

TEXTE

143/2020

Überwachung der klimabedingten Veränderungen terrestrischer und mariner Ökosysteme in der Maxwell Bay (King George Island, Antarktis)

Abschlussbericht

TEXTE 143/2020

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3715 1921 30
FB000213

Überwachung der klimabedingten Veränderungen terrestrischer und mariner Ökosysteme in der Maxwell Bay (King George Island, Antarktis)

Abschlussbericht

von

Christina Braun, Jan Esefeld, Marie-Charlott Rümmler, Dr. Hans-Ulrich Peter
Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena, Jena

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber:

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
buergerservice@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt

Durchführung der Studie:

Institut für Ökologie und Evolution, Friedrich-Schiller-Universität Jena
Dornburger Straße 159
07743 Jena

Abschlussdatum:

September 2019

Redaktion:

Fachgebiet II 2.2 Schutz der Polargebiete
Fritz Hertel

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Juli 2020

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung

Die globale Bedeutung der Antarktis sowie ihre Schutzwürdigkeit liegen im Wesentlichen in ihrer Unberührtheit und ihrer einzigartigen biologischen, geologischen, hydrologischen und historischen Eigenschaften begründet. Der zunehmende anthropogene Druck auf die Antarktis unterstreicht die Bedeutung langjähriger Monitoringprogramme zur Erfassung des Zustands lokaler Ökosysteme. Das im Südwesten King George Islands (South Shetland Islands) gelegene Untersuchungsgebiet der Fildes-Region umfasst die Fildes Peninsula, Ardley Island sowie mehrere unmittelbar vorgelagerte Inseln. Es gehört zu den größten eisfreien Arealen der Maritimen Antarktis und ist geprägt durch eine vergleichsweise hohe Biodiversität, die den starken klimatischen Veränderungen an der Antarktischen Halbinsel unterliegt. Aus diesem Grund wurde das in den 1980er Jahren begonnene Monitoring der lokalen Brutvogel- und Robbengemeinschaft in der Fildes-Region während der Sommermonate (Dezember bis Februar) der Saisons 2015/16 bis 2017/18 fortgesetzt. Daneben wurden weitere umfangreiche Daten aus zahlreichen, bislang unveröffentlichten Expeditionsberichten deutscher Wissenschaftler aus den 1980er Jahren sowie sämtlicher verfügbarer Literatur zusammengestellt, ausgewertet und in dem vorliegenden Forschungsbericht präsentiert. Deutlich wird hierbei eine sehr unterschiedliche Bestandsentwicklung der verschiedenen Vogelarten in der Fildes-Region. Während einige Arten im Langzeitvergleich stabile oder wachsende Bestände aufweisen (Braune Skua, Eselspinguin, Südlicher Riesensturmvogel), zeigen andere Arten starke interannuelle Schwankungen der Brutpaarzahl (Südpolarorka, Dominikanermöwe). Weitere Arten zeigen einen deutlich abnehmenden Bestandstrend (Adélie- und Zügelpinguin, Kapsturmvogel). Ergänzend dazu erfolgte eine Erfassung der Brutvogelbestände in allen größeren eisfreien Bereichen der angrenzenden Maxwell Bay. Weiterhin erfolgte die Fortsetzung der Dokumentation von Gletscherrückzugsgebieten ausgewählter Bereiche der Maxwell Bay in Bezug auf die regionale klimatische Entwicklung. Anhand einer Wiederholungskartierung der Antarktischen Schmiele wurde die Ausbreitung dieser heimischen Grasart nachgewiesen. Daneben wurden Untersuchungen zum Einfluss von Drohnenüberflügen auf das Verhalten und Physiologie von Pinguinen, anderen Seevögeln und Robben durchgeführt und deren Ergebnisse dargestellt. Weiterhin wurde eine Übersicht über alle im Untersuchungsgebiet eingeschleppte, nicht-heimische Arten und die davon ausgehenden Risiken angeführt.

Abstract

The global importance of the Antarctic is mainly caused by its remoteness and its unique biological, geological, hydrological and historical characteristics. The increasing anthropogenic pressure on the Antarctic pronounce the significance of long-term monitoring programs for the assessment of the status of local ecosystems. The study area Fildes Region in the southwest of King George Island (South Shetland Islands) includes the Fildes Peninsula, Ardley Island and several islands off the coast. It is one of the largest ice-free areas in the Maritime Antarctic and it is characterized by a relatively high biodiversity, which is subject to the strong climatic changes at the Antarctic Peninsula. Thus, the monitoring of the local bird and seal populations initiated in the 1980s was continued during the summer months (December - February) of the seasons 2015/16 to 2017/18. Furthermore, data from various unpublished expedition reports of German scientists from the 1980s and all available literature were compiled, analyzed and presented in this research report. So, a very divergent population development of the different bird species in the Fildes Region becomes apparent. While some species show an increasing or stable long-term trend (brown skua, gentoo penguin, southern giant petrel), others reveal significant interannual variations of their breeding pair numbers (south polar skua, kelp gull). Other species show a strong decreasing population trend (Adélie and chinstrap penguin, cape petrel). Additionally, a survey of breeding birds in all major ice-free areas of the adjacent Maxwell Bay was conducted. Besides, the documentation of glacier retreat zones of selected areas in the Maxwell Bay in regard of the regional climatic development was continued. On the basis of

a repeated mapping of the distribution of the Antarctic hair grass, the expansion of this native grass species was surveyed. Investigations of the impact of drone overflights on the behavior and physiology of penguins, other seabirds and seals were realized and the results presented here. Besides, an overview of all introduced non-native species to the study area and the resulting risks is given.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	9
Tabellenverzeichnis	17
Abkürzungsverzeichnis	20
Zusammenfassung.....	21
Summary.....	33
1 Einleitung	44
2 Monitoring der Brutvögel und Robben in der Fildes-Region.....	47
2.1 Untersuchungsgebiet.....	47
2.2 Methodik.....	47
2.3 Übersicht über erfasste Vogelarten.....	49
2.4 Pinguine (<i>Pygoscelis spec.</i>)	51
2.4.1 Ardley Island.....	51
2.4.1.1 Brutpaarzahlen	52
2.4.1.2 Bruterfolg	55
2.4.2 Zügelpinguine an der Westküste der Fildes Peninsula	57
2.5 Südlicher Riesensturmvogel (<i>Macronectes giganteus</i>)	58
2.6 Kapsturmvogel (<i>Daption capense</i>).....	66
2.7 Rußalbatros (<i>Phoebetria palpebrata</i>)	68
2.8 Weißgesichtscheidenschnabel (<i>Chionis alba</i>).....	70
2.9 Skuas (<i>Catharacta spec.</i>).....	71
2.10 Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>)	75
2.11 Antarktisseeschwalbe (<i>Sterna vittata</i>).....	78
2.12 Buntfußsturmschwalbe (<i>Oceanites oceanicus</i>) und Schwarzbauchmeerläufer (<i>Fregatta tropica</i>).....	81
2.13 Blauaugenscharbe (<i>Leucocarbo (atriceps) bransfieldensis</i>).....	83
2.14 Irrgäste und Durchzügler	84
2.14.1 Spheniscidae.....	85
2.14.2 Diomedeidae	87
2.14.3 Procellariidae.....	87
2.14.4 Pelecanoididae	89
2.14.5 Stercorariidae	89
2.14.6 Sternidae	90
2.14.7 Scolopacidae	91
2.14.8 Ardeidae	93

2.14.9	Anatidae	94
2.15	Monitoring der Robben auf der Fildes Peninsula und Ardley Island	95
2.15.1	Südlicher Seeelefant (<i>Mirounga leonina</i>)	99
2.15.2	Weddellrobbe (<i>Leptonychotes weddelli</i>)	102
2.15.3	Antarktischer Seebär (<i>Arctocephalus gazella</i>)	104
2.15.4	Robbenwurfplätze in der Fildes-Region	107
3	Brutvogel-Monitoring in den eisfreien Gebieten der Maxwell Bay.....	110
3.1	Einleitung	110
3.2	Barton Peninsula, KGI	111
3.3	Weaver Peninsula, KGI.....	115
3.4	Green Point, KGI	115
3.5	Potter Peninsula, KGI	115
3.6	Duthoit Point, Nelson Island	116
3.7	Stansbury Peninsula, Nelson Island	118
3.8	Cabo Cariz, Nelson Island.....	119
3.9	Schlussfolgerungen	120
4	Klimatische Veränderungen im Untersuchungsgebiet	121
4.1	Einleitung	121
4.2	Auswertung der meteorologischen Daten der Station Bellingshausen.....	121
5	Ausbreitung der Antarktischen Schmiele (<i>Deschampsia antarctica</i>) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island	125
5.1	Einleitung	125
5.2	Methoden	126
5.3	Ergebnisse und Diskussion.....	127
5.3.1	Aktuelle Verbreitung von <i>D. antarctica</i> auf der Fildes Peninsula und Ardley Island.....	127
5.3.2	Habitatcharakterisierung	127
5.3.2.1	Topographie	127
5.3.2.2	Vergesellschaftung	128
5.3.2.3	Nährstoffeintrag	133
5.3.2.4	Reproduktion	137
5.3.3	Ausbreitung der Antarktischen Schmiele im Untersuchungsgebiet	140
5.4	Ausblick.....	145
6	Vorkommen der Antarktischen Perlwurz (<i>Colobanthus quitensis</i>) in der Fildes-Region.....	146
7	Dokumentation von Gletscherrückzugsgebieten ausgewählter Bereiche der Maxwell Bay in Bezug auf die regionale klimatische Entwicklung.....	149

7.1	Einleitung	149
7.2	Methoden	149
7.3	Ergebnisse	150
7.4	Besiedlung rezenter Gletscherrückzugsgebiete durch Fauna und Flora	155
7.4.1	Besiedlung durch Seevögel	155
7.4.2	Besiedlung durch Gefäßpflanzen	156
7.5	Schlussfolgerungen	159
8	Untersuchungen zum Einfluss von Drohnenüberflügen auf das Verhalten und Physiologie von Pinguinen, anderen Seevögeln und Robben.....	160
8.1	Einleitung	160
8.2	Auswertung der Herzschlagraten	161
8.3	Pinguine	163
8.4	Skuas	167
8.5	Dominikanermöwen	170
8.6	Südliche Riesensturmvögel.....	170
8.7	Robben.....	171
9	Eingeschleppte, nicht-heimische Arten	173
9.1	Einleitung	173
9.2	Aktuelle Beobachtungen.....	174
9.3	Schlussfolgerungen	179
10	Offene Fragen und Forschungsbedarf	181
11	Danksagung.....	182
12	Quellenverzeichnis.....	183
	Anhang 1: Datenquellen Fildes-Region	219
	Anhang 2: Irrgäste und Durchzügler.....	222
	Anhang 3: Robbenwurfplätze an den Küsten der Fildes Peninsula und Ardley Islands (Einteilung der Buchten nach Peter et al. 2008, S. 45).....	230
	Anhang 4: Brutvogel-Monitoring in den eisfreien Gebieten der Maxwell Bay	233
	Anhang 5: Meteorologische Daten der Station Bellingshausen.....	251
	Anhang 6: Publikationen und Beiträge von Projektmitarbeiterinnen und -mitarbeitern im Berichtszeitraum.....	253

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 (nach Braun et al., 2017a)45
Abbildung 2:	Übersicht über das Untersuchungsgebiet Fildes-Region (nach Braun et al., 2017a)48
Abbildung 3:	Brutplätze von Adélie-, Zügel- und Eselspinguinen in der Fildes-Region52
Abbildung 4:	Brutpaarzahlen von Esels-, Adélie- und Zügelpinguinen auf Ardley Island zwischen den Saisons 1979/80 und 2017/18; Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.....53
Abbildung 5:	Bruterfolg der drei <i>Pygoscelis</i> -Arten der Ardley-Insel-Kolonie; Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.....56
Abbildung 6:	Fundsituation und Detailaufnahme zweier Gewölle aus grünen Plastikfasern, gefunden an einem Riesensturmvogelnest auf Dart Island (Foto: C. Braun, 14.12.2015)59
Abbildung 7:	Reste eines Langleinnehakens mit abgebrochener Spitze (zum Fundzeitpunkt noch vollständig), gefunden am 14.12.2015 in der Riesensturmvogelkolonie auf Two Summit Island (Foto: C. Braun)59
Abbildung 8:	Gesamtzahl der Brutpaare des Südlichen Riesensturmvogels (<i>Macronectes giganteus</i>) in der Fildes-Region (* unvollständig, da keine Daten für Kolonie A – Nord; Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.)60
Abbildung 9:	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 2015/16 bis 2017/18), Farben der Ringe entsprechen dem Grad der menschlichen Störung: grün – gering, gelb – mittel, rot – hoch (basierend auf eigenen Beobachtungen)61
Abbildung 10:	Brutpaarzahlen und Bruterfolg des Südlichen Riesensturmvogels (<i>Macronectes giganteus</i>) in den Kolonien A – E der Fildes-Region; zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der Y-Achsen. Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.....62
Abbildung 11:	Brutpaarzahlen und Bruterfolg des Südlichen Riesensturmvogels (<i>Macronectes giganteus</i>) in den Kolonien F – J der Fildes-Region; Zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der Y-Achsen. Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.....63
Abbildung 12:	Gesamtbruterfolg des Südlichen Riesensturmvogels (<i>Macronectes giganteus</i>) in der Fildes-Region (* Daten unvollständig, kein Bruterfolg für Kolonien F, H & J erfasst; Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.)64
Abbildung 13:	Unterschiede im Bruterfolg zwischen den einzelnen Riesensturmvogelkolonien der Fildes-Region; Koloniebezeichnung nach Peter et al., 2008, X = Gesamtbruterfolg der Fildes-Region, im Boxplot dargestellt sind Median, unteres und oberes Quartil sowie Ausreißer (Punkte).....65
Abbildung 14:	Entwicklung der Brutpaarzahl des Kapsturmvogels (<i>Daption capense</i>) in der Fildes-Region seit den 1980er Jahren (* unvollständige Erfassung; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.)66

Abbildung 15:	Lage und Größe der Brutkolonien des Kapsturmvogels (<i>Daption capense</i>) in den Saisons 2015/16 bis 2017/1867	67
Abbildung 16:	Lage der in den Saisons 2015/16 bis 2017/18 bekannten verlassenen Brutplätze des Kapsturmvogels (<i>Daption capense</i>) mit Angabe der maximalen Brutpaarzahl (Daten aus 2003/04 – 2005/06 und 2008/09 und 2017/18)68	68
Abbildung 17:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Braunen Skuas (<i>Catharacta antarctica lonnbergi</i>), Südpolarskuas (<i>C. maccormicki</i>) sowie deren Misch- & Hybridpaaren (<i>C. antarctica lonnbergi</i> x <i>C. maccormicki</i>) in der Fildes-Region zwischen 1979/80 und 2017/18. 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.71	71
Abbildung 18:	Entwicklung der Brutpaarzahl und des Bruterfolgs von Braunen Skuas (<i>Catharacta antarctica lonnbergi</i>), Südpolarskuas (<i>C. maccormicki</i>) sowie deren Misch- und Hybridpaaren (<i>C. antarctica lonnbergi</i> x <i>C. maccormicki</i>) in der Fildes-Region zwischen 1979/80 bzw. 2007/08 und 2017/18. Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor (* Wert basiert nur auf einem Brutpaar). Zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der X- und Y-Achsen.72	72
Abbildung 19:	Verteilung der Skuanester (<i>Catharacta lonnbergi</i> , <i>C. maccormicki</i> , Hybrid- und Mischpaare, unbestimmter Paartyp) in der Fildes-Region in den Saisons 2015/16 bis 2017/18.....74	74
Abbildung 20:	Entwicklung der Brutpaarzahl der Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>) in der Fildes-Region seit den 1980er Jahren (* unvollständige Erfassung; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.)76	76
Abbildung 21:	Lage und Größe der Brutkolonien der Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>) in den Saisons 2015/16 bis 2017/18.....76	76
Abbildung 22:	Gegenüberstellung des Oceanic Niño Index und der Brutpaarzahlen der Dominikanermöwen in der Fildes-Region (Quelle ONI: http://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php , Zugriff am 24.10.2018) mit Darstellung der Stärke der ONI-Abweichung)78	78
Abbildung 23:	Entwicklung der Brutpaarzahl der Antarktisseeschwalbe (<i>Sterna vittata</i>) in der Fildes-Region seit 1985 (* unvollständige Erfassung; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.).....79	79
Abbildung 24:	Lage und Größe der Brutkolonien der Antarktisseeschwalbe (<i>Sterna vittata</i>) in der Fildes-Region in den Saisons 2015/16 bis 2017/18 (Kartierung 2015/16 unvollständig)80	80
Abbildung 25:	Anteile der verschiedenen Größenklassen der Brutplätze von Antarktisseeschwalben (<i>Sterna vittata</i>) in der Fildes-Region zwischen 2003/04 und 2017/18.....81	81
Abbildung 26:	Verteilung der Brutgebiete von Buntfußsturmschwalben (<i>Oceanites oceanicus</i>) und Schwarzbauchmeerläufern (<i>Fregetta tropica</i>) in der Fildes-Region; Daten aus den Saisons 2003/04 – 2005/06, 2008/09 – 2009/10 und 2015/16 – 2017/18 (verändert nach Peter et al., 2008; Peter et al., 2013)82	82
Abbildung 27:	Anzahl der erfassten Brutplätze von Buntfußsturmschwalben (<i>Oceanites oceanicus</i>) und Schwarzbauchmeerläufern (<i>Fregetta tropica</i>) mit Angabe der geschätzten Brutpaarzahl; Daten aus den Saisons 2003/04 – 2005/06, 2008/09 – 2009/10 und 2015/16 – 2017/18.....83	83

Abbildung 28:	Immaturer Magellanpinguin (<i>Spheniscus magellanicus</i>) auf Ardley Island (Foto: H.-U. Peter, 24.12.2016).....	87
Abbildung 29:	Nördlicher Riesensturmvogel (<i>Macronectes halli</i>) im Norden der Fildes Peninsula (Foto: H.-U. Peter, 13.01.2016).....	88
Abbildung 30:	Flügelansicht des zwischen 2008 und 2013 auf der Fildes-Region beobachteten Hybriden zwischen Chile- und Südpolarskua (Foto: J. Esefeld, 12.02.2011).....	90
Abbildung 31:	Auftreten des Weißbüzelstrandläufers in der Fildes-Region zwischen 1980 und 2018 im Vergleich mit der mittleren Frühjahrstemperatur (jeweils für September bis November) im Gebiet (nach Korczak-Abshire et al., 2011)	92
Abbildung 32:	Vergleich der Dekadenmittelwerte der monatlichen Bestände an Seeelefanten, Weddellrobben und Seebären auf der Fildes Peninsula und Ardley Island zwischen 1980/81 und 2017/18; Angegeben ist die Standardabweichung. Zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der Y-Achsen.	97
Abbildung 33:	Übersicht über die räumliche Verteilung und mittleren Individuenzahlen von Seeelefanten, Weddellrobben und Seebären auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Sommermonaten des Zeitraums 2000/01 – 2017/18	98
Abbildung 34:	Anzahl der während der monatlichen Robbenzählungen im Südsommer erfassten Südlichen Seeelefanten (<i>Mirounga leonina</i>) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island zwischen 1980/81 und 2017/18; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.	100
Abbildung 35:	Liegeplätze des südlichen Seeelefanten (<i>Mirounga leonina</i>) mit mindestens zehn Tieren auf der Fildes Peninsula in den Saisons 2015/16 bis 2017/18	101
Abbildung 36:	Anzahl der während der monatlichen Robbenzählungen im Südsommer erfassten Weddellrobben (<i>Leptonychotes weddelli</i>) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island; Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.	103
Abbildung 37:	Übersicht über die Gesamtzahlen der während der monatlichen Robbenzählungen im Südsommer (Dezember – Februar) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island erfassten Antarktischen Seebären (<i>Arctocephalus gazella</i>); Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.	105
Abbildung 38:	Anzahl der während der monatlichen Robbenzählungen im Südsommer erfassten Seebären (<i>Arctocephalus gazella</i>) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island; Zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der Y-Achsen. Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.	106
Abbildung 39:	Gegenüberstellung des Oceanic Niño Index und der Gesamtzahl der während des Südsommers in der Fildes-Region erfassten Antarktischen Seebären (Quelle ONI: http://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php , Zugriff am 24.10.2018) mit Darstellung der Stärke der ONI-Abweichung (rot - El-Niño, blau - La-Niña).....	107
Abbildung 40:	Übersicht über Robbenwurfplätze an den Küsten der Fildes Peninsula und Ardley Islands (E – Südlicher Seeelefant, W – Weddellrobbe, B – Antarktischer Seebär, L – Seeleopard), ohne Krabbenfresser, zusammengestellt aus Daten aus den Saisons 1984/85 – 1989/90, 2000/01, 2002/03 – 2006/07 und 2008/09 – 2017/18 (verändert nach Braun et al., 2012; Braun et al., 2017a; Einteilung der Buchten nach Peter et al., 2008, S. 45).....	108

Abbildung 41:	Übersicht über die eisfreien Gebiete der Maxwell Bay, King George Island; Darstellung der South Shetland Islands ohne die Inseln Clarence, Elephant und Gibbs (nach Braun et al., 2017a)	110
Abbildung 42:	Entwicklung der Brutpaarzahlen von Eselspinguin (<i>Pygoscelis papua</i>) und Zügelpinguin (<i>P. antarctica</i>) auf Barton Peninsula; Daten entsprechend Tabelle 15 im Anhang 4; Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.	111
Abbildung 43:	Entwicklung der Brutpaarzahlen des Südlichen Riesensturmvogels (<i>Macronectes giganteus</i>) auf der gesamten Barton Peninsula bzw. im ASPA Nr. 171; Daten entsprechend Tabelle 15 im Anhang 4; Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.	113
Abbildung 44:	Entwicklung der Summe der Brutpaarzahlen von Skuas auf der gesamten Barton Peninsula bzw. im ASPA Nr. 171; Daten von Brauner Skua (<i>Catharacta antarctica lonnbergi</i>), SüdpolarSKua (<i>C. maccormicki</i>), Hybrid-, Misch- und unbestimmten Skuapaaren (<i>Catharacta spec.</i>) aufgrund inkonsistenter Erfassungen zusammengefasst; Daten entsprechend Tabelle 17 im Anhang 4; Markiert mit * sind Saisons, in denen nur Angaben zur SüdpolarSKua vorlagen; Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.	114
Abbildung 45:	Entwicklung der Brutpaarzahlen der Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>) auf der gesamten Barton Peninsula, im Bereich der Gletscherrückzugszone bzw. im ASPA Nr. 171; Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.	114
Abbildung 46:	Entwicklung der Brutpaarzahlen von Eselspinguin (<i>Pygoscelis papua</i>), Adéliepinguin (<i>P. adeliae</i>) und Zügelpinguin (<i>P. antarctica</i>) auf Potter Peninsula; Daten entsprechend Tabelle 21 im Anhang 4; Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor (* Ausnahme: 2009/10 = 0 BP Zügelpinguine; ** 2014/15: 1 BP Zügelpinguine).....	116
Abbildung 47:	Räumliche Verbreitung der Brutvögel und Standort der Antarktischen Schmiele am Duthoit Point in der Saison 2017/18	117
Abbildung 48:	Entwicklung der Brutpaarzahlen der Blauaugenscharbe (<i>Leucocarbo bransfieldensis</i>) am Duthoit Point, Nelson Island; Daten entsprechend Tabelle 27 im Anhang 4; Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.....	118
Abbildung 49:	Entwicklung der Brutpaarzahlen des Südlichen Riesensturmvogels (<i>Macronectes giganteus</i>) auf Stansbury Peninsula, Nelson Island; Daten entsprechend Tabelle 28 im Anhang 4; Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor, mit * markiert sind späte Zähltermine im Januar bzw. Februar.....	119
Abbildung 50:	Räumliche Verbreitung aller Brutvögel und der Antarktischen Perlwurz (<i>Colobanthus quitensis</i>) am Cabo Cariz, Nelson Island; dargestellt sind Daten aus der Saison 2017/18.....	120
Abbildung 51:	Entwicklung der Jahresmitteltemperatur zwischen 1969 und 2018	122
Abbildung 52:	Mittlere Temperatur während der Sommer- und Wintermonate zwischen 1968 und 2018; Zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der Y-Achsen.....	122
Abbildung 53:	Entwicklung der mittleren Sommertemperatur zwischen 1969 und 2018 nach Dekaden (Dekade I: 1969-1979, II: 1980-1989, III: 1990-1999, IV: 2000-2009, V: 2010-2018); Im Boxplot dargestellt sind Median, unteres und oberes Quartil sowie Ausreißer (Punkte).	123

Abbildung 54:	Entwicklung der Niederschlagsmengen im Sommer (Dezember – Februar) in Bellingshausen von 1969 bis 2017 (Daten nur bis März 2017 verfügbar).....	124
Abbildung 55:	Beispiele für Arten der Vergesellschaftung der Antarktischen Schmiele (<i>Deschampsia antarctica</i>) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 2016/17 und 2017/18 (Fotos: C. Braun).....	128
Abbildung 56:	Häufigkeit der verschiedenen Arten der Vergesellschaftung der Antarktischen Schmiele (<i>Deschampsia antarctica</i>) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 2016/17 und 2017/18: M – Moos, F – Strauchflechten	129
Abbildung 57:	Absolute Deckung von Standorten der Antarktischen Schmiele (<i>Deschampsia antarctica</i>) mit verschiedenen Arten der Vergesellschaftung auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 2016/17 und 2017/18: M – Moos, F – Strauchflechten (ohne Nebles Point)	130
Abbildung 58:	Beispiel für die Ansiedlung der Antarktischen Schmiele (<i>Deschampsia antarctica</i>) auf einem Moospolster (Foto: C. Braun)	130
Abbildung 59:	Beispiel für von Moospolstern überwachsenen Bülden der Antarktischen Schmiele (<i>Deschampsia antarctica</i>) (Foto: C. Braun).....	131
Abbildung 60:	Standorte der Antarktischen Schmiele <i>Deschampsia antarctica</i> mit erkennbarem ornithogenen Einfluss: links – Pinguinkolonie (Ardley Island), rechts – Dominikanermöwenkolonie	134
Abbildung 61:	Bestände der Antarktischen Schmiele <i>Deschampsia antarctica</i> an einem von Robbenausscheidungen beeinflussten Strandabschnitt	134
Abbildung 62:	Verschiedene Vogel- und Robbenarten als Quelle des Nährstoffeintrags an den Standorten mit Beständen der Antarktischen Schmiele (<i>Deschampsia antarctica</i>) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 2016/17 und 2017/18: RS – Riesensturmvogel, S – Skua, D – Dominikanermöwe, P – Pinguine, K – Kapsturmvogel, R – Robben).....	135
Abbildung 63:	Übersicht über die Verbreitung und Größe von Beständen der Antarktischen Schmiele (<i>Deschampsia antarctica</i>) ohne (links) und mit (rechts) direktem Nährstoffeintrag durch Vögel und Robben auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 2016/17 und 2017/18.....	135
Abbildung 64:	Absolute Deckung der Bestände der Antarktischen Schmiele (<i>Deschampsia antarctica</i>) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island mit Angabe der Quelle des Nährstoffeintrags durch verschiedene Vogel- und Robbenarten in den Saisons 2016/17 und 2017/18: o – ohne, RS – Südlicher Riesensturmvogel, S – Skua, D – Dominikanermöwe, P – Pinguine, K – Kapsturmvogel, R – Robben)	136
Abbildung 65:	Polster der Antarktischen Schmiele (<i>Deschampsia antarctica</i>) mit vorjährigen und aktuellen Infloreszenzen (Foto: C. Braun)	138
Abbildung 66:	Absolute Deckung von Beständen der Antarktischen Schmiele (<i>Deschampsia antarctica</i>) ohne (links) und mit (rechts) Infloreszenzen auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 2016/17 und 2017/18.....	138
Abbildung 67:	Übersicht über die Verbreitung und Größe von Beständen der Antarktischen Schmiele (<i>Deschampsia antarctica</i>) ohne (links) und mit (rechts) Infloreszenzen auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 2016/17 und 2017/18	139

Abbildung 68:	Verteilung und Größe der Standorte der Antarktischen Schmiele (<i>Deschampsia antarctica</i>) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 1984/85 und 2000/01.....	140
Abbildung 69:	Verteilung und Größe der Standorte der Antarktischen Schmiele (<i>Deschampsia antarctica</i>) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 2016/17 und 2017/18.....	141
Abbildung 70:	Absolute Deckung der einzelnen Bestände von <i>D. antarctica</i> in den Saisons 1984/05, 2000/01 und 2016/17-2017/18; ohne Daten für Nebles Point.....	141
Abbildung 71:	Beispiele für durch Vögel ausgerissene Teile von Polstern von <i>D. antarctica</i> (Fotos: C. Braun)	144
Abbildung 72:	Nester von Skua (links) bzw. Dominikanermöwe (rechts) mit einzelnen Polstern von <i>D. antarctica</i> im übrigen Pflanzenmaterial (Fotos: C. Braun).....	144
Abbildung 73:	Standort von <i>Colobanthus quitensis</i> auf Cabo Cariz, Nelson Island (Foto: C. Braun, 15.02.2018).....	147
Abbildung 74:	Der einzige bekannte Bestand der Antarktischen Perlwurz (<i>Colobanthus quitensis</i>) in der Fildes-Region (Foto: C. Braun, 29.01.2018).....	148
Abbildung 75:	Gletscherrückzugsgebiete des Bellingshausen-Doms im Norden der Fildes Peninsula zwischen 1956 und 2018 (ergänzt durch Ergebnis der Gletscherrandkartierung im Februar 2013), dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten (Hintergrundbild: © Google Earth, Bildaufnahmedatum 21.02.2006).....	151
Abbildung 76:	Gletscherrückzugsgebiete am Green Point zwischen 1956 und 2017, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten (Hintergrundbild: © Google Earth, Bildaufnahmedatum 26.03.2005).....	152
Abbildung 77:	Gletscherrückzugsgebiete der Barton Peninsula zwischen 1956 und 2018, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten (Hintergrundbild: © Google Earth, Bildaufnahmedatum 21.03.2011).....	153
Abbildung 78:	Gletscherrückzugsgebiete der Weaver Peninsula zwischen 1956 und 2017, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten (Hintergrundbild: © Google Earth, Bildaufnahmedatum 21.03.2011).....	153
Abbildung 79:	Gletscherrückzugsgebiete im Gebiet von Stansbury Peninsula und Cabo Cariz, Nelson Island, zwischen 1956 und 2018, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten (Hintergrundbild: © Google Earth, Bildaufnahmedatum 21.02.2006).....	154
Abbildung 80:	Gletscherrückzugsgebiete am Duthoit Point, Nelson Island, zwischen 1956 und 2016, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten (Hintergrundbild: WorldView01, USGS, Bildaufnahmedatum 27.01.2012)	154
Abbildung 81:	Brutplätze heimischer Seevögel im Bereich des Gletscherrückzugs im Norden der Fildes Peninsula in den Jahren 2000/01 und 2003/04 bis 2017/18.....	156
Abbildung 82:	Verteilung und Größe der Standorte der Antarktischen Schmiele (<i>Deschampsia antarctica</i>) in der rezenten Gletscherrückzugszone im Norden der Fildes Peninsula in den Saisons 2000/01 und 2016/17-2017/18, in 1984/85 keine Standorte von <i>D. antarctica</i> im Gletscherrandgebiet vorhanden.....	157

Abbildung 83:	Polster der Antarktischen Schmiele (<i>Deschampsia antarctica</i>) in der rezenten Gletscherrückzugszone (Foto: C. Braun, 08.02.2017)158
Abbildung 84:	Bei den Untersuchungen verwendete Drohnenmodelle; a - Ninox; b - Phantom; c - Oktokopter.....160
Abbildung 85:	Bei der manuellen Zählung der Herzschläge werden in einem Tonbearbeitungsprogramm die deutlich sichtbaren Herzschläge markiert und anschließend die zeitliche Position der Marker exportiert.161
Abbildung 86:	Beispiel für eine mögliche Fehlerentwicklung bei verschiedenen Intervallen zur Auswertung von Herzschlagraten. Im oberen Teil wird die Annäherung an den realen bpm-Wert mit größer werdendem Intervall bei konstanter Herzschlagrate gezeigt, während im unteren Block beispielhaft das Unterschlagen einer kurzzeitig angestiegenen Herzschlagrate bei zu großen Intervallen aufgezeigt wird.162
Abbildung 87:	Ergebnisse der Voruntersuchungen zur Intervalllänge. Oben: Fehlerentwicklung bei unterschiedlichen Intervallen in drei verschiedenen Test-Sets. Unten: Beispiel für eine zufällig erstellte Phase mit unterschiedlichen Herzschlagraten im Original (dicke schwarze Linie) und die Ergebnisse der jeweiligen Berechnungen mit verschiedenen Intervallen (farbig)163
Abbildung 88:	Vergleich der bisher gemessenen Herzschlagraten von Adélie- und Eselspinguinen, die Drohnenüberflügen (Daten in Ruhe und bei Überflügen in 25 – 100 m Flughöhe zusammengefasst) ausgesetzt wurden (Stichprobengröße in Box angegeben); Im Boxplot dargestellt sind Median, unteres und oberes Quartil sowie Ausreißer (Punkte).....164
Abbildung 89:	Zusammenhang der Verhaltensweisen mit den gemessenen Herzschlagraten bei Eselspinguinen; Im Boxplot dargestellt sind Median, unteres und oberes Quartil sowie Ausreißer (Punkte).....165
Abbildung 90:	Herzschlagraten von Adélie- und Eselspinguinen in den verschiedenen Überflughöhen von zwei getesteten Drohnenmodellen; Im Boxplot dargestellt sind Median, unteres und oberes Quartil sowie Ausreißer (Punkte).166
Abbildung 91:	Vergleich von Herzschlagraten von Adélie- und Eselspinguinen während der Störung durch Drohnen bzw. durch den Menschen; Im Boxplot dargestellt sind Median, unteres und oberes Quartil sowie Ausreißer (Punkte).167
Abbildung 92:	Vergleich des Verhaltens von Skuas während der Überflüge mit zwei verschiedenen Drohnentypen, links: DJI Phantom (Quadrokopter), rechts: Bormatec Ninox (Starrflügler). Anteil der Verhaltensweisen beschreibt die prozentuale Zeit, die während des entsprechenden Überfluges in der Verhaltensweise verbracht wurde.....168
Abbildung 93:	Zusammensetzung des Verhaltens von Skuas bei Aufflügen als Reaktion auf die Drohne169
Abbildung 94:	Karte der Aktionsradien der untersuchten Skuanester.....169
Abbildung 95:	Ergebnisse der Beobachtungen an Riesensturmvögeln während Überflügen mit zwei Drohnenmodellen (Ninox, Oktokopter); Anteil der Verhaltensweisen beschreibt die prozentuale Zeit, die während des entsprechenden Überfluges in der Verhaltensweise verbracht wurde. Aufmerksames/nervöses Verhalten: Bewegungen des Kopfes und Blick zur Drohne; deutliche Reaktionen: Drohgebärden und Fluchtverhalten. Zu jeder Flughöhe ist die jeweilige Anzahl der Überflüge angegeben (oben).....171

Abbildung 96:	Ergebnisse der Beobachtungen von 3 Robbenarten während der Drohnenüberflüge; Anteil der Verhaltensweisen beschreibt die prozentuale Zeit, die während des entsprechenden Überfluges in der Verhaltensweise verbracht wurde.	172
Abbildung 97:	Standorte aller zwischen 2003 und 2018 durch Projektmitarbeiterinnen und -mitarbeiter außerhalb von Stationsgebäuden dokumentierter Funde eingeschleppter nicht-heimischer Arten in der Fildes-Region.....	176
Abbildung 98:	Flügelreste der nicht-heimischen Mückenart <i>T. maculipennis</i> , gefunden in einem Pellet unverdaulicher Nahrungsreste einer Skua (Foto: D. Prowaznik, H. Grämer).....	178
Abbildung 99:	Lage der Wurfplätze des Südlichen Seeelefanten (<i>Mirounga leonina</i>) an den Küsten der Fildes Peninsula und Ardley Islands, zusammengestellt aus Daten aus den Saisons 1984/85, 1986/87 – 1989/90, 2000/01, 2002/03 – 2006/07 und 2008/09 – 2017/18 (verändert nach Braun et al., 2012; Braun et al., 2017a)	230
Abbildung 100:	Lage der Wurfplätze der Weddellrobbe (<i>Leptonychotes weddellii</i>) an den Küsten der Fildes Peninsula und Ardley Islands, zusammengestellt aus Daten aus den Saisons 1984/85, 1986/87 – 1989/90, 2000/01, 2002/03 – 2006/07 und 2008/09 – 2017/18 (verändert nach Braun et al., 2012; Braun et al., 2017a)	230
Abbildung 101:	Lage der Wurfplätze des Antarktischen Seebären (<i>Arctocephalus gazella</i>) an den Küsten der Fildes Peninsula und Ardley Islands, zusammengestellt aus Daten aus den Saisons 1984/85, 1986/87 – 1989/90, 2000/01, 2002/03 – 2006/07 und 2008/09 – 2017/18 (verändert nach Braun et al., 2012; Braun et al., 2017a).....	231
Abbildung 102:	Lage der Wurfplätze des Seeleoparden (<i>Hydrurga leptonyx</i>) an den Küsten der Fildes Peninsula und Ardley Islands, zusammengestellt aus Daten aus den Saisons 1984/85, 1986/87 – 1989/90, 2000/01, 2002/03 – 2006/07 und 2008/09 – 2017/18 (verändert nach Braun et al., 2012; Braun et al., 2017a)	231
Abbildung 103:	Lage der Wurfplätze des Krabbenfressers (<i>Lobodon carcinophaga</i>) an den Küsten der Fildes Peninsula und Ardley Islands, zusammengestellt aus Daten aus den Saisons 1984/85, 1986/87 – 1989/90, 2000/01, 2002/03 – 2006/07 und 2008/09 – 2017/18 (verändert nach Braun et al., 2012; Braun et al., 2017a)	232

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Übersicht aller seit 1979/80 in der Fildes-Region nachgewiesenen Vogelarten; Tabelle verändert Sierakowski et al. (2017); Informationen zur Verbreitung aus: http://datazone.birdlife.org/home ; Neu hinzugekommene Arten im Vergleich zur Übersicht aus Peter et al. (2008; 2013) sind fett gedruckt aufgeführt.	49
Tabelle 2:	Übersicht über alle Beobachtungen von Rußalbatrossen in der Fildes-Region; Fett gedruckt sind die Jahre mit nachgewiesenen Bruten.....	69
Tabelle 3:	Ergebnisse der monatlichen Robbenzählung auf der Fildes Peninsula und der Insel Ardley in den Saisons 2015/16 bis 2017/18.....	95
Tabelle 4:	Vergleich des Bruterfolgs der Esel- und Zügelpinguine auf Barton Peninsula und Ardley Island (Quelle Bruterfolg Barton Pen.: Republic of Korea, 2014, pers. Mittg. J.-W. Jung, W. Y. Lee, * nur wenige BP).....	112
Tabelle 5:	Übersicht aller zwischen 2003 und 2018 durch Projektmitarbeiterinnen und -mitarbeiter und weitere Quellen dokumentierten Funde eingeschleppter Arten in der Fildes-Region (ohne nicht-heimische Mücke, s. u.)	175
Tabelle 6:	Details zu den Beobachtungen der nicht-heimischen Mückenart <i>Trichocera maculipennis</i> in der Fildes-Region in den Saisons 2015/16 bis 2017/18.....	177
Tabelle 7:	Quellen der verwendeten Monitoringdaten aus der Fildes-Region.....	219
Tabelle 8:	Übersicht über alle zwischen 1979/80 und 2017/18 in der Fildes-Region und der Maxwell Bay dokumentierten Beobachtungen des Kaiserpinguins (<i>Aptenodytes forsteri</i>)	222
Tabelle 9:	Übersicht über alle zwischen 1979/80 und 2017/18 in der Fildes-Region und der Maxwell Bay dokumentierten Beobachtungen des Königspinguins (<i>Aptenodytes patagonicus</i>)..	223
Tabelle 10:	Übersicht über alle zwischen 1979/80 und 2017/18 in der Fildes-Region dokumentierten Beobachtungen des Felsenpinguins (<i>Eudyptes chrysocome</i>), Magellanpinguins (<i>Spheniscus magellanicus</i>) sowie Goldschopfpinguins (<i>Eudyptes chrysolophus</i>).....	224
Tabelle 11:	Übersicht über alle zwischen 1979/80 und 2017/18 in der Fildes-Region und der Maxwell Bay dokumentierten Beobachtungen des Schwarzbrauenalbatros (<i>Thalassarche melanophris</i>).....	225
Tabelle 12:	Übersicht über alle zwischen 1979/80 und 2017/18 in der Fildes-Region dokumentierten Beobachtungen der Küstenseeschwalbe (<i>Sterna paradisea</i>).....	225
Tabelle 13:	Übersicht über alle zwischen 1979/80 und 2017/18 in der Fildes-Region dokumentierten Beobachtungen des Kuhreiher (<i>Bulbucis ibis</i>).....	227
Tabelle 14:	Übersicht über alle zwischen 1979/80 und 2017/18 in der Fildes-Region dokumentierten Beobachtungen des Weißbürzelstandläufers (<i>Calidris fuscicollis</i>)	228
Tabelle 15:	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 , alle Änderungen zu Braun et al., 2017a fett gedruckt; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben...	233
Tabelle 16:	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 , alle Änderungen zu	

	Braun et al., 2017a fett gedruckt; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben.	235
Tabelle 17:	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 , alle Änderungen zu Braun et al., 2017a fett gedruckt; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben.	236
Tabelle 18:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Südlichem Riesensturmvogel (<i>Macronectes giganteus</i>), Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>) und Antarktisseeschwalbe (<i>Sterna vittata</i>) auf Weaver Peninsula , alle Änderungen zu Braun et al., 2017a fett gedruckt..	237
Tabelle 19:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Brauner Skua (<i>Catharacta antarctica lonnbergi</i>), Südpolarskua (<i>C. maccormicki</i>) und deren Misch- und Hybridpaaren auf Weaver Peninsula	237
Tabelle 20:	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>) auf Green Point , alle Änderungen zu Braun et al., 2017a fett gedruckt	238
Tabelle 21:	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 , alle Änderungen zu Braun et al., 2017a fett gedruckt	238
Tabelle 22:	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 , siehe auch Braun et al., 2017a; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben (* Erfassung nur innerhalb des ASPAs).	240
Tabelle 23:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Weißgesichtsscheidenschnabel (<i>Chionis alba</i>), Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>), Antarktisseeschwalbe (<i>Sterna vittata</i>) und Blauaugenscharben (<i>Leucocarbo bransfieldensis</i>) auf Potter Peninsula , siehe auch Braun et al., 2017a; 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.....	241
Tabelle 24:	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 , siehe auch Braun et al., 2017a, Kap. 3.5. Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben (* Erfassung nur innerhalb des ASPAs).	242
Tabelle 25:	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 , Veränderungen zu Braun et al., 2017a fett gedruckt.....	243
Tabelle 26:	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 , Veränderungen zu Braun et al., 2017a fett gedruckt; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben.....	244

Tabelle 27:	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>Leucocarbo bransfieldensis</i>) am Duthoit Point , Veränderungen zu Braun et al., 2017a fett gedruckt; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben.	244
Tabelle 28:	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 , Veränderungen zu Braun et al., 2017a fett gedruckt; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben; später Zähltermin durch * markiert..	246
Tabelle 29:	Übersicht über die Brutpaarzahlen von Weißgesichtsscheidenschnabel (<i>Chionis alba</i>), Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>) und Antarktisseeschwalbe (<i>Sterna vittata</i>) auf Stansbury Peninsula , Veränderungen zu Braun et al., 2017a fett gedruckt; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben.....	248
Tabelle 30:	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 , Veränderungen zu Braun et al., 2017a fett gedruckt; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben.....	248
Tabelle 31:	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>) auf Cabo Cariz , Veränderungen zu Braun et al., 2017a fett gedruckt.....	249
Tabelle 32:	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>) auf Cabo Cariz , Veränderungen zu Braun et al., 2017a fett gedruckt.....	250
Tabelle 33:	Ergebnisse der linearen Regression der monatlichen und saisonalen Temperaturentwicklung an der Station Bellingshausen; Angegeben sind die Temperaturänderung über den gesamten Messzeitraum (ΔT) \pm Standardfehler, Signifikanz (p) und Bestimmtheitsmaß (R^2) (Datenquelle: https://legacy.bas.ac.uk/met/READER/surface/stationpt.html)	251
Tabelle 34:	Ergebnisse der linearen Regression der monatlichen und saisonalen Niederschlagsentwicklung an der Station Bellingshausen; Angegeben sind die Temperaturänderung über den gesamten Messzeitraum (ΔN) \pm Standardfehler, Signifikanz (p) und Bestimmtheitsmaß (R^2) (Datenquelle: (Datenquelle: http://www.aari.aq/data/catalogue.html).....	251

Abkürzungsverzeichnis

ACAP	Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels
ASPA	Antarctic Specially Protected Area (Besonderes antarktisches Schutzgebiet)
ATS	Antarctic Treaty Secretariat
ATCM	Antarctic Treaty Consultative Meeting (Konsultativtreffen der Antarktisvertragsstaaten)
BP	Brutpaar
bpm	beats per minute (Herzschläge pro Minute)
CCAMLR	Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources
CEP	Committee of Environmental Protection
COMNAP	Council of Managers of National Antarctic Programmes
ENSO	El Niño-Southern Oscillation
GIS	Geographisches Informationssystem
GPS	Global Positioning System
IBA	Important Bird Area
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IUCN	International Union for Conservation of Nature
KGI	King George Island
ONI	Oceanic Niño Index
SCAR	Scientific Committee on Antarctic Research
THINK	Thüringer Institut für Nachhaltigkeit und Klimaschutz GmbH
UAV	Unmanned Aerial VehicleS
USGS	United States Geological Survey
USP	Umweltschutzprotokoll zum Antarktis-Vertrag
WAP	Western Antarctic Peninsula (Westliche Antarktische Halbinsel)
WMO	Weltorganisation für Meteorologie

Zusammenfassung

Einleitung

Die globale Bedeutung der Antarktis sowie ihre Schutzwürdigkeit liegen im Wesentlichen in ihrer Unberührtheit und ihren einzigartigen biologischen, geologischen, hydrologischen und historischen Eigenschaften. Der zunehmende anthropogene Druck auf die Antarktis unterstreicht die Bedeutung langjähriger Monitoringprogramme zur Erfassung des Zustands lokaler Ökosysteme. Das im Südwesten King George Islands (South Shetland Islands) gelegene Untersuchungsgebiet der Fildes-Region umfasst die Fildes Peninsula, Ardley Island sowie mehrere unmittelbar vorgelagerte Inseln. Dieses Gebiet gehört zu den größten eisfreien Arealen der Maritimen Antarktis und ist geprägt durch eine vergleichsweise hohe Biodiversität, die den starken aktuellen klimatischen Veränderungen an der Antarktischen Halbinsel unterliegen. Um sowohl die Biodiversität als auch bedeutende Fossilienvorkommen und geologische Besonderheiten zu schützen und zu erhalten, wurden hier insgesamt zwei Besondere Antarktische Schutzgebiete (Antarctic Specially Protected Area – ASPA) ausgewiesen. Gleichzeitig beherbergt die Fildes-Region sechs ganzjährig betriebene Stationen, zahlreiche Feldhütten sowie eine Landebahn und ist damit das bedeutendste logistische Zentrum der Antarktischen Halbinsel. Aufgrund der starken räumlichen Konzentration von menschlichen Aktivitäten wie Logistik, Forschung und Tourismus auf engstem Raum und deren häufige räumliche und zeitliche Überschneidung kommt es vielfach zu Interessenkonflikten zwischen den Nutzergruppen sowie zu Widersprüchen mit den gesetzlich vereinbarten Anforderungen des Umweltschutzes. Somit wird die Fildes-Region derzeit ebenfalls erheblich von den Aktivitäten der Nationalen Betreiber von Forschung und Logistik sowie vom Tourismus beeinflusst. Die vorliegende Fortsetzung des Monitorings der Vögel und Robben in den Saisons 2015/16, 2016/17 und 2017/18 liefert wertvolle Informationen über aktuelle Bestandsentwicklungen in der Fildes-Region sowie teilweise in ausgewählten Bereichen der angrenzenden Maxwell Bay und erlaubt Aussagen über ökologische Prozesse in Bezug auf aktuelle klimatische Veränderungen an der Antarktischen Halbinsel.

Monitoring der Brutvögel und Robben in der Fildes-Region

Basierend auf den in den 1980er Jahren begonnenen Bestandsaufnahmen der lokalen Brutvogel- und Robbenbestände in der Fildes-Region wurde das Langzeitmonitoring während der Sommermonate (Dezember bis Februar) der Saisons 2015/16 bis 2017/18 fortgesetzt. Die Erfassungen erfolgten dabei mit Hilfe einer seit 2003/04 etablierten GPS/GIS-gestützten, standardisierten Methodik, die sich an den Zählungen aus den 1980er Jahren orientiert. Dabei wurden sämtliche Brutvögel sowie alle angetroffenen Durchzügler und Irrgäste registriert, deren Verbreitung und für einige Arten der Bruterfolg (Anzahl flügger Jungvögel pro Brutpaar/BP) erfasst. Jeweils zur Monatsmitte wurde der gesamte Robbenbestand entlang der Küstenlinie der Fildes Peninsula und Ardley Island erfasst und alle Liegegruppen von Seeelefanten mit mindestens zehn Individuen kartiert. Von großer Bedeutung für die Auswertung von Langzeittrends der Vogel- und der Robbenbestände waren neben den eigenen Erfassungen umfangreiche Daten aus zahlreichen, unveröffentlichten Expeditionsberichten deutscher Wissenschaftler aus den 1980er Jahren sowie weiterer internationaler Kooperationspartner.

Einen zentralen Bestandteil des Langzeitmonitorings bilden die Bestanderfassungen der Pinguine auf Ardley Island, wo alle drei *Pygoscelis*-Arten (Zügel-, Adélie- und Eselspinguin) sympatrisch in einer Kolonie brüten. Da in dieser Kolonie mindestens 1 % der globalen Eselspinguinpopulation brütet, wird die Insel zusätzlich zum Status als ASPA Nr. 150 als ‚Important Bird Area‘ (IBA) Nr. 48 (bis 2011 IBA Nr. 53) gelistet. Gleichzeitig ist das Risiko direkter negativer anthropogener Einflüsse auf Ardley Island aufgrund der großen Nähe zur Fildes Peninsula mit der dortigen hohen Konzentration menschlicher Aktivitäten besonders hoch. Nach ersten Bestandsschätzungen in den 1960er und 1970er Jahren erfolgten seit der Saison 1979/80 die regelmäßige Bestandserfassung in dieser Kolonie durch

deutsche und später auch chilenische Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler. Dadurch liegt mit Ausnahme der Saison 1982/83 ein durchgehender Datensatz aus insgesamt 38 Jahren vor, der umfassende Aussagen zur Bestandsentwicklung über mehrere Jahrzehnte hinweg ermöglicht. Anhand dessen lassen sich die langjährigen Bestandstrends für alle drei Pinguinarten in dieser gemischten Kolonie bestätigen. So nahm die Brutpaarzahl der Zügelpinguine, die zwischen 1979/80 und den 2000er Jahren stark abgesunken und in den vergangenen Jahren wieder leicht angestiegen war, erneut leicht ab und blieb mit einem Bestand von 8 bis 22 BP in etwa auf dem Niveau der vergangenen 15 Jahre. Dasselbe gilt für die Zahl der brütenden Adéliepinguine, die im Untersuchungszeitraum schwankte und in der Saison 2017/18 mit 350 BP auf den drittniedrigsten Wert seit Beginn der Langzeiterfassung sank.

Lokale Bestandseinbrüche von Adéliepinguinen auf Ardley Island fielen oftmals mit dem Auftreten schneereicher Frühjahre mit spät einsetzender Schneeschmelze zusammen, so z. B. in den Saisons 2007/08, 2009/10, 2013/14 und 2015/16, da diese in ihrer Brutphänologie nur eine geringe zeitliche und räumliche Flexibilität gegenüber widrigen Umweltbedingungen aufweisen. Dagegen erreichte der Bestand der Eselspinguine nach einem geringfügigen Einbruch in der Saison 2016/17 mit 7.227 BP die höchste Brutpaarzahl seit Beginn der Erfassung 1979/80. Im Langzeitvergleich nahm die Brutpaarzahl der Zügel- und Adéliepinguine auf Ardley Island seit Beginn der Erfassung in der Saison 1979/80 um ca. 92 % bzw. ca. 54 % ab. Dagegen stieg der Eselspinguinbestand um ca. 74 %. Dabei besteht kein statistischer Zusammenhang zwischen den jährlichen Änderungsraten der Brutpaarzahlen von Adélie- und Eselspinguinen, d. h. beide Arten unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Reaktion auf herrschende Umweltbedingungen. Eine Abschwächung der jährlichen Wachstumsrate der Brutpaarzahl der Eselspinguin ist für die Kolonie auf Ardley Island nicht erkennbar. Somit scheint die Kapazität dieses Koloniestandortes hinsichtlich geeigneter Brutplätze sowie Nahrungsverfügbarkeit aktuell noch nicht erschöpft zu sein.

Die Bestandsentwicklung der Pinguine auf Ardley Island entspricht den vielfach nachgewiesenen regionalen Trends für diese drei Arten auf King George Island, den South Shetland Islands, den South Orkney Islands sowie in der gesamten WAP-Region, die vielfach mit komplexen ökologischen Prozessen infolge der fortschreitenden klimatischen Erwärmung und der damit einhergehenden regionalen Abnahme der winterlichen Meereisausdehnung in Verbindung gebracht werden. Basierend auf den mittlerweile 29 Brutsaisons umfassenden Datensatz zum Bruterfolg lassen sich deutliche Unterschiede zwischen den drei Pinguinarten nachweisen. Der Bruterfolg der Zügelpinguine war in den vergangenen drei Jahren verhältnismäßig gering, lag dabei jedoch seit der Saison 2007/08, mit Ausnahme der Saison 2016/17, durchweg über dem langjährigen Mittel von $1,16 \pm 0,4$ Jungvögeln pro Brutpaar, wobei die Aussagekraft dieses Wertes durch die inzwischen sehr geringe Brutpaarzahl begrenzt ist. Das schneereiche Frühjahr in der Saison 2015/16 wirkte sich auf die auf kleinen, höher gelegenen Felsen brütenden Zügelpinguine im Gegensatz zu den beiden anderen Pinguinarten offenbar nicht signifikant auf den Bruterfolg aus. Dagegen zogen Adéliepinguine in dieser von spät einsetzender Schneeschmelze geprägten Brutsaison deutlich weniger Jungtiere auf. Für die Eselspinguine wurde 2015/16 mit 0,85 Jungvögel pro Brutpaar der niedrigste Bruterfolg seit Beginn der langjährigen Erfassung verzeichnet. In den folgenden Saisons 2016/17 und 2017/18 lag der Bruterfolg von Adélie- und Eselspinguinen dagegen wieder im Bereich des langjährigen Mittels bzw. darüber. Im Langzeitvergleich erweist sich der Bruterfolg der Zügelpinguine auf Ardley Island trotz starker Schwankungen als nach wie vor stabil und verhältnismäßig hoch. Der Bruterfolg der Adéliepinguine ist langfristig ebenfalls von starken Schwankungen geprägt, die u. a. durch große Brutverluste aufgrund von ungünstigen Witterungsereignissen, wie z. B. starkem Schneefall während der Brut, verursacht werden können. Insgesamt liegt der Bruterfolg der Adéliepinguine auf Ardley Island in etwa auf dem Niveau anderer Kolonien oder sogar darüber, zeigt jedoch langfristig eine abnehmende Tendenz. Somit kann sich der abnehmende Bruterfolg negativ auf die Zahl der Adéliepinguine auf Ardley Island auswirken und künftig zu einem erneuten Bestandsrückgang führen.

Daneben beeinflussen weitere Parameter, wie z. B. die Wintermortalität der Jungtiere und Altvögel sowie die Rekrutmentrate, die Population brutortstreuer (philopatrischer) Arten wie den Adéliepinguin. Im Vergleich mit den beiden anderen *Pygoscelis*-Arten schwankt der Bruterfolg der Eselspinguine auf Ardley Island deutlich weniger und liegt auch im langjährigen Mittel höher. Eine wesentliche Ursache hierfür könnte die nachgewiesene Variabilität dieser Art hinsichtlich verschiedener Brutparameter sein, sodass Eselspinguine deutlich besser in der Lage sind, zeitlich und räumlich auf ungünstige Bedingungen zu reagieren. Insgesamt ist der mittlere Bruterfolg der Eselspinguine auf Ardley Island vergleichsweise hoch und übersteigt die Zahl der erfolgreich aufgezogenen Jungvögel pro Brutpaar mehrerer anderer Kolonien der South Shetland Islands, der Antarktischen Halbinsel sowie der South Orkney Islands. Indessen zeigt der Bruterfolg der Eselspinguine auf Ardley Island einen abnehmenden Trend, was sich langfristig auf den dortigen Bestand dieser Art auswirken könnte, wenn auch die Rekrutierung von Jungvögel oder die Zuwanderung von Altvögeln gegenwärtig noch ein Koloniewachstum gewährleistet.

Das Monitoring des Südlichen Riesensturmvogels stellt einen weiteren bedeutenden Bestandteil der langjährigen Brutvogelerfassung dar. Diese zirkumpolar vorkommende Seevogelart zeigt ein hohes Maß an Philopatrie, d. h. sie neigt dazu, zu ihren angestammten Brutplätzen bzw. Schlupforten zurückzukehren, und gilt als sensibel gegenüber anthropogenen Störungen sowie direkten oder indirekten Auswirkungen durch Fischereiaktivitäten. Aufgrund der Bedeutung des Südlichen Riesensturmvogels als Indikatorart für das Maß anthropogener Störung sind die Langzeitdaten dieser Seevogelart aus der Fildes-Region, die inzwischen bis zu 29 Jahre umfassen, von hohem Wert. Im Rahmen des Brutvogelmonitorings wurden im Untersuchungszeitraum 2015/16 bis 2017/18 erneut sehr hohe Brutpaarzahlen registriert. Insbesondere in den Saisons 2016/17 und 2017/18 wurden mit 558 bzw. 492 BP so viele brütende Riesensturmvögel gezählt wie nie zuvor seit Beginn der systematischen Erfassung. Im Langzeitvergleich zeigt die Brutpaarzahl dieser Art in der Fildes-Region trotz größerer jährlicher Schwankungen eine deutliche Zunahme. Auffallend ist, dass im Vergleich zu den vergangenen Jahren zahlreiche vormals verlassene Brutplätze in den Saisons 2015/16 bis 2017/18 erstmals wieder besetzt wurden und dort auch erfolgreich Nachwuchs aufgezogen wurde. Dagegen waren an einem weiteren Brutplatz im Südwesten der Fildes Peninsula ebenfalls mehr Nester als zuvor besetzt, wobei dort jedoch bislang noch keine Jungvögel beobachtet werden konnten. Dieses Gebiet ist aufgrund der Stationsnähe trotz seines Status als ASPA Nr. 125d verhältnismäßig stark durch Fußgänger frequentiert. Vermutlich ist hier das Niveau der menschlichen Störung zu hoch für eine erfolgreiche Brut.

Im Einzelnen stieg die Brutpaarzahl in der Mehrzahl der einzelnen Riesensturmvogelkolonien gegenüber den Vorjahren teilweise deutlich an. Bemerkenswert ist jedoch der starke Anstieg der Brutpaarzahl in der nördlichsten Kolonie in der Saison 2015/16, während südlich davon die beiden Teilkolonien weiter schrumpften. Als Ursache für die gegenläufige Entwicklung in diesen, nur ca. 1 km voneinander entfernten Kolonien wird das unterschiedliche Ausmaß menschlicher Störung, insbesondere durch Besucher der Feldhütte Priroda (Stationsmitglieder, Touristen), vermutet. In den darauffolgenden Saisons 2016/17 und 2017/18 wuchsen beiden Kolonien in gleichem Maße an. Eine deutliche Zunahme der Brutpaarzahl verzeichnete aktuell die Kolonie auf Diomedea Island, die unmittelbar in der Hauptflugschneide des nahegelegenen Flughafens liegt und somit einer erheblichen Belastung durch an- und abfliegende Flugzeuge unterliegt, was auf einen Gewöhnungseffekt hinweist. Eine Brutplatzverschiebung infolge anthropogener Einflüsse, wie z. B. Stationsbau oder häufige Störungen durch Besucher, wie sie in den vergangenen Jahren wiederholt nachgewiesen werden konnte, wurde im Untersuchungszeitraum nicht beobachtet. In den Saisons 2015/16 bis 2017/18 belief sich die Zahl erfolgreich aufgezogener Jungvögel zwischen 0,36 und 0,54 Jungvögel pro Brutpaar und lag damit moderat bis deutlich über dem langjährigen Mittel. In der Saison 2016/17 wurde der seit den 2000er Jahren höchste Bruterfolg verzeichnet. Dennoch ist der Bruterfolg des Südlichen Riesensturmvogel in der Fildes-Region nach wie vor deutlich geringer als der in anderen Brutgebieten.

Generell unterscheiden sich die einzelnen Riesensturmvogelkolonien in der Fildes-Region hinsichtlich ihres durchschnittlichen Bruterfolgs über die Jahre hinweg teilweise deutlich voneinander. Am höchsten war der mittlere Bruterfolg der Riesensturmvögel in den Kolonien mit der größten Entfernung zu den Stationen. In diesen Gebieten ist – basierend auf eigenen Beobachtungen – das Niveau menschlicher Störungen am geringsten. In allen anderen Kolonien zogen Riesensturmvögel im Mittel deutlich weniger Jungvögel erfolgreich auf.

Im Untersuchungszeitraum wurde eine Fortsetzung der starken Abnahme des Brutpaarbestands des Kapsturmvogels deutlich. In der Saison 2015/16 wurde mit 9 gezählten Brutpaaren der bislang geringste Bestand seit Beginn der Erfassung 1984/85 erfasst. In der folgenden Saison 2016/17 erholte sich der Bestand leicht und belief sich auf 49 BP. Dagegen wurde in der Saison 2017/18 mit nur 13 BP erneut ein Einbruch der Brutpaarzahl registriert. Damit ist der lokale Bestand dieser Art seit 1984/85 um ca. 95 % geschrumpft. Der aktuelle dramatische Populationsrückgang des Kapsturmvogels in der Fildes-Region wird in Anbetracht der hohen Brutpaarzahlen in den 1990er Jahren besonders deutlich. Dementsprechend waren in den letzten Jahren nur sehr wenige der 40 insgesamt bekannten Kolonien besetzt. Auffallend sind das starke Schrumpfen bzw. das komplette Verschwinden einiger größerer Kolonien. Vermutlich sind natürliche Faktoren wie Witterungsbedingungen und/oder Nahrungsverfügbarkeit für den drastischen Bestandsrückgang des Kapsturmvogels in den vergangenen Jahren verantwortlich. Da der Rückgang dieser Art im Untersuchungsgebiet auch in für Besucher schwer zugänglichen Gebieten zu beobachten ist, scheinen direkte menschliche Einflüsse, wenn überhaupt, nur eine untergeordnete Rolle zu spielen. Ein überregionaler Vergleich des gravierenden Bestandsrückgangs des Kapsturmvogels in der Fildes-Region ist aufgrund mangelnder vergleichbarer Erfassungen in der Antarktis kaum möglich. Möglicherweise stellen die hier dargestellten Ergebnisse einen ersten Hinweis auf eine negative überregionale Entwicklung der Population dieser Art dar.

In den Saisonen 2015/16 und 2017/18 sind erneut mehrere Sichtbeobachtungen von Rußalbatrossen in der Fildes-Region gelungen, dem südlichsten nachgewiesenen Brutplatz dieser Art. Ein Brutnachweis für diese Art konnte im Untersuchungszeitraum dagegen nicht erbracht werden. Ebenso wurden zwar Weißgesichtsscheidenschnäbel im Untersuchungsgebiet beobachtet, eine Brut konnte jedoch nur in der Saison 2016/17 nachgewiesen werden.

Der Bestand der beiden Arten Braune Skua und SüdpolarSKUA, die im Untersuchungsgebiet gemeinsam vorkommen und hybridisieren, nahm in den untersuchten drei Saisonen deutlich zu und erreichte in der Saison 2016/17 mit 326 BP einen der höchsten Werte in der inzwischen 30 Jahre umfassenden Datenreihe seit Beginn der langjährigen Erfassung. Im Langzeitvergleich erweisen sich die Bestände der beiden Skuaarten sowie die von Misch- bzw. Hybridpaaren trotz erheblicher Schwankungen nach wie vor als stabil. Die Brutpaarzahl der SüdpolarSKUA erholte sich während des Untersuchungszeitraums von einem vormaligen dokumentierten Einbruch wieder und erreichte in der mit 218 BP den dritthöchsten Wert seit Beginn der Erfassung. Die Zahl der in der Fildes-Region brütenden Misch- und Hybridpaare sowie die Zahl der Skuapaare, bei denen der Paartyp nicht bestimmt wurde oder die Artzugehörigkeit eines Partners nicht bekannt war, schwankte ebenfalls stark. In den Saisonen 2015/16 bis 2017/18 zogen verhältnismäßig viele Skuabrutpaare erfolgreich Junge auf. So war der Bruterfolg der Braunen Skuas in diesen drei Brutsaisonen überdurchschnittlich hoch und in der Saison 2017/18 wurde der höchste Wert der vorliegenden Datenreihe (2005/06 – 2017/18) registriert. SüdpolarSKUAs zogen nach vier aufeinanderfolgenden Jahren mit einem kompletten Ausfall der Brut erstmals wieder erfolgreich Junge auf. Dabei lag der Wert für den Bruterfolg in den Saisonen 2015/16 und 2016/17 deutlich über dem langjährigen Mittel. Dagegen sank die Zahl der erfolgreich aufgezogenen Jungen in der Saison 2017/18 deutlich ab. Die vorliegenden Daten zum Bruterfolg der beiden im Untersuchungsgebiet vorkommenden Skuaarten belegen die teils erheblichen jährlichen Schwankungen. Während der Bruterfolg der Braunen Skuas weitgehend stabil blieb, zogen SüdpolarSKUAs nur in sechs von zwölf Saisonen überhaupt erfolgreich Junge auf. Die starke

Divergenz beider Skuaarten hinsichtlich der Entwicklung von Brutpaarzahl und Bruterfolg liegt in der unterschiedlichen Reaktion beider Spezies auf bestimmte Umweltfaktoren sowie in ihren unterschiedlichen Nahrungsstrategien begründet.

Eine weitere Seevogelart, die die Fildes-Region besiedelt, ist die Dominikanermöwe. Die Zahl der hier brütenden Dominikanermöwen erreichte in der Saison 2015/16 mit nur 18 BP den tiefsten Wert seit Beginn der Erfassung in der Saison 1984/85. Als Ursache wurde die außerordentlich hohe Schneebedeckung im Frühjahr zu Beginn der Brutzeit vermutet, sodass zahlreiche Brutplätze nicht rechtzeitig zur Verfügung standen und die Brut deshalb oftmals ausgesetzt wurde. In den nachfolgenden Saisons 2016/17 und 2017/18 zeigte der Bestand an Dominikanermöwen mit jeweils 131 bzw. 126 BP eine deutliche Erholung und lag damit über dem langjährigen Mittel. Im Langzeitvergleich werden die erheblichen Bestandschwankungen deutlich, wobei nach wie vor ein negativer Trend erkennbar ist. Anhand der Daten aus der Fildes-Region lässt sich ebenfalls ein Einfluss des zyklisch auftretenden atmosphärisch-ozeanischen Phänomens El Niño-Southern Oscillation (ENSO) auf die Brutpaarzahl der Dominikanermöwe vermuten. So ließ sich ein deutlicher Zusammenhang zwischen der Brutpaarzahl und dem Oceanic-Niño-Index (ONI) für die Dreimonatsmittel September-Oktober-November, Oktober-November-Dezember und November-Dezember-Januar, was dem Zeitraum der Ankunft im Brutgebiet bzw. der Eiablage entspricht, nachweisen. So wurden in den Jahren mit moderaten bis sehr starken ONI die niedrigsten Brutpaarzahlen registriert. Umgekehrt brüteten verhältnismäßig viele Möwen in La-Niña-Jahren. Demnach scheinen SOI bzw. El-Niño- und La-Niña-Phänomene möglicherweise die Entscheidung für oder gegen eine Brut in der jeweiligen Saison zu beeinflussen.

Die flächendeckende Erfassung der Antarktischeeschwalbe in der Fildes-Region in den Saisons 2016/17 und 2017/18 (unvollständige Erfassung in 2015/16) ergab einen Bestand von jeweils 235 und 375 Brutpaaren, der damit deutlich unterhalb des langjährigen Mittels lag. Insgesamt scheint der Bestand dieser Art trotz erheblicher Schwankungen stabil. Vorhandene Daten zur Verbreitung und Häufigkeit der beiden heimischen Sturmschwalbenarten Buntfußsturmschwalbe und Schwarzbauchmeerläufer wurden im Untersuchungszeitraum um einzelne kleinere Brutplätze ergänzt. Die in der Fildes-Region als potentieller Brutvogel geltende Blauaugenscharbe wurde regelmäßig in dem Gebiet beobachtet. Eine Brut dieser Art erfolgte trotz eines nachgewiesenen Nestbaus auf Ardley Island jedoch nicht.

Daneben wurde die Langzeiterfassung aller im Untersuchungsgebiet registrierter Durchzügler und Irrgäste fortgesetzt und unter Einbeziehung von zumeist unveröffentlichten Beobachtungen aus den 1980er Jahren ausgewertet. Am häufigsten beobachtet wurden Kaiser-, Königs- und Goldschopfpinguin, Schneesturmvogel, Silbersturmvogel, Blau- und Taubensturmvogel, Kuhreiher, Weißbürzelstrandläufer und Küstenseeschwalben. Im Untersuchungszeitraum gelangen Erstnachweise eines Magellanpinguins sowie eines frischtoten Dunklen Sturmtauchers in der Fildes-Region.

Anhand der monatlichen Erfassungen der sommerlichen Robbenbestände an der Küste der Fildes Peninsula und Ardley Islands lässt sich insgesamt feststellen, dass die Bestände der drei im Sommer am häufigsten beobachteten Robbenarten Antarktischer Seebär, Weddellrobbe und Südliche Seeelefant langfristige Veränderungen zeigen. Während in den 1980er Jahren im Mittel mehr Südliche Seeelefanten und Weddellrobben erfasst wurden als in den nachfolgenden untersuchten Dekaden, stieg die Zahl der Antarktischen Seebären im Laufe der Jahre deutlich an. Beim Vergleich der Robbenbestände im Zeitraum zwischen 2000/01 und 2017/18 schwankte Zahl der Seeelefanten deutlich und lag zwischen 2015/16 und 2017/18 unterhalb des langjährigen Mittels. Beispielsweise wurde in der Saison 2015/16 zu Beginn des Sommers (Dezember) die geringste Anzahl Seeelefanten seit Beginn der Zählungen registriert. Insgesamt hat sich die Entwicklung des Bestands dieser Robbenart im Untersuchungsgebiet nach der nachgewiesenen starken Abnahme seit den 1980er Jahren inzwischen wieder stabilisiert. Hinsichtlich der Größe und der Verteilung von Liegegruppen

von Seeelefanten ließen sich im Langzeitvergleich nur geringfügige Veränderungen feststellen. Die Gesamtzahl der während der Sommermonate auf der Fildes Peninsula und Ardley Island erfassten Weddellrobben lag in den Saisons 2015/16 und 2016/17 über dem langjährigen Mittel und in der Saison 2017/18 deutlich darunter. Insgesamt blieb die Zahl der im Sommer erfassten Weddellrobben nach der starken Abnahme seit den 1980er Jahren in den vergangenen zwei Dekaden stabil.

Die globale Population des Antarktischen Seebären hat sich nach der Periode intensiver Jagd von einem geringen Restbestand aus innerhalb weniger Jahrzehnte deutlich erholt. Obwohl Zählraten für den antarktischen Seebären in der Fildes-Region aus den 1990er Jahren fehlen, lässt sich daraus schlussfolgern, dass nach einer Phase des starken Wachstums in den 1980er Jahren – und möglicherweise noch danach – in den 2000er Jahren eine Stabilisierung des lokalen Bestandes stattgefunden hat. Trotz starker annähernd zyklischer Schwankungen ließ sich ein direkter kausaler Zusammenhang der lokalen Seebärenabundanz mit dem ENSO-Phänomen nicht belegen. Zusätzlich, wurden vorhandene Informationen über Robbenwurfplätze in der Fildes-Region um Beobachtungen aus dem Untersuchungszeitraum ergänzt. Die aktuellen Klimaveränderungen wirken sich durch eine Reduzierung der Ausdehnung, der Verbreitung und des Typs des Meereises und Veränderungen der Packeisbedingungen negativ auf eisgebundene Arten wie Weddellrobben, Seeleopard, Krabbenfresser und Rossrobbe aus, während Südliche Seeelefanten und Antarktische Seebären in gewisser Hinsicht davon profitieren können. Daneben spielen auch Veränderungen im Nahrungsnetz durch die Meereisreduktion und industrielle Fischerei eine bedeutende Rolle für die Entwicklung der Robbenpopulationen im Südpolarmeer.

Brutvogel-Monitoring in den eisfreien Gebieten der Maxwell Bay

Neben der Fildes-Region sind weitere eisfreie Gebiete im Bereich der Maxwell Bay im Südwesten King George Islands Brutgebiete verschiedener Seevogelarten. Basierend auf der Ausweitung des Brutvogelmonitorings auf diese Areale konnten die bereits vorhandenen Informationen über die lokalen Brutvogelbestände um weitere Daten ergänzt werden. Eingeschlossen waren dabei die Gebiete Barton Peninsula, Weaver Peninsula, Green Point, Potter Peninsula, Duthoit Point, Stansbury Peninsula und Cabo Cariz (vormals als Martin Point bezeichnet). Im Langzeitvergleich nahm die Zahl der auf der Barton Peninsula brütenden Eselspinguine seit der ersten Erfassung 1980/81 deutlich zu und entwickelte sich somit parallel zur Brutpaarzahl dieser Art auf Ardley Island. Der Bestand an Zügelpinguinen auf Barton Peninsula ist, abgesehen von einem außergewöhnlich hohen Zählergebnis von 1980/81 und einem Einbruch in den 1980er Jahren, im Gegensatz zum Bestand auf Ardley Island langfristig als stabil einzuschätzen. Für den Südlichen Riesensturmvogel zeichnet sich trotz der lückenhaften Datenlage im Langzeitvergleich für die gesamte Barton Peninsula seit den 1980er Jahren weiterhin eine Abnahme der Brutpaarzahl ab. Dagegen erscheint der Riesensturmvogelbestand innerhalb des ASPAs Nr. 171 während der vergangenen Jahre stabil. Eine derart starke Zunahme des Riesensturmvogelbestandes, wie sie aktuell in der Fildes-Region zu beobachten ist, ist auf Barton Peninsula nicht erkennbar. Auf Barton Peninsula wird im Langzeitvergleich ein starker Zuwachs an Skuas seit den ersten Erfassungen in den 1980er Jahren deutlich und zeigt ein hohes Maß an Übereinstimmung mit den Daten aus der Fildes-Region. Im Gebiet der Halbinsel Green Point existiert eine größere Dominikanermöwenkolonie, die im Untersuchungszeitraum die größte Einzelkolonie der gesamten Maxwell Bay darstellte. Analog zur Pinguinkolonie auf Ardley Island nahm die Zahl der Zügelpinguine auf der Potter Peninsula deutlich ab, jedoch in wesentlich dramatischeren Ausmaß, so dass der Bestand dieser Art in der Kolonie am Stranger Point praktisch als erloschen gilt. Seit der Saison 2011/12 wurden jährlich Brutversuche von Königspinguinen auf Potter Peninsula registriert, was insofern bemerkenswert ist, dass sie die südlichsten Brutten dieser Art darstellen, die bislang jedoch durchweg erfolglos blieben. In den Saisons 2014/15 und 2016/17 schlüpfte zwar erfolgreich je ein Küken, das jedoch im Juli bzw. im März vor Erreichen des Flüggegerdens verschwand. Der lokale Bestand sowie die Verbreitung der Brutvögel auf der Halbinsel Duthoit Point konnte nach der letzten Kartierung in der Saison 2012/13 erneut erfasst werden. Der Bestand der dort brütenden

Eselspinguine nimmt analog zu den Kolonien auf Ardley Island und am Stranger Point zu. Auf Duthoit Point ist seit längerem eine größere Kolonie von Blauaugenscharben bekannt, deren Bestand sich nach einer deutlichen Abnahme der Brutpaarzahl mittlerweile stabilisiert zu haben scheint. Daneben ergab die Brutvogelerfassung auf Stansbury Peninsula einen vergleichsweise stabilen Bestand des Südlichen Riesensturmvogels. Erstmals seit den 1990er Jahren konnte der vollständige Bestand an Brutvögeln am Cabo Cariz (vormals als Martin Point bezeichnet) erfasst werden.

Klimatische Veränderungen im Untersuchungsgebiet

Das Klima der Antarktis verzeichnete in den vergangenen Jahrzehnten gravierende Veränderungen, wobei der Temperaturanstieg im Bereich der Antarktischen Halbinsel am deutlichsten ist. Trotz eines seit dem späten 1990er Jahren beobachteten Temperaturrückganges an der Antarktischen Halbinsel, der stark jahreszeitenabhängig und besonders ausgeprägt an der nördlichen bzw. nordöstlichen Spitze der Antarktischen Halbinsel und den South Shetland Islands ist, gilt der Langzeittrend der Erhöhung der bodennahen Lufttemperatur an der Antarktischen Halbinsel weiterhin als robust. Als einer der wenigen Orte in der Antarktis liegen für die Station Bellingshausen, King George Island, meteorologische Langzeitdaten aus inzwischen über 50 Jahren vor. Im Langzeitvergleich der Jahresmitteltemperatur der vergangenen fünf Jahrzehnte zeigt sich insgesamt ein signifikanter positiver Trend. Einer erkennbaren, jedoch nicht signifikanten Temperaturerhöhung im Sommer steht ein deutlicher Anstieg im Winter und Herbst gegenüber. Insgesamt fällt die langfristige Temperaturerhöhung im Vergleich indes deutlich schwächer aus als z. B. an der Station Faraday/Vernadsky im südlichen Bereich der westlichen Antarktischen Halbinsel, da dort die aktuelle Abkühlungsphase weniger ausgeprägt ist bzw. ganz fehlt. Hinsichtlich der an der Station Bellingshausen verzeichneten Niederschlagsmengen lässt sich kein signifikanter Trend ableiten.

Ausbreitung der Antarktischen Schmieie auf der Fildes Peninsula und Ardley Island

Die Antarktische Schmieie ist eine mehrjährige Pflanze aus der Familie der Poaceae und einer der beiden heimischen Vertreter höherer Pflanzen in der Antarktis. Die Verbreitung dieser Grasart wurde im Untersuchungszeitraum auf Basis von Kartierungen aus den Saisons 1984/85 und 2000/01 untersucht. Hierfür wurden alle Bestände der Antarktischen Schmieie auf der Fildes Peninsula und Ardley Island auf einer Fläche von 27,8 km² GPS-gestützt erfasst und für deren weitere Charakterisierung verschiedene Parameter registriert. Lediglich ein ca. 0,95 km² umfassendes Gebiet (entspricht 3,3 % des Untersuchungsgebiets) im äußersten Nordwesten der Fildes Peninsula konnte nicht abgedeckt werden. Dabei wurden insgesamt 1.912 Gras-Standorte mit einer Gesamtdeckung von 9.276 m² erfasst. Am häufigsten wächst die Antarktische Schmieie in Form weit verstreuter oder geklumpt auftretender Einzelpolster von max. 30 cm Durchmesser, bildet aber unter günstigen Bedingungen stellenweise auch geschlossene Rasen. Der größte zusammenhängende Bestand findet sich auf der im äußersten Nordosten des Untersuchungsgebiets gelegene Halbinsel Nebles Point, wo sich ausgedehnte Moos-Rasenflächen finden. Insgesamt dominieren jedoch kleinere bis mittlere Bestände bis zu einer Größe von 1 m², die ca. 94 % der lokalen Population ausmachen. Des Weiteren findet sich die Pflanze bevorzugt in tieferen Lagen an leicht geneigten Hängen mit einer Ausrichtung von West bis Nordost, wo die stärkere Sonneneinstrahlung das Pflanzenwachstum fördert, und auf kleineren Hügeln, die im Frühjahr relativ frühzeitig schneefrei sind. Sehr häufig trat das Gras in enger Vergesellschaftung mit Moosen und/oder Strauchflechten auf, wo sich dann auch im Mittel größere Bestände fanden. Aufgrund des harschen Klimas und des Mangels an organischem Material kommt es in der Antarktis nur in geringem Umfang zur Bodenbildung, und die Böden gelten grundsätzlich als nährstoffarm. Hierbei ist der Einfluss von Ablagerungen von Kot oder Nahrungsresten durch Vögel und Robben von hoher Bedeutung, da sie zu einer Nährstoffanreicherung des mineralischen Substrats und damit zur Bildung von ornithogenen Böden führen. Im Rahmen der Kartierung von Beständen der Antarktischen Schmieie war an der Mehrzahl der Standorte an der Bodenoberfläche keine direkte Anreicherung von Nährstoffen durch Seevögel und Robben in Form von Kot oder Nahrungsresten

erkennbar. An ca. 19 % aller erfassten Bestände wurde ein direkter und teils massiver Eintrag zusätzlicher Nährstoffe durch Robben und insbesondere durch Seevögel (v. a. an Nestern von Riesensturmvögeln, Skuas und Möwen) nachgewiesen. Auffallend war hierbei, dass an diesen Standorten die Pflanzen häufig deutlich größer und vitaler erschienen. Folglich unterscheiden sich die Gras-Standorte mit Nährstoffeintrag durch Vögel und Robben hinsichtlich ihrer jeweiligen Größe signifikant von Standorten ohne erkennbare zusätzliche Nährstoffe. Die größten Grasbestände finden sich in der Nähe von größeren Riesensturmvogelkolonien, insbesondere an der im äußersten Nordosten gelegenen Halbinsel Nebles Point. Daneben wurde nachgewiesen, dass die Mehrzahl der Gras-Bestände ausgebildete Blütenstände (Infloreszenzen) aufwies, was darauf hinweist, dass generative Fortpflanzung in der lokalen Population dieser Grasart eine wichtige Rolle spielt.

Im Vergleich zu früheren Erfassungen wird anhand der aktuellen Kartierung eine beträchtliche Ausbreitung des Vorkommens der Antarktischen Schmiele deutlich. Die Gesamtdeckung dieser Pflanze im Gebiet stieg von 9 m² in der Saison 1984/85 auf über 127 m² in der Saison 2000/01 und schließlich auf aktuell 8.542 m². Anhand der erstellten Verbreitungskarten wird deutlich, dass sich einerseits bereits besiedelte Bereiche erheblich vergrößerten, andererseits sich das Gras in hohem Maße in vormals unbesiedelten Arealen etablierte. Die starke Zunahme der Zahl der Standorte sowie der von *D. antarctica* bedeckten Fläche auf der Fildes Peninsula und Ardley Island fällt in die Periode einer zeitweise deutlichen Erhöhung der Sommertemperaturen im Gebiet, sodass hier ein Zusammenhang vermutet wird.

Vorkommen der Antarktischen Perlwurz in der Fildes-Region

Die Antarktische Perlwurz aus der Familie der Caryophyllaceae ist neben der Antarktischen Schmiele der einzige in der Antarktis heimische Vertreter der Blütenpflanzen. Im Bereich der South Shetland Islands und auch auf King George Island sind zahlreiche Vorkommen dieser Pflanze bekannt, deren Polster teilweise flächige Bestände bilden, so z. B. auch im Bereich der Maxwell Bay auf der Potter Peninsula und der Barton Peninsula. Der zur Fildes Peninsula nächstgelegene Bestand befindet sich im Nordosten der Halbinsel Cabo Cariz an der Nordküste Nelson Islands. Nachdem in den Jahren 2000 und 2008 im Westen der Fildes Peninsula einzelne Polster der Antarktischen Perlwurz vorgefunden wurden, die jedoch bereits nach wenigen Jahren wieder vollständig abgestorben waren, konnte im Januar 2018 im Nordosten der Fildes Peninsula ein weiterer kleiner Bestand registriert werden.

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

Da die Antarktis beinahe vollständig vergletschert ist, stellt die Entwicklung der Eisdecke einen Indikator für klimatische Veränderungen dar. Ein Gletscher verliert im Allgemeinen an Volumen, wenn die Ansammlung der Schneemassen (Akkumulation) geringer ist als Abschmelzprozesse (Ablation) infolge von Sonneneinstrahlung, Temperatur und Niederschlag. Die aktuellen Klimaveränderungen spiegeln sich an der Antarktischen Halbinsel in einem massiven Verlust an Gletschern wider. Nachweislich verliert die Eiskappe King George Islands ebenfalls deutlich an Masse. Im Bereich der Maxwell Bay konnten anhand von Luft- und Satellitenbildern in beinahe allen Gebieten ein horizontaler Rückzug der Gletscherfronten nachgewiesen werden. In der vorliegenden Studie sollten diese Ergebnisse mit Hilfe zusätzlicher Satellitenaufnahmen in Bezug auf aktuelle klimatische Entwicklung überprüft werden. Hierfür erfolgte die Dokumentation der Gletscherrückzugsgebiete durch eine manuelle Bildinterpretation verschiedener Gletscherrandzonen der eisfreien Gebiete der Fildes Peninsula, Weaver und Barton Peninsula sowie Stansbury Peninsula und Cabo Cariz im Norden von Nelson Island sowie Duthoit Point, Nelson Island. Bei der hierbei angewandten Delineation wurde anhand des Farbtons, der Oberflächenstruktur oder weiterer Abgrenzungsmerkmale die Grenzzone des Gletschers digitalisiert. Die aktuelle Abschwächung des Erwärmungstrends der Lufttemperaturen spiegelt sich in einer Stagnation bzw. einem zeitweisen Stillstand des vorher beobachteten Gletscherrückzugs in Norden der Fildes Peninsula und am benachbarten Green Point. Basierend auf

zusätzlich ausgewerteten Luft- und Satellitenbildern lässt sich für die Halbinseln Barton und Weaver ebenfalls ein deutlicher Gletscherrückzug nachweisen. Der Gletscherrückzug der Halbinseln Stansbury und Cabo Cariz im Norden Nelson Islands stellt sich nach wie vor uneinheitlich dar. Am deutlichsten wird der Verlust an Eisfläche im Westen dieses Gebietes, während im zentralen Bereich dagegen eine Ausweitung der Gletscherfläche zu verzeichnen ist.

Durch die Auswertung zusätzlicher, älterer Fernerkundungsdaten von Duthoit Point, Nelson Island, wird nun auch ein deutlicher Rückzug des Gletscherrands auf dieser Halbinsel um bis zu 500 m erkennbar. Die durch den aktuellen Gletscherrückzug entstandenen, neuen eisfreien Gebiete sind von großer Bedeutung für die Besiedelung durch einheimische Pflanzen und Tiere. Anhand der langjährigen Informationen über die Seevogelbrutplätze wird ersichtlich, dass sich im Bereich des rezenten Gletscherrückzugs im Norden der Fildes Peninsula bereits zahlreiche Brutvögel angesiedelt haben. Insgesamt wurden in diesem Gebiet 12 Brutplätze von Dominikanermöwen mit jeweils bis zu neun Brutpaaren, 63 Brutplätze von Antarktischeeschwalben mit bis zu jeweils 30 Brutpaaren sowie eine kleinere Kolonie mit mindestens zehn Brutpaaren Buntfußsturmschwalben nachgewiesen. Daneben wurden insgesamt 17 Skua-Brutplätze registriert (15 BP Südpolarskua, 1 BP Braune Skua, 1 BP unbestimmter Paartyp). Insbesondere der Bereich im Südwesten der Gletscherzunge wurde bereits durch verschiedene Seevogelarten besiedelt. Da die Besiedlung dieser Brutplätze wiederholt über mehrere Jahre hinweg nachgewiesen wurde, scheinen an diesen Standorten ausreichend günstige Bedingungen für eine Brut zu herrschen. Dagegen ist das Gebiet im Nordwesten noch durch einen starken moräneartigen und staunassen Charakter und eine fehlende Bodenstabilität geprägt, sodass sich hier keine Brutplätze von Seevögeln finden. Hinsichtlich einer Besiedlung des Bereichs des aktuellen Gletscherrückzugs durch Gefäßpflanzen wird mit Hilfe der drei Kartierungen der Antarktischen Schmiele (s. o.) eine signifikante Ausbreitung dieser Grasart deutlich. Während im Zuge der ersten Kartierung in dem hier dargestellten Gebiet keine Grasvorkommen verzeichnet wurden, konnten bei der Folgeuntersuchung 2000/01 bereits einige wenige Standorte mit einer geringen Gesamtdeckung registriert werden. Im Zuge der aktuellen Erfassung in den Saisons 2016/17 und 2017/18 wurden insgesamt 339 Standorte mit einer Gesamtdeckung von ca. 21 m² erfasst und damit eine signifikante Ausbreitung dieser Grasart dokumentiert. Dabei dominierten vor allem kleinere Bestände, die weniger häufig Blütenstände aufwiesen als im übrigen Gebiet. Dies deutet auf herrschende Umweltbedingungen in diesem Gebiet hin, die ein Ausbilden von Infloreszenzen begünstigen. Somit spielt die vegetative Vermehrung, ausgehend von bestehenden Polstern sowie durch Eintrag von Pflanzenteilen durch Vögel, eine große Rolle bei der Ausbreitung des Grases. Daneben wuchsen die Graspflanzen hier häufiger ohne begleitende Vegetation aus Moosen und/oder Flechten. Dies unterstreicht die Fähigkeit der Antarktische Schmiele, sich im Gletschervorland zu etablieren und neben bestimmten Moosen als Pionierart zu fungieren.

Untersuchungen zum Einfluss von Drohnenüberflügen auf das Verhalten und Physiologie von Pinguinen, anderen Seevögeln und Robben

Die Auswertung der in der Antarktissaison 2016/17 aufgenommenen Daten zum Einfluss von Drohnenüberflügen auf Antarktische Vogel- und Robbenarten teilte sich auf in zwei Schwerpunkte: die Analyse der Verhaltensreaktionen während der Überflüge von allen untersuchten Arten sowie die Analyse der aufgenommenen Herztöne. Bei der Auswertung realer Video-Aufnahmen von Adélie- und Eselspinguinen, die sich in Ruhe befanden bzw. Drohnenüberflügen ausgesetzt wurden, konnte ein Unterschied der Herzschlagrate zwischen den beiden Pinguinarten festgestellt werden. Getestet wurden Überflüge in verschiedenen Flughöhen mit zwei verschiedenen Drohnen: einer Multirotordrohne mit acht Motoren (Oktokopter) sowie einer Starrflüglerdrohne („Ninox“). Während Adéliepinguine in den Untersuchungen offenbar einen höheren Herzschlag von ca. 90-130 bpm aufweisen, bewegt sich die Herzschlagrate bei Eselspinguinen in unseren Untersuchungen bei etwa 70-110 bpm. Zudem wurde eine sehr große Variation innerhalb der Individuen deutlich. Dadurch sind

die Unterschiede zwischen den einzelnen Verhaltensklassen (Ruhe, leichte und nervöse Vigilanz) nicht so groß wie die Unterschiede zwischen den Individuen. Im agonistischen Verhalten oder bei Flucht konnte aus methodischen Gründen keine Herzschlagrate gemessen werden. Während der Überflüge mit zwei unterschiedlichen Drohnenmodellen in den verschiedenen getesteten Flughöhen (25, 50, 75, 100 m) über Adélie- und Eselspinguine war bei keiner der beiden Arten ein klarer Anstieg der Herzschlagraten bei Überflügen in niedrigeren Höhen zu erkennen. Dem Anschein nach waren die Flughöhen, die aufgrund der zu höheren Sensitivität von Herzschlagratenmessungen gegenüber Verhaltensbeobachtungen gewählt wurden, noch zu hoch für eine nachweisbare physiologische Reaktion. Möglicherweise wäre eine Änderung der Herzschlagraten im Flugbereich unter 20 m Höhe zu beobachten gewesen, worauf der nur minimale Anstieg der Herzschlagrate von Eselspinguinen bei leichter Vigilanz sowie die Ergebnisse anderer Studien hindeuten. Deutlich nachweisbar ist jedoch der Unterschied zwischen der Störungsintensität von Drohnen und der durch den Menschen, zum Beispiel bei zu starker Annäherung an brütende Tiere zum Zweck der Kartierung oder aus anderen Gründen. Hier lagen die Herzschlagraten bei beiden Arten deutlich über denen, die während der Drohnenflüge gemessen wurden. Da bei menschlicher Störung das Aufstehen der Tiere häufiger beobachtet wurde, dürfte die Herzschlagrate bzw. das Störungsniveau hier noch höher liegen.

Hinsichtlich des Verhaltens von Braunen Skuas und Südpolarskuas in Bezug auf Drohnenüberflüge wurde eine große Varianz zwischen den Individuen beobachtet. Während einige Tiere selbst bei niedrigen Flughöhen keine oder nur geringe Reaktionen zeigten, reagierten andere selbst in großen Flughöhen und bei großen Entfernungen der Drohne sehr deutlich. Im Allgemeinen war die Reaktion auf eine Starrflügler-Drohne (Ninox), deren Form an den Umriss eines fliegenden Vogels erinnert, wesentlich stärker als auf den kleineren Quadropter (Typ Phantom). In zwei Fällen wurden Attacken mit Kontakt zur Drohne beobachtet, woraufhin die Untersuchungen in diesem Gebiet abgebrochen wurden, um Schäden an Tier und Drohne zu verhindern. Bei agonistischen Verhaltensweisen zeigte sich kein klarer Zusammenhang mit der Flughöhe der Drohne. Möglicherweise kann das Verhalten hier in zwei „Typen“ unterteilt werden: während manche Individuen sehr sensibel (bzw. aggressiv) reagieren und bereits früh auffliegen bzw. -stehen, harren andere bis zu einem gewissen Schwellenwert aus, bis sie deutlich reagieren. Diese Reaktionen reichen von Kreisen über dem Territorium, Scheinattacken auf die Drohne bis zum Verlassen des Territoriums. Es konnte kein Zusammenhang zwischen dem Auslösen des Fluchtverhaltens (z. B. Auffliegen) und der Entfernung zur Drohne festgestellt werden. Ebenso wenig ließen sich Unterschiede zwischen den Arten nachweisen. Da Angriffe durch Skuas auf Drohnen ein enormes Risiko für die Tiere bergen, sollten diese unbedingt verhindert werden. Laut den Beobachtungen sind solche Angriffe besonders bei Starrflüglerdrohnen zu erwarten. Des Weiteren sollte bei einer Drohnenutzung ein Verlassen des Skuanestes durch Fluchtverhalten oder auch durch Ablenkung während Angriffen oder Scheinangriffen aufgrund des hohen Prädationsrisikos für Eier und Küken unbedingt vermieden werden.

Während der Untersuchungen an Dominikanermöwen konnten keine sicheren Reaktionen auf die Drohne nachgewiesen werden. Es wurden keine Angriffe beobachtet sowie nur wenige Aufflugereignisse, die nicht sicher mit der Drohne in Verbindung gebracht werden konnten. Selbst ein außerplanmäßiger Überflug in sehr geringer Flughöhe brachte in einer größeren Kolonie lediglich wenige Tiere zum Auffliegen. Versuche, die Drohne im Koloniebereich zu starten, erbrachten keine beobachtbaren Reaktionen der Vögel. Andererseits liegen Einzelbeobachtungen außerhalb der Experimente vor, bei denen eine Drohne aktiv angegriffen wurde. Für Dominikanermöwen scheinen sich nach bisherigem Kenntnisstand aus den aufgenommenen Daten keine eindeutigen Aussagen zu ergeben. Somit erscheinen weitere Experimente notwendig, die besonders die Saisonabhängigkeit, individuelle Unterschiede sowie Unterschiede zwischen verschiedenen Kolonien in Bezug auf Verhaltensreaktionen betrachten sollten.

Die Datenlage zur Reaktion des Südlichen Riesensturmvogels auf Drohnenüberflüge ist zu gering für eindeutige Aussagen. Es zeigte sich jedoch, dass die Tiere in der Lage sind, die Drohne selbst in enormen Flughöhen noch deutlich wahrzunehmen und dass Drohnen deutliche Verhaltensreaktionen auslösen. Im Gegensatz zu den Skuas war die Reaktion der Riesensturmvögel auf eine rotorbetriebene Drohne (Oktokopter) größer als die Reaktion auf die Starrflüglerdrohne (Ninox). Für beide Typen zeigte sich jedoch, dass die Überflughöhe keinen oder nahezu keinen Einfluss auf die Reaktion hatte. So löste ein Überflug auf 160 m Höhe nahezu die gleiche Reaktion aus wie auf 30 m Höhe. Lediglich der Anteil an nervösem Verhalten bei Ninox-Überflügen nahm bei niedrigen Flughöhen auf Kosten des ungestörten Verhaltens zu. Für die Untersuchung der Reaktion von antarktischen Robben auf Drohnenüberflüge bei Seeelefanten, Weddellrobben und Seebären wurden Überflüge mit einer Oktokopter-Drohne durchgeführt. Dabei zeigten Antarktische Seebären die stärkste Reaktion. Hier wurde besonders bei Flughöhen unter 50 m sowohl Droh- als auch Fluchtverhalten beobachtet. Dabei bezog sich das Verhalten meist nicht direkt auf die Drohne, sondern auf eine durch die Drohne verursachte „Unruhe“ in der Gruppe, die wiederum zu Streitigkeiten innerhalb der Gruppe führten. Da jedoch trotzdem die Drohne als Auslöser für gesteigerte Aktivität und damit potentiellen Energieverlust wirkt, wurde auch solches Verhalten in die Auswertung einbezogen. Der Anteil an „Störungsverhalten“ nimmt mit abnehmender Flughöhe zu. Bei Südlichen Seeelefanten konnte in einigen Fällen ebenfalls Droh- oder Fluchtverhalten beobachtet werden. Es ließ sich allerdings kein klares Muster im Zusammenhang mit der Überflughöhe erkennen. Die geringste Reaktion zeigten Weddellrobben, hier wurde kein Droh- oder Fluchtverhalten beobachtet. Vigilanzverhalten nahm zwar mit abnehmender Flughöhe zu, nahm jedoch auch bei niedrigen Flughöhen nicht einmal ein Viertel der Zeit ein. Hier ist nicht von einer Störung durch die Drohne auszugehen. Damit zeigte sich insgesamt, dass Robben relativ wenig auf Drohnenüberflüge reagieren. In den meisten Fällen wurde gar nicht oder nur schwach reagiert, so dass von einer einschneidenden Störung (zum Beispiel durch erhöhten Energieverlust) nach bisherigen Erkenntnissen nicht auszugehen ist. Bei Überflügen empfiehlt es sich hier, die Tiere zu beobachten. Es sollte darauf geachtet werden, bei beginnender Unruhe die Flüge zu beenden, um unnötige Konflikte innerhalb der Gruppe zu vermeiden, die Energieverluste und eventuell auch ein potentielles Verletzungsrisiko mit sich bringen.

Eingeschleppte, nicht-heimische Arten

Die Einschleppung nicht-heimischer Arten kann insbesondere in Polargebieten erhebliche negative Auswirkungen auf die Biodiversität von Ökosystemen haben, indem sie dessen Struktur und Funktion irreversibel verändern können. Die Antarktis gilt im Vergleich zu anderen Regionen der Erde bislang als verhältnismäßig wenig durch nicht-heimische Arten beeinflusst. Aufgrund des hohen Niveaus menschlicher Aktivitäten ist das Risiko der Einschleppung nicht-heimischer Arten in der Fildes-Region besonders hoch. Während des Untersuchungszeitraums wurde ein besonderer Fokus auf diejenigen Standorte gelegt, an denen im Rahmen von früheren Studien die Präsenz eingeschleppter Gräser dokumentiert worden war. Obwohl diese gemäß einschlägiger Empfehlungen unmittelbar nach dem Auffinden im Jahr 2006 bzw. 2008 mitsamt dem Wurzelstock entfernt worden waren, ist nicht auszuschließen, dass sich an diesen Standorten bereits eine Samenbank dieser Gräser im Boden befindet. Weder bei den Kontrollen an diesen Standorten noch im übrigen Untersuchungsgebiet wurden nicht-heimischen Pflanzen gefunden. Daneben wurden weitere Beobachtungen in Bezug auf die Einschleppung nicht-heimischer Organismen, u. a. in den Stationen der Fildes Peninsula, dokumentiert. Besonderer Fokus wurde dabei auf das Vorkommen einer nicht-heimischen, invasiven Mückenart gelegt, die sich bereits sowohl innerhalb als auch außerhalb von Stationsgebäuden der Fildes Peninsula etabliert hat. Der Fund zweier Flügel dieser Mückenart in einem Pellet unverdaulicher Nahrungsreste einer Braunen Skua aus der Saison 2016/17 stellt einen Beleg des Vorkommens dieser Mückenart innerhalb des Nahrungsnetzes dar. Die Mückenart ist in der Fildes-Region seit mindestens der Saison 2006/07 bekannt und gilt inzwischen als persistierend. Inzwischen

liegen auch Nachweise aus weiteren Stationen King George Islands vor, darunter auch in der Admiralty Bay.

Die Einschleppung nicht-heimischer Organismen in die Antarktis kann über natürliche Wege erfolgen, so z. B. über Zugvögel oder im Meer driftendes Material. Sehr viel wahrscheinlicher ist jedoch eine Einschleppung infolge menschlicher Aktivitäten. In Anbetracht der großen und stetig zunehmenden Anzahl der Personen, die auf dem Seeweg, überwiegend jedoch auf dem Luftweg, in die Fildes-Region anreisen, ist die Wahrscheinlichkeit einer Einschleppung nicht-heimischer Arten bzw. deren Ausbreitung in diesem Gebiet außerordentlich hoch. Hinzu kommt noch eine erhebliche Menge an Fracht, die in die Fildes-Region transportiert wird und für eine Einschleppung nicht-heimischer Organismen durch die Einfuhr von Lebensmittel und Baumaterial für die Stationen ebenfalls eine bedeutende Rolle spielt. Unserer Kenntnis nach mangelt es bei Flügen von und zum Flughafen Tte. Marsh sowie auf Versorgungs-, Patrouille- oder Forschungsschiffen zumeist an konsequenten Bemühungen, um eine Einschleppung nicht-heimischer Arten ausreichend vorzubeugen und deren Ausbreitung zu verhindern. Da eine Ausrottung einmal etablierter Organismen oftmals nicht erfolgreich ist, ist eine wirksame Prävention umso bedeutsamer. Ein wichtiger Schritt in Richtung verstärkter Aufmerksamkeit für das Thema nicht-heimische Arten im Bereich der Maxwell und Admiralty Bay ist das gemeinsame Vorgehen verschiedener Stationsbetreiber in Bezug auf ein koordiniertes Monitoring der bereits eingeschleppten Mückenart. Um eine Etablierung der jeweiligen Arten dauerhaft zu unterbinden, ist jedoch die zeitnahe Ergreifung koordinierter und effizienter Gegenmaßnahmen dringend erforderlich.

Die hohe Bedeutung von langjährigen Monitoringprogrammen zur Beurteilung von ökosystemaren Entwicklungen infolge von Umweltveränderungen ist allgemein anerkannt. Insbesondere in Gebieten mit schnellen Veränderungen infolge aktueller Entwicklungen, wie z. B. die rapiden Klimaveränderungen an der westlichen Antarktischen Halbinsel, sind die Durchführung und Fortsetzung derartiger Studien essentiell. Langzeiterfassungen von Seevogel- und Robbenbeständen erlauben im Gegensatz zu vielfach veröffentlichten Einschätzungen, die häufig nur auf wenigen, häufig weit auseinanderliegenden Zählungen basieren, aussagekräftige Angaben zu Bestandsänderungen. Da systematische Langzeiterfassungen aktuell nur an sehr wenigen Standorten in der Antarktis durchgeführt werden, besitzen die in der vorliegenden Studie dargestellten Langzeitdatenreihen aus der Fildes-Region sowie aus ausgewählten eisfreien Bereichen der Maxwell Bay einen außerordentlich hohen Wert. Aus diesem Grund sollte das langjährige Seevogel- und Robbenmonitoring in den genannten Gebieten fortgesetzt werden.

Summary

Introduction

The global significance of the Antarctic is based on its wilderness and its unique biological, geological, hydrological and historical characteristics. The increasing anthropogenic pressure emphasizes the importance of long-term monitoring programs to assess the state of local ecosystems. The study area Fildes Region in the south-west of King George Island (South Shetland Islands) includes the Fildes Peninsula, Ardley Island and several smaller islands off the coast. This region represents one of the largest ice-free areas in the Maritime Antarctic and is characterized by a relatively high level of biodiversity which is subject to the strong current climatic changes along the Antarctic Peninsula. In order to protect the biodiversity, the geological features and the significant fossil outcrops, two Antarctic Specially Protected Area (ASPAs), were designated. At the same time, the Fildes Region hosts six year-round station, numerous field huts and an airstrip, which turns the region into the most important logistic hub of the Antarctic Peninsula. Due to the high concentration of human activities such as logistics, research and tourism in a very small area and in their frequent spatial and temporal overlapping, conflict of interests between the different user groups arise as well as contradictions with the legally agreed environmental protection requirements. Thus, the Fildes Region is considerably affected both by the activities of national operators of research and logistics as well as by tourism. The continuation of the monitoring of birds and seals in the seasons 2015/16, 2016/17 and 2017/18 provides valuable information on current population trends in the Fildes Region and partly also in selected areas of the adjacent Maxwell Bay and allows conclusions on ecological processes in relation to current climatic changes on the Antarctic Peninsula.

Monitoring the breeding birds and seals of the Fildes Region

Based on the inventories of local breeding bird and seal populations in the Fildes Region, which began in the 1980s, long-term monitoring was continued during the summer months (December to February) of the 2015/16 to 2017/18 seasons. The surveys were conducted with the aid of a GPS/GIS-based standardized methodology established since 2003/04, which is based on the counts from the 1980s. All breeding birds as well as all migrant and vagrant birds were registered, and their distribution and for some species the breeding success (number of fledged chicks per breeding pair/BP) were recorded. In the middle of each month, the entire seal population along the coastline of the Fildes Peninsula and Ardley Island was recorded and all groups of elephant seals with at least ten individuals were mapped. Of great importance for the evaluation of long-term trends in bird and seal populations were, in addition to our own data, comprehensive data from numerous, unpublished expedition reports by German scientists from the 1980s and other international cooperation partners.

A central component of the long-term monitoring is the population census of the penguins on Ardley Island, where all three *Pygoscelis* species (Adélie and gentoo and chinstrap penguins) breed sympatrically in a colony. Since at least 1% of the global gentoo penguin population breeds in this colony, the island is listed as an Important Bird Area (IBA) No. 48 (until 2011 IBA No. 53) in addition to the status of ASPA No. 150. At the same time, the risk of direct negative anthropogenic impacts on Ardley Island is particularly high due to its close proximity to the Fildes Peninsula with its high concentration of human activities. After initial population estimates in the 1960s and 1970s since the 1979/80 season, regular population assessments in this colony began in the 1979/80 season by German and later also Chilean scientists. As a result, with the exception of the 1982/83 season, there is a continuous record of 38 years in total, which allows comprehensive statements on the population development over several decades. Based on this, the long-term population trends for all of the three penguin species in this mixed colony can be confirmed. Thus, the number of breeding pairs of chinstrap penguins, which dropped clearly between 1979/80 and the 2000s and had slightly increased again in recent years, again decreased slightly, thus remaining at the level of the past 15 years. The

same applies to the number of breeding Adélie penguins, which fluctuated during the study period and dropped to only 350 BP in the 2017/18 season, representing the third lowest level since the beginning of long-term monitoring.

Local population declines of Adélie penguins on Ardley Island often coincided with the appearance of snow-rich spring with late- snowmelt, e.g. in the 2007/08, 2009/10, 2013/14 and 2015/16 seasons, as their breeding phenology shows little temporal and spatial flexibility to adverse environmental conditions. In contrast, after a slight decline in the 2016/17 season, the number of gentoo penguins reached 7,227 BP, the highest number of breeding pairs since the beginning of the 1979/80 survey. In long-term comparison, the number of breeding pairs of chinstrap and Adélie penguins on Ardley Island has decreased by about 92 % and 54 %, respectively, since the beginning of the monitoring in the 1979/80 season. In contrast, the gentoo penguin population increased by about 74 %. There is no statistical correlation between the annual rates of change of breeding numbers of Adélie and gentoo penguins, which implies that both species differ in their reaction to prevailing environmental conditions. A weakening of the annual growth rate of the breeding pairs of the gentoo penguin is not evident for the colony on Ardley Island. Thus, the capacity of this colony site with regard to suitable breeding sites and food availability does not yet seem to be exhausted.

The population development of penguins on Ardley Island reflects the well-established regional trends for these three species on King George Island, the South Shetland Islands, the South Orkney Islands, and throughout the WAP region, which are often associated with complex ecological processes due to the progressive climatic warming and the subsequent regional decline of winter sea ice extent. Based on the record of breeding success, which now covers 29 breeding seasons, clear differences between the three penguin species can be demonstrated. The breeding success of chinstrap penguins has been relatively low over the past three years, but has consistently been above the long-term average of 1.16 ± 0.4 chicks per breeding pair since the 2007/08 season, with the exception of the 2016/17 season, while the validity of this value is limited by the meanwhile very low number of breeding pairs. In contrast to the other two penguin species, the snow-rich spring in the 2015/16 season did not seem to have a significant effect on breeding success on chinstrap penguins which breed on small, higher rocks. In contrast, Adélie penguins raised significantly fewer chicks in this breeding season, which was characterized by late snowmelt. In 2015/16, the breeding success was the lowest since the beginning of the long-term survey with 0.85 chicks per breeding pair. In the following seasons 2016/17 and 2017/18, the breeding success of Adélie and gentoo penguins was again in the range of the long-term average or above. In long-term comparison, the breeding success of the chinstrap penguins on Ardley Island proves to be still stable and relatively high despite strong fluctuations. The breeding success of Adélie penguins is also characterized by strong fluctuations in the long term, which can be caused, among other things, by large breeding losses due to unfavourable weather events, such as heavy snowfall during breeding. Overall, the breeding success of the Adélie penguins on Ardley Island is roughly at the level of other colonies, but is decreasing in the long term. In the long run, the decreasing breeding success may have a negative effect on the number of Adélie penguins on Ardley Island and lead to a further decline in the population. In addition, other parameters such as the winter mortality of juveniles and adult birds, as well as the recruitment rate, influence the population of philopatric species such as the Adélie penguin. Compared to the two other *Pygoscelis* species, the breeding success of the gentoo penguins on Ardley Island varies considerably less and is also higher on a long-term average. A major reason for this could be the proven variability of this species with respect to different breeding parameters, so that gentoo penguins are much better able to respond to unfavourable conditions in time and space. Overall, the average breeding success of the gentoo penguins on Ardley Island is relatively high and exceeds the number of successfully raised chicks per breeding pair of several other colonies of the South Shetland Islands, the Antarctic Peninsula and the South Orkney Islands. However, the breeding success of the gentoo penguins on Ardley Island shows a decreasing

trend, which could affect the long-term population of this species, although the recruitment of juvenile birds or the immigration of adult birds currently provides a colonial growth.

The survey of the southern giant petrel represents another important part of the long-term breeding bird monitoring. This circumpolar seabird species shows a high degree of philopatry, which means that it tends to return to its ancestral breeding and hatching sites, and is considered as sensitive to anthropogenic disturbances and direct or indirect impacts from fishing activities. Due to the importance of the southern giant petrel as an indicator species for the degree of anthropogenic disturbance, the long-term data of this seabird species from the Fildes Region, which now covers up to 29 years, are of high value. As part of the breeding bird monitoring, very high breeding pair numbers were registered again during the study period from 2015/16 to 2017/18. Especially in the 2016/17 and 2017/18 seasons, 558 and 492 BP respectively, were counted as many breeding southern giant petrels as never before since systematic recording began. In long-term comparison, the number of breeding pairs of this species in the Fildes Region shows a significant increase despite larger annual fluctuations. On the one hand, it is striking that, compared to previous years, numerous previously abandoned breeding sites were occupied again for the first time in the 2015/16 to 2017/18 seasons and that offspring was successfully reared there. On the other hand, more nests were occupied at another breeding site in the southwest of the Fildes Peninsula, although no juvenile birds have yet been observed there. Despite its status as ASPA No. 125d, this area is relatively heavily frequented by pedestrians due its proximity to stations. Presumably, the level of human disturbance is too high for successful breeding.

Specifically, the number of breeding pairs in the majority of individual giant petrel colonies increased in some cases significantly compared to previous years. Noteworthy, however, is the strong increase in the number of breeding pairs in the northernmost colony in the 2015/16 season, while southward the two sub-colonies continued to decline. The reason for the contrary development in these colonies, situated only about 1 km apart from each other, is assumed to be the different extent of human disturbance, especially caused by visitors to the field hut Priroda (station members, tourists). In the following seasons 2016/17 and 2017/18, both colonies grew to the same extent. A significant increase in the number of breeding pairs was recorded in the Diomedea Island colony, which lies directly in the main flight path of the nearby runway and is therefore subject to a considerable stress from approaching and departing aircrafts, which indicates a habituation effect. A shift in breeding grounds due to anthropogenic influences, such as station construction or frequent disturbances by visitors, as repeatedly demonstrated in recent years, was not observed during the study period. In the 2015/16 to 2017/18 seasons, the number of successfully raised chicks was between 0.36 and 0.54 per breeding pair, which is moderately to well above the long-term average. In the 2016/17 season, the highest breeding success since the 2000s was recorded. Nevertheless, the breeding success of the southern giant petrel in the Fildes Region is still significantly lower than that of other breeding areas. In general, the individual giant petrel colonies in the Fildes Region differ significantly from each other in terms of their average breeding success over the years. The average breeding success of giant petrels was highest in the colonies furthest away from the stations. Based on own observations, the level of human disturbance is lowest in these areas. In all other colonies, giant petrels successfully raised significantly fewer young birds on average.

During the study period a further strong decrease of the breeding pair population of the cape petrel became apparent. In the 2015/16 season, 9 breeding pairs were counted, the lowest number since records began in 1984/85. In the following season 2016/17 the population recovered slightly and amounted to 49 BP. In contrast, the breeding pair number declined again in the 2017/18 season by only 13 BP. Thus, the local population of this species has shrunk decreased by approximately 95% since 1984/85. The current dramatic population decline of the cape petrel in the Fildes Region is particularly clear in view of the high breeding pair numbers in the 1990s. Accordingly, very few of the 40 known colonies have been occupied in recent years. The strong decline or complete disappearance

of some larger colonies is conspicuous. Presumably, natural factors such as weather conditions and/or food availability are responsible for the dramatic decline in the number of cape petrels in recent years. Since the decline of this species in the study area can also be observed in areas that are difficult to reach for visitors, direct human influences, if any, seem to play only a minor role. A supra-regional comparison of the severe population decline of the cape petrel in the Fildes Region is hardly possible due to a lack of comparable surveys in the Antarctic. The results presented here may be a first indication of a negative supraregional development of the population of this species.

Once again, several visual observations of sooty albatross were made in the Fildes region, the southernmost breeding site of this species in the 2015/16 and 2017/18 seasons. However, it was not possible to provide breeding evidence for this species during the study period. Similarly, while snowy sheathbills were observed in the study area, however, one brood could only be detected in the 2016/17 season.

The population of the two species brown skua and south polar skua, which coexist and hybridize in the study area, increased significantly in the studied three seasons, reaching 326 BP in the 2016/17 season, one of the highest levels in the 30-year data series since the beginning of the long-term monitoring. In long-term comparison, the population of the two skua species as well as those of mixed or hybrid pairs showed considerable fluctuations but are still stable. During the study period, the number of breeding pairs of the south polar skua recovered from a previously documented decline and again reached values in the range or above the long-term average reaching with 218 BP in the 2016/17 season the third highest number since the beginning of the survey. The number of mixed and hybrid pairs breeding in the Fildes Region as well as the number of skua pairs, in which the pair type was not determined or the species of one partner was unknown, also fluctuated strongly. In the 2015/16 to 2017/18 seasons, a relatively large number of skua breeding pairs successfully raised chicks. Thus, the breeding success of the brown skuas in these three breeding seasons was above average and in the 2017/18 season, the highest number of this data series (2005/06 – 2017/18) was registered breeding pair. After four consecutive years with a complete failure of the brood, south polar skuas successfully raised chicks for the first time. The value of breeding success in the 2015/16 and 2016/17 seasons was well above the long-term average. In contrast, the number of successfully raised chicks dropped significantly in the following season. The available data on the breeding success of the two skua species occurring in the study area show the, sometimes considerable, annual fluctuations. While the breeding success of the brown skuas remained largely stable, south polar skuas raised chicks only in six out of twelve seasons. The strong divergence of both skua species with regard to the development of breeding pairs and breeding success is due to the different reaction of both species to certain environmental factors as well as their different food strategies.

Another bird species, that inhabits the Fildes Region is the kelp gull. In the 2015/16 season, the number of kelp gulls breeding here reached only 18 BP, the lowest number since the beginning of the 1984/85 season. The extraordinary high snow cover in spring at the beginning of the breeding season was assumed to be the cause for the unavailability of numerous breeding sites in time and the brood was therefore often abandoned. In the following seasons 2016/17 and 2017/18, the population of kelp gulls, each with 131 and 126 BP respectively, showed a clear recovery and was thus above the long-term average. In long-term comparison, the significant population fluctuations become evident, whereby a negative trend is still recognizable. Based on the data from the Fildes Region, an influence of the cyclically occurring atmospheric-oceanic phenomenon El Niño-Southern Oscillation (ENSO) on the number of breeding pairs of the kelp gull can also be assumed. Thus, a clear correlation between the number of breeding pairs and the Oceanic Niño Index (ONI) for the three-month average September-October-November, October-November-December and November-December-January, which corresponds to the time period of arrival in the breeding area and egg laying, could be shown. According to this, in the years with moderate to very strong ONI the lowest breeding pair numbers were registered. Conversely, a relatively large number of seagulls breed in La Niña years. Thus, SOI or

El Niño and La Niña phenomena may seem to influence the decision for or against breeding in the respective season.

The area-wide survey of the Antarctic tern in the Fildes Region in the 2016/17 and 2017/18 seasons (incomplete data collection in 2015/16) resulted in a population of 235 and 375 breeding pairs each, which was well below the long-term average. Overall, the population of this species seems stable despite significant fluctuations. Existing data on the distribution and abundance of the two native storm petrel species, the Wilson's storm petrel and the black-bellied storm petrel, were supplemented by further occurrences during the study period. The blue-eyed shag, which is considered a potential breeding bird in the Fildes Region, was regularly observed in the area. However, a brood of this species could not be recorded despite a proven nest building on Ardley Island.

In addition, the long-term recording of all migrants and vagrants registered in the study area was continued and evaluated, taking into account numerous, mostly unpublished observations from the 1980s. Emperor, king and macaroni penguin, snow petrel, southern fulmar, blue and diving petrel, cattle egret, white-rumped sandpiper and Arctic tern were the most frequently observed. During the study period, first recorded sightings of a Magellanic penguin as well as a sooty shearwater were documented in the Fildes Region.

On the basis of the monthly surveys of summer seal populations on the shores of the Fildes Peninsula and Ardley Islands it can be concluded that the population of the three most frequently observed seal species in the summer, Antarctic fur seal, Weddell seal and southern elephant seal, show long-term changes. While the average number of southern elephant seals and Weddell seals recorded in the 1980s was higher than in subsequent decades, the number of Antarctic fur seals increased significantly over the years. When comparing the seal populations between 2000/01 and 2017/18, the numbers of elephant seals varied significantly and were below the long-term average between 2015/16 and 2017/18. For example, in the 2015/16 season at the beginning of the summer (December), the lowest number of elephant seals since the beginning of censuses was registered. Overall, the development of the population of this seal species in the study area has stabilized again since the 1980s after the proven strong decline. With regard to the size and distribution of elephant seal haul-out groups, only minor changes could be observed in the long-term comparison. The total number of Weddell seals recorded during the summer months on the Fildes Peninsula and Ardley Island was well above the long-term average in the 2015/16 and 2016/17 seasons and significantly below it in the 2017/18 season. Overall, the number of Weddell seals recorded in the summer remained stable over the past two decades, following a sharp decline since the 1980s.

After a period of intense hunting, the global population of the Antarctic fur seal has recovered significantly from a small remnant population within a few decades. Although counts for the Antarctic fur seal in the Fildes Region from the 1990s are lacking, it can be concluded that after a period of strong growth in the 1980s – and possibly even after – a stabilization of the local population took place in the 2000s. Despite strong and almost cyclical fluctuations, a direct causal relationship between the local fur seal abundance and the ENSO phenomenon could not be proven. In addition, observations the existing information on seal reproduction sites in the Fildes Region were supplemented by observations from the study period. Current climate changes are adversely affecting ice-bound species such as Weddell seals, leopard seals, crabeater seals and Ross seals by reducing the extent, distribution and type of sea ice and changing pack ice conditions, while Southern elephant seals and Antarctic fur seals can benefit in some respect. Finally, changes in the food web through sea ice reduction and industrial fisheries play a significant role in the development of seal populations in the Southern Ocean.

Monitoring of breeding birds in the ice-free areas of Maxwell Bay

In addition to the Fildes Region, further ice-free areas in the area of Maxwell Bay in the south-western King George Islands are breeding grounds for various seabird species. Based on the extension of the breeding bird monitoring to these areas, the already existing information on the local breeding bird populations could be supplemented by further data. This included the areas of Barton Peninsula, Weaver Peninsula, Green Point, Potter Peninsula, Duthoit Point, Stansbury Peninsula and Cabo Cariz (formerly named as Martin Point). In long-term comparison, the number of gentoo penguins breeding on the Barton Peninsula has increased significantly since the first survey in 1980/81 and thus developed parallel to the number of breeding pairs of this species on Ardley Island. Apart from an exceptionally high count of 1980/81 and a collapse in the 1980s, the population of chinstrap penguins on Barton Peninsula can be regarded as stable in the long term in contrast to the population on Ardley Island. For the southern giant petrel, a decrease in the number of breeding pairs for the entire Barton Peninsula since the 1980s is still apparent, despite the incomplete data in a long-term comparison. By contrast, the giant petrel population within ASPA No. 171 appears stable during recent years. Such a strong increase in the giant petrel population, as is currently observed in the Fildes Region, is not recognizable on Barton Peninsula. On Barton Peninsula, a long-term comparison shows a strong increase in the skua population since the first surveys in the 1980s and shows a high level of compliance with data from the Fildes Region. In the Green Point Peninsula there is a larger kelp gull colony, which was the largest single colony in the entire Maxwell Bay area during the study period. Analogous to the penguin colony on Ardley Island, the number of chinstrap penguins on the Potter Peninsula decreased significantly, but to a much more dramatic extent, so that the population of this species in the colony at Stranger Point is practically extinct. Since the 2011/12 season, breeding attempts of king penguins have been registered annually on the Potter Peninsula, which is remarkable as they represent the southernmost breeding of this species, but have so far been unsuccessful. In 2014/15 and 2016/17 seasons, one chick hatched successfully, but disappeared in July and March before reaching the fledging age. The local population and the distribution of breeding birds on the Duthoit Point peninsula were recorded again after the last survey in the 2012/13 season. The population of the gentoo penguins breeding there is increasing analogously to the colonies on Ardley Island and at Stranger Point. At Duthoit Point, a larger colony of blue-eyed shags has been known for some time, and their population appears to have stabilized after a significant decline in the number of breeding pairs. In addition, the breeding bird survey on Stansbury Peninsula revealed a comparatively stable population of the southern giant petrel. For the first time since the 1990s, the entire population of breeding birds at Cabo Cariz (formerly known as Martin Point) could be recorded.

Climatic changes in the study area

The climate of the Antarctic has changed dramatically in recent decades, with the temperature rise in the Antarctic Peninsula being most pronounced. Despite a decline in the air temperature at the Antarctic Peninsula since the late 1990s, which is strongly seasonal and particularly pronounced at the northern and north-eastern tip of the Antarctic Peninsula and the South Shetland Islands, the long-term trend towards an increase in ground-level air temperature on the Antarctic Peninsula remains robust. As one of the few places in the Antarctic, meteorological long-term data from now over 50 years are available for the station Bellingshausen, King George Island. In long-term comparison, the annual mean temperature of the past five decades shows a significant overall positive trend. A noticeable, but not significant increase in summer temperatures is contrasted by a significant increase in winter and autumn. Overall, however, the long-term increase in temperature is significantly weaker than, for example, at the Faraday/Vernadsky station in the southern part of the western Antarctic Peninsula, where the current cooling phase is less pronounced or completely absent. No significant trend can be derived from the precipitation levels recorded at the Bellingshausen station.

Expansion of the Antarctic hair grass on the Fildes Peninsula and Ardley Island

The Antarctic hair grass is a perennial plant of the family Poaceae and one of the two native representatives of higher plants in the Antarctic. The distribution of this grass species was investigated during the study period based on mappings from the seasons 1984/85 and 2000/01. For this purpose, all local populations of the Antarctic hair grass on the Fildes Peninsula and Ardley Island were recorded on a surface of 27.8 km² with GPS support and various parameters were registered for their further characterization. Only an area of approximately 0.95 km² area (equivalent to 3.3 % of the study area) in the far northwest of the Fildes Peninsula could not be covered. A total of 1,912 grass sites with a total coverage of 9,276 m² were recorded. The Antarctic hair grass grows most frequently in the form of widely scattered or clumped individual cushions of max. 30 cm in diameter, but also forms closed lawns in places under favourable conditions. The largest contiguous population can be found on the Nebles Point Peninsula in the extreme northeast of the study area, where extensive moss-covered lawns can be found. In total, however, the local population is dominated by smaller to medium sized stocks up to 1 m² in size, accounting for approximately 94 % of the local population. Furthermore, the plant is preferably found in lower elevations on gently inclined slopes with west to northeast orientation, where the stronger sunlight promotes plant growth, and on smaller hills which are relatively early snow-free in spring. Very often, the grass appeared in close association with mosses or foliose lichens, where also larger stands were found on average. Due to the harsh climate and the lack of organic material, soil formation in the Antarctic is limited, and the soils are generally considered to be nutrient-poor. Hereby, the influence of faeces or food remains by birds and seals is of great importance, since they lead to nutrient enrichment of the mineral substrate and thus to the formation of ornithogenic soils. As a result of the mapping of Antarctic hair grass stocks, no direct accumulation of nutrients by seabirds and seals in the form of faeces or food remains was evident in the majority of sites on the soil surface. In about 19 % of all recorded stands, as direct and partly massive entry of additional nutrients by seals and in particular by seabirds (especially at nests of giant petrels, skuas and gulls) was detected. It was striking here that the plants often appeared significantly larger and more vital at these locations. Consequently, grass locations with nutrient input from birds and seals differ significantly in size from sites without detectable additional nutrients. The largest grass stands are found in the vicinity of larger giant petrel colonies, in particular on the peninsula Nebles Point, located in the extreme northeast. In addition, it has been shown that the majority of grass stands have developed inflorescences, indicating that generative reproduction plays an important role in the local population of this grass species.

Compared to earlier surveys, the current mapping shows a significant spread of Antarctic hair grass. The total coverage of this plant in the area increased from 9 m² in the 1984/85 season to over 127 m² in the 2000/01 season and finally to currently 8,542 m². On the basis of the prepared distribution maps, it becomes clear that on the one hand already populated areas have increased considerably, on the other hand, the grass has largely established itself in previously unpopulated areas. The strong increase in the number of sites as well as the area covered by *D. antarctica* on the Fildes Peninsula and Ardley Island coincides with a period of significant increase in summer air temperatures in the area, so that a connection is suspected here.

Occurrence of the Antarctic pearlwort in the Fildes Region

Beside the Antarctic hair grass, the Antarctic pearlwort of the family Caryophyllaceae is the only representative of flowering plants in the Antarctic. In the area of the South Shetland Islands and also on King George Island numerous occurrences of this plant are known, whose cushions form partly extensive stands, e.g. also in the area of the Maxwell Bay on the Potter Peninsula and the Barton Peninsula. The population closest to the Fildes Peninsula is located in the northeast of the Cabo Cariz Peninsula on the north coast of Nelson Island. In the years of 2000 and 2008, individual cushions of the Antarctic pearlwort were found in the west of the Fildes Peninsula, but after a few years they had died completely. In January 2018, another small population could be registered in the northeast of the Fildes Peninsula.

Documentation of zones of glacial retreat in selected areas of Maxwell Bay in relation to regional climate development

Since the Antarctic is almost completely glaciated, the development of the ice cover represents an indicator for climatic changes. A glacier generally loses volume when the accumulation of snow masses is lower than ablation processes due to solar radiation, temperature and precipitation. The current climate changes are reflected in a massive loss of glaciers on the Antarctic Peninsula. There is evidence that the King George Islands ice cap is also losing significant mass. In the Maxwell Bay area, aerial and satellite images showed a horizontal retreat of the glacier fronts in almost all areas. In the present study, these results were to be verified with the help of additional satellite images in relation to current climatic developments. For this purpose, the documentation of the glacier retreat areas was realized by a manual image interpretation of various glacier marginal zones of the ice-free areas of the Fildes Peninsula, Weaver and Barton Peninsula and Stansbury Peninsula and Cabo Cariz in the north of Nelson Island and Duthoit Point, Nelson Island. Using delineation, the border zone of the glacier was digitized on the basis of the hue, the surface structure or other demarcation features. The current weakening of the warming trend of air temperatures is reflected in a stagnation or a temporary stagnancy of the previously observed glacier retreat in the north of the Fildes Peninsula and at the adjacent Green Point. Based on additionally evaluated aerial and satellite images, the Barton and Weaver peninsulas also show a significant glacier retreat. The glacial retreat of the peninsulas Stansbury and Cabo Cariz in the north of Nelson Island continues to be inconsistent. The loss of ice surface is most evident in the western part of the area, while in the central part an expansion of the glacier area can be observed.

By evaluating additional, older remote sensing data from Duthoit Point, Nelson Island, a clear retreat of the glacier edge by up to 500 m can now be detected on this peninsula. The new ice-free areas created by the current glacier retreat are of great importance for the colonization by native plants and animals. The long-term information on the seabird breeding sites shows that numerous breeding birds have already colonized the area of the recent glacier retreat in the north of the Fildes Peninsula. In total, 12 breeding sites of kelp gulls each with up to nine breeding pairs, 63 nesting sites of Antarctic terns with up to 30 breeding pairs each, as well as a smaller colony with at least ten breeding pairs of Wilson's storm petrels were found in this area. In addition, a total of 17 Skua breeding sites were recorded (15 BP SüdpolarSKUA, 1 BP Brown Skua, 1 BP undetermined pair type). In particular, the area in the southwest of the glacier tongue has already been colonised by various sea bird species. Since the colonization of these breeding sites has been repeatedly proven over several years, these sites seem to offer sufficiently favourable conditions for breeding. On the other hand, the area in the northwest is still characterized by a strong moraine-like and waterlogged character and a lack of soil stability, so that there are no breeding grounds for seabirds. With regard to a colonization of the area of the current glacier retreat by vascular plants, the three mappings of the Antarctic hair grass (see above) show a significant spread of this grass species. While no grass occurrences were recorded during the first mapping in the area described here, a few sites with a low total coverage could already be registered in the follow-up survey in 2000/01. In the course of the current survey in the 2016/17 and 2017/18 seasons, a total of 339 locations with an overall coverage of approx. 21 m² were recorded, thus documenting a significant spread of this grass species. In particular, smaller stocks predominated, with fewer inflorescences than in the rest of the area. This points to the prevailing environmental conditions in this area which favour the formation of inflorescences. Thus, vegetative propagation, starting from existing cushions and by introduction of plant parts by birds, plays a major role in the spread of the grass. In addition, the grass plants here grew more often without accompanying vegetation of mosses and/or lichens. This emphasizes the ability of the Antarctic hair grass to establish itself in the glacier foreland and to act as a pioneer species alongside certain mosses.

Investigations on the impact of drone flights on the behaviour and physiology of penguins, other seabirds and seals

The assessment of the impact of drone overflights on Antarctic bird and seal species in the Antarctic season 2016/17 was divided into two main areas: the analysis of behavioural responses during overflights of all species studied and the analysis of recorded heart beats. The analysis of real video recordings of Adélie and gentoo penguins, which were at rest or were exposed to drone flights, showed a difference in the heart rate between the two penguin species. Overflights at different altitudes were tested with two different drones: a multi-rotor drone with eight engines (octocopter) and a fixed-wing drone ("Ninox"). While Adélie penguins in our investigations evidently had a higher heart rate of about 90-130 bpm, the heart rate in gentoo penguins was around 70-110 bpm. In addition, a very large variation within the individuals became evident. Thus, the differences between the individual behavioural classes (rest, light and nervous vigilance) are not as great as the differences between the individuals. In agonistic or escape behaviour, no heart rate could be measured for methodological reasons. During the overflights with two different drone models at the different flight altitudes tested (25, 50, 75, 100 m) over Adélie and gentoo penguins, neither of the two species showed a clear increase in heart rate during low-altitude overflights. It appears that the altitudes chosen due to the higher sensitivity of heart rate measurements to behavioural observations were still too high for a detectable physiological response. It may have been possible to observe a change in heartbeat rates in the flight range below 20 m in height, which is indicated by the minimal increase in the heart beat rate of gentoo penguins in slight vigilance and the results of other studies. However, the difference between the disturbance intensity of drones and that of humans is clearly detectable, e.g. in case of too close approximation to breeding animals for the purpose of mapping or for other reasons. Here, the heart rate of both species were significantly higher than those measured during the drone flights. Since the standing up of the animals was observed more frequently in human disturbance, the heart beat rate or the level of disturbance might be even higher here.

With regard to the behaviour of brown skuas and south polar skuas with respect to drone overflights, a large variance between individuals was observed. While some animals showed little or no response even at low altitudes, others reacted very clearly, even at high altitudes and great distances of the drone. In general, the response to a fixed-winged (Ninox) drone, whose shape reminds of the contour of a flying bird, was much stronger than to the smaller quadrocopter (phantom type). In two cases, attacks with contact to the drone were observed, whereupon the investigations in this area were stopped in order to prevent damage to animal and drone. In case of agonistic behaviours, there was no clear correlation with the flight altitude of the drone. Possibly, the behaviour here can be divided into two "types": while some individuals react very sensitively (or aggressively) and take off or stand up early, others wait until a certain threshold is reached until they react clearly. These reactions range from circling over the territory, feint attacks on the drone to leaving the territory. No correlation could be found between the triggering of escape behaviour (e.g. taking off) and the distance to the drone nor could differences between species be detected. Since skua attacks on drones pose an enormous risk to the animals, they should be prevented at all costs. According to our observations, such attacks are to be expected especially with fixed wing drones. Furthermore, when using drones, it is essential to avoid at all costs that the skuas leave their nests by escape behaviour or distracting during attacks or feint attacks due to the high risk of predation for their eggs and chicks.

During the investigations on kelp gulls no clear reactions to the drone could be detected. No attacks were observed, as well as few take-off events that could not be clearly associated with the drone. Even an unscheduled overflight at very low altitude made only a few animals in a larger colony take off. Attempts to launch the drone in the colony area did not produce any observable responses from the birds. On the other hand, there are individual observations outside the experiments in which a drone was actively attacked. For kelp gulls no clear statements seem to result from the recorded data

according to the present state of knowledge. Thus, further experiments appear necessary, which should focus particularly on seasonality, individual differences as well as variations between different colonies in terms of behavioural reactions.

The data available on the reaction of the southern giant petrel to drone overflights is too low to make clear statements. It turned out, however, that the animals are still able to clearly perceive the drone even at enormous altitudes, and that they react quite strongly to it. In contrast to the skuas, the response of the giant petrels to a rotor-powered drone (octocopter) was greater than the response to the fixed-wing drone (Ninox). For both types, however, it turned out that the overflight altitude had no or almost no influence on the reaction. An overflight at 160 m, for example, triggered almost the same reaction as at an altitude of 30 m. Only the proportion of nervous behaviour during Ninox overflights increased at low altitudes at the cost of undisturbed behaviour.

To study the response of Antarctic seals to drone overflights by elephant seals, Weddell seals and fur seals, overflights were performed with an octocopter drone. Antarctic fur seals showed the strongest reaction. Threatening and escape behaviour were observed here, especially at flight altitudes below 50 m. In most cases the behaviour was usually not directly related to the drone, but to a "perturbation" in the group caused by the drone, which in turn led to conflicts within the group. However, since the drone nevertheless acts as a trigger for increased activity and thus potential energy loss, such behaviour was also included in the evaluation. The proportion of "disturbance behaviour" increases with decreasing flight altitude. Southern elephant seals also showed threatening or escape behaviour in some cases. However, no clear pattern associated with the overflight altitude could be detected there. Weddell seals showed the slightest reaction as no threatening or escape behaviour was observed. Although vigilance behaviour increased with decreasing flight altitude, but did not even take a quarter of the time even at low flight altitudes. A disturbance by the drone is not to be assumed in this case. Overall, this showed that seals react relatively little to drone overflights. In most cases, the seals showed no or only weak reactions, so that a drastic disturbance (e.g. due to increased energy loss) cannot be assumed according to previous findings. Therefore it is strongly recommended to observe the animals during overflights. Care should be taken to stop the flights when perturbation starts in order to avoid unnecessary conflicts within the group, which may result in energy losses and a potential risk of injury.

Introduced non-native species

The introduction of non-native species, especially in polar regions, can have a significant negative impact on the biodiversity of ecosystems by irreversibly altering its structure and function. Compared to other parts of the world, the Antarctic has so far been considered relatively unaffected by non-native species. Due to the high level of human activities, the risk of introduction of non-native species is particularly high in the Fildes Region. During the study period, particular focus was placed on those sites where the presence of introduced grasses had been documented in previous studies. Although these had been removed together with the rootstock according to respective recommendations immediately after their discovery in 2006 or 2008, it cannot be ruled out that a seed bank of these grasses already exists in the soil at these locations. No non-native plants were not found either during the controls at these sites or in the rest of the study area. In addition, further observations regarding the introduction of non-native organisms, e.g. in the stations of the Fildes Peninsula, were documented. Particular focus was placed on the occurrence of a non-native, invasive mosquito species that has already established itself both inside and outside the station buildings of the Fildes Peninsula. The discovery of two wings of this mosquito species in a pellet of indigestible food remains of a brown skua from the 2016/17 season provides evidence of the presence of this mosquito species within the food web. This mosquito species has been known in the Fildes region since at least the 2006/07 season and is considered persistent. Meanwhile, there are also evidences from other stations in King George Islands, including in the Admiralty Bay.

The introduction of non-native organisms into the Antarctic can occur naturally, e.g. via migratory birds or material drifting in the sea. Much more likely, however, is that they will be introduced as a result of human activities. In view of the large and steadily increasing number of people entering the Fildes Region by sea, but predominantly by air, the likelihood of introducing or spread non-native species in this area is extremely high. On top of that, there is a significant amount of cargo being transported to the Fildes area, which also plays a significant role in the introduction of non-native organisms through the import of food and building materials for the stations. As far as we know, for flights to and from Tte. Marsh Airport, as well as for supply, patrol or research vessels, there is a lack of consistent efforts to adequately prevent the introduction of non-native species and prevent their spread. Since the eradication of established organisms is often unsuccessful, effective prevention is all the more important. An important step towards increased attention for the topic of non-native species in the area of Maxwell and Admiralty Bay, is the joint action of various station operators with regard to coordinated monitoring of the already introduced mosquito species. In order to prevent the establishment of the respective species permanently, however, the prompt implementation of coordinated and efficient remedial measures is urgently required.

The high importance of long-term monitoring programs for the assessment of ecosystem developments as a result of environmental change is generally acknowledged. Particularly in areas with rapid changes due to current developments, such as the rapid climate changes on the western Antarctic Peninsula, the implementation and continuation of such programs are essential. Long-term surveys of seabird and seal populations provide meaningful information on population changes, in contrast to frequently published assessments, which are often based on only a few, often timewise widely divergent censuses. Since systematic long-term surveys in the Antarctic are currently carried out at very few sites, the long-term data series from the Fildes region and from selected ice-free areas of Maxwell Bay shown in the present study are of extraordinarily high value. For this reason, the long-term monitoring of seabirds and seals should be continued in these areas.

1 Einleitung

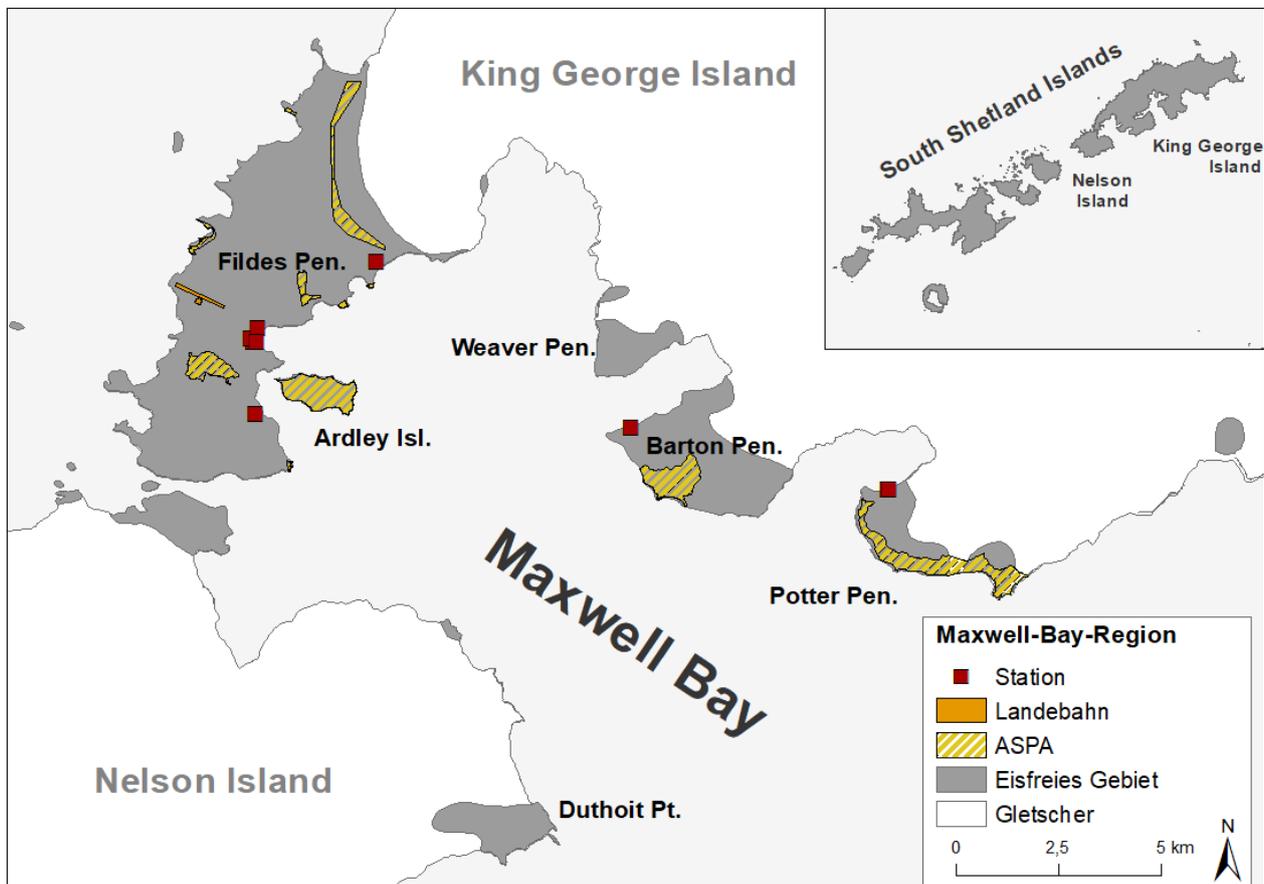
Die Antarktis wird nach dem im Jahre 1959 verabschiedeten Antarktisvertrag als das Gebiet zwischen 60° und 90° südlicher Breite definiert. Die globale Bedeutung der Antarktis sowie ihre Schutzwürdigkeit liegen im Wesentlichen in ihrer Unberührtheit und ihren einzigartigen biologischen, geologischen, hydrologischen und historischen Eigenschaften. Im Antarktisvertrag wird ihre außerordentliche Bedeutung für die Wissenschaft zudem unterstrichen. Aufgrund des zunehmenden anthropogenen Drucks auf die Antarktis wurde im Umweltschutzprotokoll zum Antarktis-Vertrag (USP, 1998 in Kraft getreten) u. a. die Unterschutzstellung der Fauna und Flora sowie der marinen und terrestrischen Ökosysteme festgeschrieben. Jedoch zeigen sich Folgen der aktuellen globalen Klimaveränderungen auch in der Antarktis (z. B. Turner et al., 2005a; Schofield et al., 2010; Turner et al., 2014; Hughes et al., 2016), hierbei insbesondere im Bereich der Antarktischen Halbinsel (z. B. Kejna, 2003; Meredith & King, 2005; Ducklow et al., 2007; Steig et al., 2009; Trivelpiece et al., 2011; Znój et al., 2017; Gonzalez & Fortuny, 2018; Wauchope et al., 2019). Auf lokaler Ebene wird die Antarktis derzeit am stärksten von den Aktivitäten der Nationalen Betreiber von Forschung und Logistik sowie vom Tourismus beeinflusst (Tin et al., 2009; Hughes et al., 2016; Brooks et al., 2019; Wauchope et al., 2019).

Im Südwesten King George Islands, der größten und vorwiegend vergletscherten Insel der der Antarktischen Halbinsel vorgelagerten South Shetland Islands, erstreckt sich die Maxwell Bay als ein Ausläufer der Bransfield Strait (Abbildung 1), die diese Inselgruppe von der Antarktische Halbinsel trennt. Im Bereich der Maxwell Bay befinden sich mehrere verhältnismäßig große eisfreie Areale. Geprägt sind diese Gebiete durch eine vergleichsweise hohe Biodiversität der terrestrischen Fauna und Flora. Daneben finden sich eine gebietsweise sehr reiche Kryptogamenflora sowie Vorkommen der beiden in der Antarktis heimischen Gefäßpflanzen. Zugleich beherbergt diese Region die größte Dichte an Forschungsstationen verschiedener Nationen in der Antarktis. Aus diesem Grund ist das Gebiet stark geprägt von einer Vielzahl menschlicher Aktivitäten, wie z. B. Logistik, Forschung, Tourismus, NGO- und Bildungsprogrammen (Peter et al., 2008; Braun et al., 2012; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a). Um sowohl die hier vorhandene vergleichsweise hohe Biodiversität als auch bedeutende Fossilienvorkommen und geologische Besonderheiten zu schützen und zu erhalten, wurden im Bereich der Maxwell Bay insgesamt vier Besondere Antarktische Schutzgebiete (Antarctic Specially Protected Area – ASPA) ausgewiesen (ATS, 2009a, b, 2013, 2014; Abbildung 1).

Die Fildes-Region (Fildes Peninsula, Ardley Island sowie umliegende kleine Inseln und Felsen) im Nordwesten der Maxwell Bay gehört hierbei zu den größten eisfreien Gebieten im Bereich der maritimen Antarktis und ist damit von großer Bedeutung für die einheimische Tierwelt in Form eines Reproduktions- und/oder Ruhegebiets für Seevögel und Robben. So ist die Fildes-Region Brutgebiet von insgesamt 14 Vogelarten; fünf der sechs in der Antarktis lebenden Robbenarten reproduzieren sich hier. Mit insgesamt sechs ganzjährig betriebenen Antarktisstationen und sieben Feldhütten, in denen im Winter ca. 130 und im Sommer mehr als 300 Personen leben und arbeiten (Peter et al., 2013), ist die Fildes-Region vergleichsweise stark anthropogen geprägt. Hinzu kommt die Existenz einer Landebahn, wodurch die Fildes Peninsula eine logistische Schlüsselrolle für Transporte zwischen Südamerika und der Antarktischen Halbinsel innehat. Aufgrund der starken räumlichen Konzentration von menschlichen Aktivitäten wie Logistik, Forschung und Tourismus auf engstem Raum und deren häufige räumliche und zeitliche Überschneidung kommt es vielfach zu Interessenskonflikten zwischen den Nutzergruppen sowie zu Widersprüchen mit den gesetzlich vereinbarten Anforderungen des Umweltschutzes, z. B. des Umweltschutzprotokolls (USP; (Peter et al., 2008; Braun et al., 2012; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017b). Beispiele hierfür sind Kontamination von Boden, Wasser oder Luft, Habitatzerstörung sowie Störungen von Seevögeln und Robben während der Reproduktion oder Ruhe an Land (Peter et al., 2008; Braun et al., 2012; Peter et al., 2013; Amaro et al., 2015; Braun et al., 2017b; Pereira et al., 2017). Daher wurde im Jahr 2003 begonnen, die lokale

Umweltsituation mit Hilfe einer umfassenden wissenschaftlichen, GPS- und GIS-basierten Erfassung biotischer und abiotischer Parameter systematisch zu untersuchen. Sämtliche menschliche Aktivitäten und deren Umweltwirkungen wurden detailliert beschrieben. Die dabei gewonnenen Ergebnisse und die durchgeführte Gefährdungsanalyse belegten den Bedarf für ein effizientes Management aller menschlichen Aktivitäten in diesem Gebiet, da sich die bisherigen Managementmaßnahmen in Anbetracht der Komplexität menschlicher Aktivitäten in der Fildes-Region als weitgehend unzureichend erwiesen (Braun et al., 2017b). Die Studie resultierte in einer Empfehlung der Ausweisung der Fildes-Region als Besonderes Antarktisches Verwaltungsgebiet (Antarctic Specially Managed Area – ASMA; Peter et al., 2008). Ein weiteres Forschungsprojekt diente dazu, die Datengrundlage während des Diskussionsprozesses auf internationaler Ebene zur Lösung der Umweltprobleme zu aktualisieren (Peter et al., 2013). Hier wurden sowohl Verbesserungen hinsichtlich der Umweltsituation aufgezeigt als auch auf bestehende Defizite hingewiesen. Aufgrund mangelnder Übereinstimmung unter den Interessenvertretern gilt der Diskussionsprozess seit längerem als ruhend. Nichtsdestotrotz ist der vorliegende Datensatz zu Brutvögeln und Robben in der Fildes-Region von hohem Wert, zumal eine Umsetzung langfristiger Monitoringprogramme regelmäßig – auch auf internationaler Ebene (z. B. ATCM, SCAR) – angemahnt wird (Lewis-Smith, 1990; ATS, 2005c; COMNAP, 2005, 2006; Hughes, 2010; Xavier et al., 2016; Brooks et al., 2019), da diese von unschätzbarem Wert für die Beurteilung des Zustands von Ökosystemen sind. Ferner bilden sie die Voraussetzung für Managemententscheidungen über touristischen Aktivitäten oder eine Festlegung nachhaltiger Fangmengen von Krill (Humphries et al., 2018).

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 (nach Braun et al., 2017a)



Insgesamt liefern die in der vorliegenden Fortsetzung des Monitorings der Vögel und Robben gewonnenen Daten aus der Fildes-Region und teilweise aus ausgewählten Bereichen der Maxwell Bay wertvolle Informationen über aktuelle Bestandsentwicklungen und erlauben Aussagen über ökologische Prozesse in Bezug auf aktuelle klimatische Veränderungen an der Antarktischen Halbinsel.

Sämtliche während des Projektzeitraums erstellte Publikationen, Posterbeiträge sowie Vorträge sind in Anhang 5 aufgeführt.

2 Monitoring der Brutvögel und Robben in der Fildes-Region

2.1 Untersuchungsgebiet

King George Island ist, wie alle anderen Inseln der nordwestlich der antarktischen Halbinsel gelegenen South Shetland Islands, mit einer mehr als 92 % von Eis bedeckten Fläche fast vollständig vergletschert (Braun & Hock, 2004). Das größte eisfreie Gebiet, die Fildes Peninsula, befindet sich im Südwesten der Insel und umfasst eine Fläche von ca. 29 km² auf einer geografischen Breite 62°08' bis 62°14' S sowie einer Länge von 59°02' bis 58°51' W (Peter et al., 2008). Im Westen wird die Fildes Peninsula durch die Küste zur Drake Passage und im Osten von der Maxwell Bay, einem Ausläufer der Bransfield Strait, begrenzt. Nach Norden hin wird das Gebiet durch den Collins-Gletscher bzw. Bellingshausen-Dom abgeschlossen, während sich nach Süden hin die ca. 400 m breite Fildes Strait und südlich davon Nelson Island anschließt (Abbildung 2). Aufgrund reicher Fossilienvorkommen in verschiedenen Bereichen der Fildes Peninsula wurde das Schutzgebiet Antarctic Specially Protected Area (ASPA) Nr. 125 mit insgesamt acht Teilgebieten ausgewiesen (Abbildung 2; ATS, 2009b).

Vor der Ostküste der Fildes Peninsula befindet sich Ardley Island in ca. 0,5 km Entfernung. Diese Insel ist ca. 1,2 km² groß und mit einem bei Ebbe zugänglichen Isthmus mit der Fildes Peninsula verbunden. Da Ardley Island eine für antarktische Verhältnisse außerordentlich große Biodiversität von Flora und Fauna birgt, wurde sie als ASPA Nr. 150 unter Schutz gestellt (Abbildung 2; ATS, 2009a). Ausgespart wurde hierbei ein schmaler Küstenstreifen im Nordosten der Insel, der als Besucherzone dient (Chile & Argentina, 2011).

Das im Rahmen des Brutvogel- und Robbenmonitorings untersuchte Gebiet der Fildes-Region umfasste die Fildes Peninsula, Ardley Island sowie alle größeren benachbarten Inseln in maximal 0,5 km Entfernung (Abbildung 2; Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a).

2.2 Methodik

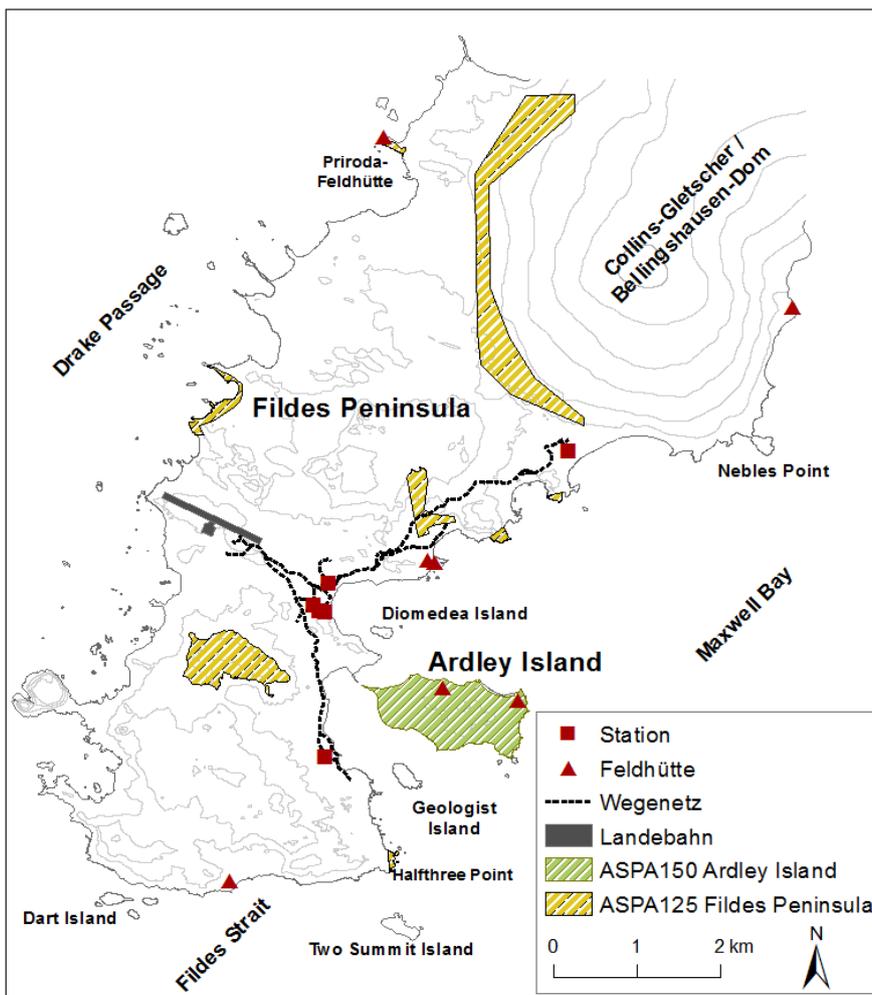
In den Saisons 2015/16, 2016/17 und 2017/18 wurde das Brutvogelmonitoring in der Fildes-Region mit Hilfe einer seit 2003/04 GPS/GIS-gestützten, standardisierten Methodik, die sich an den Erfassungen aus den 1980er Jahren orientiert, fortgesetzt (siehe auch Peter et al., 2008). Hierfür wurden im Dezember alle Brutplätze der heimischen Seevogelarten mittels GPS (Garmin 62) als Einzelnester oder Kolonie kartiert. Die Brutpaarzahl wird nachfolgend als Zahl der aktiven Nester („apparently occupied nest“, Creuwels et al., 2005) definiert, da aufgrund logistischer Beschränkungen die Zähltermine variierten. Da Dominikanermöwen und Antarktisseeschwalben sehr störanfällig sind und letztere zudem sehr häufig mit Aufgabe der Brut reagieren, wurde auf die Suche der Nester verzichtet und stattdessen die minimale Brutpaarzahl aus der Zahl der attackierenden Altvögel abgeleitet (Peter et al., 2008). Da sich Bruten bei einigen Arten über den gesamten Sommer erstrecken (Skuas, Antarktisseeschwalbe), wurde die gesamte Fläche während der Monate Januar und Februar regelmäßig aufs Neue kontrolliert (Peter et al., 2008). Der Bruterfolg entspricht in der vorliegenden Studie der Anzahl flügger Jungen pro Brutpaar und Saison. Hierfür wurde im Januar (Adéliepinguine) und Februar (Zügel- und Eselspinguine, Skuas, Südlicher Riesensturmvogel) die Zahl der Jungvögel kurz vor Erreichen der Flüge erfasst.

Zusätzlich zum Brutvogelmonitoring wurden alle Sichtungen und Totfunde von Irrgästen und Durchzüglern, die als Zufallsfunde im Untersuchungsgebiet registriert wurden, dokumentiert. Des Weiteren wurde im Untersuchungszeitraum die standardisierte Robbenerfassung fortgesetzt (Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a). Hierfür wurde jeweils in der Monatsmitte die gesamte Küstenlinie der Fildes Peninsula und Ardley Island kontrolliert (Einteilung der Buchten nach Peter et al., 2008, S. 45) und die Zahl aller Robben an Land nach Art und wenn möglich nach Geschlecht notiert.

Dank einer frühen Anwesenheit im Gebiet konnte in den Saisons 2016/17 und 2017/18 bereits im November eine Robbenzählung realisiert werden. Ferner wurden alle Liegegruppen von Seeelefanten mit mindestens zehn Individuen mittels GPS kartiert. Ein weiterer Fokus lag auf der Erfassung von Robbenwurfplätzen, die teilweise nur sporadisch erfasst werden konnten, da Geburten von Weddellrobben und Südlichen Seeelefanten im Gebiet vor allem im September und Oktober und damit außerhalb des Untersuchungszeitraums stattfinden.

Eine im Vergleich zu Braun et al. (2017a) aktualisierte Übersicht über die Quellen verwendeter Monitoringdaten findet sich in Tabelle 7 im Anhang 1. Sämtliche statistische Auswertungen sowie die Erstellung graphischer Darstellungen erfolgten mit SigmaPlot 13.0, wobei das Signifikanzniveau 5 % beträgt. Mögliche zeitliche Trends wurden mittels linearer Regression überprüft und im Folgenden nur signifikante Trends dargestellt. Dabei beziehen sich Angaben zur Saison auf die zweite Hälfte des Südsommers (Angabe „2018“ entspricht „Saison 2017/18“). Mittelwerte werden nachfolgend inklusive Standardabweichung angegeben. Kartographische Darstellungen der erfassten Daten beziehen sich auf die Projektion WGS 1984, UTM 21S. Die topographischen Grundlagen stammen von der SCAR Antarctic Digital Database und dem SCAR KGIS-Projekt (Vogt et al., 2004). Zur Kartenerstellung wurde die Software ESRI ArcGIS 10.5 genutzt.

Abbildung 2: Übersicht über das Untersuchungsgebiet Fildes-Region (nach Braun et al., 2017a)



In Ergänzung zu den in Peter et al. (2008; 2013) und Braun et al. (2017a) aufgeführten Nachweisen von Irrgästen und Durchzüglern in der Fildes-Region wurden für die vorliegende Studie sämtliche entsprechende Beobachtungen aus unveröffentlichten Expeditionsberichten deutscher

Wissenschaftler aus den 1980er Jahren (siehe Braun et al., 2017a) sowie weitere hierfür relevante Literatur herangezogen.

2.3 Übersicht über erfasste Vogelarten

Anhand der erfassten Daten sowie der verfügbaren Literaturdaten konnte die in Peter et al. (2008) publizierte Zusammenstellung aller insgesamt 42 in der Fildes-Region dokumentierten Vogelarten ergänzt werden. Insgesamt wurden bislang 13 Brutvogelarten, 1 potentielle Brutvogelart, 13 Arten Durchzügler sowie 15 Arten Irrgäste dokumentiert (siehe Tabelle 1). Alle verwendeten wissenschaftlichen Namen orientieren sich an den aktuellen Vorgaben von BirdLife International, einer internationalen Organisation zum Vogelschutz (<http://datazone.birdlife.org/home>).

Tabelle 1: Übersicht aller seit 1979/80 in der Fildes-Region nachgewiesenen Vogelarten; Tabelle verändert Sierakowski et al. (2017); Informationen zur Verbreitung aus: <http://datazone.birdlife.org/home>; Neu hinzugekommene Arten im Vergleich zur Übersicht aus Peter et al. (2008; 2013) sind fett gedruckt aufgeführt.

Familie	Art	Brutvogel (B)	Status		
			Irrgast (I), Durchzügler (D), potentieller Brutvogel (P)	regelmäßig	gelegentlich
Spheniscidae	Adéliepinguin (<i>Pygoscelis adeliae</i>)	B			
	Zügelpinguin (<i>Pygoscelis antarctica</i>)	B			
	Eselspinguin (<i>Pygoscelis papua</i>)	B			
	Kaiserpinguin (<i>Aptenodytes forsteri</i>)			D	
	Königpinguin (<i>Aptenodytes patagonicus</i>)			D	
	Goldschopfpinguin (<i>Eudyptes chrysolophus</i>)				D
	Felsenpinguin (<i>Eudyptes chrysocome</i>)				I
	Magellanpinguin (<i>Spheniscus magellanicus</i>)				I
Diomedeidae	Rußalbatros (<i>Phoebastria palpebrata</i>)	B			
	Wanderalbatros (<i>Diomedea exulans</i>)			D	
	Schwarzbrauenalbatros (<i>Thalassarche melanophris</i>)			D	
Procellariidae	Kapsturmvogel (<i>Daption capense</i>)	B			

Familie	Art	Brutvogel (B)	Status		
			Irrgast (I), Durchzügler (D), potentieller Brutvogel (P)	regelmäßig	gelegentlich
	Südlicher Riesensturmvogel (<i>Macronectes giganteus</i>)	B			
	Nördlicher Riesensturmvogel (<i>Macronectes halli</i>)				D
	Dunkler Sturmtaucher (<i>Ardenna grisea</i>)				D
	Silbersturmvogel (<i>Fulmarus glacialoides</i>)		D		
	Weichfedersturmvogel (<i>Pterodroma mollis</i>)			I	
	Kerguelensturmvogel (<i>Aphrodroma brevirostris</i>)			I	
	Blausturmvogel (<i>Halobaena caerulea</i>)		D		
	Schneesturmvogel (<i>Pagodroma nivea</i>)		D		
	Taubensturmvogel (<i>Pachyptila desolata</i>)		D		
	Schlegelsturmvogel (<i>Pterodroma incerta</i>)			I	
	Weißflügelsturmvogel (<i>Thalassoica antarctica</i>)			D	
Hydrobatidae	Schwarzbauchmeerläufer (<i>Fregetta tropica</i>)	B			
	Buntfußsturmschwalbe (<i>Oceanites oceanicus</i>)	B			
Pelecanoididae	Tauchsturmvogel (<i>Pelecanoides spec.</i>)				I
Laridae	Dominikanermöwe (<i>Larus dominicanus</i>)	B			
	Südpolarskua (<i>Catharacta maccormicki</i>)	B			
	Braune Skua (<i>Catharacta antarctica lonnbergi</i>)	B			
	Chile-Skua (<i>Catharacta chilensis</i>)				I
	Spatelraubmöwe (<i>Stercorarius pomarinus</i>)				I
Sternidae	Antarktisseeschwalbe (<i>Sterna vittata</i>)	B			

Familie	Art	Brutvogel (B)	Status		
			Irrgast (I), Durchzügler (D), potentieller Brutvogel (P)	regelmäßig	gelegentlich
	Küstenseeschwalbe (<i>Sterna paradisaea</i>)		D		
	Falklandseeschwalbe (<i>Sterna hirundinacea</i>)				I
Chionididae	Weißgesichtsscheidenschnabel (<i>Chionis alba</i>)	B			
Phalacrocoracidae	Blauaugenscharbe (<i>Leucocarbo bransfieldensis</i>)		P		
Ardeidae	Kuhreiher (<i>Bubulcus ibis</i>)		I		
Scolopacidae	Weißbürzelstrandläufer (<i>Calidris fuscicollis</i>)		I		
	Graubruststrandläufer (<i>Calidris melanotos</i>)				I
Anatidae	Schwarzhalschwan (<i>Cygnus melancoryphus</i>)				I
	Spitzschwanzente (<i>Anas georgica</i>)				I
	Chilepfeifente (<i>Mareca sibilatrix</i>)				I

2.4 Pinguine (*Pygoscelis spec.*)

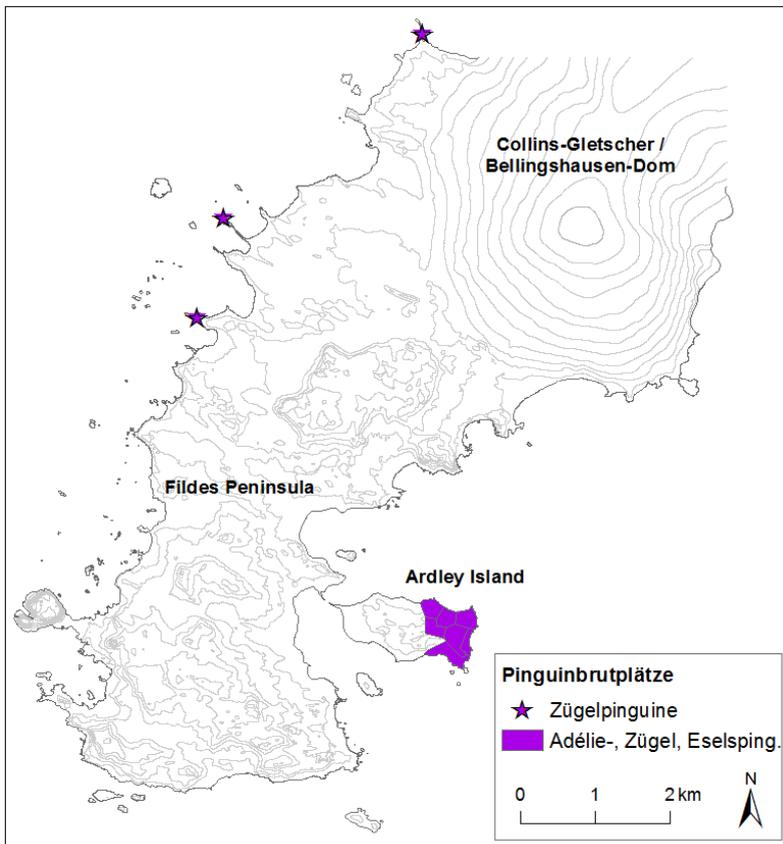
2.4.1 Ardley Island

Ardley Island beherbergt insgesamt zehn Brutvogelarten, darunter die drei heimischen Pinguinarten Adéliepinguin (*Pygoscelis adeliae*), Zügelpinguin (*P. antarctica*) und Eselspinguin (*P. papua*), die sympatrisch im Ostteil der Insel brüten (Abbildung 4). In dieser Kolonie befindet sich die größte Eselspinguinkolonie entlang der Antarktischen Halbinsel (Roberts et al., 2017). Da in dieser Kolonie mindestens 1 % der globalen Eselspinguinpopulation brüdet (IBA-Auswahlkriterium A4ii), wird die Insel zusätzlich zum Status als ASPA Nr. 150 (ATS, 2009a) als ‚Important Bird Area‘ (IBA) Nr. 48 (bis 2011 IBA Nr. 53) gelistet (Harris et al., 2015; BirdLife International, 2018h). Das Risiko direkter negativer anthropogener Einflüsse ist auf Ardley Island aufgrund der großen Nähe zur Fildes Peninsula mit der dortigen hohen Konzentration menschlicher Aktivitäten besonders hoch (Braun et al., 2017a). Weitere Details hierzu finden sich in Peter et al. (2008; 2013) sowie Braun et al. (2017a; 2017b).

Typisch für die Pinguinkolonie auf Ardley Island ist eine deutliche topographische Strukturierung. Bevorzugt siedeln die Pinguine auf kleineren Felsrücken, Hängen oder auch höher gelegenen Ebenen, die frühzeitig zu Beginn des Südsommers schneefrei sind (Braun et al., 2017a). Im Vergleich dazu brüten verhältnismäßig wenige Pinguine in den tiefer gelegenen, ebenen Bereichen. Die langjährig angewandte räumliche Unterteilung der Kolonien in sieben Zonen und jeweilige Nestgruppen wurde zur besseren Orientierung im Gelände sowie zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit verschiedener

gewonnener Ergebnisse beibehalten. Nestgruppen wurden separat erfasst, sofern sie sich in mehr als 1 m Entfernung zueinander befanden (Peter et al., 2008; Braun et al., 2017a; Mustafa et al., 2017).

Abbildung 3: Brutplätze von Adélie-, Zügel- und Eselspinguinen in der Fildes-Region

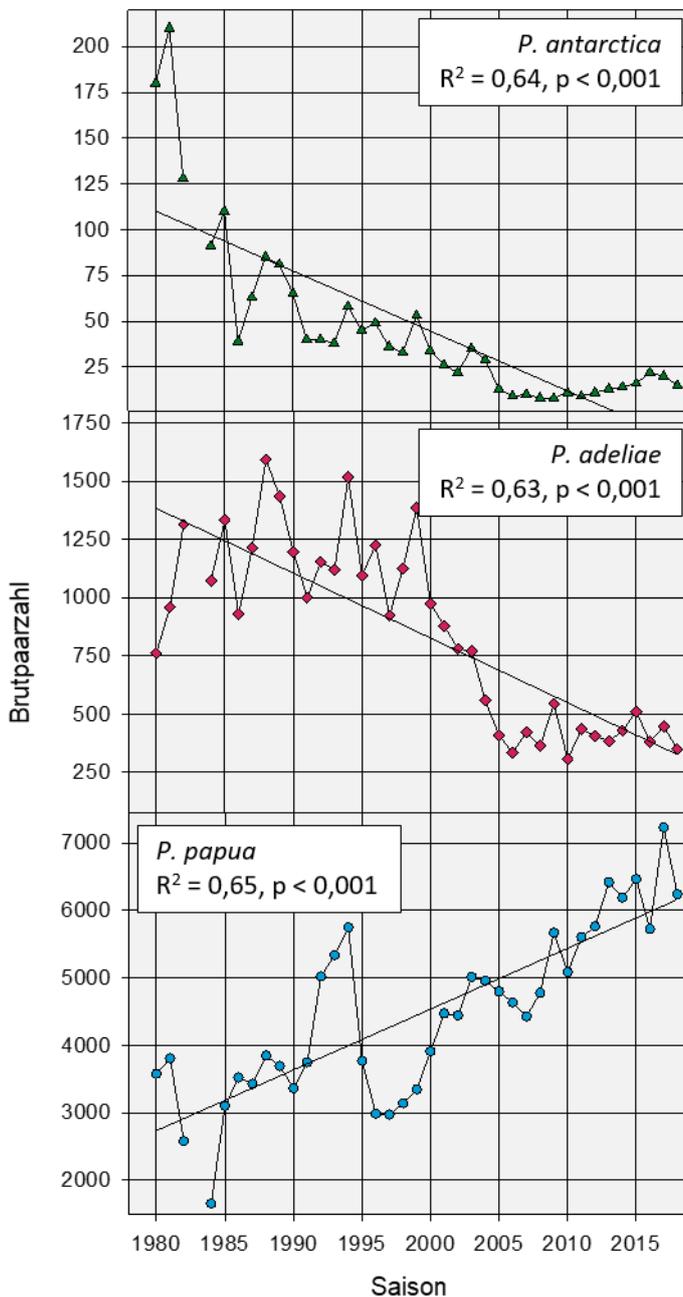


2.4.1.1 Brutpaarzahlen

Die Erfassung der Brutpaarzahlen der Adélie-, Zügel- und Eselspinguine in der Kolonie auf Ardley Island stellt einen Schwerpunkt des Brutvogelmonitorings in der Fildes-Region dar. Nach ersten Bestandsschätzungen in den Saisons 1965/66, 1971/72 und 1973/74 (M. G. White zitiert in Müller-Schwarze & Müller-Schwarze, 1975; Croxall & Kirkwood, 1979; Yanez et al., 1984) begann die regelmäßige Bestandserfassung in dieser Kolonie durch deutsche und chilenische Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler in der Saison 1979/80. Dadurch liegt mit Ausnahme der Saison 1982/83 ein durchgehender Datensatz aus insgesamt 38 Jahren vor, der umfassende Aussagen zur Bestandsentwicklung über mehrere Jahrzehnte hinweg ermöglicht und somit einen Vergleich mit Pinguinpopulationen der WAP-Region erlaubt.

In den untersuchten Saisons 2015/16, 2016/17 und 2017/18 zeigte der Bestand der drei auf Ardley Island brütenden Pinguinarten eine unterschiedliche Entwicklung. So nahm die Brutpaarzahl der Zügelpinguine, die in den Vorjahren leicht angestiegen war, von 22 auf 15 BP ab und blieb damit in etwa auf dem Niveau der vergangenen 15 Jahre. Dasselbe gilt für die Zahl der brütenden Adéliepinguine, die im Untersuchungszeitraum schwankte und in der Saison 2017/18 mit 350 BP auf den drittniedrigsten Wert seit Beginn der Langzeiterfassung sank. Der Bestand der Eselspinguine erreichte nach einem geringfügigen Einbruch in der Saison 2016/17 mit 7.227 BP die höchste Brutpaarzahl seit Beginn der Erfassung 1979/80 (Abbildung 4).

Abbildung 4: Brutpaarzahlen von Esels-, Adélie- und Zügelpinguinen auf Ardley Island zwischen den Saisons 1979/80 und 2017/18; Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.



Im Langzeitvergleich nahm die Brutpaarzahl der Zügel- und Adéliepinguine auf Ardley Island seit Beginn der Erfassung in der Saison 1979/80 um ca. 92 % bzw. ca. 54 % ab. Dagegen stieg der Eselspinguinbestand um ca. 74 %. Damit setzt sich die bereits beschriebene langjährige Bestandsentwicklung der Pinguine auf Ardley Island fort (Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2014; Braun et al., 2017a). Ungeachtet der starken Divergenz bei den Veränderungen der Brutpaarzahlen von Adélie- und Eselpinguinen (Pearson-Korr.: $r = 0,62, p < 0,001, n = 38$; Zügelpinguine aufgrund geringer aktueller Brutpaarzahl nicht untersucht), besteht kein statistischer Zusammenhang zwischen den jährlichen Änderungsraten der Brutpaarzahlen beider Arten (Pearson-Korr.: $r = 0,28, p = 0,10, n = 36$), berechnet nach Carlini et al. (2009), d. h. beide Arten unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Reaktion auf herrschende Umweltbedingungen (Braun et al., 2017a). Dies steht im Gegensatz zu Ergebnissen aus der Stranger-Point-Kolonie auf der benachbarten Potter Peninsula,

wo die Brutpaarzahlen von Adélie- und Eselspinguinen zwischen 1995/96 und 2006/07 einen positiven Zusammenhang in ihrer jährlichen Änderungsrate zeigten (Carlini et al., 2009). Eine Abschwächung der jährlichen Wachstumsrate der Brutpaarzahl der Eselspinguine, wie sie sich für verschiedene andere Kolonien andeutet (Fraser unveröff., zitiert in BirdLife International 2018c), ist für die Kolonie auf Ardley Island nicht erkennbar. Somit scheint die Kapazität dieses Brutplatzes hinsichtlich geeigneter Brutplätze sowie Nahrungsverfügbarkeit aktuell noch nicht erschöpft zu sein (Braun et al., 2017a).

Lokale Bestandseinbrüche von Adéliepinguinen auf Ardley Island fielen oftmals mit dem Auftreten schneereicher Frühjahre mit spät einsetzender Schneeschmelze zusammen, so z. B. in den Saisons 2007/08, 2009/10, 2013/14 und 2015/16 (Juáres et al., 2015; Braun et al., 2017a), da diese in ihrer Brutphänologie nur eine geringe zeitliche und räumliche Flexibilität gegenüber widrigen Umweltbedingungen aufweisen (Boersma, 2008; Juáres et al., 2013; Juáres et al., 2015).

Die Bestandsentwicklung der Pinguine auf Ardley Island entspricht den vielfach nachgewiesenen regionalen Trends für diese drei Arten auf King George Island (Ciaputa & Sierakowski, 1999; Zhu et al., 2005; Carlini et al., 2009; Chwedorzewska & Korczak, 2010; Ahn, 2011; Angiel & Korczak-Abshire, 2011; Juáres, 2013; Korczak-Abshire et al., 2013; Sierakowski et al., 2017; Znój et al., 2017; Korczak-Abshire et al., 2019), den South Shetland Islands (Sander et al., 2007; Barbosa et al., 2012; Naveen et al., 2012; Gil-Delgado et al., 2013), den South Orkney Islands (Dunn et al., 2016a) sowie in der gesamten WAP-Region (Ducklow et al., 2007; Hinke et al., 2007; Lynch et al., 2008; McClintock et al., 2008; Chesalin et al., 2009; Trivelpiece et al., 2011; Lynch et al., 2012; Fraser et al., 2013; Lyver et al., 2014; Casanovas et al., 2015b; Pickett et al., 2018). Diese Entwicklung wurde vielfach mit komplexen ökologischen Prozessen infolge der fortschreitenden klimatischen Erwärmung und der damit einhergehenden regionalen Abnahme der winterlichen Meereisausdehnung in Verbindung gebracht (Smith et al., 2003; Lynnes et al., 2004; Forcada et al., 2006; Ducklow et al., 2007; Ainley et al., 2010; Ratcliffe & Trathan, 2011; Trivelpiece et al., 2011; Trathan et al., 2012; Clucas et al., 2014; Hinke et al., 2017).

Es wird vermutet, dass Adéliepinguine als stark vom Eis abhängige Art, von einer weiteren Reduzierung der winterlichen Meereisbedeckung infolge Temperaturerhöhung zunehmend beeinträchtigt werden, während Zügel- und Eselspinguine davon langfristig durch eine Habitatausweitung profitieren können (Forcada et al., 2006; Ainley et al., 2010; Trivelpiece et al., 2011; Clucas et al., 2014; Hinke et al., 2017). Daneben beeinflussen Veränderungen im Nahrungsnetz infolge der Klimaveränderungen die Pinguinpopulationen erheblich. Da Krill die Hauptnahrung von Adélie- und Zügelpinguinen bildet, wirkt sich eine sinkende Krillbiomasse infolge der Meereisreduzierung und der zunehmenden Krillfischerei negativ auf diese Arten aus (Loeb et al., 1997; Trivelpiece et al., 2011; Clucas et al., 2014). Vor allem Zügelpinguine scheinen besonders davon beeinflusst zu werden, da deren Zahl aktuell stark abnimmt (Trivelpiece et al., 2011). Adéliepinguine zeigen dagegen aufgrund eines größeren und sich nach Süden ausdehnenden Verbreitungsgebiets noch stabile Bestände (Taylor & Wilson, 1990; LaRue et al., 2013). Im Gegensatz dazu bedeuten die aktuellen Klimaveränderungen für Eselspinguine einen Vorteil, da sie einen höheren Anteil an Fisch und Tintenfisch in ihrer Nahrung aufweisen (Ratcliffe & Trathan, 2011) und für die Nahrungssuche auf offenes Wasser angewiesen sind (Lynch et al., 2012). Folglich erhöht sich die Zahl der Eselspinguine an den südlichen Randbereichen ihres Verbreitungsgebiets bzw. verschiebt sich dieses weiter nach Süden (Lynch et al., 2008; Chesalin et al., 2009; Lynch et al., 2012; Ducklow et al., 2013; Clucas et al., 2014; Fountain et al., 2016). Indessen deuten starke jährliche Schwankungen in der Zahl der in die Brutgebiete zurückkehrenden Eselspinguine an einigen Standorten eine Abschwächung der bisherigen Wachstumsraten an (Fraser unveröff., zitiert in BirdLife International, 2018a). Zudem zeigt eine aktuelle Studie einen negativen Zusammenhang der Brutpaarzahl von Eselspinguinen auf Goudier Island nicht nur mit ansteigender Lufttemperatur und reduzierter Dauer der maximalen

Meereisbedeckung, sondern ebenfalls mit steigender Zahl der Besucher in diesem stark touristisch genutzten Gebiet (Dunn et al., 2019).

Genetische Untersuchungen von Eselspinguinen des Scotia-Bogens und der Antarktischen Halbinsel weisen auf eine starke genetische Differenzierung zwischen Kolonien nördlich und südlich der Antarktischen Konvergenz hin, die geografisch mit der taxonomischen Grenze zwischen den Unterarten *P. p. papua* und *P. p. ellsworthi* übereinstimmt (Levy et al., 2016; Vianna et al., 2017; Clucas et al., 2018). Mithilfe eines phylogeografischen Ansatzes konnte gezeigt werden, dass die südliche Eselspinguin-Unterart, ausgehend von einem möglichen glazialen Refugium im Zentrum ihres heutigen Verbreitungsgebiets, sich durch seltene Langstreckenwanderungen mit anschließender Ansiedlung („Dispersal“) nach Norden und Süden ausgebreitet hat (Peña et al., 2014; Levy et al., 2016).

Dagegen zeigen Adéliepinguine in der gesamten Antarktis eine geringe genetische Differenzierung zwischen den Kolonien (Roeder et al., 2001; Clucas et al., 2014; Clucas et al., 2018). Dasselbe wurde für Zügelpinguine nachgewiesen, deren Verbreitungsgebiet sich jedoch auf die nördliche Antarktische Halbinsel beschränkt (Clucas et al., 2018; Mura-Jornet et al., 2018), verursacht möglicherweise durch ein Zusammenspiel von einem geringen Maß an Philopatrie, hohen Dispersalraten und/oder hoher Mobilität zwischen Zügelpinguinkolonien (Trivelpiece et al., 2007; Biuw et al., 2010; Mura-Jornet et al., 2018).

Da *Pygoscelis*-Pinguine in Gebieten, in denen sie sympatrisch brüten, größtenteils dieselben begrenzten Nahrungsressourcen nutzen, ist meist eine räumliche oder zeitliche Nischenaufteilung nachweisbar, was zu einer Vermeidung einer zwischenartlichen Konkurrenz beiträgt (z. B. Kokubun et al., 2010; Miller et al., 2010; Polito et al., 2015; Valls & Petry, 2015; Rosciano et al., 2016; Dimitrijević et al., 2018; Pickett et al., 2018).

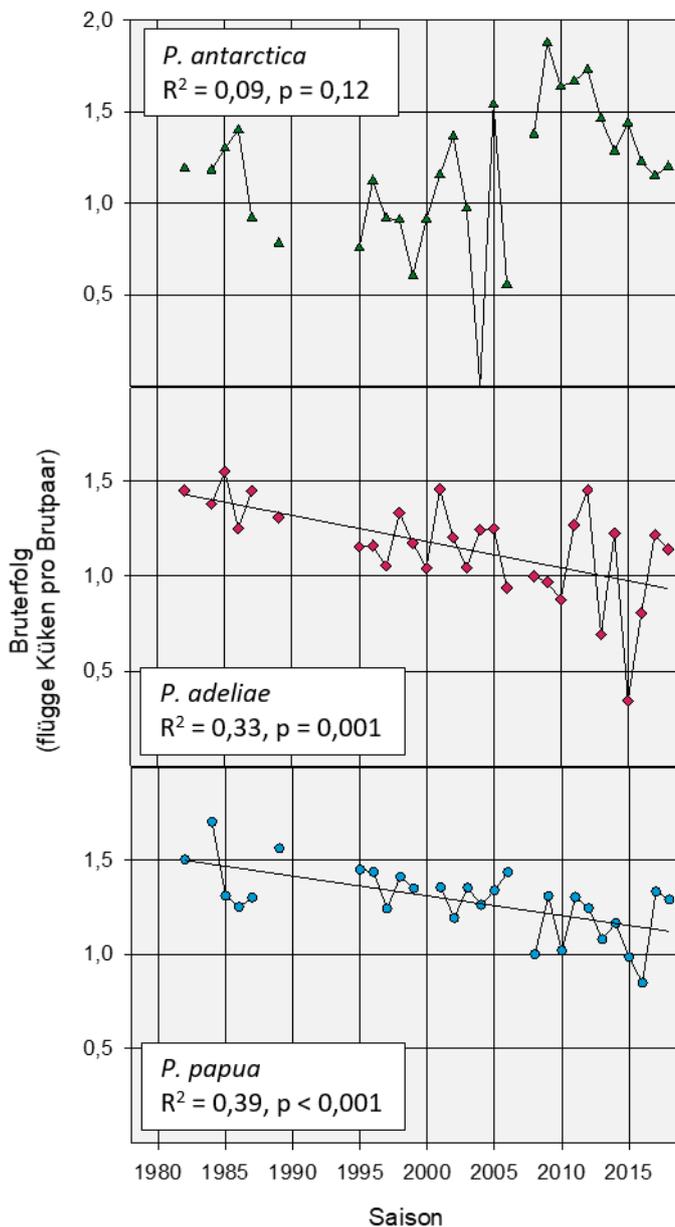
2.4.1.2 Bruterfolg

Die Produktivität einer Seevogelkolonie in Form des Bruterfolgs bzw. der Zahl der erfolgreich aufgezogenen Jungvögel kann wertvolle Informationen über den Zustand einer Population liefern. In der Pinguinkolonie auf Ardley Island begann die systematische Erfassung des Bruterfolgs in der Saison 1981/82, die bis auf einige Jahre in den 1990er Jahren weitgehend durchgeführt wurde. Basierend auf dem mittlerweile 29 Brutsaisons umfassenden Datensatz zum Bruterfolg lassen sich, wie bereits in Braun et al. (2017a) beschrieben, deutliche Unterschiede zwischen den drei Pinguinarten nachweisen (Abbildung 5). Der Bruterfolg der Zügelpinguine war in den vergangenen drei Jahren verhältnismäßig gering, lag dabei jedoch seit der Saison 2007/08, mit Ausnahme der Saison 2016/17, durchweg über dem langjährigen Mittel von $1,16 \pm 0,4$ Jungvögeln pro Brutpaar, wobei die Aussagekraft dieses Wertes durch die inzwischen sehr geringe Brutpaarzahl (s. o.) begrenzt ist. Das schneereiche Frühjahr in der Saison 2015/16 wirkte sich auf die auf kleinen, höher gelegenen Felsen brütenden Zügelpinguine im Gegensatz zu den beiden anderen Pinguinarten offenbar nicht erheblich auf den Bruterfolg aus. Dagegen zogen Adéliepinguine in dieser von spät einsetzender Schneeschmelze geprägten Brutsaison deutlich weniger Jungtiere auf. Für die Eselspinguine wurde 2015/16 mit 0,85 Jungvögeln pro Brutpaar der niedrigste Bruterfolg seit Beginn der langjährigen Erfassung verzeichnet (Abbildung 5). In den folgenden Saisons 2016/17 und 2017/18 lag der Bruterfolg von Adélie- und Eselspinguinen dagegen wieder im Bereich des langjährigen Mittels (Adéliepinguine: $1,15 \pm 0,26$, Eselspinguine: $1,29 \pm 0,18$) bzw. darüber.

Im Langzeitvergleich erweist sich der Bruterfolg der Zügelpinguine auf Ardley Island trotz starker Schwankungen als nach wie vor stabil und verhältnismäßig hoch (siehe auch Braun et al., 2017a), was mit Bruterfolgsdaten z. B. von der benachbarten Barton Peninsula (Republic of Korea, 2014, pers. Mittg. J.-W. Jung, W. Y. Lee; siehe Kap. 3.2) von Deception Island, South Shetland Islands übereinstimmt (Barbosa et al., 2012).

Der Bruterfolg der Adéliepinguine ist langfristig ebenfalls von starken Schwankungen geprägt (Abbildung 5), die u. a. durch große Brutverluste aufgrund von ungünstigen Witterungsereignissen, wie z. B. starkem Schneefall während der Brut, verursacht werden können (siehe Braun et al., 2017a). Insgesamt liegt der Bruterfolg der Adéliepinguine auf Ardley Island in etwa auf dem Niveau anderer Kolonien oder sogar darüber (z. B. Hinke et al., 2007; Carlini et al., 2009; Lynch et al., 2010; Juárez, 2013; Dunn et al., 2016a), zeigt jedoch langfristig eine abnehmende Tendenz (Abbildung 5). Dasselbe wurde auch für die benachbarte Stranger-Point-Kolonie auf Potter Peninsula gezeigt (Carlini et al., 2009; Juárez et al., 2015). Langfristig kann sich der abnehmende Bruterfolg negativ auf die Zahl der Adéliepinguine auf Ardley Island auswirken und zu einem erneuten Bestandsrückgang führen. Daneben beeinflussen weitere Parameter, wie z. B. die Wintermortalität der Jungtiere und Altvögel sowie die Rekrutmentrate, die Population brutortstreuer bzw. philopatrischer Arten wie dem Adéliepinguin (Croxall et al., 2002; Hinke et al., 2007; Lynch et al., 2010).

Abbildung 5: Bruterfolg der drei *Pygoscelis*-Arten der Ardley-Island-Kolonie; Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.



Im Vergleich mit den beiden anderen *Pygoscelis*-Arten schwankt der Bruterfolg der Eselspinguine auf Ardley Island deutlich weniger und liegt auch im langjährigen Mittel höher (Abbildung 5; Braun et al., 2017a). Eine wesentliche Ursache hierfür könnte die nachgewiesene Variabilität dieser Art hinsichtlich verschiedener Brutparameter sein, sodass Eselspinguine deutlich besser in der Lage sind, zeitlich und räumlich auf ungünstige Bedingungen zu reagieren (Bost & Jouventin, 1990; Lynch et al., 2009; Hinke et al., 2012; Juárez et al., 2013). Insgesamt ist der mittlere Bruterfolg der Eselspinguine auf Ardley Island vergleichsweise hoch und übersteigt die Zahl der erfolgreich aufgezogenen Jungvögel pro Brutpaar mehrerer anderer Kolonien der South Shetland Islands, der Antarktischen Halbinsel sowie der South Orkney Islands (z. B. Cobley & Shears, 1999; Holmes et al., 2006; Carlini et al., 2009; Forcada & Trathan, 2009; Lynch et al., 2010; Dunn et al., 2016a; Dunn et al., 2019). Indessen zeigt der Bruterfolg der Eselspinguine auf Ardley Island einen abnehmenden Trend (Abbildung 5), was sich langfristig auf den dortigen Bestand dieser Art auswirken könnte, wenn auch die Rekrutierung von Jungvögeln oder die Zuwanderung von Altvögeln gegenwärtig noch ein Koloniewachstum gewährleistet. Möglicherweise deutet der sinkende Bruterfolg auf eine Habitatsättigung und eine Bestandsstabilisierung hin. In den o. g. Kolonien konnte dagegen keine derartige Abnahme des Bruterfolgs, sondern im Gegenteil ein stabiler bzw. zunehmender Bruterfolg registriert werden (z. B. Hinke et al., 2007; Carlini et al., 2009; Lynch et al., 2010; Dunn et al., 2016a).

Im Gegensatz zur Brutpaarzahl ist der Bruterfolg von Adélie- und Eselspinguinen auf Ardley Island trotz divergierender Bestandstrends stark miteinander korreliert (Pearson-Korr.: $r = 0,62$, $p < 0,001$, $n = 28$, Zügelpinguine aufgrund geringer aktueller Brutpaarzahl nicht untersucht). Dies deutet daraufhin, dass sich relevante Umweltfaktoren auf beide Arten in ähnlicher Weise auswirken. Beispiele hierfür sind mehrere Brutsaisons mit einem sehr schneereichen Frühjahr und spät einsetzender Schneeschmelze (Saisons 2007/08, 2009/10, 2012/13, 2015/16; Abbildung 5), die bei beiden Arten zu einem deutlich verminderten Bruterfolg führten (Braun et al., 2017a). So wirken sich regionale Faktoren wie Meereisbedeckung oder Nahrungsverfügbarkeit wie auch lokale Witterungsextreme auf die Zahl der erfolgreich aufgezogenen Jungtiere aus (Trathan et al., 1996; Cobley & Shears, 1999; Forcada et al., 2006; Ducklow et al., 2007; Hinke et al., 2007; Trathan et al., 2008; Lynch et al., 2010; Juárez et al., 2015).

2.4.2 Zügelpinguine an der Westküste der Fildes Peninsula

Im Untersuchungsgebiet befinden sich zusätzlich zu den auf Ardley Island brütenden Zügelpinguinen (siehe Kap. 2.4.1) an der Westküste der Fildes Peninsula drei kleinere Zügelpinguin-Kolonien (Abbildung 4). Eine weitere kleine Pinguinkolonie in der Nähe der russische Feldhütte Priroda wird hier nicht berücksichtigt, da hierzu kaum Daten vorliegen. Die teilweise unzugängliche Lage der Brutfelsen erschwert eine exakte Erfassung der Brutpaarzahl sowie des Bruterfolgs und somit eine klare Interpretation der Daten (Braun et al., 2017a). In der Saison 2016/17 brüteten mit mehr als 100 BP weniger Pinguine in diesen Kolonien als in den Vorjahren (Braun et al., 2017a). Da dieser Wert innerhalb der üblichen jährlichen Schwankungen liegt (Braun et al., 2017a), wird der Bestand aktuell dennoch als stabil eingeschätzt. Dagegen konnte nach 2000/01 eine Wiederbesiedlung einer kleinen Zügelpinguinkolonie am Exotic Point im äußersten Südwesten der Fildes Peninsula nicht mehr verzeichnet werden und gilt damit nach wie vor als erloschen (Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a).

Von einer größeren Zügelpinguinkolonie auf Withem Island, ca. 5,8 km südwestlich der Fildes Peninsula gelegen, lagen bislang nur Schätzungen des dortigen Brutbestands vor (Bannasch & Odening, 1981; Bannasch et al., 1983). Eine exakte Bestimmung der Brutpaarzahl gelang erstmals in der Saison 2013/14 mit Hilfe von Drohnen-Kartierungen (Mustafa et al., 2017). Der Bestand auf der ca. 200 x 500 m großen felsigen Insel wird mit über 10.000 BP angegeben (Mustafa et al., 2017).

Daneben gelang in der Saison 2016/17 mittels Drohnen-Luftaufnahmen erstmals der Nachweis von 26 weiteren Brutplätzen von Zügelpinguinen auf der Nordwestküste Nelson Island und der Südwestküste King George Islands vorgelagerten Inseln (Pfeifer et al., 2018; Pfeifer et al., 2019). Der Bestand der auf diesen Inseln brütenden Zügelpinguinen liegt bei über 35.000 BP (Pfeifer et al., 2018).

Während die innerhalb des Untersuchungsgebietes gelegenen kleinen Zügelpinguinkolonien eher unbedeutend sind, spielen die teilweise sehr großen Kolonien am Rande der Fildes-Region eine bedeutende Rolle als Nahrungsgrundlage für im Gebiet brütende Skuas (Kopp et al., 2010).

2.5 Südlicher Riesensturmvogel (*Macronectes giganteus*)

Das Monitoring des Südlichen Riesensturmvogels (*Macronectes giganteus*) stellt einen bedeutenden Bestandteil der langjährigen Brutvogelerfassung dar. Diese zirkumpolar vorkommende Seevogelart gilt als sensibel gegenüber anthropogenen Störungen sowie direkten oder indirekten Auswirkungen durch Fischereiaktivitäten (z. B. Peter et al., 1988, 1991; Chupin, 1997; Cooper et al., 2001; Kock, 2001; Micol & Jouventin, 2001; Copello & Quintana, 2003; Pfeiffer & Peter, 2004; Braun et al., 2012; Sierakowski et al., 2017). Der Riesensturmvogel unterliegt dem 2004 in Kraft getretenen Übereinkommen zum Schutz der Albatrosse und Sturmvögel („Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels“ – ACAP) mit dem Ziel der Minimierung von Bedrohungen für Populationen von Albatrossen und Sturmvögeln durch Reduzierung der fischereibedingten Mortalität. Die im Untersuchungsgebiet Fildes-Region gelegene Riesensturmvogelkolonie auf Ardley Island wird als ACAP-Brutplatz Nr. 67 geführt (ACAP, 2018f). Riesensturmvögel zeigen ein hohes Maß an Philopatrie, d. h. sie neigen dazu, zu ihren angestammten Brutplätzen bzw. Schlupforten zurückzukehren (Hunter, 1984; Voisin, 1988; Techow et al., 2010; Van den Hoff, 2017). Aufgrund der Bedeutung des Südlichen Riesensturmvogels als Indikatorart für das Maß anthropogener Störung sind die Langzeitdaten dieser Seevogelart aus der Fildes-Region von hohem Wert. Inzwischen liegen aus dem Zeitraum zwischen 1979/80 und 2017/18 Daten aus bis zu 29 Jahren vor, was insbesondere im Bereich der Antarktis, wo Langzeitdatensätze selten sind, von hohem Wert ist. Somit sind präzise Aussagen zur lokalen Bestandsentwicklung möglich, obwohl ein Teil der Brutvögel in sogenannten Sabbatjahren nicht zur Brut schreitet (Voisin, 1974; ACAP, 2018b).

Bedingt durch logistische Beschränkungen kann die Erfassung der Brutvogelzahl in der Fildes-Region erst Anfang bis Mitte Dezember durchgeführt werden. Dabei wird die Anzahl aller sogenannter offensichtlich besetzter Nester („apparently occupied nest“, Creuwels et al., 2005) gezählt, um bereits aufgegebene oder verlassene Nester ebenfalls zu erfassen. Möglicherweise wird damit die reelle Brutpaarzahl leicht überschätzt (Creuwels et al., 2005). Weiterhin ist hinsichtlich der Erfassung des Bruterfolgs anzumerken, dass die Kükenzählung stets gegen Ende Februar stattfindet, sodass die reelle Zahl der üblicherweise im Zeitraum von Ende April bis Mitte Mai ausfliegenden Jungvögel (Peter et al., 1988; Sierakowski et al., 2017) in der Regel geringer sein dürfte. Die Vergleichbarkeit der Langzeitdaten ist jedoch durch eine gleichbleibende Methodik bei der Erfassung der beiden wichtigen Brutparameter gewährleistet.

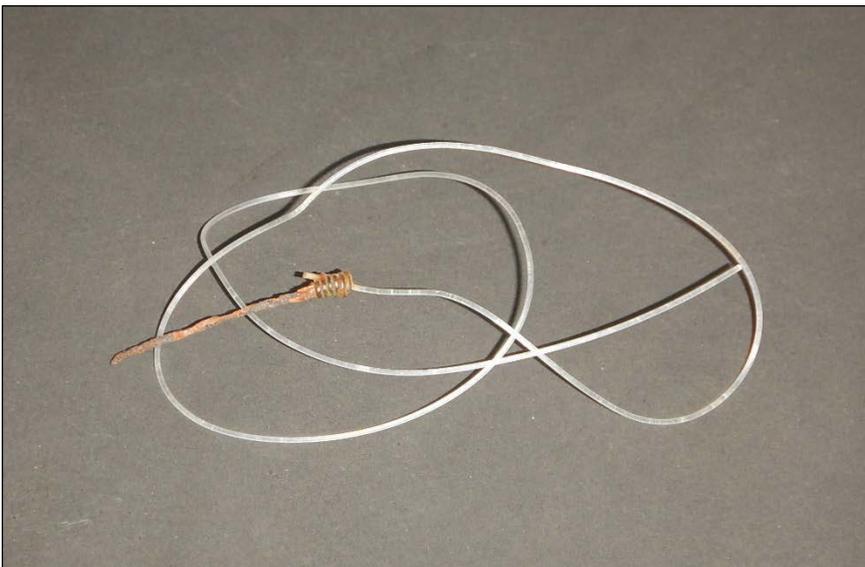
Während der Erfassung der Riesensturmvogelbrutpaarzahlen im Dezember 2015 wurden auf Dart Island an einem Riesensturmvogelnest zwei Gewölle gefunden, die vollständig aus grünen Plastikfasern bestanden und mutmaßlich von einem Riesensturmvogel hervorgewürgt worden waren (Abbildung 6). Die genaue Zusammensetzung sowie die Herkunft des Materials sind unklar. Daneben wurde auf Two Summit Island wie auch bereits in der Vergangenheit an mehreren Orten in der Fildes-Region (Peter et al., 2008; Peter et al., 2013) ein Langleinshaken gefunden (Abbildung 7). Ein Zusammenhang mit einem in der Nähe gefundenen Skelett eines Riesensturmvogels kann nicht ausgeschlossen werden, da diese Seevogelart bekanntermaßen mit Fischereiaktivitäten interagiert

und dabei immer wieder zahlreiche Individuen u. a. durch das Verschlucken von Langleinenhaken zu Tode kommen (Weimerskirch et al., 2000; Favero et al., 2001; Nel et al., 2002).

Abbildung 6: Fundsituation und Detailaufnahme zweier Gewölle aus grünen Plastikfasern, gefunden an einem Riesensturmvogelnest auf Dart Island (Foto: C. Braun, 14.12.2015)

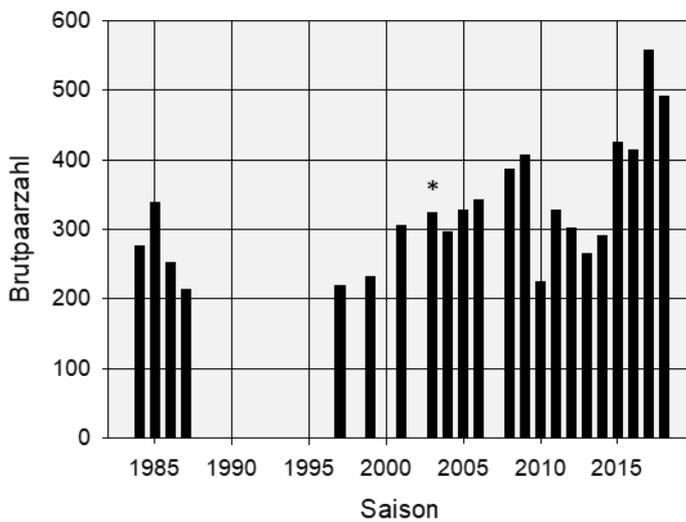


Abbildung 7: Reste eines Langleinenhakens mit abgebrochener Spitze (zum Fundzeitpunkt noch vollständig), gefunden am 14.12.2015 in der Riesensturmvogelkolonie auf Two Summit Island (Foto: C. Braun)



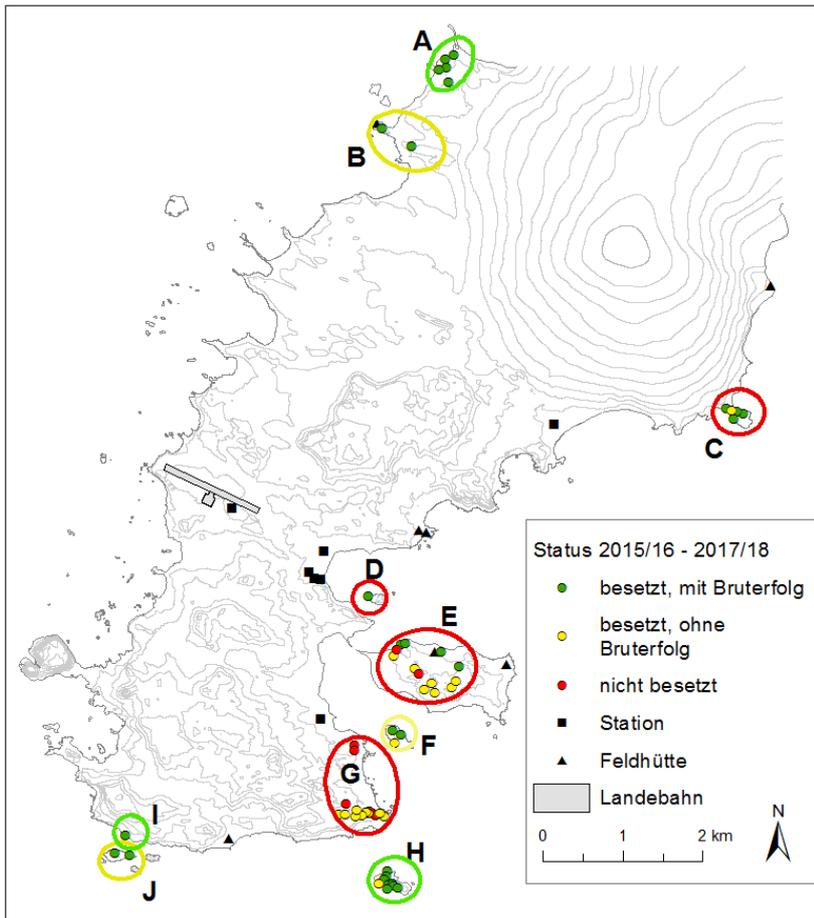
Im Rahmen des Brutvogelmonitorings wurden im Untersuchungszeitraum 2015/16 bis 2017/18 erneut sehr hohe Brutpaarzahlen erfasst, die deutlich über dem langjährigen Mittel von 303 ± 109 BP lagen (Abbildung 8). Insbesondere in den Saisons 2016/17 und 2017/18 wurden mit 558 bzw. 492 BP so viele brütende Riesensturmvögel gezählt wie nie zuvor seit Beginn der systematischen Erfassung, die bis zur Saison 1979/80 zurückreicht (Abbildung 8). Im Langzeitvergleich zeigt die Brutpaarzahl dieser Art in der Fildes-Region trotz größerer jährlicher Schwankungen eine deutliche Zunahme (Abbildung 8).

Abbildung 8: Gesamtzahl der Brutpaare des Südlichen Riesensturmvogels (*Macronectes giganteus*) in der Fildes-Region (* unvollständig, da keine Daten für Kolonie A – Nord; Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.)



Eine Übersicht des aktuellen Status der verschiedenen Brutplätze ist in Abbildung 9 dargestellt. Deutlich wird hierbei, dass im Vergleich zu den vergangenen Jahren (siehe Braun et al., 2017a) zahlreiche vormals verlassene Brutplätze in den Saisons 2015/16 bis 2017/18 erstmals wieder besetzt wurden und dort auch erfolgreich Nachwuchs aufgezogen wurde, so z. B. auf Ardley Island sowie im Ostteil der Dart Island (Abbildung 9). Am Halfthree Point im Südwesten der Fildes Peninsula waren ebenfalls mehr Nester als zuvor besetzt, wobei dort jedoch bislang noch keine Jungvögel beobachtet werden konnten (Braun et al., 2017a). Dieses Gebiet ist aufgrund der Stationsnähe trotz seines Status als ASPA Nr. 125d (ATS, 2009b) verhältnismäßig stark durch Fußgänger frequentiert. Basierend auf eigenen Beobachtungen ist hier das Niveau der menschlichen Störung vermutlich zu hoch für eine erfolgreiche Brut. Insgesamt nimmt, parallel zur Brutpaarzahl im Gebiet, die Zahl der Brutversuche an mehreren, seit den 1980er und 1990er Jahren verlassenen Brutplätzen der östlichen Kolonien der Fildes-Region stetig zu (siehe auch Braun et al., 2017a).

Abbildung 9: 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 2015/16 bis 2017/18), Farben der Ringe entsprechen dem Grad der menschlichen Störung: grün – gering, gelb – mittel, rot – hoch (basierend auf eigenen Beobachtungen)



Im Einzelnen stieg die Brutpaarzahl in der Mehrzahl der einzelnen Riesensturmvogelkolonien gegenüber den Vorjahren teilweise deutlich an (Abbildung 10 & Abbildung 11). Bemerkenswert ist jedoch der starke Anstieg der Brutpaarzahl in der nördlichsten Kolonie (Nord) in der Saison 2015/16, während südlich davon (Priroda) die beiden Teilkolonien weiter schrumpften. Als Ursache für die gegenläufige Entwicklung in diesen, nur ca. 1 km voneinander entfernten Kolonien wird das unterschiedliche Ausmaß menschlicher Störung, insbesondere durch Besucher der Feldhütte Priroda (Stationsmitglieder, Touristen), vermutet (Braun et al., 2017a). In den darauffolgenden Saisons 2016/17 und 2017/18 wuchsen beide Kolonien in gleichem Maße an (Abbildung 10). In der Saison 2017/18 wurde mit 35 BP die bislang höchste auf Ardley Island registrierte Brutpaarzahl erfasst (Abbildung 10). Eine deutliche Zunahme der Brutpaarzahl verzeichnete aktuell die Kolonie auf Diomedea Island (Abbildung 10), die unmittelbar in der Hauptflugschneise des nahe gelegenen Flughafens liegt und somit einer erheblichen Belastung durch an- und abfliegende Flugzeuge unterliegt, was auf einen deutlichen Gewöhnungseffekt hinweist (Braun et al., 2017a). Daneben wuchs die Kolonie an der Halbinsel Nebles Point im äußersten Nordosten der Fildes Peninsula auf 39 BP in der Saison 2016/17 an. Die größte Kolonie der Fildes-Region mit bis zu 152 BP befindet sich auf Two Summit Island (Abbildung 11). Die geringste Brutpaarzahl wurde nach wie vor in der Kolonie am Halfthree Point verzeichnet (Abbildung 11; Braun et al., 2017a).

Abbildung 10: Brutpaarzahlen und Bruterfolg des Südlichen Riesensturmvogels (*Macronectes giganteus*) in den Kolonien A – E der Fildes-Region; zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der Y-Achsen. Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.

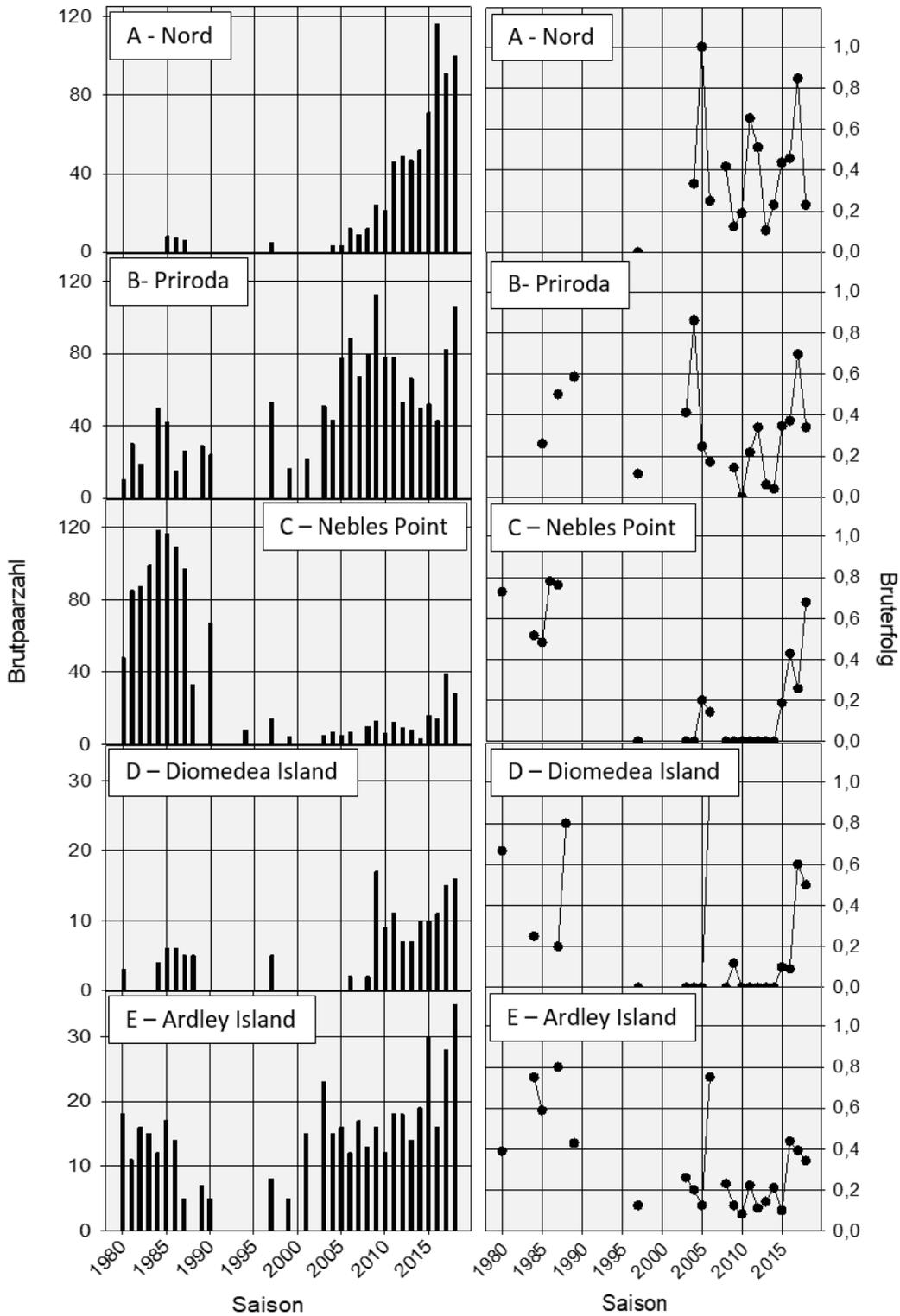
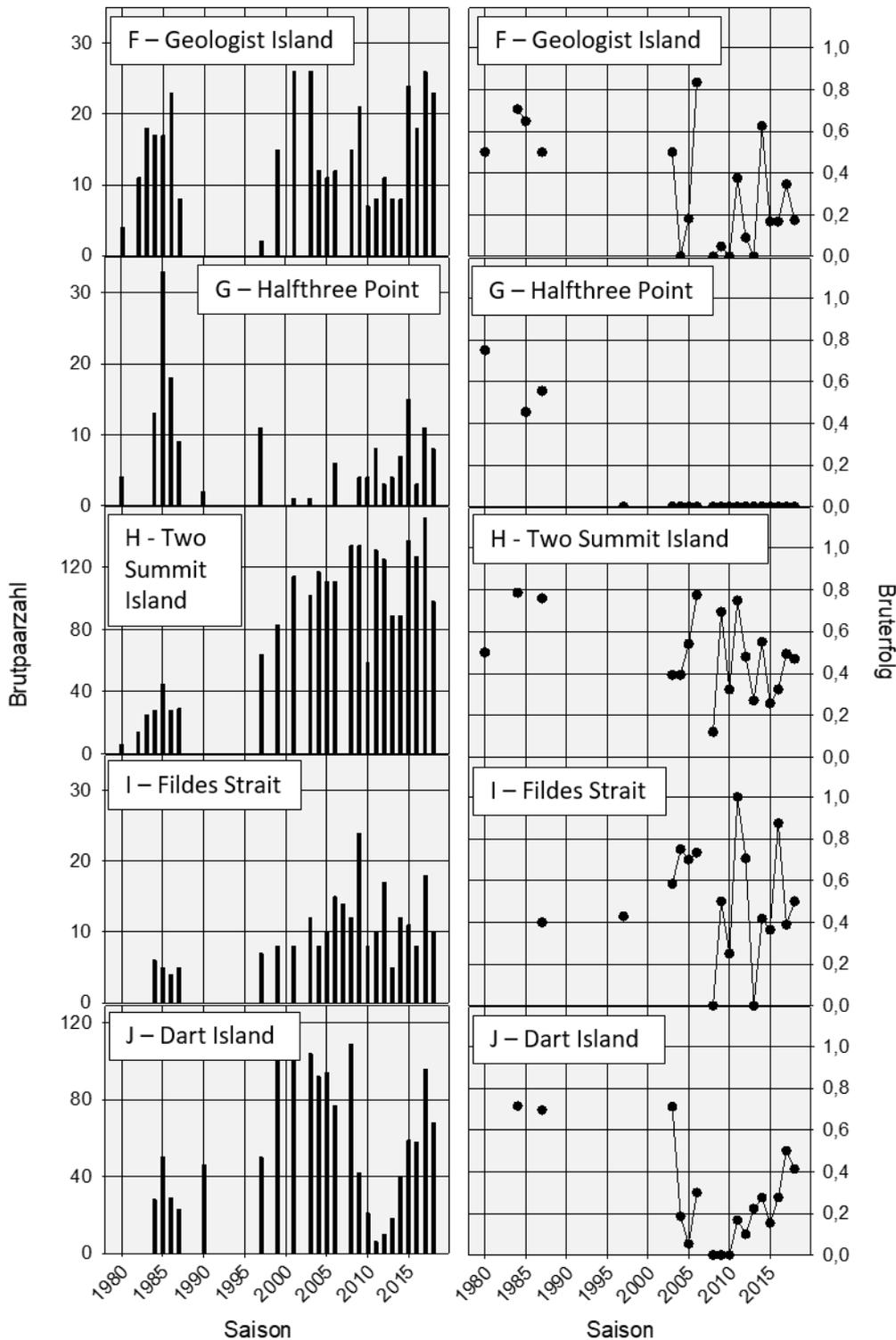


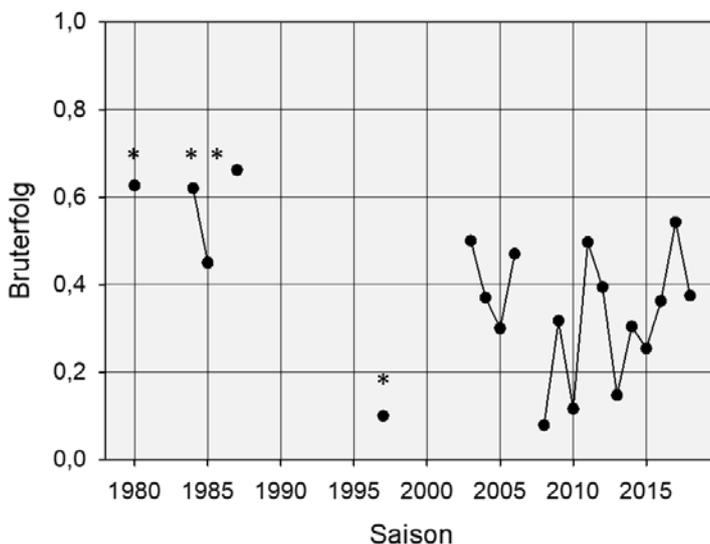
Abbildung 11: Brutpaarzahlen und Bruterfolg des Südlichen Riesensturmvogels (*Macronectes giganteus*) in den Kolonien F – J der Fildes-Region; Zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der Y-Achsen. Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.



Eine Brutplatzverschiebung infolge anthropogener Einflüsse, wie z. B. Stationsbau oder häufige Störungen durch Besucher, wie sie in den vergangenen Jahren wiederholt nachgewiesen werden konnte (Peter et al., 1991; Chupin, 1997; Braun et al., 2012; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a), wurde im Untersuchungszeitraum (Saisons 2015/16, 2016/17 und 2017/18) nicht beobachtet.

Der anhand der Langzeitdaten errechnete mittlere Gesamtbruterfolg liegt in der Fildes-Region bei $0,34 \pm 0,14$ Jungvögeln pro Brutpaar. In den Saisons 2015/16 bis 2017/18 belief sich die Zahl erfolgreich aufgezogener Jungvögel zwischen 0,36 und 0,54 Jungvögel pro Brutpaar und lag damit moderat bis deutlich über dem langjährigen Mittel (Abbildung 12). In der Saison 2016/17 wurde der seit den 2000er Jahren höchste Bruterfolg verzeichnet (Abbildung 12). Dennoch ist der Bruterfolg des Südlichen Riesensturmvogel in der Fildes-Region nach wie vor deutlich geringer als der anderer Brutgebiete (ACAP, 2018b).

Abbildung 12: Gesamtbruterfolg des Südlichen Riesensturmvogels (*Macronectes giganteus*) in der Fildes-Region (* Daten unvollständig, kein Bruterfolg für Kolonien F, H & J erfasst; Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.)

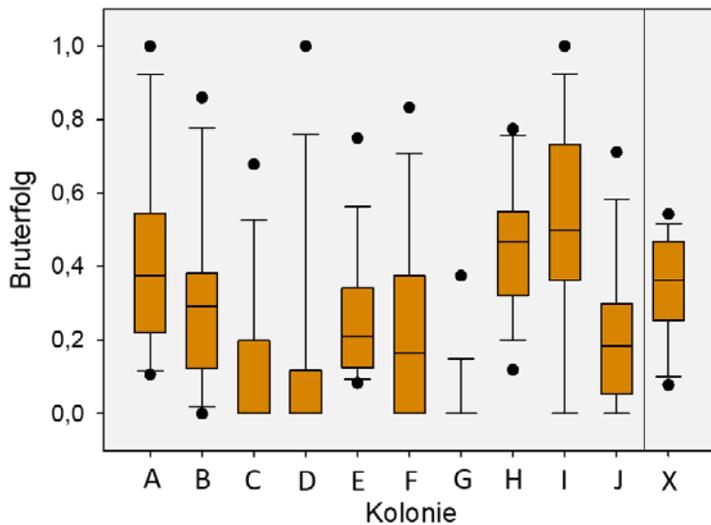


Im Vergleich zu den in Braun et al. (2017a) dargestellten Bruterfolgstrends in den einzelnen Kolonien der Fildes-Region sind keine wesentlichen Veränderungen erkennbar (Abbildung 10 & Abbildung 11), wobei die jährlichen Schwankungen teilweise erheblich sind.

Während des Untersuchungszeitraums wurden in den Kolonien im Norden und nahe der russischen Feldhütte Priroda mit 0,88 bzw. 0,70 Jungvögeln pro Brutpaar in der Saison 2016/17 am erfolgreichsten Junge aufgezogen (Abbildung 10). Eine deutliche Zunahme an flüggen Jungvögeln wurde auch in der zunehmend größer werdenden Kolonie am Nebles Point verzeichnet (Abbildung 10). Dies ist insofern erwähnenswert, da die dortige Kolonie aufgrund starker menschlicher Störung zeitweise beinahe erloschen war (Peter et al., 2008). Ein verhältnismäßig hoher Bruterfolg von 0,60 Jungvögeln pro Brutpaar – bei jedoch nur 15 BP – wurde auch auf der unmittelbar innerhalb der Einflugschneise der Landebahn gelegenen Insel Diomedea Island verzeichnet (Abbildung 10). Dagegen war der Bruterfolg in den übrigen Kolonien meist deutlich geringer (Abbildung 10 & Abbildung 11). Als Ursachen für diese Unterschiede werden menschliche Störung und/oder Prädation durch Skuas vermutet. So konnte im Gebiet Great Wall/Halfthree Point seit Errichtung der chinesischen Station Great Wall in den 1980er Jahren trotz mehrfach begonnener Bruten keine erfolgreiche Jungenaufzucht durch Riesensturmvögel beobachtet werden (Abbildung 9).

Generell unterscheiden sich die einzelnen Riesensturmvogelkolonien in der Fildes-Region hinsichtlich ihres durchschnittlichen Bruterfolgs über die Jahre hinweg teilweise deutlich voneinander (Abbildung 13). Am höchsten war der mittlere Bruterfolg der Riesensturmvögel in den Kolonien Fildes Strait, Two Summit Island und Nord. In diesen Gebieten ist – basierend auf eigenen Beobachtungen – das Niveau menschlicher Störungen am geringsten (Braun et al., 2017a). In allen anderen Kolonien zogen Riesensturmvögel im Mittel deutlich weniger Jungvögel erfolgreich auf (Abbildung 13).

Abbildung 13: Unterschiede im Bruterfolg zwischen den einzelnen Riesensturmvogelkolonien der Fildes-Region; Koloniebezeichnung nach Peter et al., 2008, X = Gesamtbruterfolg der Fildes-Region, im Boxplot dargestellt sind Median, unteres und oberes Quartil sowie Ausreißer (Punkte).



In Übereinstimmung mit der beobachteten Zunahme des Bestandes an Riesensturmvögeln in der Fildes-Region nahm die für King George Island angegebene Brutpaarzahl nach einer stabilisierenden Phase (Braun et al., 2017a) ebenfalls zu (Angabe für 2008 bis 2016; Braun et al., 2017a) und wird für 2017 mit insgesamt 1.916 angegeben (ACAP, 2018c). Daneben zeigte die Kolonie der benachbarten Stansbury Peninsula im Norden von Nelson Island ebenfalls einen Anstieg der Brutpaarzahl (siehe Kap. 3.7). Aktuell wird für Nelson Island ein Brutpaarbestand von mindestens 721 BP genannt, und der Bestand wird als stabil eingeschätzt (ACAP, 2018d: Kükenzählung, Angabe für 2002 bis 2011). Des Weiteren wurde von einer starken Zunahme von Riesensturmvögeln in einer Kolonie auf der im Nordosten King George Islands gelegenen Penguin Island berichtet (pers. Mittg. D. Fletcher; ACAP, 2018e). Dennoch bedeutet der weiterhin geringe Bruterfolg in der Fildes-Region langfristig ein hohes Risiko für den lokalen Riesensturmvogelbestand (Woehler et al., 2003; Patterson et al., 2008; Dunn et al., 2016b).

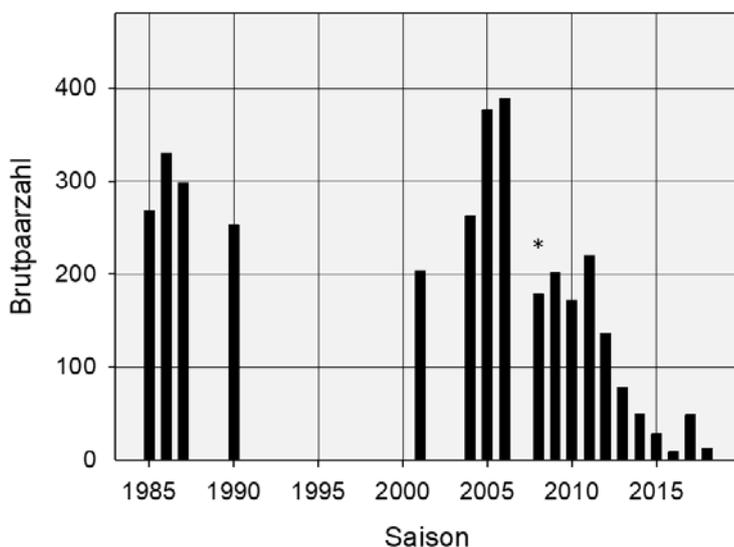
In der Vergangenheit wurde ein erheblicher Rückgang der Population des Südlichen Riesensturmvogels um ca. 20 % auf 38.000 BP im Jahr 2000 beschrieben (Patterson et al., 2008). Aktuelle Schätzungen geben eine globale Population von 65.000 – 100.000 BP an (BirdLife International, 2018f). Neuere Daten von Signy Island und South Orkney Islands (Dunn et al. 2016) belegen eine aktuelle Abnahme der dortigen Riesensturmvogelpopulation, während der Großteil der veröffentlichten Studien stabile oder wachsende Brutpaarzahlen zeigt, z. B. für die Falkland-Inseln (Reid & Huin, 2005; Reid & Huin, 2008), Patagonien (Quintana et al., 2006) und einigen subantarktischen Inseln (Ryan et al., 2009; Cuthbert et al., 2014; ACAP, 2018b). Dies deckt sich mit den wiederholt aufgezeigten unterschiedlichen Trends für diese Art im Bereich der Antarktischen Halbinsel und der Ostantarktis (z. B. Micol & Jouventin, 2001; Creuwels et al., 2005; Lynch et al., 2008; Patterson et al., 2008; Dunn et al., 2016b; ACAP, 2018b). Da insbesondere die beiden größten Brutgebiete, Falkland-Inseln und Südgeorgien, ein Wachstum der Bestände zeigen, gilt der Gesamtbestand des Südlichen Riesensturmvogels derzeit insgesamt als zunehmend und damit als nicht gefährdet (IUCN-Status ‚least concern‘, BirdLife International 2018k).

2.6 Kapsturmvogel (*Daption capense*)

Das Verbreitungsgebiet des Kapsturmvogels (*Daption capense*) erstreckt sich zirkumpolar auf die Südhemisphäre. Brutgebiete dieser Art befinden sich v. a. an der Antarktischen Halbinsel, Südgeorgien sowie auf verschiedenen antarktischen und subantarktischen Inseln (del Hoyo et al., 1992). Der globale Bestand dieser Art gilt mangels gegenteiliger Belege als stabil (IUCN-Status ‚least concern‘) und wird aktuell auf über 2 Millionen Exemplare geschätzt (Brooke, 2004; BirdLife International, 2018p).

Im Rahmen des Brutvogelmonitorings in der Fildes-Region in den Saisons 2015/16 bis 2017/18 wurde eine weitere starke Abnahme des Brutpaarbestands des Kapsturmvogels deutlich (siehe auch Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a). In der Saison 2015/16 wurde mit 9 gezählten Brutpaaren der bislang geringste Bestand seit Beginn der Erfassung 1984/85 erfasst. In der folgenden Saison 2016/17 erholte sich der Bestand leicht und belief sich auf 49 BP. Dagegen wurde in der Saison 2017/18 mit nur 20 BP erneut ein Einbruch der Brutpaarzahl registriert. Damit ist der lokale Bestand dieser Art seit 1984/85 um ca. 93 % geschrumpft (Abbildung 14).

Abbildung 14: Entwicklung der Brutpaarzahl des Kapsturmvogels (*Daption capense*) in der Fildes-Region seit den 1980er Jahren (* unvollständige Erfassung; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.)



Entsprechend der geringen Brutpaarzahlen waren in den Saisons 2015/16 bis 2017/18 mit 3, 13 bzw. 6 Brutplätzen nur sehr wenige der mittlerweile bekannten 40 Kolonien besetzt (Abbildung 15 & Abbildung 16). Auffallend ist das starke Schrumpfen bzw. das komplette Verschwinden einiger bekannter Kolonien, wie z. B. südlich des Flat-Top-Felsens im Südwesten sowie am Halfthree Point im Südosten der Fildes Peninsula (Abbildung 16).

Abbildung 15: Lage und Größe der Brutkolonien des Kapsturmvogels (*Daption capense*) in den Saisons 2015/16 bis 2017/18

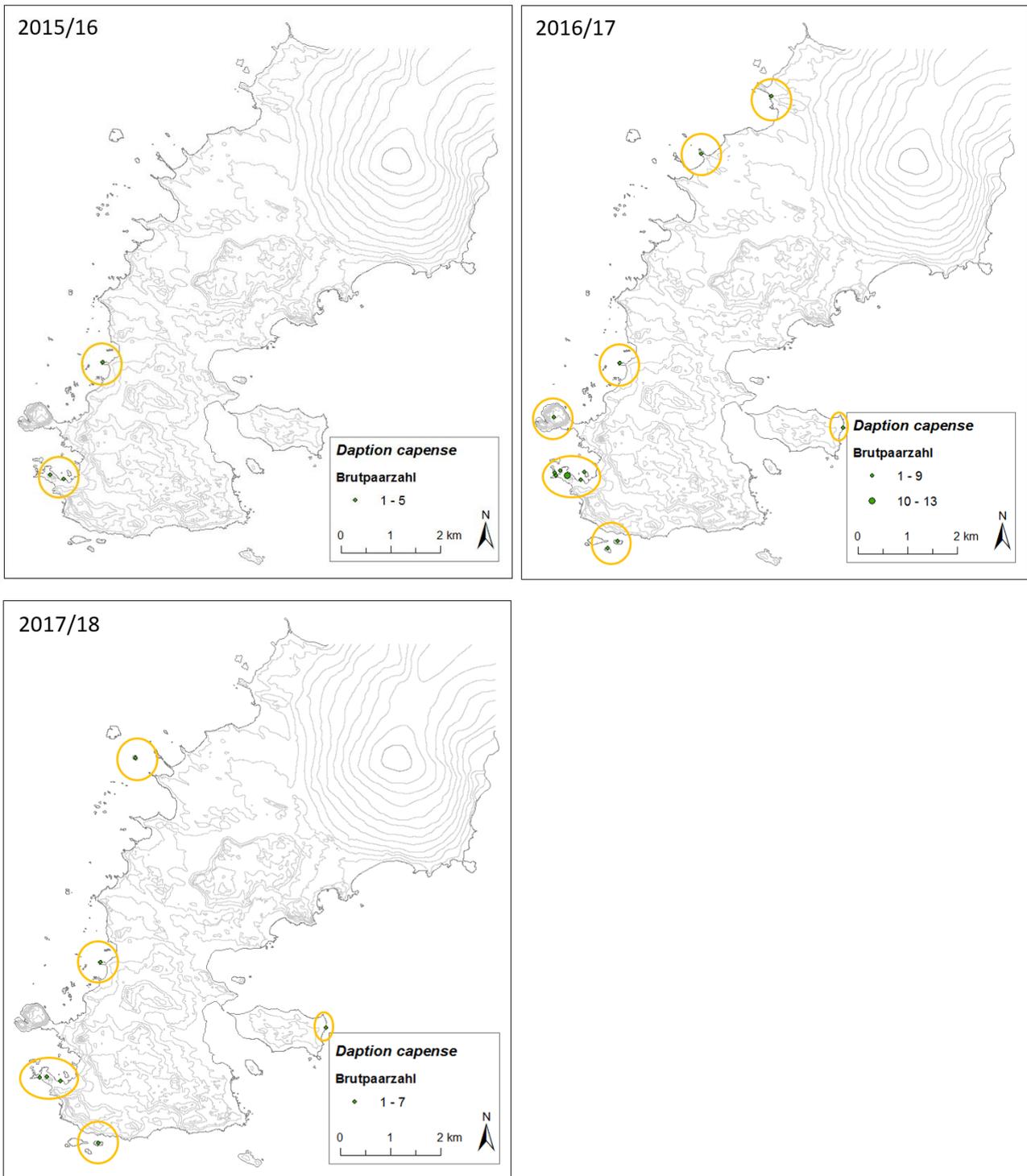
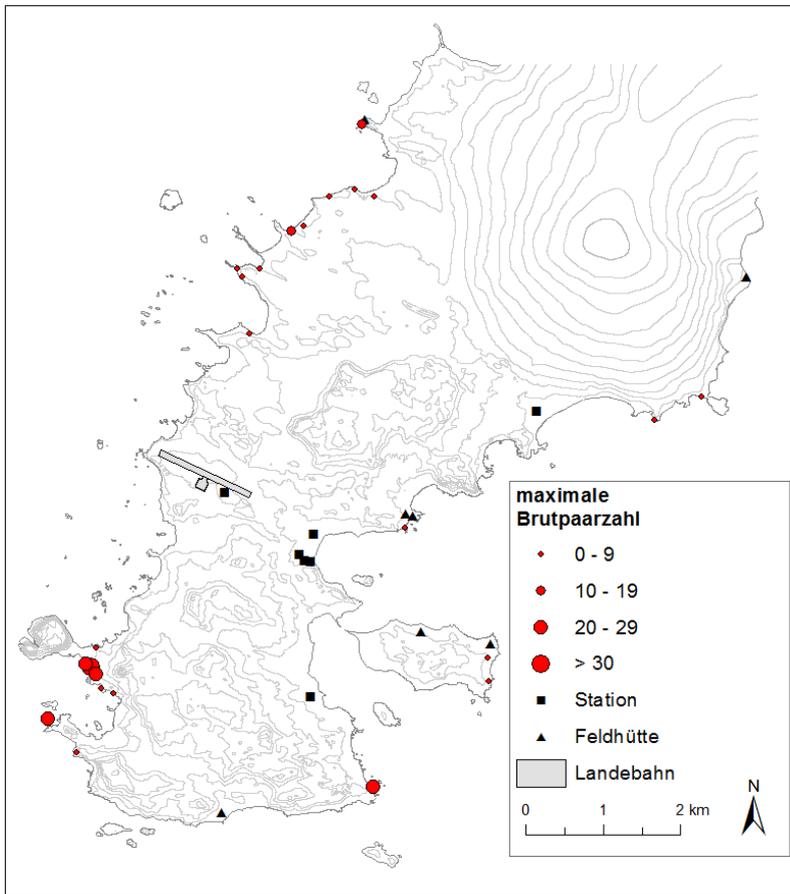


Abbildung 16: Lage der in den Saisons 2015/16 bis 2017/18 bekannten verlassenen Brutplätze des Kapsturmvogels (*Daption capense*) mit Angabe der maximalen Brutpaarzahl (Daten aus 2003/04 – 2005/06 und 2008/09 und 2017/18)



Weidinger (1996) und Soave et al (2000) berichteten in den 1990er Jahren noch von Brutpaarzahlen des Kapsturmvogels von 2.000 – 3.000 bzw. 1.500 in der Fildes-Region, der Nordküste Nelson Islands und den angrenzenden Inseln. Umso deutlicher wird der dramatische Populationsrückgang in Anbetracht der aktuellen Bestandserfassungen. Möglicherweise sind ungünstige natürliche Faktoren wie Witterungsbedingungen und/oder Nahrungsverfügbarkeit für den drastischen Bestandsrückgang des Kapsturmvogels in den vergangenen Jahren verantwortlich (Braun et al., 2017a). Da der Rückgang dieser Art im Untersuchungsgebiet auch in für Besucher schwer zugänglichen Gebieten zu beobachten ist, scheinen direkte menschliche Einflüsse, wenn überhaupt, nur eine untergeordnete Rolle zu spielen.

Ein überregionaler Vergleich des gravierenden Bestandsrückgangs des Kapsturmvogels in der Fildes-Region ist aufgrund mangelnder vergleichbarer Erfassungen in der Antarktis kaum möglich.

Möglicherweise stellen die hier dargestellten Ergebnisse einen ersten Hinweis auf eine negative regionale Entwicklung der Population dieser Art dar.

2.7 Rußalbatros (*Phoebetria palpebrata*)

Rußalbatrosse (*Phoebetria palpebrata*) weisen eine zirkumpolare Verbreitung auf und brüten auf zahlreichen subantarktischen Inseln nahe der antarktischen Konvergenz zwischen 46° und 55° S (Marchant & Higgins, 1990b). Die Weltpopulation wird auf ca. 19.000 – 24.000 Brutpaare geschätzt (BirdLife International, 2018g). Aktuell wird diese Art aufgrund von Auswirkungen von Fischereiaktivitäten und in Brutgebiete eingeschleppten Prädatoren als ‚near threatened‘ eingestuft

(ACAP, 2018a; BirdLife International, 2018g) und ist Gegenstand des Übereinkommens zum Schutz der Albatrosse und Sturmvögel (ACAP). Rußalbatrosse brüten aufgrund des langen Brutzyklus von bis zu sieben Monaten gewöhnlich nur alle zwei Jahre (Kerry & Garland, 1984; Jouventin & Weimerskirch, 1988; Thomas et al., 2009). Von Rußalbatrossen ist eine ausgeprägte Flugbalz, in Form eines hochkoordinierten Synchronfluges, bekannt (Marchant & Higgins, 1990b).

Bereits Ende der 1970er Jahre wurde die Beobachtung eines mit dem Rußalbatros verwandten Dunkelalbatros (*Phoebastria fusca*) in der Admiralty Bay, KGI, dokumentiert (Jablonski, 1986). Ebenfalls dort wurde im Januar 1988 ein Rußalbatros beobachtet (Sierakowski, 1991). Die frühesten Berichte über Beobachtungen von Rußalbatrossen in der Fildes-Region stammen aus dem Jahr 1984, wo aufgrund des auffälligen Synchronfluges zweier Vögel bereits ein Brutverdacht geäußert wurde (Peter et al., 1988). Alle bekannten Sichtungen und Brutnachweise aus dem Untersuchungsgebiet sind in Tabelle 2 aufgeführt. Beinahe alle Beobachtungen stammen aus dem Gebiet um den Flat-Top-Felsen (Tabelle 2), dem südlichsten bekannten Brutplatz dieser Art (Lisovski et al., 2009).

Die charakteristischen Paarflüge von Rußalbatrossen wurden in der Fildes-Region in mehreren Saisons (1984/85, 2004/05, 2012/13, 2014/15) beobachtet. Bruten wurden bislang für die Saisons 2008/09, 2011/12 und 2013/14 nachgewiesen (Peter et al., 2008; Lisovski et al., 2009; Braun et al., 2017a). In der Saison 2015/16 wurden an vier Tagen sowie in der Saison 2017/18 an einem Tag jeweils mehrere Rußalbatrosse gleichzeitig beobachtet. In der Saison 2017/18 gelang keine Beobachtung dieser Art (Tabelle 2). Eine erneute Brut von Rußalbatrossen konnte in den vergangenen drei Saisons nicht nachgewiesen werden.

Tabelle 2: Übersicht über alle Beobachtungen von Rußalbatrossen in der Fildes-Region; Fett gedruckt sind die Jahre mit nachgewiesenen Bruten.

Status	Datum	Ort	Anzahl Vögel	Anzahl Nester	Quelle	Bemerkung
Sichtung 1985	19.11.1984	Flat Top-Felsen, Geografenbucht	4		Peter et al., 1988	davon 2 in Synchronflug (Paarverhalten)
Sichtung 1985	17.01.1985	Flat Top-Felsen	2		Peter et al., 1988	segelnd
Sichtung 1985	01.02.1985	Flat Top-Felsen	2		Peter et al., 1988	segelnd
Sichtung 1985	02.03.1985	Fildes Strait, westl. von Dart Island	2		Peter et al., 1988	segelnd
Sichtung 1988	27.10.1987	Diomedea Island	1		Nadler & Mix, 1989	mit Riesensturmvögeln kreisend
Sichtung 1992	04.01.1992	Fildes Strait, Stansbury Pen.	je 1		Lumpe & Weidinger, 2000	fliegend
Sichtung 2005	01.01.2005	Flat Top-Felsen	3	0	Peter et al., 2008	um Flat Top kreisend, zwei Vögel im Synchronflug
Sichtung 2008	06.01.2008	Flat Top-Felsen	2	0	pers. Mittg. H.-U. Peter	im Synchronflug

Status	Datum	Ort	Anzahl Vögel	Anzahl Nester	Quelle	Bemerkung
Brut 2009	25.12.2008	Flat Top-Felsen	9	5	Lisovski et al., 2009; Peter et al., 2013	erster Nachweis von Brut und Jungvögeln
Sichtung 2010	21.01.2010	Flat Top-Felsen	1	0	Peter et al., 2013	fliegend
Sichtung 2011	10.01. 2011	Flat Top-Felsen	5	0	Peter et al., 2013	fliegend
Brut 2012	15.01. 2012	Flat Top-Felsen	1	1	Peter et al., 2013	keine Jungvögel beobachtet
Sichtung 2012	10.02. 2012	Station Bellingshausen	1	0	Peter et al., 2013	Überflug
Sichtung 2013	14.01. 2013	Flat Top-Felsen	1	0	Braun et al., 2017a	fliegend
Sichtung 2013	15.01. 2013	Flat Top-Felsen	2	0	Braun et al., 2017a	Synchronflug
Brut 2014	24.01.2014	Flat Top-Felsen	2	2	Braun et al., 2017a	keine Jungvögel beobachtet
Sichtung 2015	13.12. 2014	Flat Top-Felsen	2	0	Braun et al., 2017a	Synchronflug
Sichtung 2016	13.12. 2015	Flat Top-Felsen	2	0	vorliegende Studie	fliegend
Sichtung 2016	17.12. 2015	Flat Top-Felsen	3	0	vorliegende Studie	fliegend
Sichtung 2016	05.01. 2016	Flat Top-Felsen	3	0	vorliegende Studie	fliegend
Sichtung 2016	13.01. 2016	Flat Top-Felsen	6	0	vorliegende Studie	fliegend
Sichtung 2017	09.01.2017	Flat Top-Felsen	3	0	vorliegende Studie	fliegend

2.8 Weißgesichtscheidenschnabel (*Chionis alba*)

Im Gegensatz zum Zeitraum davor (Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a) konnten nur in einem (Saison 2016/17) von drei Beobachtungsjahren eine Brut des Weißgesichtscheidenschnabels (*Chionis alba*) dokumentiert werden. Sichtungen dieser Art gelangen jedoch gelegentlich, so z. B. im November 2016 am bekannten Brutplatz im äußersten Südwesten der Fildes Peninsula (2 Individuen beobachtet) sowie im Dezember 2015 in einer kleineren Pinguinkolonie an der West-Küste der Fildes Peninsula (3 Individuen). In der Pinguinkolonie auf Ardley Island wurden Weißgesichtsscheidenschnäbel regelmäßig zwischen Oktober und Dezember 2017 beobachtet. Zwischen 1979/80 und 1989/90 sowie in der Saison 1995/96 wurden regelmäßig bis zu 5 Brutpaare jährlich registriert (Braun et al., 2017a). Die Gründe für die aktuelle Rückläufigkeit der Brutpaarzahl von Weißgesichtsscheidenschnäbeln in der Fildes-Region bleiben unklar, zumal an der Westküste der Fildes Peninsula nach wie vor zahlreiche Pinguinkolonien als Nahrungsquelle zur Verfügung stehen, darunter auch sehr große, wie z. B. auf Withem Island mit mehr als 10.000 BP (siehe

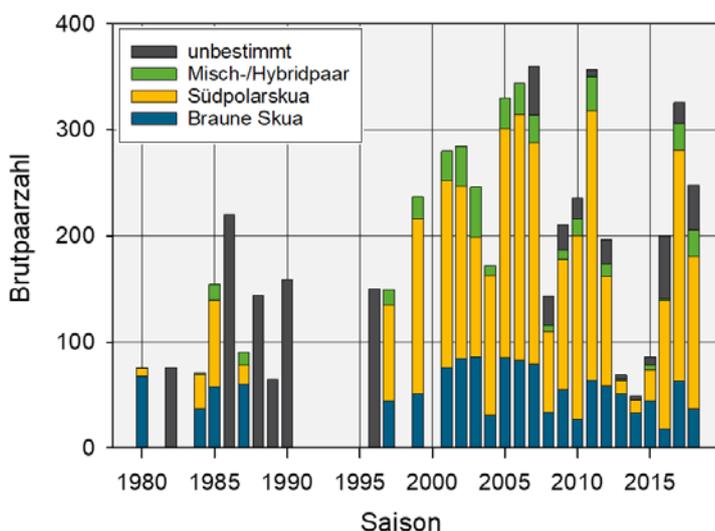
Kap. 2.4.2). Möglicherweise besteht jedoch ein Zusammenhang mit dem starken Rückgang des Kapsturmvogelbestands im Südwesten der Fildes Peninsula (siehe Kap. 2.6).

2.9 Skuas (*Catharacta spec.*)

Im Rahmen des Brutvogelmonitorings liegen inzwischen Daten des Skuabestands aus insgesamt 29 Jahren über einen Zeitraum von 38 Jahren seit Beginn der Erfassung in der Saison 1979/80 vor. Da im Untersuchungsgebiet die beiden Arten Braune Skua (*Catharacta antarctica lonnbergi*) und Südpolarskua (*C. maccormicki*) gemeinsam vorkommen und hybridisieren (Ritz et al., 2006), erfolgt die Zuordnung des Paartyps anhand beider artbestimmter Partner eines Brutpaares (Braune Skua, Südpolarskus, Hybride & Mischpaare). Ist die Artzugehörigkeit eines Partners nicht bekannt oder wurde generell auf eine Artbestimmung verzichtet (v. a. in den 1980er und 1990er Jahren), wird das Brutpaar als ‚unbestimmt‘ klassifiziert (Braun et al., 2017a).

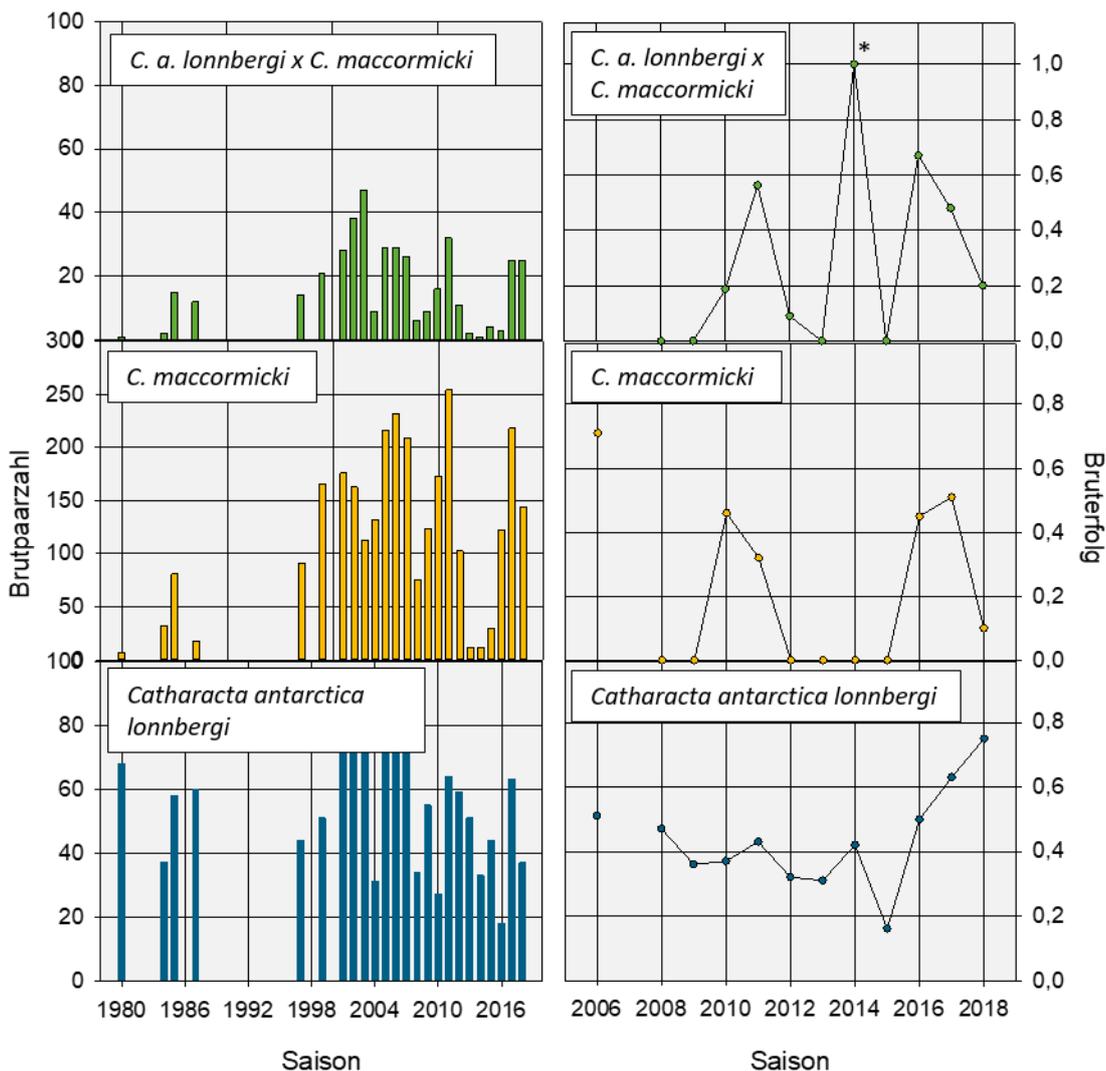
Nach mehreren Saisons mit starken Einbrüchen des Skuabestands in der Fildes-Region (Braun et al., 2017a) stieg die Gesamtzahl brütender Skuas in den vergangenen drei Saisons deutlich an und erreichte in der Saison 2016/17 mit 326 BP einen der höchsten Werte in der inzwischen 29 Jahre umfassenden Datenreihe seit Beginn der langjährigen Erfassung (Abbildung 17). Im Langzeitvergleich erweisen sich die Bestände der beiden Skuaarten sowie von Misch- bzw. Hybridpaaren nach wie vor als stabil und zeigen keinen Trend (Abbildung 18; Braun et al., 2017a). Bezieht man jedoch die Gesamtzahl aller Skuabrutpaare, inklusive derjenigen Paare deren Artzugehörigkeit in der Vergangenheit nicht bestimmt wurde, ein, nahm der Skua-Bestand in der Fildes-Region seit 1979/80 trotz starker Schwankungen deutlich zu (Abbildung 17). Dabei deutet sich hinsichtlich der Entwicklung der Brutpaarzahl beider Skuaarten eine gleichförmige Entwicklung an (Pearson-Korr.: $r = 0,40$, $p = 0,051$, $n = 24$). Dies weist trotz unterschiedlicher Nahrungspräferenzen (Reinhardt et al., 2000; Hahn & Bauer, 2008; Hahn et al., 2008) auf eine im Allgemeinen ähnliche Reaktion beider Arten auf bestimmte natürliche Umweltbedingungen, z. B. auf die Schneebedeckung zu Beginn der Brutsaison, hin.

Abbildung 17: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Braunen Skuas (*Catharacta antarctica lonnbergi*), Südpolarskuas (*C. maccormicki*) sowie deren Misch- & Hybridpaaren (*C. antarctica lonnbergi* x *C. maccormicki*) in der Fildes-Region zwischen 1979/80 und 2017/18. 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.



Im Einzelnen betrachtet lag die Brutpaarzahl der Braunen Skua in den Saisons 2015/16 und 2017/18 mit 18 bzw. 37 BP teilweise deutlich unterhalb des langjährigen Mittels von 55 ± 20 , in der Saison mit 63 BP 2016/17 darüber. Die Brutpaarzahl der Südpolarskuas erholte sich während des Untersuchungszeitraums nach dem in Braun et al. (2017a) dokumentierten Einbruch wieder und erreichte in den Saisons 2015/16 und 2017/18 mit 122 bzw. 144 BP wieder Werte im Bereich bzw. oberhalb des langjährigen Mittels von 121 ± 77 BP (Abbildung 18). In der Saison 2016/17 erreichte die Zahl brütender Südpolarskuas mit 218 BP den dritthöchsten Wert seit Beginn der Erfassung (Abbildung 18). Die Zahl der in der Fildes-Region brütenden Misch- und Hybridpaare schwankte ebenfalls stark. In der Saison 2015/16 wurden lediglich drei Misch- bzw. Hybridpaare und in den darauffolgenden Saisons 2016/17 und 2017/18 jeweils 25 Brutpaare dieses Paartyps nachgewiesen (Abbildung 18). Die Zahl der Skuapaare, bei denen der Paartyp nicht bestimmt wurde oder die Artzugehörigkeit eines Partners nicht bekannt war, variierte in den Saisons 2015/16 bis 2017/18 zwischen 20 und 59.

Abbildung 18: Entwicklung der Brutpaarzahl und des Bruterfolgs von Braunen Skuas (*Catharacta antarctica lonnbergi*), Südpolarskuas (*C. maccormicki*) sowie deren Misch- und Hybridpaaren (*C. antarctica lonnbergi* x *C. maccormicki*) in der Fildes-Region zwischen 1979/80 bzw. 2007/08 und 2017/18. Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor (* Wert basiert nur auf einem Brutpaar). Zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der X- und Y-Achsen.

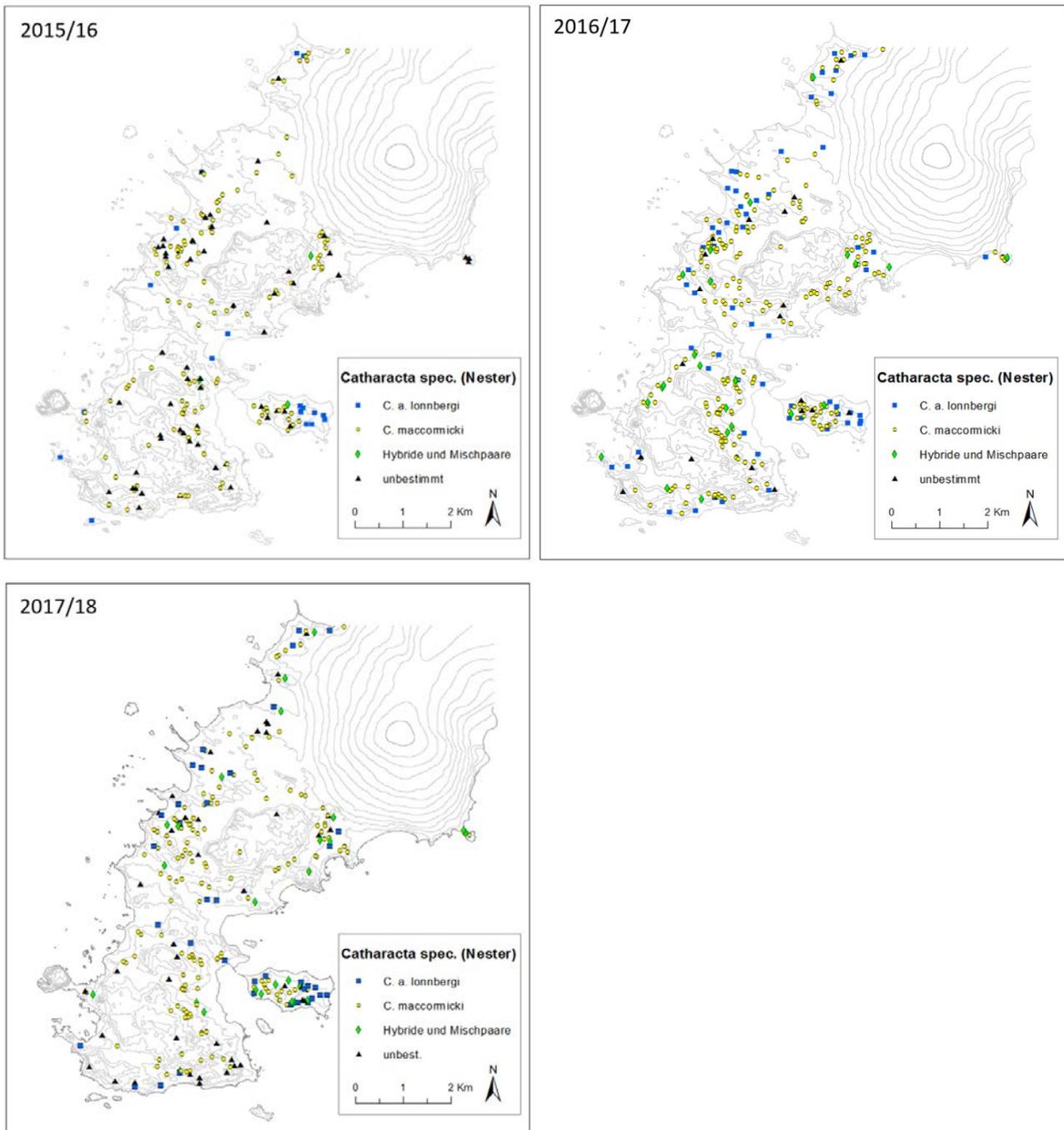


In den Saisons 2015/16 bis 2017/18 zogen verhältnismäßig viele Skuabrutpaare aller drei Paartypen erfolgreich Junge auf. So war der Bruterfolg der Braunen Skuas in diesen drei Brutsaisons überdurchschnittlich hoch (Mittelwert Bruterfolg Braune Skuas: $0,44 \pm 0,15$ Jungvögel pro Brutpaar; Abbildung 18). In der Saison 2017/18 wurde mit 0,75 Jungvögeln pro Brutpaar der höchste Wert für den Bruterfolg der vorliegenden Datenreihe (2005/06 – 2017/18) registriert (Abbildung 18). Südpolarskuas zogen nach vier aufeinanderfolgenden Jahren mit einem kompletten Ausfall der Brut erstmals wieder erfolgreich Junge auf (Abbildung 18). Dabei lag der Wert für den Bruterfolg in den Saisons 2015/16 und 2016/17 deutlich über dem Mittelwert der vorliegenden Datenreihe von $0,21 \pm 0,26$ Jungvögeln pro Brutpaar und erreichte 2016/17 den zweithöchsten Wert der vorliegenden Datenreihe. Dagegen sank die Zahl der erfolgreich aufgezogenen Junge in der Saison 2017/18 deutlich ab (Abbildung 18).

Die vorliegenden Daten zum Bruterfolg der beiden im Untersuchungsgebiet vorkommenden Skuaarten belegen die teils erheblichen jährlichen Schwankungen. Während der Bruterfolg der Braunen Skuas weitgehend stabil blieb, zogen Südpolarskuas nur in sechs von zwölf Saisons überhaupt erfolgreich Junge auf (Braun et al., 2017a). Dementsprechend lässt sich kein statistischer Zusammenhang zwischen der Entwicklung des Bruterfolgs beider Skuaarten der letzten zehn Jahre erkennen (Pearson-Korr.: $r = -0,13$, $p = 0,68$, $n = 12$), d. h. beide Arten reagieren unterschiedlich auf wichtige, für den Bruterfolg relevante Faktoren.

Die räumliche Verteilung der Skuabrutpaare in der Fildes-Region in den Saisons 2015/16 bis 2017/18 zeigt deutlich eine verhältnismäßig starke Konzentration der Nester Brauner Skuas in einigen Gebieten, wie z. B. Ardley Island, sowie an der mittleren und nördlichen Westküste der Fildes Peninsula. Nester von Südpolarskuas waren dagegen deutlich gleichmäßiger im Untersuchungsgebiet verteilt (Abbildung 19). Es ist weiterhin erkennbar, dass nur sehr wenige Skuanester in den höher gelegenen Bereichen Davies Height, Fossil Hill und Südberge (siehe Peter et al., 2008) lagen. Da dies ebenfalls in der Vergangenheit zu beobachten war (Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a), werden diese Gebiete von den Skuas offensichtlich gemieden und nicht zur Brut genutzt. Vermutlich spielen ungünstige Umweltfaktoren, wie z. B. eine deutlich erhöhte Exposition gegenüber Wind, hierbei die Hauptrolle.

Abbildung 19: Verteilung der Skuanester (*Catharacta lonnbergi*, *C. macconnicki*, Hybrid- und Mischpaare, unbestimmter Paartyp) in der Fildes-Region in den Saisons 2015/16 bis 2017/18



Anhand der aktuellen Daten ergeben sich hinsichtlich der Brutpaarzahl und des Bruterfolgs von Skuas zu den in Braun et al. (2017a) getroffenen Aussagen keine zusätzlichen Erkenntnisse. Dem seit Beginn der Erfassung in den 1980er Jahren weitgehend stabilen Bestand Brauner Skuas steht eine starke Zunahme von Südpolar skuas gegenüber. Dabei handelt es sich offenbar um einen antarktischen Trend, der sowohl regional auf den South Shetland Islands (Carneiro et al., 2010; Pereira de Albuquerque et al., 2012; Krietsch et al., 2016), der Antarktischen Halbinsel (z. B. Phillips et al., 2019) als auch in der Ostantarktis nachgewiesen wurde (Micol & Jouventin, 2001; Woehler et al., 2001).

Die starke Divergenz beider Skuaarten hinsichtlich der Entwicklung von Brutpaarzahl und Bruterfolg liegt in der unterschiedlichen Reaktion beider Spezies auf bestimmte Umweltfaktoren begründet. Vor

allein die starke Abhängigkeit der Südpolarskuas von mariner Nahrung – und damit einer stark variablen Nahrungsquelle – scheint für die starken Schwankungen der Brutpaarzahl und des Bruterfolgs dieser Art verantwortlich (Hamer et al., 1991; Reinhardt, 1997a; Hahn et al., 2008). Dagegen besetzt im Untersuchungsgebiet eine große Zahl der Brutpaare Brauner Skuas Nahrungsterritorien in benachbarten Pinguinkolonien, Kolonien anderer Seevögel oder den Forschungsstationen der Region und verfügen somit größtenteils über wesentlich stabilere Nahrungsquellen (Hahn & Peter, 2003; Hahn & Bauer, 2008; Krietsch et al., 2016). Braune Skuas ohne Nahrungsterritorien sowie gegen Ende der Jungenaufzucht nutzen dagegen ebenfalls verstärkt marine Nahrungsquellen, insbesondere Fisch (z. B. Reinhardt, 1997b; Reinhardt et al., 2000; Hahn & Bauer, 2008; Carneiro et al., 2015). Auch Prädation der Gelege und Jungvögel durch Artgenossen kann den Bruterfolg erheblich verringern (Phillips et al., 1998; Reinhardt et al., 2000; Graña Grilli, 2014; Krietsch et al., 2016; Braun et al., 2017a). Lokale klimatische Bedingungen spielen dagegen für die Reproduktion beider Skuaarten vermutlich nur eine untergeordnete Rolle (Hahn et al., 2007).

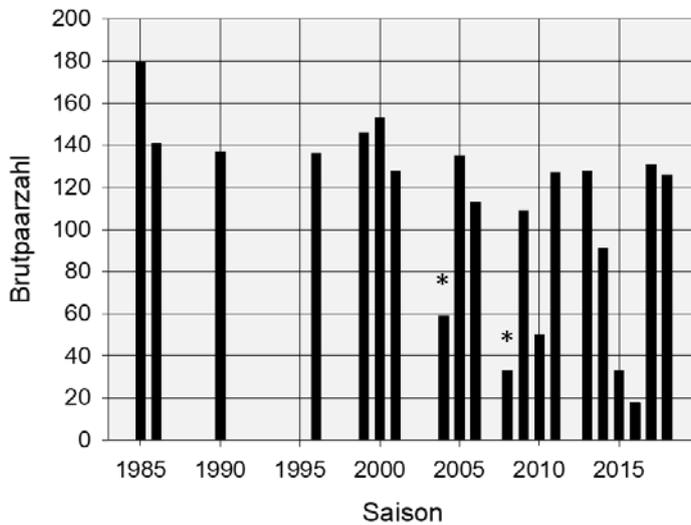
Insgesamt kann sich bei Skuas eine verringerte Verfügbarkeit mariner Nahrungsressourcen in einem Aussetzen der Brut in einer Saison oder in einer schlechten körperliche Verfassung der Elternvögel und einem dadurch verursachten Verlassen der Brut und somit in einem reduzierten Bruterfolg auswirken (Hamer et al., 1991; Phillips et al., 1996; Reinhardt, 1997b; Graña Grilli, 2014; Krietsch et al., 2016; Graña Grilli et al., 2018), wie es jüngst in der Fildes-Region beobachtet wurde (Braun et al., 2017a). Demnach weist die nach den starken Einbrüchen der vergangenen Jahre gestiegene Brutpaarzahl und der erhöhte Bruterfolg auf eine verbesserte Nahrungsverfügbarkeit im Untersuchungszeitraum hin.

Erneut konnte in den Saisons 2015/16 bis 2017/18 das aktive Füttern von Skuas in allen Stationen der Fildes Peninsula beobachtet werden, obwohl diese Praxis im Widerspruch zu den Vorgaben des Madrid-Protokolls (Annex II und III) steht (siehe auch Peter et al., 2008; Braun et al., 2012; Peter et al., 2013; Braun et al., 2014; Braun et al., 2017a).

2.10 Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*)

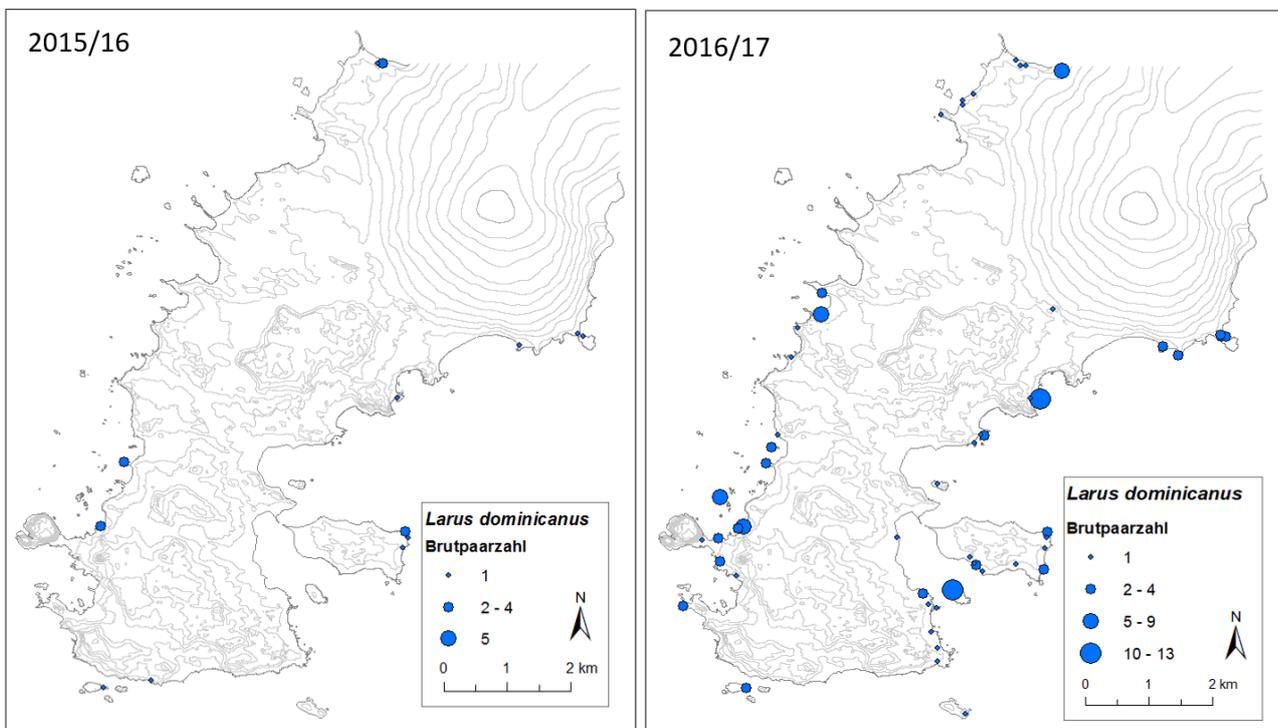
Zum Brutpaarbestand der Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*) in der Fildes-Region liegen vollständige Daten aus 18 Jahren vor, die für einzelne Brutplätze bis zur Saison 1979/80 zurückreichen. Die Zahl der in der Fildes-Region brütenden Dominikanermöwen erreichte in der Saison 2015/16 mit nur 18 BP den tiefsten Wert seit Beginn der Erfassung in der Saison 1984/85 (Abbildung 20). Als Ursache wurde die außerordentlich hohe Schneebedeckung im Frühjahr zu Beginn der Brutzeit vermutet, sodass zahlreiche Brutplätze nicht rechtzeitig zur Verfügung standen und die Brut deshalb oftmals – wie auch bereits in der Saison 2009/10 (siehe auch Peter et al., 2013) – ausgesetzt wurde. In den nachfolgenden Saisons 2016/17 und 2017/18 zeigte der Bestand an Dominikanermöwen mit jeweils 131 bzw. 126 BP eine deutliche Erholung und lag damit über dem langjährigen Mittel von 117 ± 41 BP (Abbildung 20). Im Langzeitvergleich werden die erheblichen Bestandschwankungen deutlich, wobei nach wie vor ein negativer Trend erkennbar ist (Abbildung 20; Braun et al., 2017a).

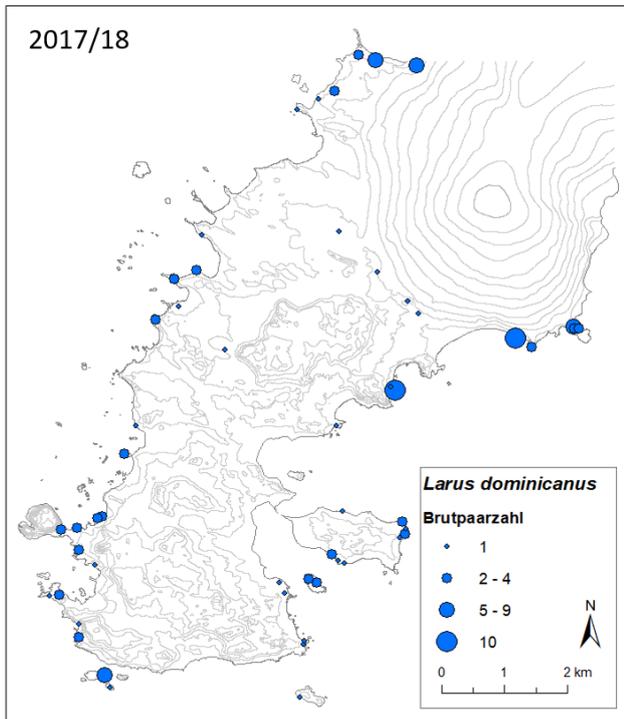
Abbildung 20: Entwicklung der Brutpaarzahl der Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*) in der Fildes-Region seit den 1980er Jahren (* unvollständige Erfassung; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.)



Die Verbreitung der Brutplätze in den Saisons 2015/16 bis 2017/18 ist in Abbildung 21 dargestellt. Von den 148 seit 2003/04 bekannten Brutplätzen waren in diesen drei Saisons zwischen 13 und 54 Brutplätze besetzt. Die größten Kolonien umfassten 13 Brutpaare und befanden sich an der nördlich des Großtanklagers Neftebasa gelegenen Norma Cove sowie auf Geologist Island (Abbildung 21). In den Saisons 2016/17 und 2017/18 wurden erneut einzelne küstenferne Brutten registriert (Abbildung 21; Peter et al., 1988; Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a).

Abbildung 21: Lage und Größe der Brutkolonien der Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*) in den Saisons 2015/16 bis 2017/18

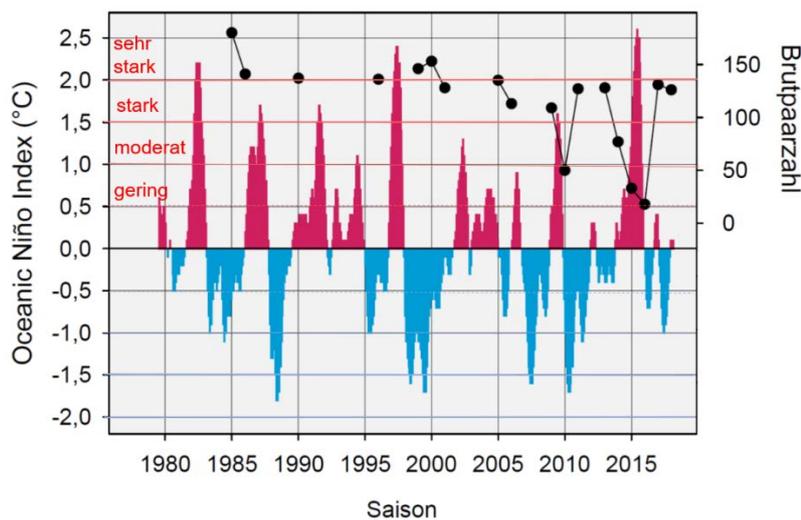




Aufgrund des Mangels an aktuellen veröffentlichten Bestanderhebungen der Dominikanermöwe in der Antarktis lässt sich die Entwicklung des Bestands in der Fildes-Region nur bedingt mit anderen Regionen vergleichen. Für Byers Peninsula, Livingston Island, geben Gil-Delgado et al. (2013) in einem Vergleich zweier zeitlich weit auseinander liegender Erfassungen eine Zunahme oder mindestens einen stabilen Bestand von Dominikanermöwen an (448 Nester in 1965/66 (White, 1965) und 1.884 Individuen in 2008/09). Damit übereinstimmend beschreiben Sander et al. (2006) in allen eisfreien Arealen der Admiralty Bay, KGI, insgesamt eine Zunahme des Brutpaarbestands zwischen 1978/79 (Jablonski, 1986) und 2004/05 von 105 auf 144. Für den Bereich der Keller Peninsula, Admiralty Bay, wird ebenfalls zwischen 1978/79 und 2007/08 eine zunehmende Brutpaarzahl von 51 auf 61 konstatiert (Jablonski, 1986; Branco et al., 2009). Nachfolgend wurde für die Admiralty Bay jedoch eine drastische Abnahme der Möwenbrutpaarzahl in den Saison 2009/10 und 2010/11 auf 20 bzw. 24 verzeichnet (Petersen et al., 2011). Petersen et al. (2011) vermuten einen möglichen Einfluss des zyklisch auftretenden atmosphärisch-ozeanischen Phänomens El Niño-Southern Oscillation (ENSO) auf den Bestand der Dominikanermöwen. Der Zustand dieses Zirkulationssystems lässt sich einerseits aus Temperaturmessungen an der Meeresoberfläche (ozeanische Komponente) im östlich-zentralen Pazifikraum zwischen 120° und 170° W (= Niño-3.4-Region) ableiten. Der daraus errechnete ‚Oceanic Niño Index‘ (ONI) liefert Informationen über die Stärke der Erwärmung ($\text{ONI} \geq 0,5^{\circ}\text{C}$ = El Niño) bzw. Abkühlung ($\text{ONI} \leq -0,5^{\circ}\text{C}$ = La Niña) des Ozeans. Ein starker El Niño bzw. La Niña treten bei einer Erwärmung oder einer Abkühlung von über $1,5^{\circ}\text{C}$ auf. Die atmosphärische Komponente der Zirkulation wird durch den Southern Oscillation Index (SOI: normierte Luftdruckdifferenz zwischen Tahiti und dem australischen Darwin, den beiden Zentren der Southern Oscillation) ausgedrückt. Bei SOI-Werten < -7 wird ein El Niño-Ereignis, bei Werten > 7 ein La Niña-Ereignis angenommen. Gemäß Petersen et al. (2011) decken sich die Saisons mit der geringsten Möwenbrutpaarzahl mit Jahren mit extremen Werten des SOI während des Sommers, sowohl mit geringem SOI als auch mit hohem SOI. Demnach scheinen SOI bzw. El-Niño- und La-Niña-Phänomene möglicherweise die Entscheidung für oder gegen eine Brut in der jeweiligen Saison zu beeinflussen (Petersen et al., 2011). Diese Annahme basiert jedoch auf einer geringen Stichprobe auf der Basis weniger Zähljahre. Anhand der Daten aus der Fildes-Region lässt sich ebenfalls ein Einfluss von El Niño bzw. La Niña, auf die Brutpaarzahl der Dominikanermöwe vermuten. Dabei ließ sich ein deutlicher Zusammenhang zwischen der

Brutpaarzahl und dem ONI für die Dreimonatsmittel September-Oktober-November, Oktober-November-Dezember und November-Dezember-Januar, was dem Zeitraum der Ankunft im Brutgebiet bzw. der Eiablage entspricht, nachweisen (Pearson-Korr. SON, OND, NDJ: $r > -0,73, -0,78, -0,79$, p jeweils $< 0,01$, $n = 18$). So wurden in den Jahren mit moderaten bis sehr starken ONI die niedrigsten Brutpaarzahlen registriert (Saisons 2009/10, 2014/15, 2015/16; Abbildung 22). Umgekehrt brüteten verhältnismäßig viele Möwen in La-Niña-Jahren (z. B. Saisons 1984/85, 1998/99, 1999/2000).

Abbildung 22: Gegenüberstellung des Oceanic Niño Index und der Brutpaarzahlen der Dominikanermöwen in der Fildes-Region (Quelle ONI: http://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php, Zugriff am 24.10.2018) mit Darstellung der Stärke der ONI-Abweichung)



Während an der Antarktischen Halbinsel Fisch und teilweise auch Crustaceen wie Krill einen wesentlich größeren Anteil an der Nahrung von Dominikanermöwen ausmachen (Maxson & Bernstein, 1984; Fraser, 1989; Silva et al., 2001), basiert die Nahrung von Dominikanermöwen im Bereich der South Shetland Islands während der Brutzeit im Wesentlichen auf Napfschnecken der Art *Nacella concinna* (Favero et al., 1997; Favero & Silva, 1998). Verschiedene Studien zeigten eine deutliche Präferenz der Möwen für größere Napfschneckenexemplare (Blankley & Branch, 1985; Silva et al., 1999). Napfschnecken sind in der Fildes-Region im Litoral, d. h. in der Gezeitenzone, weit verbreitet und kommen in allen Größenklassen in großer Zahl vor (Silva et al., 1999). Demnach bilden diese eine stabile Nahrungsquelle für Möwen während der Brutzeit. Somit lässt sich Nahrungsverfügbarkeit als mögliche Ursache für die starke Variabilität der Brutpaarzahl ausschließen. Wahrscheinlicher ist ein starker Einfluss weiterer Umweltfaktoren, wie z. B. SOI (s. o.) und/oder die Schneehöhe im Frühjahr.

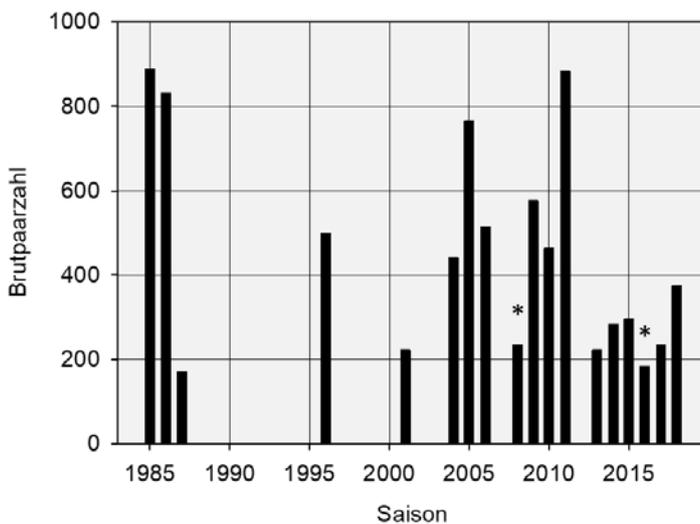
Der auf 3,3 bis 4,3 Millionen Individuen geschätzte globale Bestand der in der Südhemisphäre weit verbreiteten Dominikanermöwe gilt derzeit als wachsend. Daher wird diese Art aktuell in der niedrigsten IUCN-Schutzkategorie ‚least concern‘ geführt (BirdLife International, 2018d).

2.11 Antarktiseeschwalbe (*Sterna vittata*)

Aufgrund der hohen Anfälligkeit von Antarktiseeschwalben gegenüber Umwelteinflüssen und Störungen durch Skuas und menschliche Aktivitäten reagieren die Vögel häufig – innerhalb und zwischen den Saisons – mit Aufgabe der Brut und Verlagerung des Brutplatzes (Parmelee, 1992; Weidinger & Pavel, 2013; BirdLife International, 2018b). Somit ist bei den regelmäßigen Erhebungen der Brutpaarzahl dieser Art mit methodischen Fehlerquellen durch mögliche Mehrfacherfassungen zu rechnen.

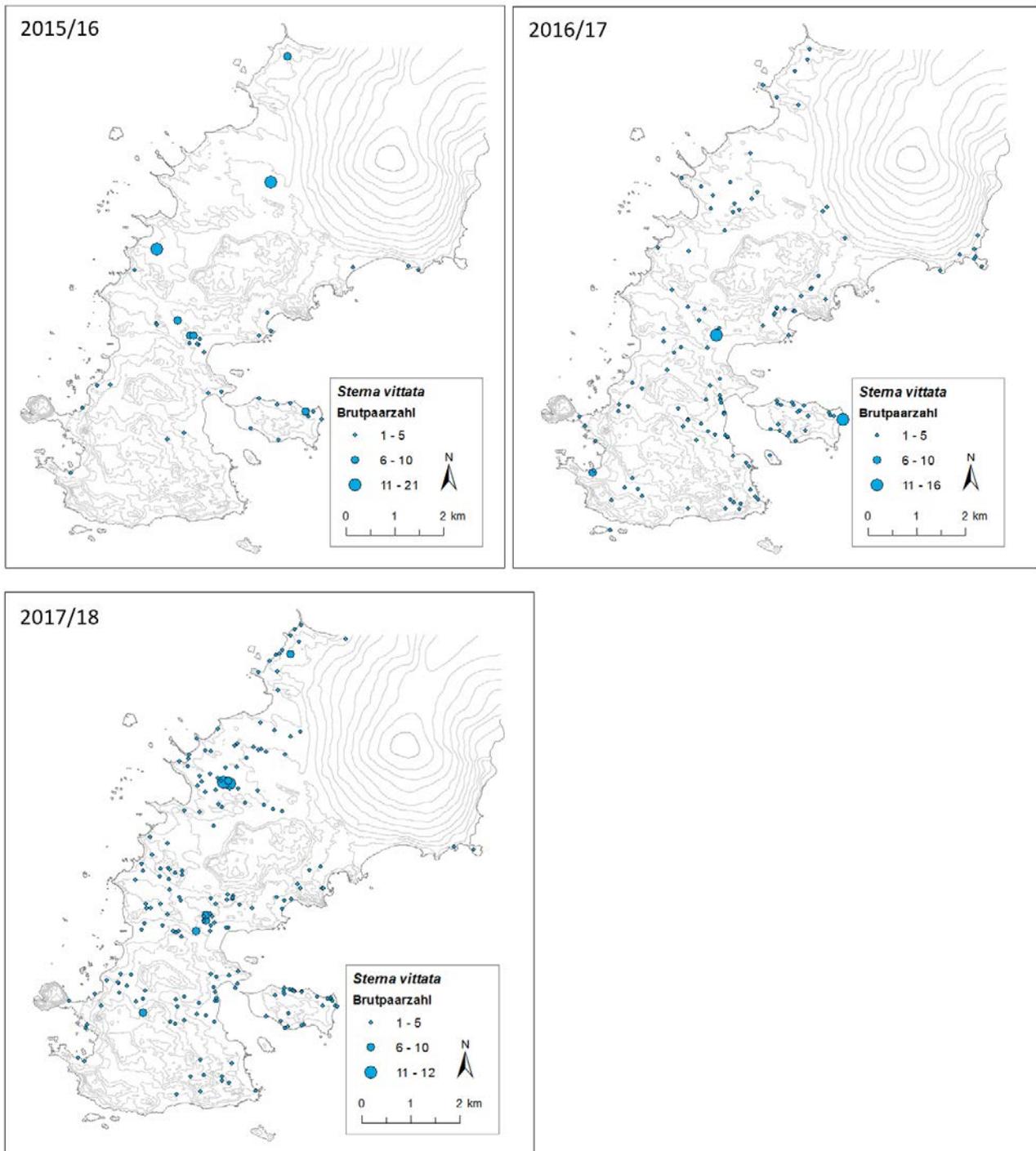
Die flächendeckende Erfassung der Antarktisseeschwalbe (*Sterna vittata*) in der Fildes-Region in den Saisons 2016/17 und 2017/18 (unvollständige Erfassung in 2015/16) ergab einen Bestand von jeweils 235 und 375 Brutpaaren. Über den Bestand der Antarktisseeschwalben liegen mittlerweile bislang Daten aus 16 Jahren vor. Der Bestand in den jüngsten Jahren lag damit deutlich unterhalb des langjährigen Mittels von 480 ± 248 BP. In Abbildung 23 werden die starken jährlichen Schwankungen im Brutpaarbestand der Antarktisseeschwalbe deutlich. Aufgrund eines fehlenden Trends gilt der Bestand weiterhin als stabil (Braun et al., 2017a).

Abbildung 23: Entwicklung der Brutpaarzahl der Antarktisseeschwalbe (*Sterna vittata*) in der Fildes-Region seit 1985 (* unvollständige Erfassung; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.)



Dementsprechend gering mit 8,1 bzw. 13,0 BP/km² war auch die aktuelle Brutpaardichte in den Saisons 2016/17 und 2017/18 (langjähriges Mittel: $16,6 \pm 8,6$ BP/km²). Die seit Beginn der Erfassung in der Saison 1984/85 ermittelten Brutpaardichten von Antarktisseeschwalben in der Fildes-Region lagen damit meist deutlich unterhalb verschiedener publizierter Angaben (Braun et al., 2017a). So wird z. B. für die Admiralty Bay eine Brutpaardichte von 34 – 96 BP/km² auf 19 km² (Jablonski, 1995 zitiert in Weidinger 2013) sowie für Byers Peninsula, Livingston Island, für die Saison 2008/09 ein Wert von 62.4 Ind./km² (Gil-Delgado et al., 2013) angegeben. Dagegen lag die Brutpaardichte von Antarktisseeschwalben auf James Ross Island in der Ostantarktis mit 2,2 – 2,9 BP/km² auf 117 km² (Angaben für Saison 2008/09 und 2010/11) deutlich niedriger (Weidinger & Pavel, 2013). In Abbildung 24 ist die Verbreitung der Brutplätze und -kolonien dargestellt. Brutgebiete finden sich vor allem in ebenen Arealen, wie Küstenbereiche, Täler und Plateaus. Höher gelegenen Bereiche wie das Nördliche und Südliche Hochland werden gemieden.

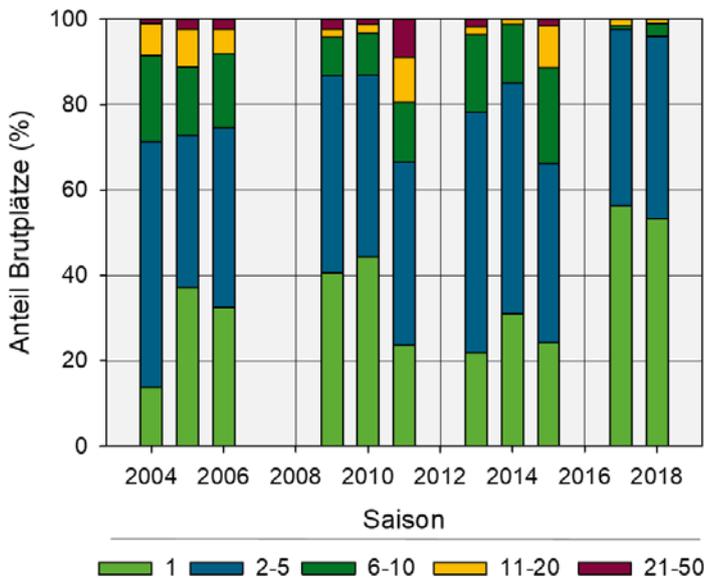
Abbildung 24: Lage und Größe der Brutkolonien der Antarktiseeschwalbe (*Sterna vittata*) in der Fildes-Region in den Saisons 2015/16 bis 2017/18 (Kartierung 2015/16 unvollständig)



Aus Abbildung 24 wird ebenfalls deutlich, dass es sich dabei zumeist um Brutplätze mit wenigen Brutpaaren handelte und nur wenige größere Kolonien vorhanden waren. Bei der Betrachtung der jeweiligen Koloniegöße in der Fildes-Region lassen sich die in Braun et al. (2017a) getroffenen Aussagen bestätigen (Abbildung 25). Einzelbrüter machen 38 % aller zwischen 2003/04 und 2017/18 erfassten Brutplätze aus, und stellen damit einen für die Antarktis ungewöhnlich hohen Anteil dar (Higgins & Davies, 1996; Braun et al., 2017a). Dagegen überwiegen kleinere Brutkolonien mit zwei bis fünf Brutpaaren mit einem Anteil von 44 % der Brutplätze. Größere Kolonien sind deutlich seltener zu finden (Größenklasse 6-11 BP: 11,4 %, 11-20 BP: 4,4 %, 21-50 BP: 1,9 %). Die mittlere Koloniegöße im o. g. Zeitraum betrug $5,4 \pm 1,9$ BP und sank damit im Vergleich zu den in Braun et al. (2017a)

dargestellten Werten. Dabei schwankt der Anteil der verschiedenen Größenklassen der Seeschwalbenbrutplätze zwischen den Jahren (Abbildung 25). Berichteten Kaiser et al. (1988a) sowie Peter et al (1988) noch von einer großen Kolonie am Nebles Point mit bis zu 300 BP, wurden bei den Erfassungen zwischen 2003/04 und 2017/18 nur selten Koloniegrößen von bis zu 50 BP registriert (Abbildung 25).

Abbildung 25: Anteile der verschiedenen Größenklassen der Brutplätze von Antarktisseeschwalben (*Sterna vittata*) in der Fildes-Region zwischen 2003/04 und 2017/18



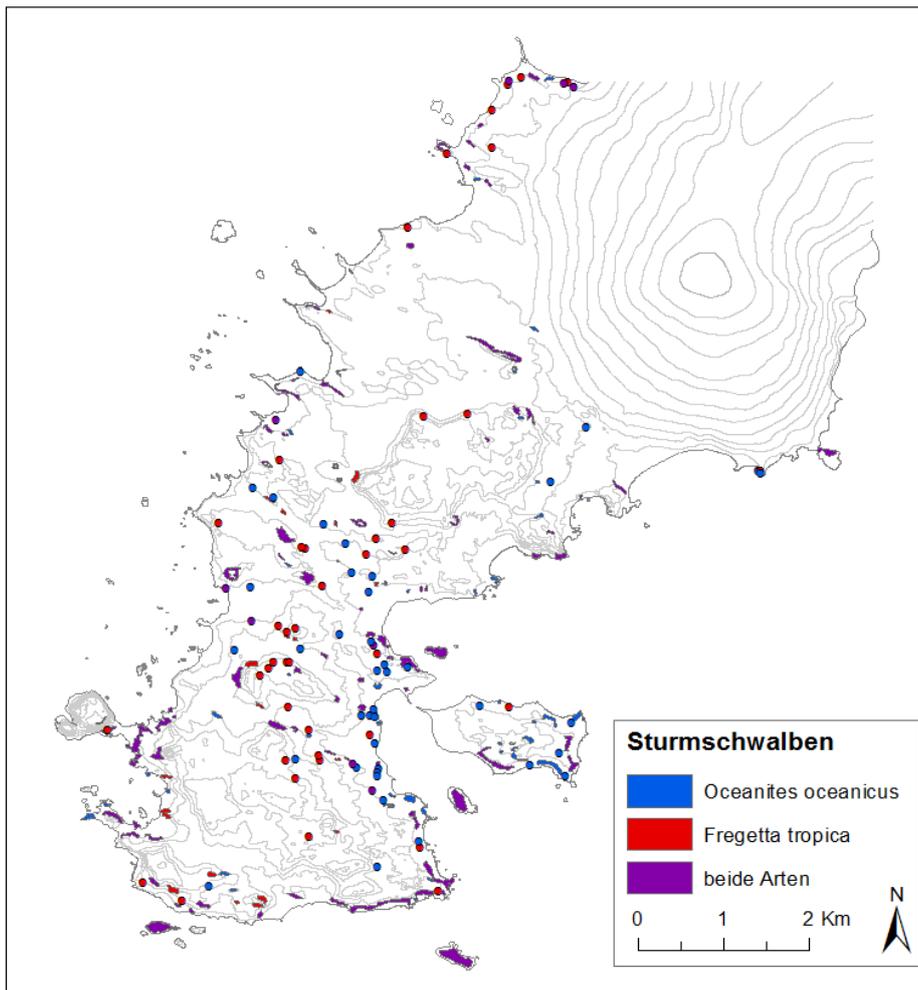
Bedingt durch Schwierigkeiten bei der Erfassung von Beständen der Antarktisseeschwalbe liegen nur wenige Studien über diese Art vor (Woehler & Croxall, 1997; Woehler et al., 2001). Somit sind grundlegende Aussagen zur Populationsentwicklung kaum möglich. Aussagen zur Bestandsentwicklung in den wenigen veröffentlichten Arbeiten, die zudem meist auf wenigen Zählungen basieren, reichen von wachsend (Tree & Klages, 2004) und stabil (Sander et al., 2006; Gil-Delgado et al., 2013, siehe Kap. 3.2) bis abnehmend (Sierakowski et al., 2017). Schätzungen aus den 1990er Jahren ergaben für die South Shetland Island ca. 35.000 BP sowie für die Antarktische Halbinsel und angrenzenden Inseln 1.500 BP (Higgins & Davies, 1996). Ein globaler Populationstrend der Antarktisseeschwalbe ist aus den genannten Gründen nicht bekannt (BirdLife International, 2018b).

2.12 Buntfußsturmschwalbe (*Oceanites oceanicus*) und Schwarzbauchmeerläufer (*Fregetta tropica*)

Die beiden heimischen Sturmschwalbenarten Buntfußsturmschwalbe (*Oceanites oceanicus*) und Schwarzbauchmeerläufer (*Fregetta tropica*) sind in der Fildes-Region weit verbreitet, wobei die Erstgenannte etwas häufiger vorkommt (Peter et al., 2008). Nach ersten Erfassungen in den 1980er Jahren (Bannasch & Odening, 1981; Roby et al., 1986; Peter et al., 1988; Lange & Naumann, 1989; Nadler & Mix, 1989) erfolgte in den Saisons 2003/04 bis 2005/06 eine umfassende Kartierung der Brutplätze beider Arten anhand deren nächtlicher Rufaktivität, die erstmals ein vollständiges und detailliertes Bild der Verbreitung und Größe der Sturmschwalbenpopulation des Untersuchungsgebiets ergab (Peter et al., 2008). Nachfolgend wurde in den Saisons 2008/09 und 2009/10 (Peter et al., 2013) sowie 2015/16 bis 2017/18 (Peter et al., 2013) der vorhandene Datensatz anhand von tagsüber aus den Bruthöhlen verhörten Individuen um mehrere zusätzliche

Brutplätze von Buntfußsturmschwalben und Schwarzbauchmeerläufern ergänzt. Dabei handelte es sich ausnahmslos um sehr kleinflächige bzw. nur von einzelnen Brutpaaren genutzte Standorte. Diese ergänzende Erfassung ist zulässig, da Sturmschwalben eine hohe Brutortstreue aufweisen (Warham, 1990), und daher angenommen wird, dass die einmal genutzten Brutgebiete immer wieder genutzt werden. Die daraus resultierende aktualisierte Verbreitung aller bekannten Sturmschwalbenbrutplätze in der Fildes-Region ist in Abbildung 26 dargestellt.

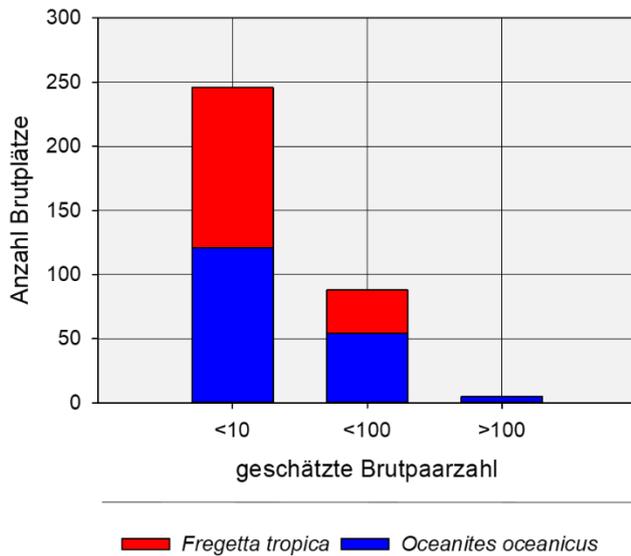
Abbildung 26: Verteilung der Brutgebiete von Buntfußsturmschwalben (*Oceanites oceanicus*) und Schwarzbauchmeerläufern (*Fregetta tropica*) in der Fildes-Region; Daten aus den Saisons 2003/04 – 2005/06, 2008/09 – 2009/10 und 2015/16 – 2017/18 (verändert nach Peter et al., 2008; Peter et al., 2013)



Insgesamt wurden 244 Brutplätze erfasst, deren Größe sowie die geschätzte Zahl der dort erfassten Brutvögel sehr stark variieren. An 35 % der Brutplätze wurden ausschließlich rufende Buntfußsturmschwalben und an 26 % der Brutplätze ausschließlich Schwarzbauchmeerläufer registriert (Abbildung 26). An den meisten Standorten (39 %) wurden jedoch gemeinsame Kolonien beider Sturmschwalbenarten nachgewiesen (Abbildung 26), wobei Buntfußsturmschwalben in höheren Abundanzen angetroffen wurden (Abbildung 27). Insgesamt wird der Brutbestand von Buntfußsturmschwalben und Schwarzbauchmeerläufern auf der Fildes Peninsula und Ardley Island auf 3.500 bis 5.000 bzw. 500 bis 1.000 BP geschätzt. Diese auf einer flächendeckenden Erfassung basierenden Werte liegen deutlich über den Angaben mehrerer älterer Studien zum Sturmschwalbenvorkommen (Peter et al., 2008), die jedoch meist lokal eng begrenzt durchgeführt

wurden (Bannasch & Odening, 1981; Roby et al., 1986; Peter et al., 1988; Lange & Naumann, 1989; Nadler & Mix, 1989; Soave et al., 2000; Calvar & Fontana, 2001).

Abbildung 27: Anzahl der erfassten Brutplätze von Buntfußsturmschwalben (*Oceanites oceanicus*) und Schwarzbauchmeerläufern (*Fregetta tropica*) mit Angabe der geschätzten Brutpaarzahl; Daten aus den Saisons 2003/04 – 2005/06, 2008/09 – 2009/10 und 2015/16 – 2017/18



2.13 Blauaugenscharbe (*Leucocarbo (atriceps) bransfieldensis*)

Die Blauaugenscharbe (*Leucocarbo bransfieldensis*) ist der südlichste Vertreter der Kormorane, deren Populationserfassung aufgrund der schwierigen Erreichbarkeit der Brutplätze sowie der Uneindeutigkeit des Artkomplexes bislang eine große Herausforderung darstellte (Schrimpf et al., 2018; Orta et al., 2019). In der vorliegenden Studie wird der von Kennedy & Spencer (2014) vorgeschlagenen Taxonomie gefolgt (BirdLife International, 2018m), die *L. bransfieldensis* basierend auf umfangreichen genetischen Analysen als eigene Art klassifiziert. Eine aktuelle Schätzung der globalen Population ergab über 11.000 Brutpaare (Schrimpf et al., 2018; Phillips et al., 2019). Dabei sind die Bestandstrends in den verschiedenen Kolonien nicht einheitlich (BirdLife International, 2018m). Während in zahlreichen Kolonien ein Bestandsrückgang ermittelt wurde, zeigen andere Kolonien, die z. T. in den 1990er Jahren starke Einbrüche verzeichneten, eine Stabilisierung oder gar eine Zunahme der Brutpaarzahl (Lynch et al., 2008; Chesalin et al., 2009; Casanovas et al., 2015b; Casaux & Barrera-Oro, 2016; Schrimpf et al., 2018; Phillips et al., 2019, siehe auch Kap. 3.6). Zudem deutet sich eine Nord-Süd-Verschiebung des Verbreitungsgebietes der Blauaugenscharbe an, wie sie bereits bei anderen antarktischen Seevögeln beobachtet wurde, und die vermutlich einen Gradienten der Umweltveränderungen entlang der WAP widerspiegelt (Casanovas et al., 2015b; Schrimpf et al., 2018).

In der Fildes-Region gilt die Blauaugenscharbe aktuell als potentieller Brutvogel (Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a). Im Rahmen des langjährigen Brutvogelmonitorings wurden entlang der Küste der Fildes Peninsula und Ardley Islands sowie auf den vorgelagerten Inseln regelmäßig Blauaugenscharben beobachtet (Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a). Die letzten Nachweise von Brutten im Untersuchungsgebiet stammen aus der Saison 1979/80 von der Nordostküste Ardley Islands (3 Brutpaare, Bannasch & Odening, 1981). Dazu äußerten Peter et al. (1988) in der Saison 1983/84 einen Brutverdacht für eine Insel vor der Westküste der Fildes Peninsula. Ein weiterer Brutnachweis gelang in der Saison 1986/87 für einen östlich von Ardley Island

gelegenen Felsen (2 Brutpaare, Mönke & Bick, 1988). Seitdem gelang trotz regelmäßiger Beobachtungen adulter Vögel kein Brutnachweis von Blauaugenscharben in der Fildes-Region mehr (Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a).

Umso bemerkenswerter ist somit der Brutverdacht für diese Art an zwei Standorten in der Saison 2015/16, der sich letztlich jedoch nicht bestätigte. So deutete ein mehrmals beobachtetes Altvogelpaar auf einem der Ostküste Ardley Islands vorgelagerten Felsen, der eine große Menge Kot aufwies, auf einen Brutversuch hin. Daneben wurden auf einem Felsen im äußersten Nordosten von Ardley Island innerhalb der Pinguinkolonie Anzeichen für den Bau von mindestens 3 Nestern in Form großer Mengen Nistmaterials registriert. Ein Gelege konnte bei nachfolgenden Besuchen nicht registriert werden. Brütende Blauaugenscharben im Bereich der Maxwell Bay sind jedoch seit langem von Low Rock, in der Nähe der Potter Peninsula, King George Island (Peter et al., 1988; Aguirre, 1995; Casaux & Barrera-Oro, 2006) sowie für Duthoit Point, Nelson Island (Casaux & Barrera-Oro, 2006; Braun et al., 2017a), bekannt. Eine detaillierte Beschreibung der dortigen Bestände findet sich in Braun et al. (2017a). Daneben gelang in der Saison 2016/17 mit Hilfe von drohnengestützten Luftbildern erstmals der Nachweis von vier Brutplätzen von Blaugenscharben an der felsigen Nordwestküste von Nelson Island und der Südwestküste von King George Island, darunter auch eine größere Kolonie auf der Inselgruppe Rzepecki Islands mit 61 Brutpaaren (Pfeifer et al., 2018). Innerhalb der Weiterentwicklung eines Verfahrens zur Unterscheidung der verschiedenen Pinguinarten mithilfe von Luftbildern wurden neben Pinguinkolonien auch Kolonien dieser Kormoranart erkennbar, die anhand der Größe, der Guanofarbe sowie des Habitus klar von Pinguinen unterscheidbar waren. Somit eignet sich diese Methode neben der Zählung der Jungvögel des Südlichen Riesensturmvogels (Braun et al., 2017a) auch zur Erfassung von Brutplätzen der Blauaugenscharbe (Pfeifer et al., 2018).

2.14 Irrgäste und Durchzügler

Eine Vielzahl an durchziehenden Seevögeln, insbesondere Vertreter der Procellariiformes, hält sich regelmäßig in der maritimen Antarktis auf, findet sich jedoch aufgrund ihrer pelagischen Lebensweise nur selten an den Küsten der Fildes-Region ein. Die Zahl der erfassten Vögel hängt zudem stark von der Erfassungsintensität ab. Somit sind generelle Aussagen zum Vorkommen von Durchzüglern und Irrgästen hinsichtlich des beobachteten Artenspektrums und der Individuenzahl nur bedingt möglich. Dennoch lassen sich Rückschlüsse auf herrschende und evtl. sich verändernde Umweltbedingungen (Temperaturerhöhung, Meereisreduzierung) ziehen, die das Auftreten von Irrgästen und Durchzüglern in der maritimen Antarktis erlauben bzw. fördern (Petersen et al., 2015). So scheint das Vorkommen verschiedener Irrgäste, wie z. B. Entenvögel, Kuhreihler oder Strandläufer, an starke Winde bzw. Stürme aus nördlicher und nordwestlicher Richtung gebunden zu sein (siehe auch Mönke & Bick, 1990; Juárez et al., 2010; Korczak-Abshire et al., 2011). Andererseits kann ein wiederholtes Auftreten bestimmter Arten (z. B. Königs-, und Golfschopfpinguin, s. u.) außerhalb ihrer angestammten Brutgebiete auf eine Ausweitung ihres Verbreitungsgebiets hinweisen (z. B. Ducklow et al., 2007; Gorman et al., 2010; Juárez et al., 2017).

Eine Langzeitdokumentation von Durchzüglern und Irrgästen in der Antarktis ist von hohem Wert, da Veränderungen in der Häufigkeit des Vorkommens auf veränderte Umweltbedingungen hinweisen können. Daneben stellt die Präsenz dieser Arten ein – wenn auch geringes – Risiko für die Einschleppung nicht-heimischer Arten, insbesondere von Mikroorganismen (z. B. Perchivale et al., 2016), aber auch von Verbreitungseinheiten von Pflanzen (z. B. Convey, 1996; Parnikoza et al., 2007), dar.

In Fortsetzung zu Peter et al. (2008), Peter et al. (2013) und Braun et al. (2017a) werden nachfolgend aktuelle Beobachtungen von Irrgästen und Durchzüglern sowie Daten aus unveröffentlichten

Expeditionsberichten deutscher Wissenschaftler aus den 1980er Jahren einschließlich weiterer hierzu verfügbarer Literatur ausgewertet.

2.14.1 Spheniscidae

Mehrere verschiedene Vertreter der Familie der Pinguine (Spheniscidae, Ordnung Sphenisciformes) sind regelmäßig bis selten in der Fildes-Region zu anzutreffen. Anzumerken ist hierbei, dass Kaiser- und Königspinguine zumeist solitär und auch außerhalb der lokalen Pinguinkolonien anzutreffen sind, während Goldschopf-, Felsen- und Magellanpinguine sich überwiegend zwischen den heimischen Pinguinen aufhalten. Eine Übersicht aller bekannten Beobachtungen von Spheniscidae im Untersuchungsgebiet ist in Tabelle 8 bis Tabelle 10 im Anhang 2 aufgeführt.

Kaiserpinguine (*Aptenodytes forsteri*) brüten zirkumpolar an den Küsten der Antarktis zwischen 64° und 77° S (del Hoyo et al., 1992). Ein Großteil der Population ist langfristig von den erwarteten Klimaveränderungen in Form einer reduzierten Meereiskonzentration und -dicke sowie der Dauer der Meereisbedeckung potenziell bedroht (Ainley et al., 2010; Trathan et al., 2011; Jenouvrier et al., 2014). Der der Fildes-Region nächstgelegene und zugleich nördlichste Brutplatz von Kaiserpinguinen befindet sich ca. 270 km entfernt auf Snow Hill Island auf 64° S (Fretwell et al., 2012; D'Amico et al., 2016). In der Fildes-Region werden Beobachtungen einzelner, zumeist immaturer, d. h. noch nicht vollständig ausgefärbter Kaiserpinguine, regelmäßig und über das ganze Jahr verteilt verzeichnet, wobei sich die Tiere oft mehrere Tage im Gebiet aufhalten (Tabelle 1, siehe auch Tabelle 8 im Anhang 2).

Das Verbreitungsgebiet des **Königspinguins** (*Aptenodytes patagonicus*) erstreckt sich zirkumpolar zwischen 45° und 55° S in der Subantarktis. Die größten Kolonien finden sich auf Südgeorgien sowie auf den Inseln bzw. Inselgruppen Prince Edward, Marion, Crozet, Kerguelen, Heard und Macquarie (BirdLife International, 2018o). Ein kleiner Bestand befindet sich zudem auf den Falkland-Inseln (BirdLife International, 2018o). Außerhalb der Brutzeit halten sich Königspinguine vermutlich in subantarktischen und antarktischen Gewässern auf und dringen auch in südlichere Breiten wie die Gewässer entlang der Antarktische Halbinsel vor (Williams, 1995). Der Bestand von Königspinguinen auf Südgeorgien hat über einen Zeitraum von mehr als 120 Jahren deutlich zugenommen, wobei die Gründe hierfür noch nicht vollständig geklärt sind (Foley et al., 2018). Auch in anderen Gebieten war eine deutliche Bestandszunahme zu verzeichnen (z. B. Woehler et al., 2001; Delord et al., 2004). Dennoch gibt es Hinweise, dass diese Art im nördlichen Teil ihres Verbreitungsgebietes aufgrund ihrer geringen genetischen Diversität und ihrer langen Generationszeit nicht ausreichend schnell an die neuen Bedingungen durch die aktuelle Klimaerwärmung und den damit einhergehenden Veränderungen reagieren kann (Hoffmann & Sgro, 2011; Norberg et al., 2012). Cristofari et al. (2018) rechnen daher eher mit einem lokalen Aussterben oder einer Abwanderung anstelle einer erfolgreichen Anpassung. Möglicherweise ist derzeit eine beginnende Ausdehnung des Verbreitungsgebiets, bedingt durch die aktuellen Klimaveränderungen, zu beobachten (Petry et al., 2013b; Juárez et al., 2014; Juárez et al., 2017; Gryz et al., 2019). Der erste Nachweis von südlich von 60° S brütenden Königspinguinen stammt aus der Saison 2009/10 von Elephant Island, Shetland Islands (Petry et al., 2013b: 2 Brutpaare). Bruten von Königspinguinen auf King George Island wurden erstmals in der Saison 2011/12 auf der benachbarten Potter Peninsula dokumentiert (Juárez et al., 2014). Hier wurde in mindestens vier aufeinander folgenden Saisons jeweils ein Brutpaar registriert, und in der Saison 2014/15 schlüpfte erstmals ein Küken, welches mind. 5 Monate überlebte (Juárez et al., 2017). In der Admiralty Bay (KGI) wurden in den Saisons 2013/14 bis 2016/17 Brutversuche von Königspinguinen dokumentiert (Gryz et al., 2019). Hier wurden auch Nachgelege nach einem Verlust des ersten Eies beobachtet (Gryz et al., 2019). In der Saison 2013/14 schlüpfte ein Küken, überlebte jedoch nicht bis zum Erreichen der Flügel (Gryz et al., 2019). Somit brüteten in den Saisons 2013/14 und 2014/15 mindestens 2 Königspinguinbrutpaare parallel an zwei Orten auf King George Island (Juárez et al., 2014; Juárez et al., 2017; Gryz et al., 2019). Obwohl bislang in der Antarktis noch kein

erfolgreich aufgezogenes Jungtier von Königspinguinen nachgewiesen werden konnte, weisen die mehrmaligen aufeinanderfolgenden Brutversuche auf einen Versuch zur Besiedlung dieser Region hin (Petry et al., 2013b; Juárez et al., 2017). In der Fildes-Region gilt der Königspinguin als gelegentlicher Irrgast, der sowohl im Sommer als auch, wenn auch seltener, im Winter zu beobachten ist (Tabelle 1). Alle dokumentierten Beobachtungen dieser Art im Untersuchungsgebiet sind in Tabelle 9 im Anhang 2 aufgeführt.

Die Hauptbrutgebiete des **Goldschopfpinguins** (*Eudyptes chrysolophus*) befinden sich auf Südgeorgien sowie auf weiteren subantarktischen Inseln bzw. Inselgruppen wie Crozet, Kerguelen, Heard und Marion (BirdLife International, 2018l). Daneben sind auch lokale Brutvorkommen in der Antarktis bekannt, wo wiederholt einzelne brütende Paare beobachtet wurden (Gorman et al., 2010), v. a. auf Laurie Island, South Orkney Islands (Coria et al., 2011) oder im Bereich der South Shetland Islands, so z. B. auf Elephant Island (Petry et al., 2018), Livingston Island (J. Croxall pers. Mittg. zitiert in Volkman et al., 1982; Torres et al., 1986; Pfeiffer & Peter, 2003), auf Deception Island (Croxall & Kirkwood, 1979; Bernstein & Tirrell, 1981; ATS, 2005b), Island, Gibbs und Nelson Island (Watson et al., 1971) sowie im Bereich der westlichen Antarktischen Halbinsel (Gorman et al., 2010). Der südlichste dokumentierte Brutplatz ist für Cormorant Island (64° S), Palmer Archipelago, belegt (Gorman et al., 2010). Daneben sind zahlreiche Beobachtungen über durchziehende Goldschopfpinguine in der Antarktis dokumentiert (z. B. Torres et al., 1986) darunter auch auf Inseln des Palmer Archipelago (Gorman et al., 2010). Beobachtungen dieser Art von King George liegen von einer KGI nördlich vorgelagerten Insel (Jablonski, 1984), aus der Admiralty Bay (Jablonski, 1986; Trivelpiece et al., 1987; Lesinski, 1993; Sierakowski et al., 2017) oder Potter Peninsula, KGI (Peter et al., 1988; Aguirre, 1995; Hahn et al., 1998) und der KGI vorgelagerten Penguin Island (Pfeiffer & Peter, 2004) vor. Der südlichste Nachweis eines Goldschopfpinguins stammt von Avian Island, Marguerite Bay, Antarktische Halbinsel (67° S, Gorman et al., 2010). In der Fildes-Region sind Goldschopfpinguine ausschließlich aus dem Sommer und Herbst dokumentiert (siehe Tabelle 10 im Anhang 2) und sind entweder immature Individuen oder Brutvögel nach Aufgabe der Brut (Gorman et al., 2010).

Felsenpinguine (*Eudyptes chrysolome*) brüten im Wesentlichen zirkumpolar auf Inseln im südlichen Atlantik, Pazifik und Indischen Ozean zwischen 46° und 56° S (Marchant & Higgins, 1990b; Pütz et al., 2013). Der südlichste bekannte Brutnachweis stammt aus der Saison 1976/77 von Clarence Island, South Shetland Islands (61° S, Furse 1979 zitiert in Trivelpiece et al., 1987). Sonstige Beobachtungen von Felsenpinguinen in der Antarktis sind im Allgemeinen selten, dokumentiert sind sie beispielsweise für Laurie Island (Marchant & Higgins, 1990b; Coria et al., 2011) und Moe Island (Tickell, 1965), beide South Orkney Islands, sowie für Cormorant Island, Palmer Archipelago (64° S, Matthew, 1982), für die South Shetland Island liegen Berichte über Beobachtungen von Felsenpinguinen für Elephant Island, (Petry et al., 2013a), Halfmoon Island (Marin, 2014) sowie aus der Admiralty Bay, KGI (Trivelpiece et al., 1987; Marin, 2014; Sierakowski et al., 2017) vor. Aus der Fildes-Region liegen zwei Beobachtungen einzelner Individuen aus den Saisons 2009/10 und 2010/11 vor (siehe Tabelle 10 im Anhang 2; Peter et al., 2013).

Das Verbreitungsgebiet des **Magellanpinguins** (*Spheniscus magellanicus*) erstreckt sich auf die Küsten Argentiniens und Chiles sowie auf die Falkland-Inseln (BirdLife International, 2018n). Über Beobachtungen dieser Art in der Antarktis liegen nur wenige Berichte vor, so z. B. für die South Orkney Islands (Rootes, 1988; Coria et al., 2011), nordöstlich der Antarktischen Halbinsel (Montalti et al., 1999) und der Admiralty Bay, KGI (Trivelpiece et al., 1987). Der südlichste Nachweis gelang 2006 auf Avian Island, Marguerite Bay, Antarktische Halbinsel (67° S, Barbosa et al., 2007). Die bislang einzige dokumentierte Beobachtung eines (immaturen) Magellanpinguins in der Fildes-Region stammt vom 23.12.2016 in der Pinguinkolonie auf Ardley Island (Abbildung 28, siehe Tabelle 10 im Anhang 2).

Abbildung 28: Immaturer Magellanpinguin (*Spheniscus magellanicus*) auf Ardley Island (Foto: H.-U. Peter, 24.12.2016)



2.14.2 Diomedeidae

Die Mehrzahl aller Albatros-Arten (Familie Diomedeidae, Ordnung Procellariiformes) lebt in subpolaren und polaren Breiten der Südhemisphäre. Hauptbrutgebiete sind subantarktische Inseln, wie z. B. die Falkland-Inseln, Südgeorgien, Macquarie-, Marion-, Kerguelen und Crozet-Inseln. Außerhalb der Brutgebiete finden sich Albatrosse über dem offenen Meer häufig in den Breiten der Antarktischen Konvergenz, regelmäßig aber auch südlich davon. Somit können verschiedene Albatros-Arten gelegentlich in der Antarktis beobachtet werden (SCAR Expert Group on Birds, 2005), mit Ausnahme des **Wanderalbatrosses** (*Diomedea exulans*), der selten derart südlich vordringt. Dennoch liegt aus der Fildes-Region eine einzelne Beobachtung eines Wanderalbatrosses vor, der am 20.03.1985 schiffsfolgend in der Maxwell Bay auf Höhe Stranger Point, Potter Peninsula, gesichtet wurde (Peter et al., 1988).

Schwarzbrauenalbatrosse (*Thalassarche melanophris*) dringen dagegen in der Region der South Shetland Islands regelmäßig bis auf 64° S vor (Shirihai, 2002). So sind mehrere Beobachtungen dieser Art aus der Fildes-Region sowie aus dem Bereich der Maxwell Bay bzw. der Fildes Strait dokumentiert (Tabelle 11 im Anhang 2). Beobachtungen aus der benachbarten Admiralty Bay liegen ebenfalls vor (Sierakowski et al., 2017).

2.14.3 Procellariidae

Zahlreiche Vertreter der artenreichen Familie der Sturmvögel (Procellariidae, Ordnung Procellariiformes) brüten in der südlichen Hemisphäre. Der Vertreter dieser Gruppe mit dem südlichsten Verbreitungsgebiet ist der Schneesturmvogel (*Pagodroma nivea*).

Beide Vertreter der Gattung der Riesensturmvögel (**Nördlicher Riesensturmvogel** - *Macronectes halli* und **Südlicher Riesensturmvogel** - *M. giganteus*) weisen eine zirkumpolare Verbreitung auf (Warham, 1990) und wurden bis zum Jahr 1966 als einer Art zugehörig betrachtet (Patterson et al.,

2008). Aufgrund nachgewiesener morphologischer und Verhaltensunterschiede wurden diese danach als zwei Arten klassifiziert (Bourne & Warham, 1966).

Während der Südliche Riesensturmvogel sowohl in höheren Breiten als auch bis zu den Falkland-Inseln und bis ins südliche Südamerika verbreitet ist, beschränkt sich das Brutgebiet des Nördlichen Riesensturmvogels auf subantarktische Inseln nördlich der Antarktischen Konvergenz (Patterson et al., 2008). Auf fünf dieser Inselgruppen (Südgeorgien, Prince Edward Islands, Îles Crozet, Îles Kerguelen und Macquarie Island) brüten beide Arten sympatrisch, unterscheiden sich jedoch hinsichtlich ihrer Brutchronologie (Hunter, 1987; Patterson et al., 2008; Brown et al., 2015) sowie ihres Nahrungsverhaltens (Granroth-Wilding & Phillipps, 2019). Hybridisierung zwischen beiden Arten (männlicher *M. giganteus* und weiblicher *M. halli*) wurde dennoch auf Bird Island (Südgeorgien), Marion Island und (sehr selten) auf Macquarie Island beobachtet (Techow et al., 2010; Brown et al., 2015). Nur auf Bird Island wurden erfolgreiche Hybrid-Bruten registriert (Hunter, 1982; Brown et al., 2015).

Sichtnachweise aus der Antarktis liegen für Signy Island, South Orkney Islands (Rootes, 1988; Coria et al., 2011) sowie Elephant Island (Petersen et al., 2015) und Halfmoon Island (Marin, 2014), beide South Shetland Islands, vor.

In der Fildes-Region wurde das Auftreten von *M. halli* erstmals am 24.10.1987 dokumentiert, als sich in der Brutkolonie von Südlichen Riesensturmvögeln am Nebles Point zwei Individuen dieser Art aufhielten (Nadler & Mix, 1989). Der nächste Nachweis gelang erst wieder am 13.01.2016 im äußersten Nordwesten der Fildes Peninsula (Abbildung 29). Inwieweit diese verhältnismäßig wenigen Beobachtungen auf einem seltenen Auftreten dieser Art im Gebiet beruhen oder durch Verwechslungen von *M. halli* aufgrund der großen Ähnlichkeit mit *M. giganteus* bedingt sind, bleibt unklar.

Abbildung 29: Nördlicher Riesensturmvogel (*Macronectes halli*) im Norden der Fildes Peninsula (Foto: H.-U. Peter, 13.01.2016)



Der **Dunkle Sturmtaucher** (*Ardenna grisea*) brütet an den Küsten Neuseelands, Australiens, der Falkland-Inseln und des südlichen Südamerika (BirdLife International, 2018g). Längere Nahrungsflüge können diese Vögel jedoch bis in antarktische Gewässer führen (Weimerskirch, 1998; Shaffer et al., 2006). Mit dem Fund eines frishtoten Dunklen Sturmtauchers an der Westküste der Fildes Peninsula am 21.02.2018 gelang erstmals der Nachweis dieser Art in der Fildes-Region (Tabelle 1).

Weitere Vertreter der Sturmvögel werden aufgrund ihrer häufigen Präsenz im Südpolarmeer regelmäßig (Silbersturmvogel - *Fulmarus glacialisoides*, Schneesturmvogel - *Pagodroma nivea*, Blausturmvogel - *Halobaena caerulea*, Taubensturmvogel - *Pachyptila desolata*) oder aber gelegentlich (Weißflügelsturmvogel - *Thalassoica antarctica*) an den Küsten der Fildes-Region registriert, zumeist jedoch als Totfunde. Dagegen gelten die Arten Weichfedersturmvogel (*Pterodroma mollis*), Kerguelensturmvogel (*Aphrodroma brevirostris*) und Schlegelsturmvogel (*Pterodroma incerta*) als gelegentlich im Untersuchungsgebiet auftretende Irrgäste (Peter et al., 2013; siehe auch Tabelle 1).

2.14.4 Pelecanoididae

Die mit vier Arten vertretenen Tauchsturmvögel der Familie der Pelecanoididae (Ordnung Procellariiformes) gelten als Hochseevögel der südlichen Ozeane und brüten auf subantarktischen Inseln, v. a. auf Südgeorgien, Tristan da Cunha, aber auch vor den Küsten Chiles, Perus, Australiens und Neuseelands (del Hoyo et al., 1992).

Mit einem Vertreter der Gattung *Pelecanoides spec.* (Totfund im Dezember 2008, nicht näher bestimmbar) wurde ein weiterer seltener Irrgast erstmals in der Fildes-Region nachgewiesen (Tabelle 1; Peter et al., 2013).

2.14.5 Stercorariidae

Neben den in der Antarktis heimischen Vertretern der Familie der Raubmöwen (Ordnung Charadriiformes) Braune Skua und Südpolarskua sind in der Fildes-Region Beobachtungen von zwei weiteren Skua-Arten dokumentiert. Dazu gehört die **Chile-Skua** (*Catharacta chilensis*), deren Brutgebiet sich auf die Küsten Argentiniens und Chiles bis nach Peru erstreckt (del Hoyo et al., 1992). Nachweise dieser Art in der Antarktis liegen nur wenige vor, so z. B. für die Hope Bay, nördliche Antarktische Halbinsel (Cordier et al., 1983), und von King George Island (Gantlett & Harrap, 1992). Für die Admiralty Bay ist eine Beobachtung einer Chile-Skua vom Februar 1995 dokumentiert (Sierakowski et al., 2017). In der Saison 2004/05 brütete dort ebenfalls eine Chile-Skua oder ein Hybrid (Costa & Alves, 2008). Für die Potter Peninsula liegt vom Dezember 1993 eine Beobachtung eines Brutvogels vor, der deutliche Merkmale einer Chile-Skua aufwies (Reinhardt et al., 1997; Hahn et al., 1998). Ebenfalls hier wurde in den Saisons 1992/93 bis mindestens 1997/98 ein brütendes Individuum beobachtet, welches mit Hilfe mitochondrialer DNA als Hybrid zwischen Chile- und Südpolarskua bestimmt wurde (Reinhardt et al., 1997). Anzumerken ist, dass bei entsprechenden Skua-Mischpaaren unter Beteiligung einer Chile-Skua und Südpolarskua das Weibchen des Brutpaares stets eine Südpolarskua ist (Reinhardt et al., 1997). Auf der benachbarten Fildes Peninsula wurde in der Saison 1993/94 ebenfalls ein nachweislicher Hybrid (*C. chilensis* x *C. maccormicki*) als Brutvogel beobachtet (Reinhardt et al., 1997). Ob es sich bei dem Individuum, das sich in der Saison 2000/01 zwischen nicht brütenden Braunen Skuas und Südpolarskuas aufhielt, um eine Chile-Skua oder um einen Hybriden handelte, ist aufgrund der schwierigen Unterscheidbarkeit nicht gesichert (Braun, 2001). In der Saison 2003/04 besetzte ein Hybrid zwischen Chile- und Südpolarskua, der möglicherweise bereits im Vorjahr dort beobachtet wurde, zusammen mit einer Südpolarskua ein Territorium im Süden der Fildes Peninsula (pers. Mitt. M. Ritz). Weiterhin wurde im Januar 2004 und im November 2008 auf der Fildes Peninsula je ein Brutvogel als ein Hybrid zwischen Chile- und Südpolarskua bestimmt (pers. Mittg. S. Lisovski). Dieser Vogel brütete ebenfalls in der Saison 2010/11 (Abbildung 30). In den folgenden Saisons 2011/12 und 2012/13 befand sich der Vogel im selben Territorium, brütete jedoch nicht (pers. Mittg. J. Esefeld, H.-U. Peter, T. Gütter) und wurde danach nicht mehr angetroffen (pers. Mittg. J. Esefeld).

Beobachtungen von einzelnen Braunen Skuas mit der typischen rotbraunen Teilfärbung von Chile-Skuas auf der Fildes Peninsula in den Saisons 1993/94 und 2002/03 deuten auf eine mögliche Hybridisierung zwischen Brauner Skua und Chile-Skua hin (Reinhardt et al., 1997, pers. Mittg. J. Welcker). Nachweise hierfür fehlen bislang jedoch.

Abbildung 30: Flügelansicht des zwischen 2008 und 2013 auf der Fildes-Region beobachteten Hybriden zwischen Chile- und Südpolarskua (Foto: J. Esefeld, 12.02.2011)



Das Brutgebiet der **Spatelraubmöwe** (*Stercorarius pomarinus*) erstreckt sich auf den Hohen Norden Eurasiens und Nordamerikas (BirdLife International, 2018e). Außerhalb der Brutzeit überqueren Spatelraubmöwen den Äquator und überwintern auf den Ozeanen, u. a. bis vor die Küsten Südamerikas (del Hoyo et al., 1992; BirdLife International, 2018e) oder bis in den Südatlantik (Croxall & Burton, 2012). Über Beobachtungen dieser Art in der Antarktis liegen nur wenige Berichte vor (z. B. Watson, 1975; Higgins & Davies, 1990). Am 27.12.1981 wurde im Gebiet der russischen Station Bellingshausen eine Spatelraubmöwe beobachtet, die von Braunen Skuas attackiert wurde (Bannasch, 1984; Bannasch et al., 1984).

2.14.6 Sternidae

Beobachtungen der Küstenseeschwalbe (*Sterna paradisaea*, Familie Sternidae, Ordnung Charadriiformes) in der Antarktis sind nicht selten (Marchant & Higgins, 1990a). Diese Art brütet in der nördlichen Holarktis und überwintert im Süden des Atlantischen und Indischen Ozeans (Marchant & Higgins, 1990a). Dabei dringt sie nicht selten in großer Zahl bis in die Weddell- und Ross-See vor (Parmelee, 1977; Marchant & Higgins, 1990a) und gilt damit als der Zugvogel mit der längsten Zugstrecke (Egevang et al., 2010). Von King George Island liegen einzelne Beobachtungen aus der Admiralty Bay (Sierakowski et al., 2017) und von Potter Peninsula (Hahn et al., 1998) vor. Bei der Bestimmung von Küstenseeschwalben im Gelände besteht jedoch eine hohe Verwechslungsgefahr mit subadulten Antarktisseeschwalben. Im Rahmen des langjährigen Monitorings in der Fildes-Region wurden dennoch zahlreiche sichere Beobachtungen einzelner Küstenseeschwalben sowie auch größerer Gruppen von bis zu 150 Individuen dokumentiert (Tabelle 12).

Am 11.02.1986 wurde im nördlichen Bereich der Davies Heights im Norden der Fildes Peninsula eine nicht-einheimische Seeschwalbe beobachtet (Mönke & Bick, 1988). Dieser Vogel wurde von den zahlreichen anwesenden Antarktiseseeschwalben (*S. vittata*) attackiert und schließlich vertrieben (Mönke & Bick, 1988). Aufgrund einer Einordnung morphologischer Merkmale durch erfahrene Ornithologen wurde vermutet, dass es sich um eine **Falkland-Seeschwalbe** (*Sterna hirundinacea*) handelte (Mönke & Bick, 1988). Diese Art brütet an den Küsten Perus und Ostbrasilens bis nach Feuerland sowie auf den Falkland-Inseln (Shirihai, 2002) und zieht außerhalb der Fortpflanzungszeit nach Norden bis nach Brasilien und Ecuador. Somit ist das Auftreten einer Falkland-Seeschwalbe in der Fildes-Region untypisch, und es dürfte sich bei dieser Beobachtung – eine korrekte Artbestimmung vorausgesetzt – um den einzigen bislang bekannten Nachweis dieser Art in der Antarktis handeln (SCAR Expert Group on Birds, 2005).

2.14.7 Scolopacidae

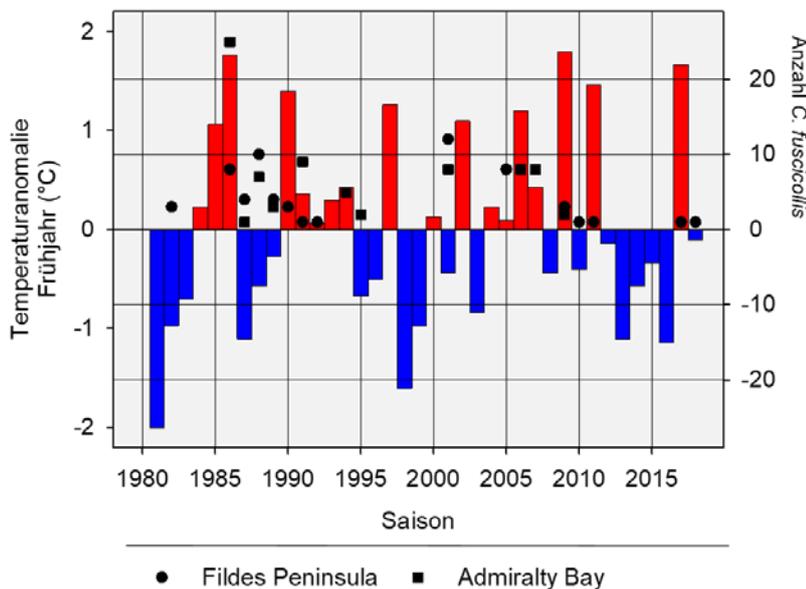
In der Literatur finden sich zahlreiche Berichte über Beobachtungen von Vertretern der Familie der Schnepfenvögel (Scolopacidae, Ordnung Charadriiformes) in der Antarktis. Am häufigsten wurden Sichtungen des **Weißbürzelstrandläufers** (*Calidris fuscicollis*) dokumentiert. Das Brutgebiet dieser Art erstreckt sich auf die arktischen Bereiche Nordamerikas, v. a. Kanadas und die Nordküste Alaskas (del Hoyo et al., 1996; BirdLife International, 2018k). Als extreme Langstreckenzieher suchen Weißbürzelstrandläufer die südöstlichen Küsten Südamerikas, das chilenische und argentinische Patagonien und die Falkland-Inseln zur Überwinterung auf (Trivelpiece et al., 1987; Prince & Croxall, 1996). Dort halten sich die Tiere häufig in Gruppen und bevorzugt in Küstenbereichen und Überschwemmungsflächen auf (BirdLife International, 2018k). Beobachtungen von durchziehenden Weißbürzelstrandläufern aus der Antarktis sind mehrfach dokumentiert, darunter von den South Orkney Islands (Hemmings, 1985; Coria et al., 2011) oder von James Ross Island im Nordosten der Antarktischen Halbinsel (Pavel & Weidinger, 2013). Letztere stellt den südlichsten Nachweis dieser Art in der Antarktis dar (Pavel & Weidinger, 2013).

Ein Schwerpunkt des Auftretens von Weißbürzelstrandläufern in der Antarktis sind jedoch die South Shetland Islands mit Nachweisen von Elephant Island (Mönke & Bick, 1988; Sander et al., 1988; Rossi et al., 2015), Nelson Island (Lumpe & Weidinger, 2000), Livingston Island (Gajardo & Yañez, 1982), Halfmoon und Deception Island (Trivelpiece et al., 1987). Beobachtungen von Weißbürzelstrandläufern auf King George Island liegen für die Admiralty Bay (Trivelpiece et al., 1987; Korczak-Abshire et al., 2011; Sierakowski et al., 2017) und Potter Peninsula (Aguirre, 1995; Silva et al., 1995) vor. Der erste Bericht über in der Fildes-Region registrierte Weißbürzelstrandläufer ist auf das Jahr 1981 datiert (Bannasch, 1984; Bannasch et al., 1984; Beobachtung auf Ardley Island; siehe auch Tabelle 14 im Anhang 2) und stellt den frühesten dokumentierten Nachweis dieser Art in der Antarktis überhaupt dar. Die jüngste Beobachtung eines Weißbürzelstrandläufers in der Fildes-Region stammt vom 16.12.2017 (pers. Mittg. R. Ritter).

Das Auftreten von Winden bzw. Stürmen aus nördlicher bzw. nordwestlicher Richtung scheint für das Vorkommen des Weißbürzelstrandläufers in der Antarktis eine wesentliche Rolle zu spielen (Korczak-Abshire et al., 2011). Basierend auf den Beobachtungen von Weißbürzelstrandläufern in der Fildes-Region aus insgesamt 15 Saisons zwischen 1982 und 2018 muss jedoch die in Korczak-Abshire et al. (2011) getroffene Aussage relativiert werden, dass sich die Tiere stets in eisfreien Oasen zwischen der Gletscherfront und dem Meer aufhalten, da die deutlich Mehrzahl der Beobachtungen von Ardley Island stammt (Tabelle 14), auf welche diese Beschreibung nicht zutrifft. Alle übrigen Beobachtungen stammen zudem von den Küsten der Fildes Peninsula. Ebenso wenig kann die Aussage in Korczak-Abshire et al. (2011) bestätigt werden, dass Beobachtungen von Weißbürzelstrandläufern generell hauptsächlich im Frühjahr (Oktober, November) und frühen Sommer (Dezember, Januar) stattfinden,

da für die Fildes-Region von fünf Saisons Februar-Beobachtungen (spätester Zeitpunkt 18.02.) dieses Irrgastes vorliegen. Zudem widersprechen die Daten aus der Fildes-Region einem Zusammenhang des Auftretens des Weißbürzelstrandläufers mit höheren Frühjahrstemperaturen, wie von Korczak-Abshire et al. (2011) dargestellt. So stehen Beobachtungen aus acht Saisons mit Frühjahrs- (September - November) bzw. Sommertemperaturen (Dezember - Februar), die über dem Mittelwert des Beobachtungszeitraums lagen, sieben verhältnismäßig kalten Saisons gegenüber (Abbildung 31). Ein statistischer Zusammenhang lässt sich demnach nicht belegen (Pearson-Korr.: Frühjahr: $r = -0,21$, $p = 0,45$, $n = 15$; Sommer: $r = -0,12$, $p = 0,68$, $n = 15$).

Abbildung 31: Auftreten des Weißbürzelstrandläufers in der Fildes-Region zwischen 1980 und 2018 im Vergleich mit der mittleren Frühjahrstemperatur (jeweils für September bis November) im Gebiet (nach Korczak-Abshire et al., 2011)



Ein weiterer, jedoch deutlich seltenerer Irrgast der Familie der Schnepfenvögel/Scolopacidae in der Antarktis ist der **Graubruststrandläufer** (*Calidris melanotos*), der im Westen Nordamerikas sowie im Osten Russlands brüdet und überwiegend im südlichen Südamerika überwintert (BirdLife International, 2018j). Im Überwinterungsgebiet verhalten sich die Tiere gesellig und halten sich bevorzugt in sumpfigem Grasland oder auf Schlickflächen in Küstennähe auf (BirdLife International, 2018j). Nachweise dieser Art liegen zirkumpolar und subantarktisch von den Falkland-Inseln, Tristan da Cunha, Südgeorgien und den Südsandwich-Inseln (Prince & Croxall, 1996; BirdLife International, 2018j) vor. Der einzige bislang publizierte Nachweis dieser Art aus der Antarktis stammt von 1978 von Rothera Point (Milius, 2000) und stellt mit 67° S die südlichste Beobachtung von Vertretern der Familie der Scolopacidae in der Antarktis dar (Pavel & Weidinger, 2013). Für diese Art liegen für die Fildes Peninsula zwei gesicherte Beobachtungen vom 18.11.1987 (1 Individuum auf sehr nassem Moostepich) und 08.12.1987 (8 Individuen im Uferbereich) von Ardley Island vor (Nadler & Mix, 1989).

Möglicherweise wurden bei den übrigen dokumentierten Beobachtungen schwer unterscheidbarer Strandläufer Fehlbestimmungen vorgenommen, sodass nicht auszuschließen ist, dass weitere Arten, wie z. B. Bairdstrandläufer (*C. bairdii*), im Untersuchungsgebiet anzutreffen sind (BirdLife International, 2018i). Daneben wurden auch bereits Prärieläufer (*Bartramia longicauda*; Holdgate, 1965; Petersen et al., 2015), Hudsonschnepfe (*Limosa haemastica*; Juárez et al., 2010) und Wilson-Wassertreter (*Phalaropus tricolor*; Sierakowski et al., 2017) als weitere Vertreter der Scolopacidae auf den South Shetland Islands nachgewiesen.

Wiederholte Beobachtungen größerer Gruppen von Vertretern der Familie der Scolopacidae, z. T. auch über einen längeren Zeitraum hinweg (zwischen Ende Oktober 1985 und mindestens Mitte Februar 1986 bis zu 25 Individuen von *C. fuscicollis* (Trivelpiece et al., 1987)) belegen, dass sich diese Tiere bei entsprechend günstigen Bedingungen durchaus während des gesamten Südsommers in der maritimen Antarktis aufhalten können (Trivelpiece et al., 1987). Unterstützt wird dies durch zahlreiche Berichte über nahrungssuchende Tiere im Küstenbereich (z. B. Trivelpiece et al., 1987; Milius, 2000; Petersen et al., 2015). In Übereinstimmung dazu sind im Gebiet der Fildes-Region trotz systematischer Erfassung auch aller Totfunde von Irrgästen und Durchzüglern seit 2003/04 im Gegensatz zu weiteren Arten bislang keine Totfunde von Strandläufern dokumentiert, sodass diese im Gebiet wahrscheinlich ausreichend Nahrung in Form von Algen und Krebstieren finden und ihre Migration fortsetzen können.

2.14.8 Ardeidae

Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet des Kuhreiher (*Bubulcus ibis*), einem Vertreter der Schreitvögel (Ordnung Ciconiiformes) liegt in Afrika, Asien und Südwesteuropa (Marchant & Higgins, 1990c). Inzwischen ist es dieser Art gelungen, alle übrigen Kontinente – mit Ausnahme der Antarktis – dauerhaft zu besiedeln (Marchant & Higgins, 1990c). In den 1970er Jahren breitete sich diese Art schnell in Südamerika aus (Handtke & Mauersberger, 1977). Infolgedessen häuften sich Berichte über Beobachtungen von Kuhreihern von den Falkland-Inseln (Strange, 1979) und Südgeorgien (Prince & Croxall, 1983; Prince & Croxall, 1996). Inzwischen gilt der Kuhreiher auch in der Antarktis als regelmäßiger Irrgast (BirdLife International, 2018c), belegt durch zahlreiche Berichte über Beobachtungen südlich von 60° S (z. B. Prince & Croxall, 1983; Torres et al., 1986; Trivelpiece et al., 1987; Rootes, 1988; Mönke & Bick, 1990). Gelegentlich gelangen Beobachtungen von lebenden Kuhreihern in der Antarktis, z. B. in der Weddell-See auf 63° S (Schlatter & Duarte, 1979; Trivelpiece et al., 1987), auf den South Orkney Islands (Coria et al., 2011), den South Sandwich Islands (Prince & Croxall, 1983) sowie im Bereich der South Shetland Islands (Greenwich Island, 62°C, Torres et al., 1986; Mönke & Bick, 1990) in der Admiralty Bay, KGI (Petersen et al., 2015; Sierakowski et al., 2017) oder in der Fildes Strait zwischen KGI und Nelson Island (Lumpe & Weidinger, 2000). Wiederholte Beobachtungen von lebenden Kuhreihern gelangen ebenfalls im April 1986 auf der Fildes Peninsula (Mönke & Bick, 1990; Tabelle 13 im Anhang 2). Im März 1983 landeten sechs Kuhreiher während eines Schneesturms bei ca. 60° S auf einem Schiff (Kaiser et al., 1988b; Peter et al., 1988), sodass eine starke Abhängigkeit des Vorkommens dieser Art von Witterungsbedingungen, insbesondere von Windrichtung und -stärke, gegeben zu sein scheint. Da die Mehrzahl der Lebendbeobachtungen aus dem Spätsommer bzw. Herbst stammen (siehe Tabelle 13 im Anhang 2; Prince & Croxall, 1996), scheinen starke Herbststürme die Verdriftung von Kuhreihern in die Antarktis zu fördern. Oft wurden die lebend beobachteten Tiere kurze Zeit danach tot aufgefunden. Möglicherweise mangelte es den Vögeln an Nahrung (v. a. Insekten, Marchant & Higgins, 1990c). Inwieweit das Klima für das Überleben relevant ist, bleibt unklar (Mönke & Bick, 1990). In Übereinstimmung damit sind zahlreiche Totfunde für den Bereich der South Shetland Islands dokumentiert, so z. B. für Elephant Island (Petersen et al., 2015; Rossi et al., 2015), Deception Island (Ibáñez & Monge, 1999, 2001), Penguin Island (Sander 1988 zitiert in Petersen et al., 2015) sowie Nelson Island (Silva et al., 1995). Berichte über auf King George Island nachgewiesene Kuhreiher liegen aus der Admiralty Bay (Trivelpiece et al., 1987; Petersen et al., 2015; Sierakowski et al., 2017) sowie der Potter Peninsula (Aguirre, 1995; Silva et al., 1995) vor. Aus der Fildes-Region sind ebenfalls zahlreiche Totfunde von Kuhreihern dokumentiert (siehe auch Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a). Sämtliche Beobachtungen aus diesem Gebiet sind in Tabelle 13 im Anhang 2 aufgeführt.

2.14.9 Anatidae

Verschiedene Vertreter der Familie der Entenvögel (Anatidae, Ordnung Anseriformes) können im Bereich der Antarktis als Irrgäste vorkommen, darunter der **Schwarzhalsschwan** (*Cygnus melanocorypha*). Diese Art ist im südlichen Südamerika und den Falkland-Inseln weit verbreitet und zieht im Winter gewöhnlich nordwärts (Shirihai, 2002). Der erste Bericht über eine Beobachtung eines Schwarzhalsschwans in der Antarktis – konkret auf den South Shetland Islands – ist aus der Saison 1916/17 datiert (Bennett, 1922). Seitdem wurden zahlreiche weitere Beobachtungen, v. a. im Bereich der South Shetland Islands (Orgeira & Fogliatto, 1991; Lesinski, 1993; Aguirre, 1995; Silva et al., 1995; Hahn et al., 1998; Olavarría et al., 1999; Sierakowski et al., 2017), der South Orkney Islands (Coria et al., 2011) aber auch an der Antarktischen Halbinsel (Orgeira & Fogliatto, 1991; Olavarría et al., 1999; Quintana et al., 2000) dokumentiert (z. B. Orgeira & Fogliatto, 1991).

In der Fildes-Region wurden zwischen dem 14.01.1989 und dem 28.04.1989 wiederholt Schwarzhalsschwäne – entweder einzeln oder in Gruppen von bis zu 11 Tieren beobachtet (Lange & Naumann, 1990; pers. Mittg. H. Grimm). Bemerkenswert ist die Vielzahl paralleler Berichte über im Januar und Februar 1989 beobachtete Schwarzhalsschwäne, u. a. von Anvers und Wiencke Island (Parmelee & Fraser, 1989), Peterman Island (B. Stonehouse zitiert in Lazo & Yañez, 1989) und Hope Bay (Orgeira & Fogliatto, 1991) an der Antarktischen Halbinsel als auch von mehreren Inseln der South Shetland Islands, darunter Deception Island (Lazo & Yañez, 1989), Livingston Island (Lazo & Yañez, 1989; Lange & Naumann, 1990), Nelson Island (Bastos et al., 1989; Favero et al., 1991; Orgeira & Fogliatto, 1991) und King George Island. Hier wurden auf Fildes Peninsula (s. o.), Potter Peninsula (Aguirre, 1995) und in der Admiralty Bay (Sierakowski, 1991; Lesinski, 1993; Sierakowski et al., 2017) Schwarzhalsschwäne gesichtet. Laut Orgeira et al. (1991) wurden damit zwischen Januar und März 1989 insgesamt 64 Tiere an 16 Standorten dokumentiert, wobei ein Zusammenhang mit die übliche Zugroute beeinflussenden Stürmen oder einer gravierenden Dürre in Argentinien vermutet wird.

Chilepfeifenten (*Mareca sibilatrix*) sind im südlichen Südamerika und auf den Falkland-Inseln beheimatet und gelten als Irrgäste für Südgeorgien, die South Orkney und South Shetland Islands sowie die Antarktische Halbinsel (Marchant & Higgins, 1990c), darunter u. a. Anvers Island (Parmelee et al., 1977; Maxson & Bernstein, 1980). Der erste bekannte Nachweis für King George Island stammt aus der Admiralty Bay, als Ende 1981 nach einem starken Sturm aus nordwestlicher Richtung vier Chilepfeifenten gesichtet wurden (Trivelpiece et al., 1987). Diese hielten sich 46 Tage lang im Gebiet auf und wurden häufig bei der Nahrungssuche beobachtet. Ein Vogel wurde später tot aufgefunden, während drei dieser Tiere anschließend verschwanden. Im Oktober 2013 wurden auf der benachbarten Potter Peninsula zwei Individuen – zusammen mit 16 Individuen der Peposaka-Ente (*Netta peposaca*) (s. u.) – beobachtet (Perchivale et al., 2016). Aus der Fildes-Region sind insgesamt zwei Beobachtungen dieser Art dokumentiert. So wurde am 16.06.1984 ein Exemplar im Stationsgebiet von Bellingshausen gesichtet, welches dann später tot aufgefunden wurde (Peter et al., 1988). Daneben erfolgte eine Beobachtung am 29.11.2008 von zwei Tieren an der Südostküste der Fildes Peninsula (Peter et al., 2013).

Das Verbreitungsgebiet der **Spitzschwanzente** (*Anas georgica*) mit den Unterarten Chile-Spitzschwanzente (*A. g. spinicauda*) und Südgeorgien-Spitzschwanzente (*Anas g. georgica*) erstreckt sich auf Südamerika, die Falkland-Inseln und Südgeorgien (Marchant & Higgins, 1990c). Beobachtungen von Spitzschwanzenten der Unterart *A. g. spinicauda* als Irrgast liegen für die Antarktische Halbinsel (Cordier et al., 1983), die South Orkney Islands (Burton, 1967; Rootes, 1988) und die South Shetland Islands z. T. seit 1916/17 vor (z. B. Bennett, 1922; Parmelee et al., 1977; Maxson & Bernstein, 1980; Rootes, 1988). Für King George Island sind in den 1980er und 1990er Jahren ebenfalls mehrere Beobachtungen dokumentiert, so für die Admiralty Bay (Trivelpiece et al., 1987; Sierakowski et al., 2017) und die Potter Peninsula (Aguirre, 1995; Hahn et al., 1998). Dabei hielten sich die Tiere stets in Gruppen von bis zu 20 Individuen auf (Trivelpiece et al., 1987;

Sierakowski et al., 2017). Für die Fildes-Region liegt nur ein einzelner Nachweis über Spitzschwanzenten, wahrscheinlich der Unterart *A. g. spinicauda*, aus dem Frühjahr 1989 vor (pers. Mittg. H. Grimm). Dabei hielten sich zwischen dem 10.10.1989 und dem 02.11.1989 (insgesamt 24 Tage) bis zu 10 Tiere gleichzeitig in verschiedenen Buchten der Fildes Peninsula auf.

Ein weiterer Vertreter von in der Antarktis beobachteten Anatidae ist die Peposaka-Ente (*Netta peposaca*). Von dieser Art gelang auf der Potter Peninsula, KGI, im Oktober 2013 die Beobachtung eines Trupps von 16 Individuen zusammen mit zwei Chilepfeifenten über neun Tage hinweg, wobei mehrere Tiere diesen Zeitraum aufgrund von Nahrungsmangel nicht überlebten (Perchivale et al., 2016). Kurz darauf wurde im November 2013 ein Totfund einer Peposaka-Ente in der benachbarten Admiralty Bay, KGI registriert (Petersen et al., 2015). In der Fildes-Region wurde diese Art bislang nicht beobachtet.

Wiederholt wurde im Zusammenhang mit Beobachtungen von Vertretern der Anatidae auf vorangegangene starke Winde oder Stürme aus nördlicher bzw. nordwestlicher Richtung hingewiesen (z. B. Trivelpiece et al., 1987; Lazo & Yañez, 1989; Lange & Naumann, 1990; Perchivale et al., 2016; Sierakowski et al., 2017), sodass diese wahrscheinlich eine wesentliche Rolle bei dem Vorkommen der verschiedenen Schwan- und Entenarten spielen. Die mehrfach dokumentierte verhältnismäßig lange Verweildauer von Vertretern der Anatidae im Gebiet der Antarktis während des Südsommers (s. o. & z. B. Maxson & Bernstein, 1980; Trivelpiece et al., 1987; Lazo & Yañez, 1989; Perchivale et al., 2016) deutet daraufhin, dass diese offenbar in der Lage sind, sich eine Zeit lang von den vorhandenen Süßwasseralgen bzw. angespülten Krebstieren (z. B. Krill) zu ernähren und so bis zum Wintereinbruch zu überleben (Trivelpiece et al., 1987). Inwieweit sie in der Lage sind, aktiv in ihre angestammten Verbreitungsgebiete zurückzukehren, ist in Anbetracht der Bedeutung der Verdriftung durch Wind zweifelhaft. Es ist davon auszugehen, dass für viele Vogelarten eine Überquerung der Drake aus eigener Kraft, d. h. ohne die Unterstützung durch starke Winde, nicht möglich ist.

2.15 Monitoring der Robben auf der Fildes Peninsula und Ardley Island

In den Saisons 2015/16 bis 2017/18 wurde an der Küste der Fildes Peninsula und Ardley Islands die vollständige Erfassung der Robbenbestände gemäß der in Peter et al. (2008) beschriebenen Methodik fortgesetzt. Dafür wurde während der Sommermonate Dezember bis Februar jeweils in der Monatsmitte buchtengenau die Zahl aller Robben erfasst. Die Zahlen der während der monatlichen Zählungen erfassten Robben sind in Tabelle 3 aufgeführt. Mittlerweile liegen Datensätze zum Bestand der Robben während des Südsommers in der Fildes-Region aus bis zu 26 Jahren vor.

Aufgrund des sporadischen Vorkommens von Krabbenfressern (*Lobodon carcinophagus*) und Seeleoparden (*Hydrurga leptonyx*) im Sommer in der Fildes-Region wird nachfolgend auf eine weitere Betrachtung dieser Arten verzichtet. Eine ausführliche Einordnung des Robbenbestandes der Fildes-Region in Bezug auf die globale Population findet sich Braun et al. (2017a).

Tabelle 3: Ergebnisse der monatlichen Robbenzählung auf der Fildes Peninsula und der Insel Ardley in den Saisons 2015/16 bis 2017/18

Art	Saison 2015/16			Saison 2016/17			Saison 2017/18		
	Dez.	Jan.	Feb.	Dez.	Jan.	Feb.	Dez.	Jan.	Feb.
Südlicher Seeelefant (<i>Mirounga leonina</i>)	239	796	607	480	945	440	510	1.002	521
Weddellrobbe (<i>Leptonychotes weddelli</i>)	85	90	41	96	56	33	53	41	9

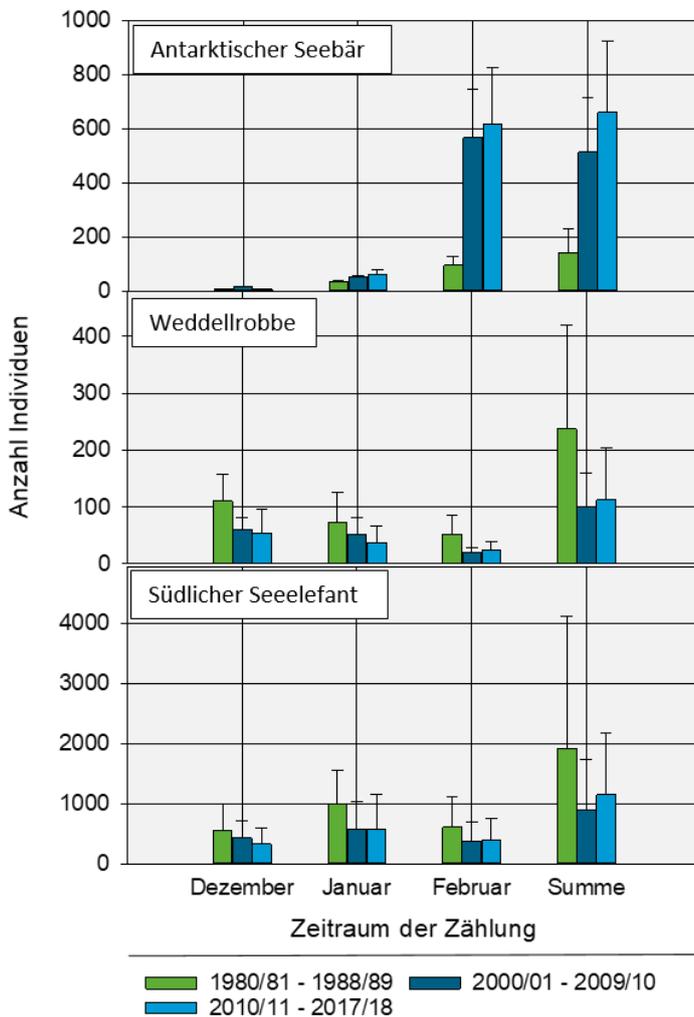
Art	Saison 2015/16			Saison 2016/17			Saison 2017/18		
	Dez.	Jan.	Feb.	Dez.	Jan.	Feb.	Dez.	Jan.	Feb.
Antarktischer Seebär (<i>Arctocephalus gazella</i>)	8	51	857	5	149	516	15	57	381
Krabbenfresser (<i>Lobodon carcinophagus</i>)	0	1	2	0	1	0	0	0	0
Seeleopard (<i>Hydrurga leptonyx</i>)	1	2	2	0	3	0	0	0	0

Zusätzlich zu den sommerlichen Erfassungen wurde durch ThINK-Kolleginnen und -Kollegen in den Saisons 2016/17 und 2017/18 eine weitere Zählung im November durchgeführt. Diese werden nachfolgend zusammen mit vorhandenen Datensätze aus den 1980er Jahren dargestellt.

Generell lässt sich feststellen, dass die Bestände der drei im Sommer am häufigsten beobachteten Robbenarten Antarktischer Seebär (*Arctocephalus gazella*), Weddellrobben (*Leptonychotes weddelli*) und Südliche Seeelefanten (*Mirounga leonina*) langfristige Veränderungen zeigen (Braun et al. 2017). So unterscheiden sich die Mittelwerte der monatlichen Zählungen der drei untersuchten Dekaden deutlich voneinander (Abbildung 32). So wurden im Mittel in den 1980er Jahren mehr Südliche Seeelefanten und Weddellrobben erfasst als in den folgenden untersuchten Dekaden. Dagegen stieg die Zahl der Antarktischen Seebären in diesem Zeitraum deutlich an (Abbildung 32). Ähnliche Trends der Robbenbestände wurden in der Admiralty Bay, KGI, beobachtet (Salwicka & Rakusa-Suszczewski, 2002; Chwedorzewska & Korczak, 2010; Laskowski et al., 2012).

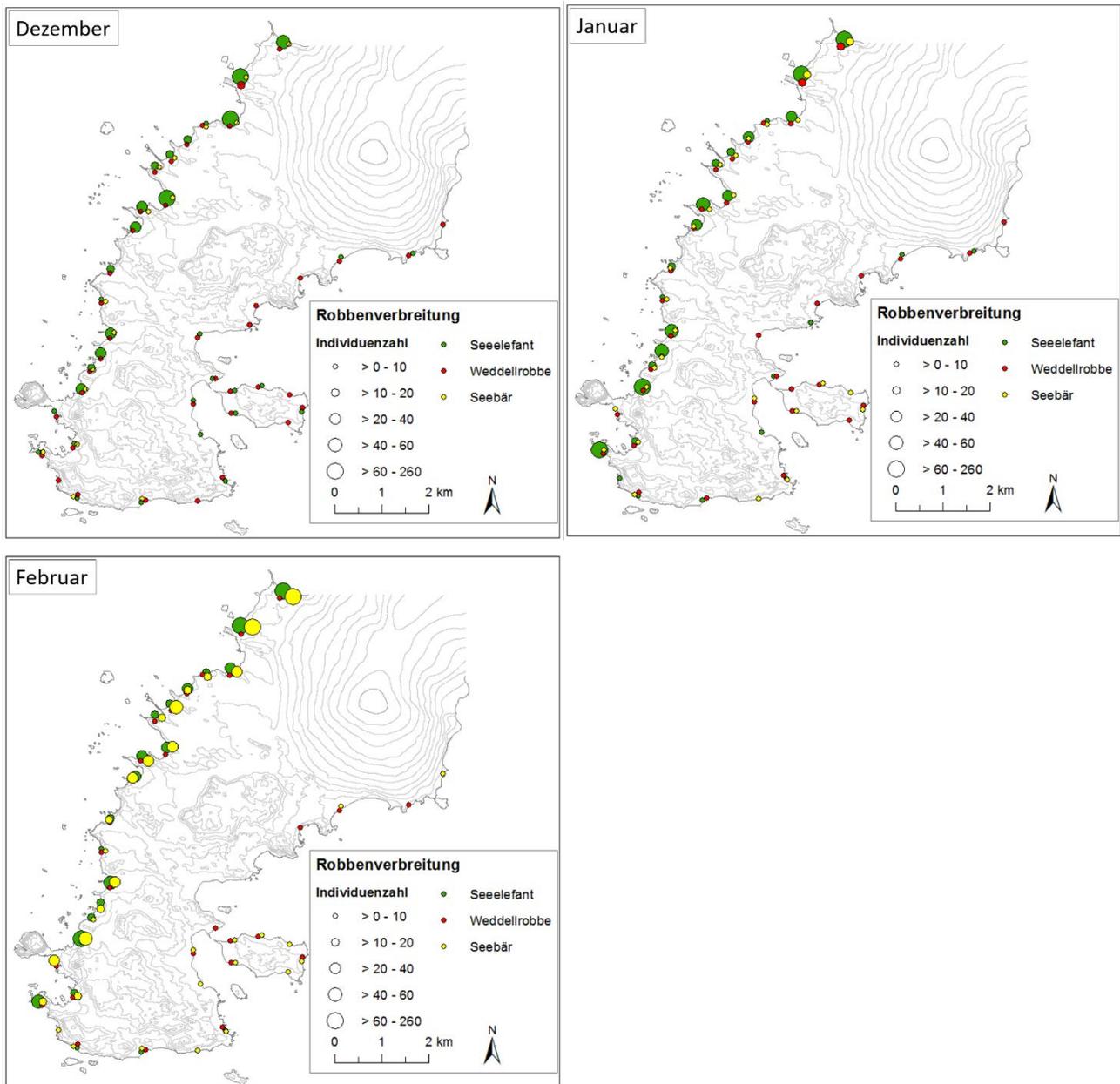
Aufgrund der großen Unterschiede in der Individuenzahl der 1980er Jahre wird für die nachfolgende, detaillierte Darstellung der Bestandsentwicklung dieser Robbenarten die aktuelle mittlere Robbenanzahl von 2000/01 bis 2017/18 herangezogen.

Abbildung 32: Vergleich der Dekadenmittelwerte der monatlichen Bestände an Seeelefanten, Weddellrobben und Seebären auf der Fildes Peninsula und Ardley Island zwischen 1980/81 und 2017/18; Angegeben ist die Standardabweichung. Zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der Y-Achsen.



Um die räumliche Verteilung von Seeelefanten, Weddellrobben und Seebären auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Sommermonaten zu veranschaulichen, wurden die Mittelwerte der Individuenzahlen zwischen 2000/01 und 2017/18 buchtgenau dargestellt (Abbildung 33). Dabei werden die bereits beschriebenen sowohl saisonalen als auch räumlichen Unterschiede zwischen den Arten deutlich. Größere Konzentrationen von Seeelefanten und Seebären finden sich ausschließlich an der Westküste der Fildes Peninsula mit den jeweiligen Maxima im Januar bzw. Februar (Abbildung 32 & Abbildung 33, Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a). Im Gegensatz dazu sind Weddellrobben in weitaus geringerer Anzahl wesentlich gleichmäßiger über die gesamte Küste verteilt (Abbildung 33).

Abbildung 33: Übersicht über die räumliche Verteilung und mittleren Individuenzahlen von Seeelefanten, Weddellrobbe und Seebären auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Sommermonaten des Zeitraums 2000/01 – 2017/18



Die aktuellen Klimaveränderungen wirken sich durch eine Reduzierung der Ausdehnung, der Verbreitung und des Typs des Meereises und Veränderungen der Packeisbedingungen negativ auf eisgebundene Arten wie Weddellrobbe, Seeleopard, Krabbenfresser und Rossrobbe aus, während Südliche Seeelefanten und Antarktische Seebären in gewisser Hinsicht davon profitieren können (Siniff et al., 2008; Costa et al., 2010). Daneben spielen auch Veränderungen im Nahrungsnetz durch die Meereisreduktion und industrielle Fischerei eine bedeutende Rolle für die Entwicklung der Robbenpopulationen im Südpolarmeer (Siniff et al., 2008).

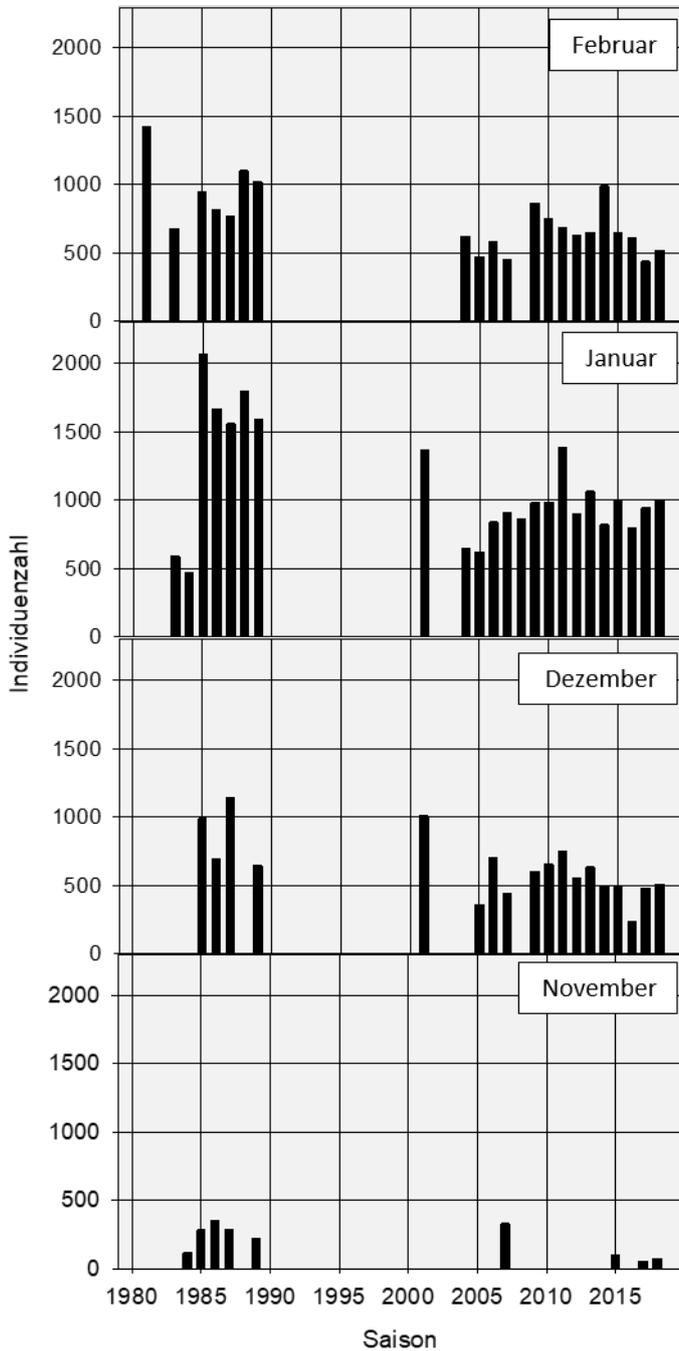
2.15.1 Südlicher Seeelefant (*Mirounga leonina*)

Wurde die globale Population des Südlichen Seeelefanten (*Mirounga leonina*) in den 1990er Jahren noch auf 650.000 Tieren geschätzt (Laws, 1994; SCAR-EGS, 2008), wird der Bestand aktuell mit 325.000 adulten Individuen angegeben und gilt insgesamt als stabil (Hofmeyr, 2015). Nach wie vor wird diese Art als nicht gefährdet eingestuft (IUCN-Kategorie ‚least concern‘, (Hofmeyr, 2015)). Die größten Bedrohungen für diese Art stellen die Fischerei und die Ausbeutung mariner Ressourcen, Krankheiten sowie Klimaveränderungen und widrige Wetterereignisse dar (Hofmeyr, 2015).

Die Gesamtzahl der in den Saisons 2015/16 bis 2017/18 an der Küste der Fildes Peninsula und Ardley Island beobachteten Südlichen Seeelefanten lag jeweils unterhalb des langjährigen Mittels seit 2000/01 von 1.801 ± 381 Individuen (Tabelle 3). Dabei schwankte die Zahl der Seeelefanten innerhalb des untersuchten Zeitraums deutlich. In der Saison 2015/16 wurden zu Beginn des Sommers mit nur 239 Tieren die geringste Anzahl Seeelefanten seit Beginn der Zählungen registriert (Abbildung 34). In den nachfolgenden Saisons wurden im Dezember wieder deutlich mehr Seeelefanten gezählt, jedoch stets weniger als im langjährigen Mittel.

Wie in Braun et al. (2017a) beschrieben, war die Zahl der beobachteten Seeelefanten im Januar jeweils am höchsten und war in der Saison 2017/18 mit 1.002 Tieren überdurchschnittlich hoch (Tabelle 3, Abbildung 34). Dagegen wurde im Februar 2016/17 mit 440 Individuen deutlich weniger Seeelefanten erfasst als im langjährigen Mittel (Tabelle 3, Abbildung 34). Nach der nachgewiesenen starken Abnahme des Südlichen Seeelefanten seit den 1980er Jahren (Braun et al., 2017a) hat sich die Entwicklung des Bestands dieser Robbenart im Untersuchungsgebiet inzwischen wieder stabilisiert (Abbildung 34).

Abbildung 34: Anzahl der während der monatlichen Robbenzählungen im Südsommer erfassten Südlichen Seeelefanten (*Mirounga leonina*) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island zwischen 1980/81 und 2017/18; bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.

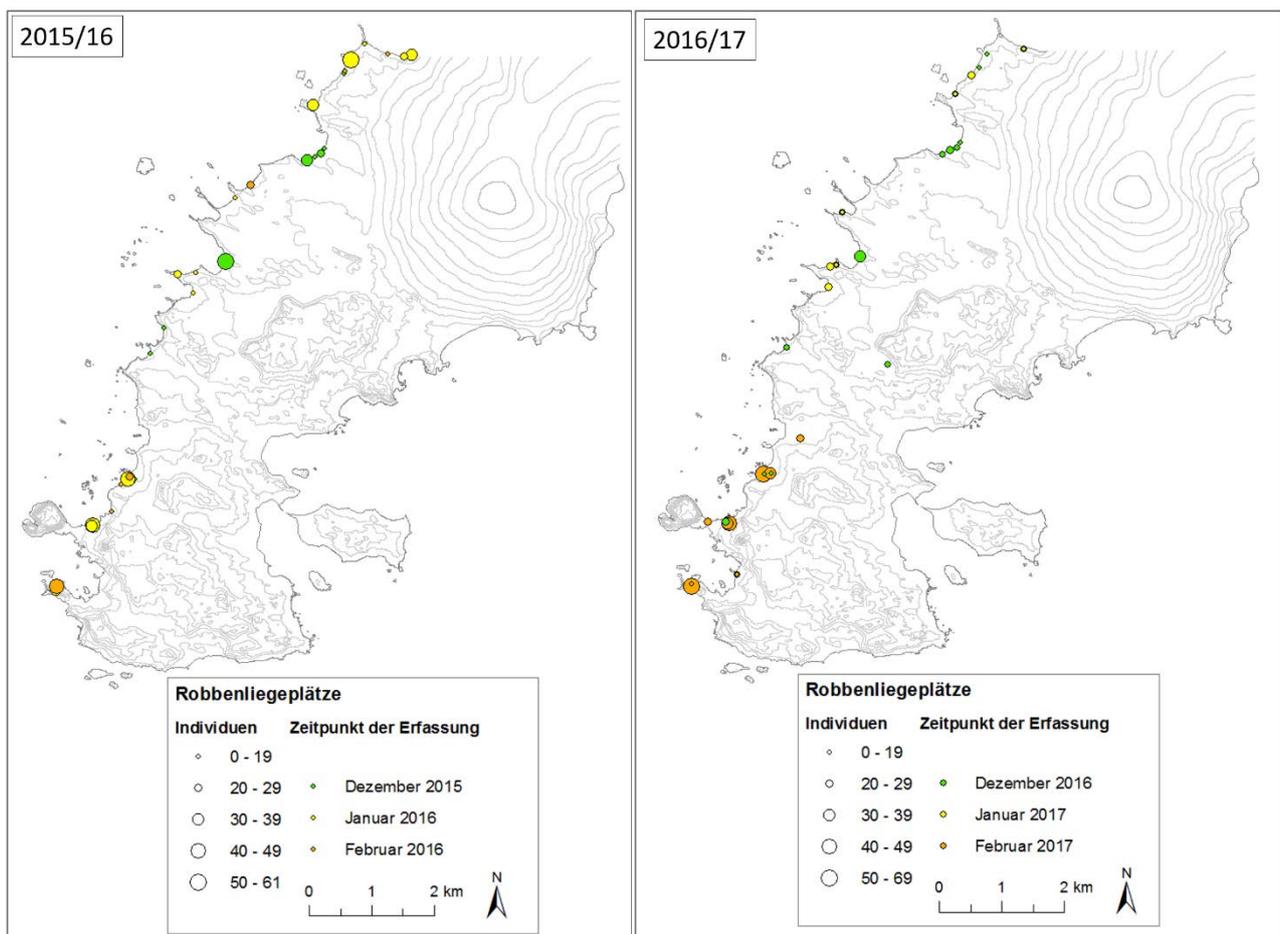


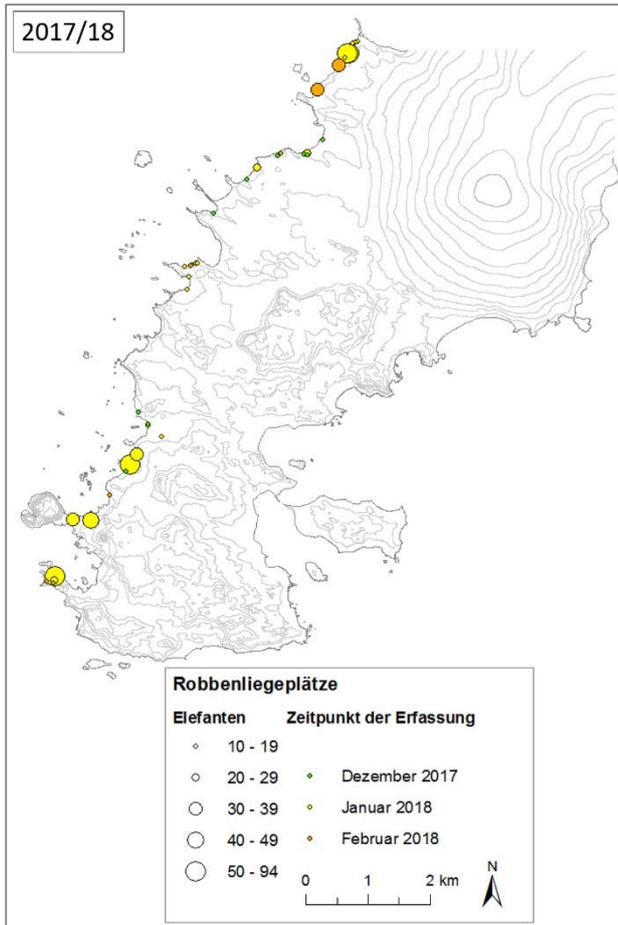
Als Bestandteil der monatlichen Robbenzählungen wurden erneut die Größe und Verteilung der Liegegruppen von Seeelefanten mit mindestens 10 Tieren punktgenau erfasst. Inzwischen liegen hierüber Informationen aus 12 Saisons vor (siehe auch Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a). Im Langzeitvergleich ließen sich hinsichtlich der jährlichen Individuenzahlen an den einzelnen Liegeplätzen nur geringfügige Veränderungen feststellen (Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a). So lässt sich beispielsweise erkennen, dass sich die größte Liegegruppe in der Saison 2016/17 im Gegensatz zu den Vorjahren nicht im äußersten Nordwesten der Fildes Peninsula befand, sondern in der im zentralen Bereich der Westküste gelegenen Biologenbucht

(Abbildung 35). Die erfasste maximale Zahl der in einer Liegegruppe beobachteten Seeelefanten lag mit 61, 69 bzw. 94 Tieren in den drei untersuchten Saisons jedoch deutlich unter den in vergangenen Jahren beobachteten Maximalwerten von bis zu 255 Individuen (Peter et al., 2013). Im Übrigen entsprach die Verteilung der Liegegruppen in etwa der der Vorjahre (Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a). Dies ist insbesondere für die im zentralen Bereich der Westküste der Fildes Peninsula gelegene Biologenbucht von Bedeutung, da diese Bucht aufgrund der dort anzutreffenden Seeelefanten regelmäßig von Touristengruppen, Stationspersonal und Schiffscrews besucht wird (Peter et al., 2008).

Das stabile Verteilungsmuster der Robbenliegegruppen stimmt mit Beobachtungen aus der Admiralty Bay überein (Salwicka & Rakusa-Suszczewski, 2002). In der Nähe der dortigen Station Arctowski nahm jedoch sowohl die Zahl der Seeelefanten als auch deren Wurfplätze deutlich ab (Chwedorzewska & Korczak, 2010; Angiel & Korczak-Abshire, 2011). Als Ursache hierfür wird menschliche Störung angesehen (Chwedorzewska & Korczak, 2010). Ähnliche Ergebnisse lassen sich für die Fildes-Region anhand der vorliegenden Daten jedoch nicht ableiten.

Abbildung 35: Liegeplätze des südlichen Seeelefanten (*Mirounga leonina*) mit mindestens zehn Tieren auf der Fildes Peninsula in den Saisons 2015/16 bis 2017/18



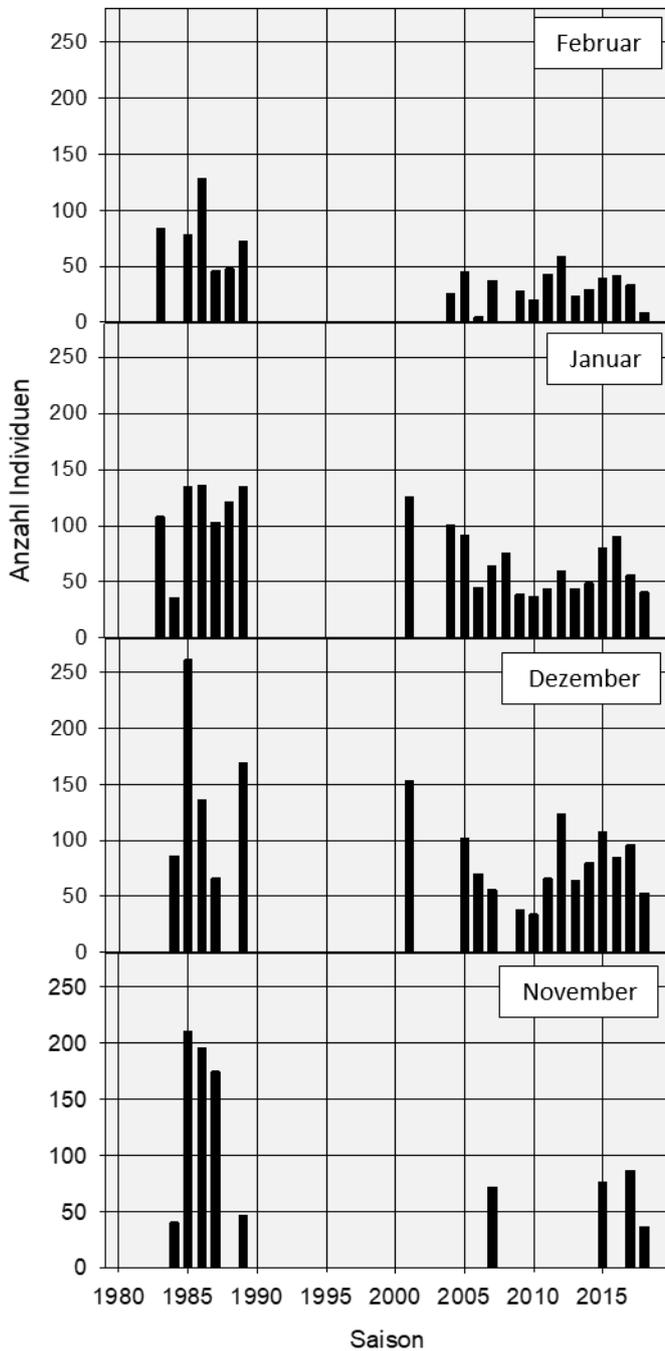


2.15.2 Weddellrobbe (*Leptonychotes weddelli*)

Angaben zur globalen Population der Weddellrobbe (*Leptonychotes weddelli*) schwankten stark zwischen 200.000 und 1.000.000 Individuen (Erickson & Hanson, 1990; Costa et al., 2006; Gelatt & Southwell, 2008; Southwell et al., 2012). Eine aktuelle Schätzung beläuft sich auf 300.000 adulte Tiere (Huckstad, 2015). Der Bestand wird als nicht gefährdet eingestuft (IUCN-Kategorie ‚least concern‘), der derzeitige Bestandstrend ist jedoch unbekannt (Huckstad, 2015). Die größten Bedrohungen dieser Art liegen in der Ausbeutung mariner Ressourcen, der Fischerei, menschlicher Störung sowie Habitatverschiebung und -veränderung durch Klimaveränderungen (Huckstad, 2015).

Die Gesamtzahl der während der Sommermonate auf der Fildes Peninsula und Ardley Island erfassten Weddellrobben lag in den Saisons 2015/16 und 2016/17 mit 216 bzw. 185 gezählten Tieren über dem langjährigen Mittel von 164 ± 54 Individuen (Tabelle 3). Vor allem im Januar 2016 sowie im Dezember 2016 wurden verhältnismäßig viele Weddellrobben im Untersuchungsgebiet registriert. Dagegen wurden in der Saison 2017/18 – und insbesondere im Februar 2018 – insgesamt nur 103 Weddellrobben und damit die zweitniedrigste Individuenzahl seit Beginn der langjährigen Erfassung erfasst (Tabelle 3, Abbildung 36). Im Langzeitvergleich blieb die Zahl der im Sommer erfassten Weddellrobben zwischen 2000/01 und 2017/18 stabil, lag jedoch im Mittel in den vergangenen 15 Jahren unterhalb des Bestandes der 1980er Jahre (Abbildung 36). Somit ergeben sich auf Basis der aktuellen Daten hinsichtlich des in Braun et al. (2017a) dargelegten langfristigen Trends zur Abnahme des sommerlichen Weddellrobbenbestandes in der Fildes-Region keine neuen Erkenntnisse.

Abbildung 36: Anzahl der während der monatlichen Robbenzählungen im Südsommer erfassten Weddellrobben (*Leptonychotes weddelli*) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island; Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.



In verschiedenen Studien wurde auf einen langfristigen Bestandsrückgang dieser Robbenart, z. B. in der Admiralty Bay, KGI (Salwicka & Rakusa-Suszczewski, 2002; Chwedorzewska & Korczak, 2010; Laskowski et al., 2012), oder auf Anvers Island, WAP-Region (Siniff et al., 2008) hingewiesen. Inwieweit sich die Gesamtpopulation tatsächlich verringert oder sich ihre räumliche Verteilung verändert hat, ist kaum feststellbar (Ainley et al., 2015). Als eine Robbenart mit einer starken Abhängigkeit vom antarktischen Meereis könnten die Weddellrobben sich verstärkt in weiter südlich gelegenen Gebieten mit stabilerer Meereisbedeckung aufhalten (Costa et al., 2010). Die in diesem Bereich gelegenen Bestände der Weddellrobben an den Vestfold Hills/Ostantarktis zeigten jedoch weder eine Ab- noch eine Zunahme (Lake et al., 2008). Langfristig kann sich die beobachtete

gestiegene räumliche und zeitliche Variabilität der Meereisbedeckung infolge aktueller Klimaveränderungen (Stammerjohn et al., 2012) auf die Population der Weddellrobben auswirken (Learmonth et al., 2006; Siniff et al., 2008; Costa et al., 2010; Garrott et al., 2012). Zusätzlich können sich starke El-Niño-Ereignisse (ENSO) auf die jährlichen Reproduktionsraten auswirken (Testa et al., 1991; Ainley et al., 2015). Neben klimatischen Effekten spielen tiefgreifende Veränderungen im Nahrungsnetz durch industrielle Fischerei eine wesentliche Rolle hinsichtlich Gesamtpopulation und Verbreitung der Weddellrobbe (Siniff et al., 2008; Ainley et al., 2015; Salas et al., 2017).

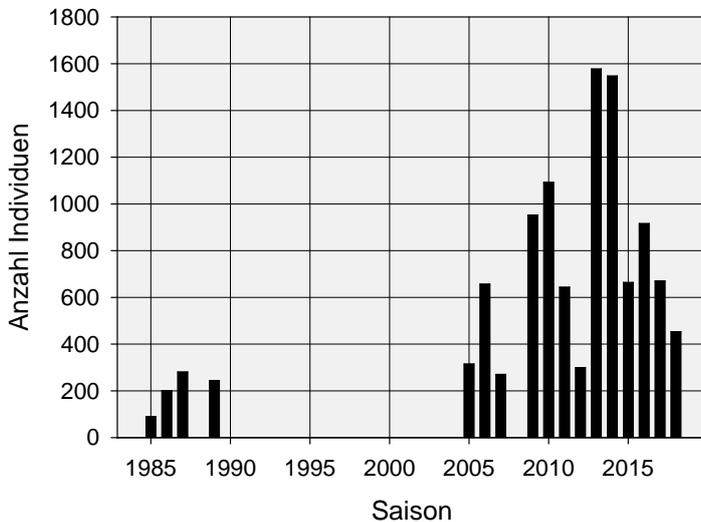
2.15.3 Antarktischer Seebär (*Arctocephalus gazella*)

Die globale Population des Antarktischen Seebären (*Arctocephalus gazella*) hat sich nach der Periode intensiver Jagd von einem Restbestand von etwas über 1.000 Tieren aus innerhalb weniger Jahrzehnte deutlich erholt und wuchs jährlich um rund 10 % auf mindestens 1,6 Millionen Tiere in den 1990er Jahren an und zeigte stabile bzw. wachsende Bestände (Boyd, 1993; Costa et al., 2006). Auf Südgeorgien, dem Hauptverbreitungsgebiet dieser Art, wurde der Bestand in der Saison 1999/2000 auf zwischen 4,5 und 6,2 Millionen Tiere geschätzt (pers. Mittg. I. Boyd zitiert in SCAR-EGS, 2008). Folgerichtig wurde der Antarktische Seebär, der ursprünglich als besonders geschützte Art im USP, Anhang A der Anlage II, geführt wurde, aus ebendiesem entlassen (ATS, 2006) und wird aktuell aufgrund der großen Individuenzahl als nicht gefährdet (IUCN-Status: ‚least concern‘) eingestuft (Hofmeyr, 2016). Inzwischen wurde auf Südgeorgien jedoch eine deutliche Abnahme der Zahl adulter Weibchen verzeichnet, die Forcada et al. (2014) auf eine verringerte Nahrungsverfügbarkeit infolge der Klimaveränderungen zurückgeführt. In der zweitgrößten Population auf Bouvet Island wurde in den 2000er Jahren ebenfalls eine Abnahme verzeichnet (pers. Mittg. zitiert in SCAR-EGS, 2008). Andere Bestände gelten als wachsend oder stabil, wobei aktuellere Angaben zumeist fehlen (Hofmeyr, 2016). Somit wird derzeit von einem sinkenden Populationstrend ausgegangen. Die globale Population wird aktuell auf 700.000 bis 1.000.000 adulte Individuen geschätzt (Hofmeyr, 2016). Antarktische Seebären gelten dabei am stärksten von den Auswirkungen der Fischerei und der Nutzung mariner Ressourcen, von Krankheiten und Klimaveränderungen bedroht (Hofmeyr, 2016).

Für die Betrachtung der Bestandsentwicklung des Antarktischen Seebären in der Fildes-Region während des Südsommers wurden die Ergebnisse der langjährigen monatlichen Zählungen deutscher Wissenschaftler um Daten aus dem Januar und Februar 1974 von Popov, 1977 (zitiert in Odening & Bannasch, 1980) ergänzt.

Die Gesamtzahl der in den Saisons 2015/16 bis 2017/18 erfassten Seebären sank von 916 über 670 auf 453 Tiere ab (Tabelle 3, Abbildung 37). Dennoch war die durchschnittliche Zahl der Seebären zwischen 2010/11 und 2017/18 größer als in vorangegangenen Dekaden (Abbildung 32). Somit setzt sich die bereits in Braun et al. (2017a) im Langzeitvergleich beschriebene starke Zunahme der Zahl der während des Südsommers in der Fildes-Region erfassten Seebären fort.

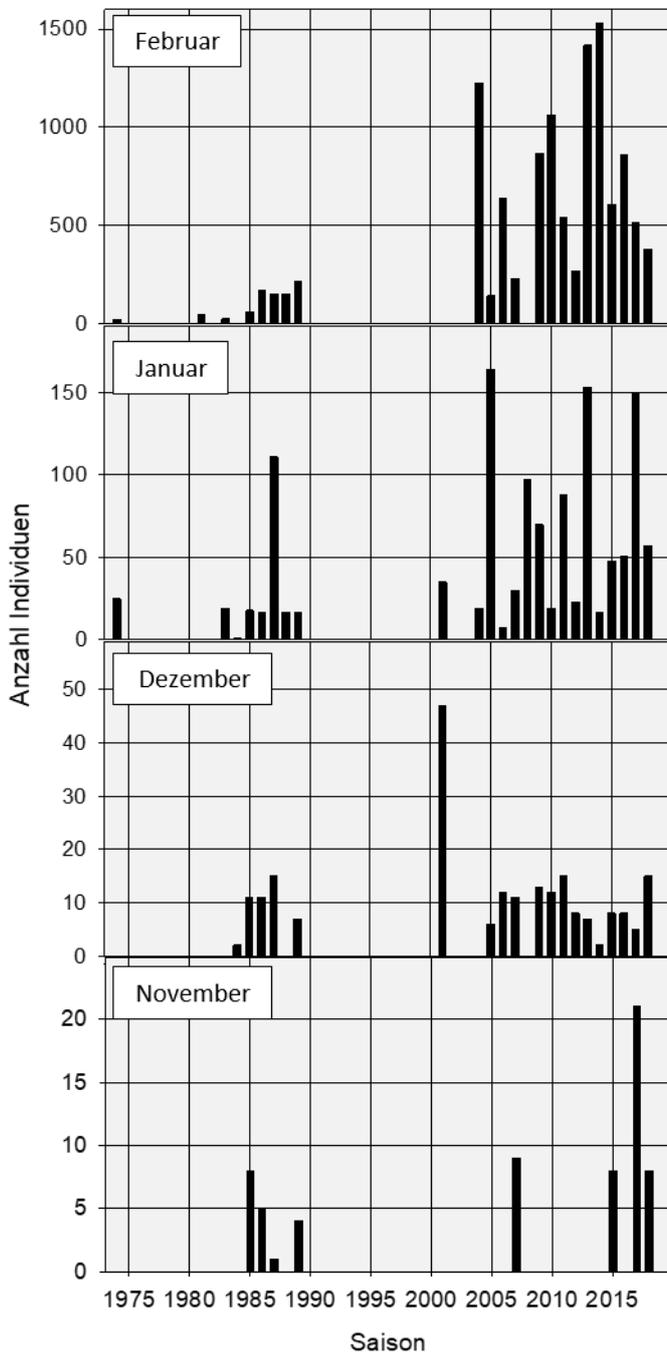
Abbildung 37: Übersicht über die Gesamtzahlen der während der monatlichen Robbenzählungen im Südsommer (Dezember – Februar) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island erfassten Antarktischen Seebären (*Arctocephalus gazella*); Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.



Nach einer deutlichen Zunahme der Zahl der auf der Fildes Peninsula und Ardley Island beobachteten Seebären zwischen den 1980er und 2000er Jahren zeigte der Bestand in den vergangenen 15 Jahre erhebliche Schwankungen und keinen eindeutigen Trend (Abbildung 37). Dasselbe gilt auch für die Betrachtung der monatlichen Individuenzahlen (Abbildung 38). Auffallend ist die mit 149 Individuen sehr hohe Seebärenzahl im Januar 2017, die für diesen Monat den dritthöchsten Wert in der mittlerweile 26 Jahre umfassenden Datenreihe darstellt (Abbildung 38). Im darauffolgenden Februar wurden dagegen deutlich weniger Tiere gezählt, obwohl die Seebärenzahl im Gebiet für gewöhnlich im Februar bzw. März am höchsten ist (Angiel & Korczak-Abshire, 2011; Braun et al., 2017a). Die Gründe für das frühe Erscheinen der Tiere im Untersuchungsgebiet sind vermutlich in den Umweltbedingungen in den ursprünglichen Reproduktionsgebieten zu suchen.

Obwohl Zählraten für den antarktischen Seebären aus den 1990er Jahren fehlen, lässt sich daraus schlussfolgern, dass nach einer Phase des starken Wachstums in den 1980er Jahren – und möglicherweise noch danach – in den 2000er Jahren – eine Stabilisierung des lokalen Bestandes in der Fildes-Region stattgefunden hat.

Abbildung 38: Anzahl der während der monatlichen Robbenzählungen im Südsommer erfassten Seebären (*Arctocephalus gazella*) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island; Zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der Y-Achsen. Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.

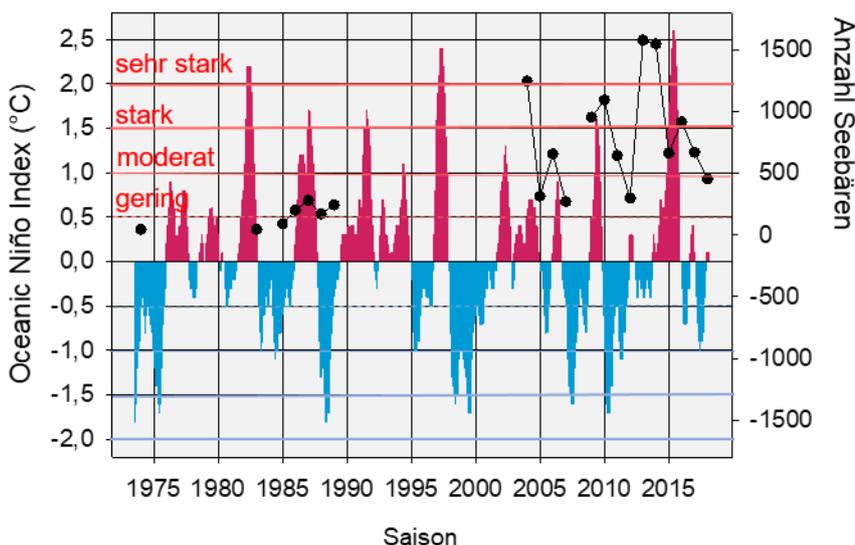


Der sommerliche Seebärenbestand in der Fildes-Region entspricht in etwa dem der benachbarten Admiralty Bay (Salwicka & Rakusa-Suszczewski, 2002; Laskowski et al., 2012), liegt jedoch deutlich unter den Angaben aus anderen Gebieten der South Shetland Islands, wie z. B. Cape Shireff, Livingston Island. Der dortige lokale Seebärenbestand beträgt über 20.000 Individuen und stellt damit die größte Seebärenkolonie an der Antarktischen Halbinsel dar (ATS, 2005a; SCAR-EGS, 2008).

Auffallend sind ferner die erheblichen jährlichen Schwankungen der Seebärenzahlen in der Fildes-Region, die ein annähernd zyklisches Muster andeuten (Abbildung 37), das auf einen Zusammenhang mit dem zyklisch auftretendem klimatischen Phänomen El Niño-Southern Oscillation (ENSO) hinweist

(Braun et al., 2017a). Da sich eine Erwärmung des Ozeans (ENSO) unmittelbar negativ auf die Krillabundanz auswirkt (z. B. Fraser & Hofmann, 2003; Trathan et al., 2003; Murphy et al., 2007; Fielding et al., 2014), verringert sich in Jahren mit einer stark erhöhten Oberflächentemperatur des Meeres auch die Reproduktionsrate von Seebären auf Südgeorgien (Croxall et al., 1988; Forcada et al., 2005). So wird vermutet, dass sich nicht reproduzierende Seebären, insbesondere junge Männchen, aufgrund erhöhter Konkurrenz um Nahrungsressourcen in ihrem Hauptverbreitungsgebiet Südgeorgien auf weiter südlich gelegenen Gebiete wie die South Shetland Islands ausweichen (Salwicka & Rakusa-Suszczewski, 2002). Beobachtete Seebärenmaxima in der Admiralty Bay stimmten demnach mit Jahren geringer Krill-Biomasse überein (Salwicka & Rakusa-Suszczewski, 2002). Für die Fildes-Region ist eine derartige Aussage jedoch nicht klar zu treffen. So spiegelte sich eine starke Ozeanerwärmung nicht zwingend in gestiegenen Seebärenzahlen in der Fildes-Region wider (Abbildung 39). Insgesamt wurden erhöhte Seebärenzahlen sowohl in Jahren mit El-Niño-Events (2004/05, 2009/10, 2015/16) als auch ohne El-Niño-Events (2012/13, 2013/14) erfasst (Abbildung 39). Ein statistischer Zusammenhang zwischen dem jährlichen Mittel des ONI und der Zahl der Seebären im Südsommer ließ sich somit nicht belegen (Pearson-Korr.: $r = 0,15$, $p = 0,52$, $n = 20$).

Abbildung 39: Gegenüberstellung des Oceanic Niño Index und der Gesamtzahl der während des Südsommers in der Fildes-Region erfassten Antarktischen Seebären (Quelle ONI: http://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php, Zugriff am 24.10.2018) mit Darstellung der Stärke der ONI-Abweichung (rot - El-Niño, blau - La-Niña)



Zusätzlich zu den Effekten des El-Niño-Phänomens ist zu vermuten, dass Antarktische Seebären von einem Gletscherrückzug infolge der Klimaerwärmung durch eine Zunahme verfügbarer Habitate zur Reproduktion profitieren (z. B. Siniff et al., 2008; Costa et al., 2010). Dieser Vorteil könnte jedoch durch eine reduzierte Nahrungsverfügbarkeit, insbesondere von Krill, der Hauptnahrung von Seebären im Bereich der South Shetland Islands, aufgehoben werden (Osman et al., 2004).

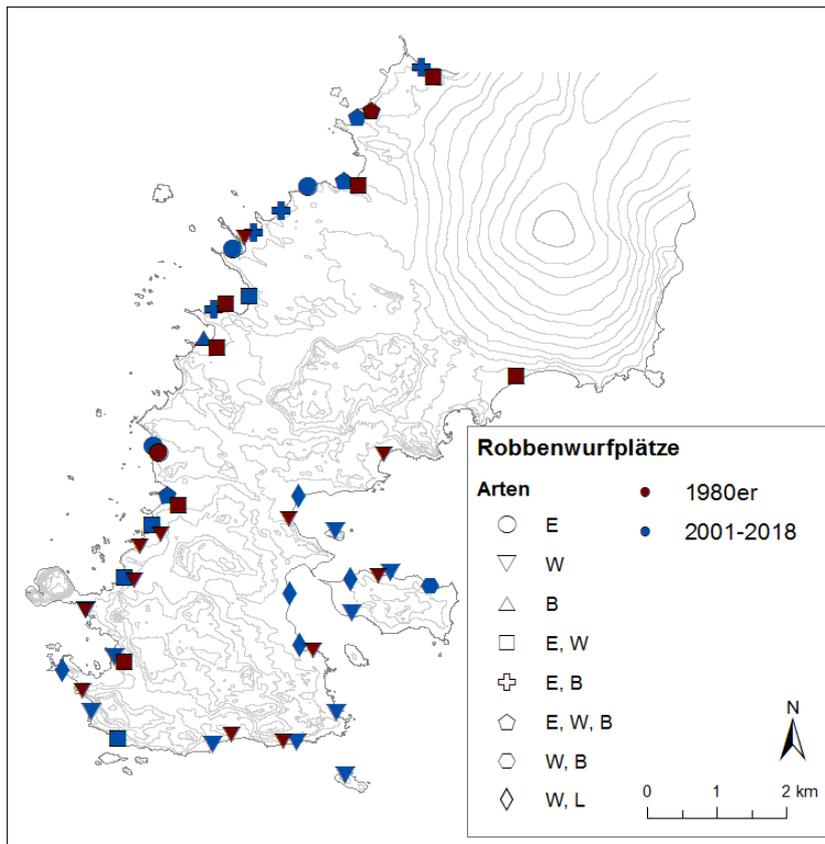
2.15.4 Robbenwurfplätze in der Fildes-Region

In den Saisons 2015/16 bis 2017/18 wurden erneut alle Robbengeburten zwischen November bzw. Dezember und Februar dokumentiert. Dabei wurden in allen drei Saisons im äußersten Nordwesten zwischen einem und drei neugeborene Seebären beobachtet. Damit liegen seit der ersten Beobachtung eines Seebärenjungen in der Saison 1985/86 (Mönke & Bick, 1988; Korrektur der Angabe in Braun et al., 2017a) inzwischen Nachweise für eine Reproduktion dieser Art aus inzwischen 18 Jahren vor.

Daneben wurden im November 2016 an der Westküste der Fildes Peninsula insgesamt 11 neugeborene Seeelefanten sowie eine neugeborene Weddellrobbe registriert (pers. Mittg. O. Mustafa). Ein weiteres Weddellrobbenjungtier wurde im November 2017 in der Nähe des Ardley-Isthmus beobachtet (pers. Mittg. M. Haucke). Diese Beobachtungen sind jedoch lediglich ergänzend zu betrachten, da sich Weddellrobben und Seeelefanten in der Regel im Untersuchungsgebiet bereits zwischen September und November fortpflanzen (Braun et al., 2017a).

In den Saisons 2015/16 bis 2017/18 konnten hinsichtlich der in Braun et al (2017a) beschriebenen Wurfplätze der drei Robbenarten Südlicher Seeelefant, Weddellrobbe, Antarktischer Seebär und Seeleopard keine neuen Erkenntnisse gewonnen werden. Eine aktualisierte Übersicht über alle bekannten Robbenwurfplätze der fünf Robbenarten in der Fildes-Region ist in Abbildung 40 sowie in Abbildung 97 bis Abbildung 101 im Anhang 3 dargestellt.

Abbildung 40: Übersicht über Robbenwurfplätze an den Küsten der Fildes Peninsula und Ardley Islands (E – Südlicher Seeelefant, W – Weddellrobbe, B – Antarktischer Seebär, L – Seeleopard), ohne Krabbenfresser, zusammengestellt aus Daten aus den Saisons 1984/85 – 1989/90, 2000/01, 2002/03 – 2006/07 und 2008/09 – 2017/18 (verändert nach Braun et al., 2012; Braun et al., 2017a; Einteilung der Buchten nach Peter et al., 2008, S. 45)



Ein Vergleich aller zwischen 2000/01 und 2017/18 dokumentierten Robbenwurfplätze mit Daten aus den Expeditionsberichten deutscher Wissenschaftler aus den 1980er Jahren (Abbildung 40) zeigt eine zunehmende Ausweitung von Wurfplätzen in den vergangenen 15 Jahren. So erstrecken sich nachgewiesene Robbenwurfplätze mittlerweile über die gesamte Westküste der Fildes Peninsula. Ferner wird die beschriebene Ausbreitung der Wurfplätze von Antarktischen Seebären deutlich (Braun et al., 2017a), da in den 1980er Jahren lediglich ein Neugeborenes dieser Art in einer Bucht im Norden der Fildes Peninsula beschrieben wurde (Mönke & Bick, 1988). Aus der Fildes-Region sind nur

wenige Geburten von Krabbenfressern dokumentiert (Mönke & Bick, 1988). Der nächste Wurfplatz dieser Art befindet sich in der ca. 15 km entfernten Potter Cove (Nadler & Mix, 1989).

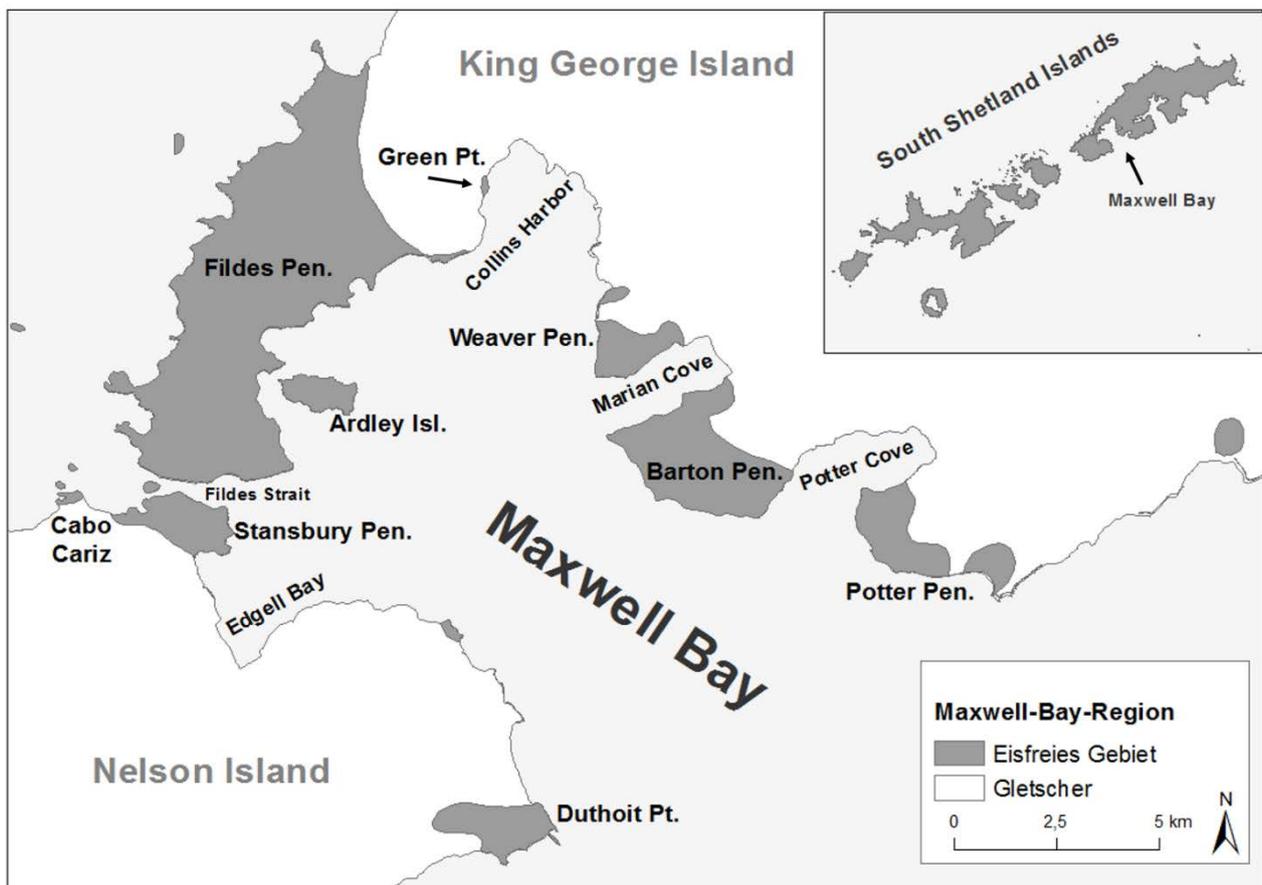
Insgesamt zeigt die Verteilung der Robbenwurfplätze in den vergangenen Jahrzehnten eine deutliche räumliche Trennung zwischen den verschiedenen Arten. So finden sich die Wurfplätze von Südlichen Seeelefanten mit Ausnahme von je einer Bucht an der Süd- bzw. Ostküste ausschließlich an der Westküste der Fildes Peninsula (Abbildung 40). Neugeborene Seebären wurden ebenfalls mit einer Ausnahme auf Ardley Island ausschließlich an der Westküste beobachtet (Abbildung 40). Wurfplätze von Weddellrobben waren dagegen beinahe über die gesamte Küstenlinie der Fildes Peninsula verteilt (Abbildung 40). Diese räumliche Trennung wurde auch für die Admiralty Bay beschrieben (Salwicka & Rakusa-Suszczewski, 2002) und ist vermutlich in unterschiedlichen Habitatansprüchen der einzelnen Robbenarten begründet.

3 Brutvogel-Monitoring in den eisfreien Gebieten der Maxwell Bay

3.1 Einleitung

Neben der Fildes-Region sind weitere eisfreie Gebiete im Bereich der Maxwell Bay im Südwesten King George Islands Brutgebiete verschiedener Seevogelarten. Basierend auf der Ausweitung des Brutvogelmonitorings auf diese Areale (Braun et al., 2017a) konnten innerhalb der vorliegenden Studie die vorhandenen Informationen über die lokalen Brutvogelbestände um weitere Daten ergänzt werden. Eingeschlossen waren dabei die Gebiete Barton Peninsula, Weaver Peninsula, Green Point, Potter Peninsula, Duthoit Point, Stansbury Peninsula und Cabo Cariz (Abbildung 41). Der in Braun et al. (2017a) für die kleine Halbinsel am westlichen Eingang der Fildes Strait verwendete Name ‚Martin Point‘ wurde gemäß des SCAR Composite Gazetteer of Antarctica (SCAR, 1992, updated 2019) in Cabo Cariz geändert.

Abbildung 41: Übersicht über die eisfreien Gebiete der Maxwell Bay, King George Island; Darstellung der South Shetland Islands ohne die Inseln Clarence, Elephant und Gibbs (nach Braun et al., 2017a)



Bedingt durch logistische Gegebenheiten konnten jedoch nicht alle Areale bzw. nicht systematisch, d. h. zu Beginn jeder Brutsaison, besucht werden. Für einige Gebiete wurden Daten von dort tätigen Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern zur Verfügung gestellt. Sämtliche vorliegenden Daten einschließlich zahlreicher Ergänzungen zu den in Braun et al. (2017a) veröffentlichten Angaben unter Nennung der Quellen sind in Tabelle 15 bis Tabelle 32 im Anhang 4 aufgeführt. Aufgrund der unterschiedlichen Qualität der Monitoringdaten, die zu großen Teilen auf Literaturquellen sowie auf Zählungen zu späten Zeitpunkten basieren, entsprechen die Daten teilweise nicht den heute

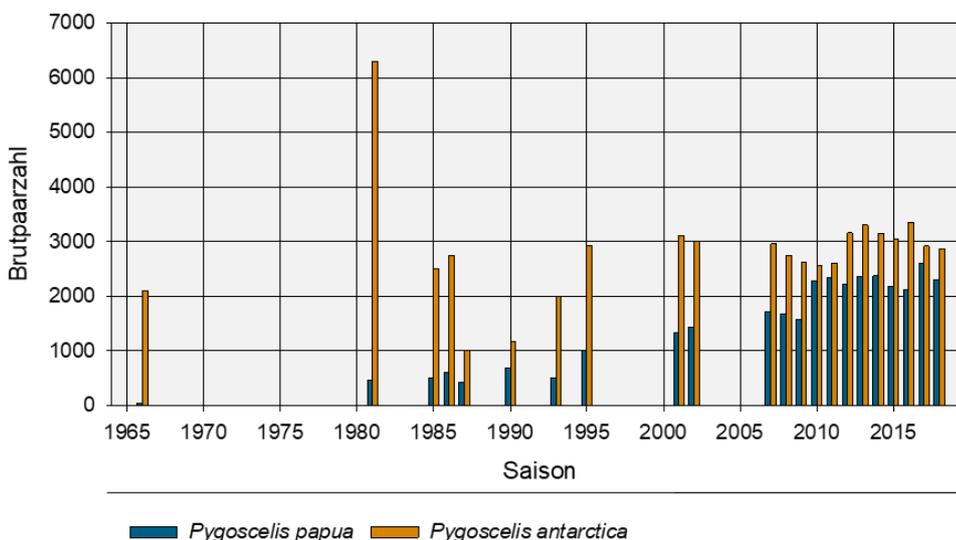
geforderten Standards (z. B. CCAMLR, 2014), liefern dessen ungeachtet dennoch wertvolle Hinweise über die lokalen Seevogelbestände.

3.2 Barton Peninsula, KGI

Im Zuge der Kooperation mit koreanischen Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern des Korea Polar Research Institute wurden uns die aktuellen Brutvogelraten der benachbarten Barton Peninsula sowie des dortigen ASPAs Nr. 171 Narębski Point zur Verfügung gestellt (Tabelle 15 bis Tabelle 17 im Anhang 4). Insgesamt liegen uns – mit Ausnahme der Pinguine – aus dem Gebiet der Barton Peninsula nur verhältnismäßig inkonsistente Daten vor, da der gesamte lokale Brutvogelbestand nicht in jedem Jahr flächendeckend, sondern größtenteils nur innerhalb bzw. in der Nähe des ASPAs Nr. 171 erfasst wurde.

Im Langzeitvergleich nahm die Zahl der auf der Barton Peninsula brütenden Eselspinguine seit der ersten Erfassung 1980/81 signifikant bis 2017/18 um etwa 398 % auf 2.309 BP zu (Abbildung 42). Insgesamt verläuft die Entwicklung des Bestands dieser Pinguinart auf Barton Peninsula parallel zur Brutpaarzahl auf Ardley Island (Pearson-Korr.: $r = 0,86$, $p < 0,001$). So wurde beispielsweise in der Saison 2016/17 ebenso wie in der benachbarten Kolonie auf Ardley Island (siehe Kap. 2.4.1.1) die höchste Brutpaarzahl von Eselspinguinen seit Beginn der Erfassung registriert (Abbildung 42). Die Zahl der Zügelpinguine wuchs seit der ersten Zählung 1965/66 verhältnismäßig geringfügig um ca. 15 % auf zuletzt 2.867 BP in der Saison 2017/18 an (Tabelle 15 im Anhang 4). Der Bestand an Zügelpinguinen auf Barton Peninsula ist abgesehen von einem außergewöhnlich hohen Zählergebnis von 1980/81 (Jablonski, 1984) im Gegensatz zum Bestand auf Ardley Island langfristig als stabil einzuschätzen (Abbildung 42, siehe 2.4.1.1; Braun et al., 2017a).

Abbildung 42: Entwicklung der Brutpaarzahlen von Eselspinguin (*Pygoscelis papua*) und Zügelpinguin (*P. antarctica*) auf Barton Peninsula; Daten entsprechend Tabelle 15 im Anhang 4; Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.



Ein Vergleich der Daten zum Bruterfolg der auf Barton Peninsula brütenden Eselspinguine mit den auf Ardley Island ermittelten Werten der vergangenen vier Jahre zeigt eine übereinstimmende Entwicklung der Zahl erfolgreich aufgezogener Jungtiere (Tabelle 4). Im Gegensatz dazu verhalten sich die Bruterfolgsdaten der Zügelpinguine in den beiden benachbarten Kolonien teilweise stark gegenläufig (Tabelle 4). Während der Bruterfolg dieser Pinguinart auf Ardley Island in der Saison 2016/17 den niedrigsten Wert in den vergangenen zehn Jahren aufwies – zu beachten ist hier jedoch

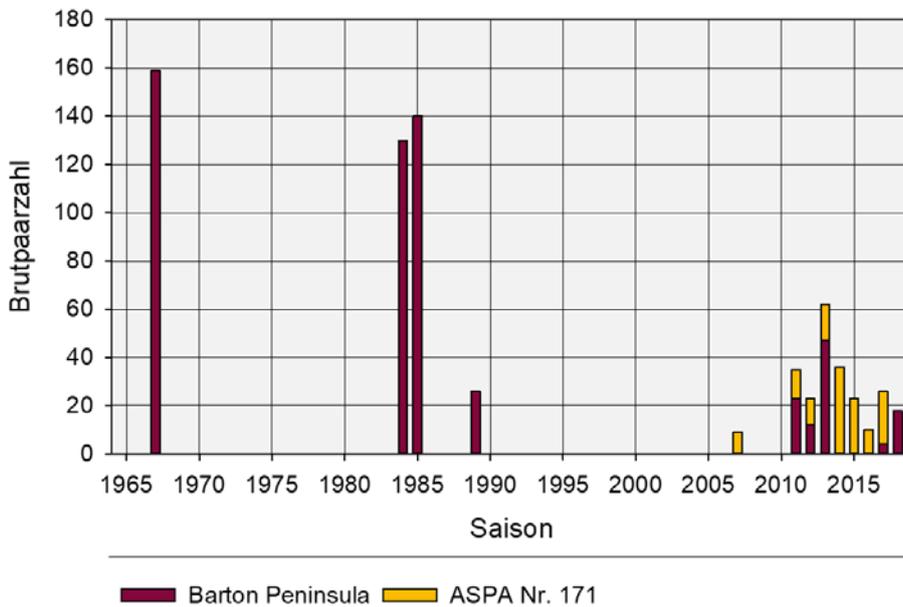
die geringe Brutpaarzahl (siehe Kap. 2.4.1.2) – zogen Zügelpinguine auf Barton Peninsula überdurchschnittlich erfolgreich Jungtiere auf.

Tabelle 4: Vergleich des Bruterfolgs der Esel- und Zügelpinguine auf Barton Peninsula und Ardley Island (Quelle Bruterfolg Barton Pen.: Republic of Korea, 2014, pers. Mittg. J.-W. Jung, W. Y. Lee, * nur wenige BP)

Saison	<i>P. papua</i>		<i>P. antarctica</i>	
	Barton Peninsula	Ardley Island	Barton Peninsula	Ardley Island*
2010/11	1,19	1,3	1,52	1,67
2011/12	1,33	1,24	1,40	1,73
2012/13	1,08	1,08	1,33	1,46
2013/14	1,21	1,16	1,41	1,29
2014/15	0,77	0,98	0,93	1,44
2015/16	0,81	0,85	1,03	1,23
2016/17	1,23	1,33	1,49	1,15
2017/18	1,14	1,29	1,28	1,20

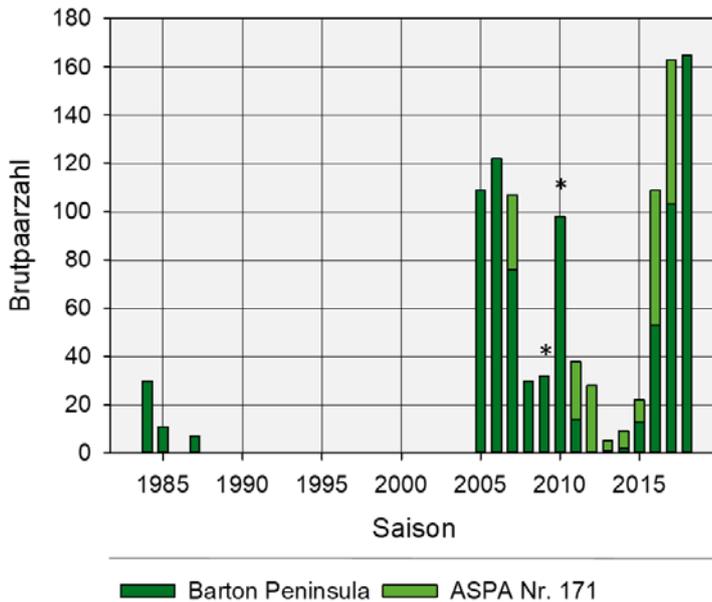
In den Saisons 2016/17 und 2017/18 wurden auf Barton Peninsula insgesamt 26 bzw. 18 BP des Südlichen Riesensturmvogels erfasst (keine Daten vorliegend für 2015/16). Innerhalb des ASPAs Nr. 171 brüteten in den Saisons 2015/16 und 2016/17 10 bzw. 22 BP (keine Daten vorliegend für 2017/18). Trotz der lückenhaften Datenlage zeichnet sich im Langzeitvergleich für die gesamte Barton Peninsula seit den 1980er Jahren weiterhin eine Abnahme der Brutpaarzahl ab (Braun et al., 2017a; Abbildung 43). Dagegen erscheint der Riesensturmvogelbestand innerhalb des ASPAs Nr. 171 während der vergangenen Jahre stabil (Abbildung 43). Der starke Einbruch des Gesamtbestandes dieser Art gegen Ende der 1980er Jahre fällt zeitlich mit dem Bau der koreanischen Station King Sejong zusammen, die im Jahr 1988 eröffnet wurde. Inwieweit sich die in diesem Kontext stark gestiegenen menschlichen Aktivitäten auf Barton Peninsula auf den lokalen Bestand an Riesensturmvögeln ausgewirkt haben könnten, bleibt unklar. Befunde von der benachbarten Fildes Peninsula weisen auf aufgegebenen Brutplätze und Brutplatzverschiebungen als Reaktion auf ein gestiegenes Maß an menschlicher Störung hin (Peter et al., 1991; Pfeiffer, 2005; Peter et al., 2008; Braun et al., 2012; Peter et al., 2013; Braun et al., 2017a). Eine derart starke Zunahme des Riesensturmvogelbestandes, wie sie aktuell in der Fildes-Region zu beobachten ist (siehe Kap. 2.5), ist hier nicht erkennbar.

Abbildung 43: Entwicklung der Brutpaarzahlen des Südlichen Riesensturmvogels (*Macronectes giganteus*) auf der gesamten Barton Peninsula bzw. im ASPA Nr. 171; Daten entsprechend Tabelle 15 im Anhang 4; Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.



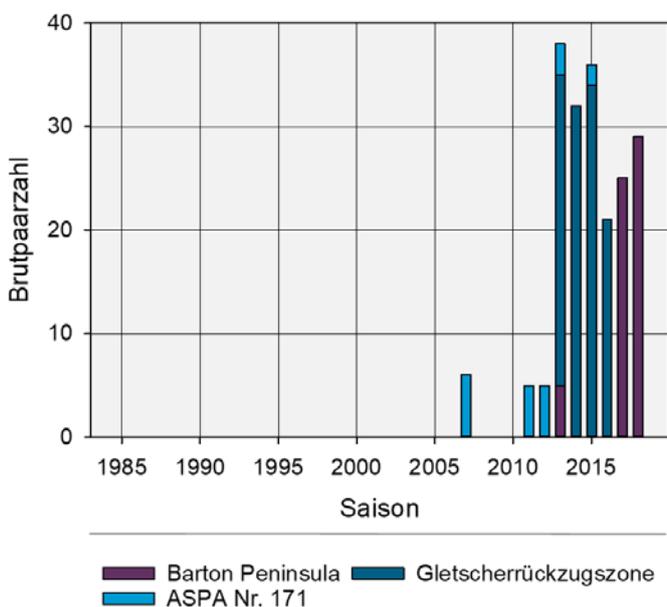
Auf Barton Peninsula brüteten in den Saisons 2015/16 bis 2017/18 insgesamt zwischen mindestens 109 und 165 BP Skuas (Abbildung 44). Dabei ist die Zahl der Südpolarskuas deutlich größer als die der Braunen Skuas und gemischter Paare (siehe Tabelle 17 im Anhang 4). Somit hat sich der Gesamtbestand an Skuas nach starken Einbrüchen zu Beginn der 2010er Jahre (Braun et al., 2017a) wieder erholt und weist in den Saisons 2016/17 und 2017/18 die höchsten Werte der vorliegenden Datenreihe auf (Abbildung 44). Im Langzeitvergleich wird ein starker Zuwachs an Skuas auf der Barton Peninsula seit den ersten Erfassungen in den 1980er Jahren deutlich (Abbildung 44). Aufgrund der starken Schwankungen der Brutpaarzahlen, insbesondere der Südpolarskuas, ist weiterhin keine lineare Bestandsentwicklung erkennbar (Braun et al., 2017a; Abbildung 44). Insgesamt zeigt die Entwicklung des Skuabestands auf Barton Peninsula ein hohes Maß an Übereinstimmung mit den Daten aus der Fildes-Region, wodurch die lokalen Umweltbedingungen widerspiegelt werden (siehe Kap. 2.9 & Braun et al., 2017a).

Abbildung 44: Entwicklung der Summe der Brutpaarzahlen von Skuas auf der gesamten Barton Peninsula bzw. im ASPA Nr. 171; Daten von Brauner Skua (*Catharacta antarctica lonnbergi*), Südpolarskua (*C. maccormicki*), Hybrid-, Misch- und unbestimmten Skuapaaren (*Catharacta spec.*) aufgrund inkonsistenter Erfassungen zusammengefasst; Daten entsprechend Tabelle 17 im Anhang 4; Markiert mit * sind Saisons, in denen nur Angaben zur Südpolarskua vorlagen; Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.



In den Saisons 2015/16 bis 2017/18 wurden auf Barton Peninsula mit zwischen 21 und 29 BP etwas weniger brütende Dominikanermöwen als in den Vorjahren registriert (Abbildung 45). Eine aktuelle Studie belegt, dass auf Barton Peninsula Dominikanermöwen als einzige Brutvogelart innerhalb kurzer Zeit und in verhältnismäßig großer Zahl neue, infolge des Gletscherrückzugs eisfrei gewordene Gebiete besiedelten (Lee et al., 2017b).

Abbildung 45: Entwicklung der Brutpaarzahlen der Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*) auf der gesamten Barton Peninsula, im Bereich der Gletscherrückzugszone bzw. im ASPA Nr. 171; Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.



Zusätzlich zu den bereits genannten Vogelarten wurden auf Barton Peninsula noch weitere Brutvögel wie Kapsturmvogel, Weißgesichtsscheidenschnabel und Antarktisseeschwalbe registriert, die jedoch nur in verhältnismäßig geringen Zahlen vertreten sind (Tabelle 16 im Anhang 4). Hinzu kommen noch einzelne Zufallsfunde brütender Buntfußsturmschwalben und Schwarzbauchmeerläufer (Republic of Korea, 2014; pers. Mittg. J.-W. Jung). Eine gezielte und systematische Erfassung der beiden Arten fand aber nicht statt.

3.3 Weaver Peninsula, KGI

Das Gebiet der Weaver Peninsula konnte während des Untersuchungszeitraums aus logistischen Gründen nicht besucht werden. Zusätzliche Informationen zum Brutvogelbestand dieser Halbinsel konnten nicht erlangt werden (vgl. Braun et al., 2017a). Alle verfügbaren Daten über hier brütende Dominikanermöwen, Antarktisseeschwalben und Skuas sind in Tabelle 18 & Tabelle 19 im Anhang 4 aufgeführt. Ob der von Araya und Arieta (1971) erwähnte Bestand von 45 Riesensturmvogelbrutpaaren auf einer Verwechslung der Ortsbezeichnungen beruht oder inzwischen erloschen ist, bleibt unklar (Braun et al., 2017a).

3.4 Green Point, KGI

Auf der nordöstlich der Fildes Peninsula gelegenen Halbinsel Green Point brüten neben Antarktisseeschwalben (Peter et al., 1988) regelmäßig einige Paare von Südpolar skuas sowie deren Misch- und Hybridpaare mit Brauner Skua (Braun et al., 2017a). Brutpaare Brauner Skuas wurden hier bislang nicht beobachtet. Brütende Antarktisseeschwalben wurden zwischen 2015/16 und 2017/18 nicht registriert (Tabelle 20 im Anhang 4).

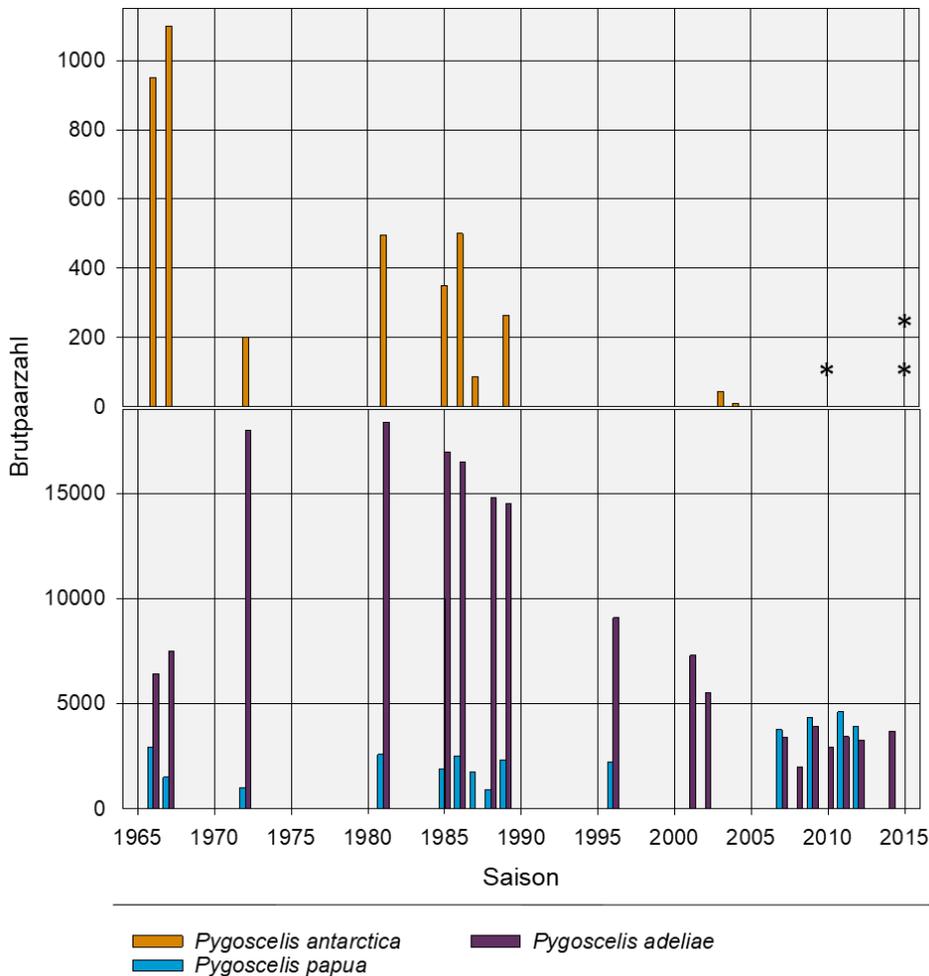
Auf Green Point befindet sich eine größere Dominikanermöwenkolonie (Braun et al., 2017a). In den Saisons 2015/16 bis 2017/18 brüteten zwischen 5 und 35 Möwenpaare auf dieser kleinen Halbinsel (Tabelle 20 im Anhang 4). Zwischen 2010/11 und 2017/18 betrug die Brutpaarzahl von Möwen auf Green Point auf engstem Raum zwischen ca. 20 % und 50 % des Bestandes der gesamten Fildes-Region. Damit war in diesen Jahren auf Green Point die größte Einzelkolonie der gesamten Maxwell Bay zu finden (siehe Kap. 2.10; Braun et al., 2017a).

3.5 Potter Peninsula, KGI

Die bislang bekannten Informationen zum Brutvogelbestand der Potter Peninsula wurden mittels Literaturrecherche und Angaben dort tätiger Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler aktualisiert. Alle im Vergleich zu Braun et al. (2017a) ergänzten Daten sind in Tabelle 21 bis Tabelle 24 im Anhang 4 aufgeführt.

Basierend auf den vorhandenen Daten wird der statistisch signifikante Trend zur Abnahme der Zügelpinguine auf Potter Peninsula deutlich (Abbildung 46). Brüteten gegen Ende der 1980er Jahre noch 265 BP dieser Art in drei Nestgruppen in der Stranger-Point-Kolonie im Südosten der Halbinsel, waren es in der Saison 2002/03 nur noch 45 BP in zwei Nestgruppen, wobei lediglich vier Jungtiere das sogenannte Kindergarten-Stadium erreichten (Silvestro et al., 2015). In der darauffolgenden Saison 2003/04 wurden nur noch 10 BP gezählt, und es konnten keine Jungtiere erfolgreich aufgezogen werden (Silvestro et al., 2015). Danach wurden nur noch sporadische Brutversuche ohne Schlupferfolg registriert, bis in der Saison 2014/15 ein Brutpaar erfolgreich zwei Jungtiere aufzog (Silvestro et al., 2015). Inwieweit dies ein Anzeichen für eine Wiederbesiedlung der Potter Peninsula durch Zügelpinguine ist, bleibt unklar, da keine Informationen aus weiteren Brutsaisons vorliegen.

Abbildung 46: Entwicklung der Brutpaarzahlen von Eselspinguin (*Pygoscelis papua*), Adéliepinguin (*P. adeliae*) und Zügelpinguin (*P. antarctica*) auf Potter Peninsula; Daten entsprechend Tabelle 21 im Anhang 4; Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor (* Ausnahme: 2009/10 = 0 BP Zügelpinguine; ** 2014/15: 1 BP Zügelpinguine).



Seit der Saison 2011/12 wurden jährlich Brutversuche von Königspinguinen auf Potter Peninsula registriert, was bemerkenswert ist, da sie die südlichsten Bruten dieser Art darstellen, die jedoch durchweg erfolglos blieben (Tabelle 21 im Anhang 4; Juárez et al., 2014; Juárez et al., 2017). In den Saisons 2014/15 und 2016/17 schlüpfte zwar erfolgreich je ein Küken, das jedoch im Juli bzw. im März vor Erreichen des Flüggegewerdens verschwand (Juárez et al., 2017; pers. Mittg. N. Küppers).

Zusätzliche zu den in Braun et al. (2017a) aufgeführten Informationen zu allen übrigen Brutvögel der Potter Peninsula liegen nicht vor.

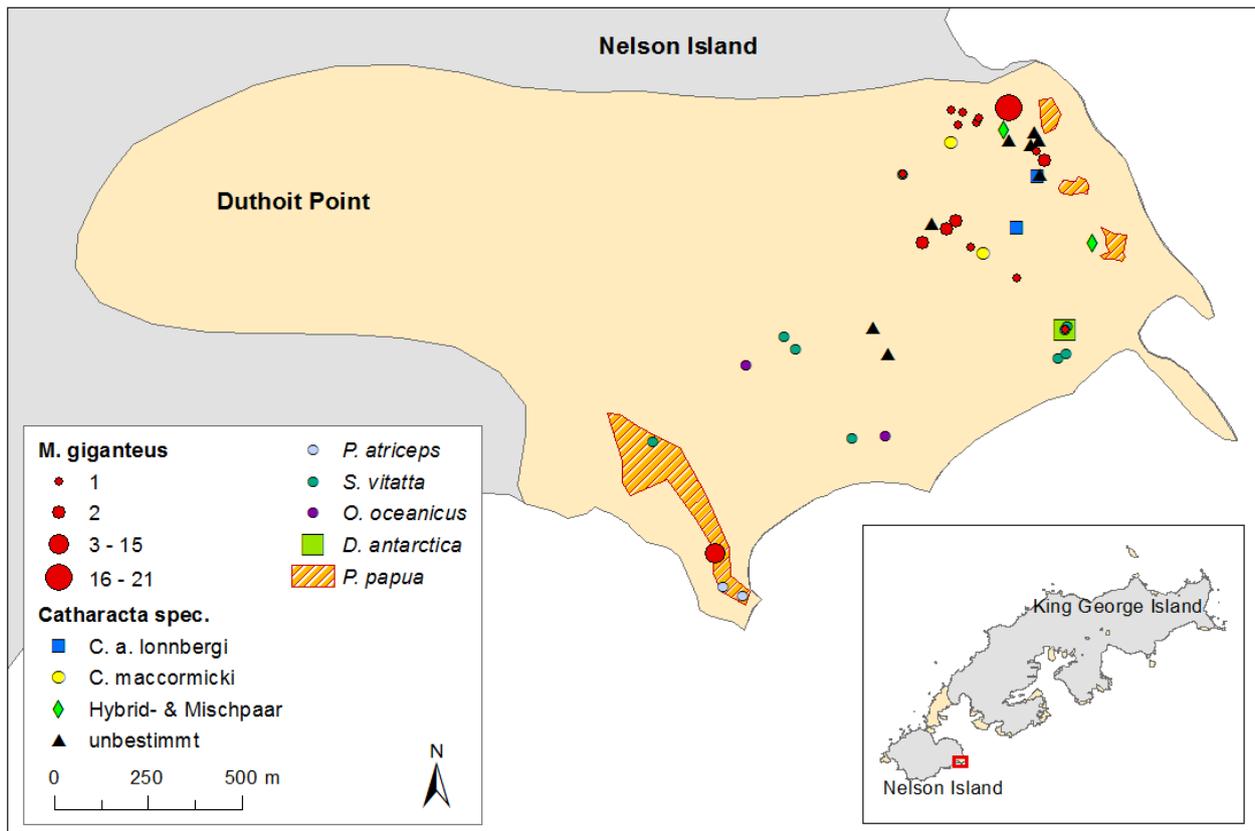
3.6 Duthoit Point, Nelson Island

In der Saison 2017/18 konnte die Halbinsel Duthoit Point erstmals seit 2012/13 wieder durch Projektmitarbeiter besucht werden. Schließlich konnte der lokale Bestand sowie die Verbreitung der Brutvögel in diesem Gebiet am 04.01.2018 erfasst werden (Abbildung 47). Die aktuellen Daten sind Tabelle 25 bis Tabelle 27 im Anhang 4 zu entnehmen. Als einzige in diesem Gebiet vertretene Pinguinart brüteten mindestens 2.382 BP Eselspinguine auf Duthoit Point, deren Bestand analog zu den Kolonien auf Ardley Island und am Stranger Point zunimmt (s. o.). Daneben wurden mindestens 54 BP des Südlichen Riesensturmvogels, 29 BP der Dominikanermöwe und 20 BP der

Antarktisseeschwalbe erfasst. Im Gebiet brüteten ebenfalls je zwei BP Braune Skua, Südpolarskua bzw. Misch-/Hybridpaare sowie 9 BP unbekanntes Paartyps. Daneben wurden zwei Nistplätze von Buntfußsturmschwalben registriert (Abbildung 47). Brutten von Kapsturmvogel und Weißgesichtscheidenschnabel konnten nicht nachgewiesen werden.

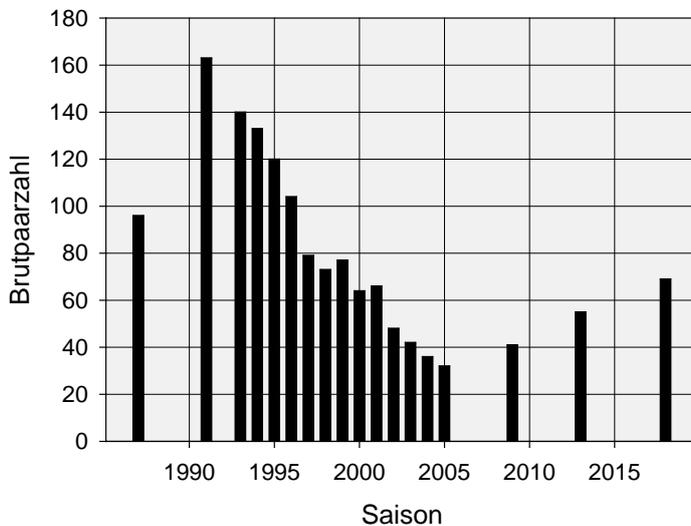
Daneben trat die Antarktische Schmiele in einigen Bereichen lokal häufig auf (Abbildung 47). Vollständig kartiert wurde diese Art jedoch nicht.

Abbildung 47: Räumliche Verbreitung der Brutvögel und Standort der Antarktischen Schmiele am Duthoit Point in der Saison 2017/18



Auf Duthoit Point ist seit längerem eine größere Kolonie von Blauaugenscharben bekannt (z. B. Mönke & Bick, 1988; Casaux & Barrera-Oro, 1993, 2006). In der Saison 2017/18 wurde ein Bestand von mindestens 69 BP erfasst. Nach einer deutlichen Abnahme der Brutpaarzahl dieser Art setzt sich die in Braun et al. (2017a) beschriebene Stabilisierung des Bestands fort (Abbildung 48) und deckt sich mit der nachgewiesenen Entwicklung entlang der gesamten Antarktischen Halbinsel (Lynch et al., 2008).

Abbildung 48: Entwicklung der Brutpaarzahlen der Blauaugenscharbe (*Leucocarbo bransfieldensis*) am Duthoit Point, Nelson Island; Daten entsprechend Tabelle 27 im Anhang 4; Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor.

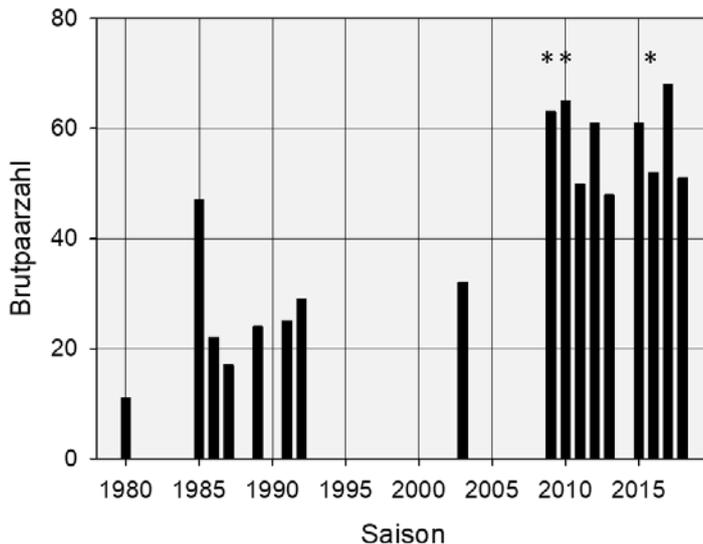


Die vorliegenden Daten der übrigen Brutvogelarten auf Duthoit Point erlauben aufgrund der verhältnismäßig großen zeitlichen Abstände zwischen den Zählungen keine Aussagen zur Langzeitentwicklung der Bestände.

3.7 Stansbury Peninsula, Nelson Island

In den Saisons 2015/16 bis 2017/18 wurde im Gebiet der Stansbury Peninsula die Erfassung des dortigen Bestands des Südlichen Riesensturmvogels fortgesetzt. Dabei wurden zwischen 51 und 68 BP dieser Art erfasst (Tabelle 28 im Anhang 4, Abbildung 49). Wie auch in der Fildes-Region wurde in der Saison 2017/18 die bislang höchste Brutpaarzahl seit Beginn der Erfassung 1979/80 nachgewiesen (siehe Kap. 2.5). Erkennbar ist ferner, dass der Bestand seit 2008/09 verhältnismäßig stabil ist und sich damit der insgesamt positive Bestandstrend in diesem Gebiet – wie auch in der Fildes-Region (Abbildung 49, siehe Kap. 2.5) – fortsetzt (Braun et al., 2017a). Der Bruterfolg des Riesensturmvogels auf Stansbury Peninsula lag leicht unterhalb des Wertes für die Fildes-Region für die untersuchten Saisons (siehe Kap. 2.5).

Abbildung 49: Entwicklung der Brutpaarzahlen des Südlichen Riesensturmvogels (*Macronectes giganteus*) auf Stansbury Peninsula, Nelson Island; Daten entsprechend Tabelle 28 im Anhang 4; Bei fehlenden Werten lagen keine Daten für die jeweilige Saison vor, mit * markiert sind späte Zähltermine im Januar bzw. Februar.



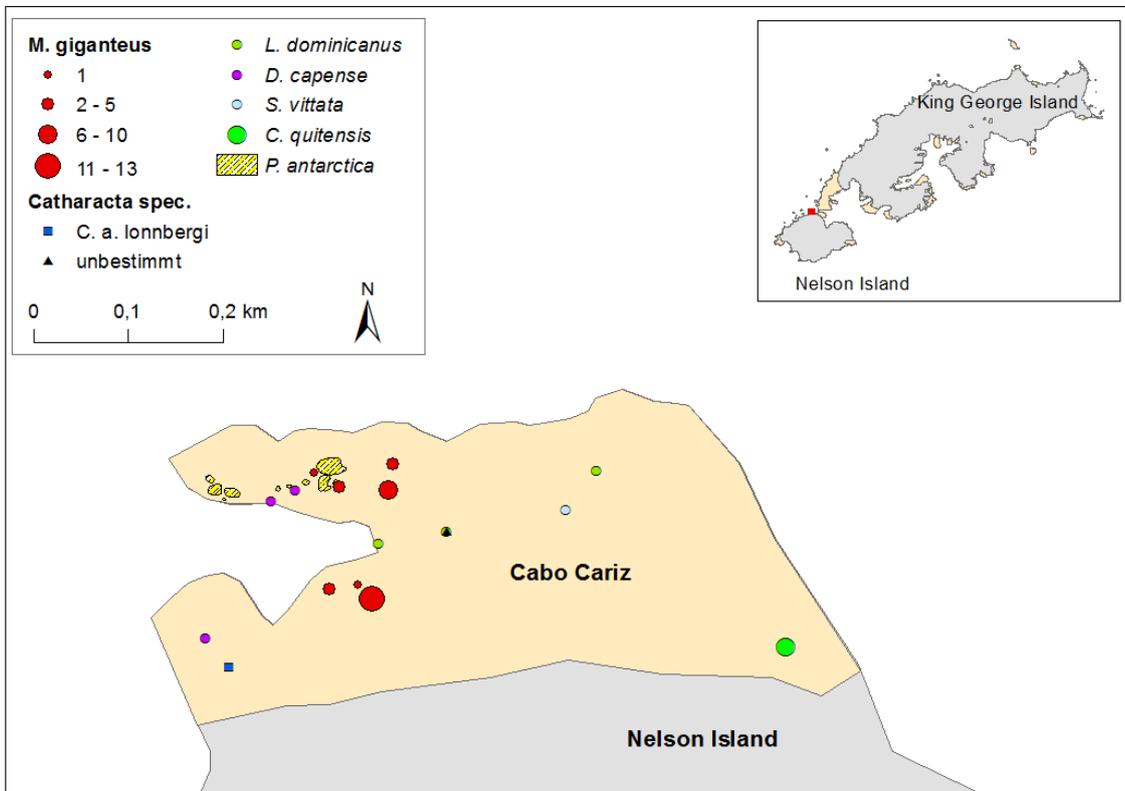
Aus logistischen Gründen konnte auf Stansbury Peninsula keine vollständige Erfassung aller übrigen Brutvögel durchgeführt werden (Tabelle 28 – Tabelle 30).

3.8 Cabo Cariz, Nelson Island

In der Saison 2015/16 konnte erstmals seit 1991/92 die Zügelpinguinkolonie am Cabo Cariz (in Braun et al., 2017a noch als Martin Point bezeichnet) auf Nelson Island besucht werden. Dabei wurde die räumliche Ausdehnung der Kolonie mittels GPS ermittelt und insgesamt 549 BP gezählt. Bei dieser Zahl handelt es sich aufgrund des späten Zähltermins (15.01.2016) um einen Minimalwert, welcher dennoch im Bereich der letzten bekannten Zählungen von 300 bis 800 BP (Braun et al., 2017a) liegt. In den Saisons 2016/17 und 2017/18 wurde die Pinguinbrutpaarzahl von den Mitarbeitern der ThINK GmbH mit Hilfe von Luftaufnahmen durch Drohnenüberflüge erfasst (Befliegungstermine: 11.12.2016 und 02.01.2018). Daraus resultierend wird der Pinguinbestand für die Saison 2016/17 mit 791 BP angegeben (Pfeifer et al., 2019; siehe Tabelle 31 im Anhang 4). In der Saison 2017/18 wurden am 08.01.2018 890 Altvögel gezählt (pers. Mittg. C. Pfeifer).

In der Saison 2017/18 wurde die Halbinsel Cabo Cariz von Projektmitarbeiterinnen und -mitarbeitern besucht und eine vollständige Brutvogelerfassung durchgeführt (Abbildung 50). Dabei wurden 30 BP des Südlichen Riesensturmvogels, 9 BP der Dominikanermöwe, 4 BP des Kapsturmvogels sowie 1 BP der Antarktischeeschwalbe registriert (Tabelle 31 & Tabelle 32 im Anhang 4), wobei es sich aufgrund des relativ späten Zähltermins am 02.01.2018 um Mindestangaben handelt. Daneben brüteten mindestens 1 BP Braune Skua und 1 BP unbestimmten Skua-Paartyps in diesem Gebiet (Tabelle 32 im Anhang 4). Eine weitere Begehung erfolgte am 15.02.2018 im Zuge der Kartierung der Antarktischen Perlwurz (*Colobanthus quitensis*, Abbildung 50; siehe Kap. 6).

Abbildung 50: Räumliche Verbreitung aller Brutvögel und der Antarktischen Perlwurz (*Colobanthus quitensis*) am Cabo Cariz, Nelson Island; dargestellt sind Daten aus der Saison 2017/18



3.9 Schlussfolgerungen

Bedingt durch logistische Gegebenheiten konnten nicht alle Areale systematisch, d. h. zu Beginn jeder Brutsaison, besucht werden. Dennoch konnten innerhalb der vorliegenden Studie die vorhandenen Informationen über die lokalen Brutvogelbestände in verschiedenen eisfreien Gebieten der Maxwell Bay um weitere Daten ergänzt werden. Liegen Daten aus den eisfreien Gebieten der Maxwell vor, zeigen diese zumeist eine Übereinstimmung der Brutpaarzahlen der Saisons 2015/16 bis 2017/18 mit der Bestandsentwicklung der Brutvögel in der Fildes-Region (siehe Kap. 2).

4 Klimatische Veränderungen im Untersuchungsgebiet

4.1 Einleitung

Das Klima der Antarktis verzeichnete in den vergangenen Jahrzehnten gravierende Veränderungen (z. B. Turner et al., 2005a; Turner et al., 2005b; Schofield et al., 2010; Turner et al., 2014; Hughes et al., 2016). Am deutlichsten werden die aktuellen Klimaveränderungen im Bereich der Antarktischen Halbinsel (z. B. Kejna, 2003; Meredith & King, 2005; Ducklow et al., 2007; Turner et al., 2007; Steig et al., 2009; Stastna, 2010; Trivelpiece et al., 2011; Bromwich et al., 2013, 2014; Znój et al., 2017; Gonzalez & Fortuny, 2018; Wauchope et al., 2019). So wurde in der WAP-Region im Zeitraum zwischen 1955 und 2004 eine Erwärmung um 3 °C verzeichnet (Turner et al., 2005a). Dazu wurde eine Zunahme von Niederschlägen registriert, die mit Veränderungen der atmosphärischen Zirkulationssysteme oder einem Zusammenspiel von Temperaturanstieg und Meereisreduktion in Verbindung gebracht werden (Turner et al., 1997; Turner et al., 2005b; Kirchgäßner, 2011). Ein seit dem späten 1990er Jahren beobachteter Temperaturrückgang an der Antarktischen Halbinsel (Turner et al., 2016; Oliva et al., 2017; Sancho et al., 2017; Gonzalez & Fortuny, 2018; Plenzler et al., 2019), insbesondere im Sommer, wird auf eine gestiegene Häufigkeit kalter Winde aus Ost bzw. Südost zurückgeführt, die vielmehr die extreme natürliche Variabilität der regionalen atmosphärischen Zirkulation widerspiegelt als mit der globalen Temperaturveränderung verknüpft zu sein (Turner et al., 2016). Diese Abkühlung ist stark jahreszeitenabhängig und besonders ausgeprägt an der nördlichen bzw. nordöstlichen Spitze der Antarktischen Halbinsel und den South Shetland Islands im Herbst und im Winter (Oliva et al., 2017). Aktuelle Studien unterstreichen trotz der beobachteten Abkühlungsphase die Robustheit des Langzeittrends der Erwärmung an der Antarktischen Halbinsel (z. B. Gonzalez & Fortuny, 2018).

Durch die Lage der South Shetland Islands in der Maritimen Antarktis und den dort vorherrschenden Einfluss der südhemisphärischen Polarfront zeichnet sich das Klima des Untersuchungsgebiets durch verhältnismäßig milde Temperaturen, eine hohe Luftfeuchtigkeit, hohe Niederschlagsmengen und starke Winde, vorwiegend aus westlicher Richtung, aus (Peter et al., 2008; Braun et al., 2017a). Da das Monatsmittel der Lufttemperatur mindestens in einem Monat pro Jahr über 0 °C liegt, ist das Klima als Tundrenklima zu klassifizieren (Klimaklassifikation nach Köppen und Geiger, z. B. in Barsch et al., 1985; Kottek et al., 2006). Eine starke Zyklonaktivität verursacht häufig schnelle Wetterveränderungen (Braun et al., 2017a).

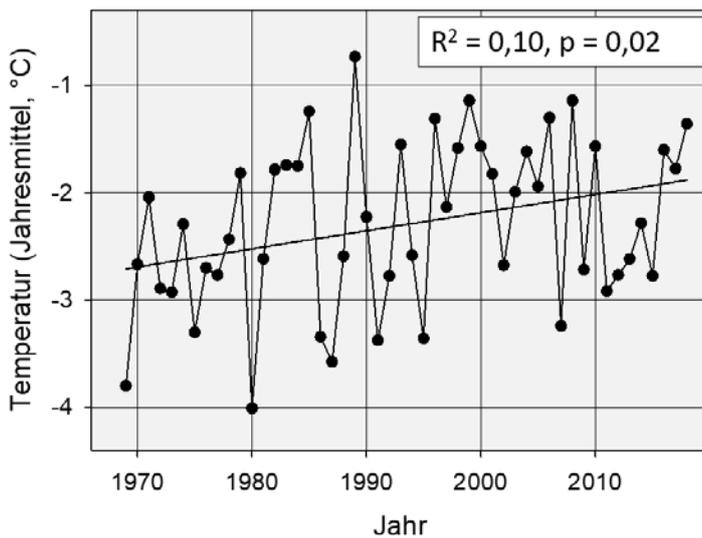
Als einer der wenigen Orte in der Antarktis liegen für die Station Bellingshausen, KGI, meteorologische Langzeitdaten aus inzwischen über 50 Jahren vor. Seit Beginn der Datenaufzeichnung im Februar 1968 werden kontinuierliche Messungen zum lokalen Wettergeschehen durchgeführt. Die Daten sind online frei verfügbar (Quelle: <http://www.nerc-bas.ac.uk/icd/gjima/>). Nachfolgend wird anhand dieser Daten in Fortsetzung zu Braun et al. (2017a) die klimatische Entwicklung im Untersuchungsgebiet betrachtet.

4.2 Auswertung der meteorologischen Daten der Station Bellingshausen

Die klimatischen Bedingungen im Bereich der Station Bellingshausen zwischen 1968 und 2013, einschließlich aktueller Veränderungen, wurden bereits detailliert in Braun et al. (2017a) beschrieben. Die aktualisierte Entwicklung der Jahresmitteltemperatur zwischen 1968 und 2018 ist in Abbildung 51 dargestellt. Die Temperaturdaten beziehen sich jeweils auf die in Bodennähe gemessene Lufttemperatur („station surface data“, Datenquelle: <https://legacy.bas.ac.uk/met/READER/surface/stationpt.html>).

Im Langzeitvergleich der Jahresmitteltemperatur der vergangenen fünf Jahrzehnte zeigt sich insgesamt ein signifikanter positiver Trend (Abbildung 51). Insgesamt stieg das Jahresmittel zwischen 1969 und 2018 um 0,845 °C, was einer Erwärmung von 0,007 °C pro Jahr entspricht. Einer erkennbaren, jedoch nicht signifikanten Temperaturerhöhung im Sommer steht ein deutlicher Anstieg im Winter gegenüber. So ist der Temperaturanstieg im Winter mit einer Zunahme +1,805 °C (jährliche Änderung um +0,017 °C/a) und im Herbst um +1,311 °C (+0,009 °C/a) am stärksten.

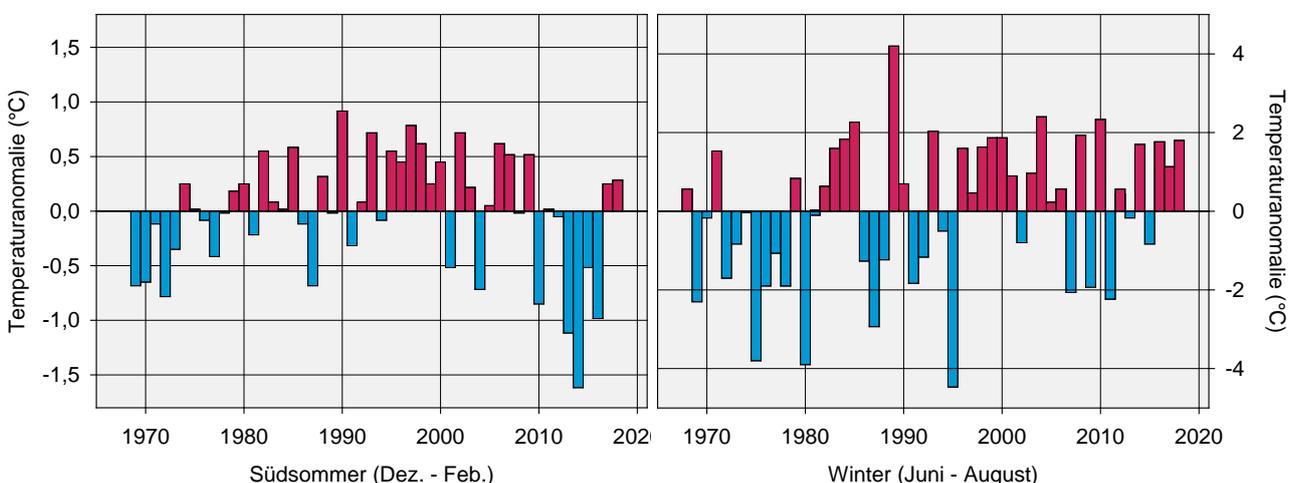
Abbildung 51: Entwicklung der Jahresmitteltemperatur zwischen 1969 und 2018



Lineare saisonale Trends einer Temperaturzunahme konnten daneben für den Winter (Monate Juni, Juli und August, $R^2 = 0,08$, $p = 0,05$, $n = 51$) und den Herbst (März, April, Mai, $R^2 = 0,14$, $p = 0,008$, $n = 51$) nachgewiesen werden (siehe Tabelle 33 im Anhang 5). Dagegen stieg die mittlere Temperatur im Sommer (Dezember, Januar und Februar) und Frühjahr (September, Oktober, November) im Langzeitvergleich nicht signifikant an.

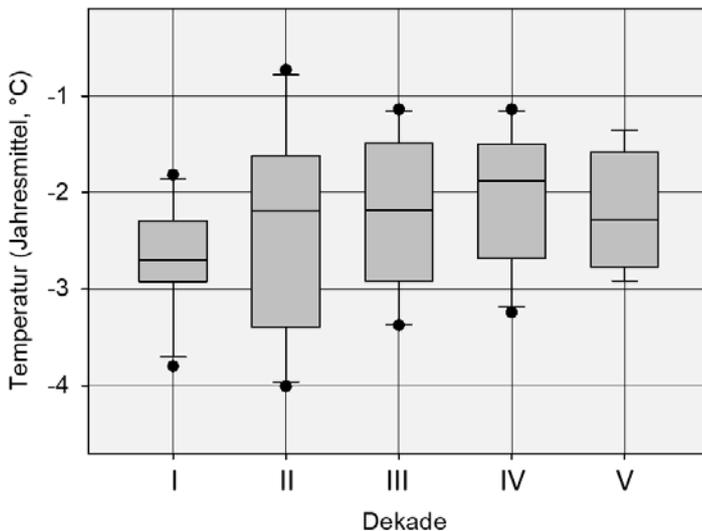
Vergleicht man die Abweichung der durchschnittlichen Temperatur der Monate Dezember, Januar und Februar, die der Hauptbrutzeit der heimischen Seevögel und der Vegetationsperiode entsprechen, mit dem langjährigen Mittel, zeigt sich eine Häufung kühlerer Sommer seit der Saison 2000/01 (Abbildung 52). Im Winter ist dagegen keine derartige Abkühlung erkennbar (Abbildung 52).

Abbildung 52: Mittlere Temperatur während der Sommer- und Wintermonate zwischen 1968 und 2018; Zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der Y-Achsen.



Bei der genaueren Betrachtung der einzelnen Dekaden des Messzeitraums wird deutlich, dass die Dekade 1990 bis 1999 deutlich wärmer war als die Dekaden 1969 bis 1979 und 2010 bis 2018 (Abbildung 53). Dagegen unterschieden sich die mittlere Jahrestemperatur als auch die saisonalen Temperaturmittel je Dekade für den Winter, den Herbst und das Frühjahr nicht signifikant voneinander.

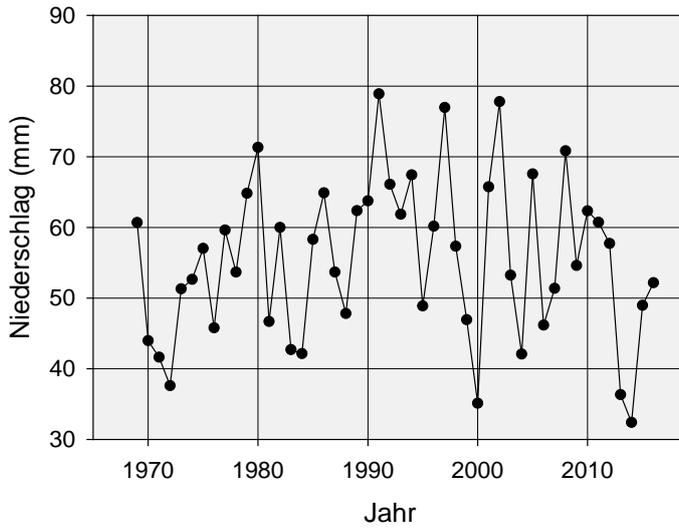
Abbildung 53: Entwicklung der mittleren Sommertemperatur zwischen 1969 und 2018 nach Dekaden (Dekade I: 1969-1979, II: 1980-1989, III: 1990-1999, IV: 2000-2009, V: 2010-2018); Im Boxplot dargestellt sind Median, unteres und oberes Quartil sowie Ausreißer (Punkte).



Insgesamt bestätigen die hier dargestellten Wetterdaten der Station Bellingshausen die vielfach beschriebenen klimatischen Verhältnisse im Bereich der Antarktischen Halbinsel (siehe Kap. 4.1) und im Speziellen auf KGI (Kejna, 1999, 2003; Kejna et al., 2013). Entgegen der in Braun et al. (2017a) getroffenen Aussage ist neben einem Temperaturanstieg im Herbst auch eine Erwärmung im Winter zu verzeichnen. Insgesamt fällt die langfristige Temperaturerhöhung im Vergleich indes deutlich schwächer aus als an der Station Faraday/Vernadsky (Torres-Mellado et al., 2011; Oliva et al., 2017). Ursache hierfür ist die verhältnismäßig starke Abkühlung, die Ende der 1990er Jahre einsetzte (z. B. Carrasco, 2013; Turner et al., 2016; Oliva et al., 2017; Plenzler et al., 2019). Diese ist jedoch im Südwesten der Antarktischen Halbinsel weniger ausgeprägt bzw. fehlt ganz (Oliva et al., 2017).

Inwiefern sich die Häufigkeit von Niederschlagsereignissen in den vergangenen Jahrzehnten erhöht hat, wie z. B. für die Station Faraday/Vernadsky nachgewiesen wurde (Kirchgäßner, 2011), konnte nicht untersucht werden, da diese Daten nicht zur Verfügung standen. Hinsichtlich der an der Station Bellingshausen verzeichneten Niederschlagsmengen (Quelle: <http://www.aari.aq/data/catalogue.html>, Daten bis März 2017 verfügbar) wird vor allem eine starke Variabilität deutlich (Abbildung 54). Dadurch lässt sich kein signifikanter Trend ableiten, und es lassen sich anhand der vorliegenden Langzeitdaten weder monatliche noch saisonale Veränderungen nachweisen (siehe Tabelle 34 im Anhang 5). Dasselbe trifft auch für die benachbarte Admiralty Bay zu (Kejna et al., 2013).

Abbildung 54: Entwicklung der Niederschlagsmengen im Sommer (Dezember – Februar) in Bellingshausen von 1969 bis 2017 (Daten nur bis März 2017 verfügbar)



5 Ausbreitung der Antarktischen Schmiele (*Deschampsia antarctica*) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island

5.1 Einleitung

Gefäßpflanzen in der Antarktis sind aufgrund der kurzen Vegetationsperiode einer Vielzahl von Stressoren ausgesetzt (Edwards, 1972). Ihr Vorkommen ist abhängig von verschiedenen Faktoren, wie z. B. dem Vorhandensein von geeignetem Substrat, Wasser, Licht und Nährstoffen sowie klimatischen Bedingungen.

Die Antarktische Schmiele *Deschampsia antarctica* ist eine mehrjährige Pflanze aus der Familie der Poaceae und von polsterförmigem Wuchs. Sie ist einer der beiden heimischen Vertreter höhere Pflanzen in der Antarktis und ausschließlich auf der südlichen Hemisphäre vertreten (Barcikowski et al., 2001). Das Verbreitungsgebiet von *D. antarctica* erstreckt sich entlang der Andenkette südlich von 34° S, über den äußersten Süden Südamerikas sowie die subantarktischen Inseln, die maritime Antarktis als auch auf die antarktische Halbinsel (Corner, 1971; Komarkova et al., 1985; Barcikowski et al., 2001). Der südlichste Bestand ist für Alamode Island, Terra Firma Islands (68° S), dokumentiert (Lewis-Smith & Poncet, 1987; Komarkova et al., 1990). Im Bereich der maritimen Antarktis finden sich besonders üppige Bestände dieser Grasart auf den South Shetland und South Orkney Islands, wo sie unter günstigen Bedingungen ausgedehnte Rasenbestände bis 10.000 m² ausbilden kann (Greene & Holtom, 1971; Vera et al., 2013).

Anhand genetischer Untersuchungen wurde die Isolation der Populationen in der Antarktis nachgewiesen, da diese eine geringe genetische Diversität innerhalb von antarktischen Graspopulationen aufweisen (Holderegger et al., 2003; van De Wouw et al., 2008). Dagegen ist eine große genetische Divergenz zwischen Patagonien und der Antarktis nachweisbar (Fasanella et al., 2017). Weitere genetische Analysen von Metapopulationen von *D. antarctica* weisen auf eine trittsteinartige Besiedlung der Antarktis hin, wobei Genfluss hauptsächlich zwischen benachbarten Beständen auftritt (Holderegger et al., 2003; van De Wouw et al., 2008).

Häufig kommt *D. antarctica* als weiterer Bestandteil von Moos-Flechten-Gemeinschaften vor, wächst aber auch einzeln ohne begleitende Vegetation. Die Wuchshöhe variiert je nach Standort stark und kann bis zu 30 cm betragen, und die Blattspreiten sind mit 2,5 bis 3 mm eher schmal (Clayton et al., 2002 onwards). Die Blattgröße ist abhängig vom Nährstoffgehalt und der Feuchtigkeit des Bodens sowie der Exposition der Pflanze (Edwards, 1972). Die anatomischen Eigenschaften der Pflanze können sich in unterschiedlichen Habitaten unterscheiden (Giełwanowska et al., 2005b). So zeigen Blätter und Zellorganelle an trockeneren Standorten vermehrt xerophytische Eigenschaften als in feuchteren Habitaten (Giełwanowska et al., 2005b; Chwedorzewska et al., 2008). Es wurde gezeigt, dass *D. antarctica* eine hohe Toleranz gegenüber Salinität aufweist (z. B. Greene & Holtom, 1971; Ruhland & Krna, 2010; Park et al., 2012). Weiterhin können die Wurzeln des Grases von Mykorrhiza besiedelt sein (Barbosa et al., 2017).

Erste Berichte über das Vorkommen von *D. antarctica* in der Fildes-Region stammen aus dem Gebiet der Flat-Top-Halbinsel und datieren auf das Jahr 1966 (John 1966 zitiert in Greene & Holtom, 1971; Lindsay, 1971). In Nikolaev (1975) findet sich zudem eine unvollständige Übersicht zum Vorkommen von *D. antarctica* (Gebauer et al., 1987). Weitere Vorkommen sind aus dem Januar 1984 von Ardley Island sowie 1 km südwestlich von Suffield Point dokumentiert (Komarkova et al., 1985). Eine erste flächendeckende Erfassung der Verbreitung von *D. antarctica* auf der Fildes Peninsula und Ardley Island wurde in der Saison 1984/85 durchgeführt (Gebauer et al., 1987). Eine Wiederholungskartierung in der Saison 2000/01 zeigte einen beträchtlichen Zuwachs an bereits bekannten Standorten mit Vorkommen von *D. antarctica* sowie eine Ausbreitung in vormals nicht besiedelte Areale (Gerighausen et al., 2003). Im Rahmen einer detaillierten Vegetationskartierung

2004/05 und 2005/06 sowie einer methodisch leicht abweichenden Kartierung 2007/08 – jeweils nur in ausgewählten Bereichen – konnte dieses Ergebnis bestätigt werden (Peter et al., 2008; Peter & Huch, 2009; Peter et al., 2013).

Die nächstgelegenen Vorkommen von *D. antarctica* im Bereich der Maxwell Bay befinden sich auf Green Point, Weaver, Barton und Potter Peninsula, KGI, sowie auf Stansbury Peninsula, Martin und Duthoit Point, Nelson Island (eigene Beobachtung & Kim & Chung, 2004; Kim et al., 2007; Torres-Mellado et al., 2011; Park et al., 2012, 2013; Braun et al., 2017a).

Ziel der vorliegenden Studie war eine umfassende Erfassung der aktuellen Vorkommen von *D. antarctica* sowie die Untersuchung der Ausbreitung dieser Art auf der Fildes Peninsula und Ardley Island. Dafür werden nachfolgend die Ergebnisse der drei vollständigen Kartierungen (1985, 2001 und 2017-18) dargestellt und miteinander verglichen und in Bezug zu Literaturdaten aus dem Gebiet der Antarktischen Halbinsel diskutiert.

5.2 Methoden

In den Saisons 2016/17 und 2017/18 erfolgte eine flächendeckende, GPS-gestützte Erfassung (GPS-Handheld Trimble Juno SB mit ArcPad 10.2) aller Bestände von *D. antarctica* der Fildes Peninsula und Ardley Islands. Die Feldarbeiten wurden zwischen dem 25.01.2017 und dem 21.02.2017 sowie zwischen dem 28.01.2018 und dem 27.02.2018 zu einem Zeitpunkt im Sommer realisiert, an dem die Bodenoberfläche im Untersuchungsgebiet bereits weitgehend schneefrei war. Dabei konnte nahezu die gesamte geplante Fläche abgedeckt werden. Lediglich ein ca. 0,95 km² umfassendes Gebiet (entspricht 3,3 % des Untersuchungsgebiets) im äußersten Nordwesten der Fildes Peninsula konnte aufgrund ungünstiger Witterungsbedingungen sowie aus logistischen Gründen nicht vollständig erfasst werden und wird daher bei der quantitativen Auswertung nicht berücksichtigt. Des Weiteren wurde auf eine Erfassung auf benachbarten Inseln, wie z. B. Dart, Diomedea, Geologist und Two Summit Island, verzichtet. Daher werden diese Inseln ebenfalls von der nachfolgenden Betrachtung ausgeschlossen.

Für jeden abgrenzbaren Bestand wurde jeweils die absolute Deckung bestimmt. Diese entspricht der Fläche, die alle Polster eines Vorkommens einnehmen, wenn sie den Boden zu 100 % bedecken würden (siehe auch Gerighausen et al., 2003). Die Gesamtdeckung im Untersuchungsgebiet entspricht der Summe der absoluten Deckungen aller Fundpunkte. Daneben wurden die Anzahl der Polster (bei größeren Beständen mittels Schätzung), eine Vergesellschaftung mit Moosen und/oder Strauchflechten und ein möglicher Nährstoffeintrag (z. B. Nest oder Fressplatz von Skuas oder Möwen, Robbenliegeplatz, Pinguinkolonie oder -mauserplatz) aufgenommen. Um Aussagen über den Reproduktionsstatus der Pflanzen treffen zu können, wurde zudem an jedem Standort das Vorhandensein bzw. Fehlen von Blütenständen erfasst. Dabei wurde nicht zwischen diesjährigen oder vorjährigen Infloreszenzen unterschieden. Für die kartographische Darstellung der Verteilung der Bestände von *D. antarctica* wurden folgende sechs Größenklassen gewählt: 0,0001 – 0,01 m²; 0,0101 – 0,1 m²; 0,1001 – 1 m²; 1,0001 – 10 m²; 10,0001 – 100 m²; > 100 m² (siehe auch Gerighausen et al., 2003; Peter et al., 2013).

Zu beachten ist, dass der Schätzfehler der Deckungswerte mit Größe der Bestandsflächen zunimmt. So enthält der Datensatz der Erfassung von 2000/01 wahrscheinlich einen beträchtlichen Schätzfehler für den Bereich der Halbinsel Nebles Point im äußersten Nordosten der Fildes Peninsula (Gerighausen et al., 2003). Daher wird dieses Areal für den quantitativen Vergleich der drei Kartierungen nicht berücksichtigt.

Zur Beschreibung der klimatischen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet wurden meteorologische Daten der Station Bellingshausen aus dem Zeitraum 1968 – 2018 (Quelle:

<https://legacy.bas.ac.uk/met/READER/surface/Bellingshausen.All.temperature.html>) herangezogen. Das jährliche Sommermittel wurde aus den jeweils mittleren Monatstemperaturen von Dezember, Januar und Februar ermittelt.

5.3 Ergebnisse und Diskussion

5.3.1 Aktuelle Verbreitung von *D. antarctica* auf der Fildes Peninsula und Ardley Island

Im Rahmen der Erfassung aller Bestände von *D. antarctica* auf der Fildes Peninsula und Ardley Island wurde in den Saisons 2016/17 und 2017/18 eine etwa 27,8 km² umfassende Fläche abgedeckt. Dabei wurden insgesamt 1.912 Standorte mit einer Gesamtdeckung von 9.276 m² erfasst (Abbildung 69). Am häufigsten wächst *D. antarctica* in Form weit verstreuter oder geklumpt auftretender Einzelpolster von max. 30 cm Durchmesser, bildet aber unter günstigen Bedingungen stellenweise auch geschlossene Rasen. Der größte zusammenhängende Bestand findet sich auf der im äußersten Nordosten des Untersuchungsgebiets gelegene Halbinsel Nebles Point (Abbildung 69). Hier finden sich ausgedehnte Moos-Rasenflächen. Insgesamt dominieren jedoch kleinere bis mittlere Bestände bis zu einer Größe von 1 m². Diese machen ca. 94 % der lokalen Population aus. Hinzu kommen ca. 5 % von Beständen mit einer Deckung von bis zu 10 m² sowie 1 %, die eine Deckung von bis zu 100 m² erreichen. Lediglich drei Bestände am Nebles Point wiesen eine Deckung von über 100 m² auf.

Zusätzlich sind noch einige zum Teil sehr dichte Vorkommen von *D. antarctica* in naher Nachbarschaft zum Untersuchungsgebiet, so z. B. auf Green Point, Dart Island (Gerighausen et al., 2003) und Stansbury Peninsula vorhanden.

5.3.2 Habitatcharakterisierung

Nachfolgend werden einige Aspekte zur Habitatcharakterisierung der Bestände von *D. antarctica* erläutert.

5.3.2.1 Topographie

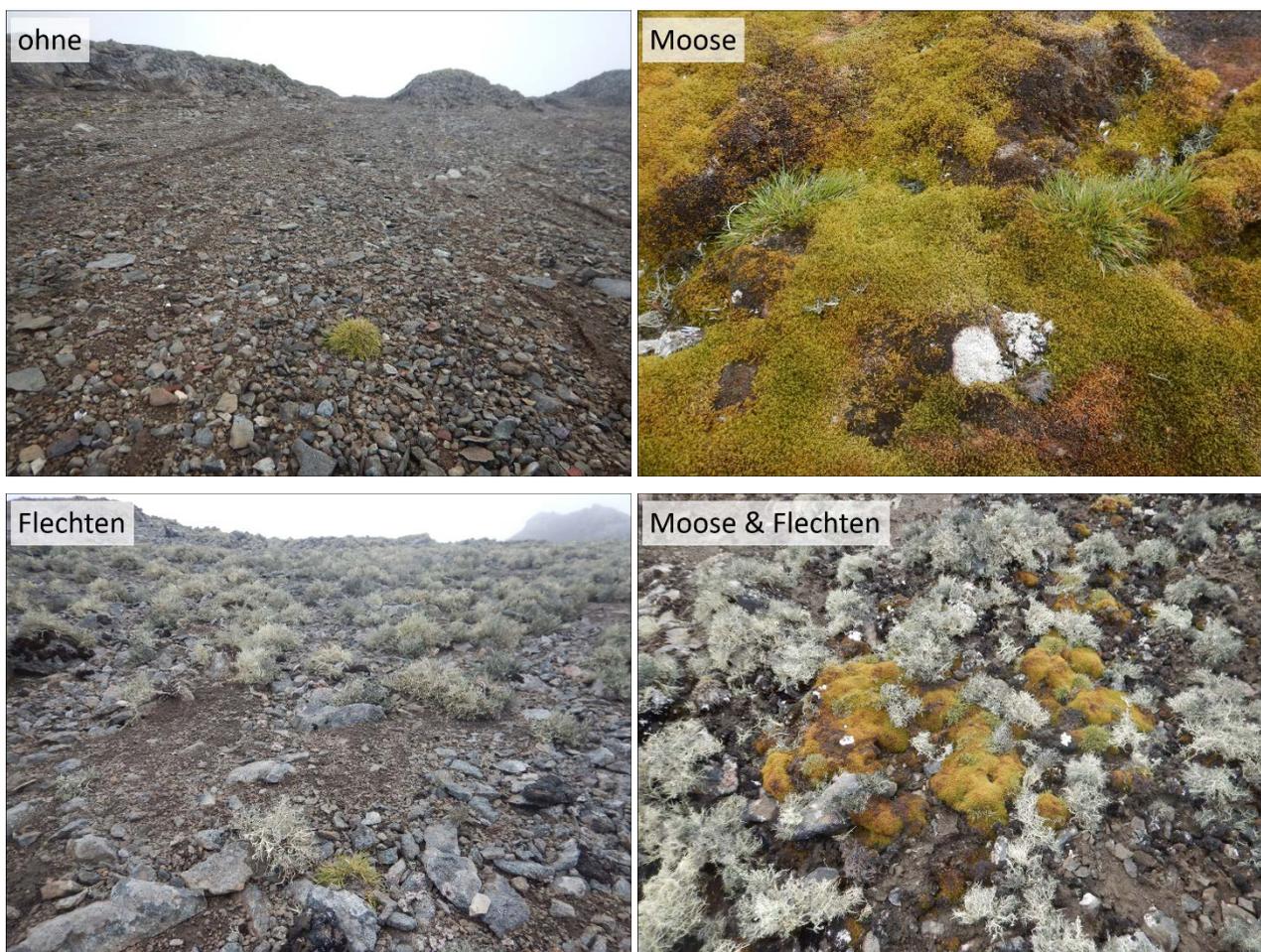
Wie von Gerighausen et al. (2003) beschrieben, findet sich ein Großteil der Bestände von *D. antarctica* vor allem im nördlichen Teil der Fildes Peninsula und dort besonders in Küstennähe sowie südlich des Gletscherrandes (Abbildung 69). In höheren Lagen sowie im Inland kommt *D. antarctica* deutlich seltener vor (Barcikowski et al., 2001; Vera, 2011). So finden sich im Südlichen Hochland keine sowie im Nördlichen Hochland nur zwei kleinere Bestände (Abbildung 69). Auffallend ist zudem das weitgehende Fehlen des Grases im Süden der Fildes Peninsula, vermutlich bedingt durch ungünstige Bedingungen in den höheren Lagen. Fanden sich bei der Erfassung in der Saison 2000/01 keine größeren Bestände mit > 1 m² Deckung in einer Entfernung von mehr als 500 m zur Küste (Gerighausen et al., 2003), wurden bei der aktuellen Erfassung zahlreiche größere küstenferne Bestände registriert (Abbildung 69). Übereinstimmend mit Angaben verschiedener Studien (z. B. Lindsay, 1971; Komarkova et al., 1985; Gerighausen et al., 2003) findet sich *D. antarctica* bevorzugt in tieferen Lagen an leicht geneigten Hängen mit einer Ausrichtung von West bis Nordost, wo die stärkere Sonneneinstrahlung das Pflanzenwachstum fördert (Greene & Holtom, 1971; Lindsay, 1971; Vera, 2011; De Andrade et al., 2018). Bestände in ost- oder süd-exponierten Lagen finden sich nur in geringem Umfang (Gerighausen et al., 2003). Oft befinden sich Bestände von *D. antarctica* auf kleineren Hügeln, die im Frühjahr relativ frühzeitig schneefrei sind und auf denen häufig auch Skua-Nester anzutreffen sind (Greene & Holtom, 1971; Vera, 2011; siehe auch Kap. 5.3.2.3). In tieferen Lagen ist die Polstergröße im Mittel größer als in höher gelegenen Gebieten (Vera, 2011). Die Bodenfeuchte an Standorten mit *D. antarctica* ist zumeist als frisch zu charakterisieren, kann jedoch

zwischen trocken bis nass variieren (Gerighausen et al., 2003). Flächen mit mangelndem Schmelzwasserabfluss werden gemieden, da eine Vernässung die Wurzelatmung verhindert (Park et al., 2012). Bereiche mit kontinuierlicher Bodenbewegung durch Kryoturbation erlaubt keine Ansiedlung von *D. antarctica* und nur in geringem Maße von Moosen. Dementsprechend finden sich keine Grasvorkommen in feuchten Senken mit Frostmusterböden. An Hängen mit Solifluktion lassen sich zwar Pflanzen finden, diese wachsen jedoch spärlich (Gebauer et al., 1987). Insgesamt stimmen diese Befunde überwiegend mit der Habitatcharakterisierung für die South Shetland Islands überein (Greene & Holtom, 1971; Lindsay, 1971; Komarkova et al., 1985; Barcikowski et al., 2001).

5.3.2.2 Vergesellschaftung

Das Spektrum der Vergesellschaftung von *D. antarctica* mit weiterer Vegetation in der maritimen Antarktis reicht von geschlossenen Moos-Gras-Teppichen über einzelne mit Moosen verwachsene Polster und Assoziationen mit Strauchflechten, insbesondere der Gattung *Usnea spec.*, bis zu separaten Beständen ohne nennenswerte weitere Begleitvegetation (Abbildung 55). Die Art der Vergesellschaftung ist abhängig von zahlreichen Faktoren, wie z. B. Beschaffenheit des Untergrunds, Exposition, Feuchtigkeit, Vorhandensein und Stärke einer Humusschicht sowie Nährstoffeinträgen.

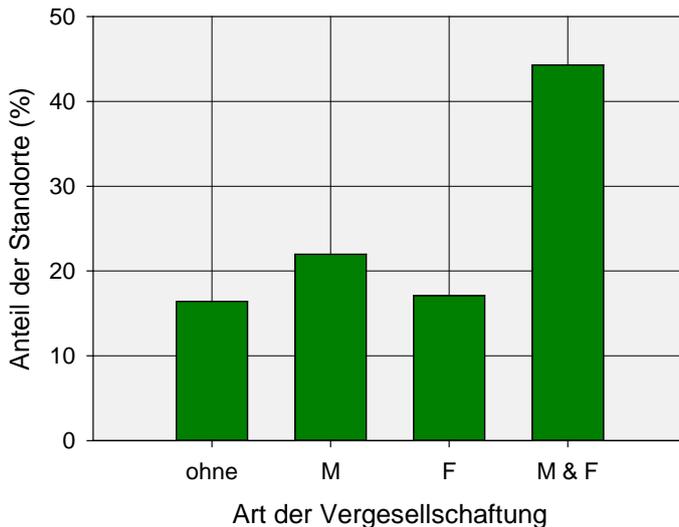
Abbildung 55: Beispiele für Arten der Vergesellschaftung der Antarktischen Schmiele (*Deschampsia antarctica*) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 2016/17 und 2017/18 (Fotos: C. Braun)



D. antarctica trat mit ca. 83,6 % an der überwiegenden Zahl der erfassten Standorte in enger Vergesellschaftung mit Moosen und/oder Strauchflechten auf. Am häufigsten fanden sich

Assoziationen von *D. antarctica* sowohl mit Moosen als auch mit Flechten (Abbildung 56). Einige wenige Polster bzw. Polstergruppen des Grasses waren mit der terrestrischen, stickstoffanzeigenden Grünalge *Prasiola crista* vergesellschaftet (2 x nur *P. crista*, je 1x *P. crista* & Moos und *P. crista*, Moos & Flechten). Lediglich an ca. 16 % der Standorte trat *D. antarctica* isoliert ohne begleitende Vegetation auf (Abbildung 55 & Abbildung 56).

Abbildung 56: Häufigkeit der verschiedenen Arten der Vergesellschaftung der Antarktischen Schmiele (*Deschampsia antarctica*) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 2016/17 und 2017/18: M – Moos, F – Strauchflechten



Aus Abbildung 57 wird deutlich, dass mit Moosen bzw. mit Moosen und Flechten vergesellschaftete Bestände mit $0,41 \pm 2,17 \text{ m}^2$ bzw. $10,68 \pm 169,86 \text{ m}^2$ im Mittel größere Bestände aufweisen als Bestände, die nur mit Flechten assoziiert sind (Mittelwert $0,07 \pm 0,23 \text{ m}^2$) oder isoliert ohne jede weitere Vegetation wachsen (Mittelwert: $0,07 \pm 0,24 \text{ m}^2$). Die Unterschiede hierbei erwiesen sich als statistisch hochsignifikant (One-Way-ANOVA: $H = 246,76$, $p < 0,001$). Somit scheint sich eine Vergesellschaftung mit Moosen positiv auf die Ansiedlung und das Wachstum von *D. antarctica* auszuwirken. In Übereinstimmung damit fielen an zahlreichen Standorten eine Vielzahl von mit Moospolstern assoziierten Keimlingen von *D. antarctica* auf (Abbildung 58). Dagegen wurden gelegentlich auch dichte Moosteppiche registriert, wo das Gras von Moos beinahe vollständig überwachsen erschien (Abbildung 59).

Abbildung 57: Absolute Deckung von Standorten der Antarktischen Schmiele (*Deschampsia antarctica*) mit verschiedenen Arten der Vergesellschaftung auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 2016/17 und 2017/18: M – Moos, F – Strauchflechten (ohne Nebles Point)

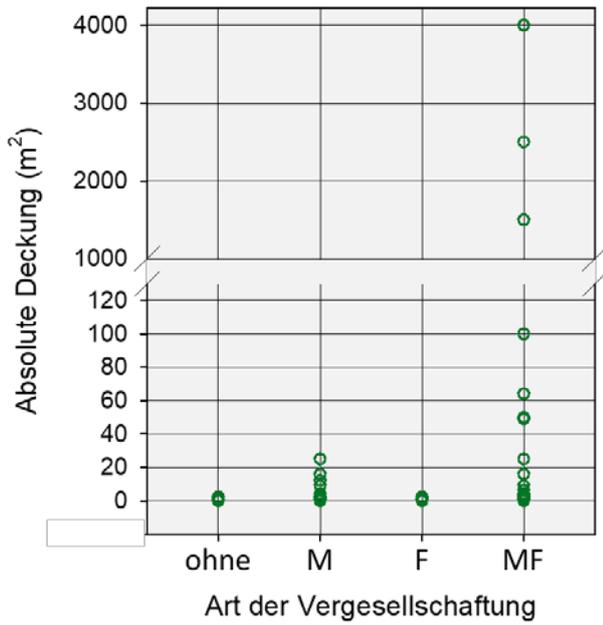


Abbildung 58: Beispiel für die Ansiedlung der Antarktischen Schmiele (*Deschampsia antarctica*) auf einem Moospolster (Foto: C. Braun)



Abbildung 59: Beispiel für von Moospolstern überwachsenen Bülden der Antarktischen Schmiele (*Deschampsia antarctica*) (Foto: C. Braun)



Die im Untersuchungsgebiet dominierende, mit *D. antarctica* vergesellschaftete Moosart ist *Sanionia uncinata* (Greene & Holtom, 1971; Torres-Mellado et al., 2011; Casanova-Katny & Cavieres, 2012). Daneben spielen weitere Moose, wie z. B. *Sanionia georgica-uncinata*, *Bryum pseudotriquetrum* und *Polytrichastrum alpinum*, eine wichtige Rolle in Gras-Moos-Assoziationen (Longton, 1988; Ochyra, 1998; Kim & Chung, 2004; Victoria et al., 2009; Casanova-Katny & Cavieres, 2012).

Bereits Gerighausen et al. (2003) beschrieben, dass Polster und Bestände von *D. antarctica* in Gras-Moos-Assoziationen größer waren als ohne diese. Auch andere Studien belegten, dass *D. antarctica* in der maritimen Antarktis deutlich häufiger gemeinsam mit Moosen anzutreffen war als auf unbesiedeltem Untergrund (Casanova-Katny & Cavieres, 2012; Park et al., 2012).

Moose bilden häufig Polster und Teppiche und dominieren die Vegetation in polaren Tundren. Sie können das Mikroklima und Bodenprozesse erheblich beeinflussen (z. B. Holdgate, 1964; Longton, 1974; Walton, 1982; Gornall et al., 2007; Block et al., 2009). Der positive Einfluss von Moosen auf das Wachstum wurde vielfach nachgewiesen (Walton, 1982; Gold & Bliss, 1995; Gerighausen et al., 2003; Day et al., 2008; Day et al., 2009; Krna et al., 2009; Roberts et al., 2009; Molina-Montenegro et al., 2013). So lagen die Nährstoffkonzentrationen von Stickstoff, Phosphor und Kalium unter Pflanzendecken höher als auf vegetationsfreiem Untergrund (Roberts et al., 2009). Zudem wurde in einer experimentellen Studie gezeigt, dass eine Moosbedeckung das Wachstum von transplantierten Jungpflanzen von *D. antarctica* fördert, sich jedoch nicht auf deren kurzfristiges Überleben auswirkt (Casanova-Katny & Cavieres, 2012). Daneben scheint eine Moosbedeckung generell eine Ansiedlung von Gefäßpflanzen zu fördern, wie übereinstimmende Befunde belegen (z. B. Carlsson & Callaghan, 1991; Parker et al., 1997; Groeneveld et al., 2007; Gornall et al., 2011). Eine wesentliche Rolle dabei könnte eine Temperaturerhöhung bzw. die Reduzierung des Wärmeverlusts in Moospolstern und -teppichen sein, wodurch sich die Vegetationsperiode verlängern kann (Lewis-Smith, 1999). Die Verfügbarkeit von Wasser in verfügbarer Form ist in der Antarktis ein weiterer limitierender Faktor

und kann durch eine Moosbedeckung deutlich erhöht werden (Gimingham, 1967; Kennedy, 1993; Block et al., 2009).

Nichtsdestotrotz sind auch negative Interaktionen zwischen Moosen und Gefäßpflanzen möglich (z. B. Fetcher, 1985; Krna et al., 2009). In der Antarktis beschreiben Krna et al. (2009) eine geringfügige Wachstumshemmung von *D. antarctica* durch benachbarte Moose (*S. uncinata* und *B. pseudotriquetrum*) sowohl in jungen als auch in etablierten Gemeinschaften (2009). Dieser zu Casanova-Katny et al. (2012) widersprechende Befund erklärt sich möglicherweise durch eine abweichende Methodik, insofern größere bzw. ältere Pflanzen verwendet wurden und diese über einen kürzeren Zeitraum beobachtet wurden (Casanova-Katny & Cavieres, 2012). Casanova-Katny et al. (2012) verweisen auf einen größeren fördernden Einfluss von Moosen auf junge Pflanzen als auf erwachsene Pflanzen. Dies gilt insbesondere für die Besiedlung von Moosteppichen (Casanova-Katny & Cavieres, 2012) als auch von neuen eisfreien Arealen (Fowbert & Lewis-Smith, 1994).

Bei negativen Wechselwirkungen kann Konkurrenz um Ressourcen wie Raum, Wasser, Licht und Nährstoffe eine wesentliche Rolle spielen (Komarkova et al., 1985; Wasley et al., 2006; Krna et al., 2009; Gornall et al., 2011). Moose, insbesondere der Gattung *Sanonia* wachsen häufig auch auf Kosten von *D. antarctica* zwischen toten Stängeln und Blättern, v. a. an Standorten, wo das Gras einzeln vorkommt und die Umweltbedingungen für vegetatives Wachstum nicht optimal sind (Greene & Holtom, 1971). Die Dicke der Moosdecke scheint dabei von großer Bedeutung zu sein (Gornall et al., 2011). Während das Wachstum verschiedener Arten der arktischen Tundra positiv von einer flachen Mooschicht von bis zu 3 cm beeinflusst wird, wirken sich dickere Moosdecken (6 cm) negativ darauf aus (Gornall et al., 2011). Die Stärke der Moosdecke ist zumeist abhängig von der Art und vom Wassergehalt des Bodens. So bildet das in der maritimen Antarktis sehr häufige Moos *S. uncinata* auf trockenen antarktischen Böden relativ dünne Matten aus, auf wassergesättigten Böden jedoch dicke Teppiche und Polster (Gimingham, 1967). Studien aus der arktischen Tundra zeigten, dass eine Förderung durch Nachbarpflanzen während der Primärsukzession auf nährstoffarmen Böden überwiegt (Walker & Chapin, 1987; Chapin et al., 1994), während Konkurrenz möglicherweise in späteren Sukzessionsstadien, wenn eine dichtere Vegetationsbedeckung zu finden ist, eine größere Rolle spielt (Jones & Henry, 2003). Krna et al. (2009) konnten dies nicht bestätigen, untersuchten jedoch nur während einer Wachstumsperiode jeweils einen jüngeren und einen älteren Standort.

Die Förderung der Gefäßpflanzenbesiedlung durch Moos-Gras-Wechselwirkungen kann auch bei der Ansiedlung nicht-heimischer Pflanzen eine Rolle spielen (Casanova-Katny & Cavieres, 2012). So wurden bereits mit Moosen assoziierte nicht-heimische Pflanzen auf Deception Island nachgewiesen (Lewis-Smith & Richardson, 2011).

Daneben gibt es Hinweise, dass Polster von Strauchflechten ebenfalls das Überleben von *D. antarctica* nach Transplantationsversuchen fördern können (Molina-Montenegro et al., 2013). Entgegen der Aussage von Casanova-Katny et al. (2014) wurden auf Fildes Peninsula Gemeinschaften von *Usnea antarctica* mit *D. antarctica* ohne jegliches Moosvorkommen vorgefunden, wenn auch in vergleichsweise geringer Zahl (siehe auch Abbildung 55).

Insgesamt scheinen Moospolster oder -teppiche und auch dichte Ansammlungen von Strauchflechten verbesserte Bedingungen für die Besiedlung, das Überleben und das Wachstum von heimischen Pflanzen zu bieten. Dabei findet eine Vielzahl komplexer Wechselwirkungen statt, die noch weiter zu untersuchen sind.

5.3.2.3 Nährstoffeintrag

Der im Untersuchungsgebiet vorherrschende Permafrostboden kann in den Sommermonaten bis zu 90 cm tief auftauen (Barsch et al., 1985). Auf King George Island dominieren mineralische Böden jüngeren Alters (Olech, 2004). Gut entwickelte organische Böden fehlen zumeist, bedingt durch das geringe Alter der Oberflächen und ihrer geringen Widerstandsfähigkeit gegenüber Erosionsprozessen, insbesondere der Frostverwitterung (Ochyra, 1998). Aufgrund des harschen Klimas und des Mangels an organischem Material kommt es nur in geringem Umfang zur Bodenbildung. Zudem gelten Böden in der Antarktis grundsätzlich als nährstoffarm (Lewis-Smith, 1984). Pflanzen besiedeln felsige Hänge, Moränen und kaum entwickelte Böden (z. B. Corner, 1971; Greene & Holtom, 1971; Edwards, 1974; Lewis-Smith & Poncet, 1987; Parnikoza et al., 2011). Die Böden der maritimen Antarktis lassen sich hinsichtlich ihres Eintrags organischer Nährstoffe vereinfacht in zwei Typen unterscheiden (Parnikoza et al., 2011). So stehen Böden unter Pflanzengesellschaften (Vlasov et al., 2005) ornithogenen Böden gegenüber (Smykla et al., 2007). In diesen ist der Einfluss der Ablagerungen von Kot oder Nahrungsresten durch Vögel und Robben von hoher Bedeutung, da sie zu einer Nährstoffanreicherung des mineralischen Substrats und damit zur Bildung von ornithogenen Böden führen (Cannone et al., 2008; Abakumov et al., 2016; Abakumov, 2018; Łachacz et al., 2018). So zeigen Böden in der Nähe von Seevogelkolonien erhöhte Konzentrationen von Stickstoff und Phosphat (z. B. Tschерko et al., 2003; Simas et al., 2007; Park et al., 2012; Mendonca et al., 2013; Ball et al., 2015; Zwolicki et al., 2015; Abakumov et al., 2016; Parnikoza et al., 2017; Abakumov & Alekseev, 2018; Łachacz et al., 2018). Derselbe Effekt ist auch für Orte größerer oder dauerhafter Robbenansammlungen zu erwarten.

Im Rahmen der Kartierung von Beständen von *D. antarctica* war an der Mehrzahl der Standorte an der Bodenoberfläche keine direkte Anreicherung von Nährstoffen durch Seevögel und Robben in Form von Kot oder Nahrungsresten erkennbar (Abbildung 63). An ca. 19 % aller erfassten Bestände wurde ein direkter und teils massiver Eintrag zusätzlicher Nährstoffe durch Seevögel und Robben nachgewiesen. Auffallend war hierbei, dass an diesen Standorten die Pflanzen häufig deutlich größer und vitaler erschienen. An ca. 14 % der Standorte war ein erheblicher ornithogener Einfluss erkennbar (Abbildung 62). Dazu zählten Nester und Fressplätze von Skuas und Dominikanermöwen, Nester bzw. Kolonien von Südlichen Riesensturmvögeln, Kolonien und Mauserplätze von Pinguinen sowie Brutplätze von Kapsturmvögeln (Abbildung 60). In der Nähe der relativ großen Pinguinkolonie auf Ardley Island mit ihren aktuell über 6.500 Brutpaaren wurden ebenfalls mehrere Vorkommen von *D. antarctica* registriert, jedoch dabei stets am Rand von Arealen mit brütenden Pinguinen (Abbildung 60 & Abbildung 63). Hierbei spielt vermutlich auch die starke Trittbelastung durch die Tiere eine Rolle. Daneben entfielen ca. 5 % der Standorte auf Strandbereiche bzw. angrenzende Bereiche, die deutlich von Robbenausscheidungen beeinflusst waren (Abbildung 61 & Abbildung 62).

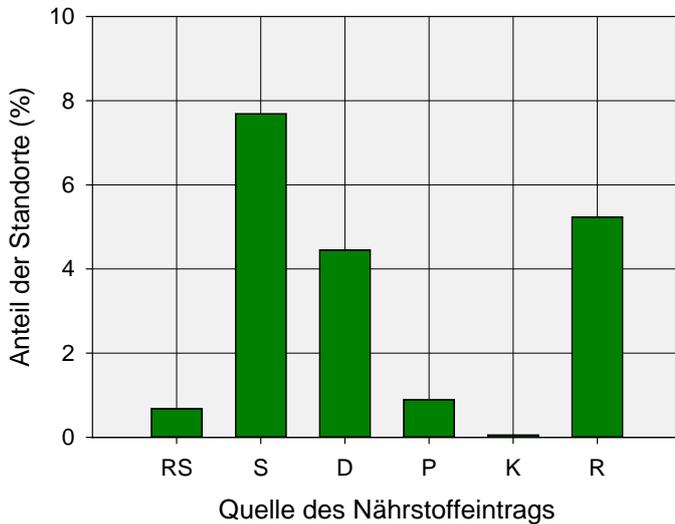
Abbildung 60: Standorte der Antarktischen Schmiele *Deschampsia antarctica* mit erkennbarem ornithogenen Einfluss: links – Pinguinkolonie (Ardley Island), rechts – Dominikanermöwenkolonie



Abbildung 61: Bestände der Antarktischen Schmiele *Deschampsia antarctica* an einem von Robbenausscheidungen beeinflussten Strandabschnitt



Abbildung 62: Verschiedene Vogel- und Robbenarten als Quelle des Nährstoffeintrags an den Standorten mit Beständen der Antarktischen Schmiele (*Deschampsia antarctica*) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 2016/17 und 2017/18: RS – Riesensturmvogel, S – Skua, D – Dominikanermöwe, P – Pinguine, K – Kapsturmvogel, R – Robben)



In Abbildung 63 wird die räumliche Verteilung und Größe von Standorten mit und ohne zusätzliche Nährstoffversorgung dargestellt. Insbesondere bei Standorten im Inland überlagern sich Bestände von *D. antarctica* mit Brutplätzen von Vögeln, insbesondere Skuas.

Abbildung 63: Übersicht über die Verbreitung und Größe von Beständen der Antarktischen Schmiele (*Deschampsia antarctica*) ohne (links) und mit (rechts) direktem Nährstoffeintrag durch Vögel und Robben auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 2016/17 und 2017/18

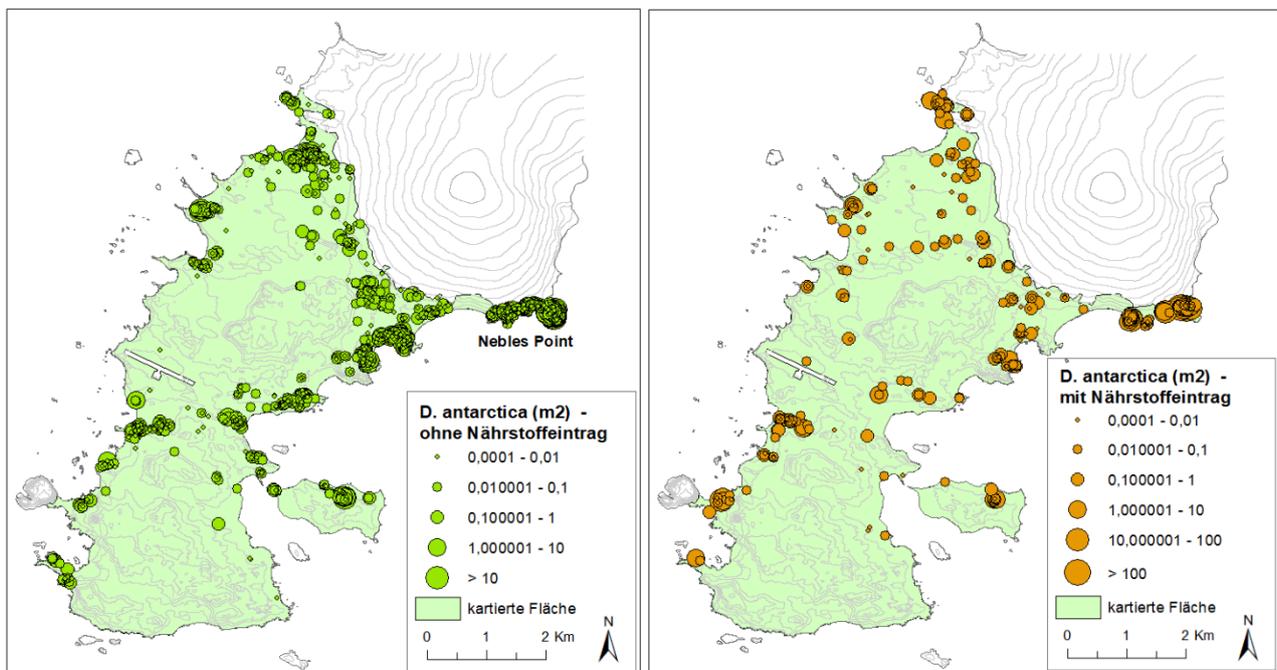
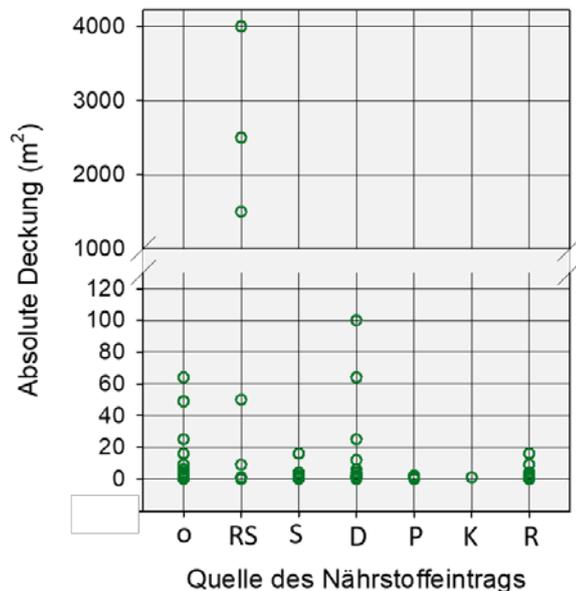


Abbildung 64: Absolute Deckung der Bestände der Antarktischen Schmiele (*Deschampsia antarctica*) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island mit Angabe der Quelle des Nährstoffeintrags durch verschiedene Vogel- und Robbenarten in den Saisons 2016/17 und 2017/18: o – ohne, RS – Südlicher Riesensturmvogel, S – Skua, D – Dominikanermöwe, P – Pinguine, K – Kapsturmvogel, R – Robben)



Die Standorte mit Nährstoffeintrag durch Vögel und Robben unterscheiden sich hinsichtlich ihrer jeweiligen Größe signifikant von Standorten ohne erkennbare zusätzliche Nährstoffe (Abbildung 64; One-Way-ANOVA: $H = 89,92$, $p < 0,001$). Die größten Grasbestände finden sich in der Nähe von größeren Riesensturmvogelkolonien (Abbildung 64). insbesondere an der im äußersten Nordosten gelegenen Halbinsel Nebles Point. Inwieweit sich hier gleichzeitig die relativ geschützte Lage in einer dem Gletscher vorgelagerten Bucht auswirkt, kann nicht quantifiziert werden.

Generell trägt die hohe Seevogel- und Robbendichte in der Fildes-Region (siehe Kap. 2) zu einem weitreichenden Eintrag von Nährstoffen in die Umgebung bei. So werden Nährstoffe durch Niederschläge oder Schmelzwasser zum Teil ins Meer, aber auch in terrestrische Bereiche ausgewaschen und als Aerosole über die Luft oder direkt durch fliegende Vögel in der Umgebung verteilt. So beurteilt Abakumov (2018) die Mehrzahl der Böden der Fildes Peninsula generell als ornithogen. Die höchsten Nährstoffkonzentrationen in Böden finden sich jedoch in unmittelbarer Umgebung von Nist- und Brutplätzen von Seevögeln (Simas et al., 2007; Abakumov & Alekseev, 2018; Łachacz et al., 2018), was sich unmittelbar auf eine Ansiedlung und das Wachstum von Vegetation auswirken kann. Bereits Gerighausen et al. (2003) beschrieben reiche Bestände sowie größere Polster an nährstoffreichen Standorten in der Nähe von Vogelkolonien. Anhand der hier dargestellten Ergebnisse lässt sich der Befund eines verbesserten Wachstums von Polstern von *D. antarctica* bei einem Eintrag von Nährstoffen durch Vögel bestätigen. Auch weitere Autoren erwähnten früh die Rolle einer zusätzlichen Nährstoffversorgung für das Wachstum und die Verbreitung von *D. antarctica* (Greene & Holtom, 1971; Lindsay, 1971; Edwards, 1972; Barcikowski et al., 1999; Lewis-Smith, 2003). Zudem konnten Hill et al. (2011) zeigen, dass *D. antarctica* in der Antarktis im Vergleich zu Moosen ein erhöhtes Stickstoffaufnahmevermögen aus ornithogenen Böden aufweist und dadurch unter bestimmten Umständen weniger von einer Stickstofflimitierung im Boden betroffen ist.

Eine zu hohe Phosphatkonzentration im Boden, wie sie in größeren Vogelkolonien häufig vorkommt, kann jedoch das Wachstum von Pflanzen hemmen, sodass große Pinguinkolonien häufig weitgehend vegetationsfrei sind (z. B. Stonehouse, 1989; Ochyra, 1998; Tschërko et al., 2003; Smykla et al., 2007; Mataloni et al., 2010). In Übereinstimmung damit wurden in der Pinguinkolonie auf Ardley Island

keinerlei Bestände von *D. antarctica* im Zentrum der Kolonie, sondern stets nur am Rande von Bereichen mit brütenden Pinguinen, registriert. Hinzu kommen hier noch Beeinträchtigungen in Form mechanischer Trittbelastung durch eine große Zahl an Pinguinen.

Insgesamt scheint eine zusätzliche Nährstoffversorgung die Etablierung und das Wachstum von *D. antarctica* zwar zu fördern, wie stark dieser Effekt ist, kann hier jedoch nicht geklärt werden, da auch weitere Faktoren, wie z. B. Ornithochorie, eine Rolle spielen (siehe Kap. 5.3.3). Zudem kann auch eine Habitatüberlagerung mit den Nistplätzen von Skuas und Möwen vorliegen, da diese ebenfalls Areale bevorzugen, die im Frühjahr relativ frühzeitig schneefrei sind.

5.3.2.4 Reproduktion

D. antarctica ist wie viele Gefäßpflanzen in der Lage, sich sowohl vegetativ als auch generativ zu verbreiten (Vera et al., 2013; Giełwanowska & Kellmann-Sopyła, 2015). Vegetative Ausbreitung erfolgt durch Absiedlung kleiner Polster von bestehenden größeren Polstern über ein Netzwerk kurzer Ausläufer (Giełwanowska et al., 2005a), während generative Reproduktion durch Samenbildung stattfindet (Parnikoza et al., 2011). Sowohl das vegetative als auch das generative Wachstum von *D. antarctica* wird erheblich durch die Habitatausstattung beeinflusst (Greene & Holtom, 1971).

Gewöhnlich erscheinen bei *D. antarctica* die ersten Blütenknospen im Dezember (Holtom & Greene, 1967; Greene & Holtom, 1971). Der Blütenstand von *D. antarctica* bildet eine lockere Rispe. Die Blüten bleiben geschlossen, sodass überwiegend Selbstbestäubung (Kleistogamie) stattfindet (Giełwanowska & Kellmann-Sopyła, 2015). Aktuellere Daten belegen, dass durchaus auch Fremdbestäubung (Chasmogamie) stattfindet (Giełwanowska et al., 2005a), in der Antarktis wahrscheinlich nur unter klimatisch milden Bedingungen (Parnikoza et al., 2011). Dabei enthalten chasmogame Blüten deutlich mehr Pollen als kleistogame Blüten (Giełwanowska et al., 2005a). Wahrscheinlich handelt es sich dabei um eine sogenannte Kryokleistogamie (Giełwanowska & Kellmann-Sopyła, 2015), wie sie für arktische Gräsern der Gattung *Poa* beobachtet wurde (Levkovsky et al., 1981). Die Frucht besteht aus einer 1 mm großen Karyopse, die in feuchten Habitaten grün und unreif bleibt, während sie an trockeneren Standorten braun und reif werden (Corner, 1971). *D. antarctica* kann ebenso wie die Antarktische Perlwurz (*Colobanthus quitensis*, siehe Kap. 6) eine beträchtliche Samenbank ausbilden, die vergleichbar ist mit jener arktischer und alpiner Arten (McGraw & Day, 1997). In der Antarktis beginnt die Entwicklung von *D. antarctica* i. d. R. im November mit der Erholung bestehender Polster bzw. der Samenkeimung (Parnikoza et al., 2011). Als Anpassung an die polaren Umweltbedingungen wird die Keimung der Samen durch eine vorangegangene Kälteperiode gefördert, und der Keimungsprozess verläuft verhältnismäßig schnell (Kellmann-Sopyła & Giełwanowska, 2015).

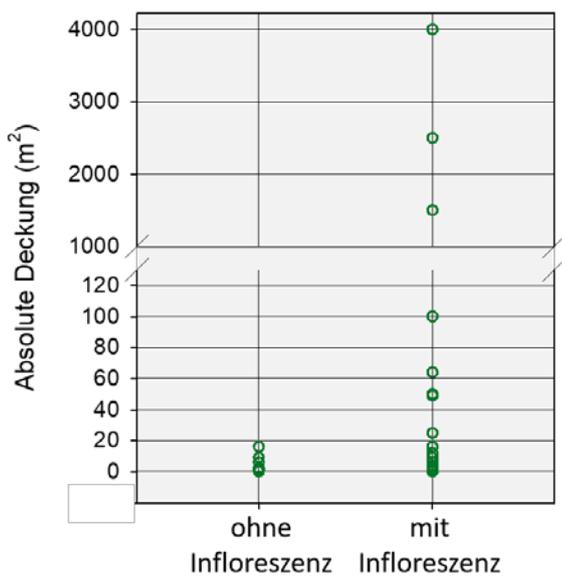
Bezüglich des Reproduktionsstatus wurden in den untersuchten Saisons 2016/17 und 2017/18 an ca. 71 % der Bestände mit *D. antarctica* Polster mit ausgebildeten aktuellen und/oder vorjährigen Blütenständen bzw. Infloreszenzen nachgewiesen (Abbildung 65).

Abbildung 65: Polster der Antarktischen Schmiele (*Deschampsia antarctica*) mit vorjährigen und aktuellen Infloreszenzen (Foto: C. Braun)



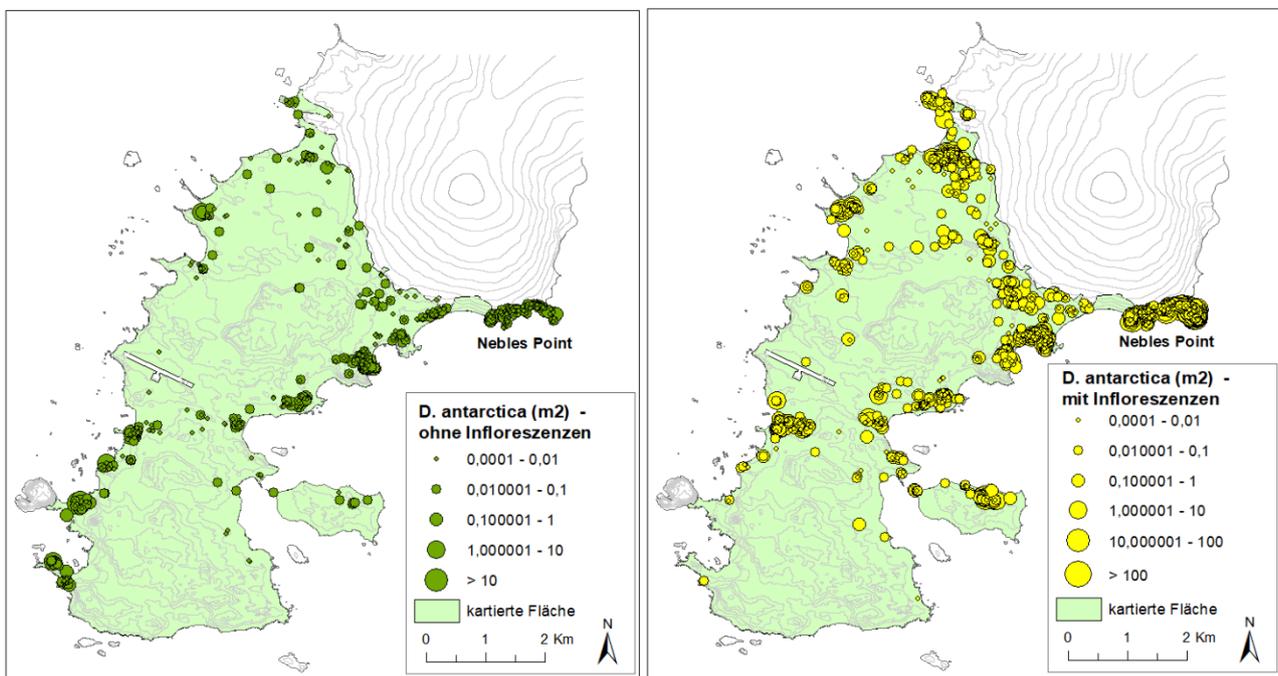
Blütenstände waren häufig bereits bei einzelnen sehr kleinen Polstern vorhanden. Insgesamt wiesen kleinere Bestände jedoch deutlich seltener Blütenstände auf als größere Bestände mit zahlreichen Polstern (Abbildung 66).

Abbildung 66: Absolute Deckung von Beständen der Antarktischen Schmiele (*Deschampsia antarctica*) ohne (links) und mit (rechts) Infloreszenzen auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 2016/17 und 2017/18



Aus Abbildung 67 wird deutlich, dass insbesondere im Küstenbereich im Südwesten der Fildes Peninsula zahlreiche Bestände von *D. antarctica* keine Blütenstände aufwiesen. Unter den blütenstandsfreien Beständen waren auch größere Aggregationen von Polstern sowie solche, die als ausgesprochen vital eingeschätzt wurden, d. h. deren Polster lange und dunkelgrüne Blätter oder Spreiten aufwiesen. Auch auf der Insel Dart, die jedoch nicht in der Kartierung einbezogen war, wurden während anderer Feldarbeiten trotz verhältnismäßig dichter Grasbestände keine Blütenstände registriert. Dieser Umstand wurde bereits im Zuge der Auswertung der Kartierung in der Saison 2000/01 beschrieben (Gerighausen et al., 2003).

Abbildung 67: Übersicht über die Verbreitung und Größe von Beständen der Antarktischen Schmiele (*Deschampsia antarctica*) ohne (links) und mit (rechts) Infloreszenzen auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 2016/17 und 2017/18



In verschiedenen Arbeiten wurde gezeigt, dass die Anzahl der generativen Sprosse, der Blüten und Blütenstände zwischen und innerhalb von Standorten in Abhängigkeit des Mikrohabitats deutlich variiert (Corner, 1971; Giełwanowska et al., 2005a; Vera et al., 2013). So bilden die Graspolster an kalten und permanent feuchten Standorten oft keine Blütenstände und falls doch, produzieren deren Blüten kaum lebensfähige Samen (Holtom & Greene, 1967).

Daneben spielt die Nährstoffkonzentration im Boden eine bedeutende Rolle für die Blütenbildung (Giełwanowska & Kellmann-Sopyla, 2015). An nährstoffreichen Standorten, z. B. durch den Eintrag von Vogel- oder Robbenkot (siehe Kap. 5.3.2.3) ist die Blütenbildung häufig reduziert, während vegetative Ausbreitung über Ausläufer dominiert (Smykla et al., 2007). Für die Fildes Peninsula und Ardley Island konnten Gerighausen et al. (2003) den Befund älterer Studien (Corner, 1971; Lindsay, 1971) nicht bestätigen, dass günstige Bedingungen für vegetatives Wachstum generell die Ausbildung von Blüten hemmt. Eine Ausnahme stellt Dart Island dar, wo sich eine größere Kolonie des Südlichen Riesensturmvogels befindet und bei den Erfassungen 2000/01 und 2017/18 keine Blütenbildung beobachtet wurde (Gerighausen et al., 2003). Demgegenüber wurde in anderen Riesensturmvogelkolonien im Nordwesten sowie im Nordosten der Fildes Peninsula eine reiche Blütenbildung nachgewiesen, obwohl auch dort von einer hohen Nährstoffkonzentration auszugehen ist.

Die nachgewiesene starke Präsenz von Blütenständen auf Fildes Peninsula und Ardley weist darauf hin, dass generative Fortpflanzung in der lokalen Population dieser Grasart Island eine wichtige Rolle spielt.

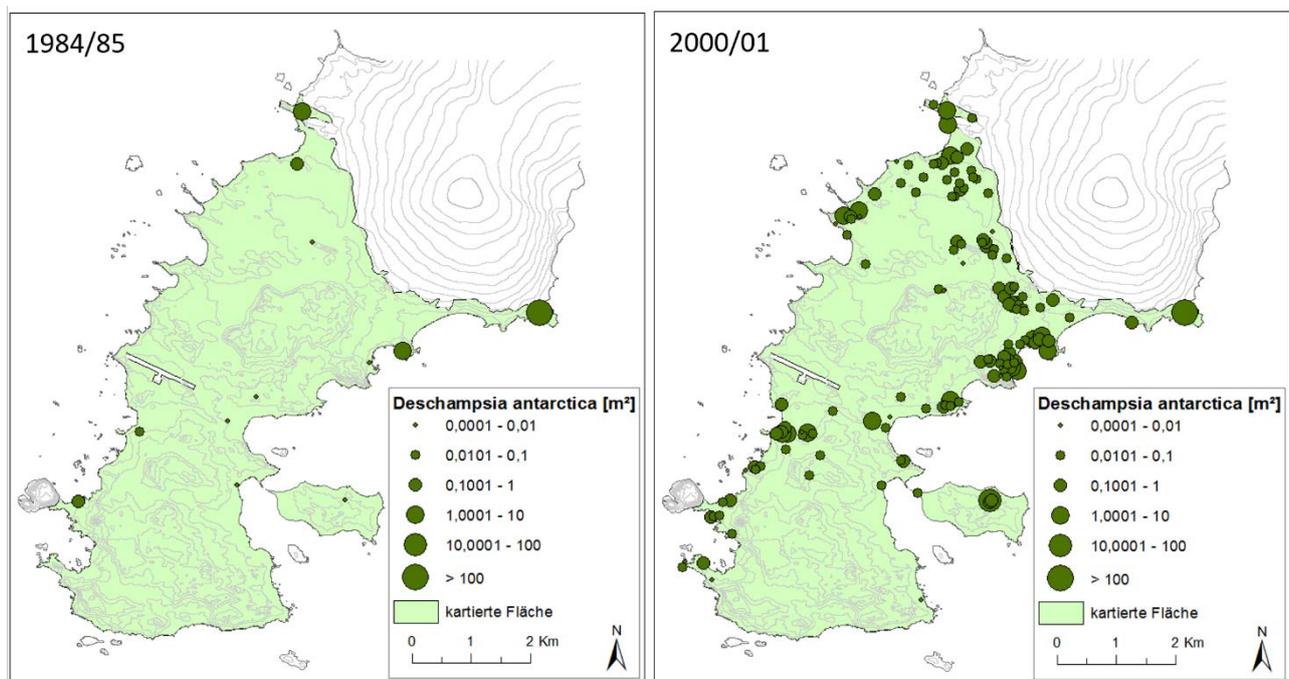
5.3.3 Ausbreitung der Antarktischen Schmieie im Untersuchungsgebiet

Im Zuge der in den vergangenen Jahrzehnten beobachteten Temperaturerhöhung an der Antarktischen Halbinsel wurden zahlreiche Auswirkungen auf Fauna und Flora dokumentiert (z. B. Walther et al., 2002; Meredith & King, 2005; Convey & Smith, 2006; Clarke et al., 2007; Bokhorst et al., 2008; Forcada & Trathan, 2009; Korczak-Abshire, 2010; Convey, 2011; Flores et al., 2012; Constable et al., 2014).

Im Rahmen der ersten vollständigen Erfassung von *D. antarctica* in der Saison 1984/85 wurden auf der Fildes Peninsula und Ardley Island insgesamt 12 Standorte dieser Pflanze mit einer Gesamtdeckung von ca. 9 m² erfasst (Gebauer et al., 1987; Abbildung 68). Eine nachfolgende Kartierung in der Saison 2000/01 ergab bereits 142 Standorte mit einer Deckung von 127 m² (Gerighausen et al., 2003; Abbildung 68). In einer weiteren Erfassung in den Saisons 2016/17 und 2017/18 wurde eine von *D. antarctica* bedeckte Fläche von 8.542 m² an insgesamt 1.912 Standorten registriert (Peter et al., 2008; Abbildung 69). Damit hat sich die Zahl der Standorte in dem 17 Jahre umfassenden Zeitraum zwischen den Kartierungen jeweils mehr als verzehnfacht.

Das Verschwinden einiger kleinerer Bestände von *D. antarctica*, die während vorherigen Erfassungen registriert worden sind und in der jüngsten Kartierung nicht mehr vorgefunden wurden, ist auf Flugsandüberdeckung und Baumaßnahmen zurückzuführen.

Abbildung 68: Verteilung und Größe der Standorte der Antarktischen Schmieie (*Deschampsia antarctica*) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 1984/85 und 2000/01



Anhand der Verbreitungskarten (Abbildung 68 & Abbildung 69) wird deutlich, dass sich einerseits bereits besiedelte Bereiche erheblich vergrößerten, andererseits sich *D. antarctica* in hohem Maße in vormals unbesiedelten Arealen etablierte (siehe auch Gerighausen et al., 2003; Peter et al., 2013).

Abbildung 69: Verteilung und Größe der Standorte der Antarktischen Schmiele (*Deschampsia antarctica*) auf der Fildes Peninsula und Ardley Island in den Saisons 2016/17 und 2017/18

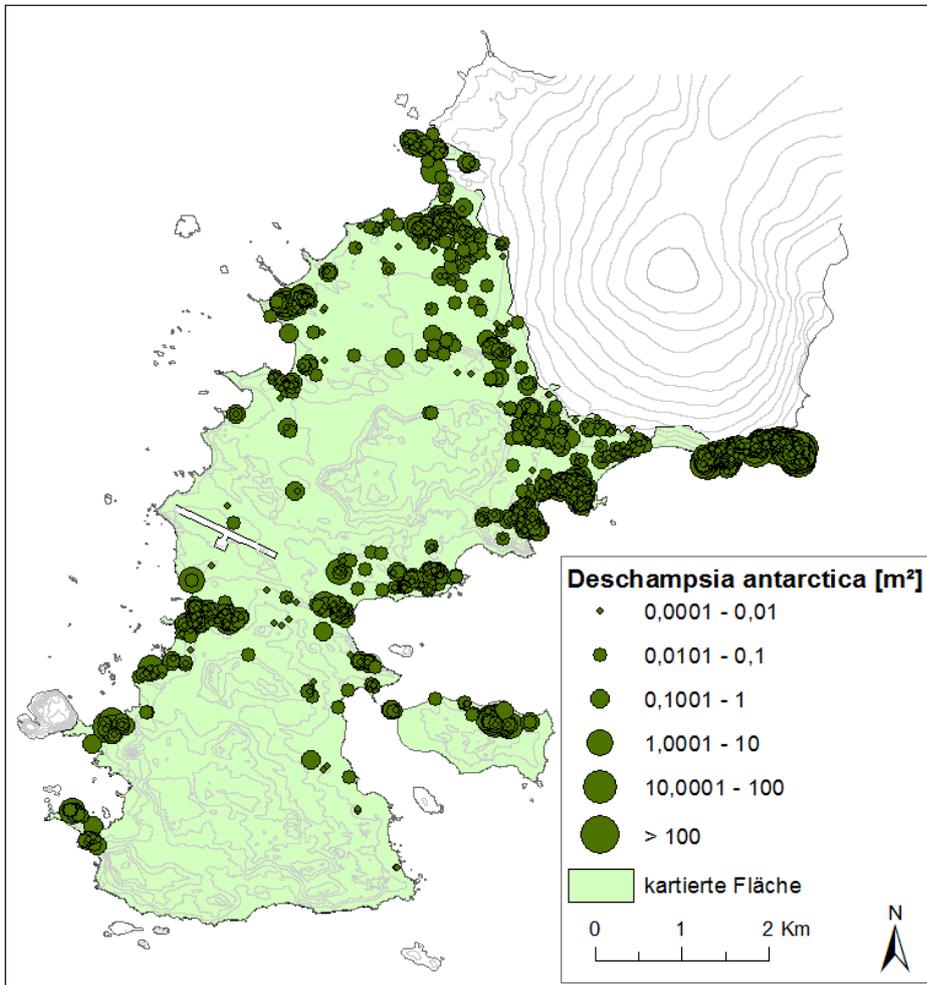
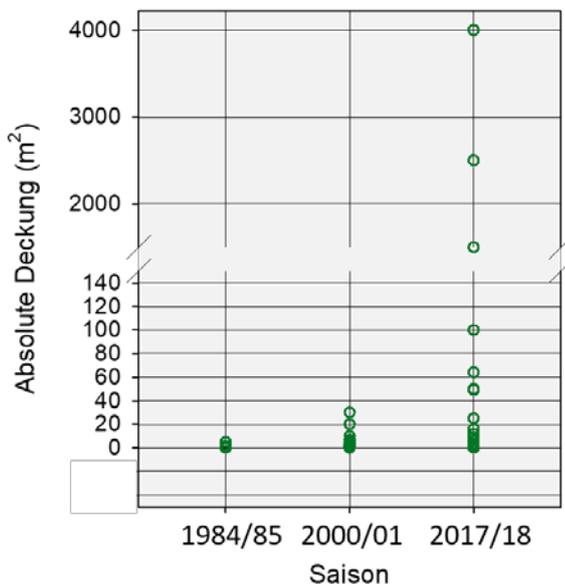


Abbildung 70: Absolute Deckung der einzelnen Bestände von *D. antarctica* in den Saisons 1984/05, 2000/01 und 2016/17-2017/18; ohne Daten für Nebles Point



Die starke Zunahme der Zahl der Standorte sowie der von *D. antarctica* bedeckten Fläche auf der Fildes Peninsula und Ardley Island fällt in die Periode einer zeitweise deutlichen Erhöhung der Sommertemperaturen im Gebiet (siehe Kap. 4.2), sodass hier ein Zusammenhang vermutet wird.

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie belegen die erhebliche Ausbreitung von *D. antarctica* auf der Fildes Peninsula und Ardley Island. Dies stimmt mit Befunden aus zahlreichen Studien überein, die auch andernorts eine Expansion der beiden in der Antarktis heimischen Gefäßpflanzen beschreiben (z. B. Komarkova et al., 1990; Lewis-Smith, 1990; Fowbert & Lewis-Smith, 1994; Lewis-Smith, 1994; Grobe et al., 1997; Day et al., 1999; Gerighausen et al., 2003; Robinson et al., 2003; Kim et al., 2007; Parnikoza et al., 2009a; Parnikoza et al., 2012; Cannone et al., 2016). Nach einer erfolgreichen Etablierung kann sich *D. antarctica* mitunter sehr schnell ausbreiten. So wurden Polster dieser Grasart im Bereich der koreanischen Station King Sejong auf der der Fildes Peninsula benachbarten Barton Peninsula erstmals im Januar 2002 registriert (Kim & Chung, 2004). Bereits ein Jahr später wies die besiedelte Fläche die vierfache Größe auf (Kim & Chung, 2004).

Als Hauptursache für die Ausbreitung von Gefäßpflanzen in der Antarktis wird die aktuelle Klimaerwärmung angeführt (Fowbert & Lewis-Smith, 1994; Lewis-Smith, 1994; Grobe et al., 1997; Day et al., 1999). Steigende Sommertemperaturen können sich widerspiegeln in für das Wachstum und die Ausbreitung von Pflanzen relevanten Faktoren wie die Zunahme besiedelbarer Flächen durch Rückzug der Gletscher, gesteigerte Wasserverfügbarkeit durch verstärkte Niederschläge und Schneeschmelze, verstärkte Bodenbildung, erhöhte Nährstoffumwandlung und -aufnahme, verlängerte Wachstumsperiode und erhöhte Photosyntheserate, erhöhte Samenproduktion, verbesserte Samenreife und -keimung und verstärktes Keimlingsüberleben (z. B. Holtom & Greene, 1967; Corner, 1971; Adamson & Adamson, 1992; Fowbert & Lewis-Smith, 1994; Lewis-Smith, 1994; Hovenden & Seppelt, 1995a, b; Day et al., 1999; Xiong et al., 2000; Turner et al., 2005b; Day et al., 2008; Chwedorzewska, 2010; Hill et al., 2011; Molina-Montenegro et al., 2012; Giełwanowska & Kellmann-Sopyła, 2015; Saéz Delgado et al., 2019).

Bei der Ausbreitung der in der Antarktis heimischen Gefäßpflanzen handelt es sich jedoch nicht um einen gleichmäßig ablaufenden Prozess. Neben dem Temperaturanstieg scheinen weitere abiotische und biotische Faktoren an der Ausbreitung beteiligt zu sein. So bestätigten Torres-Mellado et al. (2011) die Ausbreitung von *D. antarctica* im Bereich der South Shetland Islands, weisen jedoch darauf hin, dass sich die Expansion des Grases nicht kontinuierlich und nicht konsistent zum Gradienten des Temperaturanstiegs entlang der Antarktischen Halbinsel nachverfolgen lässt. So vervielfachte sich die Grasbedeckung auf den Argentine Islands zwischen 1964 und 1990, setzte sich danach jedoch nicht fort, sondern nahm sogar leicht ab (Parnikoza et al., 2009a). Möglicherweise spielen eine Limitierung von geeignetem Habitat sowie eine Stagnation der Temperaturerhöhung (siehe Kap. 4.2) eine Rolle bei der Verminderung der Grasausbreitung (Parnikoza et al., 2009a). Daneben ist im Zuge der Klimaerwärmung eine Erhöhung der Niederschläge zu verzeichnen (z. B. Turner et al., 2005b; Kirchgäßner, 2011). So können beispielsweise starke Schneefälle die Wachstumsperiode stark verkürzen und eine Vernässung verursachen, die das Überleben einzelner Pflanzen stark einschränken können (Park 2013). Somit kann die lokale Schneemenge eine bedeutende Rolle bei der Grasausbreitung spielen (Park et al., 2013). Daneben fanden Torres-Mellado et al. (2011) bekannte Grasstandorte an der Antarktischen Halbinsel schnee- bzw. eisbedeckt vor, was möglicherweise auf erhöhte Niederschlagsmengen und eine Reduzierung geeigneter Habitate durch eine gestiegene Schneeakkumulation hinweist (Torres-Mellado et al., 2011). Eine ähnliche Beeinträchtigung der Ausbreitung von *D. antarctica* lässt sich in der Fildes-Region nicht verzeichnen, obwohl die sommerlichen Temperaturen auf den SSI im Vergleich zur Antarktischen Halbinsel in den vergangenen Jahrzehnten deutlich geringer anstiegen als an der Antarktischen Halbinsel (Torres-Mellado et al., 2011). Ursächlich hierfür ist wahrscheinlich, dass die mittlere Sommertemperatur in der Fildes-Region i. d. R. hinreichend über dem Gefrierpunkt liegt, um eine Verfügbarkeit von flüssigem Wasser

zu gewährleisten. Zudem erhöhte sich die Herbsttemperatur deutlich (siehe Kap. 4.2), was vermutlich eine signifikante Verlängerung der Vegetationsperiode zur Folge hat.

Die Bedeutung der generativen Vermehrung bei der Ausbreitung von *D. antarctica* über Samen ist unklar (McGraw & Day, 1997), scheint jedoch nur eine untergeordnete Rolle zu spielen, da die Samen keine Strukturen aufweisen, die eine Luftverbreitung über größere Entfernungen fördern (Fasanella et al., 2017). Zudem weist die geringe genetische Vielfalt zwischen Standorten in der Antarktis auf eine dominierende Rolle von vegetativer Vermehrung – ausgehend vom bestehenden Polstern – hin (Holderegger et al., 2003; Fasanella et al., 2017). Diese wird ebenfalls durch höhere Temperaturen sowie höheren Nährstoffgehalt im Boden positiv beeinflusst (Holtom & Greene, 1967; Greene & Holtom, 1971; Xiong et al., 2000; Ruhland & Krna, 2010). Daneben können Vögel über Ornithochorie zur Verbreitung von Diasporen oder vegetativen Verbreitungseinheiten spürbar beitragen (Corner, 1971; Edwards, 1972; Convey, 1996; Lewis-Smith, 2003; Torres-Mellado et al., 2011; Parnikoza et al., 2012; Giełwanowska & Kellmann-Sopyła, 2015; Fasanella et al., 2017; Parnikoza et al., 2018). So verwenden Braune Skuas, Südpolar skuas und insbesondere Dominikanermöwen Pflanzenmaterial zum Nestbau (Edwards, 1972; Quintana & Travaini, 2000; Gerighausen et al., 2003; Parnikoza et al., 2012; Pereira de Albuquerque et al., 2012; Parnikoza et al., 2018; Abbildung 72). Der Anteil des dabei verwendeten Grases variiert jedoch regional stark (Parnikoza et al., 2018). Während auf den Argentine Islands (65°S) *D. antarctica* neben Moosen den Hauptbestandteil des zum Nestbau verwendeten Materials bildet, verwenden Vögel in der Fildes-Region nur selten Gras zum Nestbau (Parnikoza et al., 2012; Parnikoza et al., 2018). Vermutlich wird der lokal jeweils am leichtesten verfügbare Vegetationstyp zum Nestbau verwendet (Parnikoza et al., 2012; Parnikoza et al., 2018). Zudem wurden wiederholt Skuas beobachtet, die Teile der Vegetation teilweise großflächig herausreißen, anschließend jedoch liegen lassen (pers. Mittg. M. Ritz, M. Kopp; Torres-Mellado et al., 2011; Abbildung 71). Diese können dann durch Wind und Schwerkraft weitergetragen werden (Edwards, 1972). Es wurde gezeigt, dass ausgerissene Gräser in der Lage sind, einen längeren Zeitraum entwurzelt zu überleben bzw. bei günstiger Bodenfeuchte anzuwurzeln und sich so nach einer Translokation durch Vögel an einem neuen Standort zu etablieren (Edwards, 1972; Fowbert & Lewis-Smith, 1994; Lewis-Smith, 2003; Parnikoza et al., 2009b; Parnikoza et al., 2017; Parnikoza et al., 2018). Eine weitere Möglichkeit ist die Verschleppung von Samen oder Schösslingen, die dem Gefieder von Vögeln anhaften und so verbreitet werden können (Lewis-Smith, 1996). Die Bedeutung der Rolle von Vögeln bei der Verbreitung von *D. antarctica* wird durch gelegentliche Beobachtungen einzelner vitaler Schösslinge neben zahlreichen ausgerissenen, abgestorbenen Pflanzen im Nistmaterial in oder an Skua- oder Möwennestern unterstützt (Abbildung 72). Positiv für die Etablierung von Pflanzen in diesen Bereichen dürfte zudem der hohe Nährstoffgehalt an den Neststandorten sein (siehe Kap. 5.3.2.3).

Abbildung 71: Beispiele für durch Vögel ausgerissene Teile von Polstern von *D. antarctica* (Fotos: C. Braun)



Abbildung 72: Nester von Skua (links) bzw. Dominikanermöwe (rechts) mit einzelnen Polstern von *D. antarctica* im übrigen Pflanzenmaterial (Fotos: C. Braun)



Hill et al. (2011) konnten zeigen, dass *D. antarctica* in der Lage ist, Stickstoff als kurze Peptide über die Wurzeln aufzunehmen und dadurch weniger stickstofflimitiert ist als Moose. Möglicherweise erleichtert dieser kompetitive Vorteil dem Gras die aktuelle schnelle Ausbreitung im Zuge der Klimaänderung (Hill et al., 2011).

In zahlreichen Studien wurden die Verbreitung und Ökologie sowie die Reaktion von *D. antarctica* auf veränderte Umweltbedingungen untersucht (z. B. Holtom & Greene, 1967; Giełwanowska et al., 2005b; Giełwanowska et al., 2007; Vera, 2011; Casanova-Katny & Cavieres, 2012; Vera et al., 2013; Ozheredova et al., 2015). Jedoch nur wenige Untersuchungen widmeten sich flächendeckenden Bestandserhebungen dieser Grasart, so z. B. auf Signy Island (Edwards, 1972), den Argentine Islands Corner, 1971; Fowbert & Lewis-Smith, 1994), Livingston Island (Vera, 2011; Vera et al., 2013), Robert Island (Casaretto et al., 1994) und in der Admiralty Bay, KGI (Zarzycki 1993 zitiert in Barcikowski et al., 2001). Damit stellen die drei Erfassungen auf der Fildes Peninsula und Ardley Island (Gebauer et al., 1987; Gerighausen et al., 2003, vorliegende Studie) einen besonders wertvollen Datensatz dar. Anhand des daraus resultierenden Langzeitvergleichs lässt sich die schnelle Ausbreitung von *D. antarctica* im Zuge der Klimaveränderungen eindrücklich belegen. Zudem bilden die drei vorliegenden vollständigen Bestandserhebungen von *D. antarctica* eine wertvolle Datengrundlage für weitere Langzeitbeobachtungen hinsichtlich der Reaktion des Ökosystems der maritimen Antarktis auf den Klimawandel.

Da die beiden in der Antarktis heimischen Gefäßpflanzenarten *D. antarctica* und *C. quitensis* deutlich stärker auf sich verbessernde Umweltbedingungen als die ansonsten dominierenden Kryptogamen reagieren, stellen diese Pflanzen geeignete Indikatoren für die Auswirkungen des aktuellen Klimawandels dar (Lewis-Smith, 1994).

5.4 Ausblick

Die zunehmende Nutzung von Fernerkundungsdaten im Bereich der Antarktis bietet eine Vielzahl von Möglichkeiten für Vegetationsuntersuchungen. Insbesondere Daten des ‚Normalized Difference Vegetation Index‘ (NDVI) können wertvolle Informationen zur relativen Vegetationsbedeckung von Böden liefern (z. B. Reynolds et al., 2008; De Andrade et al., 2018). Dieser Index basiert auf der höheren Reflektionseigenschaft vitaler Pflanzen im nahen Infrarotbereich (NIR, Wellenlänge etwa 0,78 – 1 μm), in Abhängigkeit vom Chlorophyll-Gehalt, und ist daher für Vegetationserfassungen in der Arktis und Antarktis gut geeignet (Hope et al., 1993; Stow et al., 1993; Fretwell et al., 2011; Casanovas et al., 2015a). Dabei können Luftaufnahmen mit Hilfe von Drohnen im Vergleich zu Satellitenaufnahmen aufgrund der höheren Auflösung detailliertere Daten liefern (Pina et al., 2017). Ein Vergleich von NDVI-Daten aus Drohnenüberflügen in der Fildes-Region mit den in dieser Studie gewonnenen Ergebnissen der Bodenerfassung könnte eine exakte Beurteilung der Präzision der Detektierbarkeit von *D. antarctica*, mittel NDVI erlauben. Dabei sind insbesondere die kleinstmögliche detektierbare Grasfläche sowie die ausreichende Unterscheidbarkeit von *D. antarctica* von der Alge *Prasiola crista* oder dichten Teppichen der Moosgattungen, wie z. B. *Sanonia*, *Polytrichastrum*, entscheidend (Calviño-Cancela & Martín-Herrero, 2016). Daraus resultieren könnten die Erstellung einer detaillierten Karte der Vegetationsverbreitung sowie weiterführende Untersuchungen von zeitlichen Änderungen der Vegetationsbedeckung in der Fildes-Region mit Hilfe von Fernerkundungsdaten. Dies würde einen entscheidenden Vorteil bedeuten, da Bodenerfassungen, wie z. B. in Peter et al. (2008), stets einen immensen Arbeits- und Zeitaufwand erfordern.

6 Vorkommen der Antarktischen Perlwurz (*Colobanthus quitensis*) in der Fildes-Region

Die Antarktische Perlwurz (*Colobanthus quitensis* (Kunth) Bartl., Familie Caryophyllaceae) ist neben der Antarktischen Schmiele (siehe Kap. 5) eine der beiden in der Antarktis heimischen Vertreter der Blütenpflanzen. Beide Arten sind auf das Gebiet der maritimen Antarktis beschränkt (z. B. Convey, 1996; Lewis-Smith, 2003). Das Verbreitungsgebiet von *C. quitensis* erstreckt sich auf Südgeorgien, die Falkland-Inseln und in geringem Maße auf Teile der Andenkette bis nach Mexiko auf 17° N (Lewis-Smith, 2003). Die südliche Verbreitungsgrenze liegt bei ca. 68° S und scheint an das Vorhandensein eisfreier Flächen und an Wasserverfügbarkeit gebunden zu sein (z. B. Lewis-Smith, 1982a; Lewis-Smith & Poncet, 1985; Lewis-Smith & Poncet, 1987; Convey, 1996; Convey et al., 2011). Aktuelle Ergebnisse, basierend auf Untersuchungen der genetischen Variabilität, deuten auf einen multiregionalen Ursprung von *C. quitensis* in der Antarktis hin (Koc et al., 2018).

Periphere Populationen von Arten mit einer derart weiten Verbreitung scheinen sich in ihren südlichen Vorkommen deutlicher von ihrem physiologischen Optimum zu entfernen als ihre zentralen oder nördlichen Populationen (z. B. Gaston, 2009; Acuña-Rodríguez et al., 2017). So sind südliche Populationen stärker durch abiotische Faktoren, wie z. B. niedrige Temperaturen, limitiert, was sich in ökophysiologischen Anpassungen widerspiegelt (Acuña-Rodríguez et al., 2017). So konnte gezeigt werden, dass antarktische Genotypen von *C. quitensis* kürzere und breitere Blätter sowie eine höhere Frostresistenz nach Kälteadaptation aufweisen als Genotypen, die in den Anden vorkommen (Gianoli et al., 2004). Weiterhin wurde nachgewiesen, dass *C. quitensis* in der Antarktis sowohl bei niedrigen (4°C) als auch höheren Temperaturen (15°C) eine signifikant höhere Photosyntheserate als in den Anden zeigt (Sierra-Almeida et al., 2007). Dies belegt eine physiologische Anpassung antarktischer Populationen an kältere Habitate (Sierra-Almeida et al., 2007). Somit ist bei höheren Temperaturen sowie einer gesteigerten Wasserverfügbarkeit eine Zunahme der Pflanzenaktivität zu erwarten (Torres-Díaz et al., 2016; Acuña-Rodríguez et al., 2017; Fuentes-Lillo et al., 2017a). Ein gemeinsames Vorkommen von *C. quitensis* mit der Antarktischen Schmiele scheint im Vergleich zu einer Assoziation mit Moosen von Vorteil zu sein (Cavieres et al., 2018). In verschiedenen Studien wurde zudem eine Ausbreitung von *C. quitensis* parallel zur Zunahme von *D. antarctica* im Bereich der Antarktischen Halbinsel infolge der gestiegenen Sommertemperaturen aufgezeigt (z. B. Komarkova et al., 1990; Fowbert & Lewis-Smith, 1994; Grobe et al., 1997; Cannone et al., 2016).

Im Bereich der South Shetland Islands sind zahlreiche Vorkommen von *C. quitensis* bekannt, so z. B. auf Livingston Island (Vera, 2011; Vera et al., 2013; ATS, 2018b), Deception Island (ATS, 2005b), Greenwich und Half Moon Island (ATS, 2018a), Robert Island (Perez-Torres et al., 2004), Nelson Island (ATS, 2012) und Penguin Island (Pfeiffer & Peter, 2003). Für King George Island sind an mehreren Standorten Bestände von *C. quitensis* bekannt, deren Polster teilweise flächige Bestände bilden, so z. B. in der Admiralty Bay (Brazil & Poland, 2005; Kozeretska et al., 2010; Torres-Díaz et al., 2016; Sanhueza et al., 2017), auf Potter Peninsula (Flocco et al., 2009; ATS, 2013) und Barton Peninsula (Kim et al., 2007; Cho et al., 2018). Der zur Fildes Peninsula nächstgelegene Bestand von *C. quitensis* befindet sich im Nordosten der Halbinsel Cabo Cariz an der Nordküste Nelson Islands (Abbildung 50 & Abbildung 73) und wurde erstmals in der Saison 2007/08 von M. Andreev, L. Kurbatova vorgefunden (pers. Mittg. M. Andreev). Bei einer Begehung vor Ort am 15.02.2018 wurde dieser Bestand an *C. quitensis* kontrolliert. Dabei wurden auf einer Fläche von ca. 20 m² mindestens 16 Polster vorgefunden, die eine absolute Deckung von 30 x 30 cm (entspricht 0,09 m²) aufwiesen. Insgesamt erschien dieser Bestand jedoch deutlich kleiner als im Jahre 2008 (pers. Mittg. M. Andreev).

Abbildung 73: Standort von *Colobanthus quitensis* auf Cabo Cariz, Nelson Island (Foto: C. Braun, 15.02.2018)



Im Westen der Fildes Peninsula wurden in den Jahren 2000 und 2008 einzelne Polster von *C. quitensis* vorgefunden, die jedoch bereits nach wenigen Jahren wieder vollständig abgestorben waren (Peter et al., 2008; Peter et al., 2013). Im Januar 2018 wurde im Nordosten der Fildes Peninsula ein weiterer Standort von *C. quitensis* registriert (Abbildung 74). Dieser befindet sich in 650 m Entfernung zur Küste auf ca. 35 m ü. NN (UTM 21S (WGS84) 400422 E, 3103978 S). Der vorgefundene Bestand an *C. quitensis* besteht aus insgesamt sechs Polstern und entspricht einer Fläche von ca. 16 x 10 cm (0,016 m²). Er weist sowohl vier vitale Polster (mit Blüten) als auch ein vollständig sowie ein teilweise abgestorbenes Pflanzenpolster auf (Abbildung 74). Bei nahezu symmetrischen Polstern von *C. quitensis* lässt sich anhand einer von Edwards (1975) ermittelten jährlichen Wachstumsrate von 2 – 4 mm eine Altersabschätzung vornehmen (Grobe et al., 1997). Das größte Polster wies einen Durchmesser von 40 mm auf und dürfte demnach bei einem angenommenen jährlichen Wachstum von 3 mm (siehe auch Vera, 2011) ca. 13 Jahre alt sein.

Abbildung 74: Der einzige bekannte Bestand der Antarktischen Perlwurz (*Colobanthus quitensis*) in der Fildes-Region (Foto: C. Braun, 29.01.2018)



Während sich weiter östlich auf King George Island größere Vorkommen befinden, weist das sehr sporadische Vorkommen dieser Pflanzenart in der Fildes-Region, während sich weiter östlich auf King George Island größere Vorkommen befinden, auf ungünstige lokale Umweltbedingungen hin, wie insbesondere vorherrschende starke Westwinde, welche eine dauerhafte Etablierung erschweren und vermutlich bislang eine erfolgreiche Ausbreitung verhindern.

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

7.1 Einleitung

Da die Antarktis beinahe vollständig vergletschert ist, stellt die Entwicklung der Eisdecke einen Indikator für klimatische Veränderungen dar. Ein Gletscher verliert an Volumen, wenn die Ansammlung der Schneemassen (Akkumulation) geringer ist als Abschmelzprozesse (Ablation) infolge von Sonneneinstrahlung, Lufttemperatur und Niederschlag. Hinzu kommt der direkte Übergang von Wasser vom festen in den gasförmigen Aggregatzustand (Sublimation). Je nach Relief des Untergrunds äußert sich der Masseverlust eines Gletschers in Form eines langsamen Rückzugs der Gletscherfront oder vermehrten Abbrüchen bzw. Abkalben von Eisbergen. Zudem kann sich die Fließgeschwindigkeit von Gletschern bzw. Schelfen aufgrund der Ausdünnung der Eisdecke bzw. des vorgelagerten Schelfeises erhöhen und so einen weiteren Masseverlust beschleunigen (Paolo et al., 2015).

Die aktuellen Klimaveränderungen wirken sich unterschiedlich auf die Eismassen der Antarktis aus. Während in Teilen der Ostantarktis erhöhte Niederschlagsmengen in einer Zunahme der Eisbedeckung resultieren (Shepherd et al., 2012), ist in der Westantarktis und insbesondere an der Antarktischen Halbinsel, wo der weltweit höchste Temperaturanstieg verzeichnet wurde (Vaughan et al., 2001; Vaughan et al., 2003; Turner et al., 2005a; Turner et al., 2014; Fieber et al., 2018), ein massiver Verlust an Gletscher- und Schelfeis zu registrieren (z. B. Rau et al., 2004; Scambos et al., 2004; Cook et al., 2005; Cook & Vaughan, 2010; Rignot et al., 2013; Rignot et al., 2014; Paolo et al., 2015; Baumhoer et al., 2018). In der Gesamtbilanz wiegt die Zunahme an Eismassen in der Ostantarktis, obwohl diese eine wesentlich größere Fläche einnimmt, den Eisverlust in der Westantarktis und der Antarktischen Halbinsel nicht auf (Kerr, 2006).

Die aktuelle Situation der Gletscher im Untersuchungsgebiet des vorliegenden Projekts stimmt mit der Entwicklung der Eismassen an der Antarktischen Halbinsel überein (Braun et al., 2017a). So verliert die Eiskappe auf King George Island ebenfalls deutlich an Masse (z. B. Kejna et al., 1998; Park et al., 1998; Birkenmajer, 2002; Braun & Goßmann, 2002; Osmanoglu et al., 2013a; Rosa et al., 2015; Simões et al., 2015; Sobota et al., 2015; Lee et al., 2017b; Lirio et al., 2017; Pudelko et al., 2018; Szilo & Bialik, 2018). Für King George Island wurde allein für den Zeitraum zwischen 2000 und 2008 insgesamt eine Rückzugsfläche von ca. 20,5 km² ermittelt (Rückamp et al., 2011). Im Bereich der Maxwell Bay wurde anhand von Luft- und Satellitenbildern in beinahe allen Gebieten ein horizontaler Rückzug der Gletscherfronten nachgewiesen (Braun et al., 2017a). In der vorliegenden Studie sollten diese Ergebnisse mit Hilfe zusätzlicher Satellitenaufnahmen in Bezug auf aktuelle klimatische Entwicklung (siehe Kap. 4.2) überprüft werden.

7.2 Methoden

Die Dokumentation der Gletscherrückzugsgebiete ausgewählter Bereiche der Maxwell Bay erfolgte mit Hilfe von Fernerkundungsdaten unterschiedlicher Qualität. Untersucht wurden hierbei die Gletscherrandzonen der eisfreien Gebiete der Fildes Peninsula, Weaver und Barton Peninsula sowie Stansbury Peninsula und Cabo Cariz im Norden von Nelson Island, Duthoit Point, ebenfalls Nelson Island (Abbildung 41). Ein Großteil der Fernerkundungsdaten bilden kostenfrei verfügbare Luftbilder und Satellitenaufnahmen des U.S. Geological Survey dar (Quelle: USGS, <http://earthexplorer.usgs.gov/>). Die ersten verfügbaren Luftaufnahmen stammen aus dem Jahr 1956, erlauben jedoch aufgrund der vergleichsweise starken Schneebedeckung nur eingeschränkte Aussagen (Braun et al., 2017a). Bei dem Großteil der ausgewerteten Satellitenbilder handelt es sich um Aufnahmen der

Erderkundungssatelliten der Landsat-Reihe, welche seit 1972 multispektrale Aufnahmen (8 Spektralkanäle) der Erdoberfläche zwischen 82 ° nördlicher und südlicher Breite liefern. Die jüngsten Systeme Landsat 7 und 8, die 1999 bzw. 2013 gestartet wurden, überfliegen ein Gebiet etwa alle 16 Tage und bieten eine räumliche Bodenauflösung von 30 x 30 m und eine Abdeckungsbreite von knapp 200 km. Neben den Landsat-Aufnahmen bilden optische Daten der ESA-Satelliten Sentinel-2 A und B eine weitere Datenquelle. Diese liefern seit 2015 bzw. 2017 im Rahmen des europäischen Programms Copernicus (Quelle: <https://scihub.copernicus.eu/>) kostenfrei Erdbeobachtungsdaten. Bei geeigneten Bedingungen, d. h. bei ausreichender Wolkenfreiheit, können so alle fünf Tage in Abdeckungsbreite von 290 km Daten im sichtbaren Bereich sowie im nahen und kurzwelligen Infrarotbereich in 13 Spektralbändern gewonnen werden. Dadurch sowie durch die hohe Bodenauflösung von 10 m sind Sentinel-2-Aufnahmen gut für die Beurteilung von Landoberflächen geeignet.

Ergänzend zu den Satellitenbildern konnten auch Luftbilder aus dem Jahr 1984 (Sommer, genaues Datum unbekannt), die freundlicherweise von Prof. Dr. R. Mäusbacher, Friedrich-Schiller-Universität Jena, zur Verfügung gestellt wurden, genutzt werden (Braun et al., 2017a).

Mit Ausnahme der aktuelleren Satellitenbilder war für die Auswertung älterer Luft- und Satellitenaufnahmen eine Georeferenzierung erforderlich, wobei jedem Bildpixel geografische Koordinaten zugewiesen werden. Abschließend erfolgte die Dokumentation der Gletscherrückzugsgebiete durch eine manuelle Bildinterpretation. Bei der hierbei angewandten Delineation wurde anhand des Farbtons, der Oberflächenstruktur oder weiterer Abgrenzungsmerkmale die Grenzzone des Gletschers digitalisiert (Braun et al., 2017a). Hierfür wurde die Software ArcGIS® Version 10.5 sowie Quantum GIS Version 3.4.2 genutzt.

Da im Untersuchungsgebiet sehr häufig eine dichte Wolkenbedeckung herrscht, war die Zahl der auswertbaren Aufnahmen teilweise stark limitiert. So wurde bei der Sichtung einer Vielzahl von Luftbildern und Satellitenaufnahmen auf ihre Eignung hin deutlich, dass die Zahl der auswertbaren Aufnahmen in den verschiedenen Bereichen der Maxwell Bay erheblich schwankt. Die Genauigkeit der Auswertung der Fernerkundungsdaten ist stark abhängig von der Auflösung und insbesondere vom Zeitpunkt der Aufnahme, um eine Vergleichbarkeit der Daten zu gewährleisten und um Fehlinterpretationen durch Schneeeauflagen zu minimieren (Braun et al., 2017a). Zudem ist die Auswertbarkeit von Satellitenaufnahmen stark abhängig von der Wolkenbedeckung, da anstelle der Erdoberfläche nur Rückstrahlung der Wolken detektiert wird (Mustafa et al., 2012). Daneben können Schwierigkeiten bei der manuellen Abgrenzung der Gletscherfronten in der teilweise erschwerten Erkennbarkeit der exakten Gletscherbegrenzung aufgrund von Schneebedeckung und vor- oder aufgelagertem Moränenmaterial bestehen (Braun et al., 2017a). Der Einfluss dieser unvermeidbaren Fehlerquelle sollte durch eine einheitliche Auswertungsmethodik vermindert werden.

Als Ergänzung zu den Fernerkundungsdaten wurde im Februar 2013 eine GPS-gestützte Kartierung der Gletscherrandzone des Bellingshausen-Doms im Norden der Fildes Peninsula durchgeführt (Braun et al., 2017a). Die Genauigkeit dieser Kartierung wurde jedoch durch eine während dieses Südsommers durchweg verhältnismäßig starke Schneebedeckung, die eine genaue Lokalisierung des Gletscherrands im Gelände erschwerte, eingeschränkt (Braun et al., 2017a).

7.3 Ergebnisse

Eine Untersuchung des Bellingshausen-Doms zwischen 2007/08 und 2011/12 zeigte aufgrund der aktuellen Abschwächung des Erwärmungstrends (siehe Kap. 4.2) teilweise eine Stagnation bzw. eine Umkehr der vorher beobachteten negativen Eismassenbilanz dieses Gletscherbereichs (Mavlyudov, 2014). Nach einer längeren Phase mit einem deutlichen Rückzug der Gletscherfront (Braun et al., 2017a), spiegelt sich dies in einer Verlangsamung bzw. einem zeitweisen Stillstand des

Gletscherrückzugs im Norden der Fildes Peninsula in der jüngsten Vergangenheit wider (Abbildung 75). Dasselbe ist auch für die kleine benachbarte Halbinsel Green Point zu beobachten (Abbildung 76). Der hier erkennbare Vorschub im Südsommer 2017 liegt vermutlich in einer geringen Bildqualität der Fernerkundungsdaten begründet.

Abbildung 75: Gletscherrückzugsgebiete des Bellingshausen-Doms im Norden der Fildes Peninsula zwischen 1956 und 2018 (ergänzt durch Ergebnis der Gletscherrandkartierung im Februar 2013), dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten (Hintergrundbild: © Google Earth, Bildaufnahmedatum 21.02.2006)

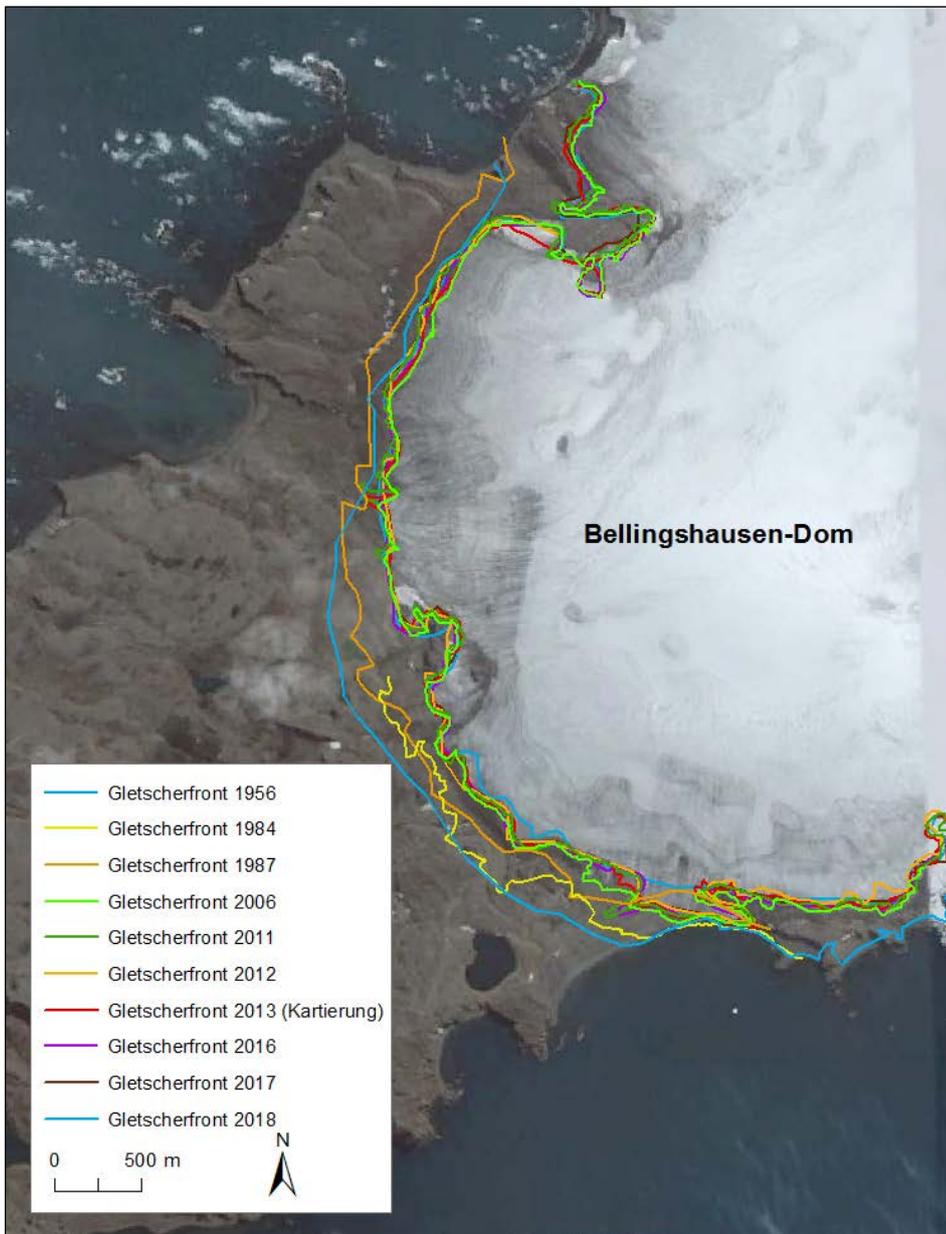
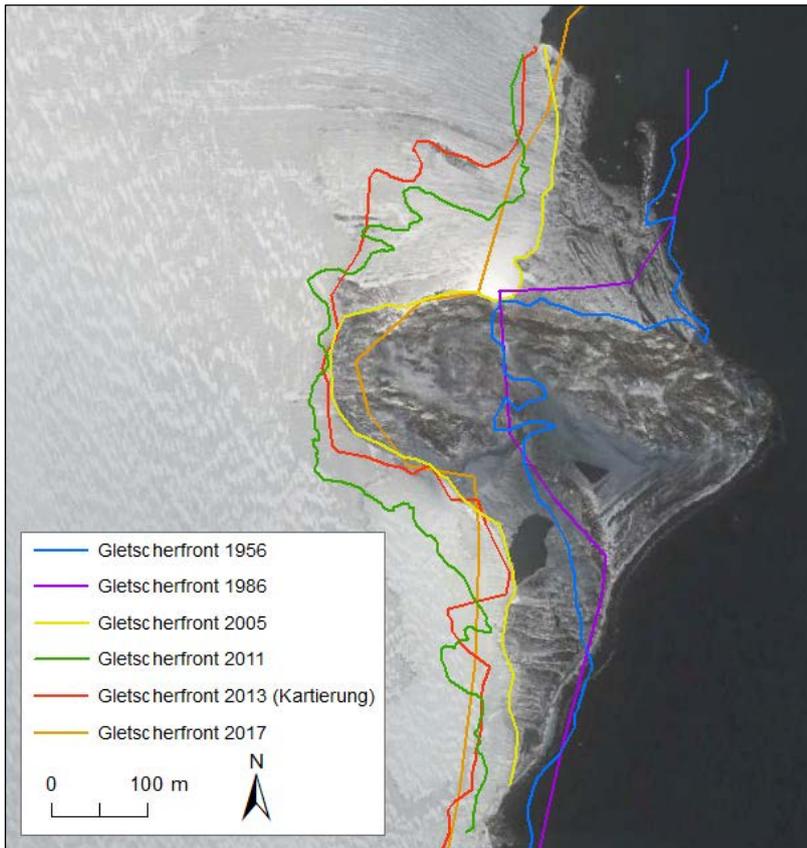


Abbildung 76: Gletscherrückzugsgebiete am Green Point zwischen 1956 und 2017, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten (Hintergrundbild: © Google Earth, Bildaufnahmedatum 26.03.2005)



Basierend auf weiteren ausgewerteten Luft- und Satellitenbildern lässt sich für die Halbinseln Barton und Weaver ebenfalls ein deutlicher Gletscherrückzug nachweisen (Abbildung 77 & Abbildung 78).

Abbildung 77: Gletscherrückzugsgebiete der Barton Peninsula zwischen 1956 und 2018, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten (Hintergrundbild: © Google Earth, Bildaufnahmedatum 21.03.2011)

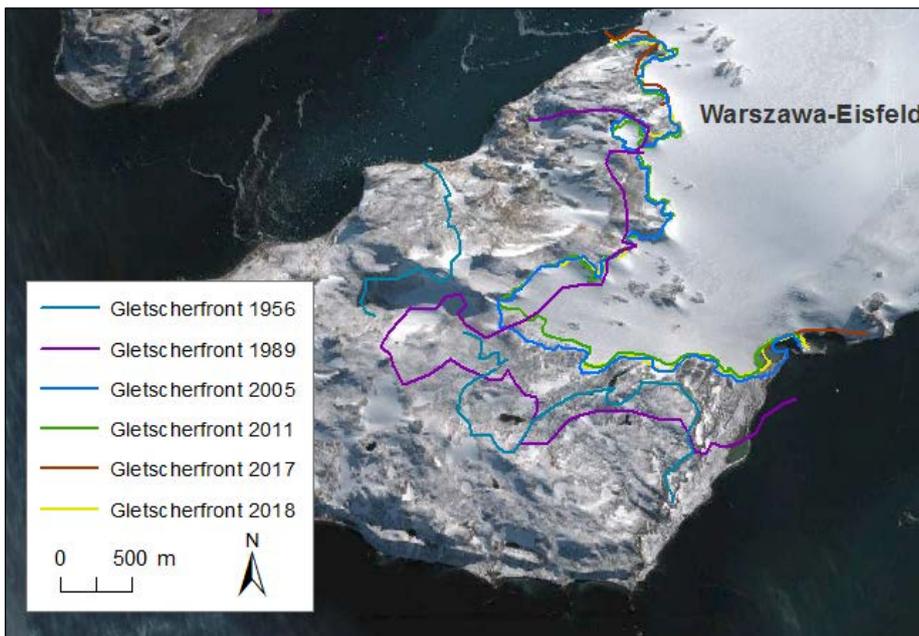
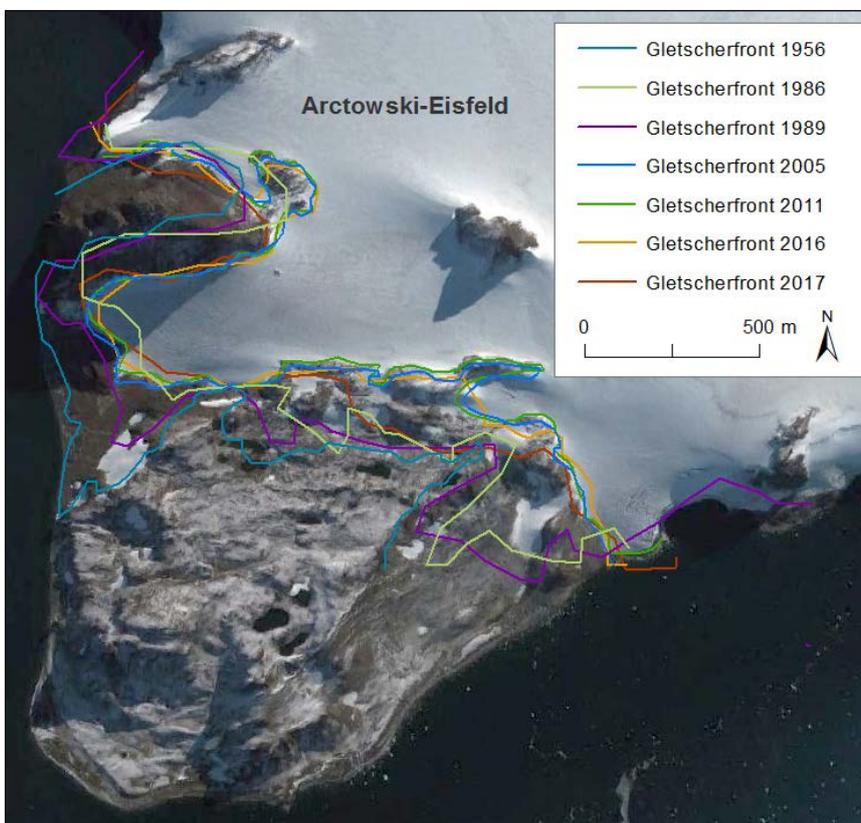


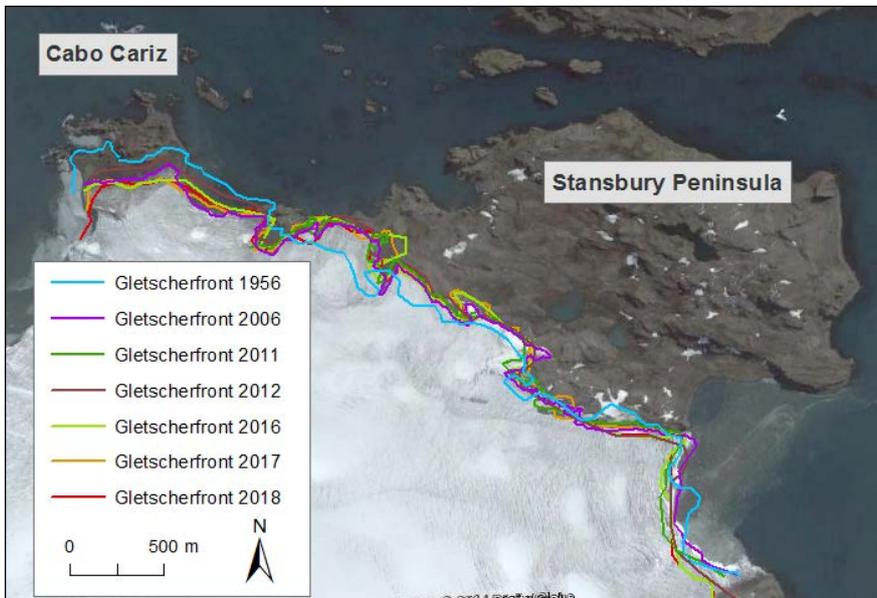
Abbildung 78: Gletscherrückzugsgebiete der Weaver Peninsula zwischen 1956 und 2017, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten (Hintergrundbild: © Google Earth, Bildaufnahmedatum 21.03.2011)



Der Gletscherrückzug der Halbinseln Stansbury und Cabo Cariz im Norden Nelson Islands stellt sich nach wie vor uneinheitlich dar (Abbildung 79; siehe auch Braun et al., 2017a). Am deutlichsten wird

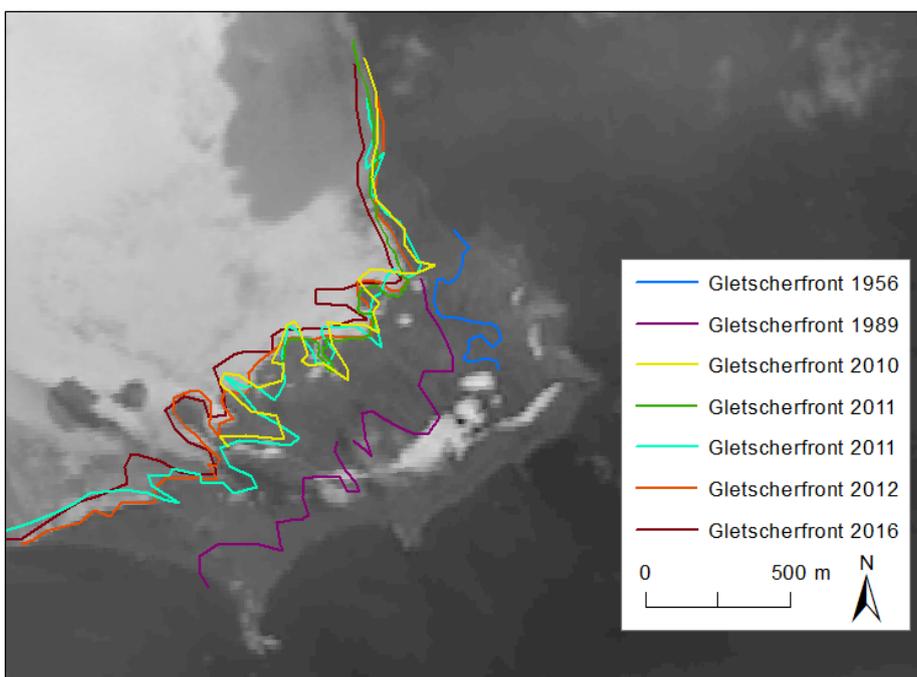
der Verlust an Eisfläche im Westen dieses Gebiets, während im zentralen Bereich dagegen eine Ausweitung der Gletscherfläche zu verzeichnen ist (Abbildung 79).

Abbildung 79: Gletscherrückzugsgebiete im Gebiet von Stansbury Peninsula und Cabo Cariz, Nelson Island, zwischen 1956 und 2018, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten (Hintergrundbild: © Google Earth, Bildaufnahmedatum 21.02.2006)



Durch Auswertung zusätzlicher, nun zur Verfügung stehender älterer Fernerkundungsdaten von Duthoit Point, Nelson Island, wird nun auch ein deutlicher Rückzug des Gletscherrands auf dieser Halbinsel um bis zu 500 m erkennbar. (Abbildung 80).

Abbildung 80: Gletscherrückzugsgebiete am Duthoit Point, Nelson Island, zwischen 1956 und 2016, dokumentiert durch Überlagerung der jeweiligen Positionen der Gletscherfronten (Hintergrundbild: WorldView01, USGS, Bildaufnahmedatum 27.01.2012)



Der aus der aktuellen starken atmosphärischen Erwärmung der nördlichen Antarktischen Halbinsel resultierende Gletscherrückgang wurde bereits vielfach nachgewiesen (z. B. Cook et al., 2005; Davies et al., 2014; Rignot et al., 2014; Baumhoer et al., 2018; Fieber et al., 2018). Für King George Island liegen ebenfalls zahlreiche Studien vor, die einen deutlichen Verlust der die Insel bedeckenden Eismasse belegen (z. B. Kejna et al., 1998; Park et al., 1998; Birkenmajer, 2002; Braun & Goßmann, 2002; Rückamp et al., 2011; Osmanoglu et al., 2013a; Rosa et al., 2015; Simões et al., 2015; Sobota et al., 2015; Lee et al., 2017b; Lirio et al., 2017; Pudelko et al., 2018; Szilo & Bialik, 2018). Die in der vorliegenden Studie dargestellten Ergebnisse unterstreichen diese Befunde deutlich.

Dabei hängt die aktuelle Gletscherentwicklung im Wesentlichen von Temperaturveränderungen ab, während zunehmende Niederschläge das schnelle Abschmelzen nicht ausgleichen können (Davies et al., 2014). Insgesamt wirkt sich jedoch der Temperaturrückgang bereits auf die kleineren Eismassen im Norden der Antarktischen Halbinsel aus (Oliva et al., 2017). Dennoch verlieren die Eiskappen im Untersuchungsgebiet trotz der verzeichneten Abkühlungsphase mit teilweise erkennbarer positiver Eismassenbilanz (Mavlyudov, 2014) meist im Ganzen weiter an Masse (Osmanoglu et al., 2013a; Osmanoglu et al., 2013b).

7.4 Besiedlung rezenter Gletscherrückzugsgebiete durch Fauna und Flora

Die Mehrzahl der Pflanzen und Tiere in der Antarktis ist aufgrund ihrer Lebensweise in hohem Maße auf das Vorhandensein eisfreier Flächen angewiesen. Bedingt durch die mehr als 99 % umfassende Vergletscherung dieses Kontinents sind entsprechende Flächen, die sich für eine Besiedlung durch Fauna und Flora eignen, stark limitiert. Im Zuge der aktuellen Klimaveränderungen und des deutlichen Rückzugs von Gletschern entstehen zunehmend neue eisfreie Gebiete. Eine Kolonisation dieser Areale ist jedoch stark abhängig von den lokalen Gegebenheiten sowie vom Eintrag von Verbreitungseinheiten oder Überdauerungsformen (z. B. Samen, Sporen, Vegetationsteile). Zur ökologischen Bedeutung von Gletscherrückzugsgebieten im Untersuchungsgebiet siehe auch Braun et al. (2017a).

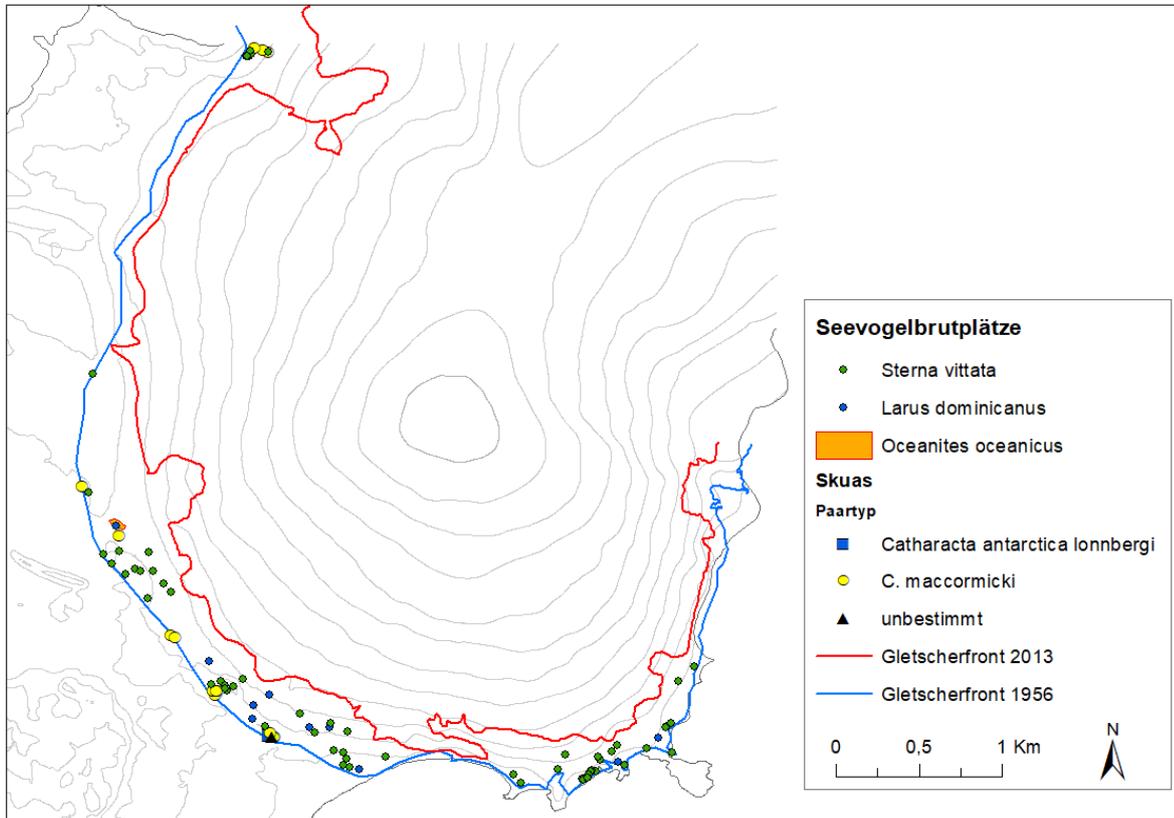
7.4.1 Besiedlung durch Seevögel

Aufgrund der systematischen Brutvogelkartierung im Bereich der Fildes Peninsula liegen Daten zu allen Brutplätzen der heimischen Seevögel aus den Saisons 2000/01 und 2003/04 bis 2017/18 vor. Aus Abbildung 81 wird ersichtlich, dass sich im Bereich des rezenten Gletscherrückzugs im Norden der Fildes Peninsula zahlreiche Brutvögel angesiedelt haben. Insgesamt wurden in diesem Gebiet 12 Brutplätze von Dominikanermöwen mit jeweils bis zu neun Brutpaaren, 63 Brutplätze von Antarktisseeschwalben mit bis zu jeweils 30 Brutpaaren sowie eine kleinere Kolonie mit mindestens zehn Brutpaaren Buntfußsturmschwalben nachgewiesen (Abbildung 81). Daneben wurden insgesamt 17 Skua-Brutplätze registriert (15 BP Südpolarskua, 1 BP Braue Skua, 1 BP unbestimmter Paartyp). Insbesondere der Bereich im Südwesten der Gletscherzunge wurde bereits durch verschiedene Seevogelarten besiedelt. Da die Besiedlung dieser Brutplätze wiederholt über mehrere Jahre hinweg nachgewiesen wurde, scheinen an diesen Standorten ausreichend günstige Bedingungen für eine Brut zu herrschen. Dagegen ist das Gebiet im Nordwesten noch durch einen starken moräneartigen und staunassen Charakter und eine fehlende Bodenstabilität geprägt, sodass sich hier keine Brutplätze von Seevögeln finden.

Der Hauptfaktor für eine Ansiedlung von Brutvögeln ist eine geeignete Mikrotopographie, die höher gelegene Bereiche (Möwen und Skuas) enthält sowie ausreichend Schutz vor Schmelzwasser (Seeschwalben) bietet (Peter et al., 1990; Quintana & Travaini, 2000; Suárez et al., 2010). Zudem

benötigen Möwen und Skuas einen nahegelegenen Zugang zu Nistmaterial wie Flechten, Moosen und Gras (Quintana & Travaini, 2000; Costa & Alves, 2010; Parnikoza et al., 2018).

Abbildung 81: Brutplätze heimischer Seevögel im Bereich des Gletscherrückzugs im Norden der Fildes Peninsula in den Jahren 2000/01 und 2003/04 bis 2017/18



Anhand der gezeigten Ergebnisse lässt sich eine verhältnismäßig schnelle Besiedlung der neuen eisfreien Gebiete im Untersuchungsgebiet durch Seevögel innerhalb weniger Jahrzehnte belegen. Insbesondere in Bereichen mit einer derart hohen Brutvogeldichte wie in der Fildes-Region bieten neue eisfreie Gebiete eine gute Möglichkeit für Brutvögel, sich erfolgreich im Gebiet anzusiedeln und somit ihr Brutgebiet auszuweiten. Eine erkennbare Reduktion eines Konkurrenzdrucks um geeignete Brutplätze ist jedoch nur in Brutsaisons mit sehr günstigen Bedingungen und einer daraus resultierenden hohen Brutpaarzahl zu erwarten. Dieser Faktor dürfte aufgrund der insgesamt geringen zusätzlichen Fläche nur eine untergeordnete Rolle spielen.

Auch in anderen Gebieten wurde eine schnelle Besiedlung neuer, durch Gletscherrückzug eisfrei gewordener Bereiche nachgewiesen. Belegt ist beispielsweise die erfolgreiche Ansiedlung einer größeren Zahl von brütenden Dominikanermöwen zwischen 1989 und 2016 im westlichen Gletschervorland der benachbarten Barton Peninsula (Lee et al., 2017b). Auf der in der Admiralty Bay, KGI, gelegenen Halbinsel Hennequin Point erhöhte sich infolge des Gletscherrückzugs die Zahl der brütenden Skuas um ein Vielfaches, was vermutlich eine Reduzierung der Brutpaarzahlen der übrigen Seevogelarten zur Folge hatte (Costa & Alves, 2012).

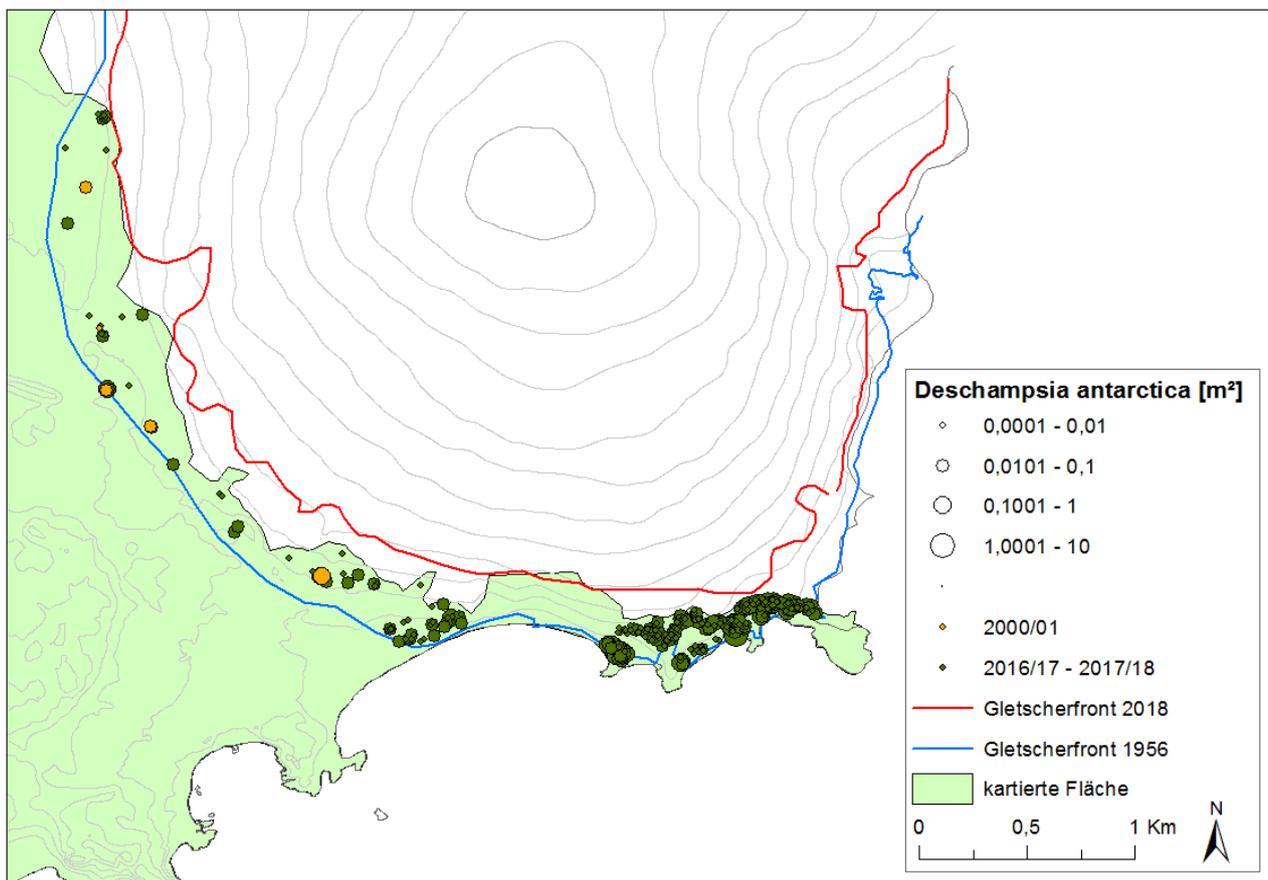
7.4.2 Besiedlung durch Gefäßpflanzen

Eine Besiedlung neuer eisfreier Bereiche durch Pflanzen ist abhängig von ausreichender Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit sowie vom Vorhandensein von Verbreitungseinheiten wie Samen oder Pflanzenteilen. Eine Kolonisation neuer Areale wird dabei gefördert durch bereits in der Nähe

befindliche Individuen. Flechten siedeln sich dabei bevorzugt auf felsigem Untergrund an, während Moose stark abhängig von geeignetem Bodensubstrat sind.

Beim Vergleich der Ergebnisse der aktuellen flächendeckenden Erfassung der Antarktischen Schmiele (siehe Kap. 5) mit den Daten der Kartierungen aus den Saisons 1984/85 und 2000/01 wird eine signifikante Ausbreitung von *D. antarctica* im Bereich des aktuellen Gletscherrückzugs deutlich (Abbildung 82). Während im Zuge der ersten Kartierung in dem hier dargestellten Gebiet keine Grasvorkommen verzeichnet wurden, konnten bei der Folgeuntersuchung 2000/01 bereits fünf Standorte mit einer Gesamtdeckung von ca. 0,42 m² registriert werden. Im Zuge der aktuellen Erfassung in den Saisons 2016/17 und 2017/18 wurden insgesamt 339 Standorte mit einer Gesamtdeckung von ca. 21 m² erfasst und damit eine signifikante Ausbreitung dieser Grasart dokumentiert (Abbildung 82).

Abbildung 82: Verteilung und Größe der Standorte der Antarktischen Schmiele (*Deschampsia antarctica*) in der rezenten Gletscherrückzugszone im Norden der Fildes Peninsula in den Saisons 2000/01 und 2016/17-2017/18, in 1984/85 keine Standorte von *D. antarctica* im Gletscherrandgebiet vorhanden



Die Ergebnisse der aktuellen Erfassung zeigen weiterhin, dass vor allem kleinere Bestände überwiegen (Abbildung 82). Zudem wiesen nur knapp 60 % der aktuellen Grasbestände Blütenstände auf und damit deutlich weniger als im übrigen Untersuchungsgebiet (gesamte Fildes Peninsula: ca. 71 %, siehe Kap. 5.3.2.4). Dies deutet auf herrschende Umweltbedingungen in diesem Gebiet hin, die ein Ausbilden von Infloreszenzen nicht begünstigen. Somit spielt die vegetative Vermehrung, ausgehend von bestehenden Polstern sowie durch Eintrag von Pflanzenteilen durch Vögel, eine große Rolle bei der Ausbreitung des Grases (siehe Kap. 5.3.2.4). Kozeretska et al. (2010) erwähnen ebenfalls einen höheren Anteil präproduktiver Pflanzen in Gletschnähe im Bereich der Admiralty Bay.

Daneben wuchsen Graspflanzen an ca. 24 % der Standorte ohne begleitende Vegetation aus Moosen und/oder Flechten (Abbildung 83; gesamte Fildes Peninsula: 16 %, siehe Kap. 5.3.2.2). Das häufige Fehlen einer Vergesellschaftung des Grases mit Moosen und Flechten unterstreicht, dass *D. antarctica* in der Lage ist, sich im Gletschervorland zu etablieren und neben bestimmten Moosen als Pionierart zu fungieren (Lindsay, 1971; Lewis-Smith, 1982b; Kozeretska et al., 2010; Torres-Mellado et al., 2011). Dabei kann *D. antarctica* verschiedene Böden besiedeln, einschließlich staunasse, nährstoffarme sowie nährstoffreiche Böden in der Nähe von Seevogelkolonien (Gerighausen et al., 2003; Lewis-Smith, 2003).

Abbildung 83: Polster der Antarktischen Schmiele (*Deschampsia antarctica*) in der rezenten Gletscherrückzugszone (Foto: C. Braun, 08.02.2017)



Da antarktische Böden generell nährstoffarm sind, spielt der Nährstoffeintrag durch Seevögel eine wichtige Rolle. Insbesondere an Brutplätzen von Möwen und Skuas finden sich häufig große Mengen organischen Materials, wie z. B. Nistmaterial oder Nahrungsreste. Hinzu kommt dann ein relevanter Stickstoffeintrag, der die Kolonisation und Etablierung von Vegetation fördert. Damit weisen Böden in der Nähe von Seevogelbrutplätzen oftmals erhöhte Gehalte von Stickstoff und Phosphat auf (z. B. Tschерko et al., 2003; Mendonca et al., 2013; Ball et al., 2015; Zwolicki et al., 2015; Abakumov, 2018). Die aktuellen Ergebnisse zeigen jedoch, dass nur an ca. 3 % der Gletscherrückzugsstandorte ein direkter Nährstoffeintrag zu verzeichnen ist (gesamte Fildes Peninsula: ca. 14 %). Somit ist der Einfluss der sich angesiedelten Brutvögel (siehe Kap. 7.4.1) auf die Vegetation insgesamt als gering einzuschätzen.

D. antarctica ist im Bereich des rezenten Gletscherrückzugsgebietes der Fildes Peninsula ein Teil von Pioniergesellschaften, die sich innerhalb einiger Jahrzehnte schnell entwickeln können (Favero-Longo et al., 2012). Welche Vegetationstypen neue eisfreie Gebiete besiedeln, hängt vom Substrat und Umweltfaktoren wie Temperatur, Wasserverfügbarkeit, Dauer der Schneebedeckung und Mikrotopographie ab (Robinson et al., 2003; Schroeter et al., 2017). Moose dominieren feuchte

Flächen, während Flechten trockenere Areale besiedeln. Die Artenverteilung ist dabei zumeist dynamisch und sehr heterogen (Maciejowski et al., 2018; Rodriguez et al., 2018). Der entscheidende Faktor für das Fortschreiten der Sukzession bis hin zu einer Klimax-Gesellschaft nach einigen hundert Jahren ist das Alter des Untergrundes und der ablaufenden Bodenbildung (Favero-Longo et al., 2012).

Breiten sich endemische Blütenpflanzenarten in ursprünglich von Moosen und Flechten besiedelten Gebieten aufgrund steigender Temperaturen erheblich aus, resultiert dies in höheren trophischen Beziehungen und folglich in wesentlichen Veränderungen der Bodenbildungsprozesse (Bölter 2011). Unter günstigen Umweltfaktoren (Dauer der Schneebedeckung, Hangneigung, Substratbeschaffenheit, Bodenstabilität) kann sich so langfristig ein biomassereiches Klimax-Stadium aus Torfmoosgesellschaften bzw. Tundravegetation entwickeln (Bölter, 2011; Favero-Longo et al., 2012; Rodriguez et al., 2018).

7.5 Schlussfolgerungen

Die hier dargestellten Ergebnisse belegen einen deutlichen Gletscherrückzug im Norden der Fildes Peninsula infolge des aktuellen Temperaturanstiegs in den vergangenen Jahrzehnten. Direkte Auswirkungen auf die lokale Fauna und Flora spiegeln sich bereits in der erfolgreichen Ansiedelung von Seevögeln und der einheimischen Gefäßpflanze *D. antarctica* in diesem Areal.

Da in der Antarktis eisfreie Gebiete in ihrer Fläche stark limitiert sind, sind neue, aufgrund des Gletscherrückzugs eisfrei gewordene Gebiete von großer Bedeutung für die heimische Fauna und Flora. Prognosen für eine künftige Entwicklung in der Antarktis sagen unter dem stärksten Szenario der Klimaveränderungen (RCP8.5) des IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change Fifth Assessment Report) eine substantielle Ausweitung eisfreier Gebiete um bis zu 25 % bis zum Ende dieses Jahrhunderts voraus (Lee et al., 2017a). Die größte Ausweitung eisfreier Flächen mit einem dreifachen Zuwachs wird an der Antarktischen Halbinsel auftreten, was die Verfügbarkeit und Konnektivität von Habitaten drastisch verändern könnte (Lee et al., 2017a). Dies kann zu einer Vereinigung bislang isolierter Gebiete führen, mit unbekanntem Folgen für die Biodiversität der Antarktis (Lee et al., 2017a). Mögliche Auswirkungen könnten eine verstärkte regionale biotische Homogenisierung, das Aussterben von konkurrenzschwächeren Arten und die Ausbreitung nicht-heimischer Arten sein (Lee et al., 2017a). Weitere gravierende Auswirkungen auf terrestrische und marine Ökosysteme, wie z. B. eine Ausweitung oder Verschiebung von Verbreitungsarealen, Veränderungen in der Zusammensetzung der Phyto- und Zooplanktongemeinschaften und damit in der Krillhäufigkeit und -verfügbarkeit für Prädatoren sowie Populationsveränderungen, sind zu erwarten (z. B. Lewis-Smith, 1994; Robinson et al., 2003; Forcada et al., 2006; Ducklow et al., 2007; Sancho et al., 2007; McClintock et al., 2008; LaRue et al., 2013). Bei fortschreitenden Klimaveränderungen ist mit einem Verlust einzigartiger antarktischer Landschaften und Ökosysteme zu rechnen.

8 Untersuchungen zum Einfluss von Drohnenüberflügen auf das Verhalten und Physiologie von Pinguinen, anderen Seevögeln und Robben

8.1 Einleitung

Die Auswertung der in der Antarktissaison 2016/17 aufgenommenen Daten zum Einfluss von Drohnenüberflügen auf Antarktische Vogel- und Robbenarten teilte sich auf in zwei Schwerpunkte: die Analyse der Verhaltensweisen während der Überflüge von allen untersuchten Arten sowie die Analyse der aufgenommenen Herztöne. Mithilfe dieser Ergebnisse sollen Publikationen zu folgenden Themen erstellt werden:

- 1) Physiologische Reaktionen von Esels- und Adéliepinguinen bei Überflügen mit verschiedenen Drohnenmodellen in unterschiedlichen Flughöhen
- 2) Vergleich der Störungsintensität von Pinguinen durch Personen zu Fuß mit Überflügen von Drohnen
- 3) Reaktionen von Riesensturmvögeln auf Überflüge mit unterschiedlichen Drohnenmodellen
- 4) Auswirkungen von Drohnenüberflügen auf antarktische Biota: Beobachtungen an Skuas, Möwen, Riesensturmvögeln, Pinguinen und Robben.

Die Publikationen 1-3 basieren auf der Analyse der Herzschlagaufnahmen. Die Herzschläge der Pinguine wurden mithilfe von Mikrofonen aufgenommen, die in einem „Dummy-Ei“ eingebaut waren. Dieses Ei wurde für die Dauer des Experiments (ca. 30 bis 120 min) anstelle eines echten bebrüteten Eis in das Pinguinnest eingebracht. Das echte Ei wurde während der gesamten Dauer der Experimente in einer Isolierbox mit Wärmekissen temperiert gelagert und danach wieder in das Nest zurückgelegt. Die untersuchten Nester wurden nach 1-2 Wochen kontrolliert. Im Ergebnis waren alle Küken erfolgreich geschlüpft. Die aufgenommenen Tonspuren wurden mithilfe eines Audiorekorders gespeichert und die Tondateien später mit REAPER weiterverarbeitet.

Die angestrebte automatische Erkennung und Zählung der Herztöne in den Tondateien erwies sich aufgrund von Nebengeräuschen und Rauschen als unzuverlässig und wurde daher durch eine manuelle, optische Markierung der Herztöne ersetzt (siehe Abbildung 85), was zu einem deutlich höheren Zeitaufwand bei der Analyse führt. Auch die Entwicklung der Methodik erfordert einen erhöhten Zeitaufwand.

Die Untersuchungen erfolgten mit drei verschiedenen Drohnenmodellen (siehe Abbildung 84).

Abbildung 84: Bei den Untersuchungen verwendete Drohnenmodelle; a - Ninox; b - Phantom; c - Oktokopter



8.2 Auswertung der Herzschlagraten

Ein Problem, das sich bei der manuellen Auszählung ergab, war die Länge der Zählintervalle, in denen die Anzahl der Schläge ausgezählt und daraus die Zahl der Schläge pro Minute (bpm - beats per minute) berechnet wurde. Wählt man ein sehr kleines Zählintervall, liegen nur wenige (oder im Extremfall gar keine) Schläge innerhalb des Intervalls, wodurch die genaue Position des Markers einen großen Einfluss auf das Ergebnis erhält. Wie aus Abbildung 85 ersichtlich, kann diese Position selbst bei genauem Arbeiten bei jedem Schlag um wenige Millisekunden abweichen. Je kleiner also das Intervall, desto größer ist der Fehler durch die Anzahl der im Intervall enthaltenen Schläge. Wählt man das Intervall jedoch zu groß, können Schwankungen (z. B. ein Anstieg der Herzschlagrate für wenige Sekunden) eventuell übersehen werden. Dieses Problem wird beispielhaft in Abbildung 86 dargestellt.

Abbildung 85: Bei der manuellen Zählung der Herzschläge werden in einem Tonbearbeitungsprogramm die deutlich sichtbaren Herzschläge markiert und anschließend die zeitliche Position der Marker exportiert.

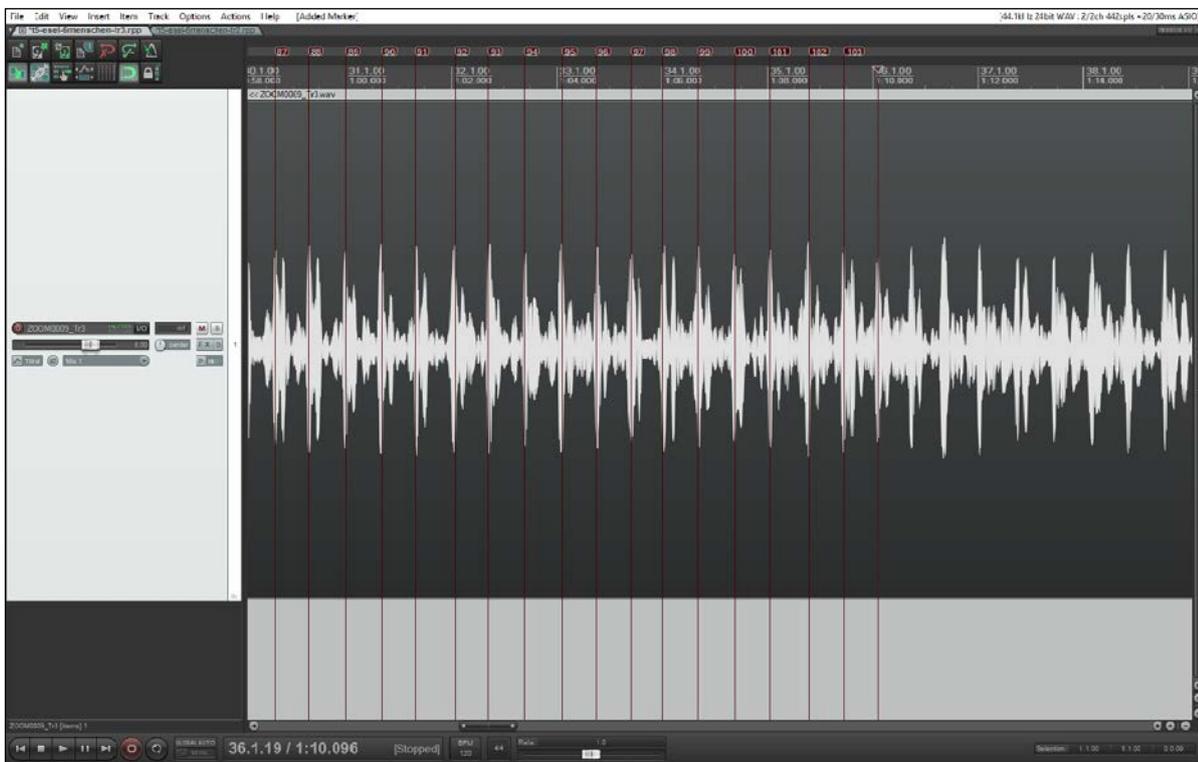
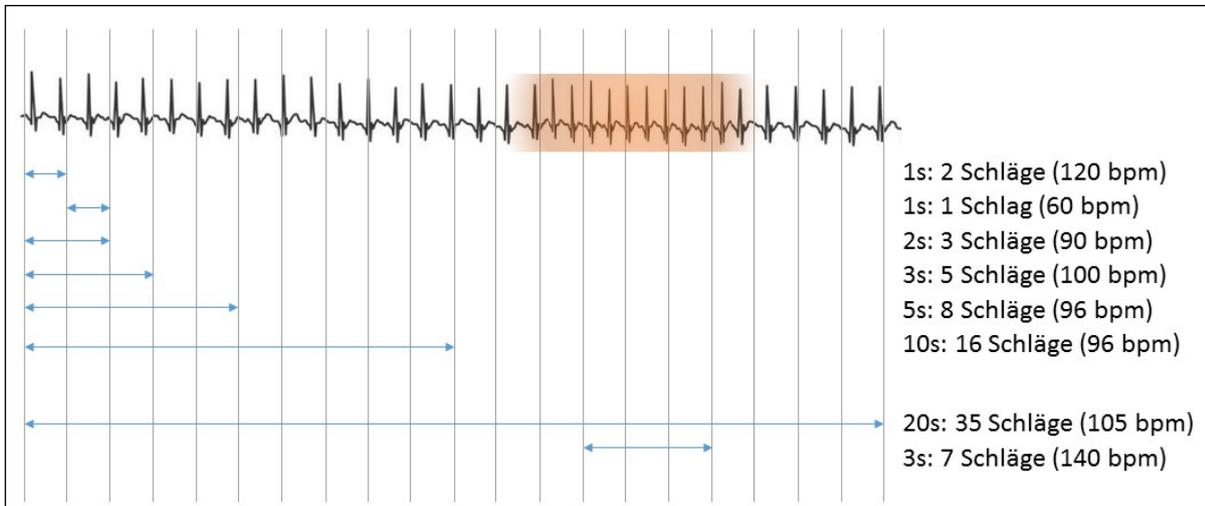
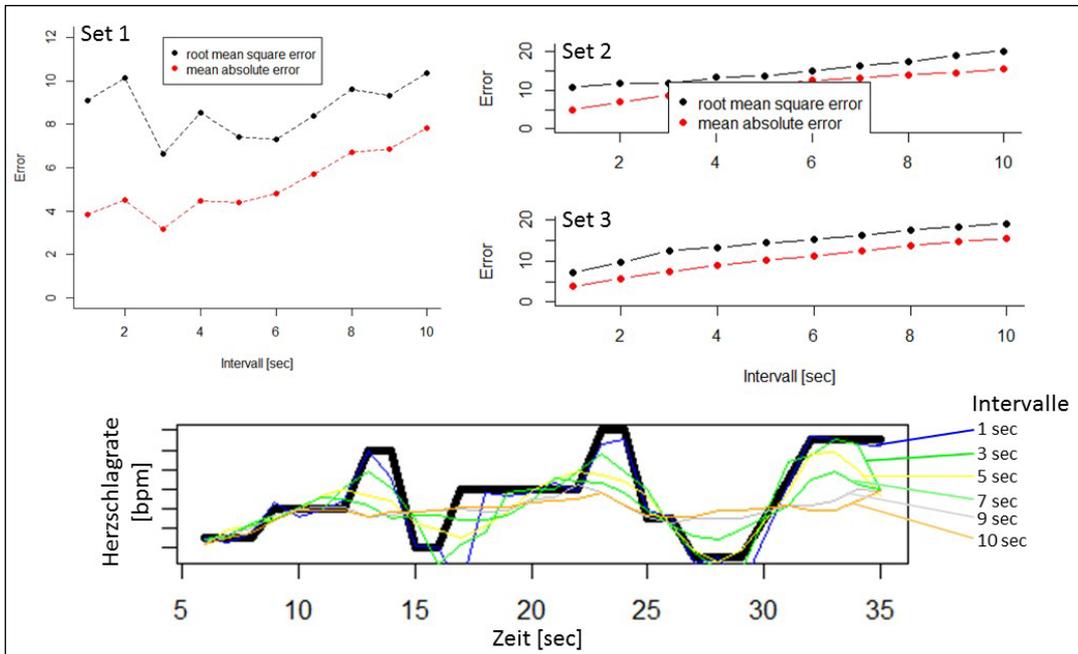


Abbildung 86: Beispiel für eine mögliche Fehlerentwicklung bei verschiedenen Intervallen zur Auswertung von Herzschlagraten. Im oberen Teil wird die Annäherung an den realen bpm-Wert mit größer werdendem Intervall bei konstanter Herzschlagrate gezeigt, während im unteren Block beispielhaft das Unterschlagen einer kurzzeitig angestiegenen Herzschlagrate bei zu großen Intervallen aufgezeigt wird.



Um eine für die auszuwertenden Daten passende Intervallgröße festzulegen, wurden also in einem Vorversuch Tondateien mit bekannter und randomisiert auf verschiedene bpm-Raten beschleunigter Herzschlagrate in unterschiedlichen Intervallen analysiert und die Abweichung der Ergebnisse vom Originalwert mittels der Berechnung zweier Fehlerindikatoren (rmse - root mean square error und mar - mean absolute error) betrachtet. Dabei zeigte sich, dass der Fehler mit der Intervallgröße kontinuierlich zunimmt (Abbildung 87), und nicht wie erwartet bei kleinen Intervallen besonders groß ist. Bei zwei der drei Test-Sets zeigte sich jedoch eine deutliche (Set 1) bzw. nur leichte (Set 2) Verkleinerung des Fehlers bei einer Intervallgröße von 3 Sekunden, sodass diese für die nachfolgenden Auswertungen der gemessenen Herztöne verwendet werden soll. Es zeigte sich in den Voruntersuchungen jedoch auch, dass besonders plötzliche starke Veränderungen der Herzschlagraten starke Fehler verursachen (siehe Abbildung 87 unten) und hier die reale Höhe der Herzschlagrate mit dieser Analyseverfahren oft nicht erreicht wird. Dies ist bei der Diskussion der Ergebnisse unbedingt zu beachten.

Abbildung 87: Ergebnisse der Voruntersuchungen zur Intervalllänge. Oben: Fehlerentwicklung bei unterschiedlichen Intervallen in drei verschiedenen Test-Sets. Unten: Beispiel für eine zufällig erstellte Phase mit unterschiedlichen Herzschlagraten im Original (dicke schwarze Linie) und die Ergebnisse der jeweiligen Berechnungen mit verschiedenen Intervallen (farbig)

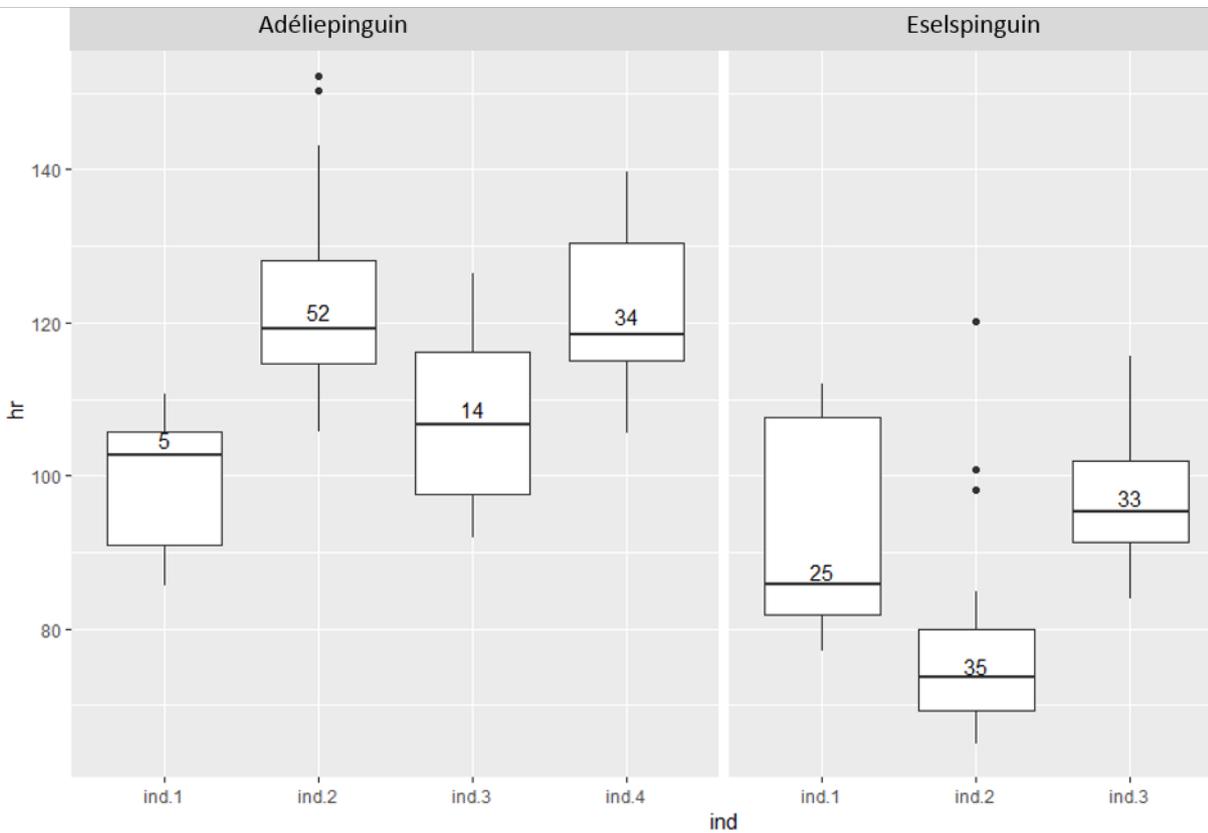


8.3 Pinguine

Bei der Auswertung realer Aufnahmen von Pinguinen, die sich in Ruhe befanden bzw. Drohnenüberflügen ausgesetzt wurden, konnte ein Unterschied der Herzschlagrate zwischen Adélie- und Eselspinguinen festgestellt werden (Abbildung 88). Getestet wurden Überflüge in verschiedenen Flughöhen mit zwei verschiedenen Drohnen: einer Multirotordrohne mit acht Motoren (im Weiteren kurz Oktokopter) sowie einer Starrflüglerdrohne (im Weiteren Ninox).

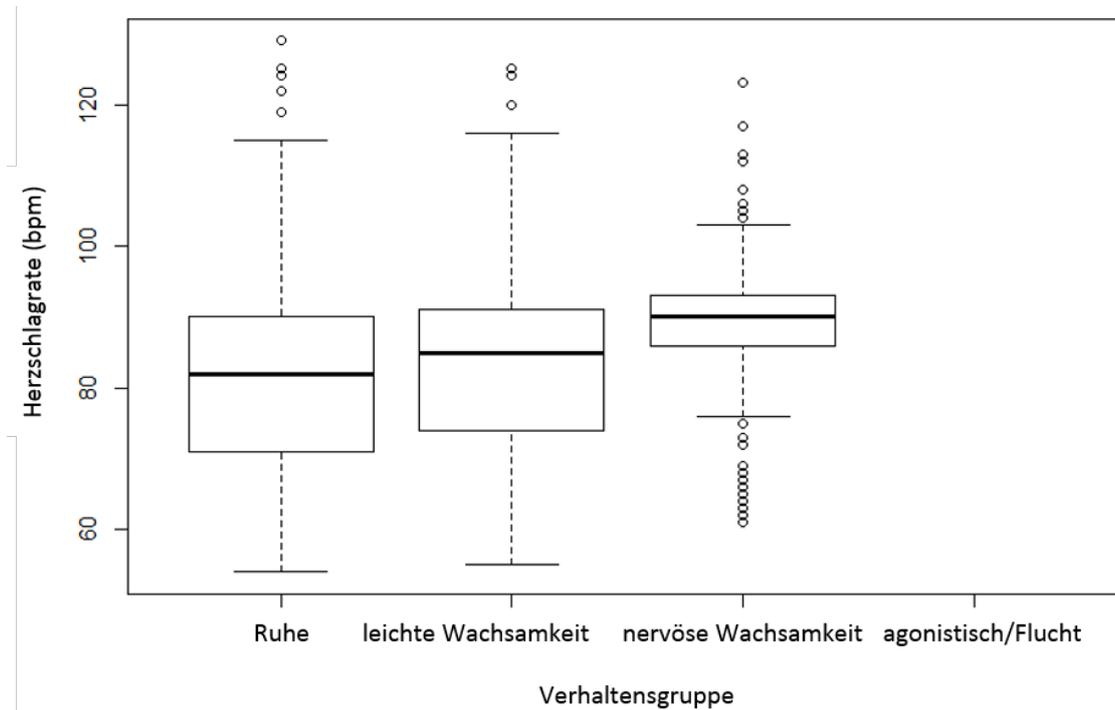
Während Adéliepinguine offenbar einen höheren Herzschlag von ca. 90-130 bpm aufweisen, bewegt sich die Herzschlagrate bei Eselspinguinen in unseren Untersuchungen bei etwa 70-110 bpm. Aus Abbildung 88 wird außerdem deutlich, dass es eine sehr große Variation innerhalb der Individuen gibt.

Abbildung 88: Vergleich der bisher gemessenen Herzschlagraten von Adélie- und Eselspinguinen, die Drohnenüberflügen (Daten in Ruhe und bei Überflügen in 25 – 100 m Flughöhe zusammengefasst) ausgesetzt wurden (Stichprobengröße in Box angegeben); Im Boxplot dargestellt sind Median, unteres und oberes Quartil sowie Ausreißer (Punkte).



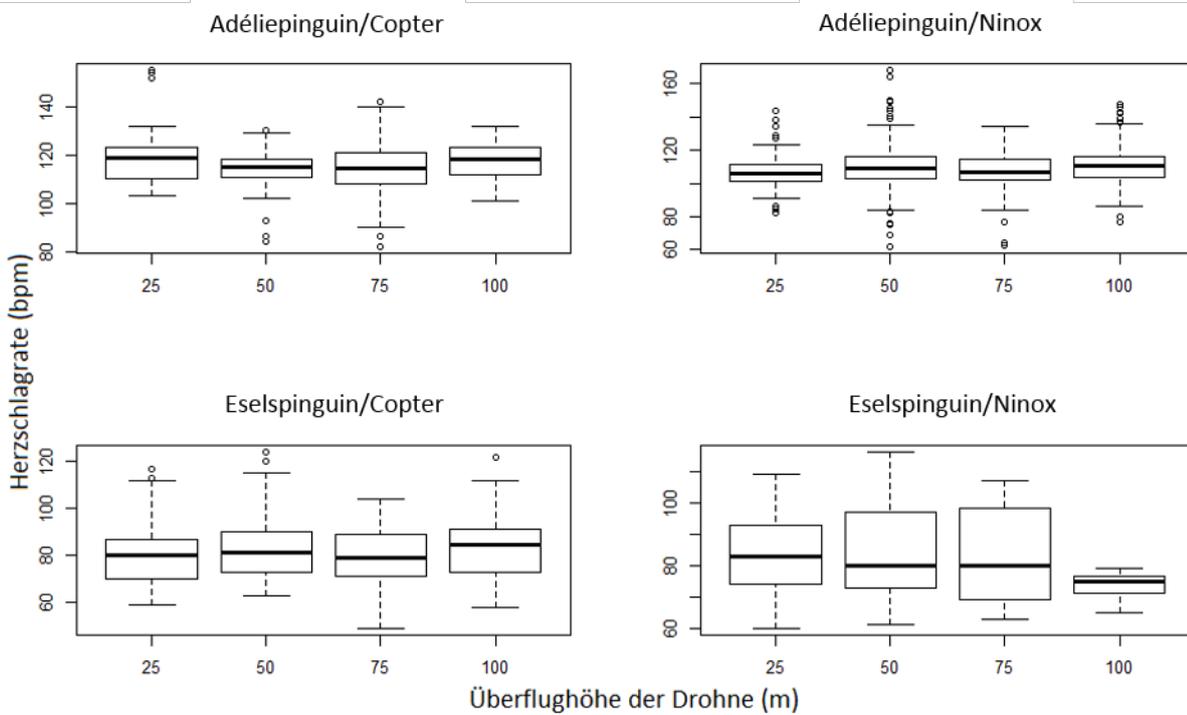
Um eine Vergleichbarkeit mit bisherigen Studien zu testen, wurde überprüft, ob das Verhalten mit den Messungen der Herzschlagraten korreliert ist. In Abbildung 89 ist dies beispielhaft für Eselspinguine gezeigt. Zu sehen ist hier, dass erwartungsgemäß die geringsten Herzschlagraten bei Komfort- und Ruheverhalten, also wenn die Tiere entspannt sind, gemessen wurden. Auch bei leichter Vigilanz ist die Herzschlagrate relativ niedrig, wenn auch im Vergleich zur Ruhe leicht angestiegen. Ein deutlicherer Anstieg ist im Bereich der nervösen Vigilanz zu erkennen, hier ist auch die Variabilität zwischen den Individuen geringer. Im agonistischen Verhalten oder bei Flucht konnte keine Herzschlagrate gemessen werden, da dieses Verhalten fast immer mit Aufstehen oder zumindest starker Bewegung verbunden ist, wodurch Rauschen entsteht und so keine Herzschläge mehr messbar sind. Insgesamt sind die Unterschiede zwischen den einzelnen Verhaltensklassen jedoch nicht so groß wie die Unterschiede zwischen den Individuen (vgl. Abbildung 88).

Abbildung 89: Zusammenhang der Verhaltensweisen mit den gemessenen Herzschlagraten bei Eselspinguinen; Im Boxplot dargestellt sind Median, unteres und oberes Quartil sowie Ausreißer (Punkte).



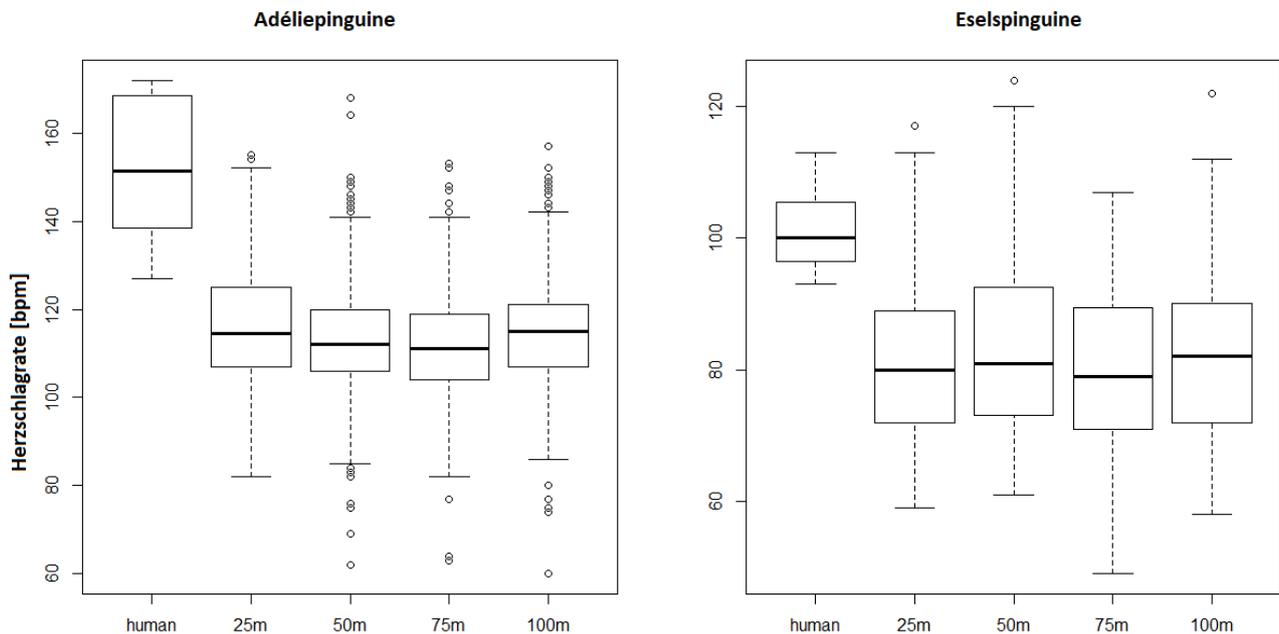
In Abbildung 90 ist die Herzschlagrate von Adélie- und Eselspinguinen während der Überflüge mit zwei unterschiedlichen Drohnenmodellen in den verschiedenen getesteten Flughöhen dargestellt. Bei keiner Art ist ein klarer Anstieg der Herzschlagraten bei niedrigeren Flughöhen zu erkennen, in einigen Fällen scheint die Herzschlagrate mit geringerer Flughöhe sogar abzunehmen. Lediglich bei Ninox-Überflügen über Eselspinguinen ist annähernd ein Muster zu erkennen, wie es zu erwarten war. Dies könnte damit zu erklären sein, dass die gewählten Flughöhen zu hoch für eine physiologische Änderung waren. Auch in den bisherigen Studien zum Verhalten von Pinguinen (Rümmler et al., 2018) konnte eine deutliche Reaktion erst ab Flughöhen von etwa 20 m beobachtet werden. Die größeren Flughöhen wurden in diesem Experiment so gewählt, da davon ausgegangen wurde, dass die Herzschlagratenmessung sensitiver als Verhaltensbeobachtungen ist, also dass ein Anstieg der Herzschlagrate schon vor einer erkennbaren Verhaltensänderung erfolgt. Diese Annahme scheint sich nicht zu bestätigen. Möglicherweise wäre eine Änderung der Herzschlagraten im Flugbereich unter 20 m zu beobachten. Auch der nur minimale Anstieg der Herzschlagrate von Eselspinguinen bei leichter Vigilanz (Abbildung 90) deutet darauf hin.

Abbildung 90: Herzschlagraten von Adélie- und Eselspinguinen in den verschiedenen Überflughöhen von zwei getesteten Drohnenmodellen; Im Boxplot dargestellt sind Median, unteres und oberes Quartil sowie Ausreißer (Punkte).



Deutlich zu erkennen ist jedoch der Unterschied zwischen der Störungsintensität von Drohnen und direkt durch den Menschen, z. B. bei Kartierungsarbeiten oder zu starker Annäherung an brütende Tiere aus anderen Gründen. Wie in Abbildung 91 gezeigt, liegen die Herzschlagraten hier bei beiden Arten deutlich über den während der Drohnenflüge gemessenen. Hierzu sollte noch angemerkt werden, dass die Herzschlagrate während menschlicher Störung sogar noch einer potentiellen Unterschätzung unterliegt, da durch die vorgenommene Messmethode beim Aufstehen der Tiere keine Messung mehr erfolgen kann. Da dies bei menschlicher Störung deutlich öfter beobachtet wurde als bei Drohnenüberflügen, ist hier somit häufiger die durch die Störung maximal erreichte Herzschlagrate gar nicht gemessen worden.

Abbildung 91: Vergleich von Herzschlagraten von Adélie- und Eselspinguinen während der Störung durch Drohnen bzw. durch den Menschen; Im Boxplot dargestellt sind Median, unteres und oberes Quartil sowie Ausreißer (Punkte).



Auch bei der Auswertung der Verhaltensänderungen der anderen antarktischen Arten hat sich die geplante Veröffentlichung durch den großen Umfang der Datenmenge und die zusätzlich notwendige Zeit zur Einarbeitung in die Verhaltensrepertoires der verschiedenen Arten verzögert. Es sind jedoch für alle Arten erste Ergebnisse vorhanden, die im Folgenden beschrieben werden sollen.

8.4 Skuas

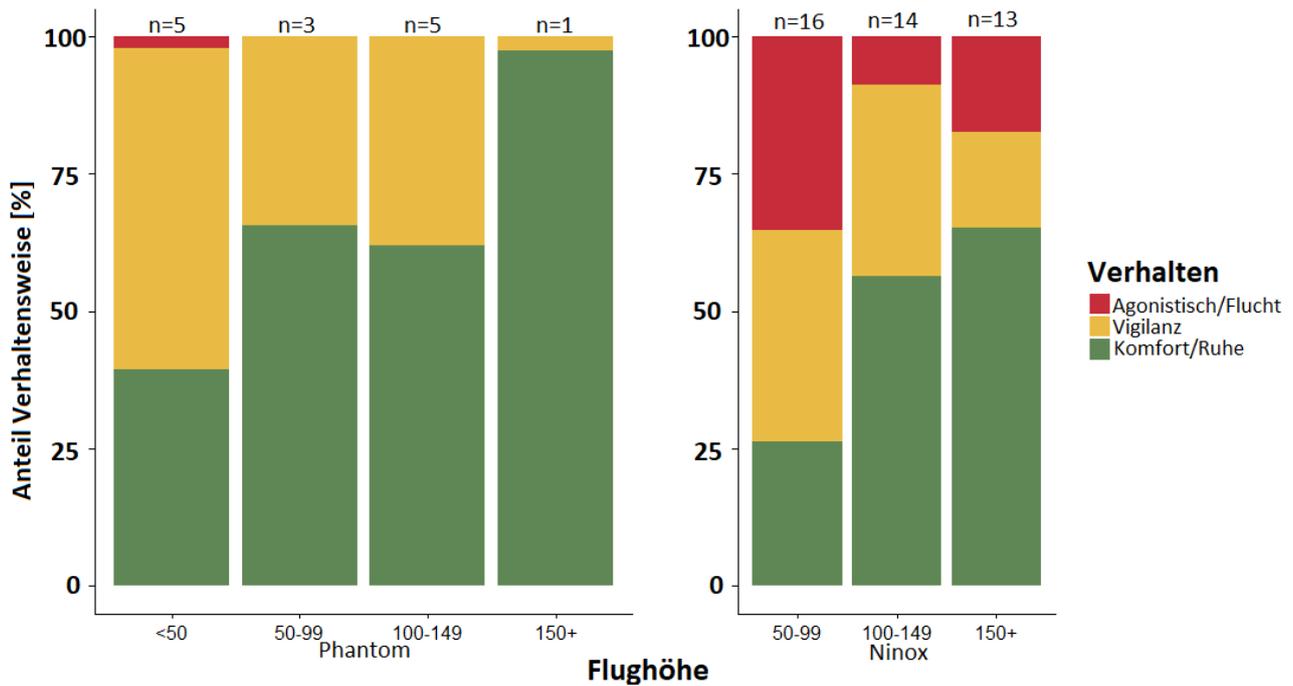
Die Daten zur Reaktion von Skuas auf Drohnen wurden an zwei Untersuchungstagen in der Saison 2016/17 gewonnen. An beiden Tagen wurden Starrflüglerflüge sowie Flüge mit einer kleineren Multi-Rotor-Drohne durchgeführt. Insgesamt wurden sechs Nester untersucht, bei denen teils beide, teils nur ein Elterntier anwesend waren. Einige der Nester wurden an beiden Tagen/mit mehreren Überflügen untersucht.

Bei Braunen Skuas und Südpolar skuas wurde eine große Varianz bei den Reaktionen beobachtet. Während einige Tiere selbst bei niedrigen Flughöhen keine oder nur geringe Reaktionen zeigten, reagierten andere selbst in großen Flughöhen und bei großen Entfernungen der Drohne sehr deutlich. Im Allgemeinen war die Reaktion auf eine Starrflügler-Drohne (Ninox), deren Form an den Umriss eines fliegenden Vogels erinnert (siehe Abbildung 84), wesentlich stärker als auf den kleineren Quadrokopter (Typ Phantom). In zwei Fällen wurden Attacken mit Kontakt zur Drohne beobachtet, woraufhin die Untersuchungen in diesem Gebiet abgebrochen wurden, um Schäden an Tier und Drohne zu verhindern.

Während der Überflüge mit der kleinen Phantom-Drohne wurde nahezu kein agonistisches Verhalten beobachtet, in Flughöhen über 50 m wurde die Drohne in über der Hälfte der Fälle nicht wahrgenommen oder ignoriert, in den anderen Fällen wurde sie von den Vögeln lediglich beobachtet, ohne dass Alarmrufe oder Auffliegen provoziert wurden (siehe Abbildung 92 links). Im Gegensatz dazu wurde bei der Starrflüglerdrohne bereits in großen Höhen agonistisches Verhalten beobachtet (siehe Abbildung 92 rechts). Mit geringerer Flughöhe nahm auch der prozentuale Anteil des Komfort- und Ruheverhaltens ab, während Vigilanzverhalten zunahm. Bei agonistischen Verhaltensweisen

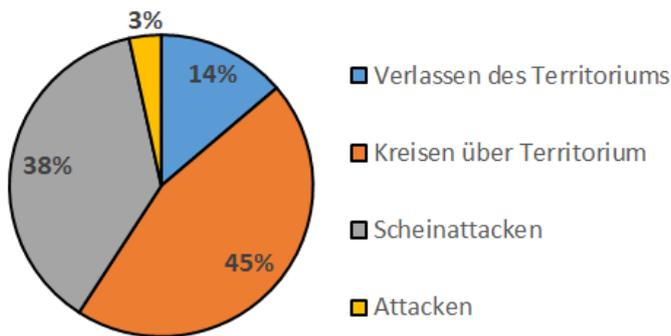
zeigte sich kein klarer Zusammenhang mit der Flughöhe. Möglicherweise kann das Verhalten hier in zwei „Typen“ unterteilt werden: während manche Individuen sehr sensibel (bzw. aggressiv) reagieren und bereits früh auffliegen, harren andere bis zu einem gewissen Schwellenwert aus, bis sie deutlich reagieren. Weitere Experimente mit einer größeren Stichprobenzahl könnten hier durchgeführt werden, um Klarheit zu bringen.

Abbildung 92: Vergleich des Verhaltens von Skuas während der Überflüge mit zwei verschiedenen Drohnentypen, links: DJI Phantom (Quadrocopter), rechts: Bormatec Ninox (Starrflügler). Anteil der Verhaltensweisen beschreibt die prozentuale Zeit, die während des entsprechenden Überfluges in der Verhaltensweise verbracht wurde.



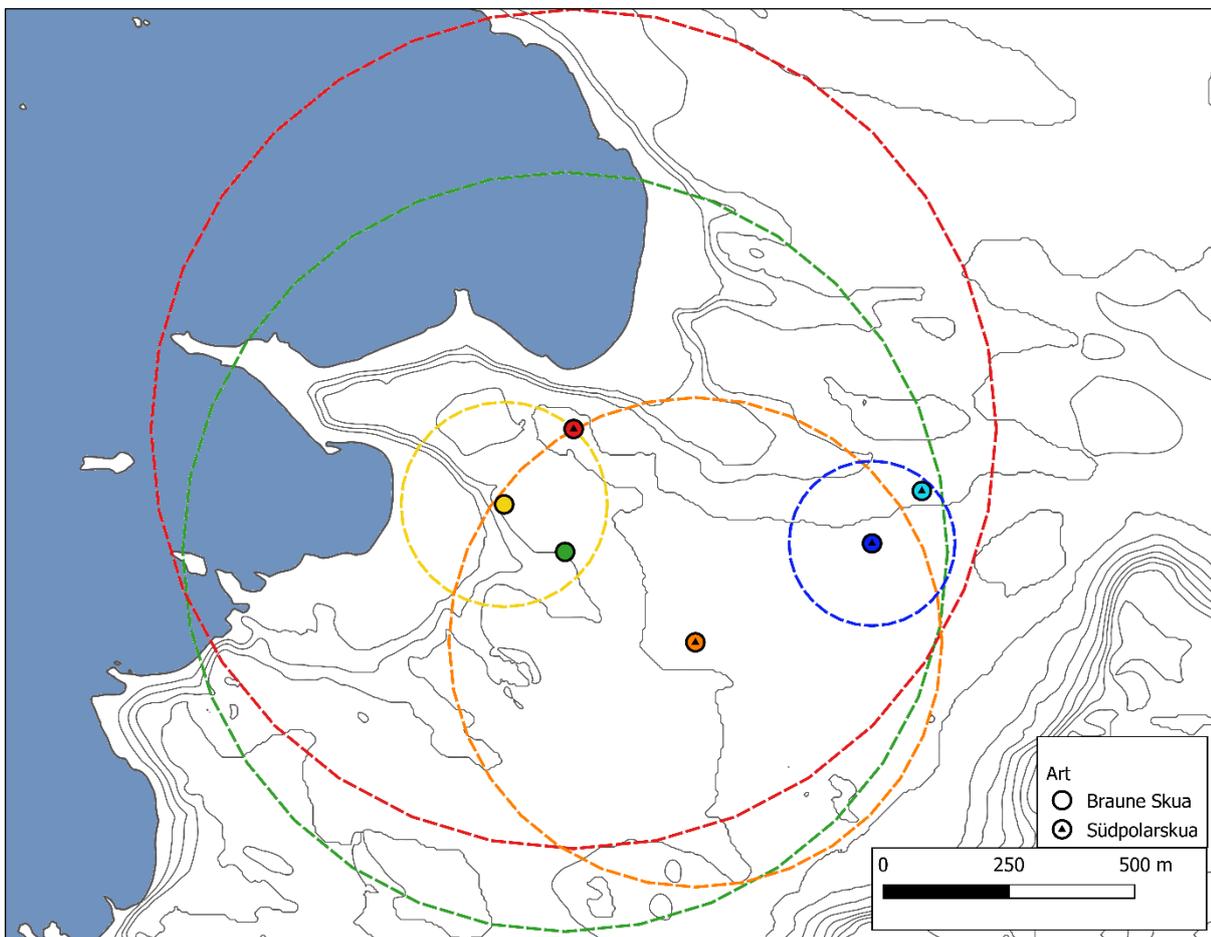
Im Weiteren wurde genauer betrachtet, welches Verhalten die Tiere nach dem Aufflug zeigten (Abbildung 93). Dabei ist zu erkennen, dass die meisten Tiere über ihrem Territorium kreisten, ohne die Drohne gezielt anzufliegen. 38 % der Individuen flogen jedoch auch sogenannte Scheinattacken auf die Drohne, d. h. sie flogen gezielt auf die Drohne zu oder folgten ihr, hatten jedoch keinen physischen Kontakt. In 14 % der Aufflüge wurde das Verlassen des Territoriums beobachtet. Dies kann, wenn der Partner nicht in der Nähe ist, eine erhöhte Gefahr für Küken oder Eier darstellen, die ohne den Schutz der Eltern Prädatoren wie anderen Skuas ausgeliefert sind. In detaillierteren Auswertungen und/oder weiteren Experimenten sollte untersucht werden, ob ein Verlassen des Territoriums nur bei Anwesenheit des Partners geschieht und wie lange die Tiere ihrem Nest nach dem Aufflug fernbleiben.

Abbildung 93: Zusammensetzung des Verhaltens von Skuas bei Aufflügen als Reaktion auf die Drohne



Aus den beobachteten Aufflügen wurde außerdem eine Karte mit den Aktionsradien der untersuchten Tiere erstellt. Hier wurde die Entfernung der Drohne vom Nest zum Zeitpunkt des Auffluges als Definition der Grenze des Aktionsradius eingesetzt. Bei mehreren Aufflügen wurde die maximale Distanz genutzt. Dabei ist kein Unterschied zwischen den beiden Arten zu erkennen. Während bei zwei Nestern (Abbildung 94, grünes und rotes Nest) von je einer der beiden Arten Aktionsradien von 700 – 800 m ermittelt wurden, sind andere Tiere (ebenfalls beider Arten) erst bei einer Annäherung der Drohne auf 150 – 200 m aufgefliegen (Abbildung 94, gelbes und blaues Nest). Diese Beobachtungen decken sich mit bekannten Reaktionen auf menschliche Störung (Pfeiffer, 2005), bei denen ebenfalls große individuelle Unterschiede in der Reaktion auf Störung sowie keine Unterschiede in den Aktionsradien der beiden Arten festgestellt wurden.

Abbildung 94: Karte der Aktionsradien der untersuchten Skuanester



Insgesamt zeigte sich also vor allem eine starke Varianz zwischen den Individuen. Während einige Tiere nicht oder erst sehr spät, oder mit „harmloserem“ Verhalten wie Scheinangriffen oder Kreisen reagierten, wurden bei anderen Tieren Angriffe beobachtet. Diese bergen ein enormes Risiko für die Tiere und sollten demnach dringend verhindert werden. Laut unseren Beobachtungen sind solche Angriffe besonders bei Starrflüglerdrohnen zu erwarten, was auch aus Beobachtungen außerhalb des Experiments bestätigt werden kann. Ein weiteres Risiko besteht im Verlassen des Nestes bei Fluchtverhalten oder auch durch Ablenkung während Angriffen oder Scheinangriffen. Aufgrund der daraus resultierenden Gefahr für Küken und Eier sollte auch dieses Verhalten vermieden werden.

8.5 Dominikanermöwen

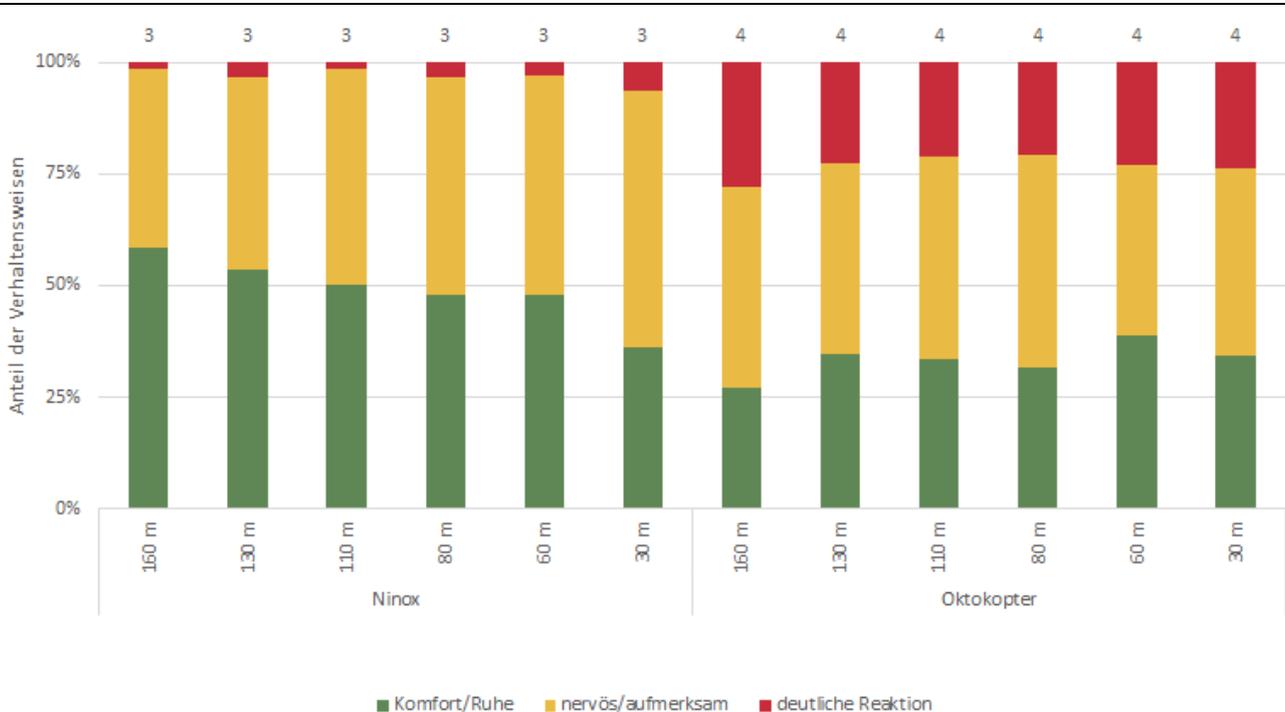
Während der Untersuchungen an Dominikanermöwen konnten keine sicheren Reaktionen auf die Drohne nachgewiesen werden. Es wurden keine Angriffe beobachtet sowie nur wenige Aufflugereignisse, die nicht sicher mit der Drohne in Verbindung gebracht werden konnten. Selbst ein durch einen technischen Defekt verursachter, außerplanmäßiger Überflug in etwa 6 m Flughöhe brachte in einer Kolonie von 20 Nestern lediglich fünf Tiere zum Auffliegen. Selbst Versuche, die Drohne im Koloniebereich zu starten, erbrachten keine beobachtbaren Reaktionen. Allerdings sind Einzelbeobachtungen außerhalb der Experimente bekannt, bei denen eine Drohne aktiv angegriffen wurde. Hier scheint sich nach bisherigem Kenntnisstand aus den aufgenommenen Daten keine endgültige Antwort zu ergeben, und weitere Experimente werden notwendig sein, die besonders die Saisonabhängigkeit, individuelle Unterschiede sowie den Unterschied zwischen verschiedenen Kolonien betrachten sollten.

8.6 Südliche Riesensturmvögel

Bei den Südlichen Riesensturmvögeln konnte aufgrund der Lage und Erreichbarkeit der Kolonien und der Koloniegröße nur eine sehr geringe Anzahl von zwei Tieren untersucht werden, sodass die hier gewonnenen Erkenntnisse entsprechend kritisch zu betrachten sind.

Es zeigte sich, dass die Tiere in der Lage sind, die Drohne selbst in enormen Flughöhen noch deutlich wahrzunehmen und dass sie auch recht stark darauf reagieren (Abbildung 95). Im Gegensatz zu den Skuas war die Reaktion der Riesensturmvögel auf eine rotorbetriebene Drohne (Oktokopter) größer als die Reaktion auf die Starrflüglerdrohne (Ninox). Für beide zeigte sich jedoch, dass die Überflughöhe keinen oder nahezu keinen Einfluss auf die Reaktion hatte. Ein Überflug auf 160 m löste nahezu die gleiche Reaktion aus wie auf 30 m. Lediglich der Anteil an nervösem Verhalten bei Ninox-Überflügen nahm bei niedrigen Flughöhen auf Kosten des ungestörten Verhaltens zu.

Abbildung 95: Ergebnisse der Beobachtungen an Riesensturmvögeln während Überflügen mit zwei Drohnenmodellen (Ninox, Oktokopter); Anteil der Verhaltensweisen beschreibt die prozentuale Zeit, die während des entsprechenden Überfluges in der Verhaltensweise verbracht wurde. Aufmerksames/nervöses Verhalten: Bewegungen des Kopfes und Blick zur Drohne; deutliche Reaktionen: Drohgebärden und Fluchtverhalten. Zu jeder Flughöhe ist die jeweilige Anzahl der Überflüge angegeben (oben).



8.7 Robben

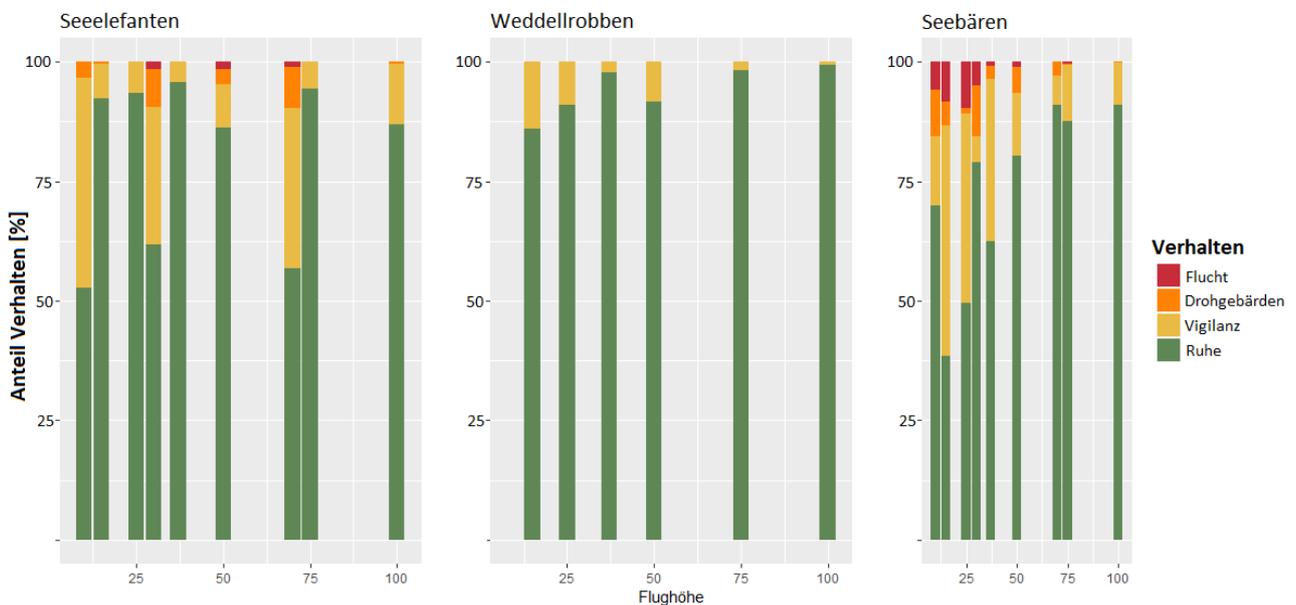
Um die Reaktion von Robben auf Drohnen zu untersuchen, wurden sowohl in der Antarktissaison 2014/15 als auch 2016/17 Daten an drei Robbenarten aufgenommen: Seeelefanten, Weddellrobben und Seebären. Alle Gruppen wurden mit der Oktokopter-Drohne überflogen. Im Folgenden werden die Beobachtungen aus beiden Jahren betrachtet.

Bei der Auswertung zeigte sich, dass die stärkste Reaktion auf die Drohne bei Seebären erfolgt (Abbildung 96). Hier wurden besonders in Flughöhen unter 50 m sowohl Droh- als auch Fluchtverhalten beobachtet. Dabei ist zu bemerken, dass sich das Verhalten meist nicht direkt auf die Drohne bezog, sondern durch die Drohne lediglich eine gewisse „Unruhe“ in der Gruppe ausgelöst wurde, die wiederum zu Streitigkeiten innerhalb der Gruppe führten. Da jedoch trotzdem die Drohne als Auslöser für gesteigerte Aktivität und damit potentiell Energieverlust wirkt, wurde auch solches Verhalten in die Auswertung einbezogen. Der Anteil an „gestörtem“ Verhalten nimmt mit abnehmender Flughöhe zu.

Bei den Seeelefanten konnte in einigen Fällen ebenfalls Droh- oder Fluchtverhalten beobachtet werden (Abbildung 96). Es ließ sich allerdings kein klares Muster in Bezug zur Überflughöhe erkennen.

Die geringste Reaktion zeigten Weddellrobben, hier wurde kein Droh- oder Fluchtverhalten beobachtet (Abbildung 96). Vigilanzverhalten nahm zwar mit abnehmender Flughöhe zu, erreichte jedoch auch in niedrigen Flughöhen nicht einmal ein Viertel der Zeit. Hier ist nicht von einer Störung durch die Drohne auszugehen.

Abbildung 96: Ergebnisse der Beobachtungen von 3 Robbenarten während der Drohnenüberflüge; Anteil der Verhaltensweisen beschreibt die prozentuale Zeit, die während des entsprechenden Überfluges in der Verhaltensweise verbracht wurde.



Damit zeigte sich insgesamt, dass Robben relativ wenig auf Drohnenüberflüge reagieren. In den meisten Fällen wurde gar nicht oder nur schwach reagiert, so dass von einer einschneidenden Störung (z. B. durch erhöhten Energieverlust) nach bisherigen Erkenntnissen nicht auszugehen ist. Lediglich bei den Seebären wurden stärkere Reaktionen beobachtet, welche durch die intensive Interaktion untereinander zustande kamen. Bei Überflügen empfiehlt es sich hier, die Tiere zu beobachten. Es sollte darauf geachtet werden, bei beginnender Unruhe die Flüge zu beenden, um unnötige Konflikte innerhalb der Gruppe, welche Energieverluste und eventuell auch ein potentielles Verletzungsrisiko mit sich bringen, zu vermeiden.

9 Eingeschleppte, nicht-heimische Arten

9.1 Einleitung

Die Einschleppung nicht-heimischer Arten kann erhebliche negative Auswirkungen auf die Biodiversität von Ökosystemen, insbesondere in Polargebieten, haben, indem sie dessen Struktur und Funktion irreversibel verändern kann (Mack et al., 2000; Uruguay et al., 2019). Die Antarktis gilt im Vergleich zu anderen Regionen der Erde bislang als verhältnismäßig wenig durch nicht-heimische Arten beeinflusst.

Der aktuelle Begriff „nicht-heimischer Arten“ ist wie folgt definiert (Greene, 1964; Walton & Lewis-Smith, 1973; Richardson et al., 2000; Frenot et al., 2005): Als **eingeschleppt** („alien“) gelten durch menschliche Aktivitäten in ein Ökosystem eingeführte Arten. Als **transiente** Arten („transient alien“) werden diejenigen Arten definiert, die kurzfristig in kleinen Beständen überleben, jedoch durch natürliche Ursachen wieder aussterben oder durch menschliche Intervention entfernt werden. **Persistente** Arten („persistent alien“) überleben und etablieren sich dagegen für mehrere Jahre in einem begrenzten Areal, expandieren jedoch nicht in andere Gebiete. Verbreiten sich Arten in natürlichen Gemeinschaften und verdrängen einheimische Arten, gelten sie als **invasiv** („invasive alien“). Die erweiterte Definition für eingeschleppte Arten bezieht sich auch auf Arten, die im Zuge menschlicher Migration aus der nördlichen in die südliche Hemisphäre gelangten und nachfolgend durch natürliche Besiedlung die Antarktis erreichten (Frenot et al., 2005).

Aufgrund der geringen Komplexität des terrestrischen Nahrungsnetzes in der Antarktis sowie zunehmender menschlicher Aktivitäten und der aktuellen Klimaveränderungen stellt jede Einschleppung nicht-heimischer Organismen, die sich aufgrund günstiger Umweltbedingungen und nicht vorhandener natürlicher Feinde ausbreiten und endemische Arten verdrängen können, eine bedeutende Bedrohung für das Ökosystem der Antarktis dar (Frenot et al., 2005; Hughes & Convey, 2010; Chown et al., 2012; Hughes & Convey, 2012; Newman et al., 2014; Hughes & Frenot, 2015; United Kingdom, 2015). Aus diesem Grund wurde durch das Committee of Environmental Protection (CEP) dem Thema der Einschleppung nicht-heimischer Arten in die Antarktis höchste Priorität zugerechnet (Newman et al., 2014; United Kingdom, 2015).

Im Rahmen der jährlichen Treffen der Antarktisvertragsstaaten werden regelmäßig Informationen über alle bekannten terrestrischen nicht-heimischen Arten veröffentlicht (z. B. United Kingdom, 2010a; United Kingdom & Uruguay, 2011; United Kingdom, 2012, 2013, 2014, 2015). Eine weitere Übersicht hierzu sowie eine umfassende Diskussion zu gesetzlichen und Managementaspekten finden sich in Hughes et al. (2015b).

Die meisten, wenn nicht gar alle nicht-heimischen Arten innerhalb des Gebiets des Antarktisvertrags wurden in der ‚Antarctic Conservation Biogeographic Region‘ (ACBR) No. 2 South Orkney Islands und ACBR No. 3 Northwest Antarctic Peninsula festgestellt (United Kingdom, 2015). Die Etablierung von Populationen nicht-heimischer Arten wurde für 12 Orte nachgewiesen, die sich sämtlich innerhalb oder in der Nähe von Forschungsstationen oder Besuchergebieten befinden (United Kingdom, 2015). Mit neun Arten am stärksten davon betroffen ist Deception Island, South Shetland Island, gefolgt von der Fildes Peninsula und Neko Harbour, Graham Land, Antarktische Halbinsel, mit je vier nicht-heimischen Arten (United Kingdom, 2015). Die einzigen etablierten, nicht-heimischen Grasarten sind *Poa annua* (z. B. Chwedorzewska et al., 2015; United Kingdom, 2015) und *Poa pratensis* (Perterra et al., 2013; Perterra et al., 2017). Zusätzlich wurden Samen zahlreicher weiterer Pflanzenarten in Proben von Böden auf King George Island nachgewiesen (Cuba-Díaz et al., 2013; Fuentes-Lillo et al., 2017b). Daneben existieren zahlreiche nicht-heimische wirbellose Tiere in der Antarktis (z. B. Frenot et al., 2005; Russell et al., 2013; Hughes et al., 2015b; United Kingdom, 2015). So wurde die für Südgeorgien endemische flügellose Zuckmücke (Familie: Chironomidae) in den 1960er Jahren auf

Signy Islands eingeschleppt (Hughes et al., 2013; Bartlett et al., 2019). Während die Mehrzahl der nicht-heimischen Arten in natürlicher Umgebung, jedoch an Orten verstärkter menschlicher Aktivität, gefunden wurde (Frenot et al., 2005; Chown et al., 2012), konnten sich einige Arten auch innerhalb von Gebäuden oder Abwassersystemen von Antarktis-Stationen etablieren (Hughes et al., 2005). In Gebieten mit einem hohen Niveau an menschlichen Aktivitäten ist das Risiko einer Weiterverbreitung eingeschleppter Arten in andere biogeografische Regionen sehr hoch (Hughes et al., 2019).

Nachfolgend wird auf die aktuelle Situation in der Fildes-Region hinsichtlich nicht-heimischer terrestrischer Arten eingegangen.

9.2 Aktuelle Beobachtungen

In Bezug auf die Einschleppung nicht-heimischer Arten im Untersuchungsgebiet wurde während der Feldarbeit in den Saisons 2015/16 bis 2017/18 ein besonderer Fokus auf diejenigen Standorte gelegt, an denen im Rahmen von früheren Studien die Präsenz eingeschleppter Gräser dokumentiert worden war (Peter et al., 2008; Peter et al., 2013). Diese waren gemäß einschlägiger Empfehlungen (New Zealand, 2006; United Kingdom, 2010c; ATS, 2011) unmittelbar nach dem Auffinden im Jahr 2006 bzw. 2008 mitsamt dem Wurzelstock entfernt worden (Peter et al., 2008; Peter et al., 2013). Da jedoch nicht ausgeschlossen werden kann, dass sich an diesen Standorten bereits eine Samenbank dieser Gräser im Boden befindet (Wódkiewicz et al., 2014; Molina-Montenegro et al., 2015; Williams et al., 2016), wurden sämtliche bekannten Standorte in den Saisons 2016/17 und 2017/18 erneut auf eine Neuansiedlung hin kontrolliert. Im Zuge dessen wurden keine neuen Exemplare dieser Pflanzen gefunden. Eine Fortsetzung dieses Monitorings ist dennoch geplant, um eine Neuansiedlung der bekannten eingeschleppten Gräser im Bedarfsfall schnellstmöglich unterbinden zu können. Des Weiteren wurden im gesamten Untersuchungsgebiet keine sonstigen nicht-heimischen Pflanzen gefunden.

Das argentinisch-chilenische Team einer Inspektion im Rahmen von Art. 7 des Antarktisvertrags sowie Art. 14 des Madrid-Protokolls stellte im Februar 2016 viele fliegende Insekten in Material nicht-heimischer Pflanzen unter dem Gewächshaus der chinesischen Station fest (Argentina & Chile, 2016). In dem vorgelegten Inspektionsreport wird auf die Einhaltung der hierzu existierenden Richtlinien (Australia & France, 2012) hingewiesen, um das Risiko der Einschleppung fremder Organismen und von Krankheiten zu minimieren (Argentina & Chile, 2016). Bei mehreren nachfolgenden Besuchen von Projektmitarbeitern im Februar 2017 und Dezember 2017 wurden weder fliegende Insekten im Inneren des Gewächshauses, noch nicht-heimisches Pflanzenmaterial unter dem Gebäude festgestellt.

In der Vergangenheit wurde wiederholt die Einbringung weiterer nicht-heimischer Pflanzen und Tiere in die Fildes-Region dokumentiert, so z. B. die gezielte Verwendung von sibirischem Moos als Abdichtungsmaterial für die russische Kirche (Peter et al., 2008) bzw. von Regenwürmern in der Abwasserreinigungsanlage der chilenischen Station Frei (Peter et al., 2008; United Kingdom et al., 2013; China, 2016) oder die unabsichtliche Einschleppung einer Ratte zusammen mit Baumaterial (Peter et al., 2008).

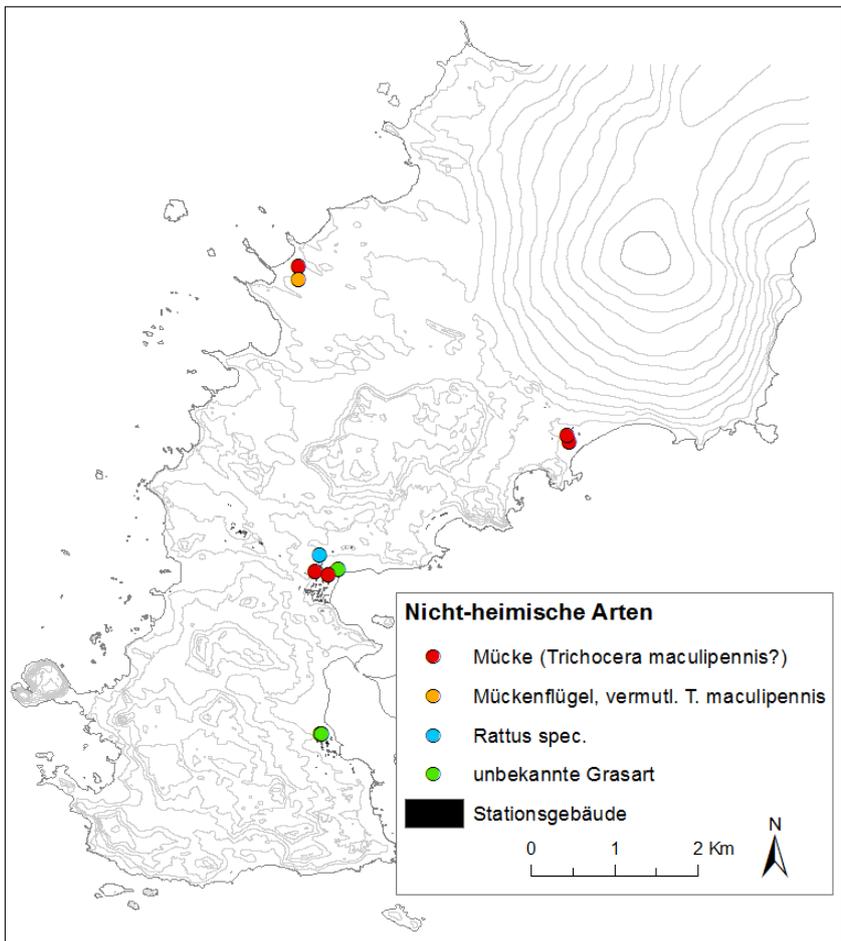
In Tabelle 5 und Abbildung 97 sind sämtliche eingeschleppten Pflanzen- und Tierarten – mit Ausnahme nicht-heimischer Mücken zwischen 2015 und 2018 (s. u.) – sowie deren Fundorte aufgeführt, die seit 2003 dokumentiert wurden. Hinzu kommen in der Vergangenheit sporadische Berichte von Stationsmitgliedern über Insekten in den Innenräumen der Stationen (Peter et al., 2013).

Tabelle 5: Übersicht aller zwischen 2003 und 2018 durch Projektmitarbeiterinnen und -mitarbeiter und weitere Quellen dokumentierten Funde eingeschleppter Arten in der Fildes-Region (ohne nicht-heimische Mücke, s. u.)

Art	Fundort	Jahr/Saison des Erstfundes	Bemerkungen	Quelle/ Beobachter
<i>Rattus spec.</i>	Station Bellingshausen	2003/04	während Entladeoperation vom Schiff gesprungen, im Dezember 2004 tot aufgefunden	Peter et al., 2008
<i>Hylocomium splendens</i>	Station Bellingshausen	2003/04	verwendet zur Fugenabdichtung bei Kirchenneubau	Peter et al., 2008
diverse Zimmerpflanzen, z. B. <i>Monstera spec.</i>	Station Bellingshausen	vor 2003/04	Zimmerpflanzen in nicht-steriler Erde	z. B. USA, 2001, 2007; Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; Braun et al., 2014; Hughes et al., 2015b
nicht-identifizierte Poaceae	Station Great Wall	2003/04	Entfernung 2006, Bestimmungsergebnisse widersprüchlich (<i>Poa cf. annua</i> vs. <i>Deschampsia spec.</i>), bislang keine Neuansiedlung	Peter et al., 2008
<i>Poecilia reticulata</i>	Station Bellingshausen	vor 2012/13	Aquarium mit Zierfischen (Guppys)	pers. Mittg. J. Esefeld, eigene Beobachtung
<i>Trichocera maculipennis</i>	Station Artigas	2006?	in Abwassersystem und zwischen Stationsgebäuden, persistent nach erfolglosen Ausrottungsversuchen	Volonterio et al., 2013
nicht-identifizierte Poaceae	Station Bellingshausen	2008/09	unmittelbar nach Fund entfernt, unklares Bestimmungsergebnis	Peter et al., 2013
nicht-identifizierte Lepidoptera	Estación Marítima Antártica	2009/10	im Vorratsraum und angrenzenden Wohnräumen	pers. Mittg. Stationsmitglieder, zitiert in Peter et al., 2013
nicht-identifizierte Fliegen	Station Escudero	2009/10	innerhalb der Stationsgebäude	Peter et al., 2013
nicht-identifizierte Mückenlarven	Station Frei	vor 2009/10	Larven im Abwassersystem	pers. Mittg. V. Vallejos, zitiert in Peter et al., 2013

Art	Fundort	Jahr/Saison des Erstfundes	Bemerkungen	Quelle/ Beobachter
nicht-identifizierte Mücke, vermutlich <i>T. maculipennis</i>	Westküste Fildes Peninsula	2011/12	an Westküste der Fildes Peninsula, in 4 km Entfernung zur nächsten Station	Peter et al., 2013
nicht-identifizierte Fliegen, ähnlich Drosophilidae	Station Great Wall	2015/16	im Inneren des Gewächshauses der Station	eigene Beobachtung; Argentina & Chile, 2016

Abbildung 97: Standorte aller zwischen 2003 und 2018 durch Projektmitarbeiterinnen und -mitarbeiter außerhalb von Stationsgebäuden dokumentierter Funde eingeschleppter nicht-heimischer Arten in der Fildes-Region



In den vergangenen Jahren wurden verstärkt Beobachtungen einer nicht-heimischen Mücke sowohl innerhalb als auch außerhalb von Gebäuden von Stationen der Fildes Peninsula gemacht. Zwei Individuen konnten im November 2015 in Stationsnähe gefangen und anhand der Flügeladerung und -färbung (siehe auch Volonterio et al., 2013; Potocka & Krzemińska, 2018) als Vertreter der Art *Trichocera maculipennis* (det. C. Braun, D. Prowaznik) bestimmt werden. Weitere Informationen zu eigenen Funden dieser Mückenart in der Fildes-Region sind Tabelle 6 zu entnehmen. Auffallend war dabei das wiederholte Antreffen dieser nicht-heimischen Mücken im Inneren desjenigen Gebäudes der Station Bellingshausen, in dem die organischen Abfälle aus der Stationsküche zwischengelagert und

weiterbehandelt werden. Wahrscheinlich finden die Tiere, deren Larven meist saprophag und selten auch koprophag leben (Volonterio et al., 2013), dort entsprechend günstige Bedingungen vor.

Die Mückenart *T. maculipennis* ist seit mindestens der Saison 2006/07 aus der Fildes-Region bekannt (Volonterio et al., 2013; United Kingdom, 2015) und wurde wiederholt als persistierend eingestuft (Hughes & Frenot, 2015; United Kingdom, 2015).

Tabelle 6: Details zu den Beobachtungen der nicht-heimischen Mückenart *Trichocera maculipennis* in der Fildes-Region in den Saisons 2015/16 bis 2017/18

Datum	Anzahl	Fundort	Quelle/Beobachter
30.11.2015	2	Station Artigas, neben Stationsgebäude, auf Schneedecke	D. Prowaznik
27.12.2016	2 Flügel	Westküste der Fildes Peninsula	D. Prowaznik
21.01.2017	1	Station Artigas, zwischen Stationsgebäuden	R. Günther
21.02.2017	1	Station Bellingshausen, neben Wohngebäude	R. Ritter, D. Prowaznik
24.02.2017	1	Station Bellingshausen, innerhalb Gebäude für Müllverarbeitung	R. Ritter, C. Braun
25.02.2017	1	Station Bellingshausen, innerhalb Gebäude für Müllverarbeitung	R. Ritter, C. Braun
17.02.2018	1	Station Bellingshausen, innerhalb Gebäude für Müllverarbeitung	C. Braun

Der Fund zweier Flügel der Mückenart *T. maculipennis* in einem Pellet unverdaulicher Nahrungsreste einer Braunen Skua aus der Saison 2016/17, das an der Westküste der Fildes Peninsula in der Nähe des Fundes im Dezember 2011 (Peter et al., 2013), gefunden wurde (pers. Mittg. D. Prowaznik, det. C. Braun, D. Prowaznik; Abbildung 97 & Abbildung 98) stellt einen Beleg des Vorkommens dieser Mückenart innerhalb des Nahrungsnetzes dar. Ob die Mücke selektiv oder an zersetzendem organischen Material anhaftend von der Skua aufgenommen worden ist, lässt sich nicht bestimmen.

Abbildung 98: Flügelreste der nicht-heimischen Mückenart *T. maculipennis*, gefunden in einem Pellet unverdaulicher Nahrungsreste einer Skua (Foto: D. Prowaznik, H. Grämer)



Ein weiterer Nachweis dieser Mückenart aus der auf der benachbarten Halbinsel Barton gelegenen südkoreanischen Station King Sejong stammt aus der Saison 2013/14 (Hughes 2016; Rep. Korea 2016). Dort wurden im Abwassersystem der Station zahlreiche Individuen von *T. maculipennis* festgestellt, wo sie sich nach einem Ausrottungsversuch im Oktober 2015 jedoch innerhalb weniger Wochen in großer Zahl wieder ansiedelten (Hughes & Pertierra, 2016; Republic of Korea et al., 2016). Mit Hilfe molekularer Analysen konnte nachgewiesen werden, dass es sich bei den Mücken aus den Stationen Artigas und King Sejong um Vertreter derselben Population handelt (Uruguay et al., 2019).

Weitere Mückenexemplare wurden in der Saison 2014/15 in der chilenischen Station Escudero gefangen (P. Convey & T. Contador, pers. Mittg., zitiert in Potocka & Krzemińska, 2018). Inzwischen wurde diese Mückenart auch im Abwassersystem der polnischen Station Arctowski im Bereich der Admiralty Bay nachgewiesen (Potocka & Krzemińska, 2018). Dies ist insofern bemerkenswert, da dieses 20 km entfernte Gebiet durch einen Gletscher von der Fildes und der Barton Peninsula räumlich getrennt ist. Dabei halten Potocka & Krzemińska (2018) eine Ausbreitung der lokalen Population für wahrscheinlicher als wiederholte Einschleppungsereignisse. Einerseits kann Wind bei der Verbreitung einzelner Tiere eine wichtige Rolle spielen, andererseits reist eine große Zahl Stationspersonal sowie Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler der Stationen der Maxwell Bay über die Fildes Peninsula an (Potocka & Krzemińska, 2018). Daneben wird die Station Arctowski regelmäßig von Kreuzfahrtschiffen angelaufen, die oft auch Lebensmittel liefern, die mit Mückeneiern oder -larven infiziert sein könnten (Potocka & Krzemińska, 2018).

Als Ergebnis einer im Vorfeld des Monitorings initiierten Umfrage unter den Stationsbetreibern der Region wurde ein Vorkommen von *T. maculipennis* innerhalb oder in der Umgebung der Stationen Artigas, Arctowski, Escudero, Frei, Fildes und King Sejong (alle Maxwell Bay bzw. Admiralty Bay, King George Island) bestätigt (Uruguay et al., 2019). Basierend auf eigenen Beobachtungen muss die Station Bellingshausen hinzugezählt werden (s. o.). Des Weiteren wurde diese Mückenart in der Umgebung der Stationen Artigas, Escudero, Frei und King Sejong registriert (Uruguay et al., 2019).

Ursprünglich ist *T. maculipennis* in der Holarktis verbreitet und kann eine große Temperaturspanne tolerieren (Volonterio et al., 2013; Potocka & Krzemińska, 2018). Die genaue Herkunft der eingeschleppten Mücken ist bislang unklar, lässt sich möglicherweise jedoch mit molekularen Methoden bestimmen. Da diese Art in Südamerika bislang nicht nachgewiesen wurde, ist eine

Einschleppung der Mücke über Lebensmittellieferungen durch Schiffe aus Europa oder Asien am wahrscheinlichsten (Potocka & Krzemińska, 2018).

Aufgrund der Habitatansprüche und den physiologischen Eigenschaften dieser Mückenart scheint eine permanente Ansiedlung im Gebiet der South Shetland Islands innerhalb des Abwassersystems der Stationen sowie außerhalb von Stationsgebäuden möglich (United Kingdom, 2015; Potocka & Krzemińska, 2018). Es ist anzunehmen, dass sich *T. maculipennis* bereits dauerhaft und unentdeckt in der natürlichen Umwelt von King George Island etabliert hat, was auch die schnelle Wiederbesiedelung der Abwasseranlagen erklären würde (Hughes et al., 2015b; Hughes & Pertierra, 2016; Republic of Korea et al., 2016; Potocka & Krzemińska, 2018). Aufgrund der schnellen Ausbreitung auf King George Island wird diese Mückenart von Potocka & Krzemińska (2018) als invasiv eingestuft, obwohl eine Verdrängung heimischer Arten bislang nicht belegt ist. Für die subantarktischen Kerguelen Islands ist eine Besiedlung durch *T. maculipennis* bereits belegt (Frenot et al. 2005).

Um das Ausmaß der aktuellen Verbreitung dieser nicht-heimischen Mückenart im Südwesten King George Islands zu erfassen und ggf. effiziente Gegenmaßnahmen ergreifen zu können, wurden in der Saison 2017/18 unter uruguayischer Leitung ein Aktionsplan sowie ein koordiniertes Monitoring inner- und außerhalb der Stationsgelände initiiert (Republic of Korea et al., 2017; Uruguay et al., 2019). Unterstützt wird das Monitoring aktuell durch die Beteiligung der Betreiber der Stationen Artigas (Uruguay), Bellingshausen (Russland), King Sejong (Südkorea), Escudero (Chile) und Arctowski (Polen) durch das Aufstellen von UV- und Klebfallen in den Stationen. Ergänzt wird das Monitoring durch die Installation von Bodenfallen in Stationsumgebung sowie die Anwendung von Pestiziden (Potocka & Krzemińska, 2018; Uruguay et al., 2019).

9.3 Schlussfolgerungen

Die Einschleppung nicht-heimischer Organismen in die Antarktis kann über natürliche Wege erfolgen, so z. B. über Zugvögel oder im Meer driftendes Material (Lewis et al., 2005; Lewis-Smith & Richardson, 2011; Hughes & Convey, 2012). Sehr viel wahrscheinlicher ist jedoch eine Einschleppung infolge menschlicher Aktivitäten (Frenot et al., 2005; Hughes & Convey, 2010; Osyczka, 2010; Cowan et al., 2011; Hughes et al., 2011; Chown et al., 2012; Litynska-Zajac et al., 2012). In Anbetracht der großen Anzahl der Personen, die auf dem Seeweg, überwiegend jedoch auf dem Luftweg in die Fildes-Region anreisen, ist die Wahrscheinlichkeit einer Einschleppung nicht-heimischer Arten bzw. deren Ausbreitung in diesem Gebiet außerordentlich hoch (Hughes et al., 2019). Dabei nahmen in den vergangenen 15 Jahren sowohl der Schiffs- als auch der Flugverkehr deutlich zu (Peter et al., 2008; Peter et al., 2013; aktuelle eigene unveröffentl. Daten). Parallel dazu ist die Zahl der auf dem Luftweg ein- und ausreisenden Kreuzfahrtpassagiere stark gewachsen (IAATO, 2018b). Eine umfassende Studie zeigte, dass Teilnehmer Nationaler Antarktisprogramme, und somit v. a. Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler sowie Stationspersonal, deutlich mehr anhaftende pflanzliche Verbreitungseinheiten mit sich tragen als Touristen (Chown et al., 2012; SCAR, 2012; Huiskes et al., 2014). Letztere reisen zwar in deutlich größere Zahl in die Antarktis, halten sich jedoch i. d. R. stärker zeitlich und räumlich begrenzt an Land auf (z. B. Riddle, 2010; Braun et al., 2012). Hinzu kommt noch eine erhebliche Menge an Fracht, darunter auch Lebensmittel, Fahrzeuge und Baumaterial, die in die Fildes-Region transportiert wird und für eine Einschleppung nicht-heimischer Organismen durch die Einfuhr von Lebensmitteln und Baumaterial für die Stationen ebenfalls eine bedeutende Rolle spielt (z. B. Whinam et al., 2005; Peter et al., 2008; Lee & Chown, 2009; Osyczka, 2010; Litynska-Zajac et al., 2012; Osyczka et al., 2012; Tsujimoto & Imura, 2012; Chwedorzewska et al., 2013; Hughes et al., 2018). Ein weiteres Risiko für lokale Lebensgemeinschaften bedeuten eingeschleppte Mikroorganismen (Hughes et al., 2015a), die in der Forschung bislang selten berücksichtigt worden

sind. In der Fildes-Region wurden indes bereits nicht-native, human-assoziierte Enterobakterien mit Antibiotika-Resistenzen nachgewiesen (Chile, 2012; Hernández et al., 2012; Rabbia et al., 2016). Anhand genetischer Ähnlichkeiten von Bakterienstämmen anthropogenen Ursprungs wurde in einer aktuellen Studie eine große Konnektivität zwischen Seevögeln verschiedener Orte im Südpolarmeer nachgewiesen (Cerdà-Cuéllar et al., 2019). Dabei spielen insbesondere aasfressende oder sich opportunistisch ernährende Arten wie Skuas eine besondere Rolle (Cerdà-Cuéllar et al., 2019).

Während Passagiere von Kreuzfahrtschiffen nicht zuletzt durch ihre IAATO-Mitgliedschaft (betrifft den Großteil der Schiffe) dazu angehalten sind, ihre Ausrüstung vor Betreten der Antarktis gründlich von Pflanzenteilen zu säubern und ihr Schuhwerk zu desinfizieren, finden derartige Bemühungen unseres Wissens nach bei Versorgungs-, Patrouille- oder Forschungsschiffen nicht konsequent genug statt. Dasselbe gilt auch für einen Großteil der Personen, die mit dem Flugzeug von Punta Arena, Chile, über den Flughafen Tte. Marsh anreisen.

Schlussfolgernd lässt sich festhalten, dass es nach wie vor unserer Kenntnis nach bei Flügen von und zum Flughafen Tte. Marsh sowie auf Versorgungs-, Patrouille- oder Forschungsschiffen zumeist an konsequenten Bemühungen mangelt, um einer Einschleppung nicht-heimischer Arten ausreichend vorzubeugen und deren Ausbreitung zu verhindern. Nach der Vorgabe des aktuellen ‚Non-Native Species Manuals‘ (ATS, 2016; CEP, 2017) sowie der ‚Checklists for supply chain managers of National Antarctic Programme for the reduction in risk of transfer of non-native species‘ (COMNAP, 2010) sollten sämtliche Betreiber von Aktivitäten in diesem Gebiet, sowohl nationale Antarktis-Programme, das Militär als auch private Tourismusunternehmen effiziente Maßnahmen zur Vermeidung der Einschleppung nicht-heimischer Organismen ergreifen (Hughes et al., 2005; United Kingdom, 2013; Hughes et al., 2015b; Argentina & Chile, 2016). Da eine Ausrottung einmal etablierter Organismen oftmals nicht erfolgreich ist (z. B. Molina-Montenegro et al., 2015; Republic of Korea et al., 2016), ist die Prävention umso bedeutsamer (Hughes et al., 2015b). Hierfür wurden bereits verschiedene Empfehlungen erarbeitet (z. B. SCAR, 2009; United Kingdom, 2009; COMNAP, 2010; United Kingdom, 2010c, b; ATS, 2016; Hughes & Pertierra, 2016; United Kingdom & Spain, 2017; IAATO, 2018a, c). Ein erster Schritt in Richtung verstärkter Aufmerksamkeit für das Thema nicht-heimischer Arten im Bereich der Maxwell und Admiralty Bay ist das gemeinsame Vorgehen verschiedener Stationsbetreiber in Bezug auf ein koordiniertes Monitoring der bereits eingeschleppten Mückenart (s. o.). Um eine Etablierung der jeweiligen Arten dauerhaft zu unterbinden, ist jedoch die zeitnahe Ergreifung koordinierter und effizienter Gegenmaßnahmen dringend erforderlich.

10 Offene Fragen und Forschungsbedarf

Die Bedeutung von langjährigen Monitoringprogrammen zur Beurteilung von ökosystemaren Entwicklungen infolge von Umweltveränderungen ist allgemein anerkannt. Insbesondere in Gebieten mit schnellen Veränderungen infolge aktueller Entwicklungen, wie z. B. der rapiden Klimaveränderungen an der Westlichen Antarktischen Halbinsel (Meredith & King, 2005; Turner et al., 2014; Znój et al., 2017), sind die Durchführung und Fortsetzung derartiger Studien essentiell. Langzeiterfassungen von Seevogel- und Robbenbeständen erlauben im Gegensatz zu vielfach veröffentlichten Einschätzungen, die häufig nur auf wenigen, meist weit auseinanderliegenden Zählungen basieren, aussagekräftige Angaben zu Bestandsänderungen. Da systematische Langzeiterfassungen nur an sehr wenigen Standorten in der Antarktis durchgeführt werden, besitzen die in der vorliegenden Studie dargestellten Langzeitdatenreihen aus der Fildes-Region sowie aus ausgewählten eisfreien Bereichen der Maxwell Bay einen außerordentlich hohen Wert. Aus diesem Grund sollte das langjährige Seevogel- und Robbenmonitoring in den genannten Gebieten fortgesetzt werden. Hierbei sind neben den aktuellen Klimaveränderungen auch verschiedene anthropogene Faktoren zu berücksichtigen, die sich auf lokale Bestände insbesondere von Arten wie dem Südlichen Riesensturmvogel, dem Adélie- und dem Eselspinguin auswirken können sowie eine Einschleppung nicht-heimischer Arten verursachen können. Zudem bieten die durch Gletscherrückzug neu entstandenen eisfreien Gebiete wertvolle Möglichkeiten für interdisziplinäre Forschung der hier ablaufenden Prozesse (Rückamp et al. 2011). Somit wird ein weiterer Forschungsbedarf für folgende Bereiche gesehen:

- Weiterführung der standardisierten und GPS/GIS-gestützten Bestandsaufnahme von Brut- und Rastvögeln sowie von Robben in der Fildes-Region sowie in ausgewählten Bereichen der Maxwell Bay
- Fortsetzung der Erfassung der Reproduktionsraten ausgewählter Vogelarten in der Fildes-Region
- weiterführende Untersuchungen zu den Ursachen der Bestandsentwicklungen der in der Region vorkommenden Seevogel- und Robbenarten
- Erfassung nicht-heimischer Arten (z. B. Gräser, Arthropoden) und Überwachung der ehemaligen Standorte eingeschleppter Gräser
- Fortsetzung der Dokumentation von Gletscherrückzugsgebieten im Untersuchungsgebiet anhand von Luftbildern und Satellitenaufnahmen
- Dokumentation der Kolonisation von durch Gletscherschmelze freigelegten Gebieten durch Seevögel und Gefäßpflanzen
- Erschließung und Auswertung zusätzlicher Datenquellen durch Kooperation mit internationalen Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern
- Erfassung der Verbreitung und des Ausmaßes von Meeresmüll nach Methoden der Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources (CCAMLR)
- Erfassung von auf Auswirkungen von Meeresmüll auf Seevögel im Untersuchungsgebiet

11 Danksagung

Die vorliegende Arbeit basiert auf der engen und vertrauensvollen Zusammenarbeit mit den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Umweltbundesamts Fritz Hertel und Dr. Heike Herata. Einen wesentlichen Anteil an der Erfassung der Daten im Gelände hatten zahlreiche ehemalige und aktuelle Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der Arbeitsgruppe Polar- & Ornitho-Ökologie am Institut für Ökologie und Evolution der Friedrich-Schiller-Universität Jena, darunter D. Prowaznik, R. Ritter, M. Senf und J. Szameitke. Unterstützt wurde die Feldarbeit und Datenauswertung durch die hervorragende Kooperation mit Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Unternehmens ThINK – Thüringer Institut für Nachhaltigkeit und Klimaschutz GmbH (O. Mustafa, C. Pfeifer, J. Maercker, S. Knetsch, M.-C. Rummeler, H. Grämer und M. Haucke). Dem Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung danken wir für die Bereitstellung von Polarkleidung und die Unterstützung der Transportlogistik. Daneben bedanken wir uns für unabdingbare logistische Unterstützung bei dem Russischen Arktis- und Antarktis-Forschungsinstituts (AARI), der Russischen Antarktis-Expedition (RAE), dem Chilenischen Antarktisinstitut (INACH), der Chilenischen Luftwaffe (FACH), dem Uruguayischen Antarktisinstitut (IAU) und der Uruguayischen Luftwaffe (FAU). Den Kolleginnen und Kollegen des Korea Polar Research Institute (Arbeitsgruppe Jeong-Hoon Kim) danken wir für gemeinsame Geländeaufenthalte, fachliche Diskussionen und die Möglichkeit des Datenaustausches sowie den Unternehmen Aerovías DAP, Antarctica XXI und Oceanwide Expeditions sowie IAATO für logistische Unterstützung. Insbesondere bedanken möchten wir uns bei Alejo Contreras Stading für die stets zuverlässige logistische Hilfe, ohne die ein wesentlicher Teil des Monitorings im Gebiet der Maxwell Bay nicht möglich gewesen wäre. Die enge Kooperation mit Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern aus anderen Staaten (Südkorea, Russland, China, Chile, Argentinien, Uruguay) trug durch Unterstützung bei der Geländearbeit bzw. Datenaustausch zum erfolgreichen Abschluss des Projekts bei. Eine enge Zusammenarbeit mit russischen Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern verband uns insbesondere mit Mikhail Andreev (Russian Academy of Sciences, Komarov Institute), Larissa Savelieva und Evgeny Abakumov (beide Department of Soil Science and Soil Ecology, Universität St. Petersburg), Angelica Casanova Katny (Universidad Catolica de Temuco, Chile) sowie Kolleginnen und Kollegen des Korea Polar Research Institute, Incheon (Jeong-Hoon Kim, J.-W. Jung, W.Y. Lee). Den Leitern und Mitgliedern der Stationen der Fildes Peninsula, insbesondere der russischen Station Bellingshausen, danken wir für die Zusammenarbeit und die angenehme Atmosphäre in der Antarktis.

12 Quellenverzeichnis

- Abakumov, E. (2018): Content of available forms of nitrogen, potassium and phosphorus in ornithogenic and other soils of the Fildes Peninsula (King George Island, Western Antarctica). *Biological Communications* 63, 109-116.
- Abakumov, E. & Alekseev, I. (2018): Stability of soil organic matter in Cryosols of Maritime Antarctic: Insights from ¹³C NMR and electron spin resonance spectroscopy. *Solid Earth Discussions* 9, 1329-1339.
- Abakumov, E.V., Parnikoza, I., Vlasov, D.Y. & Lupachev, A.V. (2016): Biogenic-Abiogenic Interaction in Antarctic Ornithogenic Soils. In: O.V. Frank-Kamenetskaya, E.G. Panova & D.Y. Vlasov (Eds.). *Biogenic-Abiogenic Interactions in Natural and Anthropogenic Systems*, 237-248.
- ACAP (2018a): ACAP Species assessment: Light-mantled Albatross *Phoebastria palpebrata*. <https://acap.aq/en/acap-species/255-light-mantled-albatross/file>. aufgerufen am 06.04.2018.
- ACAP (2018b): ACAP Species assessment: Southern Giant Petrel *Macronectes giganteus*. <http://www.acap.aq/en/acap-species/288-southern-giant-petrel/file>. aufgerufen am 03.05.2018.
- ACAP (2018c): ACAP Breeding site details: King George Island. https://data.acap.aq/breeding_site.cfm?bs_id=1509. aufgerufen am 30.03.2018.
- ACAP (2018d): ACAP Breeding site details: Nelson Island. https://data.acap.aq/breeding_site.cfm?bs_id=928. aufgerufen am 30.03.2018.
- ACAP (2018e): ACAP Breeding site details: Penguin Island. https://data.acap.aq/breeding_site.cfm?bs_id=1509. aufgerufen am 30.03.2018.
- ACAP (2018f): 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 30.03.2018.
- Acuña-Rodríguez, I.S., Torres-Díaz, C., Hereme, R. & Molina-Montenegro, M.A. (2017): Asymmetric responses to simulated global warming by populations of *Colobanthus quitensis* along a latitudinal gradient. *PeerJ* 5, e3718.
- Adamson, H. & Adamson, E. (1992): Possible effects of global climate change on Antarctic terrestrial vegetation. In: P. Quilty (Ed.). *Impact of Climate Change on Antarctica*, 52-62.
- Aguirre, C.A. (1995): Distribution and abundance of birds at Potter Peninsula, 25 de Mayo (King George) Island, South Shetland Islands, Antarctica. *Marine Ornithology* 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., 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. *Ecological Monographs* 80, 49-66.
- 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. *Marine Mammal Science* 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, Antarctic. *Marine Pollution Bulletin* 97, 523-527.

- Angiel, P.J. & Korczak-Abshire, M. (2011): Recent climate change effect on penguins and pinnipeds, King George Island, Antarctica. Newsletter for the Canadian Antarctic Research Network 30, 10-14.
- Araya, B. & Arrieta, A. (1971): Las aves de Caletta Potter, Isla Rey Jorge, Antártica Chilena - censo y distribución. Revista de Biología Marina 14, 121-128.
- Argentina & Chile (2016): Report of the Inspection Program carried out by Argentina and Chile under Article VII of the Antarctic Treaty and Article 14 of the Protocol on Environmental Protection. ATCM XXXIX, Santiago. att050 to IP072.
- ATS (2005a): Management Plan for Antarctic Specially Protected Area No. 149 Cape Shirreff and San Telmo Island, Livingston Island, South Shetland Islands. ATCM XXXII, Stockholm, Sweden. Measure 2.
- ATS (2005b): Deception Island ASMA Management Plan. Measure 3 (2005). Final Report of the Twenty-Eighth Antarctic Treaty Consultative Meeting. ATCM XXXII, Stockholm, Sweden. Measure 3.
- ATS (2005c): Guidelines for Environmental Monitoring. ATCM XXVIII, Stockholm. Resolution 2.
- ATS (2006): De-listing of Fur Seals as Specially Protected Species. ATCM XXIX, Edinburgh. Measure 4.
- ATS (2009a): 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 (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 (2011): Non-native Species Manual. ATCM XXXIV, Buenos Aires. Resolution 6.
- ATS (2012): Management Plan for Antarctic Specially Protected Area No. 133 Harmony Point, Nelson Island, South Shetland Islands. ATCM XXXV, Hobart. Measure 7.
- ATS (2013): ASPA No. 132 (Potter Peninsula, King George Island (Isla 25 de Mayo), South Shetland Islands): Revised Management Plan ATCM XXXVI, Brussels. Measure 4.
- ATS (2014): Antarctic Specially Protected Area No. 171 (Narębski Point, Barton Peninsula, King George Island): Revised Management Plan. ATCM XXXVII, Brasilia. Measure 11.
- ATS (2016): Non-native species manual, Edition 2016. ATCM XXXIX, Santiago. Resolution 4.
- ATS (2018a): Antarctic Treaty Visitor site guide: Halfmoon Island.
http://www.ats.aq/siteguidelines/documents/Half_moon_e.pdf. aufgerufen am 15.03.2018.
- ATS (2018b): Antarctic Treaty Visitor site guide: Hannah Point.
http://www.ats.aq/siteguidelines/documents/Hannah_e.pdf. aufgerufen am 15.03.2018.
- Australia & France (2012): Guidelines to minimise the risks of non-native species and disease associated with Antarctic hydroponics facilities. ATCM XXXV, Hobart. WP 25 rev.1.
- 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 Biology 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. Berlin, Potsdam.
- Bannasch, R. (1984): Bemerkenswerte Vogelbeobachtungen in der Antarktis. Beiträge zur Vogelkunde 30, 149-152.

- Bannasch, R., Feiler, K. & Rauschert, M. (1984): Fortsetzung der biologischen Untersuchungen im Gebiet der sowjetischen Antarktisstation Bellingshausen. Geodätische und geophysikalische Veröffentlichungen Reihe 1 11, 1-63.
- Barbosa, A., Ortega-Mora, L.M., Garcia-Moreno, F.T., Valera, F. & Palacios, M.J. (2007): Southernmost Record of the Magellanic Penguin *Spheniscus magellanicus* in Antarctica. *Marine Ornithology* 35, 79.
- Barbosa, A., Benzal, J., De Leon, A. & Moreno, J. (2012): Population decline of chinstrap penguins (*Pygoscelis antarctica*) on Deception Island, South Shetlands, Antarctica. *Polar Biology* 35, 1453-1457.
- Barbosa, M.V., Pereira, E.A., Cury, J. & Carbone Carneiro, M.A. (2017): Occurrence of arbuscular mycorrhizal fungi on King George Island, South Shetland Islands, Antarctica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 89, 1737-1743.
- Barcikowski, A., Lyzwinska, L. & Zarzycki, K. (1999): Growth rate and biomass production of *Deschampsia antarctica* Desv. in the Admiralty Bay region, South Shetland Islands, Antarctica. *Polish Polar Research* 20, 301-311.
- Barcikowski, A., Czaplewska, J., Gielwanowska, I., Loro, P., Smykla, J. & Zarzycki, K. (2001): *Deschampsia antarctica* (Poaceae) – the only native grass from Antarctica. In: L. Frey (Ed.). *Studies on Grasses in Poland*, Szafer Institute of Botany Polish Academy of Sciences, Kraków, 367-377.
- 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.
- Bartlett, J., Convey, P. & Haymard, S.A.L. (2019): Life cycle and phenology of an Antarctic invader: the flightless chironomid midge, *Eretmoptera murphyi*. *Polar Biology* 42, 115-130.
- Bastos, V.L., Bege, L.A.R., Petry, M.V., Schere-Neto, P., Sander, M. & Strider, M.N. (1989): Registro de ocorrências raras para a região da Shetlands do sul, Antartica (Aves). V Encontro Nacional de anilhadores de aves 13, 10.
- Baumhoer, C., Dietz, A., Dech, S. & Kuenzer, C. (2018): Remote Sensing of Antarctic Glacier and Ice-Shelf Front Dynamics - A Review. *Remote Sensing* 10, 1445.
- Bennett, A.G. (1922): Notas sobre aves sub-antárticas. *El Hornero* 2, 255-258.
- Bernstein, N.P. & Tirrell, P.C. (1981): New Southerly Record for the Macaroni Penguin (*Eudyptes chrysolophus*) on the Antarctic Peninsula. *Auk* 98, 398-399.
- BirdLife International (2018a): Species factsheet: *Pygoscelis papua*. <http://www.birdlife.org>. aufgerufen am 14.03.2018.
- BirdLife International (2018b): Species factsheet: *Sterna vittata*. <http://www.birdlife.org>. aufgerufen am 10.09.2018.
- BirdLife International (2018c): Species factsheet: *Bubulcus ibis*. <http://www.birdlife.org>. aufgerufen am 16.04.2018.
- BirdLife International (2018d): Species factsheet: *Larus dominicanus*. <http://www.birdlife.org>. aufgerufen am 10.09.2018.
- BirdLife International (2018e): Species factsheet: *Stercorarius pomarinus*. <http://www.birdlife.org>. aufgerufen am 14.03.2018.
- BirdLife International (2018f): Species factsheet: *Macroneustes giganteus*. <http://www.birdlife.org>. aufgerufen am 14.03.2018.

- BirdLife International (2018g): Species factsheet: *Phoebetria palpebrata*. <http://www.birdlife.org>. aufgerufen am 06.04.2018.
- BirdLife International (2018h): Important Bird Areas factsheet: Ardley Island, King George Island. <http://www.birdlife.org>. aufgerufen am 30.03.2015.
- BirdLife International (2018i): Species factsheet: *Calidris bairdii*. <http://www.birdlife.org>. aufgerufen am 14.03.2018.
- BirdLife International (2018j): Species factsheet: *Calidris melanotos*. <http://www.birdlife.org>. aufgerufen am 14.03.2018.
- BirdLife International (2018k): Species factsheet: *Calidris fuscicollis*. <http://www.birdlife.org>. aufgerufen am 14.03.2018.
- BirdLife International (2018l): Species factsheet: *Eudyptes chrysolophus*. <http://www.birdlife.org>. aufgerufen am 14.03.2018.
- BirdLife International (2018m): Species factsheet: *Leucocarbo atriceps*. <http://www.birdlife.org>. aufgerufen am 21.11.2018.
- BirdLife International (2018n): Species factsheet: *Spheniscus magellanicus*. <http://www.birdlife.org>. aufgerufen am 14.03.2018.
- BirdLife International (2018o): Species factsheet: *Aptenodytes patagonicus*. <http://www.birdlife.org>. aufgerufen am 14.03.2018.
- BirdLife International (2018p): Species factsheet: *Daption capense*. <http://www.birdlife.org>. aufgerufen am 10.09.2018.
- BirdLife International (2018q): Species factsheet: *Ardenna grisea*. <http://www.birdlife.org> aufgerufen am 14.03.2018.
- 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.
- Biuw, M., Lydersen, C., De Bruyn, P.J.N., Arriola, A., Hofmeyr, G.G.J., Kritzing, P. & Kovacs, K.M. (2010): Long-range migration of a chinstrap penguin from Bouvetoya to Montagu Island, South Sandwich Islands. Antarctic Science 22, 157-162.
- Blankley, W.O. & Branch, G.M. (1985): Ecology of the limpets *Nacella delleserti* (Philippi) at Marion Island in the sub-Antarctic Southern Ocean. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 92, 259-281.
- Block, W., Smith, R.I.L. & Kennedy, A.D. (2009): Strategies of survival and resource exploitation in the Antarctic fellfield ecosystem. Biological Reviews 84, 449-484.
- Boersma, P.D. (2008): Penguins as marine sentinels. Bioscience 58, 597-607.
- Bokhorst, S., Huiskes, A., Convey, P., van Bodegom, P.M. & Aerts, R. (2008): Climate change effects on soil arthropod communities from the Falkland Islands and the Maritime Antarctic. Soil Biology & Biochemistry 40, 1547-1556.
- Bölter, M. (2011): Soil development and soil biology on King George Island, maritime Antarctic. Polish Polar Research 32, 105-116.
- Bost, C.A. & Jouventin, P. (1990): Laying Asynchrony in Gentoo Penguins on Crozet Islands - Causes and Consequences. Ornis Scandinavica 21, 63-70.
- Bourne, W.R.P. & Warham, J. (1966): Geographical variation in the Giant Petrels of the genus *Macronectes*. Ardea 54, 45-67.

- Boyd, I.L. (1993): Pup Production and Distribution of Breeding Antarctic Fur Seals (*Arctocephalus gazella*) at South Georgia. *Antarctic Science* 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., Mustafa, O., Nordt, A., Pfeiffer, S. & Peter, H.-U. (2012): Environmental Monitoring and Management Proposals for the Fildes Region (King George Island, Antarctica). *Polar Research* 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: T. Tin, D. Liggett, P. Maher & M. Lamers (Eds.). *Antarctic Futures: Human Engagement with the Antarctic Environment*, Springer, Dordrecht, 169-191.
- Braun, C., Esefeld, J. & Peter, H.-U. (2017a): Monitoring zu den Folgen von lokalen Klimaveränderungen auf die Schutzgüter der eisfreien Gebiete der Maxwell Bay (King George Island, Antarktis). Im Auftrag des Umweltbundesamts, Texte 25/2017, Dessau-Roßlau.
<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/monitoring-zu-den-folgen-von-lokalen>.
- Braun, C., Hertel, F. & Peter, H.-U. (2017b): Environmental Management - The Fildes Peninsula Paradigm. In: K. Dodds, A.D. Hemmings & P. Roberts (Eds.). *Handbook of the Politics of Antarctica*, Edward Elgar Publishing, 351-367.
- Braun, C., (Ed.) (2001): Ökologische Untersuchungen in Gebiet der Fildes Peninsula und Ardley Island. Unveröffentl. Expeditionsbericht 2000/01, Institut für Ökologie, Friedrich-Schiller-Universität Jena.
- Braun, M. & Goßmann, H. (2002): Glacial changes in the area of Admiralty Bay and Potter Cove, King George Island, Antarctica. In: M. Beyer & M. Boelter (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 and Planetary Change* 42, 45-58.
- Brazil & Poland (2005): Review of the Admiralty Bay Antarctic Specially Managed Area Management Plan (ASMA No 1) ATCM XXVIII, Stockholm. WP035.
- Bromwich, D.H., Nicolas, J.P., Monaghan, A.J., Lazzara, M.A., Keller, L.M., Weidner, G.A. & Wilson, A.B. (2013): Central West Antarctica among the most rapidly warming regions on Earth. *Nature Geoscience* 6, 139-145.
- Bromwich, D.H., Nicolas, J.P., Monaghan, A.J., Lazzara, M.A., Keller, L.M., Weidner, G.A. & Wilson, A.B. (2014): Central West Antarctica among the most rapidly warming regions on Earth, Corrigendum (vol 6, pg 139, 2013). *Nature Geoscience* 7, 76-76.
- Brooke, M. (2004): *Albatrosses and Petrels across the World*. Oxford University Press. Oxford.
- Brooks, S.T., Jabour, J., van den Hoff, J. & Bergstrom, B. (2019): Our footprint on Antarctica competes with nature for rare ice-free land. *Nature Sustainability* 2, 185-190.
- Brown, R.M., Techow, N.M.S.M., Wood, A.G. & Phillips, R.A. (2015): Hybridization and Back-Crossing in Giant Petrels (*Macronectes giganteus* and *M. halli*) at Bird Island, South Georgia, and a Summary of Hybridization in Seabirds. *PLoS ONE* 10, e0121688.
- Burton, R.W. (1967): Stray Birds at Signy Island, South Orkney Islands. *British Antarctic Survey Bulletin* 11, 101-102.
- Calvar, M. & Fontana, N. (2001): Relevamiento ornitológico de aves marinas migratorias en las islas Shetland del Sur: Monitoreo y anillamiento de una colonia de petrel del Wilson (*Oceanites oceanicus*). *Boletín de Actividades Científicas 1998-2000, Instituto Antártico Uruguayo* 7, 5-29.

- Calviño-Cancela, M. & Martín-Herrero, J. (2016): Spectral Discrimination of Vegetation Classes in Ice-Free Areas of Antarctica. *Remote Sensing* 8, 856.
- Cannone, N., Wagner, D., Hubberten, H.W. & Guglielmin, M. (2008): Biotic and abiotic factors influencing soil properties across a latitudinal gradient in Victoria Land, Antarctica. *Geoderma* 144, 50-65.
- Cannone, N., Guglielmin, M., Convey, P., Worland, M.R. & Longo, S.E.F. (2016): Vascular plant changes in extreme environments: effects of multiple drivers. *Climatic Change* 134, 651-665.
- 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 Biology* 32, 1427-1433.
- Carlsson, B.A. & Callaghan, T.V. (1991): Positive Plant Interactions in Tundra Vegetation and the Importance of Shelter. *Journal of Ecology* 79, 973-983.
- 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 Biology* 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.
- Carrasco, J.F. (2013): Decadal changes in the near-surface air temperature in the western side of the Antarctic Peninsula. *Atmospheric and Climate Science* 3, 275-281.
- Casanova-Katny, A., Palfner, G., Torres-Mellado, G.A. & Cavieres, L.A. (2014): Do Antarctic lichens modify microclimate and facilitate vascular plants in the maritime Antarctic? A comment to Molina-Montenegro et al. (2014). *Journal of Vegetation Science* 25, 601-605.
- Casanova-Katny, M.A. & Cavieres, L.A. (2012): Antarctic moss carpets facilitate growth of *Deschampsia antarctica* but not its survival. *Polar Biology* 35, 1869-1878.
- Casanovas, P., Black, M., Fretwell, P. & Convey, P. (2015a): Mapping lichen distribution on the Antarctic Peninsula using remote sensing, lichen spectra and photographic documentation by citizen scientists. *Polar Research* 34, 25633.
- Casanovas, P., Naveen, R., Forrest, S., Poncet, J. & Lynch, H.J. (2015b): A comprehensive coastal seabird survey maps out the front lines of ecological change on the western Antarctic Peninsula. *Polar Biology* 38, 927-940.
- Casaretto, J.A., Corcuera, L.J., Serey, I. & Zuñiga, G. (1994): Size structure of tussocks of a population of *Deschampsia antarctica* Desv. in Robert Island, Maritime Antarctic. *Serie Científica del Instituto Antártico Chileno* 44, 61-66.
- Casaux, R. & Barrera-Oro, E. (1993): The diet of the blue-eyed shag, *Phalacrocorax atriceps bransfieldensis* feeding in the Bransfield Strait. *Antarctic Science* 5, 335-338.
- Casaux, R. & Barrera-Oro, E. (2006): Shags in Antarctica: their feeding behaviour and ecological role in the marine food web. *Antarctic Science* 18, 3-14.
- Casaux, R. & Barrera-Oro, E.R. (2016): Linking population trends of Antarctic shag (*Phalacrocorax bransfieldensis*) and fish at Nelson Island, South Shetland Islands (Antarctica). *Polar Biology* 39, 1491-1497.
- Cavieres, L.A., Vivas, M., Mihoc, M.A.K., Osses, D.A., Ortiz-Gutierrez, J.M., Saez, P.L. & Bravo, L.A. (2018): The importance of facilitative interactions on the performance of *Colobanthus quitensis* in an Antarctic tundra. *Journal of Vegetation Science* 29, 236-244.
- CCAMLR (2014): Standard Methods des CCAMLR Ecosystem Monitoring Program Hobart, Tasmania.

- CEP (2017): Non-native Species Manual. Revision 2017. Buenos Aires, Secretariat of the Antarctic Treaty.
- Cerdà-Cuéllar, M., Moré, E., Ayats, T., Aguilera, M., Muñoz-González, S., Antilles, N., Ryan, P.G. & González-Solís, J. (2019): Do humans spread zoonotic enteric bacteria in Antarctica? *Science of the Total Environment* 654, 190-196.
- Chapin, F.S., Walker, L.R., Fastie, C.L. & Sharman, L.C. (1994): Mechanisms of Primary Succession Following Deglaciation at Glacier Bay, Alaska. *Ecological Monographs* 64, 149-175.
- Chesalin, M., Naveen, R., Lynch, H.J., Bullock, I., Rider, M., Miller, A., Forrest, S., Dagit, R., Dykyy, I. & Timofeyev, v. (2009): Long-term changes in populations of seabirds on Petermann Island and surrounding islands in Graham Land, Antarctic Peninsula. *Marine Ecological Journal* VIII, 5-13.
- Chile & Argentina (2011): Guidelines for the north-east beach of the Ardley Peninsula (Ardley Island), King George Island / Isla 25 de Mayo, South Shetland Islands. ATCM XXXIV, Buenos Aires. WP049.
- Chile (2012): New records of the Presence of Human Associated Microorganisms in the Antarctic Marine Environment. ATCM XXXV, Hobart. WP055.
- China (2016): Report of the Antarctic Treaty Inspections undertaken by the People's Republic of China in accordance with Article VII of the Antarctic Treaty and Article 14 of the Environmental Protocol: April 2016. ATCM XXXIX, Santiago. IP048.
- Cho, S.M., Lee, H., Jo, H., Lee, H., Kang, Y., Park, H. & Lee, J. (2018): Comparative transcriptome analysis of field- and chamber-grown samples of *Colobanthus quitensis* (Kunth) Bartl, an Antarctic flowering plant. *Scientific Reports* 8, 11049.
- 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 Vijverk, 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. (2010): Recent Rapid Climate Changes in Antarctic and Their Influence on Low Diversity Ecosystems. *Papers on Global Change IGBP* 1, 17-30.
- Chwedorzewska, K.J., Giełwanowska, I., Szczuka, E. & Bochenek, A. (2008): High anatomical and low genetic diversity in *Deschampsia antarctica* Desv. from King George Island, the Antarctic. *Polish Polar Research* 29, 377-386.
- 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.
- Chwedorzewska, K.J., Giełwanowska, I., Olech, M., Molina-Montenegro, M.A., Wodkiewicz, M. & Galera, H. (2015): *Poa annua* L. in the maritime Antarctic: an overview. *Polar Record* 51, 637-643.
- Ciaputa, P. & Sierakowski, K. (1999): Long-term population changes in Adélie, Chinstrap, and Gentoo Penguins in the regions of SSSI No. 8 and SSSI No. 34, King George Island, Antarctica. *Polish Polar Research* 1, 365-373.
- Clarke, A., Murphy, E.J., Meredith, M.P., King, J.C., Peck, L.S., Barnes, D.K.A. & Smith, R.C. (2007): Climate change and the marine ecosystem of the western Antarctic Peninsula. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 362, 149-166.

- Clayton, W.D., Vorontsova, M.S., Harman, K.T. & Williamson, H. (2002 onwards): World Grass Species: Descriptions, Identification, and Information Retrieval. <http://www.kew.org/data/grasses-db.html>. <http://www.kew.org/data/grasses-db.html>. aufgerufen am 13.08.2018.
- 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. *Scientific Reports UK* 4, 5024.
- Clucas, G.V., Younger, J.L., Kao, D., Emmerson, L., Southwell, C., Wienecke, B., Rogers, A.D., Bost, C.A., Miller, G.D., Polito, M.J., Lelliott, P., Handley, J., Crofts, S., Phillips, R.A., Dunn, M.J., Miller, K.J. & Hart, T. (2018): Comparative population genomics reveals key barriers to dispersal in Southern Ocean penguins. *Molecular Ecology* 27, 4680-4697.
- 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 Biology* 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.
- COMNAP (2010): Checklists for supply chain managers of National Antarctic Programmes for the reduction in risk of transfer of non-native species. <https://www.comnap.aq>. aufgerufen am 14.03.2019.
- Constable, A.J., Melbourne-Thomas, J., Corney, S.P., Arrigo, K.R., Barbraud, C., Barnes, D.K.A., Bindoff, N.L., Boyd, P.W., Brandt, A., Costa, D.P., Davidson, A.T., Ducklow, H.W., Emmerson, L., Fukuchi, M., Gutt, J., Hindell, M.A., Hofmann, E.E., Hosie, G.W., Iida, T., Jacob, S., Johnston, N.M., Kawaguchi, S., Kokubun, N., Koubbi, P., Lea, M.A., Makhado, A., Massom, R.A., Meiners, K., Meredith, M.P., Murphy, E.J., Nicol, S., Reid, K., Richerson, K., Riddle, M.J., Rintoul, S.R., Smith, W.O., Southwell, C., Stark, J.S., Sumner, M., Swadling, K.M., Takahashi, K.T., Trathan, P.N., Welsford, D.C., Weimerskirch, H., Westwood, K.J., Wienecke, B.C., Wolf-Gladrow, D., Wright, S.W., Xavier, J.C. & Ziegler, P. (2014): Climate change and Southern Ocean ecosystems I: how changes in physical habitats directly affect marine biota. *Global Change Biology* 20, 3004-3025.
- Convey, P. (1996): Reproduction of Antarctic flowering plants. *Antarctic Science* 8, 127-134.
- Convey, P. & Smith, R.I.L. (2006): Responses of terrestrial Antarctic ecosystems to climate change. *Plant Ecology* 182, 1-10.
- Convey, P. (2011): Antarctic terrestrial biodiversity in a changing world. *Polar Biology* 34, 1629-1641.
- Convey, P., Hopkins, D.W., Roberts, S.J. & Tyler, A.N. (2011): Global southern limit of flowering plants and moss peat accumulation. *Polar Research* 30, 8929.
- 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.
- Cooper, J., Brooke, M.d.L., Berger, A.E., Crawford, R.J.M., Hunter, S. & Williams, T. (2001): Aspects of the breeding biology of the Northern Giant Petrel (*Maronectes halli*) and the Southern Giant Petrel (*M. giganteus*) at sub-Antarctic Marion Island. *International Journal of Ornithology* 4, 53-68.
- Copello, S. & Quintana, F. (2003): Marine debris ingestion by Southern Giant Petrels and its potential relationships with fisheries in the Southern Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin* 46, 1513-1515.
- Cordier, J.R., Mendez, A., Mougin, J.L. & Visbeek, G. (1983): Les oiseaux de la baie l'Esperance Peninsula antarctique (63.24S 56.59W). *Loiseau Rev. Franc Ornithol.* 53, 261-289.

- Coria, N.R., Montalti, D., Rombola, E.F., Santosi, M.M., Betono, M.I.G. & Juárez, M.A. (2011): Birds at Laurie Island, South Orkney Islands, Antarctica: breeding species and their distribution. *Marine Ornithology* 39, 207-213.
- Corner, R.W.M. (1971): Studies in *C. quitensis* (Kunth) Bartl. and *D. antarctica* Desv.: IV. Distribution and Reproductive Performance in the Argentine Islands. *British Antarctic Survey Bulletin* 26, 41-50.
- Costa, D.P., Weise, M.J. & Arnould, J.P.Y. (2006): Worldwide pinniped population status and trends. In: J.A. Estes (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. *Integrative and Comparative Biology* 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.
- Costa, E.S. & Alves, M.A.S. (2010): The vegetation used by Skuas (*Catharacta* spp.) in their nests (Admiralty Bay, King George Island, Antarctic). 4th SCAR Open Science Conference, Oslo, Norway.
- Costa, E.S. & Alves, M.A.S. (2012): Climatic changes, glacial retraction and the skuas (*Catharacta* sp. – Stercorariidae) in Hennequin Point (King George Island, Antarctic Peninsula). *Pesquisa antartica brasileira* 5, 163-170.
- 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 in Microbiology* 19, 540-548.
- 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 Biology* 28, 483-493.
- Cristofari, R., Liu, X., Bonadonna, F., Cherel, Y., Pistorius, P., Le Maho, Y., Raybaud, V., Stenseth, N.C., Le Bohec, C. & Trucchi, E. (2018): Climate-driven range shifts of the king penguin in a fragmented ecosystem. *Nature Climate Change* 1, 245-251.
- Croxall, J. & Burton, R. (2012): *A Field Guide to the Wildlife of South Georgia*. Princeton University Press.
- 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. Cambridge.
- Croxall, J.P., McCann, T.S., Prince, P.A. & Rothery, P. (1988): Reproductive performance of seabirds and seals at South Georgia and Signy Island, South Orkney Islands, 1976-1987: Implications for the Southern Ocean monitoring studies. In: D. Sarhage (Ed.). *Antarctic Ocean and Resources Variability*, Berlin, Heidelberg, 261-285.
- Croxall, J.P., Trathan, P.N. & Murphy, E.J. (2002): Environmental Change and Antarctic Seabird Populations. *Science* 297, 1510-1514.
- Cuba-Díaz, 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. *Antarctic Science* 25, 385-386.
- Cuthbert, R.J., Cooper, J. & Ryan, P.G. (2014): Population trends and breeding success of albatrosses and giant petrels at Gough Island in the face of at-sea and on-land threats. *Antarctic Science* 26, 163-171.
- D'Amico, V., Libertelli, M.M., Coria, N. & Bertelloti, M. (2016): Blood parameters of Emperor Penguin *Aptenodytes forsteri* chicks at their northernmost Antarctic colony. *Marine Ornithology* 44, 203-205.

- Davies, B.J., Golledge, N.R., Glasser, N.F., Carrivick, J.L., Ligtenberg, S.R.M., Barrand, N.E., van den Broeke, M.R., Hambrey, M.J. & Smellie, J.L. (2014): Modelled glacier response to centennial temperature and precipitation trends on the Antarctic Peninsula. *Nature Climate Change* 4, 993-998.
- Day, T.A., Ruhland, C.T., Grobe, C.W. & Xiong, F. (1999): Growth and reproduction of Antarctic vascular plants in response to warming and UV radiation reductions in the field. *Oecologia* 119, 24-35.
- 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 Biology* 14, 1827-1843.
- Day, T.A., Ruhland, C.T., Strauss, S.L., Park, J.H., Krieg, M.L., Krna, M.A. & Bryant, D.M. (2009): Response of plants and the dominant microarthropod, *Cryptopygus antarcticus*, to warming and contrasting precipitation regimes in Antarctic tundra. *Global Change Biology* 15, 1640-1651.
- De Andrade, A.M., Machado, R.F., Bremer, U.F., Schaefer, C.E.G.R. & Simoes, J.G. (2018): Relationship between solar radiation and surface distribution of vegetation in Fildes Peninsula and Ardley Island, Maritime Antarctica. *International Journal of Remote Sensing* 39, 2238-2254.
- del Hoyo, J., Elliott, A. & Sargatal, J. (1992): Handbook of the Birds of the World, Vol. 1: Ostrich to Ducks. Lynx Edicions. Barcelona.
- del Hoyo, J., Elliott, A. & Sargatal, J. (1996): Handbook of the Birds of the World, Vol. 3: Hoatzin to Auks. Lynx Edicions. Barcelona.
- Delord, K., Barbraud, C. & Weimerskirch, H. (2004): Long-term trends in the population size of king penguins at Crozet archipelago: environmental variability and density dependence? *Polar Biology* 27, 793-800.
- Dimitrijević, D., Paiva, V.H., Ramos, J.A., Seco, J., Ceia, F.R., Chipev, N., Valente, T., Barbosa, A. & Xavier, J.C. (2018): Isotopic niches of sympatric Gentoo and Chinstrap Penguins: evidence of competition for Antarctic krill? *Polar Biology* 41, 1655-1669.
- 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. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 362, 67-94.
- Ducklow, H.W., Fraser, W.R., Meredith, M.P., Stammerjohn, S.E., Doney, S.C., Martinson, D.G., Salliey, S.F., Schofield, O.M., Steinberg, D.K., Venables, H.J. & Amsler, C.D. (2013): West Antarctic Peninsula: An Ice-Dependent Coastal Marine Ecosystem in Transition. *Oceanography* 26, 190-203.
- Dunn, M.J., Jackson, J.A., Adlard, S., Lynnes, A.S., Briggs, D.R., Fox, D. & Waluda, C.M. (2016a): Population Size and Decadal Trends of Three Penguin Species Nesting at Signy Island, South Orkney Islands. *PLoS ONE* 11, e0164025.
- Dunn, M.J., Jackson, J.A., Adlard, S. & Phillips, R.A. (2016b): Population size and trends of southern giant petrels (*Macronectes giganteus*) nesting at Signy Island, South Orkney Islands. *Polar Biology* 39, 1309-1317.
- Dunn, M.J., Forcada, J., Jackson, J.A., Waluda, C.M., Nichol, C. & Trathan, P.N. (2019): A long-term study of gentoo penguin (*Pygoscelis papua*) population trends at a major Antarctic tourist site, Goudier Island, Port Lockroy. *Biodiversity and Conservation* 28, 37-53.
- Edwards, J.A. (1972): Studies in *Colobanthus quitensis* (Kunth) Bartl. and *Deschampsia antarctica* Desv. V. Distribution, ecology and vegetation performance on Signy Island. *British Antarctic Survey Bulletin* 28, 11-28.
- Edwards, J.A. (1974): Studies in *Colobanthus quitensis* (Kunth.) Bartl. and *Deschampsia Antarctica* Desv.: VI. Reproductive Performance on Signy Island. *British Antarctic Survey Bulletin* 28, 67-86.
- Edwards, J.A. (1975): Studies in *Colobanthus quitensis* (Kunth) Bartl. and *Deschampsia antarctica* Desv.: VII. Cyclic changes related to age in *Colobanthus quitensis*. *British Antarctic Survey Bulletin* 40, 1-6.

- Egevang, C., Stenhouse, I.J., Phillips, R.A., Petersen, A., Fox, J.W. & Silk, J.R.D. (2010): Tracking of Arctic terns *Sterna paradisaea* reveals longest animal migration. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107, 2078-2081.
- Erickson, A.W. & Hanson, M.B. (1990): Continental estimates and population trends of antarctic ice seals. In: K.R. Kerry & G. Hempel (Eds.). *Antarctic Ecosystems. Ecological change and conservation*, Springer-Verlag, Heidelberg, 253-264.
- Fasanella, M., Premoli, A.C., Urdampilleta, J.D., Gonzalez, M.L. & Chiapella, J.O. (2017): How did a grass reach Antarctica? The Patagonian connection of *Deschampsia antarctica* (Poaceae). *Botanical Journal of the Linnean Society* 185, 511-524.
- 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. *Antarctic Science* 24, 323-336.
- Favero, M., Bellagamba, P.J. & Farenga, M. (1991): Abundancia y distribución espacial de las poblaciones de aves de Punta Armonía y Punta Dedo, Isla Nelson, Shetland del Sur. *Rivista Italiana di Ornitologia* 61, 85-96.
- Favero, M., Silva, P. & Ferreyra, G. (1997): Trophic relationships between the kelp gull and The Antarctic limpet at King George Island (South Shetland Islands, Antarctica) during the breeding season. *Polar Biology* 17, 431-436.
- Favero, M. & Silva, M.P. (1998): How important are pelagic preys for the kelp gull during chick-rearing at the South Shetland Islands? *Polar Biology* 19, 32-36.
- Favero, M., Silva, M.P., Khatchikian, C.E., Arias, A. & Canete, G. (2001): Preliminar data on seabird by-catch along the Patagonian shelf by argentine longline fishing vessels: period 1999–2001. *Proceedings of the First South American Workshop for Conservation of Albatrosses and Petrels*.
- Fetcher, N. (1985): Effects of Removal of Neighboring Species on Growth, Nutrients, and Microclimate of *Eriophorum vaginatum*. *Arctic and Alpine Research* 17, 7-17.
- Fieber, K.D., Mills, J.P., Miller, P.E., Clarke, L., Ireland, L. & Fox, A.J. (2018): Rigorous 3D change determination in Antarctic Peninsula glaciers from stereo WorldView-2 and archival aerial imagery. *Remote Sensing of Environment* 205, 18-31.
- 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 Journal of Marine Science* 71, 2578-2588.
- Flocco, C.G., Gomes, N.C.M., Mac Cormack, W. & Smalla, K. (2009): Occurrence and diversity of naphthalene dioxygenase genes in soil microbial communities from the Maritime Antarctic. *Environmental Microbiology* 11, 700-714.
- Flores, H., Atkinson, A., Kawaguchi, S., Krafft, B.A., Milinevsky, G., Nicol, S., Reiss, C., Tarling, G.A., Werner, R., Rebolledo, E.B., Cirelli, V., Cuzin-Roudy, J., Fielding, S., Groeneveld, J.J., Haraldsson, M., Lombana, A., Marschoff, E., Meyer, B., Pakhomov, E.A., Rombola, E., Schmidt, K., Siegel, V., Teschke, M., Tonkes, H., Toullec, J.Y., Trathan, P.N., Tremblay, N., van de Putte, A.P., van Franeker, J.A. & Werner, T. (2012): Impact of climate change on Antarctic krill. *Marine Ecology Progress Series* 458, 1-19.
- Foley, C.M., Hart, T. & Lynch, H.J. (2018): King Penguin populations increase on South Georgia but explanations remain elusive. *Polar Biology* 14, 1111-1122.
- 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 Biology* 12, 411-423.
- Forcada, J. & Trathan, P.N. (2009): Penguin responses to climate change in the Southern Ocean. *Global Change Biology* 15, 1618-1630.
- Forcada, J. & Hoffman, J.I. (2014): Climate change selects for heterozygosity in a declining fur seal population. *Nature* 511, 462-465.
- Fountain, A., Saba, G., Adams, B., Doran, P., Fraser, W.R., Gooseff, M., Obryk, M.K., Priscu, J.C., Stammerjohn, S. & Virginia, R.A. (2016): The Impact of a Large-Scale Climate Event on Antarctic Ecosystem Processes. *Bioscience* 66, 848-863.
- Fowbert, J.A. & Lewis-Smith, R.I. (1994): Rapid increase in native vascular plants in the Argentine Islands, Antarctic Peninsula. *Arctic and Alpine Research* 26, 290-296.
- Fraser, W.R. (1989): Aspects of the ecology of kelp gull (*Larus dominicanus*) on Anvers Island, Antarctic Peninsula, PhD Thesis, University of Minneapolis.
- Fraser, W.R. & Hofmann, E.E. (2003): A predator's perspective on causal links between climate change, physical forcing and ecosystem response. *Marine Ecology Progress Series* 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.
- Fretwell, P.T., Convey, P., Fleming, A.H., Peat, H.J. & Hughes, K.A. (2011): Detecting and mapping vegetation distribution on the Antarctic Peninsula from remote sensing data. *Polar Biology* 34, 273-281.
- Fretwell, P.T., LaRue, M.A., Morin, P., Kooyman, G.L., Wienecke, B., Ratcliffe, N., Fox, A.J., Fleming, A.H., Porter, C. & Trathan, P.N. (2012): An Emperor Penguin Population Estimate: The First Global, Synoptic Survey of a Species from Space. *PLoS ONE* 7, e33751.
- Fuentes-Lillo, E., Cuba-Diaz, M. & Rifo, S. (2017a): Morpho-physiological response of *Colobanthus quitensis* and *Juncus bufonius* under different simulations of climate change. *Polar Science* 11, 11-18.
- Fuentes-Lillo, E., Cuba, M., Troncoso-Castro, J.M. & Rondanelli, M. (2017b): Seeds of non-native species in King George Island soil. *Antarctic Science* 89, 4.
- Gajardo, G.M. & Yañez, J. (1982): Primer registro de *Calidris fuscicollis* (Vieillot, 1819), en Isla Livingston, Shetland del Sur, Antartica (Aves: Scolopacidae). *Serie Cientifica del Instituto Antártico Chileno* 29, 69-71.
- Gantlett, S. & Harrap, S. (1992): Identification forum: South polar skua. *Birding World* 5, 256-270.
- 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.
- Gaston, K.J. (2009): Geographic range limits of species. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 276, 1391-1393.
- Gebauer, A., Peter, H.-U. & Kaiser, M. (1987): Floristisch-ökologische Untersuchungen in der Antarktis - dargestellt am Beispiel der Verbreitung von *Deschampsia antarctica* DESV. im Bereich von Fildes Peninsula / King George Island (South Shetland Islands). *Wissenschaftliche Zeitschrift Universität Jena Naturwissenschaftliche Reihe* 36, 505-515.
- Gelatt, T. & Southwell, C.I.S.P.S.G. (2008): *Leptonychotes weddellii*. The IUCN Red List of Threatened Species. www.iucnredlist.org. aufgerufen am 16.06.2015.

- Gerighausen, U., Bräutigam, K., Mustafa, O. & Peter, H.-U. A.H.L. Huiskes, W.W.C. Gieskes, J. Rozema, et al. (2003): Expansion of Antarctic vascular plants on an Antarctic island - a consequence of climate change? 8. Antarctic biology in a global context; Proceedings of the VIIIth SCAR International Biology Symposium, Leiden, Backhuys Publishers.
- Gianoli, E., Inostroza, P., Zuniga-Feest, A., Reyes-Diaz, M., Cavieres, L.A., Bravo, L.A. & Corcuera, L.J. (2004): Ecotypic differentiation in morphology and cold resistance in Populations of *Colobanthus quitensis* (Caryophyllaceae) from the Andes of central Chile and the maritime Antarctic. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 36, 484-489.
- Giełwanowska, I., Bochenek, A. & Loro, P.M. (2005a): Biology of generative reproduction of *Deschampsia antarctica*. In: L. Frey (Ed.). *Biology of Grasses*, Polish Academy of Sciences, Kraków, 181-185.
- Giełwanowska, I., Szczuka, E., Bednara, J. & Gorecki, R. (2005b): Anatomical features and ultrastructure of *Deschampsia antarctica* (Poaceae) leaves from different growing habitats. *Annals of Botany* 96, 1109-1119.
- Giełwanowska, I., Bochenek, A. & Szczuka, E. (2007): Development of the Pollen in the Antarctic Flowering Plant *Colobanthus quitensis* (Kunth) Bartl. *Acta Agrobotanica* 60, 3-8.
- Giełwanowska, I. & Kellmann-Sopyła, W. (2015): Generative reproduction of Antarctic grasses, the native species *Deschampsia antarctica* Desv. and the alien species *Poa annua* L. *Polish Polar Research* 36, 261-279.
- Gil-Delgado, J.A., González-Solís, J. & Barbosa, A. (2013): Populations of breeding birds in Byers Peninsula, Livingston Island, South Shetland Islands. *Antarctic Science* 25, 303-306.
- Gimingham, C.H. (1967): Quantitative community analysis and bryophyte ecology on Signy Island. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 252, 251-259.
- Gold, W.G. & Bliss, L.C. (1995): Water Limitations and Plant Community-Development in a Polar Desert. *Ecology* 76, 1558-1568.
- Gonzalez, S. & Fortuny, D. (2018): How robust are the temperature trends on the Antarctic Peninsula? *Antarctic Science* 30, 322-328.
- 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 Biology* 33, 1155-1158.
- Gornall, J.L., Jonsdottir, I.S., Woodin, S.J. & Van der Wal, R. (2007): Arctic mosses govern below-ground environment and ecosystem processes. *Oecologia* 153, 931-941.
- Gornall, J.L., Woodin, S.J., Jonsdottir, I.S. & van der Wal, R. (2011): Balancing positive and negative plant interactions: how mosses structure vascular plant communities. *Oecologia* 166, 769-782.
- Graña Grilli, M. (2014): Decline in Numbers of Antarctic Skuas Breeding at Potter Peninsula, King George Island, Antarctica. *Marine Ornithology* 42, 161-162.
- Graña Grilli, M., Pari, M. & Ibañez, A.E. (2018): Poor body conditions during the breeding period in a seabird population with low breeding success. *Marine Biology* 165, 142.
- Granroth-Wilding, H.M.V. & Phillipps, R.A. (2019): Segregation in space and time explains the coexistence of two sympatric sub-Antarctic petrels. *Ibis* 161, 101-116.
- Greene, D.M. & Holtom, A. (1971): Studies in *C. quitensis* (Kunth) Bartl. and *D. antarctica* Desv.: III. Distribution, Habitats and Performance in the Antarctic Botanical Zone. *British Antarctic Survey Bulletin* 26, 1-28.
- Greene, S.W. (1964): The vascular flora of South Georgia. *British Antarctic Survey Scientific Reports* 45, 58 ff.

- 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.
- Groeneveld, E.V.G., Masse, A. & Rochefort, L. (2007): *Polytrichum strictum* as a nurse-plant in peatland restoration. *Restoration Ecology* 15, 709-719.
- Gryz, P., Gerleé, A. & Korczak-Abshire, M. (2019): New breeding site and records of king penguins (*Aptenodytes patagonicus*) on King George Island (South Shetlands, Western Antarctic). *Polar Record* 54, 275-283.
- 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. *Marine Ornithology* 26, 1-6.
- Hahn, S. & Peter, H.-U. (2003): Feeding territoriality and the reproductive consequences in brown skuas *Catharacta antarctica lonnbergi*. *Polar Biology* 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. *Marine Ecology Progress Series* 334, 287-297.
- Hahn, S. & Bauer, S. (2008): Dominance in feeding territories relates to foraging success and offspring growth in brown skuas *Catharacta antarctica lonnbergi*. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 62, 1149-1157.
- Hahn, S., Ritz, M.S. & Reinhardt, K. (2008): Marine foraging and annual fish consumption of a south polar skua population in the maritime Antarctic. *Polar Biology* 31, 959-969.
- 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. *Journal of Zoology* 223, 175-188.
- Handtke, K. & Mauersberger, G. (1977): Die Ausbreitung des Kuhreihers, *Bubulcus ibis* (L.). *Ann. Ornithol.* 1, 3-78.
- Harris, C.M., Lorenz, K., Fishpool, L.D.C., Lascelles, B., Cooper, J., Coria, N.R., Croxall, J.P., Emmerson, L.M., Fijn, R.C., Fraser, W.L., Jouventin, P., LaRue, M.A., Le Maho, Y., Lynch, H.J., Naveen, R., Patterson-Fraser, D.L., 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. BirdLife International and Environmental Research & Assessment Ltd., Cambridge. Cambridge.
- Hemmings, A.D. (1985): Sandpiper at Signy Island, South Orkney Islands, December 1981-January 1982. *British Antarctic Survey Bulletin* 69, 81-82.
- Hernández, J., Stedt, J., Bonnedahl, J., Molin, Y., Drobin, M., Calisto-Ulloa, N., Gomez-Fuentes, C., Astorga-España, M., González-Acuña, D., Waldenstroem, J., Blomqvist, M. & Olsen, B. (2012): Human-associated Extended Spectrum β -Lactamase (ESBL) in the Antarctic. *Applied and Environmental Microbiology* 78, 2056-2058.
- Higgins, P.J. & Davies, S.J.J.F. (1990): *Stercorarius pomarinus* Pomarine Jaeger. In: P.J. Higgins & S.J.J.F. Davies (Eds.). *Handbook of Australian, New Zealand and Antarctic Birds*, Oxford University Press, Melbourne, 438-447.
- 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.
- Hill, P.W., Farrar, J., Roberts, P., Farrell, M., Grant, H., Newsham, K.K., Hopkins, D.W., Bardgett, R.D. & Jones, D.L. (2011): Vascular plant success in a warming Antarctic may be due to efficient nitrogen acquisition. *Nature Climate Change* 1, 50-53.
- 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. *Marine Ecology Progress Series* 454, 91-104.
- Hinke, J.T., Trivelpiece, S.G. & Trivelpiece, W.Z. (2017): Variable vital rates and the risk of population declines in Adélie penguins from the Antarctic Peninsula region. *Ecosphere* 8, e01666.
- Hoffmann, A.A. & Sgro, C.M. (2011): Climate change and evolutionary adaptation. *Nature* 470, 479-485.
- Hofmeyr, G. (2015): *Mirounga leonina*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T13583A45227247. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T13583A45227247.en>. aufgerufen am 29.10.2018.
- Hofmeyr, G. (2016): *Arctocephalus gazella*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T2058A66993062. <http://www.birdlife.org>. aufgerufen am 05.06.2019.
- Holderegger, R., Stehlik, I., Smith, R.I.L. & Abbott, R.J. (2003): Populations of Antarctic hairgrass (*Deschampsia antarctica*) show low genetic diversity. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 35, 214-217.
- Holdgate, M.W. (1964): An experimental introduction of plants into the Antarctic. *British Antarctic Survey Bulletin* 3, 13-16.
- Holdgate, M.W. (1965): Occurrence of stray land birds in Drake Passage and the South Orkney Islands. *British Antarctic Survey Bulletin* 6, 77-78.
- 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 Biology* 29, 399-412.
- Holtom, A. & Greene, S.W. (1967): The Growth and Reproduction of Antarctic Flowering Plants. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences* 252, 323-337.
- Hope, A.S., Kimball, J.S. & Stow, D.A. (1993): The Relationship between Tussock Tundra Spectral Reflectance Properties and Biomass and Vegetation Composition. *International Journal of Remote Sensing* 14, 1861-1874.
- Hovenden, M.J. & Seppelt, R.D. (1995a): Uptake of water from the atmosphere by lichens in continental Antarctica. *Symbiosis* 18, 111-118.
- Hovenden, M.J. & Seppelt, R.D. (1995b): Exposure and nutrients as delimiters of lichen communities in continental Antarctica. *Lichenologist* 27, 505-515.
- Huckstad, L. (2015): *Leptonychotes weddellii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T11696A45226713. <https://www.iucnredlist.org/species/11696/45226713>. aufgerufen am 29.10.2018.
- Hughes, K.A., Walsh, S., Convey, P., Richards, S. & Bergstrom, D.M. (2005): Alien fly populations established at two Antarctic research stations. *Polar Biology* 28, 568-570.
- 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. (2010): The protection of Antarctic terrestrial ecosystems from inter- and intra-continental transfer of non-indigenous species by human activities: A review of current systems and practices. *Global Environmental Change* 20, 96-112.
- 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. *Biological Conservation* 144, 1682-1689.

- Hughes, K.A. & Convey, P. (2012): Determining the native/non-native status of newly discovered terrestrial and freshwater species in Antarctica - Current knowledge, methodology and management action. *Journal of Environmental Management* 93, 52-66.
- Hughes, K.A., Worland, M.R., Thorne, M.A.S. & Convey, P. (2013): The non-native chironomid *Eretmoptera murphyi* in Antarctica: erosion of the barriers to invasion. *Biological Invasions* 15, 269-281.
- Hughes, K.A., Cowan, D.A. & Wilmotte, A. (2015a): Protection of Antarctic microbial communities - 'out of sight, out of mind'. *Frontiers in Microbiology* 6, 1-6.
- Hughes, K.A. & Frenot, Y. (2015): Status of known non-native species introductions and impacts. Antarctic Environments Portal Information Summary Version 1.0. <https://environments.aq/information-summaries/status-of-known-non-native-species-introductions-and-impacts/>. aufgerufen am 21.11.2018.
- Hughes, K.A., Pertierra, L.R., Molina-Montenegro, M.A. & Convey, P. (2015b): Biological invasions in terrestrial Antarctica: what is the current status and can we respond? *Biodiversity and Conservation* 24, 1031-1055.
- Hughes, K.A., Liggett, D., Roldan, G., Wilmotte, A. & Xavier, J.C. (2016): Narrowing the science/policy gap for environmental management. *Antarctic Science* 28, 325.
- Hughes, K.A. & Pertierra, L.R. (2016): Evaluation of non-native species policy development and implementation within the Antarctic Treaty area. *Biological Conservation* 200, 149-159.
- Hughes, K.A., Misiak, M., Ulaganathan, Y. & Newsham, K.K. (2018): Importation of psychrotolerant fungi to Antarctica associated with wooden cargo packaging. *Antarctic Science* 30, 298-305.
- Hughes, K.A., Convey, P., Pertierra, L.R., Vega, G.C., Aragón, P. & Olalla-Tarraga, M.A. (2019): Human-mediated dispersal of terrestrial species between Antarctic biogeographic regions: A preliminary risk assessment. *Journal of Environmental Management* 232, 73-89.
- 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. *Biological Conservation* 171, 278-284.
- Humphries, G., Che-Castaldo, C., Bull, P.J., Lipstein, G., Ravia, A., Carrion, B., Bolton, T., Ganguly, A. & Lynch, H.J. (2018): Predicting the future is hard and other lessons from a population time series data science competition. *Ecological Informatics* 48, 1-11.
- Hunter, S. (1982): Interspecific breeding in giant petrels at South Georgia. *Emu Supplement* 82, 312-314.
- Hunter, S. (1984): Breeding Biology and Population Dynamics of Giant Petrels *Macronectes* at South Georgia (Aves, Procellariiformes). *Journal of Zoology* 203, 441-460.
- Hunter, S. (1987): Species and Sexual Isolating Mechanisms in Sibling Species of Giant Petrels *Macronectes*. *Polar Biology* 7, 295-301.
- IAATO (2018a): Don't Pack a Pest to Antarctica! Help Protect Antarctica's Pristine Environment from Non-Native Species. <https://iaato.org/documents/10157/458639/Don%27t+Pack+a+Pest.pdf>. aufgerufen am 24.10.2018.
- IAATO (2018b): IAATO Overview of Antarctic Tourism: 2017-18 Season and Preliminary Estimates for 2018-19 Season. ATCM XLI, Buenos Aires. IP071.
- IAATO (2018c): Boot, Clothing and Equipment Decontamination Guidelines for Small Boat Operations. https://iaato.org/documents/10157/14310/Boot_Washing07.pdf. aufgerufen am 24.10.2018.
- Ibáñez, F. & Monge, J.J. (1999, 2001): Avifauna de la Isla Decepción. Archipiélago de las Shetland del Sur. Antártida. *Anuario Ornitológico de Doñana* 1, 188 ff.

- 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. (1995): Distribution, abundance and biology of the Antarctic Tern *Sterna vittata* Gmelin, 1789 on King George Island (South Shetland Islands). *Acta Zoologica Cracoviensia* 38, 399-460.
- Jenouvrier, S., Holland, M., Stroeve, J., Serreze, M., Barbraud, C., Weimerskirch, H. & Caswell, H. (2014): Projected continent-wide declines of the emperor penguin under climate change. *Nature Climate Change* 4, 715-718.
- Jones, C.A. & Henry, G.H.R. (2003): Primary plant succession on recently deglaciated terrain in the Canadian High Arctic. *Journal of Biogeography* 30, 277-296.
- Jouventin, P. & Weimerskirch, H. (1988): Demographic strategies of southern albatrosses. *Acta XIX Congressus Internationalis Ornithologici* 857-865.
- Juárez, M.A., Libertelli, M.M., Santos, M.M., Negrete, J., Gray, M., Baviera, M., Morgeira, M.E., Donini, G., Carlini, A. & Coria, N.R. (2010): Aves, Charadriiformes, Scolopacidae, *Limosa haemastica*, (Linnaeus, 1758): First record from South Shetland Islands and Antarctic Peninsula, Antarctica. *Check List* 6, 559-560.
- 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 Research* 32, 18448.
- 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? *Antarctic Science* 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. *Antarctic Science* 27, 455-461.
- Juárez, M.A., Ferrer, F., Coria, N.R. & Santos, M. (2017): Breeding events of king penguin at the South Shetland Islands: Has it come to stay? *Polar Biology* 40, 457-461.
- Kaiser, M., Peter, H.-U. & Gebauer, A. (1988a): Zum Bruterfolg und einigen Gelegeparametern der Antarktischeeschwalbe, *Sterna vittata* (GMELIN, 1789) auf King George Island, Südshetlandinseln. *Beiträge zur Vogelkunde* 34, 317-340.
- Kaiser, M., Peter, H.-U. & Gebauer, A. (1988b): Kuhreiher *Ardeola ibis* (L.) in der Antarktis. *Beiträge zur Vogelkunde* 34, 202-203.
- Kejna, M., Láska, K. & Caputa, Z. (1998): Recession of the Ecology Glacier (King George Island, Antarctica) in the period 1961–1996. 25th International Polar Symposium, Warsaw, Poland.
- Kejna, M. (1999): Air temperature on King George Island, South Shetland Islands, Antarctica. *Polish Polar Research* 20, 183-201.
- Kejna, M. (2003): Trends of air temperature of the Antarctic during the period 1958-2000. *Polish Polar Research* 24, 99-126.

- Kejna, M., Arażny, A. & Sobota, I. (2013): Climatic change on King George Island in the years 1948–2011. *Polish Polar Research* 34, 213-235.
- Kellmann-Sopya, W. & Giełwanowska, I. (2015): Germination capacity of five polar Caryophyllaceae and Poaceae species under different temperature conditions. *Polar Biology* 38, 1753-1765.
- Kennedy, A.D. (1993): Water as a Limiting Factor in the Antarctic Terrestrial Environment - a Biogeographical Synthesis. *Arctic and Alpine Research* 25, 308-315.
- Kennedy, M. & Spencer, H.G. (2014): Classification of the cormorants of the world. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 79, 249-257.
- Kerr, R.A. (2006): A worrying trend of less ice, higher seas. *Science* 311, 1698-1701.
- Kerry, K.R. & Garland, B.R. (1984): The breeding biology of the Light-mantled Sooty Albatross *Phoebastria palpebrata* on Macquarie Island. *Tas. Nat.* 79, 21-23.
- Kim, J.-H. & Chung, H.-S. (2004): Distribution Pattern of *Deschampsia antarctica*, a Flowering Plant Newly Colonized around King Sejong Station in Antarctica. *Ocean and Polar Research* 26, 23-32.
- 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 Biology* 30, 903-916.
- Kirchgäßner, A. (2011): An analysis of precipitation data from the Antarctic base Faraday/Vernadsky. *International Journal of Climatology* 31, 404-414.
- Koc, J., Androsiuk, P., Chwedorzewska, K., Cuba-Díaz, M., Górecki, R. & Giełwanowska, I. (2018): Range-wide pattern of genetic variation in *Colobanthus quitensis*. *Polar Biology* 41, 2467-2479.
- 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. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 11, 31-56.
- Kokubun, N., Takahashi, A., Mori, Y., Watanabe, S. & Shin, H.C. (2010): Comparison of diving behavior and foraging habitat use between chinstrap and gentoo penguins breeding in the South Shetland Islands, Antarctica. *Marine Biology* 157, 811-825.
- Komarkova, V., Poncet, S. & Poncet, J. (1985): Two Native Antarctic Vascular Plants, *Deschampsia antarctica* and *Colobanthus quitensis*: A New Southernmost Locality and Other Localities in the Antarctic Peninsula Area. *Arctic and Alpine Research* 17, 401-416.
- Komarkova, V., Poncet, S. & Poncet, J. (1990): Additional and Revisited Localities of Vascular Plants *Deschampsia antarctica* Desv and *Colobanthus quitensis* (Kunth) Bartl in the Antarctic Peninsula Area. *Arctic and Alpine Research* 22, 108-113.
- Kopp, M., Hahn, S. & Peter, H.-U. (2010): Nischendifferenzierung bei Skuas (*Catharacta spec.*) im Gebiet der maritimen Antarktis. 143. Jahresversammlung der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft, Helgoland.
- 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 Record* 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.

- Korczak-Abshire, M., Zmarz, A., Rodzewicz, M., Kycko, M., Karsznia, I. & Chwedorzewska, K. (2019): Study of fauna population changes on Penguin Island and Turret Point Oasis (King George Island, Antarctica) using an unmanned aerial vehicle. *Polar Biology* 42, 217-224.
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B. & Rubel, F. (2006): World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* 15, 259-263.
- 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.
- Krietsch, J., Esefeld, J., Braun, C., Lisovski, S. & Peter, H.-U. (2016): 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 Biology* 39, 573-582.
- Krna, M.A., Day, T.A. & Ruhland, C.T. (2009): Effects of neighboring plants on the growth and reproduction of *Deschampsia antarctica* in Antarctic tundra. *Polar Biology* 32, 1487-1494.
- Łachacz, A., Kalisz, B., Giełwanowska, I., Olech, M., Chwedorzewska, K. & Kelman-Sopyła, W. (2018): Nutrient abundance and variability from Antarctic soils in the coastal of King George Island. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 18, 294-311.
- Lake, S., Burton, H., Barker, R. & Hindell, M. (2008): Annual reproductive rates of Weddell seals in eastern Antarctica from 1973 to 2000. *Marine Ecology Progress Series* 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.
- Lange, U. & Naumann, J. (1990): Weitere Erstnachweise von Vogelarten im Südwesten von King George Island (Südshetland-Inseln, Antarktis). *Beiträge zur Vogelkunde* 36, 165-170.
- 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.
- Laskowski, Z., Korczak-Abshire, M. & Zdzitowiecki, K. (2012): Changes in acanthocephalan infection of the Antarctic fish *Notothenia coriiceps* in Admiralty Bay, King George Island, over 29 years. *Polish Polar Research* 33, 99-108.
- Laws, R.M. (1994): History and Present Status of Southern Elephant Seal Populations. In: B.J. Le Boeuf & R.M. Laws (Eds.). *Elephant seals: Population ecology, behavior, and physiology*, University of California Press, Berkeley, 66-85.
- Lazo, I.F. & Yañez, J. (1989): First record of black-necked swan *Cygnus melancoryphus* in South Shetland and Antarctica. *Polar Record* 25, 354.
- 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.
- Lee, J.E. & Chown, S.L. (2009): Quantifying the propagule load associated with the construction of an Antarctic research station. *Antarctic Science* 21, 471-475.
- Lee, J.R., Raymond, B., Bracegirdle, T.J., Chades, I., Fuller, R.A., Shaw, J.D. & Terauds, A. (2017a): Climate change drives expansion of Antarctic ice-free habitat. *Nature* 547, 49-54.
- Lee, W.Y., Kim, H.-C., Han, Y.D., Hyun, C.-U., Park, S., Jung, J.-W. & Kim, J.-H. (2017b): Breeding records of kelp gulls in areas newly exposed by glacier retreat on King George Island, Antarctica. *Journal of Ethology* 35, 131-135.

- Lesinski, G. (1993): Monitoring of birds and pinnipedians on King George Island (South Shetland Islands) in 1989/1990. *Polish Polar Research* 14, 75-89.
- Levkovsky, V.P., Tikhmenev, E.A. & Levkovsky, E.P. (1981): Cleistogamy in arctic grasses. *Botanicheskij Zhurnal* 66, 116-120.
- Levy, H., Clucas, G., Rogers, A.D., Leaché, A.D., Ciborowski, K.L., Polito, M.J., Lynch, H.J., Dunn, M.J. & Hart, T. (2016): Population structure and phylogeography of the Gentoo Penguin (*Pygoscelis papua*) across the Scotia Arc. *Ecology and Evolution* 6, 1834-1853.
- Lewis-Smith, R.I. (1982a): Farthest south and highest occurrence of vascular plants in the Antarctic. *Polar Record* 21, 170-173.
- Lewis-Smith, R.I. (1982b): Plant succession and re-exposed moss banks on a deglaciated headland in Arthur Harbour, Anvers Island. *British Antarctic Survey Bulletin* 51, 193-199.
- Lewis-Smith, R.I. (1984): Terrestrial plant biology of the sub-Antarctic and Antarctic. In: R.M. Laws (Ed.). *Antarctic Ecology I*, London Academic Press, London, 61-162.
- Lewis-Smith, R.I. & Poncet, S. (1985): New southernmost record for Antarctic flowering plants. *Polar Record* 22, 425-427.
- Lewis-Smith, R.I. & Poncet, S. (1987): *Deschampsia antarctica* and *Colobanthus quitensis* in the Terra Firma Islands. *British Antarctic Survey Bulletin* 74, 31-35.
- Lewis-Smith, R.I. (1990): Signy Island as a Paradigm of Biological and Environmental Change in Antarctic Terrestrial Ecosystems. In: K.R. Kerry & G. Hempel (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. (1996): Introduced plants in Antarctica: potential impacts and conservation issues. *Biological Conservation* 76, 135-146.
- Lewis-Smith, R.I. (1999): Biological and environmental characteristics of three cosmopolitan mosses dominant in continental Antarctica. *Journal of Vegetation Science* 10, 231-242.
- Lewis-Smith, R.I. (2003): The enigma of *Colobanthus quitensis* and *Deschampsia antarctica* in Antarctica. In: A.H.L. Huiskes, W.W.C. Gieskes, J. Rozema, et al. (Eds.). *Antarctic Biology in a Global Context*, Blackhuys Publishers, Leiden, 2234-239.
- Lewis-Smith, R.I. & Richardson, M. (2011): Fuegian plants in Antarctica: natural or anthropogenically assisted immigrants? *Biological Invasions* 13, 1-5.
- Lewis, P.N., Riddle, M.J. & Smith, S.D.A. (2005): Assisted passage or passive drift: a comparison of alternative transport mechanisms for non-indigenous coastal species into the Southern Ocean. *Antarctic Science* 17, 183-191.
- Lindsay, D.C. (1971): Vegetation of the South Shetland Islands. *British Antarctic Survey Bulletin* 25, 59-83.
- Lirio, J.M., Matko, C.G., Falk, U., Coria, S.h., Silva Busso, A., Del Valle, R. & Marinsek, S. I. Guaiquil, Leppe, M., Rojas, P., Canales, R. (2017): 60 años de retroceso glaciar en Península Potter, Isla 25 de mayo, Islas Shetland del Sur, Antártida. (60 years of glacier retreat in Peninsula Potter, 25 de Mayo Island, South Shetland Islands, Antarctica). IX Congreso Latinoamericano de Ciencias Antártica, Punta Arenas, Chile, Instituto Antártico Chileno.
- 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 Biology* 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. *Biodiversity and Conservation* 21, 3411-3421.
- 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.
- Longton, R. (1974): Microclimatic and biomass in communities of the *Bryum* association on Ross Island, Continental Antarctica. *Bryologist* 77, 109-127.
- Longton, R.E. (1988): The biology of polar bryophytes and lichens. Cambridge University Press. Cambridge.
- 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. *Marine Ornithology* 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. *Marine Ornithology* 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 Science* 16, 149-165.
- Lynch, H.J., Fagan, W.F. & Naveen, R. (2010): Population trends and reproductive success at a frequently visited penguin colony on the western Antarctic Peninsula. *Polar Biology* 33, 493-503.
- Lynch, H.J., Naveen, R., Trathan, P.N. & Fagan, W.F. (2012): 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 Biology* 27, 544-554.
- Lyver, P.O., Barron, M., Barton, K.J., Ainley, D.G., Pollard, A., Gordon, S., McNeill, S., Ballard, G. & Wilson, P.R. (2014): Trends in the Breeding Population of Adélie Penguins in the Ross Sea, 1981-2012: A Coincidence of Climate and Resource Extraction Effects. *PLoS ONE* 9, e91188.
- Maciejowski, W., Osyczka, P., Smykla, J., Ziaja, W., Ostafin, K. & Krzewicka, B. (2018): Diversity and distribution of lichens in recently deglaciated areas of southeastern Spitsbergen. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 87, 3596.
- Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M. & Bazzaz, F.A. (2000): Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10, 689-710.
- Marchant, S. & Higgins, P.J. (1990a): Handbook of Australia, New Zealand and Antarctic birds. Volume 3, Snipe to Pigeons. Oxford University Press. Melbourne.
- Marchant, S. & Higgins, P.J. (1990b): Handbook of Australia, New Zealand and Antarctic birds. Volume 1 Part A, Ratites to Petrels. Oxford University Press. Melbourne.
- Marchant, S. & Higgins, P.J. (1990c): Handbook of Australia, New Zealand and Antarctic birds. Volume 1 Part B, Pelican to Ducks. Oxford University Press. Melbourne.
- Marin, M. (2014): Unusual bird records from the Antarctic Peninsula. *Notornis* 61, 215-218.
- 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.
- Matthew, K. (1982): Rockhopper Penguin (*Eudyptes chrysocome*) Record at Palmer-Station, Antarctica. *Auk* 99, 384-384.

- Mavlyudov, B.R. (2014): Ice mass balance of the Bellingshausen ice cap in 2007–2012 (King George Island, South Shetland Islands, Antarctica). *Ice and Snow* 1 125, 27-34 (In Russian with English summary).
- Maxson, S.J. & Bernstein, N.P. (1980): Ecological studies of southern black-backed gulls, blue-eyed shags and Adélie penguins at Palmer Station. *Antarctic Journal of the United States* 15, 157.
- Maxson, S.J. & Bernstein, N.P. (1984): Breeding season time budgets of the southern black-backed gull in Antarctica. *The Condor* 86, 401-409.
- McClintock, J., Ducklow, H. & Fraser, W. (2008): Ecological responses to climate change on the Antarctic Peninsula. *American Scientist* 96, 302-310.
- McGraw, J.B. & Day, T.A. (1997): Size and characteristics of a natural seed bank in Antarctica. *Arctic and Alpine Research* 29, 213-216.
- Mendonca, 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 Science Society of America Journal* 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. *Geophysical Research Letters* 32, L19604.
- Micol, T. & Jouventin, P. (2001): Long-term population trends in seven Antarctic seabirds at Pointe Geologie (Terre Adélie) - Human impact compared with environmental change. *Polar Biology* 24, 175-185.
- Milius, N. (2000): The birds of Rothera, Adelaide Island, Antarctic Peninsula. *Marine Ornithology* 28, 63-67.
- Miller, A.K., Kappes, M.A., Trivelpiece, S.G. & Trivelpiece, W.Z. (2010): Foraging-Niche Separation of Breeding Gentoo and Chinstrap Penguins, South Shetland Islands, Antarctica. *Condor* 112, 683-695.
- Molina-Montenegro, M.A., Torres-Diaz, C., Carrasco-Urra, F., Gonzalez-Silvestre, L.A. & Gianoli, E. (2012): Phenotypic plasticity in two antarctic populations of *Colobanthus quitensis* (Caryophyllaceae) under a simulated global change scenario. *Gayana Botanica* 69, 152-160.
- Molina-Montenegro, M.A., Ricote-Martinez, N., Munoz-Ramirez, C., Gomez-Gonzalez, S., Torres-Diaz, 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.
- Molina-Montenegro, M.A., Pertierra, L.R., Razeto-Barry, P., Diaz, J., Finot, V.L. & Torres-Diaz, C. (2015): A recolonization record of the invasive *Poa annua* in Paradise Bay, Antarctic Peninsula: modeling of the potential spreading risk. *Polar Biology* 38, 1091-1096.
- 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. Berlin, 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., Orgeira, J.L. & Di Martino, S. (1999): New records of vagrant birds in the South Atlantic and in the Antarctic. *Polish Polar Research* 20, 347-354.
- Müller-Schwarze, D. & Müller-Schwarze, C. (1975): A survey of twenty-four rookeries of pygoscelid penguins in the Antarctic Peninsula region. In: B. Stonehouse (Ed.). *The biology of penguins*, London, 309-320.
- Mura-Jornet, I., Pimentel, C., Dantas, G.P.M., Petry, M.V., Gonzalez-Acuna, D., Barbosa, A., Lowther, A.D., Kovacs, K.M., Poulin, E. & Vianna, J.A. (2018): Chinstrap penguin population genetic structure: one or more populations along the Southern Ocean? *BMC Evolutionary Biology* 18, 90.

- 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. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 274, 3057-3067.
- Mustafa, O., Pfeifer, C., Peter, H.-U., Kopp, M. & Metzger, 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., Grämer, H., Maercker, J., Rümmler, M.-C., Senf, M., Pfeifer, C. & Peter, H.-U. (2017): Monitoring von Pinguinkolonien in der Antarktis mithilfe von Fernerkundungsdaten Im Auftrag des Umweltbundesamts. Texte 29/2017. Dessau-Roßlau.
<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/monitoring-von-pinguinkolonien-in-der-antarktis>.
- 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.
- 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 Biology* 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.
- New Zealand (2006): Non-native Species in the Antarctic. Report of a Workshop. ATCM XXIX, Edinburgh. WP013.
- Newman, J., Coetzee, B.W.T., Chown, S.L., Terauds, A. & Mclvor, E. (2014): The introduction of non-native species to the Antarctic. Antarctic Environments Portal Information Summary Version 1.0.
<http://environments.aq/information-summaries/the-introduction-of-non-native-species-to-antarctica/>. aufgerufen am 09.09.2018.
- Nikolaev, V.A. (1975): Journey to the King George Island (Antarctica) (in russ.). *Botaniceski Journal* 60, 1031-1043.
- Norberg, J., Urban, M.C., Vellend, M., Klausmeier, C.A. & Loeuille, N. (2012): Eco-evolutionary responses of biodiversity to climate change. *Nature Climate Change* 2, 747-751.
- Ochyra, R. (1998): The moss flora of King George Island Antarctica. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences. Cracow.
- Odening, K. & Bannasch, R. (1980): Fachlicher Bericht über die Teilnahme der 1. Biologengruppe der DDR an der 25. Sowjetischen Antarktisexpedition (SAE), sowjetische Station Bellingshausen auf King George (Waterloo), Südshetlandinseln. Unveröffentl. Expeditionsbericht, Akademie der Wissenschaften, Potsdam. Potsdam.
- Olavarría, C., Coria, N., Schlatter, R., Hucke-Gaete, R., Vallejos, V., Godoy, C., Torres, D. & Aguayo-Lobo, A. (1999): Cisnes de cuello negro *Cygnus melanocorypha* (Molina) 1782 en el área de las Islas Shetland del sur y Península Antártica. *Serie Científica del Instituto Antártico Chileno* 49, 79-87.
- Olech, M. (2004): Lichens of King George Island, Antarctica. The Institute of Botany of the Jagiellonian University. Krakow.
- Oliva, M., Navarro, F., Hrbacek, F., Hernandez, A., Nyvlt, D., Pereira, P., Ruiz-Fernandez, J. & Trigo, R. (2017): Recent regional climate cooling on the Antarctic Peninsula and associated impacts on the cryosphere. *Science of the Total Environment* 580, 210-223.

- Orgeira, J.L. & Fogliatto, O.N. (1991): The blacknecked swan *Cygnus melanocoryphus* in Antarctica. *Marine Ornithology* 19, 140-143.
- Orta, J., Garcia, E.F.J., Christie, D.A., Jutglar, F. & Kirwan, G.M. (2019): Imperial Shag (*Leucocarbo atriceps*). In: J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie & E. de Juana (Eds.). *Handbook of the Birds of the World Alive*, Lynx Edicions, Barcelona. (<https://www.hbw.com/species/imperial-shag-leucocarbo-atriceps>. aufgerufen am 12.06.2019).
- Osman, L.P., Hucke-Gaete, R., Moreno, C.A. & Torres, D. (2004): Feeding ecology of Antarctic fur seals at Cape Shirreff, South Shetlands, Antarctica. *Polar Biology* 27, 92-98.
- Osmanoglu, B., Braun, M., Hock, R. & Navarro, F.J. (2013a): Surface velocity and ice discharge of the ice cap on King George Island, Antarctica. *Annals of Glaciology* 54, 111-119.
- Osmanoglu, B., Corcuera, M.I., Navarro, F., Braun, M.H. & Hock, R. (2013b): Frontal ablation and temporal variations in surface velocity of Livingston Island ice cap, Antarctica. *The Cryosphere Discussions* 7, 4207-4240.
- Osyczka, P. (2010): Alien lichens unintentionally transported to the "Arctowski" station (South Shetlands, Antarctica). *Polar Biology* 33, 1067-1073.
- Osyczka, P., Mleczko, P., Karasinski, D. & Chlebicki, A. (2012): Timber transported to Antarctica: a potential and undesirable carrier for alien fungi and insects. *Biological Invasions* 14, 15-20.
- Ozheredova, I.P., Parnikoza, I., Poronnik, O.O. & Kunakh, V. (2015): The mechanisms of Antarctic vascular plants adaptation to abiotic environmental factors. *Cytology and Genetics* 49, 139-145.
- 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. *Annals of Glaciology* 27, 633-635.
- Park, J.S., Ahn, I.Y. & Lee, E.J. (2012): Influence of soil properties on the distribution of *Deschampsia antarctica* on King George Island, Maritime Antarctica. *Polar Biology* 35, 1703-1711.
- Park, J.S., Ahn, I.Y. & Lee, E.J. (2013): Spatial Distribution Patterns of the Antarctic Hair Grass *Deschampsia antarctica* in Relation to Environmental Variables on Barton Peninsula, King George Island. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 45, 563-574.
- Parker, W.C., Watson, S.R. & Cairns, D.W. (1997): The role of hair-cap mosses (*Polytrichum* spp) in natural regeneration of white spruce (*Picea glauca* (Moench) Voss). *Forest Ecology and Management* 92, 19-28.
- Parmelee, D.F. (1977): Adaptations of Arctic Terns and Antarctic Terns within Antarctic ecosystems. In: G.A. Llano (Ed.). *Adaptations within within Antarctic ecosystems*, 687-702.
- Parmelee, D.F., Fraser, W.R. & Neilson, D.R. (1977): Birds of the Palmer Station area. *Antarctic Journal of the United States* 12, 14-21.
- Parmelee, D.F. & Fraser, W.R. (1989): Multiple sightings of Black-necked Swans in Antarctica. *American Birds* 43, 1231-1232.
- Parmelee, D.F. (1992): *Antarctic Birds - Ecological and Behavioral Approaches*. University of Minnesota Press. Minneapolis.
- Parnikoza, I., Convey, P., Dykyyz, I., Trokhymets, V., Milinevsky, G., Tyschenko, O., Inozemtseva, D. & Kozeretska, I. (2009a): Current status of the Antarctic herb tundra formation in the Central Argentine Islands. *Global Change Biology* 15, 1685-1693.
- Parnikoza, I., Kozeretska, O. & Kozeretska, I. (2009b): Is a Translocation of Indigenous Plant Material Successful in the Maritime Antarctic? *Polarforschung* 78, 25-27.

- Parnikoza, I., Kozeretska, I. & Kunakh, V. (2011): Vascular Plants of the Maritime Antarctic: Origin and Adaptation. *American Journal of Plant Sciences* 2, 381-395.
- 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 Biology* 35, 1753-1758.
- Parnikoza, I., Abakumov, E., Korsun, S., Klymenko, I., Netsyk, M., Kudinova, A. & Kozeretska, I.A. (2017): Soils of the Argentine Islands, Antarctica: Diversity and Characteristics. *Polarforschung* 86, 83-96.
- Parnikoza, I., Rozhok, A., Convey, P., Veselski, M., Esefeld, J., Ochyra, R., Mustafa, O., Braun, C., Peter, H.-U., Smykla, J., Kunakh, V. & Kozeretska, I. (2018): Spread of Antarctic vegetation by the kelp gull: comparison of two maritime Antarctic regions. *Polar Biology* 41, 1143-1155.
- Parnikoza, I.Y., Maidanuk, D.N. & Kozeretska, I.A. (2007): Are *Deschampsia antarctica* Desv. and *Colobanthus quitensis* (Kunth) Bartl. migratory relicts? *Cytology and Genetics* 41, 226-229.
- 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*. *Marine Ornithology* 36, 115-124.
- Pavel, V. & Weidinger, K. (2013): First records of the white-rumped sandpiper and brown-hooded gull south-east of the Antarctic Peninsula. *Antarctic Science* 25, 387-388.
- Peña, F.M., Poulin, E., Dantas, G.P.M., Gonzales-Acuna, D. & Petry, M.V. (2014): Have Historical Climate Changes Affected Gentoo Penguin (*Pygoscelis papua*) Populations in Antarctica? *PLoS ONE* 9, e95375.
- Perchivale, P.J., Mennucci, J.A., Silvestro, A., Moran, P., Pereira, A.G., Pastorizo, P., Coppola, W.H., Migliorisi, L. & Coria, N.R. (2016): Registro más austral del pato picazo (*Netta peposaca*: Anseriformes: Anatidae) en Punta Elefante, Antártida. *Acta Zoologica Lilloana* 60, 184-187.
- 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.
- Pereira, J.L., Pereira, P., Padeiro, A., Gonçalves, F., Amaro, E., Leppe, M., Verkulich, S.R., Hughes, K.A., Peter, H.-U. & Canário, J. (2017): Environmental hazard assessment of contaminated soils in Antarctica: Using a structured tier 1 approach to inform decision-making. *Science of the Total Environment* 574, 443-454.
- Perez-Torres, E., Dinamarca, J., Bravo, L.A. & Corcuera, L.J. (2004): Responses of *Colobanthus quitensis* (Kunth) Bartl. to high light and low temperature. *Polar Biology* 27, 183-189.
- Pertierra, L.R., Lara, F., Benayas, J. & Hughes, K.A. (2013): *Poa pratensis* L., current status of the longest-established non-native vascular plant in the Antarctic. *Polar Biology* 36, 1473-1481.
- Pertierra, L.R., Hughes, K.A., Tejedó, P., Enriquez, N., Lucianez, M.J. & Benayas, J. (2017): Eradication of the non-native *Poa pratensis* colony at Cierva Point, Antarctica: A case study of international cooperation and practical management in an area under multi-party governance. *Environmental Science & Policy* 69, 50-56.
- 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., Kaiser, M. & Gebauer, A. (1990): Ecological and morphological investigations on South Polar Skuas (*Catharacta maccormicki*) and Brown Skuas (*Catharacta skua lonnbergi*) on Fildes Peninsula, King George Island, South Shetland Islands. *Zoologisches Jahrbuch Systematik* 117, 201-218.

- 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. Im Auftrag des Umweltbundesamts, Texte 09/2008, Dessau-Roßlau. <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/evaluierung-des-gefaehrdungsgrades-gebiete-fildes>.
- Peter, H.-U. & Huch, M. (2009): Das Internationale Polarjahr 2007/08. Folge 21: Studenten-Expeditionen im Internationalen Polarjahr. *Polarforschung* 78, 125-127.
- Peter, H.-U., Braun, C., Janowski, S., Nordt, A., Nordt, A. & Stelter, M. (2013): Aktuelle Umweltsituation und Vorschläge zum Management der Fildes Peninsula Region. Im Auftrag des Umweltbundesamts, Texte 02/2013, Dessau-Roßlau. <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/aktuelle-umweltsituation-vorschlaege-management>.
- Petersen, E., Krüger, L. & Petry, M.V. (2011): Responses of an Antarctic Kelp Gull *Larus dominicanus* reproductive population to climate change. INCT-APA Annual Activity Report.
- Petersen, E.S., Rossi, L.C. & Petry, M.V. (2015): Records of vagrant bird species in Antarctica: new observations. *Marine Biodiversity Records* 8, e6.
- Petry, M.V., Basler, A.B., Valls, F.C.L. & Krüger, L. (2013a): First record of the rockhopper penguin *Eudyptes chrysocome* at Elephant Island, South Shetland Islands. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 8, 147-151.
- Petry, M.V., Basler, A.B., Valls, F.C.L. & Krüger, L. (2013b): New southerly breeding location of king penguins (*Aptenodytes patagonicus*) on Elephant Island (Maritime Antarctic). *Polar Biology* 36, 603-606.
- Petry, M.V., Valls, F., Petersen, E., Finger, J.V.G. & Krüger, L. (2018): Population trends of seabirds at Stinker Point, Elephant Island, Maritime Antarctica. *Antarctic Science* 30, 220-226.
- Pfeifer, C., Peter, H.-U., Rümmler, M.-C. & Mustafa, O. (2018): Mapping Penguins and Blue-eyed Shags at Remote Islets by Fixed Wing UAV. Presented at: SCAR/IASC Open Science Conference, Davos/Switzerland.
- Pfeifer, C., Barbosa, A., Mustafa, A., Peter, H.-U., Brenning, A. & Rümmler, M.-C. (2019): Using Fixed-Wing UAV for Detecting and Mapping the Distribution and Abundance of Penguins on the South Shetlands Islands, Antarctica. *Drones* 3, 39.
- Pfeiffer, S. & Peter, H.-U. (2003): Umsetzung des Umweltschutzprotokoll-Ausführungsgesetzes (AUG), Teilvorhaben 3: Bestandsaufnahme und Managementpläne für zwei touristisch genutzte Gebiete der Antarktis. Umweltbundesamt. Berlin.
- Pfeiffer, S. & Peter, H.-U. (2004): Ecological studies toward the management of an Antarctic tourist landing site (Penguin Island, South Shetland Islands). *Polar Record* 40, 345-353.
- Pfeiffer, S. (2005): Effects of Human Activities on Southern Giant Petrels and Skuas in the Antarctic, PhD Thesis, University of 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.
- Phillips, R.A., Furness, R.W. & Stewart, F.M. (1998): The influence of territory density on the vulnerability of Arctic skuas *Stercorarius parasiticus* to predation. *Biological Conservation* 86, 21-31.
- Phillips, R.A., Silk, J.R.D., Massey, A. & Hughes, K.A. (2019): Surveys reveal increasing and globally important populations of south polar skuas and Antarctic shags in Ryder Bay (Antarctic Peninsula). *Polar Biology* 42, 423-432.

- Pickett, E.P., Fraser, W.R., Patterson-Fraser, D.L., Cimino, M.A., Torres, L.G. & Friedlaender, A.S. (2018): Spatial niche partitioning may promote coexistence of *Pygoscelis* penguins as climate-induced sympatry occurs. *Ecology and Evolution* 8, 9764-9778.
- Pina, P., Heleno, S. & Vieira, G. (2017): From UAV to satellites in Antarctica: Integrating multiscale imagery to improve vegetation mapping. *IPA Ibérico, Mieres, Spain*.
- Plenzler, J., Budzik, T., Puczko, D. & Bialik, R.J. (2019): Climatic conditions at Arctowski Station (King George Island, West Antarctica) in 2013–2017 against the background of regional changes. *Polish Polar Research* 40, 1-27.
- Polito, M.J., Trivelpiece, W.Z., Patterson, W.P., Karnovsky, N.J., Reiss, C.S. & Emslie, S.D. (2015): Contrasting specialist and generalist patterns facilitate foraging niche partitioning in sympatric populations of *Pygoscelis* penguins. *Marine Ecology Progress Series* 519, 221-237.
- Popov, L.P. (1977): Kergelenskij juznyj morskoy kotik o. King-Dzordz. *Inform. Bjull. Sov. Antarkt. Eksped.* 96, 66-71.
- Potocka, M. & Krzemińska, E. (2018): *Trichocera maculipennis* (Diptera) - an invasive species in Maritime Antarctica. *PeerJ* 6, e5408.
- Prince, P.A. & Croxall, J.P. (1983): Birds of South Georgia: new records and re-evaluations of status. *British Antarctic Survey Bulletin* 59, 15-27.
- Prince, P.A. & Croxall, J.P. (1996): The birds of South Georgia. *Bulletin of the British Ornithologists' Club* 116, 81-104.
- Pudelko, R., Angiel, P.J., Potocki, M., Jedrejek, A. & Kozak, M. (2018): Fluctuation of Glacial Retreat Rates in the Eastern Part of Warszawa Icefield, King George Island, Antarctica, 1979-2018. *Remote Sensing* 10, 872.
- Pütz, K., Raya Rey, A. & Otley, H. (2013): Southern Rockhopper Penguin. In: P.G. García Borboroglu & P.D. Boersma (Eds.). *Penguins – Natural History and Conservation*, University of Washington Press, Seattle U.S.A. ,
- Quintana, F., Punta, G., Copello, S. & Yorio, P. (2006): Population status and trends of Southern Giant Petrels (*Macronectes giganteus*) breeding in north Patagonia, Argentina. *Polar Biology* 30, 53-59.
- Quintana, R.D., Cirelli, V. & Orgeira, J.L. (2000): Abundance and spatial distribution of bird populations at Cierva Point, Antarctic Peninsula. *Marine Ornithology* 28, 21-27.
- Quintana, R.D. & Travaini, A. (2000): Characteristics of nest sites of skuas and Kelp Gull in the Antarctic Peninsula. *Journal of Field Ornithology* 71, 236-249.
- Rabbia, V., Bello-Toleda, H., Jiménez, S., Quezada Aguiluz, M.A., Domínguez, M., Vergara, L., Gomez, C., Calisto-Ulloa, N., González-Acuña, D., López-Martín, J.I. & González-Rocha, G.E. (2016): Antibiotic resistance in *Escherichia coli* strains isolated from Antarctic bird feces, water from inside a wastewater treatment plant, and seawater samples collected in the Antarctic Treaty area. *Polar Science* 10, 123-131.
- Ratcliffe, N. & Trathan, P. (2011): A review of the diet and at-sea distribution of penguins breeding within the CAMLR Convention Area. *CCAMLR Science* 18, 75-114.
- Rau, F., Mauz, F., De Angelis, H., Jana, R., Neto, J.A., Skvarca, P., Vogt, S., Saurer, H. & Gossmann, H. (2004): Variations of glacier frontal positions on the northern Antarctic Peninsula. *Annals of Glaciology* 39, 525-530.
- Raynolds, M.K., Comiso, J.C., Walker, D.A. & Verbyla, D. (2008): Relationship between satellite-derived land surface temperatures, arctic vegetation types, and NDVI. *Remote Sensing of Environment* 112, 1884-1894.

- 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. (1997a): Nahrung und Fütterung antarktischer Raubmöwen *Catharacta antarctica lonnbergi* und *C. maccormicki*. *Journal für Ornithologie* 138, 199-213.
- Reinhardt, K. (1997b): 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 Biology* 17, 114-118.
- Reinhardt, K., Hahn, S., Peter, H.-U. & Wemhoff, H. (2000): A review of the diets of Southern Hemisphere skuas. *Marine Ornithology* 28, 7-19.
- 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.
- Republic of Korea, United Kingdom, Chile & Uruguay (2016): Non-native flies in sewage treatment plants on King George Island, South Shetland Islands. ATCM XXXIX, Santiago. WP052.
- Republic of Korea, Uruguay, Chile & United Kingdom (2017): Inter-Parties' Action Plan to Manage the Non-Native Flies in King George Island, South Shetland Islands. ATCM XL, Beijing. WP026.
- Richardson, D.M., Pysek, P., Rejmanek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D. & West, C.J. (2000): Naturalization and invasion of alien plants : concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6, 93-107.
- Riddle, M.J. (2010): Environmental governance a world apart: the view from the south. Presented at: International Polar Year Oslo Science Conference. Oslo.
- 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. *Geophysical Research Letters* 41, 3502-3509.
- 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 Biology* 29, 153-159.
- Roberts, P., Newsham, K.K., Bardgett, R.D., Farrar, J.F. & Jones, D.L. (2009): Vegetation cover regulates the quantity, quality and temporal dynamics of dissolved organic carbon and nitrogen in Antarctic soils. *Polar Biology* 32, 999-1008.
- Roberts, S.J., Monien, P., Foster, L.C., Loftfield, J., Hocking, E.P., Schnetger, B., Pearson, E.J., Juggins, S., Fretwell, P., Ireland, L., Ochyra, R., Haworth, A.R., Allen, C.S., Moreton, S.G., Davies, S.J., Brumsack, H.-J., Bentley, M.J. & Hodgson, D.A. (2017): Past penguin colony responses to explosive volcanism on the Antarctic Peninsula. *Nature Communications* 8, 14914.
- Robinson, S.A., Wasley, J. & Tobin, A.K. (2003): Living on the edge – plants and global change in continental and maritime Antarctica. *Global Change Biology* 9, 1681-1717.
- Roby, D.D., Sallaberry, M.A. & Brink, K.L. (1986): Nota sobre nidificación de Petreles (Procellariiformes) en isla Ardley, Shetland del Sur. *Serie Científica del Instituto Antártico Chileno* 34, 67-72.
- Rodriguez, J.M., Passo, A. & Chiapella, J.O. (2018): Lichen species assemblage gradient in South Shetlands Islands, Antarctica: relationship to deglaciation and microsite conditions. *Polar Biology* 41, 2523-2531.

- Roeder, A.D., Marshall, R.K., Mitchelson, A.J., Visagathilagar, T., Ritchie, P.A., Love, D.R., Pakai, T.J., McPartland, H.C., Murray, N.D., Robinson, N.A., Kerry, K.E. & Lambert, D.M. (2001): Gene flow on the ice: genetic differentiation among Adélie penguin colonies around Antarctica. *Molecular Ecology* 10, 1645-1656.
- Rootes, D.M. (1988): The status of birds at Signy Island, South Orkney Islands. *British Antarctic Survey Bulletin* 80, 87-119.
- Rosa, K.K., Viera, R., Fernandez, G., Mendes, C.W.J., Velho, L.F. & Simoes, J.C. (2015): Recent changes in the Wanda glacier, King George Island, Antarctica. *Pesquisas em Geociencias* 42, 187-196.
- Rosciano, N.G., Polito, M.J. & Raya Rey, A.N. (2016): Do penguins share? Evidence of foraging niche segregation between but not within two sympatric, central-place foragers. *Marine Ecology Progress Series* 548, 249-262.
- Rossi, L.C., Petersen, E. & Petry, M.V. (2015): Records of vagrant species in Stinker Point, Elephant Island, Antarctica. *INCT-APA Annual Activity Report*, v. 1.
- 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 and Planetary Change* 79, 99-109.
- Ruhland, C.T. & Krna, M.A. (2010): Effects of salinity and temperature on *Deschampsia antarctica*. *Polar Biology* 33, 1007-1012.
- Rümmler, M.-C., Mustafa, O., Maercker, J., Peter, H.-U. & Esefeld, J. (2018): Sensitivity of Adélie and Gentoo penguins to various flight activities of a micro UAV. *Polar Biology* 41, 2481-2493.
- 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>.
- Ryan, P.G., Jones, M.G.W., Dyer, B.M., Upfold, L. & Crawford, R.J.M. (2009): Recent population estimates and trends in numbers of albatrosses and giant petrels breeding at the sub-Antarctic Prince Edward Islands. *African Journal of Marine Science* 31, 409-417.
- Saéz Delgado, P., Rivera, B.K., Ramírez, C.F., Vallejos, V.F., Cavieres, L.A., Corcuera, L.J. & Bravo, L.A. (2019): Effects of temperature and water availability on light energy utilization in photosynthetic processes of *Deschampsia antarctica*. *Physiologia Plantarum* 165, 511-523.
- Salas, L., Nur, N., Ainley, D., Burns, J., Rotella, J. & Ballard, G. (2017): Coping with the loss of large, energy-dense prey: A potential bottleneck for Weddell Seals in the Ross Sea. *Ecological Applications* 27, 10-25.
- Salwicka, K. & Rakusa-Suszczewski, S. (2002): Long-term monitoring of Antarctic pinnipeds in Admiralty Bay (South Shetlands, Antarctica). *Acta Theriologica* 47, 443-457.
- 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.
- Sancho, L.G., Pintado, A., Navarro, F., Ramos, M., de Pablo, M.A., Blanquer, J.M., Raggio, J., Valladares, F. & Green, T.G.A. (2017): Recent Warming and Cooling in the Antarctic Peninsula Region has Rapid and Large Effects on Lichen Vegetation. *Scientific Reports* 7, 5689.
- Sander, M., Strieder, M.N. & Scherer-Neto, P. (1988): Registro de *Calidris fuscicollis* (Vieillot 1819) na Ilha Elefante, Shetlands do Sul, Antártica (Aves - Scolopacidae). *Acta Biológica Leopoldensia* 9, 129-132.
- 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 Biology* 29, 902-904.

- Sander, M., Balbao, T.C., Costa, E.S., dos Santos, C.R. & Petry, M.V. (2007): Decline of the breeding population of *Pygoscelis antarctica* and *Pygoscelis adeliae* on Penguin Island, South Shetland, Antarctica. *Polar Biology* 30, 651-654.
- Sanhueza, C., Vallejos, V., Cavieres, L.A., Saez, P., Bravo, L.A. & Corcuera, L.J. (2017): Growing temperature affects seed germination of the antarctic plant *Colobanthus quitensis* (Kunth) Bartl (Caryophyllaceae). *Polar Biology* 40, 449-455.
- 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. *Geophysical Research Letters* 31, L18402.
- SCAR-EGS (2008): Scientific Committee for Antarctic Research – Expert Group on Seals Report. <http://www.seals.scar.org/pdf/statusofstocs.pdf>. aufgerufen am 29.10.2018.
- SCAR (2009): SCAR's environmental code of conduct for terrestrial scientific field research in Antarctica. ATCM XXXII, Baltimore. IP004. Scientific Committee on Antarctic Research.
- SCAR (2012): Outcomes of the International Polar Year Programme: Aliens in Antarctica. ATCM XXXV, Hobart. WP005.
- SCAR Expert Group on Birds (2005): The definite list of Antarctic birds with status on breeding, vagrant or visitor to the region. https://data.aad.gov.au/aadc/biodiversity/display_checklist.cfm?by_kingdom=Y&checklist_id=2. aufgerufen am 14.11.2018.
- SCAR, S. (1992, updated 2019): Composite Gazetteer of Antarctica, Scientific Committee on Antarctic Research. GCMD Metadata (http://gcmd.nasa.gov/records/SCAR_Gazetteer.html).
- Schlatter, R.P. & Duarte, W. (1979): Nuevos registros ornitológicos para la Antártica Chilena. *Ser. Cient INACH* 25-26, 45-48.
- 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.
- Schrimpf, M., Naveen, R. & Lynch, H.J. (2018): Population status of the Antarctic shag *Phalacrocorax (atriceps) bransfieldensis*. *Antarctic Science* 30, 1-9.
- Schroeter, B., Green, T.G.A., Pintado, A., Turk, R. & Sancho, L.G. (2017): Summer activity patterns for mosses and lichens in Maritime Antarctica. *Antarctic Science* 29, 517-530.
- Shaffer, S.A., Tremblay, Y., Weimerskirch, H., Scott, D., Thompson, D.R., Sagar, P.M., Moller, H., Taylor, G.A., Foley, D.G., Block, B.A. & Costa, D.P. (2006): Migratory shearwaters integrate oceanic resources across the Pacific Ocean in an endless summer. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103, 12799-12802.
- 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.
- Shirihai, H. (2002): A complete guide to Antarctic Wildlife. Alula Press. Helsinki.
- 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.

- Sierakowski, K., Korczak-Abshire, M. & Jadwyszczak, P. (2017): Changes in bird communities of Admiralty Bay, King George Island (West Antarctic): insights from monitoring data (1977-1996). *Polish Polar Research* 38, 231-262.
- Sierra-Almeida, A., Casanova-Katny, A., Bravo, L.A., Corcuera, L.J. & Cavieres, L.A. (2007): Photosynthetic responses to temperature and light of Antarctic and Andean populations of *Colobanthus quitensis* (Caryophyllaceae). *Revista chilena de historia natural* 80, 335-343.
- 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. *Marine Ornithology* 23, 65-66.
- Silva, M.P., Favero, M. & Martinez, M.M. (1999): Prey size selectivity by kelp gulls on Antarctic limpets at King George Island, Antarctica. *Polar Biology* 21, 397-400.
- Silva, M.P., Favero, M., Copello, S. & Bastida, R. (2001): Does access to high-quality pelagic prey increase the breeding success of Kelp Gulls *Larus dominicanus* in the Antarctic Peninsula? *Marine Ornithology* 28, 85-88.
- Silvestro, A., Sandler, R., Finocchiaro, S., Santos, R., Perchivale, P., Lo Coco, G., Santos, M. & Juárez, M.A. (2015): ¿Se va la segunda? Después de 12 años en Punta Stranger se registran dos pichones de pingüino barbijo. XVI Reunión Argentina de Ornitología, La Plata, Argentina.
- Simas, F.N.B., Schaefer, C.E.G.R., Melo, V.F., Albuquerque-Filho, M.R., Michel, R.F.M., Pereira, V.V., Gomes, M.R.M. & da Costa, L.M. (2007): Ornithogenic cryosols from Maritime Antarctica: Phosphatization as a soil forming process. *Geoderma* 138, 191-203.
- Simões, C.L., da Rosa, K.K., Czapela, F.F., Vieira, R. & Simoes, J.C. (2015): Collins Glacier Retreat Process and Regional Climatic Variations, King George Island, Antarctica. *Geographical Review* 105, 462-471.
- Siniff, D.B., Garrott, R.A., Rotella, J.J., Fraser, W.R. & Ainley, D.G. (2008): Projecting the effects of environmental change on Antarctic seals. *Antarctic Science* 20, 425-435.
- 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: D. Greenland, D.G. Goodin & R.C. Smith (Eds.). *Climatic variability and ecosystem response at long-term ecological research sites*, Oxford University Press, Oxford, 158-173.
- 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. *Marine Ornithology* 28, 37-40.
- 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. *Antarctic Science* 27, 500-510.
- Southwell, C., Bengtson, J., Bester, M., Blix, A.S., Bornemann, H., Boveng, P., Cameron, M., Forcada, J., Laake, J., Nordøy, E., Plötz, J., Rogers, T., Southwell, D., Steinhage, D., Stewart, B.S. & Trathan, P. (2012): A review of data on abundance, trends in abundance, habitat use and diet of ice-breeding seals in the Southern Ocean (submitted to the 2008 Joint CCAMLR-IWC Workshop). *CCAMLR Science* 19, 49-74.
- Stammerjohn, S., Massom, R., Rind, D. & Martinson, D. (2012): Regions of rapid sea ice change: An inter-hemispheric seasonal comparison. *Geophysical Research Letters* 39, L06501.
- Stastna, V. (2010): Spatio-temporal changes in surface air temperature in the region of the northern Antarctic Peninsula and south Shetland islands during 1950e2003. *Polar Science* 4, 18-33.

- Steig, E.J., Schneider, D.P., Rutherford, S.D., Mann, M.E., Comiso, J.C. & Shindell, D.T. (2009): Warming of the Antarctic ice-sheet surface since the 1957 International Geophysical Year. *Nature* 457, 459-462.
- Stonehouse, B. (1989): *Polar Ecology*. Chapman and Hall, New York.
- Stow, D.A., Hope, A.S. & George, T.H. (1993): Reflectance Characteristics of Arctic Tundra Vegetation from Airborne Radiometry. *International Journal of Remote Sensing* 14, 1239-1244.
- Strange, I.J. (1979): Distribution of Cattle Egrets (*Bubulcus ibis*) to the Falkland Islands. *Le Gerfault* 69, 397-401.
- Suárez, N., Pozzi, L. & Yorrio, P. (2010): Nest site selection of the Kelp gull (*Larus dominicanus*) in the Beagle Channel, Tierra del Fuego, Argentina. *Polar Biology* 33, 215-221.
- Szilo, J. & Bialik, R.J. (2018): Recession and Ice Surface Elevation Changes of Baranowski Glacier and Its Impact on Proglacial Relief (King George Island, West Antarctica). *Geosciences* 8, 355.
- 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. *New Zealand Journal of Ecology* 14, 25-29.
- Techow, N.M.S.M., O’Ryan, C., Phillips, R.A., Gales, R., Marin, M., Patterson-Fraser, D., Quintana, F., Ritz, M.S., Thompson, D.R., Wanless, R.M., Weimerskirch, H. & Ryan, P.G. (2010): Speciation and phylogeography of giant petrels *Macronectes*. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 54, 472-487.
- 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. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48, 631-639.
- Thomas, G., Croxall, J. & Prince, P.A. (2009): Breeding biology of the Light-mantled sooty albatross (*Phoebastria palpebrata*) at South Georgia. *Journal of Zoology* 199, 123-135.
- Tickell, W.L.N. (1965): New records for South Georgia. *Ibis* 107, 388-389.
- 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. *Antarctic Science* 21, 3-33.
- Torres-Díaz, C., Gallardo-Cerda, J., Lavín, P. & Molina-Montenegro, M. (2016): Biological Interactions and Simulated Climate Change Modulates the Ecophysiological Performance of *Colobanthus quitensis* in the Antarctic Ecosystem. *PLoS ONE* 11, e0164844.
- Torres-Mellado, G.A., Jana, R. & Casanova-Katny, M.A. (2011): Antarctic hairgrass expansion in the South Shetland archipelago and Antarctic Peninsula revisited. *Polar Biology* 34, 1679-1688.
- Torres, D., Gajardo, M. & Valencia, J. (1986): Notes on *Bubulcus ibis* and *Eudyptes chrysolophus* from South Shetland Islands. *Serie Científica del Instituto Antártico Chileno* 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 Biology* 16, 321-330.
- Trathan, P.N., Brierley, A.S., Brandon, M.A., Bone, D.G., Goss, C., Grant, S.A., Murphy, E.J. & Watkins, J.L. (2003): Oceanographic variability and changes in Antarctic krill (*Euphausia superba*) abundance at South Georgia. *Fisheries Oceanography* 12, 569-583.
- 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. *Biological Conservation* 141, 3019-3028.
- Trathan, P.N., Fretwell, P.T. & Stonehouse, B. (2011): First Recorded Loss of an Emperor Penguin Colony in the Recent Period of Antarctic Regional Warming: Implications for Other Colonies. *PLoS ONE* 6, e14738.

- 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.
- Tree, A.J. & Klages, N.T.W. (2004): Population size, distribution and origins of Antarctic Terns *Sterna vittata* wintering in South Africa. *Marine Ornithology* 32, 55-61.
- Trivelpiece, S.G., Geupel, G.R., Kjelson, J., Myrcha, A., Sicinski, J., Trivelpiece, W.Z. & Volkman, N.J. (1987): Rare bird sightings from Admiralty Bay, South Shetland Islands, Antarctica 1976-1987. *Cormorant* 15, 59-66.
- Trivelpiece, W.Z., Buckelew, S., Reiss, C. & Trivelpiece, S.G. (2007): The winter distribution of chinstrap penguins from two breeding sites in the South Shetland Islands of Antarctica. *Polar Biology* 30, 1231-1237.
- 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. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 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.
- Tsujimoto, M. & Imura, S. (2012): Does a new transportation system increase the risk of importing non-native species to Antarctica? *Antarctic Science* 24, 441-449.
- Turner, J., Colwell, S.R. & Harangozo, S. (1997): Variability of precipitation over the coastal western Antarctic Peninsula from synoptic observations. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 102, 13999-14007.
- 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. *Annals of Glaciology* 41, 85-91.
- Turner, J., Overland, J.E. & Walsh, J.E. (2007): An Arctic and Antarctic perspective on recent climate change. *International Journal of Climatology* 27, 277-293.
- 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., Goosse, 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 Record* 50, 237-259.
- Turner, J., Lu, H., White, I., King, J.C., Phillips, T., Hosking, J.S., Bracegirdle, T.J., Marshall, G.J., Mulvaney, R. & Deb, P. (2016): Absence of 21st century warming on Antarctic Peninsula consistent with natural variability. *Nature* 535, 411-415.
- United Kingdom (2009): Procedures for vehicle cleaning to prevent transfer of non-native species into and around Antarctica. ATCM XXXII, Baltimore. WP032.
- United Kingdom (2010a): Colonisation status of known non-native species in the Antarctic terrestrial environment. ATCM XXXIII, Punta del Este. IP042.
- United Kingdom (2010b): Draft procedures for vehicle cleaning to prevent transfer of non-native species into and around Antarctica. ATCM XXXIII, Punta del Este. WP008.

- United Kingdom (2010c): Guidance for visitors and environmental managers following the discovery of a suspected non-native species in the terrestrial and freshwater Antarctic environment. ATCM XXXIII, Punta del Este. WP015.
- United Kingdom & Uruguay (2011): Colonisation status of known non-native species in the Antarctic terrestrial environment (updated 2011). ATCM XXXIV, Buenos Aires. IP050.
- 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, Netherlands & Spain (2013): Report of Antarctic Treaty Inspections undertaken jointly by the United Kingdom, the Netherlands and Spain in accordance with Article VII of the Antarctic Treaty and Article 14 of the Environmental Protocol. ATCM XXXVI, Brussels. att.108 to IP038.
- 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 & Spain (2017): Non-native Species Response Protocol. ATCM XL, Beijing. WP005.
- Uruguay, Argentina, Brazil, Chile, China, Germany, Republic of Korea & Russian Federation (2019): Report of the 2018/2019 summer campaign of the joint monitoring programme of non-native flies in King George Island / Isla 25 de Mayo. ATCM XLII, Prague. IP120.
- USA (2001): The Inspection Conducted in Accordance with Article VII of the Antarctic Treaty and Article XIV of the Protocol Under Auspices of the United States Department of State. ATCM XXIV, St. Petersburg. IP017.
- USA (2007): United States Report of Inspections. ATCM XXX, New Delhi. IP010.
- Valls, F. & Petry, M.V. (2015): Niche overlap of Spheniscidae on Elephant Island, Antarctica. INCT-APA Annual Activity Report.
- van De Wouw, M., van Dijk, P. & Huiskes, A.H.L. (2008): Regional genetic diversity patterns in Antarctic hairgrass (*Deschampsia antarctica* Desv.). *Journal of Biogeography* 35, 365-376.
- Van den Hoff, J. (2017): Sightings of ringed Southern Giant Petrels *Macronectes giganteus* in East Antarctica: A tale of missed opportunity. *Marine Ornithology* 45, 191-194.
- 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. *Climatic Change* 60, 243-274.
- Vera, M.L. (2011): Colonization and demographic structure of *Deschampsia antarctica* and *Colobanthus quitensis* along an altitudinal gradient on Livingston Island, South Shetland Islands, Antarctica. *Polar Research* 30, 7146.
- Vera, M.L., Fernández-Teruel, T. & Quesada, A. (2013): Distribution and reproductive capacity of *Deschampsia antarctica* and *Colobanthus quitensis* on Byers Peninsula, Livingston Island, South Shetland Islands, Antarctica. *Antarctic Science* 25, 292-302.
- Vianna, J.A., Noll, D., Dantas, G.P.M., Petry, M.V., Barbosa, A., Gonzalez-Acuna, D., Le Bohec, C., Bonadonna, F. & Poulin, E. (2017): Marked phylogeographic structure of Gentoo penguin reveals an

- ongoing diversification process along the Southern Ocean. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 107, 486-498.
- Victoria, F.D., da Costa, D.P. & Pereira, A.B. (2009): Life-Forms of Moss Species in Defrosting Areas of King George Island, South Shetland Islands, Antarctica. *Bioscience Journal* 25, 151-160.
- Vlasov, D.Y., Abakumov, E.V., Nadporozhskaya, M.A., Kovsh, N.V., Krylenkov, V.A., Lukin, V.V. & Safronova, E.V. (2005): Lithosols of King George Island, western Antarctica. *Eurasian Soil Science* 38, 681-687.
- Vogt, S., Braun, M. & Jaña, R. (2004): The King George Island Geographic Information System project. *Pesquisa antartica brasileira* 4, 183-186.
- 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.
- Voisin, J.F. (1974): Notes biogeographiques sur les mammiferes et les oiseaux de l'ocean indien sud. *Taaf* 62, 19-94.
- Volkman, J.K., Trivelpiece, W.Z., Bernstein, N.P. & Tirrell, P.C. (1982): Macaroni Penguins: Comment on Mistaken King George Island Breeding Record and Southerly Range Extension *Auk* 99, 386.
- Volonterio, O., de Leon, R.P., Convey, P. & Krzeminska, E. (2013): First record of Trichoceridae (Diptera) in the maritime Antarctic. *Polar Biology* 36, 1125-1131.
- Walker, L.R. & Chapin, F.S. (1987): Interactions among processes controlling succession. *Oikos* 50, 131-135.
- Walther, G.R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J.C., Fromentin, J.M., Hoegh-Guldberg, O. & Bairlein, F. (2002): Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416, 389-395.
- Walton, D.W.H. & Lewis-Smith, R.I. (1973): Status of the alien vascular flora of South Georgia. *British Antarctic Survey Bulletin* 36, 79-97.
- Walton, D.W.H. (1982): The Signy Island terrestrial reference sites. XV. Microclimate monitoring 1972-4. *British Antarctic Survey Bulletin* 55, 111-126.
- Warham, J. (1990): *The Petrels - Their Ecology and Breeding Systems*. Academic Press. London.
- Wasley, J., Robinson, S.A., Lovelock, C.E. & Popp, M. (2006): Some like it wet - biological characteristics underpinning tolerance of extreme water stress events in Antarctic bryophytes. *Functional Plant Biology* 33, 443-455.
- Watson, G.E., Angle, J.P., Harper, P.C., Bridge, M.A., Schlatter, R.P., Tickell, W.L.N., Boyd, J.C. & Boyd, M.M. (1971): *Birds of the Antarctic and sub-Antarctic*. Amer. Geog. Soc. New York.
- Watson, G.E. (1975): *Birds of the Antarctic and Sub-Antarctic*. Amer. Geophys. Union, Washington D.C.
- Wauchope, H.S., Shaw, J.D. & Terauds, A. (2019): A snapshot of biodiversity protection in Antarctica. *Nature Communications* 10, 946.
- Weidinger, K. (1996): 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 Biology* 36, 299-304.
- Weimerskirch, H. (1998): How can a pelagic seabird provision its chick when relying on a distant food resource? Cyclic attendance at the colony, foraging decision and body condition in sooty shearwaters. *Journal of Animal Ecology* 67, 99-109.
- 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 Biology* 23, 236-249.

- Whinam, J., Chilcott, N. & Bergstrom, D.M. (2005): Subantarctic hitchhikers: expeditioners as vectors for the introduction of alien organisms. *Biological Conservation* 121, 207-219.
- White, M.G. (1965): Preliminary report on field studies in the South Shetlands Islands 1965/1966. Unpublished field report. BAS archives AD6/2H1966/N6.
- Williams, L.K., Kristiansen, P.E., Sindel, B.M., Wilson, S.C. & Shaw, J.D. (2016): Quantifying the seed bank of an invasive grass in the sub-Antarctic: seed density, depth, persistence and viability. *Biological Invasions* 18, 2093.
- Williams, T.D. (1995): *The Penguins*. Oxford University Press. Oxford.
- Wódkiewicz, M., Ziemianski, M., Kwiecien, K., Chwedorzewska, K.J. & Galera, H. (2014): Spatial structure of the soil seed bank of *Poa annua* L. - alien species in the Antarctica. *Biodiversity and Conservation* 23, 1339-1346.
- Woehler, E.J. & Croxall, J.P. (1997): The status and trends of Antarctic and sub-Antarctic seabirds. *Marine Ornithology* 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. Cambridge.
- Woehler, E.J., Riddle, M.J. & Ribic, C.A. (2003): Long-term population trends in southern giant petrels in East Antarctica. In: A.H.L. Huiskes, W.W.C. Gieskes, J. Rozema, et al. (Eds.). *Antarctic biology in a global context*, Backhuys Publishers, Leiden, 290-295.
- Xavier, J.C., Brandt, A., Ropert-Coudert, Y., Badhe, R., Gutt, J., Havermans, C., Jones, C., Costa, E.S., Lochte, K., Schloss, I.R., Kennicutt, M.C. & Sutherland, W.J. (2016): Future Challenges in Southern Ocean Ecology Research. *Frontiers in Marine Science* 3, 1-9.
- Xiong, F.S., Mueller, E.C. & Day, T.A. (2000): Photosynthetic and respiratory acclimation and growth response of antarctic vascular plants to contrasting temperature regimes. *American Journal of Botany* 87, 700-710.
- Yanez, J., Nunez, H., Valencia, J. & Schlatter, R.P. (1984): Aumento de las poblaciones de pingüinos pigoscelidos en isla Ardley, Shetland del Sur [Increase in population size of pygoscelid penguins at Ardley Island, South Shetlands]. *Serie Científica del Instituto Antártico Chileno* 31, 97-101.
- 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. *Antarctic Science* 17, 11-16.
- Znój, A., Chwedorzewska, K.J., Androsiuk, P., Cuba-Diaz, M., Giełwanowska, I., Koc, J., Korczak-Abshire, M., Grzesiak, J. & Zmarz, A. (2017): Rapid environmental changes in the Western Antarctic Peninsula region due to climate change and human activity. *Applied Ecology and Environmental Research* 15, 525-539.
- 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 Biology* 38, 1645-1655.

Anhang 1: Datenquellen Fildes-Region

Tabelle 7: Quellen der verwendeten Monitoringdaten aus der Fildes-Region

Saison	Quelle	Erfasste Arten
1967/68	Krylov, 1968	Robbenzählungen
1973/74	Popov, 1977	Robbenzählungen
1974/75	Popov, 1977	Robbenzählungen
1979/80	Bannasch & Odening, 1981	sämtliche Brutvögel, Irrgäste
1980/81	Bannasch et al., 1983; Jablonski, 1984	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen
1981/82	Bannasch et al., 1983	sämtliche Brutvögel, Irrgäste
1982/83	Lorenz, 1984; Peter et al., 1988	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen
1983/84	Lorenz, 1984; Peter et al., 1988	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen
1984/85	Rauschert et al., 1987; Peter et al., 1988; Peter et al., 1989	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen, <i>Deschampsia antarctica</i>
1985/86	Rauschert et al., 1987; Zippel, 1987; Mönke & Bick, 1988	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen
1986/87	Mönke & Bick, 1988	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen
1987/88	Lange & Naumann, 1989; Nadler & Mix, 1989; Lange & Naumann, 1990	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen
1988/89	Lange & Naumann, 1989, 1990	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen
1989/90	Erfurt & Grimm, 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	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

Saison	Quelle	Erfasste Arten
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 sämtliche Brutvögel, Robbenzählungen, <i>Deschampsia antarctica</i>
2001/02	pers. Mittg. J. Valencia & M. J. Roselló	Pinguine Ardley Island
2002/03	pers. Mittg. J. Welcker pers. Mittg. J. Valencia & M. J. Roselló pers. Mittg. I. Chupin & S. Pfeiffer pers. Mittg. A. Petrov	Skuas Pinguine Ardley Island Riesensturmvogel Robbenwurfplätze
2003/04	Peter et al., 2008 pers. Mittg. M. Ritz	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen Skuas
2004/05	Peter et al., 2008 pers. Mittg. M. Ritz pers. Mittg. I. Chupin	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen Skuas Dominikanermöwe, Robben
2005/06	Peter et al., 2008 pers. Mittg. M. Ritz	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, <i>Deschampsia antarctica</i> , Robbenzählungen Skuas
2006/07	Fröhlich, 2007 pers. Mittg. M. Kopp	Pinguine Ardley Island, Riesensturmvogel, Robbenwurfplätze & -zählungen Skuas
2007/08	Braun, 2008 pers. Mittg. M. Kopp	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen Skuas
2008/09	Peter et al., 2013 pers. Mittg. S. Lisovski & M. Kopp	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen Skuas, Robbenwurfplätze
2009/10	Peter et al., 2013 pers. Mittg. M. Kopp pers. Mittg. V. Sjomín	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen Skuas Robbenwurfplätze
2010/11	Peter et al., 2013 pers. Mittg. A. Soloviev & B. Zatsepin	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen Robbenwurfplätze
2011/12	Peter et al., 2013 pers. Mittg. A. Contreras Staeding & R. Eliseev	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen Robbenwurfplätze

Saison	Quelle	Erfasste Arten
2012/13	Braun et al., 2017a pers. Mittg. O. Sakharov	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen Robbenwurfplätze
2013/14	Braun et al., 2017a pers. Mittg. M. Xing	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen Robbenwurfplätze
2014/15	Braun et al., 2017a	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen
2015/16	vorliegende Studie	sämtliche Brutvögel, Robbenzählungen
2016/17	vorliegende Studie	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen
2017/18	vorliegende Studie	sämtliche Brutvögel, Irrgäste, Robbenzählungen

Anhang 2: Irrgäste und Durchzügler

Tabelle 8: Übersicht über alle zwischen 1979/80 und 2017/18 in der Fildes-Region und der Maxwell Bay dokumentierten Beobachtungen des Kaiserpinguins (*Aptenodytes forsteri*)

Datum	Anzahl	Bemerkung, Beobachter	Quelle
09.10.1981	1		Bannasch, 1984
07.11.1981	1		Bannasch, 1984
25.03.1984	1	wahrscheinlich immatur	Peter et al., 1988
04.05.1984	1	immatur	Peter et al., 1988
18.-19.05., 03.06.1984	1	immatur, dasselbe Individuum	Peter et al., 1988
26.07.1984	1	immatur	Peter et al., 1988
02.01.1985	1	immatur	Peter et al., 1988
17.05.,29.06.,14.7.1985	1	immatur, dasselbe Individuum	Rauschert et al., 1987
15.01.1986	1	immatur	Rauschert et al., 1987
12./13.4.1986	2		Mönke & Bick, 1988
19.04.1986	1		Mönke & Bick, 1988
01.-03.06.1986	1	wurde gefangen, am 3.6. freigelassen	Mönke & Bick, 1988
24.01.1987	1		Mönke & Bick, 1988
21.02.1987	1	immatur	Nadler & Mix, 1989
13.07.1987	1	immatur	Nadler & Mix, 1989
14.07.1987	1	immatur	Nadler & Mix, 1989
12.09.1987	1	immatur	Nadler & Mix, 1989
09.07.1988	1	immatur	Lange & Naumann, 1989
20.10.1988	2	adult	Lange & Naumann, 1989
30.12.1988	1	immatur	Lange & Naumann, 1989
13.06.1989	1	immatur	pers. Mittg. H. Grimm
29.09.1989	1	adult	pers. Mittg. H. Grimm
29.12.1989	1	Reste eines frisch getöteten Exemplars	pers. Mittg. H. Grimm
06.01.2004	1	immatur	Peter et al., 2008
22.02.2004	1	immatur	Peter et al., 2008
11.-26.01.2006	1	immatur	Peter et al., 2008
14.12.2008	1	Totfund	Peter et al., 2013
16.10.2010	1	immatur, russisches Stationspersonal	Peter et al., 2013
28.05.2010	1	adult, russisches Stationspersonal	Peter et al., 2013
20.01.2011	1		Peter et al., 2013
06.01.2012	1	immatur	Braun et al., 2017a
10.06.2012	1	immatur, O. Sakharov	Braun et al., 2017a
08.01.2013	1	immatur, M. Villegas Vira	Braun et al., 2017a

Datum	Anzahl	Bemerkung, Beobachter	Quelle
26.11.2013	1	M. Villegas Vira	Braun et al., 2017a
18.12.2013	1		Braun et al., 2017a
28.09.2016	1	immatur, I. Besotetscheski	vorliegende Studie
12.01.2017	1	immatur	vorliegende Studie
14.01.2018	1	immatur	vorliegende Studie

Tabelle 9: Übersicht über alle zwischen 1979/80 und 2017/18 in der Fildes-Region und der Maxwell Bay dokumentierten Beobachtungen des Königspinguins (*Aptenodytes patagonicus*)

Datum	Anzahl	Bemerkung, Beobachter	Quelle
03.-17.02.1988	1	adult, mausernd	Lange & Naumann, 1990
13.05.1989	1	adult, liegt am Ufer, keine normale Reaktion, Bewegung stark eingeschränkt	pers. Mittg. H. Grimm
15.07.1989	1	adult, verletzt	pers. Mittg. H. Grimm
20.10.1989	1	adult	pers. Mittg. H. Grimm
15.11.1989	1	adult	pers. Mittg. H. Grimm
01.12.1989	1	adult, mausernd	pers. Mittg. H. Grimm
17.12.1989	1	adult	pers. Mittg. H. Grimm
28.12.2000	1	Totfund, A. Quellmalz	Braun, 2001
31.12.2004	1	A. Conteras Staeding	Peter et al., 2008
08.01.2005	1	Totfund	Peter et al., 2008
16.02.2006	1	immatur	Peter et al., 2008
27.12.2008	1	M. Kopp, S. Lisovski	Peter et al., 2013
Juni 2009	1	russisches Stationspersonal	Peter et al., 2013
Juli 2009	1	russisches Stationspersonal	Peter et al., 2013
19.12.2009	1	Totfund	Peter et al., 2013
19.12.2009	1	Totfund	Peter et al., 2013
21.01.2010	1	Totfund	Peter et al., 2013
15.02.2010	1	Totfund	Peter et al., 2013
21.02.2010	1	Totfund	Peter et al., 2013
21.12.2011	1	Totfund	Braun et al., 2017a
06.02.2012	1	Totfund	Braun et al., 2017a
15.12.2016	1	adult	vorliegende Studie
01.02.2017	1	adult	vorliegende Studie
05.05.2018	1	immatur, A. Loginov	vorliegende Studie

Tabelle 10: Übersicht über alle zwischen 1979/80 und 2017/18 in der Fildes-Region dokumentierten Beobachtungen des Felsenpinguins (*Eudyptes chrysocome*), Magellanpinguins (*Spheniscus magellanicus*) sowie Goldschopfpinguins (*Eudyptes chrysolophus*)

Art	Datum	Anzahl	Bemerkung, Beobachter	Quelle
<i>Spheniscus magellanicus</i>	23.12.2016	1	immatur, Ardley Island	vorliegende Studie
<i>Eudyptes chrysocome</i>	30.01.-03.02.2010	1	mausernd, Ardley Island	Peter et al., 2013
	19.01.2011	1	immatur, zwischen Zügelpinguinen, Drake-Küste	Peter et al., 2013
<i>Eudyptes chrysolophus</i>	28.12.1979	1		Odening & Bannasch, 1980
	21.03.1981	1	adult, mausernd, zwischen Zügelpinguinen, Drake-Küste	Bannasch, 1984
	15.01.1982	1	immatur	Bannasch, 1984
	30.12.1983	1	adult	Torres et al., 1986; Peter et al., 1988
	24.01.-26.02.1984	1	mausernd, Exotic Point, in Zügelpinguinkolonie	Peter et al., 1988
	16.04.1984	1	adult	Peter et al., 1988
	02.-03.12.1984	1	Ardley Island, bei Eselspinguinkolonie	Torres et al., 1986
	21.02.1985	1	Exotic Point, in Zügelpinguinkolonie, mausernd	Peter et al., 1988
	13.&14.12.1985	1	adult, Ardley Island, zwischen Eselspinguinen, zeigt Nestbauerhalten	Peter et al., 1988
	13.12.1984	1	Ardley Island	Rauschert et al., 1987
	26.-29.01.1986	1	Ardley Island, bei Zügelpinguinkolonie	Torres et al., 1986
	15.11.1987		adult, Ardley Island, in gemischter Esel- und Adéliepinguin-Nestgruppe	Nadler & Mix, 1989
	02.01.1989	2	immatur, Ardley Island, in gemischter Esel-, Adélie-Zügelpinguin-Nestgruppe	Lange & Naumann, 1989
15.01.1989	1	adult, Drake-Küste, zwischen Zügelpinguinen	Lange & Naumann, 1989	

Art	Datum	Anzahl	Bemerkung, Beobachter	Quelle
	15.01.1989	1	immatur, Drake-Küste, zwischen Zügelpinguinen	Lange & Naumann, 1989
	04.02.1989	1	immatur, Drake-Küste, zwischen Zügelpinguinen	Lange & Naumann, 1989
	15.-17.03.1989	1	immatur, mausernd, Drake-Küste, zwischen Zügel- und Eselpinguinen	pers. Mittg. H. Grimm
	29.03.-04.04.1989	1	adult, mausernd, Drake-Küste	pers. Mittg. H. Grimm
	04.01.2001	1	Ardley Island	Braun, 2001
	16.-25.02.2005	1	mausernd, Ardley Island, in Pinguinkolonie	Peter et al., 2008
	13.12.2005	1		Peter et al., 2008
	13.01.2010	1	A. Contreras Staeding	Peter et al., 2013
	23.02.2012	1	Totfund	Braun et al., 2017a
	02.02.2015	1	Ardley Island	Braun et al., 2017a
	04.01.2016	1	A. Contreras Staeding	vorliegende Studie
	10.02.2016	1		vorliegende Studie

Tabelle 11: Übersicht über alle zwischen 1979/80 und 2017/18 in der Fildes-Region und der Maxwell Bay dokumentierten Beobachtungen des Schwarzbrauenalbatros (*Thalassarche melanophris*)

Datum	Anzahl	Bemerkung, Beobachter	Quelle
19.01.1985	1	Maxwell Bay	Peter et al., 1988
14.03.1987	1	Maxwell Bay, Höhe Barton Peninsula	Mönke & Bick, 1988
10.02.1989	1	Maxwell Bay, vor Ardley Island, kam mglw. mit Schiff	pers. Mittg. H. Grimm, Lange & Naumann, 1989
26.02.1989	2	Maxwell Bay, kamen mglw. mit Schiff	pers. Mittg. H. Grimm, Lange & Naumann, 1989
30.03.1989	1	Totfund, Drake-Küste	pers. Mittg. H. Grimm
26.03.1991	1	Maxwell Bay/Fildes Strait	Lumpe & Weidinger, 2000
09.03.1992	1	Maxwell Bay/Fildes Strait	Lumpe & Weidinger, 2000
27.03.1992	1	Maxwell Bay/Fildes Strait	Lumpe & Weidinger, 2000
05.04.1992	2	Maxwell Bay/Fildes Strait	Lumpe & Weidinger, 2000
05.12.2008	1	Maxwell Bay, Höhe Barton Peninsula	Peter et al., 2013
26.12.2014	1	Fildes Strait	Braun et al., 2017a

Tabelle 12: Übersicht über alle zwischen 1979/80 und 2017/18 in der Fildes-Region dokumentierten Beobachtungen der Küstenseeschwalbe (*Sterna paradisica*)

Datum	Anzahl	Bemerkung, Beobachter	Quelle
11.10.1984	1	unter adulten <i>S. p</i>	Peter et al., 1988

Datum	Anzahl	Bemerkung, Beobachter	Quelle
20.10.1984	1	fischt zusammen mit <i>S. vittata</i>	Peter et al., 1988
21.10.1984	mehrere	unter adulten <i>S. vittata</i>	Peter et al., 1988
12.11.1984	1	eindeutige Rufe	Peter et al., 1988
12.01.1985	2	fischend, eindeutige Rufe	Peter et al., 1988
20.11.1986	1 oder 2		Mönke & Bick, 1988
24.11.1986	1		Mönke & Bick, 1988
29.12.1986	1		Mönke & Bick, 1988
22.12.2003	2		Peter et al., 2008
25.12.2004	1		Peter et al., 2008
28.12.2004	1		Peter et al., 2008
14.12.2005	28	M. Ritz	Peter et al., 2008
23.12.2005	35		Peter et al., 2008
05.11.2008	ca. 150	S. Lisovski	Peter et al., 2013
21.12.2008	1	leg. V. Pavel	Peter et al., 2013
06.01.2009	mind. 10		Peter et al., 2013
23.12.2009	7	Im Schwarm	Peter et al., 2013
08.01.2010	1		Peter et al., 2013
16.01.2011	3	fischend	Peter et al., 2013
24.11.2011	1	fliegend	Peter et al., 2013
01.12.2011	1	fliegend	Peter et al., 2013
17.12.2011	18	sitzend	Peter et al., 2013
22.12.2011	1	fliegend	Peter et al., 2013
23.12.2011	1	fliegend	Peter et al., 2013
27.12.2011	5	sitzend	Peter et al., 2013
02.01.2012	22	sitzend	Peter et al., 2013
12.01.2012	6	fliegend, im Verbund mit einheimischen Seeschwalben	Peter et al., 2013
27.12.2012	3	sitzend	Peter et al., 2013
15.01.2013	14	nahrungssuchend	Peter et al., 2013
03.02.2013	13	sitzend	Peter et al., 2013
11.02.2013	21	sitzend	Peter et al., 2013
29.01.2014	3	Straße zwischen China und Chile, Z. Zhang	Peter et al., 2013
10.02.2014	6		Peter et al., 2013
16.02.2014	2	Gletscherbucht	Peter et al., 2013
13.12.2014	1	Flat-Top-Halbinsel	Peter et al., 2013
03.02.2015	3	in <i>Sterna</i> -Brutkolonie	Peter et al., 2013
22.11.2016	2		vorliegende Studie

Datum	Anzahl	Bemerkung, Beobachter	Quelle
06.12.2016	1		vorliegende Studie
10.01.2018	1	fliegend	vorliegende Studie

Tabelle 13: Übersicht über alle zwischen 1979/80 und 2017/18 in der Fildes-Region dokumentierten Beobachtungen des Kuhreihers (*Bulbucis ibis*)

Datum	Anzahl	Bemerkung, Beobachter	Quelle
29.03.1985	1	Totfund, frischtot	Zippel, 1987
Januar 1986	1	Totfund	Zippel, 1987
17.04.1986	3	sitzend bzw. auffliegend	Mönke & Bick, 1990
19.04.1986	2	1 x Totfund, 1 x stark geschwächt	Mönke & Bick, 1990
19.04.1986	1	Totfund	Mönke & Bick, 1990
20.04.1986	1	Totfund	Mönke & Bick, 1990
03.05.1986	10	Totfund	Mönke & Bick, 1990
08.05.1986	4	von sowj. Fischereiforschungsschiff bei Süd-Orkneys an Bord genommen, aus Trupp von 100-150 Ind. zugeflogen	Mönke & Bick, 1990
08.12.1986	1	Totfund, in Dominikanermöwennest	Mönke & Bick, 1990
07.01.1987	1	Totfund, in Dominikanermöwennest	Mönke & Bick, 1990
11.01.1987	1	Totfund	Mönke & Bick, 1990
09.02.1987	1	Totfund	Mönke & Bick, 1990
26.12.1990	1	Ardley Island	Lumpe & Weidinger, 2000
April 1991	1	Totfund, Fildes Strait	Lumpe & Weidinger, 2000
01.05.1991	1	lebend, Fildes Strait	Lumpe & Weidinger, 2000
08.02.1992	1	Fildes Peninsula	Lumpe & Weidinger, 2000
Dezember 2000	1	Totfund	Braun, 2001
23.01.2004	1	Totfund	Peter et al., 2008
07.02.2004	1	Totfund	Peter et al., 2008
14.02.2004	1	Totfund	Peter et al., 2008
16.02.2004	1	Totfund	Peter et al., 2008
10.12.2004	1	Totfund an Skuanest, Nebles Point	Peter et al., 2008
17.12.2004	1	Totfund	Peter et al., 2008
18.12.2004	1	Totfund	Peter et al., 2008
10.01.2005	1	Totfund, Flügelrest, M. Flores	Peter et al., 2008
26.01.2005	1	Totfund, M. Flores	Peter et al., 2008
17.02.2005	1	Totfund, Dart Island	Peter et al., 2008

Datum	Anzahl	Bemerkung, Beobachter	Quelle
19.02.2005	1	Totfund an Skuanest	Peter et al., 2008
19.02.2005	1	Totfund an Skuanest	Peter et al., 2008
02.03.2005	1	Totfund	Peter et al., 2008
02.03.2005	1	Totfund	Peter et al., 2008
20.02.2006	1	Totfund	Peter et al., 2008
14.12.2008	1	Totfund, S. Lisovski, M. Kopp	Peter et al., 2013
15.01.2009	1	Totfund	Peter et al., 2013
19.02.2010	1	Totfund	Peter et al., 2013
28.11.2011	1	Totfund	Peter et al., 2013
05.01.2012	1	Totfund	Braun et al., 2017a
22.03.2013	1	lebend, M. Xing	Braun et al., 2017a
05.02.2017	1	Totfund	Braun et al., 2017a
08.02.2017	1	Totfund	vorliegende Studie
11.02.2017	1	Totfund	vorliegende Studie

Tabelle 14: Übersicht über alle zwischen 1979/80 und 2017/18 in der Fildes-Region dokumentierten Beobachtungen des Weißbürzelstandläufers (*Calidris fuscicollis*)

Datum	Anzahl	Bemerkung, Beobachter	Quelle
31.10.1981	3	1 davon gefangen und fotografiert	Bannasch, 1984; Bannasch et al., 1984
14.10.1985	6		Zippel, 1987
26.10.1985	3		Zippel, 1987
19.01.1986	8		Mönke & Bick, 1988
21.01.1987	4		Mönke & Bick, 1988; Nadler & Mix, 1989
28. & 29.01.1987	3	beobachtet von sowj. Zoologen Bulabizew, vermutl. dieselben Ind. vom 21.1.	Mönke & Bick, 1988
27.11.1987	10		Lange & Naumann, 1990
27.02.1988	8		Lange & Naumann, 1990
23.12.1988	1		Lange & Naumann, 1990
25.12.1988	4		Lange & Naumann, 1990
29.12.1988	4		Lange & Naumann, 1990
15.01.1989	1		Lange & Naumann, 1990
29.01.1989	1		pers. Mittg. H. Grimm
13.02.1989	3		Lange & Naumann, 1990
18.02.1989	3		Lange & Naumann, 1990
13.02.1990	3	Fluchtdistanz ca. 25 m	pers. Mittg. H. Grimm
26.12.1990	1		Lumpe & Weidinger, 2000

Datum	Anzahl	Bemerkung, Beobachter	Quelle
08.02.1992	1		Lumpe & Weidinger, 2000
30.12.2000	12	mehrmals kurz nacheinander gesehen	Braun, 2001
13.01.2005	8	M. Flores	Peter et al., 2008
22.01.2005	8	M. Flores	Peter et al., 2008
24.01.2005	4	M. Flores	Peter et al., 2008
29.01.2005	4	M. Flores	Peter et al., 2008
09.02.2005	7	M. Flores	Peter et al., 2008
06.02.2009	3		Peter et al., 2013
26.01.2010	1	laufend, dann wegfliegend	Peter et al., 2013
15.01.2011	1	wegfliegend gesehen und gehört	Peter et al., 2013
21.01.2011	1		Peter et al., 2013
29.11.2016	1	lebend	vorliegende Studie
16.12.2017	1	lebend	vorliegende Studie

Anhang 3: Robbenwurfplätze an den Küsten der Fildes Peninsula und Ardley Islands (Einteilung der Buchten nach Peter et al. 2008, S. 45)

Abbildung 99: Lage der Wurfplätze des Südlichen Seeelefanten (*Mirounga leonina*) an den Küsten der Fildes Peninsula und Ardley Islands, zusammengestellt aus Daten aus den Saisons 1984/85, 1986/87 – 1989/90, 2000/01, 2002/03 – 2006/07 und 2008/09 – 2017/18 (verändert nach Braun et al., 2012; Braun et al., 2017a)

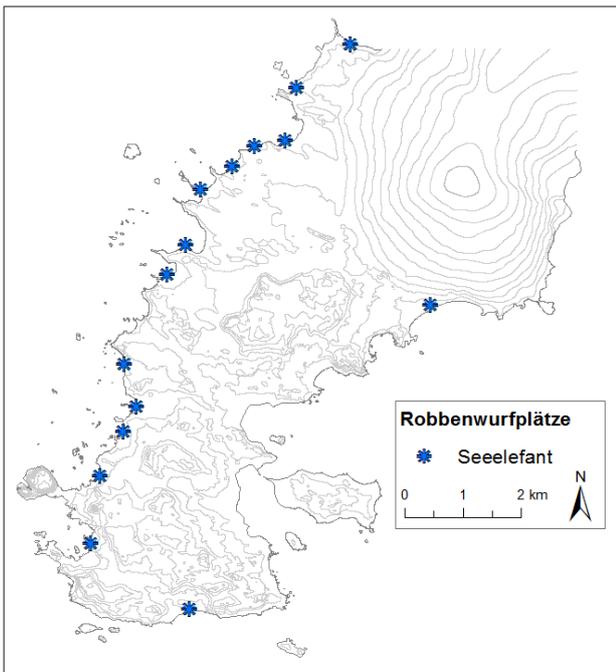


Abbildung 100: Lage der Wurfplätze der Weddellrobbe (*Leptonychotes weddellii*) an den Küsten der Fildes Peninsula und Ardley Islands, zusammengestellt aus Daten aus den Saisons 1984/85, 1986/87 – 1989/90, 2000/01, 2002/03 – 2006/07 und 2008/09 – 2017/18 (verändert nach Braun et al., 2012; Braun et al., 2017a)

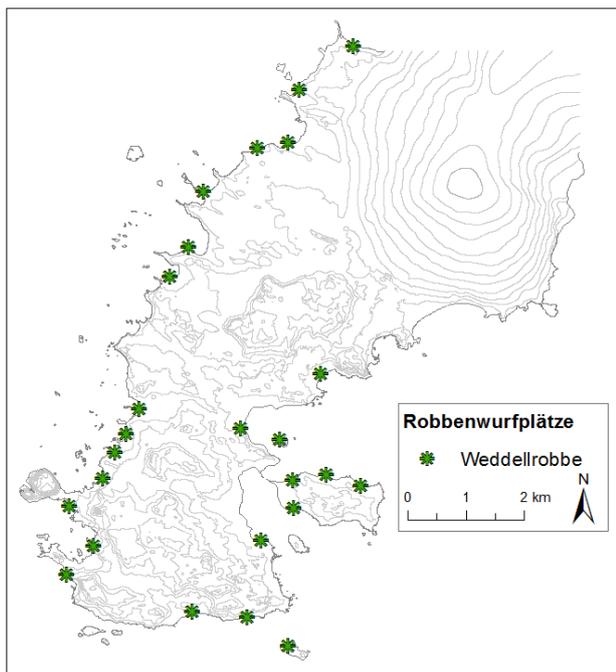


Abbildung 101: Lage der Wurfplätze des Antarktischen Seebären (*Arctocephalus gazella*) an den Küsten der Fildes Peninsula und Ardley Islands, zusammengestellt aus Daten aus den Saisons 1984/85, 1986/87 – 1989/90, 2000/01, 2002/03 – 2006/07 und 2008/09 – 2017/18 (verändert nach Braun et al., 2012; Braun et al., 2017a)

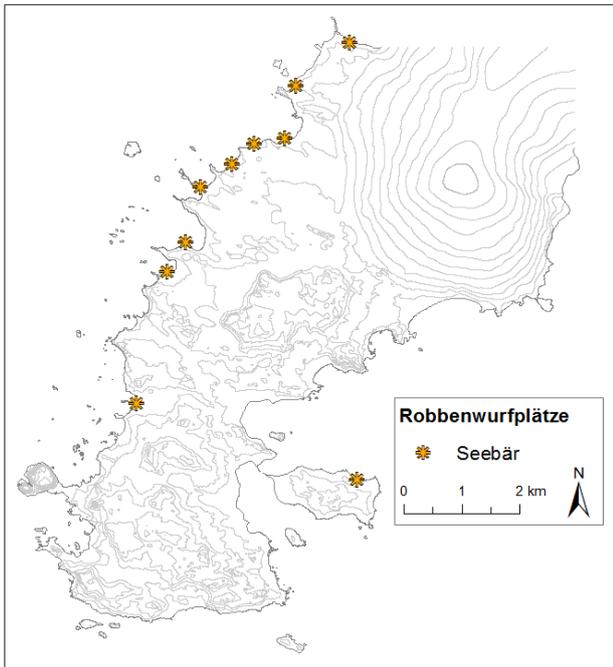


Abbildung 102: Lage der Wurfplätze des Seeleoparden (*Hydrurga leptonyx*) an den Küsten der Fildes Peninsula und Ardley Islands, zusammengestellt aus Daten aus den Saisons 1984/85, 1986/87 – 1989/90, 2000/01, 2002/03 – 2006/07 und 2008/09 – 2017/18 (verändert nach Braun et al., 2012; Braun et al., 2017a)

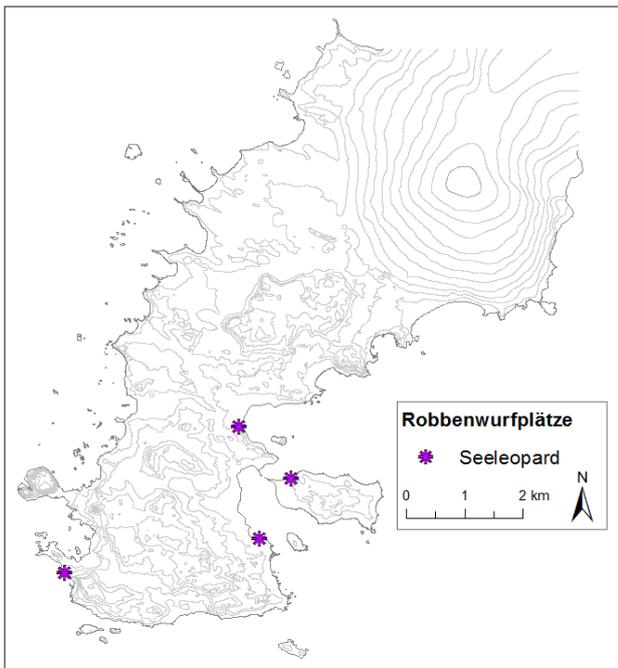
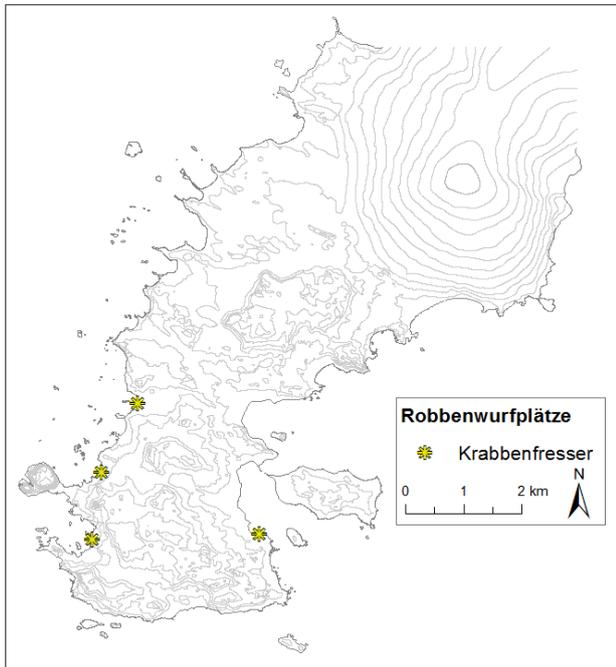


Abbildung 103: Lage der Wurfplätze des Krabbenfressers (*Lobodon carcinophaga*) an den Küsten der Fildes Peninsula und Ardley Islands, zusammengestellt aus Daten aus den Saisons 1984/85, 1986/87 – 1989/90, 2000/01, 2002/03 – 2006/07 und 2008/09 – 2017/18 (verändert nach Braun et al., 2012; Braun et al., 2017a)



Anhang 4: Brutvogel-Monitoring in den eisfreien Gebieten der Maxwell Bay

Tabelle 15: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Eselspinguin (*Pygoscelis papua*), Zügelpinguin (*P. antarctica*), Südlichem Riesensturmvogel (*Macronectes giganteus*), Buntfußsturmschwalbe (*Oceanites oceanicus*) und Schwarzbauchmeerläufer (*Fregatta tropica*) auf **Barton Peninsula**, alle Änderungen zu Braun et al., 2017a fett gedruckt; 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	43	White in: Croxall & Kirkwood, 1979	2.100	White in: Croxall & Kirkwood, 1979						
1966/67					159	Araya & Arrieta, 1971				
1980/81	464	Jablonski, 1984	6.298	Jablonski, 1984						
1983/84					120-140	Lorenz, 1984				
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 & Bick, 1988	1.000/1.750	Mönke & Bick, 1988/ Shuford & Spear, 1988a	min. 20	Mönke & Bick, 1988				
1988/89					26	Lange & Naumann, 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	2.924	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
2000/01	1.333	Republic of Korea, 2014	3.117	Republic of Korea, 2014						
2001/02	1.441	Republic of Korea, 2014	3.008	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., 2011	min. 50	Republic of Korea, 2014	min. 10	J.-W. Jung, pers. Mittg.
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	min. 0	J.-W. Jung, pers. Mittg.
2012/13	2.366	Republic of Korea, 2014	3.304	Republic of Korea, 2014	62	J.-W. Jung, pers. Mittg.	min. 5	Republic of Korea, 2014	min. 1	J.-W. Jung, pers. Mittg.
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	min. 0	J.-W. Jung, pers. Mittg.
2014/15	2.176	J.-W. Jung, pers. Mittg.	3.041	J.-W. Jung, pers. Mittg.	15	J.-W. Jung, pers. Mittg.	min. 1	Republic of Korea, 2014	min. 1	J.-W. Jung, pers. Mittg.
2015/16	2.112	W. Y. Lee, pers. Mittg.	3.352	W. Y. Lee, pers. Mittg.	min. 10	J.-W. Jung, pers. Mittg.	min. 3	J.-W. Jung, pers. Mittg.	min. 1	J.-W. Jung, pers. Mittg.

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
2016/17	2.604	J.-W. Jung, pers. Mittg.	2.918	J.-W. Jung, pers. Mittg.	26	J.-W. Jung, pers. Mittg.	mi n. 2	J.-W. Jung, pers. Mittg.	mi n. 1	J.-W. Jung, pers. Mittg.
2017/18	2.309	J.-H. Kim, pers. Mittg.	2.867	J.-H. Kim, pers. Mittg.	18	J.-H. Kim, pers. Mittg.				

Tabelle 16: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Kapsturmvogel (*Daption capense*), Weißgesichtsscheidenschnabel (*Chionis alba*), Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*) und Antarktisseeschwalbe (*Sterna vittata*) auf **Barton Peninsula**, alle Änderungen zu Braun et al., 2017a fett gedruckt; 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 & Bick, 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.	min. 33	Lee et al., 2017b & J.-H. Kim, pers. Mittg.	min. 15	Republic of Korea, 2014
2013/14			2	Republic of Korea, 2014	min. 32	Lee et al., 2017b	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.
2015/16			min. 3	Jung, pers. Mittg.	min. 34	Lee et al., 2017b	min. 2	Lee et al., 2017b

Saison	<i>D. capense</i>		<i>C. alba</i>		<i>L. dominicanus</i>		<i>S. vitatta</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
2016/17	0	Jung, pers. Mittg.	1	Jung, pers. Mittg.	25	Jung, pers. Mittg.	min. 1	Jung, pers. Mittg.
2017/18			3	J.-H. Kim, pers. Mittg.	29	J.-H. Kim, pers. Mittg.		

Tabelle 17: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Brauner Skua (*Catharacta antarctica lonnbergi*), Südpolarskua (*C. maccormicki*), Hybrid-, Misch- und unbestimmten Skuapaaren (*Catharacta spec.*) auf **Barton Peninsula**, alle Änderungen zu Braun et al., 2017a fett gedruckt; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben.

Saison	<i>C. a lonnbergi</i>		<i>C. maccormicki</i>		Catharacta-Misch- & Hybridpaare		Catharacta spec.	
	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 & Bick, 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 & Ahn, 2011				
2009/10			98	Kim & Ahn, 2011				
2010/11	min. 10	Republic of Korea, 2011	min. 27	Republic of Korea, 2011	1	J.-W. Jung, pers. Mittg.		
2011/12	min. 5	Republic of Korea, 2011	min. 22	Republic of Korea, 2011	1	J.-W. Jung, pers. Mittg.		
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.

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
2015/16	min. 6	J.-W. Jung, pers. Mittg.	min. 100	J.-W. Jung, pers. Mittg.	min. 3	J.-W. Jung, pers. Mittg.	0	J.-W. Jung, pers. Mittg.
2016/17	18	J.-W. Jung, pers. Mittg.	127	J.-W. Jung, pers. Mittg.	18	J.-W. Jung, pers. Mittg.	0	J.-W. Jung, pers. Mittg.
2017/18	9	J.-H. Kim, pers. Mittg.	153	J.-H. Kim, pers. Mittg.	3	J.-H. Kim, pers. Mittg.	0	J.-H. Kim, pers. Mittg.

Tabelle 18: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Südlichem Riesensturmvogel (*Macronectes giganteus*), Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*) und Antarktisseeschwalbe (*Sterna vittata*) auf **Weaver Peninsula**, alle Änderungen zu Braun et al., 2017a fett gedruckt

Saison	<i>M. giganteus</i>		<i>L. dominicanus</i>		<i>S. vittata</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1966/67	45	Araya & Arrieta, 1971				
1984/85					20	Peter et al., 1988
2008/09	0	vorliegende Studie				
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 19: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Brauner Skua (*Catharacta antarctica lonnbergi*), Südpolarskua (*C. maccormicki*) und deren Misch- und Hybridpaaren auf **Weaver Peninsula**

Saison	<i>C. antarctica lonnbergi</i>		<i>C. maccormicki</i>		<i>Catharacta</i> -Misch- & Hybridpaare		<i>Catharacta spec.</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
2004/05	2	Kim et al., 2005	15	Kim et al., 2005	1	Kim et al., 2005		
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.		

Tabelle 20: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*), Südpolarskua (*Catharacta maccormicki*), Misch- und Hybridpaaren sowie unbestimmten Skuapaaren (*Catharacta spec.*) auf **Green Point**, alle Änderungen zu Braun et al., 2017a fett gedruckt

Saison	<i>L. dominicanus</i>		<i>C. maccormicki</i>		Catharacta-Misch- & Hybridpaare		<i>Catharacta spec.</i>		<i>S. vittata</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	B P	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1984/85									15	Peter et al., 1988
2010/11	30	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a	1	Braun et al., 2017a	1	Braun et al., 2017a		
2011/12			1	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a		
2012/13	26	Braun et al., 2017a	1	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a		
2013/14	14	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a	1	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a		
2014/15	16	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a	1	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a		
2015/16	5	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie	1	vorliegende Studie		
2016/17	28	vorliegende Studie	1	vorliegende Studie	1	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie		
2017/18	35	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie	0	vorliegende Studie		

Tabelle 21: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Eselspinguin (*Pygoscelis papua*), Adéliepinguin (*P. adeliae*), Zügelpinguin (*P. antarctica*) und Königspinguin (*Aptenodytes patagonicus*) auf **Potter Peninsula**, alle Änderungen zu Braun et al., 2017a fett gedruckt

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 & Kirkwood, 1979	6.440	White in: Croxall & Kirkwood, 1979	2.500	White in: Croxall & Kirkwood, 1979		
1966/67	ca. 1.500	Araya & Arrieta, 1971	ca. 7.500	Araya & Arrieta, 1971	ca. 1.100	Araya & Arrieta, 1971		
1971/72	ca. 1.000	Müller-Schwarze & Müller-Schwarze, 1975	ca. 18.000	Müller-Schwarze & Müller-Schwarze, 1975	ca. 200	Müller-Schwarze & Müller-Schwarze, 1975		

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
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	750-1.000	Shuford & Spear, 1988b			75-100	Shuford & Spear, 1988a, b		
1987/88	900	Nadler & Mix, 1989	14.100 / 15.491	Mönke & Bick, 1988 / 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	präsent	Schuster, 2010		
2001/02			ca. 5.500	Schuster, 2010	präsent	Schuster, 2010		
2002/03					45	Silvestro et al., 2015		
2003/04					10	Silvestro et al., 2015		
2006/07	3.764	Carlini et al., 2009	3.412	Carlini et al., 2009				
2007/08			2.003 (Hochrechnung)	Juárez et al., 2013				
2008/09	4.321	Juárez et al., 2013	3.910	Juárez et al., 2013				
2009/10			2.938	Juárez et al., 2013	0	Schuster, 2010		
2010/11	4.631	Juárez et al., 2013	3.426	Juárez et al., 2013				
2011/12	3.932	Juárez et al., 2013	3.254	Juárez et al., 2013			1	Juárez et al., 2013
2012/13							1	Juárez et al., 2013

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
2013/14			3.703	Juárez et al., 2013	1	Silvestro et al., 2015	1	Juárez et al., 2017
2014/15							1	Juárez et al., 2017
2015/16							1	N. Küpper, pers. Mittg.
2016/17							1	N. Küpper, pers. Mittg.
2017/18							1	N. Küpper, pers. Mittg.

Tabelle 22: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Südlichem Riesensturmvogel (*Macronectes giganteus*), Kapsturmvogel (*Daption capense*), Buntfußsturmschwalbe (*Oceanites oceanicus*) und Schwarzbauchmeerläufer (*Fregetta tropica*) auf **Potter Peninsula**, siehe auch Braun et al., 2017a; 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. fregetta</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1958/59	30	Patterson et al., 2008						
1966/67	78 / 95	Araya & Arrieta, 1971 / Patterson et al., 2008			ca. 530	Araya & Arrieta, 1971	0	Araya & Arrieta, 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	präsent	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, 2018f						

Saison	<i>M. giganteus</i>		<i>D. capense</i>		<i>O. oceanicus</i>		<i>F. fregetta</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
2010/11	min. 44	Republic of Korea, 2011						

Tabelle 23: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Weißgesichtsscheidenschnabel (*Chionis alba*), Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*), Antarktisseeschwalbe (*Sterna vittata*) und Blauaugenscharben (*Leucocarbo bransfieldensis*) auf **Potter Peninsula**, siehe auch Braun et al., 2017a; 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>L. bransfieldensis</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1966/67	ca. 30	Araya & Arrieta, 1971	min. 10	Araya & Arrieta, 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	präsent (Low Rock)	Aguirre, 1995
1991/92							8 (Low Rock)	Casaux & Barrera-Oro, 2006
1992/93							7 (Low Rock)	Casaux & Barrera-Oro, 2006
1993/94							8 (Low Rock)	Casaux & Barrera-Oro, 2006
1997/98					ca. 250	Hahn et al., 1998	präsent	Hahn et al., 1998
1998/99							5 (Low Rock)	Casaux & Barrera-Oro, 2006
1999/2000							3 (Low Rock)	Casaux & Barrera-Oro, 2006

Saison	<i>C. alba</i>		<i>L. dominicanus</i>		<i>S. vittata</i>		<i>L. bransfieldensis</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
2000/01							1 (Low Rock)	Casaux & Barrera-Oro, 2006

Tabelle 24: 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**, siehe auch Braun et al., 2017a, Kap. 3.5. Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben (* Erfassung nur innerhalb des ASPAs).

Saison	<i>C. antarctica lonnbergi</i>		<i>C. maccormicki</i>		Catharacta-Misch- & Hybridpaare		<i>Catharacta spec.</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1966/67	8 (inkl. 1 Trio)	Araya & Arrieta, 1971	1	Araya & Arrieta, 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	Hahn & Peter, 2003	13	Hahn & Peter, 2003	3	Hahn & Peter, 2003	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	Hahn & Peter, 2003	45	Hahn & Peter, 2003	7	Hahn & Peter, 2003	0	M. Ritz, pers. Mittg.
1999/2000	30	Hahn & Peter, 2003	44	Hahn & Peter, 2003	17	Hahn & Peter, 2003	0	M. Ritz, pers. Mittg.
2000/01	32	Hahn & Peter, 2003	54	Hahn & Peter, 2003	16	Hahn & Peter, 2003	0	M. Ritz, pers. Mittg.
2001/02	35	Hahn et al., 2007	63	Hahn et al., 2007	14	Hahn et al., 2007	0	M. Ritz, pers. Mittg.
2002/03	29	Hahn et al., 2007	33	Hahn et al., 2007	8	Hahn et al., 2007	0	M. Ritz, pers. Mittg.
2003/04	14	Hahn et al., 2007	49	Hahn et al., 2007	4	Hahn et al., 2007	0	M. Ritz, pers. Mittg.

Saison	<i>C. antarctica lonnbergi</i>		<i>C. macconnicki</i>		Catharacta-Misch- & Hybridpaare		<i>Catharacta spec.</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
2004/05	34	Krietsch et al., 2016	68	Krietsch et al., 2016	17	Krietsch et al., 2016	4	M. Kopp, pers. Mittg.
2005/06	28	Krietsch et al., 2016	76	Krietsch et al., 2016	17	Krietsch et al., 2016	3	M. Kopp, pers. Mittg.
2006/07	35	Krietsch et al., 2016	81	Krietsch et al., 2016	18	Krietsch et al., 2016	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
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

Tabelle 25: 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**, Veränderungen zu Braun et al., 2017a fett gedruckt

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			194	Rauschert et al., 1987	5	Rauschert et al., 1987
1986/87	ca. 1.700 / 875	Mönke & Bick, 1988 / Shuford & Spear, 1988b	0	Mönke & Bick, 1988	0	Mönke & Bick, 1988	54	Mönke & Bick, 1988	0	Mönke & Bick, 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
2012/13	ca. 1.800	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a	ca. 55	Braun et al., 2017a		
2017/18	2.382	vorliegen de Studie	0	vorliegen de Studie	0	vorliegend e Studie	22	vorliegen de Studie	0	vorlieg ende Studie

Tabelle 26: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Buntfußsturmschwalbe (*Oceanites oceanicus*), Schwarzbauchmeerläufer (*Fregetta tropica*), Weißgesichtsscheidenschnabel (*Chionis alba*), Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*) und Antarktisseeschwalbe (*Sterna vittata*) am **Duthoit Point**, Veränderungen zu Braun et al., 2017a fett gedruckt; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben.

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 / 3	Rauschert et al., 1987 / Mönke & Bick, 1988	0	Rauschert et al., 1987	22	Rauschert et al., 1987
1986/87					1	Mönke & Bick, 1988				
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	Braun et al., 2017a	5	Braun et al., 2017a		
2017/18	min. 2	vorliegen de Studie			0	vorliegend e Studie	29	vorliegen de Studie	20	vorlieg ende Studie

Tabelle 27: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Brauner Skua (*Catharacta antarctica lonnbergi*), Südpolarskua (*C. maccormicki*), Misch- & Hybridpaaren (*Catharacta*-Misch- & Hybridpaare) sowie unbestimmten Skuapaaren (*Catharacta spec.*) und Blauaugenscharben (*Leucocarbo bransfieldensis*) am **Duthoit Point**, Veränderungen zu Braun et al., 2017a fett gedruckt; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben.

Saison	<i>C. a. lonnbergi</i>		<i>C. maccormicki</i>		Catharacta-Misch- & Hybrid-Paare		Catharacta spec.		<i>L. bransfieldensis</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1985/86							4	Rauschert et al., 1987		
1986/87									96/ 100	Mönke & Bick, 1988 / Shuford & Spear, 1988b
1990/91									163	Casaux & Barrera-Oro, 1993

Saison	<i>C. a. lonnbergi</i>		<i>C. maccormicki</i>		Catharacta-Misch- & Hybrid-Paare		Catharacta spec.		<i>L. bransfieldensis</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
1992/93									140	Casaux & Barrera-Oro, 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 & Barrera-Oro, 2006
1998/99									77	Casaux & Barrera-Oro, 2006
1999/2000									64	Casaux & Barrera-Oro, 2006
2000/01									66	Casaux & Barrera-Oro, 2006
2001/02									48	Casaux & Barrera-Oro, 2006

Saison	<i>C. a. lonnbergi</i>		<i>C. maccormicki</i>		Catharacta-Misch- & Hybrid-Paare		Catharacta spec.		<i>L. bransfieldensis</i>	
	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle	BP	Quelle
2002/03									42	Casaux & Barrera-Oro, 2006
2003/04									36	Casaux & Barrera-Oro, 2006
2004/05									32	Casaux & Barrera-Oro, 2006
2006/07	2	S. Lisovski, pers. Mittg.	3	S. Lisovski, pers. Mittg.	2	S. Lisovski, pers. Mittg.	2	S. Lisovski, pers. Mittg.		
2008/09									41	Casaux & Barrera-Oro, 2016
2012/13	2	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a	ca. 55	Braun et al., 2017a
2017/18	3	vorliegen de Studie	7	vorliegen de Studie	3	vorliegen de Studie	14	vorliegende Studie	69	vorliegende Studie

Tabelle 28: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Südlichem Riesensturmvogel (*Macronectes giganteus*), Kapsturmvogel (*Daption capense*), Buntfußsturmschwalbe (*Oceanites oceanicus*) und Schwarzbauchmeerläufer (*Fregetta tropica*) auf **Stansbury Peninsula**, Veränderungen zu Braun et al., 2017a fett gedruckt; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben; später Zähltermin durch * markiert.

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 & Odening, 1981	ca. 75	Bannasch & Odening, 1981				
1984/85	47	Peter et al., 1988	10	Peter et al., 1988	2	Peter et al., 1988	1	Peter et al., 1988

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
1985/86	22	Rauschert et al., 1987	25	Rauschert et al., 1987				
1986/87	15-20	Mönke & Bick, 1988						
1987/88	min. 9	Lange & Naumann, 1989						
1988/89	24	Lange & Naumann, 1989						
1990/91	25	Lumpe & Weidinger, 2000						
1991/92	29	Lumpe & Weidinger, 2000	ca. 800	Lumpe & Weidinger, 2000	100-500	Lumpe & Weidinger, 2000	6-10	Lumpe & Weidinger, 2000
2002/03	32	S. Pfeiffer, pers. Mittg.						
2008/09	63	Braun et al., 2017a						
2009/10	65	Braun et al., 2017a						
2010/11	50	Braun et al., 2017a						
2011/12	61	Braun et al., 2017a						
2012/13	48	Braun et al., 2017a	min. 8	Braun et al., 2017a				
2013/14	min. 71*	Braun et al., 2017a						
2014/15	61	Braun et al., 2017a	min. 2	Braun et al., 2017a				
2015/16	min. 52 *	vorliegende Studie						
2016/17	68	vorliegende Studie						
2017/18	51	vorliegende Studie						

Tabelle 29: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Weißgesichtsscheidenschnabel (*Chionis alba*), Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*) und Antarktisseeschwalbe (*Sterna vittata*) auf **Stansbury Peninsula**, Veränderungen zu Braun et al., 2017a fett gedruckt; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben.

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 & Weidinger, 2000	8	Lumpe & Weidinger, 2000	100	Lumpe & Weidinger, 2000
2009/10	0	Braun et al., 2017a				
2010/11	0	Braun et al., 2017a			min. 6	Braun et al., 2017a
2012/13	0	Braun et al., 2017a	min. 1	Braun et al., 2017a		
2013/14	0	Braun et al., 2017a				
2014/15	0	Braun et al., 2017a				
2017/18	0	vorliegende Studie			min. 2	vorliegende Studie

Tabelle 30: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Brauner Skua (*Catharacta antarctica lonnbergi*), Südpolarkua (*C. maccormicki*), Misch- und Hybridpaaren (*Catharacta*-Misch- & Hybridpaare) sowie unbestimmten Skuapaaren (*Catharacta. spec.*) auf **Stansbury Peninsula**, Veränderungen zu Braun et al., 2017a fett gedruckt; Wurde nicht die gesamte Halbinsel gezählt, ist ein Minimumwert (min.) angegeben.

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
1985/85	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 & Weidinger, 2000	20	Lumpe & Weidinger, 2000	1	Lumpe & Weidinger, 2000	0	Lumpe & Weidinger, 2000
2009/10	0	Braun et al., 2017a	1	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a	4	Braun et al., 2017a

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
2010/11	0	Braun et al., 2017a	12	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a	15	Braun et al., 2017a
2012/13	0	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a
2013/14	0	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a	0	Braun et al., 2017a
2014/15	min. 1	Braun et al., 2017a						
2015/16							min. 1	vorliegende Studie
2016/17	min. 1	vorliegende Studie					min. 1	vorliegende Studie
2017/18								

Tabelle 31: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Eselspinguin (*Pygoscelis papua*), Zügelpinguin (*P. antarctica*), Südlichem Riesensturmvogel (*Macronectes giganteus*), Kapsturmvogel (*Daption capense*) und Buntfußsturmschwalbe (*Oceanites oceanicus*) auf **Cabo Cariz**, Veränderungen zu Braun et al., 2017a fett gedruckt.

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 (vermutlich fehlerhafte Angabe)	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 & Bick, 1988	300 / 250-500	Mönke & Bick, 1988 / Shuford & Spear, 1988b	11	Mönke & Bick, 1988				
1991/92	0	Lumpe & Weidinger, 2000	800	Lumpe & Weidinger, 2000	8	Lumpe & Weidinger, 2000	ca. 300	Lumpe & Weidinger, 2000	10-50	Lumpe & Weidinger, 2000
2015/16	0		549	vorliegende Studie						
2016/17	0		791	Pfeifer et al., 2019						

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
2017/18	0	vorliegende Studie			30	vorliegende Studie	4	vorliegende Studie		

Tabelle 32: Übersicht über die Brutpaarzahlen von Weißgesichtsscheidenschnabel (*Chionis alba*), Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*), Brauner Skua (*Catharacta antarctica lonnbergi*), unbestimmten Skuapaaren (*Catharacta spec.*) und Antarktisseeschwalbe (*Sterna vittata*) auf **Cabo Cariz**, Veränderungen zu Braun et al., 2017a fett gedruckt

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 & Bick, 1988								
1991/92	1	Lumpe & Weidinger, 2000	1	Lumpe & Weidinger, 2000	3	Lumpe & Weidinger, 2000	0	Lumpe & Weidinger, 2000	0	Lumpe & Weidinger, 2000
2017/18	0	vorliegende Studie	9	vorliegende Studie	1	vorliegende Studie	1	vorliegende Studie	min. 1	vorliegende Studie

Anhang 5: Meteorologische Daten der Station Bellingshausen

Tabelle 33: Ergebnisse der linearen Regression der monatlichen und saisonalen Temperaturentwicklung an der Station Bellingshausen; Angegeben sind die Temperaturänderung über den gesamten Messzeitraum (ΔT) \pm Standardfehler, Signifikanz (p) und Bestimmtheitsmaß (R^2) (Datenquelle: <https://legacy.bas.ac.uk/met/READER/surface/stationpt.html>)

Zeitraum	ΔT [K]	p	R^2	Messzeitraum
Januar	+0,08 \pm 0,33	0,806	0,001	1969-2018
Februar	+0,19 \pm 0,34	0,583	0,006	1969-2018
März	+0,77 \pm 0,41	0,064	0,069	1968-2018
April	+0,44 \pm 0,70	0,535	0,008	1968-2018
Mai	+2,72 \pm 0,87	0,003	0,168	1968-2018
Juni	+1,76 \pm 1,00	0,084	0,060	1968-2018
Juli	+1,51 \pm 1,42	0,293	0,023	1968-2018
August	+2,14 \pm 1,05	0,045	0,079	1968-2018
September	+0,23 \pm 0,85	0,791	0,001	1968-2018
Oktober	+0,38 \pm 0,55	0,494	0,010	1968-2018
November	-0,14 \pm 0,38	0,711	0,003	1968-2018
Dezember	-0,40 \pm 0,32	0,220	0,031	1968-2018
Jahr	+0,85 \pm 0,36	0,024	0,102	1968-2018
Frühjahr (Sept. – Nov.)	+0,15 \pm 0,44	0,73	0,003	1969-2018
Sommer (Dez. – Feb.)	-0,05 \pm 0,27	0,84	<0,001	1969-2018
Herbst (März – Mai)	+1,31 \pm 0,47	0,01	0,136	1968-2018
Winter (Juni – August)	+1,81 \pm 0,89	0,05	0,079	1968-2018

Tabelle 34: Ergebnisse der linearen Regression der monatlichen und saisonalen Niederschlagsentwicklung an der Station Bellingshausen; Angegeben sind die Temperaturänderung über den gesamten Messzeitraum (ΔN) \pm Standardfehler, Signifikanz (p) und Bestimmtheitsmaß (R^2) (Datenquelle: <http://www.aari.aq/data/catalogue.html>)

Zeitraum	ΔN [l/m ²]	p	R^2	Messzeitraum
Januar	+19,26 \pm 11,91	0,112	0,053	1969-2017
Februar	-6,52 \pm 8,58	0,453	0,012	1969-2017
März	+15,05 \pm 11,95	0,215	0,032	1968-2017
April	-10,19 \pm 10,88	0,353	0,018	1968-2016
Mai	-6,05 \pm 9,95	0,548	0,008	1968-2017
Juni	-3,49 \pm 12,50	0,781	0,002	1968-2017
Juli	+3,18 \pm 15,93	0,843	0,001	1968-2016
August	-30,67 \pm 14,26	0,037	0,090	1968-2016
September	-6,32 \pm 10,44	0,548	0,008	1968-2016

Zeitraum	ΔN [l/m ²]	p	R ²	Messzeitraum
Oktober	+10,29 ± 10,58	0,337	0,020	1968-2016
November	-8,18 ± 8,28	0,328	0,020	1968-2016
Dezember	-8,33 ± 8,48	0,331	0,020	1968-2016
Jahr	-1,62 ± 4,56	0,724	0,003	1968-2016
Frühjahr (Sept. – Nov.)	-1,41 ± 6,52	0,831	0,001	1969-2016
Sommer (Dez. – Feb.)	+1,30 ± 5,71	0,822	0,001	1969-2017
Herbst (März – Mai)	+2,33 ± 6,76	0,731	0,003	1968-2016
Winter (Juni – August)	-6,76 ± 7,74	0,389	0,016	1968-2016

Anhang 6: Publikationen und Beiträge von Projektmitarbeiterinnen und -mitarbeitern im Berichtszeitraum

Publikationen

Mustafa, O., Barbosa, A., Krause, D.J., **Peter, H.-U.**, Vieira, G., Rümmler, M.-C. (2018): State of knowledge: Antarctic wildlife response to unmanned aerial systems. *Polar Biology* 41, 2387-2398

Rümmler, M.-C., Mustafa, O., Maercker, J., **Peter, H.-U.**, **Esefeld, J.** (2018): Sensitivity of Adélie and Gentoo penguins to various flight activities of a micro UAV. *Polar Biology* 41, 2481-2493

Peter, H.-U. (2018): Fliegende Vögel. In: Antarktis: TenDenZen 2018 / Jahrbuch XXVI

Parnikoza I., Rozok A., Convey P., Veslleski M., **Esefeld J.**, Ochyra R., Mustafa O., **Braun C.**, **Peter H.-U.**, Smykla J., Kuhakh, V., Kozeretska I. (2018): Spread of Antarctic vegetation by the kelp gull: comparison of two maritime Antarctic regions. *Polar Biology* 41, 1143-1155

Kaczmarek, L., Parnikoza, I., Gawlak, G., **Esefeld, J.**, **Peter, H.-U.**, Kozeretska, I., Roszkowska, M. (2018): Tardigrades from *Larus dominicanus* Lichtenstein, 1823 nests on the Argentine Islands (maritime Antarctic). *Polar Biology* 41, 283-301

Braun, C., **Esefeld, J.**, **Peter, H.-U.** (2017): Monitoring zu den Folgen von lokalen Klimaveränderungen auf die Schutzgüter der eisfreien Gebiete der Maxwell Bay (King George Island, Antarktis). Im Auftrag des Umweltbundesamts. Texte 25/2017, 189 S. Dessau-Roßlau / Monitoring the consequences of local climate change on the natural resources of the ice-free regions of Maxwell Bay (King George Island, Antarctic). On behalf of the German Environment Agency. Texte 26/2017. Dessau-Roßlau

Braun, C., Hertel, F., **Peter, H.-U.** (2017): Environmental Management – The Fildes Paradigm, In: Dodds K., Hemmings, A.D. & Roberts, P. (Eds.): Handbook of the Politics of Antarctica. Edward Elgar Publishing, 351-367

Mustafa, O., **Esefeld, J.**, Grämer, H., Maercker, J., Rümmler, M.-C., Senf, M., Pfeifer, C., **Peter, H.-U.** (2017): Monitoring von Pinguinkolonien in der Antarktis mithilfe von Fernerkundungsdaten Im Auftrag des Umweltbundesamts. Texte 29/2017. Dessau-Roßlau.
<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/monitoring-von-pinguinkolonien-in-der-antarktis>

Krumbholz, A., Groth, M., **Esefeld, J.**, **Peter, H.-U.**, Zell, R. (2017): Genome Sequence of a Novel Picorna-Like RNA Virus from Feces of the Antarctic Fur Seal (*Arctocephalus gazella*). *Genome Announcements* 5, e01001-17

Yao Y., Wang X., Li J., Yang J., Cao S., Peng F., Kurbatova L., **Peter H.-U.**, **Braun, C.**, Li C. (2017): A network for long-term monitoring of vegetation in the area of on Fildes Peninsula, King George Island. *Advances in Polar Science* 28(1), 23-28

Cabrita, M.T., Padeiro, A., Amaro, E., Correia dos Santos, M., Leppe, M., Verkulich, S.R., Hughes, K. A., **Peter, H.-U.**, Canário, J. (2017): Evaluating trace element bioavailability and potential transfer into marine food chains using immobilised diatom model species *Phaeodactylum tricornutum*, on King George Island, Antarctica. *Marine Pollution Bulletin* 121(1-2), 192-200

Pereira, J.L., Pereira, P., Padeiro, A., Gonçalves, F., Amaro, E., Leppe, M., Verkulich, S.R., Hughes, K. A., **Peter, H.-U.**, Canário, J. (2017): Environmental hazard assessment of contaminated soils in Antarctica: Using a

structured tier 1 approach to inform decision-making. *Science of The Total Environment* 574, 443-454

Zhang, H., Chen, J., Han, Z., Jin, H., Li, H., Lu, B., **Peter, H.-U.**, Vetter, W. (2017): Interannual variation of phytoplankton, zooplankton chlorophyll a in the Arctic seas and the relationship with ENSO and AO. *Meteorological and Environmental Research* 8 (2), 37-48

Krietsch, J., Hahn, S., Kopp, M., Philipps, R.A., **Peter, H.-U.**, Lisovski, S. (2017): Consistent variation in individual migration strategies of brown skuas. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 578, 213-225

Pereira, J.L., Pereira, P., Padeiro, A., Gonçalves, F., Amaro, E., Leppe, M., Verkulich, S.R., Hughes, K. A., **Peter, H.-U.**, Canário, J. (2017): Environmental hazard assessment of contaminated soils in Antarctica: Using a structured tier 1 approach to inform decision-making. *Science of The Total Environment* 574, 443-454

Padeiro, A., Amaro, E., Dos Santos, M.M.C., Araújo, M.F., Gomes, S.S., Leppe, M., Verkulich, S.R., Hughes, K. A., **Peter, H.-U.**, Canário, J. (2016): Trace element contamination and availability in Fildes Peninsula, King George Island, Antarctica. *Environmental Sciences: Processes and Impact* 18, 648-657

Grecian, W.J., Witt, M.J., Atrill, M., Bearhop, S., Becker, P.H., Egevang, C., Furness, R.W., Godley, B.J., González-Solís, J., Grémillet, D., Kopp, M., Lescroël, A., Matthiopoulos, J., Patrick, S.C., **Peter, H.-U.**, Phillipps, R.A., Stenhouse, I. J., Votier, S. C. (2016): Seabird diversity hotspot linked to ocean productivity in the Canary Current Large Marine Ecosystem. *Biology Letters* 12, 20160024

Lisovski, S., Fröhlich, A., von Tersch, M., Klaassen, M., **Peter, H.-U.** (2016): Sex-Specific Arrival Times on the Breeding Grounds: Hybridizing Migratory Skuas Provide Empirical Support for the Role of Sex Ratios. *American Naturalist* 187, 532-539

Krietsch, J., **Esefeld, J.**, **Braun, C.**, Lisovski, S., **Peter, H.-U.** (2016): Long-term dataset reveals significant declines in breeding success and high fluctuations in the number of breeding pairs in two skua species breeding in the Maritime Antarctic on King George Island. *Polar Biology* 39: 573-582

Rümmler, M.-C., Mustafa, O., Maercker, J., **Peter, H.-U.**, **Esefeld, J.** (2016): Measuring the influence of unmanned aerial vehicles on Adélie penguins. *Polar Biology* 39, 1329-1334

Peter, H.-U. (2016): Klimawandel und polare Vögel. In: Lozán, J.L., Breckle, S.W., Müller, R., Rachor, E. (Eds.): *Warnsignal Klima: Die Biodiversität*, 291-296

Amaro, E., Padeiro, A., Mao de Ferro, A., Mota, A.M., Leppe, M., Verkulich, S., Hughes, K., **Peter, H.-U.**, Canario, J. (2015): Assessing trace element contamination in Fildes Peninsula (King George Island) and Ardley Island, Antarctic, *Marine Pollution Bulletin* 97, 523-527

Vorträge

Peter, H.-U. (2018): Penguins and drones. Round Table during IOC in Vancouver/Kanada

Esefeld, J. (2018): An Introduction to 34 years of Jena research at King George Island. Summer school: Modern Polar Biology – Methods and Results, Jena

Braun, C. (2018): Long-term monitoring and climate change at King George Island. Summer school: Modern Polar Biology – Methods and Results, Jena

- Peter, H.-U.** (2018): Use of transmitter and logger for skua research. Summer school: Modern Polar Biology – Methods and Results, Jena
- Rümmler, M.-C.** (2018): Wildlife protection in Antarctica: guidelines, protected areas and min.distances. Summer school: Modern Polar Biology – Methods and Results, Jena
- Mustafa, O., **Esefeld, J.**, Firla, M., Senf, M., **Peter, H.-U.**, Pfeifer, C.: Intraseasonal Variability of Remotely Sensed Penguin Colony Counts. Polar 2018 SCAR/IASC Open Science Conference, Davos/Schweiz
- Prater, I., Hrbacek, F., Meier, L.A., **Braun, C.**, Nyvlt, D., Mueller, C.W. (2018): Vegetation patches determine the fate of soil organic matter on islands in maritime Antarctica. 27th International Polar Conference, Rostock
- Mustafa, O., **Peter, H.-U.**, **Rümmler, M.-C.**, Pfeifer, C., Maercker, J. (2018): Mapping Antarctic wildlife by use of unmanned aerial vehicles. 27th International Polar Conference, Rostock
- Ritter, R., **Peter, H.-U.**, **Braun, C.** (2018): Long-term data collection on skua populations on Fildes peninsula and Ardley Island. International Science Symposium, Bellingshausen Station/Antarktis
- Pfeifer, C., Mustafa, O., **Rümmler, M.-C.**, **Peter, H.-U.**, Haucke, M., Maercker, J. (2018): A different view on penguins - multispectral mapping of penguin colonies by drones. International Science Symposium, Bellingshausen Station/Antarktis
- Peter, H.-U.** (2018): 35 years of biological research on Fildes Peninsula and Ardley Island – an overview. International Science Symposium, Bellingshausen Station/Antarktis
- Peter, H.-U.** (2018): Ornithologische Forschungen in der Antarktis. Ausstellungseröffnung Museum Museum für Naturkunde und Vorgeschichte Dessau-Rosslau
- Peter, H.-U.** (2018): Ornithologische Forschung in der Antarktis. Science Pub Jena
- Braun, C.** (2017): Human impact on Antarctic seabirds. Gehalten im Rahmen des Russisch-Deutschen Master-Programms CORELIS "Ecology of KGI, Antarctic", Sankt Petersburg/Russland
- Senf, M., **Braun, C.**, **Esefeld, J.**, Grämer, H., Maercker, J., **Peter, H.-U.**, Pfeifer, C., **Prowaznik, D.**, **Rümmler, M.-C.**, Mustafa, O. (2017): Auswirkungen verschiedener Umweltfaktoren auf die Brutphänologie von Adélie- und Eselspinguinen. 150. Jahresversammlung der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft, Halle (Saale)
- Rümmler, M.-C.**, **Esefeld, J.**, Mustafa, O., Hertel, F., **Peter, H.-U.** (2017): Einfluss von Drohnenüberflügen, Wissenschaftlern und Touristen auf Pinguine. 150. Jahresversammlung der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft, Halle (Saale)
- Rümmler, M.-C.**, **Esefeld, J.**, Mustafa, O., Maercker, J., Pfeifer, C., Hertel, F., **Peter, H.-U.**: Impact on micro UAVs on Antarctic wildlife. Workshop „Drones and Antarctic Biology“. SCAR Biology Symposium 2017, Leuven/Belgien
- Pfeifer, C., Maercker, J., Mustafa, O., **Rümmler, M.-C.**, **Peter, H.-U.** (2017): A different view on penguins – multispectral mapping of penguin colonies by drones. Workshop „Drones and Antarctic Biology“. SCAR Biology Symposium 2017, Leuven Belgien
- Braun, C.**, **Esefeld, J.**, **Peter, H.-U.** (2017): Aktuelle biologische Forschung in der Antarktis. Tagung „Schule MIT Wissenschaft Thüringen“, Weimar

Mustafa, O., Knetsch, S., **Peter, H.-U.**, Pfeifer, C. (2017): Ein anderer Blick - die Eignung von Sentinel-2 Bildern für die Detektierung von Pinguinkolonien. Copernicus Forum Berlin

Rümmler, M.-C. (2017): Drones as a new tool for Antarctic wildlife monitoring. YOUMARES 8 – Conference for young marine researchers, Kiel

Braun, C., Esefeld, J., Peter, H.-U. (2017): Uninvited guests: Human disturbance of southern giant petrels on King George Island, Antarctic. Scientific Seminars at Escudero Station/Antarktis

Rümmler, M.-C., Esefeld, J., Mustafa, O., Maercker, J., Pfeifer, C., Hertel, F., Peter, H.-U. (2017): The impact of micro UAVs. Scientific Seminars at Escudero Station, King George Island/Antarktis

Braun, C., Esefeld, J., Peter, H.-U. (2016): Uninvited guests: Human disturbance of southern giant petrels on King George Island. Antarctic. Polar Ecology Conference, Česke Budějovice/Tschechien

Krietsch, J., Kopp, M., **Esefeld, J., Stelter, M., Peter, H.-U., Lisovski, S.** (2016): Linking ocean productivity with movement and activity patterns of a seabird. SCAR 2016 Open Science Conference, Kuala Lumpur/Malaysia

Rümmler, M.-C., Mustafa, O., Esefeld, J., Maercker, J., Hertel, F., Peter, H.-U. (2016): The impact of UAVs on penguins. SCAR 2016 Open Science Conference, Kuala Lumpur/Malaysia

Pfeifer, C., **Esefeld, J., Grämer, H., Maercker, J., Peter, H.-U., Prowaznik, D., Rümmler, M.-C., Senf, M., Mustafa, O.** (2016): Intraseasonal dynamic of guano cover in *Pygoscelis* penguin colonies derived from satellite images. SCAR 2016 Open Science Conference, Kuala Lumpur/Malaysia

Esefeld, J., Kopp, M., Lisovski, S., Peter, H.-U. (2015): Interspecies differences in parental role division during the breeding season in two Antarctic skua species. 2nd World Seabird Conference, Capetown/Südafrika

Krietsch, J., Kopp, M., **Esefeld, J., Stelter, M., Peter, H.-U., Lisovski, S.** (2015): Distribution pattern of Brown Skuas during non-breeding period – High individual consistency between consecutive years. 2nd World Seabird Conference, Capetown/ Südafrika

Krietsch, J., Kopp, M., **Esefeld, J., Stelter, M., Peter, H.-U., Lisovski, S.** (2015): Braune Skuas auf hoher See: Wie Individuen die Verbreitungsmuster einer Population bestimmen. 148. Jahrestagung der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft, Konstanz

Mustafa, O., **Esefeld, J., Peter, H.-U., Pfeifer, C., Hertel, F., Maercker, J.** (2015): A different view on penguins - multispectral mapping of penguins by drones. 26. Internationale Polartagung der Deutschen Gesellschaft für Polarforschung, München

Rümmler, M.-C., Mustafa, O., Esefeld, J., Maercker, J., Senf, M., Hertel, F., Peter, H.-U. (2015): The impact of unmanned aerial vehicles on Penguins, Giant Petrels and Seals – Influence of different flight heights on behavioral changes. 26. Internationale Polartagung der Deutschen Gesellschaft für Polarforschung, München

Rümmler, M.-C., Mustafa, O., Esefeld, J., Maercker, J., Senf, M., Hertel, F., Peter, H.-U. (2015): Reaktion von Pinguinen, Riesensturmvögeln und Robben auf Drohnenüberflüge – Auswirkung unterschiedlicher Flughöhen auf das Verhalten. 148. Jahrestagung der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft, Konstanz

Poster-Präsentationen

Braun, C., Peter, H.-U.: Persistent anthropogenic pressure on Fildes Peninsula. Polar 2018 SCAR/IASC Open Science Conference, Davos/Schweiz

Braun, C., Peter, H.-U.: Polar 2018: Local rapid expansion of the Antarctic hair grass in the Maritime Antarctic. SCAR/IASC Open Science Conference, Davos/ Schweiz

Prater, I., Hrbacek, F., Meier, L.A., **Braun, C.**, Vyvlt, D., Mueller, C.W.: Vegetation determines the fate of soil organic matter on Antarctic Islands. Polar 2018 SCAR/IASC Open Science Conference, Davos/ Schweiz

Pfeifer, C., **Peter, H.-U., Rümmler, M.-C.,** Mustafa, O. (2018): Mapping Penguins and Blue-eyed Shags at Remote Islets by Fixed Wing UAV. Polar 2018 SCAR/IASC Open Science Conference, Davos/ Schweiz

Maercker, J., Haucke, M., Knetsch, S., **Peter, H.-U.,** Pfeifer, C., Mustafa, O.: Mapping of Antarctic Wildlife by Drones. Polar 2018 SCAR/IASC Open Science Conference, Davos/ Schweiz

Braun, C., Esefeld, J., Peter, H.-U. (2018): Decadal changes in a breeding population of southern giant petrels on King George Island, Antarctic, in response to human activities. 27th International Polar Conference, Rostock

Senf, M., Mustafa, O., Pfeifer, C., Grämer, H., **Peter, H.-U.** (2018): Variability in breeding phenology of Adélie and gentoo penguins between 2014 and 2018. 27th International Polar Conference, Rostock

Rümmler, M.C., Esefeld, J., Mustafa, O., **Peter, H.-U.** (2018): Impact of fly-overs with different UAV models on various Antarctic species. 27th International Polar Conference, Rostock

Pfeifer, C., **Peter, H.-U., Rümmler, M.-C.,** Mustafa, O. (2018): Spatial distribution and numbers of breeding chinstrap penguins at remote islets of King George and Nelson Island by fixed wing UAV. 27th International Polar Conference, Rostock

Prowaznik, D., **Braun, C., Peter, H.-U.** (2017): Natural and anthropogenic content in Skua food remains: An investigation of pellets and excrements from *C. maccormicki* and *C. lonnbergi* on Fildes Peninsula, King George Island. SCAR Biology Symposium 2017, Leuven/Belgien

Senf, M., **Braun, C., Esefeld, J.,** Grämer, H., Maercker, J., **Peter, H.-U.,** Pfeifer, C., Prowaznik, D., **Rümmler, M.-C.,** Mustafa, O. (2017): The shifting of temporal patterns in the breeding phenology of Adélie and Gentoo penguins. SCAR Biology Symposium 2017, Leuven/Belgien

Mustafa, O, **Esefeld, J., Peter, H.-U.,** Pfeifer, C. (2017): Does timing matter? Detecting breeding pair numbers of penguins by UAV at different dates of a breeding season. SCAR Biology Symposium 2017, Leuven/Belgien

Pfeifer, C., Hertel, F., Knetsch, S., **Peter, H.-U.,** Mustafa, O. (2017): A different view – the suitability of Sentinel-2 imagery for detecting penguin colonies. SCAR Biology 2017, Leuven/Belgien

Grämer, H., Pfeifer, C., **Esefeld, J., Peter, H.-U.,** Mustafa, O. (2017): Fifty shades of poo – Determination of penguin species in satellite imagery using guano colour. SCAR Biology Symposium 2017, Leuven/Belgien

Rümmler, M.-C., Esefeld, J., Mustafa, O., **Peter, H.-U.** (2017): On the impact of different UAV models on Antarctic wildlife. SCAR Biology Symposium 2017, Leuven/Belgien

Braun, C., Esefeld, J., Peter, H.-U. (2017): Population trends in terrestrial Antarctic wildlife. Jena Biodiversity Symposium 2017

Braun, C., Esefeld, J., Peter, H.-U. (2016): Everything as usual at Fildes Peninsula? Ongoing environmental shortcomings in environmental management. SCAR 2016 Open Science Conference, Kuala Lumpur/Malaysia

Mustafa, O., Jung, J.-W., Maercker, J., **Peter, H.-U.**, Pfeifer, C., **Esefeld, J.** (2016): Mapping penguins by Drone – How to count breeding pair numbers from orthophotomosaics. SCAR 2016 Open Science Conference, Kuala Lumpur/Malaysia

Mustafa, O., **Esefeld, J.**, Maercker, J., **Peter, H.-U.**, Pfeifer, C. (2015): The use of UAV-based multisensor mapping in Antarctic science. Internationale Polartagung der Deutschen Gesellschaft für Polarforschung, München

Rümmler, M.-C., Mustafa, O., **Esefeld, J.**, Maercker, J., Senf, M., Hertel, F., **Peter, H.-U.** (2015): The impact of unmanned aerial vehicles on the behavior of penguins, giant petrels and seals. 26. Internationale Polartagung der Deutschen Gesellschaft für Polarforschung, München

Pfeifer, C. **Esefeld, J.**, Maercker, J., **Peter, H.-U.**, **Rümmler, M.-C.**, Senf, M., Mustafa, O. (2015): Observing the intraseasonal dynamic of a *Pygoscelis* penguin colony – comparison of a multitemporal analysis of very high resolution satellite images with phenological data. 26. Internationale Polartagung der Deutschen Gesellschaft für Polarforschung, München

Stelter, M., **Braun, C.**, **Peter, H.-U.** (2015): Umwelteinflüsse auf die Brutpaarzahlen antarktischer Seevögel im Gebiet der Fildes Halbinsel, Südshetland-Inseln, Antarktis. 148. DO-G Jahresversammlung, Konstanz

Peter, H.-U., Mustafa, O., **Esefeld, J.**, Krietsch, J., Maercker, J., Pfeifer, C., **Rümmler, M.-C.**, Senf, M. (2015): Drones for estimating abundance of Antarctic penguins and Giant Petrels. 10th Conference on the European Ornithologist's Union, Badajoz/Spainien

Stelter, M., **Braun, C.**, **Esefeld, J.**, **Gütter, T.**, Krietsch, J., **Peter, H.-U.** (2015): Environmental dependency of Antarctic breeding birds in the vicinity of King George Island, South Shetland Islands. 10th Conference on the European Ornithologist's Union, Badajoz/Spainien