

TEXTE

112/2020

Monitoring von Pinguinkolonien in der Antarktis mit Hilfe der Fernerkundung

Abschlussbericht

TEXTE 112/2020

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3716 18 210 0
FB000311

Monitoring von Pinguinkolonien in der Antarktis mit Hilfe der Fernerkundung

von

Osama Mustafa, Maximilian Firla, Hannes Grämer, Manuel Hallabrin, Max
Haucke, Stefan Knetsch, Jakob Maercker, Marie-Charlott Rümmler, Martin Senf,
Christian Pfeifer

ThINK - Thüringer Institut für Nachhaltigkeit und Klimaschutz, Jena

Ralf Wagner

Materialforschungs- und -prüfanstalt an der Bauhaus-Universität Weimar

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:

Thüringer Institut für Nachhaltigkeit und Klimaschutz
Leutrageraben 1
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, Juni 2020

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

Kurzbeschreibung: Monitoring von Pinguinkolonien in der Antarktis mit Hilfe der Fernerkundung

Pinguine sind ein zentrales Element im Ökosystem der Antarktis und des Südozeans. Sowohl als Prädator als auch als Nahrungsquelle für andere Tiere werden sie direkt von Umweltveränderungen beeinflusst. Die in einer Vielzahl von Kolonien beobachteten Bestandsveränderungen werden gegenwärtig dem Klimawandel und der marinen Fischerei zugeschrieben. Gleichzeitig sind Pinguine die einzige Organismengruppe der Antarktis, die mit Hilfe von Satelliten sicher beobachtbar ist. In dieser Studie wurden, aufbauend auf einer vorangegangenen Studie (Mustafa et al. 2017), Methoden entwickelt und überprüft, die ein künftiges antarktisches Monitoring von felsbrütenden Pinguinen erlauben.

Es wird untersucht, welche neuen Technologien sich für die Detektion antarktischer Pinguine eignen. Dies betrifft insbesondere neue Satellitenplattformen (z.B. Sentinel-2, SkySat), aber auch Drohnen (Multikopter, Starrflügler). Neue Verfahren der Klassifizierung von Fernerkundungsdaten werden entwickelt und getestet (GEOBIA, MPRM, Deep Learning), um eine höhere Ergebnisqualität und einen höheren Automatisierungs- und Operationalisierungsgrad zu erreichen. Ein Verfahren zur Bestimmung von Pinguinbrutpaarzahlen aus Drohnenaufnahmen konnte entwickelt werden, während die sichere Unterscheidung der Arten der Gattung *Pygoscelis* in Satellitenbildern noch immer nicht möglich ist. Für die drohnenbasierte Detektierung von fliegenden Seevögeln und Robben in der Antarktis konnte dagegen eine Planungs- und Bestimmungshilfe erstellt werden. Temporale Variationen in der Ausdehnung und Besetzung von Pinguinkolonien wurden insbesondere auf ihre Verknüpfung mit der Brutphänologie hin untersucht, mit dem Ziel, Klassifikationsergebnisse verschiedener Aufnahmezeitpunkte vergleichbar zu machen. Als potentiell geeignete Referenzgebiete für ein großräumiges Monitoring wurden fünf Gebiete ausgewählt (Ardley Island, Narebski Point, Drake Passage, Deception Island, South Shetland Islands). Die gewonnenen Erkenntnisse sind Teil eines umfangreichen Inventars an Methoden, das künftigen Monitoringprogrammen zur Verfügung steht. Dies schließt auch Erkenntnisse zu den Umweltauswirkungen von Drohnenflügen und die Anwendung stationärer Kameras ein. Für die organisatorische Einbindung eines solchen Programmes wird auf CCAMLR CEMP verwiesen. Neben den entwickelten Methoden wurde in dieser Studie eine Reihe von fernerkundlichen oder terrestrischen Daten erarbeitet, die entweder an vorhandene Datenreihen anschließen, oder Ausgangspunkt für langfristige Beobachtungen sein können. Mit MAPPPD steht inzwischen auch eine geeignete Datenbankstruktur für Speicherung, Abruf und Weitergabe der Daten zur Verfügung.

Die inhaltlichen Voraussetzungen für ein hochqualitatives und effizientes antarktisches Monitoring von Pinguinen sind somit weitgehend vorhanden; es bedarf nur noch einer organisatorischen Umsetzung.

Abstract: Monitoring of penguin colonies in the Antarctic with the help of remote sensing

Penguins are a central element in the Antarctic and South Ocean ecosystems. As predators as well as food sources for other animals, they are directly influenced by environmental changes. The population changes observed in a large number of colonies are currently attributed to climate change and marine fisheries. At the same time, penguins are the only Antarctic organism group that can be reliably observed using satellites. In this study, based on a previous study (Mustafa et al. 2017), methods were developed and tested to allow future Antarctic-wide monitoring of rock-breeding penguins.

New technologies for the detection of Antarctic penguins were investigated. This applies in particular to new satellite platforms (e.g. Sentinel-2, SkySat) but also to drones (multicopters, fixed-wing aircraft). New methods for the classification of remote sensing data were developed and tested (GEOBIA, MPRM, Deep Learning) in order to achieve a higher quality of results and a higher degree of automation and operationalisation. A method for the determination of penguin breeding pair numbers from drones could be developed, while the reliable differentiation of the species of the genus *Pygoscelis* in satellite images is still not possible. For the drone-based detection of flying seabirds and seals in Antarctica, a guide for planning and identification was developed. Temporal variations in the extent and occupation of penguin colonies were investigated in particular with regard to their link to breeding phenology, with the aim of making classification results of different image dates comparable. Five areas were selected as potentially suitable reference sites for large-scale monitoring (Ardley Island, Narebski Point, Drake Passage, Deception Island, South Shetland Islands). The findings are part of a comprehensive inventory of methods available for future monitoring programmes. This also includes findings on the environmental impacts of drone flights and the use of stationary cameras. For the organisational integration of such a programme, reference is made to CCAMLR CEMP. In addition to the developed methods, a number of remote or terrestrial data were collected in this study, which can either be connected to existing data series or used as a starting point for long-term observations. With MAPPPD, a suitable database structure for storing, retrieving and disseminating the data is now also available.

The technical and scientific prerequisites for high quality and efficient Antarctic-wide monitoring of penguins are thus largely in place; only an organisational implementation is required.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	10
Tabellenverzeichnis	15
Abkürzungsverzeichnis.....	16
Zusammenfassung.....	18
Summary	28
1 Einleitung.....	37
2 Untersuchungsgebiete und untersuchte Arten	40
2.1 King George Island und Nelson Island.....	41
2.1.1 Ardley Island	41
2.1.2 Narebski Point.....	42
2.1.3 Duthoit Point.....	43
2.1.4 Drake-Passage.....	44
2.2 Deception Island	44
3 Geeignete Fernerkundungsplattformen	46
3.1 Hochauflösende Satellitenplattformen	46
3.1.1 DigitalGlobe Konstellation	46
3.1.2 SkySat	47
3.2 Mittelauflösende Satellitenplattformen	48
3.2.1 Landsat-8 (OLI).....	48
3.2.2 Sentinel-2 (MSI).....	48
3.2.3 Planetscope	50
3.3 Hyperspektrale Satellitenplattformen	51
3.4 UAV/RPAS.....	53
4 Methoden zur Analyse von Fernerkundungsaufnahmen.....	56
4.1 Klassifizierungsmethoden.....	56
4.1.1 GEOBIA	56
4.1.2 Modified Penguin Retrieval Method (MPRM)	58
4.1.3 Objekterkennung durch Deep Learning	60
4.1.3.1 Modelldefinition.....	61
4.1.3.2 Auswahl und Erstellung der Trainingsdaten	61
4.1.3.3 Anwendung des Modells auf Orthomosaik	62
4.1.3.4 Weitere Anwendungen	64
4.2 Bestimmung der Brutpaarzahl aus UAV-Aufnahmen.....	64

4.3	Artunterscheidung	66
4.3.1	Unterscheidung von <i>P. adeliae</i> und <i>P. papua</i>	66
4.3.1.1	Farbunterschiede	67
4.3.1.2	Helligkeitsunterschiede	71
4.3.1.3	Artunterscheidung	71
4.3.2	Andere Arten	72
4.3.2.1	Bestimmungsmerkmale.....	72
4.3.2.2	Erkennbarkeit.....	73
4.4	Temporale Variationen in der Kolonieausdehnung und -besetzung	76
4.4.1	Veränderung der Guanofläche in UAV- und Satellitenaufnahmen.....	76
4.4.2	Brutphänologie	79
4.4.3	Verknüpfung von Brutphänologie mit der Veränderung der Guanofläche	84
5	Auswahl von potentiellen Monitoringgebieten und Erfassung der Basisdaten	87
5.1	Ardley Island	87
5.1.1	Stationäre Kameras	87
5.1.2	Aufnahme von Bodenkontrollpunkten (GCP).....	90
5.1.3	GPS-unterstützte Bodenkartierungen auf Ardley Island	91
5.2	Narebski Point.....	94
5.3	Drake-Passage.....	97
5.4	Deception Island	101
5.4.1	GPS-gestützte Bodenkartierungen der Kolonie Vapor Col	101
5.4.2	UAV-Kartierung der Kolonie Vapor Col	102
5.4.3	Weitere Kolonien	103
5.4.4	Vegetation	104
5.5	South Shetland Islands	105
5.6	Monitoringpotentiale	107
6	Beiträge zur Weiterentwicklung antarktischer Monitoringansätze.....	109
6.1	Methodeninventar	109
6.1.1	Satelliten-Fernerkundung.....	109
6.1.2	UAV-Fernerkundung.....	109
6.1.3	Umweltauswirkungen von UAV-Flügen.....	110
6.1.4	Mögliche methodische Einbindung in CCAMLR Ecosystem Monitoring Program (CEMP).....	113
6.1.5	Stationäre Kameras	113

6.1.6	Internationale Fachkommunikation.....	114
6.2	Dateninventar	114
6.2.1	Datenbank MAPPPD.....	114
6.2.2	Projektdate n	116
6.2.2.1	Fernerkundungsdate n	116
6.2.2.2	Terrestrische Date n	119
7	Schlussfolgerung und Ausblick.....	121
8	Quellenverzeichnis.....	124
A	Anhang: Publikationen und Produkte	129
A.1	Aktive Tagungsteilnahme:	129
A.2	Zeitschriftenartikel	131
A.3	SCAR Website.....	131
A.4	Öffentliche Vorträge & TV	131
A.5	Abschlussarbeiten	132

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Übersichtskarte der South Shetland Islands.....	40
Abbildung 2:	Lage der Untersuchungsgebiete auf KGI und Nelson Island.....	41
Abbildung 3:	Veränderung der Brutpaarzahlen der drei Arten der Gattung Pygoscelis auf Ardley Island.....	42
Abbildung 4:	Veränderung der Brutpaarzahlen von <i>P. antarctica</i> (oben) und <i>P. papua</i> (unten) auf Narebski Point.	43
Abbildung 5:	Untersuchte Pinguinkolonien auf Deception Island.....	44
Abbildung 6:	Die manuelle Delinierung von Guanoflächen einer Skysat- Aufnahme mit 80 cm Bodenauflösung und einer Geoeye- Aufnahme mit 50 cm Bodenauflösung zeigen vergleichbare Ergebnisse.....	47
Abbildung 7:	Vergleich der Spektralkanäle von Sentinel-2 (obere Reihe) mit dem OLI- und TIRS-Sensor von Landsat-8 (untere Reihe).....	48
Abbildung 8:	Vergleich der Klassifikationsergebnisse (rote Polygone) für Pinguinguano einer Landsat-8-Aufnahme und einer Sentinel-2- Aufnahme von Ardley Island. Zum Vergleich wurde die Guanofläche in einer hochaufgelösten GeoEye-Aufnahme manuell deliniert (grüne Polygone).....	49
Abbildung 9:	Auf der Westseite von Fildes Peninsula und Nelson Island können mit Sentinel-2 mehr Sub-Kolonien detektiert werden als mit Landsat-8.	50
Abbildung 10:	Klassifikationsergebnisse für Pinguinguano einer Planetscope- Aufnahme der Fildes Peninsula.....	51
Abbildung 11:	Reflexionsspektren verschiedener Guanoproben; die farbliche Darstellung entspricht der visuellen Erscheinung im sichtbaren Spektralbereich.	52
Abbildung 12:	Reflexionsspektren verschiedener Guanoproben farblich nach Arten sortiert (orange - <i>P. papua</i> ; blau - <i>P. adeliae</i>).	53
Abbildung 13:	Im Projekt verwendete UAVs. A: MK ARF Okto XL; B: Phantom 4 Pro; C: Ninox.....	54
Abbildung 14:	Gegenüberstellung von frischem und altem Guano jeweils anhand von UAVs und Satellitenaufnahmen.	56
Abbildung 15:	Vergleich der Klassifikationsergebnisse für frischen Pinguinguano mit der Selektiven- und Ruleset-Methode für die Saison 2016/17.....	58
Abbildung 16:	Nestgruppe mit Guanobedeckung (links) und Vergleich der spektralen Signatur von Guano und umliegenden Materialien (rechts).....	59
Abbildung 17:	Beispiel einer Kolonie (Cape Crozier), an der gut zu erkennen ist wie unterschiedlich die Wahrscheinlichkeiten sind, dass ein Pixel mit Guano bedeckt ist. Demnach stellen geringe Werte eine höhere Wahrscheinlichkeit der Guanobedeckung dar.	60

Abbildung 18:	Struktur des Deep-Learning Werkzeugs.....	61
Abbildung 19:	Beispielbilder für Trainingsdaten des Deep Learning Modells (oben: positive Trainingsbilder mit Pinguinen; unten: negative Trainingsbilder mit anderen Oberflächen bzw. Objekten).	62
Abbildung 20:	Ausschnitt aus einem Orthomosaik mit den markierten Mittelpunkten für die Trainingsbilder. Positionen positiver Bilder (Pinguine) sind grün markiert, während die von negativen Bildern (andere Oberflächen) rot dargestellt sind.....	62
Abbildung 21:	Ergebnisbeispiel: Vom Objekterkennungswerkzeug erkannte Pinguinindividuen sind grün markiert.	63
Abbildung 22:	Vergleich der Anzahl der als Pinguin klassifizierten Objekte in Abhängigkeit vom angewendeten p-Wert mit der Anzahl der manuell als Pinguin klassifizierten Objekte.	64
Abbildung 23:	Veränderung der standardisierten Anzahl (Individuen pro Nest) von Adéliepinguinen bei mehreren Kolonien über die Brutsaison. Innerhalb von drei Zeiträumen (rote Kreise) befinden sich annähernd genauso viele Individuen in der Kolonie wie Nester.	65
Abbildung 24:	Speziell angefertigte Fotobox mit in der Oberseite eingesetzter Kamera im Untersuchungsgebiet.....	66
Abbildung 25:	Vergleich der gemittelten normalisierten Farbsignaturen des ersten Bildes der Catena von <i>P. papua</i> und <i>P. adeliae</i> über den gesamten Saisonzeitraum aller Messpunkte.....	68
Abbildung 26:	Vergleich der gemittelten Farbsignaturen aller Bilder der Catena von <i>P. papua</i> und <i>P. adeliae</i> über den gesamten Saisonzeitraum aller Messpunkte.	68
Abbildung 27:	Vergleich der gemittelten Farbsignaturen des ersten Bildes der Catena von <i>P. papua</i> und <i>P. adeliae</i> über den gesamten Saisonzeitraum aller Messpunkte und Nestgruppen.	69
Abbildung 28:	Vergleich der Farbsignaturen von <i>P. papua</i> aller Nestgruppen zweier Saisons (2015/16 und 2016/17).	70
Abbildung 29:	Vergleich der Farbsignaturen von <i>P. adeliae</i> aller Nestgruppen zweier Saisons (2015/16 und 2016/17).	70
Abbildung 30:	Vergleich der Helligkeit des Guanos aller Eselspinguin- und Adéliepinguin-Nestgruppen über den gesamten Saisonzeitraum.....	71
Abbildung 31:	Die Guanoflächen in den Adéliepinguin-Nestgruppen (blaue Polygone) in der Worldview-3 Aufnahme vom 11.11.2014 erscheinen grünlich, während der Guano in den Eselspinguin- Nestgruppen rötlich ist.	72
Abbildung 32:	Körpermaße von Robben (oben) und Vögeln (unten) im UAV Luftbild.....	73

Abbildung 33:	Detektionsrate in Luftbildern in Abhängigkeit von der Ground Sample Distance (GSD) für verschiedene Robben- und Vogelarten, Fehlerbalken geben die Detektionsgenauigkeit anhand der Streuung der Ergebnisse der einzelnen Beobachter an.....	74
Abbildung 34:	Vergleich der Detektionsraten in Luftbildern in Abhängigkeit von der Ground Sample Distance (GSD) für verschiedene Robben- und Vogelarten.	75
Abbildung 35:	Detektionsrate in Luftbildern bei einer Ground Sample Distance (GSD) von 30 cm für verschiedene Robben- und Vogelarten. Fehlerbalken geben die Detektionsgenauigkeit anhand der Streuung der Ergebnisse der einzelnen Beobachter an.....	75
Abbildung 36:	Die objektorientierte Klassifikation zeigt, dass Mitte Januar (links) noch große Teile im nordöstlichen Bereich von Ardley Island mit frischem Guano (rote Pixel) bedeckt sind. Ende Januar hingegen (rechts) gibt es nur noch in Strandnähe frischen Guano.	76
Abbildung 37:	Saisonale Veränderungen der objektorientiert klassifizierten Guanofläche (rote Pixel) in den UAV-Aufnahmen aus Saison 2017/18.	77
Abbildung 38:	Vergleich der saisonalen Veränderungen der objektorientiert klassifizierten Guanofläche (aus UAV und Satellitenaufnahmen) in der Saison 2016/17 und 2017/18.	78
Abbildung 39:	Oben: Vergleich der Guanofläche (manuell deliniert) mit der Schneefläche (objektorientierte Klassifikation) der Kolonie Ardley Island in Saison 2017/18. Unten: Korrelation von Guanofläche und Schneebedeckung im Zeitraum von Oktober bis Ende Dezember.....	79
Abbildung 40:	Vergleich der verschiedenen untersuchten Brutereignisse (PoE: Peak-of-Egg-laying; S: Schlupfbeginn; PoH: Peak-of-Hatching) in den vier Saisons.....	81
Abbildung 41:	Anteil der Nester mit Ei an der Gesamtnezzahl im Saisonverlauf.....	82
Abbildung 42:	Veränderungen der Schneehöhe während der untersuchten Saisons (links) sowie mittlere September- und Oktobertemperaturen (rechts).	83
Abbildung 43:	Zusammenhang zwischen mittlerer September- (links) bzw. Oktobertemperatur (rechts) und dem PoH von Esels- und Adéliepinguinen.	83

Abbildung 44:	Zusammenhang zwischen Brutphänologie (durchgezogene Linien) und auf Drohnen (UAV)- und Satellitenbildern (SAT) gemessener Guanofläche (gestrichelte Linien) in zwei aufeinanderfolgenden Saisons.....	84
Abbildung 45:	Schematische Darstellung des Verlaufs der Guanobedeckung in Abhängigkeit von der Brutphänologie.....	86
Abbildung 46:	Stationäre Kamera, befestigt an einem Holzpfosten (links), und Aufnahme der Kamera C, die eine Mischgruppe aus Adélie- und Eselspinguinen abbildet (rechts).....	87
Abbildung 47:	Links: Standorte der stationären Kameras auf Ardley Island. Rechts: Beispiel einer Aufnahme, in der der Bereich (grüne Linie) markiert ist, in dem die Pinguine (orange Punkte) gezählt wurden.....	88
Abbildung 48:	Tagesverlauf der Veränderung der Nester pro adultem Individuum im Dezember 2016, bestimmt aus Aufnahmen der stationären Kamera B (Nestgruppe Eselspinguine).....	88
Abbildung 49:	Beispiele für PPP-Vermessung von GCP an unterschiedlichen Positionen auf Ardley Island. Sichtbar ist die Antenne, das Aufzeichnungsgerät ist in der grünen Schutztasche verpackt.	90
Abbildung 50:	Positionen der eingemessenen GCP auf der Fildes Peninsula.....	91
Abbildung 51:	Brutpaarzahlen von Esels- (<i>P. papua</i>) und Adéliepinguinen (<i>P. adeliae</i>) auf Ardley Island von der Saison 2013/14 bis 2017/18.....	92
Abbildung 52:	Bodenkartierung der Brutgruppen auf Ardley Island am 5. Dezember 2016.....	93
Abbildung 53:	Bodenkartierung der Brutgruppen auf Ardley Island am 13. & 14.12.2017.....	93
Abbildung 54:	Brutpaarzahlen der Kolonie Narebski Point.....	94
Abbildung 55:	Ergebnisse der Bodenkartierung der Brutgruppen auf Narebski Point für die Saisons 2017/18 (oben) und 2018/19 (unten).....	95
Abbildung 56:	Übersichtsbilder der vier hochaufgelösten Satellitenaufnahmen von Narebski Point die während der Projektlaufzeit akquiriert werden konnten.....	96
Abbildung 57:	Übersichtsbilder von vier UAV-Orthophotomosaiken von Narebski Point, die während der Saison 2016/17 aufgenommen wurden.....	97
Abbildung 58:	UAV-Orthomosaik der Zügelpinguinkolonie (<i>P. antarcticus</i>) auf Cabo Cariz (Nelson Island): a) die mit Guano bedeckten Gebiete mit besetzten Nestern (rote Polygone), in denen Individuen gezählt wurden und (b) ein Gebiet in der supralittoralen Zone nahe der Wasserlinie ohne Nester, in denen Individuen nicht gezählt wurden.....	98
Abbildung 59:	Flugrouten der UAV-Befliegungen.....	99

Abbildung 60:	Größe und Position der Zügelpinguinkolonien im Untersuchungsgebiet.	100
Abbildung 61:	Ergebnisse der Bodenkartierung der Brutgruppen auf Vapor Col vom 04.-06.01.2018.	102
Abbildung 62:	Das kartierte Vorkommen von <i>Deschampsia antarctica</i> auf Deception Island.....	105
Abbildung 63:	Die mit der modified Penguin Retrieval Method detektierten Kolonien im Vergleich zu den schon bekannten Kolonien aus der MAPPPD-Datenbank.....	106
Abbildung 64:	Häufigkeitsverteilung der detektierten und nicht detektierten Kolonien im Zusammenhang mit der Koloniegröße.....	107
Abbildung 65:	Gegenüberstellung der Koloniegröße für nicht detektierte Kolonien und dem Jahr, in dem die letzte Zählung der Brutpaare stattfand.	107
Abbildung 66:	Vergleich der an verschiedenen Individuen (Adélie- und Eselspinguine) gemessenen Ruhe-Herzschlagraten. Die Anzahl der eingegangenen Messwerte (beobachtete Sekunden in Ruhe) ist jeweils in der Box dargestellt.	111
Abbildung 67:	Vergleich der bei Überflügen mit verschiedenen Drohnentypen gemessenen Herzschlagraten. Die Anzahl der eingegangenen Messwerte (Anzahl der Überflüge) ist jeweils in der Box dargestellt.	112
Abbildung 68:	Vergleich der gemessenen Herzschlagraten in unterschiedlichen Flughöhen und während menschlicher Störung (Kartierung).....	112
Abbildung 69:	Beispiel für eine Datenausgabe von Zählraten, hier für Küken-Zählungen auf der Petermann-Insel.....	116
Abbildung 70:	Übersichtsbilder aller hochaufgelösten Aufnahmen von Ardley Island, die während der Saison 2016/17 akquiriert werden konnten.....	117

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Brutpaarzahlen der Eselspinguinkolonie auf Duthoit Point.	43
Tabelle 2:	Basisparameter der im Projekt untersuchten Satellitenplattformen.	46
Tabelle 3:	Vergleich der manuellen Guanoflächenbestimmung mit einer Skysat- und einer Geoeye-Aufnahme im Nordostteil von Ardley Island.	47
Tabelle 4:	Basisparameter der eingesetzten UAV.	55
Tabelle 5:	Gegenüberstellung verschiedener Qualitätsparameter der untersuchten objektbasierten Klassifikationsmethoden.	58
Tabelle 6:	Definitionen zur Brutphänologie.	80
Tabelle 7:	Übersicht über die in den vier Saisons untersuchten Nester.	80
Tabelle 8:	Ermittelte Parameter der Brutphänologie (siehe Kap. 4.1.1) bei Adéliepinguinen auf der Insel Ardley, verglichen mit den jeweiligen In situ-Werten von Senf (2018) in Klammern.	89
Tabelle 9:	Ermittelte Parameter der Brutphänologie (siehe Kap. 4.1.1) bei Eselspinguinen auf der Insel Ardley, verglichen mit den jeweiligen In situ-Werten von Senf (2018) in Klammern.	89
Tabelle 10:	Brutpaarzahlen der Bodenzählungen von Ardley Island.	92
Tabelle 11:	Definitionen von Ansammlungen von Pinguinkolonien, die für die Einteilung der Kolonien verwendet wurden.	99
Tabelle 12:	Anzahl der im UAV-Orthomosaik gezählten adulten Zügelpinguinen und die berechnete Anzahl (siehe Formel 4 und 5) der Nester für alle Kolonien im Untersuchungsgebiet.	101
Tabelle 13:	Ergebnisse verschiedener Methoden zur Ermittlung der Anzahl der Nester der Zügelpinguinkolonie Vapor Col.	103
Tabelle 14:	Nest/Individuen-Ratio abgeleitet aus Aufnahmen zweier stationärer Kameras von Vapor Col. Die Anzahl der Nester (Kamera-1: 22, Kamera-2: 25) wurde aus den Aufnahmen vom 04.01.2018 bestimmt.	103
Tabelle 15:	Durch UAV-Befliegung ermittelten Nestzahlen für Zügelpinguinkolonien auf Deception Island.	104
Tabelle 16:	Akquirierte hochaufgelöste Satellitenbilder von King George Island und Deception Island.	118
Tabelle 17:	Übersicht der Anzahl der Befliegungstage für die jeweiligen Untersuchungsgebiete.	119
Tabelle 18:	Übersicht der während der Projektlaufzeit aufgenommenen terrestrischen Daten.	119

Abkürzungsverzeichnis

AOI	Area of interest
ASPA	Antarctic Specially Protected Area
ATS	Antarctic Treaty Secretariat
CCAMLR	Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources
CEMP	CCAMLR Ecosystem Monitoring Program
DRA	Integrationskugel Diffuse Reflectance Accesories
EnMAP	Environmental Mapping and Analysis Programme
ESA	European Space Agency
GCP	Ground-Control-Point
GEOBIA	GEOgraphic-Object-Based Image Analysis
GIS	Geoinformationssystem
GPS	Global Positioning System
GSD	Ground Sample Distance
IR	Infrarot
Is.	Island
IUCN	International Union for Conservation of Nature
KGI	King George Island
KOPRI	Korea Polar Research Institute
MAPPPD	Mapping Application for Penguin Populations and Projected Dynamics
MPRM	Modified Penguin Retrieval Method
MRS	Multi-Resolution-Segmentation
MSI	Multispectral Instrument
NIR	Near infrared
OLI	Operational Land Imager
Pen.	Peninsula
PoE	Peak-of-Egg laying
PoH	Peak-of-Hatching
PPP	Precision Point Positioning
PRISMA	PRecursore IperSpettrale della Missione Applicativa
PRM	Penguin Retrieval Method
Pt.	Point
RGB	Rot Grün Blau
RPAS	Remotely Piloted Aircraft Systems
SCAR	Scientific Committee on Antarctic Research
SSI	South Shetland Islands
SWIR	Short wavelength infrared
TIRS	Thermal Infrared Sensor

AOI	Area of interest
TOA	Top-of-Atmosphere
UAV	Unmanned aerial vehicle
USD	US-Dollar
USGS	United States Geological Survey
UTC	Coordinated Universal Time
UV	Ultraviolet
VNIR	Visible and near-infrared

Zusammenfassung

Pinguine sind nicht nur die bekannteste und populärste taxonomische Gruppe der antarktischen Tierwelt, sie stellen auch den mit Abstand größten Teil der durch Vögel in der Antarktis ausgemachten Biomasse (Everson 1977). Dementsprechend hoch ist ihre Bedeutung für das Nahrungsnetz des Südozeans. Dies betrifft sowohl ihre Rolle als Prädatoren, vorwiegend von Krill aber auch von Fisch und Tintenfisch, als auch ihre Rolle als Nahrungsquelle für räuberische Vögel, Robben oder Orkas. Veränderungen in der Größe und Verteilung von Pinguinkolonien sind daher als Anzeiger für Veränderungen im Ökosystem des Südozeans und der Antarktis zu werten. Neben ihrer wichtigen Rolle im Ökosystem sind Pinguine derzeit die einzige Organismengruppe in der Antarktis, die durch Satellitenfernerkundung sicher beobachtbar ist. Die Bedeutung der Fernerkundung ergibt sich vor dem Hintergrund der bereits punktuell beobachteten Bestandsveränderungen und Verschiebungen von Pinguinbrutplätzen. Als Hauptursachen für diese Veränderungen werden Klimawandel und marine Fischerei gesehen (u.a. Barbraud et al. 2012; Ducklow et al. 2007; Jenouvrier et al. 2013; Grémillet & Boulinier 2012; McClintock et al. 2008; Ropert-Coudert et al. 2019; Trathan et al. 2006; Trivelpiece et al. 2011).

Aufgrund der Vielzahl von Kolonien, der in der Regel schwierigen Zugänglichkeit und der vermutlich nicht unbeträchtlichen Anzahl bisher unbekannter Kolonien erscheint ein weitestgehend vollständiges Monitoring nur auf der Basis von Fernerkundungsdaten möglich. Eine Machbarkeitsstudie (Mustafa et al. 2012) hat bereits die prinzipielle Umsetzbarkeit eines solchen Monitorings aufgezeigt, sowie ein entsprechendes Monitoringprogramm skizziert. In einer ersten ausführlichen Studie (Mustafa et al. 2017) wurde eine Reihe von Methoden erarbeitet und weiterentwickelt. Möglichkeiten und Grenzen der Auswertung hoch- und mittelaufgelöster Satellitenaufnahmen wurden ausgelotet. Erstmals wurde der Einsatz von Drohnen (Unmanned Aerial Vehicles – UAVs) zur Kartierung von Pinguinkolonien eingeführt und systematisch untersucht.

Aufbauend auf den Erkenntnissen und Entwicklungen der genannten vorangegangenen Studie und den Arbeiten anderer Gruppen, z.B. Fretwell und Trathan (2009), Fretwell et al. (2012), Lynch et al. (2012), Lynch und LaRue (2014), Lynch und Schwaller (2014), Goebel et al. (2015), Zmarz et al. (2018) und Borowicz et al. (2018) verfolgt die aktuelle Studie folgende Zielstellungen:

- ▶ Untersuchung von neuen Technologien (z.B. Satellitenplattformen) hinsichtlich ihrer Eignung zur Detektion antarktischer Pinguinkolonien,
- ▶ Weiterentwicklung von Klassifikationsmethoden zur Analyse von Satelliten- und UAV-Aufnahmen mit dem Ziel einer höheren Ergebnisqualität sowie eines höheren Automatisierungs- und Operationalisierungsgrades,
- ▶ Weiterentwicklung eines Verfahrens zur Unterscheidung der verschiedenen Pinguinarten,
- ▶ Untersuchung von intra- und intersaisonalen Variabilität in der Kolonieausdehnung und -besetzung sowie deren Detektierbarkeit und die Entwicklung von Methoden, diese Informationen in die Erfassung von Kolonien einfließen zu lassen,
- ▶ Erfassung von Pinguinkolonien in ausgewählten Gebieten zur Fortschreibung bzw. Etablierung von geeigneten Monitoringgebieten,

- Weiterentwicklung von antarktischen Ansätzen zum Monitoring von Pinguinkolonien in Zusammenarbeit mit dem Auftraggeber und internationalen Gremien.

Untersuchungsgebiete und untersuchte Arten

Dieses Projekt fokussierte sich auf die felsbrütenden Arten Adéliepinguin (*Pygoscelis adeliae*), Eselspinguin (*P. papua*) und Zügelpinguin (*P. antarctica*).

Alle Untersuchungsgebiete befinden sich auf den South Shetland Islands (SSI), ca. 100 km nordwestlich der Antarktischen Halbinsel. Die aus 11 Inseln bestehenden, überwiegend vergletscherten SSI sind Teil der maritimen Antarktis und haben ein ozeanisch-gemildertes Klima mit relativ geringer Jahresamplitude der Lufttemperatur (Blümel 2015). Drei der Gebiete (Ardley Island, Drake Passage, Narebski Point) befinden sich im südlichen Bereich von King George Island. Ardley Island ist Brutplatz für alle drei untersuchten Arten. Die Kolonie wird seit Ende der 1970er Jahre relativ häufig, inzwischen sogar jährlich, untersucht. Ähnlich wird die Kolonie Narebski Point regelmäßig kartiert. Hier brüten Esels- und Zügelpinguine. Auf der Vulkaninsel Deception Island kommen ausschließlich Zügelpinguine vor, ebenso in den bisher kaum untersuchten Kolonien des Gebietes Drake Passage.

Geeignete Fernerkundungsplattformen

Im Projekt wurden für die Beobachtungen sowohl bewährte Satellitenplattformen wie DigitalGlobe Konstellation und Landsat-8 verwendet, als auch neue Satellitenprodukte auf ihre Eignung hin untersucht.

Hochauflösende Satellitenplattformen eignen sich aufgrund der geringen Schwadbreite von 13-16 km und der relativ hohen Kosten von 7-30 € pro km² für neue Aufnahmen eher für kleinräumige Untersuchungsgebiete. Die Wiederholrate der Konstellationen liegt bei unter einem Tag, was die Wahrscheinlichkeit für wolkenfreie Aufnahmen erhöht.

Die Firma DigitalGlobe (DG) hat aktuell drei hochauflösende Erdbeobachtungssatelliten (Worldview-2 und -3 sowie GeoEye-1) im Einsatz, die für die Detektion von Pinguinkolonien geeignet sind. Der 2016 gestartete Worldview-4 ist aufgrund eines Defektes von Anfang 2019 momentan nicht im Betrieb. Die Aufnahmen haben aktuell die höchste Bodenauflösung und die höchste Anzahl an Spektralbändern aller verfügbaren hochauflösenden Satelliten. Die Kosten liegen mit mindestens 27,5 USD pro km² höher als bei SkySat. Von den Satelliten der DigitalGlobe Konstellation liegt das größte Archiv an hochaufgelösten Aufnahmen aus der Antarktis im Vergleich zu anderen hochauflösenden Satellitenplattformen vor. Die Aufnahmen werden jedoch nur nach vorangegangener Bestellung eines Nutzers getätigt. Die Eignung dieser Satelliten wurde bereits von Mustafa et al. (2017) untersucht. Dabei wurde festgestellt, dass sich diese insbesondere für die manuelle Detektion von Guanoflächen eignen.

Eine relativ neue Plattform bilden die aktuell 15 SkySat Satelliten des Betreibers Planet Labs Inc. Bei geringerer räumlicher Auflösung verglichen mit der DigitalGlobe-Konstellation sind hier die Aufnahmen deutlich preiswerter in der Anschaffung. Die spektrale Auflösung ist ebenso groß wie bei GeoEye-1. Archivdaten liegen für die Untersuchungsgebiete erst seit dem Jahr 2018 vor. Die Eignung der SkySat-Aufnahmen für die Pinguinkoloniedetektierung wurde anhand einer Aufnahme der Kolonie Ardley Island überprüft. Dazu wurden die Guanoflächen der Pinguinkolonie auf Ardley Island manuell in einer SkySat Aufnahme vom 18.12.2018 und zum Vergleich in einer GeoEye-1 Aufnahme vom 04.12.2018 manuell deliniert. Das Ergebnis für die

verschiedenen Aufnahmen war trotz der Unterschiede in der räumlichen Auflösung sehr ähnlich. Allerdings entsteht bei Skysat-Aufnahmen ein Zusatzaufwand, da räumliche Versätze zwischen den einzelnen Kacheln eines Satellitenbildes korrigiert werden müssen.

Bei den mittelauflösenden Satellitenplattformen stehen inzwischen neben Landsat auch die Sentinel-2 und die Planetscope-Konstellation zur Verfügung. Alle diese Plattformen nehmen kontinuierlich auf und müssen daher nicht im Vorhinein akquiriert werden.

Der Landsat-8-OLI-Sensor besitzt räumlich eine recht grobe Bodenauflösung von 15 bzw. 30 m (je nach Band). Die spektrale Auflösung ist hingegen mit acht Bändern relativ hoch. Die reale temporale Auflösung beträgt bei den SSI im Durchschnitt 3,3 Tage. Es existiert ein umfangreiches Datenarchiv von Landsat-8 Aufnahmen für das Untersuchungsgebiet seit 2013. Die Aufnahmen werden kostenfrei vom USGS zur Verfügung gestellt und liegen flächendeckend für die gesamte Antarktis vor. Landsat-8 Aufnahmen eignen sich zur automatischen Detektierung von Pinguinkolonien, wie bereits von Mustafa et al. (2017) gezeigt wurde. Schwaller et al. (2013) zeigte zudem, dass mit ihnen Adéliepinguinkolonien der gesamten Antarktis ab einer Größenordnung von mehr als 5.000 BP sicher detektiert werden können.

Die Sentinel-2- Konstellation besteht aus zwei 2015 und 2017 gestarteten Satelliten. Diese besitzen eine räumliche Auflösung von 10 m für vier VNIR Bänder und 20 m für weitere sechs NIR und IR-Bänder. Dies ist die höchste spektrale Auflösung von allen im Projekt verwendeten Satellitenaufnahmen. Ursprünglich waren von der Europäischen Raumfahrtagentur ESA keine regelmäßigen Aufnahmen der Antarktis geplant. Auf Betreiben der SCAR Action Group 'Development of a satellite-based, Antarctic-wide, remote sensing approach to estimate bird and animal populations' setzte sich SCAR 2016 bei der ESA für eine Ausweitung des Aufnahmebereiches über die Antarktis ein. Bereits in der Saison 2016/17 wurde die Küste bis zu einer Breite von 84°S abgebildet. Die temporale Auflösung der Aufnahmen beträgt zehn Tage. Archivdaten sind kostenfrei und reichen bis ins Jahr 2015 zurück.

Beim Vergleich der Klassifizierung von Guanoflächen in Sentinel-2- und Landsat-8 Aufnahmen der stark fragmentierten Kolonie Ardley Island zeigte sich, dass mit Sentinel-2 alle Subkolonien ab einer Populationsgröße von >1.000 BP als solche sicher detektiert werden. Mit Landsat-8 sind hingegen erst Subkolonien ab einer Populationsgröße von 5.001 BP im Untersuchungsgebiet sicher detektierbar.

Die Planetscope-Konstellation besteht aus einer Serie von mehr als 120 Mini-Satelliten. Deren Sensoren bilden die Erdoberfläche mit einer Bodenauflösung von 3,5 - 4 m ab. Die spektrale Auflösung variiert je nach Typ zwischen drei (RGB) und vier (RGB+NIR) Bändern. Aufgrund der großen Zahl von Satelliten kann eine temporale Auflösung von einem Tag erreicht werden. Archivdaten liegen nicht flächendeckend für die gesamte Antarktis vor. Die Kosten für die Aufnahmen sind mit 1,2 €/km² deutlich günstiger als die für hochauflösenden Satellitenaufnahmen. Beim Test der Eignung solcher Aufnahmen für die automatische MPRM-Klassifizierung von Pinguinguano zeigte sich, dass zwar fast alle Guanoflächen korrekt klassifiziert wurden, aber auch große guanofreie Gebiete mit ungedeckten Böden und Felsen. Als Ursache ist die geringe spektrale Auflösung anzunehmen. Eine manuelle Delinierung der Guanoflächen ist aber wie bei den anderen hochauflösenden Aufnahmen möglich.

Da der Start des italienischen Hyperspektralsatelliten PRISMA erst am 21.03.2019 erfolgte und dieser voraussichtlich erst im Laufe des Jahres 2019 operationsbereit sein wird, stehen bisher auch weiterhin keine Hyperspektraldaten für Untersuchungen der Pinguinkolonien zur Verfügung. Der Start des deutschen Hyperspektralsatelliten EnMAP ist für 2020 geplant.

Um die großen Datenmengen künftiger Hyperspektralsatelliten (PRISMA, EnMAP) effektiv auswerten zu können, wurden von 18 Guanoproben hyperspektrale Profile angefertigt. Die Guanoproben stammen von Adélie- und Eselspinguinen und wurden in der Saison 2016/17 auf Ardley Island gesammelt. Dabei wurde der Schwerpunkt nicht auf Repräsentativität, sondern auf die Darstellung der Variabilität der vorkommenden Guanofärbungen gelegt. Mit einem Spektrometer wurde von jeder Probe die Reflexion im Bereich von 200-2.500 nm gemessen. Eine Anwendung dieser Profile ist jedoch erst möglich, wenn hyperspektrale Satellitenaufnahmen zur Verfügung stehen.

Der Einsatz von Drohnen wurde erstmals in Mustafa et al. (2017) untersucht. Inzwischen hat diese Technologie eine deutliche technische Entwicklung erfahren, so dass sich sowohl die Zahl der potentiellen Einsatztage als auch die Gebietsabdeckung deutlich erhöht hat. Aufgrund der geringen Flughöhe erreichen die damit akquirierten Aufnahmen im Vergleich zu Satellitenaufnahmen eine sehr hohe räumliche Auflösung. In der Praxis haben sich für die Kartierung von Pinguinkolonien mit den im Projekt verwendeten UAV-Modellen Flughöhen zwischen 50 und 100 m als am effizientesten erwiesen. Die hohe Auflösung erlaubt es, im Gegensatz zu Satellitenaufnahmen, einzelne Individuen sicher zu erkennen, womit die Populationsgröße einer Kolonie ohne den Umweg über die Guanofläche bestimmt werden kann. Die spektrale Auflösung hängt vom verwendeten Sensor ab (z.B. UV, RGB, NIR, Thermal) (siehe Mustafa et al. 2017). Für dieses Projekt wurden die Pinguinkolonien im visuellen Spektralbereich (RGB) aufgenommen. Die temporale Auflösung kann mit UAVs höher als mit allen Satelliten-Plattformen sein, da sie unterhalb von Bewölkung fliegen können. Der eingesetzte elektrisch betriebene Starrflügler (Ninox) ermöglichten hohe Reichweiten von bis zu 27 km pro Flug. Die ebenfalls elektrisch betriebenen Multikopter (Phantom 4 Pro, MK ARF Okto XL) überzeugten durch einfache Handhabung und geringe Ansprüche an Start- und Landeplätze. So war es während des Projektes möglich, auch Kolonien zu kartieren, die aufgrund ihrer schwierigen Erreichbarkeit selten oder nie besucht werden.

Methoden zur Analyse von Fernerkundungsaufnahmen

Um die Ergebnisqualität zu erhöhen und den Arbeitsaufwand für ein Monitoring von Pinguinkolonien auf Basis von Fernerkundungsdaten zu verringern, wurden verschiedene Klassifikationsmethoden entwickelt und getestet.

Eine Herausforderung bei der Klassifikation von Guanoflächen in hochaufgelösten Satelliten- oder UAV-Aufnahmen ist die Unregelmäßigkeit und Variation der Form und Farbe des Guanos je nach Feuchtigkeit, Untergrund und Art der Nahrung. Dies erschwert eine automatische Detektion bisher erheblich. Daher untersuchten wir den Einsatz objektorientierter GEOBIA-Verfahren (Firla et al. 2019), um frischen Guano in der Kolonie Ardley Island in hochauflösenden Aufnahmen zu verschiedenen Zeitpunkten der Saison 2016/17 und 2017/18 zu detektieren. Dabei wurde je eine Methode unter einem Selektive- bzw. einem Ruleset-Ansatz entwickelt und verglichen. Die Ergebnisse zeigten nur geringe Unterschiede zwischen beiden Ansätzen. Insgesamt zeigt sich jedoch bei beiden eine relativ geringe Qualität im Vergleich zur herkömmlichen manuellen Methode. Insbesondere Witterungseinflüsse (v.a. Schneebedeckung) und die komplexe Topographie der Kolonie beeinflussten das Ergebnis erheblich. Bei Kolonien mit weniger Relief und größeren, homogeneren Nestgruppen hingegen kann die Methode gute Ergebnisse liefern, wie Witharana und Lynch (2016) zeigten. Allerdings sind in solchen Kolonien auch mit den schon etablierten pixelbasierten Klassifikationen gute Ergebnisse erreichbar (siehe auch Mustafa et al. 2017).

Die von Schwaller et al. (2013) entwickelte Penguin Retrieval Method (PRM) ist eine pixelbasierte Klassifikation, mit der es möglich ist, in mittelaufgelösten Landsat-Aufnahmen Pinguinkolonien automatisch zu detektieren. Schwaller et al. (2013) sowie Lynch und Schwaller et al. (2014) wendeten diese Methode bereits bei einer Detektierung von Adéliepinguinkolonien in der Antarktis an. Diese Klassifizierung basiert auf einem Programmcode, der nur bei Landsat-Aufnahmen funktioniert. Um auch Sentinel-2 Aufnahmen verwenden zu können, wurde dieser nun so modifiziert, dass er auch auf andere Satellitenplattformen angewendet werden kann (MPRM). Dazu wurde der ursprünglich in der Datenanalysesoftware IDL geschriebene Code in die moderne Programmiersprache Go übersetzt und so angepasst, dass er mit beliebigen Eingangsdaten arbeiten kann. Ergänzt wurde der Programmcode um Open Source Erweiterungen (z. B. GDAL) zur Geodatenprozessierung.

Da bei der PR-Methode jeder Pixel aufgrund seiner spektralen Eigenschaften klassifiziert wird, eignet sie sich am besten für Satellitenaufnahmen mit vielen spektralen Bändern, die einen möglichst großen Bereich abdecken. Von besonderer Bedeutung sind dabei Bereiche im kurzwelligen Infrarot (short wavelength infrared - SWIR) für die Detektion des Guanos, da dieser im Bereich von 1,55-1,75 μm eine besonders hohe Reflexion aufweist (Fretwell et al. 2015). Die Sensoren von Landsat-8 und Sentinel-2-Satelliten decken diesen Spektralbereich ab, nicht aber die im Projekt verwendeten hochaufgelösten Satellitenaufnahmen. Durch die damit erreichte hohe Ergebnisqualität bei Landsat-8 und Sentinel-2-Aufnahmen ist es nun möglich, Guano in mittelaufgelösten Satellitenbildern automatisiert zu detektieren.

Die bisherige Methode zur Auswertung von UAV-Orthomosaiken über Pinguinkolonien basiert auf manuellem Auszählen. Damit unterliegen die Ergebnisse einer gewissen Subjektivität und erfordern einen enormen Zeitaufwand, zumindest für große Kolonien. Deshalb wurde ein auf Deep-Learning Algorithmen basierendes Werkzeug entwickelt, das eine Detektierung von Pinguinindividuen durch automatische Objekterkennung ermöglicht. Deep Learning ist ein Ansatz maschinellen Lernens, bei dem künstliche neuronale Netze auf ein bestimmtes Lernziel optimiert werden (Goodfellow et al. 2016). In diesem Fall ist das Lernziel die Erkennung von Zügelpinguin-Individuen.

Das Objekterkennungswerkzeug basiert im Kern auf der Keras-Bibliothek (Chollet 2015), welches durch wiederholte Trainingszyklen mit Hilfe von positiven und negativen Beispielbildern auf das Erkennen von Zügelpinguinen trainiert wird. Der gesamte Trainingsdatensatz besteht aus 15.156 Trainingsbildern, davon 6.187 Pinguine und 8.969 Oberflächenbilder ohne Pinguine. Ein Test des Werkzeugs an Daten der Kolonie Vapor Col ergab nur eine Abweichung von +1,5% zum Ergebnis einer manuellen Delinierung. Dieses Werkzeug ermöglicht somit eine deutliche Erhöhung der Effizienz der Auswertung von UAV-Befliegungen über Pinguinkolonien bei gleichbleibender Ergebnisqualität.

Aufgrund der sehr hohen räumlichen Auflösung von UAV-Aufnahmen sind einzelne Pinguine im Gegensatz zu Satellitenaufnahmen sicher detektierbar. Der Standardparameter, um die Population einer Pinguinkolonie zu bestimmen, ist jedoch die Brutpaarzahl oder Anzahl der besetzten Nester. Allerdings ist es nicht möglich, die Zahl der Pinguinnester in UAV-Aufnahmen sicher zu bestimmen (Mustafa et al. 2017; Southwell et al. 2013), hier ist lediglich eine Zählung der Individuen sicher durchführbar. Die Zahl der Individuen einer Kolonie entspricht jedoch nicht der Zahl der Nester, da sich neben den Brutvögeln auch Brutpartner, Nicht-Brüter (bzw. gescheiterte Brüter) und Individuen, die auf dem Weg zur Nahrungssuche sind bzw. von dort zurückkommen, in der Kolonie aufhalten. Zusätzlich ändert sich die Zahl der Individuen und Nester im Saisonverlauf und innerhalb eines Tages.

Eine in diesem Projekt für UAV-Aufnahmen entwickelte Methode (Mustafa et al. 2017; Pfeifer et al. 2019) besteht darin, das Verhältnis von anwesenden Individuen zu aktiven Nestern mithilfe von Aufnahmen stationärer Kameras zu ermitteln. Dabei müssen sich die stationären Kameras nicht zwangsläufig in derselben Kolonie befinden, die auch befliegen wird, da Änderungen in der Brutphänologie zwischen Kolonien einer Region derselben Art als relativ gering angenommen werden können (Southwell et al. 2013). Angewandt wurde diese Methode bei den Befliegungen im Untersuchungsgebiet Drake-Passage (Pfeifer et al. 2019). Die Methode ist zeitlich flexibel, lediglich die Verfügbarkeit von synchronen Daten von stationären Kameras aus der untersuchten Region muss gegeben sein. Auf die Übertragbarkeit von Daten aus stationären Kameras über ein größeres Gebiet wird exemplarisch in Pfeifer et al. (2019) eingegangen.

Bisher existiert noch keine Methode, um verschiedene Pinguinarten anhand von Luft- oder Satellitenaufnahmen sicher unterscheiden zu können. Mustafa et al. (2017) zeigten, dass eine Unterscheidung der drei Arten des Genus *Pygoscelis* am ehesten anhand unterschiedlicher spektraler Eigenschaften des Guanos möglich erscheint. Um mögliche regelhafte Unterschiede zwischen diesen Arten festzustellen, wurden in der Saison 2016/17 intensive Untersuchungen durch Fotografien der mit Guano bedeckten Bodenoberfläche mit einer Digitalkamera und einer speziell angefertigten störlichtgeschützten Fotobox unternommen. Die Analyse der Fotos fand sowohl hinsichtlich des farblichen Spektrums als auch hinsichtlich der Reflektionsintensität (Helligkeit) statt.

Insgesamt musste jedoch festgestellt werden, dass eine Artunterscheidung anhand des Guanos über die Saison hinweg nicht möglich ist. Dies deckt sich mit Untersuchungen von Rees (2017) anhand von Hyperspektralprofilen von Pinguinguano. Zwar werden gelegentlich Farbunterschiede im Gelände oder auch in UAV- und Satellitenbildern sichtbar, jedoch herrscht noch immer erhebliche Unklarheit über Ursachen und Regelmäßigkeit dieser Unterschiede (vgl. Mustafa et al. 2017). Die Annahme eines Zusammenhangs mit der Nahrungszusammensetzung liegt nahe, ist aber noch nicht nachgewiesen. Es gibt somit noch keine Methode, Pinguinarten anhand von Satellitenbildern sicher zu unterscheiden.

Auch wenn verschiedene Pinguinarten im Fokus dieser Studie stehen, so sind doch auch andere Seevögel und Robben wichtige Bestandteile des Ökosystems Antarktis/Südozean. Im Unterschied zu Pinguinkolonien sind diese jedoch bis auf wenige Ausnahmen (Fretwell et al. 2015; Schwaller et al. 2018) mit der bisher verfügbaren Satellitentechnologie bislang nicht standardisiert erfassbar. Dies hat seine Ursache vor allem darin, dass diese Arten im Unterschied zu Pinguinen meist keine großflächigen Kolonien bilden (z.B. manche Seevögel) oder sich diese spektral nicht so deutlich vom Untergrund abheben (z.B. Robben auf Felsen). Dagegen ermöglicht der Einsatz von UAVs auch die Detektion und Quantifizierung von Kolonien dieser Arten.

In Mustafa et al. (2019) wurden die Bestimmungsmerkmale dieser Arten erarbeitet sowie die Anforderungen an die Datenaufnahme anhand des Parameters Bodenauflösung für die Erkennbarkeit von Individuen einer Reihe von Arten untersucht. Ziel war es, die Planung künftiger Missionen zu erleichtern (z.B. Wahl der korrekten Flughöhe in Abhängigkeit von Sensor und Zielart) sowie eine Bestimmungshilfe für die Auswertung der erhaltenen Aufnahmen zu liefern. Die Bestimmungsmerkmale setzen sich aus nichtnumerischen Beschreibungen des Erscheinungsbildes (z.B. Form, Farbe, Musterung, Körperhaltung, Aufnahmewinkel) sowie aus den im Luftbild messbaren Körpermaßen (Länge, Breite) zusammen. Es wurden sechs Vogel- und fünf Robbenarten untersucht: Blauaugenscharbe (*Phalacrocorax atriceps*), Antarktisseeschwalbe (*Sterna vittata*), Dominikanermöwe (*Larus dominicanus*), Skua (*Catharacta spec.*), Weißgesichtscheidenschnabel (*Chionis alba*) und Südlicher Riesensturmvogel (*Macronectes giganteus*) sowie Südlicher Seebär (*Arctocephalus gazella*), Krabbenfresser

(*Lobodon carcinophagus*), Seeleopard (*Hydrurga leptonyx*), Südlicher Seeelefant (*Mirounga leonina*) und Weddellrobbe (*Leptonychotes weddelli*).

Die Ergebnisse dieser Untersuchungen wurden im Anhang von Mustafa et al. (2019) tabellarisch zusammengefasst und mit Beispielbildern versehen, um so für künftige Kampagnen als Planungsunterstützung und Bestimmungshilfe zur Verfügung zu stehen.

Mehrere Studien haben bereits gezeigt, dass es einen generellen Zusammenhang zwischen der von Guano bedeckten Fläche einer Kolonie und der Anzahl der Brutpaare gibt (Schwaller et al. 2013; Lynch und Schwaller 2014; Lynch und LaRue 2014). Mustafa et al. (2017) stellten fest, dass sich das Verhältnis von Guanofläche zur Zahl der Brutpaare über die Saison hin ändert, besonders am Anfang und am Ende der Brutzeit. So steigt die Guanobedeckung anfangs mit der Anzahl der besetzten Nester an. Am Ende der Brutzeit dagegen sammeln sich die Jungen nach Verlassen der Nester am Strand, an den Nestern verwittert der Guano und am Strand bilden sich neue Flächen mit frischem Guano.

Um eine zuverlässige Ableitung der Populationsgröße aus der Guanoausdehnung zu ermöglichen, untersuchten wir die Veränderung in zeitlicher Abhängigkeit vom Verlauf der Brutzeit (Brutphänologie) anhand der mit GEOBIA klassifizierten hochauflösenden UAV- und Satellitenaufnahmen (s. o.) und verglichen dies mit dem zeitlichen Ablauf der Brutphänologie. Die Brutphänologie wurde in den Saisons 2014/15 bis 2017/18 für Adélie- und Eselspinguine auf Ardley Island durch regelmäßige Nestkontrollen ermittelt.

Ergebnisse der Klassifikation zeigen, dass die Fläche des frischen Guanos am Anfang der Saison (Ende Oktober/Anfang November) stark zunimmt, bis sie Mitte November ein Plateau erreicht, in dem keine großen Änderungen mehr stattfinden. Diese Plateauphase zieht sich bis Ende Dezember hin. Bemerkenswert ist hier, dass in beiden Saisons ein lokales Maximum am Ende der Plateauphase, kurz bevor die Guanoflächen wieder abnehmen, zu erkennen ist. Die anschließende Phase der Guanoflächenabnahme dauert bis Anfang Februar an.

Die relative zeitliche Abfolge von brutphänologischen Daten (z.B. Peak-of-Egg-laying) zeigte sich als recht konstant für beide Arten. Das absolute Datum dieser Ereignisse dagegen war zumindest bei Eselspinguinen sehr flexibel in den verschiedenen Saisons und wurde offenbar der Witterung (Schneelage) angepasst. Adéliepinguine zeigten hier nur eine geringe Flexibilität. Ein Einfluss der Topographie auf die Brutphänologie konnte nicht festgestellt werden.

Bei den Untersuchungen zur saisonalen Entwicklung der Guanofläche und der Brutphänologie konnten Hinweise auf Zusammenhänge zwischen beiden Parametern gefunden werden. So findet sich die maximale Ausdehnung jeweils in der Brutphase, nachdem bei den meisten Brutpaaren die Eiablage erfolgt ist, und nimmt signifikant ab, nachdem sich die ersten Kindergärten zu bilden beginnen. So spiegelt sich beispielsweise auch die Verschiebung der Brutphänologie der Eselspinguine in der Saison 2016/17 in der Messung der Guanofläche wider, da in diesem Jahr die maximale Guano-Ausdehnung etwa zwölf Tage früher als in der darauffolgenden Saison erreicht wurde.

Der direkte Zusammenhang zwischen Guanofläche und Brutphänologie könnte in Zukunft eine Einbindung dieser Methode zur Ermittlung von Brutpaarzahlen unter Verwendung von Fernerkundungsdaten ermöglichen. Dies setzt jedoch eine Optimierung dieser Methode voraus.

Da die zeitliche Abfolge der Brutphasen und Brutereignisse zwischen den Saisons gleichbleibend ist (und es nur zu einer Verschiebung des gesamten Brutgeschehens kommt), ist eine Ermittlung der Gesamtbrutpaarzahl für jede Saison aus der Messung der Guanofläche möglich.

Eine weitere Voraussetzung hierfür ist die Feststellung des absoluten Datums der brutphänologischen Ereignisse beispielsweise durch Nestkontrollen in der jeweiligen Kolonie.

Diese Daten sind im Falle von geographisch nahe gelegenen Pinguinkolonien der gleichen Art zu einem gewissen Maße übertragbar. Eine Möglichkeit bietet hier die Verwendung von stationären Kameras.

Auswahl von potentiellen Monitoringgebieten und Erfassung der Basisdaten

Die im Projekt untersuchten Gebiete wurden so ausgewählt, dass sie für regionale Monitoringprogramme oder als Referenzgebiete für ein antarktisches Monitoring dienen können. Auswahlgründe hierfür sind die Artzusammensetzung und Größe der jeweiligen Pinguinkolonien, die logistische Erreichbarkeit und das Vorhandensein historischer Daten.

Für das Gebiet Ardley Island liegen lange Datenreihen vor und es ist für antarktische Verhältnisse sehr gut logistisch erschlossen. Mehrere Forschungsstationen liegen in der Nähe der Kolonie und die nahegelegene Fildes Peninsula ist ein logistischer Knotenpunkt für den antarktischen Flug- und Schiffsverkehr. Die Pinguinkolonie ist Brutplatz für alle drei Arten der Gattung *Pygoscelis*. Während des Projektes wurde eine Reihe hochaufgelöster Satellitenbilder akquiriert sowie UAV-Befliegungen und Kartierungen am Boden durchgeführt. Es liegen ausführliche Daten zur Brutphänologie für mehrere Jahre vor. Zur präziseren Verortung von Fernerkundungsdaten wurde ein Satz Ground Control Points (GCP) vermessen. Vier stationäre Kameras bilden ganzjährig Ausschnitte der Kolonie ab.

Deutlich weniger Daten liegen für das Gebiet Drake Passage vor. Der Einsatz von Starrflügler-UAVs von der logistisch gut ausgestatteten Fildes Peninsula ermöglicht aber in Zukunft ein regelmäßiges Monitoring mit vergleichsweise geringem Aufwand. Das Gebiet ermöglicht die Beobachtung einer relativ großen Population an Zügelpinguinen, deren Kolonien oft schwer zugänglich sind, so dass hier ein hoher Datenbedarf besteht. Gleichzeitig besteht es aus Kolonien mit sehr unterschiedlichen Größenordnungen, bei denen möglicherweise verschiedene Entwicklungstrends sichtbar werden könnten.

Deception Island ist ebenfalls Brutgebiet für Zügelpinguine mit teilweise sehr großen Kolonien. Von logistischem Vorteil ist hier insbesondere das Vorhandensein von zwei Forschungsstationen in fußläufiger Entfernung zur Kolonie Vapor Col. An dieser Kolonie wird auch schon seit den 1990er Jahren geforscht. Der Einsatz von UAVs macht es nun möglich, auch die anderen Kolonien der Insel regelmäßig mit vertretbarem Aufwand zu kartieren.

In der Kolonie Narebki Point brüten Esels- und Zügelpinguine. Logistisch ist sie durch eine nahegelegene koreanische Forschungsstation erschlossen. Koreanische Wissenschaftler führen bereits seit einigen Jahren ein Monitoring durch, welches seit kurzem im Rahmen des CCAMLR Ecological Monitoring Program (CEMP) standardisiert durchgeführt wird.

Alle genannten Kolonien befinden sich auf Inseln, die zu den South Shetland Islands gehören. Dieses Gebiet enthält somit bereits mehrere Stützpunkte, an denen Satellitendaten referenziert werden können - der sogenannte Groundcheck. Da sich die Verbreitungsgebiete der drei Arten der Gattung *Pygoscelis* hier überschneiden, eignet es sich hervorragend für ein regionales Monitoring.

Beiträge zur Weiterentwicklung von antarktischen Monitoringansätzen

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden sowohl Methoden (weiter-) entwickelt als auch Dateninventare für die potentiellen Monitoringgebiete geschaffen.

Kern des nun zur Verfügung stehenden Methodeninventars sind die oben beschriebenen Fernerkundungsmethoden. Oft entscheiden aber auch die Rahmenbedingungen über die Einsatzmöglichkeit einer Methode.

So ist über die Auswirkungen von UAV-Flügen auf die antarktische Umwelt wenig bekannt. Anschließend an Rümmler et al. (2016), Mustafa et al. (2017) wurden daher in diesem Projekt die Reaktionen von Pinguinen auf UAV-Überflüge in verschiedenen Flughöhen und -mustern untersucht. Dabei wurden vor allem Verhaltensänderungen untersucht, aber auch physiologische Parameter wie Herzschlagraten oder der Gehalt an Stresshormonen im Blut gemessen. Im Allgemeinen kann nach derzeitigem Kenntnisstand geschlossen werden, dass unter Gesichtspunkten der Störungsvermeidung eine Überflughöhe von 70-100 m für Pygoscelis-Pinguine als adäquat angenommen werden kann.

Für die organisatorische Einbindung eines potentiellen Monitoringprogramms würde sich das CCAMLR Ecological Monitoring Program (CEMP) anbieten. In dieser Struktur werden seit 1989 standardisiert verschiedene Ökosystemparameter beobachtet, um die Reaktionen der Ökosysteme auf die kommerzielle Nutzung der antarktischen Krill- und Fischressourcen zu überwachen. Das Methodenspektrum wird immer wieder an den aktuellen Wissensstand angepasst – so werden auch zunehmend Fernerkundungsmethoden integriert. Basierend auf den Erkenntnissen dieser sowie der vorangegangenen Studien (Mustafa et al. 2012; Mustafa et al. 2017) und der seit 40 Jahren andauernden terrestrischen Monitoringarbeiten des Instituts für Ökologie und Evolution der Friedrich-Schiller-Universität Jena wurde ein gemeinsames Konzept für Einrichtung und Unterhaltung eines CCAMLR CEMP-Standortes im Gebiet Fildes Peninsula/Ardley Island erarbeitet. Ein wichtiger Bestandteil dieses Konzeptes sind Fernerkundungsmethoden auf Basis von UAV- und Satellitenaufnahmen. Die in den genannten Studien erarbeiteten Methoden ermöglichen in Verzahnung mit klassischen terrestrischen Methoden ein effizientes und weiträumiges Monitoring des Gebietes bei gleichzeitig hoher Datenqualität.

Zu den neuen Methoden, die derzeit für das Monitoring von Pinguinen entwickelt werden, zählt die Nutzung von stationären Kameras, die über das ganze Jahr in hoher zeitlicher Frequenz eine Beobachtung der Tiere auch ohne menschliche Präsenz erlauben. Die Daten können beispielsweise für die Ermittlung des Verhältnisses von Individuen zu Nestern (s.o.) oder zur Ableitung brutphänologischer Parameter verwendet werden. Im Rahmen eines CCAMLR Projektes sind bislang in der Antarktis etwa 50 stationäre Kameras zur Beobachtung von Pinguinkolonien installiert. Um das Wissen über die räumliche Verteilung der phänologischen Daten der Pinguinpopulationen zu vergrößern, besteht jedoch nach wie vor Bedarf an einer Erweiterung dieses Netzwerks. Daher wurden die im Rahmen dieser Studie auf Ardley Island seit 2016/17 betriebenen vier stationären Kameras vor Ort belassen. Die ausgewerteten Daten stellen wir CCAMLR zur Verfügung. Bei der Wartung vor Ort helfen Mitarbeiter des Instituts für Ökologie und Evolution der Universität Jena.

Zur Kommunikation der entwickelten Methoden und zum Austausch mit Fachkollegen anderer Arbeitsgruppen wurden verschiedene Plattformen genutzt. Dazu zählen internationale Fachkonferenzen, Publikationen in wissenschaftlichen Journalen, die Gründung und Gestaltung der SCAR Action Group “Development of a satellite-based, Antarctic-wide, remote sensing approach to monitor bird and animal populations”, die Gestaltung von internationalen Workshops sowie die Beratungstätigkeit für das Ukrainische Antarktischforschungszentrum hinsichtlich UAV-gestützter Monitoringmethoden.

Neben den hier bereits ausgewerteten Daten ist im Zuge des Projektes eine Reihe von Datensätzen entstanden, die einem möglichen zukünftigen Monitoringprojekt zur Verfügung

stehen bzw. in der weiteren Methodenentwicklung verwendet werden. Dies betrifft sowohl Fernerkundungsdaten (akquirierte Satellitenaufnahmen, UAV-Mosaik aus eigenen Befliegungen) als auch im Gelände erhobene Bodenkontrolldaten.

Zur Inventarisierung und Haltung antarktischer Monitoringdaten für Pinguinkolonien eignet sich die web-basierte Plattform „Mapping Application for Penguin Populations and Projected Dynamics“ (MAPPPD; Humphries et al. 2017). Sie liefert im wesentlichen Populations- und Lagedaten für die vier am weitesten verbreiteten Pinguinarten des Kontinents. Sie soll als zentrale Plattform für Daten über die Verteilung und Häufigkeit von Pinguinarten dienen sowie als Werkzeug für Recherchen zur deren aktueller Populationsgröße und Verbreitung.

Schlussfolgerung und Ausblick

Ausgehend von den Ergebnissen der Pilotstudie (Mustafa et al. 2012) und des vorangegangenen Projektes (Mustafa et al. 2017) konnte das bisherige Wissen zu Detektionsmethoden und zum Monitoring von Kolonien felsbrütender Pinguine in der Antarktis manifestiert und erweitert werden. Des Weiteren konnten auch neu entwickelte Methoden geprüft werden. Es ist nun möglich, in hoher zeitlicher Auflösung Veränderungen in der räumlichen Verbreitung dieser Organismengruppe zu detektieren. Die dabei gewonnenen Ergebnisse erlauben es nicht nur, die Entwicklung dieser Arten zu verfolgen, sondern aufgrund ihrer Bedeutung als Indikator auch Rückschlüsse über den Zustand des Ökosystems Antarktis/Südozean zu ziehen. Die fachlichen Voraussetzungen für ein überregionales Monitoring antarktischer Pinguine sind somit weitgehend gegeben. Zur Umsetzung ist jedoch ein entsprechend langfristiges Monitoringprogramm notwendig, das auch den nötigen strukturellen Rahmen bietet. Hierfür kommt das bereits bestens etablierte CCAMLR Ecosystem Monitoring Program (CEMP) in Frage.

Summary

Penguins are not only the best-known and most popular taxonomic group in the Antarctic fauna, they also make up by far the largest part of the Antarctic bird biomass (Everson 1977). Their importance to the food web of the Southern Ocean is correspondingly high. This concerns both their role as predators, mainly of krill, but also of fish and squid, and their role as food sources for predatory birds, seals or orcas. Changes in the size and distribution of penguin colonies are therefore indicators of changes in the ecosystems of the Southern Ocean and Antarctica. In addition to their important role in the ecosystem, penguins are currently the only group of organisms in Antarctica that can be reliably observed by satellite remote sensing. The importance of remote sensing builds up from the background of the already selectively observed population changes and shifts of penguin breeding sites. Climate change and marine fisheries are seen as the main causes of these changes (e.g. Barbraud et al. 2012; Ducklow et al. 2007; Jenouvrier et al. 2013; Grémillet & Boulinier, 2012; McClintock et al. 2008; Ropert-Coudert et al. 2019; Trathan et al. 2006; Trivelpiece et al. 2011).

Due to the large number of colonies, the generally difficult accessibility and the presumably not inconsiderable number of previously unknown colonies, a largely complete monitoring only appears possible based on remote sensing data. A feasibility study (Mustafa et al. 2012) has already shown the realizability of such monitoring in principle and outlined a corresponding monitoring programme. In a first detailed study (Mustafa et al. 2017), a number of methods were worked out and further developed. Possibilities and limits of the evaluation of high and medium resolution satellite images were explored. For the first time, the use of Unmanned Aerial Vehicles (UAVs) for mapping penguin colonies was introduced and systematically investigated.

Based on the findings and developments of the above-mentioned previous study and the work of other groups, e.g. Fretwell and Trathan (2009), Fretwell et al. (2012), Lynch et al. (2012), Lynch and LaRue (2014), Lynch and Schwaller (2014), Goebel et al. (2015), Zmarz et al. (2018) and Borowicz et al. (2018), the current study pursues the following objectives:

- ▶ Investigation of new technologies (e.g. satellite platforms) regarding their suitability for the detection of Antarctic penguin colonies,
- ▶ Further development of classification methods for the analysis of satellite and UAV images with the aim of achieving higher quality results and a higher degree of automation and operationalisation,
- ▶ Further development of a method for distinguishing between different penguin species,
- ▶ Investigation of intra- and interseasonal variability in colony extent and occupation and their detectability as well as development of methods to incorporate this information into the collection of colonies,
- ▶ Mapping of penguin colonies in selected areas for the continuation or establishment of suitable monitoring areas,
- ▶ Further development of Antarctic-wide approaches for the monitoring of penguin colonies in cooperation with the client and international committees.

Study areas and studied species

This project focused on the rock breeding species Adélie Penguin (*Pygoscelis adeliae*), Gentoo Penguin (*P. papua*) and Chinstrap Penguin (*P. antarctica*).

All study areas are located on the South Shetland Islands (SSI), about 100 km northwest of the Antarctic Peninsula. The predominantly glaciated SSIs, consisting of 11 islands, are part of the Maritime Antarctic and have an oceanic mild climate with a relatively low annual amplitude of air temperature (Blümel 2015). Three of the areas (Ardley Island, Drake Passage, Narebski Point) are located in the southern area of King George Island. Ardley Island is the breeding ground for all three studied species. The colony has been examined relatively frequently since the end of the 1970s, in recent times even annually. Similarly, the Narebski Point colony is regularly mapped. Gentoo and Chinstrap penguins breed here. On the volcanic island of Deception Island, there are only Chinstrap penguins, as well as in the colonies of the Drake Passage area, which have been hardly investigated so far.

Suitable remote sensing platforms

In the project, proven satellite platforms such as the DigitalGlobe Constellation and Landsat-8 were used for the observations, and new satellite products were examined for their suitability as well.

Due to the small swath width of 13-16 km and the relatively high costs of 7-30 € per km² for new images, high-resolution satellite platforms are more suitable for small-scale investigation areas. The repetition rate of the constellations is less than one day, which increases the probability of cloudless images.

The company DigitalGlobe (DG) currently uses three high-resolution earth observation satellites (Worldview-2 and -3 as well as GeoEye-1), which are suitable for the detection of penguin colonies. Worldview-4, launched in 2016, is currently not in operation due to a defect at the beginning of 2019. The images currently have the highest ground resolution and the highest number of spectral bands of all available high-resolution satellites. The costs are at least 27.5 USD per km², higher than with SkySat. Of the satellites in the DigitalGlobe constellation, the largest archive of high-resolution images from Antarctica is available. However, the recordings will only be made after a user has previously placed an order. The suitability of these satellites has already been investigated by Mustafa et al. (2017). It was found that these are particularly suitable for the manual detection of guano surfaces.

The current 15 SkySat satellites operated by Planet Labs Inc. represent a relatively new platform. With a lower spatial resolution compared to the DigitalGlobe constellation, the images here are significantly cheaper to acquire. The spectral resolution is as high as that of GeoEye-1. Archive data for the study areas has only been available since 2018. The suitability of the SkySat images for penguin colony detection was verified by means of an image of the Ardley Island colony. For this purpose, the guano areas of the penguin colony on Ardley Island were delineated manually in a Skysat image from 18.12.2018 and for comparison in a GeoEye-1 image from 04.12.2018. The result for the different scenes was very similar despite the differences in spatial resolution. However, Skysat images require additional effort, since spatial offsets between the individual tiles of a satellite image must be corrected.

The medium resolution satellite platforms now include Landsat, Sentinel-2 and PlanetScope constellations. All of these platforms are continuously being added and therefore do not have to be acquired in advance.

The Landsat 8 OLI sensor has a spatial ground resolution of 15 or 30 m (depending on the band). The spectral resolution, on the other hand, is relatively high with eight bands. The real temporal resolution of the SSI is on average 3.3 days. There is an extensive data archive of Landsat-8 images for the study area since 2013. The images are provided free of charge by the USGS and are available for the entire Antarctic. Landsat-8 images are suitable for automatic detection of penguin colonies, as already shown by Mustafa et al. (2017). Schwaller et al. (2013) also showed that they can reliably detect Adélie penguin colonies of the entire Antarctic with a size of at least 5,001 BP.

The Sentinel 2 constellation consists of two satellites launched in 2015 and 2017, which have a spatial resolution of 10 m for four VNIR bands and 20 m for a further six NIR and IR bands. This is the highest spectral resolution of any satellite image used in the project. Originally, the European Space Agency (ESA) did not plan to take regular imagery of Antarctica. At the instigation of the SCAR Action Group 'Development of a satellite-based, Antarctic-wide, remote sensing approach to estimate bird and animal populations', SCAR 2016 advocated an expansion of ESA's Antarctic area. Already in the season 2016/17 the Antarctic coast was mapped up to a width of 84°S. The temporal resolution of the images is ten days. Archive data is free of charge and dates back to 2015.

A comparison of the classification of guano areas in Sentinel-2 and Landsat-8 images of the highly fragmented Penguin colony on Ardley Island showed that with Sentinel-2 all subcolonies with a population size of >1,001 BP are reliably detected. With Landsat-8, on the other hand, only sub-colonies with a population size of 5,001 BP or more can be reliably detected in the study area.

The PlanetScope constellation consists of a series of more than 120 mini-satellites. Their sensors show the earth's surface with a ground resolution of 3.5 - 4 m. The spectral resolution varies between three (RGB) and four (RGB+NIR) bands depending on the type. Due to the large number of satellites, a temporal resolution of one day can be achieved. Archive data for the entire Antarctic are not available. The costs for the scenes (1.2 €/km²) are clearly more favourable than those for high-resolution satellite scenes. When testing the suitability of such imagery for the automatic MPRM classification of penguin guano, it was found that almost all guano areas were correctly classified, but also large guano-free areas with uncovered soils and rocks. This is assumed to be caused by the low spectral resolution. However, a manual delineation of the guano surfaces is possible as with the other high-resolution recordings.

Since the launch of the Italian hyperspectral satellite PRISMA did not take place until 21.03.2019 and is not expected to be ready for operation until the course of 2019, no hyperspectral data are available for investigations of the penguin colonies. The launch of the German hyperspectral satellite EnMAP is planned for 2020.

In order to be able to effectively evaluate the large amounts of data from future hyperspectral satellites (PRISMA, EnMAP), hyperspectral profiles were prepared from 18 guano samples. The guano samples from Adélie and Gentoo penguins were collected on Ardley Island in the 2016/17 season. The focus was not on representativeness, but on the variability of the occurring guano stains. A spectrometer was used to measure the reflection of each sample in the range 200-2,500 nm. However, these profiles can only be used if hyperspectral satellite images are available.

The use of drones was first investigated in Mustafa et al. (2017). In the meantime, the technology has undergone significant technical development, resulting in both the number of potential operating days and the area coverage significantly increasing. Due to the low flight altitude, the acquired images achieve a very high spatial resolution in comparison to satellite images. In practice, flight altitudes between 50 and 100 m have proven to be most efficient for mapping

penguin colonies with the UAV models used in the project. In contrast to satellite images, the high resolution allows individuals to be reliably identified, allowing the population size of a colony to be determined without having to take a detour via the guano area. The spectral resolution depends on the sensor used (e.g. UV, RGB, NIR, Thermal) (see Mustafa et al. 2017). For this project, the penguin colonies were recorded in the visual spectral range (RGB). The temporal resolution can be higher with UAVs than with all satellite platforms because of their ability to fly below cloud cover. The electrically operated fixed wing aircraft (Ninox) allows long ranges of up to 27 km per flight. The electrically operated Multicopters (Phanom 4 Pro, MK ARF Okto XL) convinced by easy handling and low demands on take-off and landing areas. Thus, it was possible during the project to map colonies that are rarely or never visited due to their difficult accessibility.

Methods for analysing remote sensing images

In order to increase the quality of results and to reduce the workload for monitoring penguin colonies on the basis of remote sensing data, different classification methods were developed and tested.

A challenge in the classification of guano surfaces in high-resolution satellite or UAV images is the irregularity and variation of the shape and colour of the guano depending on moisture, substrate and type of food. This makes automatic detection considerably more difficult up to now. Therefore, we investigated the use of object-oriented GEOBIA methods (Firla et al. 2019) to detect fresh guano in the colony of Ardley Island in high-resolution images at different times of the 2016/17 and 2017/18 seasons. A selective and a ruleset approach were developed and compared. The results showed only minor differences between the two approaches. Nevertheless, the overall of both methods is relatively low compared to the conventional manual method. In particular, weather conditions, namely snow cover, and the complex topography of the colony influenced the results considerably. In colonies with less relief and larger, more homogeneous nest groups, on the other hand, the method can provide good results, as Witharana and Lynch (2016) showed. Yet, in such colonies good results can be achieved even with the already established pixel-based classifications (see also Mustafa et al. 2017).

The Penguin Retrieval Method (PRM) developed by Schwaller et al. (2013) is a pixel-based classification that allows the automatic detection of penguin colonies in medium-resolution Landsat images. Schwaller et al. (2013) as well as Lynch and Schwaller et al. (2014) already used this method for the detection of Adélie penguin colonies in Antarctica. This classification is based on a program code that only works for Landsat images. In order to be able to use Sentinel-2 images as well, it has now been modified so that it can also be used on other satellite platforms (MPRM). For this purpose, the code originally written in the data analysis software IDL was translated into the modern programming language Go and adapted to work with any input data. The program code was supplemented by Open Source extensions (e.g. GDAL) for geodata processing.

Since the PR method classifies each pixel based on its spectral properties, it is best suited for satellite imagery with many spectral bands covering as wide a range as possible. Areas in the short wavelength infrared (SWIR) are of particular importance for the detection of guano areas, as they have a particularly high reflection in the range of 1.55-1.75 μm (Fretwell et al. 2015). The sensors of Landsat-8 and Sentinel-2 satellites cover this spectral range, but not the high-resolution satellite images used in the project. Due to the high result quality achieved with Landsat-8 and Sentinel-2 images, it is now possible to automatically detect guano in medium-resolution satellite images.

The current method for evaluating UAV orthomosaics over penguin colonies is based on manual counting. Thus, the results are subject to a certain amount of subjectivity and require an enormous expenditure of time, at least for large colonies. Therefore, a tool based on deep learning algorithms was developed, which enables the detection of penguin individuals by automatic object recognition. Deep learning is an approach of machine learning including artificial neural networks that are optimised for a specific learning objective (Goodfellow et al. 2016). In this case, the learning objective is the recognition of the penguin individuals.

The core of the object recognition tool is based on the Keras library (Chollet 2015), which is trained by repeated training cycles with the help of positive and negative example images for the recognition of rein penguins. The entire training data set consists of 15,156 training images, of which 6,187 are penguins and 8,969 are surface images without penguins. A test of the tool on data from the Vapor Col colony showed only a deviation of +1.5% compared to the result of manual delineation. This tool thus enables a significant increase in the efficiency of the evaluation of UAV flight campaigns over penguin colonies with constant result quality.

Due to the very high spatial resolution of UAV images, in contrast to satellite images, individual penguins can be reliably detected. However, the standard parameter for determining the population of a penguin colony is the number of breeding pairs or the number of occupied nests. It is certainly not possible to reliably determine the number of penguin nests in UAV images (Mustafa et al. 2017; Southwell et al. 2013), only a counting of individuals is possible. However, the number of individuals in a colony does not correspond to the number of nests, since in addition to breeding birds, breeding partners, non-breeders (or failed breeders) and individuals who are on their way to or return from foraging are also present in the colony. In addition, the number of individuals and nests changes during the season and within a day.

One method developed in this project (Mustafa et al. 2017; Pfeifer et al. 2019) is to determine the ratio of individuals present at active nests using stationary cameras. The stationary cameras do not necessarily have to be located in the same colony flown on, as changes in breeding phenology between colonies of the same species can be assumed to be relatively small (Southwell et al. 2013). This method was used for the UAV flights in the study area Drake Passage (Pfeifer et al. 2019). The method is temporally flexible, only the availability of synchronous data from stationary cameras from the investigated region must be given. The transferability of data from stationary cameras over a larger area is discussed exemplarily in Pfeifer et al. (2019).

So far there is no method to distinguish between different penguin species by aerial or satellite photography. Mustafa et al. (2017) showed that the three species of the genus *Pygoscelis* are most likely to be distinguished by different spectral properties of guano. In order to determine possible regular differences between these species, intensive investigations were carried out in the 2016/17 season by taking photographs of the guano-covered soil surface with a digital camera and a specially made photo box protected from interfering light. The analysis of the photos took place with regard to both the colour spectrum and the reflection intensity (brightness).

Overall, however, it had to be established that it is not possible to differentiate species on the basis of guano throughout the season. This is consistent with investigations by Rees (2017) using hyperspectral profiles of penguin guano. Although colour differences occasionally become visible in the terrain or in UAV and satellite images, there is still considerable uncertainty about the causes and regularity of these differences (cf. Mustafa et al. 2017). The assumption of a connection with the food composition is obvious, but has not yet been proven. Therefore, there is no method yet to reliably distinguish penguin species based on satellite images.

Although different penguin species are the focus of this study, other seabirds and seals are also important components of the Antarctic/South Ocean ecosystem. In contrast to penguin colonies, however, with a few exceptions (Fretwell et al. 2015; Schwaller et al. 2018) these are not yet detectable in a standardised way with the satellite technology available so far. This is mainly due to the fact that, unlike penguins, these species usually do not form large colonies (e.g. some seabirds) or do not stand out so clearly from the background (e.g. seals on rocks). In contrast, the use of UAVs also enables the detection and quantification of colonies of these species.

In Mustafa et al. (2019), the identification characteristics of these species were elaborated and the requirements for data collection were examined on the basis of the parameter soil resolution for the recognisability of individuals of a number of species. The aim was to facilitate the planning of future missions (e.g. selection of the correct flight height depending on the sensor and target type) and to provide an aid to determine the evaluation of the images received. The determining characteristics consist of non-numerical descriptions of the appearance (e.g. shape, colour, pattern, body posture, angle of view) as well as of the body measurements (length, width) measurable in the aerial photograph. Six bird and five seal species were studied: Blue-eyed Shag (*Phalacrocorax atriceps*), Antarctic Tern (*Sterna vittata*), Dominican Gull (*Larus dominicanus*), Skua (*Catharacta spec.*), White-faced Sheathbill (*Chionis alba*) and Southern Giant Petrel (*Macronectes giganteus*) as well as Antarctic Fur Seal (*Arctocephalus gazella*), Crabeater Seal (*Lobodon carcinophagus*), Leopard Seal (*Hydrurga leptonyx*), Southern Elephant Seal (*Mirounga leonina*) and Weddell Seal (*Leptonychotes weddelli*).

The results of these studies were summarised in tabular form in the annex to Mustafa et al. (2019) and provided with sample pictures in order to be available for future campaigns as planning support and aid to identification.

Several studies have already shown that there is a general correlation between the area of a colony covered by guano and the number of breeding pairs (Schwaller et al. 2013; Lynch and Schwaller, 2014; Lynch and LaRue, 2014). Mustafa et al (2017) noted that the ratio of guano area to the number of breeding pairs changes over the season, especially at the beginning and the end of the breeding season. In the beginning the guano cover increases with the number of occupied nests. At the end of the incubation/ breeding season, however, the guano at the nests weathers after the chicks leave to gather at the beach, where new surfaces/layers of guano start to form.

In order to reliably derive the population size from the guano extent, we investigated the change in time dependence on the course of the breeding season (breeding phenology) using the GEOBIA classified high-resolution UAV and satellite images (see above) and compared this with the temporal sequence of the breeding phenology. The breeding phenology was determined in the seasons 2014/15 to 2017/18 for Adélie and Gentoo penguins on Ardley Island by regular nest controls.

Classification results show that the area of fresh guano increases sharply at the beginning of the season (late October/early November) until it reaches a plateau in mid-November where no major changes take place. This plateau phase lasts until the end of December. It is noteworthy that in both seasons a local maximum is visible at the end of the plateau phase, shortly before the guano areas decrease again. The subsequent phase of the decrease of the guano area continues until the beginning of February.

The relative temporal sequence of breeding phenology data (e.g. peak-of-Egg-laying) proved to be quite constant for both species. The absolute date of these events, on the other hand, was very flexible in the different seasons, at least for Gentoo penguins, and was obviously adapted to the weather (snow conditions). Adélie penguins showed only little flexibility here. An influence of the topography on the breeding phenology could not be determined.

During the investigations on the seasonal development of the guano area and the breeding phenology, evidence was found on the relationship between the two parameters. Thus, the maximum extent is found in each case in the brood-phase, after the egg laying took place with most breeding pairs, and decreases significantly after the first crèches begin to form. For example, the shift in the breeding phenology of Gentoo penguins in the 2016/17 season is also reflected in the measurement of the guano area, as the maximum guano extent was reached about twelve days earlier this year than in the following season.

The direct relationship between guano area and breeding phenology could in the future enable the integration of this method for the determination of breeding pair numbers using remote sensing data. However, this requires an optimization of this method.

Since the chronological sequence of breeding phases and breeding events is constant between seasons (and there is only a shift in the entire breeding process), it is possible to determine the total number of breeding pairs for each season from the measurement of the guano area.

A further prerequisite for this is the determination of the absolute date of the breeding phenology events, for example through nest controls in the respective colonies. These data are to a certain extent transferable in the case of geographically nearby penguin colonies of the same species. One possibility here is the use of stationary cameras.

Selection of potential monitoring areas and collection of basic data

The areas investigated in the project were selected so that they could be used for regional monitoring programmes or as reference areas for Antarctic-wide monitoring. The reasons for this selection are the species composition and size of the respective penguin colonies, the logistical accessibility and the existence of historical data.

Long data series are available for the Ardley Island site and it is very well developed logistically for Antarctic conditions. Several research stations are located near the colony and the nearby Fildes Peninsula is a logistical hub for Antarctic air and sea traffic. The penguin colony is a breeding site for all three species of the genus *Pygoscelis*. During the project, a number of high-resolution satellite images were acquired and UAV surveys and ground mapping were carried out. Detailed data on breeding phenology are available for several years. A set of Ground Control Points (GCP) was measured for more precise positioning of remote sensing data. Four stationary cameras display sections of the colony all year round.

Significantly fewer data are available for the Drake Passage site. However, the use of fixed-wing UAVs from the logistically well-equipped Fildes Peninsula will enable regular monitoring with comparatively little effort in the future. The area enables the observation of a relatively large population of Chinstrap penguins, whose colonies are often difficult to access, so there is a great need for data. At the same time, it consists of colonies of very different sizes, in which different development trends may become visible.

Deception Island is also a breeding area for Chinstrap penguins with partly very large colonies. The existence of two research stations within walking distance of the colony Vapor Col is logistically advantageous. This colony has been researched since the 1990s. The use of UAVs now makes it possible to regularly map the other colonies on the island with reasonable effort.

In the colony of Narebski Point, Gentoo and Chinstrap penguins breed. Logistically, this site is accessible through a nearby Korean research station. Korean scientists have been carrying out monitoring for several years, which has recently been standardised within the framework of the CCAMLR Ecological Monitoring Program (CEMP).

All these colonies are located on islands belonging to the South Shetland Islands. This site therefore already contains several support points, at which satellite data can be referenced - the so-called ground check. Since the ranges of the three species of the genus *Pygoscelis* overlap here, it is ideally suited for regional monitoring.

Contributions to the further development of Antarctic-wide monitoring approaches

Within the framework of this study, methods were (further) developed and data inventories for the potential monitoring areas created.

The core of the method inventory now available consists of the remote sensing methods described above. Often, however, the general conditions also decide the possible application of a method.

Little is known about the impact of UAV flights on the Antarctic environment. Subsequently to Rümmler et al. (2016), Mustafa et al. (2017) we therefore investigated the reactions of penguins to UAV overflights at different flight altitudes and patterns. In particular, behavioural changes were investigated, but also physiological parameters such as heart beat rates or the levels of stress hormones in the blood were measured. In general, it can be concluded from the present state of knowledge that, from the point of view of avoidance of disturbances, an overflight height of 70-100 m for *Pygoscelis* penguins can be assumed to be adequate.

The CCAMLR Ecological Monitoring Program (CEMP) can be used for the organizational integration of a potential monitoring programme. In this structure, various ecosystem parameters have been observed in a standardised way since 1989 in order to monitor the reactions of ecosystems to the commercial exploitation of Antarctic krill and fish resources. The range of methods is constantly adapted to the current state of knowledge - and remote sensing methods are increasingly being integrated. Based on the findings of these and previous studies (Mustafa et al. 2012; Mustafa et al. 2017) and the terrestrial monitoring work of the Institute for Ecology and Evolution of the Friedrich Schiller University Jena, which has been ongoing for 40 years, a joint concept for the establishment and maintenance of a CCAMLR CEMP site in the Fildes Peninsula/Ardley Island area was developed. Remote sensing methods based on UAV and satellite images are an important part of this concept. The methods developed in the aforementioned studies, interlinked with classical terrestrial methods, enable efficient and wide-ranging monitoring of the area with simultaneously high data quality.

One of the new methods currently being developed for the monitoring of penguins is the use of stationary cameras, which allow the animals to be observed throughout the year at high temporal frequency even without human presence. The data can be used, for example, to determine the relationship between individuals and nests (see above) or to derive breeding phenology parameters. As part of a CCAMLR project, about 50 stationary cameras to observe penguin colonies have been installed in Antarctica so far. In order to increase the knowledge about the spatial distribution of phenological data of penguin populations, however, there is still a need to expand this network. Therefore, the four stationary cameras operated on Ardley Island since 2016/17 within the scope of this study were left on site. We make the processed data available to CCAMLR. Employees of the Institute for Ecology and Evolution at the University of Jena help with on-site maintenance.

Various platforms were used to communicate the methods developed and to exchange information with colleagues from other working groups, including international conferences, publications in scientific journals, the establishment and design of the SCAR Action Group "Development of a satellite-based, Antarctic-wide, remote sensing approach to monitor bird and

animal populations", the design of international workshops, and consulting activities for the Ukrainian Antarctic Research Centre on UAV-based monitoring methods.

In addition to the data already evaluated here, a number of data sets were created in the course of the project which will be available to a possible future monitoring project or will be used in the further development of methods. This applies to both remote sensing data (acquired satellite images, UAV mosaics from our own flights) and ground control data collected in the field.

The web-based platform "Mapping Application for Penguin Populations and Projected Dynamics" (MAPPPD; Humphries et al. 2017) is suitable for inventorying and maintaining Antarctic-wide monitoring data for penguin colonies. It essentially provides population and location data for the four most common penguin species on the continent. It will serve as a central platform for data on the distribution and frequency of penguin species and as a tool for research on their current population size and distribution.

Conclusion and outlook

Based on the results of the pilot study (Mustafa et al. 2012) and the preceding project (Mustafa et al. 2017), the previous knowledge on methods for the detection and monitoring of colonies of rock-breeding penguins in Antarctica could be manifested, a number of new findings could be gained and new methods tested and developed. It is now possible to detect changes in the spatial distribution of this group of organisms at high temporal resolution. The results obtained not only allow us to monitor the development of these species, but also to draw conclusions about the state of the Antarctic/South Ocean ecosystem on the basis of their importance as indicators. The technical requirements for a supraregional monitoring of Antarctic penguins are thus largely met. However, implementation requires a corresponding long-term monitoring programme, which also provides the necessary structural framework. The already well-established CCAMLR Ecosystem Monitoring Program (CEMP) could provide such a framework.

1 Einleitung

Pinguine sind nicht nur die bekannteste und populärste taxonomische Gruppe der antarktischen Tierwelt, sie stellen auch den mit Abstand größten Teil der durch Vögel in der Antarktis ausgemachten Biomasse (vgl. Everson 1977). Dementsprechend hoch ist ihre Bedeutung für das Nahrungsnetz des Südozeans. Dies betrifft sowohl ihre Rolle als Prädatoren vorwiegend von Krill aber auch von Fisch und Tintenfisch als auch ihre Rolle als Nahrungsquelle für räuberische Vögel, Robben oder Orkas. Veränderungen in der Größe und Verteilung von Pinguinkolonien sind daher als bedeutende Anzeiger für Veränderungen im Ökosystem des Südozeans und der Antarktis zu werten. So verwendet die Kommission zur Erhaltung der lebenden Meeresschätze der Antarktis (Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources - CCAMLR) die verschiedenen antarktischen Pinguinarten als Indikatorarten für ihr Ökosystemmonitoringprogramm (CCAMLR Ecosystem Monitoring Program - CEMP). Neben ihrer wichtigen Rolle im Ökosystem kommt Pinguinen durch eine weitere Eigenschaft eine große Bedeutung als Indikator zu: Sie sind derzeit die einzige Organismengruppe in der Antarktis, die durch Satellitenfernerkundung sicher beobachtbar ist. Die Bedeutung der Fernerkundung ergibt sich vor dem Hintergrund der bereits punktuell beobachteten Bestandsveränderungen und Verschiebungen von Pinguinbrutplätzen im Zusammenhang mit dem globalen Klimawandel und der unterschiedlichen Verfügbarkeit von Nahrung. Ropert-Coudert et al. (2019) sehen die Hauptursachen für Veränderungen in den Pinguinpopulationen im Klimawandel und im Einfluss der marinen Fischerei auf das Nahrungsnetz. Aspekte dieser Zusammenhänge wurden bereits von einer Reihe von Studien herausgearbeitet, z.B. Trathan et al. (2006), Ducklow et al. (2007), McClintock et al. (2008), Grémillet und Boulinier (2012), Trivelpiece et al. (2011), Barbraud et al. (2012), Jenouvrier et al. (2013).

Um ein vollständiges Bild über die komplexen Veränderungen zu gewinnen, ist ein möglichst flächendeckendes Monitoring notwendig. Aufgrund der Vielzahl der Kolonien und der in der Regel schwierigen Zugänglichkeit können jedoch in-situ-Zählungen in Bezug auf die Größe der Brutpopulation stets nur Stichprobencharakter besitzen. Außerdem ist davon auszugehen, dass es eine nicht unbeträchtliche Anzahl bisher unbekannter Kolonien gibt. Ein weitestgehend vollständiges Monitoring erscheint daher nur auf der Basis von Fernerkundungsdaten möglich. Eine Machbarkeitsstudie (Mustafa et al. 2012) hat bereits die prinzipielle Umsetzbarkeit eines solchen Monitorings in seinen Möglichkeiten und Grenzen aufgezeigt sowie ein entsprechendes Monitoringprogramm skizziert. In der Folge dieser Untersuchung wurde im Juli 2012 während des XXXII SCAR Delegates' Meeting in Portland (USA) die "SCAR Action Group on Development of a satellite-based, Antarctic-wide, remote sensing approach to monitor bird and animal populations" initiiert. Diese Gruppe soll als Forum dienen, um sich auf internationaler Ebene über Methoden und Strukturen für ein fernerkundungsbasiertes Monitoring antarktischer Tierkolonien auszutauschen und unterstützend und das Thema auch außerhalb der Forscherebene zu vertreten. In einer ersten ausführlichen Studie (Mustafa et al. 2017) wurde eine Reihe von Methoden erarbeitet und weiterentwickelt. So wurden hoch- und mittelaufgelöste Aufnahmen der bis dato zur Verfügung stehenden Satellitenplattformen auf ihre Eignung hin analysiert, Pinguinkolonien mit Hilfe manueller oder pixelbasierter Verfahren auszuwerten. Dabei stellte sich neben einer grundsätzlich guten Eignung dieser Verfahren heraus, dass die witterungsbedingte (häufige Bewölkung) geringe Verfügbarkeit von Aufnahmen dieser Region die entscheidendste Limitierung ist. Weiterhin limitierend wirkt die festgestellte starke intrasaisonale Schwankung der guanobedeckten Fläche, die offenbar vor allem an den Verlauf der Brutphänologie gebunden ist. Einen erheblichen Einfluss auf das Klassifizierungsergebnis haben auch die Topographie und die Lithologie des Gebietes. Dies führt in der Praxis oft dazu, dass mit manuellen Verfahren Guano am zuverlässigsten zu detektieren

ist, was aber zu Lasten der Nachvollziehbarkeit und Objektivität des Klassifikationsergebnisses geht. Mit den verwendeten Methoden der manuellen und pixelbasierten Klassifikation konnten intersaisonale Veränderungen in der Brutpaarzahl von Pinguinen in der niederschlags- und schmelzwasserreichen Maritimen Antarktis im Vergleich zu Kontrolldaten von Bodenzählungen gut nachvollzogen werden. Dagegen zeigte sich das Signal für Kolonien in der kontinentalen Antarktis deutlich verzögert, da erhebliche Mengen an Altguano aus der Vorsaison das Klassifizierungsergebnis beeinflussen. Als zu diesem Zeitpunkt völlig neue technische Entwicklung wurde erstmalig der Einsatz von unbemannten Luftfahrzeugen (Unmanned Aerial Vehicles - UAV) für das Monitoring von Pinguinkolonien entwickelt. Diese neue Verfahrensweise bedeutet eine effiziente Methode, um bei geringer Störung der Tiere hochaufgelöste Daten zu erheben (Mustafa et al. 2018). Diese bieten gegenüber Satellitenaufnahmen zusätzlich die Möglichkeit, auch unter starker Bewölkung zu operieren. Dabei mussten eine Reihe grundsätzlicher Ansätze untersucht werden. Dazu gehört ein geeignetes Flugschema (z.B. Höhe, Geschwindigkeit, Geometrie, Kameraeinstellungen), die Wahl geeigneter Sensorik - es wurde mit Aufnahmen in verschiedenen Spektralbereichen (RGB, UV, NIR, Thermal) experimentiert - und die Entwicklung effizienter Prozessierungsmethoden, die trotz der enormen Datenmengen hochqualitative Ergebnisse gewährleisten. Gleichzeitig wurden erste Ansätze verfolgt, den Impact, den diese neue Technologie auf die untersuchten Pinguine hat, zu quantifizieren. Insgesamt stellte sich heraus, dass UAVs eine hervorragende Möglichkeit bieten, zwar nicht auf kontinentweiter Ebene, aber lokal insbesondere für das bisher schlecht untersuchte Segment der mittelgroßen bis großen Pinguinkolonien hochqualitative Daten zu erheben. Für die Interpretation sowohl von Satelliten- als auch von UAV-Aufnahmen stellte die Unterscheidung der verschiedenen Arten der Gattung *Pygoscelis* eine erhebliche Schwierigkeit dar. Es wurden Ansätze zur Unterscheidung des Reflexionsspektrums und des Habitus (nur UAV) verfolgt, jedoch ohne dabei eine operationell verwendbare Methode entwickeln zu können.

Diese Untersuchungen ergänzen sich mit den Forschungen anderer Wissenschaftler. So veröffentlichten Fretwell und Trathan (2009) und Fretwell et al. (2012) grundlegende Arbeiten zum satellitenbasierten Abbilden von Kaiserpinguinkolonien (*Aptenodytes forsteri*) während Lynch et al. (2012), Lynch und LaRue (2014) sowie Lynch und Schwaller (2014) Methoden zum Monitoring von Kolonien der felsbrütenden Arten der Gattung *Pygoscelis* entwickelten. Erste Ansätze zu den Möglichkeiten der Erkundung von Pinguinkolonien mit UAV zeigten unter anderem Goebel et al. (2015) und Zmarz et al. (2018). Borowicz et al. (2018) untersuchten Pinguinkolonien durch Kombination von Satelliten- und UAV-Daten.

Aufbauend auf den Erkenntnissen und Entwicklungen der genannten vorangegangenen Studie (Mustafa et al. 2017) und den Arbeiten anderer Gruppen verfolgt die aktuelle Studie folgende Zielstellungen:

- ▶ Untersuchung von neuen Technologien (z.B. Satellitenplattformen) hinsichtlich ihrer Eignung zur Detektion antarktischer Pinguinkolonien,
- ▶ Weiterentwicklung von Klassifikationsmethoden zur Analyse von Satelliten- und UAV-Aufnahmen mit dem Ziel einer höheren Ergebnisqualität sowie eines höheren Automatisierungs- und Operationalisierungsgrades,
- ▶ Weiterentwicklung eines Verfahrens zur Unterscheidung der verschiedenen Pinguinarten,
- ▶ Untersuchung intra- und intersaisonaler Variabilität in der Kolonieverbreitung und -besetzung und deren Detektierbarkeit sowie Entwicklung von Methoden, diese Information in die Erfassung von Kolonien einfließen zu lassen,

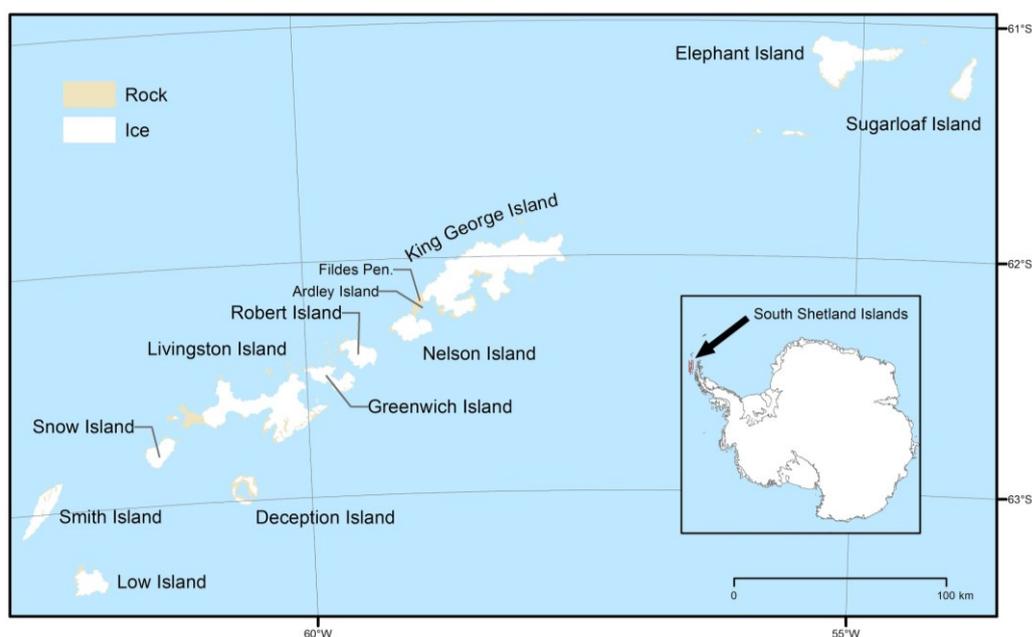
- ▶ Erfassung von Pinguinkolonien in ausgewählten Gebieten zur Fortschreibung bzw. Etablierung von geeigneten Monitoringgebieten, sowie
- ▶ Weiterentwicklung von antarktisweiten Ansätzen zum Monitoring von Pinguinkolonien in Zusammenarbeit mit dem Auftraggeber und internationalen Gremien.

2 Untersuchungsgebiete und untersuchte Arten

Alle Untersuchungsgebiete befinden sich auf den South Shetland Islands (SSI), die ca. 100 km nordwestlich der Antarktischen Halbinsel liegen (siehe Abbildung 1). Die Inselgruppe besteht aus elf Hauptinseln und mehreren kleineren Inseln, die überwiegend mit Gletschern bedeckt sind. Die SSI sind Teil der Maritimen Antarktis, die sich durch ein ozeanisch-gemildertes Klima mit relativ geringer Jahresamplitude der Lufttemperatur auszeichnet. Die Sommer sind feucht-kalt mit häufigen Niederschlägen (Nieselregen, Schneeregen, Nebel) und meist starker Bewölkung (Blümel 2015).

Die Untersuchungen dieses Projekts fokussierten sich auf die drei Pinguinarten der Gattung *Pygoscelis*: Adéliepinguin (*Pygoscelis adeliae*), Eselspinguin (*P. papua*) und Zügelpinguin (*P. antarctica*). Diese Arten brüten während des Südsommers auf eisfreien Gebieten der antarktischen Küsten und der subantarktischen Inseln. Für alle drei Arten gilt aktuell die IUCN-Gefährungskategorie "least concern" (Fraser 2016). Für Eselspinguine wird der Populationstrend als stabil angenommen (etwa 774.000 ausgewachsene Individuen), im Bereich der Antarktischen Halbinsel sind sogar steigende Populationszahlen registriert worden. Adéliepinguine, die noch vor wenigen Jahren als "near threatened" eingestuft wurden (BirdLife International 2015), gelten aufgrund aktueller Bestandszunahmen (Population heute 7.580.000 ausgewachsene Individuen) besonders in der Ostantarktis als ungefährdet. Modellberechnungen zufolge sollte dieser Bestandstrend jedoch kritisch beobachtet werden, da mit fortschreitendem Klimawandel mit erneuten Rückgängen gerechnet wird, insbesondere nördlich von 70°S. Zügelpinguine gelten aufgrund insgesamt stabiler Bestandszahlen (8.000.000 Individuen) aktuell als ungefährdet. Im südlichen Bereich der Verbreitung (Palmer-Archipel) wurde eine Zunahme der Bestandszahlen beobachtet, besonders im Gebiet der SSI hingegen wurden auch für diese Art erhebliche Bestandsrückgänge registriert (Barbosa et al. 2012; Naveen et al. 2012; Sander et al. 2007b, 2007a; Trivelpiece et al. 2011; Woehler et al. 2001).

Abbildung 1: Übersichtskarte der South Shetland Islands.



Eigene Darstellung - THINK

2.1 King George Island und Nelson Island

King George Island (KGI) ist die größte Insel der SSI, auf der sich auch das größte zusammenhängende eisfreie Gebiet, die Fildes Peninsula, befindet (siehe Abbildung 2). Die Untersuchungsgebiete Ardley Island und Narebski Point befinden sich im südlichen Teil der Halbinsel, in der auch die russische Station Bellingshausen und die koreanische Station King Sejong liegt.

Abbildung 2: Lage der Untersuchungsgebiete auf KGI und Nelson Island.

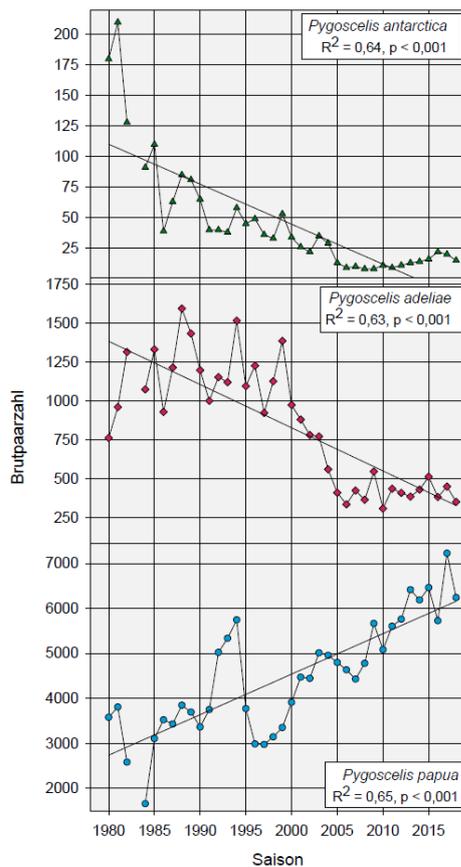


Eigene Darstellung - THINK

2.1.1 Ardley Island

Ardley Island liegt in der Maxwell Bay, etwa 400 m vor King George Island (KGI), South Shetland Islands (SSI) und 1,5 km südlich der russischen Station Bellingshausen. Ardley Island ist eine Gezeiteninsel, welche bei Ebbe über einen Tombolo (Kiesstreifen) mit der Fildes Halbinsel verbunden ist (Briggs und Smithson 1986). Auf der Ostseite der ca. 1,2 km² großen Insel befindet sich eine bedeutende Eselspinguinkolonie, in der aber auch Adélie- und Zügelpinguine brüten. Die Koloniegröße und die Artenzusammensetzung werden seit Ende der 1970er Jahren untersucht (Braun et al. 2017; Peter et al. 1988, 2008, 2013) und unterliegen im Ergebnis starken Veränderungen (siehe Abbildung 3). Im Gegensatz zu den umgebenden eisfreien Gebieten ist die Insel fast vollständig mit Moosen und Flechten bewachsen. Auch gibt es dort größere Vorkommen der Antarktischen Schmiele (*Deschampsia antarctica*) (Braun et al. 2017; Gerighausen et al. 2003). Ein Großteil der Insel hat als ASPA Nr. 150 Schutzgebietsstatus (ATS 2009).

Abbildung 3: Veränderung der Brutpaarzahlen der drei Arten der Gattung *Pygoscelis* auf Ardley Island.



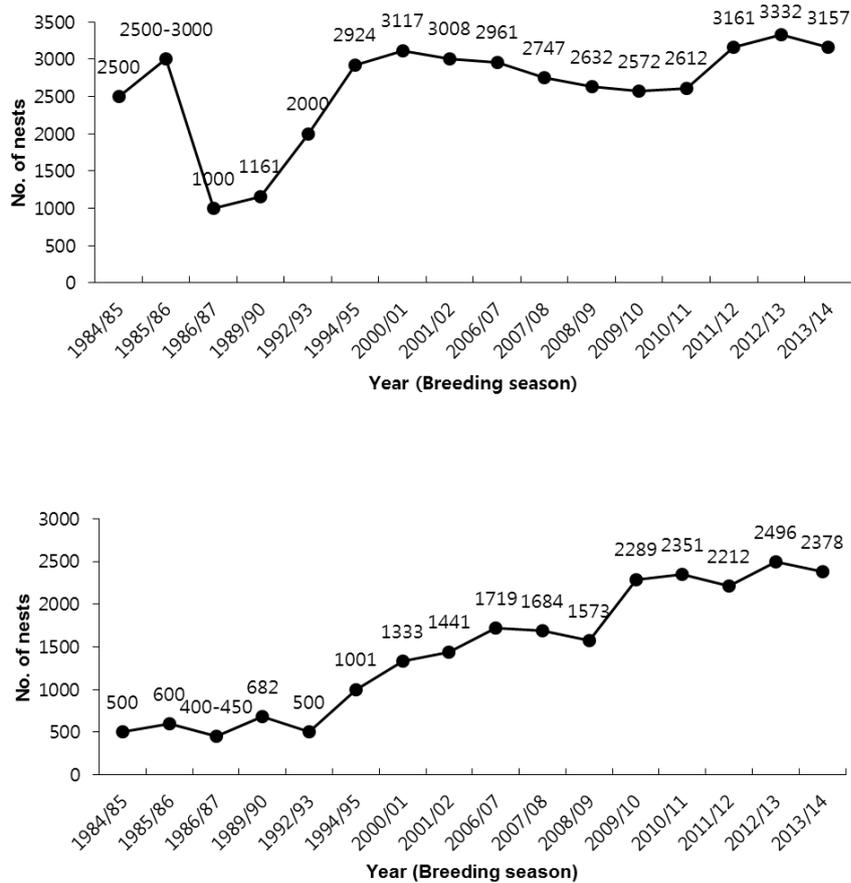
Quelle: Braun et al. (in Vorb.)

2.1.2 Narebski Point

Narebski Point ist eine Landspitze im westlichen Teil der Barton Peninsula auf KGI, etwa 2 km südlich der koreanischen King Sejong Station (siehe Abbildung 2). Im westlichen Teil der Landspitze befindet sich eine Pinguinkolonie, in der Esels- und Zügelpinguine brüten und die Teil des ASPA Nr. 171 ist. Die Kolonie wird regelmäßig durch Wissenschaftler des KOPRI kartiert und die Anzahl der Brutpaare bestimmt. Wie auf Ardley Island gab es auch hier eine deutliche Zunahme der Eselspinguinbrutpaare seit den 1980er Jahren, hingegen ist die Brutpaarzahl der Zügelpinguine relativ konstant geblieben (siehe Abbildung 4).

Seit 2017 ist die Narebski Point Kolonie Bestandteil des CCAMLR Ecosystem Monitoring Program (CEMP).

Abbildung 4: Veränderung der Brutpaarzahlen von *P. antarctica* (oben) und *P. papua* (unten) auf Narebski Point.



Quelle: verändert nach ATS (2014)

2.1.3 Duthoit Point

Duthoit Point ist eine etwa 2,7 km² große eisfreie Landspitze, welche an der äußersten Ostspitze von Nelson Island liegt. In dem Gebiet befindet sich die drittgrößte Eselspinguinkolonie der Maxwell Bay mit etwa 1.800 Brutpaaren. Zudem befinden sich dort auch größere Kolonien von Blauaugenscharben (*Phalacrocorax atriceps*), Buntfußsturmschwalben (*Oceanites oceanicus*) und Südlichen Riesensturmvögeln (*Macronectes giganteus*) (Braun et al. 2017). Aufgrund seiner relativ abgelegenen Lage innerhalb der Maxwell Bay gab es bisher erst vier Schätzungen der Pinguin-Populationsgröße (siehe Tabelle 1). Diese wiederum zeigen relativ konstante Brutpaarzahlen seit der Saison 1986/87.

Tabelle 1: Brutpaarzahlen der Eselspinguinkolonie auf Duthoit Point.

Saison	Eselspinguine PB
1985/86	ca. 5.000 (Rauschert et al. 1987)
1986/87	1.700 (Mönke und Bick 1988)
1993/94	1.828 (Coria et al. 1995)
2012/13	Ca. 1.800 (Braun et al. 2017)

2.1.4 Drake-Passage

Die Südwestküste von KGI und die Nordwestküste von Nelson Island sind geprägt von hunderten von kleinen Inseln, die nur schwer zugänglich sind. Das Untersuchungsgebiet Drake-Passage gehört zum südlichen Ende der gleichnamigen Meeresstraße und erstreckt sich auf den Küstenabschnitt, der zwischen Smilets Point im Süden und Sygit Point im Norden liegt (siehe Abbildung 2). Auf diesen Inseln befinden sich mehrere große Zügelpinguinkolonien sowie mehrere Brutplätze von Blauaugenscharben. Aufgrund der schlechten Erreichbarkeit (langer Anfahrtsweg mit dem Schlauchboot durch starke Strömungen und viele Untiefen) liegen die letzten vollständigen Zählungen der Pinguinkolonien im Untersuchungsgebiet mehr als 25 Jahre zurück (Erfurt und Grimm 1990; Jablonski 1984; Shuford und Spear 1988). Die kleinen Kolonien auf der Fildes Peninsula hingegen werden regelmäßig durch die Forschungsgruppe der Universität Jena (Braun et al. 2017; Peter et al. 2013) untersucht.

2.2 Deception Island

Deception Island ist die südlichste in dieser Studie untersuchte Insel der SSI. Ihre prägnante Hufeisenform ist auf ihren vulkanischen Ursprung zurückzuführen. Auch heute noch ist vulkanische Aktivität messbar. Auf der Insel befinden sich zwei Forschungsstationen (Spanien und Argentinien), die jedoch im Unterschied zu den ganzjährig betriebenen Stationen auf KGI nur im Sommer besetzt sind. Entlang der äußeren Küstenlinie der Insel finden sich acht Brutkolonien von Zügelpinguinen mit insgesamt etwa 80.000 Brutpaaren. In Einzelfällen wurden auch Bruten von Goldschopfpinguinen nachgewiesen (Croxall und Kirkwood 1979). Fünf der acht Kolonien wurden in der vorliegenden Arbeit untersucht (siehe Abbildung 5). Dabei sind die Kolonien Baily Head, Vapour Col und Punta de Entrada zu Fuß erreichbar, während die Kolonien Punta de la Atrevida und Punta de Entrada Sud nur vom Wasser aus zugänglich sind.

Abbildung 5: Untersuchte Pinguinkolonien auf Deception Island.



Eigene Darstellung - THINK

In der Kolonie Vapor Col im Südwesten der Insel brüten etwa 20.000 BP Zügelpinguine (Naveen et al. 2012). In den letzten 20 Jahren wurde eine Abnahme der Brutpaarzahl um etwa 36% festgestellt (Barbosa et al. 2012). Die Zügelpinguinkolonie Baily Head ist mit etwa 50.000 BP

(Naveen et al. 2012) die größte der Insel, und auch die am häufigsten von Touristen besuchte. Auch hier wird eine Abnahme der Brutpaarzahlen angenommen (Naveen et al. 2012). An der südöstlichen Küste der Insel wurden außerdem noch drei weitere Zügelpinguinkolonien untersucht (Brutpaarzahlen nach Naveen et al. 2012): Punta de Entrada (= Entrance Point - 551 BP), Punta de Entrada Sud (=Entrance Point West - 852 BP), und Punta de la Atrevida (=South Point Northwest - 5.352 BP). Auch für diese Kolonien wird eine deutliche Abnahme der Brutpaarzahlen angenommen (Naveen et al. 2012).

3 Geeignete Fernerkundungsplattformen

Im Projekt wurden für die Beobachtungen sowohl bewährte Satellitenplattformen wie DigitalGlobe Constellation und Landsat-8 verwendet, als auch neue Satellitenprodukte auf ihre Eignung hin untersucht. Die Satelliten lassen sich dabei in hoch- und mittelauflösend untergliedern. Als hochauflösende Satelliten werden solche bezeichnet, die eine Ground Sampling Distance (GSD; \triangleq Bodenauflösung) von <1 m, als mittelauflösend solche, die eine GSD von 1 bis 30 m haben. Im Folgenden werden die im Projekt untersuchten Systeme vorgestellt, ihre Eignung für ein Monitoring eingeschätzt und ihre Vor- und Nachteile aufgeführt. Ein Vergleich der verschiedenen Plattformen ist in Tabelle 2 zu finden.

Tabelle 2: Basisparameter der im Projekt untersuchten Satellitenplattformen.

	Bodenauf- lösung [m/Pixel]	Spektralkanäle (visible- infrared) [Anzahl]	Wiederhol- rate auf KGI [Tage]	Satelliten in Konstellation [Anzahl]	Kosten Neuaufnahme [pro km ²]
DigitalGlobe Constellation	0,31 - 0,46	4 - 16	<1	3	27,50 - 29 \$
SkySat Constellation	0,72 - 0,86	4	<1	15	7 €
Landsat-8	15 - 30	7	2 - 7	1	kostenfrei
Sentinel-2 A&B	10 - 20	10	10	2	kostenfrei
PlanetScope Constellation	3,5 - 4	3-4	1	>120	1,2 €

3.1 Hochoflösende Satellitenplattformen

Aufgrund der geringen Schwadbreite von 13-16 km und der relativ hohen Kosten von 7-30 € pro km² für neue Aufnahmen eignen sich diese Satelliten eher für kleinräumige Untersuchungsgebiete. Die Wiederholrate der Konstellationen liegt bei unter einem Tag, was die Wahrscheinlichkeit für wolkenfreie Aufnahmen erhöht. Die Aufnahmen werden jedoch nur nach vorangegangener Bestellung eines Nutzers getätigt.

3.1.1 DigitalGlobe Konstellation

Die Firma DigitalGlobe (DG) hat aktuell drei hochoflösende Erdbeobachtungssatelliten (Worldview-2 und -3 sowie GeoEye-1) im Einsatz, die für die Detektion von Pinguinkolonien geeignet sind. Der 2016 gestartete Worldview-4-Satellit ist aufgrund eines Defektes Anfang 2019 momentan nicht im Betrieb. Die Aufnahmen haben aktuell die höchste Bodenauflösung und die höchste Anzahl an Spektralbändern aller verfügbaren hochoflösenden Satelliten. Die Kosten liegen mit mindestens 27,5 USD pro km² höher als bei SkySat. Von den Satelliten der DigitalGlobe-Konstellation liegt das größte Archiv an hochaufgelösten Aufnahmen aus der Antarktis im Vergleich zu anderen hochoflösenden Satellitenplattformen vor. Die Archivaufnahmen decken beispielsweise alle bekannten Adéliepinguinkolonien ab (Lynch und LaRue 2014).

Die Eignung dieser Satelliten wurde bereits von Mustafa et al. (2017) untersucht. Dabei wurde festgestellt, dass sich diese für die manuelle Detektion von Guanoflächen eignen. Aufnahmen

dieses Typs wurden erfolgreich von Lynch und LaRue (2014) zur Detektierung von Adéliepinguinkolonien in der gesamten Antarktis verwendet.

3.1.2 SkySat

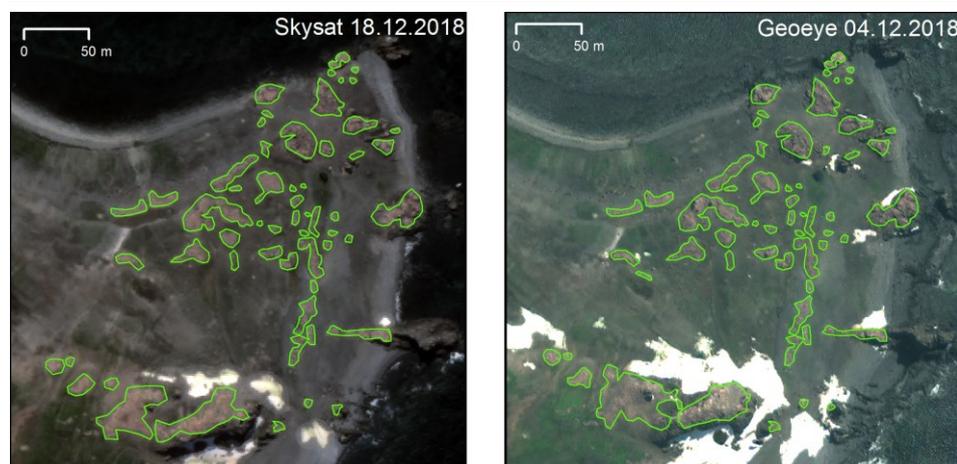
Aktuell befinden sich 15 SkySat-Erdbeobachtungssatelliten im Orbit, die von Planet Labs Inc. betrieben werden. Im Vergleich zur DigitalGlobe-Konstellation haben diese Satelliten eine geringere räumliche Auflösung, sind dafür aber auch deutlich preiswerter in der Anschaffung. Die spektrale Auflösung ist ebenso groß wie bei GeoEye-1. Archivdaten liegen für die Untersuchungsgebiete erst aus dem Jahr 2018 vor.

Da noch keine Erfahrungen über die Eignung der SkySat-Aufnahmen für die Pinguinkoloniedetektierung vorliegen, wurde dies anhand einer Aufnahme der Kolonie Ardley Island überprüft. Dazu wurden die Guanoflächen der Pinguinkolonie auf Ardley Island manuell in einer Skysat-Aufnahme vom 18.12.2018 und zum Vergleich in einer GeoEye-1-Aufnahme vom 04.12.2018 deliniert (= manuelle Abgrenzung von Klassen nach visueller Einschätzung des Bearbeiters; siehe Abbildung 6). Bei der Interpretation der Skysat-Aufnahme zeigte sich, dass die einzelnen Kacheln, aus denen das Satellitenbild zusammengesetzt ist, einen Versatz von bis zu 25 m aufweisen. Aus diesem Grund wurden die Kacheln mit ArcGIS zu einem neuen Mosaik ohne Versatz zusammengesetzt. Im Ergebnis des Vergleiches zeigte sich, dass anhand beider Aufnahmen sowohl eine ähnlich große Anzahl an Nestgruppen als auch eine ähnlich große Guanofläche bestimmt werden konnte (siehe Tabelle 3 und Abbildung 6). Daraus ergibt sich, dass die Skysat Aufnahmen trotz der 0,3 m größeren Bodenauflösung ebenso wie die DG-Aufnahmen für die manuelle Bestimmung der Guanoflächen geeignet sind, wenn der Versatz zwischen den einzelnen Bildkacheln korrigiert wird.

Tabelle 3: Vergleich der manuellen Guanoflächenbestimmung mit einer Skysat- und einer Geoeye-Aufnahme im Nordostteil von Ardley Island.

	Skysat	GeoEye1	Differenz
Guanofläche	9.320 m ²	9.672 m ²	3,7%
Nestgruppen	52	56	7,7%

Abbildung 6: Die manuelle Delinierung von Guanoflächen einer Skysat-Aufnahme mit 80 cm Bodenauflösung und einer Geoeye-Aufnahme mit 50 cm Bodenauflösung zeigen vergleichbare Ergebnisse.



Eigene Darstellung - THINK

3.2 Mittelauflösende Satellitenplattformen

3.2.1 Landsat-8 (OLI)

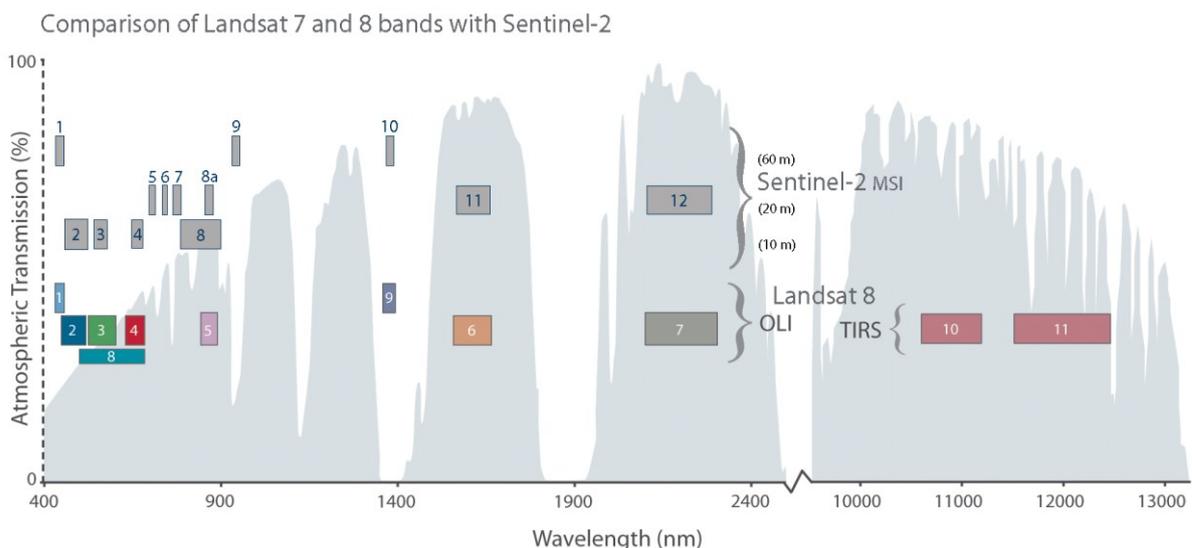
Der Landsat-8-OLI-Sensor besitzt von allen untersuchten Satelliten die größte Bodenauflösung. Im visuellen Spektralbereich wird eine Bodenauflösung von 15 m (nach spektralem Schärfen) und im NIR eine Bodenauflösung von 30 m erreicht. Die spektrale Auflösung ist hingegen mit acht Bändern relativ hoch. Die reale temporale Auflösung, also der Zeitraum zwischen zwei Aufnahmen, die den gleichen Punkt abdecken, beträgt bei den SSI im Durchschnitt 3,3 Tage. Es existiert ein umfangreiches Datenarchiv von Landsat-8 Aufnahmen für das Untersuchungsgebiet seit 2013. Die Aufnahmen werden kostenfrei vom USGS zur Verfügung gestellt und liegen flächendeckend für die gesamte Antarktis vor.

Landsat-8-Aufnahmen eignen sich zur automatischen Detektierung von Pinguinkolonien wie bereits von Mustafa et al. (2017) gezeigt wurde. Schwaller et al. (2013) zeigte zudem, dass mit ihnen Adéliepinguinkolonien der gesamten Antarktis ab einer Größe von 5.001 BP sicher detektiert werden.

3.2.2 Sentinel-2 (MSI)

Die Sentinel-2-Konstellation besteht aus zwei Satelliten, welche 2015 und 2017 gestartet sind. Diese besitzen eine räumliche Auflösung von 10 m für vier VNIR Bänder und 20 m für weitere sechs NIR und IR-Bänder (siehe Abbildung 7). Mit diesen zehn Spektralbändern besitzen die Sentinel-2 Aufnahmen die höchste spektrale Auflösung von allen im Projekt verwendeten Satellitenaufnahmen. Dass Sentinel-2 keinen Thermalsensor besitzt, ist aufgrund der geringen räumlichen Auflösung dieser Sensoren (100 m bei Landsat-8) für die Detektierung von Pinguinkolonien nicht relevant.

Abbildung 7: Vergleich der Spektralkanäle von Sentinel-2 (obere Reihe) mit dem OLI- und TIRS-Sensor von Landsat-8 (untere Reihe).



Quelle: verändert nach USGS (2019)

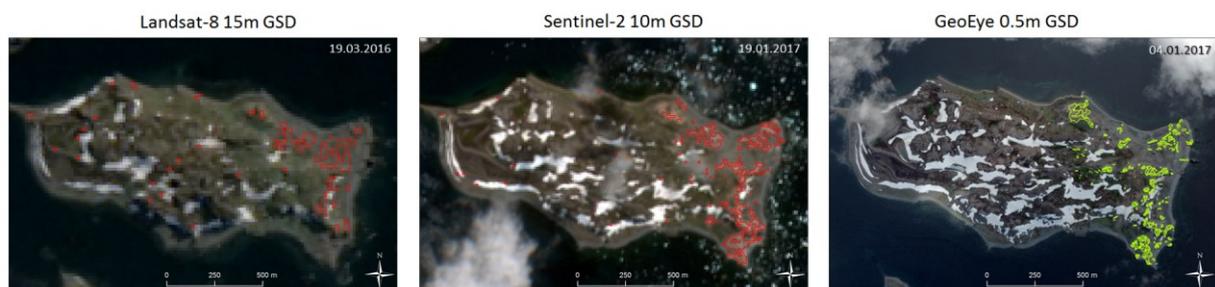
Ursprünglich waren von der ESA keine regelmäßigen Aufnahmen der Antarktis geplant. Auf Betreiben der SCAR Action Group 'Development of a satellite-based, Antarctic-wide, remote sensing approach to estimate bird and animal populations' hat sich SCAR 2016 bei der

Europäischen Raumfahrtagentur ESA für eine Ausweitung des Aufnahmebereiches über die Antarktis eingesetzt. Im Ergebnis erkannte die ESA den Bedarf an und sicherte zu, die Antarktis stärker in den Fokus der Sentinel-2-Mission zu stellen. Bereits in der Saison 2016/17 wurde der Küstenstreifen des antarktischen Kontinents bis zu einer Breite von 84°S abgebildet. Die temporale Auflösung der Aufnahmen beträgt zehn Tage. Die Archivdaten können kostenfrei bezogen werden und reichen bis ins Jahr 2015 zurück.

Zur Abschätzung der Eignung der Sentinel-2-Aufnahmen wurden eine Sentinel-2 und eine Landsat-8-Aufnahme der Fildes Peninsula nach Guanoflächen klassifiziert (Spectral Angle Mapper-Klassifizierung) und die Ergebnisse miteinander verglichen. Die Sentinel-2-Aufnahme hatte dabei eine Bodenauflösung von 10 m (die 20 m-Bänder wurden auf 10 m heruntergerechnet) und die Landsat-8 Aufnahme eine Bodenauflösung von 15 m (die 30 m Bänder wurden auf 15 m heruntergerechnet). Als Bodenkontrolldaten dienten die 16 Pinguinkolonien und deren Subkolonien (n = 28) des Untersuchungsgebiets Drake-Passage (Pfeifer et al. 2019) und die Kolonie auf Ardley Island.

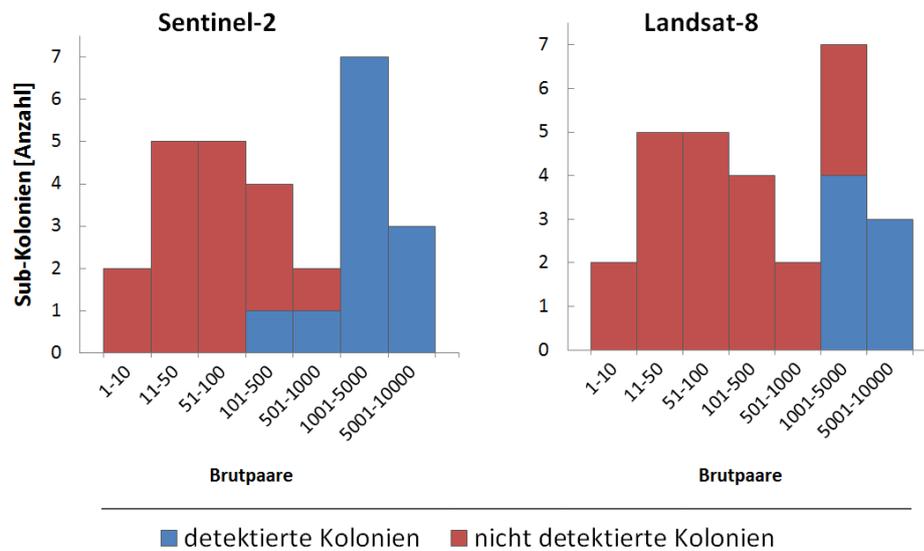
Im Ergebnis wurde festgestellt, dass es mit den Sentinel-2-Aufnahmen möglich ist, Pinguinkolonien zu detektieren. Im Vergleich zu den geringer aufgelösten Landsat-8-Aufnahmen konnte die stark fragmentierte Kolonie Ardley Island mit ihren getrennt voneinander liegenden Nestgruppen sicher detektiert werden (siehe Abbildung 8). Beim Vergleich der Anzahl der detektierten Subkolonien zeigte sich, dass mit Sentinel-2 alle Subkolonien ab einer Populationsgröße von >1.000 BP als solche sicher detektiert werden (siehe Abbildung 9). Mit Landsat-8 sind hingegen erst Subkolonien ab einer Populationsgröße von 5.001 BP im Untersuchungsgebiet sicher detektierbar. Die Ursache für diesen sehr deutlichen Unterschied muss nicht zwingend in der höheren räumlichen Auflösung der Sentinel-Aufnahmen liegen, sondern kann auch von den unterschiedlichen Aufnahmezeiten beider Aufnahmen herrühren. So wurde die Landsat-8-Aufnahme erst nach der Brutsaison im März aufgenommen, als ein Teil des Guanos möglicherweise schon erodiert war. Eine besser geeignetere Landsat-8-Aufnahme für das Untersuchungsgebiet existierte jedoch für diese Saison nicht.

Abbildung 8: Vergleich der Klassifikationsergebnisse (rote Polygone) für Pinguinguano einer Landsat-8-Aufnahme und einer Sentinel-2-Aufnahme von Ardley Island. Zum Vergleich wurde die Guanofläche in einer hochauflösten GeoEye-Aufnahme manuell deliniert (grüne Polygone).



Eigene Darstellung - THINK

Abbildung 9: Auf der Westseite von Fildes Peninsula und Nelson Island können mit Sentinel-2 mehr Sub-Kolonien detektiert werden als mit Landsat-8.



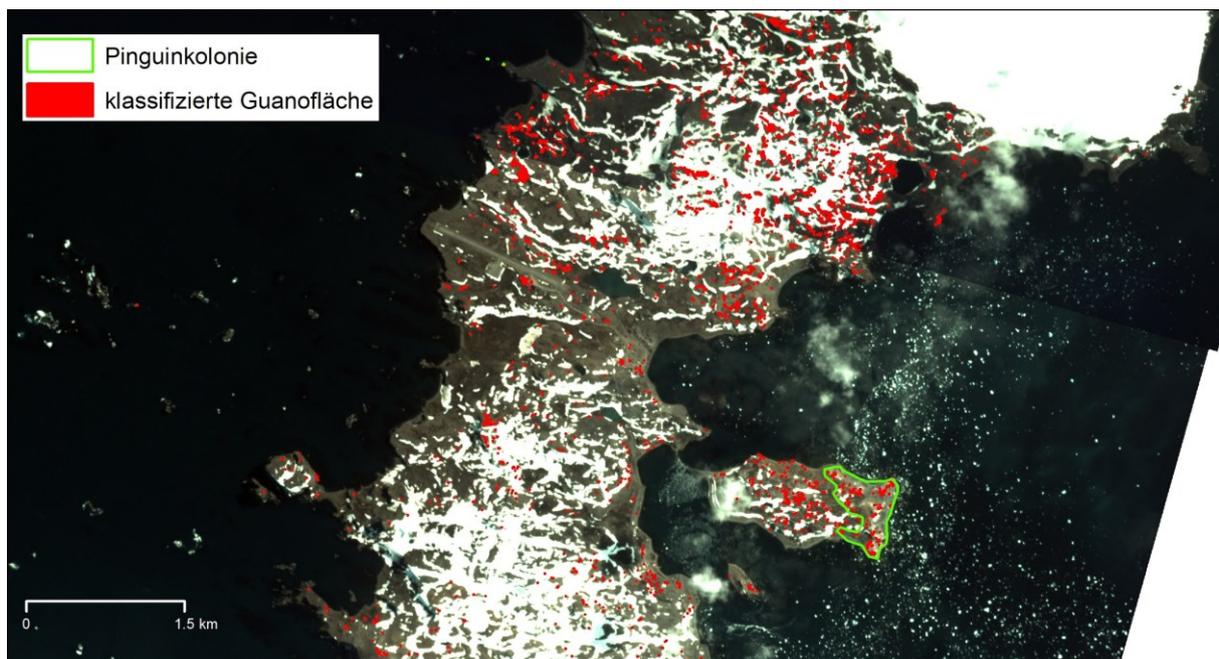
Eigene Darstellung - THINK

3.2.3 Planetscope

Die Planetscope-Konstellation besteht aus einer Serie von mehr als 120 Mini-Satelliten (10×10×30 cm). Deren Sensoren bilden die Erdoberfläche mit einer Bodenauflösung von 3,5 – 4 m ab. Die spektrale Auflösung variiert je nach Typ zwischen drei (RGB) und vier (RGB+NIR) Bändern. Aufgrund der großen Zahl von Satelliten kann eine temporale Auflösung von einem Tag erreicht werden. Archivdaten liegen nicht flächendeckend für die gesamte Antarktis vor; allerdings wurden die SSI in der Saison 2017/2018 komplett abgedeckt. Die Kosten für die Aufnahmen liegen bei 1,2 €/km² und sind damit deutlich günstiger als die für hochauflösten Satellitenaufnahmen.

Um die Eignung dieser Aufnahmen zu testen, wurde eine 4-Band Aufnahme vom 19.01.2017 der Untersuchungsgebiete auf KGI und Nelson Island mit der Modified Penguin Retrieval Method (MPRM, siehe Kapitel 4.1.2) klassifiziert. Im Ergebnis zeigte sich aber, dass zwar fast alle Guanoflächen korrekt klassifiziert wurden, aber auch große Gebiete auf der gesamten Fildes Peninsula mit ungedeckten Böden und Felsen, auf denen kein Guano lag (siehe Abbildung 10). Die Ursache hierfür liegt wahrscheinlich wie bei den hochauflösten Aufnahmen in der geringen spektralen Auflösung, die keine ausreichende Differenzierung zwischen Guano und den umliegenden Böden erlaubt. Eine manuelle Delinierung der Guanoflächen ist aber wie bei den hochauflösten Aufnahmen möglich.

Abbildung 10: Klassifikationsergebnisse für Pinguinguano einer PlanetScope-Aufnahme der Fildes Peninsula.



Eigene Darstellung - THINK

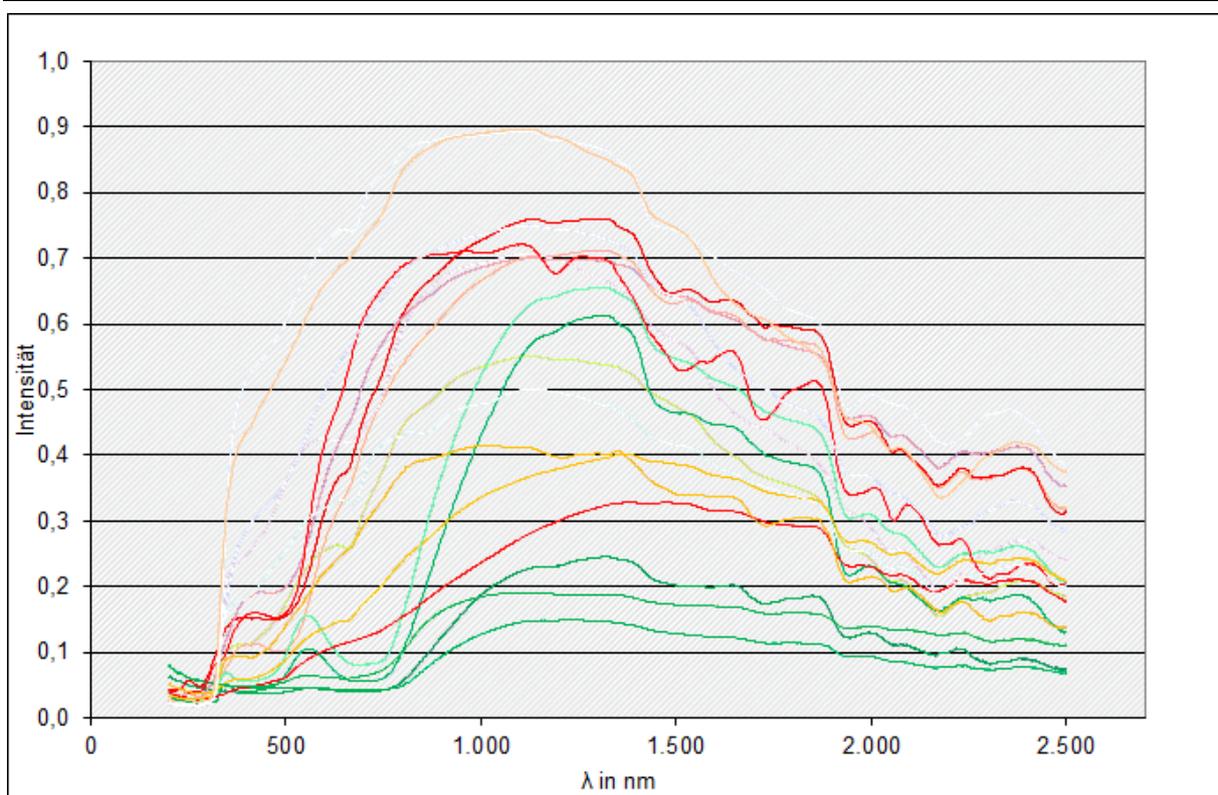
3.3 Hyperspektrale Satellitenplattformen

Da der Start des italienischen Hyperspektralsatelliten PRISMA erst am 21.03.2019 erfolgte und dieser voraussichtlich erst im Laufe des Jahres 2019 operationsbereit sein wird, stehen bisher auch weiterhin keine Hyperspektraldaten für Untersuchungen der Pinguinkolonien zur Verfügung. Der Start des deutschen Hyperspektralsatelliten EnMAP ist für 2020 geplant.

Um die großen Datenmengen künftiger Hyperspektralsatelliten (PRISMA, EnMAP) effektiv auswerten zu können, wurden von 18 Guanoproben hyperspektrale Profile angefertigt. Die Guanoproben stammen von unterschiedlichen Pinguinarten und wurden in der Saison 2016/17 auf Ardley Island gesammelt. Die Proben wurden in Eppendorf- Tubes® in gefrorenem Zustand transportiert und aufbewahrt. Die spektrale Analyse erfolgte in der Materialforschungs- und -prüfanstalt an der Bauhaus-Universität Weimar. Die Messungen im Wellenlängenbereich von 280 nm – 2.500 nm wurden mit einem Spektrometer Agilent Cary 5000 durchgeführt. Für die Bestimmung des gerichteten, halbräumlichen Spektrums wurde die zum Spektrometer zugehörige teflonbeschichtete Integrationskugel Diffuse Reflectance Accesories (DRA) 2500 verwendet. Als Referenz für die Messungen mit der DRA wurde der auf das Spektrometerzubehör abgestimmte Referenzkörper aus Teflon eingesetzt. Da die Öffnung der Integrationskugel senkrecht ist, konnten die Proben im Rohzustand nicht vermessen werden. Deshalb wurden sie auf Objektträger aufgetragen und bei 40°C getrocknet. Mit einem Spektrometer wurde von jeder Probe die Reflexion im Bereich von 200-2.500 nm gemessen. Ziel der Analyse war es, die spektrale Variabilität des Guanos zu erfassen, um eine Klassifizierung mit künftigen hyperspektralen Satellitendaten zu ermöglichen sowie bestenfalls Unterschiede im Reflexionsspektrum des Guanos verschiedener Pinguinarten zu erkennen. Abbildung 11 zeigt den Verlauf der Reflexionsintensität in den verschiedenen Wellenlängenbereichen, wobei die Linienfarbe entsprechend der visuellen Erscheinung der Proben gewählt wurde (4 x weiß, 1 x weiß-gelb, 2 x weiß-rot, 1 x weiß-grün, 3 x rot, 4 x grün, 1 x grün-gelb, 2 x orange). Dabei wird eine hohe Variabilität selbst innerhalb gleicher Farbklassen sichtbar. Es deutet sich jedoch an,

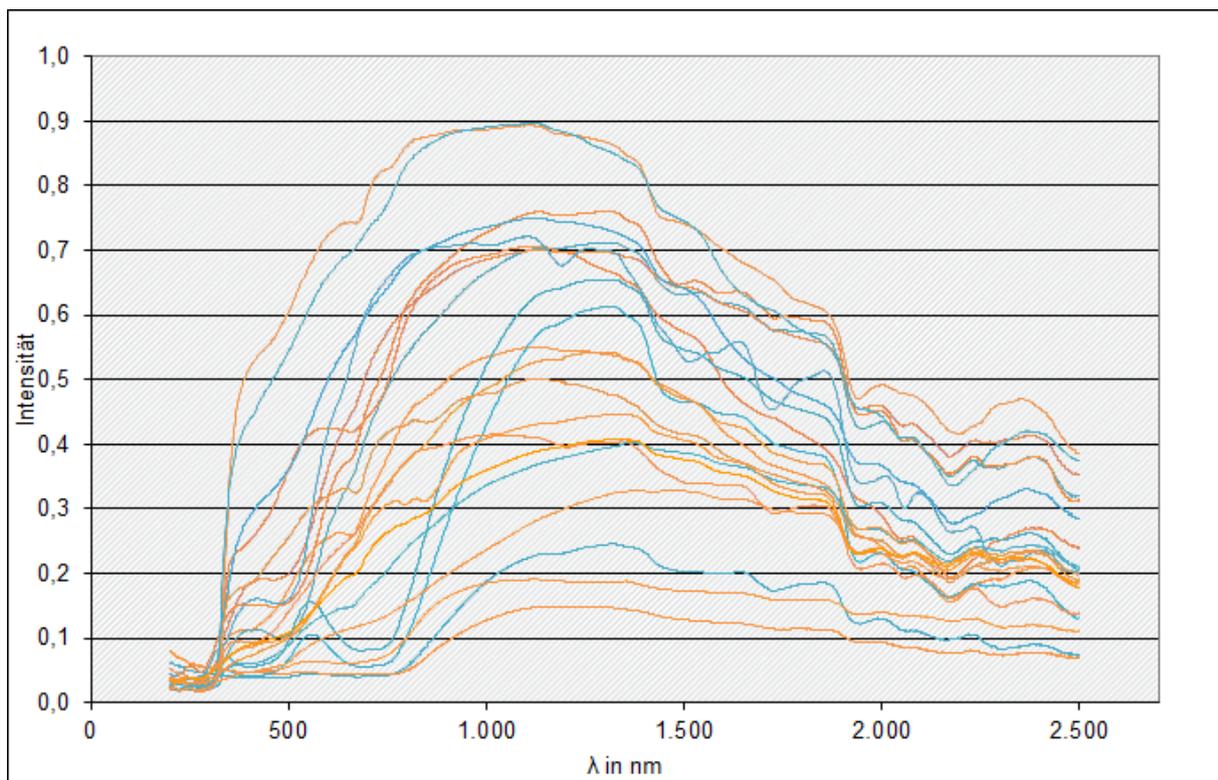
dass im Bereich zwischen 600 und 1.200 nm die größten Unterschiede zwischen Proben verschiedener visueller Farbklassen auftreten, insbesondere zwischen rot und grün erscheinenden Proben. Eine Zuordnung zu den beiden beprobten Arten (*P. papua*, *P. adeliae*) ist nicht erkenntlich (Abbildung 12). Es muss aber bemerkt werden, dass diese Proben nicht nach Repräsentativität für die jeweiligen Arten gesammelt wurden, sondern bewusst nach möglichst großer Verschiedenheit, um die Variabilität der möglichen Erscheinungsformen von Guano abzubilden. Eine Anwendung dieser Ergebnisse auf konkrete Aufnahmen der beprobten Lokalität ist aufgrund der mangelnden Verfügbarkeit hyperspektraler Satellitenbilder noch nicht möglich. Jedoch können die Messergebnisse als Initial einer spektralen Bibliothek betrachtet werden, die in Nutzung kommen kann, sobald die geplanten Hyperspektralplattformen operationell sind.

Abbildung 11: Reflexionsspektren verschiedener Guanoproben; die farbliche Darstellung entspricht der visuellen Erscheinung im sichtbaren Spektralbereich.



Eigene Darstellung - THINK

Abbildung 12: Reflexionsspektren verschiedener Guanoproben farblich nach Arten sortiert (orange - *P. papua*; blau - *P. adeliae*).



Eigene Darstellung - THINK

3.4 UAV/RPAS

Die Aufnahmen von Unmanned Aerial Vehicles (UAVs) oder Remotely Piloted Aircraft Systems (RPAS), auch Drohnen genannt, erreichen im Vergleich zu Satellitenaufnahmen eine sehr hohe räumliche Auflösung von unter 5 cm. Dies wird dadurch ermöglicht, dass die UAVs vergleichsweise niedrig über Grund fliegen. In der Praxis haben sich Flughöhen zwischen 50 und 100 m als am effizientesten für die im Projekt verwendeten UAV-Modelle erwiesen. Diese hohe Auflösung erlaubt es, im Gegensatz zu Satellitenaufnahmen, einzelne Individuen sicher zu erkennen, womit die Populationsgröße einer Kolonie ohne den Umweg über die Guanofläche bestimmt werden kann.

Die spektrale Auflösung hängt vom verwendeten Sensor ab. So sind Aufnahmen im visuellen Spektralbereich, ultravioletten, nah-infraroten und im Thermalbereich möglich (siehe Mustafa et al. 2017). Für dieses Projekt wurden die Pinguinkolonien nur im visuellen Spektralbereich (RGB) aufgenommen, da hier die einzelnen Pinguine am besten identifiziert werden können. Die temporale Auflösung kann mit UAVs höher als mit allen Satelliten-Plattformen sein. Zwar können diese nicht bei starkem Wind (>6 - 8 m/s) und starkem Regen fliegen, haben aber den großen Vorteil, sich auch unter niedrigen Wolken bewegen zu können. Dadurch war es beispielsweise möglich, wöchentlich die Kolonie Ardley Island zu befliegen. Wolkenfreie Satellitenaufnahmen konnten hingegen höchstens einmal im Monat akquiriert werden. Die Reichweite von UAVs hängt maßgeblich von der Art, wie der Auftrieb erzeugt wird (Starrflügler/Drehflügler) und dem verwendeten Antrieb (Elektro-/Verbrennungsmotor) ab. Die im Projekt verwendeten Multikopter (siehe Abbildung 13A, B) haben nur eine relative geringe Reichweite von 5 - 18 km pro Flug. Sie haben aber den Vorteil, überall starten und landen zu können. Mit dem elektrisch betriebenen Ninox-Starrflügler (Abbildung 13C) kann

hingegen eine Reichweite von bis zu 27 km pro Flug erreicht werden. So war es beispielsweise möglich, die etwa 10 km entfernte Kolonie Narebski Point von der Fildes Peninsula aus zu befliegen, wodurch eine längere, witterungskritische Bootsfahrt entfallen konnte. Die in ähnlicher Entfernung befliegenen Inseln des Gebiets Drake Passage wurden aufgrund gefährlicher Strömungsverhältnisse bisher nur äußerst selten oder gar nicht besucht. Noch größere Reichweiten (100 km) sind mit Starrflüglern mit Verbrennungsmotor, wie sie Korczak-Abshire et al. (2019) und Zmarz et al. (2018) eingesetzt haben, möglich. Solche Systeme sind jedoch mit deutlich höheren Kosten verbunden und erfordern einen erheblich größeren logistischen Aufwand. Eine Übersicht über technische Details zu den im Projekt verwendeten Drohnen findet sich in Tabelle 4.

Die Kosten für die in dieser Studie eingesetzten UAVs liegen bei etwa 1.000 - 5.000 €. Bemerkt werden sollte an dieser Stelle auch, dass seit der vorangegangenen Studie (Mustafa et al. 2017) auch relativ kleine UAVs eine deutliche technische Entwicklung erfahren haben. So sind Flug, Navigation und Planung erheblich einfacher, sicherer und leistungsfähiger geworden, was sich auch auf die Zahl der möglichen Flugtage und der erreichbaren Flugleistung positiv auswirkt.

Zusammenfassend wird festgestellt, dass sich UAVs sehr gut für ein Monitoring von Pinguinkolonien, die sich in der Nähe (bis ca. 10 km) von Forschungsstationen befinden, eignen.

Abbildung 13: Im Projekt verwendete UAVs. A: MK ARF Okto XL; B: Phantom 4 Pro; C: Ninox.



Eigene Darstellung – ThINK

Tabelle 4: Basisparameter der eingesetzten UAV.

Name	Ninox	Phantom 4 Pro	MK ARF Okto XL
Hersteller	Bormatec	DJI	HiSystems
Typ	Starrflügler	Multikopter (Drehflügler)	Multikopter (Drehflügler)
Anzahl der Rotoren	1	4	8
Gewicht [kg]	1	1,28	3,5
Größe [m]	1,00 x 0,64	0,29 x 0,29	0,73 x 0,73
Max. Flugzeit [min]	50	20	15
Fluggeschwindigkeit während Kartierung [m/s]	12	15	6
Lautstärke (5 m Entfernung)	60 dB	70 dB	70 dB

4 Methoden zur Analyse von Fernerkundungsaufnahmen

4.1 Klassifizierungsmethoden

4.1.1 GEOBIA

Herausforderungen bei der Klassifikation von Guanoflächen sind die Unregelmäßigkeit, Variation der Form und die Farbe des Guano. Je nach Feuchtigkeit, Untergrund und Art der Nahrung (z.B. erzeugt Krill eher pinkfarbenen Guano während Fisch eher weißen Kot zur Folge hat) kann der Guano sehr hell, rötlich braun oder dunkelbraun erscheinen. Diese Variabilität ist bei hochaufgelösten Aufnahmen besonders hoch, weshalb es bisher große Probleme gibt, diese automatisch zu detektieren. Daher entwickelten wir eine Methode, um die Klassifizierungsgenauigkeit solcher Daten zu erhöhen (Firla et al. 2019). Diese basiert auf einer objektorientierten Klassifizierung des Guanos mit der Software eCognition. Im Gegensatz zu pixelbasierten Klassifikationsmethoden (vgl. Mustafa et al. 2017), die jeden Pixel allein nach seinen spektralen Eigenschaften zuordnen, können bei der objektorientierten GEOgraphic-Object-Based Image Analysis (GEOBIA)-Methode zusätzlich auch Textur, Form und Kontextinformationen mit in die Klassifizierung einbezogen werden (Arvor et al. 2013). Um die Eignung dieser Klassifizierung für die Detektierung der Guanoflächen zu überprüfen, wurden zwei verschiedene GEOBIA-Methoden getestet. Zum einen wurde die Selektive-Methode verwendet, bei der für jede Aufnahme eigene spezielle Klassifikationsregeln aufgestellt wurden. Zum anderen wurde die Ruleset-Methode angewendet, bei der für alle Aufnahmen die gleichen Klassifikationsregeln gelten.

Als Datengrundlage dienen alle Satellitenaufnahmen der DigitalGlobe-Konstellation und alle UAV-Aufnahmen von Ardley Island aus den Saisons 2016/17 und 2017/18 (siehe Kapitel 6.2.2.1). Die Klassifikationen wurden nur auf frischem Guano angewendet, der im Gegensatz zum dunkleren, älteren Guano rötlich und relativ hell erscheint (siehe Abbildung 14).

Abbildung 14: Gegenüberstellung von frischem und altem Guano jeweils anhand von UAVs und Satellitenaufnahmen.



Eigene Darstellung - THINK

Die zu klassifizierenden Aufnahmen wurden zunächst auf Basis der spektralen Eigenschaften des Bildes segmentiert. Zur Segmentierung wurde das Multi-Resolution-Segmentation-Verfahren (MRS) verwendet, da dies nach Baatz und Schäpe (2010) für diesen Anwendungsfall am geeignetsten ist. Dabei werden iterativ Pixel auf Basis ihrer Homogenität zu Segmenten zusammengefasst. Anschließend können die Segmente auf Grundlage von spektralen Eigenschaften wie Textur, Form und Kontextinformationen verschiedenen Klassen zugeordnet werden. Dies geschah in drei Schritten:

1. Im ersten Schritt wurden Wasser und Land voneinander abgegrenzt.
2. Die Klasse Land wiederum wurde daraufhin erneut segmentiert. Dabei wurde Schnee und Boden voneinander getrennt.
3. Die Klasse Boden wurde letztendlich weiter in Guano und nicht-Guano unterteilt.

Zum Bestimmen der Qualität der Klassifizierungen wurden die Completeness, Correctness sowie die Quality (Mahmoudi et al. 2013) verwendet. Diese Werte bestimmen sich aus dem Vergleich des Klassifikationsergebnisses mit Referenzdaten z.B. aus einem Groundcheck oder einer anderen Klassifikation. In diesem Fall wurden als Referenz die Ergebnisse einer manuellen Delinierung verwendet. Bei der Completeness (auch Richtig-positiv-Rate) handelt es sich um einen Wert, der angibt, wieviel Prozent des vorhandenen Guanos richtig als Guano klassifiziert wurde. Bei der Correctness (auch positiver Vorhersagewert) handelt es sich um den Wert, der angibt, wieviel Prozent des klassifizierten Guanos wirklich Guano darstellt und die Quality hat schließlich das Ziel, Completeness und Correctness auszubalancieren. Im Idealfall steuern alle Werte gegen Eins, wenn keinerlei falsch klassifizierte Pixel vorliegen. Für die Bestimmung dieser Qualitätsmerkmale (1-3) werden die Werte richtig positiv (RP), falsch positiv (FP) und falsch negativ (FN) benötigt. Diese werden direkt aus der Beurteilung des maschinellen und manuellen Klassifikators abgeleitet (Konfusionsmatrix).

$$Completeness = \frac{TP}{TP+FN} \quad (1)$$

$$Correctness = \frac{TP}{TP+FP} \quad (2)$$

$$Quality = \frac{TP}{TP+FP+FN} \quad (3)$$

TP - true positive /richtig positiv (Pixel wurde richtigerweise der Klasse zugeordnet)

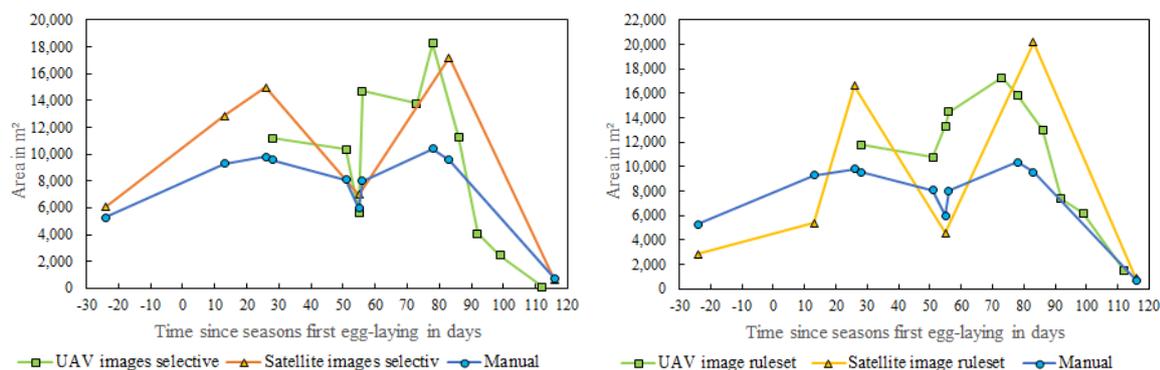
FP - false positive /falsch positiv (Pixel wurde fälschlicherweise der Klasse zugeordnet)

TN - true negative /richtig negativ (Pixel wurde richtigerweise der Klasse nicht zugeordnet)

FN - false negative /falsch negativ (Pixel wurde fälschlicherweise der Klasse nicht zugeordnet)

Die Selektive- und die Ruleset-Klassifikation zeigen durchgehend fast identische oder größere Guanoflächen im Vergleich zur manuellen Klassifikation. Dies ist gewollt, da versucht wurde, eine leichte Überklassifikation zu erreichen, um möglichst alle Guanoflächen zu erfassen. Beide Methoden zeigen einen ähnlichen Verlauf der klassifizierten Guanofläche über die Saison (siehe Abbildung 15). Die Unterschiede zwischen der Satelliten- und UAV-Aufnahme um den Tag 55 kann damit erklärt werden, dass beide zu unterschiedlichen Tageszeiten aufgenommen wurden. Während bei der Aufnahme des Satellitenbildes um 10:48 UTC-3h noch eine leichte Schneeschicht lag, war diese bereits bei der UAV-Befliegung um 14:51 UTC-3h geschmolzen.

Abbildung 15: Vergleich der Klassifikationsergebnisse für frischen Pinguinguano mit der Selektiven- und Ruleset-Methode für die Saison 2016/17.



Quelle: Firla et al. (2019)

Beim Vergleich der Qualität beider Methoden zeigt sich, dass die Selektive-Methode zwar leicht bessere Ergebnisse liefert als die Ruleset-Methode, die Unterschiede zwischen beiden aber relativ gering sind (siehe Tabelle 5). Insgesamt betrachtet ist die Qualität beider Klassifizierungen mit einer Quality von unter 0,4 aber relativ gering. Die Ursache hierfür liegt wahrscheinlich in der komplexen Struktur der Kolonie Ardley Island. Die Größe der Nestgruppen variiert von einem zu mehreren hundert Nestern; der Boden ist von Sand, Fels, Vegetation oder alten Guanoablagerungen bedeckt und die guanobedeckten Flächen variieren in Farbe und Helligkeit je nach Feuchtigkeit und Untergrund (siehe Abbildung). Dennoch ist die Gesamtqualität vergleichbar mit den Ergebnissen einer GEOBIA-Klassifikation die Witharana und Lynch (2016) für die Zügelpinguinkolonie Aitcho Island durchführten (Completeness = 0,5; Correctness = 0,3; Quality = 0,2). Dieses Untersuchungsgebiet lässt sich gut mit Ardley Island vergleichen, da die dortigen Nestgruppen ebenso verstreut sind und das Gebiet eine ebenso ausgeprägte Topografie hat. Letztendlich reicht die Qualität jedoch nicht für eine automatische Klassifikation mit einem festen Regelsatz für verschiedene Aufnahmen aus. Bei Kolonien mit weniger Relief und größeren, homogeneren Nestgruppen hingegen kann die Methode gute Ergebnisse liefern, wie Witharana und Lynch (2016) zeigten. Allerdings sind in solchen Kolonien auch mit den schon etablierten pixelbasierten Klassifikationen gute Ergebnisse erreichbar (siehe auch Mustafa et al. 2017).

Tabelle 5: Gegenüberstellung verschiedener Qualitätsparameter der untersuchten objektbasierten Klassifikationsmethoden.

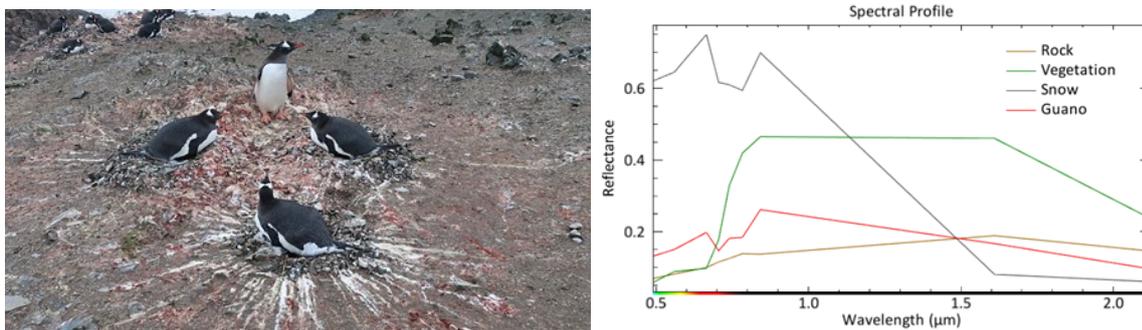
Saison	Methode	Completeness	Correctness	Quality
2016/17	Selektiv basiert	0,46	0,59	0,35
	Ruleset basiert	0,44	0,29	0,22
2017/18	Selektiv basiert	0,63	0,41	0,33
	Ruleset basiert	0,51	0,35	0,26

4.1.2 Modified Penguin Retrieval Method (MPRM)

Die im Folgenden vorgestellte und modifizierte Penguin Retrieval Method (PRM) (Schwaller 2013) ist ein pixelbasierter Klassifizierungsalgorithmus, der auf der Annahme basiert, dass sich die multispektrale Oberflächenreflexion des Pinguinguanos von anderen Oberflächentypen in der Antarktis anhand von spektralen Eigenschaften unterscheidet (Fretwell et al. 2015;

Schwaller et al. 1989) (Abbildung 16). Eines der Hauptziele der PRM ist es, die radiometrische Variabilität, die aus exogenen Quellen stammt, zu minimieren, da diese die spektrale Signatur des Guanos überlagern kann. Aus diesem Grund werden als Eingangsdaten Satellitendaten verwendet, die in Top-of-Atmosphäre (TOA) Reflexionswerte umgerechnet wurden. Dies bedeutet, dass Effekte der Gerätekalibrierung korrigiert und Unterschiede zwischen verschiedenen Szenen in der Sonnenhöhe, dem Azimut und der Sonnen-Erde-Entfernung normalisiert werden. Der Algorithmus führt auch eine sphärische Koordinatentransformation durch. Diese Transformation korrigiert Beleuchtungsunterschiede, die durch Relief (z.B. Verschattung der Sonne abgewandter Hänge) entstehen. Die komplexen physikalischen und mathematischen Hintergründe werden ausführlich in Schwaller et al. (2013) erläutert.

Abbildung 16: Nestgruppe mit Guanobedeckung (links) und Vergleich der spektralen Signatur von Guano und umliegenden Materialien (rechts).

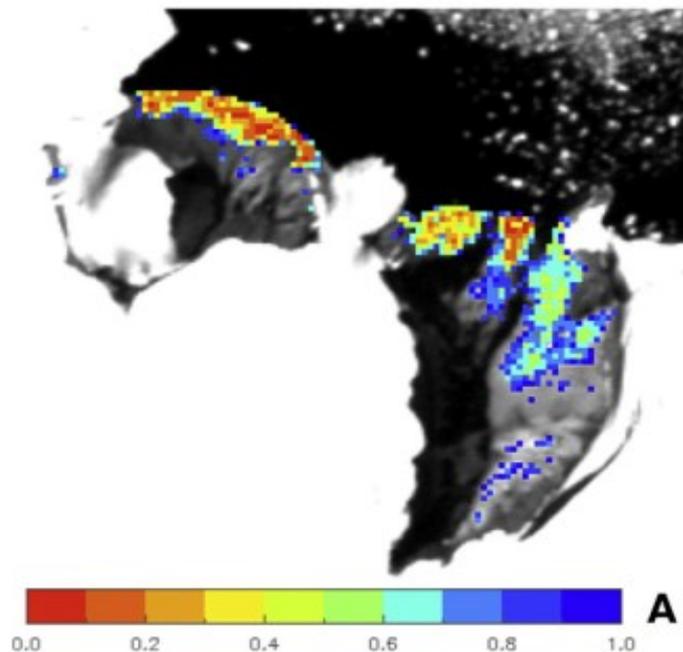


Eigene Darstellung - THINK

Schwaller et al. (2013) sowie Lynch und Schwaller (2014) wendeten diese Methode bereits bei einer Detektierung von Adéliepinguinkolonien in der Antarktis an. Diese Klassifizierung basiert auf einem Programmcode, der nur bei Landsat-Aufnahmen funktioniert (PRM). Um auch Sentinel-2-Aufnahmen verwenden zu können, wurde dieser nun so modifiziert, dass er auch auf andere Satellitenplattformen angewendet werden kann (MPRM). Dazu wurde der ursprünglich in der Datenanalysesoftware IDL geschriebene Code in die moderne Programmiersprache Go übersetzt und so angepasst, dass er mit beliebigen Eingangsdaten arbeiten kann. Ergänzt wurde der Programmcode um Open Source Erweiterungen (z. B. GDAL) zur Geodatenprozessierung.

Im ersten Schritt der Klassifizierung werden die Trainingsdaten festgelegt. Dazu wird die spektrale Signatur von möglichst vielen Pixeln gesucht, die reine Guanoflächen zeigen. Zusätzlich werden auch spektrale Signaturen von allen anderen Oberflächentypen gesammelt, die kein Guano zeigen (Meerwasser, Schnee, Boden, Vegetation). Anhand beider Signatursammlungen kann der Algorithmus eine Matrix erstellen, die den spektralen Raum definiert, in dem sich Guanopixel befinden. Anschließend kann jeder Pixel einer Aufnahme daraufhin überprüft werden, ob es die spektralen Eigenschaften von Guano teilt oder nicht. Diese Zuordnung erfolgt aber nicht durch einen simplen Schwellenwert, sondern durch Berechnung der Wahrscheinlichkeit (d-Wert), mit der ein Pixel zur Guanoklasse gehört (siehe Abbildung 17). Dies erlaubt eine sehr viel differenziertere Detektierung von Pinguinkolonien als mit herkömmlichen Klassifikationsmethoden.

Abbildung 17: Beispiel einer Kolonie (Cape Crozier), an der gut zu erkennen ist wie unterschiedlich die Wahrscheinlichkeiten sind, dass ein Pixel mit Guano bedeckt ist. Demnach stellen geringe Werte eine höhere Wahrscheinlichkeit der Guanobedeckung dar.



Quelle. Schwaller et al. (2013)

Da bei der PR-Methode jeder Pixel aufgrund seiner spektralen Eigenschaften klassifiziert wird, eignet sie sich am besten für Satellitenaufnahmen mit vielen spektralen Bändern, die einen möglichst großen spektralen Bereich abdecken. Von besonderer Bedeutung sind dabei Bereiche im kurzwelligen Infrarot (short wavelength infrared - SWIR) für die Detektion des Guanos, da dieser im Infrarotbereich (speziell im Bereich von 1,55-1,75 μm) eine besonders hohe Reflexion aufweist und sich damit von den meisten Gesteins- oder Vegetationsarten unterscheidet (Fretwell et al. 2015). Landsat-8- und Sentinel-2-Satelliten decken diesen Spektralbereich ab, nicht aber die im Projekt verwendeten hochauflösten Satellitenaufnahmen (siehe Kapitel 3.1). So kam es bei Test-Klassifizierungen von Pinguinkolonien mit der MPRM von spektral grob aufgelösten Satellitenaufnahmen, die nur den VNIR-Spektralbereich abdecken, zu erheblichen Fehlklassifizierungen. Eine automatisierte Detektierung von Pinguinkolonien mit diesen spektral grob aufgelösten Aufnahmen ist daher mit den hier getesteten Methoden nicht möglich. Dies bestätigt wiederum die Ergebnisse von Klassifizierungen mit anderen pixelbasierten Klassifikationen (z.B. Spectral Angle Mapper, SAM), die in Mustafa et al. (2017) getestet wurden.

Im Gegensatz dazu lieferten die Klassifizierungen von Sentinel-2-Aufnahmen zur Detektierung von Pinguinkolonien auf den SSI nur sehr wenig Fehlklassifizierungen (vgl. Kapitel 5). Dies deckt sich mit den Ergebnissen von Schwaller et al. (2013), der die gleiche Klassifizierungsmethode für Landsat-7-Aufnahmen verwendete.

4.1.3 Objekterkennung durch Deep Learning

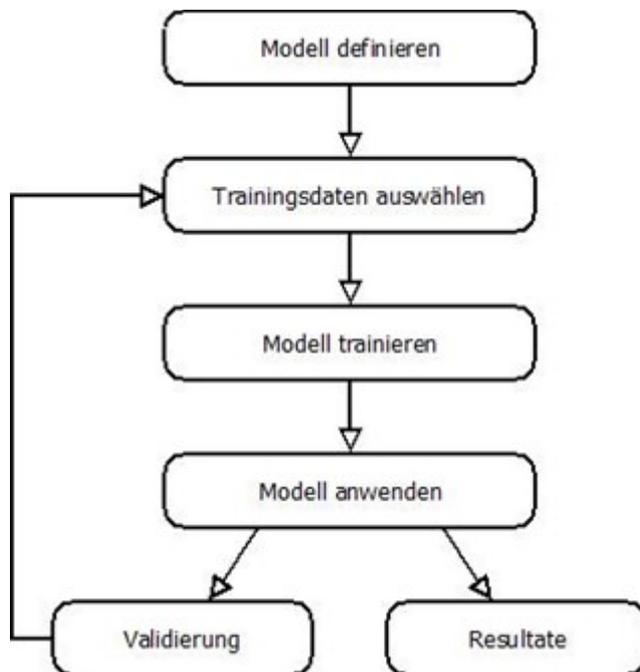
Mit Hilfe von UAV-Befliegungen lassen sich Orthomosaike von Koloniestandorten erstellen. Diese sind grundsätzlich zur Quantifizierung der Kolonien geeignet (Mustafa et al. 2017). Die bisherige Methode basiert aber auf manuellem Auszählen. Damit unterliegen die Ergebnisse

einer gewissen Subjektivität und erfordern einen enormen Zeitaufwand, zumindest für große Kolonien. Deshalb wurde im aktuellen Projekt ein auf Deep-Learning Algorithmen basierendes Werkzeug entwickelt, das eine Detektierung von Pinguinindividuen durch automatische Objekterkennung ermöglicht. Deep Learning ist ein Ansatz maschinellen Lernens, bei dem künstliche neuronale Netze mit einer Vielzahl von Zwischenlagen (hidden layers) auf ein bestimmtes Lernziel optimiert werden (Goodfellow et al. 2016). In diesem Fall ist das Lernziel die Erkennung von Zügelpinguin-Individuen.

4.1.3.1 Modelldefinition

Das Objekterkennungswerkzeug enthält im Kern ein Deep-Learning Modell (Abbildung 18). Dieses Modell ist ein binärer Klassifizierer, der auf Basis der Keras-Bibliothek (Chollet 2015) erstellt wurde und durch wiederholte Trainingszyklen mit Hilfe von positiven (Pinguine) und negativen (verschiedene Untergründe und Objekte, wie z.B. Fels, Schnee, Wasser) Beispielbildern auf das Erkennen von Zügelpinguinen trainiert wird.

Abbildung 18: Struktur des Deep-Learning Werkzeugs.

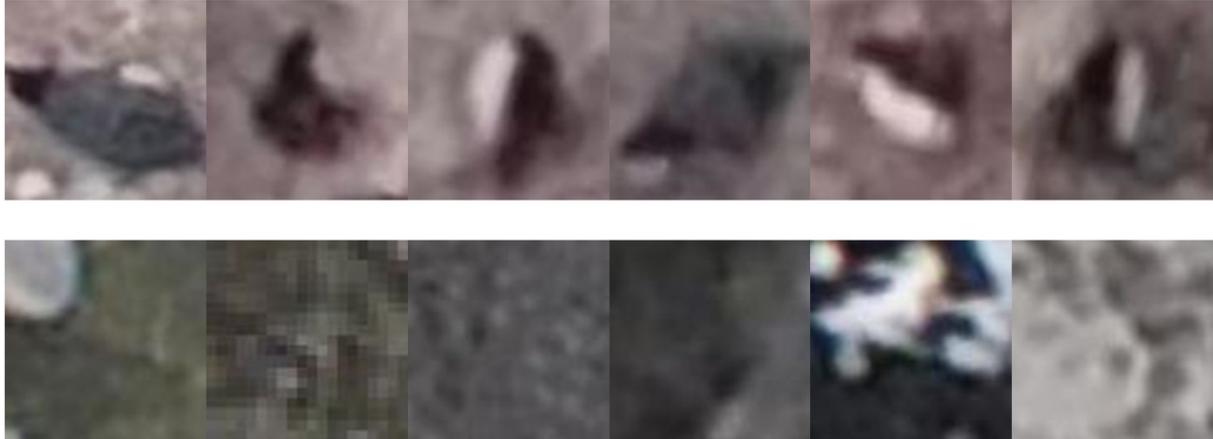


Eigene Darstellung - THINK

4.1.3.2 Auswahl und Erstellung der Trainingsdaten

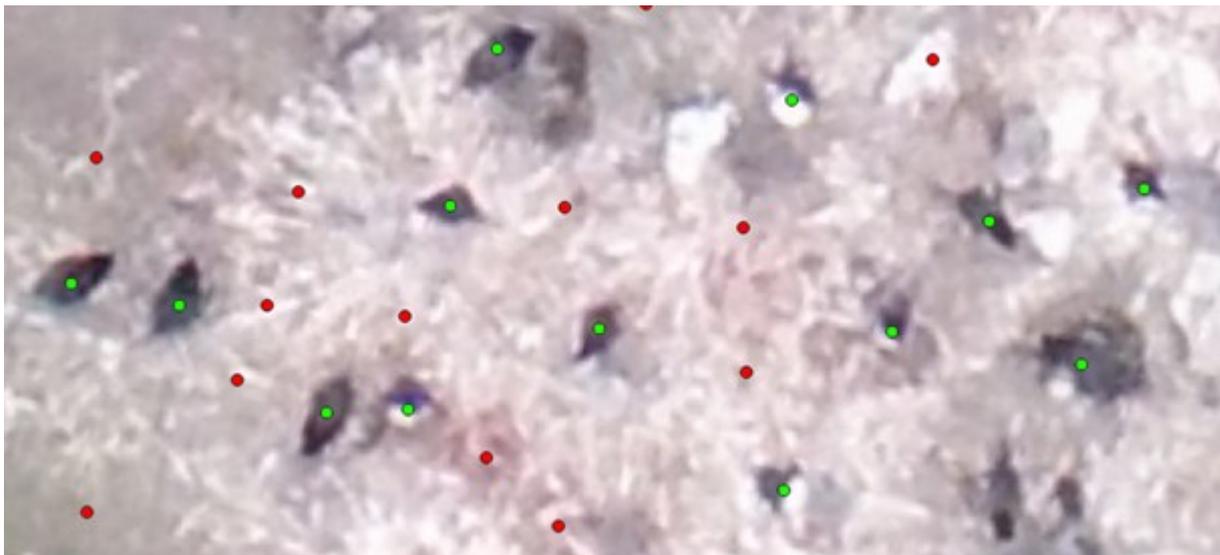
Zum Training des Modells wurden Bildausschnitte (80x80 pix) aus Orthomosaiken von drei verschiedenen Zügelpinguinkolonien (Martin Point, Vapor Col, Baily Head) ausgewählt (Abbildung 19). Die Positionen der Bildausschnitte wurden zuvor in den Mosaiken anhand ihrer Mittelpunkte markiert (Abbildung 20). Der gesamte Trainingsdatensatz besteht aus 15.156 Trainingsbildern, davon 6.187 Pinguine und 8.969 Oberflächenbilder.

Abbildung 19: Beispielbilder für Trainingsdaten des Deep Learning Modells (oben: positive Trainingsbilder mit Pinguinen; unten: negative Trainingsbilder mit anderen Oberflächen bzw. Objekten).



Eigene Darstellung - THINK

Abbildung 20: Ausschnitt aus einem Orthomosaik mit den markierten Mittelpunkten für die Trainingsbilder. Positionen positiver Bilder (Pinguine) sind grün markiert, während die von negativen Bildern (andere Oberflächen) rot dargestellt sind.



Eigene Darstellung - THINK

4.1.3.3 Anwendung des Modells auf Orthomosaike

Zur Detektierung der Pinguinindividuen wurde die Objektklassifizierungsmethode Sliding-Windows (Glumov et al. 1995; Dietterich 2002) gewählt. Im Gegensatz zu anderen Methoden der Objekterkennung (z.B. YOLO, SSD, RCNN) ist diese zwar deutlich langsamer, allerdings haben alle anderen Methoden in ersten Tests größere Probleme bei der Erkennung kleiner Objekte gezeigt, was in diesem Fall den Ausschlag gegeben hat.

Zur Erkennung der Pinguine werden die Orthomosaike stückweise eingelesen und es wird für jeden Ausschnitt bestimmt, ob und wenn ja mit welcher Sicherheit (p-Wert) es sich um einen Pinguin handelt. Da sich die Ausschnitte überlagern und dadurch oft zwei oder drei Ausschnitte als Pinguin erkannt werden, bei denen es sich um dasselbe Tier handelt, wird in diesem Fall

immer nur der Ausschnitt mit dem höchsten p-Wert als Pinguin ausgewählt. Der Mittelpunkt des erkannten Objektes wird in dem ausgewählten Bildausschnitt markiert.

Da das Werkzeug intern nur mit Bildkoordinaten arbeitet, müssen am Ende alle erkannten Pinguine nochmals in das Geokoordinatensystem des Ausgangs-Orthomosaiks umgerechnet werden (Abbildung 21).

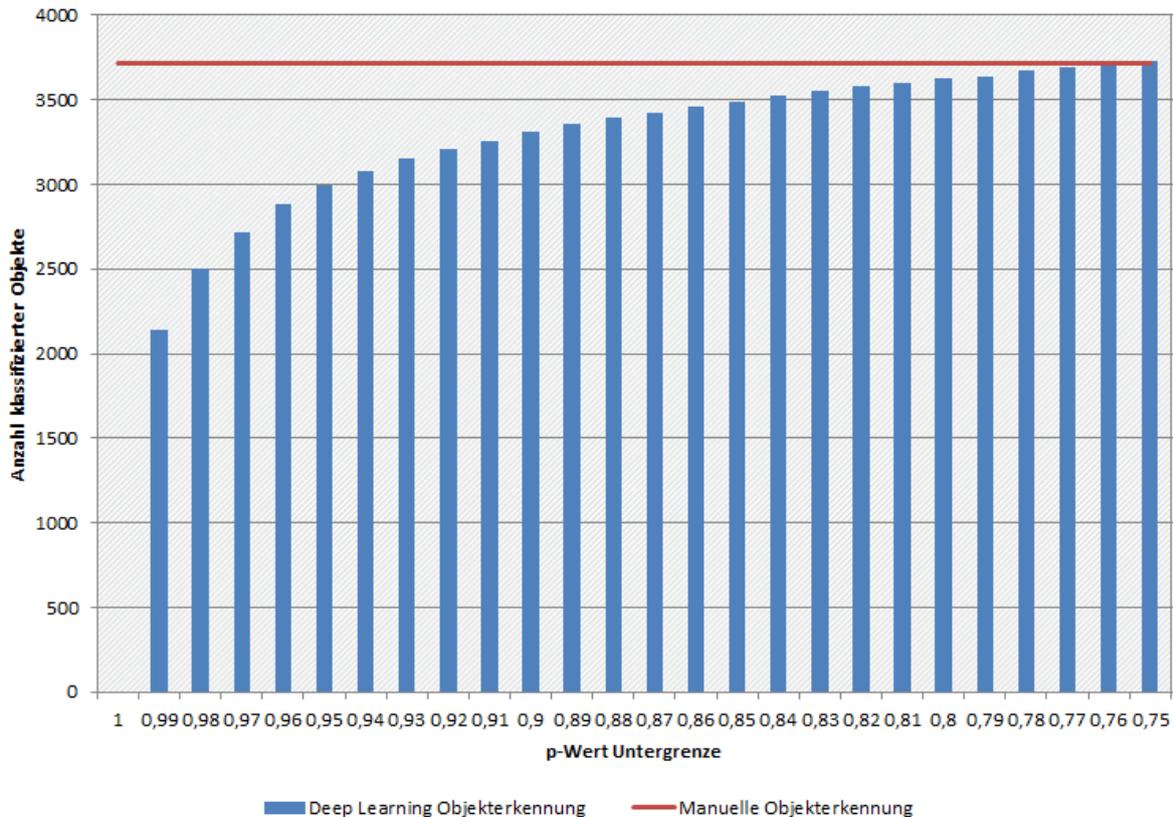
Abbildung 21: Ergebnisbeispiel: Vom Objekterkennungswerkzeug erkannte Pinguinindividuen sind grün markiert.



Eigene Darstellung - THINK

Um zu ermitteln, ab welchem p-Wert es sich bei einem als Pinguin klassifizierten Objekt mit hinreichender Wahrscheinlichkeit tatsächlich um einen solchen handelt, wurde ein Vergleich mit einem manuell delinierten Testdatensatz angestellt. Dieser Datensatz enthält 3.714 Individuen der Zügelpinguinkolonie Baily Head. Diese verteilen sich auf 18 Nestgruppen mit je 32-707 Individuen. Der Vergleich zeigt, dass bei Verwendung einer Untergrenze für den p-Wert von 0,76 das Ergebnis dem der manuellen Delinierung entspricht (Abbildung 22).

Abbildung 22: Vergleich der Anzahl der als Pinguin klassifizierten Objekte in Abhängigkeit vom angewendeten p-Wert mit der Anzahl der manuell als Pinguin klassifizierten Objekte.



Eigene Darstellung - THINK

4.1.3.4 Weitere Anwendungen

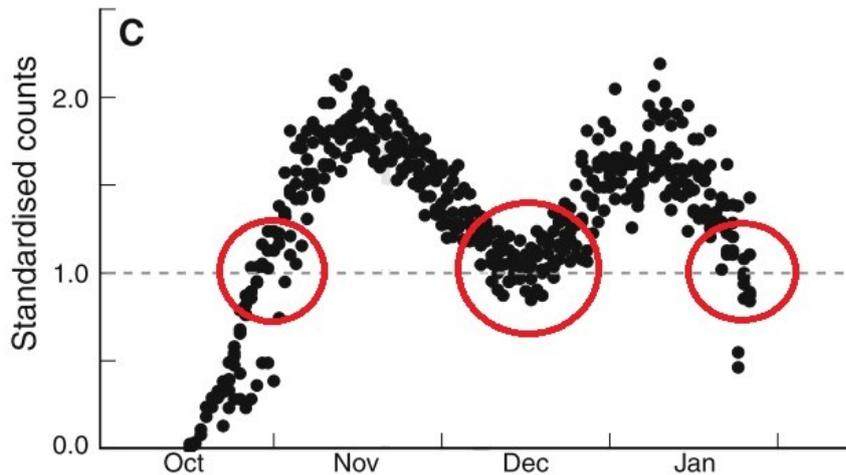
Das trainierte Modell ist für Individuen von Zügelpinguinen ausgelegt. Grundsätzlich sollte das entwickelte Werkzeug - nach einem entsprechenden Trainingsprozess - jedoch auch auf andere Objekte anwendbar sein. Voraussetzung dafür ist allerdings, dass die Objekte des gesuchten Typs eine möglichst einheitliche Größe haben. Während sich das Modell selbst auf sehr unterschiedliche Objekte trainieren lassen könnte, ist die hier genutzte Sliding-Window Methode, bei der immer nur ein Teilbereich des Bildes auf einmal analysiert wird, nicht dafür geeignet Objekte unterschiedlicher Größe zum gleichen Typ zuzuordnen. Während es also für andere Tiere, wie z.B. Robben, ohne viele Anpassungen zu trainieren wäre, ist es z.B. für Bäume aufgrund deren sehr unterschiedlicher Ausmaße ungeeignet.

4.2 Bestimmung der Brutpaarzahl aus UAV-Aufnahmen

Aufgrund der sehr hohen räumlichen Auflösung von UAV-Aufnahmen sind einzelne Pinguine im Gegensatz zu Satellitenaufnahmen sicher detektierbar. Der Standardparameter, um die Population einer Pinguinkolonie zu bestimmen, ist die Brutpaarzahl oder Anzahl der besetzten Nester. Allerdings ist es nicht möglich, die Zahl der Pinguinnester in UAV-Aufnahmen sicher zu bestimmen (Mustafa et al. 2017; Southwell et al. 2013), hier ist lediglich eine Zählung der Individuen sicher durchführbar. Die Zahl der Individuen einer Kolonie entspricht jedoch nicht der Zahl der Nester, da sich neben den Brutvögeln auch Nicht-Brüter (bzw. gescheiterte Brüter) und Individuen, die auf dem Weg zur der Nahrungssuche sind bzw. von dort zurückkommen, in

der Kolonie aufhalten. Zusätzlich ändert sich die Zahl der Individuen und Nester im Saisonverlauf und innerhalb eines Tages.

Abbildung 23: Veränderung der standardisierten Anzahl (Individuen pro Nest) von Adéliepinguinen bei mehreren Kolonien über die Brutsaison. Innerhalb von drei Zeiträumen (rote Kreise) befinden sich annähernd genauso viele Individuen in der Kolonie wie Nester.



Quelle: verändert nach Southwell et al. (2013)

Um aus der Gesamtzahl der Individuen (Adulte oder Küken) auf die Anzahl der Nester schließen zu können, sind zwei Methoden möglich. So kann die Kolonie in einem Zeitraum befliegen werden, zu dem meist jeweils nur ein Partner am Nest ist und somit die Anzahl der Individuen und der Nester in der Kolonie annähernd übereinstimmt (Southwell et al. 2013; Southwell und Emmerson 2015; Abbildung 23). Problematisch dabei ist, dass dieser Zeitraum vorher mit Hilfe zeitaufwendiger Nestkontrollen (siehe Kapitel 4.4.2) ermittelt werden muss. Auch ändert sich der Zeitpunkt (Beginn des o.g. Zeitraums) von Jahr zu Jahr, da er von der Brutphänologie abhängt, die wiederum vom Wetter abhängig ist. Zudem muss flugtaugliches Wetter (wenig Wind, kein Niederschlag) während des Zeitraumes herrschen, was aufgrund von häufig starken Winden in der Region der SSI selten gegeben ist. Aus diesen Gründen ist bis jetzt auch nur eine einzige Zählung bekannt, die nachgewiesen zu solch einem Zeitpunkt stattfand (Borowicz et al. 2018). Die Hauptschwierigkeit stellt jedoch der Umstand dar, dass sich die Eiablage in einer Kolonie über einen längeren Zeitraum erstreckt, so dass diese Phase nicht synchron für alle Brutpaare ist.

Eine in diesem Projekt für UAV-Aufnahmen entwickelte Methode (Mustafa et al. 2017; Pfeifer et al. 2019) besteht darin, die Aufnahmen stationärer Kameras zu verwenden, die über die gesamte Brutsaison fest in der Kolonie installiert sind. Mit diesen können in festen Intervallen über mehrere Monate hinweg Bilder bestimmter Ausschnitte der Kolonie aufgenommen werden. In den aufgenommenen Ausschnitten wird eine Ratio (r) aus dem Verhältnis von Nestern (n) und Individuen (a) zum Zeitpunkt (t) der UAV-Befliegung bestimmt (4). Dieses Verhältnis wird anschließend auf die Gesamtkolonie hochgerechnet. Da sich auch die Anzahl der Nester über die Saison hin ändert, wird die Anzahl der Nester eine Woche nach dem Peak-of-Egg laying (Müller-Schwarze 1984) genutzt, da zu diesem Zeitpunkt die Anzahl der Nester das Maximum erreicht haben sollte (Lynch et al. 2009).

$$r(t) = \frac{n}{a(t)} \quad (4)$$

Mithilfe dieser Ratio kann die Anzahl der Nester (\hat{N}) in der beflogenen Kolonie anhand der im UAV-Mosaik bestimmten Anzahl an Individuen (A) geschätzt werden (5).

$$\hat{N} = r(t) * A(t) \quad (5)$$

Dabei müssen sich die stationären Kameras nicht zwangsläufig in derselben Kolonie befinden, die auch beflogen wird, da Änderungen in der Brutphänologie zwischen Kolonien einer Region derselben Art als relativ gering angenommen werden können (Southwell et al. 2013). Angewandt wurde diese Methode bei den Befliegungen im Untersuchungsgebiet Drake-Passage (siehe Kapitel 5.3). Der Hauptvorteil dieser Methode liegt in der Flexibilität des Befliegungszeitraumes, da man nicht darauf angewiesen ist, zu einem Zeitpunkt zu fliegen, an dem das Verhältnis von Nestern und Individuen in der Kolonie gleich ist. Allerdings werden in der untersuchten Region stationäre Kameras in Kolonien derselben Art benötigt. Auf die Übertragbarkeit von Daten aus stationären Kameras über ein größeres Gebiet wird exemplarisch in Pfeifer et al. (2019) eingegangen.

4.3 Artunterscheidung

4.3.1 Unterscheidung von *P. adeliae* und *P. papua*

Bisher existiert noch keine Methode, um verschiedene Pinguinarten anhand von Luft- oder Satellitenaufnahmen sicher unterscheiden zu können. Mustafa et al. (2017) zeigten, dass eine Unterscheidung der drei Arten des Genus *Pygoscelis* am ehesten anhand unterschiedlicher spektraler Eigenschaften des Guanos möglich erscheint.

Um mögliche regelhafte Unterschiede zwischen diesen Arten festzustellen, wurden in der Saison 2016/17 an neun Teststellen Fotografien der guanobedeckten Bodenoberfläche mit einer Digitalkamera und einer speziell angefertigten Fotobox in einem Abstand von zehn Tagen aufgenommen (Abbildung 24). Aufgabe der Fotobox war einerseits eine schnelle Durchführung der Aufnahme-prozedur und andererseits Sonnenlicht vom zu fotografierenden Guano abzuschirmen. Dieser sollte nur mit dem internen Kamerablitz der verwendeten Canon G15 Digitalkamera belichtet werden. Dadurch wird eine stets konstante Wellenlängenzusammensetzung der Lichtquelle erreicht, die nicht durch wechselnde Umweltfaktoren wie Wolkenbedeckung oder Sonnenstand beeinflusst wird.

Abbildung 24: Speziell angefertigte Fotobox mit in der Oberseite eingesetzter Kamera im Untersuchungsgebiet.



Eigene Darstellung - THINK

Für die insgesamt 493 Fotos wurden mit den Softwareanwendungen RawTherapee und IDL-ENVI der Mittelwert des roten, blauen und grünen Kanals für alle Fotos einer Art zu verschiedenen Zeitpunkten ermittelt. Die Analyse der Fotos fand sowohl hinsichtlich des farblichen Spektrums als auch hinsichtlich der Reflektionsintensität (Helligkeit) statt.

4.3.1.1 Farbunterschiede

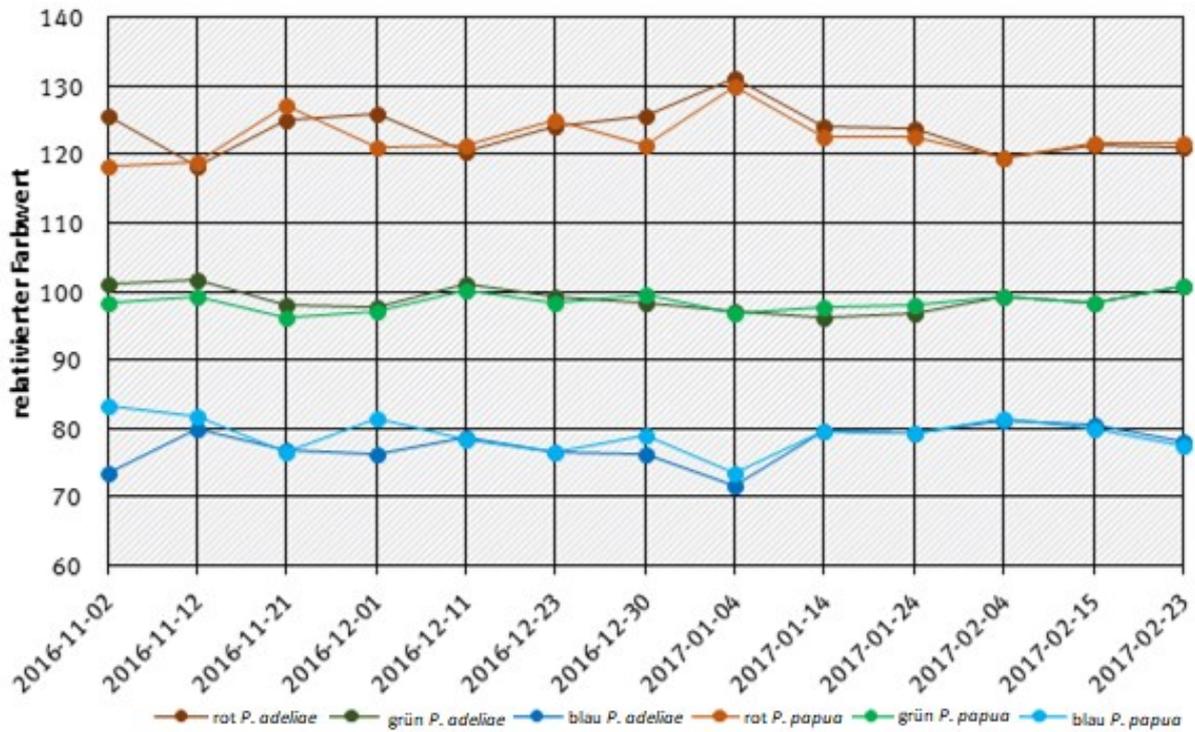
Um eine Überlagerung mit feuchtigkeitsbedingten Helligkeitsunterschieden des Guanos auszuschließen und eine detaillierte Auswertung der Farbkomponentenverteilung des Guanos aus Fotografien zu ermöglichen, wurden die Farbwerte wie schon in Mustafa et al. (2017) normalisiert. Dazu wurden relative Farbwerte F nach (6) berechnet, wobei X für die jeweils betrachtete Farbkomponente (also Rot R , Grün G oder Blau B) steht.

$$Fx = \frac{x}{R+G+B} * 300 \quad (6)$$

Die Multiplikation mit 300 wurde lediglich aus Gründen der Übersichtlichkeit eingeführt, da so die Ergebnisse in ganzen Zahlen angegeben werden, was wiederum den ursprünglichen 8-Bit-Grauwerten entspricht. Im Ergebnis konnten von Helligkeitsunterschieden bereinigte, relative Farbwerte ausgewertet werden. Um die Farbwerte beider Arten vergleichen zu können, wurde der Mittelwert der Messungen an allen Teststellen gebildet.

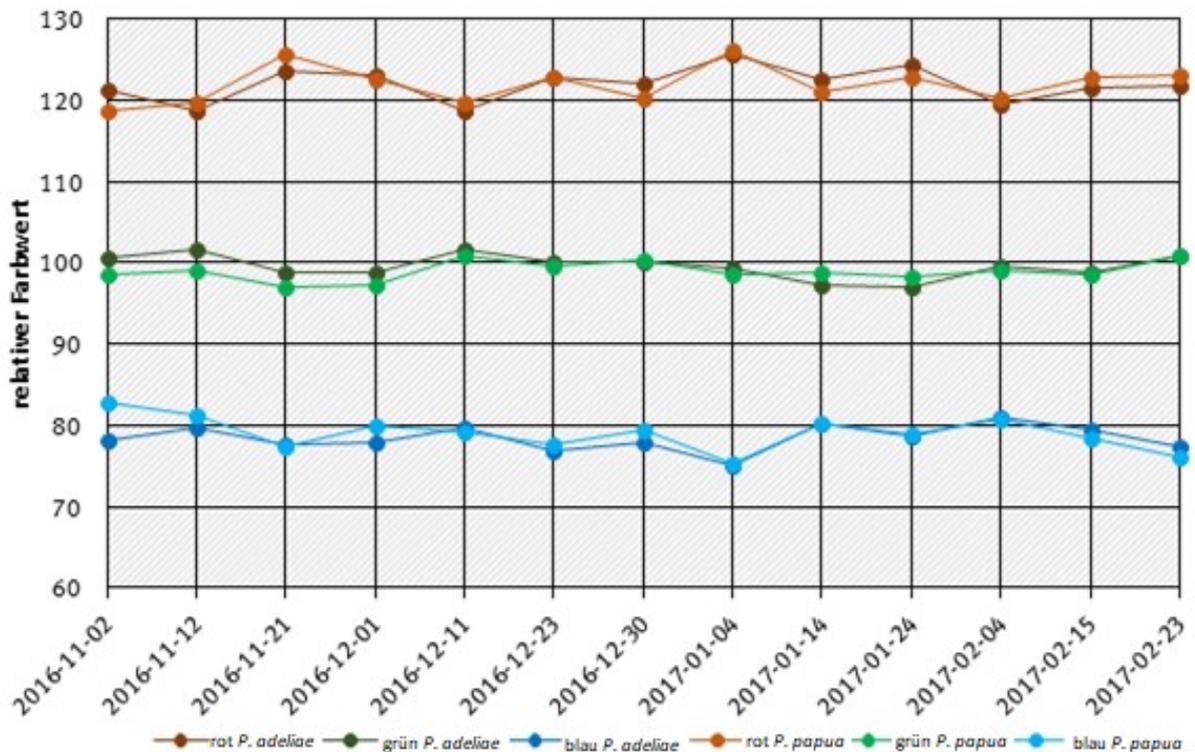
Wie in Abbildung 25 und Abbildung 26 erkennbar ist, haben die Digitalfotos fast ausnahmslos einen höheren Rot- als Blau- oder Grün-Wert, der Kurvenverlauf ist jedoch überwiegend parallel. Ursprünglich wurde bei der Datenaufnahme der Ansatz angewendet, die Fotos in einer Catena (Abfolge von Fotos beginnend am Nestrand mit zunehmendem Abstand nach außen), beginnend am Nestrand, mit zunehmendem Abstand aufzunehmen. In der Auswertung zeigte sich jedoch, dass die Unterschiede zwischen den beiden Arten deutlicher werden, wenn nur das erste Bild der Catena zum Vergleich herangezogen wird (Abbildung 25). Dies liegt vor allem daran, dass die Menge des Guanos mit der Nähe zum Pinguinnest zunimmt und somit mögliche Unterschiede deutlicher werden. Dennoch ist weiterhin zu erkennen, dass beim Vergleich der normalisierten Farbsignaturen im Rot-, Grün- und Blaukanal keine erkennbaren Unterschiede zwischen den Arten festzustellen sind.

Abbildung 25: Vergleich der gemittelten normalisierten Farbsignaturen des ersten Bildes der Catena von *P. papua* und *P. adeliae* über den gesamten Saisonzeitraum aller Messpunkte.



Eigene Darstellung - THINK

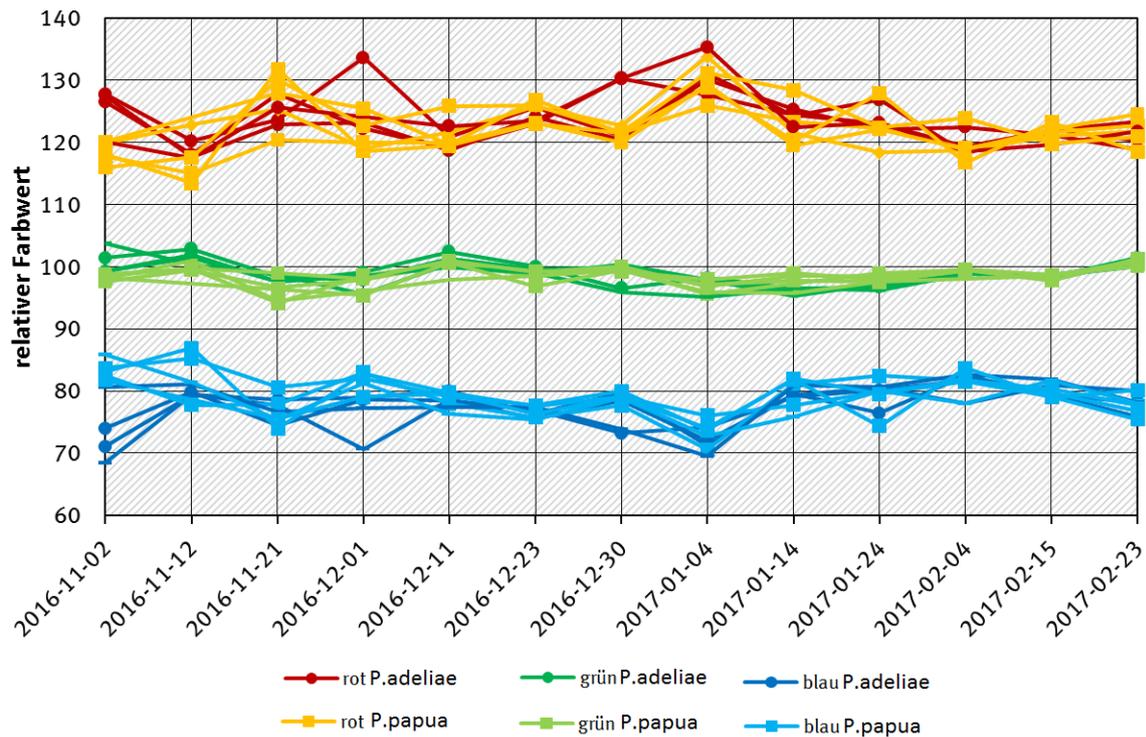
Abbildung 26: Vergleich der gemittelten Farbsignaturen aller Bilder der Catena von *P. papua* und *P. adeliae* über den gesamten Saisonzeitraum aller Messpunkte.



Eigene Darstellung - THINK

Betrachtet man jedoch die gemittelten Farbsignaturen aller Nestgruppen zu allen Zeitpunkten (Abbildung 27), so wird deutlich, dass die Schwankungen der Farbsignaturen beider Arten gerade im roten und blauen Kanal größer sind als im grünen Farbkanal. Die Ursache für diese Unterschiede in der Streuung ist unbekannt.

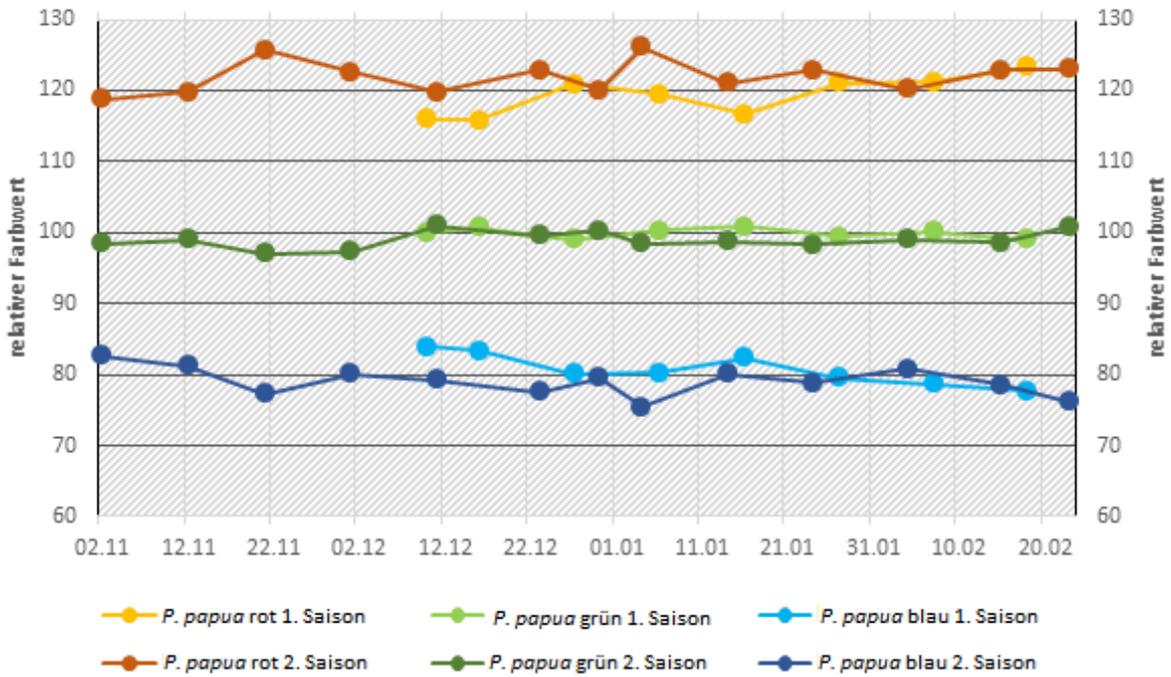
Abbildung 27: Vergleich der gemittelten Farbsignaturen des ersten Bildes der Catena von *P. papua* und *P. adeliae* über den gesamten Saisonzeitraum aller Messpunkte und Nestgruppen.



Eigene Darstellung - THINK

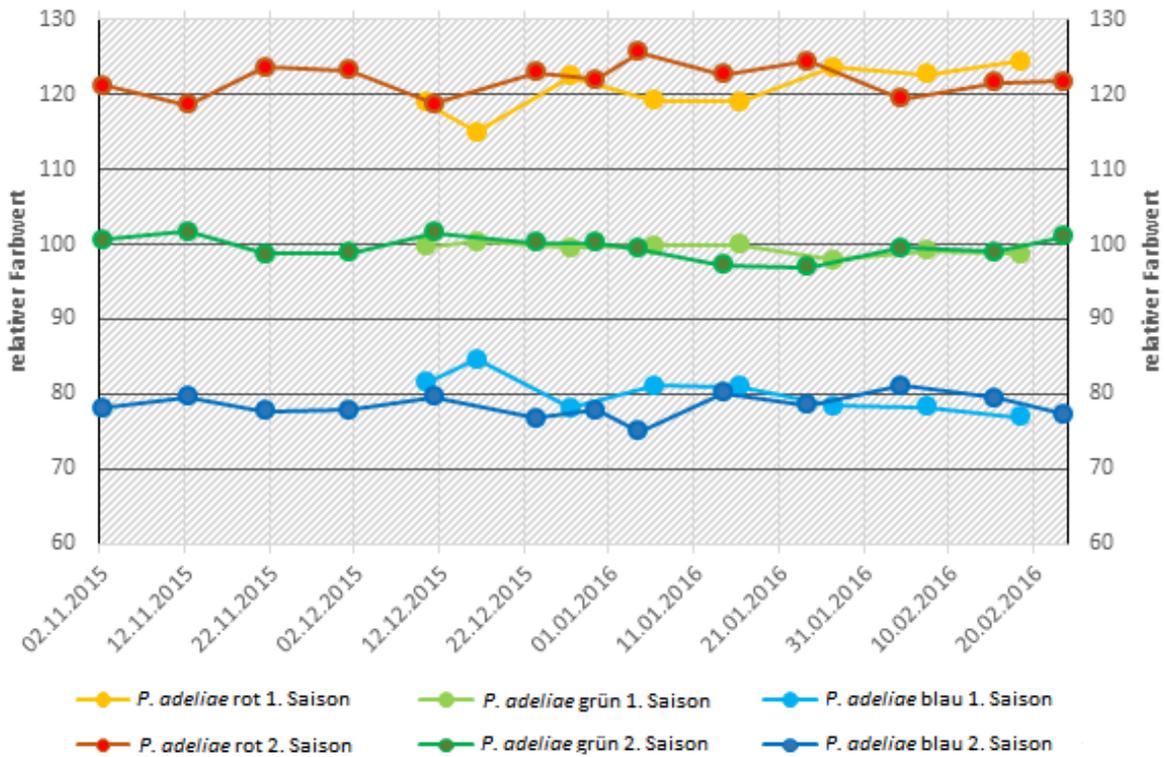
Vergleicht man die Farbsignaturen der Saison 2015/16 mit Saison 2016/17 (Abbildung 28 und Abbildung 29) wird ersichtlich, dass die Kurvenverläufe annähernd gleich sind. Einzig die Kurve der roten Farbsignatur ist bei beiden Arten in der Saison 2016/17 etwas höher als in der vorangegangenen Saison.

Abbildung 28: Vergleich der Farbsignaturen von *P. papua* aller Nestgruppen zweier Saisons (2015/16 und 2016/17).



Eigene Darstellung - THINK

Abbildung 29: Vergleich der Farbsignaturen von *P. adeliae* aller Nestgruppen zweier Saisons (2015/16 und 2016/17).



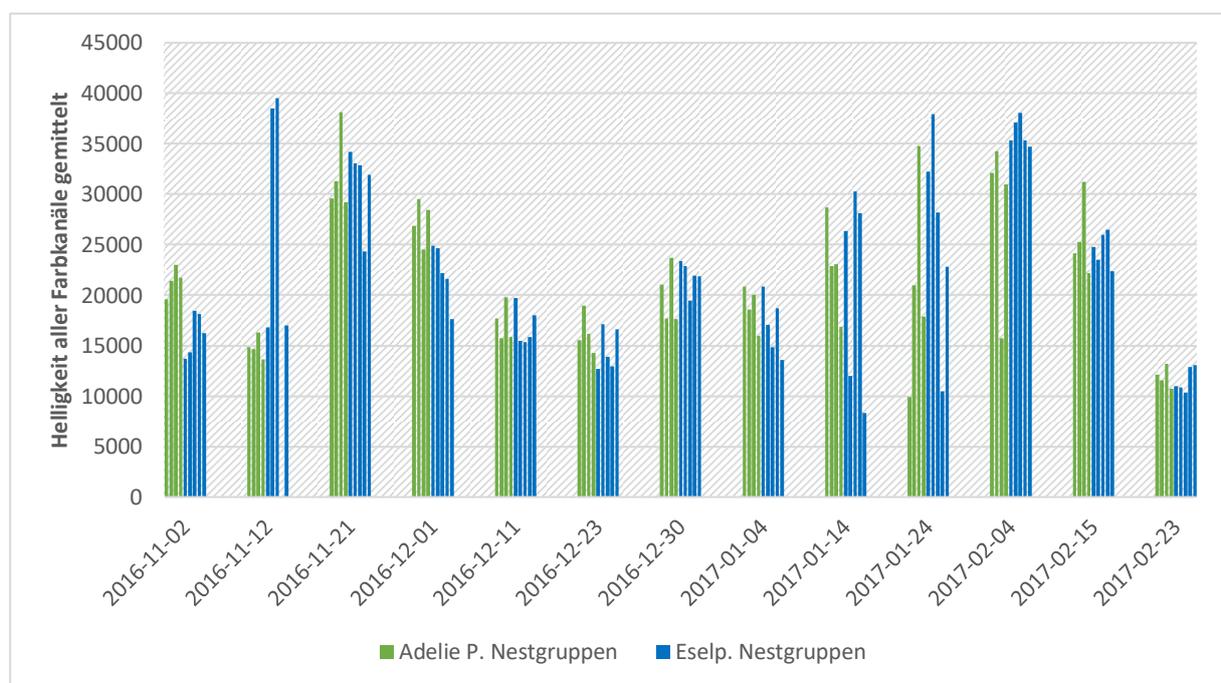
Eigene Darstellung - THINK

4.3.1.2 Helligkeitsunterschiede

Neben den Farbunterschieden wurden auch Helligkeitsunterschiede in zeitparallelen Fotos untersucht. Dies ist insofern mit Satellitenbildern vergleichbar, da sowohl Satellitenbilder als auch Fotos am Boden eine Momentaufnahme darstellen und somit Unterschiede durch Bodenfeuchte keine Rolle spielen. Um Hinweise darauf zu finden, ob die Messungen auch für andere Saisons gelten bzw. ob es Unterschiede zwischen den Saisons gibt, fand auch ein Vergleich mit den Messungen der Saison 2015/16 statt (aus Mustafa et al. 2017).

Wie in Abbildung 30 zu sehen ist, lässt sich kein Zusammenhang zwischen Helligkeit und Pinguinart erkennen, da die Schwankungen in der Helligkeit des Guanos zu einem Aufnahmezeitpunkt sowohl innerhalb einer Art als auch im Verhältnis zwischen den Arten zu groß sind. Dagegen verlaufen die Schwankungen der Helligkeit zwischen den Aufnahmezeitpunkten weitgehend parallel für beide Arten. Dies deutet darauf hin, dass die Helligkeit eher durch externe Faktoren (z.B. witterungsbedingte Feuchtigkeit) gesteuert wird.

Abbildung 30: Vergleich der Helligkeit des Guanos aller Eselspinguin- und Adéliepinguin-Nestgruppen über den gesamten Saisonzeitraum.

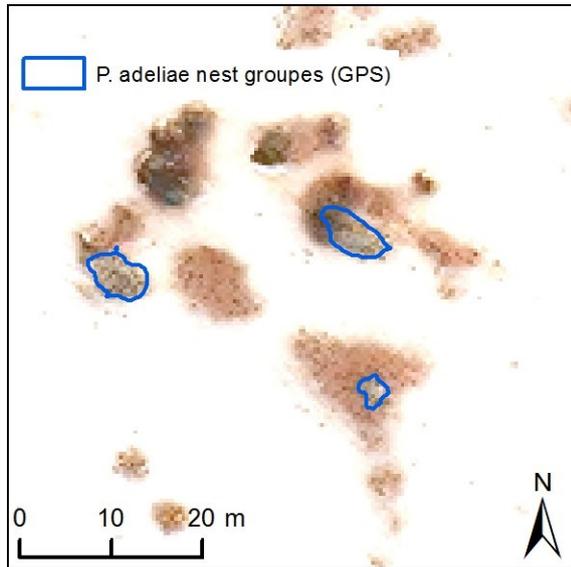


Eigene Darstellung - THINK

4.3.1.3 Artunterscheidung

Zusammenfassend wird festgestellt, dass eine Artunterscheidung anhand des Guanos über die Saison hinweg nicht möglich ist. Dies deckt sich mit Untersuchungen von Rees (2017), der bei der Analyse von Hyperspektralprofilen von Pinguinguano ebenfalls keine signifikanten Unterschiede fand. Zwar werden gelegentlich Farbunterschiede im Gelände oder auch in UAV- und Satellitenbildern sichtbar (siehe Abbildung 31), jedoch herrscht noch immer erhebliche Unklarheit über Ursachen und Regelmäßigkeit dieser Unterschiede (vgl. Mustafa et al. 2017). Die Annahme eines Zusammenhangs mit der Nahrungszusammensetzung liegt nahe, ist aber noch nicht nachgewiesen.

Abbildung 31: Die Guanoflächen in den Adéliepinguin-Nestgruppen (blaue Polygone) in der Worldview-3 Aufnahme vom 11.11.2014 erscheinen grünlich, während der Guano in den Eselspinguin-Nestgruppen rötlich ist.



Eigene Darstellung - THINK

4.3.2 Andere Arten

Auch wenn verschiedene Pinguinarten im Fokus dieser Studie stehen, so sind doch auch andere Seevögel und Robben wichtige Bestandteile des Ökosystems Antarktis/Südozean. Im Unterschied zu Pinguinkolonien sind diese jedoch bis auf wenige Ausnahmen (Fretwell et al. 2015; Schwaller et al. 2018) mit der bisher verfügbaren Satellitentechnologie bislang nicht standardisiert erfassbar. Dies hat seine Ursache vor allem darin, dass diese Arten im Unterschied zu Pinguinen meist keine großflächigen Kolonien bilden (z.B. manche Seevögel) oder sich diese spektral nicht so deutlich vom Untergrund abheben (z.B. Robben auf Felsen). Dagegen ermöglicht der Einsatz von UAVs auch die Detektion und Quantifizierung von Kolonien weiterer Arten.

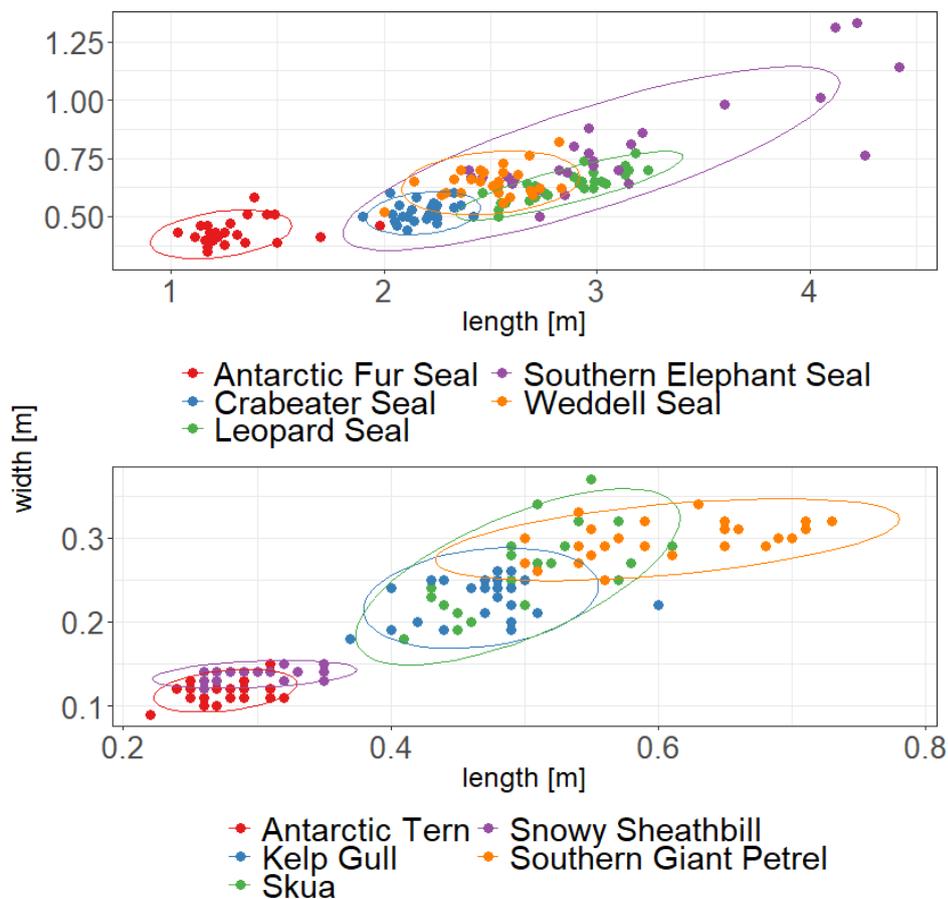
In Mustafa et al. (2019) wurden die Bestimmungsmerkmale dieser Arten erarbeitet sowie die Anforderungen an die Datenaufnahme anhand des Parameters Bodenauflösung (Ground Sample Distance - GSD) für die Erkennbarkeit von Individuen einer Reihe von Arten untersucht. Ziel war es, die Planung künftiger Missionen zu erleichtern (z.B. Wahl der korrekten Flughöhe in Abhängigkeit von Sensor und Zielart) sowie eine Bestimmungshilfe für die Auswertung der erhaltenen Aufnahmen zu liefern. Es wurden sechs Vogel- und fünf Robbenarten untersucht: Blauaugenscharbe/Antarctic Shag (*Phalacrocorax atriceps*), Antarktisseeschwalbe/Antarctic Tern (*Sterna vittata*), Dominikanermöwe/Kelp Gull (*Larus dominicanus*), Skua (*Catharacta spec.*), Weißgesichtscheidenschnabel/Snowy Sheathbill (*Chionis alba*) und Südlicher Riesensturmvogel/Southern Giant Petrel (*Macronectes giganteus*) sowie Antarktischer Seebär/Antarctic Fur Seal (*Arctocephalus gazella*), Krabbenfresser/Crabeater Seal (*Lobodon carcinophagus*), Seeleopard/Leopard Seal (*Hydrurga leptonyx*), Südlicher Seeelefant/Southern Elephant Seal (*Mirounga leonina*) und Weddellrobbe/Weddell Seal (*Leptonychotes weddelli*).

4.3.2.1 Bestimmungsmerkmale

Die Bestimmungsmerkmale setzen sich aus nichtnumerischen Beschreibungen des Erscheinungsbildes (z.B. Form, Farbe, Musterung, Körperhaltung, Aufnahmewinkel) sowie aus

den im Luftbild messbaren Körpermaßen (Länge, Breite) zusammen. Hierbei handelt es sich nicht um klassische am Tier selbst erhobene Maße (z.B. Eck et al. 2011), sondern um die aus dem Luftbild entnehmbare maximale Länge bzw. Breite des Individuums. Dies schließt bewusst Variationen durch die Körperhaltung (z.B. nach vorn oder hinten gerichteter Schnabel bzw. Hals) ein, da es der realen Datenlage eines Luftbildes entspricht. In Abbildung 32 sind die kombinierten Körpermaße der verschiedenen Arten dargestellt. Es ist erkennbar, dass einige anhand dieser Maße deutlich von anderen unterschieden werden können (z.B. A. Seebär), während sich andere Arten sehr ähnlich in ihren Körpermaßen sind (z.B. Dominikanermöwe und Skua). In manchen Fällen lassen sich zumindest die großen Exemplare eindeutig identifizieren (S. Seeelefant, S. Riesensturmvogel).

Abbildung 32: Körpermaße von Robben (oben) und Vögeln (unten) im UAV Luftbild.



Quelle: Mustafa et al. 2019

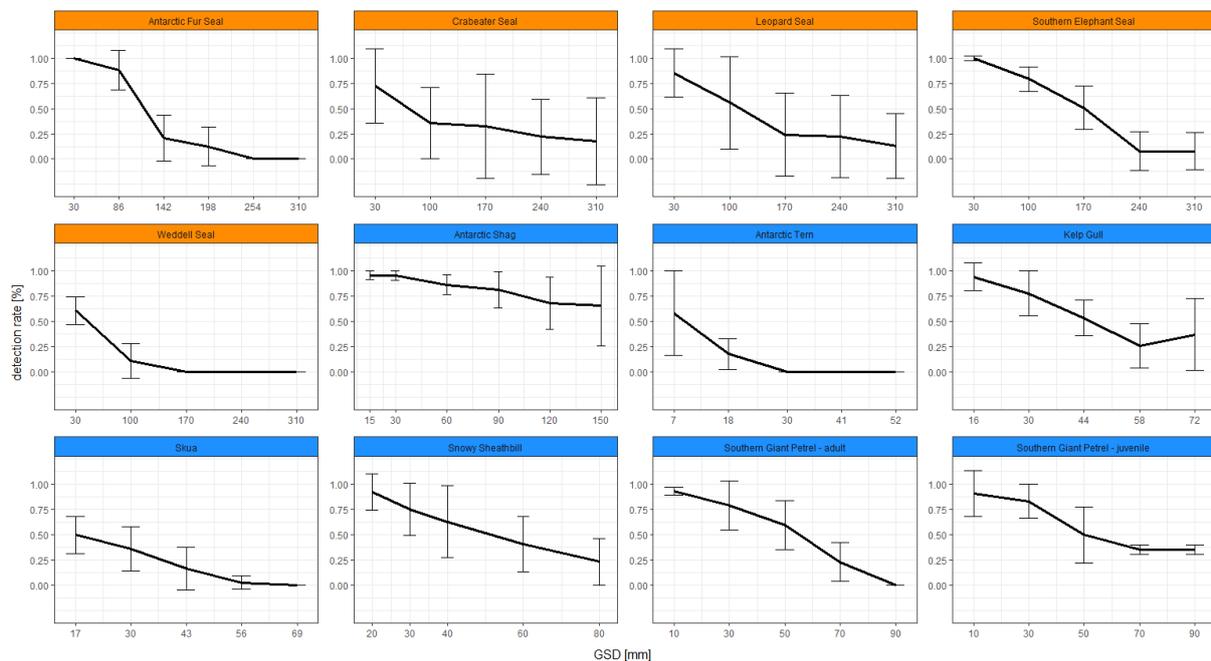
4.3.2.2 Erkennbarkeit

Die Erkennbarkeit von Objekten in Luftbildern hängt grundsätzlich davon ab, inwieweit sie sich vom Untergrund oder anderen Objekten abheben bzw. unterscheiden. Um dies für die verschiedenen Arten festzustellen, analysierten sechs erfahrene Beobachter, die die Arten auch aus dem Gelände kennen, eine Reihe von Luftbildern auf das Auftreten von Individuen der jeweiligen Arten. Die Bodenauflösung der Aufnahmen wurden dabei z.T. künstlich verringert (= höhere GSD). Auf diese Weise konnte für jede der Arten eine Detektionsrate in Abhängigkeit von der Bodenauflösung/GSD ermittelt werden, auch die Genauigkeit der Detektion (also der Fehler einzelner Beobachter) konnte ermittelt werden (Abbildung 33, Abbildung 34). Die Kurvenverläufe sind dabei recht unterschiedlich. So sind Krabbenfresser offenbar schon bei

recht hoher GSD teilweise erkennbar, aber selbst bei einer hohen Bodenauflösung (geringe GSD) nicht vollständig identifizierbar. Seeelefanten sind schon bei hoher GSD gut zu erkennen, während Seebären erst ab einer GSD von 86 mm sicher erkannt wurden - dann aber fast vollständig. Dagegen werden Weddellrobben selbst bei der niedrigsten getesteten GSD (30 mm) in nur geringfügig mehr als der Hälfte der Fälle identifiziert. Auch bei den Vögeln gibt es Arten (A. Seeschwalbe, Skua), die mit den gewählten GSD nur unsicher zu identifizieren sind. Hier fällt insbesondere die gute Erkennbarkeit von Blauaugenscharben auf. Diese entsteht nicht zuletzt dadurch, dass deren Nester sehr auffällig sind. Die Größe der Fehlerbalken in Abbildung 33 wird sowohl von den individuellen Bildeigenschaften (z.B. Färbung und Struktur des Untergrunds) beeinflusst als auch von der individuellen Wahrnehmung des Bearbeiters. So sind beispielsweise die Ergebnisse für Seebären und Seeelefanten stabiler einzuschätzen als die für Krabbenfresser und Seeleoparden.

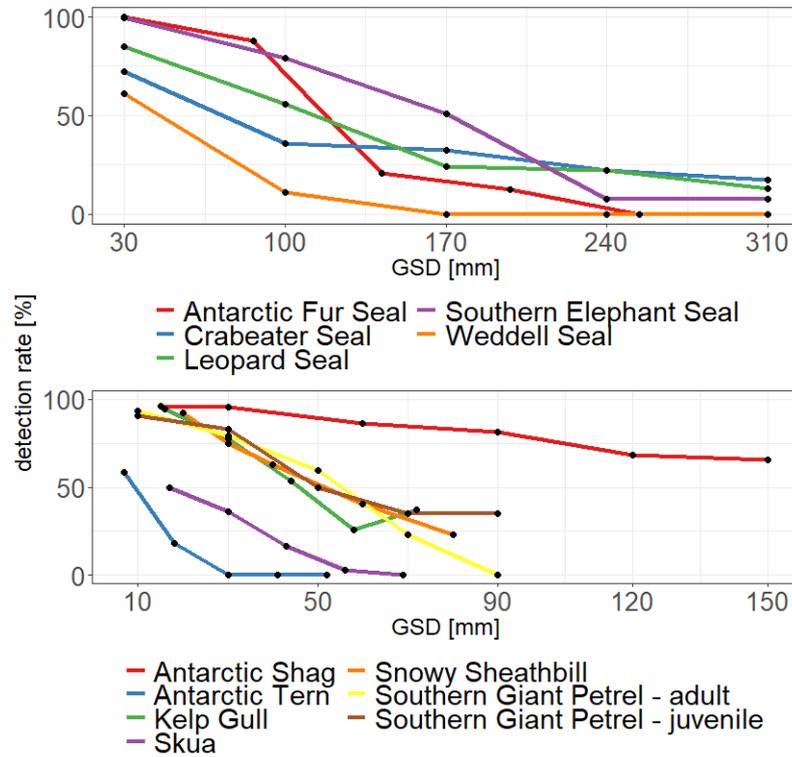
Abbildung 35 zeigt beispielhaft die Detektionsraten für die verschiedenen Arten für eine einheitliche GSD von 30 cm (entspricht bei einer Phantom 4 Pro einer Flughöhe von ca. 110 m) und soll die Möglichkeit illustrieren, mehrere Arten gleichzeitig per UAV zu kartieren. Dabei wird deutlich, dass diese GSD für die Detektion von Seeschwalben und Skuas noch ungeeignet ist. Auch für Weddellrobben ist nur eine begrenzte Ergebnisqualität zu erwarten. Dagegen sind Seeelefanten und Seebären bei dieser Bodenauflösung sehr sicher zu erkennen, so auch Blauaugenscharben.

Abbildung 33: Detektionsrate in Luftbildern in Abhängigkeit von der Ground Sample Distance (GSD) für verschiedene Robben- und Vogelarten, Fehlerbalken geben die Detektionsgenauigkeit anhand der Streuung der Ergebnisse der einzelnen Beobachter an.



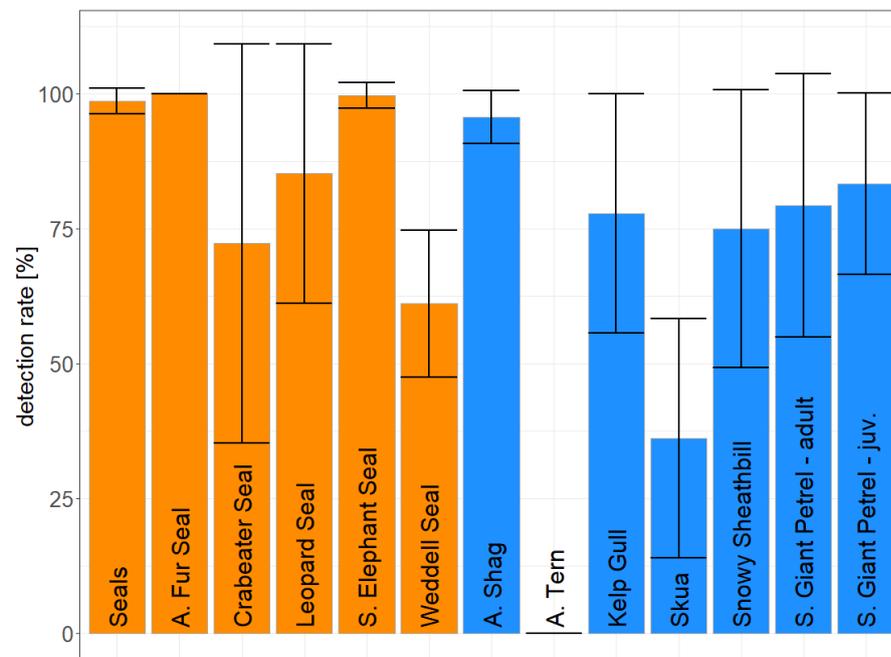
Quelle: geändert nach Mustafa et al. (2019)

Abbildung 34: Vergleich der Detektionsraten in Luftbildern in Abhängigkeit von der Ground Sample Distance (GSD) für verschiedene Robben- und Vogelarten.



Quelle: Mustafa et al. (2019)

Abbildung 35: Detektionsrate in Luftbildern bei einer Ground Sample Distance (GSD) von 30 cm für verschiedene Robben- und Vogelarten. Fehlerbalken geben die Detektionsgenauigkeit anhand der Streuung der Ergebnisse der einzelnen Beobachter an.



Quelle: geändert nach Mustafa et al. (2019)

Die Ergebnisse dieser Untersuchungen wurden im Anhang von Mustafa et al. (2019) tabellarisch zusammengefasst und mit Beispielbildern versehen, um so für künftige Kampagnen als Planungsunterstützung und Bestimmungshilfe zur Verfügung zu stehen.

4.4 Temporale Variationen in der Koloniausdehnung und -besetzung

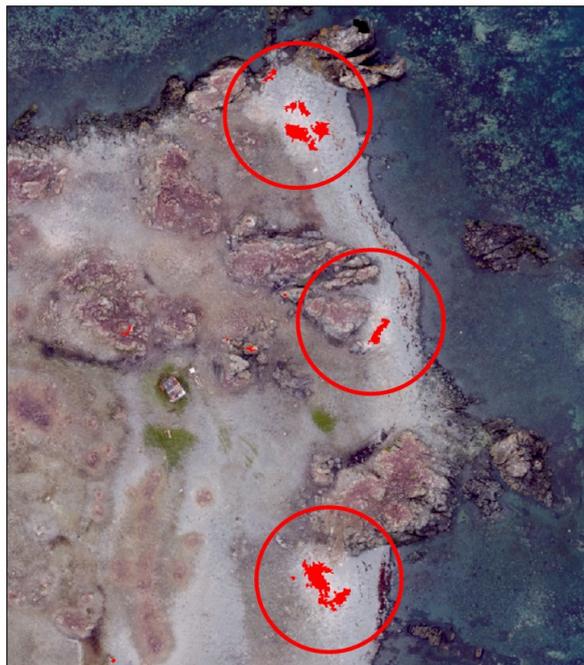
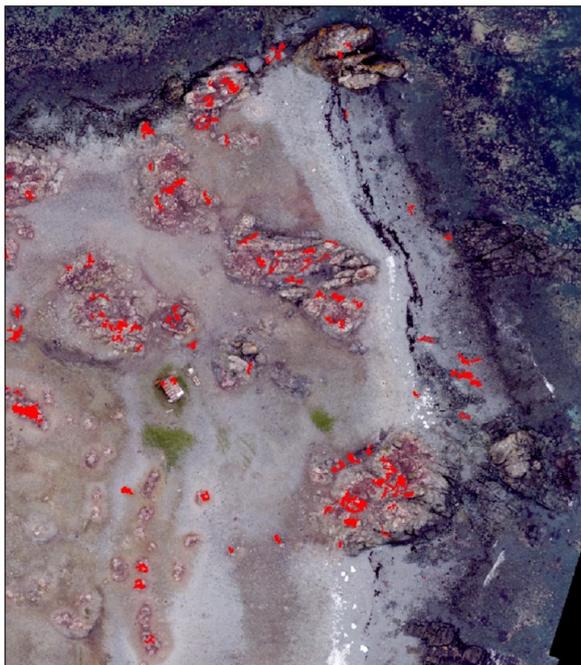
4.4.1 Veränderung der Guanofläche in UAV- und Satellitenaufnahmen

Mehrere Studien haben bereits gezeigt, dass es einen generellen Zusammenhang zwischen der von Guano bedeckten Fläche einer Kolonie und der Anzahl der Brutpaare gibt (Schwaller et al. 2013; Lynch und Schwaller 2014; Lynch und Larue 2014). Mustafa et al. (2017) stellten fest, dass sich das Verhältnis von Guanofläche zur Zahl der Brutpaare über die Saison hin ändert, insbesondere am Anfang und am Ende der Brutsaison (Abbildung 36). So steigt die Guanobedeckung anfangs mit der Anzahl der besetzten Nester an. Am Ende der Brutzeit dagegen sammeln sich die Jungen nach dem Verlassen der Nester am Strand, an den Nestern verwittert der Guano und am Strand bilden sich neue Flächen mit frischem Guano.

Abbildung 36: Die objektorientierte Klassifikation zeigt, dass Mitte Januar (links) noch große Teile im nordöstlichen Bereich von Ardley Island mit frischem Guano (rote Pixel) bedeckt sind. Ende Januar hingegen (rechts) gibt es nur noch in Strandnähe frischen Guano.

14 JAN 2018 = 387 m²

26 JAN 2018 = 160 m²



Eigene Darstellung - THINK

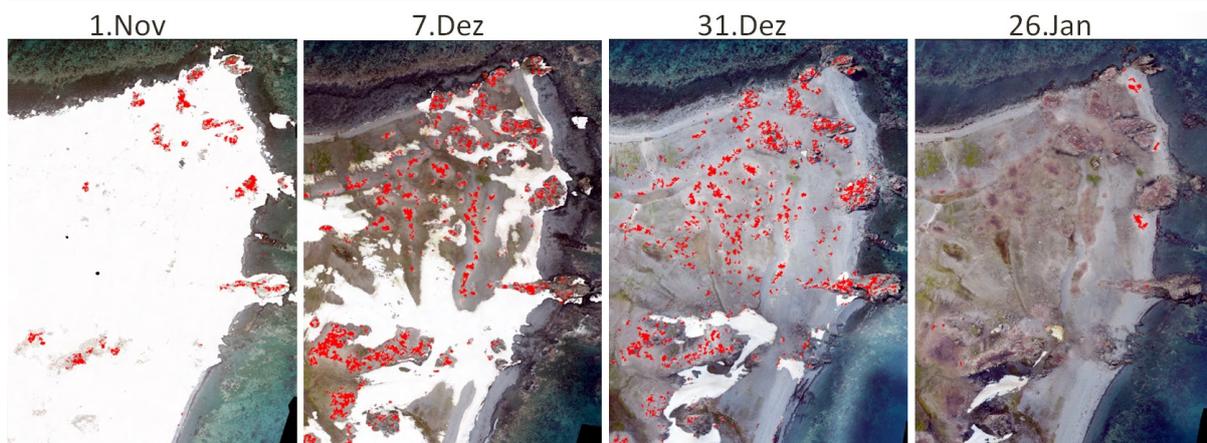
Um eine zuverlässige Ableitung der Populationsgröße aus der Guanoausdehnung zu ermöglichen, untersuchten wir die Veränderung der Ausdehnung in zeitlicher Abhängigkeit vom Verlauf der Brutsaison. Um eine hohe zeitliche Auflösung mit vergleichbaren Aufnahmen für diese Analyse zu erreichen, wurden zusätzlich zu den Satellitenaufnahmen auch alle UAV-Orthomosaik von Ardley Island untersucht. Da UAV-Befliegungen nicht auf Wolkenfreiheit im Untersuchungsgebiet angewiesen sind, liegen diese zum einen in der Gesamtzahl mindestens drei bis viermal so häufig vor wie Satellitenaufnahmen und zum anderen in einem

regelmäßigeren zeitlichen Abstand. So war es in den untersuchten Saisons möglich, 10-17-mal die Guanofläche zu bestimmen, im Vergleich zu lediglich 3-5-mal unter ausschließlicher Verwendung von Satellitenaufnahmen. Auch wurde statt einer manuellen Klassifikation der Guanoflächen die im Kapitel 4.1.1 beschriebene selektive GEOBIA-Methode verwendet, um die Guanoflächenmessung möglichst objektiv durchzuführen. Zudem wurde nur der frische Guano klassifiziert, was die Genauigkeit der Untersuchung deutlich erhöhen sollte, da sich dieser wesentlich besser vom Untergrund abgrenzen lässt als älterer, verwitterter Guano.

Die Ergebnisse der Klassifikation zeigen, dass die Fläche des frischen Guanos am Anfang der Saison (Ende Oktober/Anfang November) stark zunimmt, bis sie Mitte November ein Plateau erreicht, in dem keine großen Änderungen mehr stattfinden (siehe Abbildung 37 und Abbildung 38). Diese Plateauphase zieht sich bis Ende Dezember hin. Bemerkenswert ist hierbei, dass in beiden Saisons ein lokales Maximum am Ende der Plateauphase, kurz bevor die Guanoflächen wieder abnehmen, zu erkennen ist. Die anschließende Phase der Guanoflächenabnahme dauert bis Anfang Februar an.

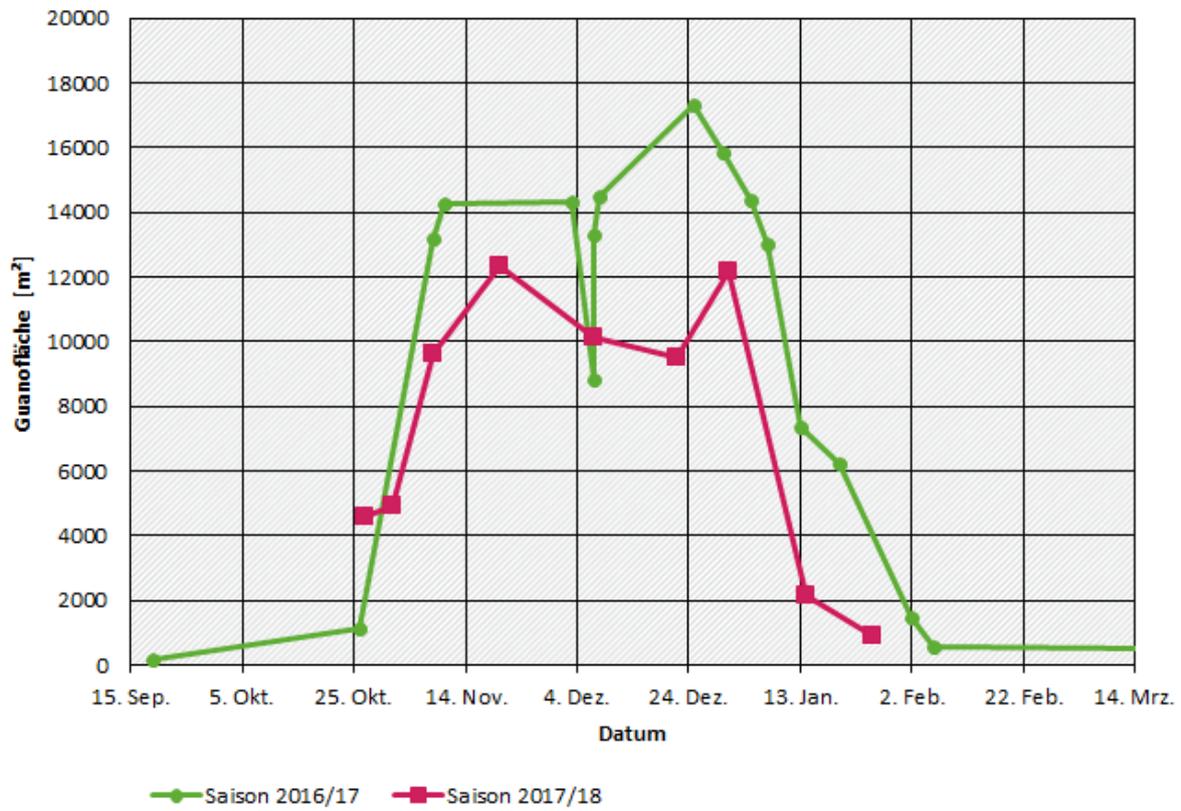
Vergleicht man die beiden Saisons 2016/17 und 2017/18, zeigt sich ein ähnlicher Verlauf der Guanoflächenveränderungen. Auffallend ist, dass die absolute Guanofläche in der ersten Saison durchweg höher war als in der zweiten. Dies liegt vermutlich daran, dass in den beiden Saisons unterschiedliche Parameter/Schwellenwerte für die Klassifikation verwendet wurden. In der Saison 2016/17 ist Mitte Dezember eine kurzfristige, aber starke Abnahme der detektierten Guanofläche erkennbar (Abbildung 38). Die Ursache dafür liegt in einem Schneefallereignis in der Nacht vom 06.12. zum 07.12.2016. Hier wurden die Guanoflächen mit Schnee bedeckt und waren so auf der Satellitenaufnahme vom Vormittag nur teilweise detektierbar. Da diese dünne Schneeschicht aber bis zu der UAV-Befliegung am Nachmittag wieder geschmolzen war, konnte hier die vollständige Guanofläche detektiert werden. Dieses Beispiel zeigt wie stark einzelne z.T. kurzfristige Witterungsereignisse die Aussage von Satellitenaufnahmen beeinflussen können. Besondere Relevanz erlangt diese Beobachtung vor dem Hintergrund der aufgrund häufiger Wolkenbedeckung geringen Aufnahmehäufigkeit im Untersuchungsgebiet (vgl. Mustafa et al. 2012).

Abbildung 37: Saisonale Veränderungen der objektorientiert klassifizierten Guanofläche (rote Pixel) in den UAV-Aufnahmen aus Saison 2017/18.



Eigene Darstellung - THINK

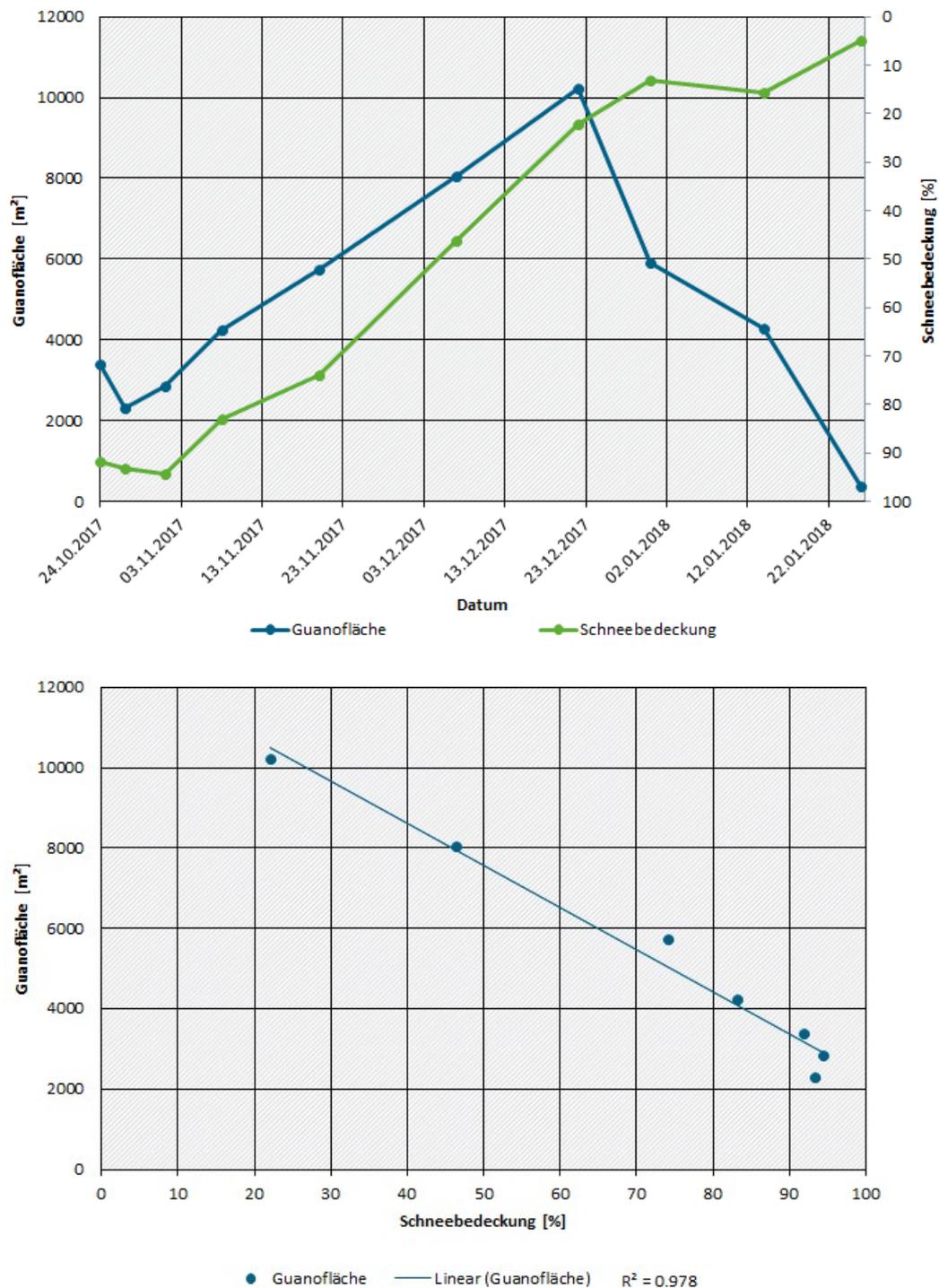
Abbildung 38: Vergleich der saisonalen Veränderungen der objektorientiert klassifizierten Guanofläche (aus UAV und Satellitenaufnahmen) in der Saison 2016/17 und 2017/18.



Eigene Darstellung - THINK

Neben den phänologischen Ursachen (siehe Kapitel 4.4.2) für die saisonale Veränderung der Guanoflächen wurde noch ein weiterer Faktor untersucht, der diese beeinflussen könnte. So zeigte sich bei der Betrachtung der Schneebedeckung der Kolonie, dass diese bis Ende Dezember im gleichen Maße abnimmt, wie die Guanofläche zunimmt. Wird nur der Zeitraum bis Ende Dezember betrachtet, kann ein linearer Zusammenhang ($R^2 = 0,978$) zwischen beiden Werten festgestellt werden (siehe Abbildung 39). Eine mögliche Ursache hierfür ist, dass sich Guano auf schmelzenden Schneeflächen nur schwer akkumuliert. Damit Guano eindeutig detektiert werden kann, muss dieser jedoch in einer hohen Konzentration die Flächen um die Nester bedecken. Wenn diese Flächen aber aus Schnee bestehen, der stetig schmilzt, könnte es zu einer kontinuierlichen Erosion des Guanos kommen, sodass dieser sich nicht die Konzentration erreicht, die für seine Detektierbarkeit erforderlich ist. Da im Laufe der Saison die Schneeflächen in der Umgebung der Nester immer geringer werden, nimmt auch diese Erosion ab. Hier zeigt sich, dass Pinguigano später in der Saison aber auch in schneearmen Jahren besser detektierbar ist.

Abbildung 39: Oben: Vergleich der Guanofläche (manuell deliniert) mit der Schneefläche (objektorientierte Klassifikation) der Kolonie Ardley Island in Saison 2017/18. Unten: Korrelation von Guanofläche und Schneebedeckung im Zeitraum von Oktober bis Ende Dezember.



Eigene Darstellung - THINK

4.4.2 Brutphänologie

Nach Black (2016) wird unter Phänologie die Betrachtung unterschiedlicher Stadien innerhalb der Lebenszyklen von Arten verstanden, insbesondere des zeitlichen Verlaufs und der Abfolge saisonal wiederkehrender biologischer Events (Forrest und Miller-Rushing 2010). Besonders in

der Reproduktionsphase ist das optimale Zeitfenster der Brutereignisse entscheidend, um geeignete Bedingungen für die Aufzucht des Nachwuchses zu nutzen. Faktoren sind hierbei unter anderem Nahrungsverfügbarkeit, günstige Witterungsbedingungen und die Erreichbarkeit des Brutgebietes. Neben der biologischen Bedeutung für die Art kann das Wissen über brutphänologische Zusammenhänge jedoch auch entscheidend für Monitoringfragen sein. So gibt es optimale Zeitpunkte für die Messung bestimmter Brutparameter wie beispielsweise die Anzahl besetzter Nester, die nach CCAMLR (2014) eine Woche nach dem sogenannten Peak-of-Egglaying (PoE, Tabelle 6) erfolgen sollte. Bei der Nutzung fernerkundlicher Methoden wird häufig die Anzahl der Brutvögel erfasst, da diese auf UAV- oder Satellitenaufnahmen eindeutiger zu erkennen sind. Gerade bei dieser Methode ist das Wissen über die Brutphänologie notwendig, um einen Zeitpunkt zu wählen, an dem sich ein möglichst geringer Anteil an Nichtbrütern, sowie möglichst nur ein Partner jedes Brutpaares in der Kolonie befindet. Auch hier wird als Zeitpunkt eine Woche nach dem PoE empfohlen (CCAMLR 2014). Ist eine Zählung zu diesem Zeitpunkt nicht möglich (beispielsweise aus logistischen oder witterungsbedingten Gründen), so kann eine genaue Kenntnis der Brutphänologie helfen, um durch Korrekturen und Hochrechnungen die Werte zum optimalen Zeitpunkt nachträglich herzuleiten. Alternativ zum PoE kann auch der sogenannte Peak-of-Hatching (PoH, siehe Tabelle 6) als Referenzdatum verwendet werden.

Tabelle 6: Definitionen zur Brutphänologie.

Parameter der Brutphänologie	Abkürzung	Beschreibung
Peak-of-Egglaying	PoE	Zeitpunkt, an dem 50% der kontrollierten Brutpaare mindestens ein Ei gelegt haben
Peak-of-Hatching	PoH	Zeitpunkt, an dem bei 50% der maximalen Anzahl an Nestern mit Ei ein Küken geschlüpft war
Schlupfbeginn	S	Zeitpunkt, an dem in der jeweiligen Nestgruppe das erste Küken nachgewiesen werden konnte

Um eine Methode zu entwickeln, mit deren Hilfe der optimale Kartierungszeitpunkt gefunden und Korrekturwerte abgeleitet werden können, wurde in vier Brutsaisons von 2014/15 bis 2017/18 die Brutphänologie von Adélie- und Eselspinguinen auf Ardley Island untersucht (siehe Tabelle 7). Dazu wurden bis zu 150 Nester innerhalb der Kolonie ausgewählt, die i.d.R. alle drei Tage kontrolliert wurden (Senf 2018). Die Nester waren so gewählt, dass sie eine möglichst große Zahl an Standorteigenschaften abdeckten, die sowohl topographischer (Entfernung zur Küste, Höhe über dem Meeresspiegel, Hangneigung) als auch biologischer (Nestgruppengröße) Art waren.

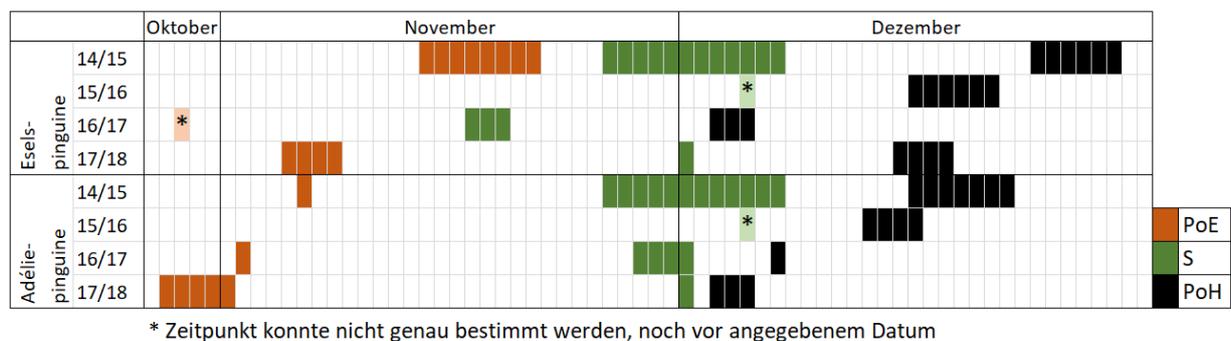
Tabelle 7: Übersicht über die in den vier Saisons untersuchten Nester.

Saison	Untersuchungszeitraum	Anzahl untersuchter Nester (gesamt, Eselspinguine, Adéliepinguine)
2014/15	27.10.2014 - 21.01.2015	125, 103, 22
2015/16	05.12.2015 - 27.01.2016	150, 110, 40
2016/17	29.10.2016 - 12.01.2017	139, 109, 30
2017/18	28.10.2017 - 26.01.2018	123, 99, 24

Bei den Kontrollen wurden die Anzahl der Eier/Küken, der Status des Nestes (aktiv/verlassen) und Parameter wie Wetterereignisse (Schneestürme, Starkregen), besonderer Prädationsdruck oder die Störung durch Menschen notiert. Zur Analyse wurden die Nester in die Kategorien "Nest mit Ei", "Nest mit Küken" und "verlassenes Nest" eingeteilt. Zum Vergleich des Brutgeschehens mit klimatischen Bedingungen wurden frei zugängliche meteorologische Daten (Raspisaniye Pogodi Ltd. 2018), die an der russischen Station Bellingshausen gemessen wurden, verwendet. Weitere Parameter umfassten die Schneehöhe sowie die mittlere bodennahe Lufttemperatur.

In den vier untersuchten Saisons wurden phänologische Daten (PoE, Schlupfbeginn, PoH) für die beiden untersuchten Pinguinarten ermittelt. Aus logistischen Gründen konnte jedoch der Beginn der Brutsaison meist nicht ermittelt werden. Als günstigster Parameter für einen Vergleich der Phänologie zwischen den Saisons ergab sich der PoH, da sich dieser in allen Saisons mit einer Genauigkeit von etwa vier Tagen (Eselspinguine) bzw. drei Tagen (Adéliepinguine) berechnen ließ.

Abbildung 40: Vergleich der verschiedenen untersuchten Brutereignisse (PoE: Peak-of-Egglaying; S: Schlupfbeginn; PoH: Peak-of-Hatching) in den vier Saisons.

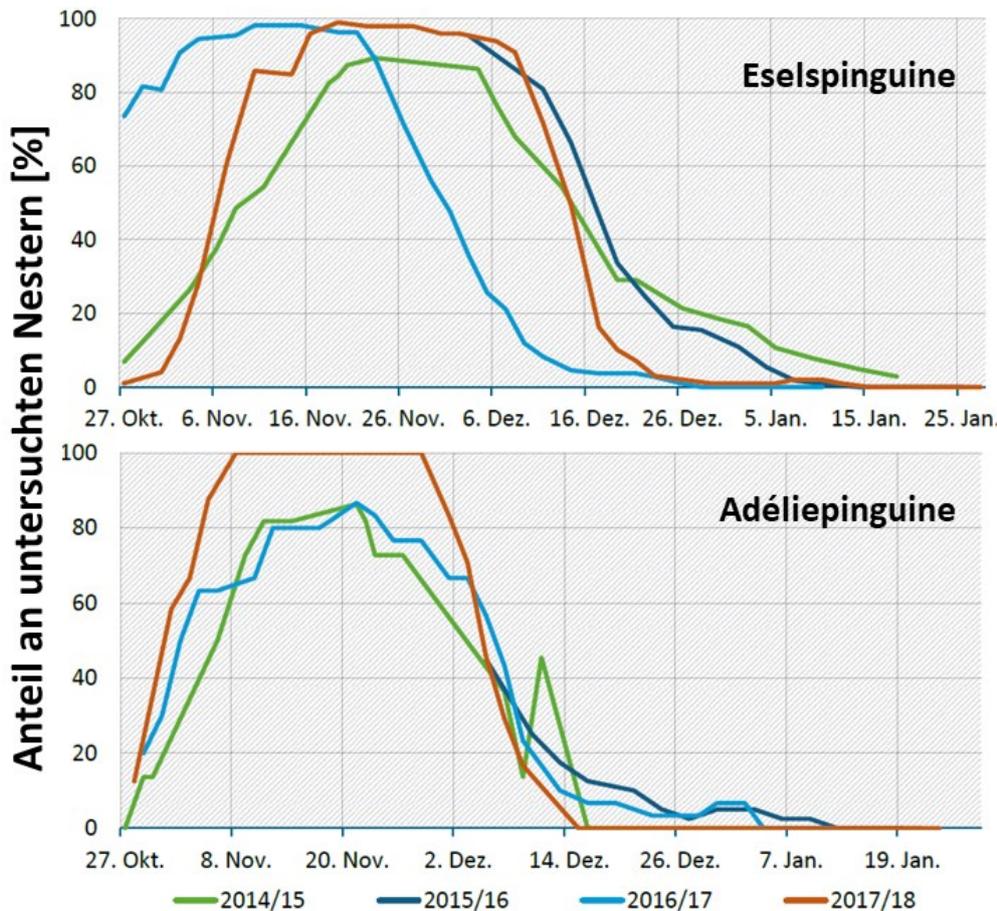


Eigene Darstellung - THINK

Es zeigte sich, dass der PoE (sofern er ermittelt werden konnte) der Eselspinguine sehr variabel zwischen Ende Oktober und Ende November lag (Abbildung 40). Dagegen wurde er bei Adéliepinguinen immer auf Ende Oktober bzw. Anfang November datiert. Auch der Schlupfbeginn war bei Adéliepinguinen auf einen relativ engen Zeitraum (Ende November/Anfang Dezember) begrenzt, während bei Eselspinguinen in der Saison 2016/17 schon im November die ersten Küken beobachtet wurden. Der PoH dagegen zeigte sich bei beiden Arten relativ flexibel über den gesamten Dezember verteilt.

Um den Verlauf der Saisons zu vergleichen, wurden die Anteile der Nester mit mindestens einem Ei in Bezug zur Gesamtzahl der Nester betrachtet (Abbildung 41). Für Eselspinguine zeigte sich hier ein relativ klares Muster, mit einem Plateau etwa Mitte November bis Anfang Dezember, bei dem der Prozentsatz der Nester mit Ei konstant auf seinem Maximalwert (über 90%) blieb. Die nachfolgende Abnahme ist mit dem Schlupf der Küken zu erklären. In der Saison 2016/17 wurde eine komplette Verschiebung des Saisonverlaufes beobachtet, bei der alle Ereignisse (siehe Abbildung 40) sowie der Verlauf der Kurve der Nester mit Ei um etwa einen halben Monat verfrüht auftraten (Abbildung 41). Bei den Adéliepinguinen wurde das beschriebene Plateau nur in der Saison 2017/18 beobachtet, hier hatten über nahezu einen Monat lang 100% der untersuchten Nester ein Ei. Dies war von den vier untersuchten Saisons der höchste erreichte Anteil; in den beiden anderen Saisons mit ausreichender Datenlage wurde lediglich bei etwa 80% der Nester ein Ei beobachtet. Bei den Adéliepinguinen waren in den verschiedenen Saisons keine zeitlichen Verschiebungen des Brutverlaufes zu erkennen.

Abbildung 41: Anteil der Nester mit Ei an der Gesamtnestzahl im Saisonverlauf.



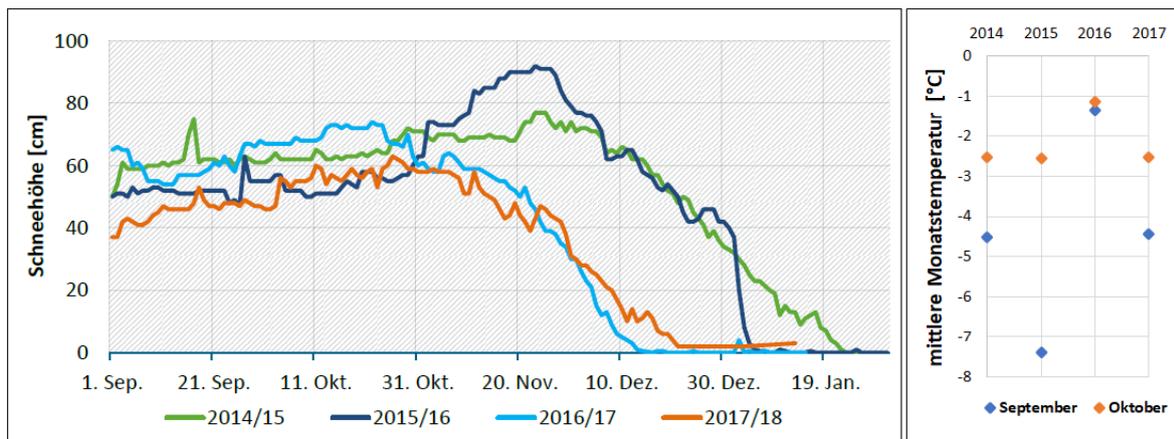
Eigene Darstellung - THINK

Bei der Entwicklung der Zahl verlassener Nester im Laufe der Saison konnten keine Unterschiede zwischen den Arten festgestellt werden. Dagegen unterschieden sich die Arten im Anteil der Nester mit Küken, die bei der letzten Nestkontrolle vor Bildung der Kindergärten bei Eselspinguinen höher war als bei Adéliepinguinen.

Es wurde außerdem untersucht, inwiefern topographische Faktoren den Zeitpunkt ausgewählter Brutereignisse beeinflussen. Dabei konnte weder für die Entfernung zur Küste, die Höhe über dem Meeresspiegel, noch für die Hangneigung ein Einfluss auf den Beginn des Brutgeschehens nachgewiesen werden.

Die Betrachtung der Wetterdaten zeigte teils deutliche Unterschiede zwischen den untersuchten Saisons in der Entwicklung der Schneehöhe, sowie in der mittleren September- bzw. Oktobertemperatur (Abbildung 42).

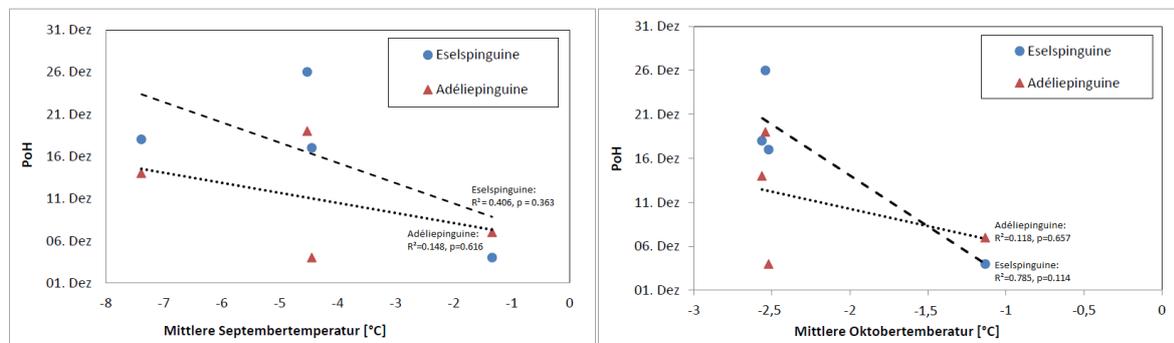
Abbildung 42: Veränderungen der Schneehöhe während der untersuchten Saisons (links) sowie mittlere September- und Oktobertemperaturen (rechts).



Eigene Darstellung - THINK

Bei der Untersuchung des Einflusses der Temperatur im September und Oktober auf den PoH konnten deutliche Trends, jedoch keine signifikanten Zusammenhänge, ermittelt werden (Abbildung 43). So zeigten sich in beiden Fällen stärkere Zusammenhänge bei Esels- im Vergleich zu den Adéliepinguinen; der stärkste Zusammenhang wurde zwischen PoH der Eselspinguine und mittlerer Oktobertemperatur ermittelt (Abbildung 43). Damit kann beispielsweise die Verschiebung der Brutereignisse bei Eselspinguinen in der Saison 2016/17 erklärt werden (vgl. Abbildung 40), da hier eine besonders hohe Temperatur im September und Oktober vorherrschte.

Abbildung 43: Zusammenhang zwischen mittlerer September- (links) bzw. Oktobertemperatur (rechts) und dem PoH von Esels- und Adéliepinguinen.



Eigene Darstellung - THINK

Es zeigte sich also eine höhere Flexibilität der Eselspinguine in der Brutphänologie im Vergleich zu den Adéliepinguinen. Dies wird durch andere Studien bestätigt (Hinke et al. 2012; Juares et al. 2013). Möglicherweise ergibt sich daraus für Eselspinguine auch eine höhere Flexibilität auf witterungsbedingte Veränderungen reagieren zu können. So begannen diese in der Saison 2016/17, die durch deutlich höhere Temperaturen im September und Oktober gekennzeichnet war, bereits früher mit der Brut. Damit konnten sie, gemessen am Anteil bebrüteter Nester, eine ähnlich erfolgreiche Brutsaison verzeichnen wie in anderen Jahren, während Adéliepinguine in nur 80% der Nester Eier hatten.

Im Gegensatz dazu kam es in der Saison 2014/15 nicht zur Verschiebung der Brutphänologie und beide Arten hatten geringere Anteile von Nestern mit Ei. Diese Saison war durch lang anhaltende hohe Schneeverhältnisse bzw. sogar einen Anstieg der Schneehöhe gegen Ende

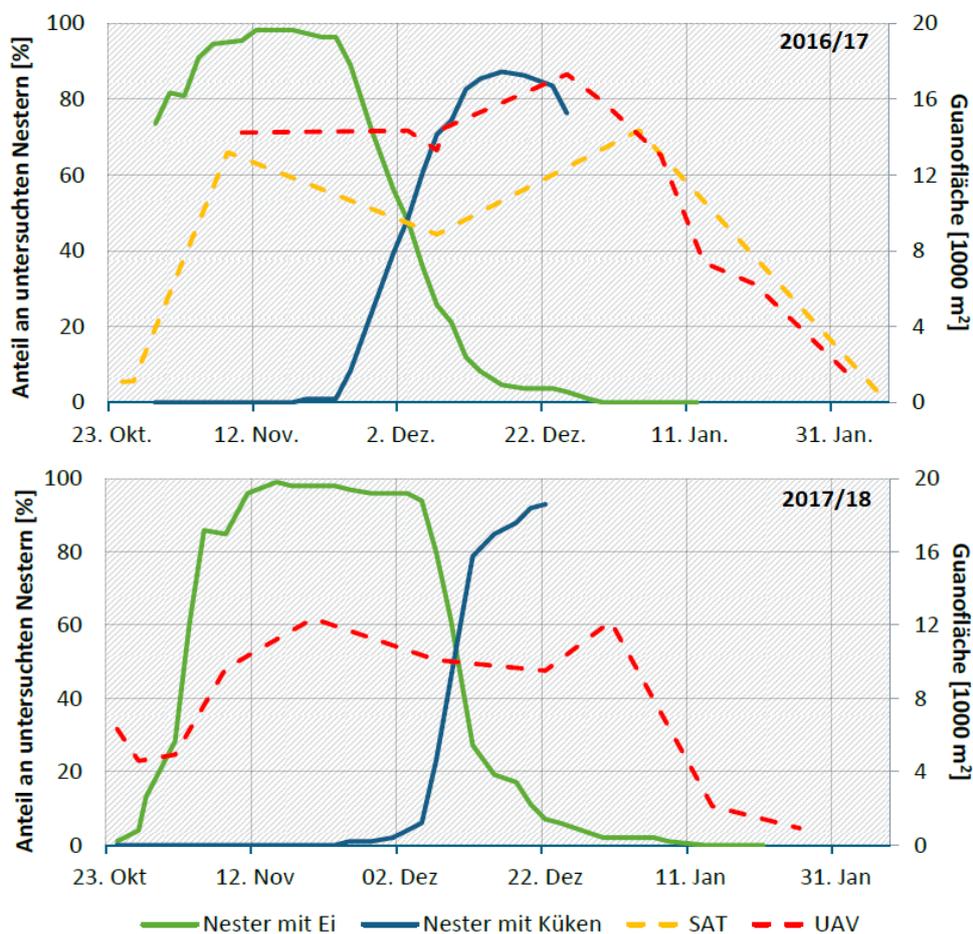
Oktober gekennzeichnet, worauf selbst die Eselspinguine anscheinend nicht durch eine Verschiebung des Brutbeginns reagieren konnten.

Lynch et al. (2012; 2009) beschrieben ebenfalls, dass Eselspinguine deutlich flexibler auf die mittlere Oktobertemperatur durch Verschiebung des Brutbeginn reagieren können als Adéliepinguine. Eine mögliche Erklärung hierfür stellt das unterschiedliche Migrationsverhalten der beiden Arten dar. Während Eselspinguine in Küstennähe bleiben (Hinke et al. 2012), suchen Adéliepinguine als Überwinterungsgebiet die Packeisgrenze auf (Ainley 2002; Borboroglu und Boersma 2013). Durch diese Nähe zur Brutkolonie ist es Eselspinguinen möglich, flexibel auf lokale Klimaverhältnisse zu reagieren.

4.4.3 Verknüpfung von Brutphänologie mit der Veränderung der Guanofläche

Bei den Untersuchungen zur saisonalen Entwicklung der Guanofläche und der Brutphänologie konnten Hinweise auf Zusammenhänge zwischen beiden Parametern gefunden werden (Abbildung 44). So findet sich die maximale Ausdehnung jeweils in der Bebrütungsphase, nachdem bei den meisten Brutpaaren die Eiablage erfolgt ist, und nimmt signifikant ab, nachdem sich die ersten Kindergärten zu bilden beginnen. So spiegelt sich beispielsweise auch die Verschiebung der Brutphänologie der Eselspinguine in der Saison 2016/17 in der Messung der Guanofläche wider, da in diesem Jahr die maximale Guano-Ausdehnung etwa zwölf Tage früher als in der darauffolgenden Saison erreicht wurde.

Abbildung 44: Zusammenhang zwischen Brutphänologie (durchgezogene Linien) und auf Drohnen (UAV)- und Satellitenbildern (SAT) gemessener Guanofläche (gestrichelte Linien) in zwei aufeinanderfolgenden Saisons.



Eigene Darstellung - THINK

Der direkte Zusammenhang zwischen Guanofläche und Brutphänologie könnte in Zukunft eine deutlich präzisere Ermittlung von Brutpaarzahlen (BP) unter Verwendung von Fernerkundungsdaten ermöglichen. Dies wäre erreichbar indem die in Kapitel 4.4.1 dargestellte intrasaisonale Variabilität der Guanoausdehnung durch Einführung eines Korrekturfaktors (F) ausgeglichen wird (7). Dieser Faktor ist ebenso zeitabhängig wie die Ausdehnung der guanobedeckten Fläche (A_G)

Da die zeitliche Abfolge der Brutphasen und Brutereignisse zwischen den Saisons gleichbleibend ist und es lediglich zu einer Verschiebung des gesamten Brutgeschehens kommt, wird für die Zeitskala nicht das kalendarische Datum sondern ein Datum relativ zur Brutphänologie gewählt. Beispielsweise könnte der PoE als Ausgangspunkt (t_0) gewählt werden. Alle weiteren Daten ergeben sich durch die Anzahl x der Tage vor/nach dem gewählten Ausgangszeitpunkt (z.B. PoE).

$$BP = A_G(t_{0+x}) * F(t_{0+x}) \quad (7)$$

BP – Brutpaarzahl

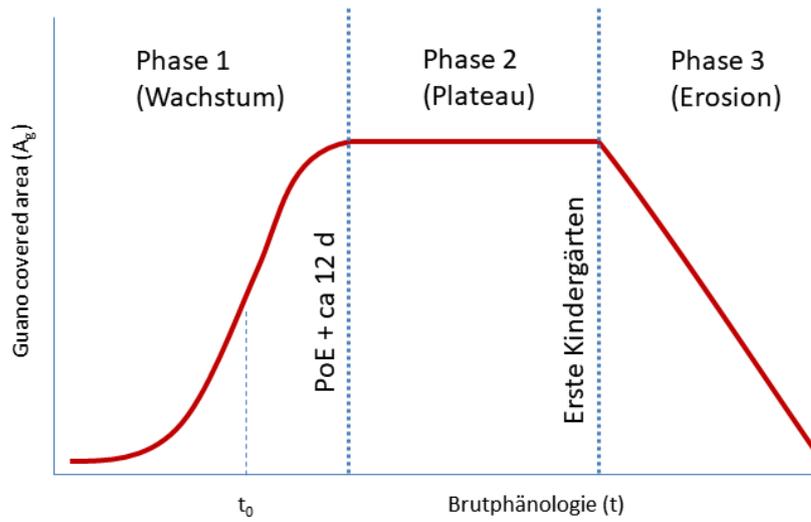
$A_G(t_{0+x})$ – Guanofläche zum Aufnahmedatum

$F(t_{0+x})$ – Korrekturfaktor in Abhängigkeit vom Aufnahmedatum der Guanofläche

Um diesen Korrekturfaktor zu ermitteln, müsste die guanobedeckte Fläche einer Kolonie über mehrere Saisons gemessen und mit der Brutphänologie und der zugehörigen Brutpaarzahl in Verbindung gebracht werden. Eine weitere Voraussetzung ist die Ermittlung des Brutbeginns, die beispielsweise durch Nestkontrollen in der jeweiligen Kolonie erfolgen kann. Diese Daten sind im Falle von geographisch nahe gelegenen Pinguinkolonien der gleichen Art zu einem gewissen Maße übertragbar. Eine zweite Möglichkeit stellt die Verwendung von stationären automatischen Kameras dar.

Der grundsätzliche Verlauf Zusammenhangs von Brutphänologie und der Ausdehnung der guanobedeckten Fläche ist in Abbildung 45 dargestellt. Je genauer der Kurvenverlauf beschrieben werden kann, desto präziser kann $F(t_{0+x})$ und damit die Brutpaarzahl bestimmt werden. Zum gegenwärtigen Wissensstand ist das vor allem für die Phase 2 realistisch. Für den detaillierten Verlauf von Phase 2 und 3 gibt es bisher zu wenige Kenntnisse. Es ist aber von einer sehr hohen Witterungsabhängigkeit auszugehen, was die Parametrisierung erschwert. Es ist daher zu empfehlen die Aufnahme von Fernerkundungsdaten möglichst in Phase 2 zu terminieren, die eine relative Konstanz der Variablen A_G und F gewährleistet.

Abbildung 45: Schematische Darstellung des Verlaufs der Guanobedeckung in Abhängigkeit von der Brutphänologie



Eigene Darstellung - THINK

5 Auswahl von potentiellen Monitoringgebieten und Erfassung der Basisdaten

5.1 Ardley Island

Neben den schon im vorherigen Kapitel vorgestellten Analysen von UAV- und Satellitendaten in Bezug auf die Guanofläche fanden auch weitere Erfassungen von Basisdaten auf Ardley Island statt.

5.1.1 Stationäre Kameras

Um detaillierte Daten zur intrasaisonalen Variabilität einer Pinguinkolonie zu gewinnen, wurden erstmalig stationäre Kameras auf Ardley verwendet. Diese nehmen in einem Intervall von einer Stunde Fotos von ausgewählten Bereichen der Kolonie auf (Beispiele in Abbildung 46). Gleichzeitig zu Veränderungen im Verlauf des Brutgeschehens werden somit auch im Tagesrhythmus stattfindende Änderungen in der Anwesenheit von Pinguinen festgestellt. Dies ist von hoher Bedeutung für die Weiterentwicklung der UAV-basierten Kartiermethoden (Kapitel 4.2).

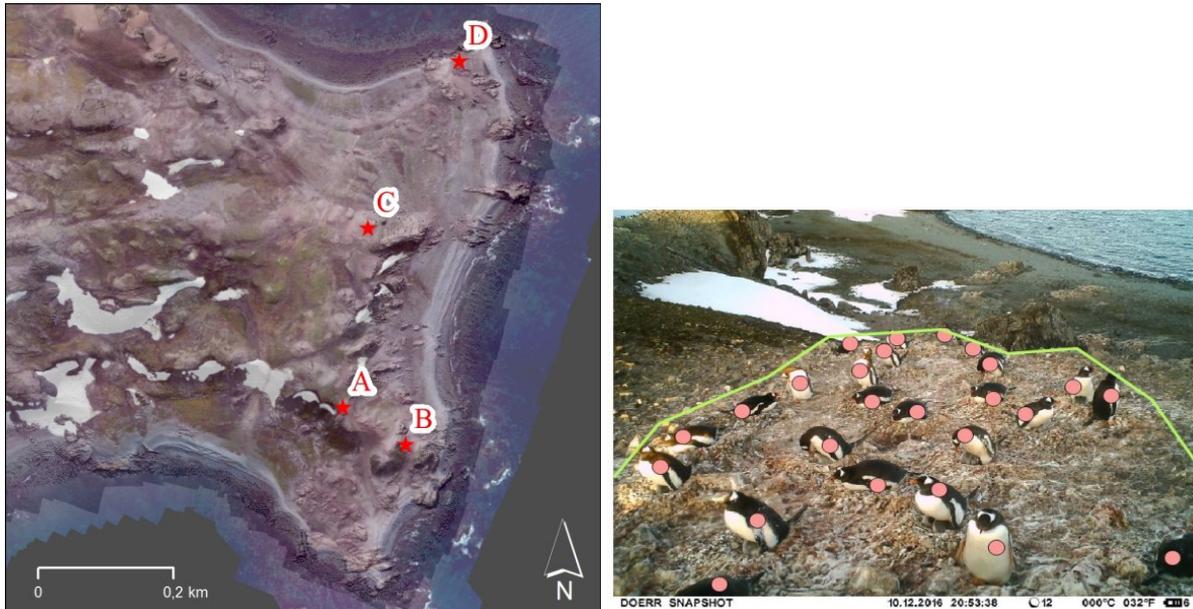
Abbildung 46: Stationäre Kamera, befestigt an einem Holzpfosten (links), und Aufnahme der Kamera C, die eine Mischgruppe aus Adélie- und Eselspinguinen abbildet (rechts).



Eigene Darstellung - THINK

Die Kameras wurden am 31.10.2016 an insgesamt vier Standorten innerhalb aktiver Nestgruppen (2 x *Pygoscelis adeliae*, 2 x *Pygoscelis papua*) in der Pinguinkolonie von Ardley Island installiert. Dabei wurden zwei küstennahe und zwei küstenferne Nestgruppen ausgewählt (siehe Abbildung 47).

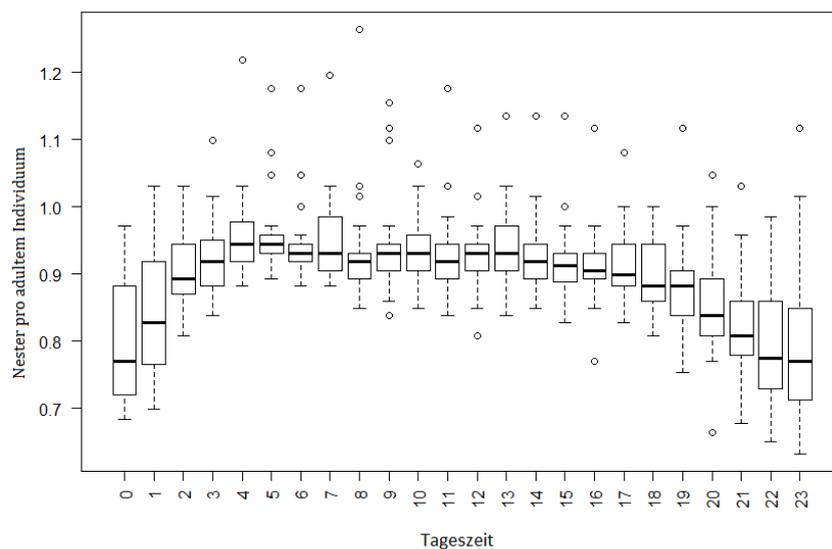
Abbildung 47: Links: Standorte der stationären Kameras auf Ardley Island. Rechts: Beispiel einer Aufnahme, in der der Bereich (grüne Linie) markiert ist, in dem die Pinguine (orange Punkte) gezählt wurden.



Quelle (rechts): Semionova (2017)

Während einer Saison wurden pro Standort mehr als 2.500 Bilder aufgenommen. Der Stromverbrauch war so gering, dass die Akkus nur am Anfang und am Ende der Saison gewechselt werden mussten. Aufgrund der großen Anzahl an Fotos konnten nur die Bilder eines Standortes komplett ausgewertet werden. Die Auswertung erfolgte manuell, indem mit Hilfe eines GIS in jedem Bild in einem definierten Bereich alle Pinguine gezählt wurden (siehe Abbildung 47).

Abbildung 48: Tagesverlauf der Veränderung der Nester pro adultem Individuum im Dezember 2016, bestimmt aus Aufnahmen der stationären Kamera B (Nestgruppe Eselspinguine).



Eigene Darstellung - THINK

Bei Betrachtung der Schwankungen innerhalb des Tages (Abbildung 48) wird ebenfalls ein deutlicher Trend erkennbar. So befinden sich morgens, nach Sonnenaufgang um 3 Uhr, die wenigsten Pinguine in der Nestgruppe, während sich in der Nacht zwischen Sonnenuntergang und -aufgang (23 - 3 Uhr) die größte Anzahl an Pinguinen in der Nestgruppe aufhält. Im Verlauf des Tages nimmt die Anzahl der Pinguine in der Nestgruppe kontinuierlich zu. Die Ursache für dieses Muster liegt wahrscheinlich darin begründet, dass sich am frühen Morgen von jedem Brutpaar ein Individuum auf Beutefang begibt. Im Laufe des Tages kommen dann, je nach Dauer der Nahrungssuche, die am Morgen gestarteten Tiere wieder zurück, verweilen am Nest und der andere Partner begibt sich auf Beutefang.

Mit den Daten der Kameras können auch Parameter, welche die Brutphänologie beschreiben, ermittelt werden. Dazu wurde die Methode von Hinke et al. (2018) angewandt und den Ergebnissen von Senf (2018) gegenübergestellt (Tabelle 8 und Tabelle 9). Im Ergebnis zeigte sich, dass mit der Methode von Hinke et al. (2018) sehr gut die Parameter der Brutphänologie anhand der Aufnahmen der Stationären Kameras bestimmt werden können. So wurden lediglich geringe Abweichungen von zwei bis drei Tagen zwischen den beiden Methoden festgestellt.

Tabelle 8: Ermittelte Parameter der Brutphänologie (siehe Kap. 4.1.1) bei Adéliepinguinen auf der Insel Ardley, verglichen mit den jeweiligen In situ-Werten von Senf (2018) in Klammern.

Saison	Kamera	Anzahl Nester	Peak-of-Egg laying	Peak-of-Hatching	Creche peak
2016/2017	D	6	31. Okt. (02.11)	05. Dez. (07.12)	04.01.2017
2016/2017	C	10	31. Okt. (02.11)	06. Dez. (07.12)	02.01.2017
2017/2018	C	13	01. Nov. (28.10–01.11)	08. Dez. (03.12– 05.12)	06.01.2018
2018/2019	C	10	28. Okt.	04. Dez.	unbekannt

Tabelle 9: Ermittelte Parameter der Brutphänologie (siehe Kap. 4.1.1) bei Eselspinguinen auf der Insel Ardley, verglichen mit den jeweiligen In situ-Werten von Senf (2018) in Klammern.

Saison	Kamera	Anzahl Nester	Peak-of-Egg laying	Peak-of-Hatching	Creche peak
2016/2017	A	12	29.10* (< 29.10)	04. Dez. (03.12 – 05.12)	31.12.2016
2016/2017	D	6	29.10*(< 29.10)	05. Dez. (03.12 - 05.12)	02.01.2017
2018/2019	A	5	03.11	nach dem 09.12	unbekannt
2018/2019	C	10	28. Okt.	04. Dez.	unbekannt

*Bei der Interpretation dieser Werte ist zu beachten, dass erst ab dem 31.10 eine Beobachtung der Nester möglich war. Zu diesem Zeitpunkt brüteten die Pinguine bereits. Es ist davon auszugehen, dass der tatsächliche Peak-of-Egg laying noch vor dem angegebenen Datum liegt.

5.1.2 Aufnahme von Bodenkontrollpunkten (GCP)

Sowohl die Orthophotomosaik als auch die digitalen Oberflächenmodelle, die durch UAV-Befliegungen erstellt werden, zeichnen sich durch eine hohe relative Genauigkeit aus. Dies bedeutet, dass die Datensätze in sich bis auf wenige Dezimeter (z. T. auch wenige Zentimeter) genau sind. Im Wesentlichen wird die relative Genauigkeit durch die erreichte Bodenauflösung der aufgenommenen Einzelbilder bestimmt, die wiederum von Kamera, Flughöhe und Fluggeschwindigkeit abhängt. Der Überlappungsgrad der Einzelbilder sowie die gewählte Prozessierungsmethode beeinflussen ebenfalls die Präzision.

Die absolute Genauigkeit der Ergebnisdatensätze wurde jedoch lediglich durch die Genauigkeit des bordeigenen GPS der UAV bestimmt und erreichte somit lediglich eine Größenordnung von einigen Metern. Die absolute Genauigkeit konnte jedoch durch die Verwendung von Ground-Control-Points (GCP) für die Prozessierung erhöht werden. Dies sind im Orthophotomosaik wiedererkennbare Geländepunkte, deren Positionen präzise vermessen wurden. Da es in den untersuchten Gebieten keine fest vermessenen Punkte gibt, wurde in der Saison 2016/17 erstmals die PPP-Technologie (Precision Point Positioning) zur Definition eigener GCP verwendet. Zur Vermessung wurde ein von der Firma OptimalSystem.DE als Sonderanfertigung hergestellter L1-GNSS-Rohdaten-Logger auf Basis des Moduls u-blox NEO-M8T (Abbildung 49) eingesetzt.

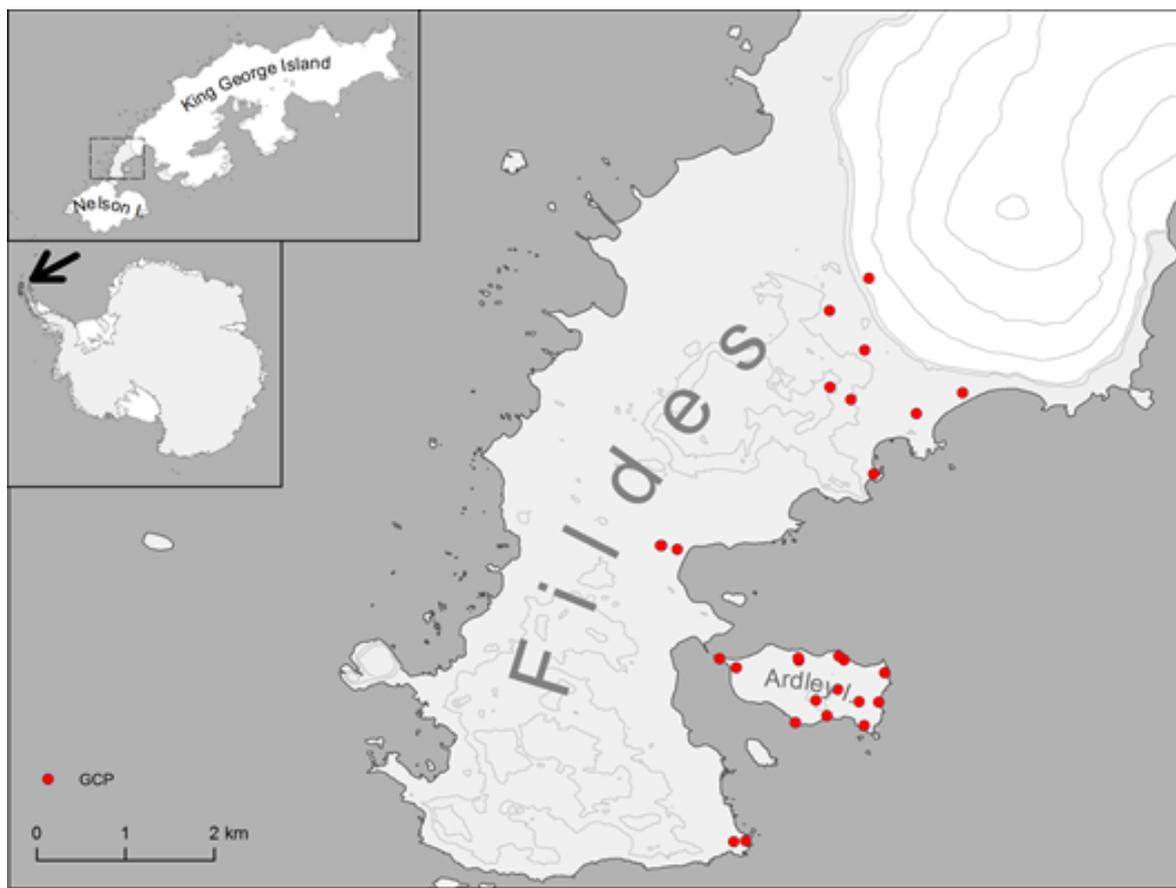
Abbildung 49: Beispiele für PPP-Vermessung von GCP an unterschiedlichen Positionen auf Ardley Island. Sichtbar ist die Antenne, das Aufzeichnungsgerät ist in der grünen Schutztasche verpackt.



Eigene Darstellung - THINK

Insgesamt wurden mit diesem Gerät 27 Punkte auf der Ostseite von Fildes Peninsula vermessen (Abbildung 50). Das Postprocessing der Rohdaten fand mit der Software RTKLIB ver.2.4.2 statt. Mit Hilfe von genauen Daten der Ephemeriden, Orbits, Uhrzeit und Ionosphäre, die vom Crustal Dynamics Data Information System (CDDIS; <https://cddis.nasa.gov>) bezogen wurden, konnten die Rohdaten korrigiert werden. Ein Vergleich mit Messpunkten in der Bellingshausen-Station zeigte, dass eine absolute Lagegenauigkeit der GCP von ca. 20 cm (XY) bzw. 60 cm (Z) erreicht wurde. Diese GCP konnten dann für die Korrektur der UAV-Mosaik und Satellitenaufnahmen eingesetzt werden.

Abbildung 50: Positionen der eingemessenen GCP auf der Filides Peninsula.



Eigene Darstellung - THINK

5.1.3 GPS-unterstützte Bodenkartierungen auf Ardley Island

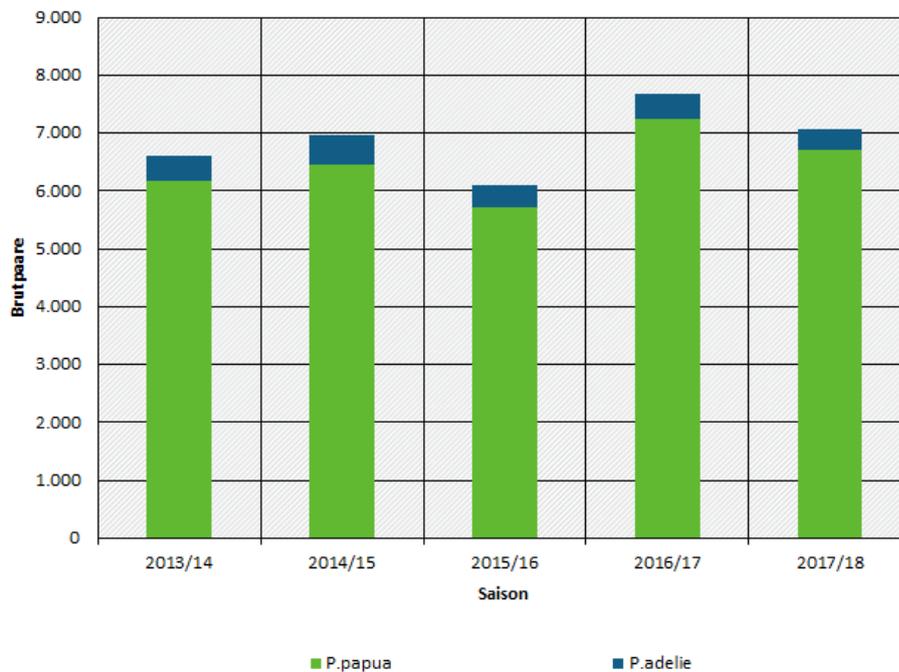
In Fortsetzung der Arbeiten des Vorjahres wurden die Brutpaarzahlen der drei Pinguinarten auf Ardley Island an je zwei Terminen pro Saison (November und Dezember) gezählt, außerdem wurde die räumliche Ausdehnung der Kolonien mittels GPS detailliert ermittelt. Dabei wurden die einzelnen Brutgruppen in ca. 1 m Abstand mit einem GPS-gestützten Kartiergerät umlaufen und alle aktiven Nester gezählt. Um eine Vergleichbarkeit mit dem weithin verwendeten Standard des Ecosystem Monitoring Program (CEMP) der Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources (CCAMLR) herzustellen, wurde der erste Termin während des Maximums der Eiablage (peak of egg-laying, vgl. Kapitel 4.4.2) durchgeführt. Der zweite Kartiertermin dient der Fortschreibung der langjährigen Datenreihe für Ardley Island (Braun et al. 2017) und der mittelfristigen Synchronisierung mit dem CCAMLR/CEMP-Standard.

Aus der Betrachtung der Zählungen der letzten fünf Jahre ergibt sich für Ardley Island ein stabiler Pinguinbestand. Auch bei den einzelnen Arten sind keine bedeutenden Veränderungen erkennbar (Tabelle 10, Abbildung 51). Die räumliche Ausdehnung der Brutgruppen zeigt ebenfalls keine Gebiete, in denen Brutgruppen signifikant zu- oder abgenommen haben (Abbildung 52, Abbildung 53).

Tabelle 10: Brutpaarzahlen der Bodenzählungen von Ardley Island.

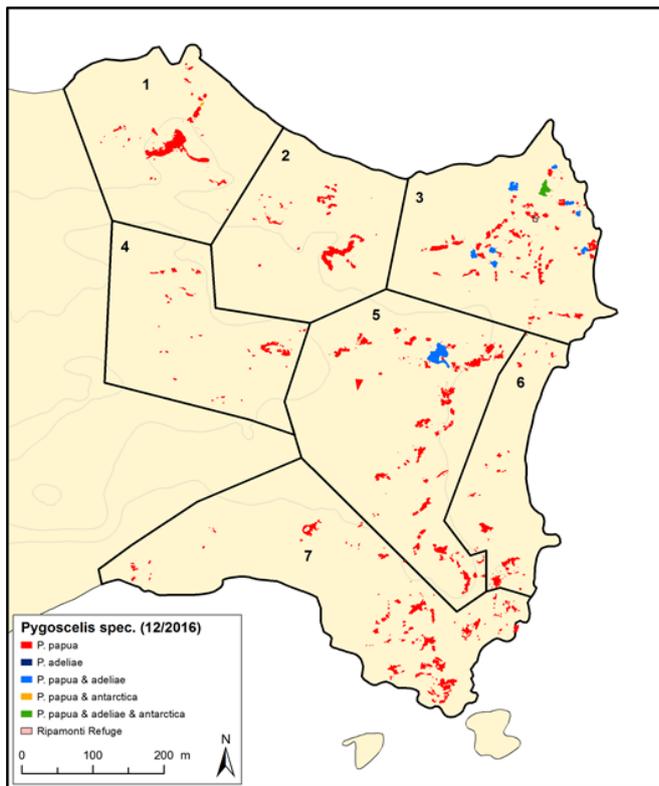
Zählung im November			Zählung im Dezember				
Datum	P. papua	P. adelia	P. antarctica	Datum	P. papua	P. adelia	P. antarctica
06.-07. Nov. 2016	7.259	395	15	05. Dez. 2016	7.227	448	20
06.-07. Nov. 2016	7.259	395	15	05. Dez. 2016	7.227	448	20
13.-15. Nov. 2017	6.708	363	19	13./14. Dez. 2017	6.242	350	15

Abbildung 51: Brutpaarzahlen von Esels- (*P. papua*) und Adéliepinguinen (*P. adelia*) auf Ardley Island von der Saison 2013/14 bis 2017/18.



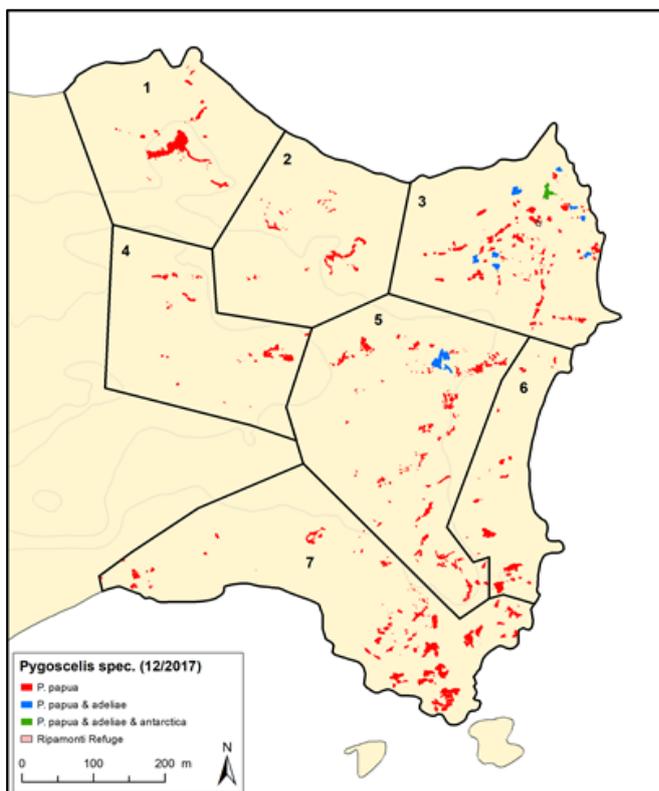
Eigene Darstellung - THINK

Abbildung 52: Bodenkartierung der Brutgruppen auf Ardley Island am 5. Dezember 2016.



Eigene Darstellung - THINK

Abbildung 53: Bodenkartierung der Brutgruppen auf Ardley Island am 13. & 14.12.2017.



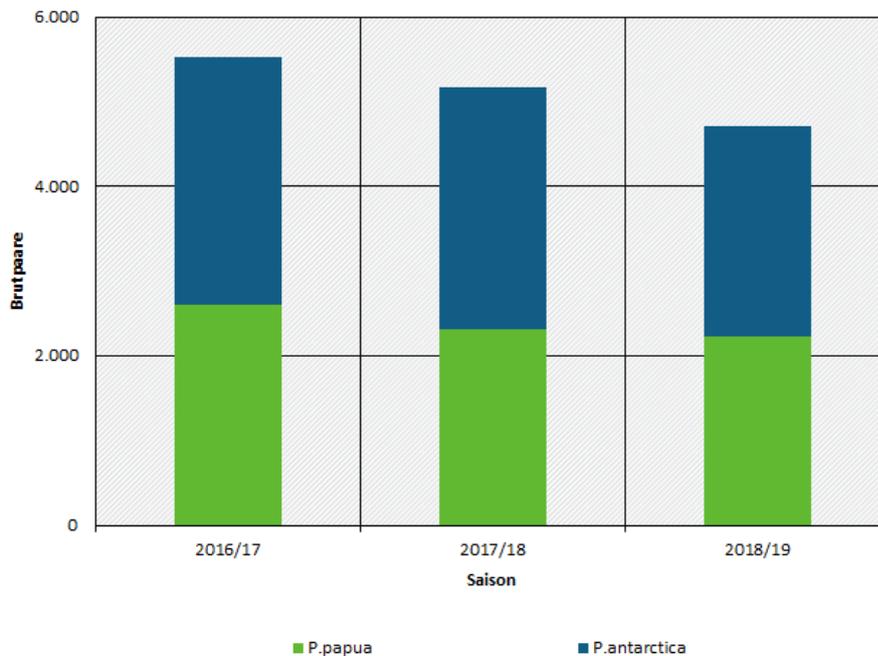
Eigene Darstellung - THINK

5.2 Narebski Point

Die Kolonie Narebski Point wurde auch in den Saisons 2016/17 bis 2018/19 durch Mitarbeiter des KOPRI kartiert und dabei die Brutpaarzahl nach Brutgruppen und Arten (*P. adeliae* und *P. papua*) erfasst. Die Summierung der Brutpaarzahlen nach Arten (Abbildung 54) zeigt eine leichte Abnahme, die sich aber im Rahmen der Schwankungen der Vorjahre bewegt (vgl. Kapitel 2.1.2). Die räumliche Verteilung zeigt sich zwischen den Saisons nur geringfügig verändert, wobei insbesondere die großen Brutgruppen stabil sind und so als bevorzugte Nistplätze erscheinen. Veränderungen werden vor allem an den Rändern der Kolonie sichtbar (Abbildung 55). Die Verteilung der Arten ist ebenfalls recht stabil, lediglich bei Mischgruppen im Überschneidungsbereich gibt es geringfügige Änderungen, wobei zu beachten ist, dass der Status 'Mischgruppe' bereits durch die Anwesenheit eines einzigen Nestes einer anderen Art entsteht.

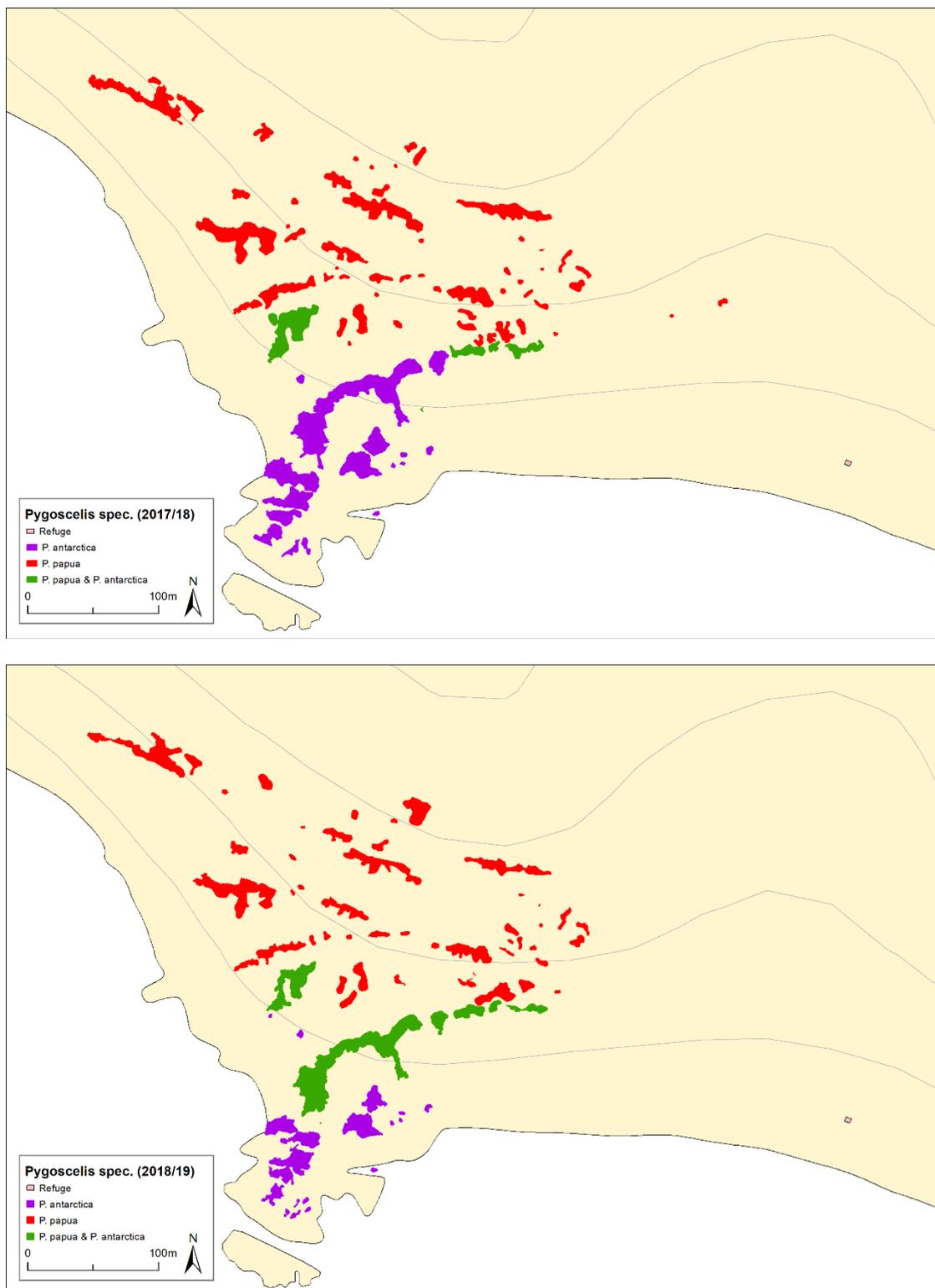
Eigene Datenerhebungen fanden mit der Akquise mehrerer hochauflöster Satellitenbilder (Abbildung 56) und der Durchführung von UAV-Befliegungen (Abbildung 57) statt.

Abbildung 54: Brutpaarzahlen der Kolonie Narebski Point.



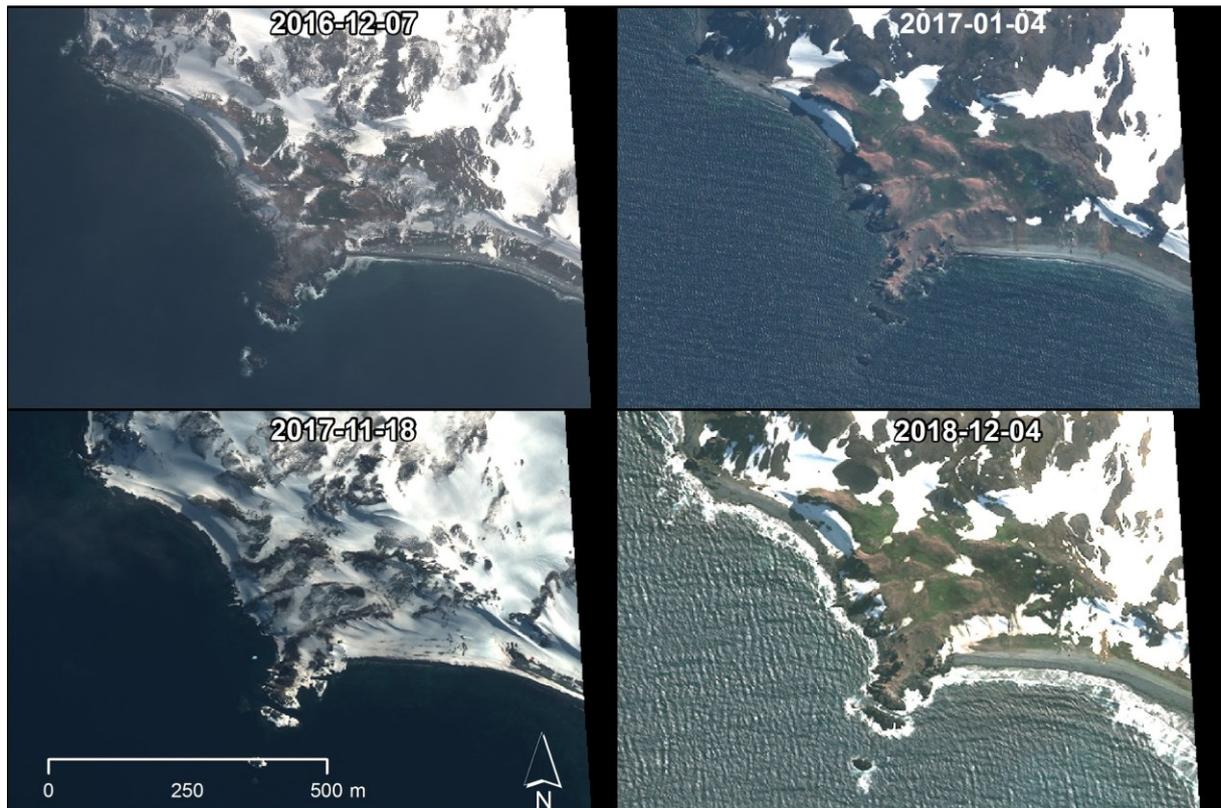
Quelle: pers. Mitt. KOPRI 2019

Abbildung 55: Ergebnisse der Bodenkartierung der Brutgruppen auf Narebski Point für die Saisons 2017/18 (oben) und 2018/19 (unten).



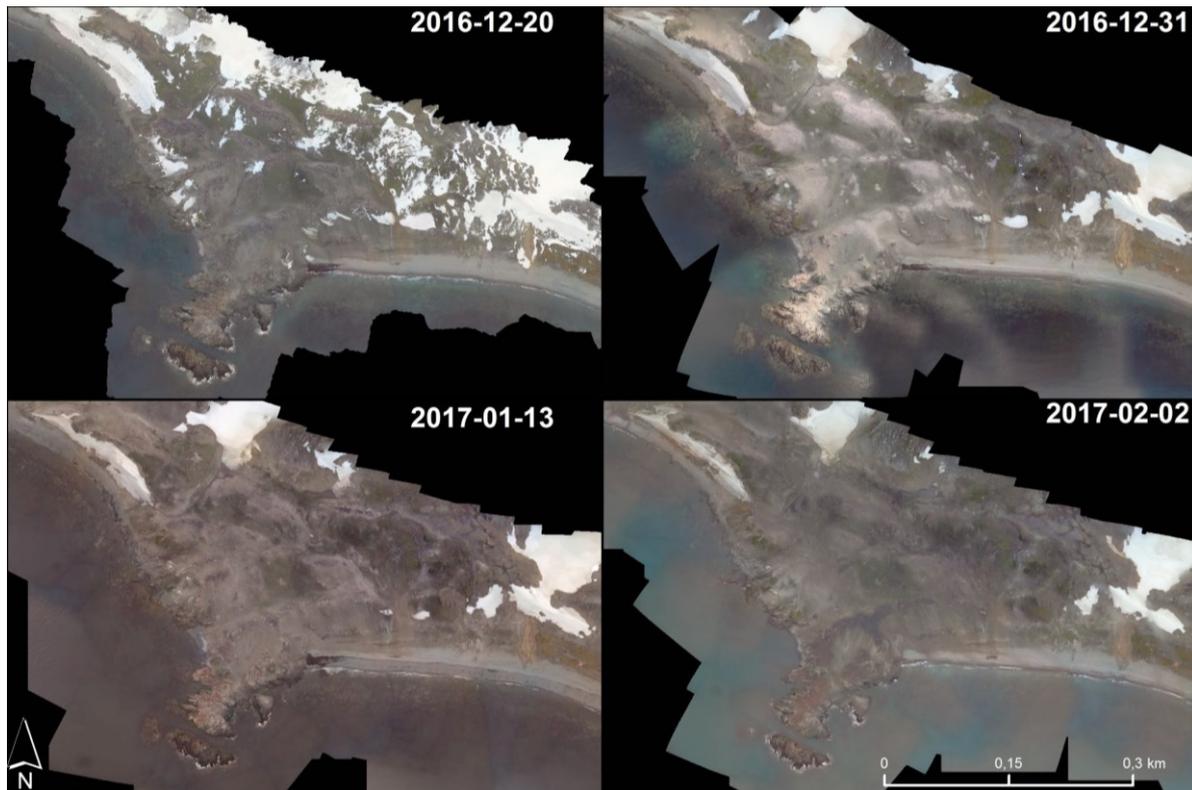
Eigene Darstellung (Datengrundlage: KOPRI)

Abbildung 56: Übersichtsbilder der vier hochaufgelösten Satellitenaufnahmen von Narebski Point die während der Projektlaufzeit akquiriert werden konnten.



Eigene Darstellung - THINK

Abbildung 57: Übersichtsbilder von vier UAV-Orthophotomosaiken von Narebski Point, die während der Saison 2016/17 aufgenommen wurden.



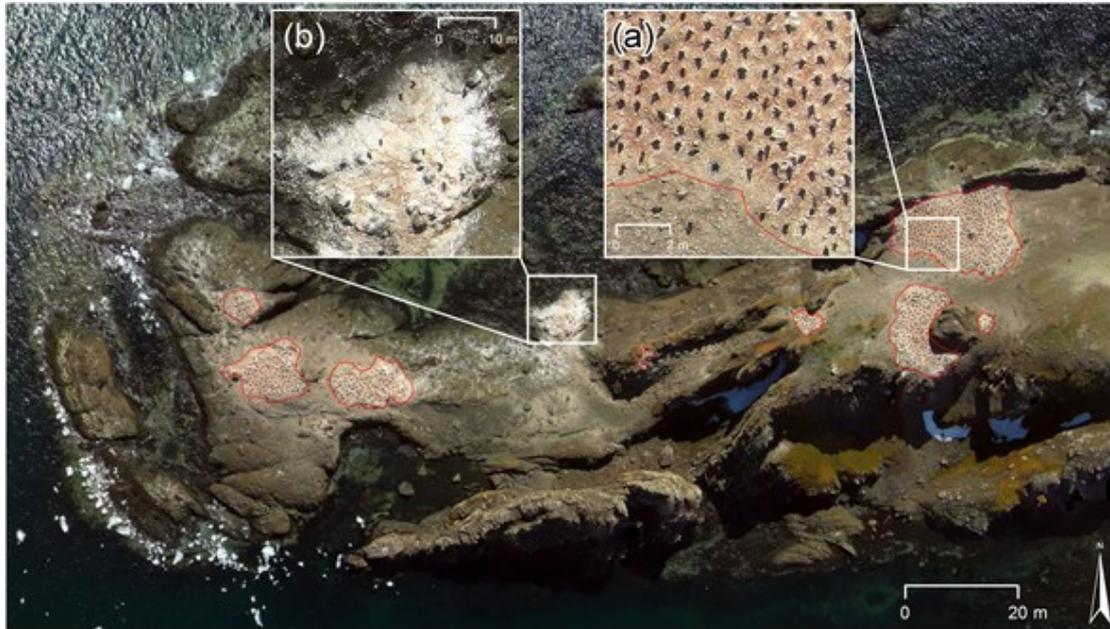
Eigene Darstellung - THINK

Die Kolonie Narebski Point ist seit 2017 Bestandteil des CCAMLR Ecosystem Monitoring Program (CEMP), so dass ein künftiges Monitoring hier gewährleistet ist (CCAMLR 2017). Die am Boden erhobenen Daten können durch die im Rahmen des Projektes entstandenen Fernerkundungsdaten (Satelliten- und UAV-Aufnahmen) ergänzt werden. Diese Kolonie bildet somit einen hervorragenden Referenzpunkt für überregionale Monitoringprogramme auf Basis von Fernerkundung.

5.3 Drake-Passage

Während der Saison 2016/17 wurden alle potenziellen Brutgebiete im Untersuchungsgebiet Drake-Passage mit der Ninox-UAV befliegen. Dies war möglich, da dieses Fluggerät über eine Reichweite von bis zu 27 km verfügt und somit auch die nicht mit dem Schlauchboot erreichbaren Inseln überflogen werden konnten. Das Ninox-UAV war mit einer leichten Digitalkamera (MAPIR-Survey-2 RGB) ausgestattet, die alle zwei Sekunden ein Bild aufgenommen hat. Die Aufnahmen von jedem Flug wurden georeferenziert und zu Orthophotomosaiken mit einer Bodenauflösung von 2-3 cm zusammengesetzt. In den Orthophotomosaiken wurden nach guanobedeckten Flächen gesucht und in diesen alle Individuen im QGIS ausgezählt. Nicht gezählt wurden die Pinguine, die sich auf dem hellen Guano in der supralittoralen Zone nahe dem Wasser aufhielten (siehe Abbildung 58). In dieser Zone ist nicht mit Nestern zu rechnen.

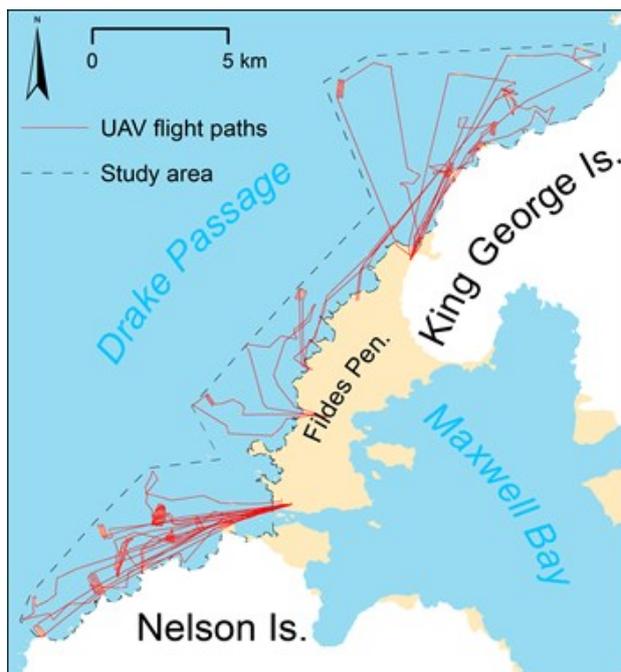
Abbildung 58: UAV-Orthomosaik der Zügelpinguinkolonie (*P. antarcticus*) auf Cabo Cariz (Nelson Island): a) die mit Guano bedeckten Gebiete mit besetzten Nestern (rote Polygone), in denen Individuen gezählt wurden und (b) ein Gebiet in der supralittoralen Zone nahe der Wasserlinie ohne Nester, in denen Individuen nicht gezählt wurden.



Quelle: Pfeifer et al. 2019

Um die Zahl der Befliegungen klein zu halten, wurden die komplette Küste der Fildes Peninsula und alle vom Strand aus einsehbaren Inseln im Rahmen der monatlich stattfindenden Robbenzählung (Braun et al. 2017) vom Boden aus nach Pinguinkolonien abgesucht. Insgesamt waren 16 Flüge an sechs Tagen notwendig, um das komplette Untersuchungsgebiet abzudecken (siehe Abbildung 59). Dabei wurde eine Fläche von 2.585 ha mit mehr als 300 Inseln kartiert.

Abbildung 59: Flugrouten der UAV-Befliegungen.



Quelle: Pfeifer et al. (2019)

Im Ergebnis wurden 14 Pinguinkolonien mit insgesamt 35.604 adulten Zügelpinguinen vorgefunden. Auch wurde von allen Nestgruppen und Subkolonien (siehe Tabelle 11) der genaue Standort mit einer absoluten Ortsgenauigkeit von <10 m festgelegt. Um auf die Anzahl der besetzten Nester einer Pinguinkolonie schließen zu können, wurde die Anzahl der Individuen, die sich auf mit Guano bedeckten Flächen aufhielten, mit dem Korrekturfaktor r verrechnet (vgl. Kapitel 4.2, Formel 4 und 5).

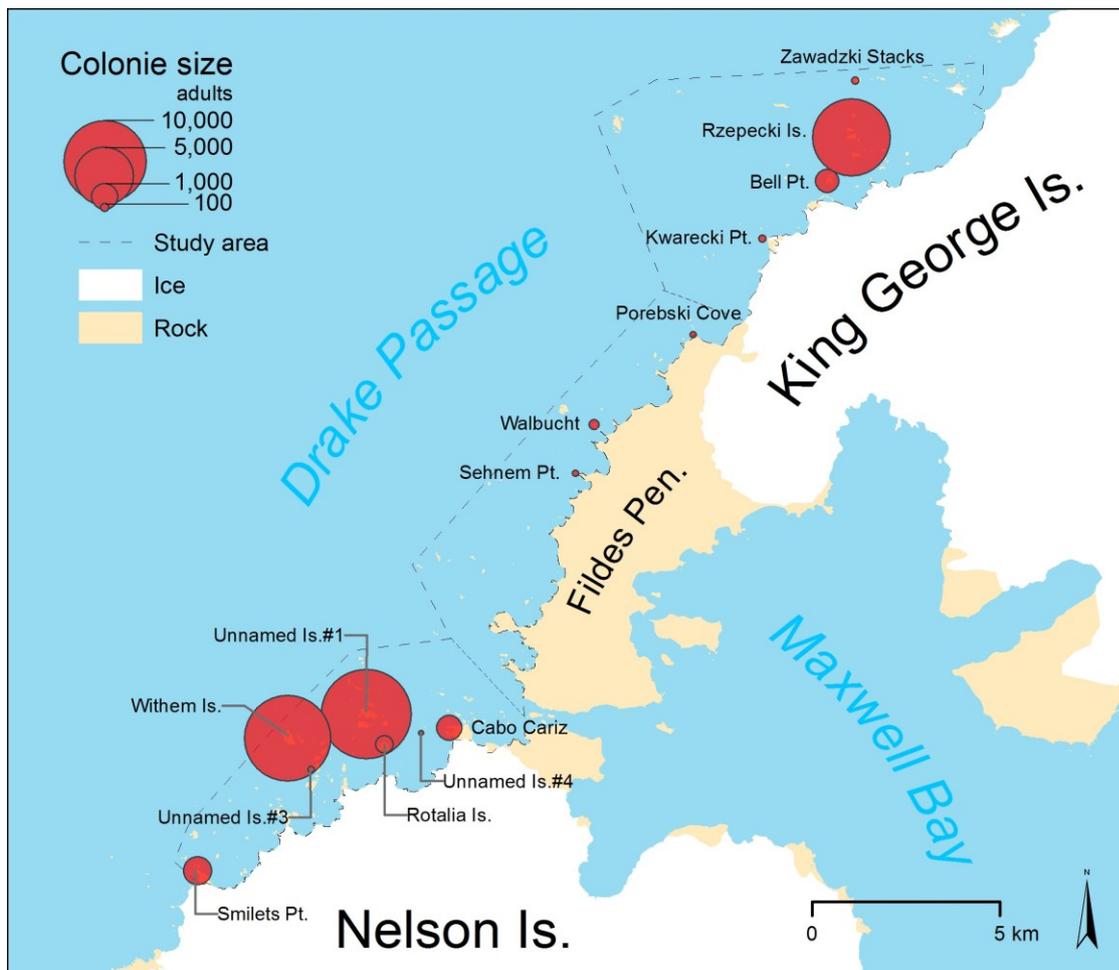
Dass es sich bei den gefundenen Kolonien um Zügelpinguinkolonien handelt, wurde anhand historischer Informationen und der Struktur der Kolonien geschlossen. Zum einen wurden im Untersuchungsgebiet in den vorherigen Untersuchungen (Jablonski 1984, Peter et al. 1988, Shuford und Spear 1988) nur Zügelpinguinkolonien gefunden und keine Brutpaare andere Pinguinarten. Zum anderen war in den Orthomosaiken, anhand der regelmäßigen Abstände der Individuen, erkennbar, dass sich die Pinguine dort noch nicht in der Crèche-Phase befanden. Esels- und Adéliepinguine hingegen waren zur Zeit der Befliegungen ab Ende Dezember aber schon in der Crèche-Phase. Aufgrund dieser Hinweise kann aber nicht ausgeschlossen werden, dass einzelne Brutpaare andere Pinguinarten in den untersuchten Kolonien brüten.

Tabelle 11: Definitionen von Ansammlungen von Pinguinkolonien, die für die Einteilung der Kolonien verwendet wurden.

Kategorie	Beschreibung
Nestgruppe	Ansammlung besetzter Nester mit einer Entfernung < 2 m zueinander
Subkolonie	Ansammlung von Brutgruppen mit einer Entfernung < 50 m zueinander
Kolonie	Ansammlung von Subkolonien mit einer Entfernung < 500 m
Brutgebiet	Topographisch getrennte (eisfreie) Gebiete mit rezenten und/oder historischen Kolonien

Die Zahl der Individuen sowie die Zahl der aus diesen berechneten besetzten Nester für die Kolonien sind in Tabelle 12 aufgeführt. Die Hälfte ($n = 7$) der identifizierten Kolonien mit 72% (25.597 Adulte) der Gesamtpopulation befanden sich im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes vor Nelson Island (Abbildung 60). Dort liegen auch die größten Kolonien mit Withem Island (11.007 Adulte) und Unnamed Islands #1 (11.959 Adulte in sieben Subkolonien). Weiter nördlich an der eisfreien Küste der Fildes Peninsula befinden sich hingegen nur wenige kleine Zügelpinguinkolonien (insgesamt 229 Nester). Auf den Inseln nördlich der Fildes Peninsula befinden sich vier Kolonien mit 9.791 Adulten, die größte davon auf den Rzepecki-Inseln (8.703 Adulte in drei Subkolonien).

Abbildung 60: Größe und Position der Zügelpinguinkolonien im Untersuchungsgebiet.



Quelle: verändert nach Pfeifer et al. (2019)

Tabelle 12: Anzahl der im UAV-Orthomosaik gezählten adulten Zügelpinguinen und die berechnete Anzahl (siehe Formel 4 und 5) der Nester für alle Kolonien im Untersuchungsgebiet.

Brutgebiet	Adulte (gezählt)	Nester (berechnet)	Datum der Befliegung
Zawadzki Stacks	83	68	28. Dez. 2016
Rzepecki Islands	8.703	7.162	28. Dez. 2016
Bell Point	869	715	28. Dez. 2016
Kwarecki Point	136	112	28. Dez. 2016
Porebski Cove	61	50	28. Dez. 2016
Walbucht	155	131	12. Dez. 2016
Sehnem Point	–	48 ¹	15. Dez. 2016
Unnamed Islands #1	11.959	9.376	20. Dez. 2016
Unnamed Island #4	41 ²	35	11. Dez. 2016
Cabo Cariz	935	791	4. Jan. 2017
Unnamed Island #3	63 ²	53	4. Jan. 2017
Rotalia Island	444	383	11. Dez. 2016
Withem Island	11.007	9.483	11. Dez. 2016
Smilets Point	1.148	989	11. Dez. 2016

¹ Bodenzählung, ² Erste Zählung

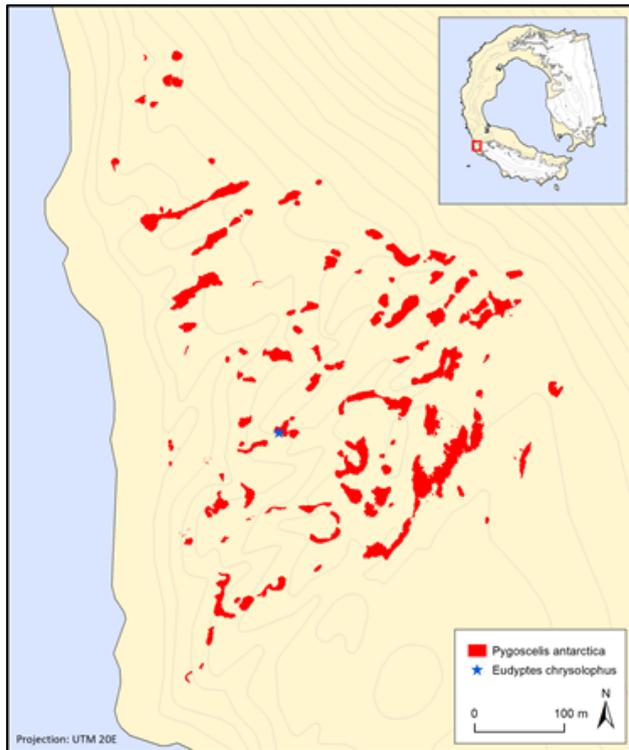
Mit Hilfe dieser Befliegungen konnten die erste vollständige Zählung aller Kolonien von Nordwest-Nelson Island seit 1986/87 (Shuford und Spear 1988), von allen Kolonien auf der Fildes Peninsula seit 1989/90 (Erfurt und Grimm 1990), und aller Kolonien nördlich der Fildes Peninsula seit 1980/81 (Jablonski 1984) durchgeführt werden. Für 11 der 14 Kolonien sind dies die genauesten Zählungen von Individuen, die jemals gemacht wurden, und für zwei Kolonien die ersten überhaupt.

5.4 Deception Island

5.4.1 GPS-gestützte Bodenkartierungen der Kolonie Vapor Col

In der Zeit vom 04.-06.01.2017 wurde die Zügelpinguinkolonie Vapor Col (Deception Island) kartiert. Methodisch wurde dabei wie in Kapitel 5.1.3 beschrieben vorgegangen. Jedoch standen nur zwei Mitarbeiter zur Verfügung und der Kartierzeitpunkt lag logistisch bedingt relativ spät in der Saison und nicht in der Nähe des PoE. Die Küken waren bereits vollständig geschlüpft. Im Unterschied zu den sonst in diesem Projekt untersuchten Kolonien zeichnet sich diese durch viele sehr große Brutgruppen mit teilweise mehr als 2.000 Nestern aus (vgl. Abbildung 61). Insgesamt wurden in 141 Brutgruppen 17.796 Nester von Zügelpinguinen gezählt. Außerdem wurde ein einzelnes bebrütetes Nest mit Goldschopfpinguinen (*Eudyptes chrysolophus*) entdeckt.

Abbildung 61: Ergebnisse der Bodenkartierung der Brutgruppen auf Vapor Col vom 04.-06.01.2018.



Eigene Darstellung - THINK

5.4.2 UAV-Kartierung der Kolonie Vapor Col

Die Zügelpinguinkolonie Vapor Col wurde am 04.01.2018 unter Verwendung einer DJI Phantom 4 Pro (vgl. Kapitel 3.4) in einer Flughöhe von ca. 60 m über Grund überflogen und kartiert. Das aus den Einzelphotos entstandene Orthophotomosaik deckt ein Gebiet von etwa 0,49 km² bei einer Bodenauflösung von 1,5 cm ab. Zur Ermittlung der Anzahl der Nester wurde aus dem Orthophotomosaik zunächst die Anzahl der Individuen in den guanobedeckten Bereichen ermittelt (vgl. Kapitel 5.3). Hierfür wurden zwei verschiedene Methoden verwendet:

1. Manuelle Delinierung: Erkennbare Pinguinindividuen wurden mit Hilfe eines Geoinformationssystems für die guanobedeckten Bereiche des gesamten Gebiets manuell markiert. Daraus ergibt sich eine Gesamtzahl von 25.213 Individuen. Die Genauigkeit dieser Methode wurde durch Testzählungen von drei zusätzlichen Bearbeitern an sieben Brutgruppen mit 24 bis 1.122 Individuen überprüft. Bei einer Summe von 2.579 Individuen wurde dabei eine Standardabweichung von 9,32 ermittelt, was einer relativen Abweichung von 0,369% entspricht (Tabelle 13),
2. Objekterkennungswerkzeug: Mit dem in Kap. 4.1.3 entwickelten Werkzeug und trainierten Modell für Zügelpinguine wurden in den guanobedeckten Bereichen insgesamt 25.692 Objekten als mögliche Pinguinindividuen detektiert. Unter Anwendung der in Kap. 4.2 für dieses Modell ermittelten Untergrenze für den p-Wert von 0,76 wurden 25.593 dieser Objekte als Pinguinindividuen klassifiziert (Tabelle 13).

Um aus der ermittelten Zahl der Individuen auf die Zahl der Nester zu schließen, wurden die Aufnahmen von stationären Kameras verwendet. Diese Aufnahmen wurden von Andres Barbosa vom Museo Nacional de Ciencias Naturales Madrid (Spanien) zur Verfügung gestellt, der die Kameras im Rahmen des CCAMLR-Projektes "Establishing a CEMP Camera Network in Subarea

48.1" (Hinke et al. 2016) in der Kolonie Vapor Col installiert hat. Die Analyse dieser Aufnahmen ergab für den Zeitpunkt der Befliegung eine Ratio r von 0,76 und somit eine Nestzahl \hat{N} von 19.162 (manuelle Delineation) bzw. 19.526 (Objekterkennungswerkzeug) (Tabelle 13).

Tabelle 13: Ergebnisse verschiedener Methoden zur Ermittlung der Anzahl der Nester der Zügelpinguinkolonie Vapor Col.

	Manuelle Delineation	Objekterkennungswerkzeug	GPS-gestützte Kartierung
Individuen	25.213	25.593	-
Nester	19.162	19.451	17.796*

*incl. ein Nest Goldschopfpinguin

Ein Vergleich der Zählergebnisse zeigt, dass die mit dem Objekterkennungswerkzeug gewonnenen Ergebnisse nur geringfügig (+1,5%) von denen der manuellen Delineation abweichen. Etwas größer ist die Differenz zum Ergebnis der GPS-gestützten Kartierung am Boden (+9,3%). Dabei ist zu beachten, dass trotz zum Teil sehr großer Brutgruppen (z.T. >2.000 Nester) nur zwei Personen für die Bodenkartierung verfügbar waren, was vermutlich eine höhere Fehlerquote als bei kleineren bis mittleren Brutgruppen zur Folge hat. Teilweise wurde bei großen Gruppen mit Wiederholungszählungen gearbeitet. Dies war jedoch angesichts der Größe der Kolonie und des zur Verfügung stehenden Zeitrahmens nur begrenzt möglich. Eine Quelle für Ungenauigkeiten beider Methoden war zudem die relativ hohe Zahl an Scheinbruten, also Individuen, die ohne aktives Brutgeschehen ein Nest besetzten und teilweise verteidigten, die die Erkennung tatsächlich aktiver Nester am Boden erschwerten und auch im UAV-Mosaik zu einer höheren Individuenzahl geführt haben können.

5.4.3 Weitere Kolonien

Neben der Kolonie Vapor Col wurden auf Deception Island weitere Kolonien mit Zügelpinguinen kartiert. Dies geschah ausschließlich durch UAV-Befliegungen. Die Ergebnisse der Befliegung wurden nach der in Kapitel 5.4.2 beschriebenen Methodik unter Verwendung des Objekterkennungswerkzeugs (Kapitel 4.1.3) prozessiert. Lediglich die Kolonie Punta de la Atrevida konnte aufgrund der geringeren Bildqualität (Nebel und Schneefall während der Befliegung) nur durch manuelle Delinierung ausgewertet werden. Zur Ableitung der Nestzahl wurde die beschriebene Nest/Individuen-Ratio r (4) verwendet. Diese wurde aus den Aufnahmen der in der Kolonie Vapor Col installierten stationären Kameras zum jeweiligen Zeitpunkt der Befliegung ermittelt (Tabelle 14).

Tabelle 14: Nest/Individuen-Ratio abgeleitet aus Aufnahmen zweier stationärer Kameras von Vapor Col. Die Anzahl der Nester (Kamera-1: 22, Kamera-2: 25) wurde aus den Aufnahmen vom 04.01.2018 bestimmt.

Datum	Uhrzeit [UTC-3h]	Anzahl adulter Individuen (Kamera-1)	Anzahl adulter Individuen (Kamera-2)	Nest/Individuen-Ratio (Kamera-1)	Nest/Individuen-Ratio (Kamera-2)	Nest/Individuen-Ratio (Mittelwert)
04.01.2018	13:00	30	32	0,73	0,78	0,76
11.01.2018	14:00	28	25	0,79	1,00	0,89
13.01.2018	14:00	25	23	0,88	1,09	0,98

Datum	Uhrzeit [UTC-3h]	Anzahl adulter Individuen (Kamera-1)	Anzahl adulter Individuen (Kamera-2)	Nest/Individuen-Ratio (Kamera-1)	Nest/Individuen-Ratio (Kamera-2)	Nest/Individuen-Ratio (Mittelwert)
15.01.2018	18:00	-	29	-	0,86	0,86
17.01.2018	Mittelwert 13:00/15:00 /18:00	23,67	25,33	0,93	0,99	0,96

Da die genannten Kolonien nicht weiter als 5-6 km voneinander entfernt sind, ist davon auszugehen, dass die gleiche Nest/Individuen-Ratio anzuwenden ist. Gleiches gilt für die Anwendung des p-Wertes für das Objekterkennungswerkzeug, da in allen Kolonien die gleichen Aufnahmeparameter verwendet wurden (z.B. Flughöhe, Kameratyp). Auch die Witterungsbedingungen waren vergleichbar, mit Ausnahme der Kolonie Punta de la Atrevida, für deren Auswertung das Objekterkennungswerkzeug nicht verwendet wurde. Die so ermittelten Koloniedaten sind Tabelle 15 zu entnehmen.

Tabelle 15: Durch UAV-Befliegung ermittelten Nestzahlen für Zügelpinguinkolonien auf Deception Island.

Kolonie	Flugdatum	Individuen	Nest/Individuen-Ratio	Nester
Punta de la Atrevida	11.01.2018	10.547*	0,89	9.387
Punta Entrada	13.01.2018	1.293	0,98	1.267
Punta Entrada Sud	15.01.2018	4.845	0,86	4.167
Baily Head	17.01.2018	65.742	0,96	63.112

*durch manuelle Delineation ermittelt

Die Annahme, dass es sich bei den befliegenen Kolonien ausschließlich um Zügelpinguine handelt, basiert analog zu Kapitel 5.3 auf historischen Beobachtungen und der Struktur der Kolonien. Zudem wurden bei Teilbegehungen der Kolonien Baily Head und Punta Entrada keine anderen Arten vorgefunden.

5.4.4 Vegetation

Während der Geländearbeiten auf Deception Island wurde im Bereich der Pinguinkolonie Baily Head ein Vorkommen der Antarktischen Schmieie (*Deschampsia antarctica*) entdeckt (Abbildung 62). Ein Vorkommen dieser Pflanze auf Deception wurde Island bisher noch nicht beschrieben. Daher fand eine Erkundung und Kartierung der Ausdehnung des Vorkommens statt. Hierfür wurde sowohl eine GPS-basierte Kartierung am Boden als auch eine UAV-Befliegung eingesetzt. Die vorgefundenen 95 Einzelvorkommen haben überwiegend eine sehr geringe Ausdehnung von <7 cm und ergeben eine Gesamtfläche von lediglich ca. 0,96 m². Dies ist als Hinweis zu werten, dass es sich vermutlich tatsächlich um ein relativ neues Vorkommen handelt, und nicht um ein bisher übersehenes. Da sich das Vorkommen am Rande der Pinguinkolonie befindet, wäre ein gemeinsames Monitoring in Zukunft denkbar.

Abbildung 62: Das kartierte Vorkommen von *Deschampsia antarctica* auf Deception Island.



Eigene Darstellung - THINK

5.5 South Shetland Islands

Um alle Zügelpinguinkolonien der South Shetland Islands detektieren zu können, wurden alle Sentinel-2 Aufnahmen analysiert, die das Gebiet der SSI abdecken und ganz oder teilweise wolkenfrei sind. Ausgewählt wurden zudem nur Aufnahmen von Ende November bis Ende Januar, da in diesem Zeitraum mit einer hohen Konzentration des Guanos und damit guter Detektierbarkeit zu rechnen ist. Insgesamt wurden 34 Sentinel-2 Aufnahmen von Dezember 2015 bis Januar 2019 untersucht. Beim Vorprozessieren der Aufnahme wurden die Bildbereiche ohne Wolkenbedeckung selektiert und alle Bänder mit einer nativen 20 m Bodenauflösung auf 10 m umgerechnet, damit diese zusammen mit den nativen 10 m Bändern weiterverarbeitet werden können.

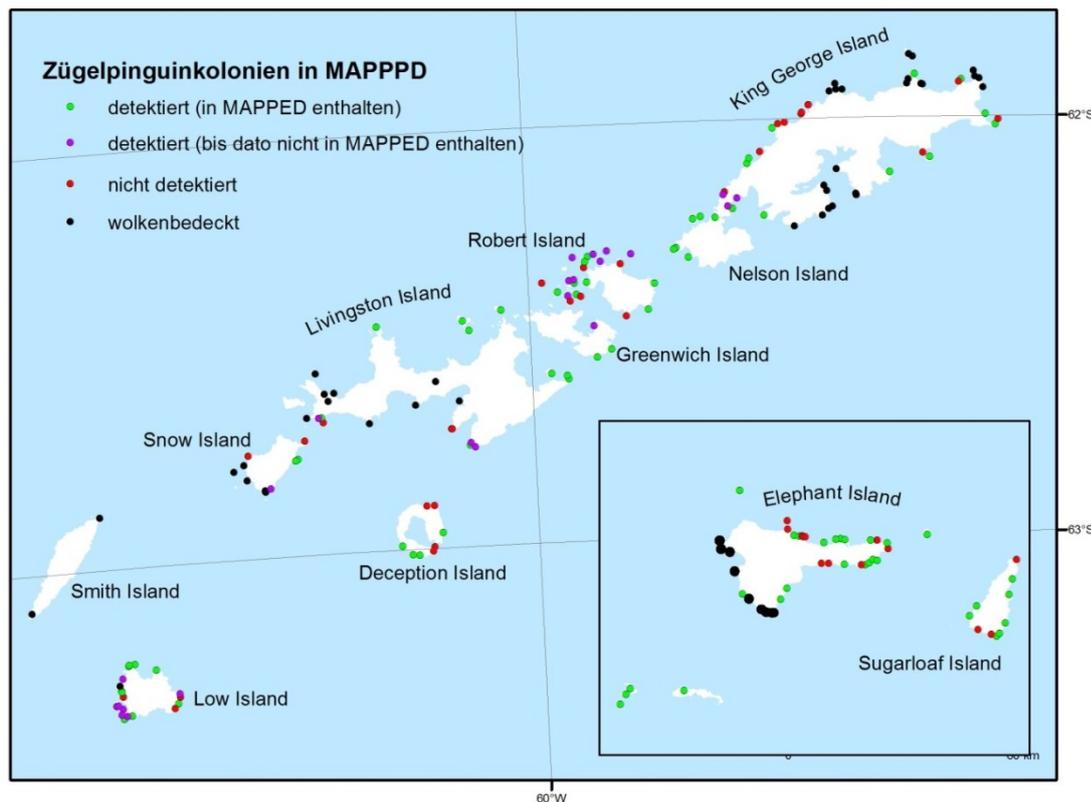
Die Analyse aller vorprozessierten Aufnahmen erfolgte mit der in Kapitel 4.1.2 vorgestellten Modified Penguin Retrieval Methode, die jeden Pixel auf Grundlage der spektralen Signatur des Guanos klassifiziert. Die Trainingsdaten für die Klasse des Guanos stammen von Withem Island und die Trainingsdaten für die Klasse Nicht-Guano (Eis, Schnee, Fels, Vegetation, Ozean) wurden im Gebiet um Fildes Peninsula und Nordwest Nelson Island gesammelt. Zur Abgrenzung von Guano vom Nicht-Guano wurde nach manueller Interpretation der Ergebnisse ein P-Wert von 0,9 als optimal bestimmt, d.h. alle Bildpixel mit einem P-Wert $<0,9$ sind überwiegend von Guano bedeckt.

Bei der Nachprozessierung der Klassifikationsergebnisse wurden wie bei Schwaller et al. (2013) alle Aufnahmen manuell durchgesehen und Fehlklassifikationen entfernt, die offensichtlich durch Wolken verursacht wurden. Dieser Schritt war notwendig, da die Standard-Wolkenklassifikation von Sentinel-2 in den Polargebieten sehr ungenau ist und große Schwierigkeiten hat zwischen Wolken und Schneeflächen zu unterscheiden (Zhu et al. 2015). Ebenfalls wurden einzelne Mischpixel manuell entfernt, die an der Grenze von Schnee und Fels entstehen und bei der Interpretation eindeutig nicht zu Pinguinkolonien gehören. Pixel, die in einem Abstand von <500 m zueinander lagen, wurden anschließend im GIS zu Kolonien zusammengefasst. Abschließend wurden diese Kolonien mit den historischen Zählraten (aus der MAPPPD Datenbank, Humphries et al. 2017) verglichen.

Im Ergebnis wurden 124 Kolonien auf den SSI gefunden (Abbildung 63). Da einige Inselteile in allen Sentinel-2 Aufnahmen von Wolken bedeckt waren, konnte 49 bekannte Kolonien aufgrund

der Wolkenbedeckung nicht detektiert werden. Dies betrifft vor allen Smith, Livingston und King George Island sowie die Westküste von Elephant Island. Von den 124 detektierten Kolonien waren 80 bereits in der MAPPPD Datenbank. Es wurden aber auch 23 Kolonien detektiert, die nicht in der Nähe von bekannten Kolonien liegen. Aufgrund von fehlenden Vergleichsdaten ist unklar, ob es sich tatsächlich um vorher unbekannte Kolonien oder um Fehlklassifizierungen handelt. Für eine Überprüfung wären hochaufgelöste Satellitendaten am geeignetsten. Sollte eine solche Überprüfung positiv ausfallen, können diese neuen Daten in MAPPPD überführt werden.

Abbildung 63: Die mit der modified Penguin Retrieval Method detektierten Kolonien im Vergleich zu den schon bekannten Kolonien aus der MAPPPD-Datenbank.



Eigene Darstellung - THINK

In 43 Fällen wurden Pinguinkolonien nicht detektiert, obwohl wolkenfreie Aufnahmen des Brutgebietes vorlagen. Der größte Anteil an nicht klassifizierten Kolonien (28 von 40) hat nur eine sehr kleine Population mit unter 100 bzw. 1.000 BP (Abbildung 64). Dies liegt darin begründet, dass Kolonien mit einer kleinen Population auch nur kleine mit Guano bedeckte Flächen erzeugen, die wiederum nur schwer mit den relativ grob aufgelösten (10 m Bodenauflösung) Sentinel-2 Aufnahmen detektiert werden können. Dass auch drei Kolonien über 1.000 BP nicht erkannt wurden, kann vor allem zwei Gründe haben. So ist es möglich, dass die aus der Literatur bekannten Positionsangaben der Kolonien falsch bzw. sehr ungenau sind. Eine weitere mögliche Ursache könnte sein, dass die Kolonien heute entweder nicht mehr existieren oder so stark abgenommen haben, dass sie nicht mehr mit Sentinel-2 detektiert werden können. So ist in Abbildung 65 erkennbar, dass alle nicht detektierten Kolonien über 5.000 BP zuletzt in den 1980er Jahren gezählt wurden. Es ist auch von anderen Zügelpinguinkolonien auf den SSI bekannt (Naveen et al. 2012, Sander et al. 2007a, Barbosa et al. 2012), dass diese seit den 1980er Jahren stark abgenommen haben.

drei Arten der Gattung *Pygoscelis*. Während des Projektes wurde eine Reihe hochauflöser Satellitenbilder akquiriert sowie UAV-Befliegungen und Kartierungen am Boden durchgeführt. Es liegen ausführliche Daten zur Brutphänologie für mehrere Jahre vor. Zur präziseren Verortung von Fernerkundungsdaten wurde ein Satz Ground Control Points (GCP) vermessen. Vier stationäre Kameras bilden ganzjährig Ausschnitte der Kolonie ab.

Deutlich weniger Daten liegen für das Gebiet Drake Passage vor. Der Einsatz von Starrflügler-UAVs von der logistisch gut ausgestatteten Fildes Peninsula ermöglicht aber in Zukunft ein regelmäßiges Monitoring mit vergleichsweise geringem Aufwand. Das Gebiet ermöglicht die Beobachtung einer relativ großen Population an Zügelpinguinen, deren Kolonien oft schwer zugänglich sind, so dass hier ein hoher Datenbedarf besteht. Gleichzeitig besteht es aus Kolonien mit sehr unterschiedlichen Größenordnungen, bei denen möglicherweise verschiedene Entwicklungstrends sichtbar werden könnten.

Deception Island ist ebenfalls Brutgebiet für Zügelpinguine in teilweise sehr großen Kolonien. Von logistischem Vorteil ist hier insbesondere das Vorhandensein von zwei Forschungsstationen in fußläufiger Entfernung zur Kolonie Vapor Col. An dieser Kolonie wird auch schon seit den 1990er Jahren geforscht. Der Einsatz von UAVs macht es nun möglich, auch die anderen Kolonien der Insel regelmäßig mit vertretbarem Aufwand zu kartieren.

In der Kolonie Narebski Point brüten Esels- und Zügelpinguine. Logistisch ist sie durch eine nahegelegene koreanische Forschungsstation erschlossen. Koreanische Wissenschaftler führen bereits seit einigen Jahren ein Monitoring durch, welches seit kurzem im Rahmen des CCAMLR Ecological Monitoring Program (CEMP) standardisiert und dauerhaft durchgeführt wird.

Alle genannten Kolonien befinden sich auf Inseln, die zu den South Shetland Islands gehören. Dieses Gebiet enthält somit bereits mehrere Stützpunkte, an denen Satellitendaten referenziert werden können - der sogenannte Groundcheck. Da sich die Verbreitungsgebiete der drei Arten der Gattung *Pygoscelis* hier überschneiden, eignet es sich hervorragend für ein regionales Monitoring.

6 Beiträge zur Weiterentwicklung antarktischer Monitoringansätze

6.1 Methodeninventar

6.1.1 Satelliten-Fernerkundung

In dieser Studie wurde gezeigt, dass Satellitenaufnahmen mit mittlerer Bodenauflösung und hoher spektraler Auflösung (Landsat-8 und Sentinel-2) für die automatische Detektion von Pinguinkolonien in großen Gebieten wie den SSI geeignet sind. Aufgrund der geringen temporalen Auflösung und der häufigen Wolkenbedeckung in der maritimen Antarktis werden aber Aufnahmen aus mehreren Saisons benötigt, um die Untersuchungsgebiete vollständig abzudecken. Vorteilhaft ist, dass diese Aufnahmen kostenfrei bezogen werden können und ein umfangreiches Archiv an Aufnahmen existiert. Aufgrund der relativ geringen räumlichen Auflösung sind diese Aufnahmen aber eher für die Detektion mittelgroßer und großer Kolonien und eine grobe Größenabschätzung geeignet. Als optimale Klassifikationsmethode zur automatischen Detektion der Pinguinkolonien mit den mittelaufgelösten Satellitenaufnahmen hat sich die eigens für diesen Zweck entwickelte Penguin Retrieval Method (MPRM, siehe Kapitel 4.1.2) herausgestellt. Mit dieser ist es möglich anhand weniger Trainingsdaten, die direkt in den Satellitenaufnahmen bestimmt werden können, beliebig viele Aufnahmen zu klassifizieren.

Für detaillierte Größenbestimmungen oder -änderungen eignen sich hochaufgelöste Satellitenaufnahmen, die jedoch nur eine geringe spektrale Auflösung haben. Mit diesen sind auch kleinräumige saisonale Schwankungen der Guanoflächen detektierbar. Nachteilig ist, dass die hochaufgelösten Satellitenaufnahmen relativ teuer in der Anschaffung sind und dass nur vorher genau definierte Gebiete aufgenommen werden. Aufgrund der hohen temporalen Auflösung der Satelliten-Konstellationen sind in der maritimen Antarktis mehrere Aufnahmen derselben Kolonie in einer Saison möglich. Eine zuverlässige automatische Bestimmung der Guanoflächen ist bis jetzt aber noch nicht möglich. Ursache hierfür ist wahrscheinlich die geringe spektrale Auflösung der Aufnahmen (fehlende SWIR-Bänder). Aus diesem Grund müssen diese noch semi-automatisch (unter Zuhilfenahme von Trainingsdaten vgl. Mustafa et al. 2017) oder manuell klassifiziert werden.

Um auch Brutpaarzahlen aus Aufnahmen, die zu suboptimalen Zeitpunkten aufgenommen wurden, ableiten zu können, sind Korrekturmaßnahmen notwendig. Diese sind erforderlich, da die Guanofläche innerhalb einer Saison stark schwankt, womit auch der Korrekturfaktor, der das Verhältnis zwischen Guanofläche und Brutpaaren beschreibt, entsprechend angepasst werden muss. Es hat sich gezeigt, dass dafür umfangreiche Kenntnisse der Brutphänologie notwendig sind. Diese können entweder direkt in der Kolonie über Begehungen bzw. stationäre Kameras oder indirekt (aber ungenauer) über die Durchschnittstemperatur abgeleitet werden (Lynch et al. 2012).

6.1.2 UAV-Fernerkundung

Während der Projektlaufzeit wurden mehrere UAV-Typen auf ihre Eignung für die Kartierung von Pinguinkolonien untersucht. Dabei stellte sich heraus, dass Multikopter ideal für die Befliegung von nahe am Startpunkt gelegen Kolonien aller Größen geeignet sind. Für flächenmäßig sehr große Kolonien (z. B. Baily Head) sind zwar mehrere Flüge für die komplette Abdeckung notwendig, dies ist aber aufgrund der Möglichkeit, nahezu überall starten und landen zu können problemlos möglich. Mit Multikoptern ist es auch möglich, sehr tief zu fliegen und so Aufnahmen mit sehr hoher Auflösung (<1 cm/Pixel) zu machen.

Der Vorteil von Starrflüglern hingegen ist ihre große Reichweite. Diese erlaubt es auch Kolonien zu detektieren, die weit vom Startpunkt entfernt liegen oder große Kolonien mit nur einem Flug zu kartieren. Beachtet werden muss aber beim Einsatz dieses UAV-Typs, dass ein geeigneter Start- bzw. Landeplatz vorhanden sein muss. Die Flughöhe über Grund kann bei Starrflüglern nicht ganz so niedrig gewählt werden wie bei Multikoptern, dennoch sind Bodenauflösungen von 2-3 cm/Pixel möglich.

Aufgrund dieser hohen Bodenauflösung ist es in UAV-Aufnahmen möglich, die Pinguine direkt zu detektieren, ohne den Umweg über die unbedeckte Fläche nehmen zu müssen wie bei Satellitenaufnahmen. Um aber die Zahl der besetzten Nester bzw. Brutpaare bestimmen zu können, muss die Anzahl der im UAV-Mosaik gezählten Individuen entsprechend korrigiert werden. Im Laufe des Projektes hat sich gezeigt, dass dafür besonders gut die Daten von stationären Kameras geeignet sind. Mit diesen kann das Verhältnis von Nestern zu Individuen zum Zeitpunkt der Befliegung bestimmt werden, womit wiederum auf die Anzahl der Nester geschlossen werden kann.

Ein Problem, das sich bei der Auswertung der UAV-Aufnahmen herausstellte, war der große Zeitaufwand der benötigt wird, um die einzelnen Pinguine zu zählen. Um diesen Schritt zu automatisieren und zu objektivieren, wurde ein auf Deep-Learning-Algorithmen basierendes Werkzeug entwickelt. Mit diesem ist es möglich, eine beliebige Anzahl Pinguine in beliebigen UAV-Aufnahmen auf Grundlage des maschinellen Lernens zu detektieren. Dadurch ist können, auch sehr große Kolonien mit mehr als 50.000 BP schnell, objektiv und genau ausgezählt werden.

6.1.3 Umweltauswirkungen von UAV-Flügen

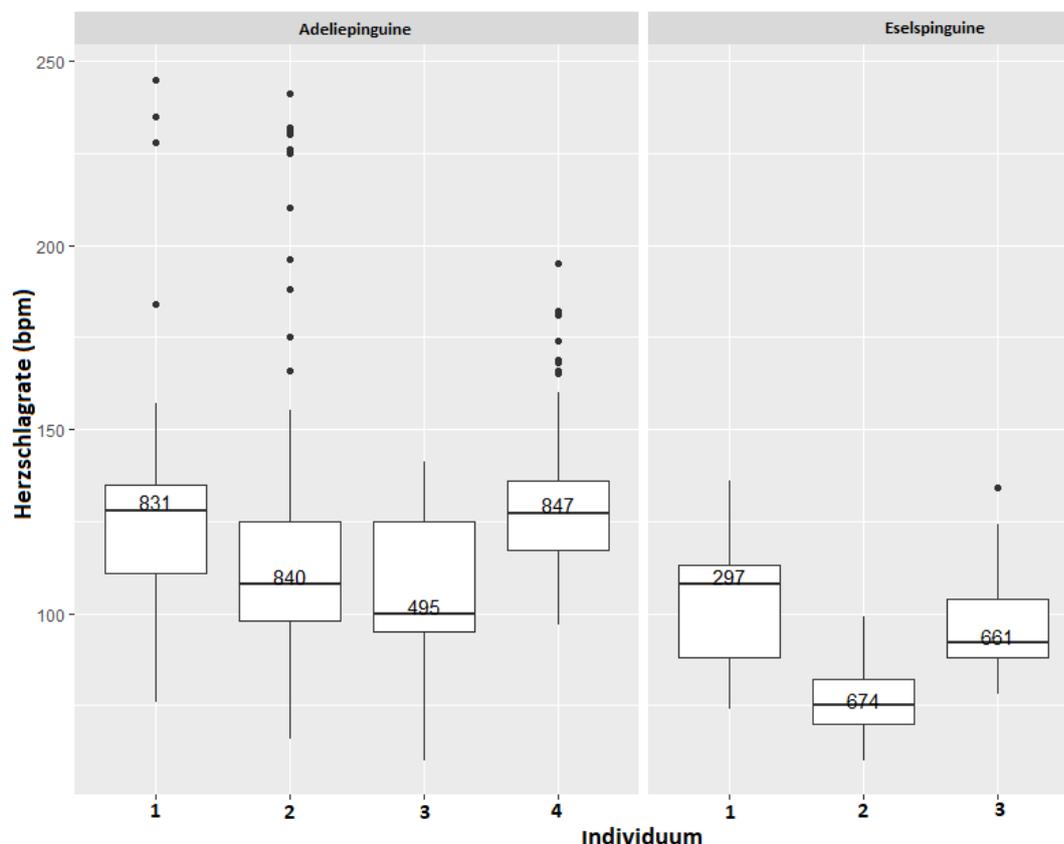
Im Rahmen von Mustafa et al. (2017) wurden bereits erste Ansätze zum Einsatz von UAV für das Monitoring von Pinguinen entwickelt. Auch andere Arbeitsgruppen verwendeten diese Technologie in zunehmendem Maße (Borowicz et al. 2018; Goebel et al. 2015; Korczak-Abshire et al. 2019; Zmarz et al. 2018). Neben wissenschaftlichen Einsätzen birgt diese Technologie interessante Nutzungsmöglichkeiten für professionelle Film- und Fotoproduktionen, für Logistikoperationen oder auch für private Nutzungen durch Touristen oder Stationspersonal. Zwar werden UAVs erst seit wenigen Jahren in der Antarktis genutzt, dies aber mit deutlich zunehmender Häufigkeit. Damit entsteht seitens der Genehmigungsbehörden der Antarktisvertragsstaaten ein zunehmender Bedarf, die Umweltauswirkungen der Nutzung von UAVs einschätzen und bewerten zu können.

Im Rahmen dieser Studie wurden die Untersuchungen zur Störanfälligkeit von Pinguinen hinsichtlich UAV-Operationen (Mustafa et al. 2017; Rümmler et al. 2018, 2016) fortgesetzt. Zudem wurden die fachlichen Diskussionen auf die internationale Ebene getragen (Mustafa et al. 2018, Harris et al. 2019) und inhaltliche Zuarbeiten für Diskussionen in den zuständigen Gremien (z.B. ATCM, CEP, SCAR) geliefert (vgl. Kapitel 6.1.6). Studien der letzten Jahre haben gezeigt, dass Esels- und Adéliepinguine mit einer messbaren Änderung des Verhaltens auf Überflüge von Drohnen reagieren (Rümmler et al. 2018, 2016). Dabei zeigte sich, dass unterhalb von 20 m Flughöhe ein deutlicher Anstieg von Störung anzeigenden Verhaltensweisen zu beobachten ist. Oberhalb einer Flughöhe von 40 m ist eine signifikante Änderung des Verhaltens von Eselspinguinen als unwahrscheinlich einzustufen. Für Adéliepinguine konnte dieser Grenzwert nicht exakt ermittelt werden, liegt jedoch mit Sicherheit oberhalb von 50 m, aber mit großer Wahrscheinlichkeit nicht sehr weit darüber. Damit ist bei der ermittelten optimalen technischen Monitoring-Flughöhe (siehe Kapitel 3.4) von etwa 50-100 m mindestens in den oberen Bereichen nicht mit einer Veränderung des Pinguinverhaltens zu rechnen. Während der Untersuchungen wurde kein signifikantes Fluchtverhalten bei Pinguinen festgestellt, so dass

selbst in niedrigen Flughöhen von etwa 10 m mit einem direkten Einfluss der Drohnen auf den Bruterfolg durch Verlassen der Nester nicht zu rechnen ist. Die Entfernung des Startpunktes von senkrecht startenden UAVs von den nächsten Pinguinnestern sollte für Eselspinguine bei über 20 m liegen (Rümmler et al. 2018). Für Adéliepinguine wird diese Distanz weit größer angenommen, da die Reaktion auf den Start als stärker beobachtet wurde. Dies konnte jedoch nicht experimentell ermittelt werden.

In weiteren Experimenten wurde außerdem die Herzschlagrate von Esels- und Adéliepinguinen mit Hilfe von mit Mikrofonen ausgestatteten künstlichen Eiern untersucht. Dabei wurden relativ große Unterschiede zwischen den Individuen gemessen (Abbildung 66).

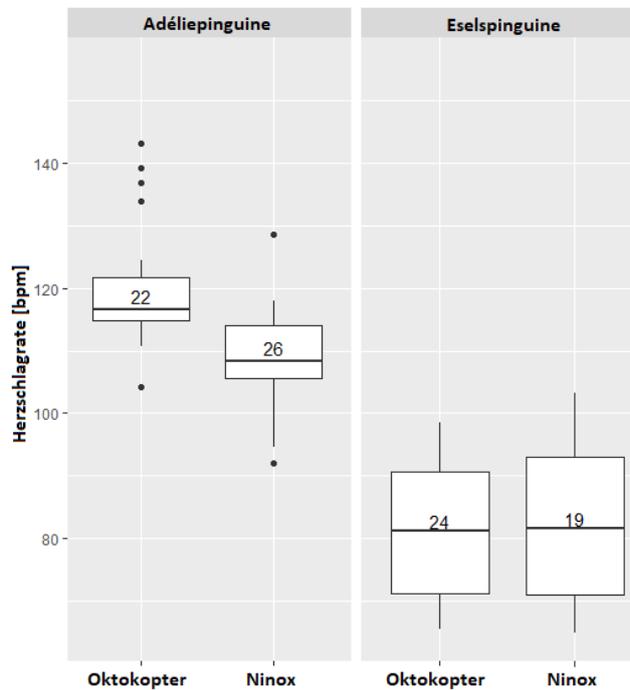
Abbildung 66: Vergleich der an verschiedenen Individuen (Adélie- und Eselspinguine) gemessenen Ruhe-Herzschlagraten. Die Anzahl der eingegangenen Messwerte (beobachtete Sekunden in Ruhe) ist jeweils in der Box dargestellt.



Eigene Darstellung - THINK

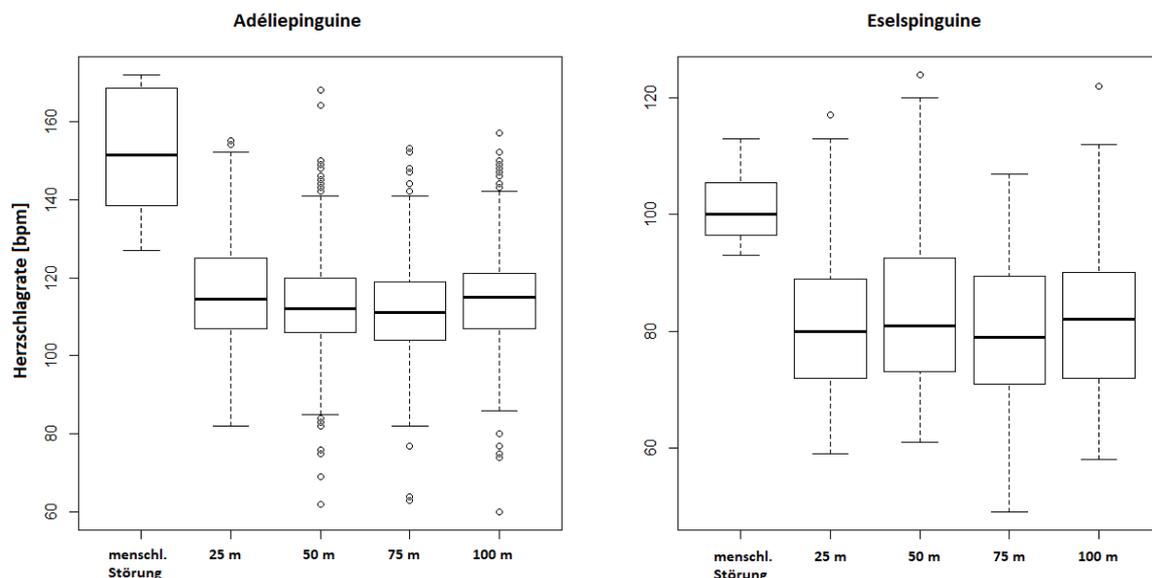
Bei keiner der beiden Arten wurden deutliche Unterschiede zwischen Starrflügler- und Multi-Rotor-Drohne festgestellt (Abbildung 67). Da sich die während der Überflüge mit beiden Drohnentypen gemessenen Herzschlagraten nicht wesentlich voneinander unterschieden, wurden sie für den Vergleich der unterschiedlichen Flughöhen zusammengefasst. Auch hier zeigt sich keine Veränderung der Herzschlagrate (Abbildung 68). Die Überflüge mit Drohnen haben demnach nach unseren bisherigen Messungen und in den getesteten Flughöhen keinen Einfluss auf die Herzschlagrate von Pinguinen. Dagegen ist bei der Kartierung durch den Menschen (Abbildung 68) ein deutlicher Anstieg der Herzschlagrate zu verzeichnen.

Abbildung 67: Vergleich der bei Überflügen mit verschiedenen Drohrentypen gemessenen Herzschlagraten. Die Anzahl der eingegangenen Messwerte (Anzahl der Überflüge) ist jeweils in der Box dargestellt.



Eigene Darstellung - THINK

Abbildung 68: Vergleich der gemessenen Herzschlagraten in unterschiedlichen Flughöhen und während menschlicher Störung (Kartierung).



Eigene Darstellung - THINK

Ein in der Saison 2017/18 auf Deception Island durchgeführtes Experiment beschäftigte sich ebenfalls mit den physiologischen Auswirkungen von Drohnenüberflügen (Rümmler et al. in prep). Dabei wurden Blutproben von Zügelpinguinküken nach UAV-Überflügen unterschiedlicher Flughöhe genommen und auf den Gehalt des Stresshormons Corticosteron

untersucht. Während bei den unterschiedlichen Überflügen ein klarer Einfluss der Drohne auf das Verhalten der Küken in niedrigen Testhöhen (10 m) nachgewiesen werden konnte, ergaben die Hormonmessungen auch bei diesen Höhen keinen Hinweis auf eine gesteigerte Ausschüttung von Stresshormonen.

Diese beiden Untersuchungen geben erste Hinweise darauf, dass scheinbar trotz einer messbaren Veränderung des Verhaltens von verschiedenen Pinguinarten mit den hier angewandten Experimentieranordnungen keine physiologischen Folgen von Drohnenüberflügen auf Pygoscelis-Pinguine nachweisbar sind.

Es kann daher nach derzeitigem Kenntnisstand geschlussfolgert werden, dass unter Gesichtspunkten der Störungsvermeidung eine Überflughöhe von 70-100 m für Pygoscelis-Pinguine als adäquat angenommen werden kann.

6.1.4 Mögliche methodische Einbindung in CCAMLR Ecosystem Monitoring Program (CEMP)

Im Jahr 1982 wurde die Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources (CCAMLR) mit dem Ziel gegründet, die marine antarktische Tierwelt als Reaktion auf die zunehmende kommerzielle Nutzung der antarktischen Krillressourcen zu schützen. Artikel II (b) des CCAMLR-Übereinkommens bezieht neben den genutzten ausdrücklich auch die abhängigen und damit verbundenen Arten ein. Nach dem ökosystembasierten Managementansatz der CCAMLR wurde 1989 das CCAMLR Ecosystem Monitoring Program (CEMP) eingerichtet. Seitdem wurde von den Mitgliedstaaten eine Reihe von CEMP-Standorten eingerichtet, um die Reaktionen der Ökosysteme auf die kommerzielle Nutzung der antarktischen Krill- und Fischressourcen zu überwachen. In den letzten Jahren wird in diesem Zusammenhang zunehmend der Wert von Fernerkundungsmethoden für die Umsetzung des CEMP-Programms betont. Die Bundesrepublik Deutschland betreibt derzeit keinen CEMP-Standort. Basierend auf den Erkenntnissen dieser sowie der vorangegangenen Studien (Mustafa et al. 2012; Mustafa et al. 2017) und der seit 40 Jahren andauernden terrestrischen Monitoringarbeiten des Instituts für Ökologie und Evolution der Friedrich-Schiller-Universität Jena wurde ein gemeinsames Konzept für Einrichtung und Unterhaltung eines CCAMLR CEMP-Standortes im Gebiet Fildes Peninsula/Ardley Island erarbeitet. Ein wichtiger Bestandteil dieses Konzeptes sind Fernerkundungsmethoden auf Basis von UAV- und Satellitenaufnahmen. Die in den genannten Studien erarbeiteten Methoden ermöglichen in Verzahnung mit klassischen terrestrischen Methoden ein effizientes und weiträumiges Monitoring des Gebietes bei gleichzeitig hoher Datenqualität.

6.1.5 Stationäre Kameras

Daten über die Brutphänologie und den Bruterfolg von Seevögeln sind wichtige Indikatoren zur Beschreibung des Zustands des marinen Ökosystems. Dies spiegelt sich auch in den CCAMLR-Standardmethoden A2 und A9 wider (CCAMLR 2014). Die Erfassung solcher Daten ist jedoch zeitaufwändig und an vielen entlegenen Orten logistisch und witterungsbedingt limitiert. Stationäre Kameras bieten die Möglichkeit, die Tierwelt kontinuierlich und mit wesentlich geringerem Aufwand an Feldarbeit zu beobachten. In der Saison 2014/15 initiierte CCAMLR das Projekt "Establishing a CEMP Camera Network in Subarea 48.1" (Southwell und Emmerson 2015; Hinke et al. 2016). Mitglieder des Netzwerks entwickelten erfolgreich Methoden, um die Brutphänologie aus den Kameradaten zu extrahieren (Hinke et al. 2018). Als weitere Anwendung stationärer Kameras wurde im Rahmen dieses Projektes die Bestimmung des Verhältnisses von Individuenzahl zur Anzahl der Nester entwickelt (vgl. Pfeifer et al. 2019 und Kap. 5.1.1).

Bislang sind in der Antarktis etwa 50 stationäre Kameras zur Beobachtung von Pinguinkolonien installiert. Um das Wissen über die räumliche Verteilung der phänologischen Daten der Pinguinpopulationen zu erweitern, besteht jedoch noch Bedarf an einer Erweiterung dieses Netzwerks (pers. Mitt. Hinke 2018). Daher wurden die im Rahmen dieser Studie auf Ardley Island seit 2016/17 betriebenen vier stationären Kameras vor Ort belassen. Die ausgewerteten Daten stellen wir CCAMLR zur Verfügung. Bei der Wartung vor Ort helfen Mitarbeiter des Instituts für Ökologie und Evolution der Universität Jena.

6.1.6 Internationale Fachkommunikation

Zur Kommunikation der entwickelten Methoden und zum Austausch mit Fachkollegen anderer Arbeitsgruppen wurde eine Reihe internationaler Konferenzen besucht. Die aktiven Beiträge sind in Kapitel 6.2.2 aufgelistet.

Diese Konferenzen waren auch die wichtigste Plattform für die Arbeit der SCAR Action Group “Development of a satellite-based, Antarctic-wide, remote sensing approach to monitor bird and animal populations” (<https://www.scar.org/science/remotesensing/>). Diese Gruppe wurde im Rahmen der IX SCAR Biology Symposium 2013 in Barcelona gegründet. Sie wird durch H.-U. Peter (Universität Jena) als Vorsitzender und O. Mustafa (ThINK) geleitet. Die inhaltliche Arbeit fand vor allem während der Workshops auf den SCAR Konferenzen statt. Als Ergebnis des 2017 durchgeführten Workshops “Drones in Antarctic Biology” entstand zudem ein Positionspapier zum Stand des Wissens hinsichtlich des Einflusses von UAVs auf die antarktische Tierwelt (SCAR 2017), das in den Prozess der Entwicklung der 2018 verabschiedeten Richtlinien für die Nutzung von UAVs einfluss(ATCM 2018; Harris et al. 2019). Auf der Basis des Positionspapiers entstand schließlich eine Publikation (Mustafa et al. 2018). Des Weiteren führte eine Initiative der Gruppe dazu, dass sich das SCAR bei der ESA erfolgreich für eine bessere räumliche und zeitliche Abdeckung der Antarktis durch Sentinel-2 Aufnahmen einsetzte (vgl. Kap. 3.2.2). Die seitens des SCAR zur Verfügung gestellten finanziellen Mittel ermöglichten zu jedem der Workshops die Teilnahme von 1-2 Nachwuchswissenschaftlern. Auf der XXXV SCAR Open Science Conference in Davos (Schweiz), im Juni 2018 wurde seitens des SCAR der Fortbestand der genannten SCAR Action Group bis 2020 bestätigt.

Das Ukrainische Antarktisforschungszentrum beabsichtigt ein langfristiges UAV-basiertes biologisches Monitoringprogramm für die Argentine Islands (Antarktische Halbinsel) unter Verwendung der hier entwickelten Methoden aufzubauen. In diesem Zusammenhang wurden umfangreiche Beratungen im Vorfeld der Geländesaison 2018/19 durchgeführt. Thema waren hier insbesondere die Beschaffung entsprechender Technologie und die Durchführung der Geländearbeiten. Zur Vermittlung der Prozessierungsmethodik führte O. Mustafa vom 11.-16. Mai 2019 einen Workshop für ukrainische Wissenschaftler in Kiev (Ukraine) durch. Dabei standen insbesondere die Verarbeitung der Befliegungsdaten von Pinguinkolonien (Populationsgröße) und Vegetationsvorkommen (Moospolster) im Mittelpunkt.

6.2 Dateninventar

6.2.1 Datenbank MAPPPD

Die „Mapping Application for Penguin Populations and Projected Dynamics“ (MAPPPD; Humphries et al. 2017) ist eine web-basierte Plattform (www.penguinmap.com), die für alle interessierten Akteure ohne Anmeldung frei zur Verfügung steht. Sie liefert im wesentlichen Populations- und Lagedaten für die vier am weitesten verbreiteten Pinguinarten in der Antarktis (Kaiserpinguin *Aptenodytes forsteri*, Eselpinguin *Pygoscelis papua*, Zügelpinguin *Pygoscelis antarctica* und Adéliepinguin *Pygoscelis adeliae*).

MAPPPD wurde von der Arbeitsgruppe um Heather Lynch an der Stony Brook University (New York) sowie Oceanites, einer gemeinnützigen US-amerikanischen Organisation, die den wissenschaftlich fundierten Naturschutz im Rahmen des Antarktisvertrags vorantreibt, entwickelt und wird von der National Aeronautics and Space Administration (NASA) finanziell gefördert.

MAPPPD soll drei wesentliche Aufgaben erfüllen (Humphries et al. 2017):

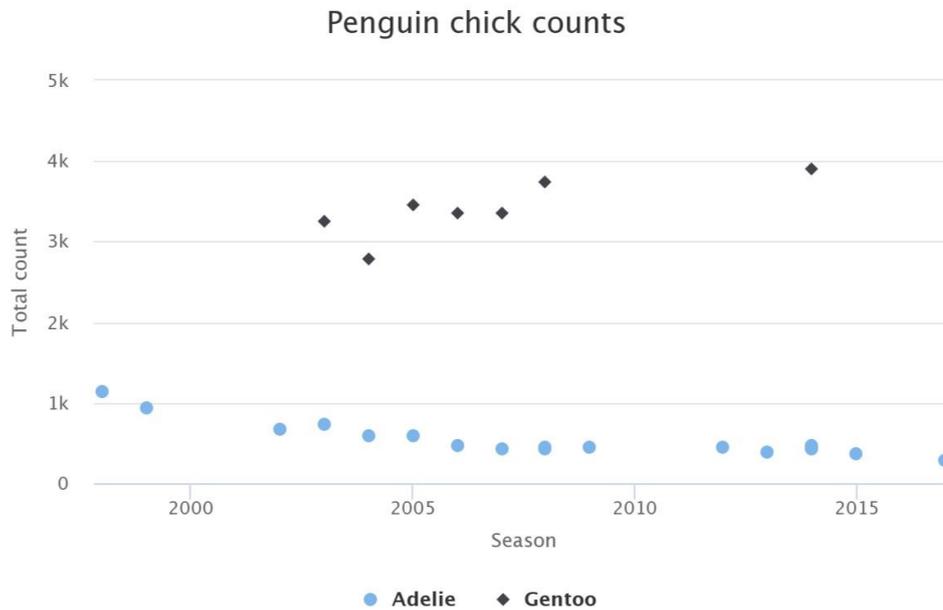
1. MAPPPD soll als eine zentrale Plattform dienen, auf der Daten über die Verteilung und Häufigkeit antarktischer Pinguinarten veröffentlicht, geprüft und gespeichert werden können.
2. MAPPPD soll als Werkzeug für Recherchen zur aktuellen Situation der Populationsgröße und Verbreitung von antarktischen Pinguinen sowie der Abschätzung von Häufigkeit in aggregierten Gebieten wie beispielsweise ASPAs, ASMAs oder MPAs dienen.
3. MAPPPD soll außerdem zum Erstellen und Bereitstellen von Checklisten für alle Pinguinarten an Standorten entlang der antarktischen Halbinsel dienen, die durch Kreuzfahrtschiffe besucht werden oder anderweitig durch menschliche Aktivitäten beeinflusst werden.

Die drei wesentlichen Bestandteile der Plattform sind eine Datenbank, Populationsmodelle und die Benutzerschnittstelle, mit der die Daten abgefragt werden können. Die Datenbank enthält alle Sachdaten und ihre mit Abstand wesentlichsten Datenquelle ist veröffentlichte wissenschaftliche Literatur (sowohl peer-reviewed als auch Reporte, Managementberichte und andere „graue Literatur“). Für jeden Datensatz in der Datenbank existieren neben der Anzahl ein Zähldatum, der Zähltyp (Nester oder Küken), eine 5-stufige Genauigkeitsskala (eins für höchste Genauigkeit, zum Beispiel Bodenzählungen der gesamten Kolonie, fünf für geringste Genauigkeit, zum Beispiel Abschätzung aus Satellitenbildern) sowie die Quelle der Daten.

Die Modelle sind in zwei Subtypen aufgeteilt: ein Populationsmodell und ein Modell der Wahrscheinlichkeit des Auftretens einer Art, beide Modelle verwenden ein Bayessches Modell zur Quantifizierung. Das Populationsmodell befindet sich noch in der experimentellen Phase und liefert für jede Lokalität ab 1982 Abschätzungen zur Populationsgröße mit Angabe von Unsicherheiten. Das Modell der Wahrscheinlichkeit des Auftretens einer Art liefert Angaben darüber, mit welcher Wahrscheinlichkeit eine Art an einer Lokalität physisch präsent ist und ob eine Art an der Lokalität brütet. Modellergebnisse werden gegenwärtig nur für die Westseite der Antarktischen Halbinsel angegeben.

Die Benutzerschnittstelle wurde zur intuitiven Nutzung in Form einer Karte programmiert, die sehr unterschiedliche Ansätze des Zugriffs auf Daten erlaubt. Es können direkt Lokalitäten einzeln auf der Karte angeklickt oder nach Namen gesucht werden, aggregierte Gebiete in Form von eigenen Untersuchungsgebieten hochgeladen oder gezeichnet werden und einzelne CCAMLR-Regionen ausgewählt werden. Auch Abfragen nach Arten sind möglich. Die Ergebnisse dieser räumlichen Abfragen können, untergliedert nach Arten, in Form von Tabellen oder Grafiken (vgl. Abbildung 69) ausgegeben werden. Auch Modellergebnisse können für einzelne Lokalitäten oder aggregierte Gebiete ausgegeben werden. Es besteht außerdem die Möglichkeit, alle Abfrageergebnisse für Zähldaten oder Modelle als CSV-Dateien oder als kompletten Report herunterzuladen.

Abbildung 69: Beispiel für eine Datenausgabe von Zähldaten, hier für Küken-Zählungen auf der Petermann-Insel.



Quelle: www.penguinmap.com/mapppd

Eine wichtige Aufgabe von MAPPPD soll es sein, die Akteure des Antarctic Treaty System bei den umfangreichen Managementaufgaben zu unterstützen (Humphries et al. 2017). Dafür werden für alle in der Antarktis vertretenen Interessengruppen freie wissenschaftliche Daten zur Verfügung gestellt. Diese Datenbank soll weniger ein statisches Werkzeug sein, sondern vielmehr eine Plattform zum Datenaustausch und zum Testen von Modellen für die gesamte wissenschaftliche Gemeinschaft. Nach unseren bisherigen Erfahrungen erfüllt MAPPPD weitgehend die Erwartungen in ein solches Werkzeug und hat das Potential ein wichtiges praktikables Werkzeug zur Datenhaltung und -recherche für die Dynamik antarktischer Pinguinkolonien zu sein. Der überwiegende Teil der publizierten Daten ist enthalten. Einzelne Lücken sind lediglich im Bereich der „grauen“ Literatur zu finden. Bei älterer Literatur fanden in Einzelfällen fehlerhafte Standortzuordnungen statt.

Voraussetzung für den erfolgreichen Betrieb einer solchen Datenbank ist jedoch ein kontinuierlicher Betrieb einschließlich einer permanenten Datenpflege.

6.2.2 Projektdaten

Neben den hier bereits ausgewerteten Daten ist im Zuge des Projektes eine Reihe von Datensätzen entstanden, die einem möglichen künftigen Monitoringprojekt zur Verfügung stehen bzw. in der weiteren Methodenentwicklung verwendet werden soll. Dies betrifft sowohl Fernerkundungsdaten (akquirierte Satellitenaufnahmen, UAV-Mosaik aus eigenen Befliegungen) als auch im Gelände erhobene Bodenkontrolldaten)

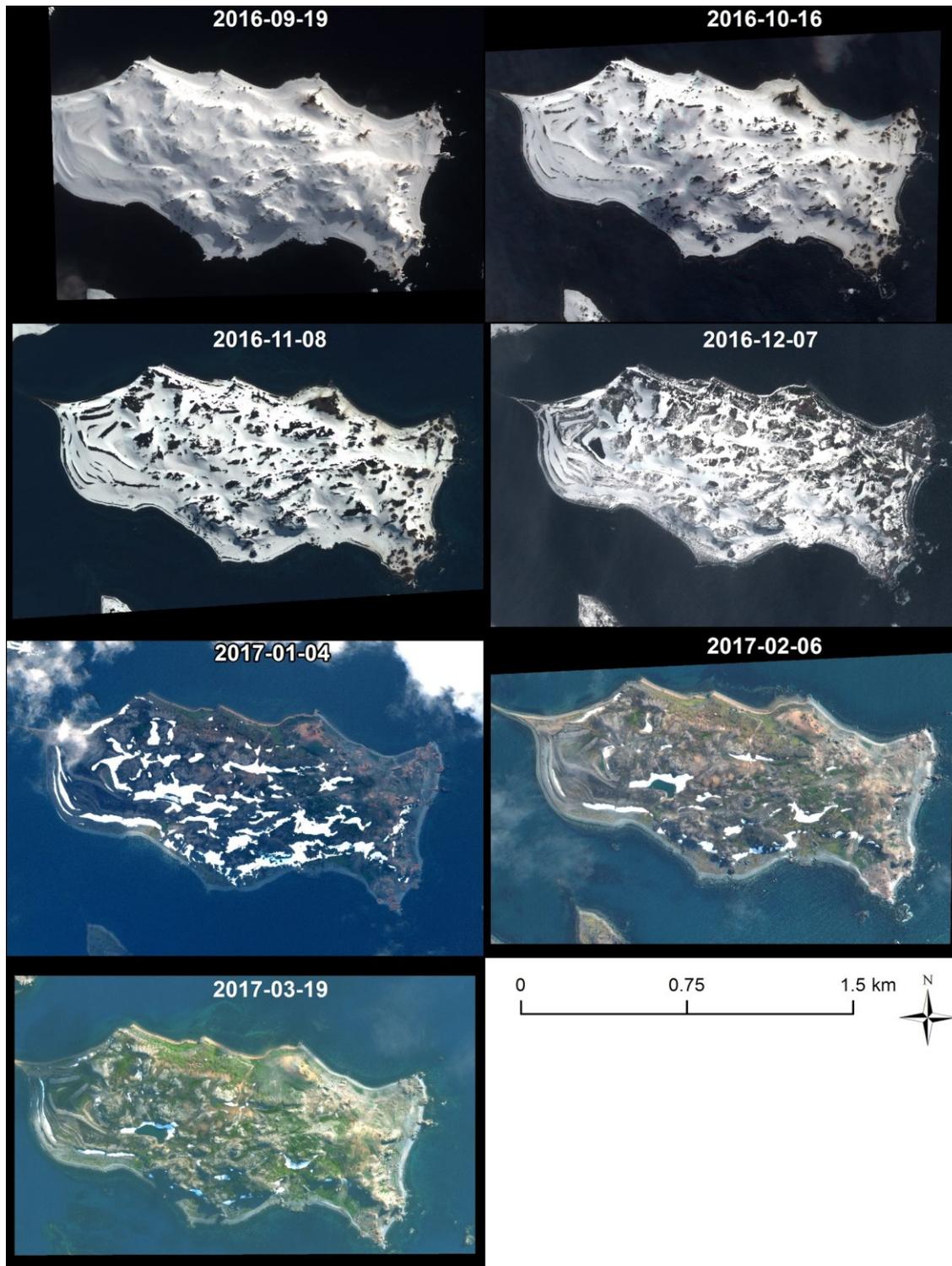
6.2.2.1 Fernerkundungsdaten

Während der Projektlaufzeit wurden 14 hochaufgelöste Aufnahmen von KGI und vier von Deception Island akquiriert (Tabelle 16). Um intrasaisonale Veränderungen detektieren zu können, wurden in der Saison 2016/17 sieben (siehe Abbildung 70) und in der Saison 2017/18 drei Aufnahmen vom Untersuchungsgebiet Ardley Island akquiriert.

Auch gelang es im Rahmen des Projektes erstmals, eine Skysat und PlanetScope-Aufnahme von KGI zu beschaffen, um deren Eignung für die Detektion von Pinguinguano zu überprüfen.

Für die Detektion aller Zügelpinguinkolonien auf den SSI wurden alle verfügbaren Sentinel-2 Aufnahmen beschafft, in denen Landmassen ganz oder teilweise wolkenfrei waren. In Summe waren dies 34 Aufnahmen im Zeitraum von Dezember 2015 bis Januar 2019.

Abbildung 70: Übersichtsbilder aller hochaufgelösten Aufnahmen von Ardley Island, die während der Saison 2016/17 akquiriert werden konnten.



Eigene Darstellung – THINK

Tabelle 16: Akquirierte hochaufgelöste Satellitenbilder von King George Island und Deception Island.

Aufnahmedatum	Satellit	Insel	Wolkenfreie Untersuchungsgebiete
2016.09.19	GeoEye	KGI /Nelson Is.	Ardley Is.
2016.10.26	WorldView-2	KGI /Nelson Is.	Ardley Is.
2016.11.08	GeoEye	KGI /Nelson Is.	Ardley Is.
2016.12.07	GeoEye	KGI /Nelson Is.	Ardley Is., Withem, Narebski Pt.
2017.01.04	GeoEye	KGI /Nelson Is.	Ardley Is., Withem, Narebski Pt.
2017.02.06	WorldView-2	KGI /Nelson Is.	Ardley Is.
2017.03.19	WorldView-2	KGI /Nelson Is.	Ardley Is.
2016.12.03	GeoEye	KGI /Nelson Is.	Deception Is.
2017.11.04	GeoEye	KGI /Nelson Is.	Narebski Pt.
2017.11.18	WorldView-2	KGI /Nelson Is.	Ardley Is., Withem Is., Narebski Pt.
2017.12.27	WorldView-2	KGI /Nelson Is.	Ardley Is., Narebski Pt., Duthoit Pt.
2018.02.11	GeoEye	KGI /Nelson Is.	Ardley Is.
2018.12.04	WorldView-3	KGI /Nelson Is.	Ardley Is., Narebski Pt.
2018.12.18	Skysat	KGI /Nelson Is.	Ardley Is.
2016.11.18	WorldView-2	Deception Is.	Alle an Südküste
2016.12.03	GeoEye	Deception Is.	Alle auf Deception Is.
2017.12.27	WorldView-2	Deception Is.	Alle an Südküste
2018.01.15	WorldView-2	Deception Is.	Baily Head, Entrance Pt.

Während der beiden Geländesaisons 2016/17 und 2017/18 wurden alle Untersuchungsgebiete zumindest einmal mit UAVs kartiert. Zur Detektion von intrasaisonalen Veränderungen wurde insbesondere Ardley Island so oft wie möglich pro Saison befliegen, so dass dieses Untersuchungsgebiet neun bzw. zehn Flüge pro Saison erreichte. Um das Untersuchungsgebiet Drake-Passage komplett abzudecken, waren acht Befliegungstage mit mehreren Flügen pro Tag notwendig (siehe Tabelle 17). Aufgrund der großen Zahl an Befliegungen konnten die Daten von Duthoit Point, Narebski Point und der Drake Passage (Saison 2017/18) noch nicht ausgewertet werden. Eine Auswertung und Veröffentlichung der Ergebnisse ist geplant.

Tabelle 17: Übersicht der Anzahl der Befliegungstage für die jeweiligen Untersuchungsgebiete.

Saison	UAV	Insel	Untersuchungsgebiete	Anzahl der Befliegungstage
2016/17	Okto XL, Ninox	KGI/ Nelson Is.	Ardley Is.	9
2017/18	Phantom 4 Pro	KGI/ Nelson Is.	Ardley Is.	10
2016/17	Ninox	KGI/ Nelson Is.	Narebski Pt.	5
2017/18	Phantom 4 Pro	KGI/ Nelson Is.	Narebski Pt.	1
2016/17	Ninox	KGI/ Nelson Is.	Drake Passage	8
2017/18	Phantom 4 Pro	KGI/ Nelson Is.	Drake Passage	8
2016/17	Ninox	KGI/ Nelson Is.	Duthoit Point	1
2017/18	Phantom 4 Pro	KGI/ Nelson Is.	Duthoit Point	1
2017/18	Phantom 4 Pro	Deception Is.	Vapour Col	2
2017/18	Phantom 4 Pro	Deception Is.	South Point Northwest	1
2017/18	Phantom 4 Pro	Deception Is.	Punta de Entrada	1
2017/18	Phantom 4 Pro	Deception Is.	Punta de Entrada Sud	1
2017/18	Phantom 4 Pro	Deception Is.	Baily Head	2

6.2.2.2 Terrestrische Daten

Während der drei Geländesaisons wurden umfangreiche terrestrische Daten über die verschiedenen Pinguinarten und andere Spezies aufgenommen (Tabelle 18).

Tabelle 18: Übersicht der während der Projektlaufzeit aufgenommenen terrestrischen Daten.

Saison	Ort	Datensatz
2016/17	Ardley Is.	Pinguinkartierung November
2016/17	Ardley Is.	Pinguinkartierung Dezember
2017/18	Ardley Is.	Pinguinkartierung November
2017/18	Ardley Is.	Pinguinkartierung Dezember
2016/17	Narebski Pt.	Pinguinkartierung
2017/18	Narebski Pt.	Pinguinkartierung
2017/18	Vapor Col	Pinguinkartierung
2016/17	Ardley	Guanofotos
2016/17	Ardley Is.	Brutphänologie
2017/18	Ardley Is.	Brutphänologie
2016/17	Ardley Is.	Bodenkontrollpunkte
2016/17	Fildes Pen.	Bodenkontrollpunkte

Saison	Ort	Datensatz
2017/18	Baily Head	Kartierung Deschampsia
2017/18	Fregata Is.	Pinguinkolonie Teilzählung
2017/18	Fildes Pen.	Testkartierungen Robben
2017/18	Fildes Pen.	Testkartierungen Seevögel
2016/17	Ardley Is.	Guanoproben
2016/17	Ardley Is.	Hyperspektralprofile von Guano
2016/17	Ardley Is.	Stationäre Kamera A
2016/17	Ardley Is.	Stationäre Kamera B
2016/17	Ardley Is.	Stationäre Kamera C
2016/17	Ardley Is.	Stationäre Kamera D
2017/18	Ardley Is.	Stationäre Kamera A
2017/18	Ardley Is.	Stationäre Kamera B
2017/18	Ardley Is.	Stationäre Kamera C
2017/18	Ardley Is.	Stationäre Kamera D
2018/19	Ardley Is.	Stationäre Kamera A
2018/19	Ardley Is.	Stationäre Kamera B
2018/19	Ardley Is.	Stationäre Kamera C
2018/19	Ardley Is.	Stationäre Kamera D
2016/17	Ardley Is.	Störungsexperimente Adélie- und Eselspinguine
2016/17	Fildes Pen.	Störungsexperimente Riesensturmvögel
2016/17	Fildes Pen.	Störungsexperimente Skuas
2016/17	Fildes Pen.	Störungsexperimente Dominikanermöwen
2016/17	Fildes Pen.	Störungsexperimente Robben
2017/18	Vapor Col	Störungsexperimente Zügelpinguine
2017/18	Vapor Col	Störungsexperimente Zügelpinguinküken + Hormone
2017/18	Vapor Col	Tonaufnahme Rufe Zügelpinguine

7 Schlussfolgerung und Ausblick

Ausgehend von den Ergebnissen der Pilotstudie (Mustafa et al. 2012) und des vorangegangenen Projektes (Mustafa et al. 2017) konnte das bisherige Wissen zu Methoden zur Detektion und zum Monitoring von Kolonien felsbrütender Pinguine in der Antarktis manifestiert sowie eine Reihe neuer Erkenntnisse gewonnen und neue Methoden geprüft und entwickelt werden. So wurde erstmals festgestellt, dass Satellitenplattformen wie SkySat (hochauflösend) oder Sentinel-2 und PlanetScope (beide räumlich mittelauflösend) grundsätzlich geeignet sind, Pinguinkolonien zu detektieren. Sentinel-2-Aufnahmen stellten sich bei der Detektion von Pinguinkolonien auf einer kontinentalen Skala als eine gute Ergänzung zu den bisher verwendeten Aufnahmen der Landsat-Konstellation heraus. Mit Sentinel-2-Aufnahmen ist es auch möglich, kleinere Kolonien zu detektieren als mit Landsat-Aufnahmen, was gerade im Bereich der Antarktischen Halbinsel mit den dort zahlreich vorkommenden kleinen Kolonien von Vorteil ist. Es wurde ebenfalls festgestellt, dass die Aufnahmen von Skysat und PlanetScope aufgrund ihrer relativ geringen spektralen Auflösung nicht für eine automatische Detektion von Pinguinkolonien geeignet sind. Diese können aber eine Alternative zu den manuell oder semi-automatisch ausgewerteten Aufnahmen der bisher verwendeten DigitalGlobe Konstellation sein, da diese eine vergleichbar hohe räumliche und temporale Auflösung haben, in der Anschaffung jedoch günstiger sind.

Um einen höheren Automatisierungsgrad bei pixelbasierten Klassifikationen von räumlich mittelaufgelösten Aufnahmen mit hoher spektraler Auflösung zu erreichen, wurde die von Schwaller et al. (2013) für Landsat-Aufnahmen entwickelte Penguin Retrieval Methode (PRM) weiterentwickelt und an Sentinel-2 Aufnahmen adaptiert (Modified Penguin Retrieval Method - MPRM). Mit dieser Methode war es möglich, den größten Teil der South Shetland Islands automatisch nach Zügelpinguinkolonien abzusuchen. Ein Abgleich mit der Datenbank MAPPPD zeigte eine gute Übereinstimmung, wobei möglicherweise auch bis dato unbekannte Kolonien detektiert werden konnten. Diese Methode eignet sich demnach gut, um sehr große Gebiete flächendeckend zu analysieren.

Die Ergebnisqualität objektorientierter Klassifikationen (GEOBIA) hängt vor allem von der Homogenität der betrachteten Kolonien ab. Sie ist vergleichbar mit der von pixelbasierten Methoden, jedoch erfordern sie einen höheren Prozessierungsaufwand. Im Ergebnis zeigte sich, dass es mit den untersuchten objektorientierten Klassifikationen noch immer nicht möglich ist, in hochaufgelösten Aufnahmen Guanoflächen automatisch und sicher zu klassifizieren und somit als solche zu erkennen.

Die Auswertung von Orthophotomosaiken aus UAV-Befliegung konnte mit der Entwicklung eines auf Deep-Learning basierenden Objekterkennungswerkzeuges erheblich effizienter und nachvollziehbarer gestaltet werden, als es mit den bisher verwendeten manuellen Methoden möglich war. Die daraus ermittelte Zahl der adulten Individuen kann durch die Verwendung von Aufnahmen aus stationären Kameras in die Zahl der Nester bzw. Brutpaare umgerechnet werden. So ist es mit dieser Methode möglich, die Population von sehr großen Kolonien schnell und objektiv zu quantifizieren. Damit ist sie die Grundlage für die Auswertung von Luftbildern und macht ein mögliches UAV-gestütztes Monitoring von großen bzw. mehreren kleineren Kolonien erst möglich.

Die detaillierte Analyse der Guanofarben von verschiedenen Pinguinarten ergab, dass die Differenzierung von Pinguinarten auf Grundlage der Guanofarbe noch immer nicht sicher möglich ist. Während sich die Unterscheidung der verschiedenen Pinguinarten sowohl in Satelliten- also auch in UAV-Aufnahmen nach wie vor schwierig gestaltet, konnten die Grundlagen für die Bestimmung weiterer sechs Seevogelarten und fünf Robbenarten, die in der

Maritimen Antarktis vorkommen, erarbeitet werden. Diese Erkenntnisse unterstützen nicht nur die Arterkennung, sondern auch die Erstellung einer artspezifischen Befliegungsstrategie.

Bereits bei Mustafa et al. (2017) wurde festgestellt, dass in einer Pinguinkolonie die Ausbreitung von Guano während des Verlaufs der Brutsaison stark schwankt. Hierfür ist der Verlauf der Brutphänologie entscheidend. Ist dieser bekannt, kann die Guanoausdehnung hinsichtlich der Ermittlung bzw. Ableitung von Bestandszahlen gewichtet werden. Dieser ist nicht nur von der betrachteten Spezies sondern auch vom geographischen Standort abhängig (Länge/Breite). Darüber hinaus wurde ein erheblicher Einfluss der Witterung festgestellt. Während der langfristige (saisonale) Witterungsverlauf die Terminierung der Brutphänologie beeinflusst, können einzelne Ereignisse (Neuschnee, Regen) durch Überdeckung oder Erosion die Detektierbarkeit des Guanos verringern.

Die Kolonien Ardley Island und Narebski Point sowie die der Untersuchungsgebiete Drake Passage und Deception Island wurden als potentielle Monitoringgebiete intensiv untersucht. Dabei wurden existierende Bestandsdaten und die räumliche Ausbreitung erstmalig beschrieben oder fortgeschrieben sowie detaillierte Basisdaten wie die Geländetopographie aufgenommen. Hierbei zeigten sich die enormen Vorteile der UAV-basierten Kartierungen, ohne die eine solch umfassende Bestandsaufnahme nicht möglich gewesen wäre. Die Kolonie Ardley Island wurde erstmals mit stationären Kameras ausgerüstet, mit denen in hoher temporaler Auflösung die Schwankungen in der Koloniebesetzung genau erfasst werden können. In den Kolonien Narebski Point und Vapor Col erfolgte die Ausrüstung mit stationären Kameras durch koreanische bzw. spanische Kollegen. Diese Gebiete sind aufgrund der bereits existierenden langfristigen Datenreihen und der guten Erreichbarkeit als Referenzgebiete für ein langfristiges Monitoring zu empfehlen.

Um den Rahmen für ein langfristiges Monitoring antarktischer Pinguinkolonien auszuloten, wurde ein intensiver wissenschaftlicher Austausch betrieben. Dies geschah durch Teilnahme an Fachtagungen, Fachpublikationen, Workshops, gemeinsames Arbeiten vor Ort und die Arbeit in einer SCAR Action Group. Zur Abschätzung der Risiken eines verstärkten Einsatzes von UAVs für Monitoringzwecke, wurden intensive Untersuchungen zum Einfluss von UAVs auf Pinguinkolonien durchgeführt. Nach Abschluss dieses Projektes existiert nun ein umfassendes Inventar an Methoden und Daten, auf dessen Basis sich ein hochqualitatives und effizientes Monitoring von Pinguinkolonien in der Antarktis aufbauen lässt.

Im Zentrum künftiger methodischer Forschungsarbeiten sollten vor allem zwei Fragestellungen stehen: Zum einen die bisher noch immer nicht zufriedenstellend mögliche Unterscheidung der Arten. In Satellitenbildern und UAV-Aufnahmen gelingt dies bisher nur in Ausnahmefällen und keinesfalls regelhaft. Möglicherweise bietet hier in Zukunft die Verwendung von Hyperspektralaufnahmen einen neuen Ansatz. Dieser konnte im Rahmen dieses Projektes noch nicht weiter verfolgt werden, da die Starts der dafür in Frage kommenden Satelliten mehrfach verschoben wurden. UAV-gestützte Hyperspektralsensoren sind bereits auf dem Markt. Bisher sind diese jedoch sehr hochpreisig und konnten daher noch nicht für diese Fragestellung eingesetzt werden.

Zum anderen sind die intrasaisonale Variabilität der Guanoausbreitung und die Nestbesetzung für zukünftige Forschungen interessant. Diese sind zwar durch das Projekt deutlich besser verstanden worden, in ihrer Quantifizierbarkeit jedoch noch immer begrenzt. So schwanken die Kenndaten der Brutphänologie witterungsbedingt, so dass eine saisongenaue Kenntnis derselben notwendig wird. Noch schwieriger ist es, den Einfluss der Witterung auf die Erkennbarkeit des Guanos zu beziffern. Beispiele hierfür sind frische Schneebedeckung oder die

niederschlagsabhängige Erosion am Ende der Saison. Eine wertvolle Unterstützung in beiden Fällen könnte der verstärkte Einsatz von stationären Kameras sein.

Dass die intersaisonalen Veränderungen der Guanoausbreitung in der Kontinentalen Antarktis die Populationsänderungen nur mit einem zeitlichen Versatz anzeigen, liegt an den geringeren Niederschlägen in den kontinentalen Regionen (vgl. auch Mustafa et al. 2017). Eine tiefere Untersuchung war in dem aktuellen Projekt nicht möglich, da die gewählten Untersuchungsgebiete alle zur Maritimen Antarktis gehören. Dies könnte ein wichtiges Thema für künftige Forschungen bzw. methodische Entwicklungen sein.

In dem hier abgeschlossenen und den beiden vorangegangenen Projekten (Mustafa et al. 2012; 2017) wurden Methoden erarbeitet, die es ermöglichen, Pinguinkolonien in der Antarktis flächendeckend und mit hoher Qualität zu detektieren und wiederholt zu beobachten. Dabei wurde sowohl eine Reihe von Methoden selbst entwickelt, als auch auf Entwicklungen Dritter zurückgegriffen. Es ist nun möglich, in hoher zeitlicher Auflösung Veränderungen in der räumlichen Verbreitung dieser Organismengruppe zu detektieren. Die dabei gewonnenen Ergebnisse erlauben es nicht nur, die Entwicklung dieser Arten zu verfolgen, sondern aufgrund ihrer Bedeutung als Indikator auch Rückschlüsse über den Zustand des Ökosystems Antarktis/Südozean zu ziehen. Bisher werden diese Möglichkeiten jedoch lediglich für kurze Zeiträume im Rahmen von Forschungsvorhaben durch einzelne Arbeitsgruppen genutzt. Die so gewonnenen Ergebnisse können meist nur Schlaglichter auf die tatsächliche Situation werfen und bleiben zeitlich und räumlich und damit auch im Prozessverständnis lückenhaft. Um jedoch lang- und mittelfristige Trends und Entwicklungen erkennen und bewerten zu können, ist eine kontinuierliche Datenerhebung und -auswertung notwendig. Voraussetzung hierfür ist ein Monitoringansatz, der mit Datenerhebungen am Boden, dem Einsatz von UAVs und mit satellitengestützter Fernerkundung auf verschiedenen Maßstabsebenen arbeitet. Neben dem methodischen "Handwerkszeug" steht inzwischen auch eine Datenbankstruktur zur Organisation und Weitergabe der Daten (MAPPPD, siehe Kap. 6.2.1) zur Verfügung. Für einige Testgebiete, die als Referenz für die kontinentweit zu erhebenden Satellitendaten dienen können, wurden die notwendigen Basisdaten erhoben. Die fachlichen Voraussetzungen für ein überregionales Monitoring antarktischer Pinguine sind somit weitgehend gegeben. Zur Umsetzung ist jedoch ein entsprechendes langfristiges Monitoringprogramm notwendig, das auch den nötigen strukturellen Rahmen bietet. Einen solchen Rahmen könnte beispielsweise das bereits bestens etablierte CCAMLR Ecosystem Monitoring Program (CEMP) bieten. Hier werden von verschiedenen Teilnehmerstaaten bereits einige Anstrengungen zur Erhebung von Pinguinbestandsdaten unternommen. Die Bundesrepublik Deutschland nimmt bisher nicht aktiv am CEMP Programm teil. Ein eigener deutscher Beitrag könnte das bestehende Netzwerk jedoch erheblich in seiner inhaltlichen Arbeit ergänzen und stärken. Insbesondere eine neben und ergänzend zu den Tätigkeiten im Gelände prononcierte Fernerkundungskomponente würde das Wissen über die Veränderungen im Südozean auf eine deutlich breitere Datenbasis stellen. Diese wäre zudem deutlich effizienter als eine Beschränkung auf klassische bodengestützte Methoden. Analysen zu den Einflüssen von Umweltveränderungen durch Bewirtschaftung (Fischerei) und Klimawandel auf den Südozean könnten damit quantitativ und qualitativ deutlich substantieller werden. Diese Verbesserungen könnten dazu beitragen, die aktuelle fischereiliche Nutzung des Südozeans nachhaltiger und umweltfreundlicher zu gestalten. .

8 Quellenverzeichnis

- Ainley, D.G., 2002. The Adélie penguin: Bellwether of climate change. ebrary, Inc, New York.
- ATCM, 2018. Environmental Guidelines for operation of Remotely Piloted Aircraft Systems (RPAS) in Antarctica (v 1.1). ATCM, Buenos Aires.
- ATS, 2014. Management Plan for Antarctic Specially Protected Area No. 171 Narębski Point, Barton Peninsula, King George Island, in: Measure 11. Presented at the ATCM XVII, Brasilia, Brasil.
- ATS, 2009. Management Plan for Antarctic Specially Protected Area No. 150 Ardley Island, Maxwell Bay, King George Island (25 de Mayo), in: Measure 9. Presented at the ATCM XII, Baltimore, USA, p. 13.
- Baatz, M., Schäpe, A., 2010. Multiresolution segmentation: an optimization approach for high quality multi-scale image segmentation. 2000. URL: http://www.agit.at/papers/2000/baatz_FP_12.pdf.
- Barbosa, A., Benzal, J., De León, A., Moreno, J., 2012. Population decline of chinstrap penguins (*Pygoscelis antarctica*) on Deception Island, South Shetlands, Antarctica. *Polar Biology* 35, 1453–1457. <https://doi.org/10.1007/s00300-012-1196-1>
- Barbraud, C., Rolland, V., Jenouvrier, S., Nevoux, M., Delord, K., Weimerskirch, H., 2012. Effects of climate change and fisheries bycatch on Southern Ocean seabirds: a review. *Marine Ecology Progress Series* 454, 285–307.
- BirdLife International, 2015. Adelle Penguin (*Pygoscelis adeliae*) - BirdLife species factsheet [WWW Document]. URL <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/adelle-penguin-pygoscelis-adeliae> (accessed 9.2.19).
- Black, C.E., 2016. A comprehensive review of the phenology of *Pygoscelis* penguins. *Polar Biology* 39, 405–432. <https://doi.org/10.1007/s00300-015-1807-8>
- Borboroglu, P.G., Boersma, P.D., 2013. Penguins: Natural History and Conservation. University of Washington Press.
- Borowicz, A., McDowall, P., Youngflesh, C., Sayre-McCord, T., Clucas, G., Herman, R., Forrest, S., Rider, M., Schwaller, M., Hart, T., Jenouvrier, S., Polito, M.J., Singh, H., Lynch, H.J., 2018. Multi-modal survey of Adélie penguin mega-colonies reveals the Danger Islands as a seabird hotspot. *Scientific Reports* 8, 3926. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-22313-w>
- Braun, C., Esefeld, J., Peter, H.-U., 2017. Monitoring the consequences of local climate change on the natural resources of the ice-free regions of Maxwell Bay (King George Island, Antarctic) (Final Report No. 002366/ENG), Texte 26/2017. German Environment Agency, Dessau-Roßlau.
- Braun, C., Rümmler, M.-C., Esefeld, J. & Peter, H.-U. (in Vorb.): Überwachung der klimabedingten Veränderungen terrestrischer und mariner Ökosysteme in der Maxwell Bay (King George Island, Antarktis). Im Auftrag des Umweltbundesamts. Dessau-Roßlau.
- Briggs, D.J., Smithson, P., 1986. *Fundamentals of Physical Geography*. Rowman & Littlefield.
- CCAMLR, 2014. CCAMLR ECOSYSTEM MONITORING PROGRAM - STANDARD METHODS.
- Chollet, F., 2015. Keras: Deep learning library for theano and tensorflow. URL: <https://keras.io/k7,T1>.
- Coria, N.R., Favero, M., Silva, P., CASAUX, R., 1995. Breeding birds at Duthoit Point, Nelson Island, South Shetland Islands, Antarctica. *Marine Ornithology* 23, 61–64.
- 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.

- Dietterich, T.G., 2002. Machine Learning for Sequential Data: A Review, in: Caelli, T., Amin, A., Duin, R.P.W., de Ridder, D., Kamel, M. (Eds.), *Structural, Syntactic, and Statistical Pattern Recognition*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 15–30. https://doi.org/10.1007/3-540-70659-3_2
- 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. <https://doi.org/10.1098/rstb.2006.1955>
- Erfurt, J., Grimm, H., 1990. Expeditionsbericht der 2. D DR-Antarktisexpedition, Überwinterungsteilnehmer an der 34. Sowjetischen Antarktisexpedition, Station “Bellingshausen” 1988-1990, unpublished expedition report. Akademie der Wissenschaften, Potsdam.
- Everson, I., 1977. The living resources of the southern ocean. Southern Ocean Fisheries Survey Programme GLO. SO/77/1. Rome: FAO.
- Firla, M., Mustafa, O., Pfeifer, C., Senf, M., Hese, S., 2019. Intraseasonal variability of guano stains in a remotely sensed penguin colony using UAV and satellite. *ISPRS Ann. Photogramm. Remote Sens. Spatial Inf. Sci.* IV-2/W5, 111–118. <https://doi.org/10.5194/isprs-annals-IV-2-W5-111-2019>
- 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. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01108.x>
- Forrest, J., Miller-Rushing, A.J., 2010. Toward a synthetic understanding of the role of phenology in ecology and evolution. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365, 3101–3112. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0145>
- 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. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0033751>
- Fretwell, P.T., Phillips, R.A., Brooke, M. de L., Fleming, A.H., McArthur, A., 2015. Using the unique spectral signature of guano to identify unknown seabird colonies. *Remote Sensing of Environment* 156, 448–456. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.10.011>
- Fretwell, P.T., Trathan, P.N., 2009. Penguins from space: Faecal stains reveal the location of emperor penguin colonies. *Global Ecology and Biogeography* 18, 543–552. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00467.x>
- Gerighausen, U., Bräutigam, K., Mustafa, O., Peter, H.-U., 2003. Expansion of vascular plants on an Antarctic island; a consequence of climate change? <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4727.8487>
- Glumov, N.I., Kolomiyetz, E.I., Sergeev, V.V., 1995. Detection of objects on the image using a sliding window mode. *Optics & Laser Technology* 27, 241–249. [https://doi.org/10.1016/0030-3992\(95\)93752-D](https://doi.org/10.1016/0030-3992(95)93752-D)
- Goebel, M.E., Perryman, W.L., Hinke, J.T., Krause, D.J., Hann, N.A., Gardner, S., LeRoi, D.J., 2015. A small unmanned aerial system for estimating abundance and size of Antarctic predators. *Polar Biology* 38, 619–630. <https://doi.org/10.1007/s00300-014-1625-4>
- Goodfellow, I., Bengio, Y., Courville, A., 2016. *Deep Learning*. MIT Press.
- Grémillet, D., Puech, W., Garçon, V., Boulinier, T., Le Maho, Y., 2012. Robots in ecology: welcome to the machine. *Open Journal of Ecology* 2, 49–57.
- Harris, C.M., Herata, H., Hertel, F., 2019. Environmental guidelines for operation of Remotely Piloted Aircraft Systems (RPAS): Experience from Antarctica. *Biological Conservation* 236, 521–531. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.05.019>

- Hinke, J., Polito, M., Reiss, C., Trivelpiece, S., Trivelpiece, W., 2012. Flexible reproductive timing can buffer reproductive success of *Pygoscelis* spp. penguins in the Antarctic Peninsula region. *Marine Ecology Progress Series* 454, 91–104. <https://doi.org/10.3354/meps09633>
- Hinke, J.T., Barbosa, A., Emmerson, L.M., Hart, T., Juárez, M.A., Korczak-Abshire, M., Milinevsky, G., Santos, M., Trathan, P.N., Watters, G.M., Southwell, C., 2018. Estimating nest-level phenology and reproductive success of colonial seabirds using time-lapse cameras. *Methods in Ecology and Evolution* 9, 1853–1863. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13015>
- Humphries, G.R.W., Naveen, R., Schwaller, M., Che-Castaldo, C., McDowall, P., Schrimpf, M., Lynch, H.J., 2017. Mapping Application for Penguin Populations and Projected Dynamics (MAPPPD): data and tools for dynamic management and decision support. *Polar Record* 53, 160–166. <https://doi.org/10.1017/S0032247417000055>
- Jablonski, B., 1984. Distribution and numbers of penguins in the region of King George Island (South Shetland Islands) in the breeding season 1980/1981. *Pol. Polar Res* 5, 17–30.
- Jenouvrier, S., 2013. Impacts of climate change on avian populations. *Global Change Biology* 19, 2036–2057.
- Juarez, 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.
- Korczak-Abshire, M., Zmarz, A., Rodzewicz, M., Kycko, M., Karsznia, I., Chwedorzewska, K.J., 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. <https://doi.org/10.1007/s00300-018-2379-1>
- Lynch, H. J., Fagan, W.F., Naveen, R., Trivelpiece, S.G., Trivelpiece, W.Z., 2012. Differential advancement of breeding phenology in response to climate may alter staggered breeding among sympatric pygoscelid penguins. *Marine Ecology Progress Series* 454, 135–145. <https://doi.org/10.3354/meps09252>
- Lynch, H.J., Fagan, W.F., Naveen, R., Trivelpiece, S.G., Trivelpiece, W.Z., 2009. Timing of clutch initiation in *Pygoscelis* penguins on the Antarctic Peninsula: towards an improved understanding of off-peak census correction factors. *CCAMLR Sci* 16, 149–165.
- Lynch, H.J., LaRue, M.A., 2014. First global census of the Adélie Penguin. *The Auk* 131, 457–466. <https://doi.org/10.1642/AUK-14-31.1>
- Lynch, H.J., Schwaller, M.R., 2014. Mapping the Abundance and Distribution of Adélie Penguins Using Landsat-7: First Steps towards an Integrated Multi-Sensor Pipeline for Tracking Populations at the Continental Scale. *PLoS ONE* 9, e113301. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0113301>
- Lynch, Heather J., White, R., Black, A.D., Naveen, R., 2012. Detection, differentiation, and abundance estimation of penguin species by high-resolution satellite imagery. *Polar Biology* 35, 963–968. <https://doi.org/10.1007/s00300-011-1138-3>
- Mahmoudi, F.T., Samadzadegan, F., Reinartz, P., 2013. Object oriented image analysis based on multi-agent recognition system. *Computers & Geosciences* 54, 219–230.
- McClintock, J., Ducklow, H., Fraser, W., 2008. Ecological responses to climate change on the Antarctic Peninsula. *American Scientist* 96, 302–310.
- 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), unpublished expedition report. Akademie der Wissenschaften, Potsdam.
- Müller-Schwarze, D., 1984. The behavior of penguins: Adapted to ice and tropics, SUNY series in animal behavior. State University of New York Press, Albany.

- 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. <https://doi.org/10.1007/s00300-018-2363-9>
- Mustafa, O., Braun, C., Esefeld, J., Knetsch, S., Maercker, J., Pfeifer, C., Rümmler, M.-C., 2019. Detecting Antarctic seals and flying seabirds by UAV. *ISPRS Ann. Photogramm. Remote Sens. Spatial Inf. Sci.* IV-2/W5, 141–148. <https://doi.org/10.5194/isprs-annals-IV-2-W5-141-2019>
- Mustafa, O., Esefeld, J., Grämer, H., Maercker, J., Rümmler, M.-C., Pfeifer, C., 2017. Monitoring penguin colonies in the Antarctic using remote sensing data (Final Report No. 002498/ENG), *Texte* 30/2017. German Environment Agency, Dessau-Roßlau.
- Mustafa, O., Pfeifer, C., Peter, H.-U., Kopp, M., Metzger, R., 2012. Pilot study on monitoring climate-induced changes in penguin colonies in the Antarctic using satellite images. *Texte* 19/2012.
- Naveen, R., Lynch, H.J., Forrest, S., Mueller, T., Polito, M., 2012. First direct, site-wide penguin survey at Deception Island, Antarctica, suggests significant declines in breeding chinstrap penguins. *Polar Biol* 35, 1879–1888. <https://doi.org/10.1007/s00300-012-1230-3>
- Peter, H.-U., Braun, C., Janowski, S., Nordt, A., Stelter, M., 2013. The current environmental situation and proposals for the management of the Fildes Peninsula Region (Final Report No. 001662/E), *Texte* 02/2013. Federal Environment Agency (Germany), Dessau-Roßlau.
- 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 I* 14, 1–127.
- Pfeifer, C., Barbosa, A., Mustafa, O., Peter, H.-U., Rümmler, M.-C., Brenning, A., 2019. Using Fixed-Wing UAV for Detecting and Mapping the Distribution and Abundance of Penguins on the South Shetlands Islands, Antarctica. *Drones* 3, 39. <https://doi.org/10.3390/drones3020039>
- Raspisaniye Pogodi Ltd., 2018. URL https://rp5.ru/Weather_archive_in_Bellingshausen_Station (accessed 3.20.18).
- Rauschert, M., Zippel, D., Gruner, M., 1987. Reisebericht - Teil 2: Fachlicher Bericht über die Teilnahme der Biologengruppe der DDR an der 30. Sowjetischen Antarktisexpedition (SAE), Station "Bellingshausen", King George Island (Südshetlandinseln/Antarktis)., unpublished expedition report. Akademie der Wissenschaften, Potsdam.
- Rees, W.G., Brown, J.A., Fretwell, P.T., Trathan, P.N., 2017. What colour is penguin guano? *Antarctic Science* 29, 417–425. <https://doi.org/10.1017/S0954102017000190>
- Ropert-Coudert, Y., Chiaradia, A., Ainley, D., Barbosa, A., Boersma, P.D., Brasso, R., Dewar, M., Ellenberg, U., García-Borboroglu, P., Emmerson, L., Hickcox, R., Jenouvrier, S., Kato, A., McIntosh, R.R., Lewis, P., Ramírez, F., Ruoppolo, V., Ryan, P.G., Seddon, P.J., Sherley, R.B., Vanstreels, R.E.T., Waller, L.J., Woehler, E.J., Trathan, P.N., 2019. Happy Feet in a Hostile World? The Future of Penguins Depends on Proactive Management of Current and Expected Threats. *Front. Mar. Sci.* 6, 248. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00248>
- 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. <https://doi.org/10.1007/s00300-018-2385-3>
- 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. <https://doi.org/10.1007/s00300-015-1838-1>
- Sander, M., Balbão, T.C., Costa, E.S., Santos, C.R. dos, Petry, M.V., 2007a. Decline of the breeding population of *Pygoscelis antarctica* and *Pygoscelis adeliae* on Penguin Island, South Shetland, Antarctica. *Polar Biology* 30, 651–654. <https://doi.org/10.1007/s00300-006-0218-2>

- Sander, M., Balbão, T.C., Polito, M.J., Costa, E.S., Carneiro, A.P.B., 2007b. Recent decrease in chinstrap penguin (*Pygoscelis antarctica*) populations at two of Admiralty Bay's islets on King George Island, South Shetland Islands, Antarctica. *Polar Biology* 30, 659–661. <https://doi.org/10.1007/s00300-007-0259-1>
- SCAR, 2017. State of knowledge on wildlife response to UAV/RPAS. SCAR, Leuven.
- Schwaller, M.R., Lynch, H.J., Tarroux, A., Prehn, B., 2018. A continent-wide search for Antarctic petrel breeding sites with satellite remote sensing. *Remote Sensing of Environment* 210, 444–451. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.02.071>
- Schwaller, M.R., Olson, C.E., Ma, Z., Zhu, Z., Dahmer, P., 1989. A remote sensing analysis of Adélie penguin rookeries. *Remote Sensing of Environment* 28, 199–206. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(89\)90113-2](https://doi.org/10.1016/0034-4257(89)90113-2)
- Schwaller, M.R., Southwell, C.J., Emmerson, L.M., 2013. Continental-scale mapping of Adélie penguin colonies from Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment* 139, 353–364. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.08.009>
- Semionova, A., 2017. Veränderung der Verhaltensreaktionen von Eeselpinguinen (*Pygoscelis papua*) in einem sich ändernden Klima. (Master Thesis). Russian State Hydrometeorological University, St. Petersburg.
- Senf, M., 2018. Brutphänologie von Pinguinen der Gattung *Pygoscelis* auf der Insel Ardley (Masterarbeit). Friedrich Schiller University Jena, Jena.
- Shuford, W.D., Spear, Larry.B., 1988. Surveys of breeding Chinstrap Penguins in the South Shetland Islands, Antarctica. *British Antarctic Survey Bulletin* 81, 19–30.
- Southwell, C., Emmerson, L., 2015. Remotely-operating camera network expands Antarctic seabird observations of key breeding parameters for ecosystem monitoring and management. *Journal for Nature Conservation* 23, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.11.002>
- Southwell, C., McKinlay, J., Low, M., Wilson, D., Newbery, K., Lieser, J.L., Emmerson, L., 2013. New methods and technologies for regional-scale abundance estimation of land-breeding marine animals: application to Adélie penguin populations in East Antarctica. *Polar Biology* 36, 843–856. <https://doi.org/10.1007/s00300-013-1310-z>
- 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. <https://doi.org/10.1073/pnas.1016560108>
- USGS, (U.S. Geological Survey), 2019. How does data from Sentinel-2A's MultiSpectral Instrument compare to Landsat data? | Landsat Missions [WWW Document]. URL <https://landsat.usgs.gov/how-does-data-sentinel-2as-multispectral-instrument-compare-landsat-data> (accessed 9.3.19).
- Witharana, C., Lynch, H., 2016. An Object-Based Image Analysis Approach for Detecting Penguin Guano in very High Spatial Resolution Satellite Images. *Remote Sensing* 8, 375. <https://doi.org/10.3390/rs8050375>
- 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., others, 2001. A statistical assessment of the status and trends of Antarctic and Subantarctic seabirds. SCAR.
- Zhu, Z., Wang, S., Woodcock, C.E., 2015. Improvement and expansion of the Fmask algorithm: cloud, cloud shadow, and snow detection for Landsats 4–7, 8, and Sentinel 2 images. *Remote Sensing of Environment* 159, 269–277. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.12.014>
- Zmarz, A., Rodzewicz, M., Dąbski, M., Karsznia, I., Korczak-Abshire, M., Chwedorzewska, K.J., 2018. Application of UAV BVLOS remote sensing data for multi-faceted analysis of Antarctic ecosystem. *Remote Sensing of Environment* 217, 375–388. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.08.031>

A Anhang: Publikationen und Produkte

A.1 Aktive Tagungsteilnahme:

XXXIV SCAR Open Science Conference in Kuala Lumpur vom 20.-30.8.2016

Vortrag:

Christian Pfeifer, Jan Esefeld, Hannes Grämer, Jakob Maercker, Hans-Ulrich Peter, Daniel Prowaznik, Marie-Charlott Rümmler, Martin Senf, Osama Mustafa: Intraseasonal dynamics of guano cover in Pygoscelis penguin colonies derived from satellite images (gehalten von Osama Mustafa)

Poster:

Mustafa, Osama, Maercker, Jakob, Pfeifer, Christian, Jung, Jin-woo, Peter, Hans-Ulrich, Esefeld, Jan: Mapping penguins by Drone – how to count breeding pair numbers from orthophotomosaics

Workshop:

Meeting der SCAR Action Group “Development of a satellite-based, Antarctic-wide, remote sensing approach to estimate bird and animal populations” (Leitung & Durchführung: O. Mustafa & H.-U. Peter, Vortrag: O. Mustafa)

XIIth SCAR Biology Symposium in Leuven (Belgien) vom 10.-14. Juli 2017

Poster:

Hannes Grämer, Christian Pfeifer, Jan Esefeld, Hans-Ulrich Peter, Osama Mustafa: Fifty shades of poo – Determination of penguin species in satellite imagery using guano color.

Osama Mustafa, Jan Esefeld, Hans-Ulrich Peter and Christian Pfeifer: Does timing matter? Detecting breeding pair numbers of penguins by UAV at different dates of a breeding season.

Christian Pfeifer, Fritz Hertel, Stefan Knetsch, Hans-Ulrich Peter and Osama Mustafa: A different view – the suitability of Sentinel-2 imagery for detecting penguin colonies

Martin Senf, Christina Braun, Jan Esefeld, Hannes Grämer, Jakob Maercker, Hans-Ulrich Peter, Christian Pfeifer, Daniel Prowaznik, Marie-Charlott Rümmler, Osama Mustafa: The shifting of temporal patterns in the breeding phenology of Adélie and Gentoo penguins.

Workshop:

Drones in Antarctic Biology (Leitung & Durchführung: O. Mustafa; Vorträge: C. Pfeifer und M.-C. Rümmler)

27th International Polar Conference Rostock (Deutschland), 25.-29. März 2018 “Polar Systems Under Pressure”

Vortrag:

Osama Mustafa, Hans-Ulrich Peter, Marie-Charlott Rümmler, Christian Pfeifer, Jakob Maercker: Mapping Antarctic wildlife by use of Unmanned Aerial Vehicles.

Poster:

Christian Pfeifer, Hans-Ulrich Peter, Marie-Charlott Rümmler, Osama Mustafa: Distribution and numbers of breeding chinstrap penguins at remote islets of King George and Nelson Island by fixed wing UAV.

Marie-Charlott Rümmler, Jan Esefeld, Osama Mustafa, Christian Pfeifer and Hans-Ulrich Peter: Impact of fly-overs with different uav models on various antarctic species

Martin Senf, Christina Braun, Jan Esefeld, Hannes Grämer, Jakob Maercker, Hans-Ulrich Peter, Christian Pfeifer, Daniel Prowaznik, Marie-Charlott Rümmler, Osama Mustafa: Variability in breeding phenology of adélie and gentoo penguins between 2014 and 2018

XXXV SCAR Open Science Conference (Polar 2018) in Davos (Schweiz), 15.-26. Juni 2018

Vortrag:

Mustafa, Osama, Jan Esefeld, Maximilian Firla, Martin Senf, Hans-Ulrich Peter, and Christian Pfeifer. Intraseasonal Variability of Remotely Sensed Penguin Colony Counts.

Pfeifer, Christian: Latest technological developments with relevance to satellite-based wildlife monitoring

Colominas, Roger & Marie-Charlott Rümmler: Behavioural and physiological responses to unmanned aerial vehicles (UAV): Experimental flights of drones over Antarctic penguins.

Poster

Pfeifer, Christian, Marie-Charlott Rümmler, Hans-Ulrich Peter, Osama Mustafa, Hans-Ulrich Peter, and Osama Mustafa. Mapping Penguins and Blue-Eyed Shags at Remote Islets by Fixed Wing UAV. In Abstract Proceedings, 1087. Davos, Switzerland.

Maercker, Jakob, Haucke, Max, Knetsch, Stefan, Pfeifer, Christian, Mustafa, Osama: Mapping of Antarctic wildlife by drones

Workshop:

Drones in Antarctic Biology (Leitung & Durchführung: O. Mustafa; Vorträge: C. Pfeifer, M.-C. Rümmler)

5th International Conference on Progress in Marine Conservation 2018

Vortrag (eingeladen):

Mustafa, Osama & Marie-Charlott Rümmler: Possible risks of new technologies – application of drones in the Antarctic and its effects on penguins

IX. International Antarctic Conference Kiev (Ukraine), 14.-16. Mai 2019

Vortrag (eingeladen):

Mustafa, Osama: Application of Drones in the Antarctic

Workshop:

Monitoring Antarctic wildlife by drones (Leitung & Durchführung: O. Mustafa):

ISPRS Geospatial Week 2019 in Enschede (Niederlande), 10.-14. Juni, 2019

Vortrag:

Mustafa, Osama: Detecting Antarctic Seals and Flying Seabirds by UAV

Firla, Max: Intraseasonal Variability of Guano Stains in A Remotely Sensed Penguin Colony Using UAV and Satellite Images

A.2 Zeitschriftenartikel

Peer-reviewed

- Firla, Max., Mustafa, Osama, Pfeifer, Christian, Senf, Martin, Hese, Sören, 2019. Intraseasonal variability of guano stains in a remotely sensed penguin colony using UAV and satellite. ISPRS Ann. Photogramm. Remote Sens. Spatial Inf. Sci. IV-2/W5, 111–118. <https://doi.org/10.5194/isprs-annals-IV-2-W5-111-2019>
- Mustafa, Osama, Barbosa, Andres., Krause, Douglas. J., Peter, Hans-Ulrich, Vieira, Gonzalo, Rümmler, Marie-Charlott, 2018. State of knowledge: Antarctic wildlife response to unmanned aerial systems. Polar Biology 41, 2387–2398. <https://doi.org/10.1007/s00300-018-2363-9>
- Mustafa, Osama, Braun, Christina., Esefeld, Jan, Knetsch, Stefan, Maercker, Jakob, Pfeifer, Christian, Rümmler, Marie-Charlott, 2019. Detecting Antarctic seals and flying seabirds by UAV. ISPRS Ann. Photogramm. Remote Sens. Spatial Inf. Sci. IV-2/W5, 141–148. <https://doi.org/10.5194/isprs-annals-IV-2-W5-141-2019>
- Pfeifer, Christian, Barbosa, Andres, Mustafa, Osama, Peter, Hans-Ulrich, Rümmler, Marie-Charlott, Brenning, Andreas, 2019. Using Fixed-Wing UAV for Detecting and Mapping the Distribution and Abundance of Penguins on the South Shetlands Islands, Antarctica. Drones 3, 39. <https://doi.org/10.3390/drones3020039>
- Rümmler, Marie-Charlott, Mustafa, Osama, Maercker, Jakob, Peter, Hans-Ulrich, Esefeld, Jan, 2018. Sensitivity of Adélie and Gentoo penguins to various flight activities of a micro UAV. Polar Biology 41, 2481–2493. <https://doi.org/10.1007/s00300-018-2385-3>

Sonstige

- Mustafa, Osama, Pfeifer, Christian, & Mann, Matthias. (2017). The use of UAV-based methods in Antarctic research. *Gis.Business* 5/2017, 58–62.

A.3 SCAR Website

Die Ergebnisse des von uns organisierten und durchgeführten Workshops „Drones in Antarctic Biology“ wurden auf der Website des SCAR veröffentlicht: <https://www.scar.org/library/science-4/physical-sciences/remote-sensing-2/4167-state-of-knowledge-uav-wildlife-response-workshop-leuven/file/>

A.4 Öffentliche Vorträge & TV

Auf der 4. Thüringer Landesgartenschau in Apolda brachte O. Mustafa die Inhalte des Projektes einem breiteren Publikum durch Vorträge mit dem Titel "Klimawandel in der Antarktis – Thüringer Forscher bei den Pinguinen" nahe. Die Vorträge fanden am 23.05. Und 12.09.2017 statt.

Am Montag, dem 02.10.2017 wurde im MDR-Fernsehen um 15 Uhr im Rahmen der Reihe LexiTV die Folge „Vögel“ ausgestrahlt. In dem darin enthaltenen Teil „Antarktische Vögel“ wird auch über unser Projekt berichtet.

Esefeld, Jan: Wie sehen Pinguine von oben aus. Kinderuni Jena, 16.11.2016

Pfeifer, Christian: Wie sehen Pinguine von oben aus. Kinderuni Jena, 17.11.2017

Maercker, Jakob: Wie sehen Pinguine von oben aus. Kinderuni Jena, 14.11.2018

Mustafa, Osama: Thüringer Forscher in der Antarktis. Kinderuni Weimar, 22.05.2019

A.5 Abschlussarbeiten

Firla, Max. 2018. "Untersuchung intrasaisonale Guanoflächenänderung mithilfe hochaufgelöster Fernerkundungsdaten von Ardley Island." Masterarbeit, Jena: Friedrich-Schiller-Universität.

Rümmler, Marie-Charlott. 2017. "Penguins and Drones Impact of Overflights by a Micro UAV on Two Pygoscelis Penguin Species." Master Thesis, Jena: Friedrich-Schiller-Universität.

Semionova, Anastasia. 2017. "Veränderung der Verhaltensreaktionen von Eselspinguinen (*Pygoscelis papua*) in einem sich ändernden Klima." Masterarbeit. St. Petersburg: Russian State Hydrometeorological University.

Senf, Martin. 2018. "Brutphänologie von Pinguinen der Gattung *Pygoscelis* auf der Insel Ardley." Masterarbeit, Jena: Friedrich Schiller University Jena.