



Erstellung von GIS-Karten zur Kohlenstoffspeicherung an der deutschen Nordseeküste

—

Methodische Projektdokumentation

Kontakt:

Prof. Dr. Natascha Oppelt: oppelt@geographie.uni-kiel.de

Dr. Florian Uhl: uhl@geographie.uni-kiel.de

Jakob Martius: martius@geographie.uni-kiel.de

Inhalt

1 Zielsetzung und gelieferte Produkte	2
2 Methodische Grundsätze	2
2.1 Begrifflichkeiten	2
2.2 Standardisierung des Kohlenstoffspeichers auf 1 m Sedimenttiefe	2
2.3 Generalisierung von Ökosystemen in den Kartendarstellungen.....	3
3 Datengrundlage der verschiedenen Ökosysteme und Datenverarbeitung	3
3.1 Marine Sedimente	3
3.2 Kelp.....	5
3.3 Salzwiesen	6
3.3.1 Details zu den Berechnungen aus Sentinel-2 Daten	6
3.3.2 Details zur Implementierung des bodengebundenen Kohlenstoffs.....	6
3.4 Seegras	7
3.5 Seegraspotenzialflächen.....	8
4. Ergebnisse.....	9
5. Literatur und Datenquellen	11
6 Anhang.....	13

1 Zielsetzung und gelieferte Produkte

In dem Projekt „Erstellung von GIS-Karten zur Kohlenstoffspeicherung an der deutschen Nordseeküste“ wurde für die in der deutschen Nordsee und ihren Küstenbereichen vorkommenden marinen Ökosysteme (Seegraswiesen, Salzwiesen, Kelp sowie marine Sedimente) eine Schätzung der Kohlenstoffspeichermenge und ihrer jährlichen Kohlenstoffsequestrierung ermittelt. Die Ergebnisse wurden räumlich extrapoliert als Kartenmaterial aufbereitet.

Wir haben pro Ökosystem zwei Einzelkarten (Kohlenstoffspeichermenge und Kohlenstoffsequestrierung) produziert, nur bei Kelp haben wir die Darstellungsweise kombiniert. Für die Seegraswiesen haben wir zudem eine Karte produziert, die die Potenzialflächen für Seegras in Abgrenzung zu den bereits existierenden Flächen zeigt. Außerdem haben wir je drei kombinierte Karten der Ökosysteme Kelp, Salzwiesen und Seegraswiesen (und teilweise auch marine Sedimente) zu Kohlenstoffspeichermenge und Kohlenstoffsequestrierung erstellt, die in unterschiedlichem Detailgrad eine Übersicht zu ihrem jeweiligen Parameter liefern. Alle Karten haben wir auch auf Englisch erstellt, sodass insgesamt 28 Karten geliefert werden. Die dazugehörigen GIS-Projekte werden ebenfalls übermittelt.

2 Methodische Grundsätze

2.1 Begrifflichkeiten

Die Definitionen von Kohlenstoffspeicher und insbesondere Kohlenstoffsequestrierung (bzw. Kohlenstoffsequestrierungsrate) können je nach Forschungsfeld und Anwendungsfall leicht variieren. Wir definieren die drei Begriffe im Kontext mariner Ökosysteme für diese Studie daher wie folgt:

Kohlenstoffspeicher (nach Kang et al. 2023): Das in der oberirdischen und unterirdischen Biomasse eines Ökosystems sowie in der Boden- oder Sedimentsäule bis in eine festzulegende Tiefe gespeicherte Kohlenstoffgewicht.

Kohlenstoffsequestrierung (nach US Department of Energy 1999): Kohlenstoffsequestrierung ist die Aufnahme und die sichere, langfristige Speicherung von Kohlenstoff in einem Ökosystem, ohne die der Kohlenstoff in die Atmosphäre emittiert oder in ihr verbleiben würde.

Kohlenstoffsequestrierungsrate: Sequestrierter Kohlenstoff eines Ökosystems über die Dauer eines Jahres.

Sofern in den Ausführungen zu den einzelnen Ökosystemen nicht explizit auf Ausnahmen oder durch die Datengrundlage bedingte Änderungen hingewiesen wird, gelten diese Definitionen für die gesamte Projektarbeit.

2.2 Standardisierung des Kohlenstoffspeichers auf 1 m Sedimenttiefe

Der Kohlenstoffspeicher und die Sequestrierungsraten der verschiedenen Ökosysteme werden national und global nach unterschiedlichen Standards gemessen. Insbesondere durch die Berücksichtigung verschiedener Sedimenttiefen und Sedimenttypen kann der Kohlenstoffspeicher eines Ökosystems in unterschiedlichen Studien stark variieren. In dieser Arbeit haben wir daher mit dem Protokollstandard des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) von 1 m Sedimenttiefe gearbeitet (vgl. Atwood et al. 2020), um eine Vergleichbarkeit der Ökosysteme herzustellen. Dieser

Standard findet ebenfalls Anwendung im CDRmare-Projekt sea4soCiety, welches nach innovativen Ansätzen zur Verbesserung des Kohlenstoffspeicherpotenzials mariner Ökosysteme forscht. Da diese Tiefendefinition bereits bei der Evaluierung der Kohlenstoffspeicher terrestrischer Ökosysteme etabliert ist, wird durch eine gemeinsame methodische Basis eine Vergleichbarkeit der erhobenen Daten sichergestellt (Scharlemann et al. 2014, Köchy et al. 2015). Nichtsdestotrotz gibt es bei Felderhebungen regelmäßig räumliche Besonderheiten (z.B. geringmächtige Böden), die die Einhaltung dieses Standards erschweren oder sogar verhindern. Dies trifft auch auf die Datengrundlage zu, die wir im Rahmen dieser Studie verwendet haben. Je nach Datenverfügbarkeit haben wir die Ergebnisse unserer Berechnungen auf eine Sedimenttiefe von 0-1 m standardisiert, um dadurch eine Vergleichbarkeit zwischen den Ökosystemen innerhalb dieser Studie und zu anderen Studien bzw. dem IPCC sicherzustellen. Die dazu verfolgte Methodik schlüsseln wir für jede Komponente in Kapitel 3 auf.

2.3 Generalisierung von Ökosystemen in den Kartendarstellungen

Sowohl in den Einzelkarten als auch in der kombinierten Karte haben wir die Kohlenstoffsequestrierungsraten als auch die Kohlenstoffspeichermengen der Kelpflächen bei Helgoland, der Seegraswiesen und der Salzwiesen generalisiert. Das bedeutet, dass die dargestellte Fläche des jeweiligen Ökosystems nicht der realen Fläche entspricht, sondern alle darin enthaltenen Flächen repräsentiert. Diese Generalisierung wurde notwendig, weil die Flächen aufgrund ihrer Fragmentierung und Form ansonsten im angestrebten Maßstab (gesamter deutscher Nordseeraum) und den gewünschten Abstufungen hinsichtlich Sequestrierungsraten und Speichervermögen nicht erkennbar visualisiert werden konnten. In der Karte visualisiert eine einheitlich gefärbte Fläche immer die Gesamtheit aller in ihr enthaltenen (Teil)Flächen und die farbliche Darstellung ergibt sich aus der Summe des Kohlenstoffspeichers oder der jährlichen Sequestrierungswerte aller innerhalb der Fläche enthaltenen kleineren Flächen des jeweiligen Ökosystems. Ist also beispielsweise eine Seegrasfläche im hellsten gelb dargestellt, so speichern alle darin enthaltenen Seegraswiesen zusammen den Minimalwert, der in der Legende der Karten angegeben ist. Eine weitere Fläche im selben Farbton würde noch einmal den gleichen Betrag speichern. Eine Ausnahme bilden die marinen Sedimente, bei denen die Flächen in realer Größe entsprechend des uns vorliegenden Datenbestandes dargestellt sind.

3 Datengrundlage der verschiedenen Ökosysteme und Datenverarbeitung

Wir haben uns vielfältiger Datenquellen bedient, damit dieses Projekt bestmöglich umgesetzt werden konnte. Alle zur Berechnung der Kohlenstoffspeichermengen und Kohlenstoffsequestrierungsmengen verwendeten Datenquellen sind je nach Ökosystem in Tabelle 3 im Anhang zusammengefasst.

3.1 Marine Sedimente

Die marinen Sedimente sind der quantitativ größte Kohlenstoffspeicher dieser Vergleichsstudie, was auf die große Gesamtfläche im Vergleich zu den anderen Ökosystemen zurückzuführen ist. Bei der Kohlenstoffspeichermenge und Kohlenstoffsequestrierungsrate der marinen Sedimente in der Nordsee haben wir auf die Arbeit von Diesing et al. (2021) zurückgegriffen, die die Speicherdichte organischen Kohlenstoffs und die jährlichen Akkumulationsraten ermittelt haben. Die Akkumulationsrate ist dabei nicht äquivalent zur Sequestrierungsrate. Im Kontext mariner Sedimente wird zwischen *carbon burial* (permanentes Entziehen des Kohlenstoffs aus dem Kohlenstoffkreislauf = Sequestrierung) und *carbon accumulation* (Ablagerung von Kohlenstoff auf dem Sediment) unterschieden (Middelburg 2019). Nach unserem Wissensstand gibt es keine flächendeckenden

Datensätze zur Kohlenstoffsequestrierung mariner Sedimente in der Nordsee. Daher bilden die Akkumulationsraten aus Diesing et al. (2021) die Grundlage für unsere Berechnungen und wir bewerten die Kohlenstoffakkumulation als potenzielle maximale Sequestrierung.

Den Speicher des Sediments bis 1 m Tiefe haben wir aus der Kohlenstoffspeicherdichte berechnet. Dies ist ein gängiger Ansatz im Forschungsbereich mariner Sedimente, wenn Sedimentkerne aus unterschiedlichen Tiefen genommen wurden, um eine Vergleichbarkeit herzustellen (Atwood et al. 2020). Da die von Diesing et al. (2021) ermittelte Kohlenstoffspeicherdichte zu großen Teilen auf Sedimentkernen mit einer Bohrtiefe von bis zu 0,1 m beruht, kann davon ausgegangen werden, dass die Werte für die restlichen 0,9 m der Sedimentsäule geringer ausfallen. Für die Nordsee kommen die einzigen uns bekannten Daten zum organischen Kohlenstoffgehalt mariner Sedimente aus größeren Tiefen von de Haas und van Weering (1997), die Bohrkern bis 0,5 m Tiefe genommen haben — diese Daten lagen uns allerdings nicht detailliert vor. Deshalb haben wir die negative Korrelation zwischen Trockendichte des Sediments und organischem Kohlenstoffgehalt (Avnimelech et al. 2001, Diesing et al. 2021, Crnobrna et al. 2022) genutzt, um den Kohlenstoffgehalt für tiefere Schichten zu modellieren. Thorsnes et al. (2022) haben aus 39 Sedimentkernen aus der Nordsee bis 0,5 m Tiefe die Trockendichte ermittelt. Die daraus entstandenen Tiefenprofile haben wir gemittelt und invertiert (siehe Abbildung 1). Das invertierte Tiefenprofil bildet die Berechnungsgrundlage, um die Abnahme des Kohlenstoffgehaltes je nach Verhältnis des invertierten Trockendichtewertes einer bestimmten Tiefe zum Mittelwert der oberen 0,1 m Sedimentsäule zu bestimmen. Mit den daraus resultierenden Extrapolationsfunktionen haben wir die Kohlenstoffdichtewerte von Diesing et al. (2021) auf tiefere Bereiche (0,1 - 0,5 m) übertragen. Da auch die Sedimentkerne von Thorsnes et al. (2022) zum Großteil nur bis in eine Tiefe von 0,5 m vorliegen, haben wir für das Intervall von 0,5 - 1 m aufgrund der abflachenden Steigung des Trockendichteprofiles ab 0,3 m die Annahme getroffen, dass der Kohlenstoffgehalt stagniert. Diese Entwicklung lässt sich auch in den Grafiken zum organischen Kohlenstoffgehalt in der Nordsee bis 0,5 m Tiefe von de Haas und van Weering (1997) beobachten. Die generelle Abnahme des Kohlenstoffgehaltes in marinen Sedimenten ab ca. 0,3 m Tiefe steht außerdem im Kontext zu unserer Korrespondenz zu Projektpartner*innen in sea4soCieTy.

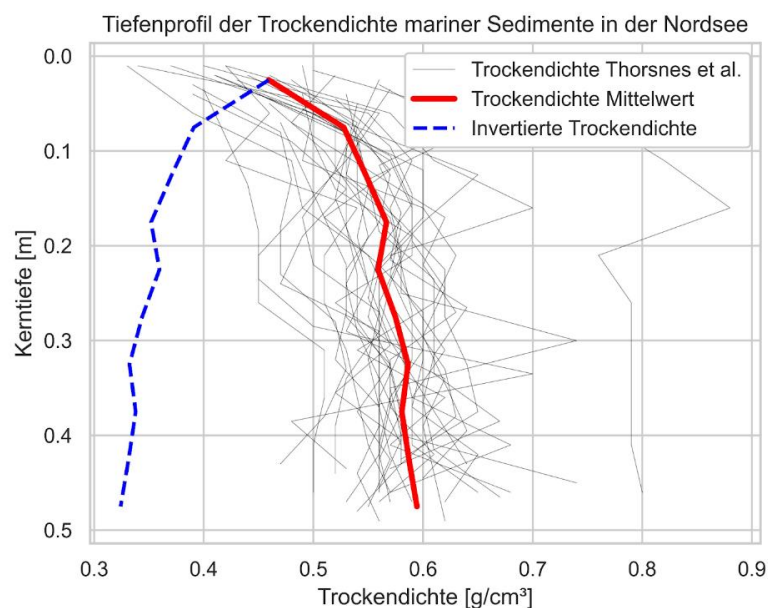


Abbildung 1: Tiefenprofil der Trockendichte mariner Sedimente in der Nordsee nach Thorsnes et al. (2022). Die invertierte mittlere Trockendichte (in blau) wurde genutzt, um den Kohlenstoffgehalt der Sedimentsäule zwischen 0,1 - 1 m zu modellieren.

Sowohl für den Kohlenstoffspeicher als auch die potenziellen Sequestrierungsraten sind die Bereiche des Wattenmeeres im Originaldatensatz von Diesing et al. (2021) ausgespart. Die Unterschiede in der Speicherkapazität mariner Sedimente im Wattenmeer und den übrigen Seegebieten sind nicht verlässlich quantifiziert, die starke Korrelation zwischen Korngröße und Kohlenstoffgehalt des Sediments ist aber auch für das Wattenmeer nachgewiesen (Volkman et al. 2000). Generell enthalten Sedimenttypen geringerer Korngrößen mehr organischen Kohlenstoff, während der Kohlenstoffgehalt mit steigender Korngröße abnimmt (Bi et al. 2023). Daher haben wir für die Bereiche im Wattenmeer auf eine Sedimentklassifikation von Figge (1981) zurückgegriffen, auf deren Grundlage wir die Kohlenstoffdaten in Abhängigkeit vom Sedimenttyp extrapoliert haben. Dazu haben wir für jeden Sedimenttyp einen Durchschnittswert für diejenigen Zonen berechnet, für die wir Kohlenstoffspeicher- und Akkumulationsdaten haben. Unsicherheiten können durch die unbekannteren, aber zu erwartenden Unterschiede der Kohlenstoffspeicherkapazitäten des Wattenmeers und aller weiteren Seegebiete bestehen.

3.2 Kelp

Im deutschen Teil der Nordsee liegen die einzigen dokumentierten großflächigen Vorkommen der als Kelp bekannten Braunalge *Laminaria hyperborea* auf Buntsandstein rund um die Hochseeinsel Helgoland (Hass und Bartsch 2008). Aufgrund der starken Trübung des Küstengewässers rund um Helgoland war das natürliche Vorkommen von Kelp bei Helgoland auf eine Wassertiefe von 8-10 m begrenzt (Lüning und Dring 1979), jedoch zeigt sich in den letzten Jahren ein Trend zur Ausbreitung in noch tiefere Regionen. Bei der Ermittlung der Fläche von Kelp haben wir auf Sentinel-2 Satellitendaten der Erdbeobachtungsmission Copernicus der Europäischen Raumfahrtagentur ESA zurückgegriffen. Referenzflächen haben wir auf Basis von Orthofotos generiert, die wir im Anschluss für das Training des Modells genutzt haben. Durch einen *Random Forest* Klassifikationsalgorithmus haben wir ein binäres Klassifikationsergebnis (Kelp oder kein Kelp) in einer Auflösung von 10 m * 10 m erhalten. *Random Forest* ist eine gängige Methode des maschinellen Lernens und hat sich in der Fernerkundung als robust erwiesen. Mit der Hilfe von optischen Satellitendaten ist es möglich, Kelpvorkommen bis in eine Tiefe von ungefähr 6 m verlässlich zu kartieren (Uhl et al. 2016). Bisher noch nicht wissenschaftlich veröffentlichte Tauchkartierungen und Drop-Cam-Aufnahmen aus den Unterwassergebieten rund um Helgoland zeigen jedoch, dass sich Kelp mittlerweile bis zu einer Tiefe von 13 m ansiedeln kann (Schubert et al. 2015).

Da Kelp auf Hartsubstrat wächst, wird im Unterschied zu den anderen drei Ökosystemen kaum Kohlenstoff im Sediment unmittelbar vor Ort sequestriert. Dadurch ist der reale gespeicherte Kohlenstoff mit dem in der Biomasse enthaltenen Kohlenstoff gleichzusetzen. Für Kelp in wärmeren Gewässern (wie bei Helgoland) wird der in der Biomasse gebundene Kohlenstoff von Pessarrodona et al. (2018) auf 137,4 g/m² quantifiziert. Im Kontext von Kelp ist der deutsche Teil der Nordsee als warmes Gewässer zu werten, da die Vergleichswerte aus dem Verbreitungsraum von Kelp ansonsten aus Norwegen, England und Schottland stammen. Die Referenzwerte des Kohlenstoffgehaltes für wärmeres Wasser wurden in Südengland gemessen, sodass die Übertragbarkeit aufgrund der ähnlichen geographischen Breite gewährleistet ist. Die Sequestrierungsrate ist bei Kelp ein komplexes Thema, da der Eintrag ins Sediment aufgrund des Hartsubstrats nicht vor Ort erfolgt. Stattdessen werden im globalen Durchschnitt schätzungsweise bis zu 90 % des in Braunalgen enthaltenen Kohlenstoffs sequestriert, indem die Aggregate in die Tiefsee transportiert werden (Jensen-Krause und Duarte 2016). Der Export ist demnach an die Verfügbarkeit von Biomasse, die abreißt und in Tiefsee transportiert wird, gekoppelt. Im Projekt sea4soCieTy wird daher mit einer potenziellen Kohlenstoffsequestrierungsrate gearbeitet, die mit der jährlichen Biomasseproduktivität gleichgesetzt wird. Diese liegt wieder aus denselben englischen Beprobungsgebieten vor, aus denen auch schon die Kohlenstoffspeicherwerte der Biomasse stammen und beläuft sich auf 340 g/m²/yr (Smale et al. 2020)

3.3 Salzwiesen

Die Berechnung des Kohlenstoffspeichers für Salzwiesen erfolgt in einem dreistufigen Modell:

1. Die Lage und die Ausdehnung der Salzwiesen wurden durch offizielle Daten aus den Bundesländern Hamburg (Biotopkartierung Nationalpark Hamburger Wattenmeer von 2022), Niedersachsen (Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz 2023) und Schleswig-Holstein (Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume 2023) bestimmt.
2. Der gespeicherte Kohlenstoff in der Biomasse (oberirdisch und unterirdisch) wurde aus multispektralen Sentinel-2 Satellitendaten für den Sommer 2023 ermittelt.
3. Der im Sediment gebundene Kohlenstoff wurde durch bereits veröffentlichte Messdaten einbezogen.

3.3.1 Details zu den Berechnungen aus Sentinel-2 Daten

Bei den Salzwiesen verwenden wir Daten der Sentinel-2 Satelliten, um die Biomasse zu modellieren und daraus die Kohlenstoffspeicherkapazitäten der Salzwiesen abzuleiten. Dazu haben wir atmosphärenkorrigierte Datensätze des Produktlevels 2A vom 1.6.2023 bis zum 15.9.2023 verwendet, um für alle als Salzwiese kartierten Flächen einen geeigneten Datensatz zu erhalten. Die oberirdische Biomasse haben wir nach dem Ansatz von Doughty und Cavanaugh (2019) berechnet, die eine hohe Korrelation der oberirdischen Biomasse in Salzwiesen zu verschiedenen Vegetationsindizes nachgewiesen haben. Die veröffentlichten Modellkoeffizienten des am besten funktionierenden Vegetationsindex, des Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), haben wir für die Berechnung der oberirdischen Biomasse aus den Sentinel-2 Daten verwendet.

Die Berechnung der unterirdischen Biomasse erfolgte mittels eines allometrischen Wachstumsmodells nach Kang et al. (2023). Allometrische Modelle setzen zwei Parameter eines Organismus in Beziehung zueinander, in diesem Fall die oberirdische und die unterirdische Biomasse. In der Referenzstudie von Kang et al. (2023) werden speziesspezifische Konvertierungsformeln herausgegeben, deren Koeffizienten wir für die Berechnung der unterirdischen Biomasse verwendet haben. Diese Spezies entstammen einem anderen Salzwiesenmilieu, nach unserem Kenntnisstand existieren aber noch keine Daten aus der Nordseeregion, auf deren Basis die unterirdische Biomasse von Salzmarschen ermittelt werden könnte. Daher haben wir die verfügbaren Konvertierungsformeln übertragen und die resultierenden unterirdischen Biomassewerte anschließend gemittelt. Dieselbe Studie diente auch dazu, den Kohlenstoffgehalt für die unterirdische und oberirdische Biomasse zu ermitteln. Dazu haben wir die Kohlenstoffgehaltsraten aller Spezies aus der Studie von Kang et al. (2023) gemittelt und mit den errechneten Biomassewerten verrechnet, sodass für den in der Biomasse gebundenen Kohlenstoff aktuelle und räumlich hochauflösende Schätzungen in die Gesamtrechnung einfließen. Die Spezies stammen dabei aus einem chinesischen Untersuchungsgebiet am gelben Meer, die Ableitung des Kohlenstoffgehalts der Biomasse anhand von Biomassemessungen des Kohlenstoffgehalts heimischer Arten ist zum Zeitpunkt der Ausarbeitung noch nicht möglich, da entsprechende regionale Daten im Projekt sea4soCieTy erst im Laufe des Jahres 2024 vorliegen werden. Etwaige Unsicherheiten durch die Verwendung nicht heimischer Pflanzenarten fallen im Gesamtkontext jedoch wenig ins Gewicht, weil der in der aktiven Biomasse gespeicherte Kohlenstoff im Kontext der Nordsee bei unter 1 % des Gesamtspeichers liegt.

3.3.2 Details zur Implementierung des bodengebundenen Kohlenstoffs

Der größte Anteil des Kohlenstoffs der Salzwiesen wird in der Sedimentsäule gespeichert. Hierzu liegen mehrere regionale Messungen bis 1 m Tiefe aus dem deutschen Nordseebereich vor (Stock 2011, Stock 2012, Müller et al. 2019), deren Messungen wir gemittelt haben und so mit einem konstanten Wert

von 17.000 g/m³ verwendet haben. Dieselben drei Quellen geben auch jährliche Kohlenstoffsequestrierungsraten an, deren Mittelwert 107,7 g/m² beträgt. Die räumlich hoch aufgelöst verfügbaren Werte für den in der Biomasse gespeicherten Kohlenstoff haben wir um den im Sediment gespeicherten Kohlenstoff ergänzt. Im letzten Schritt wurde sowohl für den Kohlenstoffspeicher als auch die Sequestrierungsrate für jedes aus den offiziellen amtlichen Kartierungen stammende Polygon ein flächenspezifischer Durchschnittswert berechnet.

3.4 Seegras

Bei den Seegraswiesen basieren unsere Berechnungen im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer auf der 1/6-Kartierung des Alfred-Wegener-Instituts (Dolch et al. 2008), bei der in den 6 Jahren von 2016 - 2021 unter anderem die Seegrasflächen, Spezies und Bedeckungsklassen erfasst wurden. Die Daten aus Niedersachsen stammen aus dem Jahr 2019 (Nationalpark Wattenmeer 2019) und wurden zunächst mit den Schleswig-Holsteiner Daten harmonisiert, da bei der Aufnahme unterschiedliche Standards gelten. Dazu haben wir zunächst den Bedeckungsgrad für jedes Polygon ermittelt. Die Seegraswiesen in Schleswig-Holstein wurden vom Alfred-Wegener-Institut (AWI) in drei Dichteklassen (mindestens 5 % Bedeckung, mindestens 20 % Bedeckung und mindestens 60 % Bedeckung) erfasst. Diese haben wir in absolute Werte überführt (20 %, 40 % und 80 %), damit wir eine Schätzung vornehmen konnten. Die Wahl der Schwellwerte ist nicht nach einem mathematischen Verfahren, sondern nach bestem Wissen und Gewissen erfolgt, da die Klassierung der Originaldaten eine methodisch konsistente und gleichermaßen realistische Zusammenfassung nicht erlaubte. In den Daten aus Niedersachsen wurde ein anderes System zur Erfassung der Bedeckung angewendet. Aufgrund der spärlichen Bedeckung wurde sowohl der prozentuale Anteil der von Seegras besiedelten Bulte an der Gesamtfläche einer Seegraswiese („Bedeckung Prozent“) als auch der prozentuale Anteil der von Seegrasblättern bedeckten Fläche innerhalb der von Seegras besiedelten Bulte („Besatz Prozent“) kartiert. Im Regelfall haben wir diese beiden Werte multipliziert, um die Gesamtbedeckung zu berechnen. In Einzelfällen (bei besonders niedrigem Bedeckungsgrad) war in den Daten ein geschätztes Intervall gegeben, dessen Mittelwert wir als Bedeckungsgrad in die Analysen mit einbezogen haben.

In beiden Kartierungen sind die Seegrasspezies *zostera marina* und *zostera noltii* die einzigen vorkommenden Arten. Teilweise wurden Flächen kartiert, die eine Mischung beider Spezies aufweisen. Auch hier unterscheidet sich die Datenerfassung von Schleswig-Holstein und Niedersachsen, sodass ein weiterer Harmonisierungsschritt notwendig wurde. In Schleswig-Holstein wird im Datensatz lediglich erfasst, dass es sich um eine gemischte Fläche handelt, während im Niedersächsischen Datensatz kategorisiert wird (*zostera marina* > *zostera noltii*, *zostera marina* = *zostera noltii* und *zostera marina* < *zostera noltii*). Nach Rücksprache mit dem Seegrasexperten Dr. Tobias Dolch vom AWI ist für das Schleswig-Holsteinische Wattenmeer davon auszugehen, dass das Zwergseegras *zostera noltii* die dominante Spezies ist. Dr. Dolch hat uns freundlicherweise einen mittleren Verteilungswert der beiden Arten in den als gemischt kartierten Flächen berechnet. Dieser beläuft sich auf 65 % Vorkommen von *zostera noltii* und 35 % *zostera marina*. Dieses Verhältnis haben wir für die gemischten Flächen der Schleswig-Holsteinischen Daten veranschlagt. In Ermangelung von vergleichbar detaillierten Informationen über den Seegrasbestand in Niedersachsen haben wir dieselben Verhältnisse für Niedersachsen veranschlagt (65 % jeweils für die Art, die im Bestand des Polygons als dominant angegeben war). 50 % haben wir für beide Spezies veranschlagt, wenn der Bestand als ausgeglichen angegeben war.

Die vereinheitlichten Informationen zu Bedeckungsgrad und Spezieszusammensetzung haben wir genutzt, um den Kohlenstoffspeicher sowie die Kohlenstoffsequestrierung einer jeden Seegrasfläche zu berechnen. Dazu haben wir für jedes Polygon den Bedeckungsgrad durch Seegraswiesen mit den unterschiedlichen Komponenten des Kohlenstoffspeichers multipliziert. Der Kohlenstoffspeicher setzt sich dabei aus dem in der Biomasse (ober- und unterirdisch) sowie im Sediment gespeicherten Kohlenstoff zusammen. Hier haben wir speziesabhängige Werte aus der Fachliteratur

zusammengetragen, die in Tabelle 1 zusammengefasst sind. Dabei haben wir uns naturräumlich immer so nahe wie möglich an den Gegebenheiten der Nordsee orientiert. Verlässliche Daten aus dem deutschen Wattenmeer liegen uns nicht vor. Unsicherheiten, vor allem im berechneten Sedimentspeicher, entstehen aufgrund der uneinheitlichen Datenherkunft und möglicher Unterschiede verschiedener Klimafaktoren und Klimaelemente (z.B. Exposition, Wassertemperatur, Intensität der Sonneneinstrahlung).

Tabelle 1: Gespeicherter und sequestrierter Kohlenstoff (C) durch *zostera marina* und *zostera noltii*. Die Werte für die Biomasse umfassen bereits ober- und unterirdische Biomasse. Beim Kohlenstoffgehalt des Sediments (*zostera marina*) sind zwei Quellen mit gleichem Gewicht eingeflossen. Die Daten stammen aus der schottischen Nordsee und der deutschen Ostsee und lagen sehr nahe beieinander, sodass wir einen Mittelwert gebildet haben.

	z. marina	z.marina Quelle	z. noltii	z. noltii Quelle
C Biomasse (g/m²)	88	Röhr et al 2018	62,7	Sousa et al. 2019
C Sediment 0-0,5 m (g/m²)	2.539	Röhr et al. 2018, Potouroglou et al. 2021	8.649	Potouroglou et al. 2021
C Sequestrierung (g/m²/yr)	15,38	do Amaral Camara Lima et al. 2023	49,87	Martins et al. 2021

Die Sedimentdaten zu den Seegraswiesen liegen nur bis zu einer Tiefe von 0,5 m einheitlich vor. Deshalb haben wir mehrere um die Nordseeinsel Sylt aufgenommene Tiefenprofile von Dr. Ketil Koop-Jakobsen genutzt, um die Daten in die Tiefe zu extrapolieren. Obwohl die Daten von Dr. Koop-Jakobsen ebenfalls nur bis 0,5 m erhoben wurden, ermöglichen sie aufgrund ihrer detaillierten Tiefenprofilabbildung eine Extrapolation der Messergebnisse auf tiefer liegende Schichten. Ähnlich wie bei den marinen Sedimenten lässt sich eine Stagnation des Kohlenstoffgehalts ab ca. 0,3 m feststellen. Nach Rücksprache mit Svenja Reents (Mitarbeiterin des AWI im Projekt sea4soCieTy) haben wir die Annahme getroffen, dass der Kohlenstoffspeicher des Sediments zwischen 0,5 m und 1 m Tiefe relativ konstant zum Intervall 0,3 - 0,5 m ist. Die daraus resultierenden Faktoren haben wir auf die uns vorliegenden Messergebnisse zum Sediment aus Tabelle 1 angewandt. Die Profile von Dr. Koop-Jakobsen konnten wir leider nicht in diese Studie einbeziehen, da sie noch nicht veröffentlicht sind und auch nicht speziesspezifisch vorliegen.

3.5 Seegraspotenzialflächen

Wir haben eine Karte erstellt, auf deren Grundlage Potenzialflächen für eine Seegrasansiedlung identifiziert werden können, die sich von den bereits existierenden Seegraswiesen abgrenzen. Die vorhandenen Seegraswiesen basieren auf denselben Daten wie im vorherigen Abschnitt. Die Potenzialflächen wurden von Folmer et al. (2016) unter Verwendung hydrodynamischer und geomorphologischer Daten erstellt. In unserer Darstellung und Berechnung verwenden wir

ausschließlich Flächen der Kategorie "geeignet" (Klasse 2 im Raster des Datenpakets von Folmer et al. 2016).

4 Ergebnisse

Die Auswertung der Kohlenstoffspeicher und Kohlenstoffsequestrierungsraten haben wir unter anderem regionalisiert vorgenommen. Dafür haben wir für alle drei Bundesländer (Niedersachsen, Hamburg und Schleswig-Holstein) Geodaten erstellt, die sowohl die Landfläche als auch die dem jeweiligen Bundesland assoziierten maritimen Nationalparks und Naturschutzgebiete enthalten. In die Rechnungen der drei Bundesländer gehen folglich ihre jeweils zugeordneten Nationalparks Wattenmeer ein. Im Fall von Schleswig-Holstein kommt auch noch das nationale Schutzgebiet *Helgoländer Felssockel* mit dazu. Seegebiete, die der außerordentlichen Wirtschaftszone Deutschlands angehören oder kein Teil eines Nationalparks oder Naturschutzgebietes sind, haben wir in einer weiteren Klasse *Rest* (siehe Abbildung 2, grüne Fläche) zusammengefasst. Diese ist aufgrund ihrer Fläche in erster Linie der größte Faktor bei den marinen Sedimenten. Kelp, Seegraswiesen oder Salzwiesen kommen in diesem Bereich jedoch kaum vor, da es sich großteils um Hochseegebiete handelt. Abbildung 2 illustriert die zur regionalisierten Auswertung eingesetzten Polygone.

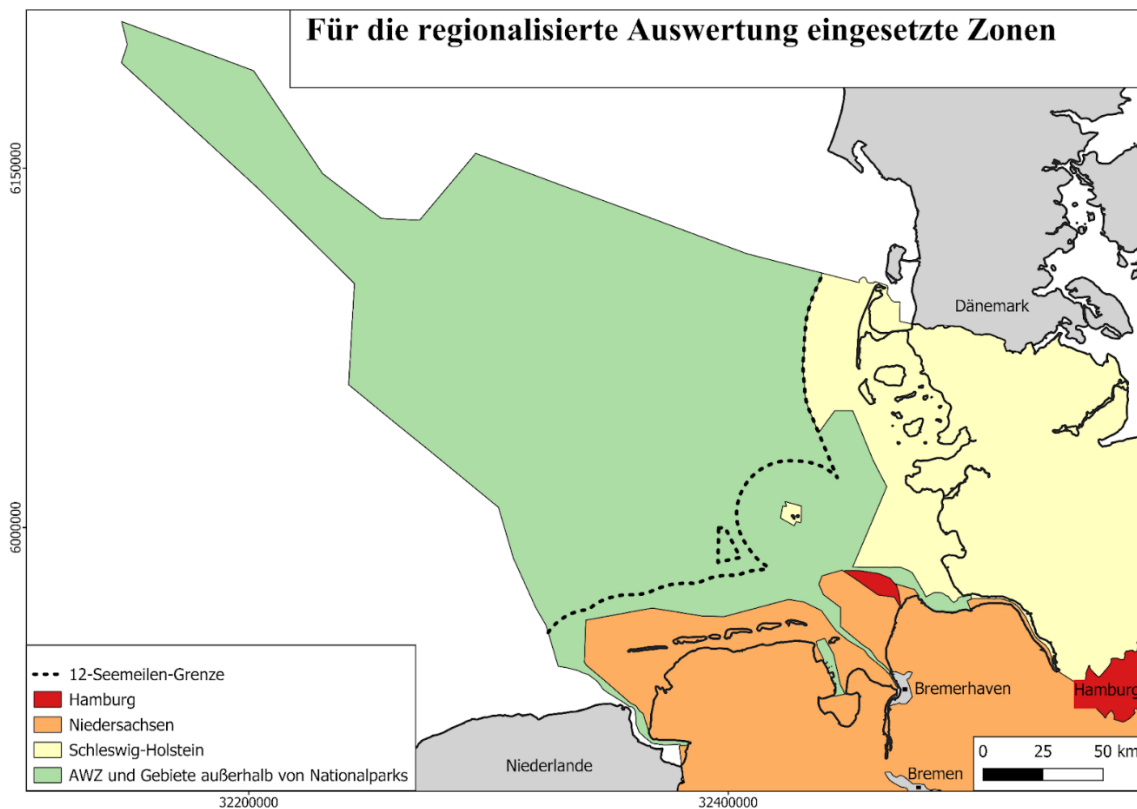


Abbildung 2: Darstellung der für die regionalisierte Auswertung eingesetzten Zonen.

Die Ergebnisse für die Kohlenstoffspeicher und jährlichen Sequestrierungsmengen sind je nach Bundesland und Ökosystem in der Tabelle 2 abgebildet.

Tabelle 2: Kohlenstoffspeicher (SP, angegeben in Megatonnen), Kohlenstoffsequestrierungsmenge in einem Jahr (SQ, angegeben in Tonnen) und jeweils bedeckte Fläche des Ökosystems (A, angegeben in Km²) je nach Bundesland (HH = Hamburg, NI = Niedersachsen, SH = Schleswig-Holstein). Die ermittelten Zahlen gehören zu den in Abbildung 2 dargestellten Flächen, die Klasse *Rest* ist die grüne Fläche in der Karte (AWZ und Gebiete außerhalb von Nationalparks und Naturschutzgebieten). Die werte sind auf drei Nachkommastellen gerundet.

		HH	NI	SH	Rest	Gesamt
Seegras	SP[Mt]	0	0,016	1,319	0,000003	1,335
	SQ [t]	0	698,57	8.483,83	0,463	9.182,871
	A[km ²]	0	14,903	191,675	0,03	206,608
Salzwiesen	SP[Mt]	0,026	3,115	3,308	0,12	6,569
	SQ [t]	154,38	18.728,983	19.771,39	724,168	39.378,923
	A[km ²]	1,433	173,787	183,46	6,72	365,4
Kelp	SP[Mt]	0	0	0,0003	0	0,0003
	SQ [t]	0	0	727,61	0	727,61
	A[km ²]	0	0	2,14	0	2,14
Marine Sedimente	SP[Mt]	0,236	6,017	8,244	65,672	80,168
	SQ [t]	48,52	1.479,505	1.932,171	17.722,0	21.182,212
	A[km ²]	131,01	3.287,1	4.357,233	33.530,7	41.306,05

Wir haben außerdem den potenziellen Zuwachs an Kohlenstoffspeicherung und Kohlenstoffsequestrierung in den Seegraspotenzialflächen berechnet. Dabei sind wir von den Speicher- und Sequestrierungswerten ausgegangen, die unter den besten Bedingungen in unserem Datenbestand vorliegen (Bedeckungsgrad von 80 % mit *zostera noltii*). Für die Berechnung des Kohlenstoffspeichers haben wir die Menge des in den marinen Sedimenten vorhandenen Kohlenstoffs auf den zugrundeliegenden Flächen subtrahiert. In Bezug auf die Sequestrierung haben wir die Sequestrierungswerte der betreffenden Flächen und ihrer marinen Sedimente subtrahiert. Unter diesen Bedingungen beträgt der geschätzte Zuwachs an Kohlenstoffspeicherung auf den Seegraspotenzialflächen der deutschen Nordsee ca. 1,835 Mt (1,431 Mt in Niedersachsen, 0,38 Mt in Schleswig-Holstein und 0,024 Mt in Hamburg). Der potenzielle jährliche Zuwachs an Kohlenstoffsequestrierung auf den Seegraspotenzialflächen unter gleichen Bedingungen wird auf etwa 10.536 t geschätzt (8.111 t in Niedersachsen, 2.280 t in Schleswig-Holstein und 145 t in Hamburg). Die

Gesamtpotenzialfläche erstreckt sich über etwa 216,14 km² (165,68 km² in Niedersachsen, 47,47 km² in Schleswig-Holstein und 2,99 km² in Hamburg).

5 Literatur und Datenquellen

- Atwood, Trisha B.; Witt, Andrew; Mayorga, Juan; Hammill, Edd; Sala, Enric (2020): Global Patterns in Marine Sediment Carbon Stocks. In: *Front. Mar. Sci.* 7, Artikel 165. DOI: 10.3389/fmars.2020.00165.
- Avnimelech, Yoram; Ritvo, Gad; Meijer, Leon E.: Water content, organic carbon and dry bulk density in flooded sediments. In: *Aquacultural Engineering* 2001 (25), S. 25–33.
- Bi, Xiaoqian; Chu, Hang; Fu, Mingming; Xu, Dandan; Zhao, Wenyu; Zhong, Yijian et al. (2023): Distribution characteristics of organic carbon (nitrogen) content, cation exchange capacity, and specific surface area in different soil particle sizes. In: *Scientific reports* 13 (1), S. 12242. DOI: 10.1038/s41598-023-38646-0.
- Crnobrna, Brian; Llanqui, Irbin B.; Cardenas, Anthony Diaz; Panduro Pisco, Grober (2022): Relationships between Organic Matter and Bulk Density in Amazonian Peatland Soils. In: *Sustainability* 14 (19), S. 12070. DOI: 10.3390/su141912070.
- Diesing, Markus; Thorsnes, Terje; Bjarnadóttir, Lilja Rún (2021): Organic carbon densities and accumulation rates in surface sediments of the North Sea and Skagerrak. In: *Biogeosciences* 18 (6), S. 2139–2160. DOI: 10.5194/bg-18-2139-2021.
- do Amaral Camara Lima, Mariana; Ward, Raymond D.; Joyce, Chris B. (2023): Carbon sequestration and geochronology in Southern England’s seagrass meadows. In: *Carbon Footprints* 2 (4). DOI: 10.20517/cf.2023.08.
- Dolch, Tobias; Buschbaum, Christian; Reise, Karsten (2009): Seegrass-Monitoring im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer 2008. Forschungsbericht zur Bodenkartierung ausgewählter Seegrassbestände.
- Doughty, Cheryl; Cavanaugh, Kyle (2019): Mapping Coastal Wetland Biomass from High Resolution Unmanned Aerial Vehicle (UAV) Imagery. In: *Remote Sensing* 11 (5), S. 540. DOI: 10.3390/rs11050540.
- Figge, K. (1981): Sedimentverteilung in der Deutschen Bucht (Blatt: 2900, Maßstab: 1:250.000). Deutsches Hydrographisches Institut. Hamburg.
- Folmer, Eelke O.; van Beusekom, Justus E.E.; Dolch, Tobias; Gräwe, Ulf; van Katwijk, Marieke M.; Kolbe, Kerstin; Philippart, Catharina J.M. (2016): Consensus forecasting of intertidal seagrass habitat in the Wadden Sea. In: *Journal of Applied Ecology* 53 (6), S. 1800–1813. DOI: 10.1111/1365-2664.12681.
- Haas, Henk de; van Weering, Tjeerd C.E. (1997): Recent sediment accumulation, organic carbon burial and transport in the northeastern North Sea. In: *Marine Geology* (136), S. 173–187.
- Hass, H. C.; Bartsch, I. (2008): Acoustic kelp bed mapping in shallow rocky coasts-case study Helgoland. In: R. Doerffer, F. Colijn und J. van Beusekom (Hg.): *Observing the Coastal Sea-an Atlas of Advanced Monitoring Techniques*. LOICS Reports & Studies 33. Geesthacht, S. 50–53.
- Kang, Binyue; Chen, Xiaoqin; Du, Zhibo; Meng, Weiqing; Li, Hongyuan (2023): Species-based Mapping of Carbon Stocks in Salt Marsh: Tianjin Coastal Zone as a Case Study. In: *Ecosyst Health Sustain* 9, Artikel 0052. DOI: 10.34133/ehs.0052.
- Köchy, M.; Hiederer, R.; Freibauer, A. (2015): Global distribution of soil organic carbon – Part 1: Masses and frequency distributions of SOC stocks for the tropics, permafrost regions, wetlands, and the world. In: *SOIL* 1 (1), S. 351–365. DOI: 10.5194/soil-1-351-2015.
- Krause-Jensen, Dorte; Duarte, Carlos M. (2016): Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. In: *Nature Geosci* 9 (10), S. 737–742. DOI: 10.1038/ngeo2790.

Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (2023): Biotopkartierung. Online verfügbar unter <https://www.govdata.de/daten/-/details/biotopkartierung029d2>, zuletzt aktualisiert am 17.11.2023.

Lüning, K.; Dring, M. J. (1979): Continuous underwater light measurement near Helgoland (North Sea) and its significance for characteristic light limits in the sublittoral region. In: *Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen* (32), S. 403–424.

Martins, Márcio; los Santos, Carmen B. de; Masqué, Pere; Carrasco, A. Rita; Veiga-Pires, Cristina; Santos, Rui (2022): Carbon and Nitrogen Stocks and Burial Rates in Intertidal Vegetated Habitats of a Mesotidal Coastal Lagoon. In: *Ecosystems* 25 (2), S. 372–386. DOI: 10.1007/s10021-021-00660-6.

Middelburg, J. J. (2019): Carbon Processing at the Seafloor. In: *Marine Carbon Biogeochemistry: A Primer for Earth System Scientists*. Cham: Springer International Publishing, S. 57–75.

Mueller, Peter; Ladiges, Nils; Jack, Alexander; Schmiedl, Gerhard; Kutzbach, Lars; Jensen, Kai; Nolte, Stefanie (2019): Assessing the long-term carbon-sequestration potential of the semi-natural salt marshes in the European Wadden Sea. In: *Ecosphere* 10 (1), Artikel e02556. DOI: 10.1002/ecs2.2556.

Nationalpark Wattenmeer (2019): Marine Dateninfrastruktur Niedersachsen. Online verfügbar unter http://mdi.niedersachsen.de/HeronKaDI/JAVA_SCRIPT/37_Portal/, zuletzt aktualisiert am 17.11.2023.

Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz (2023): Erfassung der für den Naturschutz wertvollen Bereiche in Niedersachsen 1984 - 2004. Online verfügbar unter https://www.umwelt.niedersachsen.de/startseite/service/umweltkarten/natur_amp_landschaft/weitere_fur_den_naturschutz_wertvolle_bereiche/biotopkartierung/kartierte-biotope-in-niedersachsen-8871.html, zuletzt aktualisiert am 17.11.2023.

Pessarrodona, Albert; Moore, Pippa J.; Sayer, Martin D. J.; Smale, Dan A. (2018): Carbon assimilation and transfer through kelp forests in the NE Atlantic is diminished under a warmer ocean climate. In: *Global change biology* 24 (9), S. 4386–4398. DOI: 10.1111/gcb.14303.

Potouroglou, Maria; Whitlock, Danielle; Milatovic, Luna; MacKinnon, Gillian; Kennedy, Hilary; Diele, Karen; Huxham, Mark (2021): The sediment carbon stocks of intertidal seagrass meadows in Scotland. In: *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 258, S. 107442. DOI: 10.1016/j.ecss.2021.107442.

Röhr, Maria Emilia; Holmer, Marianne; Baum, Julia K.; Björk, Mats; Boyer, Katharyn; Chin, Diana et al. (2018): Blue Carbon Storage Capacity of Temperate Eelgrass (*Zostera marina*) Meadows. In: *Global Biogeochemical Cycles* 32 (10), S. 1457–1475. DOI: 10.1029/2018GB005941.

Scharlemann, Jörn P. W.; Tanner, Edmund V. J.; Hiederer, Roland; Kapos, Valerie (2014): Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. In: *Carbon Management* 5 (1), S. 81–91. DOI: 10.4155/cmt.13.77.

Schubert, P.; Wein, J., Bartsch, I. (2016): Laminaria bei Helgoland. Ergebnisse zweier Kartierungen der Großalgen des Felssockels. Online verfügbar unter https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwi76pyLrNiCAxVy9rsIHf9jBZgQFnoECBYQAQ&url=http%3A%2F%2Fwww.schleswig-holstein.de%2FDE%2Ffachinhalte%2FK%2Fkuestengewasser%2FDownloads%2Fvortrag16.pdf%3F__blob%3DpublicationFile%26v%3D1&usg=AOvVaw1UXoJshmqUyWx1FfpeCsC&opi=89978449, zuletzt aktualisiert am 17.11.2023.

Smale, Dan A.; Pessarrodona, Albert; King, Nathan; Burrows, Michael T.; Yunnice, Anna; Vance, Thomas; Moore, Pippa (2020): Environmental factors influencing primary productivity of the forest-forming kelp *Laminaria hyperborea* in the northeast Atlantic. In: *Scientific reports* 10 (1), S. 12161. DOI: 10.1038/s41598-020-69238-x.

Sousa, Ana I.; Da Silva, José Figueiredo; Azevedo, Ana; Lillebø, Ana I. (2019): Blue Carbon stock in *Zostera noltei* meadows at Ria de Aveiro coastal lagoon (Portugal) over a decade. In: *Scientific reports* 9 (1), S. 14387. DOI: 10.1038/s41598-019-50425-4.

Stock, Martin (2011): Patterns in surface elevation change across a temperate salt marsh platform in relation to sea-level rise. In: *Coastline Reports* (17), S. 33–48.

Stock, Martin (2012): TMAP Wadden Sea Sedimentation Database. In: *Biodivers. Ecol.* 4, S. 372. DOI: 10.7809/b-e.00162.

Thorsnes, Terje; Bøe, Reidulv; Diesing, Markus (2022): Physical properties of sediments in the Norwegian Trough measured on short cores taken between 1992 and 1996.

Uhl, Florian; Bartsch, Inka; Oppelt, Natascha (2016): Submerged Kelp Detection with Hyperspectral Data. In: *Remote Sensing* 8 (6), S. 487. DOI: 10.3390/rs8060487.

US Department of Energy, Office of Fossil Energy (1999): Carbon Sequestration, State of the Science. Washington D. C.

Volkman, J.K; Rohjans, D.; Rullkötter, J.; Scholz-Böttcher, B.M., Liebezeit, G. (2000): Sources and diagenesis of organic matter in tidal flat sediments from the German Wadden Sea. In: *Continental Shelf Research* 20.

6 Anhang

Tabelle 3: Zusammenfassung der Datenquellen für die in den Berechnungen verwendeten Flächen, Kohlenstoffspeicher und Sequestrierungswerte.

	Fläche	C-Speicher	C-Sequestrierung
Marine Sedimente	Diesing et al. 2021, Figge et al. 1981	Diesing et al. 2021, Figge et al. 1981, Thorsnes et al. 2022	Diesing et al. 2021, Figge et al. 1981
Kelp	eigene fernerkundliche Analyse	Pessarrodona et al. 2018	Smale et al. 2020
Salzwiesen	Biotopkartierung Nationalpark Hamburger Wattenmeer von 2022, Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz 2023, Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume 2023	Doughty und Cavanaugh 2019, Kang et al. 2023, Stock 2011, Stock 2012, Müller et al. 2019, eigene fernerkundliche Analyse	Stock 2011, Stock 2012, Müller et al. 2019
Seegras	Nationalpark Wattenmeer 2019, Folmer et al. 2016, ½-Karteriung 2016 - 2021 nach Dolch et al. 2008	Röhr et al. 2018, Potouroglou et al. 2021, Sousa et al. 2019,	do Amaral Camara Lima et al. 2023, Martins et al. 2021