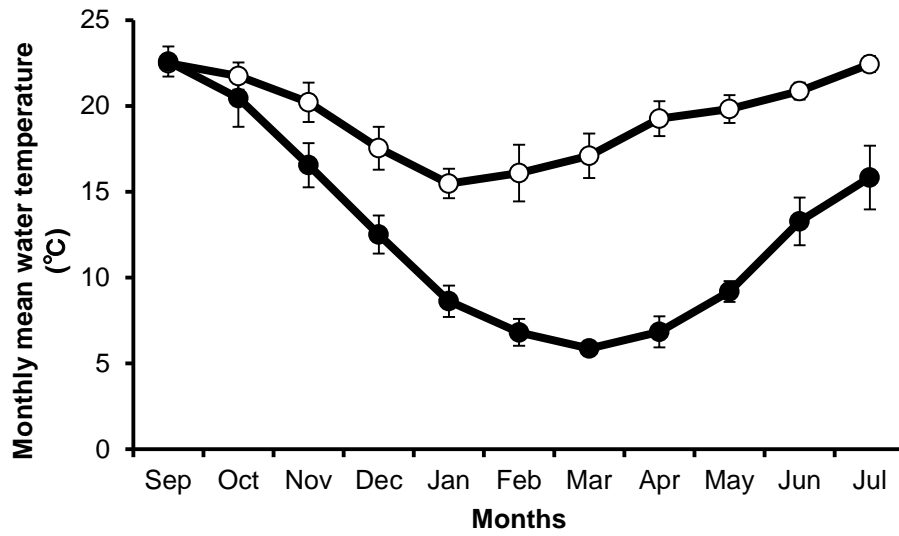


(continued)

d



a



b

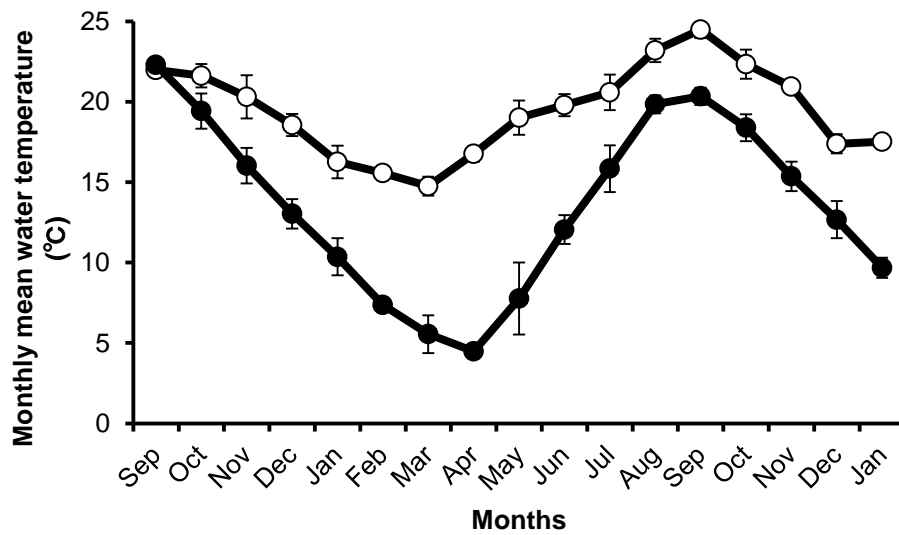
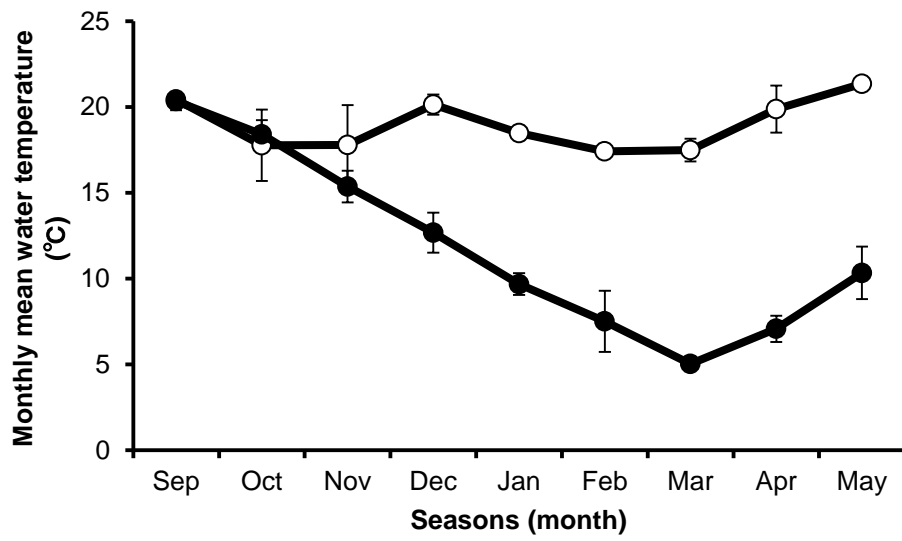


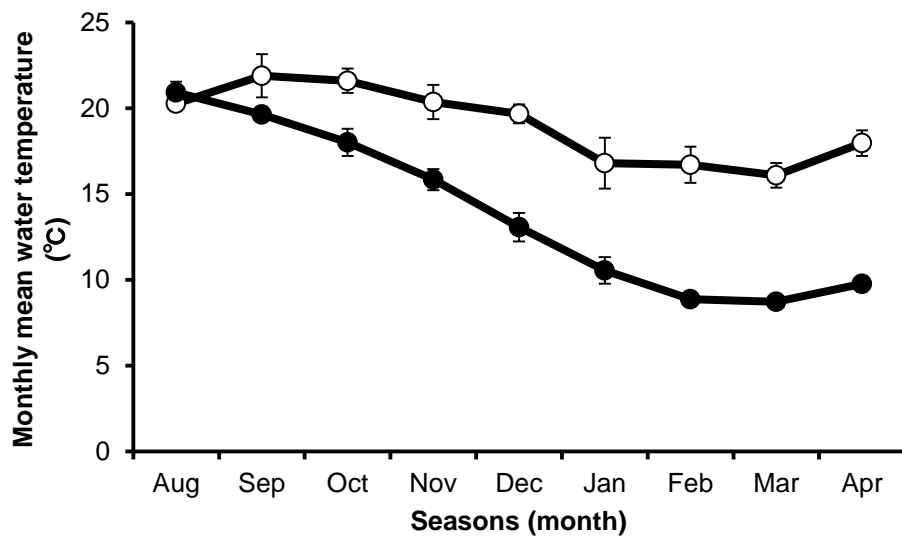
Fig. 2-10. Monthly mean (\pm SD) water temperatures along the Kamaishi and Yamada Bays (filled circles) and monthly mean water temperatures experienced by green turtles (open circles) during the tracking period for (a) G1220, (b) G1359, (c) G1426 and (d) G1501

(continued)

c



d



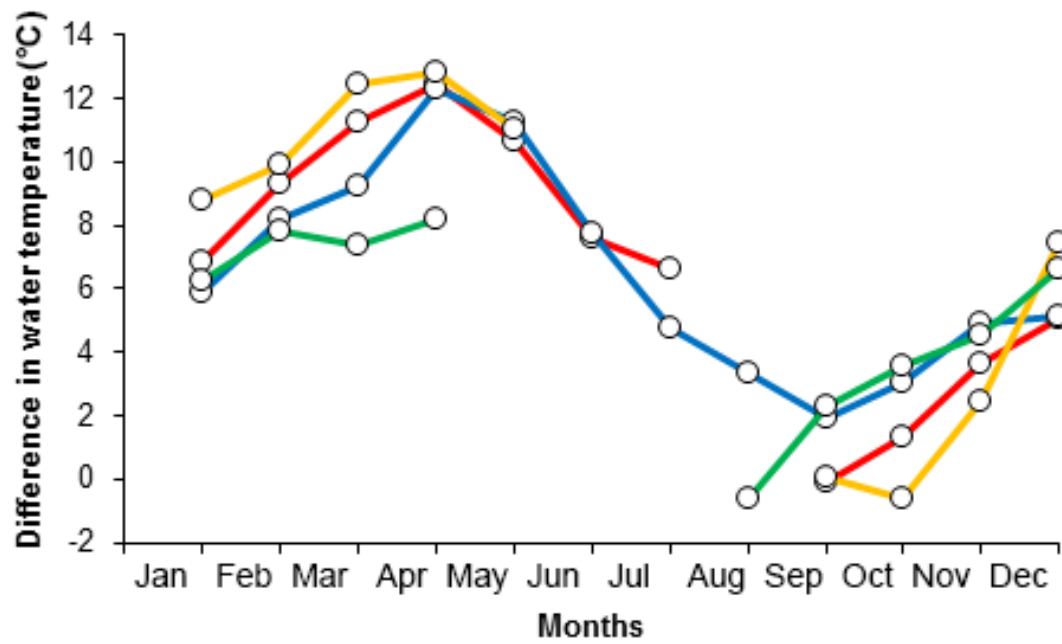


Fig. 2-11. The difference in water temperature experienced by green turtles from Kamaishi and Yamada Bays. Color of lines indicate each turtles (red: G1220, blue: G1359, yellow: G1426, green: G1501)

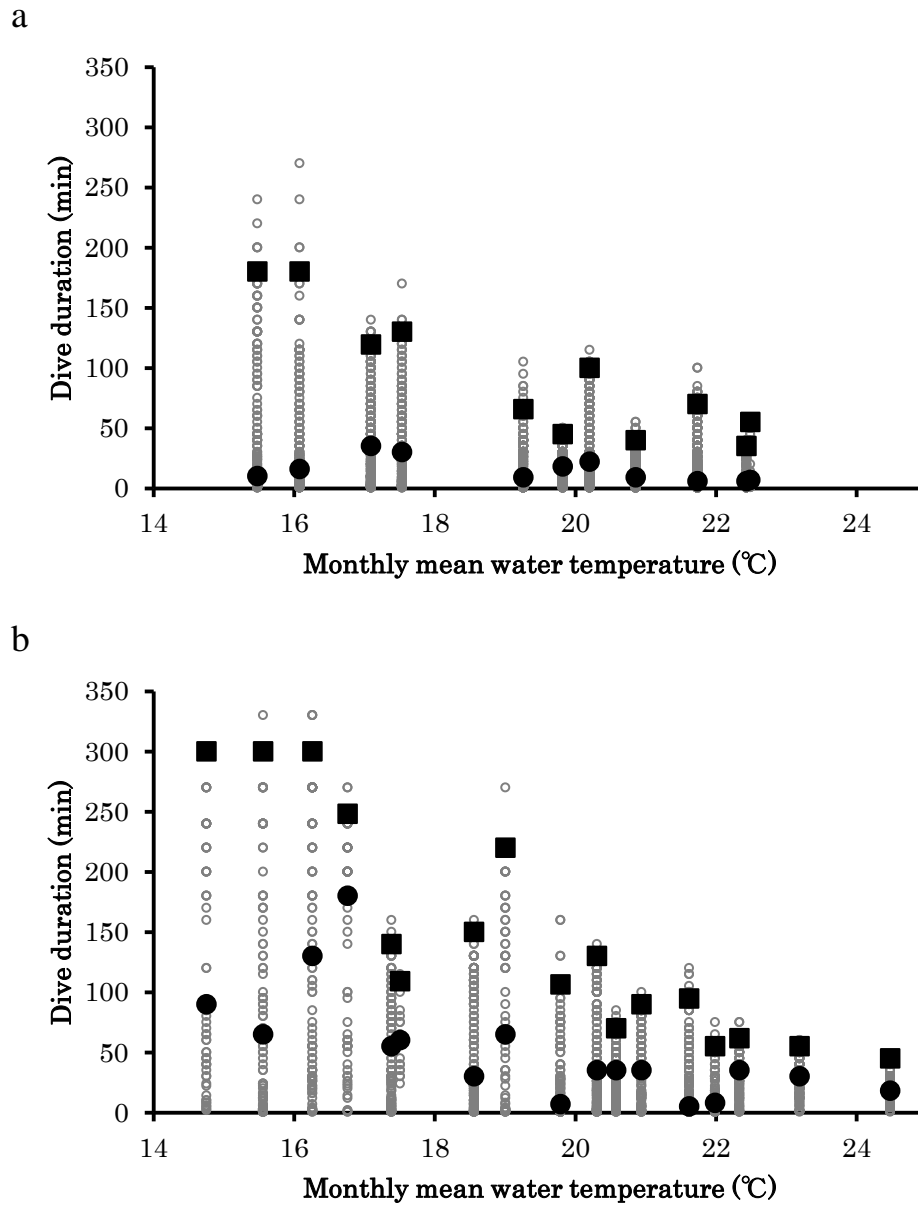
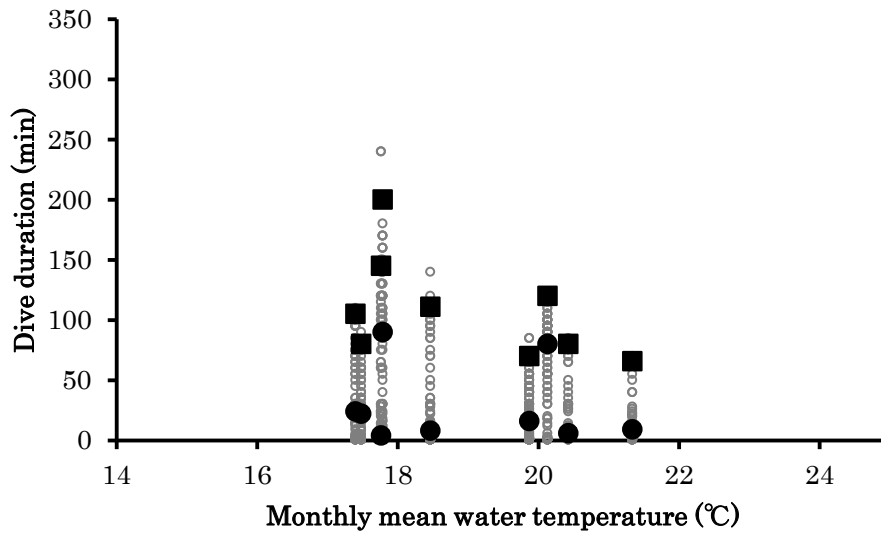


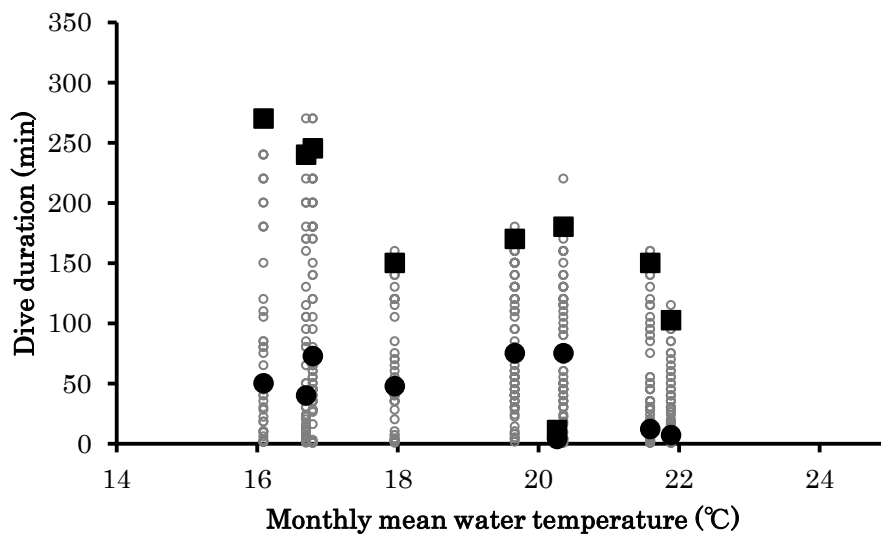
Fig. 2-12. Relationship between green turtle dive duration and monthly mean water temperature recorded by satellite relay data loggers (SRDLs) for (a) G1220, (b) G1359, (c) G1426 and (d) G1501. Grey open circles: duration of each dive; filled squares: duration of behavioral Aerobic Dive Limit (behavioral ADL); filled circles: median dive duration for each monthly mean water temperature. The duration of behavioral ADL was negatively correlated with water temperatures in three of four turtles (G1220, G1359, G1501), but all turtles also conducted short dives even when the water temperature was low

(continued)

c



d



第3章 食性解析

3.1. 緒言

動物の食性に関する情報は、その動物の生態的特性を把握する上で重要な手掛かりとなるため、生態研究において必要不可欠である。特に、体の維持に多くのエネルギーを必要とする大型動物は、少ない個体数であっても生態系に大きな影響を与えると考えられており、その食性を理解することは重要である。第2章の結果から、アオウミガメの生息域としては高緯度にあたる三陸沿岸域には、本種の亜成体が季節的に来遊していることが明らかとなった。三陸沖は複数の海流がぶつかり合うために世界でも有数の高い生物生産力を有しており（川合 1972, Sugimoto & Tameishi 1992）、沿岸域も生産性の高い海域であると考えられる。よって、当海域に来遊する個体は、低緯度域よりも多様な餌を食べている、もしくは同じ餌でも多量に食べているという可能性が考えられる。

ウミガメ類における食性解析としては、餌生物を直接把握できる消化管内容物分析が古くから行われてきた。その結果、沿岸域に加入した亜成体期以降の本種は海草や海藻を主とした植物食であることが世界各地の海域で示されてきた（Bjorndal 1997）。しかし、この手法では、消化管内の餌生物が消化や物理的な破壊によって分類形質が確認できないことがあり同定に多大な労力が必要となること、消化管に滞留している期間の一時的な食性しか反映していないこと、消化のしやすさが餌生物によって異なるために過大評価や過小評価が起こりやすいことなどの問題点が指摘されている（Duffy & Jackson 1986, Godley et al. 1998）。アオウミガメの場合、餌生物の同定に関しては、その海域に生育する海産植物などと照合することである程度判別できる。また、餌生物が消化管に滞留している期間は 23.3 ± 7.2 日と報告されており（Amorochio & Reina 2008）、比較的長い期間の連続的な餌生物を知ることができる。しかしながら、消化速度は餌生物によって異なると考えられ、海産植物に比べて消化の容易な動物質の餌生物は摂餌量が過小評価されやすいという欠点がある。

この問題点を解決する手法として、安定同位体比分析が 1990 年代から盛んに用いられている（Godley et al. 1998, Jones & Seminoff 2013）。安定同位体比分析は、生物を構成する主要元素である窒素と炭素の安定同位体比を測定することにより、個体の食性履歴を評価する手法である（DeNiro & Epstein 1978, 1981, Minagawa & Wada 1984）。この手法では、餌生物の同位体比が捕食者の体組織に反映されるという特徴を利用し、実際に消化吸收された餌生物を推定することができるため、消化管内容物分析の欠点を補うことができる。本手法を行うためには、餌生物の同位体比が消化吸收されて捕食者の体組織に反映されるまでに要する時間（回転率）およびその時の同位体比の変化率（同位体分別係数）がわかっ

ている必要がある (Jones & Seminoff 2013). 体組織ごとの回転率は、アカウミガメの幼体や淡水性のキバラガメ *Trachmys scripta scripta* の亜成体から成体で調べられており (Seminoff et al. 2007, Reich et al. 2008), 種間でも同様の傾向が得られていることから, 本種にも応用されている (例えば Lemons et al. 2011, Gonzalez Carman et al. 2014). また, 同位体分別係数は, 本種を含む複数種のカメ類において体組織ごとの値が算出されている (Seminoff et al. 2006b, 2007, 2009, Reich et al. 2008, Vander Zanden et al. 2012). よって, 本種では安定同位体比分析を行うために必要な情報がそろっている.

本種における安定同位体比分析では, 主に成長に伴う食性の変化に着目した研究が多く, パハマのグレートイナグア島 (21° N, 73° W) やオーストラリアの東海岸 (24 - 27° S, 151 - 153° E) では, 沿岸域への加入に伴って食性が雑食から植物食に変化するという消化管内容物分析と同様の結果が示されている (Reich et al. 2007, Arthur et al. 2008). また, モーリタニア (20° N, 16° W) や地中海のギリシャ・キプロス・イスラエル (31 - 36° N, 22 - 35° E) においても, 成長に伴い数年かけて植物食へ移行することが示されている (Cardona et al. 2009, 2010). 一方で, アメリカ西海岸 (32° N, 117° W) やペルー沿岸 (3 - 23° S, 88° W), オーストラリアのシャーク湾 (25° S, 113° E), アルゼンチン沿岸 (36° S, 57° W) では, 亜成体となって沿岸域に加入した後も雑食性であることが示唆されており (Lemons et al. 2011, Kelez 2011, Burkholder et al. 2011, Gonzalez Carman et al. 2014), 本種の食性がこれまで考えられていたほど単純ではないことが明らかになりつつある.

さらに近年では, 動物搭載型ビデオカメラを用いて摂餌シーンを直接観察する手法も発展してきた (Marshall 1998). この手法は, 実際に捕食した餌生物の割合を定量化することで消化管内容物分析の欠点を補うことができる. 従来はビデオカメラが約 2 kg と大型で記録時間も数時間程度であったが, 近年の技術発展に伴い, 小型 (直径 3 cm 程度, 長さ 15 cm 程度) かつ軽量 (空中重量 150 g 以下) で, 長時間録画 (最長 12 時間) が可能なものが開発されており, 鯨類 (Calambokidis et al. 2007), 鰭脚類 (Bowen et al. 2002), 海鳥類 (Ponganis et al. 2000, Yoda et al. 2011), 魚類 (Heithaus et al. 2002b) といった様々な分類群の動物に取り付けられてきた. ウミガメ類においても, 食性や潜水行動を調べるために 2000 年代から使用されるようになった (例えば, Heithaus et al. 2002a, Seminoff et al. 2006a, Heaslip et al. 2012, Narazaki et al. 2013).

本種の食性に着目した研究としては, 沖縄県の西表島 (24° N, 123° E) では主に海草を摂餌しているという報告例がある一方で (Okuyama et al. 2013), オーストラリアのシャーク湾 (Heithaus et al. 2002a, Burkholder et al. 2011) やモートン湾 (27° S, 153° E, Arthur et

al. 2007), 東太平洋のカリフォルニア湾 (28° N, 113° W, Seminoff et al. 2006a) では, どの海域でもクラゲ類などのゼラチン質プランクトンがこれまで考えられていた以上に重要な餌生物であることが示されている.

消化管内容物分析による結果と安定同位体比分析および動物搭載型ビデオカメラによる結果が異なっている理由として, ゼラチン質プランクトンは海産植物に比べて容易に消化されるため, 消化管内容物分析では過小評価される傾向があると推察されている (Godley et al. 1998, Narazaki et al. 2013). このように, 本種の食性を調べるにあたっては, これらの手法を組み合わせることで, より信頼性の高い結果を得ることができると考えられる. そこで本章では, 当海域に来遊する個体において, 排泄物および消化管内容物分析, 安定同位体比分析, 動物搭載型ビデオカメラを用いた摂餌行動の観察という 3 つの手法を併用して食性を解明し, 高緯度域に本種が来遊する理由を考察した.

3.2. 材料と方法

3.2.1. 排泄物および消化管内容物分析

2012 年から 2015 年の 7 月から 10 月にかけて三陸沿岸域の定置網で混獲されたアオウミガメから, 排泄物もしくは消化管内容物を採集した. 混獲時に生存していた個体は, 国際沿岸海洋研究センターの屋外水槽に搬入し, 1 個体ずつ別々の水槽で飼育した. 同センターの水槽が空いていない場合は, 岩手県水産技術センター (岩手県釜石市) の屋内水槽 (長さ 2 m, 幅 1.5 m, 深さ 1.0 m) で飼育した. 搬入後, 毎日水槽を確認し, 排泄物があった時は網ですくって採集した. また, 水槽の底に沈んだ排泄物の流出を防ぐために, 排水口を表層付近に設置し, 排水口には目合い約 2.5 cm のフィルターを設置した. また, 混獲時に死亡していた 5 個体は解剖し, 全ての消化管内容物を採集した. さらに, 放流後 1 ヶ月以内に三陸沿岸で再度混獲されて死亡した 5 個体も解剖して消化管内容物を採集した. 全体として 25 個体分の排泄物 (Table 3-1) と 10 個体分の消化管内容物 (Table 3-2) を採集し, サンプルは 500 ml 容量のプラスチック製広口瓶に入れて -30°C で冷凍保存した.

分析時は Casale et al. (2008) の手順に従い, 解凍した試料を金属製のふるいで濾し, 残留物を取り出して同定作業を行った後, 電子天秤を用いて 0.1 g の単位で湿重量を測定した. 濾した後の試料には, 細かく切断されて分類形質が残っていないものも多く見られたため, 餌生物は網のレベルまで目視で同定するにとどめた. ただし, 消化が進み同定ができないものは消化残物としてその後の解析から除外した. また, 本来の餌生物ではないものとして, 鳥の羽や木片などは自然ゴミ, ポリ袋のようなプラスチック製品や釣り糸などは人工

ゴミと分類した。その後、それぞれの試料の出現率 (%F, 式 3-1) と湿重量比 (%mass, 式 3-2) を算出した。

$$\%F = (\text{各内容物が出現した個体の数} / \text{全個体数}) \times 100 \quad (\text{式 3-1})$$

$$\%mass = \{ \text{各内容物の合計湿重量 (g)} / \text{全ての内容物の合計湿重量 (g)} \} \times 100 \quad (\text{式 3-2})$$

3.2.2. 安定同位体比分析

血液サンプル及び餌生物試料の採集

2012 年から 2015 年にかけて混獲された個体の内の 43 個体から採血をおこない、安定同位体比分析用の血液サンプルを取得した。採血にはテルモ社の 5 ml シリンジと 21 G 注射針または 20 G カテラン針を用い、混獲後 3 日以内におこなった。採血部位は先行研究 (Owens & Ruiz 1980) に従い、各個体の頸部静脈洞とした。頸部静脈洞が細い小型の個体では、頭が下がるよう体を傾けた状態で固定することによって、血液を頸部静脈洞に集中させてから (Ponganis 私信) 採血した。得られた血液サンプルは 2 ml マイクロチューブに移し、冷却遠心機により 5500 rpm (3320 g) で 5 分間遠心分離した。なお、本研究では採血してから数分以内に遠心分離を行ったため、抗血液凝固剤であるヘパリンは使用しなかった。遠心分離後、血餅・血清両成分は別々のマイクロチューブに移し換え、同位体比測定まで -30°C で冷却保存した。なお、先行研究により血清成分とほとんど同じ同位体比を示す血漿成分が 2 - 5 週間という最も直近の食性を反映しているとされていることから (Reich et al. 2008, Seminoff et al. 2007), 血清成分のみを解析に用いた。加えて、他海域における本種の血清成分を用いた同位体比の参考情報として、2014 年 11 月に御蔵島 (33° 52' N, 139° 36' E) で捕獲されたアオウミガメ 4 個体でも同様の方法で血清成分を採集した。

さらに、餌生物の安定同位体比を調べるために、アオウミガメが混獲された三陸沿岸域における潜在的な餌生物を沿岸から直接採集した。2012 年から 2015 年の 7 月から 9 月にかけて、岩手県大槌湾と船越湾で海藻 6 種類 17 株 (コンブ科 4 株, ホンダワラ属 4 株, テングサ科 2 株, ムカデノリ属 1 株, 種不明紅藻 1 株, アオサ属 5 株), 海草 2 種類 5 株 (アマモ属 3 株, スガモ属 2 株), ゼラチン質プランクトン 5 種類 6 個体 (ミズクラゲ属 1 個体, ヤナギクラゲ属 2 個体, ユウレイクラゲ科 1 個体, オワンクラゲ属 1 個体, オキクラゲ科 1 個体) を採集した。これらの餌生物試料は、血清成分と同様に同位体比測定まで -30°C で冷凍保存した。

同位体比分析の手順

海産植物は解凍後、付着している異物を取り除き、蒸留水で洗い流した。乾燥後、10%塩酸に浸漬させ、泡の有無によって炭酸塩が混入していないことを確認した。血清および餌生物サンプルは、60°Cに設定したオーブンで24-48時間乾燥させ、すり鉢と乳棒で粉砕して均一化させた。これらの試料はC:Nが3.5よりも小さかったため、先行研究に従い脱脂を行わなかった (Post et al. 2007)。その後、約0.5 mgの乾燥試料を錫箔に包み、元素分析計 (FLASH 2000, J-SCIENCE LAB 社) で燃焼しガス化した後、接続した同位体比質量分析計 (ConFlo VI DELTA V Advantage, Thermo Fisher Scientific 社) に流すことでCO₂の炭素安定同位体比 ($\delta^{13}\text{C}$) とN₂の窒素安定同位体比 ($\delta^{15}\text{N}$) を測定した。安定同位体比は国際標準物質からの相対千分偏差で表した (式3-3)。

$$\delta X = (R_{\text{Sample}} - R_{\text{Standard}} / R_{\text{Standard}}) \times 1000 (\text{‰}), \quad (\text{式 3-3})$$

ここで、Xは ^{13}C もしくは ^{15}N を示し、Rは $^{13}\text{C} / ^{12}\text{C}$ もしくは $^{15}\text{N} / ^{14}\text{N}$ を表す。国際標準物質 (R_{Standard}) の $^{13}\text{C} / ^{12}\text{C}$ にはアメリカ・サウスカロライナ州のPeeDeeBelemniteを、 $^{15}\text{N} / ^{14}\text{N}$ には大気中の窒素を用いた。実際の測定時には、高純度のCO₂ガスとN₂ガスを作業スタンダードとして使用し、同位体比が明らかになっているアラニン ($\delta^{13}\text{C}$: -19.6‰, $\delta^{15}\text{N}$: 11.0‰) を6試料につき1回同時測定した値で絶対値を計算した。本分析の測定精度は $\delta^{13}\text{C}$ と $\delta^{15}\text{N}$ ともに $\pm 0.3\text{‰}$ 未満であった。

混合モデルを用いた各餌生物の寄与率推定

三陸沿岸域のアオウミガメにとって重要な餌生物を調べるために、安定同位体比分析の解析方法として開発されたStable Isotope Analysis in R (SIAR) パッケージ (Parnell et al. 2010) のベイズ推定を利用した混合モデルを用いた。SIARは、捕食者および各餌生物の同位体比情報を元に、捕食者に対する各餌生物の相対的な寄与率を推定するもので、近年盛んに用いられている (Lemons et al. 2011, Gonzalez Carman et al. 2014)。寄与率を推定するためには、捕食者と餌生物の同位体比に加えて捕食者と餌生物間の同位体分別係数の情報が必要である。本種における血清成分の同位体分別係数は、複数の研究で既に調べられている (Seminoff et al. 2006b, Vander Zanden et al. 2012)。本研究では、この中でも亜成体を用いて算出した2つの値 ($\delta^{13}\text{C}$: $-0.12 \pm 0.03\text{‰}$, $\delta^{15}\text{N}$: $2.92 \pm 0.03\text{‰}$, Seminoff et al. 2006b および $\delta^{13}\text{C}$: $1.16 \pm 0.56\text{‰}$, $\delta^{15}\text{N}$: $4.06 \pm 0.37\text{‰}$, Vander Zanden et al. 2012) を使ってSIARを行い、本種に対する三陸沿岸域の海藻、海草、ゼラチン質プランクトンの寄与率を推定した。ただし、採集した海域が異なる御蔵島の個体は寄与率の推定には用いなかった。

3.2.3. 動物搭載型ビデオカメラ

2007 年から 2015 年に混獲された 10 個体に動物搭載型ビデオカメラを装着して放流し、野生下での摂餌行動を調べた (Table 3-3). 本研究では、ナショナルジオグラフィック製のクリッターカム (Gen. 5.5 : 直径 76 mm, 長さ 350 mm, 重さ 1.5 kg および Gen. 5.7 : 直径 57 mm, 長さ 230 mm, 重さ 0.8 kg) とリトルレオナルド社製の DVL400L (直径 23 mm, 長さ 145 mm, 重さ 115 g) という 2 種類のビデオカメラを使用した. クリッターカムと DVL400L はそれぞれ 8 時間と 12 時間録画可能なもので、クリッターカムは 2007 年と 2008 年、DVL400L は 2013 年から 2015 年に装着した. この内、2011 年以前に装着した 2 個体の映像データは研究室に蓄積されていたものを再解析した. ビデオカメラの装着及び回収方法に関しては第 4 章で述べるため、ここでは割愛する.

得られた映像データは、VLC メディアプレイヤー (VideoLAN project: www.videolan.org) で確認し、全ての摂餌イベントを視認することにより抽出した. 本研究では、餌生物に噛みついてから飲み込むまでを 1 回の摂餌として数えた. そのため、同一の海藻株であっても、飲み込んだ後に再度噛みついて飲み込んだ場合は 2 回と数えた. 摂餌したものは、餌生物、自然ゴミ、人工ゴミに大きく分類し、餌生物については綱のレベルまで同定し、それぞれの摂餌回数を数えた. また、排泄物および消化管内容物分析と同様に出現率 (%F : 各餌生物を摂餌した個体数の割合) を算出した.

3.3 結果

3.3.1 排泄物分析

2012 年から 2015 年にかけて、25 個体から排泄物を採集した (Table 3-1). 供試個体の SCL は 38.0 - 90.9 cm (平均 49.1 ± 12.9 cm, $n = 25$) で、排泄物の湿重量は 1.9 - 216.3 g (平均 41.7 ± 58.1 g, $n = 25$), 合計 1042.7 g であった (Table 3-1). 出現率 (%F) では、人工ゴミが全ての個体から出現した他、単子葉植物綱 Monocotyledoneae と自然ゴミが 80.0%, 顎脚綱 Maxillopoda が 72.0%, 褐藻綱 Phaeophyceae が 60% と高い値を示した (Table 3-4). 湿重量比 (%mass) では、人工ゴミが 37.9% と最も優占し、次いで褐藻綱が 22.7%, 単子葉植物綱が 14.3% となった (Table 3-4). ここで、単子葉植物綱は全て海草のアマモ類、褐藻綱と顎脚綱は主にホンダワラ類とエボシガイ類であった. 個体毎の %mass では、25 個体中 9 個体で褐藻綱と人工ゴミが最も優占していた.

3.3.2. 消化管内容物分析

2012年から2015年にかけて、10個体のアオウミガメから消化管内容物を採集した(Table 3-2)。供試個体の SCL は 40.5 - 48.4 cm (平均 44.2 ± 2.3 cm, $n = 10$) で、個体毎の湿重量は 25.6 - 518.4 g (平均 280.0 ± 180.2 g, $n = 10$)、合計 2800.1 g であった (Table 3-2)。%F では、褐藻綱、紅藻綱 Florideophyceae、単子葉植物綱、自然ゴミ、人工ゴミが全ての個体から出現した他、顎脚綱が 90.0%、緑藻綱 Ulvophyceae が 80.0%と高い値を示した (Table 3-5)。%mass では、褐藻綱が 33.4%と最も優占し、次いで紅藻綱が 20.1%、人工ゴミが 14.2%となった (Table 3-5)。ここで、褐藻綱はコンブ類やホンダワラ類、紅藻綱はテングサ類やサンゴモ類、単子葉植物綱は全て海草のアマモ類、緑藻綱と顎脚綱は主にアオサ類とエボシガイ類であった。個体毎の%mass では、10個体中5個体で褐藻綱が最も優占していた。

3.3.3. 安定同位体比分析

2012年から2015年にかけて、43個体の血清サンプルを用いて安定同位体比分析を行った。供試個体の SCL は 36.8 - 90.9 cm (平均 47.7 ± 1.9 cm) であった。 $\delta^{13}\text{C}$ の平均値は $-20.2 \pm 0.9\text{‰}$ ($n = 43$)、 $\delta^{15}\text{N}$ は $11.2 \pm 1.1\text{‰}$ ($n = 43$) であった (Table 3-6, Fig. 3-1a)。 $\delta^{13}\text{C}$ の値は年によって有意に異なっていたが (クラスカルウォリス検定: $\chi^2 = 9.83$, $p = 0.02$)、最大の年 (2012 年) と最小の年 (2014 年) の差は 1%程度であった (Table 3-6)。 $\delta^{15}\text{N}$ の値は調査期間を通して有意な違いは見られなかった (クラスカルウォリス検定: $\chi^2 = 4.67$, $p = 0.20$)。また、 $\delta^{13}\text{C}$ および $\delta^{15}\text{N}$ の値と SCL との間に有意な相関は見られなかった (スピアマンの順位相関検定: $\delta^{13}\text{C} : r = 0.03$, $p = 0.87$, $n = 43$, $\delta^{15}\text{N} : r = -0.15$, $p = 0.32$, $n = 43$, Fig. 3-2)。

三陸沿岸域で採集した餌生物の同位体比は、海藻の $\delta^{13}\text{C}$ が $-17.6 \pm 3.0\text{‰}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ が $4.2 \pm 0.9\text{‰}$ ($n = 17$)、海草の $\delta^{13}\text{C}$ が $-12.1 \pm 2.6\text{‰}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ が $4.0 \pm 1.0\text{‰}$ ($n = 5$)、ゼラチン質プランクトンの $\delta^{13}\text{C}$ が $-18.0 \pm 1.8\text{‰}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ が $8.5 \pm 0.7\text{‰}$ ($n = 6$) となった (Table 3-7, Fig. 3-1a)。海藻の同位体比の値は、調査期間を通して有意な違いは見られなかった (クラスカルウォリス検定, $\delta^{13}\text{C} : \chi^2 = 2.77$, $p = 0.43$, $\delta^{15}\text{N} : \chi^2 = 3.21$, $p = 0.36$)。なお、海草とゼラチン質プランクトンではサンプル数が少なかったため、各年における同位体比の値は比較しなかった。

Seminoff et al. (2006b) と Vander Zanden et al. (2012) の同位体分別係数を用いた混合モデル (SIAR) の結果 (Fig. 3-1b, c)、3種類の餌生物の中ではゼラチン質プランクトンが $68.7 \pm 4.0\text{‰}$ から $94.3 \pm 2.0\text{‰}$ と最も高い寄与率であると推定された (Table 3-8, Fig. 3-3)。続いて寄与率が高かったのは海藻で、 $4.7 \pm 3.0\text{‰}$ から $29.5 \pm 4.4\text{‰}$ となった (Table 3-8)。海

草の寄与率はどちらの同位体分別係数を用いても小さいと推定された ($1.0 \pm 0.9\text{‰}$ から $1.8 \pm 1.7\text{‰}$, Table 3-8).

また、御蔵島で採集した個体 (SCL 39 - 66 cm, 平均 52.3 ± 11.1 cm, $n = 4$) の $\delta^{13}\text{C}$ は $-19.1 \pm 0.7\text{‰}$, $\delta^{15}\text{N}$ は $11.2 \pm 1.1\text{‰}$ であり, 当海域に來遊した個体の一部に近い値を示していた (Fig. 3-1a).

3.3.4. 動物搭載型ビデオカメラ

2007 年から 2015 年にかけて 10 個体のアオウミガメに動物搭載型ビデオカメラを装着して放流した結果, 6 個体から 3 - 12 時間, 合計 52.5 時間の映像データが得られた (Table 3-3). なお, 4 個体では録画開始前にビデオカメラが脱落したため, 映像データを得ることができなかった. 供試個体の SCL は 44.5 - 81.0 cm (平均 55.2 ± 13.8 cm, $n = 6$) であった (Table 3-3). 摂餌は個体毎に 12 - 105 回, 合計 210 回みられ, 1 時間当たりに餌生物を摂餌した回数は 1.9 - 9.1 回 (平均 4.2 回, $n = 6$) であった (Table 3-3). %F では, 褐藻綱が 83.3% (6 個体中 5 個体) で最も多くの個体に食べられており, 次いで自然ゴミが 66.7%, 鉢虫綱と人工ゴミが 50.0% の順となった (Table 3-9). 摂餌回数では, 紅藻綱が 73 回と最も食べられており, 次いで褐藻綱が 29 回, 自然ゴミが 25 回, 人工ゴミが 21 回の順となった (Table 3-9). この時, 同一の海藻株を連続して摂餌する行動はほとんど見られなかった. 全体としては海藻類が 210 回中 156 回を占めていたが, 3 個体では鉢虫綱 Scyphozoa のクラゲ類を合計 8 回, 1 個体ではタリア綱のオオサルパ *Thetys vagina* を合計 2 回食べる映像も得られた (Fig. 3-4).

3.4. 考察

食性解析の結果, 当海域に來遊する個体では人工ゴミの出現率が 100% となり, 湿重量比で優占する個体も見られたが, 人工ゴミの誤飲については第 5 章で後述し, 本章では餌生物に関する情報のみを考察する.

3.4.1 複数の手法を組み合わせることの有効性

近年, 安定同位体比分析や動物搭載型ビデオカメラの結果から推定された食性を, 従来の消化管内容物分析の結果と比較する研究が行われている (Seminoff et al. 2006a, Arthur et al. 2007, Cardona et al. 2010, Burkholder et al. 2011, Gonzalez Carman et al. 2014). 例えば, 地中海に生息するアオウミガメは主に海草を利用するとみなされていたが (Hays et al.

2002), 安定同位体比分析によると, 沿岸に加入してから数年間は動物質の餌生物に頼っていることが示された (Cardona et al. 2010). また, 東太平洋のカリフォルニア湾やオーストラリアのモートン湾でも, 従来は海産植物を利用していると考えられていたが (Seminoff et al. 2002b, Brand-Gardner et al. 1999), ゼラチン質プランクトンや環形動物も捕食していることが動物搭載型ビデオカメラによって明らかとなった (Seminoff et al. 2006a, Arthur et al. 2007). さらに, Burkholder et al. (2011) はオーストラリアのシャーク湾において, 食道内容物分析, 安定同位体比分析, 動物搭載型ビデオカメラの手法を組み合わせることで食性を調べた. その結果, 食道からは主に海藻が出現したのに対して, 動物搭載型ビデオカメラではゼラチン質プランクトンも捕食され, 安定同位体比分析の結果では海藻とゼラチン質プランクトンの両方が重要な餌生物であることが示された. 北西太平洋に位置する日本沿岸でも, 消化管内容物分析によって八重山諸島 (24° N, 123 - 124° E) では海草と海藻, 紀伊半島から四国南東部 (33 - 34° N, 133 - 136° E) では主に海藻食であることが示されてきた (亀田・石原 2009).

しかし, 本研究における排泄物及び消化管内容物分析では海藻が多く出現するという従来と同様の結果が得られたが, 安定同位体比分析では多くの個体がゼラチン質プランクトンを主な栄養源とした雑食, 動物搭載型ビデオカメラでは海藻を中心として時折ゼラチン質プランクトンを食べる雑食とそれぞれ異なる食性が推定された. よって, 本研究では複数の手法を組み合わせることで, 日本の沿岸においても本種が単純な植物食者ではないことを示した.

3.4.2. 三陸沿岸域における食性の特徴

排泄物および消化管内容物分析では, 当海域に來遊する個体は主に海藻を摂餌しており, 中でもコンブやホンダワラといった褐藻類が優占している個体が多かった. また, 動物搭載型ビデオカメラでも 6 個体中 5 個体が褐藻類を摂餌していた. ビデオカメラの摂餌回数では紅藻が 73 回と最も多く摂餌されていたが, これは 1 個体 (G1356) が 65 回摂餌していたことに由来し, 残りの個体だけでみると褐藻の方が多く食べられていた (Table 3-9). 従来の消化管内容物分析によると, バハマのグレートイナグア島 (21° N, 73° W) などのカリブ海では主にトチカガミ科の *Thelassia testudinum* を中心とした海草類 (Bjorndal 1980, 1982, 1997), 海草の少ないブラジル沿岸 (2 - 4° S, 37 - 40° W) では紅藻を中心とした海藻類 (Ferreira 1968, Mortimer 1982), 太平洋のガラパゴス諸島 (1° S - 1° N, 89 - 92° W) やハワイ諸島 (18 - 28° N, 154 - 178° W) では緑藻を中心とした海藻類が主な餌生物であ

ると報告されているが (Pritchard 1971, Balazs 1980, Mortimer 1982, Bjorndal 1997), 褐藻類を主要な餌生物としている個体はほとんど知られていない。また, 当海域に来遊する個体と同じ小笠原諸島生まれとされる紀伊半島から四国南東部に出現する個体 (Nishizawa et al. 2013) では, 紅藻のテングサ科に属するマクサ *Gelidium elegans* を摂餌している割合が高く, こうした紅藻類が日本沿岸の本種における特徴的な餌生物であると結論付けられている (亀田・石原 2009)。本研究の結果は, 同一個体群でも, 海域毎に摂餌する海産植物の種類が異なることを示している。

この要因としてその海域における餌環境の違いが関連していると考えられる。例えば, マクサは北海道西岸から南西諸島まで広く分布するが, 特に伊豆諸島や静岡県, 三重県, 高知県などは現存量が多い地域である (環境省 1994)。一方で, 三陸沿岸域は海産植物の豊富な海域であるが (環境省 2011), コンブやホンダワラなどの褐藻類の現存量が特に多く (環境省 1994), コンブ類では他の本州太平洋沿岸域に比べて種数も多いことが知られている (千原・吉崎 1968)。このことから, 本種はその海域に豊富にある餌生物を利用するという採餌戦略を持っている可能性がある。

また, ビデオカメラで紅藻を多く摂餌していた個体 (G1356) は再度混獲されて死亡したため消化管内容物を確認したところ, 腸内は紅藻で満たされていたが, 胃からは緑藻が最も多く出現するなど餌生物に対する選好性は見出せなかった。このように, ビデオ映像は最長でも 12 時間という短期的な情報であるため, 餌生物に対する選好性の有無を検討するには不十分と考えられる。今後, 複数の餌生物を同時に提示する操作実験など行って, ビデオ映像との整合性について調べることで本種の選好性を議論するためには必要であるとみられた。

排泄物および消化管内容物分析では海藻が多く出現したのに対して, 動物搭載型ビデオカメラでは雑食であることが示された。この手法間での結果が一致しない要因には, 餌生物の消化されやすさが関係しているとみられる。まず両手法でみられた海藻の構成成分としては, アガロース, アルギン酸, カラギーナン, フコダインなどの難消化性物質が乾重量で全体の 50% 以上を占めることがある (吉江 2001)。これに対して, 動物搭載型ビデオカメラでのみ確認されたゼラチン質プランクトンの内, 主な餌生物であったクラゲ類は体の 95% 以上が水分で難消化性物質もほとんど含まれていないことから (Larson 1986, Doyle et al. 2007), 速やかに消化されるものと考えられる。ウミガメ類では, これまでも本研究と同様の事例が報告されていることから (Seminoff et al. 2006a, Arthur et al. 2007, Burkholder et al. 2011), 当海域において捕食されていたゼラチン質プランクトンは, 海藻に

比べて消化速度が速いために排泄物や消化管内容物分析では確認されなかったと考えられる。

安定同位体比分析と排泄物および消化管内容物分析の結果が異なっていたことについても、消化速度の違いが関係しているとみられるが、それに加えて反映時期の違いも影響している可能性が高い。ウミガメ類の血清成分における安定同位体比分析では、主に2-5週間の平均的な餌生物を反映しているとされてきた (Reich et al. 2008)。しかし、反映時期の推定には SCL 9 - 13 cm の幼体を用いており、亜成体の個体では成長速度や体重の違いによってより長い期間の食性履歴を反映している可能性が指摘されている (Reich et al. 2008)。本研究では、各個体がいつ当海域へ来遊したのかについては不明であるが、おそらく混獲が発生し始める7月以降であると考えられる。そのため、血清成分の安定同位体比が数ヵ月以上前の食性履歴を主に反映しているのであれば、当海域で摂餌した餌生物の同位体比はまだ反映されておらず、来遊前の餌生物における同位体比の値が主に反映されていた可能性がある。その場合、当海域に来遊する個体の多くは来遊前にゼラチン質プランクトンを主に捕食していたと考えられた。先述のように、本種がその海域に豊富な餌生物を利用するのであれば、これらの個体は海藻の生育していない沖合を利用した後に当海域へ来遊したと推察される。

安定同位体比分析では、3 個体のみではあるが海藻を主な栄養源としている個体も存在していた。また、これらの個体は伊豆諸島の御蔵島に周年滞在している本種に近い同位体比を示していた (Fig. 3-1a)。この結果は、当海域に来遊した個体の内、海藻に近い同位体比を示した個体は来遊前に沿岸域の採餌場で植物を摂餌していた個体、ゼラチン質プランクトンに近い同位体比を示した個体は外洋域で生活していた個体であると解釈することができる。北太平洋における沿岸域への加入サイズである SCL 40 cm 程度の個体も出現するという第2章の結果を考慮すると、当海域に来遊する個体の多くは外洋生活から沿岸域の採餌場に加入した直後であったとも考えられる。しかし、この可能性を検討するためには、より長期間の食性履歴を反映するとされる背甲の鱗板 (4-12 年前までの食性履歴を反映 : Reich et al. 2007, Vander Zanden et al. 2010) などの体組織を用いての分析が必要である。

また、海藻に近い同位体比を示したのは当海域に少ない SCL 70 cm 以上の大型個体であることから、体サイズによる回遊様式や食性の違いである可能性も否定できない。現状では、異なる同位体比を示した個体間での排泄物分析における餌生物組成の大きな違いはみられず、同位体比の値とビデオ映像がともに得られているのは小型個体のみである。よって、同位体比が2群に分かれる要因を明らかにするためには、それぞれの個体における来

遊履歴の調査や大型個体のビデオ映像を取得する必要がある、今後の課題である。

3.4.3. 三陸沿岸域を利用する理由

成長期の亜成体が当海域を利用する理由として、利用可能な餌生物の多様さと競争相手の少なさが挙げられる。本種は海産植物を分解して栄養を得るために、腸内に共生微生物が存在すると考えられており、これら微生物によって植物が分解された後の揮発性有機酸が主要な栄養源になっていると推察されている (Bjorndal et al. 1997)。ただし、海産植物の消化能力は体サイズによって異なると報告されており、海草類を主な餌生物としている本種では、体重 30 - 66 kg の個体では海草に含まれるエネルギーの 49.5 - 62.0% を消化することができるのに対して、体重 8 kg の個体では 34.3% のみであった (Bjorndal et al. 1980)。海藻類を主な餌生物としている個体での消化能力に関する研究は報告されていないが、海草と同様に体サイズによって消化能力が異なると推察される。また、一般的にエネルギー価の低い植物を食べる動物は肉食動物に比べて長い時間を摂餌にあてる必要があり、アカウミガメもこれに当てはまるとみられる。しかし、亜成体は植物を消化吸收する腸管の長さが成体に比べて短く、消化管全体の容量が小さいため、餌を長時間食べ続けることができないという可能性が示唆されている (Okuyama et al. 2013)。

これら消化能力や消化管の容量といった制限要因により、本種の亜成体は海藻だけでなく他の餌生物も食べて栄養を補う必要があるのではないかと考えられている (Cardona et al. 2010)。先述の通り、三陸沖は複数の海流が混ざり合う生産性の高い海域であるため (川合 1972, Sugimoto & Tameishi 1992)、海藻類以外の餌生物であるゼラチン質プランクトンも豊富に存在するものと考えられている (市川ら 2006)。ゼラチン質プランクトンにおける単位重量当たりのエネルギー価は海産植物の 1/2 から 1/6 程度であると計算されているが (Doyle et al. 2007)、海産植物よりも速やかに消化吸收されるため、長時間食べ続けることができる良い餌となる可能性がある。本研究では、ゼラチン質プランクトンを捕食する映像はあまり多くなかったが、当海域を同所的に利用するアカウミガメでは多くのゼラチン質プランクトンを捕食する映像が得られており (Narazaki et al. 2013)、本種でも海藻類以外の餌を利用するのに適した海域とも考えられる。

さらに当海域は、関東以南の海域に比べて本種の成体やアイゴ *Siganus fuscescens* など植物食性魚類が少なく (桑原ら 2006a)、海藻類をめぐる競争が少ないという特徴もある。関東以南の海域では、夏期に活動が活発化する植食性魚類とウニ類の相乗効果によって磯焼けが引き起こされている藻場もあり (桑原ら 2006a, Fujita 2010)、夏期の採餌場としては

不適な場所になるリスクを含んでいる。当海域においても、ウニ類による食害が確認されているが、植食性魚類との相乗効果は認められていない（桑原ら 2006a）。また、関東以南の海域では黒潮の流路によって磯焼けが起こる場合もある。例えば、伊豆諸島の八丈島では黒潮が島の北側を通ると高水温・低栄養な海況となり、主要な海産植物である紅藻のマクサが磯焼け状態になることが知られている（高瀬ら 2008）。これに対して、三陸沖の黒潮親潮移行域では夏期に一次生産が大きくなることが知られており（津田ら 2004）、夏期でも栄養豊かな海況を保っていると考えられる。よって、競争が少なく様々な餌が豊富に存在する当海域は、来遊する価値のある海域とも考えられる。現在のところ、動物搭載型ビデオカメラによる 1 時間毎の摂餌回数は 1.9 - 9.1 回と、これまでの海外における知見と比べて大きな違いは見られていないが（オーストラリア・シャーク湾, 0 - 15 回 : Heithaus et al. 2002a, オーストラリア・モートン湾, 0 - 6.1 回 : Arthur et al. 2007）、既往研究における録画時間は数時間程度であり、この結果が実際の平均的な摂餌量を表しているとは言い難い。近年、加速度記録計を用いて摂餌回数を調べるという手法が開発されつつあり（Okuyama et al. 2013, Narazaki et al. 2013）、今後はこうしたより長い期間の摂餌回数を調べられる方法を用いて高緯度域と低緯度域の比較を行うことで、高緯度域に来遊する理由を定量的に評価できると考えられる。

Table 3-1. Information of the green turtles used for feces analysis captured along the Sanriku Coast

ID	Year	SCL (cm)	Wet mass (g)
G1202	2012	46.2	13.8
G1205	2012	41.1	11.3
G1210	2012	44.3	4.4
G1211	2012	51.7	7.2
G1214	2012	43.6	14.9
G1220	2012	76.8	48.0
G1222	2012	38.9	53.2
G1346	2013	38.2	94.4
G1349	2013	41.0	31.7
G1352	2013	46.5	2.8
G1354	2013	44.5	13.7
G1355	2013	43.4	9.0
G1358	2013	41.2	32.8
G1426	2014	53.7	33.1
G1451	2014	57.6	155.7
G1454	2014	47.3	18.5
G1501	2015	45.8	42.0
G1506	2015	72.2	180.2
G1510	2015	90.9	216.3
G1511	2015	38.0	1.9
G1512	2015	48.8	12.5
G1514	2015	49.3	15.2
G1518	2015	39.7	17.3
G1519	2015	46.0	10.3
G1521	2015	41.9	2.5
Total			1042.7

Table 3-2. Information of the green turtles used for gut contents analysis captured along the Sanriku Coast

ID	Year	SCL (cm)	Wet mass (g)
G1202*	2012	46.2	476.1
G1203	2012	45.2	494.5
G1208	2012	40.5	156.0
G1210*	2012	44.3	93.4
G1216	2012	44.9	225.3
G1222*	2012	45.0	360.3
G1355*	2013	43.4	123.5
G1356*	2013	48.4	518.4
G1357	2013	42.2	327.0
G1504	2015	41.8	25.6
Total			2800.1

*Dead turtles which had been released in the study area and subsequently recaptured by fisheries nets within 1 month after release.

Table 3-3. Summary of deployments of animal-borne video camera on green turtles (n = 6) at the Sanriku Coast between 2007 and 2015

ID	Year	SCL (cm)	BM (kg)	Sex	Duration of video data (hours)	Number of foraging events	Captures per hour
G0718	2007	81.0	70.5	Unknown	3	12	4
G0812	2008	60.4	31.0	Unknown	3.5	21	6
G1354	2013	44.5	10.5	Unknown	12	27	2.3
G1356	2013	48.4	14.0	Unknown	11.5	105	9.1
G1454	2014	47.3	16.0	Unknown	11	21	1.9
G1514	2015	49.3	19.0	Unknown	11.5	24	2.1
Total					52.5	210	4.2

Table 3-4. Percentage of frequency of occurrence (%F) and wet mass (%mass and g) of different taxa and other materials in feces of green turtles (n = 25) captured along the Sanriku Coast

Diet items	%F	%mass	Wet mass (g)
Animalia			
Mollusca			
Gastropoda	4.0	0.0	0.1
Arthropoda			
Malacostraca	4.0	0.0	0.2
Maxillopoda	72.0	9.5	98.7
Others	4.0	0.0	0.2
Plantae			
Phycophyta			
Florideophyceae	36.0	3.8	39.2
Phaeophyceae	60.0	22.7	237.0
Ulvophyceae	12.0	4.5	47.2
Unknown	24.0	1.1	10.9
Angiospermae			
Monocotyledoneae	80.0	14.3	149.3
Natural debris	80.0	6.2	65.1
Artificial debris	100	37.9	394.8
Total		100	1042.7

Table 3-5. Percentage of frequency of occurrence (%F) and wet mass (%mass and g) of different taxa and other materials in gut contents of green turtles (n = 10) captured along the Sanriku Coast

Diet items	%F	%mass	Wet mass (g)
Animalia			
Mollusca			
Gastropoda	10.0	0.0	0.1
Arthropoda			
Malacostraca	10.0	0.0	0.4
Maxillopoda	90.0	2.9	80.5
Others	60.0	0.9	24.4
Plantae			
Phycophyta			
Florideophyceae	100	20.1	561.8
Phaeophyceae	100	33.4	935.7
Ulvophyceae	80.0	12.1	337.8
Unknown	90.0	7.8	217.6
Angiospermae			
Monocotyledoneae	100	6.4	180.6
Natural debris	100	2.2	62.9
Artificial debris	100	14.2	398.3
Total		100	2800.1

Table 3-6. Summary of stable isotope values in green turtles each year

Year	Number of turtles	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)			$\delta^{15}\text{N}$ (‰)		
		Mean \pm SD	min	max	Mean \pm SD	min	max
2012	13	-19.9 \pm 0.7	-20.8	-18.4	10.8 \pm 1.5	7.5	11.7
2013	11	-20.2 \pm 0.8	-21.0	-18.3	11.1 \pm 1.3	7.3	12.3
2014	4	-20.9 \pm 0.3	-21.3	-20.7	11.5 \pm 0.3	11.0	11.7
2015	15	-20.4 \pm 1.0	-22.3	-18.3	11.5 \pm 0.5	10.4	12.0
All	43	-20.2 \pm 0.9	-22.3	-18.3	11.2 \pm 1.1	7.3	12.3

Table 3-7. Information of stable isotope analysis in putative prey items at the Sanriku Coast

Diet items	Number of samples	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)			$\delta^{15}\text{N}$ (‰)		
		Mean \pm SD	Min	max	Mean \pm SD	min	max
Macro-algae	17	-17.6 ± 3.0	-23.0	-13.1	4.2 ± 0.9	2.9	5.8
Seagrass	5	-12.1 ± 2.6	-16.0	-9.6	4.0 ± 1.0	3.1	5.3
Gelatinous plankton	6	-18.0 ± 1.8	-20.2	-15.2	8.5 ± 0.7	7.6	9.2

Table 3-8. Estimated diet contributions of green turtles in the Sanriku Coast, based on two assumptions about isotopic discrimination factors

Assumption	Resource pool		
	Macro-algae (Mean \pm SD)	Seagrass (Mean \pm SD)	Gelatinous plankton (Mean \pm SD)
Seminoff et al. (2006b)	4.68 \pm 3.03	1.04 \pm 0.94	94.28 \pm 2.03
Vander Zanden et al. (2012)	29.53 \pm 4.39	1.76 \pm 1.67	68.71 \pm 4.04

Table 3-9. Number of feeding events in each turtle and percentage of frequency of occurrence (%F) of different taxa and other materials in animal-borne video camera for the green turtles

Diet items	G0718	G0812	G1354	G1356	G1454	G1514	Total	%F
Animalia								
Cnidaria								
Scyphozoa	1	0	0	0	4	1	6	50.0
Chordata								
Thaliacea	0	0	0	0	0	2	2	16.7
Plantae								
Phycophyta								
Florideophyceae	0	0	8	65	0	0	73	33.3
Phaeophyceae	1	6	6	15	0	1	29	83.3
Ulvophyceae	0	7	0	1	0	0	8	33.3
Unknown	10	8	5	23	0	0	46	66.7
Natural debris	0	0	7	1	6	11	25	66.7
Artificial debris	0	0	1	0	11	9	21	50.0
Total	12	21	27	105	21	24	210	

a

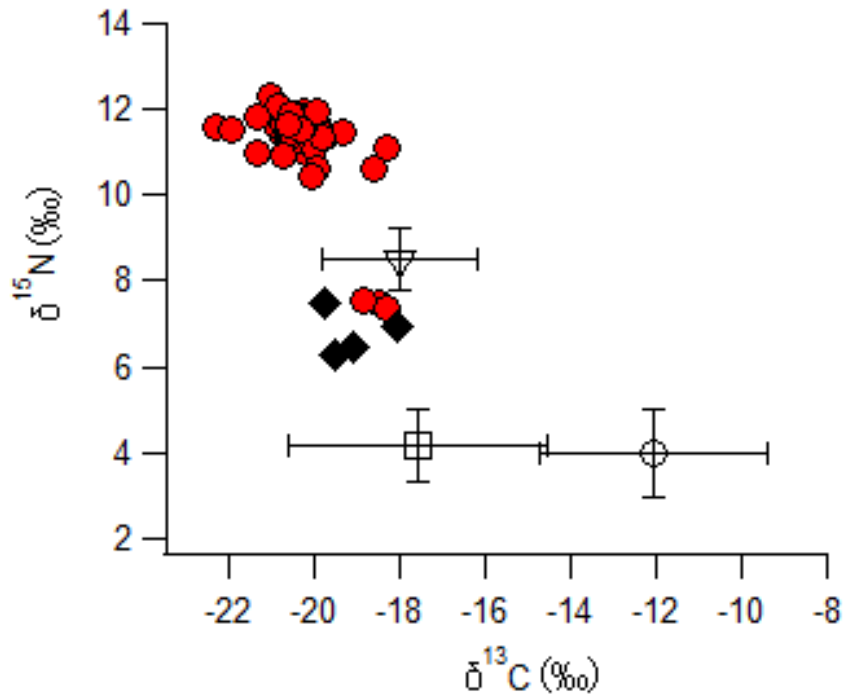
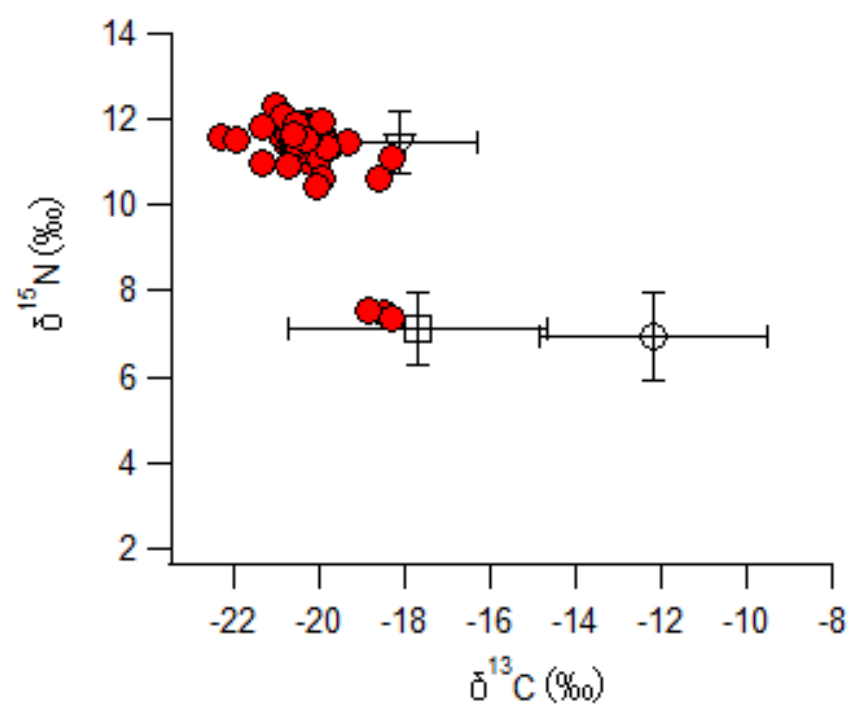


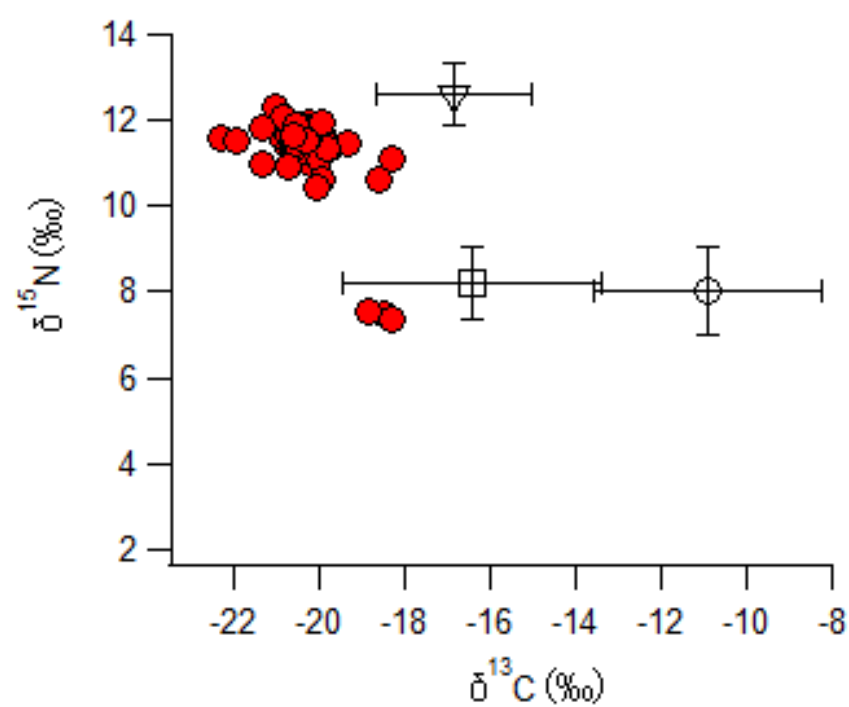
Fig. 3-1. $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ of blood serum for green turtles ($n = 43$) and their prey sampled along the Sanriku Coast. (a) shows non accounting values for discrimination factors (raw data). (b) and (c) show accounting for discrimination factors by Seminoff et al. (2006b) and Vander Zanden et al. (2012), respectively. Red full circles indicate the value of green turtles. Open square, open circle and open triangle represent macroalgae, seagrass and gelatinous preys, respectively. Points indicate the mean value and error bars one standard deviation. Black full diamonds in (a) show the value of green turtles in Mikura Is. where south coast of Japan

(continued)

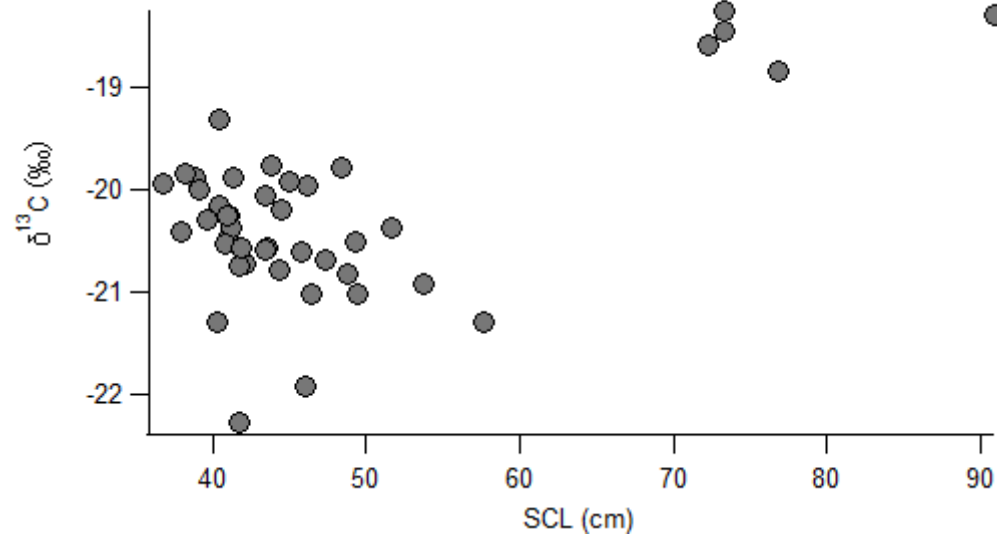
b



c



a



b

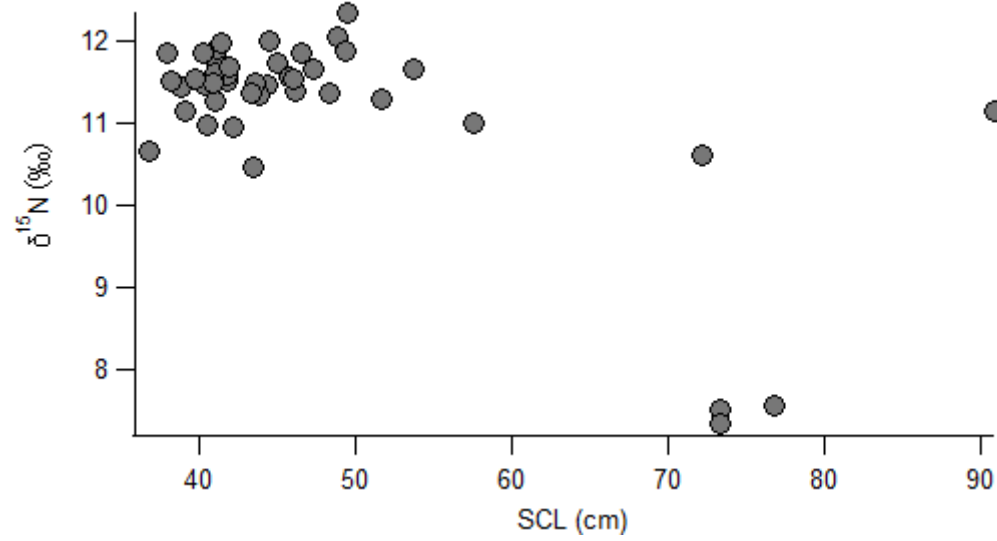
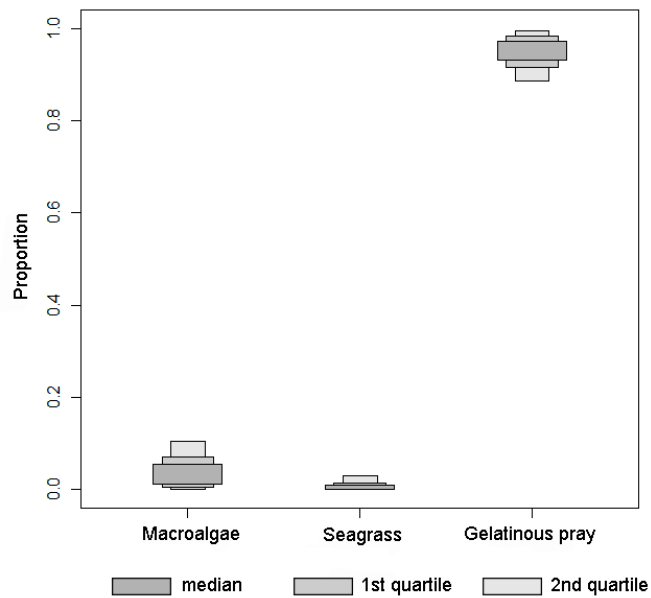


Fig. 3-2. Relationship between straight carapace length (SCL) of green turtles and (a) the $\delta^{13}\text{C}$ and (b) $\delta^{15}\text{N}$ values of the blood serum

a



b

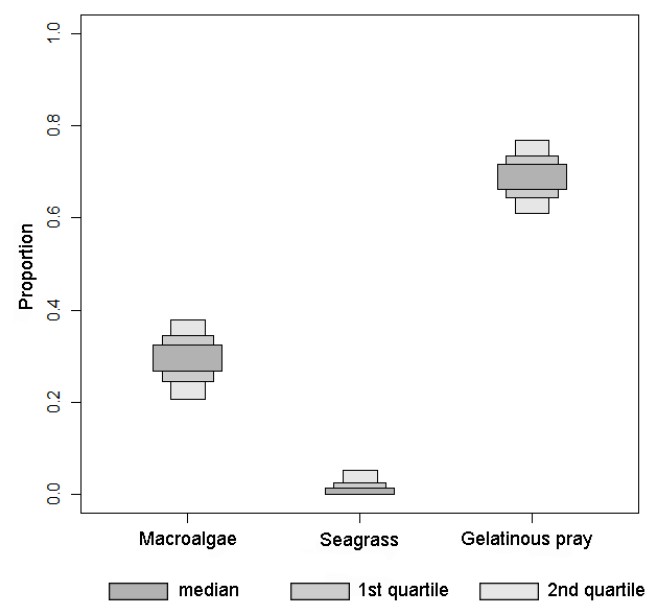


Fig. 3-3. Results of the SIAR mixing model showing estimated prey contributions to green turtle diet along the Sanriku Coast, estimated by discrimination factors of (a) Seminoff et al. (2006b) and (b) Vander Zanden et al. (2012)

a



b



c

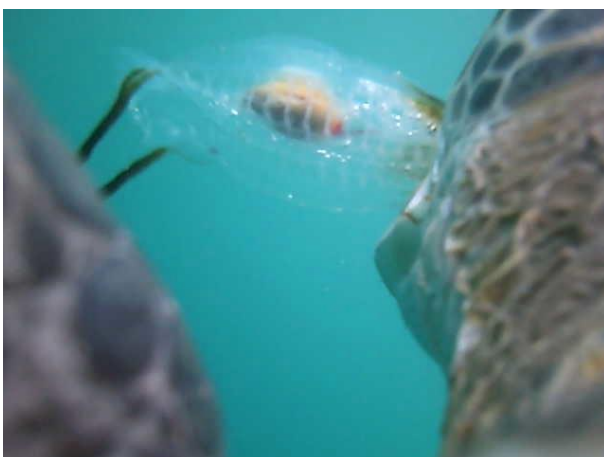


Fig. 3-4. Pictures of (a) a macroalgae, (b) a jellyfish (Scyphozoa) and (c) a salp (*Thetys vagina*) eaten by the green turtle

第4章 採餌様式

4.1. 緒言

近年、大型海洋動物の詳細な行動を調べるために、動物搭載型の小型記録計を用いた研究手法（バイオリギング手法）が急速に発展してきている（Naito 2004）. この手法は、動物に記録計を取り付け、それを後から回収することでデータを得るもので、様々な分類群の動物において生態情報を提供してきた（Naito 2004, Ropert-Coudert et al. 2009）. 当初は深度計（Time-depth-recorder : TDR）によって動物の滞在深度のみを記録していたが（Kooyman 1966）、近年の技術発展に伴って、温度（Boyd & Arnbom 1991）、遊泳速度（Minamikawa et al. 1997）、動画（Marshall 1998）、加速度（Yoda et al. 1999）、地磁気（Mitani et al. 2003）など多様なパラメータの記録が可能となり、現在では動物の水中における3次元経路を再現できるようになっている（Davis et al. 1999, Johnson & Tyack 2003, Mitani et al. 2003, Narazaki et al. 2009）.

ウミガメ類においては、Eckert et al. (1986) がオサガメ成体雌に深度記録計を装着したのがバイオリギング手法を用いた初の研究例である. ウミガメの成体雌は産卵のために上陸する習性があり、捕獲が容易なため、その後多くの研究が産卵期間中の個体を対象として行われてきた（佐藤 2012）. その結果、ウミガメの胃内に温度計を挿入し、温度変化から採餌の有無を調べようとした研究では、採餌とみられる胃内温度の低下がほとんど見られなかった（Sato et al. 1994, 田中ら 1995, Southwood et al. 2005）. さらに、産卵期の個体にビデオカメラを装着しても採餌行動が記録されておらず（Reina et al. 2005）、口の開閉を記録しても餌を捕獲した形跡が見られなかった（Myers & Hays 2006）. これらの結果から、ウミガメの成体雌は産卵期の前に十分なエネルギーを蓄積しており、産卵期間中は積極的な採餌をほとんど行わず不活発に過ごしているものと考えられた. このことは、ウミガメ類の採餌生態を解明する上で、産卵期の成体雌を調べるだけでは不十分であることを意味している.

産卵期以外の海中で過ごす採餌期や、亜成体を用いた研究は2000年代以降に行われるようになった. その結果、本種においては第1章で述べた通り、熱帯や亜熱帯といった低緯度域では日中に藻場で海藻や海草を摂餌し、夜間は海底で休息しているという日周性が報告されており（Makowski et al. 2006, Okuyama et al. 2013, MacDonald et al. 2013）、回遊様式の結果とあわせて、数十 km² 以内という狭い範囲に留まって日中に海産植物を利用するというのが本種の典型的な採餌様式であるとみなされてきた. 一方で、高緯度域を利用する個体は季節的に数百 km 以上の回遊を行うことが南大西洋での衛星追跡によってわかり

つつあり (Gonzalez Carman et al. 2012), 高緯度域における採餌様式の解明には長距離を移動することも考慮して調べる必要がある。しかし, 高緯度域における研究例は非常に少ないため, 移動中の主な餌生物や, そもそも餌を食べているのかどうかといった採餌様式について詳細に調べた例はなく, 包括的な採餌生態を明らかにする上で解明すべき点である。

また, 近年の安定同位体比分析や動物搭載型ビデオカメラを用いた研究により, 海産植物だけでなく, ゼラチン質プランクトンも本種にとって重要な餌生物であることが示されている (Heithaus et al. 2002a, Hatase et al. 2006, Seminoff et al. 2006a, Arthur et al. 2007, Burkholder et al. 2011, Gonzalez Carman et al. 2014)。海藻や海草といった海産植物は沿岸域の中でも光合成のできる限られた範囲にのみ生育するのに対して, ゼラチン質プランクトンは広い海域に分布している。このような餌生物の分布の違いに対して本種がどのような採餌様式を示すのかを調べることは, 本種の採餌生態を明らかにするために重要である。しかし, ゼラチン質プランクトンと海産植物をともに利用している個体における詳しい採餌様式についてはほとんどわかっていないのが現状であり, 本種の採餌様式に対するこれまでの理解は十分ではない。

第2章と第3章の結果から, 当海域に來遊する個体は季節的に 500 km 以上の長距離回遊を行い, 海藻に加えてゼラチン質プランクトンも利用していることが判明した。よって, これまで詳細な情報がなかった移動中やゼラチン質プランクトンを利用する時の採餌様式を把握することができる。そこで本章では, 高緯度域を利用するアオウミガメにおける採餌様式の解明を目的として, 当海域で混獲された個体に動物搭載型の小型記録計を装着し, 日周性や各餌生物における採餌行動の変化を調べた。

4.2. 材料と方法

4.2.1. 供試個体および使用した行動記録計

野生下での詳細な行動を記録するために, 2006年から2015年の9月と10月に, 三陸沿岸域の定置網で混獲されたアオウミガメ13個体の背甲にリトルレオナルド社製の3Dロガー (W1000-3MPD3GT: 直径 26 mm, 長さ 166 mm, 重さ 132 g) を装着した (Table 4-1, Fig. 4-1a)。なお, 2011年以前のデータは研究室に蓄積されていたものである。3Dロガーは, 圧力, 温度, 加速度, 地磁気の各センサーとプロペラが搭載されており, 動物の滞在深度, 外部水温, 3軸の加速度と地磁気 (左右方向, 前後方向, 背腹方向), 遊泳速度を記録するものである。本研究では滞在深度, 外部水温, 3軸地磁気, 遊泳速度を1秒ごとに, 3軸加速度を1/32秒 (2012年以前) もしくは1/16秒 (2013年以降) ごとに記録するよう

に設定した。深度センサーは最大 1000 m まで測定し、分解能は 0.24 m である。また、温度、地磁気、加速度センサーの測定範囲はそれぞれ、 $-20 - 50^{\circ}\text{C}$ 、 $\pm 2.0 \times 10^5 \text{ nT}$ 、 $\pm 49.0 \text{ m s}^{-2}$ である (Narazaki et al. 2009)。遊泳速度は、記録計前方のプロペラが回転することで計測される。プロペラの回転数と遊泳時の対水速度には強い相関があるため (Akamatsu et al. 2002, Kawabe et al. 2004)、回転数から遊泳速度を推定する回帰式を算出するための予備実験を別途行った。予備実験では、記録計を深度約 50 m より電動リールで引き上げるのに要した時間から対水速度を計算し、その時のプロペラ回転数と照合することで回帰式を導出した。

3D ロガーを装着した 13 個体の内の 10 個体には、第 3 章で用いた動物搭載型ビデオカメラも合わせて装着した (Table 4-1, Fig. 4-1b)。本研究では、採餌行動を記録するために、ビデオカメラは光量が十分な日中の時間帯を撮影するように設定した。これらの記録計を装着した個体は、混獲されて 4 - 31 日後に岩手県の大槌湾または船越湾から放流した。

4.2.2. 野外実験手順

本研究で使用した行動記録計とビデオカメラは、動物に搭載した後、データを取得するために回収する必要がある。一度放流したウミガメを再度捕獲することは困難であるため、本研究では時限式自動切り離しシステム (Watanabe et al. 2004) を採用した。3D ロガーとビデオカメラは既往研究 (Narazaki et al. 2009, Nakamura et al. 2015) に従い、時限式切り離し装置 (リトルレオナルド社製) および VHF 発信機 (Advanced Telemetry System 製) とともに浮力材に固定してタグ (空中重量 450 g 以下、ただしクリッターカムを使用した 2007 年と 2008 年は 2 kg 以下) を作成した。これに加えて、2013 年以降は人工衛星対応型電波発信機 (SPOT5: Wildlife Computer 製) も記録計回収のために浮力材に固定した (Fig. 4-1c)。バイオリギング手法では、記録計装着による浮力変化や遊泳抵抗の増加が動物の行動に影響を及ぼす可能性がある。そこで、本研究のタグはわずかに正となる浮力を持ち、背甲の表面に合わせた形状のものを作成し、浮力や遊泳抵抗の変化をできるだけ小さくするよう努めた。

ウミガメにタグを装着する方法は Narazaki et al. (2009) に従い、まずは背甲にメッシュ状のプラスチックネットを 5 分硬化型エポキシ接着剤で装着した。その後、タグを時限式切り離しタイマーに接続した結束バンドによってプラスチックネットに取り付けた (Fig. 4-1d)。タグは放流後 1 - 7 日後にウミガメから切り離されるように設定した。切り離されて海面に浮上したタグの回収には、VHF 受信機と指向性のある八木アンテナを用いて VHF

発信機の信号強度が強い方向を調べ、チャーターした船で回収した。また、2013 年以降は、初めに SPOT5 から発信された電波を元に得られた位置情報をアルゴスシステムのウェブサイト (www.argos-system.org) で確認した後に、同様の方法で回収した。なお、本研究におけるタグの回収率は 100%であったが、13 回の実験において予定通りの時刻に切り離された例は 6 回であり、残り 7 回の内の 6 回は切り離し時刻前に供試個体から脱落し、1 回は切り離しタイマーの導線が何らかの要因で切断されて予定通りの時刻には切り離されなかった。

4.2.3. 解析方法

3 次元移動経路の再構築

回収した 3D ロガーから得られた時系列データは、解析ソフト Igor Pro 6.22 (WaveMetrics 社製) を用いてグラフ化して解析した。本研究では、遊泳速度、滞在深度、3 軸加速度および地磁気の値を使い、既往研究 (Narazaki et al. 2009, Nakamura et al. 2015) の方法に従って 3 次元移動軌跡の再構築を行った。3D ロガーの加速度センサーは、水中でのストロークなどによる動的加速度と重力に由来する静的加速度の両方を記録している。本研究に用いたウミガメの巡航遊泳時における加速度の時系列データ (Fig. 4-2a) から求めたパワースペクトル密度を調べると、0.3 - 0.4 Hz 付近にピークがあり、0.2 - 0.3 Hz 付近が谷となっていた (Fig. 4-2b)。このピークとなった周波数は、ビデオ映像におけるストロークの周波数と一致していたことから、パワースペクトル密度の谷となる周波数よりも高いものはストロークなどに由来する加速度 (動的加速度)、低いものは姿勢などの変化に由来する加速度 (静的加速度) とみなし、個体毎に 0.2 - 0.3 Hz の間のローパスフィルターを用いてこれらを分割した。この時、前後方向の動的加速度成分は、水中でのストロークなど動きの有無を調べる活動性の指標とした。その後、1 秒毎の滞在深度、遊泳速度、3 軸の静的加速度、3 軸地磁気と Igor 上で作動するマクロ (3D_Path : bre.soc.i.kyoto-u.ac.jp) によって 1 秒毎の 3 次元移動経路を推測航法によって再現した (Mitani et al. 2003, Wilson et al. 2007, Shiomi et al. 2008)。

従来のウミガメ類におけるバイオリギング研究では、放流後数時間から 6 時間ほどのデータを解析から除外することによってストレスによる異常行動 (例えば一方向に泳ぎ続けるなど) の影響を考慮しない方法がとられている (Hazel et al. 2009, Thomson et al. 2012, Thomson & Heithaus 2014)。本研究に用いた個体でも、放流後に最大で 8 時間近く泳ぎ続けることがあったため (Fig. 4-3)、放流後 8 時間のデータはその後の解析から除外した。

行動分類

当海域における本種の日周性や採餌様式を明らかにするため、3次元移動経路における水平移動経路の情報を用いてウミガメの行動を分類した。1時間当たりの水平移動速度（水平方向における直線移動速度、Fig. 4-4a）についてのヒストグラムを見ると、600 - 700 m h⁻¹付近の頻度がやや少なくなっていた（Fig. 4-4b）。3D ロガーと同期したビデオ映像で確認したところ、水平移動速度が 700 m h⁻¹以上の時は直線的に遊泳していることが多かった一方で、700 m h⁻¹未満の時は頻繁に向きを変えながら藻場などに留まっていることが多かった。そこで、本研究では水平移動速度が 700 m h⁻¹以上の時を直線的に遊泳する移動期、それ未満の時を狭い範囲に留まる滞在期と定義し、それぞれの期間における摂餌行動や日周性の有無について検討した。なお、海洋動物では大型の個体ほど遊泳速度が速くなる傾向が知られているが（Watanabe et al. 2011）、本研究で行動の指標とした1時間当たりの水平移動速度は供試個体の SCL との間に有意な相関が認められなかったため、体サイズの影響は大きくないものとして考慮しなかった。

滞在期は、前後方向における動的加速度の大きさから、さらに活動と休息に分類した。ビデオ映像で確認したところ、ウミガメが海底で休息している間における動的加速度（絶対値）の1分間平均は常に 0.1 m s⁻²未満であった（Fig. 4-5）。よって、滞在期間中における動的加速度の絶対値が平均 0.1 m s⁻²以上の時を活動、それ未満の時を休息と定義した。その後、それぞれの行動に割いた時間割合を算出した。また、それぞれの行動に日周性が見られるのかを調べるために、放流地点の日出・日没時刻を国立天文台のウェブサイト（<http://www.nao.ac.jp/koyomi/>）で調べて昼夜を区分し、それぞれの行動の時間割合を比較した。

動物搭載型ビデオカメラによる採餌行動の観察

ビデオカメラから得られた映像は、第3章と同様に VLC media player を用いて摂餌行動を抽出した。その後、ビデオ映像における呼吸のタイミングと 3D ロガーの深度データが 0 m となったタイミングを合わせることによってビデオカメラと 3D ロガーの時刻を同期した。餌生物は、海藻、ゼラチン質プランクトン、自然ゴミ、人工ゴミの4つに分類し、その数を数えた。また、それぞれの摂餌行動が観察された時の1時間当たり（前後 30 分ずつ：Fig. 4-4a）の水平移動速度を算出した他、行動フェーズ（移動期または滞在期）、摂餌場所（海底または中層）も記録した。ここで、中層とは海底以外の場所を示し、海面直下など

の表層も含まれている。

4.2.4. 統計手法

ウミガメの水平移動速度と採餌様式の関係を明らかにするために、一般化線形混合モデル (Generalized linear mixed model : GLMM) を用いた。解析には統計ソフト R (R project, ver. 2.13.2) の lme4 パッケージを使用した。応答変数は水平移動速度、説明変数は餌の種類と摂餌場所の 2 つを設定した。また、応答変数の誤差分布にはガウス分布を用い、リンク関数には identity link を用いた。なお、ウミガメの個体差はランダム効果として扱った。その後、どの変数を含むモデルがよりもっともらしいのかを判断するために、赤池情報量基準 (Akaike's information criterion : AIC) を計算し、これが最小となったものを単純かつもっともらしいモデルとして選択した。

4.3. 結果

アオウミガメ 13 個体に 3D ロガーを装着し、その内の 10 個体には動物搭載型ビデオカメラも装着した。しかしながら、放流後 8 時間以内にプロペラが停止する、もしくは記録計が脱落してしまうといった問題で、4 個体からは解析できる行動データが得られなかった (Table 4-1)。また、8 時間以上記録できた個体でも、切り離し予定時刻より前に記録計が背甲のプラスチックネットから外れ、ウミガメに曳航されることがあった。曳航状態では水中での移動経路が正しく再現できないため、これらの個体では記録計が背甲に固定されていた期間のみを解析に用いた。その結果、9 個体から 541.5 時間の行動データ (最短 4.7 時間, 最長 144.3 時間, $n = 9$) および、6 個体から 43.2 時間の映像データ (最短 1.5 時間, 最長 12 時間, $n = 6$) が得られた (Table 4-1)。本解析に用いた供試個体の SCL は 44.3 - 81.0 cm (平均 55.2 ± 13.2 cm) であった (Table 4-1)。

放流地点から回収地点までの直線距離は 2.6 - 98.5 km (平均 29.8 ± 38.3 km) であり、6 個体では放流地点から 10 km 以内であったのに対して、3 個体では 60 km 以上移動していた (Table 4-1, Fig. 4-6)。この 60 km 以上移動した 3 個体の内、記録計が曳航状態にならなかった 2 個体 (G1454, G1514) において、3D ロガーの水平移動経路から推定された切り離し場所と、SPOT5 から発信された実際の切り離し場所 (回収地点とは異なる) を比べてみると、どちらの個体も 3D ロガーによる推定移動距離 (G1454 : 45.1 km, G1514 : 47.8 km) よりも南へ移動していた (G1454 : 102.7 km, G1514 : 67.7 km, Fig. 4-7)。

9 個体中 8 個体では移動期と滞在期がともにみられ (Fig. 4-8)、この行動フェーズを繰り返す。

返している個体も見られた (Fig. 4-9). 移動期と滞在期の時間割合はそれぞれ $31.3 \pm 30.8\%$ (最小 0%, 最大 86.9%, $n = 9$) と $68.7 \pm 30.8\%$ (最小 13.1%, 最大 100%, $n = 9$) であった (Table 4-1). 日中と夜間では, 移動期と滞在期ともに時間割合に有意な変化はみられなかった (ウィルコクソンの順位和検定; 移動期: $V = 23$, $p = 0.55$, 滞在期: $V = 13$, $p = 0.55$, Table 4-2). 休息は全体の $20.9 \pm 23.2\%$ (最小 0%, 最大 54.2%, $n = 9$, Table 4-1) を占め, 日中 ($11.8 \pm 15.3\%$) よりも夜間 ($30.0 \pm 31.3\%$) の方が有意に高い割合となっていた (ウィルコクソンの順位和検定: $V = 0$, $p = 0.02$, Table 4-2). また, 休息の時間割合と SCL の関係を見ると, 有意な相関は見られなかったが (スピアマンの順位相関検定: $r = -0.65$, $S = 197.6$, $p = 0.06$, $n = 9$), SCL 60 cm 以上の大型個体はほとんど休息していなかった (Table 4-1, Fig. 4-10).

3D ロガーと同期したビデオ映像を見ると, 6 個体中 4 個体 (G0718, G0812, G1354, G1356) では録画期間中のほとんどが滞在期であり (Fig. 4-11a, b), 主に海藻の生育する海底付近にとどまっていた ($65.1 - 100\%$). 一方, 残りの 2 個体 (G1454, G1514) では録画期間中のほとんどが移動期であり (Fig. 4-11c, d), 海底の見えない中層を泳ぐ様子が主に映っていた ($88.8 - 100\%$). 摂餌行動は全ての個体で観察され, 合計で 181 回であった. 摂餌したものの内訳は, 海藻が 135 回, ゼラチン質プランクトンが 7 回, 自然ゴミが 22 回, 人工ゴミが 17 回となった (Table 4-3). 摂餌行動が見られた時の平均深度は餌生物の種類に関わらず 10 m 以浅となり (海藻: 5.4 ± 3.1 m, ゼラチン質プランクトン: 1.1 ± 0.4 m, 自然ゴミ: 5.8 ± 8.0 m, 人工ゴミ: 1.4 ± 1.7 m), 主に浅い深度帯であった.

各餌生物を摂餌した時の行動フェーズを調べると, 海藻の多くは滞在期に摂餌されていたのに対して (135 回中 127 回, Table 4-3, Fig. 4-11a, b), ゼラチン質プランクトンと人工ゴミはほとんどが移動期に捕食または誤飲されていた (ゼラチン質プランクトン: 7 回中 6 回, 人工ゴミ: 17 回中 15 回, Table 4-3, Fig. 4-11c, d). 自然ゴミは移動期と滞在期の両方で飲み込まれていた (移動期: 11 回, 滞在期: 11 回, Table 4-3). 各餌生物を利用した前後 30 分における 1 時間当たりの水平移動速度は, 海藻が 109.1 ± 230.6 m h⁻¹ ($n = 135$), ゼラチン質プランクトンが 1239.1 ± 387.5 m h⁻¹ ($n = 7$), 自然ゴミが 703.4 ± 541.8 m h⁻¹ ($n = 22$), 人工ゴミが 1173.4 ± 437.1 m h⁻¹ ($n = 17$) となった (Table 4-3).

摂餌場所をみると, 181 回中 140 回の採餌行動は海底で行われ, 残りの 41 回は中層で行われていた (Table 4-3). 海底での摂餌は主に滞在期で行われた一方で (140 回中 134 回), 中層での摂餌は主に移動期に行われた (41 回中 34 回, Table 4-3). 海底や中層で摂餌が起きた際の, 1 時間当たりの水平移動速度は, それぞれ 92.8 ± 183.0 m h⁻¹ ($n = 140$) と 1118.0

$\pm 411.9 \text{ m h}^{-1}$ ($n = 41$) であった (Table 4-3). 各餌生物における摂餌場所は、海藻は主に海底 (135 回中 133 回) であったのに対して、ゼラチン質プランクトンと人工ゴミは主に中層であった (ゼラチン質プランクトン : 7 回中 7 回, 人工ゴミ : 17 回中 17 回, Table 4-4). なお、自然ゴミ (22 回) は海底 (7 回) と中層 (15 回) どちらでも摂餌が見られた (Table 4-4).

GLMM の結果、摂餌行動時における 1 時間当たりの水平移動速度には、餌生物の種類と摂餌場所が影響しているとしたモデルが選択され ($AIC = 2163$, Table 4-5), ゼラチン質プランクトンや人工ゴミを中層で食べている時は水平移動速度が速いという傾向が示された。海底での休息は 2 個体 (G1354, G1356) で観察されたが、中層での休息は見られなかった。

4.4. 考察

4.4.1. 三陸沿岸域を利用する個体の採餌様式

本研究で用いた 3D ロガーは、海流の影響を考慮していないために、絶対位置情報を計算により正しく把握することはできない (Shiomi et al. 2008). よって、当海域に来遊する個体が低緯度域と同じように狭い行動圏 (数十 km^2 以内 : Renaud et al. 1995, Seminoff et al. 2002a, Makowski et al. 2006, 亀田ら 2013) を持っているのかどうかを直接比較するのは難しい。そこで、放流地点と記録計を回収した地点の位置情報を用いて、低緯度域における行動圏との比較を行った。その結果、当海域の個体においても、9 個体中 6 個体では放流地点から回収地点までの直線距離が 10 km 以内という比較的狭い範囲に留まっていた。ただし、これは本研究における記録計の装着期間が 1 週間以内と短かったことが影響しているとみられ、低緯度域と同様の行動圏を持っているのかについて単純に比較することはできなかった。これに対して、残りの 3 個体は放流地点から 1 週間以内という短い期間であるにもかかわらず、移動と滞在を繰り返しながら直線距離で 60 km 以上移動していた。これは数 km 以内に周年滞在する低緯度域における本種の行動範囲に比べて長い距離である。この 3 個体と他の供試個体との間に季節や体サイズの違いは認められなかったことに加えて、第 2 章の結果から、狭い範囲に留まっていた 6 個体もいずれは南の越冬海域まで移動していくと考えられた。そのため、今回の結果は当海域に滞在している時と別の餌場もしくは越冬海域への移動中の行動をそれぞれ記録したものであると考えられる。

長い距離を移動していた個体の 3D ロガーによって再現された水平移動経路と記録計が切り離された直後におけるアルゴスの位置情報を比べると、実際に移動していた直線距離が 3D ロガーによって推定された直線移動距離よりも 57.5 km (G1454: 1 時間当たり 0.84 km)

と 20.0 km (G1514 : 1 時間当たり 0.15 km) 南であった。放流時、当海域には南向きの流れがあり (海上保安庁海洋情報部海洋速報 2014 年 21 号および 2015 年 19 号 : <http://www1.kaiho.mlit.go.jp/KAN2/index.html>), 3D ロガーから再現した直線移動距離の差を補えるだけの流速であった (G1454 放流時 : 0.56 - 3.52 km h⁻¹, G1514 放流時 : 0.56 - 0.93 km h⁻¹)。よって、当海域に来遊した個体は南下する際にこの流れを利用することで移動のエネルギーを節約している可能性がある。また、この南向きの流れは 1 時間当たりの水平移動速度、すなわち行動分類にも影響を与えるものと考えられるが、対水速度のみを測定している本研究のデータでは十分に議論することができない。よって、今後は絶対位置の情報を取得できる GPS 記録計などを同時に装着して行動分類に海流が与える影響評価を行う必要がある。

ビデオ映像の結果から、滞在期の活動中には主に海底で海藻を摂餌することが示され、従来の低緯度域における知見と一致していた (Musick & Limpus 1997)。一方で、移動期には主に中層でゼラチン質プランクトンを捕食するという、周年ほとんど移動しない低緯度域では確認されていない採餌様式を示していた。また、産卵期のアカウミガメで示唆されているような中層での休息 (Minamikawa et al. 2000) は見られなかった。これらのことを先述の移動と滞在を繰り返しながら南下するという行動様式と組み合わせると、当海域を利用する個体は、当海域滞在中は海底で海藻を摂餌した後、移動しながらゼラチン質プランクトンを捕食するが、時折沿岸に滞在して海底で海藻を摂餌するという特徴的な採餌様式を示していると考えられた。なお、当海域の個体が低緯度域でも特徴的な採餌様式を維持するのか否かについては証拠が得られていないが、第 2 章における衛星追跡の結果、越冬海域では長距離の移動を行っていなかったことから、低緯度域では狭い範囲に留まり続ける採餌様式に移行していると推察される。

近年の安定同位体比分析や動物搭載型ビデオカメラによる研究によって、ゼラチン質プランクトンがこれまで考えられていた以上に本種の重要な餌生物であることが複数の海域で報告されているにもかかわらず (Heithaus et al. 2002a, Hatase et al. 2006, Jones & Seminoff 2013, Gonzalez Carman et al. 2014), いつどのような時に利用しているのかという詳細な様式についてはよく分かっていなかった。また、高緯度の生息域である南大西洋のアルゼンチン沿岸では、季節的に 1000 km 以上の南北回遊が報告されているが (Gonzalez Carman et al. 2012), 移動中の詳細な採餌様式や、そもそも餌を食べているのかどうかといったことも不明であった。これらの個体でも移動中にゼラチン質プランクトンを利用するという採餌様式を持っている可能性があり、本研究の結果は高緯度域で季節回遊を行う個体や、海

産植物とゼラチン質プランクトンをともに利用する個体の採餌生態を明らかにするうえで重要な知見であると考えられる。

4.4.2. 採餌行動における日周性

低緯度域の採餌場における本種は日中に海藻や海草を摂餌し、夜間は主に海底で休息するという日周性が報告されている (Bjorndal et al. 1980, Makowski et al. 2006, Okuyama et al. 2013). この日周性は、難消化物質が多い海産植物の消化に起因していると考えられている。一般的に植物食者は1日の多くの時間を採餌に費やすが、消化管容量の問題で常に植物を食べ続けることはできない。その場合、消化吸收のために時間を割く必要があり、陸上の植食性哺乳類では1日の摂餌量を制限する要因になることもあったと考えられている (Mould & Robbins 1982, Wilmschurst & Fryxell 1995). よって、低緯度域に生息する本種においても、日中に摂餌した海産植物を消化するために夜間は休息しているのではないかと考察されている (Okuyama et al. 2013). 本研究でも、滞在期においては日中に比べて夜間の方が長い時間を休息にあてており、低緯度域と同様の傾向がみられた。

既往研究における休息の定義は文献ごとに異なっており、当海域と定量的な比較を行えるものがなかったため、本研究内での体サイズによる関係を比較した。その結果、有意ではないが大型個体ほど休息時間が短いという傾向があり、あまり移動をしていなかった6個体でみると、休息の時間割合が10%以下となっていた3個体中2個体が大型個体であった。先述の通り、植物食者は消化吸收のための時間を取る必要があるが、大型個体では消化管の容量が大きいので、小型個体に比べて長い時間餌を食べ続けることができるとされている (Bailey et al. 1996). 本研究のビデオ映像でも、休息が見られた2個体はともに SCL 40 cm 台の小型個体であった。よって、当海域の大型個体でも、小型個体に比べて長い時間を採餌にあてることのできるため、昼夜での行動変化が見られなかったのかもしれない。本研究では夜間に餌を食べたという証拠は得られていないが、ハワイ諸島近海に生息する本種では夜間にも摂餌が行われているという知見もある (Balazs et al. 1987). よって、今後は頭部に装着した加速度計の情報から推定する手法 (Okuyama et al. 2013) などを用いて夜間における摂餌行動を調べるとともに、より多くの個体において日周的な傾向を調べることで、採餌様式に体サイズが与える影響を評価することが可能になると期待できる。

滞在期に対して、移動期の時間割合には日周性が見られなかった。これは、南への移動が目的であるために、昼夜を問わず目的地に向けて泳ぎ続けていたものとみられるが、他の利点も存在すると考えられる。例えば、主なゼラチン質プランクトンであるクラゲ類は

体の 90%以上が水分であり、海産植物のような難消化物質も含まれていないため、速やかに消化吸収されるとみられる (Doyle et al. 2007). 第 3 章で述べた通り、クラゲ類のエネルギー価は海産植物の 1/2 から 1/6 程度とされているが、高密度に出現する場合は良い餌となる可能性がある (Doyle et al. 2007, Heaslip et al. 2012). また、海産植物に比べて消化のための時間が短いため、昼夜を問わずに食べ続けることができる. さらに、クラゲ類を含むゼラチン質プランクトンは、沿岸だけでなく沖合にも生息している餌生物である. 実際に、本種と同様に当海域を利用するアカウミガメにおいて動物搭載型ビデオカメラと 3D ロガーを組み合わせた研究では、日中に中層を移動しながらクダクラゲ類を捕食し、夜間も泳ぎ続けて採餌をしていることが示唆されている (Narazaki et al. 2013). 本種でもこうしたゼラチン質プランクトンの捕食が、南へ移動する時のエネルギー補給に役立っている可能性がある.

4.4.3. 特異的な採餌様式が発達した要因

3D ロガーによる移動に関する情報とビデオ映像から、当海域に来遊するアオウミガメは、低緯度域のような狭い範囲での植物食という採餌様式に加えて、移動中にゼラチン質プランクトンを捕食するという特徴的な採餌様式を持っていることが初めて明らかとなった. 当海域の餌環境や、第 2 章で明らかとなった回遊様式を考慮すると、この採餌様式は理にかなったものであると考えられる. 北海道以南の本州太平洋沿岸でみられる採餌期の本種は主に小笠原諸島由来であると報告されている (Nishizawa et al. 2014b). その中で、紀伊半島から四国にかけての海域に出現する個体では、テングサを主とする紅藻類が重要な餌生物であることが示されている (亀田・石原 2009). 三陸沿岸域にはコンブやワカメなどの褐藻類は豊富に存在するが、彼らが好んでいる可能性がある紅藻類の大規模な群落は確認されていない (環境省 1994). 一方で、当海域の沖は複数の海流が混合することで生産性が高く (川合 1972, Sugimoto & Tameishi 1992), クラゲ類も多く存在すると考えられている (市川ら 2006). このことから、沿岸域にも比較的多くのクラゲ類がいる可能性がある. よって、当海域の採餌様式はその場に豊富に存在する餌生物を利用するという採餌戦略を示しているとも考えられる.

また、当海域は冬期に水温が 4℃以下まで低下するため (佐藤ら 2007), 本種は温暖な南への海域へ移動する必要があることが第 2 章で示された. その際に、海藻のある岸沿いを常に通って移動するわけではないため、結果的に沖合にも分布するゼラチン質プランクトンを移動中に捕食していると考えられた. また、移動と滞在を繰り返すという行動様式は、

滞在中に海藻を飽食状態まで食べると南への移動を開始し、十分に消化吸収した後に別の藻場に滞在して再度海藻を食べているとも解釈できる。この移動中に消化が容易なゼラチン質プランクトンを捕食しながら長距離を移動しているのかもしれない。現在のところ、これを検証するためには十分なデータがそろっていないが、この仮説が正しかった場合、本種がその場の環境に合わせて採餌様式を柔軟に変える適応力があることを示唆しており、長距離を移動する分のエネルギーをまかなえる採餌戦略なのかもしれない。さらに、今後他の高緯度域を利用する個体の情報が蓄積されることで、この採餌様式が高緯度域における一般的なものであるのか、当海域における特異的なものであるのかを明らかにできると考えられる。

Table 4-1. Summary of deployments on green turtles at the Sanriku Coast, Iwate, Japan, between 2006 and 2015

ID	SCL (cm)	BM (kg)	Sex	Release date (year/month/day)	Logger type*	Duration of data (h)**		Distance from release to retrieve point (km)	Migrating phase (%)	Staying phase	
						3D	Video			Active (%)	Rest (%)
G0621	73.3	59.0	Unknown	2006/10/10	3D						
G0717	49.3	17.5	Unknown	2007/09/25	3D	30.3	-	2.6	0	51.9	48.1
G0718	81.0	70.5	Unknown	2007/09/25	3D + C1	4.7	2.1	3.1	22.2	77.8	0
G0812	60.4	31.0	Unknown	2008/09/17	3D + C2	10.7	1.6	5.9	32.9	66.6	0.5
G1210	44.3	11.5	Unknown	2012/09/21	3D	32.6	-	6.5	21.1	70.4	8.5
G1352	46.5	14.5	Unknown	2013/09/17	3D + DVL						
G1354	44.5	11.5	Unknown	2013/09/17	3D + DVL	103.8	12	7.1	4.0	45.1	50.9
G1356	48.4	15.0	Unknown	2013/09/17	3D + DVL	144.3	11.5	4.0	1.1	44.7	54.2
G1451	57.6	29.0	Unknown	2014/09/26	3D + DVL						
G1454	47.3	16.5	Unknown	2014/09/27	3D + DVL	60.3	4.5	98.5	70.6	15.8	13.6
G1506	72.2	55.5	Unknown	2015/09/12	3D + DVL	27.1	0	69.8	86.9	13.1	0
G1512	48.8	15.0	Unknown	2015/09/11	3D + DVL						
G1514	49.3	19.0	Unknown	2015/09/11	3D + DVL	127.4	11.5	70.4	43.0	44.7	12.3
Total						541.2	43.2				
Mean \pm SD									31.3 \pm 30.8	47.8 \pm 22.5	20.9 \pm 23.2

Deployments filled with grey color were not used in the analysis due to short deployment periods

*Abbreviation were used for logger type: 3D (W1000-3MPD3GT), C1 (Crettercam Gen. 5.5), C2 (Crettercam Gen. 5.7), DVL (DVL400L)

**Exclude first eight hours after release

Table 4-2. Comparison of time percentage of each behavioral phase between day and night

	Duration of data (h)	Migrating phase (%)	Staying phase (%)	
			Active	Rest
Day	265.8	33.7 ± 33.1	54.5 ± 26.6	11.8 ± 15.3
	(29.5 ± 26.2)	(min: 0, max: 85.3)	(min: 14.7, max: 100)	(min: 0, max: 39.8)
Night	275.3	27.6 ± 34.6	42.4 ± 30.1	30.0 ± 31.3
	(30.6 ± 26.1)	(min: 0, max: 88.3)	(min: 4.0, max 87.2)	(min: 0, max: 71.5)

Table 4-3. Number of feeding events, horizontal speed and depth of different diet types and feeding locations

	Number of events		Horizontal speed (m h ⁻¹)	Depth (m)
	Migrating phase	Staying phase		
Type				
Macro-algae (n = 135)	8	127	109.1 ± 230.6	5.4 ± 3.1
Gelatinous prey (n = 7)	6	1	1239.1 ± 387.5	1.1 ± 0.4
Natural debris (n = 22)	11	11	703.4 ± 541.8	5.8 ± 8.0
Artificial debris (n = 17)	15	2	1173.4 ± 437.1	1.4 ± 1.7
Location				
Bottom (n = 140)	6	134	92.8 ± 183.0	5.9 ± 4.0
Midwater (n = 41)	34	7	1118.0 ± 411.9	1.3 ± 1.8

Table 4-4. The feeding/ingesting location of each diet types

Diet type / feeding location	Bottom (n = 140)	Midwater (n = 41)
Macro-algae (n = 135)	133	2
Gelatinous prey (n = 7)	0	7
Natural debris (n = 22)	7	15
Artificial debris (n = 17)	0	17

Table 4-5. A list of Akaike Information Criterion (AIC) for models selected using generalized linear mixed model (GLMM)

GLMM models		AIC	delta AIC
Horizontal speed	~ 1	2201	38
	~Diet types	2175	12
	~Feeding location	2190	27
	~Diet types + Feeding location	2163	-

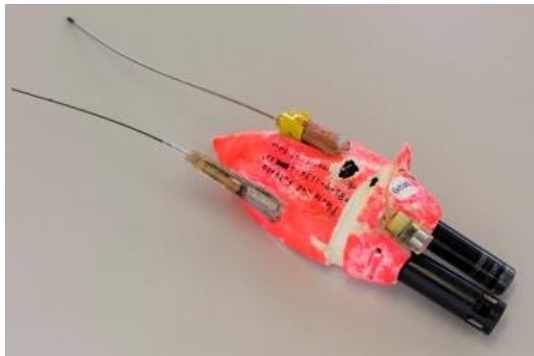
a



b



c

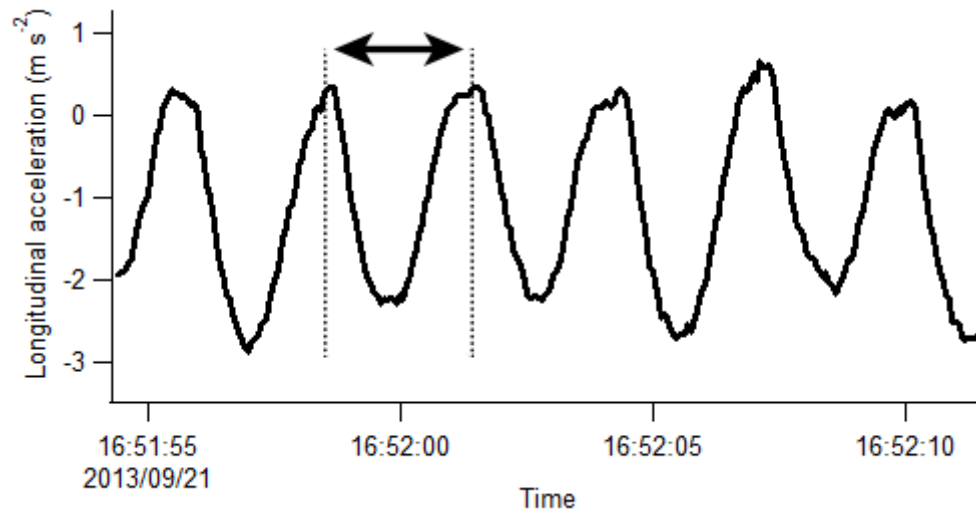


d



Fig. 4-1. Pictures of animal-borne data loggers and equipped turtles. (a) 3D logger (W100-3MPD3GT), (b) Video camera (DVL400L), (c) The tag package composed with 3D logger, video camera, VHF transmitter and SPOT5, (d) A green turtle equipped with a tag package and time-scheduled releasing mechanism

a



b

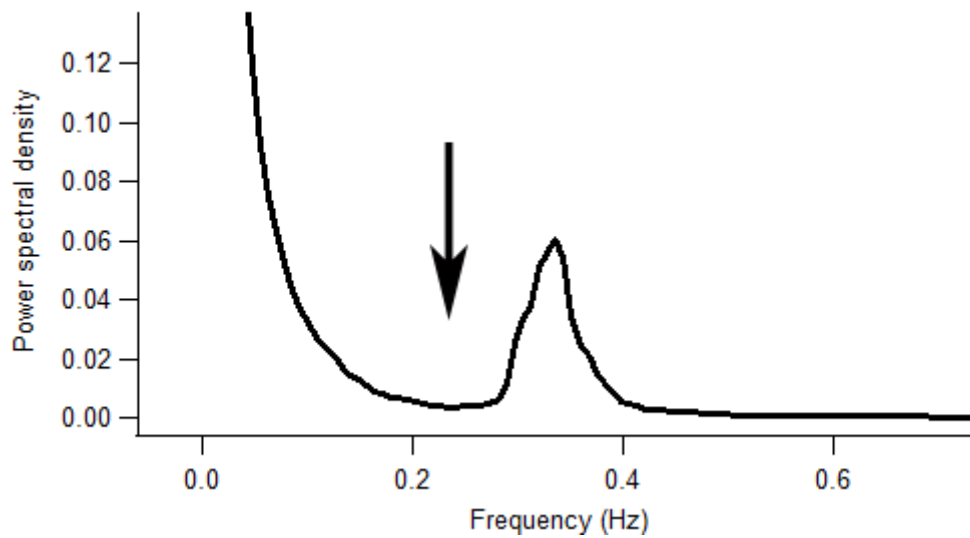


Fig. 4-2. (a) An example of time-series longitudinal acceleration data of a green turtle. The double-headed arrow shows a stroke cycle. (b) A power spectral density of longitudinal acceleration data calculated by Fast Fourier Transformation. The arrow indicates the trough, of which value was used as the thresholds of the low-pass filter to extract static components of acceleration

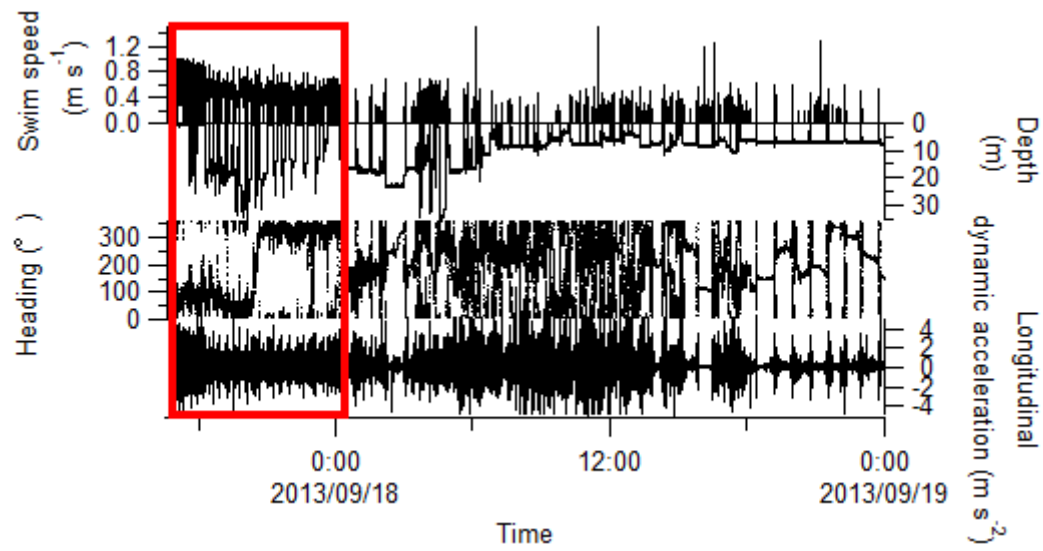
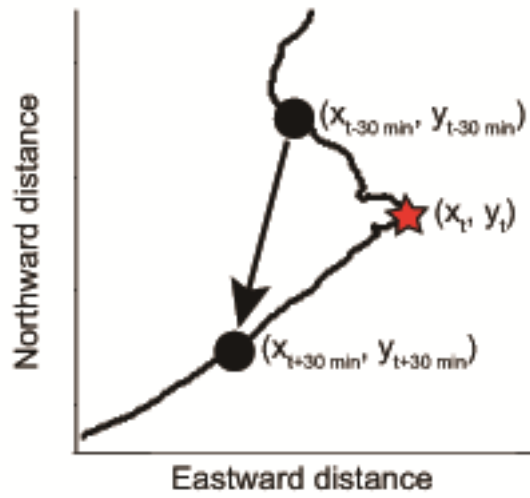


Fig. 4-3. Time-series data of swim speed, depth, heading and activity (longitudinal dynamic acceleration) of a green turtle after release. Red open rectangle indicates duration of continuous swimming period after release which was considered by handling stress

a



b

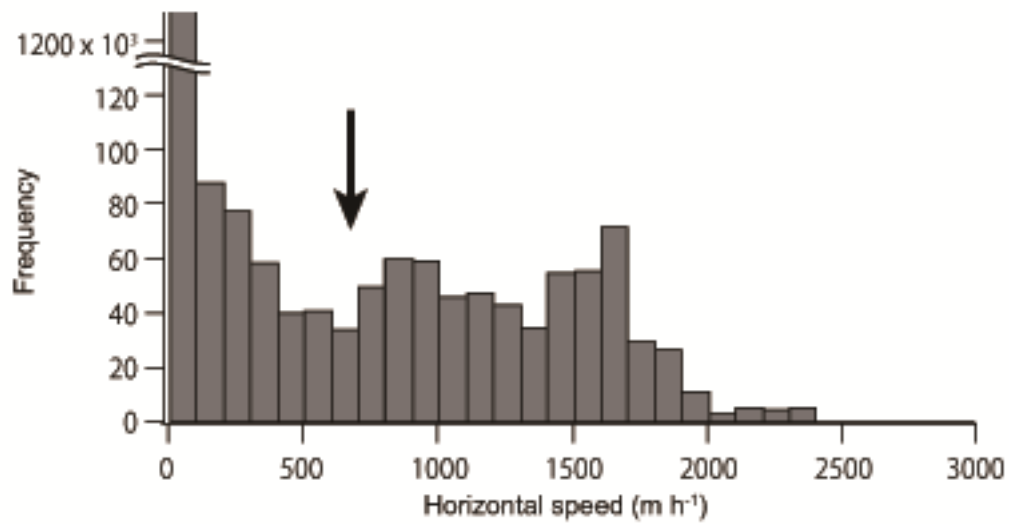


Fig. 4-4. (a) A schematic diagram of horizontal migration of green turtles. Black circles indicate 30 min before/after from the point of a red star. Black arrow illustrates a horizontal speed of turtles per hour. (b) Histogram of horizontal speed of green turtles ($n = 9$). Black arrow means the trough, of which value was used as the threshold to classify into migrating phase and staying phase

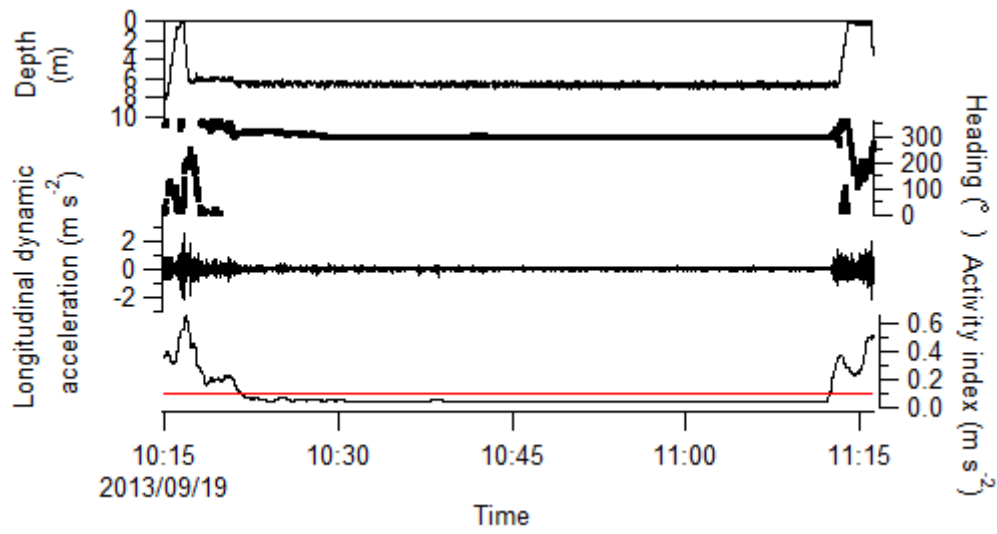


Fig. 4-5. Time-series data of depth, heading, longitudinal dynamic acceleration and activity index (mean longitudinal dynamic acceleration (absolute values) per minute) during the resting dive. Red line is the value of threshold to divide the staying phase into active and rest

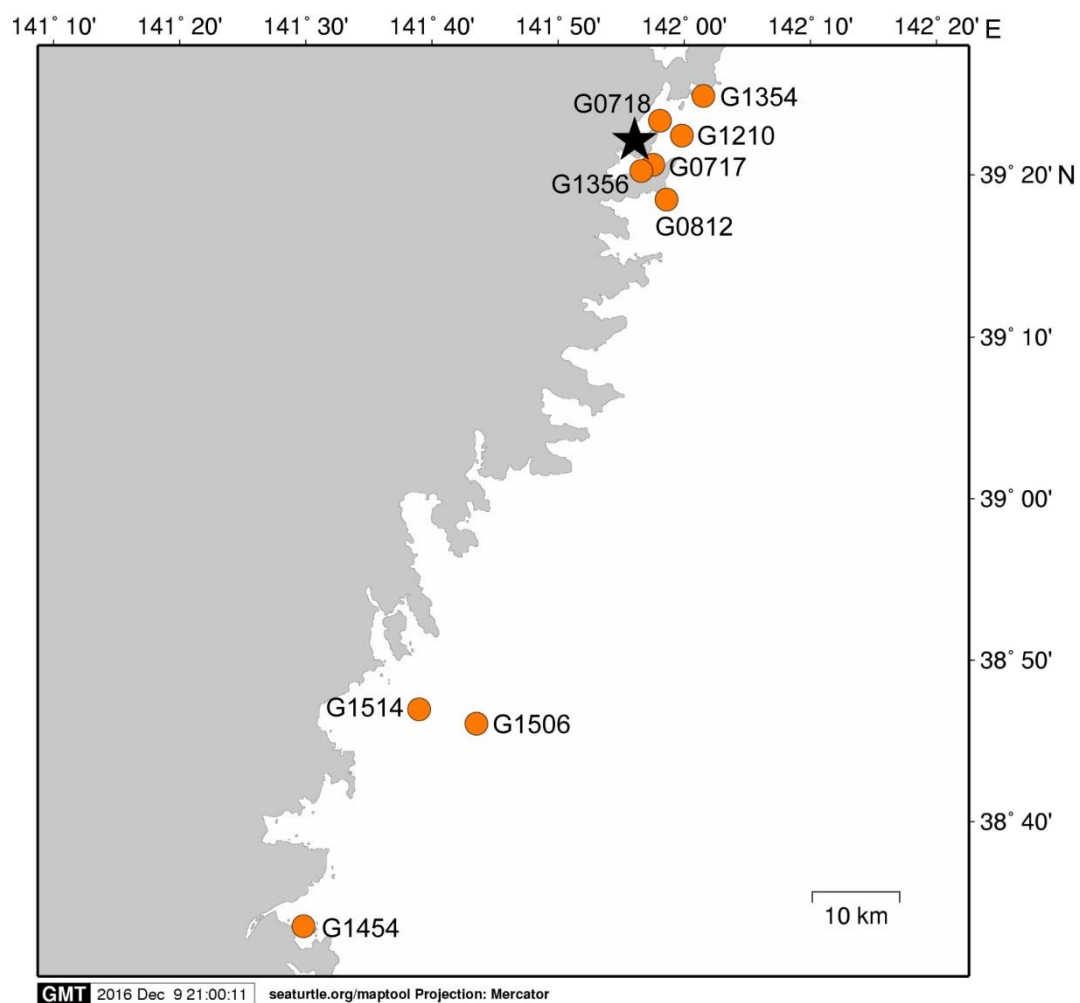


Fig. 4-6. The locations where the instrumented turtles were released (black star) and the instruments were retrieved (orange circles with turtle ID)

a

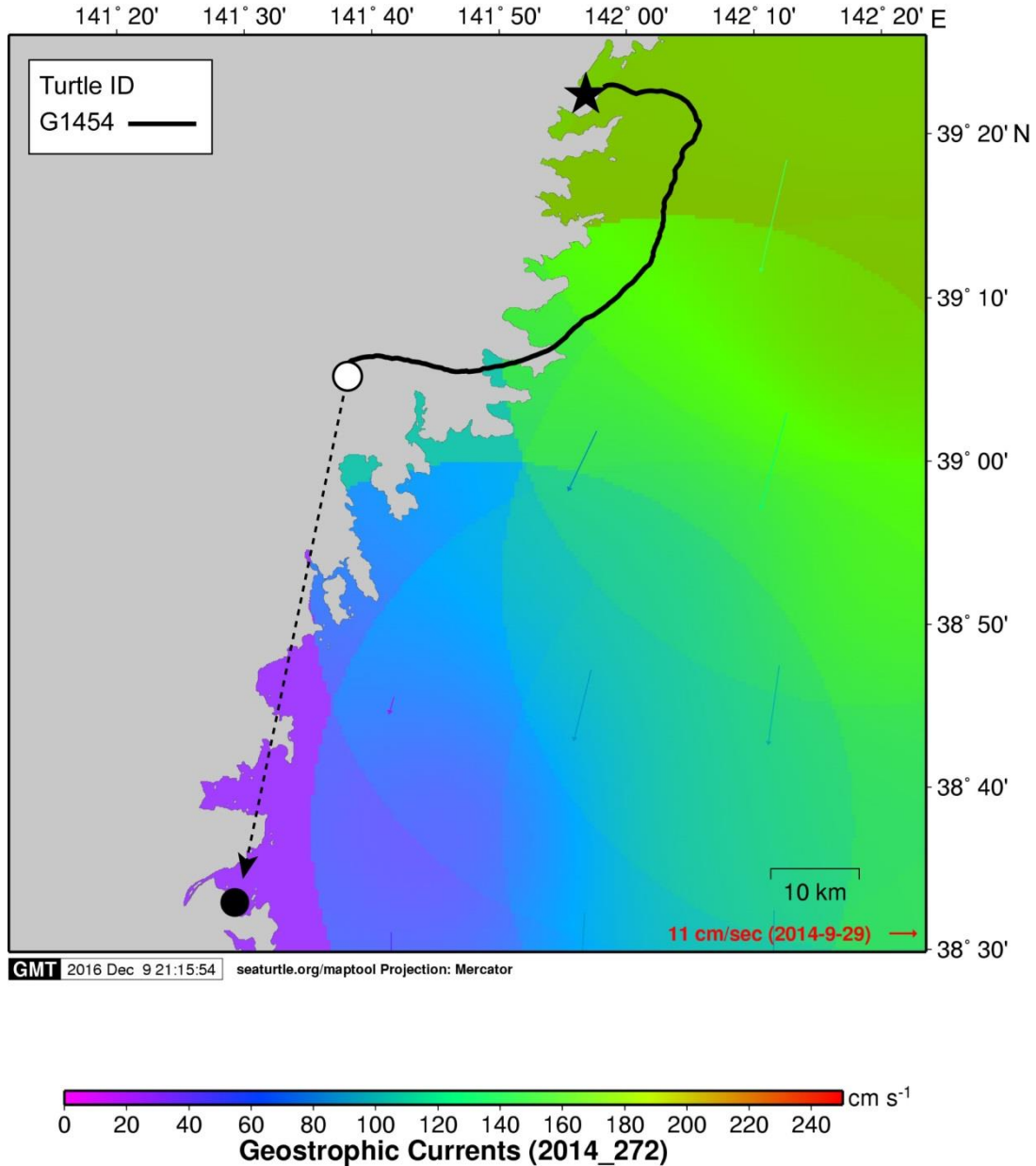
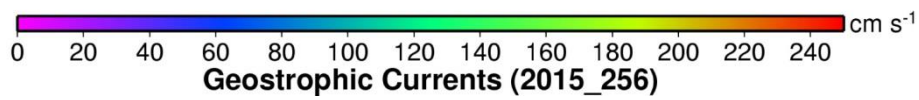
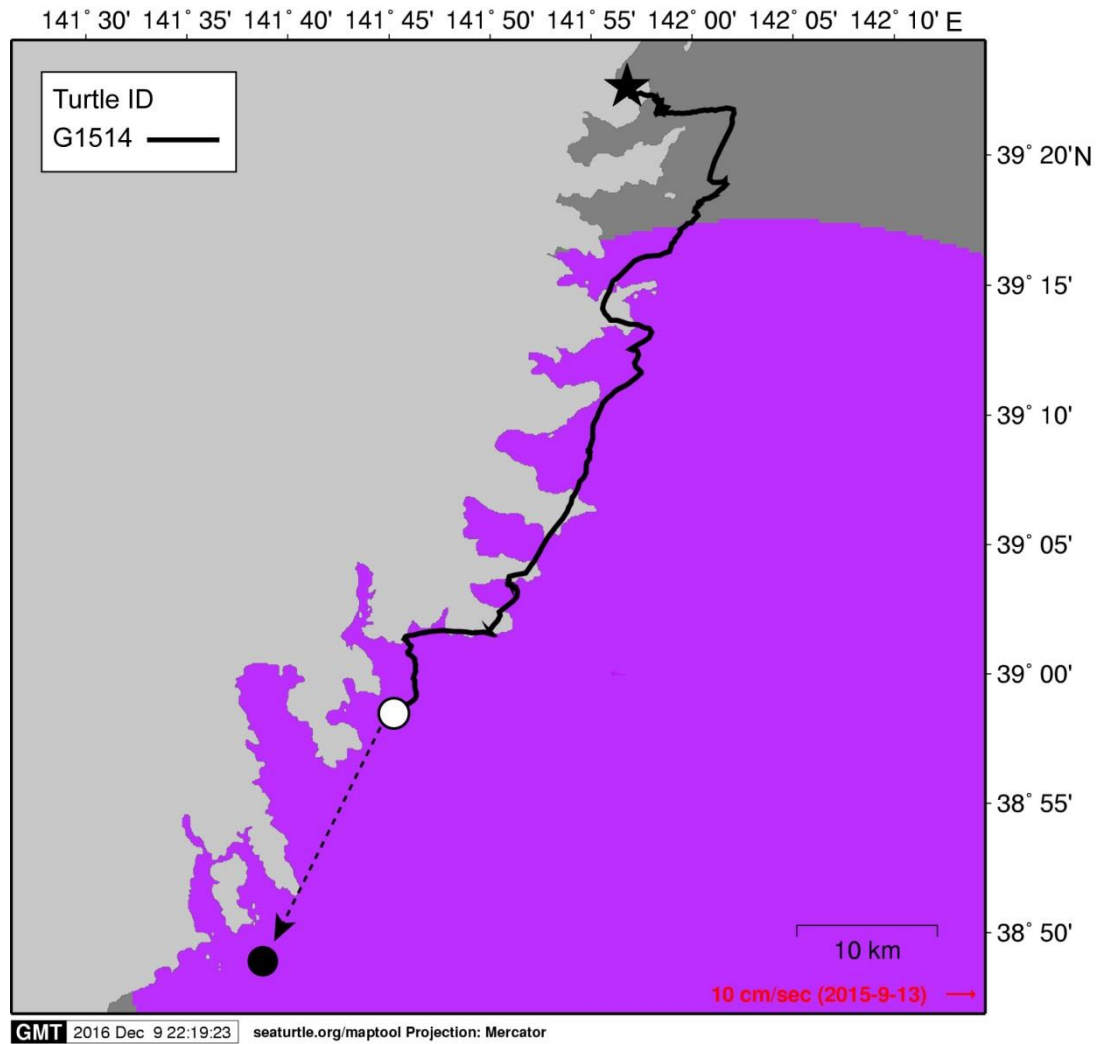


Fig. 4-7. The estimated horizontal path during instrumented period reconstructed by 3D logger (swim speed through the water: black line). Back ground color and arrows indicate the current speed and direction, respectively. Doted allow illustrates the drifting distance from estimated detached location (open circle) to actual detached location (filled circle: obtained by satellite transmitter after detached from the turtles) which was considered by current flow. Black star means the release point of G1454 (a) and G1514 (b), respectively

(continued)

b



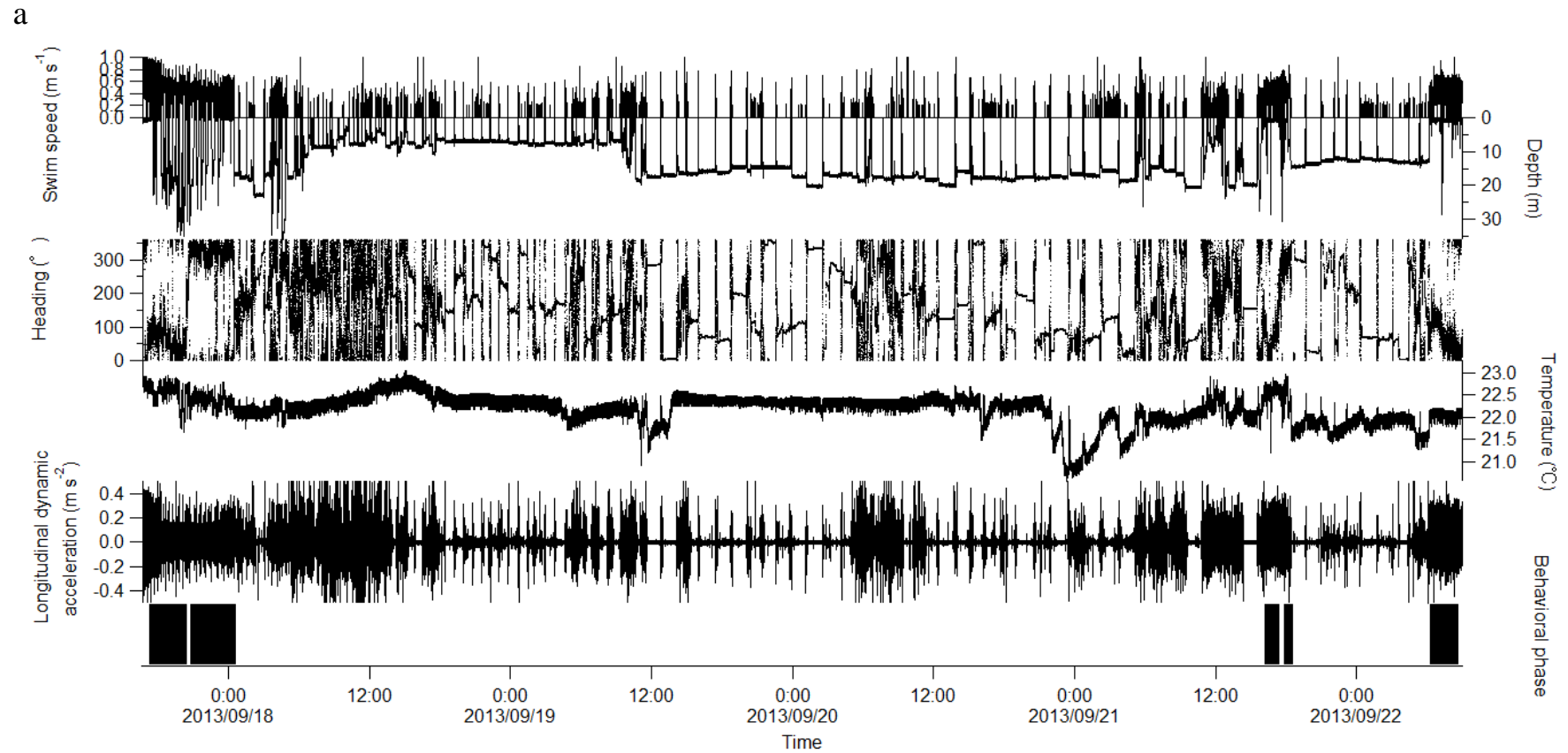
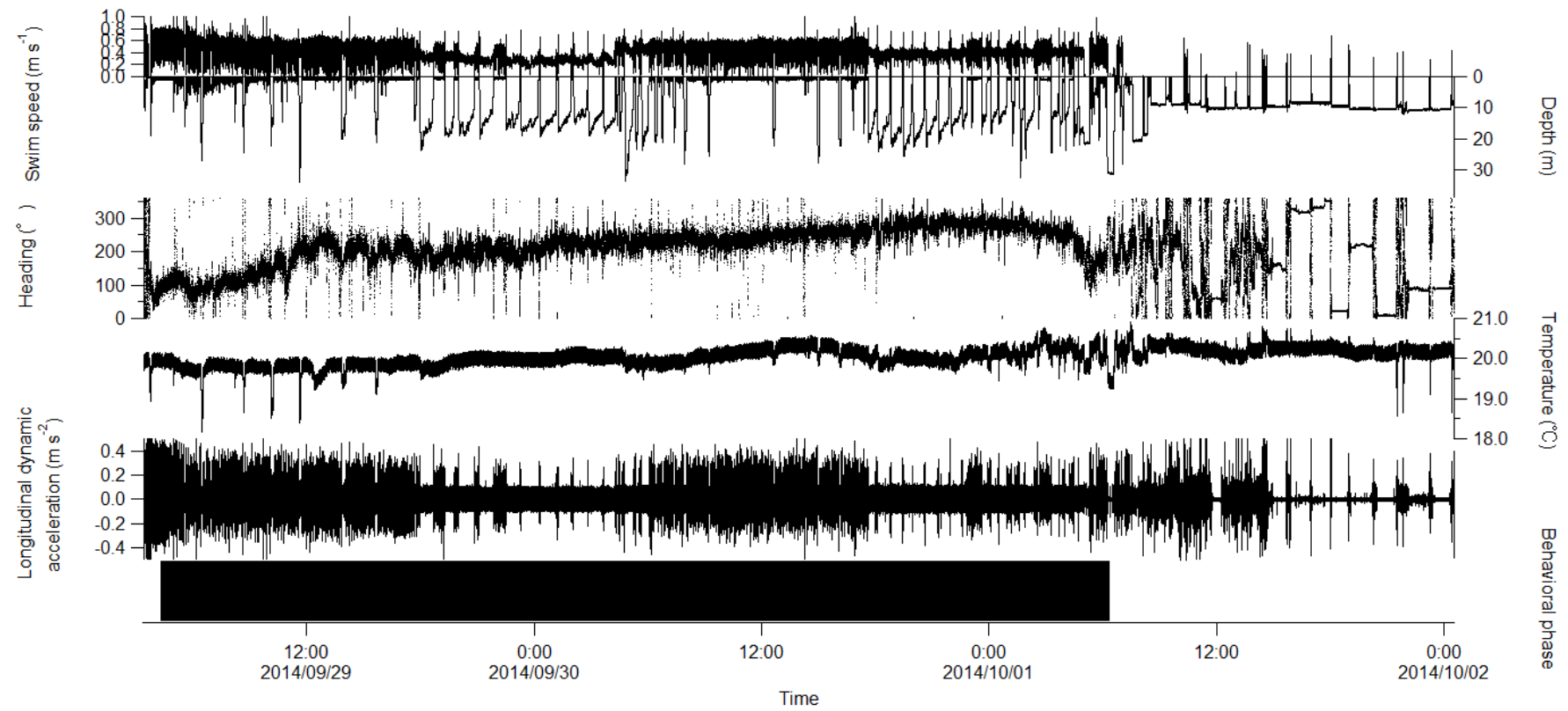


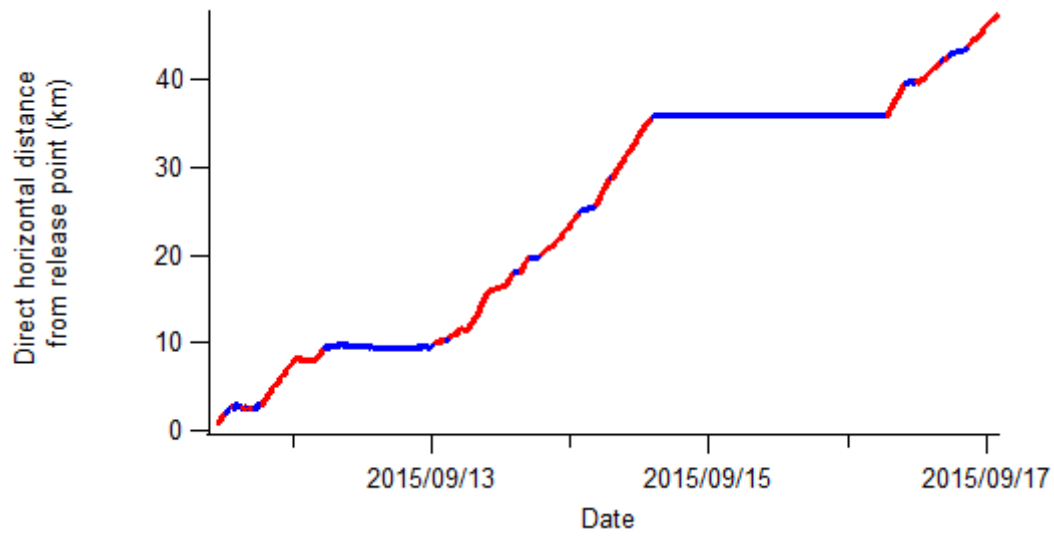
Fig. 4-8. Time-series data (swim speed, depth, heading, temperature, longitudinal dynamic acceleration and behavioral phase) of green turtles. Black bars indicate migrating phase. (a) and (b) obtained from mainly staying (G1354) and migrating (G1454) turtle, respectively

(continued)

b



a



b

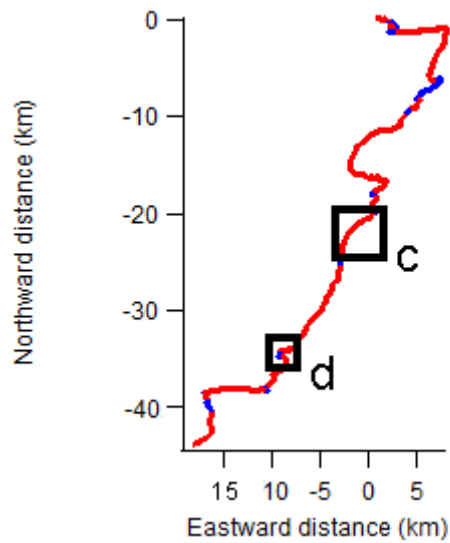
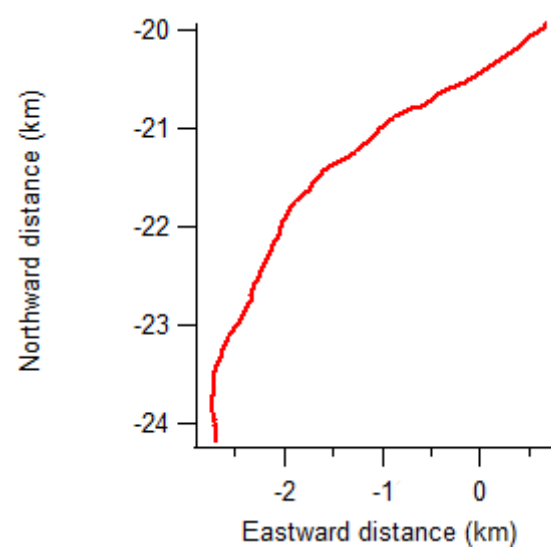


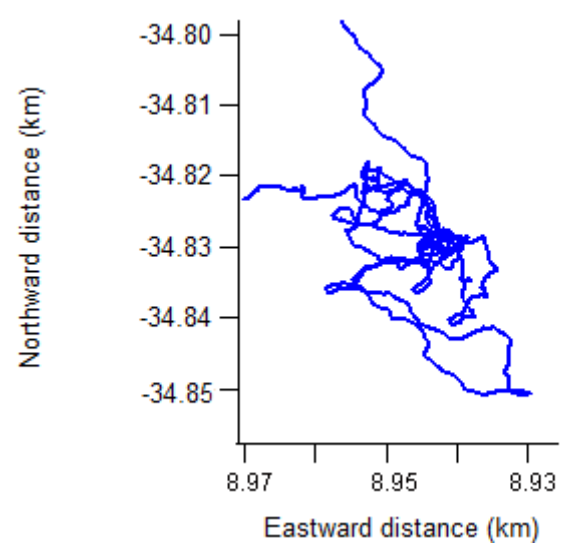
Fig. 4-9. Example of the (a) distance from release point and (b) estimated horizontal movement (swim speed through the water) of a green turtle (G1514) during the instrumented period. The regions surrounded by open rectangles in (b) were expanded to the (c) and (d), respectively. Red and blue part of line means migrating and staying phase, respectively

(continued)

c



d



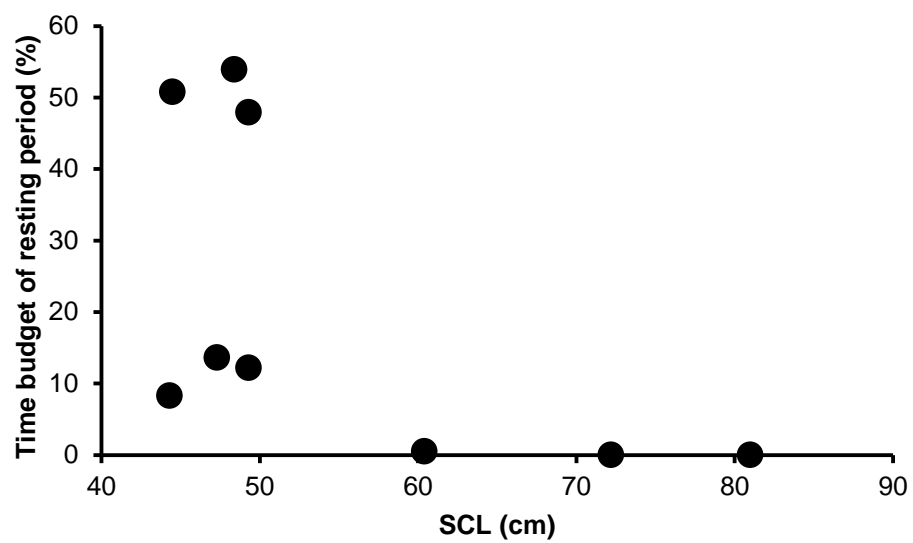
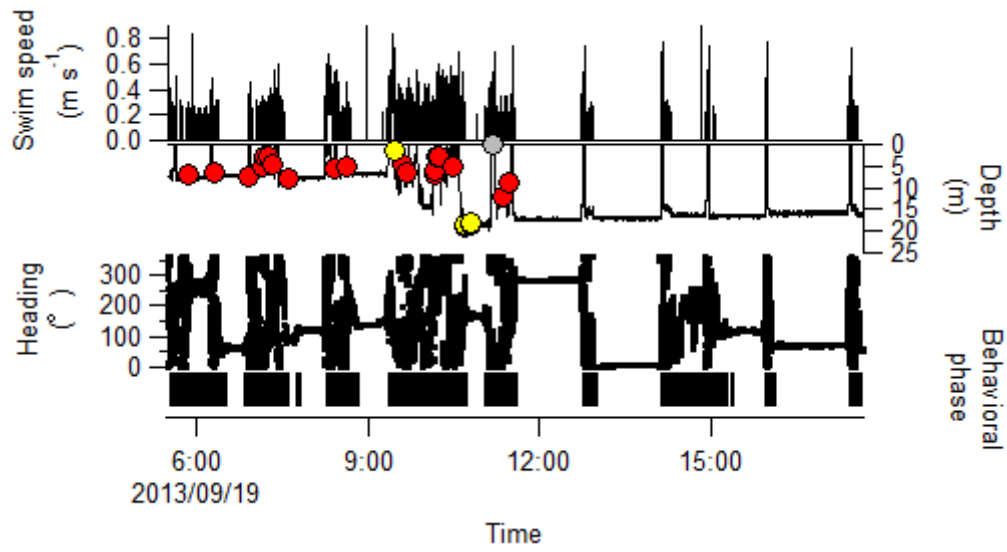


Fig. 4-10. Relationship between straight carapace length (SCL) and time percentage of resting period

a



b

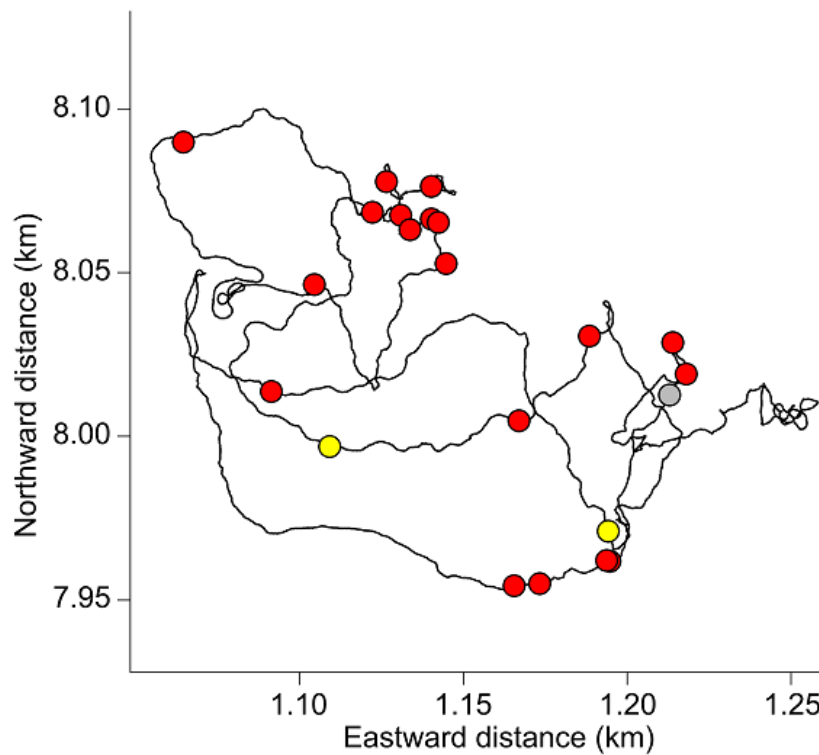
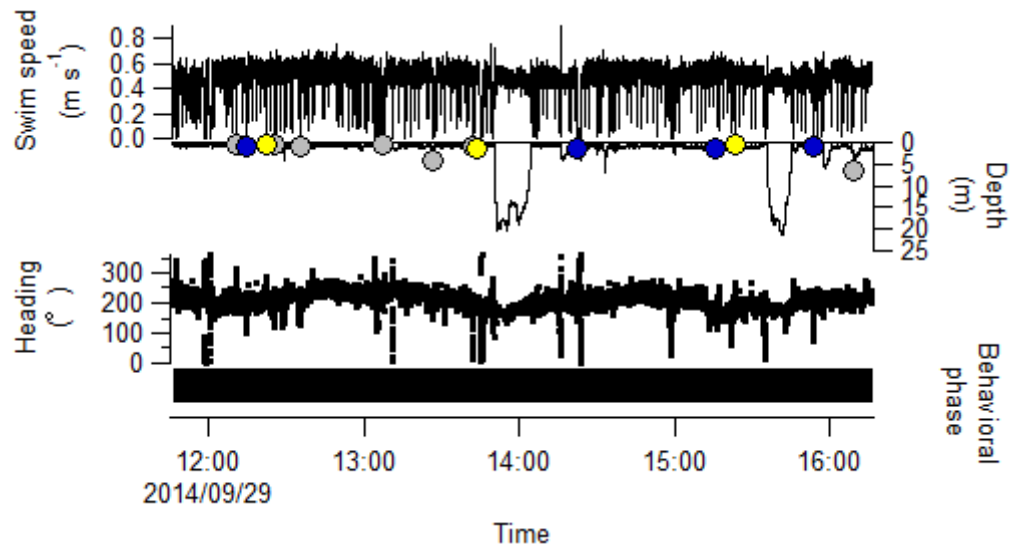


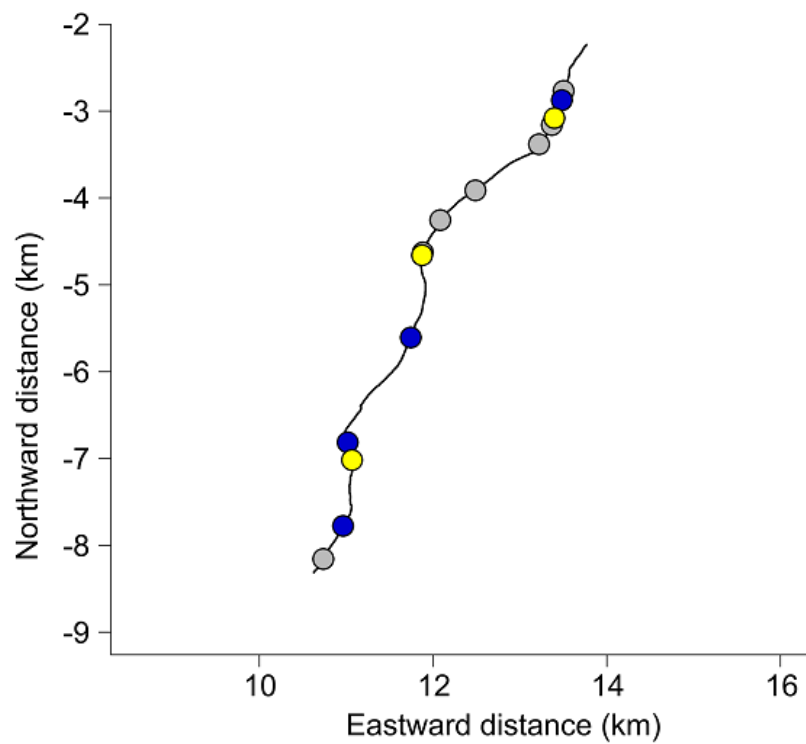
Fig. 4-11. (a) (c) Time-series data (swim speed, depth, heading and behavioral phase) and (b) (d) estimated horizontal movements (speed through the water) of green turtles during the video recording periods. (a) and (b) obtained from a staying turtle (G1354). (c) and (d) obtained from a migrating turtle (G1454). Filled circles indicate feeding events and colors of circles illustrate the difference of diet types (red: macro-algae, blue: gelatinous prey, yellow: natural debris, grey: artificial debris). Black bars in (a) and (c) means active period

(continued)

c



d



第5章 人工ゴミの誤飲過程

5.1. 緒言

ポリ袋などのプラスチックゴミや廃棄された漁具を主とする人工ゴミは、年間約 800 万トンが沿岸諸国から海洋に流入していると計算されており (Jambeck et al. 2015), 世界中の海洋生物にとっての大きなストレス因子であるとみられている (Moore 2008). その中で、海洋生物による人工ゴミの誤飲は、絡網や有害物質の生物濃縮などと並んで動物の生存に与える主要な脅威の一つと考えられている (Vegter et al. 2014). 海洋生物における人工ゴミの誤飲は、1962 年にニューファンドランド島のコシジロウミツバメ *Oceanodroma leucorhoa* で報告されたのが初めての記録である (Rothstein 1973). その後、海棲哺乳類 (Baulch & Perry 2014), 海鳥類 (Day et al. 1985, Van Franeker et al. 2011, 綿貫 2014), 魚類 (Kubota 1990, Boerger et al. 2010, Lusher et al. 2013) など様々な分類群において人工ゴミの誤飲が報告され、20 世紀末には 177 種 (Laist 1997), 現在では 300 種以上の海洋生物において人工ゴミの誤飲が確認されている (Kühn et al. 2015). 人工ゴミを誤飲することにより、腸閉塞 (例えば Bjorndal et al. 1994, Pierce et al. 2004) や、摂餌量の減少 (例えば McCauley & Bjorndal 1999), 有害物質の蓄積 (Teuten et al. 2009, Yamashita et al. 2011, Tanaka et al. 2013) といった致命的・非致命的な影響が懸念されている (Müller et al. 2012).

ウミガメ類においては、1980 年代の時点でヒラタウミガメを除く 6 種から人工ゴミが出現していた (Balazs 1985). その後、主に消化管内容物分析によって様々な海域で人工ゴミの誤飲についての調査が行われ (例えば Bjorndal et al. 1994, Casale et al. 2008, Lazar & Gracan 2011), 人工ゴミを誤飲している個体の割合は海域毎に異なることがわかってきた (Schuyler et al. 2014a). この要因として、まずはその海域における人工ゴミ分布量が影響していると考えられたが、人工ゴミ誤飲量とその海域の汚染度合いには関連がみられなかったと報告されている (Schuyler et al. 2014a). 別の要因として、地域毎の食性の違いが指摘されていることから (Schuyler et al. 2014a), 人工ゴミの誤飲状況と食性を同時に調べることは重要である.

また、これまでの研究では、ウミガメが誤飲した人工ゴミの種類や色などの特徴が注目されてきた (Balazs 1985, Schuyler et al. 2012). 一方で、人工ゴミを飲み込むまでの過程に関しては、野生下での動物による誤飲を観察することが難しかったため、未解明のままである. 人工ゴミの誤飲過程としては、餌生物と間違えて飲み込んでいる、または餌生物を食べた時に一緒に飲み込まれているという 2 つの可能性が考えられる. Schuyler et al. (2014a) は、植物食や雑食の種は肉食の種に比べて人工ゴミを多く飲み込んでいる傾向を報告して

おり、植物食や雑食の種では餌生物と人工ゴミが似ているために飲み込みやすいのではないかと考察している。しかしながら、実際に植物食や雑食の種が肉食の種に比べて遭遇した人工ゴミを高い割合で飲み込んでいるのかどうかの証拠は得られていない。よって、野生下で遭遇した人工ゴミに対する反応を調べることは、ウミガメ類における人工ゴミの誤飲について理解する上で重要である。

動物搭載型ビデオカメラは、近年多くの動物群に取り付けられており、採餌行動 (Bowen et al. 2002, Heithaus et al. 2002a, b, Calambokidis et al. 2007) や生息地の利用様式 (Ponganis et al. 2000, Heithaus et al. 2002b)、餌密度 (Watanabe & Takahashi 2013) などについての新たな知見を提供してきた。従来の研究は主に採餌生態の解明を目的として使用されていたが、本手法は野生下で遭遇した人工ゴミに対して動物がどのような反応を示すのかを解明するためにも有効であると考えられる。例えば、Narazaki et al. (2013) は、アカウミガメが中層を漂うレジ袋のような白いプラスチックゴミに近づきつつも、最終的には噛みつかずに通り過ぎたことを報告している。これは、アカウミガメには餌生物と人工ゴミを区別する能力があることを示唆している。よって、動物搭載型ビデオカメラを用いることで、動物が人工ゴミに遭遇した時の反応を調べるとともに、遭遇した人工ゴミを飲み込む割合を種間で比較することもできる。

第3章の結果から、三陸沿岸域に來遊するアオウミガメは人工ゴミを誤飲していることが明らかとなった。逸話的であるが、ウミガメ類はクラゲと間違えて人工ゴミを誤飲していると考えられている。よって、クラゲを含むゼラチン質プランクトンも重要な餌生物であると推定された当海域の個体は他海域に比べて多くの人工ゴミを飲み込んでいる可能性がある。もし実際に人工ゴミの誤飲が多いのであれば、当海域は野生下での遭遇から誤飲までの詳細な過程を調べるのに適した場所である。さらに、当海域には本種に加えてアカウミガメも季節的に來遊しており、ゼラチン質プランクトンや底生生物を捕食する肉食者であることが報告されている (Narazaki et al. 2013, 2015)。これは、野生下で遭遇した人工ゴミへの反応を、雑食のアオウミガメと肉食のアカウミガメで比較できることを示しており、人工ゴミ誤飲量における種間差の要因を探ることができると考えられる。

本章では、ウミガメ類における人工ゴミの誤飲過程を明らかにすることを目的に、以下の分析および実験を行った。まず、第3章で行った排泄物および消化管内容物分析に、アカウミガメの排泄物と消化管内容物から出現した人工ゴミも加えて詳しく分類し、当海域を利用するウミガメ類が頻繁に飲み込んでいるゴミの種類や色を調べた。また、遭遇した人工ゴミへの反応を明らかにするために、第3章で使用した動物搭載型ビデオカメラの映

像を再解析した。さらに、人工ゴミの誤飲量における種間差の要因を調べるために、雑食のアオウミガメと肉食のアカウミガメの間で遭遇した人工ゴミを飲み込む割合を調べた。

5.2. 材料と方法

5.2.1. 排泄物および消化管内容物分析

アオウミガメの排泄物および消化管内容物における人工ゴミの試料には、2012 年から 2015 年に採集し、本研究の第 3 章で仕分けたものを用いた。アカウミガメにおける人工ゴミの試料は、2012 年から 2015 年にかけて当海域で混獲された個体から採集し、研究室に蓄積されていた排泄物および消化管内容物を再度分析して取得した。人工ゴミは、種類（ペットボトルのキャップなどの硬いプラスチック、ポリ袋などの柔らかいプラスチック、発泡スチロール、釣り糸およびロープ、ゴム、その他）と色（透明、白、黒、その他の色付き）に分類した後、第 3 章と同様に電子天秤を用いて 0.1 g 単位まで湿重量を測定し、それぞれの出現率（%F）と人工ゴミにおける湿重量比（%mass）を算出した。

また、当海域のウミガメ類における人工ゴミの誤飲状況を評価するために、消化管内容物における人工ゴミの %F を他海域と比較した。日本以外の海域における文献としては、Balazs (1985) 以降に発表されたもの (Mascarenhas et al. 2004, Camedda et al. 2014, Di Benedetto & Awabdi 2014, Hoarau et al. 2014, Schuyler et al. 2014a, b) を参照した。日本の他海域における文献としては、関東以南の本州沿岸域と南西諸島、小笠原諸島で行われたもの (亀崎 1994, 亀田・石原 2009, Moriya 2010) を参照した。

5.2.2. 動物搭載型ビデオカメラ

2007 年から 2015 年にかけて取得し、第 3 章で解析したアオウミガメ 6 個体分のビデオ映像を再解析した (Table 5-1)。アカウミガメのビデオ映像としては、Narazaki et al. (2013) で使用したものを含む 2007 年から 2014 年にかけて取得し、研究室に蓄積されていた 10 個体分のビデオ映像を解析した (Table 5-1)。ビデオ映像から、人工ゴミに遭遇した回数と飲み込んだ回数をそれぞれ数えた。その後、遭遇した人工ゴミを飲み込む割合も両種それぞれで算出した。また、人工ゴミに遭遇した時の詳細な行動を調べるため、第 4 章と同様にビデオカメラと 3D ロガーの時刻を照合した。さらに、人工ゴミに遭遇した時と飲み込んだ時の深度も記録した。なお、人工ゴミは排泄物および消化管内容物分析と同様に種類と色を分類した他、浮力（沈んでいるゴミ、漂流しているゴミ）にも着目して分類した。

5.2.3. 統計手法

ウミガメの種と人工ゴミに遭遇する頻度との関連性を検討するために、一般化線形モデル (Generalized linear model : GLM) を用いた。解析には第 4 章と同じく統計ソフト R を使用した。GLM の応答変数は 1 時間当たりの人工ゴミへの遭遇頻度、説明変数はウミガメの種 (アオウミガメ, アカウミガメ) を設定した。また、応答変数の誤差分布にはポアソン分布を用い、リンク関数にはログ関数を用いた。なお、応答変数には各個体の記録時間をオフセット項として挿入し、記録時間の個体差を考慮したうえでの遭遇頻度とした。その後、第 4 章と同様に AIC を用いて単純かつもっともらしいモデルを選択した。また、遭遇した人工ゴミを飲み込む割合がウミガメの種間で有意に異なるかを調べるために、フィッシャーの正確確率検定を用いた。有意水準は $\alpha < 0.05$ とした。

5.3. 結果

5.3.1. 排泄物および消化管内容物分析

アオウミガメ 25 個体 (平均 SCL : 49.1 ± 12.9 cm, 最小 38.0 cm, 最大 90.9 cm) の排泄物と 10 個体 (平均 SCL : 44.2 ± 2.3 cm, 最小 40.5 cm, 最大 48.4 cm) の消化管内容物, アカウミガメ 28 個体 (平均 SCL : 74.9 ± 6.8 cm, 最小 62.3 cm, 最大 89.0 cm) の排泄物と 13 個体 (平均 SCL : 73.7 ± 5.6 cm, 最小 65.2 cm, 最大 82.3 cm) の消化管内容物を分析した。

アオウミガメでは、全ての個体の排泄物 (25 個体中 25 個体) と消化管内容物 (10 個体中 10 個体) から人工ゴミが出現した (%F = 100%)。アカウミガメの排泄物と消化管内容物における人工ゴミの %F は、それぞれ 35.7% (28 個体中 10 個体) と 84.6% (13 個体中 11 個体) であった。当海域に來遊する個体の消化管内容物における人工ゴミの %F は、既往研究の両種における %F の世界平均 (アオウミガメ : 41.5%, $n = 754$, アカウミガメ : 27.2%, $n = 923$) および日本平均 (アオウミガメ : 36.6%, $n = 235$, アカウミガメ : 25.9%, $n = 162$) に比べて 60% 程度高い値であった (Fig. 5-1)。排泄物と消化管内容物の全重量に対する人工ゴミの %mass は、アオウミガメではそれぞれ 38.6% (最小 6.0%, 最大 100%, $n = 25$) と 14.3% (最小 0.2%, 最大 59.9%, $n = 10$)、アカウミガメではそれぞれ 1.5% (最小 0%, 最大 100%, $n = 28$) と 3.6% (最小 0%, 最大 37.8%, $n = 13$) となった。誤飲された人工ゴミの平均湿重量は種間で有意に異なり、アオウミガメ (排泄物 : 15.8 ± 33.4 g, 消化管内容物 : 39.8 ± 51.2 g) の方がアカウミガメ (排泄物 : 1.6 ± 3.7 g, 消化管内容物 : 9.7 ± 15.0 g) よりも多くなった (ウィルコクソンの順位和検定 ; 排泄物 : $W = 611.5$, $p < 0.001$, 消化管内容物 : $W = 105.5$, $p = 0.01$)。

人工ゴミの種類では、排泄物と消化管内容物ともに柔らかいプラスチックゴミが最も高い割合で出現し（アオウミガメ：90%以上，アカウミガメ 25%以上，Table 5-2），%mass でも優占していた（アオウミガメ：75%以上，アカウミガメ：50%以上，Table 5-2）．個体毎に飲み込まれていた湿重量は，人工ゴミの種類によって有意に異なっていた（クラスカルウォリス検定；排泄物： $\chi^2 = 79.98$, $p < 0.01$ ，消化管内容物： $\chi^2 = 35.31$, $p < 0.001$)．人工ゴミの色では，排泄物と消化管内容物ともに透明なゴミ（フィルムやポリ袋など）が最も高い割合で出現し（アオウミガメ：80%以上，アカウミガメ：25%以上，Table 5-2），%mass でも優占していた（アオウミガメ：45%以上，アカウミガメ：50%以上，Table 5-2）．消化管内容物では，個体毎に飲み込まれていた湿重量は人工ゴミの色によって有意に異なっていたが（クラスカルウォリス検定： $\chi^2 = 11.10$, $p = 0.01$ ），排泄物では有意な違いは見られなかった（クラスカルウォリス検定： $\chi^2 = 7.39$, $p = 0.06$)．なお，今回の消化管内容物分析において人工ゴミの誤飲が直接の死因であるとみられた個体はいなかった．

5.3.2. 動物搭載型ビデオカメラ

アオウミガメ 6 個体（平均 SCL： 55.2 ± 13.8 cm，最小 44.5 cm，最大 81.0 cm）とアカウミガメ 10 個体（平均 SCL： 78.2 ± 5.1 cm，最小 70.0 cm，最大 85.0 cm）から得られたそれぞれ 52.5 時間と 60 時間の映像データを解析した（Table 5-1）．6 個体中 4 個体のアオウミガメと 10 個体中 7 個体のアカウミガメが合計で 46 回人工ゴミに遭遇し（アオウミガメ：34 回，アカウミガメ：12 回，Table 5-1, 5-3），その内の 23 回において誤飲していた（アオウミガメ：21 回，アカウミガメ：2 回，Table 5-1, 5-3）．人工ゴミを誤飲した 23 回中 22 回は単独で漂流するものであった（Fig. 5-2a）．残りの 1 回は，アカウミガメ（L1410）が発泡スチロール製の浮きに付着したエボシガイを摂餌する際に一緒に飲み込むものであった（Fig. 5-2b）．餌生物を含むすべての摂餌イベントにおける人工ゴミ誤飲の割合はアオウミガメでは 10.0%（210 回中 21 回），アカウミガメでは 2.4%（84 回中 2 回）となった．餌生物も含めた摂餌イベント時の平均深度は，アオウミガメで 5.4 ± 4.8 m（ $n = 210$ ），アカウミガメで 18.3 ± 8.5 m（ $n = 84$ ）となり，種間で有意に異なっていた（ウィルコクソンの順位和検定： $W = 2613.5$, $p < 0.001$)．一方，人工ゴミに遭遇および誤飲した時の平均深度はそれぞれ $4.9 \text{ m} \pm 11.2 \text{ m}$ （0 - 45.8 m, $n = 46$, Fig. 5-3a）と $1.6 \text{ m} \pm 1.6 \text{ m}$ （0 - 6.3 m, $n = 23$, Fig. 5-3b）であり，主に浅い深度帯であった．

誤飲された人工ゴミの種類では柔らかいプラスチックゴミが最も多く（23 回中 17 回），色では透明なゴミが最も多くなった（23 回中 15 回，Table 5-3）．また，誤飲した人工ゴミ

は全て海中を漂流するもので、海底に沈む人工ゴミの誤飲は確認されなかった (Table 5-3). ウミガメが人工ゴミに近づくときには、遊泳速度の低下や進行方向の変化といったゼラチン質プランクトンを捕食する時と類似した動きが見られた (Fig. 5-4). 人工ゴミへの遭遇頻度は、アオウミガメでは毎時 0.65 回、アカウミガメでは毎時 0.20 回となっていた. GLM では人工ゴミへの遭遇頻度にはウミガメの種が関係しているとしたモデルが選択され、アオウミガメの方がより頻繁にゴミに遭遇していることが示された (AIC = 89.17, Table 5-4). 遭遇した人工ゴミを誤飲する割合は、アオウミガメでは 61.8% (34 回中 21 回), アカウミガメでは 16.7% (12 回中 2 回) となり、種間で有意な違いが検出された (フィッシャーの正確確率検定 : $p = 0.02$).

5.4. 考察

5.4.1. 人工ゴミの誤飲過程

既往研究により、ウミガメ類が頻繁に飲み込んでいるゴミの種類はポリ袋などの柔らかいプラスチックゴミ (Schuyler et al. 2014a) で、ゴミの色は透明や半透明、白色のもの (Camedda et al. 2014) であることが示されている. 三陸沿岸域に來遊するアオウミガメとアカウミガメでも、主に透明なゴミや柔らかいプラスチックゴミを飲み込んでいることが排泄物、消化管内容物、動物搭載型ビデオカメラという 3 つの手法に共通して示され、既往研究の結果と一致していた. なお、誤飲されていた人工ゴミの内、起源がわかるようなラベルが書かれているものは稀であったが、その中では日本語表記が多く見られたため、国内から流出した人工ゴミを主に飲み込んでいる可能性がある. また、ビデオ映像では、人工ゴミを発見してから飲み込むまでの動きが Narazaki et al. (2013) によるゼラチン質プランクトンを捕食する時の動き (遊泳速度の低下や進行方向の変化) と類似していた. これは、ウミガメ類が主に中層を漂流する人工ゴミを餌生物と間違えて飲み込んでいることを明確に示しているとともに、彼らが主に視覚を使って採餌をしているという説 (Fritsches & Warrant 2013) を支持する結果である.

5.4.2. 種間で人工ゴミの誤飲量が異なる要因

排泄物および消化管内容物分析により、アオウミガメの方がアカウミガメよりも多くの人工ゴミを誤飲していることが示され、従来の種間での傾向 (Schuyler et al. 2014a) と一致していた. これまで、人工ゴミの誤飲量に種間差がみられる理由に関してはよくわかっていなかったが、本研究のビデオ映像は、当海域を同時期に利用しているにもかかわらず、

アオウミガメの方がアカウミガメに比べて約3倍多くの人工ゴミに遭遇していることを明らかにした。人工ゴミに遭遇する割合の違いには、餌生物の分布に由来する利用深度帯の違いが関連しているとみられる。当海域のアオウミガメは、アカウミガメに比べて浅い深度で摂餌していた（アオウミガメ： 5.4 ± 4.8 m, アカウミガメ： 18.3 ± 8.5 m）。また、遭遇した人工ゴミの80%以上は5 m以浅を漂流するものであった。よって、アオウミガメは人工ゴミが多く存在する深度帯で主に採餌をするために、遭遇する頻度が高くなっているものと考えられた。

また、興味深いことに、遭遇した人工ゴミを飲み込む割合も種間で異なっており、アオウミガメの方がアカウミガメよりも3倍以上の高確率で飲み込んでいることが示された。ウミガメ類の目は明所に適した構造をしており、本研究に用いた両種では色覚も優れていると考えられている（Mathger et al. 2007, Fritsches & Warrant 2013）。これは、主に日光が十分に届く浅い深度帯で採餌していることに起因しているのではないかと推察されている（Fritsches & Warrant 2013）。そのため、視覚能力に大きな違いがあるとは言えず、誤飲割合の違いにおける主要因とは考えにくい。そこで、彼らの主な餌生物の形や動きの特徴に着目した。まず、アカウミガメではゼラチン質プランクトンの中でも細長いクダクラゲ類や、ウニや巻貝といった底生生物、中層を遊泳する甲殻類などを捕食している（Narazaki et al. 2013）。一方のアオウミガメは、海藻や、ゼラチン質プランクトンの中でも鉢クラゲ類やサルバなどを主な餌生物としていた（第3章で前述）。これらの餌生物は受動的に波間を漂う、もしくは見た目が透明なプラスチックゴミに似ているという特徴がある。よって、アカウミガメは対象物の形や動きによって実際の餌生物と人工ゴミを区別できているのに対して、アオウミガメは受動的に漂流する人工ゴミを本来の餌生物と区別することができず、結果的に高い割合で人工ゴミを飲み込んでいるのではないかと考えられた。

5.4.3. 同種内の海域間で人工ゴミの誤飲量が異なる要因

当海域に来遊する個体では、人工ゴミを飲み込んでいる個体の割合が両種ともに他海域よりも高い値であることが明らかになった（Fig. 5-1）。なお、アカウミガメでは排泄物と消化管内容物で人工ゴミの出現率が異なっていたが、これは1回分の排泄物しか得られなかった個体がいなどの理由によって、排泄物分析では出現率が過小評価されたものと考えられる。海域間で人工ゴミの誤飲量が異なる要因として、まず海域毎における人工ゴミの分布量が異なる可能性について検討した。しかし、日本近海で2014年に行われた表層を漂流する人工ゴミの目視調査によると、当海域は東シナ海や日本海に比べて人工ゴミの多

い海域ではないとされている（東京海洋大学：平成 26 年度沖合海域における漂流・海底ごみ実態調査委託業務報告書）。また、当海域は 2011 年に発生した津波によって陸域が約 500 万トンもの災害廃棄物が流出し、その内の約 150 万トンが洋上漂流物になったと推定されているが（藤枝ら 2014）、先述の目視調査は 2014 年に行なわれていることから、津波による人工ゴミの増加では当海域の誤飲量の多さを十分に説明できないとみられる。

次の要因として、その海域を利用する個体の食性や回遊様式が影響していると考えられた。まず食性については、第 3 章の結果から、当海域に来遊するアオウミガメではゼラチン質プランクトンが重要な餌生物の 1 つであると推定されている。また、アカウミガメでも深度 20 m 付近でクダクラゲ類を主としたゼラチン質プランクトンを利用していることが示されている（Narazaki et al. 2013）。さらに、遭遇した人工ゴミに近づく時の動きは、ゼラチン質プランクトンを捕食する時における動きの特徴（遊泳速度の低下、進行方向の変化：Narazaki et al. 2013）と類似していた。一方で、海藻など海底での摂餌行動ではこのような動きがみられなかったことから、ゼラチン質プランクトンのような受動的に漂流するものを多く利用するという当海域に来遊する個体の食性が、多くの人工ゴミを飲み込んでいるという結果に関係している可能性がある。

また、人工ゴミはゼラチン質プランクトンと同様、中層を移動している時に飲み込んでいることが第 4 章で明らかとなった。実際に、人工ゴミに多く遭遇し、誤飲していた 2 個体（G1454 および G1514, Table 5-1）は、第 4 章で主に中層を移動していた個体であった。当海域に来遊する個体は両種とも季節的に数百 km から数千 km もの距離を回遊していることが判明しており（アオウミガメ：第 2 章に前述、アカウミガメ：Narazaki et al. 2015）、特にアオウミガメでは低緯度域の採餌場を利用する個体に比べて長い距離を移動していた。アオウミガメの場合、1 年を通してほとんど移動を行わない南西諸島の個体（亀田ら 2013）では、人工ゴミの出現率が 2.8 - 4% と少ない値であった（亀崎 1994, 亀田・石原 2009）。反対に、産卵のために数百 km 以上を回遊してきたと考えられる小笠原諸島では、89% という高い出現率を示していた（亀崎 1994）。以上のことから、当海域におけるゼラチン質プランクトンを移動中に捕食するという生活様式が、他海域に比べて高い人工ゴミの出現率に関係しているとみられた。

5.4.4. 人工ゴミの誤飲が成長や生存に与える影響の評価

人工ゴミを誤飲することにより、消化管に詰まる腸閉塞（例えば Bjørndal et al. 1994, Pierce et al. 2004）という致死的な影響が懸念されており（Müller et al. 2012）、ウミガメ類

においても成長や生存にとっての脅威であると考えられてきた (Balazs 1985, Schuyler et al. 2014a). しかしながら, 当海域に来遊する個体は人工ゴミだけでなく鳥の羽や木, 石といった自然ゴミも多く飲み込んでいることが第3章で示された. さらに, 排泄物分析の結果は, 多くの人工ゴミが消化管を素通りして体外へ排泄されていることを示しており, 人工ゴミの誤飲が必ずしも致死的な影響を及ぼす訳ではないとみられた.

これに対して, 摂餌量の減少 (McCauley & Bjorndal 1999) や有害物質の蓄積 (Teuten et al. 2009, Yamashita et al. 2011, Tanaka et al. 2013) といった非致死的な悪影響を及ぼす可能性は残されている. この内, 有害物質の蓄積としては, 海岸漂着プラスチックレジンペレットと呼ばれるプラスチックゴミに付着していた残留性有機汚染物質 (Persistent organic pollutants : POPs) が海鳥の体内に移行することが摂食実験によって示されている (Teuten et al. 2009). 加えて, 海鳥体内の POPs の濃度が卵殻の厚さ (Blus et al. 1997) や雛の性比 (Erikstad et al. 2011), 親鳥の生存率 (Bustnes et al. 2003) に影響するという報告もある. 現在のところ, ウミガメ類ではこうした研究は行われていないが, 今後非致死的な影響を検討するためには, 人工ゴミを多く飲み込んでいる海域 (当海域) とそうでない海域 (八重山諸島周辺海域など) で汚染物質の蓄積量を測定することが必要とみられる. その後, 仮に海域間で蓄積量に違いがあった場合には, 栄養状態との関係などを調べ, 最終的には汚染物質の蓄積量が多い個体と少ない個体がそれぞれ回帰するとみられる産卵場において海鳥と同様に卵殻の厚さや平均的な孵化率などを比較することで, 人工ゴミ誤飲がウミガメ類に与える影響の定量的な評価につながると期待される.

また, 本研究では, 従来の排泄物や消化管内容物分析では推測の域を出なかった人工ゴミの誤飲過程やその種間差を明らかにするために, 動物搭載型ビデオカメラが有効であることを示した. 近年, 地中海沿岸諸国において人工ゴミの誤飲に関する国際標準の評価手法が提唱されている (Galgani et al. 2013). しかし, この手法は排泄物や消化管内容物を対象としたものであるため, 野生下での人工ゴミへの遭遇やそれに対する反応に関する情報が不足する可能性がある. そのため, 従来の排泄物および消化管内容物分析に加えて動物搭載型ビデオカメラを用いることで, 日中限定ではあるが野生下における人工ゴミの誤飲状況に関して相補的な情報を提供するとともに, 有効な誤飲軽減対策の考案にも寄与できると期待される.

Table 5-1. Summary of deployments on green and loggerhead turtles at the Sanriku Coast, Iwate, Japan, between 2007 and 2015

Turtle ID	Year	SCL (cm)	BM (kg)	Sex	Logger type**	Duration of video data (hours)	No. of all feeding events	No. of encountered artificial debris	No. of ingested artificial debris
<u>Greens</u>									
G0718	2007	81.0	70.5	Unknown	C1+3D	3	12	0	0
G0812	2008	60.4	31.0	Unknown	C2+3D	3.5	21	1	0
G1354	2013	44.5	10.5	Unknown	DVL+3D	12	27	1	1
G1356	2013	48.4	14.0	Unknown	DVL+3D	11.5	105	0	0
G1454	2014	47.3	16.0	Unknown	DVL+3D	11	21	17	11
G1514	2015	49.3	19.0	Unknown	DVL+3D	11.5	24	15	9
Total						52.5	210	34	21
<u>Loggerheads</u>									
L0704	2007	70.0	60.5	Unknown	C1+3D	4.5	1	0	0
L0705	2007	80.0	83.0	Unknown	C1+3D	3	1	1	0
L0708	2007	73.0	54.5	Unknown	C1+3D	4.5	20	1	0
L0711*	2007	85.0	94.5	Unknown	C1+3D	1	0	1	0
L0711*	2007	85.0	94.5	Unknown	C1+3D	5	0	0	0
L0801	2008	77.8	63.0	Unknown	C2+3D	3	2	0	0
L0947	2009	78.1	77.0	Male	C2+3D	3.5	47	2	0
L1401	2014	72.4	54.0	Unknown	DVL+3D	12	0	1	0
L1410	2014	80.4	65.0	Male	DVL+3D	11.5	6	4	2
L1411	2014	80.7	65.0	Male	DVL+3D	12	7	2	0
Total						60	84	12	2

* L0711 was used for the study twice because it was recaptured by a set net after the first deployment

* * Abbreviations were used for logger type: C1 (Critttercam Gen. 5.5), C2 (Critttercam Gen. 5.7), DVL (DLV400L) and 3D (W1000-3MPD3GT)

Table 5-2. Percentage of frequency of occurrence (%F) and wet mass (%mass) of different types and colors of artificial debris in gut and feces samples obtained at the Sanriku Coast

Category	Green turtles				Loggerhead turtles			
	%F		%mass		%F		%mass	
	Feces (n = 25)	Gut (n = 10)	Feces (n = 25)	Gut (n = 10)	Feces (n = 28)	Gut (n = 13)	Feces (n = 28)	Gut (n = 13)
Type								
Hard plastic	16.0	30.0	0.3	0.6	3.6	15.4	2.0	3.1
Soft plastic	92.0	100	76.7	88.9	28.6	53.9	67.6	52.7
Styrofoam	20.0	30.0	1.3	0.5	0.0	30.8	0.0	44.1
Fishing line/Rope	52.0	80.0	19.9	5.9	7.1	7.7	19.1	0.1
Rubber	4.0	40.0	0.1	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0
Others	20.0	40.0	1.7	3.7	3.6	0.0	11.3	0.0
Color								
Clear/transparent	80.0	100	46.2	55.6	28.6	53.9	61.5	51.0
White	64.0	100	29.3	18.5	7.1	30.8	20.4	45.8
Black	64.0	70.0	10.3	6.5	3.6	0.0	11.3	0.0
Colored	72.0	90.0	14.2	19.4	10.7	23.1	6.8	3.2

Table 5-3. Number of encounter/ingested events of different types, colors and buoyancy of debris in animal-borne video camera for the turtles released at the Sanriku Coast

Category	Green turtles (n = 6)		Loggerhead turtles (n = 10)	
	No. of encountered	No. of ingested	No. of encountered	No. of ingested
All	34	21	12	2
Type				
Hard plastic	0	0	1	0
Soft plastic	26	17	8	0
Styrofoam	1	0	1	1
Fishing line/Rope	5	3	2	1
Rubber	2	1	0	0
Color				
Clear/transparent	23	15	5	0
White	4	2	4	1
Black	1	1	1	0
Colored	6	3	2	1
Buoyancy				
Sinking debris	0	0	2	0
Drifting debris	34	21	10	2

Table 5-4. A list of Akaike Information Criterion (AIC) for models selected using generalized liner model (GLM)

GLM model		AIC	delta AIC
Encounter rate	~ 1	128.8	39.63
	~ Species	89.17	-

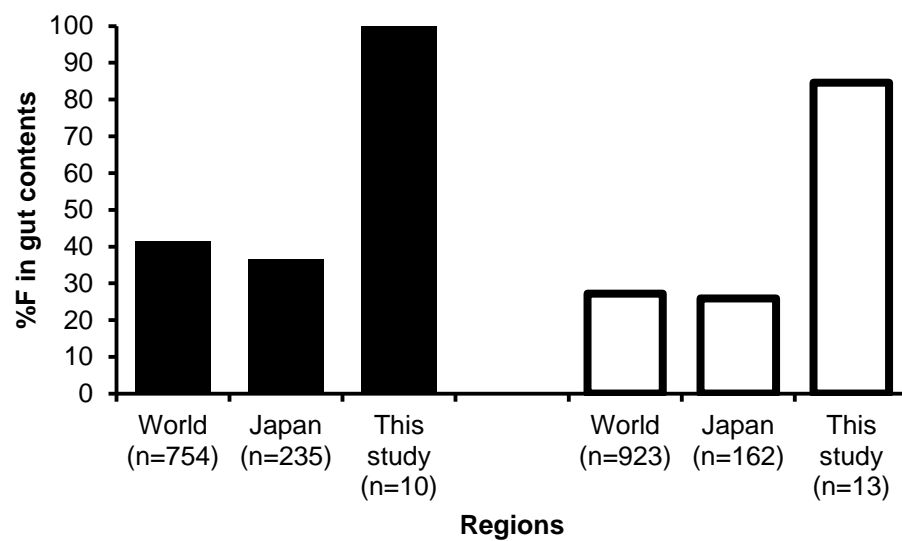


Fig. 5-1. Comparison of %F of artificial debris in gut contents between the Sanriku Coast and other regions (around the world and in Japan). Black and white bars indicate green and loggerhead turtles, respectively

a

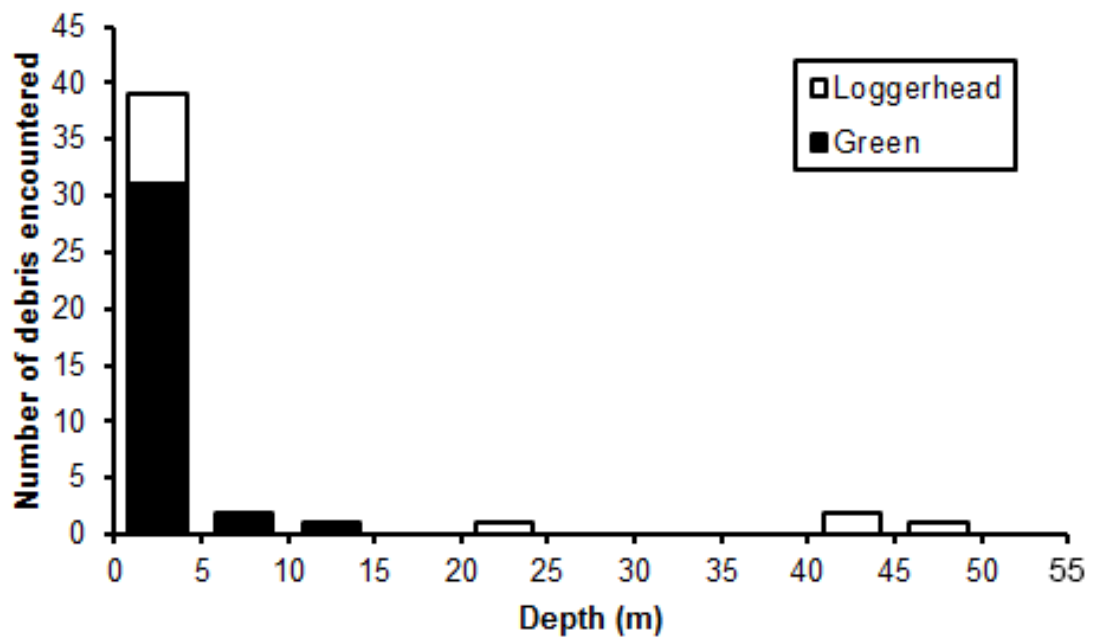


b



Fig. 5-2. (a) A green turtle (G1454) ingests a marine debris. (b) A loggerhead turtle (L1410) feeds on gooseneck barnacles with Styrofoam

a



b

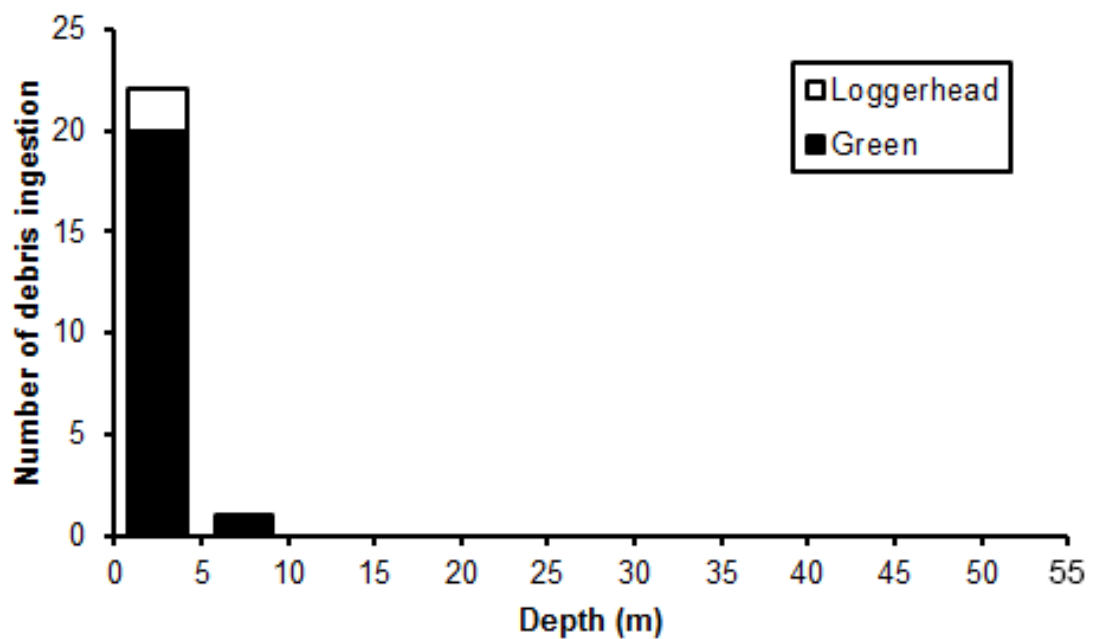
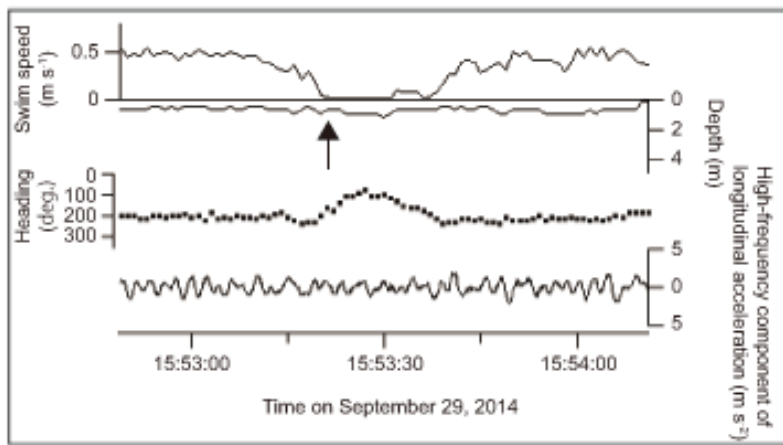
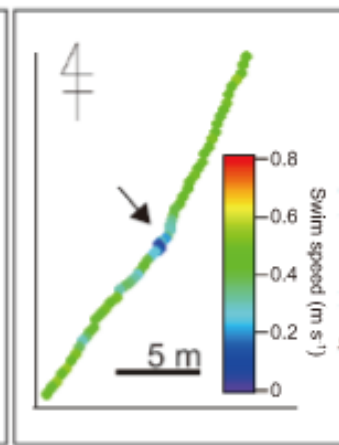


Fig. 5-3. Depth distributions at which green (black) and loggerhead (white) turtles (a) encountered and (b) ingested artificial marine debris

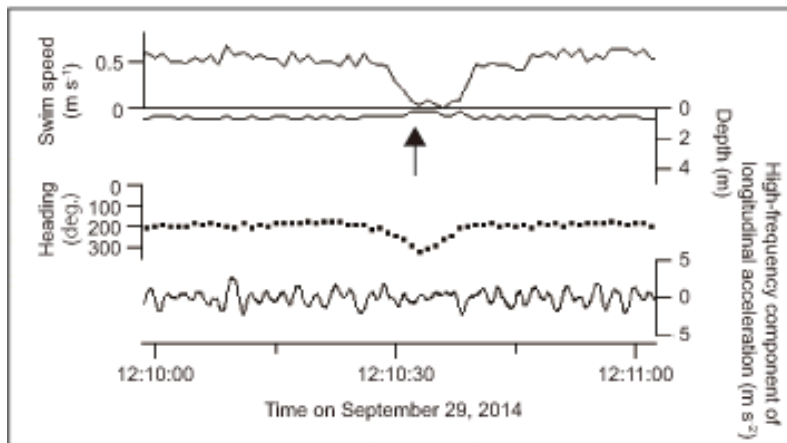
a



b



c



d

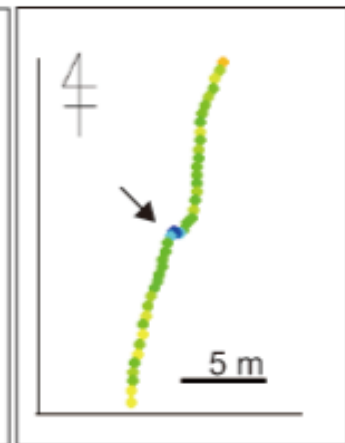


Fig. 5-4. Time-series data and horizontal movements during feeding events. A green turtle (G1454) fed on a jellyfish (a, b) and ingested plastic bag (c, d). Black arrows indicate the moment of capture/ingest

第6章：総合考察

6.1. 高緯度域を利用するアオウミガメの採餌生態

ウミガメ類を対象とした研究活動は 1900 年代以降本格的に行われるようになり、現在では世界各地において生態に関する知見が集積されている（亀崎 2012b）。しかし、これらの多くは産卵上陸した成体雌や孵化幼体といった産卵場周辺で観察できる個体を対象とした研究であり（例えば Miller 1997, Ackerman 1997, Plotlin 2003）、採餌期や亜成体期など陸上では観察できない期間における研究例は比較的少ない。また、アオウミガメでは、採餌期や亜成体期は主に沿岸域を利用しているため、他種に比べると採餌生態に関する研究が進んでいるが、こうした研究のほとんどが熱帯や亜熱帯のように周年滞在可能な低緯度域での知見に偏っていた。これに対して本研究では、主な産卵場から 1500 km 以上離れ、本種の生息域としては高緯度にあたる三陸沿岸域へ季節的に来遊する採餌期の個体を対象とした生態調査を行った。

第2章の混獲調査では、当海域が本種の亜成体にとって、7月から11月にかけての水温が高い時期限定の生息域であることを明らかにした（Fig. 2-3）。また、第3章の食性解析から、当海域に来遊するまでは主にゼラチン質プランクトンを利用し（Table 3-8, Fig. 3-1, 3）、その後は当海域に豊富な褐藻を主とする海藻類の利用割合が増加しているものと考えられた（Table 3-4, 5, 9）。本種がその海域に豊富な餌生物を利用している可能性を考慮すると、この餌生物の変化は、当海域の個体は海藻の利用できない沖合から来遊したことを表しているのではないかと推察された。実際に、第4章の動物搭載型記録計を用いた解析では、ゼラチン質プランクトンは主に海底が見えない場所を移動している時に捕食する傾向が見られている（Table 4-3, 4）。

また、本種と同じく当海域を夏季限定で利用するアカウミガメでは（Narazaki et al. 2015）、当海域に来遊する際に沖合を北上してから沿岸域に加入する個体も見られた（木下ら 未発表）。当海域の沖合には黒潮分派が北に向かって流れており、南から北上してくる多くの回遊性魚類（カタクチイワシ *Engraulis japonica*, サンマ *Cololabis saira*, ブリ *Seriola quinqueradiata*, カツオ *Katsuwonus pelamis*, マンボウ *Mola mola* など）が利用している（福島 1981, 原ら 2009, Dowar et al. 2010, 斉藤 2016）。一方で、沿岸域には主に南に向かう流れが夏期においては優先する傾向があり（川合 1972, 上野・山崎 1987）、北上しようとする流れに逆らうことになるため余分なエネルギーが必要となる。以上のことから、本研究から推察された食性の変化は、本種が当海域へ来遊する時に南の海域から陸沿いを北上するのではなく、沖合を北上して沿岸域に加入してきているという回遊履歴を表している

のではないかと考えられた。その場合、沖合を北上する黒潮分派に乗って移動のエネルギーを節約しているのかもしれない。

放流後の生態としては、第 2 章の標識再捕調査と衛星追跡によって、季節的に 500 km 以上の長距離回遊を行うことを北太平洋で初めて示し (Table 2-2, Fig. 2-8, 9), これは低水温による生理的失活 (Witherington & Ehrhart 1989, Milton & Luts 2003) を避けるための移動であると結論付けた (Fig. 2-10)。第 4 章の行動記録計を用いた野外実験の結果、この南への回遊中は常に移動し続けるわけではなく、移動と滞在を繰り返しながら断続的に南下し (Fig. 4-9), その際には津軽暖流を利用している可能性があると考えられた (Fig. 4-7)。

また、滞在期は主に海底で海産植物を摂餌するという低緯度域と同様の採餌様式 (Bjorndal 1980, Makowski et al. 2006, Okuyama et al. 2013) を示していたのに対し、移動期は主に中層でゼラチン質プランクトンを捕食するという特徴的な採餌様式を持つことが判明した (Table 4-3, 4, Fig. 4-11)。これは、海藻を摂餌できないような場所を移動する時のエネルギー補給としてゼラチン質プランクトンを捕食していたものと推察され、長い距離を移動するという当海域の回遊様式に適した採餌様式と考えられた。

従来、本種は熱帯や亜熱帯といった低緯度域 (日本では小笠原諸島や南西諸島, 亀崎 1989, 菅沼 1994) で生まれた後、外洋域である程度 (日本では SCL 約 40 cm, 石原 2012) まで成長した亜成体は、1 年を通して水温が 15°C を下回らないような比較的温暖な海域 (日本では関東以南の沿岸域) で生活史が完結するのではないかとされてきた (Fig. 1-1)。しかし、本研究によって、冬期の水温が 10°C 以下になるような高緯度域 (例えば当海域) でも、水温が 15°C 以上になる夏期には亜成体にとって採餌場の一つになっていることが明らかとなった (Fig. 6-1a)。

また、1 年を通して温暖な低緯度域では狭い範囲に周年滞在して海産植物を摂餌するのに対して、高緯度域では水温変化に応じた季節回遊を行いつつ、海産植物に加えてゼラチン質プランクトンを捕食するという採餌生態を示しているのではないかと考えられた (Fig. 6-1a, b)。これは、相対的に生物生産性が高く、季節的に利用可能となる高緯度域の環境に適応した採餌生態であると推察された。従来はこのような生活史の中で低緯度域を利用する個体の採餌生態ばかりが調べられていたために、不完全な情報となっていた。本研究のように高緯度域を利用する個体の情報を追加することで、本種の採餌生態をより包括的に理解することが可能となる。

さらに、当海域のような長距離を回遊するという様式によって人工ゴミに遭遇する頻度が増加し、第 5 章の消化管内容物における人工ゴミの高い出現率 (Fig. 5-1) にもつながっ

ていると考えられた。この結果は、本種の中でも高緯度域を季節的に利用する個体は人工ゴミという人為的な影響を受けやすいことを示している。さらに、消化管内容物のみに頼った人工ゴミの誤飲に関する世界基準の評価方法（Galgani et al. 2013）に動物搭載型ビデオカメラの情報を追加することで、人工ゴミへの遭遇率や遭遇した人工ゴミを誤飲する割合などの有益な情報が得られる潜在性を提示する重要な知見である。

6.2. 高緯度域におけるモニタリング調査の重要性

アオウミガメは大型の植物食動物であることから、沿岸域の藻場において重要な役割をしていると考えられている（Moran & Bjorndal 2005）。大西洋のカリブ海では、本種が選択的に利用している海草である *Thalassia testudinum* による年間純生産量（ 1.2×10^{10} kg 乾重量）の約半分（ 6.2×10^9 kg 乾重量）を本種が消費しているという試算もある（Bjorndal & Jackson 2003）。これは、カリブ海に生息する全てのアオウミガメ（1 億個体、平均体重 50 kg と仮定）が周年摂餌している場合の試算である。

当海域における年間純生産量を Muraoka（2004）の現存量と P/B 比、環境省（1994）の藻場面積のデータを用いて試算すると、岩手県での主な海藻藻場であるコンブ場だけでも年間 1.3×10^8 - 1.9×10^8 kg 乾重量となる。日本最大の産卵場であり、当海域を含む日本近海を採餌場とする本種の主な出生地である小笠原諸島父島では、年間の産卵個体数が約 300 個体と報告されており（山口ら 2005）、カリブ海周辺における産卵個体数（約 3 万 1000 - 3 万 2000 個体：Seminoff 2004）の 1/100 程度である。さらに、これらの個体全てが当海域に来遊するわけではなく、年間の混獲個体数は熊野灘における混獲調査（岡本ら 2011）の 1/5 以下である。加えて、当海域に来遊する個体は主に体重 20 kg 以下の小型亜成体であり、長くとも 7 月から 11 月という一時的な滞在であるため（第 2 章）、本種の捕食圧は当海域の海産植物に対してカリブ海の個体ほど大きく影響していないと考えられる。

しかし、当海域に来遊する個体数と水温には正の相関がみられることから（第 2 章）、今後の地球温暖化にともなう海水温の上昇によって来遊個体数が増加する可能性がある。同時に、海水温の上昇は冷水性の海藻であるコンブ類の減少を招くとみられており（桑原ら 2006b）、それに伴う年間純生産量の大幅な低下が懸念される。また、関東以南の太平洋側では、三陸沖よりも水温の上昇率が大きいと予測されている（気象庁・海洋の健康診断表：<http://www.data.jma.go.jp/gmd/kaiyou/shindan/>）。関東以南の海域では植食性魚類とウニ類による海藻の食害が確認されており、磯焼けの継続要因として認識されている（桑原ら 2006a）。この内、植食性魚類は温暖な海域ほど生物量が増加することが世界的に示されて

いる (Floeter et al. 2005). さらに, 日本近海における主な植食性魚類であるアイゴは, 水温が高い夏から秋にかけて摂餌量が増加すると報告されている (山内ら 2006). 以上のことから, 関東以南の海域における海藻類は当海域以上に温暖化の影響を受け, 本種の餌場に適さない環境になることが予測される. その結果, 本種の生息域として当海域の重要性が高まる可能性があり, 継続的なモニタリングが行われている低緯度域での情報に当海域のような高緯度域の情報を加えることで, 温暖化が本種に与える影響を評価できると期待される. このように, 高緯度域の採餌場は本種が環境変動に対してどのような対応をとるのかをモニタリングする上で重要な海域であると考えられる.

6.3. 高緯度域に小型亜成体が来遊する理由の推察

本研究によって, 三陸沿岸域はアオウミガメの主要な産卵場である小笠原諸島や南西諸島から 1500 km 以上離れているにもかかわらず, 季節的に本種が来遊してきていることが明らかとなった (第 2 章). さらに, 来遊個体は主に SCL 50 cm 以下の小型亜成体であることが第 2 章で示された. 小型亜成体が多いという傾向は大西洋の高緯度域においても報告されていることから (Epperly et al. 1995, Gonzalez Carman et al. 2011), 高緯度域には SCL 50 cm を超えるような個体はあまり来遊していないと推察された.

鯨類や鰭脚類, 魚類, オサガメなどの大型海洋動物では, 夏期に生物生産性の高い高緯度域をおそらく採餌のために利用し, 冬期には温暖な低緯度域で過ごすという季節的な生息域の変化が確認されており (Block et al. 2011, 斉藤 2016), 本種でも成長のためにより多くのエネルギーを必要とする亜成体がこうした季節回遊を行っていると考えられる. しかし, 本種の主要な生息域は 1 年を通して温暖な低緯度域であるとされており, 小型亜成体でも低緯度域に周年滞在する個体も多いと考えられている (Musick & Limpus 1997). 実際の正確な割合は不明だが, 当海域から放流した個体が越冬した関東以南でも, 当海域よりも多くの小型亜成体が夏期に混獲されており (石原ら 2006, 岡本ら 2011), これらの個体は高緯度域への季節的な移動を行っていないとみられる. 以上のことから, 小型亜成体では低緯度域に周年滞在するという戦略と季節的に高緯度域へ移動するという戦略の 2 つが共存しているのではないかと考えられた.

この理由としては, 小型亜成体においてはそれぞれの戦略で成長率 (獲得エネルギーから消費エネルギーを引いた純獲得エネルギー) や死亡率 (被食など) といった適応度に明確な差がないためと推察される. ただし, 亜成体期以降における本種の主な捕食者とされるイタチザメ *Galeocerdo cuvier* は, 世界中の熱帯から温帯域に分布しており, 本種以外の

ウミガメ類や、鯨類、鰭脚類、海鳥類、魚類などといった様々な海洋生物も捕食することが知られている (Compagno 1984, Simpfendorfer 2009)。よって、海域間で本種に対する捕食圧が大きく異なるとは考えにくいことから、ここでは成長率についての考察を行う。

当海域を利用する利点としては、第3章で考察したような餌の豊富さが挙げられ、海藻類だけでなくゼラチン質プランクトンなども豊富に存在している (環境省 1994, 市川ら 2006)。本種における海産植物の消化率は体サイズによって異なり、小型亜成体 (体重 8 kg) は大型亜成体 (体重 66 kg) に比べて半分程度の消化能力であると報告されている (Bjorndal 1980)。加えて、消化管の容量は体サイズと共に増加するため、容量が小さい小型亜成体では消化の難しい海産植物を食べ続けることができず、低緯度域では多くの時間を消化のための休息にあてている可能性が示されている (Okuyama et al. 2013)。そのため、小型亜成体にとって、海産植物に加えて消化が容易で休息の必要がないゼラチン質プランクトンを利用することは、低緯度域で海産植物のみを摂餌するよりも多くのエネルギーを獲得できる可能性がある。

一方で、当海域を利用することの欠点としては、長距離を移動するためのエネルギーコストが挙げられる。ウミガメ類の酸素消費量を計測して代謝速度を算出した実験によると、活動時の代謝速度は主に休息時の 2 - 3 倍になると見積もられている (Wallace & Jones 2008)。よって、夏期も低緯度域に滞在している個体と同等のエネルギーを得るためには、当海域に来遊する個体は移動コスト分のエネルギーを追加で補う必要がある。

こうした利点と欠点を考慮すると、小型亜成体では、2 つの戦略間で成長率に大きな差が出ないのかもしれない。つまり、当海域の小型亜成体は、移動コストをかけてでも来遊し、餌獲得量を最大化するという戦略をとることで、低緯度域に周年滞在して消化率の低い海産植物を摂餌し、多くの時間を消化のための休息にあてる場合と同等の成長率を保っているのかもしれない。一方で、消化管容量が大きいために海産植物を食べ続けることができ、それらを十分に消化できる大型亜成体や成体では、低緯度域に留まって海産植物を摂餌している方が適応的であるため、高緯度域にあまり来遊しなくなるのではないかと考えられた。現在のところ、高緯度域におけるエネルギー収支に関しては十分検討できていないため、今後は動物搭載型ビデオカメラや頭部に装着した加速度計の情報からエネルギー獲得量を計算し、休息時と遊泳時の酸素消費量を測定して当海域に来遊するためのエネルギーコストを定量化することがこの仮説を検討するために必要となる。加えて、上腕骨に現れる模様を年輪であると考え、相対的な成長率を推定する手法が近年開発されている (例えば Avens & Snover 2013)。今後、この手法を用いて海域間で成長率を比較すること

がこの仮説を検証する上で重要と考えられる。

6.4. 今後の課題

本研究によって、これまで低緯度域に偏っていたアオウミガメの採餌生態に関して、高緯度域での知見を数多く提供することができた。しかしながら、いくつかの課題も残されている。まず回遊様式については、当海域へ来遊した個体が季節的な南北回遊を繰り返しているのか、外洋生活期を終えた個体が一時的に来遊しているのか未解明な点が挙げられる。本研究では、当海域で放流した個体の内1個体が翌年の秋に宮城県で再捕獲されたことから（第2章）、少なくとも一部の個体は季節的な南北回遊を行っているとして考察を行ったが、衛星追跡（第2章）では翌年の夏期になっても再度北上しない個体があった。また、来遊した経路についても、日本海側から津軽暖流に乗って当海域に来遊している可能性がある。東北地方の日本海側では本種の生息状況に関する情報が不足しているため、上記の可能性を否定できない。そのため、今後は関東以南や日本海に生息する個体を対象とした調査を行って、それらの海域から当海域へ来遊する個体の有無を調べる必要がある。

また、第4章では記録計装着による浮力や遊泳抵抗の変化を極力少なくするようなタグを作成したが、記録計を装着していない個体に比べると明らかに遊泳抵抗が大きいため、行動に影響している可能性もある。例えば、南へ移動する際に時々挟む滞在期は、遊泳抵抗が大きい中で泳ぎ続けた疲労を回復するためであったという可能性も否定できない。供試個体が自然な行動をしていないという可能性は第2章の衛星追跡でも考えられる。このような記録計装着による影響を検証するためには、記録計が今後さらに小型化した際にも同じ行動が見られるのかどうかを確認していくことが重要であると考えられる。

このような課題は残されているが、本研究の手順を踏襲することで、それまで調査が行われてこなかった海域でも本種の採餌生態を把握することが可能となる。また、当海域のようにその種の一般的な生息域とは環境が大きく違う海域で調査を実施することにより、その環境に対して動物がどのように適応しようとしているのかといった種内での生活史多型を知ることができ、生態系内における役割や環境変動に対するその種の適応力についても議論できると期待される。

a

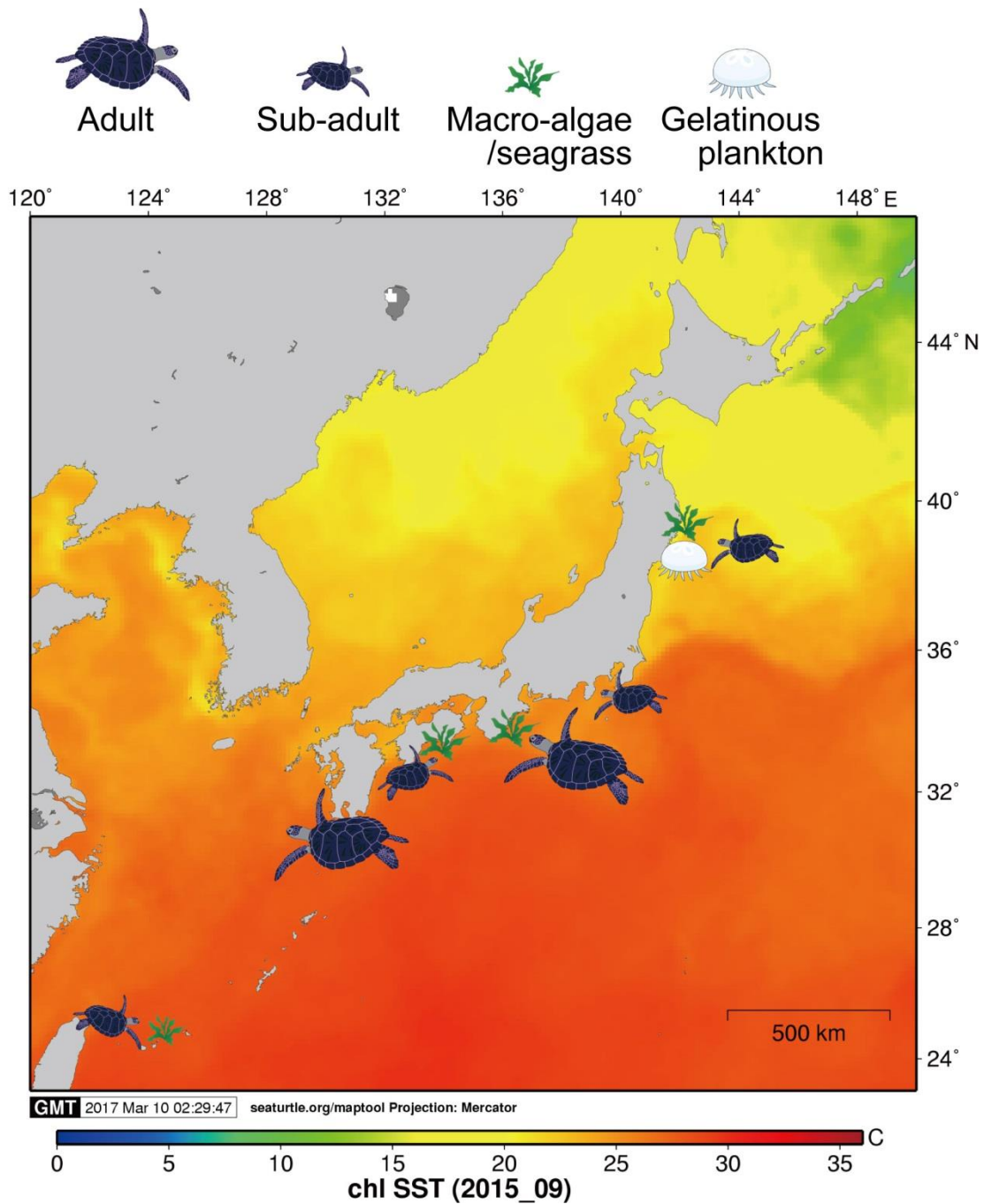
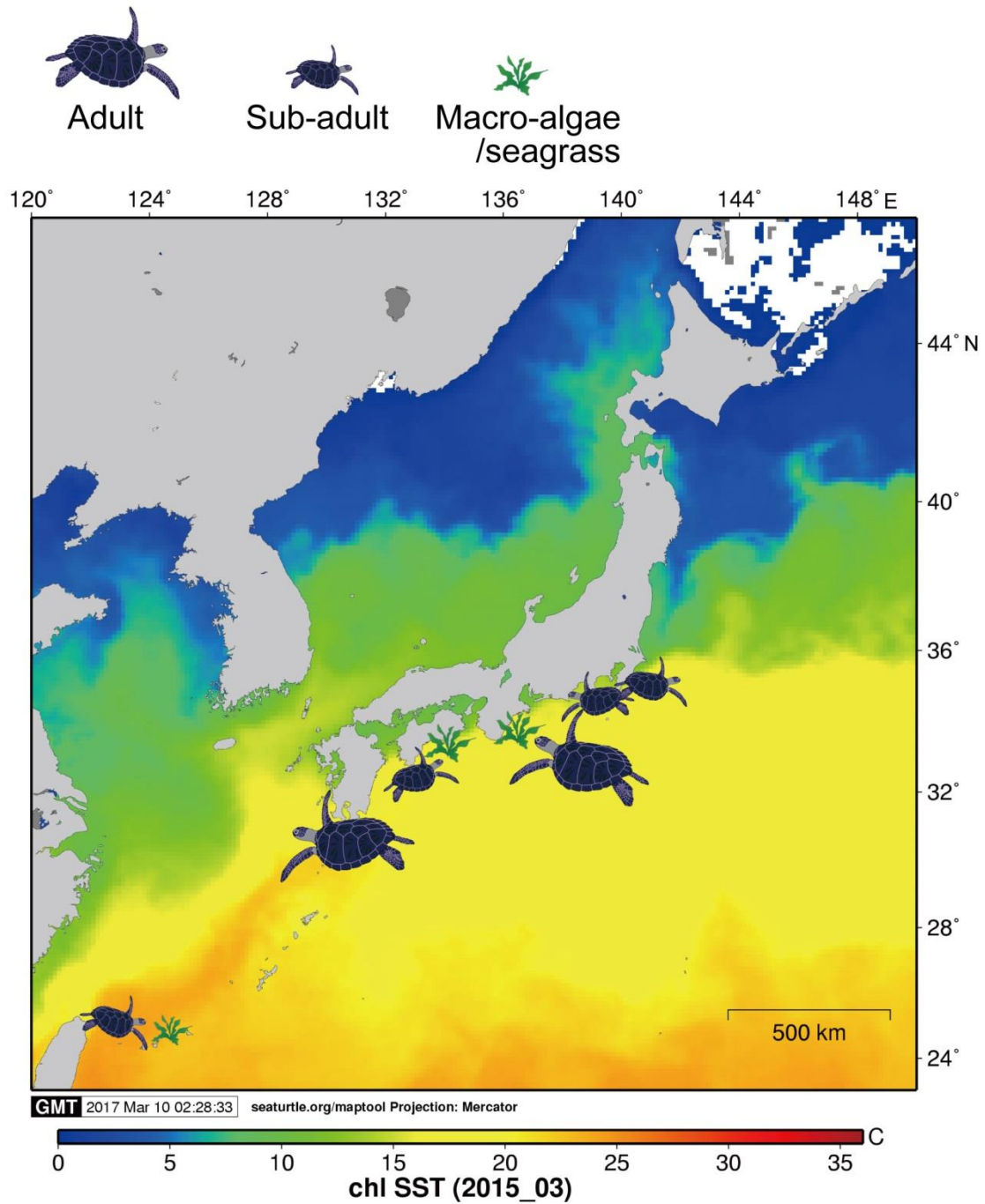


Fig. 6-1. Distribution and main diet items of sub-adult and adult green turtles along the Japanese archipelago during (a) summer and (b) winter revealed by this study. Colored background shading shows sea surface temperature (SST) for (a) September 2015 and (b) March 2015

(continued)

b



謝辞

本研究を行うにあたって、研究の計画から論文の執筆に至るまで、ご指導ご鞭撻を賜りました東京大学大気海洋研究所行動生態計測分野の佐藤克文教授に心から感謝致します。東京大学大学院農学生命科学研究科の大竹二雄教授、岡山理科大学生物地球学部生物地球学科の亀崎直樹教授、東京大学大気海洋研究所国際沿岸海洋研究センターの青山潤教授ならびに北川貴士准教授には、論文審査に関して多くのご助言を賜りました。ここに深く御礼申し上げます。大気海洋研究所行動生態計測分野の檜崎友子博士には、岩手県大槌町での野外調査において、混獲調査のいろはから動物搭載型記録計回収の手順や解析方法まで丁寧にご教授頂きましたことを深謝致します。また、安定同位体比分析の準備から測定手順まで、一から教えていただきました大気海洋研究所生元素動態分野の宮島利宏助教、早乙女伸枝氏に深く御礼申し上げます。

本研究は、2011年3月に発生した東日本大震災からの復興中という時期にも関わらず、仕事の手を止めて調査に協力していただいた漁業関係者の皆様の存在なしに完成することはありませんでした。船越湾漁業協同組合定置部協福丸の乗組員の皆様には、混獲調査のために定置網漁に同乗させて頂きました。さらに、大船渡市、釜石市、大槌町、山田町、宮古市、久慈市の各魚市場の皆様、有限会社道下漁業正伸丸、釜石東部漁業協同組合箱崎丸、新おおつち漁業協同組合定置部久美愛丸および瀬谷丸、佐々木漁業生産組合神恵丸、山一定置漁業生産組合大和丸、重茂漁業協同組合根滝丸、広田湾漁業協同組合椿島定置、大船渡市漁業協同組合大浜および重根定置、綾里漁業協同組合大入りおよび願松定置、越喜来漁業協同組合小壁およびニッ水定置、吉浜漁業協同組合横沼定置、唐丹漁業協同組合協金島定置、三陸やまだ漁業協同組合姉吉定置、宮古漁業協同組合姉ヶ崎、日出島ならびに三丁目定置、前川昭七氏、山崎聡氏には混獲個体を提供して頂きました。心から御礼申し上げます。岩手県下閉伊郡山田町の田代次雄氏、阿部辰男氏、阿部貴範氏、上閉伊郡大槌町の岡谷勇氏、小豆嶋洋氏、宮城県気仙沼市の菊地敏男氏、本吉郡南三陸町の三浦明氏、石巻市の高橋勝則氏、塩釜市の瀬戸慎也氏には動物搭載型記録計回収のために船を出していただきました。ここに深く感謝の意を表します。南知多ビーチランドの大池辰也氏には、ウミガメからの採血方法をご教授頂きました。深く感謝いたします。

岩手県釜石市にある岩手県水産技術センターの後藤友明博士（現・岩手大学農学部食料生産環境学科准教授）と武蔵達也氏には、ウミガメ飼育のための水槽を提供して頂きましたことを御礼申し上げます。大気海洋研究所国際沿岸海洋研究センターの黒沢正隆氏と平野昌明氏には、忙しい仕事の合間を縫ってウミガメの放流や餌生物の採集のために船を出

していただきました。心より感謝いたします。同センターの職員の皆様には長期間にわたる調査期間中、常に温かいお言葉を頂きましたことを感謝します。越田鮮魚店の皆様には、ウミガメの餌となるイカとともに様々な差し入れを頂き、大変助かりました。また、大気海洋研究所行動生態計測分野の中村乙水博士（現・長崎大学海洋未来イノベーション機構環東シナ海環境資源研究センター）、宮田直幸氏（現・千葉県水産総合研究センター）、大気海洋研究所生理学分野の野畑重教博士には、混獲情報提供やサンプル採集をして頂きました。ここに御礼申し上げます。

松沢慶将会長をはじめとするNPO法人日本ウミガメ協議会の皆様には、標識や発信機装着個体の再捕情報などを提供して頂き、毎年開催される日本ウミガメ会議では多くの有益な情報を頂きました。ここに深く御礼申し上げます。NPO法人エバーラスティングネイチャーアジアの菅沼弘行元代表およびスタッフの皆様には、本研究に対して様々なご指摘とご助言を頂きましたことを深く感謝いたします。東京大学大気海洋研究所の宮崎信之名誉教授（現・公益財団法人日本海洋科学振興財団）には、共著者として原著論文の作成に当たって多くのアドバイスを頂きました。アメリカのNational Geographic Society – Remote ImagingのGreg J. Marshall氏並びにKyler J. Abernathy氏には動物搭載型ビデオカメラ、クリッターカムの使用を承諾して頂きました。スクリプス海洋研究所（アメリカ）のPaul Ponganis博士並びにCassandra Williams博士には、野外調査に対する姿勢を教えて頂きました。セントアンドリュース大学（スコットランド）のSimon Halliwell博士には人工衛星対応型電波発信機の購入に際して多くの便宜を図って頂きました。深く御礼申し上げます。

大気海洋研究所行動生態計測分野大学院生の木下千尋氏、元大気海洋研究所行動生態計測分野の山根美咲氏には、共に岩手県でのウミガメ調査を行い、様々な補助をしていただいたことに感謝いたします。京都大学大学院情報学研究科の西澤秀明助教、大気海洋研究所行動生態計測分野の岩田高志博士（現・セントアンドリュース大学）においては、ウミガメ調査補助のために岩手県まで足を運んでいただきました。ここに御礼申し上げます。大気海洋研究所行動生態計測分野の森友彦博士には、消化管内容物分析の手順をご教示頂くとともに、博士論文執筆にあたっての様々なアドバイスを頂きましたことに感謝の意を表します。大気海洋研究所国際沿岸海洋研究センター生物資源再生分野及び陸上推進室の皆様には、安定同位体比分析に使う乾燥試料の作成や排泄物および消化管内容物ソーティングのために便宜を図ってくださいました。ここに深く感謝いたします。そして、野外調査中や研究室生活において支えとなってくれた大気海洋研究所行動生態計測分野佐藤研究室の皆様には心から御礼申し上げます。

本研究は，日本学術振興会の科学研究費補助金ならびに特別研究員奨励費（DC2），東京大学バイオロギングプロジェクト（Bio-Logging Science, the University of Tokyo: UTBLS），東北マリンサイエンス拠点形成事業（Tohoku Ecosystem-Associated Marine Sciences: TEAMS）の支援により遂行することができました．

最後に，常に応援し，体調などを気にかけてくれた両親と祖母に深謝いたします．本当にありがとうございました．

引用文献

- 阿部寧・南浩史 (2008). 海亀類の混獲対策—海亀個体群の状況と包括的アプローチ. *日本水産学会誌*, **74**, 230-233.
- Ackerman RA** (1997). The nest environment and the embryonic development of sea turtles. In *The biology of sea turtles* (eds Lutz PL, Musick JA). Florida, CRC Press, 83-106.
- Akamatsu T, Wang D, Wang K, Wei Z, Zhao Q, Naito Y** (2002). Diving behaviour of freshwater finless porpoises (*Neophocaena phocaenoides*) in an oxbow of the Yangtze River, China. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, **59**, 438-443.
- Amorocho DF, Reina RD** (2008). Intake passage time, digesta composition and digestibility in East Pacific green turtles (*Chelonia mydas agassizii*) at Gorgona National Park, Colombian Pacific. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **360**, 117-124.
- ARGOS** (1996). User's manual. CLS/Service ARGOS, Toulouse.
- Arthur KE, O'Neil JM, Limpus CJ, Abernathy K, Marshall G** (2007). Using animal-borne imaging to assess green turtle (*Chelonia mydas*) foraging ecology in Moreton Bay, Australia. *Marine Technology Society Journal*, **41**, 9-13.
- Arthur KE, Boyle MC, Limpus CJ** (2008). Ontogenetic changes in diet and habitat use in green sea turtle (*Chelonia mydas*) life history. *Marine Ecology Progress Series*, **362**, 303-311.
- Avens L, Snover ML** (2013). Age and age estimation in sea turtles. In *The biology of sea turtles Vol III* (eds Wyneken J, Lohmann KJ, Musick JA). Florida, CRC Press, 97-134.
- Bailey DW, Gross JE, Laca EA, Rittenhouse LR, Coughenour MB, Swift DM, Sims PL** (1996). Mechanisms that result in large herbivore grazing distribution patterns. *Journal of Range Management*, **49**, 386-400.

- Balazs GH** (1980). Synopsis of biological data on the green turtle in the Hawaiian Islands. *NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFC*, **7**, 1-141.
- Balazs GH** (1982). Growth rates of immature green turtles in the Hawaiian Archipelago. In *Biology and conservation of sea turtles* (ed Bjorndal KA). Washington D.C., Smithsonian Institution Press, 117-125.
- Balazs GH** (1985). Impact of ocean debris on marine turtles: entanglement and ingestion. In *Proceedings of the workshop on the fate and impact of marine debris* (eds Shomura RS, Yoshida H). *NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFC*, **54**, 387-429.
- Balazs GH, Forsyth RG, Kam AK** (1987). Preliminary assessment of habitat utilization by Hawaiian green turtles in their resident foraging pastures. *NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFC*, **71**, 1-107.
- Baulch S, Perry C** (2014). Evaluating the impacts of marine debris on cetaceans. *Marine Pollution Bulletin*, **80**, 210-221.
- Bjorndal KA** (1980). Nutrition and grazing behavior of the green turtle *Chelonia mydas*. *Marine Biology*, **56**, 147-154.
- Bjorndal KA** (1982). The consequences of herbivory for the life history pattern of the Caribbean green turtle, *Chelonia mydas*. In *Biology and conservation of sea turtles* (ed Bjorndal KA). Washington D.C., Smithsonian Institution Press, 111-116.
- Bjorndal KA** (1985). Nutritional ecology of sea turtles. *Copeia*, **1985**, 736-751.
- Bjorndal KA** (1997). Foraging ecology and nutrition of sea turtles. In *The biology of sea turtles* (eds Lutz PL, Musick JA). Florida, CRC Press, 199-231.
- Bjorndal KA, Bolten AB** (1988). Growth rates of immature green turtles, *Chelonia mydas*, on

feeding grounds in the southern Bahamas. *Copeia*, **1988**, 555-564.

Bjorndal KA, Jackson JBC (2003). Roles of sea turtles in marine ecosystems: reconstructing the past. In *The biology of sea turtles Vol II* (eds Lutz PL, Musick JA, Wyneken J). Florida, CRC Press, 259-273.

Bjorndal KA, Bolten AB, Lagueux CJ (1994). Ingestion of marine debris by juvenile sea turtles in coastal Florida habitats. *Marine Pollution Bulletin*, **28**, 154-158.

Bjorndal KA, Bolten AB, Chaloupka MY (2000). Green turtle somatic growth model: evidence for density dependence. *Ecological Applications*, **10**, 269-282.

Bjorndal KA, Bolten AB, Chaloupka MY (2005). Evaluating trends in abundance of immature green turtles, *Chelonia mydas*, in the greater Caribbean. *Ecological Applications*, **15**, 304-314.

Blus LJ, Wiemeyer SN, Bunck CM (1997). Clarification of effects of DDE on shell thickness, size, mass, and shape of avian eggs. *Environmental Pollution*, **95**, 67-74.

Boerger CM, Lattin GL, Moore SL, Moore CJ (2010). Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin*, **60**, 2275-2278.

Bolten AB (2003). Variation in sea turtle life history patterns: neritic vs. oceanic developmental stages. In *The biology of sea turtles Vol II* (eds Lutz PL, Musick JA, Wyneken J). Florida, CRC Press, 243-257.

Bowen WD, Tully D, Boness DJ, Bulheier BM, Marshall GJ (2002). Prey-dependent foraging tactics and prey profitability in a marine mammal. *Marine Ecology Progress Series*, **244**, 235-245.

Boyd IL, Arnborn T (1991). Diving behaviour in relation to water temperature in the southern elephant seal: foraging implications. *Polar Biology*, **11**, 259-266.

- Bradshaw CJ, McMahon CR, Hays GC** (2007). Behavioral inference of diving metabolic rate in free-ranging leatherback turtles. *Physiological and Biochemical Zoology*, **80**, 209-219.
- Brand-Gardner SJ, Limpus CJ, Lanyon JM** (1999). Diet selection by immature green turtles, *Chelonia mydas*, in subtropical Moreton Bay, south-east Queensland. *Australian Journal of Zoology*, **47**, 181-191.
- Broderick AC, Coyne MS, Fuller WJ, Glen F, Godley BJ** (2007). Fidelity and over-wintering of sea turtles. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, **274**, 1533-1539.
- Burkholder DA, Heithaus MR, Thomson JA, Fourqurean JW** (2011). Diversity in trophic interactions of green sea turtles *Chelonia mydas* on a relatively pristine coastal foraging ground. *Marine Ecology Progress Series*, **439**, 277-293.
- Bustnes JO, Erikstad KE, Skaare JU, Bakken V, Mehlum F** (2003). Ecological effects of organochlorine pollutants in the Arctic: a study of the glaucous gull. *Ecological Applications*, **13**, 504-515.
- Cadena EA, Parham JF** (2015). Oldest known marine turtle? a new protostegid from the Lower Cretaceous of Colombia. *PaleoBios*, **32**, 1-42.
- Calambokidis J, Schorr GS, Steiger GH, Francis J, Bakhtiari M, Marshall G, Oleson EM, Gendron D, Robertson K** (2007). Insights into the underwater diving, feeding, and calling behavior of blue whales from a suction-cup-attached video-imaging tag (CRITTERCAM). *Marine Technology Society Journal*, **41**, 19-29.
- Camedda A, Marra S, Matiddi M, Massaro G, Coppa S, Perilli A, Ruiu A, Briguglio P, de Lucia GA** (2014). Interaction between loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) and marine litter in Sardinia (Western Mediterranean Sea). *Marine Environmental Research*, **100**, 25-32.

Cardona L, Aguilar A, Pazos L (2009). Delayed ontogenic dietary shift and high levels of omnivory in green turtles (*Chelonia mydas*) from the NW coast of Africa. *Marine Biology*, **156**, 1487-1495.

Cardona L, Campos P, Levy Y, Demetropoulos A, Margaritoulis D (2010). Asynchrony between dietary and nutritional shifts during the ontogeny of green turtles (*Chelonia mydas*) in the Mediterranean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **393**, 83-89.

Casale P, Tucker AD (2015). *Caretta caretta*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T3897A83157651. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T3897A83157651.en>. Downloaded on 13 December 2016.

Casale P, Abbate G, Freggi D, Conte N, Oliverio M, Argano R (2008). Foraging ecology of loggerhead sea turtles *Caretta caretta* in the central Mediterranean Sea: evidence for a relaxed life history model. *Marine Ecology Progress Series*, **372**, 265-276.

Chaloupka M, Bjørndal KA, Balazs GH, Bolten AB, Ehrhart LM, Limpus CJ, Suganuma H, Trøeng S, Yamaguchi M (2008). Encouraging outlook for recovery of a once severely exploited marine megaherbivore. *Global Ecology and Biogeography*, **17**, 297-304.

千原光雄・吉崎誠 (1968). 陸中海岸国立公園の海藻相と海藻群落. *国立科学博物館専報*, **1**, 153-160.

Compagno LJ (1984). Sharks of the world: an annotated and illustrated bibliography of species known to date. *FAO species catalogue No. 4, Parts 1 and 2*, FAO, Rome, 503-506.

Costa DP, Gales NJ, Goebel ME (2001). Aerobic dive limit: how often does it occur in nature?. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, **129**, 771-783.

Davis RW, Fuiman LA, Williams TM, Collier SO, Hagey WP, Kanatous SB, Kohin S, Horning

- M** (1999). Hunting behavior of a marine mammal beneath the Antarctic fast ice. *Science*, **283**, 993-996.
- Day RH, Wehle DH, Coleman FC** (1985). Ingestion of plastic pollutants by marine birds. In *Proceedings of the workshop on the fate and impact of marine debris* (eds Shomura RS, Yoshida H). *NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFC*, **54**, 344-386.
- DeNiro MJ, Epstein S** (1978). Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **42**, 495-506.
- DeNiro MJ, Epstein S** (1981). Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **45**, 341-351.
- Dewar H, Thys T, Teo SLH, Farwell C, O'Sullivan J, Tobayama T, Soichi M, Nakatsubo T, Kondo Y, Okada Y, Lindsay DJ, Hays GC, Walli A, Weng K, Streelman JT, Karl SA** (2010). Satellite tracking the world's largest jelly predator, the ocean sunfish, *Mola mola*, in the Western Pacific. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **393**, 32-42.
- Di Benedetto APM, Awabdi DR** (2014). How marine debris ingestion differs among megafauna species in a tropical coastal area. *Marine Pollution Bulletin*, **88**, 86-90.
- Doyle TK, Houghton JD, McDevitt R, Davenport J, Hays GC** (2007). The energy density of jellyfish: estimates from bomb-calorimetry and proximate-composition. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **343**, 239-252.
- Duffy DC, Jackson S** (1986). Diet studies of seabirds: a review of methods. *Colonial Waterbirds*, **9**, 1-17.
- Eckert SA, Nellis DW, Eckert KL, Kooyman GL** (1986). Diving patterns of two leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*) during internesting intervals at Sandy Point, St. Croix, US Virgin Islands. *Herpetologica*, **42**, 381-388.

Epperly SP, Braun J, Veishlow A (1995). Sea turtles in North Carolina waters. *Conservation Biology*, **9**, 384-394.

Erikstad KE, Moum T, Bustnes JO, Reiertsen TK (2011). High levels of organochlorines may affect hatching sex ratio and hatchling body mass in arctic glaucous gulls. *Functional Ecology*, **25**, 289-296.

Felger RS, Clifton K, Regal PJ (1976). Winter dormancy in sea turtles: independent discovery and exploitation in the Gulf of California by two local cultures. *Science*, **191**, 283-285.

Ferreira MM (1968). Sobre a alimentação da Aruanã, *Chelonia mydas* (Linnaeus), ao longo da costa do Estado do Ceará. *Arquivos da Estacao de Biologia Marinha da Universidade Federal do Ceara* **8**, 83-86.

Floeter SR, Behrens MD, Ferreira CEL, Paddock MJ, Horn MH (2005). Geographical gradients of marine herbivorous fishes: patterns and processes. *Marine Biology*, **147**, 1435-1447.

Fritsches KA, Warrant EJ (2013). Vision. In *The biology of sea turtles Vol III* (eds Wyneken J, Lohmann KJ, Musick JA). Florida, CRC Press, 31-58.

藤枝繁・金子博・小島あずさ・東政能・幅野明正 (2014). 東日本大震災に伴う津波を起因とした洋上漂流物の現状. *海洋と生物*, **36**, 565-572.

Fujita D (2010). Current status and problems of isoyake in Japan. *水研センター研報*, **32**, 33-42.

福島信一 (1981). 北西太平洋のサンマの回遊と海況変動との関係. *水産海洋研究会報*, **39**, 29-32.

Galgani F, Hanke G, Werner S, Oosterbaan L, Nilsson P, Fleet D, Kinsey S, Thompson RC, van Franeker J, Vlachogianni T, Scoullous M, Veiga JM, Palatinus A, Matiddi M, Maes T,

- Korpinen S, Budziak A, Leslie H, Gago J, Liebezeit G** (2013). Litter in biota. In *Guidance on monitoring of marine litter in European seas* (ed MSFD Technical Subgroup on Marine Litter). European Commission, 68-93.
- Godley BJ, Thompson DR, Waldron S, Furness RW** (1998). The trophic status of marine turtles as determined by stable isotope analysis. *Marine Ecology Progress Series*, **166**, 277-284.
- Godley BJ, Richardson S, Broderick AC, Coyne MS, Glen F, Hays GC** (2002). Long-term satellite telemetry of the movements and habitat utilisation by green turtles in the Mediterranean. *Ecography*, **25**, 352-362.
- Godley BJ, Lima EHSM, Åkesson S, Broderick AC, Glen F, Godfrey MH, Luschi P, Hays GC** (2003). Movement patterns of green turtles in Brazilian coastal waters described by satellite tracking and flipper tagging. *Marine Ecology Progress Series*, **253**, 279-288.
- Godley BJ, Blumenthal JM, Broderick AC, Coyne MS, Godfrey MH, Hawkes LA, Witt MJ** (2008). Satellite tracking of sea turtles: where have we been and where do we go next?. *Endangered Species Research*, **4**, 3-22.
- González Carman V, Álvarez KC, Prosdocimi L, Inchaurreaga MC, Dellacasa RF, Faiella A, Echenique C, González R, Andrejuk J, Mianzan HW, Campagna C, Albareda DA** (2011). Argentinian coastal waters: a temperate habitat for three species of threatened sea turtles. *Marine Biology Research*, **7**, 500-508.
- González Carman V, Falabella V, Maxwell S, Albareda D, Campagna C, Mianzan H** (2012). Revisiting the ontogenetic shift paradigm: the case of juvenile green turtles in the SW Atlantic. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **429**, 64-72.
- González Carman V, Botto F, Gaitán E, Albareda D, Campagna C, Mianzan H** (2014). A jellyfish diet for the herbivorous green turtle *Chelonia mydas* in the temperate SW Atlantic. *Marine Biology*, **161**, 339-349.

- Green D** (1993). Growth rates of wild immature green turtles in the Galapagos Islands, Ecuador. *Journal of Herpetology*, **27**, 338-341.
- Hamabata T, Nishida S, Kamezaki N, Koike H** (2009). Genetic structure of populations of the green turtle (*Chelonia mydas*) in Japan using mtDNA control region sequences. *比較社会文化*, **15**, 35-50.
- 原雄一郎・加藤登・ケダーナッシュマハパトラ・岡田喜裕 (2009). 人工衛星データと漁船漁場データを用いたカツオ漁場の適水温予測の試み. *東海大学紀要 海洋学部*, **7**, 35-43.
- Hart KM, Fujisaki I** (2010). Satellite tracking reveals habitat use by juvenile green sea turtles *Chelonia mydas* in the Everglades, Florida, USA. *Endangered Species Research*, **11**, 221-232.
- Hatase H, Sato K, Yamaguchi M, Takahashi K, Tsukamoto K** (2006). Individual variation in feeding habitat use by adult female green sea turtles (*Chelonia mydas*): are they obligately neritic herbivores?. *Oecologia*, **149**, 52-64.
- Hayashi R, Takuma S, Narazaki T, Sato K** (2011). *Chelonia mydas agassizii* (Black [Pacific] sea turtle). Epibiont barnacles. *Herpetological Review*, **42**, 264-265.
- Hays GC, Adams CR, Broderick AC, Godley BJ, Lucas DJ, Metcalfe JD, Prior AA** (2000). The diving behaviour of green turtles at Ascension Island. *Animal Behaviour*, **59**, 577-586.
- Hays GC, Åkesson S, Godley BJ, Luschi P, Santidrian P** (2001). The implications of location accuracy for the interpretation of satellite-tracking data. *Animal Behaviour*, **61**, 1035-1040.
- Hays GC, Glen F, Broderick AC, Godley BJ, Metcalfe JD** (2002). Behavioural plasticity in a large marine herbivore: contrasting patterns of depth utilisation between two green turtle (*Chelonia mydas*) populations. *Marine Biology*, **141**, 985-990.

- Hays GC, Metcalfe JD, Walne AW, Wilson RP** (2004). First records of flipper beat frequency during sea turtle diving. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **303**, 243-260.
- Hazel J, Lawler IR, Hamann M** (2009). Diving at the shallow end: green turtle behaviour in near-shore foraging habitat. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **371**, 84-92.
- Heaslip SG, Iverson SJ, Bowen WD, James MC** (2012). Jellyfish support high energy intake of leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*): video evidence from animal-borne cameras. *Plos One*, **7**, e33259.
- Heithaus MR, McLash JJ, Frid A, Dill LM, Marshall GJ** (2002a). Novel insights into green sea turtle behaviour using animal-borne video cameras. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, **82**, 1049-1050.
- Heithaus MR, Dill LM, Marshall GJ, Buhleier B** (2002b). Habitat use and foraging behavior of tiger sharks (*Galeocerdo cuvier*) in a seagrass ecosystem. *Marine Biology*, **140**, 237-248.
- Hirayama R** (1998). Oldest known sea turtle. *Nature*, **392**, 705-708.
- Hirth HF** (1997). Synopsis of the biological data on the green turtle *Chelonia mydas* (Linnaeus 1758). *FAO Fisheries Synopsis No 85*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 120pp.
- Hoarau L, Ainley L, Jean C, Ciccione S** (2014). Ingestion and defecation of marine debris by loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, from by-catches in the South-West Indian Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, **84**, 90-96.
- Hochscheid S, Bentivegna F, Hays GC** (2005). First records of dive durations for a hibernating sea turtle. *Biology Letters*, **1**, 82-86.
- 市川忠史・瀬川恭平・寺崎誠 (2006). VPR II を用いた親潮域および黒潮・親潮移行域中表

層におけるクラゲ類, クシクラゲ類の現存量および鉛直分布特性. *水産海洋研究*, **70**, 240-248.

石原孝 (2012). 生活史. *ウミガメの自然史* (亀崎直樹 編). 東京大学出版会, 57-83.

石原孝・亀崎直樹・山崎千亜希・山下傑 (2006). 高知県室戸岬周辺に出現するウミガメ. *うみがめニュースレター*, **70**, 14.

Jambeck JR, Geyer R, Wilcox C, Siegler TR, Perryman M, Andrady A, Narayan R, Law KL (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, **347**, 768-771.

Johnson MP, Tyack PL (2003). A digital acoustic recording tag for measuring the response of wild marine mammals to sound. *IEEE Journal of Oceanic Engineering*, **28**, 3-12.

Jones TT, Seminoff JA (2013). Feeding biology: advances from field-based observations, physiological studies, and molecular techniques. In *The biology of sea turtles Vol III* (eds Wyneken J, Lohmann KJ, Musick JA). Florida, CRC Press, 211-247.

亀田和成・石原孝 (2009). 日本沿岸におけるアオウミガメの消化管内容物. *うみがめニュースレター*, **81**, 17-23.

亀田和成・若月元樹・亀崎直樹 (2013). 八重山諸島黒島の摂餌海域におけるアオウミガメの個体群構造と成長速度. *沖縄生物学会誌*, **51**, 93-100.

亀崎直樹 (1989). 南西諸島のウミガメ類の産卵場. *うみがめニュースレター*, **1**, 7-12.

亀崎直樹 (1994). ウミガメ類の消化管から出現するプラスチックゴミに関する定量的情報まとめ. *うみがめニュースレター*, **22**, 9-13.

亀崎直樹 (2012a). 進化. *ウミガメの自然史* (亀崎直樹 編), 東京大学出版会, 11-34.

亀崎直樹 (2012b). ウミガメという生きもの. *ウミガメの自然史* (亀崎直樹 編), 東京大学出版会, 1-10.

Kamezaki N, Matsuzawa Y, Abe O, Asakawa H, Fujii T, Goto K, Hagino S, Hayami M, Ishii M, Iwamoto Y, Kamata T, Kato H, Kodama J, Kondo Y, Miyazaki I, Mizobuchi K, Nakamura Y, Nakashima Y, Naruse H, Omuta K, Saejima M, Suganuma H, Takeshita H, Tanaka T, Toji T, Uematsu M, Yamamoto A, Yamato T, Wakabayashi I (2003). Loggerhead turtles nesting in Japan. In *Loggerhead Sea Turtles* (eds Bolten AB, Witherington BE). Washington D.C., Smithsonian Institution Press, 210-217.

環境省 (1994). 海域生物環境調査報告書 (干潟, 藻場, サンゴ礁調査) 第2巻 藻場. 第4回 自然環境保全基礎調査, 環境省, 400pp.

環境省 (2011). 海洋生物多様性保全戦略. 環境省, 43pp.

Kawabe R, Naito Y, Sato K, Miyashita K, Yamashita N (2004). Direct measurement of the swimming speed, tailbeat, and body angle of Japanese flounder (*Paralichthys olivaceus*). *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, **61**, 1080-1087.

川合英夫 (1972). 黒潮と親潮の海況学. *海洋科学基礎講座*, **2**, 129-320.

Kelez SS (2011). Bycatch and foraging ecology of sea turtles in the Eastern Pacific. PhD thesis, Department of Environment, Duke University, 177pp.

Kooyman GL (1966). Maximum diving capacities of the Weddell seal, *Leptonychotes weddelli*. *Science*, **151**, 1553-1554.

Kubota T (1990). Synthetic materials found in the stomachs of Longnose Lancetfish collected from Suruga Bay, central Japan. In *Proceedings of the second international conference on marine debris* (eds Shomura RS, Codfrey HL). NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFC, **154**, 710-717.

Kühn S, Rebolledo ELB, van Franeker JA (2015). Deleterious effects of litter on marine life. In *Marine anthropogenic litter* (eds Bergmann M, Gutow L, Klages M). Springer, 75-116.

桑原久実・綿貫啓・青田徹・横山純・藤田大介 (2006a). 磯焼け実態把握アンケート調査の結果. *水産工学*, **43**, 99-107.

桑原久実・明田定満・小林聡・竹下彰・山下洋・城戸勝利 (2006b). 温暖化による我が国水産生物の分布域の変化予測. *地球環境*, **11**, 49-57.

Laist DW (1997). Impacts of marine debris: entanglement of marine life in marine debris including a comprehensive list of species with entanglement and ingestion records. In *Marine Debris* (Coe JM, Rogers DB). Springer, 99-139.

Larson RJ (1986). Water content, organic content, and carbon and nitrogen composition of medusae from the northeast Pacific. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **99**, 107-120.

Lazar B, Gračan R (2011). Ingestion of marine debris by loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, **62**, 43-47.

Lemons G, Lewison R, Komoroske L, Gaos A, Lai CT, Dutton P, Eguchi T, LeRoux R, Seminoff JA (2011). Trophic ecology of green sea turtles in a highly urbanized bay: insights from stable isotopes and mixing models. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **405**, 25-32.

Lewison R, Wallace B, Alfaro-Shigueto J, Mangel JC, Maxwell SM, Hazen EL (2013). Fisheries bycatch of marine turtles: lessons learned from decades of research and conservation. In *The biology of sea turtles Vol III* (eds Wyneken J, Lohmann KJ, Musick JA). Florida, CRC Press, 329-351.

- Li C, Wu XC, Rieppel O, Wang LT, Zhao LJ** (2008). An ancestral turtle from the Late Triassic of southwestern China. *Nature*, **456**, 497-501.
- Limpus CJ, Couper PJ, Read MA** (1994). The green turtle, *Chelonia mydas*, in Queensland: population structure in a warm temperature feeding area. *Memoirs of the Queensland Museum*. **35**, 139-154.
- Lucas AJ, Guerrero RA, Mianzan HW, Acha EM, Lasta CA** (2005). Coastal oceanographic regimes of the northern argentine continental shelf (34-43° S). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **65**, 405-420.
- Lusher AL, McHugh M, Thompson RC** (2013). Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin*, **67**, 94-99.
- MacDonald BD, Madrak SV, Lewison RL, Seminoff JA, Eguchi T** (2013). Fine scale diel movement of the east Pacific green turtle, *Chelonia mydas*, in a highly urbanized foraging environment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **443**, 56-64.
- Makowski C, Seminoff JA, Salmon M** (2006). Home range and habitat use of juvenile Atlantic green turtles (*Chelonia mydas* L.) on shallow reef habitats in Palm Beach, Florida, USA. *Marine Biology*, **148**, 1167-1179.
- Marshall GJ** (1998). Crittercam: an animal-borne imaging and data logging system. *Marine Technology Society Journal*, **32**, 11.
- Marshall CD, Guzman A, Narazaki T, Sato K, Kane EA, Sterba-Boatwright BD** (2012). The ontogenetic scaling of bite force and head size in loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*): implications for durophagy in neritic, benthic habitats. *Journal of Experimental Biology*, **215**, 4166-4174.

- Marshall CD, Wang J, Rocha-Olivares A, Godinez-Reyes C, Fisler S, Narazaki T, Sato K, Sterba-Boatwright BD** (2014). Scaling of bite performance with head and carapace morphometrics in green turtles (*Chelonia mydas*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **451**, 91-97.
- Mascarenhas R, Santos R, Zeppelini D** (2004). Plastic debris ingestion by sea turtle in Paraíba, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, **49**, 354-355.
- Mäthger LM, Litherland L, Kerstin A Fritsches** (2007). An anatomical study of the visual capabilities of the green turtle, *Chelonia mydas*. *Copeia*, **2007**, 169-179.
- 松沢慶将 (2012). 繁殖生態. ウミガメの自然史 (亀崎直樹 編), 東京大学出版会, 115-140.
- 松沢慶将・亀崎直樹 (2012). 保全. ウミガメの自然史 (亀崎直樹 編), 東京大学出版会, 227-254.
- McCauley SJ, Bjorndal KA** (1999). Conservation implications of dietary dilution from debris ingestion: sublethal effects in post-hatchling loggerhead sea turtles. *Conservation Biology*, **13**, 925-929.
- Mendonca MT** (1983). Movements and feeding ecology of immature green turtles (*Chelonia mydas*) in a Florida lagoon. *Copeia*, **1983**, 1013-1023.
- Miller JD** (1997). Reproduction in sea turtles. In *The biology of sea turtles* (eds Lutz PL, Musick JA). Florida, CRC Press, 51-82.
- Milton SL, Lutz PL** (2003). Physiological and genetic responses to environmental stress. In *The biology of sea turtles Vol II* (eds Lutz PL, Musick JA, Wyneken J). Florida, CRC Press, 163-198.
- Minagawa M, Wada E** (1984). Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **48**,

1135-1140.

Minamikawa S, Naito Y, Uchida I (1997). Buoyancy control in diving behavior of the loggerhead turtle, *Caretta caretta*. *Journal of Ethology*, **15**, 109-118.

Minamikawa S, Naito Y, Sato K, Matsuzawa Y, Bando T, Sakamoto W (2000). Maintenance of neutral buoyancy by depth selection in the loggerhead turtle *Caretta caretta*. *Journal of Experimental Biology*, **203**, 2967-2975.

Mitani Y, Sato K, Ito S, Cameron MF, Siniff DB, Naito Y (2003). A method for reconstructing three-dimensional dive profiles of marine mammals using geomagnetic intensity data: results from two lactating Weddell seals. *Polar Biology*, **26**, 311-317.

Moore CJ (2008). Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, **108**, 131-139.

Moran KL, Bjorndal KA (2005). Simulated green turtle grazing affects structure and productivity of seagrass pastures. *Marine Ecology Progress Series*, **305**, 235-247.

Mori N, Takahashi T, Yasuda T, Yanagisawa H (2011). Survey of 2011 Tohoku earthquake tsunami inundation and run-up. *Geophysical Research Letters*, **38**, 1-6.

Moriya F (2010). Strandings of sea turtles on the Pacific Coast of the Boso Peninsula, Central Japan, in 2006-2008. *Natural History Research*, **11**, 47-52.

Mortimer JA (1982). Feeding ecology of sea turtles. In *Biology and conservation of sea turtles* (ed Bjorndal KA). Washington D.C., Smithsonian Institution Press, 103-109.

Mortimer JA, Donnelly M (2008). *Eretmochelys imbricata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T8005A12881238. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T8005A12881238.en>. Downloaded on 13 December 2016.

- Mould ED, Robbins CT** (1982). Digestive capabilities in elk compared to white-tailed deer. *The Journal of Wildlife Management*, **46**, 22-29.
- Müller C, Townsend K, Matschullat J** (2012). Experimental degradation of polymer shopping bags (standard and degradable plastic, and biodegradable) in the gastrointestinal fluids of sea turtles. *Science of the Total Environment*, **416**, 464-467.
- Muraoka D** (2004). Seaweed resources as a source of carbon fixation. *Bulletin-Fisheries Research Agency Japan*, **1**, 59-64.
- Musick JA, Limpus CJ** (1997). Habitat utilization and migration in juvenile sea turtles. In *The biology of sea turtles* (eds Lutz PL, Musick JA). Florida, CRC Press, 137-163.
- Myers AE, Hays GC** (2006). Do leatherback turtles *Dermochelys coriacea* forage during the breeding season? A combination of data-logging devices provide new insights. *Marine Ecology Progress Series*, **322**, 259-267.
- Naito Y** (2004). New steps in bio-logging science. *Memoirs of National Institute of Polar Research*, **58**, 50-57.
- Nakamura I, Goto Y, Sato K** (2015). Ocean sunfish rewarm at the surface after deep excursions to forage for siphonophores. *Journal of Animal Ecology*, **84**, 590-603.
- 樽崎友子** (2010). Diving behaviour of loggerhead turtles, *Caretta caretta*, migrating to the northern Pacific coast of Japan. 博士学位論文, 東京大学, 129pp.
- Narazaki T, Sato K, Abernathy KJ, Marshall GJ, Miyazaki N** (2009). Sea turtles compensate deflection of heading at the sea surface during directional travel. *Journal of Experimental Biology*, **212**, 4019-4026.

- Narazaki T, Sato K, Abernathy KJ, Marshall GJ, Miyazaki N** (2013). Loggerhead turtles (*Caretta caretta*) use vision to forage on gelatinous prey in mid-water. *Plos One*, **8**, e66043.
- Narazaki T, Sato K, Miyazaki N** (2015). Summer migration to temperate foraging habitats and active winter diving of juvenile loggerhead turtles *Caretta caretta* in the western North Pacific. *Marine Biology*, **162**, 1251-1263.
- Nishizawa H, Naito Y, Suganuma H, Abe O, Okuyama J, Hirate K, Tanaka S, Inoguchi E, Narushima K, Kobayashi K, Ishii H, Tanizaki S, Kobayashi M, Goto A, Arai N** (2013). Composition of green turtle feeding aggregations along the Japanese archipelago: implications for changes in composition with current flow. *Marine biology*, **160**, 2671-2685.
- Nishizawa H, Narazaki T, Fukuoka T, Sato K, Hamabata T, Kinoshita M, Arai N** (2014a). Genetic composition of loggerhead turtle feeding aggregations: migration patterns in the North Pacific. *Endangered Species Research*, **24**, 85-93.
- Nishizawa H, Narazaki T, Fukuoka T, Sato K, Hamabata T, Kinoshita M, Arai N** (2014b). Juvenile green turtles on the northern edge of their range: mtDNA evidence of long-distance westward dispersals in the northern Pacific Ocean. *Endangered Species Research*, **24**, 171-179.
- 小笠原敏記・堺茂樹 (2012). 岩手県沿岸における津波被害の特徴. *混相流*, **26**, 28-35.
- Ogden JC, Robinson L, Whitlock K, Daganhardt H, Cebula R** (1983). Diel foraging patterns in juvenile green turtles (*Chelonia mydas* L.) in St. Croix United States Virgin Islands. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **66**, 199-205.
- Okamoto K, Kamezaki N** (2014). Morphological variation in *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) from the coastal waters of Japan, with special reference to the turtles allied to *Chelonia mydas agassizii* Bocourt, 1868. *Current Herpetology*, **33**, 46-56.
- 岡本慶・石原孝・谷口真理・山下訓右・亀崎直樹 (2011). 熊野灘沿岸に出現するウミガメ

類. うみがめニュースレター, **88**, 13-18.

大越健嗣 (2012). 東北地方太平洋沖地震が沿岸に生息する生物に与えた影響. *日本ベントス学会誌*, **66**, 117-119.

Okuyama J, Nakajima K, Noda T, Kimura S, Kamihata H, Kobayashi M, Arai N, Kagawa S, Kawabata, Y, Yamada H (2013). Ethogram of immature green turtles: behavioral strategies for somatic growth in large marine herbivores. *Plos One*, **8**, e65783.

Owens DW, Ruiz GJ (1980). New methods of obtaining blood and cerebrospinal fluid from marine turtles. *Herpetologica*, **36**, 17-20.

Parnell AC, Inger R, Bearhop S, Jackson AL (2010). Source partitioning using stable isotopes: coping with too much variation. *Plos One*, **5**, e9672.

Pierce KE, Harris RJ, Larned LS, Pokras MA (2004). Obstruction and starvation associated with plastic ingestion in a Northern Gannet *Morus bassanus* and a Greater Shearwater *Puffinus gravis*. *Marine Ornithology*, **32**, 187-189.

Plotkin P (2003). Adult migrations and habitat use. In *The biology of sea turtles Vol II* (eds Lutz PL, Musick JA, Wyneken J). Florida, CRC Press, 225-241.

Ponganis PJ, Van Dam RP, Marshall G, Knowler T, Levenson DH (2000). Sub-ice foraging behavior of emperor penguins. *Journal of Experimental Biology*, **203**, 3275-3278.

Post DM, Layman CA, Arrington DA, Takimoto G, Quattrochi J, Montana CG (2007). Getting to the fat of the matter: models, methods and assumptions for dealing with lipids in stable isotope analyses. *Oecologia*, **152**, 179-189.

Pritchard PCH (1971). Galapagos sea turtles: preliminary findings. *Journal of Herpetology*, **5**, 1-9.

- Pritchard PCH** (1997). Evolution, phylogeny, and current status. In *The biology of sea turtles* (eds Lutz PL, Musick JA). Florida, CRC Press, 1-28.
- Pritchard PCH** (1999). Status of the black turtle. *Conservation Biology*, **13**, 1000-1003.
- Reich KJ, Bjorndal KA, Bolten AB** (2007). The ‘lost years’ of green turtles: using stable isotopes to study cryptic lifestages. *Biology Letters*, **3**, 712-714.
- Reich KJ, Bjorndal KA, Del Rio CM** (2008). Effects of growth and tissue type on the kinetics of ^{13}C and ^{15}N incorporation in a rapidly growing ectotherm. *Oecologia*, **155**, 651-663.
- Reina RD, Abernathy KJ, Marshall GJ, Spotila JR** (2005). Respiratory frequency, dive behaviour and social interactions of leatherback turtles, *Dermochelys coriacea* during the inter-nesting interval. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **316**, 1-16.
- Renaud ML, Carpenter JA, Williams JA** (1995). Activities of juvenile green turtles, *Chelonia mydas*, at a jettied pass in south Texas. *Fishery Bulletin*, **93**, 586-593.
- Robert-Coudert Y, Beaulieu M, Hanuise N, Kato A** (2009). Diving into the world of biologging. *Endangered Species Research*, **10**, 21-27.
- Rothstein SI** (1973). Plastic particle pollution of the surface of the Atlantic Ocean: evidence from a seabird. *Condor*, **75**, 5.
- 斉藤宏明** (2016). 海洋生物の行動 (回遊, 鉛直移動). *海洋生態学* (日本生態学会 編). 共立出版株式会社, 209-230.
- Sakamoto SX, Sasa S, Sawayama S, Tsujimoto R, Terauchi G, Yagi H, Komatsu T** (2012). Impact of huge tsunami in March 2011 on seaweed bed distributions in Shizugawa Bay, Sanriku Coast, revealed by remote sensing. *Proceedings of SPIE*, **85251B**, 1-7.

Sasa S, Sawayama S, Sakamoto S, Tsujimoto R, Terauchi G, Yagi H, Komatsu T (2012, December). Did huge tsunami on 11 March 2011 impact seagrass bed distributions in Shizugawa Bay, Sanriku Coast, Japan?. *Proceedings of SPIE*, **85250X**, 1-6.

佐藤文彦 (1989). 小笠原諸島におけるアオウミガメの概要. うみがめニュースレター, **1**, 13-14.

佐藤克文 (2012). 潜水. ウミガメの自然史 (亀崎直樹 編). 東京大学出版会, 165-194.

Sato K, Sakamoto W, Matsuzawa Y, Tanaka H, Naito Y (1994). Correlation between stomach temperatures and ambient water temperatures in free-ranging loggerhead turtles, *Caretta caretta*. *Marine Biology*, **118**, 343-351.

佐藤克文・大槻真理子・盛田孝一・黒沢正隆・高田順一 (2007). 海象・気象観測結果 (2006年度版). 東京大学海洋研究所国際沿岸海洋研究センター研究報告, **32**, 37-47.

Schuyler Q, Hardesty BD, Wilcox C, Townsend K (2012). To eat or not to eat? Debris selectivity by marine turtles. *Plos One*, **7**, e40884.

Schuyler Q, Hardesty BD, Wilcox C, Townsend K (2014a). Global analysis of anthropogenic debris ingestion by sea turtles. *Conservation Biology*, **28**, 129-139.

Schuyler QA, Wilcox C, Townsend K, Hardesty BD, Marshall NJ (2014b). Mistaken identity? Visual similarities of marine debris to natural prey items of sea turtles. *BMC Ecology*, **14**, 1-7.

Seike K, Shirai K, Kogure Y (2013). Disturbance of shallow marine soft-bottom environments and megabenthos assemblages by a huge tsunami induced by the 2011 M9.0 Tohoku-Oki earthquake. *Plos One*, **8**, e65417.

Seminoff JA (2004). *Chelonia mydas*. The IUCN Red List of Threatened Species 2004:

Seminoff JA, Resendiz A, Nichols WJ (2002a). Home range of green turtles *Chelonia mydas* at a coastal foraging area in the Gulf of California, Mexico. *Marine Ecology Progress Series*, **242**, 253-265.

Seminoff JA, Resendiz A, Nichols WJ (2002b). Diet of east Pacific green turtles (*Chelonia mydas*) in the central Gulf of California, México. *Journal of Herpetology*, **36**, 447-453.

Seminoff JA, Jones TT, Resendiz A, Nichols WJ, Chaloupka MY (2003). Monitoring green turtles (*Chelonia mydas*) at a coastal foraging area in Baja California, Mexico: multiple indices to describe population status. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, **83**, 1355-1362.

Seminoff JA, Jones TT, Marshall GJ (2006a). Underwater behaviour of green turtles monitored with video-time-depth recorders: what's missing from dive profiles?. *Marine Ecology Progress Series*, **322**, 269-280.

Seminoff JA, Jones TT, Eguchi T, Jones DR, Dutton PH (2006b). Stable isotope discrimination ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) between soft tissues of the green sea turtle *Chelonia mydas* and its diet. *Marine Ecology Progress Series*, **308**, 271-278.

Seminoff JA, Bjorndal KA, Bolten AB (2007). Stable carbon and nitrogen isotope discrimination and turnover in pond sliders *Trachemys scripta*: insights for trophic study of freshwater turtles. *Copeia*, **2007**, 534-542.

Seminoff JA, Jones TT, Eguchi T, Hastings M, Jones DR (2009). Stable carbon and nitrogen isotope discrimination in soft tissues of the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*): insights for trophic studies of marine turtles. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **381**, 33-41.

塩出大輔・河原林奈美・東海正 (2006). 大型定置網へのウミガメ入網に関するアンケート調査結果について. ていち, **109**, 54-62.

Shiomi K, Sato K, Mitamura H, Arai N, Naito Y, Ponganis PJ (2008). Effect of ocean current on the dead-reckoning estimation of 3-D dive paths of emperor penguins. *Aquatic Biology*, **3**, 265-270.

Simpfendorfer C (2009). *Galeocerdo cuvier*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T39378A10220026. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009-2.RLTS.T39378A10220026.en>. Downloaded on 14 March 2017.

Southwood AL, Andrews RD, Paladino FV, Jones DR (2005). Effects of diving and swimming behavior on body temperatures of Pacific leatherback turtles in tropical seas. *Physiological and Biochemical Zoology*, **78**, 285-297.

菅沼弘行 (1994). アオウミガメ. 日本の希少な野生水生生物に関する基礎資料 (日本水産資源保護協会 編). 日本水産資源保護協会, 469-478.

Sugimoto T, Tameishi H (1992). Warm-core rings, streamers and their role on the fishing ground formation around Japan. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers*, **39**, S183-S201.

立川浩之 (1991). 小笠原産成熟アオウミガメの甲長と体重. うみがめニュースレター, **8**, 7-10.

高瀬智洋・田中優平・黒川信・野原精一 (2008). 伊豆諸島八丈島におけるテソグサの磯焼け. 日本水産学会誌, **74**, 889-891.

田中秀二・佐藤克文・松沢慶将・坂本亘・内藤靖彦・黒柳賢治 (1995). 胃内温変化から見た産卵期アカウミガメの摂餌. 日本水産学会誌, **61**, 339-345.

- Tanaka K, Takada H, Yamashita R, Mizukawa K, Fukuwaka MA, Watanuki Y** (2013). Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. *Marine Pollution Bulletin*, **69**, 219-222.
- Taquet C, Taquet M, Dempster T, Soria M, Ciccione S, Roos D, Dagorn L** (2006). Foraging of the green sea turtle *Chelonia mydas* on seagrass beds at Mayotte Island (Indian Ocean), determined by acoustic transmitters. *Marine Ecology Progress Series*, **306**, 295-302.
- Teuten EL, Saquing JM, Knappe DR, Barlaz MA, Jonsson S, Björn A, Rowland SJ, Thompson RC, Galloway TS, Yamashita R, Ochi D, Watanuki Y, Moore C, Viet PH, Tana TS, Prudente M, Boonyatumanond R, Zakaria MP, Akkhavong K, Ogata Y, Hirai H, Iwasa S, Mizukawa K, Hagino Y, Imamura A** (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **364**, 2027-2045.
- Thomson JA, Heithaus MR** (2014). Animal-borne video reveals seasonal activity patterns of green sea turtles and the importance of accounting for capture stress in short-term biologging. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **450**, 15-20.
- Thomson JA, Cooper AB, Burkholder DA, Heithaus MR, Dill LM** (2012). Heterogeneous patterns of availability for detection during visual surveys: spatiotemporal variation in sea turtle dive-surfacing behaviour on a feeding ground. *Methods in Ecology and Evolution*, **3**, 378-387.
- 東京都水産試験場** (1981). アオウミガメの増殖技術改良に関する研究. 東京都水産試験場, 44pp.
- 津田敦・横内克己・桑田晃・浅沼市男・足立久美子・市川忠史・廣田裕一・葛西広海・石田洋** (2004). 衛星データを用いた海洋一次生産見積もりのための日本近海 Sea-truth データの集積. *地球環境*, **9**, 145-152.

- Turtle Expert Working Group** (2000). Assessment update for the Kemp's ridley and loggerhead sea turtle populations in the Western North Atlantic. *NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC*, **444**, 1-115.
- Uchida I, Nishiwaki M** (1982). Sea turtles in the waters adjacent to Japan. In *Biology and conservation of sea turtles* (ed Bjorndal KA). Washington D.C., Smithsonian Institution Press, 317-319.
- 上野康弘・山崎幹雄** (1987). 三陸沿岸域における津軽暖流の季節変化. *東北区水産研究所研究報告*, **49**, 111-123.
- Ultsch GR** (2006). The ecology of overwintering among turtles: where turtles overwinter and its consequences. *Biological Reviews*, **81**, 339-367.
- Van Franeker JA, Blaize C, Danielsen J, Fairclough K, Gollan J, Guse N, Hansen PL, Heubeck M, Jensen JK, Guillou GL, Olsen B, Olsen KO, Pedersen J, Stienen EWM, Turner DM** (2011). Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar *Fulmarus glacialis* in the North Sea. *Environmental Pollution*, **159**, 2609-2615.
- Vander Zanden HB, Bjorndal KA, Mustin W, Ponciano JM, Bolten AB** (2012). Inherent variation in stable isotope values and discrimination factors in two life stages of green turtles. *Physiological and Biochemical Zoology*, **85**, 431-441.
- Vegter AC, Barletta M, Beck C, Borrero J, Burton H, Campbell ML, Costa MF, Eriksen M, Eriksson C, Estrades A, Gilardi KVK, Hardesty BD, Ivar do Sul JA, Lavers JL, Lazar B, Lebreton L, Nichols WJ, Ribic CA, Ryan PG, Schuyler QA, Smith SDA, Takada H, Townsend KA, Wabnitz CCC, Wilcox C, Young LC, Hamann M** (2014). Global research priorities to mitigate plastic pollution impacts on marine wildlife. *Endangered Species Research*, **25**, 225-247.
- Wallace BP, Jones TT** (2008). What makes marine turtles go: a review of metabolic rates and their

consequences. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **356**, 8-24.

Wallace BP, Tiwari M, Girondot M (2013). *Dermochelys coriacea*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T6494A43526147. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-2.RLTS.T6494A43526147.en>. Downloaded on 13 December 2016.

Watanabe YY, Takahashi A (2013). Linking animal-borne video to accelerometers reveals prey capture variability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **110**, 2199-2204.

Watanabe Y, Baranov EA, Sato K, Naito Y, Miyazaki N (2004). Foraging tactics of Baikal seals differ between day and night. *Marine Ecology Progress Series*, **279**, 283-289.

Watanabe YY, Sato K, Watanuki Y, Takahashi A, Mitani Y, Amano M, Aoki K, Narazaki T, Iwata T, Minamikawa S, Miyazaki N (2011). Scaling of swim speed in breath-hold divers. *Journal of Animal Ecology*, **80**, 57-68.

綿貫豊 (2014). 海鳥によるプラスチックの飲み込みとその影響. *海洋と生物*, **36**, 596-605.

Wilmschurst JF, Fryxell JM (1995). Patch selection by red deer in relation to energy and protein intake: a re-evaluation of Langvatn and Hanley's (1993) results. *Oecologia*, **104**, 297-300.

Wilson RP, Liebsch N, Davies IM, Quintana F, Weimerskirch H, Storch S, Lucke K, Siebert U, Zankl S, Müller G, Zimmer I, Scolaro A, Campagna C, Plötz J, Bornemann H, Teilmann J, McMahon CR (2007). All at sea with animal tracks; methodological and analytical solutions for the resolution of movement. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, **54**, 193-210.

Witherington BE, Ehrhart LM (1989). Hypothermic stunning and mortality of marine turtles in the Indian River Lagoon System, Florida. *Copeia*, **1989**, 696-703.

Wyneken J (2003). The external morphology, musculoskeletal system and neuroanatomy of sea

turtles. In *The biology of sea turtles Vol II* (eds Lutz PL, Musick JA, Wyneken J). Florida, CRC Press, 39-77.

山口真名美・菅沼弘行・鳴島浩二 (2005). 小笠原諸島父島列島で繁殖するアオウミガメ (*Chelonia mydas*)の上陸・産卵状況(2005 年)と過去 27 年間の産卵巣数の経年変化. うみがめニュースレター, **66**, 2-6.

Yamashita R, Takada H, Fukuwaka MA, Watanuki Y (2011). Physical and chemical effects of ingested plastic debris on short-tailed shearwaters, *Puffinus tenuirostris*, in the North Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, **62**, 2845-2849.

山内信・木村創・藤田大介 (2006). アイゴ (*Siganus fuscescens*) の摂餌生態と音刺激による摂餌抑制効果について. 水産工学, **43**, 65-68.

Yoda K, Sato K, Niizuma Y, Kurita M, Bost C, Le Maho Y, Naito Y (1999). Precise monitoring of porpoising behaviour of Adélie penguins determined using acceleration data loggers. *Journal of Experimental Biology*, **202**, 3121-3126.

Yoda K, Murakoshi M, Tsutsui K, Kohno H (2011). Social interactions of juvenile Brown Boobies at sea as observed with animal-borne video cameras. *Plos One*, **6**, e19602.

吉江由美子 (2001). 海藻の食物繊維に関する食品栄養学的研究. 日本水産学会誌, **67**, 619-622.

要旨

絶滅の恐れがある動物の生態を理解することは、その動物に対する有効な保全対策を考案する際の基礎情報として重要である。アオウミガメ *Chelonia mydas* は世界中の熱帯から温帯域に生息する種で、過去の乱獲や産卵場破壊によって個体数が激減し、現在は国際自然保護連合が発行するレッドリストに絶滅危惧種として掲載されている。本種の生態を包括的に理解するためには、様々な環境の生息域で情報を収集することが重要と考えられるが、従来の研究は産卵場が分布する熱帯や亜熱帯といった低緯度域に偏っており、高緯度の温帯域における情報が不足している。そこで本研究では、高緯度域を利用する本種の採餌生態を明らかにするために、太平洋における本種の生息北限に近い三陸沿岸域で調査研究を行った。

来遊状況および季節回遊様式

2005 年から 2016 年（2011 年を除く）に、岩手県大船渡市から宮古市にかけての沿岸域で操業する定置網漁業者に協力を要請してウミガメ類の混獲調査を行った。また、放流後の回遊様式を調べるために、混獲個体には個体識別標識を装着し、一部の個体には人工衛星対応型電波発信器も装着して岩手県の大槌湾または船越湾から放流した。なお、2011 年以前のデータは研究室に蓄積されていたものを使用した。結果、7 月から 11 月にかけて合計 109 個体のアオウミガメが混獲され、その内の 95% は生存していた。混獲時の水温は 14 - 24℃であり、水温が 20℃以上になる 8 月から 9 月にかけて混獲が集中していた。混獲個体の平均直甲長は 48.1 ± 11.3 cm で、成熟サイズ（直甲長約 80 cm）よりも小さい個体が 97% を占めたことから、当海域には主に亜成体が季節的に来遊していることが明らかとなった。また 101 個体に標識を装着して放流したところ、15 件の再捕獲情報が得られ、その内の 12 件は放流地点よりも南の海域での再捕獲であった。人工衛星対応型電波発信器による衛星追跡では、6 個体から平均 241 日間の回遊経路情報が得られ、全ての個体が 500 km 以上南の海域まで回遊した。さらに、冬期の経験水温は常に 12℃以上であり、三陸沿岸域の水温（8℃以下）に比べて高く、低水温による生理的失活を避けるための回遊であるとみられた。以上より、当海域を利用する本種は水温の季節変化に応じた回遊を行うことが示された。

食性解析

2012 年から 2015 年にかけて、三陸沿岸域の定置網で混獲されたアオウミガメを岩手県大槌町にある東京大学大気海洋研究所国際沿岸海洋研究センターの屋外水槽に搬入し、生存

していた個体の内の 25 個体から排泄物を、死亡していた 10 個体(再捕獲時の死亡も含む)から消化管内容物を採集した。得られたサンプルから出現した餌生物を網のレベルまで同定し、各餌生物の出現率と湿重量比を算出した。また、43 個体から採血し、血清成分を用いた炭素・窒素安定同位体比を測定した後、ベイズ推定を利用した混合モデルによって各餌生物(海藻、海草、ゼラチン質プランクトン)の相対的な寄与率を推定した。さらに、2007 年から 2015 年に合計 6 個体から得られた動物搭載型ビデオカメラによる 52 時間の映像も解析した。排泄物および消化管内容物分析によると、褐藻綱が出現率(排泄物:60%, 消化管内容物:100%), 湿重量比(排泄物:23%, 消化管内容物:34%)ともに高い値となった。これに対して、安定同位体比分析の混合モデルによると、3 種類の餌生物の中ではゼラチン質プランクトンの寄与率が 69 - 94%と最も高く推定された。動物搭載型ビデオカメラでは合計 210 回の摂餌行動が観察され、摂餌回数では紅藻綱が 73 回で最多となり、摂餌した個体数では褐藻綱が 6 個体中 5 個体と最多であった。また、3 個体ではゼラチン質プランクトンを合計 10 回捕食しており、雑食であることが示された。排泄物および消化管内容物分析がおおよそ 1 ヶ月前までの餌生物、安定同位体比分析が数週間から数ヶ月前の餌生物、動物搭載型ビデオカメラが放流後の餌生物を反映していることを考慮すると、当海域に来遊するまでは主にゼラチン質プランクトンを利用し、来遊後は当海域に豊富な褐藻類を主とした海藻を利用する割合が増加すると考えられた。

採餌様式

2006 年から 2015 年に三陸沿岸域で混獲されたアオウミガメの内、13 個体の背甲に水中 3 次元移動経路を再現できる 3D ロガー、浮力体、電波発信器、時限式切り離し装置を固定したタグを装着した。その内の 10 個体には動物搭載型ビデオカメラも同時に装着して大槌湾または船越湾から放流した。記録計一式は放流後 1 - 7 日後にウミガメから切り離されるように設定し、海面に浮上したものを電波受信器と八木アンテナを用いて捜索し、傭船で回収した。3D ロガーの時系列データを元に、供試個体の 3 次元移動経路を推測航法によって再現した後、水平方向の移動経路情報から行動を移動期と滞在期(1 時間当たりの直線移動速度が 700 m h^{-1} 以上と 700 m h^{-1} 未満)に分類した。加えて、前後方向の動的加速度(絶対値)から、滞在期をさらに活動と休息(1 分間の平均が 0.1 m s^{-2} 以上と 0.1 m s^{-2} 未満)に分類し、それぞれの行動に割いた時間割合を算出した。ビデオ映像は 3D ロガーと同期した後に摂餌行動を抽出し、餌生物の種類(海藻、ゼラチン質プランクトン、自然ゴミ、人工ゴミ)と摂餌した場所(海底、中層)、行動フェーズ(移動期、滞在期)を記録した。

プロペラの停止もしくは記録計の早期脱落が起きた 4 個体を除く 9 個体から合計 542 時間の行動データを得た。移動期と滞在期の時間割合はそれぞれ 31%と 69%で、越冬場に向けて移動しているとみられた 3 個体では、移動と滞在を繰り返しながら断続的に南下していることが示された。休息行動は全体の 21%を占め、日中 (12%) よりも夜間 (30%) の方が有意に高い割合となっていた (ウィルコクソンの符号付順位和検定: $V = 0$, $p = 0.02$)。3D ロガーと同期したビデオ映像は 6 個体から合計 43 時間得られ、181 回の摂餌行動が記録されていた。餌生物の種類は海藻が 135 回、ゼラチン質プランクトンが 7 回、自然ゴミが 22 回、人工ゴミが 17 回であり、摂餌場所は海底が 140 回、中層が 41 回であった。滞在期は主に海底 (140 回中 134 回) で海藻 (135 回中 127 回) を摂餌するという採餌様式を示した一方で、移動期には主に中層 (41 回中 34 回) でゼラチン質プランクトン (7 回中 6 回) を捕食するという採餌様式を示していた。以上より、当海域を利用する個体は狭い範囲に滞在して海産植物を利用するという低緯度域で知られていた採餌様式に加え、移動と滞在を繰り返しながら長距離を回遊することや、移動中もゼラチン質プランクトンを利用するという採餌様式を併せ持っていることが新たに判明した。これは、ゼラチン質プランクトンが豊富に存在するとみられる高緯度域に特有の採餌様式ではないかと考えられた。

人工ゴミの誤飲過程

食性解析の項目で使用した 25 個体の排泄物と 10 個体の消化管内容物から出現した人工ゴミについて、種類 (ペットボトルキャップなどの硬いプラスチック、ポリ袋などの柔らかいプラスチック、発泡スチロール、釣り糸およびロープ、ゴム、その他) と色 (透明, 白, 黒, 色付き) を分類して湿重量を測定し、それぞれの出現率と湿重量比を算出した。同じく食性解析に用いた 6 個体のビデオ映像では、野生下における人工ゴミへの遭遇回数と誤飲回数をそれぞれ数え、遭遇した人工ゴミを誤飲する割合を算出した。また、当海域を同所的に利用するアカウミガメから 2012 年以降に得られた 28 個体の排泄物と 13 個体の消化管内容物, 2007 年から 2015 年にかけて得られた 10 個体 (60 時間) のビデオ映像も分析し、人工ゴミの誤飲量や遭遇した人工ゴミを誤飲する割合を本種と比較した。アカウミガメでは、全個体の排泄物と消化管内容物から人工ゴミが出現し (出現率 100%), 消化管内容物における人工ゴミ出現率の世界平均 (42%) よりも高い値であった。全内容物に対する人工ゴミの湿重量比は排泄物で 39%, 消化管内容物で 14% となり, 1 個体あたりの湿重量はアカウミガメに比べて有意に多くなった (ウィルコクソンの順位和検定, 排泄物: $W = 611.5$, $p < 0.001$, 消化管: $W = 105.5$, $p = 0.01$)。人工ゴミの種類では柔らかいプラスチック, 色

では透明なゴミが出現率（80%以上）、湿重量比（40%以上）ともに高い値となり、従来の知見と一致していた。なお、今回の分析において、人工ゴミの誤飲が直接の死因とみられる個体はいなかった。ビデオ映像には、アオウミガメとアカウミガメが人工ゴミにそれぞれ 34 回と 12 回遭遇し、その内の 21 回と 2 回を誤飲する様子が映っていた。誤飲した人工ゴミは主に中層を漂流する透明で柔らかいプラスチックであった。また、遭遇した人工ゴミを誤飲する確率はアオウミガメ（62%）の方がアカウミガメ（17%）よりも有意に高く（フィッシャーの正確確率検定： $p = 0.02$ ）、動かない植物や中層を漂うゼラチン質プランクトンを主な餌とするアオウミガメの食性が高い誤飲率に関連していると考えられた。

以上の結果は、従来低緯度域で示されてきた何年にもわたって特定の餌場に固執するという採餌生態とは異なっており、相対的に栄養が豊富で夏期にのみ利用可能となる高緯度域に適応した採餌生態であると考えられた。これは、本種には低緯度域に周年滞在するだけでなく、夏期に餌を求めてより栄養豊富な高緯度域へ回遊する個体がいることを示唆しており、本種の生態をより正しく理解する上で貴重な知見となった。

Appendix I. List of the tagged turtles which released at the Sanriku Coast

ID	Year	Sex	Temperature (°C)	Tag number of left forelimb	Tag number of right forelimb	Tag number of left hind-limb	Tag number of right hind-limb	Number of PIT tag	SCL (cm)	BM (kg)
G0501	2005	Unknown	22.0			44696	44695		44.8	
G0613	2006	Unknown	21.3			47131	47130		43	10.5
G0616	2006	Unknown	21.4			47136	47137		47.8	15.5
G0617	2006	Unknown	21.6			47138	47139		41.8	11
G0618	2006	female	20.6	16903	47140	16904	47141		71.9	52
G0619	2006	Unknown	18.2			47142	47143		44.5	12
G0620	2006	Unknown	19.6			47148	47149		44.2	10.5
G0621	2006	Unknown	19.6	47146	47147	47144	47145		73.3	59
G0622	2006	Unknown	19.2			53401	53402		43.4	13
G0703	2007	Unknown	16.5			53413	53414		43.7	11
G0710	2007	Unknown	18.5			53424	53424		45.6	14
G0714	2007	Unknown	21.0			53429	53430		47.1	14
G0716	2007	Unknown	21.2			53433	53434		41.7	10.5
G0717	2007	Unknown	21.2			53435	53436		49.3	17.5
G0718	2007	Unknown	21.0	53437			53438		81	70.5
G0719	2007	Unknown	21.1			53439	53440		47.2	16
G0720	2007	Unknown	20.0			47150	53441		85.6	85
G0721	2007	Unknown	21.2			53442	53443		41.4	11
G0722	2007	Unknown	19.5			53444	53445		45.7	13.5
G0723	2007	Unknown	20.7			53446	53447		45.8	14
G0724	2007	Unknown	19.5			53448	53449		42.8	14
G0805	2008	Unknown	17.3			53458	53459		44.9	14
G0812	2008	Unknown	21.0			53472	53473		60.4	31
G0813	2008	Unknown	19.5			53474	53475		52	22.2
G0820	2008	Unknown	18.0			53480	53481		40.7	
G0823	2008	Unknown	19.8	53490	53491				45.3	13.5

(continued)

ID	Year	Sex	Temperature (°C)	Tag number of left forelimb	Tag number of right forelimb	Tag number of left hind-limb	Tag number of right hind-limb	Number of PIT tag	SCL (cm)	BM (kg)
G0830	2008	Unknown	20.1			64006	64007		41.5	9.5
G0833	2008	Unknown	21.0	64010	64011				42.5	10.5
G0839	2008	Unknown	20.7			64028	64029		44.1	13.5
G0841	2008	Unknown	19.6			64022	64023		41.3	9
G0842	2008	Unknown	19.0			64024	64025		47.1	16
G0843	2008	Unknown	19.1			64030	64031		41.3	11.5
G0951	2009	Unknown	19.7			64784	64785		45.9	15
G0953	2009	Unknown	19.7			64788	64789		44.8	14.5
G0954	2009	Unknown	20.2			64792	64793		43.8	13
G0955	2009	Unknown	20.0			64794	64795		43.3	12.5
G0957	2009	Unknown	19.9			64798	64799		47.7	14.5
G0958	2009	Unknown	20.1			64801	64800		53.8	19.5
G0959	2009	Unknown	19.8			64803	64802		43.9	13
G1010	2010	Unknown	18.3	80217		64827	64828		51.7	18.5
G1024	2010	Unknown	23.0	64852	80231	80232	64853		62.2	26.8
G1033	2010	Unknown	23.0			64866	64867		46.3	15
G1036	2010	Unknown	21.6	64875	80255	80254	64874		63.5	36
G1037	2010	Unknown	21.6	64872	80253	80252	64873		76.9	68.5
G1040	2010	Unknown	21.8	80263	80262	64882	64883		74.6	60
G1043	2010	Unknown	20.7	80269	80268	64888	64889		70.5	51
G1202	2012	Unknown	21.6	83703	89303		83704		46.2	13.5
G1205	2012	Unknown	22.4	83705	89307	89306	83706		41.1	10.5
G1210	2012	Unknown	23.7	83711	89314	89313	83712		44.3	11.5
G1211	2012	Unknown	24.0	83713	89316	89315	83714		51.7	21.5
G1212	2012	Unknown	24.0	83715	89318	89317	83716		73.3	59

(continued)

ID	Year	Sex	Temperature (°C)	Tag number of left forelimb	Tag number of right forelimb	Tag number of left hind-limb	Tag number of right hind-limb	Number of PIT tag	SCL (cm)	BM (kg)
G1213	2012	Unknown	23.0	83717	89321	89320	83718		43.9	13.5
G1214	2012	Unknown	22.0	83719	89323	89322	83720		43.6	12
G1220	2012	Unknown	21.0	83723	89327	89326	83724		76.8	60.5
G1221	2012	Unknown	22.5	83725		89328	83726		38.9	9
G1222	2012	Unknown	22.8	83727	89333	89331	83728		45	13
G1224	2012	Unknown	17.5	83731	89337	89336	83732		39.1	8
G1226	2012	Unknown	16.0	83733	89339	89338	83734		40.4	8.8
G1346	2013	Unknown	19.0	83807	89415	89416	83808		38.2	9
G1349	2013	Unknown	22.8	83813	89425	89422	83814		41	10
G1352	2013	Unknown	23.4	83819	89428	89429	83820		46.5	14.5
G1353	2013	Unknown	22.1	83821	89430	89431	83822		36.8	7
G1354	2013	Unknown	21.0	83823	89432	89433	83824		44.5	11.5
G1355	2013	Unknown	21.0	83825	89434	89435	83826		43.4	12.5
G1356	2013	Unknown	21.3	83827	89436	89437	83828		48.4	15
G1358	2013	Unknown	23.3	83829	89438	89439	83830		41.2	9.5
G1359	2013	Unknown	21.6	83831	89440	89441	83832		49.5	19.5
G1361	2013	Unknown	19.7	83833	89442	89443	83834		73.3	62
G1424	2014	Unknown	19.0	83873	89483	89484	83874	392145000295062	41.8	10
G1426	2014	Unknown	18.8	83877	89487	89488	83878	392145000274683	53.7	18.5
G1451	2014	Unknown	21.6	97416	4831	4832-A	97417	392145000274618	57.6	29
G1454	2014	Unknown	19.8	97422	4837	4838-A	97423	392145000264675	47.3	16.5
G1501	2015	Unknown	16.7	97442	4857	4858A	97443	392145000274055	45.8	15.5
G1506	2015	Unknown	21.1	97448	4863	4864-A	97449	392145000274388	72.2	55.5
G1508	2015	Unknown	21.6	97452	4867	4868-A	97453	392145000294291	41	9.5
G1510	2015	Male	20.5	97456	4871	4872-A	97457	392145000293685	90.9	104

(continued)

ID	Year	Sex	Temperature (°C)	Tag number of left forelimb	Tag number of right forelimb	Tag number of left hind-limb	Tag number of right hind-limb	Number of PIT tag	SCL (cm)	BM (kg)
G1511	2015	Unknown	20.4	97458	4875	4874-A	97459		38	9
G1512	2015	Unknown	19.2	97460	4876	4877-A	97461	392145000292592	48.8	15
G1513	2015	Unknown	20.0	97462	4878	97463	4879-A	392145000263342	40.3	10
G1514	2015	Unknown	20.0	97464	4880	4881-A	97465	392145000293925	49.3	19
G1515	2015	Unknown	20.0	97471	4882	4883-A	97472	392145000291760	43.5	10.5
G1516	2015	Unknown	19.7	97466	4884	4885-A	97467	392145000293192	41.4	11.5
G1517	2015	Unknown	19.7	97468	4886	4887-A	97469	392145000292596	40.9	10
G1518	2015	Unknown	19.2	97470	4888	4889-A	97473	392145000274004	39.7	8
G1519	2015	Unknown	19.9	97474	4890	4891-A	97475	392145000292359	46	15.5
G1521	2015	Unknown	19.4	97478	4894	4895-A	97479	392145000274671	41.9	14.5
G1522	2015	Unknown	19.0	97480	4896	4897-A	97481	392145000284610	43.5	12
G1602	2016	Unknown	14.0	97488	4902	4903-A	97487	392145000275460	43.3	12
G1603	2016	Unknown	14.0	97489	4904	4905-A	97490	392145000270730	41.6	10
G1605	2016	Unknown	15.4	97491	4906	4907-A	97492	392145000270001	45.2	13
G1614	2016	Unknown	16.9	97508	4920	4921-A	97507	392145000274536	42	11
G1619	2016	Unknown	18.2	97515	4926	4927-A	97516	392145000274643	41.4	10
G1623	2016	Unknown	18.5	97523	4934	4935-A	97524	392145000271008	44.6	13
G1631	2016	Unknown	20.1	97539	4954	4955-A	97540	392145000284935	38.9	7.5
G1635	2016	Unknown	20.1	97547	4962	4963-A	97548	392145000276594	40.6	9.5
G1636	2016	Unknown	20.1	97549	4964	4965-A	97550	392145000276464	39.8	8
G1638	2016	Unknown	20.0	97553	4968	4969-A	97554		45.6	13.5
G1640	2016	Unknown	21.0	97557	4972	4973-A	97558	392145000276373	40.3	10.5
G1641	2016	Unknown	21.0	97559	4974	4975-A	97560	392145000275434	41.7	11.5
G1642	2016	Unknown	20.6	97561	4976	4977-A	97562	392145000281602	38.7	9
G1646	2016	Unknown	20.2	97569	4984	4985-A	97570	392145000276072	42.7	11
G1647	2016	Unknown	20.0	97571	4986	4987-A	97572	392145000304517	38.8	10

