



Niedersachsen



Schriftenreihe Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer Band 9

Dirk Hahn

Neophyten der Ostfriesischen Inseln

-Verbreitung, Ökologie und Vergesellschaftung-

Nationalpark
Wattenmeer
NIEDERSACHSEN



Impressum

Herausgeber:

Nationalparkverwaltung
„Niedersächsisches Wattenmeer“

Redaktion dieses Heftes:

Jürn Bunje

Titelgestaltung:

Raymon Müller

Druck:

SKN Druck und Verlag GMBH & Co

Anschrift des Autors:

Dirk Torben Hahn
Kiefernweg 1
38302 Wolfenbüttel
md_hahn@gmx.de

Bezug:

Nationalparkverwaltung „Niedersächsisches Wattenmeer“
Virchowstr. 1
26382 Wilhelmshaven

1. Auflage, 2006

ISSN 1432-7937

gedruckt auf chlorfrei gebleichtem Papier
Schutzgebühr zzgl. Versandkostenpauschale



Die vorliegende Veröffentlichung enthält die wesentlichen Teile der Dissertation. Die vollständige Arbeit incl. aller Anlagen, Karten und Abbildungen befindet sich auf der CD in der Anlage.

Im Ausdruck fehlende Kapitel sind durch nebenstehendes CD-Symbol gekennzeichnet.

Zitervorschlag:

D. Hahn: Neophyten der Ostfriesischen Inseln - Verbreitung, Ökologie und Vergesellschaftung - Dissertation an der Universität Hannover Fachbereich Geobotanik				
Schriftenreihe Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer	Band 9	1-176	Wilhelmshaven	Mai 2006

Zu diesem Band

Das Wattenmeer ist ein offenes Ökosystem, welches einem ständigen Wandel unterliegt. Einflüsse über den Wasserkörper der Meere und Flüsse, über den Luft- oder Landweg verändern das System ganz regelmäßig auf natürliche Weise und auch menschliches Handeln, selbst weitab dieses Naturraumes, kann sich so stark im Wattenmeer auswirken.

Die Bewahrung der natürlichen Dynamik, das Aufrechterhalten der weitgehend vom Menschen unbeeinflussten Prozesse ist auch ein herausgehobenes Merkmal für Nationalparke – im niedersächsischen Wattenmeer gilt dies ganz besonders.

Auch Pflanzen- und Tierarten kommen ganz regelmäßig von außen in das Wattenmeer hinein. Einerseits breiten sich Arten auf natürlichem Wege hierhin aus, sie besiedeln das Gebiet natürlicherweise neu – ein Ausdruck ihres momentanen biologischen „Erfolges“. Die natürliche Einwanderung des Löfflers aus den Niederlanden in unser Wattenmeer ist so ein spektakulärer Fall der jüngsten Vergangenheit.

Die meisten neuen Arten kommen jedoch auf Wegen, die durch den Menschen vorgezeichnet wurden: Als „Mitgift“ der Schifffahrt an Schiffsrümpfen oder im Ballastwasser der Schiffe werden Tierarten aus fernen Kontinenten hierher gebracht und vermehren sich hier. Auch Pflanzenarten werden oft unbewusst ins Gebiet eingeschleppt, häufig auch direkt in Gärten oder Parks angesiedelt. Haben sie sich einmal etabliert, so können z. B. Vögel sie auch in sensible Lebensräume verfrachten.

Heute werden Arten, die unter Hilfestellung des Menschen seit ca. 1500 n.Chr. (Entdeckung Amerikas und damit der Beginn globaler Handelsströme) nach Europa kamen, als Neobiota bezeichnet, pflanzliche Neubürger als Neophyten und Tierarten als Neozoa.

Man geht zurzeit davon aus, dass sich bereits ca. 80 verschiedene faunen- bzw. florenfremde Arten im Gebiet der Nordsee etabliert haben. So sind z. B. Sanddorn und Fasan, die heute auf den Ostfriesischen Inseln häufig und weit verbreitet sind, seit langem etablierte Neobiota.

Aus naturschutzfachlicher Sicht wird das bewusste Einbringen faunen- und florenfremder Arten heute außerordentlich kritisch gesehen und ist naturschutzrechtlich verboten. Das resultiert daher, dass viele dieser Arten deutli-

che Konkurrenzvorteile gegenüber den heimischen Arten haben, da häufig im neuen Lebensraum ihre Fressfeinde oder Parasiten fehlen und auch andere Regulationsmechanismen hier nicht so wirken, wie im ursprünglichen Verbreitungsgebiet. Das kann dann zu einer massenhaften Vermehrung der Neobiota und einer Verdrängung der heimischen Arten führen, die ja gerade in unseren Nationalparks und anderen Schutzgebieten erhalten werden sollen. So genannte invasive Arten, die durch eine besonders starke Ausbreitungstendenz auffallen, wie die Kartoffelrose, stehen im besonderen Interesse. Weltweit wird diese Globalisierung der Biodiversität als eines der wichtigsten Problemfelder beim Erhalt der Artenvielfalt gesehen.

Der nun vorliegende Band 9 der Schriftenreihe bringt eine umfassende Übersicht über die pflanzlichen „Neubürger“ auf den ostfriesischen Inseln. Dabei beschränkt sich der Autor in seiner Dissertation nicht auf die invasiven Arten, sondern stellt die gesamte Gruppe der Neophyten übergreifend vor.

Neben einer detaillierten Bestandsaufnahme aller Neophyten, einer Beschreibung ihrer Ökologie und pflanzensoziologischen Vergesellschaftung, wird die Geschichte ihrer Ansiedlung geschildert. Vervollständigt wird die Beschreibung der Arten durch umfangreiches Kartenmaterial mit der Darstellung ihrer aktuellen Vorkommen. Hinweise auf Möglichkeiten zur Lenkung, Begrenzung und Zurückdrängung der Problemarten bzw. zur Pflege betroffener Lebensräume runden die Arbeit ab.

Damit liegt über dieses wichtige Problemfeld ein aktuelles und umfassendes Werk für die Ostfriesischen Inseln vor, welches als Grundlage für die Naturschutzarbeit im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer eine erhebliche Bedeutung hat. Seine Lektüre ist für wissenschaftlich arbeitende Botaniker, Naturschutzpraktiker und Pflanzenfreunde gleichermaßen interessant.

Ich danke dem Autor für die Möglichkeit zur Publikation seiner Forschungsergebnisse und den Mitarbeitern in der Nationalparkverwaltung für die redaktionelle Bearbeitung.

Peter Südbeck
Leiter der Nationalparkverwaltung
„Niedersächsisches Wattenmeer“

Zur Schriftenreihe

Der Gesetzgeber hat der Nationalparkverwaltung im Nationalparkgesetz klar umrissene Aufgaben zugewiesen. Hierzu zählt, neben der Durchführung eigener wissenschaftlicher Untersuchungen, insbesondere die Aufgabe der Koordination externer Forschungsvorhaben.

Ziel der Koordination ist es dabei nicht nur, Störungen zu begrenzen und Mehrfach-Untersuchungen zu vermeiden. Die Nationalparkverwaltung initiiert und unterstützt aus ihrer Kenntnis des Gebietes und offener Fragen vielmehr darüber hinausgehend Forschungsvorhaben, die das Verständnis ökosystemarer Prozesse verbessern oder Grundlagen für ein langfristig erfolgreiches Naturschutz-Management liefern.

Damit angewandte Forschung, die häufig kostenintensiv ist, auch Wirkung entfalten kann, muss sie möglichst allen, die sich mit einem Thema befassen, zugänglich gemacht werden. Leider bleibt jedoch die Verbreitung der Ergebnisse von Untersuchungen oft auf einen kleinen Kreis beschränkt. Viele Untersuchungen werden erst gar nicht veröffentlicht, wie Diplom-, Magister-, und Studienarbeiten oder Gutachten. Andere, wie Doktorarbeiten oder Veröffentlichungen in Fachzeitschriften, erreichen nur einen kleinen, ausgewählten Kreis. Bei der Veröffentlichung in Fachzeitschriften kommt hinzu, dass in der Regel nur Ausschnitte umfassenderer Untersuchungen dargestellt werden können.

Um diesem Problem zu begegnen und Arbeiten vielfältiger Art zum Nationalpark einer interessierten Öffentlichkeit und Entscheidungsträgern vor Ort zugänglich zu machen, hat sich die Nationalparkverwaltung entschlossen, eine eigene Schriftenreihe herauszugeben.

Neben Ergebnissen von Forschungsarbeiten erscheinen hier u.a. Berichte von Workshops, Tagungsberichte und Berichte zur Arbeit der Nationalparkverwaltung.

Um Informationsverluste zu vermeiden, den Bearbeitungsaufwand zu minimieren und die Hemmschwelle für eine Veröffentlichung zu senken, erscheinen geeignete Arbeiten im Wesentlichen ungekürzt und unbearbeitet. Daher kann die Nationalparkverwaltung, soweit es sich nicht um eigene Beiträge handelt, keine Verantwortung für den Inhalt der Veröffentlichungen übernehmen.

Wir hoffen, dass es uns mit dieser Schriftenreihe gelingt, allen Interessierten den Zugang zu aktuellen wissenschaftlichen Informationen zu erleichtern und damit einen weiteren Beitrag zum Schutz des Wattenmeeres zu leisten.

Der Herausgeber

DANKSAGUNG

Die Forschungsarbeit auf den Ostfriesischen Inseln stellte für mich eine interessante Herausforderung dar, und ich möchte mich an dieser Stelle herzlich bei den Personen bedanken, die mich auf vielfältige Weise bei der Erstellung vorliegender Arbeit unterstützt haben.

Meinem Lehrer Herrn Prof. Dr. R. Pott bin ich für die Überlassung des Dissertationsthemas und die Betreuung während meiner Promotionszeit zu großem Dank verpflichtet. Durch seine lehrreichen Vorlesungen und Exkursionen wurde mein Interesse für das Fach Geobotanik geweckt und mir ein erster Einblick in die pflanzensoziologischen Arbeitsmethoden vermittelt.

Herrn Prof. Dr. D. Thannheiser danke ich recht herzlich für die Übernahme des Zweitgutachtens.

Besonderer Dank gilt Herrn Dr. J. Petersen sowie meinen Kollegen am Institut für Geobotanik, Dr. A. Hoppe, Dipl.-Biol. M. Hahn und PD Dr. Speier, für wertvolle Diskussionen und Anregungen. Dr. Petersen danke ich weiterhin für die Herstellung von Kontakten zu wissenschaftlichen Kollegen in Oldenburg und den Niederlanden. Herrn Dr. C. Peppler-Liesbach bin in diesem Zusammenhang für die Einführung in das Programm CANOCO, den Mitarbeitern von Alterra für die Überlassung von Vegetationsaufnahmen und die Bereitstellung von Software zu Dank verpflichtet. Bei Dipl.-Geoökol. H.-P. Dauck bedanke ich mich für die Unterstützung bei der GIS-Bearbeitung, sowie bei Prof. Dr. J Böttcher für die Bereitstellung von Labor und Messgeräten des Instituts für Bodenkunde bei der Analyse der Bodenproben.

Prof. Dr. C. Hobohm, Dipl.-Biol. J. Barkowski, O. Heinrichs und F. Nannen verdanke ich wichtige Hinweise auf Neophytenfundstellen. Ich danke der Jugendbildungsstätte Juist und den Stadtwerken Norderney für die Unterbringung während der Geländearbeit.

Ganz besonders möchte ich meiner Familie und meiner Frau danken, die mich über die gesamte Zeit hinweg in jeglicher Weise großartig unterstützt haben.

INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG.....	5
2	EINFÜHRUNG IN DIE NEOPHYTENTHEMATIK.....	7
2.1	Terminologie.....	7
2.2	Geschichte und Status von Neophyten auf den Ostfriesischen Inseln	9
2.3	Unterschiedliche Perspektiven der Neophytenproblematik	11
2.4	Prognosemöglichkeiten des Ausbreitungspotenzials von Neophyten	15
2.5	Bekämpfung und Kontrolle	19
3	UNTERSUCHUNGSGEBIET	21
3.1	Lage	21
3.2	Entstehung und Geologie	22
3.3	Boden	23
3.4	Klima	24
3.5	Wasserhaushalt	26
3.6	Anthropogene Beeinflussung der Küstenökosysteme.....	27
4	METHODEN.....	29
4.1	Vegetationserfassung	29
4.2	Tabellenarbeit	30
4.3	Multivariate Analyse	30
4.3.1	Clusteranalyse.....	30
4.3.2	Ordination	30
4.4	Kartierung und Auswertung im GIS	30
4.5	Ökologische Daten	32
4.5.1	Bodenreaktion.....	32
4.5.2	Organische Substanz, Stickstoff- und Schwefelgehalt	32
5	ERGEBNISSE	33
5.1	Invasive Neophyten der Ostfriesischen Inseln	33
5.1.1	<i>Campylopus introflexus</i> (HEDW.) BRID., Dicranaceae	33
5.1.1.1.	Verbreitung	33
5.1.1.2.	Taxonomie	33
5.1.1.3.	Einwanderungsgeschichte in Europa	35
5.1.1.4.	Ökologie.....	37
5.1.1.5.	Ausbreitung.....	39
5.1.1.6.	Die Situation im Untersuchungsgebiet	40
5.1.1.7.	Bekämpfung.....	42
5.1.2	<i>Rosa rugosa</i> THUNB., Rosaceae	43
5.1.2.1.	Verbreitung	43
5.1.2.2.	Einwanderungsgeschichte in Europa	45

5.1.2.3.	Ausbreitung.....	47
5.1.2.4.	Die Situation im Untersuchungsgebiet	48
5.1.2.5.	Bekämpfung.....	48
5.1.3	<i>Fallopia japonica</i> (HOUTT.) RONSE DECRAENE, Polygonaceae	49
5.1.3.1.	Verbreitung	49
5.1.3.2.	Einwanderungsgeschichte in Europa	50
5.1.3.3.	Ökologie.....	51
5.1.3.4.	Ausbreitung.....	52
5.1.3.5.	Phänologie	54
5.1.3.6.	Nutzung durch Tiere und Menschen.....	55
5.1.3.7.	Die Situation im Untersuchungsgebiet	56
5.1.3.8.	Bekämpfung.....	56
5.1.4	<i>Prunus serotina</i> EHRH., Rosaceae	58
5.1.4.1.	Verbreitung	58
5.1.4.2.	Einwanderungsgeschichte in Europa	58
5.1.4.3.	Ökologie.....	60
5.1.4.4.	Ausbreitung.....	61
5.1.4.5.	Die Situation in Deutschland	61
5.1.4.6.	Die Situation im Untersuchungsgebiet	61
5.1.4.7.	Bekämpfung.....	63
5.1.5	<i>Crassula helmsii</i> (KIRK) COCK., Crassulaceae.....	65
5.1.5.1.	Verbreitung	65
5.1.5.2.	Einwanderungsgeschichte in Europa	65
5.1.5.3.	Ausbreitung.....	65
5.1.5.4.	Vergesellschaftung.....	66
5.1.5.5.	Die Situation im Untersuchungsgebiet	67
5.1.5.6.	Bekämpfung.....	67
5.2	Nicht-invasive Neophyten der Ostfriesischen Inseln	68
5.3	Die Inseln	70
5.3.1	Borkum	70
5.3.1.1.	<i>Campylopus introflexus</i>	75
5.3.1.2.	<i>Rosa rugosa</i>	75
5.3.1.3.	<i>Fallopia japonica</i>	77
5.3.2	Juist	78
5.3.2.1.	<i>Campylopus introflexus</i>	82
5.3.2.2.	<i>Rosa rugosa</i>	83
5.3.2.3.	<i>Fallopia japonica</i>	84
5.3.3	Norderney	84
5.3.3.1.	<i>Campylopus introflexus</i>	88
5.3.3.2.	<i>Rosa rugosa</i>	90
5.3.3.3.	<i>Fallopia japonica</i>	91
5.3.4	Baltrum	91
5.3.4.1.	<i>Campylopus introflexus</i>	93
5.3.4.2.	<i>Rosa rugosa</i>	94
5.3.4.3.	<i>Fallopia japonica</i>	95
5.3.5	Langeoog	95
5.3.5.1.	<i>Campylopus introflexus</i>	100
5.3.5.2.	<i>Rosa rugosa</i>	101
5.3.5.3.	<i>Fallopia japonica</i>	102

5.3.6	Spiekeroog	103
5.3.6.1.	Campylopus introflexus	107
5.3.6.2.	Rosa rugosa.....	108
5.3.6.3.	Fallopia japonica.....	110
5.3.7	Wangerooge	110
5.3.7.1.	Campylopus introflexus	113
5.3.7.2.	Rosa rugosa.....	114
5.3.7.3.	Fallopia japonica.....	116
5.3.8	Kachelot Plate	117
5.3.9	Memmert.....	118
5.3.10	Lütje Hörn.....	119
5.3.11	Minsener Oog	120
5.3.12	Mellum.....	121
5.4	Auswertung.....	122
5.4.1	Campylopus introflexus	122
5.4.1.1.	Aktuelle Verbreitung	122
5.4.1.2.	Pflanzensoziologie	122
5.4.1.3.	Ökologie.....	127
5.4.1.4.	Ordination	132
5.4.1.5.	Anthropogener Einfluss	132
5.4.2	Rosa rugosa.....	133
5.4.2.1.	Aktuelle Verbreitung	133
5.4.2.2.	Pflanzensoziologie	133
5.4.2.3.	Ökologie.....	136
5.4.2.4.	Ordination	137
5.4.3	Fallopia japonica.....	140
5.4.3.1.	Aktuelle Verbreitung	140
5.4.3.2.	Pflanzensoziologie	140
5.4.3.3.	Ökologie.....	142
5.4.3.4.	Ordination	143
5.4.3.5.	Phänologische Untersuchungen von Fallopia japonica-Beständen in Hannover.....	143
5.4.4	Übersicht der Neophyten der Ostfriesischen Inseln	143
6	SYNTHESE UND AUSBLICK.....	148
6.1	Campylopus introflexus	148
6.2	Rosa rugosa	151
6.3	Fallopia japonica.....	152
6.4	Neophyten der Ostfriesischen Inseln.....	154
7	ZUSAMMENFASSUNG	156
8	LITERATURVERZEICHNIS.....	158
9	ANHANG	159

1 Einleitung und Zielsetzung

Die Ostfriesischen Inseln sind ein Teil des Naturraums Wattenmeer im Bereich zwischen Weser- und Emsmündung. Dieser weltweit einmalige Lebensraum, der sich u.a. durch seine naturnahe Beschaffenheit auszeichnet, war in der Vergangenheit immer wieder Gegenstand von Forschungsprojekten unterschiedlicher wissenschaftlicher Teilgebiete wie der Botanik, Zoologie, Geomorphologie, Hydrologie oder der Sedimentologie. Neben Untersuchungen, die sich mit dem Problem der Umweltverträglichkeit des Tourismus auseinandersetzen (PETERS & POTT 1999) oder der Entwicklung eines nachhaltigen Grundwassermanagements auf den Inseln dienten (PETERSEN et al. 2003), bildeten hauptsächlich die verschiedenen Typen der Küstenvegetation den Schwerpunkt von Forschungsarbeiten (RIECK 1992, LÖWE 1993, HOBOM 1993, JANOWSKI 1996, KUNITZ 1996, PETERS 1996, FROMKE 1997, PETERSEN 2000). Das Augenmerk galt in der Regel den typischen Pflanzengesellschaften, welche die Vegetation der Inseln aufbauen. Lediglich für die Insel Norderney wurde die Ruderalflora ausführlicher bearbeitet (HOBOM 1993). Die Neophytenproblematik und –problematik des Naturraums Ostfriesische Inseln ist bisher jedoch nahezu unbearbeitet.

Dabei stellen die Inseln des Wattenmeeres ein hervorragendes Untersuchungsgebiet für die Ausbreitung von Neophyten dar, da sie mit den Dünen, Dünentälern und Salzwiesen sowie Siedlungsflächen und dem Kulturland ein sehr breites Spektrum von Lebensraumtypen aufweisen. Besonders die Nähe von gestörten bzw. ruderalisierten, für die Etablierung nicht-einheimischer Arten gut geeigneten Standorten im Stadt- bzw. Ortsbereich zu naturnahen Vegetationseinheiten bietet für die Frage nach dem Ausbreitungspotenzial der Neophyten eine ausgezeichnete Möglichkeit für grundlegende Untersuchungen. Die unterschiedliche Florengeschichte der Inseln ist zum einen auf die voneinander isolierte Lage zurückzuführen, zum anderen durch die jeweils eigenen historischen Entwicklungen bedingt. Hierbei ist neben Zufallsereignissen insbesondere die anthropogene Beeinflussung z.T. durch einzelne Personen (vgl. LEEGE 1908, 1913a) von Bedeutung.

Während der frühen Entwicklungsphase der Ostfriesischen Inseln war auf dem Festland schon eine vielfältige Flora vorhanden, so dass die Vegetationsentwicklung auf den zunächst kahlen Sandplaten primär durch die Etablierung festländischer Arten geprägt war. Die Einwanderung von Pflanzensippen ist ein natürlicher Prozess, der im Zeitraum von Jahrhunderten und Jahrtausenden die postglaziale Entwicklung der Vegetation und der Ökosysteme in Europa und somit auch auf den Inseln geregelt hat. Die anthropogene Einführung von Arten anderer Kontinente ist dagegen charakterisiert durch schnellen Transport über sehr große Distanzen (vgl. RICHARDSON et al. 2000). Solch eine zeitlich rasche Einführung in einen neuen Lebensraum kann gravierende ökologische Konsequenzen haben, welche in der Folge die weitere Vegetationsentwicklung in diesem Gebiet stark beeinflussen. Dazu zählt nicht nur die Erweiterung des ursprünglichen Artenspektrums um eine unbestimmte Anzahl neuer Pflanzensippen aus anderen Florenregionen, sondern schwerwiegender, dass sich unter diesen Neophyten einige als so konkurrenzstark erwiesen haben, dass sie mittlerweile in manchen Gebieten die ursprüngliche Vegetation verdrängen konnten.

Neophyten können sich besonders häufig in anthropogen gestörten Bereichen und ruderalisierten Arealen aber auch an den Ufern von Fließgewässern etablieren, die aufgrund der natürlichen Dynamik des Wassers ebenfalls durch eine große Zahl an Freiflächen gekennzeichnet sind. Auf den Inseln kommt neben dem anthropogenen Einfluss auch eine erhöhte natürliche Dynamik des Lebensraumes hinzu, so dass die Meeresküsten neben den

festländischen Fließgewässern zu den neophytenreichsten Standorten in Mitteleuropa zählen (vgl. SUKOPP 1962). Handelt es sich um aggressive Neophyten, so stellt sich verstärkt die Frage, ob Kontroll- und Bekämpfungsmaßnahmen sinnvoll oder sogar ratsam sind.


Der heutige Wissensstand über die Verbreitung, die ökologischen Ansprüche und die Vergesellschaftung von Neophyten mit Pflanzenarten der einheimischen Vegetation bezieht sich größtenteils auf festländische Bereiche. Für viele der eingeführten und eingeschleppten Sippen beschränkt sich die Literatur auf die Angabe von Fundstellen, lediglich für Neophyten, die als problematisch eingestuft werden, liegen umfangreichere Abhandlungen vor. Durch Untersuchungen im Vorfeld dieser Arbeit konnten für die Ostfriesischen Inseln mit *Campylopus introflexus*, *Rosa rugosa* und *Fallopia japonica* drei neophytische Problemarten festgestellt werden, die den Kern der vorliegenden Arbeit darstellen. Lediglich für *Campylopus introflexus* sind bisher pflanzensoziologische und ökologische Aspekte untersucht worden (BERG 1985, BIERMANN 1999 u.a.), von *Rosa rugosa* liegt für die Bestände an Küstenstandorten eine syntaxonomische Einordnung von WEBER (1999) vor und von *Fallopia japonica* existiert ausschließlich Literatur mit Festlandsbezug (z.B. SUKOPP & SUKOPP 1988, BEERLING et al. 1994). Diese Erkenntnisse sind jedoch nicht unmittelbar auf die Pflanzen im Untersuchungsgebiet zu übertragen, da diese auf den Ostfriesischen Inseln häufig ein anderes Wuchsverhalten zeigen als auf dem Festland.

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, die aktuelle Verbreitung von Neophyten auf allen Ostfriesischen Inseln zu erfassen, diese in Raster- und Punktkarten zu dokumentieren und durch Digitalisierung mit Hilfe des Geographischen Informationssystems (GIS) ArcView die erhobenen Daten weiterführenden Fragestellungen zuzuführen. Besonders die dominant auftretenden Neophyten wurden detailliert kartiert, in ihren ökologischen Ansprüchen charakterisiert, durch pflanzensoziologische Aufnahmen dokumentiert und syntaxonomisch klassifiziert.

Aktuelle Kenntnisse über den Zustand der Natur und die Wechselwirkungen zwischen Mensch und Natur in Schutzgebieten wie dem Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer sind unverzichtbare Voraussetzungen für einen erfolgreichen und wissenschaftlich fundierten Naturschutz. Durch die Erfassung des Status Quo der Neophytenverbreitung auf den Ostfriesischen Inseln, die Analyse wichtiger Standortfaktoren der einzelnen Arten sowie die Auswertung der gesamten verfügbaren historischen und aktuellen Literatur über das Untersuchungsgebiet stellt die vorliegende Arbeit eine sehr gute Basis für Aussagen über das Ausbreitungsverhalten nicht-einheimischer Arten dar. Eine umfangreiche statistische Auswertung der gewonnenen Ergebnisse soll dabei sowohl der Erklärung als auch der Verdeutlichung von wichtigen Zusammenhängen zwischen naturräumlichen Gegebenheiten, Standortfaktoren und Neophytenausbreitung dienen und einen Vergleich der einzelnen Inseln ermöglichen. Die intensive Bearbeitung dieser Thematik dient auch dazu, eine bessere Datengrundlage über Ausbreitungstendenzen zu bekommen, die eine Voraussetzung ist, um das Gefährdungspotenzial stabiler, naturnaher Areale durch Neophyteninvasionen abschätzen und naturschutzfachliche Fragen in Bezug auf eine mögliche Bekämpfung fundiert beurteilen zu können. In Kombination mit bereits zu diesem Thema publizierten Arbeiten kann daher die vorliegende Untersuchung auch wichtige Informationen zur Entwicklung von Kontrollmethoden neophytischer Arten in sensiblen Bereichen der Inseln liefern.

2 Einführung in die Neophyten thematik

Die nun folgenden Kapitel sind in ihrem Umfang gegenüber der ursprünglichen Arbeit deutlich gekürzt, die vollständigen Versionen können in der pdf-Datei auf der beiliegenden CD ab Seite 8 nachgelesen werden.

In den folgenden Kapiteln werden entsprechende Abschnitte der Arbeit, die auf der CD umfangreicher nachzulesen sind, durch dieses Symbol gekennzeichnet: 

2.1 Terminologie

Die in Mitteleuropa einheimischen Pflanzenarten werden als Indigene bezeichnet, als Synonyme werden auch häufig die Begriffe Idiochoren, Autochthone oder Proanthrope verwendet. Zusätzlich treten in der aktuellen Vegetation eine Vielzahl von Taxa auf, die erst durch die direkte oder indirekte Hilfe des Menschen in dieses Gebiet gelangt sind, je nach Zeitpunkt der Einführung wird dabei zwischen Archäophyten und Neophyten unterschieden.

Der Terminus „Neophyt“ ist schon sehr alt, wurde früher jedoch mit einem anderen Bedeutungsinhalt verwendet. So findet sich die Bezeichnung nach SUKOPP (1995) erstmals im Neuen Testament im 1. Timotheus-Brief (zwischen 50 und 60 v.Chr.). Danach ist ein Neophyt („Neugepflanzter“) in der alten Kirche eine durch die Taufe in die christliche Gemeinschaft aufgenommene Person. Diese allegorische Bedeutung war im Abendland geläufig, solange Griechisch Sprache der gebildeten Bevölkerungsschicht war. Als theologischer Terminus taucht Neophyt(us) bei Luther 1528 in lateinischen und deutsch-lateinischen Mischtexten ohne sprachliche Assimilation an das deutsche auf. Er wird vermutlich bewusst zur terminologisch exakten Kennzeichnung des religiösen Personenkreises verwendet. J. Kehreins's Fremdwörterbuch von 1876 weist mit Belegen von Goethe u.a. erstmalig das assimilierte Lehnwort Neophyt aus (SUKOPP 1995). Erst bei RIKLI (1903) wird der Begriff im wissenschaftlichen Kontext mit heutigem Bedeutungsinhalt (vgl. KREH 1957) verwendet.

Bis heute stellt die Klassifizierung von SCHROEDER (1969) die Grundlage der meisten Beiträge zum Problemfeld der nicht-indigenen Pflanzen dar. Zur Unterteilung der Adventivarten zieht er drei Kriterien heran, die Einwanderungszeit, den Einbürgerungsgrad und die Einwanderungsweise. Nach der **Einwanderungszeit** werden Archäophyten und Neophyten unterschieden, der Begriff Neophyt wird also im Sinne von RIKLI (1903) verwendet, wenngleich bis heute in vielen Arbeiten mit dem Neophytenbegriff auch eine Aussage über den Einbürgerungsgrad verknüpft wird (vgl. SUKOPP 1995). Aufgrund der Entdeckung von Amerika durch Christoph Kolumbus im Jahr 1492, verbunden mit dem Aufbau von Seeverbindungen sowie dem in der Renaissance (ca. 1420-1530 n.Chr.) aufkommenden Interesse an der Pflanzenwelt und ihrer Verschiedenheit, wird in der Regel als Zeitgrenze für die Einwanderung das Jahr 1500 gewählt (vgl. BRANDES 2003). Bezüglich der **Einwanderungsweise** werden folgende Gruppen unterschieden:

- 1) Akolutophyten: Eindringlinge, die erst durch die Vegetationsveränderung seitens des Menschen, jedoch durch eigene Ausbreitungsagenzien in ein Gebiet eingewandert sind;
- 2) Xenophyten: Samen oder Diasporen unabsichtlich eingeschleppt oder eingeführt;
- 3) Ergasiophyten: absichtlich vom Menschen eingeführt und kultiviert, später auch außerhalb der Kulturflächen verwildert (hierzu zählen auch Angesalbte sensu KREH (1957)).

In Bezug auf den Grad der Einbürgerung gliedert SCHROEDER (1969) die Adventivarten in vier Gruppen:

- 1) Agriophyten: der Begriff geht auf KAMYŠEV (1959) zurück und steht für Arten, die „einen festen Platz in der heutigen potenziell natürlichen Vegetation haben“ und bei Beendigung der menschlichen Einflussnahme erhalten bleiben würden;
- 2) Epökophyten: besitzen einen festen Platz in der aktuellen, jedoch nicht in der „potenziell natürlichen Vegetation“, beim Ausbleiben anthropogener Beeinflussung würden die Populationen aussterben;
- 3) Ephemerophyten: treten zwar gelegentlich wildwachsend auf, besitzen jedoch keinen festen Platz in der Vegetation und sind auf ständige Nachlieferung von Samen oder Diasporen durch den Menschen angewiesen;
- 4) Ergasiophyten: Kulturpflanzen.

Agriophyten und Epökophyten gelten als eingebürgert, wobei die Entscheidung über die Einbürgerung nach SCHROEDER (1974) keine feste Zeitspanne umfasst, sondern einer jeweils individuellen Betrachtung bedarf. Als ein Grundkriterium nennt er die Ausbildung von mindestens drei Generationen durch selbständig produzierte, keimfähige Diasporen. Ausdrücklich wird hervorgehoben, dass keine Einbürgerung vorliegt, wenn sich eine Art lediglich durch Polykormonbildung an einem Standort erhält und ausbreitet. Somit würden Arten, die über sehr effektive vegetative Ausbreitungsmethoden verfügen und deshalb relativ häufig in der Landschaft anzutreffen sind, wie zum Beispiel *Fallopia japonica* oder *Acorus calamus*, nicht als eingebürgert gelten. Dieser Meinung wird nicht entsprochen.

Da die Zeitgrenze von 1500 n.Chr. das entscheidende Kriterium für die Aufnahme in die Artenliste darstellte, wird in der vorliegenden Arbeit generell dem Terminus Neophyt der Vorzug gegeben. Gleichwohl dürften fast alle behandelten Arten auch Agriophyten im Sinne von LOHMEYER & SUKOPP (1992) sein, die mit diesem Begriff zusätzlich zu dem vegetationskundlichen Merkmal des Vorkommens in natürlicher Vegetation und dem damit verbunden populationsbiologischen Merkmal einer kontinuierlichen Ansiedlung auch die historische Komponente einbeziehen. Da dies nicht konsequent bei allen Autoren der Fall ist, wird in Anlehnung an das Konzept von SCHROEDER (1969) der Begriff Agriophyt nur dann eingesetzt, wenn es um die Darstellung der Meinung anderer Autoren geht, die diesen Terminus verwenden. Die übrigen Begriffe beziehen sich auf sehr spezielle Aspekte und sind häufig unhandlich, zudem ist in vielen Fällen eine Aussage über die Einwanderungsweise oder den Einbürgerungsgrad bzw. die Auswirkungen der Einwanderung nicht möglich, so dass die Verwendung entsprechender Einteilungen nicht sinnvoll erscheint.

2.2 Geschichte und Status von Neophyten auf den Ostfriesischen Inseln

Für die Ostfriesischen Inseln ist die Art und Weise der Einführung bzw. Einschleppung im Gegensatz zu ihrem Zeitpunkt nur in wenigen Fällen durch historische Quellen belegt. Der größte Teil der Arten wurde direkt vom Menschen angepflanzt (z.B. *Rosa rugosa*, *Lycium barbarum*) oder verwilderte aus den Inselgärten heraus. In den meisten Fällen spielt hierbei die wilde Ablagerung von Gartenschnitt die wichtigste Rolle. Eine wesentlich kleinere Anzahl von Neophyten wurde unbeabsichtigt eingeschleppt und nur sehr wenige Arten gelangten aus eigener Kraft hierher. Für einige Neophyten gibt es jedoch auch konkrete Hinweise auf den Weg ihrer Einschleppung. So befinden sich auf Norderney beispielsweise viele Erstfunde von Neophyten in der Nähe der Mühle, so dass die entsprechenden Samen vermutlich mit dem Mahlgut auf die Insel gelangt sind (z.B. *Sisymbrium volgense*, vgl. HOBÖHM 2001). Für *Claytonia perfoliata* nimmt KOWARIK (2003a) eine Einschleppung mit Pflanzmaterial von *Rosa rugosa* an. Eine genauere Betrachtung der einzelnen Einführungs- bzw. Einschleppungswege wird bei der Dokumentation der verschiedenen neophytischen Arten in den Kapiteln 5.1 und 5.2 vorgenommen.

Die nicht-indigene Flora der Ostfriesischen Inseln lässt sich in drei Kategorien unterteilen. Zu den eigentlichen Neophyten zählen zum einen die Arten, die von anderen Kontinenten über massive Ausbreitungsbarrieren hinweg eingeführt oder eingeschleppt wurden, zum anderen aber auch diejenigen, die innerhalb Europas, insbesondere aus den mediterranen und kontinentaleren Bereichen heraus, eine Erweiterung ihres Verbreitungsareals erfahren haben.

Weiterhin gibt es eine sehr große Anzahl von Pflanzenarten, die zwar zur Mitteleuropäischen Flora gehören und auch in Nordwestdeutschland indigen sind, deren Vorkommen auf den Ostfriesischen Inseln jedoch auf die Aktivitäten des Menschen zurückzuführen sind oder nach LEEGE (1937) das Ergebnis jüngerer endozoochorer Ausbreitungsprozesse durch Vögel darstellen. So schreibt schon NÖLDEKE (1872a): „In Gebüsch und Anlagen hat sich denn auch eine Flora entwickelt, deren Pflanzen ebenfalls der Insel flora ursprünglich nicht angehören und zum Theil vielleicht mit der den Pflänzlingen anhaftenden Erde auf die Inseln übertragen sind“. BUCHENAU (1875) konstatiert nur drei Jahre später: „Alle diese Besuche haben die Aufmerksamkeit darauf gelenkt, dass die Flora von Norderney durch den starken Verkehr mit dem Festlande, namentlich aber durch den starken Import von Buschwerk, Pflanzmaterial und Sämereien sehr stark beeinflusst worden ist. Es ist deshalb für die Beurtheilung des Wildwachstums der Gewächse von Norderney ganz besonders Vorsicht geboten.“ Zu dieser Gruppe gehören viele Gehölze wie beispielsweise *Sorbus aucuparia*, *Lonicera periclymenum*, *Alnus glutinosa*, *Viburnum opulus*, *Rosa canina*, *Crataegus*-Arten und sämtliche Nadelgehölze als auch Arten aus der Krautschicht von Wäldern und Wiesen (vgl. POTT et al. 1999 und Abb. 1). Insbesondere mit vielen krautigen Waldarten wurden Pflanzversuche unternommen, wobei viele Arten sich nicht etablieren konnten (vgl. LEEGE 1908). KOWARIK (2003a) weist auf die nachhaltigen ökosystemaren Folgen hin, die durch die meist wenig beachtete Ausbreitung von indigenen Sippen außerhalb ihres ursprünglichen Verbreitungsgebietes entstehen können. Da viele der älteren Angaben jedoch zweifelhaft sind und für manche Arten Unsicherheit über den ursprünglichen Verbreitungsstatus besteht, beschränkt sich die vorliegende Arbeit auf die ersten beiden Gruppen, auf die Neophyten im eigentlichen Sinne.



Abb. 1: Gehölzgruppen von *Crataegus monogyna* und anderen Arten im Großen Dünenental, Langeoog.

Der Zeitpunkt des ersten Auftretens von neophytischen Arten ist für die Ostfriesischen Inseln in der Regel sehr gut dokumentiert. Dies ist insbesondere den Arbeiten von Mitgliedern des Naturwissenschaftlichen Vereins zu Bremen zu verdanken, unter denen NÖLDEKE (1872a, b), BUCHENAU (1870, 1875, 1877a, 1877b, 1880, 1894, 1901, 1903a, 1936), FOCKE (1897a, 1903, 1909) und LEEGE (1908, 1913a, b, 1937) als die wichtigsten hervorzuheben sind. Die Arbeit von KOCH & BRENNECKE (1844) zählt zu den ältesten Arbeiten über die Ostfriesischen Inseln, die Aufschluss über das Vorkommen von neophytischen Arten geben. Zu den vergleichsweise jüngeren Informationsquellen gehören das „Pflanzenbestimmungsbuch für Oldenburg-Ostfriesland und ihre Inseln“ von MEYER et al. 1937 und MEYER 1949 sowie die „Beiträge zur Flora Nordwestdeutschlands“ von VAN DIEKEN (1970). Die aktuellsten Angaben über verschiedene Inseln unter Einschluss der Neophyten existieren für Spiekeroog (RIECK 1992), Norderney (HOBBOHM 1993, PETERS & POTT 1999) und Borkum (PETERS 1996).

Zu den neophytischen Pflanzenarten auf den Ostfriesischen Inseln mit den ältesten Nachweisen gehören *Armoracia rusticana*, die Mitte des 19. Jahrhunderts für Spiekeroog angegeben wird (KOCH & BRENNECKE 1844), *Cotula coronopifolia* und *Lycium barbarum*. Der Bocksdorn soll nach BUCHENAU (1894) etwa um das Jahr 1820 auf Wangerooge eingeführt worden sein und sich von dort her über die anderen Inseln verbreitet haben. Auch KOCH & BRENNECKE (1844) geben die Art für Wangerooge an und NÖLDEKE (1872b) spricht schon von einer massenhaften Verwilderung und nennt weitere Funde von Borkum, Juist und Norderney. Ab 1857 ist die Art für Spiekeroog und Langeoog (BUCHENAU 1877b) und seit 1903 für Baltrum nachgewiesen (BUCHENAU 1903a). Dieses Beispiel soll nicht nur zeigen, wie weit die historischen Datenquellen zurückreichen, sondern darüber hinaus auch die Bedeutung unterstreichen, die ihnen bei der Rekonstruktion von Einwanderungswegen neophytischer Arten zukommt. Detailliertere Informationen hierzu befinden sich in den Kapiteln 5.1 und 5.2 bei der Besprechung der einzelnen Arten, eine Übersicht der verschiedenen Erstfunde sowie späterer Nachweise von Neophyten auf den Ostfriesischen Inseln bietet der Anhang A2.

2.3 Unterschiedliche Perspektiven der Neophytenproblematik

Die Auseinandersetzung mit dem Thema Neophyten ist wie der Blick durch ein Kaleidoskop. Die Diskussion lässt sich unter den unterschiedlichsten Gesichtspunkten führen, und aus jedem Blickwinkel ergeben sich neue Theorien, Argumente und Vorstellungen. Dementsprechend sind die Meinungen über Neophyten von Autor zu Autor in Teilbereichen sehr verschieden. Dieses Kapitel soll dazu dienen, einzelne Teilaspekte aus diesem Themenkomplex näher darzustellen.

In den letzten Jahren wurde die Einführung gebietsfremder Arten durch den Menschen bzw. deren Ausbreitung und Etablierung immer wieder mit einem Rückgang der Artendiversität einheimischer Pflanzen durch deren Verdrängung in Zusammenhang gebracht (CRONK & FULLER 1995, WILLIAMSON 1999, MACK et al. 2000, D'ANTONIO & MEYERSON 2002, BRANDES 2003). Schon THELLUNG (1918/19) wies auf diesen Umstand hin, in dem er über Neophyten schrieb: „...häufig gelangen sie dazu, durch massenhafte Ausbreitung die einheimische Vegetation in empfindlicher Weise zu dezimieren oder gar zu verdrängen und im Landschaftsbilde eine geradezu dominierende Rolle zu spielen“. Nach SIMBERLOFF (2003) und LEVINE & D'ANTONIO (2003) rangieren heute eingeführte Arten auf Platz zwei hinter der Degradation von Habitaten als Quelle für Artengefährdung. In Deutschland sind nach KORNECK & SUKOPP (1988) 43 Arten der Roten Liste durch Neophyten gefährdet (vgl. Abb. 2).



Abb. 2: Innerhalb von aufgewühlten *Campylopus introflexus*-Teppichen findet *Eryngium maritimum* kaum Möglichkeiten zur Etablierung von Jungwuchs.

Die durch eingeführte Arten hervorgerufenen Probleme stellen einen Hauptpunkt in der Rio Konvention über Biologische Diversität von 1992 dar, durch die in der Folge im Jahr 1997 eine internationale Organisation, das Global Invasive Species Program, gegründet wurde. In dem Artikel 8 h der Konvention verpflichten sich die Unterzeichnerstaaten, „soweit wie möglich ... die Einbringung nicht-einheimischer Arten, welche Ökosysteme, Lebensräume oder Arten gefährden, [zu] verhindern, diese Arten [zu] kontrollieren oder [zu] beseitigen“ (BMU 1992). Diese Bestimmungen finden sich in dem Artikel 20 d des Bundesnaturschutzgesetzes wieder,

der die Ausbringung gebietsfremder Arten bei Gefährdung einzelner Sippen oder bei einer Verfälschung der Tier- und Pflanzenwelt verbietet. Eine detaillierte Übersicht über rechtliche Verankerung der Neophytenproblematik im deutschen Bundesnaturschutzgesetz bietet KOWARIK (2003a).

Trotz der bestehenden Gesetze sprechen sich viele Wissenschaftler für eine Verschärfung bzw. Neuregelung der bestehenden rechtlichen Möglichkeiten aus (CRONK & FULLER 1995, KOWARIK & SCHEPKER 1997, KOWARIK 1999). Nach HOBBS & HUMPHRIES (1995) muss versucht werden, die Zahl an Einführungen potenziell invasiver Arten zu limitieren. Da Versuche zur Vorhersage des Invasionspotenzials einer Art bisher größtenteils erfolglos waren (hierzu s. Kap. 2.4), bedarf es ihrer Meinung nach der Entwicklung strengerer Quarantänegesetze und einer generellen Restriktion des Transportes und Importes von Arten, die möglicherweise invasiv sein könnten. Zusammen mit MACK et al. (2000) vertreten sie die Meinung, dass eine „schuldig bis Unschuld bewiesen“-Philosophie die Grundlage neuer Gesetzgebung bilden sollte.

Auf der anderen Seite formiert sich in den letzten Jahren eine zunehmende Anzahl an Kritikern, welche die negative Haltung gebietsfremden Arten gegenüber und insbesondere die Bemühungen um Kontrollmaßnahmen scharf angreifen. Eine der wohl extremsten Positionen in diesem heftig geführten Diskurs wird von HUDSON (2003) eingenommen und soll daher an dieser Stelle etwas näher betrachtet werden.

In seiner Grundüberlegung geht er davon aus, dass es absolut keine Beweise dafür gibt, dass die durch den Menschen verursachte Einführung von Arten in neue Habitate irgendeinen negativen Effekt auf die globale Diversität besitzt, sondern im Gegenteil durch die Verschleppung von Arten sowohl auf globalem als auch lokalem Niveau die Diversität erhöht wurde. Diese Aussage ist zunächst einmal recht einleuchtend und wird auch durch andere Autoren in Teilen gestützt. So ist nach KOWARIK (1996b) in Mitteleuropa kein Fall bekannt, nach dem Neophyten das Aussterben einer Art bewirkt hätten und SCHROEDER (1998) ist sogar der Auffassung, dass durch Anthropochore keine Gefährdung indigener Pflanzenarten in Mitteleuropa ausgeht. HOBOHM (2001) bemerkt zu diesem Thema, dass Invasionen von Arten mit ähnlichen ökologischen Ansprüchen wie eine einheimische Spezies kaum jemals durch Konkurrenz zur vollständigen Verdrängung derselben führen. Doch wenn auch auf höherem Skalenniveau keine Erniedrigung der Biodiversität festzustellen ist, so gilt dies nicht bei der Betrachtung einzelner Pflanzenbestände. Durch die Ausbildung von Dominanzbeständen können einige konkurrenzstarke Neophyten einheimische Arten verdrängen und damit zu einem Artenrückgang beitragen. Beispielhaft seien hier *Rosa rugosa* (WEBER 2003, ISERMANN 2003) und *Fallopia japonica* (SCOTT & MARS 1984, BEERLING et al. 1994, SHAW & SEIGER 2002) genannt.

Eine Zunahme der globalen Diversität kann durch die Entstehung von neogenen Endemiten verursacht werden, wenn die aus der Hybridisierung und Introgression hervorgegangenen Sippen das vorhandene Arteninventar ergänzen ohne andere Taxa zu verdrängen (ABBOTT 1992, SUKOPP 2001). Häufig wird jedoch bei diesen Überlegungen das Problem der genetischen Assimilation seltener Arten durch Ablauf dieser Prozesse mit Neophyten vernachlässigt, dies stellt jedoch nach LEVIN et al. (1996) eine erhebliche Bedrohung seltener Taxa dar. Wenige Prozent von Pollen aus Anpflanzungen gebietsfremder Arten reichen aus, um nach Generationen der Hybridisierung und Rückkreuzung die genetische Integrität seltener Arten zu zerstören. Zu den Sippen, die derzeit in Mitteleuropa am stärksten von diesem Phänomen betroffen sind, gehören nach SUKOPP (2001) *Malus sylvestris*, *Pyrus pyraeaster* und *Populus*

nigra. Die Bedeutung wird besonders durch Untersuchungen wie die von ELLSTRAND & ELAM (1993) deutlich, nach der etwa 10 % der gefährdeten Arten Großbritanniens leicht mit verwandten Arten hybridisieren können. Bei Anpflanzungen werden nach KOWARIK (2003a) mittlerweile bevorzugt einheimische Sippen verwendet. Es stellt sich hierbei jedoch das Problem der Invasion unterhalb des Artniveaus, da häufig billigeres Material aus dem Ausland oder bei vegetativ vermehrten Taxa Klone zum Einsatz kommen.

Weiterhin ist HUDSON (2003) der Auffassung, dass in sämtlichen beobachteten Fällen, in denen Neophyten in destruktiver Art und Weise in Habitats eingedrungen sind, die Art in der Regel eine anthropogen geschaffene Nische neu besetzt. Mehr noch seien lokale Ökosysteme auf die Infusion neuer Arten angewiesen, um ihnen in der Adaption an wechselnde Umweltbedingungen zu helfen. Der Diskurs über die Rolle von natürlichen und anthropogenen Störungen für die Etablierung nicht-einheimischer Pflanzenarten stellt einen wichtigen Teilaspekt insbesondere in der Prognose und Prävention zukünftiger Invasionen dar und soll in Kapitel 2.4 näher behandelt werden. Sicher ist jedoch, dass diese Aussage in dieser Absolutheit wohl kaum der Wahrheit gerecht wird, auch wenn sie in beschränktem Ausmaß von HOBOHM (2001) gestützt wird, indem er die Meinung vertritt, dass Invasoren häufig die Nutznießer neu geschaffener Lebensräume bzw. veränderter Umweltbedingungen sind, welche die eigentlichen Gründe für das Aussterben einheimischer Populationen darstellen. Die wahre Ursache für den Artenverlust wird durch das neue Auftreten anderer Taxa maskiert. Dass Ökosysteme tatsächlich auf die Einbringung neuer Arten angewiesen sind, erscheint unter dem evolutiven Blickwinkel, bezogen auf einschneidende Umweltveränderungen in der Vergangenheit der Erdgeschichte, sehr unwahrscheinlich. Trotz allem zeigen Beispiele wie *Impatiens parviflora* für (halb-)natürliche Ökosysteme (vgl. TREPL 1984) oder *Robinia pseudoacacia* für anthropogen geschaffene Standorte (KOWARIK 1990), dass in der mitteleuropäischen Vegetation „freie ökologische Nischen“ vorhanden sind, die durch gebietsfremde Arten optimal besetzt werden können. Dabei können einige Neophyten in Anpassung an veränderte Lebensbedingungen in unserer heutigen Kulturlandschaft neuartige Gesellschaften aufbauen, die unter den gegebenen Verhältnissen - zumindest in frühen Sukzessionsstadien - besser als einheimische Arten eine protektive Funktion im Naturhaushalt erfüllen (SUKOPP & KOWARIK 1986).

Die Folgerung von HUDSON (2003) aus diesen Überlegungen ist letztendlich, dass bedrohte Arten - wann immer es möglich ist - in neue Habitats eingeführt werden sollten und die Naturalisation von Arten in neuen Regionen die einzige effektive Langzeitmethode zum Erhalt der Biodiversität darstellt. Diese Aufforderung zur Nivellierung jeglicher floristischer Eigenheiten zwischen verschiedenen Florengeländen widerspricht nicht nur dem Grundverständnis über die Natürlichkeit der Vegetation, sondern würde vermutlich mit der Zeit zu einem Kollaps der globalen Diversität und einer kosmopolitischen Einheitsflora mit höheren Artenzahlen auf lokaler und regionaler Ebene führen (vgl. TREPL & SUKOPP 1993, MACK et al. 2000, SUKOPP 2001).

Neben diesen auf fachlicher Ebene geführten Diskursen erhält die Diskussion über Neophyten in den letzten Jahren einen emotionaleren Inhalt, da eine zunehmende Anzahl von Kritikern sämtliche Versuche attackiert, die auf eine Kontrolle der eingeführten Arten abzielen. In verschiedenen Publikationen ist dabei die Rede von einer veränderten Form von Nationalismus, Rassismus oder Xenophobie. Die Kritik ist bemerkenswert divers und stammt aus dem Bereich der Geschichte, der Philosophie, der Soziologie, aber insbesondere auch aus der Gärtnerei und Landschaftsarchitektur (vgl. SIMBERLOFF 2003). Eine intensive

Auseinandersetzung mit der Neophytenproblematik auf ethischer Basis stellt die Arbeit von ESER (1999) dar. Sie weist darauf hin, dass in der Diskussion neben biologischen Fakten explizit auch nicht biologische Werte geltend gemacht werden und dass der Naturschutz generell zwar auf den Einsichten der Ökologie fußt, aber auch Werte und Normen der Ethik mit einschließt. Ein weiterer wichtiger Punkt, der ihrer Meinung nach die Diskussion über Neophyten häufig problematisch gestaltet, ist die Wahl der benutzten Sprache bzw. Terminologie, da viele Begriffe moralisch oder emotional negativ belegt sind.

Die genannten Themenkomplexe verdeutlichen, wie wichtig es ist, die Neophytenproblematik sehr differenziert zu betrachten. Die Natur befindet sich in einem steten Wandel und nicht in einem konservierbaren Klimaxzustand. Der Mensch fördert und beschleunigt diesen Wandlungsprozess durch die Verschleppung von Pflanzen- und Tierarten, Veränderung der Lebensbedingungen, durch Habitatzerstörung aber auch durch die Schaffung neuer und neuartiger Lebensräume. Dass in einer sich stetig verändernden Landschaft neue Arten auftauchen und entstehen, ist ebenfalls ein natürlicher Prozess. Problematisch kann es jedoch werden, wenn durch den modernen Handel und Verkehr Pflanzenarten über Isolationsbarrieren hinweg eingeschleppt werden, die sie ansonsten nie oder nur in einem langen Zeitraum überwunden hätten. Da bei solchen Einfuhren in der Regel keine Prädatoren, Parasiten oder Pathogene aus dem autochthonen Areal mit verschleppt werden, besitzen diese Arten in ihrem neuen Verbreitungsgebiet einen wesentlichen Konkurrenzvorteil (vgl. MACK et al. 2000). Nach der „Evolution of Increased Competitive Ability“-Hypothese können Pflanzenindividuen unter diesem geringeren Selektionsdruck wesentlich mehr Aufwand in ihre Wettbewerbskraft investieren. Dieses künstlich durch den Menschen hervorgerufene Ungleichgewicht findet keine Entsprechung in den natürlichen Abläufen, mit denen Arten von Natur aus konfrontiert sind. Erst durch einen langfristigen, evolutiven Anpassungsprozess kann sich unter Umständen ein neues Gleichgewicht zwischen indigenen Taxa und Neophyten entwickeln. Ein Beispiel hierfür ist das Zurückgehen von *Elodea canadensis* nach einer ersten Phase der Massenausbreitung.

Die Reaktion des Naturschutzes muss dementsprechend sehr differenziert erfolgen. Neben umfangreichen Schutzmaßnahmen bedrohter Arten müssen auch Bekämpfungsstrategien entwickelt werden. KOWARIK & SCHEPKER (1997) weisen dabei explizit darauf hin, dass sich die Entscheidung über eine Bekämpfung immer nach den Gegebenheiten im konkreten Einzelfall zu richten hat. Nur bei Arten, welche die Biodiversität der einheimischen Flora und/oder Fauna in erheblichem Maße bedrohen oder ökosystemare Prozesse verändern, können Kontrollmaßnahmen in Betracht gezogen werden. Hierzu gehören nur wenige Prozent der insgesamt eingeführten Arten (LOHMEYER & SUKOPP 1992, MACK et al. 2000, SUKOPP 2001). Allerdings sollten nach SUKOPP & KOWARIK (1986) auch Dominanzbestände von Neophyten geduldet werden, wenn diese ursächlich auf anthropogene Einflussfaktoren zurückzuführen sind. Wichtig ist, dass generell alle neophytischen Arten intensiv beobachtet werden (vgl. CRONK & FULLER 1995). Zum einen, um die Ursache für ihr Vorhandensein zu erklären, zum anderen aber auch, weil viele Sippen erst nach einer langen Zeit der Anwesenheit in einem neuen Gebiet in eine Phase der Massenausbreitung übergehen (KOWARIK 1995a).

Die Gefahr in der gesamten Diskussion über Neophyten besteht insbesondere darin, dass Aussagen der Gegenseite verallgemeinert werden, mutwillig oder aufgrund ungenügender Definition des Gesagten. Somit ist es für eine konstruktive Auseinandersetzung unumgänglich, dass neben wissenschaftlichen Inhalten auch der Sprachwahl eine stärkere Bedeutung zugemessen wird.

2.4 Prognosemöglichkeiten des Ausbreitungspotenzials von Neophyten

In der Vergangenheit wurden viele Versuche unternommen, Theorien und Methoden zu entwickeln, die eine Prognose über das Invasionspotenzial gebietsfremder Arten ermöglichen sollten. Dadurch könnte verhindert werden, dass potenziell invasive Neophyten überhaupt erst in eine fremde Flora gelangen. Da der Kosten- und Arbeitsaufwand für Kontrollmaßnahmen invasiver Neophyten sehr hoch ist, würden sich die Investitionen in solche screening-Verfahren in jedem Fall rentieren.

Die meisten früheren Arbeiten zu diesem Thema konzentrieren sich auf die Charakteristika der fraglichen Pflanzenart. Eine der am häufigsten zitierten Arbeiten in diesem Zusammenhang ist die von BAKER (1965), deren Gegenstand die Eigenschaften eines hypothetisch idealen Unkrauts sind. Der Autor beschäftigt sich also nicht mit invasiven Neophyten, die Ergebnisse sind jedoch durchaus übertragbar. Zu den genannten Eigenschaften gehören:

- Keine speziellen Umweltansprüche zur Keimung
- Diskontinuierliche Keimung und hohe Langlebigkeit der Samen
- Sehr hohe, kontinuierliche Samenproduktion
- Schnelles Sämlingswachstum
- Schnelles Erreichen der generativen Phase
- Selbstkompatibel, aber nicht obligatorisch selbstbestäubt oder apomiktisch
- Falls fremdbestäubt, dann durch unspezialisierte Blütenbesucher oder durch Wind
- Hohe Toleranz und Plastizität gegenüber klimatischen und edaphischen Variationen
- Spezielle Anpassungen für Lang- und Kurzstrecken-Verbreitung
- Falls perennierend, starke vegetative Reproduktion, leichtes Fragmentieren von Pflanzenteilen und hohe Regenerationsfähigkeit

Fast identisch ist die Liste der wichtigen Charakteristika für invasive Neophyten bei CRONK & FULLER (1995). Die Bemühungen, eine allgemein gültige Attributliste für alle Arten zusammenzustellen, waren bisher allerdings ohne Erfolg (MACK et al. 2000, PYŠEK 2001). Immerhin konstatieren HEGER & TREPL (2003), dass eine Art mit zunehmender Anzahl oben genannter Eigenschaften ein entsprechend größeres Invasionspotenzial besitzt. Die Bedeutung der klonalen Ausbreitung, die für *Rosa rugosa* und *Fallopia japonica* den Hauptausbreitungsweg darstellt, wird bei PYŠEK (1997) diskutiert. Danach ist dieser Vermehrungsmodus zwar in der Ausbreitungsphase einer Invasion von Nachteil, einmal etabliert, sind entsprechende Arten jedoch sehr konkurrenzstark und viel schwieriger wieder zu verdrängen. Durch wiederholtes Einführen von klonal wachsenden Neophyten seitens des Menschen wurde in der Vergangenheit der Nachteil dieser Arten bei der Ausbreitung meistens mehr als wettgemacht.

Nach PYŠEK (2001) wird durch die Einschränkung auf bestimmte Lebensformen oder taxonomische Gruppen die Varianz in den Charakteristika der betrachteten Pflanzensippen soweit reduziert, dass Vorhersagen über die weitere Entwicklung bis zu einem bestimmten Grad möglich sind. So besitzen zum Beispiel Fabaceen, gefördert durch die Fähigkeit zur Stickstofffixierung, weltweit gesehen den größten Anteil an invasiven Arten, gefolgt von den Familien der Asteraceen, Rosaceen, Pinaceen und Poaceen (CRONK & FULLER 1995). Der Prognose von JÄGER (1988), dass der Höhepunkt der Einwanderung exotischer Arten – bis auf landwirtschaftlich und industriell später entwickelte Gebiete – bereits überschritten ist, liegt eine solche taxonomische Betrachtungsweise zu Grunde. Er beruft sich bei seiner Aussage auf

die Tatsache, dass die meisten nordamerikanischen Vertreter der Familie der Asteraceen mit einer weiten einheimischen Verbreitung schon in andere Kontinente eingeführt worden sind und Arten mit geringer Verbreitung generell nicht zur synanthropen Arealerweiterung tendieren. Weiterhin hat die Anzahl der Neueinfuhren von nicht-indigenen Arten im letzten Jahrhundert deutlich abgenommen. Nach LOHMEYER & SUKOPP (1992) stieg die Zahl der pro Jahrhundert nach Mitteleuropa eingeführten Arten von 13 auf 50, zwischen 1900 und 1991 kamen jedoch nur noch 22 weitere hinzu. Doch auch für den Fall, dass gar keine Sippen neu in die mitteleuropäische Flora eingebracht werden sollten, wird aufgrund von Besiedlung neuer Teilgebiete lokal die Neophytenzahl weiter steigen.

In einer anderen Herangehensweise wird der Fokus auf die Merkmale des betroffenen Ökosystems gelegt, wobei sowohl biotische als auch abiotische Faktoren berücksichtigt werden. Neben den stabilisierenden Faktoren einer dichten Pflanzendecke und eines hohen Alters des Ökosystems werden insbesondere eine hohe Diversität und das Fehlen von Störungen als die Eigenschaften diskutiert, welche eine Invasion gebietsfremder Arten erschweren.

Nach LEVINE & D'ANTONIO (1999) basieren viele frühere Arbeiten über die Beziehung von Diversität und Invasibilität auf kontroversen Annahmen. Studien mit unterschiedlichen theoretischen Ansätzen führten in der Vergangenheit zu völlig verschiedenen Ergebnissen. So suggerieren kleinräumige experimentelle Studien häufig, dass eine hohe Vielfalt von einheimischen Spezies die Verletzbarkeit gegenüber Invasion senken kann, wohingegen großräumigere Untersuchungen zeigen, dass diese lokalen Effekte von regionalen Faktoren, welche die Diversität beeinflussen, überdeckt werden (s. auch D'ANTONIO & MEYERSON 2002). LEVINE & D'ANTONIO (1999) schließen daraus, dass die Ergebnisse eher andere Umweltfaktoren reflektieren, die räumlich mit der Artenvielfalt in natürlichen Gesellschaften kovariieren, nicht aber direkte Effekte der Diversität selbst darstellen (vgl. SOBRINO et al. 2002). Dies stützen auch die Untersuchungen von DEUTSCHEWITZ et al. (2003), in denen kein Zusammenhang zwischen Artenvielfalt von einheimische Arten und dem Auftreten von Neophyten festgestellt werden konnte. Der Artenreichtum beider Gruppen war von denselben Faktoren abhängig, die sich nur in der Reihenfolge ihrer Relevanz unterschieden. Die auf weltweiten Literaturdaten beruhende Untersuchung von LONSDALE (1999) deutet sogar auf einen höheren Anteil an Neophyten in diverseren Gesellschaften hin. KOWARIK (2003a) vermutet, dass die häufig propagierte Resistenz artenreicher, natürlicher Ökosysteme gegenüber Invasionen eher auf Isolationseffekten aufgrund fehlender Ausbreitungsvektoren beruht und auch TREPL & SUKOPP (1993) resümieren, dass der einzige generelle Faktor, der Schutz vor dem Einwandern gebietsfremder Arten bietet, das Fehlen von Störungen in Form einer Reduzierung der Biomasse ist.

Von den meisten Autoren wird mittlerweile generell akzeptiert, dass Störung einer der Hauptfaktoren ist, der die Resistenz von Ökosystemen gegenüber Neophyten beeinflusst (REIJMÁNEK 1989, HOBBS & HUMPHRIES 1995, SUKOPP 1998, D'ANTONIO & MEYERSON 2002). Nach LOZON & MACISAAC (1997) sind über 80 % der invasiven Pflanzenarten bei ihrer Etablierung von Störungen abhängig. Betroffen sind zum einen Habitate mit natürlichem Störungsregime wie den flussuferbegleitenden Hochstaudenfluren, zum anderen fördern auch anthropogene Störungen das Eindringen gebietsfremder Arten. Nach JOENJE (1987) und PYŠEK (1998a) sind Neophyten in ihrer Verbreitung sehr dicht mit menschlicher Tätigkeit assoziiert. Gerade in urbanen Ökosystemen ist zu beobachten, dass Störungen in der Regel zu einer Abnahme einheimischer und einer Zunahme neophytischer Arten führen (SUKOPP & STARFINGER 1999). Auch auf den Ostfriesischen Inseln scheint aufgrund einer Häufung

innerhalb der Siedlungsflächen anthropogener Einfluss von großer Bedeutung für die Verbreitung vieler neophytischer Arten zu sein (s. Anhang A1).

Zu den wichtigsten Faktoren, über die der Mensch Einfluss auf die Vegetation nimmt, gehören Rodung, Brand, Beweidung und Tritt, Mahd, Nährstoffhöhung, Waldnutzung, Ackerbau, Be- und Entwässerung sowie Bodenbewegungen, wobei das Zusammenwirken verschiedener Faktoren häufig nicht nur additiv, sondern synergistisch wirken kann (SUKOPP 1969, HOBBS & HUENNEKE 1992). Entscheidend für das Ausmaß der Störung sind nach VAN DER MAAREL (1993) sowohl Intensität und Dauer der anthropogenen Einflussnahme als auch deren Reichweite.

Bei diesen Überlegungen muss jedoch ein weiterer Aspekt berücksichtigt werden. Störungen stellen eine wichtige natürliche Komponente in vielen Ökosystemen dar. Zum einen sind sie notwendig, damit Sukzessionsabläufe nicht nur linear einem Klimaxzustand zustreben, sondern immer wieder über Pionierstadien eine Erneuerung stattfinden kann. Zum anderen geht die „intermediate disturbance“-Hypothese davon aus, dass die Artendiversität bei einem moderaten Level an Störungen am höchsten ist, wobei sich die Frequenz nach der Lebensspanne der dominanten Art, die Intensität nach dem Prozentsatz der abgestorbenen Individuen richtet (vgl. HOBBS & HUENNEKE 1992, VAN DER MAAREL 1993). Daher dürfen Naturschutzbestrebungen nicht nur bemüht sein, äußere Einflüsse auf ein Ökosystem zu minimieren. Es geht vielmehr darum, so große Schutzgebiete bereitzustellen, dass in ihnen die unterschiedlichen Stadien von Sukzessionen „patchworkartig“ nebeneinander existieren können.

Neben den Herangehensweisen, den Fokus auf die Eigenschaften der potenziell invasiven Arten oder auf die des betroffenen Ökosystems zu richten, um biologische Invasionen vorherzusagen zu können, weisen HEGER & TREPL (2003) auf zwei weitere Methoden hin. Bei dem „Schlüssel-Schloss-Modell“ werden die Verbindungen zwischen den Charakteristika der Art und spezifischen Bedingungen des Ökosystems untersucht. Nur wenn diese zueinander passen, kann es zu einer Invasion kommen. Ein gutes Beispiel für diesen Prozess ist *Impatiens parviflora*, die als flachwurzelndes Kraut eine „leere Nische“ in den Waldgesellschaften Mitteleuropas gefunden hat (vgl. TREPL 1984). Das zweite Modell ist das der „Stufen und Stadien“ nach HEGER (2001). Der gesamte Invasionsprozess wird in diesem Ansatz zeitlich differenziert betrachtet und in Phasen unterschiedlicher Qualität unterteilt, in denen jeweils die Bedingungen entsprechend dem „Schlüssel-Schloss-Modell“ erfüllt sein müssen. Eine invasive Art muss dabei verschiedene Stufen (Einwanderung, unabhängiges Wachsen, Reproduktion, Erreichen der minimalen Überlebensgröße der Population, Kolonisierung neuer Lokalitäten u.ä.) überschreiten, um das nächste Stadium der Invasion zu erreichen. Die Stadien richten sich nach dem Verbreitungsstatus der Sippe (Vorkommen im Heimatareal, Anwesenheit im neuen Gebiet, spontane Etablierung usw.). Bei den Stadien ist insbesondere das der Stabilisierung vorangehende für die Diskussion über die Bedrohung durch Neophyten von Interesse. Zu diesem Zeitpunkt entscheidet die Interaktion mit Tieren und anderen Pflanzen darüber, ob sich die Art zu einem „fitting-in-invader“, oder einem „pushing-out-invader“ entwickelt. Auch SUKOPP hat schon 1962 auf den Umstand hingewiesen, dass eine neophytische Art sich nicht nur durch die Verdrängung anderer Sippen, sondern auch durch die Einpassung in das bestehende Gefüge, also ohne eine Schädigung der indigenen Flora, in einem Gebiet etablieren kann (s. Abb. 3).

HEGER & TREPL (2003) sind der Meinung, dass sich das „Modell der Stufen und Stadien“ besonders gut als Basis für die Prognose von biologischen Invasionen eignet, da durch die Betrachtung jeder einzelnen Phase einer Einwanderung eine allgemeinere Fassung möglicher



Abb. 3: *Cotula coronopifolia* besiedelt meist offene Stellen im Hellerbereich, eine Verdrängung einheimischer Arten ist dabei nicht zu beobachten („fitting-in-invader“).

Invasionsprozesse gegeben ist. Auch die Fokussierung auf den Prozess anstelle auf die Betrachtung von Mustern stellt einen großen Fortschritt für die Invasionsökologie dar. Es gibt nach TREPL (1990) nicht *den* idealen Kolonisator oder *die* invasionsanfällige Gesellschaft. Eine kompetitiv überlegene Art kann in jede Vegetationseinheit eindringen, Ruderal- und Konkurrenzstrategen profitieren von Störungen in der Pflanzendecke und wieder andere Sippen wie *Impatiens parviflora* besetzen unabhängig von Störungen leere Nischen in „ungesättigten Gesellschaften“ (s. auch Abb. 3). Entscheidend ist in jedem Fall die Präadaption.

Bei der Prognose zukünftiger Ausbreitungsereignisse muss zusätzlich zu dem bisher Gesagten berücksichtigt werden, dass eine neophytische Art sehr häufig längere Zeit in kleinen Populationen vorkommen kann, bevor es zu einer Massenausbreitung kommt. Die Angaben für diese so genannte lag-Phase schwanken zwischen einigen Jahrzehnten bis deutlich über 100 Jahren (JÄGER 1988, HOBBOHM 2001, SUKOPP 2001, HOBBS & HUMPHRIES 1995, KOWARIK 1995a). Die Unterschiede kommen vermutlich durch die Fokussierung auf verschiedene Pflanzengruppen zustande, die niedrigen Werte beziehen dabei in der Regel auf krautige Arten. Die minimale Zeitverzögerung entspricht der Dauer von der Keimung bis zur Produktion erster Ausbreitungsgagazien (KOWARIK 1995a). Die verschiedene Länge der lag-Phase bei den drei Pflanzengruppen (Kräuter, Sträucher, Bäume) beruht daher besonders auf unterschiedlichem Zeitbedarf, der zum Erreichen des reproduktiven Stadiums notwendig ist. Dies bedeutet aber nicht zwangsweise, dass Annuelle die besseren Invasoren sind, wohl aber die schnelleren. Als Gründe dafür, dass die real beobachtbaren lag-Phasen in der Regel deutlich länger sind als die minimal möglichen, werden neben intrinsischen Faktoren der betroffenen Art Veränderungen im genetischen Material, die Abhängigkeit vom Auftreten episodischer Ereignisse oder spezifischer Umweltbedingungen sowie das Erreichen einer bestimmten Populationsgröße genannt (JÄGER 1988, HOBBS & HUMPHRIES 1995, KOWARIK 1995a). Das Vorhandensein von z.T. recht langen lag-Phasen ist unter anderem der Grund für die Vermutung vieler Autoren, dass die Anzahl der Invasionen in Zukunft weiter steigen wird.

2.5 Bekämpfung und Kontrolle

Das Thema der Bekämpfung bzw. der Kontrolle neophytischer Arten stellt sich relativ vielschichtig dar und wird deshalb in einem eigenen Abschnitt behandelt. An dieser Stelle sollen lediglich allgemeinere Inhalte zur Sprache gebracht werden, die spezifischen Maßnahmen gegenüber problematischen Arten werden in den entsprechenden Kapiteln über diese Taxa diskutiert.

Um Bekämpfungsmaßnahmen zu rechtfertigen, ist zuerst einmal eine Abschätzung möglicher Folgen der Einwanderung gebietsfremder Arten erforderlich. Nach KOWARIK (1996b) können Neophyten weit reichende Veränderungen in der Struktur und Zusammensetzung von Ökosystemen verursachen und auch Einfluss auf verschiedene ökosystemare Prozesse nehmen. Bei der konkreteren inhaltlichen Füllung dieser Aussage werden von verschiedenen Autoren jedoch durchaus unterschiedliche Schwerpunkte gesetzt. Zu den am häufigsten genannten Auswirkungen gehören die Verdrängung einheimischer Arten (vgl. Kap.2.3), Veränderung der ökologischen Verhältnisse sowohl in Bezug auf den Stoff- als auch auf den Energiehaushalt und eine strukturelle Umgestaltung des Ökosystems. Hinzu kommen Veränderungen in der Hydrologie und im Feuerregime und finanzielle Einbußen in der Land- und Forstwirtschaft (MACK et al. 2000, HOBBOHM 2001, D'ANTONIO & MEYERSON 2002).

Zum Ende des letzten Jahrzehnts wurden in den USA jährlich zwischen 32 und 42 Millionen US-Dollar für Maßnahmen zum Schutz gefährdeter Arten ausgegeben, 90 % dieser Summe wurden für die Kontrolle von invasiven Neophyten verwendet (D'ANTONIO & MEYERSON 2002). Die Kosten, die jährlich der US-Wirtschaft durch finanzielle Verluste im Agrarsektor, Beschädigung von Bausubstanz und Kontrollmaßnahmen gebietsfremder Arten entstehen, belaufen sich nach PIMENTEL et al. (2000) auf 100 Milliarden US-Dollar. Auf globaler Ebene schätzt PIMENTEL (2002) den Schaden durch sich massenhaft ausbreitende Neophyten auf 1,4 Billionen US-Dollar, insbesondere gemessen am Einfluss der Arten auf Land- und Forstwirtschaft sowie auf die menschliche Gesundheit.

Allgemein können mechanische, chemische und biologische Kontrollmaßnahmen unterschieden werden (vgl. CRONK & FULLER 1995, HOBBS & HUMPHRIES 1995). Zu den **mechanischen** Möglichkeiten gehören die manuelle Entfernung z.B. durch Ausgraben, das Mähen oder Abschieben sowie das Abbrennen der Biomasse des Neophyten. Die manuelle Methode ist die bei weitem umweltfreundlichste, sie ist jedoch auch sehr arbeitsintensiv und damit kostenaufwendig. Durch die anderen Maßnahmen wird häufig auch die indigene Flora in empfindlicher Weise geschädigt. In vielen Fällen können sich die Arten aus übersehenen Pflanzenteilen oder einer persistierenden Samenbank erneuern, so dass die Kontrolle über mehrere Jahre erfolgen muss.

Um schneller zu einem Erfolg zu gelangen, werden mechanische Bekämpfungen oft mit **chemischen** verbunden. Dies hat unter anderem auch den Vorteil, dass die Applikation der Herbizide, die in der Regel auf die Blätter oder den Boden erfolgt, nicht durch die Phytomasse behindert wird. Insbesondere ältere Herbizide sind relativ unspezifisch und schädigen auch die einheimischen Arten, neuer entwickelte können dagegen z.T. sehr spezifisch eingesetzt werden, sind weniger toxisch und besitzen eine geringere Verweildauer im Boden. Aufgrund des Entwicklungsaufwandes verbunden mit intensiven Untersuchungen der Zielart sind solche Herbizide jedoch relativ teuer. Ein anderes Problem besteht darin, dass die neophytische Sippe häufig nur in der Individuenzahl reduziert und nicht eliminiert wird, so dass sich innerhalb der überdauernden Pflanzen Resistenzen aufbauen können. Trotz dieser Einschränkungen gehört

der Einsatz von Herbiziden zu den gebräuchlichsten Bekämpfungsmethoden gegen invasive Arten.

Biologische Methoden beinhalten die Suche nach Prädatoren oder Pathogenen zur Regulation der invasiven Art. Nach SIMBERLOFF & STILING (1996) haben jedoch sehr viele der Einführungen zur biologischen Kontrolle nicht nur die Ziel-Arten betroffen, sondern darüber hinaus auch andere Sippen geschädigt. Aufgrund eines mangelhaften Monitorings der betroffenen Arten, Gesellschaften und Ökosysteme und des somit unzureichenden Wissens über die Auswirkungen sind sowohl die Nutzen-Kosten-Rechnungen als auch die Risiko-Berechnungen häufig fehlerhaft, so dass von der Verwendung in den meisten Fällen abgeraten werden muss.

D'ANTONIO & MEYERSON (2002) heben insbesondere die Bedeutung der Samenbank bei der Bekämpfung von invasiven Neophyten hervor. Gerade diese Arten besitzen häufig sehr lang überdauernde Samen und wenn sie auch vor einem störenden Eingriff in das Ökosystem nur in geringer Abundanz in der Pflanzendecke vorhanden waren, so können sich doch viele Diasporen im Boden akkumuliert haben. Ein weiteres Problem ergibt sich durch den Anstieg der Stickstoffmineralisation infolge von Störungen der Pflanzendecke oder der Bodenoberfläche und damit verbundener höherer Insulation und größerer Temperaturfluktuation. Dies fördert sowohl schnellwüchsige Pflanzenarten als auch die Samenkeimung von Sippen mit langer Überdauerungsfähigkeit, Eigenschaften also, die viele Neophyten auszeichnen.

Auf einen wichtigen Aspekt in der Diskussion um Kontrollmaßnahmen weisen HOBBS & HUMPHRIES (1995) hin. Aufgrund der Tatsache, dass invasive Arten sehr häufig eine Mischung aus Kurzstreckenausbreitung im Umkreis der primären Lokalität und eine Langstreckenausbreitung zu neuen Standorten aufweisen, könnte das Monitoring weit voneinander entfernter Sekundärvorkommen die Früherkennung potenzieller Problemtaxa unterstützen. Je früher entsprechende Kontrollmaßnahmen ergriffen werden, desto höher ist die Erfolgswahrscheinlichkeit, dass es nicht zu einer Massenausbreitung einer Art kommt und umso schonender sind eventuell die Eingriffe für die einheimische Begleitflora (vgl. HARTMANN et al. 1995). Daher sollten auch Arten, die derzeit nicht sehr abundant in einem Gebiet sind, wohl aber an vielen Stellen auftreten, höchste Aufmerksamkeit erhalten.

Insgesamt muss jedoch in Bezug auf die Bekämpfung von Neophyten festgehalten werden, dass der Mensch zwar fähig ist, in bestimmten Situationen korrigierend einzugreifen oder auch Arten in gewissem Ausmaß zu unterdrücken, es aber bisher in den seltensten Fällen gelungen ist, Neophyten und die mit ihnen assoziierten Auswirkungen vollständig auszuschließen (JOENJE 1987).

Zu den Problemarten im Küstengebiet gehören insbesondere *Rosa rugosa* und *Campylopus introflexus*. Der größte Flächenanteil der Ostfriesischen Inseln ist heute in die Schutzzonen des Nationalparks Niedersächsisches Wattenmeer integriert. Daher sind Bekämpfungsmaßnahmen hier schon aus rechtlicher Sicht kaum durchführbar. In Artikel 2 des Nationalpark-Gesetzes (GESETZ ÜBER DEN NATIONALPARK "NIEDERSÄCHSISCHES WATTENMEER", 2001) heißt es: „In dem Nationalpark soll die besondere Eigenart der Natur und Landschaft der Wattregion vor der niedersächsischen Küste einschließlich des charakteristischen Landschaftsbildes erhalten bleiben und vor Beeinträchtigungen geschützt werden. Die natürlichen Abläufe in diesen Lebensräumen sollen fortbestehen“. Daher scheiden mechanische Eingriffe größeren Ausmaßes als auch chemische und biologische Bekämpfungsmaßnahmen für die Kontrolle problematischer Neophyten auf den Ostfriesischen Inseln schon im Vorfeld aus.

3 Untersuchungsgebiet

3.1 Lage

Das Untersuchungsgebiet umfasst die Ostfriesischen Inseln Borkum, Juist, Norderney, Baltrum, Langeoog, Spiekeroog und Wangeroog sowie die kleineren Wattenmeerinseln Kachelot Plate, Memmert, Lüttje Hörn, Minsener Oog und Mellum. Die Inseln sind der norddeutschen Festlandküste im Bereich zwischen der Emsmündung im Westen und der Wesermündung im Osten vorgelagert und befinden sich innerhalb des Wattenmeergebiets, welches sich von Den Helder in den Niederlanden bis hin zum dänischen Esbjerg erstreckt. Die geographische Lage der Ostfriesischen Inseln lässt sich mit ungefähr 53,56 bis 53,80° nördlicher Breite sowie 06,65 bis 07,97° östlicher Länge eingrenzen. Dies entspricht in etwa einer Fläche von 20 x 90 km (s. Abb. 4).



Abb. 4: Lage des Untersuchungsgebiets innerhalb des Nordseeraums.

Die Lokalitäten der einzelnen Inseln, die bei der Besprechung der neophytischen Pflanzenarten in den Kapiteln 5.1, 5.2 und 5.3 genannt werden, sind inselweise in Übersichtskarten dargestellt.

3.2 Entstehung und Geologie

Während des Höhepunktes der Weichsel-Eiszeit vor etwa 20000 Jahren wurden in den Gletschern der Nord- und Südhemisphäre gewaltige Wassermassen gebunden, dies führte im Bereich der heutigen Nordsee zu einem Absinken des Meeresspiegels um mehr als 100 m (BEHRE 1991). Die Küstenlinie lag bis in die Nacheiszeit hinein etwa 200-300 km weiter nördlich im Bereich der Doggerbank, über welche die Küste Mittelenglands mit der Nordküste Dänemarks verbunden war. Im Zuge der Klimaerwärmung zu Beginn des Holozäns schmolzen die Eiskappen ab, wodurch der Meeresspiegel insbesondere im Zeitraum von 10000-7500 BP mit durchschnittlich 1,2 m pro Jahrhundert sehr schnell anstieg. Diese eustatische Meeresspiegelschwankung wurde nach BEHRE (1987) durch isostatische Ausgleichsbewegungen der Erdkruste infolge der Druckentlastung nach dem Abschmelzen der Eismassen verstärkt.

Die transgredierende Nordsee erreichte nach STREIF (1990) um 7800 BP mit einem Stand von etwa 20 Metern unter dem heutigen Niveau den Bereich der aktuellen Küstenlinie. In der Folgezeit verlangsamte sich der Meeresspiegelanstieg und es kam immer wieder zu kürzeren regressiven Phasen. Dabei wurden allmählich die pleistozänen Geestrücken im Gebiet der heutigen Küstenregion überflutet, wobei zunächst die höchsten Areale als Geestkerninseln erhalten blieben (STREIF 1990). Diese wurden erst zum Ende des Subboreals hin überflutet und von marinen Sedimenten überdeckt. Es entstand eine Barrierezone, in der allein durch die Wechselwirkungen von Seegang, Brandung, Gezeiten und Wind aus dem Entwicklungsstadium periodisch überfluteter Schwemmsandplaten zunächst teilweise hochwasserfreie Strandwälle ausgebildet wurden. Infolge äolischer Dynamik, verbunden mit organogener Festlegung des Sandes (vgl. VAN DIEREN 1934), formten sich schließlich die als Barriere-Inseln bezeichneten heutigen Dünen-Inseln (BARCKHAUSEN 1969, POTT 1995b). Nach BEHRE (1991) entsteht ein solches System von durch Seegats getrennten Barriere-Inseln nur bei einem Tidenhub zwischen 1,35 m und 2,90 m, bei geringerem Tidenhub wie z.B. südlich Den Helder bildet sich eine Ausgleichsküste mit langgezogenen Dünenzügen aus. Dort wo die Tide im Inneren der Deutschen Bucht die Marke von 2,9 m übersteigt, herrschen offene Wattflächen mit kleineren, hochdynamischen Sandplaten vor.

Das Stadium der Barriere-Inseln erreichten die meisten Ostfriesischen Inseln nach POTT (1995b) etwa vor 2000-2500 Jahren, erste schriftliche Hinweise über ihre Existenz stammen nach LÖWE (1993) von Plinius (64 n.Chr.) und Strabo (70 n.Chr.), aber erst 1398 werden sämtliche Inseln in ihrer heutigen Reihenfolge urkundlich unter Namensangabe erwähnt (BACKHAUS 1943). Seit ihrer Entstehung waren die Ostfriesischen Inseln keinesfalls stabil, sondern unterlagen über die Jahrhunderte hinweg z.T. drastischen Veränderungen in Bezug auf ihre Form, Größe und Lage. Eine detaillierte Übersicht der postglazialen Küstenentwicklung sowie den damit verbundenen kulturhistorischen Aspekten bietet die Arbeit von POTT (2003).

3.3 Boden

Entsprechend der weitgehend gleichartigen Genese ist die landschaftsräumliche Grobgliederung und somit auch das Auftreten der damit verbundenen Bodentypen auf allen Ostfriesischen Inseln sehr ähnlich (vgl. Abb. 5). Von Norden nach Süden folgen auf die Strandplate die jungen Primärdünen, die sekundären Weißdünen und dann die Tertiärdünen, die sowohl Grau- als auch Braundünen umfassen. Zwischen den einzelnen Dünenketten liegen je nach Höhenlage der Bodenoberfläche trockene bis nasse Dünentäler eingestreut. Im Süden der Inseln befinden sich meist ausgedehnte Hellerflächen, die zum Watt überleiten.

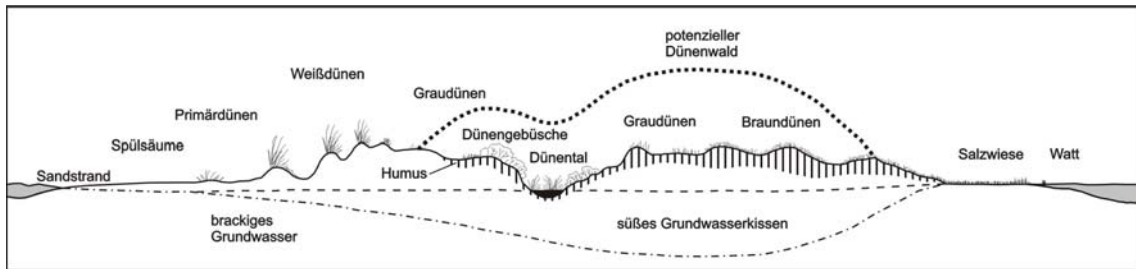


Abb. 5: Schema der landschaftlichen Grobgliederung einer Ostfriesischen Insel (erweitert nach ELLENBERG 1996).

Die Strandplate und der Weißdünenbereich lassen sich durch fein- bis mittelsandige Rohböden charakterisieren, die als Lockersyroseme (Syrosem russ. = rohe Erde) bezeichnet werden (HEYKENA 1965, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1989). Durch die ständige Übersandung werden vom Meer her mineralische Nährstoffe sowie zumeist sehr fein zerriebene Schalenreste mariner Mollusken zugeführt, so dass diese Gebiete durchaus als nährstoff- und kalkreich anzusprechen sind. Der Kalkgehalt der Sande nimmt bezogen auf das Inselsystem von West nach Ost in Richtung des vorherrschenden Materialtransports kontinuierlich ab. Während PETERS (1996) für den Strandbereich von Borkum Werte von über 8% Kalkgehalt angibt, liegen die Maximalwerte im Bereich der Strandplate von Spiekeroog nach GERLACH (1993) bei nur 0,4 bis 0,8%. Die geringe Wasserkapazität des Sandbodens, der Salzgehalt des Bodenporenwassers und der Schliff durch den bewegten Sand bedingen in diesen Arealen eine ausgeprägte Artenarmut.

In den inselwärts anschließenden Dünen lässt die Zufuhr von kalkhaltigen, nährstoffreichen Sanden schnell nach. Durch das Sickerwasser wird der Boden aufgrund der geringen Adsorptionsfähigkeit der Sandpartikel zusätzlich ausgelaugt. Dies bedingt zum einen eine deutliche Abnahme an vorhandenen Nährstoffen und zum anderen, durch die Auswaschung von Hydrogencarbonat-Ionen, eine Abnahme des pH-Werts. Eine geringe Anreicherung von Humusanteilen bewirkt eine leicht gräuliche Farbe des Sandes, deshalb werden diese Dünenareale als Graudünen bezeichnet. Aufgrund der Ausbildung eines schwachen A_1 -Horizontes können die entsprechenden Böden als Regosol typisiert werden.

Im Bereich älterer Dünenkomplexe kommt es durch die fortwährende Anreicherung mit organischem Material zur Bildung einer Humusschicht. Die Bodenoberfläche erscheint dunkler, so dass in diesem Stadium von einer Braundüne gesprochen wird. Durch den Aufbau von sekundären Tonmineralen erhält der Boden eine verbesserte Wasserspeicher- und Ionenaustauschkapazität. In diesem Stadium ist er weitestgehend entkalkt und der pH-Wert erreicht innerhalb der Xeroserie die niedrigsten Werte. Der Stickstoffgehalt in den obersten 30 cm ist bei den Braundünen im Vergleich zu den Weiß- bzw. Graudünen mit 1700 kg N pro

Hektar fast viermal so hoch und auch die Stickstoff-Nettomineralisation erreicht hier schon Werte von etwa 100 kg N pro Hektar und Jahr (GERLACH 1993).

In der Regel bleibt der Bodenbildungsprozess auf dem Niveau eines Regosol stehen, unter günstigen Bedingungen kann es jedoch auch zur Ausbildung einer schwach entwickelten Braunerde kommen. Da nach RIECK (1999) in den meisten Fällen eine Bleichung der Mineralkörner festzustellen ist, liegen podsolige Braunerden vor, zu einer echten Podsolierung mit Ausbildung von Bleichsand- und Ortsteinhorizonten ist es nach STREIF (1990) bisher auf keiner der Ostfriesischen Inseln gekommen.

In den feuchten Dünentälern finden sich aufgrund des hoch anstehenden Grundwasserspiegels meist Böden, die vom Typus her einem Gley entsprechen (PETERSEN 2000). Die höhere Produktion an organischem Material innerhalb einer Vegetationsperiode führt in diesen Bereichen meist zu einer mächtigeren Ausbildung des Humushorizontes. Durch den in wassergesättigten Böden dauerhaft auftretenden Sauerstoffmangel und die lokalklimatisch kühlere Situation innerhalb der Dünentäler kann die Bodenaktivität stellenweise so niedrige Werte erreichen, dass es zur Torfbildung kommt (vgl. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1989, BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN 1994).

Südlich an den Dünengürtel haben sich wattseitig im Schutz der Inseln Seemarschböden entwickelt. Ausgangsmaterial der Bodenbildung ist in diesem Bereich nach FISCHER (1975) Schlick mit sehr hohen Anteilen an Salzen und Kalk. Diese Salzmarsch kann mit zunehmender Höhe über NN und der damit verbundenen geringeren Überflutungshäufigkeit von einer Kalkmarsch abgelöst werden, in welcher der Salzgehalt durch Auswaschungsprozesse nur noch sehr gering ist. Bei fortschreitender Entkalkung in älteren und höher gelegenen Gebieten geht die Kalkmarsch in eine Kleimarsch über (vgl. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1989, SCHROEDER 1992).

3.4 Klima

Die Ostfriesischen Inseln besitzen aufgrund ihrer Lage in der Nordsee sehr ausgeglichene klimatische Verhältnisse. Dieses ozeanische Klima zeichnet sich gegenüber den klimatischen Verhältnissen auf dem Festland durch die relativ milden Winter mit einer deutlich geringeren Anzahl an Frosttagen und die eher kühleren Sommer mit mittleren Temperaturen unter 20° C sowie durch eine geringere Temperaturamplitude im Tagesverlauf aus (vgl. NATIONALPARKVERWALTUNG NIEDERSÄCHSISCHES WATTENMEER; UMWELTBUNDESAMT 1999).

Der Grund hierfür ist die große Wärmespeicherkapazität des Meeres, durch welche die Inselkette nach FISCHER (1975) zu den wärmsten Gebieten Norddeutschlands zählt. Da das Klima auf allen Ostfriesischen Inseln sehr einheitlich ist, soll der typische Jahresverlauf anhand von Daten der Wetterstation von Norderney dargestellt werden (s. Abb. 6). Die wärmsten Monate sind der Juli und August, während die kälteste Zeit des Jahres auf die Monate Januar und Februar entfällt, wobei die winterlichen Durchschnittstemperaturen den Gefrierpunkt nicht unterschreiten. Die mittlere Anzahl an Frosttagen liegt für den Zeitraum von 1936-1970 bei 51,6 (HOBOHM 1993). Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt für Norderney nach Daten des Deutschen Wetterdienstes etwa 9,3 °C.

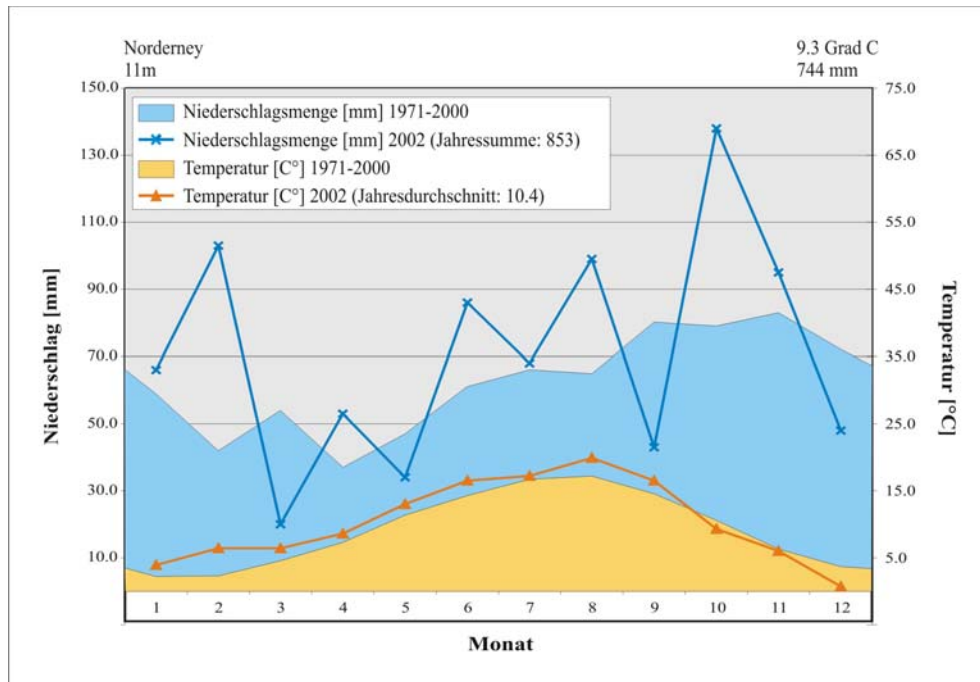


Abb. 6: Klimadiagramm der Wetterstation Norderney (Quelle: Deutscher Wetterdienst, Mittelwerte der Jahre 1971 bis 2000).

Weitere Kennzeichen des ozeanischen Klimas sind hohe Luftfeuchtigkeit und höhere Niederschläge. Die mittlere Niederschlagssumme der Jahre 1961-1990 beträgt ungefähr 770 mm im Jahr, wobei im Spätsommer bzw. Frühherbst ein deutliches Niederschlagsmaximum zu beobachten ist (vgl. Abb. 6). Zwischen März und Juli sind die Luftmassen über der Nordsee meist noch kälter als auf dem Land, so dass Niederschläge vermehrt auf dem Festland fallen und der Frühling somit zur niederschlagsärmsten Zeit auf den Inseln zählt (PETERSEN et al 2003). Der größte Anteil der jährlichen Regenmenge fällt vorwiegend in wenigen heftigen Schauern und nicht durch tagelang anhaltenden Dauerregen. Über die hohe Luftfeuchtigkeit (s. Abb. 7) kann den Inseln nach TEMME (1995) zusätzlich zu den Niederschlägen eine größere Wassermenge zugeleitet werden. Dies ist hinsichtlich der geringen Wasserspeicherkapazität der Sandböden von besonderer Bedeutung.

Entsprechend der Lage der Inseln innerhalb der nordhemisphärischen Westwindzone dominieren Winde aus westlicher Richtung, wobei im Sommerhalbjahr vermehrt Nordwest- und im Winterhalbjahr Südwestwinde auftreten (NATIONALPARKVERWALTUNG NIEDERSÄCHSISCHES WATTENMEER; UMWELTBUNDESAMT 1999). Dies wird auf den Ostfriesischen Inseln dadurch deutlich, dass die nach Osten ansteigenden Krattwälder und die solitär wachsenden Gehölze alle einen nach Osten hin ausgerichteten Windfahnenwuchs besitzen. Jedoch sind Schwankungen nicht nur der Windrichtung, sondern auch der Windstärke sehr häufig. Im Vergleich zum Festland weht auf Norderney kontinuierlich ein Wind, der zumindest im Winterhalbjahr um 2 Beaufort-Einheiten stärker ist (TEMME 1995). Die mittleren Windgeschwindigkeiten liegen im Jahresverlauf bei 4 Beaufort (7,3 m/s).

Bei der Betrachtung der makroklimatischen Verhältnisse der Ostfriesischen Inseln darf jedoch nicht vergessen werden, dass in vielen Bereichen mikro- und mesoklimatische Einflüsse eine ganz wesentliche Rolle spielen. Hierzu zählen insbesondere die Expositions- und Inklinationsbedingungen sowie die Exponiertheit zum Wind am konkreten Standort. Extremwetterlagen wie Kaltlufteinbrüche im Sommer können mit stürmischem Wetter in manchen Fällen einen sehr großen Einfluss auf bestimmte Arten und ihre Verbreitung ausüben,

so dass die gemittelten Jahreswerte für eine sehr genau geführte Betrachtung nicht immer ausreichen.

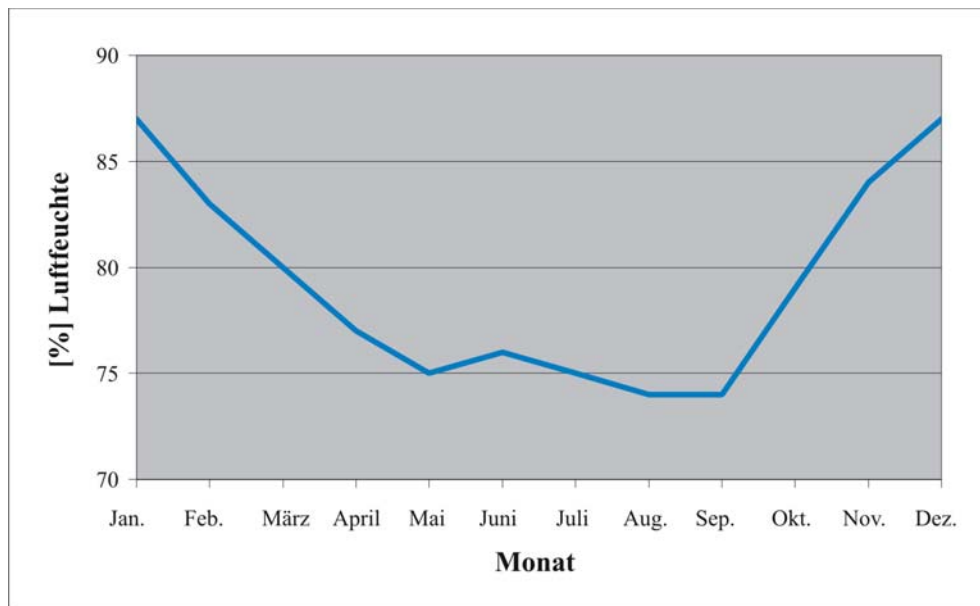


Abb. 7: Jahresverlauf der relativen Luftfeuchtigkeit auf Norderney (Wetterstation Norderney, Mittelwert von 30 Jahren).

3.5 Wasserhaushalt

Ein großer Teil der jährlichen Niederschlagsmenge gelangt nicht durch Evapotranspiration zurück in die Atmosphäre, sondern versickert im Boden. Insbesondere Sandböden besitzen eine geringe Wasserspeicherkapazität, so dass der Versickerungsprozess auf diesen Flächen besonders schnell abläuft. Im Untergrund lagert sich das Sickerwasser über dem spezifisch schwereren, salzigen Meerwasser ab. Somit kommt es unter den Inseln zur Ausbildung einer Süßwasserlinse, die über eine brackige Übergangszone mit dem Meerwasser in Kontakt steht (s. Abb. 8). Etwa zwei Drittel des Regenwassers fließen über diesen Weg ungenutzt ins Meer und stabilisieren damit die Süßwasserlinse (POTT 1995b). Das süße Grundwasser folgt mit zeitlichem Versatz und geringerer Amplitude der Tidenbewegung des Meeres. Der obere Grundwasserspiegel, der in der Mitte der Inseln am höchsten liegt, ist von dieser Bewegung jedoch kaum betroffen. Die Ausbildung der Süßwasserlinse wird durch unterschiedliche Faktoren bestimmt. Hierzu gehören der Niederschlag, die Evapotranspiration, die Vegetation, das Substrat und das Relief der Landschaft. Seit dem Beginn der Bewirtschaftung durch den Menschen kommt als ganz wesentlicher Einfluss die Menge des geförderten Nutzwassers hinzu. Nach WESTHOFF (1991) besitzen kurzfristige Phänomene wie Regen gegenüber jahreszeitlichen Veränderungen kaum einen Einfluss auf die Schwankungen des Grundwasserspiegels. Eine detaillierte Übersicht zu diesem Thema bietet die Arbeit von PETERSEN et al. (2003).

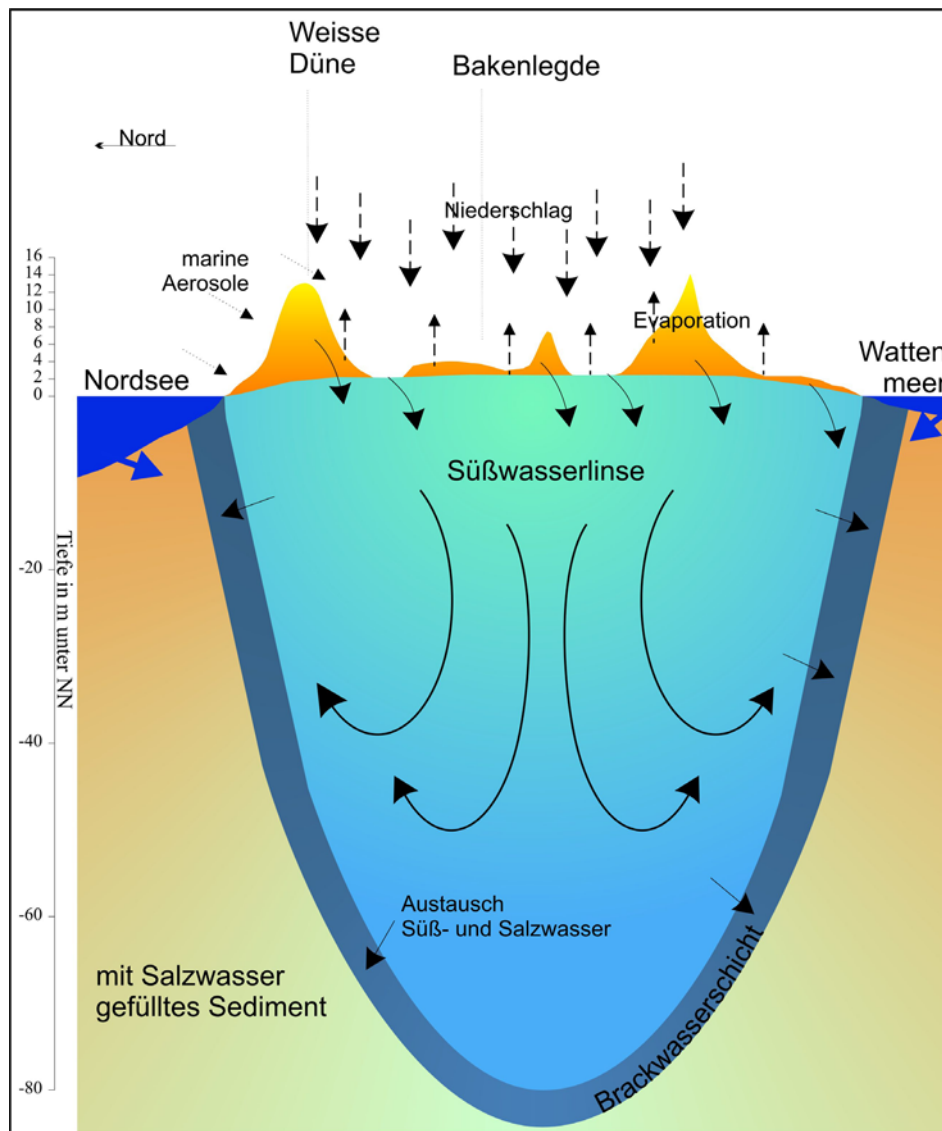


Abb. 8: Schematische Darstellung der Süßwasserlinse von Norderney im Bereich der Bakenlegde.

3.6 Anthropogene Beeinflussung der Küstenökosysteme

Für die Einschleppung bzw. Einwanderung neophytischer Arten sowie deren Ausbreitung ist die durch den Menschen geprägte Landschaftsentwicklung von großer Bedeutung. Daher sollen im nächsten Abschnitt die wichtigsten anthropogenen Eingriffe in den Naturhaushalt der Inseln kurz dargestellt werden.

Auf allen Ostfriesischen Inseln hat der Mensch seit der Besiedlung im Mittelalter nicht nur durch Bebauung, sondern auch durch Brennholzentnahme, Plaggenhieb, durch Anlage von Äckern in Dünentälern und Hellern sowie durch Viehbeweidung im gesamten Gebiet der Inseln die natürlichen Gegebenheiten der Landschaft stark verändert (POTT 1995b, 2003). Bis zu Beginn des 20. Jahrhunderts waren nach WESTHOFF (1994) weite Bereiche der Nordseeinseln durch rücksichtslose Ausbeutung der vorhandenen Ressourcen devastiert. Aufgrund der Brennholzentnahme und Beweidung existierten kaum noch größere Gehölze, darüber hinaus wurde der Jungwuchs stark durch das frei herumlaufende Vieh verbissen (VAN DIEREN 1934, WESTHOFF 1991). Auch die Mahd von *Ammophila arenaria* zur Gewinnung zusätzlichen

Viehfeeders und damit die Freilegung großer, offener Sandflächen konnte nur unter Androhung erheblicher Strafen durch die Landesherrn eingeschränkt werden (vgl. PETERS 1996).

Eine lange Tradition besitzt die Anpflanzung von Strandhafer zur Befestigung offener Dünenflächen (s. Abb. 9). Zur Verminderung der Winderosion wurden dabei häufig zusätzlich Reiszgäune errichtet. Durch die Ausbringung von Teek und Heu zur Festlegung des Sandes in kleineren Ausblasungsbereichen gelangte eine beträchtliche Anzahl an Ruderalarten sowie auch eine größere Menge an Nährstoffen in Dünenareale, die sich natürlicherweise eher durch eine geringe Bodenfruchtbarkeit auszeichnen.



Abb. 9: Anpflanzung von Strandhafer, Teeken von Wegen und Stecken von Windfangzäunen als alte Küstenschutzmaßnahmen in Dünen.

Weiterhin erfolgte im letzten Jahrhundert in vielen Bereichen eine Bepflanzung mit Gehölzen, wobei häufig auch Arten verwendet wurden, die nicht zur ursprünglichen Insel flora gehörten. Darüber hinaus stellte schon BUCHENAU (1875) fest, dass unbeabsichtigt mit dem Pflanzgut eine große Anzahl von allochthonen Pflanzensippen auf die Inseln verschleppt wird. Hierzu zählen insbesondere krautige Begleitarten der Gehölzvegetation.

In Strandnähe dienen Deiche, Deckwerke und Bühnen dem Küstenschutz. Seit Mitte des 19. Jahrhunderts hat sich - mit Rückschlägen während der Zeit der beiden Weltkriege - auf den Ostfriesischen Inseln ein reger Tourismus entwickelt. Die großen Besucherströme verursachen nicht nur eine erhöhte Trittbelastung und Grundwasserentnahme, sondern sind darüber hinaus auch ein wesentlicher Transportvektor für das Diasporenmaterial unterschiedlichster Pflanzenarten vom Festland zu den Inseln.

Seit dem 01.01.1986 gehören die Ostfriesischen Inseln zum Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Die Einteilung in Zonen mit unterschiedlichem Schutzcharakter dient zum einen dem Erhalt der floristischen und faunistischen Artenvielfalt (vgl. BUCHWALD 1990), zum anderen ist es ein Zugeständnis an traditionelle Nutzungsformen dieses Naturraums und an den Tourismus, der heutzutage die wichtigste Erwerbsquelle für die Bevölkerung der Inseln darstellt. Eine detaillierte Übersicht zum Konfliktfeld zwischen Natur und Tourismus bieten die Arbeiten von PETERS & POTT (1999) sowie POTT (2003).

4 Methoden

Weitere Informationen zu den angewandten Methoden sind in der pdf-Datei auf der beiliegenden CD ab S. 41 nachzulesen. Nur längere Textpassage sind in diesem Fall gekennzeichnet.

4.1 Vegetationserfassung

In der vorliegenden Arbeit wurden die neophytischen Pflanzenarten der Ostfriesischen Inseln erfasst, die sich außerhalb von Gärten, Parkanlagen oder ähnlichen vom Menschen direkt beeinflussten Bereichen etabliert haben. Während von den meisten Neophyten lediglich die Koordinaten des Standorts aufgenommen worden sind, unterlagen die Taxa, die sich aufgrund starker Ausbreitung als problematisch erwiesen haben, einer detaillierteren Untersuchung. Hierzu zählen *Campylopus introflexus*, *Rosa rugosa* und *Fallopia japonica*.

Verbunden mit der Kartierung entsprechender Vorkommen auf den Ostfriesischen Inseln während der Vegetationsperioden der Jahre 2001 bis 2003 wurden die entsprechenden Bestände durch pflanzensoziologische Aufnahmen belegt. Diese erfolgten nach der klassischen Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) unter Benutzung der verfeinerten Schätzskala nach REICHELDT & WILLMANN (1973). Auf die Angabe der Soziabilität und der Vitalität der Pflanzen wurde verzichtet. Danach sind die in den Tabellen benutzten Artmächtigkeiten folgendermaßen definiert:

r	: 1 Individuum
+	: Deckung $\leq 5\%$, bis zu 5 Individuen
1	: Deckung $\leq 5\%$, 6 bis 50 Individuen
2m	: Deckung $\leq 5\%$, mehr als 50 Individuen
2a	: Deckung $> 5\%$ bis $\leq 15\%$, Individuenzahl beliebig
2b	: Deckung $> 15\%$ bis $\leq 25\%$, Individuenzahl beliebig
3	: Deckung $> 25\%$ bis $\leq 50\%$, Individuenzahl beliebig
4	: Deckung $> 50\%$ bis $\leq 75\%$, Individuenzahl beliebig
5	: Deckung $> 75\%$ bis $\leq 100\%$, Individuenzahl beliebig

Die Auswahl der Aufnahmeflächen erfolgte nach den gebräuchlichen Homogenitätskriterien (FREY & LÖSCH 1998). Ein weiteres Kriterium war die Erfassung der gesamten ökologischen Amplitude bzw. der vorhandenen Vergesellschaftungsmuster mit den verschiedenen Küstenassoziationen. Aufgrund des meist sehr kleinflächigen Vegetationsmosaiks ergaben sich für die Aufnahmeflächen von *Campylopus introflexus* Größen zwischen 1-2 Quadratmeter, für *Rosa rugosa*-Gebüsch und Bestände von *Fallopia japonica* 4-8 Quadratmeter.

Insgesamt wurden 408 Vegetationsaufnahmen angefertigt, 233 davon entfielen auf *Campylopus introflexus*, 134 auf *Rosa rugosa* und 41 auf *Fallopia japonica*.

Die Bestimmung der Gefäßpflanzen erfolgte nach SCHMEIL & FITSCHEN (1993), OBERDORFER (1994) sowie ROTHMALER (1994), die der Gramineen nach HUBBARD (1985) und RAABE (1975). Die Benennung richtet sich nach WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998), für die Zuweisung des Neophytenstatus wurden die Arbeiten von WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998) und GARVE (2004) verwendet.

Zur Bestimmung der Moose dienten FRAHM & FREY (1992), LANDWEHR (1980, 1984), SMITH (1980) und GRADSTEIN & MELICK (1996), nach FRAHM & FREY (1992) richtete sich auch die Namensgebung. Die Flechten wurden nach WIRTH (1980) und HENNIPMAN (1969) bestimmt und nach ersterem benannt. Der Zuordnung und Benennung der Pflanzengesellschaften diente die Arbeit von POTT (1995a).

4.2 Tabellenarbeit

Die Vegetationstabellen wurden mit Hilfe verschiedener Computerprogramme erstellt (TURBOVEG, Excel). Für die Berechnung der mittleren qualitativen ökologischen Zeigerwerte nach ELLENBERG (1992) kam das Programm Spektrum zum Einsatz.

Innerhalb der Tabellen wurde das Arteninventar der Vegetationsaufnahmen nach syntaxonomischen Kriterien gegliedert. Der Begleiterblock jeweils am Ende der Tabellen umfasst sowohl syntaxonomisch indifferente Arten als auch solche mit sehr geringer Stetigkeit.

Die Vegetationstabellen enthalten ausschließlich eigene Aufnahmen. Bei der Erstellung der synoptischen Übersichtstabellen (vgl. Kap.4.3.1) sind in einigen Darstellungen zusätzlich Aufnahmen fremder Autoren aus dem Bereich der Ost- und Westfriesischen Inseln mit einbezogen worden (insgesamt 391 für *Campylopus introflexus*, 174 für *Rosa rugosa*).

4.3 Multivariate Analyse

Neben der klassischen pflanzensoziologischen Auswertung der Vegetationsaufnahmen nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) wurde der Datensatz multivariaten Cluster- und Ordinationsanalysen unterzogen. Die Clusteranalyse ist mit Hilfe der Computerprogramme MEGATAB 3.0 und TWINSPAN von S. Hennekens durchgeführt worden, für die Berechnung der verschiedenen Ordinationen wurde CANOCO 4.5 von C.J.F. ter Braak und P. Smilauer verwendet, der Visualisierung dieser Ergebnisse diente das Programm CanoDraw 4.0 von P. Smilauer. Durch einen Vergleich mit diesen computergestützten, weniger subjektiven Verfahren sollten die während der Geländearbeit und mittels der Tabellenarbeit entwickelten Hypothesen überprüft werden, darüber hinaus ermöglichen die Programme die Bearbeitung sehr großer Datensätze, die bei der klassischen Auswertung aufgrund der Unübersichtlichkeit recht problematisch ist.

 S. 42

4.3.1 Clusteranalyse

 S. 42

4.3.2 Ordination

 S.44

4.4 Kartierung und Auswertung im GIS

Die Kartierung der Neophytenbestände erfolgte auf der Basis von entzerrten Schwarzweißluftbildern im Maßstab 1:3000 unter Zuhilfenahme von Deutschen Grundkarten und wo vorhanden auch von Höhenmodellen (vgl. Abb. 10). Die anschließende Digitalisierung der Geländekarten wurde mit dem Programm ArcView GIS 3.2 durchgeführt. Die Verbreitung von *Campylopus introflexus*, *Rosa rugosa* und *Fallopia japonica* ist anhand von detaillierten Karten dargestellt worden (s. Anhang A3), in denen das Areal auf etwa 2 m Genauigkeit dokumentiert ist, um damit eine Basis für spätere Untersuchungen bieten zu können. Auf diese Weise kann eine weitere Ausbreitung der drei Arten quantitativ genau festgestellt werden.

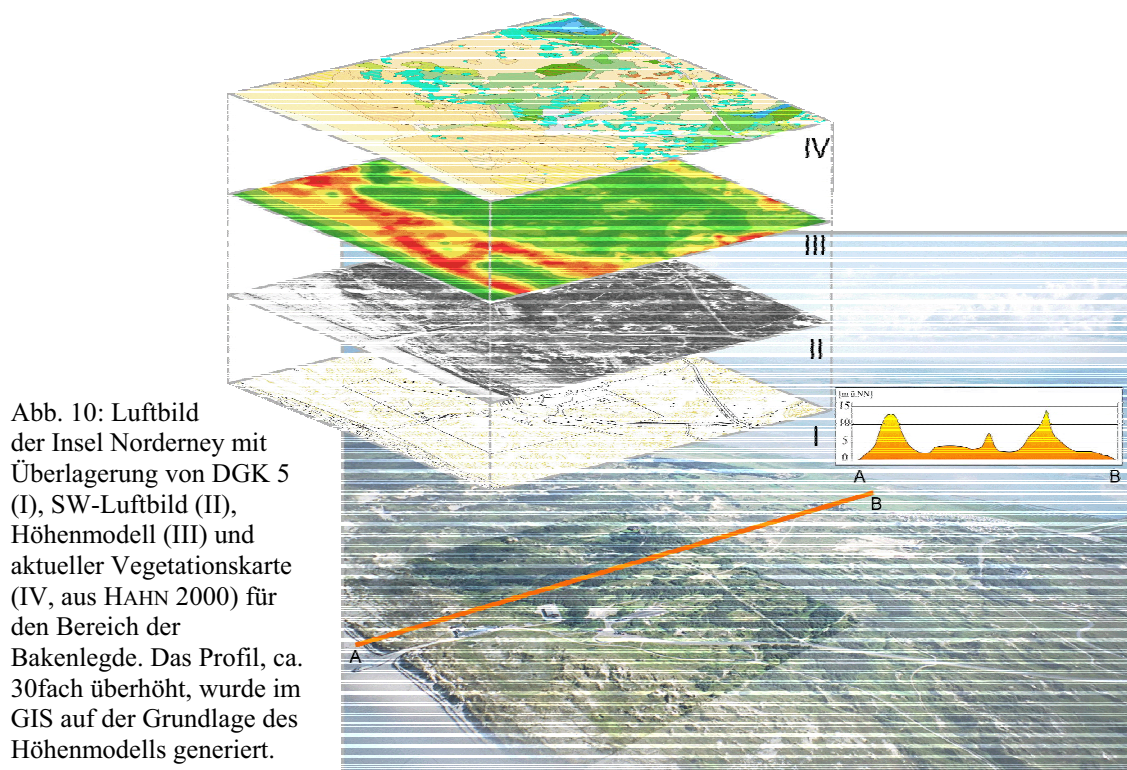


Abb. 10: Luftbild der Insel Norderney mit Überlagerung von DGK 5 (I), SW-Luftbild (II), Höhenmodell (III) und aktueller Vegetationskarte (IV, aus HAHN 2000) für den Bereich der Bakenlegde. Das Profil, ca. 30fach überhöht, wurde im GIS auf der Grundlage des Höhenmodells generiert.

Die Flächen, in denen *Campylopus introflexus* mit geringer Deckung vorkommt, unterscheiden sich sowohl in ihrer Artenzusammensetzung als auch in der Artenzahl und damit verbunden auch in ihrer Physiognomie erheblich von den Dominanzbeständen. Vorkommen mit mittleren Deckungsgraden sind eher selten. Daher wurde bei der Kartierung eine Einteilung in drei Verbreitungsstufen gewählt:

Verbreitungsstufen von <i>Campylopus introflexus</i>	nach der Braun-Blanquet-Skala:
1) nicht vorhanden	-
2) vorhanden, aber nicht dominant	≈ 1 - 4
3) dominante Spezies	≈ 5

Zu den Gebieten, die der zweiten Verbreitungsstufe zugeordnet wurden, zählen auch solche, in denen Dominanzbereiche vom Kaktusmoos und *Campylopus*-freie Zonen so kleinflächig ausgebildet und mosaikartig eingestreut sind, dass es nicht sinnvoll erschien, diese in einer Kartierung aufzulösen.

In einem weiteren Arbeitsschritt wurden die erstellten Karten mit den jeweils aktuellsten Vegetationskartierungen der Ostfriesischen Inseln verschnitten [Borkum (PETERS 1996), Juist (TÜXEN 1949), Norderney (HOBÖHM 1993), Baltrum und Langeoog (FROMKE 1997), Spiekeroog (WIEMANN & DOMKE 1957), Wangerooge (TÜXEN 1949)], um eine Aussage über die Kontaktvegetation bzw. die von der Ausbreitung der Art betroffenen Gesellschaften zu erhalten. Da die Auswertung zum Teil in mehreren Schritten erfolgte, kann es durch Rundungsfehler zu geringfügigen Unterschieden bei den Angaben von Gesamtsummen kommen.

Weiterhin wurden die Verbreitungskarten der Neophyten mit der Nationalparkzonierung verschnitten, um den Schutzstatus der betroffenen Flächen zu ermitteln. Dies erlaubt auch bedingt Aussagen über mögliche anthropogene Einflüsse auf diese Bereiche. Ergänzend ist für fünf der sieben Ostfriesischen Inseln die Abhängigkeit der *Campylopus introflexus*-Verbreitung von Störeinflüssen durch Trittbelastung untersucht worden.

Für die restlichen Neophyten der Ostfriesischen Inseln wurden Rasterkarten erstellt, in denen das Vorkommen der entsprechenden Taxa innerhalb von Flächen der Größe 1 km x 1 km dargestellt wird. Arten mit nur sehr wenigen Vorkommen auf den Inseln oder mit besonderer Bedeutung hinsichtlich ihres Invasionspotenzials sind darüber hinaus in lagegetreuen Punktkarten dargestellt worden.

4.5 Ökologische Daten

Zur besseren Charakterisierung der ökologischen Bedingungen im Bereich der Aufnahmestellen wurden Bodenproben entnommen und die Parameter pH-Wert, Kohlenstoff-, Stickstoff- und Schwefelgehalt gemessen, sowie das CN-Verhältnis aus den Messwerten errechnet. Die Probenentnahme erfolgte entweder aus dem A_h-Horizont oder, falls ein solcher nicht ausgebildet war, aus den obersten 2 cm des Bodens.

Um die ökologischen Standortbedingungen, unter denen das Kaktusmoos vorkommt, besser eingrenzen zu können, wurden neben den Bodenproben innerhalb der Aufnahmeflächen dieses Neophyten weitere Messungen in moosfreien Bereichen vorgenommen. Dabei mussten zwei Kriterien erfüllt sein. Zum einen sollten diese Flächen möglichst dicht an der Grenze des Verbreitungsgebiets von *Campylopus introflexus* liegen, um so den Übergangsbereich zwischen Vorhandensein und Fehlen der Art besser zu erfassen. Zum anderen musste darauf geachtet werden, dass andere Parameter wie Exposition, Vegetationsstruktur, Störungsregime, Konsolidierung des Bodens u.ä. soweit wie möglich den Standortbedingungen entsprechen, unter denen *Campylopus introflexus* üblicherweise anzutreffen ist. Dies sollte gewährleisten, dass sich die Flächen schwerpunktmäßig nur durch die Bodeneigenschaften unterscheiden.

Zusätzlich zu den Messdaten wurden für alle Aufnahmen anhand der Artenzusammensetzung die mittleren qualitativen Ellenberg'schen Zeigerwerte berechnet, so dass für die multivariaten Ordinationen (s. Kap. 3.6.2) eine größere Anzahl wichtiger Umweltvariablen zur Verfügung stand. Eine Übersicht der unterschiedlichen Zeigerzahlen bietet Abb. 11.

	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
L		Tiefschattenpfl.		Schattenpfl.		Halbschattenpfl.		Halblichtpfl.		Volllichtpfl.
T		Kältezeiger		Kühlezeiger		Mäßigwärmezeiger		Wärmezeiger		Extremer Wärmezeiger
K		eurozeanisch	ozeanisch		subozeanisch		subkontinental		kontinental	eukontinental
F		Starktrockniszeiger		Trockniszeiger		Frischezeiger		Feuchtezeiger		Nässezeiger
R		Starksäurezeiger		Säurezeiger		Mäßigsäurezeiger		Schwachsäurezeiger		Basen-/Kalkzeiger
N		stickstoffarm				mäßig stickstoffreich		stickstoffreich		übermäßig stickstoffreich
S	nicht salzertragend	salzertragend	oligohalin	β-mesohalin	α/β-mesohalin	α-mesohalin	α-meso/polyhalin	polyhalin	euhalin	euhalin-hypersalin

Abb. 11: Graphische Übersicht der Zeigerzahlen nach ELLENBERG (1992): L Lichtzahl; T Temperaturzahl; K Kontinentalitätszahl; F Feuchtezahl; R Reaktionszahl; N Stickstoffzahl; S Salzzahl.

4.5.1 Bodenreaktion

 S. 48

4.5.2 Organische Substanz, Stickstoff- und Schwefelgehalt

 S. 49

5 Ergebnisse

5.1 Invasive Neophyten der Ostfriesischen Inseln

5.1.1 *Campylopus introflexus* (HEDW.) BRID., Dicranaceae

Laubmoose bieten für die Besiedlung neuer Standorte ideale Eigenschaften. Selbst kleine Stängelbruchstücke vermögen sich zu regenerieren, auch dann noch, wenn die poikilohydrischen Pflanzen fast vollständig austrocknen, ferner können die Sporen anemochor über sehr große Entfernungen ausgebreitet werden (PHILIPPI 1976). So konnte KENNEDY (1996) zum Beispiel zeigen, dass in den armen Böden maritimer Bereiche der Antarktis Moossporen vom gesamten temperaten Artenspektrum Patagoniens (u.a. auch *Campylopus introflexus*) enthalten sind und diese unter lokal günstigeren Bedingungen in geothermisch aktiven Bereichen auch zu Gametophyten auswachsen. Dies ist ebenfalls für die Einwanderung von Moosen auf die Ostfriesischen Inseln von Bedeutung. Nach KOPPE (1969) und KLINGER (1980) kann die Entfernung vom Festland zu sämtlichen Inseln von den meisten norddeutschen Moosen spontan durch Sporenflug überwunden werden, so dass keine weiteren Transportvektoren nötig sind. Lediglich bei der Etablierung am neuen Standort zeigen sich Moose gegenüber Gefäßpflanzen als eher konkurrenzschwach, daher ist es bisher erst zwei neophytischen Laubmoosarten gelungen, sich in naturnahen Vegetationseinheiten Mitteleuropas zu etablieren (PHILIPPI 1976, STIEPERAERE & JACQUES 1995). *Orthodontium lineare*, ein aus Südafrika stammendes und in Europa erstmals 1939 beobachtetes Moos, hat sich jedoch bei weitem nicht so erfolgreich ausbreiten können wie *Campylopus introflexus*. Der deutsche Name Kaktusmoos leitet sich von den langen, rechtwinklig abstehenden Gashaaren ab, in welche die lanzettlichen Blättchen auslaufen.

5.1.1.1. Verbreitung

Campylopus introflexus besitzt ursprünglich eine neotropisch-australische Verbreitung mit Vorkommen in den temperaten und subantarktischen Regionen Südamerikas zwischen dem 22° und 60° südlicher Breite (insbesondere in Südbrasilien, Uruguay, Chile, Argentinien und auf den Falklandinseln), sowie auf den Kerguelen im Südindischen Ozean und ostwärts bis nach Tasmanien, Südastralien, Neuseeland und Neukaledonien (RICHARDS 1963, JACQUES & LAMBINON 1968, FRAHM 1972, GRADSTEIN & SIPMAN 1978) (s. Abb. 12). Neuerdings wurde die Art auch auf der subantarktischen Insel Südgeorgien des Südantillenrückens entdeckt (OCHYRA et al. 2002). Darüber hinaus besiedelt *Campylopus introflexus* mittlerweile auch den Süden der USA von Kalifornien über Arizona bis Texas sowie im Osten von Alabama und Georgia nordwärts bis Ohio (BARKMANN & MABELIS 1968). 1994 gelang TAYLOR (1997) der bisher nördlichste Nachweis für Nordamerika. Danach besiedelt das Kaktusmoos offene Torfstellen im Burns Bog südlich von Vancouver (British Columbia). Ein weiterer Schwerpunkt der synanthropen Ausbreitung des Neophyten befindet sich in Europa (s. Kap. 5.1.1.3).

5.1.1.2. Taxonomie

Die Taxonomie von *Campylopus introflexus* sorgte in Europa anfangs für eine starke Verwirrung. Die Art wurde zu Anfang des 19. Jahrhunderts von BRIDEL (1819) ex. RICHARDS (1963) in seinem Werk „Mantissa Muscorum“ beschrieben, wobei die Namensgebung in Anlehnung an die von HEDWIG (1801) verwendete Bezeichnung *Dicranum introflexus* erfolgte.

Die ebenfalls von Bridel 1838 beschriebene Art *Campylopus longipilus* wurde von De Notaris in zwei Arten unterschieden, *C. polytrichoides* und *C. atro-virens*. Diese drei Artnamen wurden von verschiedenen Autoren sehr unterschiedlich behandelt und immer wieder in anderer Weise als Synonyme betrachtet, bis schließlich endgültig *Campylopus longipilus* für illegitim erklärt wurde. Allerdings wurden die beiden Arten *Campylopus introflexus* und *C. polytrichoides* von MITTEN (1869) ex. RICHARDS (1963) wiederum zu einer Art vereinigt, *C. atro-virens* blieb als eigenständiges Taxa bestehen.



Abb. 12: Ursprüngliches und synanthrop erweitertes Verbreitungsareal von *Campylopus introflexus* (nach Literaturangaben).

Erst GIACOMINI (1955) erkannte anhand von mikroskopischen Untersuchungen, dass es sich um zwei unterschiedliche Arten handelt. *Campylopus polytrichoides* stellt ein paläotropisches Element dar und besitzt nach GRADSTEIN & SIPMAN (1978) eine westlich-mediterran-atlantische Verbreitung. Vorkommen der Art finden sich ebenfalls von Sumatra und Java über Ceylon und Indien bis nach Afrika einschließlich Madagaskar und Makaronesien, in Europa wird insbesondere der südwestliche Teil besiedelt, das Moos dringt jedoch auch nordwärts bis nach Belgien und Wales vor (RICHARDS 1963, FRAHM 1972). Nach GRADSTEIN & SIPMAN (1978) kommt *Campylopus polytrichoides* auch in den USA sowie in Zentral- und Südamerika vor. Eine Überlappung mit dem Areal von *Campylopus introflexus* gibt es in Europa nur im eu-atlantischen Bereich bis etwa zu den Westfriesischen Inseln, die Ostfriesischen Inseln gehören nicht zu dem Verbreitungsgebiet von *Campylopus polytrichoides* (FRAHM 1972). Auch in Bezug auf ihre Standortansprüche unterschieden sich die beiden Arten. Während *Campylopus polytrichoides* nach FRAHM (1972) nur auf flachgründigem, steinigem Boden oder übererdeten Felsen vorkommt, besitzt *C. introflexus* in Bezug auf das Substrat eine viel größere ökologische Amplitude.

Detaillierte Übersichten zu den Bestimmungsmerkmalen der beiden Arten bieten GIACOMINI (1955), BARKMAN & MABELIS (1968), GRADSTEIN & SIPMAN (1978) sowie FRAHM (1972).

5.1.1.3. Einwanderungsgeschichte in Europa

Aufgrund von Herbarbelegen konnte RICHARDS (1963) Vorkommen von *Campylopus introflexus* für England und Irland bis 1941 zurückverfolgen. In diesem Jahr wurde die Art in Washington (Sussex) entdeckt, ein Fund, der heute allgemein als der erste für Europa angesehen wird. Ältere Angaben über das Kaktusmoos beziehen sich nach RICHARDS (1963) auf *Campylopus polytrichoides*. Im Jahr 1942 wurde *C. introflexus* in Howth (County Dublin) nachgewiesen und ab 1949 mit zunehmender Häufigkeit an neuen Lokalitäten in England, Schottland, Wales und Irland. Um 1950 waren in Großbritannien über 60 Vorkommen der Art meist aus Heiden und Deckenmooren bekannt (ebd.). Dabei ist nach RICHARDS & SMITH (1975) neben einer deutlichen Expansion von West nach Ost auch eine Ausdehnung des Verbreitungsareals nach Norden festzustellen. Für die einzelnen Flächen geben die beiden Autoren schon damals eine starke Zunahme der Abundanz an.

Der erste Fund von *Campylopus introflexus* auf dem europäischen Festland stammt nach JACQUES & LAMBINON (1968) und FRAHM (1972) von Pierrot, der die Art im August 1954 bei Menez-Hom in der Bretagne entdeckte. Im Reinhold-Tüxen-Archiv des Instituts für Geobotanik Hannover wurde nun jedoch die Aufnahme eines Trockenrasens von Tüxen aus Fontainebleau südöstlich von Paris gefunden werden, die Ende Juni 1954 angefertigt wurde (s. Abb. 13).

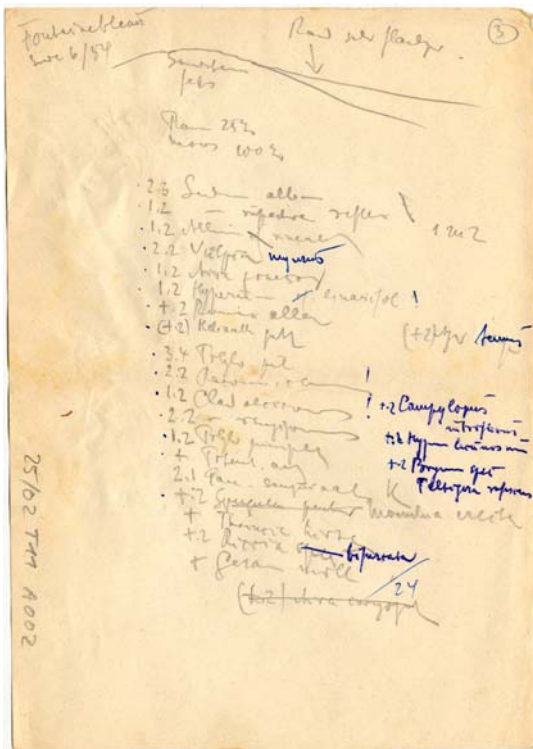


Abb. 13: Aufnahmezettel aus dem Reinhold-Tüxen-Archiv von 1954.

Wie es bei Tüxen in der Regel üblich war, ließ er „kritische“ Moose nachträglich vermutlich durch A. von Hübschmann, der zu dieser Zeit als Moosexperte in der Zentralstelle für Vegetationskunde in Stolzenau war, nachbestimmen, um dann seine vorläufigen Bezeichnungen zu ergänzen. Auch auf diesem Aufnahmezettel sind verschiedene Moosarten, darunter auch *Campylopus introflexus*, nachträglich mit einem anderen Stift hinzugefügt worden. Da Tüxen 1954 eine umfangreichere Forschungsreise durch Frankreich durchführte, ist anzunehmen, dass die Bestimmung der Kryptogamen seiner Vegetationsaufnahmen länger andauerte und zu

diesem Zeitpunkt möglicherweise auch schon die Arbeit von GIACOMINI (1955) bekannt war. Die Bedeutung von *Campylopus introflexus* wird jedenfalls durch ein Ausrufezeichen neben dem Artnamen deutlich hervorgehoben. Demnach wäre diese Aufnahme aus Fontainebleau und nicht die aus der Gegend von Menez-Hom der erste Nachweis des Kaktusmooses auf dem europäischen Kontinent.

Nach SIPMAN (1977) und VAN DER MEULEN et al. (1987) existiert für die Niederlande der älteste Nachweis aus dem Noordoost Polder (1961), zwei Jahre später wurde *Campylopus introflexus* von A.A. Mabelis an einer offenen Stelle in einer *Calluna*-Heide nahe Kampina in der Provinz Nordbrabant sowie von J.J. Barkmann nahe Kraloo in der Provinz Drenthe

nachgewiesen (BARKMAN & MABELIS 1968). Die ersten Angaben über Vorkommen in Belgien stammen von JACQUES & LAMBINON (1968). Danach wurde das Kaktusmoos 1966 in den Ardennen auf offenem Silikatboden in einer *Calluna*-Heide gefunden, ein Jahr später dann auch bei Schilde in der Campine.

In den folgenden Jahren vermehrten sich die Angaben über Erstfunde von *Campylopus introflexus* und die Art zeigte eine fast exponentielle Ausbreitung (s. Abb. 14), die jedoch nach STIEPERAERE & JACQUES (1995) deutlich mit der Gründung verschiedener bryologischer Vereinigungen und den damit verbundenen intensiveren Untersuchungen korreliert. Die ersten Nachweise für Dänemark stammen nach FRAHM (1971) aus einem Heidegebiet nördlich Filskov (1968) und von der Insel Rømø (1970). In Deutschland tauchte die Art erstmals im April 1967 in einem Moor südlich von Potsdam (BENKERT 1971) und im Mai 1967 in einer Schlagfläche eines Fichtenforstes im Münsterland bei Hiltrup auf (NEU 1968). Die große Entfernung der Fundstelle bei Potsdam zu den frühen westeuropäischen Vorkommen lässt vermuten, dass zu diesem Zeitpunkt auch in dem Gebiet dazwischen schon erste Initialen von *Campylopus introflexus* existierten, die jedoch bis dahin übersehen worden waren. So konnte die Art ebenfalls 1967 auch in Calberlah im Kreis Gifhorn nachgewiesen werden (VON HÜBSCHMANN 1970). Aus den Jahren 1968 und 1969 liegt eine Vielzahl von Angaben über Erstfunde vor, insbesondere aus Schleswig-Holstein (Plötscher See, Schmilau, Ziethen, Wittenseer Moor, Esprehemer Moor) und dem nördlichen Niedersachsen (Garlstorf, Hiddeser Bent, Landkreis Leer) (FRAHM 1970, 1972, FRAHM & WALSEMANN 1973). Erst 1983 wurde das Kaktusmoos für Mecklenburg-Vorpommern auf einer abgetorften Hochmoorfläche bei Rostock nachgewiesen und ist mittlerweile auch auf dem Darß und auf Usedom vorhanden (BERG 1985). Da für Schweden (Distrikt Laholm und Distrikt Halmstad) schon seit 1977 Vorkommen bekannt sind (JOHANNSON 1977), scheint die Expansion der Art stärker nordwärts in subatlantische Bereiche als ostwärts in Gebiete mit kontinentalerem Charakter gerichtet zu sein (vgl. BIERMANN 1999). In jüngster Zeit wurde *Campylopus introflexus* erstmals auf der Kattegat-Insel Anholt nachgewiesen (CHRISTENSEN & JOHNSON 2001).

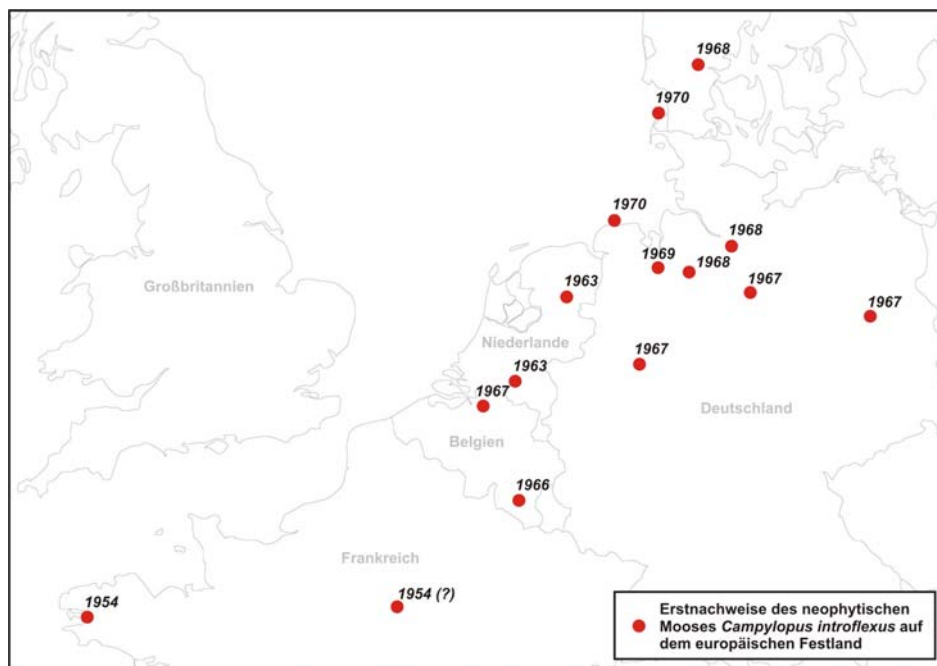


Abb. 14: Fundstellen der frühesten Vorkommen von *Campylopus introflexus* im festländischen Teil Europas.

Auf den Ostfriesischen Inseln wurde *Campylopus introflexus* erstmals 1970 von KOPPE (1971) auf Langeoog im Bereich des Flinthörns gefunden. Als genauen Standort gibt der Autor ein kleines Dünenental in der Südwestecke des Ringschlotes an, wo die Art zwischen *Calluna vulgaris* und *Erica tetralix* wuchs. Die weitere Ausbreitung ging vermutlich auch von Langeoog aus, da zunächst die beiden Nachbarinseln von dem Moos besiedelt wurden. Für das Jahr 1975 gibt KLINGER (1976) Vorkommen von *Campylopus introflexus* für den mit *Ammophila arenaria*, *Carex arenaria*, *Dicranum scoparium* und *Polytrichum piliferum* bewachsenen Nordhang einer älteren Düne auf Baltrum an, ein Jahr später konnte er zwei weitere Bestände im Graudünenbereich der Insel nachweisen. Im selben Jahr entdeckte KLINGER (1976) das Kaktusmoos auch auf einer Graudüne Spiekeroogs 200 m nördlich der Aussichtsplattform im Südosten der Insel. Dieser Bereich ist heute großflächig bis auf die eingestreuten Areale der Krähenbeerenheide mit dichten Teppichen von *Campylopus introflexus* überzogen (s. Kap. 5.3.6.1). Anhand der Wachstumszonierung der Moospflänzchen zeigte sich, dass die Art auf beiden Inseln schon seit etwa vier Vegetationsperioden vorhanden gewesen sein muss. Nach KLINGER (1980) stammt der Erstnachweis der Art für Norderney aus dem Jahr 1977, erst drei Jahre später erscheint *Campylopus introflexus* auch auf den westlichsten Inseln Borkum und Juist sowie auf Wangerooge ganz im Osten. Vorkommen des Mooses sind ebenfalls für alle Westfriesischen Inseln belegt. Der erste Fund stammt von Terschelling aus dem „Hoornse Bos“ (1966), ein Jahr später wurde die Art von Texel nachgewiesen und bis 1977 traten Bestände auch auf den restlichen Westfriesischen Inseln auf (SIPMAN 1977).

Campylopus introflexus besitzt mittlerweile in Europa ein westmediterranean-atlantisches Verbreitungsgebiet, das von Süditalien bis zu den insubrischen Seen und von den Küsten der iberischen Halbinsel über Westfrankreich bis nach Schottland und Skandinavien und den Färöer-Inseln reicht (FRAHM 1970, SIPMAN 1977). Über die Verbreitung der Art in der Schweiz informieren BISANG et al. (1998).

5.1.1.4. Ökologie

In Bezug auf das Substrat ist *Campylopus introflexus* stark euryök (JACQUES & LAMBINON 1968, FRAHM 1972). Je nach Verbreitungsgebiet werden von den Autoren entweder offene Torfstellen oder aber Sandböden als bevorzugte Standorte angegeben. In Großbritannien und Irland besiedelt das Kaktusmoos schwerpunktmäßig Torfe mit einem pH von 6,5 bis 7 in meist durch Torfstich oder Brennen gestörten Mooren und Feuchtheiden; in Dünen, auf verrottendem Holz oder auf Steinen tritt die Art dagegen nur äußerst selten auf (RICHARDS 1963, BARKMAN & MABELIS 1968, FRAHM 1970, RICHARDS & SMITH 1975). FRAHM (1970, 1972) gibt für Mitteleuropa als primäre Habitate für *Campylopus introflexus* trockene bis mäßig nasse Torfe oder torfigen Sand in Mooren, Trockentorfdecken in Heiden sowie saure Sande in Dünenheiden und humose Böden lichter Wälder an, die durch Ausblasung, Plaggenhieb, Abbrennen oder Abtorfen eine lückige Vegetationsdecke aufweisen und somit einem geringeren Konkurrenzdruck unterliegen.

Für Belgien geben STIEPERAERE & JACQUES (1995) einen Schwerpunkt der Vorkommen in trockenem Grasland, Heiden und offenen Wäldern an und auch in den Niederlanden besiedelt die Art insbesondere trockene, nährstoffarme, saure Sande im Bereich von Trockenrasen- oder Heidegesellschaften der Küsten- und Binnendünen, wohingegen nasse und torfige Sande in Feuchtheiden und Dünentälern sowie Torf und Holz eine wesentlich geringere Bedeutung für das Kaktusmoos besitzen (SIPMAN 1977, VAN DER MEULEN et al. 1987, WESTHOFF & VAN OOSTEN 1991, DANIËLS et al. 1993). In Deutschland sind nach POTT & HÜPPE (1991) moos-

und flechtenreiche Stadien von Sandtrockenrasen des Binnenlandes und der Küstendünen bevorzugte Einwanderungsflächen von *Campylopus introflexus*. Auf allen genannten Standorten ist vor allem das Vorhandensein offener Stellen in der Vegetationsdecke entscheidend für die Besiedlung dieser Areale durch das Kaktusmoos (vgl. BERG 1995). Während entsprechende Bedingungen in den Küstendünen als natürlich anzusehen sind, handelt es sich bei den binnenländischen Habitaten meist um gestörte Standorte (JACQUES & LAMBINON 1968, GRADSTEIN & SIPMAN 1978, VAN DER MEULEN et al. 1987, DANIËLS & KRÜGER 1996).

Campylopus introflexus ist eine photo- und acidophile Moosart (FRAHM 1972). Nach BERG (1985) tritt das Kaktusmoos meistens an voll besonnten Stellen auf, verträgt jedoch durchaus eine gewisse Beschattung, wobei ein Lichtenzug durch Bäume besser toleriert wird als durch Gräser und Kräuter. Daher schlägt der Autor eine Lichtzahl von 8 vor. Dies bestätigt sich ebenfalls in den Küstendünen. Entsprechend der Verbreitung in Trockenrasengesellschaften treten die Vorkommen von *Campylopus introflexus* bevorzugt mit südlicher Exposition auf, die nordexponierten Dünenhänge sind werden dagegen zumeist von Beständen des *Hieracio-Empetretum* eingenommen (vgl. PETERSEN et al. 2003 und Abb. 16)

Die pH-Werte variieren geringfügig ja nach Untersuchungsgebiet. Für binnenländische Standorte in Schleswig-Holstein und Dänemark gibt FRAHM (1972) einen pH von 4 an und auch in Mecklenburg-Vorpommern liegt der Wert zwischen 3,5 und 4,5 (BERG 1985), so dass die vorgeschlagene Reaktionszahl von 1 als durchaus gerechtfertigt erscheint. Entsprechende Messwerte gibt BIERMANN (1996) an der Küste jedoch lediglich für Dominanzbestände von *Campylopus introflexus* an, in Bereichen mit geringerer Deckung des Kaktusmooses sind die Sandböden in der Regel etwas basischer (BIERMANN 1999). In konsolidierten Bereichen auf den Küsten- und Binnendünen der Niederlande kommt die Art auf Böden mit einem pH zwischen 4 und 6 vor (VAN DER MEULEN et al. 1987), HOBBOHM (1993) gibt für Norderney sogar Werte bis 8,2 an.

Dies kann nach eigenen Messungen nicht bestätigt werden. Die höchsten pH-Werte, die auf Norderney innerhalb des Verbreitungsareals von *Campylopus introflexus* gemessen wurden, liegen bei 6,4 (dest. Wasser) und 5,5 (KCl-Lösung). Der Mittelwert sämtlicher beprobter Aufnahmestellen auf den Ostfriesischen Inseln ergab einen pH-Wert von 5,3 bzw. 3,9. Die Unterschiede zwischen Dominanzbeständen und Bereichen mit geringerer Deckung sind eher gering (vgl. HAHN 2001).

Weitere Untersuchungen zur Ökologie des Kaktusmooses wurden von MOORE & SCOTT (1979) in Australien durchgeführt. Durch Labor- und Feldexperimente konnten die Autoren zeigen, dass die Art relativ salztolerant ist, wohingegen eine Bedeckung mit Sand schon bei der geringen Höhe von 0,5 cm zum Absterben von über 60 % der untersuchten Populationen geführt hat. Das ausgeprägte Überlappen der Phylloide führt in trockenem Zustand der Pflanzen zu einem starken Zusammenhalt der einzelnen Individuen. Aufgrund der nur sehr spärlich vorhandenen Rhizoide, die mehr der Adsorption als der Kohäsion am Substrat dienen, und einer geringen Inkorporation von Sand in das Gefüge der einzelnen Pflänzchen ist die aufzuwendende Reißkraft beim Lösen von der Bodenoberfläche im Vergleich zu anderen Moosen eher gering. Darüber hinaus wurde von MOORE & SCOTT (1979) das Wuchsverhalten verschiedener Bryophyten untersucht und sie konnten zeigen, dass *Campylopus introflexus* mit einem Längenzuwachs von etwa 6 mm in 10 Wochen den weitaus größten Wert von allen untersuchten Arten erzielt. Die Wuchsdichte innerhalb der einzelnen Moospolster ist mit 35 Stämmchen pro Quadratzentimeter ebenfalls sehr hoch.

5.1.1.5. Ausbreitung

Durch dieses Wuchsverhalten ist *Campylopus introflexus* in der Lage, bei einer Deckung von häufig fast 100 % bis zu 10 cm dicke Moospolster zu bilden (s. Abb. 68, S. 149), die große, zusammenhängende und häufig monoton erscheinende Dominanzbestände aufbauen (VAN DER MEULEN et al. 1987, WESTHOFF 1994, BIERMANN & DANIËLS 1995, POTT 1995b). Anhand einer Dauerfläche im Rheinischen Braunkohlerevier bei Bergheim/Erft konnte VON HÜBSCHMANN (1975, 1985) die massive Ausbreitung des Kaktusmooses belegen. Nachdem die Art vermutlich um 1970 in das Gebiet eingewandert ist, hat sich der Neophyt dort insbesondere in den Jahren 1981-1983 derart vermehrt, „dass die Bestände auf mehreren hundert Quadratmetern nahezu lückenlos waren“. Auch aus den Niederlanden liegt eine Reihe von Untersuchungen zur Ausbreitungsdynamik von *Campylopus introflexus* vor (BIERMANN & DANIËLS 1997, 2001, DANIËLS et al. 1993, DANIËLS & KRÜGER 1996). Die wichtigsten Ergebnisse der Auswertung von Dauerquadraten aus dem Bereich des Oud Reemster-Zand im Nationalpark Hoge Veluwe und dem Kootwijkerzand (Gelderland) sind nachfolgend aufgeführt.

Die Ausbreitung von *Campylopus introflexus* kann unter günstigen Bedingungen nahezu exponentiell verlaufen (vgl. Abb. 15). So konnte das Kaktusmoos in einer Dauerfläche des Oud Reemster-Zand im Jahr 1981 mit gerade einmal 0,1 % Deckung festgestellt werden, sechs Jahre später waren 8 % der Fläche, 1991 schon etwa die Hälfte und 1994 fast 93 % mit dem Moos bedeckt (BIERMANN & DANIËLS 1997). Die Ausbreitungsdynamik kann allerdings an relativ ähnlichen Standorten sehr unterschiedlich sein. Im Kootwijkerzand konnte neben einer langsamen, kontinuierlichen Zunahme von 1982 bis 1994 auch eine Stagnation der Populationsentwicklung festgestellt werden, der eine massiven Ausbreitung ab den 90er Jahren folgte, in einigen Dauerflächen ist aber auch ein Rückgang der Art beobachtet worden (DANIËLS & KRÜGER 1996).



Abb. 15: Ausbreitungsstadien von *Campylopus introflexus*.

Insbesondere durch die Einwanderung von *Calluna vulgaris* kann bei gleichzeitiger Zunahme der Abundanz anderer Moose wie *Dicranum scoparium* oder *Pohlia nutans* ein Rückgang der Bestände von *Campylopus introflexus* eintreten (DANIËLS et al. 1993). Die

Keimungsrate der Besenheide ist jedoch nach EQUIHUA & USHER (1993) in den Dominanzbeständen des Kaktusmooses stark reduziert, da die Samen zu tief in das Moospolster einsinken und dadurch zu wenig Licht bekommen. *Campylopus introflexus* wird in der Regel zunächst in vergleichsweise offenen Vegetationseinheiten (co-)dominant. Hierzu zählen nach BIERMANN & DANIËLS (1995, 2001) vor allem verschiedenen Flechtensynusien (*Cladonia glauca*-Synusie mit *Trapeliopsis granulosa* und *Festuca ovina*-*Cladonia portentosa*-Gesellschaft). Aufgrund länger anhaltender Dürre im Sommer oder trocken-kalter Winter kann es zur Schädigung der subozeanischen Art *Festuca ovina* und in der Folge zu einem veränderten Mikroklima kommen, so dass sich auch *Cladonia portentosa*, die auf den Schatten des Horstgrases angewiesen ist, nicht mehr am Standort halten kann (BIERMANN & DANIËLS 1997, 2001). Dadurch entstehen Freiräume, die relativ schnell von *Campylopus introflexus* erobert werden.

Die wichtigsten Veränderungen bei zunehmender Dominanz des Kaktusmooses sind nach BIERMANN & DANIËLS (1995) ein Absinken der durchschnittlichen Artenzahl (α -Diversität) sowie eine geringere Evenness. Dieser von HAEUPLER (1982) vorgeschlagene Diversitätsindex berücksichtigt als Maß für die Dominanzstruktur der vorhandenen Arten neben der Gesamtartenzahl auch deren Deckungsgrad bzw. die Artmächtigkeit. Bei Untersuchungen im Kootwijkerzand stellten DANIËLS et al. (1993) eine kontinuierliche Abnahme der Deckung anderer Arten fest sowie eine Reduzierung der Artenanzahl bei Ausbildung von Dominanzbeständen um durchschnittlich 40 %. Dies deckt sich sehr gut mit den Ergebnissen vorliegender Arbeit (vgl. Kap 6.1).

Nach BIERMANN & DANIËLS (1995) zeigen *Dicranum scoparium*, *Polytrichum piliferum* sowie *Polytrichum juniperinum* eine ähnliche Wuchsform und besetzen in etwa die gleiche ökologische Nische wie *Campylopus introflexus*, sie sind dem Neophyten jedoch in der direkten Konkurrenz um Raum unterlegen. Die Verdrängung der Phanerogamen in den Dominanzbeständen des Kaktusmooses ist nach Meinung der Autoren sowohl auf die negative Beeinflussung des Wasserregimes aufgrund nahezu vollständiger Interzeption des Niederschlagswassers durch die Moospolster als auch auf die Verhinderung der Nährstoffmobilisierung durch äolische Sandumlagerung zurückzuführen. Weiterhin spielt die direkte Konkurrenz der Arten bei der Etablierung in freien Flächen eine wichtige Rolle.

Campylopus introflexus besitzt neben einer starken generativen Vermehrung über Sporen auch eine enorme vegetative Ausbreitungsfähigkeit (POTT 1995a). Nach BIERMANN (1996, 1999) wird bei einer geringen Gesamthöhe der Moospflänzchen (bis 3 mm) eine hohe Anzahl an Sprossspitzen produziert, die leicht Abbrechen und durch den Wind verweht werden können und somit ein wichtiges Mittel vegetativer Ausbreitung darstellen. Sporogone werden kaum gebildet. Erst ab einer Höhe von 6 mm nimmt die Zahl der Sporogone deutlich zu und die der Sprossspitzen dafür ab. Somit kann *Campylopus introflexus* bei der Besiedlung neuer Standorte offene Lücken schnell durch vegetative Vermehrung schließen, um dann nach erfolgreicher Etablierung einen höheren Aufwand in die generative Vermehrung zu investieren.

5.1.1.6. Die Situation im Untersuchungsgebiet

Auf den Ostfriesischen Inseln wird die Verbreitung des Kaktusmooses besonders durch Trittbelastung, das Scharren von Kaninchen oder Vögeln sowie durch den Wind stark gefördert (VAN DER MEULEN 1987, PETERS 1996, BIERMANN 1999). Bei Trockenheit bilden sich in den Moosteppichen von *Campylopus introflexus*-Dominanzbeständen polygonartige Risse aus,

durch welche die geschlossenen Polster in einzelne Bruchstücke fragmentiert werden. Nach EQUIHUA & USHER (1993) reicht aufgrund der geringen Bodenhaftung der Moosdecke ab einer bestimmten Dicke allein die Zugkraft des Windes oder die des ablaufenden Wassers aus, um das Moos vom Boden abzulösen. Häufiger werden diese kleinen, über Jahre hinweg lebensfähigen Moosblöcke jedoch durch Tiere aufgewühlt, anschließend mit dem Wind ausgebreitet und dienen so an anderen Standorten als Initialen für neue Bestände (POTT 1995b, HAHN 2001). Die betroffenen Flächen bieten dem Betrachter zumeist ein Bild der Verwüstung (s. Abb. 16). Die aufgeworfenen Moospolster-Fragmente überdecken die nur noch spärlich vorhandene krautige Vegetation, so dass diese bis auf vereinzelt Individuen weniger Pflanzenarten eingeht. Wenn aus den vegetationslosen Bereichen durch Wind oder Wühltätigkeit von Kaninchen dann noch Sand auf benachbarte, intakte Moosteppiche gelangt, stirbt *Campylopus introflexus* ab und bildet dabei eine sehr harte und stabile Kruste über dem Sandboden, die eine erneute Etablierung von Pflanzen massiv erschwert (vgl. Abb. 68c, S. 149).

Nach FROMKE (1997) ist die großflächige Verbreitung des Kaktusmooses auf den Ostfriesischen Inseln unmittelbar von der Aktivität der Kaninchen abhängig. Die ersten Kaninchenpopulationen wurden vermutlich zu Jagdzwecken 1530 auf Juist ausgesetzt und auf Baltrum sowie Norderney im Jahre 1652 (PETERS & POTT 1999). Heute sind die Tiere auf Borkum, Juist, Norderney und Baltrum vorhanden und vermehren sich aufgrund der optimalen Bedingungen hinsichtlich der Anlage ihrer Wohnbauten, der milden Winter und der geringen Anzahl von Prädatoren sehr stark, obwohl durch das Myxomatose-Virus immer wieder erhebliche Bestandseinbußen zu verzeichnen sind.



Abb. 16: Aufgewühlte *Campylopus introflexus*-Bestände im Wechsel mit Beständen des *Hieracio-Empetretum* auf Spiekeroog.

Neben der Verbreitung von *Campylopus introflexus* durch die Wühltätigkeit der Kaninchen spielt insbesondere der intensive Verbiss durch die meist viel zu großen Populationen eine wichtige Rolle für die starke Expansion des Mooses. In verschiedenen Felduntersuchungen (ZEEVALKING 1977, KIFFE 1989, FROMKE 1997) wurde das Fraßverhalten von *Oryctogalus cuniculus* untersucht, und es zeigte sich, dass der Artenreichtum an auffällig blühenden

Phanerogamen drastisch gesenkt wird und nur einige stachelbewehrte, verholzte Pflanzen, ruderales Arten sowie konkurrenzschwache Kryptogamen durch starke Kaninchenbeweidung verbesserte Wachstumsmöglichkeiten besitzen. Im Bereich dichter *Campylopus*-Teppiche werden andere Pflanzen bis auf die Oberfläche der Moospolster verbissen, wodurch diese stark an Vitalität einbüßen und bei länger anhaltender Beweidung absterben. Auf diesem Wege wird die Verdrängung auch ausdauernder Arten durch das Kaktusmoos ermöglicht und beschleunigt (vgl. VAN DER MEULEN et al. 1987), zumal die Konkurrenzkraft von *Campylopus introflexus* als photophiler, trockenresistenter Art durch die stärkere Insulation und das extremere Mikroklima nach dem Verschwinden beschattender höherer Pflanzen zunimmt. Weiterhin wird das Kaktusmoos möglicherweise auch durch aerosole Stickstoffdeposition gefördert (POTT & HÜPPE 1991), ein Eutrophierungseinfluss wird von ELLENBERG (1992) jedoch angezweifelt. SCHAMINEE et al. (1996) nehmen zusätzlich eine positive Beeinflussung des Mooswachstums durch sauren Niederschlag an.

Campylopus introflexus ist im gesamten Küstenbereich der Nordsee verbreitet, besitzt jedoch einen eindeutigen Verbreitungsschwerpunkt auf den West-, Ost- und Nordfriesischen Inseln (BIERMANN 1999). Dominanzbestände treten fast ausschließlich hier auf, nach KOWARIK (2003a) sind aus dem binnenländischen Sandtrockenrasen entsprechende großflächige Vorkommen nicht bekannt. Nach WESTHOFF & VAN OOSTEN (1991) und BIERMANN & DANIËLS (1995) breitet sich das Kaktusmoos auf den Ost- und Westfriesischen Inseln insbesondere im *Violo-Corynephorum canescentis* aus, auf dem Festland ist das *Spergulo vernalis-Corynephorum canescentis* am stärksten betroffen.



Abb. 17: Von Kaninchen verbissener Trockenrasen östlich Domäne Tünnbak auf Norderney. Das Detailbild zeigt den deutlichen Unterschied der Vegetationsdecke als Ergebnis eines Einzäunungsexperiments.

5.1.1.7. Bekämpfung

Eine Bekämpfung des Kaktusmooses ist nach KOWARIK (2003a) aussichtslos. Durch den Versuch einer mechanischen Entfernung der Moospolster würden neue offene Stellen entstehen, die dem konkurrenzstarken Neophyten erneut die Möglichkeit zu einer Invasion bieten. Für

Inseln wie Juist und Wangerooge, auf denen bisher nur kleine, recht isolierte Vorkommen von *Campylopus introflexus* existieren, könnte jedoch das Absammeln der Moospolster zumindest eine massive Expansion einschränken. Sehr kleine Bereiche könnten auch durch dichte Polster von anderen Moosen wie *Dicranum scoparium* oder *Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum* überdeckt und ausgedunkelt werden. Nach VAN DER MEULEN et al. (1987) könnte möglicherweise durch das Zulassen von Ausblasungsstellen der äolische Eintrag kalkreicher, humusarmer Sande gefördert und somit einer weiteren Invasion auf natürliche Art und Weise entgegengewirkt werden (vgl. Kap.6.1). So lange jedoch weiterhin keine effektiven Gegenmaßnahmen zur Eindämmung des Kaktusmooses bekannt sind, gilt die Aussage von WESTHOFF (1994) heute noch stärker als damals: „The introduced neophyte *Campylopus introflexus* is becoming a pest“.

5.1.2 *Rosa rugosa* THUNB., Rosaceae

Sektion Cinnamomae

Wohl kein Neophyt wird von unterschiedlichen Personengruppen so kontrovers betrachtet wie die Kartoffelrose. Während der Natur- und Küstenschutz der massiven Expansion und räumlich weiten Verbreitung der Art sehr kritisch gegenüberstehen und sich mehrheitlich für eine Eindämmung aussprechen (s.u.), stoßen entsprechende Maßnahmen bei der Bevölkerung auf Unverständnis (vgl. KOWARIK & SCHEPKER 1997). Für die Touristen auf den Ostfriesischen Inseln gehören die leuchtend violettroten oder weißen Blüten sowie der intensive Duft fest zum Urlaub an der See und wohl keiner unter ihnen kommt auf den Gedanken, dass die Art ursprünglich nicht den Inselfloren angehört hat.

5.1.2.1. Verbreitung

Das natürliche Verbreitungsgebiet von *Rosa rugosa* umfasst die temperierten Küstengebiete des Nordpazifiks von Kamtschatka über die Kurilen und Sachalin bis nach Japan sowie auf dem Kontinent die Regionen von der Mandschurei und Korea im Norden bis hinunter nach Nordostchina (JESSEN 1958, PEDERSEN 1965, HENKER 2000, CHRISTENSEN & JOHNSON 2001) (s. Abb. 18). Innerhalb Japans ist die Art nach OHWI (1984) auf Hokkaido und Honshu verbreitet, wobei die Südgrenze auf der pazifischen Seite nördlich von Kanto, auf der Japanischen Seeseite im Bereich des San'in Distriktes liegt. Als Habitat werden insbesondere sandige Strandufer aber auch Wiesenränder in der Nähe von Flussmündungen genannt (JESSEN 1958, PEDERSEN 1965).

Rosa rugosa ist die einzige neophytische Art, von der umfangreichere pflanzensoziologische Untersuchungen aus dem Heimatareal vorliegen. Anhand der von Reinhold Tüxen anlässlich einer Exkursion in Japan gesammelten Daten unterscheiden OHBA et al. (1973) insgesamt fünf verschiedene Assoziationen sowie eine Initialphase, die zusammen in den neu beschriebenen Verband Rosion rugosae all. nov. Ohba, Miyawaki et R. Tx. 1973 eingegliedert werden. Dieser wird der monotypischen Rosetalia rugosae ordo novo Ohba, Miyawaki et R. Tx. 1973 bzw. der Rosetia multiflorae cl. nova Ohba, Miyawaki et R. Tx. 1973 unterstellt. In dieser Klasse werden die sommergrünen japanischen Strauch- und Waldmantel-Gesellschaften zusammengefasst. Die gesamten folgenden Ausführungen beziehen sich auf die Arbeit von OHBA et al. (1973).

Rosa rugosa dringt zusammen mit einer Reihe niedriger, windharter, in Bezug auf die Wärme anspruchsloser Sträucher im Norden Japans in die älteren Dünenrasen des Caricion

kobomugi ein und baut dabei Gebüschformationen auf, die stark an Gesellschaften des europäischen *Salicion arenariae* Tx. 1952 erinnern, jedoch wesentlich artenreicher sind. Besonders häufige Spezies sind *Solidago virgaurea*, *Calystegia soldanella*, *Galium verum* var. *trachycarpum* sowie *Dianthus superbis* var. *longicalycius*, also Arten bzw. Gattungen, die auch für die europäischen Dünenökosysteme typisch sind.



Abb. 18: Ursprüngliche Verbreitungsareale von *Rosa rugosa* und *Fallopia japonica*.

An den Dünenküsten des nördlichen Honshu tritt stellenweise dominant zu den vorherrschenden *Rosa rugosa*-Gebüschern *Juniperus conferta* hinzu. Zusammen bauen die beiden Arten ein 10-60 cm hohes Strauchwerk auf, das als *Roso-Juniperetum confertae* (Saito, Yoshioka et Ishizuka 1965) nom. nov. Ohba, Miyawaki et R. Tx. 1973 gefasst wird und mit den *Juniperus communis*-reichen Kriechweidengebüschern in Westjütland vergleichbar ist. Das sehr homogen aufgebaute *Eleagno umbellatae-Rosetum rugosae* nom nov. Ohba, Miyawaki et R. Tx. 1973 tritt ebenfalls an der Westküste des nördlichen Honshu auf und ist durch eine Reihe anderer Gehölzarten sowie einen höheren Wuchs gekennzeichnet. An der Westküste Hokkaidos sind die Gebüsch der Kartoffelrose regelmäßig mit *Vitis coignetiae* und *Carex pumila* durchsetzt, es treten aber auch viele europäisch verbreitete Arten wie *Poa pratensis*, *Calamagrostis epigejos* oder *Dactylis glomerata* auf. Entsprechende Bestände werden von OHBA et al. (1973) der *Vitis coignetiae-Rosa rugosa*-Assoziation (Tsuji et Yamori 1965) nom. nov. Ohba, Miyawaki et R. Tx. 1973 zugeordnet. An den kältesten Küstenabschnitten im nördlichen Hokkaido ist das *Potentillae fragarioidis-Rosetum rugosae* ass. nov. prov. ausgebildet, welches insbesondere durch die Dominanz von *Rosa rugosa* sowie das höchste Auftreten von *Rubus parviflorus* gekennzeichnet ist. Durch das Hinzutreten von *Malus baccata* var. *mandshurica* in ältere Sukzessionsstadien lockern sich die Bestände etwas auf, so dass sich auch andere Kleinsträucher und Lianen etablieren können. Diese etwa 3-4 m hohen Gebüsch sind ebenfalls im Binnenland an Waldrändern ausgebildet. Die meisten japanischen Bestände der Kartoffelrose können jedoch der *Rosa rugosa*-Initialphase zugeordnet werden, in der die Art

als einziger Phanerophyt dominant vorhanden ist und von Arten der Dünenrasen des Caricion kobomugi begleitet wird.

Auf den Ostfriesischen Inseln integriert sich *Rosa rugosa* nicht in die lokalen Pflanzengesellschaften, sondern strukturiert diese durch die Ausbildung von Dominanzbeständen zu einer eigenen Gesellschaft um (vgl. ISERMANN 2003). Hiervon sind nach WEBER (1999) insbesondere die Vegetationseinheiten der Salicetea arenariae betroffen. Auch in den Niederlanden tritt die Art im potenziellen Wuchsbereich des *Hippophao-Ligustretum* auf, welches das atlantische Pendant zu dem auf den Ostfriesischen Inseln verbreiteten *Hippophao-Sambucetum* darstellt (WESTHOFF & VAN OOSTEN 1991). Eine detailliertere Betrachtung der Vergesellschaftung von *Rosa rugosa* findet im Kap. 5.4.2.2 statt.

5.1.2.2. Einwanderungsgeschichte in Europa

Über den Zeitpunkt der ersten Einfuhr von *Rosa rugosa* nach Europa herrscht eine gewisse Uneinigkeit vor. Während nach GOEZE (1916) und HENKER (2000) die Einschleppung erst im Jahr 1860 stattgefunden haben soll, geht KOWARIK (1995a) jedoch schon von einem Auftreten der Art in Brandenburg um 1841 aus, wohingegen MANG (1985) für Europa das Jahr 1830 angibt. Nach CHRISTENSEN & JOHNSON (2001) wurde die Kartoffelrose sogar schon in der zweiten Hälfte des 18. Jahrhunderts nach Europa gebracht. In Dänemark wird *Rosa rugosa* nach PEDERSEN (1965) erstmals 1845 aus den forstbotanischen Anlagen in Charlottenlund erwähnt, eine größere Verbreitung hat die Art hier jedoch erst im 20. Jahrhundert (besonders in der zweiten Hälfte) durch die Anpflanzung in Sommerhausgebieten erfahren. Mittlerweile wird die Kartoffelrose für Finnland (ERKAMO 1948) und Norwegen (RUI 1963), Dänemark, Deutschland und die Niederlande (WEEDA 1985) sowie die Britischen Inseln und Frankreich als naturalisiert angegeben (PEDERSEN 1965), wobei sich die Art nach KOWARIK (2003a) stärker in den Küstenbereichen als im Binnenland ausbreitet, dort treten agriophytische Bestände nur vereinzelt auf. Auch aus dem Nordosten der USA sind verwilderte und stellenweise eingebürgerte Bestände bekannt (HENKER 2000).

Die verschiedenen Zeitangaben lassen sich zum Teil dadurch erklären, dass unterschiedliche ostasiatische Ausgangssippen nach Europa importiert worden sind. So wurden früher bei *Rosa rugosa* zwei Unterarten bzw. Varietäten unterschieden, *ferox* mit stark runzeligen Blättern, aufrechten Scheinfrüchten und nur wenigen kurzen Ausläufern mit einem Verbreitungsschwerpunkt an Steil- und Felsenküsten sowie *thunbergia* mit langen Ausläufern, schwach runzeligen Blättern und hängenden Scheinfrüchten an eher sandigen Küsten, die den Beständen auf den Ostfriesischen Inseln am nächsten kommt (MANG 1985). Diese Unterscheidung ist nach OHWI (1984) jedoch nicht mehr zulässig. Weiterhin wurden zwei Hybride eingeführt, die *Rosa x iwara* SIEB., ein Bastard von *Rosa multiflora* und *Rosa rugosa* ebenfalls aus den japanischen Küstendünen, sowie die taxonomisch umstrittene *Rosa kamschatica* VENT. Diese zunächst als selbständige Art beschriebene Rose wurde von MANG (1985) als Hybride von *Rosa rugosa* und *Rosa acicularis* angesehen, einer circumpolar in Küstendünen und Flussalluvionen verbreiteten Rosenart. Heute gilt *Rosa kamschatica* jedoch als Bastard der Kartoffelrose mit *Rosa davurica* (HENKER 2000).

Aufgrund von helleren und auffällig verlängerten Blättchen sowie geringerer Behaarung an der Blattunterseiten werden die an den europäischen Küsten eingebürgerten Rosen von einigen Autoren auch unter dem Namen *Rosa „Hollandica“* geführt. Darüber hinaus wurde *Rosa rugosa* in Europa sehr häufig künstlich mit Wildrosen und Kulturformen hybridisiert (PEDERSEN 1965, VERRIER 1991). Schon FOCKE (1897) weist darauf hin, dass sich die Art hervorragend für

Kreuzungsversuche eignet, da ihre Blüten durch Pollen vieler fremder Arten leichter als durch eigene Pollen bestäubt werden und die Früchte schnell und sicher auskeimen. Von EIGNER (1998) wurde auf der Geltinger Birk in Schleswig-Holstein auch die spontane Hybridisierung mit der sehr seltenen *Rosa mollis* beobachtet. Zu den wichtigsten europäischen Hybriden zählen nach MANG (1985) *Rosa x paulii* REHDER (aus *R. rugosa* und *R. arvensis*) sowie *Rosa x rubrosa* PRESTON (aus *R. rugosa* und *R. glauca*). Nach HENKER (2000) gehört *Rosa rugosa* zu den wichtigsten Kulturrosen der Gegenwart.

In Bezug auf die Schnelligkeit des Einbürgerungsprozesses bestehen regional deutliche Unterschiede. Während in Dänemark die ersten verwilderten Bestände kurz vor dem Ende des 19. Jahrhunderts, etwa 50 Jahre nach der Einfuhr entdeckt wurden (PEDERSEN 1965), gibt KOWARIK (1995a) für die binnenländischen Gebiete von Brandenburg das Jahr 1960 als den Zeitpunkt erster spontaner Vorkommen an, woraus sich ein time-lag von 119 Jahren ergibt. Dies hängt direkt mit der Einführungsgeschichte und den Ausbreitungsvektoren der Kartoffelrose zusammen.

Rosa rugosa wurde als winterharter, wind- und salztoleranter Zierstrauch in Europa angepflanzt und aufgrund der Vitamin-C-reichen, viel Fruchtfleisch besitzenden Hagebutten, die zur Herstellung von Kompott, Marmelade und Suppen genutzt wurden, geschätzt und in der Verbreitung gefördert (LEEGE 1937, KOWARIK 2003a). Im Bereich der Nord- und Ostsee wurde die Art darüber hinaus häufig im Zuge von Küstenschutzmaßnahmen zur Stabilisierung der Dünen und an exponierten Stellen auch als Windschutz angepflanzt (PEDERSEN 1965, EIGNER 1998, ISERMANN 2003). Speziell auf den Ostfriesischen Inseln wurden Pflanzungen von *Rosa rugosa* auch zur Lenkung von Besucherströmen (vgl. JANOWSKY 1996) und zur Überdeckung alter Bunkerreste (Borkum, Wangerooge) verwendet (vgl. KOPPE 1969). Die Erfolge des Einsatzes im Küstenschutz sind jedoch äußerst zweifelhaft, da die Art zwar sehr effektiv den lockeren Sand durchwurzelt, bei stärkerer Erosion diesen aber nicht halten kann (s. Abb. 19). Damit wäre die Anpflanzung einheimischer Arten wie *Rosa pimpinellifolia* mindestens ebenso effektiv und aus Sicht des Naturschutzes auch sinnvoller (vgl. EIGNER 1992).



Abb. 19: Erosionskante mit *Rosa rugosa* am Ostende von Wangerooge.

5.1.2.3. Ausbreitung

In Dänemark wurde die Kartoffelrose insbesondere in den Sommerhaussiedlungen ausgebracht. Während die Art im Binnenland wesentlich seltener und dann meist in kultivierten oder stark anthropogen beeinflussten Bereichen anzutreffen ist, befinden sich die Anpflanzungen an der Küste sehr häufig an (halb-)natürlichen Standorten. Wenn sich *Rosa rugosa* erst einmal etabliert hat, so breitet sie sich massiv über Ausläufer bis zu 1 m pro Jahr in die angrenzenden Bereiche hinein aus, wobei eine Verjüngung der Bestände über Keimlinge nur selten auftritt (KOWARIK & SCHEPKER 1997, CHRISTENSEN & JOHNSON 2001). Die Art besitzt eine sehr hohe Regenerationsfähigkeit und verträgt hervorragend Übersandung, da nach KOWARIK (2003a) nicht nur die Ausläufer, sondern auch die Sprosse die Fähigkeit zur Bildung von Adventivwurzeln besitzen.

Von diesen primären Anpflanzungen heraus wird *Rosa rugosa* endozoochor mit Vögeln (z.B. Silbermöwen, Krähen, Drosseln) ausgebreitet (LEEGER 1937, LOHMEYER & SUKOPP 1992, WEBER 1999). Vor allem an der Ostseeküste spielt daneben auch noch ein weiterer Ausbreitungsvektor eine wesentliche Rolle. ERKAMO (1948), JESSEN (1958) und RUI (1963) berichten von einer Häufung neuer Fundstellen der Art an Sand- und Steinstränden direkt im oberen Eulitoral im Bereich des äußersten Hochwassers, an Standorten, die weit von den nächsten kultivierten Vorkommen entfernt sind und sich zum Teil sogar auf kleinen, unbewohnten Inseln befinden. Durch Geländeuntersuchungen konnte JESSEN (1958) zeigen, dass *Rosa rugosa* in der Nähe von Ferienhaussiedlungen häufig mit Gartenschnitt an den Strand geworfen wird oder auch nach Unterspülung und Erosion von mit Kartoffelrosen bewachsenen Steilküsten zur Wasserkante hin abrutscht. Die Wurzelaufläufer werden dann mit dem Meerwasser entlang der Küste oder auf vorgelagerte Inseln hinaus verdriftet und können so neue Habitate erobern (s.a. HENKER 2000), dabei nimmt die Art durch das Meerwasser keinen Schaden. Nach JESSEN (1958) sind die Früchte in Wasser mit einem Salzgehalt von 2,4 Prozent bis zu 42 Wochen schwimmfähig. Dies liegt insbesondere daran, dass zwischen der Innenseite der Frucht und den behaarten Samen Luft eingeschlossen ist. Die einzelnen Samen besitzen ein Luftgewebe in der Samenhaut, welches sie befähigt, ebenfalls bis zu 6 Wochen auf dem Wasser zu schwimmen. Trotz längerer Aufenthaltsdauer im Meerwasser zeigten die Samen immer noch eine hohe Keimfähigkeit. Diese unter den europäischen Rosenarten einmalige Anpassung an eine hydrochore Ausbreitung ermöglichen es *Rosa rugosa* zusammen mit der endozoochoren Ornithochorie, sehr effektiv die Küstenregionen Mitteleuropas zu besiedeln.

Die Massenausbreitung von *Rosa rugosa* ist nach WEBER (1999) eine neuere Erscheinung, erste Hinweise stammen von LOHMEYER (1976), der die Kartoffelrose für die Insel Læsø im Kattegat als unausrottbar bezeichnet und eine Umwandlung der Strandhafer-Dünen in Strauchdünen postuliert. RAABE (1978) bezeichnet *Rosa rugosa* als ernste Gefahr für die Dünen und Strandwälle der Nord- und Ostsee in Schleswig-Holstein, da sie sich immer weiter ausbreitet und zu dichtem Gestrüch auswuchert. Fünf Jahre später stellt RAABE (1983) fest, dass alle Dünentäler, Graudünen und Strandwälle in Schleswig-Holstein auf dem besten Weg sind, von *Rosa rugosa*-Gestrüppen überwachsen zu werden. Nach EIGNER (1992) und CHRISTENSEN & JOHNSON (2001) stellt die Art fast überall entlang der dänischen und deutschen Küste eine ernsthafte Bedrohung der natürlichen, offenen Dünenökosysteme dar und HENKER (2000) konstatiert, dass der Anbau von *Rosa rugosa* im unmittelbaren Küstenbereich von Deutschland und Dänemark schon jetzt zu erheblichen ökologischen Schäden geführt hat. WEBER (1999, 2003) geht sogar davon aus, dass die Hauptmasse der natürlichen Dünen-Gebüsche der Nordseeinseln inzwischen durch Bestände der Kartoffelrose verdrängt worden

sind, indem die Art andere Gehölze überwuchert oder als Bestandteil früher Sukzessionsstadien erst gar kein Gehölzwachstum aufkommen lässt.

Auch in den artenreichen, durch Gräser und Kräuter dominierten Dünenrockenrasen nimmt die Diversität höherer Arten deutlich mit zunehmender Deckung von *Rosa rugosa* ab (ISERMANN 2003). Bei der niedrigwüchsigen Küstenheide zeigt sich in etwa ab 30-40 % Deckung der Kartoffelrose eine signifikante Reduktion der Artenzahlen. In vielen Bereichen ist die Ausbildung dichter, lichtarmer, etwa 1-1,5 m hoher, fast schon einartiger Bestände zu beobachten (HENKER 2000, WEBER 2003). Von der Verdrängung sind auch Arten der Roten Liste wie *Eryngium maritimum* und *Phleum arenarium* betroffen (EIGNER 1992). Die von TÜRK (1995) und EIGNER (1998) auf Sylt beobachtete intensive Verdrängung von *Rosa pimpinellifolia* durch die Kartoffelrose kann in diesem Ausmaß von den Ostfriesischen Inseln nicht bestätigt werden, da nur wenige Standorte gefunden wurden, an denen die beiden Arten in direkter Konkurrenz standen (vgl. JANOWSKY 1996, PETERS & POTT 1999).

5.1.2.4. Die Situation im Untersuchungsgebiet

Die Kartoffelrose wurde 1907 erstmals auf Juist von O. Leege angepflanzt, kurz danach auch auf der Insel Memmert, um das Eindringen unbefugter Personen zu verhindern (LEEGER 1937). TÜXEN & BÖCKELMANN (1957) berichten, dass die Art auf Scharhörn im Zuge der Besetzung durch die Wehrmacht in mehreren Exemplaren angepflanzt wurde. Dies dürfte zumindest auch für Borkum, Norderney und Wangerooge gelten, da diese Inseln im Zweiten Weltkrieg von der Wehrmacht systematisch zu Seefestungen ausgebaut wurden. Ansonsten ist zu dieser Zeit über die Ausbreitung von *Rosa rugosa* im Bereich der Ostfriesischen Inseln nur wenig bekannt. VAN DIEKEN (1970) erwähnt lediglich, dass die Art dort auch gelegentlich angepflanzt wird. KOPPE (1969) gibt die Kartoffelrose für Borkum an, wo die Pflanze dichte Dickichte häufig im Bereich ehemaliger Bunker ausbildet und sich stark vegetativ ausbreitet. Zwei Jahre später berichtet KOPPE (1971) von großen, sich stark ausbreitenden Populationen von *Rosa rugosa* in *Hippophaë rhamnoides*-Beständen auf den Dünenhängen von Langeoog. Mit Ausnahme von Baltrum konnte H. Kuhbier die neophytische Rose 1977 auf allen Ostfriesischen Inseln nachweisen (PRINS et al. 1983), aber auch auf Baltrum ist die Art mittlerweile weit verbreitet. Die Angaben von BRÖRING et al. (1993), nach denen die Kartoffelrose auf Borkum und Norderney schon von EILKER (1884) nachgewiesen wurde, sind schlichtweg falsch und gelten für *Rosa canina*.

5.1.2.5. Bekämpfung

Auf vielen Ostfriesischen Inseln hat sich *Rosa rugosa* durch ihre rasche Ausbreitung zu einer äußerst problematischen Art entwickelt. Schon WEBER (1999) weist darauf hin, dass z.B. auf Wangerooge 90 % der natürlichen Dünengebüsche mit der Kartoffelrose durchsetzt sind. Dies legt die Frage nach Bekämpfungsmaßnahmen nahe. Durch Feldexperimente konnte EIGNER (1992) zeigen, dass mehrmaliges Schneiden oder Mähen im Jahr zu einer deutlichen Abnahme der Vitalität von *Rosa rugosa* führt und anderen Pflanzenarten eine erneute Etablierung ermöglicht. Entsprechende Eingriffe müssen aufgrund der hohen Regenerationsfähigkeit der Art jedoch über viele Jahre hinweg durchgeführt werden, um ein endgültiges Verdrängen zu gewährleisten. Auch durch das Ausgraben der Rose konnte ein Wiedereinwandern anderer Taxa beobachtet werden, dies jedoch würde auf den Ostfriesischen Inseln zur Mobilisierung ganzer Dünenketten führen und ist daher unpraktikabel. Die Schafbeweidung, die nach KOWARIK (2003a) gute Ergebnisse erzielt hat, ist wegen der hohen

Trittbelastung und der Eutrophierung der nährstoffarmen Dünenareale ebenso wenig durchführbar wie die Arbeit mit größeren Maschinen oder der Einsatz von Herbiziden (PETERS & POTT 1999). Die Autoren weisen darüber hinaus auf die Problematik hin, dass selbst bei einer erfolgreichen Bekämpfung von *Rosa rugosa* durch die hohe Präsenz der Art in den Gärten der Insulaner immer wieder Verwilderungsmöglichkeiten gegeben sind.

Als erste Maßnahme wäre es wichtig, einen allgemeinen Verzicht auf Neuanpflanzungen von *Rosa rugosa* zu verwirklichen. Dies klingt leichter, als es ist, da die Art bei vielen Insulaner und Touristen sehr beliebt ist und dementsprechend auch wenig Verständnis für eine Einschränkung der Verbreitung besteht. In einem zweiten Schritt müssten sich Gegenmaßnahmen auf Bereiche konzentrieren, in denen stark in Ausbreitung befindliche Bestände direkt an sensible, schützenswerte Areale stoßen, um eine weitere Verdrängung wichtiger Rote Liste-Arten zu vermeiden. Außerdem wäre es sinnvoll, isolierte Jungpflanze und kleinere Neuansiedlungen durch Ausgraben zu beseitigen, damit sich nicht weitere Ausbreitungszentren entwickeln können. Insbesondere zu den letzten beiden Punkten kann die vorliegende Arbeit aufgrund der sehr detaillierten Kartierung der Vorkommen von *Rosa rugosa* einen wichtigen Beitrag leisten.

5.1.3 *Fallopia japonica* (HOUTT.) RONSE DECRAENE, Polygonaceae

5.1.3.1. Verbreitung

Der Japanische Flügelknöterich ist nach JÄGER (1995) in seinem ostasiatischen Heimatareal submeridional-südtemperat-ozeanisch verbreitet. Die Art ist in China, Japan sowie Teilen von Korea und Taiwan indigen und besitzt vereinzelte nördliche Vorposten bei Wladiwostok, auf Süd-Sachalin und den südlichen Kurilen (SUKOPP & SUKOPP 1988, BEERLING et al. 1994) (s. Abb. 18). Die südlichsten Fundstellen liegen nach JÄGER (1995) in Vietnam bei Hanoi und Sapa. In Japan besiedelt *Fallopia japonica* sonnige Stellen in den Hügeln und höheren Bergen von Hokkaido, Honshu, Shikoku und Kyushu (OHWI 1984), die Art kommt aber auch an Flussufern und als Pionierart auf Vulkanaschen und -schlacken vor (LOHMEYER & SUKOPP 1992). Nach Untersuchungen von ADACHI et al. (1996) am Mt. Fuji zeigt sich im Zentrum älterer Bestände, hervorgerufen durch intrinsische, das Wachstum des Rhizomsystems betreffende Faktoren, ein Absterben von *Fallopia japonica*. Diese Lücken sind wichtige Standorte für die Etablierung von Arten späterer Sukzessionsstadien, insbesondere von Gehölzen. Nach SHAW & SEIGER (2002) wird die Art im Sukzessionsablauf etwa nach 50 Jahren ersetzt. Die Höhengrenze der Verbreitung liegt in Südwest-China bei 2500 m, steigt in Taiwan sogar bis auf 3800 m an, befindet sich in Japan bei etwa 2800 m und sinkt von hier nach Norden hin rasch ab (JÄGER 1995). Nach MARUTA (1994) erreicht der Japanische Flügelknöterich am Mt. Fuji schon bei 2600 m seine Verbreitungsgrenze, schon ab 2500 m Höhe überleben nur noch etwa 2 % der Keimlinge den ersten Winter.

Fallopia japonica wurde erstmals von HOUTTUYN (1777) ex SEIGER (1993) als *Reynoutria japonica* anhand von japanischem Material beschrieben, das Thunberg mitgebracht hatte. 1846 wurden weitere Exemplare in Japan gesammelt und von Siebold und Zuccarini als *Polygonum cuspidatum* beschrieben (SIEBOLD 1848 ex SEIGER 1993). Erst um die Jahrhundertwende entdeckte MAKINO (1901) ex BEERLING et al. (1994), dass beide identisch waren und der Name von *Reynoutria japonica* Houttuyn bekam wieder Priorität. Aufgrund von morphologischen Befunden durch RONSE DECRAENE & AKEROYD (1988) und genetischen Untersuchungen von BAILEY & STACE (1992) wurde die Art reklassifiziert und zusammen mit den kletternden

Spezies der Familie zur Gattung *Fallopia* Sektion *Pleuropterus* eingeordnet. Nach OHWI (1984) und SUKOPP & SUKOPP (1988) können in Japan drei Varietäten unterschieden werden. Die var. *japonica* mit kurz behaarter Blattunterseite wächst sowohl auf trockenen, mageren Kiesböden als auch auf nitratreichen Nassböden, kommt aber ebenfalls in Pioniergesellschaften auf frischen vulkanischen Aschefeldern der drei japanischen Hauptinseln vor. Dagegen ist die var. *compacta* eine alpine Zwergpflanze. Die zumeist nur 20-40 cm hohen, intensiv rot gefärbten Bestände besiedeln ebenfalls frische vulkanische Aschefelder und Schuttflächen, allerdings nur in den höheren Regionen von Zentral- und Nordjapan. Die var. *terminalis* besiedelt ähnliche Habitats, ist jedoch ein Endemit der Izu-Inseln südlich von Tokio und unterscheidet sich deutlich von den beiden anderen Varietäten durch seine großen, glänzenden Blätter.

5.1.3.2. Einwanderungsgeschichte in Europa

Fallopia japonica wurde vermutlich von Siebold, der als Arzt der „Dutch East India Company“ nach Japan reiste, im Jahr 1823 als Zierpflanze nach Europa gebracht. Er besaß in Leiden (Niederlande) eine Gärtnerei, über die er zahlreiche japanische Pflanzenarten in verschiedene Länder Europas verkaufte (BUSCHMANN 1997). Nach SUKOPP & SUKOPP (1988) ist nicht bekannt, welche Sippe eingeführt wurde. Die in jüngerer Zeit in wissenschaftliche Gärten gepflanzten Exemplare der var. *compacta* blieben auch nach 2-jähriger Kultur sehr niedrigwüchsig und unterschieden sich deutlich von den hochwüchsigen europäischen Beständen. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass es sich bei den großen, konkurrenzstarken Beständen in der Regel um *Fallopia japonica* var. *japonica* handelt (BUSCHMANN 1997, HAEUPLER & MUER 2000). Zunächst wurde die Art als Zierpflanze in Gärtnereien, Parkanlagen und Privatgärten kultiviert (LIENENBECKER 1998). Aufgrund ihrer massiven vegetativen Ausbreitung wurde von den Eigentümern in der Folge sehr häufig versucht, den Japanischen Flügelknöterich wieder zu entfernen, wobei immer wieder Gartenschnitt auch außerhalb der kultivierten Bereiche abgelagert wurde. In den meisten Gebieten dauerte es nach KOWARIK (2003a) nur etwa 50 Jahre bis zum Auftreten erster spontaner Vorkommen. Als verwildert wurde die Pflanze für den größten Teil des europäischen Areals schon in der zweiten Hälfte des vorigen Jahrhunderts angegeben: England 1861, Wales 1886, Schottland 1894, Zwickau 1872, Rostock 1879, Niederlande 1886, Schleswig-Holstein 1895, Irland (Dublin) 1902 und Schweden (Karlskrona) 1909 (RAABE 1978, WEEDA 1985, JÄGER 1995).

In Nordamerika wurde *Fallopia japonica* im späten 19. Jahrhundert eingeführt und entwickelte sich schnell zu einem problematischen Unkraut (SHAW & SEIGER 2002). Die Art besitzt Vorkommen von Alaska bis Zentralkalifornien im Westen und über den Mittleren Westen nach Louisiana im Osten, in Kanada ist der Japanische Flügelknöterich insbesondere in British Columbia und im östlichen Teil verbreitet. Als Habitats werden von LOCANDRO (1978) sowohl feuchte Flussufer und Straßen in Bereich von anthropogenen Populationszentren als auch sandige, trockene Meeresküsten angegeben, an denen die Art sowohl die Salzigkeit toleriert und trotz niedrigen Nährstoffangebotes größere, vitale Bestände aufbaut. Auch auf Neuseeland kommt der Flügelknöterich in Gebieten südlich von Auckland vor, ist aber auch an der Westküste der Südinsel weit verbreitet (BEERLING et al. 1994).

Die Einwanderung von *Fallopia japonica* in Großbritannien wird detailliert von CONOLLY (1977) diskutiert. Der Autor unterscheidet vier Phasen, die dem typischen Ausbreitungsschema vieler Neophyten entsprechen:

- a) Pionierphase mit vereinzelt Erstfunden (bis etwa 1919),
- b) Etablierung an den primären Standorten (1920-1939),
- c) rasche Ausbreitung (1940-1959) und
- d) Konsolidierung der Bestände sowie weitere Vorkommen in den Verbreitungslücken.

Die Einwanderung in Ostengland vollzog sich wesentlich langsamer und verzögert, dieses unterschiedliche Einwanderungsverhalten ist nach BEERLING et al. (1994) insbesondere auf die geringeren Niederschläge in dieser Region zurückzuführen. Auch die europäische Südgrenze der Verbreitung wird durch die Niederschlagsmenge bestimmt. Die nördliche Arealgrenze ist dagegen von der Dauer der Vegetationsperiode und der winterlichen Tiefsttemperatur abhängig (BEERLING 1993). Das Verbreitungsareal in Europa erstreckt sich insgesamt etwa von 43° bis 63° nördlicher Breite und nach Osten bis über den 24ten Längengrad, wobei darüber hinaus noch einige isolierte Vorkommen existieren: Nordportugal, Kristiansund in Norwegen, Vaasa in Finnland sowie Moskau und Kiew in Russland bzw. der Ukraine (BEERLING et al. 1994). Entgegen dem Verhalten in der Heimat ist der Japanische Knöterich in Europa ein typisches Element des Tief- und Hügellandes, dringt aber in den meisten Gebieten auch bis in die submontane Stufe vor, wobei auf dem europäischen Kontinent nur selten die Höhengrenze von 800 m überschritten wird.

5.1.3.3. Ökologie

Der Verbreitungsschwerpunkt von *Fallopia japonica* liegt in Mitteleuropa eindeutig auf feuchten bis nassen, gelegentlich überschwemmten Standorten an Fließgewässern (SUKOPP & SUKOPP 1988, LIENENBECKER 1998, KOWARIK 2003a). Zumeist handelt es sich um Bereiche, die durch Gewässerbau oder andere Störungen lückig und gehölzfrei sind (POTT 1995a, LIENENBECKER 1998). Hier bildet die Art riesige Polykormone aus, in denen aufgrund von Licht- und Wurzelkonkurrenz die ursprüngliche Ufervegetation verdrängt wird, das Auftreten der wenigen anderen Arten beschränkt sich in der Regel auf Einzelexemplaren (LOHMEYER 1971, SCHLÜPMANN 2000). Anders als in der Heimat ist in Europa eine weitere Sukzession der Vegetationseinheiten kaum zu erkennen, auch ein Aufkommen von Gehölzwuchs ist nur vom Rande her möglich (SUKOPP & SUKOPP 1988, KOWARIK 2003a).

Aufgrund der breiten ökologischen Amplitude kann *Fallopia japonica* auch andere Habitate besiedeln. Häufig sind es trockene, meist nährstoffreiche Ruderalstandorte an Straßen- und Wegrändern, an Gräben und Böschungen sowie auf Schutt und Brachflächen (SUKOPP & SUKOPP 1988, KOWARIK 2003a) (vgl. Abb. 20). Nach KOSMALE (1981) wächst der Japanische Flügelknöterich sowohl auf reinem Kalk als auch auf Haldenrohböden bei einem pH von 3,5 und auf extrem trockenen Standorten ebenso wie an feuchten Gewässerrändern. Bevorzugt wird jedoch ein saures Milieu bei hohem Grundwasserspiegel und voller Besonnung. Durch die Anpflanzung als Wildfutter hat sich die Art vielerorts auch in lichten Wäldern und an Waldrändern eingebürgert. In Ungarn dringt die Art sowohl in *Stipa*-Trockenrasen als auch in Eichen- und Buchenwälder ein (KOSMALE 1981).



Abb. 20: Bestände von *Fallopia japonica* auf dem alten Schuttplatz an der Ostfriesenstraße auf Borkum.

5.1.3.4. Ausbreitung

Fallopia japonica ist diözisch, wobei in einer Blüte die jeweils anderen Geschlechtsorgane noch rudimentär angelegt sind. In vielen Gebieten Mitteleuropas wie beispielsweise Großbritannien oder dem Schwarzwald sind fast ausschließlich karpellate Pflanzen vorhanden, da diese bei der Auswahl als Zierpflanze bevorzugt wurden (ADLER 1993, BEERLING et al. 1994). Auch CONOLLY (1977) gibt an, dass im östlichen und nördlichen Europa nur sehr selten keimfähige Samen ausgebildet werden und die generative Vermehrung somit kaum eine Rolle spielt, obwohl die insektenbestäubte und vom Wind ausgebreitete Art nach SHAW & SEIGER (2002) in ihrer Heimat eine Dominanz der generativen Vermehrung zeigt. Der wichtigste vegetative Mechanismus zur Fernausbreitung ist das Verdriften von Rhizomteilen mit dem Wasser. *Fallopia japonica* besitzt ein extrem hohes Regenerationsvermögen, selbst 1-1,5 cm lange bzw. 5-8 g schwere Rhizomfragmente können, solange mindestens eine Knospe erhalten geblieben ist, erneut zu einer vollständigen Pflanze auswachsen und auch Stängelteile können sich wieder bewurzeln (ADLER 1993, BEERLING et al. 1994, KOWARIK 2003a).

Als anthropogene Ausbreitungsvektoren kommen die gezielte Anpflanzung als Böschungsbefestigung oder als Deckungs- und Äsungspflanze für das Wild sowie die unkontrollierte Ausbreitung bei der Entsorgung von Gartenabfällen und bei Erdarbeiten in Frage. Insbesondere an erosionsgefährdeten Standorten wurde *Fallopia japonica* aufgrund der schnellen Festlegung des Bodens mit ihrem kräftigen Wurzelwerk und der Toleranz gegenüber Abgasen und Abwasser häufig ausgebracht (KOSMALE 1981). In Niedersachsen gehen nach KOWARIK & SCHEPKER (1997) etwa 17 % aller problematischen Vorkommen der Art auf die wilde Entsorgung von Gartenschnitt zurück, das Ausmaß der Verschleppung mit Bodenaushub kann aufgrund einer zu geringen Datenmenge schlecht quantifiziert werden, dürfte jedoch für den Japanischen Flügelknöterich in vielen Regionen eine übergeordnete Bedeutung besitzen. Auch hierbei zeigen sich wieder die außergewöhnlichen Wachstumsleistungen der Art (s. Abb. 21).

Nach LOCANDRO (1978) können selbst bis zu 1 m tief vergrabene Rhizomfragmente bis zur Bodenoberfläche auswachsen und dabei sogar eine Asphaltdecke von bis zu 5 cm Dicke durchstoßen. Untersuchungen von PYŠEK et al. (2003b) zeigen jedoch, dass die Hybride *Fallopia x bohemica* ihre Elternarten *F. japonica* und *F. sachalinense* sowohl in der Regenerationsfähigkeit als auch im vegetativen Ausbreitungsverhalten noch übertrifft und somit in Bereichen direkter Konkurrenz die Ausgangssippen zukünftig höchst wahrscheinlich verdrängen wird.

Der Japanische Flügelknöterich ist ein perennierender Rhizomgeophyt, der sich insbesondere über unterirdisches, klonales Wachstum vermehrt. Damit gehört die Spezies nach PYŠEK (1997) zu einer Gruppe invasiver Arten, die sich besonders erfolgreich in nass-kalten, anthropogen gestörten Habitaten ausbreitet. Aufgrund der rein vegetativen Vermehrung sind sie zwar in ihrer Fernausbreitung limitiert, sind jedoch nach gelungener Etablierung extrem persistent und sehr konkurrenzstark im Kampf um vorhandenen Raum. Nach ADLER (1993) macht das Rhizomsystem von *Fallopia japonica* etwa zwei Drittel der gesamten Biomasse der Pflanze aus. Es unterteilt sich in ältere Rhizome und verdickte Basalteile, die eine außerordentlich große Speicherkapazität für Reservestoffe besitzen, sowie in Ausläufer-Rhizome, die bei Trockenheit pro Jahr mehrere Dezimeter (unter guten Bedingungen auch bis zu 1,5 m) die angrenzende Vegetation unterwandern (KOSMALE 1981, LOHMEYER & SUKOPP 1992, ADLER 1993). Da über das Rhizomsystem ein Stoffaustausch zwischen allen Rameten des Polykormons möglich ist, können die Ausläufer z.T. auch über mehrere Jahre hinweg wachsen, bevor sie einige Meter weiter oberirdische Sprosse ausbilden.



Abb. 21: Im Bereich der Ringbahn auf Langeoog ist *Fallopia japonica* in der Lage, selbst kleinste Spalten im Beton zu durchwachsen und diese mit der Zeit zu vergrößern.

5.1.3.5. Phänologie

Etwa im April beginnt die Vegetationsperiode von *Fallopia japonica* mit dem Austrieb der ersten oberirdischen Triebe (s. Abb. 22). In dieser Phase sind die jungen Sprosse sehr empfindlich gegenüber tiefen Temperaturen und das Auftreten von Spätfrosten kann zum Absterben der Pflanzen führen (BEERLING et al. 1994). Die Sprosse treiben innerhalb eines kurzen Zeitabschnitts als Kohorte aus und vollziehen in der restlichen Vegetationsperiode eine parallele Entwicklung (BUSCHMANN 1997). In der rein vegetativen Phase bis etwa Anfang August können durch die effektive Translokation von Reservestoffen aus den Speicherrhizomen nach LOCANDRO (1978) unter günstigen Bedingungen maximale Wuchsraten von bis zu 8 cm pro Tag erreicht werden. Neben einer guten Wasserversorgung ist insbesondere das Lichtangebot für das schnelle Wachstum von Bedeutung, unter Beschattung geht nicht nur die Wuchsleistung, sondern auch die Abundanz deutlich zurück (SEIGER 1993).



Abb. 22: Entwicklungsreihe der vegetativen Phase von *Fallopia japonica*: A-C Erscheinen der ersten Knospen Anfang April; D Ende April (50-70cm Höhe); E Mitte Mai (um 150 cm Höhe); F Anfang Juni (über 200 cm Höhe).

Zu Beginn der Hauptsprossentwicklung herrschen ein orthotropes Wachstum und eine dispersive Blattstellung vor, diese gehen später jedoch in ein plagiotropes Wachstum mit distich angeordneten Blättern über (SUKOPP & SCHICK 1993). Verbunden mit der Ausbildung von vielen Seitenverzweigungen führt diese Schrägstellung der oberen Sprosse zu einem fast lückenlosen Blätterdach, welches ein Großteil des einfallenden Lichts absorbieren kann (SUKOPP & SCHICK 1992). Mit einer Wuchshöhe von 2-3 m sind die europäischen Bestände von *Fallopia japonica* deutlich höher als die japanischen. Dies kann nach SUKOPP & SUKOPP (1988) damit begründet werden, dass die meist lehmigen Standorte in Mitteleuropa ein wesentlich üppigeres Wachstum ermöglichen als die meist kiesig-steinigen Sedimente an den Flussufern in Japan. Die synanthropen Bestände auf schottrigen Ruderalstandorten, die mit den Pionierstandorten auf Vulkanaschen in Japan vergleichbar sind, als auch die Vorkommen auf

Flussschottern in Europa unterscheiden sich dagegen in Bezug auf die Größe weitaus weniger von denen im Heimatareal.

Mit der Blütenentwicklung im August kehrt sich der Fluss von Reservestoffen in den Pflanzen um. Dabei wird die Bildung der Blüten energetisch durch Stärke bewerkstelligt, die in den Stängeln zwischengespeichert wurde, während gleichzeitig die in den Blättern produzierten Assimilate in den Wurzeln und Rhizomen eingelagert werden (BUSCHMANN 1997). Nach dem ersten Frost sterben die oberirdischen Pflanzenteile ab, die vertrockneten Stiele bleiben jedoch meist bis weit in das nächste Jahr hinein auf den Flächen stehen. Da sie viel weniger elastisch sind als die anderer Hochstauden an Flussufern geben sie bei Hochwasser kaum nach und sammeln das gesamte Jahr über eine große Menge an Treibsel. Dadurch wird nach LOHMEYER (1971) die Abflussgeschwindigkeit des Wasser stark reduziert, verbunden mit mineralischen Sedimentablagerungen kommt es darüber hinaus zu einer Erhöhung der Uferwälle, die aufgrund ihrer daraus resultierenden Steilheit leicht unterspült werden und abrutschen. Im Gegensatz dazu vertritt KOWARIK (2003a) die Auffassung, dass die Rhizome des Japanischen Flügelknöterichs eher zu Sicherung der Flussufer gegen Erosion beitragen.

5.1.3.6. Nutzung durch Tiere und Menschen

Nach SHAW & SEIGER (2002) konnten in Japan allein an einem Standort 12 herbivore Insekten auf *Fallopia japonica* nachgewiesen werden, insgesamt scheinen mindestens 39 verschiedene Arten Teile der Pflanze bzw. der Blüte zu fressen. Hinzu kommen auch Pilzpathogene wie z.B. *Puccinia polygoni-weyrichii*. Diese Kombination aus Fraßfeinden und Pathogenen schädigt nach Ansicht der Autoren die Pflanze im Heimatareal so stark, dass es nicht zur Ausbildung von Dominanzbeständen kommt, die mit den allochthonen vergleichbar wären.

In Europa genießt der Japanische Flügelknöterich aufgrund des geringen Vorkommens von Phytophagen, Pathogenen oder Parasiten einen deutlichen Konkurrenzvorteil (SUKOPP & SCHICK 1991, KOWARIK 2003a). Nach SCHLÜPMANN (2000) gibt es hier insgesamt nur 12 phytophage Insekten auf *Fallopia japonica*, was nach Auffassung des Autors vermutlich auf toxische Inhaltsstoffe zurückzuführen ist. Auch BEERLING et al. (1994) konnten nur wenige Phytophagen nachweisen, darunter einige Brackwespen und Käfer sowie Schmetterlinge, welche die Blätter zur Eiablage benutzten, wobei es sich in der Regel um unspezialisierte Insektenarten handelte, die ein breites Spektrum von Pflanzen ausnutzen. ZWÖLFER (1973) konnte durch Feldbeobachtungen zeigen, dass der spezifisch Blätter fressende Käfer *Gallerucida nigromaculata* BALY in der Lage ist, kleinere Populationen von *Fallopia japonica* komplett kahl zu fressen, so dass diese Coleopteren-Art möglicherweise ein viel versprechender Kandidat hinsichtlich der biologischen Bekämpfung des Flügelknöterichs ist. Weiterhin weist ZWÖLFER (1973) auch auf einige Schnecken-Arten hin, die *Fallopia japonica* häufig als Nahrungspflanze nutzen. Während BEERLING et al. (1994) keine Nematoden, Pathogene oder parasitische Pilze auf der Art nachweisen konnten, ist es DIAZ & HURLE (1995) gelungen, *Fallopia japonica* mit einer *Fusarium*-Art zu infizieren und damit deutlich in der Vitalität zu schwächen.

Nach SCHWABE & KRATOCHWIL (1991) treten als Blütenbesucher insbesondere Dipteren in Erscheinung, aber auch Hymenoptera, Coleoptera, Rhynchota, Lepidoptera und *Apis mellifera* scheinen die Blüten von *Fallopia japonica* regelmäßig aufzusuchen. SUKOPP & SCHICK (1991) konnten darüber hinaus eine sehr interessante Symbiose mit Ameisen nachweisen. Der Japanische Flügelknöterich besitzt sowohl Floral- als auch Extrafloralnektarien in Form von

Trichom- und Grubenektarien am Blattgrund auf der Außenseite der Blattkissen. Diese scheiden in frühen Entwicklungsphasen sehr viel Nektar ab, der von den Ameisen aufgenommen wird. Diese schützen im Gegenzug die Jungpflanzen vor phytophagen Insekten.

Neben der Nutzung von *Fallopia japonica* als Futterpflanze für Vieh und Wild wird die Art aufgrund ihrer Toleranz gegenüber Schwermetallen wie Kupfer, Zink und Cadmium auch auf belasteten Böden angebaut, um diese zu dekontaminieren. Die toxischen Verbindungen werden von den Knöterichpflanzen aufgenommen und zum größten Teil in der oberirdischen Biomasse gespeichert, die gemäht und dann abtransportiert werden kann (BEERLING et al. 1994). Weiterhin finden wässrige Pflanzenextrakte von *Fallopia japonica* nach KOWARIK (2003a) als Mittel gegen Krautfäule an Tomaten und Grauschimmel an Paprika Verwendung, in der Heimat ist sie aber auch als durchblutungsfördernde, entgiftende und harntreibende Heilpflanze bekannt.

5.1.3.7. Die Situation im Untersuchungsgebiet

Fallopia japonica wird in der Literatur über die Ostfriesischen Inseln erstmals von VAN DIEKEN (1970) für Borkum, Norderney und Langeoog erwähnt, wobei die Angabe von Borkum schon auf das Jahr 1937 zurückreicht. 1977 konnte H. Kuhbier die Art auch für Wangerooge nachweisen (PRINS et al. 1983), nach HAEUPLER & SCHÖNFELDER (1988) fehlt der Japanische Flügelknöterich noch auf Baltrum und erst bei KOWARIK & SCHEPKER (1997) ist auch diese Verbreitungslücke geschlossen. *Fallopia japonica* kommt auf allen Inseln besonders im Stadtbereich, auf ruderalen Flächen und entlang von Wegen und Straßen vor sowie mit wenigen Fundstellen auch in anthropogen überformten Wäldchen. Lediglich auf Borkum und Norderney konnten auch mehrere Bestände innerhalb der Dünen festgestellt werden, bei ersterer handelt sich um die einzige Insel, auf der die Vorkommen als überaus problematisch einzustufen sind (s. Kap. 5.3.1.3).

5.1.3.8. Bekämpfung

Nach SHAW & SEIGER (2002) wird *Fallopia japonica* offiziell als eines der schädlichsten Unkräuter in Großbritannien angesehen und ist eine von nur insgesamt zwei terrestrischen Arten, die von dem „Wildlife an Countryside Act 1981“ betroffen sind, danach ist es illegal, die Pflanze in die freie Natur auszubringen. Die derzeitigen durch die Invasion des Japanischen Flügelknöterichs verursachten Kosten für Gegenmaßnahmen, Vorsorge und Reparatur von Hochwasserschutzbauten sowie zerstörter Asphaltdecken belaufen sich in Großbritannien auf mehrere 10 Millionen \$ pro Jahr. Daher besitzt nach SEIGER (1993) insbesondere das Entfernen von ersten Individuen an neuen Standorten höchste Priorität bei der Bekämpfung des Flügelknöterichs. Hierzu ist jedoch ein sorgfältiges Monitoring notwendig, um rechtzeitig die neuen Populationen zu lokalisieren.

Als Bekämpfungsmaßnahmen werden in der Literatur der Einsatz von Herbiziden, das Mähen der betroffenen Flächen und die Beweidung diskutiert. Eine detaillierte Auseinandersetzung mit der chemischen Kontrolle von *Fallopia japonica* bieten SCOTT & MARRS (1984), SEIGER (1993), ROBLIN (1994) sowie BUSCHMANN (1997). Von den diskutierten Herbiziden (u.a. Bromacil, Picloram, Dicamba, Dichlorprop, Ammoniumsulfamat, Simazin) war nur Glyphosphat (Round-up) sowohl effektiv als auch – trotz fehlender Selektivität – im Einsatz unbedenklich, da es kaum Nebenwirkungen hat und relativ schnell abgebaut wird. Ein Einsäen der entstehenden vegetationsfreien Bereiche wird als Vorbeugung gegen eine erneute Etablierung von *Fallopia japonica* dringend angeraten. Aufgrund des

Nationalparkstatus weiter Gebiete sowie der Sensibilität und hohen Bedeutung der Grundwasserlinse (vgl. PETERSEN et al. 2003) kommt der Einsatz von Herbiziden auf den Ostfriesischen Inseln nicht in Frage.

Bei den mechanischen Bekämpfungsmaßnahmen haben sich Abschlagen, Ausgraben oder Herausreißen sowie Abdecken mit lichtundurchlässiger Folie oder Erdreich mit Mächtigkeiten unter 2 m als wirkungslos erwiesen, in vielen Fällen fördern sie sogar die laterale Ausbreitung (BEERLING et al. 1994, KOWARIK 2003a). Auch das Abbrennen zeigt wenig Erfolg, da die Rhizome durch das Feuer nicht geschädigt werden. Durch Feldexperimente konnte gezeigt werden, dass eine langjährige Mahd mit mehreren Mähgängen pro Jahr sowohl die Abundanz und Wuchshöhe von *Fallopia japonica* erniedrigt als auch die Artenvielfalt in den betroffenen Flächen stark erhöht (BAKER 1988, ADLER 1993, HAYEN 1995, KONOLD et al. 1995). Bei zu geringer Frequenz erhöht sich die Sprossanzahl pro Quadratmeter, da kürzere Rhizomausläufer gebildet werden (HAYEN (1995), nach WALSER (1995) kann sich aber bei 6-8 Mähgängen pro Jahr eine geschlossene Grasnarbe entwickeln und langfristig auch eine vollständige Verdrängung des Flügelknöterichs erreicht werden. Dies kann auch von Borkum bestätigt werden, wo im Bereich der Häuser an den Bantjedünen die Art seit mehreren Jahren durch die Anwohner erfolgreich bekämpft wird (s. Abb. 69, S. 153). Die Mahd sollte jeweils nach Beendigung der maximalen Wachstumsphasen (auch bei den nach dem ersten Mähen nachtreibenden Pflanzen) durchgeführt werden, damit den Rhizomen so viele Reservestoffe wie möglich entzogen werden. Es sollte darauf geachtet werden, dass das Mähgut abgeräumt wird, um eine Neubewurzelung zu verhindern (vgl. KONOLD et al. 1995). Zur Entsorgung eignet sich nach Walser (1995) am besten die Kompostierung bei hohen Temperaturen im Gemisch mit gleichen Anteilen an Frischkompost.

Sehr gute Ergebnisse konnten auch durch traditionelle Beweidung mit Schafen, Ziegen oder Rindern erzielt werden, die Art wird aber auch von Pferden und Eseln gerne gefressen (BEERLING 1991, BEERLING et al. 1994, WALSER 1995, BRABEC & PYŠEK 2000). Nach KOSMALE (1981) scheinen Schafe *Fallopia japonica* gegenüber anderen Arten sogar als Nahrung zu bevorzugen. Durch das Abreißen der Blätter werden die Pflanzen großflächig geschädigt und die Nachtriebe sind meist deutlich schwächer und besitzen wesentlich kleinere Blätter, so dass sich im Unterwuchs insbesondere Gräser neu etablieren können (WALSER 1995). Ziegen verbeißen häufig nicht nur die Blätter, sondern auch die gesamten Stängel. Die Beweidung kann nicht nur die Artendiversität durch Wiedereinwanderung vorher verdrängter Taxa erhöhen (KOSMALE 1981), die Maßnahme verringert auch die Dichte der Sprosse (BEERLING 1991) sowie die Überlebensrate der Keimlinge vom Flügelknöterich nach dem Winter (BRABEC & PYŠEK 2000). Insbesondere in Kombination mit der Mahd stellt sie somit eine sinnvolle und ökologisch vertretbare Alternative zur chemischen Bekämpfung von *Fallopia japonica* dar.

5.1.4 *Prunus serotina* EHRH., Rosaceae

5.1.4.1. Verbreitung

Die Späte Traubenkirsche stammt ursprünglich aus dem östlichen Nordamerika, wo die Art in verschiedenen Varietäten auftritt. Das Verbreitungsgebiet umfasst Ontario und Quebec in Kanada und dehnt sich südwärts bis nach Florida und Texas sowie westwärts bis nach Dakota aus (SCHOLZ & SCHOLZ 1995, CRONK & FULLER 1995, KOWARIK 2003a). STARFINGER (1990) gibt darüber hinaus auch Vorkommen im Bergland von Mexiko und Guatemala an. Welcher Herkunft die europäischen Bestände sind ist nach EIJSACKERS & OLDENKAMP (1976) unbekannt.

Ihren indigenen Verbreitungsschwerpunkt besitzt *Prunus serotina* in Wäldern und in Flussebenen der ostamerikanischen Laubwaldzone. Das Areal der Art reicht jedoch nach Norden bis zum borealen Nadelwald, in Florida bis in den Übergang zu immergrünen subtropischen Wäldern und im Süden und Westen bis in die von verschiedenen *Pinus*-Arten dominierten Nadelwälder (STARFINGER 1990, CRONK & FULLER 1995). Während die Späte Traubenkirsche in den meisten Regionen eher strauchförmiges Wachstum zeigt, bildet sie nach KOWARIK (2003a) unter Optimalbedingungen im Allegheny-Plateau der südlichen Appalachenkette sowie in West-Virginia, Pennsylvania und dem Staat New York Bäume von bis zu 30 m Höhe aus. Sie gilt als Pionierart bei der Wiederbesiedlung von Kahlschlagflächen bzw. ist eine der ersten Gehölze nach Waldbränden oder Tornados und kann in 60-100jährigen Sukzessionsstadien als dominante Baumart auftreten, wird jedoch in der Folge von langlebigeren Schatthölzern wie *Fagus grandifolia* oder *Acer rubrum* abgelöst (EIJSACKERS & OLDENKAMP 1976, KOWARIK 2003a). Die mit *Prunus serotina* verbundenen Sukzessionsabläufe in den nordamerikanischen Laubwäldern werden von STARFINGER (1990) in fünf Stadien eingeteilt (Verjüngungsphase, Wachstumsphase, Reifephase I und II sowie Endphase). In der Endphase ist die Späte Traubenkirsche die dominante Art in der Baumschicht, es findet jedoch kaum noch eine Verjüngung der Bestände statt, so dass andere Taxa wieder mehr an Bedeutung gewinnen.

5.1.4.2. Einwanderungsgeschichte in Europa

Prunus serotina ist neben *Castanea sativa* und *Robinia pseudoacacia* die einzige fremdländische Gehölzart, die sich in den mitteleuropäischen Wäldern erfolgreich mit einer größeren Verbreitung etabliert hat (TRAUTMANN 1976). Die Art wurde zusammen mit der Robinie von Jean Robin nach Europa gebracht und in der Nähe von Paris angepflanzt. WEIN (1930) gibt als Zeitpunkt der Ersteinfuhr 1623 an, nach GOEZE (1916) gelangte die Späte Traubenkirsche jedoch erst 1629 nach Europa. Von Paris aus wurde *Prunus serotina* in der zweiten Hälfte des 17. Jahrhunderts aufgrund der attraktiven Blüten und Früchte in verschiedene Arboreten in ganz Europa gebracht, die ersten Nachweise für Deutschland gehen auf das Jahr 1685 zurück (KOWARIK 2003a). Aus Schleswig-Holstein sind nach RAABE (1978) erste Anpflanzungen aus dem Jahr 1846 bekannt, in Baden-Württemberg wurde die Art erstmals 1806 gepflanzt (LIENENBECKER 1998) und auf den Sandböden Brandenburgs etwa um 1796. Nur 30 Jahre später wird hier von den ersten spontanen Ausbreitungen berichtet, dieses ist bei einem durchschnittlichen time-lag für Bäume von 170 Jahren eine beachtenswerte Leistung (KOWARIK 1995a).

Bis zum Ende des 19. Jahrhunderts wurde die Art in den meisten Gebieten lediglich als Zierpflanze kultiviert, seit Anfang des 20. Jahrhunderts begannen dann wiederholt Versuche, fremdländische Gehölze auf den waldfreien, armen Sandböden zu kultivieren und holzwirtschaftlich zu nutzen (STARFINGER 1990). Dies betraf insbesondere auch die Späte Traubenkirsche, die aufgrund ihres Wuchsverhaltens an Heimatstandorten von vielen Forstleuten als wertvolles Nutzholz eingestuft wurde (STARFINGER et al. 2003). Die hohen Erwartungen an die Ertragsleistung von *Prunus serotina* erfüllten sich jedoch nicht. Aufgrund der schlechteren Böden, geringerer Niederschläge und Temperaturen im Vergleich zum Heimatareal zeigte die Art in der Regel ein strauchförmiges oder krüppeliges Wachstum (STARFINGER et al. 2003) und selbst die baumförmigen Exemplare blieben mit einer Wuchshöhe von durchschnittlich 15 m deutlich kleiner (SCHOLZ & SCHOLZ 1995, vgl. Abb. 23).

Diese Erkenntnis stellte jedoch nicht das Ende der Erfolgsgeschichte von *Prunus serotina* in Europa dar. Anstelle der Nutzung als wichtiges Bauholz standen nun andere Eigenschaften im Mittelpunkt. Von 1920 bis 1950 wurde die Art massenhaft in den Niederlanden und Belgien auf armen Sandböden in Nadelforsten und Heideflächen angebaut, da sich die Forstleute aufgrund der leichten Zersetzbarkeit der Laubstreu und eines C/N-Verhältnis der Blätter von etwa 17/1 bis 20/1 eine Verbesserung der Nährstoffversorgung und eine Erhöhung der Bodenaktivität versprachen (EIJSSACKERS & OLDENKAMP 1976, KOWARIK 2003a). Diese positiven Auswirkungen konnten in Versuchen jedoch nicht bestätigt werden. Im Gegenteil wurde der pH-Wert in der Regel abgesenkt, wodurch die Podsolierung der Böden gefördert wird, und der freigesetzte Stickstoff wurde schneller als erwartet immobilisiert und stand somit der Vegetation nicht mehr zur Verfügung (STARFINGER et al. 2003). Weiterhin diente *Prunus serotina* zur Festlegung von binnenländischen Dünen und wurde außerdem zur Feuerprävention bei der Aufforstung zusammen mit Kiefern und Lärchen in Reihen zwischengepflanzt (KOWARIK 1997, VAN DEN MEERSSCHAUT & LUST 1997).



Abb. 23: In den Dünengebieten der Ostfriesischen Inseln besitzt *Prunus serotina* in der Regel ein strauchförmiges Wachstum, höhere Bäume sind eher eine Seltenheit.

Während in den Niederlanden seit dem Ende der 50er Jahre die ersten Bekämpfungsmaßnahmen gegen die Späte Traubenkirsche eingeleitet wurden, begann in

Deutschland zu dieser Zeit erst die Hauptphase der Ausbringung, die erst in den 80er Jahren endete (KOWARIK 2003a). Seit den 60er Jahren wurden vermehrt Arbeiten über die ökologischen und ökonomischen Probleme dieser Art publiziert, die größtenteils aus den Beneluxstaaten stammen. Dies hat zum einen damit zu tun, dass *Prunus serotina* dort sehr viel früher großflächig angepflanzt wurde, zum anderen ist nach EIJSACKERS & OLDENKAMP (1976) die Konkurrenzfähigkeit anderer Gehölze in diesen Gebieten aufgrund der im Vergleich zum restlichen Mitteleuropa extrem armen Böden sehr gering. In den niedersächsischen Landesforsten ist nach KOWARIK (2003a) die Verwendung seit 1989 durch ministeriellen Erlass verboten, allerdings darf die Art weiterhin in Hecken, Gärten und straßenbegleitend angepflanzt werden. Während KOWARIK (1997) die Anpflanzung in Siedlungsbereichen befürwortet, rät der Autor von der Verwendung in Heckenanlagen ab. Hier sollte eher die einheimische Art *Prunus padus* gefördert werden.

5.1.4.3. Ökologie

Der große Naturalisationserfolg von *Prunus serotina* gründet sich vor allem darauf, dass die Art eine sehr breite ökologische Amplitude in Bezug auf die Keim- und Wuchsbedingungen, eine hohe Stresstoleranz sowie eine ausgeprägte vegetative Regenerationsfähigkeit besitzt, verbunden mit dem frühen Beginn einer sehr hohen Samenproduktion (EIJSACKERS & OLDENKAMP 1976, STARFINGER 1997). Nach STARFINGER (1990) ist der Standort entscheidend für den Zeitpunkt des Einsetzens der generativen Vermehrung. Bei freistehenden Exemplaren werden schon an sechsjährigen Sträuchern die ersten Früchte ausgebildet, im geschlossenen Bestand erst nach etwa 20 Jahren. Die Langstreckenausbreitung erfolgt zoochor. Dabei besitzt die Ornithochorie vor allem durch Stare und Drosselverwandte mit 80 % die größte Bedeutung, aber auch Füchse, Marder, Rotwild und Wildschweine tragen zur Diasporenausbreitung bei und sind besonders für den Transport über längere Strecken von Bedeutung. In geschlossenen Gehölzbeständen zeigt sich eine wesentlich langsamere Ausbreitung als im Offenland.

Die Späte Traubenkirsche kann nach Trockenheit sehr viel schneller als ihre Konkurrenten neue Feinwurzeln ausbilden und weicht darüber hinaus der Wurzelkonkurrenz nach oben aus, indem sie meist nur die obersten Schichten des Mineralbodens sowie die organische Auflage durchwurzelt (KOWARIK 2003a). Nach STARFINGER et al. (2003) besitzt *Prunus serotina* als eher lichtbedürftige Art die Fähigkeit, sehr lange als Keimling oder Jungpflanze unter einem dichten Blätterdach ausharren zu können, um dann bei einer Veränderung der Standortverhältnisse sehr schnell in die Höhe zu wachsen („Oskar-Syndrom“). Außerdem werden Herbivoren und Parasiten aufgrund des giftigen Blausäureglykosids Prunasin in den Blättern zum größten Teil abgewehrt, lediglich Rotwild und eine geringe Anzahl von Blattläusen konnten bisher an der Späten Traubenkirsche beobachtet werden (EIJSACKERS & OLDENKAMP 1976, KOWARIK 2003a). Somit vereint diese Art durch ihrer Störungsabhängigkeit und der früh einsetzenden, hohen Samenproduktion auf der einen Seite und dem Oskar-Syndrom gekoppelt mit der Fähigkeit zur Abwehr von Fraßfeinden auf der anderen sowohl typische Eigenschaften von r-Strategen als auch vom Strategie-Typ „Stress-Tolerator“. Alle diese Fähigkeiten zusammen genommen machen *Prunus serotina* zu einer der erfolgreichsten Baumarten im Bereich der trockenen und nährstoffarmen Sandböden. Allerdings weisen STARFINGER et al. (2003) darauf hin, dass der größte Teil der problematischen Dominanzbestände nicht eine Folge aggressiver Ausbreitung ist, sondern als Ergebnis forstlicher Anpflanzungen direkt im Bereich potentieller Naturalisation angesehen werden muss.

5.1.4.4. Ausbreitung

Als negative ökologische Folgen der Massenausbreitung von *Prunus serotina* in den Wäldern Mitteleuropas werden insbesondere die Behinderung der natürlichen Verjüngung anderer Waldbäume, das Eindringen als Pionierbaum in wertvolle benachbarte, gehölzfreie Biotope wie Magerrasen, Heideflächen und entwässerte Feuchtgebiete sowie eine Bedrohung der Artendiversität betreffs der Bodenvegetation genannt (KOWARIK 1995b, KOWARIK & SCHEPKER 1997, STARFINGER 1997). Untersuchungen von STARFINGER (1990) zeigen, dass die Artenanzahl in der Krautschicht mit zunehmender Deckung der Späten Traubenkirsche in der Baum- und Strauchschicht sinkt. Nach KOWARIK (2003a) gelangen in Dominanzbeständen dieser Art nur noch 0,3 bis 5 % des vollen Tageslichts auf den Boden, so dass in vielen Fällen fast nur noch Moose den Boden bedecken (EIJSSACKERS & OLDENKAMP 1976). Darüber hinaus kann *Prunus serotina* über die Wurzeln, durch Auswaschung aus den lebenden Blättern oder durch Zersetzung des Laubs im Herbst allelopathische Substanzen freisetzen, die das Wachstum der Keimlingswurzel anderer Taxa hemmt und somit zusätzlich einen negativen Einfluss auf die Biodiversität innerhalb der Krautschicht ausüben (STARFINGER 1990). Zu den ökonomischen Konsequenzen zählen nach LOHMEYER & SUKOPP (1992) die Behinderung forstlicher Maßnahmen durch die dichten Dickichte der Späten Traubenkirsche und eine Verminderung des Holzertrages der Hauptbaumart.

5.1.4.5. Die Situation in Deutschland

Aktuell ist *Prunus serotina* über weite Teile Deutschlands verbreitet und zeigt deutliche Schwerpunkte im nordwestdeutschen Tiefland, der oberrheinischen Tiefebene sowie in den Sandgebieten um Berlin und Nürnberg (HAEUPLER & SCHÖNFELDER 1988, KOWARIK 1995b). Aber auch in den Niederlanden, Belgien, Polen, Nordwest-Rumänien und Ungarn ist die Art nach STARFINGER (1990) in trockenen Sandgebieten weit verbreitet, für Oberitalien, Frankreich, Großbritannien und Dänemark sind dagegen nur vereinzelte Vorkommen nachgewiesen. Die Späte Traubenkirsche besiedelt in Europa bevorzugt lichte Wälder und Forste aus Lichtholzarten wie Eiche und Kiefern, in denen die Konkurrenz anderer Baumarten durch natürliche Faktoren oder durch menschliche Eingriffe eher schwach ausgeprägt ist (LOHMEYER & SUKOPP 1992). STARFINGER (1990) zeigt anhand des Vergleichs zwischen Aufnahmen aus bodensauren Eichen- und Eichen-Buchen-Mischwäldern (*Quercetea robori-petraeae* und *Luzulo-Fagenion*) mit solchen aus mesophilen Laubwäldern der Fagetalia, dass *Prunus serotina* in ersteren wesentlich häufiger vorkommt und auch höhere Deckungswerte in der Baum- und Strauchschicht erreicht. Auch LOHMEYER & SUKOPP (1992) und POTT (1995a) gliedern die Dominanzbestände dieser Art in den *Quercion robori-petraeae* ein und SUKOPP (1962) berichtet aus den Niederlanden von der Einbürgerung im *Violo-Quercetum roboris*.

5.1.4.6. Die Situation im Untersuchungsgebiet

Auf den Westfriesischen Insel Terschelling und Schiermonnikoog ist in den letzten Jahren eine starke Zunahme von *Prunus serotina* in Birkenwäldern (Berkenvallei bzw. Kapenglop und Grienglop) und den Wäldchen der Vogelkojen (z.B. „Bosje van Jomella“ nördlich von Jan Willemskooi) festzustellen (WESTHOFF & VAN OOSTEN 1991). Ähnliches gilt auch für die Ostfriesischen Inseln. Die ersten Nachweise der Art stammen nach VAN DIEKEN (1970) von Borkum aus der Waterdelle und von Juist (A. Neumann 1950). H. Kuhbier gibt 1977 die Späte Traubenkirsche auch für Spiekeroog, Wangerooge und Norderney an (PRINS et al. 1983), wobei für die letzte Insel weder von HOBOTHM (1993) noch von PETERS & POTT (1996) Bestände

erwähnt werden. Auch nach KOWARIK & SCHEPKER (1997) existieren Nachweise von allen Ostfriesischen Insel mit Ausnahme von Norderney.

In den Untersuchungen zur vorliegenden Arbeit konnte *Prunus serotina* für sämtliche Inseln nachgewiesen werden. Nach JANOWSKY (1996) ist die Späte Traubenkirsche auf Juist, Langeoog und Spiekeroog in ihrer Verbreitung auf angepflanzte Einzelexemplare beschränkt, die in Bestände von *Betula pubescens*, *Populus tremula*, *Quercus robur*, *Sambucus nigra* oder in Rosen-Gebüsche eingesprengt sind. Lediglich für Langeoog zwischen der Jagdhütte und dem Vogelwärterhaus wird ein kleinflächiger Dominanzbestand angegeben. JANOWSKY (1996) prognostiziert aufgrund der effektiven ornithochoren Ausbreitung jedoch eine starke Zunahme der Art.

Dies kann anhand der aktuellen Untersuchungen nur bestätigt werden. Sowohl auf Langeoog als auch auf Borkum und Juist breitet sich *Prunus serotina* derzeit nicht nur in den Wäldchen und Gebüsch, in denen die Art primär gepflanzt wurde, sondern auch in Vegetationseinheiten der Koelerio-Corynephoretea, der Salicetea arenariae und im *Hieracio-Empetretum* massenhaft aus. Aber auch auf Norderney ist ein Großteil der Kiefernplantation im Ruppertsburger Wäldchen fast komplett von der Späten Traubenkirsche unterwachsen (s. Abb. 24). Auf Spiekeroog und Wangerooge existieren zwar noch keine Massenvorkommen, die Art dringt jedoch mit vielen Einzelexemplaren in die vom Menschen nur geringfügig beeinflussten Gebiete vor. Es handelt sich in der Regel um sehr junge Pflanzen, die meistens zwischen 30 und 200 cm groß sind, wobei die älteren Exemplare häufig schon zur generativen Reproduktion befähigt sind.



Abb. 24: In Teilen des Ruppertsburger Wäldchens auf Norderney dominiert *Prunus serotina* mittlerweile die Strauchschicht.

Während JANOWSKY (1996) darauf hingewiesen hat, dass sich die Populationsgrößen von *Prunus serotina* auf den Ostfriesischen Inseln noch in Größenordnungen bewegen, die eine gezielte Bekämpfung zumindest theoretisch vielversprechend erscheinen lassen, so muss die Lage heute durchaus kritischer beurteilt werden. Insbesondere in der Bill auf Juist ist die Art mittlerweile so dominant vertreten, dass es hier ein großer Erfolg wäre, wenn eine weitere Ausbreitung verhindert werden könnte, ein Zurückdrängen der Späten Traubenkirsche erscheint utopisch. Wenn verhindert werden soll, dass sich die Birken-, Zitterpappel- oder auch Eichenwäldchen der Ostfriesischen Inseln in mehr oder weniger reine Traubenkirschen-Bestände verwandeln, so muss möglichst schnell reagiert werden. Da die meisten Exemplare von *Prunus serotina* noch sehr jung sind, könnte die rapide Ausbreitung der Art allein schon durch das Ausreißen des Jungwuchses nachhaltig verlangsamt werden (vgl. EIJSACKERS & OLDENKAMP 1976). Der Einsatz von schweren Maschinen bzw. chemischen oder biologischen Bekämpfungsmethoden im Nationalpark steht nicht zur Diskussion, somit würde sich das Ringeln für ältere Individuen anbieten. Durch diese arbeits- und kostenextensive Maßnahme könnte relativ schnell der große Diasporeneintrag durch die alten Exemplare gemindert werden. Zumindes für die Ostfriesischen Inseln scheint die von STARFINGER et al. (2003) vorgeschlagene „wait and see“-Strategie verheerende Folgen zu haben. Es handelt sich nicht um gestörte Habitats, und es kann weder davon ausgegangen werden, dass *Prunus serotina* in näherer Zukunft durch natürliche Sukzessionsprozesse auf ihrem Vormarsch gestoppt wird, noch in ihrer Dominanz in bereits besiedelten Bereichen durchbrochen werden kann.

5.1.4.7. Bekämpfung

Seit Anfang der 70er Jahre wurde *Prunus serotina* als kontrollierbares „Unkraut“ angesehen und es wurden verschiedene Möglichkeiten der mechanischen, chemischen und biologischen Bekämpfung experimentell getestet (STARFINGER et al. 2003). Von den Ergebnissen berichten EIJSACKERS & OLDENKAMP (1976), STARFINGER (1990) und VAN DEN MEERSSCHAUT & LUST (1997). In der frühen Phase der chemischen Kontrolle wurden Substanzen wie 2,4,5-Trichlorphenoxyazinsäureester, Ammoniumsulfamat oder auch Dieselöl und Petroleum eingesetzt. Als Nebeneffekte zeigten sich jedoch nicht nur Schädigungen anderer Pflanzenarten, sondern auch der Bodenorganismen und der Avifauna, so dass diese Stoffe seit längerer Zeit nicht mehr im Einsatz sind. Stattdessen wird heute in der Regel das unspezifische Herbizid Glyphosphat („Round-up“) verwendet. Diese Verbindung wird über Blätter oder Verwundungen aufgenommen und in die Wurzeln transloziert, wo sie eine Störung des Shikimi-Säure-Zyklus hervorruft, einer metabolischen Prozesskette bei Pflanzen, die der Herstellung von aromatischen Aminosäuren für die Bioproteinsynthese dient. Insbesondere VAN DEN MEERSSCHAUT & LUST (1997) setzen sich intensiv mit drei verschiedenen Applikationssystemen für Glyphosphat auseinander, durch die sowohl der Kosten- und Arbeitsaufwand als auch die Schädigung des restlichen Ökosystems minimiert und der Effekt der Bekämpfung maximiert werden soll. Sie empfehlen die Methode nach Hack & Squirt, bei der mit Kerben versehene Bäume nachträglich mit dem Herbizid besprüht werden.

Bei den mechanischen Kontrollmaßnahmen können Absägen oder Ausreißen und das Ringeln der Bäume unterschieden werden. Das Problem beim Fällen von *Prunus serotina* besteht darin, dass die Art ein sehr hohes Regenerationsvermögen über Stock- und Wurzelausschläge besitzt. Diese wachsen häufig stark in die Breite, so dass das Ergebnis der Bekämpfung in vielen Fällen eine Bestandsverjüngung sowie eine Erhöhung der Populationsdichte darstellt. Auch beim Ausreißen sind viele Nachbehandlungen der betroffenen

Flächen nötig, da Wurzeln im Boden verbleiben, die neu austreiben können. Beim Ringeln wird in 1,5 m Höhe auf 10 bis 20 cm Länge über den gesamten Stammumfang das Phloem und das Kambium entfernt. Ziel ist es hierbei, durch die Unterbrechung der Nährstoff- und in geringerem Maße auch der Wasserzufuhr die Bäume zu erschöpfen. Die effektivste Wirkung zeigt diese Methode beim Einsatz im zeitigen Frühjahr.

Zur biologischen Bekämpfung wird eine Suspension von Sporen des saprophytischen Pilzes *Chondrostereum purpureum*, der auch mehrere parasitische Eigenschaften besitzt, auf Verletzungen der Pflanzen aufgetragen. Die Sporen keimen in den frischen Wunden aus und das entstehende Mycel durchwächst den Holzkörper. Dabei scheiden die Pilzhyphen verschiedene Toxine aus, die bewirken, dass sich die Epidermis vom Palisadenparenchym ablöst und damit die Photosynthese und die Transpiration behindert werden. Eine erfolgreiche Infektion zeigt sich anhand einer silbrigen Verfärbung der Blätter. Der eigentliche zum Absterben der Pflanze führende Grund ist jedoch die Blockierung des Saftflusses durch das Eindringen des Pilzes in die Gefäße. Bei dieser Methode muss jedoch bedacht werden, dass *Chondrostereum purpureum* auf eine Vielzahl von Arten aus der Familie der Rosaceae übergehen kann und dass durch den Einsatz im Umkreis von etwa 5 km ein erhöhtes Infektionsrisiko festzustellen ist.

Eine Kombination der genannten Maßnahmen erzielt in jedem Fall den größten Bekämpfungserfolg. Allerdings muss darauf geachtet werden, dass unabhängig von der Methode eine langfristige Bekämpfung notwendig ist, da *Prunus serotina* neben dem oben genannten Regenerationsvermögen auch eine persistente Diasporenbank aufweist (vier bis fünf Jahre). Dabei ist nach KOWARIK (2003a) insbesondere zu bedenken, dass die Späte Traubenkirsche durch alle Kontrollmaßnahmen zunächst profitiert, da durch das höhere Lichtangebot die Keimung der Samen gefördert wird. Somit ist es möglicherweise in vielen Fällen eine gute Alternative, überhaupt nicht einzugreifen und abzuwarten, inwieweit die Verhältnisse durch weitere Sukzessionsprozesse sich verändern. Eine Ablösung als dominante Baumart könnte dabei durch die Pflanzung von *Fagus sylvatica* im Unterwuchs gezielt gefördert werden (STARFINGER et al. 2003).

5.1.5 *Crassula helmsii* (KIRK) COCK., Crassulaceae

5.1.5.1. Verbreitung

Eine floristische Besonderheit stellt für die Ostfriesischen Inseln das Vorkommen von *Crassula helmsii* im Südstrandpolder auf Norderney dar, welches erstmals von FEDER (2003) dokumentiert wurde. In ihrer südhemisphärischen Heimat, in Australien, Neuseeland und Tasmanien, besiedelt die Art flache Stillgewässer und Flussufer, ist jedoch auch im Bereich von Salzwiesen und halin geprägten Sümpfen verbreitet und besitzt dementsprechend eine gewisse Salztoleranz, sie ist aber auch gegen Schwermetalle relativ unempfindlich (KÜPPER et al. 1996). An feuchten Ufern kann *Crassula helmsii* auch den terrestrischen Bereich besiedeln und zeigt dabei als Anpassung eine Modifikation der Wuchsform.

5.1.5.2. Einwanderungsgeschichte in Europa

Das Nadelkraut wurde 1914 in England als anspruchslose Zierpflanze für Gartenteiche eingeführt und seit 1927 über den Handel vertrieben (KÜPPER et al. 1996). Nach DAWSON & WARMAN (1987) zeigte sich in den 70er Jahren insbesondere in Südengland eine starke Ausbreitung. Aufgrund einer breiten ökologischen Amplitude konnte die Art in dieser Region das gesamte Spektrum von flachen, sauren, saisonalen Tümpeln bis hin zu kleinen basischen und häufig nährstoffreichen Seen besiedeln. Der erste Fund im Gebiet des kontinentalen Europas stammt aus einem Fischteich im Wellbachtal (Pfälzer Wald) aus dem Jahr 1981, sieben Jahre später konnte *Crassula helmsii* auch für zwei Seen in Westfalen sowie für einen Teich bei Heikendorf in der Nähe von Kiel nachgewiesen werden (BÜSCHER et al. 1990, CHRISTENSEN 1993). In der elektronischen Datenbank „Floraweb“ (<http://www.floraweb.de/neoflora/handbuch/crassulahelmsii.html>) werden derzeit 23 Fundorte für Deutschland angegeben, wobei sich das Norderney am nächsten gelegene Vorkommen nordöstlich von Friesoythe befindet. Nach mündlicher Auskunft von E. Garve vom Niedersächsischen Landesamt für Ökologie sind jedoch allein für Niedersachsen schon 29 Bestände bekannt. Dies deutet auf eine aktuell sehr starke Ausbreitungstendenz der Art hin. Der Erstfund für Belgien stammt aus dem Jahr 1982 (Flandern), in den Niederlanden wurde die *Crassula helmsii* erstmals 1995 in Ost-Brabant nachgewiesen (STOLWIJK et al. 2003). In der Warnliste der Europäischen Pflanzenschutzorganisation (EPPO) (http://www.eppo.org/QUARANTINE/Alert_List/invasive_plants/Crassula_helmsii.htm) sind darüber hinaus Vorkommen aus Portugal, Spanien und Russland (Baikalsee-Region) sowie aus dem Südosten der USA angegeben.

5.1.5.3. Ausbreitung

Crassula helmsii baut in Europa in der Regel mehr oder weniger einartige Dominanzbestände auf, durch welche die einheimischen Pflanzenarten stark zurückgedrängt werden (DAWSON & WARMAN 1987, BÜSCHER et al. 1990, KÜPPER et al. 1996). Ein Beispiel für den schnellen Aufbau von Massenbeständen durch das Nadelkraut ist für den Fühlinger See bei RYDL (2004) dargestellt. Unter Wasser bis etwa 3 m Tiefe sowie an der Wasseroberfläche bildet dieser Neophyt meist dichte Rasen mit großer Biomasse aus, die häufig in Konkurrenz zu *Callitriche*-Arten stehen. An Land wächst das Nadelkraut in Form großer, geschlossener Matten, die das Wachstum anderer Pflanzen wie z.B. *Mentha aquatica* beeinträchtigen. Dies gelingt, da *Crassula helmsii* sich durch eine sehr hohe Wachstumsleistung sowie eine äußerst effiziente vegetative Vermehrung über Sprossfragmente auszeichnet, die hydrochor und

ornithochor als auch durch Weidevieh und Angler verbreitet werden (DAWSON & WARMAN 1987, KÜPPER et al. 1996). Dabei reichen Sprossstücke von gerade einmal 10 mm Länge aus, um eine neue Pflanze zu regenerieren, sofern mindestens ein Sprossknoten vorhanden ist. Hinzu kommt im Herbst eine ausgeprägte asexuelle Reproduktion über Turionen, fruchtbare Samen sind zumindest aus Großbritannien nicht bekannt.

Einen weiteren Konkurrenzvorteil gegenüber den meisten einheimischen Arten besitzt *Crassula helmsii* durch seinen wintergrünen Wuchs, der dem Nadelkraut im Frühjahr zu einem deutlichen Entwicklungsvorsprung verhilft. Das Unvermögen Hydrogencarbonat zur Photosynthese zu nutzen, wird durch das Vorhandensein eines aquatischen diurnalen Säurerhythmus kompensiert (NEWMAN & RAVEN 1995, KEELEY 1998). Weiterhin ist das Nadelkraut nach RYDL (2004) erheblich widerstandsfähiger gegen ein Trockenfallen als andere Arten, was vermutlich auch bei der Besiedlung der Flächen im Südstrandpolder eine wichtige Rolle gespielt hat.

5.1.5.4. Vergesellschaftung

Nach OBERDORFER (1994) besitzt das Nadelkraut insbesondere in Vegetationseinheiten des Littorellion und des Potamogetonion deutliche Einbürgerungstendenzen. Auch im Südstrandpolder auf Norderney werden ähnliche Habitats besiedelt. Die Schwerpunkte der Vorkommen von *Crassula helmsii* liegen im Uferbereich des zentralen Sees sowie innerhalb des Abflusses an den Rändern und auf kleinen Erhebungen unterhalb der Wasserkaskaden (s. Abb. 25).

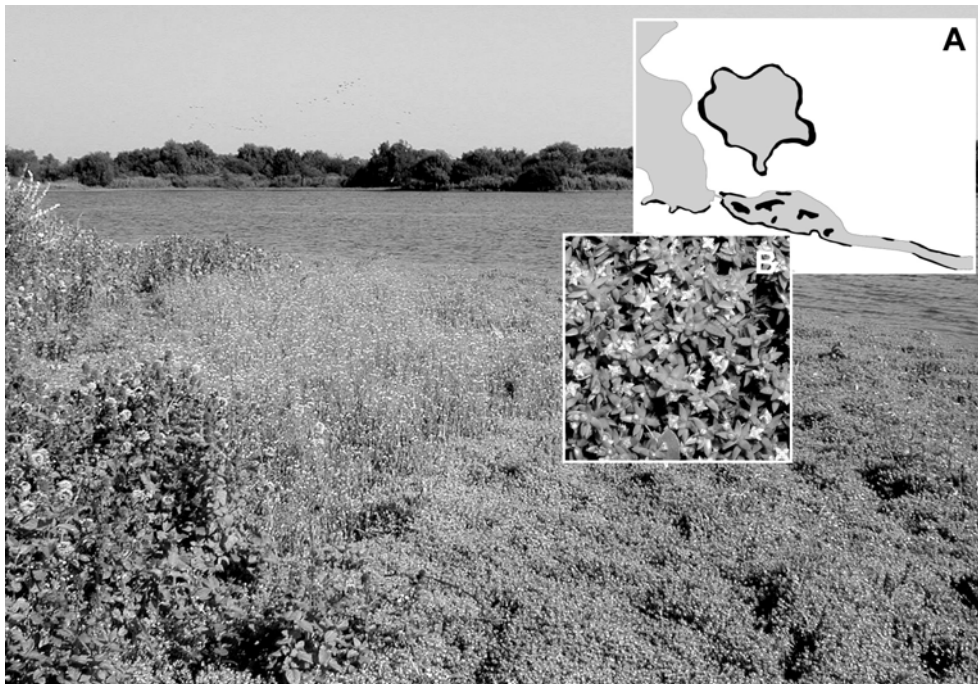


Abb. 25: *Crassula helmsii* besiedelt in dichten Matten Uferbereiche im Südstrandpolder auf Norderney. A Aktuelles Verbreitungsgebiet (schwarz); B Detailaufnahme.

Besiedelt werden bevorzugt die flach ansteigenden Ufer, an steileren Kanten reichen dagegen meistens Gebüsche mit *Salix repens* und *Hippophaë rhamnoides* bis an die Wasserkante heran. In der Regel ist im Wasser ein 50 bis 100 cm breiter Streifen submerser, einartiger Bestände des Nadelkrauts ausgebildet. Darauf folgt landeinwärts hin ein 1 bis 2 m breites Areal mit einem dichten, etwa 8 cm hohen Rasen von *Crassula helmsii*, in dem lediglich

Samolus valerandii als weitere Art mit hoher Individuenzahl vertreten ist. Erst in leicht erhöhten Bereichen, in denen die Wuchskraft des Neophyten nachlässt, treten *Mentha aquatica*, *Hydrocotyle vulgaris* und *Myosotis laxa* hinzu, die normalerweise problemlos auch die tiefer gelegene Flächen besiedeln können (s. Abb. 25). Zu den selteneren Begleitarten zählen *Linum catharticum* und *Pulicaria dysenterica*.

Die geringe Artenzahl erschwert eine eindeutige pflanzensoziologische Zuordnung dieser Bestände, die hohe Abundanz von *Samolus valerandii* sowie das höchstete Auftreten von *Hydrocotyle vulgaris* als wichtiger Differentialart des Hydrocotylo-Baldellion legen eine Zugehörigkeit zur Littorelletea uniflorae nahe. An der Südseite des Abflusses erweitert sich mit *Anagallis minima* und *Radiola linoides* das Artenspektrum um einige Vertreter der Isoëto-Nanojuncetea, hier tritt *Crassula helmsii* nicht mehr dominant auf. Außerdem kommen in einigen Bereichen *Centaurium littorale*, *Sagina nodosa*, *Carex flacca*, *Carex oederi* s.l. sowie *Bryum*-Arten hinzu. Diese etwas trockeneren Bestände besitzen somit einige wichtige Taxa, die auf eine Zugehörigkeit zum *Cicendietum filiformis centaurietosum littoralis* hindeuten (vgl. PETERSEN 2000).

5.1.5.5. Die Situation im Untersuchungsgebiet

Crassula helmsii ist nach Auskunft von A. Spiegel, Leiterin der Außenstelle der Nationalparkverwaltung auf Norderney, erst seit wenigen Jahren im Südstrandpolder zu finden. Vermutlich wurde die Art durch rastende Wasservögel eingeschleppt. In nur wenigen Jahren hat das Nadelkraut es geschafft, sich in der schmalen Zone schwankender Wasserstände im Uferbereich der Wasserflächen als absolut dominierende Art zu etablieren (vgl. auch FEDER 2003). An Stelle mehr oder weniger offener Sandböden befinden sich dort nun dichte Matten des Neophyten aus der Südhemisphäre. Auch wenn sich *Samolus valerandii* derzeit noch gut innerhalb dieser Dominanzbestände halten kann, ist die weitere Entwicklung der Vorkommen dieser nach GARVE (2004) stark gefährdeten Rote-Liste-Art ungewiss. Eine weitere Beobachtung der betroffenen Flächen ist daher dringend erforderlich, um gegebenenfalls Gegenmaßnahmen einleiten zu können.

5.1.5.6. Bekämpfung

Obwohl es sich bei *Crassula helmsii* um einen relativ jungen Neophyten handelt, gibt es schon einige Erfahrungen hinsichtlich möglicher Bekämpfungsmaßnahmen (KÜPPER et al. 1996, Floraweb, EPP0). Von einer mechanischen Bekämpfung wird in der Regel abgeraten, da eine vollständige Entfernung eher unwahrscheinlich ist und die weitere Ausbreitung über entstehende Sprossfragmente gefördert wird. Bessere Erfolge sind durch das Abdecken mit dunkler Folie erzielt worden, jedoch ist von dieser Maßnahme auch die Begleitflora betroffen. Dies gilt auch für den Einsatz von Herbiziden. Nach DAWSON (1996) besitzt das Nadelkraut eine hohe Resistenz gegenüber verschiedenen gängigen Produkten. Aufgrund der meist hohen Biomasse von *Crassula helmsii* ist in jedem Fall eine wiederholte Anwendung nötig. Daher wird seitens der Europäischen Pflanzenschutzorganisation von einer Bekämpfung der Art abgeraten, höchste Priorität gilt der Verhinderung einer weiteren Ausbreitung.

5.2 Nicht-invasive Neophyten der Ostfriesischen Inseln

Eine detaillierte Beschreibung der einzelnen nicht-invasiven Neophytenarten befindet sich auf der beiliegenden CD, einen Überblick über die nachgewiesenen Taxa gibt die Tabelle 1.



ab S. 85

Tabelle 1: Liste der auf den Ostfriesischen Inseln nachgewiesenen nicht-invasiven Neophytenarten.

Neophytische Pflanzenart	Deutscher Name	Familie
<i>Acorus calamus</i> L.	Kalmus	Acoraceae
<i>Aesculus hippocastanum</i> L.	Roskastanie	Hippocastanaceae
<i>Amaranthus</i> L.	Fuchsschwanz	Amaranthaceae
<i>Armoracia rusticana</i> G. M. & SCH.	Meerrettich	Brassicaceae
<i>Aster tradescantii</i> L. u. <i>A. lanceolatus</i> WILLD.	Aster	Asteraceae
<i>Claytonia perfoliata</i> DONN EX WILLD.	Tellerkraut	Portulacaceae
<i>Conyza canadensis</i> (L.) CRONQUIST	Kanadisches Berufkraut	Asteraceae
<i>Corispermum leptopterum</i> (ASCHERS.) ILJIN	Schmalflügeliger Wanzensame	Chenopodiaceae
<i>Coronopus didymus</i> (L.) SM.	Zweiknotiger Krähenfuß	Brassicaceae
<i>Cotula coronopifolia</i> L.	Laugenblume	Asteraceae
<i>Cymbalaria muralis</i> G. M. & SCH.	Zimbelkraut	Scrophulariaceae
<i>Datura stramonium</i> L.	Stechapfel	Solanaceae
<i>Diplotaxis tenuifolia</i> (L.) DC. und <i>Diplotaxis muralis</i> (L.) DC.	Schmalblättriger Doppelsame, Mauer-Doppelsame	Brassicaceae
<i>Fagopyrum esculentum</i> MOENCH.	Echter Buchweizen	Polygonaceae
<i>Fallopia sachalinense</i> (F. SCHMIDT) RONSE DECR.	Sachalin Flügelknöterich	Polygonaceae
<i>Forsythia viridissima</i> LINDL.	Forsythie	Oleaceae
<i>Galinsoga ciliata</i> (RAF.) BLAKE und <i>Galinsoga parviflora</i> CAV.	Drüsiges Franzosenkraut, Kleinblütiges Franzosenkraut	Asteraceae
<i>Helianthus tuberosus</i> L.	Topinambur	Asteraceae
<i>Heracleum mantegazzianum</i> SOMMER & LEVIER	Riesen-Bärenklau	Apiaceae
<i>Iberis umbellata</i> L.	Doldige Schleifenblume	Brassicaceae
<i>Impatiens glandulifera</i> ROYLE	Drüsiges Springkraut	Balsaminaceae
<i>Impatiens parviflora</i> DC.	Kleinblütiges Springkraut	Balsaminaceae
<i>Juncus tenuis</i> WILLD.	Zarte Binse	Juncaceae
<i>Lunaria annua</i> L.	Einjähriges Silberblatt	Brassicaceae
<i>Lupinus polyphyllus</i> LINDL.	Verschiedenblättrige Lupine	Fabaceae

<i>Lycium barbarum</i> L.	Bocksdorn	Solanaceae
<i>Lysimachia punctata</i> L.	Punktierter Gilbweiderich	Primulaceae
<i>Matricaria discoidea</i> DC	Strahllose Kamille	Asteraceae
<i>Nicandra physalodes</i> (L.) GAERTN.	Giftbeere	Solanaceae
<i>Oenothera ammophila</i> FOCKE und <i>Oenothera biennis</i> L.	Sand-Nachtkerze, Gewöhnliche Nachtkerze	Onagraceae
<i>Ornithogalum umbellatum</i> L.	Doldiger Milchstern	Liliaceae
<i>Papaver somniferum</i> L.	Schlafmohn	Papaveraceae
<i>Parentucellia viscosa</i> (L.) CARUEL	Gelbe Bartsie	Scrophulariaceae
<i>Parietaria judaica</i> L.	Mauer-Glaskraut	Urticaceae
<i>Parthenocissus inserta</i> (KERN.) FRITSCH	Fünfblättriger Wilder Wein	Vitaceae
<i>Pinus nigra</i> ARNOLD	Schwarzkiefer	Pinaceae
<i>Reseda luteola</i> L.	Färber-Wau	Brassicaceae
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	Robinie	Fabaceae
<i>Rubus laciniatus</i> WILLD.	Schlitzblättrige Brombeere	Rosaceae
<i>Sambucus ebulus</i> L.	Zwergholunder/Attich	Caprifoliaceae
<i>Senecio inaequidens</i> DC.	Schmalblättriges Greiskraut	Asteraceae
<i>Senecio vernalis</i> WALDST. & KIT.	Frühlingsgreiskraut	Asteraceae
<i>Sisymbrium altissimum</i> L.	Ungarische Rauke	Brassicaceae
<i>Sisymbrium volgense</i> M. BIEB. ex E. FOURN.	Wolga-Rauke	Brassicaceae
<i>Solidago gigantea</i> AIT. und <i>Solidago canadensis</i> L.	Späte Goldrute, Kanadische Goldrute	Asteraceae
<i>Spartina anglica</i> C.E. HUBBARD und <i>Sp. x townsendii</i> H. et J. GROVES	Schlickgras	Poaceae
<i>Spiraea</i> L.	Spierstrauch	Rosaceae
<i>Symphoricarpos albus</i> (L.) S.F. BLAKE	Schneebeere	Caprifoliaceae
<i>Syringia vulgaris</i> L.	Gewöhnlicher Flieder	Oleaceae
<i>Tuberaria guttata</i> (L.) FOURR.	Geflecktes Sonnenröschen	Cistaceae
<i>Ulex europaeus</i> L.	Stechginster	Fabaceae
<i>Vaccinium macrocarpon</i> AITON	Großfrüchtige Moosbeere	Ericaceae

5.3 Die Inseln

5.3.1 Borkum

Borkum ist mit 31,8 km² und einer maximalen Ausdehnung von über 10 km Länge vom Westkopf bis zum Hoge Hörn und etwa 7 km Breite die größte der Ostfriesischen Inseln (vgl. Abb. 26). Auch die Siedlungsfläche ist mit 4,3 km² wesentlich größer als auf allen anderen Inseln. Neben dem eigentlichen Stadtkern gibt es Besiedlungsschwerpunkte in den Bantjedünen, auf der Reede und im Ostland, aber auch der Flughafen mit dem Rollfeld wird in das Siedlungsareal einbezogen. Fährverbindungen sowohl nach Emden als auch nach Eemshaven in den Niederlanden sorgen für eine gute Anknüpfung an das Festland, zumal die Anreise durch den auf der Insel eingeschränkt zugelassenen Autoverkehr erleichtert wird. Es kommen jährlich 150000 Kurgäste mit etwa 2 Millionen Übernachtungen auf die Insel (POTT 1995b).

Nach PETERS (1996) ist eine Siedlungstätigkeit auf Borkum seit dem 14. Jahrhundert nachgewiesen, so dass die landschaftliche Umgestaltung auf dieser Insel dementsprechend schon früh einsetzte. In Bezug auf die Erweiterung der Insel flora durch neue Pflanzenarten waren dabei der Ackerbau, die Schafweide und zu Anfang des letzten Jahrhunderts insbesondere die Anpflanzung von Gehölzen in der Greunen Stee, der Waterdelle und einigen Flächen im Ostland von Bedeutung. Zu den neophytischen Gehölzen, die in dieser Zeit bewusst auf der Insel ausgebracht wurden, zählen unter anderem *Rosa rugosa* und *Lycium barbarum*. *Prunus serotina* wurde dagegen erst gegen Mitte des Jahrhunderts angepflanzt (VAN DIEKEN 1970).

Aufgrund der erheblichen Größe sowie der jahrhundertlangen anthropogenen Beeinflussung besitzt Borkum mit 42 Arten die höchste Anzahl an Neophyten aller Ostfriesischen Inseln. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt eindeutig im Stadtbereich (vgl. Abb. 71), aber auch außerhalb der direkten anthropogenen Beeinflussung konnten sich mehrere Arten erfolgreich etablieren. Zu den Pflanzenarten, die aufgrund ihrer weiten Verbreitung besonders auffällig sind, gehören *Parthenocissus inserta*, *Prunus serotina* und *Lycium barbarum*.

Der Fünfblättrige Wilde Wein ist im Wäldchen zwischen dem Jagdhaus und dem Flughafen südlich der Waterdelle, in den Dünen der Kielstücksdelle sowie im Bereich der Steernklipp-, Wolde- und der Oldmanns Olde Dünen besonders häufig vertreten (s. Abb. 70). Im Kontakt mit anderen Gehölzpflanzen wächst *Parthenocissus inserta* als Kletterstrauch und überzieht die umgebende Vegetation meist mit einem dichten Schleier, so sind im Osten der Insel vor allem Gebüsche des *Hippophao-Sambucetum* von der Ausbreitung des Wilden Weins betroffen. In offeneren Dünenbereichen übernimmt die Art dagegen die Funktion eines Bodendeckers und ist dabei mit typischen Arten der Sandtrockenrasen vergesellschaftet. Die meisten Vorkommen befinden sich im Bereich alter Bunkerreste oder anderer Gebäude, die auf den Ausbau Borkums als militärische Festung im Zweiten Weltkrieg zurückgehen (vgl. Abb. 35Abb. 110). Sicherlich ist der Wilde Wein auch zu Tarnung der Bauwerke noch in Kriegszeiten angepflanzt worden, doch erscheint es insgesamt wahrscheinlicher, dass nach Kriegsende die Betonreste der zerstörten Bauten überdeckt und begrünt werden sollten, um das Landschaftsbild attraktiver zu gestalten. In allen Fällen konnte sich die Art jedoch von den primären Ausbringungsstellen in die benachbarte Vegetation hinein ausbreiten.



Abb. 26: Topographische Übersichtskarte der Insel Borkum (1:50000). Hervorgehoben sind die im Ergebnisteil genannten Lokalitäten.

Die meisten Vorkommen von *Prunus serotina* befinden sich auf dem Dünenzug südlich des Muschelfeldes. Etwa 300 m östlich des Flughafens stehen an der Nordseite der Straße mehrere alte Individuen, die in beiden Vegetationsperioden der Untersuchung einen sehr reichen Fruchtansatz aufwiesen. Auf dem Dünenwall selber sind dagegen nur junge Einzelexemplare der Späten Traubenkirsche anzutreffen, deren Dichte deutlich mit steigender Entfernung von den Altbäumen abnimmt. Es kann kein Zweifel daran bestehen, dass die meist nur 1 m hohen Individuen auf natürliche Weise durch Ornithochorie an ihren Standort gelangt sind. Aufgrund der hohen Individuenanzahl und des Fehlens von Anzeichen einer Beeinträchtigung der Wuchsleistung durch Trockenstress ist zu vermuten, dass *Prunus serotina* ohne Kontrollmaßnahmen in den nächsten Jahren massiv zunehmen wird, zumal freistehende Exemplare der Art nach STARFINGER (1990) schon nach sechs Jahren in die reproduktive Phase eintreten können. Weiterhin konnte die Späte Traubenkirsche in den Upholmdünen westlich der Waterdelle, in der A. Neumann die Art 1950 erstmals für Borkum gefunden hat (VAN DIEKEN 1970), in den Bantjedünen, im Dünenal südlich der Olde Dünen und sogar im jungen, primären Dünenal nördlich der Kobbedünen nachgewiesen werden. In allen Fällen handelt es sich um junge, sehr vital wirkende Einzelexemplare, die sich meist innerhalb älterer Rasengesellschaften der Koelerio-Corynephoretea oder im Randbereich von lückigen Gebüschern etabliert haben.

Auch *Lycium barbarum* ist mit insgesamt 56 Beständen relativ häufig auf Borkum vertreten. Im Gegensatz zu *Prunus serotina* befinden sich die meisten Individuen jedoch im Stadtgebiet oder sind direkt im Wegrandbereich angepflanzt worden. Eine Ausnahme bilden zwei Exemplare im Dünenzug südöstlich des FKK-Strandes sowie ein Individuum 260 m westlich der Ostbake und eines in den Oldmanns Olde Dünen. Während letzteres möglicherweise auf die Ablagerung von Gartenabfällen zurückgeht, sind die anderen vermutlich ornithochor ausgebreitet worden (vgl. LEEGE 1937).

Impatiens glandulifera konnte auf Borkum nicht nur auf dem Schuttplatz an der Ostfriesenstraße und in der Nähe des Jagdhauses, sondern auch im Ostland nachgewiesen werden. Während die Bestände südlich des Ackermann-Hofes eher ruderalen Charakter besitzen, dringt die Art am Wendepunkt südöstlich des Wasserwerks in einen naturnahen, mit *Ammophila arenaria* und *Calamagrostis epigejos* durchsetzten Bestand von *Salix repens* ein, der lediglich durch das Auftreten von *Urtica dioica* eine anthropogene Beeinflussung erkennen lässt. Beide Standorte sind als relativ trocken zu bezeichnen. Als Anpassung an diesen extremen Standort sind beim Drüsigen Springkraut ein kleinerer, dickerer Wuchs und kleinere Blätter zu beobachten, die Art zeichnet sich jedoch trotzdem durch reiche Blütenbildung aus.

Auch für *Conyza canadensis* ist es bemerkenswert, dass die Art nicht nur in stadtnahen Gebieten auftritt, sondern massiv in natürlichen Dünenarealen der Kobbedünen bis ostwärts zu den Steerklippdünen festzustellen ist. Darüber hinaus ist das Kanadische Berufkraut gehäuft im Bereich von Flutmarken in sehr jungen Weißdünen im äußersten Ostteil der Insel anzutreffen (s. Abb. 27). Dies legt die Vermutung nahe, dass die Diasporen der ansonsten anemochor verbreiteten Art zumindest eine zeitlang schwimmfähig sind und mit den Wellen hier abgelagert werden. Das Salz des Meerwassers scheint keine Auswirkungen auf die Keimung zu besitzen, dies zeigt sich ebenfalls anhand der Massenbestände von *Conyza canadensis* in Stadtbereichen, die im Winter regelmäßig mit Salz gestreut werden.

Senecio inaequidens besitzt auf Borkum lediglich drei Verbreitungsgebiete am südlichen Ende des Süddünendeichs und am Wanderweg nördlich der Ronden Plate sowie in den Dünen im Bereich der Ronde Plate. Es handelt sich hierbei jedoch um Massenbestände der Art, die sich entweder in Lücken von Kriechweiden-Gebüschern oder direkt in offenen Weißdünen etabliert

haben. Insbesondere der Dünenzug von der Ronden Plate bis zur Greunen Stee ist überall mit ausgedehnten Beständen des Schmalblättrigen Greiskrauts durchsetzt. Auch hier zeigt sich also die problemlose Einwanderung einer neophytischen Art in die naturnahen Küstenökosysteme der Ostfriesischen Inseln (s. Abb. 28).



Abb. 27: Ähnlich wie hier im Gebiet des Kalfamers auf Juist ist *Conyza canadensis* auch auf Borkum in jüngeren Weißdünen weit verbreitet.



Abb. 28: *Senecio inaequidens* besiedelt in den Dünen der Ostfriesischen Inseln häufig windgeschützte Bereiche im *Elymo-Ammophiletum* und *Hippophao-Sambucetum*.

Andere Neophyten wie *Solidago gigantea*, *Heracleum mantegazzianum* oder *Robinia pseudoacacia*, die in festländischen Gebieten aufgrund ihres hohen Invasionspotenzials in naturnahe Pflanzengesellschaften eingewandert sind, zeigen auf Borkum eine starke Abhängigkeit von menschlicher Tätigkeit. Die Bestände der Späten Goldrute gehen entweder auf gezielte Anpflanzungen oder auf Ablagerungen von Gartenabfällen zurück. Auch das Vorkommen von *Solidago canadensis* am Ende der Straße Blanke Fenne, verdankt seine Existenz vermutlich der Entsorgung von Gartenschnitt. Es handelt sich um den einzigen Bestand der Kanadischen Goldrute, der auf den Ostfriesischen Inseln außerhalb von Siedlungsflächen festgestellt werden konnte. Im Westen der Loogster Dünen stehen in direkter Nachbarschaft zu den dortigen Gärten zwei Exemplare des Riesen-Bärenklaus, deren Entstehung ebenfalls durch Gartenabfälle bedingt ist. Weiterhin sind drei Bestände an der Ostfriesenstraße im Bereich des Grabens zwischen Autostraße und Radweg zu finden, von denen lediglich der südliche auf Höhe der Specksniederstraße mit fast hundert Quadratmetern eine größere Ausdehnung besitzt. Während dieses Vorkommen am Grund des Grabens im Halbschatten und Schutz der Gehölze steht, werden die nördlichen bei Pflegemaßnahmen regelmäßig abgemäht.

Eine Art siedlungsnaher Gebüsch- und Wälder ist *Rubus laciniatus*. Die Verbreitung der Schlitzblättrigen Brombeere lässt auf Borkum drei Schwerpunkte erkennen, in und um die Waterdelle herum sowie in den Bantjedünen und ganz besonders im nördlichen Teil der Woldedünen entlang der Reedestraße. Auch zwei weitere Gehölzarten, *Ulex europaeus* und *Aesculus hippocastanum*, besitzen Vorkommen im Bereich der Woldedünen und der nördlichen Greunen Stee, die Rosskastanie kommt darüber hinaus auch im Umfeld des Jagdhauses, am FKK-Strand und im Ostland vor. Ebenfalls häufiger im zuletzt genannten Gebiet vertreten ist *Juncus tenuis*. Genau wie bei den Beständen südlich der Oldmanns Olde Dünen werden hier unter etwas frischeren Bedingungen extensiv betretene Wegrandbereiche besiedelt.

Floristisch sehr interessant sind die beiden Äsungsflächen nördlich und südlich des Waldweges vom Jagdhaus zum Flughafen. In diesen Flächen finden sich nicht nur verschiedene Arten, die in jüngerer Zeit zur Gründung ausgesät wurden, sondern auch eine Reihe von Taxa, die eine frühere ackerbauliche Nutzung nahe legen. Als Neophyten sind dabei *Helianthus tuberosus* und *Fagopyrum esculentum* zu nennen. Weiterhin konnten beide *Galinsoga*-Arten nachgewiesen werden. Für die Franzosenkräuter stellen die Äsungsflächen etwas Besonderes dar, da sich hier die einzigen Vorkommen befinden, die vom gängigen Verbreitungsmuster abweichen.

Als besondere Seltenheiten konnten auf Borkum *Parietaria judaica* mit wenigen Individuen in der Wilhelm-Bakker-Straße sowie *Vaccinium macrocarpon* und *Parentucellia viscosa* gefunden werden. Von der Gelben Bartsie existieren mindestens drei Vorkommen, eines liegt etwa 150 Meter südöstlich der Kläranlage kurz vor dem alten Sommerdeich im Wegrandbereich, die anderen beiden befinden sich am Weg westlich der Landebahnen von den Bantjedünen zum Flughafengebäude. *Parentucellia viscosa* wächst hier zusammen mit einer Mischung aus Arten der Molinio-Arrhenatheretea und der Agropyretalia repentis wie *Dactylis glomerata*, *Holcus lanatus*, *Lathyrus pratensis* und *Trifolium repens* bzw. *Poa pratensis* und *Agropyron repens*.

5.3.1.1. *Campylopus introflexus*

Das Kaktusmoos ist südlich der Stadt Borkum relativ häufig sowohl im Bereich aufgelassener Wege in der Greunen Stee als auch großflächig in den Woldedünen und den Loogster Dünen vorhanden (s. Anhang A3.1). Allein in den beiden letztgenannten Dünenkomplexen befinden sich rund 40 % der Dominanzflächen von *Campylopus introflexus*. Möglicherweise steht dies in direktem Zusammenhang mit der intensiven Schafbeweidung, die früher insbesondere in den Woldedünen betrieben wurde, und der damit verbundenen starken Störung der Vegetationsdecke (vgl. PETERS 1996). Aufgrund des hohen Alters dieser Areale herrschen hier recht saure Dünensande vor, die dem acidophilen Moos entsprechend vorteilhafte Wachstumsbedingungen bieten.

Auch nördlich der Stadt, von der Dodemannsdelle bis hin zum dem Westrand der Waterdelle, ist *Campylopus introflexus* in ortsnahen Dünen anzutreffen. Dies steht im Widerspruch zu den Untersuchungen von PETERS (1996), demzufolge aufgrund einer niedrigeren Populationsdichte der Kaninchen die Dünen in der Nähe des Ortes „...geringer von *Campylopus introflexus* infiziert...“ sind. Diese Aussage trifft zwar für das Areal vom Großen Kaap bis hin zu den Norddünen zu, doch erscheint hier als Erklärung ein Zusammenhang mit der intensiven Sandeinwehung vom Meer und dem damit verbundenen deutlich höheren pH-Wert des Substrates durchaus plausibler.

Weiterhin tritt das Kaktusmoos am gesamten Dünenzug südlich des Muschelfeldes (Hinterwall) auf und besiedelt das Areal nördlich des Ostlandes sowie von hier aus weite Bereiche des Dünengebiets bis zu den Steernklippdünen. In den meisten Fällen handelt es sich um eher kleinere Vorkommen, die mosaikartig an offeneren, häufig durch Tritt oder intensiven Kaninchenverbiss beeinflussten, meist südlich exponierten Hängen eingestreut sind. Großflächigere Bestände befinden sich insbesondere im Dünental der Kobbedünen sowie in den Gebieten nordwestlich und östlich der Ostbake. Diese Bereiche weisen deutlich Spuren früherer Bautätigkeit auf, vor allem die Fahrzeugspuren sind anhand der immer noch verdichteten Böden gut zu erkennen. Ein Zusammenhang mit durchaus schon länger zurückliegenden Störungsereignissen und der heutigen Verbreitung von *Campylopus introflexus* ist durchaus wahrscheinlich.

Bei der Flächenberechnung des Verbreitungsareals des Kaktusmooses fällt auf, dass Borkum als die größte Ostfriesische Insel weitaus weniger Gebiete besitzt, die von der Einwanderung des Neophyten betroffen sind, als Norderney, Langeoog und Spiekeroog, und das, obwohl Borkum die größte Fläche mit Gesellschaften der Xeroserie aufweist. Der prozentuale Anteil von Bereichen mit *Campylopus introflexus* innerhalb der Xeroserie liegt mit 3,9 % deutlich niedriger (Norderney 19,3 %, Langeoog 9,2 % bzw. Spiekeroog 14,8 %).

5.3.1.2. *Rosa rugosa*

Auf der Insel Borkum befinden sich mit über 34 ha etwa ein Viertel aller *Rosa rugosa*-Gebüsche der Ostfriesischen Inseln. Der größte Teil der Vorkommen befindet sich innerhalb der trockenen Dünenareale, wobei insbesondere Gesellschaften der Koelerio-Corynepheretea aber auch das *Hippophao-Sambucetum* sowie in geringerem Maße das *Elymo-Ammophiletum* von der Einwanderung der neophytischen Rose betroffen sind. Aber auch in Vegetationseinheiten der Hygroserie und des Grünlandes sowie auf Flächen mit Gehölzen sind Bestände von *Rosa rugosa* ausgebildet. Auf den Siedlungsbereich entfallen etwa 18 % der Vorkommen. Außerhalb der Stadt zeigt die Art ebenfalls eine starke Bindung an die Tätigkeit des Menschen. So sind an

den meisten Straßen und Wegen westlich der Ostlandgehöfte dichte Rosengebüsche angepflanzt worden, darüber hinaus wurde *Rosa rugosa* in vielen Bereichen als Deckpflanze für gesprengte Bunkerreste genutzt, so zum Beispiel im südwestlichen Teil der Woldedünen, auf dem Dünenzug, der heute das Kurhaus trägt sowie an der heute als Aussichtsdüne genutzten Dünenkuppe westlich der Steernklippdünen (s. Anhang A3.1). Auf den genannten Standorten hat die Kartoffelrose bis heute sehr großflächige Bestände ausgebildet. Bei allen diesen Vorkommen sind in der näheren Umgebung kleinere, jüngere Gebüsch von *Rosa rugosa* zu finden, so dass eine Ausbreitung von den primären Standorten auch ohne weiteres Zutun des Menschen als gesichert gelten kann. Die eher kleinen, sehr vereinzelt auftretenden Bestände in den Steernklipp- und den Oldmanns Olde Dünen sind entweder auf die Vorkommen im Bereich der Aussichtdüne am Ostende oder auf die wegbegleitend angepflanzten Gebüsch nördlich des Wasserwerkes und nördlich der Kielstücksdelle zurückzuführen.

Weitere sehr ausgedehnte Areale befinden sich im Gebiet zwischen den Upholmdünen und der Waterdelle, im westlichen Teil zwischen Muschelfeld und Waterdelle und auf dem Hinterwall bis zu den Dünen nördlich des Flughafens. Für diese vermerkte F. Runge schon 1969 in seinen Feldtagebüchern sehr dichte Bestände von *Rosa rugosa*. Die beiden zuletzt genannten Areale liegen vollständig in der Ruhezone des Nationalparks, wobei insbesondere die Vorkommen am Südrand des Muschelfeldes als problematisch anzusehen sind, da die Art von hier aus nicht nur schützenswerte Trockenrasen überwächst, sondern auch in die feuchte Gebüschvegetation des Muschelfeldes eindringt (s. Abb. 29). Bemerkenswerterweise werden die Pflanzen in diesen großflächigen Beständen kaum kniehoch, erreichen also an keiner Stelle die normale Wuchshöhe von *Rosa rugosa*. Dies ist ein Phänomen, das auch in Trockenrasen anderer Inseln wie z.B. Baltrum und Spiekeroog zu beobachten ist.



Abb. 29: Auf der Südwestseite des Muschelfeldes existieren ausgedehnte, niedrigwüchsige Bestände von *Rosa rugosa* im Bereich ehemaliger Sandtrockenrasen. Entsprechende Vorkommen sind auch auf anderen Inseln ausgebildet (kleines Bild: Spiekeroog).

Eine enge Verzahnung mit höherer Gehölzvegetation ist im Wäldchen am Jagdhaus zu beobachten. Hier wächst *Rosa rugosa* nicht nur in kleineren Freiflächen, sondern auch im

Unterstand meist gepflanzter Baumarten wie *Populus tremula*, *Populus alba*, *Betula pubescens*, *Pinus nigra* und verschiedenen *Salix*-Arten. Selbst unter Beschattung baut die Kartoffelrose hier sehr dichte, undurchdringbare Gebüsch auf und zeigt keine Anzeichen einer eingeschränkten Vitalität. Feuchte Bestände existieren auf Borkum nur in dem Düental nördlich der Kobbedünen, zwischen den Steernklippdünen und De Hahlingtjes, im Bereich des Muschelfeldes und der Waterdelle sowie am östlichen Ende der Greunen Stee. Es handelt sich jedoch generell nur um sehr kleine Vorkommen, in denen *Rosa rugosa* in der Regel deutlich geringere Deckungswerte erreicht als in den trockenen Bereichen.

5.3.1.3. *Fallopia japonica*

Bei dem Japanischen Flügelknöterich ist die Verteilung der Vorkommen über die Ostfriesischen Inseln noch extremer als bei der Kartoffelrose. Über 87 % aller Bestände befinden sich auf der Insel Borkum, insgesamt mehr als 9,5 ha, von denen der größte Teil im Siedlungsbereich liegt. So existieren diverse Vorkommen auf der Reede, im Bereich des Recyclinghofes, im gesamten Stadtgebiet und auch bei den Gehöften im Ostland. Der absolute Verbreitungsschwerpunkt befindet sich auf dem Schuttplatz am Süden der Ostfriesenstraße (s. Abb. 20, S. 52). Von hier aus dringt die Art nach Westen bis über den Fußweg zwischen Commandeursstraße und Ismeerstraße hinaus vor, südlich davon sind die gesamten Straßenzüge von der Specksniederstraße, der Reedestraße bis hin zur Boelkestraße von größeren und kleineren Beständen von *Fallopia japonica* begleitet. Auch der Fußweg in Verlängerung der Specksniederstraße zur Harpunierstraße ist beidseitig von ausgedehnten, dichten Gebüsch der Art flankiert (s. Anhang A3.1).

Ein weiterer Schwerpunkt der Verbreitung liegt im Randbereich der Wege durch die Binnenwiesen Borkums (Boven Trierten, Franzosenschanze, Lange Fenne, Korte Deelen, nördlich des Upholmhofes, am Feldweg zwischen der Ostfriesenstraße und der Kläranlage, auf der Südseite der Bantjedünen und nördlich davon am Geflügelhof). Die Art dringt auch massiv in die Gehölzvegetation des Wäldchens am Jagdhaus ein. Zwar handelt es sich bei *Fallopia japonica* eher um eine lichtliebende Art, trotzdem baut sie in diesem Bereich unterhalb der Baumschicht monodominante Bestände auf, die ganz besonders artenarm sind. Auch am Nordrand der Greunen Stee dringen einige Klone der Art in die Waldvegetation ein.

Eine Besonderheit ist die Existenz dieser in der Regel auf feuchten bis nassen Böden an Bächen und Flüssen wachsenden Art (OBERDORFER 1992, POTT 1995a) auf extrem trockenen Sandböden direkt in den Dünen (s. Abb. 30). So tritt z.B. in den Oldmanns Olde Dünen ein Vorkommen inmitten eines Vegetationsmosaiks aus *Elymo-Ammophiletum festucetosum* und eines frühen Stadiums des *Hippophao-Sambucetum* auf. Die Pflanzen sind relativ kleinwüchsig und weisen Nekrosen an den Blättern auf, die eindeutig auf Wassermangel zurückzuführen sind. Anhand der Größe des Bestandes und des Vorhandenseins mehrerer Generationen verrottender Stängel kann jedoch davon ausgegangen werden, dass sich *Fallopia japonica* schon seit mehreren Jahren an diesem Standort hält. Interessanterweise war dies die einzige Stelle auf den Ostfriesischen Inseln, an der die Art deutliche Fraßspuren an den Blättern aufwies (s. Abb. 30). Diese gehen vermutlich auf Blattschneiderbienen der Gattung *Melitta* oder *Megachile* zurück. Ein weiterer Bestand, welcher ein Vorkommen von *Fallopia japonica* auf extrem trockenen Standorten dokumentiert, steht direkt am Süden der Jan-Berghaus-Straße oberhalb der Strandpromenade innerhalb der Weißdüne. In diesem Fall wachsen die Pflanzen zusätzlich stark windexponiert, so dass der gesamte Vegetationskomplex entsprechend eines Krattwaldes langsam entgegengesetzt zur Hauptwindrichtung an Höhe zunimmt.

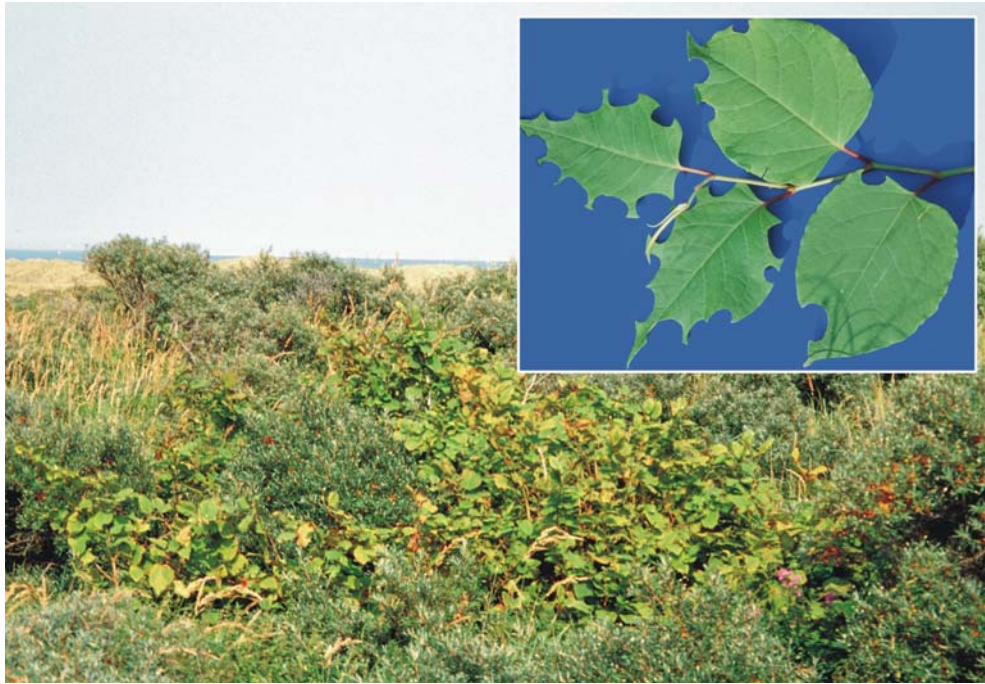


Abb. 30: In den Oldmanns Olde Düne wächst *Fallopia japonica* innerhalb eines trockenen Sanddorngebüschs. Die Detailaufnahme zeigt Fraßspuren von Blattschneiderbienen.

5.3.2 Juist

Mit einer Länge von 15,6 km bei einer durchschnittlichen Breite von nur 1 km besitzt Juist die vermutlich auffallendste Form der Ostfriesischen Inseln. Als Konsequenz der geringen Nord-Süd-Ausdehnung ist der Inselkörper mit Ausnahme des 1875 eingedeichten Billpolders im Westen und dem Hammersee westlich der Domäne Loog fast nur von Vegetationseinheiten der Xero- und der Haloserie bedeckt (vgl. Abb. 31). Zu den einschneidendsten Ereignissen in der Entwicklungsgeschichte Juists zählt der Hammerseedurchbruch im Jahr 1651 der erst im Jahr 1877 auf der Südseite und auf der Nordseite im Zeitraum von 1927 bis 1932 künstlich wieder geschlossen wurde. Für die Siedlungsgeschichte hatte dies erhebliche Auswirkungen (vgl. POTT 1995b), die Zusammensetzung der Insel flora wurde dadurch jedoch kaum beeinflusst. Diese erfuhr dagegen insbesondere durch die Tätigkeit eines Mannes, dem Dorfschullehrer und späteren Ehrendoktor Otto Leege, der zu Beginn des 20. Jahrhunderts auf Juist arbeitete, eine erhebliche Veränderung.

Neben seinen ornithologischen Beobachtungen verwendete Leege viel Zeit auf die Erfassung der Flora und führte insbesondere auf Juist und Memmert sehr viele Pflanzversuche mit Arten vom Festland durch (vgl. LEEGE 1908). So verdankt der heutige Billwald nach JANOWSKY (1996) seine Entstehung zum größten Teil der Tätigkeit Leeges, der neben verschiedenen Gehölzen auch viele krautige Waldarten angepflanzt hat. Noch heute wachsen hier Arten wie *Oxalis acetosella*, *Polygonatum multiflorum*, *Campanula trachelium*, *Teucrium scorodonia*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Maianthemum bifolium* oder auch der in den atlantisch-ozeanischen Küstenheiden verbreitete *Ulex europaeus*. Letzterer ist besonders häufig im Bereich der Augustendüne anzutreffen, besitzt aber auch Vorkommen in den Dünen zwischen dem Ortsteil Loog und der eigentlichen Ortschaft Juist sowie an deren Westrand an den Rändern der Tunen und beim Goldfischeich. Das erfolgreichste Produkt dieser Pflanzversuche ist jedoch *Rosa rugosa*, die von Leege 1907 erstmals auf Juist angepflanzt wurde und heute in vielen Teilen der Insel große Flächen einnimmt (s.u.).

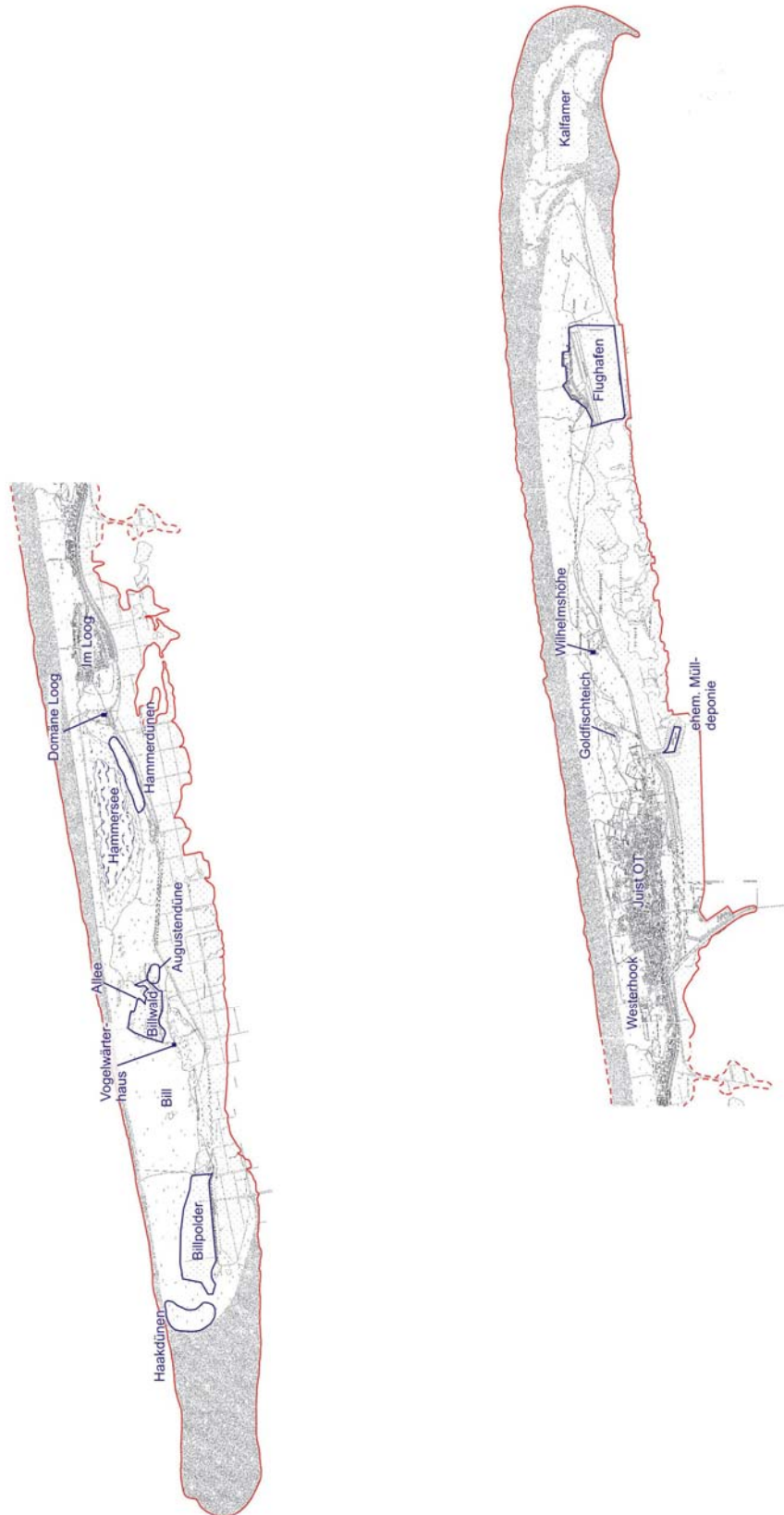


Abb. 31: Topographische Übersichtskarte der Insel Juist (1:50000). Hervorgehoben sind die im Ergebnisteil genannten Lokalitäten.

Als weitere neophytische Art, die auf Juist als sehr problematisch eingestuft werden muss, ist *Prunus serotina* zu nennen (s. Abb. 72). Die Erstnachweis dieser Art stammt nach VAN DIEKEN (1970) von A. Neumann aus dem Jahr 1950, der die Späte Traubenkirsche für die „Allee“ angibt, ein Gebiet nördlich des Billwaldes etwa 200 m nordwestlich der Augustendüne. Aktuell zählt der gesamte Bereich vom Westrand des Hammersees bis westlich des Vogelwärterhauses zu dem absoluten Verbreitungsschwerpunkt nicht nur von Juist, sondern der gesamten Ostfriesischen Inseln. Ob diese neophytische Gehölzart ebenfalls auf Anpflanzungen von Leege zurückgeht, ist unbekannt, in seinen Veröffentlichungen ist die Späte Traubenkirsche an keiner Stelle vermerkt. Ältere Individuen von *Prunus serotina* sind sehr selten, lediglich westlich der Augustendüne wachsen einige Exemplare. Bei der weitaus größten Anzahl an Vorkommen handelt es sich um relativ junge Bäume, die insbesondere in lichterem Bereichen und in den Saumgesellschaften der älteren Anpflanzungen von *Alnus glutinosa*, *Populus tremula* und *Betula pubescens* stehen. Besonders betroffen ist auch das Gebiet nördlich der Augustendüne, das durch ein Mosaik aus niedrigen Gebüschern vor allem von *Betula pubescens* und hochwüchsigen Grasgesellschaften mit *Calamagrostis epigejos*, *Ammophila arenaria* und *Ammocalamagrostis baltica* aber auch kleineren Vertretern der Poaceae besteht (s. Abb. 32). In diesem Bereich bildet *Prunus serotina* zum Teil schon großflächigere dichte Bestände aus, die sich nach Norden hin in maximal 1,5 m hohe Grüppchen von wenigen Exemplaren auflösen.



Abb. 32: Am Nordrand des Billwaldes wachsen große, geschlossene Bestände von *Prunus serotina*, die sich seewärts in Gruppen einzelner Individuen auflösen.

Weiterhin existieren Vorkommen von *Prunus serotina* in der Bill, im gesamten Areal der Haakdünen, auf der Nordseite der Hammerdünen zwischen Kläranlage und Loog sowie zwischen dem Loog und der Stadt insbesondere am Westerhook. Einige wenige Individuen wurden im Bereich des Goldfischteichs festgestellt, jedoch fehlt die Art in den Dünenarealen östlich der Wilhelmshöhe.

Aufgrund der sehr vielen Jungpflanzen von *Prunus serotina* ist davon auszugehen, dass sich die Art in Zukunft wahrscheinlich noch schneller ausbreiten wird, da viele Exemplare mittlerweile die Reproduktionsphase erreicht haben. Dies würde zu einer drastischen

Umgestaltung des Landschaftsbildes der Insel führen, da aktuell sowohl feuchtere als auch trockenere Bereiche von der Einwanderung betroffen sind, Gehölzbestände genauso wie Gebüschformationen oder von Gräsern geprägte Vegetationseinheiten. Ein Handeln ist daher dringend angeraten (vgl. Kap.5.1.4).

Insgesamt wurden auf Juist aktuell 26 verschiedene neophytische Pflanzenarten nachgewiesen (vgl. Abb. 73). *Lycium barbarum* ist zwar äußerst häufig auf der Insel anzutreffen, die Verbreitung beschränkt sich jedoch auf Siedlungsflächen und außerhalb der Ortschaften auf den direkten Randbereich von Wegen. Auch die Bestände von *Solidago gigantea*, *Armoracia rusticana*, *Sisymbrium altissimum*, *Symphoricarpos albus* und *Syringia vulgaris* befinden sich stets in ortsnahen Gebieten und scheinen sich nicht von ihren primären Standorten heraus weiter auszubreiten. *Senecio inaequidens* und *Claytonia perfoliata* dringen dagegen in verschiedenen Arealen in naturnahe Bereiche ein, erstere in die trockenen Dünen z.B. nördlich des Hammersees und östlich des Flughafens, letztere in die Gebüschseinheiten der *Salicetea arenariae*. Auch die Vorkommen von *Juncus tenuis* liegen in der Ruhezone, sind dort jedoch strikt an die Trittbereiche der Wege gebunden. Neben einigen kleineren Beständen östlich des Flughafens liegt das Hauptverbreitungsgebiet im Bereich nicht beschatteter Stellen relativ feuchter Böden entlang von Wegen im Billwald. Neben der allgegenwärtigen *Oenothera ammophila* existieren auf Juist auch größere Bestände der *Oenothera biennis*, die sich als Besonderheit für diese Insel nicht nur auf anthropogen beeinflusste Standorte beschränken (s. Abb. 33). Die Art tritt auch im Bereich des Kalfamers in sehr hoher Individuenanzahl auf und übertrifft dabei stellenweise deutlich die Abundanz der Sand-Nachtkerze.

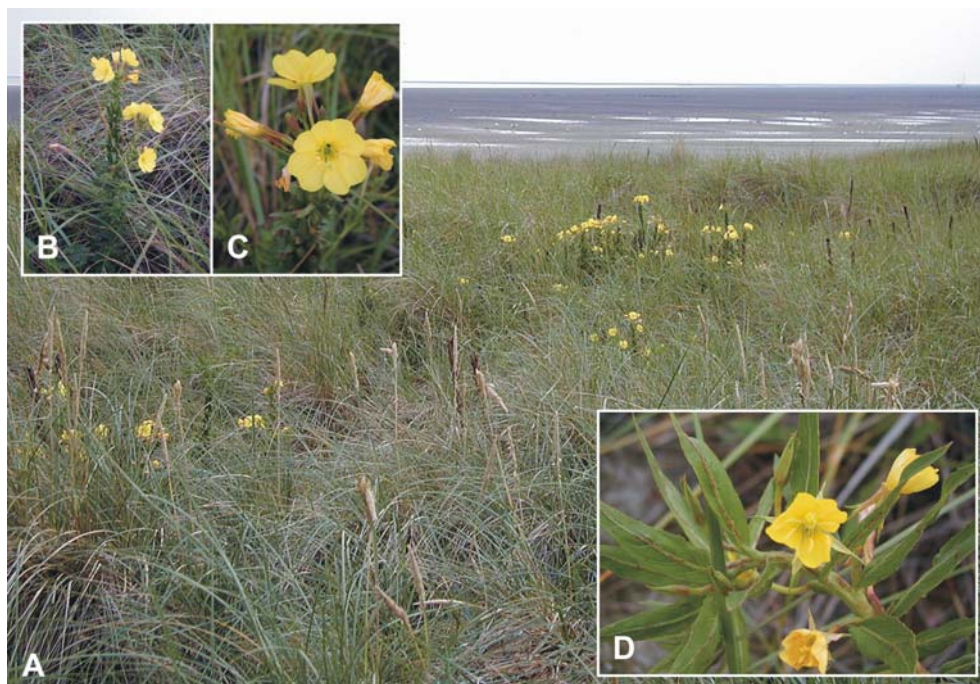


Abb. 33: Am Ostende von Juist wachsen sowohl *Oenothera biennis* als auch *O. ammophila* (A). Erstere besitzt einen geraden Wuchs (B) und große Blüten (C), bei letzteren ist die Stängelspitze meist gebogen und die Blüten sind deutlich kleiner (D).

Von *Heracleum mantegazzianum* existieren auf Juist zwei Vorkommen. Das kleinere befindet sich hinter den Flughafengebäuden innerhalb eines *Rosa rugosa*-Gebüschs, das zweite steht nördlich der Tennisplätze in einer kleinen Senke inmitten der Dünen, die vermutlich gelegentlich zur Entsorgung von Gartenschnitt benutzt wird. Dieses Areal ist durch einen dichten Rasen von *Ammophila arenaria*, *Agropyron repens*, *Festuca rubra* ssp. *arenaria* und *Carex arenaria* gekennzeichnet, in dem neben vereinzelt niedrigen Exemplaren von *Salix repens* auch kleinere Gebüsche von *Rosa rugosa* vorhanden sind. Außer etwa 10 verhältnismäßig kleinen, meist gelblichen und am Rand vertrockneten Blättern wurde im Juli des Jahres 2002 lediglich ein Blühtrieb von 1,5 m Größe mit mehreren Einzeldolden ausgebildet, die zum Zeitpunkt der Untersuchung schon Samen trugen. Aufgrund des Vorhandenseins eines vertrockneten Blühtriebs aus dem Vorjahr ist davon auszugehen, dass sich *Heracleum mantegazzianum* trotz der eher trockenen Bodenverhältnisse und der extremen Sonnenexposition schon seit längerer Zeit an diesem Standort hält.

Interessant ist auch die Wuchsleistung von *Helianthus tuberosus*, einer Art, die auf Juist gerne in den Gärten gezogen wird. Obwohl der Topinambur eher für frische Böden charakteristisch ist, gelingt es ihm an mehreren Stellen (westlich des Ortsteils Loog, nördlich der Siedlung, auf der alten Mülldeponie) trotz welkender Blättern an extrem trockenen Standorten zu überdauern. Die weitere Entwicklung dieser Bestände, die durchweg auf die Lagerung von Gartenabfällen zurückzuführen sind, bleibt abzuwarten.

5.3.2.1. *Campylopus introflexus*

Juist ist die einzige Ostfriesische Insel, auf der das Kaktusmoos bisher als eher unproblematisch einzustufen ist. Im gesamten Gebiet existieren lediglich 29 kleinere Einzelflächen mit insgesamt nur 0,36 ha, darüber hinaus kommen keine Areale vor, an denen die Art dominante Bestände aufbaut (vgl. Anhang A3.2 und A5.2). Somit würde auf Juist als einzige der Ostfriesischen Inseln aufgrund der bisher flächenmäßig geringen Verbreitung von *Campylopus introflexus* eine reale Chance zur mechanischen Bekämpfung durch Absammeln der entsprechenden Moospolster dieser Art bestehen, die auf den anderen Inseln schon so erhebliche ökologische Schäden innerhalb der Sandtrockenrasen verursacht hat. Der Erfolg dieser Maßnahmen könnte sicherlich durch Abdecken der betroffenen Flächen mit *Campylopus*-freien Polstern z.B. von *Dicranum scoparium* erhöht werden. In jedem Fall wäre ein schnelles Handeln dringend nötig, um eine weitere Ausbreitung des Kaktusmooses zu verhindern.

In der Regel handelt es sich bei den von der Einwanderung von *Campylopus introflexus* betroffenen Arealen um kleinflächige Vorkommen im Randbereich von Wegen, so z.B. am Wanderweg von der Domäne Bill zur Augustendüne, am Pfad vom Vogelwärterhaus zum Strand und auch am südlichen Weg um den Hammersee. Aber auch die größten Flächen westlich des Vogelwärterhauses, südwestlich der Augustendüne sowie am Südwestende des Sportplatzes liegen direkt im Trittbereich verschiedener kleiner Trampelpfade.

Das Dünengebiet weiter östlich ist relativ jungen Ursprungs, die ältesten Bereiche davon sind erst rund 350 Jahre alt (vgl. POTT 1995b). Der pH-Wert des Bodens dieses im Durchschnitt nur 200-300 m breiten Dünenstreifens ist mit Werten zwischen 6,9 und 7,6 relativ hoch, Grund dafür ist neben dem geringen Alter die bis heute in einigen Gebieten anhaltende Sandeinwehung vom nahe gelegenen Strand. Diese beiden Faktoren, der hohe pH-Wert und der Sandeintrag, wirken sich ungünstig auf die Etablierung von *Campylopus introflexus* aus und sind vermutlich für das Fehlen des Mooses in diesem Areal verantwortlich.

5.3.2.2. *Rosa rugosa*

Mit über 11 ha ist Juist die Ostfriesische Insel mit den drittgrößten Beständen der Kartoffelrose. Die Verbreitung dieser Art zeigt einen eindeutigen Schwerpunkt in den Siedlungsbereichen des Hauptortes, des Ortsteils Loog sowie des Flughafens unter Einbeziehung der jeweils nordseitig vorgelagerten Dünenzüge (s. Anhang A3.2). *Rosa rugosa* wurde überall in den Gärten der Insulaner angepflanzt und ist in einigen Fällen zu einem lästigen Unkraut geworden, da die unterirdischen Ausläufer auch in Rasenflächen eindringen und durch das Mähen allein nicht wieder verdrängt werden können (s. Abb. 34). Ob die Bestände in den trockenen Dünen in Ortsnähe auf Anpflanzungen oder natürliche Ausbreitung zurückzuführen sind, kann im Einzelnen heute kaum mehr entschieden werden. Zumindest bei den älteren, großflächigen Vorkommen wie z.B. nördlich des Ortsteils Loog und beim Goldfischteich ist eine gezielte Ausbringung sehr wahrscheinlich. Daneben existiert jedoch eine Vielzahl kleinerer Rosengebüsche, bei denen eine natürliche Entstehung über Ornithochorie nicht auszuschließen ist.

Aber auch in eher naturnahen Bereichen der Ruhezone sind größere Bestände von *Rosa rugosa* zu finden. So ist die Kartoffelrose sowohl in den trockenen Dünen als auch in einzelnen feuchten Senken rings um den Hammersee herum stark vertreten, wobei die Art insbesondere im Osten in den Dünen zwischen Domäne Loog und Hammersee ausgedehnte Vegetationsflächen aufbaut. Eine Überlagerung mit dem *Rosa pimpinellifoliae-Salicetum arenariae* ist nur auf der Nordseite des Sees zu beobachten. Auch im Bereich des Vogelwärterhauses sowie entlang des Wanderweges zur Domäne Bill existieren großflächig *Rosa rugosa*-Gebüsch. Diese gehören nach JANOWSKY (1996) zu den ältesten Beständen auf der Insel und wurden vermutlich direkt von O. Leege gepflanzt.



Abb. 34: Unerwünschte *Rosa rugosa*-Bestände werden häufiger gemäht, ohne dass diese Maßnahme einen Erfolg zeigen würde.

Dagegen dürften den Vorkommen in den Ruhezeiten am Kalfamer und in den Haakdünen natürliche Ausbreitungsprozesse zugrunde liegen. Bei dem größeren Gebüsch an der Südseite des Dünenkomplexes im Südostteil des Kalfamers könnte aufgrund der Lokalisierung im oberen

Spülsaumbereich auch hydrochore Ausbreitung eine Rolle gespielt haben. Südöstlich und westlich des Flughafens befinden sich ebenfalls viele Bestände von *Rosa rugosa* im Einflussgebiet der winterlichen Sturmfluten und besitzen im Inneren eine dicke Auflage von Treibsel. Die Gebüsche sind meist etwas aufgelichtet, zeigen aber nur in wenigen Fällen durch Gelbfärbung der Blätter eine verminderte Vitalität an.

5.3.2.3. *Fallopia japonica*

Von dem Japanischen Flügelknöterich existieren auf Juist 25 Einzelvorkommen mit einer Gesamtfläche von 262 Quadratmetern. Neben kleineren Beständen im Ortsteil Loog, nördlich der Siedlung und an der Dorfschule sind vor allem im Ostteil des Ortes und auf der ehemaligen Mülldeponie mehrere zum Teil auch größere Gebüsche von *Fallopia japonica* ausgebildet (s. Anhang A3.2). Vermutlich sind alle Vorkommen auf die Ablagerung von Gartenabfällen zurückzuführen, da der Japanische Flügelknöterich in einigen Gärten auch als Zierpflanze gezogen wird. Sämtliche Gebüsche von *Fallopia japonica* auf Juist befinden sich im Bereich von frischeren Böden und sind insbesondere durch das Auftreten von verschiedenen Ruderalarten wie *Aegopodium podagraria*, *Galium aparine* oder *Agropyron repens* gekennzeichnet. Eine starke Ausdehnung des derzeitigen Verbreitungsareals ist nicht sehr wahrscheinlich, trotzdem sollten zumindest die Bestände an der Schule, am Wasserwerk und auf der ehemaligen Mülldeponie durch mehrfache Mahd in ihrer Vitalität stark geschwächt werden, da in diesen Bereichen die angrenzende Vegetation durchaus gute Voraussetzungen für eine Etablierung von *Fallopia japonica* bietet. Auf die vollständige und geeignete Entsorgung des Schnittmaterials ist dabei zu achten (vgl. Kap.5.1.3.8).

5.3.3 Norderney

Norderney ist mit etwa 14 km Länge und einer maximalen Breite von 2 km die zweitgrößte Ostfriesische Insel. Aus dem kleinen Fischerdorf, das 1530 von Henricus Ubbeus erstmals für Norderney erwähnt wurde (PETERS & POTT 1999), entwickelte sich ein Ort, in dem 1797 das älteste Staatsbad der Ostfriesischen Inseln eingeweiht wurde. Daraufhin setzte ein immer stärker werdender Inseltourismus ein. Heute stehen den 9000 Einwohnern jährlich über 230000 Gäste gegenüber, hinzu kommen die vielen Tagesgäste, die aufgrund der guten verkehrstechnischen Anbindung insbesondere an den Wochenenden in großen Massen auf die Insel strömen.

Norderney besitzt heute eine deutliche Gliederung in drei Bereiche. Der Westkopf ist fast vollständig von der Stadt Norderney eingenommen, außer einigen wenigen Dünenzügen in Strandnähe und westlich des Blautals existieren hier kaum noch inseltypische Ökosysteme. Im Gegensatz dazu erstrecken sich östlich der Meierei ausgedehnte Dünenareale mit Vegetationseinheiten der Ammophiletea, der Koelerio-Corynephoretea sowie mit älteren Sukzessionsstadien der Xeroserie, in deren Senken Gesellschaften der Hygroserie oder auch ausgedehnte Birkenbuschwälder anzutreffen sind (vgl. Abb. 36). Vor allem ortsnahe Dünentäler wurden schon zum Ende des 19. Jahrhunderts zu Grünland umgewandelt und haben in einigen Fällen wie bei den Meiereiwiesen diese Funktion bis heute beibehalten. Das Gebiet östlich vom Ort bis hin zur Oase ist durch Wege gut erschlossen und wird von Touristen hoch frequentiert. Hier unterlag die Insel im Zweiten Weltkrieg während des Ausbaus zur Seefestung, insbesondere durch die Gleisverlegung für die Inselbahn bis östlich der Weißen Düne zur Versorgung der Flakstellungen, erheblichen anthropogenen Störungen, die sich noch heute im Gelände abzeichnen.

Östlich des Parkplatzes am Lütje Eiland ist eine weitgehend unberührte, von Weißdünen und Salzwiesen dominierte Landschaft erhalten geblieben, die aufgrund der größeren Entfernung von der Stadt von vergleichsweise wenigen Touristen betreten wird. In diesem fast 6 km langen Abschnitt der Insel befinden sich außer einigen Vorkommen von *Rosa rugosa* und *Campylopus introflexus* keine Neophyten und auch im mittleren Teil der Insel treten außer diesen beiden Arten nur wenige andere neophytische Sippen auf.

Insgesamt konnten auf Norderney 38 verschiedene Neophyten nachgewiesen werden (vgl. Abb. 74 und Abb. 75). Zu den Arten, die zahlenmäßig am häufigsten auftreten, gehört auch auf Norderney *Lycium barbarum*, der in seiner Verbreitung jedoch ausschließlich auf das Stadtgebiet beschränkt ist. Dies gilt auch für andere häufiger vorkommende Neophyten wie die *Galinsoga*-Arten, *Helianthus tuberosus*, *Azorella maritima*, *Papaver somniferum* und *Sisymbrium altissimum*. Die Ungarische Rauke wurde schon 1949 von Neumann in Vegetationsaufnahmen des *Agrostio-Poetum humilis* am Nordstrand aufgeführt, in dessen Umgebung die Art auch heute noch anzutreffen ist (Quelle: Reinhold-Tüxen-Archiv).

In den ruderalisierten Dünen in Stadtnähe existieren vereinzelt Exemplare von *Senecio vernalis* und in den nährstoffreicheren Holundergebüschchen im Zuckerpadtal, aber auch unter Hecken im Stadtbereich befinden sich Vorkommen von *Claytonia perfoliata*, einer Art, die nach HOBOM (1993) 1988 zum ersten Mal auf Norderney nachgewiesen wurde. Im Bereich der Wege südlich des Großen Dünentals sowie südlich des Campingplatzes am Golfhotel existieren einige Bestände von *Juncus tenuis*. Der zweite Standort wird von den Campinggästen intensiv zu Erholungszwecken genutzt, dies hat in den letzten Jahren zu einer deutlichen Vergrößerung der Population beigetragen. *Parthenocissus inserta* wurde unter anderem auf den Bunkerresten der Weißen Düne und südlich der Meierei angepflanzt, wo sich die Art bis heute massiv vermehrt hat. (s. Abb. 35; vgl. Kap. 5.3.1).



Abb. 35: Einige Bunkerreste auf Norderney sind von einer dichten Decke von *Parthenocissus inserta* bedeckt und kaum noch als solche zu erkennen.

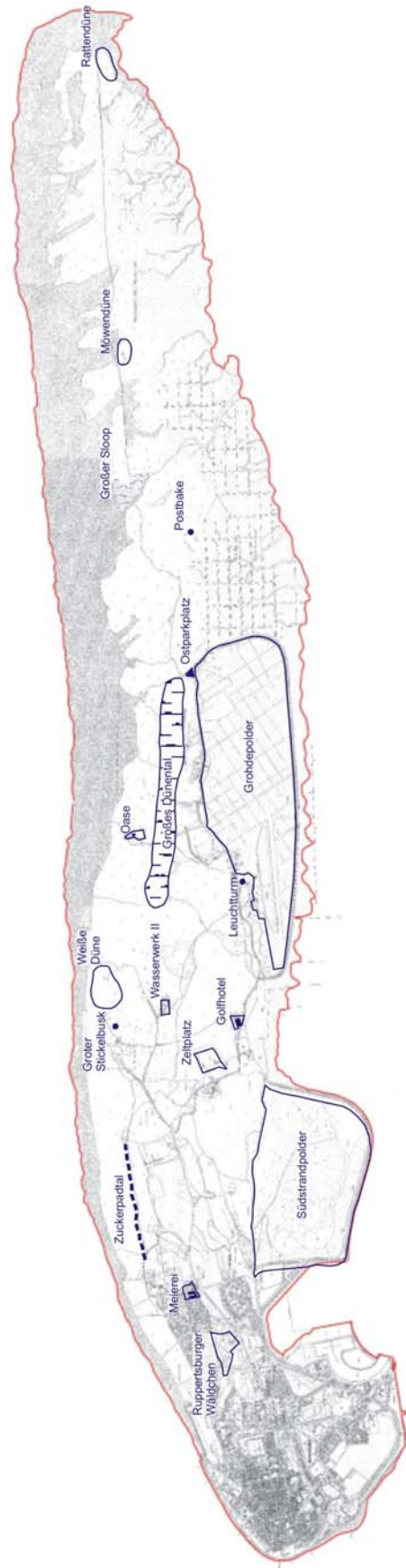


Abb. 36: Topographische Übersicht der Insel Norderney (1:50000). Hervorgehoben sind die im Ergebnisteil genannten Lokalitäten.

Von der Späten Traubenkirsche sind lediglich die Bestände im Ruppertsburger Wäldchen erwähnenswert. Während *Prunus serotina* dort im Jahr 2000 zwar vorhanden war, aber nicht besonders in Erscheinung trat, waren 2002 weite Flächen sehr dicht mit Jungpflanzen dieser Art bedeckt. Die wenigen älteren Exemplare zeigten einen außerordentlich starken Fruchtansatz. Ohne einen Eingriff durch den Menschen könnte so in einigen Jahren die angepflanzte, ebenfalls nicht zur Inselflora zählende *Pinus nigra*, die momentan das Areal beherrscht, durch die Späte Traubenkirsche als Folgeneophyt ersetzt werden (s. Abb. 24, S. 62).

Einer der wenigen Neophyten, die sich auch auf Norderney in vom Menschen in den letzten Jahrzehnten weitestgehend unbeeinflussten Gebieten etablieren konnten, ist *Senecio inaequidens*. Aktuell konnte die Art mit zwei Vorkommen nachgewiesen werden, das eine befindet sich im Randbereich des zentralen Sees im Südstrandpolder und wurde vermutlich über Vögel dorthin eingeschleppt. Der andere Bestand steht nordöstlich des Ostparkplatzes in den Graudünen. *Heracleum mantegazzianum* besitzt auf Norderney lediglich ein sehr kleines Vorkommen in einem Gebüschbereich am Südostende der Sportplätze sowie zwei weitere an beiden Straßenrändern südlich des Golfhotels. Erst im Jahr 2004 konnte auch ein Bestand am Südennde der alten Mülldeponie entdeckt werden, welches lediglich aus einigen Blättern des Riesen-Bärenklau bestand.

Zu den Neophyten, die nur auf Norderney vorkommen, zählen *Echinops sphaerocephalus*, *Sisymbrium volgense*, *Sambucus ebulus*, *Corispermum leptopterum*, *Crassula helmsii* und *Tuberaria guttata*. Insbesondere in der zweiten Hälfte des 19. und zu Beginn des 20. Jahrhunderts wird das Gefleckte Sonnenröschen immer wieder für offene Sandtrockenrasen im Kontakt zu Kriechweidengebüschen oder Krähenbeerenbeständen beschrieben und häufig als Charakterpflanze der Grauen Dünen der Insel bezeichnet (NÖLDEKE 1872b, BUCHENAU 1875, 1887, 1901, KNUTH 1895, LEEGE 1913b). Auffällig bei den Angaben ist, dass sich das Verbreitungsgebiet des Gefleckten Sandröschens im Verlauf der Jahre scheinbar immer weiter nach Osten verlagert hat. HOBOHM (1993) beziffert diesen Versatz auf 2 km innerhalb von 40 Jahren und begründet dieses Phänomen durch eine mangelnde Toleranz gegenüber der mit der Zeit eintretenden Versauerung der Sandböden. *Tuberaria guttata* ist auch in einer Reihe von Vegetationsaufnahmen im Reinhold-Tüxen-Archiv verzeichnet, die von Neumann 1949 angefertigt wurden. Danach tritt die Art am Schießstand, im „Groten Stickelbusk“ östlich der „Weißen Düne“ aber auch im Großen Dünental nördlich des Leuchtturms auf. Letztere Vorkommen bezeichnet er als die östlichsten auf Norderney. Da dieser Standort sich in nur etwa 600 m Entfernung von den heutigen Beständen befindet, ist die Ostwärtswanderung deutlich geringer ausgeprägt, möglicherweise sind auch nur die westlicheren Vorkommen erloschen. Gründe hierfür könnten die Sukzession zu geschlosseneren Vegetationseinheiten oder die nach Osten hin fortschreitende Kultivierung der Dünenareale darstellen. So ist *Tuberaria guttata* insbesondere seit den 30er Jahren aufgrund der intensiveren Nutzung der Dünen stark zurückgegangen (MEYER et al. 1937). Die Art ist nach GARVE (1994) eine der am stärksten gefährdeten Arten, die im Gebiet akut vom Aussterben bedroht ist. Während 1987 noch etwa 70 Exemplare auf Norderney nachgewiesen werden konnten, waren es 1993 nur noch fünf. Aktuell konnten jedoch wieder 15-20 Individuen östlich als auch westlich der Oase jeweils im Randbereich von Kriechweidengebüschen gefunden werden.

Auch *Nicandra physalodes*, die auf einem Schuttplatz an der Deichstraße sowie im Hafbereich gefunden wurde, gehört zu den eher seltenen Neophyten. Die von PETERS & POTT (1999) angegebenen Arten *Amaranthus albus*, *Amaranthus blitoides*, *Datura stramonium*,

Diplotaxis tenuifolia, *Diplotaxis muralis* und *Parentucellia viscosa* konnten außerhalb von regelmäßig gepflegten Bereichen nicht gefunden werden.

Bemerkenswert ist das im Vergleich mit den anderen Ostfriesischen Inseln geringe Auftreten von *Solidago gigantea*. So konnte auf der ganzen Insel nur ein einziger Bestand im Randbereich der Hafestraße kurz hinter der Kreuzung mit dem Windjammer Kai gefunden werden. Hinsichtlich der hohen Besucherzahlen, die als Transportvektoren für einen intensiven Austausch mit dem Festland sorgen, wäre ein stärkeres Vorkommen dieses erfolgreichen Kolonisators zu erwarten gewesen. Vermutlich stellt die Ausbreitung über die Entsorgung von Gartenabfällen gegenüber natürlichen Mechanismen den wichtigeren Faktor dar.

5.3.3.1. *Campylopus introflexus*

Auf Norderney ist das gesamte Areal zwischen Stadt und Ostparkplatz massiv von der Einwanderung des neophytischen Moooses betroffen. Lediglich die jüngeren Dünenbereiche, die Dünentäler, Birkenwälder, Grünlandflächen sowie das Gebiet zwischen Weißer Düne und Großem Düental sind weitgehend frei von *Campylopus introflexus* (vgl. HAHN 2001). Östlich des Ostparkplatzes sind nur noch isolierte Moosflächen zu finden, die sich auf die Dünenzüge nördlich und südlich des Dünen-Heller-Pfades bis etwa auf Höhe der Postbake verteilen. Vom Großen Sloop an ostwärts sind keine Bestände des Kaktusmooses mehr vorhanden. Im Stadtbereich existieren Vorkommen sowohl in den Dünen westlich des Blautals bis hin zum Kapgarten als auch in dem Dünenzug zwischen Strandpromenade und Kinderheim an der Tannenstraße (s. Anhang A3.3).

Norderney besitzt mit Abstand die meisten Dominanzbestände von *Campylopus introflexus*. Über 16,5 ha bestehen aus fast reinen Moosteppichen, etwa 91 % davon innerhalb von Bereichen, die den Vegetationseinheiten der Koelerio-Corynephoretea zuzuordnen sind (s. Abb. 37).



Abb. 37: In vielen Dominanzbeständen von *Campylopus introflexus* sind fast sämtliche krautigen Arten verschwunden.

Die größten zusammenhängenden Areale befinden sich nördlich der Walter-Großmann-Düne, nördlich des Weges am Südstrandpolder, zwischen Golfhotel und Wasserwerk 2 und nordöstlich desselben sowie nördlich des Leuchtturms und westlich der Oase. Alle diese Bereiche unterliegen oder unterlagen stärkerer Trittbelastung und weisen in vielen Fällen auch deutlich Spuren von größeren Fahrzeugen auf, wodurch die Ausbreitung des Kaktusmooses sicherlich beschleunigt wurde.

Ein weiterer wichtiger Faktor zur Förderung der Verbreitung von *Campylopus introflexus* sind die Wildkaninchen, die nach KIFFE (1989) für Norderney schon seit 1652 erwähnt werden (vgl. Kap.5.1.1). Aufgrund von Sichtbeobachtungen wurde der Kaninchenbestand der Insel auf 35000 bis 40000 Individuen geschätzt, was in etwa 13 Tieren pro Hektar entspricht (PETERS & POTT 1999). Damit besitzt Norderney die höchste Kaninchendichte der Ostfriesischen Inseln.

Durch den intensiven Kaninchenverbiss werden insbesondere krautige Pflanzenarten geschädigt (s. Abb. 17, S. 42). Nach Untersuchungen von FROMKE (1997) werden bevorzugt graminoiden Arten wie *Carex arenaria*, *Festuca rubra*, *Agrostis capillaris*, *Corynephorus canescens*, *Aira praecox* und *Luzula campestris* von den Kaninchen abgefressen. Aber auch Vertreter anderer Familien wie *Lotus corniculatus*, *Jasione montana*, *Hieracium umbellatum*, *Trifolium arvense*, *Stellaria graminea* und *Rumex acetosella* sind vom Kaninchenverbiss betroffen und mit Ausnahme des Kleinen Sauerampfers nur äußerst selten in den Trockenrasen auf Norderney anzutreffen (vgl. KIFFE 1989). Unter den daraus resultierenden extremeren Standortbedingungen können andere Moose relativ schnell vom Kaktusmoos verdrängt werden. Dementsprechend liegt die mittlere Artenzahl höherer Pflanzen und Moose unabhängig vom Deckungsgrad von *Campylopus introflexus* auf Norderney fast immer unter den gemittelten Werten für die gesamten Ostfriesischen Inseln (s. Abb. 38). Die Flechtendiversität ist gegenüber den anderen Inseln dagegen leicht erhöht, lediglich in den Dominanzbeständen sind ebenfalls kaum Vertreter der Lichenen vorhanden. Dies hat zur Folge, dass die Gesamtartenzahl bei mittleren Deckungsgraden des Kaktusmooses in etwa den Werten der anderen Ostfriesischen Inseln entspricht, die Dominanzbestände jedoch besonders artenarm sind.

Auch bei der Auswertung der Vegetationsaufnahmen wird dies bestätigt. Unter den sieben Arten, die eine Stetigkeit über 50 % erreichen, sind nur *Carex arenaria* und *Corynephorus canescens* als höhere Pflanzen vertreten, wohingegen auf den anderen Inseln in der Regel mindestens drei bis vier krautige Arten eine hohe Stetigkeit aufweisen. Umgekehrt liegt die Flechtenanzahl mit drei Arten (*Cladonia furcata*, *Cladonia chlorophaea*, *Cladonia foliacea*) deutlich über dem Durchschnitt.

Im Anhang A5.3 sind ebenfalls größere Vorkommen von *Campylopus introflexus* innerhalb des *Hieracio-Empetretum* sowie Vegetationseinheiten der Hygroserie angegeben. Dies ist in erster Linie durch eine kleinräumige mosaikartige Verzahnung mit trockeneren, offenen Bereichen bedingt, die in der Kartierung von HOBÖHM (1993), welche die Grundlage zu dieser Berechnung darstellt, nicht aufgelöst wurde.

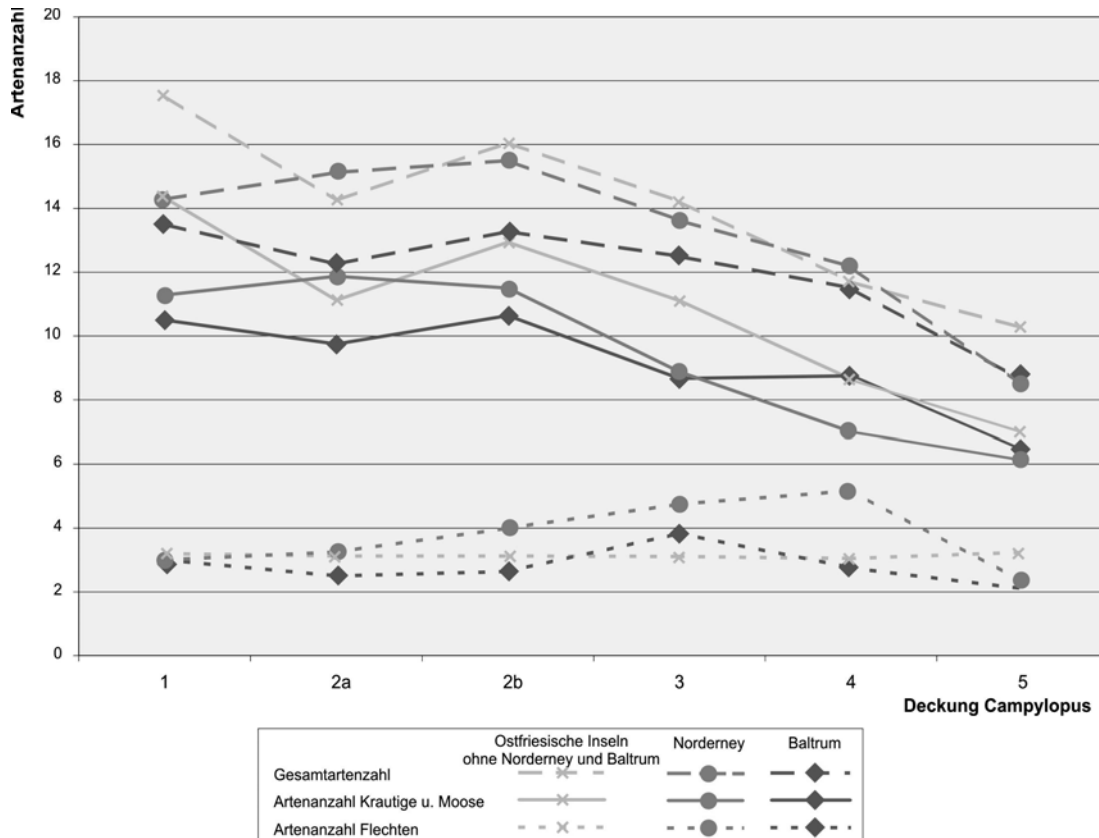


Abb. 38: Korrelation zwischen dem Deckungsgrad von *Campylopus introflexus* mit der Gesamtartenzahl, der Artenzahl von Krautigen und Moosen sowie der von Flechten.

5.3.3.2. *Rosa rugosa*

Norderney besitzt mit etwa 7 ha nach Baltrum die geringsten Vorkommen von *Rosa rugosa*. Diese befinden sich fast vollständig im Bereich von Siedlungsflächen, außerhalb davon tritt die Art nur entlang der Wege und Straßen auf (vgl. HAHN 2001). Lediglich nordwestlich der Aussichtsdüne am Ende des Zuckerpadtals, nördlich vom Leuchtturm sowie am Ostparkplatz existieren einige wenige Bestände, die aufgrund ihrer geringen Größe und der Entfernung zu anthropogen beeinflussten Gebieten möglicherweise auf natürliche Ausbreitung zurückgehen (s. Anhang A3.3). Die Bestände innerhalb des Grohdepolders dürften dagegen gepflanzt sein. Nach PETERS & POTT (1999) sind die Kartoffelrosengebüsche auf Norderney schon so groß, dass eine mechanische Entfernung nicht mehr möglich ist. Dies ist richtig, trifft jedoch wie oben angeführt primär nur auf die Siedlungsflächen zu. Die Bestände in sensibleren Bereichen der Ruhezone sind dagegen noch so kleinflächig ausgebildet, dass diese mit geringem Aufwand durch eine mechanische Bekämpfung zu beseitigen wären. Dadurch würden gleichzeitig neue Ausbreitungszentren eliminiert, von denen ansonsten eine weitere Verbreitung der Art ausgehen könnte.

Auf Norderney kann keine Verdrängung von *Rosa pimpinellifolia* durch ihre neophytische Schwesterart beobachtet werden. Die stärksten Flächenverluste des in der Kartierung von TÜXEN (1949) sehr großflächig vorhandenen *Rosa pimpinellifoliae-Salicetum arenariae* sind auf den Bau der Nordhelmsiedlung zurückzuführen.

5.3.3.3. *Fallopia japonica*

Auch die Vorkommen des Japanischen Flügelknöterichs beschränken sich auf Norderney mit Ausnahme weniger sehr kleiner Bestände am Campingplatz beim Golfhotel sowie dem Parkplatz bei Domäne Eiland weitestgehend auf das Stadtgebiet. Der eindeutige Verbreitungsschwerpunkt liegt im Bereich der alten Mülldeponie östlich der Meierei sowie an der Straße südlich davon (s. Anhang A3.3). Die Bestände von *Fallopia japonica*, die hier nur selten Höhen um zwei Meter erreichen und häufig auf umgelagerten Böden oder Schutt wachsen, sind besonders artenarm, lediglich *Urtica dioica*, *Rubus caesius* und *Carex arenaria* sind in der Regel im Unterwuchs vorhanden. Auch die Vorkommen im östlichen Bereich des Ruppertsburger Wäldchens, im Kurpark sowie östlich des Inselmuseums, die sich unter dichterem Gehölzwuchs ausgebildet haben, besitzen keine kennzeichnenden Arten.

5.3.4 Baltrum

Baltrum ist mit etwa 670 ha Fläche die kleinste der Ostfriesischen Inseln. Dabei entsprach die Ausdehnung und Größe vor 300 Jahren noch dem heutigen Norderney, durch massive Abbrüche im Westen und geringe Zuwächse im Osten der Insel schrumpfte die Fläche Baltrums jedoch schnell auf die heutigen Ausmaße zusammen. Die Gründe hierfür liegen in der hohen Dynamik in der Wichter Ee zwischen Norderney und Baltrum sowie dem Vorhandensein oberflächennaher Lagen stabiler, pleistozäner Bodenschichten am Westkopf von Langeoog (vgl. FROMKE 1997). Erst durch den Bau von Buhnen und Deckwerken konnten die Verluste seit Ende des 18. Jahrhunderts verringert werden.

Zusätzlich zu den Landverlusten an den Inselenden war Baltrum immer wieder von schweren Durchbrüchen im Bereich der Dünenzüge betroffen, so dass über weite Flächen hinweg die Vegetation vernichtet wurde. Jüngstes Zeugnis solcher Naturgewalt ist das Timmermannsgat zwischen West- und Ostdorf, welches bei der verheerenden Sturmflut 1825, die bis auf zwei Häuser die gesamte Siedlung auf der Insel zerstörte, gebildet wurde (vgl. Abb. 40). Aufgrund der resultierenden Armut der Inselbevölkerung wurden die Senkenbereiche der Dünen besonders nördlich des Ostdorfes schon sehr früh intensiv zum Ackerbau genutzt, wobei zum Teil auch Ziergewächse angepflanzt wurden. Noch heute sind diese als Tunen bezeichneten früheren Inselgärten deutlich in der Landschaft zu erkennen.

Baltrum erhielt als letzte der Ostfriesischen Inseln erst 1896 den Status eines Seebades. Bis heute ist Baltrum die Insel mit den niedrigsten Touristenzahlen pro Jahr. Nach POTT (1995b) kommen jährlich etwa 50000 Urlauber und Kurgäste hierher, die aufgrund der geringen Inselfläche jedoch eine erhebliche Trittbelastung insbesondere durch die Schaffung von Abkürzungen innerhalb des generell schon sehr dichten Wegenetzes hervorrufen.

Trotz der genannten anthropogenen Beeinflussung der Insellandschaft ist Baltrum die Ostfriesische Insel mit der geringsten Artenzahl an Neophyten. Aktuell konnten nur 22 verschiedene Sippen in meist geringer Anzahl nachgewiesen werden (s. Anhang A1 und Abb. 76). Lediglich *Lycium barbarum* tritt häufiger auf, ist jedoch in seiner Verbreitung auf die Siedlungsbereiche beschränkt. Dies gilt auch für *Armoracia rusticana*, *Oenothera biennis* und *Sisymbrium altissimum*, die insbesondere an den Südrändern des West- und Ostdorfes anzutreffen sind, wobei von letzterer auch östlich des Deiches vom Großen Düental einige Individuen existieren. Baltrum ist die einzige Ostfriesische Insel, auf der ein verwildertes Vorkommen von *Reseda luteola* gefunden werden konnten. Dieses befindet sich etwa 100 m östlich des Strandcafés an einer Wegkreuzung und wird aus etwa 10 Individuen aufgebaut.

Claytonia perfoliata besiedelt an vielen Stellen die Gebüsche an der Strandpromenade des Westdorfes und die Tertiärdünenlandschaft nördlich des Ostdorfes bis hin zur Peilbake, die von BERNHARD (1994) beschriebene Ausbildung größerer Bestände im Ostdorf konnte jedoch nicht beobachtet werden. In den äußeren Dünenbereichen der Insel konnten wenige Exemplare von *Conyza canadensis* und *Senecio inaequidens* sowie die allgegenwärtige *Oenothera ammophila* nachgewiesen werden (s. Abb. 77). Zusammen mit *Campylopus introflexus* und *Rosa rugosa* gehören diese Arten zu den einzigen Neophyten, die auf Baltrum in die naturnahen Gebiete der Ruhezone eindringen konnten. Die ausgedehnten Bestände von *Juncus tenuis* im Großen Dünenental befinden sich zwar ebenfalls in Schutzzone I, die Art ist hier jedoch strikt an die Wege gebunden (s. Abb. 39).



Abb. 39: Auf den Wegen im Großen Dünenental auf Baltrum sind an vielen Stellen große Bestände von *Juncus tenuis* ausgebildet.

Ebenso wie auf den anderen Ostfriesischen Inseln zeigt *Prunus serotina* auch auf Baltrum eine starke Ausbreitungstendenz. Im weiteren Umfeld des Wasserwerks sind nur wenige ältere Exemplare der Art zu finden, dafür ist insbesondere im Gebiet nördlich des Dünenentals eine sehr große Anzahl junger Individuen vorhanden, die auch unter trockeneren Bedingungen auf exponierten Südhängen keine Anzeichen einer verminderten Vitalität erkennen lassen. Nordöstlich der Kiefernanzpflanzung bei den „Niegen Tunen“ existieren mehrere Gebüsche von *Spiraea spec.*, die vermutlich ein Relikt früherer Inselgärten in diesem Bereich darstellen. *Rubus laciniatus* ist in seiner Verbreitung auf die Kiefernforste westlich und östlich des Wasserwerks beschränkt, so dass die Einschleppung dieser Art vermutlich im Zusammenhang mit dem Transport des Pflanzgutes stattgefunden hat.

Als eine Besonderheit Baltrums sei auf das häufige Auftreten von inselfremden Weidenbastarden in den vorderen Dünenentälern östlich des Westdorfes hingewiesen. Diese in der Regel nur schlecht bestimmbar, zum Teil bis 3 m hohen *Salix*-Arten sind vermutlich auf das Stecken von Windfangzäunen entlang der Wege zurückzuführen, eine Küstenschutzmethode, die bis heute in diesem Dünenareal üblich ist. Auch aktuell konnte beobachtet werden, dass einige der verwendete Zweige erneut ausschlagen und sich auch bewurzeln können.

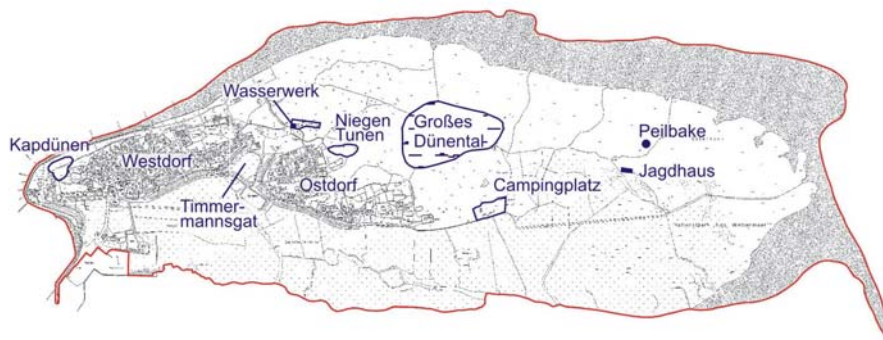


Abb. 40: Topographische Übersichtskarte der Insel Baltrum (1:50000). Hervorgehoben sind die im Ergebnisteil genannten Lokalitäten.

5.3.4.1. *Campylopus introflexus*

Auf Baltrum sind die gesamten Graudünenbereiche zwischen dem Dorf und dem Ostland sowie große Flächen der Kapdünen am Westkopf der Insel von der Einwanderung des Kaktusmooses betroffen, östlich davon existieren nur noch wenige sehr kleine Flächen (s. Anhang A3.4). FROMKE (1997) gibt für Baltrum großflächige Vorkommen im *Violo-Corynephorum* und im *Festuco-Galietum* älterer Dünenareale an. Insgesamt befinden sich gemäß der Auswertung des eigenen Datenmaterials etwa 90 % aller Vorkommen in den Vegetationseinheiten der Koelerio-Corynephoretea, die restlichen Bestände liegen in Bereichen, in denen Trockenrasen eng mit anderen Gesellschaften der Xeroserie (*Elymo-Ammophiletum festucetosum arenariae*, *Hippophao-Sambucetum*, *Hieracio-Empetretum*) verzahnt sind (s. Anhang A5.4). In den Dünen nördlich des Ostdorfes wechseln südexponierte Dominanzflächen von *Campylopus introflexus* mit fast reinen Beständen von *Deschampsia flexuosa* auf den Nordseiten der Dünen, auf denen noch vor 20 Jahren ausgedehnte Krähenbeerheiden existierten (s. Abb. 41).

Auch auf Baltrum befindet sich der größte Teil der Flächen mit *Campylopus introflexus* innerhalb des Einflussbereichs von Wegen und Trampelpfaden, hinzu kommen Gebiete, in denen der Boden durch das Befahren mit schweren Fahrzeugen verdichtet worden ist (vgl. Kap. 5.4.1.5). Dies ist der Fall im Düental nördlich des Wasserwerks durch den Bau der neuen Brunnen und trifft ferner für das vorderste Düental nördlich des Ostlands zu, in welchem Baumaßnahmen zur Abriegelung des Tales gegenüber dem zuvor von Norden her eindringendem Meer durchgeführt wurden.

Auf Baltrum sind dem Jagdinteresse der Anlieger folgend außer Wildkaninchen auch Hasen, Fasane, Rehe und Rebhühner ausgesetzt worden, so dass die Insel nach FROMKE (1997) zu den bestbesetzten Niederwildgebieten Nordwestdeutschlands zählt. Dabei verursachen insbesondere die Kaninchen, deren Populationsdichte mit 3400 bis 5100 Tieren für die kleine Inselfläche viel zu hoch ist, ähnlich wie auf Norderney erhebliche Fraßschäden. Auch für Baltrum liegt die Anzahl der krautigen Pflanzenarten und der Moose deutlich unter dem Durchschnitt der restlichen Ostfriesischen Inseln, auf denen Kaninchen keinen oder einen nicht so großen Einfluss auf die Vegetation besitzen (s. Abb. 38, Kap. 5.3.3.1). Im Bereich niedriger Deckungswerte von *Campylopus introflexus* liegt die Anzahl höherer Pflanzen sogar noch deutlich unter den niedrigen Werten von Norderney. Auch die Flechtendiversität ist auf Baltrum

geringer als auf der westlichen Nachbarinsel, dadurch ist auch die Gesamtartenzahl gegenüber den anderen Inseln um durchschnittlich zwei Arten pro Aufnahme­fläche erniedrigt.



Abb. 41: In den Dünen nördlich des Ostdorfes wechseln sich südexponierte *Campylopus introflexus*- Flächen mit Beständen von *Deschampsia flexuosa* auf den Nordhängen ab.

5.3.4.2. *Rosa rugosa*

Baltrum besitzt mit nur 4,7 ha die im Vergleich zu den anderen Ostfriesischen Inseln geringste Fläche an Kartoffelrosengebüschen. Diese befinden sich zu etwa 70 % innerhalb besiedelter Gebiete und zu fast 95 % außerhalb der Schutzzonen des Nationalparks (s. Anhang A5.4). In der Schutzzone II existieren nur zwischen dem östlichen Kiefernforst und dem Wasserwerk sowie nördlich davon einige Bestände von *Rosa rugosa*, also ebenfalls in orts­nahen Bereichen. Die größten Vorkommen befinden sich im nördlichsten Dünental östlich des Jugendclubs (s. Anhang A3.4). Die Kartoffelrose wächst hier in älteren Stadien des *Hippophao-Sambucetum*, dringt aber auch flächenhaft mit nur 10 cm Höhe in kalkreiche Trockenrasen des *Tortulo-Phleetum* ein.

Die Bestände in der Ruhezone sind alle sehr klein. Neben einzelnen Gebüsch­en am Jagdhaus und am Weg vom Ostland zum Strand beschränkt sich die Verbreitung von *Rosa rugosa* fast ausschließlich auf das Gebiet südlich des Campingplatzes. Während auf der Nordseite des dortigen Weges ältere Anpflanzungen entlang der Gebäude vorhanden sind, dringt die Art auf der Südseite erfolgreich in nur leicht brackische Vorkommen des *Scirpo-Phragmitetum* ein. Obwohl das Areal bei Sturmfluten vom Meer überschwemmt wird, baut *Rosa rugosa* hier bis zu 1,8 m hohe Bestände auf, in denen neben *Phragmites australis* auch *Mentha aquatica*, *Agrostis stolonifera*, *Sonchus arvensis* var. *maritimus* und insbesondere *Solanum dulcamara* mit hoher Stetigkeit vertreten sind. Aufgrund der höheren Anzahl kleinerer Gebüsch­e in schlecht zugänglichem Gelände ist es sehr unwahrscheinlich, dass diese Vorkommen angepflanzt wurden.

5.3.4.3. *Fallopia japonica*

Im Jahr 2001 konnten auf Baltrum nur drei sehr kleine Vorkommen von *Fallopia japonica* festgestellt werden. Das eine befand sich in einer Senke an der Nordwand des Strandschlösschens, die anderen beiden im Randbereich einer Pferdekoppel nördlich von Haus 113 im Ostdorf (s. Anhang A3.4). Diese Fläche wurde 2002 bebaut, zwei Jahre später konnte jedoch zumindest der südwestliche Bestand wieder bestätigt werden. Aus dem Schutz einer das Grundstück umgebenden Hecke breitet sich der Japanische Flügelknöterich hier in die benachbarte Rasenfläche aus und schiebt trotz gelegentlichen Mähens immer wieder neue Triebe nach. Da sich die Standorte auf Privatgelände befinden, wurden keine pflanzensoziologischen Aufnahmen angefertigt.

Aufgrund der Kenntnis über das Ausbreitungspotenzial, welches *Fallopia japonica* auf Borkum besitzt, wäre es sehr ratsam, auch die beiden verbliebenen Vorkommen am Strandschlösschen und im Ostdorf zu beseitigen. Ferner sollten die Flächen in den folgenden Jahren einer sorgfältigen Kontrolle unterzogen werden, um eine mögliche Ausbreitung schon in diesem frühen Stadium zu unterbinden.

5.3.5 Langeoog

Langeoog ist mit einer Fläche von fast 20 Quadratkilometern die drittgrößte Ostfriesische Insel und gilt als die lagestabilste unter ihnen. Trotz der geringen Veränderung der Position wirkten sich auch auf Langeoog die großen Sturmfluten im 18. und 19. Jahrhundert z.T. verheerend aus. Durch die Sturmflut von 1825 entstanden der Große und der Kleine Sloop und die Insel zerfiel zeitweise in drei Teile (vgl. Abb. 42). Während der Kleine Sloop 1890 durch natürliche Dünenbildung wieder geschlossen wurde, war im Bereich des Großen Sloops der Bau einer künstlichen Schutzdüne notwendig, um die Inselteile wieder zu vereinen.

Die auffälligste Veränderung im Landschaftsbild der Insel Langeoog stellt wohl das südlich des Ortes gelegene Flugfeld dar. Durch Aufspülungen von Wattboden und Dünensanden wurde zwischen 1928 und 1930 im Schutz der natürlichen Flinthörndünen ein etwa 150 ha großer Militärflugplatz geschaffen. Umgeben von einer Ringbahn aus Beton wurden die zentralen Bereiche durch eine Bitumenoberfläche unter Zusatz von Muschelschill und Hochofenschlacke verfestigt. Nach dem Krieg wurde diese Fläche umgepflügt und partiell aufgeforstet, die Ringbahn ist gesprengt worden. Während sich im Zentrum durch die Kombination wasserstauer Schichten mit hohem Kalkgehalt einzigartige Bestände des *Junco baltici-Schoenetum nigricantis* und des *Pyrolo-Salicetum repentis* ausbildeten, wurden viele Sprenglöcher mit unterschiedlichen Straucharten bepflanzt, darunter auch *Rosa rugosa*. Am nördlichen und westlichen Rand des Flugfeldes entstand eine Reihe von Schrebergärten.

Dieses Gebiet zählt heute zusammen mit dem Ortskern zu den neophytenreichsten der gesamten Insel (vgl. Abb. 79 und Abb. 80). Viele Zierpflanzen haben sich hier außerhalb der Gartenflächen im Bereich der ehemaligen Ringbahn und in den Gebüschern am Rand des Flugfeldes etablieren können. Dazu zählen insbesondere *Helianthus tuberosus* und *Impatiens glandulifera*, aber auch *Solidago gigantea*, *Parthenocissus inserta*, *Papaver somniferum* und *Aster lanceolatus* sind hier anzutreffen. In den Ritzen zwischen den noch vorhandenen Betonplatten der stark betretenen und befahrenen Ringbahn hat sich vielerorts *Matricaria discoidea* angesiedelt. Als Trittpflanze unter frischeren Bedingungen wächst auf Langeoog an verschiedenen Stellen *Juncus tenuis*. Die größten Vorkommen dieser Art befinden sich entlang des Weges zur Meierei Ostende.



Abb. 42: Topographische Übersichtskarte der Insel Langeoog (1:50000). Hervorgehoben sind die im Ergebnisteil genannten Lokalitäten.

Auf Langeoog konnten insgesamt 29 verschiedene Neophytenarten nachgewiesen werden. Zu den häufigeren Arten, die sich in ihrer Verbreitung fast ausschließlich auf das Stadtgebiet beschränken, gehören - wie auch auf den meisten anderen Ostfriesischen Inseln - *Lycium barbarum* und *Galinsoga parviflora*. Außerhalb der Ortschaft existiert mit dem Gebiet vom Vogelwärterhaus bis zur Meierei ein zweiter Verbreitungsschwerpunkt von Neophyten auf Langeoog. Dies hängt unter anderem mit der großen Silbermöwenkolonie in den Dünen südlich von Dreebargen zusammen. Die larigen gestörte Dünenvegetation, die nach FROMKE (1997) insbesondere durch Kahlstellen, Artenverlust und die Ansiedlung von Ruderalarten sowie kurzlebigen Annuellen gekennzeichnet ist, bietet optimale Wuchsbedingungen für den Therophyten *Sisymbrium altissimum*. *Senecio inaequidens* tritt dagegen gehäuft in den Randbereichen der Möwenkolonie im Düental und der Dünenkette nördlich des Weges zur Meierei auf und besiedelt hier Bereiche mit einer dichteren Vegetationsdecke, die jedoch durch die Möwen oder andere Einflüsse recht niedrigwüchsig bleibt (s. Abb. 43).



Abb. 43: In den Dünen südlich der Möwenkolonie haben sich sehr viele Bestände von *Senecio inaequidens* etabliert.

Ein weiterer Grund für den Neophytenreichtum im Ostteil Langeoogs ist in der Anpflanzung verschiedener Gehölze in der Umgebung des Vogelwärterhauses und der Jagdhütte zu sehen. Direkt hinter dem Haus des Vogelwärters stehen mehrere ältere Exemplare von *Pinus nigra*, im weiteren Umfeld sind darüber hinaus neben einheimischen Arten wie *Alnus glutinosa*, *Acer campestre*, *Picea abies* und *Quercus robur* auch die Neophyten *Rosa rugosa*, *Spiraea spec.*, *Ulex europaeus*, *Rubus laciniatus* und *Prunus serotina* angepflanzt worden. Die meisten Arten spielen in diesem Gebiet eine untergeordnete Rolle. Von *Rubus laciniatus* sind zwar auf der Südseite des Großen Düntales sowie auf dem Schutzdeich und im Bereich nördlich der Melkhörndüne vereinzelt Vorkommen zu finden, größere Bestände sind jedoch nur in den Heerenhusdünen und von dort ostwärts bis hin zum Großen Sloop ausgebildet.

Die Späte Traubenkirsche ist dagegen südlich des Großen Düntals Dreebargen als sehr problematisch einzustufen. Zwischen Jagdhütte und Vogelwärterhaus existiert ein älteres, relativ großes Vorkommen von *Prunus serotina* in einer Dünenmulde, bei dem es sich vermutlich um den von JANOWSKY (1996) beschriebenen Dominanzbestand handelt. Darüber

hinaus hat sich die Art aktuell mit sehr vielen jungen Einzel Exemplaren in den Bereichen östlich und westlich davon angesiedelt (s. Abb. 44).



Abb. 44: *Prunus serotina* hat sich mit vielen einzelnen Jungpflanzen in verschiedenen Vegetationseinheiten im großen Dünenal etabliert.

Prunus serotina wächst hier sowohl im Randbereich höherer Gebüsch von *Betula pubescens*, *Populus tremula*, *Crataegus monogyna* und anderer Arten als auch innerhalb dichter Bestände von *Salix repens* oder *Empetrum nigrum*. Weiterhin hat sich die Späte Traubenkirsche erfolgreich in Senken mit dichter Vegetation aus Gräsern etabliert, zu denen im Einflussbereich der Möwenkolonie vermehrt *Urtica dioica* und *Epilobium angustifolium* hinzutreten. Die meisten Pflanzen der Art sind zur Zeit kaum größer als 1,5 m. Eine gezielte Bekämpfung wäre ratsam, da bei älteren Individuen der Arbeitsaufwand wesentlich größer ist (vgl. Kap.5.1.4). Außerdem haben viele Pflanzen mittlerweile die Reproduktionsphase erreicht, so dass die Ausbreitungsgeschwindigkeit in Zukunft noch zunehmen wird. Neben diesen Vorkommen existieren einzelne Exemplare von *Prunus serotina* auch in den Melkhörndünen, in den Heerenhusdünen sowie im nördlichen Gebiet des Flugfeldes, in dem ebenfalls ältere Individuen zu finden sind.

Langeoog besitzt mit *Cymbalaria muralis*, *Ulex europaeus* und *Cotula coronopifolia* aber auch sehr seltene neophytische Arten, die durch die Aufnahme in die Rote Liste von Niedersachsen und Bremen einem gesonderten Schutzstatus unterliegen. Während das Zimbelkraut nur in den Mauerfugen der Inselkirche vorkommt, existieren vom Stechginster mehrere ältere, solitär stehende Exemplare südlich der Heerenhusdünen und ein weiteres hinter der Jagdhütte. Im Jahr 2002 konnten von der Laugenblume zwei großflächige Vorkommen im Südwesten und Osten des Großen Sloops sowie ein kleineres im Ostteil der Insel nachgewiesen werden (s. Abb. 3, S. 18).

Als weitere Besonderheit der Insel flora ist *Parentucellia viscosa* zu nennen. Auf Langeoog konnten insgesamt zwei Standorte ermittelt werden, einer in der südwestlichen Ecke des Kleinen Sloops, der andere 100 m nordwestlich des Ostdamms vom Großen Dünenal. In beiden Fällen wächst die Gelbe Bartsie im Randbereich von dichten *Salix repens*-Gebüsch in einer

Matrix aus *Calamagrostis epigejos*, *Holcus lanatus*, *Carex arenaria*, *Potentilla anserina*, *Cirsium vulgare* und *Plantago lanceolata*.

Von allen Ostfriesischen Inseln ist Langeoog die einzige, auf der *Heracleum mantegazzianum* aufgrund der derzeitigen Verbreitung als problematisch eingestuft werden muss. Insgesamt konnten drei verschiedene Standorte nachgewiesen werden. Weitere von Mitarbeitern des Niedersächsischen Landesamts für Wasserbau und Küstenschutz (NLWK) angegebene Fundorte konnten nicht bestätigt werden. Da an diesen Stellen jedoch in allen Fällen *Angelica sylvestris* vorgefunden wurde, ist eine Verwechslung der beiden Arten nicht auszuschließen, zumal im gesamten Gebiet des Flugfeldes viele zerschlagene Bestände der Wald-Engelwurz zu finden sind. Lediglich auf der Südseite des von Ost nach West durch das Flugfeld verlaufenden Weges befanden sich etwa 400 m westlich der Hafenstraße mehrere Individuen des Riesenbärenklaus, welche im Jahr 2003 durch das NLWK ausgegraben wurden. Die nach der Bekämpfungsmaßnahme auf der Fläche zurückgelassenen Wurzelstöcke bildeten jedoch schon nach wenigen Tagen wieder Adventivwurzeln aus. Diese Maßnahme verdeutlicht beispielhaft, wie wichtig eine fachgerechte Entsorgung von neophytem Pflanzenmaterial ist, sie weist ferner darauf hin, dass die Aufklärung der Bevölkerung sowie der zuständigen Behörden über den Umgang mit Neophyten dringend intensiviert werden muss (vgl. Kap. 5.2.19, CD).



Abb. 45: Im Düental Dreebargen kann sich seit mehreren Jahren trotz Bekämpfung ein Bestand von *Heracleum mantegazzianum* halten (A). Das Vorkommen in der Hermann-Löns-Straße stellt eine Quelle für erneuten Diasporeneintrag dar (B).

Ein weiteres Vorkommen von *Heracleum mantegazzianum* befindet sich direkt im Düental Dreebargen etwa 650 m nordöstlich des Vogelwärterhauses (s. Abb. 45a). Der Riesenbärenklau wächst hier auf einer kleinen Erhöhung inmitten ausgedehnter Bestände von *Salix repens* und *Phragmites australis*. Die Kuppe wird von graminoiden Arten wie *Calamagrostis epigejos*, *Holcus lanatus*, *Poa pratensis* und *Festuca pratensis* dominiert, die ebenfalls innerhalb des Bärenklau-Bestandes zum größten Teil die Krautschicht aufbauen. Daneben erreichen auch *Rumex acetosa*, *Ophioglossum vulgatum*, *Lathyrus pratensis* und *Potentilla anserina* höhere Deckungswerte. An dieser Stelle wurde *Heracleum mantegazzianum* durch das NLWK im Jahr

2001 ausgegraben und die Fläche mit Teek abgedeckt. Trotz dieser Maßnahme hatte die Art im darauffolgenden Jahr eine höhere Anzahl von Blättern ausgebildet und zwei reich blühende Blütentriebe entwickelt.

Das dritte Vorkommen des Riesenbärenklau befindet sich am Ende der Hermann-Löns-Straße im Ort Langeoog auf einem Privatgrundstück (s. Abb. 45b). Dieser Umstand erweist sich als besonders problematisch, da die Besitzer trotz Anfragen des NLWK nicht gewillt sind, den Bestand entfernen zu lassen. Somit bleibt ein Ausbreitungszentrum auf der Insel erhalten, durch das die Bekämpfung außerhalb des Ortes deutlich erschwert wird, da stets mit möglichen Neuansiedlungen gerechnet werden muss. So haben sich mittlerweile auf der gegenüberliegenden Seite der Herman-Löns-Straße einige Individuen von *Heracleum mantegazzianum* etabliert, obwohl die Fläche mehrmals im Jahr gemäht wird.

5.3.5.1. *Campylopus introflexus*

Langeoog besitzt nach Norderney die größten Flächen mit Vorkommen von *Campylopus introflexus* auf den Ostfriesischen Insel (vgl. Anhang A5.5). Auch die Bereiche mit Dominanzbeständen der Art sind auf Langeoog besonders ausgedehnt. Der Verbreitungsschwerpunkt des Kaktusmooses liegt im Gebiet zwischen den Heerenhusdünen und dem Großen Sloop auf der Südseite des Pirolatals, weiterhin existieren großflächige Vorkommen in den Kaapdünen am Westrand des Ortes, in den Melkhörndünen sowie auf dem Südhang des südlichsten Dünenzuges zwischen Kleinem Sloop und der Meierei Ostende (s. Anhang A3.5). Es handelt sich hierbei um relativ alte Dünengebiete. Aber sowohl in den Flinthörndünen am Südwestende der Insel, die erst zu Beginn des 19. Jahrhunderts entstanden sind, als auch in den strandnahen Dünen auf der Nordseite des östlichen Inselendes existieren kleinere Bestände von *Campylopus introflexus*. Die Art wächst hier auf Sandböden mit einer relativ lockeren Vegetation und einem pH-Wert, der zum Teil über 6 liegt, womit das Kaktusmoos auf diesen Flächen im Bezug auf die Bodenazidität seine obere Toleranzgrenze erreicht (vgl. Kap. 5.4.1.3). Ein Indiz für eine durch den pH-Wert limitierte Wuchsleistung von *Campylopus introflexus* bietet die scharfe Verbreitungsgrenze zu den durch Muschelschalen sehr basenreichen Gebieten der Möwenkolonien sowohl südlich des Großen Dünentals als auch im Dünenzug innerhalb des Kleinen Sloops.

Insgesamt sind über 9 % der Fläche von Vegetationseinheiten der Xeroserie Langeoogs durch die Einwanderung des neophytischen Mooses betroffen, etwa 62 % davon befinden sich wiederum im Bereich von Gesellschaften der Koelerio-Corynephoretea, weitere 26 % innerhalb von Arealen, in denen Trockenrasen mosaikartig mit Beständen des *Hieracio-Empetretum* verzahnt sind (vgl. Anhang A5.5). Letzteres trifft insbesondere für das Gebiet der Heerenhusdünen zu.

Nach FROMKE (1997) ist *Campylopus introflexus* auf Langeoog fleckenhaft im *Violo-Corynephoretum cladonietosum* oder *Carici-Airetum praecocis* vertreten und bildet keine eigene Gesellschaft aus. Auch die aktuellen Vegetationsaufnahme zeigen eine sehr hohe Stetigkeit von *Corynephorus canescens*, *Aira praecox* und *Carex arenaria* sowie *Cladonia furcata* und *Cladonia chlorophaea* als wichtige diagnostische Arten dieser Assoziationen, die Vorkommen sind in vielen Bereiche jedoch schon großflächig ausgebildet. Die Dominanzbestände des Kaktusmooses sind im Vergleich zu Norderney und Baltrum deutlich artenreicher und besitzen mit *Viola canina* ssp. *dunensis*, *Koeleria arenaria*, *Hieracium umbellatum*, *Silene otites*, *Jasione montana* und anderen Arten noch eine deutlichere Anbindung an die Pflanzengesellschaften der Koelerio-Corynephoretea.

5.3.5.2. *Rosa rugosa*

Mit fast 31 ha besitzt Langeoog flächenmäßig annähernd ein Viertel aller Vorkommen von *Rosa rugosa* auf den Ostfriesischen Inseln. Etwa zwei Drittel davon befinden sich außerhalb der Schutzzonen des Nationalparks, insbesondere der den Ortskern umgebene Dünenzug ist von den Heerenhus- bis zu den Süderdünen und auch weiter im gesamten Bereich um das Flugfeld herum mit ausgedehnten Beständen der Kartoffelrose durchsetzt, die sich wahrscheinlich in den meisten Fällen auf Anpflanzungen zurückführen lassen (s. Anhang A3.5). Auch in den Flinthörndünen wurde die Art zu Küstenschutz Zwecken angepflanzt und bildet heute bis zu 300 Quadratmeter große Gebüschzonen aus. An einigen Stellen ist es *Rosa rugosa* gelungen, in die Randbereiche der Flinthörnsalzwiesen einzudringen und sich im Übergang zwischen der Xeroserie und der Haloserie auf schwach halinen Standorten zu etablieren. Auch im westlichen Teil des Großen Sloops wächst *Rosa rugosa* im Bereich der winterlichen Hochwasserstände. Neben einigen schwachen Salzzeigern wie *Atriplex prostrata*, *Atriplex littoralis* und *Matricaria maritima* in der Krautschicht der Gebüsche ist der Einfluss des Meerwassers deutlich an den häufig massiv abgelagerten Treibselsäumen im Inneren der Bestände zu erkennen.

Der eindeutige Verbreitungsschwerpunkt von *Rosa rugosa* liegt jedoch auch auf Langeoog im Bereich von Vegetationseinheiten der Xeroserie. Neben den Vorkommen in den Dünen am Rande des Ortes existieren sehr viele Bestände in den Heerenhusdünen, nördlich des Pirolatals bis hin zu den Melkhörndünen sowie nördlich des Kleinen Sloops. Weiter ostwärts wird die Art immer seltener, erst in der Senke im Lee des vordersten Dünenzuges von der Peilbake an bis etwa einen Kilometer westlich davon sind wieder mehrere zum Teil sehr große Vorkommen von *Rosa rugosa* ausgebildet, die sich hier in direkter Konkurrenz mit anderen Gebüschformationen befinden, insbesondere mit dem *Hippophao-Sambucetum* (s. Abb. 46).



Abb. 46: In den östlichen Dünenzügen von Langeoog dringt *Rosa rugosa* großflächig in Bestände des *Hippophao-Sambucetum* ein.

Teilweise dringt die Art aber auch in die offene Vegetation des *Elymo-Ammophiletum festucetosum* ein. Dieses Bild ist recht einheitlich in allen Gebieten auf Langeoog, wo die Kartoffelrose in strandnahe Dünenabschnitte einwandert. In zentraleren Bereichen der Insel

kommt es darüber hinaus zu Überlagerung mit Vegetationseinheiten der Koelerio-Corynephoretea und mit dem *Hieracio-Empetretum*. Besonders viele Beispiele für die Durchdringung von Krähenbeerbeständen durch *Rosa rugosa* existieren in den Heerenhusdünen und dem daran östlich anschließenden Dünenareal südlich des Pirolatals (vgl. Aufn. 83-85, Anhang A6.8). Im Unterwuchs der Rose büßt *Empetrum nigrum* deutlich an Deckung ein und erreicht nur noch Werte bis maximal 70 %. Mit *Pleurozium schreberi*, *Pseudoscleropodium purum*, *Dicranum scoparium* und *Hypnum cupressiforme* wird die Moosschicht weiterhin aus typischen Arten des *Hieracio-Empetretum* aufgebaut.

Auf Langeoog existieren innerhalb von Pflanzengesellschaften der Hygroserie mit über 1300 Quadratmetern Fläche nach Borkum die größten Vorkommen von *Rosa rugosa*. Insbesondere im Randbereich des Flugfeldes aber auch entlang der Wege im zentralen Gebiet ist die Kartoffelrose aus Anpflanzungen heraus in Bestände des *Caricetum trinervi-nigrae*, des *Scirpo-Phragmitetum*, des *Pyrolo-Salicetum*, des *Junco baltici-Schoenetum nigricantis* und einiger feuchter Gehölzgesellschaften eingedrungen. Aber auch nördlich und westlich des Vogelwärterhauses existieren Vorkommen von *Rosa rugosa* in ursprünglich vom Braunseggenumpf eingenommenen Bereichen.

In seinen Feldbüchern dokumentiert F. Runge die Einwanderung des neophytischen Strauches in ein durch Arten wie *Parnassia palustris*, *Epipactis palustris*, *Carex flacca*, *Linum catharticum* und *Juncus anceps* gekennzeichnetes Dauerquadrat eines *Junco baltici-Schoenetum nigricantis* am westlichen Rande des Flugfeldes. In der ersten Aufnahme weist Runge auf die Gefahr hin, dass die nur 33 cm entfernte *Rosa rugosa* in das Dauerquadrat eindringen könnte, zwei Jahre später hatte sich ein junger Strauch innerhalb der Fläche etabliert und erreichte weitere zwei Jahre später schon 5 % Deckung. In den folgenden Jahren beschleunigte sich die Ausbreitung der Kartoffelrose, so dass die Art sechs Jahre später bei einer Höhe von jetzt 67 cm und einer Deckung von 40 % die Begleitvegetation des Dauerquadrates zu „ersticken scheint“. Im Verlauf der 10 Untersuchungsjahre nahm die Deckung der Moosschicht von 95 % auf 30 % ab und die Artenanzahl höherer Pflanzen verringerte sich von 17 auf 8. Interessanterweise nahm *Salix repens* in den ersten Jahren der Untersuchung weitaus schneller an Deckung zu als *Rosa rugosa* und erreichte zwischendurch Werte von 80 %, wurde jedoch zum Ende hin ebenfalls von dieser zurückgedrängt. Dies ist bisher das einzige über einen längeren Zeitraum hinweg durch Vegetationsaufnahmen belegte Beispiel für die ungewöhnlich hohe Ausbreitungskraft der Kartoffelrose auf den Ostfriesischen Inseln.

5.3.5.3. *Fallopia japonica*

Langeoog besitzt mit fast 500 Quadratmetern nach Borkum die größten Bestände des Japanischen Flügelknöterichs im Gebiet der Ostfriesischen Inseln. Etwa 98 % davon befinden sich im Bereich der Ringbahn, zwischen Hafenstraße und Sportplatz und von hier weiter entlang an der Südseite des Schniederdamms bis hin zum Müllplatz sowie am östlichen Ortsausgang an der Dreesenstraße und auf kleinere Vorkommen verteilt auch innerhalb der Ortschaft. Insbesondere auf gestörten Standorten der Ringbahn ist *Fallopia japonica* aufgrund der direkten Nachbarschaft zu den Inselgärten, in denen die Art häufig kultiviert wird, weit verbreitet (s. Anhang 3.5). In der Regel handelt es sich im Siedlungsbereich um Bestände auf umgelagerten oder künstlich aufgeschütteten Böden, in denen *Fallopia japonica* Deckungswerte über 95 % erreicht und die dementsprechend extrem artenarm sind. Lediglich *Urtica dioica*, *Rubus caesius* und *Aegopodium podagraria* sind häufiger und mit zum Teil höherer Deckung in der Krautschicht anzutreffen.

5.3.6 Spiekeroog

Die 10 km lange und über 18 Quadratkilometer große Insel Spiekeroog unterlag in der Vergangenheit sehr starken morphologischen Veränderungen. Das Harle Seegat zwischen Spiekeroog und Wangerooge war in der ersten Hälfte des 17. Jahrhunderts etwa 6 km breit, durch die Verlandung der Harlebucht verringerte sich jedoch kontinuierlich der Ebbestrom, so dass es in der Folge zur Ausbildung eines Riffbogens zwischen Spiekeroog und der östlich gelegenen, kleinen Insel Oldeog kam, bis schließlich Mitte des 18. Jahrhunderts eine Vereinigung stattfand (vgl. LÖWE 1993). Durch weitere Sandanlandung im Ostteil verkleinerte sich das Seegat bis zur Stabilisierung der Harle durch Buhnen in den Jahren 1938/40 immer weiter, aktuell beträgt der Abstand zwischen Spiekeroog und Wangerooge nur noch ca. 2,5 km. Eine nennenswerte Dünenbildung war auf der Ostplate nach STREIF (1990) erst ab 1930 zu verzeichnen, WOLFF (1996) geht jedoch davon aus, dass auch noch im Jahr 1950 das Gebiet weitestgehend durch vegetationslose Sandflächen mit Quellerbeständen und einigen Binsenquecken-Vordünen an der Nordseite charakterisiert war. Vegetationseinheiten der Graudünen sind bis heute kaum ausgebildet. Aufgrund dieser sehr jungen Genese ist es nicht verwunderlich, dass im gesamten Bereich der Ostplate mit wenigen Ausnahmen (s.u.) keine Neophyten nachgewiesen werden konnten, zumal die beiden Inselteile durch die breite, bei Sturmfluten regelmäßig überspülte Legde voneinander getrennt sind (vgl. Abb. 47).

Im Westteil Spiekeroogs sieht die Situation dagegen ganz anders aus. Während die Dünenlandschaft hier bis zum Ende des 19. Jahrhunderts massiv durch Schafweide und Strandhafermahd beeinflusst wurde, erfolgt heute durch Touristen und Kurgäste, deren Zahl seit der Gründung des Seebades 1846 auf 60000 jährlich angestiegen ist (POTT 1995b), eine Schädigung der Dünenvegetation nördlich und östlich des Dorfes, da die Fläche aufgrund vieler kleiner Trampelpfade einer hohen Trittbelastung ausgesetzt ist. Weiterhin wurden nach erfolgreicher Ausrottung des Wildkaninchens um 1880 zur Erhaltung des Jagdbetriebs Hasen und Fasane ausgesetzt (LÖWE 1993). Vor allem der Fasanenbesatz ist hoch, so dass in Ortsnähe, wo sich aufgrund von Anfütterung besonders viele Tiere aufhalten, die Moospolster der Sandtrockenrasen durch das Scharren der Vögel sehr großflächig aufgewühlt sind (vgl. RIECK 1999).

Durch Anpflanzungen von *Populus tremula*, *Quercus robur*, *Pinus nigra* und *Alnus glutinosa* wurde ab 1860 die Inselflora stark verändert. Aktuell existieren im gesamten Westteil ausgedehnte Wäldchen vom Typ des *Populo-Quercetum*, hinzu kommen diverse *Pinus nigra*-Forste im Norden der katholischen Kirche, nördlich und südwestlich der Kapdünen, im Oster Friederikental (seit 1866) und östlich des Queller Dünenheims (seit 1925). Während erstere weiterhin stark expandieren, sind die Kiefernwälder meist überaltert, da sich *Pinus nigra* hier kaum natürlich verjüngt. Aber auch im Ort selber existieren vergleichsweise sehr viele ältere Bäume in den Gärten und Grünanlagen, wobei *Aesculus hippocastanum*, *Fraxinus excelsior*, *Pinus nigra*, *Tilia cordata* und *Acer*-Arten zu den häufigsten Vertretern gehören.

Entsprechend des höheren Alters und der intensiveren Beeinflussung des westlichen Teils von Spiekeroog konnten hier 30 verschiedene neophytischen Pflanzenarten nachgewiesen werden, deren Verbreitungsschwerpunkt sich im Siedlungsbereich befindet (s. Abb. 81 und Abb. 82). Sowohl *Armoracia rusticana* als auch *Galinsoga ciliata*, *Galinsoga parviflora*, *Impatiens glandulifera*, *Impatiens parviflora*, *Lysimachia punctata*, *Ornithogalum umbellatum*, *Robinia pseudoacacia* und *Helianthus tuberosus* konnten zumeist nur in wenigen Exemplaren stets innerhalb des Dorfes oder in dessen direkter Umgebung gefunden werden. Das Vorkommen des Kleinblütigen Springkrauts auf einem wilden Lagerplatz von Gartenabfällen

(Ecke Südermess und Richelweg) ist der einzige Fundort, der aktuell auf den gesamten Ostfriesischen Inseln nachgewiesen werden konnte. *Solidago gigantea* zeigt ebenfalls eine enge Bindung an die Siedlungsflächen, dringt in einigen Bereichen jedoch bis in die benachbarten Dünenareale vor.

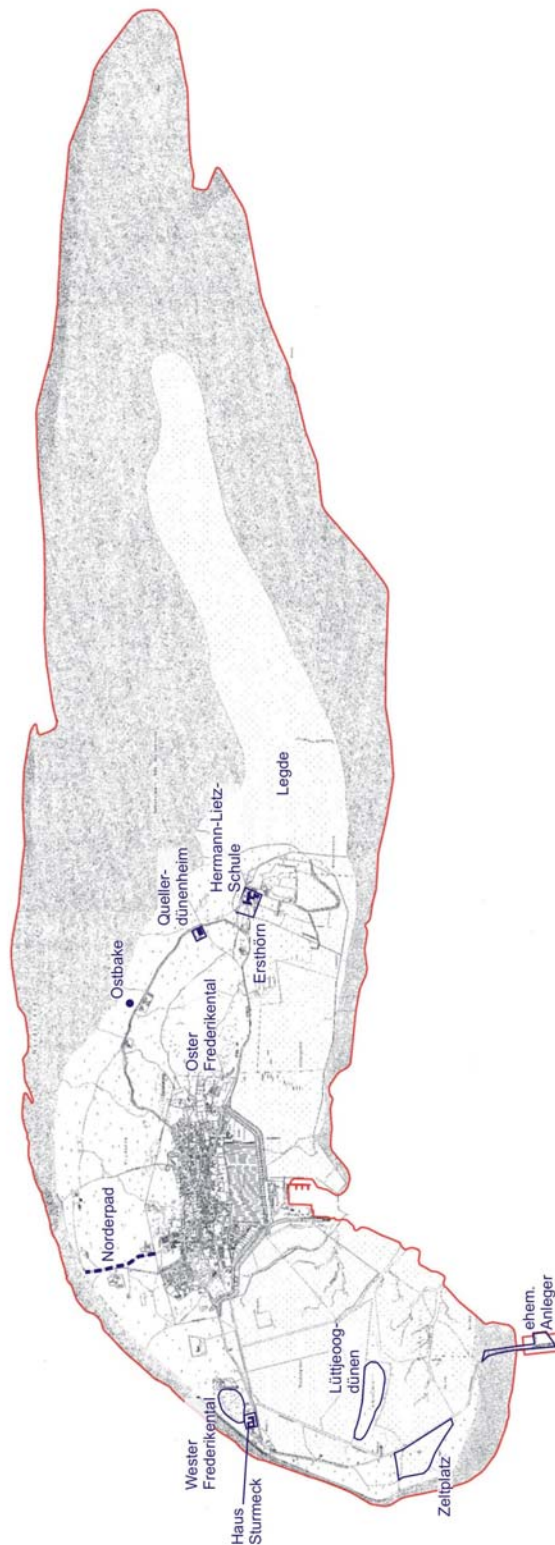


Abb. 47: Topographische Übersichtskarte der Insel Spiekeroog (1:50000). Hervorgehoben sind die im Ergebnisteil genannten Lokalitäten.

Auch die meisten anderen Arten besiedeln Flächen in direkter Nachbarschaft zu Siedlungsbereichen. So wachsen *Claytonia perfoliata* und *Matricaria discoidea* im Randbereich des Weges vom Sturmeck zum Zeltplatz, *Juncus tenuis* auf einem Trampelpfad südlich des Weges vom Ort zum Zeltplatz, *Lycium barbarum* und *Sisymbrium altissimum* kommen unter anderem an der Hermann-Lietz-Schule und dem Schuttplatz südöstlich der Kläranlage vor, wo sich ebenfalls einer der beiden Bestände von *Parthenocissus inserta* auf Spiekeroog befindet. *Senecio vernalis* konnte sowohl am Norderpad nordwestlich des Wasserwerks als auch in der Nähe des Trampelpfades im vordersten Dünenal nordlich der Peilbake gefunden werden.

Die Schwesterart *Senecio inaequidens* sowie *Conyza canadensis* sind die einzigen Neophyten, die auf Spiekeroog eine weite Verbreitung besitzen und dabei auch in naturnahe Vegetation eindringen. Das Schmalblättrige Greiskraut wächst in den Dünentälern südwestlich des Campingplatzes, an der Südwestecke der Lüttjeoogdünen, nördlich davon am Weg zum Haus Sturmeck und insbesondere im gesamten Bereich zwischen dem Westende der Promenade und dem Strandzugang vom Queller Dünenheim im Osten. Weitere Vorkommen existieren nordöstlich der Hermann-Lietz-Schule auf der Leeseite der Weißdünenkette sowie auf der Ostseite der Legde im Übergang von den Weißdünen in die etwas windgeschützteren jungen Graudünen. Die meisten Bestände befinden sich jedoch im Randbereich von Sanddorngebüsch. *Conyza canadensis* tritt auf Spiekeroog - ähnlich wie auf Borkum und Juist - sehr häufig im Bereich offener Weißdünen auf. Besonders gut ist dies nordöstlich des Queller Dünenheims und östlich der Legde in den vordersten Dünenzügen zu beobachten. Hier bildet das Kanadische Berufkraut zwischen den Horsten von *Ammophila arenaria* Massenbestände aus und erreicht Deckungswerte von bis zu 50 Prozent.

Auf Spiekeroog konnte eine große Anzahl an Individuen von *Prunus serotina* nachgewiesen werden. Diese wachsen meist als Einzelexemplare innerhalb der Gebüsche von *Populus tremula*, *Betula pubescens*, *Quercus robur* oder *Sambucus nigra*. Die ältesten Exemplare der Art stehen östlich des Friedhofs sowie im Umfeld der beiden Häuser westlich der Hermann-Lietz-Schule. Insbesondere im Bereich des ersten Standortes hat sich sehr viel Jungwuchs der Späten Traubenkirsche meist in den Randbereichen zu den vorhandenen Wäldern zwischen Strandpad und Slurpad etabliert. Da die Individuen nach Norden hin jünger werden, ist von einem sukzessiven Vordringen auszugehen. Weitere Vorkommen der Späten Traubenkirsche befinden sich südlich des Zeltplatzes, im Wäldchen des Wester Friederikentals sowie zwischen Oster Friederikental und Hermann-Lietz-Schule. Die Art konnte lediglich am Slurpad und am Tranpad in nördlicher gelegene Dünenareale vordringen, in den vordersten Gebüsch ist *Prunus serotina* jedoch nicht anzutreffen.

Auch auf Spiekeroog wäre es sehr ratsam, eine Kontrolle von *Prunus serotina* durchzuführen, solange die einzelnen Individuen noch recht jung sind und die Verbreitung überschaubar ist. Ein Herausögern von Bekämpfungsmaßnahmen würde nicht nur die Erfolgsquote senken, sondern auch eine Ausbreitung der Späten Traubenkirsche in bisher unbesiedelte Gebiete ermöglichen.

Heracleum mantegazzianum besitzt auf Spiekeroog mehrere engumgrenzte Standorte. Am häufigsten tritt der Riesenbärenklau im Bereich der Hermann-Lietz-Schule auf, da die Art hier als Zierpflanze bewusst im Schulgarten angepflanzt wurde. Von hier aus gelangte *Heracleum mantegazzianum* vermutlich mit abgeschlagenem Pflanzenmaterial in einen Gehölzbestand südöstlich der Lehrerwohnungen sowie auf eine Pferdekoppel östlich der Schule, wo sich mittlerweile das größte Vorkommen auf Spiekeroog entwickelt hat. Die Art steht hier im Schutz einiger Weidengebüsch, dringt aber auch in die Umgebungsvegetation ein, die durch

verschiedene Gräser dominiert wird. An verschiedenen Stellen ist anhand von jungen Blättern zu beobachten, dass *Heracleum mantegazzianum* über unterirdische Ausläufer in die gemähten Hangbereiche oberhalb der Pferdekoppel eindringt. Die Krautschicht in den vom Riesenbärenklau dominierten Beständen ist relativ artenarm und durch Ruderalarten wie *Urtica dioica* und *Sisymbrium officinale* sowie wenige Vertreter der Poaceae gekennzeichnet. Weiterhin existieren drei Vorkommen im Dorf von Spiekeroog, eines im Graben am Friederikenweg, ein anderes am Eingang zum Zollhaus und ein weiteres gegenüber der Post.

Auf Spiekeroog wurden zwei neophytische Arten festgestellt, die Eingang in die Rote-Liste von Niedersachsen und Bremen gefunden haben (GARVE 2004). In der Mitte des älteren Inselteils, im Bereich des Oster Friederikentals, existieren vier Bestände des Europäischen Stechginsters, die zum Teil aus mehreren Exemplaren aufgebaut werden. Es handelt sich um ältere Individuen, die jedoch noch sehr vital aussehen. Eine Verjüngung von *Ulex europaeus* konnte nicht festgestellt werden. Bei dem zweiten Neophyten handelt es sich um *Cotula coronopifolia*.

Die Laugenblume besiedelt die tieferen und somit feuchteren Bereiche des Trampelpfads, der zwischen der Mülldeponie und der Hermann-Lietz-Schule zum Watt führt (s. Abb. 48). Die nördlichsten Vorkommen befinden sich auf Höhe des Windrads, die südlichsten etwa beim Deichende. Der Weg unterliegt nur extensivem Tritt, erfährt jedoch ausreichend Störung, um die nötigen Freiflächen für *Cotula coronopifolia* zu schaffen, die hier dementsprechend optimal gedeiht. Weiterhin existieren einige zum Teil recht große Bestände der Art im Randbereich der *Bolboschoenus maritimus*-Senken östlich des Weges, in denen vermutlich relativ lange Wasser steht, so dass nur wenige andere Arten als Konkurrenten vorhanden sind. Auf denselben Flächen wurde die Laugenblume auch schon von WIEMANN (1984-88, n.p.) beschrieben. Diese lange Überdauerung am gleichen Standort sowie die aktuell hohe Individuenanzahl an verschiedenen Stellen sprechen dafür, dass der Fortbestand von *Cotula coronopifolia* auf Spiekeroog nicht gefährdet sein dürfte.



Abb. 48: *Cotula coronopifolia* besiedelt mit hoher Individuenzahl den Trampelpfad westlich der Hermann-Lietz-Schule.

5.3.6.1. *Campylopus introflexus*

Obwohl auf Spiekeroog keine Wildkaninchen vorhanden sind, die nach FROMKE (1997) maßgeblich für die Ausbreitung von *Campylopus introflexus* verantwortlich sind, ist die Insel sehr stark von der Ausbreitung dieses neophytischen Moooses betroffen. Insgesamt umfassen die Vorkommen fast 54 ha, dies sind über 5 % des Westteils von Spiekeroog (vgl. Anhang A5.6). In 16 % der Gesamtfläche der Vegetationseinheiten der Xeroserie kommt die Art vor, bei Einschränkung auf die Trockenrasenfläche des *Violo-Corynephorum* sind es sogar 34 %. Da diese Berechnung auf der Basis der Kartierung von WIEMANN & DOMKE (1967) durchgeführt wurde und ISERMANN & CORDES (1992) darauf hinweisen, dass sich das *Violo-Corynephorum* seit damals u.a. erheblich auf Kosten des *Tortulo-Phleum* ausgedehnt hat, dürfte der Prozentanteil noch um einiges höher liegen.

Neben kleineren Arealen mit *Campylopus introflexus* in den Lüttjeogdünen und westlich der Rettungsstation tritt die Art im gesamten Dünenareal vom Wester Friederikental bis hin zur Hermann-Lietz-Schule großflächig und häufig auf (s. Anhang A3.6). In den südlicheren Bereichen dieses Gebiets existieren durch höhere Trittbelastung in Siedlungsnähe, aber auch aufgrund des Vorhandenseins ausgedehnter Sandtrockenrasen, sehr große, zusammenhängende Flächen mit *Campylopus introflexus*, während die Art nach Norden hin eher mosaikartig in die Vorkommen des *Hieracio-Empetretum* eingestreut ist. In vielen Gebieten insbesondere im östlicheren Teil kommt das Kaktusmoos fast an jeder Stelle vor, die nicht durch die Krähenbeere oder andere Gehölzvegetation bewachsen ist.

Dabei stellt der Dünenzug südlich des Weges von der Promenade bis hin zur Hermann-Lietz-Schule eine scharfe Verbreitungsgrenze dar. Während *Campylopus introflexus* auf der offeneren Südseite dieser Dünenkette in der Regel noch hohe Deckungswerte erreicht, tritt die Art auf der Nordseite, die meist sehr dicht mit Beständen des *Hieracio-Empetretum* bewachsen ist, und in den nach Norden folgenden Dünen fast gar nicht mehr in Erscheinung. Nur östlich des Queller Dünenheims dringt das Kaktusmoos mit wenigen Beständen im Bereich ehemaliger Trampelpfade auch weiter nach Norden vor. Am Westkopf der Insel befinden sich die vordersten Vorkommen des Moooses ungefähr 150 bis 200 m von den Weißdünen entfernt, obwohl hier kaum Krähenbeerheiden existieren, welche die Ausbreitung verhindern würden. Durch die Untersuchung von Bodenproben entlang der eben beschriebenen Linie konnte gezeigt werden, dass dieses Verbreitungsmuster sehr gut mit den pH-Werten des Sandbodens korreliert, wobei die Unterschreitung eines pH von 6 offenbar entscheidend für die Etablierung von *Campylopus introflexus* ist (näheres s. Kap. 5.4.1.3).

Floristisch zeichnen sich die Trockenrasen, in denen das Kaktusmoos vorkommt, gegenüber den anderen Ostfriesischen Inseln durch eine auffallende Artenarmut aus. Sowohl innerhalb der nach Deckungswerten zusammengefassten Gruppen als auch im Gesamtdurchschnitt aller Vegetationsaufnahmen liegt die Artenanzahl der spiekerooger Bestände unter dem Durchschnitt sämtlicher Ostfriesischer Inseln, in den meisten Fällen auch unter den Werten der kaninchenreichen Inseln Norderney und Baltrum. Neben der Artenarmut der Kaktusmoosbestände ist weiterhin auffällig, dass nur sechs Arten eine Stetigkeit von über 50 Prozent erreichen und sich darunter mit *Corynephorus canescens*, *Carex arenaria* und *Rumex acetosella* nur drei höhere Pflanzenarten befinden. Einer der Hauptgründe für diesen Sachverhalt dürfte darin zu suchen sein, dass die Trockenrasen auf Spiekeroog weitaus stärker als auf den anderen Inseln zoogen geschädigt werden. Zum Teil sind großen Flächen durch loses, durcheinander geworfenes Moosmaterial gekennzeichnet, durch das die Re-Etablierung von höheren Pflanzenarten erschwert wird (s. Abb. 16, S. 41). Neben *Campylopus introflexus* ist

häufig auch *Dicranum scoparium* von der Wühltätigkeit der Fasane betroffen. Auf dieses Phänomen weisen LÖWE (1993) und RIECK (1999) ebenfalls hin.

Die vom Kaktusmoos dominierten Bereiche verteilen sich über den gesamten Westteil von Spiekeroog. Es handelt sich in der Regel um kleinere Areale im Verbreitungsgebiet des *Violo-Corynephorretum* in den älteren Dünenzügen, die schon vor 1750 entstanden sind (vgl. LÖWE 1993). In diesen Dominanzbestände wachsen kaum höhere Pflanzenarten, neben den drei oben genannten Sippen mit sehr hoher Stetigkeit sind nur *Aira praecox*, *Hypochaeris radicata* und *Ammophila arenaria* etwas häufiger anzutreffen. Im Gegensatz dazu ist die Flechtendiversität relativ hoch, auch wenn innerhalb einer Aufnahme­fläche nur selten mehr als drei Arten enthalten sind. Wie auf den anderen Ostfriesischen Inseln befinden sich die meisten Dominanzflächen von *Campylopus introflexus* sowie auch die Bereiche mit geringerer Deckung im direkten Einflussbereich des aktuellen Wegesystems und der mittlerweile aufgelassenen Trampelpfade (vgl. Kap. 5.4.1.5).

5.3.6.2. *Rosa rugosa*

Die Kartoffelrose ist auf Spiekeroog weit verbreitet, insgesamt sind fast 9 ha mit Gebüsch­en dieser Art bedeckt. Während *Rosa rugosa* im westlichen Teil der Insel bis etwa zum Strandpad überall im Dünenareal anzutreffen ist, beschränkt sich die Verbreitung im restlichen Gebiet mehr oder weniger auf das nördlichste Dünen­tal und den Ort Spiekeroog. Erst bei der Hermann-Lietz-Schule ist die Kartoffelrose wieder mit sehr vielen kleinen Gebüsch­en hauptsächlich im Hellerbereich vertreten (s. Anhang A3.6). Insbesondere in den Senken am Ersthörn zwischen der Mülldeponie und der Hermann-Lietz-Schule ist die Anzahl an kleineren Vorkommen von *Rosa rugosa* mit etwa 100 auf einer Fläche von ca. zwei Hektar sehr hoch. Aber auch östlich der Legde, wo fast nur noch jüngere Dünen und Salzwiesen vorhanden sind und sich nur sehr wenige neophytische Pflanzenarten etablieren konnten, ist die Kartoffelrose zumindest im vorderen Dünenareal bis hin zum nächsten Dünen­durchbruch mit einer Vielzahl von einzelnen Individuen vertreten, die aufgrund der Verteilung und des naturnahen Charakters des Gebiets kaum gepflanzt sein dürften.

LÖWE (1993) und RIECK (1999) geben *Rosa rugosa* für ältere Bestände des *Hippophao-Sambucetum* auf südexponierten Dünenhängen an. Dies trifft für einen Großteil der strandnahen Vorkommen zwischen Haus Sturmeck und dem Queller Dünenheim zu, dabei sind neben *Hippophaë rhamnoides* und *Sambucus nigra* auch häufig *Sorbus aucuparia* und *Crataegus monogyna* in den Gebüsch­en vorhanden. Darüber hinaus dringt die Kartoffelrose auf Spiekeroog weitaus häufiger als auf allen anderen Ostfriesischen Inseln in Bestände des *Hieracio-Empetretum* ein (s. Abb. 49). In einigen Bereichen sind lediglich vereinzelte, kleine Individuen von *Rosa rugosa* in eine dichte, bodendeckende Schicht von *Empetrum nigrum* eingestreut, an vielen anderen Standorten hat die Kartoffelrose jedoch mittlerweile eine dichte, höhere Strauchschicht ausgebildet, unter der die Krähenbeere zunächst mit meist nur geringer Einbuße an Deckungswerten erhalten bleibt, bei zu starker Beschattung kann sie jedoch fast vollständig verdrängt werden.

Weiterhin dringt *Rosa rugosa* stellenweise in Abbaustadien des *Elymo-Ammophiletum festucetosum arenariae* oder in Trockenrasen der Koelerio-Corynephoretea ein. In diesen Flächen, die im Vergleich zum *Hippophao-Sambucetum* und *Hieracio-Empetretum* eher durch offene, niedrigwüchsige Vegetation gekennzeichnet sind, bildet die Kartoffelrose eine lockere Strauchschicht aus, die in der Regel kaum höher als 40 cm wird (vgl. Abb. 29, S. 76). Die Artenkombination der ursprünglichen Pflanzengesellschaften verändert sich mit zunehmender

Höhe und Dichte der Bestände von *Rosa rugosa*, da viele Arten aufgrund von Lichtmangel auf Dauer nicht mehr lebensfähig sind.

Auf Spiekeroog existiert eine sehr große Anzahl von Kartoffelrosengebüschen im Übergangsbereich zwischen der Halo- und der Xeroserie. Entsprechende Vorkommen befinden sich u.a. nördlich und westlich des ehemaligen Anlegers, südöstlich vom Haus Sturmeck sowie im Gebiet des Ersthörn zwischen Mülldeponie und Hermann-Lietz-Schule. Die meisten dieser Gebüsche sind etwa 20 Quadratmeter groß und besitzen in der Krautschicht mit *Atriplex prostrata* und *Matricaria maritima* einige Arten, die schwach haline Bedingungen anzeigen.



Abb. 49: Einwanderungsstadien von *Rosa rugosa* in Vegetationseinheiten des *Hieracio-Empetretum*.

Im Ersthörn und im Heller südwestlich des Hauses Sturmeck lässt in manchen Bereichen der Einfluss des Meeres stark nach, so dass in den eher lichten Rosengebüschen mit *Phragmites australis*, *Galium palustre*, *Carex nigra*, *Calliergonella cuspidata* und *Drepanocladus uncinatus* einige Arten der Dünentäler auftreten. Beide Gebiete sind durch eine Vielzahl sehr kleiner Rosen-Gebüsche gekennzeichnet, die häufig nur eine Größe von 10 Quadratmeter besitzen. Dies deutet auf stärkere Ausbreitungstendenzen hin, so dass im Bereich des Westendes auch Flächen bedroht sind, in denen neben Arten der feuchten Dünentäler und der Koelerio-Corynephoretea auch seltenere Taxa von Borstgrasrasen des Typs *Botrychio lunariae-Polygaletum vulgaris* enthalten sind (vgl. PEPLER-LISBACH & PETERSEN 2001).

ISERMANN & CORDES (1992) dokumentieren gegenüber der Kartierung von WIEMANN & DOMKE (1967), die aufgrund des Fehlens einer neueren detaillierten Bearbeitung der gesamten Insel für die Auswertung verwendet wurde, relativ ausgeprägte Vegetationsveränderungen. Daher sind die Ergebnisse aus der Verschneidung dieser älteren Karte mit der aktuellen Verbreitungskarte der Neophyten nur als Tendenz zu betrachten.

5.3.6.3. *Fallopia japonica*

Auf Spiekeroog existieren nur vier Vorkommen des Japanischen Flügelknöterichs, wobei es sich bei den Beständen westlich des Wasserwerkes und an einer kleinen Hütte in Nähe der Hermann-Lietz-Schule lediglich um wenige Individuen handelt (s. Anhang A3.6).

Auf dem Schuttplatz etwa 300 m südöstlich der Kläranlage wächst *Fallopia japonica* im Randbereich eines Kartoffelrosengebüschs. Die Art bildet hier einen sehr lockeren, nur 1,2 m hohen Bestand mit einer dichten Krautschicht graminoider Sippen aus und zeigt durch die sehr kleinen, spärlich vorhandenen Blätter und die intensive rötliche Verfärbung der Sprosse deutliche Anzeichen von Wasserstress (s. Aufn. 318, Anhang A6.11). Das vierte Vorkommen befindet sich im westlichen Teil des Kurparks am Gartenweg. Der große Bestand steht unter einem dichten Blätterdach von *Alnus glutinosa* und *Sorbus aucuparia* auf sehr frischem, humosem Boden. Die meist über 1,5 m großen, wüchsigen Pflanzen beschatten den Boden zusätzlich, so dass im Unterwuchs kaum weitere Arten existieren können.

Zumindest die Bestände außerhalb des Kurparks sollten nach Möglichkeit entfernt werden, um eine weitere Ausbreitung zu verhindern. Diese Maßnahme erscheint bei dem derzeitigen Verbreitungsstatus vielleicht übertrieben, doch zeigt das Beispiel von Borkum, dass *Fallopia japonica* sich in einer Vielzahl von Inselhabitaten zu etablieren vermag und daher eine erhöhte Vorsicht das beste Mittel bei der Bekämpfung dieser Art ist.

5.3.7 Wangerooge

Wangerooge ist mit einer Länge von fast 8,5 km und einer Fläche von etwa 7,5 km² die zweitkleinste der Ostfriesischen Inseln. Sie gehört mit Baltrum und Spiekeroog zu den lagelabilen Inseln und wurde in der Vergangenheit drastischen Veränderungen hinsichtlich der geographischen Position unterworfen. Der Westkopf der Insel hat sich allein in den letzten 300 Jahren um 2 km nach Osten verlagert, es existieren jedoch aus dem Beginn des 14. Jahrhunderts Siedlungsspuren noch etwa 5 km westlich der aktuellen Strandlinie (POTT 1995b). Am östlichen Ende besitzt Wangerooge dagegen eine deutlich positive Sandbilanz. So kommt es am Oststeert, der seine Entstehung primär den ab 1902 entlang der Bahnstrecke zum ehemaligen Ostanleger gesetzten Buschzäunen verdankt, immer noch zum Anwachsen neuer Randdünen mit nährstoff- und kalkreichen Sanden (vgl. Abb. 50).

Aufgrund der strategisch wichtigen Lage an der Westseite des Jedefahrwassers wurde Wangerooge nach dem Ausbau des preußischen Marinestützpunkts in Wilhelmshaven seit dem Ende des 19. Jahrhunderts befestigt und insbesondere im Verlauf des Zweiten Weltkrieges zur Seefestung ausgebaut. Durch die Anlage von Bunkern und Geschützstellungen im gesamten Bereich der Tertiärdünenlandschaft konnte kaum ein Dünenzug seinen ursprünglichen Charakter bewahren (vgl. RIECK 1992). Durch einen einzigen Bombenangriff gegen Kriegsende wurden weite Teile der Insel in eine Kraterlandschaft verwandelt. Viele dieser Bombentrichter vor allem im Westinnengroden, im Sanddorntal und der Wienlegde, die auf Luftbildern einwandfrei zu erkennen sind, fallen im Gelände kaum auf, da sie im oberen Bereich fast vollständig mit Kartoffelrosengebüsch bewachsen sind. Auch die Bunkerreste, die nach dem Krieg gesprengt und in späteren Jahren zugeschüttet wurden, sind sehr häufig von dichten *Rosa rugosa*-Beständen bedeckt, so dass davon auszugehen ist, dass die Art gezielt ausgebracht wurde, um die Überreste den Blicken der Touristen zu entziehen (vgl. IKEMEYER 1986).

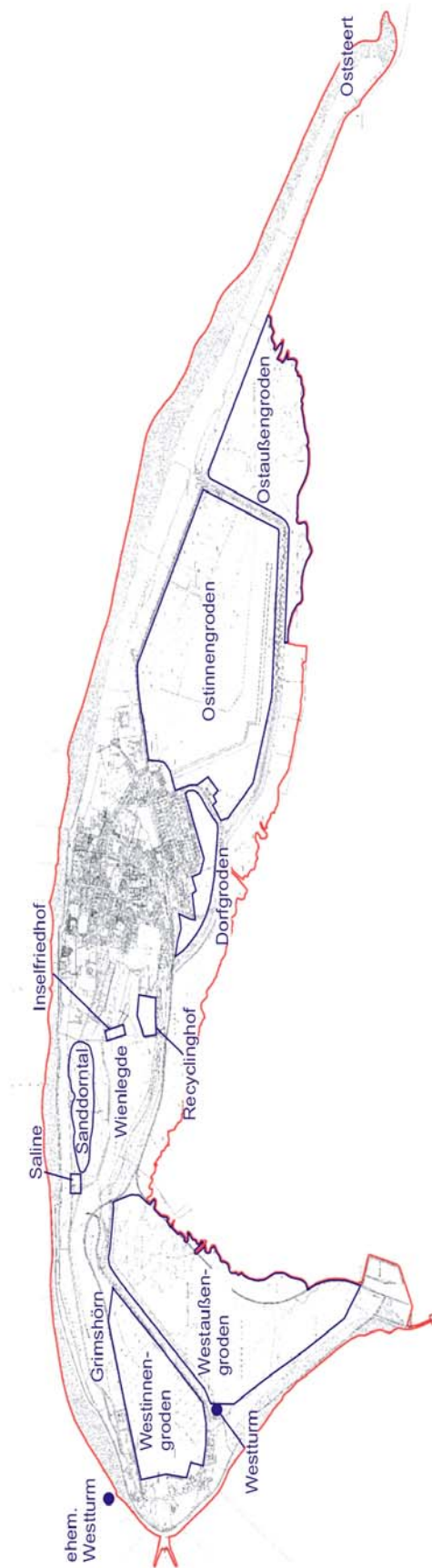


Abb. 50: Topographische Übersichtskarte der Insel Wangerooge (1:50000). Hervorgehoben sind die im Ergebnisteil genannten Lokalitäten.

Abgesehen von diesen massiven Eingriffen in den Naturhaushalt der Insel unterliegt Wangerooe nur geringer anthropozogener Beeinflussung. Die Touristenzahlen sind mit 50000 Gästen pro Jahr im Vergleich eher moderat, eine Beweidung, die nach THANNHEISER (1993) früher sowohl in den Salzwiesen als auch in den Dünen durchgeführt wurde, beschränkt sich heutzutage auf die Bereiche des West- und Ostinnengrodens, eine Möwenkolonie mit hoher Populationsdichte ist nicht vorhanden und das weitgehende Fehlen von Kaninchen erlaubt die Ausbildung einer hohen Pflanzenvielfalt. Trotzdem konnten auf Wangerooe immerhin 26 verschiedene Neophyten nachgewiesen werden (vgl. Anhang A5.7 und Abb. 84). Zu den häufigsten Arten zählen *Rosa rugosa* (s.u.), *Armoracia rusticana*, *Solidago gigantea* und *Lycium barbarum* (vgl. Abb. 83). Der Meerrettich ist auf der ganzen Insel weit verbreitet, tritt jedoch besonders häufig am Westkopf der Insel sowie im Bereich des Recyclinghofes auf. Weiterhin existieren mehrere Vorkommen im Umkreis der Saline. Mit ganz wenigen Ausnahmen wachsen die Bestände von *Armoracia rusticana* im Randbereich von Wegen und Straßen, wodurch die Bedeutung des Menschen als Ausbreitungsvektor dieser alten Kulturpflanze unterstrichen wird.

Auch der Verbreitungsschwerpunkt von *Solidago gigantea* liegt im Bereich des Recyclinghofes. Von dort aus dringt die Art bis in die Dünenbereiche westlich und südlich der Friesenstraße ein und tritt dann wieder in relativ großen Beständen im Randbereich des Dorfgrodens und am westlichen Ende des Grabens um den Ostinnengroden auf (s. Abb. 51).



Abb. 51: *Solidago gigantea* auf dem Recyclinghof (A) und am Graben des Ostinnengrodens (B).

Für die Späte Goldrute gilt ebenfalls, dass ausschließlich anthropogen beeinflusste Areale besiedelt werden, die sich entweder in direktem Kontakt zu kultivierten Vorkommen oder dem Wegenetz von Wangerooe befinden. Nur die ausgedehnten Bestände am Graben des Ostgrodens wachsen in naturnaher Vegetation, die jedoch innerhalb von den durch *Solidago gigantea* dominierten Bereichen praktisch vollkommen verdrängt wird. *Lycium barbarum* besitzt eine sehr ähnliche Verbreitung, zeigt jedoch ein deutlich größeres Vorkommen am

Westkopf von Wangerooge und tritt darüber hinaus auch vermehrt im Dorf auf. Im Vergleich zu anderen Ostfriesischen Inseln wie Borkum und Juist ist der Bocksdom hier deutlich seltener vertreten, auch wenn eine größere Verbreitung zu erwarten gewesen wäre, da die ersten Individuen von *Lycium barbarum* nach BUCHENAU (1894) schon 1820 auf Wangerooge angepflanzt worden sind.

Weiterhin sind *Prunus serotina*, *Sisymbrium altissimum* und *Senecio inaequidens* auf Wangerooge relativ weit verbreitet. Während die Späte Traubenkirsche fast ausschließlich im Sanddorntal, der Wienlegde und nördlich des Recyclinghofes Bestände besitzt, tritt die Ungarische Rauke darüber hinaus auch entlang der Straße zur Saline sowie am Westkopf gehäuft auf. Die Vorkommen von *Senecio inaequidens* konzentrieren sich in den Dünen im näheren Umfeld der Saline und im Anlegerfeld. Von den genannten neophytischen Arten dringen also lediglich *Prunus serotina* und *Senecio inaequidens* in naturnahe Vegetationseinheiten vor, erstere in die Randbereiche natürlicher Küstengebüsche und Krähenbeerheiden, letztere in die Pflanzengesellschaften der Koelerio-Corynephoretea sowie ins *Hippophao-Sambucetum* und in die Abbaustadien des *Elymo-Ammophiletum festucetosum arenariae*. An wenigen Stellen nördlich der Wienlegde und nordöstlich des Recyclinghofs ist auch *Parthenocissus inserta* die Etablierung außerhalb des direkten menschlichen Einflussbereichs gelungen. In beiden Fällen überwuchert die Art niedrige *Rosa rugosa*-Gebüsch und dringt von dort aus als dichter Bodendecker in die benachbarten Trockenrasen ein.

Helianthus tuberosus, *Galinsoga parviflora* und *Impatiens glandulifera* sind nur im Stadtbereich vertreten, das Vorkommen von *Forsythia viridissima* befindet sich gegenüber dem Café Neudeich und somit auch innerhalb des Siedlungsbereiches. Von *Claytonia perfoliata*, *Diplotaxis tenuifolia* und *Medicago x varia* konnten jeweils nur wenige Exemplare nachgewiesen werden. Die aus dem Vorderen Orient stammende Luzerne steht am Rande eines *Rosa rugosa*-Bestandes im Übergang zum Heller südöstlich des Westturms.

Der Riesenbärenklau, *Heracleum mantegazzianum*, konnte auf Wangerooge nur auf einer sehr kleinen Fläche an der Straße vom Dorf zur Saline gefunden werden. Die Art wächst hier in Kontakt mit einem größeren *Fallopia japonica*-Bestand und einem von verschiedenen Sträuchern aufgebauten Gebüsch. Der Standort von *Heracleum mantegazzianum* wird regelmäßig gemäht, so dass in den Untersuchungsjahren jeweils nur junge Blätter und keine Blüten beobachtet werden konnten. Trotzdem wäre es sinnvoll, die vorhandenen Pflanzen auszugraben und zu entsorgen, um eine weitere Ausbreitung schon im Vorfeld zu unterbinden.

5.3.7.1. *Campylopus introflexus*

Das neophytische Kaktusmoos ist bisher in nur ganz wenige Gebiete auf Wangerooge vorgedrungen. Lediglich 3,5 ha sind durch die Einwanderung von *Campylopus introflexus* betroffen (vgl. Anhang A5.7), der bei weitem größte Teil dieser Fläche befindet sich in den relativ alten Dünenarealen westlich des Dorfes (Sanddorntal, nördlich und südlich der Wälder vom Kurpark) und in den Nordostdünen (s. Anhang A3.7). In diesen Bereichen herrschen trockene, eher saure Sande vor. In den jüngeren Dünenzügen am Oststeert und auch in den stärker übersandeten Gebieten am Westkopf ist das Moos kaum vorhanden.

Auch RIECK (1992) gibt die einzigen Vorkommen von *Campylopus introflexus* für die Gebiete westlich des Ortes an, betont jedoch, dass die Art ausschließlich im Bereich der *Calluna*-Heide vorhanden ist und kein Eindringen in das *Violo-Corynephorum* beobachtet werden konnte. Aktuell konnte das Auftreten des Kaktusmooses an offenen Stellen in Flächen der Besenheide bestätigt werden, schwerpunktmäßig werden jedoch eindeutig

Sandtrockenrasenflächen besiedelt. Während die neophytische Art im Sanddorntal in ältere Vegetationseinheiten der Koelerio-Corynephoretea insbesondere in das *Violo-Corynephoretum* eindringt, existieren in anderen Teilen der Insel auch kleinere Vorkommen in Abbaustadien des *Tortulo-Phleetum* und des *Festuco-Galietum*. Nur am Nordrand der Wienlegde und südwestlich der Saline stehen Trockenrasen mit *Campylopus introflexus* in direktem Kontakt und enger Verzahnung mit der Besenheide. Dominanzbestände sind äußerst selten und erreichen maximal Größen von ein bis zwei Quadratmetern, spielen also flächenmäßig keine Rolle und konnten in der Kartierung auch nicht dargestellt werden. Das Auftreten von *Campylopus introflexus* auf Wangerooge geht deutlich einher mit dem Vorhandensein von Trampelpfaden und Wegen (vgl. Kap. 5.4.1.5).

Obwohl *Campylopus introflexus* schon seit 1980 auf Wangerooge nachgewiesen ist (KLINGER 1980), findet die Art sowohl bei IKEMEYER (1986) als auch bei RIECK (1992) keine Erwähnung und ist auch nicht in den Vegetationsaufnahmen des *Violo-Corynephoretum* enthalten. Insofern hat sich dieser Neophyt wohl erst in den letzten Jahren etwas stärker ausgebreitet. Diese späte Bestandszunahme und die kleine Fläche an sauren Sandböden sowie der fehlende Kanincheneinfluss könnten für die geringe aktuelle Verbreitung des Kaktusmooses auf Wangerooge verantwortlich sein. Seit der Einschleppung von *Campylopus introflexus* ist die Beeinflussung der Sandtrockenrasen durch Tritt und Fraß eher gering gewesen, dies ist möglicherweise auch der Grund für die vergleichsweise hohe Artendiversität innerhalb der Vorkommen des Neophyten. Mit durchschnittlich über 16 Spezies sind die wangerooger Vegetationsaufnahmen deutlich artenreicher als die der anderen Ostriesischen Inseln, bei Deckungswerten des Kaktusmooses unter 50 % werden auf Wangerooge sogar Artenzahlen von 25 erreicht (s. Tabelle 4 Kap. 5.4.1.3). Insgesamt besitzen 12 Taxa eine sehr hohe Stetigkeit, darunter mit *Jasione montana* und *Hieracium umbellatum* auch krautige Arten, die in den *Campylopus introflexus*-Beständen der restlichen Inseln kaum auftreten. Aufgrund der relativ geringen Verbreitung des Mooses und der dadurch bedingten geringen Anzahl an Vegetationsaufnahmen auf Wangerooge sind jedoch statistisch gesicherte Aussagen nicht möglich.

5.3.7.2. *Rosa rugosa*

Auf Wangerooge existieren mit insgesamt fast 35 ha Ausdehnung die größten *Rosa rugosa*-Bestände der Ostfriesischen. Bei einer Inselgröße von etwa 7,5 km² sind ungefähr 5 % der Gesamtfläche mit der Kartoffelrose bewachsen. Vermutlich ist dies größtenteils auf Anpflanzungen nach dem Zweiten Weltkrieg zurückzuführen (s.o.). Von der massiven Ausbreitung sind mit Ausnahme des Anlegerfelds sämtliche Dünengebiete der Insel betroffen. Während der nördliche Randdünenzug in manchen Gebieten fast vollständig durch ausgedehnte, artenarme Kartoffelrosengebüsche geprägt ist, sind die Bestände von *Rosa rugosa* in der Wienlegde und im Westinnengroden kleinflächiger ausgebildet, dafür jedoch außerordentlich zahlreich insbesondere im Randbereich von Bombentrichtern (s. Abb. 52). Außerhalb der strandnahen Dünenketten befinden sich große Areale dieser neophytischen Gehölzart lediglich am Südrand des Sanddorntals, östlich von Grimmshörn sowie im Umkreis des Recyclinghofgeländes (s. Anhang A3.7).

Trotz der intensiven Bearbeitung der Ostfriesischen Inseln durch Professor Tüxen und Mitarbeiter, durch die ein umfangreiches Datenmaterial zusammengetragen wurde, konnten im Reinhold-Tüxen-Archiv am Institut für Geobotanik in Hannover insgesamt nur zwei pflanzensoziologische Aufnahmen der Kartoffelrose aufgefunden werden. Diese stammen aus

dem Jahr 1967 und wurden im Westteil von Wangerooge, vermutlich im Sanddorntal zwischen Ehrenfriedhof und Saline angefertigt, einem Gebiet, das heute großflächig mit *Rosa rugosa*-Gebüsch bestanden ist. Die Aufnahmen dokumentieren ein Initialstadium des Neophyten innerhalb eines Gebüsches aus *Hippophaë rhamnoides*, *Sambucus nigra* und *Rosa canina*.

Die Krautschicht von Beständen der Kartoffelrose wird nach IKEMEYER (1986) aus Arten benachbarter Gesellschaften aufgebaut, wobei *Ammophila arenaria*, *Carex arenaria* und *Galium mollugo* zu den wichtigsten Spezies zählen. Dies wird durch die aktuellen Vegetationsaufnahmen von Wangerooge bestätigt. Neben den genannten Arten sind weiterhin *Festuca rubra* ssp. *arenaria*, *Rubus caesius*, *Polypodium vulgare* und *Holcus lanatus* häufig im Unterwuchs von *Rosa rugosa* vorhanden. Allerdings liegt die durchschnittliche Artenzahl mit fast 11 deutlich höher als der Vergleichswert (4,9) von IKEMEYER (1986).



Abb. 52: *Rosa rugosa* steht auf Wangerooge sehr häufig am oberen Rand von Bombentrichern.

Im Westaußengroden sowie im Umkreis des Gleisdreiecks existieren mehrere Vorkommen der Kartoffelrose im Übergangsbereich zwischen den vom Meerwasser beeinflussten Hellerflächen und den anschließenden trockenen Dünen, meist auf einer Höhe mit den Spülsäumen der winterlichen Sturmfluten. In diesem Areal sind die Gebüschzonen nur selten größer als 50 m², zeigen jedoch bis auf einen im Vergleich zu anderen Beständen geringfügig lichterem Wuchs keine Anzeichen verminderter Vitalität aufgrund des Salzeinflusses. Ein Vergleich mit Luftbildaufnahmen aus den 1990er Jahren zeigt, dass sich viele Vorkommen zum Teil sogar deutlich ausgedehnt bzw. aktuell kartierte Rosengebüsche sich erst nach dem Zeitpunkt der Befliegung etabliert haben.

Schon für den Beginn der 80er Jahre beschreibt IKEMEYER (1986) für den Bereich der Ostdünen die größten monospezifischen *Rosa rugosa*-Bestände der Insel. Heutzutage ist fast ein Viertel des gesamten Dünenzuges östlich der Vogelwarte von Kartoffelrosengebüsch bedeckt. Die östlichsten 1400 m der Insel sind durch große Einbuchtungen gekennzeichnet, in denen es durch die starken Erosionskräfte des winterlichen Hochwassers regelmäßig zu erheblichen Dünenabbrüchen kommt. Durch diese gelangen Teile der oberhalb der Buchten wachsenden

Pflanzen von *Rosa rugosa* hinunter auf das Strandniveau, wo sich einzelne Individuen der Rose sogar auf niedrigen Sandhügeln benachbart zu Beständen des *Elymo-Ammophiletum typicum*, der *Honckenya peploides*-Gesellschaft sowie des *Cakiletum maritimae* dauerhaft etabliert haben (s. Abb. 19, S. 46). Das Meerwasser scheint keinen stärkeren physiologischen Einfluss auf das Wachstum von *Rosa rugosa* zu besitzen. Da die Art in diesen Bereichen ebenso wie auf den Hellerstandorten normal fruchtet, ist eine hydrochore Ausbreitung der Diasporen nicht auszuschließen (vgl. Kap.6).

Die offengelegten Dünenhänge am Ostende von Wangerooge wie auch diverse Beispiele auf den anderen Ostfriesischen Insel zeigen, dass das Haltevermögen des Wurzelwerks für Sand von vielen Autoren überschätzt wird, zumindest jedoch nicht höher ist als das der einheimischen *Rosa pimpinellifolia*. Daher sollte von weiteren Anpflanzungen von *Rosa rugosa* auch aus Sicht des Küstenschutzes abgesehen werden.

5.3.7.3. Fallopija japonica

Obwohl der Japanische Flügelknöterich lediglich etwa 0,2 ha der Inselfläche Wangerooges bedeckt, ist die Art aufgrund der Konzentration der Vorkommen auf nur wenige Gebiete als problematisch einzustufen. Die meisten Bestände befinden sich im Umkreis der Kurparkwälder sowie auf dem Gelände des Recyclinghofs. Insbesondere beim Teichgarten und im Straßennick östlich der Schrebergärten existieren ausgedehnte Vorkommen, die massiv in die umgebende Vegetation eindringen (s. Anhang A3.7).

Die zuletzt genannten Bestände wurden im Jahr 2001 in Zusammenarbeit mit dem Rosenhaus des Nationalparks und Mitgliedern des Mellum-Vereins durch Herausreißen und Umgraben mechanisch bekämpft. Als einzige Folge dieser Maßnahme konnte beobachtet werden, dass im Jahr darauf die einzelnen Individuen des Flügelknöterichs einen kleineren Wuchs aufwiesen und relativ dicht von *Urtica dioica* durchsetzt waren (vgl. Abb. 53, Aufn. 401, Anhang A6.11).



Abb. 53: Die Bestände von *Fallopija japonica* östlich der Schrebergärten ein Jahr nach der Bekämpfungsmaßnahme.

Dieser sehr mäßige Erfolg weist auf die große Bedeutung einer guten Koordination sowie auf die Notwendigkeit einer langfristigen Durchführung entsprechender Bekämpfungsmaßnahmen hin. Alternativ zu dem arbeitsintensiven Ausgraben würde sich auf dieser Fläche auch eine mehrmalige Mahd pro Jahr oder Schafbeweidung anbieten. Eine Bekämpfung auch der kleineren Vorkommen von *Fallopia japonica* erscheint zum jetzigen Zeitpunkt sehr ratsam, da eine weitere Ausbreitung der Art sehr wahrscheinlich ist.

In den meisten Fällen wächst *Fallopia japonica* auf Wangerooge im Randbereich höherer Gebüschformationen oder im Halbschatten von Bäumen, so dass die verhältnismäßig artenarmen Bestände mit *Aegopodium podagraria*, *Anthriscus sylvestris*, *Urtica dioica*, *Dactylis glomerata*, *Glechoma hederacea* und *Galium aparine* eine Reihe von Frischezeigern aufweisen. Im Gegensatz dazu setzt sich die meist sehr spärliche Krautschicht der Bestände im Gebiet des Recyclinghofs zum Großteil aus trockenheitsresistenteren Arten wie *Carex arenaria* oder *Agropyron repens* zusammen. *Rubus caesius* ist in fast allen Vorkommen von *Fallopia japonica* häufig vertreten.

5.3.8 Kachelot Plate

Die etwa 2,2 km² große Kachelot Plate hat sich in den letzten Jahren durch die Entstehung von ausgedehnten Primärdünenfeldern im Südteil vom Stadium einer Schwemmsandplate zu einer sehr jungen Insel entwickelt, deren höchst gelegenen Bereiche auch bei Sturmfluten nicht mehr überspült werden. Bei der Begehung im Jahr 2004 konnten lediglich drei verschiedene Pflanzenarten gefunden werden. Neben *Elymus farctus*, die über 95 % der vorhandenen höheren Pflanzen stellt und für den Aufbau der Primärdünen verantwortlich ist (s. Abb. 54), waren dies als weitere typische Taxa dieses Entwicklungsstadiums *Leymus arenarius* sowie als Art des Spülsaums *Cakile maritima*.



Abb. 54: In den höchsten Bereichen der Kachelot Plate haben sich ausgedehnte Primärdünenfelder herausgebildet.

Aufgrund der schnellen Entwicklung der Dünenfelder dürfte es nur eine Frage der Zeit sein, bis durch rastende Vögel und angeschwemmtes Material weitere Pflanzenarten dieses Neuland besiedeln werden. Welche Sippen dies sein werden, wird die Zukunft zeigen. In jedem Fall bietet die Kachelot Plate derzeit die einmalige Möglichkeit, die Besiedlung einer Insel des Wattenmeers von Anfang an zu verfolgen und somit wichtige Erkenntnisse für die botanische Entwicklungsgeschichte der anderen Ostfriesischen Inseln zu sammeln.

5.3.9 Memmert

Der Memmert unterlag ebenfalls in der Vergangenheit erheblichen morphologischen Veränderungen. Während auf der Westseite zum Teil erhebliche Landverluste von bis zu 150 m in den letzten 50 Jahren zu verzeichnen waren, wuchs die Insel im östlichen Gebiet deutlich an. So lagen die Bilddünen nordöstlich der Hauptinsel noch vor 20 Jahren weitestgehend isoliert, heute befinden sich dazwischen schon ausgedehnte Salzwiesen. Die Gesamtgröße der Insel liegt im Bereich von 650 bis 700 ha, je nachdem wo innerhalb der fließenden Übergänge zwischen Insel und Watt die Grenze gezogen wird. Eine detaillierte Übersicht der Inselentwicklung und Vegetationsveränderungen der Insel bietet die Arbeit von OLTMANN & THANNHEISER (1996).

In der Vergangenheit hat der Memmert auf zwei unterschiedlichen Wegen einen erheblichen Zuwachs an Pflanzenarten erhalten, von denen sich jedoch die wenigsten dauerhaft etablieren konnten. Zum einen wird durch herbstliche Sturmfluten eine große Menge von Diasporen- und Pflanzenmaterial an die Küste und in die höher gelegenen Salzwiesenzonen gespült. Diese stammen sowohl von den Außenweiden Juists als auch vom Festland, transportiert über den Ebbestrom der Ems. Schon LEEGE (1913a) beschrieb diesen Weg der Ausbreitung für Pflanzen wie *Acorus calamus*, *Iris pseudacorus*, *Phragmites australis* sowie *Typha*-, *Scirpus*-, *Carex*-, *Potamogeton*-, *Salix*- und *Lemna*-Arten, von denen jedoch nur die wenigsten lebensfähig waren. Aber auch einige Gräser und ruderale Spezies der binnenländischen Flora sind nach LEEGE (1913a) auf diesem Weg auf den Memmert gelangt, ohne dabei vom Salzwasser geschädigt zu werden. Dazu zählen die zwei Neophyten *Conyza canadensis* und *Reseda luteola*, die O. Leege 1893 bzw. 1909 auf der Insel fand, die beide jedoch schon wenige Jahre später nicht mehr nachzuweisen waren (LEEGE 1913a, b).

Zum anderen wurden auf dem Memmert etwa 30 Arten zu Versuchszwecken angepflanzt. Hierzu zählen unter anderem *Tuberaria guttata*, *Pinus banksiana*, *Populus x canadensis*, *Populus balsamifera*, *Lycium barbarum*, *Oenothera biennis* und im Jahr 1907 auch *Rosa rugosa* (LEEGE 1913a, 1937). Von den genannten Taxa konnten bei der aktuellen Untersuchung lediglich *Rosa rugosa* und *Populus x canadensis* im Umfeld des Vogelwärterhauses gefunden werden (s. Abb. 55).

Weiterhin sind in diesem Bereich einige Weiden sowie Erlen angepflanzt worden. Die Populationen der anderen Arten konnten sich an diesem Standort unter den gegebenen ökologischen Bedingungen nicht entwickeln oder sie wurden Opfer der Dünenverluste im Westen. Letzteres erscheint durchaus wahrscheinlich, da die meisten Anpflanzungen vermutlich im Gebiet des alten Vogelwärterhauses durchgeführt wurden, von dem heute nur noch die Holzpfähle als Fundamentreste etwa 150 m weit vom Weißdüngürtel entfernt im Watt stehen. Aber auch die 1908 von O. Leege mit wenigen Exemplaren nachgewiesene *Oenothera ammophila* (LEEGE 1913a) konnte bei der aktuellen Begehung erstaunlicherweise nicht gefunden werden, obwohl sich diese Art ansonsten auf allen anderen Ostfriesischen Inseln sehr erfolgreich etabliert hat. Möglicherweise wurde die Sand-Nachtkerze von den Kaninchen, die

sich in den wenigen trockenen Dünenarealen der Insel massiv vermehrt haben, so stark verbissen, dass die Triebe nicht zu erkennen waren.



Abb. 55: Im Umfeld des Vogelwärterhauses sind auf Memmert diverse *Rosa rugosa*-Gebüsch angepflanzt worden.

5.3.10 Lütje Hörn

Die zwischen Borkum und der Osterems gelegene Insel Lütje Hörn unterliegt einer großen Dynamik und damit verbunden einer steten Veränderung von Lage und Form. Die derzeitige Inselfläche umfasst etwa 9,5 ha, der Anteil der Strandplate und der Primärdünen beträgt davon ungefähr zwei Drittel, der Rest wird von z.T. sehr frühen Stadien der Haloserie aufgebaut. Aufgrund der fehlenden Störung durch den Menschen wird Lütje Hörn von verschiedenen Vogelarten intensiv als Brutrevier genutzt. Die damit verbundene Guanotrophierung hat in weiten Bereichen der Insel zu einer Vegetation geführt, in der neben typischen Küstenpflanzen auch stickstoffliebende Ruderalarten wie *Chenopodium album*, *Stellaria media*, *Polygonum aviculare* und auch *Atriplex littoralis* das Landschaftsbild prägen. Im Sommer 2004 konnten insgesamt 33 verschiedene höhere Pflanzenarten auf Lütje Hörn nachgewiesen werden (s. Tabelle 2), Moose wurden trotz intensiver Suche nicht gefunden.

Die einzige neophytische Art in der Flora von Lütje Hörn ist die Brassicaceae *Diplotaxis muralis*. Der Mauer-Doppelsame hat sich in hoher Individuenanzahl im Lee der niedrigen, primären Außendünen im Südteil der Insel etabliert. Diese leicht erhöhten Bereiche bilden eine Mischzone von Spezies der Dünen, des Spülsaums und der Salzwiese, die *Atriplex*-Arten bilden jedoch über weite Strecken die Hauptmatrix der Vegetation. Es bleibt abzuwarten, ob sich *Diplotaxis muralis* dauerhaft auf Lütje Hörn etablieren kann oder ob das Vorhandensein auf ein einmaliges Zufallsereignis zurückzuführen ist und deshalb die Population in den nächsten Jahren erlöschen wird.

Tabelle 2: Liste der auf Lütje Hörn im Jahr 2004 gefundenen Pflanzen.

1. <i>Ammocalamagrostis baltica</i>	18. <i>Limonium vulgare</i>
2. <i>Ammophila arenaria</i>	19. <i>Plantago maritima</i>
3. <i>Artemisia maritima</i>	20. <i>Polygonum aviculare</i>
4. <i>Atriplex littoralis</i>	21. <i>Puccinellia maritima</i>
5. <i>Atriplex portulacoides</i>	22. <i>Rumex crispus</i>
6. <i>Atriplex prostrata</i>	23. <i>Salicornia europaea</i> ssp. <i>brachystachya</i>
7. <i>Cakile maritima</i>	24. <i>Salicornia stricta</i>
8. <i>Chenopodium album</i>	25. <i>Salsola kali</i>
9. <i>Cochlearia anglica</i>	26. <i>Sedum acre</i>
10. <i>Diplotaxis muralis</i>	27. <i>Sisymbrium sophia</i>
11. <i>Elymus athericus</i>	28. <i>Sonchus arvensis</i>
12. <i>Elymus farctus</i>	29. <i>Spergularia media</i>
13. <i>Erodium cicutarium</i>	30. <i>Spergularia salina</i>
14. <i>Festuca rubra</i>	31. <i>Stellaria media</i>
15. <i>Glaux maritima</i>	32. <i>Suaeda maritima</i>
16. <i>Honckenya peploides</i>	33. <i>Tripleurospermum maritimum</i>
17. <i>Leymus arenarius</i>	

5.3.11 Minsener Oog

Die Insel Minsener Oog besteht aus zwei recht unterschiedlichen Teilen. Der Nordteil, häufig auch als Oldeoog bezeichnet, ist fast ausschließlich aus offenen Sand- und Wattflächen aufgebaut, die durch ausgedehnte Buhnsysteme geschützt werden. Nur sehr kleinflächig sind Bestände des *Salicornietum ramosissimae* und des *Salicornietum decumbentis* vorhanden.

Der Südteil dagegen, der auf Luftbildern von 1982 erst eine sehr spärliche Vegetationsdecke aufweist, besitzt heute ausgedehnte Graudünenfluren sowie eine Vielzahl an inseluntypischen Weidengebüschen (v.a. *Salix viminalis* und *Salix purpurea*), die alle auf Anpflanzungen zurückgehen (s. Abb. 56).



Abb. 56: Die Trockenrasen auf Minsener Oog sind zum größten Teil stark von Kaninchen abgefressen.

Lediglich an wenigen Stellen sind auch Bestände von *Hippophaë rhamnoides* vorhanden. Die Trockenrasen, in denen sich noch immer das schachbrettartige Muster der Pflanzreihen abzeichnet, sind aufgrund des extrem hohen Besatzes an ausgewilderten Kaninchen zum großen Teil bis auf *Ammophila arenaria* und *Carex arenaria* fast vollständig verbissen, auch an dem Weidenjungwuchs konnten deutliche Fraßspuren beobachtet werden. Krautige Blütenpflanzen sind so gut wie gar nicht vorhanden, stattdessen dominieren Moosdecken von *Ceratodon purpureus*, *Brachythecium albicans*, *Tortula ruralis* var. *ruraliformis* und *Hypnum lacunosum* das Landschaftsbild, *Campylopus introflexus* konnte nicht gefunden werden. Dies gilt auch für das Schmalblättrige Greiskraut, welches jedoch laut D. Franck, Mitglied des Mellumrats, noch im Frühsommer in den Dünen beobachtet wurde und auch von KUHBIER (1996) für Minsener Oog angegeben wird.

5.3.12 Mellum

Die Vogelschutzinsel Mellum hat seine Fläche in historischer Zeit von wenigen Hektar auf aktuell etwa 550 ha ausgedehnt. Die Vegetationsdecke der zwischen dem Jade- und dem Weserfahrwasser gelegenen Insel besteht größtenteils aus Vegetationseinheiten der Haloserie, nur im Südwesten existiert ein älterer Dünenkern, von dem aus schmale Dünenzüge bis in den Süden und in den Nordosten von Mellum reichen. Der Dünenkern ist von einem Ringwall eingefasst, dessen Entstehung auf die Zeit des Zweiten Weltkriegs zurückgeht. Während dieser Phase waren etwa 300 Soldaten auf Mellum stationiert, die durch Radarüberwachung und mittels diverser Flakstellungen Wilhelmshaven vor Luftangriffen schützen sollten. Innerhalb des gesamten durch diesen Ringwall eingeschlossenen Areals sind auch heute noch diverse Zeugnisse des Krieges in Form von Bunkerresten, Fundamenten und Betonwegen zu finden.

In den Kriegszeiten sind von den Soldaten kleinere Gärten angelegt worden, die wahrscheinlich das vergleichsweise häufige Auftreten von Arten wie *Pastinaca sativa*, *Aegopodium podagraria*, *Anthriscus sylvestris*, *Daucus carota*, *Artemisia vulgaris*, *Bellis perennis*, *Chrysanthemum segetum*, *Arrhenatherum elatius* sowie die diversen Exemplare von *Malus sylvestris* im Bereich des Ringwalls erklären.

Darüber hinaus sind auch einige Neophyten auf Mellum zu finden, die aller Wahrscheinlichkeit nach ebenfalls aus dieser Zeit stammen. Dazu zählen neben einem Vorkommen von *Medicago x varia* im Bereich des ehemaligen Exerzierplatzes ein großer Bestand von *Lycium barbarum* westlich des Hauses und etliche Gebüsche von *Rosa rugosa*. Letztere Art hat sich auch noch im weiteren Umfeld des Dünenkerns etabliert, unter anderem mit wenigen sehr kleinen Exemplaren am Nordstrand. Dort existieren weiterhin Flächen, in denen *Oenothera ammophila* zum Teil mit sehr hoher Individuenanzahl vorhanden ist, südlich des Dünenkerns ist die Art dagegen kaum zu finden. Am Ostrand des Ringwalls konnte ein sehr großes Exemplar von *Senecio inaequidens* gefunden werden, ob sich diese Spezies hier dauerhaft etablieren kann, bleibt jedoch abzuwarten. Auch von *Brassica nigra* existieren nur wenige Individuen im Südwesten der Insel, diese Funde besitzen vermutlich eher ephemeren Charakter. Die von H. Kuhbier 1975 nachgewiesenen Arten *Conyza canadensis* und *Sisymbrium altissimum* konnten bei der jetzigen Begehung nicht beobachtet werden (PRINS et al. 1985).

5.4 Auswertung

5.4.1 *Campylopus introflexus*

5.4.1.1. Aktuelle Verbreitung

Durch die Verschneidung der Neophytenverbreitungskarte mit den Nationalparkzonierung sollte der Schutzstatus der entsprechenden Neophytenbestände ermittelt werden, der auch bedingt Rückschlüsse auf die Intensität anthropogener Beeinflussung zulässt. Der Vergleich mit aktuellen Vegetationskartierungen diene der Feststellung der von der Einwanderung betroffenen Gesellschaften bzw. Landschaftstypen. Die Ergebnisse der Verschneidung sind inselweise in den Abb. A5.1 bis A5.7 im Anhang dargestellt, eine zusammenfassende Übersicht der Verbreitung von *Campylopus introflexus* für alle Ostfriesischen Inseln bieten A5.8 (Anhang) sowie Abb. 85.

Das Ergebnis der Verschneidung zeigt, dass der eindeutige Verbreitungsschwerpunkt des Kaktusmooses mit über 72 % innerhalb der Zwischenzone liegt, die etwa 30 % der terrestrischen Fläche des Nationalparks auf den Inseln umfasst. Dies ist darauf zurückzuführen, dass unter diesem Schutzstatus größtenteils die Gebiete der trockenen Dünen zusammengefasst sind, hier weiterhin aber auch eine deutliche anthropogene Beeinflussung festzustellen ist, insbesondere durch Tritt beim Verlassen der Wege. Obwohl sich in der Ruhezone (50 % der Gesamtfläche) insbesondere die Salzwiesen und die feuchten Dünentäler befinden, liegen immerhin 14 % der Flächen des Kaktusmooses in diesem Bereich. Der Erholungszonenstatus ist auf den Inseln nur in wenigen Gebieten ausgewiesen und das Areal umfasst in der Regel nur die Badestrände sowie die anschließenden Weißdünenketten, in denen das Moos aufgrund der bewegten Sande nicht vorkommt. Die geringen Anteile im Stadtgebiet sind auf die vergleichsweise kleinflächig vorhandenen Dünenareale in dieser Zone zurückzuführen.

Aus den Abb. 85b und c wird deutlich, dass sich die Verbreitung des Kaktusmooses fast ausschließlich auf die Vegetationseinheiten der Xeroserie beschränkt (vgl. HAHN 2001). Mit 77 % sind gemäß dieser Darstellung insbesondere die Gesellschaften der Koelerio-Corynephoretea von der Einwanderung des Neophyten betroffen. Der reale Anteil dürfte jedoch wesentlich höher liegen, da bei diesem Ergebnis berücksichtigt werden muss, dass die verschnittenen Kartierungen auf unterschiedlichen Grundlagen erstellt wurden und trotz Verwendung der aktuellsten Karten zum Teil etliche Jahre zwischen den Kartierzeitpunkten liegen. Dies wird besonders durch den hohen Anteil des *Elymo-Ammophiletum* deutlich.

5.4.1.2. Pflanzensoziologie

Die Dominanzbestände des Kaktusmooses werden von POTT (1995a) in Form einer *Campylopus introflexus*-Gesellschaft zusammenfasst und in die Koelerio-Corynephoretea eingliedert. Auch SCHAMINÉE et al. (1996) führen entsprechende Flächen als Derivatgesellschaft dieser Klasse, dagegen fasst HOBÖHM (1993) die Bestände in einer eigene Assoziation, dem *Campylopetum introflexi*, zusammen. PETERSEN et al. (2003) und BIERMANN (1999) schlagen jeweils wiederum die Eingliederung in einer neuen Subassoziation des Silbergrasrasens vor, erstere in dem *Violo-Corynephoratum campylopetosum introflexi* bzw. letzterer in dem *Violo-Corynephoratum rumicetosum acetosellae* subass. nov.. BIERMANN (1999) begründet die Namensgebung mit dem differenzierenden Charakter des Kleinen Sauerampfers gegenüber dem *V.-C. typicum* und dem *V.-C. stereocauletosum condensati* subass. nov.. Das Vorhandensein von fließenden Übergängen zwischen dem *Violo-*

Corynephorum und den dominanten Vorkommen von *Campylopus introflexus* spricht für die Verwendung einer Subassoziation, da *Rumex acetosella* aber auch in Trockenrasen mit geringer Deckung des Kaktusmooses durchaus häufig auftritt, erscheint diese Bezeichnung als wenig zutreffend. Aufgrund der Probleme bei einer floristischen Charakterisierung der Dominanzbestände (s.u.) erscheint eine Namensgebung nach der dominierenden Spezies sinnvoller und es ist somit dem Namen *Violo-Corynephorum campylietosum introflexi* der Vorzug zu geben.

Insgesamt lässt sich konstatieren, dass die Bestände von *Campylopus introflexus* auf den Ostfriesischen Inseln eindeutig der Koelerio-Corynephoretea zuzuordnen sind. Innerhalb dieser Klasse liegt der Verbreitungsschwerpunkt entsprechend der Artenzusammensetzung und des Standortes im Bereich des *Violo-Corynephorum* (vgl. BIERMANN 1996). Anhand der dominierenden Gräser können verschiedene Ausbildungen differenziert werden. Weiterhin existieren Vorkommen von *Campylopus introflexus* innerhalb von Mischbeständen mit Vegetationseinheiten anderer pflanzensoziologischer Klassen, diese sind jedoch als Sonderfälle zu bezeichnen (s. Abb. 57).

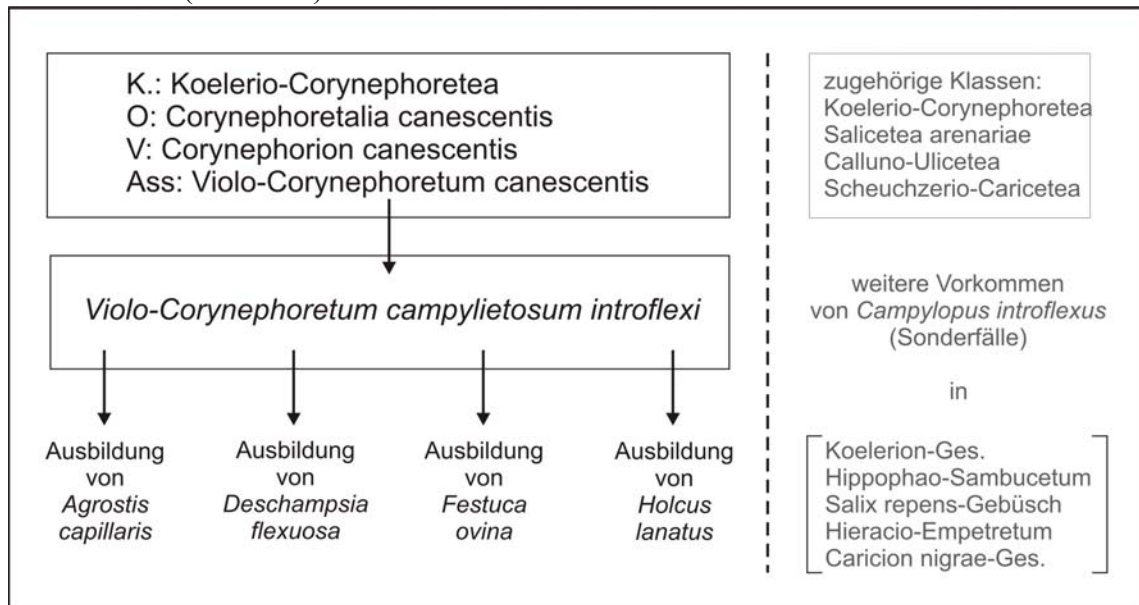


Abb. 57: Schema der pflanzensoziologischen Eingliederung der *Campylopus introflexus*-Bestände auf den Ostfriesischen Inseln.

In der Tabelle A6.1 (Anhang) sind die Aufnahmen zusammengefasst, die das typische Verbreitungsspektrum von *Campylopus introflexus* darstellen. Das Tabellenbild zeigt deutlich die ausgeprägte Artenarmut und Gleichförmigkeit der Bestände. Die 111 dargestellten Aufnahmen setzen sich insgesamt aus 97 Arten zusammen, nur 27 davon erreichen jedoch eine Stetigkeit von mindestens 10 Prozent. Lediglich bei sieben Spezies liegt die Stetigkeit bei über 50 %, dazu zählen *Carex arenaria* (85,0 %), *Cladonia furcata* (72,5 %), *Corynephorus canescens* (71,0 %), *Rumex acetosella* (70,5 %), *Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum* (62,8 %), *Aira praecox* (56,0 %) und *Dicranum scoparium* (50,2 %). Die genannten Arten sind relativ gleichmäßig über das gesamte Spektrum der Vegetationsaufnahmen des Kaktusmooses verteilt und können zusammen mit *Ammophila arenaria*, *Luzula campestris*, *Agrostis capillaris*, *Holcus lanatus*, *Hypochaeris radicata* sowie *Polytrichum juniperinum* und *Polytrichum piliferum* als typische Begleiter bezeichnet werden. Mit *Festuca rubra* ssp. *arenaria*, *Poa pratensis* var. *humilis* und *Galium verum* treten zwar auch gelegentlich Taxa des Koelerion arenariae auf, dies ist jedoch eher die Ausnahme. Als einzige Spezies des Thero-Airion ist

lediglich der Trittzeiger *Aira praecox* mit hoher Stetigkeit in den Aufnahmen vorhanden, der vorhandene Artenblock spricht daher für eine Zuordnung zum *Corynephorion canescentis*.

Die einzigen Charakterarten des *Violo-Corynephorum canescentis* sind nach POTT (1995a) *Viola canina* var. *dunensis* und *Jasione montana* var. *littoralis*. Beide Taxa sind in den Vegetationsbeständen von *Campylopus introflexus* eher selten vertreten, gleiches gilt für Kennarten höherer pflanzensoziologischer Stufen der Koelerio-Corynephoretea. Tendenziell ist festzustellen, dass die besser charakterisierten Aufnahmen artenreicher sind und *Campylopus introflexus* zumeist geringere Deckungswerte erreicht. Der oben genannte Artenblock typischer Begleiter stellt jedoch ein verbindendes Glied zu den Beständen ohne Kennarten her, erst in den absolut artenarmen Aufnahmen sind lediglich *Carex arenaria*, *Corynephorus canescens*, *Rumex acetosella* und *Aira praecox* vorhanden. Dies bedeutet, dass typische Ausprägungen des *Violo-Corynephorum* und die Dominanzbestände des Kaktusmooses über eine kontinuierliche Reihe verbunden sind, die sich insbesondere durch eine Reduzierung der Artenzahl auszeichnet.

Eine Unterteilung des *Violo-Corynephorum campyliosum introflexi* in verschiedene Ausbildungen kann in vielen Fällen anhand der vorherrschenden Poaceen-Art geschehen. Dies gilt insbesondere für *Festuca ovina* ssp. *tenuifolia*, *Deschampsia flexuosa* und *Holcus lanatus*. *Anthoxanthum odoratum* ist häufig den Beständen des Honiggrases beigemischt und kann für eine weitere Differenzierung verwendet werden. Dagegen kann *Agrostis capillaris* zusammen mit allen genannten Gräsern vorkommen, tritt jedoch auch ohne weitere graminoiden Sippen auf. Weiterhin existieren Bestände von *Campylopus introflexus*, die aufgrund der extremen Artenarmut als eigene, nicht näher charakterisierbare Ausbildung abgetrennt werden.

Die synoptische Tabelle A6.2 (Anhang) gibt eine gute Übersicht der 233 Vegetationsaufnahmen. Die multivariate Klassifikation differenziert vier Cluster, die sich unter anderem in den mittleren Deckungsgraden von *Campylopus introflexus* unterscheiden (60-80 % Deckung im ersten abnehmend zum vierten mit weniger als 20 %). Dies ermöglicht zum einen eine fundierte Aussage über die Korrelation der Deckungswerte des Kaktusmooses im Vergleich zu den übrigen Spezies, zum anderen wird auch in diesem Fall wieder die Abnahme der Gesamtartenzahl deutlich, zumal im ersten Cluster, der durch Dominanzbestände von *Campylopus introflexus* gekennzeichnet ist, die größte Anzahl von Vegetationsaufnahmen vereinigt sind.

Aus der synoptischen Tabelle lässt sich gut die unterschiedliche Reaktion der höheren Pflanzen und Kryptogamen gegenüber einer Zunahme des Kaktusmooses ableiten. Auf einen Artenblock mit eher indifferentem Verhalten gegenüber der Deckung von *Campylopus introflexus* folgen fünf Taxa, die in den Dominanzbeständen tendenziell an Stetigkeit zunehmen. Neben *Polytrichum piliferum* sind dies *Cladonia glauca*, *C. coccifera*, *C. pyxidata* und *C. subulata*. Dies steht im Einklang mit den Ergebnissen von BIERMANN (1999) und verdeutlicht die Zunahme dieser Kryptogamen bei Dominanz des neophytischen Mooses. Allerdings gilt diese Aussage nicht für alle Flechten wie der Verbreitungsschwerpunkt verschiedener Cladonien-Arten im zweiten Cluster zeigt, der ansonsten durch die hohe Stetigkeit von *Rubus caesius* und *Epilobium angustifolium* gekennzeichnet ist.

Umgekehrt weisen insbesondere *Luzula campestris*, *Holcus lanatus*, *Agrostis capillaris*, *Anthoxanthum odoratum* und *Veronica officinalis* sowie mit *Dicranum scoparium* und *Polytrichum juniperinum* auch zwei Bryophyta eine gegenläufige Tendenz auf. Auch *Deschampsia flexuosa* besitzt maximale Stetigkeit bei geringerer Deckung von *Campylopus introflexus* im dritten Cluster. Ein Vergleich der mittelgroßen graminoiden Arten zeigt, dass der Schwerpunkt von *Holcus lanatus* im vierten Cluster liegt, die Art im Gegensatz zu

Anthoxanthum odoratum jedoch ebenfalls im dritten auftritt. *Agrostis capillaris* wiederum besitzt in beiden eine höhere Stetigkeit und ist darüber hinaus auch in den ersten zwei Clustern vertreten. Dies stützt die obige Aussage, dass die Vegetationsaufnahmen am besten anhand dieser Gräser differenziert werden können.

Der vierte Cluster ist schließlich durch eine Reihe von Arten gekennzeichnet, die mit geringer Stetigkeit auftreten und zum Teil auf Übergänge zu anderen pflanzensoziologischen Verbänden hinweisen. Beispielhaft sind *Galium verum* und *Poa pratensis* var. *humilis* aufgeführt (s.o.).

Entsprechende Tendenzen zeigen sich ebenfalls in den synoptischen Tabellen der Datensätze, die um weitere Aufnahmen der Ostfriesischen (n=335) bzw. Ost- und Westfriesischen Inseln (n=363) erweitert wurden (s. Anhang A6.3 und A6.4). Anhand einer direkten Gegenüberstellung der Vegetationsaufnahmen der beiden Inselgruppen (s. Anhang A6.5) wird verdeutlicht, dass neben einigen Flechtenarten, die beiden gemein sind (z.B. *Cladonia foliacea*, *C. furcata*, *C. coccifera*, *Cladina portentosa*, *C. arbuscula*, *Cornicularia aculeata*) eher unterschiedliche Lichenen am Aufbau der Kryptogamenschicht beteiligt sind. Zu den Flechten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt auf den Ostfriesischen Inseln besitzen, zählen *Placynthiella icmaela*, *Trapeliopsis granulosa*, *Cladonia chlorophaea*, *C. floerkeana*, *C. glauca* und einige weitere *Cladonien*-Arten. *Cladonia gracilis*, *C. fimbriata*, *C. grayi* und *Ramalina fraxinea* treten dagegen häufiger in den Aufnahmen der niederländischen Inseln auf, die sich weiterhin durch eine höhere Anzahl buntblumiger Sippen sowie *Calluno-Ulicetea*-Arten auszeichnen. Dies ist möglicherweise durch größere Aufnahmeflächen bedingt, in denen das Mosaik zwischen Trockenheide und kleineren Freiflächen mit Trockenrasen nicht aufgelöst wird. Bei den Flechten können darüber hinaus auch Unterschiede in der Benennung eine Rolle spielen. Trotz dieser Unterschiede scheinen die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit durchaus von den Ostfriesischen Inseln auf angrenzende Nordseeregionen übertragbar zu sein.

In allen synoptischen Tabellen ist die gegenläufige Entwicklung der Stetigkeit von Kryptogamen und krautigen Spezies bei unterschiedlichen Deckungswerten von *Campylopus introflexus* sowie die generelle Abnahme der Artenzahl in den Dominanzbeständen deutlich zu erkennen. So sind bei geringer Deckung des Kaktusmooses im Durchschnitt fast 17 Arten in den Aufnahmeflächen vorhanden, innerhalb der Dominanzflächen nimmt die Anzahl dagegen um sieben Arten ab, die mittlere Deckung der Krautschicht sinkt dabei von 42 % auf 18 %. Diese Verringerung der Artenzahl ist insbesondere auf die Abnahme von Spezies der Kraut- und Moosschicht zurückzuführen. Während erstere aufgrund fehlender Verjüngungsmöglichkeiten mit der Zeit an Abundanz verlieren, werden viele Moose aktiv von *Campylopus introflexus* verdrängt, da sie in direkter Konkurrenz dem Neophyten unterlegen sind. Die Anzahl der Flechten nimmt dagegen bei höheren Deckungswerten des Kaktusmooses leicht zu, da diese Arten vermutlich von der geringeren Deckung der Krautschicht profitieren (s. auch BIERMANN 1999). Erst in den Dominanzbeständen sinkt die Flechtenanzahl aufgrund der im Vergleich zu *Campylopus introflexus* geringeren Konkurrenzfähigkeit wieder ab (vgl. Abb. 58).

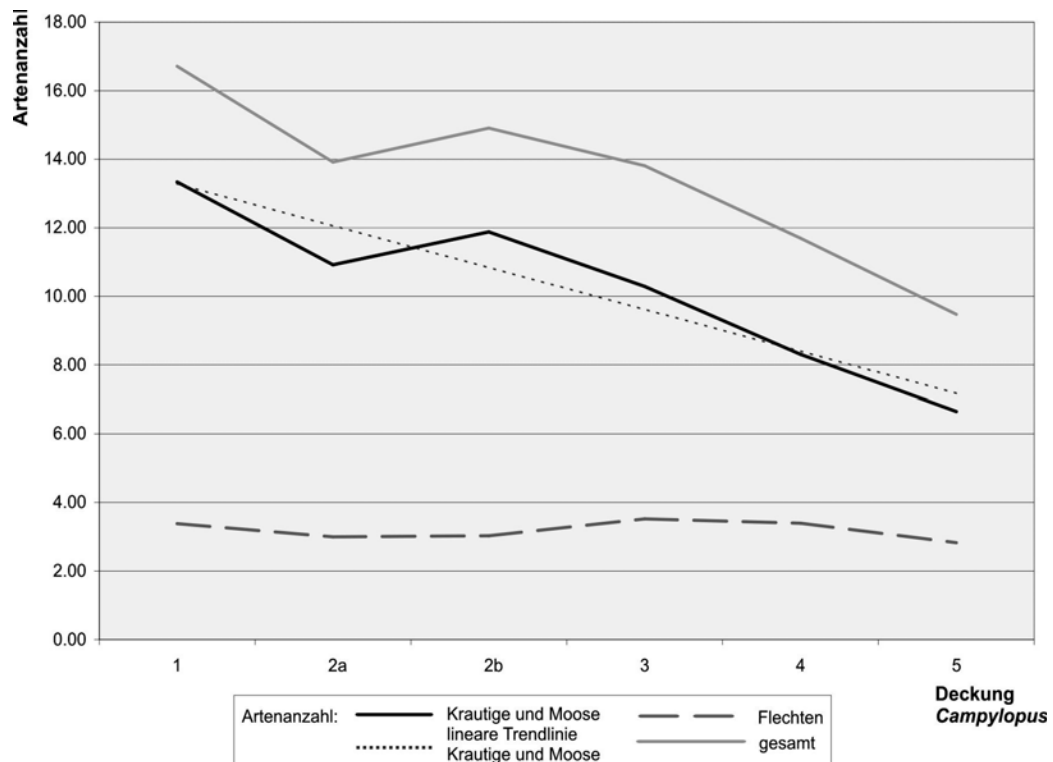


Abb. 58: Gesamtartenzahl sowie Artenanzahl der krautigen Taxa und der Lichenen in den Aufnahmen von *Campylopus introflexus* [unterteilt nach den Deckungsstufen von BRAUN-BLANQUET (1964)].

Nach FRAHM (1972) existieren in Mitteleuropa für *Campylopus introflexus* zwei unterschiedliche Standorttypen, zum einen auf trockenen bis mäßig nassen Torfen bzw. torfigen Sanden in Mooren und Heiden, zum anderen auf sauren Sanden in Dünenheiden (vgl. Kap. 5.1.1). Auf den Ostfriesischen Inseln besiedelt das Kaktusmoos fast ausschließlich schwach saure bis saure Sandböden im Bereich von Trockenrasen (s.o.), Vorkommen des erstgenannten Typus sind kaum anzutreffen, einige wenige Beispiele sind in Tabelle A6.6 (Anhang) angeführt. Das Kaktusmoos erreicht unter diesen Bedingungen nur sehr niedrige Deckungswerte.

In der oben genannten Tabelle sind weitere Sonderfälle für das Verbreitungsspektrum von *Campylopus introflexus* zusammengefasst. Die Aufnahmen 1-3 (lfd. Nr.) zeigen Beispiele für das Vorkommen auf basiphytischen Standorten im Bereich des *Tortulo-Phleetum*, die folgenden fünf Bestände stammen aus dem Randbereich des *Hippophao-Sambucetum* und weisen auf die zum Teil enge Verzahnung mit dieser Gesellschaft hin. Insbesondere auf Borkum gibt es große Flächen, in denen *Rubus caesius* die Trockenrasengesellschaften überzieht und die Vegetationsstruktur deutlich verändert. Sehr häufig tritt als weiterer Ruderalzeiger das nitrophytische Schmalblättrige Weidenröschen hinzu (Aufn. 7-14), aufgrund des ebenfalls höheren Nährstoffangebots im Bereich von *Hippophaë rhamnoides*-Gebüsch existieren zwischen diesen beiden Blöcken Übergänge. *Campylopus introflexus* kann auch im Randbereich von *Salix repens*-Gebüsch auftreten (Aufn. 20-22), Voraussetzung ist jedoch, dass ausreichend Licht auf den Boden gelangt.

In Gebieten mit Heidegesellschaften kommt es im Umfeld von Wegen und Trampelpfaden zur Auflichtung der ansonsten dicht geschlossenen Vegetationsdecke von *Empetrum nigrum* bzw. *Calluna vulgaris*. Begünstigt durch anthropogenen Transport kann *Campylopus introflexus* entlang dieser linearen Strukturen in die Flächen eindringen und sich bei extensivem Tritt auf den lichtereren Standorten etablieren (Aufn. 15-19).

5.4.1.3. Ökologie

In der Tabelle 3 sind die gemessenen und errechneten Vegetationsparameter sowie die Standortfaktoren als Mittelwert und als Median dargestellt. Neben den Werten für den gesamten Aufnahmesatz von *Campylopus introflexus*-Flächen wurde eine Aufschlüsselung für die Deckungsstufen nach BRAUN-BLANQUET (1964) vorgenommen, wobei nur zwischen geringer Deckung (1), mittlerer Deckung (2-4) und Dominanz (5) unterschieden worden ist. Die Krautvegetation ist mit 20-40 % relativ offen, dafür erlangen die Kryptogamen hohe Deckungswerte. Die Zeigerzahlen nach ELLENBERG (1992) weisen auf mäßig warme, trockene, saure, stickstoffarme Standorte mit hoher Sonneneinstrahlung hin. Dies deckt sich auch mit den Messwerten, der pH-Wert ist mäßig sauer und der Boden sehr nährstoffarm, ein humoser Oberboden ist kaum vorhanden. Das CN-Verhältnis ist mit 13,40 allerdings verhältnismäßig günstig (vgl. SCHROEDER 1992).

Aufschlussreicher als die Betrachtung des gesamten Datensatzes ist jedoch die Analyse der Werte für die einzelnen Deckungsstufen des Kaktusmooses, da sich hier einige, wenn auch zum Teil eher schwach ausgeprägte Trends erkennen lassen. So nehmen die anhand der Artenzusammensetzung berechneten Licht- und Temperaturzahlen bei höheren Deckungswerten von *Campylopus introflexus* leicht zu, die Feuchte-, Reaktions- und Stickstoffzahlen dagegen leicht ab.

Tabelle 3: Vegetationsparameter und Standortfaktoren der *Campylopus introflexus*-Bestände auf den Ostfriesischen Inseln (n=232, jeweils für den gesamten Datensatz sowie für die einzelnen Deckungsstufen nach Braun-Blanquet aufgeschlüsselt).

	Mittelwert	Mittelwert 1	Mittelwert 2-4	Mittelwert 5
Deckung [%]				
gesamt	92.3	93.6	92.3	91.6
Krautschicht	30.3	40.2	34.0	18.0
Kryptogamenschicht	80.6	76.8	78.1	87.9
Zeigerzahlen				
Licht	7.75	7.60	7.73	7.86
Temperatur	5.38	5.29	5.35	5.50
Kontinentalität	3.33	3.41	3.35	3.27
Feuchte	3.18	3.66	3.22	2.90
Reaktion	3.18	3.54	3.21	2.98
Stickstoff	2.69	2.90	2.72	2.56
Salz	0.36	0.35	0.35	0.40
Messwerte				
pH _{H₂O}	5.28	5.30	5.28	5.26
pH _{KCl}	3.91	4.13	3.93	3.80
A _h [cm]	0.9	1.1	0.9	0.7
C [%]	0.991	1.478	1.196	0.853
S [%]	0.009	0.013	0.011	0.009
N [%]	0.068	0.101	0.084	0.060
C/N-Verhältnis	13.40	14.58	13.69	13.24
Artenanzahl	12.9	16.6	13.7	9.5

Dies würde andeuten, dass die Standorte der Dominanzbestände einer intensiveren Sonneneinstrahlung unterliegen sowie wärmer und trockener sind, die stärker sauren Bodenverhältnisse lassen sich beim gemessenen pH-Wert kaum wahrnehmen, wohingegen die nährstoffärmeren Bedingungen sowohl durch einen geringer entwickelten humosen Oberboden als auch durch die Abnahme des Kohlenstoff-, Stickstoff- und Schwefelgehalts deutlich werden (vgl. HAHN 2001). Dies spricht dafür, dass das neophytische Moos unter extremeren Bedingungen häufiger Dominanzbestände aufbauen kann, da zum einen der Konkurrenzdruck nachlässt, *Campylopus introflexus* zum anderen aber auch hervorragend an entsprechende Verhältnisse angepasst ist (vgl. Kap. 5.1.1.4).

Die Tabelle 4 zeigt die gemittelten Werte für die Vegetationsparameter und die Standortfaktoren aufgeschlüsselt für die einzelnen Ostfriesischen Inseln. Die meisten Faktoren besitzen auf allen Inseln recht ähnliche Größenordnungen, lediglich bei der Vegetationsbedeckung, der Feuchtezahl, dem pH-Wert und Nährstoffgehalt des Bodens sowie der Gesamtartenzahl der Aufnahmen ergeben sich größere Unterschiede (Zahlen durch Fettdruck hervorgehoben). Die geringe Deckung der Krautschicht auf Spiekeroog ist vor allem auf die hohe Anzahl von Dominanzbeständen im Aufnahmesatz zurückzuführen. Dies gilt auch für die niedrige Feuchtezahl sowie die Gesamtdeckung, da auf dieser Insel durch den intensiven Besatz mit Hasen und Fasanen besonders viele Flächen aufgewühlt sind und deshalb offene Sandflecken aufweisen (vgl. RIECK 1999).

Bei den anderen Inseln erreicht die Deckung der Kryptogamenschicht trotz höherer Gesamtdeckung vergleichbare Werte, dies liegt daran, dass hier an Stelle von offenen Sandbereichen das Vorhandensein höherer Pflanzen einen dichteren Schluss verhindert. Auf Norderney kommen beide Effekte zusammen, so dass hier die Deckung der Kryptogamenschicht besonders gering ist. Anders ist dies auf Juist und Wangerooge. Auf diesen beiden Inseln existieren keine größeren Dominanzbestände von *Campylopus introflexus*, bei den aufgenommenen Beständen handelt es sich dementsprechend um Flächen mit hohen Deckungswerten der Krautschicht, unter der die Moose und Flechten zurücktreten.

Der mittlere pH-Wert ist für Juist mit 4,9 sehr niedrig. Dies ist darauf zurückzuführen, dass ein Großteil der Areale mit *Campylopus introflexus* in sehr alten Dünen im Randbereich des Billwaldes liegt. Zum einen erhalten die Trockenrasen hier durch eingeblasenes Laub zusätzliche Nährstoffe, zum anderen gibt es in einigen Fällen Hinweise dafür, dass die Flächen früher mit dichter Vegetation bestanden waren und erst sekundär – insbesondere durch Tritt – wieder aufgelichtet wurden. Hierdurch werden ebenfalls die ungewöhnlich hohen Mittelwerte des Nährstoffgehalts der Böden erklärt, ähnlich ist die Begründung auch für Langeoog. Auf dieser Insel wurde eine hohe Anzahl an Vegetationsaufnahmen im Umfeld der Möwenkolonie erstellt. Dieses Gebiet ist aufgrund der hohen Vogeldichte durch einen erheblichen Eintrag an Nährstoffen geprägt.

Bei der Gesamtartenzahl sind für die Inseln Spiekeroog und Wangerooge die Minimal- bzw. die Maximalwerte hervorgehoben. Im Fall Spiekeroogs kommt mit nur 10,56 Arten wieder einmal der hohe Anteil von Dominanzbeständen innerhalb des Verbreitungsgebiets von *Campylopus introflexus* zum Tragen. Umgekehrt setzt sich der Datensatz von Wangerooge vorwiegend aus Aufnahmen mit geringer Deckung des Kaktusmooses zusammen. Da außerdem der Weidedruck durch Hasen und Kaninchen sehr gering ist, sind die Trockenrasen der Insel überdurchschnittlich artenreich (vgl. RIECK 1992).

Tabelle 4: Vegetationsparameter und Standortfaktoren der *Campylopus introflexus*-Aufnahmen (aufgeschlüsselt für die einzelnen Ostfriesischen Inseln, auffällig abweichende Werte durch Fettdruck hervorgehoben).

Insel	Borkum	Juist	Nord.	Baltrum	Lang.	Spiek.	Wang.
Deckung [%]							
gesamt	93.05	94.64	91.63	92.30	94.51	88.44	92.19
Krautschicht	28.10	37.71	36.21	28.68	30.73	21.41	30.63
Kryptogamenschicht	82.80	73.93	74.42	81.89	86.10	83.59	78.50
Zeigerzahlen							
Licht	7.74	7.51	7.85	7.70	7.69	7.82	7.77
Temperatur	5.60	5.46	5.21	5.15	5.49	5.42	5.49
Kontinentalität	3.26	3.11	3.50	3.11	3.39	3.40	3.38
Feuchte	3.27	3.44	3.17	3.19	3.25	2.89	3.20
Reaktion	3.58	3.66	3.15	2.90	3.17	2.75	3.43
Stickstoff	3.10	3.05	2.65	2.59	2.62	2.34	2.53
Salz	0.38	0.39	0.43	0.35	0.30	0.34	0.32
Messwerte							
pH_H ₂ O	5.43	4.90	5.29	5.35	5.09	5.28	5.48
pH_KCl	3.94	3.86	4.01	3.81	3.85	3.88	4.04
A _h [cm]	0.40	1.00	0.50	1.24	1.33	1.11	1.06
C [%]	0.607	1.823	0.571	1.319	1.594	0.878	0.965
S [%]	0.006	0.015	0.006	0.012	0.015	0.008	0.010
N [%]	0.048	0.112	0.045	0.096	0.104	0.062	0.068
C/N-Verhältnis	12.60	15.09	12.39	13.45	15.21	13.59	13.50
Gesamtartenzahl	13.10	13.86	12.62	11.62	14.39	10.56	16.31

Da die angefertigten Vegetationsaufnahmen das typische Verbreitungsspektrum des Kaktusmooses wiedergeben, war es möglich, die Verteilung der Vorkommen in Abhängigkeit vom pH-Wert zu bestimmen. Hierzu wurde in einem weiteren Untersuchungsschritt die Anzahl an Vegetationsaufnahmen von *Campylopus introflexus* pro gemessener pH-Wert-Einheit ermittelt (s. Abb. 59). Das Ergebnis ist eine schiefe Normalverteilung, der Mittelwert beträgt 5,28. Der Abfall der Kurve in Richtung höherer pH-Werte ist deutlich steiler als in der Gegenrichtung. Eine solche Abweichung von der Normalverteilung wird von AUSTIN & GAYWOOD (1994) durch die „skewness hypothesis“ erklärt, die besagt, dass unterschiedliche Faktoren für die Ausbildung der Verbreitungsgrenze an der jeweiligen Seite verantwortlich sind. Ein steiler Abfall spricht danach für das Erreichen einer physiologischen Toleranzgrenze, wohingegen eine flach abfallende Kurve durch die steigende Konkurrenz begründet wird. Da die niedrigeren pH-Werte von Standorten stammen, die zu den Braundünen überleiten, in denen *Campylopus introflexus* aufgrund einer höheren, geschlosseneren Vegetationsdecke und einem daraus resultierenden Lichtmangel zurücktritt, trifft obige Interpretation vermutlich auch in diesem Fall zu.

Wird zusätzlich die pH-Wert-Verteilung der Vergleichsflächen, auf denen das Kaktusmoos nicht vorkommt, (s. Kap. 3.4) in das Diagramm eingetragen (s. Abb. 59; Mittelwert 6,52), so wird deutlich, dass fast alle Probestellen einen pH-Wert über sechs aufweisen (vgl. Tabelle 5). In diesen pH-Bereich fällt ebenfalls der rapide Rückgang von *Campylopus*-Standorten. Dies macht eine physiologische Verbreitungsgrenze für das Kaktusmooses in Gebieten mit höherem Boden-pH, wie sie von AUSTIN & GAYWOOD (1994) postuliert wird, sehr wahrscheinlich.

Diese Ergebnisse bestätigen die Annahme von BERG (1985), wonach der pH-Wert des Substrats nach dem Vorhandensein von Lücken in der Vegetationsdecke den wichtigsten Faktor für den Etablierungserfolg von *Campylopus introflexus* darstellt (vgl. SCHAMINÉE et al. 1996).

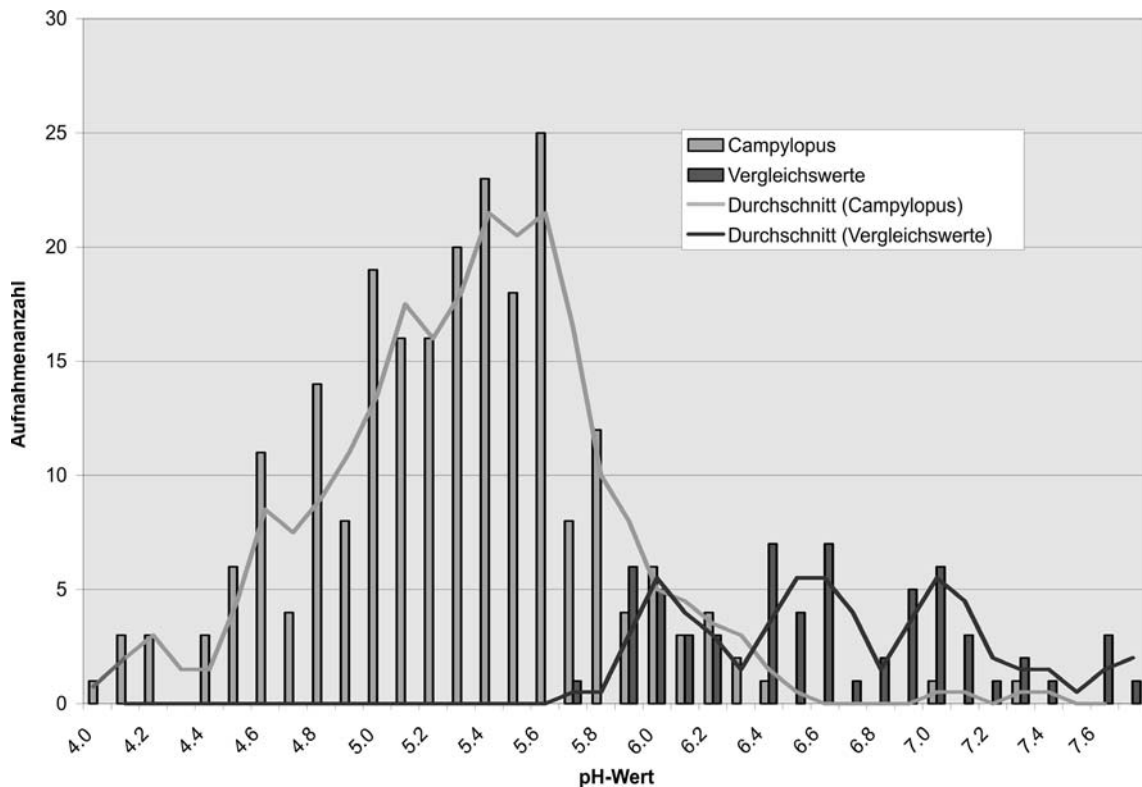


Abb. 59: Anzahl der Aufnahmen mit *Campylopus introflexus* sowie Anzahl der Vergleichsproben pro pH-Einheit.

Auch hinsichtlich der CN-Verhältnisse zeigen sich Unterschiede zwischen den Flächen der Vegetationsaufnahmen und der Vergleichsproben (s. Tabelle 5).

Tabelle 5: Gegenüberstellung der gemessenen Standortfaktoren der Vergleichsflächen und der Vegetationsaufnahmen mit *Campylopus introflexus*.

	pH _{H₂O}	pH _{KCl}	C [%]	S [%]	N [%]	CN
Vergleichsflächen	6.52	5.74	0.77	0.01	0.07	10.82
<i>Campylopus introflexus</i>	5.28	3.91	0.99	0.01	0.07	13.40

In Abb. 60 ist jeweils der Kohlenstoffgehalt der untersuchten Standorte gegen den Stickstoffgehalt aufgetragen. Aus den resultierenden Geraden lässt sich erkennen, dass die Vergleichsflächen unabhängig vom absoluten Mineralstoffgehalt des Bodens ein engeres CN-Verhältnis aufweisen. Dies spiegelt auch der geringere Mittelwert wider. In allen Fällen ist das CN-Verhältnis jedoch als sehr günstig zu bezeichnen (s. SCHROEDER 1992). Dies ist sicherlich damit zu begründen, dass bei relativ niedrigen Kohlenstoffgehalten der Sandböden verhältnismäßig hohe Stickstoffkonzentrationen erreicht werden, die wahrscheinlich auf Immissionen aus der Luft zurückzuführen sind (vgl. POTT 1995b). Die Untersuchungen zeigen, dass der Nährstoffgehalt vermutlich nicht für das Fehlen von *Campylopus introflexus* auf den Vergleichsstandorten verantwortlich sein kann, da hier insgesamt eine bessere Nährstoffversorgung gegeben ist.

Somit würde auch die Eutrophierung der Dünen für die Ausbreitung des Kaktusmooses von geringerer Bedeutung sein als der pH-Wert.

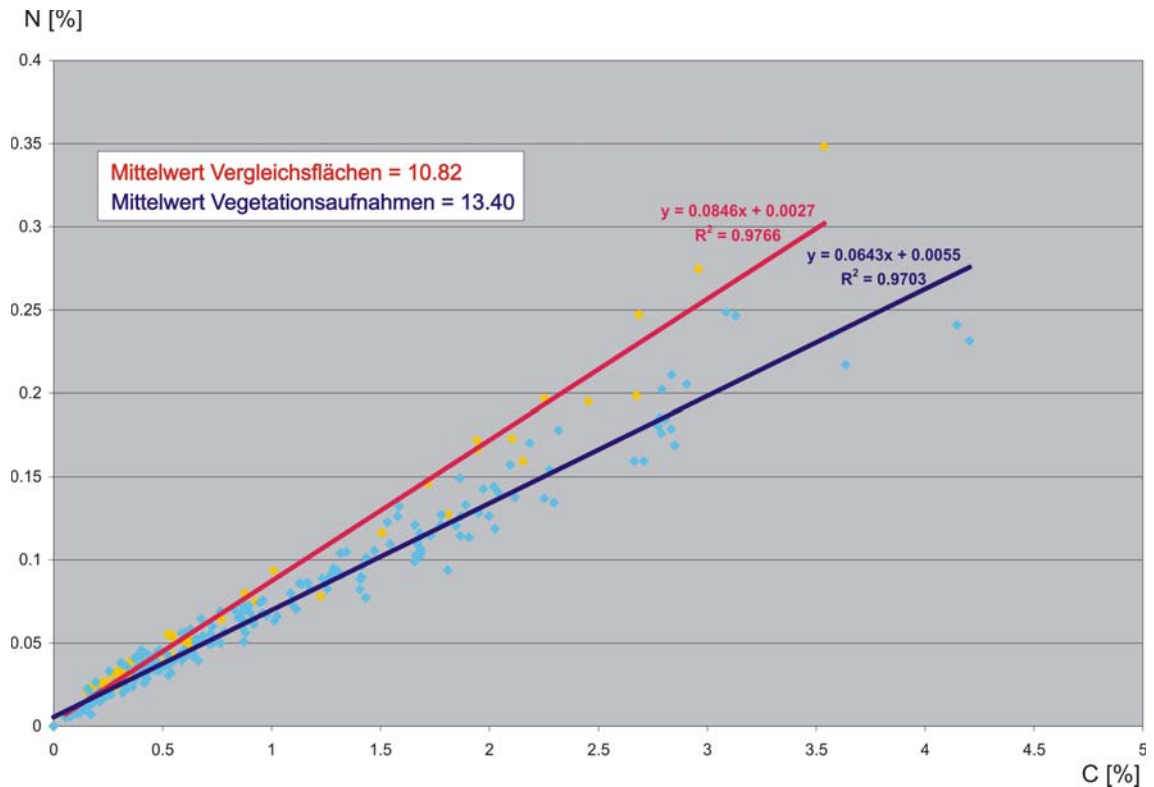


Abb. 60: CN-Verhältnis der Böden mit Vegetationsaufnahmen von *Campylopus introflexus* sowie der Vergleichsflächen (R^2 = Bestimmtheitsmaß).

Ein Vergleich der Standortverhältnisse zwischen den einzelnen Inselgruppen der Nordsee ist nur anhand der Zeigerzahlen nach ELLENBERG (1992) möglich, da Messdaten lediglich auf den Ostfriesischen Inseln erhoben wurden (s. Tabelle 6). Die Unterschiede der einzelnen Parameter sind gering und trendförmige Veränderungen nur sehr schwach ausgeprägt. Durch die nach Osten hin zunehmende Kontinentalität sinkt die Feuchtezahl in Richtung der Nordfriesischen Inseln ab, im Gegenzug steigt die Lichtzahl an. Entsprechend des Transports von kalkreichen Sanden von West nach Ost zeigt sich auch in der Reaktionszahl eine geringfügige Veränderung in Richtung saurer Bodenbedingungen. Trotz der nur schwach ausgeprägten Unterschiede sprechen diese Ergebnisse, die sich ebenfalls aus dem aktuellen wissenschaftlichen Erkenntnisstand über die ökologischen Verhältnisse im Nordseeraum ableiten lassen, für die Qualität und Aussagekraft der Zeigerzahlen.

Tabelle 6: Zeigerzahlen nach ELLENBERG (1992) und Gesamtartzahlen für die Vegetationsaufnahmen von *Campylopus introflexus* der drei Inselgruppen der Nordsee.

	Westfriesische Inseln		Ostfriesische Inseln		Nordfriesische Inseln	
	Mittelwert	Standardabw	Mittelwert	Standardabw	Mittelwert	Standardabw
Licht	7.6	0.4	7.8	0.3	8.0	0.3
Temperatur	5.3	0.4	5.4	0.5	5.4	1.2
Kontinentalität	3.3	0.3	3.4	0.3	3.5	0.3
Feuchte	3.3	0.6	3.2	0.5	2.8	0.3
Reaktion	3.9	0.8	3.2	0.7	3.0	0.5
Stickstoff	2.6	0.6	2.7	0.5	2.6	0.2
Salz	0.3	0.1	0.3	0.2	0.4	0.6

5.4.1.4. Ordination



S. 217

5.4.1.5. Anthropogener Einfluss

In Kapitel 5.4.1.1 wurde die anthropogene Beeinflussung anhand des Vorkommens von *Campylopus introflexus* in den verschiedenen Nationalparkzonen dargestellt. Zusätzlich wurde die Bedeutung der Trittbelastung für die Verbreitung des Kaktusmooses untersucht, die mit Sicherheit einen der wichtigsten anthropogenen Einflussfaktoren darstellt. Hierzu wurde berechnet, wie viel Prozent der Gesamtflächen mit *Campylopus introflexus* sich innerhalb von 5, 10, 15 bzw. 20 m Entfernung zum Wegenetz der jeweiligen Inseln befinden, diese Abstufung soll die abnehmende Trittbelastung widerspiegeln.

Aus der Darstellung der Ergebnisse in Abb. 88 geht hervor, dass auf den meisten Inseln bereits 25 bis 40 % der betroffenen Areale in einem Umfeld von fünf Metern zu den Wegen liegen, lediglich auf Juist werden mit über 60 % deutlich höhere Werte erreicht. Diese hohen Anteile am gesamten Verbreitungsgebiet bekommen noch mehr Gewicht, wenn berücksichtigt wird, dass *Campylopus introflexus* in Bereichen mit extrem starker Trittbelastung – direkt auf den Wegen und in deren Randzonen - nicht vorkommt. Bei einer Erweiterung des Pufferbereichs auf 10 m zeigt sich auf allen Inseln eine erhebliche Zunahme der *Campylopus*-Flächen, bei weiterer Vergrößerung des gepufferten Gebiets setzt sich dieser Trend fort, der Flächenzuwachs schwächt sich jedoch in der Folge ab. Insbesondere bei einer Erweiterung des gepufferten Areals von 15 auf 20 m steigt der Flächenanteil nur noch gering an. Innerhalb des 20 m-Puffers liegen auf sämtlichen untersuchten Inseln mindestens 80 % der Gesamtfläche der Kaktusmoos-Vorkommen, die Pufferzone umfasst jedoch jeweils maximal 25 % der Inselfläche außerhalb der Stadtgebiete. Somit ergibt sich ein durchaus deutlicher Zusammenhang zwischen dem Vorkommen von *Campylopus introflexus* und dem Wegenetz der Ostfriesischen Inseln.

Diese Korrelation ist für Juist und Wangerooge besonders stark ausgeprägt. Schon der kleinste Pufferbereich umfasst hier wesentlich mehr Flächen des Kaktusmooses, auf die 20 m-Zone entfallen bei beiden Inseln über 95 % der betroffenen Gebiete, jeweils der größte Anteil liegt jedoch maximal 10 m von den Wegen entfernt. Juist und Wangerooge sind die Ostfriesischen Inseln mit den kleinflächigsten Vorkommen an *Campylopus introflexus*, Dominanzbestände sind auf keiner der beiden Inseln ausgebildet. Es handelt sich dementsprechend eher um initiale Einwanderungsstadien. Eine besonders hohe Korrelation in frühen Phasen der Einwanderung würde dafür sprechen, dass die Ausbreitung des Mooses vermutlich von Störungen im Bereich des Wegenetzes ihren Ausgang genommen hat. Zum einen bietet der Verkehr auf den Wegen sehr gute Ausbreitungsmöglichkeiten durch Verschleppung von Sporen oder Pflanzenteilen, zum anderen entstehen offene Störstellen in der Vegetationsdecke, welche die Neuansiedlung des Kaktusmooses fördern. Gerade in Bereichen höherer Krautschichten ist dies von entscheidender Bedeutung, da eine hohe Lichtintensität zu den wichtigsten Voraussetzungen für eine erfolgreiche Etablierung zählt (vgl. BERG 1985).

Bemerkenswerterweise ist die beschriebene Korrelation bei den kaninchenreichen Inseln Norderney und Baltrum am geringsten. Dies könnte damit zu erklären sein, dass die Störung der Vegetationsdecke durch die Kaninchen, die ebenfalls stark zur Ausbreitung von *Campylopus introflexus* beitragen (vgl. FROMKE 1997), flächenhaft erfolgt, so dass linienhafte Störungsmuster entlang der Wege stark überlagert werden.

5.4.2 Rosa rugosa

5.4.2.1. Aktuelle Verbreitung

Die Ergebnisse der Kartenverschnitten sind für die einzelnen Inseln in den Anhängen A5.1 bis A5.7 zusammengefasst, die Abb. 86 und der Anhang A5.8 stellen eine Übersicht der Verbreitung und Flächenaufteilung für sämtliche Ostfriesische Inseln dar.

Flächenmäßig befindet sich etwa die Hälfte aller *Rosa rugosa*-Bestände im Stadtbereich, die restlichen Gebüsche stehen schwerpunktmäßig in der Zwischenzone, nur neun Prozent sind in der Ruhezone zu finden. Auch der größte Teil von Einzelbeständen liegt in der Schutzzone II sowie außerhalb des Nationalparks (92,5 %). Anhand des deutlich geringeren Anteils der Siedlungsflächen im Diagramm der Vegetationszonen ist zu erkennen, dass die Kartoffelrose nicht nur im direkten Umfeld der Bebauung, sondern vor allem im Randbereich des besiedelten Areals vorhanden ist, ein Gebiet, welches nicht von den Nationalparkzonen eingeschlossen wird. Außerhalb des Siedlungsbereiches werden besonders Standorte in Vegetationseinheiten der Xeroserie besiedelt. Die Schwerpunkte liegen deutlich in den Gesellschaften der Koelerio-Coryneporetea und der Salicetea arenariae, von letzteren besitzt das *Hippophao-Sambucetum* deutlich die höchsten Anteile. Die Vorkommen innerhalb von Dünentälern, Hellerarealen, Wäldern, im Grünland sowie auf freien oder ruderalen Standorten umfassen insgesamt etwa 13 % der gesamten von *Rosa rugosa* eingenommenen Fläche auf den Ostfriesischen Inseln.

5.4.2.2. Pflanzensoziologie

Rosa rugosa dringt auf den Ostfriesischen Inseln in verschiedene Vegetationseinheiten ein und vergesellschaftet sich mit den bisher dort vorherrschenden Arten, die bei diesem Prozess meist erheblich an Deckung einbüßen und zum Teil auch vollständig verdrängt werden (s. Anhang A6.8). Während die binnenländischen Kartoffelrosen-Bestände von POTT (1995a) als eigene Gesellschaft den urban-industriellen Ruderalgebüsch zugeordnet werden, können die Bestände der Kartoffelrose an Küstenstandorten nach WEBER (1999) der *Ammophila arenaria-Rosa rugosa*-Gesellschaft zugeordnet werden, die das gesamte Standortspektrum des Salicion arenariae besiedelt. Dieser Verband umfasst das *Hippophao-Salicetum arenariae*, das *Rosa pimpinellifoliae-Salicetum arenariae*, das *Polypodio-Salicetum arenariae* sowie das *Pyrolo-Hippophætum*. Dies konnte in der vorliegenden Arbeit nur bedingt bestätigt werden, da das Eindringen des Neophyten in die ohnehin seltenen Bestände der Bibernell-Rose (Aufn. lfd. Nr. 41-43) und in feuchte Dünenweiden-Sanddorn-Gebüsche mit Kalkflachmoorarten als seltene Ausnahme anzusehen ist. Die Verbreitung von *Rosa rugosa* beschränkt sich jedoch nicht nur auf die Gesellschaften des Salicion arenariae, wie in der Folge dargestellt werden soll (vgl. Abb. 61). Zur besseren Vergleichbarkeit sind dabei die von WEBER (1999) vorgeschlagenen Assoziationsnamen verwendet worden.

Die einzige hochstete Art in den Vegetationsaufnahmen der vorliegenden Arbeit ist mit fast 75 % Stetigkeit der Dünenubiquist *Carex arenaria*. In Übereinstimmung mit WEBER (1999) treten weiterhin *Rubus caesius* (49 %), *Galium mollugo* (43 %), *Festuca rubra* ssp. *arenaria* (35 %), *Ammophila arenaria* (32 %) und *Poa pratensis* ssp. *humilis* (25 %) regelmäßig in den *Rosa rugosa*-Beständen auf.

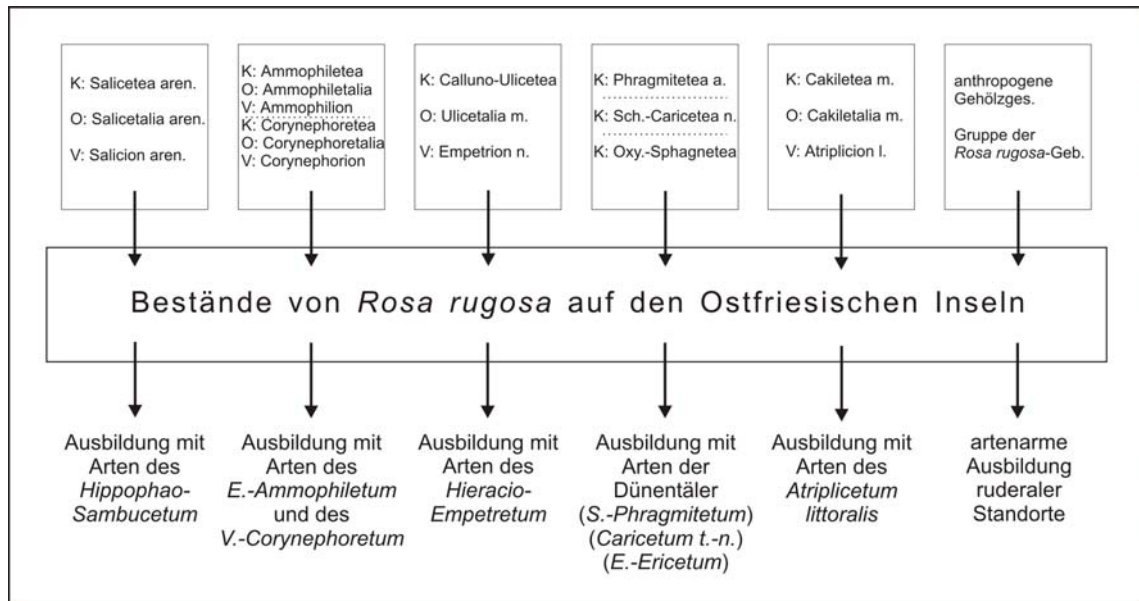


Abb. 61: Schema der pflanzensoziologischen Eingliederung der *Rosa rugosa*-Bestände auf den Ostfriesischen Inseln.

Dabei ist allerdings festzustellen, dass in vielen Fällen neben der Kartoffelrose keine weiteren Gehölzarten vorhanden sind und dementsprechend keine Standorte des *Salicion arenariae*, sondern andere Vegetationseinheiten der Xeroserie besiedelt wurden. Hierzu zählen insbesondere das *Elymo-Ammophiletum festucetosum* als auch das *Violo-Corynephorëtum*. Neben der gezielten Anpflanzung spielen bei der Besiedlung entsprechender Flächen auch die Einwanderung aus benachbarten Pflanzengesellschaften und Ornithochorie eine Rolle.

Die Krautschicht der Mischbestände mit *Hippophaë rhamnoides* und *Salix repens* unterscheidet sich in der Regel kaum von jener der eben genannten Assoziationen. Während sich innerhalb des durch Trockenrasenarten gekennzeichneten Aufnahmespektrums die Bestände mit Sanddornanteilen relativ eindeutig als Untergruppe abtrennen lassen (*Ammophila arenaria-Rosa rugosa-Gesellschaft* nach WEBER (1999)), gelingt dies mit der Kriechweide weitaus schlechter, da dieselbe in einer Vielzahl von Pflanzengesellschaften als Begleiter auftritt. Beide Spezies können auch auf feuchteren Standorten vorkommen, an denen die xeromorphen Arten zurücktreten, fließende Übergänge sind häufig vorhanden. Ein entsprechender Gradient ist mit Hilfe der Aufnahmen 16-18 (Ifd. Nr.) in der Tabelle A6.8 (Anhang) für *Hippophaë rhamnoides* dargestellt.

Das *Hieracio-Empetretum* ist eine weitere Vegetationseinheit der Xeroserie, die auf vielen Ostfriesischen Inseln von der Einwanderung der Kartoffelrose betroffen ist. Häufig sind nur einzelne Büsche von *Rosa rugosa* in die dicht geschlossenen Flächen von *Empetrum nigrum* eingestreut, vielerorts existieren mittlerweile aber auch Bestände, in denen die Deckungswerte zu Gunsten der Rose verschoben sind und sich die Krähenbeere im Schatten der Gebüsche auflichtet. Die typische Artenkombination des *Hieracio-Empetretum* bleibt dennoch in den meistens Fällen erhalten (s. Aufn. Ifd. Nr. 82-86). Gleiches gilt ebenfalls für die Vorkommen von *Calluna vulgaris* (s. Aufn. Ifd. Nr. 87, 88), die großflächig lediglich auf Wangerooge vorhanden sind.

Weiterhin ist auf mehreren Inseln zu beobachten, dass *Rosa rugosa* Standorte mit einer Amplitude von feuchten Dünentälern bis frisch-halinen Salzwiesen besiedelt. So ist die Art an vielen Stellen in den Randbereich von Beständen des *Scirpo-Phragmitetum*, des *Caricetum trinervi-nigrae* oder des *Empetro-Ericetum* eingedrungen. Bei höher anstehendem

Grundwasserspiegel ist dann der Wuchs der Kartoffelrose in der Regel etwas lichter, so dass am Boden der zumeist hohen Vegetation trotz allem ein größeres Spektrum an hygrophilen Moosen und krautigen Pflanzen vorhanden ist. Weder die vegetative Vermehrung über Ausläufer noch die generative über Samen scheint unter diesen Bedingungen behindert zu werden. Ein weiteres Vordringen in die nasseren, zentraleren Gebiete der Dünentäler ist *Rosa rugosa* bisher auf keiner der Inseln gelungen und ist vermutlich auch in Zukunft nicht zu erwarten.

Als Standorte, auf denen sich die Kartoffelrose bis heute etabliert hat, sind weiterhin die oberen Zonen der Hellerbereiche zu nennen. Auf dem Boden dieser Bestände ist fast immer eine dicke Schicht von Spülsaummaterial vorhanden, der die Höchststände der winterlichen Sturmfluten markiert. Dies zeigt, dass *Rosa rugosa* den episodischen Einfluss von Meerwasser ohne Einbußen der Vitalität ertragen kann, die Gebüsche sind lediglich etwas offener strukturiert. Weiter wärtwärts konnten entsprechend der steigenden Überflutungshäufigkeit keine Vorkommen mehr festgestellt werden. Zu den Pflanzen der Krautschicht zählen *Atriplex prostrata*, *Atriplex littoralis*, *Tripleurospermum maritimum* und *Sonchus arvensis*, eine Artenkombination, die typisch für das auf Tangwällen verbreitete *Atriplicetum littoralis* ist. Da an den entsprechenden Stellen eine Anpflanzung durch den Menschen auszuschließen ist, kommen als Ausbreitungsmechanismen nur die Ornithochorie und insbesondere die Hydrochorie in Frage (vgl. Kap. 5.1.2.3).

Die letzte Gruppe von Aufnahmen (lfd. Nr. 89-110) ist floristisch sehr schlecht charakterisiert. Innerhalb dieser Fraktion lassen sich Gebüsche abtrennen, in denen *Rosa rugosa* mit anderen strauchförmigen Gehölzarten vergesellschaftet auftritt. Hierzu zählen unter anderem *Rosa canina*, *Crataegus monogyna*, *Sambucus nigra* und *Salix repens*, wobei Bestände mit der Kriechweide nur diesem Aufnahmeblock unterstellt wurden, wenn die Zusammensetzung der Krautschicht keine andere Zuordnung ermöglichte. Da die genannten Spezies als Begleiter auch in den oben beschriebenen Gruppen enthalten sind, wird von der Verwendung als Differentialarten abgesehen. Dies gilt auch für die Pflanzenarten der restlichen Aufnahmen, für die besonders das vermehrte Auftreten von *Rubus caesius* und *Urtica dioica* sowie weiterer nitrophytischer Ruderalarten der Galio-Urticetea und Artemisietea charakteristisch ist (vgl. HAHN 2001). Bei diesen meist recht artenarmen Beständen handelt es sich in der Regel um Anpflanzungen in Siedlungsnähe. Da ihnen küstentypische Eigenheiten fehlen, sind sie am ehesten mit den binnenländischen Vorkommen zu vergleichen, die von POTT (1995a) zu den urban-industriellen Ruderalgesellschaften gezählt werden.

Aufgrund dieses weiten Spektrums an Ausbildungen ist eine einheitliche Fassung der *Rosa rugosa*-Bestände kaum möglich. Dementsprechend werden die unterschiedlichen Gruppen in vorliegender Arbeit entsprechend der noch vorhandenen Pflanzenarten der ursprünglichen Vegetationseinheit lediglich als Ausbildung einer *Rosa rugosa*-Gesellschaft abgegrenzt.

Eine ähnliche Aufteilung der Vegetationsaufnahmen wird durch eine multivariate Klassifikation bei einer Clusteranalyse erreicht, deren Ergebnis in der synoptischen Tabelle A6.9 (Anhang) dargestellt ist. Demnach werden vier Cluster unterschieden, der erste umfasst die sehr feuchten Bestände sowie die Gebüsche des *Polypodio-Salicetum*, im zweiten befinden sich die halin geprägten Vorkommen zusammen mit den ebenfalls nitrophytischen Aufnahmen des *Hippophao-Salicetum* auf frischeren Standorten sowie den ruderalisierten Gebüschern von *Rosa rugosa*. Sowohl der dritte als auch der vierte Cluster umfassen typische Aufnahmen aus der Xeroserie, zum einen die Überlagerung mit dem *Hieracio-Empetretum*, zum anderen die Mischbestände mit Trockenrasenarten und Sanddorn.

Die multivariate Klassifikation des um 40 Aufnahmen erweiterten Datensatzes verdeutlicht die synoptische Tabelle A6.10 (Anhang). In dieser Analyse wurden insgesamt acht Cluster gebildet, die Grundaufteilung bleibt jedoch erhalten. Die ersten Cluster beider Analysen entsprechen in etwa einander, aus der zweiten Gruppe wurden in dieser Klassifikation jedoch die salzbeeinflussten Aufnahmen abgetrennt. Der vierte Cluster ist neu und umfasst Vorkommen von *Rosa rugosa* in anderen Gebüschformationen und innerhalb kleinerer Wäldchen. Es folgen die Aufnahmen mit Spezies der Trockenheide und des Trockenrasens, letztere sind in drei Cluster unterteilt, die sich entsprechend der Artenzusammensetzung primär hinsichtlich der Feuchtigkeit und des Nährstoffgehalts unterscheiden.

5.4.2.3. Ökologie

Bei der Betrachtung der Vegetationsparameter der *Rosa rugosa*-Bestände und der an den Standorten der Vegetationsaufnahmen herrschenden Umweltfaktoren sind die Werte für den gesamten Datensatz weit weniger informativ als die Aufschlüsselung nach den unterschiedlichen Vegetationseinheiten, in denen die Art auftritt. Der Übersicht halber wurden diese entsprechend ihrer Zugehörigkeit zu den drei Serien zusammengefasst (s. Tabelle 7).

Tabelle 7: Vegetationsparameter und Standortfaktoren der *Rosa rugosa*-Bestände auf den Ostfriesischen Inseln (n=134, jeweils aufgeschlüsselt für den gesamten Datensatz sowie nach den von der Einwanderung der Kartoffelrose betroffenen Vegetationseinheiten).

	Mittelwert	Mittel Halo	Mittel Hydro	Mittel Xero
Deckung [%]				
gesamt	94.8	86.3	94.8	95.1
Krautschicht	91.2	86.3	93.9	90.8
Kryptogamenschicht	32.3	0.0	28.3	34.4
Zeigerzahlen				
Licht	6.82	7.73	6.64	6.83
Temperatur	5.24	5.70	4.88	5.31
Kontinentalität	3.84	3.55	3.80	3.86
Feuchte	4.98	5.98	6.45	4.62
Reaktion	5.32	6.20	6.00	5.19
Stickstoff	5.10	6.78	6.40	4.75
Salz	0.33	1.25	0.21	0.32
Messwerte				
pH _{H₂O}	6.17	6.98	6.43	6.09
pH _{KCl}	5.27	5.65	5.49	5.21
A _h [cm]	3.73	5.50	6.22	3.12
C [%]	4.040	3.767	7.103	3.373
S [%]	0.030	0.039	0.065	0.022
N [%]	0.342	0.329	0.520	0.303
C/N ₋	13.73	11.52	13.36	13.90
Artenanzahl	11.4	7.3	10.5	11.7

Bei den Vegetationsparametern unterscheiden sich die Bestände der Haloserie aufgrund der geringeren Deckung und dem Fehlen von Kryptogamen deutlich von den restlichen Aufnahmen. Die geringere Vegetationsbedeckung geht in hohem Maße auf den offeneren Wuchs von *Rosa*

rugosa zurück, dies drückt sich wiederum in einer höheren Lichtzahl aus. Die Rosengebüsche der Haloserie besitzen ihrem Standort im Bereich von Sturmflutspülsäumen entsprechend eine wesentlich höhere Salzzahl. Auch der pH-Wert der frischen bis feuchten Böden liegt hier aufgrund des sporadischen Einflusses des Meeres sehr hoch.

Die Kartoffelrosenbestände der Hygroserie zeichnen sich dagegen durch eine niedrigere Temperaturzahl und die höchste Feuchtezahl aus. Weiterhin ist der Nährstoffgehalt hinsichtlich der drei geprüften Elemente Kohlenstoff, Stickstoff und Schwefel fast doppelt so hoch wie in den anderen untersuchten Gebieten. In den Dünentälern finden sich entsprechend auch die mächtigsten humosen Horizonte, dicht gefolgt von den Gebüschern der Hellerbereiche, in denen zusätzlich sehr häufig eine ausgeprägte Treibselschicht vorhanden ist.

Die Vorkommen von *Rosa rugosa* in Vegetationseinheiten der Xeroserie sind durch eine sehr niedrige Feuchtezahl sowie ein geringes Nährstoffangebot gekennzeichnet. Trotzdem befinden sich in den trockenen Dünen die artenreichsten Bestände dieses Neophyten. Dies liegt insbesondere an der Vielzahl benachbarter Gesellschaften, mit denen sich die Einheiten der Xeroserie verzahnen.

5.4.2.4. Ordination

Bei der DCA wurden an Stelle der Aufnahmeummern Kürzel der pflanzensoziologischen Bewertung des jeweiligen Bestandes als Index verwendet. Das Ergebnisdiagramm zeigt zwar keine eindeutige Auftrennung der Vegetationsaufnahmen, dafür jedoch eine sehr deutliche Gruppierung, die durch die nachträgliche Projektion der Vegetations- und Umweltparameter in das floristische Verteilungsmuster gut erklärt werden kann (s. Abb. 62, Tabelle 8).

Tabelle 8: DCA-Ordination der *Rosa rugosa*-Bestände (Gesamtvarianz 10,938).

	Achse 1	Achse 2	Achse 3	Achse 4
Eigenwerte DCA	0.522	0.365	0.252	0.221
Länge der Gradienten	4.390	3.315	2.859	2.665
Korrelation zwischen Umweltfaktoren und Arten	0.938	0.882	0.350	0.527
Erklärte Varianz in %	4.8	3.3	2.3	2.0
Kumulierte erklärte Varianz in % DCA	4.8	8.1	10.4	12.4
Feuchtezahl	-0.862	-0.024	0.023	0.253
pH-Wert	0.008	-0.648	-0.060	-0.144
CN-Verhältnis	0.021	0.534	0.249	-0.046

Die erste Ordinationsachse, die mit einem Eigenwert von 0,522 nach JONGMAN et al. (1995) eine gute Trennung indiziert, korreliert sehr stark mit der Feuchtezahl (-0,862). Die Aufspaltung auf der zweiten Ordinationsachse ist nicht sehr stark (Eigenwert 0,365), der pH-Wert und das CN-Verhältnis zeigen eine deutliche Korrelation (-0,648 bzw. 0,534). Die Gradienten der Nährstoffgehalte der Böden sowie der Mächtigkeit des humosen Oberbodens liegen zwischen denjenigen der Feuchtezahl und des CN-Verhältnisses, die Zeigerzahlen für Licht, Temperatur und Salz nehmen dagegen in entgegengesetzter Richtung auf trockenere, stärker basische Verhältnisse hin zu.

Dementsprechend befinden sich die Vegetationsaufnahmen von *Rosa rugosa*-Beständen innerhalb feuchter Dünentäler in der linken oberen Ecke des Diagramms in Richtung zunehmender Feuchtigkeit und Nährstoffgehalte sowie eines niedrigen pH-Werts. Auch die Vorkommen in den Hellerbereichen korrelieren mit feuchteren Bedingungen, aufgrund eines sehr hohen pH-Werts durch den sporadischen Einfluss des Meerwassers liegen die entsprechenden Aufnahmen jedoch im unteren Bereich des Diagramms dicht beim Maximum

des Gradienten der Salzzahl. Die stark ruderal geprägten Gebüsch bilden aufgrund des Vorhandenseins stickstoffliebender Arten, die auch frische, schwach saure Böden bevorzugen, den Übergang zwischen den hygro- und halophytischen Beständen.

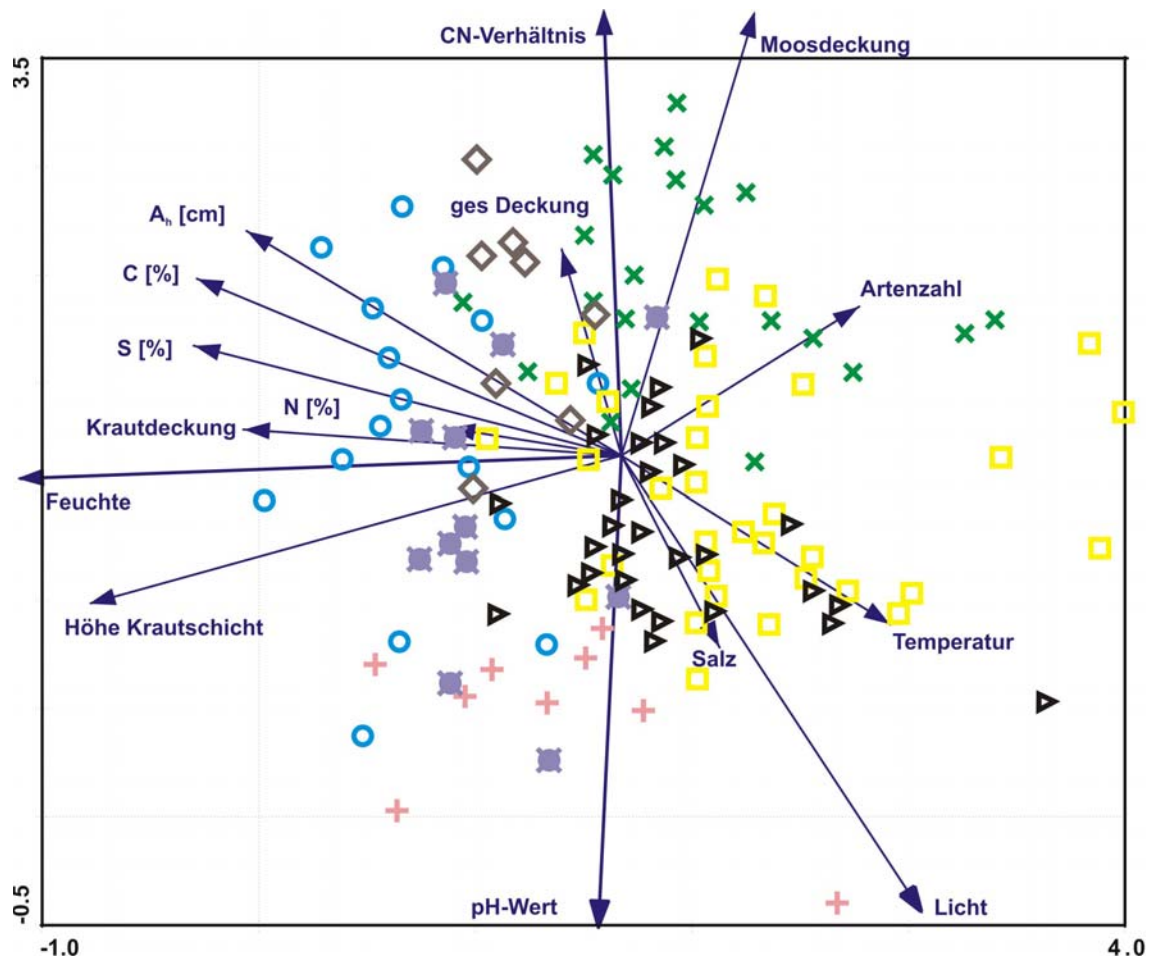


Abb. 62: DCA der Vegetationsaufnahmen mit *Rosa rugosa* indiziert nach der von der Einwanderung betroffenen Pflanzengesellschaft.

(Gesellschaft: \blacktriangle = *Hippophaë-Sambucetum*; \times = *Hieracio-Empetretum*; $+$ = *Atriplicetum littoralis*;
 \square = Ges. der Elymo-Ammophiletea und Koelerio-Corynephoretea; \diamond = Ges. der Rhamno-Prunetea;
 \circ = Ges. der feuchten Dünentäler; \blacksquare = artenarme Ges. ruderaler Standorte)

Die rechte Seite des Diagramms wird entsprechend der abnehmenden Feuchtezahl von Vegetationsaufnahmen aus dem Bereich der Xeroserie eingenommen. Die sehr offenen *Rosa rugosa*-Bestände der vordersten Dünenketten liegen im unteren Bereich der Darstellung korrelierend mit den zunehmenden Gradienten von Temperatur-, Licht- und Salzzahl und pH-Wert. Im oberen Bereich des Diagramms, unter sauren Bedingungen und einem weiten CN-Verhältnis mehren sich die Aufnahmen von Rosengebüschen, die in Vorkommen des *Hieracio-Empetretum* eingedrungen sind.

Gebüsch mit *Hippophaë rhamnoides* bilden das Zentrum der Aufnahmematrix. Aufgrund einer häufig sehr ähnlichen Artenkombination im Unterwuchs überlappen sich die Bestände stark mit anderen aus der Xeroserie, es existieren jedoch auch Übergänge zu den restlichen Vorkommen von *Rosa rugosa*. Lediglich unter sauren, nährstoffreichen Bedingungen tritt der Sanddorn zurück, dann sind es andere gebüschbildende Gehölzarten, die mit der Kartoffelrose vergesellschaftet sind. Da die Kartoffelrosengebüsch in der Literatur (s. WEBER 1999) meist

für den Bereich des *Hippophao-Sambucetum* oder - weiter gefasst – die *Salicetea arenariae* beschrieben wird, ist diese zentrale Stellung in der DCA durchaus gerechtfertigt.

Nach dieser stark auf den Vegetations- und Umweltparametern beruhenden Interpretation des Diagramms sei noch einmal ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die Ordination der Vegetationsaufnahmen in der DCA ausschließlich nach floristischen Gesichtspunkten erfolgt.

In einer CCA wurden anschließend mittels direkter Ordination die Korrelationen zwischen der Feuchtezahl, dem pH-Wert und dem CN-Verhältnis jeweils mit dem Datensatz der Vegetationsaufnahmen überprüft (s. Abb. 78, Tabelle 9). Auch hier zeigte sich eine hochsignifikante Korrelation (0,933) zwischen der Feuchtezahl und der Aufnahmenmatrix bezüglich der ersten Ordinationsachse, der pH-Wert und das CN-Verhältnis waren mit ebenfalls signifikanten Werten (0,664 bzw. -0,694) für die Anordnung auf der zweiten Ordinationsachse ausschlaggebend. Auch die Korrelation zwischen den Umweltfaktoren insgesamt und den Arten lieferte auf den ersten drei Achsen sehr hohe Werte, die kumuliert 100 % der Varianz zwischen Umweltfaktoren und Arten erklären. Diese Korrelation konnte durch einen Monte Carlo-Test als signifikant bestätigt werden.

Tabelle 9: Korrelation zwischen Umweltparametern und Varianz der Vegetationsaufnahmen von *Rosa rugosa* als Gradienten in der CCA

	Achse 1	Achse 2	Achse 3
Feuchtezahl	0.933	-0.047	0.050
pH-Wert	0.097	0.664	-0.513
CN-Verhältnis	-0.075	-0.694	-0.481
Eigenwerte CCA	0.387	0.261	0.132
Korrelation zwischen Umweltfaktoren und Arten	0.936	0.872	0.802
Kumulierte erklärte Varianz der Arten	3.6	6.0	7.2
Kumulierte erklärte Varianz der Beziehung zw. Arten und Umweltfaktoren in %	49.6	83.1	100.0

Trotz niedriger Eigenwerte der Ordinationsachsen deutet sich in der CCA die Abtrennung eigenständiger Gruppen an. Die Gruppe in der linken oberen Ecke des Diagramms wird schwerpunktmäßig von Aufnahmen mit *Hippophae rhamnoides* und aus Aufnahmen der trockenen Dünenareale aufgebaut. In der Gruppe, die sich darunter befindet, häufen sich Bestände, in denen *Rosa rugosa* mit Trockenheide oder anderen Gehölzen vergesellschaftet auftritt. Im rechten Bereich der graphischen Darstellung dominieren Aufnahmen aus der Hygro- und Haloserie. Während die zuerst genannten Aufnahmen etwas weiter streuen, konzentrieren sich letztere auf die rechte obere Ecke des Diagramms. Hier liegen ebenfalls vermehrt Vorkommen, die eine Häufung von Ruderalarten aufweisen. Obwohl keine vollständige Trennung der Vegetationsaufnahmen vollzogen werden kann, ist eine klare Tendenz zu erkennen.



5.4.3 *Fallopia japonica*

5.4.3.1. Aktuelle Verbreitung

Die Ergebnisse der Kartenverschneidung von Neophytenverbreitung, Vegetation und Nationalparkzonen sind inselweise im Anhang (A5.1 bis A5.7) zusammengestellt, die Tabelle A5.8 (Anhang) und die Abb. 87 fassen die Daten für *Fallopia japonica* von sämtlichen Ostfriesischen Inseln in einer Übersicht zusammen.

Beide Darstellungen verdeutlichen die starke Anbindung von *Fallopia japonica* an die besiedelten Gebiete der Ostfriesischen Inseln. Lediglich 10 % der Vorkommen befinden sich in der Zwischenzone, dazu gehören insbesondere wegrandbegleitende Bestände außerhalb der Ortschaften. Weiterhin zeigt die Verteilung auf die Vegetationszonen der Inseln, dass innerhalb des anthropogenen Einflussbereichs von *Fallopia japonica* durchaus unterschiedliche Habitate besiedelt werden. Dazu gehören neben ortsnahen Wäldern vor allem Gesellschaften der Xeroserie und Grünlandflächen.

5.4.3.2. Pflanzensoziologie

Während POTT (1995a) sämtliche Dominanzbestände von *Fallopia japonica* als eine eigene Gesellschaft fasst und den ruderalen Gebüschern zuordnet, unterstellt BRANDES (1980b) die Vorkommen an Flussufern der *Convolvuletalia sepium* und die ruderalen Bestände als Fragmentgesellschaft der *Artemisietalia vulgaris*. KLOTZ & GUTTE (1991) schlagen die Bildung von drei neuen Assoziationen vor. Das *Reynoutrio-Aegopodietum* ass. nov. ist reich an Arten der Galio-Urticetea, insbesondere des *Aegopodion podagrariae*, und besiedelt feuchte Standorte, das *Reynoutrio-Artemisietum* ass. nov. mit Arction- und Artemisietea-Arten umfasst die ruderalen Vorkommen und für die Bestände innerhalb von Gesellschaften der *Convolvuletalia sepium* an Flussufern wird das *Reynoutrio-Convolvuletum* ass. nov. diskutiert. ADLER (1993) hat sich darüber hinaus auch mit durch Mahd beeinflussten Vorkommen beschäftigt und unterscheidet ebenfalls drei Vegetationseinheiten, die *Polygonum cuspidatum*-Glechometalia-Gesellschaft sowie die *P. c.*-Artemisietea- und die *P. c.*-Arrhenatheretalia-Gesellschaft.

Die *Fallopia japonica*-Bestände der Ostfriesischen Inseln sind abgesehen von der Dominanz des Japanischen Flügelknöterichs floristisch nur sehr schlecht charakterisiert, stehen jedoch aufgrund des Auftretens typischer Arten des *Aegopodion podagrariae*-Verbandes der Galio-Urticetea am nächsten (s. Abb. 63, Anhang A6.11).

Von den insgesamt 70 Pflanzenarten, die in den Vegetationsaufnahmen des Neophyten festgestellt wurden, treten nur 37 auch in den Dominanzbeständen auf, deshalb sind die Vorkommen mit geringer Deckung von *Fallopia japonica* in einer gesonderten Tabelle aufgeführt (s. Anhang A6.12). Neben typischen Küstenarten treten hier insbesondere Taxa der *Molinio-Arrhenatheretea* und der *Artemisietea vulgaris* hinzu (vgl. ADLER 1993).

Unter der Dominanz des Flügelknöterichs erreichen nur noch sieben Sippen eine Stetigkeit von über 10 %. Lediglich *Urtica dioica*, *Aegopodium podagraria*, *Rubus caesius* und *Carex arenaria* sind mit höherer Stetigkeit in den Beständen von *Fallopia japonica* vorhanden. Während die Brennnessel und der Giersch typische Charakterarten der Galio-Urticetea bzw. der *Lamio-Chenopodietalia boni-henrici* darstellen, tritt die Kratzbeere insbesondere auf Borkum und Juist häufig auch in Form von Massenbeständen in den Graudünen auf. Nach POTT (1995a) tendieren jedoch diese Vorkommen ebenfalls zum *Aegopodion*-Verband. Ebenso ist bei der Sandsegge in den letzten Jahren eine massenhafte Ausbreitung der Art festzustellen, die

vermutlich durch erhöhte Stickstoffdepositionen aus der Luft bedingt ist (vgl. POTT 1995b), so dass der Art durchaus ein nitrophytischer Charakter zukommt.

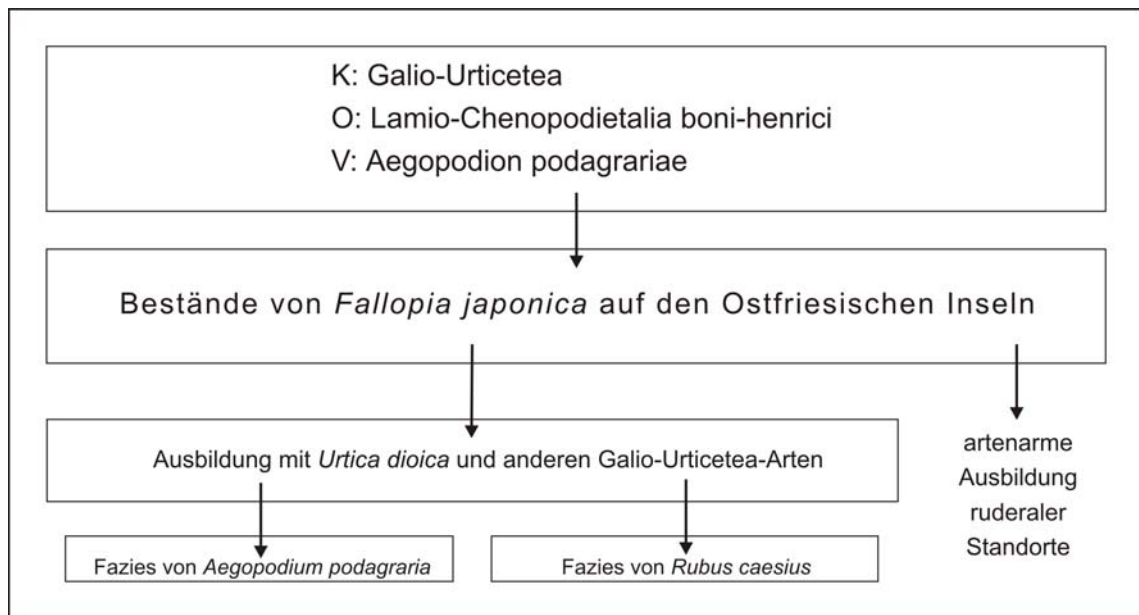


Abb. 63: Schema der pflanzensoziologischen Eingliederung der *Fallopia japonica*-Beständen auf den Ostfriesischen Inseln.

Weiterhin deuten *Galium aparine* sowie mit *Elymus repens* und *Cirsium arvense* auch Taxa der Artemisietea auf den ruderalen, nährstoffreichen Charakter der *Fallopia japonica*-Bestände hin. *Calystegia sepium* bildet oberhalb des Flügelknöterichs eine Schleier-Gesellschaft aus, entzieht sich somit der Lichtkonkurrenz und kann deshalb höhere Deckungswerte erreichen. Als Ordnungscharakterart der Convolvuletalia sepium gehört die Zaunwinde ebenfalls zu den nitrophytischen Uferstauden- und Saumgesellschaften, so dass trotz des gelegentlichen Auftretens von Artemisietea-Arten eine vorläufige Stellung der Bestände des Japanischen Flügelknöterichs zur Galio-Urticetea als sinnvoll erscheint. Aufgrund des oben beschriebenen Artenblocks mit höherer Stetigkeit wird eine Eingliederung in den *Aegopodium podagrariae*-Verband vorgeschlagen (vgl. KLOTZ & GUTTE 1991).

Die Vegetationsaufnahmen von *Fallopia japonica* lassen sich in zwei Gruppen unterteilen (vgl. Abb. 63). In der ersten sind solche Vorkommen vereint, in denen neben dem Flügelknöterich kaum andere Arten vorhanden sind und diagnostisch wichtige Taxa vollkommen fehlen. Da die Standorte in der Regel denen der besser charakterisierten Bestände sehr ähnlich sind, wird auch dieser Aufnahmenbock dem *Aegopodium podagrariae* unterstellt. Die zweite Gruppe umfasst Bestände mit Arten der Galio-Urticetea, von denen *Urtica dioica* als häufigste Spezies in fast allen Aufnahmen vertreten ist. Innerhalb dieser Gruppe lassen sich anhand des Vorkommens von *Aegopodium podagraria* und *Rubus caesius* zwei Fazies unterscheiden. Die Standorte mit Giersch in der Krautschicht sind meist etwas frischer als jene der Kratzbeere, auf denen gelegentlich weitere Arten der trockenen Dünen wie z.B. *Calamagrostis epigejos*, *Agrostis capillaris* oder *Carex arenaria* hinzutreten. Das gelegentliche Vorhandensein von Feuchtezeigern (*Phragmites australis*, *Epilobium hirsutum*) innerhalb dieses Aufnahmestamms ist auf das Eindringen aus benachbarten, feuchteren Gesellschaften zurückzuführen.

Bei der Beurteilung der restlichen Begleitarten mit geringerer Stetigkeit ist zu beachten, dass viele Vorkommen von *Fallopia japonica* auf die Ablagerung von Gartenabfällen zurückgehen. Daher können in diesen Beständen häufig auch andere Gartenpflanzen auftreten.

Das Ergebnis der multivariaten Clusteranalyse ist in der synoptischen Tabelle A6.13 (Anhang) dargestellt. Danach werden drei Gruppen unterschieden. Die erste ist durch eine hohe Stetigkeit von *Rubus caesius* gekennzeichnet, wohingegen *Urtica dioica* die niedrigsten Werte erreicht. Weiterhin treten *Carex arenaria*, *Calamagrostis epigejos*, *Hippophaë rhamnoides* und *Agrostis capillaris* nur in dieser Gruppe auf, ebenso eine sehr große Anzahl von Arten, die nur ein- oder zweimal vorhanden sind. Diese Fraktion umfasst somit die trockeneren und die schlecht charakterisierten Bestände von *Fallopia japonica*. Die zweite Gruppe beinhaltet Aufnahmen, die vorwiegend aus typischen Galio-Urticetea-Arten aufgebaut sind. In der dritten sind vorwiegend die Aufnahmen zusammengefasst, in denen *Fallopia japonica* nicht dominant auftritt und die aufgrund des höheren Lichtangebotes viele Grünlandarten der Molinio-Arrhenatheretea enthalten, deren Stetigkeit in der zweiten Gruppe deutlich geringer ist.

5.4.3.3. Ökologie

Bei der Auswertung der ökologischen Daten von *Fallopia japonica* wurde zwischen Beständen mit absoluter Dominanz der Art (Deckung 5 nach Braun-Blanquet) und Vorkommen mit geringerer Deckung des Japanischen Flügelknöterichs unterschieden (s. Tabelle 10).

Tabelle 10: Vegetationsparameter und Standortfaktoren der *Fallopia japonica*-Bestände auf den Ostfriesischen Inseln (n=41, unterteilt nach Dominanzbeständen und Flächen mit geringerer Deckung).

	Mittelwert 5	Mittelwert unter 5		Mittelwert 5	Mittelwert unter 5
Deckung [%]			Artenanzahl	4.63	13.40
gesamt	98.0	95.0			
Krautschicht	98.3	94.0			
Kryptogamenschicht	0.8	0.0			
Zeigerzahlen			Messwerte		
Licht	6.63	7.18	pH_H ₂ O	6.45	6.74
Temperatur	5.26	5.58	pH_KCl	5.69	6.18
Kontinentalität	3.21	3.72	A _n [cm]	5.29	1.50
Feuchte	5.93	5.60	C [%]	6.016	2.489
Reaktion	5.59	6.38	S [%]	0.040	0.019
Stickstoff	6.83	6.54	N [%]	0.425	0.202
Salz	0.14	0.30	C/N ₋	13.90	11.57

Da bei nachlassender Deckung von *Fallopia japonica* die untere Krautschicht stark zunimmt, sind anhand der Deckungswerte keine wesentlichen Unterschiede festzustellen. Auch die Moosbedeckung ist in beiden Fällen extrem gering oder vielfach überhaupt nicht vorhanden, trotzdem wird die offenere Struktur der nicht dominanten Flächen durch eine höhere Lichtzahl indiziert. Sehr deutlich sind die Abweichungen in Bezug auf die Gesamtartenzahl der einzelnen Aufnahmeflächen. Während in den Dominanzbeständen neben *Fallopia japonica* im Durchschnitt lediglich drei bis vier andere Pflanzenarten vorhanden sind (vgl. SCHLÜPMANN 2000), steigt deren Anzahl in den Vorkommen mit geringer Deckung des Neophyten auf über zwölf. Dazu zählen insbesondere nitrophytische Ruderalarten wie *Cirsium arvense* und *Dactylis*

glomerata sowie mit *Poa pratensis*, *Phleum pratense*, *Elymus repens* und *Holcus lanatus* eine Reihe weiterer Vertreter der Poaceae.

Trotzdem sind die Dominanzbestände deutlich nährstoffreicher, die gemessenen Gehalte an Kohlenstoff, Stickstoff und Schwefel sind in etwa doppelt so hoch wie in den artenreicheren Vorkommen des Knöterichs und auch der humose Horizont der Böden, die entsprechend der Feuchtezahl als frisch bis feucht zu bezeichnen sind, ist wesentlich mächtiger als bei letzteren.

5.4.3.4. Ordination



S. 238

5.4.3.5. Phänologische Untersuchungen von *Fallopia japonica*-Beständen in Hannover



5.4.4 Übersicht der Neophyten der Ostfriesischen Inseln

Im Gebiet der Ostfriesischen Inseln konnten im Zuge der vorliegenden Untersuchung insgesamt 62 verschiedene Neophytenarten nachgewiesen werden, die Vorkommen außerhalb von Gärten, Parkanlagen oder anderen durch Menschen gestalteten Flächen besaßen. Hinzu kommen mindestens sechs weitere neophytische Taxa, deren Existenz auf den Inseln als gesichert gelten kann, die jedoch während der Geländearbeit nicht festgestellt wurden. Die Fundstellen der einzelnen Arten sind inselweise in Form von Rasterkarten dargestellt, die meisten Spezies sind darüber hinaus auch in eine Punktkarte aufgenommen worden (s. Kap. 5.3). Die Tabelle 11 bietet eine zusammenfassende Übersicht sämtlicher Funde verwilderter Neophyten auf den sieben großen Ostfriesischen Inseln, eine nach den entsprechenden Nationalparkzonen differenzierte Version der Tabelle befindet sich im Anhang (s. A1). Von den durch Punktkoordinaten erfassten Arten sind aufgrund besonders vieler Funde *Prunus serotina*, *Lycium barbarum*, *Solidago gigantea*, *Parthenocissus inserta*, *Armoracia rusticana* und *Helianthus tuberosus* hervorzuheben.

Tabelle 11: Anzahl aktueller Funde von Neophyten auf den Ostfriesischen Inseln.

	Borkum	Juist	Norderney	Baltrum	Langeoog	Spieker.	Wangerooge
<i>Armoracia rusticana</i>	14	8	4	5		2	32
<i>Aster spec.</i>					1		1
<i>Claytonia perfoliata</i>	5	6	9	8		1	1
<i>Corispermum leptopterum</i>			1				
<i>Cotula coronopifolia</i>					9	10	
<i>Crassula helmsii</i>			x				
<i>Cymbalaria muralis</i>					1		
<i>Diplotaxis tenuifolia</i>	8						1
<i>Echinops sphaerocephalus</i>			2				
<i>Fagopyrum esculentum</i>	1						
<i>Forsythia viridissima</i>	2						1
<i>Galinsoga ciliata</i>	6		4			2	
<i>Galinsoga parviflora</i>	6		1		8	2	2
<i>Helianthus tuberosus</i>	4	16	10	1	14	2	6
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	4	2	4		5	6	1
<i>Iberis umbellata</i>			1				
<i>Impatiens glandulifera</i>	10		1	2	5	1	2
<i>Impatiens parviflora</i>						1	
<i>Juncus tenuis</i>	8	6	2	7	3	1	

<i>Lunaria annua</i>		1					
<i>Lupinus polyphyllus</i>	4						
<i>Lycium barbarum</i>	54	63	27	34	10	5	25
<i>Lysimachia punctata</i>	1		1			2	1
<i>Matricaria discoidea</i>	21	3	3		9	2	1
<i>Medicago sativa</i>							1
<i>Nicandra physalodes</i>			2		1		
<i>Oenothera biennis</i>	3	8	3	6			
<i>Ornithogalum umbellatum</i>						1	
<i>Papaver somniferum</i>	7	1	7		3		
<i>Parentucellia viscosa</i>	5				3		
<i>Parietaria judaica</i>	1						
<i>Parthenocissus inserta</i>	45		8		8	2	4
<i>Prunus serotina</i>	29	180	6	13	50	31	11
<i>Reseda luteola</i>				1			
<i>Robinia pseudoacacia</i>	2		1			2	
<i>Rubus laciniatus</i>	15	1		4	x		
<i>Sambucus ebulus</i>			2				
<i>Senecio inaequidens</i>	13	6	2	2	21	21	6
<i>Senecio vernalis</i>	3		2			2	
<i>Sisymbrium altissimum</i>	18	7	11	11	12	4	14
<i>Sisymbrium volgense</i>			9				
<i>Solidago canadensis</i>	1						
<i>Solidago gigantea</i>	16	9	1		6	9	28
<i>Spiraea spec.</i>	1			3	4		
<i>Symphoricarpos albus</i>	1	3	1				
<i>Syringia vulgaris</i>	5	3	1				
<i>Tuberaria guttata</i>			3				
<i>Ulex europaeus</i>	4	17		2	4	4	
<i>Vaccinium macrocarpon</i>	2						
<i>Aesculus hippocastanum</i>	x	x	x	x	x	x	x
<i>Campylopus introflexus</i>	x	x	x	x	x	x	x
<i>Conyza canadensis</i>	x	x	x	x	x	x	x
<i>Fallopia japonica</i>	x	x	x	x	x	x	x
<i>Fallopia sachalinense</i>	x						
<i>Oenothera ammophila</i>	x	x	x	x	x	x	x
<i>Pinus nigra</i>	x	x	x	x	x	x	x
<i>Rosa rugosa</i>	x	x	x	x	x	x	x
<i>Spartina anglica</i>	x	x	x	x	x	x	x

Im Anhang A2 sind zusätzlich sämtliche in der Literatur auffindbare Nachweise von neophytischen Pflanzenarten aus dem Untersuchungsgebiet zusammengestellt. Die Angaben wurden ungeachtet ihrer Glaubwürdigkeit übernommen, weiterhin sind auch Taxa aufgeführt, die nur kurzfristig auf den Ostfriesischen Inseln auftraten und von denen mittlerweile vermutlich keine Vorkommen mehr existieren. Ausgenommen wurden dagegen Neophyten, bei denen in der Literaturquelle explizit darauf hingewiesen wird, dass die Spezies nur innerhalb von Kulturen existiert. Bei vielen Nachweisen ist jedoch trotzdem davon auszugehen, dass es sich nicht um verwilderte Bestände der entsprechenden Arten gehandelt hat.

Angegeben werden im Anhang A2 jeweils die Jahreszahl des ältesten dokumentierten Fundes sowie ein Kürzel des Autors. Insgesamt umfasst die Liste 188 Neophyten, mit 125 Arten weist Borkum die größte Anzahl einer einzelnen Insel auf. Die durch Fettdruck hervorgehobenen Nachweise konnten während der Geländeuntersuchungen verifiziert werden. In 55 Fällen wurden für aktuelle Funde keine älteren Angaben in der Literatur gefunden. Gelegentlich ist aktuell nicht eindeutig feststellbar, ob sich eine Pflanze außerhalb des direkten Einflussbereichs des Menschen befindet oder nicht. So wurde zum Beispiel *Fallopia*

baldschuanica besonders auf Juist häufig an Mauern gepflanzt und hat sich dort zumeist üppig vermehrt, eine eigenständige Etablierung von Jungwuchs kann aber nicht beobachtet werden. Entsprechende Neophyten sind daher im Anhang A2 aufgeführt, jedoch nicht in die Untersuchungen mit einbezogen worden.

Auf der Basis dieser tabellarischen Liste von Erstfunden wurde kumulativ die Zunahme neophytischer Arten auf den Ostfriesischen Inseln pro Jahrzehnt errechnet (s. Abb. 64).

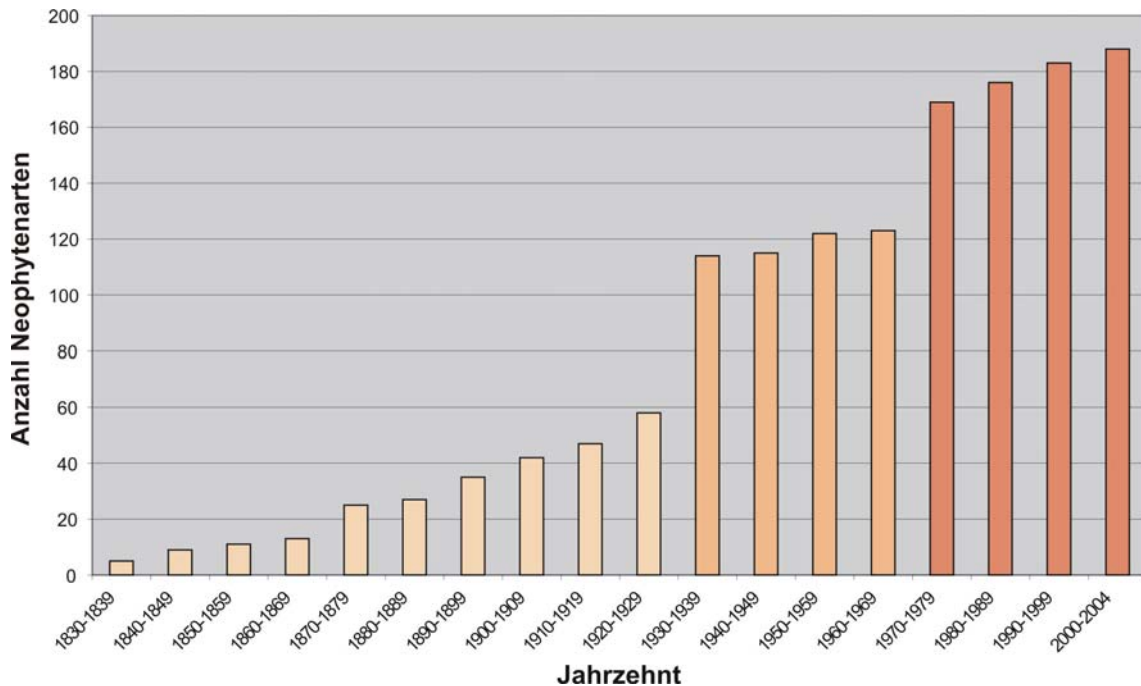


Abb. 64: Zunahme der Neophytenanzahl auf den Ostfriesischen Inseln pro Jahrzehnt seit 1830.

Seit Mitte des 19. Jahrhunderts ist ein Anstieg der Artenzahl erkennbar, der sich zum Anfang des 20. Jahrhunderts beschleunigt. Aufgrund der intensiven Erforschung der Ostfriesischen Inseln durch O. Leege, aber auch infolge seiner Pflanzversuche, ist in den 30er Jahren ein sprunghafter Anstieg der Neophytenzahl von 58 auf über 110 Arten zu verzeichnen. In der Folge ist der Zuwachs an neuen Arten eher gering bis in den 70er Jahren wiederum ein deutlicher Sprung auf fast 170 Sippen zu erkennen ist, der sich durch die floristischen Untersuchungen von H. Kuhbier erklären lässt. Dies verdeutlicht die große Bedeutung, die dem Bearbeitungsgrad eines Gebiets bei der Erstellung von Florenlisten zukommt. Trotz dieser Einschränkung zeigt die Zunahme der Neophytenanzahl den gleichen Kurvenverlauf, der für andere Teile Mitteleuropas angegeben wird, allerdings vollzieht sich die Einwanderung der Arten auf den Ostfriesischen Inseln etwa 50 bis 100 Jahre später (vgl. LOHMEYER & SUKOPP 1992, KOWARIK 2003a). Der Haupteinwanderungsmechanismus dürfte für die meisten der 188 aufgeführten Neophyten die gezielte Anpflanzung in und außerhalb von Gärten sowie die Verwilderung aus kultivierten Beständen heraus sein. Ornithochorie und die Einschleppung mit Pflanz- und Saatgut stellen weitere mögliche Wege dar.

In Abb. 65 ist die Anzahl von Neophyten verschiedener Kontinente entsprechend ihrer Herkunft dargestellt. Innerhalb Europas zeigen die Arten aus dem Südwesten und dem Südosten deutliche Unterschiede hinsichtlich ihrer Standortansprüche, daher wurden diese beiden Regionen, aus denen insgesamt 29 Spezies stammen, in der Darstellung getrennt aufgeführt. Den etwas größeren Anteil besitzt dabei Südosteuropa. Mit 21 Arten kommen insgesamt 32 %

aller Neophyten aus Nordamerika, ca. 13 % entfallen auf Ostasien, nur 7 % auf Südamerika, aus Afrika und Australien kommen zusammen annähernd 4 %. Dies verdeutlicht die im Kap. 2.2 angedeutete, starke Beeinflussung der einheimischen Flora durch Einfuhren aus Nordamerika, die Anzahl von importierten Taxa aus Ostasien ist dagegen eher gering.

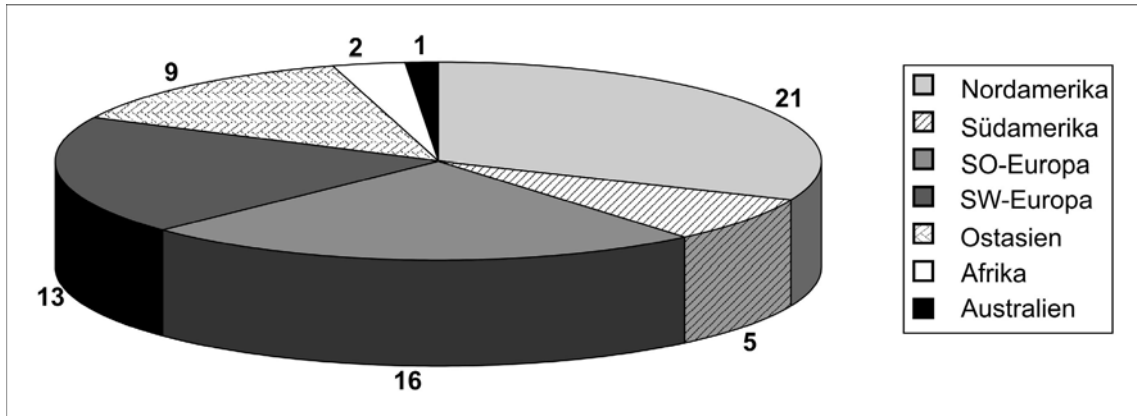


Abb. 65: Herkunftsregionen der auf den Ostfriesischen Inseln festgestellten Neophyten (angegeben ist die Artenanzahl).

Während ein Großteil der aus Südeuropa stammenden Taxa unbewusst eingeschleppt wurde oder durch eigene Kraft eingewandert ist, handelt es sich bei den meisten Pflanzen aus Nordamerika und Ostasien um bewusst eingeführte Sippen.

Lediglich von vier Pflanzenfamilien konnten auf den Ostfriesischen Inseln mehr als drei neophytische Arten nachgewiesen werden, eindeutig dominierend sind mit 13 bzw. 10 Taxa die Asteraceae und die Brassicaceae (s. Abb. 66). Mit den Balsaminaceae, den Amaranthaceae, den Acoraceae, den Vitaceae und den Cistaceae wurden insgesamt fünf neue Familie in die Flora der Inseln eingebracht.

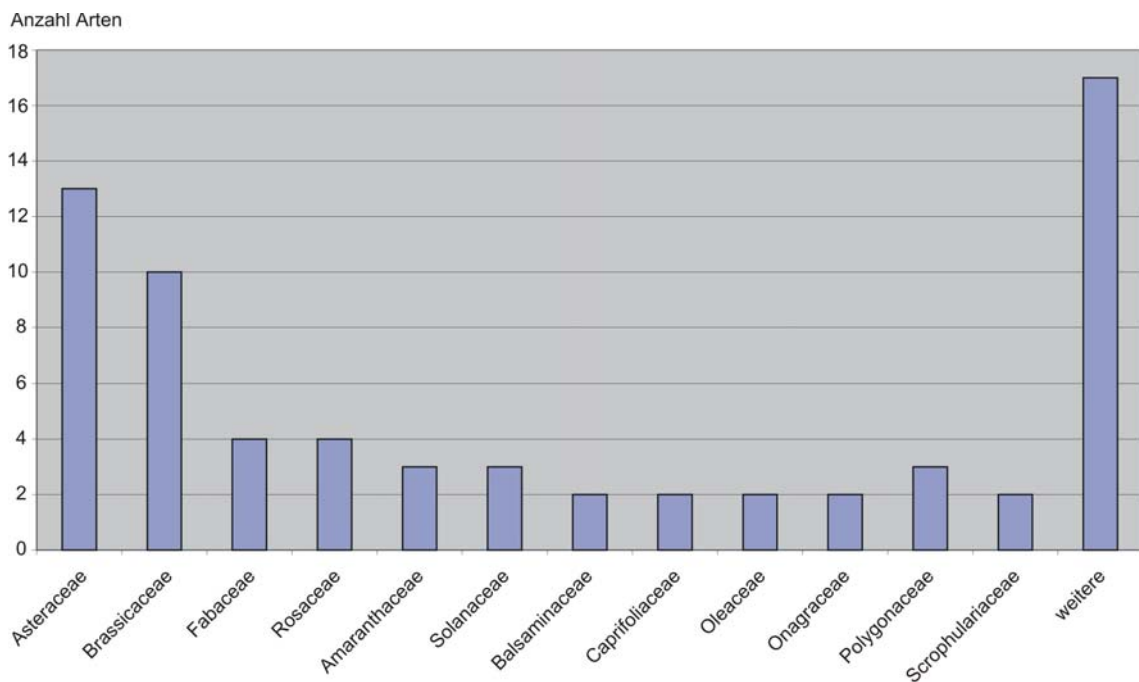


Abb. 66: Anzahl der auf den Ostfriesischen Inseln festgestellten neophytischen Arten pro Pflanzenfamilie.

Bei Betrachtung der Lebensformtypen der festgestellten Neophyten zeigt sich, dass die Anteile von Therophyten und Hemikryptophyten mit zusammen über 60 % besonders hoch sind (s. Abb. 67). Ebenfalls häufig sind geophytische und phanerophytische Lebensformen ausgebildet, letztere umfasst ausschließlich angepflanzte Arten.

Nach FREY & LÖSCH (1998) sind die Hemikryptophyten im mitteleuropäisch-gemäßigten Klima die dominierende Lebensform, da insbesondere bei den Rosettenpflanzen häufig grüne Pflanzenteile den Winter überdauern und somit die Art im zeitigen Frühjahr schon wieder mit der Photosynthese beginnen kann. Therophyten sind dagegen neben Steppen und Wüsten typisch für lückige Vegetationseinheiten, die auf den Ostfriesischen Inseln sowohl im naturnahen Bereich der Dünen als auch in den Ruderalfluren in Vielzahl gegeben sind. Daher zählen die Therophyten mit 37 % zu den erfolgreichsten Neophyten im Untersuchungsgebiet.

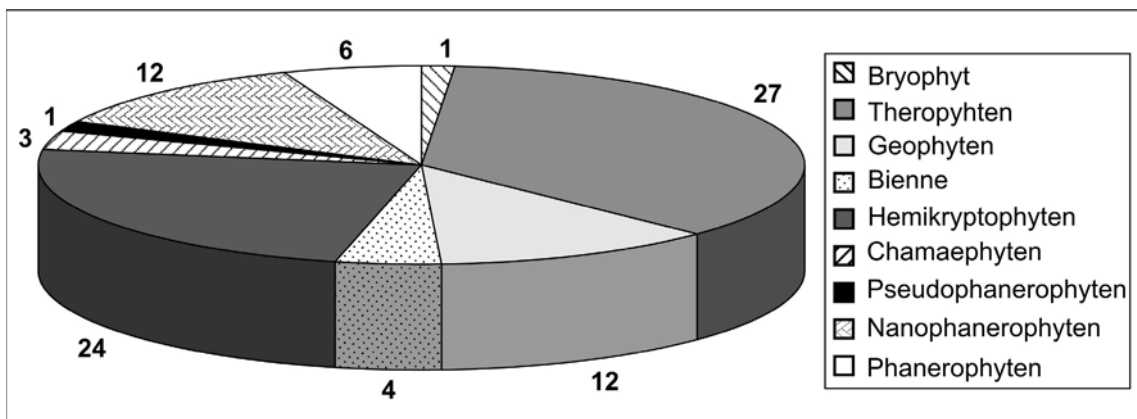


Abb. 67: Häufigkeit der verschiedenen Lebensformen nach RAUNKIAER (1934) innerhalb der auf den Ostfriesischen Inseln festgestellten neophytischen Pflanzenarten (in Prozent).

6 Synthese und Ausblick

6.1 *Campylopus introflexus*

In den vorangehenden Kapiteln wurde immer wieder auf die Artenarmut der von *Campylopus introflexus* dominierten Bestände hingewiesen. Interessanterweise ist jedoch das spezifische Fehlen einer bestimmten Artengruppe (z.B. Flechten, Phanerogamen, Therophyten) nicht erkennbar. Ein Rückgang der annuellen Arten wäre zu erwarten, doch können sich diese meistens in den polygonartigen Trockenrissen und in den Lücken, die durch herausgerissene Moospolster auftreten, immer wieder neu etablieren. Ein typisches Beispiel hierfür ist *Aira praecox*. Dies bedeutet, dass alle diagnostisch wichtigen Taxa in sämtlichen Deckungsstufen von *Campylopus introflexus* vertreten sind, mit zunehmender Deckung des Kaktusmooses die Gesamtanzahl zwar abnimmt, die Reihenfolge, in der die Arten ausfallen, jedoch keinem spezifischen Muster folgt. Somit besitzen die Dominanzbestände zwar eine niedrigere Artendiversität, sie behalten aber eine charakteristische Artenkombination (vgl. BIERMANN 1996). Dies gilt jedoch nur bei der Betrachtung einer Vielzahl von Aufnahmeflächen, an einzelnen Standorten kann eine pflanzensoziologische Zuordnung aufgrund des Fehlens fast aller diagnostisch wichtigen Arten nur anhand von kontinuierlichen Übergängen zu benachbarten Arealen erfolgen.

Da an den verschiedenen Standorten jeweils unterschiedliche Spezies zuerst ausfallen, ergibt sich die Artenkombination erst wieder in Stetigkeitstabellen, innerhalb einer pflanzensoziologischen Tabelle sind dagegen kaum spezifische Artenblöcke zu formieren, da zwei Spezies zwar durchaus die gleichen Standorte besiedeln können, trotzdem aber nur selten zusammen in einer Aufnahme in Erscheinung treten. Bei den meisten typischen Begleitern handelt es sich um perennierende Pflanzen, die sich dementsprechend über sehr lange Zeit in den Moospolstern des Neophyten halten können, jedoch Probleme mit der Etablierung von Jungwuchs besitzen und daher sukzessiv ausfallen, wenn die alten Individuen absterben. Dies spricht dafür, dass innerhalb einer gegebenen Fläche insbesondere die Altersstruktur der Pflanzenarten, deren individuelle Lebenszyklen sowie Zufallsereignisse dafür verantwortlich sind, welche Taxa sich bei Zunahme von *Campylopus introflexus* am längsten am Standort halten können.

Bezugnehmend auf die Ergebnisse von BIERMANN (1996) geht KOWARIK (2003a) davon aus, dass keine Gefährdung der Sandtrockenrasen erkennbar ist. Dieser Auffassung kann aus oben genannten Gründen in der vorliegenden Arbeit nicht entsprochen werden, auch dann nicht, wenn nach BIERMANN (1999) aufgrund artspezifischer Unterschiede in der Vermehrungs-, Verbreitungs-, Etablierungs- oder Wachstumsgeschwindigkeit eine Erhöhung der Artenzahlen der *Campylopus introflexus*-Dominanzbestände - insbesondere durch Re-Etablierung von Flechten - im Laufe der Zeit anzunehmen ist. ISERMANN & CORDES (1992) betonen, dass es kaum Erkenntnisse über die Weiterentwicklung betroffener Flächen gibt, selbst die Tendenz, ob *Campylopus introflexus* alle älteren Trockenrasenstadien einnehmen wird oder eher eine Regeneration eintreten wird, ist nach Meinung der Autoren unklar.

In diesem Zusammenhang sind zwei Beobachtungen von Bedeutung. Auf den Ostfriesischen Inseln ist die Anzahl der Flächen sehr gering, in denen *Campylopus introflexus* mit mittleren Deckungsgraden auftritt. Dies könnte bedeuten, dass die Expansion in der Regel so schnell verläuft, dass die Verweildauer des Bestandes in dieser Phase nur relativ kurz und daher seltener zu beobachten ist. Die Verteilung der entsprechenden Vorkommen macht es jedoch eher wahrscheinlich, dass *Campylopus introflexus* in den meisten Gebieten das

potenziell mögliche Wachstumsareal mittlerweile eingenommen hat. Unter Standortbedingungen, die für das Kaktusmoos günstig sind, kommt die Art meist schon in ausgedehnten Beständen vor. In ungünstigeren, insbesondere frischeren Bereichen scheint dagegen die Konkurrenzkraft anderer Arten groß genug zu sein, um nach einer Etablierung die Dominanz von *Campylopus introflexus* zu verhindern, zumal die Art zu nasse Bedingungen physiologisch nicht toleriert. Somit sollte die weitere Ausbreitung des Mooses in Zukunft zumindest langsamer verlaufen. Besonders in abgelegeneren Dünenarealen könnte das Fehlen des Neophyten aber auch durch ungünstige Transportvektoren und eine intakte, dichtere Vegetationsdecke begründet sein.

Weiterhin sind unter vielen geschlossenen Moospolstern von *Campylopus introflexus* noch Wurzelreste der ehemaligen Pflanzendecke zu finden. Aus dem Zersetzungsgrad ist zu schließen, dass die oberirdischen Teile vermutlich schon seit längerer Zeit abgestorben sind, ohne dass innerhalb der Moosdecke eine nennenswerte Re-Etablierung von Kryptogamen oder höheren Pflanzen stattgefunden hat. Neben der Möglichkeit, dass die *Campylopus introflexus*-Dominanzbestände sich als Dauergesellschaft in die Vegetation integrieren, können aktuell auf den Ostfriesischen Inseln zwei Entwicklungstendenzen beobachtet werden. Durch Übersandung stirbt das Kaktusmoos ab und bildet eine tote, extrem harte Kruste, die den Pflanzen eine noch geringere Möglichkeit zur Etablierung bietet als die Moospolster (vgl. Abb. 68c). Häufiger wird die Moosdecke anthropozoogen aufgewühlt, so dass eine Vielzahl loser Fragmente entsteht, die nicht selten durcheinander geworfen werden und anschließend die wenigen noch vorhandenen anderen Arten in der Umgebung bedecken (s. Abb. 16, S. 41). Diese sterben dadurch in der Regel ab, die Moosfragmente dagegen behalten zum großen Teil ihre Vitalität. In den entstehenden Lücken können sich zumeist nur kurzfristig neue Arten etablieren, da *Campylopus introflexus* von den Randbereichen her die offenen Stellen wieder schließt. Eine Regeneration der Silbergrasrasen erscheint daher eher unwahrscheinlich, die tatsächliche Weiterentwicklung kann jedoch nur über die Auswertung von Dauerquadraten ermittelt werden und bleibt dementsprechend abzuwarten.



Abb. 68: Unter normalen Bedingungen bildet *Campylopus introflexus* 5-8 cm dicke, dichte Moospolster aus (A), unter trockenen Verhältnissen sind die einzelnen Pflänzchen zwar weniger voluminös, der Moosrasen ist jedoch weiterhin dicht geschlossen (B). Durch Übersandung kommt es zur Ausbildung einer wenige Millimeter dicken, harten Kruste (C).

Das Vorhandensein verrottender Wurzelreste unter der Moosdecke könnte auch ein Hinweis zur Lösung von Fragen sein, welche die Art und Weise der Etablierung und Ausbreitung des Kaktusmooses in Silbergrasrasen betreffen. BIERMANN (1996) diskutiert dazu zwei mögliche Modelle. Entweder fand die Einwanderung von *Campylopus introflexus* in ein kryptogamenreiches *Violo-Corynephoretum* statt, durch anschließende Zunahme der Deckung wurde die ursprüngliche Vegetation dann verdrängt oder das Kaktusmoos hat nur Lücken in einem mäßig artenreichen *Violo-Corynephoretum* ausgefüllt. BIERMANN (1996) selber favorisiert die zweite Variante, da die ermittelten Bodenparameter des Neophyten sowie die Artenzahl der Dominanzbestände zwischen den von ihm für offene bzw. kryptogamenreiche Silbergrasfluren gemessenen Werten liegt. Nach den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit ist eine Einwanderung in ältere Stadien jedoch als wahrscheinlicher anzusehen. Zum einen existieren auf den Ostfriesischen Inseln aktuell immer noch großflächig offene Initialstadien des *Violo-Corynephoretum*, in denen keine Individuen von *Campylopus introflexus* gefunden werden konnten, zum anderen sprechen die Wurzelreste dafür, dass an diesen Stellen früher schon einmal ein älteres Entwicklungsstadium ausgebildet war. Somit wären die in Kap. 5.4.1.4 dargestellten, extremeren Umweltbedingungen innerhalb der von *Campylopus introflexus* dominierten Flächen nicht eine Voraussetzung für die Einwanderung des Mooses, sondern eine Folge dieses Prozesses. Für die Erklärung der mittleren Artenzahlen von Dominanzbeständen erscheint weiterhin eine Reduktion der Anzahl vorhandener Taxa durch die Einwanderung des Kaktusmooses in ältere Stadien des *Violo-Corynephoretum* wahrscheinlicher als eine Zunahme der Diversität im Bereich offener Silbergrasfluren.

Aufgrund der Ausbreitung von *Campylopus introflexus* ergibt sich ein weiteres Problem, welches bisher nicht berücksichtigt wurde. Durch das Absterben der Krautvegetation in den vom Kaktusmoos dominierten Flächen und dem nachfolgenden Verrotten des Wurzelmaterials, verliert der an sich lockere Dünensand seine Stabilität. Da die Moospolster dem Sandboden nur locker aufliegen, kommt es somit neben natürlichen Windanrissen in Hanglagen auch zu Rutschungen, insbesondere bei stärkerem oder lang anhaltendem Regen. Diese treten bisher noch verhältnismäßig selten auf, da jedoch an vielen Standorten ein hoher Zersetzungsgrad des Wurzelwerkes beobachtet werden kann, ist in Zukunft mit einer erheblichen Verschärfung dieser Entwicklung zu rechnen. Am häufigsten ist dieser Entstehungsprozess offener Sandflächen innerhalb älterer Sandtrockenrasen, der von SCHUBA (1990) fälschlicherweise als natürliche Degenerationsphase in Tertiärdünen beschrieben wird, auf Spiekeroog zu beobachten. Durch die Massenausbreitung von *Campylopus introflexus* können somit auch für den Küstenschutz erhebliche Probleme entstehen.

Das Abrutschen von Dünenhängen wird durch Kaninchen zusätzlich massiv gefördert, einschränkend muss jedoch gesagt werden, dass die Kaninchenaktivität die *Campylopus*-Ausbreitung zwar stark fördert, diese aber keinesfalls allein für die derzeitige weite Verbreitung verantwortlich sein kann. Dies wird aufgrund des Vorhandenseins ausgedehnter Dominanzbestände des Kaktusmooses auch auf „kaninchenfreien“ Inseln wie zum Beispiel Spiekeroog sehr deutlich.

Eine Bekämpfung des Kaktusmooses ist bis heute nicht möglich. Lediglich auf Juist und Wangeroog könnten möglicherweise Erfolge durch vorsichtiges Einsammeln der Moospolster erzielt werden, weil die Art auf diesen Inseln bislang nur kleinflächig auftritt. Da *Campylopus introflexus* Böden mit höherem pH-Wert zu meiden scheint, wäre unter Umständen auch das Zulassen stärkerer Dynamik verbunden mit dem Eintrag kalkreicher Sande in nicht besiedelten Gebieten eine geeignete Methode, die weitere Ausbreitung des Neophyten einzuschränken (vgl.

Kap. 5.4.1.3, VAN DER MEULEN et al. 1987). Weiterhin wäre es wichtig, den Störfaktor Tritt in noch wenig betroffenen Bereichen zu minimieren, um Konkurrenzvorteile auszuschalten, die eine Etablierung des Kaktusmooses fördern würden (vgl. Kap. 5.4.1.5).

6.2 *Rosa rugosa*

In Bezug auf *Rosa rugosa* kann als wichtigstes Ergebnis der vorliegenden Arbeit festgehalten werden, dass die Art auf den Ostfriesischen Inseln ein sehr großes Spektrum an Pflanzengesellschaften besiedelt und in ihrer Verbreitung nicht nur auf Vegetationseinheiten der *Salicetea arenariae* beschränkt ist. Neben Beständen von *Hippophaë rhamnoides* und *Salix repens* sind auch Gebüsche der *Rhamno-Prunetea* sowie verschiedene Dünenwälder von der Einwanderung des Neophyten betroffen, innerhalb der Xeroserie tritt die Kartoffelrose weiterhin in älteren Stadien des *Elymo-Ammophiletum festucetosum*, im *Violo-Corynephorretum* und im *Hieracio-Empetretum* auf, dazu kommen Bestände im Bereich von Dünentälern und der oberen Salzwiesenzone. Lediglich die nasseren Standorte der Hygroserie und die extremeren Flächen der Salzwiesen werden von *Rosa rugosa* gemieden. Somit ist abzusehen, dass die Art sich auch zukünftig weiter ausbreiten wird.

Dies ist aus Sicht des Naturschutzes als negativ zu bewerten, da die Bestände der Kartoffelrose in der Regel eine wesentlich geringere Biodiversität aufweisen als die ursprüngliche Vegetation und es sich um eine für den Lebensraum untypische Vegetation handelt (vgl. RIECK 1992, LÖWE 1993, WEBER 1999). Für einige Pflanzengesellschaften wie z.B. dem *Hippophae-Sambucetum* und dem *Hieracio-Empetretum* sind auf den Ostfriesischen Inseln alle Übergänge von den typischen Ausprägungen mit nur geringen Anteilen von *Rosa rugosa* bis hin zu den Dominanzbeständen des Neophyten ausgebildet, in denen die Charakterarten der betroffenen Vegetationseinheit lediglich als Relikte vorhanden sind (vgl. Anhang A6.8). Von der Verdrängung durch die Kartoffelrose sind dabei aufgrund von Konkurrenz um Wuchsstandorte auch seltenere Taxa wie *Eryngium maritimum*, *Silene otites*, *Anthyllis vulneraria* oder *Thalictrum minus* betroffen.

Da die Ausrottung von *Rosa rugosa* weder realistisch ist noch das erklärte Ziel sein kann, sollte primär die weitere Ausbreitung der Art so gering wie möglich gehalten werden. Voraussetzung dafür ist zum einen ein genereller Verzicht auf weitere Anpflanzungen, zum anderen aber auch der Versuch, die Etablierung neuer Ausbreitungszentren zu verhindern. Dies gilt insbesondere für die östlichen Teile der meisten Inseln, da hier häufig nur kleine, relativ junge Gebüsche von *Rosa rugosa* vorhanden sind, die aufgrund der geringen Größe durchaus erfolgreich mechanisch bekämpft werden könnten.

Denkbar wäre weiterhin ein punktuell Entfernen der Kartoffelrosengebüsche in sensiblen Bereichen vor allem der Hygroserie, so zum Beispiel aus Beständen des *Pyrolo-Salicetum* am Hammersee auf Juist oder am Rande des Flugfelds auf Langeoog, aus dem *Empetro-Ericetum* in der Wienlegde auf Wangerooge oder aber auch aus den Flächen mit Elementen des *Botrychio-Polygaletum* im Westend auf Spiekeroog. Durch eine kleinflächige Umsetzung dieser Maßnahme würden mosaikartig eingestreut Pionierstandorte entstehen, die für die Verjüngung der natürlichen Vegetation von großer Bedeutung sind.

Eine interessante Fragestellung für weiterführende Untersuchungen wäre eine Klärung des Ausbreitungsmodus, inwieweit neben der Ornithochorie für *Rosa rugosa* auch die Hydrochorie eine Rolle spielt. Insbesondere in den Ostdünen von Wangerooge, auf Juist am Fahrweg von der Stadt zum Flughafen, aber auch auf den meisten anderen Ostfriesischen Inseln existieren

Bestände, die regelmäßig vom Meerwasser überspült werden. Somit wäre die Möglichkeit gegeben, dass Diasporenmaterial oder Sprossfragmente mit dem abfließenden Wasser auf andere Standorte verlagert werden. Die Ausscheidung von samenenthaltendem Vogelkot über dem Meer wäre ebenfalls denkbar. Für die Ostsee liegen von JESSEN (1958) umfangreiche Untersuchungen zu diesem Thema vor, ob die Daten jedoch hinsichtlich des höheren Salzgehalts (3,5 %) und des stärkeren Wellengangs auch auf die Nordsee übertragbar sind oder ob *Rosa rugosa* unter diesen Bedingungen Einbußen in ihrer hydrochoren Ausbreitungsfähigkeit erleidet, muss sich erst noch zeigen.

6.3 *Fallopia japonica*

Die Vorkommen des Japanischen Flügelknöterichs auf den Ostfriesischen Inseln sind fast ausschließlich auf die Tätigkeit des Menschen zurückzuführen, neben gezielter Anpflanzung in den Gärten und im näheren Umfeld derselben ist insbesondere die Ablagerung von Gartenabfällen der wichtigste Faktor für die Ausbreitung dieser Art. Sobald sich eine neue Population etabliert hat, kann sich diese über vegetative Vermehrung schnell vergrößern. Die Artenkombination innerhalb der Bestände ist dabei sowohl von der Vegetation abhängig, die vor der Ausbringung von *Fallopia japonica* den Standort besiedelt hat, als auch von dem Arteninventar, welches zusammen mit dem Neophyten im Gartenschnitt ausgebracht wurde. Besonders häufig sind ruderale Taxa des Aegopodion und der Artemisietaea.

Die Bestände sind in der Regel sehr artenarm. Dafür ist zum einen der in Kap. 5.1.3.5 beschriebenen Wuchs der Pflanzen verantwortlich, durch den nur wenig Licht bis zum Boden durchdringt. Zum anderen wird die Co-Existenz weiterer Arten nach eigenen Beobachtungen dadurch behindert, dass auf dem Boden meistens eine dichte, häufig bis zu 50 cm hohe Schicht abgestorbener Stängel aus dem Vorjahr vorhanden ist. Außerdem werden nach Beendigung der Phase maximalen Wachstums die Blätter aus unteren Schichten abgeworfen, so dass sich aufgrund ihrer Größe eine Art Teppich über die geringe Anzahl schattentoleranter Pflanzen legt, die bis zu diesem Zeitpunkt noch in dem Bestand überdauern konnten. Hierzu zählen vor allem *Aegopodium podagraria*, *Urtica dioica*, *Agropyron repens*, *Poa trivialis* und *Galium aparine*, an den Flüssen des Festlandes treten eine Reihe von Pflanzentaxa hinzu, die sich als Frühjahrsblüher zeitlich vor dem Austrieb von *Fallopia japonica* eingemischt haben, so z.B. *Ranunculus ficaria*, *Veronica hederifolia* und auch einige Waldarten, sofern bei Hochwasser Diasporen in die Bestände eingetragen werden (vgl. LOHMEYER & SUKOPP 1992, BEERLING et al. 1994 sowie Kap. 5.4.3.5).

Als typische Standorte von *Fallopia japonica* werden in der Literatur meist frische bis feuchte, nährstoffreiche Bach- und Flussufer sowie Ruderalplätze angegeben (OBERDORFER 1994, POTT 1995a). Bemerkenswerter ist für die Ostfriesischen Inseln daher das Vorkommen der Art in den extrem trockenen Gebieten der vorderen Dünenzüge auf Borkum und Norderney. Das geringe Wasserangebot im Boden wird möglicherweise aufgrund der hohen Luftfeuchtigkeit des maritimen Klimas geringfügig ausgeglichen, jedoch kommen weitere Wasserverluste über Blätter, die durch den Windschliff verletzt wurden, verstärkend hinzu. Eine solche Trockenresistenz ist bisher für *Fallopia japonica* nicht dokumentiert worden.

Der Verbreitungsschwerpunkt des Japanischen Flügelknöterichs liegt jedoch eindeutig auf ruderalen Standorten sowie im Bereich von Grünland, Gebüsch und Waldrändern. In fast allen Fällen befinden sich die Vorkommen in direkter Nachbarschaft zu besiedelten Flächen oder entlang von Wegrändern. Somit ist eine Gefährdung seltener Pflanzenarten oder

–gesellschaften durch *Fallopia japonica* derzeit nicht gegeben. Allerdings wird die ursprüngliche Flora durch den Neophyten weitgehend verdrängt. Besonders deutlich wird dies auf Borkum, wo die Art mittlerweile riesige monodominante Bestände aufbaut. Da die ersten Vorkommen des Flügelknöterichs innerhalb des Untersuchungsgebiets für Borkum dokumentiert wurden (VAN DIEKEN 1970), ist eine ähnliche Entwicklung also auch auf den anderen Ostfriesischen Inseln nicht auszuschließen. Dies sollte Anlass genug sein, um auch auf den Inseln, deren Bestände derzeit noch keine größeren Probleme hervorrufen, die neophytische Art sehr kritisch zu betrachten. Gegenmaßnahmen sollten so früh wie möglich eingeleitet werden, um so gute Erfolgchancen zu sichern.

Hinsichtlich der Bekämpfung von *Fallopia japonica* wurden auf Borkum von einigen Anwohner der Bantjedünen guten Erfahrungen mit der Mahd gemacht (s. Abb. 69).



Abb. 69: Im Bereich der Bantjedünen wird *Fallopia japonica* zum Teil sehr erfolgreich durch Mahd von den Anwohnern bekämpft.

Auf der rechten Seite des Grabens konnte der Flügelknöterich durch regelmäßiges Mähen bis auf den mineralischen Boden - wie dies im Vordergrund zu sehen ist – vollständig verdrängt werden. Die Maßnahme wurde etwa vierzehntägig durchgeführt, da die Art schon nach zehn Tagen (Pflanzen in der Mitte des Bildes) erheblich an Deckung zunehmen kann. Der Bestand von *Fallopia japonica* im Hintergrund ist zum Zeitpunkt der Aufnahme über zwei Wochen alt, die Pflanzen besitzen noch eine geringe Höhe, stellen jedoch schon wieder die absolut dominante Spezies dar. Eine weitere Methode, die sich insbesondere für größere Bestände außerhalb der Ortschaften anbietet, ist die Schafbeweidung (vgl. Kap. 5.1.3.8). Durch einen regelmäßigen Wechsel der beweideten Fläche könnten im Verlauf eines Jahres mit nur wenigen Tieren mehrere Bestände effizient bekämpft werden. Diese Maßnahme würde sich insbesondere für die Inseln Borkum und Wangerooge anbieten.

6.4 Neophyten der Ostfriesischen Inseln

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen deutlich, dass die weit verbreitete Meinung, Neophyten würden durch die Verdrängung indigener Arten die einheimische Flora bedrohen, in dieser allgemeinen Formulierung nicht zutreffend ist. Von den 62 im Zuge der Untersuchung dokumentierten Neophyten hat sich der größte Teil in die Vegetationseinheiten der Ostfriesischen Inseln integriert und viele gelten sogar als „gern gesehene floristische Besonderheit“. Mit *Campylopus introflexus*, *Rosa rugosa*, *Fallopia japonica*, *Prunus serotina* und auf Norderney auch *Crassula helmsii* zeigen lediglich fünf neophytische Taxa ein so dominantes Ausbreitungsverhalten, dass zumindest punktuell die einheimischen Pflanzen verdrängt werden. Dies sollte jedoch nicht die Gefahr für den Naturschutz herunterspielen, die von der immer noch andauernden Einfuhr und Einschleppung florenfremder Arten ausgeht. Das Ausbreitungspotenzial am neuen Standort ist in der Regel nicht vorhersagbar (vgl. Kap. 2.4) und Bekämpfungsmaßnahmen sehr aufwendig und meistens wenig erfolgreich (vgl. Kap. 2.5. sowie die Angaben in den Kapiteln der einzelnen Arten).

Auch *Senecio inaequidens* hat in den letzten Jahren eine drastische Vergrößerung des Verbreitungsareals innerhalb der Dünen erfahren. Bisher hat die Art aber nur Freiräume in der natürlichen Vegetation besetzt und wurde daher nicht als problematisch eingestuft. Die weitere Entwicklung bleibt jedoch abzuwarten und sollte aufmerksam verfolgt werden.

Da die Ostfriesischen Inseln vom Festland und untereinander isoliert sind, stellen sie ein sehr gutes Forschungsobjekt für Untersuchungen an Neophyten dar. Trotz des räumlich relativ eng umgrenzten Areals sind die gewonnenen Ergebnisse durchaus auch auf angrenzende Gebiete übertragbar. Ein Vergleich mit dem Festland zeigt, dass die prozentualen Anteile der Herkunftsregionen (s. Kap. 2.2) sehr gut mit den Werten übereinstimmen, die LOHMEYER & SUKOPP (1992) für ganz Mitteleuropa angeben. Von den neophytischen Arten, die KOWARIK (2003a) als besonders problematisch einstuft, treten weit über die Hälfte auch auf den Ostfriesischen Inseln auf, die fehlenden Taxa benötigen Biotoptypen, die auf den Inseln fehlen, oder sie sind an andere klimatische Bedingungen gebunden.

Überregional ist die Vegetation der Küstenmarschen und Dünen nach THANNHEISER (1998) in ihrem Erscheinungsbild entlang großer Gebiete des Nordatlantiks sehr ähnlich. Sowohl in der arktischen, der boreoatlantischen als auch in der temperaten Zone ist die Artenkombination und die Anzahl an Assoziationen vergleichbar und viele Spezies besitzen an allen Küsten Vorkommen. Dieser Umstand spricht ebenfalls für eine Übertragbarkeit der gewonnenen Ergebnisse auf die benachbarten Regionen.

Ein Vergleich mit der Arbeit von HAACKS (2003) über die Küstenvegetation Neuseelands zeigt, dass auch hier gewisse Gemeinsamkeiten gegeben sind, obwohl Neuseeland mit 46 % und die dortigen Küstendünen sogar mit 59 % deutlich höhere Anteile an Neophyten aufweisen als das europäische Untersuchungsgebiet. Nach GARVE (2004) sind von den 1443 Arten, die der Autor für die Küstenregion angibt, lediglich 306 (21 %) neophytischen Ursprungs. Auf der Grundlage der Liste von PRINS et al. (1985), die 1067 Sippen für die Flora der Ostfriesischen Inseln ausweist, und den in Anhang A2 aufgelisteten, durch Literaturangaben belegten Funden nicht-indigener Taxa errechnet sich für das Untersuchungsgebiet ein Neophytenanteil von 18 %.

Der größte Teil der neuseeländischen Neophyten stammt aufgrund einer jahrhundertelangen gemeinsamen Handels- und Siedlungsgeschichte aus den Gebieten der Holarktis, die Zahl der Arten aus Afrika und Südamerika sowie vom australischen Kontinent ist dagegen eher gering. Wie auf den Ostfriesischen Inseln haben sich nach HAACKS (2003) die meisten Neophyten der

neuseeländischen Küsten in die einheimischen Pflanzenbestände integriert, reine Dominanzbestände sind eher die Ausnahme. Umgekehrt gibt es jedoch nur noch wenige Bestände, die rein aus einheimischen Arten aufgebaut sind, eine Entwicklung, die sich an der deutschen Küste insbesondere durch die Ausbreitung von *Campylopus introflexus*, *Rosa rugosa*, *Prunus serotina*, *Senecio inaequidens* und *Spartina anglica* ebenfalls andeutet. Das Schlickgras gehört aufgrund der massenhaften Ausbreitung sowohl im Wattenmeer der Nordsee als auch in Neuseeland zu den problematischen Neophyten.

Weitere Gemeinsamkeiten zeigen sich bei der Zugehörigkeit der neophytischen Arten zu den Pflanzenfamilien und den unterschiedlichen Lebensformtypen. Während auf den Ostfriesischen Inseln die Familien der Asteraceae und der Brassicaceae die höchsten Anteile an Neophyten besitzen, haben sich in Neuseeland neben den Vertretern der Asteraceae Arten der Poaceae und der Fabaceae am erfolgreichsten etabliert, in beiden Gebieten treten die restlichen Familien ansonsten nur mit zwei bis vier Taxa auf. Wie auf den Ostfriesischen Inseln gehören die meisten Neophyten der neuseeländischen Küstendünen zu den Gruppen der Hemikryptophyten und Therophyten, der eindeutige Schwerpunkt liegt jedoch bei ersteren. Die Bedeutung der Geophyten ist dagegen vergleichsweise gering.

Nach SUKOPP (1962) gehören die Meeresküsten zu den Gebieten, in deren kennzeichnenden Florenlisten generell sehr viele Neophyten auftreten. Auch wenn viele regionale Unterschiede feststellbar sind, deuten sich dennoch zumindest für temperate Zonen Grundtendenzen bei der Besiedlung durch Neophyten an. Für allgemeingültige Aussagen wäre der Vergleich einer größeren Zahl an Untersuchungsgebieten erforderlich, die vorliegende Arbeit kann somit Ausgangspunkt für weitere ökologische oder syntaxonomische Bearbeitungen dieser aufgrund der anhaltenden Ausbreitung von Neophyten sehr aktuellen Fragestellung sein.

Eine größere Bedeutung besitzt die vorliegende Untersuchung jedoch sicherlich für das Wattenmeergebiet der Nordsee von den Westfriesischen bis zu den dänischen Inseln, für das die erhobenen Daten direkt übertragbar sind. Erstmals wurde der Status quo der Neophytenverbreitung auf den Ostfriesischen Inseln detailliert erfasst und beschrieben. Durch die Auswertung historischen Datenmaterials konnte die frühere Bestandsveränderung vieler Arten rekonstruiert und damit eine Grundlage für Prognosen über zukünftige Entwicklungen geschaffen werden. Die gewonnenen Erkenntnisse über die Verbreitung, die Ökologie und die Vergesellschaftung problematischer Neophyten können darüber hinaus einen Ansatz für weiterführenden Fragestellungen wie zum Beispiel der Bekämpfung darstellen. Somit kann diese Arbeit einen wichtigen Beitrag zur Entwicklung eines vernünftigen Naturschutzmanagements auf den Ostfriesischen Inseln liefern.

7 Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit sind die neophytischen Pflanzenarten der Ostfriesischen Inseln Borkum, Juist, Norderney, Baltrum, Langeoog, Spiekeroog und Wangerooge sowie der kleineren Wattenmeerinseln Kachelot Plate, Memmert, Lütje Hörn, Minsener Oog und Mellum erfasst und ihre Verbreitung in Raster- und Punktkarten dokumentiert worden. Dabei wurden nur Neophyten berücksichtigt, die sich außerhalb von Gärten, Parkanlagen oder ähnlichen anthropogen beeinflussten Bereichen etabliert haben.

Der Schwerpunkt der Untersuchungen lag auf den Arten, die sich in der Vergangenheit stark ausgebreitet haben und daher eine potenzielle Gefährdung der indigenen Flora darstellen. Auf den Ostfriesischen Inseln zählen hierzu *Campylopus introflexus*, *Rosa rugosa* und *Fallopia japonica*. Diese Neophyten wurden hochauflösend mit Hilfe des GIS ArcView kartiert, die Bestände durch insgesamt 408 Vegetationsaufnahmen charakterisiert und die ökologischen Standortparameter über die Auswertung von Bodenproben der einzelnen Aufnahmestellen dokumentiert. Die Bestände sind in pflanzensoziologischen Vegetationstabellen sowie synoptischen Tabellen dargestellt, letzteren liegt jeweils eine Clusteranalyse zugrunde, die mit dem Programm TWINSpan durchgeführt wurde. Bei der überregionalen Charakterisierung der Vorkommen sind zusätzlich 565 Aufnahmen aus dem Gebiet der West-, Ost- und Nordfriesischen Inseln mit in die Clusteranalyse eingegangen.

Die Vegetationsparameter und die ökologischen Messdaten wurden durch die Berechnung der Zeigerzahlen nach ELLENBERG (1992) ergänzt. Dieser Datensatz diente der Durchführung einer multivariaten Analyse mit Hilfe des Programms CANOCO. Es erfolgte jeweils eine indirekte Ordination in Form einer DCA (detrended correspondence analysis) sowie eine direkte Ordination, die als CCA (canonical correspondence analysis) durchgeführt wurde.

Durch die Verschneidung der aktuellen Neophytenkarten mit Vegetationskartierungen und mit Karten der Nationalparkzonen der Ostfriesischen Inseln konnte das Verbreitungsspektrum der entsprechenden Arten analysiert und quantifiziert werden.

Die Auswertung der Daten von *Campylopus introflexus* zeigt, dass das Moos auf den Ostfriesischen Inseln den Hauptverbreitungsschwerpunkt in Trockenrasen vom Typ des *Violo-Corynephorum canescentis* besitzt, eine Fassung der Dominanzbestände als Subassoziation dieser Gesellschaft unter dem Namen *Violo-Corynephorum campylietosum introflexi* erscheint daher angebracht. Zunehmende Deckungswerte des Neophyten gehen einher mit einer Reduzierung der Artenzahl und der Krautschichtdeckung, das spezifische Ausfallen von Artengruppen oder bestimmten Taxa ist jedoch nicht erkennbar. Eine Differenzierung der artenarmen Bestände kann in der Regel anhand der dominierenden Grasart erfolgen.

Das Vorhandensein verrottender Wurzelreste unter den Moospolstern deutet auf die Einwanderung in ältere Trockenrasenstadien mit nachfolgender Verdrängung der dort etablierten Arten hin. Durch die Zersetzung des Wurzelmaterials verlieren die Dünen ihre Stabilität und es kommt zu Hangrutschungen. Hieraus können sich auch Probleme für den Küstenschutz entwickeln.

Campylopus introflexus besiedelt nährstoffarme, schwach saure bis saure Sandböden, die geringere Abundanz auf stärker sauren Böden ist vermutlich durch Konkurrenz bedingt, das Zurücktreten unter kalkreicheren Bedingungen scheint dagegen physiologische Gründe zu besitzen. Weitere wichtige Faktoren, welche die Ausbreitung des Kaktusmooses beeinflussen,

sind das Wasserangebot und Störungen des Standorts. Feuchtere Bedingungen fördern eine dichtere, höhere Krautschicht, durch die das photophile Moos an Konkurrenzkraft verliert. Störungen schaffen dagegen Freiräume, in denen sich *Campylopus introflexus* etablieren kann. So ist die kontinuierliche Zunahme der Trittbelastung in der Nähe von Wegen mit einer höheren Abundanz des Neophyten verbunden.

Rosa rugosa kommt auf den Ostfriesischen Inseln meist in Siedlungsnähe in einer Vielzahl unterschiedlicher Vegetationseinheiten vor. Die Art besitzt ihren Verbreitungsschwerpunkt innerhalb der Gebüsch-Gesellschaften der trockenen Dünen, dringt darüber hinaus aber auch in unterschiedliche Trockenrasenflächen, in Trockenheide, Wälder, Wiesen, Randbereiche von feuchten Dünentälern und in die oberen Salzwiesenzonen ein. Die gemessenen Standortparameter zeigen Werte, die typisch für die von der Einwanderung betroffenen Gesellschaften sind, dementsprechend existieren zwischen den einzelnen Beständen der Kartoffelrose diesbezüglich relativ große Unterschiede. In allen Gesellschaften ist *Rosa rugosa* in der Lage, die ursprüngliche Vegetation zurückzudrängen und artenarme Dominanzbestände aufzubauen. Neben gezielten Anpflanzungen der Rose ist insbesondere die massive vegetative Vermehrung für die weite Verbreitung dieses Neophyten verantwortlich. Darüber hinaus besitzt die Art über Ornithochorie und vermutlich auch über Hydrochorie die Möglichkeit zur Ausbreitung mit Hilfe von Diasporen.

Der Japanische Flügelknöterich ist in seiner Verbreitung weitgehend auf anthropogen beeinflusste Standorte beschränkt. In siedlungsnahen Bereichen sind neben Ruderalflächen besonders Wiesen- und Waldränder von der Ausbreitung der Art betroffen. Die Dominanzbestände von *Fallopia japonica* sind sehr artenarm, die wenigen vorhandenen Taxa sprechen für die Eingliederung der Bestände in die Galio-Urticetea. Die Böden sind in der Regel frisch bis feucht und nährstoffreich, lediglich auf Borkum und Norderney hat sich der Flügelknöterich auch in trockeneren Dünenarealen etabliert. *Fallopia japonica* ist aktuell lediglich auf Borkum als problematisch einzustufen. Da jedoch eine weitere Ausbreitung auf den anderen Ostfriesischen Inseln sehr wahrscheinlich ist, wäre der Einsatz von Kontrollmaßnahmen sehr ratsam, zumal die Erfolgchancen einer gut koordinierten Bekämpfung durchaus hoch sind. Neben einer regelmäßigen Mahd bietet sich hierfür in vielen Fällen die Schafbeweidung an. Erfahrungsgemäß kann schon durch eine einmal pro Jahr durchgeführte Maßnahme die Biodiversität der Bestände deutlich angehoben werden.

Insgesamt wurden auf den Ostfriesischen Inseln während der Geländearbeit 62 neophytische Pflanzenarten nachgewiesen. Neben den drei Schwerpunktsarten stammen die meisten Funde von *Prunus serotina*, *Lycium barbarum*, *Solidago gigantea*, *Parthenocissus inserta*, *Armoracia rusticana* und *Helianthus tuberosus*. Auch *Senecio inaequidens* hat sich in den letzten Jahren stark ausgebreitet, ist in der Verbreitung jedoch größtenteils auf die Lücken in naturnaher Vegetation und auf ruderale Standorte beschränkt.

In vielen Gebieten tritt Jungwuchs von *Prunus serotina* sehr zahlreich auf, daher wird sich vermutlich auch die Späte Traubenkirsche in den nächsten Jahren zu einer Problemart der Inseln entwickeln, ähnliches gilt für die Vorkommen von *Crassula helmsii* im Südstrandpolder auf Norderney. Zusammen mit *Campylopus introflexus*, *Rosa rugosa* und *Fallopia japonica* sind dies die einzigen Neophyten, die aufgrund der sehr schnellen Ausbreitung und des Aufbaus sehr dichter Bestände die Biodiversität der indigenen Flora gefährden. Beim Kaktusmoos und

Nadelkraut ist eine Bekämpfung nur in Ausnahmefällen sinnvoll, für die anderen drei Neophyten sind Kontrollmaßnahmen dagegen dringend angeraten. Auf diese Fragestellung sowie auf weitere naturschutzrelevante Aspekte wird in den einzelnen Kapiteln zu den Arten sowie in Kapitel 6 näher eingegangen.

Der größte Teil der festgestellten Sippen stammt aus Südeuropa und Nordamerika. Mit 13 bzw. 10 Arten waren die Asteraceae und der Brassicaceae die am erfolgreichsten eingewanderten Pflanzenfamilien im Untersuchungsgebiet. Die meisten Spezies dieser Gruppe besitzen eine hemikryptophytische oder therophytische Lebensform. Der Vergleich mit den Daten aus Neuseeland deutet darauf hin, dass die gewonnenen Ergebnisse zumindest innerhalb der temperaten Zone auf andere Regionen übertragbar sind.

Die vorliegende Arbeit zeigt, dass sich fast alle Neophyten der Ostfriesischen Inseln in die vorhandene Vegetation integrieren ohne dabei indigene Sippen zu verdrängen. Die Probleme, welche durch die wenigen invasiven Taxa verursacht werden, sind jedoch relativ groß und vielfältig. Da Bekämpfungsmaßnahmen in den meisten Fällen nur wenig wirksam sind und für den Großteil neophytischer Taxa Prognosemöglichkeiten über das Ausbreitungsverhalten fehlen, stützt dies die Forderung nach einer kritischen Kontrolle sämtlicher Pflanzenarten, die aus anderen Florenregionen nach Europa eingeführt werden sollen. Die Ausbreitung vorhandener und die Zuwanderung neuer Neophyten wird jedoch auch in der Zukunft nicht zu verhindern sein.

8 Literaturverzeichnis



S. 259

9 Abbildungsverzeichnis



S. 277

10 Anhang

- A1: Liste der aktuellen Funde neophytischer Pflanzenarten auf den Ostfriesischen Inseln aufgeteilt nach dem Vorkommen in den einzelnen Nationalparkzonen
- A2: Liste der Erstfunde von neophytischen Pflanzenarten auf den Ostfriesischen Inseln
- A3: Verbreitungskarten von *Campylopus introflexus*, *Rosa rugosa*, *Fallopia japonica*, *Fallopia sachalinense* und *Heracleum mantegazzianum* auf den Ostfriesischen Inseln
- A3.1: Borkum
- A3.2: Juist
- A3.3: Norderney
- A3.4: Baltrum
- A3.5: Langeoog
- A3.6: Spiekeroog
- A3.7: Wangerooge
- A4: Legende zu den Punktverbreitungskarten
- A5: Ergebnisse der Kartenverschnidungen
- A5.1: Borkum
- A5.2: Juist
- A5.3: Norderney
- A5.4: Baltrum
- A5.5: Langeoog
- A5.6: Spiekeroog
- A5.7: Wangerooge
- A5.8: Gesamtübersicht
- A6: Pflanzensoziologische und synoptische Tabellen
- A6.1: Pflanzensoziologische Tabelle *Campylopus introflexus*
- A6.2: Synoptische Tabelle *Campylopus introflexus*
- A6.3: Synoptische Tabelle des um 86 Vegetationsaufnahmen erweiterten Datensatzes von *Campylopus introflexus*
- A6.4: Synoptische Tabelle des um 244 Vegetationsaufnahmen erweiterten Datensatzes von *Campylopus introflexus* auf den West-, Ost- und Nordfriesischen Inseln
- A6.5: Vergleichende synoptische Tabelle *Campylopus introflexus*
- A6.6: Pflanzensoziologische Tabelle zur Charakterisierung von Sonderfällen im Verbreitungsspektrum von *Campylopus introflexus*
- A6.7: Pflanzensoziologische Tabelle der Initialstadien von *Campylopus introflexus*
- A6.8: Pflanzensoziologische Tabelle *Rosa rugosa*
- A6.9: Synoptische Tabelle *Rosa rugosa*
- A6.10: Synoptische Tabelle des um 40 Vegetationsaufnahmen erweiterten Datensatzes von *Rosa rugosa*
- A6.11: Pflanzensoziologische Tabelle *Fallopia japonica*
- A6.12: Pflanzensoziologische Tabelle der Vegetationsaufnahmen der artenreichen, gemähten Bestände von *Fallopia japonica*
- A6.13: Synoptische Tabelle *Fallopia japonica*
- A6.14: Synoptische Übersichtstabelle der phänologischen Entwicklung von *Fallopia japonica*-Beständen im Raum Hannover

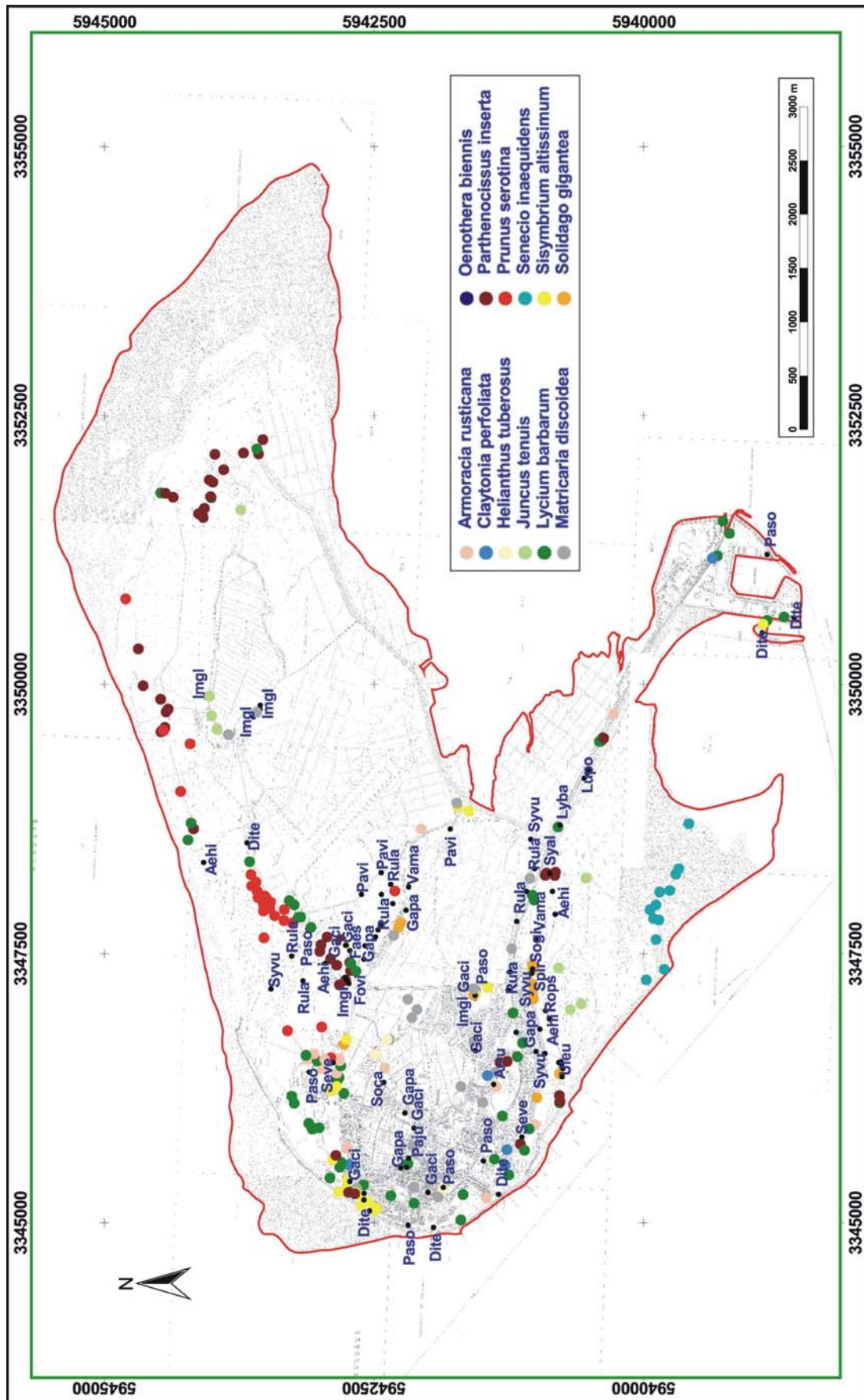


Abb. 70: Punktkarte mit den aktuellen Neophytenfunden der Insel Borkum (für die Legende der Abkürzungen siehe Anhang).

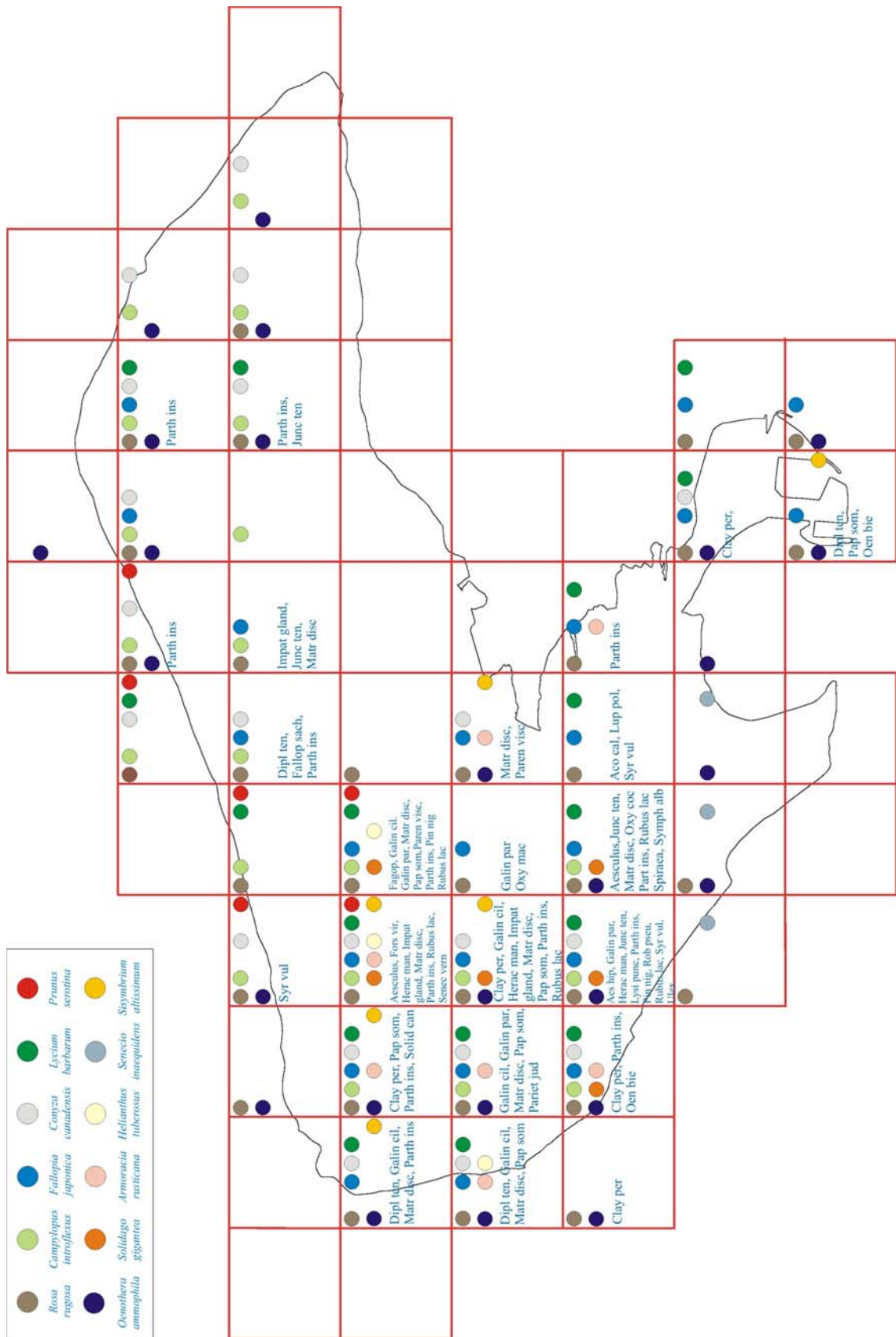


Abb. 71: Rasterkarte mit den aktuellen Neophytenfunden der Insel Borkum.

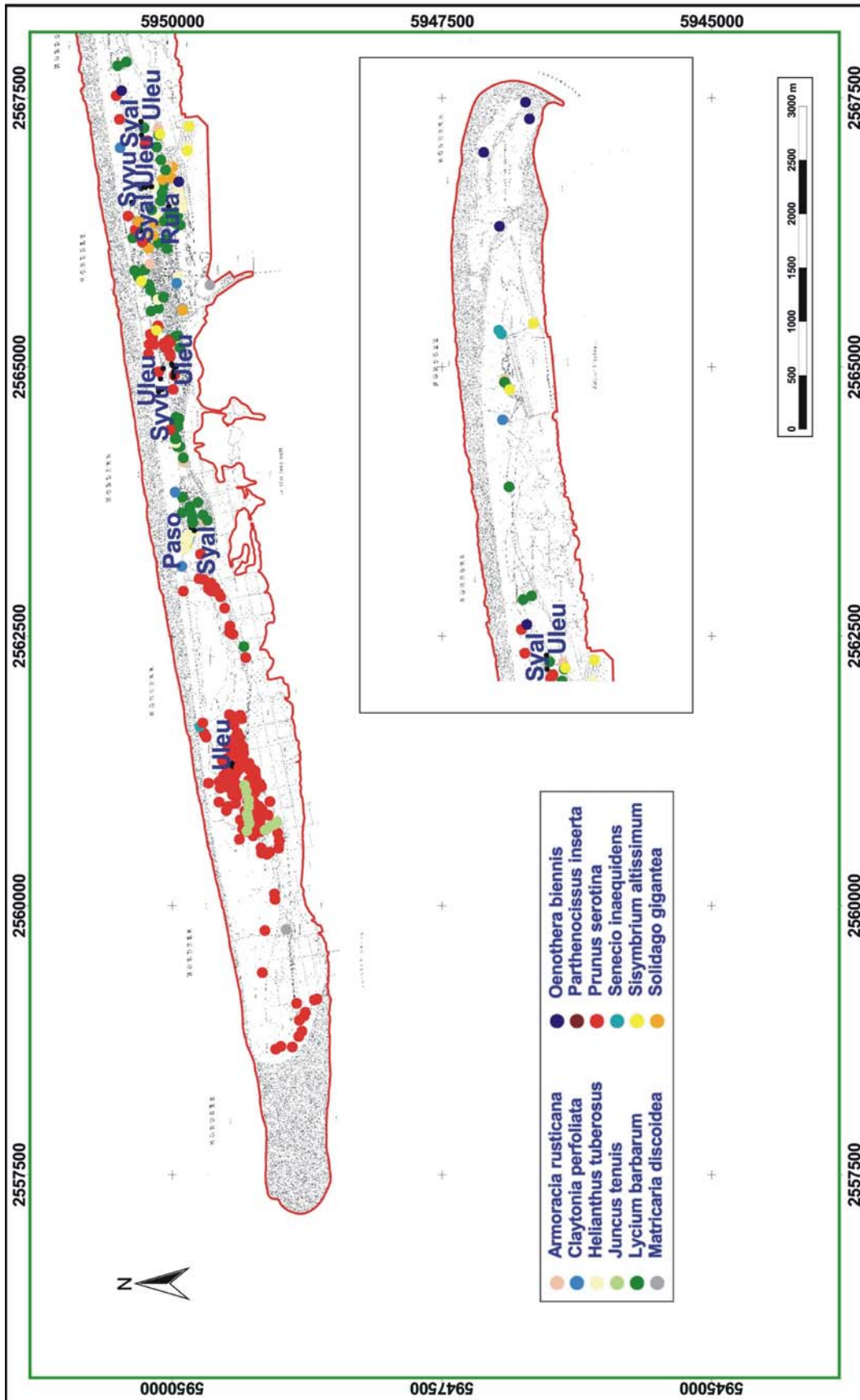


Abb. 72: Punktkarte mit den aktuellen Neophytenfunden der Insel Juist (für die Legende der Abkürzungen siehe Anhang).

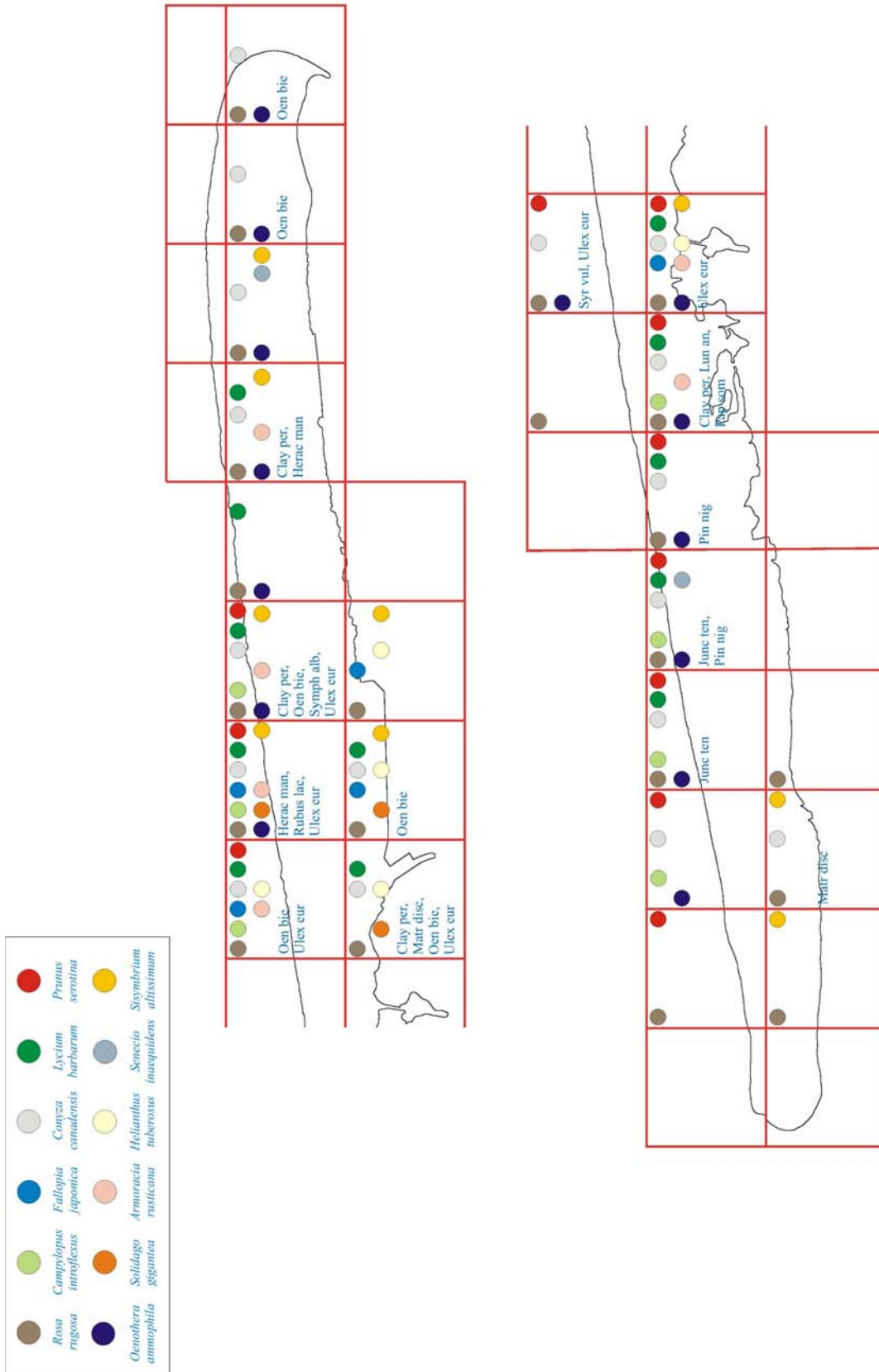


Abb. 73: Rasterkarte mit den aktuellen Neophytenfunden der Insel Juist.

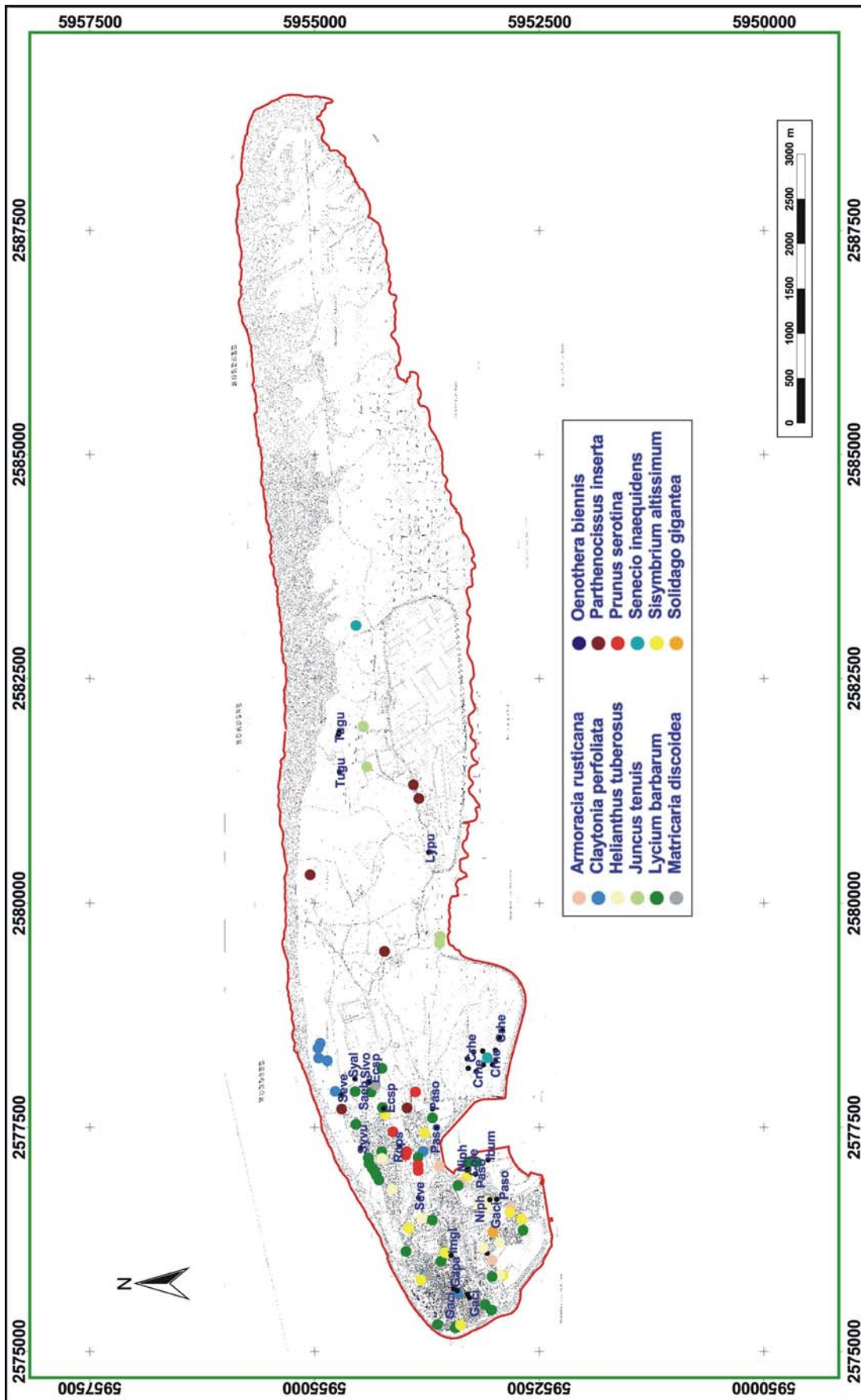


Abb. 74: Punktkarte mit den aktuellen Neophytenfinden der Insel Norderney (für die Legende der Abkürzungen siehe Anhang).

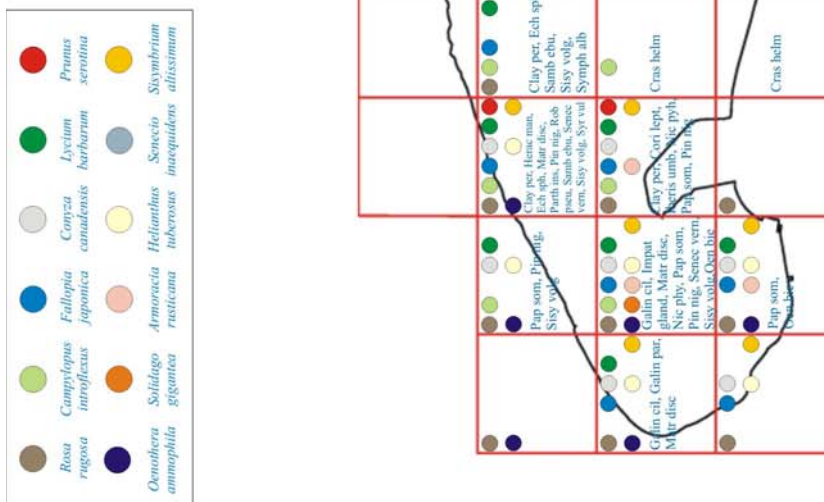


Abb. 75: Rasterkarte mit den aktuellen Neophytenfunden der Insel Norderney.

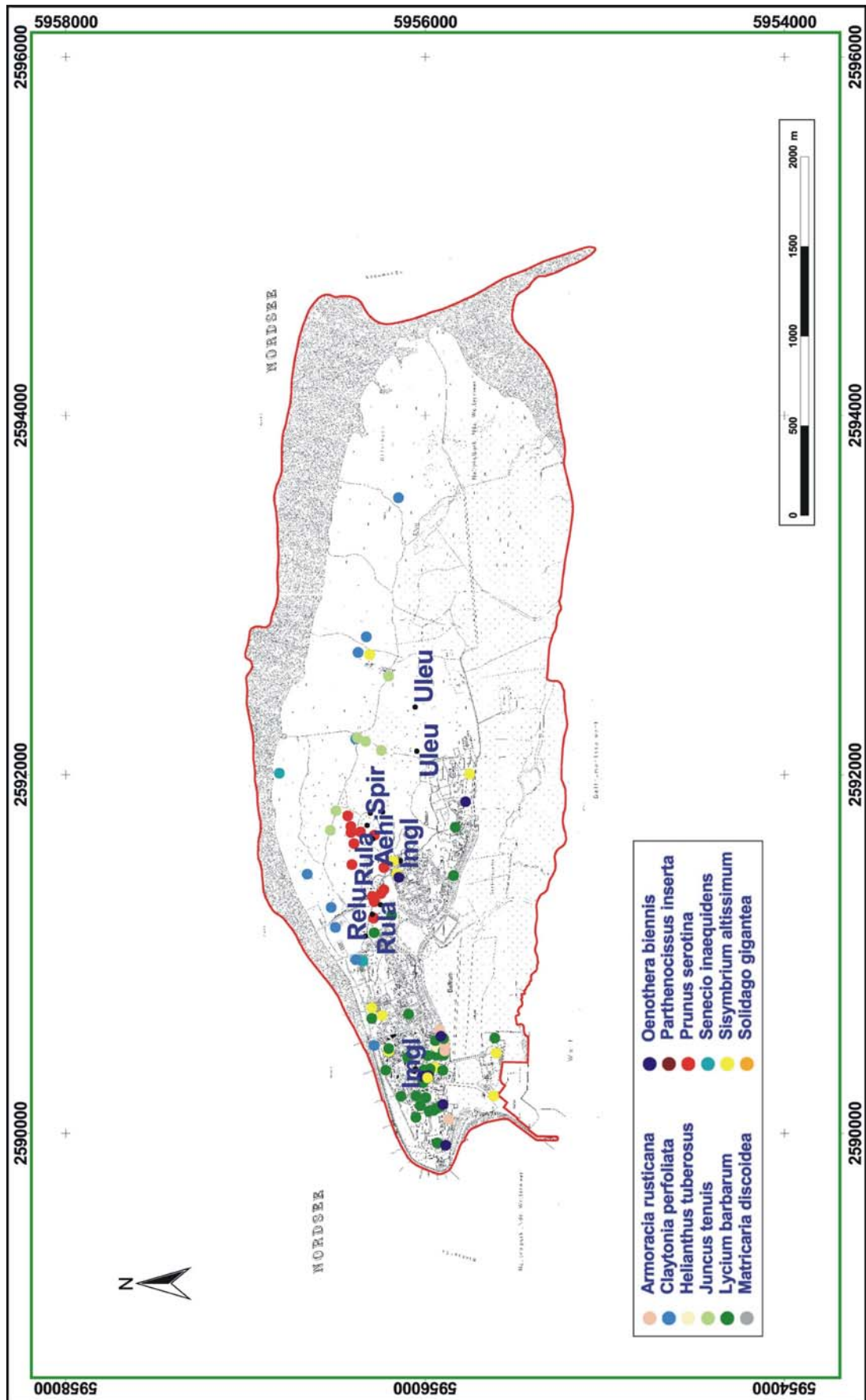


Abb. 76: Punktkarte der aktuellen Neophytenfunde der Insel Baltrum (für die Legende der Abkürzungen siehe Anhang).

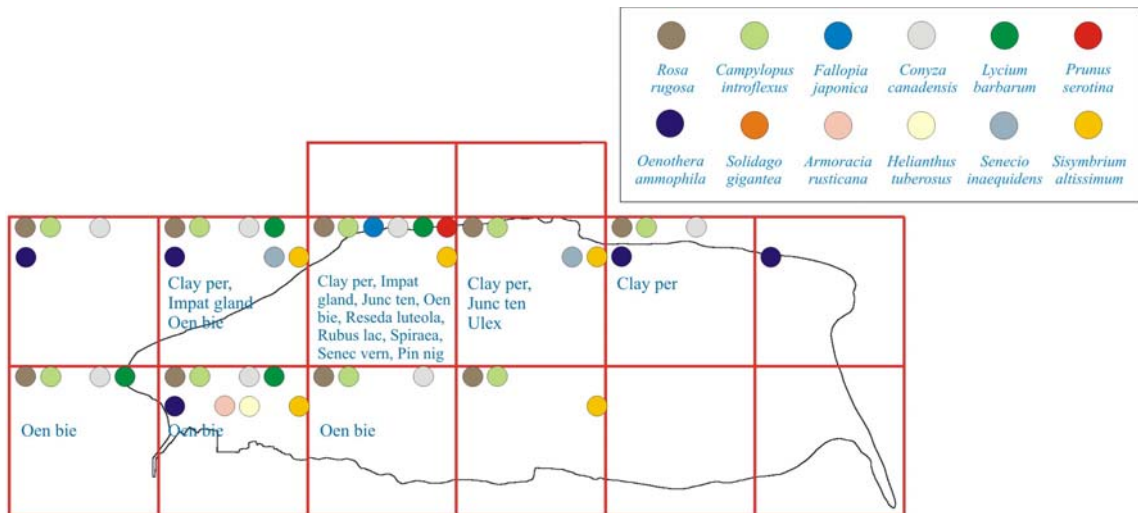


Abb. 77: Rasterkarte mit den aktuellen Neophytenfunden der Insel Baltrum.

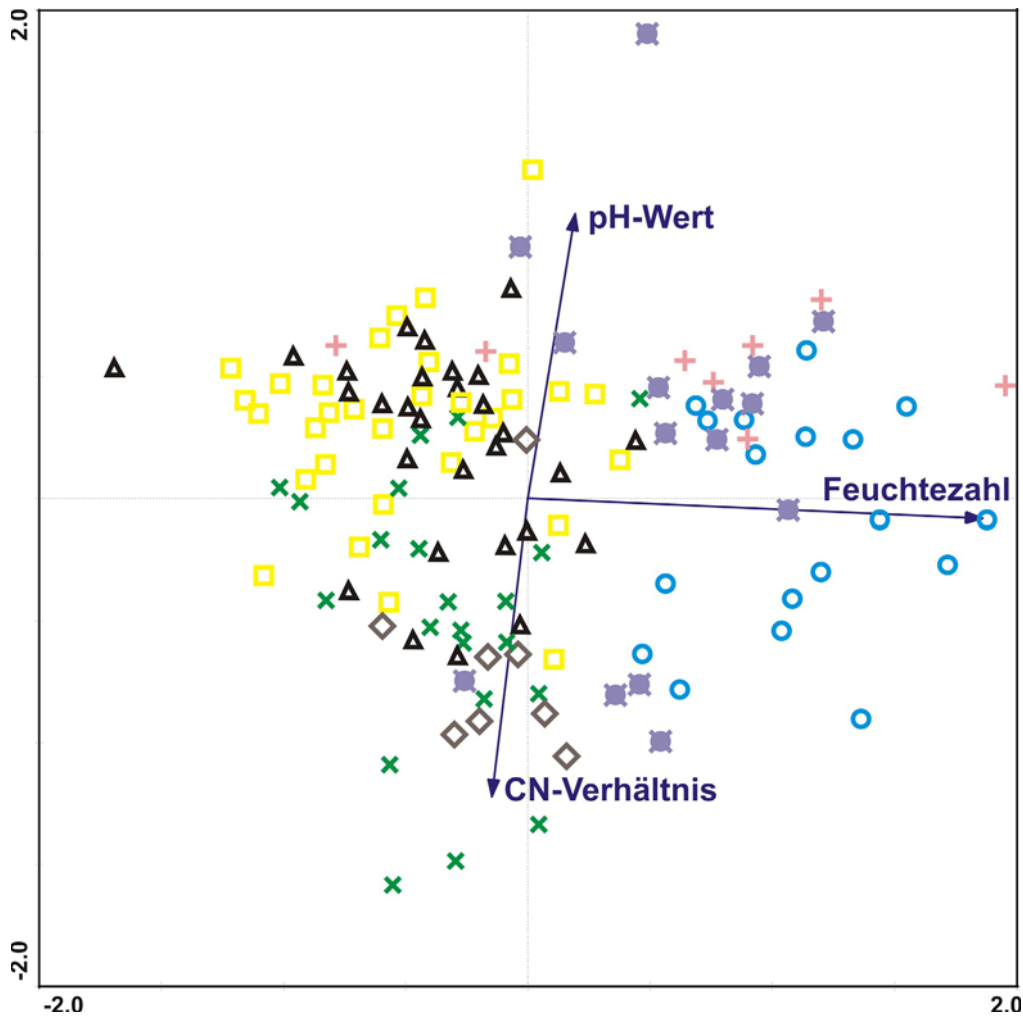


Abb. 78: CCA der Vegetationsaufnahmen mit *Rosa rugosa* anhand der Parameter pH-Wert, Feuchtezahl und CN-Verhältnis.

(Gesellschaft: \blacktriangle = *Hippophao-Sambucetum*; \times = *Hieracio-Empetretum*; $+$ = *Atriplicetum littoralis*;
 \square = Ges. der Elymo-Ammophiletea und Koelerio-Corynephoretea; \diamond = Ges. der Rhamno-Prunetea;
 \circ = Ges. der feuchten Dünentäler; \blacksquare = artenarme Ges. ruderaler Standorte)

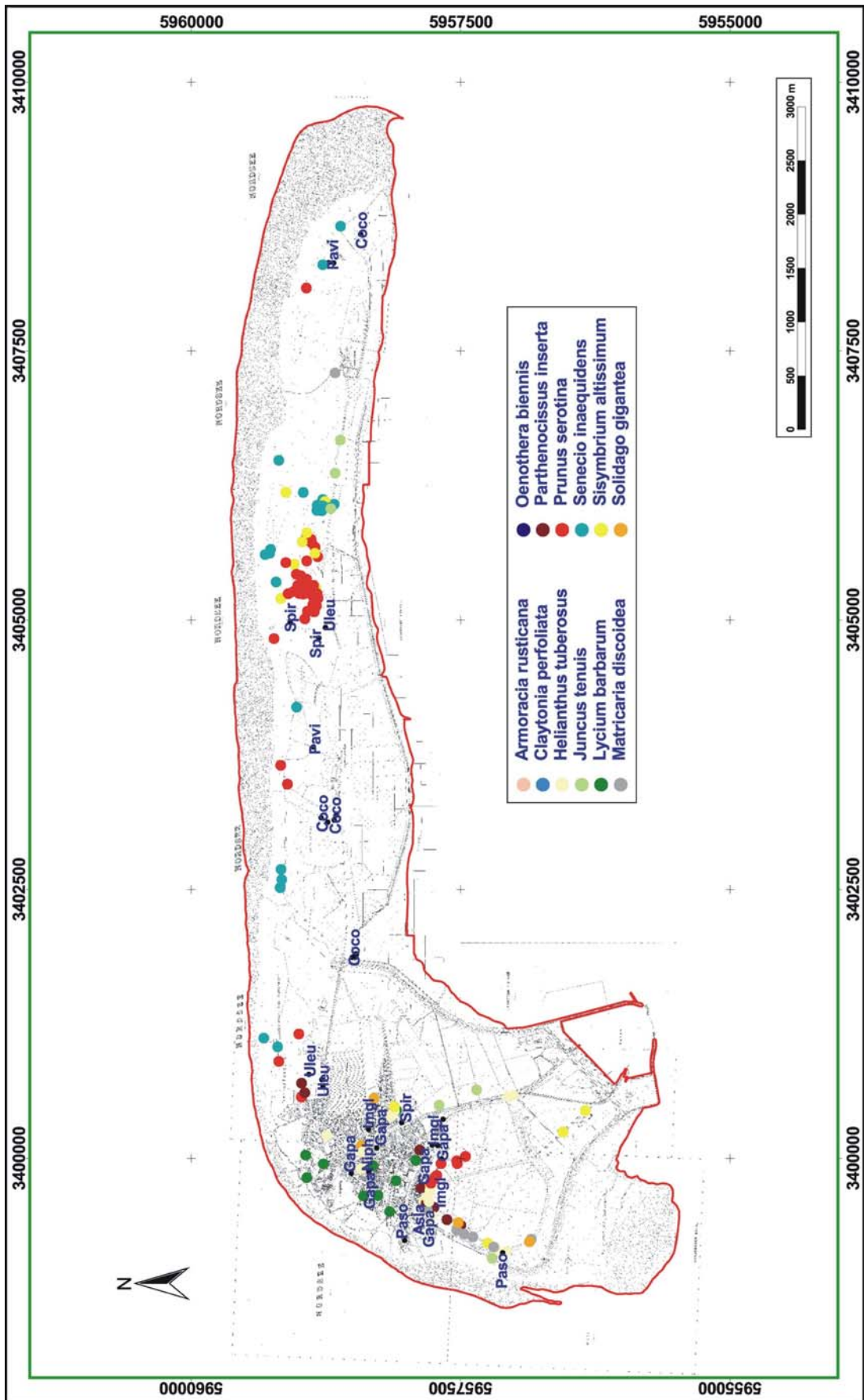


Abb. 79: Punktkarte mit den aktuellen Neophytenfunden der Insel Langeoog (für die Legende der Abkürzungen siehe Anhang).

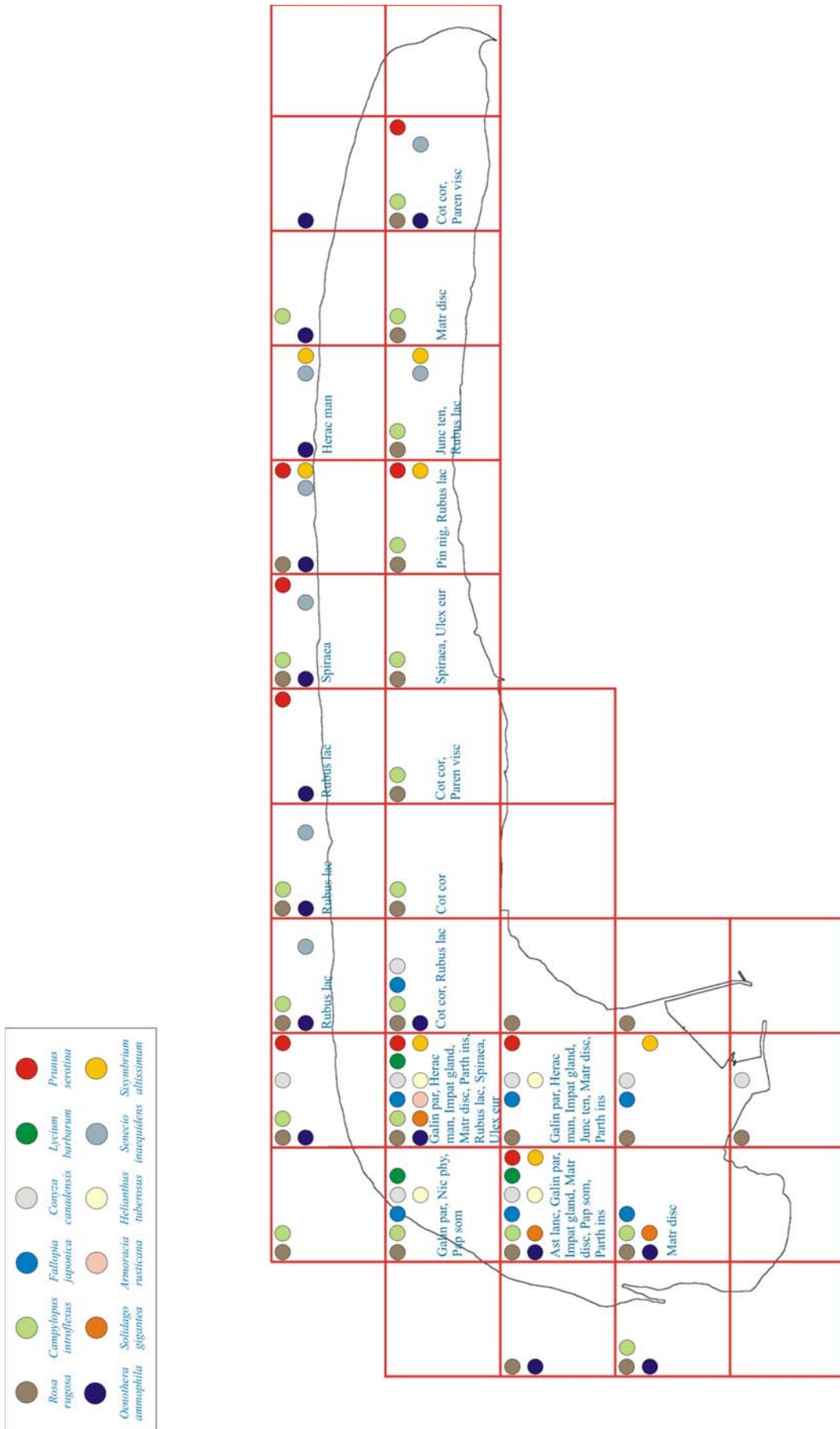


Abb. 80: Rasterkarte mit den aktuellen Neophytenfunden der Insel Langeoog.

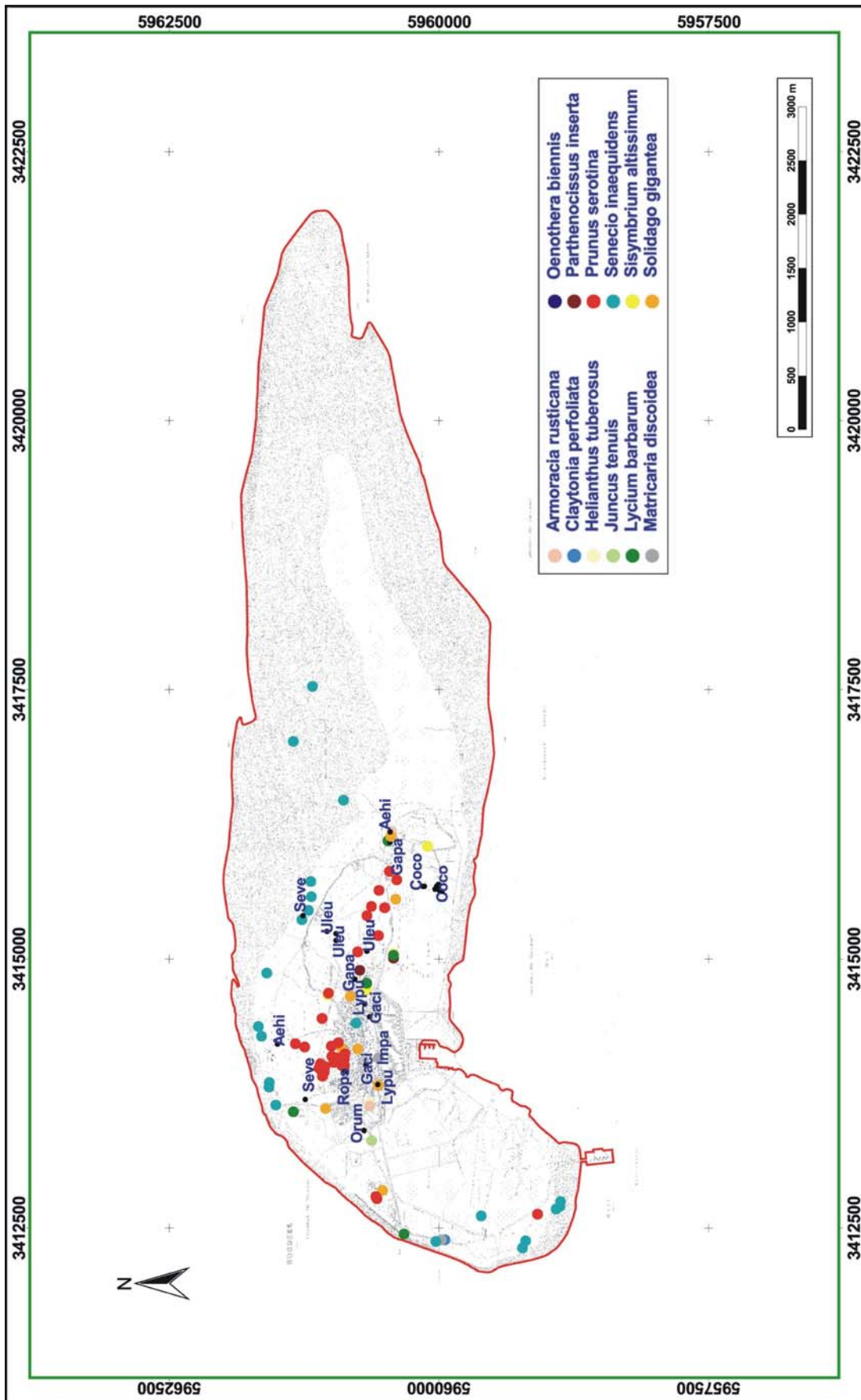


Abb. 81: Punktkarte mit den aktuellen Neophytenfunden der Insel Spiekeroog (für die Legende der Abkürzungen siehe Anhang).



Abb. 82: Rasterkarte mit den aktuellen Neophytenfunden der Insel Spiekeroog.

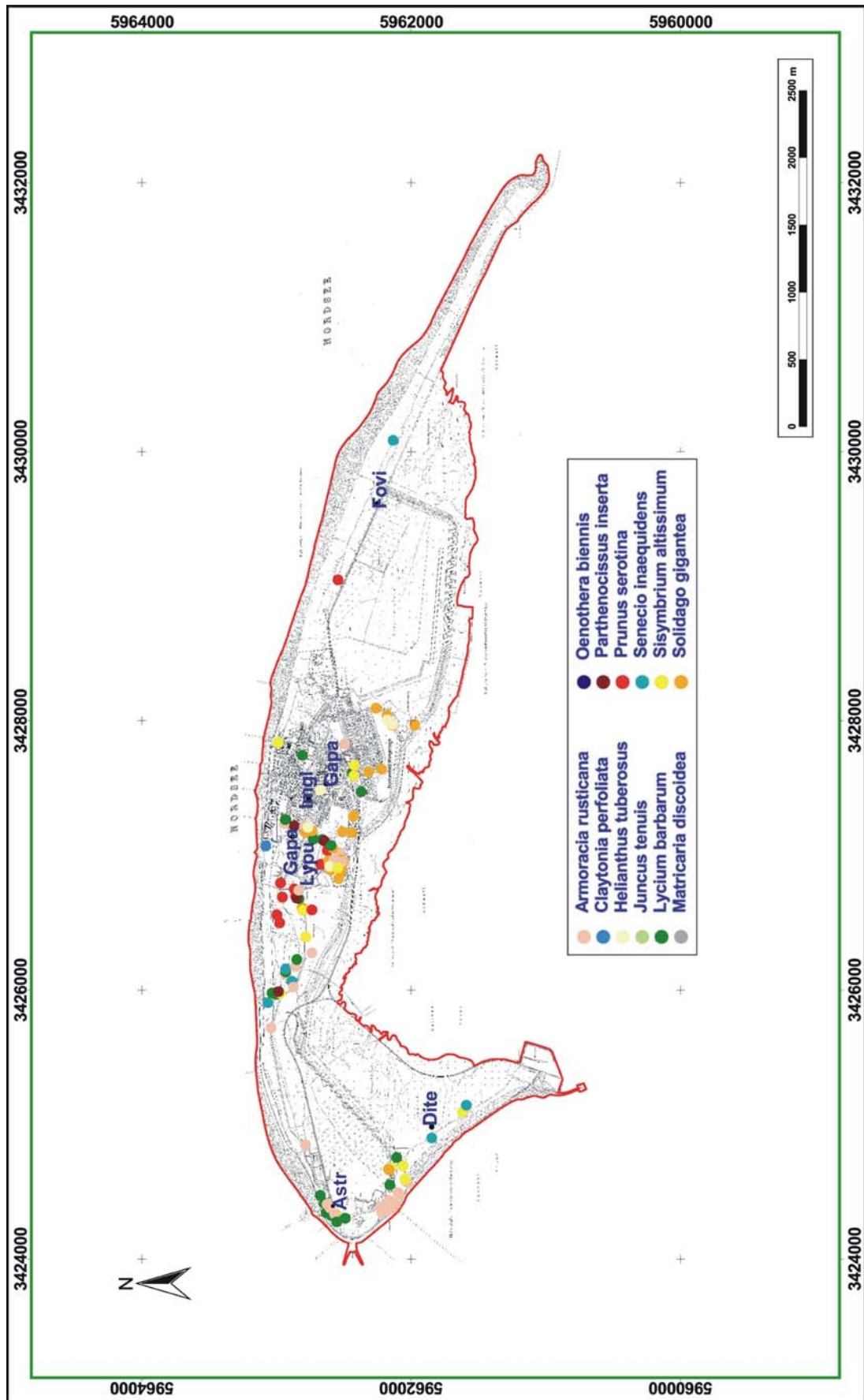


Abb. 83: Punktkarte mit den aktuellen Neophytenfunden der Insel Wangerooe (für die Legende der Abkürzungen siehe Anhang).

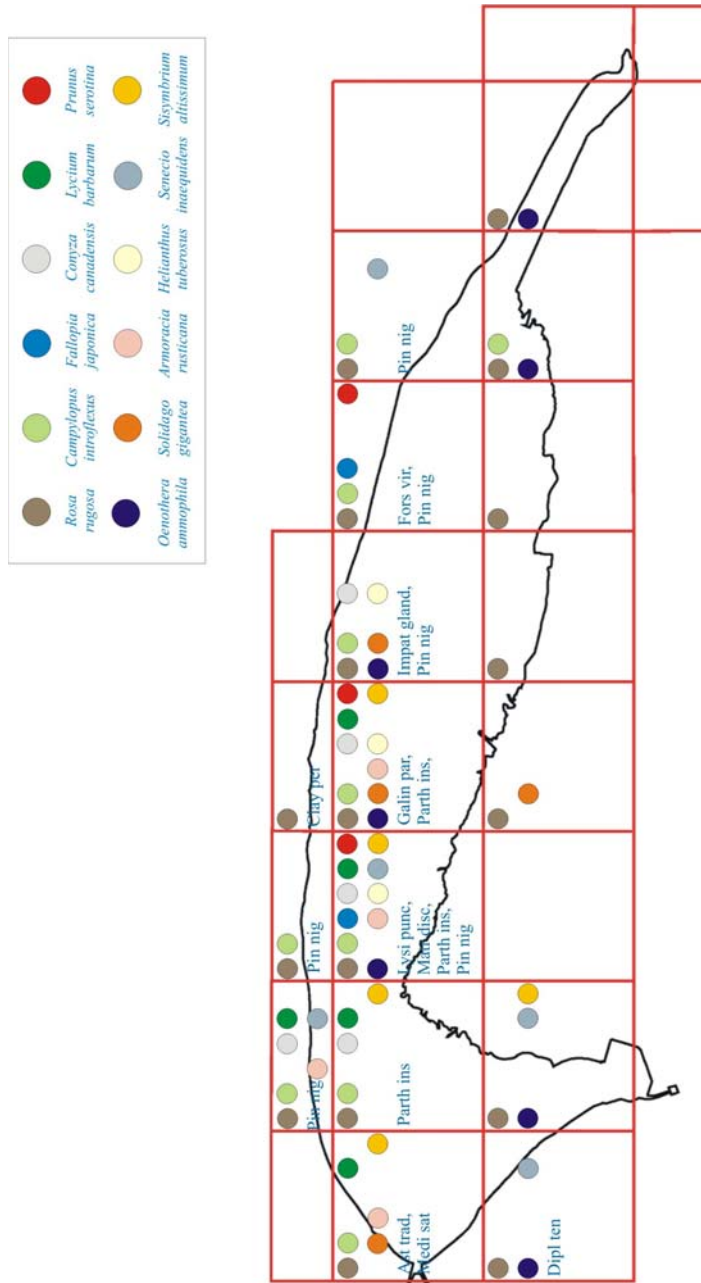


Abb. 84: Rasterkarte mit den aktuellen Neophytenfunden der Insel Wangerooge.

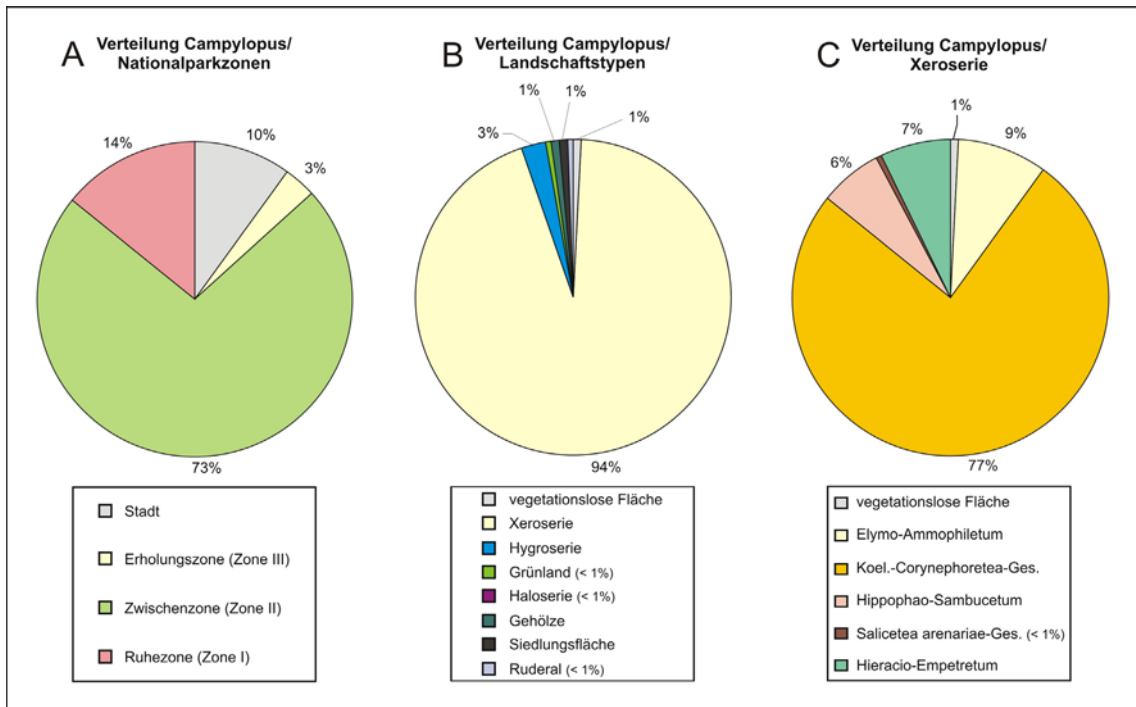


Abb. 85: Prozentuale Verteilung der Flächen mit *Campylopus introflexus* auf die unterschiedlichen Nationalparkzonen (A) sowie auf die einzelnen Landschaftstypen (B) und die Vegetationseinheiten der Xeroserie (C) der Ostfriesischen Inseln (Gesamtfläche 345,83 ha).

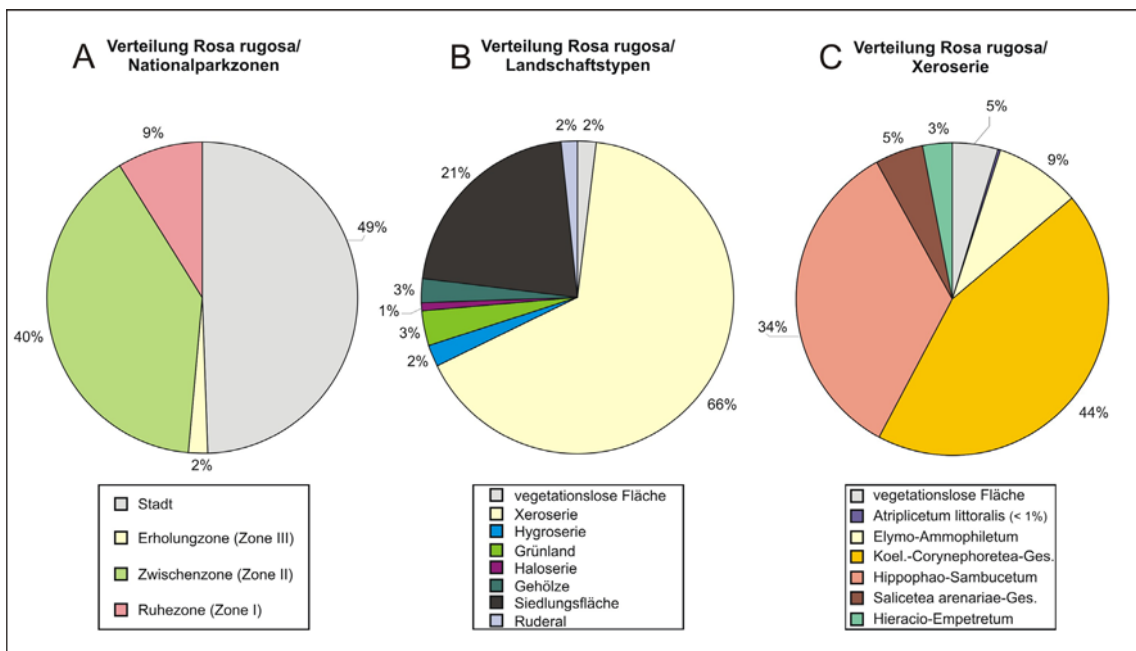


Abb. 86: Prozentuale Verteilung der Flächen mit *Rosa rugosa* auf die unterschiedlichen Nationalparkzonen (A) und auf die einzelnen Landschaftstypen (B) sowie die Vegetationseinheiten der Xeroserie (C) der Ostfriesischen Inseln (Gesamtfläche 132,62 ha).

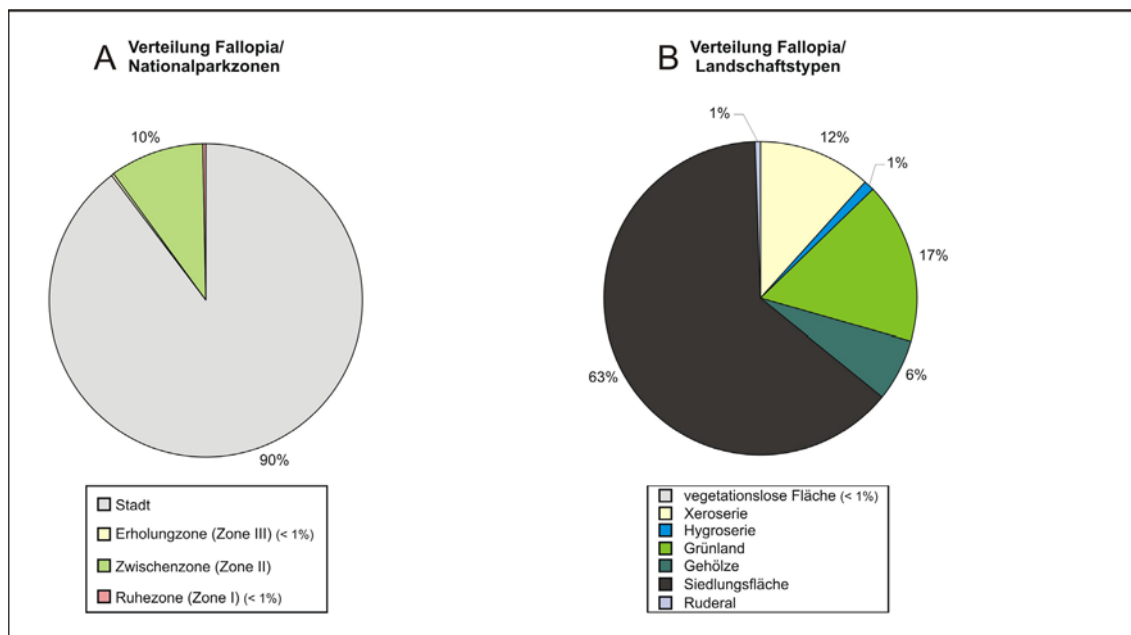


Abb. 87: Prozentuale Verteilung der Flächen mit *Fallopia japonica* auf die unterschiedlichen Nationalparkzonen (A) sowie auf die einzelnen Landschaftstypen (B) der Ostfriesischen Inseln (Gesamtfläche 10,94 ha).

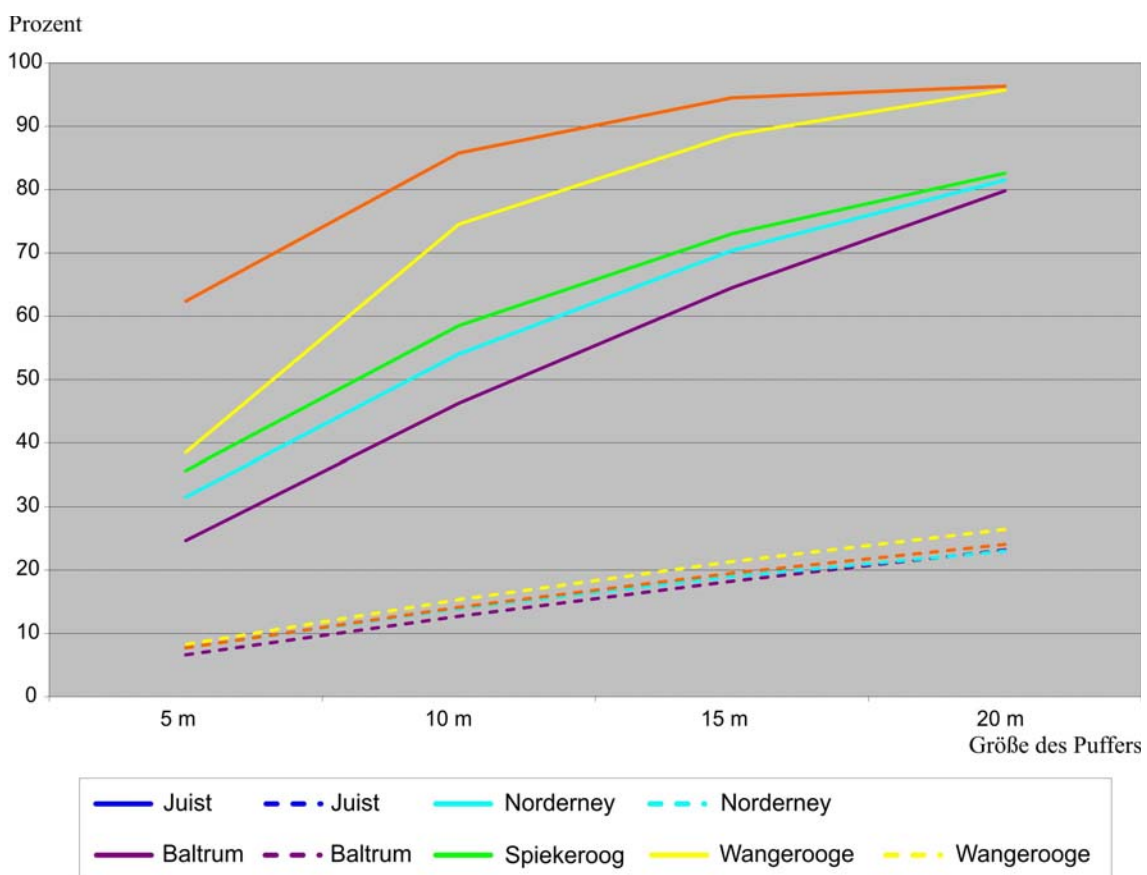


Abb. 88: Prozentuale Anteile der *Campylopus introflexus*-Flächen in den unterschiedlichen Pufferbereichen, die gestrichelten Linien geben jeweils den prozentualen Anteil des gepufferten Areals an der Gesamtfläche der Insel (ohne Stadtgebiet) wieder.