

Umweltforschungsplan
des Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz und Reaktorsicherheit

Schutz der Antarktis

Forschungskennzahl (UFOPLAN 3712 87 100)

**Monitoring zu den Folgen von lokalen Klimaveränderungen auf die
Schutzgüter der eisfreien Gebiete der Maxwell Bay (King George Island,
Antarktis)**

von

Christina Braun

Jan Esefeld

Dr. Hans-Ulrich Peter

AG Polar- & Ornitho-Ökologie, Institut für Ökologie, Friedrich-Schiller Universität Jena

IM AUFTRAG
DES UMWELTBUNDESAMTES

Mai 2016

Kurzbeschreibung

Die Fildes-Region (King George Island, South Shetland Islands), bestehend aus der Fildes Peninsula, der angrenzenden Ardley Island sowie allen größeren benachbarten Inseln, gehört zu den größten eisfreien Gebieten im Bereich der maritimen Antarktis und weist eine vergleichsweise hohe Biodiversität auf. Gleichzeitig repräsentiert diese Region mit sechs ansässigen Stationen, zahlreichen Feldhütten sowie einer Landebahn das logistische Zentrum im Bereich der Antarktischen Halbinsel, woraus häufig Interessenkonflikte zwischen den verschiedenen Nutzergruppen und den gesetzlich festgeschriebenen Umweltschutzstandards in der Antarktis resultieren. Aufgrund der hohen Bedeutung langfristiger Monitoringprogramme, insbesondere in Gebieten rasanter klimatischer Veränderungen und mit einem hohen Gefährdungsrisiko für die Schutzgüter der Region, wurde die in den 1980er Jahren begonnene Bestandsaufnahme der lokalen Brutvogel- und Robbengemeinschaft in der Fildes-Region während der Sommermonate (Dezember bis Februar) der Saisons 2012/13 bis 2014/15 fortgesetzt. Daneben erfolgte eine Brutvogelerfassung in allen größeren eisfreien Bereichen der an die Fildes-Region angrenzenden Maxwell Bay. Diese umfassten die Gebiete Barton, Weaver und Potter Peninsula, am Green Point (alle King George Island) sowie für Stansbury Peninsula, Martin und Duthoit Point (alle Nelson Island). Für die Analyse von Langzeittrends der Vogel- sowie der Robbenbestände wurden zusätzlich zu eigenen Erfassungen umfangreiche Daten aus zahlreichen, bislang unveröffentlichten Expeditionsberichten deutscher Wissenschaftler aus den 1980er Jahren sowie sämtlicher verfügbarer Literatur herangezogen. Die Ergebnisse dieser beiden Monitoringschwerpunkte werden in dem vorliegenden Forschungsbericht präsentiert. Deutlich wird hierbei, dass die Mehrzahl der Seevogelarten hinsichtlich ihrer Brutpaarzahlen vornehmlich von natürlichen Umweltfaktoren abhängen, andere dagegen stärker auf anthropogene Einflüsse reagieren. Zusätzlich wurden anhand von Luft- und Satellitenaufnahmen teilweise erhebliche Gletscherrückzugsgebiete ausgewählter Bereiche der Maxwell Bay in Bezug auf die regionale klimatische Entwicklung dokumentiert.

Abstract

The Fildes Region (King George Island, South Shetland Islands), consisting of the Fildes Peninsula, the neighbouring Ardley Island and all larger, nearby islands, is one of the largest ice-free regions in maritime Antarctica and has a relatively high level of biodiversity. This area also represents the logistical centre of the Antarctic Peninsula with its six permanent stations, numerous field huts and an airstrip which often leads to conflict of interests between the different use groups and the legally established environmental protection standards in Antarctica. Given the great importance of long-term monitoring programmes, especially in regions with natural resources at high risk and in areas of rapid climatic change, the survey of local breeding birds and seal communities started in the 1980s in the Fildes Region was continued in the summer months (December to February) of the 2012/13 to 2014/15 seasons. Besides, a monitoring of breeding birds in all large ice-free areas of Maxwell Bay, which borders the Fildes Region. These included the Barton, Weaver and Potter Peninsulas, Green Point (all on King George Island) and for the Stansbury Peninsula, Martin and Duthoit Points (all on Nelson Island). To analyse long-term trends in the bird and seal populations, extensive data from numerous, still unpublished expedition reports of German scientists from the 1980s and all available literature were added to recent observations. The results of both monitoring focus areas are presented in this research report. It could be shown, that regarding their breeding pair numbers most seabird species depend primarily on environmental factors,

whereas others are more affected by anthropogenic impacts. Additionally, considerable glacial retreat in selected regions of the Maxwell Bay with reference to the regional climate changes were documented on the basis of aerial and satellite images.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	10
Tabellenverzeichnis.....	16
Abkürzungen	20
Zusammenfassung	21
Summary	30
1 Einleitung.....	38
2 Monitoring der Brutvögel und Robben in der Fildes-Region.....	41
2.1 Methodik.....	41
2.2 Pinguine (<i>Pygoscelis spec.</i>)	45
2.2.1 Ardley Island	46
2.2.2 Pinguinkolonien an der Westküste der Fildes Peninsula.....	59
2.3 Südlicher Riesensturmvogel (<i>Macronectes giganteus</i>).....	59
2.4 Kapsturmvogel (<i>Daption capense</i>).....	68
2.5 Rußalbatros (<i>Phoebastria palpebrata</i>).....	71
2.6 Weißgesichtscheidenschnabel (<i>Chionis alba</i>)	72
2.7 Skuas (<i>Catharacta spec.</i>).....	73
2.8 Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>).....	77
2.9 Antarktisseeschwalbe (<i>Sterna vittata</i>).....	80
2.10 Potentielle Brutvögel , Durchzügler und Irrgäste	82
2.11 Robben.....	85
2.11.1 Südlicher Seeelefant (<i>Mirounga leonina</i>)	86
2.11.2 Weddellrobbe (<i>Leptonychotes weddellii</i>)	90
2.11.3 Antarktischer Seebär (<i>Arctocephalus gazella</i>).....	91
2.11.4 Robbenwurfplätze in der Fildes-Region.....	94
2.12 Aktuelle Gefährdungen von Vögeln und Robben in der Fildes-Region	98
2.13 Schlussfolgerungen.....	99
3 Brutvogelmonitoring in den eisfreien Gebieten der Maxwell Bay.....	101
3.1 Einleitung	101
3.2 Barton Peninsula.....	102
3.3 Weaver Peninsula.....	109
3.4 Green Point.....	112
3.5 Potter Peninsula.....	114

3.6	Duthoit Point.....	122
3.7	Stansbury Peninsula & Martin Point (Nelson Island).....	127
3.8	Diskussion.....	133
4	Dokumentation von Gletscherrückzugsgebiete ausgewählter Bereiche der Maxwell Bay in Bezug auf die regionale klimatische Entwicklung	137
4.1	Einleitung	137
4.2	Auswertung der meteorologischen Daten der Station Bellingshausen	138
4.2.1	Das Klima im Untersuchungsgebiet.....	138
4.2.2	Aktuelle klimatische Veränderungen	139
4.3	Vorbemerkung zur Gletscherentwicklung in der Antarktis.....	141
4.4	Aktuelle Situation der Gletscher im Untersuchungsgebiet	142
4.5	Methodik der Dokumentation von Gletscherrückzugsgebieten im Bereich der Maxwell Bay	144
4.6	Ergebnisse.....	146
4.7	Ökologische Bedeutung von Gletscherrückzugsgebieten in der Region.....	151
4.8	Schlussfolgerung.....	155
5	Offene Fragen und Forschungsbedarf.....	157
6	Quellenverzeichnis.....	158
	Anhang 1: Ergebnisse der Robbenzählungen in den Saisons 2012/13 bis 2014/15.....	185
	Anhang 2: Meteorologische Daten der Station Bellingshausen.....	190

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Übersichtskarte der Maxwell Bay mit Darstellung der Besonderen Antarktischen Schutzgebiete (ASPAs); Darstellung der South Shetland Islands ohne die Inseln Clarence, Elephant und Gibbs..39
Abbildung 2:	Übersicht über das Untersuchungsgebiet Fildes-Region41
Abbildung 3:	Beispiel für Luftaufnahme aus einem Drohneneinsatz (Ausschnitt von Diomedea Island), Flughöhe 50 m ü. N.N.; anhand der umgebenden Kotspuren und des hellen Daunengefieders ist der junge Riesensturmvogel gut erkennbar (Foto: ThINK, 19.02.2015).....42
Abbildung 4:	In der Fildes-Region brütende <i>Pygoscelis</i> -Arten: Adélie-, Esels- und Zügelpinguin (Fotos: C. Braun).....46
Abbildung 5:	Relief im nordöstlichen Bereich der Pinguinkolonie auf Ardley Island (Foto: C. Braun)47
Abbildung 6:	Brutpaarzahlen von Esels-, Adélie- und Zügelpinguinen auf Ardley Island zwischen den Saisons 1979/80 und 2014/15 mit Darstellung signifikanter Trends mittels linearer Regression; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.49
Abbildung 7:	Räumliche Verteilung der Nestgruppen innerhalb der Pinguinkolonie auf Ardley Island. Die beiden ältesten Datensätze basieren auf Luftbildern (nur 1985/86) und Handskizzen deutscher (1985/86) und chilenischer (1993/94) Wissenschaftler/innen. Die Erfassung der Daten für 2003/04 – 2005/06 sowie 2012/13 – 2014/15 erfolgte mittels Differentiellem GPS. Die Unterteilung der Kolonie in sieben Zonen dient der besseren Orientierung (nach Peter et al. 2008).....52
Abbildung 8 a - c: Zusammensetzung der Nestgruppen von Esels-, Adélie- und Zügelpinguinen innerhalb der Pinguinkolonie auf Ardley Island in den Saisons 2012/13 bis 2014/15 (nach Peter et al. 2008)53
Abbildung 9:	Brutpaarzahlen von Adélie- und Eselspinguinen in sympatrischen Nestgruppen zwischen 1994/95 und 2014/15 mit Darstellung signifikanter Trends mittels linearer Regression; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.55
Abbildung 10:	Bruterfolg der drei <i>Pygoscelis</i> -Arten der Ardley-Insel-Kolonie mit Darstellung signifikanter Trends mittels linearer Regression; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.56
Abbildung 11:	Infolge starken Schneefalls im Frühjahr verlassene Nester von Adéliepinguinen auf Ardley Island (Foto: M.-C. Rümmler, 30.11.2014).....58
Abbildung 12:	Juveniler und adulter Südlicher Riesensturmvogel (<i>Macronectes giganteus</i>), weiße Morphe (Foto: C. Braun).....60

Abbildung 13:	Gesamtzahl der Brutpaare des Südlichen Riesensturmvogels (<i>Macronectes giganteus</i>) in der Fildes-Region (* unvollständig, da keine Daten für Kolonie A – Nord, Saison nicht in Berechnung des Langzeittrends mittels linearer Regression einbezogen; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.).....	61
Abbildung 14:	Lage der Brutplätze des Südlichen Riesensturmvogels (<i>Macronectes giganteus</i>) in der Fildes-Region mit Angabe des Brutstatus aller seit 2003/04 bekannten Brutplätze (nicht besetzt, besetzt – ohne Bruterfolg, besetzt – mit Bruterfolg, Angaben beziehen sich auf die Saisons 2012/13 bis 2014/15).....	62
Abbildung 15:	Brutpaarzahlen und Bruterfolg des Südlichen Riesensturmvogels (<i>Macronectes giganteus</i>) in den Kolonien A – E der Fildes-Region mit Darstellung signifikanter Trends mittels linearer Regression; zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der Y-Achsen. Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.	64
Abbildung 16:	Brutpaarzahlen und Bruterfolg des Südlichen Riesensturmvogels (<i>Macronectes giganteus</i>) in den Kolonien F – J der Fildes-Region mit Darstellung signifikanter Trends mittels linearer Regression; zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der Y-Achsen. Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.	65
Abbildung 17:	Gesamtbruterfolg des Südlichen Riesensturmvogels (<i>Macronectes giganteus</i>) in der Fildes-Region mit Darstellung des signifikanten Trends mittels linearer Regression (* Daten unvollständig, kein Bruterfolg für Kolonien F, H & J erfasst; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.).....	66
Abbildung 18:	Kapsturmvogel (<i>Daption capense</i> , Foto: C. Braun)	69
Abbildung 19 a - c:	Lage und Größe der Brutkolonien des Kapsturmvogels (<i>Daption capense</i>) in den Saisons 2012/13 bis 2014/15	69
Abbildung 20:	Entwicklung der Brutpaarzahl des Kapsturmvogels (<i>Daption capense</i>) in der Fildes-Region seit den 1980er Jahren mit Darstellung des signifikanter Trends mittels linearer Regression (* unvollständige Erfassung, nicht in Berechnung des Langzeittrends einbezogen; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.)	71
Abbildung 21 a & b:	Rußalbatros (<i>Phoebetria palpebrata</i>) und in der Fildes-Region gelegener Brutplatz am Flat Top-Felsen (Fotos: C. Braun)	72
Abbildung 22:	Sichtbeobachtungen bzw. Brutplätze von Rußalbatrossen (<i>Phoebetria palpebrata</i>) und Weißgesichtscheidenschnäbeln (<i>Chionis alba</i>) in der Saisons 2012/13 bis 2014/15.....	73
Abbildung 23:	Brutpaarzahlen von Skuas (<i>Catharacta spec.</i>) in der Fildes-Region. Als „unbestimmt“ werden solche Skuapaare klassifiziert, bei	

	denen der Paartyp nicht bestimmt wurde oder die Artzugehörigkeit eines Partners nicht bekannt ist. Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.	74
Abbildung 24 a - c:	Verteilung der Skuanester (<i>Catharacta lonnbergi</i> , <i>C. maccormicki</i> , Hybride und Mischpaare) in der Fildes-Region in den Saisons 2012/13 bis 2014/15	76
Abbildung 25:	Reste einer Schildkröte, gefunden an einem in Stationsnähe gelegenen Nest Brauner Skuas (Foto: M.-C. Rümmler, 28.01.2015).....	77
Abbildung 26:	Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i> , Foto: C. Braun)	78
Abbildung 27 a - c:	Lage und Größe der Brutkolonien der Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>) in den Saisons 2012/13 bis 2014/15	78
Abbildung 28:	Entwicklung der Brutpaarzahl der Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>) in der Fildes-Region seit den 1980er Jahren mit Darstellung des signifikanten Langzeittrends mittels linearer Regression (* unvollständige Erfassung, nicht in Berechnung des Trends einbezogen; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.).....	80
Abbildung 29 a - c:	Lage und Größe der Brutkolonien der Antarktisseeschwalbe (<i>Sterna vittata</i>) in der Fildes-Region in den Saisons 2012/13 bis 2014/15.....	81
Abbildung 30:	Entwicklung der Brutpaarzahl der Antarktisseeschwalbe (<i>Sterna vittata</i>) in der Fildes-Region seit den 1980er Jahren (* unvollständige Erfassung, nicht in Berechnung des Langzeittrends mittels linearer Regression einbezogen; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.).....	82
Abbildung 31 a - c:	Beobachtungen und Totfunde von Irrgästen und Durchzüglern in der Fildes-Region in den Saisons 2012/13 bis 2014/15.....	83
Abbildung 32:	Anzahl der während der monatlichen Robbenzählungen im Südsommer erfassten Südlichen Seeelefanten (<i>Mirounga leonina</i>) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island mit Darstellung signifikanter Trends mittels linearer Regression; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.	87
Abbildung 33 a - c:	Liegeplätze des südlichen Seeelefanten (<i>Mirounga leonina</i>) mit mindestens zehn Tieren auf der Fildes Peninsula in den Saisons 2012/13 bis 2014/15	88
Abbildung 34:	Anzahl der während der monatlichen Robbenzählungen im Südsommer erfassten Weddellrobben (<i>Leptonychotes weddelli</i>) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island mit Darstellung signifikanter Trends mittels linearer Regression; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.	91
Abbildung 35:	Anzahl der während der monatlichen Robbenzählungen im Südsommer erfassten Seebären (<i>Arctocephalus gazella</i>) auf der	

	Fildes Peninsula und Ardley Island mit Darstellung signifikanter Trends mittels linearer Regression; zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der Y-Achsen. Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.....	93
Abbildung 36:	Anzahl der in der Fildes-Region erfassten Geburten von Weddellrobben (<i>Leptonychotes weddelli</i>); bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.....	95
Abbildung 37:	Lage der Robbenwurfplätze an den Küsten der Fildes Peninsula und Ardley Islands und Zahl der dort beobachteten Jungtiere (summarisch dargestellt) in den Saisons 2012/13 bis 2014/15.....	96
Abbildung 38:	Lage von Robbenwurfplätzen an den Küsten der Fildes Peninsula und Ardley Islands (E – Südlicher Seeelefant, W – Weddellrobbe, B – Antarktischer Seebär, L – Seeleopard), zusammengestellt aus Daten aus den Saisons 2002/03 – 2006/07 und 2008/09 – 2014/15 (verändert nach Braun et al. 2012, Nummerierung der Buchten nach Peter et al. 2008, S. 45).....	97
Abbildung 39:	Übersicht über die eisfreien Gebiete der Maxwell Bay, King George Island; Darstellung der South Shetland Islands ohne die Inseln Clarence, Elephant und Gibbs.....	102
Abbildung 40:	Topografie der Barton Peninsula (Quelle GIS-Daten: National Geographic Information Institute NGII, Südkorea; die ASPA-Grenzen wurden dem aktuellen Managementplan entnommen)	103
Abbildung 41:	Pinguinkolonie am Narębski Point, Barton Peninsula. Im Vordergrund liegen die Teilkolonien der Eselspinguine auf einem Plateau, im Hintergrund auf den Felsen am Kap die der Zügelpinguine (Foto: J. Krietsch, 03.01.2014).....	104
Abbildung 42:	Räumliche Verbreitung der Pinguinkolonie auf Barton Peninsula in der Saison 2013/14 (Quelle GIS-Daten: J.-W. Jung)	105
Abbildung 43:	Entwicklung der Brutpaarzahlen ausgewählter Arten auf Barton Peninsula; Dargestellt sind Eselspinguin (<i>Pygoscelis papua</i>), Zügelpinguin (<i>P. antarctica</i>), Südlicher Riesensturmvogel (<i>Macronectes giganteus</i>), Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>) und zusammengefasst alle Skuaarten (<i>Catharacta spec.</i>); Daten entsprechend Tabelle 5 – Tabelle 7. Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison bzw. nur für einen Teil des Gebiets vor.	109
Abbildung 44:	Topografie der Weaver Peninsula (Quelle GIS-Daten: National Geographic Information Institute (NGII), Südkorea).....	110
Abbildung 45:	Weaver Peninsula; Im Hintergrund Barton Peninsula mit der Station King Sejong (Foto: H.-U. Peter)	111
Abbildung 46:	Ansicht von Green Point mit der "Refugio Collins"-Feldhütte (Foto: J. Krietsch, 18.01.2014)	112

Abbildung 47:	Räumliche Verteilung der Brutvögel am Green Point in den Saisons 2010/11 bis 2014/15.....	113
Abbildung 48:	Topografie der Potter Peninsula (Quelle GIS-Daten: KGIS – The King George Island GIS Project der Universität Freiburg; die ASPA-Grenzen wurden dem aktuellen Managementplan entnommen.)	114
Abbildung 49:	Argentinische Forschungsstation Carlini, vormals Jubany, auf der Potter Peninsula mit Three Brothers Hill im Hintergrund (Foto: A. Nordt, 25.03.2006).....	115
Abbildung 50:	Entwicklung der Brutpaarzahlen ausgewählter Arten auf Potter Peninsula. Dargestellt sind Eselpinguin (<i>Pygoscelis papua</i>), Adéliepinguin (<i>P. adeliae</i>), Zügelpinguin (<i>P. antarctica</i>), Südlicher Riesensturmvogel (<i>Macronectes giganteus</i>), Weißgesichtsscheidenschnabel (<i>Chionis alba</i>) und zusammengefasst alle Skuaarten (<i>Catharacta spec.</i>). Daten entsprechend Tabelle 11 – Tabelle 14. Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.....	121
Abbildung 51:	Boot (?) unbekannter Herkunft und Funktion am südwestlichen Strandbereich von Duthoit Point; Im Hintergrund die südwestliche Pinguinteilkolonie (Foto: J. Esefeld, 31.01.2013)...	123
Abbildung 52:	Plateau am Duthoit Point; der Pfeil markiert die Position des Flugzeugwracks am Fuße des Burney Peak (Foto: J. Krietsch, 31.01.2013).....	123
Abbildung 53:	Nordöstliche Pinguinteilkolonie auf Felsen und einem kleinen Plateau oberhalb der Küste von Duthoit Point (Foto: J. Esefeld, 31.01.2013).....	124
Abbildung 54:	Räumliche Verbreitung der Brutvögel am Duthoit Point in den Saisons 2006/07 und 2012/13.....	125
Abbildung 55:	Private Station "Overnational Ecobase Nelson" (Foto: J. Esefeld, 23.12.2010).....	128
Abbildung 56:	Räumliche Verbreitung ausgewählter Brutvögel auf Stansbury Peninsula (Daten zusammengefasst für die Saison 2009/10 bis 2014/15).....	129
Abbildung 57:	Blick von der Fildes-Halbinsel Richtung Südwesten auf Martin Point (Foto: J. Krietsch, 09.12.2012); Links die Eiskappe von Nelson Island; rechts knapp außerhalb des Bildrandes liegen die Zügelpinguinkolonien von Nancy Rock und Withem Island.	132
Abbildung 58:	Klimadiagramm der Station Bellingshausen, basierend auf meteorologischen Daten von 1969 bis 1998 (Datenquelle: NADC, AARI: http://www.aari.aq).....	139
Abbildung 59:	Entwicklung der mittleren Sommertemperatur (Dezember – Februar) in Bellingshausen von 1969 bis 2014; dargestellt ist	

	zusätzlich die quadratische Regressionskurve (Datenquelle: NADC, AARI: http://www.aari.aq).....	140
Abbildung 60:	Entwicklung der Niederschlagsmengen im Sommer (Dezember – Februar) in Bellingshausen von 1969 bis 2014; dargestellt ist zusätzlich die quadratische Regressionskurve (Datenquelle: NADC, AARI: http://www.aari.aq).....	141
Abbildung 61:	Eisbedeckung von King George Island und Nelson Island (Quelle: KGIS-Projekt Universität Freiburg).....	144
Abbildung 62:	Gletscherrückzugsgebiete des Bellingshausen-Doms im Norden der Fildes Peninsula zwischen 1956 und 2012 (ergänzt durch Ergebnis der Gletscherrandkartierung im Februar 2013), dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten (Hintergrundbild: © Google Earth, Bildaufnahmedatum 21.02.2006).....	147
Abbildung 63:	Gletscherrückzugsgebiete der Barton Peninsula zwischen 2005 und 2011, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten (Hintergrundbild: © Google Earth, Bildaufnahmedatum 21.03.2011)	148
Abbildung 64:	Gletscherrückzugsgebiete der Weaver Peninsula zwischen 2005 und 2011, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten (Hintergrundbild: © Google Earth, Bildaufnahmedatum 21.03.2011)	148
Abbildung 65:	Gletscherrückzugsgebiete am Green Point zwischen 1956 und 2013, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten (Hintergrundbild: © Google Earth, Bildaufnahmedatum 26.03.2005)	149
Abbildung 66:	Gletscherrückzugsgebiete im Gebiet von Stansbury Peninsula und Martin Point, Nelson Island, zwischen 1956 und 2013, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten (Hintergrundbild: © Google Earth, Bildaufnahmedatum 21.02.2006).....	150
Abbildung 67:	Gletscherrückzugsgebiete am Duthoit Point, Nelson Island, zwischen 2010 und 2012, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten (Hintergrundbild: WorldView01, USGS, Bildaufnahmedatum 27.01.2012).....	151

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Quellen der verwendeten Monitoringdaten aus der Fildes-Region.....	43
Tabelle 2:	Brutpaarzahl und Bruterfolg von Skuas (<i>Catharacta spec.</i>) in der Fildes-Region zwischen den Saisons 2007/08 und 2014/15 (* Wert basiert nur auf einem Brutpaar)	75
Tabelle 3:	Beobachtungen von Vertretern der Ordnung der Röhrennasen (Procellariiformes) in der Fildes-Region in den Saisons 2012/13 bis 2014/15.....	84
Tabelle 4:	Beobachtungen von Küstenseeschwalben (<i>Sterna paradisea</i>) in der Fildes-Region in den Saisons 2012/13 bis 2014/15	85
Tabelle 5:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Eselspinguin (<i>Pygoscelis papua</i>), Zügelpinguin (<i>P. antarctica</i>), Südlichem Riesensturmvogel (<i>Macronectes giganteus</i>), Buntfußsturmschwalbe (<i>Oceanites oceanicus</i>) und Schwarzbauchmeerläufer (<i>Fregetta tropica</i>) auf Barton Peninsula anhand verfügbarer Zensusdaten. Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben.....	105
Tabelle 6:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Kapsturmvogel (<i>Daption capense</i>), Weißgesichtsscheidenschnabel (<i>Chionis alba</i>), Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>) und Antarktisseeschwalbe (<i>Sterna vittata</i>) auf Barton Peninsula anhand verfügbarer Zensusdaten. Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben.....	107
Tabelle 7:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Brauner Skua (<i>Catharacta antarctica lonnbergi</i>), Südpolarskua (<i>C. maccormicki</i>), Hybrid-, Misch- und unbestimmten Skuapaaren (<i>Catharacta spec.</i>) auf Barton Peninsula anhand verfügbarer Zensusdaten. Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben.....	108
Tabelle 8:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Südlichem Riesensturmvogel (<i>Macronectes giganteus</i>), Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>) und Antarktisseeschwalbe (<i>Sterna vittata</i>)	111
Tabelle 9:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Brauner Skua (<i>Catharacta antarctica lonnbergi</i>), Südpolarskua (<i>C. maccormicki</i>) und deren Misch- und Hybridpaaren.....	111
Tabelle 10:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>), Südpolarskua (<i>Catharacta maccormicki</i>), Misch- und Hybridpaaren sowie unbestimmten Skuapaaren (<i>Catharacta spec.</i>) am Green Point anhand verfügbarer Zensusdaten.....	113
Tabelle 11:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Eselspinguin (<i>Pygoscelis papua</i>), Adéliepinguin (<i>P. adeliae</i>), Zügelpinguin (<i>P. antarctica</i>)	

	und Königspinguin (<i>Aptenodytes patagonicus</i>) auf Potter Peninsula anhand verfügbarer Zensusdaten	117
Tabelle 12:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Südlichem Riesensturmvogel (<i>Macronectes giganteus</i>), Kapsturmvogel (<i>Daption capense</i>), Buntfußsturmschwalbe (<i>Oceanites oceanicus</i>) und Schwarzbauchmeerläufer (<i>Fregetta tropica</i>) auf Potter Peninsula anhand verfügbarer Zensusdaten. Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben (* Erfassung nur innerhalb des ASPAs).....	118
Tabelle 13:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Weißgesichtsscheidenschnabel (<i>Chionis alba</i>), Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>), Antarktisseeschwalbe (<i>Sterna vittata</i>) und Blauaugenscharben (<i>Phalacrocorax atriceps</i>) auf Potter Peninsula anhand verfügbarer Zensusdaten. Bei Blauaugenscharben wurde nach 1990 die Kolonie auf dem vorgelagerten Felsen Low Rock gezählt. Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben.	119
Tabelle 14:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Brauner Skua (<i>Catharacta antarctica lonnbergi</i>), Südpolarskua (<i>C. maccormicki</i>), Misch- und Hybridpaaren (<i>Catharacta</i> -Misch- & Hybridpaare) sowie unbestimmten Skuapaaren (<i>Catharacta spec.</i>) auf Potter Peninsula anhand verfügbarer Zensusdaten. Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben (* Erfassung nur innerhalb des ASPAs).....	120
Tabelle 15:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Eselspinguin (<i>Pygoscelis papua</i>), Adéliepinguin (<i>P. adeliae</i>), Zügelpinguin (<i>P. antarctica</i>), Südlichem Riesensturmvogel (<i>Macronectes giganteus</i>) und Kapsturmvogel (<i>Daption capense</i>) am Duthoit Point anhand verfügbarer Zensusdaten.....	125
Tabelle 16:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Buntfußsturmschwalbe (<i>Oceanites oceanicus</i>), Schwarzbauchmeerläufer (<i>Fregetta tropica</i>), Weißgesichtsscheidenschnabel (<i>Chionis alba</i>), Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>) und Antarktisseeschwalbe (<i>Sterna vittata</i>) am Duthoit Point anhand verfügbarer Zensusdaten	126
Tabelle 17:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Brauner Skua (<i>Catharacta antarctica lonnbergi</i>), Südpolarskua (<i>C. maccormicki</i>), Misch- & Hybridpaaren (<i>Catharacta</i> -Misch- & Hybridpaare) sowie unbestimmten Skuapaaren (<i>Catharacta spec.</i>) und Blauaugenscharben (<i>Phalacrocorax atriceps</i>) am Duthoit Point anhand verfügbarer Zensusdaten	126
Tabelle 18:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Südlichem Riesensturmvogel (<i>Macronectes giganteus</i>), Kapsturmvogel (<i>Daption capense</i>), Buntfußsturmschwalbe (<i>Oceanites oceanicus</i>) und Schwarzbauchmeerläufer (<i>Fregetta tropica</i>) auf Stansbury Peninsula anhand verfügbarer Zensusdaten	129

Tabelle 19:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Weißgesichtsscheidenschnabel (<i>Chionis alba</i>), Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>) und Antarktisseeschwalbe (<i>Sterna vittata</i>) auf Stansbury Peninsula anhand verfügbarer Zensusdaten 130
Tabelle 20:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Brauner Skua (<i>Catharacta antarctica lonnbergi</i>), SüdpolarSKua (<i>C. maccormicki</i>), Misch- und Hybridpaaren (<i>Catharacta</i> -Misch- & Hybridpaare) sowie unbestimmten Skuapaaren (<i>Catharacta. spec.</i>) auf Stansbury Peninsula anhand verfügbarer Zensusdaten 131
Tabelle 21:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Eselspinguin (<i>Pygoscelis papua</i>), Zügelpinguin (<i>P. antarctica</i>), Südlichem Riesensturmvogel (<i>Macronectes giganteus</i>), Kapsturmvogel (<i>Daption capense</i>) und Buntfußsturmschwalbe (<i>Oceanites oceanicus</i>) am Martin Point anhand verfügbarer Zensusdaten 132
Tabelle 22:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Weißgesichtsscheidenschnabel (<i>Chionis alba</i>), Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>), Brauner Skua (<i>Catharacta antarctica lonnbergi</i>), unbestimmten Skuapaaren (<i>Catharacta spec.</i>) und Antarktisseeschwalbe (<i>Sterna vittata</i>) am Martin Point anhand verfügbarer Zensusdaten..... 133
Tabelle 23:	Anzahl der während der monatlichen Robbenzählungen auf der Fildes Peninsula und Ardley Island erfassten Südlichen Seeelefanten (<i>Mirounga leonina</i>) (Buchtnummerierung nach Peter et al. 2008, S. 45) 185
Tabelle 24:	Anzahl der während der monatlichen Robbenzählungen im Südsommer erfassten Weddellrobben (<i>Leptonychotes weddelli</i>) (Buchtnummerierung nach Peter et al. 2008, S. 45)..... 186
Tabelle 25:	Anzahl der während der monatlichen Robbenzählungen im Südsommer erfassten Antarktischen Seebären (<i>Arctocephalus gazella</i>) (Buchtnummerierung nach Peter et al. 2008, S. 45) 187
Tabelle 26:	Anzahl der während der monatlichen Robbenzählungen im Südsommer erfassten Krabbenfresser (<i>Lobodon carcinophagus</i>) (Buchtnummerierung nach Peter et al. 2008, S. 45); aufgeführt werden nur Buchten, in denen Krabbenfresser beobachtet wurden. 188
Tabelle 27:	Anzahl der während der monatlichen Robbenzählungen im Südsommer erfassten Seeleoparden (<i>Hydrurga leptonyx</i>) (Buchtnummerierung nach Peter et al. 2008, S. 45); aufgeführt werden nur Buchten, in denen Krabbenfresser beobachtet wurden. 188
Tabelle 28:	Monats-, Jahres- und Jahreszeitenmittelwerte und Variationsbreiten der Temperatur und des Niederschlags der Station Bellingshausen im Vergleichszeitraum 1969 – 1998 (Datenquelle: Russian Federation National Antarctic Data Center

(NADC) of Arctic and Antarctic Research Institute (AARI),
<http://www.aari.aq>)..... 190

Tabelle 29: Ergebnisse der linearen Regression der Temperaturentwicklung an der Station Bellingshausen während verschiedener Jahresabschnitte; Angegeben sind die Temperaturänderung über den gesamten Messzeitraum (ΔT) \pm Standardfehler, Signifikanz (p) und Bestimmtheitsmaß (R^2) (Datenquelle: NADC, AARI: <http://www.aari.aq>)..... 190

Tabelle 30: Ergebnisse der linearen Regression der Niederschlagsentwicklung an der Station Bellingshausen während verschiedener Jahresabschnitte; Angegeben sind die Niederschlagsänderung über den gesamten Messzeitraum (ΔT) \pm Standardfehler, Signifikanz (p) und Bestimmtheitsmaß (R^2) (Datenquelle: NADC, AARI: <http://www.aari.aq>)..... 191

Abkürzungen

AARI	Arctic & Antarctic Research Institute, Russia
ASMA	Antarctic Specially Managed Area (Besonderes antarktisches Verwaltungsgebiet)
ASPA	Antarctic Specially Protected Area (Besonderes antarktisches Schutzgebiet)
ATCM	Antarctic Treaty Consultative Meeting (Konsultativtreffen der Antarktisvertragsstaaten)
ATS	Antarctic Treaty Secretariat
BP	Brutpaar
CCAMLR	Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources
CCAS	Convention for the Conservation of Antarctic Seals
CEMP	CCAMLR Ecosystem Monitoring Program
COMNAP	Council of Managers of National Antarctic Programmes
ENSO	El Nino Southern Oscillation
GIS	Geographisches Informationssystem
GPS	Global Positioning System
IAA	Instituto Antártico Argentino, Argentinien
IBA	Important Bird Area
INACH	Instituto Antártico Chileno, Chile
IUCN	International Union for Conservation of Nature
KGIS	SCAR King George Island GIS Project
NADC	National Antarctic Data Center, St. Petersburg, Russland
NASA	National Aeronautics and Space Administration
NGII	National Geographic Information Institute, Südkorea
READER	Reference Antarctic Data for Environmental Research
SCAR	Scientific Committee on Antarctic Research
SCAR-BBS	Scientific Committee on Antarctic Research Bird Biology Sub-Committee
SSSI	Site of Special Scientific Interest
UAV	Unmanned Aerial Vehicles
UBA	Umweltbundesamt, Dessau
USGS	United States Geological Survey
USP	Umweltschutzprotokoll zum Antarktis-Vertrag
WAP	Western Antarctic Peninsula (Westliche Antarktische Halbinsel)

Zusammenfassung

Einleitung

Die Fildes-Region (King George Island, South Shetland Islands), bestehend aus der Fildes Peninsula, der angrenzenden Ardley Island sowie allen größeren benachbarten Inseln, gehört zu den größten eisfreien Gebieten im Bereich der maritimen Antarktis und weist eine vergleichsweise hohe Biodiversität auf. Die Fildes-Region liegt in einem Gebiet rasanter klimatischer Veränderungen. Gleichzeitig repräsentiert diese Region mit sechs ansässigen Stationen, zahlreichen Feldhütten sowie einer Landebahn das logistische Zentrum im Bereich der Antarktischen Halbinsel. Infolge der daraus resultierenden Vielzahl menschlicher Aktivitäten auf den Gebieten, Forschung, Logistik und Tourismus kommt es häufig zu räumlichen und zeitlichen Überschneidungen der verschiedenen Interessen sowie den gesetzlich festgeschriebenen Umweltschutzstandards in der Antarktis.

Monitoring der Brutvögel und Robben in der Fildes-Region

Aufgrund der hohen Bedeutung langfristiger Monitoringprogramme, insbesondere in Gebieten mit einem hohen Risiko für die Schutzgüter der Region, wurde die in den 1980er Jahren begonnene Bestandsaufnahme der lokalen Brutvogel- und Robbengemeinschaft in der Fildes-Region während der Sommermonate (Dezember bis Februar) der Saisons 2012/13 bis 2014/15 fortgesetzt. Hierfür erfolgten in der gesamten Fildes-Region eine GPS/GIS-gestützte Erfassungen der Brutplätze sowie der Brutpaarzahl sämtlicher Seevögel, mit Ausnahme von Sturmschwalben, sowie des Bruterfolgs ausgewählter Vogelarten. Erstmals wurde für die Zählung der Riesensturmjungvögel in einigen Gebieten eine Drohne (UAV – Unmanned Aerial Vehicle) eingesetzt. Für die Analyse von Langzeittrends der Vogel- sowie der Robbenbestände wurden zusätzlich zu eigenen Erfassungen umfangreiche Daten aus zahlreichen, bislang unveröffentlichten Expeditionsberichten deutscher Wissenschaftler aus den 1980er Jahren herangezogen. Die Ergebnisse dieses Monitoring werden in dem vorliegenden Forschungsbericht präsentiert. Einen Schwerpunkt des Brutvogelmonitorings in der Fildes-Region bildeten die Pinguinzählungen auf Ardley Island, die bis auf die Saison 1979/80 zurückgehen. Die dortige Kolonie ist einer der wenigen Orte in der Antarktis, an dem die drei Pinguinarten Adélie-, Zügel- und Eselspinguin sympatrisch brüten. Die Pinguinkolonie auf Ardley wird aufgrund der verhältnismäßig großen Zahl hier brütender Eselspinguine als Important Bird Area eingestuft. Aufgrund der großen Nähe Ardley Islands zur Fildes Peninsula ist das Risiko negativer anthropogener Einflüsse, insbesondere in Form häufiger Besuche der Pinguinkolonie durch Mitglieder der benachbarten Stationen, hier besonders hoch. Anhand des inzwischen 35 Jahre umfassenden Datensatzes lassen sich detaillierte Aussagen über die Beurteilung der lokalen Bestandentwicklung der drei Pinguinarten treffen. So bestätigen die Ergebnisse der Brutpaarerfassungen in den Saisons 2012/13 bis 2014/15 für alle drei Arten die langjährigen Bestandstrends dieser gemischten Kolonie. Demnach schrumpfte die Brutpaarzahl der Zügelpinguine seit Beginn der Erfassung 1979/80 insgesamt um mehr als 90 %. Die Brutpaarzahl blieb jedoch nach einer deutlichen Abnahme in den 1980er und 1990er Jahren seit der Saison 2004/05 stabil, wenn auch auf sehr niedrigem Niveau. Sie zeigte jüngst sogar einen Zuwachs von minimal 8 Brutpaaren in Saisons 2007/08 und 2008/09 auf 16 Brutpaare in der Saison 2014/15. Eine ähnliche Entwicklung zeigte der Bestand der Adéliepinguine auf Ardley Island, deren Zahl in den vergangenen 35 Jahren insgesamt um mehr als 30 % sank. In den 1980er und 1990er Jahren zeigte diese Art starke jährliche Fluktuationen und erreichte in der Saison 1987/88 ein Maximum von 1953 Brutpaaren, nahm jedoch seit Beginn der 2000er

Jahre stark ab. Seit der Saison 2003/04 hat sich die Zahl der Adéliepinguine jedoch ebenfalls stabilisiert, und in der Saison 2014/15 wurden 512 Brutpaare erfasst. Jüngste Einbrüche stehen im Zusammenhang mit ungünstigen Umweltbedingungen in Form schneereicher Frühjahre mit spät einsetzender Schneeschmelze (Saisons 2007/08, 2009/10 und 2013/14) sowie starken Niederschlägen zu Beginn der Brutsaison (Saison 2014/15). Im Gegensatz zu Eselspinguinen, welche eine höhere Flexibilität in ihrer Brutphänologie aufweisen, scheinen Adéliepinguine kaum in der Lage zu sein, bestimmten widrigen Bedingungen räumlich oder zeitlich auszuweichen. Dagegen zeigte die Zahl der Eselspinguine starke Einbrüche zu Beginn der 1980er Jahre sowie in der zweiten Hälfte der 1990er Jahre. Insgesamt nahm der Bestand jedoch um mehr als 80 % zu und erreichte in der Saison 2014/15 mit 6475 Brutpaaren den höchsten Wert seit Beginn der kontinuierlichen Zählungen. Dementsprechend war eine deutliche negative Korrelation zwischen den Brutpaarzahlen der Adéliepinguine sowie denen der Eselspinguine nachweisbar, was die starke Divergenz in der Bestandsentwicklung der beiden Arten unterstreicht.

Dennoch fand sich kein statistischer Zusammenhang in der jährlichen Änderungsrate der Brutpaarzahlen beider Arten, berechnet nach Carlini et al. (2009), d. h. der Bestand beider Arten verändert sich jährlich weder überwiegend simultan noch gegenläufig. Dies weist auf eine unterschiedliche Reaktion der Adélie- bzw. der Eselspinguine dieser Kolonie auf natürliche Umweltfaktoren hin, wie z. B. Nahrungsverfügbarkeit oder lokale Schnee- und Witterungsverhältnisse oder aber auf Störungen durch Menschen. Die dargestellte Entwicklung der Brutpaarzahlen der drei Pinguinarten stimmt mit vielfach veröffentlichten Langzeittrends an der Westlichen Antarktischen Halbinsel überein. Die Ursachen hierfür werden in komplexen ökologischen Prozessen infolge der fortschreitenden klimatischen Erwärmung und der damit einhergehenden regionalen Abnahme der winterlichen Meereisausdehnung vermutet.

Ergänzend zur Brutpaarerfassung erfolgte in den vergangenen drei Brutsaisons eine jährliche GPS-gestützte Kartierung der Nestgruppen der drei Pinguinarten auf Ardley Island, um etwaige räumliche Veränderungen innerhalb der Kolonie festzustellen. Der Vergleich der Ergebnisse aus inzwischen acht Jahren macht deutlich, dass sich die räumliche Ausdehnung der Nestgruppen über den untersuchten Zeitraum hinweg nur geringfügig geändert hat. Die beträchtliche Zunahme der Gesamtzahl der in der Kolonie brütenden Pinguine seit Beginn der räumlichen Erfassung der Nestgruppen in der Saison 1985/86 um mehr als 50 % spiegelt sich kaum in erkennbaren Veränderungen der Verteilung oder der Fläche der besetzten Nestgruppen wider. Abgesehen von geringfügigen Schwankungen hinsichtlich der Besetzung von Nestgruppen in tiefer gelegenen Bereichen, die bei hoher Schneebedeckung zu Beginn der Brutzeit weniger oder gar nicht besetzt wurden, fand keine relevante Ausdehnung der Kolonie statt. Einer jüngst beobachteten Neubesiedlung bislang nicht besetzter Bereiche im äußersten Südwesten der Kolonie durch einige wenige Eselspinguinbrutpaare steht die Aufgabe einiger kleinerer Nestgruppen im Nordwesten der Kolonie gegenüber. Auf Ardley Island scheinen bereits sämtliche optimal geeigneten Bereiche von Pinguinen besiedelt zu sein, da sich die beobachtete Erhöhung der Brutpaarzahl nur in einer Maximierung der Nestdichte innerhalb der einzelnen Nestgruppen und/oder geringfügigen räumlichen Ausweitung der Nestgruppen widerspiegelt. Dabei ist zu beachten, dass Eselspinguine im Allgemeinen weniger dicht brüten als Adélie- oder Zügelpinguine. Im Zusammenhang mit den beobachteten Bestandstrends der drei Pinguinarten sind Veränderungen in der Zusammensetzung der Nestgruppen in Richtung einer Homogenisierung erkennbar. So nahm zwischen 1994/95 und 2014/15 die Zahl der gemischten Nestgruppen, in denen verschiedene Pinguinarten sympatrisch brüten, deutlich ab. Die Anzahl von Nestgruppen mit Adéliepinguinen sank von 20 auf nunmehr 12. Nestgruppen,

in denen ausschließlich Adéliepinguine brüteten, wurden seit der Saison 2008/09 nicht mehr registriert. Eine Wiederbesiedlung vormals verlassener Nestgruppen durch Adéliepinguine wurde nicht beobachtet. Eine Auswertung von Daten aus 18 sympatrischen Nestgruppen zwischen 1994/95 und 2014/15 zeigte, dass sich die Zahl der Eselspinguinbrutpaare im selben Zeitraum in der gesamten Kolonie deutlich langsamer erhöhte als in den sympatrischen Nestgruppen. Dabei blieb die Zahl der in den sympatrischen Nestgruppen brütenden Pinguine weitgehend konstant, während sich die Anteile der Pinguinarten zugunsten der Eselspinguine deutlich verschoben. Eine aktive Verdrängung von Adélie- durch Eselspinguine erscheint unwahrscheinlich, da die jährlichen Änderungsraten der Brutpaarzahlen beider Pinguinarten keinen Zusammenhang hinsichtlich der Zu- oder Abnahme der Pinguine pro Jahr aufweisen. Im Gegensatz zu anderen Kolonien wurden auf Ardley Island innerhalb weniger Jahre offenbar beinahe sämtliche aufgrund des Bestandrückgangs frei gewordene Adélie-Brutplätze unmittelbar von Eselspinguinen besetzt. Möglicherweise liegt die Ursache hierfür in einer starken Limitierung der Zahl geeigneter Brutplätze auf Ardley Island aufgrund topographischer Gegebenheiten. Zudem weisen Eselspinguine eine größere Plastizität in ihrer Brutphänologie auf und sind weniger brutortstreu als Adéliepinguine und können daher wahrscheinlich besser auf widrige Umweltbedingungen reagieren.

Der Bruterfolg (Anzahl der Jungvögel pro Brutpaar) der drei auf Ardley Island brütenden Pinguinarten weist deutliche Unterschiede auf. So lag der Bruterfolg der wenigen noch in dieser Kolonien vorkommenden Zügelpinguinbrutpaare in den vergangenen acht Jahren durchweg über dem langjährigen Mittel von 1,18 Jungvögeln pro Brutpaar, zeigt jedoch aufgrund erheblicher Schwankungen, vor allem in den 1990er Jahren, sowie eines totalen Brutverlusts in der Saison 2003/04 keinen statistisch signifikanten Trend. Adéliepinguine auf Ardley Island zogen im langjährigen Mittel 1,16 Jungvögel pro Brutpaar auf, wobei der Bruterfolg stark schwankte und zwischen den Saisons 1981/82 und 2014/15 signifikant abnahm. Da die Bruterfolgswerte der Adéliepinguine auf Ardley Island dennoch vergleichbar oder höher als Werte anderer Kolonien sind, scheint der Rückgang der Adéliepinguine auf Ardley Island nicht in einem dauerhaft niedrigen Bruterfolg begründet zu sein. Vielmehr ist davon auszugehen, dass weitere Faktoren wie z. B. hohe Wintermortalität, insbesondere bei Jungtieren, und geringe Rekrutmentraten zur allgemein beobachteten Abnahme der Adéliepinguine erheblich beitragen. Der Bruterfolg der Eselspinguine auf Ardley Island weist über die Jahre hinweg deutlich weniger Schwankungen auf als der der beiden anderen Pinguinarten und war mit einem langjährigen Mittel von 1,30 Jungvögel pro Brutpaar deutlich höher als der Bruterfolg dort ebenfalls brütender Zügel- und Adéliepinguine. Auch im Vergleich mit anderen Eselspinguinkolonien erweist sich dieser Wert als hoch. Über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg nahm der Bruterfolg der Eselspinguine auf Ardley Island jedoch signifikant ab. Die nachgewiesene gegenläufige Entwicklung eines deutlichen Bestandswachstums der Eselspinguine auf Ardley Island bei gleichzeitigem Rückgang des Bruterfolgs weist darauf hin, dass die Anzahl der überlebenden und rekrutierten, in die Kolonien zurückkehrenden Jungtiere vermutlich ausreicht, um zusammen mit möglicherweise zugewanderten Individuen einen andauernden Bestandszuwachs zu gewährleisten. Einbrüche beim Bruterfolg sowohl von Adéliepinguinen als auch von Eselspinguinen auf Ardley Island wurden vor allem in Saisons mit einem schneereichem Frühjahr und sehr spät einsetzender Schneeschmelze (Saisons 2007/08, 2009/10 und 2012/13) und im Zusammenhang mit starken Schneefällen während der Brutphase (Saison 2014/15) registriert. Zügelpinguine waren davon nicht bzw. deutlich weniger betroffen, da die wenigen Brutpaare dieser Art auf kleinen felsigen Anhöhen brüten, wo keine hohe Schneeakkumulation auftritt. Obwohl anthropogene

Störungen von Pinguinen durch Überflüge von Flugzeugen oder Helikoptern in geringer Höhe, vor allem jedoch durch Besuche von Stationspersonal bzw. Touristen auf Ardley Island regelmäßig zu beobachten sind, lässt sich bislang kein negativer Einfluss auf die Bestände belegen. Vermutlich werden zu erwartende negative Auswirkungen anthropogener Störungen in dieser Kolonie von den allgemeinen Bestandstrends dieser Art überlagert. Ebenso wenig ließen sich mit den vorliegenden Daten Auswirkungen der Verunreinigung der Ardley Cove mit Dieseltreibstoff in den Saisons 2009/10 und 2014/15, wie z. B. ein verringerter Bruterfolg oder eine unmittelbar erhöhte Mortalität, nachweisen. Physiologische Effekte und daraus resultierende Langzeitschäden sind hierbei jedoch zu erwarten.

Der Südliche Riesensturmvogel als sehr störanfällige Art unterliegt aufgrund der Konzentration menschlicher Aktivitäten in der Fildes-Region einem besonders hohen Risiko für negative Auswirkungen, verursacht durch anthropogene Störungen. Bereits in der Vergangenheit wurden hier erhebliche Auswirkungen von z. B. Stationsneubau oder Freizeitaktivitäten von Stationspersonal auf den lokalen Bestand an Riesensturmvögeln nachgewiesen. In den Saisons 2011/12 und 2012/13 wurden in der Fildes-Region insgesamt 266 bzw. 290 besetzte Riesensturmvogelnester bzw. Brutpaare erfasst. Die ermittelte Brutpaarzahl für die Saison 2014/15 lag mit 425 Brutpaaren dagegen deutlich über dem langjährigen Mittel von 303 Brutpaaren und stellt den höchsten Wert seit Beginn der Zählungen dar. Im Langzeitvergleich ist der Bestand des Südlichen Riesensturmvogels in der Fildes-Region seit Jahren trotz erheblicher interannueller Schwankungen stabil. Bei der Betrachtung einzelner Kolonien zeigten sich jedoch stark voneinander abweichende Entwicklungen. Während die nördlichste Kolonie der Fildes-Region, die aufgrund der relativ großen Entfernung zu den Stationen seltener von Wissenschaftler/innen und kaum von Stationsmitgliedern in ihrer Freizeit aufgesucht wird, einen stetigen Zuwachs verzeichnete, sank gleichzeitig die Brutpaarzahl in der etwas südlicher gelegenen Kolonie. Als wahrscheinlichste Ursache hierfür werden wiederholte Störungen durch Stationsmitglieder und Touristen, die die dortige Feldhütte häufig besuchen, erachtet. Eine Abnahme der Brutpaarzahlen konnte auch in der südlichsten Kolonie auf Dart Island beobachtet werden. Diese Insel wird zeitweise häufig von Stationsmitgliedern zum Angeln aufgesucht. Die beobachteten gegensätzlichen Änderungen der Brutpaarzahlen in verschiedenen Gebieten sind höchstwahrscheinlich nicht durch natürliche Umweltfaktoren verursacht, da benachbarte Kolonien, die denselben natürlichen Bedingungen (z. B. Nahrungsverfügbarkeit, Prädation, Schneeverhältnisse) unterliegen, eine unterschiedliche Bestandsentwicklung aufweisen. Anthropogene Störungen scheinen dagegen erhebliche Auswirkungen zu haben, da ein Rückgang der Brutpaarzahlen nur in Kolonien beobachtet wurde, die während der Sommermonate häufig von Stationsmitgliedern besucht wurden. Benachbarte, wenig oder nicht-besuchte Kolonien zeigten entweder stabile Brutpaarzahlen oder aber eine Bestandszunahme. Letzteres weist auf eine erneut stattfindende Verlagerung von Brutplätzen infolge anthropogener Einflüsse hin. Inwieweit weitere, an die Fildes-Region angrenzende Gebiete (Barton & Potter Peninsula, Duthoit Point und Stansbury Peninsula auf Nelson Island, Nelson Island) ebenfalls von den hier beschriebenen Brutplatzverschiebungen betroffen sind, ist schwer einzuschätzen, da dafür derzeit keine ausreichenden Datenreihen zur Verfügung stehen. Bemerkenswert ist ferner die seit etwa zehn Jahren zunehmende Zahl von Brutversuchen an zahlreichen vormals verlassenen Brutplätzen in der Fildes-Region, die teilweise von einem hohen Niveau menschlicher Aktivitäten geprägt sind. Dies deutet auf eine mögliche Habituation gegenüber regelmäßigen und vorhersehbaren Störungen hin. In den wiederbesiedelten Gebieten wurde jedoch bislang kaum erfolgreich Nachwuchs aufgezogen. Da der Bruterfolg von Riesensturmvögeln als geeigneter

Indikator für menschliche Störungen betrachtet wird, wurde auf die Erfassung dieses Parameters erneut großen Wert gelegt. Der Bruterfolg des Südlichen Riesensturmvogels lag in den Saisons 2012/13 bis 2014/15 unterhalb des langjährigen Mittels von 0,36 Jungvögel pro Brutpaar. Eine wesentliche Rolle spielten dabei wahrscheinlich ungünstige Umweltbedingungen, da alle Kolonien der Fildes-Region gleichermaßen betroffen waren. Im Langzeitvergleich setzte sich in der Fildes-Region der Rückgang des ohnehin im Vergleich zu anderen Brutgebieten sehr geringen Bruterfolgs des Südlichen Riesensturmvogels fort. Die einzelnen Kolonien zeigten größtenteils keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich ihres jeweiligen mittleren Bruterfolgs. Lediglich zwei Kolonien mit einem niedrigen Niveau menschlicher Störung zeigten einen deutlich höheren mittleren Bruterfolg als die übrigen Gebiete. Beide Kolonien zeigten im Gegensatz zu den meisten anderen Kolonien über die untersuchten Jahre hinweg keinen abnehmenden Trend. Dagegen lag der Bruterfolg in den häufiger besuchten Kolonien meist unterhalb des mittleren Bruterfolgs der jeweiligen Saison. Zusammenfassend weisen die dargestellten Ergebnisse auf einen starken anthropogenen Einfluss auf die Brutpaarzahl und den Bruterfolg des Südlichen Riesensturmvogels in der Fildes-Region hin. Natürliche Umweltbedingungen wie Nahrungsverfügbarkeit, Prädation oder klimatische Faktoren sollten sich in benachbarten Kolonien ähnlich auswirken. Aufgrund der Tatsache, dass benachbarte Kolonien zumeist sehr unterschiedliche Bestandstrends sowie große Abweichungen im Bruterfolg aufweisen und sich in der Intensität der Besuche durch Stationsmitglieder und Touristen unterscheiden, scheinen anthropogene Einflüsse ein größeres Gewicht zu haben als natürliche Faktoren.

Der erneute Fund eines frischtoten Riesensturmvogels sowie eines Rußalbatrosses an einer Antenne bzw. Signalmast unterstreicht die Gefährdung durch diese Anlagen für Seevögel in der Fildes-Region. Aus diesem Grund sollten Maßnahmen zur besseren Sichtbarmachung von Antennen und Signalmasten sowie deren Abspanndrähten ergriffen werden, um das Risiko von Vogelschlag zu minimieren.

Die Brutpaarzahl der Kapsturmvögel sank während des Untersuchungszeitraums kontinuierlich ab und betrug in der Saison 2014/15 mit 39 Brutpaaren nur noch etwa 10 % des mittleren Bestands in den 1980er Jahren. Die Ursache hierfür ist unklar, da direkte anthropogene Störung nur an wenigen Brutplätzen mit verhältnismäßig wenigen Brutpaaren infrage kommt.

Nach dem erfolgreichen Erstdnachweis einer Brut von Rußalbatrossen am Flat Top-Felsen in der Saison 2008/09 und deren Bestätigung für die Saison 2011/12 gelang in der Saison 2013/14 erneut der Nachweis zweier Brutpaare. Jungvögel konnten an diesem weit außerhalb des ursprünglichen Verbreitungsgebiets dieser Art gelegenen Brutplatz jedoch nicht beobachtet werden. Daneben wurden in den Saisons 2012/13 bis 2014/15 erneut Brutpaare einiger weniger Paare Weißgesichtsscheidenschnäbel registriert.

Die Ergebnisse aus der Fortsetzung der Erfassung des Bestandes der Braunen Skua und der Südpolarskua sowie deren Mischpaare zeigen einen starken Zuwachs der Brutpaarzahl von Südpolarskua in den 2000er Jahren, gefolgt von einem dramatischen Rückgang in den vergangenen drei Saisons. Dagegen blieb der Bestand der Braunen Skuas sowie der Mischpaare in den vergangenen Jahrzehnten stabil. Im Gegensatz dazu zeigte sich eine signifikante Zunahme der Zahl der Territorien, die nach der Rückkehr aus den Überwinterungsgebieten von den Skuas besetzt wurden (Daten für 2007/08 bis 2014/15 ausgewertet). Ob diese Paare jedoch mit der Brut beginnen, hängt mit den jeweils herrschenden Umweltbedingungen zusammen. In den vergangenen drei Saisons wurden jeweils 174, 178 bzw. 188 Territorien durch Südpolarskua besetzt. Demgegenüber stehen jeweils 12 Brutpaare in den Saisons

2012/13 und 2013/14 bzw. 30 Paare in der Saison 2014/15, die tatsächlich mit der Brut begannen. Der Anteil an Braunen Skuas, die im selben Zeitraum zwar ein Territorium besetzten, jedoch nicht brüteten, war um ein Vielfaches geringer. Somit scheinen unterschiedliche Reaktionen beider Arten auf lokale Umweltfaktoren eine wesentliche Rolle zu spielen. Dafür spricht auch die Tatsache, dass Südpolarskuas nur in sechs der vergangenen acht Saisons überhaupt erfolgreich Junge aufzogen, während der Bruterfolg der Braunen Skuas trotz einer negativen Tendenz im Wesentlichen stabil blieb. Wahrscheinlich sind die geringe Brutpaarzahl und der ausbleibende Bruterfolg der Südpolarskuas in jüngster Vergangenheit hauptsächlich in mangelnder Nahrungsverfügbarkeit im marin-pelagischen Bereich begründet, da beide Skuaarten sympatrisch im Gebiet brüten und sich hinsichtlich ihrer Nahrungsökologie unterscheiden. Daneben scheint Prädation durch Skuas, sowohl inter- als auch intraspezifisch, wesentlich zur Reduzierung des Bruterfolgs beizutragen. Dies gilt insbesondere in Gebieten mit einer derart hohen Skuadichte wie in der Fildes-Region. Dabei steigt das Prädationsrisiko bei verlängerten Nahrungssuchflügen aufgrund von Nahrungsmangel noch weiter an. Das aktive Füttern von Skuas durch Mitglieder aller auf der Fildes Peninsula ansässigen Stationen wurde in den Saison 2012/13 bis 2014/15 wiederholt beobachtet, obwohl dieses im strikten Widerspruch zu den Vorgaben des Madrider Protokolls (Annex II und III) steht.

Die Zahl der brütenden Dominikanermöwen schwankte sehr stark und lag mit 139 Brutpaaren in der Saison 2012/13 über dem langjährigen Mittel und in den Folgejahren deutlich darunter (Saisons 2013/14 und 2014/15: 91 bzw. 49 Brutpaare). Im Langzeitvergleich wird eine signifikante Abnahme der Brutpaarzahlen der Dominikanermöwe deutlich, vermutlich größtenteils bedingt durch eine hohe Schneebedeckung im Frühjahr wegen einer spät einsetzenden Schneeschmelze, in deren Folge es jüngst zu häufigen Brutaussfällen kam. Die flächendeckende Erfassung der Antarktiseeschwalbe ergab insgesamt 222 (2012/13), 284 (2013/14) sowie 296 (2014/15) Brutpaare. Im Langzeitvergleich zeigt diese Art einen – trotz erheblicher interannueller Schwankungen – stabilen Bestand bei gleichzeitiger Abnahme der Koloniegößen und einer großen Häufigkeit von Einzelbrütern.

Im Rahmen der Erfassung aller potentiellen Brutvögel, Durchzügler und Irrgäste wurden erneut Arten wie Kaiser-, Königs- oder Goldschopfpinguin registriert. Daneben wurden einzelne Exemplare von Schneesturmvogel, Silbersturmvogel, Schwarzbrauenalbatros, Kuhreiher und Weißbürzelstrandläufer beobachtet. Wie bereits in den Vorjahren wurden übersommernde Küstenseeschwalben, die gelegentlich in größeren Trupps, auftraten, registriert.

Neben der Brutvogelerfassung wurden in der Fildes-Region regelmäßig Robbenzählungen durchgeführt. Die höchste Zahl an Südlichen Seeelefanten und Antarktischen Seebären wurde jeweils im Januar bzw. Februar an den sandigen Buchten der Westküste der Fildes Peninsula verzeichnet. Räumliche Veränderungen der Liegegruppen von Seeelefanten wurden nicht festgestellt. Im Langzeitvergleich nahm sowohl die Zahl der Seeelefanten als auch die der Weddellrobben seit den 1980er Jahren ab, trotz einer Stabilisierung während des letzten Jahrzehnts. Inwieweit es sich dabei lediglich um eine lokal veränderte Verbreitung dieser Arten oder um tatsächliche regionale Bestandsrückgänge handelt, bleibt offen. Dagegen stieg die Zahl der Antarktischen Seebären seit den 1980er Jahren deutlich an. Diese Entwicklung entspricht Ergebnissen aus anderen Gebieten, in denen diese Art nach der starken Dezimierung durch intensive Robbenjagd ein schnelles Populationswachstum zeigt. Während des Untersuchungszeitraums wurden in der Fildes-Region Robbengeburten für die Arten Südlicher Seeelefant, Weddellrobbe, Antarktischer Seebär und Seeleopard dokumentiert. Zudem setzte sich die räumliche Ausbreitung der Seebärenwurfplätze fort.

Die derzeit größte Gefährdung für die Populationen von Seevögeln und Robben in der Antarktis stellen veränderte Umweltbedingungen infolge von Klimaveränderungen dar, wie z. B. in Form von Veränderungen im Nahrungsnetz, Habitatverlust oder -verschiebung. Daneben können direkte anthropogene Einflüsse, wie beispielsweise Interaktionen mit Fischereiaktivitäten oder Schiffsverkehr (z. B. Konkurrenz um Nahrung, Verletzungen) sich negativ auf lokale Bestände von Seevögeln und Robben auswirken. Spezifisch für die Fildes-Region ist hierbei das hohe Maß an anthropogenen Störungen, insbesondere durch Besucher der ansässigen Stationen in Brut- und Ruhegebieten von Vögeln und Robben. Davon sind insbesondere sensitive Arten wie der Südliche Riesensturmvogel betroffen, welcher wiederholt starke Rückgänge der Brutpaarzahl sowie einen geringen und weiter abnehmenden Bruterfolg zeigt. Das aktive Füttern von Vögeln durch Stationsmitglieder gefährdet insbesondere Skuas als opportunistisch nahrungssuchende Arten durch eine mögliche Einschleppung von Krankheiten.

Brutvogelmonitoring in den eisfreien Gebieten der Maxwell Bay

Einen weiteren Schwerpunkt bildete die Brutvogelerfassung in allen größeren eisfreien Bereichen der an die Fildes-Region angrenzenden Maxwell Bay. Dabei wurden eigene Zählungen durch verfügbare Literaturdaten ergänzt. So konnte für die Gebiete Barton, Weaver und Potter Peninsula, am Green Point (alle King George Island) sowie für Stansbury Peninsula, Martin und Duthoit Point (alle Nelson Island) eine Übersicht über die Brutvogelbestände erstellt werden. Belastbare Langzeitdatenreihen konnten dennoch nur für Fildes, Barton und Potter Peninsula zusammengetragen werden. Anhand dieser Daten, die teilweise über einen langen Zeitraum erhoben wurden, wie sie kaum andernorts in der Antarktis zu finden sind, ließ sich die Entwicklung der Brutvogelbestände in diesen Gebieten in den vergangenen Jahrzehnten darstellen. Daraus wird deutlich, dass sich für die westliche Antarktische Halbinsel typische Bestandstrends meist in allen Brutvogelkolonien der Maxwell Bay widerspiegeln. So nahmen die Brutpaarzahlen von Eselspinguinen in den Kolonien auf Ardley Island, Barton und Potter Peninsula seit Zählbeginn in den 1960er Jahren kontinuierlich zu. Im Gegensatz dazu sanken die Brutpaarzahlen von Adéliepinguinen sowohl auf Ardley Island wie auch auf Potter Peninsula nach einer Zunahme in den 1980er Jahren drastisch, stabilisierten sich jedoch in jüngster Vergangenheit. Zügelpinguine zeigen ein weniger einheitliches Bild als die beiden anderen Pinguinarten. Aktuelle Daten aus der Maxwell Bay liegen nur von Barton Peninsula und Ardley Island vor. Während sich die Kolonie auf Ardley Island nach einem rapiden Rückgang in den 1980er und 1990er Jahren nun auf sehr niedrigem Niveau stabilisiert hat, erweist sich der Bestand in der Barton-Peninsula-Kolonie seit Zählbeginn als stabil. In der Pinguinkolonie auf Potter Peninsula wurden in den 1980er Jahren ebenfalls sinkende Brutpaarzahlen beobachtet (für den Zeitraum danach liegen jedoch keine Zählungen vor). Inzwischen ist der Zügelpinguin aus dieser Kolonie allerdings ganz verschwunden. Die Brutpaarzahlen des Südlichen Riesensturmvogels sowohl auf Barton als auch auf Potter Peninsula zeigten im Vergleich zu Daten der 1980er Jahre eine Tendenz zur Abnahme, während der Bestand auf Stansbury Peninsula leicht zugenommen hat. Bei beiden Vorkommen der Blauaugenscharbe im Bereich der Maxwell Bay am Duthoit Point und auf Low Rock nahe Potter Peninsula fand verglichen mit den Beständen der 1990er Jahre ein Rückgang dieser Art statt. Aktuelle Zählungen am Duthoit Point deuten eine Stabilisierung der Brutpaarzahl der Blauaugenscharbe an. Die verhältnismäßig langen Datenreihen über Skuabrutpaarzahlen im Bereich der Maxwell Bay weisen auf einen während der vergangenen Jahrzehnte stabilen Bestand hin. Der starke Einbruch der Brutpaarzahlen beider Skuaarten in jüngster Vergangenheit wurde sowohl auf in der Fildes-Region als auch auf Barton und Potter Peninsula

beobachtet. Die Zählraten der Dominikanermöwen deuten zwar auf einen stabilen Bestand hin, was sich aufgrund der verhältnismäßig geringen Datenbasis nicht abschließend bestätigen lässt. Die Datengrundlage bei allen übrigen Brutvogelarten im Bereich der Maxwell Bay (außerhalb Fildes Peninsula) ist lückenhaft und erlaubt keine Ableitung von gesicherten Bestandstrends.

Dokumentation von Gletscherrückzugsgebiete ausgewählter Bereiche der Maxwell Bay in Bezug auf die regionale klimatische Entwicklung

King George Island sowie Nelson Island sind wie alle größeren Inseln der South Shetland Islands mit einer Eisbedeckung von über 90 % fast vollständig vergletschert. Vor allem die Eiskappe King George Islands wird aufgrund ihrer Eigenschaften und des vorherrschenden maritimen Klimas als höchst sensitiv gegenüber Klimaveränderungen eingeschätzt. Dies gilt insbesondere für einen derart exponierten Gletscherausläufer wie dem Bellingshausen-Dom im Norden der Fildes Peninsula. Angesichts der großen ökologischen Bedeutung für lokale Ökosysteme wurde ergänzend zum Brutvogel- und Robbenmonitoring eine Dokumentation von Gletscherrückzugsgebieten ausgewählter Bereiche der Maxwell Bay erstellt sowie die regionale klimatische Entwicklung in den vergangenen Jahrzehnten dargelegt. Demnach ist das Klima im Untersuchungsgebiet als Teil der South Shetland Islands geprägt durch den Einfluss der südhemisphärischen Polarfront und der Lage der Inseln im Ozean. Dadurch zeichnet sich das vorherrschende Klima durch verhältnismäßig milde Temperaturen, eine hohe Luftfeuchtigkeit, große, ganzjährig gleichmäßige Niederschlagsmengen und starke Winde aus, vorwiegend aus westlicher Richtung. Ferner sind schnelle Wetterveränderungen typisch, bedingt durch eine starke Zyklonaktivität. Das monatliche Temperaturmittel liegt in den Sommermonaten gewöhnlich über dem Gefrierpunkt. Die höchste in der Station Bellingshausen jemals gemessene Temperatur liegt bei über 8°C, winterliche Tiefsttemperaturen erreichen bis zu -30°C. Mit Hilfe meteorologischer Daten der Station Bellingshausen wurde die Klimaentwicklung der vergangenen Jahrzehnte in der Fildes-Region untersucht. So zeigte sich, dass die Jahresmitteltemperatur zwischen 1969 und 2013 schwach anstieg. Die bis zum Jahr 2000 nachweisbare deutliche Erhöhung der mittleren Lufttemperatur im Sommer (Dezember – Februar) wurde durch eine Reihe kühler Sommer in jüngster Vergangenheit relativiert. Während die Herbsttemperatur (März – Mai) kontinuierlich zunahm, konnte eine Erhöhung der Wintertemperatur (Juni – August), wie sie für andere Gebiete der WAP-Region nachgewiesen wurden, für die Station Bellingshausen nicht bestätigt werden. Obwohl sich die gemessenen Niederschläge im Verlauf der vergangenen 46 Jahre nur minimal veränderten, zeigte die Schneehöhe im monatlichen Mittel für Januar und Dezember eine signifikante Zunahme, die im Wesentlichen im Zusammenhang mit der Reihe an kühlen Sommern in der jüngsten Vergangenheit stehen, welche ein Abschmelzen der im Winter oder Frühjahr gefallenen Schneemenge erheblich verzögerten. Eine jährliche Zunahme der Schneefallmenge, wie für die WAP-Region nachgewiesen, war hingegen für die Fildes-Region, basierend auf der Auswertung der Niederschlagsmenge, nicht feststellbar. Die Dokumentation von Gletscherrückzugsgebieten im Bereich der Maxwell Bay erfolgte für alle größeren eisfreien Gebiete, für die eine entsprechende Erfassung bislang nicht vorlag. Diese Gebiete umfassten den Norden der Fildes Peninsula, den Norden von Nelson Island (einschließlich Stansbury Peninsula und Martin Point), Duthoit Point/Nelson Island als auch die Halbinseln Weaver und Barton. Die Auswertung zahlreicher Luft- und Satellitenaufnahmen erfolgte durch manuelle Bildinterpretation mittels Delineation der horizontalen Gletscherausdehnung mit Hilfe von GIS. Da die Verwendbarkeit optischer Satellitendaten stark vom saisonalen Zeitpunkt der Aufnahmen sowie von den Wetterbedingungen abhängt, war die Anzahl auswertbarer

Aufnahmen für einige Gebiete eingeschränkt. Die Ergebnisse der Auswertung der Veränderungen der Gletscherausdehnung bestätigten Befunde früherer Studien über einen deutlichen Rückzug von Gletscherfronten auf King George Island. Am deutlichsten zeigte sich dies an der Gletscherfront des Bellingshausen-Doms, welche sich im zentralen Bereich zwischen 1956 und 2012 um über 600 m zurückgezogen hat. Hier werden die Abschmelzprozesse des angrenzenden Gletschers vor Ort in Form von sichtbar zurückweichenden Gletscherfronten oder ausschmelzendem Toteis besonders deutlich, das häufig aus der der Gletscherzunge vorgelagerten Moräne zum Vorschein kommt. Daneben gibt es Hinweise auf einen Gletscherrückzug in den Bereichen Barton und Weaver Peninsula, wobei ältere Vergleichsdaten fehlten. Ein deutliches Verlagern der Gletscherfront im Laufe der letzten sechs Jahrzehnte um bis zu 400 m ist ebenfalls am Green Point zu erkennen. Dagegen gestaltet sich die Gletscherentwicklung im Norden von Nelson Island weniger einheitlich. Hier waren Bereiche eines Rückzugs als auch ein geringfügiges Vordringen des Gletschers erkennbar, möglicherweise bedingt durch schnelleres Abfließen des Gletschers. Aufgrund der starken Limitation eisfreier terrestrischer Areale in der Antarktis sind die durch den Gletscherrückzug neu entstandenen eisfreien Gebiete von großer Bedeutung für lokale terrestrische Ökosysteme, indem sie z. B. Besiedlungsräume für sich ausbreitende oder neu einwandernde oder eingeschleppte Mikroorganismen, Arthropoden, Algen, Moose, Flechten und Blütenpflanzen sowie Ruhe- und Reproduktionsstätten für heimische Seevögel und Robben bieten.

Die Maxwell Bay, einschließlich der Fildes-Region, liegt in einem Gebiet rasanter klimatischer Veränderungen, die gravierende Folgen für die Tier- und Pflanzenwelt mit sich ziehen können und in ihrer Komplexität kaum abzuschätzen sind. Zusätzlich trägt die hohe Konzentration anthropogener Einflüsse zu Veränderungen im lokalen Ökosystem bei. Da die eine Beurteilung von Veränderungen in Seevogel- und Robbenbeständen und deren Reproduktionsraten infolge von globalen, regionalen und/oder lokalen Umweltveränderungen nur anhand von Langzeitdatensätzen erfolgen kann, ist eine Fortsetzung des Monitoringprogramms sowohl in der Fildes-Region als auch im weiteren Bereichen der Maxwell Bay zu empfehlen.

Summary

Introduction

The Fildes Region (King George Island, South Shetland Islands), consisting of the Fildes Peninsula, the neighbouring Ardley Island and all larger, nearby islands, is one of the largest ice-free regions in maritime Antarctic and has a relatively high level of biodiversity. The Fildes Region lies in an area of rapid climatic change. This area also represents the logistical centre of the Antarctic Peninsula with its six permanent stations, numerous field huts and an airstrip. Given the resulting multitude of human activities in the region, including research, logistics and tourism, there are often spatial and temporal overlaps of the various interests and of the legally established environmental protection standards in Antarctica.

Monitoring the breeding birds and seals in the Fildes Region

Given the great importance of long-term monitoring programmes, especially in regions with natural resources at high risk, the survey of local breeding birds and seal communities started in the 1980s in the Fildes Region was continued in the summer months (December to February) of the 2012/13 to 2014/15 seasons. This produced a GPS/GIS-supported recording of breeding places and breeding pairs of all seabirds, except for storm petrels, as well as the breeding success of certain bird species throughout the entire Fildes Region. To count the giant petrel young in certain regions, a drone (UAV – Unmanned Aerial Vehicle) was employed for the first time. To analyse long-term trends in the bird and seal populations, extensive data from numerous, still unpublished expedition reports of German scientists from the 1980s were added to recent observations. The results of this monitoring are presented in this research report. A particular point of interest in the breeding bird monitoring in the Fildes Region is the counts of penguins on Ardley Island, which extend back to the 1979/80 season. The local colony is one of the few places in Antarctica where the three penguin species (Adélie, chinstrap and gentoo penguins) breed sympatrically. It has been labelled an Important Bird Area due to the relatively large number of breeding gentoo penguins. Given how close Ardley Island is located to the Fildes Peninsula, the risk of negative anthropogenic influences, especially frequent visits to the penguin colony by members of neighbouring stations, is very high. The database collected over 35 years reveals detailed conclusions about the development of local populations of the three penguin species. For example, the results of breeding pair recordings from the 2012/13 to 2014/15 seasons confirm the long-term population trends of this mixed colony for all three species. According to this, the number of breeding pairs of the chinstrap penguin has shrunk by over 90% since the start of data collection in 1979/80. After an evident drop in the 1980s and 1990s, the number of breeding pairs has remained stable since the 2004/05 season, although at a very low level. It even recently showed an upturn from its minimum of 8 breeding pairs in the 2007/08 and 2008/09 seasons to 16 breeding pairs in the 2014/15 season. A similar development was seen in the population of Adélie penguins on Ardley Island, whose numbers declined by over 30 % in the past 35 years. The 1980s and 1990s were characterised by strong annual fluctuations, reaching a peak of 1953 breeding pairs in the 1987/88 season, but then decreasingly strongly from the beginning of the 2000s. Since the 2003/04 season, the number of Adélie penguins has also stabilised, and 512 breeding pairs were counted in the 2014/15 season. The latest declines were associated with unfavourable weather conditions like snowy springs with a late snowmelt (2007/08, 2009/10 and 2013/14 seasons) and severe precipitation at the beginning of the breeding period (2014/15 season). In contrast to gentoo penguins, which demonstrate greater flexibility in their breeding phenology, Adélie penguins

appear to find it difficult to evade adverse conditions in spatial or temporal terms. On the other hand, while the number of gentoo penguins showed steep drops in the early 1980s and in the second half of the 1990s, the total population increased by over 80 % and reached its highest level since continuous monitoring started with 6,475 breeding pairs in the 2014/15 season. Correspondingly, there was a clear negative correlation between the number of breeding pairs of Adélie penguins and that of the gentoo penguins, which stresses the strong divergence in the population development of these two species. Nevertheless, there was no statistical connection in the annual rate of change in the number of breeding pairs of both species, calculated according to Carlini et al. (2009), i.e. the populations of both species changed each year neither simultaneously nor inversely. This suggests that the Adélie and gentoo penguins of this colony respond differently to the natural environmental factors like the availability of food or local snow and weather conditions or to human disturbance. The documented development of the number of breeding pairs of the three penguin species matches the frequently published long-term trends of the western Antarctic Peninsula. The causes of this are suspected to lie in complex ecological processes due to the progressing global warming and the concomitant regional decrease in the winter sea ice extent.

In addition to recording breeding pairs, an annual GPS-based mapping of the nesting groups of the three penguin species on Ardley Island was done in the last three breeding seasons, to determine potential spatial changes within the colony. The comparison of results from what is now 8 years of collection shows clearly that the spatial expansion of the nesting groups barely changed over that time period. The appreciable increase of over 50% in the total number of penguins breeding in the colony since the start of spatial recordings of nesting groups in the 1985/86 season is hardly reflected in recognisable changes in the distribution or surface area of the occupied nesting groups. Aside from limited fluctuations in the occupation of nesting groups in lower-lying areas, which were hardly or not at all occupied at the beginning of the breeding season if there was deep snow cover, there was no relevant expansion of the colony. A recently observed new colonisation of previously unoccupied areas in the extreme southwest of the colony by a few gentoo penguin breeding pairs is contrasted by the abandonment of a few small nesting groups in the northwest of the colony. On Ardley Island all of the optimally suitable areas for penguins appear to be colonised already, as the observed increase in the number of breeding pairs is reflected only in a maximisation of the nest density within the individual nesting groups and/or small spatial extensions of nesting groups. It is worthwhile noting that gentoo penguins in general space their nests further apart than Adélie or chinstrap penguins. Together with the observed population trends of the three penguin species, changes in the composition of nesting groups towards greater homogeneity are evident. For example, between 1994/95 and 2014/15 the number of mixed nesting groups clearly decreased, in which different penguin species nested sympatrically. The number of nesting groups with Adélie penguins sank from 20 to the current 12. Nesting groups consisting exclusively of Adélie penguins have not been seen since the 2008/09 season. Recolonisation of previously abandoned nesting groups by Adélie penguins has not been observed. Analysis of the data from 18 sympatric nesting groups between 1994/95 and 2014/15 revealed that the number of gentoo penguin breeding pairs in the entire colony in that period increased much more slowly than in the sympatric nesting groups. In addition, the total number of penguins nesting in the sympatric nesting groups remained largely constant, while the proportion of penguin species shifted in favour of the gentoo penguins. An active displacement of Adélie penguins by gentoo penguins seems unlikely as the annual rate of change in the number of breeding pairs of both penguin species does not appear to be associated with the increase or decrease of penguins per

year. In contrast to other colonies, apparently almost all of the Adélie breeding places abandoned on Ardley Island due to the decrease in population were taken over by gentoo penguins within just a few years. The most likely cause of this is a strict limitation of the number of suitable nesting sites on Ardley Island for topographical reasons. Gentoo penguins also evidence greater plasticity in their breeding phenology and less breeding-site fidelity than Adélie penguins and can therefore probably respond better to adverse environmental conditions.

The breeding success (number of chicks per breeding pair) of the three penguin species nesting on Ardley Island showed distinct variations. The breeding success of the few chinstrap penguin breeding pairs still resident in these colonies remained consistently above the long-term average of 1.18 chicks per breeding pair in the past 8 years, but given the substantial fluctuations, especially in the 1990s, and a total loss of young in the 2003/04 season, no statistically significant trend is evident.

Adélie penguins on Ardley Island have a long-term average of 1.16 chicks per breeding pair, but the breeding success has fluctuated wildly and decreased significantly between the 1981/82 and 2014/15 seasons. As the breeding success level of Adélie penguins on Ardley Island is comparable or even higher than that of other colonies, the decline of Adélie penguins on Ardley Island does not seem to be due to a persistently low breeding success. We can assume that other factors contribute significantly to the observed general decline in Adélie penguins, such as high winter mortality, especially among the offspring, and low recruitment rates. The breeding success of gentoo penguins on Ardley Island demonstrates clearly fewer fluctuations over the years compared to the other two penguin species nesting there and it was much higher than their breeding success with a long-term average of 1.30 chicks per breeding pair. This value is also high in comparison with other gentoo penguin colonies. Examined over the entire study period, however, the breeding success of gentoo penguins on Ardley Island decreased significantly. The proven inverse development of an evident population growth among gentoo penguins on Ardley Island with concurrent decline in their breeding success suggests that the number of surviving and recruited young birds returning to the colonies is apparently sufficient together with any immigrating individuals to ensure persistent population growth. Sharp declines in the breeding success of both Adélie penguins and gentoo penguins on Ardley Island were recorded predominantly in seasons with a snowy spring and late start of the snowmelt (2007/08, 2009/10 and 2012/13 seasons) and in association with heavy snowfalls during the breeding phase (2014/15 season). Chinstrap penguins were not or less obviously affected, as the few breeding pairs of this species nest on small, rocky heights, where snow does not readily accumulate. Although anthropogenic disturbance of the penguins by low over flights by planes or helicopters and, especially, by visits from station staff or tourists on Ardley Island is regularly observed, this has so far not produced a negative effect on the populations. It is likely that the expected negative effects of anthropogenic disturbance in this colony are obscured by the general population trends. The collected data also do not reveal the effects of pollution with diesel fuel in Ardley Cove in the 2009/10 and 2014/15 seasons, such as a reduced breeding success or immediately increased mortality. Physiological effects and the resulting long-term damage can be expected, however.

The southern giant petrel is a highly susceptible species and thus carries an especially high risk for negative effects due to the concentration of human activities in the Fildes Region leading to anthropogenic disturbance. Major effects of building the stations or the leisure activities of station personnel were already demonstrated in the past on the local population of southern giant petrel. In the 2011/12 and 2012/13 seasons, a total of 266 or 290 occupied southern giant

petrels nests or breeding pairs, respectively, was recorded in the Fildes Region. In contrast, the recorded number of breeding pairs of 425 for the 2014/15 season clearly exceeded the long-term average of 303 breeding pairs and represents the highest value since the beginning of measurements. In long-term comparisons, the population of southern giant petrel in the Fildes Region has been stable for years despite large interannual fluctuations. When focussing on individual parts of the colony, very different developments can be noticed. While steady growth was seen in the northernmost colony in the Fildes Region, which is visited less often by scientists and rarely by station personnel in their leisure time due to its relatively great distance from the stations, the number of breeding pairs in a southern colony declined at the same time. The most likely cause of this discrepancy is thought to be the repeated disturbance caused by station staff and tourists frequently visiting the field hut located there. A decrease in the number of breeding pairs was also observed in the southernmost colony on Dart Island. This island is frequently visited on a regular basis by station staff who regularly goes fishing. The observed inverse changes in the number of breeding pairs in different regions are most likely not due to natural environmental factors, as neighbouring colonies subject to the same natural conditions (e.g. availability of food, predation, snow levels) demonstrate a different population development. Anthropogenic disturbance appears to have such a strong effect that a decline in the number of breeding pairs is only observed in colonies that are often visited by station staff in the summer months. Neighbouring colonies that are rarely or not at all visited have either a stable number of breeding pairs or show a population increase. The latter aspect suggests that repeated shifting of the nesting sites is due to anthropogenic influences. It is difficult to estimate how much areas bordering the Fildes Region (Barton & Potter Peninsula, Duthoit Point and Stansbury Peninsula on Nelson Island, Nelson Island) are similarly affected by the nesting site shifting as there are not enough data available yet. Another interesting point is the increasing number of nesting attempts in numerous abandoned breeding sites in the Fildes Region over the past ten years, which are partially affected by a high level of human activities. This suggests a possible habituation to regular and predictable disturbance. In the recolonised regions, however, hardly any young have been successfully raised to maturity. As the breeding success of southern giant petrels can be considered a suitable indicator of human disturbance, great attention is again being paid to recording this parameter. In the 2012/13 to 2014/15 seasons the breeding success was below the long-term average of 0.36 chicks per breeding pair. The adverse environmental conditions probably played a large role in this as all colonies in the Fildes Region were equally affected. The relatively low breeding success of the southern giant petrel in the Fildes Region compared to other breeding regions continued to decline. The breeding success of the southern giant petrel in the Fildes Region was already relatively low compared to other breeding regions and continued to decline during the study period. The individual colonies mostly show no significant differences in their average breeding success. Only two colonies with a low level of human disturbance demonstrated a clearly higher average breeding success than the other regions. In contrast to most other colonies over the study period, neither colony showed a decreasing trend. On the other hand, the breeding success in the frequently visited colonies was usually lower than that season's average breeding success. In summary, the results presented suggest a strong anthropogenic influence on the number of breeding pairs and the breeding success of southern giant petrel in the Fildes Region. Natural environmental conditions like availability of food, predation or climate factors should have similar effects on neighbouring colonies. Given the fact that neighbouring colonies show great differences in population trends and large deviations in breeding success and are distinguished by the intensity of visits by station staff and tourists, it appears that anthropogenic influences have a greater effect than natural factors.

Another find of a dead southern giant petrel and a light-mantled sooty albatross after collision with an antenna or signalmast stresses the danger of this equipment for sea birds in the Fildes Region. For this reason, measures should be taken to make antennae and signal masts and their guy wires more visible to minimise the risk of bird strikes.

The number of breeding pairs of the cape petrel sank continuously over the study period and was only 10% of the average population in the 1980s with 39 breeding pairs in the 2014/15 season. There is no obvious cause as direct anthropogenic disturbance affects only a couple of breeding sites with relatively few breeding pairs.

After the successful first breeding record of light-mantled sooty albatross on Flat Top cliffs in the 2008/09 season and its confirmation in the 2011/12 season, there was again evidence of two breeding pairs in the 2013/14 season. No chicks were observed, however, in this breeding site located so far from the original range of the species. In addition, few breeding pairs of the snowy sheathbill were again registered in the 2012/13 to 2014/15 seasons.

The results of the continued recording of populations of brown skua and south polar skuas and of mixed pairs showed a strong rise in the number of breeding pairs of south polar skuas in the 2000s, followed by a dramatic decline in the past three seasons. In contrast, the population of brown skuas and the mixed pairs have remained stable in the past decades. There has been a significant increase in the number of territories colonised by skuas returning from their overwintering regions (data analysed for 2007/08 to 2014/15). Whether these pairs start breeding depends on the prevailing environmental conditions. In the past three seasons 174, 178 and 188 territories, respectively, were colonised by south polar skuas. On the other hand, there were 12 pairs in the 2012/13 and 2013/14 seasons and 30 pairs in the 2014/15 season that actually started breeding. The number of brown skuas occupying a territory in the same time period but not breeding was much smaller. This suggests that the two species respond differently to local environmental factors. This is supported by the fact that south polar skuas raised young successfully only in six of the past eight seasons, while the breeding success of brown skuas generally remained stable despite a negative tendency. It is likely that the limited number of breeding pairs and the lack of breeding success of south polar skuas in the recent past are primarily due to the poor availability of food in the marine-pelagic region as both skua species breed sympatrically there and are distinguished by their feeding ecology. In addition, predation by skuas, both inter- and intraspecific, has apparently contributed significantly to the reduction in breeding success. This applies especially to regions with a high density of skuas, as in the Fildes Region. The predation risk rises further with extended search flights for food due to a lack of food. The active feeding of skuas by staff of all permanent stations established on the Fildes Peninsula was repeatedly observed in the 2012/13 to 2014/15 seasons, although this completely contravenes the regulations of the Madrid Protocol (Annex II and III).

The number of nesting kelp gull fluctuated strongly and laid above the long-term average with 139 breeding pairs in the 2012/13 season and clearly below it in subsequent years (2013/14 and 2014/15 seasons: 91 and 49 breeding pairs, respectively). In long-term comparisons a significant decline in the number of breeding pairs of the kelp gull has become evident, most likely caused by deep snow cover in the spring due to a late snowmelt, which resulted recently in frequent failures to breed. The comprehensive survey of the Antarctic tern revealed 222 (2012/13), 284 (2013/14) and 296 (2014/15) breeding pairs. In long-term comparisons, this species displays a stable population – despite large interannual fluctuations – with a concurrent decrease in colony size and a high frequency of solitary breeding pairs.

As part of the assessment of all potential breeding birds, migrants and accidental migrants, species like emperor, king and macaroni penguins are being recorded again. In addition, individual snow petrels, southern fulmars, black-browed Albatrosses, cattle egrets and white-rumped sandpipers have been seen. As in previous years, Arctic terns that spend the austral summer there were again recorded.

In addition to collecting data on the breeding birds, regular seal counts were conducted in the Fildes Region. The highest count of the southern elephant seals was recorded in January, and that of Antarctic fur seals in February, on the sandy bays of the west coast of Fildes Peninsula. Spatial changes in the location of hauled out elephant seals have not been recorded. In long-term comparisons, the number of both elephant and Weddell seals has decreased since the 1980s, despite stabilisation during recent decades. It remains an open question to what extent this is just a local change in these species or an actual regional population decline. In contrast, the number of Antarctic fur seals has been increasing since the 1980s. This development corresponds to results from other regions, in which this species experienced a rapid population growth after severe decimation by intensive seal hunting. During the study period, seal births were documented in the Fildes Region for the following species: southern elephant seal, Weddell seal, Antarctic fur seal and leopard seal. The spatial expansion of the fur seal pupping places continues.

The greatest danger at the moment for the populations of sea birds and seals in Antarctica concerns changed environmental conditions as a result of climate change, e.g. in the form of changes in food webs, habitat loss or shift. Direct anthropogenic effects, such as interactions with fishing activities or shipping (e.g. competition for food, injuries), could negatively affect the local populations of sea birds and seals. The Fildes Region is specifically affected by a high level of anthropogenic disturbance in the breeding and resting areas of birds and seals, especially by visitors from the resident stations. Highly sensitive species like the southern giant petrel are hit harder, as repeatedly shown by the steep decline in the number of breeding pairs and the low and continuously decreasing breeding success. Station staff actively feed birds, which particularly endangers skuas as they are an opportunistic foraging species by possibly introducing diseases.

Breeding bird monitoring in the ice-free regions of Maxwell Bay

Another main focus involves recording the breeding birds in all large ice-free areas of Maxwell Bay, which border the Fildes Region. The data are supplemented by available information from the literature. For Barton, Weaver and Potter Peninsulas, Green Point (all on King George Island) and for Stansbury Peninsula, Martin and Duthoit Points (all on Nelson Island), an overview of the breeding bird populations could be prepared. Resilient long-term data series could nevertheless only be compiled for Fildes, Barton and Potter Peninsulas. Based on these data, some of which have been collected over a long period, which is unusual for any place in Antarctica, the development of the breeding bird populations in these regions in the past decades could be charted. This reveals that population trends, typical in the Western Antarctic Peninsula, are mostly reflected in all breeding bird colonies of Maxwell Bay. For example, the number of breeding pairs of gentoo penguins in the colonies on Ardley Island, Barton and Potter Peninsulas has continuously increased since the counts began in the 1960s. In contrast, the number of breeding pairs of Adélie penguins declined drastically on both Ardley Island and the Potter Peninsula after an increase in the 1980s, but it has recently stabilised. Chinstrap penguins are showing a less consistent picture than the other two penguin species. Current data from Maxwell Bay are only available for Barton Peninsula and Ardley Island. While the

colony on Ardley Island has now stabilised at a very low level after a rapid decline in the 1980s and 1990s, the population in the Barton Peninsula colony has proven to be stable since the start of counting. In the penguin colony on the Potter Peninsula, sinking numbers of breeding pairs were observed in the 1980s (but no counting data are available after that time period). In the meantime, the chinstrap penguin has disappeared entirely from this colony. The number of breeding pairs of southern giant petrels on the Barton and Potter Peninsulas showed a decreasing tendency compared to data from the 1980s, while the population on the Stansbury Peninsula has increased slightly. At both occurrences of the blue-eyed shag near Maxwell Bay at Duthoit Point and on Low Rock near the Potter Peninsula, a decline of this species was evident compared with the populations in the 1990s. Current counts at Duthoit Point suggest a stabilisation of the number of breeding pairs of the blue-eyed shag. The relatively long data series collected for skua breeding pair numbers near Maxwell Bay reveals a stable population during the past decades. The recent sharp decline in the number of breeding pairs of both skua species was observed both in the Fildes Region and on the Barton and Potter Peninsulas. The counting data of kelp gull do suggest a stable population, which cannot be conclusively confirmed given the relatively small amount of data available. The database for all other breeding bird species around Maxwell Bay (outside the Fildes Peninsula) is fragmentary and does not enable any estimation of guaranteed population trends.

Documentation of glacial retreat in selected regions of Maxwell Bay with reference to the regional climate changes

King George Island and Nelson Island are almost completely glaciated, like all large islands of the South Shetland Islands, with an ice cover exceeding 90 %. In particular, the ice cap on King George Island is considered extremely sensitive to climate change based on its particular characteristics and the prevailing maritime climate. This applies particularly to an exposed glacier tongue like the Bellingshausen Dome at the northern end of the Fildes Peninsula. Given its major ecological significance for local ecosystems, glacial retreat has been documented in selected regions of Maxwell Bay along with the regional climate developments in the past decades, to supplement breeding bird and seal monitoring. This study has found that the climate in the examined region as part of the South Shetland Islands is characterised by the influence of the southern hemisphere polar front and the position of the islands in the ocean. The prevailing climate is characterised by relatively mild temperatures, high humidity, large amounts of precipitation spread evenly throughout the year and strong winds, primarily from the west. Rapid changes of weather are typical, determined by a strong cyclone activity. The average monthly temperature is generally above freezing in the summer months. The highest temperature ever measured in the Bellingshausen Station exceeded 8°C, the lowest winter temperature reached -30°C. Based on meteorological data from the Bellingshausen Station, the climate development of the past decades in the Fildes Region has been examined. For example, the average annual temperature between 1969 and 2013 rose slightly. The verifiable evident increase in the average air temperature in the summer (December – February) up to the year 2000 was relativised by a series of cool summers recently. While the autumn temperature (March – May) rose continuously, an increase in the winter temperature (June – August) noted in other areas of the WAP region could not be confirmed for the Bellingshausen Station. Although the measured precipitation over the course of the past 46 years has barely changed, the average monthly height of snow showed a significant increase for January and December, which could essentially be associated with a series of cool summers recently, which considerably delayed the melting of snow that fell in the winter or spring. An annual increase in the quantity of snow, as demonstrated for the WAP region, could not be ascertained for the

Fildes Region, based on the analysis of amounts of precipitation. The documentation of glacial retreat around Maxwell Bay was then done for all large ice-free regions, which had not been previously documented. These regions include the north of the Fildes Peninsula, the north of Nelson Island (including Stansbury Peninsula and Martin Point), Duthoit Point/Nelson Island, and the Weaver and Barton Peninsulas. The analysis of numerous aerial and satellite images involved manual image interpretation with delineation of the horizontal glacier extent using GIS. As the usefulness of optical satellite data depends strongly on the seasonal timepoint of taking the image and the weather conditions, the number of evaluable images for some regions was limited. The results of evaluating the changes in glacier extent confirmed the findings of earlier studies of an evident retreat of the glacier fronts on King George Island. The clearest evidence came from the glacier front of the Bellingshausen-Dom, which retreated over 600 m in its central area between 1956 and 2012. The melting process of the neighbouring glacier became especially visible in the form of retreating glacier fronts or melting dead ice, which often appears in the moraine upstream of the glacier tongue. In addition, there are indications of a glacial retreat in the regions of the Barton and Weaver Peninsulas, for which we have no earlier data for comparison. A clear shift of the glacier front of up to 400 m over the course of the last six decades is likewise recognisable at Green Point. In contrast, the glacier development in the north of Nelson Island is much less uniform. There were evident areas of retreat as well as a slight advance of the glacier, possibly determined by more rapid draining of the glacier. Given the severe limitation of ice-free terrestrial areas in Antarctica, the new ice-free regions created by the glacial retreat are very important for local terrestrial ecosystems, by offering space for colonising by expanding or migrant or introduced microorganisms, arthropods, algae, mosses, lichens and flowering plants as well as resting and reproduction possibilities for native sea birds and seals.

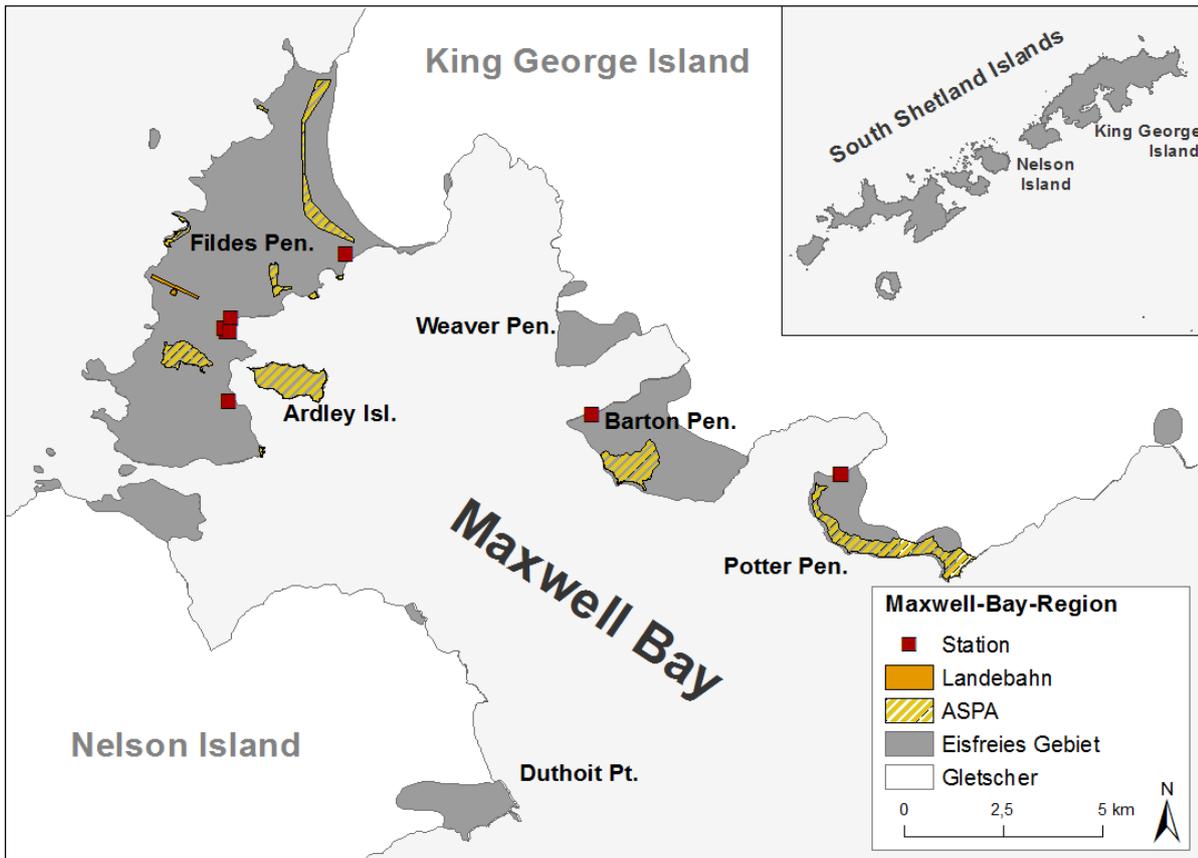
Maxwell Bay, including the Fildes Region, lies in an area of rapid climatic change, which could have serious consequences for the animal and plant kingdoms that are almost impossible to estimate given their complexity. In addition, the high concentration of anthropogenic influences contributes to changes in the local ecosystem. As an evaluation of changes in sea bird and seal populations and their reproduction rates due to global, regional and/or local environmental changes can only be done on the basis of long-term data sets, continuation of the monitoring programmes in both the Fildes Region and other areas of Maxwell Bay is recommended.

1 Einleitung

Die Antarktis gilt als ein von menschlichen Einflüssen größtenteils unbeeinflusstes Gebiet mit einzigartigen biologischen, geologischen und hydrologischen Eigenschaften von globaler Bedeutung. Mit dem im Jahre 1959 verabschiedeten Antarktisvertrag wurde dem Gebiet zwischen 60° und 90° südlicher Breite eine außerordentliche Bedeutung für die Wissenschaft zugewiesen. Im Umweltschutzprotokoll zum Antarktis-Vertrag (USP, 1998 in Kraft getreten) wurde u. a. die Unterschutzstellung der Fauna und Flora sowie der Landschaften festgeschrieben. Nichtsdestotrotz sind in der Antarktis vorkommenden Arten und Ökosysteme einem zunehmenden anthropogenen Druck ausgesetzt. So sind neben den Folgen regionaler Aktivitäten wie Tourismus, Fischerei und Forschung (z. B. Tin et al. 2009; Braun et al. 2012; Ainley et al. 2014) auch die Konsequenzen der globalen Klimaveränderungen verstärkt spürbar (z. B. Schofield et al. 2010; Turner et al. 2014). Das gilt insbesondere für die Region der Westlichen Antarktischen Halbinsel (WAP, Meredith et al. 2005; Ducklow et al. 2007; Trivelpiece et al. 2011), zu der auch die South Shetland Islands gehören. Diese Inselgruppe verfügt über relativ große Bereiche eisfreier Flächen, die durch eine vergleichsweise hohe terrestrische Biodiversität von Fauna und Flora charakterisiert sind. So sind beispielsweise allein für die größte Insel King George Island neben einer reichen Kryptogamenflora derzeit 15 Brutvogelarten nachgewiesen. Daneben sind die Küsten der Insel Reproduktionsgebiet für fünf der sechs in der Antarktis vorkommenden Robbenarten. Zum Schutz dieser Biodiversität als auch zur Erhaltung bedeutender Fossilienvorkommen und geologischer Besonderheiten sowie zur Gewährleistung zukünftiger Forschungsmöglichkeiten wurden auf King George Island fünf Besondere Antarktische Schutzgebiete (Antarctic Specially Protected Area – ASPA) sowie ein Besonderes Antarktisches Verwaltungsgebiet (Antarctic Specially Managed Area – ASMA) ausgewiesen (ATS 2009b, c, 2013a, b, 2014; siehe auch Antarctic Treaty Protected Areas Database: http://www.ats.aq/devPH/apa/ep_protected.aspx?lang=e, aufgerufen am 30.05.2016).

Demgegenüber steht die höchste Dichte an Forschungsstationen in der gesamten Antarktis. Allein im Bereich der im Südwesten von King George Island gelegenen Maxwell Bay befinden sich derzeit acht ganzjährig betriebene Stationen, mindestens elf zusätzliche Feldhütten sowie eine Landebahn, die eine logistische Schlüsselrolle zwischen Südamerika und der Antarktischen Halbinsel einnimmt (Abbildung 1). Insbesondere im Gebiet der Fildes Peninsula, Ardley Island und angrenzender Inseln (nachfolgend als Fildes-Region bezeichnet) konzentrieren sich eine Vielzahl menschlicher Aktivitäten wie Logistik, Forschung und Tourismus auf engstem Raum (Peter et al. 2008; Peter et al. 2013). Häufige räumliche und zeitliche Überschneidung dieser Aktivitäten führen zu Interessenkonflikten zwischen den Nutzergruppen einerseits und Widersprüchen mit den gesetzlich vereinbarten Anforderungen des Umweltschutzes andererseits. Diese besondere Situation spiegelt sich in erheblichen lokalen anthropogenen Einflüssen wider, wie z. B. Habitatzerstörung, Störungen von Seevögeln und Robben während der Reproduktion oder ruhend an Land, Schädigung der Vegetation und Kontamination von Boden, Wasser oder Luft (Peter et al. 2008; Braun et al. 2012; Peter et al. 2013; Amaro et al. 2015).

Abbildung 1: Übersichtskarte der Maxwell Bay mit Darstellung der Besonderen Antarktischen Schutzgebiete (ASPAs); Darstellung der South Shetland Islands ohne die Inseln Clarence, Elephant und Gibbs



Aufgrund bestehender Mängel bei der Einhaltung der gesetzlichen Bestimmungen des USP besteht ein großer Handlungsbedarf für ein effizientes Management aller menschlichen Aktivitäten in der Fildes-Region. Daraufhin wurde 2003 ein Forschungsprojekt zur Untersuchung der Umweltsituation in diesem Gebiet initiiert. Damit wurde eine umfassende wissenschaftliche, GPS- und GIS-basierte Grundlage biotischer und abiotischer Parameter dieses Gebietes geschaffen sowie die Vielzahl menschlicher Aktivitäten und die daraus resultierenden Umweltwirkungen in der Fildes Region quantifiziert (Peter et al. 2008). Basierend auf diesen Erkenntnissen erfolgte eine Gefährdungsanalyse, die Formulierung des Handlungsbedarfs sowie konkreter Managementvorschläge als Grundlage für den resultierenden Diskussionsprozess zur Lösung der Umweltprobleme. Um dem Bedarf einer aktualisierten Datengrundlage gerecht zu werden, folgten weitere Untersuchungen, bei denen sowohl Verbesserungen als auch Defizite nachgewiesen wurden (Peter et al. 2013). Derzeit ruht der Diskussionsprozess zur Erarbeitung eines internationalen Managements für die Fildes-Region.

Die konsequente Durchführung von langfristigen Monitoringprogrammen wird regelmäßig auf internationaler Ebene (z. B. ATCM, SCAR) angemahnt (Lewis Smith 1990; ATS 2005; COMNAP 2005, 2006; Hughes 2010). Dies gilt insbesondere in Gebieten mit derart konzentrierten und vielfältigen menschlichen Aktivitäten und dem daraus resultierenden hohem Risiko für die Schutzgüter der Region, wie sie in der Fildes-Region zu finden sind. Dabei kann ein Langzeitmonitoring von Indikatorarten, wie z. B. störungsempfindlicher Brutvögel, eine wesentliche Rolle spielen, da deren Bestände und Reproduktionsraten sowohl natürliche als auch anthropogene Umwelteinflüssen widerspiegeln können.

Ziel des vorliegenden Projekts waren die Fortführung der standardisierten und GPS/GIS-gestützten Bestandsaufnahme von Brut- und Rastvögeln sowie von Robben in der Fildes-Region und deren Ausweitung auf ausgewählte Bereiche der Maxwell Bay. Einen weiteren Aspekt stellte die Dokumentation von Gletscherrückzugsgebieten ausgewählter Bereiche der Maxwell Bay in Bezug auf die regionale klimatische Entwicklung dar.

Das Projekt basiert zu wesentlichen Teilen auf den Vorarbeiten deutscher Wissenschaftler/innen, die zwischen 1979 und 1990 in der Fildes-Region verschiedene Aspekte zur Ökologie von Vögeln, Robben, Vegetation und Arthropoden untersuchten (siehe Tabelle 1). Danach wurden die Arbeiten teilweise von Wissenschaftler/innen der AG Polar- & Ornitho-Ökologie (Institut für Ökologie, Friedrich-Schiller-Universität Jena) mit Schwerpunkt auf der Ökologie der Skuas und Riesensturmvögel fortgesetzt. Im Jahr 2003 wurde im Rahmen der o. g. Projekte erneut ein systematisches Monitoring aller im Untersuchungsgebiet vorkommenden Brutvogel- und Robbenarten initiiert und während der folgenden Südsommer nahezu lückenlos weitergeführt. Mehrere durchgeführte wissenschaftliche Studien sowie zwei Studentenexpeditionen (2000/01 und 2007/08) lieferten zusätzliche Daten (siehe Tabelle 1).

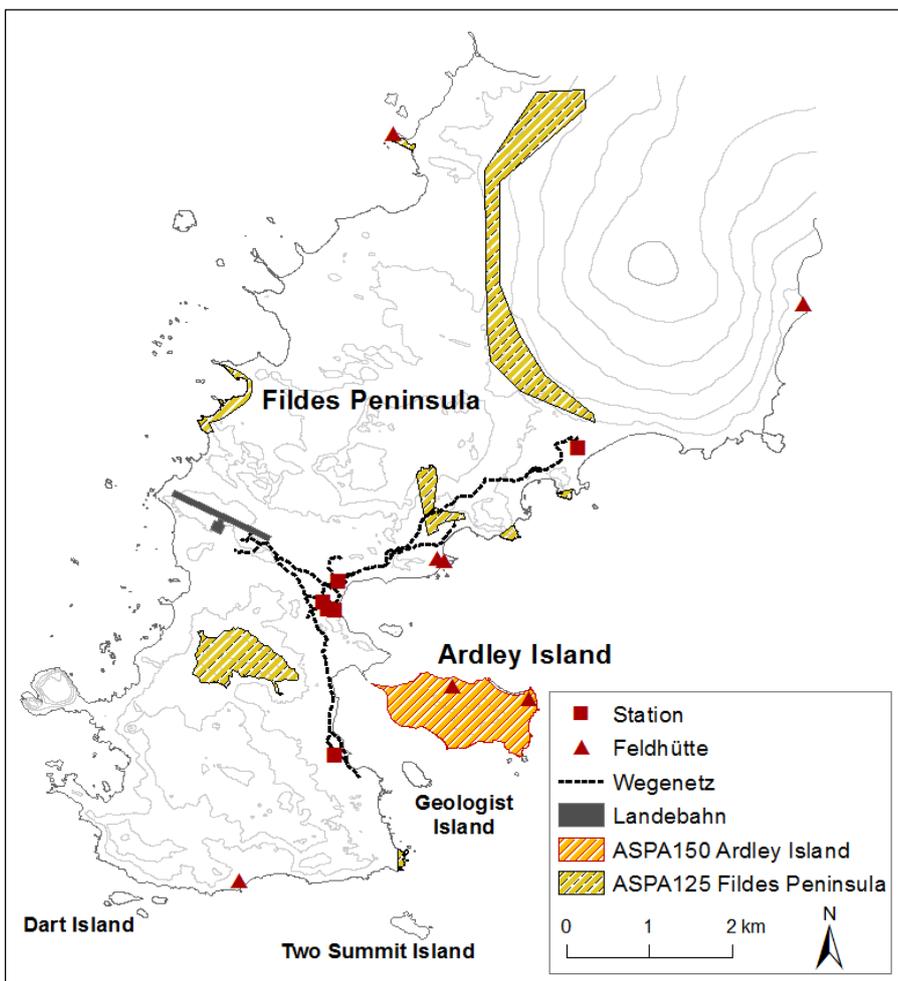
Das vorliegende Projekt konnte in dieser Form nur durch die Mitarbeit von J. Krietsch, M.-C. Rümmler, M. Senf und M. Stelter sowie durch eine enge Kooperation mit Wissenschaftler/innen aus anderen Staaten (z. B. Südkorea, Russland, China, Chile, Argentinien) realisiert werden, die uns bei der Geländearbeit unterstützten bzw. Daten zur Verfügung stellten. Zu betonen ist daneben die logistische Unterstützung des Russische Arktis- und Antarktis-Forschungsinstituts (AARI), der Russischen Antarktis-Expedition, des Chilenischen Antarktis-Instituts (INACH), der Chilenischen Luftwaffe (FACH) sowie durch Aerovías DAP, Chile. Mehrere Zählungen, teilweise unterstützt durch Drohneneinsatz, wurden in enger Kooperation mit Mitarbeitern des Unternehmens ThINK – Thüringer Institut für Nachhaltigkeit und Klimaschutz GmbH durchgeführt. Den Leitern und Mitgliedern der Stationen der Fildes Peninsula danken wir für die Zusammenarbeit in der Antarktis. Ein Teil des Monitorings im Gebiet der Maxwell Bay war nur durch die logistische Unterstützung von A. Contreras Staeding möglich. Erheblichen Dank schulden wir zudem F. Hertel und H. Herata, Umweltbundesamt, für die ausgezeichnete Zusammenarbeit. Das Alfred-Wegener-Institut Bremerhaven war der Durchführung des Projekts durch Bereitstellung von Polarkleidung sowie durch die teilweise Organisation der Transportlogistik behilflich. Nicht zuletzt danken wir allen Kollegen/innen, die das Projekt durch Unterstützung bei der Geländearbeit bzw. Bereitstellung von Daten unterstützten.

2 Monitoring der Brutvögel und Robben in der Fildes-Region

2.1 Methodik

Das Untersuchungsgebiet Fildes-Region erstreckte sich auf die Fildes Peninsula, Ardley Island sowie benachbarte Inseln in maximal 500 m Entfernung (Abbildung 2). Das Monitoring der Brutvögel in der Fildes-Region wurde in den Saisons 2012/13, 2013/14 und 2014/15 jeweils zwischen Dezember und Februar gemäß der in Peter et al. (2008, Kap. 3.4.1) beschriebenen Methodik fortgesetzt. Nachfolgend wird die Entwicklung der Brutvogelbestände ausführlich dargestellt. Die in der Fildes-Region brütenden Sturmschwalbenarten Buntfußsturmschwalbe (*Oceanites oceanicus*) und Schwarzbauchmeerläufer (*Fregatta tropica*) werden dabei nicht berücksichtigt, da im Vergleich zu Peter et al. (2008; 2013) keine erneuten Erhebungen stattfanden.

Abbildung 2: Übersicht über das Untersuchungsgebiet Fildes-Region



Die Brutpaarzahl entspricht nachfolgend der Zahl der aktiven Nester, während der Bruterfolg als die Anzahl flügger Jungen pro Brutpaar und Saison definiert wird. Zu bemerken ist, dass die Genauigkeit der Brutvogelerfassung jedoch methodisch oder logistisch bedingt schwanken kann, z. B. bei abweichenden Zählterminen oder da Brutplätze einiger Arten im Untersuchungsgebiet oft nicht erreichbar oder schlecht einsehbar sind. Bei Hinweisen auf eine

hinreichende Genauigkeit älterer Zählraten (z. B. bekannte Zähltermine, vorhandene Methodenbeschreibung) wurden diese in die nachfolgenden Auswertungen mit einbezogen. Seit 2003/04 erfolgt die Erfassung der Brutpaarzahl nach einer standardisierten Methodik (Peter et al. 2008) und seit 2010/11 unter Verwendung detaillierter Karten aller bekannten Brutplätze, um diese gezielt kontrollieren zu können.

In den Saisons 2013/14 und 2014/15 wurde erstmals im Rahmen einer Pinguinerfassung auf Ardley Island eine Drohne bzw. Unmanned Aerial Vehicle (UAV) eingesetzt (Mustafa et al. 2014). Bei der verwendeten Drohne handelte es sich um einen ferngesteuerten Oktokopter MK ARF Okto XL (HiSystems), der sowohl mit einem GPS, einer Inertial Measurement Units (IMU) als auch mit einer beweglich montierten Digitalkamera (Canon Powershot G15, Sony Alpha 6000) ausgestattet war (Rümmler et al. 2015). Der Oktokopter verfügte über eine unabhängige Flugdauer von ca. 15 min. Die jeweiligen Flughöhen unterschieden sich nach Zielsetzung und Geländere relief (Ardley Island: 100 (2013/14) bzw. 50 m über Grund (2014/15); Diomedea, Geologist & Two Summit Island: 50 m ü. N.N., Nelson Island: 50 m über Grund). Die gewonnenen Luftaufnahmen wurden anschließend zu einem Mosaik zusammengefügt und georeferenziert. Die manuelle Auszählung der Pinguinbrutpaare erfolgte mehrfach und unabhängig durch unterschiedliche Bearbeiter/innen. Die ermittelte Brutpaarzahl wurde mit den Ergebnissen der Bodenerfassungen (manuelle Zählungen vor Ort) verglichen. Die Abweichungen hierbei betragen zwischen -1 % und +9 % (pers. Mittg. O. Mustafa). Für die nachfolgende Auswertung wurden die mit Hilfe der Bodenerfassungen ermittelten Brutpaarzahlen verwendet, um die Vergleichbarkeit mit älteren Daten zu gewährleisten.

Abbildung 3: Beispiel für Luftaufnahme aus einem Drohneneinsatz (Ausschnitt von Diomedea Island), Flughöhe 50 m ü. N.N.; anhand der umgebenden Kotspuren und des hellen Daunengefieders ist der junge Riesensturmvogel gut erkennbar (Foto: ThInK, 19.02.2015).



Daneben konnte in der Saison 2014/15 die Zählung der Jungvögel des Südlichen Riesensturmvogels in einigen Gebieten durch Drohneneinsatz unterstützt werden. Aufgrund der Erfahrungen sowohl vor Ort als auch bei der Auswertung, erwies sich der Drohneneinsatz für die Jungvogelzählung von Riesensturmvögeln als gut geeignet. Im Rahmen eines Störungsexperiments wurde eine Riesensturmvogelkolonie wiederholt von der Drohne überflogen und die Reaktion der Tiere per Fernglas beobachtet und auch gefilmt. Sowohl Adulte als auch Jungvögel zeigten deutlich schwächere Verhaltensänderungen gegenüber dem Fluggerät im Vergleich zu einer Zählung durch Feldmitarbeiter/innen am Boden (pers. Mittg. M.-C. Rümmler). Letztere müssen sich bei Zählungen aufgrund der lokalen Topographie teilweise in großer Nähe zu den Tieren bewegen, was ein hohes Störungspotential mit sich bringt. Um die Fehlerwahrscheinlichkeit bei der Zählung der Riesensturmvogeljungvögel mittels Drohne zu minimieren, erfolgte die Auszählung der Küken auf den Luftaufnahmen unabhängig durch zwei Bearbeiter/innen, deren Ergebnisse miteinander verglichen wurden. Aufgrund des hellen Gefieders der Jungvögel und der Topographie innerhalb der Riesensturmvogelkolonien der Fildes-Region ist eine gute Erkennbarkeit der Jungvögel gegeben. Deshalb erscheint die Genauigkeit dieser Methode als hinreichend hoch (Abbildung 3), sodass ein künftiger Einsatz empfohlen werden kann. Zukünftige Kartierungen mittels Drohnen scheinen demnach dazu geeignet, die unabdingbare beträchtliche Störung durch die manuelle Zählung von Riesensturmvögeln am Boden zu minimieren.

Ergänzend zum Brutvogelmonitoring erfolgte eine Erfassung aller beobachteter Irrgäste und Durchzügler, die als Zufallsfunde in den Saisons 2012/13 bis 2014/15 im Untersuchungsgebiet registriert wurden. Zusätzliche Vogelarten im Vergleich zu der in Peter et al. (2008, Kap. 3.1.1, Tab. 1) dargestellten Übersicht wurden in der Fildes-Region nicht beobachtet.

Weiterhin erfolgte in den Saisons 2012/13 bis 2014/15 einmal monatlich (Dezember, Januar, Februar) eine vollständige und buchtengenaue Erfassung des Robbenbestands an der Küste der Fildes Peninsula und Ardley Islands gemäß der in Peter et al. (2008, Kap. 3.4.2) beschriebenen Methodik. Die Datenaufnahme für das vorliegende Projekt endete im Februar 2015.

Um mögliche Langzeitentwicklungen der Seevogel- und Robbenbestände aufzuzeigen, wurden zusätzlich zu eigenen Erfassungen umfangreiche Daten aus zahlreichen, bislang unveröffentlichten Expeditionsberichten deutscher Wissenschaftler aus den 1980er Jahren herangezogen (Tabelle 1). Bei zwei Zählungen pro Monat wurden jeweils die Daten aus der zweiten Monatshälfte verwendet. Weitere Daten stammen von vor Ort tätigen Wissenschaftler/innen (Tabelle 1).

In der nachfolgenden Tabelle sind alle Quellen verwendeter Zählraten aus der Fildes-Region aufgeführt (Tabelle 1). Ab der Saison 2003/04 handelt es sich überwiegend um Daten aus vor-Ort-Erfassungen, die durch Projektmitarbeiter/innen erhoben wurden.

Tabelle 1: Quellen der verwendeten Monitoringdaten aus der Fildes-Region

Saison	Quelle	Erfasste Arten
1979/80	Bannasch et al. 1981	sämtliche Brutvögel
1980/81	Bannasch et al. 1983; Jablonski 1984	sämtliche Brutvögel, Robbenzählungen
1981/82	Bannasch et al. 1983	sämtliche Brutvögel
1982/83	Lorenz 1984; Peter et al. 1988	sämtliche Brutvögel, Robbenzählungen
1983/84	Lorenz 1984; Peter et al. 1988	sämtliche Brutvögel, Robbenzählungen

Saison	Quelle	Erfasste Arten
1984/85	Rauschert et al. 1987; Peter et al. 1988; Peter et al. 1989	sämtliche Brutvögel, Robbenzählungen
1985/86	Rauschert et al. 1987; Zippel 1987; Mönke et al. 1988	sämtliche Brutvögel, Robbenzählungen
1986/87	Mönke et al. 1988	sämtliche Brutvögel, Robbenzählungen
1987/88	Lange et al. 1989; Nadler et al. 1989	sämtliche Brutvögel, Robbenzählungen
1988/89	Lange et al. 1989	sämtliche Brutvögel, Robbenzählungen
1989/90	Erfurt et al. 1990; pers. Mittg. H. Grimm	sämtliche Brutvögel, Robbenzählungen
1990/91	pers. Mittg. J. Valencia & M. J. Roselló	Pinguine Ardley Island
1991/92	pers. Mittg. J. Valencia & M. J. Roselló	Pinguine Ardley Island
1992/93	pers. Mittg. J. Valencia & M. J. Roselló	Pinguine Ardley Island
1993/94	pers. Mittg. J. Valencia & M. J. Roselló	Pinguine Ardley Island
1994/95	pers. Mittg. J. Valencia & M. J. Roselló, Valencia et al. 1996	Pinguine Ardley Island
1995/96	pers. Mittg. J. Valencia & M. J. Roselló Soave et al. 2000	Pinguine Ardley Island Skuas, Weißgesichtsscheidenschnabel
1996/97	pers. Mittg. J. Valencia & M. J. Roselló Chupin 1997	Pinguine Ardley Island Riesensturmvogel
1997/98	pers. Mittg. J. Valencia & M. J. Roselló	Pinguine Ardley Island
1998/99	pers. Mittg. J. Valencia & M. J. Roselló pers. Mittg. H.-U. Peter & J. Welcker Welcker 2001	Pinguine Ardley Island Riesensturmvogel Dominikanermöwe
1999/2000	pers. Mittg. J. Valencia & M. J. Roselló Welcker 2001	Pinguine Ardley Island Dominikanermöwe
2000/01	pers. Mittg. J. Valencia & M. J. Roselló Braun 2001	Pinguine Ardley Island alle Brutvögel, Robbenzählungen
2001/02	pers. Mittg. J. Valencia & M. J. Roselló	Pinguine Ardley Island
2002/03	pers. Mittg. J. Valencia & M. J. Roselló pers. Mittg. I. Chupin & S. Pfeiffer pers. Mittg. A. Petrov	Pinguine Ardley Island Riesensturmvogel Robbenwurfplätze
2003/04	pers. Mittg. M. Ritz	Skuas
2004/05	pers. Mittg. M. Ritz pers. Mittg. I. Chupin	Skuas Dominikanermöwe, Robben
2005/06	pers. Mittg. M. Ritz	Skuas
2006/07	Fröhlich 2007 pers. Mittg. M. Kopp	Ardley-Pinguine, Riesensturmvogel, Robbenwurfplätze & -zählungen Skuas
2007/08	pers. Mittg. M. Kopp Braun 2008	Skuas alle Brutvögel außer Skuas, Robbenzählungen
2008/09	pers. Mittg. S. Lisovski & M. Kopp	Skuas, Robbenwurfplätze
2009/10	pers. Mittg. M. Kopp pers. Mittg. V. Sjomín	Skuas Robbenwurfplätze

Saison	Quelle	Erfasste Arten
2010/11	pers. Mittg. A. Soloviev & B. Zatsëpin	Robbenwurfplätze
2011/12	pers. Mittg. A. Contreras Staeding & R. Eliseev	Robbenwurfplätze
2012/13	pers. Mittg. O. Sakharov	Robbenwurfplätze
2013/14	pers. Mittg. M. Xing	Robbenwurfplätze

Im Projektzeitraum wurde das Brutvogelmonitoring auf sämtliche größere eisfreie Bereiche der Maxwell Bay ausgedehnt. Eigene Erfassungen erstreckten sich auf die Gebiete Green und Duthoit Point und Stansbury Peninsula im Norden von Nelson Island sowie teilweise auf Barton Peninsula. Ergänzt wurden diese Daten, insbesondere für Gebiete, die nicht besucht werden konnten (Weaver, Potter, Teile der Barton Peninsula und Martin Point), durch sämtliche aktuell verfügbare Literaturdaten, zahlreiche unveröffentlichte Expeditionsberichte deutscher Wissenschaftler aus den 1980er Jahren und durch südkoreanische (Barton und Weaver Peninsula) und deutsche (Potter Peninsula) Wissenschaftler/innen zur Verfügung gestellte Daten. Grafiken wurden in diesem Kapitel nur bei ausreichender Datengrundlage erstellt, alle übrigen Daten werden in Tabellenform unter Nennung der Quellen dargelegt.

Die statistische Überprüfung möglicher zeitlicher Trends wurde, wenn nicht anders angegeben, mit Hilfe linearer Regression (Sigma Plot© Vers. 13.0) durchgeführt. Das Signifikanzniveau bei allen statistischen Analysen beträgt 5 %. Nachfolgend werden bei der grafischen Darstellung der Daten ausschließlich signifikante Trends gezeigt. Bei Angabe von Mittelwerten werden diese stets durch die Angabe der Standardabweichung ergänzt.

In den nachfolgenden Abbildungen beziehen sich bei Nennung einzelner Jahresangaben diese stets auf die zweite Hälfte des Südsommers. So handelt es sich beispielsweise bei der Angabe „2015“ um den Südsommer bzw. die Saison 2014/15. Jahre mit fehlender Erfassung werden nicht gesondert gekennzeichnet.

2.2 Pinguine (*Pygoscelis spec.*)

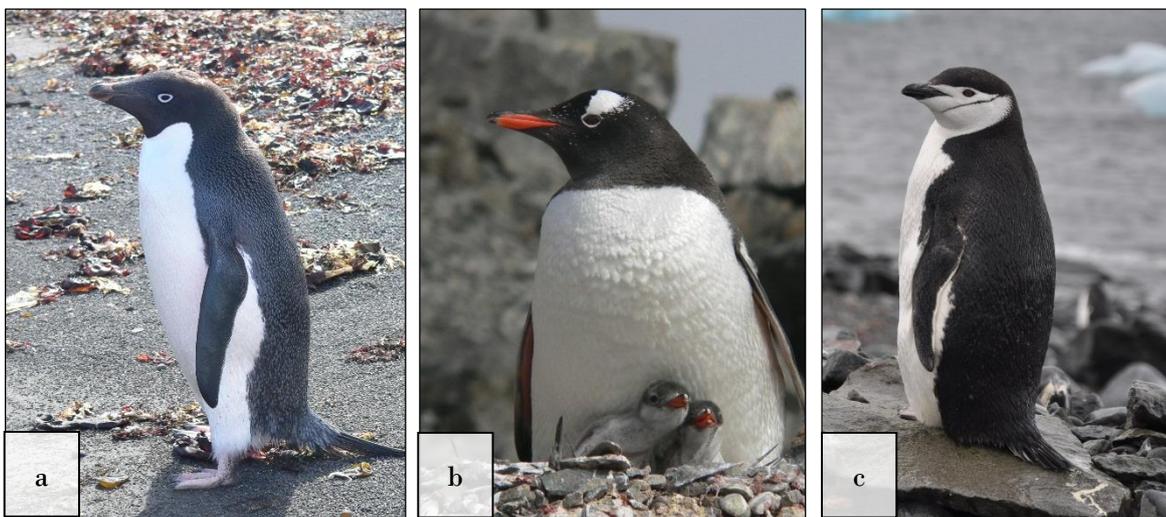
In der Fildes-Region brüten auf Ardley Island sowie entlang der Westküste der Fildes Peninsula drei Pinguinarten, darunter der Adéliepinguin (*Pygoscelis adeliae*, Abbildung 4 a), welcher nach den IUCN-Kriterien aktuell als „near threatened“ eingestuft wird (BirdLife International 2015b). Diese eisgebundene und stark vom Krill abhängige Art ist von der aktuell beobachteten Klimaerwärmung am stärksten betroffen (z. B. Taylor et al. 1990; McClintock et al. 2008; Schofield et al. 2010). Derzeit wird der Bestand auf über 2 Millionen Brutpaare (BP) geschätzt (BirdLife International 2015b). Bei einer Fortsetzung der Klimaerwärmung wird mit einem deutlichen Populationsrückgang dieser Art gerechnet (Ainley et al. 2010). Einer zu erwartenden Neubesiedelung neuer eisfrei gewordener Gebiete steht das von Ainley et al. (2010) prognostizierte Verschwinden sämtlicher Adéliepinguinkolonien nördlich von 67 – 68° S bei Erreichen einer Temperaturerhöhung von 2 °C im Vergleich zum vorindustriellen Niveau gegenüber.

Mit dem Eselspinguin (*P. papua*, Abbildung 4 b) wird eine weitere im Untersuchungsgebiet brütende Pinguinart aktuell als „near threatened“ eingestuft (BirdLife International 2015b), da in der Vergangenheit einige für den Gesamtbestand bedeutende Kolonien in subantarktischen Gebieten starke Rückgänge in der Brutpaarzahl verzeichneten (z. B. Bingham 1998). Neuere Erfassungen weisen auf eine Stabilisierung der Brutpaarzahlen bzw. auf erneute Zuwächse hin, insbesondere an der Antarktischen Halbinsel und damit an der südlichen Verbreitungsgrenze

dieser Art (z. B. Clausen et al. 2003; Lynch et al. 2008; Crawford et al. 2009; Forcada et al. 2009). Aktuell wird die globale Eselspinguinpopulation auf ca. 387.000 Brutpaare geschätzt (Lynch 2012).

Die dritte, in der Fildes-Region brütende Pinguinart ist der Zügelpinguin (*P. antarctica*, Abbildung 4 c), welcher aufgrund seines sehr großen Verbreitungsraums und geschätzten 8 Millionen Individuen außerhalb der vereinbarten Gefährdungskriterien liegt und als „least concern“ eingestuft wird (BirdLife International 2015b). Während in einigen Gebieten die Zahl der Zügelpinguine anstieg (Woehler et al. 2001), wurden in zahlreichen anderen Kolonien erhebliche Bestandsrückgänge dokumentiert, u. a. im Gebiet der South Shetland Islands (Woehler et al. 2001; Sander et al. 2007a; Sander et al. 2007b; Trivelpiece et al. 2011; Barbosa et al. 2012; Naveen et al. 2012).

Abbildung 4: In der Fildes-Region brütende *Pygoscelis*-Arten: Adélie-, Esels- und Zügelpinguin (Fotos: C. Braun)



In der Fildes-Region werden gelegentlich weitere Pinguinarten, wie z. B. Kaiserpinguine (*Aptenodytes forsteri*), Goldschopfpinguine (*Eudyptes chrysolophus*) und Felsenpinguine (*Eudyptes chrysocome*), als Irrgäste bzw. Durchzügler beobachtet (siehe Kap. 2.10; Peter et al. 2008; Peter et al. 2013). Einzelne Bruten des ursprünglich als Irrgast angesehenen Königspinguins (*Aptenodytes patagonicus*) sind mittlerweile von King George Island dokumentiert (siehe Kap. 3.5; Juárez et al. 2014).

2.2.1 Ardley Island

Ardley Island ist einer der wenigen Orte in der Antarktis, an dem drei Pinguinarten sympatrisch, d. h. gemeinsam in einer Kolonie brüten. Zudem ist diese Kolonie aufgrund der großen Zahl (> 1 % des Weltbestandes) hier brütender Eselspinguine von Bedeutung und wurde aktuell als Important Bird Area (IBA) Nr. 48 (bis 2011 IBA Nr. 53) eingestuft (BirdLife International 2015a; Harris et al. 2015). Diese durch den nichtstaatlichen Welt-Dachverband der Vogelschutzverbände BirdLife International eingeführte Kategorie dient global zur Ausweisung von Gebieten, die gemäß vereinbarter Kriterien für den Schutz insbesondere von Vögeln von Bedeutung sind (Peter et al. 2008). Diese besonderen Vogelschutzgebiete besitzen keinen rechtsverbindlichen Status, dennoch könnten sie durch gesteigerte Aufmerksamkeit für besonders schützenswerte Gebiete langfristig zum Schutz gefährdeter Arten beitragen. Zudem sollten sie verstärkt Berücksichtigung bei der Erarbeitung von

Umweltverträglichkeitsprüfungen sowie bei ASPA-Ausweisungen finden (ATS 2015). Die Auswahl Ardley Islands als IBA wurde durch die Zusammenstellung von relevanten Daten durch das Gremium SCAR-BBS unterstützt (Harris et al. 2015).

Die Pinguinkolonie auf Ardley Island zeichnet sich durch eine deutliche topographische Strukturierung aus (Abbildung 5). Die Pinguine brüten hier zumeist auf kleineren Felsrücken, Hängen oder auch höher gelegenen Ebenen, da diese zu Beginn der Brutzeit früher schneefrei sind als tiefer gelegene Bereiche.

Abbildung 5: Relief im nordöstlichen Bereich der Pinguinkolonie auf Ardley Island (Foto: C. Braun)



Negative Auswirkungen menschlicher Störungen auf die Reproduktion oder Physiologie von Pinguinen wurden wiederholt beschrieben (z. B. Giese 1996; Fowler 1999; Holmes et al. 2006; Bricher et al. 2008; Trathan et al. 2008; Lynch et al. 2010b), obwohl Pinguine gegenüber bestimmten, regelmäßig auftretenden Stressoren auch Gewöhnungseffekte zeigen können (z. B. Culik et al. 1995; Cobby et al. 1999; Otley 2005; Walker et al. 2006; Viblanc et al. 2012).

Aufgrund der großen Nähe Ardley Islands zur Fildes Peninsula mit der dortigen hohen Konzentration an menschlichen Aktivitäten ist das Risiko negativer anthropogener Einflüsse, resultierend aus Forschung, Logistik oder Tourismus, hier besonders hoch. Eine nachweislich hohe Schiffsaktivität (inkl. Zodiakverkehr) in der nördlich angrenzenden Ardley Cove stellt ein hohes Risiko für negative Einflüsse auf in Küstennähe nahrungssuchende oder zur Kolonie zurückkehrende Pinguine dar (Peter et al. 2008; Lynch et al. 2010a; Braun et al. 2012; Peter et al. 2013). Ebenfalls unmittelbar nördlich von Ardley Island verläuft die Hauptflugroute des chilenischen Flughafens Tte. Marsh. Die Gefährdung von auf Ardley brütenden Seevögeln durch tiefe Überflüge von Flugzeugen und Hubschraubern wurde in den vergangenen zehn Jahren durch überwiegende Einhaltung der im Managementplan für das ASPA Nr. 150

vorgeschriebenen Mindestdistanzen (vertikal 610 m, horizontal 460 m; ATS 2009c) deutlich reduziert (Peter et al. 2008; Braun et al. 2012; Peter et al. 2013).

Demgegenüber steht aktuell ein erhebliches Risiko negativer anthropogener Einflüsse durch häufige Besuche der Pinguinkolonie durch Mitglieder der benachbarten Stationen (Peter et al. 2008; Braun et al. 2012; Peter et al. 2013). Besuche durch Touristen i. e. S. auf Ardley Island spielen dagegen ein untergeordnete Rolle, da diese i. d. R. auf max. 20 zeitgleich anwesende Personen begrenzt sind, unter fachkundiger Führung stattfinden und sich auf die ausgewiesene Besucherzone beschränken (ATS 2011).

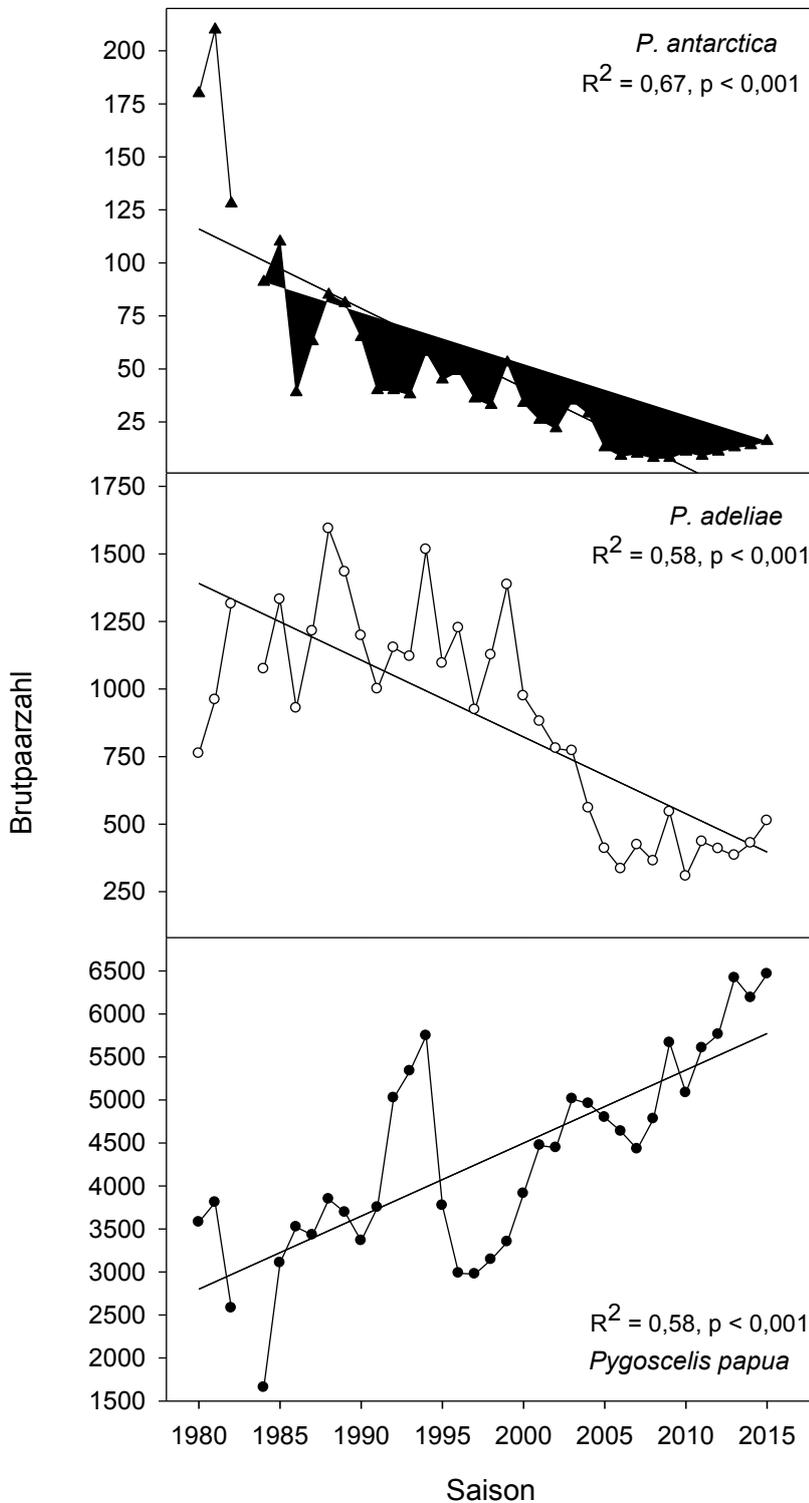
2.2.1.1 Brutpaarzahlen

Einen Schwerpunkt des Brutvogelmonitorings in der Fildes-Region bildeten die Pinguinzählungen auf Ardley Island. Diese begannen in der Saison 1979/80 und wurden hauptsächlich von deutschen und chilenischen Wissenschaftler/innen durchgeführt, davor erfolgten lediglich zwei Schätzungen der Koloniegröße (Müller-Schwarze et al. 1975). Inzwischen liegt ein 35 Jahre umfassender lokaler Datensatz vor, der für die Beurteilung der Bestandentwicklung von Adélie-, Zügel- und Eselspinguinen an der Westlichen Antarktischen Halbinsel von hoher Bedeutung ist, insbesondere im Hinblick auf die beobachteten Populationsveränderungen der drei Pinguinarten.

Insgesamt bestätigen die Ergebnisse der Brutpaarerfassungen in den Saisons 2012/13 bis 2014/15 für alle drei Arten, dargestellt in Abbildung 6, die langjährigen Bestandstrends in dieser Kolonie (Peter et al. 2008; Peter et al. 2013; Braun et al. 2014). So schrumpfte die Brutpaarzahl der Zügelpinguine seit Beginn der Brutpaarerfassung 1979/80 insgesamt um mehr als 90 % und die der Adéliepinguine um mehr als 30 % (Abbildung 6). Dagegen nahm die Zahl der Eselspinguine seit 1979/80 um mehr als 80 % zu und erreichte in der Saison 2014/15 mit 6.475 BP den höchsten Wert seit Beginn der kontinuierlichen Zählungen (Abbildung 6).

Im Detail betrachtet, blieb der Bestand an Zügelpinguinen nach einer deutlichen Abnahme in den 1980er und 1990er Jahren seit nunmehr elf Jahren stabil, wenn auch auf sehr niedrigem Niveau, bzw. zeigte in diesem Zeitraum sogar einen leichten Zuwachs von 8 auf 16 BP (Abbildung 6). Ähnliches gilt für die Adéliepinguine auf Ardley Island, deren Bestand in den 1980er und 1990er Jahren starke jährliche Fluktuationen zeigte und mit Beginn der 2000er Jahre stark abnahm. Die Zahl der Adéliepinguine scheint sich jedoch ebenfalls seit zwölf Jahren im Großen und Ganzen stabilisiert zu haben (Abbildung 6). Neuere Rückgänge der Brutpaarzahl wurden – in Übereinstimmung mit Daten aus der Stranger-Point-Kolonie (Juárez et al. 2015) – dennoch in schneereichen Frühjahren mit spät einsetzender Schneeschmelze (Saisons 2007/08, 2009/10 und 2013/14) sowie starken Niederschlägen zu Beginn der Brutsaison (2014/15, siehe Abbildung 11) beobachtet (Tabelle 11). Im Gegensatz zu Eselspinguinen, welche eine höhere Flexibilität in ihrer Brutphänologie aufweisen, scheinen Adéliepinguine kaum in der Lage zu sein, bestimmten widrigen Bedingungen räumlich oder zeitlich auszuweichen (Boersma 2008; Juárez et al. 2013; Juárez et al. 2015).

Abbildung 6: Brutpaarzahlen von Esels-, Adélie- und Zügelpinguinen auf Ardley Island zwischen den Saisons 1979/80 und 2014/15 mit Darstellung signifikanter Trends mittels linearer Regression; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.



Mögliche Zusammenhänge zwischen der Brutpaarzahl der Zügelpinguine und denen der beiden anderen Arten auf Ardley Island wurden aufgrund der inzwischen sehr geringen Bestandszahl nicht untersucht. Zwischen den Brutpaarzahlen der Adéliepinguine sowie denen

der Eselspinguine war eine deutliche negative Korrelation nachweisbar (Pearson-Korr.: $r = 0,59$, $p < 0,001$), was wiederum die starke Divergenz in der Bestandsentwicklung der beiden Arten unterstreicht (Abbildung 6). Dennoch fand sich kein statistischer Zusammenhang bei der jährlichen Änderungsrate der Brutpaarzahlen beider Arten, berechnet nach Carlini et al. 2009, d. h. der Bestand beider Arten veränderte sich jährlich weder simultan noch gegenläufig. Dies weist auf eine unterschiedliche Reaktion der Adélie- bzw. der Eselspinguine derselben Kolonie auf natürliche Umweltfaktoren, wie z. B. Nahrungsverfügbarkeit oder lokale Schnee- und Witterungsverhältnisse oder aber auf Störungen durch Menschen, hin. Im Gegensatz dazu beschreiben Carlini et al. (2009) einen positiven Zusammenhang in der jährlichen Änderungsrate der Brutpaarzahlen von Adélie- und Eselspinguinen in der Stranger-Point-Kolonie auf der benachbarten Potter Peninsula, wobei die Brutpaarzahlen beider Arten entgegengesetzte Trends aufweisen (Zunahme bei Eselspinguinen, Abnahme bei Adéliepinguinen), hierfür jedoch Daten aus einem deutlich kürzerem Zeitraum ausgewertet wurden und (Carlini et al. 2009).

Die dargestellte Entwicklung der Brutpaarzahlen der drei Pinguinarten stimmt mit vielfach veröffentlichten Langzeittrends überein, so z. B. von den benachbarten Halbinseln Barton (Zhu et al. 2005; Ahn 2011) und Potter (Carlini et al. 2009; Juárez 2013), aus der Lions-Rump-Kolonie (Korczak-Abshire et al. 2013), der Admiralty Bay (Sander et al. 2007b; Chwedorzewska et al. 2010; Korczak-Abshire 2010) oder Penguin Island (Sander et al. 2007a). Eine Übersicht über den prozentualen Rückgang der Zügelpinguine in verschiedenen Kolonien der South Shetland Islands findet sich beispielsweise in Barbosa et al. (2012). Aus anderen Regionen der Antarktischen Halbinsel sind ebenfalls übereinstimmende Ergebnisse dokumentiert (z. B. Ducklow et al. 2007; Hinke et al. 2007; Sander et al. 2007a; Sander et al. 2007b; Lynch et al. 2008; McClintock et al. 2008; Lynch et al. 2010b; Trivelpiece et al. 2011; Barbosa et al. 2012; Lynch et al. 2012b; Fraser et al. 2013; Gil-Delgado et al. 2013a). Die Ursachen hierfür wurden vielfach in komplexen ökologischen Prozessen infolge der fortschreitenden klimatischen Erwärmung und der damit einhergehenden regionalen Abnahme der winterlichen Meereisausdehnung vermutet (z. B. Smith et al. 2003; Ducklow et al. 2007; Ainley et al. 2010). Gemäß der „Meereis-Hypothese“ sollte eine Reduzierung des winterlichen Meereises direkt zu einer Abnahme eisgebundener Arten, wie Adéliepinguine, infolge des Habitatverlusts führen, während eisvermeidende Arten wie Zügel- und Eselspinguine in ihrer Zahl zunehmen (z. B. Fraser et al. 1992). Inzwischen belegen Langzeitstudien einen signifikanten Rückgang sowohl von Adélie- als auch von Zügelpinguinen entlang der gesamten WAP-Region und der Scotia Sea (Forcada et al. 2006; Trivelpiece et al. 2011).

Eine alternative Hypothese führt sowohl Zu- als auch Abnahmen der Pinguinpopulationen auf Veränderungen im Vorkommen von Krill, der Hauptnahrung von Adélie- und Zügelpinguinen, zurück (Lynnes et al. 2004; Ratcliffe et al. 2011; Trivelpiece et al. 2011). So konnten diese Arten von einer erhöhten Krillbiomasse durch die starke Dezimierung der Robben und Bartenwale als Nahrungskonkurrenten („Krill-Surplus-Hypothese“, z. B. Trathan et al. 2012; Emslie et al. 2013) zeitweise profitieren, werden gegenwärtig jedoch durch eine sinkende Krillbiomasse aufgrund der Reduzierung der winterlichen Meereisfläche im Zuge der Klimaveränderungen negativ beeinflusst (Loeb et al. 1997; Trivelpiece et al. 2011; Clucas et al. 2014). Dabei sind Zügelpinguine besonders gefährdet, da sie schnelle Bestandsrückgänge verzeichnen und ausschließlich in der WAP-Region und der Scotia Sea verbreitet sind, während Adéliepinguine Populationsrückgänge durch große stabile Bestände u. a. in der Ross Sea abpuffern könnten (Trivelpiece et al. 2011), wo ihnen durch den Rückzug von Gletschern zunehmend neue Gebiete als Bruthabitat zur Verfügung stehen (Taylor et al. 1990; LaRue et al. 2013). Dagegen gelten

Eselspinguine als „Gewinner“ der aktuellen Klimaveränderungen, da sie zum einen für die Nahrungssuche auf offenes Wasser angewiesen sind (Lynch et al. 2012b) und zum anderen i. d. R. einen hohen Anteil an Fisch und Tintenfisch in ihrer Nahrung aufweisen (Ratcliffe et al. 2011), auch wenn die Nahrung von Eselspinguinen der Kolonie auf Barton Peninsula in den letzten Jahren beinahe ausschließlich aus Krill bestand (Kokubun et al. 2015). Somit reagieren Eselspinguine aufgrund ihrer deutlich geringeren Abhängigkeit von der Krillbiomasse flexibler auf die aktuellen Klimaveränderungen und zeigen eine zunehmende Verbreitung nach Süden hin (z. B. Lynch et al. 2012b; Clucas et al. 2014).

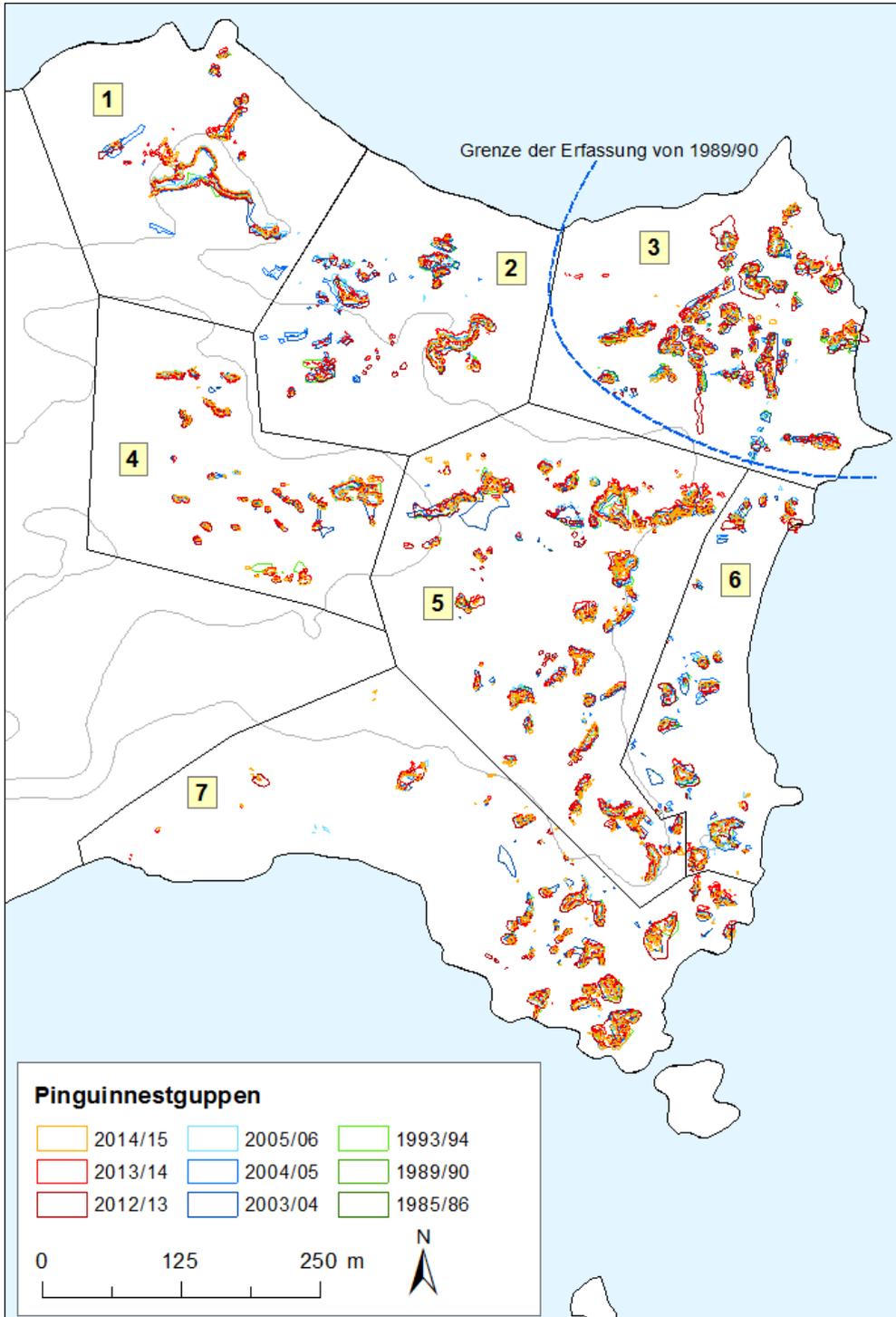
2.2.1.2 Struktur und räumliche Verteilung der Nestgruppen

Ergänzend zur Brutpaarerfassung erfolgte in den vergangenen drei Brutsaisons jeweils eine erneute Kartierung der Nestgruppen der drei Pinguinarten auf Ardley Island, um etwaige räumliche Veränderungen innerhalb der Kolonie festzustellen. Inzwischen liegen vollständige Nestgruppenkartierungen mit unterschiedlicher Methodik aus acht Jahren vor (Abbildung 7). Die beiden ältesten Datensätze basieren dabei auf Luftbildern (1985/86) und Handskizzen deutscher (1985/86) bzw. chilenischer (1993/94) Wissenschaftler/innen (Peter et al. 2008). Die Erfassung der Daten für 2003/04 – 2005/06 sowie 2012/13 – 2014/15 erfolgte mittels differentielltem GPS (Novatel smart antenna™, Peter et al. 2008). Dazu wurde die durch chilenische Wissenschaftler/innen erfolgte Unterteilung der Kolonie in abgrenzbare Gruppen (Zonen, Nestgruppen) fortgeführt. Pinguinnestgruppen wurden getrennt voneinander erfasst, wenn sich das nächstgelegene Nest in einer Entfernung von mehr als 1 m befand. Nestgruppen wurden dann, soweit möglich, in einem Abstand von ca. 0,5 m vom Nestrand unter größtmöglicher Vermeidung von Störung der Brutvögel abgelaufen und die Zahl der besetzten Nester (= Brutpaarzahl) bestimmt.

Die räumliche Verteilung der Nestgruppen in den verschiedenen Jahren ist in Abbildung 7 dargestellt. Aufgrund methodischer Besonderheiten hinsichtlich der Nestgruppenkartierung (z. B. Zuordnung einzelner Brutpaare zu Nestgruppen im Gelände, individuell abweichende Erfassungsgenauigkeit der Kartierer) ist ein exakter quantitativer Vergleich der Flächenausdehnung der Nestgruppen (vgl. auch die Größe und Form der Polygone derselben Nestgruppen in Abbildung 8) nur bedingt möglich. Dennoch wird aus Abbildung 7 ersichtlich, dass sich die räumliche Ausdehnung der Nestgruppen über den untersuchten Zeitraum hinweg nur geringfügig geändert hat. Die beträchtliche Zunahme der Gesamtzahl der in der Kolonie brütenden Pinguine seit Beginn der räumlichen Erfassung der Nestgruppen in der Saison 1985/86 um mehr als 50 % spiegelt sich kaum in erkennbaren Veränderungen der Verteilung oder der Größe der besetzten Nestgruppen wider. Abgesehen von geringfügigen Schwankungen hinsichtlich der Besetzung von Nestgruppen in tiefer gelegenen Bereichen, die bei hoher Schneebedeckung zu Beginn der Brutzeit weniger oder gar nicht besetzt wurden, fand keine relevante Ausdehnung der Kolonie statt.

Da sich die beobachtete Erhöhung der Brutpaarzahl nur in einer Maximierung der Nestdichte innerhalb der einzelnen Nestgruppen oder einer geringfügigen räumlichen Ausweitung der Nestgruppen widerspiegelt, scheinen bereits sämtliche optimal geeigneten Bereiche Ardley Islands von Pinguinen besiedelt zu sein. Dabei ist zu beachten, dass Eselspinguine aufgrund ihrer Körpergröße weniger dicht brüten als die kleineren Adélie- oder Zügelpinguine (Volkman et al. 1981). Einer möglichen Erhöhung der Brutpaardichte innerhalb der Nestgruppen steht jedoch die Konkurrenz sowohl innerhalb einer Art (intraspezifisch) als auch zwischen den Arten (interspezifisch) entgegen. Die o. g. methodischen Probleme erlauben jedoch keine quantitative Auswertung der Nestgruppengröße und der Brutpaardichte.

Abbildung 7: Räumliche Verteilung der Nestgruppen innerhalb der Pinguinkolonie auf Ardley Island. Die beiden ältesten Datensätze basieren auf Luftbildern (nur 1985/86) und Handskizzen deutscher (1985/86) und chilenischer (1993/94) Wissenschaftler/innen. Die Erfassung der Daten für 2003/04 - 2005/06 sowie 2012/13 - 2014/15 erfolgte mittels Differentiellem GPS. Die Unterteilung der Kolonie in sieben Zonen dient der besseren Orientierung (nach Peter et al. 2008).

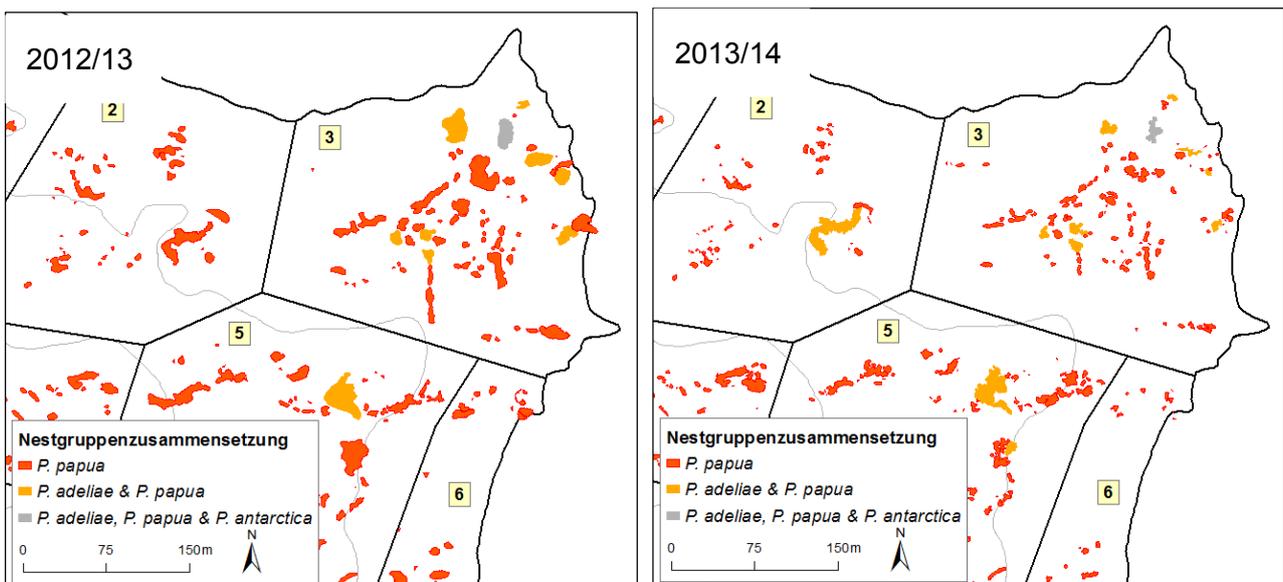


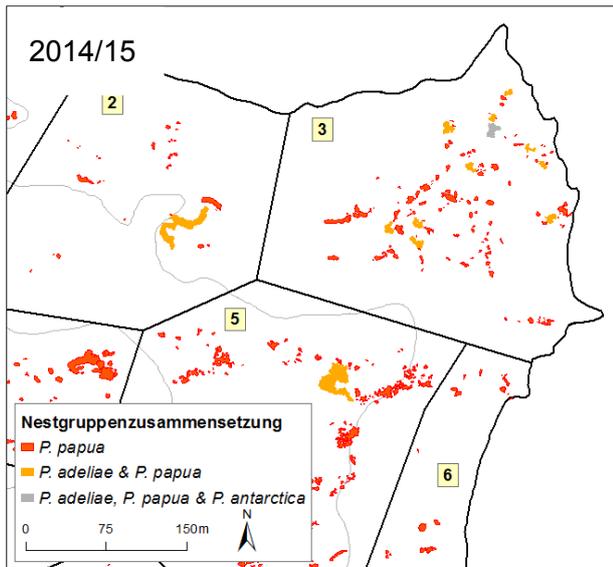
Inwieweit sich die Pinguinkolonie infolge einer fortgesetzten starken Bestandszunahme künftig auf weitere Bereiche Ardley Islands, die bereits vor mehreren Tausend Jahren besiedelt waren (Sun et al. 2000; Wang et al. 2007), ausdehnt, ist unklar. Ein Hinweis darauf könnte sein, dass

seit einigen Jahren eine zunehmende Neubesiedlung bislang nicht besetzter Bereiche im äußersten Südwesten der Kolonie (Zone 7) durch einige wenige Eselspinguinbrutpaare (Saison 2005/06: 5 BP, 2012/13: 4 BP, 2013/14: 22 BP, 2014/15: 13 BP, Abbildung 7) beobachtet wurde. Im Gegensatz dazu sind einige kleinere Nestgruppen im Nordwesten der Kolonie inzwischen erloschen (Zonen 1 & 2, Abbildung 7). Inwiefern diese Neubesiedlung von Dauer sein wird oder sich womöglich weiterfortsetzt, bleibt abzuwarten. Eselspinguine scheinen in ihrer Brutplatzwahl weniger wählerisch zu sein als Adélie- und Zügelpinguine und entgegen früherer Beobachtungen in einer sympatrischen Kolonie in der Admiralty Bay (Volkman et al. 1981) auch höher gelegene Bereiche zu besiedeln (eigene Beobachtung). Da sie ebenfalls einen geringeren Hang zur Koloniebildung aufweisen als die beiden anderen Pinguinarten, können sie so möglicherweise leichter neue Bereiche – meist anfangs durch wenige Brutpaare – besiedeln.

Ein weiterer Aspekt der deutlichen Veränderungen in der Pinguinkolonie auf Ardley Island, die während der letzten drei Jahrzehnte verzeichnet wurden, ist die Besetzung der Nestgruppen durch die jeweiligen Arten. So ist mit dem Rückgang der Brutpaarzahlen der Adélie- und Zügelpinguine sowie der starken Zunahme der Eselspinguine ein zunehmender Rückgang sympatrischer Nestgruppen zu verzeichnen (Abbildung 8 a - c). Eine detaillierte Auswertung – auch chilenischer – Zähldaten zeigt deutlich diese Homogenisierung der Nestgruppen (Abbildung 8). Während in der Saison 1994/95 noch je nach Artzusammensetzung sechs verschiedene Nestgruppentypen (ohne Abbildung, Quelle: pers. Mittg. J. Valencia & M. J. Roselló) verzeichnet wurden, waren es in den Saisons 2012/13 bis 2014/15 nur noch drei Nestgruppentypen (Abbildung 8 a - c). Die Anzahl von Nestgruppen mit Adéliepinguinen sank zwischen 1994/95 und 2014/15 von 20 auf nunmehr 12 (Abbildung 8 a - c). Nestgruppen, in denen ausschließlich Adéliepinguine brüteten, wurden seit der Saison 2008/09 nicht mehr registriert.

Abbildung 8 a - c: Zusammensetzung der Nestgruppen von Esels-, Adélie- und Zügelpinguinen innerhalb der Pinguinkolonie auf Ardley Island in den Saisons 2012/13 bis 2014/15 (nach Peter et al. 2008)



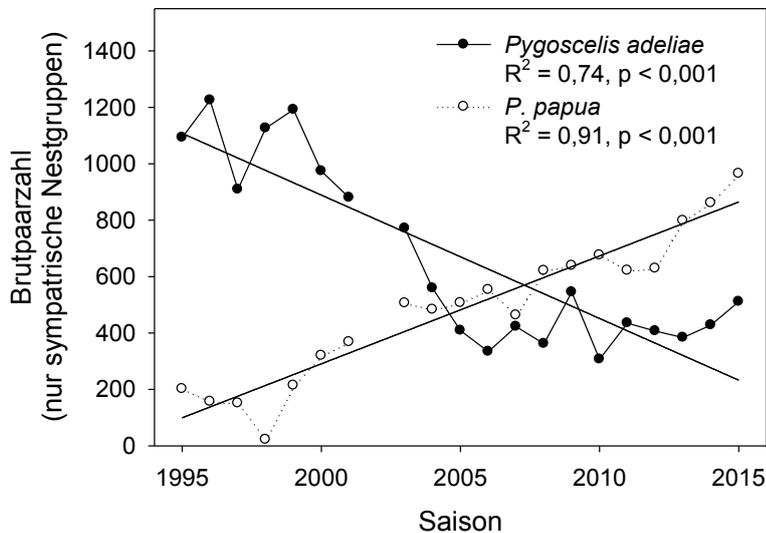


Ähnliches wurde bereits auch für weitere Pinguinkolonien auf King George Island nachgewiesen. So verringerte sich beispielsweise die Zahl der Nestgruppen von Adéliepinguinen in der Stranger-Point-Kolonie auf der Potter Peninsula seit 1995/96 von 50 (Carlini et al. 2009) auf 20 in der Saison 2011/12 (Juárez 2013; Juárez et al. 2015) und in der Lions-Rump-Kolonie von 11 in der Saison 1995/96 auf 6 in der Saison 2010/11 (Korczak-Abshire et al. 2013). Im Zuge der Stabilisierung der Brutpaarzahlen der Adéliepinguine wurde weder auf Ardley Island noch in der Stranger-Point-Kolonie eine andauernde Wiederbesiedlung vormals verlassener sympatrischer Nestgruppen durch Adéliepinguine beobachtet (Juárez et al. 2015). Somit findet keine Erholung der Zahl gemicherter Nestgruppen statt.

Um zu untersuchen, inwiefern interspezifische Konkurrenz zwischen beiden Pinguinarten nachweisbar ist, wurden Daten aus 18 sympatrischen Nestgruppen, in denen Adélie- und Eselspinguine gemeinsam mit jeweils mehr als einem Brutpaar brüten (Zügelpinguine hierbei aufgrund geringer Stichprobe nicht berücksichtigt) über einen Zeitraum von 21 Jahren (1994/95 – 2014/15) untersucht. Wie auch in der gesamten Kolonie wurde hier eine signifikante Abnahme der Adéliepinguine um mehr als die Hälfte ($R^2 = 0,74$, $p < 0,001$) bei einer gleichzeitigen Zunahme der Eselspinguine um mehr als das Dreifache ($R^2 = 0,91$, $p < 0,001$, Abbildung 9) verzeichnet. Auffallend ist, dass sich der Bestand der Eselspinguine im selben Zeitraum in der gesamten Kolonie mit einem Zuwachs von etwas über 70 % deutlich langsamer erhöhte als in den sympatrischen Nestgruppen.

Weiterhin wird aus Abbildung 9 deutlich, dass sich in den letzten 20 Jahren die Gesamtzahl der Nester in den sympatrischen Nestgruppen kaum verändert hat ($R^2 = 0,04$, $p = 0,41$, Mittelwert: $1.152 \text{ BP} \pm 179$), während sich die Anteile der Pinguinarten zugunsten der Eselspinguine deutlich verschoben (Abbildung 9, Pearson-Korr.: $r = -0,83$, $p < 0,001$).

Abbildung 9: Brutpaarzahlen von Adélie- und Eselspinguinen in sympatrischen Nestgruppen zwischen 1994/95 und 2014/15 mit Darstellung signifikanter Trends mittels linearer Regression; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.



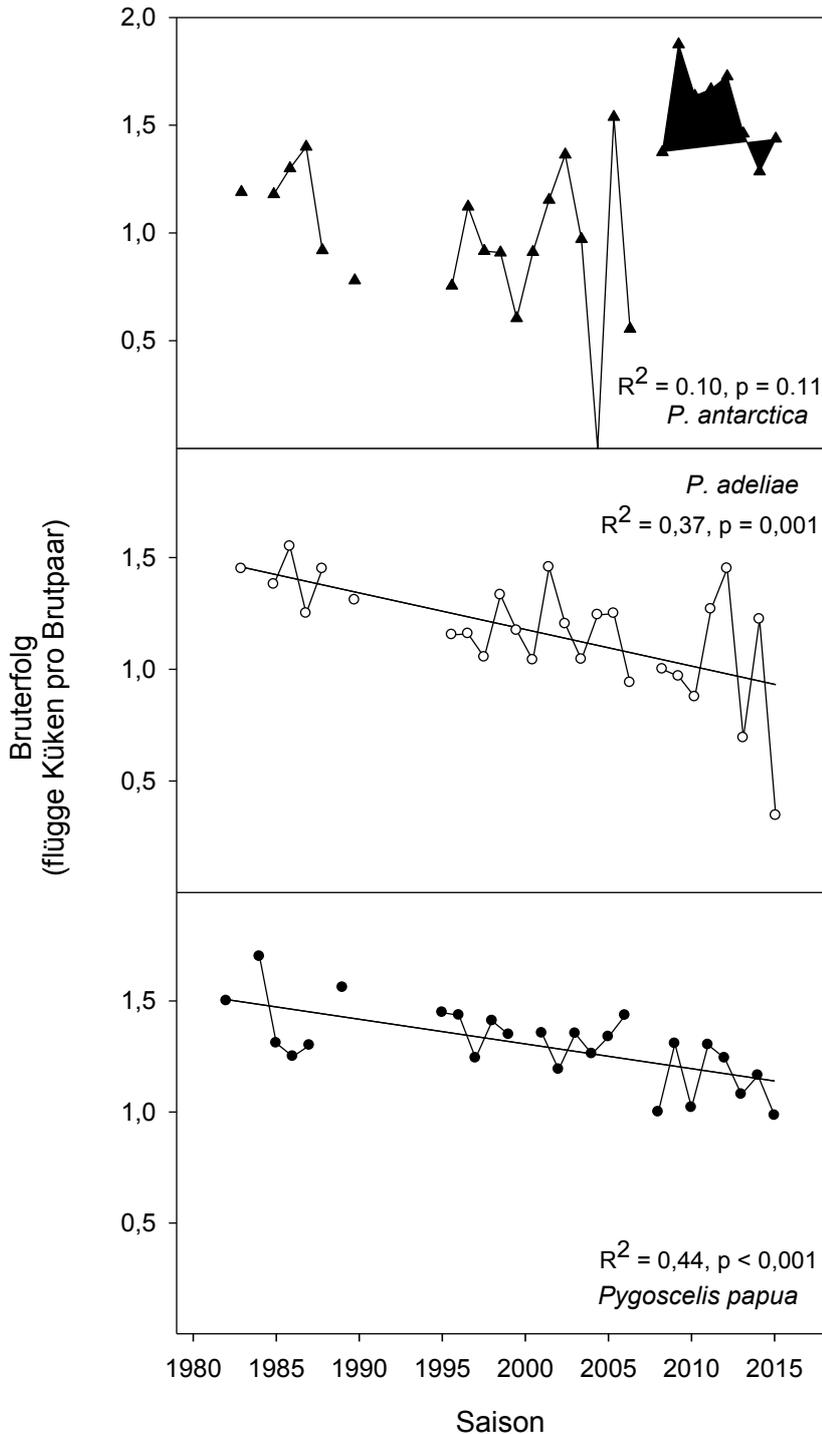
Eselspinguine weisen eine größere Plastizität in ihrer Brutphänologie auf und sind weniger brutortstreu als Adéliepinguine und können daher wahrscheinlich besser auf widrige Umweltbedingungen reagieren (z. B. Lescroel et al. 2009; Lynch et al. 2009; Ainley et al. 2010; Hinke et al. 2012; Lynch et al. 2012a; Chambers et al. 2013; Juárez 2013; Juárez et al. 2013). Eine aktive Verdrängung von Adélie- durch Eselspinguine erscheint dagegen unwahrscheinlich, zumal die jährlichen Änderungsraten der Brutpaarzahlen beider Pinguinarten in sympatrischen Nestgruppen nicht miteinander korreliert sind (Pearson-Korr.: $r = -0,32$, $p = 0,22$). Somit gibt es keinen erkennbaren Zusammenhang zwischen Zu- und Abnahme der Pinguine in einem Jahr. Im Gegensatz zu der Stranger-Point-Kolonie auf der Potter Peninsula (Carlini et al. 2009) wurden auf Ardley Island innerhalb weniger Jahre offenbar beinahe sämtliche aufgrund des Bestandrückgangs frei gewordene Adélie-Brutplätze unmittelbar von Eselspinguinen besetzt. Möglicherweise liegt die Ursache in einer starken Limitierung der Zahl geeigneter Brutplätze auf Ardley Island aufgrund topographischer Gegebenheiten.

2.2.1.3 Bruterfolg

Die Erfassung des Bruterfolgs ist von hoher Bedeutung für die Einschätzung des Zustands einer Population. Mittlerweile liegen für die Pinguinkolonie auf Ardley Island Daten aus 26 Jahren, beginnend in der Saison 1981/82, vor. Im Ergebnis wird zwischen den drei Pinguinarten eine unterschiedliche Tendenz hinsichtlich des Bruterfolgs deutlich (Abbildung 10). Der Bruterfolg der wenigen noch auf Ardley Island vorkommenden Zügelpinguinbrutpaare lag in den vergangenen acht Jahren durchweg über dem langjährigen Mittel von $1,16 \pm 0,42$ Jungvögeln pro Brutpaar, zeigt jedoch aufgrund erheblicher Schwankungen, v. a. in den 1990er Jahren, sowie eines totalen Brutverlusts in der Saison 2003/04 keinen statistisch signifikanten Trend ($R^2 = 0,10$, $p = 0,11$, Abbildung 10). Barbosa et al. (2012) konnte ebenfalls für eine untersuchte Zügelpinguinkolonie auf Deception Island, South Shetland Islands, keine derartige Tendenz hinsichtlich des Bruterfolgs feststellen. Ähnlich hohe Werte für den Bruterfolg in den vergangenen Jahren auf Ardley Island sind z. B. für die benachbarte Barton Peninsula (Republic of Korea 2014) sowie für weitere Kolonien auf Deception Island dokumentiert (Barbosa et al. 2012). Dies ist insofern bemerkenswert, als der Pinguinbruterfolg in größeren Nestgruppen

(> 400 BP) höher zu sein scheint als in kleineren Gruppen (< 50 BP) (Barbosa et al. 1997) und auf Ardley Island inzwischen nur noch eine geringe Anzahl Zügelpinguine (2014/15: 16 BP) in einer räumlich stark zerklüfteten Nestgruppe mittlerer Größe (2014/15: insg. 112 BP) gemeinsam mit Esels- und Adéliepinguinen brütet.

Abbildung 10: Bruterfolg der drei *Pygoscelis*-Arten der Ardley-Insel-Kolonie mit Darstellung signifikanter Trends mittels linearer Regression; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.



Der Bruterfolg der Adéliepinguine auf Ardley Island unterliegt ebenfalls z. T. größeren jährlichen Schwankungen (Abbildung 10). Im langjährigen Mittel ziehen Adéliepinguine auf Ardley Island $1,16 \pm 0,26$ Jungvögel pro Brutpaar erfolgreich auf. Über den Untersuchungszeitraum hinweg zeigte der Bruterfolg der Adéliepinguine eine deutliche Abnahme (Abbildung 10), ein Trend, der auch für die Potter Peninsula nachgewiesen wurde (Carlini et al. 2009; Juárez et al. 2015). Als mögliche Ursache für den reduzierten Bruterfolg in jüngster Vergangenheit werden neben einer verringerten Nahrungsverfügbarkeit starke Schneefälle zu Beginn der Brutzeit vermutet (s. u., Juárez et al. 2015). Dennoch sind die Bruterfolgsdaten von Ardley Island vergleichbar oder sogar höher als Werte aus zahlreichen anderen Adéliepinguinkolonien (z. B. Carlini et al. 2007; Carlini et al. 2009; Lynch et al. 2010b; Juárez et al. 2015). Somit scheint der Rückgang der Adéliepinguine auf Ardley Island nicht in einem dauerhaft niedrigen Bruterfolg begründet zu sein. Vielmehr ist davon auszugehen, dass weitere Faktoren wie z. B. hohe Wintermortalität, insbesondere bei Jungtieren, und geringe Rekrutmentraten zur allgemein beobachteten Abnahme der Adéliepinguine erheblich beitragen (Croxall et al. 2002; Hinke et al. 2007; Lynch et al. 2010b).

Der Bruterfolg der Eselspinguine auf Ardley Island weist über die Jahre hinweg deutlich weniger Schwankungen auf als der der beiden anderen *Pygoscelis*-Arten (Abbildung 10). Möglicherweise hängt dies, neben der größeren Stichprobe, mit der nachgewiesenen hohen interannuellen Variabilität hinsichtlich verschiedener Brutparameter zusammen (Bost et al. 1990; Lynch et al. 2009; Hinke et al. 2012; Juárez et al. 2013). Mit einem langjährigen Mittel von $1,30 \pm 0,17$ Jungvögel pro Brutpaar ist der Bruterfolg der Eselspinguine im Vergleich zu anderen Kolonien vergleichbar hoch oder aber höher (z. B. Copley et al. 1999; Holmes et al. 2006; Carlini et al. 2009; Forcada et al. 2009; Lynch et al. 2010b). Über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg nahm der Bruterfolg der Eselspinguine auf Ardley Island jedoch signifikant ab (Abbildung 10). Im Unterschied dazu stieg der Bruterfolg der Eselspinguine jedoch in anderen Kolonien an (Hinke et al. 2007; Carlini et al. 2009) oder wies keinen Trend auf (Lynch et al. 2010b). Die nachgewiesene gegenläufige Entwicklung eines deutlichen Bestandswachstums der Eselspinguine auf Ardley Island bei gleichzeitigem Rückgang des Bruterfolgs weist darauf hin, dass die Anzahl der überlebenden und rekrutierten, d. h. in die Kolonien zurückkehrenden Jungtiere wahrscheinlich ausreicht, um einen andauernden Bestandszuwachs zu gewährleisten. Hinzu kommt möglicherweise eine gewisse Anzahl an Individuen, die trotz eines relativ hohen Grades an Brutortstreue (Philopatry) aus anderen Gebieten zuwandert (Bost et al. 1990). Da das Wachstum des Eselspinguinbestandes auf Ardley Island anhält, scheint die Kapazität dieser Kolonie hinsichtlich geeigneter Brutplätze noch nicht erschöpft zu sein.

Der seit Beginn der Erfassung bislang geringste Bruterfolg sowohl von Adéliepinguinen als auch von Eselspinguinen auf Ardley Island mit 0,35 bzw. 0,98 Jungvögeln pro Brutpaar wurde in der Saison 2014/15 registriert (Abbildung 10). Ursache hierfür ist starker Schneefall während der Brutphase Ende November 2014, infolge dessen ein Großteil der Adéliepinguine sowie einige Eselspinguine ihre Nester aufgaben (Abbildung 11). Dagegen waren die Zügelpinguine auf Ardley Island von diesem Ereignis nicht betroffen, da die wenigen Brutpaare dieser Art auf kleinen felsigen Anhöhen brüten, wo keine derartige Schneeakkumulation zu beobachten war.

Abbildung 11: Infolge starken Schneefalls im Frühjahr verlassene Nester von Adéliepinguinen auf Ardley Island (Foto: M.-C. Rümmler, 30.11.2014)



Daneben war der Bruterfolg von Adélie- und Eselspinguinen in Saisons mit einem schneereichen Frühjahr und sehr spät einsetzender Schneeschmelze (2007/08, 2009/10, 2012/13) ebenfalls deutlich verringert. Dies weist darauf hin, dass nicht nur großräumige Einflüsse wie regionale Witterungsphänomene (z. B. Trathan et al. 1996; Forcada et al. 2006; Ducklow et al. 2007; Hinke et al. 2007) den Bruterfolg signifikant beeinflussen, sondern auch kleinräumige Umweltfaktoren (z. B. Cobley et al. 1999; Trathan et al. 2008; Lynch et al. 2010b; Juárez et al. 2015). Diese können wiederum Auswirkungen der Klimaveränderungen widerspiegeln, wobei insbesondere steigende Niederschlagsmengen infolge der beobachteten Temperaturveränderungen an der Antarktischen Halbinsel (Turner et al. 2005b; Boersma 2008) sich zunehmend negativ auf die dort vorkommenden Brutvögel auswirken (Lynch et al. 2010b).

Anthropogene Störungen von Pinguinen durch Überflüge in geringer Höhe oder Besuche von Stationspersonal bzw. Touristen sind als ein weiterer wichtiger Faktor für langfristige Bestandsentwicklungen zu berücksichtigen (Woehler et al. 1994; Bricher et al. 2008; Chwedorzewska et al. 2010). Obwohl diese Störungen auf Ardley Island regelmäßig zu beobachten sind (Peter et al. 2008; Peter et al. 2013), lässt sich bislang kein negativer Einfluss auf die Bestände belegen. Vermutlich werden zu erwartende negative Auswirkungen anthropogener Störungen von den allgemeinen Bestandstrends in dieser Kolonie überlagert. Entsprechende Studien hierüber aus anderen Gebieten sind oft inkonsistent (Lynch et al. 2010b) und kommen zu unterschiedlichen Ergebnissen (z. B. Giese 1996; Cobley et al. 1999; Holmes et al. 2006; Carlini et al. 2007; Trathan et al. 2008). Ebenso wenig ließen sich mit den vorliegenden Daten Auswirkungen der Verunreinigung der Ardley Cove mit Dieseltreibstoff in den Saisons 2009/10 und 2014/15 (Braun et al. 2012; Peter et al. 2013, sowie unveröffentl. Daten), z. B. ein verringerter Bruterfolg oder eine unmittelbar erhöhte Mortalität, nachweisen. Physiologische Effekte und daraus resultierende Langzeitschäden sind hierbei jedoch zu erwarten (z. B. Culik et al. 1991; Briggs et al. 1996; Briggs et al. 1997).

2.2.2 Pinguinkolonien an der Westküste der Fildes Peninsula

Der Brutbestand in vier kleineren Zügelpinguinkolonien an der Westküste der Fildes Peninsula kann aufgrund der unzugänglichen Lage der Brutfelsen zum Teil nur abgeschätzt werden. Die Erfassung der Brutpaarzahl erfolgte deshalb aus der Distanz per Fernglas kombiniert mit der Begehung der zugänglichen Kolonien. Dadurch sind Aussagen zur Bestandentwicklung in diesen Kolonien nur bedingt möglich.

In den vergangenen drei Saisons brüteten an der Westküste der Fildes Peninsula mit steigender Tendenz zwischen 148 und 202 Zügelpinguinbrutpaare. Damit war deren Bestand etwas größer als zuletzt geschätzt (Peter et al. 2013). Da ähnliche Brutpaarzahlen bereits gegen Ende der 1980er Jahre ermittelt wurden (Lange et al. 1989; Erfurt et al. 1990), wird der Zügelpinguinbestand in diesen kleinen Kolonien trotz natürlicher Schwankungen als stabil eingeschätzt. Trotz der methodischen Ungenauigkeiten scheint der Bruterfolg in diesen Kolonien mit im Mittel 0,76 Jungvögel pro Brutpaar (Daten aus 2008/09 – 2014/15) deutlich unter dem im gleichen Zeitraum auf Ardley Island beobachteten Bruterfolg von 1,58 zu liegen, der jedoch nur auf etwa einem Dutzend Brutpaaren beruht. Möglicherweise ist an der Westküste der Fildes Peninsula der Prädationsdruck durch Skuas deutlich höher. Nachweislich zeigen einige in der Nähe brütende Skuapaare eine Spezialisierung auf Pinguine. Ob hier jedoch eine Nahrungsterritorialität von Skuas wie auf Ardley Island vorliegt, ist nicht bekannt.

Eine kleinere Zügelpinguinkolonie am Exotic Point im äußersten Südwesten der Fildes Peninsula gilt weiterhin als erloschen, da seit der Saison 2000/01 keine neuen Bruten festgestellt werden konnten (Peter et al. 2008; Peter et al. 2013). Die nächste große Zügelpinguinkolonie mit über 10.000 BP befindet sich in 5,8 km Entfernung südwestlich der Fildes Peninsula auf Withem Island (Mustafa et al. 2014).

2.3 Südlicher Riesensturmvogel (*Macronectes giganteus*)

Der Südliche Riesensturmvogel (*Macronectes giganteus*, Abbildung 12) gilt als sehr störanfällige Art (z. B. Chupin 1997; Micol et al. 2001; Pfeiffer et al. 2004). Daneben wurde anhand von Plastikfunden im Verdauungstrakt nachgewiesen, dass diese Art – wie zahlreiche andere Seevogelarten auch – durch im Meer treibenden Müll beeinträchtigt wird (Copello et al. 2003). Aufgrund starker Interaktionen mit verschiedenen Fischereitechniken (Langleinen- und Trawlerfischerei) und der damit einhergehenden potentiellen Risiken (z. B. Kock 2001; Sullivan et al. 2006) ist der Südliche Riesensturmvogel Gegenstand des Übereinkommens zum Schutz der Albatrosse und Sturmvögel (Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels, ACAP), welches 2004 in Kraft trat. Mit Hilfe dieses Abkommens wird die Minimierung von Bedrohungen für Populationen von Albatrossen und Sturmvögeln durch Reduzierung der fischereibedingten Mortalität angestrebt. Die Brutkolonie von Riesensturmvögeln auf Ardley Island wird im Rahmen von ACAP als Brutplatz Nr. 67 gelistet (ACAP 2014).

Abbildung 12: Juveniler und adulter Südlicher Riesensturmvogel (*Macronectes giganteus*), weiße Morphe (Foto: C. Braun)



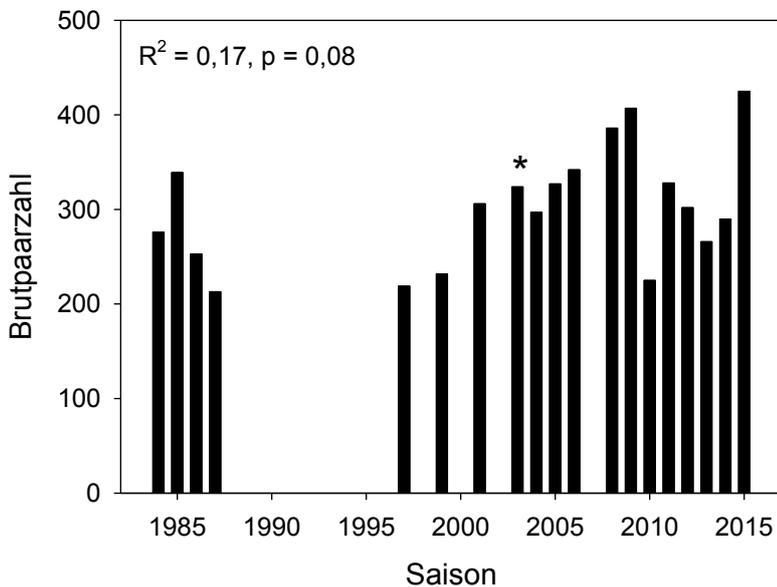
Ältere Schätzungen des gesamten Weltbestandes des zirkumpolar vorkommenden Südlichen Riesensturmvogels (Abbildung 12) gehen von einem Rückgang in den vergangenen Jahrzehnten um ca. 20 % auf 38.000 Brutpaare für das Jahr 2000 aus (Patterson et al. 2008). Eine aktuellere Analyse gibt einen globalen Brutpaarbestand von 54.000 BP an (BirdLife International 2015b), wovon 20 % in der Antarktis vorkommen (ACAP 2010). Davon brüten ca. 5.400 Paare im Gebiet der South Shetland Islands (Patterson et al. 2008). Der aktuelle Brutpaarbestand auf King George Island war nach einem Rückgang in den vergangenen Jahrzehnten (Patterson et al. 2008) zwischen 2001 und 2007 stabil und beläuft sich derzeit auf ca. 2.000 Paare (ACAP 2015). Da der Südliche Riesensturmvogel global in seinem Bestand einen zunehmenden Trend zeigt, wird diese Art der derzeit als nicht gefährdet (IUCN-Status „least concern“, BirdLife International 2015b) eingestuft.

Aufgrund der starken Konzentration menschlicher Aktivitäten auf den Gebieten Forschung, Logistik und Tourismus in der Fildes-Region ist ein kontinuierliches Monitoring des Südlichen Riesensturmvogels von hoher Bedeutung, da die erheblichen lokalen anthropogenen Einflüsse sich direkt auf den Bestand dieser Art im Gebiet auswirken können. Seit Beginn der Erfassung der Zahl brütender Riesensturmvögel und deren Nachkommen in der Saison 1979/80 liegen inzwischen vollständige Datensätze aus 19 Jahren vor. Hinzu kommen Teilzählungen in einigen Gebieten, sodass für verschiedene Kolonien Daten aus bis zu 25 Jahren ausgewertet werden konnten. Dies erlaubt zuverlässige Aussagen zur Bestandsentwicklung trotz häufiger sog. Sabbatjahre. In diesen setzt ein größerer Teil der Population im Jahr nach einer vorhergegangenen Brut mit der Reproduktion aus, während die Mehrzahl erneut brütet. Im Mittel beträgt die Sabbatperiode 1,4 Jahre (Voisin 1988; ACAP 2010).

Die in der Fildes Strait gelegenen Inseln Heidelberg und Middle sind regelmäßig mit bis zu 10 BP besetzt. Da die Mehrzahl der Daten jedoch aufgrund der schweren Erreichbarkeit der Inseln auf Schätzungen aus der Ferne beruhen, werden diese Gebiete nachfolgend nicht berücksichtigt.

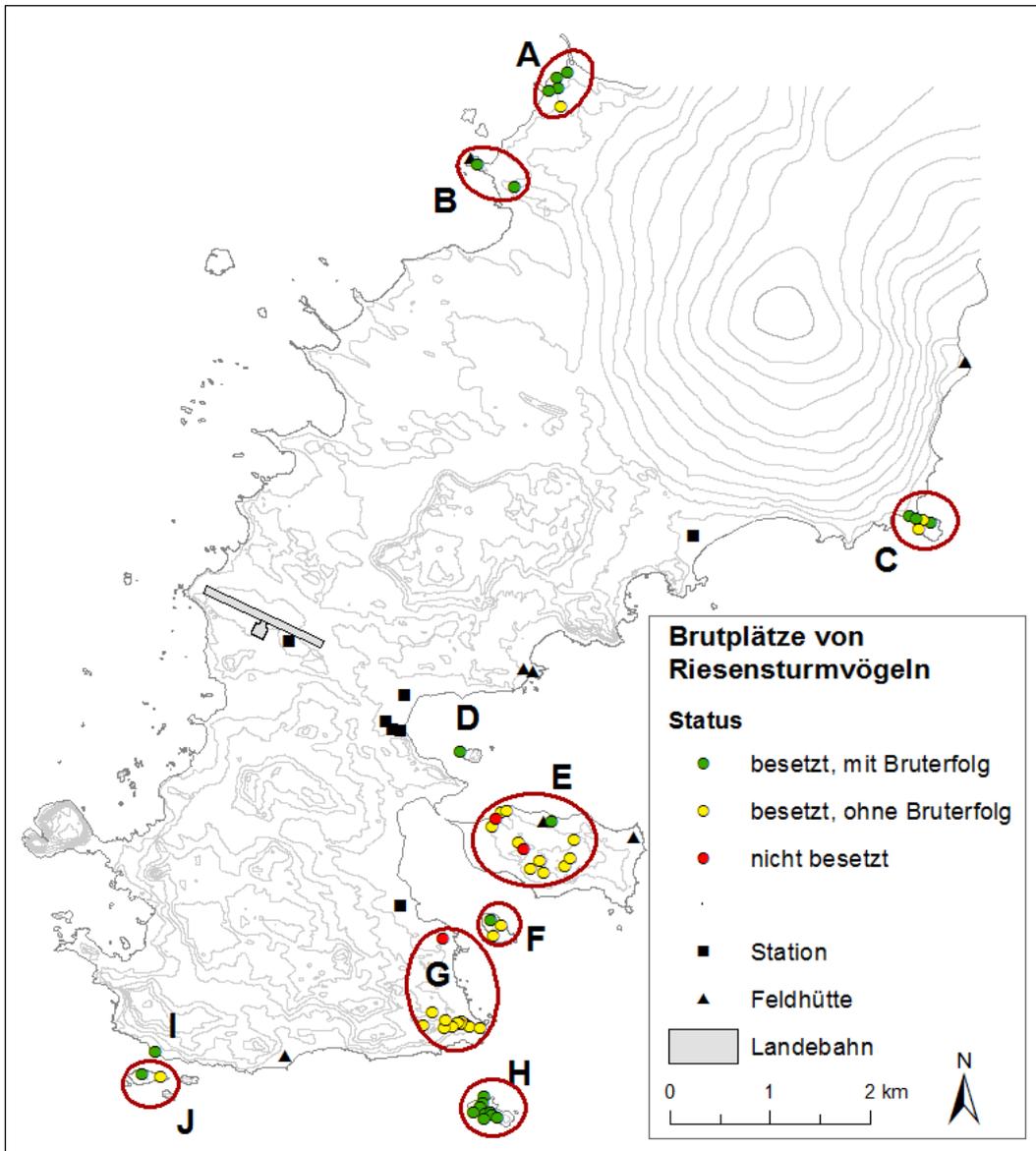
In der Fildes-Region wurden in den Saisons 2011/12 und 2012/13 insgesamt 266 bzw. 290 besetzte Riesensturmvogelnester bzw. Brutpaare erfasst. Die ermittelte Brutpaarzahl für die Saison 2014/15 lag mit 425 BP dagegen deutlich über dem langjährigen Mittel von 303 ± 62 BP und stellt den höchsten Wert seit Beginn der Zählungen dar (Abbildung 13).

Abbildung 13: Gesamtzahl der Brutpaare des Südlichen Riesensturmvogels (*Macronectes giganteus*) in der Fildes-Region (* unvollständig, da keine Daten für Kolonie A - Nord, Saison nicht in Berechnung des Langzeittrends mittels linearer Regression einbezogen; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.)



Die Brutpaarzahl der Riesensturmvögel in der Fildes-Region zeigt im Langzeitvergleich zwar erhebliche interannuelle Schwankungen, jedoch keinen statistisch signifikanten Trend ($R^2 = 0,17$, $p = 0,08$, Abbildung 13). Somit ist der Bestand des Südlichen Riesensturmvogels in der Fildes-Region seit Jahren stabil und weist infolge der sehr hohen Brutpaarzahl in der Saison 2014/15 sogar eine schwache Tendenz zur Zunahme auf. Dies stimmt mit verschiedenen Studien überein, die ebenfalls über stabile oder wachsende Bestände von Riesensturmvögeln in einigen Gebieten berichten, während in anderen Kolonien starke Bestandsrückgänge zu verzeichnen sind (s. u.).

Abbildung 14: Lage der Brutplätze des Südlichen Riesensturmvogels (*Macronectes giganteus*) in der Fildes-Region mit Angabe des Brutstatus aller seit 2003/04 bekannten Brutplätze (nicht besetzt, besetzt - ohne Bruterfolg, besetzt - mit Bruterfolg, Angaben beziehen sich auf die Saisons 2012/13 bis 2014/15)



In der Vergangenheit gab es in der Fildes-Region deutliche Anzeichen von Brutplatzverschiebungen von Riesensturmvögeln infolge anthropogener Einflüsse. Im Zuge des Baus der Stationen Artigas und Great Wall verschwanden die dortigen Kolonien, während sich die Brutpaarzahlen in Kolonien in ungestörten bzw. weniger beeinflussten Gebieten erhöhten (Peter et al. 1991; Chupin 1997; Woehler et al. 2001; Pfeiffer 2005). Peter et al. (2013) beschreiben erneut Brutplatzverschiebungen aufgrund von Störungen durch Besucher der umliegenden Stationen – wenn auch in geringerem Maße als in früheren Zeiträumen. Für eine detailliertere Betrachtung dieser Entwicklung wurden nun die Brutpaarzahlen nicht mehr in Zonen zusammengefasst (Peter et al. 2008; Peter et al. 2013), sondern sämtliche Daten der einzelnen Kolonien betrachtet (Abbildung 14). Dabei wird deutlich, dass für den untersuchten Zeitraum (1980er Jahre bis Saison 2014/15) in sechs der insgesamt zehn Kolonien statistisch signifikante Trends nachweisbar sind (Abbildung 15 & Abbildung 16). Auffallend ist vor allem

ein aktueller Zuwachs an brütenden Riesensturmvögeln in der nördlichsten Kolonie der Fildes-Region (Kolonie A, Abbildung 14 & Abbildung 15). Diese wird aufgrund ihrer relativ großen Entfernung zu den Stationen seltener von Wissenschaftler/innen und kaum von Stationsmitgliedern in ihrer Freizeit aufgesucht. Hier stieg die Brutpaarzahl seit der Saison 2008/09 von maximal 8 BP in den 1980er Jahren kontinuierlich auf aktuell 71 BP an. Der größte prozentuale Zuwachs erfolgte in der Saison 2010/11 (Abbildung 15). Gleichzeitig sank die Brutpaarzahl in der etwas südlicher gelegenen Priroda-Kolonie (Kolonie B, Abbildung 14 & Abbildung 15) nach einer Phase des Wachstums wieder deutlich ab. Als wahrscheinlichste Ursache werden wiederholte Störungen durch Stationsmitglieder und Touristen, die die Priroda-Feldhütte besuchen, erachtet. Eine Abnahme der Brutpaarzahlen wurde auch in der südlichsten Kolonie auf Dart Island (Kolonie J, Abbildung 14) beobachtet (Abbildung 16). Diese Insel wird zeitweise häufig von Stationsmitgliedern zum Angeln aufgesucht (Peter et al. 2013) und gelegentlich während Landeübungen von viermotorigen Flugzeugen des Typs Hercules C-130 überflogen (Peter et al. 2008). Dabei wurde die vorgeschriebene Flughöhe über Seevogelkolonien (ATS 2004) offenbar häufig unterschritten.

Die beobachteten gegensätzlichen Änderungen der Brutpaarzahlen in verschiedenen Gebieten sind höchstwahrscheinlich nicht durch natürliche Umweltfaktoren verursacht, da benachbarte Kolonien, die denselben natürlichen Bedingungen (z. B. Nahrungsverfügbarkeit, Prädation, Schneeverhältnisse) unterliegen, eine unterschiedliche Bestandsentwicklung aufweisen (Braun et al. 2014). Anthropogene Störung scheint dagegen erhebliche Auswirkungen zu haben (Peter et al. 2008; Braun et al. 2012; Peter et al. 2013), da ein Rückgang der Brutpaarzahlen nur in Kolonien beobachtet wird, die während der Sommermonate häufig von Stationsmitgliedern besucht werden. Benachbarte, wenig oder nicht-besuchte Kolonien zeigen entweder stabile Brutpaarzahlen oder aber eine Bestandszunahme (Braun et al. 2014). Letztere weist auf eine erneut stattfindende Verlagerung von Brutplätzen hin.

Inwieweit weitere, an die Fildes-Region angrenzende Gebiete (Barton & Potter Peninsula, Duthoit Point & Stansbury Peninsula auf Nelson Island, Nordküste von Nelson Island) ebenfalls von den hier beschriebenen Brutplatzverschiebungen betroffen sind, ist schwer einzuschätzen, da dafür derzeit keine ausreichenden Datenreihen zur Verfügung stehen (siehe Kap. 3).

Bemerkenswert ist ferner die seit ca. zehn Jahren zunehmende Zahl von Brutversuchen an vormals verlassenen Brutplätzen der östlichen Kolonien der Fildes-Region. So stieg nach einem deutlichen Rückgang der Brutpaarzahl in den späten 1980er und 1990er Jahren die Brutpaarzahl der Riesensturmvögel auf Ardley Island (Kolonie B) wieder an. Dabei blieb die Zahl an den Brutplätzen im Norden und Nordwesten der Insel in etwa gleich, während alte Nester im Zentrum und im Süden der Insel in jüngster Vergangenheit regelmäßig erneut besetzt, jedoch auch während der Brutsaison frühzeitig wieder verlassen wurden. Erneute Brutversuche an vormals verlassenen Brutplätzen wurden daneben auch für auf Diomedea Island (Kolonie G), Nebles Point (Kolonie D) oder im äußersten Südwesten der Fildes Peninsula (G – Halfthree Point, inkl. Umgebung Station Great Wall, Abbildung 14 – Abbildung 16) registriert. In diesen Gebieten hat sich seit den 2000er Jahren die Brutpaarzahl stabilisiert, jedoch wurde hier bislang kaum erfolgreich Nachwuchs aufgezogen (Abbildung 15 & Abbildung 16).

Abbildung 15: Brutpaarzahlen und Bruterfolg des Südlichen Riesensturmvogels (*Macronectes giganteus*) in den Kolonien A - E der Fildes-Region mit Darstellung signifikanter Trends mittels linearer Regression; zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der Y-Achsen. Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.

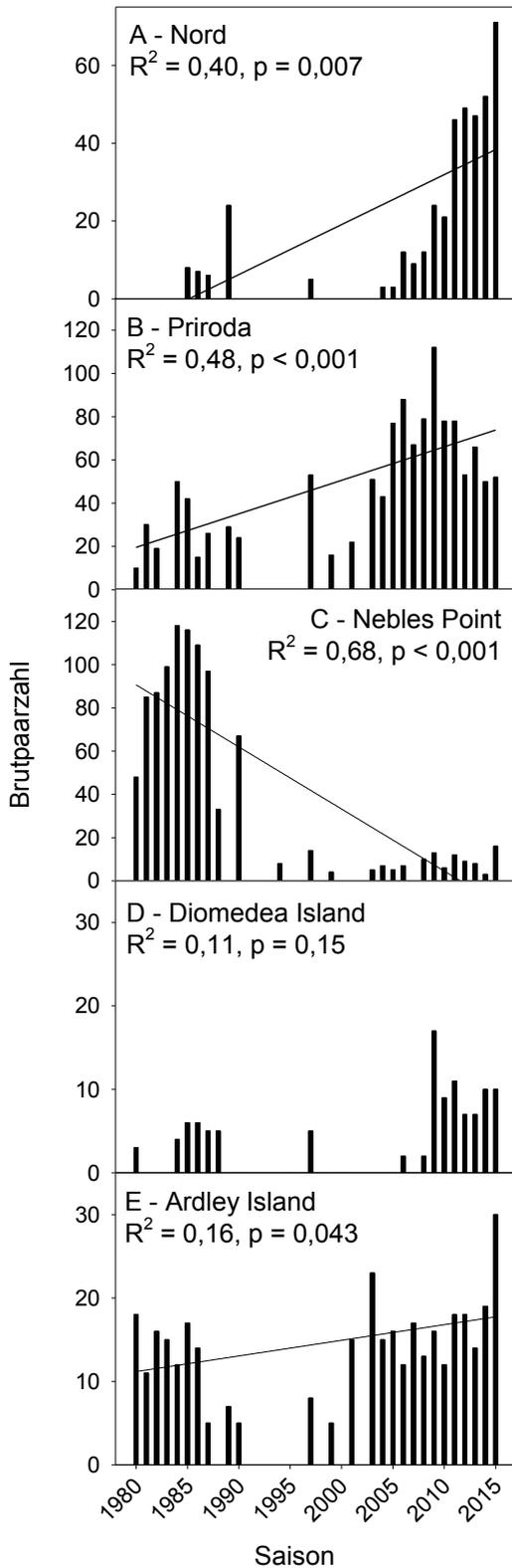
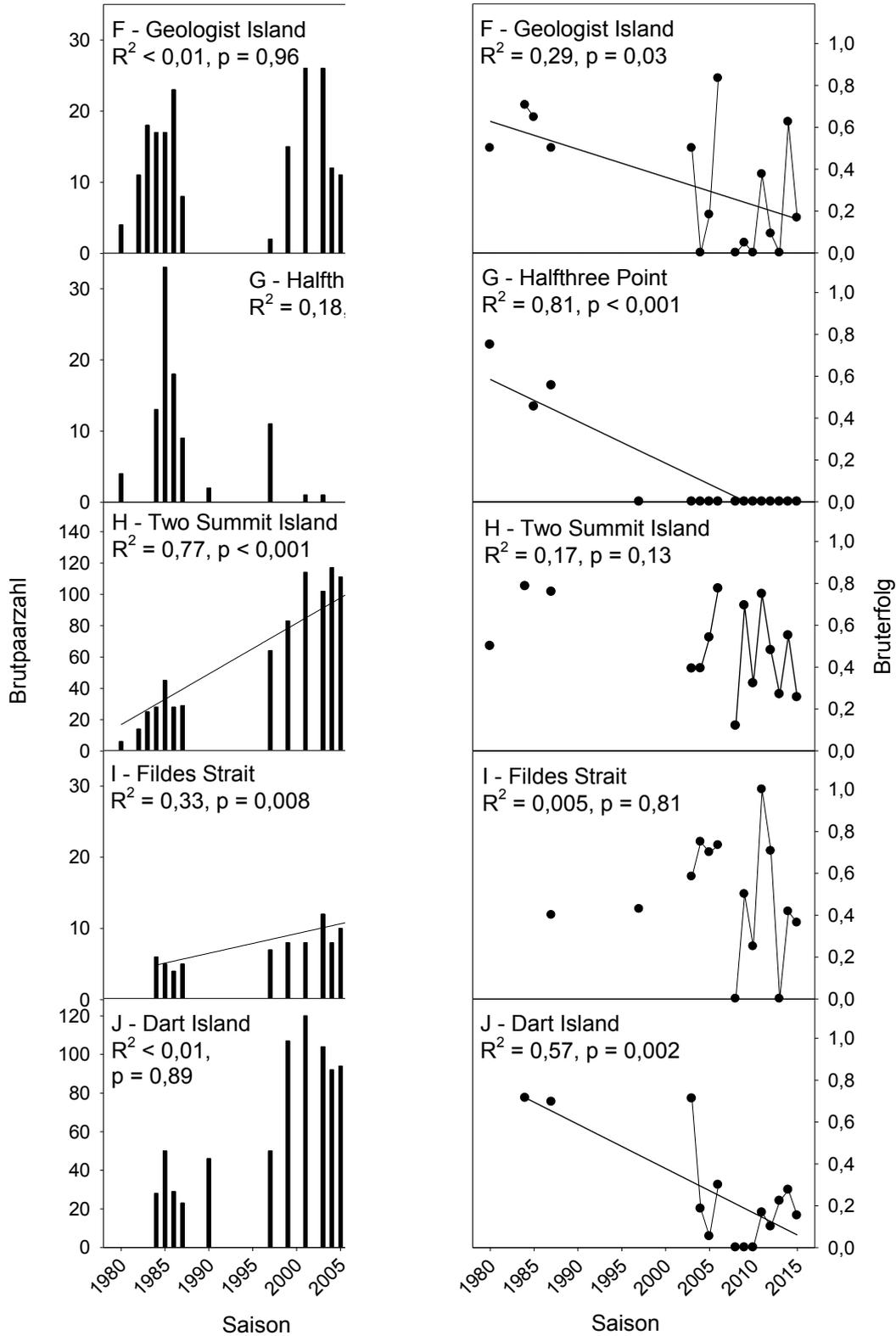


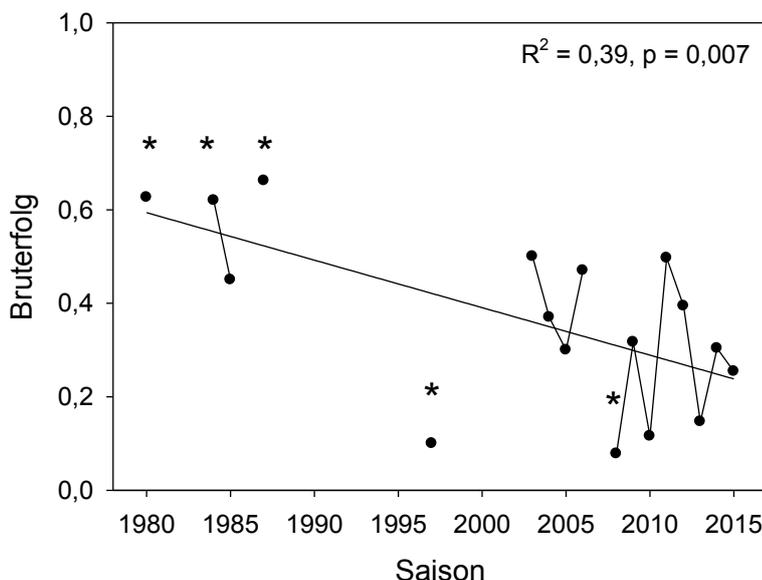
Abbildung 16: Brutpaarzahlen und Bruterfolg des Südlichen Riesensturmvogels (*Macronectes giganteus*) in den Kolonien F - J der Fildes-Region mit Darstellung signifikanter Trends mittels linearer Regression; zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der Y-Achsen. Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.



Sowohl Ardley als auch Diomedea Island sind von einem hohen Niveau menschlicher Aktivitäten geprägt. Diomedea Island liegt in nur 1,7 km Entfernung östlich der chilenischen Landebahn und damit direkt in der Einflugschneise. Ardley Island hingegen wird oft in der Fildes-Region tätigen Wissenschaftler/innen frequentiert. Zusätzlich besuchen Mitglieder der ansässigen Stationen entgegen den Bestimmungen des Managementplans des ASPAs Nr. 150 (ATS 2009c; Abbildung 2) regelmäßig und z. T. auch in größeren Gruppen sämtliche Bereiche der Insel (Peter et al. 2008; Peter et al. 2013). Dennoch brüten Riesensturmvögel an diesen Brutplätzen bzw. besetzen vormals verlassene Nester wieder neu. Dies weist auf einen Gewöhnungseffekt (Habituation) hin, welcher als eine graduelle Abnahme der Verhaltensantwort infolge einer wiederholten Stimulation ohne nachfolgende Verstärkung definiert ist (Hinde 1970). Es wurde wiederholt nachgewiesen, dass Vögel reduzierte Verhaltensreaktionen gegenüber permanenten oder häufig auftretenden Stressoren wie Besucher oder Lärm zeigen können (z. B. Young 1990; Scott et al. 1996; Fraser et al. 1997; Nimon 1997; Cogley et al. 1999; Holmes et al. 2006; Walker et al. 2006; De Villiers 2008). Auf Ardley Island sowie in anderen Riesensturmvogelkolonien in der Fildes-Region konnte sowohl Kurzzeit- als auch Langzeitgewöhnungseffekte experimentell belegt werden, sofern die menschliche Störung regelmäßig und vorhersehbar auftritt (Pfeiffer 2005). Erfolgen Besuche jedoch in weniger häufig besuchten Gebieten in unregelmäßigen Abständen mehrmals im Laufe der Brutsaison und aus verschiedenen Richtungen, ist eine Gewöhnung der Vögel weniger wahrscheinlich als an Brutplätzen in der Nähe menschlicher Infrastruktur (Pfeiffer 2005). Einschränkend ist jedoch anzumerken, dass an vormals verlassenen und nun wiederbesiedelten Brutplätzen, bislang kaum erfolgreich Junge aufgezogen worden sind (s. u.).

Der Bruterfolg von Riesensturmvögeln wird als geeigneter Indikator für menschliche Störungen betrachtet, da das Fluchtverhalten der Elternvögel das Risiko für Prädation der Eier und Jungvögel durch Skuas deutlich erhöht (Peter et al. 2008; Peter et al. 2013). Daneben sind jedoch auch natürliche Faktoren wie z. B. klimatische Bedingungen, Krankheiten oder Nahrungsverfügbarkeit von hoher Bedeutung für eine erfolgreiche Jungenaufzucht.

Abbildung 17: Gesamtbruterfolg des Südlichen Riesensturmvogels (*Macronectes giganteus*) in der Fildes-Region mit Darstellung des signifikanten Trends mittels linearer Regression (* Daten unvollständig, kein Bruterfolg für Kolonien F, H & J erfasst; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.)



Der Bruterfolg des Südlichen Riesensturmvogels lag in den Saisons 2012/13 bis 2014/15 unterhalb des langjährigen Mittels von $0,36 \pm 0,19$ Jungvögel pro Brutpaar. Insbesondere in der Saison 2012/13 wurden in allen Kolonien der Fildes-Region mit einem Bruterfolg von $0,15$ Jungvögel pro Brutpaar eine sehr geringe Zahl von Jungtieren erfolgreich aufgezogen (Abbildung 15 & Abbildung 16), was auf ungünstige Umweltbedingungen als Ursache hinweist. So wurden ähnlich geringe Werte auch in den vergleichbar schneereichen Saisons 2007/08 und 2009/10 verzeichnet ($0,08$ bzw. $0,12$ Jungvögel pro Brutpaar). Im Langzeitvergleich setzte sich der Rückgang des Bruterfolgs des Südlichen Riesensturmvogels in der Fildes-Region fort (Peter et al. 2013; Abbildung 17).

Daneben waren bei der Betrachtung des mittleren Bruterfolgs in den verschiedenen Kolonien der Fildes-Region (Abbildung 15 & Abbildung 16) kaum signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Brutplätzen erkennbar. Lediglich der Bruterfolg der Kolonie auf Two Summit Island liegt mit $0,51 \pm 0,21$ Jungvögel pro Brutpaar signifikant höher als der der übrigen Kolonien (One-Way-ANOVA Tukey-Test, $p = 0,04$). Einen ähnlich hohen mittleren Bruterfolg von $0,5 \pm 0,31$ Jungvögeln pro Brutpaar weist nur die Kolonie am Ufer der Fildes Strait auf. Für diese Gebiete wird das Niveau menschlicher Störung als niedrig eingeschätzt. Beide zeigen im Gegensatz zu den meisten anderen Kolonien über die untersuchten Jahre keinen abnehmenden Trend (Two Summit Island: $R^2 = 0,17$, $p = 0,13$, Fildes Strait: $R^2 = 0,005$, $p = 0,81$, (Abbildung 15 & Abbildung 16). Ein geringer mittlerer Bruterfolg wurde in den Kolonien Priroda, Ardley Island und Dart Island verzeichnet. In diesen Kolonien lag die Zahl der erfolgreich aufgezogenen Küken seit Beginn der 2000 Jahre meist unterhalb des mittleren Bruterfolgs der jeweiligen Saison in der Fildes-Region. Auf Dart Island kommt noch hinzu, dass in einigen Saisons ein Paar Brauner Skuas (*Catharacta antarctica lonnbergi*, siehe Kap. 2.7) im Zentrum der Kolonie brütete. Dadurch ist der Prädationsdruck im Falle einer Störung durch Besucher besonders hoch, was sich vermutlich wiederum in einem geringen Bruterfolg widerspiegeln kann.

Weiterhin zeigte sich, dass einige östliche Kolonien (Nebles Point, Diomedea Island, Umgebung Great Wall/Halfthree Point) zwar nach einer langjährigen Pause regelmäßig als Brutplätze genutzt werden, die Bedingungen für eine erfolgreiche Jungenaufzucht jedoch mit Ausnahme von Diomedea Island nicht ausreichend scheinen (Abbildung 15 & Abbildung 16).

Der Bruterfolg der Riesensturmvögel in der Fildes-Region ist im Vergleich zu publizierten Vergleichsdaten sehr gering (Marchant et al. 1990; ACAP 2010). Auch der Bruterfolg auf der benachbarten Potter Peninsula lag im Zeitraum von 1994 bis 2007 bei über $0,7$ Jungvögel pro Brutpaar und damit deutlich über dem langjährigen Mittelwert aus der Fildes-Region.

Zusammenfassend weisen die dargestellten Ergebnisse auf einen starken anthropogenen Einfluss auf die Brutpaarzahl und den Bruterfolg des Südlichen Riesensturmvogels in der Fildes-Region hin. Natürliche Umweltbedingungen wie Nahrungsverfügbarkeit, Prädation oder klimatische Faktoren sollten sich in benachbarten Kolonien ähnlich auswirken. Aufgrund der Tatsache, dass benachbarte Kolonien zumeist sehr unterschiedliche Bestandstrend sowie große Abweichungen im Bruterfolg aufweisen und sich in der Intensität der Besuche durch Stationsmitglieder und Touristen unterscheiden, scheinen anthropogene Einflüsse ein größeres Gewicht zu haben als natürliche Faktoren (Braun et al. 2012; Braun et al. 2014).

Bestandsrückgänge des Südlichen Riesensturmvogels aufgrund anthropogener Störungen sind gut dokumentiert (z. B. Peter et al. 1991; Sierakowski 1991; Chupin 1997; Micol et al. 2001). Bei Brutplatzverschiebungen aufgrund von Störungen (Braun et al. 2012) besteht die Gefahr, dass nicht alle verdrängten Brutvögel ausreichenden Platz (Micol et al. 2001) bzw. geeignete

Brutbedingungen vorfinden, sodass der Bruterfolg durch suboptimale Bedingungen möglicherweise reduziert wird. Dieser Faktor ist in einigen Kolonien nicht zu unterschätzen (Sierakowski 1991), da ein reduzierter Bruterfolg auch bei mittelfristig stabilen Brutpaarzahlen, wie in der Fildes-Region nachgewiesen, zur allgemeinen Abnahme der Gesamtpopulation beitragen kann (Woehler et al. 2003; Patterson et al. 2008).

Ungeachtet der beträchtlichen anthropogenen Einflüsse bestätigen die im Langzeitvergleich stabilen Brutpaarzahlen aus der Fildes-Region Befunde aus anderen Studien, in denen entweder von stabilen oder wachsenden lokalen Riesensturmvogelkolonien berichtet wird (z. B. Woehler et al. 1997; Gonzalez-Solis et al. 2000; Woehler et al. 2001; Creuwels et al. 2005; Reid et al. 2005; Quintana et al. 2006; Lynch et al. 2008; Patterson et al. 2008; Reid et al. 2008; ACAP 2010; Gil-Delgado et al. 2013a). Für andere Kolonien wurde dagegen ein Rückgang der Brutpaarzahlen nachgewiesen (z. B. Woehler et al. 2001; Patterson et al. 2008; Reid et al. 2008). Ein deutlicher Rückgang der Brutpaarzahlen zwischen 2001 und 2005 wird auch für die Kolonie auf Nelson Island (ACAP 2015) sowie zwischen 1994 und 2007 für die Potter Peninsula (ACAP 2010) angegeben. Umso bedeutender sind ein regelmäßiges Monitoring des Brutpaarbestands und des Bruterfolgs sowie die Minimierung von Störungen an Brutplätzen dieser Seevogelart.

Anzumerken ist, dass im Dezember 2012 ein frischtoter Riesensturmvogel an einer Antenne bzw. an einem Signalmast des Flughafens entdeckt wurde. Daneben wurde von einem toten Rußalbatros berichtet, der im Winter neben einer Antenne gefunden wurde (pers. Mittg. russ. Stationspersonal). Da inzwischen bereits mehrere entsprechende Funde gemacht wurden (Peter et al. 2013), erscheinen Maßnahmen zur besseren Sichtbarmachung der Antennen und Signalmasten sowie deren Abspanndrähten ratsam, um das Risiko von Vogelschlag zu minimieren (Peter et al. 2013).

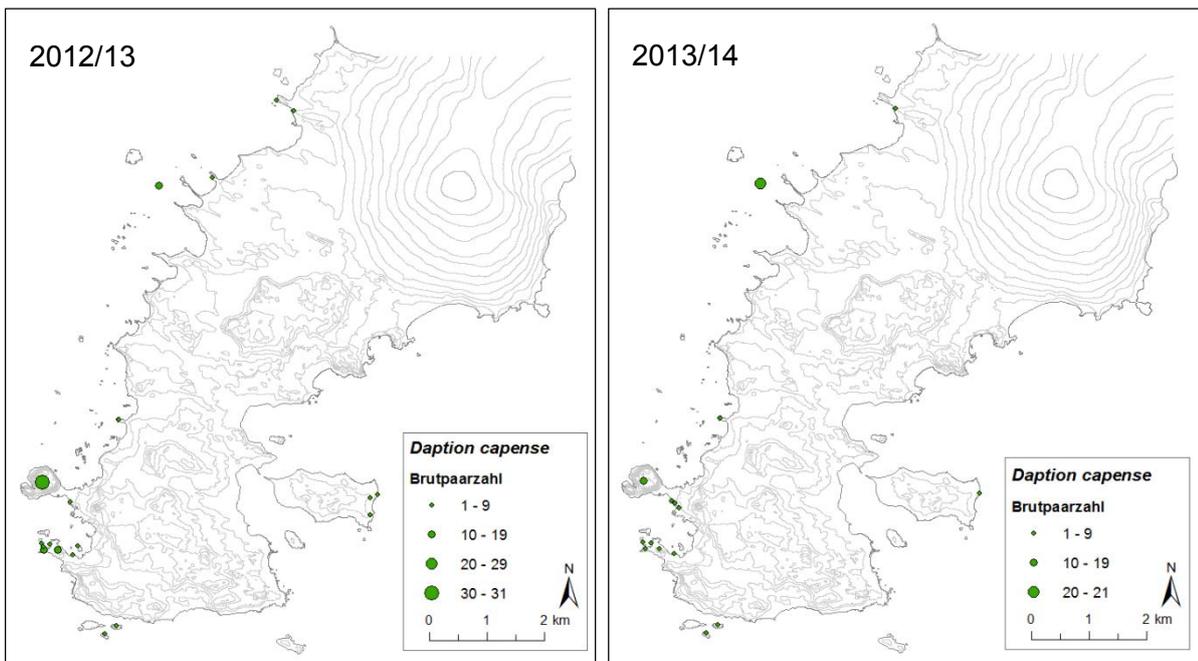
2.4 Kapsturmvogel (*Daption capense*)

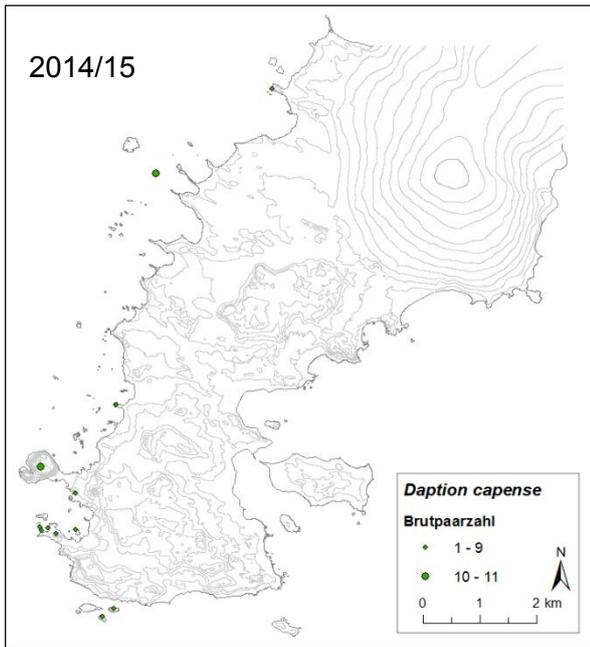
Der aktuelle Bestand an Kapsturmvögeln (*Daption capense*, Abbildung 18) betrug 109 BP in der Saison 2012/13, 67 BP in 2013/14 und lediglich 39 in 2014/15 (Abbildung 19 a – c & Abbildung 20, Mittelwert 1984/85 – 2014/15: 270 ± 133). Damit machte die Brutpaarzahl zuletzt nur noch etwa 10 % des mittleren Bestands in den 1980er Jahren aus. Auffallend war hierbei, dass bereits seit mehreren Jahren einige bekannte und gut einsehbare Brutplätze überhaupt nicht oder von deutlich weniger Brutpaaren besetzt wurden (Abbildung 19 a - c & Abbildung 20, Peter et al. 2013).

Abbildung 18: Kapsturmvogel (*Daption capense*, Foto: C. Braun)



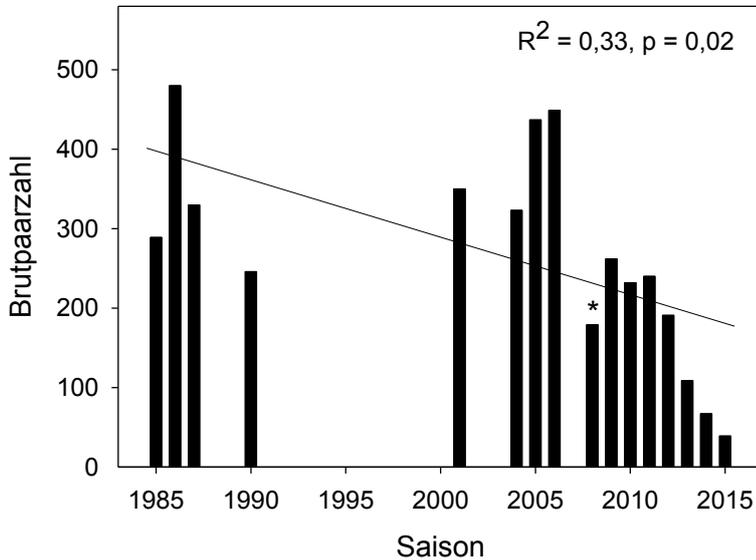
Abbildung 19 a - c: Lage und Größe der Brutkolonien des Kapsturmvogels (*Daption capense*) in den Saisons 2012/13 bis 2014/15





Über den Bestand des Kapsturmvogels in der Fildes-Region liegen inzwischen Daten aus 15 Jahren vor (Abbildung 20). Die sehr hohe Angabe von 1.081 BP für die Fildes-Region in Soave et al. (2000) scheint in einer unterschiedlichen Methodik begründet, da dort per Boot zahlreiche Brutplätze von Seeseite aus erfasst wurden. Deshalb wird diese Zahl nachfolgend nicht weiter berücksichtigt. Unter der Annahme einer hinreichenden Genauigkeit aller weiteren vorliegenden Zählraten, auch aus den 1980er Jahren, lassen sich daher Aussagen über die Bestandentwicklung dieser Art im Untersuchungsgebiet treffen. So sind stärkere Bestandschwankungen bereits zwischen 1984/85 und 2005/06 zu verzeichnen (Abbildung 20). Danach setzte jedoch ein deutlicher Bestandsrückgang ein. Insbesondere durch die außerordentlich niedrigen Brutpaarzahlen der vergangenen drei Saisons ist ein signifikanter Trend im Kapsturmvogelbestand im Untersuchungsgebiet erkennbar (Abbildung 20), und die sich abzeichnende negative Bestandentwicklung dieser Art kann bestätigt werden (Peter et al. 2013). Die Ursache hierfür ist nicht bekannt. Direkte anthropogene Störung kommt dabei nur an wenigen Brutplätzen mit verhältnismäßig wenigen Brutpaaren in Frage, so z. B. am Halfthree Point im Südosten und am Punta Torres im Nordwesten der Fildes Peninsula – beides Bereiche, die häufig von Stationsmitgliedern aufgesucht werden. Deshalb werden eher Umweltbedingungen, möglicherweise in Form von mangelnder Nahrungsverfügbarkeit und/oder widriger Witterungsbedingungen als Grund für den starken Bestandsrückgang vermutet. Insbesondere die lokalen Windverhältnisse scheinen die Anwesenheit von Altvögeln am Brutplatz zu beeinflussen (Weidinger 1996a). Inwiefern sich der hier beobachtete Bestandsrückgang auch in anderen Gebieten widerspiegelt, ist aufgrund mangelnder vergleichbarer Erfassungen unklar. So wurde der Bestand an Kapsturmvögeln im Norden von Nelson Island (Stansbury Peninsula, siehe Kap. 3.7) sowie benachbarter Areale der Fildes Peninsula in der Saison 1991/92 noch auf 2.000 – 3.000 BP geschätzt (Weidinger 1996b), jedoch fehlen spätere Zählraten. Ebenso wenig liegen ausreichende Informationen über den globalen Populationstrend dieser zirkumpolar brütenden Art vor, deren Gesamtbestand mit über 2 Millionen Exemplaren als stabil eingeschätzt wird (IUCN-Status „least concern“, Brooke 2004; BirdLife International 2015b).

Abbildung 20: Entwicklung der Brutpaarzahl des Kapsturmvogels (*Daption capense*) in der Fildes-Region seit den 1980er Jahren mit Darstellung des signifikanter Trends mittels linearer Regression (* unvollständige Erfassung, nicht in Berechnung des Langzeittrends einbezogen; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.)



2.5 Rußalbatros (*Phoebetria palpebrata*)

Nach dem erfolgreichen Erstdnachweis einer Brut von Rußalbatrossen (*Phoebetria palpebrata*) am Flat Top-Felsen in der Saison 2008/09 (fünf Brutpaare, Lisovski et al. 2009; Peter et al. 2013; Abbildung 21 a & b) und deren erneute Bestätigung für die Saison 2011/12 (ein Brutpaar, Peter et al. 2013) wurden in der Saison 2013/14 erneut zwei Brutpaare registriert (Abbildung 22). Eine Beobachtung von Jungvögeln wie 2008/09 gelang in den darauf folgenden Jahren nicht. Jedoch wurden mehrmals im Januar 2013 sowie im Dezember 2014 am Flat Top-Felsen fliegende Rußalbatrosse beobachtet (Abbildung 22), u. a. jeweils ein Paar im Simultanflug, einem typischem Balz- oder Paarbindungsverhalten. Bei dem Vorkommen dieser gefährdeten Art (IUCN-Status „Endangered“, BirdLife International 2015b) in der Fildes-Region handelt es sich um das südlichste Brutgebiet dieser Art, deren Verbreitungsgebiet sich auf subantarktische Inseln zwischen 46° und 53° S nahe der Antarktischen Konvergenz erstreckt (Lisovski et al. 2009).

Abbildung 21 a & b: Rußalbatros (*Phoebastria palpebrata*) und in der Fildes-Region gelegener Brutplatz am Flat Top-Felsen (Fotos: C. Braun)

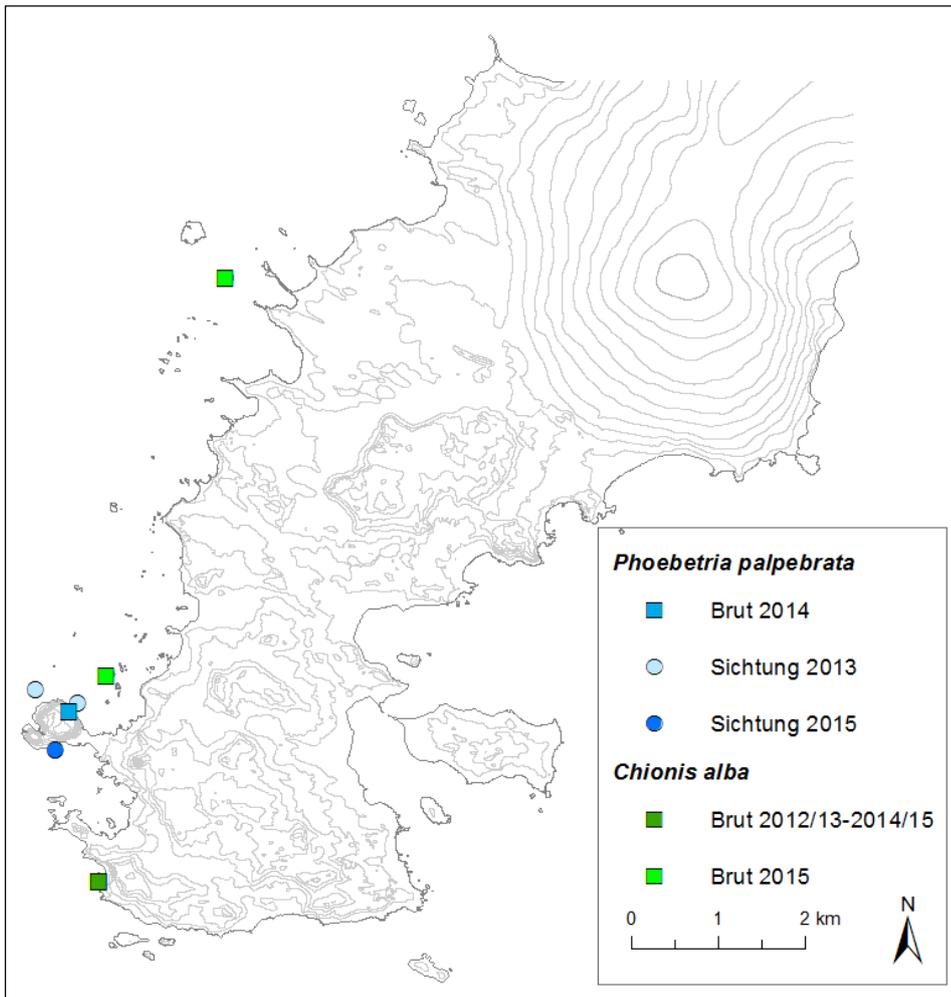


2.6 Weißgesichtscheidenschnabel (*Chionis alba*)

Bereits seit den 1980er Jahren liegen Daten über in der Fildes-Region brütende Weißgesichtscheidenschnäbel (*Chionis alba*) vor. So brüteten zwischen 1979/80 und 1989/90 jedes Jahr bis zu 5 Brutpaare im Untersuchungsgebiet, zumeist im äußersten Südwesten der Fildes-Halbinsel sowie entlang der Fildes Strait (Bannasch et al. 1981; Lorenz 1984; Rauschert et al. 1987; Zippel 1987; Mönke et al. 1988; Peter et al. 1988; Lange et al. 1989; pers. Mittg. H. Grimm). Soave et al. (2000) gaben für die Saison 1995/96 vier Brutpaare an der Fildes Strait an.

In den Saisons 2012/13, 2013/14 und 2014/15 wurde wie in den Vorjahren im äußersten Südwesten der Fildes Peninsula jeweils ein Brutpaar des Weißgesichtscheidenschnabels registriert (Peter et al. 2008; Peter et al. 2013; Abbildung 22). Daneben gelang die Bestätigung eines Brutverdachts für einige kleinere der Westküste vorgelagerten Inseln (Peter et al. 2008; Abbildung 22). Hier wurden im Bereich nördlich der Flat Top-Halbinsel sowie im nordwestlich der Fildes Peninsula jeweils ein Scheidenschnabelbrutpaar registriert. Zuletzt wurde hier in der Saison 1985/86 eine Brut nachgewiesen (Rauschert et al. 1987). Mögliche Nahrungsquellen für die Scheidenschnäbel an der Westküste der Fildes Peninsula könnten benachbarte Kapsturmvogel- und Pinguinkolonien bzw. eine große Pinguinkolonie auf Withem Island in mehr als 5 km Entfernung sein.

Abbildung 22: Sichtbeobachtungen bzw. Brutplätze von Rußalbatrossen (*Phoebetria palpebrata*) und Weißgesichtscheidenschnäbeln (*Chionis alba*) in der Saisons 2012/13 bis 2014/15



2.7 Skuas (*Catharacta spec.*)

Mit der Braunen Skua (*Catharacta antarctica lonnbergi*) sowie der Südpolarskua (*C. maccormicki*) sind im Untersuchungsgebiet zwei Raubmöwenarten vertreten, die in Überschneidungszonen ihrer Verbreitungsgebiete regelmäßig miteinander hybridisieren (Parmelee 1988; Ritz et al. 2006). Der weltweite Bestand der Braunen Skuas, deren Verbreitungsschwerpunkt auf den subantarktischen Inseln liegt, wird mit 13.000 – 14.000 Brutpaaren angegeben (del Hoyo et al. 1996; BirdLife International 2015b). Die Zahl der in eisfreien Küstengebieten der Antarktis brütenden Südpolarskuas wird dagegen auf 10.000 – 20.000 Individuen geschätzt (BirdLife International 2015b). Da die Populationen beider Arten stabil und keine erheblichen Gefährdungen bekannt sind, werden sowohl Braunen Skuas als auch Südpolarskuas derzeit als nicht gefährdet (IUCN-Status „least concern“, del Hoyo et al. 1996; BirdLife International 2015b) eingestuft.

Seit Beginn der Erfassung Brauner Skuas und Südpolarskuas in der Fildes-Region in der Saison 1979/80 liegen 26 Datensätze aus einem Zeitraum von 36 Jahren vor. Die Ermittlung des Paartyps erfolgt anhand der artbestimmten Partner eines Brutpaares (Braune Skua, Südpolarskua, Hybride & Mischpaare). Als „unbestimmt“ werden solche Skuapaare klassifiziert,

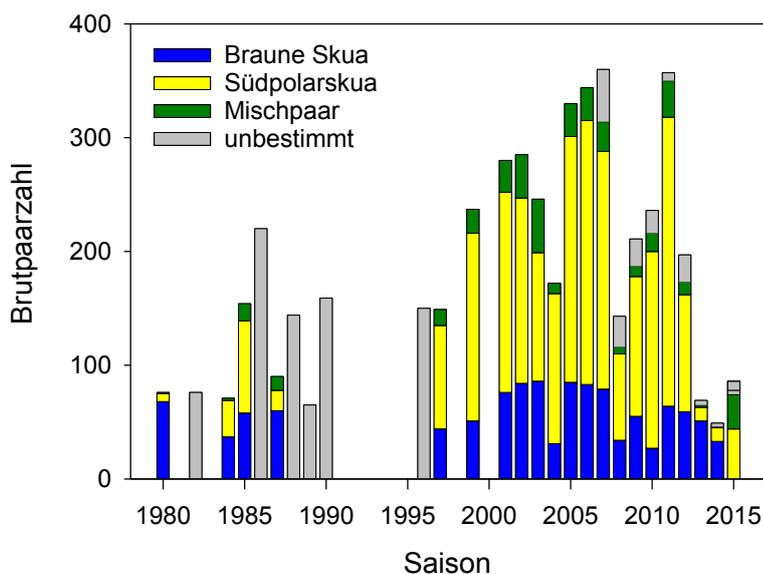
bei denen auf eine Artbestimmung generell verzichtet wurde (v. a. in den 1980er und 1990er Jahren) oder die Artzugehörigkeit eines Partners nicht bekannt ist. Eine detaillierte Auswertung des Skuabestands in der Fildes-Region sowie auf der Potter Peninsula finden sich in Krietsch et al. (2016, hier aber abweichende Paartypzuordnung bei unbekanntem Partner!). Die aktuelle Verbreitung der Skuanester im Untersuchungsgebiet in den Saisons 2012/13 bis 2014/15 ist in Abbildung 24 a - c dargestellt.

Im Langzeitvergleich ist insbesondere durch einen starken Zuwachs in den 2000er Jahren eine Zunahme der Gesamtzahl an Skuas erkennbar, wenn auch das Signifikanzniveau für den gesamten Untersuchungszeitraum knapp verfehlt wurde (Abbildung 23, $R^2 = 0,14$, $p = 0,06$). Differenzierter gestaltete sich die Entwicklung bei der separaten Betrachtung beider Skuaarten sowie deren Mischpaaren bzw. brütenden Hybriden.

Demnach zeigt die Brutpaarzahl Brauner Skuas zwischen den Saisons 1979/80 und 2014/15 keine signifikanten Änderungen (Abbildung 23, $R^2 = 0,01$, $p = 0,64$). Im Mittel brüten in der Fildes-Region 58 ± 19 Paare Braune Skuas. Dagegen zeigten Südpolarskuas bis zur Saison 2011/12 einen deutlichen Zuwachs der Brutpaarzahl ($R^2 = 0,52$, $p < 0,001$, Maximum Saison 2010/11: 254 BP), welche jedoch in den vergangenen drei Saisons dramatische Einbrüche zu verzeichnen hatte (Abbildung 23), sodass über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg ein linearer Trend verfehlt wurde ($R^2 = 0,09$, $p = 0,18$). Die Brutpaarzahl von Mischpaaren aus beiden Skuaarten bzw. von Paaren mit mindestens einem erkennbaren Hybriden blieb dagegen während des Untersuchungszeitraum stabil ($R^2 = 0,01$, $p = 0,65$) und betrug im Mittel 17 ± 13 BP.

Die in der Vergangenheit beobachtete starke Zunahme an Südpolarskuas in der Fildes-Region stimmt mit Ergebnissen aus weiteren Brutgebieten King George Islands wie der Admiralty Bay (Carneiro et al. 2010; Pereira de Albuquerque et al. 2012) oder Potter Peninsula (Krietsch et al. 2016), aber auch am Pointe Géologie, Ostantarktis (Micol et al. 2001; Woehler et al. 2001).

Abbildung 23: Brutpaarzahlen von Skuas (*Catharacta spec.*) in der Fildes-Region. Als „unbestimmt“ werden solche Skuapaare klassifiziert, bei denen der Paartyp nicht bestimmt wurde oder die Artzugehörigkeit eines Partners nicht bekannt ist. Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.



Bei der Betrachtung der Zahl der Territorien in der Fildes-Region, die nach der Rückkehr aus den Überwinterungsgebieten besetzt werden (Daten für 2007/08 bis 2014/15 ausgewertet), wird deutlich, dass unter diesem Aspekt beide Arten eine signifikante Zunahme zeigen (Braune Skua: $R^2 = 0,52$, $p = 0,04$, Südpolar skua: $R^2 = 0,85$, $p = 0,001$, Krietsch et al. 2016). Ob diese Paare jedoch mit der Brut beginnen, hängt mit den jeweils herrschenden Umweltbedingungen zusammen. In den Saisons 2012/13, 2013/14 und 2014/15 wurden jeweils 174, 178 bzw. 188 Territorien durch Südpolar skuas besetzt. Demgegenüber stehen jeweils 12 BP in den Saisons 2012/13 und 2013/14 bzw. 30 Paare in der Saison 2014/15 gegenüber, die tatsächlich mit der Brut begannen. Der Anteil an Braunen Skuas, die im selben Zeitraum zwar ein Territorium besetzten, jedoch nicht brüteten, war um ein Vielfaches geringer.

Da Seevögel in Jahren mit ungünstigen Bedingungen die Brut aussetzen können (Ainley et al. 1990), scheinen unterschiedliche Reaktionen beider Arten auf lokale Umweltfaktoren dafür ausschlaggebend zu sein. Dafür spricht auch die Tatsache, dass Südpolar skuas nur in sechs der vergangenen acht Saisons überhaupt erfolgreich Junge aufzogen, während der Bruterfolg der Braunen Skuas trotz einer negativen Tendenz ($R^2 = 0,43$, $p = 0,08$) im Wesentlichen stabil blieb (Tabelle 2). Ähnliche Beobachtungen wurden für die benachbarte Potter Peninsula dokumentiert (Graña Grilli 2014, siehe Kap. 3.5).

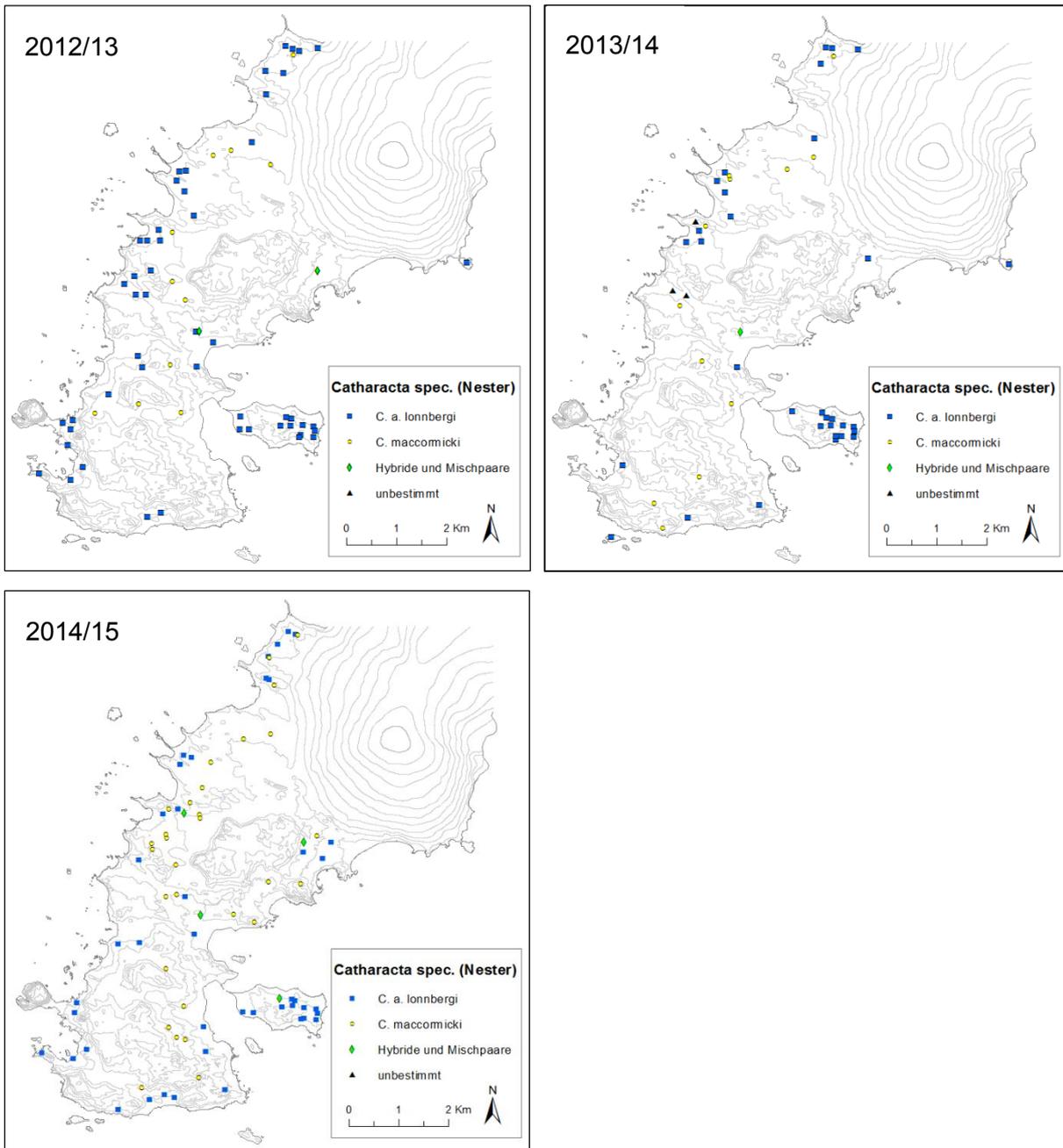
Tabelle 2: Brutpaarzahl und Bruterfolg von Skuas (*Catharacta spec.*) in der Fildes-Region zwischen den Saisons 2007/08 und 2014/15 (* Wert basiert nur auf einem Brutpaar)

Saison	Braune Skua	Südpolar skua	Hybrid- und Mischpaare	Paartyp unbekannt
2007/08	0,47	0	0	0
2008/09	0,36	0	0	0
2009/10	0,37	0,46	0,19	0,05
2010/11	0,43	0,32	0,56	0,14
2011/12	0,32	0	0,09	0
2012/13	0,31	0	0	0
2013/14	0,42	0	1,00 *	0
2014/15	0,16	0	0	0

Braune Skuas und Südpolar skuas unterscheiden sich in Gebieten, in denen sie sympatrisch brüten, hinsichtlich ihrer Nahrungsökologie (Pietz 1987; Reinhardt et al. 2000; Hahn et al. 2008a; Hahn et al. 2008b) sowie in ihrer Sensibilität gegenüber Umweltbedingungen (Hahn et al. 2007). Ein Teil der Braunen Skuas besetzen regelmäßig Nahrungsterritorien in benachbarten Seevogelkolonien, insbesondere Pinguinkolonien (Hahn et al. 2003), oder auch in der Nähe von Stationen und profitieren auf diese Weise von stabilen Nahrungsquellen (Hahn et al. 2008a; Krietsch et al. 2016). Braune Skuas ohne Nahrungsterritorien sowie während der Jungeaufzucht hängen dagegen verstärkt – ebenso wie Südpolar skuas – von Fisch als Hauptnahrungsquelle ab (Reinhard 1997; Reinhardt et al. 2000; Hahn et al. 2007; Hahn et al. 2008b; Montalti et al. 2009; Carneiro et al. 2015). Deshalb ist zu vermuten, dass die geringe Brutpaarzahl und der ausbleibende Bruterfolg der Südpolar skuas in jüngster Vergangenheit in der Fildes-Region hauptsächlich in mangelnder Nahrungsverfügbarkeit im marin-pelagischen Bereich begründet sind (Hamer et al. 1991; Phillips et al. 1996; Reinhard 1997). Daneben kann Prädation von Eiern und Küken durch Skuas, sowohl inter- als auch intraspezifisch, wesentlich zur Reduzierung des Bruterfolgs beitragen (Hamer et al. 1991; Reinhardt et al. 2000), insbesondere

in Regionen mit einer derart hohen Skuadichte wie in der Fildes-Region. Da zahlreiche Seevögel, darunter auch Skuas, mit abnehmender Nahrungsverfügbarkeit die Dauer der Nahrungssuchflüge verlängern, steigt damit das Prädationsrisiko für währenddessen unbewachte Küken (Krietsch et al. 2016). Abgesehen von extremen Witterungsereignissen, die zu vollständigem Brutverlust führen können, scheinen lokale klimatische Bedingungen dagegen für die Reproduktion eine untergeordnete Rolle zu spielen (Hahn et al. 2007).

Abbildung 24 a - c: Verteilung der Skuanester (*Catharacta lonnbergi*, *C. maccormicki*, Hybride und Mischpaare) in der Fildes-Region in den Saisons 2012/13 bis 2014/15



In den Saisons 2012/13 bis 2014/15 konnte erneut das aktive Füttern von Skuas durch Stationsmitglieder aller auf der Fildes Peninsula ansässigen Stationen dokumentiert werden. Demnach ist diese wiederholt beschriebene Praxis (Peter et al. 2008; Braun et al. 2012; Peter et

al. 2013), die im strikten Widerspruch zu den Vorgaben des Madrider Protokoll (Annex II und III) steht, noch immer allgemein üblich. Augenscheinlich haben Skuas auch noch immer Zugang zu Resten menschlicher Nahrung (oder eingeschleppter Tierarten). Das auffallendste Beispiel war aktuell der Fund frischer Reste einer Schildkröte an einem Nest Brauner Skuas in unmittelbarer Nähe zur chinesischen Station Great Wall (Abbildung 25).

Abbildung 25: Reste einer Schildkröte, gefunden an einem in Stationsnähe gelegenen Nest Brauner Skuas (Foto: M.-C. Rümmler, 28.01.2015)



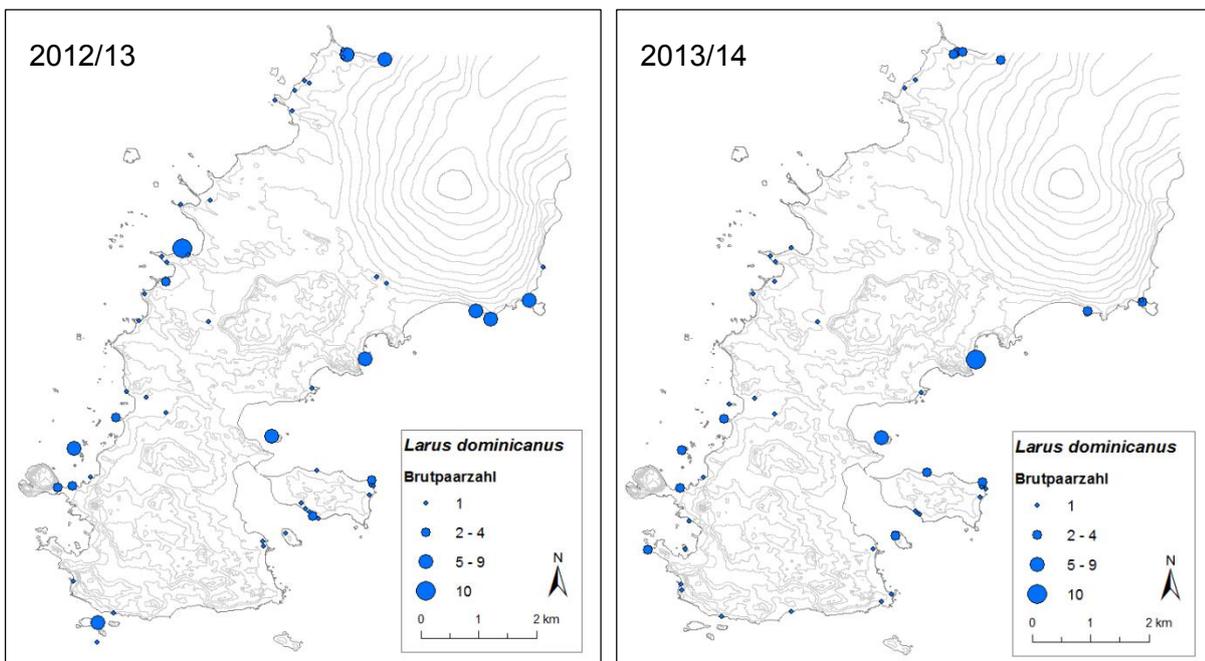
2.8 Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*)

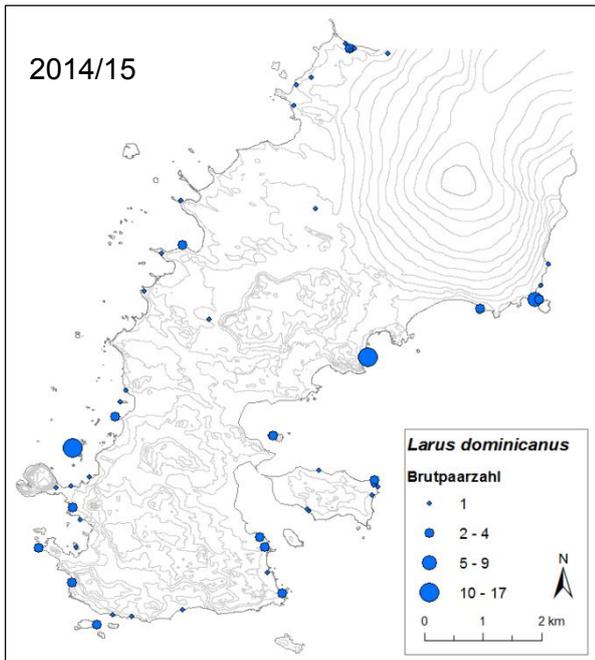
Seit 2003/04 sind im Rahmen der Vorgängerprojekte in der Fildes-Region insgesamt 140 Brutplätze von Dominikanermöwen (*Larus dominicanus*, Abbildung 26) erfasst worden. Davon waren in den vergangenen drei Saisons zwischen 45 und 54 Brutplätze besetzt (Abbildung 27 a - c). Größere Brutkolonien existieren an der nördlich des Großtanklagers Neftebasa gelegenen Norma Cove sowie auf Diomedea und Dart Island mit regelmäßig mehr als zehn Brutpaaren der Dominikanermöwe. Zerstreut liegende Brutpaare im Inland konnten erneut bestätigt werden (Peter et al. 1988; Peter et al. 2008; Peter et al. 2013).

Abbildung 26: Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*, Foto: C. Braun)



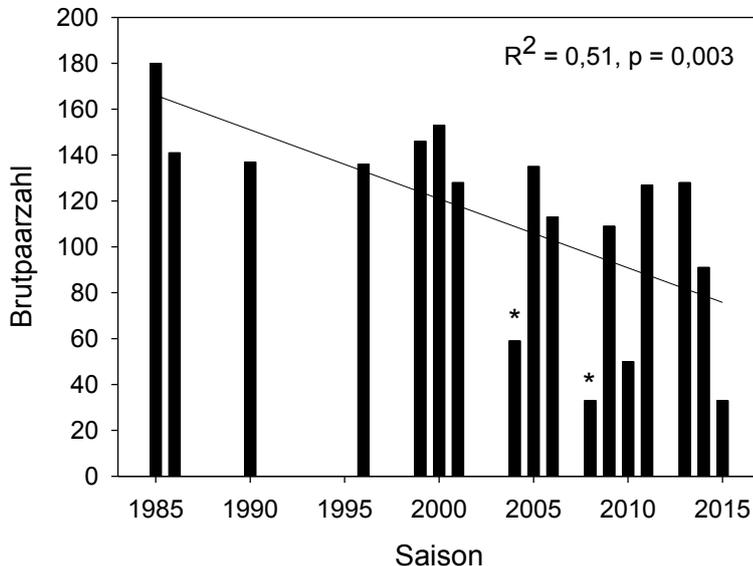
Abbildung 27 a - c: Lage und Größe der Brutkolonien der Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*) in den Saisons 2012/13 bis 2014/15





Detaillierte Informationen über Brutpaarzahlen von Dominikanermöwen in der Fildes-Region reichen bis zur Saison 1979/80 zurück. Vollständige Daten liegen jedoch erst seit der Saison 1984/85 vor (Abbildung 28). Unter Berücksichtigung dieser, zumeist unveröffentlichten Daten aus insgesamt 15 Jahren lässt sich für diese Art in der Fildes-Region ein Mittelwert (1984/85 – 2014/15) von 122 ± 36 BP bestimmen, die jährlich im Untersuchungsgebiet brüten. In der Saison 2012/13 lag die ermittelte Brutpaarzahl von 139 über dem langjährigen Mittel, während die Brutpaarzahl in den Saisons 2013/14 und 2014/15 mit jeweils 91 bzw. 49 Brutpaaren aufgrund ungünstiger Umweltbedingungen deutlich darunter lag (Abbildung 28). Hinsichtlich der Bestandsentwicklung in der Fildes-Region während der letzten drei Jahrzehnte lässt sich ein signifikanter abnehmender statistischer Trend belegen (Abbildung 28). Somit können die in den Berichten früherer Studien getroffenen Aussagen über einen stabilen Brutbestand nicht mehr bestätigt werden (Peter et al. 2008; Peter et al. 2013). Dagegen wurden in anderen Bereichen der South Shetland Island stabile bzw. wachsende Bestände dokumentiert, so z. B. aus der Admiralty Bay, King George Island (Sander et al. 2006; Branco et al. 2009), und von Byers Peninsula, Livingston Island (Gil-Delgado et al. 2013a), wobei hier jeweils deutlich weniger Daten vorlagen bzw. die Datenreihen große zeitliche Lücken aufwiesen. Gründe für den Rückgang von Dominikanermöwen in der Fildes-Region sind nicht vollständig bekannt. Die beobachtete Häufung von Südsommern mit spät einsetzender Schneeschmelze (s. o.) dürfte dabei jedoch eine erhebliche Rolle spielen, da eine große Anzahl an Möwen in flacheren Bereichen entlang der Küsten brütet. Hier kann bei hoher Schneebedeckung im Frühjahr u. U. eine Brut unmöglich sein.

Abbildung 28: Entwicklung der Brutpaarzahl der Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*) in der Fildes-Region seit den 1980er Jahren mit Darstellung des signifikanten Langzeittrends mittels linearer Regression (* unvollständige Erfassung, nicht in Berechnung des Trends einbezogen; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.)

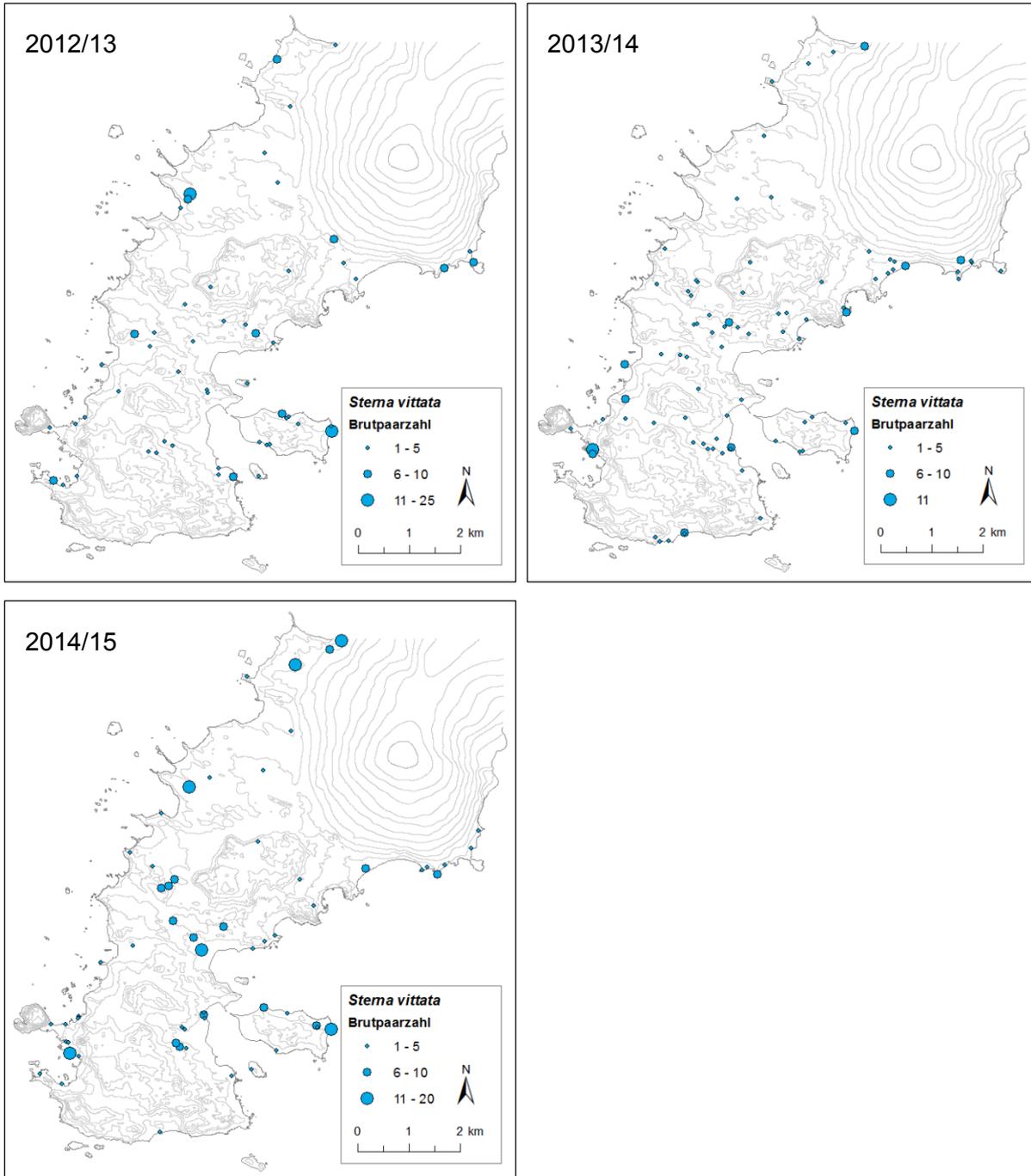


Aufgrund des Mangels an entsprechenden Bestandserfassungen können über den Gesamtbestand von Dominikanermöwen in der Antarktis keine Aussagen gemacht werden. Global scheint der auf 3,3 bis 4,3 Millionen Individuen geschätzte Bestand dieser in weiten Bereichen der Südhemisphäre vorkommenden Art zuzunehmen (Kategorie „least concern“, BirdLife International 2015b).

2.9 Antarktiseeschwalbe (*Sterna vittata*)

Die flächendeckende Erfassung der Antarktiseeschwalbe (*Sterna vittata*) in der Fildes-Region ergab insgesamt 222 BP (2012/13), 284 BP (2013/14) sowie 296 BP (2014/15), deren Verbreitung in Abbildung 29 a - c dargestellt ist. Da diese Art sehr anfällig für Umwelteinflüsse und anthropogene Störungen ist und darauf oft mit einer Brutplatzverlagerung reagiert, können methodische Fehler wie Mehrfacherfassungen bei der Kartierung nicht ausgeschlossen werden. Unter Berücksichtigung dieser Einschränkung weist ein Vergleich aller verfügbaren Langzeitdaten auf einen – trotz erheblicher interannueller Schwankungen – stabilen Bestand an Antarktiseeschwalben hin (Abbildung 30). Dennoch sind hinsichtlich der Größe der einzelnen Brutkolonien deutliche Veränderungen erkennbar (Peter et al. 2008). Derart große Kolonien mit bis zu als 300 BP auf engstem Raum, wie sie in der Saison 1984/85 am Nebles Point beobachtet wurden (Kaiser et al. 1988b; Peter et al. 1988), existieren inzwischen nicht mehr. Die zwischen 2003/04 und 2014/15 registrierten Koloniegrößen (ohne Einzelbrüter) lagen im Mittel bei rund 6 ± 5 BP. Verhältnismäßig selten wurden Kolonien von über 20 BP (ca. 4 % über alle Jahre) erfasst.

Abbildung 29 a - c: Lage und Größe der Brutkolonien der Antarktiseeschwalbe (*Sterna vittata*) in der Fildes-Region in den Saisons 2012/13 bis 2014/15

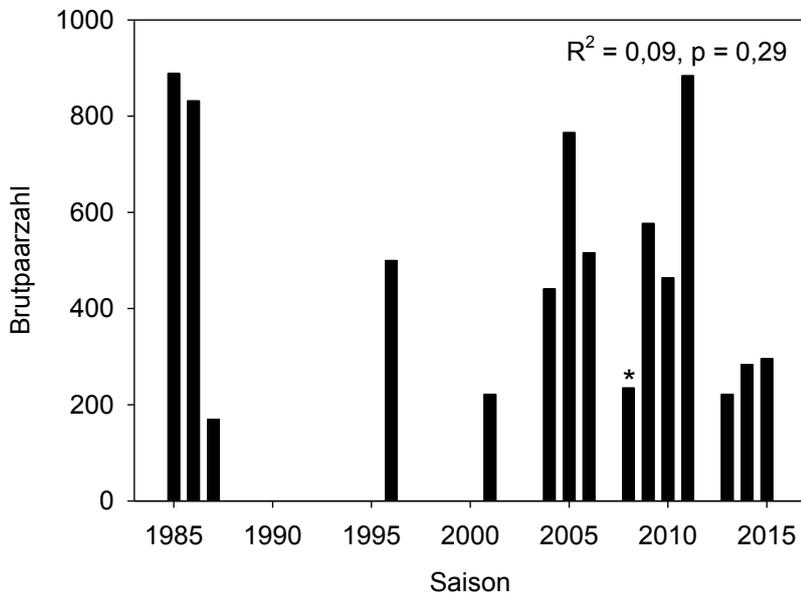


Die größte Brutkolonie der letzten Jahre mit rund 50 BP wurde in der Saison 2008/09 nördlich der Landebahn verzeichnet (Peter et al. 2013). Neben Koloniebrütern sind in der Fildes-Region auch häufig einzelne Brutpaare zu finden, obwohl dies bislang nur von wenigen Brutplätzen in der Antarktis bekannt ist (Higgins et al. 1996).

Die Brutpaardichte in der Fildes-Region schwankt zwischen ca. 6 BP/km² in der Saison 1986/87 (Mönke et al. 1988) und ca. 31 BP/km² in den Saisons 1984/85 und 2010/11 (Peter et al. 1988; Peter et al. 2013) bei einer eisfreien Gesamtfläche von ca. 29 km² und liegt damit unter den ermittelten Werten für die Admiralty Bay (34 – 96 BP/km² auf 19 km², Jablonski 1995) bzw.

über der Brutpaardichte von James Ross Island (2.2 – 2.9 BP/km² auf 117 km², Weidinger et al. 2013).

Abbildung 30: Entwicklung der Brutpaarzahl der Antarktiseeschwalbe (*Sterna vittatta*) in der Fildes-Region seit den 1980er Jahren (* unvollständige Erfassung, nicht in Berechnung des Langzeittrends mittels linearer Regression einbezogen; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.)



Der Gesamtbestand an Antarktiseeschwalben wurde in den 1990er Jahren für die South Shetland Islands auf ca. 35.000 und für die Antarktische Halbinsel sowie angrenzende Inseln auf 1.500 Individuen geschätzt (Higgins et al. 1996). Die geringe Anzahl an verfügbaren Langzeitdaten zu Brutpaarzahlen von Antarktiseeschwalben in weiteren Gebieten erlaubt keine eindeutigen Aussagen über die Populationsentwicklung dieser Art in der Antarktis (Woehler et al. 2001). So sind beispielsweise stabile Bestände für die Barton Peninsula (siehe Kap. 3.2, Tabelle 6) und die Byers Peninsula, Livingston Island, dokumentiert (Gil-Delgado et al. 2013a). Dagegen scheint sich die Brutpaarzahl jedoch im Gebiet der Admiralty Bay zwischen 1978/79 und 2004/05 deutlich verringert zu haben (Sander et al. 2005).

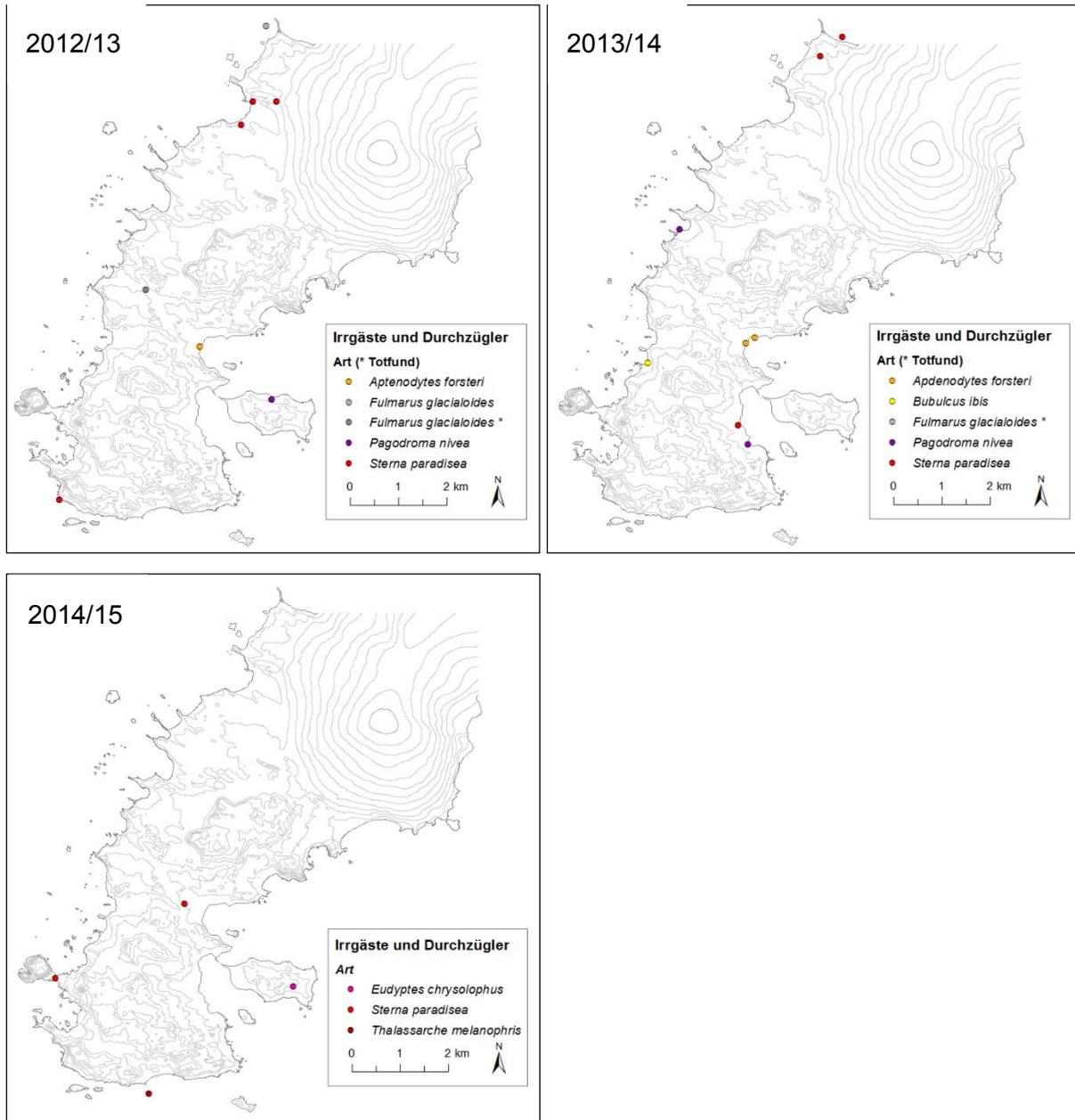
2.10 Potentielle Brutvögel , Durchzügler und Irrgäste

Blauaugenscharben (*Phalacrocorax atriceps*) wurden in den vergangenen Jahren regelmäßig mit ca. 25 – 50 Exemplaren an allen Küstenabschnitten der Fildes-Region beobachtet (Peter et al. 2008; Peter et al. 2013). Aus diesem Grund wurde im Rahmen der vorliegenden Studie auf eine gesonderte Erfassung von Blauaugenscharben verzichtet. Gesicherte Brutnachweise für diese Art in der Fildes-Region gibt es lediglich aus den Jahren 1979/80 (Bannasch et al. 1981), 1983/84 (Peter et al. 1988) und 1986/87 (Mönke et al. 1988). Aktuell gibt es keine Hinweise auf eine erneute Brut, weshalb diese Art hier weiterhin als potentieller Brutvögel gilt. Innerhalb der Maxwell Bay sind jedoch mehrere, teils bedeutende Brutplätze, z. B. am Duthoit Point, Nelson Island) bekannt (siehe Kap. 3.5 & 3.6).

Während der drei untersuchten Saisons wurden insgesamt sieben Vogelarten als Irrgäste bzw. Durchzügler beobachtet (Abbildung 31 a - c). Immature Kaiserpinguine sind regelmäßige Gäste in der Fildes-Region (Peter et al. 2013) und wurden erneut im Gebiet dokumentiert, so z. B. jeweils ein Individuum in der Nähe der russischen Station Bellingshausen am 10.06.2012 (pers.

Mittg. O. Sakharov), am 08.01.2013, am 26.11.2013 (pers. Mittg. M. Villegas) sowie am 18.12.2013.

Abbildung 31 a - c: Beobachtungen und Totfunde von Irrgästen und Durchzüglern in der Fildes-Region in den Saisons 2012/13 bis 2014/15



In der Fildes-Region wurden in den Südsommern 2012/13 bis 2014/15 im Gegensatz zu den Vorjahren (Peter et al. 2008; Peter et al. 2013) keine Königspinguine registriert. Bemerkenswert sind belegte Brutversuche dieser Art auf der benachbarten Potter Peninsula (siehe auch Kap. 3.5) von jeweils einem Brutpaar in den Saisons 2011/12 und 2012/13 sowie von zwei Brutpaaren auf Elephant Island, South Shetland Islands (Petry et al. 2013). Inwiefern diese Beobachtungen auf individuelles Verhalten (Artefakte) oder aber auf eine mögliche Ausbreitung dieser Art nach Süden hindeuten, ist bislang noch unklar (Petry et al. 2013; Juárez et al. 2014). Ähnliches gilt auch für den Goldschopfpinguin, ebenfalls eine subantarktische Art,

die bereits seit den 1950 Jahren als Brutvogel auf Livingston Island, South Shetland Islands bekannt ist (Croxall et al. 1979; Woehler 1993; Naveen et al. 2000; Pfeiffer et al. 2004) und zunehmend südlich ihres ursprünglichen Verbreitungsgebiets, inkl. Brutversuche in der WAP-Region nahe Anvers Island, registriert wird (Gorman et al. 2010). Bereits seit den 1980er Jahren sind Sichtungen einzelner Goldschopfpinguine an den Küsten der Fildes-Region, zumeist jedoch in der Pinguinkolonie auf Ardley Island, dokumentiert (z. B. Mönke et al. 1988; Peter et al. 1988; Lange et al. 1989; Erfurt et al. 1990) und erstreckten sich auch auf den Zeitraum von 2003 bis 2012 (Peter et al. 2008; Peter et al. 2013). Ebenso wurde am 02.02.2015 ein Goldschopfpinguin in der Pinguinkolonie auf Ardley Island beobachtet.

Vertreter der Röhrennasen (Ordnung: Procellariformes) wurden als Durchzügler in der Fildes-Region ebenfalls erneut gesichtet (Peter et al. 2008; Peter et al. 2013), darunter Schneesturmvogel (*Pagodroma nivea*), Silbersturmvogel (*Fulmarus glacialoides*) und Schwarzbrauenalbatros (*Thalassarche melanophris*). In Tabelle 3 sind alle bekannten Beobachtungen von Individuen dieser Arten während des Untersuchungszeitraums aufgeführt.

Tabelle 3: Beobachtungen von Vertretern der Ordnung der Röhrennasen (Procellariformes) in der Fildes-Region in den Saisons 2012/13 bis 2014/15

Art	Beobachtungsdatum	Individuenzahl	Quelle (wenn nicht durch Projektmitarbeiter/innen erfasst)
<i>Pagodroma nivea</i>	12.12.2012	1	
	01.08.2013	1	pers. Mittg. M. Xing
	01.01.2014	1	pers. Mittg. Z. Zhang
<i>Fulmarus glacialoides</i>	08.12.2012	> 20	
	20.12.2012	1 (Totfund)	
	17.01.2014	1 (Totfund)	
<i>Thalassarche melanophris</i>	26.12.2014	1	

Die Beobachtung von Kuhreihern (*Bulbucus ibis*), einer ursprünglich in Afrika und Asien beheimateten und inzwischen sich in Südamerika etablierten Art, im Untersuchungsgebiet reichen bis in die 1970er und 1980er Jahre zurück (z. B. Torres et al. 1986; Kaiser et al. 1988a; Peter et al. 1988; Mönke et al. 1990). In der Fildes-Region wurden zwischen 2003 und 2012 zahlreiche Totfunde von Kuhreihern dokumentiert (Peter et al. 2008; Peter et al. 2013) Diese Art hat hier aufgrund von Nahrungsmangel offenbar kaum Überlebenschancen. So sind auch mehrere Totfunde von der Potter Peninsula dokumentiert (Silva et al. 1995). Am 22.03.2013 wurde jedoch ein lebendes Exemplar im Valle Grande im Zentrum der Fildes Peninsula gesichtet (pers. Mittg. M. Xing).

Übersommernde Küstenseeschwalben (*Sterna paradisea*) wurden in den vergangenen Jahren regelmäßig in der Fildes-Region beobachtet (Peter et al. 2008; Peter et al. 2013). Auch während des Untersuchungszeitraums wurden hier wiederholt ruhende oder Nahrung suchende Exemplare dieser Art beobachtet (Tabelle 4). Meist traten sie dabei in größeren Trupps auf.

Tabelle 4: Beobachtungen von Küstenseeschwalben (*Sterna paradisea*) in der Fildes-Region in den Saisons 2012/13 bis 2014/15

Beobachtungsdatum	Individuenzahl	Quelle (wenn nicht durch Projektmitarbeiter/innen erfasst)
27.12.2012	3	
15.01.2013	14	
03.02.2013	13	
11.02.2013	21	
29.01.2014	3	pers. Mittg. Z. Zhang
10.20.2014	6	
16.02.2014	2	
13.12.2014	1	
03.02.2015	3	

Weißbürzelstrandläufer (*Calidris fuscicollis*) sind regelmäßig Gäste im Gebiet der South Shetland Islands (Silva et al. 1995; Peter et al. 2008; Korczak-Abshire et al. 2011; Peter et al. 2013). In den vergangenen drei Saisons konnten jedoch keine Exemplare dieser Art in der Fildes-Region beobachtet werden.

2.11 Robben

In der Antarktis spielte die Jagd auf Robben im 19. und bis ins 20. Jahrhundert hinein eine bedeutende Rolle für den starken Rückgang einiger Robbenarten und brachte einzelne Arten an den Rand der Ausrottung. Regulierungen durch den Antarktisvertrag sowie durch das Übereinkommen zur Erhaltung der antarktischen Robben (Convention for the Conservation of Antarctic Seals (CCAS), 1978 in Kraft getreten) dienen dem Schutz aller antarktischen Robbenarten vor kommerzieller Ausbeutung. In Verbreitungsgebieten nördlich von 60 °S kommen z. T. das Übereinkommen für die Erhaltung der lebenden Meeresschätze der Antarktis (Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources/CCAMLR) sowie verschiedene nationale Schutzmaßnahmen zum Tragen. Die deutliche Zunahme zahlreicher ehemals stark dezimierter Robbenpopulationen wird als Erfolg dieser Schutzmaßnahmen gewertet (z. B. Laws 1994; Jabour 2008). Gegenwärtig stellen Veränderungen im Nahrungsnetz durch industrielle Fischerei sowie Änderungen der Meereissituation infolge des Klimawandels die Hauptgefahren für antarktische Robben dar (Siniff et al. 2008).

In der Fildes-Region kommen fünf der sechs antarktischen Robbenarten vor und bringen hier auch – mit Ausnahme des Krabbenfressers (*Lobodon carcinophagus*) – ihre Jungen zur Welt. Seeleoparden (*Hydrurga leptonyx*) und Krabbenfresser treten während des Südsommers nur selten im Untersuchungsgebiet auf. Deshalb sind Beobachtungen dieser Arten im Allgemeinen von sporadischer Natur und werden hier nicht näher betrachtet. Die Ergebnisse der monatlichen, buchtgenauen Robbenzählungen der Saisons 2012/13 bis 2014/15 sind in Tabelle 23 bis Tabelle 27 im Anhang 1 aufgeführt.

Wie bereits in früheren Jahren wurden die größten Robbenkonzentrationen an der Westküste der Fildes Peninsula verzeichnet (Peter et al. 2008; Peter et al. 2013). Vor allem Südliche Seeelefanten (*Mirounga leonina*), die sich an bestimmten Liegeplätzen konzentrieren (Abbildung 33) und Antarktische Seebären (*Arctocephalus gazella*) kommen zum Fellwechsell

und Ruhen in die sandigen Buchten. Im Gegensatz dazu werden ruhende Weddellrobben (*Leptonychotes weddelli*), die während des Sommers generell deutlich seltener beobachtet werden, auch regelmäßig an der Ostküste und hier v. a. im Bereich des Ardley-Isthmus registriert. Die Abweichungen in den jährlichen Anwesenheits- und Verteilungsmustern zwischen den Robbenarten wird durch Unterschiede in Ankunftszeit, Verweildauer, Habitatpräferenzen, Verhalten sowie der Zahl der Individuen selbst bestimmt (Salwicka et al. 2002).

Nachfolgend werden die Ergebnisse monatlicher Zählungen des Robbenbestandes an den Küsten der Fildes Peninsula und Ardley Islands dargestellt und interpretiert. Im Gegensatz zu den 1980er Jahren wurde in den vergangenen 13 Jahren nur während der Sommermonate gezählt. Daher beschränkt sich die anschließende Darstellung der Robbendaten auf die Monate Dezember, Januar und Februar. Zusätzlich wird der aktuelle Kenntnisstand über Robbenwurfplätze in der Fildes-Region abgebildet.

2.11.1 Südlicher Seeelefant (*Mirounga leonina*)

Der Südliche Seeelefant ist die weltweit größte Robbenart mit einem zirkumpolaren Verbreitungsgebiet und einem Schwerpunkt auf den subantarktischen Inseln (Südgeorgien, Macquarie Island, Heard Island, Crozet- und Kerguelen-Inseln). Weitere Kolonien existieren in der Antarktis sowie im temperaten Südwestatlantik (Península Valdés). Diese Robbenart wurde im 19. und z. T. im 20. Jahrhundert intensiv kommerziell bejagt und stark dezimiert. Die heutige Gesamtpopulation wurde in den 1990er Jahren auf über 660.000 Individuen geschätzt, davon mehr als 60 % auf Südgeorgien und Península Valdés (Laws 1994). Da die Art aktuell keinen größeren Risiken ausgesetzt ist und die Mehrzahl der bedeutenderen Bestände stabil sind, wird sie als nicht gefährdet (IUCN-Status „least concern“) eingestuft (Campagna 2008).

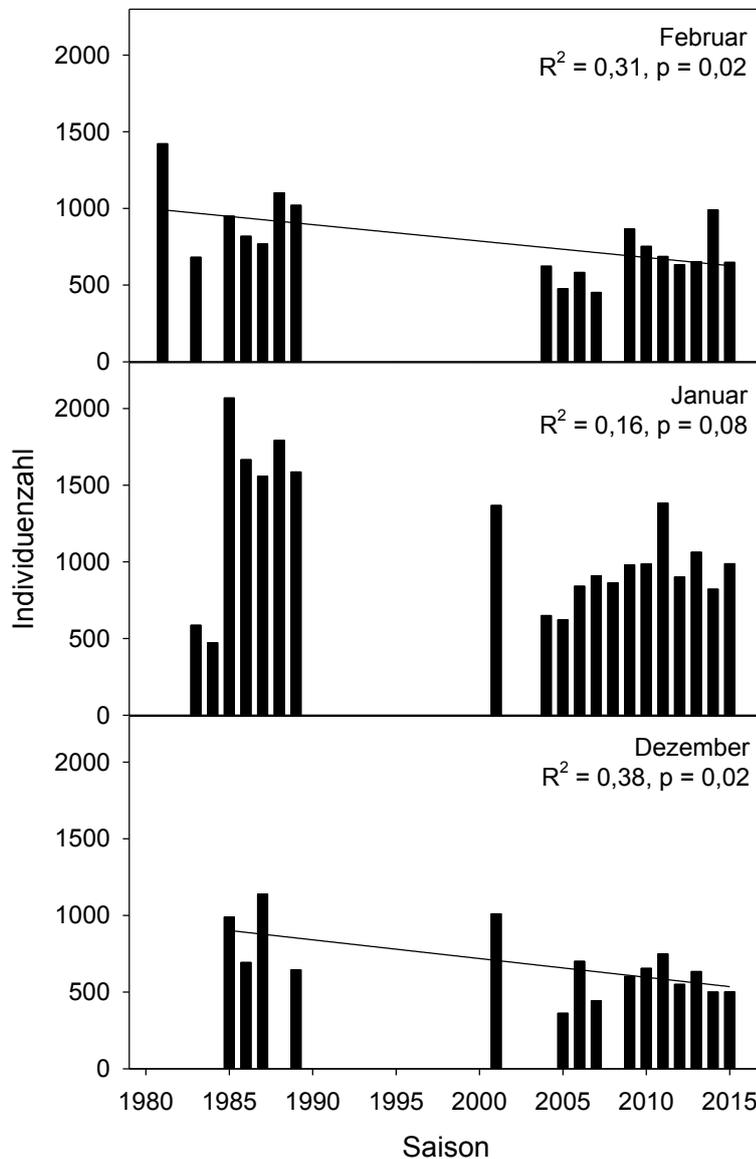
In die Fildes-Region kommen Südliche Seeelefanten zur Reproduktion (Frühjahr) und zum Fellwechsel (Sommer und Herbst). Die Verteilung der Geschlechts- und Altersgruppen unterscheidet sich dabei im Jahresverlauf aufgrund der verschiedenen Fellwechselzeiten deutlich (Laws 1984; Kirkman et al. 2003), sodass im Südsommer vorwiegend fellwechselnde Weibchen und junge Männchen im Untersuchungsgebiet anzutreffen sind (Peter et al. 1988). Vor dem Winter verlassen die Robben bis auf wenige Individuen, die im Juni und Juli noch beobachtet wurden, die Fildes-Region in nördlicher Richtung (Peter et al. 1988; Fröhlich 2007).

In Übereinstimmung mit Beobachtungen aus der Admiralty Bay (Salwicka et al. 2002) erhöht sich nach der Reproduktionsphase die Zahl der Seeelefanten an der Küste der Fildes-Region deutlich (Peter et al. 1988; Fröhlich 2007) und ist somit im Südsommer am höchsten. Auf Heard Island und auf der Península Valdés sank dagegen die Zahl der Seeelefanten nach der Reproduktion (Slip et al. 1999; Lewis et al. 2004). Das dazu abweichende auf King George Island zu beobachtende Muster ist vermutlich durch die Einwanderung junger und sich in der jeweiligen Saison nicht reproduzierender Tiere bedingt, die möglicherweise von South Georgia stammen (Salwicka et al. 2002).

Die Zahl der während des untersuchten Zeitraums zwischen 1980/81 und 2014/15 im Südsommer in der Fildes-Region beobachteten Seeelefanten unterliegt deutlichen Schwankungen (Abbildung 32). Mit einem langjährigen Mittel von 1.105 ± 444 Individuen wurde jeweils im Januar die höchste Zahl an Seeelefanten verzeichnet, wobei der bisherige Höchstwert von 2.068 Individuen bei einer Zählung im Januar 1985 registriert wurde (Peter et al. 1988). Dagegen liegen die ermittelten Individuenzahlen der übrigen Sommermonate mit im

Mittel 678 ± 219 Individuen im Dezember sowie 794 ± 246 Individuen im Februar meist deutlich unter den Werten der Januarzählungen (Abbildung 32).

Abbildung 32: Anzahl der während der monatlichen Robbenzählungen im Südsommer erfassten Südlichen Seeelefanten (*Mirounga leonina*) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island mit Darstellung signifikanter Trends mittels linearer Regression; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.



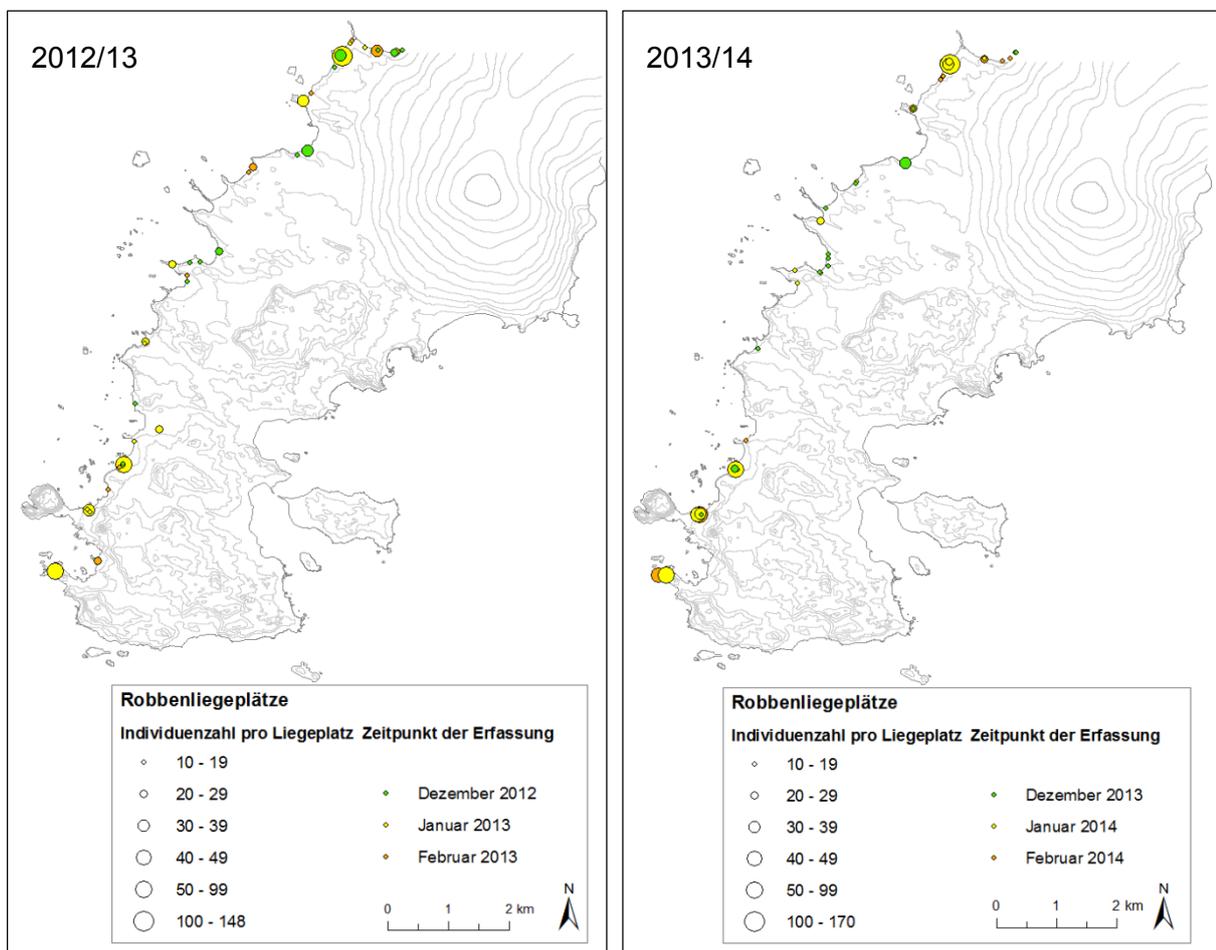
Die von Laws (1994) angegebene Schätzung von 2.300 Tieren im Bereich der South Shetland Islands erscheint zu niedrig. In Anbetracht der anteiligen Fläche der Fildes Peninsula und der großen Zahl hier beobachteten Seeelefanten dürfte der tatsächliche Bestand deutlich höher sein.

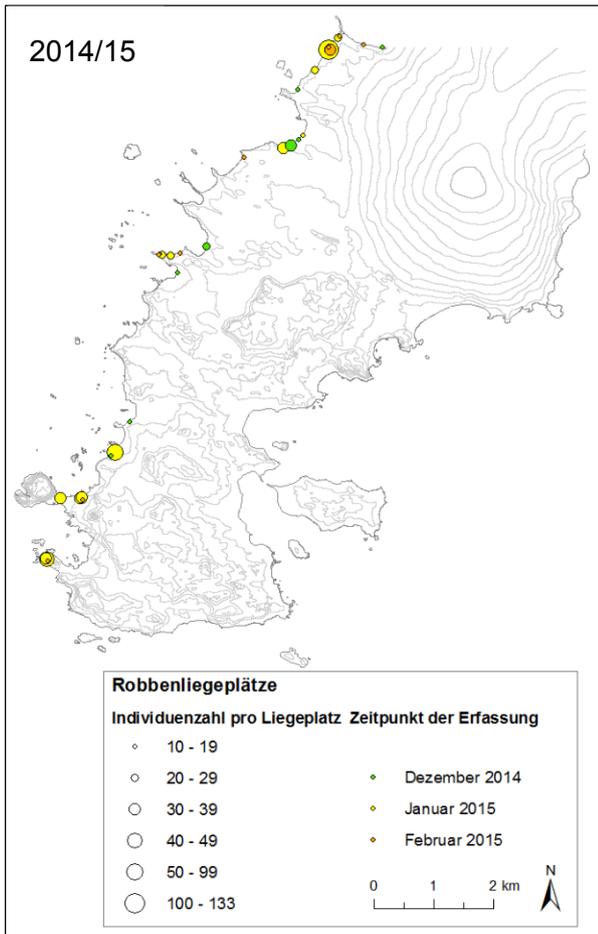
In Abbildung 32 wird deutlich, dass die Zahl der im Dezember und Februar erfassten Seeelefanten seit den 1980er Jahren hinweg signifikant abnahm. Für den Monat Januar deutet sich ebenfalls eine Abnahme an, die jedoch knapp über der Signifikanzschwelle lag ($R^2 = 0,16$ $p = 0,08$, Abbildung 32). Die Ursache für die im Langzeitvergleich abnehmende Zahl von in der Fildes-Region fellwechselnden Seeelefanten ist nicht bekannt. In den vergangenen elf Jahren

scheint sich jedoch die Zahl der jeweils in den Sommermonaten gezählten Seeelefanten stabilisiert zu haben und zeigt entweder keinen Trend (Dezember: $R^2 = 0,02$, $p = 0,67$) oder sogar eine Tendenz zur Zunahme (Januar: $R^2 = 0,30$, $p = 0,06$, Februar: $R^2 = 0,28$, $p = 0,09$, Abbildung 32).

Es wird vermutet, dass Seeelefanten einerseits durch regionale Klimaveränderungen profitieren, indem durch das Verschwinden von Eisfeldern und Gletschern zusätzliche Strandflächen zur Reproduktion und Fellwechsel verfügbar werden (Siniff et al. 2008). Demgegenüber stehen jedoch unbekannte Reaktionen der Bestände auf Veränderungen im antarktischen Nahrungsnetz infolge der Fortsetzung der Erwärmung des Südpolarmeeres (Siniff et al. 2008). Dies kann in einer Verlagerung der Verbreitungsgebiete polwärts oder aber in einer Adaption der Nahrungssuche (Tauchtiefe, Tauchdauer, etc.) – verbunden mit höheren physiologischen Kosten – resultieren (McIntyre et al. 2011).

Abbildung 33 a - c: Liegeplätze des südlichen Seeelefanten (*Mirounga leonina*) mit mindestens zehn Tieren auf der Fildes Peninsula in den Saisons 2012/13 bis 2014/15





Im Gegensatz zu den hier dargestellten Ergebnissen zeigte eine Studie aus der Admiralty Bay keinen zu- oder abnehmenden Trend hinsichtlich des Seeelefantenbestandes (Salwicka et al. 2002), wobei die Daten einen wesentlich kürzeren Untersuchungszeitraum (1988 – 2000) umfassten. Für Livingston Island wurde dagegen jüngst eine Zunahme des Seeelefantenbestandes dokumentiert, basierend jedoch auf lediglich zwei in Abstand von 30 Jahren durchgeführten Zählungen (Gil-Delgado et al. 2013b). Auf den Crozet- und Kerguelen-Inseln erholte sich die Zahl der Seeelefanten nach einer Phase des starken Rückgangs zwischen 1970 und 1987 bzw. 1990 (Guinet et al. 1999). Der Rückgang von Seeelefanten im südlichen Pazifik und südlichen Indischen Ozean wird auf eine reduzierte Nahrungsverfügbarkeit in Verbindung mit verschiedenen physikalischen, ozeanographischen Faktoren (Temperatur, Druck, Salzgehalt, etc.) sowie auf lokale Prädation durch Schwertwale zurückgeführt (Hindell et al. 1994; Laws 1994; McMahon et al. 2003).

Die Verteilung und die Größe der Liegegruppen von Seeelefanten mit mehr als zehn Individuen sind in Abbildung 33 a - c dargestellt. Die größten Liegegruppen mit bis zu 255 Tieren (Peter et al. 2013) befinden sich im äußersten Nordwesten der Fildes Peninsula (Abbildung 33 a - c).

Seit Beginn der Erfassung in der Saison 2003/04 wurden keine wesentlichen räumlichen Veränderungen der Liegegruppen von Seeelefanten beobachtet (Peter et al. 2008; Peter et al. 2013). An den etablierten Liegeplätzen finden sich jeden Südsommer eine größere Anzahl Seeelefanten zum Fellwechsel ein. Dagegen können die Orte kleinerer Robbenansammlungen variieren und an den Strandabschnitten der Drake-Küste zufällig entstehen. Dies stimmt im

Wesentlichen mit dem Verteilungsmuster von Seeelefanten an der Küste der Admiralty Bay überein, das ebenfalls über die Jahre hinweg keine Veränderungen zeigte (Salwicka et al. 2002).

2.11.2 Weddellrobbe (*Leptonychotes weddellii*)

Weddellrobben sind die am südlichsten lebenden Säugetiere. Schwerpunkt ihrer Verbreitung sind die zirkumpolaren Küsten des antarktischen Kontinents. Kleinere Kolonien finden sich auf Südgeorgien, den South Orkney und South Sandwich Islands sowie den South Shetland Islands. Der Bestand dieser Art wird als stabil eingeschätzt (IUCN-Kategorie „least concern“, Gelatt et al. 2008) und mit 500.000 bis 1 Million Individuen angegeben (Costa et al. 2006; Gelatt et al. 2008). Damit ist die Weddellrobbe nach dem Krabbenfresser die häufigste Robbenart der Antarktis. Die Altersstruktur von Weddellrobben scheint einem zyklischen klimatischen Muster zu unterliegen, das mit dem Southern Oscillation Index (SOI) in Verbindung gebracht wird (Testa et al. 1991), der einen Hinweis auf eine Abkühlung (La Niña) oder eine Erwärmung des Ozeans (El Niño) gibt.

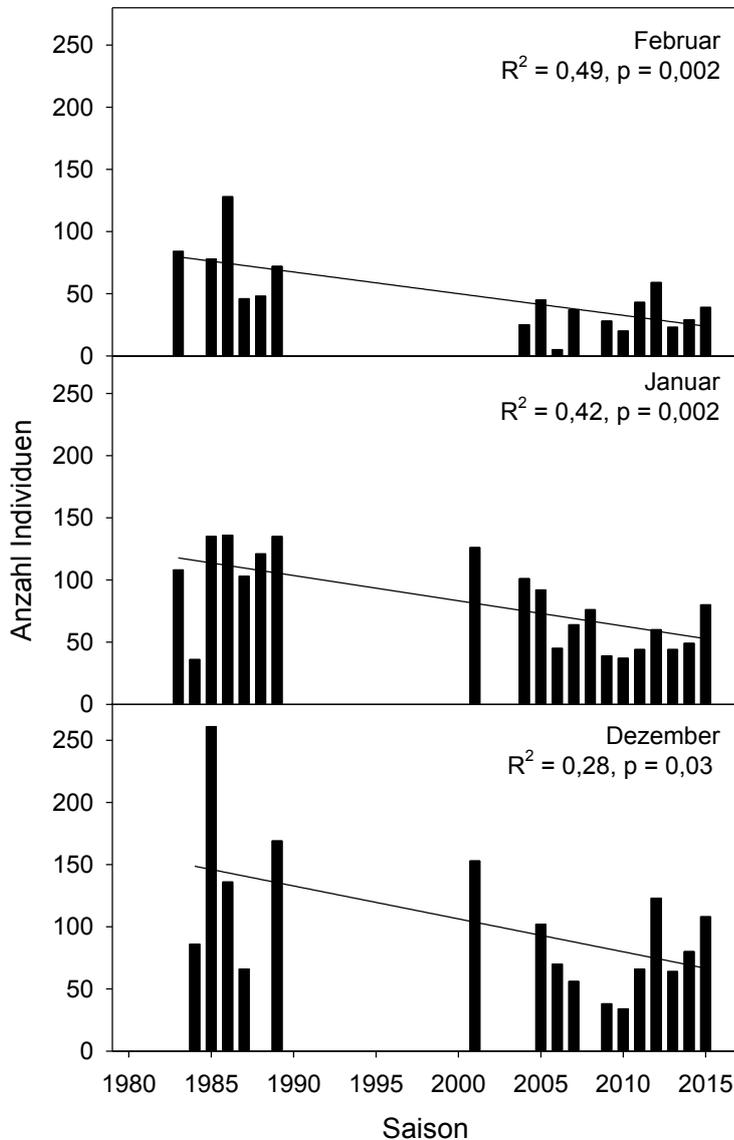
Weddellrobben finden sich in der Fildes-Region im Frühjahr (September bis November) ein, um ihre Jungen zur Welt zu bringen (s. u.). Daneben sind sie auch im Südsommer an allen Küsten der Fildes-Region zum Fellwechsel anzutreffen, treten jedoch im Vergleich zu Seeelefanten und Seebären in deutlich geringeren Abundanzen auf. Im Laufe des Südsommers nimmt die Zahl der Weddellrobben trotz erheblicher interannueller Schwankungen i. d. R. immer weiter ab (Abbildung 34). Während das langjährige Mittel für den Monat Dezember 101 ± 58 Individuen beträgt, wurden in den Monaten Januar und Februar im Mittel 82 ± 37 bzw. 48 ± 30 Individuen erfasst.

Im Langzeitvergleich zeigt sich für alle drei Monate ein abnehmender Trend hinsichtlich der Zahl der während des Südsommers im Untersuchungsgebiet beobachteten Weddellrobben (Abbildung 34), wenn auch der Bestand in den vergangenen Jahren keine signifikanten Änderungen zeigte (Dezember: $R^2 = 0,06$, $p = 0,50$, Januar: $R^2 = 0,05$, $p = 0,53$, Februar: $R^2 = 0,04$, $p = 0,59$, Abbildung 34). Ob es sich dabei lediglich um eine veränderte Verbreitung dieser Art oder um einen tatsächlichen regionalen Bestandsrückgang handelt, ist unklar. Möglicherweise halten sich die Robben generell weiter südlich auf (Costa et al. 2010), wo die Meereissaison ausreichend lang ist (Stammerjohn et al. 2012).

Andererseits sprechen für einen Bestandsrückgang ähnliche Befunde aus der Admiralty Bay, ebenfalls King George Island, (Salwicka et al. 2002) und Anvers Island (Siniff et al. 2008). Dagegen konnte bei Zählungen von Weddellrobben an den Vestfold Hills/Ostantarktis, einem Gebiet mit nur geringen Veränderungen in der Länge der Eissaison, kein Langzeittrend des Bestands nachgewiesen werden (Lake et al. 2008).

Die beobachteten Rückgänge bei den Weddellrobben sind möglicherweise eine Folge regionaler Veränderungen der Umweltbedingungen (Learmonth et al. 2006). Es wurde nachgewiesen, dass die Weddellrobbe als eisabhängige Art mit hoher Geburtsortstreue besonders empfindlich auf Klimaveränderungen reagiert (Siniff et al. 2008; Garrott et al. 2012), welche sich in gestiegenen räumlich-zeitlichen Variabilität der Eisbedeckung widerspiegelt (Stammerjohn et al. 2008).

Abbildung 34: Anzahl der während der monatlichen Robbenzählungen im Südsommer erfassten Weddellrobben (*Leptonychotes weddelli*) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island mit Darstellung signifikanter Trends mittels linearer Regression; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.



2.11.3 Antarktischer Seebär (*Arctocephalus gazella*)

Der Antarktische Seebär kommt weitverbreitet zirkumpolar auf den South Shetland und South Orkney Islands sowie zahlreichen subantarktischen Inseln, wie z. B. Heard Island, Crozet- und Kerguelen-Inseln, vor (Hofmeyr 2008). Verbreitungsschwerpunkt (> 95 % der Population) ist jedoch Südgeorgien (Boyd 1993; Hofmeyr 2008). Durch industrielle Robbenjagd, die im späten 18. Jahrhundert einsetzte, wurde die einstmals mehrere Millionen Individuen umfassende Art im 19. Jahrhundert innerhalb weniger Jahrzehnten bis auf einen Restbestand von etwas über 1.000 Tieren in den 1930er Jahren dezimiert (Costa et al. 2006). Seitdem wuchs die Population jährlich um rund 10 %, sodass der Bestand in den 1990er Jahren auf mindestens 1,6 Millionen Tiere geschätzt wurde (Boyd 1993; Costa et al. 2006). Andere Quellen sprechen von zwischen 4,5 und 6,2 Millionen Tiere allein auf Südgeorgien in der Saison 1999/2000 (Hofmeyr 2008).

Inzwischen wirkt sich die immense Zahl an Seebären auf Südgeorgien auch lokale Vegetation (Bonner 1985; Lewis Smith 1988; Scott et al. 2005) sowie auf verschiedene Seevogelarten, wie z. B. den Goldschopfpinguin, aus (Trathan et al. 2012). Aufgrund der im gesamten Verbreitungsgebiet stabilen bzw. weiter zunehmenden Bestände gilt diese Art als nicht gefährdet (IUCN-Status: „least concern“, Hofmeyr 2008).

Auf den South Shetland Islands begann die Jagd auf Seebären in den 1820er Jahren. Innerhalb weniger Jahre wurden 320.000 Seebären erlegt, sodass die Art hier als praktisch ausgestorben galt (Pearson 2007). Gegen Mitte des 20. Jahrhunderts setzte die Wiederbesiedlung der Inselgruppe ein. Diese wurde wahrscheinlich durch Migration von Tieren aus Südgeorgien beschleunigt, die aufgrund der sehr starken Zunahme von Seebären zur Abwanderung gezwungen waren (Boyd 1993). Die ersten Seebärenjungen nach dem Ende der Robbenjagd wurden 1959 auf Livingston Island registriert (Gerber et al. 2001). Zählungen in der Saison 1965/66 ergaben 457 – 507 Seebären auf den South Shetland Islands, jedoch keine auf King George Island (Aguayo 1968). Bengtson et al. (1988) verwiesen anhand von Daten der Saison 1986/87 auf einen fortgesetzten Anstieg der Seebärenzahlen und konnten bereits elf Wurfplätze und ca. 4.000 neugeborene Seebären auf den South Shetland Islands belegen, so z. B. Seal Island (vor Elephant Island), San Telmo Islets (vor Cape Shirreff, Livingston Island) und Stigant Point (King George Island, s. u.).

Infolge der schnellen Erholung der Seebärenbestände gehen Schätzungen Anfang der 2000er Jahre von über 10.000 Tieren auf den South Shetland Islands aus (Hofmeyr et al. 2005), wobei die Zuwachsraten teilweise deutlich variieren (Boveng et al. 1998). Prädation durch Seeleoparden scheint dabei einen erheblichen Einfluss auf geringere Zuwachsraten bei den Seebären auf den South Shetland Islands zu haben (Boveng et al. 1998). Inzwischen gilt das Bestandswachstum in einigen Regionen, darunter die South Shetland Islands, als gesättigt (Hofmeyr et al. 2005), während andere Gebiete sich noch im Stadium der Wiederbesiedlung befinden (Hofmeyr et al. 2005).

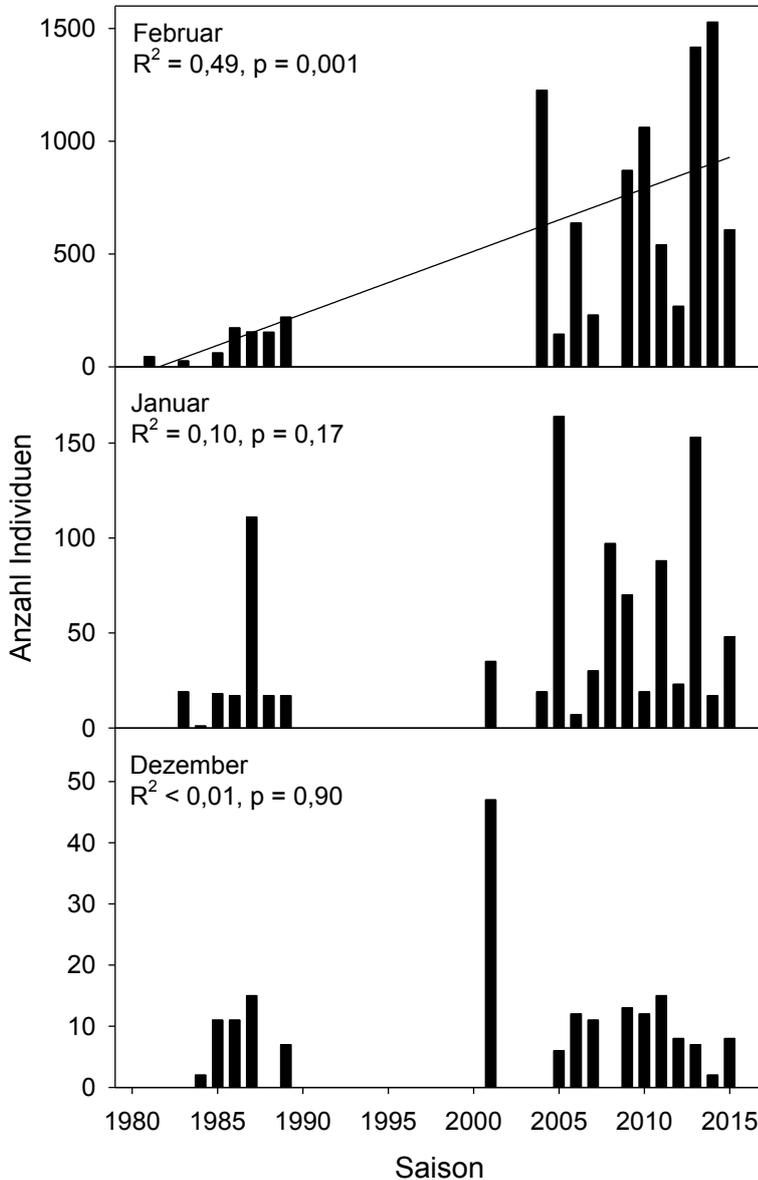
Für die Fildes-Region datiert der erste Nachweis einzelner Seebären auf Fildes Peninsula (insgesamt zehn Individuen an der Nordwestküste) auf das Jahr 1968 (Krylov 1968). Bestätigt wurde dies durch nachfolgende Beobachtungen aus den Saisons 1969/70 (einzelne Gruppen mit drei bis fünf Tieren an der Westküste, Simonov 1973) und 1973/74 (25 Individuen, Popov 1977) sowie über 200 Jungtiere am Stigant Point in der Saison 1983/84 (Peter et al. 1988).

Gegenwärtig sind Antarktische Seebären in der Fildes-Region ganzjährig regelmäßig, wenn auch nicht häufig, anzutreffen (Peter et al. 1988; Fröhlich 2007). Dabei werden sie beinahe ausschließlich an den breiten sandigen Buchten der Westküste vorgefunden. In Abbildung 35 werden die teilweise erheblichen Schwankungen in der Zahl der erfassten Seebären deutlich. Auch innerhalb weniger Tage kann die Seebärenzahl stark variieren. Insgesamt nimmt ihre Zahl jedoch im Laufe des Südsommers stark zu. Mit Ausnahme einzelner Weibchen mit ihren Jungen handelt es sich dabei ausschließlich um subadulte Männchen, die vermutlich aus Südgeorgien stammen. Gegen Ende des Südsommers nimmt die Zahl der Seebären in der Fildes-Region innerhalb kurzer Zeit drastisch ab (Peter et al. 1988; Fröhlich 2007).

Während einige Studien von den South Orkney Islands, Heard Island oder der Admiralty Bay (King George Island) maximale Seebärenzahlen für den Monat März angeben (Vergani et al. 1989; Shaughnessy et al. 1998; Salwicka et al. 2002), wurden in der Fildes-Region die höchsten Zahlen in fünf von sieben Saisons im Februar erreicht. Wurden in den 1980er Jahren noch im Mittel 119 ± 74 Seebären bei der Februarzählung erfasst, waren es zwischen 2004 und 2015 bereits 775 ± 483 Seebären und damit eine signifikante Zunahme (Abbildung 35). Die höchsten

Werte seit Beginn der Erfassung mit 1.417 bzw. 1.528 Individuen wurden jeweils im Februar der Saisons 2012/13 und 2013/14 registriert (Abbildung 35).

Abbildung 35: Anzahl der während der monatlichen Robbenzählungen im Südsommer erfassten Seebären (*Arctocephalus gazella*) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island mit Darstellung signifikanter Trends mittels linearer Regression; zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der Y-Achsen. Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.



Hinsichtlich der jährlichen Seebärenmaxima im Monat Februar deutet sich zwischen 2004 und 2015 ein zyklisches Muster an (Abbildung 35). Analog zu Daten beispielsweise aus der Admiralty Bay (Salwicka et al. 2002), trat in der Fildes-Region im Abstand von vier bis sechs Jahren eine besonders hohe Zahl an Seebären auf (Abbildung 35). Dies deutet auf einen Zusammenhang mit dem zyklisch auftretendem klimatischen Phänomen El Niño hin (Salwicka et al. 2002), welches sich unmittelbar negativ auf die Krillabundanz auswirkt (z. B. Fraser et al. 2003; Murphy et al. 2007; Fielding et al. 2014). Während Seebären in Südgeorgien in Jahren mit geringer Krilldichte, bedingt durch starke El-Niño-Effekte, sich deutlich weniger fortpflanzten (Forcada et al. 2005), wurden sie in der Admiralty Bay in großen Zahlen

beobachtet (Salwicka et al. 2002). Eine mögliche Ursache ist eine erhöhte Konkurrenz um geringere Nahrungsressourcen, wodurch Männchen, die sich in jener Saison nicht fortpflanzen, zur Abwanderung gezwungen sind (Salwicka et al. 2002).

Im Langzeitvergleich wird eine signifikante Zunahme der Zahl der im Monat Februar in der Fildes-Region registrierten Seebären deutlich (Abbildung 35). Dieser Trend stimmt mit Ergebnissen aus anderen Gebieten, z. B. Cape Shirreff und San Telmo Islets, South Shetland Islands (Hucke-Gaete et al. 2004), Signy bzw. Laurie Island, beide South Orkney Islands, überein (Carlini et al. 2006a; Waluda et al. 2010).

Wie sich die Gesamtpopulation des Antarktischen Seebären im Hinblick auf den Klimawandel entwickeln wird, hängt von verschiedenen Faktoren ab. Da die heutige Population der Antarktischen Seebären nach der Dezimierung auf verhältnismäßig wenige Individuen zurückgeht („Bottleneck“) und ein sehr schnelles Populationswachstum zeigt, weist diese Art eine geringe genetische Variation auf, was sie verstärkt angreifbar für Krankheiten und Klimaveränderungen macht (Wynen et al. 2000; Hofmeyr 2008). Siniff et al. (2008) vermuten, dass diese Robbenart in höheren Breiten am stärksten von einem Krillmangel vor den Küsten ihrer Wurfgebiete betroffen sein wird. Das sinkende Geburtsgewicht von Seebären wird bereits als Anzeichen für eine reduzierte Nahrungsverfügbarkeit infolge der aktuellen Klimaveränderungen eingeschätzt (Forcada et al. 2014). Zudem gibt es deutliche Hinweise auf eine verstärkte Selektion durch Klimaveränderungen mit weitreichenden Folgen sowohl für die Demografie als auch phänotypische und genetische Variationen einer Population (Forcada et al. 2014).

2.11.4 Robbenwurfplätze in der Fildes-Region

Robbengeburten in der Fildes-Region sind für die Arten Südlicher Seeelefant, Weddellrobbe, Antarktischer Seebär und Seeleopard dokumentiert (Braun et al. 2012). Da sich Weddellrobben und Seeelefanten in der Regel im Untersuchungsgebiet bereits zwischen September und November fortpflanzen, basiert der Großteil der Angaben über Robbenwurfplätze in der Fildes-Region auf Informationen von A. Petrov (Saison 2002/03), O. Sakharov (Saison 2012/13) sowie M. Xing (Saison 2013/14), die jedoch nicht systematisch gesammelt wurden und sich deshalb nicht für quantitative Vergleiche eignen. Alle verfügbaren Daten über zwischen 2012/13 und 2014/15 im Untersuchungsgebiet beobachtete neugeborene Robben sind in Abbildung 37 dargestellt.

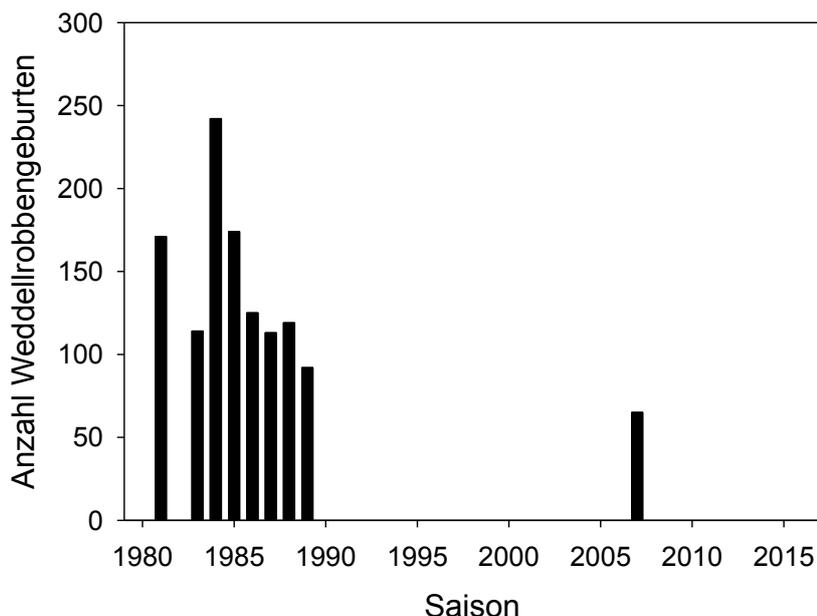
Neugeborene Seeelefanten wurden in den Saisons 2012/13 bis 2014/15 nicht registriert (Abbildung 37). Da diese in den Vorjahren regelmäßig dokumentiert wurden (Peter et al. 2008; Peter et al. 2013), wird als Ursache hierfür die zumeist sporadische Erfassung (s. o.) zum Zeitpunkt der Robbengeburten vermutet. Zum Beginn der systematischen Robbenzählung im Dezember hatten sämtliche Jungtiere die Wurfplätze in der Fildes-Region bereits verlassen.

Detaillierte Angaben über Seeelefantengeburten vom Oktober 2006 erlauben einen Vergleich mit Daten aus den 1980er Jahren. Während im Oktober 2006 insgesamt 47 neugeborenen Seeelefanten verzeichnet wurden (Fröhlich 2007), waren es zwischen 1984 und 1986 zwischen neun und elf Geburten (Mönke et al. 1988; Peter et al. 1988; Nadler et al. 1989). In den Saisons 1988/89 und 1989/90 wurden dagegen 55 bzw. 62 neugeborene Seeelefanten registriert (Lange et al. 1989; Erfurt et al. 1990). Inwieweit diese Zahlen Ausdruck einer Bestandserholung nach einem in einigen Regionen beobachteten Bestandsrückgang zwischen 1950 und 1990 ist (McMahon et al. 2005; Campagna 2008), bleibt offen. Möglicherweise sind diese Unterschiede

jedoch in starken jährlichen, auf dem Einfluss von El Niño basierenden Populationsschwankungen begründet, wie sie z. B. von der Potter Peninsula dokumentiert sind (Vergani et al. 1990). Generell ist die Fildes-Region als Reproduktionsgebiet für Seeelefanten im Vergleich zu anderen Wurfplätzen der South Shetland Islands, wo jährlich bis zu mehrere Hundert Junge geboren werden (z. B. Salwicka et al. 2002; Carlini et al. 2006b), von untergeordneter Bedeutung.

In den Saisons 2012/13 bis 2014/15 wurden erneut zahlreiche Geburten von Weddellrobben in der Fildes-Region dokumentiert (Abbildung 37). Die ermittelte Zahl von 30 Neugeborenen im September/Oktober 2013 lag erheblich unter den Zahlen aus den 1980er Jahren (Maximum: 242 Geburten, Peter et al. 1988). Bereits im September und Oktober 2006 mit 65 neugeborenen Weddellrobben wurden deutlich weniger Jungtiere erfasst (Abbildung 36). Ein seit Beginn der 1980er Jahre abnehmender Trend zeichnet sich trotz fehlender aktueller Daten ab, die Signifikanzschwelle wurde nur knapp verfehlt ($R^2 = 0,39$, $p = 0,07$). Angaben aus den 1960er Jahren über geringe Zahlen junger Weddellrobben (1966: 85 – 90 Jungtiere, Aguayo et al. 1967, 1968: 59 Jungtiere, Krylov 1968) sind nur schwerlich vergleichbar, da diese jeweils erst im Januar bzw. Februar erfasst wurden.

Abbildung 36: Anzahl der in der Fildes-Region erfassten Geburten von Weddellrobben (*Leptonychotes weddelli*); bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.

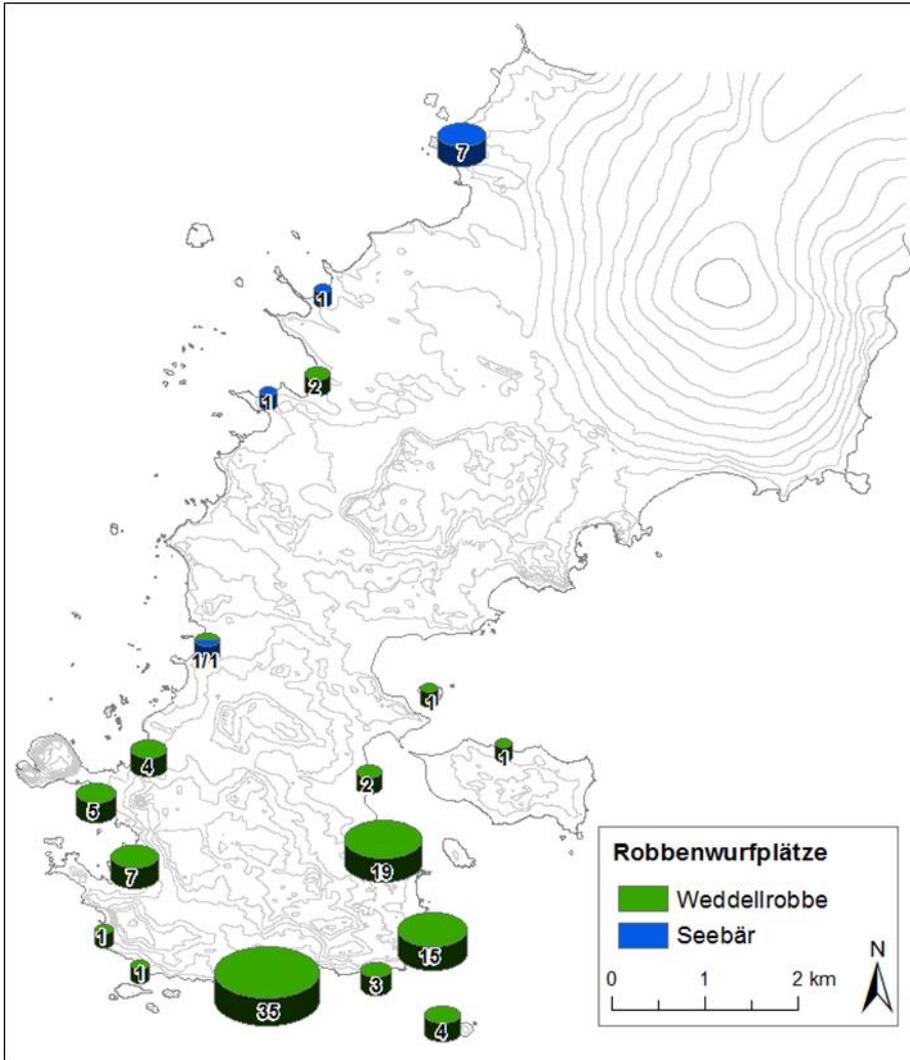


Es ist bekannt, dass sich die Eissituation auf die Ernährung und damit auf die Körpermasse trächtiger Weibchen sowie auf die Reproduktionsrate insgesamt von Weddellrobben auswirkt (z. B. Hadley et al. 2007; Proffitt et al. 2007; Siniff et al. 2008). Die jährlichen Reproduktionsraten variieren dabei in Abhängigkeit von El Niño-Ereignissen (ENSO) erheblich (Testa et al. 1991; Ainley et al. 2015). In der Prydz Bay, Ostantarktis, zeigte die Häufigkeit von Robbegeburten jedoch – im Gegensatz zu den vorangegangenen Jahrzehnten – seit den 1990er Jahren keinen Zusammenhang mit ENSO (Lake et al. 2008).

Im Gegensatz zu den beiden vorher beschriebenen Arten finden Geburten von Antarktischen Seebären i. d. R. im November und Dezember statt, sie konnten daher während der Robbenzählungen systematisch erfasst werden. In den Saisons 2012/13 bis 2014/15 wurden

neugeborene Seebären an drei Abschnitten der Westküste der Fildes Peninsula registriert (Abbildung 37). Zwei dieser Orte waren bislang noch nicht als Wurfplätze von Seebären bekannt (Peter et al. 2008; Peter et al. 2013). Die geringe Zahl der Seebärengeburten erlaubt jedoch kaum einen Vergleich der Zahl der registrierten Seebärenjungen mit älteren Daten und keine Aussagen über einen möglichen Zusammenhang mit ENSO-Ereignissen, wie z. B. für die subantarktische Possession Islands (Crozet Archipelago) nachgewiesen (Guinet et al. 1994).

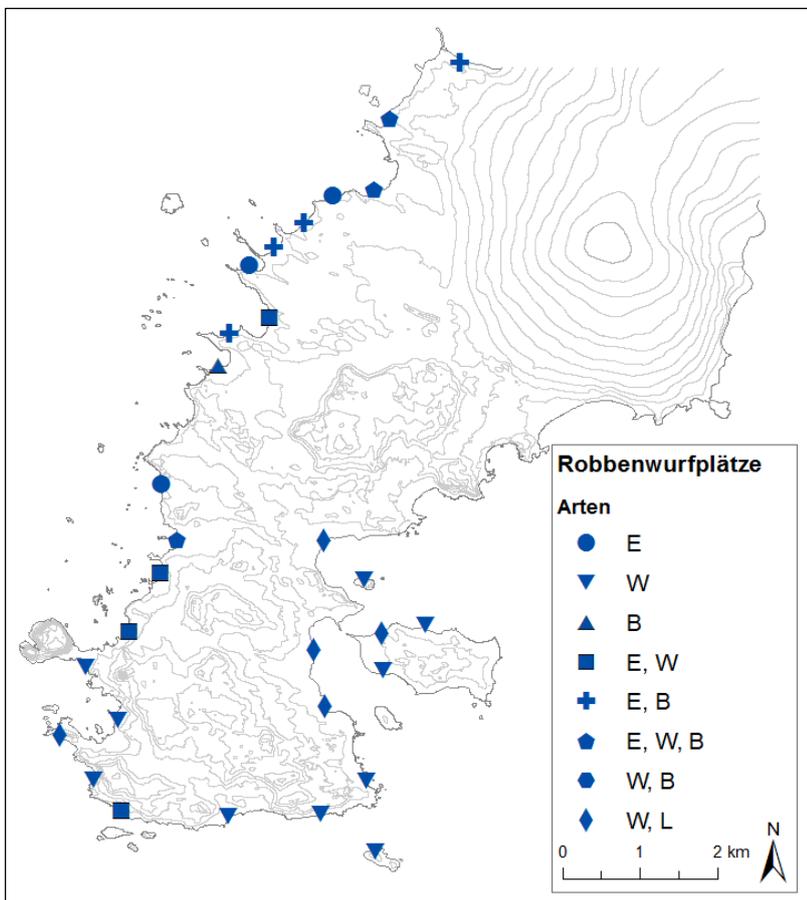
Abbildung 37: Lage der Robbenwurfplätze an den Küsten der Fildes Peninsula und Ardley Islands und Zahl der dort beobachteten Jungtiere (summarisch dargestellt) in den Saisons 2012/13 bis 2014/15



Die ersten nachgewiesenen, in der Fildes-Region neugeborenen Seebärenjungen wurden im Dezember 1987 dokumentiert (Mönke et al. 1988). Danach wurden Seebärengeburten erst wieder im Südsommer 2002/03 registriert (Peter et al. 2008). Seitdem wurden in jedem Südsommer bis zu zwölf Geburten von Seebären erfasst (Peter et al. 2008; Peter et al. 2013; Abbildung 37). Damit hat sich die Fildes-Region vermutlich als Reproduktionsort für Seebären etabliert, was auf das deutliche Populationswachstum von Seebären in den vergangenen Jahrzehnten zurückzuführen ist. Ob die Fildes-Region vor Beginn der intensiven Robbenjagd in den 1820er Jahren ein bedeutender Wurfplatz war, ist nicht belegt. Derzeit ist das Gebiet jedoch in Anbetracht der Größe anderer Seebärenkolonien, z. B. auf Südgeorgien oder den South Orkney Islands, kaum von Bedeutung (z. B. Boyd 1993; Carlini et al. 2006a; Waluda et al.

2010). Größere Seebärenkolonien im Gebiet der South Shetland Island existieren z. B. am Cape Shirreff, Livingston Island, und auf den San Telmo Islets, South Shetland Islands (Hucke-Gaete et al. 2004). Der nächstgelegene größere Wurfplatz befindet sich am Stigant Point in 18 km Entfernung zur Fildes Peninsula an der Nordwestküste von King George Island (z. B. Jablonski et al. 1987; Bengtson et al. 1988; Peter et al. 1988). Der schnelle Anstieg der Zahl der dort geborenen Jungtiere nach der Wiederbesiedlung dieser Seebärenkolonie gegen Ende der 1960er Jahre (Aguayo 1968; Llano 1971; Peter et al. 1988; Peter et al. 1989) unterstreicht die schnelle Erholung der Seebärenbestände der South Shetland Islands (Hucke-Gaete et al. 2004). Möglicherweise verursacht die hohe Seebärendichte an einigen Wurfplätzen eine Verdrängung von Individuen, die in andere Gebiete, z. B. in die Fildes-Region, abwandern und dort zur Etablierung neuer Wurfplätze beitragen.

Abbildung 38: Lage von Robbenwurfplätzen an den Küsten der Fildes Peninsula und Ardley Islands (E - Südlicher Seeelefant, W - Weddellrobbe, B - Antarktischer Seebär, L - Seeleopard), zusammengestellt aus Daten aus den Saisons 2002/03 - 2006/07 und 2008/09 - 2014/15 (verändert nach Braun et al. 2012, Nummerierung der Buchten nach Peter et al. 2008, S. 45)



Die in den Saisons 2012/13 bis 2014/15 erfassten Fundorte neugeborener Robben stimmten größtenteils mit den bereits beschriebenen Wurfplätzen überein (Abbildung 38; Peter et al. 2008; Braun et al. 2012; Peter et al. 2013). Mehrere Buchten sowie zwei kleinere Inseln (Diomedea und Two Summit Island) wurden erstmals seit 2002/03 als Wurfplätze von Weddellrobbe oder Seebären registriert (Peter et al. 2008; Peter et al. 2013). Letzteres bestätigt die regionale Ausweitung der Reproduktionsgebiete von Seebären in der Fildes-Region (Peter et al. 2013). In Abbildung 38 sind alle seit der Saison 2002/03 erfassten Robbenwurfplätze in der

Fildes-Region dargestellt. Demnach wurden neugeborene Seebären beinahe ausschließlich an den Stränden der Westküste der Fildes Peninsula registriert. Die einzige Ausnahme stellt bislang die Beobachtung eines Seebärenjungens auf Ardley Island dar (Peter et al. 2013). Dagegen wurden Seeelefantengeburtens bisher ausnahmslos an der Westküste der Fildes Peninsula dokumentiert (Abbildung 38). Im Gegensatz dazu bringen Weddellrobben ihre Jungen an der Süd- und der Ostküste der Fildes Peninsula sowie auf Ardley Island zur Welt (Abbildung 38). Die räumliche Trennung der Wurfgebiete beider Arten wurde auch für die Admiralty Bay dokumentiert (Salwicka et al. 2002).

2.12 Aktuelle Gefährdungen von Vögeln und Robben in der Fildes-Region

Vögel und Robben in der Fildes-Region unterliegen vielfältigen Risiken. Zum einen können veränderte Umweltbedingungen infolge von Klimaveränderungen Populationen artspezifisch beeinflussen. Die dabei erwarteten Auswirkungen können einerseits, insbesondere für Arten wie Eselspinguin, Antarktischer Seebär, Südlicher Seeelefant, die an subantarktische Umweltbedingungen angepasst sind, durchaus positiv sein. Diese Arten profitieren vom Rückzug der Gletscher, indem sie beispielsweise frei werdende Ruhe- und Brutplätze besiedeln oder ihr Verbreitungsgebiet ausdehnen bzw. verschieben (z. B. Costa et al. 2010; McClintock et al. 2010). Demgegenüber stehen erwartete gravierende Veränderungen im Nahrungsnetz des Südpolarmeers sowie der umgebenden Ozeane mit unabsehbaren Folgen, die diese positiven Effekte auf Populationsebene kompensieren können (Forcada et al. 2006; Trathan et al. 2007; Forcada et al. 2009). Direkte negative Folgen werden dagegen für eisabhängige, antarktische Arten erwartet (Learmonth et al. 2006; Siniff et al. 2008; Garrott et al. 2012). So wird der Habitatverlust durch Reduzierung der Meereisfläche infolge fortgesetzter Temperaturerhöhung von verschiedenen Autoren als derzeit größtes potentiell Risiko für den Bestand der Weddellrobben in der WAP-Region angesehen (z. B. Learmonth et al. 2006).

Eine weitere Gefährdung für antarktische Seevogel- und Robbenpopulationen stellen Interaktionen mit Fischereiaktivitäten (z. B. Konkurrenz um Nahrung, Verletzungen) dar (Weimerskirch et al. 2000; Costa et al. 2006), wenn auch Seevögel und Robben in der Antarktis in deutlich geringerem Maße davon betroffen sind als jene in subantarktischen Regionen. Dort trägt eine durch Langleinenfischerei verursachte erhöhte Mortalität erheblich zu einem weiteren Rückgang zahlreicher Albatros- und Sturmvogelarten bei (z. B. Inchausti et al. 2001, 2002; Nel et al. 2002). Verletzungen und erhöhte Mortalität von Robben und Seevögeln im Zusammenhang mit Fischereiausrüstung sind bereits vielfach aus der Subantarktis und der Antarktis dokumentiert worden (z. B. Croxall et al. 1990; Woehler 1990; Arnould et al. 1995; Huckle-Gaete et al. 1997; Hofmeyr et al. 2002; Waluda et al. 2013).

Auch in der Fildes-Region wurden, wenn auch in geringerem Maße, Wechselwirkungen von Vögeln und Robben mit Schiffsverkehr und Fischereiaktivitäten (z. B. Verletzung von Robben durch Schiffsschrauben oder Fischereileinen, Fund von Langleinenhaken an Riesensturmvogelnest) dokumentiert (Peter et al. 2008; Peter et al. 2013). Daneben birgt die Fildes-Region auf lokaler Ebene zusätzliche Risiken für die dort lebenden Tiere. Aufgrund der hohen Konzentration menschlicher Aktivitäten (Logistik, Forschung, Tourismus) ist das Gefährdungspotential außerordentlich hoch. Dies schließt Störungen durch Schiffs-, Boots- und Flugverkehr sowie durch Besucher in Brut-/Reproduktions- und Ruhegebieten ein (Peter et al. 2008; Peter et al. 2013). Daneben spielt die Zerstörung von Habitaten z. B. durch Bauaktivitäten eine wesentliche Rolle (Peter et al. 2008; Peter et al. 2013). Mit dem intensiven Schiffs- und Flugverkehr und der großen Zahl sowohl der hier lebenden und arbeitenden als auch

durchreisenden Personen ist das Risiko der Einschleppung fremder Tiere, Pflanzen und Mikroorganismen in der Fildes-Region besonders groß (Houghton et al. 2016; Huiskes et al. 2014). Das trotz Verbot noch immer praktizierte aktive Füttern von Skuas steigert die Gefahr für die Übertragung von Krankheiten (s. o., Peter et al. 2008; Peter et al. 2013). Lokale Umweltverschmutzung stellt ein weiteres Risiko für die lokale Fauna dar. Offene Mülllagerung kann zu Verletzungen von Robben und Vögeln führen. Daneben können auch Bruthabitate von Vögeln negativ beeinflusst werden, z. B. in Form von Blockieren von Sturmschwalbenbruthöhlen durch verwehten Plastikmüll (Peter et al. 2008; Braun et al. 2012). Der intensive Schiffsverkehr in der Maxwell Bay (Braun et al. 2012) sowie der hohe Treibstoffbedarf der insgesamt sechs Stationen auf der Fildes Peninsula (Peter et al. 2008) stellen ein erhebliches Risiko für eine schleichende Ölkontamination der Umwelt wie auch für eine Havarie dar. Der benötigte Treibstoff wird größtenteils von Schiffen über schwimmende Schläuche bzw. über eine am Meeresgrund verlaufende Rohrleitung an Land gepumpt und dort in Vorrattanks innerhalb oder außerhalb des Stationsgeländes gelagert (Peter et al. 2013). Letztere Praxis erfordert einen erneuten Treibstofftransport zur Station (Peter et al. 2013). Dabei erhöht jedes Handling von Treibstoff das Risiko einer Ölkontamination deutlich. So wurden größere Ölhavarien an Land in den vergangenen elf Jahren mindestens dreimal (2005, 2009 und 2014) dokumentiert (Peter et al. 2008; Peter et al. 2013; unveröffentl. Daten). Ferner wurden Hinweise auf zwei Zwischenfälle an der unterseeischen Treibstoffleitung einer Station in den Jahren 2007 und 2008 registriert (Peter et al. 2013). Der ausgelaufene Dieseltreibstoff gelangte dabei stets in die dem zentralen Teil der Fildes Peninsula vorgelagerten Ardley Cove. Hier halten sich regelmäßig Pinguine aus der in unmittelbarer Nähe gelegenen Kolonie auf Ardley Island sowie gelegentlich auch Robben auf (Peter et al. 2013). Physiologische Effekte durch Ölverschmutzung sind oftmals sublethal, können sich jedoch mittel- oder langfristig auf die Gesundheit und das Überleben der Tiere auswirken (z. B. Samiullah 1985; Culik et al. 1991; Eppley 1992; Briggs et al. 1996; Briggs et al. 1997).

2.13 Schlussfolgerungen

Die Fildes-Region ist durch eine vergleichsweise hohe Biodiversität gekennzeichnet und ist Reproduktionsgebiet für dreizehn Vogel- und fünf Robbenarten. Daneben wird dieses Gebiet von weiteren Seevogel- und Robbenarten als Ruheplatz genutzt. Gleichzeitig ist dieses Gebiet außergewöhnlich stark durch eine Vielzahl menschlicher Aktivitäten geprägt.

Ausgehend von einem in den 1980er Jahren durchgeführten umfassenden Monitoringprogramm der Seevögel und Robben in der Fildes-Region existiert inzwischen ein wertvoller Langzeitdatensatz, welcher Aussagen zur Entwicklung der lokalen Bestände erlaubt. Dabei zeigten die verschiedenen Seevogelarten in den vergangenen mehr als drei Jahrzehnten teilweise deutlich voneinander abweichende Trends hinsichtlich der Brutpaarzahlen. So spiegeln zum einen die Brutpaarzahlen der auf Ardley Island brütenden Pinguinarten den regionalen Trend in der WAP-Region wider. Zum anderen widersprechen in der Fildes-Region beobachtete Entwicklungen weiterer Brutvogel- oder Robbenarten Ergebnissen aus anderen Regionen der Antarktis bzw. sind aufgrund fehlender Daten nicht vergleichbar.

Dies deutet auf unterschiedliche Reaktionen der Arten auf biotische Umweltfaktoren (z. B. Prädation, Konkurrenz) und/oder abiotische Umweltfaktoren (Klima, ENSO, lokale Wetterereignisse) hin, welche die Populationsdynamik beeinflussen. So spielt für am Boden oder in Höhlen brütende Vogelarten die zu Beginn der Brutsaison vorherrschende Schneehöhe eine wesentliche Rolle für den Brutbeginn. Der Bruterfolg wird dagegen u. a. von der

Nahrungsverfügbarkeit, lokalen Wetterereignissen (z. B. Schneestürme) oder dem Prädationsrisiko bestimmt.

Im vergangenen Jahrzehnt wurde in der Fildes-Region für einige Vogelarten eine starke Häufung an „schlechten“ Brutsaisons mit sehr geringen Brutpaarzahlen und geringem Bruterfolg verzeichnet. Als mögliche Ursache wird ein Zusammenspiel ungünstiger Umweltbedingungen wie Nahrungsverfügbarkeit und Witterung, aber auch teilweise mit direkten menschlichen Einflüssen (z. B. Störungen am Brutplatz) vermutet.

Dabei wirken sich anthropogene Störungen, wie sie in der Fildes-Region in vielfältiger Form vorkommen (z. B. Peter et al. 2008), auf einige Brutvogelarten deutlich schwerwiegender aus als auf andere. So konnten starke Rückgänge der Brutpaarzahlen des Südlichen Riesensturmvogels sowie der stetig abnehmende Bruterfolg auf anthropogene Störungen zurückgeführt werden. Daneben stellte das noch immer praktizierte Füttern von Skuas mit Resten menschlicher Nahrung, darunter auch Geflügelprodukten, ein erhebliches Risiko für die Einschleppung von Krankheiten dar.

Aus der Antarktis liegen verhältnismäßig wenige Langzeitdatensätze zu Brutvogelbeständen vor (z. B. Karnovsky et al. 1995; Trivelpiece et al. 1995; Woehler et al. 1997; Micol et al. 2001; Woehler et al. 2001; Croxall et al. 2002; Korczak-Abshire et al. 2013; Juárez et al. 2015). Sie sind jedoch für das Verständnis von Zusammenhängen innerhalb des antarktischen Ökosystems von hoher Bedeutung. Deshalb wird regelmäßig und wiederholt auf internationaler politischer und wissenschaftlicher Ebene (z. B. ATCM und SCAR) die konsequente Durchführung von langfristigen Monitoringprogrammen gefordert. Insbesondere in Gebieten wie der Fildes-Region, wo ein hohes Gefährdungsrisiko für die Schutzgüter der Region nachgewiesen ist (z. B. Peter et al. 2008), ist ein langfristiges Monitoring verschiedener Indikatoren, z. B. der lokalen Brutvogelgemeinschaft, unabdingbar.

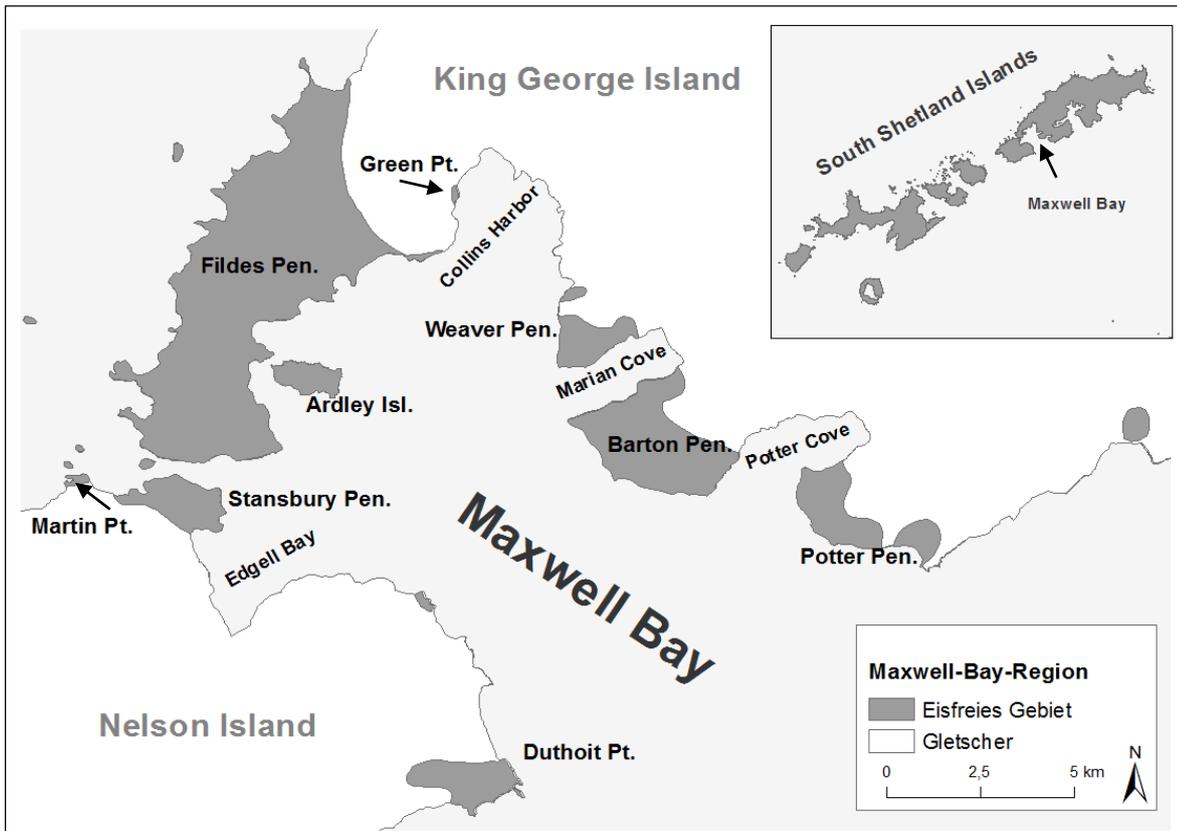
3 Brutvogelmonitoring in den eisfreien Gebieten der Maxwell Bay

3.1 Einleitung

Aufgrund der hohen Bedeutung eisfreier Bereiche als Fortpflanzungsgebiete von Vögeln und Robben in der Antarktis wurde das Brutvogelmonitoring in den Saisons 2012/13 bis 2014/15 auf das gesamte Areal der Maxwell Bay im Südwesten King George Islands ausgedehnt. Nachfolgend werden sämtliche Teilgebiete mit Brutvogelvorkommen der heimischen Vogelarten separat vorgestellt (Abbildung 39). Die beiden Sturmschwalbenarten Buntfußsturmschwalbe und Schwarzbauchmeerläufer mussten jedoch davon ausgenommen werden, da eine Bestandserfassung dieser Vögel aufgrund ihrer versteckten Lebensweise als nachtaktive Höhlenbrüter aus logistischen und Sicherheitsgründen nicht durchführbar war. Dennoch erfolgte anhand des verfügbaren Habitats eine Einschätzung der Gebiete als potentiell Brutgebiet für Sturmschwalben.

Hinsichtlich der Qualität der Monitoringdaten, die zu großen Teilen auf Literaturquellen basieren und durch aktuelle, eigene Erfassungen ergänzt wurden, ist zu beachten, dass die über mehrere Jahrzehnte durchgeführten Zählungen oftmals nicht nach heutigen Standards erfolgten, die Zählungen zu einem bestimmten Zeitpunkt im Reproduktionsgeschehen erfordern (z. B. CCAMLR 2014). Dies ist jedoch aufgrund der teils schwierigen Erreichbarkeit der einzelnen Teilgebiete der Maxwell Bay logistisch kaum zu leisten. Dennoch liefern die Zählungen ein wertvolles Abbild der lokalen Bestände verschiedener Seevogelarten, insbesondere da es sich um für antarktische Verhältnisse vergleichsweise lange Erfassungszeiträume handelt.

Abbildung 39: Übersicht über die eisfreien Gebiete der Maxwell Bay, King George Island; Darstellung der South Shetland Islands ohne die Inseln Clarence, Elephant und Gibbs

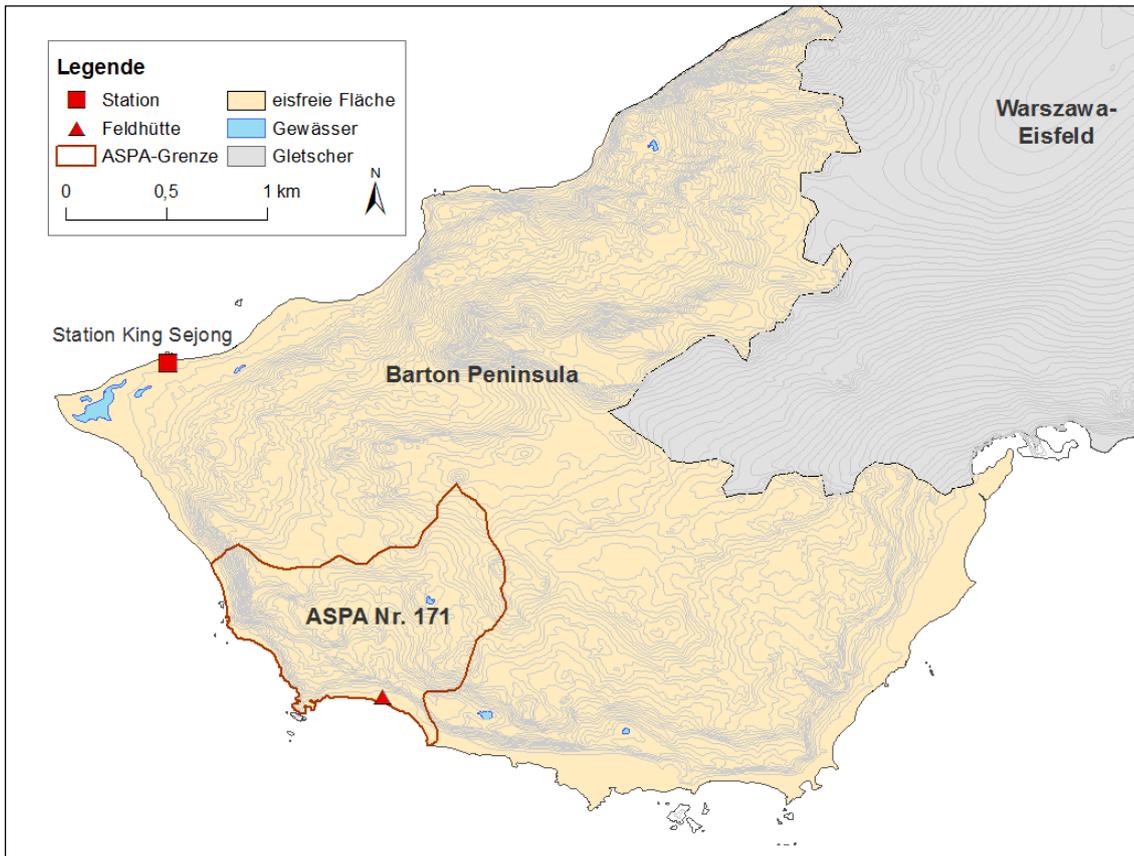


3.2 Barton Peninsula

Diese Halbinsel ist Teil King George Islands und befindet sich am nördlichen Ufer der Maxwell Bay (Abbildung 39 & Abbildung 40), begrenzt durch die Buchten Marian Cove im Westen und Potter Cove im Osten. Mit einer eisfreien Fläche von ca. 9,1 km² ist Barton die zweitgrößte Oase im Bereich der Maxwell Bay. Das Relief steigt zu allen Seiten vom Meer her steil an zu einer bergigen Hochebene mit der Erhebung des Noël Hill/Baekdu Hill bis zu 295 m ü. N.N.. Größere Gewässer existieren mit Ausnahme eines Sees im äußersten Westen der Halbinsel nicht. Die Vegetation der Barton Peninsula ist küstennah durch reiche Moosvorkommen charakterisiert, während im übrigen Gebiet Makroflechtenassoziationen dominieren. Eine umfassende Kartierung lieferte Daten zur Vegetationsbedeckung an der Westspitze der Halbinsel (Kim et al. 2007).

Im Jahr 1988 wurde im Südwesten der Halbinsel die südkoreanische Überwinterungsstation King Sejong eröffnet. Sie ist damit die jüngste Forschungsstation im Bereich der Maxwell Bay. Die Anzahl der hier lebenden und arbeitenden Personen schwankt zwischen ca. 18 im Winter bis zu 70 im Sommer.

Abbildung 40: Topografie der Barton Peninsula (Quelle GIS-Daten: National Geographic Information Institute NGII, Südkorea; die ASPA-Grenzen wurden dem aktuellen Managementplan entnommen)



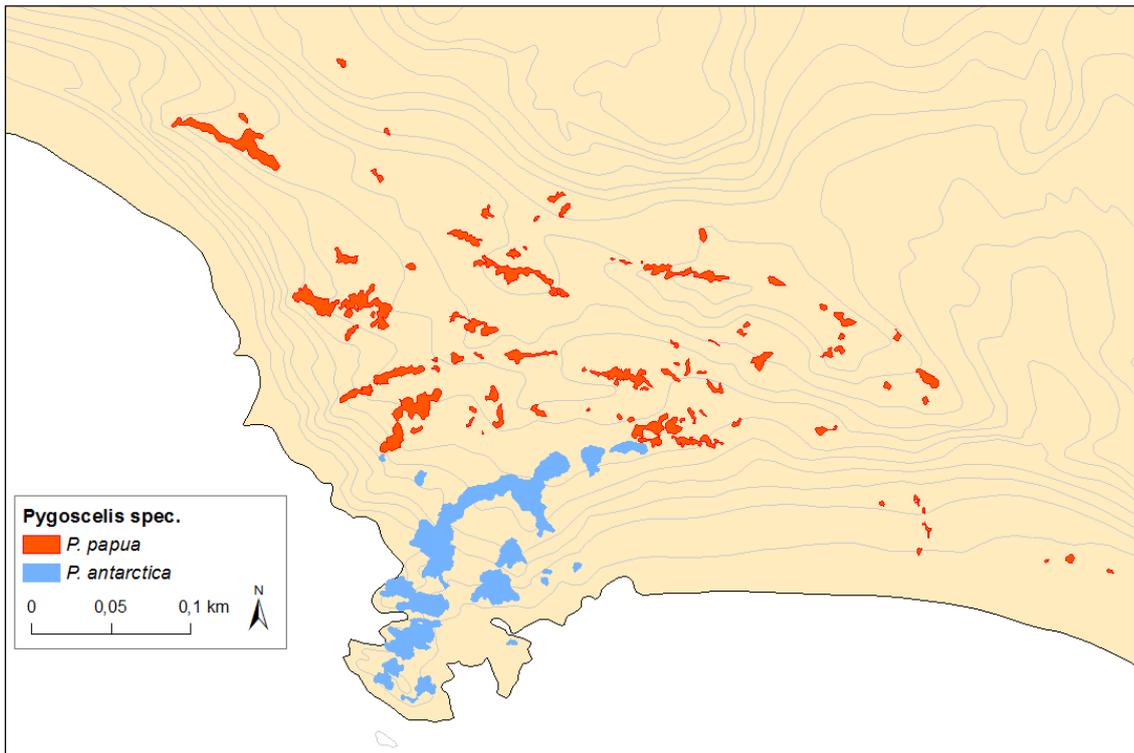
Im Südosten der Halbinsel befindet sich das ASPA Nr. 171 Narebski Point (Quelle: http://www.ats.aq/devPH/apa/ep_protected_detail.aspx?type=2&id=157&lang=e, aufgerufen am 30.05.2016; ATS 2009a, 2014), welches durch eine charakteristische Topographie sowie eine sehr vielfältige Flora und Fauna einschließlich einer größeren Pinguinkolonie gekennzeichnet ist. In den zurückliegenden Jahren erfolgte eine regelmäßige Kartierung der Brutvögel des ASPA durch südkoreanische Wissenschaftler/innen. Daher liegen für den Zeitraum ab 2006/07 regelmäßige Zählungen, zumindest über den Pinguinbestand vor. Hinzu kommen Zählungen von anderen Wissenschaftler/innen vor der Errichtung der südkoreanischen Station. Seit Kenntnis dieser Kolonie brüten dort Zügel- und Eselspinguine, wobei erstere die zerklüfteten Bereiche am Kap selbst besiedeln und letztgenannte die Strandebene sowie Hügelkuppen eines kleinen Plateaus oberhalb der Küste (Abbildung 41 & Abbildung 42). Wie auch andernorts im Bereich der South Shetland Islands zeigen die Eselspinguine eine stetige Bestandszunahme ($R^2 = 0,93$, $p < 0,001$, zwischen 1980/81 und 2014/15 Wachstum um $> 500\%$). Diese Kolonie ist damit inzwischen nach Ardley Island die zweitgrößte Eselspinguinkolonie im Gebiet der Maxwell Bay. Abgesehen von einem Einbruch gegen Ende der 1980er Jahre stellt sich die Zügelpinguinkolonie als stabil bzw. wachsend dar ($R^2 = 0,002$, $p = 0,84$). Inwieweit das außerordentlich hohe Zählergebnis von 1981 (Jablonski 1984) realistisch ist, bleibt unklar (Tabelle 5). Die in einem aktuellen Management Report des ASPA Nr. 171 (Republic of Korea 2014) genannte Zahl von 7.306 BP aus dem Jahr 1987 beruht auf einer offensichtlich fehlerhaften Zitation von Trivelpiece et al. (1987). Der gleiche Fehler trat auch bei den dort genannten 566 Eselspinguin-BP auf. Stattdessen sind die Angaben von Mönke et al. (1988, 1.000 BP) und Shuford et al. (1988a, 3.500 adulte Ind.) aus demselben Jahr als realistisch

anzusehen. Deutlich lückenhafter ist die Datenlage weiterer Brutvogelarten, welche offenbar nicht regelmäßig und dann oft nur im Bereich des ASPA erfasst wurden. Hier lässt sich daher nur für wenige Arten ein gesicherter Trend angeben. Darunter ist auch der Südliche Riesensturmvogel, eine Art, die hier in den 1980er Jahren wie auch in der Fildes-Region einen deutlichen Bestandseinbruch zu verzeichnen hatte und noch immer einen signifikanten abnehmenden Trend aufweist ($R^2 = 0,53$, $p = 0,03$). Daneben spiegelt sich die sehr geringe Zahl an Skuabrutpaaren in den letzten fünf Jahren, insbesondere von Südpolarskuas, die auch in der Fildes-Region beobachtet wurde, hier ebenfalls wider. Ein linearer zeitlicher Trend konnte jedoch nicht nachgewiesen werden ($R^2 = 0,09$, $p = 0,43$, Tabelle 7).

Abbildung 41: Pinguinkolonie am Narøski Point, Barton Peninsula. Im Vordergrund liegen die Teilkolonien der Eselspinguine auf einem Plateau, im Hintergrund auf den Felsen am Kap die der Zügelpinguine (Foto: J. Krietsch, 03.01.2014).



Abbildung 42: Räumliche Verbreitung der Pinguinkolonie auf Barton Peninsula in der Saison 2013/14 (Quelle GIS-Daten: J.-W. Jung)



Weitere belegte Brutvogelarten sind: Kapsturmvogel, Buntfußsturmschwalbe, Schwarzbauchmeerläufer, Weißgesichtsscheidenschnabel, Dominikanermöwe und Antarktisseeschwalbe. Eine ausführliche Darstellung aller verfügbaren Daten zum Brutvogelbestand von Barton Peninsula liefern Abbildung 42 sowie Tabelle 5 bis Tabelle 7.

Tabelle 5: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Eselspinguin (*Pygoscelis papua*), Zügelpinguin (*P. antarctica*), Südlichem Riesensturmvogel (*Macronectes giganteus*), Buntfußsturmschwalbe (*Oceanites oceanicus*) und Schwarzbauchmeerläufer (*Fregetta tropica*) auf Barton Peninsula anhand verfügbarer Zensusdaten. Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben.

Saison	<i>P. papua</i>		<i>P. antarctica</i>		<i>M. giganteus</i>		<i>O. oceanicus</i>		<i>F. tropica</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1965/66			2.500	White in: Croxall et al. 1979						
1966/67					159	Araya et al. 1971				
1980/81	464	Jablonski 1984	6.298	Jablonski 1984						
1983/84					120-140	Lorenz 1984				

Saison	<i>P. papua</i>		<i>P. antarctica</i>		<i>M. giganteus</i>		<i>O. oceanicus</i>		<i>F. tropica</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1984/85	ca. 500	Peter et al. 1988	2.500	Peter et al. 1988	140	Peter et al. 1988	ca. 25	Peter et al. 1988	0	Peter et al. 1988
1985/86	600	Rauschert et al. 1987	2.500-3.000	Rauschert et al. 1987						
1986/87	400-450	Mönke et al. 1988	1.000 / 1.750	Mönke et al. 1988 / Shuford et al. 1988a	min. 20	Mönke et al. 1988				
1988/89					26	Lange et al. 1989				
1989/90	682	Republic of Korea 2014	1.161	Republic of Korea 2014						
1992/93	500	Republic of Korea 2014	2.000	Republic of Korea 2014						
1994/95	1.001	Republic of Korea 2014	2.000	Republic of Korea 2014						
2000/01	1.333	Republic of Korea 2014	2.924	Republic of Korea 2014						
2001/02	1.441	Republic of Korea 2014	3.117	Republic of Korea 2014						
2006/07	1.719	Republic of Korea 2008	2.961	Republic of Korea 2008	min. 9	Republic of Korea 2008	min. 19	Republic of Korea 2008		
2007/08	1.684	Republic of Korea 2014	2.747	Republic of Korea 2014						
2008/09	1.573	Republic of Korea 2014	2.632	Republic of Korea 2014						
2009/10	2.289	Republic of Korea 2014	2.572	Republic of Korea 2014						
2010/11	2.351	Republic of Korea 2014	2.612	Republic of Korea 2014	23	Kim et al. 2011b	min. 50	Republic of Korea 2014	min. 10	Republic of Korea 2013
2011/12	2.212	Republic of Korea 2014	3.161	Republic of Korea 2014	min. 11	Republic of Korea 2014	min. 0	Republic of Korea 2014		
2012/13	2.366	Republic of Korea 2014	3.304	Republic of Korea 2014	62	J.-H., pers. Mittg.	min. 5	Republic of Korea 2014		

Saison	<i>P. papua</i>		<i>P. antarctica</i>		<i>M. giganteus</i>		<i>O. oceanicus</i>		<i>F. tropica</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
2013/14	2.378	Republic of Korea 2014	3.157	Republic of Korea 2014	min. 5	Republic of Korea 2014	min. 10	Republic of Korea 2014		
2014/15	2.176	J.-W. Jung, pers. Mittg.	3.041	J.-W. Jung, pers. Mittg.	15	J.-W. Jung, pers. Mittg.				

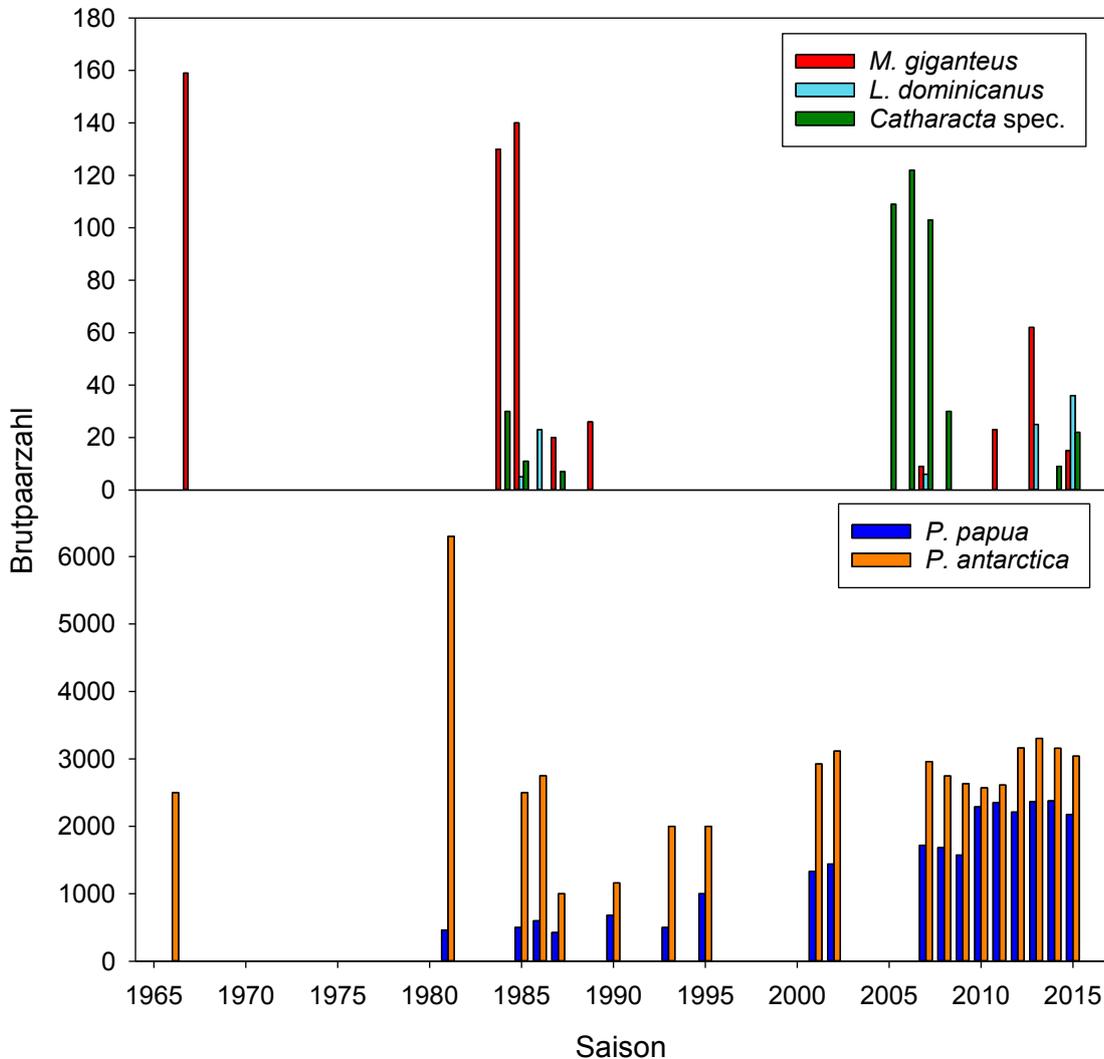
Tabelle 6: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Kapsturmvogel (*Daption capense*), Weißgesichtsscheidenschnabel (*Chionis alba*), Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*) und Antarktisseeschwalbe (*Sterna vittata*) auf Barton Peninsula anhand verfügbarer Zensusdaten. Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben.

Saison	<i>D. capense</i>		<i>C. alba</i>		<i>L. dominicanus</i>		<i>S. vittata</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1983/84			min. 1	Lorenz 1984				
1984/85			1	Peter et al. 1988	5	Peter et al. 1988	20	Peter et al. 1988
1985/86					23	Rauschert et al. 1987		
1986/87			0	Mönke et al. 1988				
2006/07			2	Republic of Korea 2008	min. 6	Republic of Korea 2008	min. 41	Republic of Korea 2008
2010/11			1	Republic of Korea 2014	min. 5	Republic of Korea 2014	min. 38	Republic of Korea 2014
2011/12			1	Republic of Korea 2014	min. 5	Republic of Korea 2014	min. 21	Republic of Korea 2014
2012/13	0	J.-H. Kim, pers. Mittg.	1	J.-H. Kim, pers. Mittg.	25	J.-H. Kim, pers. Mittg.	min. 15	Republic of Korea 2014
2013/14			2	Republic of Korea 2014	min. 0	Republic of Korea 2014	min. 0	Republic of Korea 2014
2014/15	2	J.-W. Jung, pers. Mittg.	3	J.-W. Jung, pers. Mittg.	36	J.-W. Jung, pers. Mittg.	13	J.-W. Jung, pers. Mittg.

Tabelle 7: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Brauner Skua (*Catharacta antarctica lonnbergi*), Südpolarskua (*C. maccormicki*), Hybrid-, Misch- und unbestimmten Skuapaaren (*Catharacta spec.*) auf Barton Peninsula anhand verfügbarer Zensusdaten. Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben.

Saison	<i>C. a. lonnbergi</i>		<i>C. maccormicki</i>		Catharacta-Misch- & Hybridpaare		<i>Catharacta spec.</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1983/84							30	Lorenz 1984
1984/85	10	Peter et al. 1988	1	Peter et al. 1988	0	Peter et al. 1988	0	Peter et al. 1988
1986/87							6-8	Mönke et al. 1988
2004/05	11	Kim et al. 2005	86	Kim et al. 2005	12	Kim et al. 2005	0	Kim et al. 2005
2005/06	11	Kim et al. 2009	100	Kim et al. 2009	11	Kim et al. 2009	0	Kim et al. 2009
2006/07	12	Kim et al. 2009	82	Kim et al. 2009	9	Kim et al. 2009	0	Kim et al. 2009
2007/08	4	Kim et al. 2009	25	Kim et al. 2009	1	Kim et al. 2009	0	Kim et al. 2009
2008/09			32	Kim et al. 2011a				
2009/10			98	Kim et al. 2011a				
2010/11	min. 10	Republic of Korea 2011	min. 27	Republic of Korea 2011				
2011/12	min. 5	Republic of Korea 2011	min. 22	Republic of Korea 2011				
2012/13	4	J.-H. Kim, pers. Mittg.	1	J.-H. Kim, pers. Mittg.	0	J.-H. Kim, pers. Mittg.	0	J.-H. Kim, pers. Mittg.
2013/14	7	J.-W. Jung, pers. Mittg.	2	J.-W. Jung, pers. Mittg.	0	J.-W. Jung, pers. Mittg.	0	J.-W. Jung, pers. Mittg.
2014/15	10	J.-W. Jung, pers. Mittg.	11	J.-W. Jung, pers. Mittg.	1	J.-W. Jung, pers. Mittg.	0	J.-W. Jung, pers. Mittg.

Abbildung 43: Entwicklung der Brutpaarzahlen ausgewählter Arten auf Barton Peninsula; Dargestellt sind Eselspinguin (*Pygoscelis papua*), Zügelpinguin (*P. antarctica*), Südlicher Riesensturmvogel (*Macronectes giganteus*), Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*) und zusammengefasst alle Skuaarten (*Catharacta spec.*); Daten entsprechend Tabelle 5 - Tabelle 7. Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison bzw. nur für einen Teil des Gebiets vor.



3.3 Weaver Peninsula

Die eisfreie Weaver-Halbinsel ist ein Teil von King George Island und liegt am nördlichen Rand der Maxwell Bay (Abbildung 39 & Abbildung 44). Mit einer eisfreien Fläche von ca. 1,8 km² ist sie die kleinste der vier Halbinseln im untersuchten Gebiet der Maxwell Bay und wird überragt von einem benachbarten Nunatak, dem Potrzebowski Peak. Das Terrain der Halbinsel steigt zu allen Seiten von der Küste her steil auf zu einer zentralen Hochfläche (Abbildung 45), überragt von einem Berg an der Westküste (Buddington Peak, 235 m ü. N.N.). Auf der Halbinsel befinden sich neben mehreren temporären Gewässern auch zwei ganzjährig wasserführende Seen (Abbildung 44). Das Erscheinungsbild der Weaver Peninsula ist von Flechten geprägt, Vegetation ist insgesamt sehr spärlich. Größere zusammenhängende Moosflächen existieren nicht. Trotz der Existenz einer Feldhütte ist das Wissen über Fauna und Flora in diesem Gebiet eher lückenhaft. Projektmitarbeiter/innen selbst konnten die Halbinsel im Projektzeitraum

nicht besuchen, jedoch besuchten koreanische Wissenschaftler/innen der Station King Sejong in den vergangenen Jahren mindestens einmal pro Jahr die Halbinsel, um die Avifauna zu kartieren. Publiizierte Daten sind dennoch kaum vorhanden. Nachgewiesene Brutvogelarten sind aktuell Braune Skua, Südpolarskua und Dominikanermöwe, jeweils im Umfang von nur wenigen Paaren (Tabelle 8 & Tabelle 9). Der durch Araya und Arieta (1971) genannte Bestand von 45 Riesensturmvogelbrutpaaren scheint inzwischen erloschen zu sein, da keine Nachweise mehr aus den letzten Jahren vorliegen. Möglicherweise handelt es sich jedoch dabei um eine Verwechslung mit der weiter westlich gelegenen Kolonie am Nebles Point. Darüber hinaus ist, basierend auf der Existenz geeigneter Habitate, das Vorkommen von Antarktisseeschwalbe sowie der beiden heimischen Sturmschwalbenarten auf der Weaver Peninsula grundsätzlich denkbar. Womöglich wurden diese Arten lediglich aufgrund der geringen Erfassungsintensität bislang übersehen.

Abbildung 44: Topografie der Weaver Peninsula (Quelle GIS-Daten: National Geographic Information Institute (NGI), Südkorea)

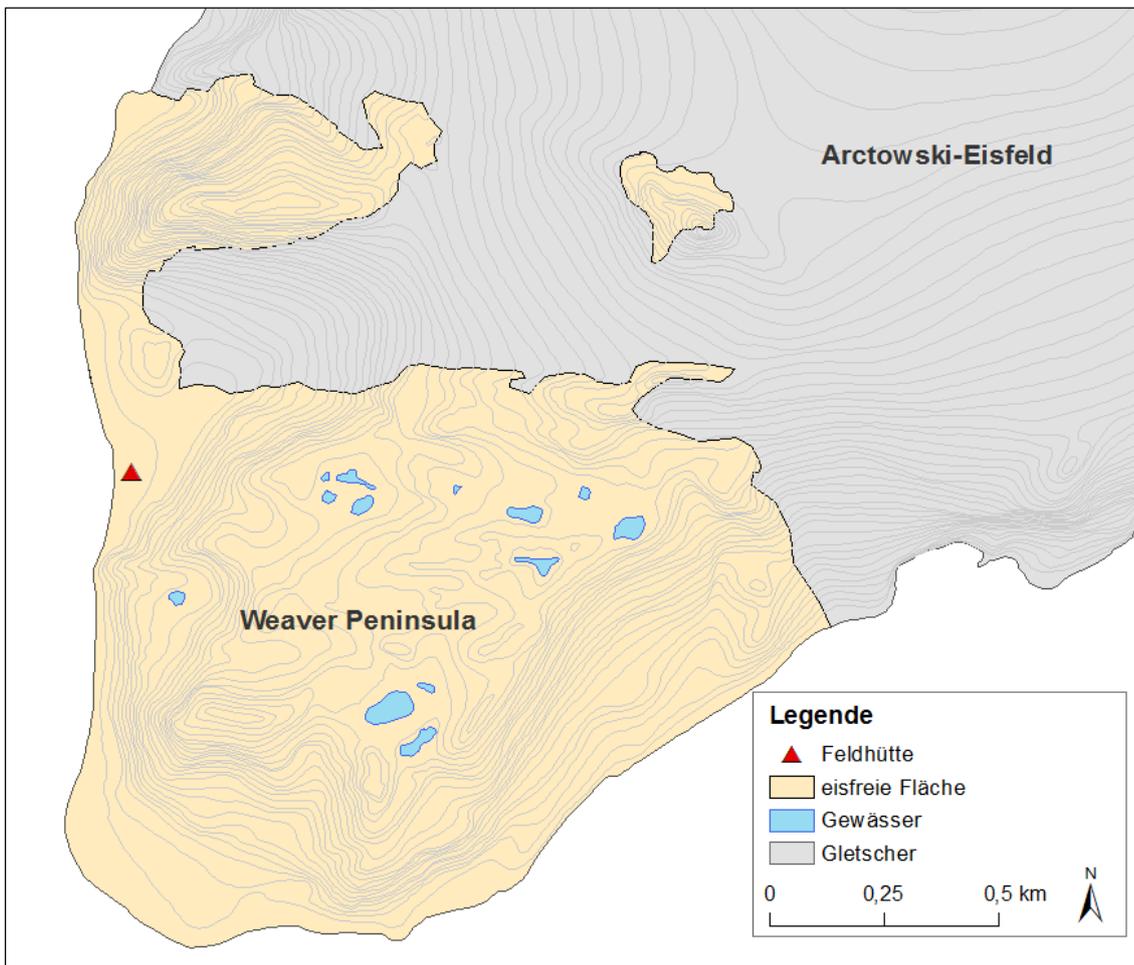


Abbildung 45: Weaver Peninsula; Im Hintergrund Barton Peninsula mit der Station King Sejong (Foto: H.-U. Peter)



Tabelle 8: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Südlichem Riesensturmvogel (*Macronectes giganteus*), Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*) und Antarktisseeschwalbe (*Sterna vittata*)

Saison	<i>M. giganteus</i>		<i>L. dominicanus</i>		<i>S. vittata</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1966/67	45	Araya et al. 1971				
1984/85					20	Peter et al. 1988
2012/13	0	J.H. Kim, pers. Mittg.	5	J.H. Kim, pers. Mittg.		
2013/14	0	J.H. Kim, pers. Mittg.	8	J.H. Kim, pers. Mittg.		

Tabelle 9: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Brauner Skua (*Catharacta antarctica lonnbergi*), Südpolarskua (*C. maccormicki*) und deren Misch- und Hybridpaaren

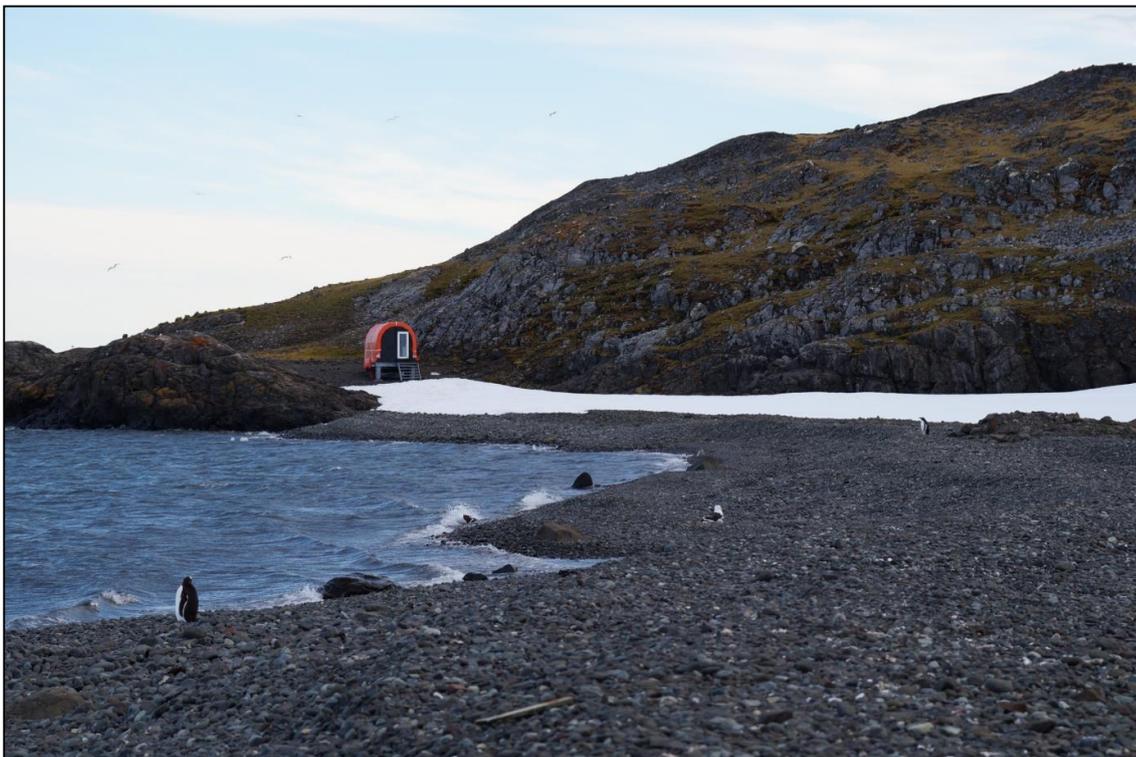
Saison	<i>C. antarctica lonnbergi</i>		<i>C. maccormicki</i>		<i>Catharacta mixed & hybrid pairs</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
2004/05	2	Kim et al. 2005	15	Kim et al. 2005	1	Kim et al. 2005

Saison	<i>C. antarctica lonnbergi</i>		<i>C. maccormicki</i>		<i>Catharacta mixed & hybrid pairs</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
2012/13	0	J.H. Kim, pers. Mittg.	0	J.H. Kim, pers. Mittg.	0	J.H. Kim, pers. Mittg.
2013/14	0	J.H. Kim, pers. Mittg.	0	J.H. Kim, pers. Mittg.	0	J.H. Kim, pers. Mittg.

3.4 Green Point

Nordöstlich der Fildes Peninsula, in die Bucht Collins Harbor hineinragend, liegt Green Point (Abbildung 39). Die nur etwa 6,5 ha große Oase besteht im Wesentlichen aus einem kleinem Felsmassiv, das den Gletschervorstoß zum Meer blockiert, und einer kleinen vorgelagerten Strandebene. Die Bereiche mit felsigem Untergrund sind mit einer außergewöhnlich reichen Vegetation aus Moosen und Antarktischer Schmieele (*Deschampsia antarctica*) überzogen, die eine fast lückenlose Bedeckung bilden. Aber auch Bereiche mit losem Moränenschutt werden zunehmend von *D. antarctica* besiedelt. Bedingt durch den Gletscherrückzug (siehe Kap. 4.6) ist die Oase inzwischen jederzeit, d. h. ohne Berücksichtigung der Gezeiten, fußläufig von der Fildes Peninsula aus erreichbar, ohne den Gletscher queren zu müssen. Im Jahr 2006 wurde durch das Instituto Antártico Chileno (INACH) dort eine Feldhütte errichtet („Refugio Collins“, Abbildung 46; Peter et al. 2013), die regelmäßig von chilenischen Wissenschaftler/innen genutzt wird.

Abbildung 46: Ansicht von Green Point mit der "Refugio Collins"-Feldhütte (Foto: J. Krietsch, 18.01.2014)



Bedingt durch die geringe Größe und die begrenzte Habitatverfügbarkeit der Oase brüten hier nur wenige Arten: Südpolarskua, Skua-Mischpaare/-hybride und Dominikanermöwen (Abbildung 47, Tabelle 10). Letztere hatten allerdings hier ihre größte Brutkolonie in der gesamten Fildes-Region mit inzwischen leicht abnehmender Tendenz. Beobachtungen während eines Besuchs von Projektmitarbeiter/innen in diesem Gebiet legen einen Brutverdacht für Buntfußsturmschwalben nahe. Das Moränenhabitat erscheint auch grundsätzlich geeignet für Antarktisseeschwalben, auch wenn Bruten dieser zuletzt in den 1980 er Jahren nachgewiesen werden konnten (Tabelle 10). Da die Oase erst in den letzten Jahren in den wissenschaftlichen Fokus rückte, reichen die Daten nur wenige Jahre zurück.

Abbildung 47: Räumliche Verteilung der Brutvögel am Green Point in den Saisons 2010/11 bis 2014/15

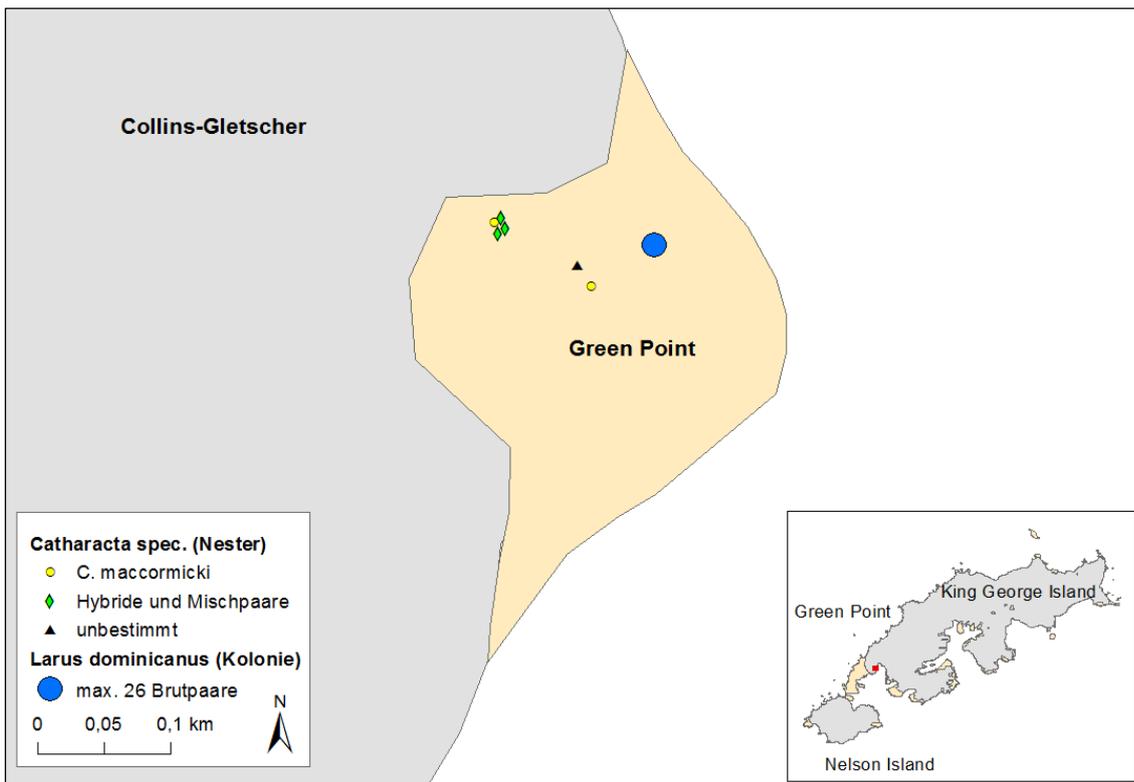


Tabelle 10: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*), Südpolarskua (*Catharacta maccormicki*), Misch- und Hybridpaaren sowie unbestimmten Skuapaaren (*Catharacta spec.*) am Green Point anhand verfügbarer Zensusdaten

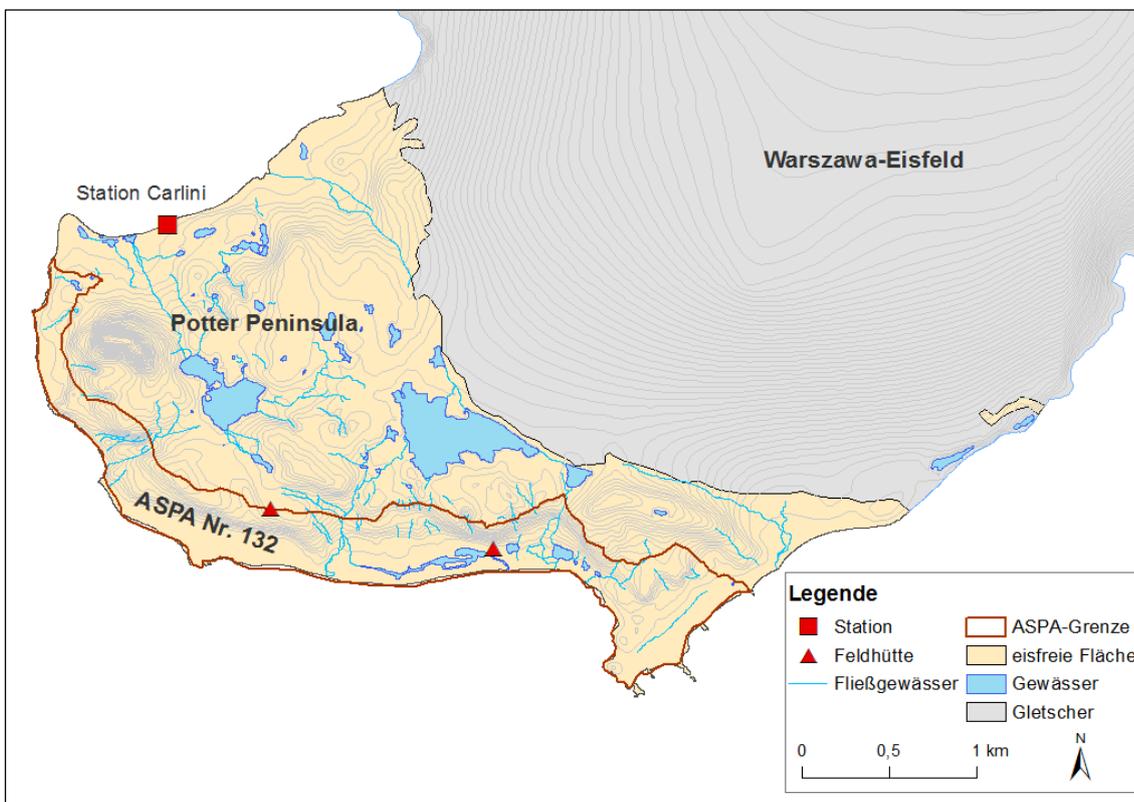
Saison	<i>L. dominicanus</i>		<i>C. maccormicki</i>		Catharacta-Misch- & Hybridpaare		Catharacta spec.		<i>S. vittata</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1984/85									15	Peter et al. 1988
2010/11	30	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie	1	vorliegende Studie	1	vorliegende Studie		

Saison	<i>L. dominicanus</i>		<i>C. maccormicki</i>		Catharacta-Misch- & Hybridpaare		Catharacta spec.		<i>S. vittata</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
2011/12			1	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie		
2012/13	26	vorliegende Studie	1	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie		
2013/14	14	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie	1	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie		
2014/15	16	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie	1	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie		

3.5 Potter Peninsula

Am nordöstlichen Ausgang der Maxwell liegt die Potter Peninsula (Abbildung 39 & Abbildung 48), die mit einer Fläche von ca. 6,5 km² das drittgrößte eisfreie Areal in diesem Bereich darstellt. Begrenzt wird diese Halbinsel von der Potter Cove im Nordwesten, dem Warszawa-Eisfeld im Nordosten und der Bransfield Strait im Südosten.

Abbildung 48: Topografie der Potter Peninsula (Quelle GIS-Daten: KGIS - The King George Island GIS Project der Universität Freiburg; die ASPA-Grenzen wurden dem aktuellen Managementplan entnommen.)



Die Potter Peninsula ist bereits seit dem Jahr 1953 besiedelt und beherbergt im Nordwesten der Potter Peninsula ein argentinisches Marine-Refugium (Quelle: <http://www.dna.gob.ar/bases-argentinas>, aufgerufen am 30.05.2016). Im Jahr 1982 wurde die Marinestation an das zivile Instituto Antártico Argentino (IAA) übergeben und als Station mit dem Namen „Base Tte. Jubany“ eröffnet. Diese wurde im Jahr 2012 in „Base Carlini“ umbenannt. Die Anzahl der Stationsmitglieder liegt bei etwa 20 im Winter und bis zu 100 im Sommer (inklusive Dallmann-Labor; Quelle:

https://www.comnap.aq/Members/SiteAssets/SitePages/Home/Antarctic_Facilities_List_13Feb2014.xls, aufgerufen am 30.05.2016). Das seit 1994 gemeinschaftlich betriebene deutsch-argentinische Dallmann-Laboratorium stellt ein gelungenes Beispiel für eine effektive internationale, multidisziplinäre wissenschaftliche Kooperation in der Antarktis dar.

Die glaziale Landschaft der Potter Peninsula ist geprägt von einem Plateau sowie einem flachen Küstenbereich. Die Küstenlinie ist sehr unregelmäßig und charakterisiert durch mehrere, bis zu 500 m tief ins Inland reichende Buchten, die durch 15 – 50 m hohe Kliffs bzw. Landspitzen eingefasst werden. Besonders charakteristisch und weithin sichtbar ist der im Nordosten der Halbinsel gelegene andesitische und rund 200 m hohe Schlot eines erloschenen Vulkans tertiären Ursprungs, Three Brothers Hill bzw. Cerro Tres Hermanos genannt (Kraus et al. 2008; Abbildung 49).

Abbildung 49: Argentinische Forschungsstation Carlini, vormals Jubany, auf der Potter Peninsula mit Three Brothers Hill im Hintergrund (Foto: A. Nordt, 25.03.2006)



In weiten Bereichen der Potter Peninsula ist eine verhältnismäßig üppige, auf felsigem Untergrund flechtendominierte Vegetation zu finden, während v. a. küstennah eine dichte Moosbedeckung überwiegt. Des Weiteren sind reiche Vorkommen der beiden einzigen in der Antarktis heimischen Vertreter höherer Pflanzen, Antarktische Schmiele und Antarktische Perlwurz (*Colobanthus quitensis*) bekannt. Aufgrund des großen Reichtums und der hohen Diversität an Fauna und Flora sowie der für antarktische Ökosysteme repräsentative Artenzusammensetzung wurde ein großer Teil des Küstenbereichs 1985 als Site of Special Scientific Interest (SSSI) Nr. 13 und im Jahr 2002 als ASPA Nr. 132 Potter Peninsula ausgewiesen

(Quelle: http://www.ats.aq/devPH/apa/ep_protected_detail.aspx?type=2&id=37&lang=e, aufgerufen am 30.05.2016; ATS 2013a; Abbildung 48).

Die Potter Peninsula war bislang Brutgebiet von insgesamt 14 Brutvogelarten (Tabelle 11 – Tabelle 14, Abbildung 50), darunter Südlicher Riesensturmvogel, Braune Skua, Südpolarskua, Kapsturmvogel, Schwarzbauchmeerläufer, Buntfußsturmschwalbe, Weißgesichtsscheidenschnabel, Dominikanermöwe, Antarktisseeschwalbe und Blauaugenscharbe (Hahn et al. 1998). Brutplätze der Blauaugenscharbe auf Potter selbst existieren jedoch inzwischen nicht mehr; lediglich einige, als Low Rock/Roca Baja bezeichnete Felsen im offenen Meer, ca. 1,5 km südwestlich von Stranger Point waren mindestens bis zum Jahr 2001 noch besiedelt (Hahn et al. 1998), wobei auch dort ein abnehmender Trend zu verzeichnen war (Casaux et al. 2006). Ob diese Kolonie aktuell noch existiert, ist nicht bekannt. Aufgrund der Nähe zur Potter Peninsula werden die dortigen Erhebungen im Rahmen dieser Erfassung mit angegeben (Tabelle 13).

Eine größere Pinguinkolonie, bestehend aus aktuell je ca. 3.000 BP Adélie- und ca. 3.800 BP Eselspinguinen findet sich am Stranger Point, der südöstlichen Spitze der Potter Peninsula (Norway 2013). Diese Kolonie ist in den vergangenen Jahrzehnten drastisch geschrumpft (Abnahme um ca. 85 %). In den 1970er und frühen 1980er Jahren brüteten hier noch bis zu rund 18.000 BP Adéliepinguine (Müller-Schwarze et al. 1975; Jablonski 1984) und in den 1960er Jahren über 1.000 BP Zügelpinguine (Araya et al. 1971), welche in den 1980er Jahren abnahmen und inzwischen völlig verschwunden sind (Schuster 2010, signifikanter Langzeittrend, $R^2 = 0,59$, $p = 0,02$). Die Zahl der Adéliepinguine schrumpfte auf über 3.000 BP (Juárez 2013, signifikanter Langzeittrend, $R^2 = 0,55$, $p = 0,002$). Im Gegenzug allerdings zeigen die Eselspinguine auch hier eine Zunahme, wenngleich sie deutlich schwächer ausfällt als andernorts (+ 50 % seit 1980, $R^2 = 0,42$, $p = 0,005$). Bemerkenswert sind die Brutversuche von Königspinguinen in dieser Kolonie in den Südsommern 2011/12 und 2012/13, die aber jeweils nicht erfolgreich waren (Juárez et al. 2014; Tabelle 11).

Die Geröllhänge des Three Brother Hill beherbergen eine größere Sturmschwalbenkolonie, deren Umfang auf 1.500 – 2.200 BP Buntfußsturmschwalben und 600 – 850 BP Schwarzbauchmeerläufer geschätzt wurde (Hahn et al. 1998; Tabelle 12). Die der Literatur entnommenen Brutpaarzahlen des Südlichen Riesensturmvogels zeigen trotz teils erheblicher Schwankungen keinen eindeutigen Trend ($R^2 = 0,03$, $p = 0,66$, Tabelle 12, Abbildung 50). Dagegen weisen andere Quellen auf einen Rückgang der Riesensturmvogelbrutpaarzahl um 3,1 % zwischen 1994 und 2007 hin (ACAP 2010). Der Bestand an brütenden Skuas zeigte in den vergangenen Jahren einen ähnlich starken Rückgang (Tabelle 14, Abbildung 50) wie auf den Halbinseln Fildes und Barton (Graña Grilli 2014). Trotz der starken Schwankungen des Skuabestands der Potter Peninsula lässt sich kein zeitlicher Trend belegen ($R^2 = 0,11$, $p = 0,16$).

Die Küstenbereiche sind als Reproduktionsgebiete für Seeelefanten von Bedeutung. Daneben halten sich während des Südsommers zahlreiche Seebären und gelegentlich Weddell- und Krabbenfresserrobben an den Stränden der Potter-Halbinsel auf.

Tabelle 11: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Eselspinguin (*Pygoscelis papua*), Adéliepinguin (*P. adeliae*), Zügelpinguin (*P. antarctica*) und Königspinguin (*Aptenodytes patagonicus*) auf Potter Peninsula anhand verfügbarer Zensusdaten

Saison	<i>P. papua</i>		<i>P. adeliae</i>		<i>P. antarctica</i>		<i>A. patagonicus</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1965/66	2.920	White in: Croxall et al. 1979	6.440	White in: Croxall et al. 1979	2.500	White in: Croxall et al. 1979		
1966/67	ca. 1.500	Araya et al. 1971	ca. 7.500	Araya et al. 1971	ca. 1.100	Araya et al. 1971		
1971/72	ca. 1000	Müller-Schwarze et al. 1975	ca. 18.000	Müller-Schwarze et al. 1975	ca. 200	Müller-Schwarze et al. 1975		
1980/81	2.584	Jablonski 1984	18.412	Jablonski 1984	495	Jablonski 1984		
1984/85	ca. 1.900	Peter et al. 1988	ca. 17.000	Peter et al. 1988	350	Peter et al. 1988		
1985/86	2.500	Rauschert et al. 1987	16.000-17.000	Rauschert et al. 1987	500	Rauschert et al. 1987		
1986/87	1.500-2.000	Shuford et al. 1988a			75-100	Shuford et al. 1988a		
1987/88	900	Nadler et al. 1989	15.491	Aguirre 1995				
1988/89	2.325	Aguirre 1995	14.554	Aguirre 1995	265	Aguirre 1995		
1995/96	2.236	Carlini et al. 2009	9.087	Carlini et al. 2009				
2000/01			ca. 7.300	Schuster 2010	vorhanden	Schuster 2010		
2001/02			ca. 5.500	Schuster 2010	vorhanden	Schuster 2010		
2006/07	3.764	Carlini et al. 2009	3.412	Carlini et al. 2009				
2007/08			2.003 (Hochrechnung)	Juárez 2013				
2008/09	4.321	Juárez 2013	3.910	Juárez 2013				
2009/10			2.938	Juárez 2013	0	Schuster 2010		
2010/11	4.631	Juárez 2013	3.426	Juárez 2013				
2011/12	3.932	Juárez 2013	3.254	Juárez 2013			1	Juárez et al. 2014

Saison	<i>P. papua</i>		<i>P. adeliae</i>		<i>P. antarctica</i>		<i>A. patagonicus</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
2012/13							1	Juáres et al. 2014
2013/14			3.703	Juáres 2013				

Tabelle 12: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Südlichem Riesensturmvogel (*Macronectes giganteus*), Kapsturmvogel (*Daption capense*), Buntfußsturmschwalbe (*Oceanites oceanicus*) und Schwarzbauchmeerläufer (*Fregetta tropica*) auf Potter Peninsula anhand verfügbarer Zensusdaten. Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben (* Erfassung nur innerhalb des ASPAs).

Saison	<i>M. giganteus</i>		<i>D. capense</i>		<i>O. oceanicus</i>		<i>F. tropica</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1958/59	30	Patterson et al. 2008						
1966/67	78 / 95	Araya et al. 1971 / Patterson et al. 2008			ca. 530	Araya et al. 1971	0	Araya et al. 1971
1969/70	39	Patterson et al. 2008						
1983/84	ca. 120	Lorenz 1984						
1984/85	ca. 59	Peter et al. 1988	0	Peter et al. 1988	ca. 100	Peter et al. 1988	0	Peter et al. 1988
1985/86			3	Rauschert et al. 1987	82	Rauschert et al. 1987		
1988/89	75	Aguirre 1995	0	Aguirre 1995	100-200	Aguirre 1995	vorhanden	Aguirre 1995
1995/96	78	Patterson et al. 2008			1.520-2.280	Hahn et al. 1998	160-213	Hahn et al. 1998
1997/98	46	Hahn et al. 1998						
2006/07	87	ACAP 2010						
2010/11	min. 44	Republic of Korea 2011						

Tabelle 13: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Weißgesichtsscheidenschnabel (*Chionis alba*), Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*), Antarktisseeschwalbe (*Sterna vittata*) und Blauaugenscharben (*Phalacrocorax atriceps*) auf Potter Peninsula anhand verfügbarer Zensusdaten. Bei Blauaugenscharben wurde nach 1990 die Kolonie auf dem vorgelagerten Felsen Low Rock gezählt. Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben.

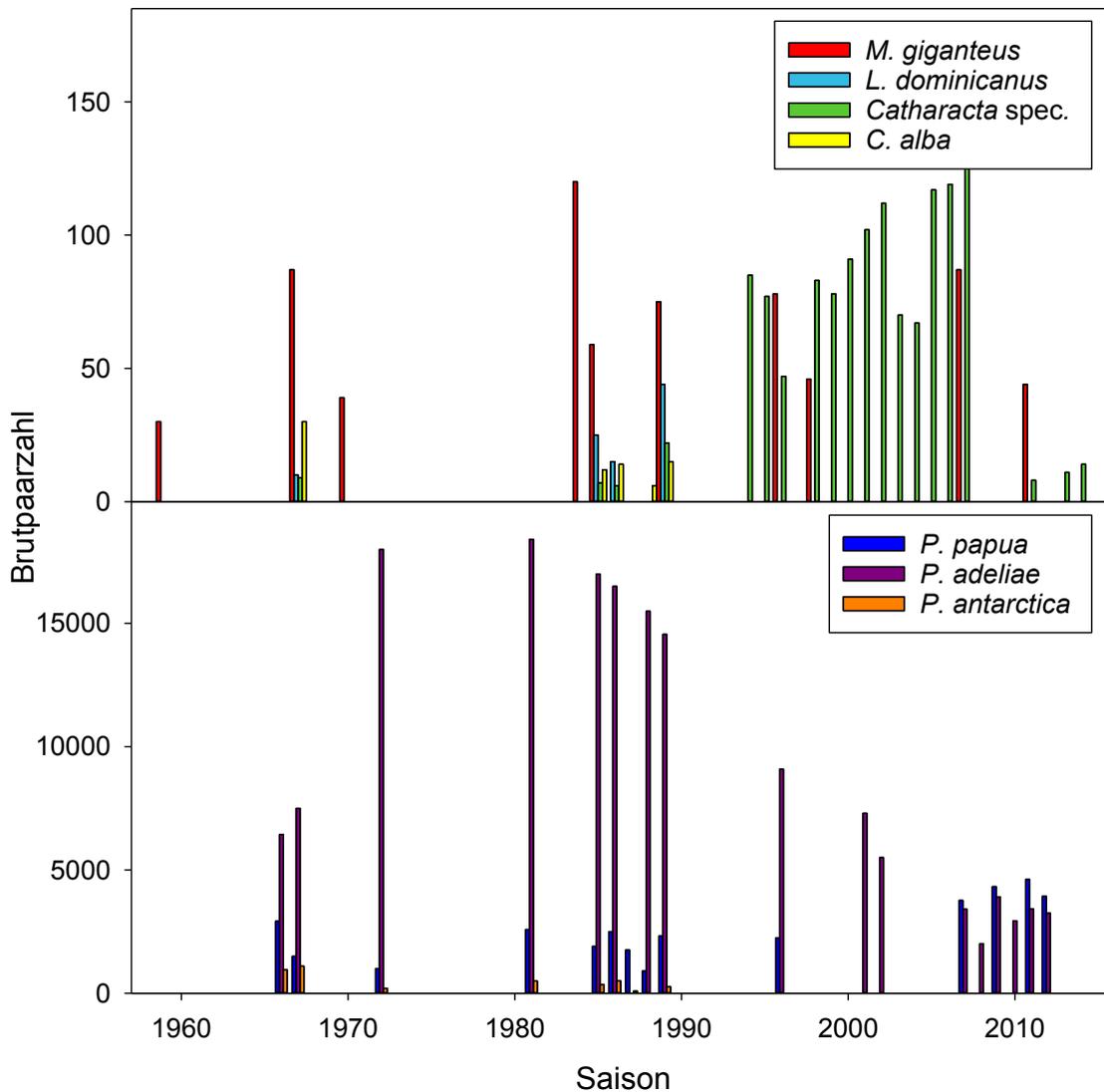
Saison	<i>C. alba</i>		<i>L. dominicanus</i>		<i>S. vittata</i>		<i>P. atriceps</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1966/67	ca. 30	Araya et al. 1971	min. 10	Araya et al. 1971				
1984/85	12	Peter et al. 1988	25	Peter et al. 1988	55	Peter et al. 1988	2	Peter et al. 1988
1985/86	14	Rauschert et al. 1987	15	Rauschert et al. 1987				
1987/88	6	Favero 1993			358	Favero 1994		
1988/89	15	Aguirre 1995	44	Aguirre 1995	100-200	Aguirre 1995	vorhanden (Low Rock)	Aguirre 1995
1991/92							8 (Low Rock)	Casaux et al. 2006
1992/93							7 (Low Rock)	Casaux et al. 2006
1993/94							8 (Low Rock)	Casaux et al. 2006
1997/98					ca. 250	Hahn et al. 1998	vorhanden	Hahn et al. 1998
1998/99							5 (Low Rock)	Casaux et al. 2006
1999/2000							3 (Low Rock)	Casaux et al. 2006
2000/01							1 (Low Rock)	Casaux et al. 2006

Tabelle 14: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Brauner Skua (*Catharacta antarctica lonnbergi*), Südpolarskua (*C. maccormicki*), Misch- und Hybridpaaren (*Catharacta*-Misch- & Hybridpaare) sowie unbestimmten Skuapaaren (*Catharacta spec.*) auf Potter Peninsula anhand verfügbarer Zensusdaten. Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben (* Erfassung nur innerhalb des ASPAs).

Saison	<i>C. alba</i>		<i>L. dominicanus</i>		<i>S. vittata</i>		<i>P. atriceps</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1966/67	8 (inkl. 1 Trio)	Araya et al. 1971	1	Araya et al. 1971				
1984/85	6	Peter et al. 1988	1	Peter et al. 1988	0	Peter et al. 1988	0	Peter et al. 1988
1985/86							6	Rauschert et al. 1987
1988/89	20	Aguirre 1995	2	Aguirre 1995	0	Aguirre 1995	0	Aguirre 1995
1993/94	35	Hahn et al. 1998	40	Hahn et al. 1998	10	Hahn et al. 1998	0	Hahn et al. 1998
1994/95	29	Hahn et al. 1998	41	Hahn et al. 1998	7	Hahn et al. 1998	0	Hahn et al. 1998
1995/96	31	M. Ritz, pers. Mittg.	13	M. Ritz, pers. Mittg.	3	M. Ritz, pers. Mittg.	0	M. Ritz, pers. Mittg.
1997/98	26	Hahn et al. 1998	44	Hahn et al. 1998	13	Hahn et al. 1998	0	Hahn et al. 1998
1998/99	26	M. Ritz, pers. Mittg.	45	M. Ritz, pers. Mittg.	7	M. Ritz, pers. Mittg.	0	M. Ritz, pers. Mittg.
1999/2000	30	M. Ritz, pers. Mittg.	44	M. Ritz, pers. Mittg.	17	M. Ritz, pers. Mittg.	0	M. Ritz, pers. Mittg.
2000/2001	32	M. Ritz, pers. Mittg.	54	M. Ritz, pers. Mittg.	16	M. Ritz, pers. Mittg.	0	M. Ritz, pers. Mittg.
2001/02	35	M. Ritz, pers. Mittg.	63	M. Ritz, pers. Mittg.	14	M. Ritz, pers. Mittg.	0	M. Ritz, pers. Mittg.
2002/03	29	M. Ritz, pers. Mittg.	33	M. Ritz, pers. Mittg.	8	M. Ritz, pers. Mittg.	0	M. Ritz, pers. Mittg.
2003/04	14	M. Ritz, pers. Mittg.	49	M. Ritz, pers. Mittg.	4	M. Ritz, pers. Mittg.	0	M. Ritz, pers. Mittg.
2004/05	33	M. Kopp, pers. Mittg.	64	M. Kopp, pers. Mittg.	16	M. Kopp, pers. Mittg.	4	M. Kopp, pers. Mittg.
2005/06	28	M. Kopp, pers. Mittg.	73	M. Kopp, pers. Mittg.	15	M. Kopp, pers. Mittg.	3	M. Kopp, pers. Mittg.
2006/07	34	S. Lisovski, pers. Mittg.	79	S. Lisovski, pers. Mittg.	17	S. Lisovski, pers. Mittg.	1	S. Lisovski, pers. Mittg.
2010/11	min. 6*	Republic of Korea 2011	min. 2*	Republic of Korea 2011	0*	Republic of Korea 2011	0*	Republic of Korea 2011

Saison	<i>C. alba</i>		<i>L. dominicanus</i>		<i>S. vittata</i>		<i>P. atriceps</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
2012/13	11	Graña Grilli 2014	0	Graña Grilli 2014	0	Graña Grilli 2014	0	Graña Grilli 2014
2013/14	14	Graña Grilli 2014	0	Graña Grilli 2014	0	Graña Grilli 2014	0	Graña Grilli 2014

Abbildung 50: Entwicklung der Brutpaarzahlen ausgewählter Arten auf Potter Peninsula. Dargestellt sind Eselspinguin (*Pygoscelis papua*), Adéliepinguin (*P. adeliae*), Zügelpinguin (*P. antarctica*), Südlicher Riesensturmvogel (*Macronectes giganteus*), Weißgesichtsscheidenschnabel (*Chionis alba*) und zusammengefasst alle Skuaarten (*Catharacta spec.*). Daten entsprechend Tabelle 11 - Tabelle 14. Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.



3.6 Duthoit Point

Duthoit Point bildet die Ostspitze von Nelson Island (Abbildung 39) und ist mit ca. 2,7 km² eines der kleineren faunistisch relevanten eisfreien Gebiete im Bereich der Maxwell Bay. Sie liegt exponiert im Übergangsbereich der Maxwell Bay zur Bransfield Strait. Das Gebiet gliedert sich grob in eine Strandebene mit eingestreuten Felsriffen und einem darüber liegenden Plateau, überragt durch den Gipfel des Burney Peak (Abbildung 52). Beide Areale sind durch eine Felsklippe getrennt. Im nördlichen Bereich erfolgt der Übergang jedoch allmählicher. Größere Gewässer gibt es nicht, und Vegetation ist insgesamt nur spärlich vorhanden, mit Ausnahme von Strauch- und Krustenflechten am Burney Peak. Jedoch fällt auf der Strandebene ein überdurchschnittlich häufiges Vorkommen der Antarktischen Schmiele auf. Am Duthoit Point befinden sich keine Forschungsstationen oder Feldhütten. In Kombination mit der entlegenen Lage wird dieses Gebiet daher nur selten von Wissenschaftler/innen besucht, und die Datenlage ist daher lückenhaft. Projektmitarbeitern war ein Besuch am 31.01.2013 möglich. Dabei wurde ein teilweise eingesedimentiertes Boot (?) unbekannter Herkunft und Funktion im südwestlichen Strandbereich vorgefunden (Abbildung 51), das offenbar vormals als Notunterkunft diente (notdürftiger Lebensmittelvorrat vorhanden), wenngleich das Innere völlig versandet ist. Außerdem befindet sich auf dem Plateau, am Fuße des Burney Peak, das Wrack eines im Jahr 1986 abgestürzten chilenischen Kleinflugzeugs.

Trotz ihrer geringen Größe ist diese Halbinsel avifaunistisch sehr bedeutend (Tabelle 15 – Tabelle 17), wobei sich das Vorkommen an Brutvögeln auf den Küstenbereich konzentriert. In der Literatur werden insgesamt 13 Brutvogelarten aufgeführt, obwohl diese Angabe zweifelhaft erscheint (s. u.). Es existiert dort eine mittelgroße Eselspinguinkolonie (Abbildung 53). Während frühere Veröffentlichungen (Rauschert et al. 1987; Mönke et al. 1988) nicht weiter auf deren Struktur eingehen, berichten Shuford et al. (1988) für die Saison 1986/87 (hierin Angabe für Duthoit-Point-Kolonie (700 – 800 adulte Ind.) sowie 2 – 3 km weiter nördlich gelegene Kolonie 900 adulte Ind., die zusammenzufassen sind) sowie Coria et al. (1995) für die Saison 1993/94 von zwei bzw. drei Teilkolonien. In der Saison 2012/13 wurde die mittlere Teilkolonie jedoch erloschen vorgefunden, sodass aktuell zwei ca. 1,2 km voneinander entfernte Kolonien an entgegengesetzten Enden der Halbinsel verbleiben (Abbildung 54). Drei Zählungen von 1985/86 und 1986/87 schwanken zwischen 1.600 und 5.000 BP (Rauschert et al. 1987; Mönke et al. 1988; Shuford et al. 1988). Aufgrund von übereinstimmenden Angaben erscheint ein Eselspinguinbestand von rund 1.700 – 2.000 Paaren fundiert. Wie die Ergebnisse von 1993/94 und 2012/13 mit 1.828 bzw. rund 1.800 BP zeigen, blieb die Brutpaarzahl trotz der Änderungen in der Koloniestruktur relativ konstant. Dabei präsentierten sich zuletzt beide Teilkolonien etwa gleich groß.

Abbildung 51: Boot (?) unbekannter Herkunft und Funktion am südwestlichen Strandbereich von Duthoit Point; Im Hintergrund die südwestliche Pinguinteilkolonie (Foto: J. Esefeld, 31.01.2013)



Abbildung 52: Plateau am Duthoit Point; der Pfeil markiert die Position des Flugzeugwracks am Fuße des Burney Peak (Foto: J. Krietsch, 31.01.2013).



Abbildung 53: Nordöstliche Pinguineteilkolonie auf Felsen und einem kleinen Plateau oberhalb der Küste von Duthoit Point (Foto: J. Esefeld, 31.01.2013)

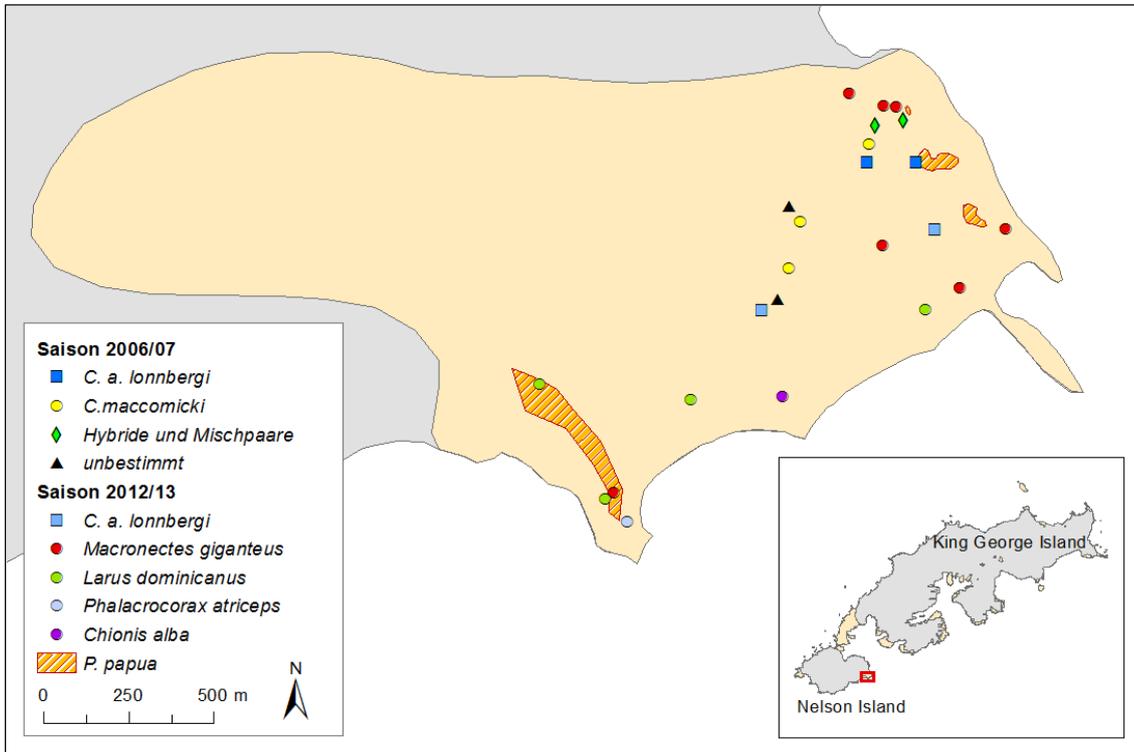


Außer über Eselspinguine berichten Coria et al. (1995) auch über ein Adéliepinguinbrutpaar, welches weder vorher noch danach je wieder bestätigt wurde, sodass es sich dabei wohl um eine Ausnahme handelte. Außerdem nennen Rauschert et al. (1987) 3.000 – 4.000 Zügelpinguinpaare. Diese wurden jedoch bei keiner anderen Erhebung festgestellt, sodass die Angabe eher als einen Fehler oder eine Verwechslung anzusehen ist.

Neben Pinguinen existieren noch größere Brutkolonien vom Südlichen Riesensturmvogel (54 – 194 BP) und der Blauaugenscharbe (32 – 163 BP). Für letztgenannte Art stellt dies den einzigen bekannten aktuellen Brutplatz im Bereich der Maxwell Bay dar, abgesehen von dem der Potter Peninsula vorgelagerten Felsen Low Rock (Hahn et al. 1998). Als einzige Art der auf Duthoit Point brütenden Seevögel wurden die Blauaugenscharben über einige Jahre hinweg regelmäßig von argentinischen Forscher/-innen gezählt (Casaux et al. 2006). Dabei zeigte sich eine massive und kontinuierliche Abnahme der Brutpaarzahl in den 1990ern und frühen 2000er Jahren (Tabelle 17; Casaux et al. 2006). Danach scheint sich trotz des negativen Langzeittrends ($R = 0,59$, $p < 0,001$) eine Stabilisierung des Bestands anzudeuten, wie eine grobe Hochrechnung der Brutpaarzahl anhand von Bruterfolgsraten aus der Literatur (Casaux et al. 1993; Coria et al. 1995) nach einem Besuch durch Projektmitarbeiter im Januar 2013 zeigt. Dieselbe Entwicklung wurde entlang der gesamten Antarktischen Halbinsel nachgewiesen (Lynch et al. 2008). Darüber hinaus gibt es je einige Brutpaare von Brauner Skua, Südpolarskua, Kapsturmvogel, Dominikanermöwe, Weißgesichtsscheidenschnabel und Antarktisseeschwalbe. Schwarzbauchmeerläufer und Buntfußsturmschwalbe wurden ebenfalls als Brutvogel bestätigt, wobei belastbare Zählraten fehlen. Die in Shuford et al. (1988b) veröffentlichte Angabe von 100 Scheidenschnabelbrutpaaren erscheint aufgrund des

verfügbaren Habitats und der Größe der dortigen Pinguinkolonie als zu hoch und äußerst fraglich.

Abbildung 54: Räumliche Verbreitung der Brutvögel am Duthoit Point in den Saisons 2006/07 und 2012/13



Duthoit Point ist nachweislich ein Wurfplatz von Südlichen Seeelefanten (Mönke et al. 1988; Carlini et al. 2003) und Weddellrobben (Mönke et al. 1988). Beim Besuch des Gebiets durch Projektmitarbeiter am 31.01.2013 fiel eine große Zahl an Robben (504 Südliche Seeelefanten, 39 Antarktische Seebären, 6 Weddellrobben) auf, deren Dichte die an anderen Küsten der Maxwell Bay zu diesem Zeitpunkt bei Weitem übertraf und ähnliche Ausmaße wie an der Westküste der Fildes Peninsula erreichte.

Tabelle 15: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Eselspinguin (*Pygoscelis papua*), Adéliepinguin (*P. adeliae*), Zügelpinguin (*P. antarctica*), Südlichem Riesensturmvogel (*Macronectes giganteus*) und Kapsturmvogel (*Daption capense*) am Duthoit Point anhand verfügbarer Zensusdaten

Saison	<i>P. papua</i>		<i>P. adeliae</i>		<i>P. antarctica</i>		<i>M. giganteus</i>		<i>D. capense</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1985/86	ca. 5.000	Rauschert et al. 1987	0	Rauschert et al. 1987	3.000-4.000	Rauschert et al. 1987	194	Rauschert et al. 1987	5	Rauschert et al. 1987
1986/87	1.700 / 1.600-1.700	Mönke et al. 1988 / Shuford et al. 1988b	0	Mönke et al. 1988	0	Mönke et al. 1988	54	Mönke et al. 1988	0	Mönke et al. 1988
1993/94	1.828	Coria et al. 1995	1	Coria et al. 1995	0	Coria et al. 1995	118	Coria et al. 1995	14	Coria et al. 1995

Saison	<i>P. papua</i>		<i>P. adeliae</i>		<i>P. antarctica</i>		<i>M. giganteus</i>		<i>D. capense</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
2012/13	ca. 1.800	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie	52-62	vorliegende Studie		

Tabelle 16: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Buntfußsturmschwalbe (*Oceanites oceanicus*), Schwarzbauchmeerläufer (*Fregetta tropica*), Weißgesichtsscheidenschnabel (*Chionis alba*), Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*) und Antarktisseeschwalbe (*Sterna vittata*) am Duthoit Point anhand verfügbarer Zensusdaten

Saison	<i>O. oceanicus</i>		<i>F. tropica</i>		<i>C. alba</i>		<i>L. dominicanus</i>		<i>S. vittata</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1985/86	ca. 150	Rauschert et al. 1987			2	Rauschert et al. 1987	0	Rauschert et al. 1987	22	Rauschert et al. 1987
1986/87					1 / 100	Mönke et al. 1988 / Shuford et al. 1988b				
1993/94	min. 2	Coria et al. 1995	min. 4	Coria et al. 1995	2	Coria et al. 1995	18	Coria et al. 1995	29	Coria et al. 1995
2012/13					1	vorliegende Studie	5	vorliegende Studie		

Tabelle 17: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Brauner Skua (*Catharacta antarctica lonnbergi*), Südpolarorka (*C. maccormicki*), Misch- & Hybridpaaren (*Catharacta*-Misch- & Hybridpaare) sowie unbestimmten Skuapaaren (*Catharacta spec.*) und Blauaugenscharben (*Phalacrocorax atriceps*) am Duthoit Point anhand verfügbarer Zensusdaten

Saison	<i>C. a. lonnbergi</i>		<i>C. maccormicki</i>		<i>Catharacta</i> -Misch- & Hybridpaare		<i>Catharacta spec.</i>		<i>P. atriceps</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1985/86							4	Rauschert et al. 1987		
1986/87									96	Mönke et al. 1988
1990/91									163	Casaux et al. 1993

Saison	<i>C. a. lonnbergi</i>		<i>C. maccormicki</i>		<i>Catharacta</i> - Misch- & Hybridpaare		<i>Catharacta spec.</i>		<i>P. atriceps</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1992/93									140	Casaux et al. 2006
1993/94	5	Coria et al. 1995	1	Coria et al. 1995	0	Coria et al. 1995	0	Coria et al. 1995	133	Coria et al. 1995
1994/95									120	Casaux 1998
1995/96									104	Casaux 1998
1996/97									79	Casaux 1998
1997/98									73	Casaux et al. 2006
1998/99									77	Casaux et al. 2006
1999/2000									64	Casaux et al. 2006
2000/01									66	Casaux et al. 2006
2001/02									48	Casaux et al. 2006
2002/03									42	Casaux et al. 2006
2003/04									36	Casaux et al. 2006
2004/05									32	Casaux et al. 2006
2006/07	2	S. Lisovski, pers. Mittg.	3	S. Lisovski, pers. Mittg.	2	S. Lisovski, pers. Mittg.	2	S. Lisovski, pers. Mittg.		
2012/13	2	vor- liegende Studie	0	vor- liegende Studie	0	vor- liegende Studie	0	vor- liegende Studie	ca. 55	vorliegende Studie

3.7 Stansbury Peninsula & Martin Point (Nelson Island)

Hierbei handelt es sich um die eisfreien Bereiche im Norden von Nelson Island zwischen Edgell Bay im Osten und der Drake Passage im Westen (Abbildung 39). Nördlich wird das Gebiet durch die Fildes Strait begrenzt. Der bis zur Küste reichende Gletscher unterteilt dabei die Oase in zwei Teilbereiche: Stansbury Peninsula, eine große östliche Halbinsel an der Fildes Strait, und westlich davon ein kleineres Martin Point bzw. Punta Martin genanntes Gebiet (Abbildung 39 & Abbildung 57). Die eisfreie Fläche beider Areale beträgt jeweils 2,7 und 0,16 km². Die Stansbury-Halbinsel besitzt ein vielfältiges Relief mit flachen Buchten, steilen Felswänden, kleineren Ebenen und einem zentralen Bergland. Es existieren mehrere Seen und kleine Bäche.

Insbesondere entlang der Fildes Strait finden sich ausgedehnte Moos- und Flechtenbereiche. Martin Point ist, bedingt durch seine geringe Größe, weniger divers und besteht nur aus einigen Felsklippen, die von einer kleinen Strandebene aufragen.

Im östlichen Bereich der Stansbury Peninsula befinden sich eine brasilianische Feldhütte („Refugio Astronomo Cruls“), die private Station „Overnational Ecobase Nelson“ (Abbildung 55) sowie eine weitere Hütte unbekannter Herkunft. Abgesehen von gelegentlichen privaten Expeditionen zur „Ecobase Nelson“ werden die Hütten kaum genutzt. Da dieses Gebiet ebenfalls nur sporadisch von Wissenschaftler/innen besucht wird, existieren keine durchgehenden Datenreihen zu den Brutvogelbeständen. In den letzten Jahren konnten Projektmitarbeiter/innen mehrfach das Gebiet entlang der Fildes Strait besuchen, Martin Point dagegen nie.

Abbildung 55: Private Station "Overnational Ecobase Nelson" (Foto: J. Esefeld, 23.12.2010)



Der Großteil der Vogelkolonien auf der Stansbury Peninsula befindet sich an der Küste der Fildes Strait. Hier liegen mehrere kleine Brutkolonien des Südlichen Riesensturmvogels, die von deutschen Wissenschaftler/innen vergleichsweise gut erfasst wurden (Abbildung 56, Tabelle 18). Während deren Größe in den 1980er Jahren zumeist um 20 – 30 BP schwankte, wuchs der Bestand seitdem signifikant ($R^2 = 0,72$, $p < 0,001$) auf zuletzt 48 – 65 BP an. Ebenfalls existierten hier große Kolonien von Kapsturmvögeln. Lumpe et al. (2000) führten die bislang umfangreichsten Studien dazu durch und schätzten deren Bestand 1991/92 auf etwa 800 BP, womit diese Kolonie die größte Kapsturmvogelansiedlung im Gebiet der Maxwell Bay gewesen sein dürfte. Bei einer Kontrolle in der Saison 2012/13 wurden diese immensen Brutpaarzahlen nicht mehr vorgefunden. Wahrscheinlich steht dies im Zusammenhang mit dem auch überall in der Fildes-Region beobachteten starken Rückgang der Art (s. o.). Weitere Brutvögel in diesem

Gebiet sind Braune Skua, Südpolarskua, Dominikanermöwe, Antarktisseeschwalbe, Buntfußsturmschwalbe und Schwarzbauchmeerläufer (Abbildung 56, Tabelle 18 – Tabelle 20).

Abbildung 56: Räumliche Verbreitung ausgewählter Brutvögel auf Stansbury Peninsula (Daten zusammengefasst für die Saison 2009/10 bis 2014/15)

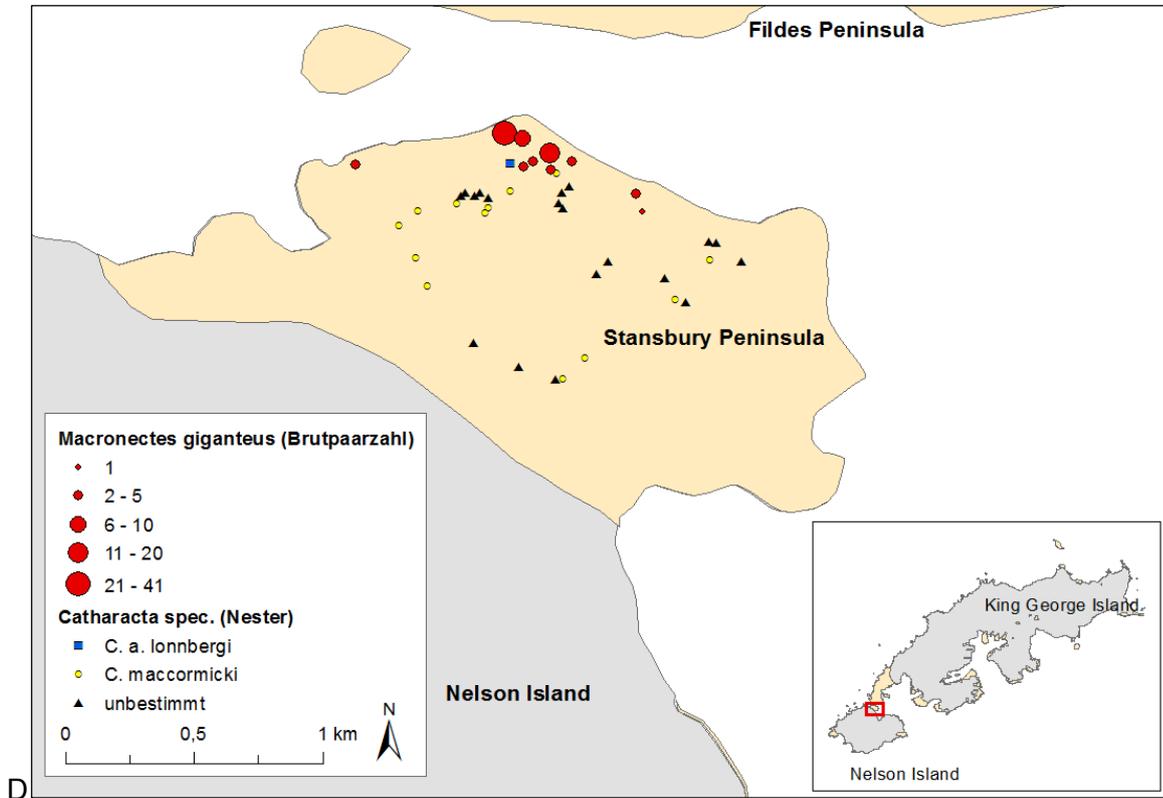


Tabelle 18: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Südlichem Riesensturmvogel (*Macronectes giganteus*), Kapsturmvogel (*Daption capense*), Buntfußsturmschwalbe (*Oceanites oceanicus*) und Schwarzbauchmeerläufer (*Fregetta tropica*) auf Stansbury Peninsula anhand verfügbarer Zensusdaten

Saison	<i>M. giganteus</i>		<i>D. capense</i>		<i>O. oceanicus</i>		<i>F. tropica</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1979/80	11	Bannasch et al. 1981	ca. 75	Bannasch et al. 1981				
1984/85	47	Peter et al. 1988	10	Peter et al. 1988	2	Peter et al. 1988	1	Peter et al. 1988
1985/86	22	Rauschert et al. 1987	25	Rauschert et al. 1987				
1986/87	15-20	Mönke et al. 1988						
1987/88	min. 9	Lange et al. 1989						
1988/89	24	Lange et al. 1989						

Saison	<i>M. giganteus</i>		<i>D. capense</i>		<i>O. oceanicus</i>		<i>F. tropica</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1990/91	25	Lumpe et al. 2000						
1991/92	29	Lumpe et al. 2000	ca. 800	Lumpe et al. 2000	100-500	Lumpe et al. 2000	6-10	Lumpe et al. 2000
2002/03	32	S. Pfeiffer, pers. Mittg.						
2008/09	63	vorliegende Studie						
2009/10	65	vorliegende Studie						
2010/11	50	vorliegende Studie						
2011/12	61	vorliegende Studie						
2012/13	48	vorliegende Studie	min. 8	vorliegende Studie				
2013/14	min. 17	vorliegende Studie						
2014/15	61	vorliegende Studie	min. 2	vorliegende Studie				

Tabelle 19: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Weißgesichtsscheidenschnabel (*Chionis alba*), Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*) und Antarktisseeschwalbe (*Sterna vittata*) auf Stansbury Peninsula anhand verfügbarer Zensusdaten

Saison	<i>C. alba</i>		<i>L. dominicanus</i>		<i>S. vittata</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1984/85	1	Peter et al. 1988	0	Peter et al. 1988	0	Peter et al. 1988
1985/86	1	Rauschert et al. 1987	5	Rauschert et al. 1987	28	Rauschert et al. 1987
1991/92	0	Lumpe et al. 2000	8	Lumpe et al. 2000	100	Lumpe et al. 2000
2009/10	0	vorliegende Studie				
2010/11	0	vorliegende Studie				
2012/13	0	vorliegende Studie	min. 1	vorliegende Studie		
2013/14	0	vorliegende Studie				

Saison	<i>C. alba</i>		<i>L. dominicanus</i>		<i>S. vittata</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
2014/15	0	vorliegende Studie				

Tabelle 20: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Brauner Skua (*Catharacta antarctica lonnbergi*), SüdpolarSKua (*C. maccormicki*), Misch- und Hybridpaaren (*Catharacta*-Misch- & Hybridpaare) sowie unbestimmten Skua paaren (*Catharacta spec.*) auf Stansbury Peninsula anhand verfügbarer Zensusdaten

Saison	<i>C. a. lonnbergi</i>		<i>C. maccormicki</i>		<i>Catharacta</i> - Misch- & Hybridpaare		<i>Catharacta spec.</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1984/85	0	Peter et al. 1988	0	Peter et al. 1988	0	Peter et al. 1988	0	Peter et al. 1988
1985/86							5	Rauschert et al. 1987
1989/90							6	H. Grimm, pers. Mittg.
1991/92	9	Lumpe et al. 2000	20	Lumpe et al. 2000	1	Lumpe et al. 2000	0	Lumpe et al. 2000
2009/10	0	vorliegende Studie	1	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie	4	vorliegende Studie
2010/11	0	vorliegende Studie	12	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie	15	vorliegende Studie
2012/13	0	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie
2013/14	0	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie
2014/15	min. 1	vorliegende Studie						

Auf der Spitze von Martin Point befindet sich eine große Zügelpinguinkolonie, die von der Fildes Peninsula aus sichtbar ist. Abgesehen von der mit 8.000 – 10.000 Paaren als unglaublich hoch anzusehenden Schätzung von Rauschert et al. (1987) dürfte ihre tatsächliche Größe zwischen 250 und 1.000 BP gelegen haben (Mönke et al. 1988; Peter et al. 1988; Shuford et al. 1988b; Lumpe et al. 2000). Allerdings erfolgte die letzte Zählung in der Saison 1991/92, sodass der aktuelle Umfang dieser Kolonie unbekannt ist. Die ebenfalls von Rauschert et al. (1987) angegebenen 100 Eselpinguinbrutpaare konnten weder vorher noch nachher dokumentiert (Mönke et al. 1988; Peter et al. 1988; Shuford et al. 1988b; Lumpe et al. 2000), sodass diese Angabe zweifelhaft erscheint. Im Gebiet von Martin Point befinden sich noch eine kleine Kolonie des Südlichen Riesensturmvogels mit 8 – 34 BP sowie eine Kolonie von Kapsturmvögeln (10 – 300 BP, Tabelle 21). Daneben brüten hier ebenfalls Braune Skua, Dominikanermöwe, Weißgesichtsscheidenschnabel, Buntfußsturmschwalbe und (unregelmäßig) Antarktischeeschwalbe. Auch für diese Arten erfolgte die letzte Bestandserfassung in der Saison 1991/92.

Abbildung 57: Blick von der Fildes-Halbinsel Richtung Südwesten auf Martin Point (Foto: J. Krietsch, 09.12.2012); Links die Eiskappe von Nelson Island; rechts knapp außerhalb des Bildrandes liegen die Zügelpinguinkolonien von Nancy Rock und Withem Island.



Tabelle 21: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Eselspinguin (*Pygoscelis papua*), Zügelpinguin (*P. antarctica*), Südlichem Riesensturmvogel (*Macronectes giganteus*), Kapsturmvogel (*Daption capense*) und Buntfußsturmschwalbe (*Oceanites oceanicus*) am Martin Point anhand verfügbarer Zensusdaten

Saison	<i>P. papua</i>		<i>P. antarctica</i>		<i>M. giganteus</i>		<i>D. capense</i>		<i>O. oceanicus</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1984/85	0	Peter et al. 1988	1.000	Peter et al. 1988	17	Peter et al. 1988	10	Peter et al. 1988	ca. 25	Peter et al. 1988
1985/86	100	Rauschert et al. 1987	8.000-10.000	Rauschert et al. 1987	34	Rauschert et al. 1987	55	Rauschert et al. 1987	65	Rauschert et al. 1987
1986/87	0	Mönke et al. 1988	300 / 250-500	Mönke et al. 1988 / Shuford et al. 1988b	11	Mönke et al. 1988				
1991/92	0	Lumpe et al. 2000	800	Lumpe et al. 2000	8	Lumpe et al. 2000	ca. 300	Lumpe et al. 2000	10-50	Lumpe et al. 2000

Tabelle 22: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Weißgesichtsscheidenschnabel (*Chionis alba*), Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*), Brauner Skua (*Catharacta antarctica lonnbergi*), unbestimmten Skuapaaren (*Catharacta spec.*) und Antarktisseeschwalbe (*Sterna vittata*) am Martin Point anhand verfügbarer Zensusdaten

Saison	<i>C. alba</i>		<i>L. dominicanus</i>		<i>C. a. lonnbergi</i>		<i>Catharacta spec.</i>		<i>S. vittata</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1984/85	1	Peter et al. 1988	30	Peter et al. 1988	1	Peter et al. 1988	0	Peter et al. 1988	0	Peter et al. 1988
1985/86	4	Rauschert et al. 1987	12	Rauschert et al. 1987			2	Rauschert et al. 1987	13	Rauschert et al. 1987
1986/87	0	Mönke et al. 1988								
1991/92	1	Lumpe et al. 2000	1	Lumpe et al. 2000	3	Lumpe et al. 2000	0	Lumpe et al. 2000		Lumpe et al. 2000

3.8 Diskussion

Die Präsenz mehrerer Forschungsstationen im Bereich der Maxwell Bay ermöglichte eine großflächige Erfassung der Brutvögel über einen langen Zeitraum, wie sie kaum andernorts in der Antarktis zu finden ist. Belastbare Langzeitdatenreihen konnten dennoch nur für Fildes, Barton und Potter Peninsula zusammengetragen werden, wobei für Potter Peninsula in den letzten Jahren umfangreichere Daten möglicherweise zwar erhoben wurden, jedoch nicht für die vorliegende Arbeit verfügbar waren.

Aus den dargestellten Monitoringdaten wird deutlich, dass sich grundlegende Bestandstrends meist in allen Brutvogelkolonien der Maxwell Bay widerspiegeln und diese nicht etwa unabhängig voneinander wachsen oder schrumpfen. So nahmen die Brutpaarzahlen von Eselspinguinen in den Kolonien auf Ardley Island, Barton und Potter Peninsula seit Zählbeginn in den 1960er Jahren kontinuierlich zu. Lediglich die Brutpaarzahl in der Eselspinguinkolonie am Duthoit Point scheint zu stagnieren, allerdings ist dort die Datengrundlage für einen gesicherten Trend nicht ausreichend. Im Übrigen folgen die Eselspinguinkolonien der Maxwell Bay dem vielfach belegten Trend dieser Art im Bereich der Antarktischen Halbinsel, wonach überregional die Koloniegrößen steigen und auch neue Bereiche besiedelt werden (Woehler et al. 2001; Lynch et al. 2008; Lynch et al. 2012b). Eine Ausnahme hiervon stellt allerdings die Admiralty Bay dar, wo sich der Bestand zwischen 1981 und 2006 nur unwesentlich veränderte (Hinke et al. 2007).

Im Gegensatz zu den Eselspinguinen sanken die Brutpaarzahlen von Adéliepinguinen sowohl auf Ardley Island wie auch auf Potter Peninsula in den vergangenen Jahren drastisch (Carlini et al. 2009; Juárez et al. 2015). Allerdings wurde davor eine deutliche Zunahme des Bestands bis auf das Niveau der 1980er Jahre beobachtet (Juárez et al. 2015). Auch in der Stranger-Point-Kolonie ist die in den letzten Jahren auf Ardley Island zu beobachtende Stabilisierung des Adéliepinguinbestands feststellbar (Juárez et al. 2015). Die im Bereich der Maxwell Bay nachgewiesene starke Abnahme der Brutpaarzahlen findet auch andernorts statt. So schrumpften die nächstliegenden Kolonien auf Penguin Island und in der Admiralty Bay nach einer Zunahme in den 1970ern ebenfalls (Hinke et al. 2007; Sander et al. 2007a). In der

gesamten Region der Westlichen Antarktischen Halbinsel sind die Koloniegrößen zurzeit größtenteils ebenfalls rückläufig. Nur im äußersten Süden der westlichen Antarktischen Halbinsel sowie im Bereich der östlichen Antarktischen Halbinsel gibt es wenige wachsende Adéliepinguinkolonien (Lynch et al. 2012b), teilweise im Zusammenhang mit zunehmender Habitatverfügbarkeit durch abschmelzende Gletscher (LaRue et al. 2013).

Zügelpinguine zeigen ein weniger einheitliches Bild als die beiden anderen *Pygoscelis*-Arten. Aktuelle Daten aus der Maxwell Bay liegen nur von Barton Peninsula und Ardley Island vor. Während sich die Kolonie auf Ardley Island nach einem rapiden Rückgang in den 1980er und 1990er Jahren nun auf sehr niedrigem Niveau stabilisiert hat, erweist sich der Bestand in der Barton-Peninsula-Kolonie seit Zählbeginn als stabil. In der Kolonie auf Potter Peninsula wurde in den 1980er Jahren ebenfalls eine sinkende Brutpaarzahlen beobachtet; für danach liegen uns jedoch keine Zählraten mehr vor. Inzwischen ist die Art aus dieser Kolonie allerdings ganz verschwunden (Schuster 2010). Vergleiche mit anderen Kolonien aus der King-George-Insel-Region (Admiralty Bay) zeigen langfristig ebenfalls einen Rückgang verglichen mit den 1980er Jahren (Hinke et al. 2007; Sander et al. 2007a; Sander et al. 2007b; Korczak-Abshire et al. 2013). Großräumig betrachtet zeigt sich ebenfalls eine ungleichmäßige Entwicklung verschiedener Kolonien im Bereich der Antarktischen Halbinsel. Sowohl schrumpfende als auch stagnierende und wachsende Kolonien wurden nachgewiesen, wobei insgesamt jedoch eine Abnahme überwiegt, was eine schrumpfende Gesamtpopulation zur Folge hat (Lynch et al. 2012b).

Differenzierter zu beurteilen ist die Bestandsentwicklung des Südlichen Riesensturmvogels. Gute Datenreihen existieren hierbei für Fildes und Stansbury sowie bedingt für Barton und Potter Peninsula. Bei Letzterer schwankt die Brutpaarzahl sehr stark zwischen einzelnen Jahren, wodurch kein klarer Trend zu erkennen ist. Dagegen lässt sich auf Barton Peninsula eine deutliche Abnahme erkennen, verglichen mit den Zahlen aus den 1980er Jahren, während auf Stansbury Peninsula eine leichte Zunahme stattgefunden zu haben scheint. Fildes Peninsula weist hingegen stabile Brutpaarzahlen auf (s. o., Peter et al. 2013). Für den gesamten Bereich der Antarktischen Halbinsel sind Aussagen über den Status der Art schwer zu treffen, da nur wenige Zählraten publiziert sind und die Bestandstrends zudem einer starken lokalen Variabilität unterliegen (Patterson et al. 2008). Verschiedene veröffentlichte Zusammenstellungen aller bis zum Jahr 2000 verfügbarer Daten deuten jedoch auf eine stabile Gesamtpopulationsgröße oder mögliche Zunahme der Art hin (Woehler et al. 1997; Lynch et al. 2008; Patterson et al. 2008).

Bei den Blauaugenscharben im Bereich der Maxwell Bay fand in der Vergangenheit offenbar ein Bestandsrückgang statt. Die beiden Vorkommen am Duthoit Point und auf Low Rock nahe Potter Peninsula wurden in den 1990ern und frühen 2000er Jahren regelmäßig gezählt, wobei ein deutlicher Rückgang verzeichnet wurde (Casaux et al. 2006). Die einzige neuere Zählung aus der Saison 2012/13 durch Projektmitarbeiter am Duthoit Point deutet jedoch darauf hin, dass sich die Brutpaarzahlen inzwischen stabilisiert haben und sogar wieder ansteigen. Diese Beobachtung deckt sich exakt mit den von sowohl von Woehler et al. (2001) als auch von Lynch et al. (2008) gezeigten Trend im Bereich der gesamten Antarktischen Halbinsel, sodass die einzelnen lokalen Bestände sich in ihrem Bestand möglicherweise ähnlich verhalten.

Skuabestände unterliegen häufig starken interannuellen Schwankungen. Dies gilt insbesondere für Südpolarskuas. Basierend auf den verhältnismäßig langen Datenreihen der Halbinseln Potter, Fildes und Barton scheint der Bestand in den vergangenen Jahrzehnten stabil zu sein. Auffällig ist jedoch ein starker Einbruch der Brutpaarzahlen ab der Saison 2011/12, der sowohl auf Barton als auch auf Fildes zu erkennen ist und offenbar auch auf Potter Peninsula

beobachtet wurde (Graña Grilli 2014). Dabei waren die Altvögel in üblicher Anzahl anwesend, begannen jedoch nicht mit der Brut (Krietsch et al. 2015), möglicherweise aufgrund von mangelnder Nahrungsverfügbarkeit im Gebiet. Sollten sich diese schwachen Jahre weiter fortsetzen, wären in Zukunft negative Auswirkungen auf den lokalen Skuabestand zu erwarten.

Aktuelle Studien zu Bestandsentwicklungen von Skuas im weiteren Bereich der Antarktischen Halbinsel sind nur begrenzt verfügbar. Auf Byers Peninsula, Livingston Island, stieg der Bestand der Braunen Skua im Zeitraum zwischen 1965/66 und 2008/09 von 39 auf geschätzte 60 – 91 BP an, bei gleichzeitiger Abwesenheit von Südpolarskuas (Gil-Delgado et al. 2013a). Allerdings beruht diese Angabe auf lediglich zwei weit auseinander liegenden Zählungen. In der Admiralty Bay, King George Island, sank die Brutpaarzahl Brauner Skuas zwischen 1989 bis 1999 leicht (Woehler et al. 2001). Zählungen in den Saisons 1978/79 und 2004/05 belegten sogar einen ein 40 %-igen Rückgang (Datenreihe jedoch lückenhaft, da keine Zählungen dazwischen), wobei das Gebiet um Hennequin-Point und die Keller Peninsula besonders stark betroffen waren mit einem Rückgang von 11 auf 0 BP bei letzterer (Carneiro et al. 2010). Am Hennequin Point, sank die Brutpaarzahl Brauner Skuas in diesem Zeitraum von zehn (Jablonski 1986) auf nur noch zwei (Costa et al. 2008) bzw. ein BP (Carneiro et al. 2010) ab. Im Gegenzug wuchs jedoch der Bestand von Südpolarskuas dort im selben Zeitraum von neun auf 116 Paare deutlich an. Vermutlich aufgrund dieser Zunahme wurden auch 8 Misch- und Hybridpaare registriert, die früher nicht beobachtet werden konnten (Costa et al. 2008). Bemerkenswert hierbei ist die gemeinsame Brut eines als Chileskua (*Catharacta chilensis*) bestimmten Altvogels mit einer Südpolarskua (Costa et al. 2008). Diese in der Antarktis äußerst seltenen Brutvögel wurden bereits früher auf Potter (Reinhardt et al. 1997) und Fildes Peninsula nachgewiesen (pers. Mittg. M. Ritz), wobei es sich i. d. R. allerdings um Hybride zwischen Südpolar- und Chileskua handelte. Für alle eisfreien Gebiete im Bereich der Admiralty Bay nennen Carneiro et al. (2010) eine Zunahme an Südpolarskua-BP zwischen 1978/79 und 2004/05 von 36 auf 387 Paare (Datenreihe jedoch lückenhaft, da keine Zählungen dazwischen). Hybrid- und Mischpaare stiegen von 19 auf 37 BP. An der weiter südlich an der Antarktischen Halbinsel gelegenen Palmer Station blieb die Zahl der Südpolarskuas zwischen 1979 und 1999 stabil (Woehler et al. 2001). Dagegen zeigten Südpolarskuas zumindest bis zum Jahr 1999 eine teils deutlich steigende Tendenz entlang der gesamten Antarktischen Halbinsel (Woehler et al. 2001).

Die Datengrundlage bei allen übrigen Brutvogelarten im Bereich der Maxwell Bay (außerhalb Fildes Peninsula) ist mangelhaft und erlaubt keine Ableitung von gesicherten Bestandstrends. Die Zählungen der Dominikanermöwen deuten zwar auf einen stabilen Bestand hin, was sich aufgrund der verhältnismäßig geringen Datenbasis nicht abschließend bestätigen lässt. Für die Fildes Peninsula wurde eine signifikante Abnahme der Brutpaarzahl nachgewiesen (s. o.). Im Gegensatz dazu wiesen Sander et al. (2006) für die Admiralty Bay eine Zunahme an Dominikanermöwen zwischen 1978/79 und 2004/05 von über 30 % nach (Datenreihe jedoch lückenhaft, da keine Zählungen dazwischen). Aufgrund fehlender weiterer Studien zu Dominikanermöwen in der Antarktis sind keine Angaben zur generellen Bestandsentwicklung dieser Art im Bereich der Antarktischen Halbinsel möglich.

Dasselbe gilt für Kapsturmvögel, da über diese Art nur wenige Arbeiten vorliegen. Während für die Fildes-Region (s. o.) und Stansbury Peninsula stark abnehmende Brutpaarzahlen nachgewiesen wurden, ist aufgrund erheblicher Datenlücken bei der Erfassung keine Aussage über eine generelle Bestandentwicklung im gesamten Bereich der Maxwell Bay möglich. Für die benachbarte Admiralty Bay geben Sander et al. (2005) einen stabilen, wenn auch sehr geringen Bestand von 8 BP an. Aufgrund mangelnder Literaturdaten lassen sich über diese Art

wie auch für alle übrigen Brutvogelarten keine allgemeinen Aussagen über die Bestandsentwicklungen im Bereich der Westlichen Antarktischen Halbinsel treffen.

4 Dokumentation von Gletscherrückzugsgebiete ausgewählter Bereiche der Maxwell Bay in Bezug auf die regionale klimatische Entwicklung

4.1 Einleitung

Zahlreiche Studien belegten in den letzten Jahren übereinstimmend deutliche klimatische Veränderungen seit Beginn der Wetteraufzeichnungen in der Antarktis und deren angrenzenden Bereichen, wie z. B. die South Orkney Islands (Zazulie et al. 2010). Diese sind besonders ausgeprägt im Bereich der Antarktischen Halbinsel, während der Rest des Kontinents vergleichsweise geringe Klimaveränderungen aufweist. Der stärkste Anstieg der mittleren Lufttemperatur trat an der Station Faraday/Vernadsky auf, um dann nach Norden hin nachzulassen. Dennoch erstreckt sich der Bereich dieser Erwärmung auch bis zu den South Shetland Islands (Turner et al. 2009; Turner et al. 2014). Dabei manifestiert sich der durchschnittliche Lufttemperaturanstieg entlang der westlichen Antarktischen Halbinsel vor allem im Ausbleiben besonders kalter Wintertemperaturen als in einer generellen Erhöhung des Temperaturlevels (Turner et al. 2005a). Dieses Phänomen wird mit einer verstärkten zyklonischen Aktivität über der Amundsen-Bellingshausen-See erklärt. Niedrigerer Luftdruck dort führt zu stärkeren Nord- und Westwinden an der westlichen Antarktischen Halbinsel, die warme Luftmassen zuführen (Turner et al. 2013). An der östlichen Antarktischen Halbinsel ist diese Wintererwärmung nicht ausgeprägt, stattdessen tritt die Erwärmung im Sommer auf (Turner et al. 2009), vermutlich durch häufigere, föhnverstärkte Westwinde (Turner et al. 2014).

Im Gegensatz zur Lufttemperatur unterliegt die Niederschlagsmenge hohen interannuellen Schwankungen, die mögliche mittlere Veränderungen überlagern. Dennoch stieg die Niederschlagsmenge entlang der westlichen Antarktischen Halbinsel nachweisbar an als Resultat der verstärkten zyklonischen Aktivität über der Amundsen-Bellingshausen-See. Andernorts traten keine signifikanten Veränderungen auf (Turner et al. 2013).

Diese Klimaveränderungen können weitreichende Veränderungen des Ökosystems der Antarktis auslösen. Eine Klimaerwärmung ermöglicht beispielsweise das Ausbreiten von Arten in bisher unbesiedelte Areale. Auf diese Weise könnten sich auch eingeschleppte Arten etablieren, für die bisher die Umweltbedingungen nicht geeignet zum dauerhaften Überleben waren. Weiterhin legt ein Rückzug von Gletschern und permanenten Schneefeldern neuen Boden frei, der von Organismen besiedelt werden kann und somit zu deren Ausbreitung beiträgt. Nicht zuletzt können klimatische Veränderungen auch zu Veränderungen der Verbreitung und Häufigkeit von marinen Organismen z. B. infolge erhöhter Wassertemperatur in oberflächennahen Schichten (Whitehouse et al. 2008; Schloss et al. 2012) oder erhöhter Salinität während des Sommers (Meredith et al. 2005) führen. Sind Schlüsselarten der Nahrungsnetze betroffen, wie beispielsweise Krill, so pflanzen sich die Auswirkungen durch alle trophischen Stufen fort und beeinflussen damit auch Tiere, welche nicht direkt von einer Klimaveränderung betroffen wären (z. B. Franzke 2013).

Neben solchen biotischen Auswirkungen beeinflussen insbesondere Temperatur und Niederschlagsmenge die Entwicklung von Gletschern durch Verschiebung des Verhältnisses von Ablation und Akkumulation (z. B. Han et al. 1995). Daher wird nachfolgend mit Hilfe meteorologischer Daten auf das Klima in der Fildes-Region und seine Veränderungen eingegangen.

4.2 Auswertung der meteorologischen Daten der Station Bellingshausen

4.2.1 Das Klima im Untersuchungsgebiet

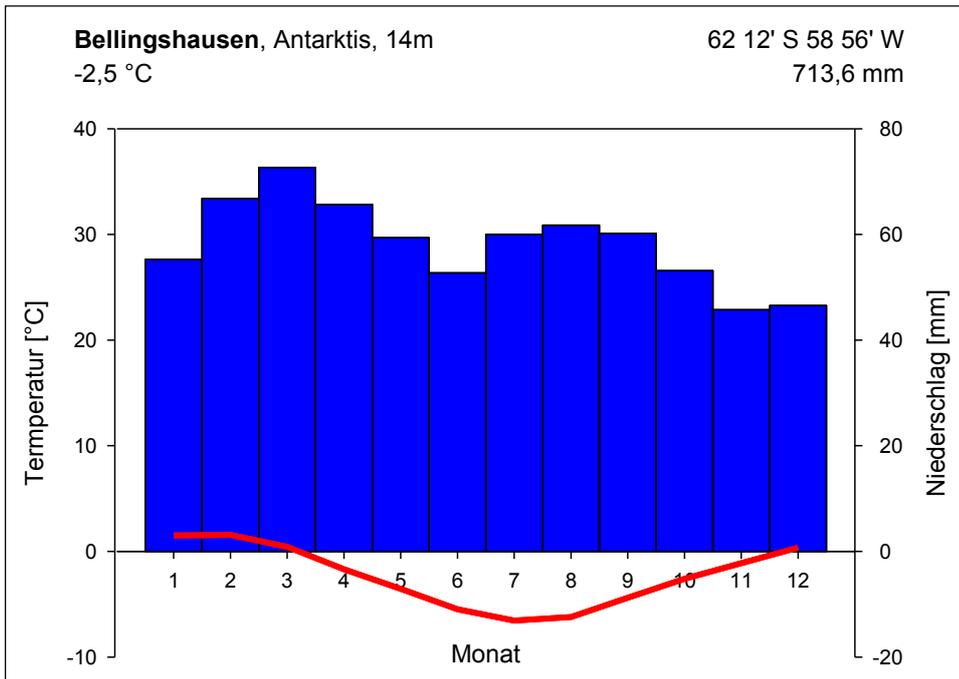
Das Klima der South Shetland Islands ist geprägt durch den Einfluss der südhemisphärischen Polarfront und der Lage im Ozean (Peter et al. 2008). Dadurch zeichnet sich das vorherrschende Klima durch verhältnismäßig milde Temperaturen, eine hohe Luftfeuchtigkeit, hohe Niederschlagsmengen und starke Winde aus, vorwiegend aus westlicher Richtung. Ferner sind schnelle Wetterveränderungen, bedingt durch eine starke Zyklonaktivität, typisch. Gemäß der Klimaklassifikation nach Köppen handelt es sich dabei um ein Tundrenklima (Barsch et al. 1985), bei dem in mindestens einem Monat des Jahres die Mitteltemperatur über 0 °C liegt.

Eine kontinuierliche Erfassung meteorologischer Daten in der Antarktis ist von außerordentlich hoher Bedeutung für die Analyse der aktuellen Klimaentwicklungen dieser Region. Nur wenige Orte der Antarktis weisen eine entsprechende Langzeitdatensammlung auf, so z. B. die ukrainische Station Vernadsky (vormals britische Faraday Station, Argentine Islands, Messung seit 1947, Franzke 2013) oder die argentinische Station Orcadas (South Orkney Islands, Messung seit 1903, Zazulie et al. 2010). Auf King George Island werden in zahlreichen Forschungsstationen seit mehreren Jahrzehnten meteorologische Messungen durchgeführt. In der Station Bellingshausen erfolgt bereits seit Ende Februar 1968 die kontinuierliche Erfassung verschiedener meteorologischer Parameter, resultierend in einer für die Antarktis verhältnismäßig langen Messreihe von 46 Jahren. Ein Teil der erfassten Daten wird in Form von Monatsmittelwerten sowohl durch das AARI selbst (<http://www.aari.aq/data/pick.asp?lang=0>, aufgerufen am 30.05.2016) als auch im Rahmen des SCAR READER-Projekts (Quelle: <http://www.nerc-bas.ac.uk/icd/gjma/>, aufgerufen am 30.05.2016) der Öffentlichkeit zugänglich gemacht. Diese Daten bildeten die Grundlage der nachfolgenden Berechnungen.

Entsprechend des in der Meteorologie üblichen Zeitraumes von 30 Jahren als Grundlage für die Berechnung eines klimatologischen Mittels (siehe „Klimatologische Referenzperiode“ im Wetterlexikon des DWD: www.dwd.de/lexikon, aufgerufen am 30.05.2016), wurde der Zeitraum von 1969 – 1998 zur Berechnung einer solchen Bezugsgröße gewählt, was dem frühestmöglichen 30-jährigen Messzeitraum auf der Fildes-Halbinsel entspricht. Die klimatologischen Mittelwerte bestätigen den oben beschriebenen Charakter des Klimas der South Shetland Inseln mit begrenzten Schwankungen der Monatsmitteltemperatur und ganzjährig sehr gleichmäßigen Niederschlagsmengen (Abbildung 58, siehe auch Tabelle 28 im Anhang 2). Das Klima ist dadurch ausgesprochen humid (ca. 700 mm/Jahr), feuchtester Monat ist im Mittel der März, der trockenste der November. Die interannuellen Schwankungen überlagern jedoch die Mittelwertunterschiede zwischen den Monaten, sodass keine Niederschlagsjahreszeiten ausgeprägt sind.

Das monatliche Temperaturmittel steigt in den Sommermonaten über den Gefrierpunkt – wärmster Monat sind i. d. R. Januar oder Februar – und liegt den Rest des Jahres im negativen Bereich. Der Juli ist in den meisten Jahren der kälteste Monat. Die höchste in der Station Bellingshausen jemals gemessene Temperatur liegt bei über 8 °C, winterliche Tiefsttemperaturen erreichen -30 °C (Quelle: http://www.aari.aq/stations/bell/bell_en.html, aufgerufen am 30.05.2016).

Abbildung 58: Klimadiagramm der Station Bellingshausen, basierend auf meteorologischen Daten von 1969 bis 1998 (Datenquelle: NADC, AARI: <http://www.aari.aq>)



Windrichtung und -geschwindigkeit im Bereich der Station Bellingshausen sind hochvariabel. Die Hauptwindrichtungen sind Nord, Nordwest und West (http://www.aari.aq/stations/bell/bell_en.html, aufgerufen am 30.05.2016), welche auch die maximalen Windgeschwindigkeiten mit sich bringen. Während diese Winde warme und feuchte Luft transportieren, sind Winde aus Süd und Südost, welche verstärkt im Januar auftreten, trocken und kalt. Die durchschnittliche Windgeschwindigkeit ist mit einem Jahresmittel von 7,4 m/s (1969 – 1998) konstant verhältnismäßig hoch, erreicht jedoch von April bis Oktober noch darüber liegende Werte (maximaler Mittelwert im Oktober: 8,0 m/s). Die Sommermonate sind am windärmsten, verzeichnen jedoch immer noch Werte zwischen 6,5 und 6,8 m/s. Im Mittel werden an 200 Tagen im Jahr Sturmstärken (21 - 24 m/s) verzeichnet (http://www.aari.aq/stations/bell/bell_en.html, aufgerufen am 30.05.2016). Oft wird auch Orkanwindstärke mit Geschwindigkeiten von mehr als 33 m/s erreicht.

Die Höhe der mittleren monatlichen Schneedecke wird seit Januar 1979 erfasst. Eine Aufzeichnung der Anzahl der Tage mit Schneefall und der Tage mit Schneestürmen erfolgt offenbar erst seit Februar 2006 und erlaubt daher im Vergleich zu den übrigen Langzeitdaten nur sehr eingeschränkte Aussagen. Schneefall wird im Mittel an 210 Tagen im Jahr registriert, während Schneestürme bei einer frischen Schneedecke und Windgeschwindigkeiten von mehr als 7 – 9 m/s im Durchschnitt an 109 Tagen im Jahr auftreten.

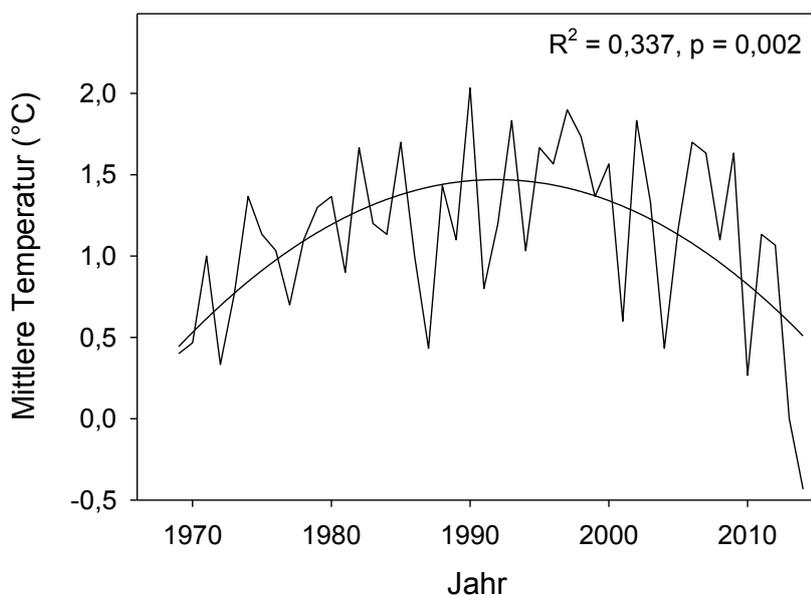
4.2.2 Aktuelle klimatische Veränderungen

Mit Hilfe der veröffentlichten meteorologischen Daten der Station Bellingshausen lassen sich Aussagen über die Klimaentwicklung der vergangenen Jahrzehnte in der Fildes-Region treffen. So stieg die Jahresmitteltemperatur zwischen 1969 und 2013 in diesem Gebiet zwar gemittelt um rund 0,7 °C, entsprechend 0,017 °C pro Jahr an, wobei das statistische Signifikanzniveau von 95 % aber knapp verfehlt wurde (siehe auch Tabelle 29 im Anhang 2). Bei der Betrachtung

der einzelnen Monatsmittel über die vergangenen Jahrzehnte hinweg zeigt sich ein gesicherter linearer Trend nur im Mai (+0,055 °C/a), der Anstieg im August verfehlt knapp das Signifikanzniveau (+0,046 °C/a). Auch für Januar und Februar existiert ein Trend, der allerdings nicht linear ist. Eine quadratische Regression beider Temperaturverläufe zeigt, dass die Mitteltemperatur zunächst jeweils stieg, in den Jahren 1993 (+1,9 °C) und 1992 (+1,9 °C) ihr gemittelt Maximum erreichte und seitdem wieder fällt (Januar: $R^2 = 0,322$, $p = 0,003$, Februar $R^2 = 0,295$, $p = 0,005$). Dieselbe nichtlineare Entwicklung spiegelt sich auch im Verlauf der Sommertemperatur (Dezember – Februar) wider (Maximum 1990/91, $R^2 = 0,337$, $p = 0,002$), wobei der Sommer 2013/14 der Kälteste seit Aufzeichnungsbeginn war (Abbildung 59). Somit ist die noch von Turner et al. (2005a) bis zum Jahr 2000 gezeigte Sommererwärmung inzwischen nicht mehr nachweisbar. Stattdessen wird bei Extrapolation der dargestellten Regressionskurve die Sommermitteltemperatur des Messbeginns 1969 im Sommer 2014/15 unterschritten.

Entgegen dieser jüngsten Sommerabkühlung steigt die Herbsttemperatur (März – Mai), wie bereits im Falle des Monats Mai gezeigt wurde (s. o.), weiterhin kontinuierlich an (+0,025 °C/a, siehe auch Tabelle 29 im Anhang 2) – im Unterschied zu Turner et al. (2005a) jedoch auf einem signifikanten Niveau. Für Winter (Juni – August) und Frühling (September – November) gibt es weiterhin keinen Trend. Damit können die Resultate aus der etwa 440 km weiter südwestlich gelegenen Station Vernadsky, die einen starken positiven Trend der Wintertemperaturen aufzeigen (Franzke 2013) nicht bestätigt werden. Eine noch detailliertere Auswertungsmöglichkeit könnten tagesgenaue Temperaturdaten bieten, die für die Station Bellingshausen bislang jedoch nicht verfügbar waren. Dadurch entfällt die Möglichkeit der Untersuchung der Häufigkeit von extremen Wetterereignissen.

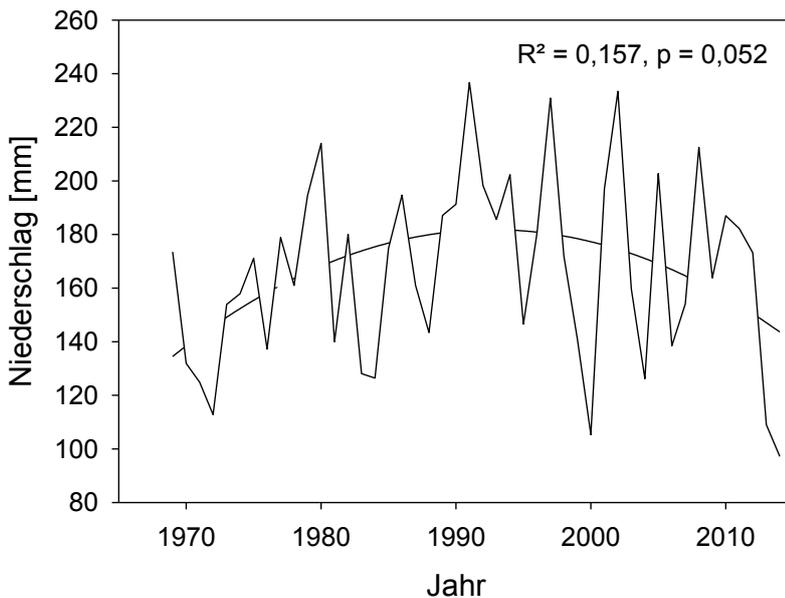
Abbildung 59: Entwicklung der mittleren Sommertemperatur (Dezember – Februar) in Bellingshausen von 1969 bis 2014; dargestellt ist zusätzlich die quadratische Regressionskurve (Datenquelle: NADC, AARI: <http://www.aari.aq>).



Die gemessenen Niederschläge haben sich im Verlauf der vergangenen 46 Jahre nur minimal verändert. Lineare Veränderungen sind weder monatlich noch jahreszeitlich erkennbar (siehe auch Tabelle 30 im Anhang 2). Allerdings lässt sich ein quadratischer Trend im Januar und Mai

nachweisen. Beim Januar ist der Verlauf (Maximum 1995, $R^2 = 0,204$, $p = 0,024$) ähnlich der Temperaturkurve, wenngleich weniger deutlich ausgeprägt. In abgeschwächter, nicht signifikanter Form ist dieses Muster auch in den Niederschlagsmessungen des ganzen Sommers zu finden (Abbildung 60). Im Mai dagegen fand zunächst eine Abnahme der Niederschlagsmenge bis 1991 statt, um danach wieder anzusteigen ($R^2 = 0,160$, $p = 0,046$). Damit folgt die Niederschlagsmenge nicht dem aufgezeichneten linearen Temperaturanstieg.

Abbildung 60: Entwicklung der Niederschlagsmengen im Sommer (Dezember - Februar) in Bellingshausen von 1969 bis 2014; dargestellt ist zusätzlich die quadratische Regressionskurve (Datenquelle: NADC, AARI: <http://www.aari.aq>).



Hinsichtlich der an der Station Bellingshausen gemessenen Schneehöhen im monatlichen Mittel wurde für die Monate Januar und Dezember eine Zunahme der Höhe der Schneedecke ermittelt (lin. Regr. Januar: $R^2 = 0,17$, $p = 0,02$; Dezember: $R^2 = 0,23$, $p = 0,004$). Alle übrigen Monate zeigten hingegen keine signifikanten Veränderungen über die Zeit. Der aufgezeigte Zuwachs der mittleren Schneehöhe in den Monaten Dezember und Januar steht im Wesentlichen im Zusammenhang mit der Reihe an kühlen Sommern in der jüngsten Vergangenheit (s. o.), die ein Abschmelzen der im Winter oder Frühjahr gefallenen Schneemenge verzögerten. Eine jährliche Zunahme der Schneefallmenge, wie für die WAP-Region nachgewiesen (Turner et al. 2014), war basierend auf der o. g. Auswertung der Niederschlagsmenge hingegen nicht feststellbar.

4.3 Vorbemerkung zur Gletscherentwicklung in der Antarktis

Das Verhalten bzw. die Entwicklung eines Gletschers ist abhängig vom Verhältnis zwischen der Ansammlung der Schneemassen (Akkumulation) und dem Abschmelzen (Ablation), ausgelöst durch Sonneneinstrahlung, Lufttemperatur und Niederschlag. Daneben trägt auch der direkte Übergang von Wasser vom festen in den gasförmigen Aggregatzustand (Sublimation) zu einer Abnahme der Gletschereismasse bei. Übersteigt der Masseverlust durch Ablation und Sublimation den Zuwachs an Gletschereis führt dies je nach Relief zu Abbrüchen, wie z. B. das Abkalben von Eisbergen, oder langsamen Rückzug der Gletscherfront. Die Fließgeschwindigkeit

von Gletschern kann sich infolge der Ausdünnung der Gletscherfont oder durch das Verschwinden von vorgelagertem Schelfeis erhöhen.

Die Folgen der aktuellen Klimaveränderungen auf die Eismassen der Antarktis äußern sich nicht einheitlich, sondern in einem scharfen Kontrast: Die Antarktische Halbinsel besteht im Wesentlichen aus einer schroffen Gebirgskette, die sich von der übrigen Antarktis durch eine im Sommer auftretende Schmelzperiode, die zahlreiche voneinander isolierte eisfreie Bereiche von Schnee befreit, unterscheidet. Der während der letzten 50 Jahre an der Antarktischen Halbinsel zu beobachtende Anstieg der Lufttemperatur beträgt mit einer Erhöhung von 2,8 °C ein Vielfaches des globalen Mittels (z. B. Vaughan et al. 2001; Vaughan et al. 2003; Turner et al. 2005a; Turner et al. 2014). Infolge dieser Erwärmung und ist hier ein gravierender Eisverlust zu beobachten, verursacht durch den Rückzug zahlreicher Gletscher (Cook et al. 2005; Cook et al. 2010) sowie durch den Verlust großer Schelfeisbereiche (Rignot et al. 2013; Rignot et al. 2014; Paolo et al. 2015). Das Abschmelzen der Schelfe wird im basalen Bereich durch steigende Temperaturen des Meerwassers ausgelöst bzw. beschleunigt (Martinson et al. 2008; Jenkins et al. 2010; Schmidtke et al. 2014) und führt wiederum zu einer Beschleunigung der Fließgeschwindigkeit der Inlandgletscher (Scambos et al. 2004; Vaughan 2006).

In der Ostantarktis hingegen nimmt die Eismasse infolge erhöhter Niederschläge stellenweise zu (Shepherd et al. 2012), wiegt aber in ihrer Massebilanz die Verluste in der Westantarktis nicht auf (Kerr 2006), weshalb die Eismassebilanz der Antarktis insgesamt negativ ist.

Neben der atmosphärischen Erwärmung wurde während der vergangenen Dekaden ein deutlicher Anstieg der Meeresoberflächentemperatur verzeichnet, der zu erheblichen Veränderungen der antarktischen Meereisausdehnung und -verteilung führt (Zhang 2007). Im Unterschied zur Meereisabnahme in der Arktis steigt die Nettoproduktion von antarktischem Meereis (Zwally et al. 2002; Zhang 2007; Parkinson et al. 2012). So erreichte beispielsweise die Meereisausdehnung der Antarktis im September 2014 ihr bisheriges Maximum seit Beginn der systematischen Erfassung (Quelle: <http://www.iup.uni-bremen.de:8084/ssmis/#Antarctic>, aufgerufen am 30.05.2016). Ursache hierfür ist das komplexe Zusammenspiel verschiedener, für die Antarktis spezifischer Faktoren wie die infolge des Ozonlochs veränderte Windzirkulation (Thompson et al. 2002; Holland et al. 2012) und eine veränderte Ozeanzirkulation, die zu einer stärkeren Schichtung des Meerwassers und einen geringeren Wärmetransport in obere Schichten führt (Zhang 2007). Daneben führt der höhere Frischwassereintrag infolge des Abschmelzens der Inlandgletscher und die Zunahme von Niederschlägen zu einer Erhöhung der Gefrierpunktttemperatur, was eine stärkere Eisbildung zur Folge hat. Andererseits wiesen Studien zur zeitlichen und räumlichen Variabilität der Meereisbedeckung in der WAP-Region eine deutlich verkürzte Dauer der Meereisbedeckung nach (Stammerjohn et al. 2008). Schlussfolgernd lässt sich feststellen, dass ein Verlust großer Meereisflächen (Smith et al. 2003; Liu et al. 2010) bzw. eine Verkürzung der Dauer der Meereisbedeckung (Stammerjohn et al. 2008) eine nachhaltige Beeinflussung der Funktionalität des regionalen Ökosystems erwarten lassen. So zeigten Untersuchungen in der WAP-Region bereits auf allen trophischen Ebenen entsprechende Veränderungen (z. B. Smith et al. 2003; Atkinson et al. 2004; McClintock et al. 2008).

4.4 Aktuelle Situation der Gletscher im Untersuchungsgebiet

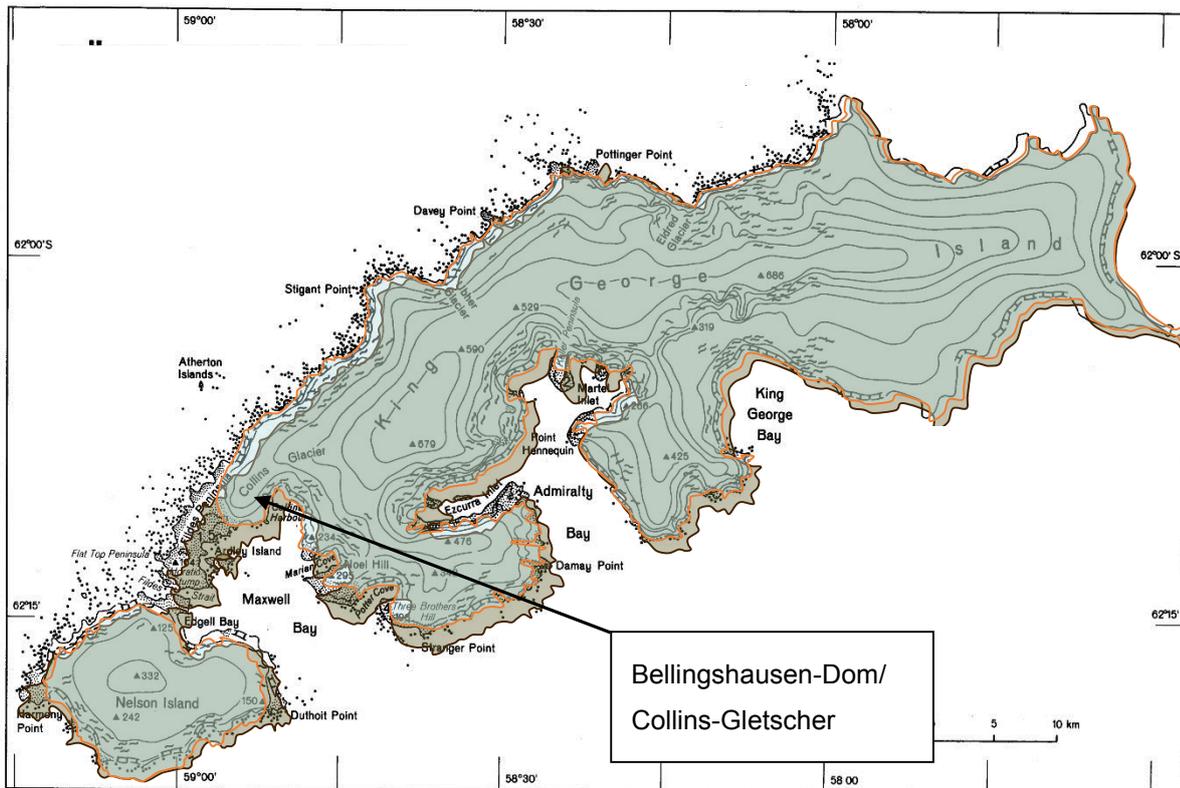
King George Island ist wie alle größeren Inseln der South Shetland Islands mit einer Eisbedeckung von über 90 % (1.250 km²) fast vollständig vergletschert (Simoes et al. 1999; Abbildung 61). Die Eisdicke beträgt maximal 420 m bei einem Durchschnitt von 250 m

(Blindow et al. 2010). Die höchste Erhebung der Insel erreicht knapp über 700 m ü. N.N. (Braun et al. 2004). Die Fildes Peninsula ist mit ca. 29 km² das größte eisfreie Gebiet der Insel und wird im Nordosten vom Bellingshausen-Dom (analoge Bezeichnung: Collins-Gletscher), einem Ausläufer der Arctowski-Eiskappe, begrenzt (Abbildung 61). Die Mächtigkeit der Eisbedeckung im Bereich des Bellingshausen-Doms liegt durchschnittlich bei 65 m mit einem Maximum von 120 m (Rückamp et al. 2011). Die Eiskappe von King George Island wird aufgrund ihrer Eigenschaften und des vorherrschenden maritimen Klimas (siehe Kap. 4.2) als höchst sensitiv gegenüber Klimaveränderungen eingeschätzt (Braun et al. 2004). Dies gilt insbesondere für einen derart exponierten Gletscherausläufer wie dem Bellingshausen-Dom (Sobiech et al. 2010).

Im Südwesten King George Islands liegt die Insel Nelson, deren Gesamtfläche von ca. 170 km² ebenfalls zu 95 % vergletschert ist (Abbildung 61; Rin et al. 1995; Liu et al. 2004). Der höchste Punkt der Eiskuppe erreicht 320 m ü. N. N (Rin et al. 1995).

In zahlreichen detaillierten Studien wurde bereits nachgewiesen, dass die Eiskappe auf King George Island als Folge der Klimaveränderungen deutlich an Masse verliert (z. B. Park et al. 1998; Simoes et al. 1999; Birkenmajer 2002; Braun et al. 2002; Osmanoglu et al. 2013; Sobota et al. 2015). Rückamp et al. (2011) errechneten für den Zeitraum 2000 bis 2008 anhand hochaufgelöster Satellitendaten für die gesamte Insel King George eine Rückzugsfläche von ca. 20,5 km². Dabei zogen sich 45 Gletscherausläufer zwischen 1956 und 1995 um mehrere Hundert Meter bis zu einem Kilometer zurück (Simoes et al. 1999). Unter der Annahme, dass sich das zwischen 2000 und 2011 herrschende Klima fortsetzt, sagen Rückamp et al. (2011) ein vollständiges Verschwinden des Bellingshausen-Doms im Norden der Fildes Peninsula in 285 Jahren voraus. Im Bereich der nördlichen Fildes Peninsula werden die Abschmelzprozesse des angrenzenden Gletschers besonders deutlich in Form von zurückweichenden Gletscherfronten oder ausschmelzendem Toteis, das häufig aus der der Gletscherzunge vorgelagerten Moräne zum Vorschein kommt (Peter et al. 2008). Gegenstand der vorliegenden Arbeit ist die Untersuchung, inwiefern sich der Masseverlust des Bellingshausen-Doms auf dem Gebiet der Fildes Peninsula in einem deutlich sichtbaren horizontalen Rückzug widerspiegelt, wie auch zahlreiche subjektive Berichte langjährig in der Region tätiger Wissenschaftler/innen nahe legen.

Abbildung 61: Eisbedeckung von King George Island und Nelson Island (Quelle: KGIS-Projekt Universität Freiburg)



Dazu wurde eine Vielzahl von Luftbildern und Satellitenaufnahmen im Hinblick auf mögliche Gletscherrückzugsgebiete in ausgewählten Bereichen der Maxwell Bay ausgewertet. Im Gegensatz zu bereits im Untersuchungsgebiet durchgeführten detaillierten glaziologischen Studien (s. o.), die u. a. eine Bestimmung des gesamten Gletschervolumens sowie der Menge des gespeicherten Wassers erlauben, ermöglicht die vorliegende Arbeit ausschließlich Aussagen über die horizontale Gletscherausdehnung.

4.5 Methodik der Dokumentation von Gletscherrückzugsgebieten im Bereich der Maxwell Bay

Für die Dokumentation der Gletscherrückzugsgebiete wurden die Gletscherrandzonen der eisfreien Gebiete der Fildes Peninsula, der Norden von Nelson Island (einschließlich Stansbury Peninsula und Martin Point), Duthoit Point/Nelson Island als auch die Halbinseln Weaver und Barton berücksichtigt (siehe Abbildung 39). Die Potter Peninsula wurde von der Untersuchung ausgenommen, da bereits eine umfassende Arbeit zu diesem Gebiet vorliegt (Rückamp et al. 2011).

Die Hauptquelle des verwendeten Datenmaterials für eine Dokumentation der Veränderungen der horizontalen Gletscherausdehnung im Bereich der Maxwell Bay stellten frei zugängliche Luftbilder und Satellitenaufnahmen des U.S. Geological Survey dar (Quelle: USGS, <http://earthexplorer.usgs.gov/>). Erste verfügbare Luftaufnahmen des Gebiets der Maxwell Bay stammen vom Dezember 1956, die jedoch aufgrund der starken Schneebedeckung nur bedingt auswertbar waren. Vor allem wurden jedoch Aufnahmen der Erdkundungssatelliten Landsat zur Auswertung herangezogen. Dabei handelt es sich um ein optisches System mittlerer Auflösung, welches seit mehr als 40 Jahren multispektrale Aufnahmen (8 Spektralkanäle) der

Erdoberfläche zwischen 82 ° nördlicher und südlicher Breite liefert. Dabei erfolgt alle 16 Tage die Aufnahme eines Gebiets. Die aktuellsten Systeme von Landsat 7 und 8 (gestartet 1999 bzw. 2013) verfügen über eine Abdeckungsbreite von knapp 200 km und bieten eine räumliche Auflösung von 30 x 30 m.

Die Verwendbarkeit optischer Satellitendaten hängt stark von den Wetterbedingungen ab. Vor allem die häufige Wolkenbedeckung im Bereich der South Shetland Islands schränkt die Anzahl nutzbarer Satellitenaufnahmen stark ein, da nur deren Rückstrahlung, nicht aber die Erdoberfläche detektiert wird (Mustafa et al. 2012). Daneben spielt der Zeitpunkt der Aufnahme eine bedeutende Rolle, um Fehlinterpretationen durch Schneeeauflagen zu minimieren und eine Vergleichbarkeit der Daten zu gewährleisten. Im Idealfall liegen ausreichend Aufnahmen vom Ende der sommerlichen Ablationsphase des Gletschers vor, was durch die starken annualen Schwankungen der Schneebedeckung in der Fildes-Region, auch während des Sommers, eine erhebliche Schwierigkeit darstellte. Eine weitere Einschränkung war in dem Auftreten des sogenannten Scan Line Corrector Failure (NASA 2014) in Landsat 7-Aufnahmen nach 2003 begründet, wodurch die Bilder Datenlücken aufweisen und nicht ohne Weiteres vollständig dargestellt werden können. Zusätzlich zu den Landsat-Aufnahmen lagen auch Luftbilder aus dem Jahr 1984 (Sommer, genaues Datum unbekannt) vor (freundlicherweise zur Verfügung gestellt von R. Mäusbacher, FSU Jena). Deshalb musste im Vorfeld eine große Anzahl von Luftbildern und Satellitenaufnahmen auf ihre Eignung hin überprüft werden. Dabei wurde v. a. auf eine ausreichende Abdeckung der gewünschten Gebiete sowie in Bezug auf die Wolken- und Schneebedeckung auf eine hinreichend gute Erkennbarkeit der Gletscherrandzonen geachtet.

Um Aussagen über räumliche Veränderungen treffen zu können, müssen Luftbilder und Satellitenaufnahmen vor der Auswertung georeferenziert werden. Deshalb wurden alle geeigneten Aufnahmen mit Hilfe von Ground Control Points georeferenziert, d. h. jedem Bildpixel werden geografische Koordinaten zugewiesen. Bei aktuelleren Landsat-Bildern entfiel dieser Schritt, da diese bereits georeferenziert sind. Eine Orthorektifizierung der Aufnahmen mit Hilfe eines Digitalen Geländemodells wurde nicht durchgeführt.

Als geeignete Methode zur Auswertung von Gletscherrückzugsgebieten wurde die manuelle Bildinterpretation gewählt, da diese unter den gegebenen Umständen gegenüber der Klassifizierung die verlässlichsten Ergebnisse liefert (Mustafa et al. 2012). Die Bildinterpretation erfolgte durch sogenannte Delineation, d. h. die Grenzzone des Gletschers wurde anhand des Farbtons, der Oberflächenstruktur oder weiterer Abgrenzungsmerkmale digitalisiert. Mit Hilfe von Veränderungen von Kontrasten sowie der Auswahl der Spektralkanäle (Echt- oder Falschfarbendarstellung) wurde die Abgrenzung der Grenzzone des Gletschers unterstützt. Die Bearbeitung und Interpretation sämtlicher Fernerkundungsdaten erfolgte mit Hilfe der Software ArcGIS© in den Versionen 9.3.1 bzw. 10.2 sowie mit der Software Quantum GIS Version 1.8.0.

Die absolute Genauigkeit der Methode wird begrenzt durch die Auflösung (30 x 30 m) der Landsat-Aufnahmen. Eine wesentliche Fehlerquelle des Vorgehens der manuellen Abgrenzung besteht in der teilweise erschwerten Erkennbarkeit der exakten Gletscherbegrenzung aufgrund von Schneebedeckung und vor- oder aufgelagertem Moränenmaterial. Dadurch kann in den Ergebnissen ein nicht weiter quantifizierbarer Fehler auftreten, der sich in Abweichungen der ermittelten Gletscherrandzone in verschiedenen Aufnahmen desselben oder nah aufeinander folgenden Jahren äußert.

Für eine Verifizierung der Ergebnisse der Auswertung der Fernerkundungsdaten wurde im Februar 2013 eine manuelle, GPS-gestützte Kartierung der Gletscherrandzone des Bellingshausen-Doms im Norden der Fildes Peninsula vorgenommen. Die während dieses Südsommers durchweg verhältnismäßig starke Schneebedeckung behindert jedoch teilweise die exakte Lokalisierung des Gletscherrands im Gelände, sodass hierdurch entstandene Abweichungen nicht ausgeschlossen werden können.

4.6 Ergebnisse

Im Folgenden werden die Gletscherrückzugsgebiete dargestellt, für die bislang keine entsprechende Dokumentation bekannt war.

Aus Abbildung 62 wird deutlich, dass sich die horizontale Ausdehnung des Bellingshausen-Doms im Norden der Fildes Peninsula in den vergangenen Jahren zwischen 1956 und 2012 erheblich verringert hat. Am deutlichsten zeigte sich der Rückzug der Gletscherfront im zentralen Bereich, wo sich die Gletscherzunge im Laufe der letzten sechs Jahrzehnte um über 600 m zurückgezogen hat (Abbildung 62).

Ergebnisse aus Radiokarbondatierungen von in Moränenmaterial eingeschlossenen Moosen deuten an, dass die maximale Gletscherausdehnung des Bellingshausen-Doms im späten Holozän, d. h. vor 3.500 Jahren, über die heutige Gletscherfront um ca. 400 – 500 m hinausging (Hall 2007). Der letzte Gletschervorstoß wird auf den Zeitraum von vor 250 – 450 Jahren, welcher der Kleinen Eiszeit auf der Nördlichen Hemisphäre entspricht, datiert (Simms et al. 2012). Davor lag die Gletschergrenze an bzw. hinter ihrer heutigen Position (Hall 2007). Der aktuelle schnelle Rückzug der Gletscher wird auf die beobachtete regionale Klimaerwärmung zurückgeführt (Turner et al. 2014) und ist dort am größten, wo das Eis Ausläufer in flache Täler schiebt (Abbildung 62).

Abbildung 62: Gletscherrückzugsgebiete des Bellinghausen-Doms im Norden der Fildes Peninsula zwischen 1956 und 2012 (ergänzt durch Ergebnis der Gletscherrandkartierung im Februar 2013), dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten (Hintergrundbild: © Google Earth, Bildaufnahmedatum 21.02.2006)

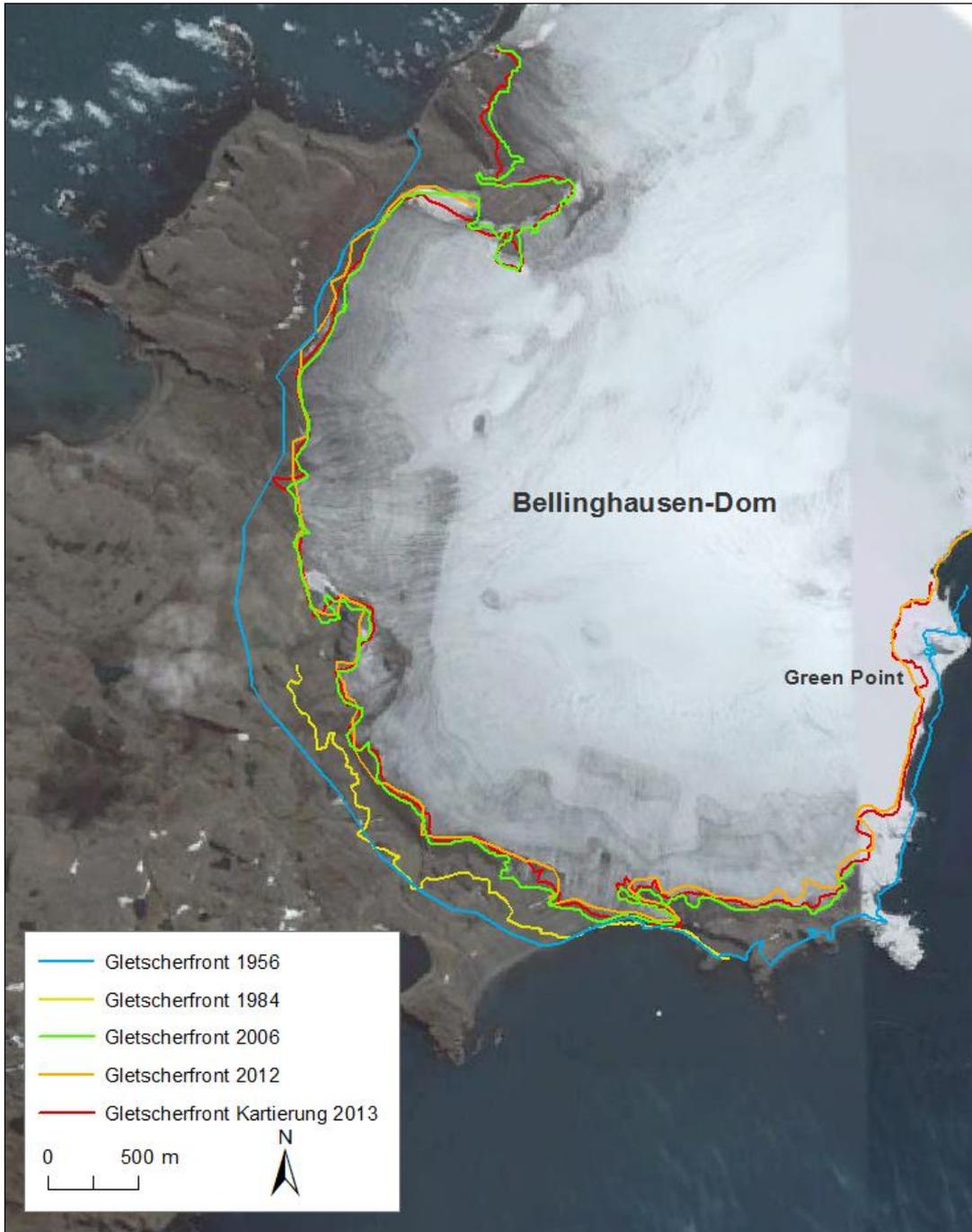
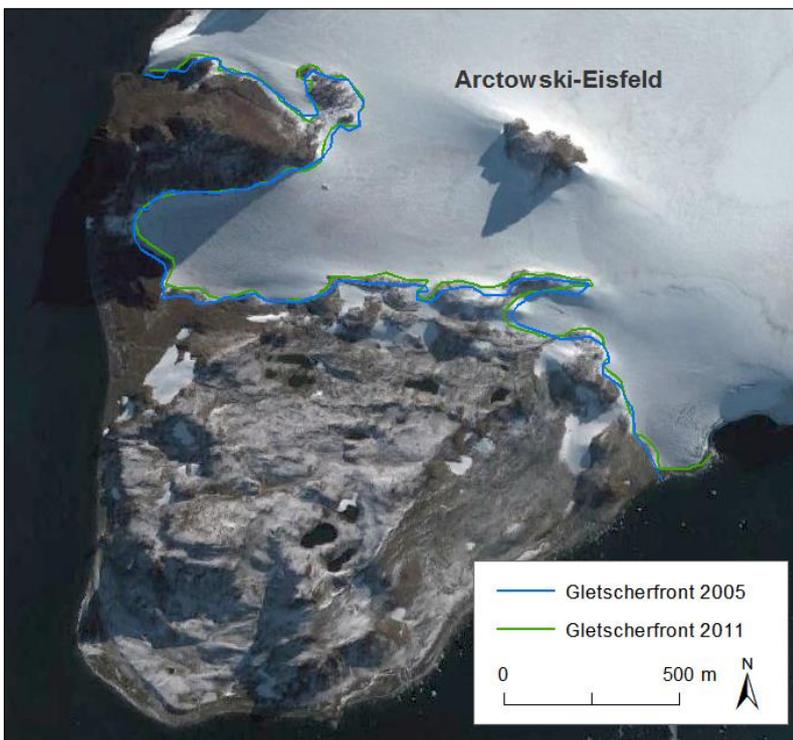


Abbildung 63: Gletscherrückzugsgebiete der Barton Peninsula zwischen 2005 und 2011, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten (Hintergrundbild: © Google Earth, Bildaufnahmedatum 21.03.2011)



Abbildung 64: Gletscherrückzugsgebiete der Weaver Peninsula zwischen 2005 und 2011, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten (Hintergrundbild: © Google Earth, Bildaufnahmedatum 21.03.2011)

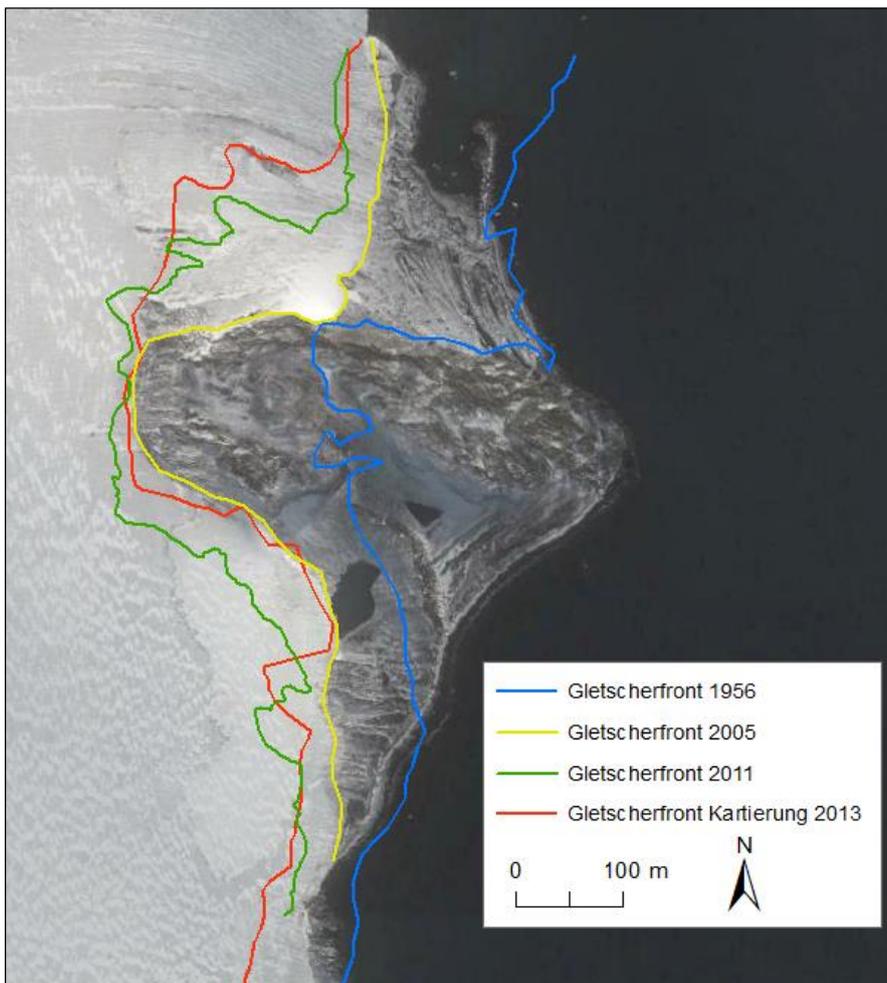


Trotz der verhältnismäßig kleinen Datengrundlage deutet sich in den Bereichen Barton und Weaver Peninsula ebenfalls ein Abschmelzen der angrenzenden Gletscherzungen an. Auf der Barton Peninsula ist im Vergleich der vorliegenden Satellitenaufnahmen von 2005 und 2011

ein Rückzug des südwestlichen Gletscherausläufers von ca. 150 m und im äußersten Südosten von ca. 180 m zu beobachten (Abbildung 63). Der Rückzug der Gletscherfront auf der Weaver Peninsula im selben Zeitraum beträgt dagegen nur knapp 30 m (Abbildung 64).

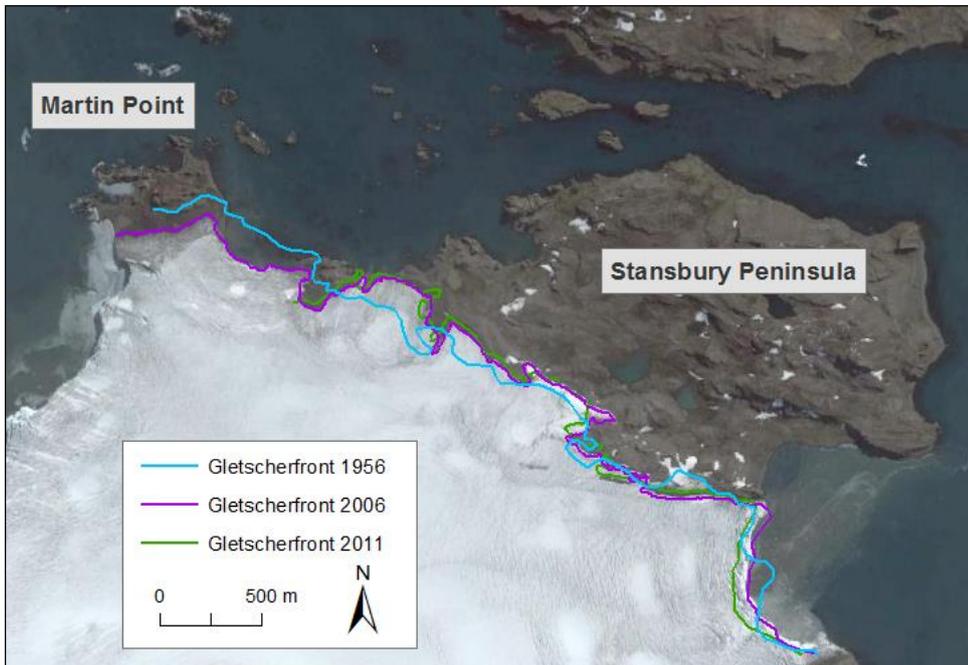
Am Green Point ist der Rückzug des Gletschers ebenfalls deutlich erkennbar. Hier zog sich die Gletscherfront zwischen 1956 und 2013 zwischen 50 m und maximal 400 m zurück (Abbildung 65).

Abbildung 65: Gletscherrückzugsgebiete am Green Point zwischen 1956 und 2013, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten (Hintergrundbild: © Google Earth, Bildaufnahmedatum 26.03.2005)



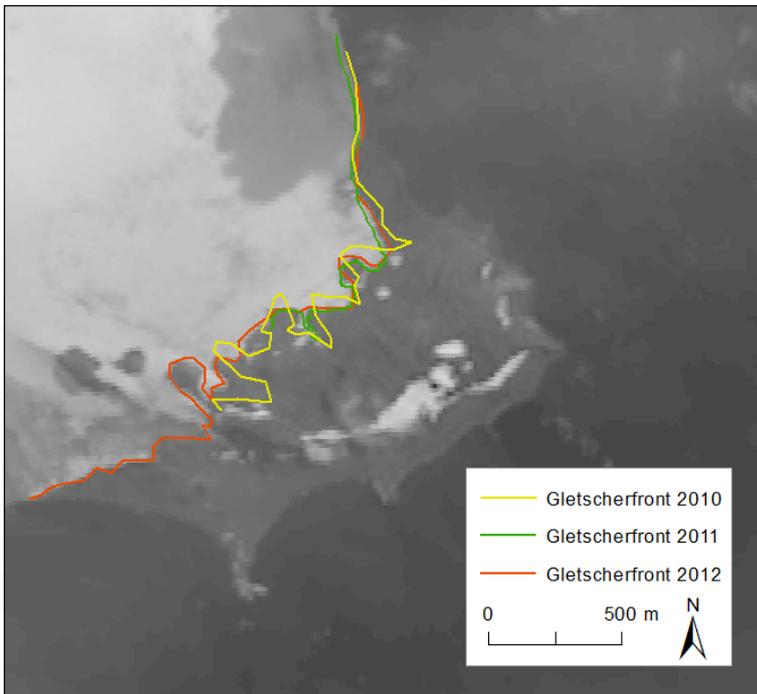
Im Norden von Nelson Island gestaltet sich die Gletscherentwicklung weniger einheitlich. Im Bereich von Martin Point und östlich daran angrenzend zog sich die Gletscherfront um bis zu 175 m zurück. Im Westen und der Mitte der Stansbury Peninsula ist jedoch ein deutliches, wenn auch verhältnismäßig kleinräumiges Vordringen des Gletschers um bis zu 140 m erkennbar (Abbildung 66). Verursacht könnte dieser partielle Gletschervorstoß durch ein schnelleres Abfließen des Gletschers infolge der Topographie des Untergrunds sowie der Bedingungen auf der Gletscherkuppel werden.

Abbildung 66: Gletscherrückzugsgebiete im Gebiet von Stansbury Peninsula und Martin Point, Nelson Island, zwischen 1956 und 2013, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten (Hintergrundbild: © Google Earth, Bildaufnahmedatum 21.02.2006)



Da von Duthoit Point keine älteren Fernerkundungsdaten vorlagen, sind kaum Aussagen über Gletscherrückzugsgebiete in diesem Bereich möglich (Abbildung 67). Vergleichend mit o. g. Ergebnissen (Abbildung 62 – Abbildung 66) ist in naher Zukunft ein Rückzug des Gletschers v. a. im Bereich der Anhöhen im Südwesten der Halbinsel zu erwarten.

Abbildung 67: Gletscherrückzugsgebiete am Duthoit Point, Nelson Island, zwischen 2010 und 2012, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten (Hintergrundbild: WorldView01, USGS, Bildaufnahmedatum 27.01.2012)



Insgesamt stellt sich die Situation der Gletscher im Gebiet der Maxwell Bay verhältnismäßig einheitlich dar und lässt sich in eine Reihe von überregionalen Studien einordnen, die einen deutlichen Rückzugs der Gletscher entlang der Antarktischen Halbinsel belegen (z. B. Park et al. 1998; Calvet et al. 1999; Simoes et al. 1999; Braun et al. 2002; Simoes et al. 2004; Cook et al. 2005; Cook et al. 2010; Rückamp et al. 2011; LaRue et al. 2013; Rignot et al. 2014).

Anzumerken ist jedoch, dass aufgrund der aktuellen Serie kühler Sommer im Untersuchungsgebiet der Rückzug der Gletscher sich verlangsamt hat bzw. teilweise stagniert haben dürfte. Aufgrund der gleichbleibenden Niederschlagsmengen ist jedoch nicht mit einer geänderten Akkumulation zu rechnen.

4.7 Ökologische Bedeutung von Gletscherrückzugsgebieten in der Region

Die wenigen eisfreien terrestrischen Areale der Antarktis bieten Besiedlungsräume für sich ausbreitende oder neu einwandernde oder eingeschleppte Mikroorganismen, Arthropoden, Algen, Moose, Flechten und Blütenpflanzen sowie Ruhe- und Reproduktionsstätten für heimische Seevögel und Robben (siehe Kap. 2 & 3). Damit sind die durch den Gletscherrückzug neu entstandenen eisfreien Gebiete von großer Bedeutung für lokale terrestrische Ökosysteme.

Durch das Abschmelzen der Gletscher werden große Mengen an Süßwasser freigesetzt, die zum einen im terrestrischen Bereich die Wasserverfügbarkeit erhöhen und zum anderen in der marinen Umwelt durch einen verstärkten Transport gelöster Stoffe sowie durch den erhöhten Eintrag von Sedimenten das marine Leben und die dortigen Produktivitätszyklen beeinflussen (Dierssen et al. 2002; Schloss et al. 2012; Pasotti et al. 2014).

Eine weitere Folge des fortschreitenden Abschmelzens der Gletscher ist das lokale Zutagetreten von bislang unter der Eisschicht verborgenen Fossilien (Peter et al. 2008). So sind beispielsweise zahlreiche Funde gut erhaltener verkieselter Holzfragmente aus der Gletscherrandzone des

Bellingshausen-Doms bekannt (Poole et al. 2001) und in zahlreichen wissenschaftlichen Sammlungen vertreten bzw. auch in der chilenischen Station Escudero ausgestellt. Aufgrund der großen paläontologischen Bedeutung dieser Fundstätte wurde die gesamte Gletscherrandzone als Teilgebiet des ASPA Nr. 125 Fildes Peninsula ausgewiesen (ATS 2009b). Da in diesem Gebiet mit neuen wertvollen Funden zu rechnen ist, besteht ein Bedarf an entsprechenden paläontologischen Studien.

Die Gletscher von King George und Nelson Island reichen größtenteils bis unmittelbar an die Küstenlinie und ragen häufig ins Meer hinein, so z. B. in der Marion und der Potter Cove sowie in der Admiralty Bay. Durch das Verschwinden der Eisdecke in terrestrischen Bereichen stehen damit Flächen zur Verfügung, die geeignete Bedingungen für eine Besiedlung durch Mikroorganismen, Flora und Fauna bieten können.

Infolge des Abschmelzens der Gletscher werden auf dem freiwerdenden Untergrund Verwitterungs- und Bodenbildungsprozesse initiiert. Der felsige Untergrund unterliegt dabei einer physikalischen, chemischen und biogenen Verwitterung. Grundlage der Bodenbildung sind feinste Bruchstücke verwitterten Felsgesteins, die durch Wind, Wasser und chemische Prozesse in horizontalen Schichten angeordnet werden (Stonehouse 1989). Dieser Primärboden (Lithosole, Regosole) ist anfangs vollständig frei von organischem Material. Entwickelte humose Böden sind dagegen von Bodenbakterien, Algen und anderen Mikroorganismen besiedelt, welche für einen Kreislauf gelöster Mineralien sorgen. Der Reifungsprozess zu einem humosen Boden dauert Hunderte bis Tausende von Jahren (Stonehouse 1989).

Der vorherrschende Permafrost beeinflusst die ablaufenden Bodenbildungsprozesse erheblich und sorgt zum einen durch eine geringe Auftautiefe für eine hohe Wasserverfügbarkeit, beschränkt aber andererseits die Bodenbildung auf die aktiven Oberflächenschichten, die den wiederkehrenden Auftauprozessen unterliegen. Die Böden auf King George Island sind geprägt von einer Kombination aus felsigem Untergrund, Schwankungen im Wasserhaushalt, Kryoturbation und Solifluktion (Olech 2004). Kryoturbation ist ein für polare Regionen typischer Prozess, der für eine hohe Durchmischung der obersten Bodenschichten sorgt (Peter et al. 2008) und so die Bildung gutentwickelter Bodenhorizonte erschwert (Olech 2004).

Generell herrschen auf King George Island mineralische Böden jüngeren Alters vor (Olech 2004). Das Fehlen von gut entwickelten organischen Böden ist weniger durch das harsche Klima begründet als vielmehr durch das geringe Alter der Oberflächen und ihre geringe Widerstandsfähigkeit gegenüber Erosionsprozessen, allen voran der Frostverwitterung (Ochyra 1998). Die für die maritime Antarktis typischen ornithogenen Böden formieren sich an verwitterten steinigen und lehmigen Hängen in der Nähe von Vogelkolonien (Olech 2004). Aufgrund außerordentlich hoher Phosphatgehalte sind sie häufig vegetationsfrei, zeigen jedoch eine sehr hohe mikrobielle Aktivität (Stonehouse 1989; Ochyra 1998; Mataloni et al. 2010), welche wiederum jedoch durch zu hohe Phosphatkonzentrationen, wie sie z. B. in größeren Pinguinkolonien auftreten können, gehemmt wird (Tscherko et al. 2003). Diese Böden weisen in der Regel deutliche Schichtprofile auf, deren klar abtrennbare sukzessive Bänder sich hinsichtlich ihrer chemischen und mineralischen Zusammensetzung merklich unterscheiden (Olech 2004).

Die sich entwickelnden Bodentypen unterscheiden sich je nach Alter deutlich, was sich auch in einer spezifischen Besiedlung durch Fauna und Flora widerspiegelt (Gryziak 2009). So werden beispielsweise Frostmusterstrukturen wie die häufig zu findenden Polygone (Peter et al. 2008), welche infolge von auf Kryoturbation und Solifluktion basierenden Sortierungsprozessen des verwitterten Materials entstehen, meist von Moosen und Algen besiedelt, jedoch nur selten von

Flechten (Olech 2004). Humusbildung durch Zersetzung abgestorbenen pflanzlichen und tierischen Materials ist in polaren Regionen auf die oberflächennahen Schichten begrenzt (Stonehouse 1989) und wird erst möglich, wenn Kryoturbationsprozesse zur Ruhe kommen. Gefördert wird die Akkumulation von Humus durch eine stabile Vegetationsdecke und durch Anreicherung von organischem Material, z. B. durch Ablagerungen von Federn, Eischalen, Gewölleresten (Olech 2004). Obwohl die mikrobielle Aktivität im Boden sowie der Abbau organischen Materials durch die herrschenden Bodentemperaturen beeinflusst werden (Royles et al. 2013), wird erwartet, dass erst eine erhebliche Erwärmung signifikante Effekte zeigt (Bokhorst et al. 2007a).

Grundlage für eine erfolgreiche Kolonisation eisfreier Gebiete mit Bakterien, Pilzen, Algen, Flechten, Moosen und Blütenpflanzen ist der Eintrag von Verbreitungseinheiten oder Überdauerungsformen (z. B. Samen, Sporen) in die durch Gletscherrückzug eisfrei gewordenen Gebiete. Treffen diese auf geeignetes Substrat, sei es durch den Eintrag durch Wind oder durch die Verbreitung durch Vögel, kann bei ausreichender Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit eine Besiedlung stattfinden. Dabei findet die Kolonisation meist von in der Nähe befindlichen Populationen ausgehend statt. Mikroorganismen, Pflanzen und terrestrische Arthropoden verfügen über eine Vielzahl von Besiedlungsmechanismen. So können beispielweise Springschwänze längere Zeit auf Wasseroberflächen zu überleben (Coulson et al. 2002a; Hawes et al. 2008) und möglicherweise über kurze Strecken hinweg durch die Luft verbreitet werden (Coulson et al. 2002b; Coulson et al. 2003; Hawes et al. 2007).

Die Vegetation der maritimen Antarktis besteht im Wesentlichen aus einer Kryptogamen-Flora in Form von Algen, Flechten und Moosen, von denen die meisten bipolar oder ubiquitär sind (Ochyra 1998). Lediglich zwei Vertreter höherer Pflanzen sind hier heimisch – die Antarktische Schmiele und die Antarktische Perlwurz. Während verschiedene Flechtenarten auch felsigen Untergrund besiedeln können, sind Moose und Blütenpflanzen abhängig vom Vorhandensein geeigneten Bodensubstrats. Im Wesentlichen wird die Besiedlung eines Substrats durch Pflanzen durch die Verfügbarkeit von flüssigem Wasser und Nährstoffen im Boden limitiert. Die antarktischen Böden sind generell arm an für ein Pflanzenwachstum benötigten Nährstoffen, welche v. a. durch Verwitterungsprozesse freigesetzt werden. Stickstoff als stark limitierender Faktor spielt dabei eine besondere Rolle. Deshalb sind ornithogene Einflüsse von großer Bedeutung, die zu einer Nährstoffanreicherung des mineralischen Substrats führen. So weisen Böden in der Nähe sowohl von Seevogel- als auch von Robbenkolonien erhöhte Konzentrationen von Stickstoff und Phosphat auf (z. B. Tscherko et al. 2003; Mendonca et al. 2013; Ball et al. 2015; Zwolicki et al. 2015). Flechten sind zudem in der Lage, Nährstoffe aus der Luft (Aerosole) aufzunehmen, die z. B. aus benachbarten Seevogel- oder Robbenkolonien herangetragen werden. Dieser zusätzliche Nährstoffeintrag beeinflusst das Vegetationswachstum wesentlich (Øvstedal et al. 2001; Tscherko et al. 2003). Daneben hängen sowohl Besiedlung des Untergrunds als auch Wachstumsraten stark von der lokalen UV-Einstrahlung und damit von der Persistenz der aufgelagerten Schneedecke ab (Valladares et al. 1995). Damit erhöhen zunehmend steigende Lufttemperaturen, die für das Schmelzen des Schnees sowie für eine erhöhte Wasserverfügbarkeit sorgen, die Wahrscheinlichkeit für eine erfolgreiche Besiedlung neuer eisfreier Gebiete durch Pflanzen. Ferner können steigende Temperaturen zu einem erhöhten Pflanzenwachstum (Royles et al. 2013) und damit zu einer Zunahme des Anteils an oberirdischer Biomasse sowie der Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte führen (Day et al. 2008), andererseits unter bestimmten Bedingungen Trockenstress verursachen (Bokhorst et al. 2007b). Das Vorkommen der beiden heimischen Blütenpflanzen

Antarktische Schmiele und Antarktische Perlwurz ist auf Gebiete mit verhältnismäßig günstigen klimatischen Bedingungen beschränkt (Olech 2004).

In der Maritimen Antarktis erfolgt die Besiedlung von Flächen, die durch das Zurückweichen von Gletschern freigelegt werden, durch Mikroorganismen, Pflanzen und Tiere verhältnismäßig schnell (Sancho et al. 1993; Lewis Smith 1995; Sancho et al. 2004; Convey et al. 2006). Im Zusammenhang mit der Besiedlung durch Moose und Flechten lassen sich in Abhängigkeit des Alters der eisfreien Areale drei Entwicklungsstadien beobachten (Favero-Longo et al. 2012). Während Primärgesellschaften sich in einigen Jahrzehnten nach dem Rückzug von Gletschern entfalten, entwickeln sich junge, sogenannte immature Gesellschaften auf drei bis vier Jahrhunderte alten Böden (Favero-Longo et al. 2012). Stabile Klimax-Gesellschaften finden sich dagegen nur unter günstigen Bedingungen auf den ältesten Böden (Favero-Longo et al. 2012).

Die Bedeutung von Flechten und Moosen in der Antarktis, wo das Vorkommen von Vegetation im Allgemeinen stark limitiert ist, besteht im Wesentlichen in ihrer Rolle in Bodenbildungsprozessen und im Nährstoffkreislauf. Zudem können insbesondere Flechten im Bereich der Antarktischen Halbinsel als Primärbesiedler neuer eisfreier Gebiete (Sancho et al. 2004; Kozeretska et al. 2010) bei der Besiedlung durch weitere Arten förderlich wirken (Molina-Montenegro et al. 2013). Daneben bietet die Vegetation in der Antarktis wertvolle Lebensräume für andere Organismen, z. B. terrestrische Arthropoden wie Milben, Bärtierchen, Springschwänze/Collembolen usw. So zeigte sich beispielsweise, dass die Besiedlung mit Milben in der maritimen Antarktis stark von der Vegetationsbedeckung abhängt und manche Arten nur Gebiete besiedeln, die bereits mehrere Jahrzehnte eisfrei sind und bestimmte Bodentypen aufweisen (Bölter et al. 1997; Gryziak 2009). Ähnliches wurde in einer aktuellen Studie für einzelne Springschwanzarten sowie für Schildamöben nachgewiesen, deren Vorkommen in deutlichem Zusammenhang mit spezifischen Habitatparametern, darunter auch das Vorhandensein von Vegetation, steht (Russell et al. 2013; Russell et al. 2014; Mieczan et al. 2015). Biotische Interaktionen, z. B. zwischen Arthropoden, scheinen eine bislang häufig unterschätzte Rolle in der Struktur der Bodenlebensgemeinschaften zu spielen (Caruso et al. 2013).

Da in der Antarktis die Fläche für geeignete Ruhe- und Reproduktionsgebiete für Robben und Seevögel stark limitiert ist, spielen durch Gletscherschmelze neu frei werdende Areale eine große Rolle für deren Populationen. Dabei ist das Kolonisationspotential durch Robben und Vögel stark abhängig vom Relief, der Beschaffenheit des Untergrunds und der Größe des Areal.

Robben und Vögel ihrerseits können sowohl durch chemische (Exkrememente/Guano, s. o.) als auch mechanische Einflüsse (Zerstörung der Vegetationsdecke, Neuverteilung von Pflanzenmaterial) erheblich auf die mikrobielle Aktivität im Boden sowie auf die lokale Vegetation einwirken und somit ablaufende Kolonisations- und Sukzessionsprozesse erheblich beeinflussen (Lewis Smith 1997; Tschërko et al. 2003; Olech 2004; Parnikoza et al. 2012). So wachsen koprofile Algen und Moose und auch die Antarktische Schmiele in Bereichen mit erhöhtem Eintrag von organischem Material häufiger und weisen eine größere Biomasse auf (Olech 2004; Smykla et al. 2006; Smykla et al. 2007; Wang et al. 2007). In eutrophierten, d. h. den am stärksten durch Guano mit Stickstoff und Phosphor angereicherten Bereichen von Seevogelkolonien finden sich nitrophile Pflanzengemeinschaften, die von der Grünalge *Prasiola crispa* dominiert werden (z. B. Wang et al. 1993; Smykla et al. 2006; Smykla et al. 2007).

Neben natürlichen Kräften beeinflussen auch anthropogene Faktoren die durch den Gletscherrückzug initiierten Kolonisations- und Sukzessionsprozesse. Dies gilt insbesondere in

stark anthropogen geprägten Regionen wie King George Island (Tin et al. 2009; Chwedorzewska et al. 2010; Braun et al. 2012). Menschliche Unternehmungen in diesem Gebiet kumulierten seit dem Beginn in den 1820er Jahren im Rahmen des Robben- und Walfangs bis hin zu den aktuellen Tourismus-, Logistik- und Wissenschaftsaktivitäten. Dabei spielt die mögliche Einschleppung nicht-heimischer Arten durch anthropogene Einflüsse eine wesentliche Rolle bei der Besiedlung lokaler Biotope (Frenot et al. 2005; Hughes et al. 2010; Osyczka 2010; Cowan et al. 2011; Hughes et al. 2011; Chown et al. 2012; Litynska-Zajac et al. 2012), darunter auch in aufgrund des Gletscherrückzugs neu entstandenen Lebensräumen. Unter den bereits auch auf King George Island nachgewiesenen eingeschleppten Arten sind neben Gräsern wie *Poa annua*, *Juncus bufonis* (Chwedorzewska 2008; Olech et al. 2011; Cuba-Diaz et al. 2013; United Kingdom 2014) und *Poa spec.* (Peter et al. 2013) auch verschiedene im Freiland gefundene Insekten wie z. B. die Mückenart *Trichocera maculipennis* (Peter et al. 2008; Chwedorzewska et al. 2013; Peter et al. 2013; Volonterio et al. 2013). Eine Übersicht über alle bekannten eingeschleppten Arten wird inzwischen jährlich im Rahmen der Konsultativtreffen der Antarktisvertragsstaaten veröffentlicht (United Kingdom 2010; United Kingdom et al. 2011; United Kingdom 2012, 2013, 2014, 2015).

Daneben können anthropogene Einflüsse, wie z. B. Kontamination des Boden und der Luft, Störung von Vögeln und Robben durch Besucher (Peter et al. 2008; Peter et al. 2013), oder mechanische Belastung/Zerstörung des Untergrunds durch Fußgänger (Ayres et al. 2008; Peter et al. 2008; Pertierra et al. 2013) oder Fahrzeuge (Johansson et al. 2008; Peter et al. 2008; Peter et al. 2013) sich erheblich auf die Besiedlung dieser Gebiete durch Fauna und Flora auswirken.

4.8 Schlussfolgerung

Bei fortschreitender Temperaturerhöhung in der Antarktis ist mit schwerwiegenden Auswirkungen auf die terrestrischen und marinen Ökosysteme zu rechnen (z. B. Robinson et al. 2003; Ducklow et al. 2007). So kann eine Temperaturerhöhung und damit einhergehende steigende Niederschlagsmenge eine Ausweitung von Verbreitungsarealen bzw. eine Artenverschiebung bewirken (Robinson et al. 2003; McClintock et al. 2008; LaRue et al. 2013). Dabei können einheimische Arten weiter nach Süden oder in größere Höhenlagen vordringen, während Arten aus subantarktischen Breiten nachfolgen bzw. einwandern. Belegt wurden solche räumliche Verschiebungen bzw. Ausbreitungen im Bereich der Antarktischen Halbinsel beispielsweise für die beiden heimischen Blütenpflanzen (Fowbert et al. 1994; Lewis Smith 1994; Grobe et al. 1997; Peter et al. 2008; Peter et al. 2013) sowie für die drei heimischen *Pygoscelis*-Pinguinarten (Forcada et al. 2006; Lynch et al. 2008; Lynch et al. 2012b; Korczak-Abshire et al. 2013), weshalb diese häufig auch als Bioindikatoren für lokale Klimaveränderungen betrachtet werden. Da die Wachstumsraten von Flechten stark von der Temperatur und der Wasserverfügbarkeit, insbesondere in Form der Niederschlagsmenge, abhängen, kann regelmäßiges Monitoring von Flechten ebenfalls wertvolle Hinweise für Klimaveränderungen liefern (Sancho et al. 2007). Dabei könnten kosmopolitische Arten globale Vergleiche erlauben (Sancho et al. 2007).

Eine Ausbreitung endemischer Blütenpflanzenarten in ursprünglich von Moosen und Flechten besiedelten Gebieten aufgrund steigender Temperaturen führt zu höheren trophischen Beziehungen und damit zu wesentlichen Veränderungen der Bodenbildungsprozesse (Bölter 2011). Langfristig ist eine Entwicklung hin zu ausgedehnten Bereichen mit Tundravegetation zu erwarten (Bölter 2011).

Die Folgen der durch die aktuellen Klimaveränderungen zu erwartenden gravierenden regionalen Veränderungen für die Tier- und Pflanzenwelt der Antarktischen Halbinsel sind in ihrer Komplexität kaum abzuschätzen. Setzt sich der Temperaturanstieg fort, ist jedoch ein Verlust einzigartiger Landschaften und Ökosysteme zu befürchten.

Schließlich ist anzumerken, dass die durch Gletscherschmelze neu entstandenen eisfreien Gebiete enorme Forschungsmöglichkeiten für interdisziplinäre Untersuchungen der hier beginnenden Prozesse bieten (Rückamp et al. 2011). Umfassende Monitoringprogramme sind notwendig, um die Vielzahl der zu erwartenden Veränderungen, z. B. hinsichtlich der Bodenentwicklung und -ökologie, zu untersuchen (Bölter 2011).

5 Offene Fragen und Forschungsbedarf

Die Beurteilung von Veränderungen in Seevogel- und Robbenbeständen und deren Reproduktionsraten infolge von Umweltveränderungen kann nur anhand von Langzeitmonitoringprogrammen erfolgen. Vor allem im Bereich der Westlichen Antarktischen Halbinsel sind die in den letzten Jahrzehnten beobachteten Umweltauswirkungen deutlich nachweisbar (Taylor et al. 1990; Meredith et al. 2005; Turner et al. 2014). Oftmals beruhen veröffentlichte Einschätzungen von Brutpaarzahlen oder Individuenzahlen von Robben auf nur wenigen Zählergebnissen, deren Zeiträume oftmals weit auseinander liegen.

Aus diesem Grund sind die Langzeitdaten aus dem Bereich der Maxwell Bay von hoher Bedeutung für Untersuchungen von Auswirkungen regionaler Umwelteinflüsse auf die lokalen Robben- und Seevogelbestände. Dabei sind sowohl natürliche, durch die Klimaerwärmung bedingte, als auch durch anthropogene Faktoren verursachte Änderungen zu berücksichtigen. Letztere können sich aufgrund des hohen Niveaus menschlicher Aktivitäten in diesem Gebiet besonders kurzfristig auf die lokale Fauna und Flora auswirken. Besondere Bedeutung kommt dabei den Brutpaarzahlen und Bruterfolgsdaten von Arten wie dem Südlichen Riesensturmvogel, dem Adélie- und dem Eselspinguin zu. Aufgrund der beschriebenen aktuellen Bestandentwicklungen ist die Fortsetzung des Seevogel- und Robbenmonitorings in der Fildes-Region notwendig. Forschungsbedarf besteht in folgenden Bereichen:

- Fortsetzung der standardisierten und GPS/GIS-gestützten Bestandsaufnahme von Brut- und Rastvögeln sowie von Robben auf der Fildes Peninsula, Ardley Island sowie in ausgewählten Bereiche der Maxwell Bay
- Weiterführung der Erfassung der Reproduktionsraten ausgewählter Arten in der Fildes-Region
- weiterführende Untersuchungen zu den Ursachen der Bestandentwicklungen der in der Region vorkommenden Seevogel- und Robbenarten
- Erfassung nicht-heimischer Arten (z. B. Gräser, Arthropoden)
- Dokumentation der Ausbreitung der Antarktischen Schmiele
- Kontrolle der ehemaligen Standorte eingeschleppter Gräser
- Auswertung von Luftbildern und Satellitenaufnahmen zur weiteren Dokumentation von Gletscherrückzugsgebieten im Untersuchungsgebiet
- Dokumentation der Kolonisation von durch Gletscherschmelze freigelegten Gebieten durch Fauna und Flora
- Erschließung und Auswertung weiterer Datenquellen durch Kooperation mit internationalen Wissenschaftler/innen
- Einbeziehung von Daten der Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources (CCAMLR)
- weitere Erfassung und Kontrolle bisher nicht- oder wenig bekannter Brutkolonien im Bereich der Maxwell Bay für eine fundiertere Abschätzung von Populationstrends

6 Quellenverzeichnis

- ACAP (2010): ACAP Species assessment: Southern Giant Petrel *Macronectes giganteus*. <http://www.acap.aq/en/acap-species/288-southern-giant-petrel/file>, aufgerufen am 30.05.2016.
- ACAP (2014): Updated ACAP Breeding Site No. 67: Ardley Island, where a small population of Southern Giant Petrels breeds within an Antarctic Specially Protected Area. <http://www.acap.aq/en/news/latest-news/1694-acap-breeding-site-no-67-ardley-island-where-a-small-population-of-southern-giant-petrels-breeds-within-an-antarctic-specially-protected-area>, aufgerufen am 30.05.2016.
- ACAP (2015): Breeding site details: Nelson Island. https://data.acap.aq/breeding_site.cfm?bs_id=928, 30.05.2016.
- Aguayo, A. & Torres, D. (1967): Observaciones sobre mamíferos marinos durante la Vigésima Comisión Antártica Chilena Revista de Biología Marina 13, 1-57.
- Aguayo, A.L. (1968): The present status of the Antarctic Fur Seal *Arctocephalus gazella* at South Shetland Islands. Polar Rec. 19, 167-173.
- Aguirre, C.A. (1995): Distribution and abundance of birds at Potter Peninsula, 25 de Mayo (King George) Island, South Shetland Islands, Antarctica. Mar. Ornithol. 23, 23-31.
- Ahn, I.Y. (2011): Korean Antarctic Research in King George Island and International Cooperation. In: Proceedings of the First Workshop on Antarctic and Maritime Cooperation between Korea and Chile.
- Ainley, D.G., Ribic, C.A. & Wood, R.C. (1990): A demographic study of the south polar skua *Catharacta maccormicki* at Cape Crozier. J. Anim. Ecol. 59, 1-20.
- Ainley, D., Russell, J., Jenouvrier, S., Woehler, E., Lyver, P.O., Fraser, W.R. & Kooyman, G.L. (2010): Antarctic penguin response to habitat change as Earth's troposphere reaches 2 degrees C above preindustrial levels. Ecol. Monogr. 80, 49-66.
- Ainley, D.G. & Pauly, D. (2014): Fishing down the food web of the Antarctic continental shelf and slope. Polar Rec. 50, 92-107.
- Ainley, D., LaRue, M.A., Stirling, I., Stammerjohn, S. & Siniff, D.B. (2015): An apparent population decrease, or change in distribution, of Weddell seals along the Victoria Land coast. Mar. Mamm. Sci. 31, 1338-1361.
- Amaro, E., Padeiro, A., Mao de Ferro, A., Mota, A.M., Leppe, M., Verkulich, S., Hughes, K.A., Peter, H.-U. & Canario, J. (2015): Assessing trace element contamination in Fildes Peninsula (King George Island) and Ardley Island, Antarctica. Mar. Pollut. Bull. 97, 523-527.
- Araya, B. & Arrieta, A. (1971): Las aves de Caletta Potter, Isla Rey Jorge, Antartica Chilena - censo y distribución. Revista de Biología Marina 14, 121-128.
- Arnould, J.P.Y. & Croxall, J.P. (1995): Trends in Entanglement of Antarctic Fur Seals (*Arctocephalus gazella*) in Man-Made Debris at South Georgia. Mar. Pollut. Bull. 30, 707-712.
- Atkinson, A., Siegel, V., Pakhomov, E. & Rothery, P. (2004): Long-term decline in krill stock and increase in salps within the Southern Ocean. Nature 432, 100-103.

- ATS (2004): Guidelines for the operation of aircraft near concentrations of birds. ATCM XXVII. Cape Town. Resolution 2.
- ATS (2005): Guidelines for Environmental Monitoring. ATCM XXVIII. Stockholm. Resolution 2.
- ATS (2009a): Management Plan for Antarctic Specially Protected Area No. 171 Narębski Point, Barton Peninsula, King George Island. ATCM XXXII. Baltimore. Measure 13.
- ATS (2009b): Revised Management Plan for Antarctic Specially Protected Area No. 125 Fildes Peninsula, King George Island (25 de Mayo). ATCM XXXII. Baltimore. Measure 6.
- ATS (2009c): Revised Management Plan for Antarctic Specially Protected Area No. 150 Ardley Island, Maxwell Bay, King George Island (25 de Mayo). ATCM XXXII. Baltimore. Measure 9.
- ATS (2011): Site Guidelines for visitors. ATCM XXXIV. Buenos Aires. Resolution 4.
- ATS (2013a): ASPA No. 132 (Potter Peninsula, King George Island (Isla 25 de Mayo), South Shetland Islands): Revised Management Plan ATCM XXXVI. Brussels. Measure 4.
- ATS (2013b): ASPA No. 151 (Lions Rump, King George Island, South Shetland Islands): Revised Management Plan. ATCM XXXVI. Brussels. Measure 4.
- ATS (2014): Antarctic Specially Protected Area No. 171 (Narębski Poin, Barton Peninsula, King George Island): Revised Management Plan. ATCM XXXVII. Brasilia. Measure 11.
- ATS (2015): Important Bird Areas in Antarctica. ATCM XXXVIII. Sofia. Resolution 5.
- Ayres, E., Nkem, J.N., Wall, D.H., Adams, B.J., Barrett, J.E., Broos, E.J., Parsons, A.N., Powers, L.E., Simmons, B.L. & Virginia, R.A. (2008): Effects of Human Trampling on Populations of Soil Fauna in the McMurdo Dry Valleys, Antarctica. *Conserv. Biol.* 22, 1544-1551.
- Ball, B.A., Tellez, C.R. & Virginia, R.A. (2015): Penguin activity influences soil biogeochemistry and soil respiration in rookeries on Ross Island, Antarctica. *Polar Biol.* 38, 1357-1368.
- Bannasch, R. & Odening, K. (1981): Zoologische Untersuchungen im Gebiet der sowjetischen Antarktisstation "Bellingshausen" [Zoological investigations in the area of the soviet Antarctic base "Bellingshausen"]. *Geodätische und geophysikalische Veröffentlichungen Reihe 1* 8, 3-20.
- Bannasch, R., Rauschert, M., Feiler, K. & Lundberg, U. (1983): Fachlicher Bericht über die Teilnahme der 2. Biologengruppe der DDR (erste Überwinterung) an der 26./27. Sowjetischen Antarktisexpedition (SAE), sowjetische Station Bellingshausen auf King George (Waterloo). Unveröffentl. Expeditionsbericht, Akademie der Wissenschaften, Potsdam.
- Barbosa, A., Moreno, J., Potti, J. & Merino, S. (1997): Breeding group size, nest position and breeding success in the chinstrap penguin. *Polar Biol.* 18, 410-414.
- Barbosa, A., Benzal, J., De Leon, A. & Moreno, J. (2012): Population decline of chinstrap penguins (*Pygoscelis antarctica*) on Deception Island, South Shetlands, Antarctica. *Polar Biol.* 35, 1453-1457.
- Barsch, D., Blümel, W.-D., Flügel, W.-A., Mäusbacher, R., Stäblein, G. & Zick, W. (1985): Untersuchungen zum Periglazial auf der König-Georg-Insel Südshetlandinseln/Antarctica. *Berichte zur Polarforschung* 24, 75.
- Bengtson, J.L., Ferm, L.M., Harkonen, T.J., Schaner, E.G. & Stewart, B.S. (1988): Survey of Antarctic Fur Seals in the South Shetland Islands, Antarctica, during the 1986/1987 Austral Summer. NOAA Technical Memorandum NMFS-F/NEC-60.

- Bingham, M. (1998): The distribution, abundance and population trends of gentoo, rockhopper and king penguins in the Falkland Islands. *Oryx* 32, 223-232.
- BirdLife International (2015a): Important Bird Areas factsheet: Ardley Island, King George Island. <http://www.birdlife.org/datazone/sitefactsheet.php?id=29408>, aufgerufen am 30.05.2016.
- BirdLife International (2015b): The IUCN Red List for birds. Species factsheet. <http://www.birdlife.org/datazone/species>, aufgerufen am 30.05.2016.
- Birkenmajer, K. (2002): Retreat of Ecology Glacier, Admiralty Bay, King George Island (South Shetland Islands, West Antarctica), 1956-2001. *Bulletin of the Polish Academy of Sciences* 50, 15-29.
- Blindow, N., Suckro, S.K., Ruckamp, M., Braun, M., Schindler, M., Breuer, B., Saurer, H., Simoes, J.C. & Lange, M.A. (2010): Geometry and thermal regime of the King George Island ice cap, Antarctica, from GPR and GPS. *Annals of Glaciology* 51, 103-109.
- Boersma, P.D. (2008): Penguins as marine sentinels. *Bioscience* 58, 597-607.
- Bokhorst, S., Huiskes, A., Convey, P. & Aerts, R. (2007a): Climate change effects on organic matter decomposition rates in ecosystems from the Maritime Antarctic and Falkland Islands. *Global Change Biol.* 13, 2642-2653.
- Bokhorst, S., Huiskes, A., Convey, P. & Aerts, R. (2007b): The effect of environmental change on vascular plant and cryptogam communities from the Falkland Islands and the Maritime Antarctic. *BMC Ecol.* 7, 1-13.
- Bölter, M., Blume, H.P., Schneider, D. & Beyer, L. (1997): Soil properties and distributions of invertebrates and bacteria from King George Island (Arctowski Station), maritime Antarctic. *Polar Biol.* 18, 295-304.
- Bölter, M. (2011): Soil development and soil biology on King George Island, maritime Antarctic. *Polish Polar Research* 32, 105-116.
- Bonner, W.N. (1985): Impact of Fur Seals on the Terrestrial Environment at South Georgia. In: W.R. Siegfried, Condy P.R. & Laws, R.M (eds.). *Antarctic Nutrient Cycles and Food Webs*, Springer, 641-646.
- Bost, C.A. & Jouventin, P. (1990): Laying Asynchrony in Gentoo Penguins on Crozet Islands - Causes and Consequences. *Ornis Scand* 21, 63-70.
- Boveng, P.L., Hiruki, L.M., Schwartz, M.K. & Bengtson, J.L. (1998): Population growth of Antarctic fur seals: Limitation by a top predator, the leopard seal? *Ecology* 79, 2863-2877.
- Boyd, I.L. (1993): Pup Production and Distribution of Breeding Antarctic Fur Seals (*Arctocephalus gazella*) at South Georgia. *Antarct. Sci.* 5, 17-24.
- Branco, J.O., Costa, E.S., de Araujo, J., Durigon, E. & Alves, M.A.S. (2009): Kelp gulls, *Larus dominicanus* (Aves: Laridae), breeding in Keller Peninsula, King George Island, Antarctic Peninsula. *Zoologia* 26, 562-566.
- Braun, C. (ed.) (2001): Zur Avifauna des SW-Teils von King George Island, Süd-Shetland-Inseln, im Südsommer 2000/2001. Unveröffentl. Expeditionsbericht, Institut für Ökologie, Friedrich-Schiller-Universität Jena.

- Braun, C. (ed.) (2008): Ökologische Untersuchungen auf der Fildes Peninsula im Rahmen des Internationales Polarjahres 2007/08. Unveröffentl. Expeditionsbericht, Institut für Ökologie, Friedrich-Schiller-Universität Jena.
- Braun, C., Mustafa, O., Nordt, A., Pfeiffer, S. & Peter, H.-U. (2012): Environmental Monitoring and Management Proposals for the Fildes Region (King George Island, Antarctica). *Polar Res.* 31, 18206.
- Braun, C., Hertel, F., Mustafa, O., Nordt, A., Pfeiffer, S. & Peter, H.-U. (2014): Environmental Situation and Management Challenges for the Fildes Peninsula Region. In: Tin, T., Liggett, D., Maher, P. & Lamers, M.E. (eds.). *The Future of Antarctica: Human impacts, strategic planning, and values for conservation*, Springer, Dordrecht, 169-191.
- Braun, M. & Goßmann, H. (2002): Glacial changes in the area of Admiralty Bay and Potter Cove, King George Island, Antarctica. In: Beyer, M. & Boelter, M. (eds.). *GeoEcology of Terrestrial Antarctic Oases*, Springer Verlag, Berlin-Heidelberg, 75-89.
- Braun, M. & Hock, R. (2004): Spatially distributed surface energy balance and ablation modelling on the ice cap of King George Island (Antarctica). *Global Planet. Change* 42, 45-58.
- Bricher, P.K., Lucieer, A. & Woehler, E.J. (2008): Population trends of Adélie penguin (*Pygoscelis adeliae*) breeding colonies: a spatial analysis of the effects of snow accumulation and human activities. *Polar Biol.* 31, 1397-1407.
- Briggs, K.T., Yoshida, S.H. & Gershwin, M.E. (1996): The influence of petrochemicals and stress on the immune system of seabirds. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 23, 145-155.
- Briggs, K.T., Gershwin, M.E. & Anderson, D.W. (1997): Consequences of petrochemical ingestion and stress on the immune system of seabirds. *ICES J. Mar. Sci.* 54, 718-725.
- Brooke, M. (2004): *Albatrosses and Petrels across the World*. Oxford University Press, Oxford.
- Calvet, J., García Sellés, D. & Corbera, J. (1999): Fluctuaciones de la extensión del casquete glacial de la isla Livingston (Shetland del Sur) desde 1956 hasta 1996. *Acta Geológica Hispánica* 34, 365-374.
- Campagna, C.I.S.P.S.G. (2008): *Mirounga leonina*. The IUCN Red List of Threatened Species. www.iucnredlist.org, aufgerufen am 30.05.2016.
- Carlini, A.R., Poljak, S., Casaux, R., Daneri, G.A. & Gasco, M. (2003): Southern elephant seals breeding at Nelson Island, South Shetland Islands. *Polish Polar Research* 24, 143-147.
- Carlini, A.R., Daneri, G.A., Casaux, R. & Marquez, M.E.I. (2006a): Haul-out pattern of itinerant male Antarctic fur seals (*Arctocephalus gazella*) at Laurie Island, South Orkney Islands. *Polar Res.* 25, 139-144.
- Carlini, A.R., Poljak, S., Daneri, G.A., Marquez, M.E.I. & Negrete, J. (2006b): The dynamics of male harem dominance in southern elephant seals (*Mirounga leonina*) at the South Shetland Islands. *Polar Biol.* 29, 796-805.
- Carlini, A.R., Coria, N.R., Santos, M.M., Libertelli, M.M. & Donini, G. (2007): Breeding success and population trends in Adélie penguins in areas with low and high levels of human disturbance. *Polar Biol.* 30, 917-924.

- Carlini, A.R., Coria, N.R., Santos, M.M., Negrete, J., Juarez, M.A. & Daneri, G.A. (2009): Responses of *Pygoscelis adeliae* and *P. papua* populations to environmental changes at Isla 25 de Mayo (King George Island). *Polar Biol.* 32, 1427-1433.
- Carneiro, A.P.B., Polito, M.J., Sander, M. & Trivelpiece, W.Z. (2010): Abundance and spatial distribution of sympatrically breeding *Catharacta* spp. (skuas) in Admiralty Bay, King George Island, Antarctica. *Polar Biol.* 33, 673-682.
- Carneiro, A.P.B., Manica, A., Trivelpiece, W.Z. & Phillips, R.A. (2015): Flexibility in foraging strategies of Brown Skuas in response to local and seasonal dietary constraints. *Journal of Ornithology* 156, 625-633.
- Caruso, T., Trokhymets, V., Bargagli, R. & Convey, P. (2013): Biotic interactions as a structuring force in soil communities: evidence from the micro-arthropods of an Antarctic moss model system. *Oecologia* 172, 495-503.
- Casaux, R. (1998): Studies on the Antarctic Shag *Phalacrocorax atriceps bransfieldensis* at the South Shetland Islands. *Cormorant Research Group Bulletin* 3, 2-5.
- Casaux, R. & Barrera-Oro, E. (1993): The diet of the blue-eyed shag, *Phalacrocorax atriceps bransfieldensis* feeding in the Bransfield Strait. *Antarct. Sci.* 5, 335-338.
- Casaux, R. & Barrera-Oro, E. (2006): Shags in Antarctica: their feeding behaviour and ecological role in the marine food web. *Antarct. Sci.* 18, 3-14.
- CCAMLR (2014): CEMP Standard Methods. Part I: Standard methods for monitoring parameters of predator species, Section 1: Penguins. CCAMLR Secretariat.
- Chambers, L.E., Altwegg, R., Barbraud, C., Barnard, P., Beaumont, L.J., Crawford, R.J.M., Durant, J.M., Hughes, L., Keatley, M.R., Low, M., Morellato, P.C., Poloczanska, E.S., Ruoppolo, V., Vanstreels, R.E.T., Woehler, E.J. & Wolfaardt, A.C. (2013): Phenological Changes in the Southern Hemisphere. *PLOS ONE* 8, e75514.
- Chown, S.L., Huiskes, A.H.L., Gremmen, N.J.M., Lee, J.E., Terauds, A., Crosbie, K., Frenot, Y., Hughes, K.A., Imura, S., Kiefer, K., Lebouvier, M., Raymond, B., Tsujimoto, M., Ware, C., Van de Vijver, B. & Bergstrom, D.M. (2012): Continent-wide risk assessment for the establishment of nonindigenous species in Antarctica. *PNAS* 109, 4938-4943.
- Chupin, I. (1997): Human impact and breeding success in Southern Giant Petrel *Macronectes giganteus* on King George Island (South Shetland Islands). *Korean Journal of Polar Research* 8, 113-116.
- Chwedorzewska, K.J. (2008): *Poa annua* L. in Antarctic: searching for the source of introduction. *Polar Biol.* 31, 263-268.
- Chwedorzewska, K.J. & Korczak, M. (2010): Human impact upon the environment in the vicinity of Arctowski Station, King George Island, Antarctica. *Polish Polar Research* 31, 45-60.
- Chwedorzewska, K.J., Korczak-Abshire, M., Olech, M., Litynska-Zajac, M. & Augustyniuk-Kram, A. (2013): Alien invertebrates transported accidentally to the Polish Antarctic Station in cargo and on fresh foods. *Polish Polar Research* 34, 55-66.
- Clausen, A.P. & Huin, N. (2003): Status and numerical trends of King, Gentoo, and Rockhopper Penguins breeding in the Falkland Islands. *Waterbirds* 26, 389-402.

- Clucas, G.V., Dunn, M.J., Dyke, G., Emslie, S.D., Levy, H., Naveen, R., Polito, M.J., Pybus, O.G., Rogers, A.D. & Hart, T. (2014): A reversal of fortunes: climate change 'winners' and 'losers' in Antarctic Peninsula penguins. *Sci Rep-UK* 4.
- Cobley, N.D. & Shears, J.R. (1999): Breeding performance of gentoo penguins (*Pygoscelis papua*) at a colony exposed to high levels of human disturbance. *Polar Biol.* 21, 355-360.
- COMNAP (2005): COMNAP Practical Guidelines for Developing and Designing Environmental Monitoring Programmes in Antarctica.
- COMNAP (2006): Practical Biological Indicators of Human Impacts in Antarctica. ATCM XXIX. Edinburgh. IP088.
- Convey, P. & Smith, R.I.L. (2006): Responses of terrestrial Antarctic ecosystems to climate change. *Plant Ecol.* 182, 1-10.
- Cook, A.J., Fox, A.J., Vaughan, D.G. & Ferrigno, J.G. (2005): Retreating glacier fronts on the Antarctic Peninsula over the past half-century. *Science* 308, 541-544.
- Cook, A.J. & Vaughan, D.G. (2010): Overview of areal changes of the ice shelves on the Antarctic Peninsula over the past 50 years. *Cryosphere* 4, 77-98.
- Copello, S. & Quintana, F. (2003): Marine debris ingestion by Southern Giant Petrels and its potential relationships with fisheries in the Southern Atlantic Ocean. *Mar. Pollut. Bull.* 46, 1513-1515.
- Coria, N.R., Favero, M., Silva, P. & Casaux, R. (1995): Breeding birds at Duthoit Point, Nelson Island, South Shetland Islands, Antarctica. *Mar. Ornithol.* 23, 61-64.
- Costa, D.P., Weise, M.J. & Arnould, J.P.Y. (2006): Worldwide pinniped population status and trends. In: Estes, J.A. (ed.). *Potential Influences of Whaling on the Status and Trends of Pinniped Populations*, University of California Press, Berkeley, 344-359.
- Costa, D.P., Huckstadt, L.A., Crocker, D.E., McDonald, B.I., Goebel, M.E. & Fedak, M.A. (2010): Approaches to Studying Climatic Change and its Role on the Habitat Selection of Antarctic Pinnipeds. *Integr. Comp. Biol.* 50, 1018-1030.
- Costa, E.S. & Alves, M.A.S. (2008): The breeding birds of Hennequin Point: an ice-free area of Admiralty Bay (Antarctic Specially Managed Area), King George Island, Antarctica. *Revista Brasileira De Ornitologia* 16, 137-141.
- Coulson, S.J., Hodkinson, I.D., Webb, N.R. & Harrison, J.A. (2002a): Survival of terrestrial soil-dwelling arthropods on and in seawater: implications for trans-oceanic dispersal. *Funct. Ecol.* 16, 353-356.
- Coulson, S.J., Hodkinson, I.D., Webb, N.R., Mikkola, K., Harrison, J.A. & Pedgley, D.E. (2002b): Aerial colonization of high Arctic islands by invertebrates: the diamondback moth *Plutella xylostella* (Lepidoptera: Yponomeutidae) as a potential indicator species. *Divers. Distrib.* 8, 327-334.
- Coulson, S.J., Hodkinson, I.D. & Webb, N.R. (2003): Aerial dispersal of invertebrates over a high-Arctic glacier foreland: Midtre Lovenbreen, Svalbard. *Polar Biol.* 26, 530-537.
- Cowan, D.A., Chown, S.L., Convey, P., Tuffin, M., Elughes, K., Pointing, S. & Vincent, W.F. (2011): Non-indigenous microorganisms in the Antarctic: assessing the risks. *Trends Microbiol.* 19, 540-548.

- Crawford, R.J.M., Whittington, P.A., Upfold, L., Ryan, P.G., Petersen, S.L., Dyer, B.M. & Cooper, J. (2009): Recent trends in numbers of four species of penguins at the Prince Edward Islands. *Afr. J. Mar. Sci.* 31, 419-426.
- Creuwels, J.C.S., Stark, J.S., Woehler, E.J., van Franeker, J.A. & Ribic, C.A. (2005): Monitoring of a Southern Giant Petrel *Macronectes giganteus* Population on the Frazier Islands, Wilkes Land, Antarctica. *Polar Biol.* 28, 483-493.
- Croxall, J.P. & Kirkwood, E.D. (1979): The Distribution of Penguins on the Antarctic Peninsula and Islands of the Scotia Sea. British Antarctic Survey, Cambridge, UK.
- Croxall, J.P., Rodwell, S. & Boyd, I.L. (1990): Entanglement in Man-Made Debris of Antarctic Fur Seals at Bird Island, South Georgia. *Mar. Mamm. Sci.* 6, 221-233.
- Croxall, J.P., Trathan, P.N. & Murphy, E.J. (2002): Environmental Change and Antarctic Seabird Populations. *Science* 297, 1510-1514.
- Cuba-Diaz, M., Troncoso, J.M., Cordero, C., Finot, V.L. & Rondanelli-Reyes, M. (2013): *Juncus bufonius*, a new non-native vascular plant in King George Island, South Shetland Islands. *Antarct. Sci.* 25, 385-386.
- Culik, B.M., Wilson, R.P., Woakes, A.J. & Sanudo, F.W. (1991): Oil pollution of Antarctic penguins: Effects on energy metabolism and physiology. *Mar. Pollut. Bull.* 22, 388-391.
- Culik, B.M. & Wilson, R.P. (1995): Penguins disturbed by tourists. *Nature* 376, 301-302.
- Day, T.A., Ruhland, C.T. & Xiong, F.S. (2008): Warming increases aboveground plant biomass and C stocks in vascular-plant-dominated Antarctic tundra. *Global Change Biol.* 14, 1827-1843.
- De Villiers, M. (2008): Review of recent research into the effects of human disturbance on wildlife in the Antarctic and sub-Antarctic region. In: Human disturbance to wildlife in the broader Antarctic region: a review of findings. Appendix 1 to Working Paper 12 for XXXI Antarctic Treaty Consultative Meeting, Kiev.
- del Hoyo, J., Elliott, A. & Sargatal, J. (1996): Handbook of the Birds of the World, Vol. 3: Hoatzin to Auks. Lynx Edicions, Barcelona.
- Dierssen, H.M., Smith, R.C. & Vernet, M. (2002): Glacial meltwater dynamics in coastal waters west of the Antarctic Peninsula. *P Natl Acad Sci USA* 99, 1790-1795.
- Ducklow, H.W., Baker, K., Martinson, D.G., Quetin, L.B., Ross, R.M., Smith, R.C., Stammerjohn, S.E., Vernet, M. & Fraser, W. (2007): Marine pelagic ecosystems: The West Antarctic Peninsula. *Philos T R Soc B* 362, 67-94.
- Emslie, S.D., Polito, M. & Patterson, W.P. (2013): Stable isotope analysis of ancient and modern gentoo penguin egg membrane and the krill surplus hypothesis in Antarctica. *Antarct. Sci.* 25, 213-218.
- Eppley, Z.A. (1992): Assessing Indirect Effects of Oil in the Presence of Natural Variation: The Problem of Reproductive Failure in South Polar Skuas during the Bahia Paraiso Oil Spill. *Mar. Pollut. Bull.* 25, 307-312.
- Erfurt, J. & Grimm, H. (1990): Expeditionsbericht der 2. DDR-Antarktisexpedition, Überwinterungsteilnehmer an der 34. Sowjetischen Antarktisexpedition, Station

- "Bellingshausen" 1988-1990. Unveröffentl. Expeditionsbericht, Akademie der Wissenschaften, Potsdam. Tierpark Berlin.
- Favero-Longo, S.E., Worland, M.R., Convey, P., Smith, R.I.L., Piervittori, R., Guglielmin, M. & Cannone, N. (2012): Primary succession of lichen and bryophyte communities following glacial recession on Signy Island, South Orkney Islands, Maritime Antarctic. *Antarct. Sci.* 24, 323-336.
- Favero, M. (1993): Asociaciones alimentarias de la Paloma Antártica *Chionis alba* en las Islas 25 de Mayo (King George Is.) y Media Luna (Halfmoon Is.), Shetland del Sur. *Actas Jorn. Comunicaciones Inv. Científicas Antárticas* 2, 55.
- Favero, M. (1994): Biología reproductiva del Gaviotín Antártico (*Sterna vittata*; Gmelin, 1789) en Península Potter, Isla 25 de Mayo (King George), Islas Shetland del Sur, Antártida. *Rivista Italiana di Ornitologia* 64, 62.
- Fielding, S., Watkins, J.L., Trathan, P.N., Enderlein, P., Waluda, C.M., Stowasser, G., Tarling, G.A. & Murphy, E.J. (2014): Interannual variability in Antarctic krill (*Euphausia superba*) density at South Georgia, Southern Ocean: 1997-2013. *ICES J. Mar. Sci.* 71, 2578-2588.
- Forcada, J., Trathan, P.N., Reid, K. & Murphy, E.J. (2005): The effects of global climate variability in pup production of Antarctic fur seals. *Ecology* 86, 2408-2417.
- Forcada, J., Trathan, P.N., Reid, K., Murphy, E.J. & Croxall, J.P. (2006): Contrasting population changes in sympatric penguin species in association with climate warming. *Global Change Biol.* 12, 411-423.
- Forcada, J. & Trathan, P.N. (2009): Penguin responses to climate change in the Southern Ocean. *Global Change Biol.* 15, 1618-1630.
- Forcada, J. & Hoffman, J.I. (2014): Climate change selects for heterozygosity in a declining fur seal population. *Nature* 511, 462-465.
- Fowbert, J.A. & Lewis Smith, R.I. (1994): Rapid increase in native vascular plants in the Argentine Islands, Antarctic Peninsula. *Arct. Alp. Res.* 26, 290-296.
- Fowler, G.S. (1999): Behavioural and hormonal responses of Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) to tourism and nest site visitation. *Biol. Conserv.* 90, 143-149.
- Franzke, C. (2013): Significant reduction of cold temperature extremes at Faraday/Vernadsky station in the Antarctic Peninsula. *International Journal of Climatology* 33, 1070-1078.
- Fraser, W.R., Trivelpiece, W.Z., Ainley, D.G. & Trivelpiece, S.G. (1992): Increases in Antarctic penguin populations: reduced competition with whales or a loss of sea ice due to environmental warming? *Polar Biol.* 11, 525-531.
- Fraser, W.R. & Patterson, D.L. (1997): Human disturbance and long-term changes in Adélie penguin populations: a natural experiment at Palmer Station, Antarctic Peninsula. In: Battaglia, B. (ed.). *Antarctic Communities, Species, Structure and Survival*, University Press, Cambridge, 445-452.
- Fraser, W.R. & Hofmann, E.E. (2003): A predator's perspective on causal links between climate change, physical forcing and ecosystem response. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 265, 1-15.
- Fraser, W.R., Patterson-Fraser, D.L., Ribic, C.A., Schofield, O. & Ducklow, H. (2013): A Nonmarine Source of Variability in Adélie Penguin Demography. *Oceanography* 26, 207-209.

- Frenot, Y., Chown, S.L., Whinam, J., Selkirk, P.M., Convey, P., Skotnicki, M. & Bergstrom, D.M. (2005): Biological invasions in the Antarctic: extent, impacts and implications. *Biological Reviews* 80, 45-72.
- Fröhlich, A. (2007): Monitoring program of Antarctic birds and sea mammals on Fildes Peninsula (Bellingshausen Station), King George Island April 2006 – February 2007. Unpublished Expedition Report.
- Garrott, R.A., Rotella, J.J., Siniff, D.B., Parkinson, C.L. & Stauffer, G.E. (2012): Environmental variation and cohort effects in an Antarctic predator. *Oikos* 121, 1027-1040.
- Gelatt, T. & Southwell, C.I.S.P.S.G. (2008): *Leptonychotes weddellii*. The IUCN Red List of Threatened Species. www.iucnredlist.org, aufgerufen am 30.05.2016.
- Gerber, L.R. & Hilborn, R. (2001): Catastrophic events and recovery from low densities in populations of otariids: implications for risk of extinction. *Mamm. Rev.* 31, 131-150.
- Giese, M. (1996): Effects of human activity on Adélie penguin *Pygoscelis adeliae* breeding success. *Biol. Conserv.* 75, 157-164.
- Gil-Delgado, J.A., González-Solis, J. & Barbosa, A. (2013a): Populations of breeding birds in Byers Peninsula, Livingston Island, South Shetland Islands. *Antarct. Sci.* 25, 303-306.
- Gil-Delgado, J.A., Villaescusa, J.A., Diazmacip, M.E., Velazquez, D., Rico, E., Toro, M., Quesada, A. & Camacho, A. (2013b): Minimum population size estimates demonstrate an increase in southern elephant seals (*Mirounga leonina*) on Livingston Island, maritime Antarctica. *Polar Biol.* 36, 607-610.
- Gonzalez-Solis, J., Croxall, J.P. & Wood, A.G. (2000): Foraging partitioning between giant petrels *Macronectes* spp. and its relationship with breeding population changes at Bird Island, South Georgia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 204, 279-288.
- Gorman, K.B., Erdmann, E.S., Pickering, B.C., Horne, P.J., Blum, J.R., Lucas, H.M., Patterson-Fraser, D.L. & Fraser, W.R. (2010): A new high-latitude record for the macaroni penguin (*Eudyptes chrysolophus*) at Avian Island, Antarctica. *Polar Biol.* 33, 1155-1158.
- Graña Grilli, M. (2014): Decline in Numbers of Antarctic Skuas Breeding at Potter Peninsula, King George Island, Antarctica. *Mar. Ornithol.* 42, 161-162.
- Grobe, C.W., Ruhland, C.T. & Day, T.A. (1997): A new population of the vascular plant *Colobanthus quitensis* (Kunth) Bartl. near Arthur Harbor, Antarctic: Correlating recruitment with warmer summer temperatures. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 29, 217-221.
- Gryziak, G. (2009): Colonization by mites of glacier-free areas in King George Island, Antarctica. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira* 44, 891-895.
- Guinet, C., Jouventin, P. & Georges, J.Y. (1994): Long-Term Population-Changes of Fur Seals *Arctocephalus gazella* and *Arctocephalus tropicalis* on Sub-Antarctic (Crozet) and Subtropical (St-Paul and Amsterdam) Islands and Their Possible Relationship to El-Nino-Southern-Oscillation. *Antarct. Sci.* 6, 473-478.
- Guinet, C., Jouventin, P. & Weimerskirch, H. (1999): Recent population change of the southern elephant seal at Iles Crozet and Iles Kerguelen: the end of the decrease? *Antarct. Sci.* 11, 193-197.

- Hadley, G.L., Rotella, J.J. & Garrott, R.A. (2007): Evaluation of reproductive costs for weddell seals in Erebus Bay, Antarctica. *J. Anim. Ecol.* 76, 448-458.
- Hahn, S., Peter, H.-U., Quillfeldt, P. & Reinhardt, K. (1998): The birds of the Potter Peninsula, King George Island, South Shetland Islands, Antarctica, 1965-1998. *Mar. Ornithol.* 26, 1-6.
- Hahn, S. & Peter, H.-U. (2003): Feeding territoriality and the reproductive consequences in brown skuas *Catharacta antarctica lonnbergi*. *Polar Biol.* 26, 552-559.
- Hahn, S., Reinhardt, K., Ritz, M.S., Janicke, T., Montalti, D. & Peter, H.-U. (2007): Oceanographic and climatic factors differentially affect reproduction performance of Antarctic skuas. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 334, 287-297.
- Hahn, S. & Bauer, S. (2008a): Dominance in feeding territories relates to foraging success and offspring growth in brown skuas *Catharacta antarctica lonnbergi*. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 62, 1149-1157.
- Hahn, S., Ritz, M.S. & Reinhardt, K. (2008b): Marine foraging and annual fish consumption of a south polar skua population in the maritime Antarctic. *Polar Biol.* 31, 959-969.
- Hall, B.L. (2007): Late-Holocene advance of the Collins Ice Cap, King George Island, South Shetland Islands. *Holocene* 17, 1253-1258.
- Hamer, K.C., Furness, R.W. & Caldow, R.W.G. (1991): The effects of changes in food availability on the breeding ecology of great skuas *Catharacta skua* in Shetland. *J. Zool.* 223, 175-188.
- Han, J., Jin, H., Wen, J. & Shang, X. (1995): Temperature distribution of Collins Ice Cap, King George Island, Antarctica. *Advances in Polar Science* 6, 57-65.
- Harris, C.M., Lorenz, K., Fishpool, L.D.C., Lascelles, B., Cooper, J., Coria, N., Croxall, J.P., Emmerson, L.M., Fijn, R., Jouventin, P., LaRue, M.A., Le Maho, Y., Lynch, H.J., Naveen, R., Peter, H.-U., Poncet, S., Phillips, R.A., Southwell, C.J., Van Franeker, J.A., Weimerskirch, H., Wienecke, B. & Woehler, E.J. (2015): Important Bird Areas in Antarctica - Summary. BirdLife International and Environmental Research & Assessment Ltd., Cambridge.
- Hawes, T.C., Worland, M.R., Convey, P. & Bale, B.S. (2007): Aerial dispersal of springtails on the Antarctic Peninsula: implications for local distribution and demography. *Antarct. Sci.* 19, 3-10.
- Hawes, T.C., Worland, M.R., Bale, J.S. & Convey, P. (2008): Rafting in Antarctic Collembola. *J. Zool.* 274, 44-50.
- Higgins, P.J. & Davies, S.J.J.F. (1996): Handbook of Australia, New Zealand and Antarctic birds. Volume 3, Snipe to Pigeons. Oxford University Press, Melbourne.
- Hinde, R.A. (1970): Aggression in Animals. *Proceedings of the Royal Society of Medicine London* 63, 162-172.
- Hindell, M.A., Slip, D.J. & Burton, H.R. (1994): Possible causes of the decline of southern elephant seal populations in the southern Pacific and southern Indian Oceans. In: Le Boeuf, B.J. & Laws, R.M. (eds.). *Elephant seals: Population ecology, behavior, and physiology*, University of California Press, Berkeley, 66-85.
- Hinke, J.T., Salwicka, K., Trivelpiece, S.G., Watters, G.M. & Trivelpiece, W.Z. (2007): Divergent responses in *Pygoscelis* penguins reveal a common environmental driver. *Oecologia* 153, 845-855.

- Hinke, J.T., Polito, M.J., Reiss, C.S., Trivelpiece, S.G. & Trivelpiece, W.Z. (2012): Flexible reproductive timing can buffer reproductive success of *Pygoscelis* spp. penguins in the Antarctic Peninsula region. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 454, 91-104.
- Hofmeyr, G., De Maine, M., Bester, M., Kirkman, S., Pistorius, P. & Makhado, A. (2002): Entanglement Of Pinnipeds At Marion Island, Southern Ocean: 1991-2001. *Aust. Mammal.* 24, 141-146.
- Hofmeyr, G.J.G., Krafft, B.A., Kirkman, S.P., Bester, M.N., Lydersen, C. & Kovacs, K.M. (2005): Population changes of Antarctic fur seals at Nyrooya, Bouvetoya. *Polar Biol.* 28, 725-731.
- Hofmeyr, G.I.S.P.S.G. (2008): *Arctocephalus gazella*. The IUCN Red List of Threatened Species. www.iucnredlist.org, aufgerufen am 30.05.2016.
- Holland, P.R. & Kwok, R. (2012): Wind-driven trends in Antarctic sea-ice drift. *Nat Geosci* 5, 872-875.
- Holmes, N.D., Giese, M., Achurch, H., Robinson, S. & Kriwoken, L.K. (2006): Behaviour and breeding success of gentoo penguins *Pygoscelis papua* in areas of low and high human activity. *Polar Biol.* 29, 399-412.
- Houghton, M., McQuillan, P.B., Bergstrom, D.M., Frost, L., Van den Hoff, J. & Shaw, J. (2016): Pathways of alien invertebrate transfer to the Antarctic region. *Polar Biol.* 39, 23-33.
- Hucke-Gaete, R., Torres, R. & Vallejos, V. (1997): Entanglement of Antarctic fur seals, *Arctocephalus gazella*, in marine debris at Cape Shirreff and San Telmo Islets, Livingston Island, Antarctica: 1988-1997. Hobart, Australia: 1-20.
- Hucke-Gaete, R., Osman, L.P., Moreno, C.A. & Torres, D. (2004): Examining natural population growth from near extinction: the case of the Antarctic fur seal at the South Shetlands, Antarctica. *Polar Biol.* 27, 304-311.
- Hughes, K.A. (2010): How committed are we to monitoring human impacts in Antarctica? *Environmental Research Letters* 5, 1-3.
- Hughes, K.A., Convey, P., Maslen, N.R. & Smith, R.I.L. (2010): Accidental transfer of non-native soil organisms into Antarctica on construction vehicles. *Biol. Invasions* 12, 875-891.
- Hughes, K.A., Lee, J.E., Tsujimoto, M., Imura, S., Bergstrom, D.M., Ware, C., Lebouvier, M., Huiskes, A.H.L., Gremmen, N.J.M., Frenot, Y., D., B.P. & Chown, S.L. (2011): Food for thought: Risks of non-native species transfer to the Antarctic region with fresh produce. *Biol. Conserv.* 144, 1682-1689.
- Huiskes, A.H.L., Gremmen, N.J.M., Bergstrom, D.M., Frenot, Y., Hughes, K.A., Imura, S., Kiefer, K., Lebouvier, M., Lee, J.E., Tsujimoto, M., Ware, C., Van de Vijver, B. & Chown, S.L. (2014): Aliens in Antarctica: Assessing transfer of plant propagules by human visitors to reduce invasion risk. *Biol. Conserv.* 171, 278-284.
- Inchausti, P. & Weimerskirch, H. (2001): Risks of decline and extinction of the endangered Amsterdam albatross and the projected impact of long-line fisheries. *Biol. Conserv.* 100, 377-386.
- Inchausti, P. & Weimerskirch, H. (2002): Dispersal and metapopulation dynamics of an oceanic seabird, the wandering albatross, and its consequences for its response to long-line fisheries. *J. Anim. Ecol.* 71, 765-770.

- Jablonski, B. (1984): Distribution and numbers of penguins in the region of King George Island (South Shetland Islands) in the breeding season 1980/1981. Polish Polar Research 5, 17-30.
- Jablonski, B. (1986): Distribution, abundance and biomass of a summer community of birds in the region of the Admiralty Bay (King George Island, South Shetland Islands, Antarctica) in 1978/1979. Polish Polar Research 7, 217-260.
- Jablonski, B., Krzeminski, W. & Zdzitowiecki, K. (1987): Distribution and number of fur seals, *Arctocephalus gazella* (Peters, 1875) on King George Island (South Shetland Islands). Acta Zool. Cracov. 30, 119-136.
- Jablonski, B. (1995): Distribution, abundance and biology of the Antarctic Tern *Sterna vittata* Gmelin, 1789 on King George Island (South Shetland Islands). Acta Zool. Cracov. 38, 399-460.
- Jabour, J. (2008): Successful Conservation - Then What? The De-Listing of *Arctocephalus* Fur Seal Species in Antarctica. Journal of International Wildlife Law & Policy 11, 1-29.
- Jenkins, A., Dutrieux, P., Jacobs, S.S., McPhail, S.D., Perrett, J.R., Webb, A.T. & White, D. (2010): Observations beneath Pine Island Glacier in West Antarctica and implications for its retreat. Nat Geosci 3, 468-472.
- Johansson, P. & Thor, G. (2008): Lichen species density and abundance over ten years in permanent plots in inland Dronning Maud Land, Antarctica. Antarct. Sci. 20, 115-121.
- Juárez, M.A. (2013): Biología reproductiva y ecología trófica de dos especies simpátricas del género *Pygoscelis* en las Islas Shetland del Sur, Antártida, PhD Thesis, Universidad Nacional de La Plata, Repositorio de la Universidad Nacional de La Plata, Buenos Aires, Argentina. <http://hdl.handle.net/10915/27166>.
- Juárez, M.A., Santos, M.M., Negrete, J., Santos, M.R., Mennucci, J.A., Rombola, E., Longarzo, L., Coria, N.R. & Carlini, A.R. (2013): Better late than never? Interannual and seasonal variability in breeding chronology of gentoo penguins at Stranger Point, Antarctica. Polar Res. 32,
- Juárez, M.A., Negrete, J., Mennucci, J.A., Perchivale, P.J., Santos, M., Moreira, E. & Coria, N.R. (2014): Further evidence of king penguins' breeding range extension at the South Shetland Islands? Antarct. Sci. 26, 261-262.
- Juárez, M.A., Santos, M., Negrete, J., Mennucci, J.A., Perchivale, P.J. & Casaux, R. (2015): Adélie penguin population changes at Stranger Point: 19 years of monitoring. Antarct. Sci. 27, 455-461.
- Kaiser, M., Peter, H.-U. & Gebauer, A. (1988a): Kuhreiher *Ardeola ibis* (L.) in der Antarktis. Beiträge zur Vogelkunde 34, 202-203.
- Kaiser, M., Peter, H.-U. & Gebauer, A. (1988b): Zum Bruterfolg und einigen Gelegeparametern der Antarktischeeschwalbe, *Sterna vittata* (Gmelin, 1789) auf King George Island, Südshetlandinseln. Beiträge zur Vogelkunde 34, 317-340.
- Karnovsky, N.J., Dilling, R., Klock, S., Trivelpiece, S.G., Trivelpiece, W.Z. & Emslie, S.D. (1995): Demography studies of seabirds at Admiralty Bay, King George Island. Antarct. J. U.S. 30, 185-186.
- Kerr, R.A. (2006): A worrying trend of less ice, higher seas. Science 311, 1698-1701.

- Kim, J.-H., Chung, H., Kim, J.H., Yoo, J.-C. & Ahn, I.-Y. (2005): Nest Distribution of Skuas on Barton and Weaver Peninsulas of the King George Island, the Antarctic. *Ocean Polar Res.* 27, 443-450.
- Kim, J.-H., Ahn, I.Y., Lee, K.S., Chung, H.S. & Choi, H.G. (2007): Vegetation of Barton Peninsula in the neighbourhood of King Sejong Station (King George Island, maritime Antarctic). *Polar Biol.* 30, 903-916.
- Kim, J.-H., Park, H. & Ahn, I.-Y. (2009): Effect of Climate change on breeding ecology of skuas in the King George Island, Antarctica. Annual Report of Environmental Monitoring on Human Impacts around the King Sejong Station, Antarctica (in Korean).
- Kim, J.-H. & Ahn, I.-Y. (2011a): Fluctuation of number of nest, clutch size and egg size in the South polar skua (*Catharacta maccormicki*). Annual Report of Environmental Monitoring on Human Impacts around the King Sejong Station, Antarctica (in Korean).
- Kim, J.-H., Cho, H., Jung, J.-W. & Ahn, I.-Y. (2011b): Nest distribution of Southern giant petrels (*Macronectes giganteus*) on Barton Peninsula, King George Island, 2010/11. Annual Report of Environmental Monitoring on Human Impacts around the King Sejong Station, Antarctica (in Korean).
- Kirkman, S.P., Bester, M.N., Pistorius, P.A., Hofmeyr, G.J.G., Jonker, F.C., Owen, R. & Strydom, N. (2003): Variation in the timing of moult in southern elephant seals at Marion Island. *S. Afr. J. Wildl. Res.* 33, 79-84.
- Kock, K.H. (2001): The direct influence of fishing and fishery-related activities on non-target species in the Southern Ocean with particular emphasis on longline fishing and its impact on albatrosses and petrels - a review. *Rev. Fish Biol. Fish.* 11, 31-56.
- Kokubun, N., Lee, W.Y., Kim, J.H., Takahashi, A. (2015): Chinstrap penguin foraging area associated with a seamount in Bransfield Strait, Antarctica. *Polar Sci* 9, 393-400.
- Korczak-Abshire, M. (2010): Climate change influences on Antarctic bird populations. *Papers on Global Changes* 1, 53-66.
- Korczak-Abshire, M., Angiel, P.J. & Wierzbicki, G. (2011): Records of white-rumped sandpiper (*Calidris fuscicollis*) on the South Shetland Islands. *Polar Rec.* 47, 262-267.
- Korczak-Abshire, M., Wegrzyn, M., Angiel, P. & Lisowska, M. (2013): Pygoscelid penguins breeding distribution and population trends at Lions Rump rookery, King George Island. *Polish Polar Research* 34, 87-99.
- Kozeretska, I.A., Parnikoza, I.Y., Mustafa, O., Tyschenko, O.V., Korsun, S.G. & Convey, P. (2010): Development of Antarctic herb tundra vegetation near Arctowski station, King George Island. *Polar Science* 3, 254-261.
- Kraus, S. & Del Valle, R. (2008): Geology, tectonics and Ar-Ar ages of the magmatic dykes from Potter Peninsula (King George Island, South Shetland Islands). *Reports on Polar and Marine Research* 571, 20-30.
- Krietsch, J., Esefeld, J., Braun, C., Lisovski, S. & Peter, H.-U. (2015): Long-term dataset reveals declines in breeding success and high fluctuations in the number of breeding pairs in two skua species breeding on King George Island. *Polar Biol.* 39, 573-582.

- Krylov, V.I. (1968): Morskie mlekopitajuscie i pticy v rajonie Stancii Bellingshausen [Mammals and seabirds in the vicinity of Bellingshausen station]. Inform. Bjull. Sov. Antarkt. Eksped. 71, 68-70.
- Lake, S., Burton, H., Barker, R. & Hindell, M. (2008): Annual reproductive rates of Weddell seals in eastern Antarctica from 1973 to 2000. Mar. Ecol. Prog. Ser. 366, 259-270.
- Lange, U. & Naumann, J. (1989): Expeditionsbericht der 1. DDR-Antarktisexpedition, Überwinterungsteilnehmer an der 33. Sowjetischen Antarktisexpedition Station Bellingshausen 1987-1989. Unveröffentl. Expeditionsbericht, Akademie der Wissenschaften, Potsdam.
- LaRue, M.A., Ainley, D.G., Swanson, M., Dugger, K.M., Lyver, P.O., Barton, K. & Ballard, G. (2013): Climate Change Winners: Receding Ice Fields Facilitate Colony Expansion and Altered Dynamics in an Adélie Penguin Metapopulation. PLOS ONE 8, e60568.
- Laws, R.M. (1984): Antarctic Ecology Vol. II. In., Academic Press, 621-705.
- Laws, R.M. (1994): History and Present Status of Southern Elephant Seal Populations. In: Le Boeuf, B.J. & Laws, R.M. (eds.). Elephant seals: Population ecology, behavior, and physiology, University of California Press, Berkeley, 66-85.
- Learmonth, J.A., MacLeod, C.D., Santos, M.B., Pierce, G.J., Crick, H.Q.P. & Robinson, R.A. (2006): Potential effects of climate change on marine mammals. Oceanography and Marine Biology - an Annual Review 44, 431-464.
- Lescroel, A., Bajzak, C. & Bost, C.A. (2009): Breeding ecology of the gentoo penguin *Pygoscelis papua* at Kerguelen Archipelago. Polar Biol. 32, 1495-1505.
- Lewis, M., Campagna, C. & Zavatti, J. (2004): Annual cycle and inter-annual variation in the haul-out pattern of an increasing southern elephant seal colony. Antarct. Sci. 16, 219-226.
- Lewis Smith, R.I. (1988): Destruction of Antarctic Terrestrial Ecosystems by a Rapidly Increasing Fur-Seal Population. Biol. Conserv. 45, 55-72.
- Lewis Smith, R.I. (1990): Signy Island as a Paradigm of Biological and Environmental Change in Antarctic Terrestrial Ecosystems. In: Kerry, K.R. & Hempel, G. (eds.). Antarctic Ecosystems: Ecological Change and Conservation, Springer Verlag, Berlin, 32-50.
- Lewis Smith, R.I. (1994): Vascular plants as bioindicators of regional warming in Antarctica. Oecologia 99, 322-328.
- Lewis Smith, R.I. (1995): Colonization by lichens and the development of lichen-dominated communities in the maritime Antarctic. Lichenologist 27, 473-483.
- Lewis Smith, R.I. (1997): Impact of an increasing fur seal population on Antarctic plant communities: resilience and recovery. In: Antarctic Communities: Species, Structure and Survival, Cambridge University Press, 432-436.
- Lisovski, S., Pavel, V., Weidinger, K. & Peter, H.-U. (2009): First breeding record of the Light-mantled Sooty Albatross (*Phoebastria palpebrata*) for the maritime Antarctic. Polar Biol. 32, 1811-1813.
- Litynska-Zajac, M., Chwedorzewska, K., Olech, M., Korczak-Abshire, M. & Augustyniuk-Kram, A. (2012): Diaspores and phyto-remains accidentally transported to the Antarctic Station during three expeditions. Biodivers. Conserv. 21, 3411-3421.

- Liu, J.P. & Curry, J.A. (2010): Accelerated warming of the Southern Ocean and its impacts on the hydrological cycle and sea ice. *P Natl Acad Sci USA* 107, 14987-14992.
- Liu, X.D., Sun, L.G. & Yin, X.B. (2004): Textural and geochemical characteristics of proglacial sediments: A case study in the foreland of the Nelson Ice Cap, Antarctica. *Acta Geologica Sinica-English Edition* 78, 970-981.
- Llano, G.A. (1971): Frontispiece. In: Burt, W.H. (ed.). *Antarctic Pinnipedia*, Antarctic Research Series, Volume 18. Am. Geophys. Union, Acad. Sci., Nat. Res. Council.
- Loeb, V., Siegel, V., Holm-Hansen, O., Hewitt, R., Fraser, W., Trivelpiece, W. & Trivelpiece, S. (1997): Effects of sea-ice extent and krill or salp dominance on the Antarctic food web. *Nature* 387, 897-900.
- Lorenz, H. (1984): Reisebericht - Teil 2: Wissenschaftlicher Bericht über die Teilnahme an der 28. Sowjetischen Antarktisexpedition. Unveröffentl. Expeditionsbericht, Akademie der Wissenschaften, Potsdam.
- Lumpe, P. & Weidinger, K. (2000): Distribution, numbers and breeding of birds at the northern ice-free areas of Nelson Island, South Shetland Islands, Antarctica, 1990–1992. *Mar. Ornithol.* 28, 41-46.
- Lynch, H.J., Naveen, R. & Fagan, W.F. (2008): Censuses of penguin, Blue-eyed Shag *Phalacrocorax atriceps* and Southern Giant Petrel *Macronectes giganteus* populations on the Antarctic Peninsula, 2001-2007. *Mar. Ornithol.* 36, 83-97.
- Lynch, H.J., Fagan, W.F., Naveen, R., Trivelpiece, S.G. & Trivelpiece, W.Z. (2009): Timing of clutch initiation in *Pygoscelis* penguins on the Antarctic Peninsula: towards an improved understanding of off-peak census correction factors. *CCAMLR Sci.* 16, 149-165.
- Lynch, H.J., Crosbie, K., Fagan, W.F. & Naveen, R. (2010a): Spatial patterns of tour ship traffic in the Antarctic Peninsula region. *Antarct. Sci.* 22, 123-130.
- Lynch, H.J., Fagan, W.F. & Naveen, R. (2010b): Population trends and reproductive success at a frequently visited penguin colony on the western Antarctic Peninsula. *Polar Biol.* 33, 493-503.
- Lynch, H.J. (2012): The gentoo penguin (*Pygoscelis papua*). In: García-Borboroglu, P.G. & Boersma, P.D. (eds.). *Biology and Conservation of the World's penguins*, University of Washington Press, Seattle.
- Lynch, H.J., Fagan, W.F., Naveen, R., Trivelpiece, W.Z. & Trivelpiece, S.G. (2012a): Differential advancement of breeding phenology in response to climate may alter staggered breeding among sympatric pygoscelid penguins. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 454, 135-145.
- Lynch, H.J., Naveen, R., Trathan, P.N. & Fagan, W.F. (2012b): Spatially integrated assessment reveals widespread changes in penguin populations on the Antarctic Peninsula. *Ecology* 93, 1367-1377.
- Lynnes, A.S., Reid, K. & Croxall, J.P. (2004): Diet and reproductive success of Adélie and chinstrap penguins: linking response of predators to prey population dynamics. *Polar Biol.* 27, 544-554.
- Marchant, S. & Higgins, P.J. (1990): *Handbook of Australian, New Zealand & Antarctic birds*. Oxford University Press, Melbourne.

- Martinson, D.G., Stammerjohn, S.E., Iannuzzi, R.A., Smith, R.C. & Vernet, M. (2008): Western Antarctic Peninsula physical oceanography and spatio-temporal variability. *Deep-Sea Res Pt II* 55, 1964-1987.
- Mataloni, G., González Garraza, G., Bölter, M., Convey, P. & Fermani, P. (2010): What shapes edaphic communities in mineral and ornithogenic soils of Cierva Point, Antarctic Peninsula? *Polar Science* 4, 405-419.
- McClintock, J., Ducklow, H. & Fraser, W. (2008): Ecological responses to climate change on the Antarctic Peninsula. *Am. Sci.* 96, 302-310.
- McClintock, J.B., Silva-Rodriguez, P. & Fraser, W.R. (2010): Southerly breeding in gentoo penguins for the eastern Antarctic Peninsula: further evidence for unprecedented climate-change. *Antarct. Sci.* 22, 285-286.
- McIntyre, T., Anson, I.J., Bornemann, H., Plotz, J., Tosh, C.A. & Bester, M.N. (2011): Elephant seal dive behaviour is influenced by ocean temperature: implications for climate change impacts on an ocean predator. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 441, 257-272.
- McMahon, C.R., Burton, H.R. & Bester, M.N. (2003): A demographic comparison of two southern elephant seal populations. *J. Anim. Ecol.* 72, 61-74.
- McMahon, C.R., Bester, M.N., Burton, H.R., Hindell, M.A. & Bradshaw, C.J.A. (2005): Population status, trends and a re-examination of the hypotheses explaining the recent declines of the southern elephant seal *Mirounga leonina*. *Mamm. Rev.* 35, 82-100.
- Mendonça, T., Melo, V.F., Schaefer, C.E.G.R., Simas, F.N.B. & Michel, R.F.M. (2013): Clay Mineralogy of Gelic Soils from the Fildes Peninsula, Maritime Antarctica. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 77, 1842-1851.
- Meredith, M.P. & King, J.C. (2005): Rapid climate change in the ocean west of the Antarctic Peninsula during the second half of the 20th century. *Geophys. Res. Lett.* 32, L19604.
- Micol, T. & Jouventin, P. (2001): Long-term population trends in seven Antarctic seabirds at Pointe Géologie (Terre Adélie) - Human impact compared with environmental change. *Polar Biol.* 24, 175-185.
- Mieczan, T. & Adamczuk, M. (2015): Ecology of testate amoebae (Protists) in mosses: distribution and relation of species assemblages with environmental parameters (King George Island, Antarctica). *Polar Biol.* 38, 221-230.
- Molina-Montenegro, M.A., Ricote-Martinez, N., Muñoz-Ramírez, C., Gómez-González, S., Torres-Díaz, C., Salgado-Luarte, C. & Gianoli, E. (2013): Positive interactions between the lichen *Usnea antarctica* (Parmeliaceae) and the native flora in Maritime Antarctica. *Journal of Vegetation Science* 24, 463-472.
- Mönke, R. & Bick, A. (1988): Fachlicher Bericht über die Teilnahme der DDR-Biologengruppe an der 31. Sowjetischen Antarktisexpedition (SAE), Station "Bellingshausen", King-George-Island (Südshetland Inseln/Antarktis). Unveröffentl. Expeditionsbericht, Akademie der Wissenschaften, Potsdam.
- Mönke, R. & Bick, A. (1990): Vorkommen des Kuhreihers, *Bubulcus ibis* (L.), in der Antarktis. [Records of the Cattle Egret, *Bubulcus ibis* (L.) in the Antarctic.]. *Mitt. Zool. Mus. Suppl. Ann. Orn.* 14, 69-79.

- Montalti, D., Casaux, R., Coria, N., Soave, G. & Graña Grilli, M.G. (2009): The importance of fish in the diet of the South Polar Skua (*Stercorarius maccormicki*) at the South Shetland Islands, Antarctica. *Emu* 109, 305-309.
- Müller-Schwarze, D. & Müller-Schwarze, C. (1975): A survey of twenty-four rookeries of pygoscelid penguins in the Antarctic Peninsula region. In: Stonehouse, B. (ed.). *The biology of penguins*. London, 309-320.
- Murphy, E.J., Trathan, P.N., Watkins, J.L., Reid, K., Meredith, M.P., Forcada, J., Thorpe, S.E., Johnston, N.M. & Rothery, P. (2007): Climatically driven fluctuations in Southern Ocean ecosystems. *P Roy Soc B-Biol Sci* 274, 3057-3067.
- Mustafa, O., Pfeifer, C., Peter, H.-U., Kopp, M. & Metzsig, R. (2012): Vorstudie zum Monitoring von klimabedingten Veränderungen von Pinguinkolonien in der Antarktis mittels Satellitenbildern. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Texte 18/2012.
<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/vorstudie-monitoring-von-klimabedingten>.
- Mustafa, O., Esefeld, J., Hertel, F., Krietsch, J., Peter, H.-U., Pfeifer, C., Rümmler, M.-C. & Staeding, A.C. (2014): Mapping of *Pygoscelis* penguins by using an UAV in the vicinity of southwestern King George Island. SCAR Open Science Conference, Auckland.
- Nadler, T. & Mix, H. (1989): Fachlicher Bericht über die Teilnahme der DDR-Biologengruppe an der 32. Sowjetischen Antarktisexpedition, Station Bellingshausen, King George Island, Südshetland-Inseln. Unveröffentl. Expeditionsbericht, Akademie der Wissenschaften, Potsdam.
- NASA (2014): Landsat 7 Science Data Users Handbook:
http://landsathandbook.gsfc.nasa.gov/pdfs/Landsat7_Handbook.pdf. aufgerufen am 30.05.2016.
- Naveen, R., Forrest, S.C., Dagit, R.G., Blight, L.K., Trivelpiece, W.Z. & Trivelpiece, S.G. (2000): Censuses of penguin, blue-eyed shag, and southern giant petrel populations in the Antarctic Peninsula region, 1994-2000. *Polar Rec.* 36, 323-334.
- Naveen, R., Lynch, H.J., Forrest, S., Mueller, T. & Polito, M. (2012): First direct, site-wide penguin survey at Deception Island, Antarctica, suggests significant declines in breeding chinstrap penguins. *Polar Biol.* 35, 1879-1888.
- Nel, D.C., Ryan, P.G., Nel, J.L., Klages, N., Wilson, R.P., Robertson, G. & Tuck, G.N. (2002): Foraging interactions between Wandering Albatrosses *Diomedea exulans* breeding on Marion Island and long-line fisheries in the southern Indian Ocean. *Ibis* 144, 141-154.
- Nimon, A.J. (1997): Gentoo penguin (*Pygoscelis papua*) responses to tourist and other disturbances in Antarctica, PhD Thesis, University of Cambridge, 189.
- Norway (2013): ASPA 132 Revised Management Plan. ATCM XXXVI. Brussels. WP056 att082.
- Ochyra, R. (1998): The moss flora of King George Island Antarctica. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Cracow.
- Olech, M. (2004): Lichens of King George Island, Antarctica. The Institute of Botany of the Jagiellonian University, Krakow.
- Olech, M. & Chwedorzewska, K.J. (2011): The first appearance and establishment of an alien vascular plant in natural habitats on the forefield of a retreating glacier in Antarctica. *Antarct. Sci.* 23, 153-154.

- Osmanoglu, B., Braun, M., Hock, R. & Navarro, F.J. (2013): Surface velocity and ice discharge of the ice cap on King George Island, Antarctica. *Annals of Glaciology* 54, 111-119.
- Oszycza, P. (2010): Alien lichens unintentionally transported to the "Arctowski" station (South Shetlands, Antarctica). *Polar Biol.* 33, 1067-1073.
- Otley, H.M. (2005): Nature-based tourism: experiences at the Volunteer Point penguin colony in the Falkland Islands. *Mar. Ornithol.* 33, 181-187.
- Øvstedal, D.O. & Lewis-Smith, R.I. (2001): *Lichens of Antarctica and South Georgia - A Guide to their Identification and Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Paolo, F.S., Fricker, H.A. & Padman, L. (2015): Volume loss from Antarctic ice shelves is accelerating. *Science* 348, 327-331.
- Park, B.K., Chang, S.K., Yoon, H.I. & Chung, H. (1998): Recent retreat of ice cliffs, King George Island, South Shetland Islands, Antarctic Peninsula. In: *Annals of Glaciology, International Glaciological Society, Cambridge*, 633-635.
- Parkinson, C.L. & Cavalieri, D.J. (2012): Antarctic sea ice variability and trends, 1979–2010. *The Cryosphere* 6, 871-880.
- Parmelee, D.F. (1988): The hybrid skua: a southern ocean enigma. *Wilson Bull.* 100, 345-356.
- Parnikoza, I., Dykyy, I., Ivanets, V., Kozeretska, I., Kunakh, V., Rozhok, A., Ochyra, R. & Convey, P. (2012): Use of *Deschampsia antarctica* for nest building by the kelp gull in the Argentine Islands area (maritime Antarctica) and its possible role in plant dispersal. *Polar Biol.* 35, 1753-1758.
- Pasotti, F., Manini, E., Giovannelli, D., Wöfl, A.-C., Monien, D., Verleyen, E., Braeckman, U., Abele, D. & Vanreusel, A. (2014): Antarctic shallow water benthos in an area of recent rapid glacier retreat. *Mar. Ecol.* 1-18.
- Patterson, D.L., Woehler, E., Croxall, J., Cooper, J., Poncet, S., Peter, H.-U., Hunter, S. & Fraser, W.R. (2008): Breeding distribution and population status of the northern giant petrel *Macronectes halli* and the southern giant petrel *M. giganteus*. *Mar. Ornithol.* 36, 115-124.
- Pearson, M. (2007): Conservation Challenges in the South Shetland Islands, Antarctica. ICOMOS Extreme Heritage Conference. Australia
- Pereira de Albuquerque, M., Victoria, F.C., Schunemann, A.L., Putzke, J., Gunski, R.J., Seibert, S., Petry, M.V. & Pereira, A.B. (2012): Plant Composition of Skuas Nests at Hennequin Point, King George Island, Antarctica. *American Journal of Plant Sciences* 3, 688-692.
- Pertierra, L., Lara, F., Tejedro, P., Quesada, A. & Benayas, J. (2013): Rapid denudation processes in cryptogamic communities from Maritime Antarctica subjected to human trampling. *Antarct. Sci.* 25, 318-328.
- Peter, H.-U., Kaiser, M. & Gebauer, A. (1988): Untersuchungen an Vögeln und Robben auf King George Island (South Shetland Islands, Antarktis). *Geodätische und geophysikalische Veröffentlichungen Reihe 1* 14, 1-127.
- Peter, H.-U., Bannasch, R., Bick, A., Gebauer, A., Kaiser, M., Mönke, R. & Zippel, D. (1989): Bestand und Reproduktion ausgewählter antarktischer Vögel und Robben im Südwestteil von King George Island. *Wissenschaftliche Zeitschrift Universität Jena Naturwissenschaftliche Reihe* 38, 647-659.

- Peter, H.-U., Kaiser, M. & Gebauer, A. (1991): Breeding ecology of the Southern Giant Petrels *Macronectes giganteus* on King George Island, South Shetland Islands, Antarctic. Zoologisches Jahrbuch Systematik 118, 465 - 477.
- Peter, H.-U., Büßer, C., Mustafa, O. & Pfeiffer, S. (2008): Evaluierung des Gefährdungsgrades der Gebiete Fildes Peninsula und Ardley Island und Entwicklung der Managementpläne zur Ausweisung als besonders geschützte oder verwaltete Gebiete. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Texte 09/2008. <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/evaluierung-des-gefaehrungsgrades-gebiete-fildes>.
- Peter, H.-U., Braun, C., Janowski, S., Nordt, A., Nordt, A. & Stelter, M. (2013): Aktuelle Umweltsituation und Vorschläge zum Management der Fildes Peninsula Region. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Texte 02/2013. <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/aktuelle-umweltsituation-vorschlaege-management>.
- Petry, M.V., Basler, A.B., Valls, F.C.L. & Kruger, L. (2013): New southerly breeding location of king penguins (*Aptenodytes patagonicus*) on Elephant Island (Maritime Antarctic). Polar Biol. 36, 603-606.
- Pfeiffer, S. & Peter, H.-U. (2004): Ecological studies toward the management of an Antarctic tourist landing site (Penguin Island, South Shetland Islands). Polar Rec. 40, 345-353.
- Pfeiffer, S. (2005): Effects of Human Activities on Southern Giant Petrels and Skuas in the Antarctic, PhD Thesis, Universität Jena.
- Phillips, R.A., Caldow, R.W.G. & Furness, R.W. (1996): The influence of food availability on the breeding effort and reproductive success of Arctic Skuas *Stercorarius parasiticus*. Ibis 138, 410-419.
- Pietz, P.J. (1987): Feeding and nesting ecology of sympatric South Polar and Brown skuas. The Auk 104, 617-627.
- Poole, I., Hunt, R.J. & Cantrill, D.J. (2001): A fossil wood flora from King George Island: Ecological implications for an Antarctic Eocene vegetation. Ann. Bot. 88, 33-54.
- Popov, L.P. (1977): Kergelenskij juznyj morskoy kotik o. King-Dzordz. Inform. Bjull. Sov. Antarkt. Eksped. 96, 66-71.
- Proffitt, K.M., Garrot, R.A., Rotella, J.J. & Wheatley, E. (2007): Environmental and senescent related variations in Weddell seal body mass: implications for age-specific reproductive performance. Oikos 116, 1683-1690.
- Quintana, F., Punta, G., Copello, S. & Yorrio, P. (2006): Population status and trends of Southern Giant Petrels (*Macronectes giganteus*) breeding in north Patagonia, Argentina. Polar Biol. 30, 53-59.
- Ratcliffe, N. & Trathan, P. (2011): A review of the diet and at-sea distribution of penguins breeding within the CAMLR Convention Area. CCAMLR Sci. 18, 75-114.
- Rauschert, M., Zippel, D. & Gruner, M. (1987): Reisebericht - Teil 2: Fachlicher Bericht über die Teilnahme der Biologengruppe der DDR an der 30. Sowjetischen Antarktisexpedition (SAE), Station "Bellingshausen", King George Island (Südshetlandinseln/Antarktis). unveröffentl. Expeditionsbericht, Akademie der Wissenschaften, Potsdam.

- Reid, T. & Huin, N. (2005): Census of the Southern Giant-Petrel Population of the Falkland Islands Falkland Conservation.
- Reid, T.A. & Huin, N. (2008): Census of the Southern Giant Petrel population of the Falkland Islands 2004/2005. *Bird Conservation International* 18, 118-128.
- Reinhardt, K. (1997): Food and feeding of Antarctic skua chicks *Catharacta antarctica lonnbergi* and *C. maccormicki*. *Journal of Ornithology* 138, 199-213.
- Reinhardt, K., Blechschmidt, K., Peter, H.-U. & Montalti, D. (1997): A hitherto unknown hybridization between Chilean and South Polar skua. *Polar Biol.* 17, 114-118.
- Reinhardt, K., Hahn, S., Peter, H.-U. & Wemhoff, H. (2000): A review of the diets of Southern Hemisphere skuas. *Mar. Ornithol.* 28, 7-19.
- Republic of Korea (2008): Proposal for a new Antarctic Specially Protected Area at Narębski Point, Barton Peninsula, King George Island. ATCM XXXI. Kyiv. WP003.
- Republic of Korea (2011): Fauna Survey of the ASPA 171 Narębski Point, ASPA 150 Ardley Island and ASPA 132 Potter Peninsula in 2010-11. ATCM XXXIV. Buenos Aires. IP115.
- Republic of Korea (2013): Management Report of Narębski Point (ASPA No. 171) during the 2012/2013 period. ATCM XXXVI. Brussels. IP026 rev.1.
- Republic of Korea (2014): Monitoring and Management Report of Narębski Point (ASPA No. 171) during the past 5 years (2009-2014). ATCM XXXVII. Brasilia. BP07.
- Rignot, E., Jacobs, S., Mouginot, J. & Scheuchl, B. (2013): Ice-Shelf Melting Around Antarctica. *Science* 341, 266-270.
- Rignot, E., Mouginot, J., Morlighem, M., Seroussi, H. & Scheuchl, B. (2014): Widespread, rapid grounding line retreat of Pine Island, Thwaites, Smith, and Kohler glaciers, West Antarctica, from 1992 to 2011. *Geophys. Res. Lett.* 41, 3502-3509.
- Rin, J.W., Qin, D.H., Petit, J.R., Jouzel, J., Wang, W.T., Liu, C., Wang, X.J., Qian, S.L. & Wang, X.X. (1995): Glaciological Studies on Nelson Island, South-Shetland Islands, Antarctica. *Journal of Glaciology* 41, 408-412.
- Ritz, M.S., Hahn, S., Janicke, T. & Peter, H.-U. (2006): Hybridisation between South polar skua (*Catharacta maccormicki*) and Brown skua (*C. antarctica lonnbergi*) in the Antarctic Peninsula region. *Polar Biol.* 29, 153-159.
- Robinson, S.A., Wasley, J. & Tobin, A.K. (2003): Living on the edge – plants and global change in continental and maritime Antarctica. *Global Change Biol.* 9, 1681-1717.
- Royles, J., Amesbury, M.J., Convey, P., Griffiths, H., Hodgson, D.A., Leng, M.J. & Charman, D.J. (2013): Plants and Soil Microbes Respond to Recent Warming on the Antarctic Peninsula. *Curr. Biol.* 23, 1702-1706.
- Rückamp, M., Braun, M., Suckro, S. & Blindow, N. (2011): Observed glacial changes on the King George Island ice cap, Antarctica, in the last decade. *Global Planet. Change* 79, 99-109.
- Rümmler, M.-C., Mustafa, O., Maercker, J., Peter, H.-U. & Esefeld, J. (2015): Measuring the influence of unmanned aerial vehicles on Adélie penguins. *Polar Biol.* published online.
- Russell, D.J., Hohberg, K., Otte, V., Christian, A., Potapov, M., Brückner, A. & McInnes, S.J. (2013): Der Einfluss menschlicher Aktivitäten auf Bodenorganismen der maritimen Antarktis und die Einschleppung von fremden Arten in die Antarktis Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau,

Texte 21/2013. <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/einfluss-menschlicher-aktivitaeten-auf>.

- Russell, D., Hohberg, K., Potapov, M., Bruckner, M., Otte, V. & Christian, A. (2014): Native terrestrial invertebrate fauna from the northern Antarctic Peninsula: new records, state of current knowledge and ecological preferences – Summary of a German federal study. *Soil Organisms* 86, 1-58.
- Salwicka, K. & Rakusa-Suszczewski, S. (2002): Long-term monitoring of Antarctic pinnipeds in Admiralty Bay (South Shetlands, Antarctica). *Acta Theriologica* 47, 443-457.
- Samiullah, Y. (1985): Biological Effects of Marine Oil Pollution. *Oil & Petrochemical Pollution* 2, 235-264.
- Sancho, L.G. & Valladares, F. (1993): Lichen Colonization of Recent Moraines on Livingston-Island (South-Shetland-I, Antarctica). *Polar Biol.* 13, 227-233.
- Sancho, L.G. & Pintado, A. (2004): Evidence of high annual growth rate for lichens in the maritime Antarctic. *Polar Biol.* 27, 312-319.
- Sancho, L.G., Green, T.G.G. & Pintado, A. (2007): Slowest to fastest: Extreme range in lichen growth rates supports their use as an indicator of climate change in Antarctica. *Flora* 202, 667-673.
- Sander, M., Carneiro, A.P.B., Balbao, T.C., Bays, S.R., Costa, E.S., Mascarello, N.E., Oliva, T.S. & dos Santos, C.R. (2005): Status and Trends of Antarctic Seabirds at Admiralty Bay, King George Island. *Polarforschung* 75, 145-150.
- Sander, M., Carneiro, A.P.B., Mascarello, N.E., dos Santos, C.R., Costa, E.S. & Balbao, T.C. (2006): Distribution and status of the kelp gull, *Larus dominicanus* Lichtenstein (1823), at Admiralty Bay, King George Island, South Shetland, Antarctica. *Polar Biol.* 29, 902-904.
- Sander, M., Balbao, T.C., Costa, E.S., dos Santos, C.R. & Petry, M.V. (2007a): Decline of the breeding population of *Pygoscelis antarctica* and *Pygoscelis adeliae* on Penguin Island, South Shetland, Antarctica. *Polar Biol.* 30, 651-654.
- Sander, M., Balbao, T.C., Polito, M.J., Costa, E.S. & Carneiro, A.P.B. (2007b): Recent decrease in chinstrap penguin (*Pygoscelis antarctica*) populations at two of Admiralty Bay's islets on King George Island, South Shetland Islands, Antarctica. *Polar Biol.* 30, 659-661.
- Scambos, T.A., Bohlander, J.A., Shuman, C.A. & Skvarca, P. (2004): Glacier acceleration and thinning after ice shelf collapse in the Larsen B embayment, Antarctica. *Geophys. Res. Lett.* 31, L18402.
- Schloss, I.R., Abele, D., Moreau, S., Demers, S., Bers, A.V., Gonzalez, O. & Ferreyra, G.A. (2012): Response of phytoplankton dynamics to 19-year (1991-2009) climate trends in Potter Cove (Antarctica). *J. Mar. Syst.* 92, 53-66.
- Schmidtko, S., Heywood, K.J., Thompson, A.F. & Aoki, S. (2014): Multidecadal warming of Antarctic waters. *Science* 346, 1227-1231.
- Schofield, O., Ducklow, H.W., Martinson, D.G., Meredith, M.P., Moline, M.A. & Fraser, W.R. (2010): How Do Polar Marine Ecosystems Respond to Rapid Climate Change? *Science* 328, 1520-1523.

- Schuster, K.C. (2010): Impact of Human and Other Disturbance on Behaviour and Heart Rate of Incubating Adélie Penguins (*Pygoscelis adeliae*), PhD Thesis, Philips-Universität Marburg.
- Scott, G.W., Niggebrugge, A.R. & Sweeney, B. (1996): Avian habituation to recreational disturbance on the north Yorkshire coast. *Naturalist* 121, 11-15.
- Scott, J.J. & Kirkpatrick, J.B. (2005): Changes in Subantarctic Heard Island Vegetation at Sites Occupied by *Poa annua*, 1987–2000. *Arct. Antarct. Alp. Res.* 37, 366-371.
- Shaughnessy, P.D., Erb, E. & Green, K. (1998): Continued increase in the population of Antarctic fur seals, *Arctocephalus gazella*, at Heard Island, Southern Ocean. *Mar. Mamm. Sci.* 14, 384-389.
- Shepherd, A., Ivins, E.R., Geruo, A., Barletta, V.R., Bentley, M.J., Bettadpur, S., Briggs, K.H., Bromwich, D.H., Forsberg, R., Galin, N., Horwath, M., Jacobs, S., Joughin, I., King, M.A., Lenaerts, J.T.M., Li, J.L., Ligtenberg, S.R.M., Luckman, A., Luthcke, S.B., McMillan, M., Meister, R., Milne, G., Mouginot, J., Muir, A., Nicolas, J.P., Paden, J., Payne, A.J., Pritchard, H., Rignot, E., Rott, H., Sorensen, L.S., Scambos, T.A., Scheuchl, B., Schrama, E.J.O., Smith, B., Sundal, A.V., van Angelen, J.H., van de Berg, W.J., van den Broeke, M.R., Vaughan, D.G., Velicogna, I., Wahr, J., Whitehouse, P.L., Wingham, D.J., Yi, D.H., Young, D. & Zwally, H.J. (2012): A Reconciled Estimate of Ice-Sheet Mass Balance. *Science* 338, 1183-1189.
- Shuford, W.D. & Spear, L.B. (1988a): Surveys of breeding chinstrap penguins in the South Shetland Islands, Antarctica. *British Antarctic Survey Bulletin* 81, 19-30.
- Shuford, W.D. & Spear, L.B. (1988b): Surveys of breeding penguins and other seabirds in the South Shetland Islands, Antarctica, Jan.-Feb. 1987. U.S. National Oceanic and Atmospheric Administration. Technical Memorandum 59.
- Sierakowski, K. (1991): Birds and mammals in the region of SSSI No. 8 in the season 1988/89 (South Shetlands, King George Island, Admiralty Bay). *Polish Polar Research* 12, 25-54.
- Silva, M.P., Coria, N.R., Favero, M. & Casaux, R.J. (1995): New records of Cattle Egret *Bubulcus ibis*, Black-necked Swan *Cygnus melanocoryphus* and Whiterumped Sandpiper *Calidris fuscicollis* from the South Shetland Islands, Antarctica. *Mar. Ornithol.* 23, 65-66.
- Simms, A.R., Ivins, E.R., DeWitt, R., Kouremenos, P. & Simkins, L.M. (2012): Timing of the most recent Neoglacial advance and retreat in the South Shetland Islands, Antarctic Peninsula: insights from raised beaches and Holocene uplift rates. *Quaternary Science Reviews* 47, 41-55.
- Simoës, J.C., Bremer, U.F., Aquino, F.E. & Ferron, F.A. (1999): Morphology and variations of glacial drainage basins in the King George Island ice field, Antarctica. In: *Annals of Glaciology*, International Glaciological Society, Cambridge, 220-224.
- Simoës, J.C., Dani, N., Bremer, U.F., Aquino, F.E. & Arigony-Neto, J. (2004): Small cirque glaciers retreat on Keller Peninsula, Admiralty Bay, King George Island, Antarctica. *Pesqui. Antart. Bras.* 4, 49-56.
- Simonov, I.M. (1973): Zivotnyj mir poluostrova Fajlds [The wildlife of Fildes Peninsula]. *Trudy arkt. y antarkt. naucno-issled. Inst., Leningrad* 318, 183-192.
- Siniff, D.B., Garrott, R.A., Rotella, J.J., Fraser, W.R. & Ainley, D.G. (2008): Opinion: Projecting the effects of environmental change on Antarctic seals. *Antarct. Sci.* 20, 425-435.

- Slip, D.J. & Burton, H.R. (1999): Population status and seasonal haul out patterns of the southern elephant seal (*Mirounga leonina*) at Heard Island. *Antarct. Sci.* 11, 38-47.
- Smith, R.C., Fraser, W.R. & Stammerjohn, S. (2003): Climate variability and ecological response of the marine ecosystem in the Western Antarctic Peninsula (WAP) region. In: Greenland, D., Goodin, D.G., Smith, R.C. (eds.). *Climatic variability and ecosystem response at long-term ecological research sites*, Oxford University Press, Oxford, 158-173.
- Smykla, J., Wolek, J., Barcikowski, A. & Loro, P. (2006): Vegetation patterns around penguin rookeries at Admiralty Bay, King George Island, Maritime Antarctic: Preliminary results. *Polish Botanical Studies* 22, 449-458.
- Smykla, J., Wolek, J. & Barcikowski, A. (2007): Zonation of Vegetation Related to Penguin Rookeries on King George Island, Maritime Antarctic. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 39, 143-151.
- Soave, G.E., Coria, N.R., Montalti, D. & Curtosi, A. (2000): Breeding flying birds in the region of the Fildes Peninsula, King George Island, South Shetland Islands, Antarctica, 1995/96. *Mar. Ornithol.* 28, 37-40.
- Sobiech, J., Blindow, N., Rückamp, N. & Suckro, S. (2010): Geometry and Glacial Hydrology of Bellingshausen Dome, King George Island, Antarctica. Poster, presented at International Polar Year Oslo Science Conference, Oslo.
- Sobota, I., Kejna, M. & Arazny, A. (2015): Short-term mass changes and retreat of the Ecology and Sphinx glacier system, King George Island, Antarctic Peninsula. *Antarct. Sci.* 27, 500-510.
- Stammerjohn, S.E., Martinson, D.G., Smith, R.C. & Iannuzzi, R.A. (2008): Sea ice in the western Antarctic Peninsula region: Spatio-temporal variability from ecological and climate change perspectives. *Deep-Sea Res Pt II* 55, 2041-2058.
- Stammerjohn, S., Massom, R., Rind, D. & Martinson, D. (2012): Regions of rapid sea ice change: An inter-hemispheric seasonal comparison. *Geophys. Res. Lett.* 39, L06501.
- Stonehouse, B. (1989): *Polar Ecology*. Chapman and Hall, New York.
- Sullivan, B.J., Reid, T.A. & Bugoni, L. (2006): Seabird mortality on factory trawlers in the Falkland Islands and beyond. *Biol. Conserv.* 131, 495-504.
- Sun, L., Xie, Z. & J., Z. (2000): A 3,000-year record of penguin populations. *Nature* 407, 358.
- Taylor, R.H. & Wilson, P.R. (1990): Recent increase and southern expansion of Adélie penguin populations in the Ross sea, Antarctica, related to climate warming. *N. Z. J. Ecol.* 14, 25-29.
- Testa, J.W., Oehlert, G., Ainley, D.G., Bengtson, J.L., Siniff, D.B., Laws, R.M. & Rounsevell, D. (1991): Temporal Variability in Antarctic Marine Ecosystems - Periodic Fluctuations in the Phocid Seals. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48, 631-639.
- Thompson, D.W.J. & Solomon, S. (2002): Interpretation of recent Southern Hemisphere climate change. *Science* 296, 895-899.
- Tin, T., Fleming, Z.L., Hughes, K.A., Ainley, D.G., Convey, P., Moreno, C.A., Pfeiffer, S., Scott, J. & Snape, I. (2009): Impacts of local human activities on the Antarctic environment. *Antarct. Sci.* 21, 3-33.

- Torres, D., Gajardo, M. & Valencia, J. (1986): Notes on *Bubulcus ibis* and *Eudyptes chrysolophus* from South Shetland Islands. Serie Cientifica del Instituto Antártico Chileno (INACH) 34, 73-79.
- Trathan, P.N., Croxall, J.P. & Murphy, E.J. (1996): Dynamics of Antarctic penguin populations in relation to inter-annual variability in sea ice distribution. *Polar Biol.* 16, 321-330.
- Trathan, P.N., Forcada, J. & Murphy, E.J. (2007): Environmental forcing and Southern Ocean marine predator populations: effects of climate change and variability. *Philos T R Soc B* 362, 2351-2365.
- Trathan, P.N., Forcada, J., Atkinson, R., Downie, R.H. & Shears, J.R. (2008): Population assessments of gentoo penguins (*Pygoscelis papua*) breeding at an important Antarctic tourist site, Goudier Island, Port Lockroy, Palmer Archipelago, Antarctica. *Biol. Conserv.* 141, 3019-3028.
- Trathan, P.N., Ratcliffe, N. & Masden, E.A. (2012): Ecological drivers of change at South Georgia: the krill surplus, or climate variability. *Ecography* 35, 983-993.
- Trivelpiece, W.Z., Trivelpiece, S.G. & Volkman, N.J. (1987): Ecological Segregation of Adélie, Gentoo, and Chinstrap Penguins at King-George-Island, Antarctica. *Ecology* 68, 351-361.
- Trivelpiece, S.G., Dilling, R., Mader, T., Trivelpiece, W.Z. & Yanega, G. (1995): Seabird behavior, ecology, and demography at Admiralty Bay, King George Island. *Antarct. J. U.S.* 30, 183-184.
- Trivelpiece, W.Z., Hinke, J.T., Miller, A.K., Reiss, C.S., Trivelpiece, S.G. & Watters, G.M. (2011): Variability in krill biomass links harvesting and climate warming to penguin population changes in Antarctica. *P Natl Acad Sci USA* 108, 7625-7628.
- Tscherko, D., Bolter, M., Beyer, L., Chen, J., Elster, J., Kandeler, E., Kuhn, D. & Blume, H.P. (2003): Biomass and enzyme activity of two soil transects at King George Island, maritime Antarctica. *Arctic Antarctic and Alpine Research* 35, 34-47.
- Turner, J., Colwell, S.R., Marshall, G.J., Lachlan-Cope, T.A., Carleton, A.M., Jones, P.D., Lagun, V., Reid, P.A. & Iagovkina, S. (2005a): Antarctic climate change during the last 50 years. *International Journal of Climatology* 25, 279-294.
- Turner, J., Lachlan-Cope, T., Colwell, S. & Marshall, G.J. (2005b): A positive trend in western Antarctic Peninsula precipitation over the last 50 years reflecting regional and Antarctic-wide atmospheric circulation changes. *Ann Glaciol-Ser* 41, 85-91.
- Turner, J., Bindschadler, R.A., Convey, P., Di Prisco, G., Fahrbach, E., Gutt, J., Hodgson, D.A., Mayewski, P.A. & Summerhayes, C.P. (eds.) (2009): *Antarctic Climate Change and the Environment*. SCAR, Cambridge.
- Turner, J., Barrand, N.E., Bracegirdle, T.J., Convey, P., Hodgson, D.A., Jarvis, M., Jenkins, A., Marshall, G., Meredith, M.P., Roscoe, H., Shanklin, J., French, J., Goose, H., Guglielmin, M., Gutt, J., Jacobs, S., Kennicutt, M.C., Masson-Delmotte, V., Mayewski, P., Navarro, F., Robinson, S., Scambos, T., Sparrow, M., Summerhayes, C., Speer, K. & Klepikov, A. (2014): Antarctic climate change and the environment: an update. *Polar Rec.* 50, 237-259.
- Turner, J., Maksym, T., Phillips, T., Marshall, G.J. & Meredith, M.P. (2013): The impact of changes in sea ice advance on the large winter warming on the western Antarctic Peninsula. *Int. J. Climatol.* 33, 852-861.

- United Kingdom (2010): Colonisation status of known non-native species in the Antarctic terrestrial environment. ATCM XXXIII. Punta del Este. IP042.
- United Kingdom (2012): Colonisation status of known non-native species in the Antarctic terrestrial environment (updated 2012). ATCM XXXV. Hobart. IP029.
- United Kingdom (2013): Colonisation status of known non-native species in the Antarctic terrestrial environment (updated 2013). ATCM XXXVI. Brussels. IP028.
- United Kingdom (2014): Colonisation status of known non-native species in the Antarctic terrestrial environment (updated 2014). ATCM XXXVII. Brasilia. IP023.
- United Kingdom (2015): Colonisation status of known non-native species in the Antarctic terrestrial environment: a review. ATCM XXXVIII. Sofia. IP046.
- United Kingdom & Uruguay (2011): Colonisation status of known non-native species in the Antarctic terrestrial environment (updated 2011). ATCM XXXIV. Buenos Aires. IP050.
- Valencia, J. & Torres, H. (1996): Avances en el desarrollo del proyecto "Ecología de tres especies de pingüinos Pygoscelidos" [Progress of the project "Ecology of three pygoscelid penguin species"]. Bol. Antart. Chil. 15, 2-4.
- Valladares, F. & Sancho, L.G. (1995): Lichen colonization and recolonization of two recently deglaciated zones in the maritime Antarctic. Lichenologist 27, 485-493.
- Vaughan, D.G., Marshall, G.J., Connolley, W.M., King, J.C. & Mulvaney, R. (2001): Climate change - Devil in the detail. Science 293, 1777-1779.
- Vaughan, D.G., Marshall, G.J., Connolley, W.M., Parkinson, C., Mulvaney, R., Hodgson, D.A., King, J.C., Pudsey, C.J. & Turner, J. (2003): Recent rapid regional climate warming on the Antarctic Peninsula. Clim. Change 60, 243-274.
- Vaughan, D.G. (2006): Recent trends in melting conditions on the Antarctic Peninsula and their implications for ice-sheet mass balance and sea level. Arctic Antarctic and Alpine Research 38, 147-152.
- Vergani, D.F. & Coria, N.R. (1989): Increase in Numbers of Male Fur Seals *Arctocephalus gazella* during the Summer Autumn Period at Mossman Peninsula (Laurie Island). Polar Biol. 9, 487-488.
- Vergani, D.F. & Stanganelli, Z.B. (1990): Fluctuations in Breeding Populations of Elephant Seals *Mirounga leonina* at Stranger Point, King George Island 1980-1988. In: Kerry, K.R. & Hempel, G. (eds.). Antarctic Ecosystems, 241-245.
- Viblanco, V.A., Smith, A.D., Gineste, B. & Groscolas, R. (2012): Coping with continuous human disturbance in the wild: insights from penguin heart rate response to various stressors. BMC Ecol. 12, 1-22.
- Voisin, J.-F. (1988): Breeding Biology of the Northern Giant Petrel *Macronectes halli* and the Southern Giant Petrel *M. giganteus* at Ile de la Possession, Iles Crozet, 1966-1980. Cormorant 16, 65-97.
- Volkman, N.J. & Trivelpiece, W. (1981): Nest-Site Selection among Adélie, Chinstrap and Gentoo Penguins in Mixed Species Rookeries. Wilson Bull. 93, 243-248.
- Volonterio, O., de Leon, R.P., Convey, P. & Krzeminska, E. (2013): First record of Trichoceridae (Diptera) in the maritime Antarctic. Polar Biol. 36, 1125-1131.

- Walker, B.G., Boersma, P.D. & Wingfield, J.C. (2006): Habituation of adult magellanic penguins to human visitation as expressed through behavior and corticosterone secretion. *Conserv. Biol.* 20, 146-154.
- Waluda, C.M., Gregory, S. & Dunn, M.J. (2010): Long-term variability in the abundance of Antarctic fur seals *Arctocephalus gazella* at Signy Island, South Orkneys. *Polar Biol.* 33, 305-312.
- Waluda, C.M. & Staniland, I.J. (2013): Entanglement of Antarctic fur seals at Bird Island, South Georgia. *Mar. Pollut. Bull.* 74, 244-252.
- Wang, J.J., Wang, Y.H., Wang, X.M. & Sun, L.G. (2007): Penguins and vegetations on Ardley Island, Antarctica: evolution in the past 2,400 years. *Polar Biol.* 30, 1475-1481.
- Wang, Z. & Norman, F.I. (1993): Foods of the South Polar Skua *Catharacta maccormicki* in the eastern Larsemann Hills, Princess Elizabeth Land, East Antarctica. *Polar Biol.* 13, 255-262.
- Weidinger, K. (1996a): Effects of weather on the cyclic patterns of colony attendance in the Cape petrel *Daption capense*. *Polar Biol.* 16, 339-344.
- Weidinger, K. (1996b): Patterns of colony attendance in the Cape Petrel *Daption capense* at Nelson Island, South Shetland Islands, Antarctica. *Ibis* 138, 243-249.
- Weidinger, K. & Pavel, V. (2013): Abundance and breeding of the Antarctic Tern *Sterna vittata* at the James Ross and Seymour Islands, NE Antarctic Peninsula. *Polar Biol.* 36, 299-304.
- Weimerskirch, H., Capdeville, D. & Duhamel, G. (2000): Factors affecting the number and mortality of seabirds attending trawlers and long-liners in the Kerguelen area. *Polar Biol.* 23, 236-249.
- Welcker, J. (2001): Untersuchungen zum Geschlechterverhältnis junger Dominikanermöwen *Larus dominicanus* (Lichtenstein 1823). Diploma Thesis, Universität Jena.
- Whitehouse, M.J., Meredith, M.P., Rothery, P., Atkinson, A., Ward, P. & Korb, R.E. (2008): Rapid warming of the ocean around South Georgia, Southern Ocean, during the 20th century: Forcings, characteristics and implications for lower trophic levels. *Deep-Sea Res Pt I* 55, 1218-1228.
- Woehler, E.J. (1990): Two records of seabird entanglement at Casey, Antarctica. *Mar. Ornithol.* 18, 72-73.
- Woehler, E.J. (1993): The Distribution and Abundance of Antarctic and Subantarctic Penguins. compiled on behalf of the SCAR Bird Biology Subcommittee
- Woehler, E.J., Penney, R.L., Creet, S.M. & Burton, H.R. (1994): Impacts of Human Visitors on Breeding Success and Long-Term Population Trends in Adélie Penguins at Casey, Antarctica. *Polar Biol.* 14, 269-274.
- Woehler, E.J. & Croxall, J.P. (1997): The status and trends of Antarctic and sub-Antarctic seabirds. *Mar. Ornithol.* 25, 43-66.
- Woehler, E.J., Cooper, J., Croxall, J.P., Fraser, W.R., Kooyman, G.L., Miller, G.D., Nel, D.C., Patterson, D.L., Peter, H.-U., Ribic, C.A., Salwicka, K., Trivelpiece, W.Z. & Weimerskirch, H. (2001): A statistical assessment of the status and trends of Antarctic and Subantarctic seabirds. Report on SCAR BBS Workshop on Southern Ocean seabird populations.

- Woehler, E.J., Riddle, M.J. & Ribic, C.A. (2003): Long-term population trends in southern giant petrels in East Antarctica. In: Huiskes, A.H.L., Gieskes, W.W.C., Rozema, J. et al. (eds.). Antarctic biology in a global context, Backhuys Publishers, Leider, 290-295.
- Wynen, L.P., Goldsworthy, S.D., Guinet, C., Bester, M.N., Boyd, I.L., Gjertz, I., Hofmeyr, G.J.G., White, R.W.G. & Slade, R. (2000): Postsealing genetic variation and population structure of two species of fur seal (*Arctocephalus gazella* and *A. tropicalis*). Mol. Ecol. 9, 299-314.
- Young, E.C. (1990): Long-Term Stability and Human Impact in Antarctic Skuas and Adélie Penguins. In: Kerry, K.R. & Hempel, G. (eds.). Antarctic Ecosystems. Ecological Change and Conservation, Springer Verlag, Berlin Heidelberg, 231-236.
- Zazulie, N., Rusticucci, M. & Solomon, S. (2010): Changes in Climate at High Southern Latitudes: A Unique Daily Record at Orcadas Spanning 1903-2008. J. Clim. 23, 189-196.
- Zhang, J.L. (2007): Increasing Antarctic sea ice under warming atmospheric and oceanic conditions. J. Clim. 20, 2515-2529.
- Zhu, R.B., Sun, L.G., Yin, X.B., Xie, Z.Q. & Liu, X.D. (2005): Geochemical evidence for rapid enlargement of a gentoo penguin colony on Barton Peninsula in the maritime Antarctic. Antarct. Sci. 17, 11-16.
- Zippel, D. (1987): Teilbericht über die wissenschaftlichen Ergebnisse während der 30. SAE im Untersuchungsgebiet King George Island. unveröffentl. Ber., Akademie der Wissenschaften, Potsdam.
- Zwally, H.J., Comiso, J.C., Parkinson, C.L., Cavalieri, D.J. & Gloersen, P. (2002): Variability of Antarctic sea ice 1979-1998. J Geophys Res-Oceans 107, 1-16.
- Zwolicki, A., Barcikowski, M., Barcikowski, A., Cymerski, M., Stempniewicz, L. & Convey, P. (2015): Seabird colony effects on soil properties and vegetation zonation patterns on King George Island, Maritime Antarctic. Polar Biol. 38, 1645-1655.

Anhang 1: Ergebnisse der Robbenzählungen in den Saisons 2012/13 bis 2014/15

Tabelle 23: Anzahl der während der monatlichen Robbenzählungen auf der Fildes Peninsula und Ardley Island erfassten Südlichen Seeelefanten (*Mirounga leonina*) (Buchtnummerierung nach Peter et al. 2008, S. 45)

	Saison 2012/13			Saison 2013/14			Saison 2014/15		
1	90	65	65	74	30	75	95	69	69
2	72	304	152	37	272	353	84	318	139
3	112	23	34	85	16	24	84	54	49
4	14	3	12	12	1	0	3	1	39
5	26	14	63	27	23	41	10	49	39
6a	18	14	15	17	6	40	20	13	15
6b	7	19	28	13	44	0	0	4	16
7a	82	23	17	72	39	13	59	11	6
7b	33	78	20	28	14	72	10	66	68
8	18	32	28	18	38	53	22	47	23
9	27	74	15	16	24	31	15	28	10
10	0	18	9	0	0	3	0	25	2
11	55	23	58	24	34	51	37	23	25
12	15	112	21	30	0	10	22	65	2
13	30	24	15	9	82	4	17	5	12
14	21	88	48	24	100	127	15	83	72
15	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	0	19	3	1	3	3	0	46	0
17a	4	0	30	5	13	7	0	4	18
17b	4	118	19	5	78	81	2	76	44
18	0	0	0	0	0	1	0	0	0
19	1	4	1	0	1	1	0	0	0
20a	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20b	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20c	0	1	0	0	0	0	0	0	0
21a	1	1	0	0	0	0	0	0	0
21b	1	0	0	1	0	0	1	0	0
21c	3	0	0	0	0	0	0	0	0
22	0	0	0	2	0	0	0	0	0
23	0	0	0	0	0	0	0	0	0
24	0	1	0	0	0	0	0	0	0
25	0	0	0	0	0	0	0	1	0
26	0	0	0	0	1	0	5	0	0
27	0	2	0	0	0	0	0	0	0
28	0	0	0	0	0	0	0	0	0
29	0	0	0	0	0	0	0	0	0

	Saison 2012/13			Saison 2013/14			Saison 2014/15		
30	0	3	0	0	0	0	0	0	0
31	0	0	0	0	0	0	0	0	0
32	0	0	0	0	3	0	0	0	0

Tabelle 24: Anzahl der während der monatlichen Robbenzählungen im Südsommer erfassten Weddellrobben (*Leptonychotes weddelli*) (Buchnummerierung nach Peter et al. 2008, S. 45)

	Saison 2012/13			Saison 2013/14			Saison 2014/15		
Bucht- Nummer	Dezember 2012	Januar 2013	Februar 2013	Dezember 2013	Januar 2014	Februar 2014	Dezember 2014	Januar 2015	Februar 2015
1	7	9	7	9	12	2	18	14	5
2	25	6	5	19	10	9	33	13	12
3	5	2	0	1	5	2	10	8	4
4	1	0	0	0	0	0	1	1	0
5	0	0	0	3	0	0	0	0	1
6a	0	0	2	4	3	1	3	6	1
6b	4	7	3	2	3	0	1	4	5
7a	0	3	0	1	0	0	0	0	0
7b	1	2	0	1	1	2	0	2	0
8	1	0	1	0	0	4	0	1	2
9	0	1	0	0	0	0	0	1	0
10	0	1	0	0	0	0	0	0	0
11	3	0	2	3	0	1	3	1	0
12	3	1	0	6	2	1	5	2	1
13	0	0	0	0	4	0	0	1	0
14	2	5	0	12	3	0	2	0	2
15	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	0	0	0	1	1	1	9	3	0
17a	1	2	1	0	0	0	4	0	0
17b	1	1	0	1	0	1	2	0	0
18	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19	1	1	1	4	0	3	1	9	1
20a	1	1	0	0	1	0	5	4	1
20b	1	1	0	0	0	0	0	0	0
20c	0	0	0	0	0	0	0	0	0
21a	0	0	0	0	0	0	0	0	0
21b	2	1	0	0	1	0	2	2	0
21c	4	0	0	4	0	0	0	1	0
22	0	0	0	4	0	0	0	0	0
23	1	0	0	1	0	0	0	0	0

	Saison 2012/13			Saison 2013/14			Saison 2014/15		
24	0	0	0	0	0	0	1	1	0
25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
26	0	0	1	1	0	0	1	0	0
27	0	0	0	2	1	2	1	3	3
28	0	0	0	1	0	0	2	0	0
29	0	0	0	0	0	0	0	1	1
30	0	0	0	0	1	0	0	0	0
31	0	0	0	0	0	0	0	0	0
32	0	0	0	0	0	0	1	0	0

Tabelle 25: Anzahl der während der monatlichen Robbenzählungen im Südsommer erfassten Antarktischen Seebären (*Arctocephalus gazella*) (Buchtnummerierung nach Peter et al. 2008, S. 45)

	Saison 2012/13			Saison 2013/14			Saison 2014/15		
1	4	54	422	1	1	259	0	24	167
2	2	28	326	8	8	303	4	10	149
3	0	4	53	1	1	43	0	2	13
4	0	0	11	0	0	0	0	0	18
5	0	4	24	0	0	37	0	0	32
6a	0	4	74	0	1	184	2	2	32
6b	0	5	28	1	0	7	0	0	23
7a	0	3	60	0	0	49	0	0	30
7b	0	10	47	1	2	113	0	0	9
8	0	6	40	0	1	118	0	1	18
9	0	1	25	0	2	38	0	1	15
10	0	0	6	0	0	3	0	0	4
11	0	4	24	0	0	42	0	1	10
12	0	3	32	0	0	32	0	1	12
13	0	1	8	0	0	13	0	0	4
14	1	11	88	1	1	90	2	0	38
15	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	0	11	28	0	0	83	0	6	22
17a	0	2	37	0	0	83	0	0	1
17b	0	1	70	0	0	17	0	0	6
18	0	0	0	0	0	1	0	0	0
19	0	1	5	1	0	4	0	0	1
20a	0	0	1	0	0	2	0	0	1
20b	0	0	2	0	0	2	0	0	0
20c	0	0	0	0	0	5	0	0	0
21a	0	0	0	0	0	0	0	0	0

	Saison 2012/13			Saison 2013/14			Saison 2014/15		
21b	0	0	4	0	0	0	0	0	0
21c	0	0	0	0	0	0	0	0	0
22	0	0	0	0	0	0	0	0	0
23	0	0	0	0	0	0	0	0	0
24	0	0	0	0	0	0	0	0	0
25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
26	0	0	0	0	0	0	0	0	0
27	0	0	0	0	0	0	0	0	0
28	0	0	0	0	0	0	0	0	1
29	0	0	0	0	0	0	0	0	0
30	0	0	0	0	0	0	0	0	0
31	0	0	0	0	0	0	0	0	1
32	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabelle 26: Anzahl der während der monatlichen Robbenzählungen im Südsommer erfassten Krabbenfresser (*Lobodon carcinophagus*) (Buchtnummerierung nach Peter et al. 2008, S. 45); aufgeführt werden nur Buchten, in denen Krabbenfresser beobachtet wurden.

	Saison 2012/13			Saison 2013/14			Saison 2014/15		
1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	1	0	1	0	0	0	0
3	0	0	0	1	0	0	0	0	0
11	0	0	0	0	0	0	1	0	0
12	0	0	0	1	0	0	0	0	0
16	0	0	0	0	0	0	0	0	1
17a	0	0	0	0	0	0	0	0	1
17b	2	0	0	0	0	0	0	0	0
19	0	0	0	0	0	0	1	0	0
20a	0	0	0	0	0	0	1	0	0
22	0	0	1	0	0	0	0	0	0
28	0	0	0	0	0	0	1	0	0
29	0	0	0	1	0	0	0	0	0
32	1	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabelle 27: Anzahl der während der monatlichen Robbenzählungen im Südsommer erfassten Seeleoparden (*Hydrurga leptonyx*) (Buchtnummerierung nach Peter et al. 2008, S. 45); aufgeführt werden nur Buchten, in denen Krabbenfresser beobachtet wurden.

	Saison 2012/13			Saison 2013/14			Saison 2014/15		
3	0	0	0	0	0	1	0	0	0
12	0	0	0	1	0	0	0	0	0

	Saison 2012/13			Saison 2013/14			Saison 2014/15		
13	0	0	0	0	0	0	0	1	0
14	0	0	1	0	0	0	0	1	0
16	0	0	1	0	0	0	0	0	0
17a	0	0	0	0	0	1	0	0	0
17b	1	0	0	1	0	0	0	0	0

Anhang 2: Meteorologische Daten der Station Bellingshausen

Tabelle 28: Monats-, Jahres- und Jahreszeitenmittelwerte und Variationsbreiten der Temperatur und des Niederschlags der Station Bellingshausen im Vergleichszeitraum 1969 – 1998 (Datenquelle: Russian Federation National Antarctic Data Center (NADC) of Arctic and Antarctic Research Institute (AARI), <http://www.aari.aq>)

Zeitraum	Temperatur [°C]			Niederschlag [mm]		
	Mittelwert	Min.	Max.	Mittelwert	Min.	Max.
Januar	1,5	0,1	2,8	54,7	13,5	133,8
Februar	1,6	0,3	2,7	67,5	22,7	120,1
März	0,3	-1,8	2,1	72,0	17,3	122,9
April	-1,8	-4,8	0,9	65,2	25,1	134,9
Mai	-4,1	-8,7	-1,1	59,6	12,6	102,0
Juni	-5,7	-9,6	-1,2	58,4	25,8	133,9
Juli	-6,9	-13,8	-1,1	61,4	11,9	173,0
August	-6,6	-11,5	-2,2	66,7	13,8	157,5
September	-4,5	-8,1	-1,4	60,6	24,7	97,2
Oktober	-2,7	-6,0	-0,8	51,2	23,6	100,9
November	-1,1	-2,9	0,1	49,0	11,7	101,1
Dezember	0,4	-0,7	1,8	47,3	16,1	83,7
Jahr	-2,5	-4,0	-0,7	713,6	502,5	991,6
Dez. - Feb.	1,2	0,3	2,0	169,7	112,8	236,7
März - Mai	-1,8	-4,0	0,1	196,8	106,8	272,4
Juni - Aug.	-6,4	-10,5	-1,8	186,5	103,9	371,2
Sept. - Nov.	-2,8	-4,7	-1,0	160,8	81,2	229,3

Tabelle 29: Ergebnisse der linearen Regression der Temperaturentwicklung an der Station Bellingshausen während verschiedener Jahresabschnitte; Angegeben sind die Temperaturänderung über den gesamten Messzeitraum (ΔT) \pm Standardfehler, Signifikanz (p) und Bestimmtheitsmaß (R^2) (Datenquelle: NADC, AARI: <http://www.aari.aq>)

	ΔT [K]	p	R^2	Messzeitraum
Januar	+0,33 \pm 0,32	0,316	0,023	1969 - 2014
Februar	+0,19 \pm 0,35	0,579	0,007	1969 - 2014
März	+0,59 \pm 0,43	0,182	0,039	1968 - 2014
April	+0,35 \pm 0,73	0,631	0,005	1968 - 2014
Mai	+2,53 \pm 0,92	0,009	0,144	1968 - 2014
Juni	+1,50 \pm 1,04	0,154	0,045	1968 - 2014
Juli	+0,58 \pm 1,50	0,701	0,003	1968 - 2013
August	+2,08 \pm 1,13	0,072	0,072	1968 - 2013
September	+0,14 \pm 0,86	0,869	0,001	1968 - 2013

	ΔT [K]	p	R ²	Messzeitraum
Oktober	+0,17 ± 0,59	0,781	0,002	1968 - 2013
November	-0,09 ± 0,40	0,819	0,001	1968 - 2013
Dezember	-0,34 ± 0,33	0,316	0,005	1968 - 2013
Jahr	+0,74 ± 0,39	0,060	0,079	1969 - 2013
Frühling	+0,07 ± 0,45	0,872	0,001	1968 - 2013
Sommer	+0,07 ± 0,27	0,810	0,001	1969 - 2014
Herbst	+1,16 ± 0,50	0,025	0,106	1968 - 2014
Winter	+1,35 ± 0,94	0,158	0,045	1968 - 2013

Tabelle 30: Ergebnisse der linearen Regression der Niederschlagsentwicklung an der Station Bellingshausen während verschiedener Jahresabschnitte; Angegeben sind die Niederschlagsänderung über den gesamten Messzeitraum (ΔT) ± Standardfehler, Signifikanz (p) und Bestimmtheitsmaß (R²) (Datenquelle: NADC, AARI: <http://www.aari.aq>)

	ΔN [l/m ²]	p	R ²	Messzeitraum
Januar	+20,7 ± 12,2	0,098	0,061	1969 - 2014
Februar	-5,3 ± 8,8	0,551	0,008	1969 - 2014
März	+10,9 ± 11,5	0,347	0,020	1968 - 2014
April	-4,5 ± 10,9	0,684	0,004	1968 - 2014
Mai	+1,2 ± 9,9	0,908	0,000	1968 - 2014
Juni	-5,0 ± 12,6	0,697	0,003	1968 - 2014
Juli	+14,7 ± 16,1	0,365	0,019	1968 - 2013
August	-24,3 ± 14,8	0,108	0,058	1968 - 2013
September	-5,3 ± 10,8	0,526	0,008	1968 - 2013
Oktober	+14,5 ± 10,8	0,188	0,039	1968 - 2013
November	-8,2 ± 8,6	0,346	0,020	1968 - 2013
Dezember	-6,3 ± 8,6	0,466	0,012	1968 - 2013
Jahr	+11,8 ± 55,4	0,833	0,001	1969 - 2013
Frühling	-0,6 ± 20,3	0,976	0,000	1968 - 2013
Sommer	+9,1 ± 17,4	0,603	0,006	1969 - 2014
Herbst	+7,6 ± 20,6	0,713	0,003	1968 - 2014
Winter	-14,4 ± 30,9	0,644	0,005	1968 - 2013