

**Sensitivitätsraster Deutsche Nordseeküste II –
Aktualisierung und Erstellung
eines operationellen Modells
zur Vorsorgeplanung bei der Ölbekämpfung**

Projektbericht im Auftrag des Havariekommandos – Gemeinsame
Einrichtung des Bundes und der Küstenländer

Autoren:

*K.-H. van Bernem
R. Doerffer
A. Grohnert
K. Heymann
U. Kleeberg
H. Krasemann
J. Reichert
M. Reichert
H. Schiller*

**wissen
schafft
nutzen**

**Sensitivitätsraster Deutsche Nordseeküste II –
Aktualisierung und Erstellung
eines operationellen Modells
zur Vorsorgeplanung bei der Ölbekämpfung**

Projektbericht im Auftrag des Havariekommandos – Gemeinsame
Einrichtung des Bundes und der Küstenländer

Autoren:

K.-H. van Bernem

R. Doerffer

(GKSS, Institut für Küstenforschung)

A. Grohnert

(IfaB – Institut für angewandte
Biologie Freiburg/Niederelbe)

K. Heymann

U. Kleeberg

H. Krasemann

(GKSS, Institut für Küstenforschung)

J. Reichert

(IfaB – Institut für angewandte
Biologie Freiburg/Niederelbe)

M. Reichert

(ARCADIS, Rostock)

H. Schiller

(GKSS, Institut für Küstenforschung)

Die Berichte der GKSS werden kostenlos abgegeben.
The delivery of the GKSS reports is free of charge.

Anforderungen/Requests:

GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH
Bibliothek/Library
Postfach 11 60
21494 Geesthacht
Germany
Fax.: (49) 04152/871717

Als Manuskript vervielfältigt.
Für diesen Bericht behalten wir uns alle Rechte vor.

ISSN 0344-9629

GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH · Telefon (04152)87-0
Max-Planck-Straße 1 · 21502 Geesthacht / Postfach 11 60 · 21494 Geesthacht

Sensitivitätsraster Deutsche Nordseeküste II – Aktualisierung und Erstellung eines operationellen Modells zur Vorsorgeplanung bei der Ölbekämpfung

Projektbericht im Auftrag des Havariekommandos – Gemeinsame Einrichtung des Bundes und der Küstenländer

Karl-Heinz van Bernem, Roland Doerffer, Angela Grohnert, Kerstin Heymann, Ulrike Kleeberg, Hansjörg Krasemann, Jörn Reichert, Michael Reichert, Helmut Schiller

196 Seiten mit 104 Abbildungen und 19 Tabellen

Zusammenfassung

Im Institut für Küstenforschung wurde in den vergangenen Jahren ein automatisiertes Expertenmodell erstellt, das dem für die Bekämpfung von Ölunfällen zuständigen „Havariekommando“ – einer Einrichtung des Bundes und der Küstenländer – als wichtige und detaillierte Entscheidungshilfe bei der Vorsorgeplanung dient.

Das Wattenmeer stellt mit seinen ausgedehnten Auftauchbereichen, den Salzwiesen, Brut- und Rastvogelgebieten einen hochempfindlichen Lebensraum dar, der einem hohen Risiko durch die Folgen von Schiffsunfällen ausgesetzt ist. In seiner Gesamtheit ist dieses riesige Gebiet (annähernd 10.000 km²) allerdings nicht zu schützen. Für eine effektive Vorsorgeplanung ist es daher unerlässlich, räumliche und zeitliche Schwerpunkte der Verletzlichkeit festzulegen. Um dies zu gewährleisten, war es zunächst erforderlich, die räumliche Verteilung der Subsysteme im Intertidal des Wattenmeeres (Bereiche, die bei Niedrigwasser trocken fallen) mit seinen unterschiedlichen Sedimenten und Organismengesellschaften im Verlauf ausgedehnter Feldarbeiten zu kartieren. Hierbei konnten sich die beteiligten Biologen auf eine erste Inventur einzelner Biotoptypen (Lebensräume) stützen, welche die GKSS von 1987 bis 1992 erstellte. Ein großer Teil der damals 5000 Stationen wurde erneut aufgesucht und in ihren biologischen und sedimentologischen Eigenschaften auf standardisierten, rechnerlesbaren Protokollen dokumentiert. Eigene Überfliegungen und andere Luft- und Satellitenbildauswertungen leisteten dabei eine wertvolle Hilfe, da fernerkundlich erkennbare „Besonderheiten“ bei der Feldkartierung direkt aufgesucht und verifiziert werden konnten. Diese eigenen, sehr arbeitsintensiven Felduntersuchungen konnten hinsichtlich der Verteilung von Seegrass, Miesmuschelbänken und Salzwiesen durch eine intensive Zusammenarbeit mit den Nationalparkämtern in Hamburg, Schleswig-Holstein und Niedersachsen durch regelmäßige Monitoringvorhaben ergänzt werden. Eine zeitliche Unterteilung der Empfindlichkeit bestimmter Gebiete wurde durch die Berücksichtigung der im Jahresverlauf wechselnden Häufigkeiten von Brut- und Rastvögeln erreicht, die ebenfalls aus dem Monitoringprogramm der Nationalparkämter übernommen wurden. Alle erfassten Parameter (Kenndaten) wurden daraufhin einem speziell für die Empfindlichkeit gegenüber Ölunfällen entwickeltem Bewertungsmodell unterzogen und mittels eines Geoinformationssystems (GIS) für alle vier Jahreszeiten in entsprechenden Empfindlichkeitsklassen dargestellt. Eine Automatisierung dieses Bewertungsverfahrens mit speziell bei der GKSS entwickelten mathematischen Methoden (Autoassoziatives Neuronales Netzwerk, Treefit) ersetzt zukünftig weitgehend die persönliche Beratung durch Experten und ermöglicht es dem Havariekommando die „Sensitivitätskartierung Deutsches Wattenmeer“ eigenständig als operationelles Modell im Rahmen seines VPS (Vorsorgeplan Schadstoffunfallbekämpfung) anzuwenden. Durch die kontinuierliche und intensive Zusammenarbeit mit den Anwendern und weiteren Institutionen gelang es damit den Mitarbeitern im Institut für Küstenforschung, ein operationelles Monitoring-System zu entwickeln, das eine wichtige Grundlage für das Küstenmanagement bildet und zukünftig auf das gesamte Gebiet der Deutschen Bucht ausgedehnt werden soll.

Sensitivity Mapping of the German North Sea Coast II – Data Update and Development of an Operational Model for Precaution Measures of Oil Spill Response

Abstract

The Wadden Sea is an area of tidal flats and salt marshes extending between the North Sea coasts of Denmark, Germany and the Netherlands. It has enormous value as a cleansing site for North Sea water, as a nursery for young fish and as a feeding ground for many bird species. Due to the proximity of important shipping routes and harbours, this region is especially threatened by oil spills.

Thus, for oil spill response and precaution measures, a sensitivity study of the entire intertidal area was badly needed in order to assess and minimize the potential ecological and economical damage. Based on comprehensive field surveys and in close cooperation with the Central Command for Maritime Emergencies, an automated expert-model for the German part of Wadden Sea areas was developed at the Institute for Coastal Research (GKSS-Research Centre). As an operational model it will serve as important instrument for decision making processes, precautionary measures and the further design of oil spill response strategies .

Sheltered tidal flats, salt marshes and adjacent estuaries belong to the types of coast which are most sensitive to oil pollution. Since it is not possible to protect the entire German North Sea coast equally at all levels, oil spill contingency planning requires a more detailed classification. For this reason, individual soft bottom habitats, communities and stocks of saltmarshes, macrofauna, waterfowl and estuarine biotope types were evaluated and classified according to their vulnerability to oil pollution.

The sensitivity of a particular area to oil contamination depends largely upon the physical characteristics of the habitat, the susceptibilities of individual species (at various life stages) and their ecological properties within the communities. Hence, the fieldwork for habitat mapping during 2003–2006 was a central part of the study. For this part, the experiences and results obtained from the previous GKSS-project “Thematic mapping and sensitivity study of Intertidal flats” during the years 1987–1992 served as a valuable basis. For example, the documentation of changes during these periods of observation provides information on stability features of the ecosystems. During the first project nearly 5000 locations were processed and characterised using about 70 parameters for each site. The in-situ mapping was a combination of estimated and measured values, collected along a grid net of locations with 1 km interval. The estimated values, including biotic and abiotic parameters, were documented using a standardised protocol (“record sheet”). They comprised, for example, information on the presence of micro- and macroalgae, surface structure (i.e. ripple, colour) and sediment characteristics. The measured values included grain size, shear strength, water content of sediments as well as the macrofauna species present.

The sensitivity of each location was calculated using an automated expert system developed at GKSS and based on neural network techniques and advanced classification methods (treefit). The design of this model will enable the “Central Command for Maritime Emergencies”, as the main-user and sponsor of the present project, to calculate the spatio-temporal sensitivity of intertidal areas without extensive further expert assistance .

The spatial distribution of the sensitivity of tidal flat areas was combined with data on saltmarsh distribution and the presence of seagrass and mussel beds. These additional data were integrated using the monitoring results of the national park authorities of Lower Saxony, Schleswig-Holstein and Hamburg. The temporal aspects of this sensitivity was also calculated using the monitoring data of breeding and migratory birds which are compiled yearly by these authorities.

The complete data sets were used together with a GI-System(GIS) to generate sensitivity maps of the German North-Sea-Coast.

Vorwort

Mit dem Projekt „Sensitivitätsraster Deutsche Nordseeküste II“ wurde die dritte Studie zur Verletzlichkeit der deutschen Nordseeküste gegenüber Ölverschmutzungen abgeschlossen. Nach der Beschreibung einiger Grundlagen zum Problem der Ölverschmutzung und deren Bekämpfung im Kapitel 1 wird der Ablauf und die unterschiedliche Intention dieser Studien im Kapitel 2 dargestellt. Allen Untersuchungen gemeinsam war das Ziel, einen insgesamt hochsensitiven Lebensraum zeitlich und räumlich aufzulösen, um Schutzprioritäten zu ermöglichen und damit praktikable Grundlagen zur Vorsorgeplanung zu liefern.

Das Berechnungsmodell zur zeitlich/räumlichen Sensitivität intertidaler Habitats konnte im „Modellvorhaben“ zwar als durchführbar nachgewiesen werden, erwies sich aber als zu komplex für eine flächendeckende Bearbeitung der Wattgebiete und der anstehenden Aktualisierungen (Kapitel 2.2). Im Verlauf der „Thematischen Kartierung für das gesamte deutsche Wattenmeer“ wurde ein vereinfachtes Modell erstellt, das aber immer noch eine Begutachtung durch Experten zur Bewertung notwendig machte (Kapitel 2.3). Im vorliegenden Projekt wurde neben einer Aktualisierung der Wattkartierung selbst, schließlich ein automatisiertes Bewertungsverfahren entwickelt, das bei unveränderter Bewertungsgrundlage die Expertenbegutachtung bei weiteren Aktualisierungen ersetzt (Kapitel 3.3.4 und 3.4). Für interessierte Leser kann die Veröffentlichung der mathematischen Methoden bei Herrn Prof. H. Schiller (GKSS) angefordert werden.

Das „Sensitivitätsraster Ästuar“ beinhaltet bereits nach seiner Erstellung in 1998 ein formalisiertes Verfahren, das in dem überarbeiteten, neu erstellten Bericht beschrieben wird [van Bernem et al. (2007b)]. Kapitel 2.4 enthält eine Kurzdarstellung dieses Projektes.

Die umfangreichen Feldarbeiten während der „Thematischen Kartierung“ und im jetzt abgeschlossenen Vorhaben stellen die einzige, methodisch gleichartige und flächendeckende Kartierung des deutschen Wattenmeeres dar, ohne die eine raumzeitliche Auflösung intertidaler Habitats nicht möglich wäre. Diese umfassenden Untersuchungen wurden zum Anlass genommen eine weitgehend vollständige Literatursammlung zu Kartierungen im Wattenmeer zu erstellen, die als gesonderter Band und CD vorliegt und in Kapitel 3.1 beschrieben wird.

Da bis Heute eine wirklich große Ölverschmutzung im Wattenmeer und seinen angrenzenden Bereichen ausblieb, beziehen sich die Kenntnisse zu Folgen derartiger Störungen auf Fallstudien in ökologisch vergleichbaren Gebieten, auf Erfahrungen mit kleineren Unfällen und besonders auf die, ebenfalls in Kapitel 2 kurz beschriebenen, umfangreichen Feld- und Laborexperimente während der späten 70-iger und 80-iger Jahre.

Obwohl die grundsätzlichen Resultate dieser fast schon historisch zu nennenden Arbeiten noch heute ihre Gültigkeit haben, bestehen mittlerweile Bedingungen, die Korrekturen der damals gezogenen Folgerungen notwendig machen. In erster Linie ist hier die chemische Ölbekämpfung zu nennen, auf deren Möglichkeiten durch effektive Präparate geringer Toxizität im Kapitel 1.7 eingegangen wird. Eine Erfolg versprechende chemische Bekämpfung ist allerdings nach wie vor nur bei bestimmten

Ölen in einem bestimmten Zustand möglich. Trotzdem könnte sie, unter gegebenen Bedingungen, das Mittel der Wahl sein, da die Schwierigkeiten mechanischer Schutz- und Reinigungsmaßnahmen in einem navigatorisch und technisch derart problematischen Gebiet wie dem Wattenmeer unverändert sind.

Bedauerlicherweise bestehen keine eigenen, deutschen Entwicklungen und Testverfahren für Präparate zur Ölbekämpfung, die den besonderen Bedingungen der Nordseeküste, wie zum Beispiel hohe Trübung und wechselnder Salzgehalt, Rechnung tragen.

Das Risiko für Unfälle, wie auch die Bemessungsgrundlage für resultierende Ölmengen könnten zudem durch Offshore-Windkraftanlagen derartig geändert sein, dass eine Entwicklung und Prüfung neuer Szenarien zum Schutz und zur Bekämpfung notwendig wird.

Eine effektive Vorsorgeplanung muss aus den genannten Gründen ein kontinuierlicher Prozess sein, der geänderte Bedingungen berücksichtigt und aktiv nach geeigneten Gegenmaßnahmen sucht. Sensitivitätsstudien können hier nur eine Grundlage für strategische Konzepte liefern, die dabei hilft, lokale Besonderheiten im Katalog der Gegenmaßnahmen zu berücksichtigen.

Danksagung

Dem Havariekommando in Cuxhaven gilt besonderer Dank dafür, das Projekt zu ermöglichen und für die Unterstützung bei Arbeitstreffen und Berichtskolloquien.

Für die Genehmigung der umfangreichen Feldarbeiten im Nationalpark Wattenmeer sei den zuständigen Ämtern gedankt. Für die Unterstützung bei der Erfassung von Monitoringdaten für Niedersachsen besonders Frau Katja Behm-Berkelmann (Naturschutz – Staatliche Vogelschutzwarte, NLWKN – Betriebsstelle Hannover / Hildesheim), Frau Petra Potel (Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer), Herrn Dr. Gerald Millat (Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer) sowie dem NLWKN (Niedersächsisches Landesamt für Wasserschutz und Küsten in Norden) und der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer (bes. Dr. Hubert Farke). Für Schleswig-Holstein besonders Herrn Klaus Günther (Rastvogelmonitoring im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Schutzstation Wattenmeer), Herrn Bernd Hälterlein (Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer), Herrn Dr. Georg Nehls und dem Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer (bes. Dr. Klaus Koßmagk-Stephan, Herrn Kai Eskildsen und Herrn David Fleet).

Weiterer Dank für die Unterstützung des Projektes gilt Herrn Dr. Jochen Voß (LANU: Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein), dem ALR (Amt für Ländliche Räume, Schleswig-Holstein), Herrn Dr. Wilfried Heiber (NLWKN), Herrn Volker Brenk (UBA: Umweltbundesamt Berlin) und Herrn Johannes Pastor (BMU, Leitung der UEG: Umweltexpertengruppe).

Nicht zuletzt sei allen Mitarbeitern gedankt, hier besonders Herrn Peter Kalensee und Herrn Jaroslav Janssa, für ihre Unterstützung bei der erfolgreichen Durchführung der umfangreichen Feldarbeiten im Wattenmeer.

Inhaltsverzeichnis

1 BESCHREIBUNG EINIGER EFFEKTE VON ÖL UND DISPERGATOREN IM MARINEN MILIEU	11
1.1 Physikalische und chemische Alterung des Öls.....	13
1.2 Biodegradation des Öls.....	14
1.3 Anteile der verschiedenen Abbauwege.....	16
1.3.1 Ölabbau im Sediment.....	17
1.4 Persistenz von gestrandetem Öl.....	18
1.5 Auswirkungen von Öl auf Organismen.....	20
1.5.1 Plankton.....	21
1.5.2 Fische.....	22
1.5.3 Meeresvögel.....	23
1.5.4 Meeressäuger.....	25
1.6 Küstenformen.....	26
1.6.1 Felsküsten.....	26
1.6.2 Mangroven.....	27
1.6.3 Korallenriffe.....	27
1.6.4 Sandküsten.....	27
1.6.5 Küstenbereiche mit Weichböden und Platen.....	28
1.6.6 Salzwiesen.....	31
1.7 Chemische Ölunfallbekämpfung im deutschen Wattenmeer	33
2 GRUNDLAGEN UND ENTWICKLUNG DES PROJEKTES SENSITIVITÄTSRASTER DEUTSCHE NORDSEEKÜSTE.....	38
2.1 Entwicklung von Forschungsvorhaben und Arbeitsgruppen zum Problem „Öl im Watt“.....	38
2.2 Modellvorhaben und Durchführbarkeitstudie zum „Sensitivitätsraster Deutsche Nordseeküste“.....	40
2.3 Thematische Kartierung und Sensitivitätsraster im deutschen Wattenmeer Sensitivitätsraster Deutsche Nordseeküste I“.....	50
2.4 Sensitivitätskartierung zur Ölbekämpfung an den Unterläufen von Eider, Elbe, Ems und Weser.....	55
2.5 Monitoring im Rahmen des TMAP (Trilateral Monitoring and Assessment Programme).....	56
2.6 Resumé.....	57
3 SENSITIVITÄTSRASTER DEUTSCHE NORDSEEKÜSTE II – AKTUALISIERUNG UND ERSTELLUNG EINES AUTOMATISIERTEN, OPERATIONELLEN MODELLS ZUR VORSORGEPLANUNG BEI DER BEKÄMPFUNG VON ÖLUNFÄLLEN.....	59
3.1 Literaturrecherche „Kartierungen im Wattenmeer“.....	60
3.1.1 Überblick.....	62

3.2	Habitatkartierung im deutschen Wattenmeer.....	70
3.2.1	Methodik der Feldkartierung.....	75
3.2.2	Fernerkundung.....	78
3.2.3	Dynamik der Habitatdiversität.....	87
3.3	Datenbasis und -analyse	92
3.3.1	Aktualisierung der Basis-Geometrie.....	94
3.3.2	Einbindung der Habitatkartierungsdaten.....	103
3.3.3	Integration der externen Daten (Monitoring Daten).....	105
3.3.3.1	Muschelbänke und Seegras	105
3.3.3.2	Salzwiesenkartierung.....	109
3.3.3.3	Seevögel.....	118
3.3.4	Berechnung der Sensitivitätsklassen.....	135
3.3.4.1	Benthos-Klasse.....	137
3.3.4.2	Vogel-Klasse.....	146
3.3.4.3	Sensitivitätsklassen.....	154
3.3.4.4	Erstellung der Ergebniskarten.....	160
3.3.5	Anlage A: Parameterliste der Habitatkartierung.....	161
3.3.6	Anlage B: Datenquellen	163
3.3.7	Anlage C: Vogel-Listen.....	165
3.4	Bewertung – Berechnung der Sensitivitätsklassen.....	167
3.4.1	Benthos-Sensitivitätsklasse.....	168
3.4.2	Avifauna-Sensitivitätsklasse.....	174
3.4.3	Kombinierte Sensitivitätsklasse.....	177
3.4.4	Fortschreibung der Bewertung.....	178
3.5	Einbindung der Sensitivitätsdaten in das VPS.system 2004.....	179
	Abbildungsverzeichnis	186
	Tabellenverzeichnis	188
	Literaturverzeichnis	189
	Anhang: Automated Classification of an Environmental Sensitivity Index	

1 BESCHREIBUNG EINIGER EFFEKTE VON ÖL UND DISPERGATOREN IM MARINEN MILIEU

Eine vollständige Darstellung der Wirkungen und Zusammenhänge ist, bedingt durch die unterschiedliche Qualität des Datenmaterials und die unterschiedlichen Randbedingungen bei Unfällen und anderen Einträgen von Öl und seinen Bestandteilen kaum möglich. Hoch komplexe Gemische mit spezifischen Eigenschaften ihrer Einzelsubstanzen in Toxizität, chemisch/physikalischem Verhalten, Abbaubarkeit und Metabolisierung werden in noch wesentlich komplexere Ökosysteme mit deren besonderen biotischen und abiotischen Charakteristika eingetragen.

Eine systematische Untersuchung des gesamten Problemkreises existiert nicht und ist wohl auch umfassend nicht durchführbar. Zur Beurteilung müssen Ergebnisse aus Arbeiten über Teilphänomene wie auch Ergebnisse deskriptiver Berichte von Unfallfolgen herangezogen werden, die teilweise mit sehr unterschiedlichen Methoden erarbeitet wurden. Eine Übersicht zu diesem Problemkreis geben [van Bernem, Lübbe (1997)].

Grenzt man den Problemkreis auf einige für Wattengebiete besonders bestimmende Kategorien ein, so sind neben der Toxizität, dem mikrobiellen Abbau und der Bioakkumulation wie -Konzentration besonders die Verhältnisse von Verfrachtung und Reverfrachtung im Sediment zu nennen.

In diesem Zusammenhang muss die großflächige Verbreitung von Öl im Watt nach einem Unfall in Küstennähe als gesichert angenommen werden, da sowohl neuere Modellrechnungen als auch Erfahrungen nach verschiedenen Unfällen dafür sprechen.

Eigene Beobachtungen nach der Ölkatastrophe im Persisch-Arabischen Golf (Juni 1991) bestätigten ebenfalls, dass, bei entsprechender Menge, ausgedehnte Wattgebiete flächendeckend und nicht nur im Uferbereich kontaminiert werden.

Der Vergleich des "vulnerability index" von [Gundlach, Hayes (1978)] für unterschiedliche Küstenformen mit den Verhältnissen nach dem Unfall der AMOCO CADIZ weist aus, dass gerade geschützte Wattflächen, die einen großen Teil unserer Küstenformation ausmachen, besonders intensiver Kontamination mit langfristigen biologischen Schäden ausgesetzt sind.

Beachtung verdienen die in unseren Wattgebieten häufig vertretenen Lebensräume 4, 5 und besonders 9 und 10 (vgl. Tab. 3). Das Eindringen von Ölbestandteilen in Sedimente ist ebenfalls, obwohl lokal unterschiedlich, sowohl für perkolierte Sände als auch für Wasser gesättigte Schlicke deskriptiv und experimentell nachgewiesen.

Gravierend für chronische Effekte aktueller Verschmutzungen wirkt hier besonders die additive Konzentration höher siedender Aromaten in feinkörnigem Sediment und in Organismen, wie auch die Erscheinung von Folgekontaminationen aus einem "Reservoir" mit hoher Kohlenwasserstofffracht in benachbarte unkontaminierte Zonen. Die Wirkung von Abbauzwischenprodukten, häufig toxischer als

ihre Ausgangssubstanzen, kann dabei potenziert werden. [Gunkel, Gassmann (1983)] [van Bernem (1987a)]

Die Kenntnis um ein geändertes Penetrationsverhalten von Ölbestandteilen nach der Behandlung mit Tensiden, verbunden mit geändertem toxischem Effekt, ist demnach als Entscheidungshilfe bei der Entwicklung von Bekämpfungsstrategien von spezieller Bedeutung. So steigt die Toxizität von Ölbestandteilen, die in der Hauptsache auf die aromatische Fraktion begrenzt ist, mit steigendem Molekulargewicht, wobei eine akute Toxizität dem leichter wasserlöslichen Anteil vorbehalten bleibt.

Bei der Anwendung von Dispergatoren wird allerdings der Anteil gelöster Fraktionen im Wasser erhöht und die Evaporation einem unbehandelten Öl gegenüber verringert. Demzufolge steigt die Toxizität dispergierten Öls mit der Effektivität des Dispergators unabhängig von der Eigentoxizität dieses Präparates. So fanden z.B. [Farke et al. (1985)] bei Freilandversuchen in deutschen Wattgebieten nach mechanischer und chemischer Dispersion Kohlenwasserstoffkonzentrationen von 40 ppm, verbunden mit extrem hohen Sterberaten benthischer Organismen.

Unter besonderen Umständen wie zum Beispiel dem Versuch, Bestände mausernder, schwimmunfähiger Vögel vor treibendem Öl zu schützen, oder großflächige Kontaminationen in Salzwiesen zu verhindern, kann die Verwendung von Tensiden trotzdem als sinnvoll angesehen werden, zumal neue Präparate nur eine geringe Eigentoxizität besitzen (vgl. Kap. 1.7).

Der erst langfristig wirksame Anteil hoch kondensierter und schwer wasserlöslicher Aromaten, deren Cancerogenität erst beim Abbau durch die Entstehung bestimmter Metabolite wie z.B. Brenzkatechin wirksam wird, weist gleichzeitig die höchste Persistenz infolge seiner geringen Abbaubarkeit auf. Ihr Anteil im Rohöl ist relativ gering (1–4 %), kann aber im Verlauf häufiger Einträge in aquatische Systeme addiert werden.

Ihr Transport im Nahrungsnetz ist anzunehmen, da bei weitem nicht alle marinen Organismen über die zu ihrer Metabolisierung notwendigen Enzymsysteme verfügen, Ölbestandteile jedoch bevorzugt an organische Sedimentpartikel gebunden werden.

Eine Toxizität für Organismen bedeutet in-situ allerdings zumeist eine Verschiebung des Populationsgefüges, dessen ökologische Konsequenzen im Einzelnen sehr schwer abzuschätzen sind.

Daten toxikologischer Labortests liefern nur eine begrenzte Hilfe zur Einschätzung von Schäden im Ökosystem. Deskriptive Berichte von Unfallfolgen sind wenig miteinander vergleichbar und oft in ihren Ergebnissen widersprüchlich. Einige Resultate geben jedoch in Verbindung mit experimentellen Feldarbeiten wertvolle Aufschlüsse. Besonders sind hier u.a. die Arbeiten von [Glémarec, Hussenot (1982)] zu nennen, deren Bestandsanalysen nach dem Unfall der „AMOCO CADIZ“ durch sehr genaue quantitative Untersuchungen über rein deskriptive Darstellungen hinausging. Die Autoren beschreiben den Wechsel unterschiedlicher Sukzessionen im Verlauf von drei Jahren, in denen noch keine Restitution der Zoenosen stattfand.

[Cabioch et al. (1982)] stellten nach dem gleichen Unfall große Unterschiede im Effekt bei unterschiedlich sensitiven Lebensräumen fest. In ähnliche Richtung deuten auch die Ergebnisse von [van Bernem (1982)] wo nach Feldexperimenten im Watt sehr differenzierte Reaktionen hoch sensitiver Organismen auf Rohöle einander ähnlicher Charakteristik festgestellt wurden.

Als kurzes Fazit dieser älteren, aber immer noch grundlegenden Arbeiten ist beim Eintrag von Ölen mit sehr hohem toxischem Anteil mit hohen, lokal begrenzten Ausfällen zu rechnen, deren Restitution je nach der Betroffenheit besonders sensitiver Lebensräume und der eingetragenen Menge mehrere Jahre dauern kann. Bei Ölen mit geringerem toxischem Anteil erwies sich die Endofauna heimischer Wattbereiche bei geringen Ölmengen als recht widerstandsfähig. Größere Mengen können allerdings auch hier zu langfristigen Folgen führen ([Lübbe, van Bernem, Vauk (1995)] [van Bernem (1994)]).

1.1 Physikalische und chemische Alterung des Öls

Öl ist im marinen Milieu einer Reihe von physikalischen und chemischen Veränderungen ausgesetzt, die wesentlich das Schicksal eines Ölflecks bestimmen. An erster Stelle sei hier die Verdunstung der leicht flüchtigen Ölbestandteile genannt, die sofort nach dem Ölaustritt einsetzt. Je nach Ölsorte und Umweltbedingungen können bis zu 60 % der gesamten Ölmenge durch Verdunstung eliminiert werden, wobei nach 10 Tagen alle Stoffe mit einer Siedetemperatur unter 250 °C verdunstet sind. Erdölkohlenwasserstoffe mit weniger als 8 Kohlenstoffatomen verflüchtigen sich bereits nach wenigen Stunden. In welchem Umfang und innerhalb welcher Zeit Teile des Öls verdunsten, hängt von dem Anteil leicht flüchtiger Substanzen, den herrschenden Temperaturen sowie Ausdehnung und Dicke des Ölflecks ab. Ein Großteil der verdunsteten Erdölkohlenwasserstoffe wird unter Lichteinfluss photochemisch oxidiert. Die Oxidationsprodukte sind leichter wasserlöslich und häufig auch giftiger als die Ausgangsstoffe. Die im Wasser gelöste Fraktion des Öls wird ebenfalls photochemisch oxidiert. Photooxidationen haben auch Anteil an den Alterungsprozessen von auf der Wasseroberfläche treibendem Öl. Sowohl in Laborversuchen als auch in Feldbeobachtungen nach dem Blow-out der Bohrinself IXTOC I im Golf von Mexiko wurde eine Krustenbildung und der anschließende Zerfall in Teerflocken als Folge von Photooxidationen festgestellt. Autoxidation in Abwesenheit von Licht spielt gegenüber der Photooxidation eine untergeordnete Rolle.

Heftige Wellenbewegungen führen dazu, dass ein Teil des Öls in der Wassersäule dispergiert wird. Die Wellen zerlegen hierbei Teile des Ölteppichs in feine Tropfen, die sich teilweise wieder an den Ölteppich anlagern, teilweise aber auch in der Wassersäule verteilen. Bei schweren Ölen ist der Anteil dispergierten Öls größer, da dieser Prozess durch die geringeren Dichteunterschiede zwischen den zu mischenden Komponenten (Öl und Wasser) gefördert wird. Für gewöhnlich finden sich unter Ölteppichen bis in eine Tiefe von ca. 20 m erhöhte Ölkonzentrationen, die auf diesen Vorgang zurückzuführen sind, es sind jedoch nach dem Unfall der „AMOCO CADIZ“ bis in Tiefen von mehr als 70 m erhöhte Konzentrationen gemessen worden.

Nur ein geringer Teil des Öls geht in Lösung. Wasserlöslich sind in erster Linie die niedrig siedenden Aromaten. Da diese aber schneller verdunsten als in Lösung gehen, ist der im Wasser gelöste Anteil

der Erdölkohlenwasserstoffe eher gering. Eine größere Bedeutung kommt diesem Prozess bei Ölfreisetzungen unter Wasser zu, da in einem solchem Fall ein größerer Anteil der Aromaten in Lösung geht, bevor er die Wasseroberfläche erreicht und verdunstet. Bedeutsam sind die gelösten Ölbestandteile trotz ihres geringen Anteils in Hinblick auf ihre Effekte auf Meeresorganismen, da sie leicht aufgenommen werden können und ausgesprochen toxisch sind.

Verdunstung und Photooxidation des an der Wasseroberfläche treibenden Öls bewirken eine Erhöhung der Viskosität. Infolge der gestiegenen Viskosität wird in steigendem Umfang Wasser in das Öl aufgenommen. Der Wassergehalt einer solchen Emulsion kann bis zu 80 % betragen. Die Wasseraufnahme führt daher zu einer beträchtlichen Volumenzunahme sowie zu einer Erhöhung von Dichte und Viskosität des driftenden Ölkörpers. Wegen der dunkelbraunen Färbung wird eine Wasser-in-Öl-Emulsion auch als "chocolate mousse" bezeichnet. Die Stabilität einer solchen Emulsion hängt wesentlich von der stofflichen Zusammensetzung des Öls ab. Schwere Öle mit einem hohen Anteil von Asphaltene und Wachsen bilden stabilere Emulsionen als leichte Öle. Stabilisierend wirken auch ein hoher Anteil an Oxidationsprodukten, die durch Photolyse und Biodegradation gebildet werden, wie auch niedrige Temperaturen. Wird das nicht mehr dispergierbare "chocolate mousse" an die Küste gespült und durch Wellenbewegung mit Sediment vermischt, bilden sich Asphaltmatten, die kaum noch einem nennenswerten Abbau unterliegen.

Unter dem Einfluss von Abbauprozessen und Wellenbewegung zerfällt gealtertes Öl an der Wasseroberfläche in zahlreiche kleinere Klumpen von asphalt-artiger Konsistenz, die als „tar balls“ bezeichnet werden. Der Abbau der „tar balls“ nimmt oft mehrere Jahre in Anspruch. Wenn sich an diese Ölkumpen Schwebstoffe anlagern oder sie von Organismen besiedelt werden, kann ihr spezifisches Gewicht soweit ansteigen, dass sie absinken und sich auf dem Meeresgrund ablagern. Oft werden sie auch an die Küsten gespült, wo sie vor allem an Badestränden ein Ärgernis für Touristen bedeuten.

Durch eine Anlagerung an Schwebstoffe können auch weniger gealterte, im Wasser dispergierte Ölbestandteile zu Boden sinken und sedimentieren. Einen weiteren Sedimentationsmechanismus stellt die Aufnahme von Erdölkohlenwasserstoffen durch Zooplankter und die anschließende Ausscheidung als Faeces dar. Gemäß [Sleeter, Butler (1982)] hat dieser Prozess wesentlichen Anteil an der Eliminierung von Öl aus dem Oberflächenwasser. Eine Sedimentation von Öl kann außerdem bei einer Strandung auch direkt an der Sediment-Wasser-Grenze erfolgen. Wenn das Öl wie beim Unfall der „AMOCO CADIZ“ im Winter während der Aufbauphase der Strände an die Küste getrieben wird, mischt sich im Wasser dispergiertes Öl mit Sand und kann auf diese Weise tief in das Sediment eingelagert werden.

1.2 Biodegradation des Öls

Unter Biodegradation versteht man den Abbau des Öls durch Organismen. Die Mehrzahl der Meeresorganismen ist in der Lage, aufgenommenes Öl in wasserlöslichere Stoffwechselprodukte umzuwandeln und auszuscheiden. So ist der Abbau einfacher Aromaten durch planktische Cyanobakterien und Algen nachgewiesen und für benthische Formen anzunehmen. Insgesamt ist die

Bedeutung einzelliger Algen für den Ölabbau noch nicht ausreichend geklärt. Noch weniger weiß man über Stoffwechselwege von Öl in Makroalgen. Bei zahlreichen Arten von Meerestieren (Borstenwürmer, Muscheln, Krebse, Wirbeltiere) ist ein als „mixed function oxygenase“ (MFO) bezeichnetes Enzymsystem nachgewiesen worden, das für den Abbau von Erdölkohlenwasserstoffen geeignet ist. Die genauen Stoffwechselwege sind bisher erst bei wenigen Arten bekannt. Einige Organismen lagern Erdölkohlenwasserstoffe auch in fettreichen Geweben wie z.B. den Gonaden ab. Einige Erdölkohlenwasserstoffe sind jedoch schon in mäßigen Konzentrationen für die betreffenden Tiere toxisch und können somit nicht abgebaut werden. Die Biodegradation durch Mikroorganismen (Bakterien und Pilze), die das Öl als Kohlenstoffquelle nutzen, hat den mengenmäßig größten Anteil an dieser Abbauewege. Ölabbauende Bakterien sind im Meer nahezu überall vorhanden und werden in ihrem Wachstum durch die Anwesenheit von Kohlenwasserstoffen stimuliert. Dementsprechend fanden [Gunkel (1988)] stark erhöhte Konzentrationen Öl abbauender Bakterien im Bereich des Ekofisk-Ölfeldes, im Vergleich zu explorationsfreien Gebieten.

In unverschmutzten Gebieten machen die Öl abbauenden Spezies nur ca. 0,1 % der Gesamtzahl der Bakterien aus, in verschmutzten Bereichen kann dieser Anteil auf bis zu 100 % ansteigen. Andere Mikroorganismen, die nicht auf den Abbau von Öl spezialisiert sind, reagierten im Experiment auf Ölverschmutzung mit Bestandsrückgängen. Da sich die Öl abbauenden Bakterien wie Bakterien allgemein durch sehr hohe Vermehrungsraten auszeichnen, sind sie auch in der Lage, auf günstige Umweltbedingungen mit einem raschen Bestandsanstieg zu reagieren. In den Polarregionen ist ein solcher Anstieg Öl abbauender Bakterien z.T. allerdings erst mit einer Zeitverzögerung von mehreren Monaten nach der Verschmutzung zu beobachten, während in Gebieten der gemäßigten Zone eine deutliche Vermehrung schon nach wenigen Tagen auftritt.

Die unterschiedlichen im Öl enthaltenen Stoffgruppen unterscheiden sich in der Geschwindigkeit ihres Abbaus. Der mikrobielle Abbau verlangsamt sich mit zunehmendem Molekulargewicht und steigender Zahl an Verzweigungen und Substitutionen. Am schnellsten werden unverzweigte Alkane abgebaut, gefolgt von einfachen Aromaten. Der Abbau von Isoalkanen, Cycloalkanen und kondensierten Aromaten nimmt deutlich mehr Zeit in Anspruch. Die durch Photooxidation von Erdölkohlenwasserstoffen entstehenden Produkte unterliegen ebenfalls nur einem langsamen biologischen Abbau. Die Rangfolge der verschiedenen Stoffgruppen hinsichtlich der Abbaugeschwindigkeit kann allerdings in Abhängigkeit von den Umständen variieren. Neben der Zusammensetzung des Öls gibt es noch eine Reihe von Faktoren, die für die Geschwindigkeit des mikrobiellen Ölabbaus maßgeblich sind. So zeigen die Bakterien bei höheren Temperaturen auch eine höhere Abbauproduktivität. Der Ölabbau in der Nordsee verläuft im Sommer bei 18 °C viermal schneller als im Winter bei 4 °C, wobei allerdings neben den Temperaturen auch unterschiedliche Zusammensetzungen der Bakteriengemeinschaften zu den verschiedenen Jahreszeiten eine Rolle spielen. Gesteigert wird die Rate des Ölabbaus auch durch eine Vergrößerung der Oberfläche des Öls, so dass durch Wellenschlag oder den Einsatz von Dispersionsmitteln fein dispergiertes Öl schneller abgebaut wird. Wichtig ist ferner eine ausreichende Sauerstoffversorgung der Bakterien. Für den Abbau von 1 kg Mineralöl wird beispielsweise der Sauer-

stoffgehalt von 400 m³ Meerwasser benötigt. Einen weiteren limitierenden Faktor für den mikrobiellen Abbau stellt die Nährstoffversorgung der Bakterien dar. Öl enthält weder Stickstoff noch Phosphor in nennenswertem Umfang. Da auch im Meerwasser die Konzentration dieser Stoffe häufig gering ist, kann der Ölabbau durch Nährstoffmangel zum Erliegen kommen. Einen limitieren Einfluss auf die Bestände Öl abbauender Bakterien können auch deren Fressfeinde, insbesondere Einzeller, haben. Gehen die Bakterienbestände infolge des Fraßdruckes zurück, so nimmt auch die Geschwindigkeit des Ölabbaus ab. Im Allgemeinen stellt sich jedoch ein Gleichgewicht durch das Nachwachsen besonders aktiver Ölabbauer ein, mit insgesamt förderlichem Effekt auf die Abbaugeschwindigkeit.

1.3 Anteile der verschiedenen Abbauwege

Die oben geschilderten Abbauwege des Öls im Meer haben unterschiedliche quantitative Bedeutung, die je nach den Umständen variieren kann. Tabelle 1 zeigt Schätzwerte für den Anteil der verschiedenen Ölabbauprozesse nach den Unfällen der „AMOCO CADIZ“ im Jahr 1978 und der „EXXON VALDEZ“ in 1989.

Tab. 1: Anteile der verschiedenen Abbauprozesse am Ölabbau nach den Unfällen der „Amoco Cadiz“ (geschätzt von [Gundlach et al. (1983)]) und der „Exxon Valdez“ (geschätzt von [Wolfe et al. (1994)]).

Abbauprozesse	Amoco Cadiz	Exxon Valdez
Dispersion	14 %	< 1 %
Verdunstung	30 %	20 %
Mikrobieller Abbau auf See	5 %	50 %
Sedimentation im Sublitoral	8 %	13 %
Strandung im Eulitoral	28 %	2 %
Entfernt durch Reinigungsmaßnahmen	-	14 %

Unterschiede im Anteil der verschiedenen Abbauprozesse können sich aus den jeweiligen Umständen wie Ölsorte, Wetter und Küstentyp ergeben. Darüber hinaus ist bei solchen Werten wie in Tabelle 1 auch zu berücksichtigen, welcher Zeitpunkt nach dem Unfall den Schätzungen zu Grunde liegt. Kurz nach einem Unfall ist der relative Anteil schneller Abbauprozesse wie z.B. Verdunstung größer, während der mikrobielle Abbau erst später an Bedeutung gewinnt. Die in der Tabelle 1 präsentierten Schätzwerte beziehen sich in beiden Fällen auf einen Zeitpunkt von drei Jahren nach dem Unfall. Sie stellen lediglich zwei Beispiele dar, bei denen die Intensität der Untersuchungen solche Schätzungen überhaupt erlaubt haben. Verallgemeinerungen hinsichtlich der Bedeutung der verschiedenen Abbauwege lassen sich wegen der ausgeprägten Abhängigkeit von Umweltfaktoren kaum treffen. Als ein Beispiel für deutlich abweichende Verhältnisse gilt der „Blow-out“ der IXTOC I Bohrinsel im Golf von Mexiko. Bei ruhiger See und starker Sonneneinstrahlung spielte hier die Photooxidation eine ungleich größere Rolle als bei den in der Tabelle 1 dargestellten Tankerunfällen in gemäßigten Breiten.

Die Bedeutung der verschiedenen Abbauwege unterscheidet sich auch für einzelne Erdölkohlenwasserstoffe. Eine Untersuchung des Abbaus von zwei ähnlichen aromatischen Verbindungen in Mesokosmen mit Hilfe radioaktiver Markierung zeigte, dass der quantitative Anteil der verschiedenen Abbauwege auch bei ähnlichen Substanzen (hier polyzyklische Aromaten) deutlich unterschiedlich sein kann. Bei Benzanthracen spielte die Adsorption an Schwebstoffe und anschließende Sedimentation die größte Rolle, während Dimethylbenzanthracen vor allem durch Photooxidation abgebaut wurde. Biodegradation erwies sich bei beiden Stoffen als ein wichtiger Prozess beim Abbau im Sediment sowie bei der weiteren Zerlegung der photooxidierten Abbauprodukte.

1.3.1 Ölabbau im Sediment

Der Ölabbau im Sediment verläuft prinzipiell nach den gleichen Mechanismen wie oben für den Ölabbau im Wasser geschildert, unterscheidet sich jedoch deutlich im Anteil der verschiedenen Abbauwege und in der Geschwindigkeit. Physikalisch-chemische Alterungsprozesse können nur an der Grenze zwischen Sediment und Wasser stattfinden, in den tieferen Sedimentschichten sind sie ohne große Bedeutung. Oberflächlich auf dem Sediment liegendes, gestrandetes Öl kann durch Wellenbewegung wieder entfernt werden und zurück in die Wassersäule gelangen. Hier unterliegt es den in den vorangegangenen Abschnitten beschriebenen Abbaumechanismen. Ist das Öl dagegen in das Sediment eingedrungen, so ist die mikrobielle Degradation der wichtigste Abbauweg.

Ein zügiger Abbau von Öl durch Bakterien ist nur unter Anwesenheit von Sauerstoff gegeben. Ein anaerober Ölabbau durch Bakterien ist im Labor zwar nachgewiesen, aber bisher im Freiland nicht beobachtet worden. In jedem Fall verläuft die Biodegradation von Öl in Abwesenheit von Sauerstoff sehr viel langsamer. Von besonderer Bedeutung für den Ölabbau im Sediment ist daher eine ausreichende Belüftung. Die als „Bioturbation“ bezeichnete grabende Tätigkeit von im Sediment lebenden Tierarten trägt wesentlich zu einem schnelleren Ölabbau bei, da in anaeroben Tiefen abgelagertes Öl an die Sedimentoberfläche gelangen und dort in Gegenwart von Sauerstoff abgebaut werden kann. Im Gegensatz zum Ölabbau im freien Wasser stellen die Nährstoffe im Sediment meist nur im Falle einer optimalen Versorgung mit Sauerstoff einen limitierenden Faktor dar.

Auch im Sediment spielt für die Geschwindigkeit des mikrobiellen Ölabbaus die Größe der Oberfläche des Öls eine Rolle, die den Bakterien als Angriffsfläche dient. Sichert Öl gleichmäßig verteilt ins Sediment ein, ist die Oberfläche größer als wenn das Öl nur durch einzelne Öffnungen wie beispielsweise die Gänge grabender Tiere eindringt und in solchen Sedimenttaschen in kompakter Form vorliegt. Verschiedene Untersuchungen zeigen, dass im Sediment abgelagertes Öl keineswegs unbeweglich und bis zu seinem Abbau an einem Ort bleiben muss. Beispielsweise konnte in einem nach dem Ölunfall der „AMOCO CADIZ“ verschmutzten Sandstrand eine Vertikalwanderung des Öls bis zum Grundwasser festgestellt werden. Befindet sich oberhalb der Grundwasserlinie eine undurchlässige Schicht, so kann das Öl auch horizontal wandern und an anderer Stelle im unteren Eulitoral oder im Sublitoral wieder austreten. Erfahrungen nach dem Ölunfall der „ARROW“ in Kanada zeigten, dass auch noch nach fünf

Jahren Öl aus dem Sediment über das Porenwasser zurück in den Wasserkörper gelangte. Ölablagerungen im Sediment sind somit keineswegs als statisch zu betrachten.

Der vornehmlich mikrobielle Ölabbau im Sediment geht deutlich langsamer vonstatten als der mehr von physikalischen Alterungsprozessen dominierte Ölabbau im freien Wasser. Während Öl im Wasser meist bereits wenige Tage nach einer Verschmutzung weitestgehend abgebaut ist, lassen sich in verschmutzten Sedimenten auch nach Jahren noch erhöhte Ölkonzentrationen nachweisen. Das in anaeroben Schichten gelagerte Öl ist dabei kaum durch Abbauprozesse gealtert und daher genauso toxisch wie frisches Öl. Die Unterschiede des Ölabbaus im freien Wasser und im Sediment sind in Tabelle 2 zusammengefasst.

Tab. 2: Unterschiede zwischen dem Ölabbau im Wasser und im Sediment.

	Ölabbau im Wasser	Ölabbau im Sediment
Geschwindigkeit	Großteil bereits nach wenigen Tagen	häufig erst nach Jahren
dominante Abbauprozesse	physikalisch: Verdunstung, Dispersion, Sedimentation	mikrobieller Abbau
limitierende Faktoren beim mikrobiellen Abbau	Nährstoffe: Phosphor, Stickstoff	Sauerstoffversorgung

1.4 Persistenz von gestrandetem Öl

Die wichtigsten Kriterien für die Verweildauer von gestrandetem Öl an einem Küstenabschnitt sind seine Exposition gegenüber Wellenbewegungen und die Korngröße des Sedimentes. Je größer die Dynamik der Wellen an dem betroffenen Küstenabschnitt, desto schneller wird abgelagertes Öl wieder entfernt. Grobkörniges Sediment ermöglicht dem Öl zwar ein tieferes Eindringen, auf der anderen Seite kann das Öl bei heftigen Wellenbewegungen jedoch leichter wieder ausgewaschen werden als es in feinen Sedimenten möglich wäre. In wassergesättigtem feinkörnigem Sediment kann das Öl in größeren Mengen nur über die Wohnröhren grabender Organismen eindringen. Eine hohe Persistenz von gestrandetem Öl ist somit an vor Wellenschlag geschützten Küsten mit einem dicht besiedelten, feinkörnigem Sediment zu erwarten, während wellenexponierte Felsküsten gewöhnlich schon nach kurzer Zeit kaum noch Spuren von Verölungen aufweisen.

Hohe Wellenenergie kann zur Erosion verschmutzter Sedimente führen, ebenso kann das Öl aber unter angespültem Material vergraben werden. Umlagerungen von Sedimenten sind zudem auch in Küstenabschnitten mit geringer Wellenenergie möglich. [Gundlach, Hayes (1978)] haben entsprechend der Persistenz von gestrandetem Öl einen Vulnerabilitätsindex für verschiedene Küstentypen eingeführt, die mit Verwundbarkeitsstufen von 1–10 belegt wurden. Die Einstufung verschiedener Küstentypen nach diesem „Vulnerabilitätsindex“ zeigt Tabelle 3. Biologische Aspekte werden bei diesem Verfahren kaum berücksichtigt.

Tab. 3: Vulnerabilitätsindex basierend auf [Gundlach, Hayes (1978)] für verschiedene Küstentypen entsprechend der Persistenz des Öls (verändert nach [Gunkel (1988)]).

Vulnerabilitätsindex	Küstentyp	mutmaßliche Verschmutzungsdauer
1	Exponierte Felsküsten	Tage oder Wochen
2	Exponierte Sandbänke	Tage oder Wochen
3	Feiner Sandstrand	bis zu 1 Jahr
4	Grober Sandstrand	1 bis 2 Jahre
5	Exponierte Wattflächen	1 bis 2 Jahre
6	sandig-kiesiger Strand	1 bis 2 Jahre
7	Kiesstrand	Monate bis 2 Jahre
8	Geschützte Felsküste	2 bis 5 Jahre
9	Geschützte Wattküste	> 5 Jahre
10	Salzwiesen, Mangrovenwälder	bis zu > 10 Jahre

Neben den Eigenschaften der betroffenen Küstenabschnitte spielt die Ölmenge, die Art des Öls sowie die Art von Bekämpfungsmaßnahmen eine wesentliche Rolle.

Die Dauer der Ölkontamination an verschiedenen Küstenabschnitten der Bretagne nach dem Unfall der „AMOCO CADIZ“ stimmt gut mit den Werten in der Tabelle überein. Während exponierte Felsküsten schon nach wenigen Tagen durch die heftigen Wellenbewegungen vom Öl gereinigt wurden, konnten in den verschmutzten Salzwiesen auch nach über 10 Jahren noch Verschmutzungsspuren nachgewiesen werden.

Nach dem Unfall der „METULA“ an der chilenischen Küste wurden keine Bekämpfungsmaßnahmen durchgeführt. Entgegen den ursprünglichen Erwartungen wiesen auch exponierte Sand- und Kiesstrände nach 7 Jahren noch Ölrückstände auf, und in den betroffenen Salzwiesen zeigten sich nach diesem Zeitraum kaum Anzeichen für einen Ölabbau. Auch nach 15 Jahren war an einigen Stellen noch als "chocolate mouse" abgelagertes Öl an der Sedimentoberfläche zu erkennen. Unter den aspaltartigen Krusten einiger Ölablagerungen befand sich noch kaum gealtertes Öl. [Baker et al. (1993)] verglichen die Persistenz des Öls nach diesem Unfall mit einer Verölung einer Salzwiese bei Milford Haven in Großbritannien. Auch hier konnten nach 20 Jahren noch, allerdings gealterte, Ölbestandteile im Sediment nachgewiesen werden. Die unterschiedlichen Abbauvorgänge führen die Autoren unter anderem auf die geringere Mächtigkeit der Ölschichten, fehlende Asphaltkrusten und Temperaturunterschiede zurück.

Nach dem Unfall der „ARROW“ in der Chedabucto Bay, Kanada, wurde auch nach 20 Jahren Öl vor allem in Bereichen wellengeschützter, gröberer Sedimente sowie als verkrustetes "mousse" auf der Oberfläche gefunden.

Mehr als drei Jahre nach dem Unfall der EXXON VALDEZ im Prince William Sound, Alaska, verfolgten [Michael, Hayes (1993)] den Verbleib des Öls. An den Felsküsten war es durch Reinigungsmaßnahmen und durch Wellenenergie weitestgehend entfernt worden – die Einstufung exponierter Felsküsten in Tabelle 3 fand also eine Bestätigung. In vor Wellenschlag geschützten Felsküstenbereichen ohne

Reinigungsaktivitäten bildeten sich im oberen Eulitoral Aspaltüberzüge. Die Kiesstrände ermöglichten dem Öl ein Eindringen bis in eine Tiefe von 50 cm. Unterhalb einer Tiefe von 25 cm war das Öl zum Untersuchungszeitpunkt immer noch vorhanden. Der Alterungsprozess hatte bei diesem Öl bereits eingesetzt, die Doppelring-Aromaten waren bereits abgebaut. An wenig exponierten Geröllstränden war die Alterung des Öls kaum voran geschritten und Doppelring-Aromaten noch nachweisbar. Auch unter Muschelbänken konnte wenig gealtertes Öl nachgewiesen werden.

Die Einstufung von Mangrovenküsten als Küstentypen mit langer Verweildauer von gestrandetem Öl durch [Gundlach, Hayes (1978)] findet ihre Bestätigung u.a. durch die Untersuchungen bei Bahia Sucia, Puerto Rico [Corredor et al. (1990)]. Hier ließ sich als deutlicher Horizont im Sediment noch Öl vom Unfall der „ZOE COLOCOTRONI“ aus dem Jahr 1977 nachweisen. Darunter lag noch ein zweiter Ölhorizont mit Öl in geringerer Konzentration, der wahrscheinlich auf den Unfall der „ANGEA PRIMA“ aus dem Jahr 1962 zurückzuführen ist. Der langsame Ölabbau im Sediment von Mangrovensümpfen beruht auf dem geringen Sauerstoffgehalt und der bakteriostatischen Wirkung der in Mangrovenblättern enthaltenen Tannine. Untersuchungen nach einem Ölunfall in Panama zeigen, dass n-Alkane hier zwar sehr schnell abgebaut werden, der Abbau weiterer Kohlenwasserstoffe dann jedoch nur noch langsam voranschreitet. Auch fünf Jahre nach diesem Unfall war deshalb noch flüssiges Öl im Sediment vorhanden, von dem gelegentlich Anteile in das überstehende Wasser gelangten und somit eine Quelle „chronischer“ Verschmutzung darstellten.

Öl im Meer kann also durch verschiedene physikalische, chemische und biologische Prozesse abgebaut werden. Die anteilige Bedeutung dieser Vorgänge kann sich, je nach den örtlichen und zeitlichen Umständen, stark unterscheiden. In der Wassersäule bewirken die hier überwiegend physikalischen Abbauprozesse eine Auflösung von Ölteppichen gewöhnlich innerhalb weniger Tage, während der im Sediment vorherrschende mikrobielle Abbau, besonders unter Sauerstoffmangel, nur sehr langsam voranschreitet, so dass gelegentlich noch nach Jahren wenig gealtertes Öl vorhanden ist. Ein Vulnerabilitätsindex, der im Wesentlichen auf der unterschiedlichen Persistenz des Öls nach überwiegend geomorphologischen Gesichtspunkten beruht, kann demnach nur grobe Näherungswerte liefern.

1.5 Auswirkungen von Öl auf Organismen

Zahlreiche Organismen, die sich aktiv (Nekton) oder passiv (Plankton) in der Wassersäule bewegen, können von den akuten Folgen eines Ölunfalls betroffen werden. Speziell die an der Wasseroberfläche lebenden Tiere werden durch den physikalischen Kontakt mit Öl geschädigt. In den oberflächennahen Wasserschichten erreicht gelöstes oder dispergiertes Öl unmittelbar nach einem Unfall hohe Konzentrationen, so dass besonders die hier lebenden Organismen bedroht sind. Im Gegensatz zu verölten Sedimenten sind hier allerdings toxische Konzentrationen nur über eine kurze Zeit nach Ölunfällen zu beobachten.

1.5.1 Plankton

Zum Plankton zählen die in der Regel kleinen Organismen des freien Wassers, deren eigene Fortbewegungsmöglichkeiten gegenüber der Wasserströmung eher unbedeutend sind. Die wichtigsten Gruppen des pflanzlichen marinen Planktons (Phytoplankton) sind Kieselalgen, Grünalgen und Dinoflagellaten. Zooplankter bilden die folgende Trophieebene. Größere Arten dienen Fischen und Walen als Nahrung. Neben den Organismen, die ihren gesamten Lebenszyklus als Plankton verbringen, gibt es eine Reihe von Meerestieren, die sich mit Hilfe planktischer Larven verbreiten, als erwachsene Tiere jedoch auf dem Meeresgrund leben. Auch die Eier und Larven der meisten Fischarten sind in ihren ersten Lebenstagen dem Plankton zuzurechnen.

Die Toxizität verschiedener Öle für Planktonorganismen wurde in zahlreichen Laboruntersuchungen getestet. Die Aussagekraft solcher Experimente ist allerdings problematisch, da häufig mit unrealistisch hohen Konzentrationen und im Labor leicht zu haltenden Testorganismen gearbeitet wird. Quantitative Felduntersuchungen nach Ölfällen werden durch die schnellen Ortsveränderungen, die ausgeprägten saisonalen Schwankungen und die kleinräumigen Unterschiede der Populationsdichten erschwert. Versuche in Mesokosmen bedeuten gewissermaßen einen Kompromiss zwischen Laboruntersuchungen und Feldstudien, da sie kleinräumige Nachbildungen natürlicher Lebensräume darstellen.

Laboruntersuchungen ergaben eine hohe Sensitivität verschiedener Zooplankter gegenüber im Wasser dispergierter oder gelöster Ölbestandteile. Erhebliche Unterschiede zwischen Rippenquallen, Mollusken, Krebsen und Fischen zeigten sich dabei nicht. Im Allgemeinen gilt, ebenso wie für die meisten anderen Meeresbewohner, dass die frühen Entwicklungsstadien besonders empfindlich sind, während erwachsene Tiere erst durch höhere Konzentrationen geschädigt werden. Subletale Effekte wie verändertes Fressverhalten, Stoffwechselanomalien oder verringerter Fortpflanzungserfolg zeigten sich häufig schon bei vergleichsweise niedrigen Konzentrationen, die unmittelbar nach Ölfällen in der Wassersäule gemessen werden können. Pflanzliche Planktonarten sind nach den Ergebnissen nahezu aller diesbezüglichen Untersuchungen weniger empfindlich als tierische.

Einen Anstieg der Biomasse des Phytoplanktons durch Ölverschmutzungen in mäßigen Konzentrationen ergaben Studien in Mesokosmen. Zwar vermindert sich die Photosyntheseleistung der einzelnen Algenzellen, gleichzeitig vermindert sich aber auch der Fraßdruck durch das empfindlichere Zooplankton, so dass ein Anstieg der Algenpopulationen resultierte. In allen Experimenten ergaben sich Dominanzverschiebungen innerhalb der Planktongemeinschaften, die oft eine plausible Abfolge zeigten: Infolge des verminderten Fraßdruckes durch das Zooplankton, die unterschiedliche Sensitivität gegenüber Öl und/oder ein Verbrauch des von den Kieselalgen benötigten Silikates wurden Kieselalgen als dominante Formen durch Mikroflagellaten abgelöst. Unter den Zooplanktern fand daraufhin eine starke Vermehrung der Fressfeinde der Mikroflagellaten wie z.B. Räder- und Wimperntierchen statt. Im Vergleich zu den, ebenfalls in Mesokosmen untersuchten benthischen Lebensgemeinschaften, gehen die Veränderungen vergleichsweise schnell vorüber und eine Rückkehr zu den ursprünglichen Verhältnissen tritt nach relativ kurzer Zeit ein.

In Feldstudien wurde ebenfalls ein kurzfristiger Zusammenbruch der Zooplankton-Bestände, gefolgt von einem vorübergehenden Anstieg der Phytoplanktonmasse festgestellt (u.a. [Johansson et al. (1980)]; – kurz nach dem Unfall der „TSEIS“ in der Ostsee). Da wirksame Konzentrationen von Ölbestandteilen in der Wassersäule nach Unfällen meist nur wenige Tage beständig sind, stellen sich die ursprünglichen Verhältnisse durch eine Besiedlung mit Plankton aus nicht betroffenen Gebieten schnell wieder ein. Zudem verfügen die meisten dieser Organismen über ein hohes Vermehrungspotential und kurze Generationszeiten, so dass eine Regeneration innerhalb kurzer Zeit erfolgen kann. Wird im Sediment gebundenes Öl allerdings wiederholt, über einen längeren Zeitraum freigesetzt, so können in Buchten mit geringem Wasseraustausch auch längerfristige Veränderungen der Zooplanktongemeinschaften beobachtet werden. Schwerwiegende Auswirkungen auf das Plankton wären vor allem auch bei Verölungen geschützter Buchten in den Polarregionen zu erwarten, da hier nur ein kurzer Sommer als Produktionsphase zur Verfügung steht und der Ölabbau, insbesondere im Winter, nur sehr langsam abläuft.

1.5.2 Fische

Neben erhöhter Mortalität durch Verölung sind bei Fischen eine ganze Reihe subletaler Effekte experimentell erzeugt worden. Die Folgen von Ölverschmutzungen sind dabei unter suboptimalen Bedingungen weitaus schwerwiegender als unter den von den Fischen bevorzugten Lebensbedingungen. Subletale Langzeitfolgen, wie sie nach einigen Ölfällen beobachtet worden sind, betreffen in erster Linie Boden lebende Fische (vgl. Kap. 1.6.5). Für diese Effekte ist die Persistenz des Öls in den Sedimenten entscheidend. Bei adulten Fischen mit pelagischer Lebensweise werden subletale Langzeitfolgen nach Ölfällen nur selten beobachtet. Ein Beispiel sind die Auswirkungen des „EXXON VALDEZ“-Unfalls auf zwei Arten von Lachsen (*Salvelinus malma* und *Rhabdofario clarki*), bei denen in verölten Gebieten neben erhöhten Mortalitätsraten auch ein verringertes Wachstum festgestellt wurde.

Ein vor allem von den Fischern gefürchteter Effekt ist das "tainting", d.h. Geschmacksveränderungen und sichtbare Verunreinigungen von Meerestieren nach einer Kontamination. Die Folge für die Fischer ist, dass sich ihr Fang nicht mehr erfolgreich vermarkten lässt, wobei sich der Verdacht von "tainting" nach Ölfällen auf das Verbraucherverhalten genauso auswirkt wie der tatsächliche Nachweis. Beispielsweise waren nach dem Unfall der „BRAER“ bei den Shetland-Inseln zahlreiche Lachsfarmen stark betroffen – trotz eines schnellen Rückganges der Ölkonzentrationen jedoch wurde auf die Vermarktung von zwei Jahrgängen verzichtet, um nicht das Vertrauen der Verbraucher zu erschüttern. Da Fische mit Hilfe ihrer MFO (mixed function oxygenase) in der Lage sind, Kohlenwasserstoffe abzubauen, handelt es sich beim "tainting" um ein reversibles Phänomen, sofern die Fische nicht einer dauerhaften Ölverschmutzung ausgesetzt sind. Erhöhte Konzentrationen von Cytochrom P-450, einer Komponente des MFO-Systems, weisen bei Fischen auf verschmutzungsbedingten Stress hin. Eine deutlich erhöhte Cytochrom P-450 Konzentration war noch acht Jahre nach dem Ölfall der „FLORIDA“ in den Salzwiesen von Buzzards Bay, Massachusetts, USA, bei *Fundulus heteroclitus* zu beobachten, und sogar noch 20 Jahre nach dem Unfall wurden leicht erhöhte Werte nachgewiesen. Da das MFO-System jedoch auch auf andere

Verschmutzungsformen anspricht, ist ein Nachweis der kausalen Beziehung zu dem 20 Jahre zurückliegenden Ölunfall nicht gegeben.

Wenngleich, auch bedingt durch methodische Probleme, nach den meisten Ölunfällen kein längerfristiger Einfluss auf Fischbestände nachgewiesen werden konnte, zeigt das Beispiel der „EXXON VALDEZ“, dass durch den ungünstigen Umstand einer Verölung der Laichgründe kurz vor der Fortpflanzungsperiode lang anhaltende Beeinträchtigungen des Fortpflanzungserfolges verursacht werden können.

1.5.3 Meeresvögel

Vögel sind zweifellos die prominentesten Opfer von Ölunfällen. Bilder verölter Tiere tragen viel zu der Emotionalität bei, mit der die Folgen von Ölunfällen diskutiert werden. Zweifellos gehörten sie bei einer Reihe von Unfällen zu den am stärksten betroffenen Organismen, da bereits sehr kleine Ölmengen, wie u.a. das Beispiel der „PALLAS“ zeigte, unter ungünstigen Umständen große Anteile von Vögelbeständen töten können und viele Seevogelarten nur über ein geringes Reproduktionspotential verfügen.

Die wichtigste Todesursache für Vögel nach Ölunfällen ist der direkte Kontakt mit dem Gefieder, an dem das Öl haftet und lebenswichtige Funktionen des Tieres, wie Kälteschutz und Wasserabweisung, beeinträchtigt. Die Opfer einer solchen Kontamination können weder richtig schwimmen noch ihrem Nahrungserwerb nachgehen und sind kalten Temperaturen schutzlos ausgeliefert. Ölflecken im Gefieder führen daher zum Tode durch Ertrinken, Verhungern oder Erfrieren. Bei Versuchen, das Öl durch Putzen zu entfernen, gelangt es häufig in den Verdauungstrakt. In Experimenten sind pathologische Folgen nach der Aufnahme von Öl durch Vögel nachgewiesen worden. Die Verschmutzung der Eierschale durch verölte Altvögel oder verschmutztes Nistmaterial kann auch Missbildungen von Embryonen hervorrufen.

Vogelarten, die einen großen Teil ihrer Zeit schwimmend im Wasser verbringen wie Alken, Meeresenten und Taucher sind in erster Linie durch die direkten Folgen von Ölunfällen betroffen. Zum einen sind diese Arten wegen ihrer langen Aufenthaltszeiten im Wasser einem größeren Risiko ausgesetzt, einem Ölunfall zum Opfer zu fallen, zum anderen sind sie in besonderem Maße auf die Wasser abweisenden Eigenschaften ihres Gefieders angewiesen und sterben oft schon an klein flächigen Verölungen. Andere Vogelarten wie z.B. Möwen verbringen weniger Zeit schwimmend auf dem Wasser und überleben auch mit kleineren Ölflecken im Gefieder, wenngleich sie hierdurch möglicherweise subletal geschädigt werden.

Die Menge der bei einem Ölunfall getöteten Vögel zu ermitteln, ist nicht einfach. Die an den Stränden erfassten Opfer stellen in jedem Fall nur einen Teil der Gesamtverluste dar, denn viele Kadaver erreichen nie die Küste oder werden dort nicht entdeckt. Die Zahl der gefundenen Vögel mit einem konstanten Faktor zu multiplizieren, führt leider nicht zu realistischen Ergebnissen. Der Anteil der gefundenen Tiere an den Gesamtverlusten schwankt in weiten Grenzen je nach den jeweiligen

Umständen. Genauere Schätzungen sind nur möglich, wenn bei Driftexperimenten mit einer bekannten Zahl von Vogelkadavern die Wiederfundrate ermittelt wird.

Wie oben bereits angesprochen, können bereits sehr kleine Ölmengen zu hohen Verlusten führen. Auf der anderen Seite folgten einigen schweren Ölundfällen vergleichsweise geringe Zahlen toter Vögel: 4.500 nach dem Unfall der „AMOCO CADIZ“ (200.000 t), 1.500 nach dem Unfall der „BRAER“ (80.000 t). Der von der Ölmenge her deutlich kleinere Unfall der „EXXON VALDEZ“ (knapp 40.000 t) ist dagegen verantwortlich für den Tod von möglicherweise über 300.000 Vögeln. Für die akute Mortalität sind weniger die Menge und Ausdehnung des Öls als vielmehr das Vorhandensein von großen Vogelzahlen zum Zeitpunkt des Ölundfalls in dem betroffenen Meeresgebiet ausschlaggebend. Eine Untersuchung von [Burger (1993)] über den Zusammenhang von Ölmengen und Verlustzahlen kommt denn auch zum Ergebnis, dass nur eine schwache Korrelation zwischen diesen beiden Größen besteht, die nicht mehr signifikant ist, wenn man den Fall der „EXXON VALDEZ“ berücksichtigt. Entsprechend ihrer Verwundbarkeit gegenüber kleinen Ölmengen sind Vögel auch die Hauptopfer von illegalen Einleitungen der im Schiffsbetrieb anfallenden ölhaltigen Rückstände, die zu ständigen kleinen Ölverschmutzungen entlang der Hauptschiffahrtswege führen.

Entscheidend für eine Bewertung der Ölundfälle können jedoch nicht nur die Zahlen verörter Vögel sein, sondern die Beeinträchtigungen der betroffenen Bestände. Eine Regeneration der häufig betroffenen Alken wird z.B. durch geringe Reproduktionsraten und die erst spät erlangte Fortpflanzungsreife behindert. Es besteht jedoch die Möglichkeit der Zuwanderung aus nicht betroffenen Gebieten, sofern es sich nicht um isolierte Populationen handelt.

Von der „EXXON VALDEZ“ liegen Ergebnisse detaillierter Untersuchungen über langfristige Folgen vor. Die nach den absoluten Zahlen verörter Tiere am stärksten betroffene Art waren die Lummeln (*Uria sp.*). Nach dem Unfall im Jahr 1989 wurde ein verspäteter Brutbeginn und als Folge ein deutlich verringerter Reproduktionserfolg in den betroffenen Kolonien beobachtet. Wahrscheinlich führten die fehlende soziale Stimulation wegen der stark verringerten Brutpaardichte in den Kolonien sowie der Ausfall vieler erfahrener Brutvögel zu einer mangelnden Synchronisation des Brutverhaltens und zu dem verspäteten Brutbeginn. Auch in den Jahren 1990 und 1991 brüteten die Vögel später und erfolgloser als in nicht betroffenen Vergleichskolonien. Im Jahr 1992 fiel der Bruterfolg der betroffenen Kolonien etwas höher aus als in den Vorjahren, was möglicherweise auf einen Erfahrungszuwachs bei den jüngeren Brutvögeln zurückzuführen ist. Für die Wiederherstellung der vor dem Ölundfall beobachteten Bestandsgrößen hält [Heinemann (1993)], auf der Basis von Modellrechnungen, einen Zeitraum von mehreren Jahrzehnten für realistisch. Voraussetzung für eine Regeneration der Bestände ist allerdings, dass in Zukunft wieder eine erfolgreiche Synchronisation des Brutbeginns erreicht werden kann. Hierfür ist es möglicherweise notwendig, dass die Zahl der Brutpaare einen bestimmten Schwellenwert überschreitet, andernfalls könnte der Bestand der Kolonien, auch noch zu diesem späten Zeitpunkt, zusammenbrechen.

Kleinere Ölmengen können vor allem dann zu schwerwiegenden Auswirkungen auf Vogelbestände führen, wenn ein Großteil der Population auf engem Raum konzentriert ist, wie das zu den entsprechenden Zeiten in Brutkolonien, Mauserplätzen und Rastgebieten der Fall ist. Vogelarten, deren Populationen

während ihres Lebenszyklus über längere Zeiträume auf engem Raum zusammengedrängt auftreten, können damit allgemein als besonders sensitiv gegenüber Ölverschmutzungen gelten. Ein Beispiel bilden die Brandgänse (*Tadorna sp.*) dar, von denen ein Großteil der gesamten europäischen Population dicht gedrängt in den Sommermonaten an der deutschen Wattenmeerküste mausern. Da die Tiere während dieser Zeit flugunfähig sind, wären sie nicht in der Lage, einem Ölteppich zu entkommen

Um die Gefährdung einzelner Vogelpopulationen durch Ölunfälle bewerten zu können, sind eine Reihe von Daten notwendig, die oft nur unter großen Schwierigkeiten zu erheben sind. Wenig bekannt ist beispielsweise über die Verbreitung der Vögel außerhalb der Brutzeit und über Zahlen und Verbreitung der Tiere, die noch nicht die Geschlechtsreife erreicht haben. So ist es bislang schwierig abzuschätzen, inwieweit die beobachteten Mortalitäten sich längerfristig auf die Populationsdynamik in den betroffenen Gebieten auswirken. Zumindest für die Vögel der Nordsee ist es möglich, die räumliche Verteilung der Tiere zu verschiedenen Jahreszeiten anzugeben und somit gegenüber Ölverschmutzungen besonders verwundbare Gebiete zu kennzeichnen.

1.5.4 Meeressäugetiere

Meeressäugetiere können durch auf der Wasseroberfläche treibendes Öl geschädigt werden, indem ihr Fell bzw. ihre Haut verschmutzt wird oder indem sie flüchtige aromatische Kohlenwasserstoffe einatmen.

Von äußeren Verschmutzungen sind vor allem Arten mit langen Haaren betroffen. Verölungen beeinträchtigen die Wasser abweisenden Eigenschaften des Fells, führen damit zu Problemen der Thermoregulation und letztendlich zum Tode des betroffenen Tieres wenn größere Anteile des Fells betroffen sind. Besonders gefährdet sind Arten wie Eisbär und Seeotter, bei denen das Fell das wichtigste Element der Wärmeisolierung darstellt. Bei Pelzrobben trägt neben ihrem Fell auch ihre Fettschicht wesentlich zur Wärmeisolierung bei, so dass zumindest die erwachsenen Tiere nicht unmittelbar vom Kältetod bedroht sind. Da das Öl bei Walen und Robbenarten ohne Fell nur wenig auf der Haut haftet, gelten diese Tiere als weniger gefährdet. Sorgen über Beeinträchtigungen der Nahrungsaufnahme bei Bartenwalen durch die Verölung der Barten erscheinen unbegründet, da in Experimenten bisher nur kurzzeitige Effekte festgestellt wurden.

Werden flüchtige Bestandteile wie niedermolekulare Aromaten beim Luftholen von marinen Säugern eingeatmet, kann es zu Schädigungen des Nervensystems kommen. Dadurch wird beispielsweise die Orientierung beeinträchtigt. Entsprechende Nervenschädigungen wurden nach dem Unfall der „EXXON VALDEZ“ an Seehunden (*Phoca vitulina*) festgestellt. Betroffene Tiere zeigten auffällige Verhaltensänderungen: Ihre Fluchtdistanz war deutlich verringert, und sie wirkten lethargisch.

Die Aufnahme von Öl in den Verdauungstrakt beim Putzen des verschmutzten Fells oder mit verschmutzter Nahrung kann je nach der betroffenen Art zu unterschiedlich schweren Folgen führen. Während bei Ringelrobben (*Phoca hispida*) bei einmaliger Ölaufnahme nur kurzzeitige Effekte beobachtet

wurden, zeigten sich bei Eisbären (*Ursus maritimus*) schwerwiegende Beeinträchtigungen von Blut und Nieren, die bei einigen Tieren zum Tode durch Nierenversagen führten.

Marine Säuger wurden bisher nur nach dem Unfall der „EXXON VALDEZ“ in größerer Zahl als Opfer eines Ölunfalls erfasst. Bei den betroffenen Arten handelt es sich um den Seeotter (*Enhydra lutris*), den Seehund (*Phoca vitulina*) und den Schwertwal (*Orcinus orca*). Im Allgemeinen zeigen die meisten Arten keine Vermeidungsreaktionen gegenüber Öl, entweder weil sie es nicht wahrnehmen können oder weil es ihnen nicht als Gefahr erscheint. Lediglich bei in Gefangenschaft gehaltenen Delphinen konnte bisher die Vermeidung von Ölteppichen beobachtet werden. Aber alle im Prince William Sound vertretenen marinen Säugerarten wurden zumindest gelegentlich beim Durchschwimmen von Ölteppichen beobachtet.

Nach anderen Ölunfällen wurden marine Säuger bisher nur vereinzelt zu Opfern. Der Tod von einigen Walen und Delphinen nach dem „ST. BARBARA“-Unfall in den USA konnte nicht mit Sicherheit auf Öl als Ursache zurückgeführt werden. Verölte Seelöwen und See-Elefanten unterlagen keiner höheren Mortalität als unverölte Vergleichstiere. Auch nach einer Ölverschmutzung der Küste von Wales zeigte sich keine erhöhte Mortalität bei verölten jungen Robben.

Besonders in den Polargebieten, in denen Meeressäugetiere sowohl artenreich als auch mit hohen Individuenzahlen vertreten sind, stellen Ölunfälle eine potentielle Gefahr für diese Tiere dar. Einige Arten von Walen sind besonders an der Eiskante zu finden. Robben wie etwa die Ringelrobbe nutzen die Eislöcher zum Luftholen, und Eisbären jagen hier nach den Robben. Gerade an solchen Orten würde sich aber im Fall eines Unfalls das Öl konzentrieren, und schwere Kontaminationen der Säuger wären unausweichlich. Wenn durch einen Ölunfall zu einem ungünstigen Zeitpunkt eine Region verschmutzt würde, die auf der Wanderstrecke von Walen oder Seeottern liegt, könnte eine ernsthafte Gefährdung der Bestände die Folge sein.

1.6 Küstenformen

Die Empfindlichkeit unterschiedlicher Küstenformen bildet neben offiziellen Schutzgebieten und anderen Merkmalen den Hauptbestandteil vieler Sensitivitätsabstufungen. Die als „shore line sensitivity“ bekannten Studien beinhalten oft auch Gesichtspunkte von Möglichkeiten zur Erreichbarkeit, Reinigung und Zwischenlagerung geborgener Ölmengen. Im Folgenden wird lediglich ein kurzer Überblick der wichtigsten Gesichtspunkte der Verletzlichkeit gegeben, mit dem Schwerpunkt von Formen der deutschen Nordseeküste.

1.6.1 Felsküsten

Obwohl exponierte Felsküsten nach Ölunfällen durch Wellenschlag alsbald von dem angeschwemmten Öl gereinigt werden, können schwere Ölunfälle infolge der akuten Wirkung des Öls durchaus zu längerfristigen Veränderungen in den Dominanzverhältnissen der betroffenen Lebensgemeinschaften sowie zu einer Einnivellierung der für diesen Küstentyp typischen Mosaikstrukturen führen. In Felsspalten und in Muschelbänken kann die Persistenz des Öls durchaus mehrere Jahre

betragen, wobei durch den Verzehr ölverschmutzter Muscheln bei Vögeln und Säugetieren über längere Zeiträume ein verminderter Fortpflanzungserfolg verursacht werden kann. Eine Rückkehr zur den ursprünglichen Besiedlungsverhältnissen erfolgt bei Felsküsten meist innerhalb von drei Jahren, in Einzelfällen jedoch erst deutlich später.

1.6.2 Mangroven

Ein Ölunfall im Bereich einer Mangrovenküste kann zu schwerwiegenden Schädigungen der Bäume und der auf ihnen siedelnden Tiere führen. Eine Regeneration der geschädigten Bestände ist an sich schon ein langwieriger Prozess, der durch die fortgesetzte „chronische“ Verölung durch Sediment gebundene Kohlenwasserstoffe weiter verzögert wird. Mangrovenwälder werden somit zu recht zu den empfindlichsten Lebensräumen gegenüber Ölverschmutzungen gerechnet.

1.6.3 Korallenriffe

Verglichen mit anderen Küstentypen liegen hier nur wenige Untersuchungen vor. Sowohl an trocken fallenden Riffkanten als auch demersalen Zonen konnten jedoch Auswirkungen auf Korallen beobachtet werden. In verölten Sektoren wurden im Vergleich zu Kontrolltieren verkleinerte Gonaden festgestellt. Zusammen mit der geringen Anzahl überlebender Kolonien, von denen der weitaus größte Anteil auch noch Ölschädigungen aufwies, kann dieser subletale Effekt einen deutlichen Rückgang des Fortpflanzungserfolges der Korallen bewirken und damit zu einer Gefährdung der gesamten betroffenen Population führen.

Diese Untersuchungen machen deutlich, dass sich geschädigte Korallenbestände nur langsam regenerieren und dass Langzeitfolgen für Riff bildende Korallen zu Veränderungen der gesamten Lebensgemeinschaft führen können. Unzureichend untersucht ist bisher, wie sich die Folgen von Ölunfällen auf die Beziehungen zwischen Korallen und die Fülle der eng mit ihnen assoziierten Arten auswirken. Zur Infauna der Steinkoralle *Pocillopora damicornis* beispielsweise zählen nicht weniger als 16 Arten. Die enge Verzahnung zahlreicher spezialisierter Arten und die hohe Bedeutung von Symbiosen innerhalb eines solchen Ökosystems lassen nach schweren Ölunfällen weitreichende Langzeitfolgen erwarten.

1.6.4 Sandküsten

Insgesamt weisen exponierte Sandküsten eine deutlich geringere Verletzlichkeit auf als geschützte Bereiche. Penetration und Persistenz des Öls hängen stark von der Korngröße und Morphologie ab (u.a. Steilheit der Strände, Durchsetzung mit Prielsystemen). Sowohl Makrobenthos- als auch Meiobenthos-Gesellschaften der Sandstrände können nach Ölunfällen Verschiebungen im Artenspektrum aufweisen, wobei sich die ursprüngliche Struktur oft erst nach mehreren Jahren wieder einstellt. Zumindest einige Arten erholen sich nur langsam von den Folgen eines Ölunfalls. Somit sind auch die Lebensgemeinschaften der Sandstrände trotz der im Vergleich zu anderen Lebensräumen

eher geringen Persistenz des Öls durchaus als empfindlich gegenüber Ölverschmutzungen einzustufen. Dies gilt in besonderem Maße für solche Bereiche, die gefährdeten Arten (z.B. Schildkröten) als Lebens- oder Reproduktionsraum dienen.

1.6.5 Küstenbereiche mit Weichböden und Platen

Feinkörnige Sand- und Schllicksedimente finden sich vor allem in Ästuaren und in geschützten Küstenabschnitten, die sich durch eine starke Sedimentation organischen Materials auszeichnen. Ein Beispiel für einen ausgedehnten, durch Tide abhängige Platen dominierten Küstenabschnitt stellt das Wattenmeer dar, das sich an der Nordseeküste von den Niederlanden bis nach Dänemark erstreckt. Die Artenzahlen von wirbellosen Tieren in derartigen Sedimenten sind vergleichsweise gering. Die Tiere kommen allerdings in sehr hohen Dichten vor, so dass diese Gebiete zu den produktivsten auf der Erde zählen. Dementsprechend werden Weichböden von zahlreichen Organismen zur Nahrungsaufnahme aufgesucht, die nicht ständig dort leben, wie z.B. Wattvögel und Fische.

Entsprechend der Einteilung nach [Gundlach, Hayes (1978)] werden geschützte sandige und schlickige Platen in Hinblick auf die Persistenz des Öls als ausgesprochen sensitiv gegenüber Ölverschmutzungen eingestuft. Die lange Verweildauer von Kohlenwasserstoffen in einem solchen Substrat ist wesentlich darauf zurückzuführen, dass einmal in das feinporige Sediment eingedrungenes Öl kaum durch Wellenbewegung wieder entfernt werden kann und in den tieferen Schichten der von den Bakterien zum Ölabbau benötigte Sauerstoff nicht zur Verfügung steht. Zwar dringt Öl nur in geringem Umfang in die oft Wasser gesättigten feinen Poren schlickiger Böden ein, diese sind aber in der Regel dicht von grabenden Tieren besiedelt, deren Gänge dem Öl ein tieferes Eindringen ermöglichen. Der auch als Bioturbation bezeichneten grabenden Tätigkeit dieser Tiere kommt beim Ölabbau eine Schlüsselrolle zu. Die beim Graben bewirkte Umschichtung des Sedimentes führt zu einer Belüftung tieferer Schichten und befördert veröltes Sediment an die Oberfläche, wo es auf Grund der besseren Sauerstoffversorgung einem schnelleren Abbau durch die Bakterien unterliegt. Sediment fressende Arten wie der Wattwurm *Arenicola marina* tragen möglicherweise auch direkt zum Ölabbau bei. Fatal wirkt es sich daher aus, wenn die Bioturbation nach Ölverschmutzungen unterbleibt, weil die Bestände der grabenden Tiere infolge der toxischen Wirkung des Öls zusammenbrechen. Experimente zeigten, dass eine mit Öl gesättigte Sedimentschicht in 5 cm Tiefe zu einer drastischen Reduktion der Grabaktivität durch den Krebs *Callinassa sp.* führte. Das Öl war auch nach zwei Jahren kaum gealtert. Der in Schlickwatt-Gebieten an der Nordseeküste häufige Flohkrebs *Corophium volutator*, der mit hoher Dichte (> 100.000 Individuen/m²) in U-förmigen Wohnröhren lebt, erwies sich in mehreren Experimenten als ausgesprochen empfindlich gegenüber Ölverschmutzungen. Die Bestände der für die Bioturbation in den Wattgebieten an der Küste Saudi Arabiens bedeutsamen Krebsart *Cleistostoma sp.* sind nach der kriegsbedingten Ölkatastrophe im Jahr 1991 völlig zusammengebrochen. Auch ein Jahr nach dem Unfall ließen sich keine Anzeichen für eine Wiederbesiedlung erkennen, so dass eine dem Ölabbau förderliche Sedimentumschichtung weiterhin unterblieb. In anderen Küstenabschnitten haben grabende Krabben der Gattungen *Ocypode* und *Scopimera* dagegen in größerer Zahl überlebt. Weniger empfindlich gegenüber den toxischen Wirkungen

des Öls als die meisten Krebsarten ist der vor allem in Sandwatten für die Bioturbation sehr bedeutende Borstenwurm *Arenicola marina*. Nach den Unfällen der „ARROW“ und der „AMOCO CADIZ“ wurden größere Bestände auch in verölten Sedimenten beobachtet. Einige experimentelle Untersuchungen zeigten allerdings eine deutlich reduzierte Nahrungsaufnahme und ein Ausbleiben der Wiederbesiedlung stark verölter Sedimente. Im Falle mäßiger Ölverschmutzungen dürfte das Vorhandensein dieser Art wohl zu einer deutlichen Beschleunigung des Ölabbaus führen. Die Bedeutung der grabenden Arten liegt jedoch nicht nur in einer Beschleunigung des Ölabbaus, sondern auch in der Tatsache, dass sie durch ihre Grabtätigkeit einen Lebensraum für zahlreiche andere Arten schaffen.

Ebenso wie bei Sandstränden führen Verölungen auch in Platensystemen zu Dominanzverschiebungen der benthischen Lebensgemeinschaften. Die größeren, tief grabenden Makrobenthosarten gehen zurück, während sich einige kleine, opportunistische Borstenwürmer stark vermehren. Die Rückkehr der großen, tief grabenden Arten ist gegenüber den Sandstränden aber dadurch erschwert, dass der Ölabbau bereits in wenige Millimeter bis Zentimeter tiefen Schichten der feinkörnigen Sedimente nur äußerst langsam abläuft und das kaum gealterte Öl im Sediment immer noch zu Schädigungen der Makrofauna führen kann. Nach einer Reihe von Ölunfällen wurde beobachtet, dass häufig kleinere Mengen des noch frischen und somit auch noch toxischen Öls aus dem Sediment über das Porenwasser wieder in die Wassersäule gelangen. Solche wiederholt auftretenden Ölverschmutzungen können die Wiederbesiedlung durch sensitive Arten entscheidend verzögern.

Die Sandklaffmuschel *Mya arenaria* ist als bis 40 cm tief grabende Art besonders empfindlich, wenn in größeren Sedimenttiefen noch Horizonte mit wenig gealtertem Öl vorhanden sind. Junge Muscheln, die nahe der Sedimentoberfläche leben, werden von solchen Ölschichten noch nicht beeinträchtigt, wohl aber die älteren, größeren Exemplare, bei denen nach dem Unfall der „ARROW“ noch nach 7 Jahren ein verringertes Wachstum und niedrigere Assimilationsraten im Vergleich zu einem unverschmutzten Kontrollgebiet dokumentiert wurden, in dem auch die Dichte der erwachsenen Tiere höher war. Entsprechende Ergebnisse hatten auch die Untersuchungen nach einem Ölunfall in Maine, USA. Hier ergab sich eine erhöhte Mortalität von älteren, tief grabenden Sandklaffmuscheln, wenn sie eine noch 5 Jahre nach dem Ölunfall vorhandene Ölschicht erreichten.

Experimentelle Feldstudien im Wattenmeer und Untersuchungen in Mesokosmen ergaben bei verschiedenen Organismen eine Reihe unterschiedlicher Reaktionen:

Benthische Kieselalgen reagierten auf eine Ölverschmutzung einerseits mit Bestandsrückgängen, andererseits aber auch mit Bestandszunahmen. Zwar können die Algen bei direktem Kontakt mit dem Öl geschädigt werden so dass sich z.B. die Photosyntheseleistung der einzelnen Zellen verringert, aber auf der anderen Seite profitieren sie von den Bestandsrückgängen ihrer Fressfeinde, die häufig weitaus empfindlicher auf die Ölverschmutzung reagieren. Der Anstieg der Biomasse benthischer Mikroalgen in einem Ästuar der Bretagne, einige Monate nach dem Unfall der „AMOCO CADIZ“, wird auf einen solchen Rückgang der Algen fressenden Makrofauna zurückgeführt. Eine direkte Verwertung organischen Materials durch diese Algen ist aber auch nicht auszuschließen, da sie sich sowohl autotroph als auch heterotroph ernähren können.

Die Dichte einiger Arten der Meiofauna wie auch die von Wimperntierchen (Ciliata), Strudelwürmern (Turbellaria) und Ruderfußkrebsen (Copepoda) ging nach experimentellen Ölverschmutzungen deutlich zurück, andere Arten dieser Taxa erwiesen sich als weniger empfindlich. Unter den Fadenwürmern (Nematoda) zeigte im Schlickwatt nur eine Art einen deutlichen Rückgang. Bei Experimenten in Mesokosmen wurde bei Fadenwürmern eine Verschiebung der Dominanzverhältnisse zwischen den einzelnen Arten festgestellt. Andere Experimente liefern Hinweise, dass Nematoden auch durch Öl angelockt werden können, möglicherweise infolge der Ähnlichkeit von Kohlenwasserstoffen mit Pheromonen (Sexuallockstoffe), da es sich in einem Fall ausschließlich um adulte Männchen handelte. Für einen ebenfalls beobachteten Dichteanstieg der ansonsten hoch empfindlichen Ruderfußkrebse in verölten Bereichen werden als mögliche Gründe eine verbesserte Ernährungssituation durch die Zunahme von ölabbauenden Bakterien und ein verminderter Fraßdruck durch gegenüber dem Öl sensitivere Makrofaunaarten diskutiert. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass Arten der Meio-, Mikrofauna und Mikroflora unterschiedlich auf Ölverschmutzungen reagieren. Aber auch geschädigte Bestände sind bei einmaligen Verschmutzungen meist in der Lage, sich innerhalb kürzerer Zeiträume wieder zu erholen. Es sei jedoch eingeräumt, dass die bisherigen Erkenntnisse überwiegend auf klein räumigen Experimenten beruhen, die Folgen einer großflächigen Verölung für derartige Bewohner von Weichböden könnten durchaus langfristiger sein, da eine Wiederbesiedlung aus unverschmutzten Randbereichen deutlich größere Zeiträume in Anspruch nähme.

Einige Arten des Makrobenthos reagieren, wie bereits mehrfach erwähnt, ausgesprochen empfindlich auf eine Kontamination durch Erdölkohlenwasserstoffe. In Feldexperimenten im Wattenmeer wurden Krebstiere, Muscheln und Borstenwürmer stark beeinträchtigt. Ein Experiment in Mesokosmen ergab beispielsweise, dass die Sterblichkeit von Herzmuscheln in einem Frostwinter bei Tieren aus mit Öl verschmutzten Versuchsansätzen deutlich höher war als bei Vergleichstieren in unverschmutzten Ansätzen. Offensichtlich waren die durch den Verschmutzungsstress geschwächten Tiere anfälliger gegenüber ungünstigen Wetterbedingungen. Dieses Experiment verdeutlicht, dass auch subletale Beeinträchtigungen nach einiger Zeit zu erhöhten Mortalitäten führen können, wenn die Tiere zusätzlich durch andere ungünstige Umweltfaktoren belastet werden.

Auch bodenlebende Fischarten können durch verölte Sedimente geschädigt werden. Für den Plattfisch *Parophrys vetulus* konnte die Aufnahme von Erdölkohlenwasserstoffen aus dem Sediment experimentell nachgewiesen werden. In Ästuaren der bretonischen Küste wurde nach dem Ölunfall der „AMOCO CADIZ“ bei der Scholle (*Pleuronectes platessa*) und der Seezunge (*Solea vulgaris*) eine Zunahme von Flossenfäule festgestellt. Die Schollen des letztjährigen Jahrgangs zeigten außerdem ein vermindertes Wachstum. Sowohl für die Scholle als auch für die Seezunge konnten im Jahr des Ölunfalls kaum Jungfische beobachtet werden. Die Zeit für die Regeneration der Bestände wurde auf drei Jahre geschätzt.

Schlickige und feinsandige Sedimente bedeuten wegen ihrer dichten Besiedlung mit Würmern, Krebsen und Muscheln wichtige Nahrungsgebiete für Vögel und andere Prädatoren. Die Folgen ihrer Störung durch Ölverschmutzungen für eine derartige Nutzung sind bisher wenig untersucht. In einem verölten Gebiet in Großbritannien wurden bei einigen Arten von Limikolen und Enten, die diese Bucht zur Nahrungsaufnahme nutzten, dramatische Rückgänge der Häufigkeit festgestellt. Wahrscheinlich war hier eine Zerstörung der Nahrungsgrundlage durch den Ölunfall ursächlich. Ein Jahr später waren die Zahlen der nahrungssuchenden Vögel wieder deutlich angestiegen. Die Zahl der Watvögel, die die Küste Saudi Arabiens als Winterquartier nutzen, hat sich nach dem Golfkrieg gegenüber 1986 etwa halbiert. [Ewans et al. (1993)] vermuten als Ursache, dass die Verölung der Wattgebiete zu einem deutlichen Rückgang der Benthosorganismen führte.

Die lange Verweildauer des Öls in feinkörnigen Sedimenten wie auch in Schill- und Muschelbänken verhindert eine schnelle Wiederbesiedlung durch empfindliche Vertreter des Makrobenthos. Soweit es sich um grabende Arten handelt, wird hierdurch die Verweildauer des Öls nochmals verlängert, da die für den Ölabbau sehr wichtige Bioturbation unterbleibt. Die Vertreter des Meiobenthos werden in Schlickböden weniger stark geschädigt als die größeren Tiere, und ihre Bestände können sich im Allgemeinen schneller regenerieren. Verölte Schlicksedimente können auch zu Bestandsrückgängen bei bodenlebenden Plattfischarten führen. Werden nach einem Ölunfall großflächig die Bestände der Makrofauna-Arten vermindert, wird zudem die Nahrungsbasis vieler Fische und Vögel zerstört, die zeitweilig Wattgebiete zur Nahrungsaufnahme aufsuchen. Nach großflächigen Verölungen von Weichboden-Küsten sind somit schwerwiegende und lang anhaltende Schädigungen der betroffenen Lebensgemeinschaften zu erwarten.

1.6.6 Salzwiesen

Dort, wo in der oberen Gezeitenzone Verlandungsprozesse die Ansiedlung von Samenpflanzen ermöglichen, finden sich an vielen Küsten der gemäßigten Zonen Salzwiesen. In diesen Salzwiesen kommen spezialisierte Pflanzenarten vor, die an eine periodische Überflutung mit Salzwasser angepasst sind. Die Fauna weist sowohl marine (vor allem Meiofauna) als auch terrestrische Elemente (Insekten und Spinnen) auf. Besonders die Insekten sind mit zahlreichen spezialisierten Arten vertreten. Salzwiesen dienen außerdem einigen Vogelarten als Brutplatz. An der deutschen Nordseeküste stellen Natur nahe Salzwiesen seltene Biotope dar, die in der Vergangenheit vor allem durch Überweidung und Eindeichungen zerstört wurden.

Entsprechend des Bewertungsschemas von [Gundlach, Hayes (1978)] (vgl. Tab. 3) werden Salzwiesen wegen des langsamen Ölabbaus im Sediment in die höchste Gefährdungskategorie eingeordnet. Des Weiteren resultiert die Sensitivität von Salzwiesen aber auch aus der Empfindlichkeit von zahlreichen Pflanzen gegenüber Verölungen. Werden die oberirdischen Organe bei Hochwasser von einem Ölfilm überzogen, so führt das meist zu ihrem Absterben. Die Sauerstoffdiffusion von den oberirdischen Pflanzenteilen in den Wurzelbereich ist wichtig für die Aufrechterhaltung einer „oxidierten Rhizosphäre“, also einer sauerstoffreichen Schicht um den Wurzelkörper. Das Absterben der oberirdischen Triebe

vermindert den Sauerstofftransport zur Rhizosphäre, so dass infolge veränderter Oxydationsbedingungen eine Schädigung der Wurzeln durch Freisetzung toxischer Ionen eintritt. Zu Langzeitfolgen kann es kommen, wenn das Öl entlang der Stängel abgestorbener Pflanzen tief in den Boden eindringt, wo es nur einem sehr langsamen Abbau unterliegt.

Wenngleich die toxischen Effekte auf die Salzwiesenpflanzen durch zahlreiche Felduntersuchungen und Experimente belegt sind, gibt es unterschiedliche Einschätzungen zur Regenerationsfähigkeit der Vegetation nach Ölunfällen. Eine Literaturstudie von [Sell et al. (1995)] kommt zu dem Ergebnis, dass die Vegetation in Salzwiesen sich meist innerhalb von fünf Jahren wieder den ursprünglichen Verhältnissen angleicht. Im Einzelfall schwanken die beobachteten Regenerationszeiten zwischen einem Jahr und mehreren Jahrzehnten.

Die Erfahrungen nach Ölunfällen sowie nach experimentellen Untersuchungen zeigten, welche Faktoren für das Ausmaß der Schäden nach Verölungen von Salzwiesen besondere Bedeutung haben:

Experimentelle Verölungen einer Salzwiese mit verschiedenen Ölsorten ergab, dass Dieselöl weitaus toxischer für Salzwiesenpflanzen ist als Rohöl.

Ein weiterer Faktor, der das Ausmaß der Folgen nach einem Ölunfall beeinflusst, ist z.B. die Jahreszeit. Durch Verölungen während der Blütezeit wird die Samenbildung verhindert und so die Fortpflanzung der betroffenen Pflanzen unterbunden. Ein solcher Effekt spielt allerdings nur eine Rolle, wenn die ganzen Pflanzen verölt werden und sich die Verölung nicht auf den Boden und basale Teile beschränkt. Auch die morphologische Struktur von Salzwiesen spielt eine bedeutsame Rolle, da die Wahrscheinlichkeit einer Überflutung/Durchdringung mit Öl bei mit Prielsystemen durchzogenen, strukturell heterogenen Salzwiesen wesentlich größer ist als bei abgegrenzten Systemen.

Die Sensitivität und Regenerationsfähigkeit der einzelnen Pflanzenarten zeigt ausgeprägte Unterschiede. Allgemein nimmt die Sensitivität der einzelnen Arten in der Reihe – einjährige Kräuter – Gräser – mehrjährige Kräuter – ab. Nach einem Schema von [Neugebohrn (1987)] kann die Sensitivität von Pflanzenarten abgeschätzt werden, auch wenn keine physiologischen Versuche vorliegen. Besonders gefährdet sind danach Pflanzen mit einer großen Kontaktfläche ohne unterirdische Erneuerungsorgane, die im Bereich der mittleren Hochwasserlinie vorkommen. Während ausdauernde Pflanzen aufgrund ihrer unterirdischen Erneuerungsorgane als einzelne Individuen die Folgen eines Ölunfalls besser überstehen und sich vegetativ fortpflanzen können, sind es meist die gegenüber Ölbedeckung empfindlicheren einjährigen Pflanzen, die sich dank ihrer schnellen Ausbreitung über Samen aus benachbarten Gebieten als Pionierpflanzen auf vegetationsfreien Flächen ansiedeln können. Später werden die Pionierpflanzen dann meist von konkurrenzstärkeren Arten verdrängt. Die unterschiedliche Sensitivität gegenüber Verölungen kann zu Verschiebungen in den Dominanzverhältnissen und zu Veränderungen in den Konkurrenzbeziehungen zwischen den einzelnen Pflanzenarten führen.

Auch die Beweidung übt einen Einfluss auf das Ausmaß der Schäden aus: Experimentelle Untersuchungen an der deutschen Nordseeküste ergaben, dass beweidete Flächen sich langsamer regenerieren

als unbeweidete Flächen, da Öl auf beweideten Salzwiesen ungehindert von einem schützenden Blätterdach in den Boden eindringen kann. In einem solchen Fall sind häufig nach einem Jahr Spätschäden an Pflanzen zu beobachten, die den Ölunfall zunächst scheinbar unbeschadet überstanden haben. Nach dem Unfall der ARROW in der Chedabucto Bay in Kanada war die Mortalität unter den Salzwiesenpflanzen ein Jahr nach dem Unfall am größten, und auch nach dem Unfall der AMOCO CADIZ wurde z.B. für die Binse *Juncus maritimus* die höchste Mortalität im zweiten Jahr nach dem Unfall beobachtet. Als mögliche Ursache für solche Langzeitschäden werden die oben beschriebenen Veränderungen der Oxydationsverhältnisse in der Rhizosphäre diskutiert.

Entscheidend für die nach Ölunfällen in Salzwiesen zu beobachtenden Schäden ist weiterhin, ob und welche Reinigungsmaßnahmen durchgeführt werden. Unterbleiben nach einem Unfall die Reinigungsarbeiten, so können sich insbesondere in stark verölten Bereichen dicke Ölkrusten bilden, die eine Regeneration der Vegetation über Jahrzehnte hinweg behindern. Reinigungsarbeiten können aber auch gerade in Salzwiesen zu weit schwereren Schäden führen als das Öl selbst. Welche Arbeiten/Schutzmaßnahmen durchgeführt werden sollten, kann nur im Einzelfall und nach sorgfältiger Abwägung aller Umstände entschieden werden.

Die Auswirkungen von Ölunfällen auf die Fauna ist im Vergleich zur Vegetation weniger gut untersucht. Eine große Wissenslücke besteht hinsichtlich der Auswirkungen von Ölunfällen auf die terrestrische Fauna von Salzwiesen. Über die Folgen für die zahlreichen an Salzwiesen angepasste Arten von Insekten und Spinnen ist nichts bekannt. Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung nach Ölunfällen bleiben mit Sicherheit nicht ohne Folgen für die spezialisierten Insektenarten, die auf die einzelnen Spezies der Pflanzen angewiesen sind.

Die Regenerationsfähigkeit der Vegetation von Salzwiesen wird von verschiedenen Autoren unterschiedlich beurteilt. Offensichtlich hängt das Ausmaß der nach einem Ölunfall beobachteten Schäden in hohem Maße von den Randbedingungen des Ölunfalls ab. In jedem Fall belegen die Beobachtungen nach einigen Ölunfällen, dass durch Verölungen von Salzwiesen schwere Langzeitschäden der Vegetation mit weitreichenden Folgen für Vögel hervorgerufen werden können.

1.7 Chemische Ölunfallbekämpfung im deutschen Wattenmeer

Die Ausgangssituation

Ausgedehnte Flachwasserbereiche, bei Ebbe trocken fallende Wattflächen und Salzwiesen als prägende Elemente des Wattenmeeres gehören zu den empfindlichsten Lebensräumen gegenüber Ölverschmutzungen. Die Giftwirkung des Öls würde die grabenden Kleinorganismen im Wattboden vernichten, die für die Sauerstoffversorgung der Sedimente von zentraler Bedeutung sind. Ohne Sauerstoff kommt es im Sediment jedoch kaum zu einem mikrobiellen Abbau des Öls. Mit den Kleinorganismen wäre auch die Nahrungsbasis für Jungfische und Zugvögel vernichtet, die das Wattenmeer so zahlreich aufsuchen. Ausführlichere Darstellungen eines potentiellen Ölunfalls im Wattenmeer finden sich bei [Lübbe, van Bernem, Vauk (1995)] und [van Bernem, Lübbe (1997)] Das

Wattenmeer ist jedoch nicht nur ausgesprochen empfindlich gegenüber den Auswirkungen von Ölverschmutzungen, es liegt auch in unmittelbarer Nähe zu sehr stark befahrenen Seeschiffahrtsstraßen. Die Fahrwasser im Wattenmeer sind auf Grund der tidebedingten Wasserstandsänderungen und der veränderlichen Sände als schwierig einzustufen. Diese Ausgangssituation sollte Grund genug sein, sich näher mit den Möglichkeiten zu beschäftigen, die Umweltfolgen eines Ölunfalls durch geeignete Maßnahmen abzumildern.

Ein kurzer historischer Abriss

Gegenwärtig liegt der Schwerpunkt der deutschen Ölbekämpfungsstrategie auf der mechanischen Aufnahme des Öls von der Wasseroberfläche durch Spezialschiffe. Einige andere europäische Länder wie z.B. England und Frankreich setzen dagegen vor allem auf den Einsatz von Chemikalien, so genannten Dispergatoren, die vom Schiff oder Flugzeug aus versprüht einen an der Wasseroberfläche treibenden Ölteppich auflösen können. Das Öl ist damit allerdings nicht verschwunden, sondern verteilt sich mehr oder weniger gleichmäßig in der oberen Wasserschicht, wo es im Allgemeinen relativ rasch mikrobiell abgebaut wird. Die ersten als Dispergatoren verwendeten Stoffe waren wesentlich toxischer als das Öl selbst. Die nach dem Unfall der TORREY CANYON im Jahr 1967 bei vielen Tiergruppen beobachteten hohen Mortalitätsraten waren eher auf die verwendeten Dispergatoren als auf das Öl zurückzuführen [Southward, Southward (1978)]. Später entwickelte Präparate erwiesen sich als weit weniger toxisch, wie beispielsweise [Power (1983)] in einem vergleichenden Feldversuch zur Auswirkung alter und neuerer Dispergatoren auf Schnecken und Seepocken an der Küste Neuseelands feststellte. In den 80er Jahren wurden einige zu der Zeit aktuelle Dispergatoren ausführlichen Tests unterzogen, um ihre Eignung für einen Einsatz im Wattenmeer zu prüfen. Eine Zusammenfassung der Ergebnisse der biologischen Feldversuche findet sich bei [Dörjes et al. (1984)]. Die Umweltauswirkungen auf die untersuchten Organismen durch chemisch dispergiertes Öl waren deutlich schwerwiegender als die von Öl allein. Da sich in anderen Studien auch noch Defizite in der Ausbring- und Dosiertechnik offenbarten, empfahl die zuständige Expertenkommission den Einsatz von Dispergatoren nur für wenige spezielle Fälle, beispielsweise um die Verölung großer Vogelbestände zu verhindern [Wunderlich (1987)]. Die von Deutschland beschafften Dispergatoren wurden in der Praxis nie eingesetzt und sind heute unbrauchbar. Gegenwärtig werden keine Dispergatoren vorgehalten, so dass man voll und ganz auf die mechanische Bekämpfung von Ölverschmutzungen setzt. Berichte über die erhöhte Effektivität und geringere Toxizität einer neuesten Generation von Dispergatoren haben die Diskussion über Sinn und Nutzen ihres Einsatzes an der deutschen Nordseeküste jedoch wiederbelebt. So empfiehlt die „Unabhängige Expertenkommission – Havarie PALLAS“ für die Ölbekämpfung neben anderen Methoden zur Ölbekämpfung auch den Einsatz von Dispergatoren zu berücksichtigen und weiter zu entwickeln.

Wirksamkeit und Umweltauswirkungen von Dispergatoren

Um die verbesserten Eigenschaften der neusten Dispergatorengeneration verständlich zu machen, soll an dieser Stelle kurz auf die Faktoren eingegangen werden, die für den Erfolg eines Dispergatoreinsatzes maßgeblich sind. Wesentlich ist, dass der Dispergator tatsächlich eine Auflösung des Ölteppichs fördert und dass durch das dispergierte Öl geringere Ölschäden als durch das Öl allein verursacht werden.

Die Wirksamkeit von Dispergatoren hängt von einer Reihe von Faktoren ab. Der Dispergator muß für die jeweilige Ölsorte geeignet sein, die Wellenenergie muss ausreichen, und auch Salzgehalt, Trübstoffe und Temperatur des Wassers beeinflussen die Effizienz eines Dispergators. Von Bedeutung ist darüber hinaus die bis zum Dispergatoreinsatz verstrichene Zeit, da an der Luft „gealterte“ Öle schwerer zu dispergieren sind als frische Öle. Gerade in Hinblick auf den letzten Punkt sind neue Dispergatoren ihren Vorgängern überlegen, da sie auch bei gealterten Ölen noch befriedigende Ergebnisse erzielen, so dass sich das Zeitfenster für ihren Einsatz vergrößert hat. Diese verbesserten Eigenschaften haben sich nicht nur in Experimenten gezeigt, sondern wurden auch beim Einsatz zur Bekämpfung der von der SEA EMPRESS verursachten Ölpest bestätigt. Zumindestens einige der neuen Dispergatoren erreichen sowohl im Salzwasser als auch im Süßwasser noch annehmbare Ergebnisse, was gerade in den Mündungsbereichen der Flüsse von großer Bedeutung ist, da hier der Salzgehalt Tide bedingt großen Schwankungen unterliegt.

In Toxizitätstests mit modernen Dispergatoren hat sich dispergiertes Öl meist als weniger oder genauso schädlich erwiesen wie Öl allein. Allerdings stimmen die Bedingungen in diesen Tests nur wenig mit realen Unfallsituationen überein, so dass die Aussagekraft solcher Tests umstritten sind. Die Umweltauswirkungen von dispergiertem Öl im Vergleich zu denen von Öl allein unterscheiden sich in verschiedenen Lebensräumen und auch für einzelne Organismengruppen, so dass hier keine pauschalen Aussagen möglich sind. Nach überwiegend in Experimenten mit älteren Dispergatoren gewonnenen Erkenntnissen verursacht dispergiertes Öl in Mangrovenwäldern geringere, in Korallenriffen und Seegraswiesen dagegen größere Schäden als Öl allein. Für Salzwiesen kommen einzelne Studien zu widersprechenden Ergebnissen. Schlickwattflächen gelten dagegen allgemein als Lebensräume, in denen auf einen Dispergatoreinsatz verzichtet werden sollte, vornehmlich weil dispergiertes Öl leichter ins Sediment eindringt als Öl allein. Auf hoher See wird ein Dispergatoreinsatz im allgemeinen befürwortet, da das in der Wassersäule dispergierte Öl meist schon nach kurzer Zeit nur noch in so geringen Konzentrationen vorliegt, daß keine Auswirkungen auf Meerestiere zu erwarten sind. Erfahrungen nach dem Unfall der SEA EMPRESS haben gezeigt, dass sich das dispergierte Öl in den obersten 5 m der Wassersäule verteilte und nicht nur bis in eine Tiefe von 1 m, wie bisher angenommen wurde [Lunel et al. (1997)]. Durch die Verteilung in einem noch größeren Wasserkörper fallen die Ölkonzentrationen noch schneller unter den Schwellenwert, bei dem noch Effekte auf betroffene Organismen beobachtet werden können. Gegen einen Einsatz auf hoher See würde das Vorhandensein von laichenden Fischen sprechen, da die Fische und vor allem die noch empfindlicheren Eier durch den Einsatz von Dispergatoren zumindest kurzzeitig höheren

Ölkonzentrationen ausgesetzt wären als wenn das Öl auf der Wasseroberfläche verbleibt. Umgekehrt werden Vögel nur durch auf der Wasseroberfläche treibendes Öl direkt beeinträchtigt, so daß die Auflösung eines Ölteppichs vor Erreichen vogelreicher Gebiete größere Schäden verhindern könnte. Hier wird deutlich, dass bei der Entscheidung über einen Dispergatoreneinsatz unter Umständen auch eine Abwägung über den Schutz unterschiedlicher Organismengruppen notwendig wird.

Strategische Betrachtungen zum Einsatz von Dispergatoren an der Nordseeküste

Die Ölbekämpfung mit Hilfe von Dispergatoren kann auch vom Flugzeug aus erfolgen. Für die mechanische Bekämpfung ist es dagegen erforderlich, den Unfallort mit Schiffen zu erreichen. Die Ölbekämpfung mit Dispergatoren kann also unter Umständen deutlich rascher erfolgen als die mechanische Bekämpfung. Es könnte somit die Situation entstehen, dass ein Ölteppich vor Erreichen des Wattenmeeres mit Hilfe von Dispergatoren bekämpft werden könnte, während Schiffe erst zu Stelle wären, wenn das Öl das Wattenmeer bereits erreicht hat. Dispergatoren stellen zumindest bei Einsetzten außerhalb des Wattenmeeres als eine weitere wertvolle Bekämpfungsoption neben der mechanischen Ölunfallbekämpfung dar. Ob die neuen Dispergatoren auch innerhalb des Wattenmeeres auf Platen und Salzwiesen eingesetzt werden sollten, läßt sich gegenwärtig nicht fundiert beurteilen. Die älteren Präparate waren wie eingangs erwähnt nicht geeignet, hier die Umweltschäden zu verringern. Für die neueren Dispergatoren liegen keine Feldtests aus dem Wattenmeer oder aus vergleichbaren Gebieten vor. Die Durchführung derartiger Feldtests mit neueren Dispergatoren sowie möglichst auch mit einer als „shoreline cleaner“ bezeichneten Substanz zum Entfernen von bereits gestrandetem Öl ist also dringend zu empfehlen.

Der Einsatz von Dispergatoren unterliegt im Übrigen wie alle anderen Bekämpfungsmethoden auch einer Reihe von Beschränkungen. Das Wetter muss Starts von Flugzeugen zulassen, der Dispergator muss für die ausgelaufene Ölsorte geeignet sein, der Einsatz darf nicht in Fischlaichgebieten erfolgen, usw., um nur einige Beispiele für solche Beschränkungen zu nennen. Dispergatoren sind somit als alleinige Ölbekämpfungsmethode ungeeignet und können somit nur als Ergänzung zur mechanischen Ölbekämpfung aufgefasst werden. Daraus resultiert natürlich auch das Entstehen zusätzlicher Kosten, denn im Einsatzfall ist nur dann Erfolg zu erwarten, wenn sich geschultes Personal in ständiger Einsatzbereitschaft befindet. Die durch einen Ölunfall verursachten wirtschaftlichen Schäden können allerdings ein Vielfaches betragen, ganz abgesehen von monetär nicht zu beziffernden Umweltschäden.

Ausblick

Der Einsatz von Dispergatoren der jüngsten Generation ist vor dem heutigen Kenntnisstand zu befürworten, wenn dadurch ein Ölteppich in der offenen Nordsee vor dem Erreichen des Wattenmeeres aufgelöst werden kann, also sozusagen in der 1. Verteidigungslinie. Ob auch ein Einsatz innerhalb des Wattenmeeres unter bestimmten Umständen empfehlenswert ist, müsste zunächst in entsprechenden Feldtests geprüft werden. Basierend auf diesen Feldtests wären dann Szenarien zu entwickeln, in denen der Einsatz von Dispergatoren eine Verminderung der nach einem Ölunfall

auftretenden Schäden erwarten lässt. Entsprechend dieser Szenarien müssten dann in der Vorsorgeplanung Gebiete und Umstände für den Dispergatoreinsatz festgelegt werden, um im Ernstfall Entscheidungen mit der gebotenen Eile treffen zu können. Wenn die entsprechenden Grundlagen erarbeitet worden sind, könnten Dispergatoren sich durchaus als sinnvolle Ergänzung zur mechanischen Ölbekämpfung erweisen (vgl. auch [van Bernem, Lübbe (2000)] und [van Bernem et al. (2000)]).

2 GRUNDLAGEN UND ENTWICKLUNG DES PROJEKTES SENSITIVITÄTSRASTER DEUTSCHE NORDSEEKÜSTE

Die Problematik der Vorsorge und Bekämpfung von Ölunfällen im Wattenmeer ist seit dem Beginn systematischer Untersuchungen zur Ölverschmutzung in verschiedenen seiner Subsysteme bekannt (u.a.: [van Bernem (1982)]; [Gunkel, Gassmann (1983)]; [Dörjes et al. (1984)]).

Die Resultate des vorliegenden Projektes basieren damit auf einer Reihe grundlegender Arbeiten und Fallstudien, die diesen einleitenden Untersuchungen folgten, sowie auf den Resultaten diverser Arbeitsgruppen, die zum besseren Verständnis nachfolgend kurz zusammengefasst werden sollen.

2.1 Entwicklung von Forschungsvorhaben und Arbeitsgruppen zum Problem „Öl im Watt“

Ende 1979 wurde die Arbeitsgruppe „Meereskundliche Untersuchung von Ölunfällen“ von einigen Wissenschaftlern, die sich bereits mit einer derartigen Problematik beschäftigten unter dem damaligen Vorsitz von Herrn Prof. Sebastian Gerlach ins Leben gerufen. Unmittelbar davor war als Folge einer Initiative von Herrn Dr. Jürgen Dörjes vom Senckenberg Institut in Wilhelmshaven ein erstes Fach- und Institutions-übergreifendes Projekt: „Experimentelle Untersuchungen zur Wirkung von Rohöl und Rohöl/Tensid-Gemischen im Ökosystem Wattenmeer“ entstanden, dessen Ergebnisse zusammenhängend in einem Band der Senckenbergiana maritima veröffentlicht wurden [Dörjes et al. (1984)]

An diesem vom Umweltbundesamt finanzierten Vorhaben waren neben Wissenschaftlern des Senckenberg-Instituts auch Kollegen der Universitäten Hamburg, Kiel und Oldenburg beteiligt, die sich zu einem Teil in der oben genannten Arbeitsgruppe zusammen fanden.

In-situ Untersuchungen der Effekte eines Rohöls und der eines Gemisches des Öls mit einem Tensid, nach einer von [van Bernem (1982)] entwickelten Methode, beinhalteten die Bereiche: Chemie, Sedimentologie, Bakteriologie, Zoologie (Makro- und Meiobenthos) sowie Aspekte der Botanik (Mikrophytobenthos und Flora der Salzwiesen).

In einem weiteren, nunmehr von dieser Arbeitsgruppe initiierten Projekt, wurde eine ähnliche Fragestellung mit variiertem Methodik (Bremerhaven-Caissons) bearbeitet [Farke et al. (1985)].

An diese Großprojekte schlossen sich eine Reihe weiterer Arbeiten zu speziellen Themen wie Entwicklung von Testverfahren, Ölabbau, Effekte auf Seevögel und Salzwiesen, Analytik von mineralölbürtigen Kohlenwasserstoffen und zu biologischen Maßnahmen der Ölbekämpfung im Wattenmeer an, die überwiegend vom Umweltbundesamt (UBA) und auch von der DFVLR (Deutsche Forschungs- und Versuchsanstalt für Luft- und Raumfahrt), heute: DLR (Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt) finanziert wurden.

Ein großer Teil dieser Arbeiten wurde auf einer Tagung der AG in Loccum (18.-20.9.1985) vorgestellt und vom UBA veröffentlicht [UBA-Texte, 6/87].

Neben der Mitarbeit an diesen experimentellen Studien hatte ein Teil der Kollegen die Möglichkeit ökologische Folgen verschiedener Tankerunfälle und anderer Ölverschmutzungen in gesonderten Vorhaben zu untersuchen (u.a. [Giery (1979)]; [Höpner (1997)]; [Höpner et al. (1993)]; [Höpner et al. (1994)]).

Im Dezember 1983 wurde ein weiterer Arbeitskreis "Chemische Verfahren zur Bekämpfung von Verschmutzungen der Deutschen Küste und der See durch Öl" unter dem Vorsitz von Herrn Dr. Michael Wunderlich von der Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz etabliert, dessen Mitglieder sich zum Teil aus der erstgenannten AG rekrutierten.

Auf der Basis weiterer F&E-Vorhaben zum technischen und ökologischen Umfeld der chemischen Ölbekämpfung, deren Ergebnisse als Materialienband ([UBA Forschungsbericht 102 04 216/05]) vorliegen und einer Auswertung internationaler Fachliteratur ([Literaturstudie im Auftrag des Umweltbundesamtes]) wurden in der „Unabhängigen Expertenkommission – Havarie PALLAS“ Empfehlungen als weitere Grundlage zur Entscheidungshilfe erarbeitet, die heute, nach dem Aufbau des „Havariekommandos“ im Rahmen der Umweltpertengruppe (UEG) unter Leitung von Dipl. Ing. Pastor (BMU) fortgesetzt werden.

Nach den Ergebnissen dieser Vorhaben ergab sich für die Verhältnisse der Deutschen Nordseeküste folgendes Szenarium:

Hohe Schäden bei Vögeln, Fischen und, unter besonderen Umständen, Meeressäugern, werden hauptsächlich durch den Zeitpunkt der Kontamination sowie durch Art und Menge des Öls bestimmt.

Die Dauer der Schäden sowie die Beeinträchtigung ökofunktioneller Aspekte, aber auch Auswirkungen auf die o.g. Faktoren, werden überwiegend durch das Eindringverhalten von Öl im Sediment/Biodepositen (Penetration) und seine Persistenz reguliert. Dieser Aspekt wirkt zeitlich weitgehend unabhängig, ist aber ebenfalls durch Art und Menge des Öls und besonders durch die Eigenschaften der Sedimente/Biodeposite und ihre Besiedlung bestimmt.

Zum Beispiel können exponierte Sandplaten von Ölen penetriert werden. Die überwiegend physikalische Umlagerung hält aber die Versorgung mit Sauerstoff, damit den bakteriellen Abbau aufrecht und verkürzt die Persistenz. Unbesiedelte, Wasser gesättigte Schlicke in geschützten Bereichen erlauben nahezu keine Penetration. Sind derartige Sedimente oder Mischbereiche jedoch mit bestimmten Organismen besiedelt, können Ölbestandteile eindringen. Da eine physikalische Umlagerung in solch energiearmen Zonen vernachlässigt werden kann, bestimmt hier die Sensitivität/Mortalität der Organismen ein Aufrechterhalten der Bioturbation und damit die Sauerstoffversorgung wie auch die Persistenz. Ähnliches gilt für Salzwiesen im Supralitoral da auch hier Eindringverhalten und Persistenz der Ölbestandteile von Art und Ausprägung der pflanzlichen Besiedlung abhängig sind. Konzentrationen von Biodepositen wie Schill- und Muschelbänke bilden insofern eine Besonderheit, da hier einerseits ein sehr tiefes Eindringen des Öls zu erwarten ist, Bioturbation wie physikalische Umlagerung aber andererseits fast vollständig fehlen. Derartige

Lebensräume wirken als „Reservoir“ einer Ölverschmutzung mit entsprechend langfristigen Schäden und der Gefahr von Folgekontaminationen.

[Lübbe, van Bernem, Vauk (1995)] geben eine zusammenfassende Darstellung zu erwartender Folgen einer Ölverschmutzung in Wattgebieten)

Die verschiedenen Lebensräume im Watt reagieren also unterschiedlich auf Ölkontaminationen, nicht nur in der toxikologischen Sensitivität ihrer Siedlungsgemeinschaften, sondern auch hinsichtlich der Penetrations- und Persistenzverhältnisse mineralölbürtiger Kohlenwasserstoffe im Sediment.

Legte man das von [Gundlach, Hayes (1978)] für die Küste der USA erarbeitete Raster zugrunde, so wäre der gesamte Bereich der deutschen Nordseeküste als hoch sensitiv einzustufen und damit insgesamt zu schützen (vgl. Tab. 3). – Ein Unterfangen, dessen Undurchführbarkeit nicht diskutiert zu werden braucht.

Wir standen also vor dem Problem, zu prüfen, ob die von uns gefundenen Unterschiede der Reaktion von Wattlebensräumen auf eine Ölverschmutzung ausreichen, ein zusammenhängendes System nach den oben skizzierten Erkenntnissen in Bereiche unterschiedlicher Sensitivität zu unterteilen und die entsprechenden Maßstäbe zur Bewertung zu entwickeln.

Die dazu vom UBA finanzierte Studie „Modellvorhaben zur Entwicklung eines Sensitivitätsrasters der Deutschen Nordseeküste“ begann im August 1983 als Durchführbarkeitsstudie und unterlag während der folgenden drei Jahre einer ständigen Betreuung durch ein Gutachtergremium unter Leitung von Prof. Sebastian Gerlach.

2.2 Modellvorhaben und Durchführbarkeitsstudie zum „Sensitivitätsraster Deutsche Nordseeküste“

Die aus den o.g. Untersuchungen resultierenden Kenntnisse bildeten eine solide Grundlage, die Reaktionen verschiedener Lebensräume im Intertidal des Wattenmeeres auf eine Ölverschmutzung zu bestimmen. Es fehlten allerdings weitgehend aktuelle Kenntnisse zur Verbreitung, Stabilität und Ausdehnung dieser Lebensräume.

Eine flächendeckende In-situ-Kartierung der Rückseitenwatten von Spiekeroog und der Auftauchbereiche im Wurster Watt bildeten damit den Hauptbestandteil der Arbeiten im Modellvorhaben. Die Gebiete wurden nach energetisch-morphologischen Gesichtspunkten ausgewählt, da geschützte (Spiekeroog) und ungeschützte Bereiche (Wurster Watt) unterschiedliche Resultate erwarten ließen.

Mit dem Modellvorhaben als Durchführbarkeitsstudie sollten u.a. folgende Fragen beantwortet werden:

- 1) Lassen sich bestimmende Merkmale zur Ölsensitivität (nach Resultaten der Feld- und Laborexperimente) in einer Parameterliste zusammenfassen?

- 2) Ist es möglich größere Gebiete des Intertidals, anhand dieser Parameter, flächendeckend in angemessenem Zeitraum zu kartieren?
- 3) Lässt sich, ebenfalls auf der Basis der ausgewählten Parameter, ein Bewertungssystem zur Ölsensitivität entwickeln?
- 4) Können die Resultate des Bewertungskonzeptes derartig aggregiert werden, dass eine anwendungsorientierte, auf möglichst wenigen raum-/zeitlichen Differenzierungen basierende Darstellung der Sensitivitätsunterschiede möglich ist?

Für die auszuwählenden Parameter und die Bewertungsmaßstäbe zum Sensitivitätsraster wurden zwei grundlegende Voraussetzungen angenommen:

Ökofunktioneller Aspekt

Penetration, Eliminierung und Persistenz von Ölbestandteilen in und auf dem Sediment stehen infolge ihrer Toxizität in Wechselwirkung mit der benthischen Flora und Fauna, d.h. mit der individuellen Verletzlichkeit von Arten und Ökotypen.

Funktionelle Faktoren wie „respiratorische Eigenschaften von Habitaten“, „Ärobidität der Sedimente“, „Bioturbation“ u.s.w. sind charakteristische Eigenschaften vorhandener Siedlungsstrukturen. Ein milieugerechter Abbau von Kohlenwasserstoffen ist damit gewährleistet und kann durch Mortalität u./o. Abwanderung von Schlüsselorganismen nur negativ beeinflusst werden. – Beispielsweise kann ein Ausfall bestimmter Makrofauna-Arten die Bioturbation im Sediment und damit die Ärobidität und letztlich die Abbaukapazität herabsetzen und die Persistenz einer Ölkontamination erhöhen.

Eine Bewertung der Sedimente in Verbindung mit der einer möglichst umfassenden Zahl benthischer Arten, deren physiologische und ökotypologische Sensitivität infolge der genannten Untersuchungen weitgehend bekannt ist musste also die bestimmende Grundlage für das Sensitivitätsraster liefern, um das Ausmaß der Schäden und die Dauer einer Restitution beurteilen zu können.

Naturschützerischer und wirtschaftlicher Aspekt

Die Unersetzlichkeit des Wattenmeeres für die gesamte paläarktische Vogelwelt ist weitgehend bekannt. Ebenso seine Bedeutung für marine Säuger und besonders Jungfische verschiedener auch wirtschaftlich genutzter Arten (Scholle, Seezunge, Kliesche u.s.w.) wie auch für Garnelen. Eine lokal differenzierte Abschätzung der Bestände dieser Arten muss also zumindest während der Zeit ihres maximalen Aufkommens die funktionalen Maßstäbe des Komplexes Benthos-Sediment in seiner Bewertung ergänzen. Damit wurden folgende Bereiche (Sektionen) für die Kartierung als notwendig erachtet:

Salzwiesen, Sediment, Benthos (Makro-, Meio-, Mikrophytobenthos) und Jungfischbestände. Daten zur Sektion Avifauna und Mammalia wurden in einem gesonderten Vorhaben als Literaturstudie der "[Inselstation der Vogelwarte Helgoland (1986)]" bereitgestellt.

SUPRALITORAL **(Flora der Salzwiesen)**

Beginnend am Deich- oder Dünenfuß wurden Transsekte ins Watt hinaus gelegt (ca. 90° zur Küstenlinie mit ca. 1 km Abstand voneinander) und aus den hier auftretenden Vegetationseinheiten ausgewählte Aufnahmen erstellt. Die einzelnen Vegetationsaufnahmen deckten eine Größe von jeweils 1 m² ab. Nach der Erstellung einer Präsenzliste und anschließender Schätzung der Dominanz wurden die Vegetationsaufnahmen im Anschluss mit Hilfe nahe gelegener Höhenmesspunkte einnivelliert (bezogen auf NN) und in Tabellen zusammengefasst. Die Anordnung der Arten in den Tabellen erfolgte nach ihrer soziologischen Zugehörigkeit. Die dabei aufgestellten Typen (Gesellschaften) sind als Blöcke zusammengefasst, so dass ihre Abfolge mit zunehmender Höhe über NN erkennbar wird.

Die Aufstellung der Typen diene nicht primär dazu neue Gesellschaften zu beschreiben, sondern stellt nach einer Aufstellung von Sensitivitätsklassen, denen die Ergebnisse umfangreicher Experimente zugrunde liegen, ([Neugebohrn (1987)]; [Jittler-Strahlendorff, Neugebohrn (1989)]; [Jittler-Strahlendorff, Neugebohrn (1992)]) den möglichen Gefährdungsgrad der untersuchten Salzwiesen dar.

EULITORAL **(Benthos; Sediment; bodenlebende, juvenile Fischbestände und Garnelen)**

Über den gesamten zu kartierenden Bereich wurde ein flächendeckendes Stationsnetz (1 km Abstand) gelegt. An allen Stationen wurden Proben zur Bestimmung der Makrofauna und abiotischer Parameter entnommen. Proben zur Bestimmung der Meiofauna und des Mikrophytobenthos entstammten zum Einen einem zusammenhängenden Teilareal, das für den jährlich kartierten Bereich als repräsentativ gelten kann und zum Anderen - verteilt nach der Homogenität der Habitate – ausgewählten Stationen, der gesamten Fläche.

Ein Teil dieser „intensiv beprobten“ Stationen wiederum wurde monatlich zur Dokumentation jahreszeitlicher Einflüsse bearbeitet.

Die Charakteristik der einzelnen Habitate an und zwischen den Stationen wurde anhand eines **standardisierten Streckenprotokolls** beschrieben. Alle Stationen und Habitatgrenzen konnten nach Dekka eingemessen werden. Eine Erfassung der Jungfischbestände und Garnelen erfolgte im Frühjahr und im Herbst auf Platen und in Rinnen ausgewählter Gebiete.

Abiotische Parameter

Die Bestimmung der **Scherfestigkeit**, u.a. als Kennwert für eine Befahrbarkeit der Sedimente durch Ölräumfahrzeuge erfolgte in 15 und 30 cm Tiefe durch je 5 Einzelmessungen, deren Mittelwerte nach Umrechnung (KN/m²) angegeben wurden. Nach einer Bestimmung des Glühverlustes und des Wassergehaltes wurden die **Korngrößenfraktionen** aus Oberflächenproben bis 7 cm Tiefe nach ASTM definiert.

Der Anteil von Korngrößenfraktionen > 0,06 mm, der Wassergehalt und der Glühverlust dienten neben biologischen Aspekten und der Auswertung von Luftbildern zur Sedimentklassifizierung. Eine weitere Klassifizierung der Sedimente besteht als „Kennwert“ durch die Auswertung der Streckenprotokolle (Sedimentkategorie).

Benthos

Siedlungsverhältnisse der **Makrofauna** wurden durch 1–8 Stechzylinderproben von 177 cm² Grundfläche bis in 30 cm Tiefe erfasst, vor Ort ausgesiebt (Maschenweite: 1 mm) und formolfixiert. Die Bestimmung der Biomasse erfolgte nach dem Asche freien Trockengewicht (ATG) unfixierten Materials nach Möglichkeit für einzelne Arten.

Der Probenumfang pro Station und Termin für die **Meiofauna** betrug 5 x 100 cm² bis in 2 cm Tiefe und bei vorhandenem Interstitium entsprechend tiefer. Die Bearbeitung des Formolfixierten Materials erfolgte nach Elutrieren unter einem Stereomikroskop bei 40-facher Vergrößerung.

Zur Charakterisierung der **Mikroflora** wurden pro Station je drei Oberflächen- und Tiefenproben entnommen. Differenziert wurde möglichst bis zur Art und die Zellen in tot, absterbend und lebend unterschieden.

Mit **standardisierten Streckenprotokollen** zur Habitatcharakterisierung wurden unter anderem dokumentiert: Größe und Form von Rippelstrukturen und anderer Oberflächenmerkmale, Art des Untergrundes und der Schilldurchsetzung, Beschaffenheit der Redoxverhältnisse, Flächendeckung durch Makroalgen und Makrophyten, Art und Dichte der sichtbaren Makrofauna wie auch Alter und Beschaffenheit von Muschelbänken. Die Art der Protokolle war so gehalten, dass sie sowohl den quantitativen Daten einzelner Stationen zugeordnet, als auch getrennt zur Arealbeschreibung und -bewertung herangezogen werden können (vgl. Abb. 12).

Fischereiliche Bestandserhebungen im Wattenmeer sind wegen der hohen Mobilität der Tiere nicht unproblematisch: So finden starke Zu- und Abwanderungen verschiedener Arten statt, die wiederum überlagert werden können von kurzfristigen lokalen Bewegungen. Zudem können synökologische Interaktionen wie Nahrungs-, Raumkonkurrenz und Räuber-Beute-Effekte erheblich auf Bestandsstärken einwirken. Derartige Repräsentanzprobleme konnten nur mit sehr hohem methodischem Aufwand ausgeglichen werden. Die 2-m-Baumkurre mit Knotenlosem 5-mm-Netz hatte sich in früheren Arbeiten als eine für Boden lebende Jungfische (insbesondere Schollen) gute Methode zur Bestandsermittlung erwiesen. Sie fand hier ausschließliche Verwendung. Gekurt wurde mit einem flach gehenden Motorboot mit 1 kn Geschwindigkeit über Grund, 1 1/2 Stunden vor bis 1 1/2 Stunden nach Hochwasser auf bei Ebbe durch Bojen gekennzeichneten Strecken von 200 m Länge – jeweils im Frühjahr und im Herbst. Die Anzahl der Fische / Saison war mit 80–100 pro Fläche sehr hoch bemessen, um einen Ausgleich für die o.g. Repräsentanzprobleme anzustreben.

Ausgewertet wurden: Volumen des Gesamtfanges, Volumen von Garnelen, Muscheln, Schill, Algen etc., Anzahl der Fische jeder Art, eine Längenverteilung der Plattfische (0,5-cm-Klassen), und Randbeobachtungen.

Bewertung

Für alle Sektionen: Salzwiesen, Benthos-Sediment, Jungfische-Garnelen und Avifauna wurden syn- bzw. autökologische Kategorien erstellt, die eine Abschätzung der Ölempfindlichkeit einzelner Arten zulassen. Diese Empfindlichkeit von Arten wurde entweder über Gesellschaften (Salzwiesen) hoch gerechnet oder, wie bei der Sektion Benthos-Sediment, mit der Abundanz der Arten und bestimmten Sedimentparametern verbunden.

Beispielhaft sind einige der Kriterien nachfolgend für die Sektion Benthos (Makrofauna)-Sediment beschrieben [van Bernem (1992)]:

Sedimente

Die Klassenbildung erfolgte durch Einteilung nach dem Anteil der Korngrößenfraktion > 0,06 mm und dem Wassergehalt. Helle und dunkle Sandwatten wurden nicht nach Ergebnissen, der Korngrößenanalysen sondern nach Sedimentansprachen an den Stationen in Verbindung mit Luftbildauswertungen unterschieden.

- Klasse 1 = helle Sandwatten,
- Klasse 2 = dunkle Sandwatten,
- Klasse 3 = Mischwatt,
- Klasse 4 = Schlickwatt.

Benthos

Zur Abstufung der Ölempfindlichkeit von Arten und Gemeinschaften unter Berücksichtigung von Aspekten ihrer systemaren Bedeutung wurden folgende Kategorien gebildet:

1. Physiologische Sensitivität,
2. Ökologische Sensitivität,
3. Bedeutung als Nahrung,
4. Bedeutung für die Metabolisierung organischer Substanzen,
5. Verbreitungsfähigkeit,
6. (Isolation),
7. Reproduktionsdauer.

Innerhalb dieser Kategorien wurde jede Art der Bereiche Makrofauna, Meiofauna, Mikrophytobenthos und auch der Ichthyofauna (s.u.) mit Ladungszahlen (LZ) von 1–3 bewertet, wobei 1 schwach oder gering und 3 stark oder hoch entspricht.

Argumentation zur Einstufung von Makrofauna-Arten

Physiologische Sensitivität gegenüber Öl

Die physiologische Sensitivität wurde in Anlehnung an die von [Heiber (1985)] erstellte Empfindlichkeitsabstufung nach der Abundanzdynamik bei Erdölkontamination beurteilt. Da nicht alle aufgeführten

Arten in der Literatur erwähnt werden, mussten bei manchen Arten Rückschlüsse auf Reaktionen verwandter Arten oder solchen mit ähnlicher Lebensweise gezogen werden.

Bei den in unterschiedlichen Altersstufen aufgeführten Bivalviern wurden adulte und juvenile Formen gleich bewertet. Die epibenthischen Brutstadien wurden als hoch sensitiv eingestuft, da nach Kontamination der Brutfall nachweislich behindert ist.

Ladungszahl 1: Arten, die bei Verölungsversuchen nur mit geringen Abundanzabnahmen reagieren.

Ladungszahl 2: Arten, die deutlich mit Abundanzrückgang reagieren.

Ladungszahl 3: Arten, die mit erheblichen Abundanzrückgängen reagieren und bei denen eine Wiederbesiedlung nur sehr langsam voran geht.

Ökologische Sensitivität gegenüber Öl

Im Gegensatz zur physiologischen Sensitivität der Makrofaunaarten, die aus Erkenntnissen von Kontaminationsversuchen ableitbar ist, lässt sich eine ökologische Sensitivität nach der Siedlungsweise und der bevorzugten Sedimentart bestimmen:

Arten, die überwiegend in sandigen Sedimenten vorkommen, sind Misch- und Schlickwattarten gegenüber im Vorteil, da die Ölpersistenz mit abnehmenden durchschnittlichen Korngrößen zunimmt und die Dauer der Ölexposition bei den Weichbodenarten somit höher ist. Endobenthisch lebende Arten sind nur bei kurzfristigen, oberflächlichen Verschmutzungen weniger sensitiv als epibenthische Arten.

Neben der Siedlungsweise ist die Art der Nahrungsaufnahme von Bedeutung: [Elmgren et al. (1980)] stellten z.B. fest, dass filtrierende Benthosorganismen eine gegenüber räuberischen oder Substrat fressenden Arten besonders hohe Empfindlichkeit aufweisen.

Ladungszahl 1: Sandwattbewohner mit vorwiegend endobenthischer Lebensweise, die sich als Substratfresser oder Räuber ernähren.

Ladungszahl 2: Sandwattbewohner, die zumindest zur Nahrungsaufnahme an die Oberfläche kommen und Mischwattbewohner, die sich nicht filtrierend ernähren. Außerdem endobenthische Schlick- und Mischwattbewohner, die auch in sauerstoffarme Wathorizonte vordringen und deshalb toleranter auf Erniedrigung des Sauerstoffgehaltes nach Ölverschmutzungen reagieren als andere Arten.

Ladungszahl 3: Alle Tentakelfänger, Strudler und Filtrierer sowie vorwiegend an der Oberfläche siedelnde Schlickwattarten.

Bedeutung als Nahrung

Bei der Bewertung muss davon ausgegangen werden, dass die meisten der aufgeführten Arten Beutetiere für Fische und Vögel sind. Einige Arten wie z.B. *Nereis diversicolor* und viele Muschelarten finden sich jedoch häufiger in den Listen der Beutetiere von Fischen und Vögeln als andere ([Reineking (1982)]; [Ehlert (1964)]; [Farke, Hausmann (1971)]). Es handelt sich überwiegend um die Arten, die auch Hauptanteile an der durchschnittlichen Gesamtbiomasse im Wattenmeer bilden. Nach [Beukema (1981)] beträgt dieses Durchschnittsgewicht im niederländischen Watt 26,6 g aschefreies Trockengewicht pro Quadratmeter. Knapp 99 % davon (26,2 g) werden von nur 14 Arten gebildet.

Ähnliche Berechnungen bestehen für Wattflächen bei Borkum [Obert (1982)]. Die Bedeutung von Makrofaunaarten als Nahrung erfolgte in Anlehnung an die von BEUKEMA angegebenen Durchschnittsgewichte der Biomasse dominanten Arten.

- Ladungszahl 1: Arten, die durchschnittlich weniger als 0,1 g ATG/m² aufweisen und vermutlich nur ausnahmsweise als Beutetier dienen.
- Ladungszahl 2: Arten, die durchschnittlich weniger als 0,1 g ATG/m² aufweisen, aber häufig als Beutetier für Fische und Vögel angegeben werden.
- Ladungszahl 3: Arten, die durchschnittlich über 0,1 g ATG/m² aufweisen.

Bedeutung für die Metabolisierung organischer Substanz

Anhand dieses Kriteriums soll die direkte oder indirekte Beteiligung einer Art am Ölabbau bewertet werden. [Zeek, Matuschek (1984)] vermuten zwar, dass einige marine Anneliden über Enzyme zum Abbau aromatischer Kohlenwasserstoffe verfügen, ein Nachweis liegt aber nicht vor. Eine positive Beeinflussung des Ölabbaus durch Macrobenthosorganismen besteht in der bioturbativen Aktivität einiger endobenthischer Arten. Gerade in den schlecht durchlüfteten, lagestabilen Sedimenten wird die Sauerstoffversorgung durch die Wühltätigkeit im Boden verbessert und so die Wirkung ölabbauender Mikroorganismen begünstigt. Besonders wirkungsvoll sind Arten, die in hohen Dichten auftreten und entweder durch den Bau von Wohngängen zur Durchlüftung des Bodens beitragen oder sich auf Nahrungssuche durch das Sediment arbeiten.

Misch- und Schlickwattarten mit Substrat- oder Epistrat fressender Ernährungsweise haben neben ihrer möglichen direkten Beteiligung am Ölabbau zudem eine positive bestandsregulierende Wirkung auf Destruenten und sind höher zu bewerten als filtrierende und räuberische Arten.

Niedrige Ladungszahlen bekommen epibenthische sessile Arten, da sie kaum zur Metabolisierung organischer Substanz im Boden beitragen.

- Ladungszahl 1: Arten, die vorwiegend in oder auf Detritus armen Sandsedimenten leben und kaum bioturbativ tätig sind, oder suspensionsfressende sessile Arten.
- Ladungszahl 2: Arten, die aufgrund ihrer Ernährungsweise kaum am Abbau organischer Substanz beteiligt, aber bioturbativ tätig sind.
- Ladungszahl 3: Arten, die in oder auf Sedimenten mit hohem Anteil an organischer Substanz leben und als Substrat- oder Epistratfresser erheblich am Abbau organischer Substanz beteiligt sind.

Ausbreitungsfähigkeit

Bei der Wiederbesiedlung von Wattflächen nach Populationseinbrüchen durch Öl sind einige Arten durch ihre Mobilität anderen Arten gegenüber im Vorteil. Von übergeordneter Bedeutung ist die Bewegungsfähigkeit der adulten Stadien. Schwimmfähige Arten haben ein besseres Ausbreitungsvermögen als sessile Arten.

Frühere Untersuchungen ([Ohde (1981)] und neuere) ergaben allerdings bei Planktonbefischungen im Tidestrom der Robinsbalje [Heiber (1985)], daß auch einige sessile Arten (z.B. *Mytilus edulis*, *Cerastoderma edule*) noch im juvenilen oder sogar adulten Stadium Standortveränderungen durch Verdriftung vornehmen können.

Da die Wiederbesiedlung von ölverschmutzten Wattflächen mehrere Monate bis Jahre in Anspruch nehmen kann, ist auch der Fortpflanzungsmodus einer Art von Bedeutung. Vor allem bei größerer Entfernung der Restpopulation von der siedlungsfreien Fläche sind Arten mit einer Entwicklung über planktische Larvalstadien gegenüber solchen mit rein benthischer Entwicklung begünstigt und werden deshalb als weniger sensitiv eingestuft.

- Ladungszahl 1: Schwimmfähige Arten mit Entwicklung über ein planktisches Larvalstadium.
- Ladungszahl 2: Eingeschränkt bewegliche Arten (z.B. nur im juvenilen Alter verdriftungsfähig) mit planktischem Larvalstadium oder schwimmfähige Arten mit benthischer Entwicklung.
- Ladungszahl 3: Eingeschränkt bewegliche Arten ohne planktisches Larvalstadium.

Isolation im Untersuchungsgebiet

Dieses Kriterium findet für die bei dieser Untersuchung angetroffenen Makrofaunaarten keine Anwendung, da es sich auch bei Arten mit geringer Stetigkeit um relativ häufige Arten handelt, die bei einer intensiven flächigen Beprobung ihres Lebensraumes größere Verbreitung aufweisen würden. Aus den früheren Untersuchungen des Gebietes sind dagegen Arten bekannt, die aufgrund ihrer isolierten und kleinen Populationen als seltene Arten bewertet werden müssten. Diese Arten wurden bei der Sensitivitätskartierung nicht angetroffen.

Reproduktionsdauer

Die Dauer der Laichperiode im Jahreszyklus ist ein wichtiger Faktor im Wiederbesiedlungsverhalten einer Art. Für Arten, die über lange Zeiträume zur Eiablage befähigt sind, ist die Chance einer schnellen Besiedlung freier Flächen durch die andauernde Produktion von Larvalstadien größer als für Arten, deren Laichperiode auf wenige Wochen begrenzt ist. Die meisten Arten weisen im Frühjahr bis Frühsommer eine hohe Reproduktion auf, die entweder – z.B. bei *Anaitides mucosa* – schon nach drei bis vier Wochen beendet ist oder sich bis Ende des Sommers (z.B. *Magellona papillicornis*), bei manchen Arten (z.B. *Polydora ciliata*) bis zum Jahres-ende fortsetzen kann.

Als hoch sensitiv in diesem Kriterium werden Arten mit nur kurzer Reproduktionsdauer bewertet. Als Reproduktionsdauer wird die Zeit angenommen, in der bei Durchlaufen eines pelagischen Entwicklungsstadiums Larven im Plankton, adulte Individuen mit Geschlechtsprodukten (z.B. Oligochaeten), eiertragende Individuen (Decapoden, *Hydrobia ulvae*) oder Laichkokons (*Scoloplos armiger*, *Anaitides mucosa*) angetroffen werden.

Ladungszahl 1: Arten mit nahezu ganzjähriger Reproduktionsphase .

Ladungszahl 2: Arten, deren Reproduktion nur innerhalb von vier bis sechs Monaten im Jahr stattfindet.

Ladungszahl 3: Arten, deren Reproduktion innerhalb von ein bis drei Monaten im Jahr stattfindet.

Wirtschaftliche Bedeutung

Direkte wirtschaftliche Bedeutung haben von den Makrofaunaorganismen nur die Speisemuscheln *Cerastoderma edule* und *Mytilus edulis*, denen beiden die Ladungszahl 3 in diesem Kriterium zugeordnet wurde.

In allen Sektionen resultierten Indices, die in je 4 Empfindlichkeitsklassen eingeteilt werden. In einer summarischen Betrachtung wurden die Klassenwerte der 3 Sektionen Benthos-Sediment, Ichthyofauna und Avifauna in einer Skala mit 12 Abstufungen für das Eulitoral zusammengefasst und, als oberste Ebene der Aggregation, erneut in 4 Klassen der Ölsensitivität eingeteilt. Die Bewertung der Salzwiesen im Supralitoral folgte dem gleichen Muster. Diese Einschränkung auf 4 Klassen ermöglicht dem Anwender eine ausreichende und am Praxisbedarf orientierte Übersicht örtlicher und zeitlicher Unterschiede. Mit einer kontinuierlichen Expertenberatung und dem Hintergrund detaillierter Daten der übrigen Aggregationsebenen im Datenverarbeitungssystem sollten danach ökologisch fundierte Sensitivitätsbeurteilungen im Intertidal des Wattenmeeres ermöglicht werden.

Eine ausführliche Beschreibung des Bewertungskonzeptes geben [van Bernem, Dörjes, Müller (1989)], [van Bernem, Bluhm, Krasemann (2000)].

Nach Abschluss des Modellvorhabens ließen sich die eingangs gestellten Fragen wie folgt beantworten:

- 1) Lassen sich bestimmende Merkmale zur Ölsensitivität (nach Resultaten der Feld- und Laborexperimente) in einer Parameterliste zusammenfassen?
 - Mit der Erfassung benthischer Organismen der Makro- und Meiofauna, der Mikroflora, Flora der Salzwiesen sowie von Vögeln und Fischen wurde ein umfassender Teil der Biota berücksichtigt, zu denen experimentelle Resultate u./o. Beobachtungen aus Fallstudien hinsichtlich ihrer Ölempfindlichkeit vorlagen. Ihre Kartierung erwies sich allerdings als sehr zeitraubend und arbeitsaufwendig. Im „standardisierten Streckenprotokoll“ konnten ca. 90 Parameter zur Charakterisierung von Sedimenten und ihrer Besiedlung im Eulitoral zusammengefasst werden. Eine darauf basierende Klassifizierung unter Berücksichtigung einiger Messgrößen (Makrofauna, Korngrößen etc.) erwies sich als durchführbar und zeigte keine größeren Unterschiede zu den Resultaten weiterer Messgrößen der Meiofauna und Mikroflora.
- 2) Ist es möglich größere Gebiete des Intertidals, anhand dieser Parameter, flächendeckend in angemessenem Zeitraum zu kartieren?
 - Nach Abschluss aller Auswertungen und der zeitlichen Begrenzung zur Kartierung des gesamten Intertidals im deutschen Wattenmeer auf 5 Jahre wurden folgende Randbedingungen und Berücksichtigung von Parameter(-gruppen) als durchführbar angesehen: **Salzwiesen:** Begrenzung auf den Küstenbereich, quantitative Erhebungen in einem Abstand von 1km jeweils in der Initial- Optimal- und Degenerationsphase der Gesellschaften; **Eulitoral:** Bearbeitung eines Stationsgitters mit 1 km Abstand an so genannten „Netzstationen“. Als Messgrößen sollten hier Makrofauna, Scherfestigkeit, Korngrößen und Wassergehalt erhoben werden, als beschreibende Größen zur Habitatcharakterisierung die 90 Parameter des „standardisierten Streckenprotokolls“. Quantitative Daten zur Meiofauna und Mikroflora sollten auf ausgewählte „Intensivstationen“ beschränkt bleiben, die auch mit erhöhter Unterprobenzahl zur Makrofauna bearbeitet werden konnten. Die Auflösung von Habitatgrenzen zwischen Netz- und Intensivstationen sollte nur anhand des Streckenprotokolls an so genannten „Zwischenstationen“ erfolgen. Jungfischbestände und Garnelen sollten nur in ausgewählten Tidebecken bearbeitet werden. Daten zu Brut-, Rast- und Mauserbeständen der Avifauna sollten aus den offiziellen Zählungen der Vogelwarte Helgoland über die letzten 5 Jahre berücksichtigt werden.
- 3) Lässt sich, ebenfalls auf der Basis der ausgewählten Parameter, ein Bewertungssystem zur Ölsensitivität entwickeln?

u. 4) Können die Resultate des Bewertungskonzeptes derartig aggregiert werden, dass eine anwendungsorientierte, auf möglichst wenigen raum/zeitlichen Differenzierungen basierende Darstellung der Sensitivitätsunterschiede möglich ist?

- Das oben dargestellte Bewertungssystem lieferte nach ausführlichen Konsistenz- und Plausibilitätsbetrachtungen eine abgestufte Klassifizierung auf mehreren Aggregationsebenen. Als oberste Ebene resultierte für den Anwender eine hochkonzentrierte Darstellung der raum-/zeitlichen Sensitivitätsunterschiede in 4 Klassen. Das Zustandekommen und eine weitere Differenzierung dieser Klassen kann unter Berücksichtigung der übrigen Aggregationsebenen nach entsprechender Expertenberatung erfolgen.

Die Möglichkeiten der Anwendung als Instrument zur Entscheidungshilfe des damit bestehenden Modells eines Sensitivitätsrasters beginnen bei der Vorsorgeplanung und enden bei der Schadensdokumentation und Restauration:

- Die detaillierten Informationen der Kartierung können für den Aufbau örtlich und zeitlich differenzierter Einsatzpläne unter Berücksichtigung der Besonderheiten einzelner Gebiete genutzt und auf dem jeweils aktuellen Stand gehalten werden.
- Sie liefern eine Grundlage für Prüfungen, ob, mit welchen Methoden und unter welchen Unfallbedingungen die markierten Zonen höchster Sensitivität geschützt werden können.
- Sie helfen eine konkrete Planung von Prioritäten für Art und Umfang der Reinigungsarbeiten zu erleichtern.
- Im akuten Bekämpfungsfall können die differenzierten, graphisch oder rechnerisch erstellten Sensitivitätskarten mit der Hierarchie ihrer Aggregationsebenen zur Bildung von Einsatzschwerpunkten genutzt werden.
- Im Schadensfall können die Daten der Kartierung zur Dokumentation der Schäden und zur Abschätzung der Regenerationsdauer herangezogen werden.

Eine Aktualisierung der Kartierungsdaten wurde jeweils im Zeitraum von 5–10 Jahren als notwendig erachtet.

2.3 Thematische Kartierung und Sensitivitätsraster im deutschen Wattenmeer **Sensitivitätsraster Deutsche Nordseeküste I“**

Die Arbeiten zum Sensitivitätsraster im gesamten Intertidal des deutschen Wattenmeeres (Thematische Kartierung und Sensitivitätsraster) begannen unmittelbar nach Abschluss des Modellvorhabens unter Berücksichtigung der Resultate dieser Durchführbarkeitsstudie. Die Vorstellung der Methoden und Ergebnisse bleiben hier auf eine Kurzfassung begrenzt, da sie

ausführlich im GKSS-Bericht 94/E/10 beschrieben sind. Grundlegend für dieses Vorhaben waren einerseits die erste, methodisch einheitliche Kartierung der Auftauchbereiche im gesamten deutschen Wattenmeer und andererseits der Aufbau einer Datenbank und eines GIS basierten Verarbeitungssystems. Das aus dem Modellvorhaben resultierende Bewertungssystem wurde sowohl aus EDV-technischen und Gründen einer weiteren Vereinfachung der Datenerfassung und -auswertung überarbeitet.

Nach der Durchführbarkeitsstudie von 1983–1986 im Wurster Watt und im Rückseitenwatt von Spiekeroog begann die flächendeckende Kartierung der gesamten deutschen Wattgebiete unter Federführung des GKSS-Forschungszentrums Geesthacht im Frühjahr 1987 und konnte 1992 abgeschlossen werden. Direkt mit der Datenerhebung verbunden wurde die Entwicklung einer Datenbank ("WADABA"-Wattenmeerdatenbank) und eines Informationssystems.

Dieses Wattenmeerinformationssystem (WATiS) sollte zum einen ermöglichen, bei der zur Beschreibung der Ölempfindlichkeit notwendigen Vereinfachung im Einzelfall auf detaillierte Daten zurückgreifen zu können und zum anderen, Informationen für die Belange der Nationalparkämter und für wissenschaftliche Zwecke, z.B. im Rahmen der Ökosystemforschung, bereitzustellen.

Trotz der Kürze der zur Verfügung stehenden Zeit wurde die Neukartierung so umfangreich wie möglich angelegt, um eine weitgehend sichere Grundlage für die Bewertung und die resultierende Verletzlichkeitsabstufung zu erhalten.

Die Aufgabenstellung des Vorhabens gliederte sich demnach in drei Bereiche:

- 1) Thematische Neukartierung und Prüfung ihrer Durchführbarkeit für das gesamte Deutsche Wattenmeer in einem angemessenen Zeitraum.
- 2) Entwicklung eines Bewertungskonzeptes.
- 3) Anwendung der Bewertung auf die Ergebnisse der Kartierung als eigentliches „Sensitivitätsraster“ und Prüfung der Möglichkeit einer Anwender orientierten kartographischen Darstellung mit den Mitteln GIS-basierter EDV.

Resultate zu 1–3:

1. *Umfang der Kartierung:*

Benthos und Sedimente: Makrofauna: Bestimmung von Arten und Abundanzen flächendeckend an einem Stationsnetz von 1 km².

Meiofauna und Mikrophytobenthos: Arten und Abundanzen an ausgewählten Orten.

Korngrößenverteilung und Scherfestigkeit der Sedimente, flächendeckend.

Ichthyofauna: Netzfänge mit einer 2-m-Baumkurre auf den Platen ausgewählter Gebiete jeweils im Frühjahr und im Herbst der Untersuchungsjahre mit Bestimmung der Arten, ihrer Häufigkeits/Längenverteilungen und Bestandsdichten.

Salzwiesen: Bestimmung und Deckungsgrad der Pflanzengesellschaften auf 1 m² großen Flächen an Transekten mit 1 km Abstand an der Festlandküste.

Avifauna und **Mammalia:** Dokumentation der von verschiedenen Institutionen gesammelten Daten.[Inselstation der Vogelwarte Helgoland (1986)]

Die **Habitatcharakteristik** der Stationen und der Zwischenbereich des Messnetzes wurde durch die Dokumentation makroskopisch erkennbarer Merkmale in standardisierter, datentechnisch verwertbarer Form beschrieben.

2. Bewertungskonzept:

Die örtlich und zeitlich differenzierte Bewertung von Wattgebieten ist ein Resultat unterschiedlich gewichteter Mess- und Schätzgrößen der Verteilung von Salzwiesengesellschaften, Sedimenten und Benthosarten, sowie der Avifauna.

Die Nutzung des gesamten, sehr umfangreichen Datenhintergrundes mit allen Aggregationsebenen setzte eine Kopplung des Wattenmeerinformationssystems "WATiS" mit dem übergeordneten System "REMUS" (Rechnergestütztes Maritimes Unfallmanagement-System) voraus [Langer (1993)].

Für den Zeitraum bis zur Verbindung beider Systeme und auch aus Gründen der weiteren Vereinfachung des Bewertungskonzeptes wurde die „**Substratkategorie**“ für benthische Areale eingeführt. Mit Hilfe dieser, nur aus den Daten der Streckenprotokolle errechneten Kategorie konnten sowohl abiotische als auch biotische Parameter von Lebensräumen in ihrer Bedeutung zur Ölempfindlichkeit bestimmt werden.

Quantitative Daten zur Makrofauna und Kenngrößen der Sedimente wurden zur Absicherung und Konsistenzprüfung der Streckenprotokolle herangezogen. Ausgiebige Plausibilitätsbetrachtungen zu unterschiedlichen Bewertungen nach dem System der „Substratkategorie“ und dem des Modellvorhabens zeigten nur geringfügige Unterschiede.

Damit konnte die Substratkategorie für eine Darstellung auf hoch aggregierter Ebene als ausreichend angesehen werden, unter der Voraussetzung, daß die weiteren differenzierten Verletzlichkeitscharakteristika einer Expertenberatung zugänglich sind.

Berücksichtigung fanden bei der Einführung der Substratkategorie neben Besiedlungsformen von *Arenicola*, bestimmter Makrophyten und Makroalgen auch die von *Lanice conchilega*, *Mya arenaria*, *Cerastoderma edule* und *Mytilus edulis*. Die Sedimentkategorie insgesamt und die wegen der Gefahr einer „Reservoirbildung“ besonders für die Ölempfindlichkeit bedeutsamen Schillvorkommen werden zusätzlich berücksichtigt.

Die Tabellen 4 und 5 zeigen als Wahrheitstabellen die Voraussetzungen, die erfüllt sein müssen, um eine bestimmte Sediment- bzw. Substratkategorie zu erfüllen. Das bedeutet z.B. für die Sedimentkategorie 1, dass das Vorkommen von Schillbänken ausgeschlossen werden kann, das von Sand, heller Sedimentfarbe obligatorisch ist, während weder Schlick, noch Arenicola, noch „Sandwichstruktur“, noch eine Eindringtiefe beobachtet werden darf. Auch eine Sandauflage bleibt unbeachtet.

Tab. 4: Kriterien zur Festlegung der Sedimentkategorie.

Sedimentkategorie	1	2	2	2	3	3	4	4	4	4
Schillbank	0	0	0	0	0	0	-	-	-	1
Sand	1	1	1	1	-	-	-	-	0	-
Schlick	0	0	0	0	0	0	-	-	1	-
Sedimentfarbe hell	1	1	0	1	0	-	-	0	0	-
Sedimentfarbe dunkel	0	0	1	0	1	-	-	1	1	-
Arenicola > 1/m ²	0	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Sand-auf-Schlick	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-
Sandwich	0	0	0	0	1	-	-	1	-	-
Eindringtiefe > 5 cm	0	-	-	1	-	-	1	1	-	-
Eindringtiefe > 0 cm	0	-	-	1	-	-	1	1	-	-

Tab. 5: Kriterien zur Festlegung der Substratkategorie (vgl. auch Abb. 89–92).

Substratkategorie	1	2	2	2	3	3	3	3	3	4	4	4	4	4	4	4	
Arenicola		0- 2	0-2	0- 2	3	3	0-3	0- 3	>3	-	-	-	-	-	-	-	-
Zostera marina		0	0	0	0	<1 0	<1 0	<1 0	<1 0	* *	-	-	-	-	>1 0	-	-
Zostera noltii		0	0	0	0	<1 0	<1 0	<1 0	<1 0	* *	-	-	-	-	-	>1 0	-
Spartina		0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fucus		0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Teilbesiedlung (T)	0	1	>1	0	1	>2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
(T) vorhanden		> 2	1	> 1	> 2	>1	>2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
kl. Mytilusbänke		0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	-	-	-	-	-	-
Mytilusbank		0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	1	-	-	-	-	-
Schillbank		0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-	1	-	-	-	-
Sedimentkategorie	<3	2	1	½	2	2	3	2/3	<4	-	-	-	4	-	-	-	-
starker Schill		0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	-	1

Zur örtlichen Abgrenzung wurden den einzelnen Werten bestimmte Gebiete zugeordnet. Eine zeitliche Differenzierung erfolgt durch die Überlagerung der „Benthos-Sediment-Werte“ (jetzt „Substratkategorie“) mit denen des saisonal unterschiedlichen Aufkommens von Beständen der Avifauna nach ihrer relativen Häufigkeit. Diesen Beständen wurden besondere Gebiete zugeordnet, die sich am Ufersaum an den Strecken der Vogelzählungen orientierten. Seewärts wurde eine unterschiedliche Anzahl der „Benthos-Gebiete“ integriert und zum Teil räumlich überschritten, da, je nach dem Vorkommen bestimmter Arten, 5 km bzw. 20 km als Begrenzung des Aktionsradius vom Ufer aus angenommen wurden. Auf eine Berücksichtigung der Mammalia wurde verzichtet. Aufzuchtgebiete von Seehunden sollten aus laufenden Monitoringvorhaben bei späteren Aktualisierungen als qualitatives Merkmal übernommen werden.

Die Bewertung der Ichthyofauna ergab räumlich und zeitlich keine deutlichen Unterschiede zu den aggregierten Resultaten von Benthos-Sediment und Avifauna. Auf die Berücksichtigung dieser Gruppe kann bei zukünftigen Aktualisierungen verzichtet werden.

3. Kartendarstellung:

Alle Aggregationsebenen können prinzipiell als Karten oder Tabellen durch „WATiS“ dargestellt werden. Für den Anwender wurde eine GIS-Darstellung erzeugt, die ausschließlich die 4 Klassen der obersten Aggregationsebene berücksichtigt. Die Summe der 8 zugrunde liegenden Klassen (Benthos-Sediment = 4, Avifauna = 4) ist als Ziffer innerhalb der betreffenden Areale gekennzeichnet (Abb. 1) .

Eine GIS-Darstellung der Salzwiesen wurde nicht vorgenommen, da sich zu klein räumige Unterschiede der Sensitivität ergaben, die keinen anwendungsbezogenen Nutzen lieferten. Für zukünftige Aktualisierungen wurde ihre durchgehende Einstufung in Klasse 4 der obersten Aggregationsebene mit einer möglichen Differenzierung nach ihrer morphologischen Ausprägung vorgeschlagen.

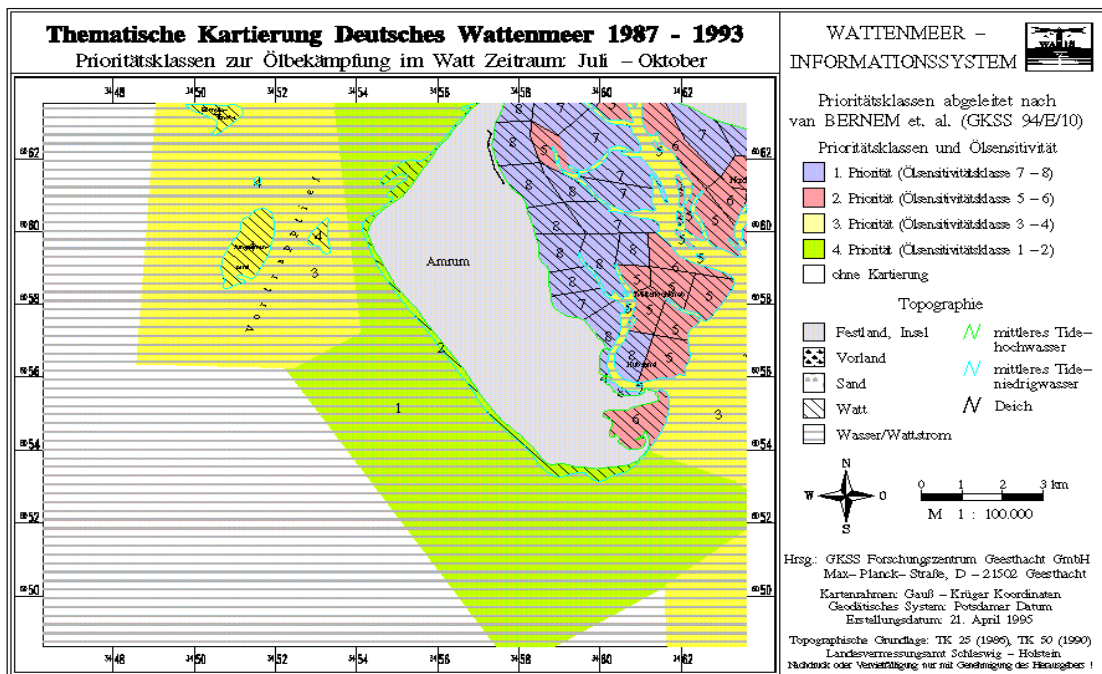


Abb. 1: Beispiel einer Sensitivitätskarte für den Bereich Amrum.

2.4 Sensitivitätskartierung zur Ölbekämpfung an den Unterläufen von Eider, Elbe, Ems und Weser

Die Arbeiten zum o.g. Projekt konnten Ende 1998 nach 2 jähriger Laufzeit abgeschlossen werden. Die ausführliche und überarbeitete Darstellung des Vorhabens ist als gesonderter Teil [van Bernem et al. (2007b)] Bestandteil des vorliegenden Abschlussberichtes. Aus Gründen der Vollständigkeit und zur besseren Übersicht folgt hier die Kurzfassung des Berichtes:

Die Unterläufe der in die Nordsee mündenden Flüsse Eider, Elbe, Ems und Weser wurden in ihrer Empfindlichkeit gegenüber Ölunfällen bewertet. Die Beurteilung der Uferabschnitte soll Entschei-

dingshilfen für die Bekämpfung von Ölunfällen liefern. Grundlage der Bewertung der Uferabschnitte, in die nur relativ Natur nahe Gebiete einbezogen wurden, sind die Naturschutzbedeutung und die Empfindlichkeit gegenüber Ölverschmutzung. Sozioökonomische Gesichtspunkte wurden im Bewertungsverfahren nicht berücksichtigt, auf den Sensitivitätskarten sind aber in dieser Hinsicht bedeutsame Objekte in Form von Symbolen dargestellt. Zur Bewertung herangezogen wurden Daten über das Vorkommen von Biotop- und Watttypen, Brut- und Rastvögeln, seltenen Pflanzen sowie von Fischen. Daneben wurden auch morphologische Eigenschaften der einzelnen Uferabschnitte und offizielle Gebietskategorien (wie z.B. Naturschutzgebiet) mit einbezogen. Grundsätzlich wurde im Verfahren zwischen Land- und Wattflächen unterschieden. Um saisonale Aspekte zu berücksichtigen, wurde die Bewertung für drei Jahreszeiten vorgenommen. Das Ergebnis des Verfahrens ist die Einteilung der einzelnen Uferabschnitte in 4 Prioritätsklassen und 8 Sensitivitätsklassen. Die Darstellung der Prioritätsklassen erfolgt farblich, die der Sensitivitätsklassen als Ziffern auf Karten im Maßstab 1:25.000. Die Karten liegen sowohl gedruckt, als auch in digitaler Form vor. Über die GIS-basierte Datenbank kann die Bewertung der einzelnen Kategorien nachvollzogen und aktualisiert werden. Der Flächenanteil hoch sensibler Gebiete ist an Elbe und Eider höher als an Ems und Weser. An allen Flüssen finden sich im Frühjahr die höchsten Werte.

Das grundlegende Prinzip einer Bewertung wurde aus dem „Sensitivitätsraster Deutsche Nordseeküste I“ übernommen. Neukartierungen waren lediglich für die Wattflächen erforderlich. Alle übrigen Daten konnten aus der Zusammenarbeit mit Ämtern übernommen werden: u.a.: LANU (Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein); NLÖ (Niedersächsisches Landesamt für Ökologie) – heute: NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten und Naturschutz); den Nationalparkämtern der Länder Niedersachsen, Hamburg und Schleswig-Holstein, der Oberen Naturschutzbehörde des Regierungsbezirks Weser-Ems, dem ALW (Amt für Land- und Wasserwirtschaft, Schleswig-Holstein) – heute: ALR (Amt für ländliche Räume, Husum), Wasser- und Schifffahrtsämter Hamburg und Bremerhaven) und Universitäten (Bremen, Hamburg).

Bedingt durch die unterschiedliche Natur räumliche Situation im Vergleich zum Wattenmeer, durch bestehende offizielle Gebietskategorien und durch die Datenlage wurden spezifische Entwicklungen des Bewertungsverfahrens und der Kategorien erforderlich [van Bernem et al. (2007b)]. Die offizielle Aktualisierung der Daten ermöglichte hier bereits eine weitgehende Formalisierung (Automatisierung) des Sensitivitätsrasters durch die Übernahme neuer Daten und die speziell entwickelte programmatische Neubewertung.

2.5 Monitoring im Rahmen des TMAP (Trilateral Monitoring and Assessment Programme)

Seit der Erklärung von Stade (Ministererklärung der achten trilateralen Regierungskonferenz zum Schutz des Wattenmeeres, 1997) besteht ein gemeinsames Monitoringpaket der Wattenmeer-Anrainerstaaten. Es beinhaltet einen systematischen Ansatz zum Monitoring biotischer, abiotischer

und sozioökonomischer Eigenschaften im trilateralen Kooperationsgebiet und ist Bestandteil des des TMAP. Im Rahmen des TMAP ist die TMAG (Trilateral Monitoring and Assessment Group) verantwortlich für die Implementation und Koordination des TMAP und berichtet der TWG (Trilateral Working Group). Zur TMAG gehören Delegierte der nationalen Administrationen, die für die Koordination der nationalen Monitoringprogramme und das Datenmanagement verantwortlich sind. Das TMAP wird von nationalen und regionalen Behörden durchgeführt. Hauptpartner sind: Danish Ministry for the Environment, Danish National Environmental Research Institute (NERI), Counties of Ribe and Sønderjylland, German Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety, State Ministries for the Environment in Schleswig-Holstein, Hamburg and Lower Saxony, Dutch Ministries of Agriculture, Nature and Food Quality, and of Transport, Public Works and Water Management. Das Common Wadden Sea Secretariat (CWSS, Wilhelmshaven) ist im Rahmen des TMAP mit der organisatorischen Durchführung betraut. Neben weiteren Parametern sind seit 1997 Seegrass und Vögel (jährlich) sowie Miesmuscheln-Austern (jährlich) und Salzwiesen (alle 5–6 Jahre) Bestandteile des Monitoring-Paketes. Obwohl die Methodik des Monitorings noch nicht vollständig harmonisiert abläuft und die Datenhaltung (-zugriff) für einzelne Teilbereiche noch nicht optimiert ist, war damit eine wichtige Grundlage zur automatisierten Aktualisierung im „Sensitivitätsraster Deutsche Nordseeküste“ gegeben (vgl. Kapitel 3.3.3).

2.6 Resumé

Für die Erstellung eines automatisierten, operationellen Sensitivitätsrasters der Deutschen Nordseeküste bestanden damit folgende Voraussetzungen:

Solide Kenntnisse zur Beurteilung der Verletzlichkeit von Sedimenten, Organismen und Habitaten des Intertidals. Grundlagen zur Entwicklung einer spezifischen Verletzlichkeitsstudie, die es ermöglicht ein, nach bestehenden Klassifizierungen ein insgesamt hoch sensitives Gebiet räumlich und zeitlich aufzulösen (s. Kapitel 2.1). Im Grad seiner Differenzierung und Klassifizierung einzelner Sektionen unterscheidet sich die Bewertung und Bildung einzelner Kategorien damit deutlich (und notgedrungen) von anderen Bewertungssystemen heterogener Küstenformen.

Eine Entwicklung und geprüfte Durchführbarkeit von Strategien zur methodisch einheitlichen Neukartierung von Wattgebieten in angemessenen Zeiträumen konnte ebenso erstellt werden wie die Entwicklung von Proxiparametern zur Ölsensitivität.

Der den Subsystemen innewohnenden Dynamik muss allerdings durch eine Aktualisierung mit fernerkundlichen und in-situ Methoden in Zeitabständen von 5–10 Jahren entsprochen werden (s. Kapitel 2.2 und 2.3).

Eine Gewährleistung zur Übernahme von Daten offizieller Monitoringprogramme (TMAP) in regelmäßigen Zeitabständen ist gegeben (s. Kap. 2.5).

Die Datenlage und der Bestand offizieller Gebietskategorien ermöglichten, nach Akzeptanz des Bewertungsmodells, bereits eine weitgehende Automatisierung für das Sensitivitätsraster der Ästuar

(s. Kap. 2.4 und [van Bernem et al. (2007b)]. Eine solche Automatisierung war bislang für das Intertidal der Nordseeküste nicht möglich. Die Resultate umfangreicher Neukartierungen mussten einer Expertenbewertung vorbehalten bleiben, da weder zur Konsistenzprüfung noch zur Klassifizierung der umfangreichen Daten ein programmatischer Ablauf als notwendige Voraussetzung zur Operationalisierung bestand.

Damit waren die Ziele für das Sensitivitätsraster Deutsche Nordseeküste II deutlich definiert:

- Neukartierung im Intertidal (nach 10–20 Jahren = 1. Aktualisierung).
- Auswahl von Daten(-qualitäten) aus dem TMAP, die in die Sensitivitätskartierung übernommen werden können.
- Entwicklung von Methoden zur Übernahme aller Daten in eine GIS-basierte Datenbank.
- Anpassung des Bewertungsmodells an die bestehende Datenqualität.
- Entwicklung eines automatisierten Bewertungsmodells.

3 SENSITIVITÄTSRASTER DEUTSCHE NORDSEEKÜSTE II – AKTUALISIERUNG UND ERSTELLUNG EINES AUTOMATISIERTEN, OPERATIONELLEN MODELLS ZUR VORSORGEPLANUNG BEI DER BEKÄMPFUNG VON ÖLUNFÄLLEN.

Notwendigkeit und Ziel der Arbeiten (s. auch Kap. 2.6)

Die hohe Dynamik abiotischer und biotischer Eigenschaften der Deutschen Nordseeküste macht, wie bereits während der Durchführbarkeitsstudie zum „Sensitivitätsraster Deutsche Nordseeküste I“ festgestellt wurde, eine Aktualisierung des Datenbestandes der dem Sensitivitätsraster zugrunde liegenden Kartierungen in Zeitabständen von 5 bis 10 Jahren notwendig (s. Kap. 2.2 und 2.3). Auch die Art der Bewertung sollte in diesem Zeitrhythmus überprüft werden, um sowohl die Datenlage als auch neue offizielle Gebietsbewertungen berücksichtigen zu können. Darüber hinaus sollte das gesamte bestehende Modell aus Kartierung und Bewertung in einen derart operationablen Zustand gebracht werden, der es der verantwortlichen Administration, als Kompetenzzentrum, ermöglicht, zukünftige Anpassungen eigenständig vorzunehmen.

Ein vom Havariekommando erstellter VPS (Vorsorgeplan Schadstoff-Unfallbekämpfung) für die gesamten Festlands- und Inselküsten bildet die Grundlage für die räumlich/zeitliche Darstellung des aktualisierten Sensitivitätsrasters (im folgenden als SENSIKAT II, im Vergleich zum 1. Sensitivitätsraster, der Thematischen Kartierung = SENSIKAT I bezeichnet).

Aufgabenstellung und Lösungswege

Zum Erreichen der oben dargestellten Ziele waren folgende Lösungswege vorgesehen (im Folgenden gekennzeichnet als Teilvorhaben 1–7). Besonderer Wert wurde auf eine regelmäßige Diskussion der laufenden Entwicklung des Projektes mit Vertretern der Landes- und Nationalparkämter (-verwaltungen), der Vertreter durchführender Institutionen benachbarter Vorhaben sowie mit dem Havariekommando gelegt. Bereits während der Antragsphase fanden diesbezügliche Gespräche mit Vertretern der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer, dem Amt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, dem Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LANU), dem Niedersächsischen Landesamt für Ökologie (NLÖ, heute NLWKN) sowie der damaligen Sonderstelle der Länder „Meeresverschmutzung“ (SLM) statt.

Teilvorhaben:

- 1.) Sichtung und Auswertung der Daten bestehender Habitatkartierungen und Monitoringvorhaben.
- 2.) Überarbeitung der bestehenden räumlichen Zuordnung von Gebieten der Watten, Salzwiesen sowie der Brut- und Rastvogelgebiete.

- 3.) Entwicklung standardisierter Methoden zum Datenimport regelmäßiger Monitoringvorhaben (Brut- und Rastvögel, Salzwiesen, Seegrasbestände, Muschelbänke.)
- 4.) Neukartierung der folgenden Wattgebiete nach den Maßstäben der „Thematischen Kartierung“ (taxonomische Eingrenzung auf benth. Makrofauna). Sowie Überfliegung u./o. Bereitstellung von Luftbildern und Satellitenaufnahmen von Auswahlgebieten.
 - Tidebecken Memmert/Juist (Teile)
 - Tidebecken Wangerooge
 - Jadebusen (Teile)
 - Hoher Weg/Mellum
 - Wurster Watt
 - Elbemündung (Teile)
 - Südl. Eiderstedt (Teile)
 - Nördl. Eiderstedt (bis Tidebecken Sylt/Föhr)

Alle genannten Gebiete wurden in Vorbesprechungen mit den Vertretern o.g. Institutionen abgestimmt. Die detaillierte Festlegung der Grenzen erfolgt während weiterer vorgesehener Gespräche. Teile des Jadebusens wurden danach durch weitere Kartierungen im Rückseitenwatt von Spiekeroog ersetzt.

- 5.) Überarbeitung des Bewertungsmodells unter Berücksichtigung neuer Gebietskategorien.
- 6.) Erstellung des operationellen Modells in Zusammenarbeit mit dem Havariekommando.
- 7.) Veranstaltung von mindestens zwei Arbeitstreffen/Jahr mit den o.g. Vertretern der Administration und anderen Fachkräften.

Die Resultate der Teilvorhaben (TV) werden in den folgenden Kapiteln beschrieben:

TV 1: Kap. 3.1; TV 2 und 3: Kap. 3.3; TV 4: Kap. 3.2; TV 5: Kap. 3.4; TV 6: Kap. 3.4 und 3.5.

TV 7 ist in drei Zwischenberichten und diversen Besprechungsprotokollen dokumentiert.

3.1 Literaturrecherche „Kartierungen im Wattenmeer“

Eine vollständige Darstellung der erfassten Literatur liegt als gesonderter Bericht vor (295 pp) und ist als Kopie u./o. CD über das GKSS-Forschungszentrum Geesthacht erhältlich.

Die vorliegende Literaturrecherche umfasst die wesentlichen Kartierungen und Bestandsaufnahmen innerhalb des deutschen Wattenmeeres, angefangen von den historischen Arbeiten Wohlenbergs und Linkes bis zur Gegenwart.

Der thematische Schwerpunkt liegt dabei auf „Kartierungen“, d.h. flächenhaften Erfassungen bestimmter geologischer, biologischer oder chemisch-physikalischer Parameter (avifaunistische Bestandsaufnahmen wurden nicht berücksichtigt). Dabei ergeben sich zwangsläufig fließende Übergänge zu Untersuchungen mit anderen thematischen Schwerpunkten (Monitoring,

Untersuchungen mit eher experimentellem und/oder ökosystemarem Ansatz). Berücksichtigt wurden auch Veröffentlichungen, die sich mit Langzeitveränderungen bzw. -vergleichen beschäftigen und/oder Vergleichsuntersuchungen mit historischen Erhebungen, sowie wissenschaftstheoretische bzw. – historische Arbeiten.

Die Recherchearbeiten wurden sowohl im Internet als auch in verschiedenen Bibliotheken und Forschungsinstitutionen (Forschungsstelle Küste Norderney, Senckenberg-Institut Wilhelmshaven, Bibliotheken des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie Hamburg, des Bundesamtes für Fischerei, des Instituts für Meereskunde, der GKSS, der Staats- und Universitätsbibliothek Hamburg sowie in anderen geologischen und biologischen Fachbereichsbibliotheken) durchgeführt.

Folgende Zeitschriftenreihen/Publikationslisten wurden u.a. durchgesehen:

<ul style="list-style-type: none">– Jahres- und Dienstberichte der Forschungsstelle Küste (Norderney)– Die Küste– Senckenbergiana maritima– Helgoländer Meeresuntersuchungen– Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen (Abt. Helgoland / Abt. Kiel)– Berichte des Forschungs- und Technologiezentrums Westküste– Meyniana– Umweltbundesamt Forschungsberichte/UBA Texte– Schriftenreihen Nationalpark Schleswig-Holsteinisches/ Niedersächsisches Wattenmeer– Forschungszentrum Terramare, Berichte– Berichte aus dem Institut für Meereskunde an der Christian-Albrechts-Universität Kiel– Berichte, Fachbereich Geowissenschaften, Universität Bremen	<p>Im Internet veröffentlichte Publikationslisten</p> <ul style="list-style-type: none">– Forschungs- und Technologiezentrum Westküste (FTZ Büsum)– Alfred-Wegener-Institut (AWI)– Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH)– Nationalparkämter– Kuratorium für Forschung im Küsteningenieurwesen (KFKI)– KüstenInformationssystem Nord- und Ostsee (NOKIS)– Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (NLÖ)– Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein (LANU)– Universität Kiel– Umweltbundesamt– u.a.)
--	---

Neben publizierten Arbeiten wurden, soweit möglich, auch unveröffentlichte Berichte und Gutachten der jeweiligen Institute aufgenommen. Ebenso wurden die Verzeichnisse von Dissertationen und Diplomarbeiten des Geologischen und des Zoologischen Instituts der Universität Hamburg sowie anderer Institute und Universitäten herangezogen.

Die Literaturverzeichnisse aller erfassten Publikationen, Berichte und Hochschularbeiten wurden ausgewertet.

Die Abstracts bzw. Zusammenfassungen wurden mithilfe eines OCR-Programms digitalisiert. Die erfassten Arbeiten wurden verschlagwortet und – thematisch zusammengefasst – in Übersichtskarten dargestellt, um so einen Überblick über die räumlichen Untersuchungsschwerpunkte der letzten 80 Jahre zu geben. Die Lagekennzeichnung der untersuchten Flächen kann dabei aus Gründen der Übersichtlichkeit nur stark schematisiert erfolgen. In der PDF-Version (auf CD) können die jeweiligen Zusammenfassungen durch Anklicken der kartografischen Einträge (Links) direkt angesteuert werden. Durch Anklicken des Autorennamens gelangt man zurück zur Karte.

Für die erfassten Arbeiten werden für jeden Eintrag die Koordinaten des Untersuchungsgebietes sowie der Untersuchungszeitraum aufgeführt.

Der Bestand aller recherchierten Arbeiten umfasst zurzeit 30 Bände mit insgesamt 374 Arbeiten. Neben publizierten Untersuchungen sind zahlreiche unveröffentlichte Berichte, Gutachten und Diplomarbeiten enthalten. Eine Reihe von Arbeiten liegt vollständig als PDF vor.

Aufgrund der Fülle von publizierten Projekten, wurden einige Themenbereiche wie zum Beispiel avifaunistische Erfassungen ausgeklammert. Salzwiesenkartierungen wurden erst im weiteren Verlauf der Recherche berücksichtigt. Der Stand ist daher als unvollständig anzusehen.

Den Schwerpunkt der erfassten Arbeiten bilden Kartierungen des Benthos (insbesondere Makrozoobenthos), von Miesmuschelbänken sowie geologisch-sedimentologische Kartierungen, morphologische Arbeiten und Schadstoffkartierungen.

3.1.1 Überblick

In der Frühphase der ökologischen Wattenmeerforschung wurden umfangreiche flächenbezogene, quantitative Arbeiten zur Besiedlung verschiedener Wattenmeergebiete vor allem in den zwanziger, dreißiger und vierziger Jahren des 20. Jahrhunderts durchgeführt. Wegweisende Untersuchungen sind die von [Hagmeier (1925)] und [Hagmeier, Kändler (1927)] im Nordfriesischen Wattenmeer, von [Wohlenberg (1937)] im Königshafen von Sylt, von [Linke (1939)] im Watt des Jadebusens. Diese Pionierarbeiten der deutschen Wattenmeerforschung wurden oftmals im Rahmen von Langzeitvergleichen aktuellen Bestandserfassungen gegenübergestellt, um auf langfristige Veränderungen in der Besiedlung zu schließen (u.a. [Michaelis (1987)], [Reise (1990)], [Reise, Schubert (1987)], [Reise et al. (1989)]).

Mit der Entwicklung der deutschen Wattforschung und den genannten Pionierarbeiten befasst sich [Bietz (2002)] [Bietz (2003)] unter wissenschaftshistorischen und methodenkritischen Gesichtspunkten.

Bei frühen Forschungsarbeiten standen überwiegend anwendungsorientierte Ziele wie Landgewinnung und Küstenschutz im Vordergrund, erst in den siebziger Jahren verlagerte sich der Schwerpunkt mehr zu ökosystemaren Ansätzen hin (vgl. auch [Bietz (2002)] [Bietz (2003)]). Die jüngeren Untersuchungen wurden zum großen Teil im Rahmen der Ökosystemforschung Wattenmeer (SWAP, ELAWATT) und mehrerer KFKI-Projekte durchgeführt. Schwerpunktgebiete waren u.a. das Sylt-Römö-Becken, der Jadebusen und das Einzugsgebiet der Otzumer Balje. Von den beteiligten Instituten sind vor allem die Biologische Anstalt Helgoland, das Senckenberg-Institut in Wilhelmshaven, die Forschungsstelle Norderney, die ehemalige Forschungsstelle Westküste, das Forschungs- und Technologiezentrum Westküste, die Nationalparkämter, das GKSS-Forschungszentrum und das Alfred Wegener-Institut zu nennen.

Der gesamte Auftauchbereich des Deutschen Wattenmeeres wurde, methodisch einheitlich, zum ersten Mal durch die Sensitivitätskartierung Nordsee (GKSS-Forschungszentrum Geesthacht, 1987–

1993) bearbeitet. Motivierend waren hier wiederum anwendungsorientierte Ziele im Rahmen der Vorsorgeplanung zur Ölbekämpfung. (vgl. [van Bernem et al. (1994)]).

Im Nordfriesischen Wattenmeer wurden viele sedimentologische und biologische Bestandserfassungen von der in den dreißiger Jahren gegründeten Forschungsstelle Westküste durchgeführt (vgl. [König (1943)], [Haberstroh (1938)], [Iwersen (1943)], [Plath, M. (1943)], [Ostendorff (1943)]).

Für den Bereich des Niedersächsischen Wattenmeeres gehen zahlreiche Bestandserfassungen auf die die Forschungsstelle Küste, Norderney zurück. Zu nennen sind hier vor allem die Arbeiten von [Müller] (1955–1966) und [Michaelis] (1968–1994). Umfangreiche sedimentologische Bestandsaufnahmen liegen u.a. von [Ragutzki] (1978–1984) und [Meyer, Ragutzki (1999)] vor.

Einen Überblick über den jeweiligen Bearbeitungsstand bzw. Zusammenstellungen der bis dato verfügbaren Literatur für das Niedersächsische Wattenmeer geben u.a. [Luck, Michaelis (1976)], [Michaelis, Böhme (1994)] ; [Heider, S. (1994)] und die FORSCHUNGSSTELLE KÜSTE (1999, 2004).

In den Abbildungen 2 bis 7 ist der Stand der Literaturrecherche dargestellt.

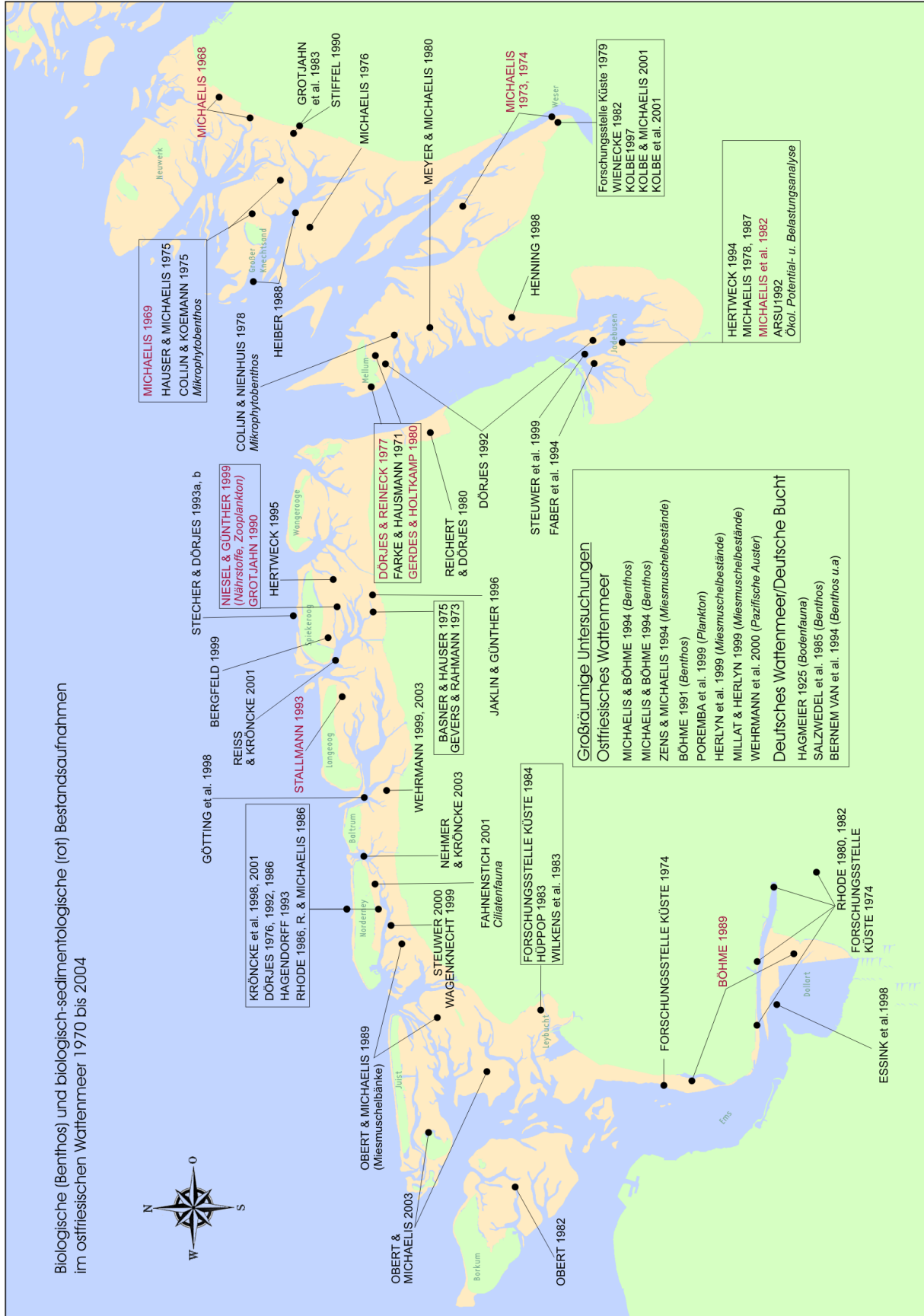


Abb. 2: Biologische Kartierungen Borkum bis Jadebusen.

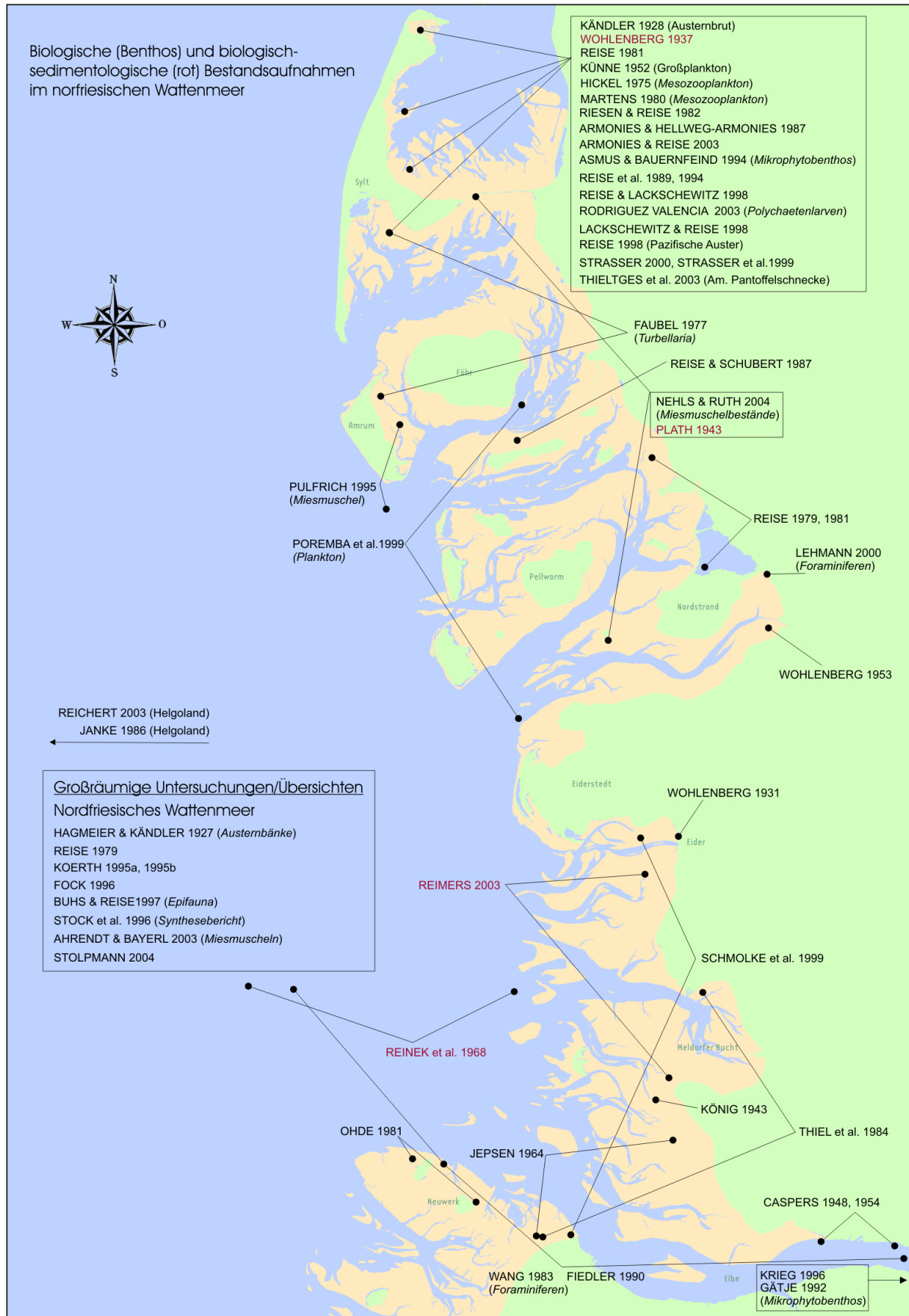


Abb. 5: Biologische Kartierungen Elbe bis Sylt.

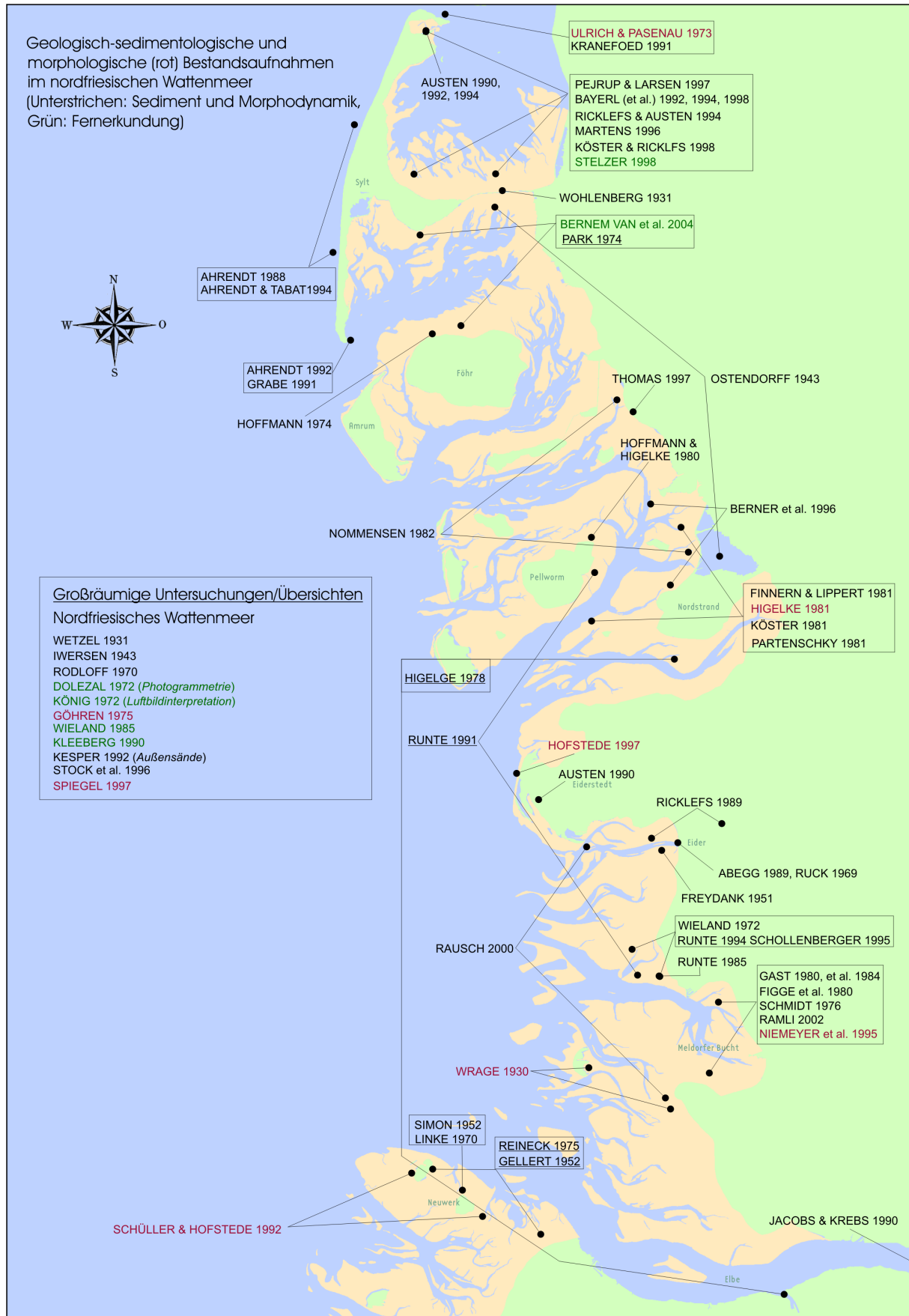


Abb. 6: Geologische Kartierungen Elbe bis Sylt.

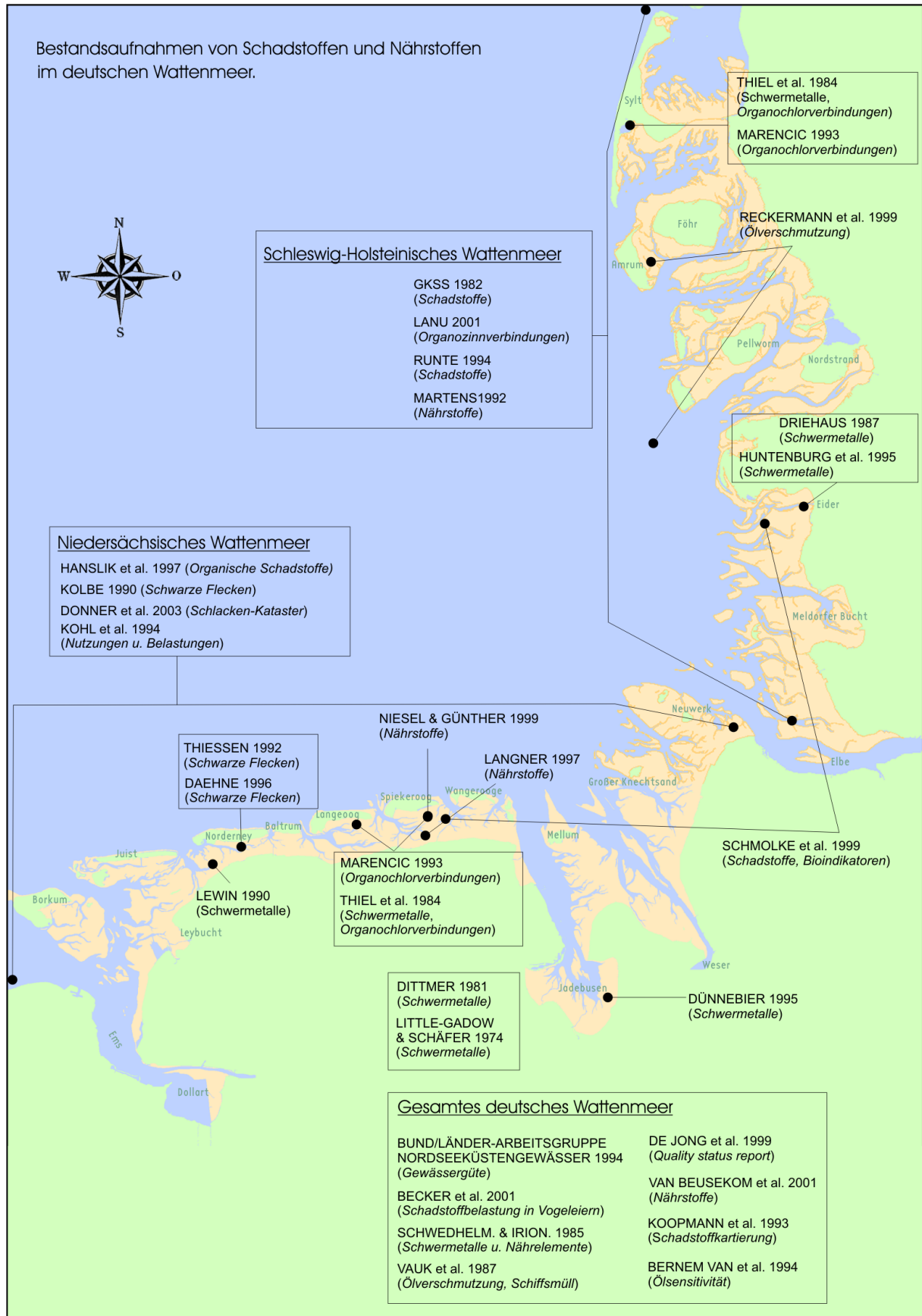


Abb. 7: Schadstoffkartierungen Niedersachsen Schleswig-Holstein.

3.2 Habitatkartierung im deutschen Wattenmeer

Eine Neukartierung von Wattgebieten nach den Maßstäben der „Thematischen Kartierung“ (s. Kap. 2.3) mit taxonomischer Eingrenzung auf die makrobenthische Fauna erfolgte von Juni 2003 bis zum Frühjahr 2006. Einige Gebiete weiterer Kartierungen, die während der GKSS-Projekte HIMOM (1998) sowie im Auftrag des LANU (2001, 2002) bearbeitet wurden, konnten in den Datenbestand „SENSIKAT II“ übernommen werden.

Alle nachfolgend genannte Gebiete wurden in Vorbesprechungen mit Vertretern der Nationalpark- und Landesämter abgestimmt:

Tidebecken Borkum/Memmert/Juist (Teile), Norderney (Transekt), Baltrum/Langeoog (gesamt), Tidebecken Spiekeroog u. Wangerooge (nahezu vollständig), Hoher Weg/Mellum (Teile, Transekt), Wurster Watt (nahezu vollständig), Elbemündung bis Eider (nahezu vollständig), Eidermündung bis Eiderstedt (Teile), Hever (Teile), Pellworm bis Langeness (Teile), Tidebecken Sylt/Amrum/Föhr (gesamt), Tidebecken Sylt Römö (deutscher Teil: gesamt), Nördl. Eiderstedt (bis Tidebecken Sylt/Föhr).

Die Abbildungen 8 bis 11 zeigen Ort und Jahr der jeweiligen Kartierungen.



Abb. 8: Stationen im Bereich Emsmündung bis Langeoog.



Abb. 9: Stationen im Bereich Baltrum bis Neuwerk.



Abb. 10: Stationen im Bereich Neuwerk bis Eiderstedt.



Abb. 11: Stationen im Bereich Eiderstedt bis Sylt-Nord.

3.2.1 Methodik der Feldkartierung

Die Feldarbeiten folgten der in den vorausgegangenen Projekten erprobten Methodik. Die einzelnen Stationen wurden nach ihren GPS-fixierten Koordinaten aufgesucht und anhand des „standardisierten Streckenprotokolls“ beschrieben (Abb. 12). Zusätzlich erfolgte an jeder Station eine Beprobung zur Bestimmung der Makrofauna, sowie der Biomasse (ATG), Korngrößenzusammensetzung und des Wassergehaltes im Sediment. Die Scherfestigkeit wurde an der Sedimentoberfläche und in 15 cm Tiefe durch jeweils 5 Parallelmessungen bestimmt. Die Änderungen der Habitateigenschaften auf dem Weg zwischen den einzelnen Stationen wurde anhand von „Zwischenstationen“ fixiert (GPS-Koordinaten) und im Streckenprotokoll dokumentiert.

Die Auswertung der Makrofauna- und Sedimentproben diente in erster Linie einer Ergänzung bzw. Absicherung der Schätzgrößen des Streckenprotokolls.

Die ca. 90 Parameter des Streckenprotokolls sind so angelegt, daß auch bei einer unvollständigen Bearbeitung, die sowohl Wetter- als auch Zeit bedingt auftreten kann, in fast allen Fällen eine ausreichende Information zur Einstufung in die vier Sensitivitätsklassen möglich ist. Darüber hinaus sind sich ergänzende wie auch ausschließende Angaben enthalten, die eine Konsistenzprüfung bei einer fehlerhaften Beschreibung erleichtern.

Für eine Einstufung in die Sensitivitätsklasse 1 (gering empfindlich) der Benthos-Sediment Klasse sind beispielsweise folgende Parameter maßgeblich (s. auch Abb. 89):

Die Präsenz von Muschel- und Schillbänken wie auch Seegraswiesen (*Zostera* spp.) muss ausgeschlossen werden können. Der bioturbativ habitatprägende Wattwurm, *Arenicola marina*, darf nur ein sehr geringes bis gar kein Vorkommen aufweisen. Definitiv ausgeschlossen sein muss die Anwesenheit von mindestens zwei der filtrierenden Schlüsselorganismen *Lanice conchilega*, *Cerastoderma edule*, *Mya arenaria* und *Mytilus edulis*. Es darf weder die Makroalge *Fucus spec.* noch die Makrophyte *Spartina anglica* vorkommen und die Sedimentkategorie muss der Einstufung 1–2 entsprechen (helle Sände, s. Tab. 4). Die Eindringtiefe sollte bei 0 liegen, kann aber auch, entsprechend der Maßstäbe in der vorgenannten Tabelle höher sein wie es bei bestimmten exponierten Sänden durch eine hohe Umlagerungsrate vorkommen kann. In einem solchen Fall ist zwar ein tieferes Eindringen des Öls in das Sediment möglich, die hohe Umlagerung sorgt aber ebenfalls für eine beschleunigte Eliminierung und eine ausreichende Sauerstoffversorgung zum mikrobiellen Abbau.

Für die Benthos-Sedimentklasse 2 gelten zunächst die gleichen Parameter, mit dem Unterschied einer nachweislich höheren Dichte von *Arenicola marina*. Alternativ, bei geringer Dichte dieser Spezies, führt auch der Nachweis einer Präsenz der o.g. Filtrierer zur Einstufung in diese Klasse (s. auch Abb. 90).

Der Nachweis einer Abwesenheit von Muschel- und Schillbänken ist ebenfalls eine notwendige Voraussetzung für die Benthos-Sedimentklasse 3. Ein geringer Deckungsgrad von Seegras ist hier

erlaubt. Alternativ führt eine hohe Dichte von *Arenicola marina*, verbunden mit der Sedimentkategorie 2–3 und/oder der Nachweis von mindestens 1–2 der o.g. Filtrierer zur Einstufung in diese Sensitivitätsklasse. Eine Reihe von Sedimentparametern dienen hier zusätzlich zur Absicherung und Überprüfung möglicher fehlerhafter oder unvollständiger Einträge (s. auch Abb. 90–91).

Eine starke Bedeckung und Durchsetzung des Sediments mit Schill, wie auch Schill- und Muschelbänke und eine Deckung mit Seegras > 10 % führen direkt zur Einstufung in die Benthos-Sediment Klasse 4. Alternativ ebenso die Sedimentkategorie 4 oder der Nachweis von Schlick oder einer Eindringtiefe > 5 cm bei Ausschluss heller Sände und das Vorkommen weiterer bestimmter Sedimentverhältnisse, die ein dauerhaftes Eindringen des Öls bei mangelnder Umlagerung und/oder nur schwer oder nicht möglicher Reinigung wahrscheinlich machen (s. auch Abb. 92 und Tab. 5).

Die Analyse der Makrofauna-Beprobung und von Korngrößen / Wassergehalt der Sedimente wie auch die Messung der Scherfestigkeit diene einerseits zur Absicherung der für die Ölsensitivität maßgeblichen Proxiparameter und andererseits, neben weiteren Inhalten des Streckenprotokolls, zur zusätzlichen Charakterisierung der Habitate und der Arbeits-/Bekämpfungsmöglichkeiten vor Ort (z.B. Scherfestigkeit, Eindringtiefe).

Transekt Protokoll

Höhe

- 1,1 1 nahe MTLW
2 mittel
3 nahe MTHW
- 1,2 1 Landnähe (0)

Neigung

- 2,1 1 flach (0)
- 2,2 1 < 30° (0)
- 2,3 1 > 30° (0)
- 2,4 1 Prielrand (0)
- 2,5 1 Rinnenrand (0)
- 2,6 1 Strandwall (0)

Oberflächenstruktur

- 3,1 1 glatt (0)
- 3,2 Rippelhöhe (cm)
- 3,3 Rippellänge (cm)
- 3,4 1 symmetrisch (0)
- 3,5 1 asymmetrisch (0)
- 3,6 1 erodiert (0)
- 3,7 1 Großrippel (0)
- 3,8 1 Arenicolahöcker (0)
- 3,9 1 Steine (0)
- 3,10 1 Kies (0)
- 3,11 1 Torf (0)

Sedimentfarbe

- 4,1 1 hell
2 dunkel

Sediment

- 5,1 1 Sand (0)
- 5,2 1 Schlicksand (0)
- 5,3 1 Auflage (0)
- 5,4 1 Sand auf Schlick (0)
- 5,5 1 Schillbank (0)
- 5,6 1 Schlick (0)
- 5,7 Eindringtiefe (cm)
- 5,8 0 keine Schillbedeckung
1 leicht, 2 stark

Tiefenschichten

- 6,1 0 kein Schill
1 leicht, 2 stark
- 6,2 Tiefe (cm)
- 6,3 1 Torf (0)
- 6,4 1 Klei (0)
- 6,5 Tiefe (cm)

Wasserbedeckung

- 7,1 Deckungsgrad (%)
- 7,2 1 Oberflächenfilm (0)
- 7,3 1 gefüllte Rippeltäler (0)
- 7,4 1 trocken (0)

Redox Bedingungen

- 8,1 Oxidationstiefe (cm)
- 8,2 1 scharf, 2 diffus
- 8,3 1 schwarze Flecken (0)
- 8,4 1 original, 2 in Tälern,
3 durch Algen, 4 d. Muscheln
- 8,5 Deckung/m²

Mikroalgen

- 9,1 Diatomeen Deckung (%)
- 9,2 1 Flecken, 2 homogen
- 9,3 0 keine Schlauchdiatomeen
1 Amphipleura, 2 dicht
3 Melosira, 4 dicht, 5 beide, 6 dicht
- 9,4 1 Merismopedia, 2 dicht (0)

Makroalgen

- 10,1 Enteromorpha (%)
- 10,2 1 isoliert, 0 keine
- 10,3 1 Ulva, 2 dicht
- 10,4 1 Fucus, 2 dicht (0)
- 10,5 1 Porphyra, 2 dicht (0)
- 10,6 1 Chaetomorpha, 2 dicht (0)
- 10,7 1 Bulten, 2 dicht, 3 (0)

Makrophyten

- 11,1 Zostera marina (%)
- 11,2 1 isoliert, (0)
- 11,3 Zostera noltii (%)
- 11,4 1 isoliert, (0)
- 11,5 1 Spartina, 2 dicht, (0)
- 11,6 1 Salicornia, 2 dicht, (0)

Makrofauna

- 12,1 1 Arenicola < 1/m²
2 (1-10), 3 (-50), 4 (> 50),
5 (>> 50), 6 juv., 7 adult
 - 12,2 1 Lanice, 2 dicht
3 sehr dicht, (0)
 - 12,3 Lanice (Ind/Fläche, 10 SS)
 - 12,4 (") auf Bulten
 - 12,5 (") ohne Bulten
 - 12,6 1 Heteromastus, 2 dicht,
3 sehr dicht (0)
 - 12,7 1 Mya, (0)
2 juv. dicht, 3 adult dicht
4 beide dicht
 - 12,8 1 Cerastoderma, (0)
2 juv. dicht, 3 adult dicht
4 beide dicht
 - 12,9 1 Mytilus, (0)
 - 12,10 1 einzelne Klumpen, (0)
 - 12,11 1 kl. isolierte Bänke
2 kl. zusammenhängende Bänke, (0)
 - 12,12 1 zusammenhängende Bank, (0)
 - 12,13 1 jung, 2 alt, 3 50/50
 - 12,14 Anteil toter Ind. (%)
 - 12,15 1 Corophium, 2 dicht, 3 s. dicht, (0)
- Beschreibung Probenort**
- 13,1 1 Proben aus wasserbedecktem Sed.
2 Proben aus trockenem Sediment
 - 13,2 Höhe Wasserbedeckung (cm)
 - 14,1 1 Loco SS1 MKF
2 Loco SS2 MKF etc.
 - 14,2 1 Loco SS1 MEF etc.
 - 15,1 Station
 - 15,2 Koordinaten (D-GPS)
 - 15,3 Bemerkungen

Abb. 12: Standardisiertes Streckenprotokoll.

3.2.2 Fernerkundung

Digitale Luftbildaufnahmen

Weite Bereiche der insitu kartierten Areale konnten während der Feldarbeiten befliegen werden. Für die Luftaufnahmen wurde bis 2005 eine SONY TRV 900E 3CCD Digital-Videokamera eingesetzt, die ins Flugzeug mit senkrechtem Blick nach unten eingebaut wurde. Die Kamera wurde mit einer Weitwinkel-Optik ausgestattet, mit der ein Blickfeld quer zur Flugrichtung von 1.4 x Flughöhe erreicht wurde. Dies ergibt aus einer Flughöhe von 1000 Metern eine kontinuierliche Streifenbreite von 1400 Metern und einer Bodenauflösung von 2 Metern. Navigiert wurde nach vorher festgelegten Kursen mit einem GPS-Empfänger und zusätzlich für die Aufnahmen klein räumiger Objekte nach dem Videobild, das von der Kamera auf einen Bildschirm übertragen wurde. Alle Kurse, Flughöhen und Richtungen wurden aufgezeichnet und mit den Aufnahmen synchronisiert.

Für die Aufnahmen der Uferzonen der ostfriesischen Inseln wurden zusätzlich Schrägaufnahmen mit einer Canon S50 Digitalkamera (5MPixel) angefertigt.

Die Flughöhe musste aber je nach Wetterbedingung (Wolkenuntergrenze) bei einigen Flügen geändert werden. Der größere Teil wurde als RGB-Bild für die Feldarbeit eingesetzt und stand nach der Aufnahme für Begehungen zur Verfügung. Die RGB-Aufnahmen wurden z.T. mit Hilfe der Maximum-Likelihood Klassifizierung ausgewertet. Die Luftaufnahmen sind auf CD dokumentiert und nach Anforderung einsehbar.

Für die Abgrenzung der Habitatareale bildeten die Resultate der Überfliegungen neben den im Feld festgelegten „Zwischenstationen“ (siehe oben) eine sehr gute Grundlage. Mit ihrer Hilfe war es möglich, die Punktwerte der Stationen und Zwischenstationen auf Flächen zu extrapolieren, die die Annahme einer hohen Wahrscheinlichkeit ähnlicher Verhältnisse zuließen. Ein weiterer Anwendungsbereich zur Erleichterung der Feldarbeiten bestand darin, auf Luftbildern erkennbare „besondere“ Merkmale aufzusuchen und insitu zu verifizieren. Ein Problem besteht hier noch bei der Schwierigkeit Wattgebiete ohne „Landmarken“ so genau zu geo-referenzieren, dass eine direkte Ansteuerung solcher Merkmale möglich ist. Die Lagebestimmung einzelner Objekte im Bild an Hand der GPS Daten war ohne Fluglagekorrektur in der Regel auf < 100 m genau möglich.

Überprüfungen mit verschiedenen Klassifizierungsmethoden (z.B. mit der überwachten Klassifizierung mit dem Maximum Likelihood Verfahren) ergaben weitere Ergänzungen/Hilfen zu den insitu Arbeiten. Vegetationsverhältnisse wie Seegraswiesen (allerdings ohne Differenzierung der Arten und nur bedingter Aussagekraft zum Deckungsgrad) und Kleinalgenbewuchs (Diatomeen, Grünalgen) lassen sich gut identifizieren und helfen ebenfalls Flächen bezogene Aussagen zu erleichtern (Abb. 13 und 14). Bei dieser Klassifizierung werden zunächst Trainingsgebiete an Hand der Geländekenntnis und der visuellen Identifikation von Objekten oder Watttypen in der Aufnahme ausgewählt. Für diese Trainingsflächen werden dann die Merkmale einschließlich ihrer Variabilität aus der spektralen Reflexion bestimmt. Anschließend wird dann die gesamte Aufnahme nach diesen Merkmalen durchsucht. Wird für ein festgelegtes Ähnlichkeitskriterium einer der Klassen erfüllt, dann wird dieses

Pixel dieser Klasse zugeschlagen und entsprechend gekennzeichnet. Alle übrigen Pixel werden als nicht klassifiziert markiert.



Abb. 13: Luftbild Rantum Hafen.

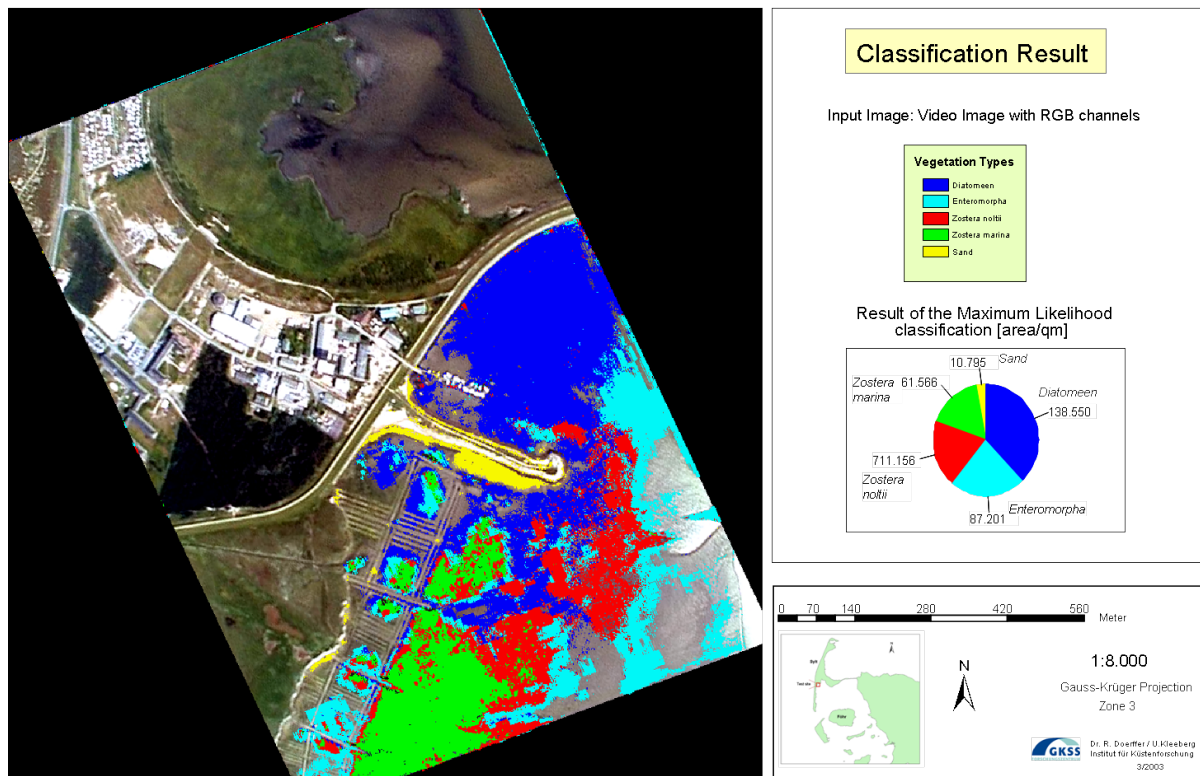


Abb. 14: Klassifizierung der Vegetation (grün: Seegrass, rot: Diatomeen, blau: Schlick).

Abgesehen von der fernerkundlichen Identifikation von Vegetationsverhältnissen ließen sich sowohl exponierte, weitgehend bewuchsfreie Sände wie auch wassergesättigte Schlickgebiete mit gewissen Einschränkungen, die eine Verifikation vor Ort notwendig machen, ausreichend gut abbilden. Die oben beschriebenen Gebiete mit den Benthos-Sediment Klassen 1 und 4 können damit bei zukünftigen Aktualisierungen durch fernerkundliche Methoden, mit der genannten Einschränkung, ausreichend definiert werden.

Satellitendaten

Für die Kartierung der Wattflächen und Priele in Teilgebieten lassen sich sehr gut Satellitendaten verwenden. Hierfür wurden Daten des LANDSAT 7 eingesetzt. Die wichtigsten Spezifikationen des Sensors sind in Tab. 6 zusammengefasst. Für die im Rahmen der Sensitivitätsstudie relevanten Informationen wurde die Anwendbarkeit der Satellitendaten vor allem in Hinblick auf die Erfassung der Niedrigwasserlinie und die Kartierung der aktuelle Wattsedimente untersucht.

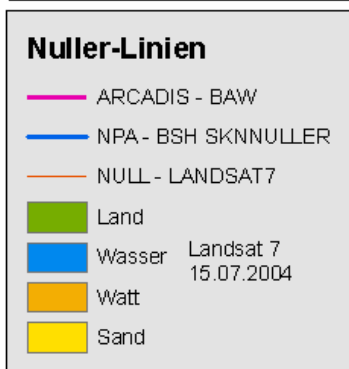
Tab. 6: Spezifikationen Kanäle LANDSAT 7.

Band characteristic

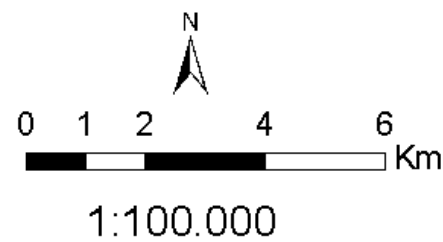
VIS (Blau)	0.45 - 0.52 μm	30 m
VIS (Grün)	0.52 - 0.60 μm	30 m
VIS (Rot)	0.63 - 0.69 μm	30 m
NIR	0.76 - 0.90 μm	30 m
SWIR	1.55 - 1.75 μm	30 m
SWIR	2.08 - 2.35 μm	30 m
LWIR (thermal)	10.4 - 12.5 μm	60 m
PAN	0.52 - 0.90 μm	15 m

Erfassung der Niedrigwasserlinie

Die Auswertung der Satellitendaten (Landsat 7 vom 15.7.02) ergaben im Gebiet Amrum /Föhr sehr gute Übereinstimmungen mit Null-Linien anderer Quellen, wie der BSH-SKN (Blau) bzw. der ARACDIS Tiefenlinien (Violett, Quelle BAW) (s. Abb. 17). In diesem Gebiet gab es eine sehr gute zeitliche Überlappung zwischen dem Zeitpunkt der Satellitenaufnahme(12:15) und dem Niedrigwasser (12:15 MSZ), dies zeigt Abb. 15



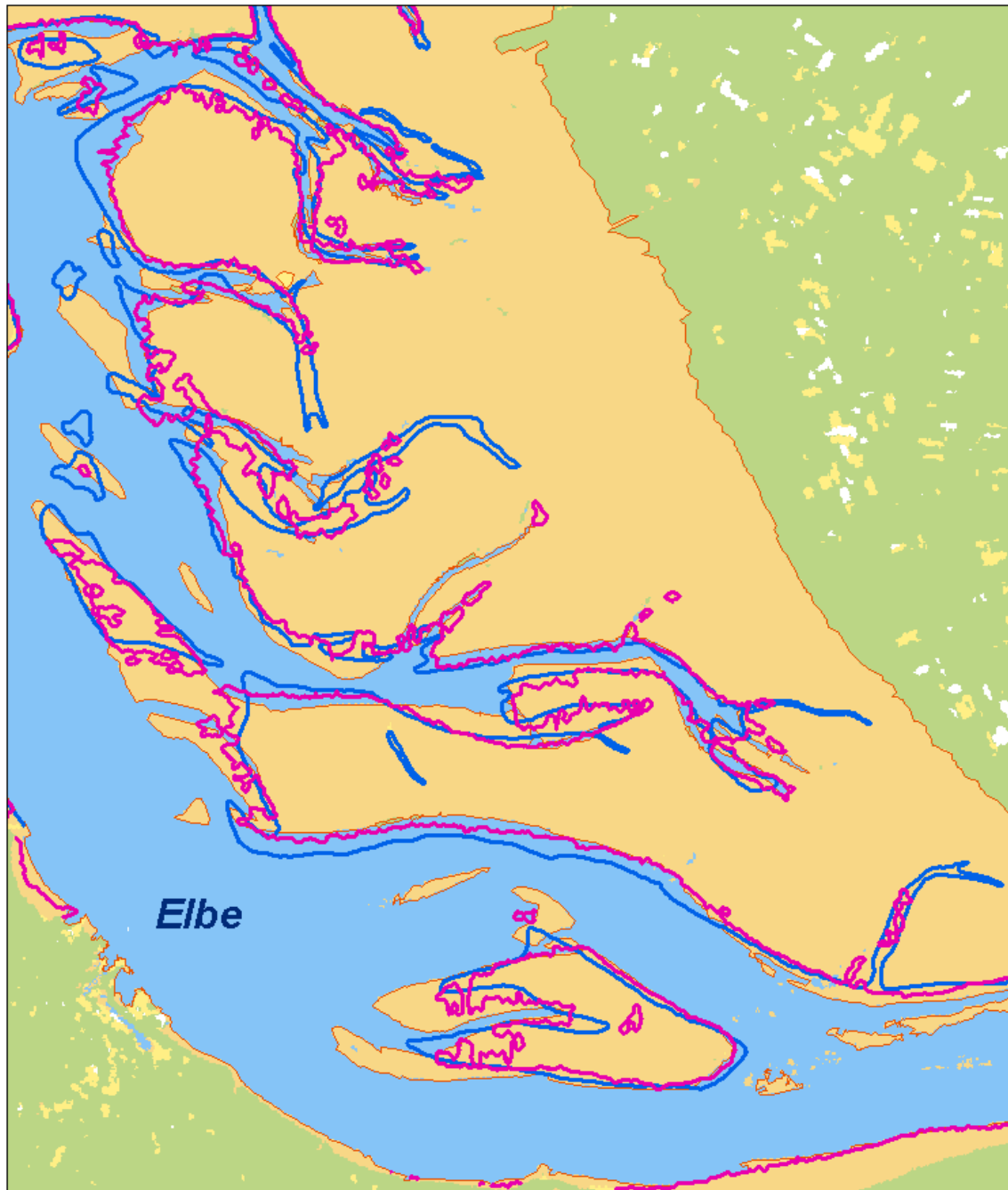
Nuller Linien aus verschiedenen Datenquellen



GKSS
GEOMATIKUM
GEODÄSIE UND VERMESSUNGSWESEN
INSTITUT FÜR KÜSTENFORSCHUNG
U. Kleeberg - 2004

Abb. 15: Nuller Linien aus verschiedenen Datenquellen Bereich Amrum-Föhr.

Die Auswertung der gesamten Szene für Schleswig-Holstein (path 197/ row 22), zeigen jedoch im Bereich der Elbmündung nicht mehr so gute Übereinstimmungen (s. Abb. 16). Eine gemeinsame Niedrigwasserlinie lässt sich hier nicht mehr ermitteln. Auch für die Wattgebiete in Niedersachsen (path 197/ row 22) konnte für die gesamte Fläche kein einheitlicher Datensatz mit den Bedingungen: Niedrigwasser und unbewölkt zur Auswertung herangezogen werden. Es zeigte sich, dass für Teilgebiete wie Hörnumbecken/ Amrum / Föhr durch den Einsatz von Satellitendaten (Landsat 7, 30 m Bodenauflösung) mittels einer überwachten Klassifizierung die aktuelle Topographie ermittelt werden kann. Da der Tidenhub im der gesamten Deutschen Bucht jedoch um mehrere Stunden differiert, kann mit den vorhandenen Szenen des Zeitraums 2000–2003 keine Auswertung des gesamten Bereich erfolgen und somit keine einheitliche Niedrigwasserlinie für das gesamte Deutsche Eulitoral ermittelt werden. Es kann generell gezeigt werden, dass für Teilgebietsstudien dieses Verfahren einen einfachen Weg zur Ermittlungen der aktuellen Topographie bereitstellt, und das hierfür Standard Klassifizierungsverfahren herangezogen werden können, die jedoch im Falle der überwachten Klassifizierung (Maximum Likelihood) vom Anwenderwissen über die unterschiedlichen Oberflächen voraussetzen. Zudem lässt sich auch gleichzeitig die Flächenausdehnung des Eulitorals ermitteln. Bei Auswertung von Satellitendaten unterschiedlicher Jahre können des Weiteren Aussagen über Flächenverluste/-gewinne treffen und Gebiete unterschiedlicher Morphodynamik kartieren.



Nuller-Linien

- ARCADIS - BAW
- NPA - BSH SKNNULLER
- NULL - LANDSAT7
- Land
- Wasser Landsat 7 15.07.2004
- Watt
- Sand

Nuller Linien aus verschiedenen Datenquellen

N

0 1 2 4 6 Km

1:100.000

Institut für Küstenforschung
U.Kleeberg - 2004

Abb. 16: Nuller Linien aus verschiedenen Datenquellen Bereich Elbemündung Nordergründe.

Aufgrund der Problematik, dass keine für das gesamte Wattenmeer einheitliche Nullerlinie mit den vorhandenen Satellitendaten errechnet werden konnte, wurde im Rahmen der Studie entschieden, die vom BSH erhobene Seekartennulldaten als Basis für die Festlegung der Wattfläche zu wählen.

Sedimentkartierung

Eine weitere Einsatzmöglichkeit der Landsatdaten bietet die Auswertung der Spektralcharakteristik hinsichtlich der unterschiedlichen Sedimenttypen. Bisherige Studien zeigen, dass eine Trennung zwischen Sand- und Schlickwatt sehr gut möglich ist. Schwierigkeiten gibt es bei der Unterscheidung zwischen feuchteren Sand- und Schlickwattflächen. Zudem gibt es Bereiche die eine feine schlickige Auflage über den Sandwattflächen haben und somit als Schlickwatt klassifiziert werden. Um diesbezüglich exaktere Karten zu erhalten ist es notwendig die punktuell erfassten Habitatdaten und Sedimentdaten der umfangreichen Wattkartierung zur Auswertung hinzuzunehmen. Ein weiterer zukünftiger Ansatz wird die Kombination der Optischen- mit der Radarfernerkundung sein. Über die Radardaten kann die Oberflächenrauigkeit als zusätzlicher Informationsträger in eine gemeinsame Klassifizierung eingehen.

Eine Ergebniskarte für den Bereich Hörnum / Föhr ist in Abb. 17 dargestellt.

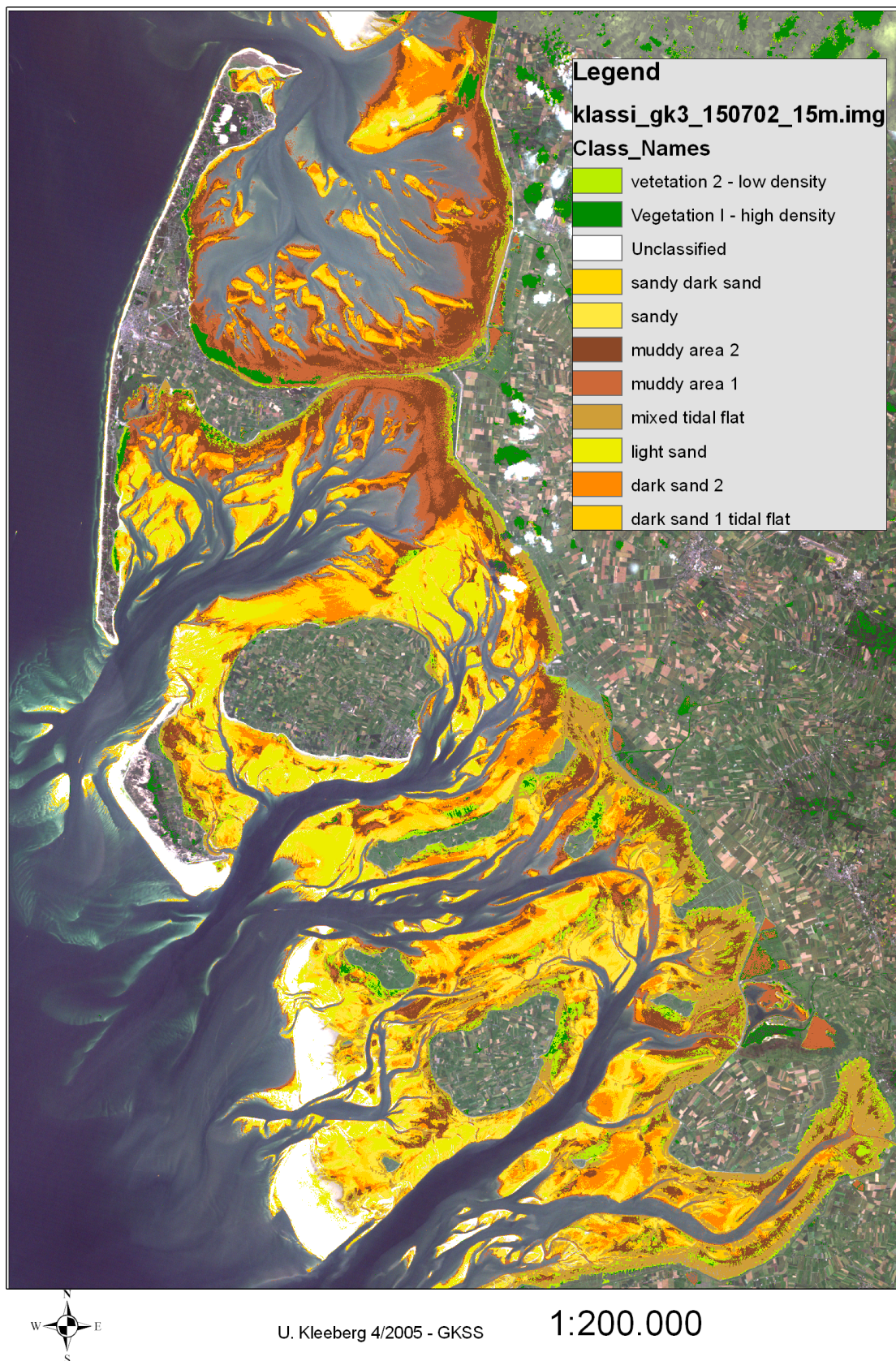


Abb. 17: Sedimentklassifizierung im Bereich Haver bis Sylt-Süd.

Die Abbildung zeigt das Ergebnis einer Auswertung bei der mittels Datenverschneidung die unterschiedlich räumlich und spektral aufgelösten Landsat 7 Daten gemeinsam klassifiziert wurden. Das Resultat zeigt eine sehr gute Trennung zwischen unbewachsener Wattfläche und Seegrasbewuchs. Die klassifizierten Seegrasgebiete wurden durch Überlagerung mit der Seegraskartierung des NPA Tönning (2002) abgeglichen und zeigen eine gut Übereinstimmung. Die Sedimentklassen wurden mit den Sedimentdaten der Habitatkartierung verglichen und zeigen für den Bereich eine gute Ergebnisse. Unstimmigkeiten gab es nur dort, wo durch schllickigen Auflagen Sandwattgebiete als schllickige Gebiete klassifiziert wurden.

3.2.3 Dynamik der Habitatdiversität

Beispiele zur morphologischen Änderungen der Auftauchbereiche sind im Kapitel 3.3.1 dargestellt.

Zwischen den Feldkartierungen zu den Projekten SENSIKAT I und SENSIKAT II lag, je nach dem Aufnahmezeitraum, ein zeitlicher Abstand von 12–20 Jahren. Die ältesten Daten entstammen den Kartierungsarbeiten während des Modellvorhabens (1983–1987, s. Kap. 2.2) im Rückseitenwatt der Insel Spiekeroog sowie dem Wurster Watt.

Da ursprünglich eine Aktualisierung, je nach zu erwartender Dynamik bestimmter Gebiete, in einem Zeitraum von 5–10 Jahren vorgesehen war konnten mehr oder weniger gravierende Änderungen angenommen werden. Die Art zu erwartender Änderungen besteht einmal durch überwiegend physikalische, hydrodynamische Einflüsse. In energiereichen Zonen können Auftauchbereiche erodiert werden oder neu entstehen. In den meisten Fällen entsprechen derartige Gebiete aufgrund ihrer Exposition der Benthos-Sediment Klasse 1, so daß sich eine Neubewertung, mit Einschränkung auch Neukartierung, erübrigt. In bestimmten Fällen sind allerdings auch Gebiete betroffen, die durch ihre früher geschützte Lage ein komplexes Besiedlungsmuster mit entsprechender Sedimentverteilung aufwiesen. Ein Beispiel hierfür liefert die extrem hohe Erosion im Elbe Ästuar (s. Abb. 27). Die während der Kartierungsarbeiten zu SENSIKAT I noch in hoher Dichte (ca. 30 Individuen/m²) von der Sandklaffmuschel (*Mya arenaria*) besiedelten Mischwatten mit einer Ausdehnung von ca. 5 km² waren bis zur Kartierung für SENSIKAT II fast vollständig abgetragen. (Abb. 36 Insgesamt führten diese Veränderungen zu einem geschätzten Verlust von ca. 300 t ATG an Biomasse und einem Verlust von ca. 300 hl/Stunde an Filtrationskapazität. Bei fortschreitender Erosion ist hier ein weiteres Absinken der Sensitivitätseinstufung zu erwarten.

Zum anderen können sich Habitateigenschaften durch überwiegend biologische Einflüsse wie zum Beispiel geändertes Brutaufkommen unterschiedlicher Arten und Abweidung durch Prädatoren ändern. Derartige Änderungen bleiben aber in den meisten Fällen u.a. nach der „Mosaik-Theorie“ ([Remmert (1991)]) potentiell reversibel. Kälteempfindliche Organismen zeigen beispielsweise nach Eiswintern eine nur geringe Verbreitung und Dichte, kehren aber nach dem Ausbleiben solcher Störungen in vergleichbarer Ausprägung im ursprünglichen Areal zurück. Ähnliches gilt für Muscheln nach Zeiten geringen Brutfalls und auch für Seegraswiesen, deren Rückgang und neuerliche

Wiederbesiedlung in niedersächsischen Wattgebieten im Zeitraum der Kartierungen zu den o.g. Untersuchungen zu beobachten war.

Abbildung 18 und 19 zeigen beispielhaft den deutlichen Dominanzumschlag der Seegrasarten *Zostera marina* zu *Z. noltii*. Eine geänderte Einstufung der Sensitivität besteht für diese Gebiete nicht, sollte aber auch bei dem Ausbleiben einer Schlüsselart bei weiteren Kartierungen aus den o.g. Gründen potentieller Qualität nicht umgehend sondern nur verzögert vorgenommen werden (s. auch Kap. 3.4.4, Abb. 96).

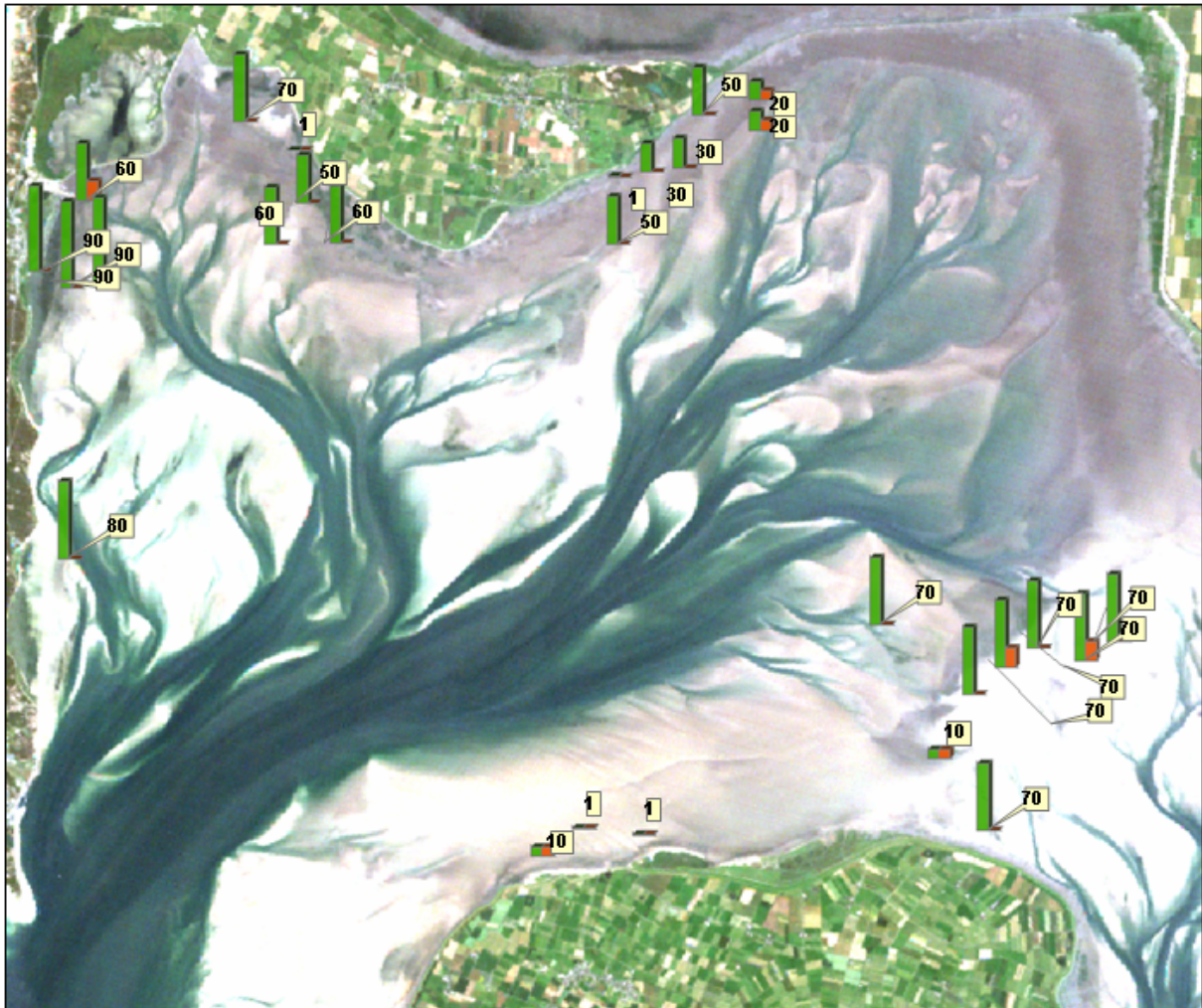


Abb. 18: Dominanzumschlag der Seegrasarten *Zostera marina* zu *Z. Noltii* 1987/88.

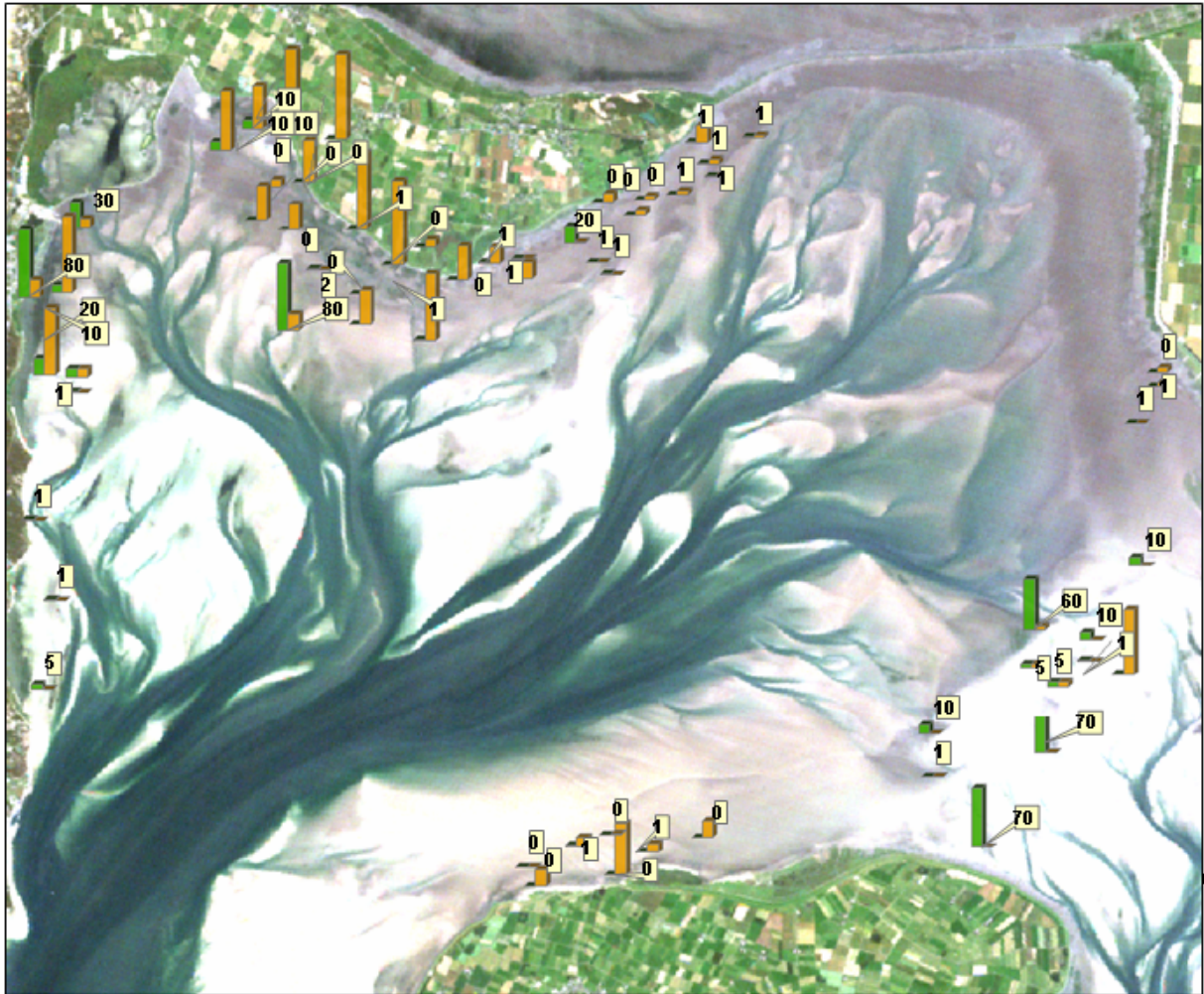


Abb. 19: Dominanzumschlag der Seegrasarten *Zostera marina* zu *Z. Noltii* 1 2002.

Eine mögliche Mischform biologischer und hydrodynamischer beeinflusster Änderungen von Habitateigenschaften zeigen beispielhaft die Abbildungen 20 und 21.

Hier zeigte sich bei den Feldarbeiten zu SENSIKAT II eine größere Ausdehnung dunkler Sände im nordöstlichen Auslaufbereich des Hörnum-Tiefs, die einer entsprechend erhöhten Verbreitung und Dichte des Wattwurms (*Arenicola marina*) entsprachen. Die Sensitivitätseinstufung bleibt auch hier unverändert, da sowohl durch die genannte Spezies dicht besiedelte dunkle Sände als auch Wasser gesättigte Schlickgebiete, die hier bei den Arbeiten zu SENSIKAT I bestanden, der Benthos-Sediment Klasse 4 entsprechen.

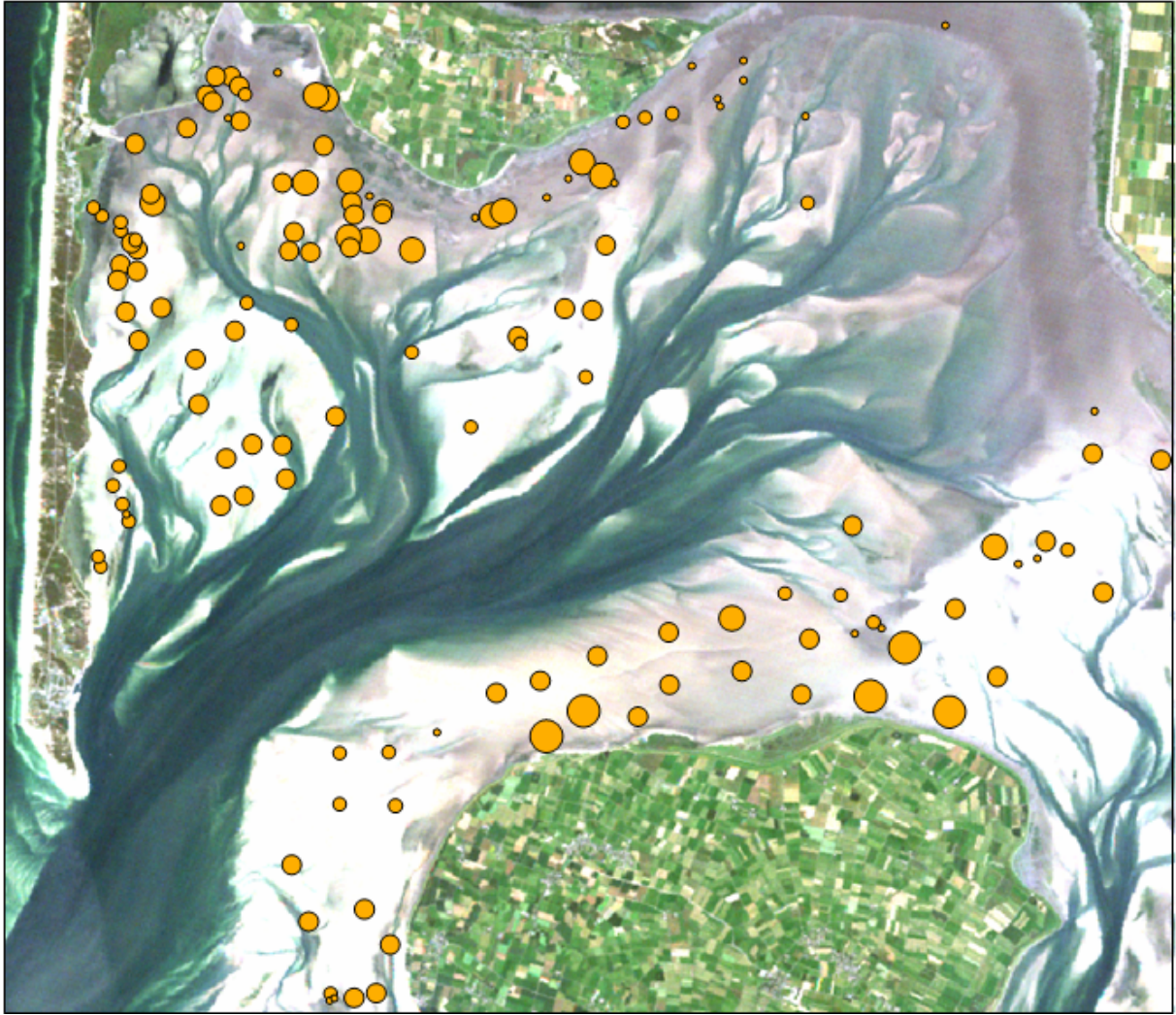


Abb. 20: Verteilung und Dichte von *Arenicola marina* 1987/88.

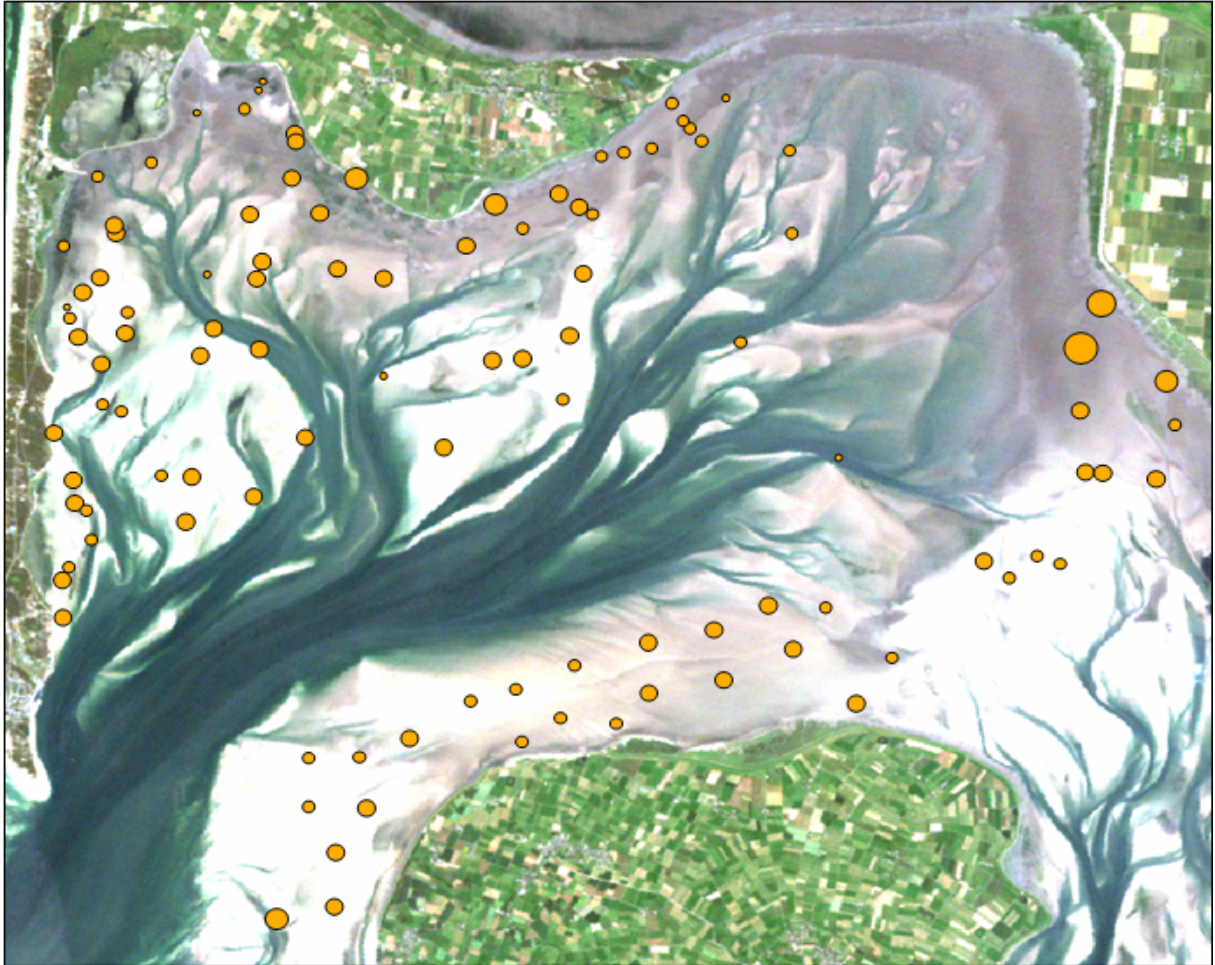


Abb. 21: Verteilung und Dichte von Arenicola marina 2002.

Insgesamt zeigte sich bei einem Vergleich der Sensitivitätsklassen über die verschiedenen Untersuchungszeiträume eine hohe Stabilität. In Abbildung 22 werden diese Verhältnisse durch den Vergleich mehrerer Kartierungen, die in diesem Gebiet durch unterschiedliche Projekte (ELAWAT, EUROPIPE) möglich waren, verdeutlicht. (u.a.: [van Bernem (1999)]).

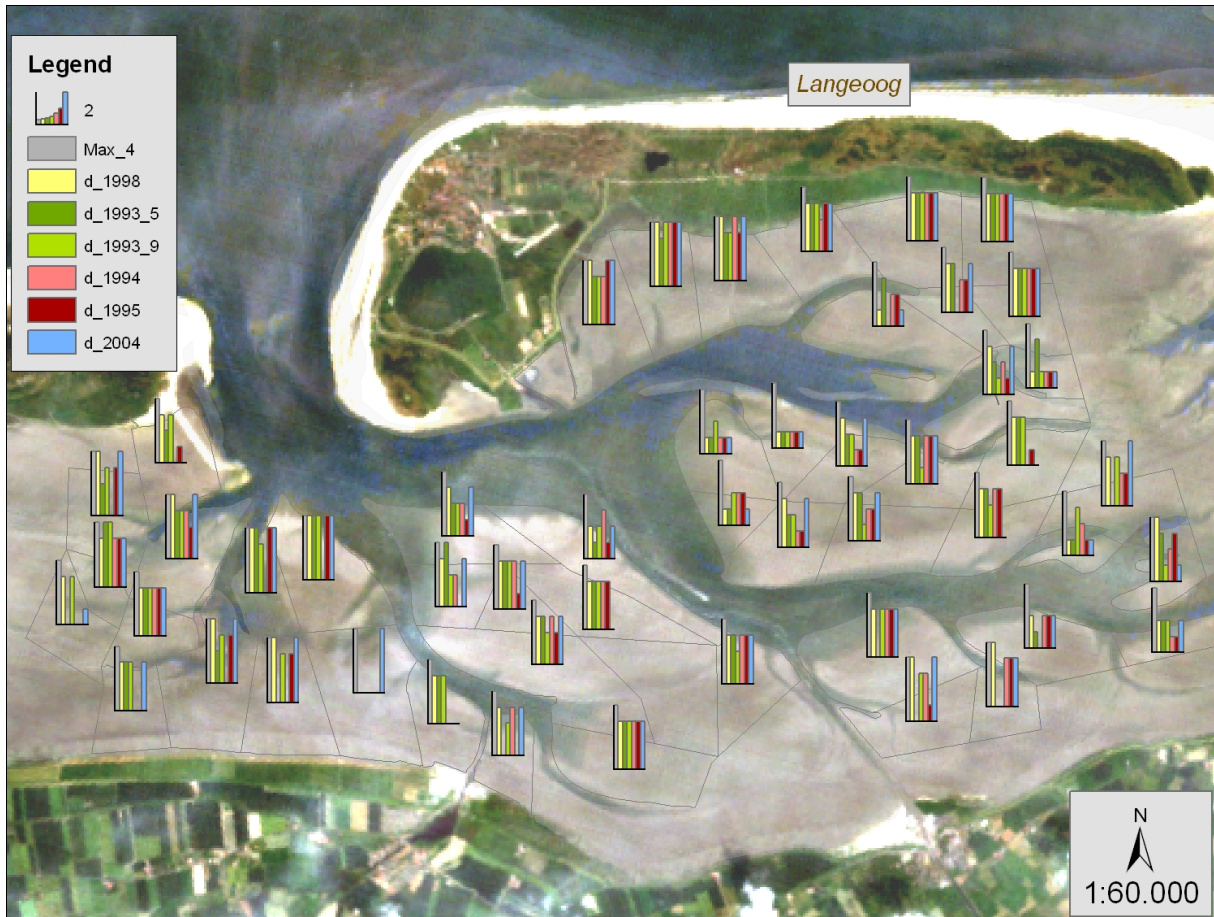


Abb. 22: Vergleich der Sensitivitätsklassen über mehrere Kartierungen im Rückseitenwatt der Inseln Baltrum und Langeoog (0-Werte entsprechen fehlenden Messungen).

3.3 Datenbasis und -analyse

Die der Sensitivitätsstudie zu Grunde liegenden Daten basieren zum einen auf eigenen umfangreichen Feldkartierungen und zum anderen auf Daten, die im Rahmen von Monitoringprogrammen der Nationalparkämter in Schleswig-Holstein und Niedersachsen erhoben werden. Eine Übersicht bietet nachfolgende Darstellung. Das „Sensitivitätsraster Deutsche Nordseeküste I“ wird im folgenden als SENSIKAT I, die vorliegende Studie „Sensitivitätsraster Deutsche Nordseeküste II“ als SENSIKAT II bezeichnet.

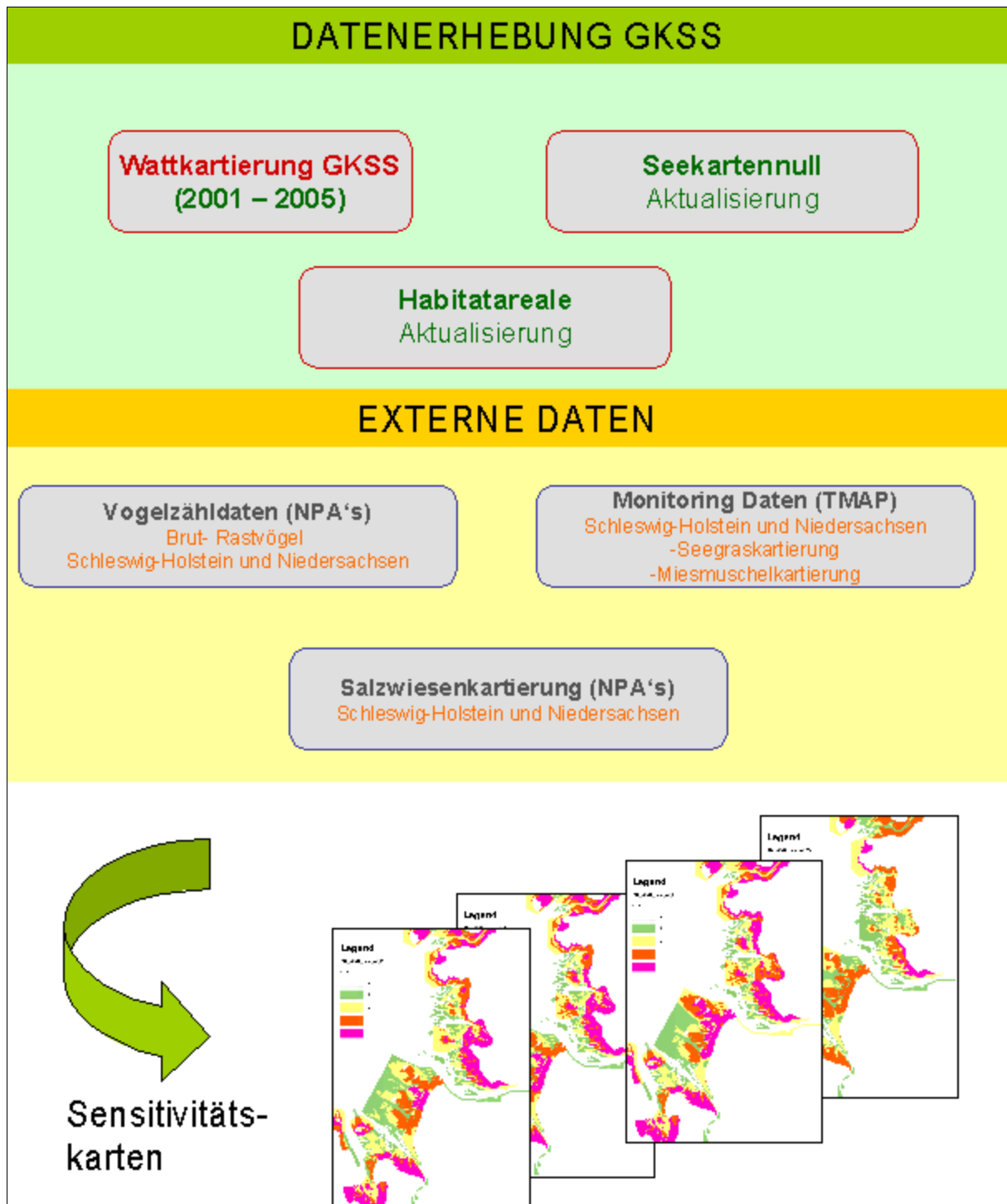


Abb. 23: Übersicht Datenlage.

Die Daten stammen aus verschiedenen Quellen und beinhalten unterschiedliche Strukturen, Inhalte und Geometrien. Die gemeinsame Auswertung wird erst nach Festlegung eines Koordinatensystems möglich. Als Basis Koordinatensystem wurde das bislang in Deutschland vorwiegend verwendete Gauß-Krüger (Streifen 3) System gewählt.

Bevor thematische Daten (Habitatkartierung, Vogelzählungen etc.) in ein Geographisches Informationssystem (GIS) zur gemeinsamen Auswertung integriert werden können, ist es notwendig die Basis-Geometrie zu aktualisieren.

Zur Basis-Geometrie zählen die aktuelle Wattfläche (Eulitoral) und die Habitatareale, vgl. Abb. 24. Die Aktualisierung der Geometrie der Vogelzählflächen wird in Kap. 3.3.3.3 behandelt.

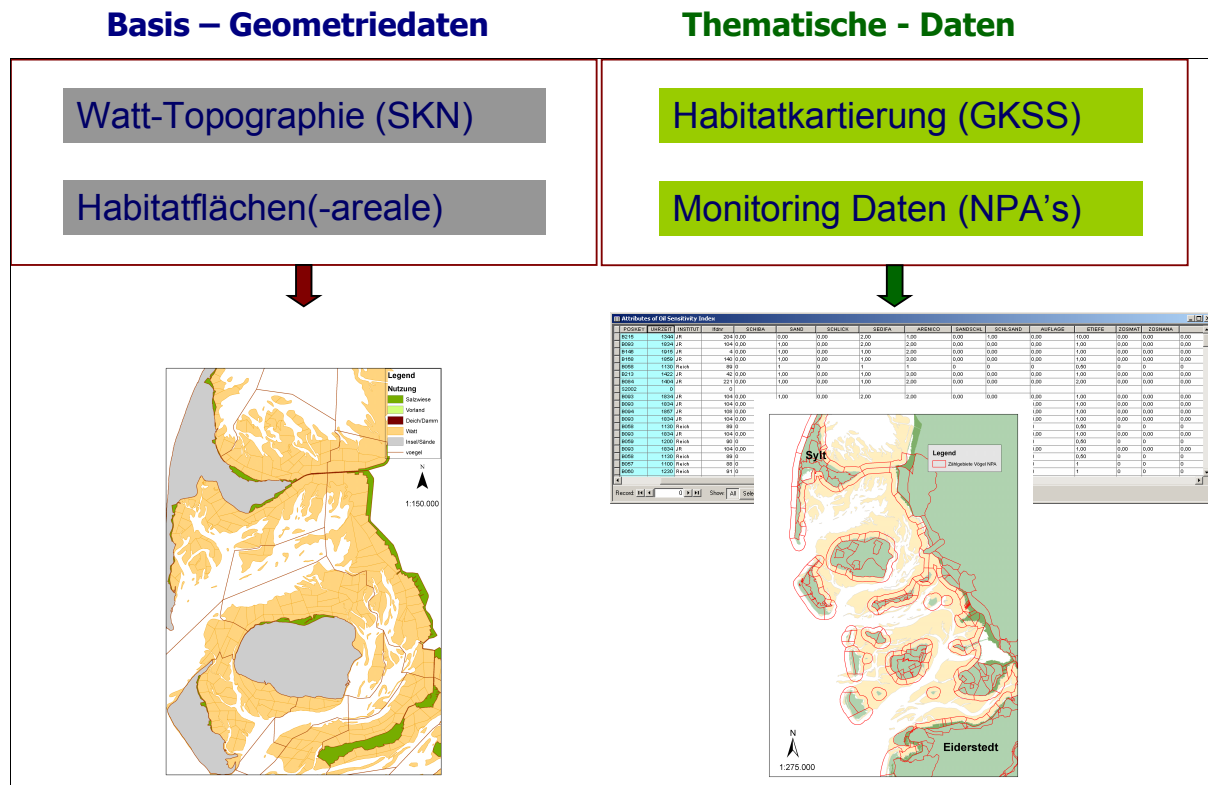


Abb. 24: Übersicht Datenstrukturierung.

Die thematischen Daten liegen z.T. als Tabellendaten, mit entsprechender Information zum Raumbezug (Koordinaten-/Gebietsangaben) vor, oder wurden als digitaler Datensatz in Form von Shape-Files/Coverages bereitgestellt. In beiden Fällen bedarf es der Aufbereitung der jeweiligen Datenquellen, wie sie in den nachfolgenden Abschnitten eingehender beschrieben werden.

3.3.1 Aktualisierung der Basis-Geometrie

Aufbauend auf dem digitalen Datensatz der vorhergehenden Sensitivitätsstudie von 1987–1993 (SENSIKAT I) mussten der Verlauf der seeseitigen Grenze des Eulitorals (Seekartennull) und in bestimmten Bereichen auch der Küstenverlauf der aktuellen Situation angepasst werden. Abb. 25 zeigt beispielhaft Anwachs und Verlust eulitoralischer Flächen in zwei Gebieten.

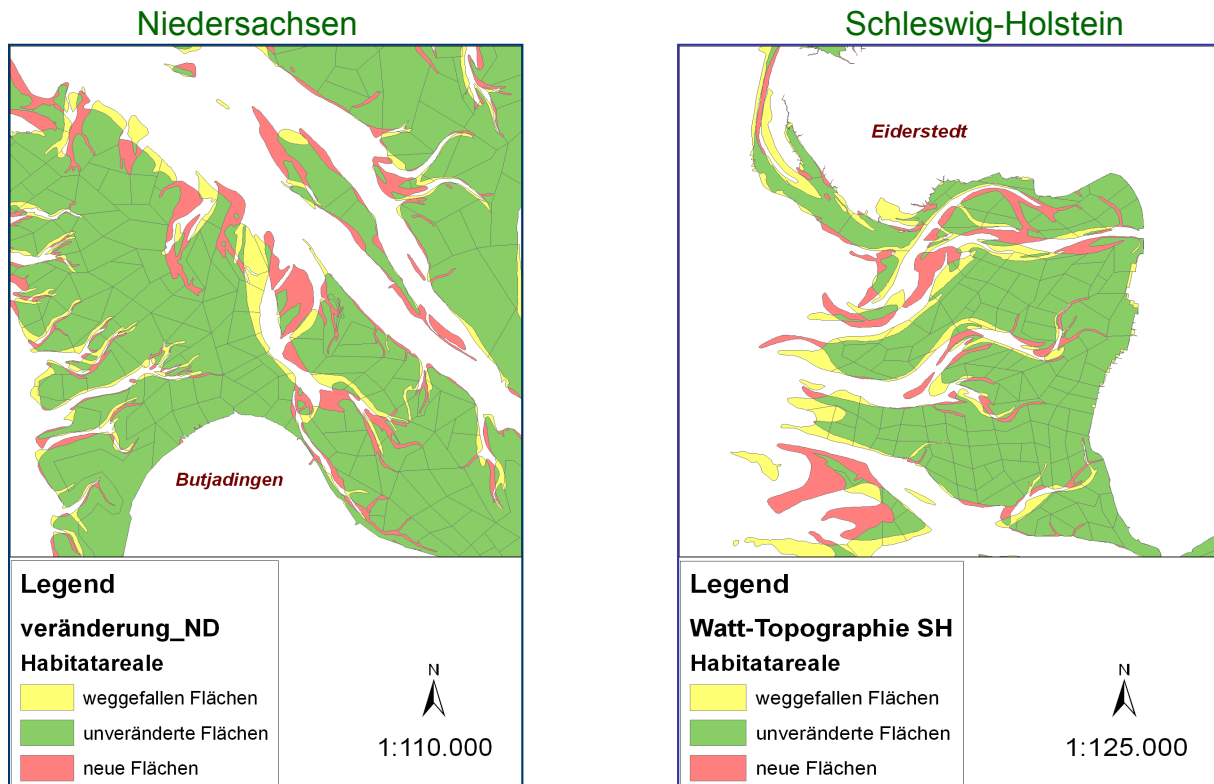


Abb. 25: Beispiele veränderter Watt-Topographie im Verlauf von 15 bis 20 Jahren.

Zu Änderungen im Küstenverlauf kam es vor allem durch Deichbaumaßnahmen, wie z.B. in Niedersachsen im Bereich der Leybucht (s. Abb. 26).

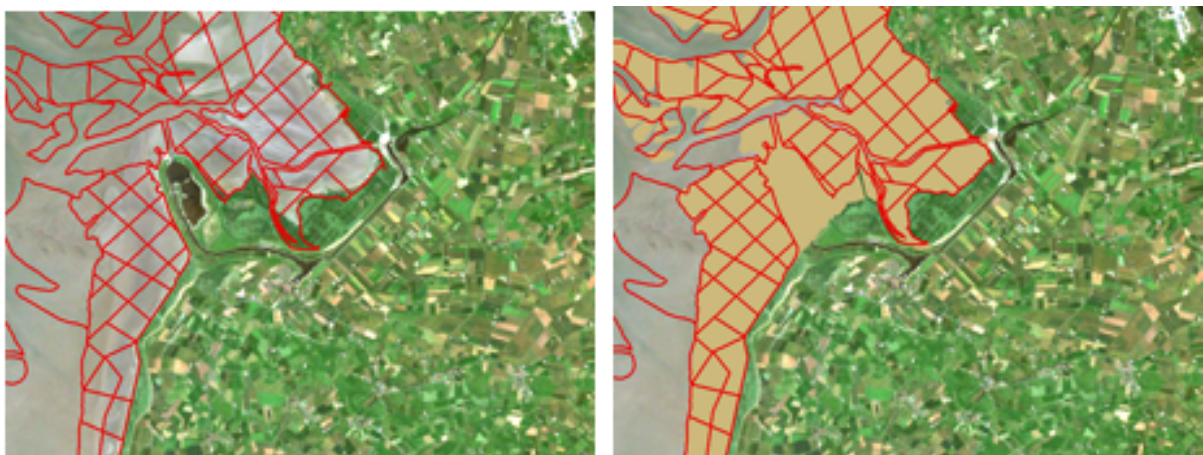


Abb. 26: Beispiele der Veränderung der Watt-Topographie/ Habitatareale (Leybucht – Niedersachsen), links: aktuelle Situation (SENSIKAT II) – rechts: SENSIKAT I.

Als Beispiel für eine extreme Änderung der Morphologie, die eine vollständig neue Abgrenzung von Habitatarealen erforderte, sind in Abb. 27 Teile des Elbe-Ästuars dargestellt.

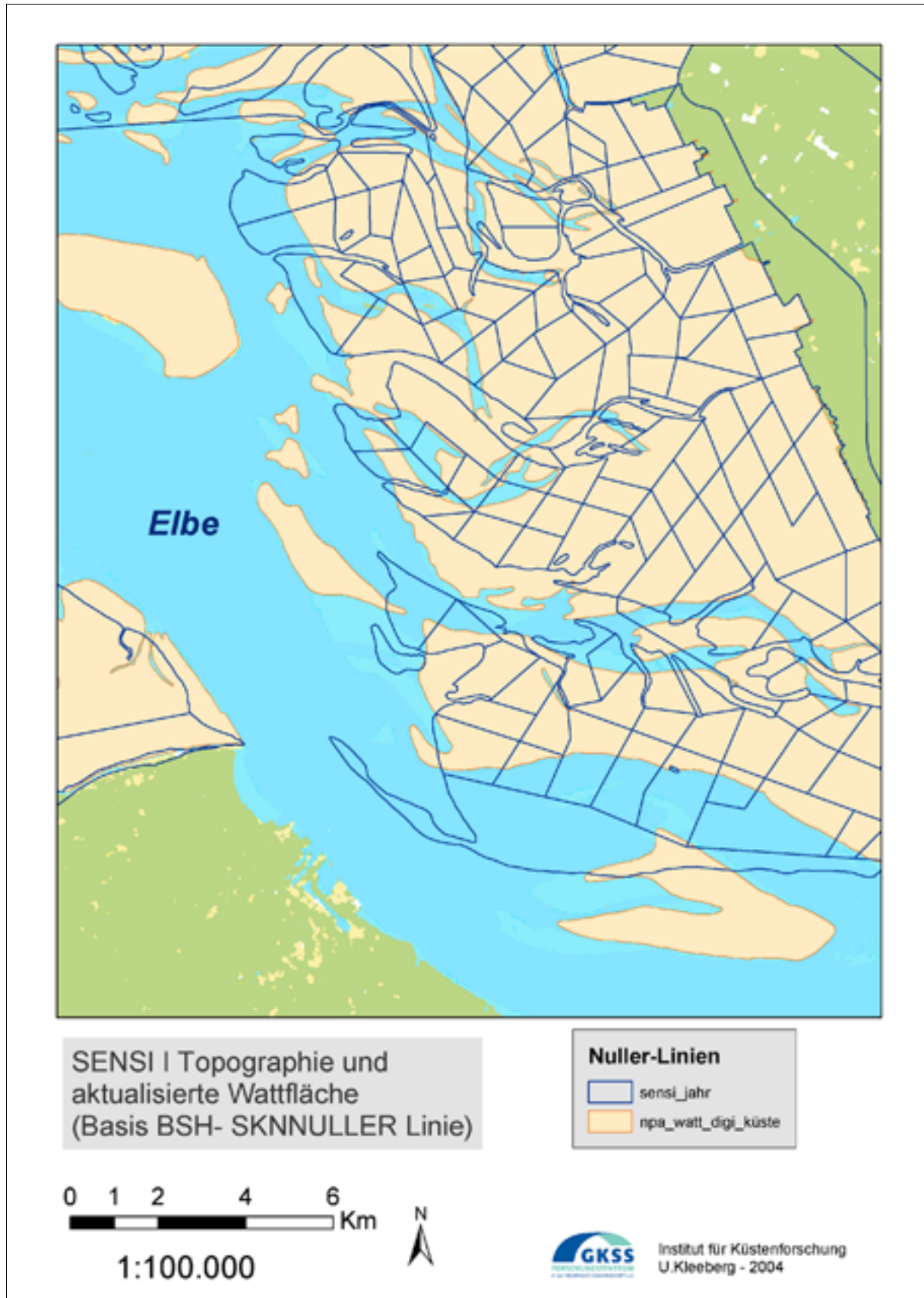


Abb. 27: Habitatareale der SENSIKAT I (blaue Linie) über aktueller Watt-Topographie (SENSIKAT II).

Aktualisierung: Fläche des Intertidal

Die seeseitige Grenze entspricht dem Seekartennull (SKN, mittl. Springtide Niedrigwasserlinie), die vom BSH bis 2005 für Seekarten verwendet wurde. Für den Bereich Schleswig-Holstein konnte auf digitale Vektor-Daten des NPA-Tönning zurückgegriffen werden. Die Datenaktualisierung erfolgte hier im Jahr 2001. Für Niedersachsen umfasst der Berichtszeitraum die Jahre 1998–2001. Die bei GKSS vorliegenden Daten wurden anhand teilweise digitaler Karten eingelesen bzw. nach digitalisiert und der Datensatz aus SENSIKAT I entsprechend korrigiert.

Für die Korrektur der Küstenlinie (Bereich Festland und Inseln) wurde die Digitale Küstenkarte (DiKüKa, WSD-Nordwest) im Maßstab 1:25.000 verwendet. Grundlage der Darstellung bilden Rasterdaten der amtlichen topografischen Karte 1:25.000 (TK 25) der jeweiligen Landesvermessungsanstalten von Niedersachsen und Schleswig-Holstein. Hierbei handelt es sich um geo-referenzierte Rasterdaten (GeoTIFF) die für die jeweiligen Blattschnitte vorlagen. Im Falle veränderter Küstenverläufe wurden diese Bereiche nach digitalisiert und korrigiert.

Für die Definition der Seekarten-Null-Linie kam es im Zuge internationaler Vereinbarungen zu einer neuen Definition. Sie erfolgt aktuell nicht mehr auf Basis des mittleren Springtideniedrigwassers, sondern auf Basis des niedrigsten astronomischem Niedrigwassers (Lowest Astronomical Tide, LAT). Dies entspricht in der Deutschen Bucht einer seewärtigen Verlagerung mit einem Höhenunterschied von 30–60 cm. Diesbezüglich ist in Zukunft mit erheblichen Veränderungen bei der Festlegung und Bewertung von Wattflächen zu rechnen. Ein Bezug des BSH auf LAT besteht bereits seit 2005.

Aktualisierung: Habitatareale

Die Habitatkartierung in SENSIKAT II erfolgte an ca. 2.000 von ehemals ca. 3.000 Netzstationen im Projekt SENSIKAT I. Nach den im Verlauf von SENSIKAT I noch über DECCA erfassten Koordinaten erfolgte die Aktualisierung der Habitatparameter nach Wiederaufsuchen der Stationen mit GPS. Über die gesamte Wattenfläche zieht sich somit ein Netz von Messstationen, deren exakte Übereinstimmung ihrer Lage im Vergleich zu SENSIKAT I allerdings, bedingt durch die systematischen Fehler der unterschiedlichen Navigationssysteme, um bis zu 200 m abweichen kann. Den einzelnen Stationen werden wiederum sog. Habitatareale zugeordnet, wie in Abb. 28 verdeutlicht wird.

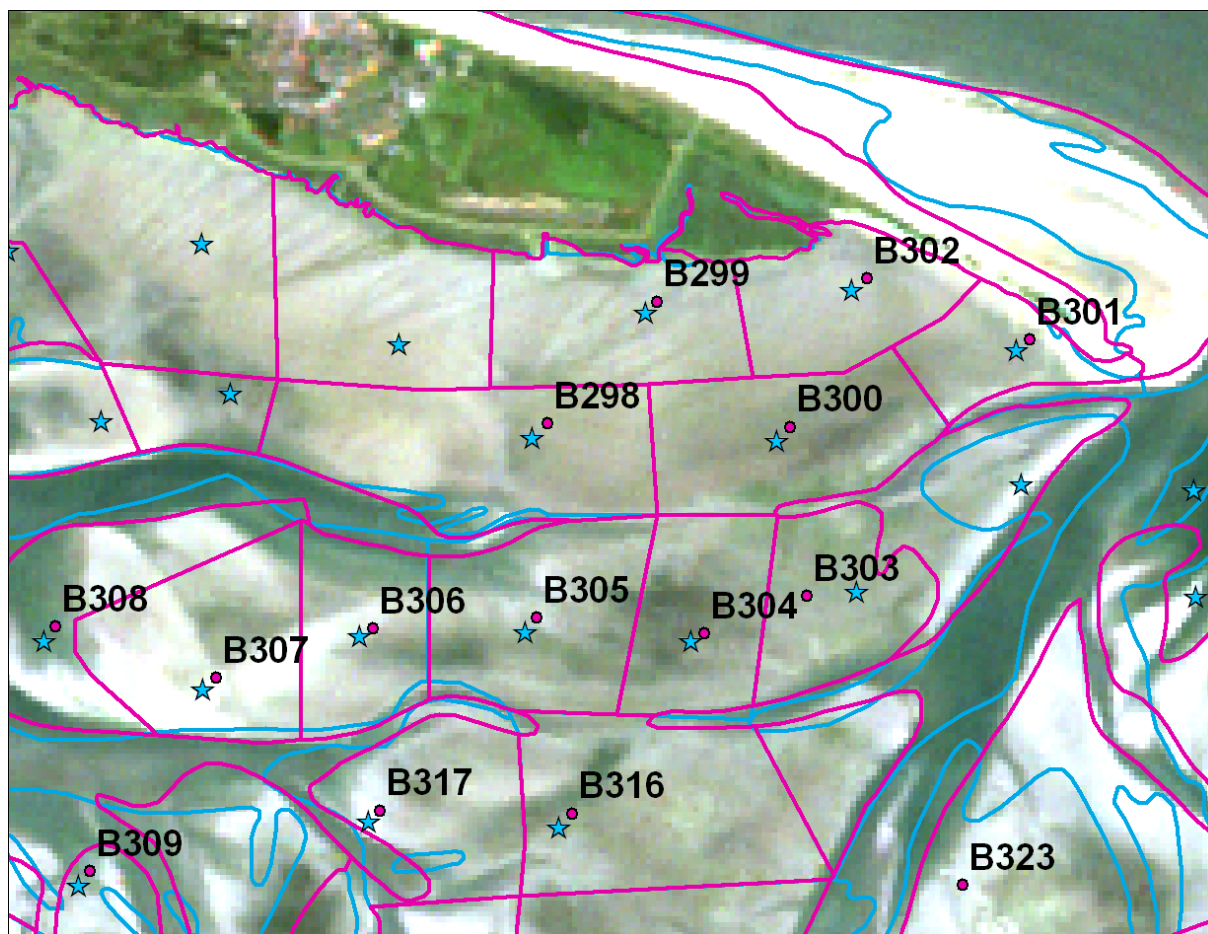


Abb. 28: Netzstationen und Habitatareale (rosa = SENSIKAT II, hellblau = SENSIKAT I).

An jeder Station wurden ca. 90 Parameter zur Beschreibung der Habitatcharakteristik aufgenommen (s. Kapitel 3.3.5; Anlage A) und per GPS die Position erfasst.

Die nachfolgenden vier Abbildungen 29 bis 32, zeigen aus verschiedenen Gebieten, die Situation der Habitatareale nach einer Einbindung der aktualisierten Wattfläche.

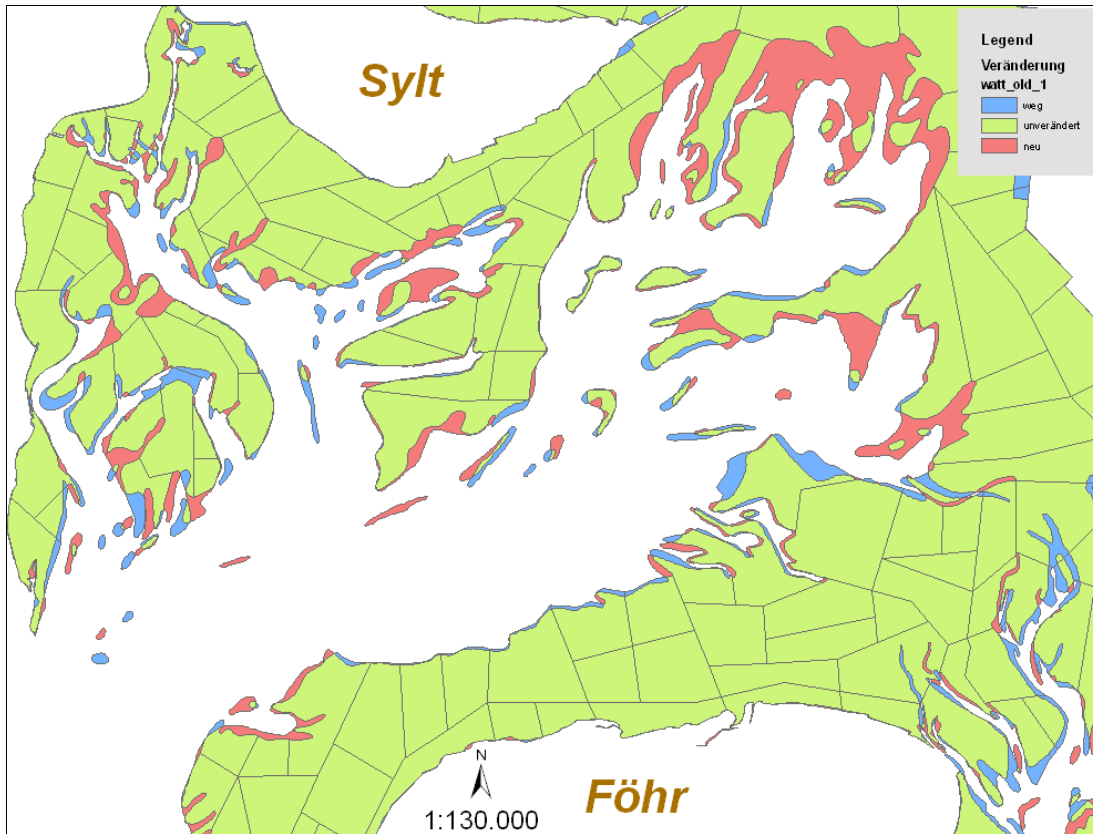


Abb. 29: Habitatareale SENSIKAT I und SENSIKAT II: Hörnum Becken.

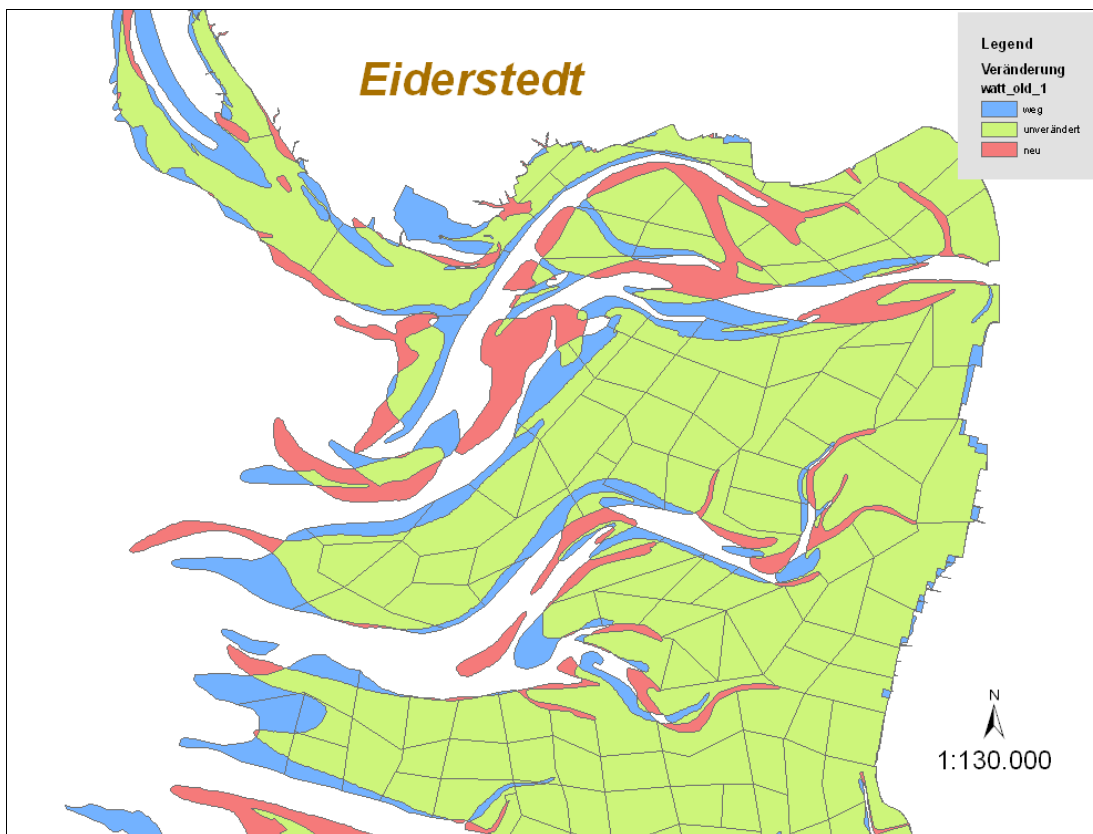


Abb. 30: Habitatareale SENSIKAT I und SENSIKAT II: Eidermündung.

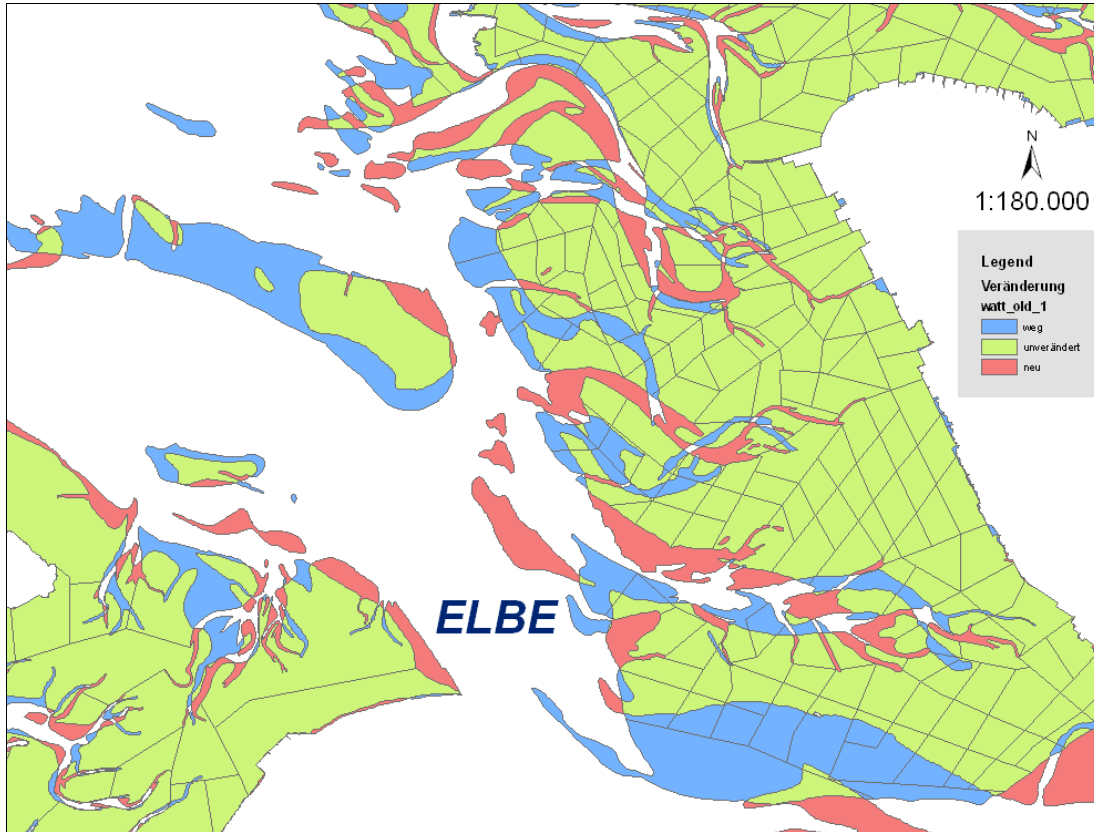


Abb. 31: Habitatareale SENSIKAT I und SENSIKAT II: Elbemündung.

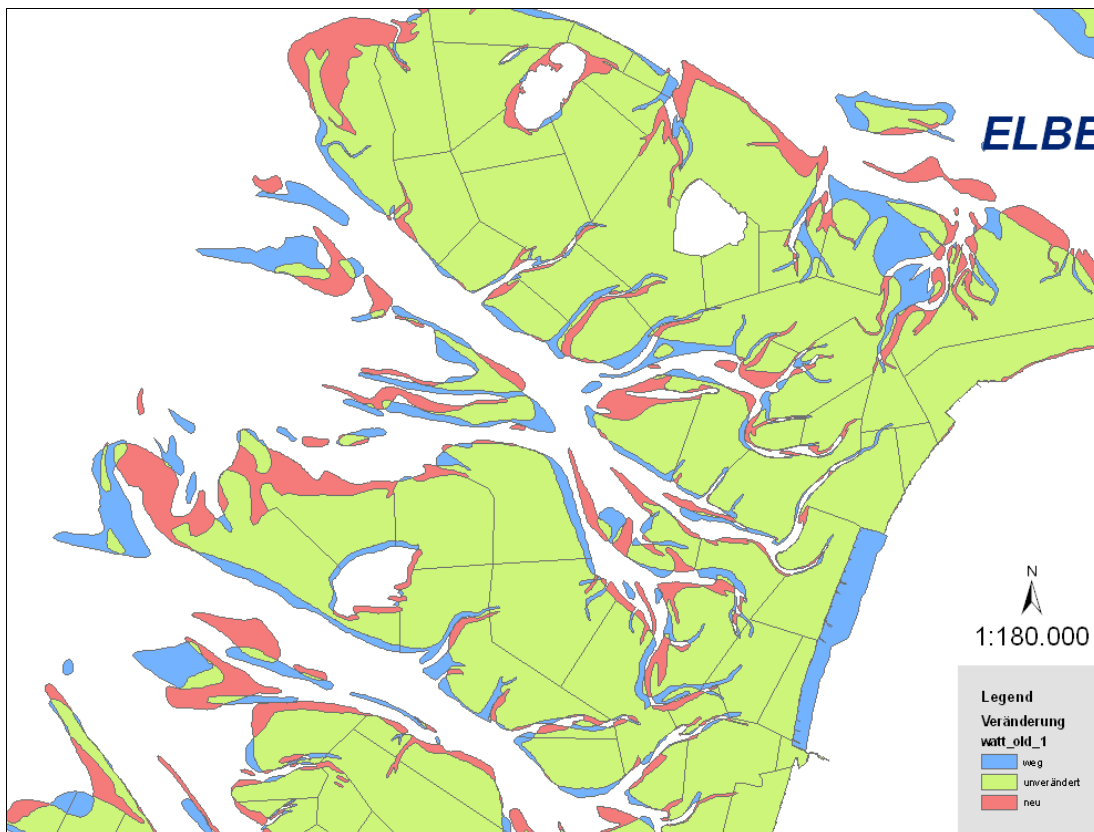


Abb. 32: Habitatareale SENSIKAT I und SENSIKAT II Wurster Watt.

In Abb. 33 ist der Stand dokumentiert, in dem nur noch die aktuelle Watt-Topographie dargestellt ist. Hier müssen noch die neu hinzugekommen Flächen (rot) den Habitatarealen zugewiesen werden, bzw. wenn keine Zuordnung sinnvoll ist, neue Areale definiert werden.

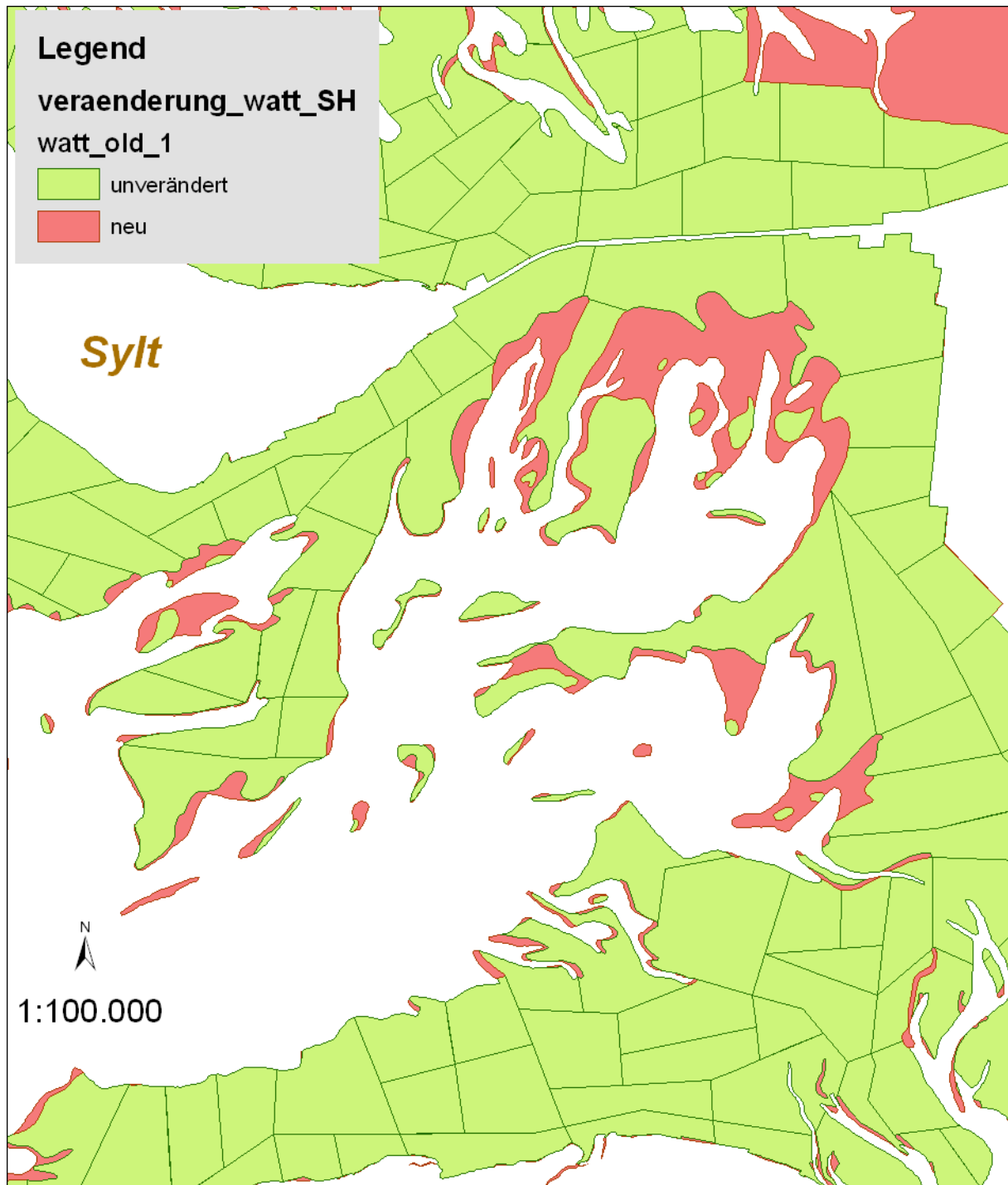


Abb. 33: Neue Habitatareale SENSIKAT II (rot) und Habitatareale aus SENSIKAT I unverändert (grün).

Die Entscheidung, wie die neuen Flächen behandelt werden, erfolgte in Absprache mit den Feldkartierern, da hierfür Kenntnisse der Situation und Gegebenheiten im Watt ausschlaggebend sind. Eine Automatisierung dieses Arbeitsschrittes ist nicht durchführbar.

3.3.2 Einbindung der Habitatkartierungsdaten

Einen breiten Raum nimmt die Aufbereitung der Daten aus der Habitatkartierung der Jahre 2001 bis 2005 ein.

Nach den jeweiligen Feldkartierungen werden die Datenprotokolle in Excel-Tabellen abgelegt. Jeder Zeileneintrag enthält sämtliche Parameter (s. Kapitel 3.3.5; Anlage A), und Zusatzinformationen wie: Positionsnummer, Datum der Erhebung, Bearbeiter und Positionsangaben des GPS-Gerätes (Format WGS84 geographisch). Die in Abb. 35 beispielhaft gezeigten Daten beinhalten somit zum einen thematische (Wattcharakteristik) und zum anderen beschreibende Informationen (Metadaten, z.B. Erhebungsdatum).

	A	B	C	D	E	F	BR	BS	BT	BU	BV	BW	BX
1	IfdNR	PROJEKT	POSKEY	DATUMA	UHRZEIT	INSTITUT	MYBANK	MYALTJU	MYTOT	BGRAD	BMIN	LGRAD	LMIN
2	9001	SENSI2	B096	04.08.2004	900	KHvB	1	77	77	53	39,00		8 04,41
3	9002	SENSI2	B097	04.08.2004	920	KHvB	0	0	0	53	39,30		8 03,75
4	9003	SENSI2	B098	04.08.2004	945	KHvB	0	0	0	53	39,25		8 03,15
5	9004	SENSI2	B099	04.08.2004	1000	KHvB	0	0	0	53	38,76		8 03,35
6	9005	SENSI2	B100	05.08.2004	930	KHvB	0	0	0	53	39,73		8 02,10
7	9006	SENSI2	B101	05.08.2004	945	KHvB	0	0	0	53	39,75		8 02,76
8	9007	SENSI2	B102	05.08.2004	1000	KHvB	0	0	0	53	39,75		8 03,85
9	9008	SENSI2	B103	06.08.2004	930	KHvB	0	0	0	53	40,30		8 03,66
10	9009	SENSI2	B105	06.08.2004	945	KHvB	0	0	0	53	40,31		8 01,91
11	9010	SENSI2	B106	06.08.2004	1015	KHvB	0	0	0	53	40,80		8 03,13
12	9011	SENSI2	B107	06.08.2004	1045	KHvB	0	0	0	53	40,76		8 02,08
13	9012	SENSI2	B108	06.08.2004	1100	KHvB	0	0	0	53	41,36		8 01,96
14	9013	SENSI2	B109	06.08.2004	1130	KHvB	0	0	0	53	41,78		8 02,41
15	9014	SENSI2	B298	09.08.2004	1130	KHvB	0	0	0	53	46,30		7 55,20
16	9015	SENSI2	B298	01.08.2005	1509	JR	0	0	0	53	46,30		7 55,20
17	9016	SENSI2	B299	09.08.2004	1145	KHvB	0	0	0	53	46,68		7 55,76
18	9017	SENSI2	B299	01.08.2005	1449	JR	0	0	0	53	46,68		7 55,76
19	9018	SENSI2	B300	09.08.2004	1200	KHvB	0	0	0	53	46,30		7 56,46
20	9019	SENSI2	B301	09.08.2004	1215	KHvB	0	0	0	53	46,58		7 57,70
21	9020	SENSI2	B302	09.08.2004	1230	KHvB	0	0	0	53	46,76		7 56,85
22	9021	SENSI2	B303	03.08.2004	1030	KHvB	1	1	77	53	45,78		7 56,56
23	9022	SENSI2	B304	03.08.2004	1015	KHvB	0	0	0	53	45,66		7 56,03
24	9023	SENSI2	B304	01.08.2005	1553	JR	0	0	0	53	45,66		7 56,03
25	9024	SENSI2	B305	03.08.2004	1000	KHvB	0	0	0	53	45,70		7 55,16
26	9025	SENSI2	B306	03.08.2004	945	KHvB	0	0	0	53	45,66		7 54,31
27	9026	SENSI2	B307	03.08.2004	920	KHvB	0	0	0	53	45,50		7 53,50
28	9027	SENSI2	B308	03.08.2004	900	KHvB	0	0	0	53	45,65		7 52,66
29	9028	SENSI2	B309	10.08.2004	1230	KHvB	0	0	0	53	44,90		7 52,86
30	9029	SENSI2	B310	10.08.2004	1245	KHvB	0	0	0	53	44,96		7 51,81
31	9030	SENSI2	B311	10.08.2004	1300	KHvB	0	0	0	53	44,35		7 53,48
32	9031	SENSI2	B312	10.08.2004	1315	KHvB	0	0	0	53	44,30		7 52,46
33	9032	SENSI2	B313	10.08.2004	1330	KHvB	0	0	0	53	44,50		7 51,83
34	9033	SENSI2	B314	11.08.2004	1400	KHvB	0	0	0	53	44,63		7 54,81
35	9034	SENSI2	B314	26.07.2005	1128	JR	0	0	0	53	44,63		7 54,81

Abb. 35: Format der Erhebungsdaten aus der Habitatkartierung.

Bevor die eigentlichen Habitatinformationen der jeweiligen Netzstationen ins GIS integriert werden können, müssen die Koordinaten, die als geographische Koordinaten (Bezugssystem WGS84) vorliegen, in Gauß-Krüger (Streifen 3) transformiert werden. Anschließend werden die Punktdaten zur Lagekontrolle ins GIS geladen.

Folgende Fehler können auftreten:

- mehrere Punkte in einer Fläche (Habitatareal),
- Punkt liegt außerhalb einer Fläche,
- Fehlende Koordinatenangaben.

Die Korrektur erfolgt nach Erfassung der Lagefehler mittels Überprüfung der Protokolldaten und in Rücksprache mit den Kartierern.

Die weitere Verarbeitung der thematischen Daten der Kartierung beinhaltet als Teil einer Plausibilitätsprüfung zu Beginn eine Fehlerkontrolle, wie z.B. die Kontrolle der Ausprägungen einzelner Aufnahmeparameter.

Die Aufbereitung und Kontrolle sämtlicher Daten erfolgt nicht mehr auf der Basis der Excel-Files sondern mittels einer Datenbank. Hier werden dann die Tabellen in ein Format gebracht, mit dem sie zur Berechnung der so genannten Benthos-Klasse als Import für das automatisierte Expertenmodell bereitgestellt werden können (s. Kapitel 3.3.4, Berechnung der Sensitivitätsklassen).

In Abb. 36 sind die Stationen im Bereich der Elbmündung nach dem Import ins GIS dargestellt.

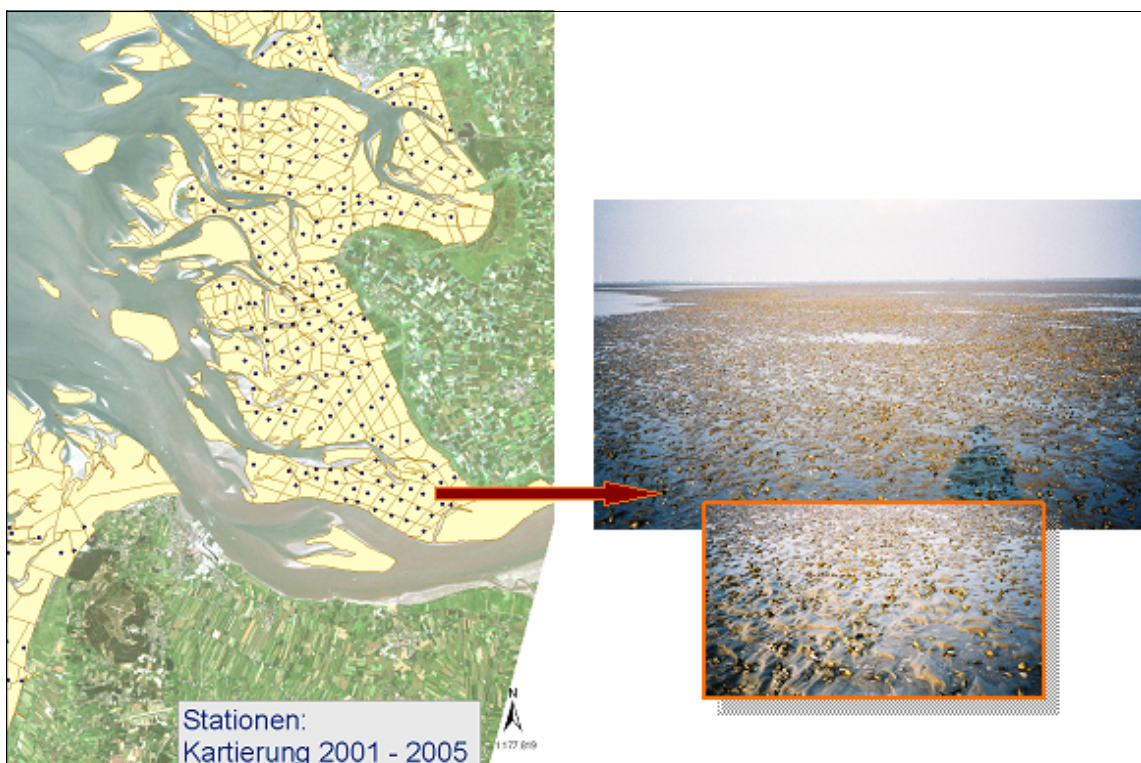


Abb. 36: Kartierungsstationen und Geländesituation im Elbmündungsbereich.

3.3.3 Integration der externen Daten (Monitoring Daten)

Die von GKSS erhobenen Daten wurden durch externe Daten ergänzt. Hierbei handelt es sich um Monitoring-Daten des TMAP (Trilateral Monitoring and Assessment Programme) folgender Bereiche:

Muschelbänke	jährlich erhoben,
Seegraskartierung	jährlich erhoben,
Vogelzählungen	jährlich erhoben,
Salzwiesenkartierung	alle 5–6 Jahre erhoben.

Die Daten wurden entweder als Tabellendaten oder in Form von GIS Daten (Shape-Files) von folgenden Ämtern bereitgestellt: Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer (NPA-SH), Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer (NPA-ND), Naturschutz – Staatliche Vogelschutzwarte NLWKN – Betriebsstelle Hannover / Hildesheim

Die Lieferung der Daten erstreckte sich über einen Zeitraum von 2003 bis April 2006. Eine detaillierte Beschreibung der Datensätze findet sich in den nächsten Kapiteln. Eine Liste sämtlicher Datenquellen findet sich in Kapitel 3.3.6; Anlage B.

Da die Monitoringprogramme dieser Bereiche in den Ländern Schleswig-Holstein und Niedersachsen methodisch nicht einheitlich durchgeführt werden, musste der Datenimport den jeweiligen Bedingungen angepasst werden. Das entsprechende Design wird nachfolgend für die Länder getrennt beschrieben.

3.3.3.1 Muschelbänke und Seegras

Die im Rahmen des „Trilateral Monitoring and Assessment Programme“ (TMAP) erhobenen Daten zum Vorkommen von Muschelbänken (*Mytilus edulis*, *Crassostrea gigas*) und Seegras (*Zostera spp.*) wurden als GIS-Datensätze (Shape-Files) bereitgestellt. Der Aktualisierungsstand der jeweiligen Daten ist in Tabelle 7 dargestellt.

Tab. 7: Monitoring Daten (Seegras und Miesmuscheln).

Kartierungsarbeiten	Niedersachsen	Schleswig-Holstein
Seegras	2000–20	2001
Miesmuschel	1999–20	2002

Kartierungsarbeiten in Niedersachsen (NPA-ND)

a) Muschelbänke:

Kartiert wurden die eulitoralen Miesmuschel/Austernbänke. Dabei wurden die Bankflächen mit Hilfe von SW-Luftbildern im Maßstab 1:15.000 erfasst. Die Auswertung erfolgte analog stereoskopisch. Die Befliegung der Wattflächen fand flächendeckend jeweils im Frühjahr/Sommer statt. Es wird nur die Lage der Vorkommen dokumentiert.

b) Seegras:

Die Erhebung erfolgte mittels Kartierungsarbeiten im Gelände. Es wurden die Arten *Zostera marina* und *Zostera noltii* in ihrer Lage und ihrer Bedeckung erfasst. Im GIS-Datensatz liegen je nach Bedeckungsgrad (s.u.) Punkt-/ bzw. Flächendaten vor.

Bedeckung: Grad der Bedeckung. Mögliche Werte wie im Bericht der FSK angegeben (0=0%; 1=<1%; 2=1-5%; 3=5-20%; 4=20-60%; 5=60-100%). Eine flächenhafte Darstellung erfolgte nur bei einer Bedeckung von 3 bis 5.

Kartierungsarbeiten in Schleswig-Holstein (NPA-SH)

a) Muschelbänke:

Zusammenfassende Auswertung von Luftbild und GPS-Fixierung von Wildmuschelbänken. Die Kartierungsarbeiten erfolgten im Jahr 2002. Es wird nur die Lage der Vorkommen dokumentiert.

b) Seegras:

Befliegung des gesamten Wattgebietes von Schleswig-Holstein:

Die kartierten Flächen enthalten die Ausprägung des Vorkommens von *Zostera spp.* mit einer Bedeckung (< 50 % und > 50 %). Es wird nicht zwischen *Zostera noltii* und *Z. marina* unterschieden. Die Arbeiten wurden im Zeitraum Juni bis August 2001 durchgeführt.

Die nachfolgende Abbildung stellt Auszüge aus den GIS-Datensätzen dar. Die Informationen über das Vorkommen der beiden Parameter dienen dem Abgleich mit der von GKSS vorgenommenen Habitatkartierung (vgl. Abb. 37 Und 38).

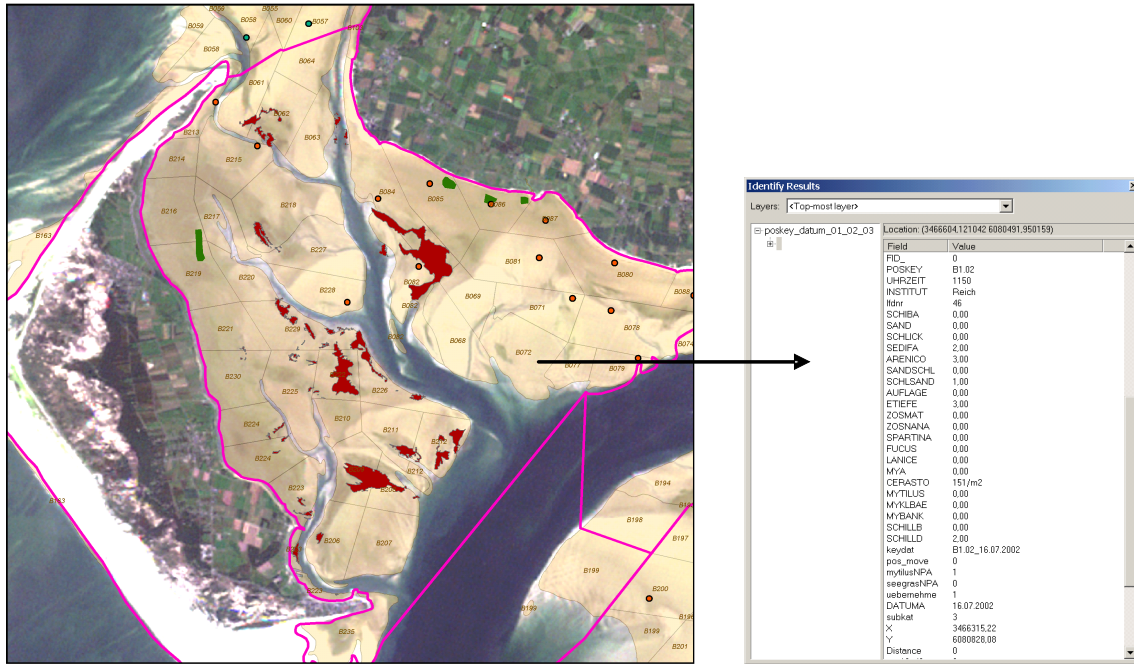


Abb. 37: Abgleich der Habitatkartierungsdaten mit Monitoringdaten in Schleswig-Holstein (Seegras – grün und Wildmuschelbänke (rot)).



Abb. 38: Abgleich der Habitatkartierungsdaten mit Monitoringdaten in Niedersachsen (Miesmuscheln – rot und Seegras – gelb).

GIS-Auswertung: Muschelbänke

Die zur Verfügung gestellten Daten aus Niedersachsen und Schleswig-Holstein enthalten primär die Lage der Muschelvorkommen. Nach Verschneidung und Auswertung im GIS wurden die entsprechenden Werte/Ausprägungen (s. Tab. 8) der Parameter MYTILUS; MYKLBAE; MYBANK (stellvertretend für „Wildmuscheln“) in der Tabelle mit der Wattcharakteristik aktualisiert.

GIS-Auswertung: Seegras

Die Daten über die Seegrasbestände der niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Watten lagen in unterschiedlicher Qualität vor:

Schleswig-Holstein:

Die Bestände wurden anhand von Luftbildern kartiert. Es gibt keine Differenzierung zwischen *Zostera noltii* und *Zostera marina*. Bei der Bedeckung wird zwischen < 50 % und > 50 % unterschieden. Daher wurden nach der Verschneidung und Auswertung im GIS beide Parameter (ZOSMAT und ZOSNANA) entsprechend auf 25 % und 75 % gesetzt (s. Tab. 8).

Niedersachsen:

Für den Abgleich mit der GKSS-Wattkartierung wurden die Flächendaten der Geländekartierung herangezogen. Für Niedersachsen liegen die Informationen für die Arten *Z. noltii* und *Z. marina* differenziert vor. Daher konnten die entsprechenden Parameter ZOSMAT und ZOSNANA nach der Bearbeitung im GIS für die jeweilige Art je nach Bedeckungsgrad (20, 60,100 %) aktualisiert werden.

Die Aktualisierung erfolgte für folgende Parameter:

Tab. 8: Übersicht Aktualisierung Tabelle Wattcharakteristik für die Informationen Seegras und Wildmuschelbänke (MYTILUS, MYKLBAE, MYBAN = stellvertretend für „Wildmuscheln“).

Parameter	Erläuterung	Ausprägung	Aktualisierung
MYTILUS	Mytilus edulis Vorkommen	- 0 (nein), - 1 (vorhanden), 77 (nicht gemessen)	1
MYKLBAE	Mytilus, kleine verteilte Bänke	- 0 (nein), - 1 (vorhanden), 77 (nicht gemessen)	1
MYBANK	Mytilus, zusammenhängende Bank	- 0 (nein), - 1 (vorhanden), 77 (nicht gemessen)	1
ZOSMAT	Zostera marina	- Bedeckung in [%] 77 (nicht gemessen)	SH: 25 (wenn < 50 %) 75 (wenn > 50 %) ND: 20, 60, 100 % : (Wert übernommen)
ZOSNANA	Zostera noltii	- Bedeckung in [%] 77 (nicht gemessen)	SH: 25 (wenn < 50 %) 75 (wenn > 50 %) ND: 20, 60, 100 % : (Wert übernommen)

Die Sensitivität für den Bereich „Benthos“ wurde anschließend erneut mit dem speziell entwickelten „Berechnungsmodell-Benthos“ (s. Kap. 3.4) überarbeitet.

Für das VPS-System wurden die gelieferten GIS Daten aus den Monitoringvorhaben von Niedersachsen und Schleswig-Holstein in einheitlichen Datensätzen (Shape-Files) angelegt. Es besteht somit für den gesamten Bereich des Wattenmeeres eine Karte (Layer) für die Seegrasvorkommen- und eine entsprechende Karte für das Muschelvorkommen.

3.3.3.2 Salzwiesenkartierung

Die Kartierungsarbeiten der Salzwiesen aus Niedersachsen und Schleswig-Holstein erfolgten auf der Basis von Karten im Maßstab von 1:5000. Die Grenzen der einzelnen Stadien sind sehr detailliert aufgenommen (s. Abb. 39).

Die der Sensitivätsstudie zugrunde liegenden Karten hatten in der Regel einen Maßstab von 1:25.000. Für die Verschneidung der unterschiedlichen Datenquellen, wurden daher die Grenzen der Salzwiesen generalisiert (vgl. Abb. 40, 42 und 43). Die aufgenommen Salzwiesen im Supralitoral grenzen unmittelbar an eulitorale Flächen an.

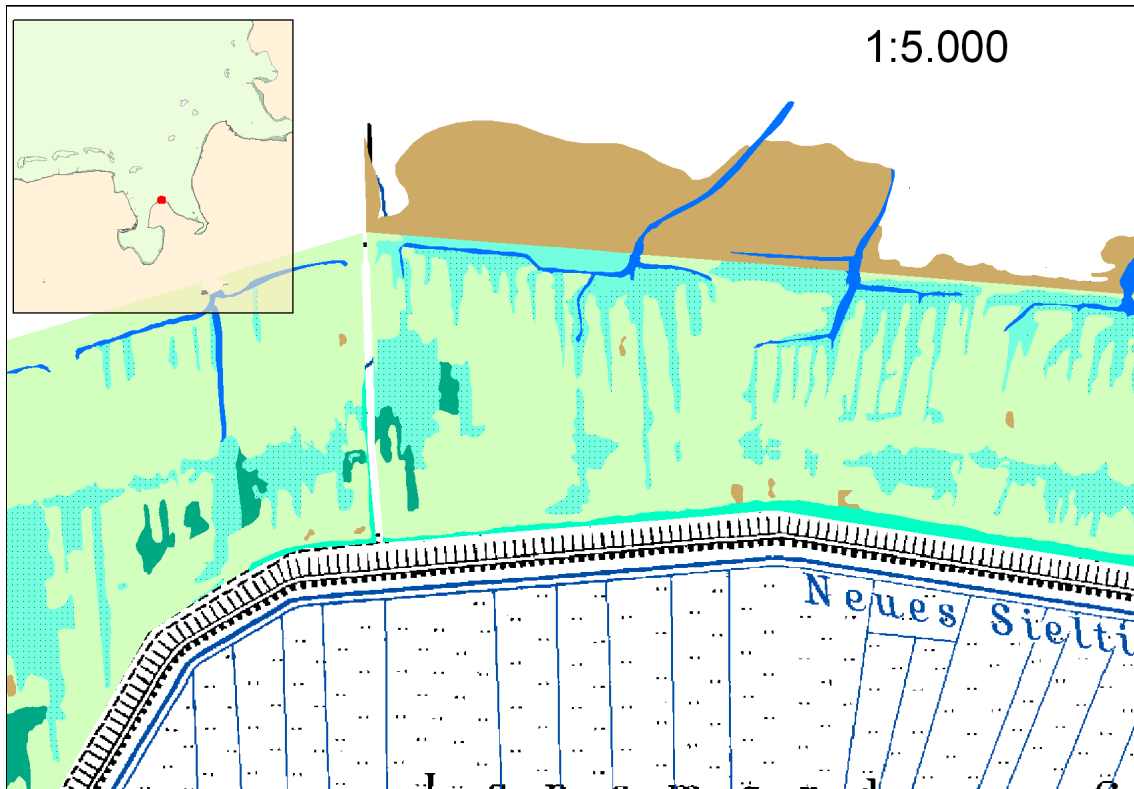
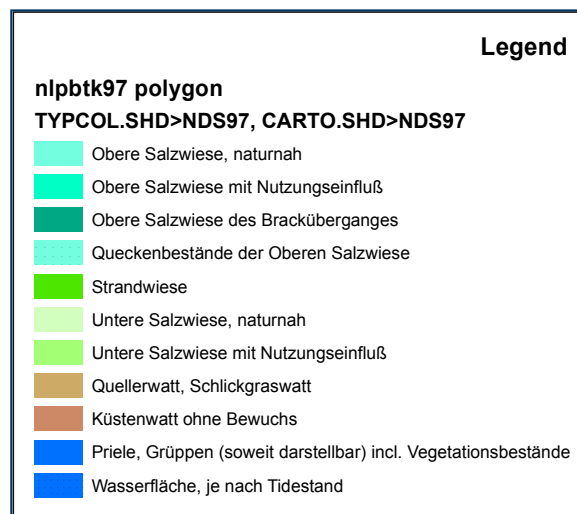


Abb. 39: Bsp. Niedersachsen (Salzwiesenkartierung Stand: 1997)



Die Aufnahme der Gebiete erfolgte entlang der Benthosfläche respektive den Habitatarealen, s. Abb. 40.

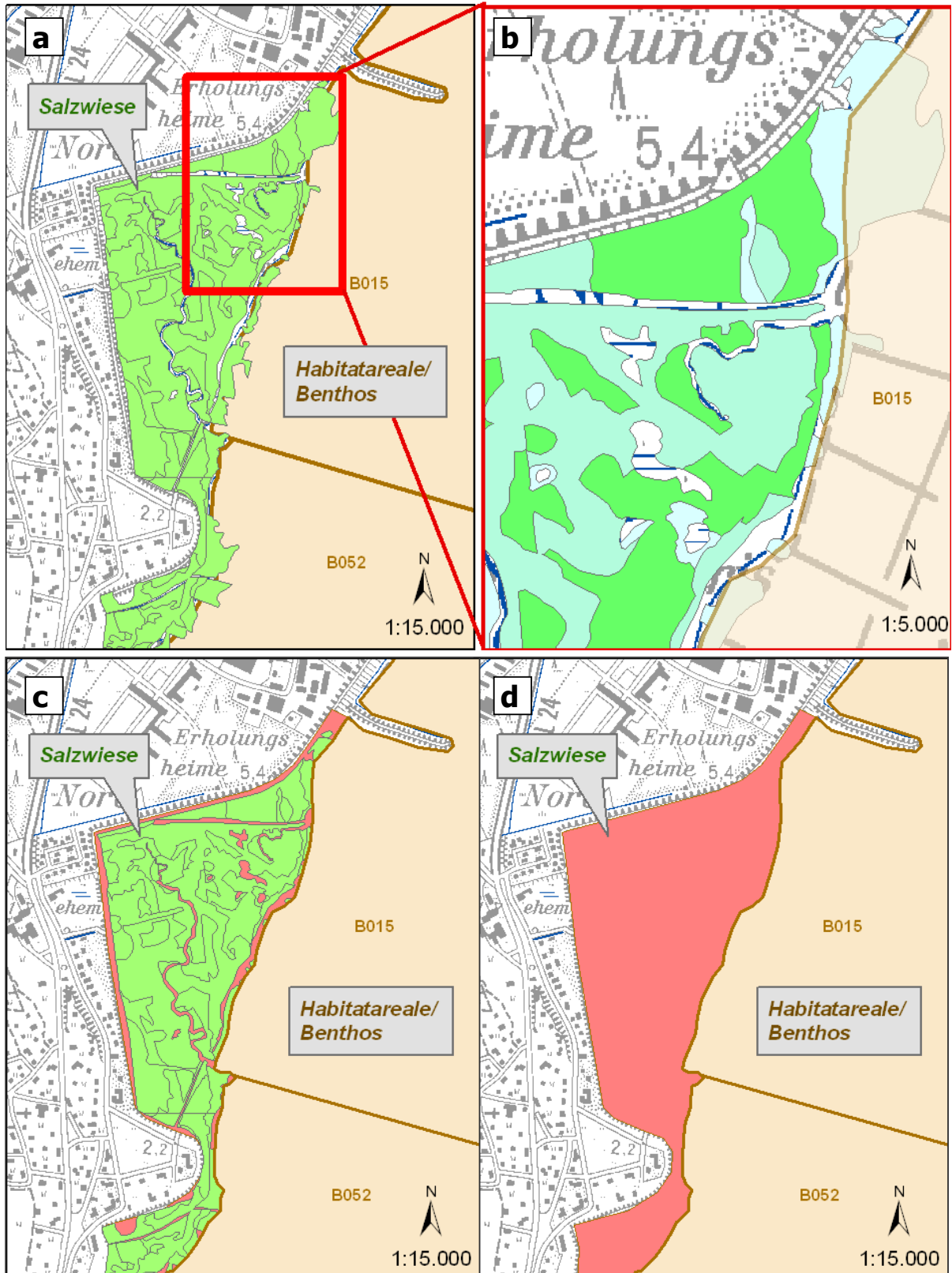


Abb. 40: Bsp. Aufnahme und Generalisierung der Salzwiesengebiete (Bereich südl. Rantum-Becken SH).

Dem Nutzer des VPS-Systems steht jedoch der Layer „Salzwiesen“ zur Verfügung, der dann folgende Bereiche der Salzwiese entsprechend den TMAP-Codes darstellt (vgl. Abb. 41).

Salzwiesenklassifizierung:

- 1 = Pionierzone
- 2 = Untere Salzwiese
- 3 = Obere Salzwiese
- 5 = Brackwasservegetation
- 6 = Wirtschaftsgrünland

Aktualisierungsstand:

Niedersachsen: Bearbeitungsstand 2006

Schleswig-Holstein: Kartierungsarbeiten bis 2002

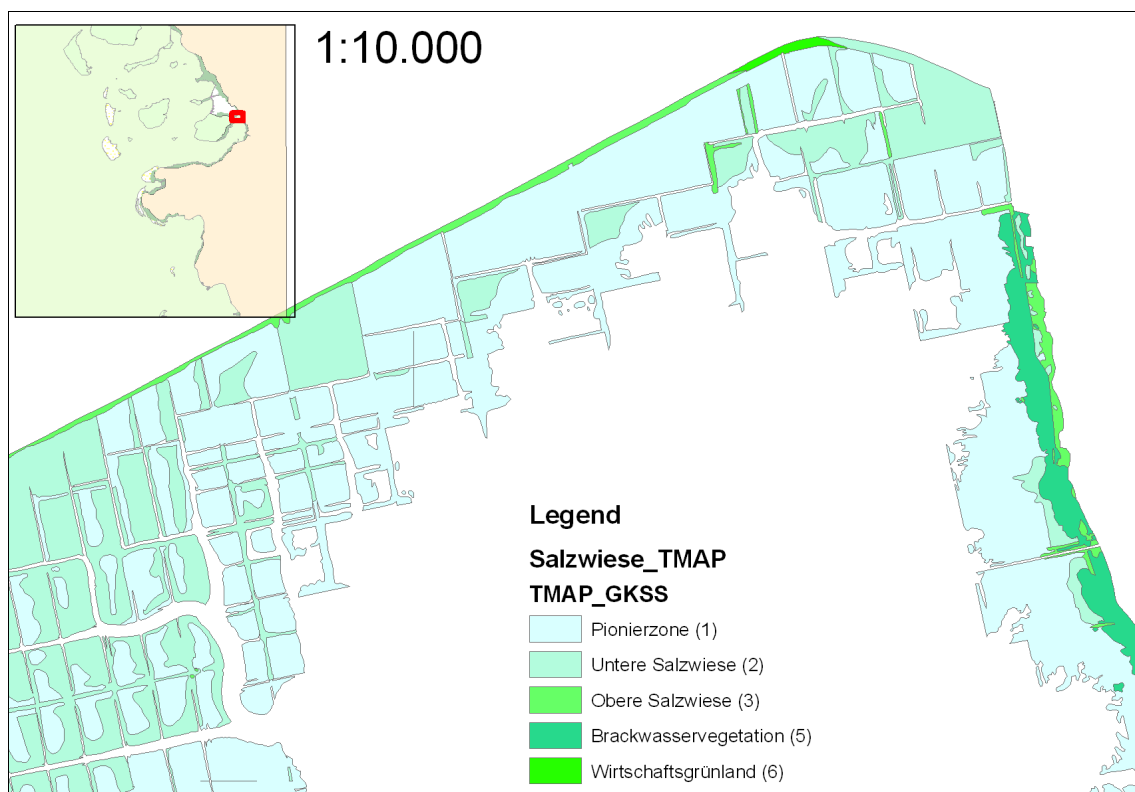


Abb. 41: Bsp. Salzwiesenkartierung Schleswig-Holstein (2002).

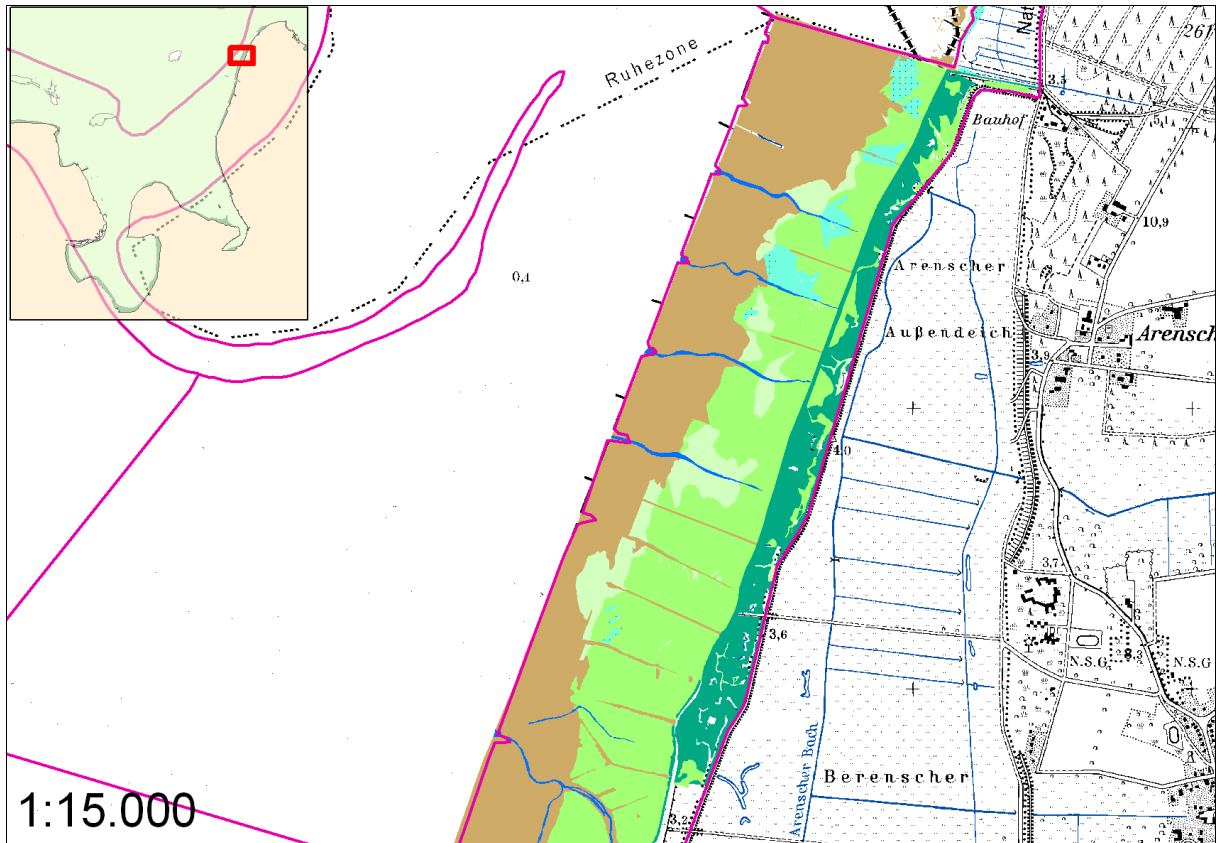


Abb. 42: Fläche der Salzwiese vor der Generalisierung (Bsp. in Niedersachsen).

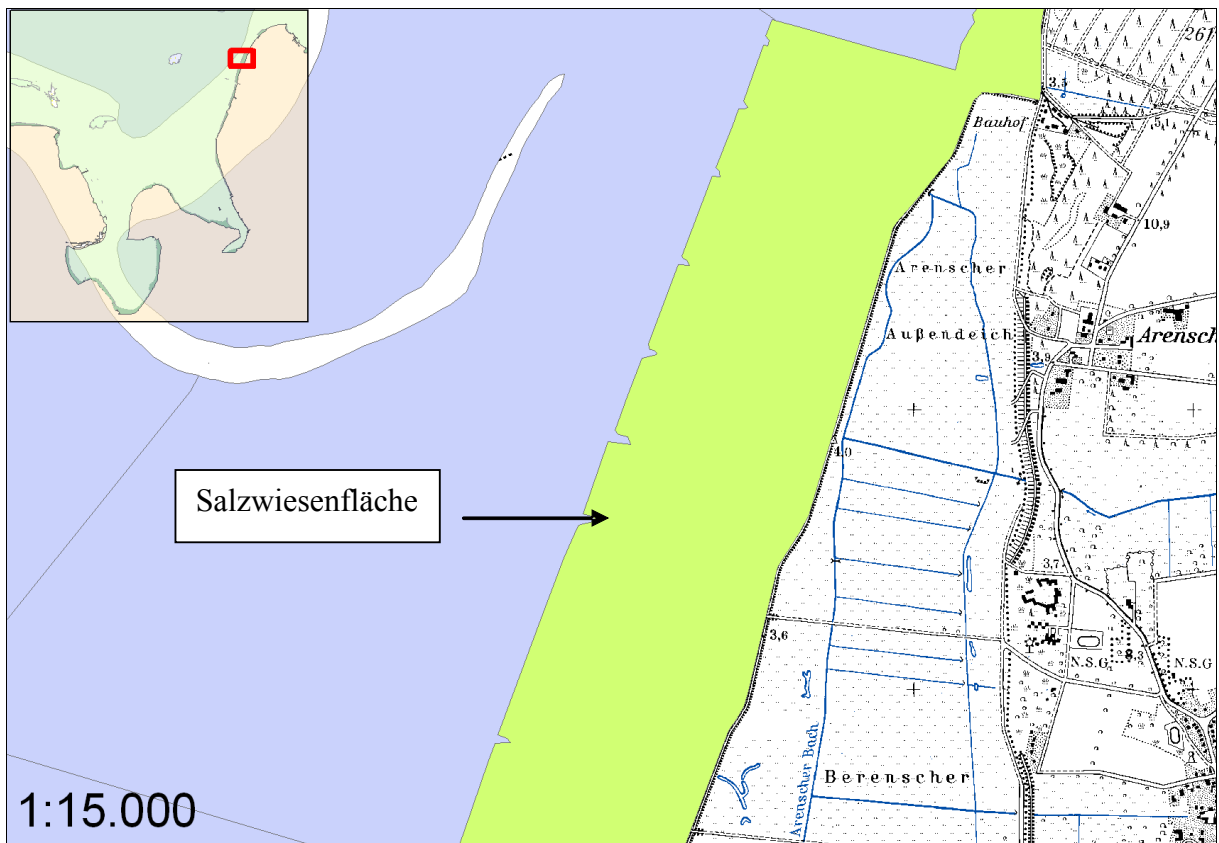


Abb. 43: Fläche der Salzwiese nach der Generalisierung (Bsp. In Niedersachsen).

Die Aufnahme der generalisierten Salzwiesenareale in **Niedersachsen** erfolgte anhand der Daten mit dem Aktualisierungstand von 1997, da aktuellere Daten zum Zeitpunkt der Bearbeitung noch nicht vorlagen. Beim 1997er Datenbestand erfolgte die Klassifizierung noch nicht entsprechend der Klassen des TMAP-Codes. Folgende Klassen wurden selektiert und liegen der Generalisierung der Salzwiesenflächen zu Grunde.

- Untere Salzwiese, naturnah
- Untere Salzwiese mit Nutzungseinfluss
- Obere Salzwiese, naturnah
- Obere Salzwiese mit Nutzungseinfluss
- Obere Salzwiese des Brackübergangs
- Queckenbestand der Obere Salzwiese

In **Schleswig-Holstein** basierte die Klassifizierung der Salzwiese bereits auf dem TMAP-Code und umfasst somit die Bereiche: (vgl. Abb. 46 und 47)

- Pionierzone
- Untere Salzwiese
- Obere Salzwiese
- Brackwasservegetation
- Wirtschaftsgrünland (im Vorlandbereich)

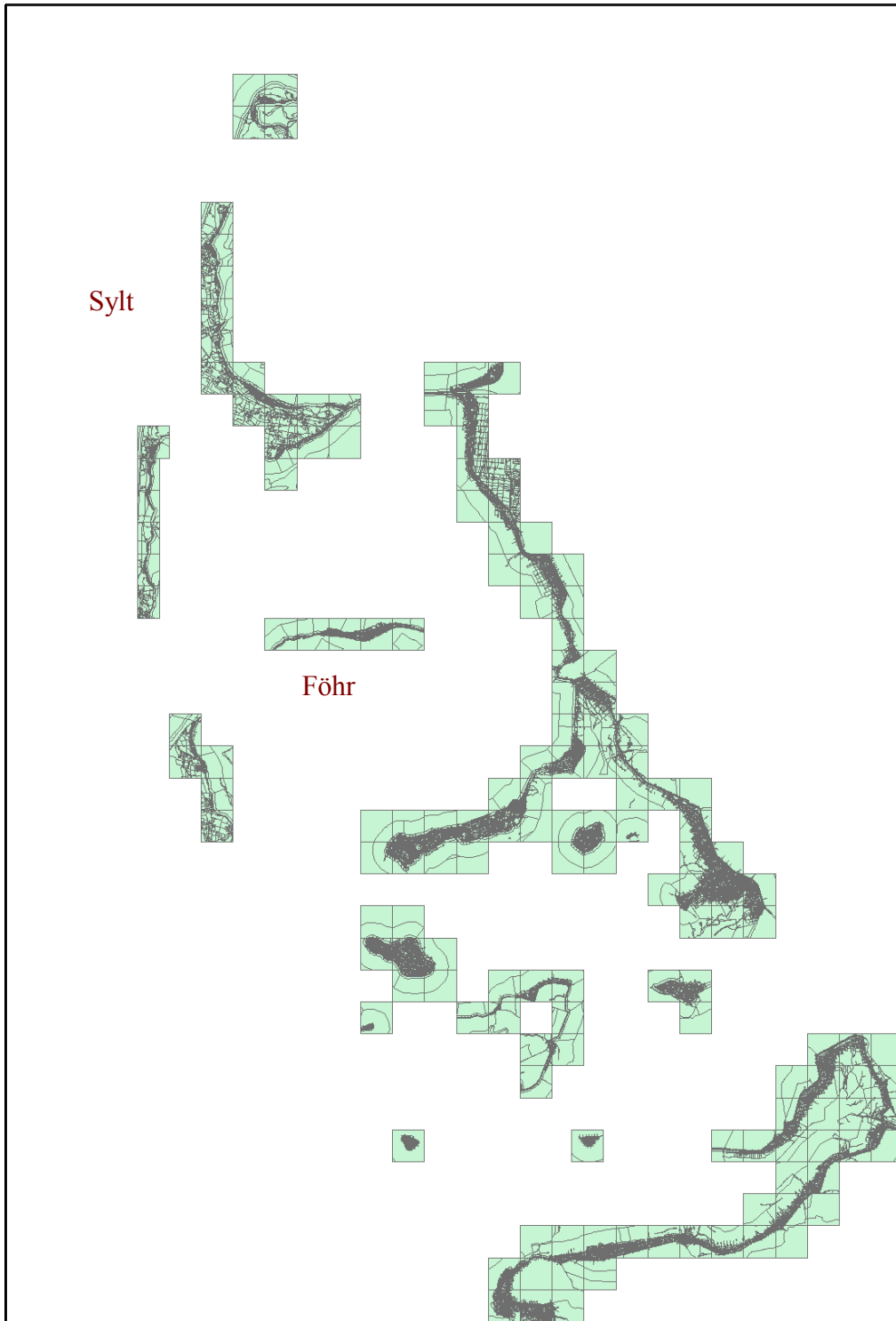


Abb. 44: Zwischenschritt: Einzelne Coverages der Salzwiesenkartierung SH.

Die Auswertung der gelieferten Salzwiesendaten von Schleswig-Holstein erforderte einige Vorverarbeitungsschritte. Es wurde nicht wie in Niedersachsen ein Gesamtdatensatz in Form eines Shape-Files bereitgestellt, sondern über 200 Einzeldaten im sog. Interchangeformat von ESRI (*.e00). Um diese Daten weiter bearbeiten zu können wurde ein Script angefertigt um die Einzeldaten

zunächst in so genannte Coverages zu wandeln, die dann im GIS gelesen werden können, vgl. Zwischenergebnis Abb. 44.

Nach der Umwandlung der Einzeldaten in sog. Coverages wurde zur weiteren Analyse der gesamte Datensatz in eine Personal Geodatabase (spezielles Datenformat von ESRI) importiert. Anschließend wurde aus den einzelnen Datensätzen ein Gesamtdatensatz erstellt. Nachfolgend musste der zusammengefügte Gesamtdatensatz „bereinigt“ werden, wie z.B. der Kartenrand oder die Fläche die nicht zu den TMAP Klassen 1–6 gehören s. Abb. 45.

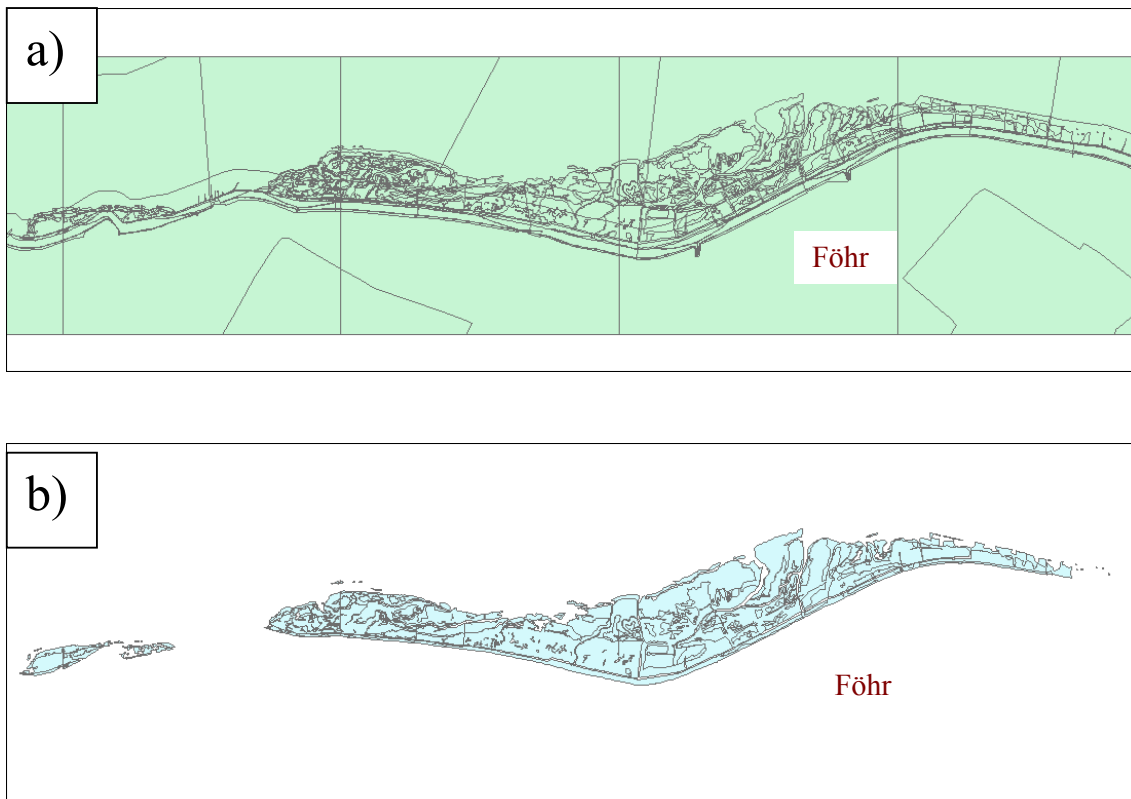


Abb. 45: Salzwiese vor „Bereinigung“ (a) und nachher (b) – Bsp. Insel Föhr.

Für die Integration in das VPS-System erfolgte, wie schon für Niedersachsen beschrieben, auch für den Schleswig-Holsteinischen Bereich eine generalisierte Aufnahme, s. Abb. 46 und 47.

Die detaillierte Kartierung findet sich im VPS-System als besonderer Layer mit der Bezeichnung „Salzwiesen“. Dabei wurden die Daten von Niedersachsen und Schleswig-Holstein als Gesamtdatensatz angelegt.

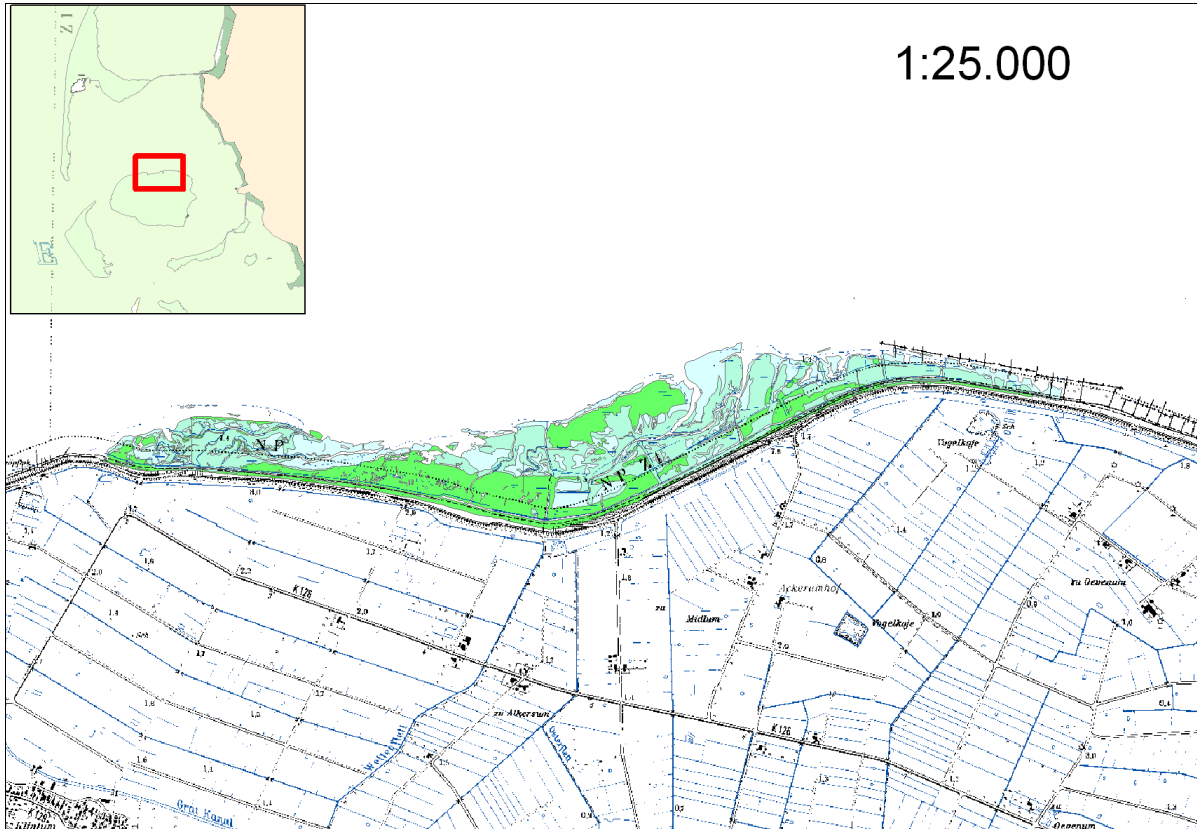


Abb. 46: Fläche der Salzwiese vor der Generalisierung (Bsp. Föhr).

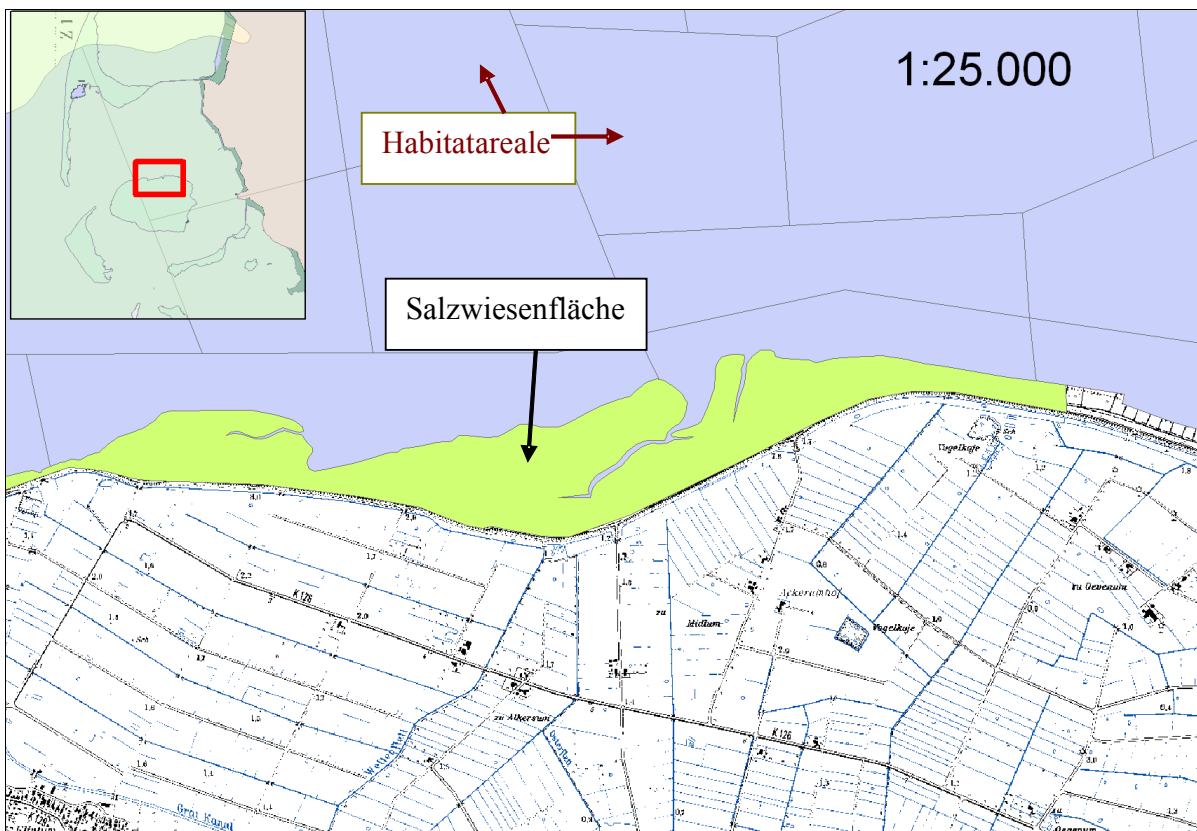


Abb. 47: Fläche der Salzwiese nach der Generalisierung (Bsp. Föhr).

3.3.3.3 Seevögel

Die umfangreichen Zählungen im Bereich des niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Wattenmeeres erfolgen zum einen für die Brutvögel und zum anderen für die Rastvögel/Gastvögel.

Die Datenerhebung und Geometrien sind in beiden Bundesländern verschieden. Die Datenlage wird demnach nachfolgend jeweils getrennt behandelt.

Das Ziel war, die vollständigen Daten der Vogelzählungen so aufzubereiten und auszuwerten, dass sie zur Berechnung des Vogel-/Gesamtindex mit nachfolgender Klassenbildung (vgl. Kap. 3.4.2) verwendet werden können. Hierfür erfolgte, wie nachfolgend beschrieben, die Zuweisung der Werte, die in den Zählgebieten erhoben wurden, zu den größeren Flächen der Sensitivitätskartierung (GKSS-Vogelgebiete = Bewertungsflächen), s. Abb. 48.

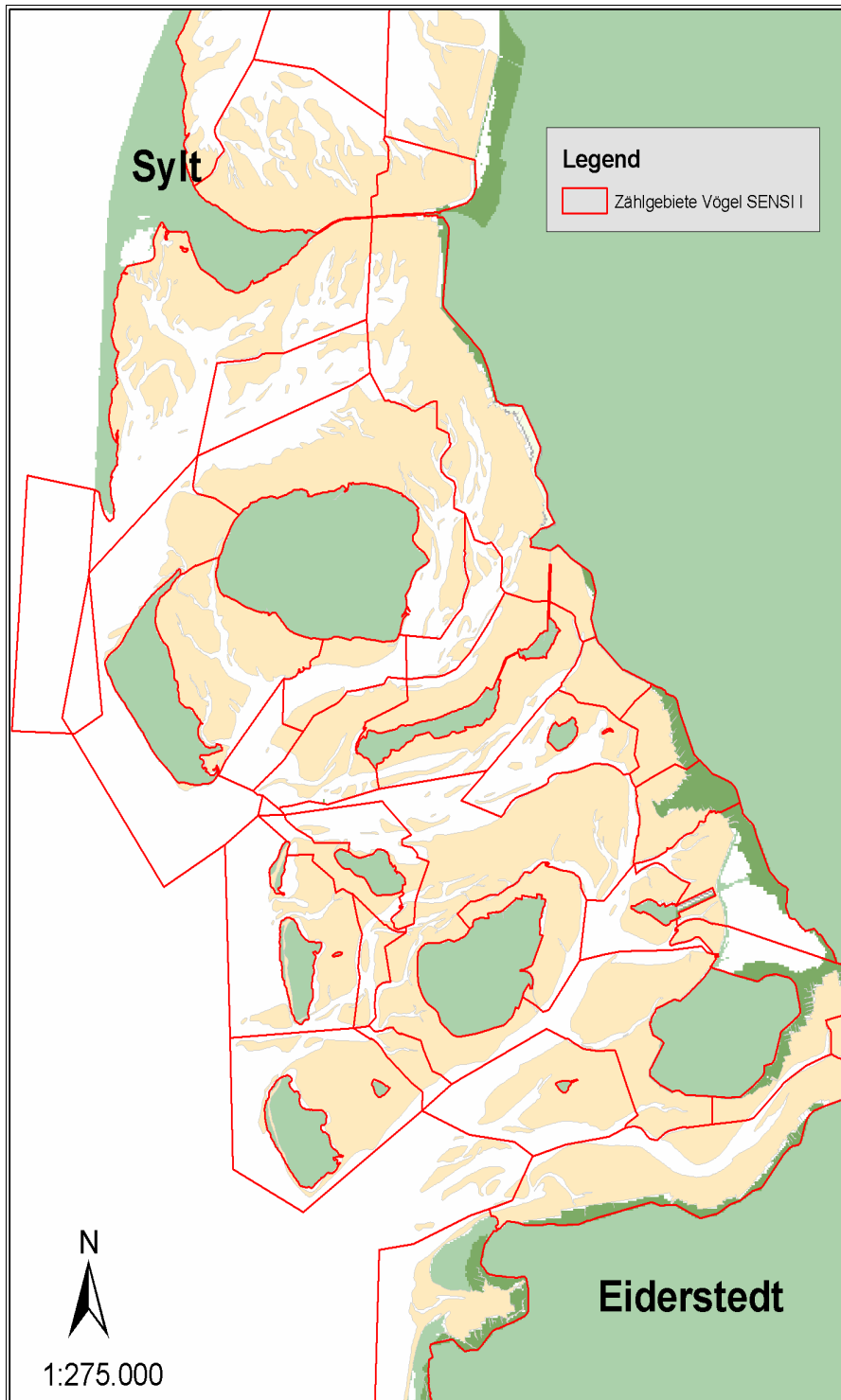


Abb. 48: GKSS-Vogelgebiete (rote Linie) – Bereich Nordfriesland.

Aktualisierung der GKSS-Vogelgebiete:

Die Geometrie der Vogelgebiete aus der vorhergehenden Studie (SENSIKAT I) musste für die aktuelle Studie in Teilen aufgrund der veränderten morphologischen Situation angepasst werden.

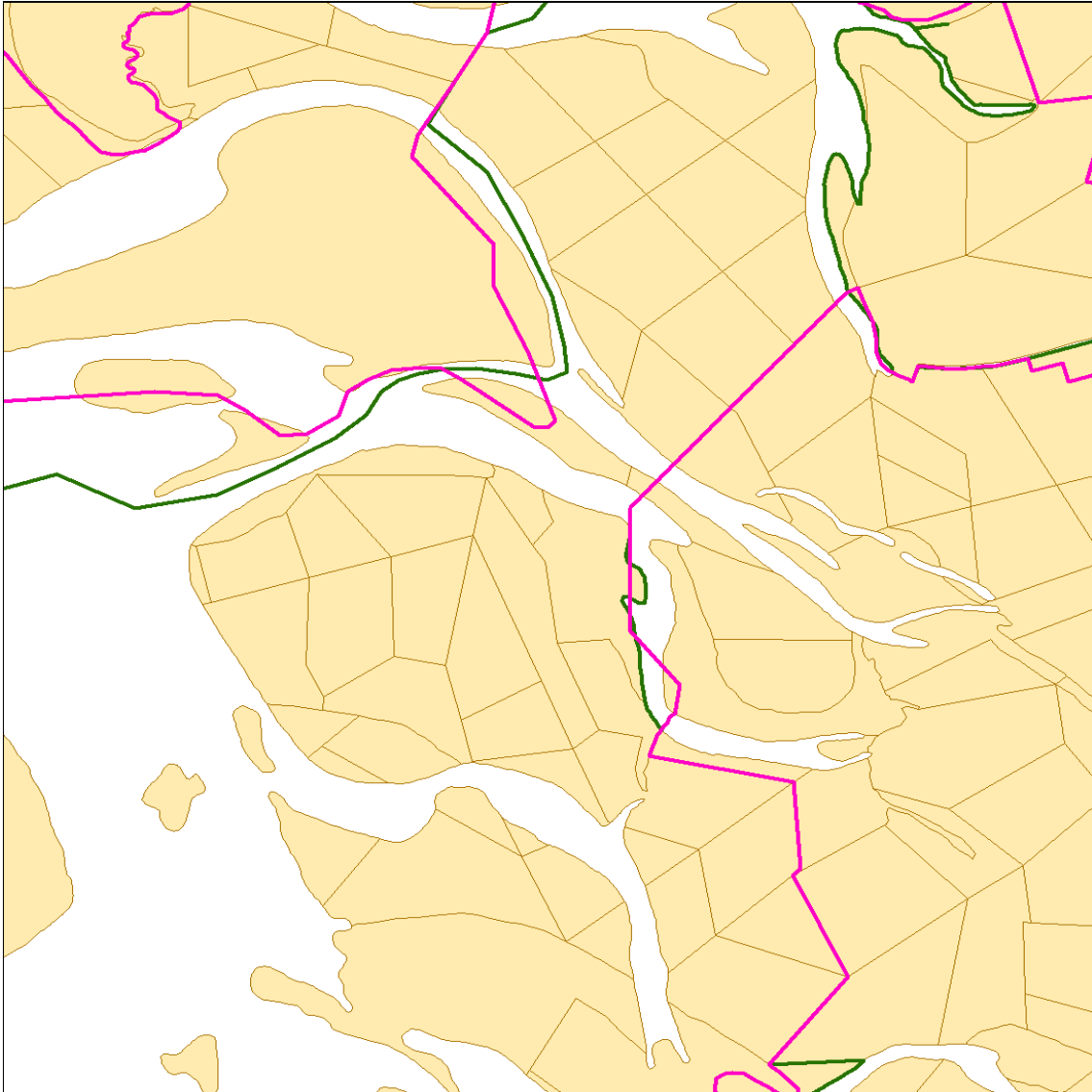


Abb. 49: Anpassung der GKSS-Vogelgebiete.

Die Anpassung an die neue Watt-Topographie war notwendig, da ansonsten bei der Verschneidung zwischen Benthos-Klasse und Vogel-Klasse (s. Kap. 3.3.4.1) Habitatareale zu stark zerschnitten würden.

Schleswig-Holstein

Bezüglich der Datenstruktur setzte sich die Datenbasis, wie auch bei der Habitatkartierung, zum einen aus den Geometriedaten und zum anderen aus den Thematischen Daten (Zähldaten) zusammen. Die vom NPA-Tönning bereitgestellte Geometrie der Vogelzählgebiete (Zählflächen, im Vergleich zu Bewertungsflächen, s. Kap. 3.4) ist in Abb. 50 dargestellt. Die Geometrie der Zählgebiete gelten für die Brut- als auch für die Rastvögel.

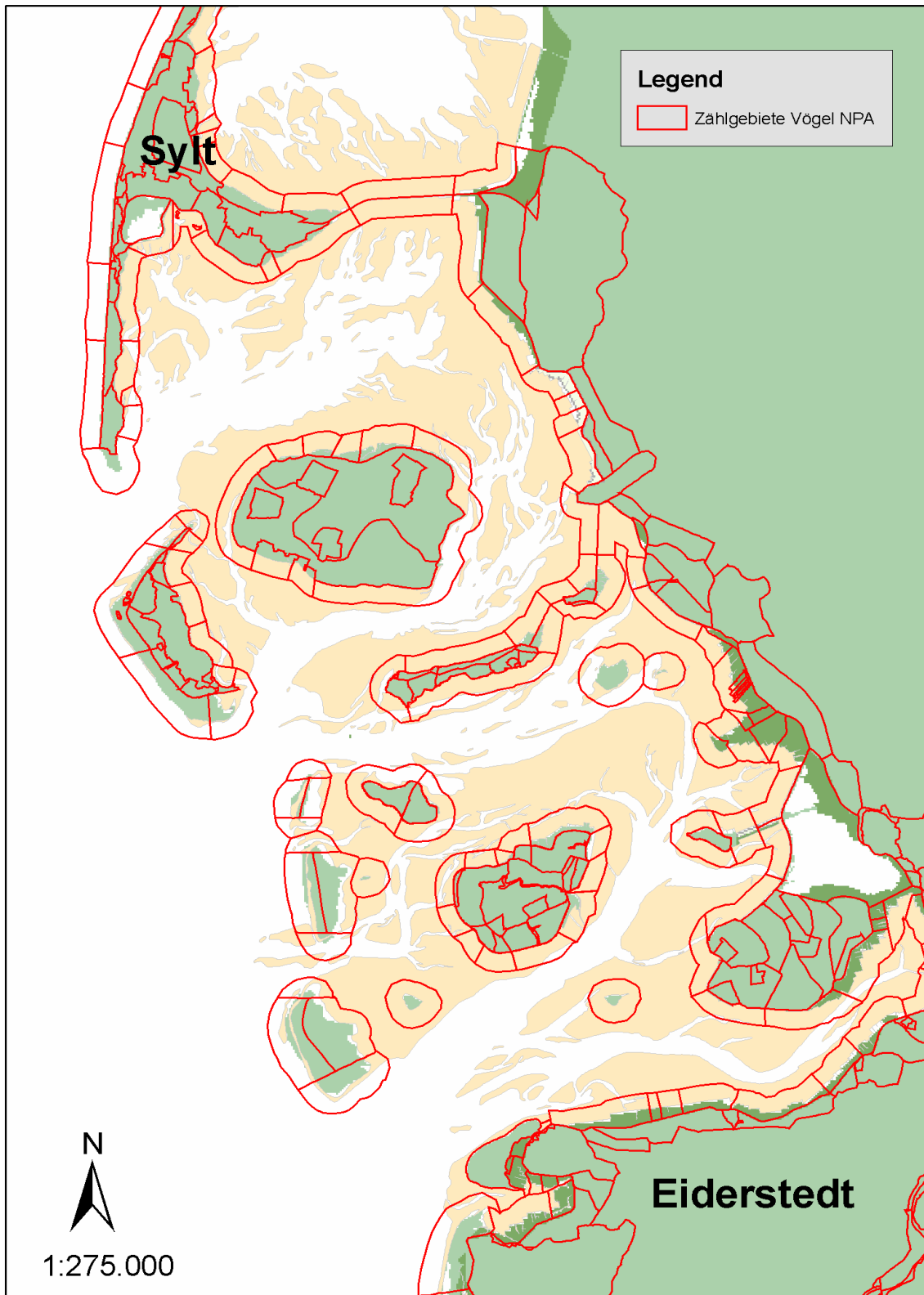


Abb. 50: Vogelzählgebiete NPA-Tönning (rote Linie) Nordfriesland.

Zu jeder Zählfläche gibt es folgende Informationen im GIS-Datensatz:

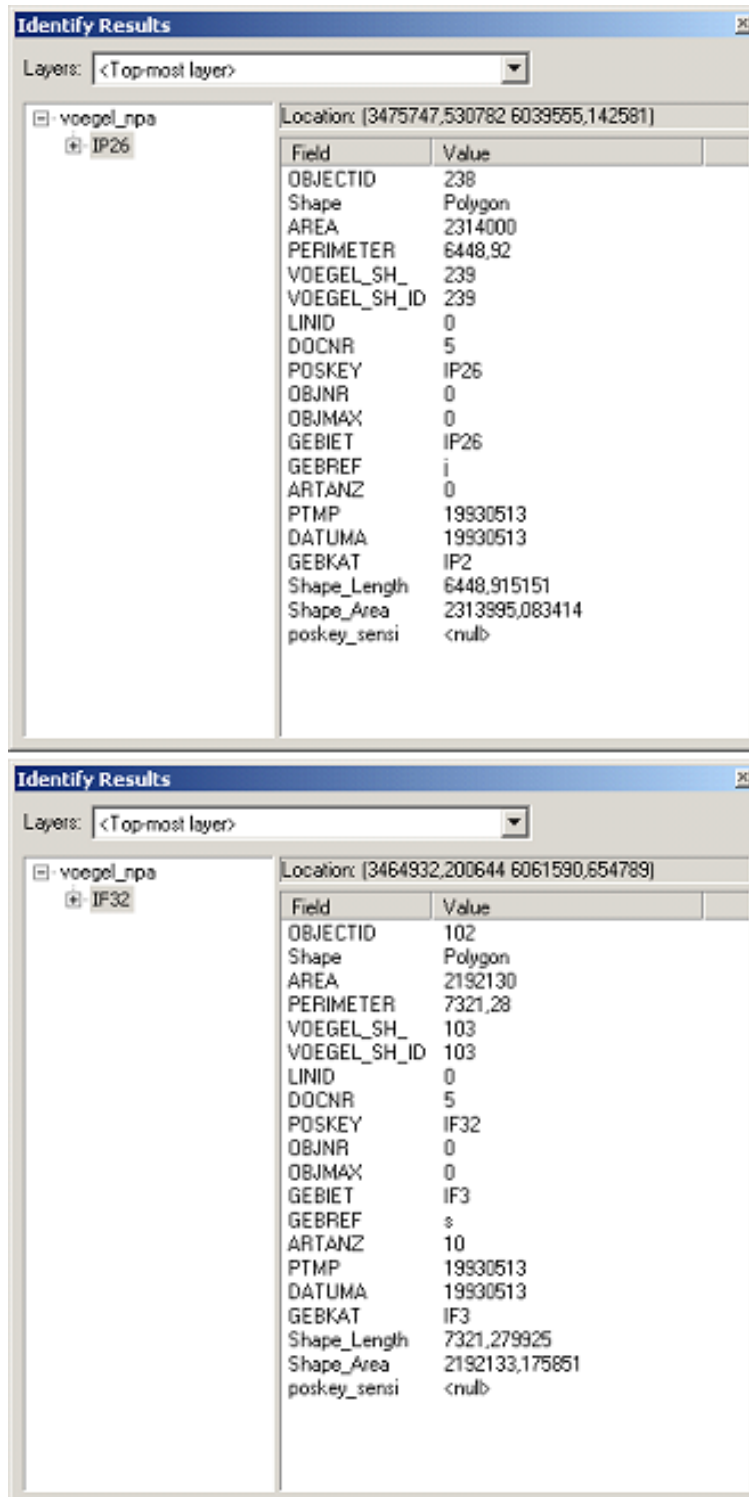


Abb. 51: Informationen zu einer Zählfläche (SH).

Entscheidend für die Verknüpfung der Zähldaten (Tabellendaten) mit der Geometrie sind die Spalten: POSKEY, GEBIET, GEBKAT.

In den gelieferten Tabellendaten finden sich Angaben zum Lagebezug/Zählfläche, in diesem Fall die Spalte „Gebiet“.

Tab. 9: Ausschnitt Brutvogeldata Schleswig-Holstein.

Brutvogeldata 1999								
Gebiet	Zähler	Institution	Art	Datum	Tage	Paare	Methode	Ex.
EE11	S. Zuther	NABU	1730	27.05.99	2	3	E	6
EE11	S. Zuther	NABU	4500	25.04.1999	1	12	e	18
EE11	S. Zuther	NABU	4560	27.05.1999	1	2	e	4
EE11	S. Zuther	NABU	4700	25.4., 27.5.99	2	0	e	0
EE11	S. Zuther	NABU	4770	27.05.1999	2	0	e	0
EE11	S. Zuther	NABU	4930	25.04.1999	1	59	e	87

Der obige Datensatz bezieht sich z.B. auf den Bereich der Eidermündung. Die Angabe zum Gebiet EE11 hat hierbei in der Spalte POSKEY den Wert EE11 und in GEBIET /GEBKAT den Wert EE1.

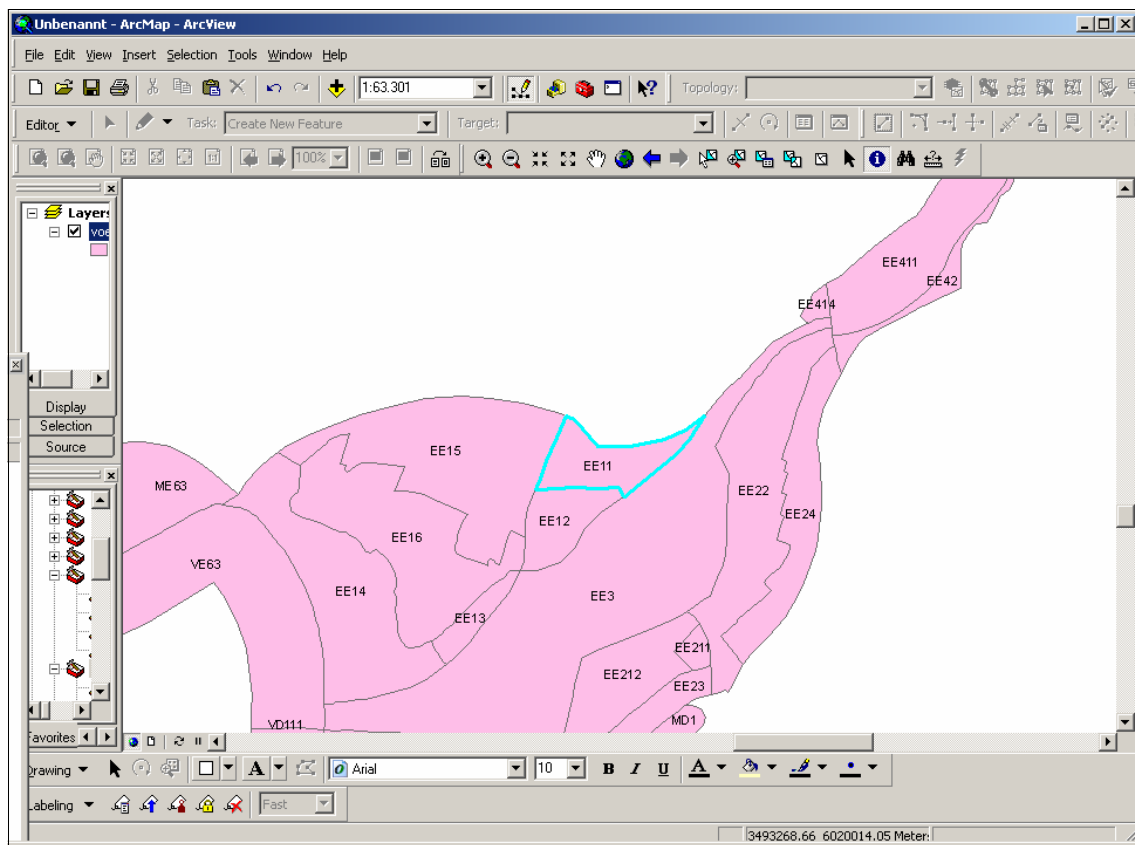


Abb. 52: Zählflächen mit Angaben der Spalte POSKEY, Bsp. Eidermündung (SH).

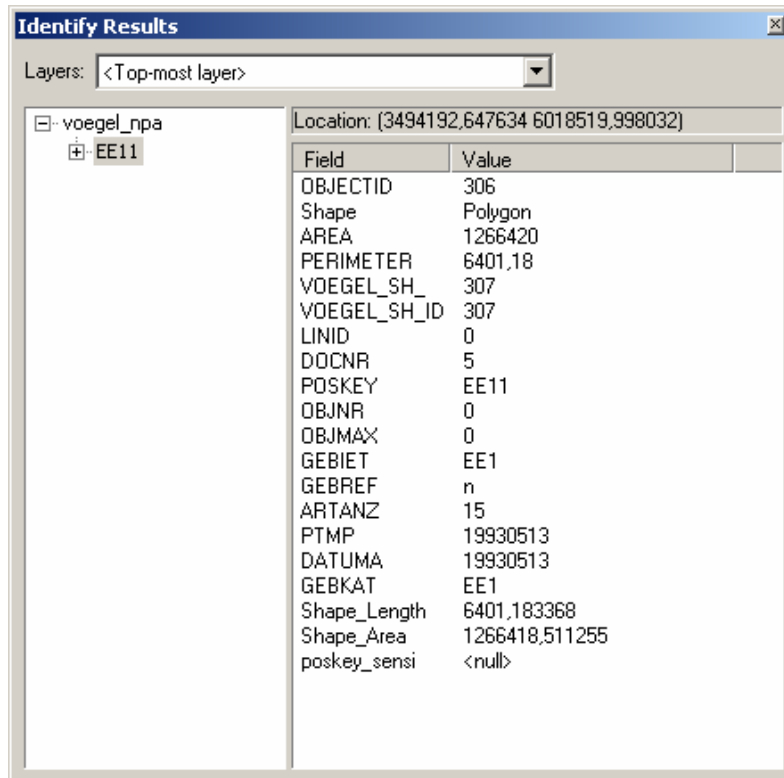


Abb. 53: Angaben zur selektierten Zählfläche in Abb. 52.

Brutvögel:

Brutvogeldata wurden zu den Zählungen der Jahre 1999 bis 2003 in einzelnen Excel-Files geliefert, mit insgesamt ca. 17.800 Einträgen.

Die Tabellenstruktur ist folgendermaßen:

Tab. 10: Ausschnitt Brutvogeldata Schleswig-Holstein.

Brutvogeldata 2001										
Gebiet	Zähler	Institution	Art	Datum	Tage	Paare	Methode	Ex.	Nicht-brüter	Bemerkungen
EE1	H.A.Bruns	NABU	70	01.01.2001		2				
EE1	H.A.Bruns	NABU	90	01.01.2001		30				
EE1	H.A.Bruns	NABU	120	01.01.2001		2				
EE1	H.A.Bruns	NABU	1520	01.01.2001		6				
EE1	H.A.Bruns	NABU	1590	01.01.2001		1				
EE1	H.A.Bruns	NABU	1610	01.01.2001		133				
EE1	H.A.Bruns	NABU	1660	01.01.2001				1		Brutzeitfeststellung
FN1	WPA	STUA SL	4240	1999		?				

Die bereitgestellten Tabellendata der Brutvögel wurden zur Kontrolle und für die weitere Analyse in eine Datenbank importiert. Dabei wurden gleichzeitig Konsistenzprüfungen vorgenommen, wie z.B.:

fehlende Angaben, wie Art, Paare, Text in Zahlenspalten, usw. Für Einträge ohne Angaben zu den Paaren jedoch mit Daten zu den Exemplaren, wurde für die Spalte „Paare“ folgendes angenommen:

Paare = Exemplare/2

Da die Datenstrukturierung einer Datenbank für die nachfolgenden Abfragen und Selektionen wichtig ist und nicht auf Basis der Excel-Files erfolgen konnte, wurden aus den importierten Excel-Files neue Tabellen angelegt:

- Brutvogel-Tabelle mit Angaben zur Gewichtung (s. Abb. 54),
- Gebietstabelle.



	euring	gewicht	ART_GER
▶	70	4	Zwergtaucher
	90	4	Haubentaucher
	100	4	Rothalstaucher
	110	4	Ohrentaucher
	120	4	Schwarzhalstaucher
	720	3	Kormoran
	950	3	Große Rohrdommel
	1220	3	Graureiher
	1340	3	Weißstorch
	1440	2	Löffler
	1520	1	Höckerschwan
	1590	1	Blässgans
	1610	1	Graugans
	1620	1	Streifengans
	1660	1	Kanadagans
	1669	1	Plain mountain-finch
	1670	1	Weißwangengans
	1680	1	Ringelgans
	1700	1	Nilgans
	1730	1	Brandgans
	1790	2	Pfeifente
	1820	2	Schnatterente
	1840	2	Krickente
	1860	1	Stockente
	1890	2	Spießente
	1910	2	Knäkente
	1940	2	Löffelente
	1980	2	Tafelente
	2030	2	Reiherente
	2040	2	Bergente
	2060	3	Eiderente
	2210	2	Mittelsäger
	2600	0	Rohrweihe
	2610	0	Kornweihe
	2630	0	Wiesenweihe
	2670	0	Habicht
	2870	0	Mäusebussard

Abb. 54: Brutvögel in Schleswig-Holstein mit Angaben zur Gewichtung.

Gebiet	Art	MaxvonPaar_M
IH222	5900	398
IH222	5910	15
IH222	5920	595
IH222	6150	1
IH222	6159	4
IH222	6160	28
IH3	1730	7
IH3	2210	1
IH3	4500	211
IH3	4560	77
IH3	4700	17
IH3	4930	9
IH3	5460	21
IH3	5820	700
IH3	5900	152
IH3	5910	12
IH3	5920	120
IH3	6150	5
IH3	6160	297
IH3	6240	25
IH4	1820	3
IH4	1860	6
IH4	2060	75
IH4	4500	150
IH4	4700	3
IH4	5460	4
IH4	5820	1800
IH4	5900	3

Abb. 55: Brutvögel in Schleswig-Holstein mit Angaben zur Gewichtung.

Nach dem Import sämtlicher Jahrestabellen (1999–2003) in eine Gesamttabelle erfolgte die Ermittlung der Maximalwerte je Art in den einzelnen Zählflächen. Die daraus resultierende Tabelle (s. Abb. 55) ist Grundlage für die Berechnung der so genannten Flächenzahl/Ladungszahl einer Fläche, die für die spätere Berechnung des Vogel-Index und der resultierenden Klasse benötigt wird (s. Kap. 3.3.4.1 und 3.4.2).

Die Zuordnung der Zählzeiten zu den Flächen im GIS-Datensatz war teilweise nicht möglich, da die eingetragenen Gebietsbezeichnung im Zählzeitensatz nicht mit den Einträgen in den Spalten POSKEY, GEBIET, GEBKAT übereinstimmten. Dies lag zum Teil daran, dass in der Erhebungstabelle in Spalte GEBIET als Eintrag Gebietsbezeichnungen vorkamen, wie z.B. „Dithmarschen“, oder die Bezeichnung/ Schreibweise der Gebiete in der GIS-Tabelle nicht mit den Einträgen in der Zählzeitentabelle übereinstimmten. Es kamen auch Gebiets-Einträge in der Zählzeitentabelle vor, die im GIS-Datensatz nicht bestanden.

Die Verbindung im GIS zwischen Zählzeiten und GIS-Flächen erfolgte über die Verbindung (Link) zwischen zwei Spalten. Beim ersten Ansatz wurde die Tabellen-Gebietsspalte mit den Bezeichnung aus der GIS-Spalte POSKEY verbunden, wenn es hierzu keine Einträge gab wurde als nächstes eine

Verknüpfung mit der Spalte GEBIET und anschließend GEBKAT aus dem GIS-Datensatz hergestellt um eine schlüssige Zuordnung der Zählzeiten mit der Geometrie zu erreichen.

Rastvögel:

Die Tabellenstruktur der gelieferten Rastvogelzählungen war wie folgt:

Tab. 11: Ausschnitt Rastvogelzählungen Schleswig-Holstein.

Art (Euring)	season	Zeitraum	Arten/Zeiten		EE11	EE12	EE13
0720	Frühj.	16.02.-15.06.	Mx 0720 16.02.-15.06.	2000-2004	8	5	0
0720	Herbst	16.06.-15.12.	Mx 0720 16.06.-15.12.	2000-2004	7	11	2
0720	Winter	16.12.-15.02.	Mx 0720 16.12.-15.02.	2000-2004	0	0	0
1670	Frühj.	16.02.-15.06.	Mx 1670 16.02.-15.06.	2000-2004	7690	2353	3900
1670	Herbst	16.06.-15.12.	Mx 1670 16.06.-15.12.	2000-2004	2590	6280	1943
1670	Winter	16.12.-15.02.	Mx 1670 16.12.-15.02.	2000-2004	519	950	5350
1680	Frühj.	16.02.-15.06.	Mx 1680 16.02.-15.06.	2000-2004	1	0	0
1680	Herbst	16.06.-15.12.	Mx 1680 16.06.-15.12.	2000-2004	1	102	0
1680	Winter	16.12.-15.02.	Mx 1680 16.12.-15.02.	2000-2004	0	0	0
1730	Frühj.	16.02.-15.06.	Mx 1730 16.02.-15.06.	2000-2004	444	4	4
1730	Herbst	16.06.-15.12.	Mx 1730 16.06.-15.12.	2000-2004	845	1500	75

Die Daten einer Art sind für alle Zählflächen in einer Zeile eingetragen, zusätzlich besteht für Rastvögel eine Differenzierung zwischen:

- Frühjahr (16.02.–15.06.)
- Herbst (16.06.–15.12.)
- Winter (16.12.–15.02.)

Die Maximalwerte der Paare je Zählfläche lagen vor. Auch diese Tabelle musste für die weitere Berechnung der Flächenzahlen in die Datenbank importiert werden.

Wie schon für die Brutvögel wurde ebenfalls zur Kontrolle der Daten die Zähltable mit den Flächen im GIS über die Gebietsspalten verknüpft. Der Datenbestand der Rastvogelzählungen in Schleswig-Holstein umfasste 21.210 Zählungen.

Die in den Zählungen angegebenen Flächen konnten in fast allen Fällen eindeutig zugeordnet werden. Einige unklare Fälle mussten bis zu einer weiteren Klärung aus der weiteren Analyse ausgeklammert werden. Derzeit wird der GIS-Datensatz mit den Informationen zur Gebietsbezeichnung beim NPA in Tönning überarbeitet und aktualisiert.

Geometrie-Verschneidung:

Nach der inhaltlichen Auswertung auf Datenbankebene folgte die Verschneidung der Geometriedaten, d.h. die Anpassung der TMAP-Zählflächen an die Bewertungsgebiete (GKSS-Gebiete).

Wie anhand der Abbildungen 48 und 50 zu sehen ist, handelt es sich bei den Bewertungsflächen um größere Einheiten als bei den TMAP-Zählflächen. Für die Zuweisung der Information zu den GKSS-Gebieten (Bewertungsflächen) wurde im GIS eine Verschneidung der Geometrien durchgeführt (s. Abb. 56) und anschließend anhand der Attributtabelle eine Lookup-Tabelle erstellt, die die Zuordnung der TMAP-Zählflächen zu den Bewertungsflächen (GKSS-Gebiete) enthält (vgl. Abb. 57).

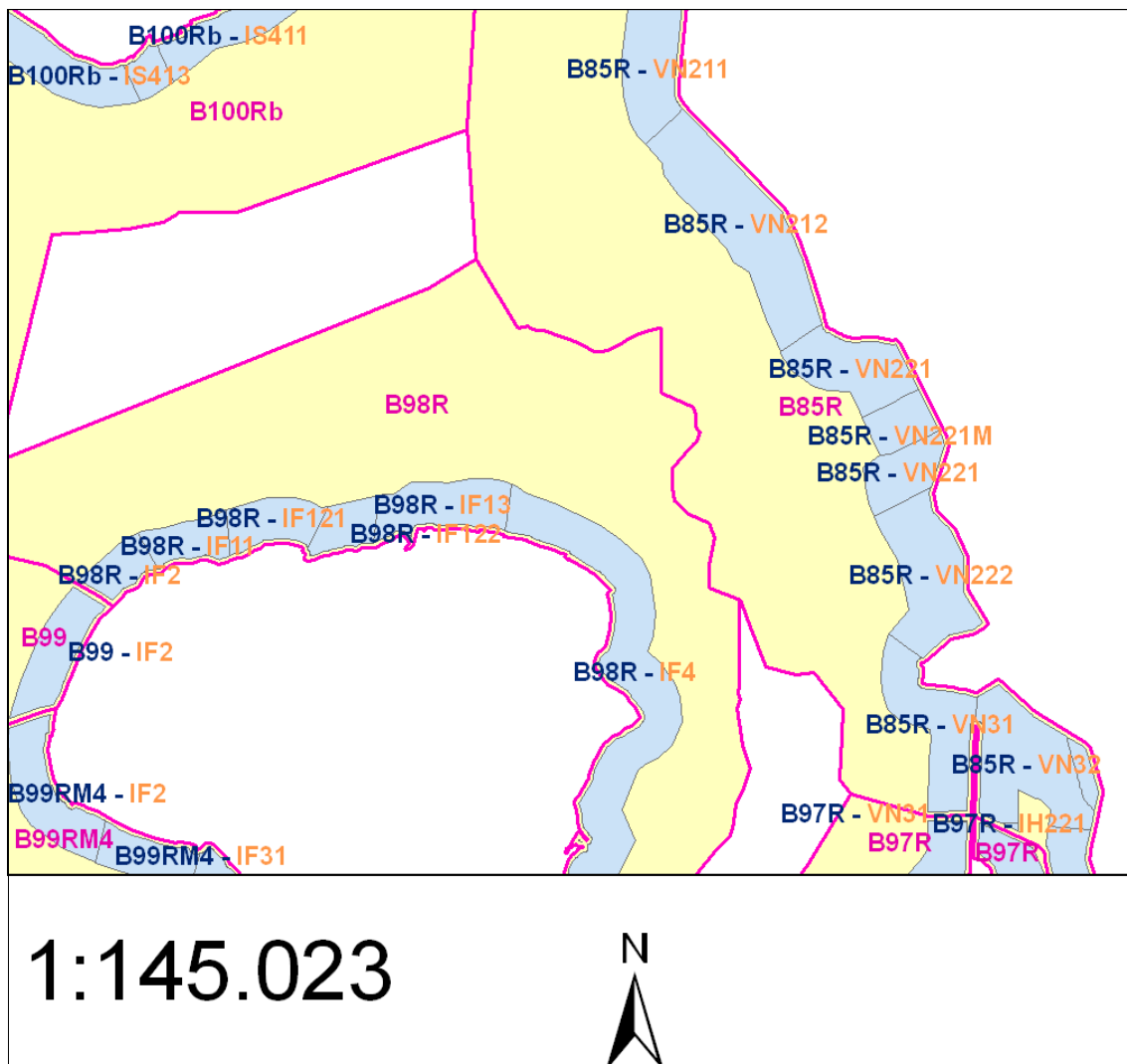


Abb. 56: GIS-Auswertung: Gebietszuweisung GKSS-Gebiete zu NPA-Zählflächen.

Nr	POSKEY_GKSS	POSKEY_NPA
1	B85R	FN2
2	B83R8123	FN4
3	B99RM4	IA11
4	B99RM4	IA12
5	B99RM4	IA13
6	B99RM4	IA14
7	B99	IA2
8	B99	IA31
9	B99	IA32
10	B99	IA42
11	B99RM4	IA43
12	B99RM4	IA44
13	B98R	IF11
14	B98R	IF121
15	B98R	IF122
16	B98R	IF13
17	B99	IF2
18	B99RM4	IF31
19	B99RM4	IF32
20	B98R	IF4
22	B97R	IH121
23	B97R	IH122
24	B97R	IH131
25	B97RM4	IH132
26	B97R	IH133
27	B97R	IH221

Abb. 57: Auszug aus Lookup-Tabelle der Gebietszuweisung
Bewertungsflächen zu Zählflächen.

Die Lookup-Tabelle wird für die nachfolgende Berechnung der Vogelindizes und Klassen auf Datenbankebene benötigt.

Niedersachsen

Die Datenlagen in Niedersachsen ist nicht die gleiche wie in Schleswig-Holstein. Bei der Geometrie der Zählflächen wird zwischen Rast(Gast-)vögeln und Brutvögeln unterschieden (vgl. Abb. 58).

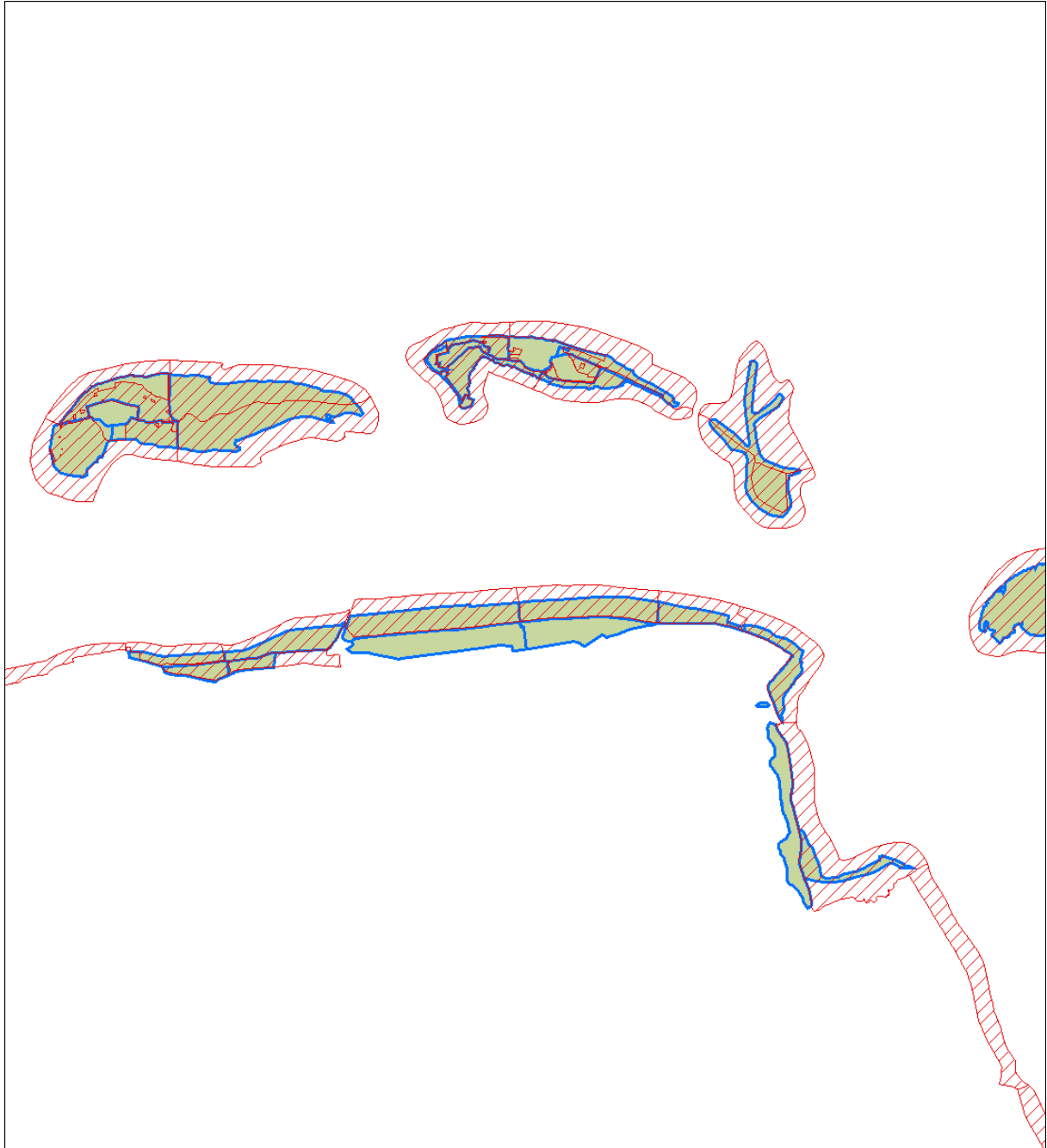


Abb. 58: Brutvögel (grün) und Gastvögel (schraffiert) in Niedersachsen.

Die Situation der Bewertungsflächen für Niedersachsen ist in Abb. 59 dargestellt.

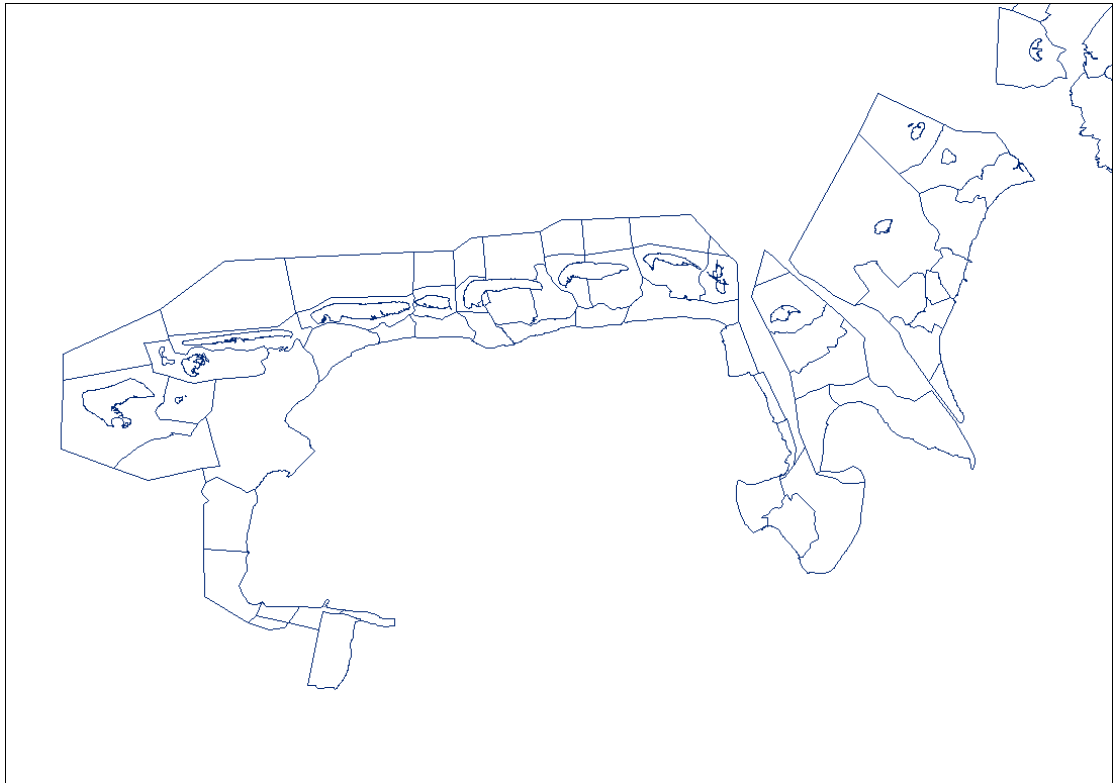


Abb. 59: GKSS-Vogelzählgebiete in Niedersachsen.

Bereitgestellt wurden die Gastvogel­daten von der Staatlichen Vogelschutzwarte (NLWKN – Betriebsstelle Hannover / Hildesheim) und die Brutvogel­daten vom Nationalparkamt in Wilhelmshaven.

Die **Brutvogel­daten** wurden für jede Zählfläche getrennt als besondere Excel-Files (rund 50 Einzelfiles) geliefert, siehe Abb. 60. Die Daten stammen aus den Jahren 1994 bis 2003.

25. Jan. 20

Bewertung des Teilgebietes **2317.** **3 /** **2**

Brutvögel

Daten des Gebietes -----
 -----> Fläche [km²] 1,00
 Naturraum Watten und Marschen
 Regierungsbezirk(e)
 Landkreis(e)
 Schutzstatus
 EU-SPA(s) 01

abgegeben an | am -----
 ----->

Höchstzahlen der Meldungen aus den Jahren -----
 > 1997 1998 2001

Verwendung folgender Roter Listen Vögel

(Stand 2002)
 (Stand 2002)
 (Stand 2002)

Rote Liste Bedrohter Arten Deutschlands
 Rote Liste Bedrohter Arten des Wattenmeeres
 Rote Liste bedrohter Arten Niedersachsens

Gesamtpunktzahl national landesw. regional
 -----> 23,8 24,7 16,2

Flächenfaktor -----> 1
 --> ergibt 23,80 24,70 16,20
 erreicht damit folgende Kriterien ----->
 --> landesw. regional
Bewertungsvorschlag ----->
 --> landesweit
 Anmerkungen ----->
 -->

Bewertung -----> **EU-SPA**

Einzeldaten						
EURING	Art	Höchstzahl	erreicht	Pkt. Nat.	Pkt. Lnd.	Pkt. Reg.
04700	Sandregenpfeifer	3	1997	4,8	0	0
04930	Kiebitz	2	1997	3,5	3,5	3,5
05460	Rotschenkel	12	1997	12	12	5,2
09760	Feldlerche	17	2001	0	5,7	5,7
12430	Schilfrohrsänger	2	2001	3,5	3,5	1,8

Abb. 60: Auszug Brutvogeldata aus Niedersachsen.

Auszug Brutvogeldaten aus Niedersachsen

Sämtliche Excel-Files wurden in die Datenbank geladen und in einer Gesamttabelle abgelegt. Sie beinhalten für den Küstenbereich 1.143 Zählungen. Bei den Beobachtungsdaten handelt es sich bereits um die Maximalwerte der Paare. Wie in Schleswig-Holstein wurden mittels Datenbankfunktionen die Flächenzahlen unter Berücksichtigung der Gewichtung für die jeweiligen Brutgebiete berechnet.

Die **Gastvogeldaten** lagen z. T. als dBase Datei vor und nach Lieferung eines Updates als Excel-Files für die entsprechende Zählfläche. Sie beinhalten Zählungen der Jahre 1993 bis 2004. Die Daten wurden in die Datenbank geladen und entsprechend weiterverarbeitet. Der Datensatz umfasst 11.159 Zählungen für den Bereich Küste.

Bewertung der Wasser- und Watvögel								
TGEBIET:				Datum:				
1.3.06.05				16.1.2006				
Teilgebiet:				Naturräumliche Regionen:				
2310.2/2	Dreihausen bis Dornumersiel			Watten/Marschen				
Gebiet:			Bedeutung:		international			
Vorland: Neßmersiel - Dornumersiel								
Jahre:	00,01,02,03,04,			Zeitraum:		2000-2004		
EURING	Artname	MAX	JAHR	INT	NAT	LAN	REG	LOK
00720	Kormoran	1	2001	-	-	-	-	-
01220	Graureiher	11	2003	-	-	-	-	-
01570	Saatgans	21	2000	-	-	-	-	-
01590	Bläßgans	107	2000	-	-	-	-	-
01610	Graugans	10	2003	-	-	-	-	-
01670	Nonnengans	5105	2002	E	E	E	JE	JE
01680	Ringelgans	1130	2001	-	-	E	JE	JE
01730	Brandgans	820	2000	-	-	-	I	I
01790	Pfeifente	43	2004	-	-	-	-	-
01820	Schnatterente	2	2000	-	-	-	-	-
01840	Krickente	29	2001	-	-	-	-	-
01860	Stockente	152	2004	-	-	-	-	-
01890	Spießente	3	2001	-	-	-	-	-
01940	Löffelente	2	2003	-	-	-	-	-

Abb. 61: Auszug Gastvogeldaten (Excel-File) aus Niedersachsen.

ID_DAT_TG	DATUM	TGEBIET	TK25_OFFIZ	EURING	ART_GER	MAXZAHL	MAXJAHR	INT	NAT	LAN
200511071.1.03	07.11.2005	1.1.03.01	2609.4/2	01520	Höckerschwan	4	1995	-	-	-
200511071.1.03	07.11.2005	1.1.03.01	2609.4/2	01530	Zwergschwan	6	1996	-	-	-
200511071.1.03	07.11.2005	1.1.03.01	2609.4/2	01570	Saatgans	9	1996	-	-	-
200511071.1.03	07.11.2005	1.1.03.01	2609.4/2	01580	Kurzschnabelgans	1	1999	-	-	-
200511071.1.03	07.11.2005	1.1.03.01	2609.4/2	01590	Bläßgans	5455	1993	-	I	I
200511071.1.03	07.11.2005	1.1.03.01	2609.4/2	01610	Graugans	1725	1993	-	I	E
200511071.1.03	07.11.2005	1.1.03.01	2609.4/2	01670	Nonnengans	6178	1993	E	E	JE
200511071.1.03	07.11.2005	1.1.03.01	2609.4/2	01680	Ringelgans	17	1997	-	-	-
200511071.1.03	07.11.2005	1.1.03.01	2609.4/2	01730	Brandgans	55	2000	-	-	-
200511071.1.03	07.11.2005	1.1.03.01	2609.4/2	01790	Pfeiferente	5100	1995	-	I	I
200511071.1.03	07.11.2005	1.1.03.01	2609.4/2	01840	Krickente	30	1997	-	-	-
200511071.1.03	07.11.2005	1.1.03.01	2609.4/2	01860	Stockente	260	1995	-	-	-
200511071.1.03	07.11.2005	1.1.03.01	2609.4/2	01890	Spießente	9	2002	-	-	-
200511071.1.03	07.11.2005	1.1.03.01	2609.4/2	01940	Löffelente	4	2002	-	-	-
200511071.1.03	07.11.2005	1.1.03.01	2609.4/2	02030	Reiherente	4	1998	-	-	-
200511071.1.03	07.11.2005	1.1.03.01	2609.4/2	02180	Schellente	12	1997	-	-	I
200511071.1.03	07.11.2005	1.1.03.01	2609.4/2	02230	Gänsesäger	22	1995	-	-	-
200511071.1.03	07.11.2005	1.1.03.01	2609.4/2	04500	Austernfischer	10	2002	-	-	-
200511071.1.03	07.11.2005	1.1.03.01	2609.4/2	04560	Säbelschnäbler	76	1997	-	-	-
200511071.1.03	07.11.2005	1.1.03.01	2609.4/2	04850	Goldregenpfeife	300	1995	-	-	-
200511071.1.03	07.11.2005	1.1.03.01	2609.4/2	04930	Kiebitz	475	1995	-	-	-
200511071.1.03	07.11.2005	1.1.03.01	2609.4/2	05120	Alpenstrandläufer	12530	1998	-	I	I
200511071.1.03	07.11.2005	1.1.03.01	2609.4/2	05170	Kampfläufer	94	1997	-	-	I
200511071.1.03	07.11.2005	1.1.03.01	2609.4/2	05320	Uferschnepfe	75	1998	-	-	-
200511071.1.03	07.11.2005	1.1.03.01	2609.4/2	05360	Regenbrachvogel	350	1997	-	I	I
200511071.1.03	07.11.2005	1.1.03.01	2609.4/2	05410	Großer Brachvogel	420	1996	-	-	-
200511071.1.03	07.11.2005	1.1.03.01	2609.4/2	05460	Rotschenkel	53	1997	-	-	-
200511071.1.03	07.11.2005	1.1.03.01	2609.4/2	05820	Lachmöwe	320	1996	-	-	-
200511071.1.03	07.11.2005	1.1.03.01	2609.4/2	05900	Sturmmöwe	135	1996	-	-	-
200511071.1.03	07.11.2005	1.1.03.01	2609.4/2	05910	Heringsmöwe	2	1996	-	-	-
200511071.1.03	07.11.2005	1.1.03.01	2609.4/2	05920	Silbermöwe	41	1997	-	-	-

Abb. 62: Auszug Gastvogelraten (dBase-Datei) aus Niedersachsen.

Geometrie-Verschneidung:

In Abb. 63 ist die Datenlage der Geometrien von Bewertungsflächen und der Zählflächen (Brut- und Rast) von Niedersachsen dargestellt.



Abb. 63: Bewertungsflächen (gelbe Linien) überlagert mit den Zählflächen in Niedersachsen.

Die Auswertung im GIS erfolgte nach dem gleichen Vorgehen wie in Schleswig-Holstein und beinhaltet somit die Verschneidung und anschließende Extraktion einer Lookup-Tabelle mit der Gebietszuweisung. Im Unterschied zu Schleswig-Holstein musste dies jedoch aufgrund der unterschiedlichen Geometrien für die Gast- und Brutvögel getrennt angelegt werden.

3.3.4 Berechnung der Sensitivitätsklassen

Die Berechnung der Sensitivität erfolgt zum einen für den Bereich des Eulitorals (Benthos-Klasse) und zum anderen für die Vogel-Bewertungsflächen (Vogel-Klasse). Nach der Ermittlung der Sensitivitäten für den jeweiligen Bereich wird die „Gesamt-Klasse“ berechnet: die Sensitivitätsklasse, s. Abb. 64 und Kap.3.4.

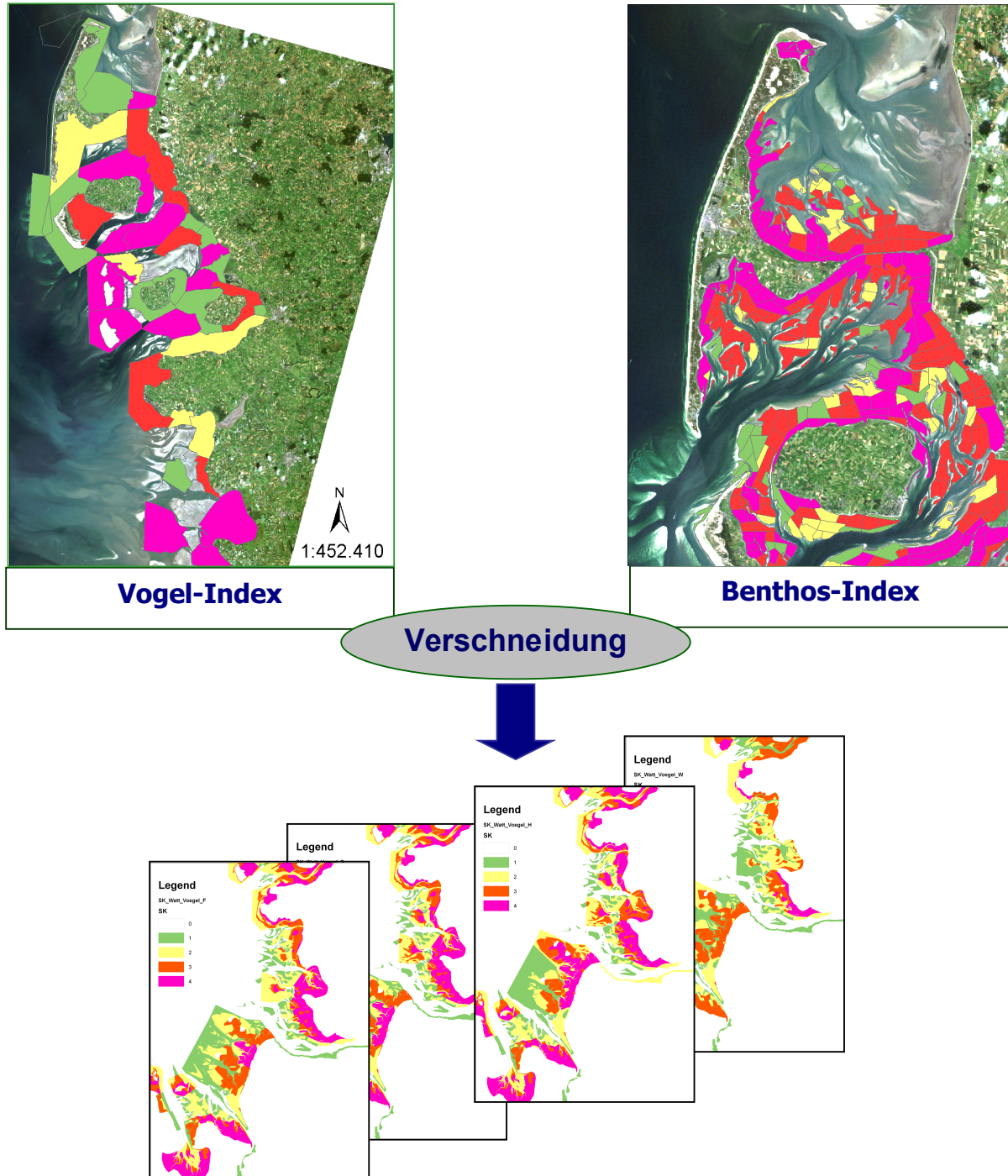


Abb. 64: Berechnung der Sensitivitätskarten.

3.3.4.1 Benthos-Klasse

Die Auswerteschritte zur Berechnung der Benthos-Klasse sind in der nachfolgenden Abbildung schematisiert (Abb. 65) dargestellt (siehe auch Kap. 3.4.1).

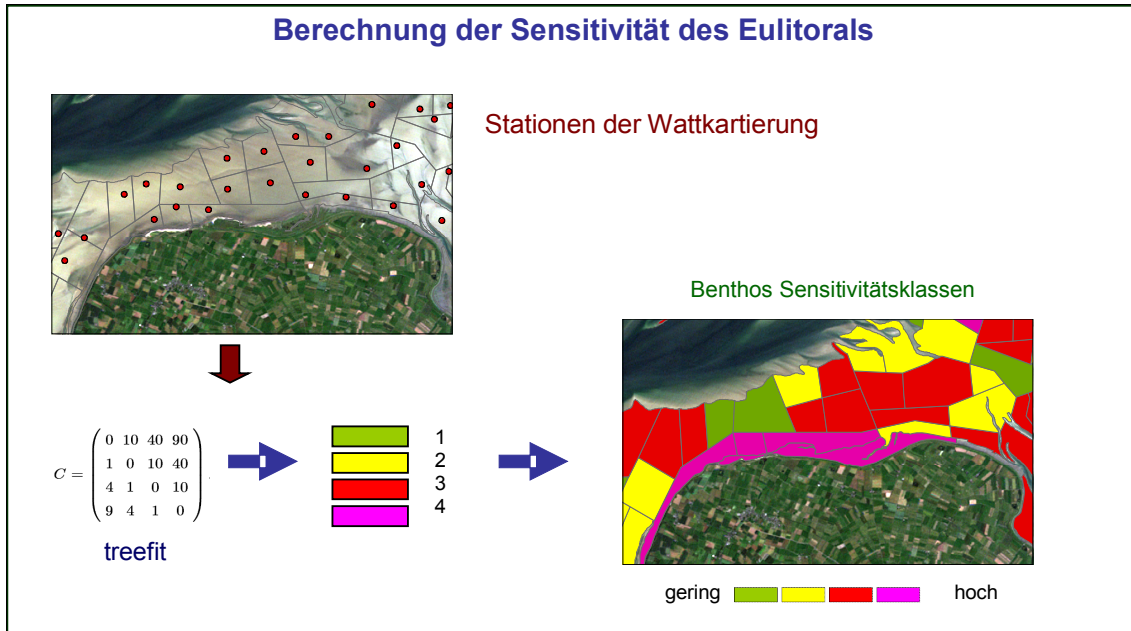


Abb. 65: Berechnung der Benthos-Klasse.

In die Berechnung der Klassenwerte (1 bis 4) mittels des „Berechnungsmodells-Benthos“ (vgl. Kapitel 3.4.1) gehen folgende Kartierungsparameter ein.

Tab. 12: Kartierungsparameter für die Berechnung des Benthos-Index.

Parameter	Erläuterung	Ausprägung
SCHIBA	Schillbank	0 / 1 / 77
SAND	Sand	0 / 1 / 77
SCHLICK	Schlick	0 / 1 / 77
SEDIFA	Sedimentfarbe	1 = hell 2 = dunkel 77
ARENICO	Besiedlung von Arenicola (Wattwurm)	0 = keine 1 = > 50 2 = 3 = 4 = 5 = 6 = >> 50
SANDSCHL	Sand auf Schlick	0 / 1 / 77
SCHLSAND	Schlicksand	0 / 1 / 77
AUFLAGE	Schlicksandauflage	0 / 1 / 77
ETIEFE	Eindringtiefe Fuss [cm]	Eindringtiefe[cm] / 77
ZOSMAT	Zostera marina Bedeckung [%]	Bedeckung [%] / 77
ZOSNANA	Zostera noltii Bedeckung [%]	Bedeckung [%] / 77
SPARTINA	Spartina Vorkommen	0 / 1 / 77
FUCUS	Fucus Vorkommen	0 / 1 / 77
LANICE	Lanice conchilega	0 / 1 / 77
MYA	Mya arenaria	0 / 1 / 77
CERASTO	Cerastoderma edulis	0 / 1 / 77
MYTILUS	Mytilus edulis	0 / 1 / 77
MYKLBAE	Mytilus, kleine Bänke	0 / 1 / 77
MYBANK	Mytilus, zusammenhängende Bank	0 / 1 / 77
SCHILLB	Schillbedeckung	0 = keine 1 = leichte 2 = starke 77
SCHILLD	Schilldurchsetzung	0 = keine 1 = leichte 2 = starke 77

Für die Berechnung mussten die Parameter in ein ASCII-File in einem vordefinierten Format abgespeichert werden (vgl. Abb. 66). Neben einer durchlaufenden Nummerierung stehen in jeder Zeile die Daten eines Aufnahmepunktes, getrennt durch Leerzeichen. Parameter ohne Messwert erhalten den Wert nan.

Lfdnr	Kartierungsparameter 1 - 21																											
7001	0	1	0	2	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	nan	1	0	0	0	0	0
7002	0	1	0	2	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	nan	1	0	0	0	1	1
7003	0	1	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7004	0	1	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	nan	0	0	0	1	1	0	0	0	0
7005	0	1	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
7006	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7007	0	1	0	2	3	0	1	0	2	0	0	0	1	1	1	nan	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0
7008	0	1	0	2	5	0	1	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
7009	0	1	0	2	3	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7010	0	1	0	2	2	0	0	0	5	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0
7011	0	1	0	2	1	0	0	0	4	0	0	0	0	1	0	2	1	0	0	2	1	0	0	2	1	0	0	2
7012	0	1	0	2	3	0	0	0	2	0	0	0	0	2	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1
7013	0	1	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7014	0	1	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1	
7015	0	1	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	nan	1	0	0	0	1	2	0	0	0	1	2	
7016	1	1	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2
7017	1	1	0	2	3	0	0	0	0.5	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

Abb. 66: Input-Format für automatisiertes Bewertungsmodell.

Nach dem Durchlauf des Programms erhält man zwei Ausgabedateien:

- 1) Ergebnisdatei (*.tab):

Sie enthält in der 1. Spalte die durchlaufende Nummer und in der 2. Spalte den Eintrag der Sensitivitätsklasse 1 bis 4

- 2) Ergebnisprotokoll über das Klassifizierungsergebnis (*.res)

Anhand des Ergebnisprotokolls lassen sich eventuelle Fehler erkennen und das Klassifizierungsergebnis beurteilen, z.B. wenn die Abstandswerte zu groß sind. In diesem Fall wird die entsprechende Station als suspekt ausgewiesen (vgl. Abb. 67).

der Datensatz calc3_tab_abgl_in_GIS_ID_v3.txt hat 2087 Punkte.

452 Punkte wegen Schill-Bank, Myklbae oder Mybank in Kategorie 4

in Punkt 4 wurden 2 fehlende Werte ersetzt
in Punkt 7 wurden 2 fehlende Werte ersetzt
in Punkt 17 wurden 1 fehlende Werte ersetzt
in Punkt 18 wurden 1 fehlende Werte ersetzt
in Punkt 21 wurden 1 fehlende Werte ersetzt
in Punkt 23 wurden 1 fehlende Werte ersetzt

.....
137 Punkte wurden vom AANN fuer suspekt befunden (Abstand > 1.200000)

PNr Abstand:
23 1.500006
1239 1.465778
1252 1.215056
1382 1.404740
712 1.470325
713 1.447673
1674 1.277575

.....
die Zuordnung der 1635 nicht-trivialen Punkte lautet:

4 in Kat. 4
7 in Kat. 3
17 in Kat. 3
18 in Kat. 3
21 in Kat. 4
23 in Kat. 3
27 in Kat. 2

.....
Abb. 67: Listung des Ausgabeprotokolls vom Bewertungsmodell.

Im Falle des Auftretens einer Schillbank (SCHIBA), kleiner Muschelbänke (MYKLBAE) und zusammenhängender Muschelbänke (MYBANK) wird die entsprechende Station nicht weiter berechnet. Sie wird in diesem Fall sofort der Sensitivitätsklasse 4 (höchste Sensitivität) zugeordnet.

Die Daten aus der Ergebnisdatei werden anschließend mit den vorliegenden Habitatkartierungstabellen verknüpft und können im GIS weiterverarbeitet werden. Für jedes Habitatareal ist es im GIS möglich die gesamten Kartierungsdaten als auch die entsprechende Sensitivitätsklasse abzufragen und darzustellen (s. Abb. 68).

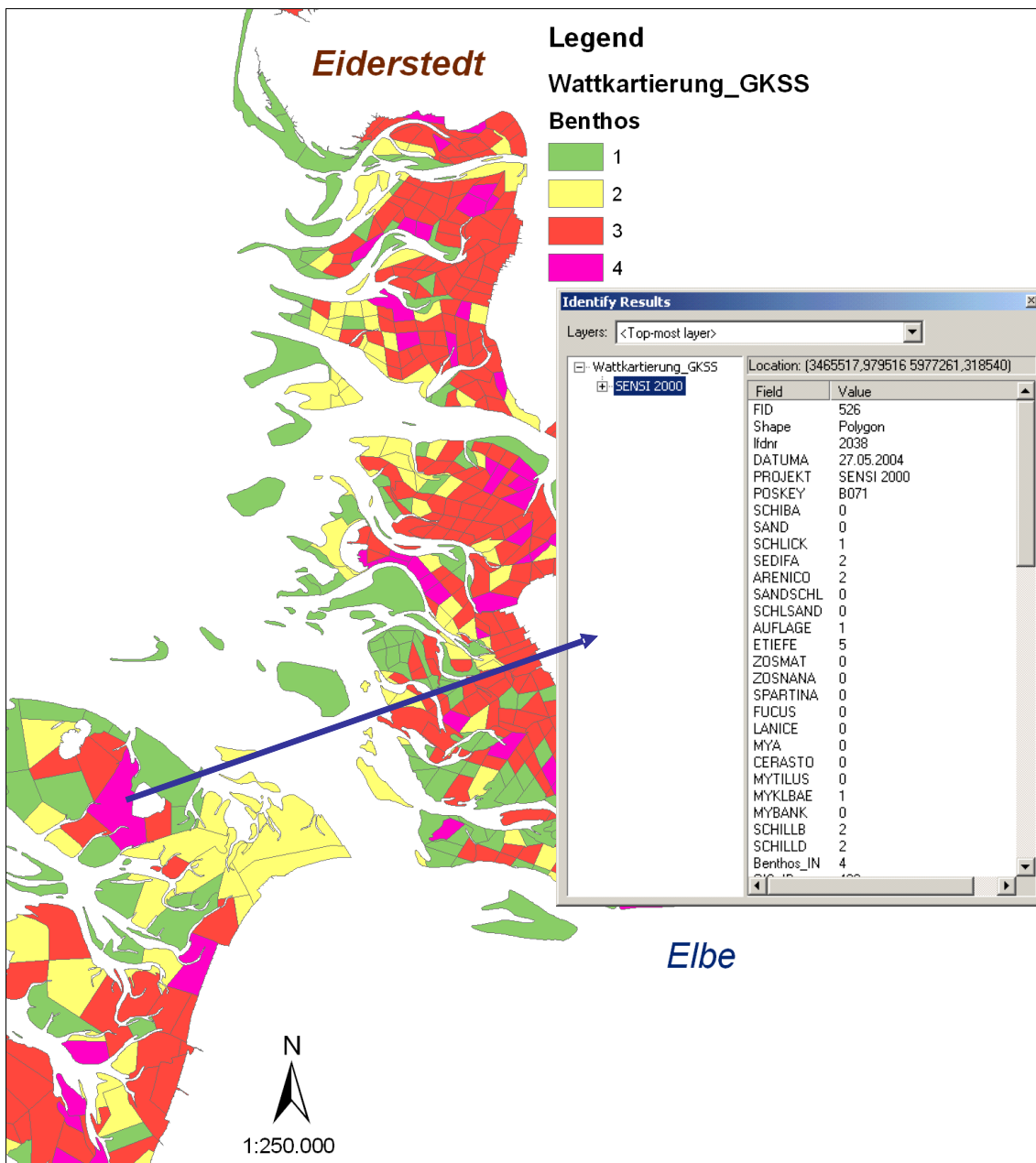


Abb. 68: Sensitivitäten der Wattkartierung.

Abgleich der GKSS-Habitatkartierungsdaten mit Monitoring-Daten

Die bisherige Berechnung der Sensitivitäten erfolgte allein auf Basis der im Gelände erhobenen Daten (Wattkartierung).

Im Unterschied zu dieser Studie (SENSIKAT I) besteht jedoch mittlerweile die Möglichkeit Daten der Feldkartierungen mit Monitoring-Daten (TMAP) der Nationalparkämter aus Niedersachsen und Schleswig-Holstein zu ergänzen bzw. abzugleichen, siehe Erläuterungen in Kap. 3.3.3.



Abb. 69: Abgleich der Wattkartierung (GKSS) mit Seegrassflächen aus Monitoring Programm.

In obiger Abbildung ist die Verschneidung der Punktdaten mit der Erfassung von Seegrassvorkommen im Nordfriesischen Watt dargestellt.

Die Auswirkung einer Integration und Aufbereitung beider Datenquellen im Bereich der Muschelvorkommen, zeigt beispielhaft nachfolgende Darstellung (Abb. 70). Nach Einarbeitung der Monitoring Daten ergaben sich für einige Habitatareale neue Sensitivitätsklassen.

Beim Auftreten von Muschelbänken, wird der Fläche generell die Sensitivitätsklasse 4 zugewiesen.

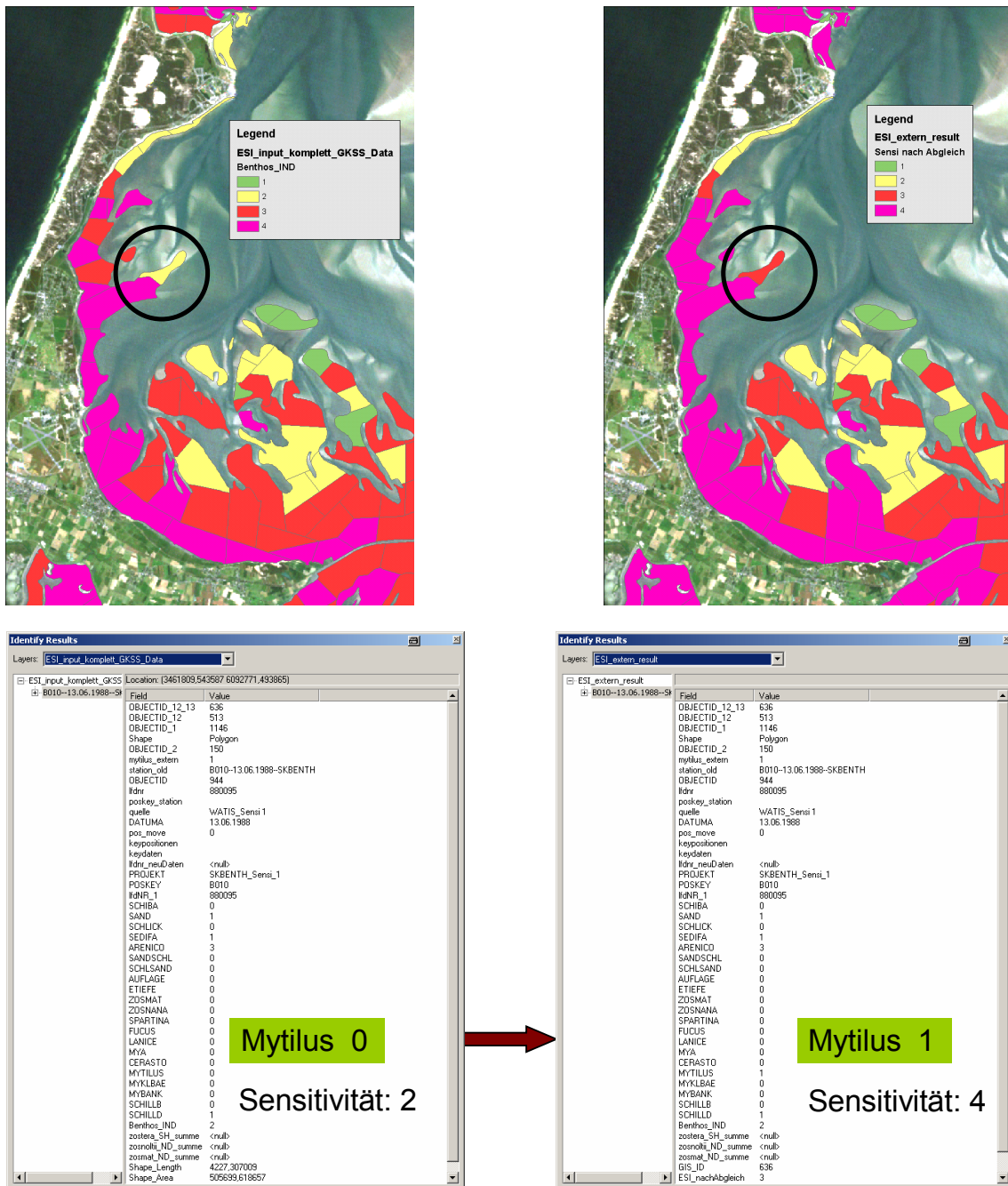


Abb. 70: Attributtabelle vor (links) und nach (rechts) Abgleich mit den Monitoring Daten.

In der VPS-Oberfläche kann sich der Nutzer die Datensituation auf der Basis der ursprünglichen GKSS-Habitatkartierung anzeigen lassen oder die Sensitivitäten des Bereichs „Benthos“ nach Abgleich mit den Monitoring Daten.

In den nachfolgenden zwei Abbildungen ist der Stand der Kartierungsarbeiten mit einer Übersicht über die Jahre der Erhebung dargestellt (Abb. 71 und Abb. 72).

Für die Habitatareale, für die es keine aktuellen Kartierungsdaten gibt, wurden die Ergebnisse aus der SENSIKAT I Studie (1987–93) übernommen.



Abb. 71: Stand der Kartierungsarbeiten in Niedersachsen.

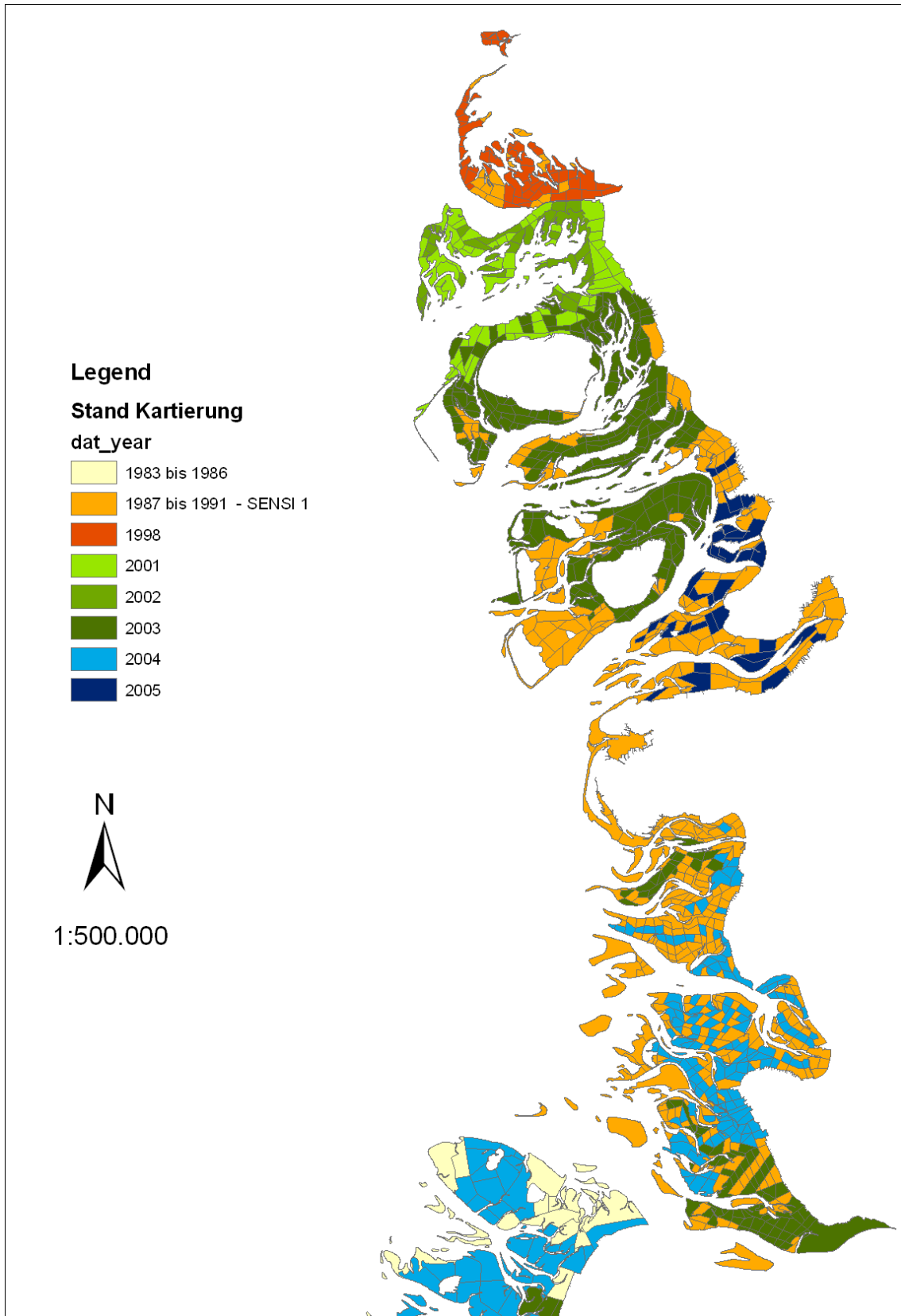


Abb. 72: Stand der Kartierungsarbeiten in Schleswig-Holstein.

3.3.4.2 Vogel-Klasse

In Kapitel 3.3.3.3 wurde die Datenlage der importierten Brut- und Rastvogelraten für Niedersachsen und Schleswig-Holstein beschrieben. Aus den anschließend aufbereiteten Daten erfolgte die Berechnung der Sensitivitäten für die einzelnen Bewertungsflächen (GKSS-Gebiete, vgl. Kap. 3.4).

Auf der Basis der angelegten Lookup-Tabellen, vgl. Tabelle 13 aus Niedersachsen, wurden die TMAP-Flächen selektiert, die im entsprechenden GKSS-Gebiet die maximale Ladungszahl enthielt (vgl. Abb. 73).

Tab. 13: Lookup-Tabelle für Brut- und Gastvögel in Niedersachsen.

The screenshot shows two data tables in Microsoft Access. The left table, 'ND_BRUT_link_GKSS', has columns 'POSKEY' and 'TK25_Q_TG'. The right table, 'ND_GAST_intersect_link', has columns 'POSKEY' and 'TGBIET'. The first row of the right table is highlighted.

POSKEY	TK25_Q_TG
B12aR101	2309.1/1
B12aR101	2309.1/2
B12aR101	2309.1/3
B12aR101	2309.1/4
B12aR101	2309.2/5
B12aR101	2309.2/6
B13R	2309.2/1
B13R	2309.2/2
B13R	2309.2/3
B13R	2309.2/4
B14/15R	2310.1/1
B14/15R	2310.1/2
B14/15R	2310.1/3
B14/15R	2310.1/4
B14/15R	2310.2/1
B14/15R	2310.2/2
B16R	2311.1/1
B16R	2311.1/2
B1818aR	2212.3/1
B1818aR	2212.3/2
B1818aR	2212.4/1
B1818aR	2212.4/2

POSKEY	TGBIET
B12aR101	1.3.04.03
B12aR101	1.3.05.04
B12aR101	1.3.04.01
B13R	1.3.04.02
B14/15R	1.3.06.05
B14/15R	1.3.06.01
B14/15R	1.3.06.02
B14/15R	1.3.06.03
B14/15R	1.3.06.04
B16R	1.3.07.01
B1818aR	1.4.04.02
B1818aR	1.4.04.03
B1818aR	1.4.04.04
B1818aR	1.4.04.01
B19R	1.4.05.01
B19R	1.4.05.02
B19R	1.4.05.03
B1R	1.1.06.05
B1R	1.1.06.04
B1R	1.1.06.03
B1R	1.1.06.02
B20R	1.4.07.02

Für die gesamten Zählflächen in Niedersachsen und Schleswig-Holstein gibt es derzeit keine einheitliche Nomenklatur.

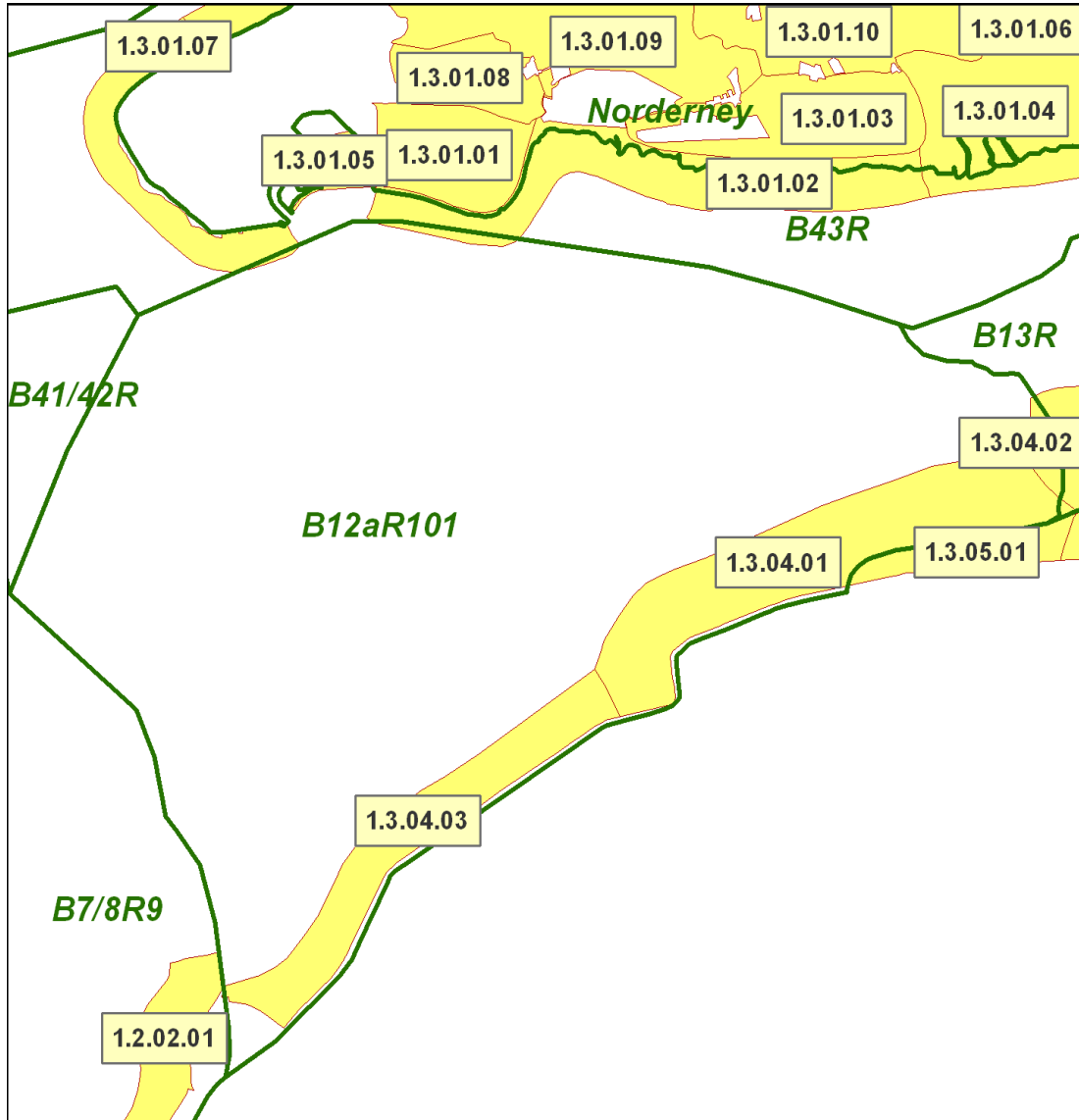


Abb. 73: Verschneidung der Zählgebiete GKSS mit NPA – Bsp. südlich Norderney.

Tab. 14: Ausschnitt aus Referenztablelle GKSS-
NPA-Zählflächen.

POSKEY	TGEBIET	Summervonzahl
B12aR101	1.3.04.01	152487
B12aR101	1.3.04.03	172026
B12aR101	1.3.05.04	39628
B13R	1.3.04.02	105492
B1445R	1.3.05.01	165884

Die Auswertung erfolgt für sämtliche Zählflächen der Brut- und Rastvögel in Niedersachsen und Schleswig-Holstein.

Nach der Erstellung von Tabellen mit Angaben zur maximalen Ladungszahl, erfolgt die Berechnung der Sensitivitäten für jede Bewertungsfläche, dabei wurden folgende Jahreszeiten unterschieden.

Tab. 15: Aufteilung der Jahreszeiten.

#	Jahreszeit	Zeitraum	Index-Daten
1	Frühling	16.02. – 15.06.	<ul style="list-style-type: none"> • Benthos • Frühling- Rastvögel • Brutvögel
2	Sommer	16.06. – 31.09.	<ul style="list-style-type: none"> • Benthos • Herbst- Rastvögel • Brutvögel
3	Herbst	01.10 – 15.12.	<ul style="list-style-type: none"> • Benthos • Herbst- Rastvögel
4	Winter	16.12. – 15.02	<ul style="list-style-type: none"> • Benthos • Winter- Rastvögel

Die jahreszeitliche Aufteilung erfolgte in Anlehnung an die saisonale Differenzierung der Rastvogelraten aus Schleswig-Holstein (s. Kap. 3.3.3.3).

Für die nicht weiter jahreszeitlich unterschiedenen Rastvogelraten aus Niedersachsen wurde für die drei Jahreszeiten (Frühling, Herbst, Winter) folgende Annahme/Gewichtung getroffen:

- Frühjahr: 50 %,
- Herbst: 100 %,
- Winter: 15 %.

Die Berechnung der Teilindizes für die beiden Vogelgruppen BRUT/RAST erfolgt in einem ersten Schritt getrennt (s. Tab. 16).

Tab. 16: Teilindizes der Vögel.

Schleswig-Holstein	Niedersachsen
Brutvögel: ▪ Jahresindex	Brutvögel ▪ Jahresindex
Rastvögel : ▪ Frühjahr ▪ Herbst ▪ Winter	Rastvögel : ▪ Frühjahr ▪ Herbst ▪ Winter

Tab. 17: Berechnung des Vogel-Index und der Teilklasse (Brut) (Tabellenauszug).

Flächenzahl

↓

Sensitivitäts-
klassen

↓

Gebiet	unnorm_index	index	class	max-class	exponentialfactor	classes	no_of_entries	percentage
B12aR101	172026	3,283921613	4	4	100000	1	5	11,6
B13R	105492	2,607118865	3			2	2	4,7
B14/15R	165991	3,239375626	4			3	11	25,6
B16R	213617	3,5275747	4			4	25	58,1
B1818aR	118222	2,773610654	3				0	
B19R	188821	3,394630122	4				43	100,0
B1R	179723	3,336970396	4					
B20R	115324	2,737549894	3					

Nach der Berechnung von Sensitivitäten in den 4 Klassen (1 niedrig – 4 hoch) für die Bewertungsflächen, wurden die Daten im GIS mit der Geometrie verknüpft. Aus den daraufhin vorliegenden Shape-Files der jeweiligen Teilindizes für Niedersachsen und Schleswig-Holstein wurde ein Gesamtdatensatz für den gesamten Wattenmeerbereich angelegt. Als Zwischenergebnis ergaben sich damit folgende Shape-Files: (Abb.74):

- Brutvögel,
- Rastvögel – Frühjahr,
- Rastvögel – Herbst,
- Rastvögel – Winter.

Im nächsten Schritt erfolgte die Berechnung der Vogel-Klassen für die entsprechenden Jahreszeiten:

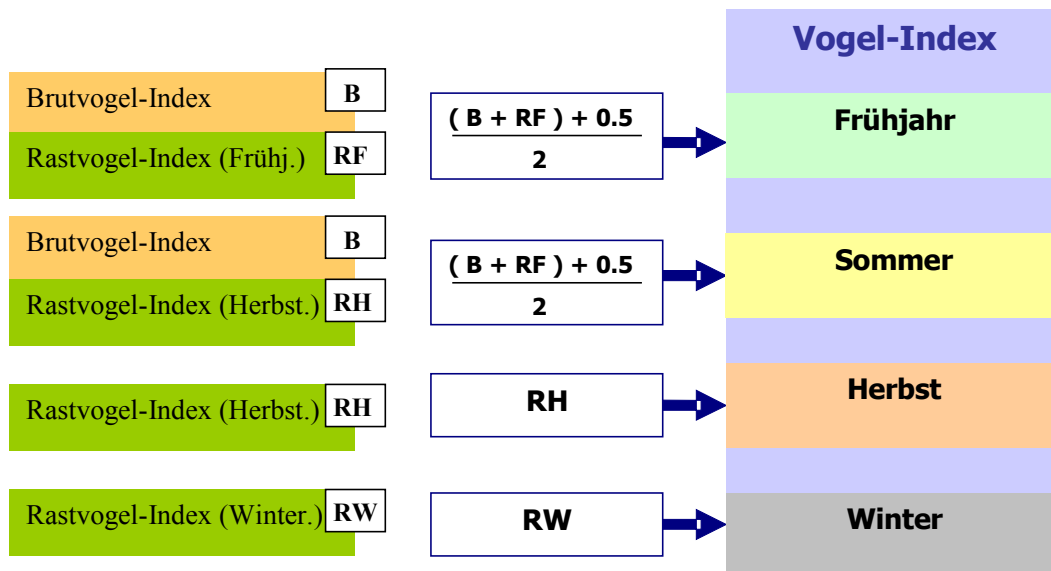


Abb. 74: Übersicht: Berechnung der Vogel-Klassen.

Die Ergebniskarten der Vogel-Klassen der entsprechenden Jahreszeiten sind in den nachfolgenden Abbildungen dargestellt (Abb. 75–78).

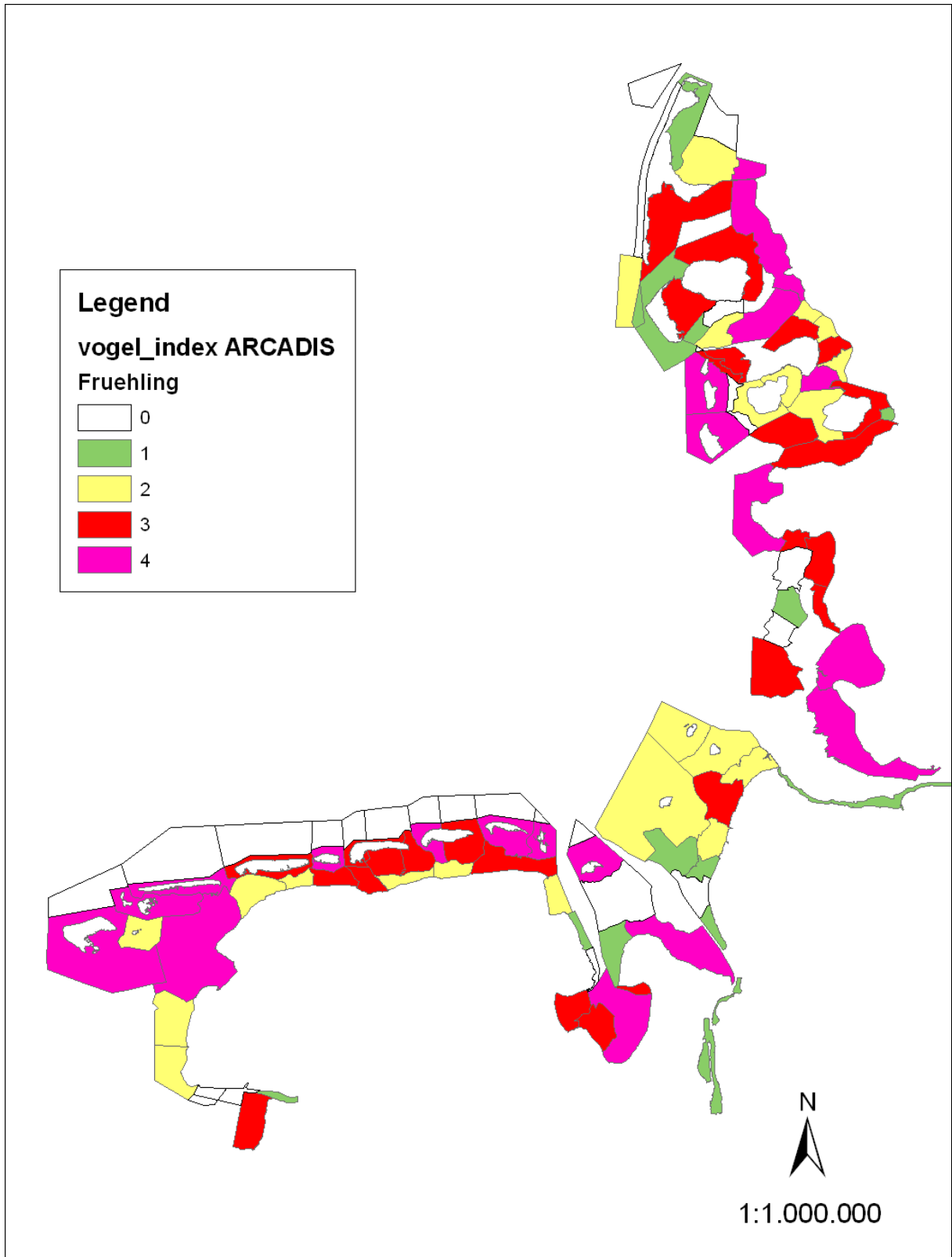


Abb. 75: Vogel-Klasse – Fruehling.

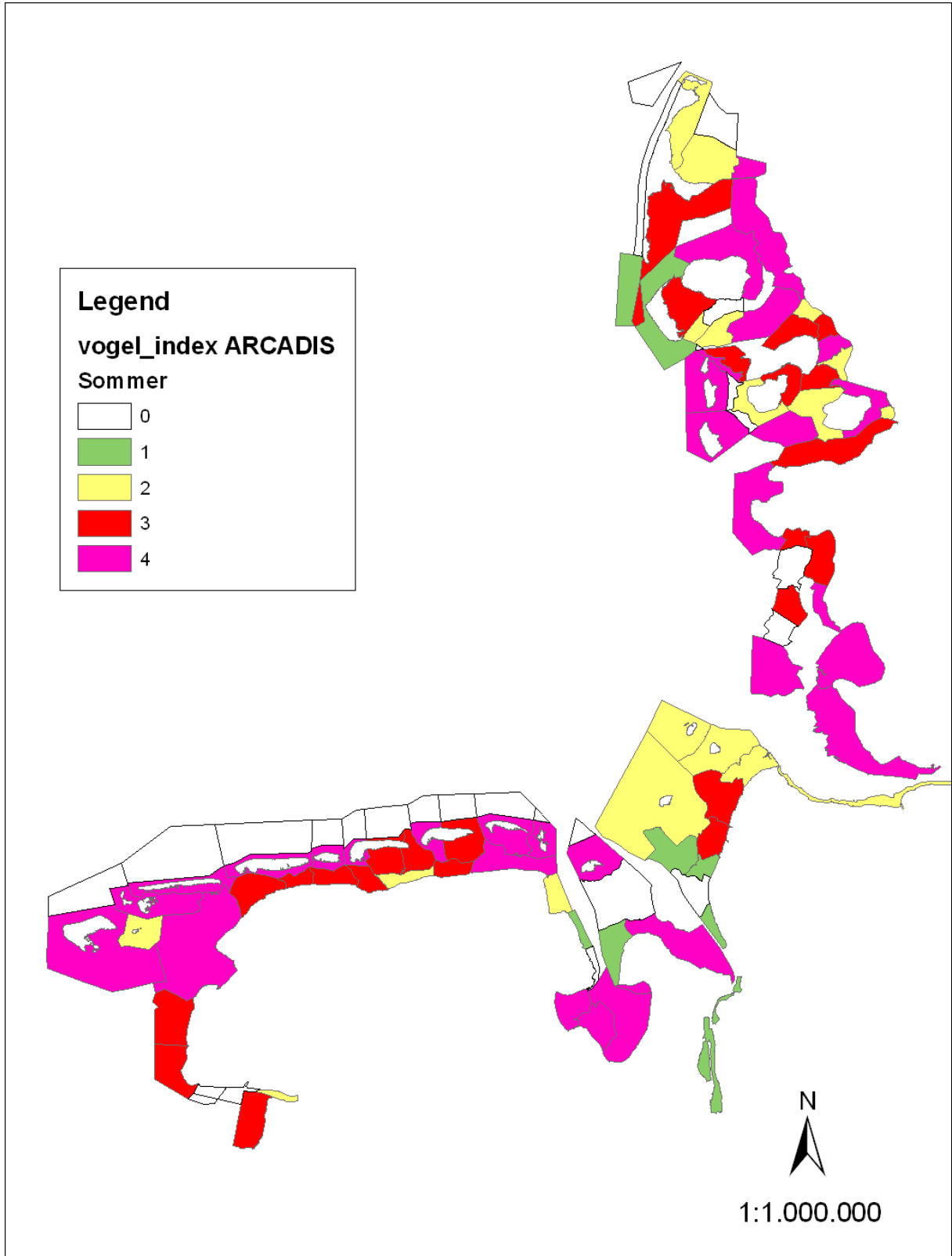


Abb. 76: Vogel-Klasse – Sommer.

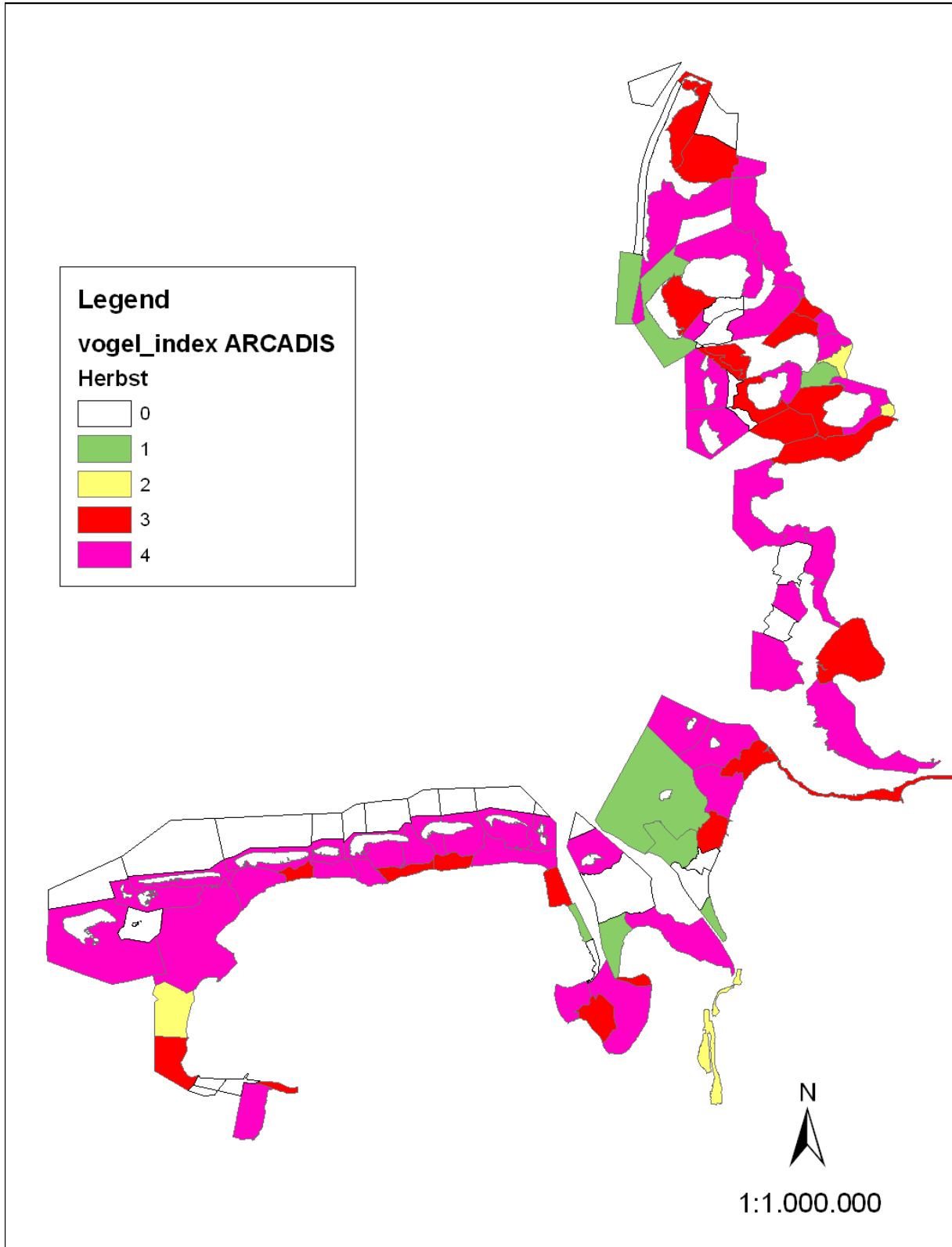


Abb. 77: Vogel-Klasse – Herbst.

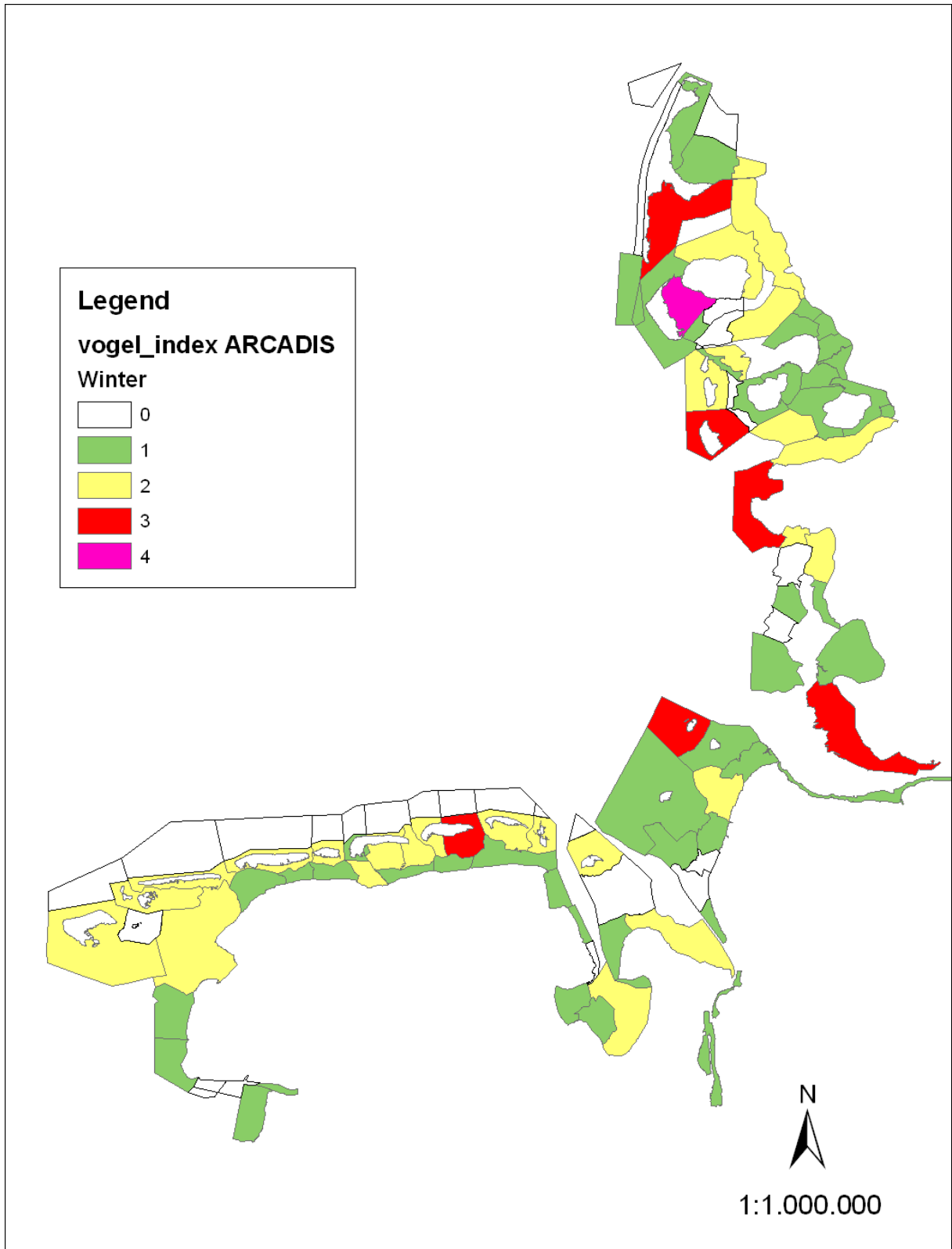


Abb. 78: Vogel-Klasse – Winter.

Im VPS-System sind die entsprechenden Karten darstellbar. Zusätzlich kann sich der Nutzer nach der Selektion einer Bewertungsfläche anzeigen lassen, welche Vögel zur Berechnung der Klasse berücksichtigt wurden.

3.3.4.3 Sensitivitätsklassen

Nach der Berechnung von Sensitivitätsklassen für die Bereiche „Benthos“ und „Vögel“ wurde aus diesen Teilklassenwerten der Gesamtklassenwert für die jeweiligen Jahreszeiten ermittelt,

Jahreszeit Zeitraum

Frühling 16.02. – 15.06.

Sommer 16.06. – 31.09.

Herbst 01.10 – 15.12.

Winter 16.12. – 15.02.

Dies erfolgte über die Verschneidung der Geometrien im GIS, die als Ergebnis die Verhältnisse für beide Bereiche entsprechend der Jahreszeiten darstellt, siehe Abb. 79.

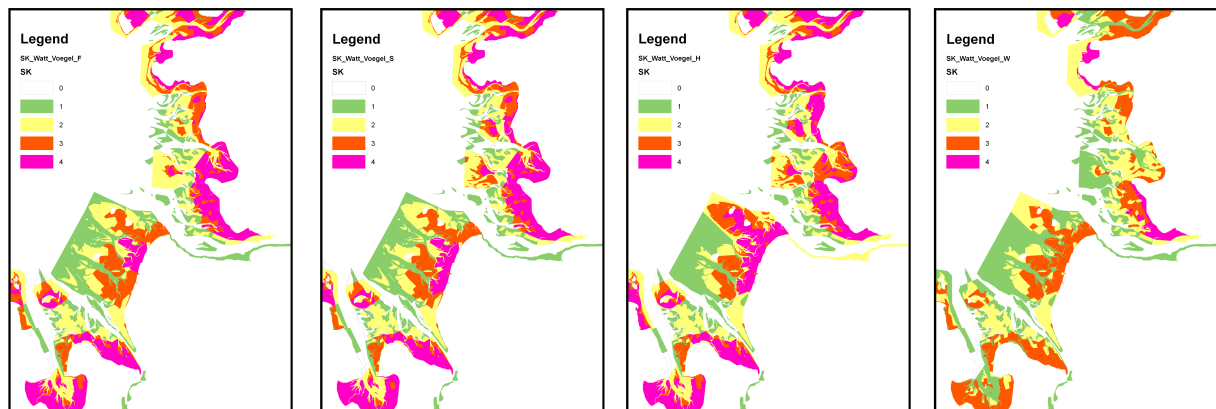


Abb. 79: Sensitivitätsklassen der 4 Jahreszeiten.

Der nach der Verschneidung der Geometrien vorliegende GIS-Datensatz enthält die Teilklassenwerte der Bereiche „Benthos“ und „Vögel“. Um den Gesamt-Klassenwert für die jeweiligen Jahreszeiten zu berechnen wurden die Teilwerte, wie nachfolgend beschrieben, aufsummiert und auf die 4 Gesamtklassenwerte normiert.

Frühling:

$$(\text{Vogelklasse_Frühjahr} + \text{Benthos-Klasse}) + 0.5) / 2$$

Sommer:

$$(\text{Vogelklasse_Sommer} + \text{Benthos-Klasse}) + 0.5) / 2$$

Herbst:

$$(\text{Vogelklasse_Herbst} + \text{Benthos-Klasse}) + 0.5) / 2$$

Winter:

$$(\text{Vogelklasse_Winter} + 2 \times (\text{Benthos-Klasse})) + 1) / 3$$

Im Winter gehen die Sensitivitäten des Benthos-Bereichs doppelt in die Berechnung der Gesamt-Klasse (Sensitivität) ein. In Abb. 80–83 sind die Ergebniskarten der Sensitivitätsklassen für die vier Jahreszeiten abgebildet.

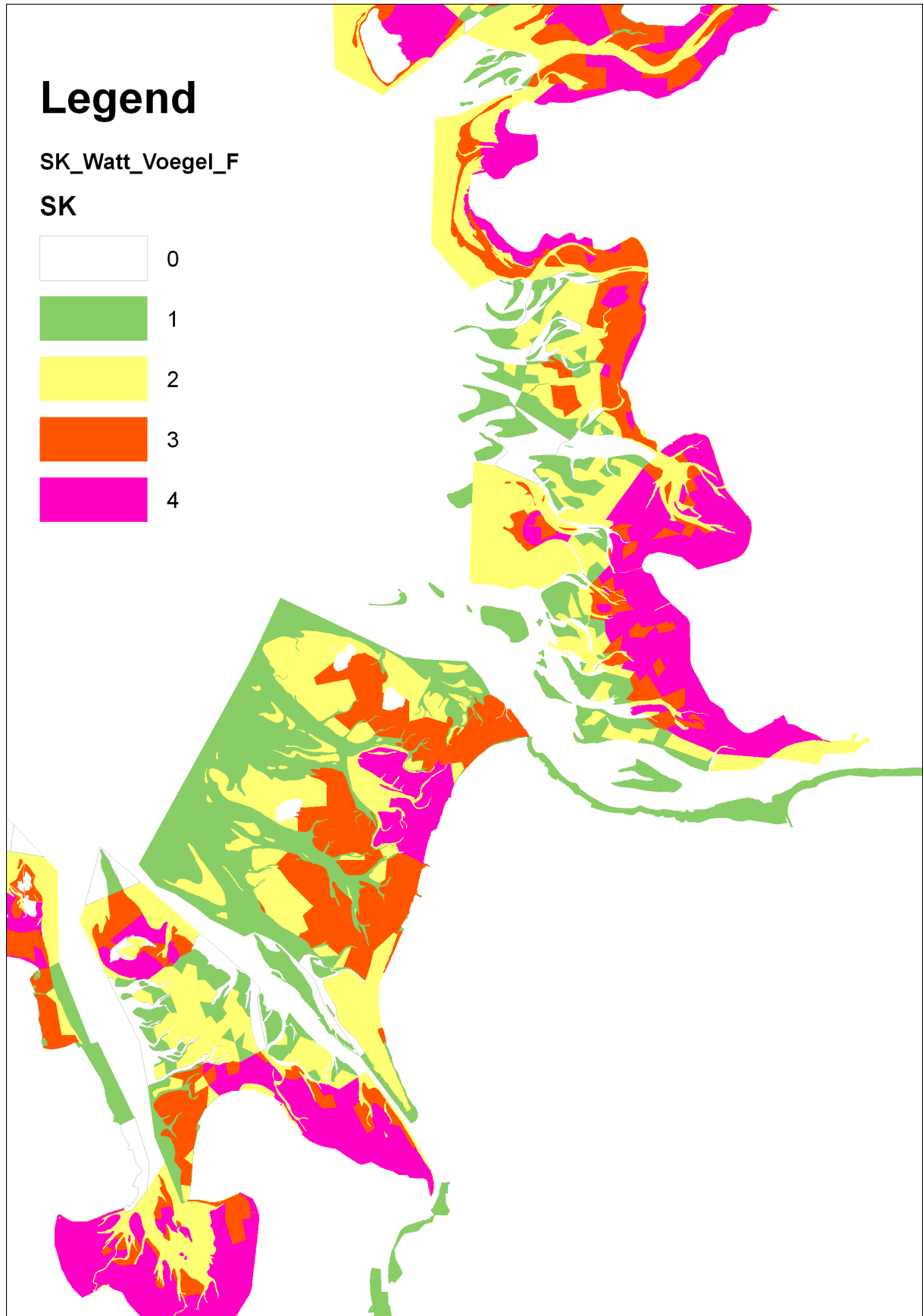


Abb. 80: Sensitivitätsklasse – Frühling.

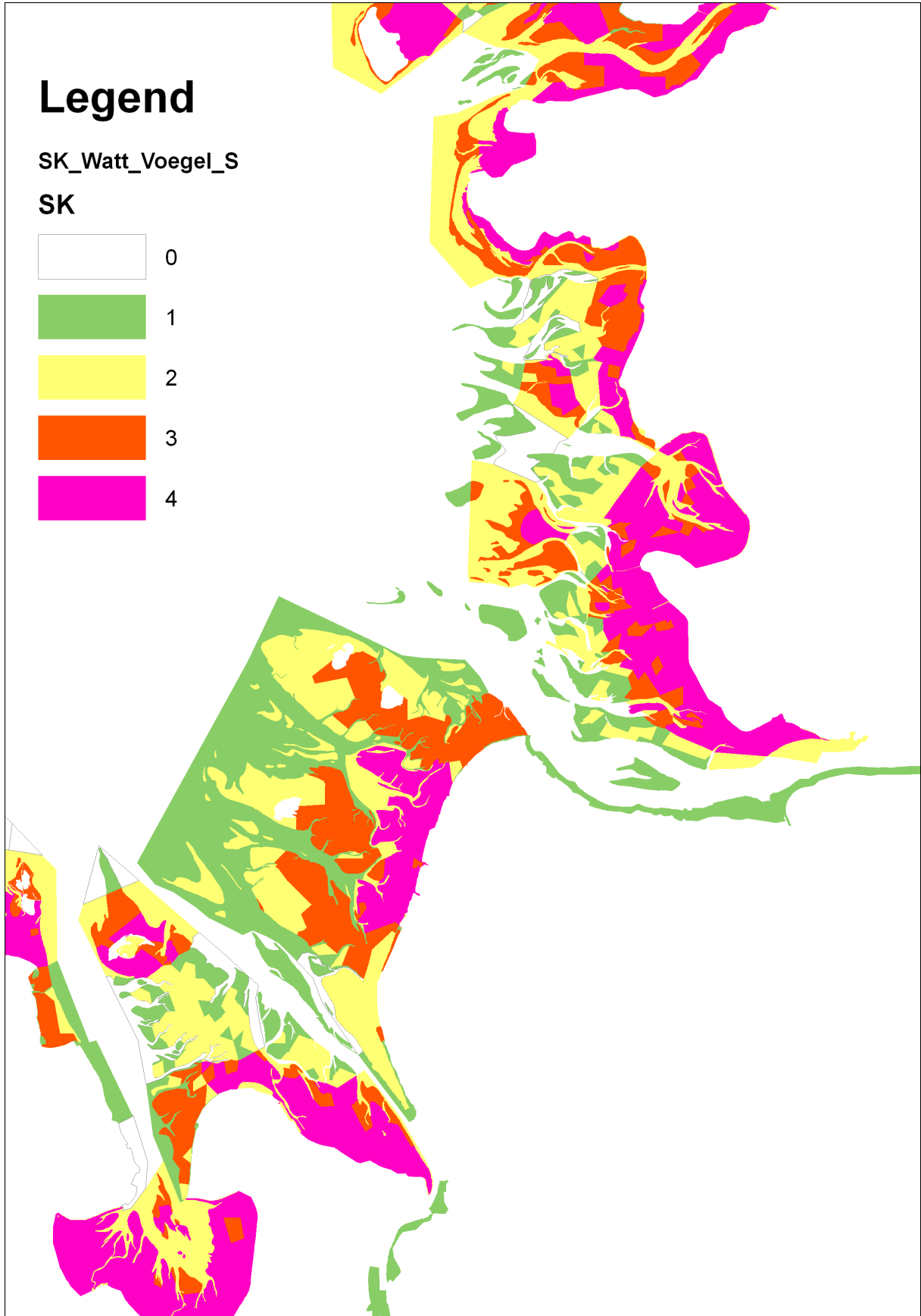


Abb. 81: Sensitivitätsklasse – Sommer.

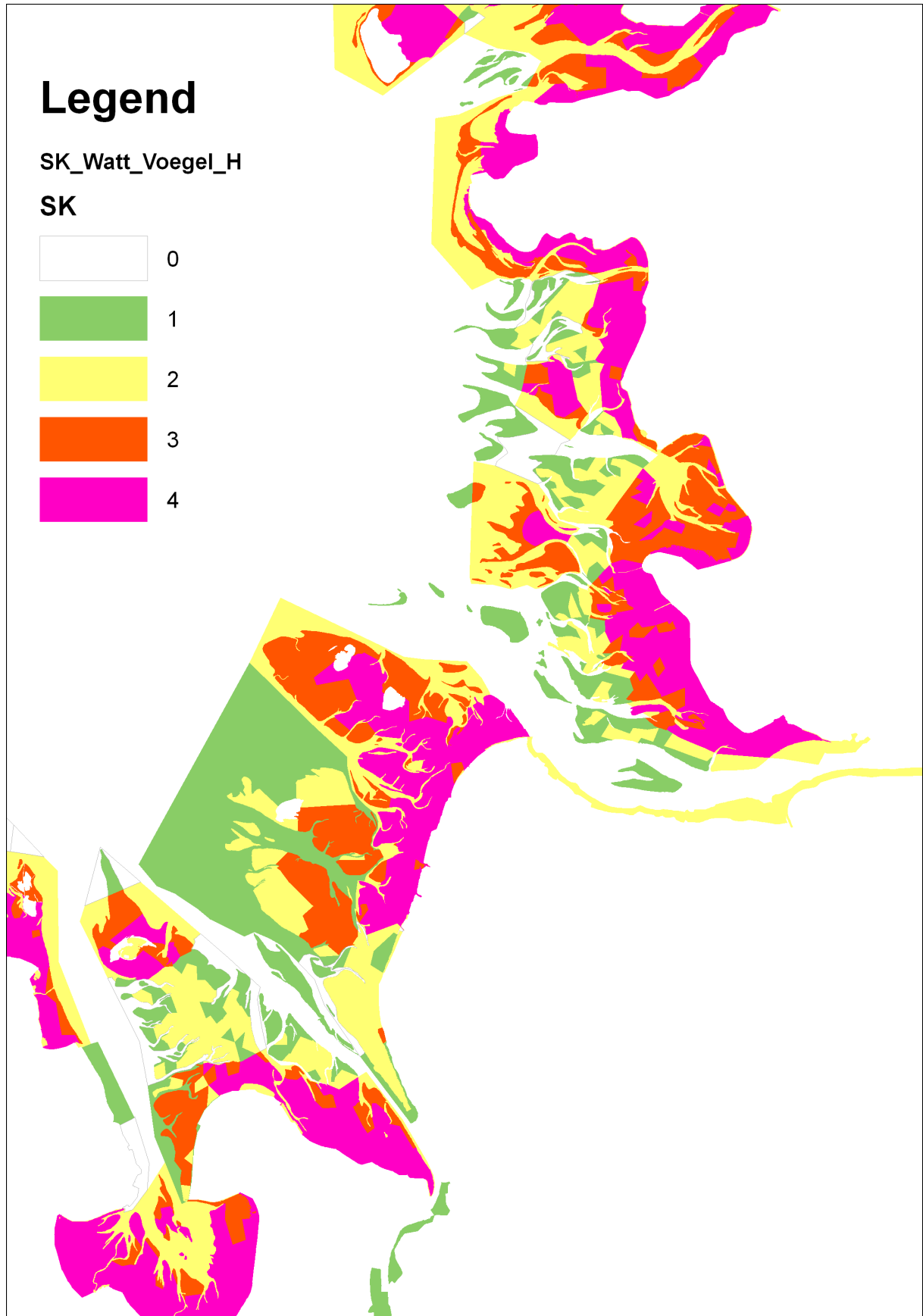


Abb. 82: Sensitivitätsklasse – Herbst.

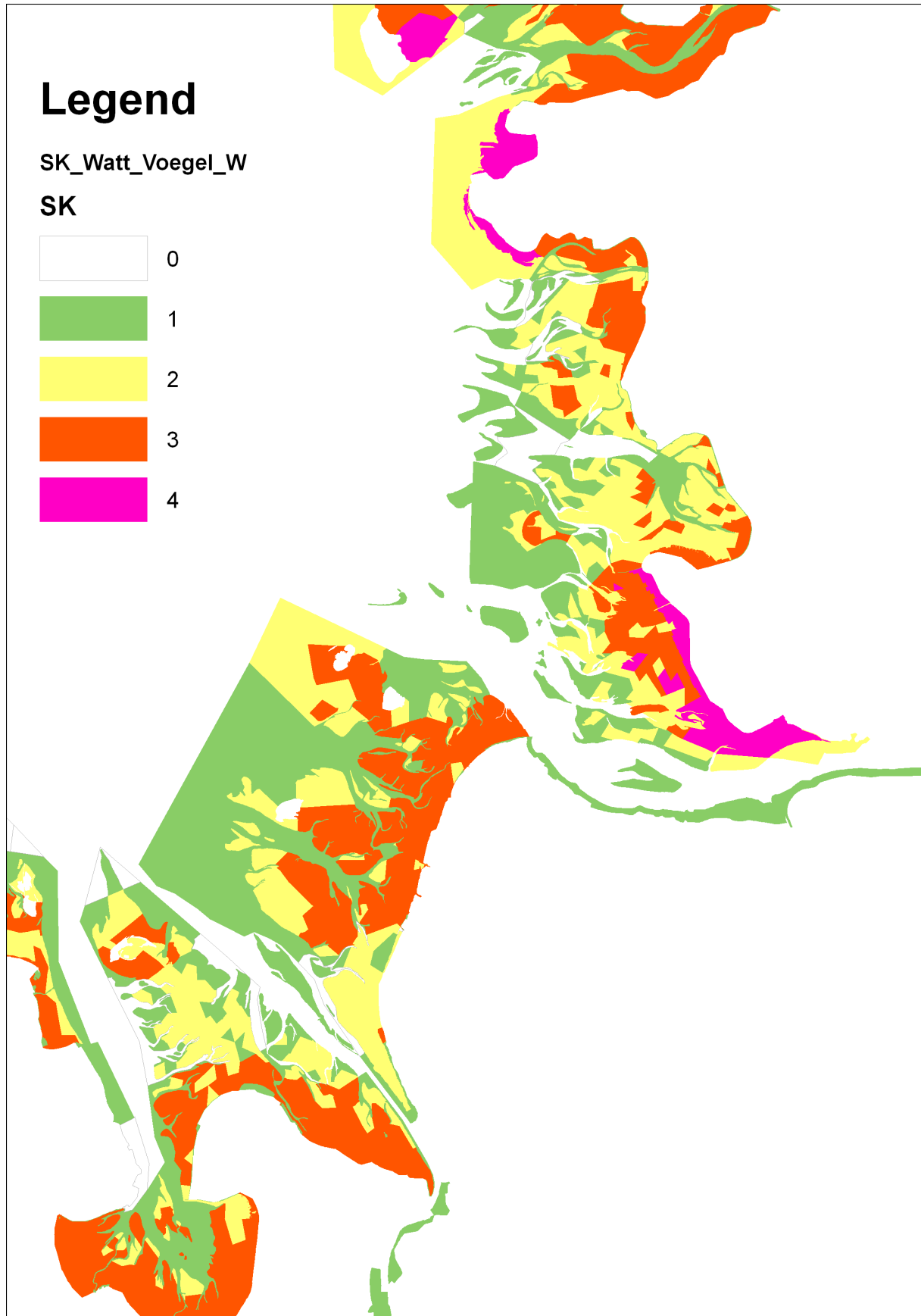


Abb. 83: Sensitivitätsklasse – Winter.

3.3.4.4 Erstellung der Ergebniskarten

In der nachfolgenden Tabelle sind sämtliche Shape-Files aufgelistet, die für das VPS angelegt wurden.

Datensätze: Format – Shapefile

#	Name: Shapefile	Anmerkung
1	Wattkartierung_GKSS	Komplette Benthoskartierung 2000er
2	Stationen_GKSS_wattkartierung	Punktdatei mit den 2000er Stationen
3	ESI_GKSS_EXTERN_SALZ	Datensatz mit den 20 Parametern der ESI_Berechnung mit Expertenmodell
4	MYTILUS_NPA	Miesmusselkartierungsdaten der Nationalparkämter (SH + ND)
5	Seegrass_NPA	Seegrasskartierung Niedersachsen und Schleswig-Holstein
6	Salzwiese_ND	Salzwiesenkartierung Niedersachsen
7	Salzwiese_SH	Salzwiesenkartierung Schleswig-Holstein
8	Vogel_Index	Datensatz mit sämtlichen Vogelindizes
	BENTHOS + Voegel - Verschneidung	
9	SK_Watt Voegel_F	Verschneidung der Benthos+ Salzwiesen und Vogelgebiete Index Frühjahr
10	SK_Watt_Voegel_S	Verschneidung der Benthos+ Salzwiesen und Vogelgebiete Index Sommer
11	SK_Watt_Voegel_H	Verschneidung der Benthos+ Salzwiesen und Vogelgebiete Index Herbst
12	SK_Watt_Voegel_W	Verschneidung der Benthos+ Salzwiesen und Vogelgebiete Index Winter

3.3.5 Anlage A: Parameterliste der Habitatkartierung

In der Regel wurden für die Parameter folgende Werte festgehalten:

- 0 = nein, nicht vorhanden
- 1 = ja, vorhanden
- 77 = nicht erhoben

Falls eine andere Bewertung vorliegt, wird dies in nachfolgender Tabelle entsprechend erläutert

Parameter	Erläuterung	Ausprägung
SCHIBA	Schillbank	0 / 1 / 77
SAND	Sand	0 / 1 / 77
SCHLICK	Schlick	0 / 1 / 77
SEDIFA	Sedimentfarbe	1 = hell 2 = dunkel 77
ARENICO	Besiedlung von Arenicola (Wattwurm)	0 = keine 1 = > 50 2 = 3 = 4 = 5 = 6 = >> 50
SANDSCHL	Sand auf Schlick	0 / 1 / 77
SCHLSAND	Schlicksand	0 / 1 / 77
AUFLAGE	Schlicksandauflage	0 / 1 / 77
ETIEFE	Eindringtiefe Fuss [cm]	Eindringtiefe [cm] / 77
ZOSMAT	Zostera marina Bedeckung [%]	Bedeckung [%] / 77
ZOSNANA	Zostera nana Bedeckung [%]	Bedeckung [%] / 77
SPARTINA	Spartina Vorkommen	0 / 1 / 77
FUCUS	Fucus Vorkommen	0 / 1 / 77
LANICE	Lanice conchilega	0 / 1 / 77
MYA	Mya arenaria	0 / 1 / 77
CERASTO	Cerastoderma edulis	0 / 1 / 77
MYTILUS	Mytilus edulis	0 / 1 / 77
MYKLBAE	Mytilus, kleine Bänke	0 / 1 / 77
MYBANK	Mytilus ,zusammenhängende Bank	0 / 1 / 77
SCHILLB	Schillbedeckung	0 = keine 1 = leichte 2 = starke 77
SCHILLD	Schilldurchsetzung	0 = keine 1 = leichte 2 = starke 77
HOEHE	Höhenlage	1 = nahe MTNW-Linie 2 = dazwischen 3 = nahe MTHW-Linie 77
LAND	landnahe Station	0 / 1 / 77
FLACH	flache Station	0 / 1 / 77
WINKELKL	kleine Neigung	0 / 1 / 77
WINKELGR	große Neigung (>30Grad)	0 / 1 / 77
PRIELR	Prielrand	0 / 1 / 77

Parameter	Erläuterung	Ausprägung
RINNENR	Rinnenrand	0 / 1 / 77
BS	Brandungswall-Strand	0 / 1 / 77
GLATT	nahezu glatt	0 / 1 / 77
KLRIPPEL	Rippelhöhe in cm	Höhe in cm / 77
RIPPELL	Rippellänge in cm	Länge in cm / 77
SYMM	Symm. Rippelverlauf	0 / 1 / 77
ASYMM	Asymm. Rippelverlauf	0 / 1 / 77
ERO	Erosionsgrad	0 / 1 / 77
GRIPPEL	Vorkommen von Grossrippel	0 / 1 / 77
AHOECKER	Vorkommen von Arenicolahöcker	0 / 1 / 77
STEINE	Vorkommen von Steinfelder	0 / 1 / 77
KIES	Vorkommen von Kies, Pleistozän	0 / 1 / 77
TORF	Vorkommen von oberfl. Torfbrocken	0 / 1 / 77
UTORF	Vorkommen von Torfschicht im Untergrund bis 30cm	0 / 1 / 77
UKLEI	Vorkommen von Marsch-Kleischicht im Untergrund bis 30 cm	0 / 1 / 77
UTIEFE	Tiefe bis Schichtoberfläche in cm	Tiefe in cm / 77
H2OBED	Wasserbedeckung [%]	[%] / 77
FILMSAT	Flächen mit Wasserfilm (wassergesättigt)	0 / 1 / 77
GEFTAL	Vorkommen von wassergefüllten Rippeltälern	0 / 1 / 77
TROCKEN	etwa trocken	0 / 1 / 77
OXITIEFE	Tiefe der Oxidationszone in cm	cm / 77
SCHARFE	Trennung Oxidations- Reduktionszone	1 = scharf 2 = unscharf 77
REDOB	reduzierte Flecken an der Oberfläche	0 / 1 / 77
SCHICHTT	Tiefe in der starke Schilddurchsetzung gefunden wurde (max. 30cm)	cm / 77
DIATOMB	Diatomeenvorkommen	[%] / 77
PATCHES	Diatomeenverteilung	1 = fleckenhaft 2 = homogen 77
SCHLAUCH	Dichte von Schlauchdiatomeen	0 / 1 / 77
ZMVOR	Zostera maritima; vereinzelt Vorkommen	0 / 1 / 77
ZNAVOR	Zostera nana; vereinzelt Vorkommen	0 / 1 / 77
SALICO	Vorkommen von Salicornia	0 / 1 / 77
ENTOMO	Enteromorpha; Flächendeckung in Prozent	[%] / 77
ENTOVOR	Enteromorpha; vereinzelt Vorkommen	0 / 1 / 77
ULVA	Vorkommen von Ulva	0 / 1 / 77
PORPHYRA	Vorkommen von Porphyra	0 / 1 / 77
MYIUAD	Alterszusammensetzung von Mytilus	1 = juvenile Siedlung 2 = adulte Siedlung 77
CERIUAD	Cerastoderma , Alterszusammensetzung	1 = juvenile Siedlung 2 = adulte Siedlung 77
MYKLU	Vorkommen von Mytiluskumpen	0 / 1 / 77
MYALTJU	Alterszusammensetzung von Mya	1 = überw. juvenil 2 = überw. adult 77
MYTOT	Vorkommen von abgestorbenen Teilen von Mytilus	[%] / 77

3.3.6 Anlage B: Datenquellen

Vogelzähldaten

Niedersachsen

*Rastvogel*daten:

Katja Behm-Berkelmann
Naturschutz – Staatliche Vogelschutzwarte
NLWKN – Betriebsstelle Hannover / Hildesheim
Göttinger Chaussee 76 – 30453 Hannover

*Brutvogel*daten:

Petra Potel
Nationalparkverwaltung
Niedersächsisches Wattenmeer
Virchowstr.1
26382 Wilhelmshaven

Schleswig-Holstein

*Rastvogel*daten:

Klaus Günther
Rastvogel-Monitoring im Nationalpark
Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer
Schutzstation Wattenmeer
Hafenstrasse 3
25813 Husum

*Brutvogel*daten:

Bernd Hälterlein
Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer
Schloßgarten 1
25832 Tönning

Miesmuschelkartierung

Niedersachsen

Gerald Millat
Nationalparkverwaltung
Niedersächsisches Wattenmeer
Virchowstr.1
26382 Wilhelmshaven

Schleswig-Holstein

Nehls, 2002 –
Hrsg.: Landesamt f. den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer
Schloßgarten 1
25832 Tönning

Seegraskartierung

Niedersachsen

NLWKN: Niedersächsisches Landesamt für Wasserschutz und Küsten in Norden
Ehemals: Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (NLÖ)
Forschungsstelle Küste (FSK)
An der Mühle 5
26548 Norderney

Schleswig-Holstein

K. Reise, Dagmar Lackschewitz, Tina Löbl
Biologische Anstalt Helgoland Wattenmeerstation Sylt
Herg: Ökosystemforschung Schles.-Holst. Wattenmeer

Salzwiesenkartierung

Niedersachsen

Nationalparkverwaltung
Niedersächsisches Wattenmeer
Virchowstr.1
26382 Wilhelmshaven

Schleswig-Holstein

Landesamt f. den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer
Schloßgarten 1
25832 Tönning

3.3.7 Anlage C: Vogel-Listen

Brutvögel

euring	gewicht	ART_GER - BRUT
70	4	Zwergtaucher
90	4	Haubentaucher
100	4	Rothalstaucher
110	4	Ohrentaucher
120	4	Schwarzhalstaucher
720	3	Kormoran
950	3	Große Rohrdommel
1220	3	Graureiher
1340	3	Weißstorch
1440	2	Löffler
1520	1	Höckerschwan
1590	1	Blässgans
1610	1	Graugans
1620	1	Streifengans
1660	1	Kanadagans
1669	1	Plain mountain-finch
1670	1	Weißwangengans
1680	1	Ringelgans
1700	1	Nilgans
1730	1	Brandgans
1790	2	Pfeifente
1820	2	Schnatterente
1840	2	Krickente
1860	1	Stockente
1890	2	Spießente
1910	2	Knäkente
1940	2	Löffelente
1980	2	Tafelente
2030	2	Reiherente
2040	2	Bergente
2060	3	Eiderente
2210	2	Mittelsäger
4500	3	Austernfischer
4550	3	Stelzenläufer
4560	3	Säbelschnäbler
4690	3	Flussregenpfeifer
4700	2	Sandregenpfeifer
4770	2	Seeregenpfeifer
4830	2	Bergregenpfeifer

euring	gewicht	ART_GER - BRUT
4850	2	Goldregenpfeifer
4860	2	Kiebitzregenpfeifer
4930	1	Kiebitz
4960	2	Knutt
4970	3	Sanderling
5090	3	Sichelstrandläufer
5120	3	Alpenstrandläufer
5170	3	Kampfläufer
5190	2	Bekassine
5320	2	Uferschnepfe
5340	2	Pfuhschnepfe
5380	2	Regenbrachvogel
5410	2	Großer Brachvogel
5450	2	Dunkler Wasserläufer
5460	3	Rotschenkel
5480	3	Grünschenkel
5560	3	Flussuferläufer
5610	3	Steinwälzer
5750	2	Schwarzkopfmöwe
5780	2	Zwergmöwe
5820	1	Lachmöwe
5900	1	Sturmmöwe
5910	1	Heringsmöwe
5920	2	Silbermöwe
5927	2	Steppenmöwe
6000	2	Mantelmöwe
6040	2	Elfenbeinmöwe
6050	3	Lachseeschwalbe
6110	3	Brandseeschwalbe
6150	3	Flussseeschwalbe
6159	4	Rotfüßige Seeschwalbe
6160	4	Küstenseeschwalbe
6240	4	Zwergseeschwalbe
6270	4	Trauerseeschwalbe
6280	4	Weißflügelseeschwalbe
12430	1	Schilfrohrsänger
12500	1	Sumpfrohrsänger
12510	1	Teichrohrsänger
12530	1	Drosselrohrsänger

Rastvögel

euring	gewicht	ART_GER - RAST
70	4	Zwergtaucher
90	4	Haubentaucher
100	4	Rothalstaucher
110	4	Ohrentaucher
120	4	Schwarzhalstaucher
720	3	Kormoran
950	3	Große Rohrdommel
1220	3	Graureiher
1340	3	Weißstorch
1440	2	Löffler
1520	1	Höckerschwan
1590	1	Blässgans
1610	1	Graugans
1620	1	Streifengans
1660	1	Kanadagans
1669	1	Plain mountain-finch
1670	2	Weißwangengans
1680	2	Ringelgans
1700	1	Nilgans
1730	2	Brandgans
1790	2	Pfeifente
1820	2	Schnatterente
1840	2	Krickente
1860	1	Stockente
1890	2	Spießente
1910	2	Knäkente
1940	2	Löffelente
1980	2	Tafelente
2030	2	Reiherente
2040	2	Bergente
2060	3	Eiderente
2210	2	Mittelsäger
4500	3	Austernfischer
4550	3	Stelzenläufer
4560	3	Säbelschnäbler
4690	3	Flussregenpfeifer
4700	3	Sandregenpfeifer
4770	3	Seeregenpfeifer
4830	2	Bergregenpfeifer

euring	gewicht	ART_GER - RAST
4850	2	Goldregenpfeifer
4860	3	Kiebitzregenpfeifer
4930	1	Kiebitz
4960	3	Knutt
4970	3	Sanderling
5090	3	Sichelstrandläufer
5120	3	Alpenstrandläufer
5170	3	Kampfläufer
5190	2	Bekassine
5320	2	Uferschnepfe
5340	2	Pfuhschnepfe
5380	2	Regenbrachvogel
5410	2	Großer Brachvogel
5450	2	Dunkler Wasserläufer
5460	3	Rotschenkel
5480	3	Grünschenkel
5560	3	Flussuferläufer
5610	3	Steinwälzer
5750	2	Schwarzkopfmöwe
5780	2	Zwergmöwe
5820	1	Lachmöwe
5900	1	Sturmmöwe
5910	1	Heringsmöwe
5920	2	Silbermöwe
5927	2	Steppenmöwe
6000	2	Mantelmöwe
6040	2	Elfenbeinmöwe
6050	3	Lachseeschwalbe
6110	3	Brandseeschwalbe
6150	3	Flusseeschwalbe
6159	4	Rotfüßige Seeschwalbe
6160	4	Küstenseeschwalbe
6240	4	Zwergseeschwalbe
6270	4	Trauerseeschwalbe
6280	4	Weißflügelseeschwalbe
12430	1	Schilfrohrsänger
12500	1	Sumpfrohrsänger
12510	1	Teichrohrsänger
12530	1	Drosselrohrsänger

3.4 Bewertung – Berechnung der Sensitivitätsklassen

Ziel der Bewertung ist es, den gesamten Auftauchbereich des deutschen Wattenmeeres, aufgeteilt in kleinräumige Flächen von einigen 1000 m² bis wenigen km², jeweils eine Sensitivitätsklasse von 1 bis 4 zuzuordnen. Hierbei ist 1 die geringste Sensitivität und 4 die höchste.

In die Sensitivitätsbestimmung gehen Daten des eulitoralen Benthos, der Brut- sowie der Gastvögel ein. Ebenso werden Informationen über Flächen einbezogen, denen Salzwiesen, Muschelbänke oder Seegrasbewuchs zugeordnet werden können (s. Kap. 3.3).

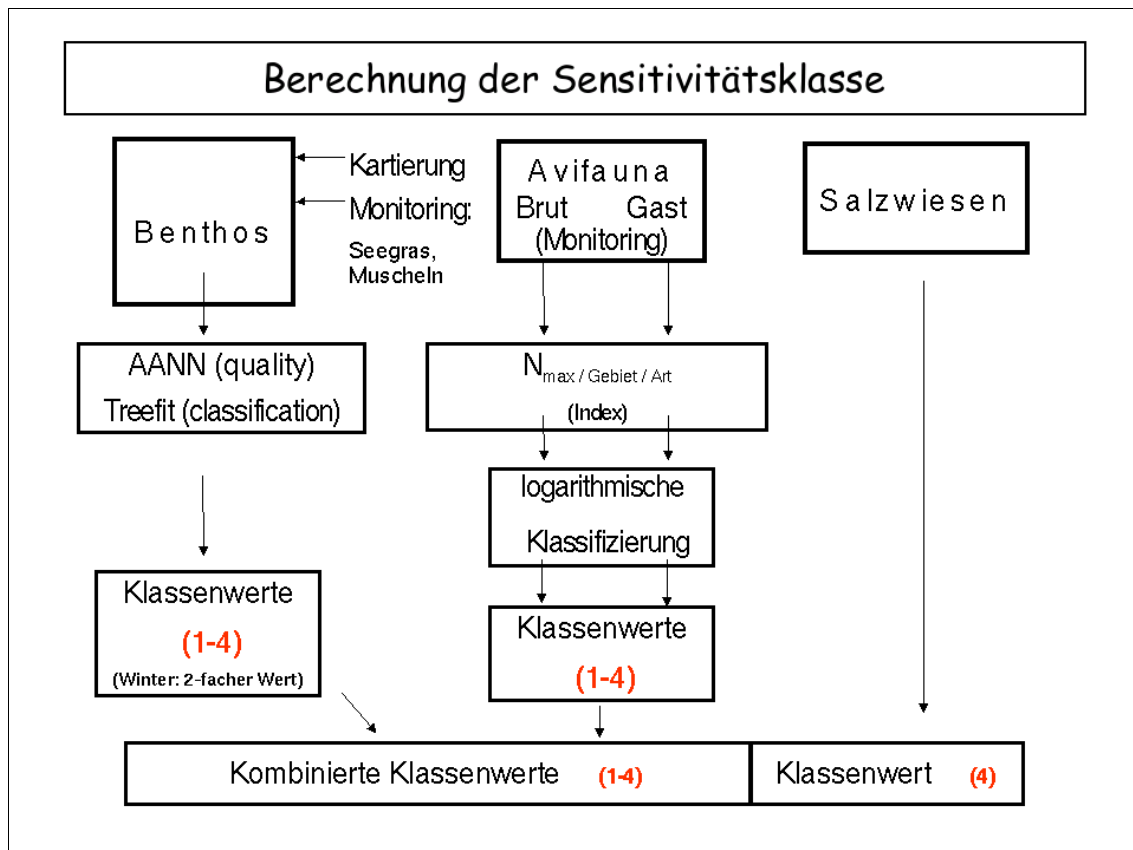


Abb. 84: Bewertungsschema in einer Übersicht.

Die Bestimmung der Sensitivitätsklasse für Salzwiesen ist immer die empfindlichste Klasse 4 und deshalb nur in der geometrischen Verschneidung zu berücksichtigen (s. Kap. 3.3.3.2 ff). Eine Berechnung entfällt hier. Möglichkeiten zu einer weiteren Differenzierung sind in Kapitel 3.4.4 beschrieben.

Die Berechnungen für das Benthos und für die Avifauna werden unabhängig voneinander durchgeführt und erst im letzten Schritt zu einem kombinierten Klassenwert zusammengefasst.

Die Berechnung der Sensitivitätsklassen für Brut- und Gastvögel werden äquivalent durchgeführt für die Sensitivitätsflächen und beruhen auf Maximalzahlen, beobachtet in Zählflächen, von Individuen bei Gastvögeln und Paaren bei Brutvögeln.

Die Berechnung der Sensitivität erfolgt für Bereiche des Eulitorals (Benthos-Sensitivitätsklasse), der Salzwiesen und für die Vogelzählgebiete (Vogel-Sensitivitätsklasse) im gesamten Gebiet. Nach der Ermittlung der Sensitivitäten für den jeweiligen Bereich wird der „Gesamt-Index“ berechnet, bzw. die Gesamt-Sensitivitätsklasse, der gerundete, normierte Wert des Index. Dazu muss auch jeweils eine Verschneidung der Geometrien durchgeführt werden. Die geometrischen Verfahren und Detailrechnungen sind ausführlich im Kapitel 3.3.4 beschrieben.

3.4.1 Benthos-Sensitivitätsklasse

Die Benthos-Sensitivitätsklasse wird aus 21 ausgewählten Parametern der Feldkartierung (Tab. 18) sowie Daten aus Befliegungen im Rahmen des Monitorings (TMAP) bestimmt.

Tab. 18: Kartierungsparameter für die Berechnung der Benthos-Klasse.

Parameter	Erläuterung	Ausprägung (77: keine Werte)
SCHIBA	Schillbank	0 / 1 / 77
SAND	Sand	0 / 1 / 77
SCHLICK	Schlick	0 / 1 / 77
SEDIFA	Sedimentfarbe	1 = hell 2 = dunkel 77
ARENICO	Besiedlung von Arenicola (Wattwurm)	0 = keine 1 = < 1 2 = 1-10 3 = 11-50 4 = > 50 5 = >> 50
SANDSCHL	Sand auf Schlick	0 / 1 / 77
SCHLSAND	Schlicksand	0 / 1 / 77
AUFLAGE	Schlicksandauflage	0 / 1 / 77
ETIEFE	Eindringtiefe Fuss [cm]	Eindringtiefe[cm] / 77
ZOSMAT	Zostera marina Bedeckung [%]	Bedeckung [%] / 77
ZOSNANA	Zostera noltii Bedeckung [%]	Bedeckung [%] / 77
SPARTINA	Spartina Vorkommen	0 / 1 / 77
FUCUS	Fucus Vorkommen	0 / 1 / 77
LANICE	Lanice conchilega	0 / 1 / 77
MYA	Mya arenaria	0 / 1 / 77
CERASTO	Cerastoderma edulis	0 / 1 / 77
MYTILUS	Mytilus edulis	0 / 1 / 77
MYKLBAE	Mytilus, kleine Bänke	0 / 1 / 77
MYBANK	Mytilus, zusammenhängende Bank	0 / 1 / 77
SCHILLB	Schillbedeckung	0 = keine 1 = leichte 2 = starke 77
SCHILLD	Schilldurchsetzung	0 = keine 1 = leichte 2 = starke 77

Die Befliegungen werden durchgeführt zur räumlichen Erfassung von Muschelbänken und Makrophyten auf dem Eulitoral. Sie ergänzen somit die Parameter der Feldkartierung zu *Zostera spp.* und Wildmuschelvorkommen. Die Benthos-Sensitivitätsklasse wird für beide Versionen bestimmt, um eine bessere Vergleichbarkeit mit der vorigen Studie zu haben: Einmal nur mit den Daten der Feldkartierung wie in der ersten Sensitivitätskartierung (Sensikat I) und dann ein zweites Mal mit dem auch geometrischen Abgleich der Monitoringdaten aus den Befliegungen/Kartierungen. Beide Ergebnisse können auch im VPS-Sensi-System getrennt herangezogen werden. Die Gewinnung der Benthosparameter zur gemeinsamen Bewertung ist schematisch in Abb. 85 dargestellt.

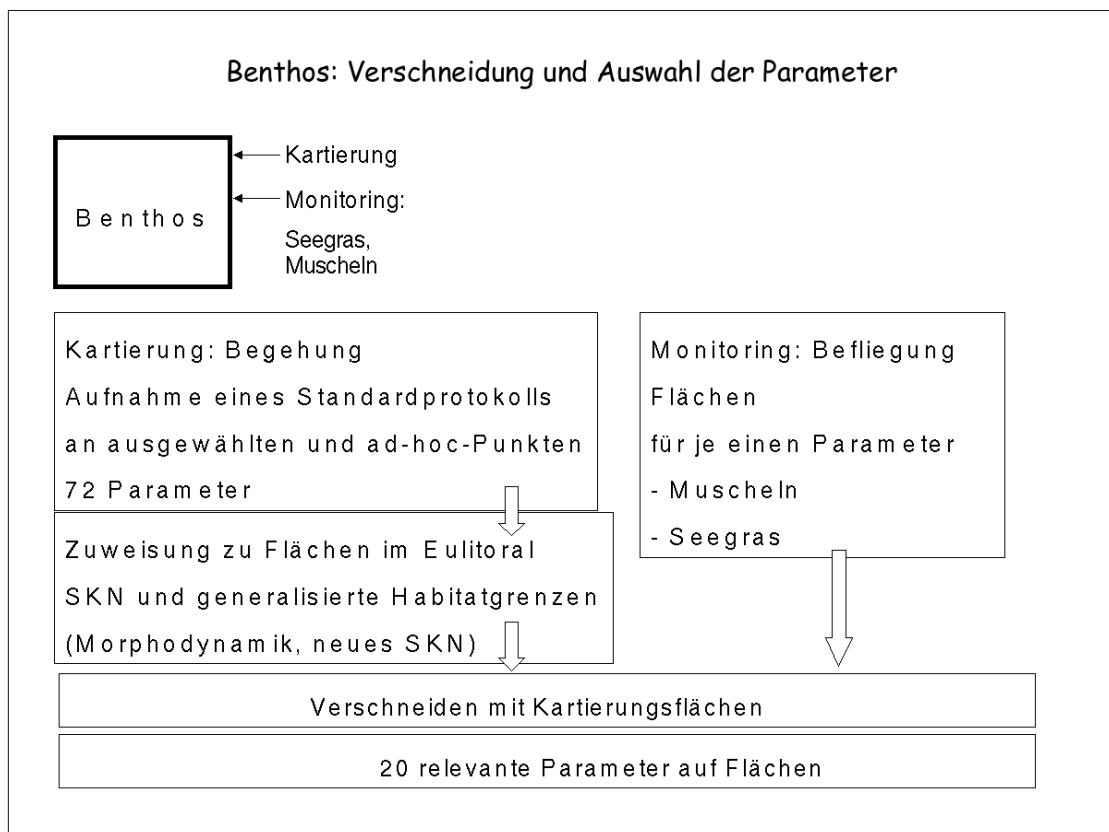


Abb. 85: Bestimmung der Benthosparameter.

Die Parameter werden in zwei Stufen weiterverarbeitet. Zunächst wird in einem "Autoassoziativen neuronalen Netz" (AANN) der Datensatz auf ungewöhnliche Parameterkombinationen untersucht und dann in der zweiten Stufe in einem Treffit-Verfahren (siehe Kapitel 3.4.5) die jeweilige Sensitivitätsklasse ermittelt. Das AANN und auch das Treffitverfahren ist trainiert worden mit den Daten der ersten Sensitivitätsstudie (Sensikat I) und hat dabei in 97 % der Fälle das Expertenurteil reproduzieren können.

Das Vorgehen ist in den Abbildungen 86 und 87 illustriert.

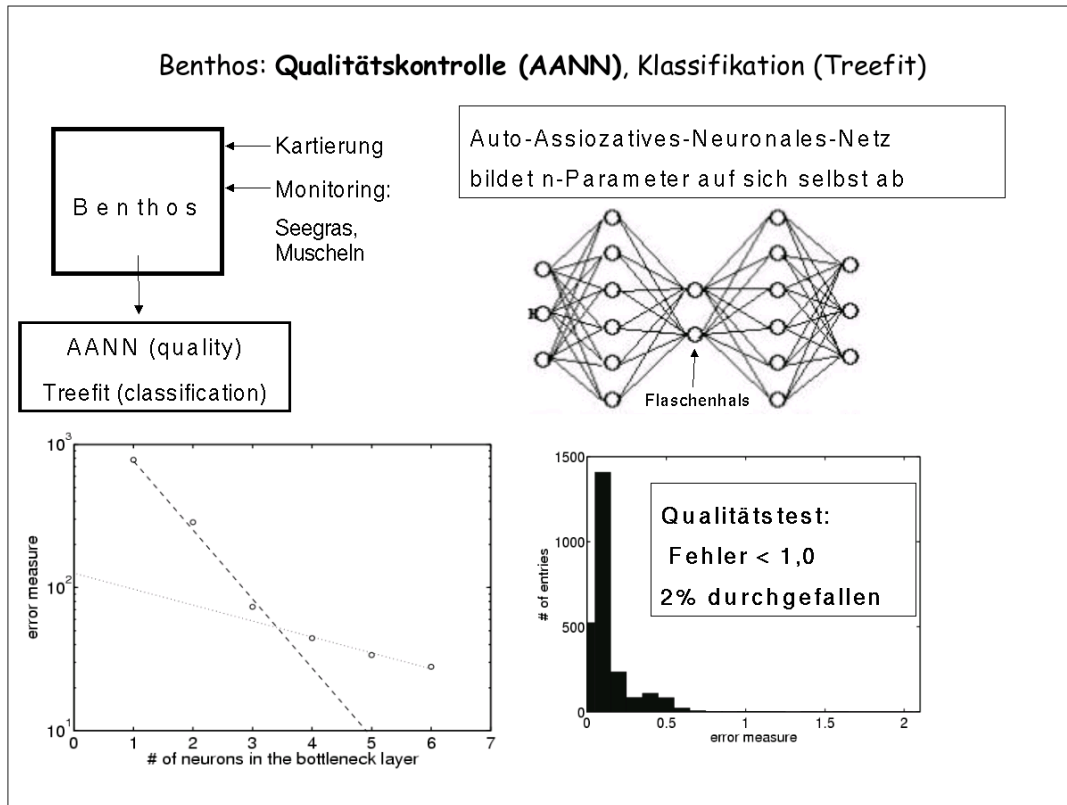


Abb. 86: Qualitätskontrolle der Benthos-Parameter durch AANN.

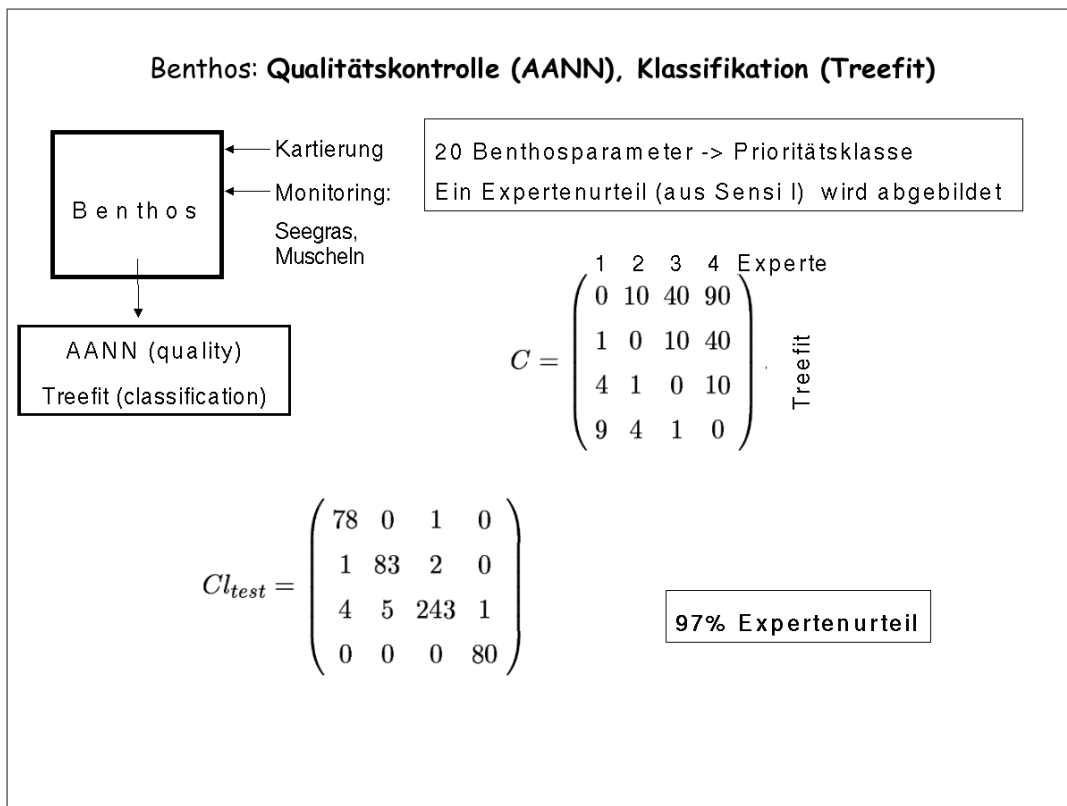


Abb. 87: Klassifikation der Benthoswerte zum Index durch Treefit.

Es ersetzt damit ein sehr komplexes System von logischen Flussdiagrammen, die die Basis der technischen Umsetzung der ersten Sensitivitätskartierung waren. Diese Flussdiagramme sind, bedingt durch ihre Komplexität, fehleranfällig und könnten insbesondere bei neuen Parameterkonstellationen zu unerwarteten und unplausiblen Ergebnissen in der Sensitivitätseinstufung führen. Die Flussdiagramme sind ein Bild des Expertenurteils aus Sensikat I und Grundlage des Trainings für das "Treefit-Verfahren" und in den Abbildungen 89 bis 92 dargestellt. Die Sensitivitätsklasse für das Benthos wurde in der ersten Kartierung „Substratkategorie“ genannt (s. Kap. 2.3, Tab. 4 Und 5).

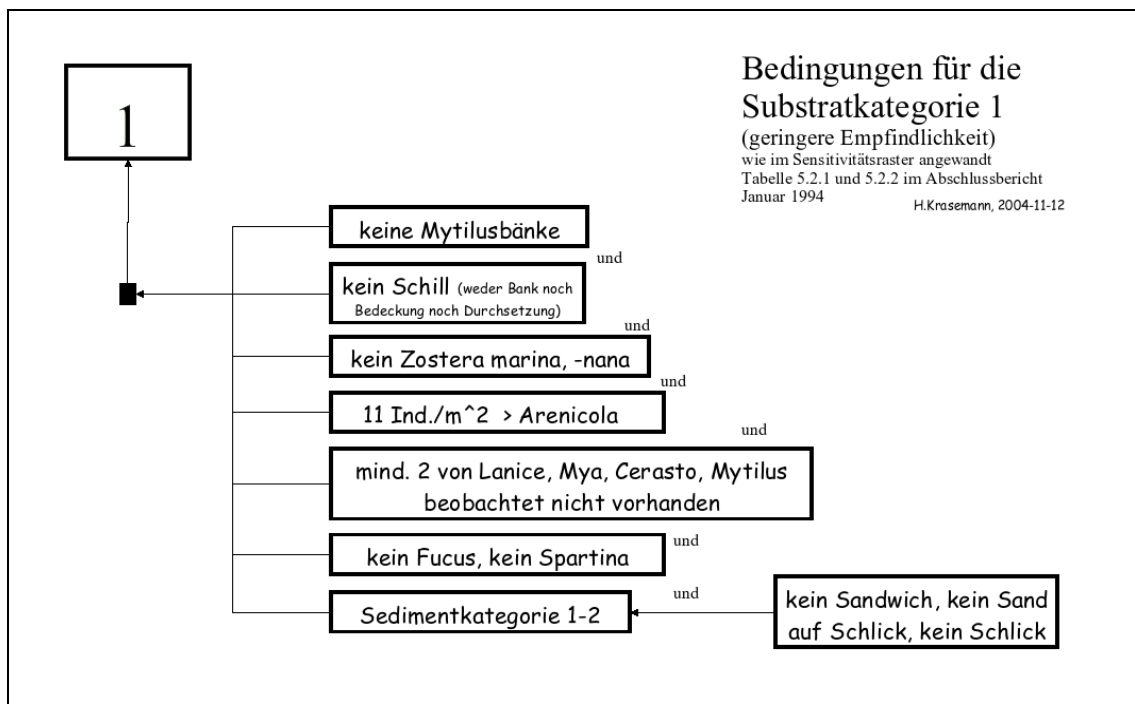


Abb. 88: Sensikat I, Benthosparameter der Sensitivitätsklasse 1.

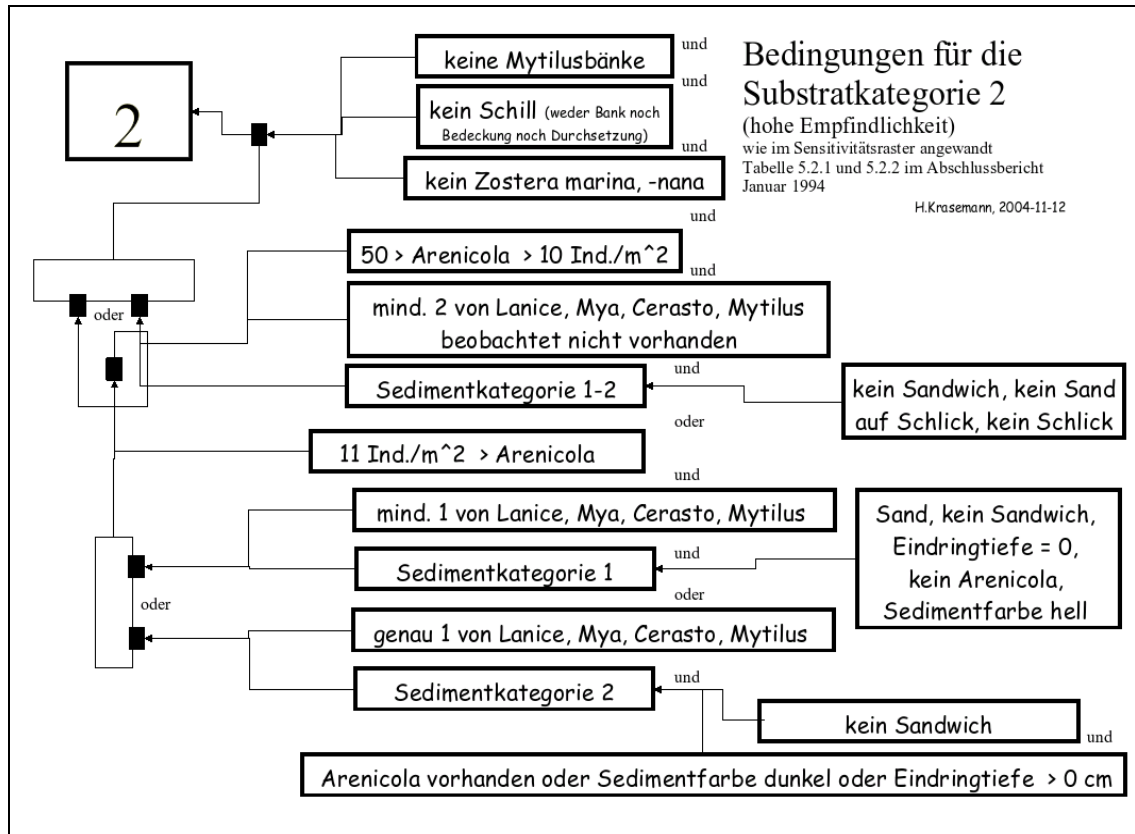


Abb. 89: Sensikat I, Benthosparameter der Sensitivitätsklasse 2.

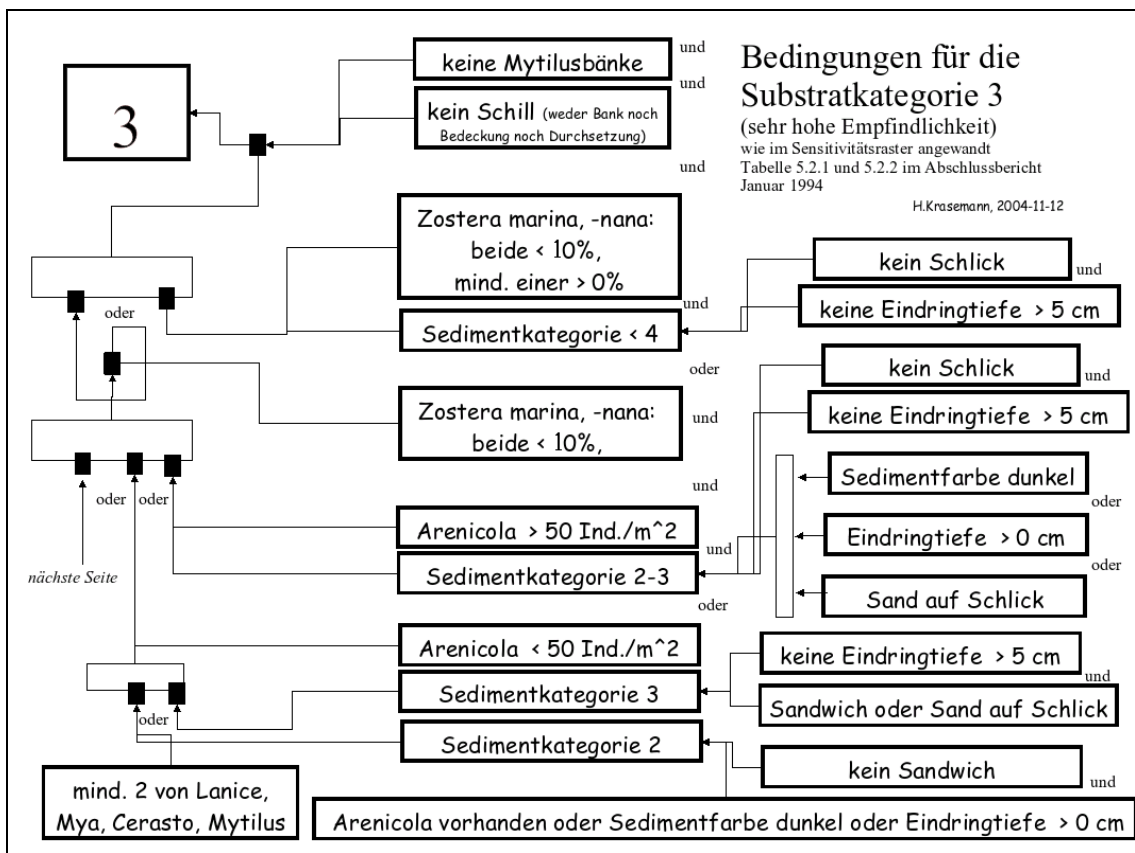


Abb. 90: Sensikat I, Benthosparameter der Sensitivitätsklasse 3, Teil 1.

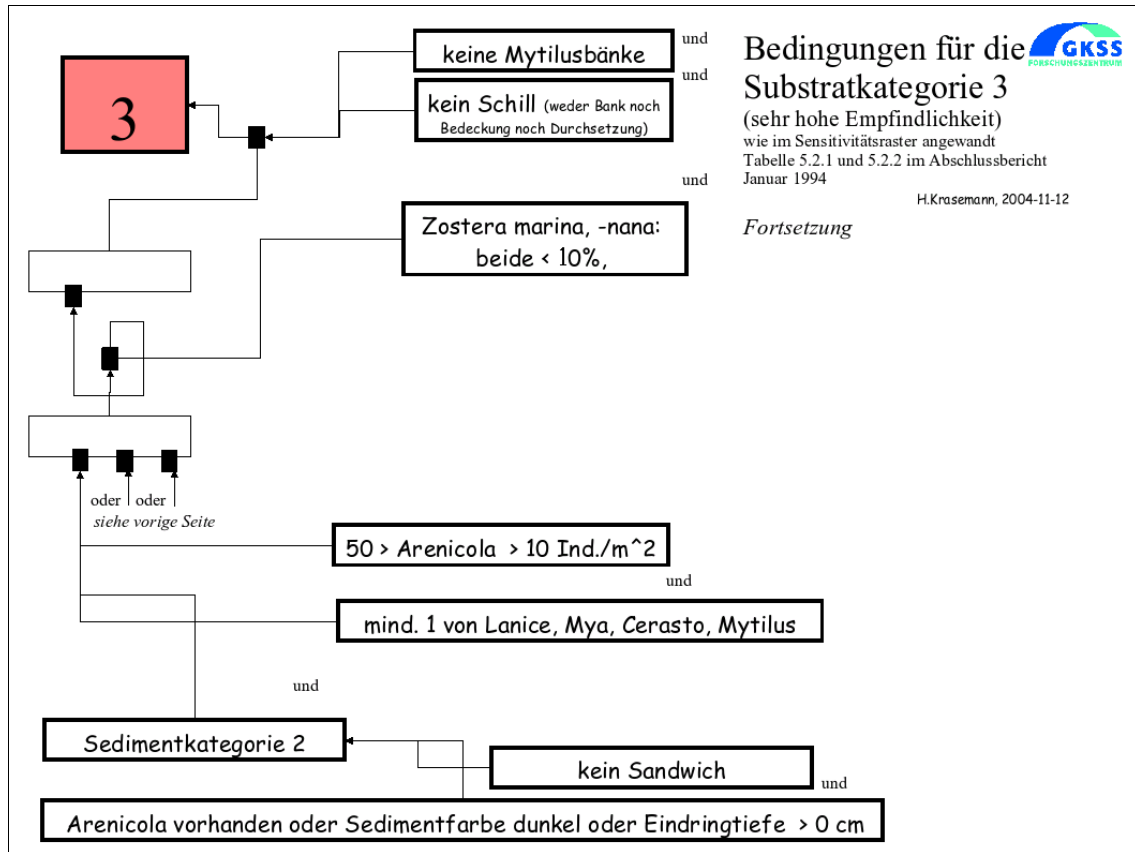


Abb. 91: Sensikat I, Benthosparameter der Sensitivitätsklasse 3, Teil 2.

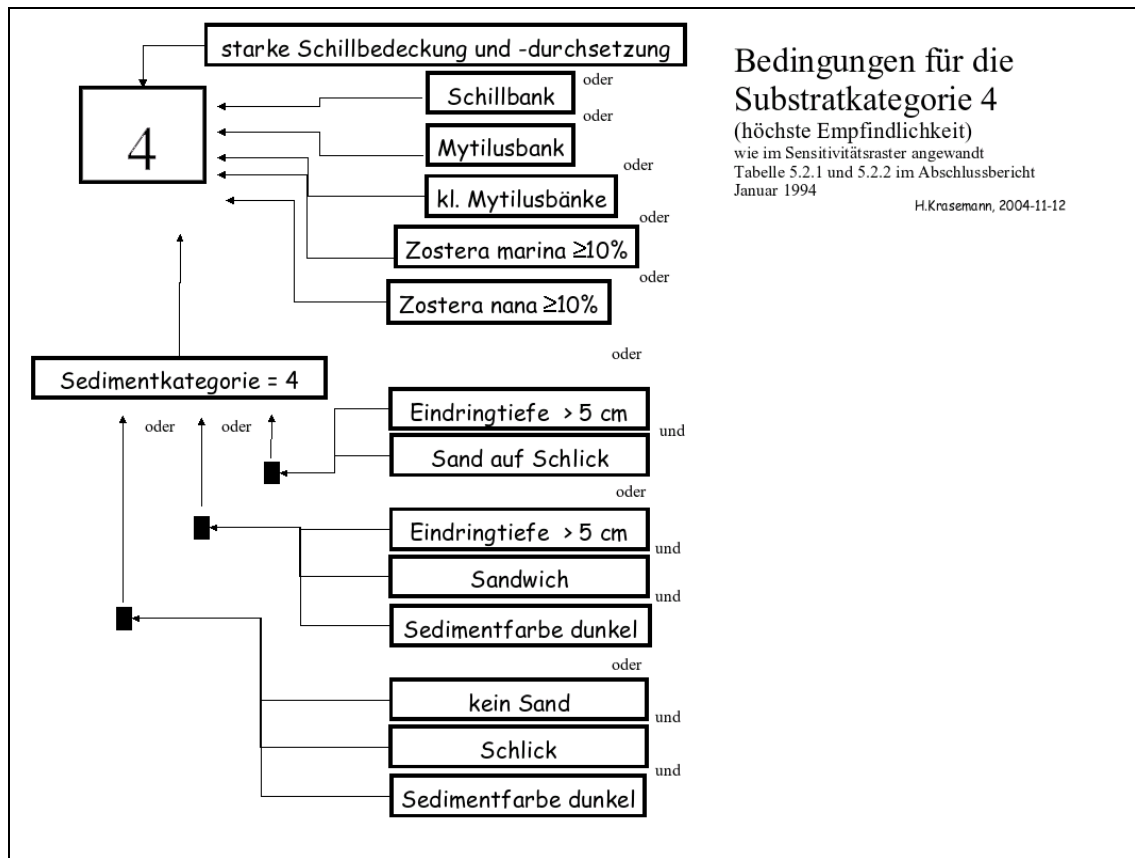


Abb. 92: Sensikat I, Benthosparameter der Sensitivitätsklasse 4.

3.4.2 Avifauna-Sensitivitätsklasse

Die Sensitivätsbestimmung für die Avifauna umfasst „Gastvögel“, „Brutvögel“ und „mausernde Vögel“. Gebiete, in denen potentiell mausernde Vögel angetroffen werden können, sind immer der höchsten Empfindlichkeitsstufe (4) zugeordnet. Es entfällt eine weitere Berechnung. Die Bestimmung für brütende und rastende Vögel basiert auf den Monitoringdaten der Nationalparkämter. Aus diesen Daten werden die maximal beobachteten Individuen bzw. Paare einer Art in einer Zählfläche bestimmt, alle Arten pro Fläche artspezifisch gewichtet, aufsummiert und diese „Flächensummen“ logarithmisch klassifiziert. Den grundsätzlichen Ablauf zeigt die Abbildung 93. Dies wird für mehrere „Jahreszeiten“ durchgeführt. Für Schleswig-Holstein liegen auch jahreszeitlich getrennte Zählungen für Gastvögel vor, für Niedersachsen werden die jahreszeitlichen Unterschiede über eine generalisierte Funktion abgeleitet (siehe weiter unten).

Avifauna Klassifizierung

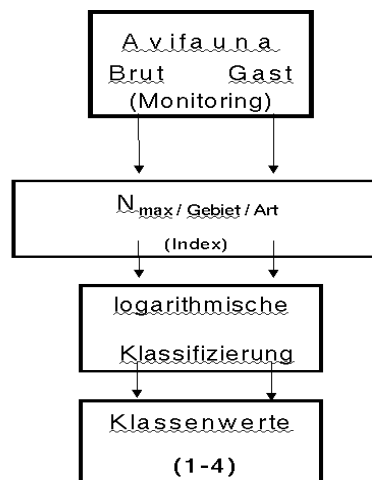


Abb. 93: Avifauna-Klassifizierungsschema.

Die aus den Monitoringdaten bestimmte Maximalzahl beobachteter Individuen bzw. Paare pro Art und pro Zählfläche ist der Eingangsparmeter in die Bestimmung der Sensitivität der Vögel. Die Maximalzahl ist die in einem Zeitraum von 5 Jahren größte beobachtete Zahl von Individuen (Paare bei Brutvögeln).

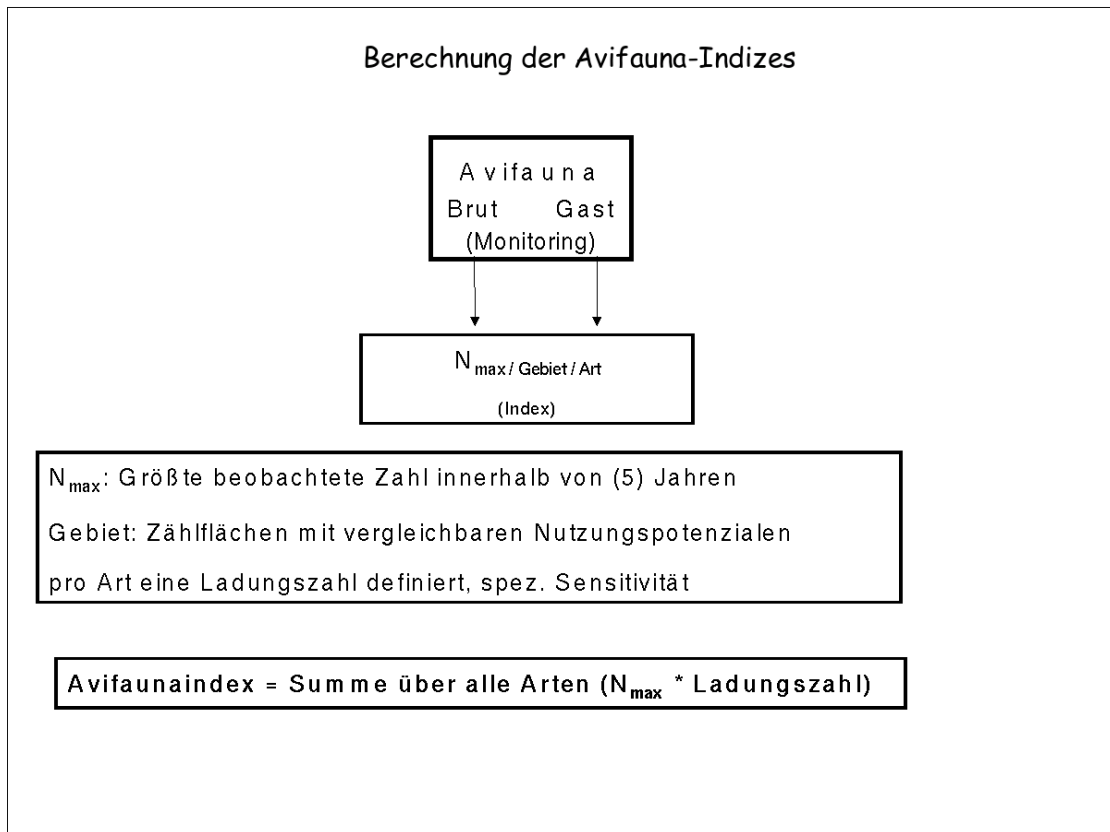


Abb. 94: Prinzipschema des Avifauna-Sensitivitätsindex.

Die Zahl bezieht sich immer auf die Zählflächen. Für die weitere Interpretation und Berechnung ist es wichtig, dass diese Zählflächen vergleichbare Nutzungspotentiale umfassen, um im weiteren einen sinnvollen relativen Sensitivitätsindex zu errechnen. Der Sensitivitätsindex einer Zählfläche wird grundsätzlich bestimmt durch eine Summierung der Maximalzahlen über alle Arten, wobei für jede Art die Maximalzahl mit einer artspezifischen Ladungszahl, also spezifischen Sensitivität zwischen 1 und 4 (vgl. Anlage C, Kap. 3.3.7), multipliziert wird. Diese spezifische Ladungszahl bildet eine Möglichkeit zur Skalierung der Vogel-Werte durch die Anwender. Beispielhaft sei dies für Küsten- und Zwergseeschwalben der 231 Zählflächen in Niedersachsen gerechnet: Eine Aufstufung der Ladungszahl dieser Arten von 4 auf 16 ergibt, ihren Präsenz und Häufigkeiten folgend, für drei Flächen eine Erhöhung der Sensitivitätsklasse um 1 auf 4, und bei einer Fläche um 2 auf 4. Abbildung 94 fasst das Vorgehen schematisch zusammen. Falls die Zählzeiten der Gastvögel nur für das gesamte Jahr vorliegen, muß dieser Wert für die einzelnen Jahreszeiten aufgeteilt werden. Dafür wird eine generalisierte Funktion angewendet. In der ersten Sensitivitätskartierung (Sensikat I) wurden die Jahreswerte in folgender Form, nach der relativen Häufigkeit, aufgeteilt:

- Frühjahr 50 %,
- Herbst 100 % und
- Winter 15 %.

Diese Werte sind hier übernommen. Die für die vorliegende Arbeit verwendeten Zeiten sind in Tabelle aufgeführt.

Tab. 19: Jahreszeiten der Avifauna.

#	Jahreszeit	Datum	Daten
1	Frühling	16.02. – 15.06.	<ul style="list-style-type: none">• Frühling- Rastvögel• Brutvögel
2	Sommer	16.06. – 31.09.	<ul style="list-style-type: none">• Herbst- Rastvögel• Brutvögel
3	Herbst	01.10 – 15.12.	<ul style="list-style-type: none">• Herbst- Rastvögel
4	Winter	16.12. – 15.02	<ul style="list-style-type: none">• Winter- Rastvögel

Die Avifauna-Sensitivitätsindizes sind die so bestimmten Summen der Maximalzahlen. Sie werden über eine exponentielle Funktion in Sensitivitätsklassen umgerechnet. In der Abb. 95 ist der Zusammenhang dargestellt. Eine $(1-e^{-N})$ -Funktion bildet die sich verändernde Häufigkeit bei einem Wachstumsprozess auf eine lineare Klassen-Skala ab. Wenn die Zählungen auf Flächen mit gleichen Nutzungspotentialen gemacht wurden, erhält man mit einer Normierung Sensitivitätsklassen, die eine gleichhäufige Verteilung zeigen. Die Normierung "s" der Funktion $(1-e^{-N/s})$ ist für jeden Typus eines Gebietes jeweils gleich gewählt, so dass sich Klassen gleich verteilen. Das bedeutet zum Beispiel, es soll für alle Zählgebiete der Brutvögel in Schleswig-Holstein nur eine Normierung gefunden werden.

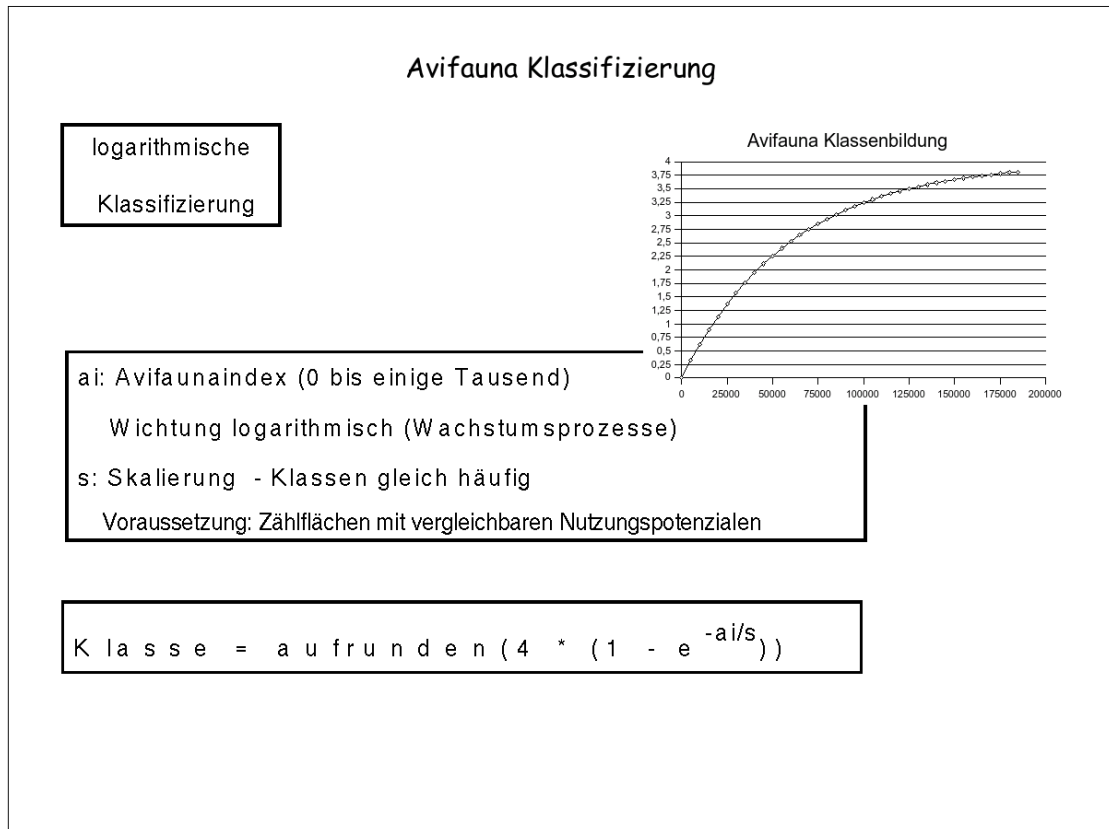


Abb. 95: Avifauna-Klassifizierung.

Eine besondere Schwierigkeit besteht in den unterschiedlichen Flächengrößen der eigentlichen Vogelzählungen, den Zählflächen, und den Flächen, denen eine Sensitivität zugeordnet werden sollte, den Bewertungsflächen. Letztere sind deutlich größer und überlappen auch mit den Zählflächen. Der größeren Bewertungsfläche wird im Sinne einer konservativen Betrachtungsweise immer die höchste Empfindlichkeit der enthaltenen Zählflächen zugeordnet. Die Problembehandlung und ihre geometrische Lösung wird im Einzelnen in den Kapiteln 3.3.3.3 und 3.3.4.2 beschrieben.

3.4.3 Kombinierte Sensitivitätsklasse

Benthos-Sensitivitätsklassen und Avifauna-Sensitivitätsklassen müssen mit einander verrechnet werden, um zu einer Gesamtaussage der gemeinsamen Flächen zu gelangen. Die Kombination wird direkt als Mittelung mit Aufrundung durchgeführt, lediglich für den Winter wird das Benthos relativ stärker bewertet: 66 % statt 50 %. Damit wird den geringeren Abundanzen der Gastvögel und dem Fehlen von Brutvögeln Rechnung getragen.

Alle Zeiten außer Winter: (Avifauna-Klasse + Benthos-Klasse + 0.5)/2,

Winter: (Avifauna-Klasse + 2 x Benthos-Klasse + 0.5)/2.

Die notwendigen Arbeiten werden im Detail zusammen mit den geometrischen Verschneidungen im Kapitel 3.3.4 beschrieben.

3.4.4 Fortschreibung der Bewertung

Die vorliegende Sensitivitätskartierung ist die zweite umfassende Kartierung der deutschen Wattengebiete und wird eine Fortschreibung erfahren müssen, um weiterhin aktuell verwendbar zu sein. Es werden dann für vergleichbare Flächen mit der Zeit jeweils aktuell unterschiedliche Sensitivitätsklassen zu erwarten sein. Diese spiegeln aber nicht unbedingt das Gefährdungspotential einer Fläche richtig wider. Insbesondere wenn ein Merkmal, das als besonders sensitiv eingestuft wird, zufällig bei der aktuellen Kartierung nicht gefunden wurde, so sollte dies die Einstufung der Fläche weniger beeinflussen, als wenn es noch nie dort beobachtet wurde (vgl. Kap. 3.2.3).

Es liegt deshalb nahe eine nur träge Übernahme von geringeren Sensitivitätsklassen durchzuführen.

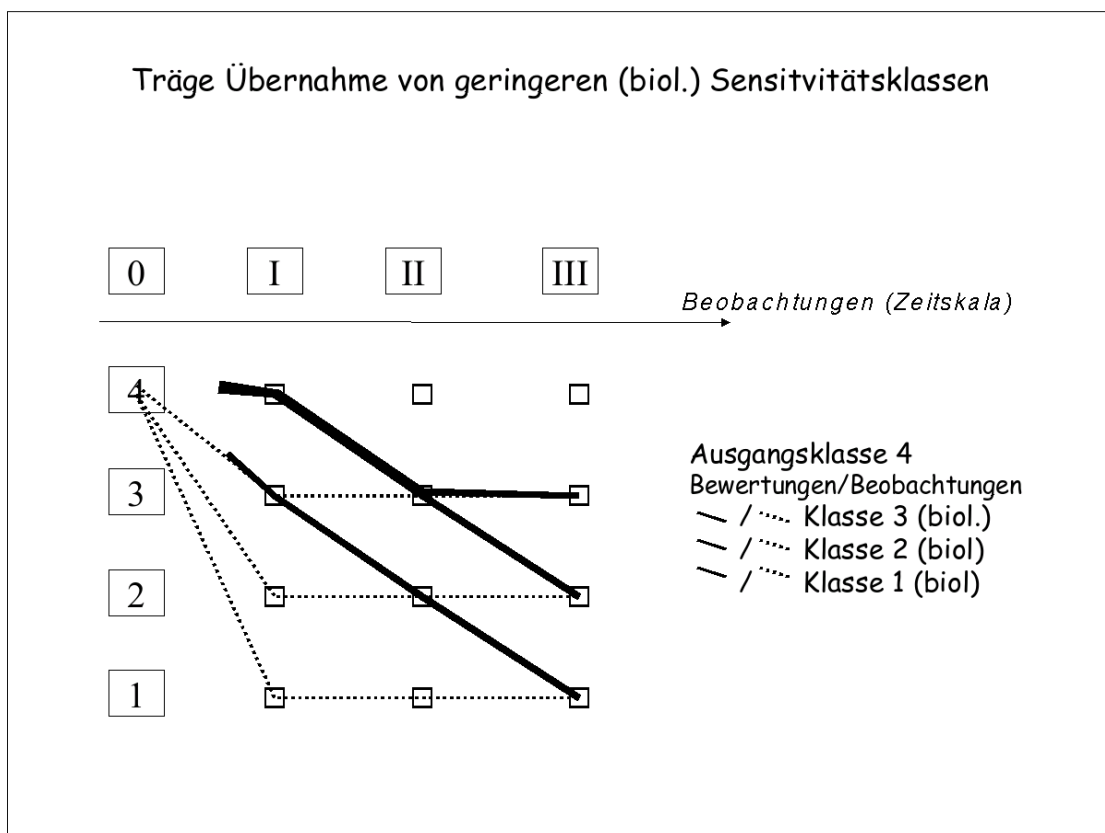


Abb. 96: Zeitlich träge Übernahme von geringeren Sensitivitätsklassen.

In Abb. 96 sind drei Beispiele einer Sensitivitätsabnahme dargestellt, jeweils von der höchsten Sensitivitätsklasse 4 einmal nach 3, im zweiten nach 2 und im dritten Fall nach Sensitivitätsklasse 1. Angenommen sind hier in römischen Ziffern jährlich neue Daten mit aktuellen Bewertungen. Bei einer Abnahme um 1 oder 2 Klassen folgt die resultierende Bewertung zunächst nicht, sondern erst mit der zweiten Beobachtung. Mit jeder Bestätigung der niedrigeren Klasse wird sie jeweils um eine Stufe weiter herabgesetzt. Bei einer Differenz von drei Stufen beginnt die träge Nachführung sofort.

Eine anwendungsorientierte Differenzierung der in der vorliegenden Studie insgesamt mit der höchsten Sensitivitätsklasse 4 bewerteten Salzwiesen sollte im weiteren Verlauf der Vorsorgeplanung

im Rahmen einer „Uferlinien-Sensitivität“ (shore-line sensitivity) vorgenommen werden. Die in den Kapiteln 2.2 und 2.3 beschriebene Unterteilung der Pflanzengesellschaften hatte sich bei anwendungstechnischen Prüfungen als zu kleinräumig erwiesen. Als praxisnahe Abstufungen bieten sich folgende Kriterien an, die auch durch die im Kapitel 2.1 genannten Feldexperimente bestätigt sind:

Morphologie	nicht bis stark mit Prielen und Abbruchkanten untergliedert,
Niveau	Initial- bis Degenerationsphase (Risikoexposition),
Beweidung	unbeweidet (gering sensitiv) bis intensiv beweidet (hoch sensitiv) [Neugebohrn (1987)] [Jittler-Strahlendorff, Neugebohrn (1989)] [Jittler-Strahlendorff, Neugebohrn (1992)].

3.5 Einbindung der Sensitivitätsdaten in das VPS.system 2004

Die Ergebnisse der Sensitivitätskartierung Nordsee werden in das VPS.system 2004 eingebunden, um die in diesem System vorhandenen Informationen zur Schadstoffunfallbekämpfung durch Sensitivitätsdaten zu ergänzen.

Mit Hilfe dieser Daten lassen sich insbesondere Priorisierungen einer evtl. Schadstoffunfallbekämpfung oder das Treffen besonderer Sicherheitsmaßnahmen für besonders sensible Bereiche gegen die Möglichkeit einer drohenden Kontamination gezielt festlegen.

Die Einbindung der Sensitivitätsdaten erfolgt im GIS des VPS.systemes in Form eines ESRI Shapefiles.

Dem Nutzer stehen die Sensitivitätsklassen der untersuchten Bereiche im GIS als deutliche farbliche Flächen zur Verfügung, die mit allen anderen hier verfügbaren Informationen verschnitten werden können. Die Farbgebung folgt der Sensitivität der bewerteten Flächen von violett (extrem sensitiv) bis grün (gering sensitiv) .

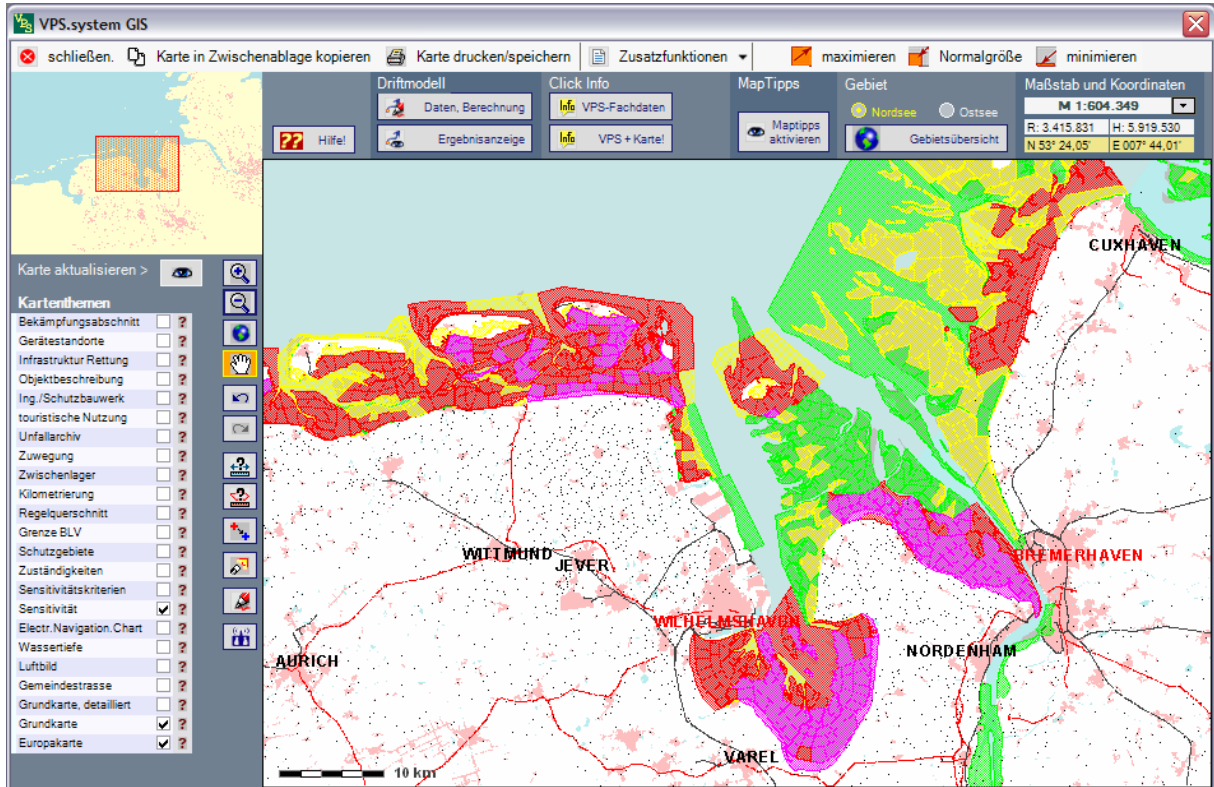


Abb. 97: Darstellung der Sensitivität in VPS.system GIS.

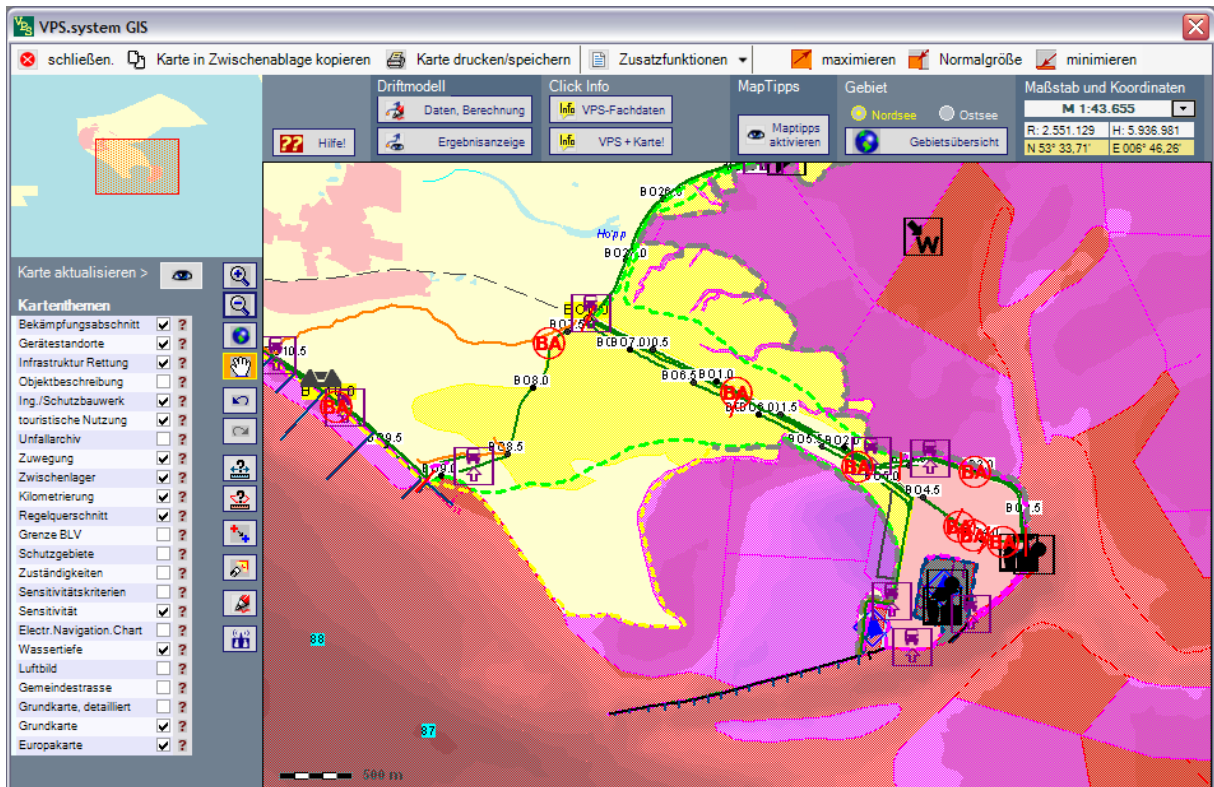


Abb. 98: Die Darstellung der Sensitivitäten mit weiteren Informationen des GIS und der VPS-Datenbank ermöglicht die Erfassung komplexer Zusammenhänge, die für eine Schadstoffunfallbekämpfung von Bedeutung sind.

Die räumliche Zuordnung der Sensitivitäten erfolgt durch die Geodaten der Sensitivitätskartierung und das GIS. Da die Sensitivitäten aber auch jahreszeitlich veränderlich sind, erfordert diese einzige zeitabhängige Datenart in VPS.system entsprechende Programm technische Lösungen.

Im VPS.manager kann in den Programmoptionen eingestellt werden, welche Jahreszeit bezogen auf die Sensitivität angezeigt werden soll.

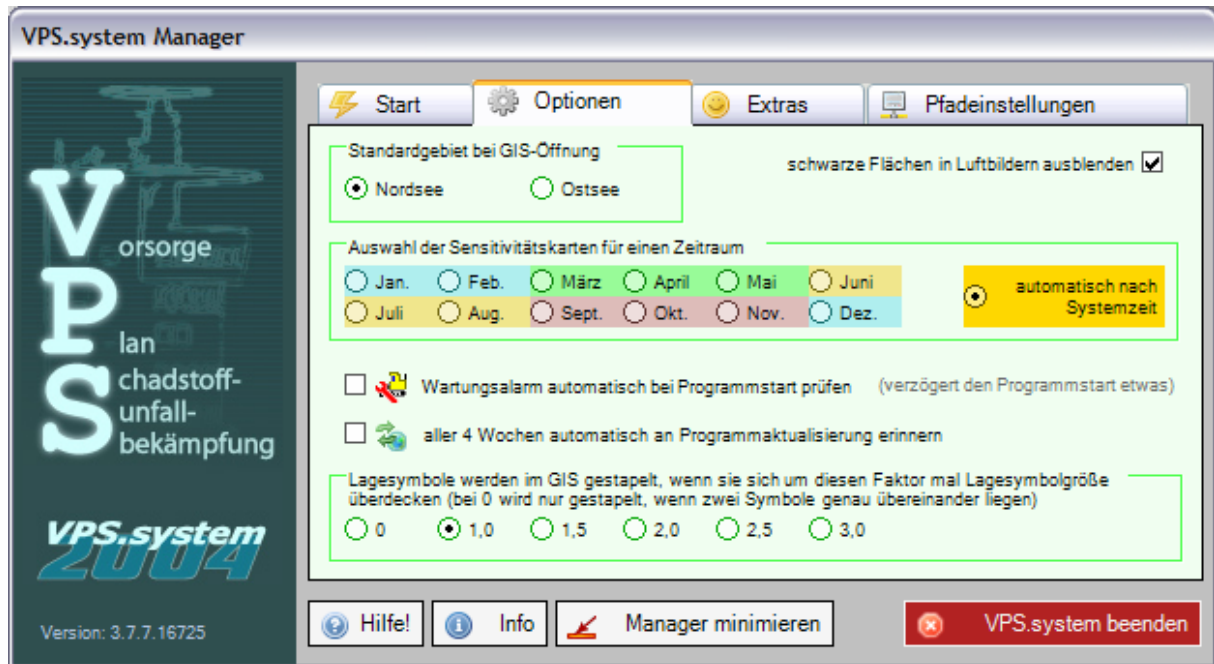


Abb. 99: Auswahl der sensitivitätsbezogenen Jahreszeit im VPS.manager.

Die Standardeinstellung lautet hier 'automatisch nach Systemzeit'. Mit dieser Einstellung ermittelt das Programm anhand der Systemzeit die herrschende Jahreszeit und blendet die jeweils passenden Sensitivitäten im GIS ein. Diese Automatik entbindet den Benutzer von der Auswahl der korrekten Sensitivitätskarten entsprechend der herrschenden Jahreszeit.

Das in VPS.system verwendete Shapefile der Sensitivitätskartierung unterscheidet sich strukturell deutlich von den Ergebnisshapes der eigentlichen Sensitivitätskartierung, wie sie z.B. in VPS.sensi eingebunden sind.

In VPS.system werden außer der eigentlichen Sensitivitätsklasse keine weiteren sensitivitätsbezogenen Informationen benötigt, aus diesem Grund wurde die Attributtabelle deutlich reduziert.

Weiterhin erfolgt die jahreszeitliche Auswahl der anzuzeigenden Sensitivitäten durch SQL-Abfrage über die Attributtabelle, sodass die Sensitivitäten der verschiedenen Jahreszeiten hier nicht mehr in verschiedenen Feldern, sondern nur noch in einem Feld gespeichert werden. Diese Vorgehensweise bedingt, dass jedes Shape für jede Jahreszeit einmal vorhanden ist und als Attribut die jeweilige Sensitivität besitzt.

Die folgenden Abbildungen zeigen beispielhaft den Unterschied der Attributtabellestrukturen zwischen dem Ergebnisshapefile der Sensitivitätskartierung und dem in VPS.system verwendeten Shapefiles.

FID	Shape*	GIS_ID	Shape_Leng	Shape_Area	SK_F	SK_S	SK_H	SK_W	ESI_F	ESI_S	ESI_H	ESI_W	SK_gesamt
1	Polygon	2	33855,505479	48998509,25	1	2	2	1	0	0	0	0	Frühl.:1 Som.:2 Herb.:2 Wint.:1
2	Polygon	3	55086,208301	5869820,803	2	2	2	1	0	0	0	0	Frühl.:2 Som.:2 Herb.:2 Wint.:1
3	Polygon	4	51371,862609	47685739,73	1	2	1	1	0	0	0	0	Frühl.:1 Som.:2 Herb.:1 Wint.:1
4	Polygon	5	55188,260450	4492065,185	2	2	2	1	0	0	0	0	Frühl.:2 Som.:2 Herb.:2 Wint.:1
5	Polygon	6	17533,531862	1575317,479	2	2	2	1	0	0	0	0	Frühl.:2 Som.:2 Herb.:2 Wint.:1
6	Polygon	7	90733,968235	33449774,20	2	2	2	1	0	0	0	0	Frühl.:2 Som.:2 Herb.:2 Wint.:1
7	Polygon	8	105976,142061	11525689,51	2	2	2	1	0	0	0	0	Frühl.:2 Som.:2 Herb.:2 Wint.:1
8	Polygon	9	189649,505673	128089765,3	2	2	2	1	0	0	0	0	Frühl.:2 Som.:2 Herb.:2 Wint.:1
9	Polygon	10	31515,570653	5212492,079	1	1	1	1	0	0	0	0	Frühl.:1 Som.:1 Herb.:1 Wint.:1
10	Polygon	11	51713,965631	6880458,720	2	2	2	1	0	0	0	0	Frühl.:2 Som.:2 Herb.:2 Wint.:1
11	Polygon	12	112617,274619	27793258,03	2	2	2	1	0	0	0	0	Frühl.:2 Som.:2 Herb.:2 Wint.:1
12	Polygon	13	277864,085649	65856774,94	2	2	2	1	0	0	0	0	Frühl.:2 Som.:2 Herb.:2 Wint.:1
13	Polygon	14	74897,339432	10529375,49	1	2	2	1	0	0	0	0	Frühl.:1 Som.:2 Herb.:2 Wint.:1
14	Polygon	15	36891,09883	9549609,412	1	1	2	1	0	0	0	0	Frühl.:1 Som.:1 Herb.:2 Wint.:1
15	Polygon	16	25184,037472	1103435,021	1	2	2	1	0	0	0	0	Frühl.:1 Som.:2 Herb.:2 Wint.:1
16	Polygon	17	107058,463858	20280294,78	2	2	2	1	0	0	0	0	Frühl.:2 Som.:2 Herb.:2 Wint.:1
17	Polygon	18	35279,443813	4310801,353	2	2	2	1	0	0	0	0	Frühl.:2 Som.:2 Herb.:2 Wint.:1
18	Polygon	19	39232,474245	2379427,039	2	2	2	1	0	0	0	0	Frühl.:2 Som.:2 Herb.:2 Wint.:1
19	Polygon	20	47102,912071	3321576,488	1	1	2	1	0	0	0	0	Frühl.:1 Som.:1 Herb.:2 Wint.:1
20	Polygon	21	32550,601708	2224294,908	1	2	2	1	0	0	0	0	Frühl.:1 Som.:2 Herb.:2 Wint.:1
21	Polygon	22	85032,157897	19555557,38	2	2	2	1	0	0	0	0	Frühl.:2 Som.:2 Herb.:2 Wint.:1

Abb. 100: Attributtabelle eines Ergebnisshapefiles der Sensitivitätskartierung: Sensitivitätsklassen der Jahreszeiten in verschiedenen Feldern für je ein Shape.

FID	Shape*	GIS_ID	JAHRESZT	SK
0	Polygon	1	4	4
2865	Polygon	1	3	4
5730	Polygon	1	2	3
8595	Polygon	1	1	3
1	Polygon	2	4	4
2866	Polygon	2	3	4
5731	Polygon	2	2	3
8596	Polygon	2	1	3
2	Polygon	3	4	4
2867	Polygon	3	3	4
5732	Polygon	3	2	3
8597	Polygon	3	1	3
3	Polygon	4	4	4
2868	Polygon	4	3	4
5733	Polygon	4	2	3
8598	Polygon	4	1	3
4	Polygon	5	4	4
2869	Polygon	5	3	4
5734	Polygon	5	2	3
8599	Polygon	5	1	3
5	Polygon	6	4	4

Abb. 101: Attributtabelle des in VPS.system verwendeten Shapefiles der Sensitivitätskartierung: Sensitivitätsklassen der Jahreszeiten im Feld SK für je ein Shape pro Jahreszeit JAHRESZT.

Die im VPS-System aggregierten Daten sind vollständig im VPS Sensi 2006 hinterlegt. Das unten abgebildete Eingangsmenü zeigt die Unterteilung in eine GIS-Oberfläche und eine Datenbank.

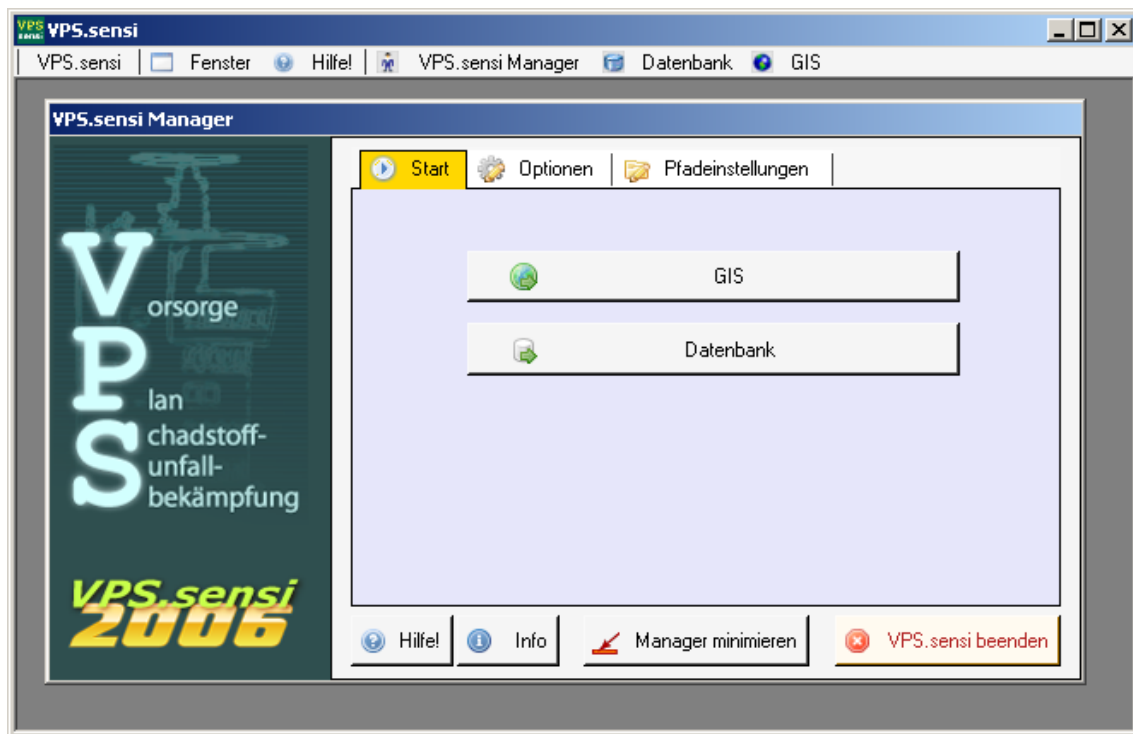


Abb. 102: Eingangsmenue VPS Sensi 2006.

Die GIS-Oberfläche enthält einzelne layer die als „Kartenthemen“ markiert sind. Mit Hilfe der detaillierten Informationen dieser layer können einzelne Aggregationsebenen visualisiert und die resultierenden Sensitivitätsklassen rekapituliert werden. In Abb. 103 ist, neben den Informationen der zugrunde liegenden Karten, die Gesamtsensitivität intertidaler Gebiete für den Herbst dargestellt.

The screenshot shows a GIS application window titled "VPS.sensi GIS". The interface includes a menu bar with options like "schließen", "Karte in Zwischenablage kopieren", "Karte drucken / exportieren", "Zusatzfunktionen", "maximieren", "Normalgröße", and "minimieren". Below the menu bar, there are buttons for "Click Info", "MapTips", "Gebiet", and "Maßstab und Koordinaten". The "Maßstab und Koordinaten" section displays a scale of 1:487.733 and coordinates: R: 3.438.283, H: 5.981.827, N 53° 57,81', E 008° 03,51'.

On the left side, there is a "Kartenthemen" panel with a list of themes and checkboxes. The "Wattkartierung" theme is checked. Other themes include "Kilometrierung", "Sensi Nords. Frühjahr", "Sensi Nords. Sommer", "Sensi Nords. Herbst", "Sensi Nords. Winter", "Sensi Nords. Gesamtjahr", "Sensi Nords. 1990 Frühjahr", "Sensi Nords. 1990 Sommer", "Sensi Nords. 1990 Winter", "Vogelkartierung", "Salzwiesenkartierung", "Wattkartierung, Stationen", "Wattkartierung + TMAP", "Wattkartierung", "Miesmuschelkart. (NPA)", "Seegraskartierung (NPA)", "Schutzgebiete", "Wassertiefe", "Luftbilder", "Satellitenbild", "Gemeindestrasse", "Grundkarte", and "Europakarte".

The main map area shows a coastal region with various colored overlays and patterns. A scale bar indicates 10 km. Labels "WILHELMSHAVEN" and "NORDENHAM" are visible on the map.

On the right side, a "ClickInfo: Attribute der Layer" window is open, showing a table of attributes for the "Wattkartierung" layer. The table has two columns: "Attribute der Objekte" and "Auswahl kopieren". The data is as follows:

Attribute der Objekte	Auswahl kopieren
AHOCKER	1
ARENICO	3
ASYMM	0
AUFLAGE	0
Benthos_IN	3
BS	0
CERASTO	0
CERIUAD	0
DATUMA	2004-05-14
DIATOMB	0
ENTOMO	10
ENTOVOR	0
ERD	0
ETIEFFE	0,5
FILMSAT	1

Abb. 104: GIS-Abfrage.

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Beispiel einer Sensitivitätskarte für den Bereich Amrum.....	55
Abb. 2: Biologische Kartierungen Borkum bis Jadebusen.....	64
Abb. 3: Biologisch-Sedimentologische Kartierungen Borkum bis Jadebusen.....	65
Abb. 4: Geologische Kartierungen Borkum bis Jadebusen.....	66
Abb. 5: Biologische Kartierungen Elbe bis Sylt.....	67
Abb. 6: Geologische Kartierungen Elbe bis Sylt.....	68
Abb. 7: Schadstoffkartierungen Niedersachsen Schleswig-Holstein.....	69
Abb. 8: Stationen im Bereich Emsmündung bis Langeoog.....	71
Abb. 9: Stationen im Bereich Baltrum bis Neuwerk.....	72
Abb. 10: Stationen im Bereich Neuwerk bis Eiderstedt.....	73
Abb. 11: Stationen im Bereich Eiderstedt bis Sylt-Nord.....	74
Abb. 12: Standardisiertes Streckenprotokoll.....	77
Abb. 13: Luftbild Rantum Hafen.....	79
Abb. 14: Klassifizierung der Vegetation (grün: Seegras, rot: Diatomeen, blau: Schlick).....	80
Abb. 15: Nuller Linien aus verschiedenen Datenquellen Bereich Amrum-Föhr.....	82
Abb. 16: Nuller Linien aus verschiedenen Datenquellen Bereich Elbemündung Nordergründe.....	84
Abb. 17: Sedimentklassifizierung im Bereich Hever bis Sylt-Süd.....	86
Abb. 18: Dominanzumschlag der Seegrasarten <i>Zostera marina</i> zu <i>Z. Noltii</i> 1987/88.....	88
Abb. 19: Dominanzumschlag der Seegrasarten <i>Zostera marina</i> zu <i>Z. Noltii</i> 1 2002.....	89
Abb. 20: Verteilung und Dichte von <i>Arenicola marina</i> 1987/88.....	90
Abb. 21: Verteilung und Dichte von <i>Arenicola marina</i> 2002.....	91
Abb. 22: Vergleich der Sensitivitätsklassen über mehrere Kartierungen im Rückseitenwatt der Inseln Baltrum und Langeoog (0-Werte entsprechen fehlenden Messungen).....	92
Abb. 23: Übersicht Datenlage.....	93
Abb. 24: Übersicht Datenstrukturierung.....	94
Abb. 25: Beispiele veränderter Watt-Topographie im Verlauf von 15 bis 20 Jahren.....	95
Abb. 26: Beispiele der Veränderung der Watt-Topographie/ Habitatareale (Leybucht – Niedersachsen), links: aktuelle Situation (SENSIKAT II) – rechts: SENSIKAT I.....	95
Abb. 27: Habitatareale der SENSIKAT I (blaue Linie) über aktueller Watt-Topographie (SENSIKAT II).....	96
Abb. 28: Netzstationen und Habitatareale (rosa = SENSIKAT II, hellblau = SENSIKAT I).....	98
Abb. 29: Habitatareale SENSIKAT I und SENSIKAT II: Hörnum Becken.....	99
Abb. 30: Habitatareale SENSIKAT I und SENSIKAT II: Eidermündung.....	99
Abb. 31: Habitatareale SENSIKAT I und SENSIKAT II: Elbemündung.....	100
Abb. 32: Habitatareale SENSIKAT I und SENSIKAT II Wurster Watt.....	100
Abb. 33: Neue Habitatareale SENSIKAT II (rot) und Habitatareale aus SENSIKAT I unverändert (grün).....	101
Abb. 34: Aktualisierte Habitatareale und Netzstationen Bereich Hörnumtief.....	102
Abb. 35: Format der Erhebungsdaten aus der Habitatkartierung.....	103
Abb. 36: Kartierungsstationen und Geländesituation im Elbmündungsbereich.....	104
Abb. 37: Abgleich der Habitatkartierungsdaten mit Monitoringdaten in Schleswig-Holstein (Seegras – grün und Wildmuschelbänke (rot)).....	107
Abb. 38: Abgleich der Habitatkartierungsdaten mit Monitoringdaten in Niedersachsen (Miesmuscheln – rot und Seegras – gelb).....	107
Abb. 39: Bsp. Niedersachsen (Salzwiesenkartierung Stand: 1997).....	110
Abb. 40: Bsp. Aufnahme und Generalisierung der Salzwiesengebiete (Bereich südl. Rantum-Becken SH).....	111
Abb. 41: Bsp. Salzwiesenkartierung Schleswig-Holstein (2002).....	112
Abb. 42: Fläche der Salzwiese vor der Generalisierung (Bsp. in Niedersachsen).....	113
Abb. 43: Fläche der Salzwiese nach der Generalisierung (Bsp. In Niedersachsen).....	113
Abb. 44: Zwischenschritt: Einzelne Coverages der Salzwiesenkartierung SH.....	115

Abb. 45: Salzwiese vor „Bereinigung“ (a) und nachher (b) – Bsp. Insel Föhr.....	116
Abb. 46: Fläche der Salzwiese vor der Generalisierung (Bsp. Föhr).....	117
Abb. 47: Fläche der Salzwiese nach der Generalisierung (Bsp. Föhr).....	117
Abb. 48: GKSS-Vogelgebiete (rote Linie) – Bereich Nordfriesland.....	119
Abb. 49: Anpassung der GKSS-Vogelgebiete.....	120
Abb. 50: Vogelzählgebiete NPA-Tönning (rote Linie) Nordfriesland.....	121
Abb. 51: Informationen zu einer Zählfläche (SH).....	122
Abb. 52: Zählflächen mit Angaben der Spalte POSKEY, Bsp. Eidermündung (SH).....	123
Abb. 53: Angaben zur selektierten Zählfläche in Abb. 52.....	124
Abb. 54: Brutvögel in Schleswig-Holstein mit Angaben zur Gewichtung.....	125
Abb. 55: Brutvögel in Schleswig-Holstein mit Angaben zur Gewichtung.....	126
Abb. 56: GIS-Auswertung: Gebietszuweisung GKSS-Gebiete zu NPA-Zählflächen.....	128
Abb. 57: Auszug aus Lookup-Tabelle der Gebietszuweisung Bewertungsflächen zu Zählflächen.....	129
Abb. 58: Brutvögel (grün) und Gastvögel (schraffiert) in Niedersachsen.....	130
Abb. 59: GKSS-Vogelzählgebiete in Niedersachsen.....	131
Abb. 60: Auszug Brutvogeldata aus Niedersachsen.....	132
Abb. 61: Auszug Gastvogeldata (Excel-File) aus Niedersachsen.....	133
Abb. 62: Auszug Gastvogeldata (dBase Datei) aus Niedersachsen.....	134
Abb. 63: Bewertungsflächen (gelbe Linien) überlagert mit den Zählflächen in Niedersachsen.....	135
Abb. 64: Berechnung der Sensitivitätskarten.....	136
Abb. 65: Berechnung der Benthos-Klasse.....	137
Abb. 66: Input-Format für automatisiertes Bewertungsmodell.....	139
Abb. 67: Listung des Ausgabeprotokolls vom Bewertungsmodell.....	140
Abb. 68: Sensitivitäten der Wattkartierung.....	141
Abb. 69: Abgleich der Wattkartierung (GKSS) mit Seegrassflächen aus Monitoring Programm.....	142
Abb. 70: Attributtabelle vor (links) und nach (rechts) Abgleich mit den Monitoring Daten.....	143
Abb. 71: Stand der Kartierungsarbeiten in Niedersachsen.....	144
Abb. 72: Stand der Kartierungsarbeiten in Schleswig-Holstein.....	145
Abb. 73: Verschneidung der Zählgebiete GKSS mit NPA – Bsp. südlich Norderney.....	147
Abb. 74: Übersicht: Berechnung der Vogel-Klassen.....	149
Abb. 75: Vogel-Klasse – Frühling.....	150
Abb. 76: Vogel-Klasse – Sommer.....	151
Abb. 77: Vogel-Klasse – Herbst.....	152
Abb. 78: Vogel-Klasse – Winter.....	153
Abb. 79: Sensitivitätsklassen der 4 Jahreszeiten.....	154
Abb. 80: Sensitivitätsklasse – Frühling.....	156
Abb. 81: Sensitivitätsklasse – Sommer.....	157
Abb. 82: Sensitivitätsklasse – Herbst.....	158
Abb. 83: Sensitivitätsklasse – Winter.....	159
Abb. 84: Bewertungsschema in einer Übersicht.....	167
Abb. 85: Bestimmung der Benthosparameter.....	169
Abb. 86: Qualitätskontrolle der Benthos-Parameter durch AANN.....	170
Abb. 87: Klassifikation der Benthoswerte zum Index durch Treefit.....	170
Abb. 88: Sensikat I, Benthosparameter der Sensitivitätsklasse 1.....	171
Abb. 89: Sensikat I, Benthosparameter der Sensitivitätsklasse 2.....	172
Abb. 90: Sensikat I, Benthosparameter der Sensitivitätsklasse 3, Teil1.....	172
Abb. 91: Sensikat I, Benthosparameter der Sensitivitätsklasse 3, Teil2.....	173
Abb. 92: Sensikat I, Benthosparameter der Sensitivitätsklasse 4.....	173
Abb. 93: Avifauna-Klassifizierungsschema.....	174
Abb. 94: Prinzipschema des Avifauna-Sensitivitätsindex.....	175
Abb. 95: Avifauna-Klassifizierung.....	177

Abb. 96: Zeitlich träge Übernahme von geringeren Sensitivitätsklassen.....	178
Abb. 97: Darstellung der Sensitivität in VPS.system GIS.....	180
Abb. 98: Die Darstellung der Sensitivitäten mit weiteren Informationen des GIS und der VPS-Datenbank ermöglicht die Erfassung komplexer Zusammenhänge, die für eine Schadstoffunfallbekämpfung von Bedeutung sind.....	180
Abb. 99: Auswahl der sensitivitätsbezogenen Jahreszeit im VPS.manager.....	181
Abb. 100: Attributtabelle eines Ergebnisshapefiles der Sensitivitätskartierung: Sensitivitätsklassen der Jahreszeiten in verschiedenen Feldern für je ein Shape.....	182
Abb. 101: Attributtabelle des in VPS.system verwendeten Shapefiles der Sensitivitätskartierung: Sensitivitätsklassen der Jahreszeiten im Feld SK für je ein Shape pro Jahreszeit JAHRESZT.....	182
Abb. 102: Eingangsmenue VPS Sensi 2006.....	183
Abb. 103: GIS Oberfläche VPS Sensi 2006.....	184
Abb. 104: GIS Abfrage.....	185

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Anteile der verschiedenen Abbauprozesse am Ölabbau nach den Unfällen der „Amoco Cadiz“ (geschätzt von [Gundlach et al. (1983)]) und der „Exxon Valdez“ (geschätzt von [Wolfe et al. (1994)]).....	16
Tab. 2: Unterschiede zwischen dem Ölabbau im Wasser und im Sediment.....	18
Tab. 3: Vulnerabilitätsindex basierend auf [Gundlach, Hayes (1978)] für verschiedene Küstentypen entsprechend der Persistenz des Öls (verändert nach [Gunkel (1988)]).....	19
Tab. 4: Kriterien zur Festlegung der Sedimentkategorie.....	53
Tab. 5: Kriterien zur Festlegung der Substratkategorie (vgl. auch Abb. 89 - 92).....	54
Tab. 6: Spezifikationen Kanäle LANDSAT 7.....	81
Tab. 7: Monitoring-Daten (Seegras und Miesmuscheln).....	105
Tab. 8: Übersicht Aktualisierung Tabelle Wattcharakteristik für die Informationen Seegras und Wildmuschelbänke (MYTILUS, MYKLBAE, MYBAN = stellvertretend für "Wildmuscheln").....	108
Tab. 9: Ausschnitt Brutvogeldata Schleswig-Holstein.....	123
Tab. 10: Ausschnitt Brutvogeldata Schleswig-Holstein.....	124
Tab. 11: Ausschnitt Rastvogeldata Schleswig-Holstein.....	127
Tab. 12: Kartierungsparameter für die Berechnung des Benthos-Index.....	138
Tab. 13: Lookup-Tabelle für Brut- und Gastvögel in Niedersachsen.....	146
Tab. 14: Ausschnitt aus Referenztabelle GKSS - NPA-Zählflächen.....	147
Tab. 15: Aufteilung der Jahreszeiten.....	148
Tab. 16: Teilindizes der Vögel.....	148
Tab. 17: Berechnung des Vogel-Index und der Teilklasse (Brut) (Tabellenauszug).....	149
Tab. 18: Kartierungsparameter für die Berechnung der Benthos-Klasse.....	168
Tab. 19: Jahreszeiten der Avifauna.....	176

Literaturverzeichnis

- Baker, J.M., L. Guzman, P.D. Bartlett, D.I. Little & C.M. Wilson (1993): Long-term fate and effects on untreated thick oil deposits on salt marshes. pp. 395–399 in Proceedings, 1993 Oil Spill Conference, American Petroleum Institute, Washington D.C.
- Bernem van, K.H. (1982): Effects of experimental crude oil contamination on abundance, mortality and resettlement of representative mud flat organisms in the mesohaline area of the Elbe estuary.- *Netherlands Journal of Sea Research*, 16: 538–546.
- Bernem van, K.H. (1987a): Migrationsverhalten von Kohlenwasserstoffen im Sediment (Einfluß mikrobieller und synthetischer Tenside).- *Umweltbundesamt Texte Bd. 6*, 22–34.
- Bernem van, K.H. (1992): Thematische Kartierung und Sensitivitätsraster im deutschen Wattenmeer. *Dt. hydrogr. Z.*, 44. Jahrg., Heft 5/6, 293–309.
- Bernem van, K.H. (1994): Gefährdung durch Altlasten und Schiffsverkehr. In: J.L. Lozan, E. Rachor, K. Reise, H. von Westernhagen & W. Lenz (eds.): *Warnsignale aus dem Wattenmeer*. Blackwell Wissenschaftsverlag, Berlin, 49–54.
- Bernem van, K.H. (1999): Auswirkungen einer Pipeline-Verlegung auf das marine Benthos im Tidebecken von Baltrum-Langeoog. *Deutsche Hydrographische Zeitschrift. German Journal of Hydrography. Supplement 10*, 45-64.
- Bernem van, K.H., J. Dörjes and A. Müller (1989): Environmental oil sensitivity of the German North Sea Coast.- In: *Proc. 1989 Oil Spill Conf.*, San Antonio, 239-245.
- Bernem van, K.H., Grotjahn, M., Knüpling, J., Krasemann, H.L., Müller, A., Neugebohrn, L., Patzig, S., Ramm, G., Riethmüller, R., Sach, G. & Suchrow, S. (1994): Thematische Kartierung und Sensitivitätsraster im deutschen Wattenmeer – Juni 1987–Juni 1993. – *UBA-Forschungsbericht 94-077, GKSS 94/E/10*: 1–165.
- Bernem van, K.H. & T.P. Lübbe (1997): *Öl im Meer – Katastrophen und langfristige Belastungen*. Darmstadt: Wiss. Buchges., 1997, 177 S., ISBN 3-534-12135-X.
- Bernem van & T.P. Lübbe (2000): Chemische Ölnunfallbekämpfung an der deutschen Nordseeküste. *SDN-Magazin 2000*, 28–30.
- Bernem van, K.-H., B. Bluhm, and H. Krasemann (2000): Sensitivity mapping of particular sensitive areas, in: G.R. Rodriguez & C.A. Brebbia (eds.): *Oil and Hydrocarbon Spills II; Modelling, Analysis and Control*. WITpress, Southampton, Boston, ISBN 1-85312-828-7, pp. 229–238.
- Bernem van, K.H., T.P. Lübbe, V. Brenk, U. Bustorff, D. Reichenbach, K. Schroh & M. Wunderlich (2000): Dispergatoren als Option bei der Ölbekämpfung. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 44. 2000, H. 6, S. 290–301.
- Bernem van, K.H., Krasemann H., Fleischmann J., Lübbe Th. P. & D. Krüger (2007b): Sensitivitätskartierung zur Ölbekämpfung an den Unterläufen von Eider, Elbe, Weser und Ems. *GKSS Bericht 2007/3*, 74 S.
- Beukema, J.J. (1981): Quantitative data on the benthos of the wadden sea proper. In: N. Dankers, H. Kühl & W.J. Wolff (eds.): *Invertebrates of the Wadden Sea*: 134–142.
- Bietz, H. (2002): Historische Wattforschung: Was können wir aus den alten Gegensätzen lernen? *DGM-Mitteilungen 4/2002*: 8-13.
- Bietz, H. (2003): Die Entwicklung der deutschen Wattforschung: Ein wissenschaftshistorischer Beitrag zur Bedeutung der Pionierarbeiten. – *Dissertation Math.-Naturwiss. Fakultät Univ. Kiel*: 1–117.
- Burger, A.E. (1993): Estimating the mortality of seabirds following oil spills: effects of spill volume. *Mar.*

Pollut. Bull. 26: 140–143

- Cabioch, L., J.C. Dauvin, C. Retiere, V. Rivain & D. Archambault (1982): Evolution de peuplements benthiques des fonds sédimentaires de la région de Roscoff, perturbés per les hydrocarbures de L,Amoco Cadiz.- *Netherlands Journal of Sea Research*, 16: 491–501.
- Corredor, J.E., J.M. Morell & C.E. Del Castillo (1990): Persistence of spilled crude oil in a tropical environment. *Mar. Pollut. Bull.* 21: 385–388
- Dörjes, J. (1984): Experimentelle Untersuchungen zur Wirkung von Rohöl und Rohöl/Tensid-Gemischen im Ökosystem Wattenmeer. XVI. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen. *Senckenbergiana marit.* 16: 267–271
- Dörjes, J. et al. (1984): Experimentelle Untersuchungen zur Wirkung von Rohöl und Rohöl/Tensid-Gemischen im Ökosystem Wattenmeer.- *Senckenbergiana marit.*, 16, 271 S..
- Ehlert, W. (1964): Zur Ökologie und Biologie der Ernährung einiger Limikolen-Arten. *J. f. Ornithologie*, 105.
- Elmgren, R.; Vargo, G.A.; Grassle, J.E.; Grassle, J.P.; Heinle, D.R.; Langois, G.& S.L.Vargo (1980): Trophic interactions in experimental marine ecosystems pertubed by oil. In: *Microcosms in Ecological Research* (J.P.Giesy,Ed.). Mskr.
- Ewans, M.I., Symens, P. & C.W.T. Pilcher (1993): Short-term damage to coastal bird populations in Saudi Arabia and Kuwait following the 1991 Gulf war marine pollution. *Mar. Pollut. Bull.* 27: 157–161
- Farke, H. et al. (1985): Field experiments with dispersed oil and a dispersant in an intertidal ecosystem: Fate and biological effects. *Oil Spill Conf.*, L.A., 315–320.
- Farke, H. & Hausmann, K. (1971): Untersuchungen der Bodenmakrofauna als Nahrungspotential für Brut- und Gastvögel auf einer Wattfläche südlich Mellums. *Iber.* 1969, Forschungsstelle für Insel- und Küstenschutz, Bd. 21, Norderney.
- Giere, O. (1979): The impact of oil pollution on intertidal meiofauna. Field studies after the La Coruna-spill, May 1976.- *Cah. Biol. Mar.*, 20: 231–251.
- Glémarec, M. & E. Hussenot (1982): A three-year ecological survey in Benoit and Wrac,h Abers following the Amoco Cadiz oil spill. *Netherlands Journal of Sea Research*, 16: 483–490.
- Gundlach, E.R. & Hayes, M.O. (1978): Vulnerability of coastal environments to oil spill impacts. *Mar. Technol. Soc.*, 12, pp. 18–27.
- Gundlach, E.R., P.D. Boehm, M. Marchand, R.M. Atlas, D.M. Ward & D.A. Wolfe (1983): The fate of the Amoco Cadiz oil. *Science* 221: 122–128
- Gunkel, W. & J. Gassmann (1983): Long-term investigations on chemical and microbial changes of a slightly oil polluted beach. *Oil Spill Conf.*, San Antonio, 479–483.
- Gunkel, W. (1988): Ölverunreinigung der Meere und Abbau der Kohlenwasserstoffe durch Mikroorganismen. pp. 18-36 in R. Schweisfurth (ed.): *Angewandte Mikrobiologie der Kohlenwasserstoffe in Industrie und Umwelt*. Expert Verlag, Esslingen.
- Haberstroh, E.G. (1938): Forschungsarbeiten im Dithmarscher Wattenmeer. – *Westküste* 2: 16–51.
- Hagmeier, A. (1925): Vorläufiger Bericht über die vorbereitenden Untersuchungen der Bodenfauna der Deutschen Bucht mit dem Petersen-Bodengreifer. *Ber. Dt. wiss. Meeresf. N.F.* 1: 247–272.
- Hagmeier, A., Kändler, R. (1927): Neue Untersuchungen im nordfrisischen Wattenmeer und auf fiskalischen Austernbänken. – *Wiss. Meeresunters. Abt. Helgoland*, 16: 1–90.
- Heiber, W. (1985): Möglichkeiten der Wiederbesiedelung von Wattflächen nach

Umweltkatastrophen. Seevögel, 6 (Sonderbd.): 89–97.

- Heider, S. (1994): Ökosystemforschung Wattenmeer. Teilvorhaben Niedersächsisches Wattenmeer – Vorphase – Teilprojekt Historische Entwicklung – Aufbau einer Literaturliteraturdatenbank. Umweltbundesamt Forschungsbericht 108 02 085/02 UBA-FB 93-101/10, Texte 23/94: 1–25.
- Heinemann, D. (1993): How long to recovery for murre populations, and will some colonies fail to make the comeback? pp. 139–141 in Exxon Valdez Oil Spill Symposium, February 2-5, 1993, Anchorage, Alaska, Abstract Book.
- Höpner, Th., H. Felzmann, H. Struck & K.H. van Bernem (1993): The nature and extent of oil contamination on Saudi Arabian Gulf beaches: examination of beaches of Dawhat ad Dafu and Dawhat ad Musallamiya in summer 1991 and winter 1991/92. The Arabian Journal for Science and Engineering, Volume 18, Number 2B, 243–255.
- Höpner, Th., K.H. van Bernem, H. Felzmann & H. Struck (1994): Two Years of Oil Disaster in the Arabian Gulf. Environ. Sci. & Pollut. Res. 1 (1), 38–46.
- Höpner, Th. (1997): Die Ölkatastrophe am Persischen Golf. In: Bernem van, K.H. & T.P. Lübke (1997): Öl im Meer – Katastrophen und langfristige Belastungen. Darmstadt: Wiss. Buchges., 1997, ISBN 3-534-12135-X, S. 86–96.
- Inselstation der Vogelwarte Helgoland (1986): Erfassung der Niedersächsischen und Schleswig-Holsteinischen Nordseeküste (einschließlich Helgoland) und der angrenzenden Wattgebiete in ihrer Bedeutung für brütende, rastende und mausernde Vögel und für Robben. 258 S.- Endbericht UBA-FW 102 04 327.
- Iwersen, J. (1943): Zur bodenkundlichen Kartierung des nordfriesischen Wattengebietes. Westküste, Kriegsheft: 47–119.
- Jittler-Strahlendorff, M. & Neugebohrn, L. (1989): Untersuchungen zum Einfluß schwerer Verölungen des Deichvorlandes auf die Möglichkeit und Durchführbarkeit schneller Rekultivierungen von Pflanzenbeständen mittels unterschiedlicher Verfahren. Seevögel 10, 3, 33–40.
- Jittler-Strahlendorff, M. & Neugebohrn, L. (1992): Untersuchungen zum Einfluß schwerer Verölungen des Deichvorlandes auf die Möglichkeit und Durchführbarkeit schneller Rekultivierungen von Pflanzenbeständen mittels unterschiedlicher Verfahren. Teil II (Rekultivierungsversuche mittels Saatgut). In: Institut für angewandte Botanik der Universität Hamburg [Hrsg.]: Jahresbericht, Beiheft 3: Ufervegetation an Elbe und Nordsee. 117–141.
- Johansson, S., U. Larsson & P. Boehm (1980): The Tsesis oil spill impact on the pelagic ecosystem. Mar. Pollut. Bull. 11: 284–293
- König, D. (1943): Vergleichende Bestandsaufnahmen an bodenbewohnenden Watt-Tieren im Gebiet des Sicherungsdammes vor dem Friederichskoog (Süderdithmarschen) in den Jahren 1935 bis 1939. – Westküste, Kriegsheft: 120–172.
- Langer, Th. (1993): Rechnergestütztes Maritimes Unfallmanagement-System (REMUS). In: Jaeschke, A., Kämpe, T., Page, B. & Rademacher, F.J. (Hrsg.): Informatik für den Umweltschutz. 7. Symp., Ulm, 31.03.-02.04.1993, Springer-Verlag: 41–52.
- Linke, O. (1939): Die Biota des Jadebusenwattes. Helgoländer wiss. Meeresunters., 1: 201–348.
- Lübke, T.P., K.H. van Bernem & G. Vauk (1995): Ecological effects of potential oil spills at the German North Sea coast. Seevögel 16: 58–62.
- Luck, G. & H. Michaelis (1976): Chemische und biologische Bestandsaufnahmen als Grundlage zur Beurteilung von Umweltveränderungen im Niedersächsischen Küstengebiet. – Neues Archiv f. Niedersachsen, Göttingen, 25: 241–250.
- Lunel, T., Rusin, J., Bailey, N. Halliwell, C., Davis, L. (1997): The net environmental benefit of a

- successful dispersant operation at the Sea Empress incident. pp. 185–194 in Proceedings of the 1997 International Oil Spill Conference – American Petroleum Institute, Washington, D.C.
- Meereskundliche Untersuchung von Ölunfällen (1987): Tagung der Arbeitsgruppe zur meereskundlichen Untersuchung von Ölunfällen in Loccum – 18. bis 20. Sept. 1985: Umweltbundesamt, Texte 6/87, 362 pp.
- Meyer, C. & Ragutzki, G. (1999): KFKI – Forschungsvorhaben Sedimentverteilung als Indikator für morphodynamische Prozesse. – Dienstber. Forschungsstelle Küste, 25/1995, unveröff., Norderney.
- Michael, J. & M.O. Hayes (1993): Persistence and weathering of Exxon Valdez oil in the intertidal zone - 3,5 years later. pp. 279–. In: Proceedings, 1993 Oil Spill Conference, American Petroleum Institute, Washington, D.C.
- Michaelis, H. (1968): Biologisch-sedimentologische Untersuchung des Wurster Watts von Spieka bis Arensch. Jbr. Forschungsstelle Norderney, 1966, Band 18: 71–82.
- Michaelis, H. (1969): Makrofauna und Vegetation der Knechtsandwatten. Jbr. Forschungsstelle Norderney, Band 19: 147–173.
- Michaelis, H. (1970): Biologische Untersuchung der Watten und Landgewinnungsfelder bei Schillghörn. Jbr. Forschungsstelle Norderney, 1968, Band 20: 61–76.
- Michaelis, H. (1973): Untersuchungen über das Makrobenthos der Wesermündung. Jbr. Forschungsstelle Norderney, 1972, Band 24: 103–170.
- Michaelis, H. (1974): Ergebnisbericht der biologischen Untersuchungen in der Wesermündung vor und nach der Ansiedlung des Titanwerkes im Jahre 1969. Forschungsstelle für Insel und Küstenschutz Norderney, unveröff.: 1–29.
- Michaelis, H. (1976): Die Makrofauna des nördlichen Eversandes (Wesermündung). Jbr. Forschungsstelle Norderney, 1975, Band 27: 167–179.
- Michaelis, H. (1978): Ökologische Untersuchung der Watten des Jadebusens in Verbindung mit einer Luftbildanalyse. Arbeitsber., Forsch.-Stelle f. Insel- u. Küstenschutz, Norderney, unveröff.
- Michaelis, H. (1987): Bestandsaufnahme des eulitoral Makrobenthos im Jadebusen in Verbindung mit einer Luftbild-Analyse. Jbr. Forschungsstelle Küste, Norderney, 1986, Band 38: 1–97.
- Michaelis, H., Ohiba, T. & Tüxen, R. (1971): Die Zostera-Gesellschaften der niedersächsischen Watten. Jbr. Forschungsstelle Norderney, 1969, Band 21: 87–100.
- Michaelis, H., Ragutzki, G. & G. Ramm (1982): Sedimentologische und biologische Untersuchungen der Watten des Jadebusens. INTERMARITEC, 82-420: 738–748.
- Michaelis, H. & Böhme, B. (1994): Ökosystemforschung Wattenmeer. Teilvorhaben Niedersächsisches Wattenmeer – Vorphase – Teilprojekt Benthosforschung im Ostfriesischen Wattenmeer. Umweltbundesamt Forschungsbericht 108 02 085/02 UBA-FB 93-101/13, Texte 24/94: 1–89.
- Michaelis, H., Reise, K. (1994): Langfristige Veränderungen des Zoobenthos im Wattenmeer. In: Warnsignale aus dem Wattenmeer, Lozan, J.L., Rachor, E., Reise, K., Westernhagen, H.v., Lenz, W. (Hrsg.), Blackwell Wissenschaftsverlag, Berlin: 106–117.
- Michaelis, H., Obert, B., Schultenkötter, I. & L. Böcker (1995): Die Miesmuschelbänke der Niedersächsischen Watten, 1989-1991. Berichte Forschungsstelle Küste, Norderney, Band 40: 55–70.
- Müller, C.D. (1955): Die Entwicklungstendenzen der Watten im Bereich des Greetsieler Fahrwassers auf Grund der biolog. Wattkartierung in Kramer, J.: Zustand und Veränderungen des Greetsieler Außentiefs. Jbr. Forschungsstelle Norderney, 1954, Band 6: 73–80.

- Müller, C.D. (1957): Biocoenotisch-oekologische Untersuchung verschiedener Wattengebiete an der deutschen Küste. (Unter besonderer Berücksichtigung des Sedimentes und einem Hinweis auf die Untersuchungsergebnisse für die Praxis). Dissertation, Naturw.-Philosoph. Fakultät Univ. Gießen: 1-93.
- Müller, C.D. (1957): Biologische Untersuchungen des Wurster Watts zwischen Waddewarden und Solthörner Buhne. Jbr. Forschungsstelle Norderney, 1956, Band 8: 77–78.
- Müller, C.D. (1958): Biologische und sedimentologische Untersuchungen des Cappeler Wattes. Jbr. Forschungsstelle Norderney 1957, Band 9: 117–130.
- Müller C.D. (1959): Biologische und sedimentologische Wattuntersuchung zwischen Westeraccumersiel und Neuharlingersiel an der ostfriesischen Küste. Jbr. Forschungsstelle Norderney, 1958, Band 10: 61–86.
- Müller, C.D. (1959): Faunistisch-sedimentologische Untersuchung des Butjadinger Wattes im Bereich Fedderwardersiel-Burhave. In: Forschungsstelle Norderney (1959): Untersuchungen zum Uferschutz an der Butjadinger Küste, Teil B., Norderney, unveröff.: 1–28.
- Müller, C.D. (1960): Fauna und Sediment in der Leybucht. Biologisch-bodenkundliche Wattenuntersuchung mit Stellungnahme zur Landgewinnung. Jbr. Forschungsstelle Norderney, 1959, Band 11: 39–178.
- Müller, C.D. (1962): Biologisch-sedimentologische Untersuchung der Wattveränderung 1955-1961 bei Wremen. Jbr. Forschungsstelle Norderney, 1961, Band 13: 123–149.
- Müller, C.D. (1963): Das Watt an der Butjadinger Küste von Langwarden bis Tossens. Untersuchungen von Fauna und Sediment und Folgerungen für den Küstenschutz. Jbr. Forschungsstelle Norderney, 1962, Band 14: 115–142.
- Müller, C.D. (1963): Fauna und Sediment im Wurster Watt von Solthörn bis Dorumer Tief und ihre Beeinflussung durch die Februarsturmflut 1962. Jbr. Forschungsstelle Norderney, 1962, Band 14: 143–169.
- Müller, C.D. (1964): Das ostfriesische Watt von Dornumersiel bis Norddeich. Eine biologisch-sedimentologische Untersuchung mit Folgerungen für den Küstenschutz. Jbr. Forschungsstelle Norderney, 1963, Band 15: 81–125.
- Müller, C.D. (1965): Der Knechtsand. Eine Untersuchung über Material und Materialtransport mit der Luminophorenmethode und anderen vergleichenden Methoden. Jbr. Forschungsstelle Norderney, 1964, Band 16: 143–201.
- Müller, C.D. (1966): Das ostfriesische Watt von Neuharlingersiel bis Harlesiel. Biologisch-sedimentologische Untersuchung mit Folgerungen für den Küstenschutz. Jbr. Forschungsstelle Norderney, 1965, Band 17: 139–154.
- Müller, C.D. (1966): Sedimentologisch-biologische Untersuchung des Wattes bei Schillighörn. Forschungsstelle Norderney, 1966, unveröff. Bericht
- Neugebohm, L. (1987): Pflanzenbestände im marin - terrestrischen Übergangsbereich (Einteilung der Arten und Gesellschaften des Deichvorlandes in Sensitivitätsklassen). In: Sensitivitätskartierung Wurster Watt – Stand 1987. Hrsg.: Nieders. WWA, Stade.
- Obert, B. (1982): Bodenfauna der Watten und Strände um Borkum - Emsmündung. Iber. 1981, Forschungsstelle für Insel- und Küstenschutz, Bd. 33, Norderney.
- Ohde, J. (1981): Entstehung von Besiedlungsmustern der Makro-Endofauna im Wattenmeer der Elbe-Mündung. Dissertation, Hamburg.
- Ostendorff, E. (1943): Die Grund- und Bodenverhältnisse der Watten zwischen Sylt und Eiderstedt. Westküste, Kriegsheft, S.: 1–6.
- Plath, M. (1943): Die biologische Bestandsaufnahme als Verfahren zur Kennzeichnung der

- Wattsedimente und die Kartierung der nordfriesischen Watten. Westküste, Kriegsheft: 7–45.
- Power, F.M. (1983): Long-term effects of oil dispersants on intertidal benthic invertebrates. I. Survival of barnacles and bivalves. *Oil and Petrochemical Pollution* 1: 97–108.
- Ragutzki, G. (1978): Die Wattsedimente im Einzugsbereich des Norderneyer Seegats. *Jbr. Forschungsstelle Insel- und Küstenschutz, Norderney*, 1977, Band 29: 175–203.
- Ragutzki, G. (1978): Zehn Jahre bodenphysikalische Untersuchungen der Forschungsstelle für Insel- und Küstenschutz Norderney. *Jbr. Forschungsstelle Insel- und Küstenschutz, Norderney*, 1977, Band 29: 175–203.
- Ragutzki, G. (1982): Verteilung der Oberflächensedimente auf den niedersächsischen Watten. *Jbr. Forschungsstelle Insel- und Küstenschutz, Norderney*, 1980, Band 32: 55–67.
- Ragutzki, G. (1983): Verteilung und Eigenschaften der Wattsedimente des Jadebusens. *Jbr. Forschungsstelle Insel- und Küstenschutz, Norderney*, 1982, Band 34: 31–61.
- Ragutzki, G. (1984): Untersuchungen zur Sedimentverteilung auf den Leybucht-Watten im Zusammenhang mit dem Bauvorhaben Leyhörn. *Jbr. Forschungsstelle Insel- und Küstenschutz, Norderney*, 1983, Band 35: 115–134.
- Reineking, B. & G. Vauck (1982): *Seevögel – Opfer der Ölpest*. Niederelbe Verlag, Otterndorf, 143 pp.
- Reise, K. (1990): Historische Veränderungen in der Ökologie des Wattenmeeres. *Rhein.-Westf. Akad. Wiss., Vorträge N 382*: 35–55.
- Reise, K. & A. Schubert (1987): Macrobenthic turnover in the subtidal Wadden Sea: the Norderaue revisited after 60 years. *Helgoländer Meeresunters.* 41: 69–82.
- Reise, K., Herre, E., M. Sturm (1989): Historical changes in the benthos of the Wadden Sea around the island of Sylt in the North Sea. *Helgoländer Meeresunters.* 43, S.: 417–433.
- Remmert, H., (1991): Das Mosaik-Zyklus-Konzept und seine Bedeutung für den Naturschutz – eine Übersicht. *Tagungsbericht „Das Mosaik-Zyklus-Konzept der Ökosysteme und seine Bedeutung für den Naturschutz“*, 6.-9. Sept. 1989; Bayer. Akademie f. Naturschutz u. Landschaftspflege: 5–15.
- Sell, D., L. Conway, T. Clark, G.B. Picken, J.M. Baker, G.M. Dunnet, A.D. McIntyre & R.B. Clark (1995): Scientific criteria to optimize oil spill cleanup. pp. 595-610 in *Proceedings, 1995 Oil Spill Conference, American Petroleum Institute, Washington, D.C.*
- Sleeter, T.D. & J.N. Butler (1982): Petroleum hydrocarbons in zooplankton faecal pellets from the Sargasso Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 13: 54–56.
- Southward, A.J. & E.C. Southward (1978): Recolonization of rocky shores in Cornwall after use of toxic dispersants to clean up the Torrey Canyon spill. *J. Fish. Res. Board Can.* 35: 682–706
- Timm, W. (1986): *Literaturstudie i.A. des Umweltbundesamtes*, pp. 73.
- Wohlenberg, E. (1937): Die Wattenmeer-Lebensgemeinschaften im Königshafen von Sylt. *Helgoländer wiss. Meeresunters.*, 1: 1–92.
- Wolfe, D.A., M.J. Hameedi, J. Michel, J.A. Galt, G. Watabayashi, J.R. Payne, J. Braddock, J. Short, C. O’Claire, S. Rice, S. Hanna & D. Sale (1994): The fate of the oil spilled from the Exxon Valdez. *Environ. Sci. Technol.* 28: 561–568
- Wunderlich, M. (ed.) (1987): *Chemische Verfahren zur Bekämpfung der Verschmutzung der deutschen Küste und See durch Öl. I. Bewertungsgrundlagen und Maßnahmen. II. Ergebnisse und Empfehlungen.* UBA-FB 102 04 216, Umweltbundesamt Berlin, 496 pp. + 28 pp.

Zeek, E. & Matuschek, C. (1984): Experimentelle Untersuchungen zur Wirkung von Rohöl und Rohöl/Tensid-Gemischen im Ökosystem Wattenmeer. XIV. Untersuchungen der Metabolisierung und Verteilung von Rohöl in marinen Oligochaeten mit Hilfe der Mikroskop-Fluoreszenzspektroskopie. *Senckenbergiana maritima* 16 (1/6): 235–244.

ANHANG

Environmental Monitoring and Assessment (2005) **110**: 291–299
DOI: 10.1007/s10661-005-8041-8

© Springer 2005

AUTOMATED CLASSIFICATION OF AN ENVIRONMENTAL SENSITIVITY INDEX

HELMUT SCHILLER*, CARLO VAN BERNEM and HANSJÖRG L. KRASEMANN
GKSS Forschungszentrum, PF 1160, Geesthacht, Germany
(author for correspondence, e-mail: schiller@gkss.de)*

(Received 2 June 2004; accepted 22 December 2004)

Abstract. Environmental Sensitivity Indices (ESI) composed of many field-data are essential for monitoring and control systems. At the beginning of the last decade an ESI of the German Wadden Sea was developed for use by the relevant authorities. This ESI was derived by experts semi-manually analysing the extensive field data-set.

An algorithm is presented here which emulates human expert-decisions on the classification of sensitivity classes. This will permit the necessary regular updates of ESI-determination when new field data become available using automated classifications procedures. After tuning the algorithm parameters it generates decisions identical to those of human experts in about 97% of all locations tested. In addition, the algorithm presented also enables erroneous or extremely seldom field data to be identified.

Keywords: algorithm, classification, coastal monitoring, environmental sensitivity index, expert system