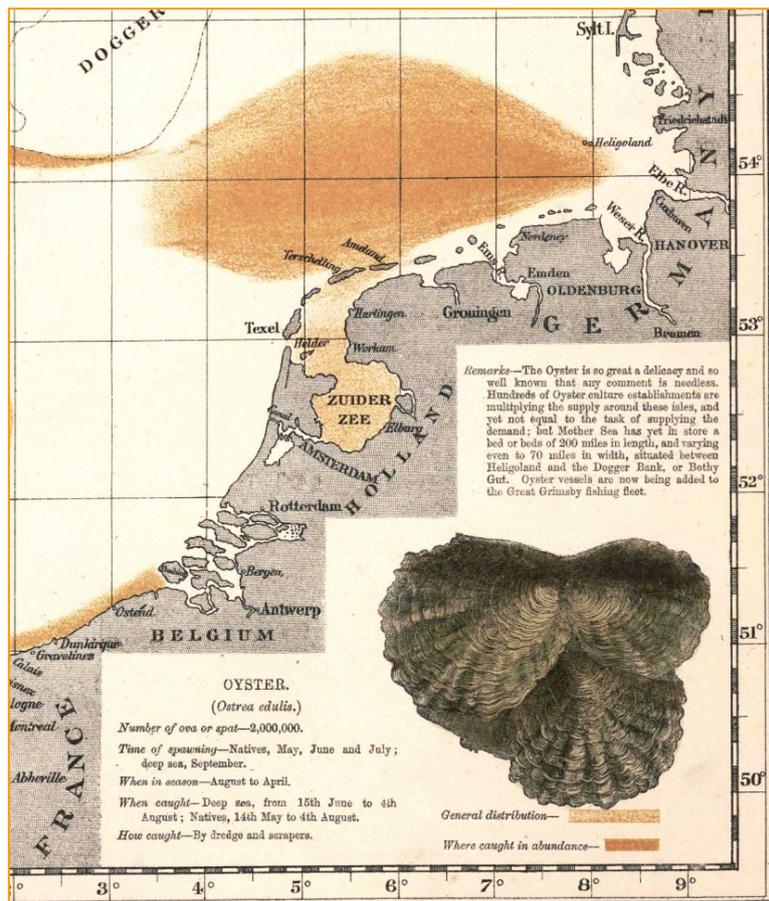


Jens Gercken und Andreas Schmidt

Aktueller Status der Europäischen Auster (*Ostrea edulis*) und Möglichkeiten einer Wiederansiedlung in der deutschen Nordsee



Aktueller Status der Europäischen Auster (*Ostrea edulis*) und Möglichkeiten einer Wiederansiedlung in der deutschen Nordsee

**Jens Gercken
Andreas Schmidt**



Titelbild: Ausschnitt aus der Karte zum Vorkommen der Auster in der Nordsee im „Piscatorial Atlas“ von Olsen (1883)

Adresse der Autoren:

Dr. Jens Gercken
Dr. Andreas Schmidt
Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH
Alte Dorfstraße 11 / 18184 Neu Broderstorf
E-Mail: info@ifaoe.de
www.ifaoe.de

Fachbetreuung im BfN:

Prof. Dr. Henning von Nordheim
Thomas Merck
Bundesamt für Naturschutz
Fachgebiet II 5.2 „Meeres- und Küstennaturschutz“
Insel Vilm / 18581 Putbus

Dieser Bericht „Aktueller Status der Europäischen Auster (*Ostrea edulis*) und Möglichkeiten einer Wiederansiedlung in der deutschen Nordsee“ wurde im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz erstellt.

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ (www.dnl-online.de).

BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter <http://www.bfn.de> heruntergeladen werden.

Institutioneller Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
URL: www.bfn.de

Der institutionelle Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des institutionellen Herausgebers übereinstimmen.

Das Werk einschließlich aller seiner Teile ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung des institutionellen Herausgebers unzulässig und strafbar.

Nachdruck, auch in Auszügen, nur mit Genehmigung des BfN.

Druck: Druckerei des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB)

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-114-6

Bonn - Bad Godesberg 2014

„Die Erhaltung der Austernbänke gehört ebenso zu den Aufgaben des Staates, wie die Erhaltung der Waldungen.“

(K. A. Möbius, 1877)

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Zielsetzung	7
2	Historische Verbreitung und Fischerei von <i>Ostrea edulis</i>	8
2.1	Niedergang der Austernfischerei in Europa.....	8
2.2	Historische Verbreitung von <i>O. edulis</i> in der deutschen Nordsee und Gründe für deren Aussterben.....	9
3	Biologie der Auster	26
3.1	Biologische Beschreibung.....	26
3.2	Reproduktion und Wachstum.....	26
4	Abiotische Einflussfaktoren (auf Wachstum und Überleben)	30
4.1	Temperatur.....	30
4.2	Salzgehalt.....	32
4.3	Substrat.....	32
4.4	Wassertiefe, Exposition und Strömung.....	34
5	Biologische Faktoren von Bedeutung für eine Wiederansiedlung	36
5.1	Krankheiten.....	36
5.2	Feinde.....	39
5.3	Konkurrenten.....	40
5.4	Genetischer Status.....	41
6	Ökosystemdienstleistungen	46
7	Aktueller Status der Austernbestände in Europa	48
8	Aktuelle Bemühungen zur Regeneration von Austernbeständen	54
9	Wiederansiedlung der Auster in der deutschen Nordsee	57
9.1	Genetische Populationsanalyse zur Ermittlung geeigneter <i>O. edulis</i> -Populationen für eine Wiederansiedlung in der deutschen Nordsee.....	57
9.2	Auswahl von Zuchtbetrieben bzw. Spenderpopulationen.....	64
9.3	Standortauswahl in der deutschen Nordsee.....	84
9.4	Rechtliche Regelungen und Empfehlungen internationaler Gremien.....	91
10	Abschließende Bewertung und Empfehlungen	94

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Typischer Austernkutter, der im nordfriesischen Wattenmeer eingesetzt wurde. Das rechts oben eingefügte Bild zeigt ein Austernschürfnetz (Dredge) (SEAMAN & RUTH, 1997).	12
Abbildung 2: oben: Querschnitt durch einen großen Priel. Die Pfeile zeigen auf die Lage von Austernbänken (Abbildung aus MÖBIUS, 1877). unten: Besiedlung eines großen Priels zur Zeit der Austernbänke (links) und heutzutage (rechts) (nach REISE, 2005).	13
Abbildung 3: Historische Verbreitung der Austernbänke im nordfriesischen Wattenmeer nach Hagmeier und Kändler (1927). Die Lage der Austernbänke (rot) beruht auf Vermessungen in den Jahren 1878 – 1890.	15
Abbildung 4: Der 1911 in Dienst gestellte Austerndampfer „Gelbstern“ beim Fischen (Foto aus HAGMEIER & KÄNDLER, 1927).	16
Abbildung 5: Fischen mit dem Dampfer „Gelbstern“. Die sechs Dredgen am Heck sind aufgeholt (Foto aus HAGMEIER & KÄNDLER, 1927).	16
Abbildung 6: Historische Verbreitung der Austernbänke im ostfriesischen Wattenmeer (rot) (Lage der Bänke entnommen aus NEUDECKER, 1990b).	17
Abbildung 7: Karte der Austernvorkommen in der Nordsee und angrenzender Länder aus dem „Piscatorial Atlas“ von OLSEN (1883). In der südlichen Deutschen Bucht ist ein großflächiger Austernbestand, der sog. „Austerngrund“ verzeichnet.	21
Abbildung 8: Ausschnitt aus der Fischereikarte von 1915 mit markierten Hinweisen auf das Vorkommen von Austern.	22
Abbildung 9: Fänge der deutschen Austernfischerei nach Literaturabgaben von 1700 bis 1950. A: Ostfriesland, B: Nordfriesland, C: Austerngrund, D: Helgoland (NEUDECKER, 1990a).	23
Abbildung 10: Monatsmitteltemperatur (1902 – 1954) der Nordsee entlang eines Schnittes auf 54°30'N (aus TOMCZAK & GOEDECKE, 1964).	31
Abbildung 11: Austernschalen am Strand von Odde Sund Nord/Limfjord. Auf der stärker gewölbten linken Schale befinden sich Schalenreste von darauf angesiedelten jüngeren Austern (Foto: Gercken).	32
Abbildung 12: <i>Bonamia ostreae</i> in Hämozyten und frei im lockeren Bindegewebe an der Peripherie der Mitteldarmdrüse einer Europäischen Auster (H&E-Färbung)). (European Reference Lab for Molluscs Diseases; www.eurl-mollusc.eu/Main-activities/Tutorials/Bonamia-sp).	37
Abbildung 13: Histologischer Schnitt durch einen Verdauungstubulus einer Europäischen Auster mit fünf Plasmodien von <i>Marteilia refringens</i> im Verdauungsepithel (H&E-Färbung). (European Reference Lab for Molluscs Diseases; www.eurl-mollusc.eu/Main-activities/Tutorials/Marteilia-refringens).	38
Abbildung 14: Entwicklung der globalen Produktion der Europäischen Auster in Aquakultur (FAO, 2004 - 2013).	48
Abbildung 15: Karte des mitochondrialen Genoms von <i>Ostrea edulis</i> . Die Genabschnitte für Proteine sind grün, die für rRNAs blau gefärbt (DANIC-TCHALEU et al., 2011).	58

Abbildung 16: Elektrophorese von PCR-Produkten. Die Proben stammen von Austern aus dem Loch Ryan (Schottland). Es wurden verschiedene Primer-Kombinationen getestet.	60
Abbildung 17: Stammbaum nach Maximum Likelihood (● Limfjord / Dänemark; ▲ Loch Ryan / Schottland, ■ Koster-Inseln / Schweden; ◆ Grevelingen-See / Niederlanden).	61
Abbildung 18: Bootstrap Consensus Stammbaum nach Maximum Likelihood (Cluster-Algorithmus). Bootstrap-Werte (in % von 500 Wiederholungen) werden an den Knoten angegeben (● Limfjord / Dänemark; ▲ Loch Ryan / Schottland, ■ Koster-Inseln / Schweden; ◆ Grevelingen-See / Niederlanden).	62
Abbildung 19: Condensed Stammbaum (50% Cut-off Value) nach Maximum Likelihood (Cluster-Algorithmus). Bootstrap-Werte (in% von 500 Wiederholungen) werden an den Knoten angegeben (● Limfjord / Dänemark; Loch Ryan / Schottland, ■ Koster-Inseln / Schweden; ◆ Grevelingen-See / Niederlanden).	63
Abbildung 20: Der Zuchtbetrieb Ostrea Sverige AB befindet sich in der Ortschaft Ekenäs auf der südlichen Kosterinsel. Der nahe Kosterfjord, ein Ausläufer der tiefen Norwegischen Rinne, erlaubt die Entnahme von mineralreichem Tiefenwasser für die Austernzucht.	70
Abbildung 21: Der Zuchtbetrieb Ostrea Sverige AB befindet sich direkt im Hafen von Ekenäs/Sydkoster.	70
Abbildung 22: Massenproduktion von Mikroalgen in einem Photobioreaktor-System (Biofence).	71
Abbildung 23: Brutansatz mit einer Gruppe von Austern. Die positiv phototaktischen Larven gelangen durch den Überlauf in ein Auffangbecken.	71
Abbildung 24: Die Kultur von Austernlarven oder Saataustern kurz nach der Anheftungsphase erfolgt in vertikalen Röhrenbehältern. Die Larven bzw. kleinen Saataustern werden durch an der Basis austretende Luft in Bewegung gehalten.	72
Abbildung 25: Halle zur Anzucht von Saataustern (engl.: spat). In den runden Behältern, die in den rinnenförmigen Tank eintauchen befinden sich frühe Stadien von Saataustern.	72
Abbildung 26: Hälterung junger Saataustern in Rundbehältern mit Siebboden. Die als Nahrung dienenden Mikroalgen färben das Wasser grün.	73
Abbildung 27: Am Floß hängen Körbe mit Saataustern. Das FLUPSY-System gewährleistet eine ständige Zufuhr von Wasser und dementsprechend auch von Nahrung.	73
Abbildung 28: Der Limfjord im Norden von Jütland. Austernfischerei wird vorwiegend im westlichen Bereich des Limfjords betrieben. Pfeil: DSC in Nykøbing/Mors.	77
Abbildung 29: Das Danish Shellfish Centre (DSC) befindet sich auf einer Landzunge bei Nykøbing/Mors.	77
Abbildung 30: Massenanzucht von verschiedenen Mikroalgen in Kunststoffschläuchen.	78
Abbildung 31: Tanks mit verschiedenen Ansätzen von Brutaustern. Die Leuchtstoffröhren simulieren einen Tag-Nacht-Rhythmus.	78
Abbildung 32: Jeder Brutansatz besteht aus einer größeren Anzahl von etwa gleich großen Austern.	79

Abbildung 33: Die Betontröge enthalten mit Mikroalgen angereichertes Produktionswasser. Darin hängen die siebartigen Rundbehälter mit den Saataustern.	79
Abbildung 34: Die Austernfischerei wird nur im westlichen Bereich des Limfjords betrieben. Die Karte zeigt Lage und Abundanz (g/m ²) der Austernbestände auf der Basis einer 2005 durchgeführten Monitoringuntersuchung (aus: KRISTENSEN & HOFFMANN, 2006)... ..	82
Abbildung 35: Austernschalen am Strand von Oddesund Nord in der Nähe des dortigen Hafens.	82
Abbildung 36: Muschelkutter im Hafen von Nykøbing. Die meisten Fischer betreiben eine Miesmuschel- und Austernfischerei.....	83
Abbildung 37: Für die Austernfischerei ist die Verwendung kleiner und leichter Dredgen (max. 35 kg) vorgeschrieben.....	83
Abbildung 38: Lage historischer Austernbänke und Verbreitung von Sedimenttypen [Seabed Sediments of German Bight (Klassifizierung nach FIGGE, 1981), Quelle: BSH].....	87
Abbildung 39: Lage historischer Austernbänke und von Schutzgebieten [Stand: Naturschutzgebiete (01.01.2013), Biosphärenreservate (01.12.2013), Nationalparke (01.1.2014), FFH/SPA-Gebiete (12.2011), Quellen: BfN, EEA].....	88
Abbildung 40: Lage historischer Austernbänke und Standorte von Offshore-Windparks [Stand: 01.05.2013, Quelle: BSH CONTIS].....	89
Abbildung 41: Lage historischer Austernbänke sowie Raumordnung und Nutzungsansprüche in der deutschen AWZ [Stand: Munition (01.05.2013), Seekabel/Pipelines (01.05.2013), Schifffahrt (09.2009), Veränderungssperre (15.06.2012), Quelle: BSH CONTIS].....	90

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Fangstatistik für die Helgoländer Austerbank (nach CASPERS, 1950).....	18
Tabelle 2: Verpflanzungen von Austern nach und innerhalb von Schottland (University Marine Biological Station Milport, 2007).	44
Tabelle 3: Herkunft der Proben für den populationsgenetischen Vergleich.....	59

1 Einleitung und Zielsetzung

Für die Küstenbewohner Europas stellte die heimische Europäische Auster (*Ostrea edulis* L.) schon in prähistorischer Zeit eine wichtige Nahrungsquelle dar. Dies belegen Ausgrabungen von stein- und eisenzeitlichen Küchenabfallhaufen, in denen sich große Mengen von Austernschalen befanden. Auch in den Siedlungsresten der Wikinger wurden häufig Austernschalen gefunden (NEUDECKER, 1990a; YONGE, 1960).

Die kulturhistorische Bedeutung der Auster¹ zeigt sich auch daran, dass bereits die Römer Austern kultivierten, um die große Nachfrage nach dieser Delikatesse zu befriedigen (YONGE, 1960). Bereits im 12. und 13. Jahrhundert zählte die Austernfischerei, neben dem Heringsfang, zu den ersten kommerziell betriebenen Fischereien (LOTZE, 2007). In späteren Jahrhunderten war der Fang der Austern häufig durch Vergabe von Lizenzen reglementiert und es wurden z.T. auch Maßnahmen für ein Bestandsmanagement ergriffen, um die begehrte Ressource „Auster“ zu schonen.

Dennoch wurden die Austernbestände in den vergangenen Jahrhunderten durchweg viel zu intensiv ausgebeutet. Durch die stetige Entnahme von adulten Austern wurde die Rekrutierung stark geschwächt. Außerdem ließ eine immer effizientere Fangtechnik die Erträge steigen und führte zugleich zur Zerstörung der biogenen Hartstrukturen. All dieses führte dazu, dass im Verlauf des 19. Jahrhunderts ein europaweiter Niedergang der Fischerei einsetzte. Auch die Austernfischerei in der deutschen Nordsee war davon betroffen. Mit dem Verlust der Austernbänke im Nord- und Ostfriesischen Wattenmeer sowie im küstenfernen Bereich der Deutschen Bucht gingen auch die biogenen Riffhabitats und mit ihnen deren artenreiche Begleitfauna und -flora verloren.

Dort, wo heute noch Reste von zumeist degradierten Austernbeständen bzw. -bänken existieren, stehen diese wegen ihrer hohen ökologischen Wertigkeit mittlerweile im Fokus europäischer Naturschutzbemühungen. So ist nach FFH-Richtlinie für den geschützten Lebensraumtyp „Riff“ ein günstiger Erhaltungszustand zu bewahren oder wieder herzustellen. Diese Vorgabe hat dazu geführt, dass gegenwärtig bei Populationsstützungsmaßnahmen nicht mehr allein die fischereiliche Nutzung der Auster sondern auch Naturschutzbelange berücksichtigt werden. Im Rahmen der Zusammenarbeit in der Oslo-Paris Kommission (OSPAR) wird die Auster als besonders bedrohte Art und Habitatsbildner identifiziert und Maßnahmen für ihren Schutz in ihrem Verbreitungsgebiet vereinbart (OSPAR, 2008).

Angesichts der ökosystemaren Dienstleistungen von Austerriffen, hier insbesondere die hohe Biodiversität der Riffbewohner, beschäftigt sich das Bundesamt für Naturschutz (BfN) mit den Möglichkeiten einer potenziellen Wiedereinbürgerung der heimischen Europäischen Auster in der deutschen Nordsee. Das BfN beauftragte das Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH (IfAÖ) mit der Durchführung einer Machbarkeitsstudie zur Wiederansiedlung dieser Art.

Der vorliegende Bericht stellt das Ergebnis dieser Machbarkeitsuntersuchung dar. Er beschäftigt sich mit verschiedenen Gesichtspunkten, die als Hintergrundinformation und Entscheidungsgrundlage im Hinblick auf eine Wiederansiedlung der Auster von Bedeutung bzw. zu berücksichtigen sind.

¹Aus Gründen der sprachlichen Vereinfachung ist mit „Auster“ immer die Europäische Auster gemeint. Wenn andere Arten gemeint sind, werden sie auch als solche benannt.

2 Historische Verbreitung und Fischerei von *Ostrea edulis*

2.1 Niedergang der Austernfischerei in Europa

Das natürliche Verbreitungsgebiet der Europäischen Auster umfasst die Küsten von der Mitte Norwegens bis zur Iberischen Halbinsel und weiter südlich bis nach Marokko. Außerdem kommt die Auster in lokalen Restbeständen auch im Mittelmeer vorwiegend an nördlichen Küsten und im westlichen Bereich des Schwarzen Meeres bis zur Halbinsel Krim vor.

Die jahrtausendelange Nutzung der Auster als Nahrungsquelle beschränkte sich bis vor ungefähr 1.000 Jahren vorwiegend auf das Sammeln leicht zugänglicher Austern in der unteren Gezeitenzone für den eigenen Bedarf. Erst mit der Entwicklung einer kommerziellen Fischerei und der Vermarktung der Auster als Handelsgut wurden die Austernbestände zunehmend stärker ausgebeutet. Folgende Beispiele skizzieren den Niedergang der Auster in Europa.

In **Frankreich** waren die Bretagne sowie besonders die Ästuar- und geschützten Küstenabschnitte entlang der Biskaya ursprünglich sehr reich an natürlichen Austernbänken. Die intensive Ausbeutung dieser Bänke führte dazu, dass die Bestände früher als anderswo in Europa zusammenbrachen. Beispielsweise wurden in Spitzenzeiten Anfang des 19. Jahrhunderts gut 100 Millionen Austern angelandet. Bis Mitte des Jahrhunderts waren die Bestände dann so weit dezimiert, dass sich die kommerzielle Befischung nicht mehr lohnte. So waren 1858 in einer Region der Bretagne von ehemals 23 befischten Bänken 18 komplett zerstört (YONGE, 1960).

Mit dem Wegfall der Nutzung der Wildbestände wurden Maßnahmen ergriffen, die den Beginn der französischen Austernkultur darstellen. Inspiriert von italienischen, wahrscheinlich bereits von den Römern entwickelten Kulturmethoden, entstanden „Austern-Parks“ entlang der Küste. Brutaustern wurden gemeinsam mit großen Mengen von Muschelschalen als Ansiedlungssubstrat für die Larven ausgebracht. Zusätzlich dienten Zweigbündel (Faschinen), später auch Dachziegel, als Saatmuschelkollektoren. Die verletzte Saatmuscheln wurden noch eine Weile in speziellen drahtbespannten Kästen aufgezogen, um sie so vor Räufern zu schützen. Mit diesen Maßnahmen wurde die Grundlage für die spätere erfolgreiche französische Austernkultur gelegt (YONGE, 1960).

Wie heutzutage, war bereits im 19. Jahrhundert die südlich von Bordeaux gelegene Bucht von Arcachon ein Zentrum der Muschelzucht. Die dortigen topographischen Gegebenheiten sind nach MÖBIUS (1877) durchaus mit denjenigen im Wattenmeer vergleichbar.

Auch in **Großbritannien**, wo sich ebenfalls große natürliche Austernbestände befanden, wurden diese in der Regel so lange überfischt, bis sich eine kommerzielle Nutzung nicht mehr lohnte. Im Jahr 1864 wurden allein in London über 700 Millionen Austern konsumiert. 100 Jahre später lag die landesweite Austernproduktion bei nur noch 3 Millionen Stück. MÖBIUS (1877) erwähnt, dass in Cornwall (Falmouth) ursprünglich 700 Fischer einer durch Auflagen reglementierten Austernfischerei nachgingen. Nach Aufhebung der Schonmaßnahmen reduzierte sich die Anzahl der Fischer infolge reduzierter Fangerträge innerhalb von 10 Jahren auf nur noch 40.

Ein weiteres Beispiel dafür, wie Austernpopulationen, nicht nur in Großbritannien, über Jahrhunderte bis zur Auslöschung ausgebeutet wurden, ist die Fischerei im Firth of Forth an der schottischen Ostküste. Die dortigen Austernbänke bedeckten einst 166 km² und unterhielten bis ins 19. Jahrhundert die bedeutendste Austernfischerei Schottlands. Die Austern aus dem Firth of Forth wurden aber bereits im 13. Jahrhundert verbreitet konsumiert

und im 16. Jahrhundert begann die kommerzielle Nutzung des Bestandes. Über Jahrhunderte wurden die Austern nicht nur für den heimischen Markt gefangen, sondern auch in andere Länder exportiert, um u.a. auch zur Auffrischung der dortigen, degradierten Bestände zu dienen. So wurden zu Beginn des 19. Jahrhunderts große Mengen juveniler Austern exportiert, um Austernbänke in England und in den Niederlanden aufzustocken. Gleichzeitig nahm auch der Export von Marktaustern zu. Die ungehemmte Ausbeutung führte dazu, dass die Anlandungen im Verlauf von 60 Jahren um 99 % abnahmen und sich die Fischerei um 1890 nicht mehr lohnte. Heutzutage gilt die Auster im Firth of Forth als ausgestorben (THURSTAN et al., 2013; UNIVERSITY MARINE BIOLOGICAL STATION MILFORD, 2007).

Im Gegensatz zu Frankreich versuchte man in Großbritannien nicht, durch staatliche Unterstützung die Fischereiverluste durch den Aufbau einer intensiven Austern-Aquakultur zu kompensieren.

Die französische Methode der Regeneration von Austernbeständen, d.h. das Ausbringen von Muschelschalen, Brutaustern und Saatausternkollektoren wurde zur weit verbreiteten Praxis in Europa. Beispielsweise wurde dieses Verfahren in den späten 1930er Jahren angewendet, um den *O. edulis*-Bestand in der Oosterschelde wieder zu regenerieren (KORRINGA, 1952). Diese Methode trug aber auch zur Verarmung der Spenderbestände bei und konnte letztendlich den Zusammenbruch der viel zu intensiv betriebenen Fischerei nicht verhindern (YONGE, 1960). Auch heutzutage wird durchaus noch empfohlen, Restpopulationen durch das Ausbringen von gebietsfremden Austern wieder zu regenerieren (KENNEDY & ROBERTS, 1999; LAING et al., 2005).

Der Niedergang der Austernpopulationen in Europa erfolgte im 19. Jahrhundert vielerorts in ungefähr demselben Zeitraum. Mit der Entwicklung von maschinengetriebenen Schiffen, die größeres Fanggeschirr verwenden konnten, wurde die fischereiliche Ausbeutung der Bestände noch intensiver durchgeführt als sie ohnehin bereits war (NEUDECKER, 1990a). Hinzu kam eine schnellere und effektivere Transportmöglichkeit durch die Eisenbahn, die zu einem vergrößerten Absatzmarkt für Austern im Binnenland führte.

Insgesamt betrachtet ist der hauptsächliche Grund für den Verlust der ehemals weit verbreiteten Austernpopulationen in einer jahrhundertelangen fischereilichen Übernutzung zu sehen. In der Regel wurde ein Bestand immer so lange ausgebeutet, bis sich die Fischerei ökonomisch nicht mehr lohnte. Mit dem damit einhergehenden Verlust der Riffstrukturen verschärften sich auch die Auswirkungen anderer Stressoren, wie zum Beispiel Sedimentablagerung, Krankheiten und invasive Arten.

2.2 Historische Verbreitung von *O. edulis* in der deutschen Nordsee und Gründe für deren Aussterben

Die historische Verbreitung der Auster in der heutigen deutschen Nordsee erstreckte sich auf das Nord- und Ostfriesische Wattenmeer, die Helgoländer Austernbank und die küstenfernen Austerngründe der Deutschen Bucht.

Die **Austernfischerei in Nordfriesland** war die bedeutendste im Wattenmeer, weshalb über sie auch die meisten Informationen vorliegen. Die dortigen Austernbänke wurden bereits 1241 erstmals erwähnt (LOTZE, 2005). 1587 stellte der dänische König Frederick II die damals zu Dänemark gehörenden Austernbänke unter königliches Hoheitsrecht. Die reglementierte Befischung war allein lizenzierten Pächtern erlaubt. Die „Holsteinischen Austern“ wurden wegen ihrer guten Qualität besonders geschätzt. Sie wurden u.a. an den

dänischen Hof nach Kopenhagen und den russischen Hof nach St. Petersburg exportiert (HAGMEIER & KÄNDLER, 1927; NEUDECKER, 1990a; NEUDECKER, 1990b).

Im Laufe der Zeit entwickelte sich die Austernfischerei zu einem wichtigen ökonomischen Faktor, der auch zu gewalttätigen Auseinandersetzungen zwischen dänischen und deutschen Fischern führte. Traditionell erfolgte die Fischerei mit einmastigen Segelkuttern, die eiserne Schürfnetze (Dredgen) als Fanggeschirr einsetzten (Abbildung 1). Diese Methode wurde wahrscheinlich schon seit dem 13. Jahrhundert eingesetzt (SEAMAN & RUTH, 1997).

Seit dem Ende des 17. Jahrhunderts war die Zerstörung von Austernbänken durch Überfischung und dem Auftreten von Eiswintern ein ständiges Problem, so dass z.B. 1695 zehn Bänke zwischen Rømø und Föhr als ruiniert galten. Zeitweise wurde die Fischerei durch Verbote für einige Jahre unterbrochen. Dies war u.a. 1703-1706 und 1882-1891 der Fall. Auch außergewöhnlich kalte Winter verursachten immer wieder große Bestandsverluste. Mehrmals wurden Besatzmaßnahmen mit Austern aus Frankreich, den Niederlanden und aus Großbritannien durchgeführt, um die verarmten Bestände aufzufrischen. Der stetige Niedergang der Austernbänke wurde auch durch diese Maßnahmen nicht verhindert (NEUDECKER, 1990a).

Im Verlauf des 19. Jahrhunderts nahmen die Austernbestände weiter stetig ab. Auch der Besatz von Austern auf verarmten Bänken konnte den primär durch Überfischung verursachten Niedergang der Austernfischerei im Wattenmeer nicht aufhalten. Von 1894 bis 1930 wurden große Mengen von Saataustern aus den Niederlanden, Frankreich und Norwegen im nordfriesischen Wattenmeer ausgebracht, um weiterhin eine kommerzielle Fischerei zu ermöglichen. Dies gelang auch in einem gewissen Maße. Andererseits erwiesen sich die eingeführten Austern als nicht so widerstandsfähig wie die einheimischen Artgenossen. Auch waren sie z.T. nicht in der Lage, sich zu reproduzieren. Die Fischerei bei Sylt und Föhr wurde bis in die 1930er-Jahre durch den Import von Saataustern aus den Niederlanden gestützt (SEAMAN & RUTH, 1997).

Im Jahr 1868 wurde der Kieler Zoologe Karl August Möbius von der Preußischen Regierung und dem Fischereiverein damit beauftragt, zu prüfen, ob sich die in Frankreich und England üblichen Methoden der Austernkultur auf die Verhältnisse im deutschen Wattenmeer übertragen ließen, um die von staatlichen Behörden regulierte Fischerei auf den degradierten nordfriesischen sog. „fiskalischen Austernbänken“ zu beleben. Das Ergebnis seiner Untersuchung veröffentlichte Möbius in seiner klassischen Schrift: „Die Auster und die Austernwirthschaft“ (MÖBIUS, 1877). Die Inhalte der folgenden Absätze sind dieser Publikation entnommen.

Vor der Westküste Schleswig-Holstein befanden sich in einem Gebiet von 74x22 km Fläche 47 Austernbänke von sehr unterschiedlicher Größe. Die größte Bank war über 3 km lang. Ihre bevorzugten Lagen waren die Kanten der Priele an tieferen Stellen, wo grober Sand, Steine und Muschelschalen vorkamen (Abb. 2). Die Bänke lagen immer im Sublitoral in einer maximalen Tiefe von 6 bis 9 m. Bei Niedrigwasser wurden sie von mindestens noch zwei Meter Wasser bedeckt. Lediglich bei Springtide und östlichen Winden fielen sie in Randlagen trocken. Insgesamt gesehen war die Fläche aller Austernbänke mit weniger als 1 % der immer unter Wasser stehenden Wattfläche sehr gering (Abbildung 3).

Auf den schleswig-holsteinischen Bänken fischten 14 Kutter mit dem Austernetz, einer Dredge, deren Unterseite aus eisernen Ringen bestand. Hinsichtlich Form, Beschaffenheit und Geschmack wiesen die Austern lokale Unterschiede auf. Die meisten und besten Austern kamen auf Bänken an der Ostseite von Sylt sowie bei Amrum und Föhr vor.

Mit dem Begriff „Austernbank“ wird häufig eine dicht mit Austern besiedelte Fläche assoziiert. Möbius stellt klar, dass dies nicht der Fall war: „An keiner Stelle des Wattenmeeres liegen die Austern auf Felsengrund. Ihre beste Unterlage sind alte Austernschalen und Schalen anderer Muscheln. Die meisten liegen einzeln; in Klumpen zusammengewachsene kommen selten vor. Die verbreitete Meinung, dass sie am Meeresboden festgewachsen seien ist also falsch. Auf den besseren schleswig-holsteinischen Bänken muss das Schleppnetz eine Bankfläche von 1 bis 3 Quadratmeter, ja oft eine noch größere Fläche bestreichen, um eine einzige vollwüchsige Auster aufzunehmen.“ Bei dieser Aussage von Möbius ist jedoch zu berücksichtigen, dass die von ihm vorgefundenen Austernbänke im Allgemeinen einen, durch sehr lange fischereiliche Übernutzung, verarmten Zustand aufwiesen. Dieser unterschied sich wahrscheinlich deutlich von einem ungestörten nicht mehr vorhandenen „Referenzzustand“.

MÖBIUS (1877) befasste sich auch intensiv mit den Umweltansprüchen von *O. edulis*. Dabei stellte er sich auch die Frage, warum Austernbänke nur auf einer so geringen Fläche des Wattenmeeres vorkamen. Er kam zu dem Schluss, dass weder die Fruchtbarkeit noch Salzgehalt und Temperatur die limitierenden Faktoren sein können. Auch sei grundsätzlich genug Nahrung vorhanden. Das einzige natürliche Hindernis ist die ungünstige Beschaffenheit des Bodens im größten Teil des Wattenmeeres. Nur wenige Flächen sind trotz Tidenwechsel schlickfrei sowie immer von Wasser bedeckt und damit für die Ansiedlung der Larven geeignet. Auf all diesen Flächen befanden sich bereits Austernbänke. Für Möbius folgte daraus, dass die deutsche Austernwirtschaft lediglich die bestehenden Bänke nutzen könne. Eine Neuanlage von Bänken hielt er für nicht möglich, allenfalls ließe sich die Fläche einzelner Bänke durch das Ausbringen von Austernschalen und von Schill anderer Muschelarten auf hartem Grund erweitern.

Die Mahnung von Möbius, dass eine nachhaltige Fischerei die biologischen Ansprüche der Auster berücksichtigen muss, schlug sich nicht in der Fischereipolitik nieder. Die Methoden des Raubbaus wurden mit dem Einsatz von Raddampfern im Jahr 1910, die je bis zu 6 Dredgen gleichzeitig einsetzen konnten, letztendlich noch effektiver (NEUDECKER, 1990a).

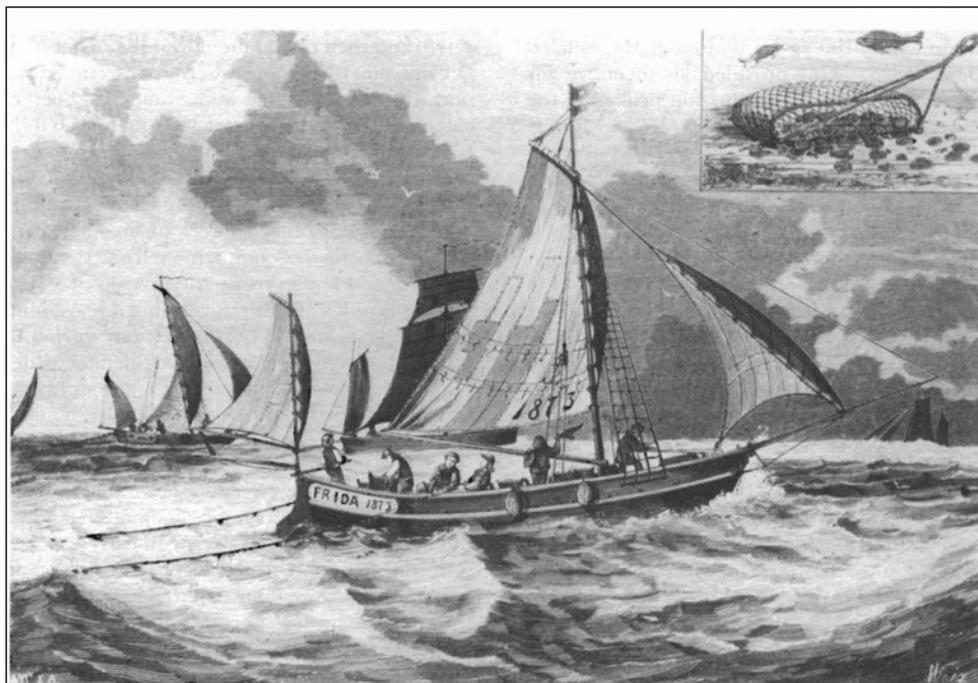


Abbildung 1: Typischer Austernkutter, der im nordfriesischen Wattenmeer eingesetzt wurde. Das rechts oben eingefügte Bild zeigt ein Austernschürfnetz (Dredge) (SEAMAN & RUTH, 1997).

In den Jahren 1924/25 untersuchten HAGMEIER und KÄNDLER (1927) den Zustand aller zwischen Rømø und der Hallig Hooge/Süderau unter preußischer Verwaltung stehenden 51 fiskalischen Austernbänke. Ihre Befunde haben sie in der umfangreichen Publikation „Neue Untersuchungen im nordfriesischen Wattenmeer und auf den fiskalischen Austernbänken“ veröffentlicht. Sie enthält die Ergebnisse ökologischer und fischereibiologischer Untersuchungen an Austernbänken sowie Daten zur Geschichte der Austernbänke. In den folgenden Abschnitten sind einige Inhalte dieser Publikation zusammengefasst.

HAGMEIER und KÄNDLER unterscheiden anhand der Gebietslage drei Typen von Austernbänken. Die *Strombänke* lagen auf dem harten Substrat der Stromrinnen (große Priele), die sich an die Seegatts anschließen. Der starke Tidenstrom brachte ihnen viel Nahrung, erschwerte aber auch die Ansiedlung der Austernlarven. Wegen der größeren Wassertiefe waren die Bänke keiner Frostgefahr ausgesetzt (Abbildung 2). Die Autoren vermuten, dass die Larvenproduktion der Strombänke den Flach- und Binnenbänken zu Gute kam. Bei den weiter im Inneren des Wattenmeeres gelegenen Flachbänken war der Wasseraustausch geringer als bei den Strombänken. Wegen der geringeren Tiefe waren sie größeren Temperaturschwankungen und möglichen Frostschäden ausgesetzt. Die Austern wuchsen hier langsamer als auf den Strombänken. Sie wurden zudem durch starken Bewuchs, Konkurrenz durch Miesmuscheln und z.T. durch Verschlickung beeinträchtigt. Dennoch konnte hier unter günstigen Bedingungen ein reicher Brutfall eintreten, da die Verdriftung der Larven geringer war als auf den Strombänken. Die Flachbänke wiesen eine vergleichsweise große Flächenausdehnung auf. Die geringste Flächenausdehnung aller fiskalischen Austernbänke besaßen die Binnenbänke des inneren Wattenmeeres. Sie lagen an den Hängen der kleineren Priele. Wegen der geringen Wasserbewegung konnten Larven sich hier gut ansiedeln. Im Sommer konnten hohe Temperaturen auftreten und im Winter bestand Frostgefahr wie bei den Flachbänken. Die Austern litten unter einem starken Bewuchs und unter einer Konkurrenz durch Miesmuscheln.

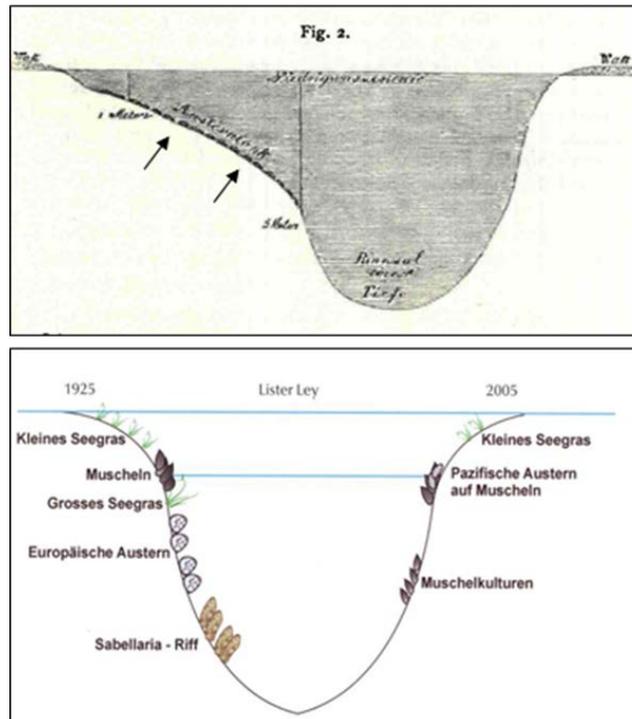


Abbildung 2: oben: Querschnitt durch einen großen Priel. Die Pfeile zeigen auf die Lage von Austerbänken (Abbildung aus MÖBIUS, 1877). unten: Besiedlung eines großen Prieles zur Zeit der Austerbänke (links) und heutzutage (rechts) (nach REISE, 2005).

Bei der Befischung der Austerbänke mit dem Raddampfer „Gelbsterne“ verwendeten HAGMEIER und KÄNDLER (1927) das klassische Austerneisen (Dredge), so, wie es auch von MÖBIUS (1877) bei seinen Untersuchungen verwendet worden war (Abbildung 4 und 5). Wie sich zeigte, befanden sich die Bänke zumeist in einem völlig verarmten Zustand. Die wenigen vorhandenen Austern waren stark mit Epifauna bewachsen, ebenso wie Schill und Steine, so dass Larven kaum Substrat für eine Neubesiedlung zur Verfügung stand. Jungaustern waren so gut wie nicht mehr vorhanden.

Auf Grundlage einer vergleichsweise vollständigen Fangstatistik für die Jahre 1891–1910 und 1910–1923 wurden die Erträge und Bestandsdichten für die regelmäßig befischten Bänke der verschiedenen Gebietslagen schätzungsweise errechnet. Danach lagen die durchschnittlichen Jahreserträge pro Hektar Bankfläche bei den Binnenbänken für die Perioden 1891–1910 und 1910–1923 bei 806 bzw. 848 Stück, bei den Strombänken bei 283 bzw. 503 Stück und bei den Flachbänken bei 226 bzw. 186 Austern.

Die Autoren beschreiben auch den Niedergang der fiskalischen Austerwirtschaft anhand von historischen Dokumenten. Für die in langjährigen Zeiträumen auftretenden großen Bestandsschwankungen, insbesondere die Erschöpfung von Austerbänken, werden von ihnen als wahrscheinliche Faktoren genannt: 1: Dauerndes Fernbleiben der optimalen hydrographischen Faktoren. 2: Schädigung durch Überhandnehmen der Nahrungs- und Platzkonkurrenten. 3: Katastrophale Schädigungen durch Frostwinter- oder Sturmwirkungen. 4: Schädigung durch Überfischung. 5: Degenerationerscheinungen bei der Auster selbst. In Bezug auf den Niedergang der fiskalischen Austerbänke, sind für die Autoren hauptsächlich die Faktoren 1 bis 3 in Betracht zu ziehen.

Als Fazit ihrer Untersuchung konstatieren HAGMEIER und KÄNDLER (1927), dass angesichts der Degradation der fiskalischen Bänke ohne ein künftiges Eingreifen des Menschen mit keiner Besserung des Zustands zu rechnen ist. Eine wirtschaftliche Austerfischerei wäre in

dem von ihnen angetroffenen Zustand nicht mehr möglich. Sie empfehlen, die Nutzung der Naturbänke in eine Austerkultur nach holländischem Vorbild umzuwandeln. Hierfür müssten jedoch die Bänke von Austerschädlingen gereinigt und Mutteraustern aus dem Ausland eingeführt werden. All dieses würde allerdings mit hohen Kosten verbunden sein.

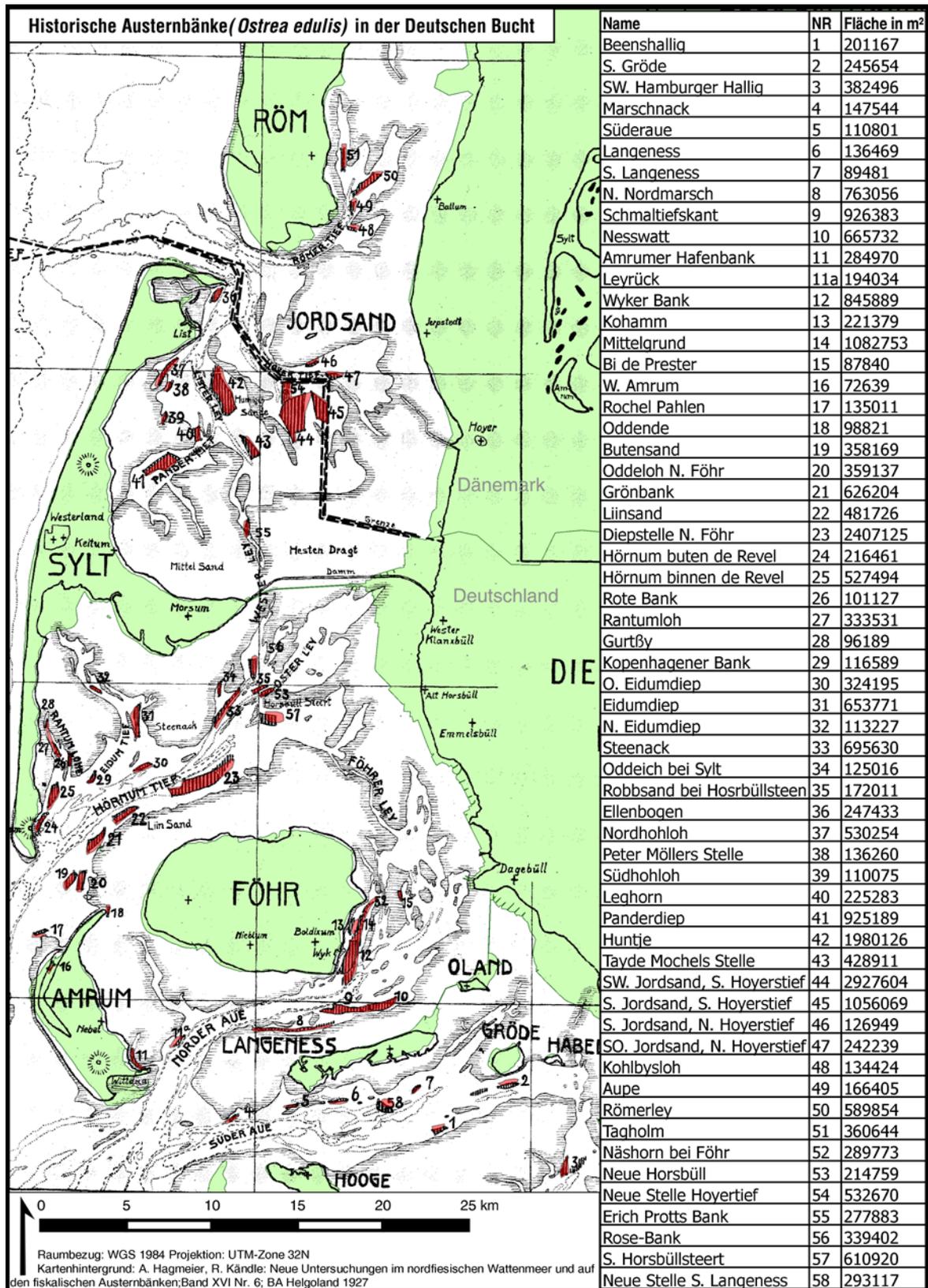


Abbildung 3: Historische Verbreitung der Austernbänke im nordfriesischen Wattenmeer nach Hagmeier und Kändler (1927). Die Lage der Austernbänke (rot) beruht auf Vermessungen in den Jahren 1878 – 1890.

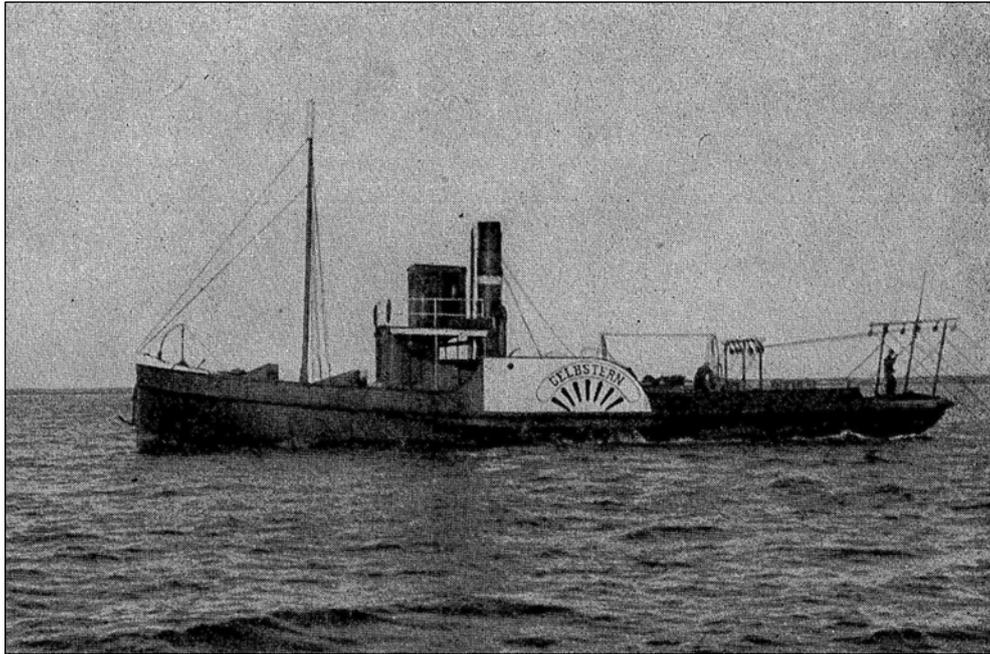


Abbildung 4: Der 1911 in Dienst gestellte Austerndampfer „Gelbstern“ beim Fischen (Foto aus HAGMEIER & KÄNDLER, 1927).

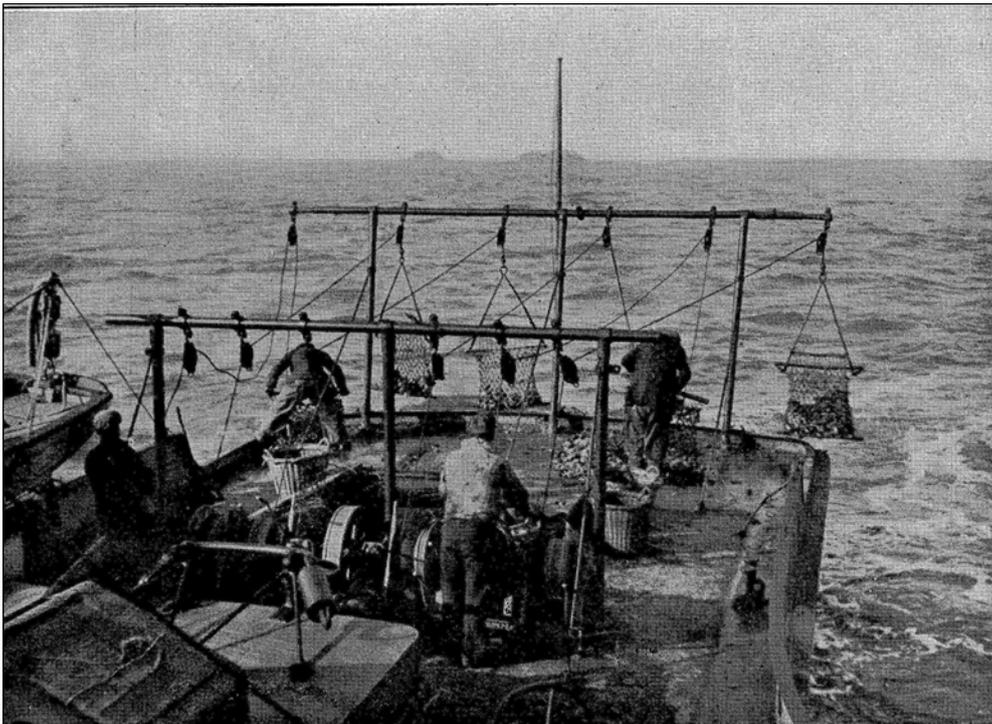


Abbildung 5: Fischen mit dem Dampfer „Gelbstern“. Die sechs Dredgen am Heck sind aufgeholt (Foto aus HAGMEIER & KÄNDLER, 1927).

Die Austernfischerei im **ostfriesischen Wattenmeer** war ökonomisch weniger bedeutend als diejenige in Nordfriesland. Die dortigen Austernbänke wurden erstmalig 1642 in Archiven der Grafschaft Oldenburg erwähnt. Die Fischerei entwickelte sich zuerst bei Borkum (1715) und später bei Baltrum, Juist, Langeoog und Wangerooge. Das Fischereirecht ging 1728 an den Prinzen zu Oldenburg. Aus dieser Zeit existieren keine Ertragszahlen; es dürften aber mehr als 100.000 Austern pro Jahr gewesen sein. Im Jahr 1740 schädigte ein außergewöhnlich harter Winter die Austernbänke, so dass ein Fangverbot bis 1764 ausgesprochen wurde. Die immer vorhandene illegale Fischerei, insbesondere durch holländische Boote, wurde aber dadurch nicht verhindert. 1772 wurde die Austernfischerei offiziell an holländische Lizenznehmer vergeben und in den Folgejahren nahm der Ertrag bis zum Ende des Jahrhunderts drastisch ab. Trotz Besatzmaßnahmen im Jahr 1800 und Schließung der Fischerei von 1816 bis 1823 erholte sich der Bestand auf den zu stark geschädigten Bänken nicht mehr und die Fangträge nahmen kontinuierlich ab (NEUDECKER, 1990b).

Wie die folgende Karte zeigt, lagen die Austernbänke entlang der Seegatten und auf den rückseitig der Inseln gelegenen Wattflächen (Abbildung 6).

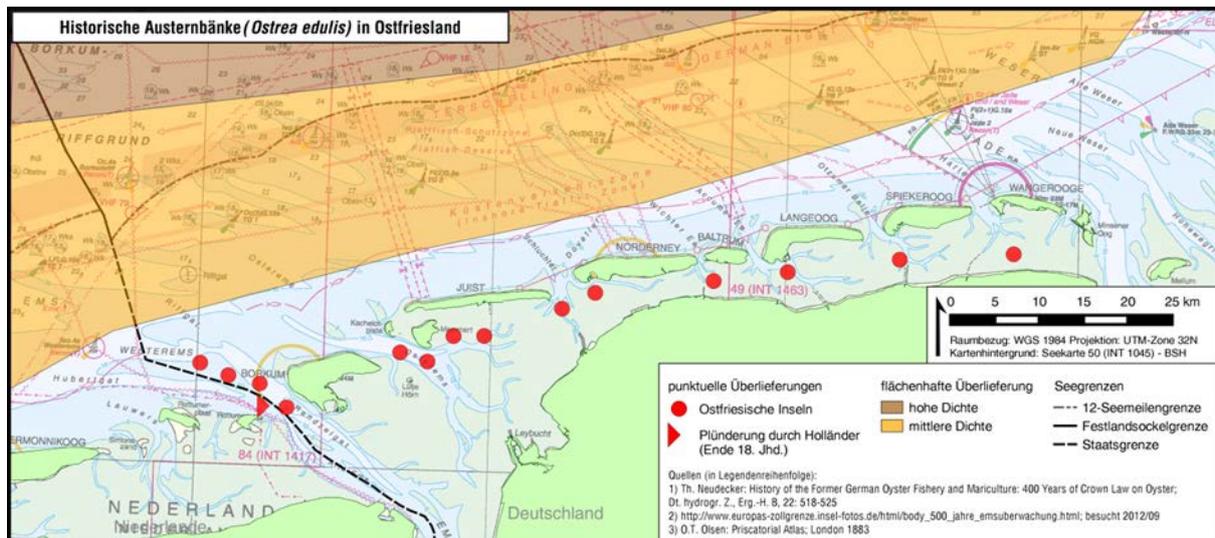


Abbildung 6: Historische Verbreitung der Austernbänke im ostfriesischen Wattenmeer (rot) (Lage der Bänke entnommen aus NEUDECKER, 1990b).

Die **Helgoländer Austerbank** befand sich etwa 4 sm ost-südöstlich von Helgoland am Nordhang der Helgoländer Tiefen Rinne in einer Tiefe von 23 bis 28 m. Mit einer Fläche von 0,8 km² war sie vergleichsweise klein (BOOS et al., 2004).

Für die Hauptzeit der Helgoländer Austernfischerei finden sich bei CASPERS (1950) statistische Fangdaten, die für die Jahre 1873/1874 auf dem „Jahresbericht der Commission der wissenschaftlichen Untersuchung der deutschen Meere“ und für die Jahre 1875 bis 1886 auf Aufzeichnungen des Helgoländer Lehrers Th. Schmidt beruhen (Tabelle 1).

Wie der Fangstatistik zu entnehmen ist, wurde die Austernfischerei immer nur an wenigen Tagen im Jahr betrieben. Dabei wurden lediglich die großen Muscheln angelandet, während die kleineren wieder über Bord gingen. Die höchsten Erträge mit Gesamtzahlen gefangener Austern von 350.000 bis einer halben Million wurden in den Jahren 1875 bis 1877 erzielt. Ab 1878 setzte ein deutlicher Rückgang der Erträge ein, so dass von 1879 bis 1882 eine Schonzeit eingerichtet wurde. In den Fangsaisons 1882/84 fand erneut eine intensive Fischerei statt, die wieder einen höheren Fangertrag ergab. In den Folgejahren brach der Austernbestand dann abermals zusammen. Nach 1886 wurde die Nutzung der Austerbank verpachtet und eine Fangstatistik wurde nicht mehr veröffentlicht (BOOS et al., 2004; CASPERS, 1950).

Tabelle 1: Fangstatistik für die Helgoländer Austerbank (nach CASPERS, 1950).

Fangsaison	Zahl der Fangtage	Gesamtzahl Ausfahrten	Höchstzahl Fahrzeuge pro Tag	Höchstzahl Austern pro Tag	Durchschnittszahl der von jedem Boot bei einer Ausfahrt gefangenen Austern	Gesamtzahl gefangener Austern
1872/73	5	-	-	35.000	-	160.000
1873/74	15	299	55	23.000	734	219.000
1874/75	-	-	-	-	-	166.600
1875/76	9	348	50	56.100	1.007	350.000
1876/77	16	515	56	58.800	775	399.000
1877/78	21	602	55	53.350	841	506.380
1878/79	9	232	50	33.500	402	93.275
1879/80	3	37	19	13200	428	15.840
1882/83	9	312	72	36.300	565	170.190
1883/84	3	26	13	5.100	431	11.200
1884/85	1	1	1	550	550	550
1885/86	1	3	2	2.000	833	2.500

Nach einer Schätzung der Biologischen Anstalt Helgoland (BAH) umfasste die Helgoländer Austerbank im Jahre 1900 ungefähr 1,5 Millionen Tiere. Der Bestand war überaltert mit einem Großteil von Muscheln, die bereits 20 bis 30 Jahre alt waren, während Jungtiere fehlten. Hinzu kam, dass die Hälfte der Austern vom Bohrschwamm *Cliona ciliata* befallen war. Im Zeitraum 1910 bis 1923 wurde die kommerzielle Fischerei eingestellt. Letztendlich erholte sich der Bestand auch trotz der durch den 1. Weltkrieg verursachten Schonzeit nicht mehr (BOOS et al., 2004; CASPERS, 1950).

Insgesamt betrachtet ist die übermäßige fischereiliche Nutzung für den Zusammenbruch der Helgoländer Austerpopulation verantwortlich zu machen. Wie andernorts führte auch hier die selektive Entnahme der großen, marktreifen Austern zu einer Dezimierung der Bestände.

Untersuchungen von CASPERS (1950) in den Jahren 1936/37 zur Lebensgemeinschaft der Helgoländer Austernbank ergaben, dass anstelle der ehemaligen Austern nunmehr die Nussmuschel *Nucula nucleus* als dominierendes Faunenelement vorkam. Ansonsten war das ehemalige Artenspektrum der Austernbank unverändert. Wie eine Vergleichsuntersuchung aus dem Jahre 2003 ergab, existiert die von CASPERS vorgefundene Faunengesellschaft nicht mehr. Für diesen Zustand ist mit ziemlicher Sicherheit die intensive Boden-Schleppnetzfisherei in diesem Gebiet verantwortlich (BOOS et al., 2004).

Die sehr großen Bestände von „**Tiefsee-Austern**“ bzw. „**Nordseeaustern**“ der **südlichen Nordsee** wurden erst um die Mitte des 19. Jahrhunderts entdeckt. Über die tatsächliche Ausdehnung des sog. „Austerngrundes“ existieren keine genauen Daten. Nach MÖBIUS (1877) begann das Gebiet der „Tiefsee-Austern“ als schmaler Streifen SO von Helgoland und zog sich dann als 15 - 22 km breiter Streifen WNW von Helgoland bis weit nach Westen in die Nordsee hinein. Die Wassertiefe lag in diesem Gebiet bei 33-34 m.

In dem von OLSEN (1883) veröffentlichten „Piscatorial Atlas“ erstreckt sich das Verbreitungsgebiet dieser Nordseeaustern von Helgoland nordwestlich bis zur Doggerbank und im Süden entlang der ostfriesischen und niederländischen Inselkette. Wie die Karte zeigt, existierte auch im Ärmelkanal ein größerer Bestand von „Offshore-Austern“ (Abbildung 7).

Auf jeden Fall war das Austernvorkommen in der südlichen Nordsee viel umfangreicher als dasjenige im Wattenmeer. So weisen historische deutsche Fischereikarten große Gebiete mit Austern bei Helgoland (Austerngrund) und „Austerngründe“ in der südlichen Nordsee nordwestlich von Helgoland bis zur Doggerbank aus. Nach Schätzung von BERGHAIN und RUTH (2005) war der Austernbestand mindestens 100- bis 1.000-mal so groß, wie der über 200 Jahre dokumentierte Bestand im nordfriesischen Wattenmeer. Seine Fläche soll ungefähr 21.000 km² betragen haben.

Kurz nach seiner Entdeckung blieb auch der Austerngrund der offenen Nordsee nicht von Überfischung verschont. MÖBIUS (1877) schreibt dazu: „Holländische und deutsche Fischer betreiben hier besonders in den Monaten August, September und Oktober Austernfischerei und fangen mit einem Schleppnetzzug manchmal an die 1.000 Stück. Bisweilen geraten große Klumpen aneinander gewachsener Austern ins Netz“.

Wie andernorts blieben auch die Nordseeaustern nicht von Raubbau verschont. Es existierten keine den Fang regulierenden Pachtverträge, und bereits nach relativ kurzer Zeit erwiesen sich auch diese großen Bestände als so erschöpft, dass sich die Austernfischerei nicht mehr lohnte.

Leider ist über die von den sublitoralen Austern ausgebildeten biogenen Riffstrukturen nichts Genaueres bekannt. Der hohe Fangertag lässt aber vermuten, dass sie den Meeresboden mehr oder weniger flächig bedeckt haben müssen. Darauf, dass die Austern zu einem gewissen Anteil miteinander verwachsen waren, weist der in englischen Publikationen verwendete Begriff „coarse oysters“ hin. Diese „groben Austern“ entsprachen nicht den Anforderungen des Marktes nach wohlgeformten Einzeltieren, wie sie die im Wattenmeer kultivierten Austern erfüllten.

Die „Tiefseeaustern“ wurden von niederländischen und deutschen Fischern in deren Heimathäfen angelandet. Im 18. Jahrhundert wurde bei Wangerooge ein Gebiet zur Zwischenlagerung der in der offenen See gefangenen Austern eingerichtet.

In den Fischereikarten der ehemaligen Deutschen Seewarte und des Deutschen Hydrographischen Instituts (Karten 1915 – 1968) befinden sich im Seegebiet der zentralen Deutschen Bucht mehrere Eintragungen, die auf das Vorkommen von Austern hinweisen. Abbildung 8 zeigt einen Ausschnitt der Fischereikarte von 1915 (Seekarte 112) mit den rot

markierten Angaben auf Austernvorkommen. In den neueren Ausgaben dieser Fischereikarte bis zum Jahr 1968 sind diese Hinweise auf Austern unverändert zu finden. Da in der Literatur kein Hinweis auf eine nennenswerte Fischerei von „Offshore-Austern“ zu Beginn des 20. Jahrhunderts zu finden ist, darf man vermuten, dass bereits die in der Fischereikarte von 1915 aufgeführten Ortsangaben nicht mehr die zu damaliger Zeit für die Fischerei nutzbaren Austernfanggründe anzeigten.

Dass auf dem „Austerngrund“ der Nordsee Mitte der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts offensichtlich keine lohnende Austernfischerei mehr möglich war, lässt folgende, bei HAGMEIER und KÄNDLER (1927) zu findende Anmerkung (S. 70), vermuten: „Während der Märzfahrt des Reichsforschungsdampfers „Poseidon“ wurden auf dem Austerngrunde der Nordsee Beobachtungen angestellt. Während ein 0,5 sm- langer Zug mit einem Austerneisen gänzlich erfolglos war, wurden in mehreren Kurrezügen insgesamt 42 Austern gefangen, deren Maß hier mitgeteilt sind:“. Die mittleren Positionen der beiden ertragreichsten Kurrenzüge (25 und 14 Austern) werden mit 54°24'N – 5°48'E und 54°21'N – 5°14'E angegeben. Diese Positionen liegen ungefähr 140 bzw. 170 km WNW von Helgoland.

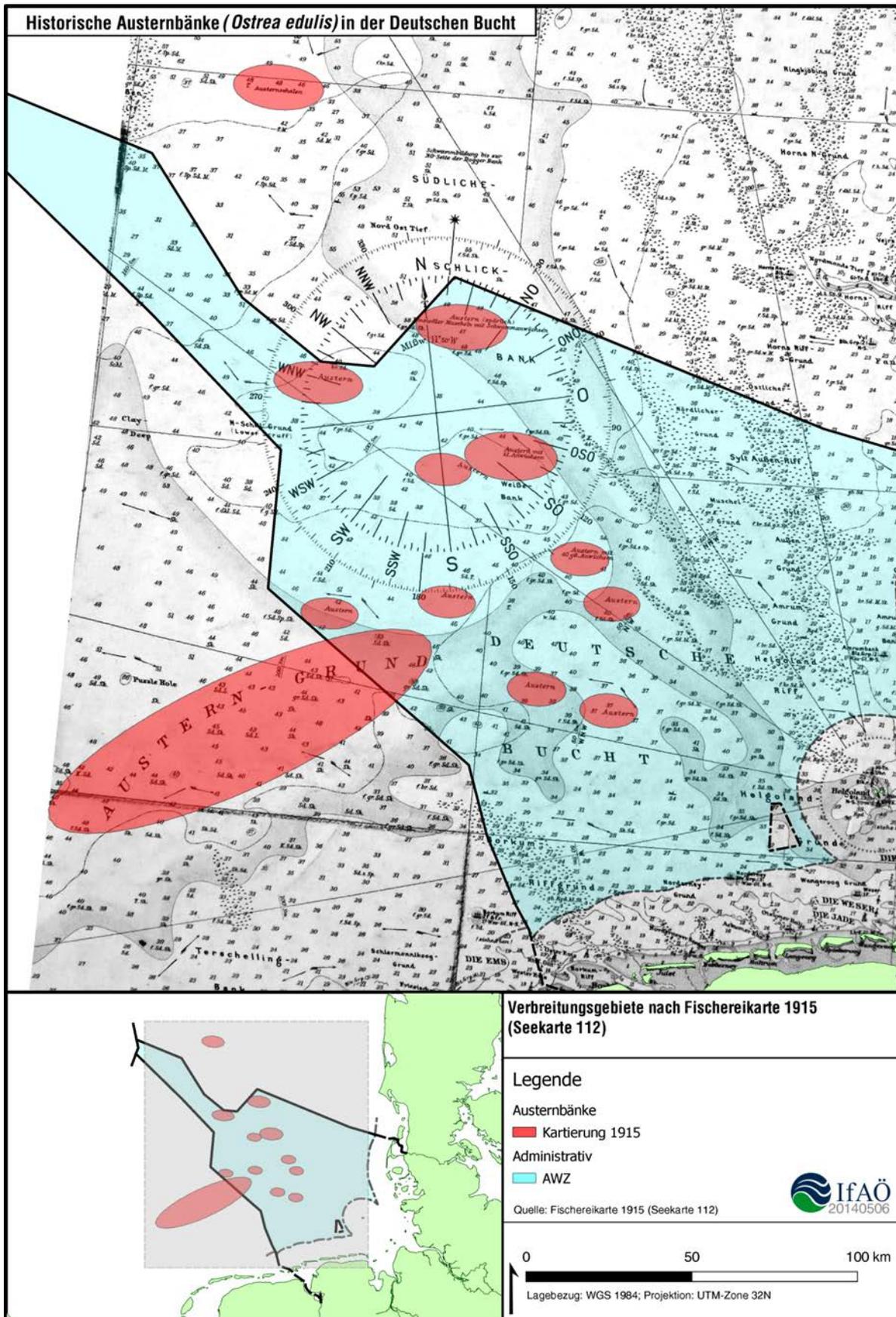


Abbildung 8: Ausschnitt aus der Fischereikarte von 1915 mit markierten Hinweisen auf das Vorkommen von Austern.

Bei NEUDECKER (1990a) ist der zeitliche Verlauf der Fangerträge für die vier genannten Fanggebiete dargestellt (Abbildung 9). Wie bereits ausgeführt, waren die ostfriesischen Austernbänke bereits in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts erschöpft, während Austern im nordfriesischen Wattenmeer noch zu Beginn des 20. Jahrhunderts kommerziell gefischt wurden. Der Kurvenverlauf für die Helgoländer Austernbank basiert auf der relativ genauen Fangstatistik der Jahre 1872 bis 1886. Er zeigt, dass die Erträge nach einem anfänglichen Maximum binnen kurzer Zeit drastisch abnahmen. Nach einer Schonzeit von 1879 bis 1882 steigerte sich der Ertrag nur noch einmal für kurze Zeit (Tab. 1). Für die Fischerei auf dem Austerngrund existiert keine belastbare Fangstatistik (BERGHAHN & RUTH, 2005). Der in der Grafik verzeichnete Verlauf (C) entspricht zumindest nicht den Angaben von BERGHAHN und RUTH (2005), denen zufolge die Fischerei auf dem Austerngrund bis zur Mitte des 19. Jahrhunderts stetig zunahm und danach noch bis ungefähr zum Ende des Jahrhunderts durchgeführt wurde.

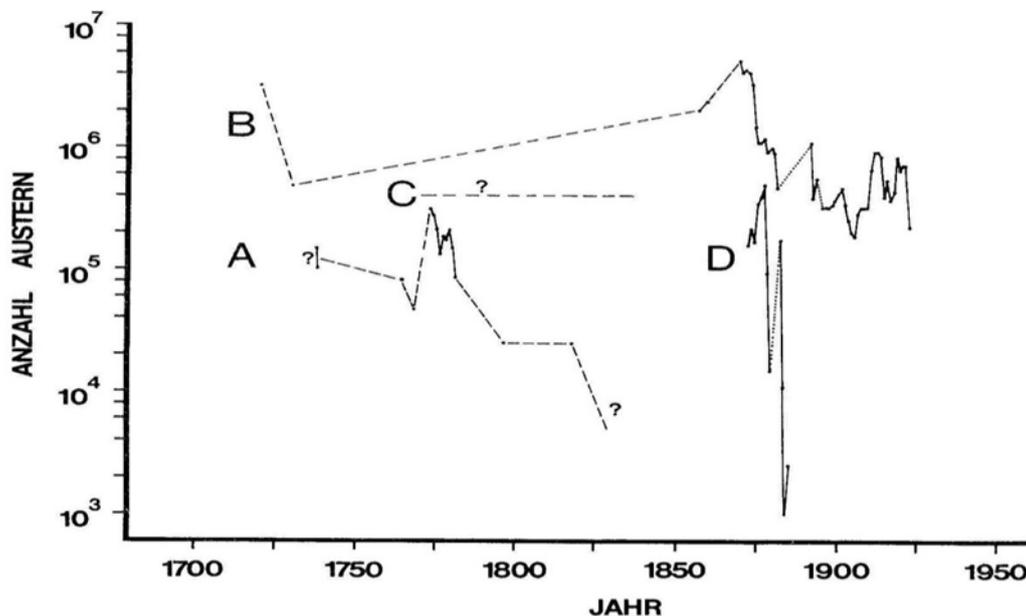


Abbildung 9: Fänge der deutschen Austernfischerei nach Literaturabgaben von 1700 bis 1950. A: Ostfriesland, B: Nordfriesland, C: Austerngrund, D: Helgoland (NEUDECKER, 1990a).

Unabhängig davon, welches der ehemaligen „Offshore“-Austernvorkommen in der deutschen Nordsee man betrachtet, ist das bereits vor ungefähr 100 Jahren nahezu vollständig erfolgte Aussterben der heimischen Auster in erster Linie ein Resultat des über mehrere Jahrhunderte erfolgten fischereilichen Raubbaus. In dieser Hinsicht unterschied sich die deutsche Austernfischerei nicht von der anderer Länder.

Nach NEUDECKER (1990a) zeigt das örtlich begrenzte Vorkommen der Auster im Wattenmeer, dass lokal mehrere Umweltbedingungen erfüllt sein müssen, um der Art eine Existenz zu ermöglichen. Diese speziellen Bedingungen wurden durch frühe Praktiken der Fischerei nicht erheblich verändert. Mit der Einführung immer effektiverer Fangtechnik, insbesondere der Motorisierung von Schiffen und dem gleichzeitigen Einsatz mehrerer Dredgen wurden aber die Austernbänke als Habitat für die Neuansiedlung von Larven zerstört. Mit dem Fang der marktfähigen Elterntiere reduzierte sich nicht nur die Anzahl der Larven sondern auch das bevorzugte Substrat zur Ansiedlung der Larven.

An dieser Stelle sei noch hervorgehoben, dass nicht überliefert ist, wie die von *O. edulis* gebildeten biogenen Riffhabitate vor ihrer frühen Ausbeutung durch den Menschen ausgesehen haben. Es ist davon auszugehen, dass zumindest in den letzten ca. 1.000 Jahren die küstennahen Austernbestände einem hohen und stetigen Fischereidruck durch den Menschen unterlagen und hinsichtlich ihres natürlichen Zustandes stetig degradierten. Ein zunehmender Raubbau und auch das spätere jahrhundertelange „Management“ von Austernbeständen verhinderte die Entwicklung von natürlichen Riffstrukturen. Durch die Entnahme der großen Speiseaustern wurde nicht nur die Rekrutierung geschwächt, sondern auch Ansiedlungsfläche für die Larven entnommen. Dies konnte auch nicht durch die Praxis Muschelschalen (cultch) als Larvensubstrat auszubringen kompensiert werden. Zudem hat die traditionelle Praxis des Ausbringens (relaying) von vereinzelt, juvenilen Austern die Ausbildung von Riffstrukturen verhindert. Austern sollten solitär wachsen, da sie nur dann gut vermarktet werden konnten.

Auch wenn nicht bekannt ist, wie ungestörte Austernriffe in prähistorischer Zeit im Bereich der Nordsee ausgesehen haben, ist davon auszugehen, dass das Küstenrelief einen maßgeblichen Einfluss auf die Struktur der Riffe hatte. So werden sich an flachen Küsten keine Riffe mit ausgeprägter vertikaler Struktur gebildet haben. Hierzu bedurfte es eher eines steil abfallenden Küstenverlaufs.

Erst vor kurzem wurden an der bulgarischen Küste mächtige, von *Ostrea edulis* gebildete Riffstrukturen beschrieben. Die Riffe liegen in einer Tiefe von 7 bis 23 m. Sie bilden dort turmartige, biogene Strukturen von 7 m Höhe, 30-50 m Länge und 10 m Breite. Die in den Jahren 2007-2008 untersuchten Riffe wiesen jedoch keine lebenden Austern mehr auf. Es sollen sich aber an anderen Orten der Küste noch Vorkommen lebender Austern befinden (TODOROVA et al., 2009).

Die mächtigen bulgarischen Austernriffe stellen wahrscheinlich eine an die besonderen lokalen Gegebenheiten angepasste Ausnahme dar. Sie zeigen aber die Plastizität der biogenen Strukturen, die von der Europäischen Auster gebildet werden können.

Obwohl die ehemals in der deutschen Nordsee vorhandenen Austernbänke aufgrund der jahrhundertelangen Ausbeutung nicht den potenziell möglichen Riffstatus besaßen, stellten sie dennoch besonders artenreiche Lebensräume dar, wie beispielsweise die Untersuchung von CASPERS (1950) über die Lebensgemeinschaft der Helgoländer Austernbank belegt. Der Artenreichtum damaliger Austernbänke beeindruckte auch Karl August MÖBIUS (1877), der am Beispiel der „Lebendgemeinde“ einer Austernbank den Begriff der „Biozönose“ in die Ökologie einführte.

Zwischenfazit

- Der Verlust der Austernbänke im Wattenmeer und in der südlichen Nordsee ist primär eine Folge der über einen langen Zeitraum erfolgten Übernutzung und der damit verbundenen Zerstörung der ursprünglichen Riffstruktur.
- Durch die Entnahme der marktfähigen Austern wurde der reproduktivste Anteil eines Bestandes geschwächt. Außerdem reduzierte sich dadurch die Ansiedlungsfläche für den Nachwuchs und somit insgesamt die Rekrutierung.
- Extreme klimatische Ereignisse wie kalte Winter oder das Auftreten von Feinden bzw. Konkurrenten können zur weiteren Degradation bereits verarmter Bestände beigetragen haben, sind aber nicht ursächlich für deren Auslöschung verantwortlich.
- Der Niedergang der Bestände setzte bereits früh ein. Die heutigen zusätzlichen Bedrohungsfaktoren wie beispielsweise invasive Prädatoren oder epidemische Erkrankungen waren damals noch nicht relevant.

3 Biologie der Auster

3.1 Biologische Beschreibung

Innerhalb der Klasse der Bivalvia (Muscheln) wird die Europäische Auster (*Ostrea edulis* L., 1758) taxonomisch zur Teilklasse der Pteriomorpha und dort zur Familie der Ostreoidae (Austern) gezählt. Morphologisch sind die ungefähr kreisrunden bis leicht elliptischen Schalen relativ flach. Mit der stärker gewölbten linken Schale ist die Auster am Substrat angewachsen. Die flache rechte Schale dient quasi als Deckel. Beide Schalen sind lediglich über ein Ligament miteinander verbunden; ein typisches Schloss fehlt. Das Schließen der Schalen erfolgt über einen einzigen Schließmuskel. Die Größe ausgewachsener Tiere liegt bei 10 bis 12 cm. Gelegentlich kommen auch sehr große Exemplare von bis zu 20 cm vor.

3.2 Reproduktion und Wachstum

Die Auster ist ein sog. protandrischer Zwitter, der bei Erreichen der Geschlechtsreife zunächst funktionell männliches Gonadengewebe zur Produktion von Spermien ausbildet. Daran anschließend bildet die Gonade weibliche Gonadenfollikel, in denen die Eier heranreifen (KORRINGA, 1952). Dieser Geschlechtswechsel vollzieht sich während der gesamten Lebensphase des Tieres. Der Wechsel von der weiblichen Phase zur männlichen verläuft relativ schnell und ist innerhalb weniger Tage vollzogen, während die Ausbildung des weiblichen Stadiums, wegen des größeren metabolischen Aufwands der Produktion der Eier, deutlich länger dauert (YONGE, 1960). Letztendlich wird die Geschwindigkeit des Geschlechtswechsels aber wesentlich von der Wassertemperatur und dem Nahrungsangebot bestimmt.

Die Häufigkeit mit der sich der Geschlechtswechsel vollzieht, steht im Allgemeinen in Beziehung zur geographischen Breite bzw. zur Dauer der Reproduktionsperiode. So bildet *O. edulis* in Skandinavien, den Limfjord eingeschlossen, gewöhnlich lediglich eine Geschlechtsphase im Jahr aus, d.h. zuerst reift die männliche und im folgenden Jahr die weibliche Gonade heran. Auf der geographischen Breite von Großbritannien findet gewöhnlich ein Geschlechtswechsel innerhalb eines Jahres statt, während er in der südlicheren Biskaya und im Mittelmeer mehrfach pro Jahr auftreten kann.

Funktional reife Männchen geben Spermien in Form von Spermienpaketen (Spermatophoren) in die Umgebung ab. In dieser Form bleiben die Spermien länger lebensfähig und können somit auch noch in größerer Entfernung von einem weiblichen Tier aufgenommen werden. Gelangen Spermienpakete über den Inhalationssypho in die Mantelhöhle eines reifen weiblichen Tieres, werden Eier in die Mantelhöhle abgegeben und dort befruchtet.

Eine Besonderheit von *Ostrea edulis* und weiterer *Ostrea*-Arten ist die sog. Ovoviviparie. Sie bedeutet, dass sich die Larven, in Abhängigkeit von der Wassertemperatur, zunächst für ungefähr 7 bis 15 Tage in der Mantelhöhle der Auster soweit entwickeln, dass sie schwimmen und Nahrung aufnehmen können. Mit dem Ausschwärmen der 170-180 µm großen Veligerlarven beginnt die ca. 7-12 Tage andauernde planktische Larvenphase (KORRINGA, 1952; YONGE, 1960). Als ovovivipare Spezies produziert die Auster vergleichsweise weniger, dafür aber größere Eier (ca. 150 µm) als z.B. die Amerikanische Auster (*Crassostrea virginica*) (KAMPHAUSEN, 2012). Die Eier sind vergleichsweise groß, da ausreichend Dotter für die anfängliche Entwicklungsphase in der Mantelhöhle des weiblichen Tieres zur Verfügung stehen muss.

Trotz der „aufwändigen“ Inkubationsphase kann eine einzelne Auster eine bis zwei Millionen Larven produzieren (WALNE, 1964). Bei günstigen Temperatur- und Nahrungsbedingungen können Austern auch mehrmals im Jahr ablaichen.

In der Planktonphase ernährt sich die Larve von Mikroplankton, das sie mit Hilfe des um das Velum befindlichen Cilienkranzes in die Mundöffnung strudelt. Am Ende der planktischen Phase bildet die Larve einen Fuß, Byssusdrüse und Sinnesorgane zur Wahrnehmung von Licht und Schwerkraft aus. Mit Hilfe des Fußes kann die Pediveligerlarve (300 µm) auf Oberflächen umherkriechen, um sich ein geeignetes Substrat zur Ansiedlung zu suchen. Dabei ist sie noch in der Lage, schwimmend den Ort zu wechseln und mehrmals Substrat zu prüfen, bis sie schließlich geeignetes Substrat für den finalen Anheftungsprozess gefunden hat. Für diesen wird die Byssusdrüse benötigt, deren Inhalt als Klebstoff zur Fixierung der linken Schalenhälfte am Substrat dient.

Das Erreichen der Geschlechtsreife variiert in Abhängigkeit von der Wassertemperatur. Im dänischen Limfjord und in Großbritannien dauert das Erreichen der Geschlechtsreife normalerweise drei bis vier Jahre (COLE, 1941).

Die Anzahl der Eier (Fekundität), die eine Auster produziert, hängt weniger von der Größe des Tieres als vielmehr von seinem Alter ab (KORRINGA, 1952). Größere Individuen tragen aber generell mehr zur Rekrutierung bei als kleinere. Im Allgemeinen produzieren früh im Jahr laichende Austern mehr Larven als später im Jahr laichende Austern. Wahrscheinlich wurden Reservestoffe bereits in der vorausgehenden männlichen Phase verbraucht (KORRINGA, 1952).

In der niederländischen Oosterschelde beginnt das Ablaichen im frühen Juni und erreicht seinen Höhepunkt Ende Juni/Anfang Juli, um dann im August langsam abzuflauen (KORRINGA, 1952). Bei den ehemaligen Austernbeständen im nordfriesischen Wattenmeer begann die Fortpflanzungszeit im Juni und endete im August/September (MÖBIUS, 1877). Im Limfjord laicht die Auster im Sommer sobald die Wassertemperatur 15 °C beträgt (MOODY MARINE LTD, 2012).

Wie bei allen marinen Wirbellosen mit hoher Fekundität ist die Mortalität bei *O. edulis* während der Planktonphase und des ersten juvenilen Lebensabschnitts sehr hoch. Nach einer Schätzung von KORRINGA (1946) erreichen von einer Million Larven lediglich 250 das Stadium von Saataustern. Von diesen sterben wiederum 95% vor Eintritt des Winters.

Die Rekrutierung eines Bestandes wird maßgeblich von dessen Individuendichte beeinflusst. So sind das Vorhandensein von Muschelaggregaten und eine Synchronisation des Laichgeschäftes wichtig für einen guten Befruchtungserfolg. Sinkt die Individuendichte unterhalb eines Schwellenwertes nimmt die Wahrscheinlichkeit einer Befruchtung ab, da nur noch vereinzelte Individuen einen Paarungspartner finden. Unter diesen Bedingungen ist ein Verlust der genetischen Fitness eines Bestandes wahrscheinlich.

Aus diesem Grunde werden bei der Restauration degradierter Austernbestände Maßnahmen ergriffen, welche die Individuendichte erhöhen. Dies kann durch das Einbringen von ortsfremden Austern oder durch das Zusammenlagern von weit zerstreut liegenden Individuen erfolgen. Beispielsweise werden bei der Austernfischerei im schottischen Loch Ryan die nicht für die Vermarktung bestimmten Austern (<70 g) wieder in einer hohen Dichte von bis zu 100 Tieren pro m² zurück gelegt, um die Bedingung für einen hohen Befruchtungserfolg zu verbessern (HUGH-JONES, 2003).

Bei einer Neuansiedlung der Auster ist eine hohe Individuendichte der Gründerpopulation auch deshalb wichtig, da das Geschlechterverhältnis und auch der Anteil geschlechtsreifer Individuen innerhalb des ausgebrachten Bestandes nicht bekannt ist.

Zwischenfazit

- Die Rekrutierung von Austerbeständen erfolgt unregelmäßig und sporadisch, so dass die Anzahl von Individuen einer Population natürlicherweise mehr oder weniger deutlich schwankt.
- Aufgrund der Variabilität des Rekrutierungserfolges reagieren *O. edulis*-Bestände sehr empfindlich auf eine Übernutzung. Sie benötigen generell viel Zeit, um sich von Bestandseinbrüchen zu erholen.
- Eine hohe Individuendichte innerhalb eines Bestandes ist eine wichtige Voraussetzung für eine erfolgreiche Rekrutierung.

4 Abiotische Einflussfaktoren (auf Wachstum und Überleben)

4.1 Temperatur

Die Temperatur zählt zu den wichtigsten Faktoren, die Wachstum und Fortpflanzung von *O. edulis* beeinflussen. Insbesondere im nördlichen Verbreitungsgebiet ist die Temperatur der primäre Faktor für eine erfolgreiche Reproduktion. So erfolgt eine Rekrutierung der natürlichen Austernbestände i.d.R. nur wenn die Wassertemperatur mindestens 15-16 °C erreicht.

Die Larven entwickeln sich bei höheren Wassertemperaturen schneller, so dass sich auch die planktische Lebensphase verkürzt, vorausgesetzt, dass ausreichend Nahrung zur Verfügung steht. Nach LAING et al. (2005) führt sowohl eine kurz- als auch längerfristige Zunahme der Wassertemperatur zu einer besseren Rekrutierung und damit zu einem längerfristigen Überleben von Austernbeständen.

Es gibt zahlreiche historische Belege dafür, dass Austernbestände durch äußerst kalte Winter drastische Verluste erlitten haben. Das betraf insbesondere Austernbänke, die bei niedrigem Wasserstand Wind und kalten Lufttemperaturen ausgesetzt waren. So wurden die ehemaligen Austernbänke im Wattenmeer durch sehr kalte Winter in den Jahren 1728/29 und 1829/30 schwer geschädigt. Die durch extreme Winterbedingungen verursachten Bestandsverluste werden immer wieder als ein bedeutender Faktor genannt, der – in Verbindung mit einer Überfischung – zum Niedergang von Beständen der Europäischen Auster beitrug (HAGMEIER & KÄNDLER, 1927; MÖBIUS, 1877).

Wenngleich in der Literatur zumeist Wassertemperaturen von um die 15 °C als Voraussetzung für eine erfolgreiche Reproduktion genannt werden, existieren offensichtlich auch europäische Populationen, die an kälteres Klima angepasst sind. Andernfalls hätten nicht einst die schottischen Gewässer zu den besten Austerngründen Europas gezählt. Auch die norwegischen Wildbestände sind ebenso in der Lage sich erfolgreich fortzupflanzen. Es ist aber davon auszugehen, dass die Rekrutierung in höheren Breiten langsamer und unregelmäßiger verläuft als in südlicheren Breiten.

Auch die „Tiefseeaustern“ der offenen Nordsee hatten sich, trotz niedriger sommerlicher Wassertemperatur am Meeresboden (Abbildung 10), vermutlich über einen langen Zeitraum, zu einem flächenmäßig sehr großen Bestand entwickelt. Mit dem durch den Klimawandel zu erwartenden Anstieg der Wassertemperatur ergeben sich potenziell bessere Lebensbedingungen für die Auster im tieferen Sublitoral der Nordsee.

Zwischenfazit

- Die Temperatur ist ein entscheidender Umweltfaktor, der wesentlich die Rekrutierung und damit das Überleben eines Austernbestandes beeinflusst.
- Standorte, die für eine Wiederansiedlung der Auster gewählt werden, sollten keine extrem kalten Wassertemperaturverhältnisse aufweisen.
- Standorte in geringerer Wassertiefe von ca. 20 – 30 m bieten den Vorteil, dass bei ihnen früher im Sommer wärmere bodennahe Wassertemperaturen auftreten als in tieferen Meeresgebieten.

Status der Europäischen Auster – Wiederansiedlung in der Nordsee

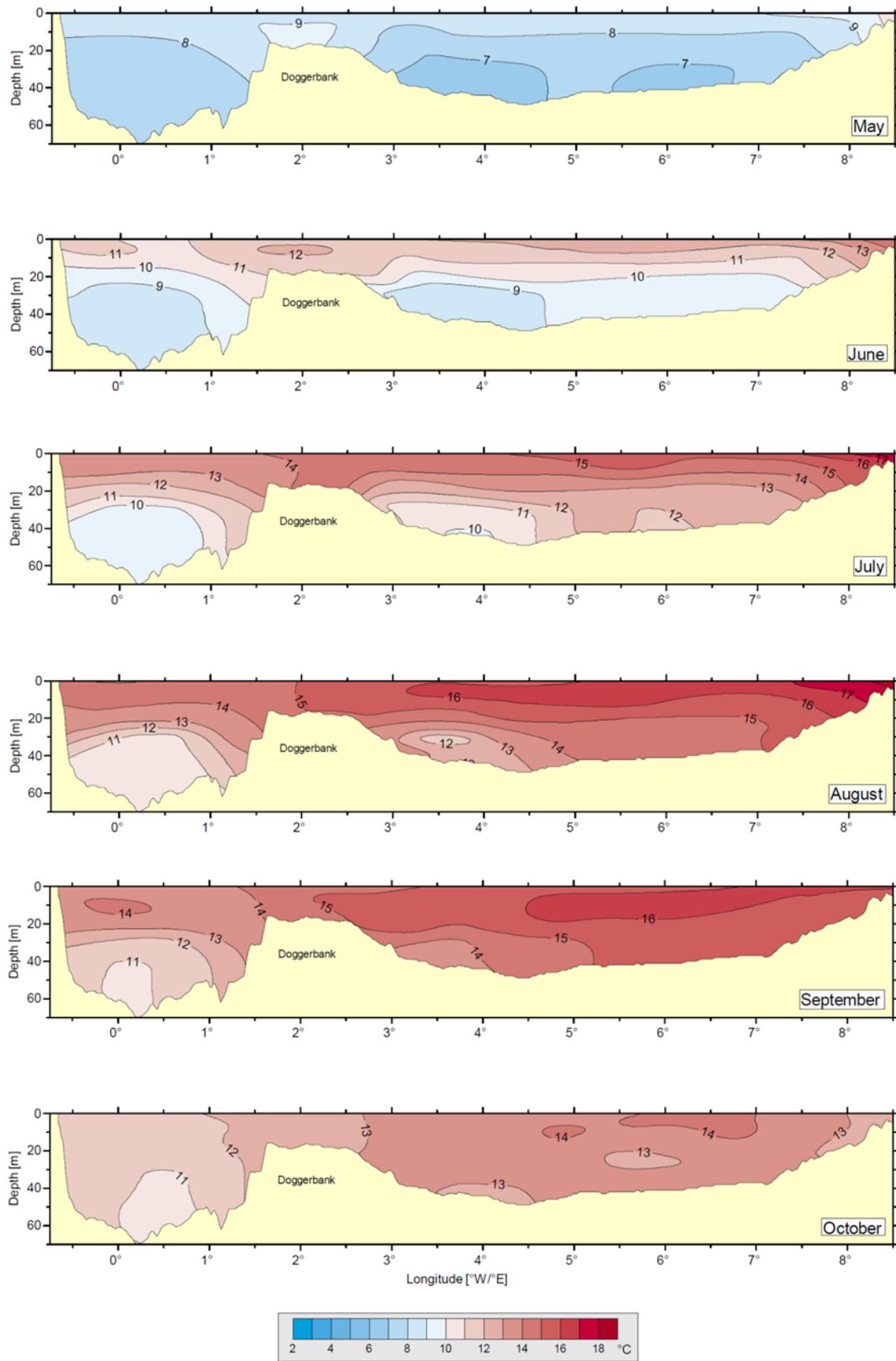


Abbildung 10: Monatsmitteltemperatur (1902 – 1954) der Nordsee entlang eines Schnittes auf 54°30'N (aus TOMCZAK & GOEDECKE, 1964).

4.2 Salzgehalt

Die Auster kommt vorzugsweise in Meeresgebieten mit einer höheren Salinität (>30 PSU) vor. Bei niedriger Wassertemperatur toleriert sie zeitweilig auch geringere Salzgehalte von 16-19 PSU. Bei einer Temperatur von unter 10 °C ist die Stoffwechselaktivität reduziert und die Auster kann im Winter z.B. Perioden, die mit einem Eintrag von Süßwasser gekoppelt sind, überstehen (HUTCHINSON & HAWKINS, 1992).

Zwischenfazit

- Im tieferen Sublitoral der Deutschen Bucht ist der Anspruch der Auster an einen hohen Salzgehalt immer erfüllt.
- Ein höherer Salzgehalt in küstenfernen Seegebieten bietet auch einen gewissen Schutz vor einer Infektion mit dem Krankheitserreger *Marteilia refringens*, der eine geringere Salinität bevorzugt.

4.3 Substrat

Austern können prinzipiell auf unterschiedlichen Arten von Hartsubstrat wie beispielsweise Fels, Kies oder schlickigem Sand mit Muschelschill siedeln. Sie zeigen aber durchaus deutlich eine Vorliebe für bestimmte Substrate. So siedeln Austernlarven vorzugsweise auf den Schalen von lebenden Artgenossen oder auf Schill in deren Nähe (Abbildung 11). Dieses Verhalten fördert die Entstehung von Aggregaten, die sich bei günstigen Bedingungen über einen längeren Zeitraum zu einem biogenen Riff entwickeln können. Die dadurch gegebene räumliche Nähe der Individuen ist gleichzeitig eine wichtige Voraussetzung für einen hohen Befruchtungserfolg. Vitale Austernbänke würden somit ihre „Selbsterhaltung“ fördern, indem sich immer wieder neue Larven dort niederlassen.



Abbildung 11: Austernschalen am Strand von Odde Sund Nord/Limfjord. Auf der stärker gewölbten linken Schale befinden sich Schalenreste von darauf angesiedelten jüngeren Austern (Foto: Gercken).

Die Bevorzugung von lebenden Austern als Siedlungssubstrat wurde auch experimentell bestätigt. Im Vergleich zu Muschelschalen (cultch) oder Dachziegeln wurde auf den Schalen von lebenden Austern ein stärkerer Larvenfall beobachtet (KORRINGA, 1952; KENNEDY, 1999).

Auch die ehemaligen deutschen Austernbänke waren eng an das Vorkommen von Muschelschill als Substrat gebunden. Im nordfriesischen Wattenmeer bestand der Schill auf fast allen Bänken vorwiegend aus Austernschalen. Daneben kamen auch noch unterschiedlich große Anteile von Schalen anderer Muscheln wie z.B. von Sandklaff-, Herz- und Miesmuscheln vor. HAGMEIER und KÄNDLER (1927) vermuteten: „dass die jetzt vorhandenen Schalen von vielen Generationen lebender Muscheln und Schnecken stammen und wohl zum Teil seit Jahrzehnten auf den Austernbänken liegen.“

Die Helgoländer Austernbank befand sich ebenfalls nur in dem eng begrenzten Gebiet, in dem häufig Muschelschill, namentlich Austernschalen, vorkamen. Unterhalb dieser Schillauflage bestand der Meeresboden aus schlickigem Sand (CASPER, 1950).

In der Aquakultur ist die Verwendung von künstlichen Substraten als „Larvenkollektoren“ (spat collector) eine gängige Praxis. Bereits frühzeitig wurden in Frankreich Dachziegel im Meer exponiert, um Saataustern für die weitere Aufzucht zu gewinnen (YONGE, 1960). In den Niederlanden bringen Muschelfischer im Juli im eingedeichten Grevelingen-See zerbrochene Miesmuschelschalen aus, um die Ansiedlungsfläche für *O. edulis* zu erhöhen. Diese Methode stößt aber auf Widerstand des Naturschutzes, da mit dem Einbringen von gebietsfremdem Muschelschill die Gefahr der unerwünschten Einschleppung von gebietsfremden Organismen verbunden ist.

Kollektoren sollten idealerweise effektiv, kostengünstig, wiederverwendbar und leicht im Meer auszubringen sein. Außerdem sollten sich die jungen Saataustern für die weitere Zucht leicht von der Oberfläche ablösen lassen. Im Rahmen des EU-Projektes „Oysterecover“ wurden verschiedene Typen von Muschelkollektoren anhand von Literaturdaten und in situ-Versuchen bewertet. Das niederländische IMARES-Institut testete die Effektivität von drei Kollektortypen: 1) Stapel konisch geformter PVC-Scheiben mit Kalkbeschichtung (chinese hats), 2) Bündel von Plastikröhren mit rauer Oberfläche und 3) mit Miesmuschelschalen gefüllte Maschensäcke. Aufgrund ihrer Effektivität, Nutzerfreundlichkeit und günstigen Kosten wurden die „Chinesenhüte“ und Muschelsäcke als am besten geeignete Kollektoren empfohlen (VAN DEN BRINK, 2012).

Im Rahmen von Regenerations- und Wiederansiedlungsmaßnahmen wird im Allgemeinen immer zusätzlich Hartsubstrat eingebracht, um die Ansiedlung von Larven zu begünstigen. Da hierfür zumeist keine Austernschalen zur Verfügung stehen, werden Schalen anderer Muscheln wie z.B. der Miesmuschel oder der Pilgermuschel verwendet.

Zukünftig wird in der deutschen AWZ mit dem Bau der zahlreichen Windparks die Fläche an künstlichem Hartsubstrat deutlich zunehmen. Die verschiedenen Fundamenttypen (Monopile, Jacket, Tripod) sowie der Kolkschutz werden bekanntlich schnell von Aufwuchsorganismen besiedelt. Darunter ist auch die Miesmuschel, von der man annehmen darf, dass sie im Laufe der Zeit Ansammlungen von Muschelschill ausbilden wird. Möglicherweise können diese Schill-Agglomerate dann auch von Austernlarven besiedelt werden. Bei Untersuchungen zum Epibenthos im 2002 errichteten Windpark Horns Rev an der dänischen Westküste wurde *Ostrea edulis* im Kolkschutzbereich der Monopiles nachgewiesen (ANONYMUS, 2006). Auch im 2006 errichteten holländischen Offshore Windpark Egmond aan Zee wurden im Rahmen der benthischen Lebensgemeinschafts-Untersuchungen im Jahr 2011 einige Exemplare der vermutlich Europäischen Auster erfasst. Die Austern siedelten dort im oberen Bereich der Monopiles in der intertidalen Zone (BOUMA & LENGKEEK 2012). Im Bereich des Kolkschutzes wurden hingegen keine Austern gefunden.

Die Auswahl eines effektiven Substrates ist nicht nur bei der Larvenansiedlung im Freiland, sondern auch unter Kulturbedingungen in Zuchtbetrieben von Bedeutung. Das verwendete

Substrat sollte möglichst „attraktiv“ sein, damit ein hoher Prozentsatz an Larven die kritische Phase der Ansiedlung und Metamorphose übersteht. Im Zuchtbetrieb Ostrea Sverige AB auf den schwedischen Kosterinseln und in der Zuchtanlage des Danish Shellfish Centre (DSC) am Limfjord werden den anheftungskompetenten Larven fein gemahlene Austernschalen (<1mm) als Substrat angeboten. Diese kleinen Schalenbruchstücke genügen den ca. 300µm großen Larven zur Ansiedlung (Gercken, pers. Beobachtung).

Die Larvenansiedlung und Metamorphose von *O. edulis* unter Zuchtbedingungen ist im Allgemeinen immer noch mit großen Verlusten verbunden. Insofern ist man bemüht, diese kritische Phase der künstlichen Aufzucht zu optimieren, indem durch chemische Faktoren die Ansiedlung der Larven induziert wird und synchronisiert erfolgt. Wie jüngste Untersuchungen gezeigt haben, lässt sich die Effektivität der Larvenansiedlung durch die Gabe von Neurotransmittersubstanzen deutlich verbessern. Von verschiedenen getesteten Substanzen erwies sich der Neurotransmitter GABA (gamma-Aminobuttersäure) als besonders effektiv hinsichtlich der Induktion und Synchronisation der Larvenansiedlung (MESIAS-GANSBILLER et al., 2013).

Zwischenfazit

- Austernlarven siedeln bevorzugt auf den Schalen der eigenen Artgenossen oder auf autochthonem Schill. Dieses Verhalten fördert von Austern gebildete Riffstrukturen.
- Bei einem Wiederansiedlungsversuch ist es notwendig, in größerem Umfang geeignetes Hartsubstrat wie z.B. Muschelschill zur Larvenansiedlung auszubringen.
- Die Installation von Larvenkollektoren im Umfeld eines Wiederansiedlungsstandortes kann der Kontrolle des Reproduktionserfolges bzw. des Larvenfalls dienen. Bei erfolgreicher Besiedlung können sie zur Vergrößerung der Gründerpopulation beitragen.
- Mit der zunehmenden Installation von Windparks in der deutschen AWZ könnte sich der Anteil an potenziell nutzbarem Hartsubstrat für die Ansiedlung von *O. edulis* erhöhen.

4.4 Wassertiefe, Exposition und Strömung

Austern können ausgedehnte Riffe in der unteren Gezeitenzone und in tieferen sublitoralen Regionen ausbilden. Im Allgemeinen ist die Gezeitenzone jedoch weniger besiedelt, da hier die schwankenden Umweltfaktoren einen stärkeren Stress verursachen. Austern kommen auch im unteren Sublitoral bis zu einer Wassertiefe von ca. 80 m vor. Ein Beispiel hierfür sind die erwähnten „Tiefsee-Austern“ der Deutschen Bucht, die ehemals, bis zu ihrer Entdeckung und Auslöschung durch Überfischung im 19. Jahrhundert, große Bereiche der südlichen Nordsee von Helgoland bis zur Doggerbank besiedelten (NEUDECKER, 1990b; BERGHAHN & RUTH, 2005). In der Fischereikarte der Nordsee von 1915 sind die küstenfernen Vorkommen von Austern bis in einer Wassertiefe von ungefähr 40 bis 50 m verzeichnet (s. Abbildung 8).

Wasserströmungen beeinflussen Austern auf verschiedene Weise. Auf exponierten Lagen sind sie wichtig für die Zufuhr von Nahrungspartikeln. Beispielsweise profitierten die ehemaligen „Strombänke“ im Wattenmeer von der durch den Tidenstrom stetig aufrechterhaltenen Nahrungszufuhr (HAGMEIER & KÄNDLER, 1927).

Die lokalen Strömungsverhältnisse sind außerdem von Bedeutung für die Rekrutierungserfolge eines Bestandes. Eine stärkere Strömung wird die Larven während der planktischen Phase von ihrem Ursprungsort verdriften und damit die autochthone

Rekrutierung verringern. Andererseits können aber auch Austernbestände von einer allochthonen Larvenzufuhr aus anderen Gebieten profitieren. So wird vermutet, dass die Austernbänke des Wattenmeeres durch den Eintrag von Larven des Austerngrundes der südlichen Nordsee in ihrem Bestand gestützt wurden (BERGHAHN & RUTH, 2005; HAGMEIER & KÄNDLER, 1927). Außerdem ist wahrscheinlich die von den exponierten Strombänken des Wattenmeeres produzierte Brut den Austernbänken im inneren Bereich des Wattenmeeres zu Gute gekommen (HAGMEIER & KÄNDLER, 1927).

An Orten mit einem geringen Wasseraustausch, wie z.B. der Oosterschelde, besteht allgemein ein guter Rekrutierungserfolg. Die Larven finden in ihrem „Heimatbestand“ meist ausreichend Substrat zur Ansiedlung (KORRINGA, 1952).

Zwischenfazit

- Im Bereich der deutschen AWZ weist die Nordsee eine Wassertiefe auf, bei der Austern vor extremen klimatischen Bedingungen geschützt sind. Im Vergleich zum Eulitoral schwanken die dortigen hydrographischen Bedingungen relativ wenig.
- Bei der Auswahl eines Standortes für einen Wiederansiedlungsversuch sollten Messdaten und/oder modellierte Daten zu den dortigen lokalen Strömungsverhältnissen berücksichtigt werden.

5 Biologische Faktoren von Bedeutung für eine Wiederansiedlung

5.1 Krankheiten

Das Auftreten von Krankheitserregern ist ein Umweltfaktor, der für Austernbestände zur existenziellen Bedrohung werden kann. In Bezug auf die Europäische Auster gilt dieses insbesondere für epidemisch auftretende protozoische Parasiten, die schlimmstenfalls eine Massenmortalität verursachen können.

1920/21 verursachte der Flagellat *Hexamita* in natürlichen und kultivierten Austernbeständen in England, Frankreich, den Niederlanden und Deutschland derart hohe Verluste, dass einige sich nicht mehr davon erholten (YONGE, 1960). Seit einigen Jahrzehnten stellen hingegen die beiden Krankheitserreger *Bonamia ostreae* und *Marteilia refringens* die schwerwiegendste Bedrohung für die heimische Auster dar.

Als gefährlichste Erkrankung gilt die von *Bonamia ostreae* hervorgerufene Bonamiose. Mortalitätsraten von über 90% wurden beispielsweise in irischen Austernbeständen ermittelt (CULLOTY et al., 2004). Dieser einzellige Parasit befällt primär die Hämocyten (Blutzellen) (Abbildung 12) der Muschel und führt, nachdem er sich dort vermehrt hat, zu deren Absterben, wobei neue, infektiöse Parasitenstadien freigesetzt werden. *B. ostreae* wurde aber auch extrazellulär in den Kiemen und der Mitteldarmdrüse beobachtet (OIE, 2012a).

Jungaustern bis zu einem Alter von zwei Jahren sind besonders empfänglich für eine Infektion mit *B. ostreae*. Andererseits weisen erst ältere Individuen schwerere Krankheits-symptome auf. Der Weichkörper einer schwach infizierten Auster erscheint äußerlich zumeist normal. Erst bei einem starken Befall können deutliche pathologische Symptome wie eine Gelbfärbung von Organen, eine Schädigung des Bindegewebes und der Kiemen sowie eine insgesamt schlechte Kondition auftreten (OIE, 2012a).

Der Lebenszyklus von *B. ostreae* ist noch nicht vollständig aufgeklärt. Als gesichert gilt, dass der Parasit direkt von Auster zu Auster übertragen werden kann, wobei der Eintrittspfad vermutlich über die Kiemen erfolgt. Ob möglicherweise auch Zwischenwirte als Vektoren der Krankheit fungieren können, ist nicht bekannt (OIE, 2012a). Erst kürzlich wurde *B. ostreae* auch in den Larven von infizierten Austern mittels molekularbiologischer Diagnostik nachgewiesen. Austernlarven könnten somit möglicherweise zur Verbreitung der Bonamiose während ihrer planktischen Lebensphase beitragen (Arzul et al., 2011).

Als Standardmethode zum Nachweis der Bonamiose gilt die Diagnostik mittels histologischer oder cytologischer Präparate. In den letzten Jahren wurde auch die PCR-Technik als eine besonders sensitive Methode zum Nachweis von *B. ostreae* in Gewebeproben entwickelt (OIE, 2012a).

B. ostreae wurde erstmals 1979 in der Bretagne nachgewiesen (COMPS et al., 1980). In England war der erste Nachweis 1982, nachdem in Cornwall bei den dortigen Austern eine unerklärliche Mortalität auftrat (BUCKE & FEIST, 1985). Nach LAING et al. (2005) kommt die Bonamiose in Großbritannien im Süden und an der Ostküste vor, während Schottland, Wales und Nordirland nicht betroffen sind. Im Rahmen neuerer Untersuchungen wurde *B. ostreae* jedoch mittlerweile in kleineren Austernbeständen an der Westküste Schottlands nachgewiesen. Beim Austernbestand im Loch Ryan, dem größten kommerziell genutzten Austernbestand im Süden der schottischen Westküste, tritt die Bonamiose nicht auf. Irland (MURRAY et al., 2012), Spanien und die Niederlande sind weitere Länder, in denen Infektionen der heimischen Auster mit *B. ostreae* bekannt sind. Die Länder Dänemark, Schweden und Norwegen gelten derzeit als frei von Bonamiose. Allerdings wurde 2008 im Süden Norwegens in einem Austernbestand bei Arendal eine geringe Prävalenz von *B.*

ostreae nachgewiesen. Die Erkrankung breitete sich nicht aus und wurde bereits bei nachfolgenden Untersuchungen seit 2009 nicht mehr beobachtet. Das letzte Monitoring verschiedener norwegischer Austerbestände im Jahr 2012 ergab keinen positiven Bonamiose-Befund (MEDHUS et al., 2013).

Nach Untersuchungen der Universität Southampton sind Austern, die durch die Bearbeitung in Kultur und/oder hohe Bestandsdichten Stress erleiden, besonders anfällig für eine *Bonamia*-Infektion. Versuche ergaben, dass bei einer geringeren Bestandsdichte die zellulären Abwehrmechanismen den Erreger erfolgreich bekämpfen konnten. Bei höherer Individuendichte, wie sie z.B. mit Austernkörben in der Gezeitenzone vorzufinden ist, war diese Immunkompetenz nicht mehr vorhanden (LAING et al., 2005).



Abbildung 12: *Bonamia ostreae* in Hämozyten und frei im lockeren Bindegewebe an der Peripherie der Mitteldarmdrüse einer Europäischen Auster (H&E-Färbung). (European Reference Lab for Molluscs Diseases; www.eurl-mollusc.eu/Main-activities/Tutorials/Bonamia-sp).

Neben *B. ostreae* ist *Bonamia exitiosa* als weiterer haplosporider Einzeller in europäischen Gewässern nachgewiesen. Er befällt ebenfalls die Hämocyten und ruft dieselben Krankheitssymptome wie *B. ostreae* hervor. Der Parasit wurde in Europa zuerst in Spanien (Galizien) in *O. edulis* beobachtet (ABOLLO et al., 2008). Weitere Nachweise stammen aus dem Mittelmeer (Frankreich, Adria) und von Südeuropa (Cornwall) (OIE, 2012b).

Eine weitere schwerwiegende Krankheit, von der Austerbestände in europäischen Gewässern bedroht sind, ist die Martelliose. Erreger ist der einzellige Parasit *Marteilia refringens*, der insbesondere den Verdauungstrakt seiner Wirte befällt. Neben *O. edulis* zählen u.a. auch Miesmuscheln dazu, wobei die Auster aber eine deutlich höhere Anfälligkeit gegenüber *M. refringens* aufweist.

Der Lebenszyklus des Parasiten ist indirekt. Eine direkte Übertragung des Erregers von Auster zu Auster ist nicht bekannt. Verschiedene Befunde sprechen dafür, dass Zooplanktonorganismen als Zwischenwirte fungieren. Im Versuch ließ sich *M. refringens* von *O. edulis* und *Mytilus galloprovincialis* auf den Copepoden *Paracartia grani* übertragen. Der umgekehrte Transmissionsweg wurde jedoch experimentell nicht nachgewiesen (OIE, 2012c).

Die geographische Verbreitung von *M. refringens* reicht in Europa vom östlichen Mittelmeer (Adria, Griechenland) über die Iberische Halbinsel, Frankreich und Großbritannien bis zu den Niederlanden. In Schweden wurde *M. refringens* bislang lediglich in einer Miesmuschel-Kultur an der Westküste nachgewiesen. Aus Norwegen (MEDHUS et al., 2013) und dem dänischen Limfjord (MOODY MARINE LTD, 2012) sind keine Infektionen von *O. edulis* bekannt.

Infektionen treten bevorzugt bei höheren Wassertemperaturen und niedrigem Salzgehalt auf. In Abhängigkeit von den Umweltbedingungen kann *M. refringens* außerhalb des Wirtes von einigen Tagen bis zu 2-3 Wochen überleben (ICES, 2012; OIE, 2012b).

Infizierte Austern weisen unspezifische Krankheitssymptome wie Auszehrung und eine Verfärbung der Mitteldarmdrüse auf. Der sichere diagnostische Nachweis erfolgt entweder anhand histologischer Gewebeschnitte des Verdauungstraktes und der Kiemen oder durch molekularbiologische PCR-Diagnostik (ICES, 2012).

Bei der Planung einer Wiederansiedlung von Austern ist nicht allein der krankheitsfreie Status der importierten Austern zu beachten, vielmehr sollte auch geprüft werden, ob in dem zur Wiederansiedlung vorgesehenen Gebiet andere Organismen leben, die als mögliche intermediäre Wirte oder als Träger von Krankheitserregern fungieren und somit potenziell die Austern infizieren könnten. In Bezug auf Miesmuscheln aus den deutschen Küstengewässern gibt es nach Auskunft des Nationalen Referenzlabors für Muschelkrankheiten am Friedrich-Löffler-Institut (FLI/Insel Riems) jedoch keinen Nachweis von *B. ostreae* und *M. refringens* (pers. Auskunft Dr. Bergmann, Nov. 2012).

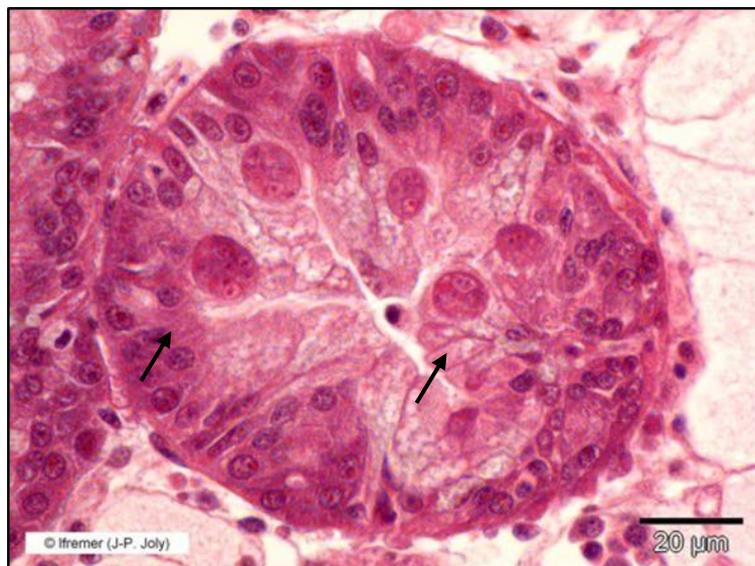


Abbildung 13: Histologischer Schnitt durch einen Verdauungstubulus einer Europäischen Auster mit fünf Plasmodien von *Marteilia refringens* im Verdauungsepithel (H&E-Färbung). (European Reference Lab for Molluscs Diseases; www.eurl-mollusc.eu/Main-activities/Tutorials/Marteilia-refringens).

Zwischenfazit

- Aus der gegenwärtigen Verbreitung der Bonamiose und der Marteiliose folgt, dass Austern von skandinavischen Populationen bzw. von dortigen Zuchtbetrieben am besten für einen Wiederansiedlungsversuch in der Deutschen Bucht geeignet wären.

- Der *Bonamia*- und *Marteilia*-freie Status der Austernpopulation im Limfjord ist durch ein EU-Zertifikat dokumentiert.
- Austern aus dem einzigen schwedischen Zuchtbetrieb besitzen ebenfalls einen *Bonamia*-freien Status. *Marteilia refringens* wurde an der Westküste Schwedens lediglich in einer Miesmuschelkultur nachgewiesen.

5.2 Feinde

Außer durch Krankheiten können auch Fressfeinde und Konkurrenten zu einer Gefährdung von Austernbeständen führen. Es sind dies überwiegend Invertebraten, aber auch einige Fischarten und Vögel. Im Allgemeinen sind die dünnchaligen Saataustern besonders von Fressfeinden betroffen. Mit zunehmender Größe und Schalendicke nimmt auch die Prädation ab. Ab einer Größe von ungefähr 3 cm Schalendurchmesser stellen Austern für Vögel, Krebse und Fische keine Beute mehr dar.

Zu den wirbellosen Räubern zählen beispielsweise der Gemeine Seestern (*Asterias rubens*), die Wellhornschnecke (*Buccinum undatum*), die Nordische Purpurschnecke (*Nucella lapillus*) und die Gemeine Strandkrabbe (*Carcinus maenas*).

In vielen Beständen der Europäischen Auster stellen Vertreter der räuberischen Stachelschnecken (Muricidae) die gefährlichsten Feinde dar. Es sind dies die Gerippte Purpurschnecke (*Ocenebra erinacea*), der Amerikanische Austernbohrer (*Urosalpinx cinerea*) und der Japanische Austernbohrer (*Ocenebrellus inornatus*). Während die Purpurschnecke in Europa heimisch ist, wurden die beiden anderen Arten durch den Transport von Austern von der Nordostküste der USA nach Europa eingeschleppt. Alle Arten ernähren sich von Muscheln, darunter auch Austern, indem sie mit ihrer gezähnten Radula ein Loch in die Schale ihrer Opfer bohren und somit an das Muschelfleisch gelangen.

Die erwähnten Stachelschnecken besitzen keine planktische Lebensphase. Sie heften ihre mehrere Eier enthaltenden Eikapseln auf Hartsubstrat wie z.B. Austernschalen. Die natürliche Ausbreitungsgeschwindigkeit ist somit relativ gering. Ihre jetzige regionale Verbreitung in Europa ist Folge der umfangreichen Verbringung von Austern und anderen Muschelarten von einem Meeresgebiet in ein anderes (VAN DEN BRINK & WIJSMAN, 2010).

Die genannten Vertreter der Stachelschnecken sind im deutschen Bereich der Nordsee nicht bzw. offensichtlich nicht nennenswert verbreitet. In der Benthos-Datenbank des IFAÖ sind zumindest keine Nachweise verzeichnet (R. Bönsch, pers. Mitteilung). In einer aktuellen Warnliste von für Deutschland potenziell invasiven Arten ist der Status von *U. cinerea* mit „fehlend“ angegeben (RABITSCH et al., 2013). In der Warnliste ist auch eine weitere Muricidae, die Asiatische Raubschnecke (*Rapana venosa*), als potenziell invasive Art aufgeführt.

In den Niederlanden sind die invasiven Amerikanischen und Japanischen Austernbohrer mit kommerziellen Muscheltransporten in die Oosterschelde, dem Zentrum der niederländischen Muschelzucht, eingeschleppt worden. Seit 2007 wurden dort sowohl adulte Schnecken als auch deren Eikapseln nachgewiesen. Für *R. venosa* existieren vereinzelte Nachweise aus der südlichen Nordsee (Belgien, Niederlande) (FEY et al., 2010).

Offensichtlich wurden diese drei räuberischen Arten aber noch nicht im niederländischen Wattenmeer beobachtet. Da ihre dortige Verbreitung ein Risiko für die Realisierung von Schutzziele der EU-FFH-Richtlinie bedeuten würde, wurde das IMARES-Forschungsinstitut mit einer Risikoanalyse beauftragt, um die Wahrscheinlichkeit einer Etablierung der drei Arten im Wattenmeer und die daraus folgenden Konsequenzen zu bewerten. Die Gutachter

kamen zu dem Fazit, dass eine Ausbreitung im Wesentlichen durch die Unterbindung von Muscheltransporten in das Wattenmeer verhindert werden kann. Sollten die drei Arten jedoch einmal das Wattenmeer erreicht haben, hätten sie dort keine Probleme, sich anzusiedeln und erfolgreich zu reproduzieren. Inwieweit heimische Arten möglicherweise durch ihre räuberische Aktivität geschädigt werden, ist nicht bekannt (FEY et al., 2010).

Bei einem Vorkommen dieser Neozoen im niederländischen Wattenmeer wäre eine weitere Verbreitung nach Osten in das deutsche Wattenmeer lediglich eine Frage der Zeit. Beim Amerikanischen und Japanischen Austerbohler wäre die natürliche Ausbreitungsgeschwindigkeit wegen der fehlenden Planktonphase geringer als bei der Asiatischen Raubschnecke mit ihren planktischen Larven. Sollte jedoch ein absichtlicher oder unabsichtlicher Transfer von Miesmuscheln aus der Oosterschelde in das Wattenmeer erfolgen, würde das Risiko einer Verschleppung dieser räuberischen Schnecken und weiterer Neozoen bestehen (FEY et al., 2010). Aus diesem Grund besteht ein generelles Verbot des Verbringens von Schalentieren aus dem Oosterschelde-Delta in das Wattenmeer (BOS et al., 2012).

Im Rahmen von Benthosuntersuchungen im dänischen Limfjord wurden neu eingewanderte Gastropoden entdeckt. Darunter eine ursprünglich als heimische Gerippte Purpurschnecke beschriebene Art, die sich später als der Japanische Austerbohler *O. inornatus* herausstellte. Während sich dieser Räuber in seiner ursprünglichen Heimat hauptsächlich von *C. gigas* ernährt, ist es im Limfjord die dort viel häufigere Europäische Auster. Derzeit ist die Verbreitung von *O. inornatus* auf ein kleines Gebiet beschränkt. Da sich aber eine reproduktive Population etabliert hat, ist mit einer weiteren Ausbreitung zu rechnen. (LÜTZEN et al., 2012).

In der Epifauna der ehemaligen nordfriesischen Austerbänke befanden sich nach HAGMEIER und KÄNDLER (1927) als räuberische Begleitfauna die Wellhornschnecke (*Buccinum undatum*), der Einsiedlerkrebs (*Eupagurus bernhardus*), die Strandkrabbe (*Carcinus maenas*) und der Gemeine Seestern (*Asterias rubens*), wobei die beiden letztgenannten als besonders starke Austerfeinde eingestuft wurden.

Zwischenfazit

- Das Vorkommen von räuberischen Austerfeinden ist ein nicht zu vernachlässigender Einflussfaktor, der sowohl bei der Auswahl eines Wiederansiedlungsstandortes als auch bei der Herkunft einer Spenderpopulation zu berücksichtigen ist.
- Bei einem möglichen Import von Austern aus dem Limfjord ist darauf zu achten, dass keine Adulten oder Eikapseln der Japanischen Stachelschnecke eingeschleppt werden.
- Bei einem Wiederansiedlungsversuch sind insbesondere Saataustern und Juvenile von Räufern bedroht, während größere Individuen nicht mehr gefährdet sind.
- Vertreter der Stachelschnecken sind im deutschen Bereich der Nordsee nicht bzw. offenbar nicht nennenswert verbreitet. In der Benthos-Datenbank des IfAÖ sind diesbezüglich keine Nachweise enthalten (R. Bönsch, pers. Mitteilung).

5.3 Konkurrenten

Eine Reihe von wirbellosen Arten konkurrieren mit *O. edulis* um Siedlungsraum und z.T. auch um Nahrung. Es sind dies beispielsweise Manteltiere (Ascidien) und Seepocken. Besonders negativ auf einen Austerbestand kann sich das Vorkommen der

Amerikanischen Pantoffelschnecke (*Crepidula fornicata*) auswirken. Diese Spezies wurde ursprünglich wahrscheinlich zusammen mit Austernimporten (*C. virginica*) in den Jahren 1887 und 1890 aus den USA nach Südengland eingeschleppt (ENO et al., 1997). Heutzutage reicht die Verbreitung der Pantoffelschnecke von Südnorwegen bis nach Spanien.

In Deutschland wurde die Pantoffelschnecke erstmals in den 1930er Jahren auf den Sylter Austernbänken nachgewiesen, wohin sie vermutlich mit importierten Austern aus den Niederlanden gelangte. Mittlerweile ist sie im gesamten Wattenmeer verbreitet und ist dort fester Bestandteil des Aufwuchses von Muschelbänken (THIELTGES, 2003).

Die Pantoffelschnecke zeigt ein sehr schnelles Wachstum. In südlicheren Ländern wie Frankreich kann sie regelrecht Teppiche bilden und durch die Produktion von Pseudofäzes das Substrat derart verändern, dass die Ansiedlung von Austernlarven verhindert wird. Im Wattenmeer tritt die Pantoffelschnecke in deutlich geringerer Dichte auf. Der Grund hierfür sind die wiederkehrenden kalten Winter, auf die die Schnecke mit einer hohen Sterblichkeit reagiert (THIELTGES, 2003). Auch im dänischen Limfjord, wo *C. fornicata* seit 1934 nachgewiesen ist, hat sie ebenfalls keine größere Abundanz ausgebildet. Ein Tatbestand, der wohl ebenfalls auf den negativen Einfluss des kalten Klimas zurückzuführen ist.

Wie eine Abfrage der Benthos-Datenbank des IfAÖ ergab, kommt die Pantoffelschnecke in der deutschen Nordsee auch in küstenferneren Regionen der AWZ vor (R. Bönsch, pers. Mitt.).

Ein weiterer potenzieller Habitat- und Nahrungskonkurrent der Europäischen Auster ist die mittlerweile sehr weit verbreitete invasive Pazifische Auster. Beide Arten bevorzugen aber primär unterschiedliche Lebensräume. So siedelt die Europäische Auster vorwiegend im sublitoralen Bereich, während ihre pazifische Konkurrentin den Gezeitenbereich bevorzugt und dort im Wattenmeer bereits ausgedehnte Riffe ausgebildet hat (TROOST, 2010; SCHMIDT et al., 2008) (s. Abbildung 2).

Zwischenfazit

- In der deutschen Bucht kommt die Pantoffelschnecke (*C. fornicata*) sowohl im Wattenmeer als auch im tieferen Sublitoral vor. Ihre Häufigkeit ist dort aber aufgrund der hohen Mortalität infolge der kalten Winter so gering, dass potentielle Siedlungsräume für die Larven von *O. edulis* nicht beeinträchtigt werden.
- Wegen der Bevorzugung unterschiedlicher Wassertiefen ist die Konkurrenz zwischen Europäischer und Pazifischer Auster bei der Habitatwahl gering.

5.4 Genetischer Status

Die genetische Diversität einer Austernpopulation ist von zentraler Bedeutung für die Fähigkeit zur Anpassung an wechselnde Umweltbedingungen und zur langfristigen Sicherung des Überlebens. Auf natürlichem Wege erfolgt der Austausch von genetischem Material (Genfluss) durch die Ausbreitung der Larven während der planktischen Lebensphase. Im Falle von *O. edulis* hat jedoch der Mensch durch die über Jahrhunderte erfolgten Verpflanzungen von Austern zwischen verschiedenen Meeresgebieten zu einer erkennbaren Vermischung und Angleichung des Genpools in Europa beigetragen (LAING et al., 2005). Tabelle 2 zeigt am Beispiel Schottland, dass der Import von Austern und die Verpflanzung von Austern innerhalb des Landes eine häufige Praxis darstellten.

Obwohl die genetischen Unterschiede insgesamt gesehen nicht sehr ausgeprägt sind, ergaben vergleichende Untersuchungen von Alloenzym-Polymorphismen an 19 Proben von Norwegen bis Griechenland signifikante Unterschiede zwischen atlantischen und mediterranen Populationen (SAAVEDRA et al., 1993, 1995). Eine spätere Untersuchung von LAUNEY et al. (2002) an Proben von der Atlantikküste, Nordsee und Mittelmeer anhand von repetitiven DNA-Sequenzen (Mikrosatelliten) zeigte, dass mit zunehmender geographischer Distanz auch der genetische Unterschied zwischen den Proben zunahm. Innerhalb der atlantischen Proben war die genetische Variabilität geringer als bei den mediterranen Austern. Bei einer anderen Mikrosatelliten-Untersuchung im Rahmen des Projektes Oysterecover besaßen Proben von Populationen aus den Niederlanden und Skandinavien eine besonders hohe genetische Übereinstimmung (Paulino Martinez, Oysterecover-Projekt, pers. Mitteilung).

Die skandinavischen Populationen weisen eine vergleichsweise geringere genetische Variabilität auf als Populationen aus Spanien, Frankreich und Irland. Ein Grund hierfür sind die extremeren klimatischen Bedingungen, die nur eine unregelmäßige Reproduktion erlauben und insgesamt auch zu Bestandsverlusten führen. Die genetische Variabilität zwischen den skandinavischen Populationen ist infolgedessen relativ gering (LAING et al., 2005).

Durch die geringe genetische Variabilität in der atlantischen Population und durch eine geringere Reproduktionsrate in den kühleren nördlichen Regionen könnte es bei einer Wiederansiedlung zu einem Genetischen Flaschenhals (engl. bottleneck), d.h. zu einer weiteren genetischen Verarmung kommen. Dies kann passieren, wenn insbesondere die Startpopulation eine zu geringe Größe aufweist, wodurch es zu dem sogenannten „Gründereffekt“ kommt, der in der Konsequenz dazu führen kann, dass die Population empfindlich gegenüber extremer Umweltbedingungen ist. Dies ist zurückzuführen auf eine geringe Anzahl an vorhandenen Allelen in der Gründerpopulation. Eine wiederholende Nachbesetzung bei einer Wiederansiedlung könnte daher den Gründereffekt reduzieren oder verhindern. Der Einfluss einer wiederkehrenden Nachbesetzung ist von MOEHLER et al. (2011) für die Pazifische Auster im nordfriesischen Wattenmeer beschrieben.

Für Maßnahmen zur Restauration von degradierten Austernbeständen werden große Mengen von – zumeist – Saataustern bzw. juvenilen Austern benötigt. Gesunde, natürliche Wildbestände, die diesen Bedarf decken könnten, existieren heutzutage im Allgemeinen nicht mehr. Außerdem birgt der Transfer von Spenderaustern die potentielle Gefahr des Einschleppens von Krankheiten und gebietsfremden Arten. Vor diesem Hintergrund gewinnt der Einsatz von Zuchtaustern als potenzielle Quelle für Restaurationsmaßnahmen mehr an Bedeutung. Andererseits birgt jedoch die Verwendung von Saataustern aus Zuchtbetrieben wiederum die Gefahr einer genetischen Verarmung. In diesem Zusammenhang stellten sich LALLIAS et al. (2010) die Frage, in wie weit Austernmaterial aus Zuchtbetrieben, aus genetischer Sicht, für die Regeneration von Wildbeständen geeignet sei. Sie verglichen hochvariable Mikrosatelliten-Loci an Proben aus Brut-Zuchtbetrieben (hatchery), Teichkultur-Betrieben (pond culture) und natürlichen Beständen. Die insgesamt 12 Proben stammten aus Norwegen, Dänemark, Großbritannien, Irland, Frankreich und Portugal. Die genetische Diversität wurde durch die Parameter Allel-Frequenz und Heterozygotie beschrieben.

Die Proben von Wildbeständen wiesen die höchste Allel-Frequenz und Heterozygotie und damit die höchste genetische Diversität auf. Austern aus Brut-Zuchtbetrieben besaßen die geringste genetische Diversität, während Tiere aus Teich-Zuchtbetrieben eine mittlere Diversität zeigten. Bezüglich der in Teichen (ponds) kultivierten Austern spielte die Größe der Teiche eine Rolle. In kleinen Teichkulturen war die genetische Diversität geringer als in

größeren. Bei Austern aus den großen norwegischen Teichanlagen war die genetische Diversität fast so groß wie bei den Wildbeständen.

Die Studie hat insgesamt das Problem des Verlustes an genetischer Variabilität bei „hatchery-produced stocks“ deutlich gemacht. Die Autoren folgern daraus: Solange Brutbetriebe ihre Produktionsmethoden nicht entscheidend verändern, kann sich die Wiederherstellung von Wildbeständen mit Zuchtaustern (Saataustern) letztendlich negativ auf den Schutz der Auster und deren nachhaltige Nutzung auswirken (LALLIAS et al., 2010).

Im Hinblick auf ein Projekt zur Wiederansiedlung der Auster in der deutschen Nordsee wäre aus genetischer Sicht der Transfer von Individuen aus einem lange Zeit ungestörten Wildbestand die beste Maßnahme. Aufgrund der Schutzwürdigkeit der relativ wenigen noch verbliebenen *O. edulis*- Wildpopulationen muss jedoch sorgfältig geprüft werden, ob diese Möglichkeit aus naturschutzfachlicher Sicht verantwortbar ist.

Neben Austern aus einem Wildbestand sollten für eine Wiederansiedlung auch Austern aus einem Zuchtbetrieb verwendet werden. Zuchtbetriebe können primär den großen Bedarf an Saataustern und juvenilen Austern abdecken. Bei der Auswahl eines Zuchtbetriebs ist darauf zu achten, dass die dortigen Zuchtbedingungen Nachkommen mit einer möglichst hohen genetischen Diversität erzeugen.

Tabelle 2: Verpflanzungen von Austern nach und innerhalb von Schottland (University Marine Biological Station Milport, 2007).

	Date	Details of translocation
A	1900s	Unknown quantities from Skye and Holland laid in unrecorded layings along west coast (Anon., 1885–1977).
	1950s	Thousands of oysters from Brittany (France) re-laid in 19 locations along west coast (Millar, 1961).
B	1990s	<i>O. edulis</i> from Loch Eriboll used to stock a hatchery in Orkney, which was used to stock a cultivation programme in the Kyle of Tongue (A. MacKay, pers. comm. 2003).
C	1800s	Unknown quantities from unknown locations re-laid in Long Hope Bay, St Margaret's Hope Bay and Widewall (Young, 1886).
	1912	800,000 oysters from an unknown location re-laid in Orkney (Millar, 1961).
	1920s	Oysters from Denmark re-laid in Orkney beds (Millar, 1961).
D	19 th century & 1990s	Loch Eriboll stock re-laid in Kyle of Tongue (A. MacKay, pers. comm. 2003).
E	20 th century?	Oysters from Loch Ainort removed to stock Broadford Bay (Millar, 1961).
F	1880s	Unknown quantities from Morbihan (France) re-laid in Loch Creran (Anon., 1885–1977).
	1894	Two consignments from Holland were re-laid in Loch Creran (Anon., 1885–1977).
G	From 1970s	Stock from Seasalter (England) layed in Mull (D. Wathen, pers. comm. 2003). Stock was also brought from the Orkney hatchery until early 2000.
H	1990s	Oysters moved from south Ulva to other locations around Ulva. <i>O. edulis</i> from the Isle of Colonsay also re-laid around Ulva (J. Howard, pers. comm. 2004).
I	1890s	40,000 oysters from Arcachon (France) <i>via</i> Whitstable (England) re-laid in Loch Sween (Smith, 1894; Millar, 1961).
	1947	Few thousand oysters from Brittany re-laid in Loch Sween (Millar, 1961).
J	1886	700,000 oysters from Loch Sween, the Hebrides and France re-laid in West Loch Tarbert (Anon., 1885–1977). Further restocking from unknown areas in the late 1800s (Millar, 1961).
	1950s	201,000 oysters translocated from Brittany to West Loch Tarbert (Millar, 1961).
K	1800s	Unknown quantities from France, Holland and Essex layed in Loch Ryan (Millar, 1961).
	1958–1960s	Thousands of oysters from Brittany re-laid in Loch Ryan (Millar, 1963).
L	18 th & 19 th centuries	Millions of oysters taken from the Firth of Forth and re-laid in England, France and Holland (Fulton, 1895; Millar, 1961; Anon., 1885–1977).
	1870s	30,000 oysters from an unknown source laid in unknown locations within the Firth of Forth (Fulton, 1895).

Bei der künstlichen Zucht der Europäischen Auster und von Muscheln im Allgemeinen ist man bemüht, durch ein „genetisches Management“ bzw. „selective breeding“ Nachkommen mit einer möglichst hohen genetischen Variabilität zu erzeugen. Dabei gilt für alle Zuchtverfahren, dass immer nur eine kleine Anzahl von Brutpaaren zur Produktion der Nachkommen eingesetzt werden kann. Im Falle von *O. edulis* erschweren mehrere Umstände eine gezielte Produktion von Nachkommen mit hoher genetischer Vielfalt (JOYCE et al., 2013). So besteht bei Austern keine deutliche Synchronisation hinsichtlich der Entwicklung der Gameten und der Befruchtungserfolg ist im Verlauf der Reproduktionsperiode sehr variabel. Unter Zuchtbedingungen wäre aber ein möglichst synchrones Ablaihen der Gameten eine wichtige Voraussetzung für eine maximale „Beteiligung“ aller Brutpartner an der Produktion von Nachkommen. Ein weiteres „Hindernis“ ist das oftmals sehr variable bzw. verschobene Geschlechterverhältnis. So ist den ausgewählten Brutaustern nicht anzusehen, in welcher Geschlechtsphase sie sich befinden und welchen Reifegrad die Gameten aufweisen. Vor diesem Hintergrund ist die Forschung bemüht zu ermitteln, welche Umweltbedingungen z.B. die Ausprägung der Geschlechtsphasen bestimmen und wodurch ein synchrones Ablaihen der Geschlechtsprodukte induziert werden kann (JOYCE et al., 2013).

Zwischenfazit

- Aufgrund der relativ großen genetischen Ähnlichkeit der *O. edulis*-Populationen in Europa ist die geographische Herkunft potenzieller Spendermuscheln nicht von primärer Bedeutung.
- Andere Kriterien, wie die Abwesenheit von Krankheitserregern und eine möglichst gute Fähigkeit zur physiologischen Anpassung an die lokalen Umweltfaktoren am Ausbringungsort sind vergleichsweise entscheidender.
- Dennoch sollten die für eine Wiederansiedlung ausgewählten Austern eine hohe genetische Variabilität aufweisen, um ein möglichst hohes Anpassungsvermögen an Stressfaktoren in der neuen Umgebung zu besitzen. Ein wiederholter Besatz der Gründerpopulation könnte die genetische Vielfalt dabei noch verbessern.
- In Zuchtbetrieben sollten die Brutansätze aus einer größeren Anzahl von Tieren (mindestens 50) bestehen, damit die Nachkommen eine möglichst hohe genetische Variabilität aufweisen. Zudem sollten immer wieder neue Brutansätze mit wechselnden Elterntieren aus Wildpopulationen gebildet werden.
- Bei einer Freisetzung von Zuchtaustern im Rahmen einer Wiederansiedlung sollten Nachkommen von unterschiedlichen Brutansätzen verwendet werden.

6 Ökosystemdienstleistungen

Nicht nur in Europa, sondern weltweit zählen Austerriffe zu den am stärksten degradierten marinen Habitaten. Nach Schätzungen wurden im Verlauf der letzten 130 Jahre weltweit ungefähr 85% der Austerriff-Habitats zerstört (LOTZE et al., 2005; BECK et al., 2011). Mit dem Verlust der Riffe stehen auch sog. Ökosystemdienstleistungen nicht mehr zur Verfügung, die von vitalen Austerriffen bereitgestellt werden.

Als Ökosystemdienstleistungen werden unterschiedliche Arten von direktem und indirektem Nutzen bezeichnet, welche Menschen von Ökosystemen beziehen (MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). Nach einer UN-Studie zum globalen Zustand von Ökosystemen kann man folgende vier Kategorien von Ökosystemdienstleistungen unterscheiden (MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005):

- unterstützende Dienstleistungen
- bereitstellende Dienstleistungen
- regulierende Dienstleistungen
- kulturelle Dienstleistungen

Alle diese Kategorien treffen auf intakte Austerriffe zu. Diese bieten z.B. unterstützende Dienstleistungen durch ihre Funktion als Nahrungsquelle sowie als schützendes Habitat für die Jugendstadien zahlreicher Fischarten. Als bereitstellende Dienstleistungen ermöglichen sie die kommerzielle Fischerei und die Aquakultur. Beispiele für regulierende Dienstleistungen sind eine Verbesserung der Wasserqualität, der Küstenschutz und die Stabilisierung von Sediment. Kulturelle Dienstleistungen wie Tourismus und Umwelterziehung sind in Gebieten mit einer bedeutenden Austernkultur wie z.B. in Frankreich von Bedeutung.

Nach COEN et al. (2007) sollten Maßnahmen zur Restauration bzw. Wiederansiedlung von Austernbeständen alle Ökosystemdienstleistungen im Blick haben. Ihr Nutzen ist insgesamt gesehen wertvoller als der ökonomische Wert der Austernfischerei allein.

Zu den ökosystemaren Leistungen von Austerriffen zählen nach COEN et al. (2007):

- die Bereitstellung von Hartsubstrat
- die Ausbildung vertikaler Strukturen
- die Bereitstellung von Nahrung
- die Regulierung der Wasserqualität
- die Stabilisierung von Küstensedimenten

Der ökonomische Wert der mit Muschelriffen assoziierten Ökosystemdienstleistungen wird stark von der Lage und Umgebung eines Riffes bestimmt. So besitzt ein in der Gezeitenzone befindliches Riff allein durch seine Küstenschutzfunktion bereits einen hohen Wert. Ein weiteres Beispiel ist die Filtrationsleistung eines gesunden Riffes, die die Wassertrübung in der Umgebung reduzieren kann, wodurch dann wiederum Makrophyten bessere Lebensbedingungen vorfinden (GRABOWSKI et al., 2012).

Betrachtet man den ökonomischen Wert aller von Austernriffen erbrachten Dienstleistungen, so handelt es sich bei den mit Restaurationsmaßnahmen verbundenen Investitionen um ökonomisch effiziente Projekte, die eine gute Rendite erzeugen (GRABOWSKI et al., 2012).

Austern gelten als „Ökosystem-Ingenieure“ bzw. als „Gründer-Spezies“. Aufgrund ihrer Vorliebe, auf den eigenen Artgenossen zu siedeln, ist ihnen die Fähigkeit zur Bildung von Riffen inhärent. Je nach Spezies und bevorzugtem Lebensraum können die Riffe bzw. Bänke strukturell verschieden sein. Beispielsweise hatte die an der Ostküste der USA heimische *Crassostrea virginica* in früherer Zeit u.a. massive Riffe im Gezeitenbereich ausgebildet und damit einen wichtigen Beitrag zum Küstenschutz geleistet. Die derzeit umfangreichen Aktivitäten in den USA zur Restauration von degradierten Muschelriffen widmen sich nicht allein der Wiederherstellung der *C. virginica*-Riffe sondern auch der Restauration von Riffen anderer Austernarten mit allen damit verbundenen Ökosystemdienstleistungen (BRUMBAUGH et al., 2006).

Grundsätzlich besitzt auch die heimische *O. edulis* das Potenzial zur Riffbildung, d.h. zur flächigen bis dreidimensionalen Ausbildung von biogenen Hartstrukturen. Von den derzeit noch existierenden und durch anthropogene Nutzung degradierten Wildpopulationen bildet allerdings keine ein biogenes Habitat, das einem „klassischen“ Riff entspräche. Allenfalls existieren kleinere Muschel-Aggregate (Mini-Riff), während die Mehrzahl der Austern solitär vorkommt. Auch im deutschen Wattenmeer lagen die Austern selbst auf den sog. „besseren Bänken“ nicht dicht an dicht, sondern vielmehr weit gestreut (HAGMEIER & KÄNDLER 1927).

Die Ökosystemdienstleistungen, die langfristig von einer Wiederansiedlung der Europäischen Auster in der deutschen Nordsee geliefert werden könnten, sind aus Naturschutzsicht in erster Linie die Schaffung eines struktureichen biogenen Hartsubstrats (Riff) und damit verbunden in einer Steigerung der Biodiversität durch eine artenreiche epibiontische Begleitfauna und –flora. Bis solch ein Riff entstehen würde, dürfte selbst unter optimalen Bedingungen mindestens ein mehrere Jahrzehnte langer Zeitraum vergehen. Als erste Anzeichen einer Riffbildung sind zunächst klumpenartige Austern-Aggregate bzw. „Miniriffe“ zu erwarten.

Im Gegensatz zur Europäischen Auster ist die invasive Pazifische Auster ein sehr effektiver Riffbildner. In relativ kurzer Zeit hat sie in ihrem neuen Lebensraum – dem Wattenmeer – großflächige Riffstrukturen gebildet (TROOST, 2010).

Zwischenfazit

- Wichtige ökosystemare Dienstleistungen von Austernriffen sind die Bereitstellung von struktureichem Hartsubstrat, eine Erhöhung des Nahrungsangebots, eine Verbesserung der Wasserqualität sowie die Stabilisierung von Sedimenten.
- Austern müssen die Möglichkeit zur natürlichen Ansiedlung auf Artgenossen und Muschelschill haben, damit sich langfristig Riff-Strukturen ausbilden können.
- Aus Naturschutzsicht besteht die wertvollste Ökosystemdienstleistung eines Austernriffes in der Erhöhung der Biodiversität durch Bereitstellung eines reich strukturierten biogenen Habitats, das zahlreichen Invertebraten und Fischen einen Lebensraum bietet.

7 Aktueller Status der Austernbestände in Europa

Wie erwähnt sind von den ehemals großen und weit verbreiteten Vorkommen der Europäischen Auster im Allgemeinen nur noch wenige kleine Restbestände vorhanden. In einigen Ländern gibt es noch mehr oder weniger natürliche Wildbestände, die aber durch legale und illegale Nutzung in ihrer Existenz bedroht sind. Bei anderen Vorkommen handelt es sich um fischereilich regulierte bzw. gemanagte Populationen. Außerdem wird *O. edulis* in relativ geringem Umfang auch in Aquakultur bzw. Marikultur gezüchtet.

Im Verlauf der letzten 50 Jahre ist die Aquakultur-Produktion von *O. edulis* drastisch zurückgegangen. Während 1961 noch ein Maximum von ca. 30.000 Tonnen produziert wurde, lag diese in den 1990er Jahren lediglich bei 4.000 bis 8.000 Tonnen (Abbildung 14). Dieser Rückgang ist dem Auftreten von epidemischen Krankheiten und dem dadurch erfolgten Wechsel zur Aquakultur der Pazifischen Auster *C. gigas* geschuldet.

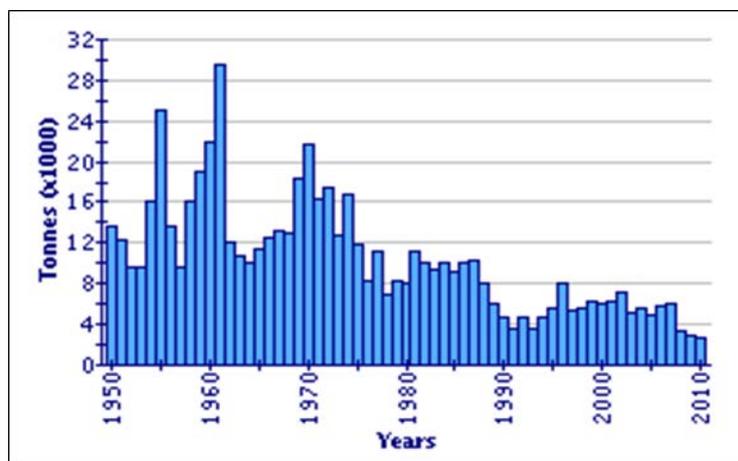


Abbildung 14: Entwicklung der globalen Produktion der Europäischen Auster in Aquakultur (FAO, 2004 - 2013).

Die folgenden Ausführungen enthalten Informationen zum Vorkommen von Wildbeständen sowie zur Aquakultur und Fischerei der Auster in einigen europäischen Ländern.

In **Norwegen** kommen Austern von der schwedischen Grenze bis in den Norden zur Provinz Helgeland vor. Ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt aber im Süden an der Küste des Skagerraks in der Provinz Aust-Agder. Dort wurde erst vor kurzem eine Kartierung der Bestände durchgeführt, die sich zukünftig auch auf nördlichere Küstenabschnitte erstrecken soll (BODVIN et al., 2011). Die norwegischen Bestände sind im Hinblick auf ihren genetischen Status noch relativ ursprünglich. Mehrere Populationen sind wahrscheinlich natürlichen Ursprungs. Seit 1934 hat es keine systematische Einfuhr von Austern mehr nach Norwegen gegeben. Lediglich 1964 wurden importierte Austern an einem einzigen Standort ausgebracht und 1999 möglicherweise post-larvale Entwicklungsstadien illegalerweise freigesetzt. Die norwegischen Bestände werden regelmäßig vom Veterinäramt kontrolliert und sind als frei von Krankheitserregern zertifiziert (LAING et al., 2005).

Der Umfang der Aquakultur ist gering. Typischerweise findet die Aufzucht der Austern in sog. Polls statt. Dabei handelt es sich um teichartig abgetrennte Fjordbereiche, die den darin ausgebrachten Brutaustern Schutz und auch eine etwas höhere Wassertemperatur als die Umgebung bieten. Da das Substrat der Polls tendenziell schlammig ist, werden die Austern und Kollektoren zur Ansiedlung von Austernlarven in der Wassersäule schwimmend gehalten.

Norwegen strebt, wie weitere nordische Länder, eine Intensivierung der heimischen Auster-Aquakultur und einen Schutz der Wildbestände an. Im Rahmen des EU-Interreg-Projektes „Nord Ostron“ arbeiten Universitäten und ein marines Innovationszentrum mit ähnlichen Einrichtungen in Schweden und Dänemark zusammen, um Aquakulturtechniken zu optimieren und die skandinavische Kooperation zu stärken.

In **Schweden** sind Auster natürlicherweise an der Westküste in der Provinz Bohuslän von Göteborg bis zur norwegischen Grenze verbreitet. Es handelt sich zumeist um kleine und zerstreute Vorkommen. Großflächigere Austerbänke sind nicht vorhanden (Kent Berntsson, *Ostrea Sverige*, persönl. Mitt.)

Eine kommerzielle Auster-Aquakultur wird erst seit relativ kurzer Zeit von dem Unternehmen *Ostrea Sverige AB* betrieben. Das auf den Koster-Inseln ansässige Unternehmen betreibt eine Zuchtstation und kultiviert die Setzlinge in Marikultur bis zur Marktreife. Die produzierten Auster unterliegen einer veterinärmedizinischen Untersuchung und sind als frei von *Bonamia ostrea* zertifiziert. Bei *Ostrea Sverige AB* handelt es sich um einen Zuchtbetrieb, von dem potenziell Auster für ein Wiederansiedlungsprojekt bezogen werden können (siehe 9.2, Auswahl von Zuchtbetrieben). An dem erwähnten Nord-Ostron-Projekt sind von schwedischer Seite die Universität Göteborg (Projektleitung) und der Zuchtbetrieb *Ostrea Sverige AB* beteiligt.

In **Dänemark** befindet sich eine größere Austerpopulation ausschließlich im Limfjord. Bei einem schweren Sturm im Jahr 1825 wurde im Westen eine Landzunge durchbrochen und eine ca. 600 Jahre lang nicht existierende Verbindung zur Nordsee wieder hergestellt. Wenige Jahrzehnte später waren bereits so viele Auster vorhanden, dass eine kommerzielle Fischerei möglich wurde. Die Population unterlag immer starken, durch natürliche Faktoren und Befischung bedingten Schwankungen. Im Gegensatz zu südlicheren Populationen wird der Rekrutierungserfolg wesentlich von den sommerlichen Wassertemperaturen beeinflusst.

Seit 2000 hat die Limfjord-Population deutlich zugenommen, wie die jährlichen Anlandungen zeigen. In Bezug auf die Krankheiten Bonamiosis und Marteiliosis besitzen die Auster aus dem Limfjord einen erregerefreien Status. Der Export in andere erregerefreie Gebiete ist somit zugelassen (LAING et al., 2005).

Die Austerfischerei im Limfjord ist die erste weltweit, die in Bezug auf Nachhaltigkeit und Management ein Zertifikat des Marine Stewardship Council (MSC) erhalten hat (MOODY MARINE LTD, 2012). Die Fischerei wird in den westlichen Bereichen des Limfjord von Mai bis Oktober ausgeübt. Auf Grundlage eines jährlichen Monitorings der kartierten Austerbestände werden jeweils die Fangquoten festgelegt.

Das am Limfjord in Nyköbing/Mors gelegene Danish Shellfish Centre (DSC) beschäftigt sich u.a. mit der nachhaltigen Nutzung und Maßnahmen zur Stützung der Limfjord-Population. Es unterhält auch einen Zuchtbetrieb, der sich mit der künstlichen Aufzucht von *O. edulis* befasst. Das DSC war an mehreren Forschungsvorhaben mit Bezug zur Auster beteiligt, darunter auch am nordischen Nord Ostron-Projekt. Wie an späterer Stelle noch genauer ausgeführt wird, ist das DSC ein potenzieller Partner, von dem Auster für einen Wiederansiedlungsversuch bezogen werden können.

Im dänischen Wattenmeer und in der AWZ gibt es offenbar keine nennenswerten Vorkommen von *O. edulis*. Zumindest liegen diesbezüglich keine Informationen vor. Eine einzige Quelle betrifft den 2002 vor Blavands Huk errichteten Windpark Horns Rev 1. Bei der Untersuchung der Aufwuchslebensgemeinschaft in der Umgebung der Gründungs-

fundamente (Monopiles) wurden in den Jahren 2003 und 2004 Exemplare der Europäischen Auster im Bereich des Kolkschutzes nachgewiesen (ANONYMUS, 2006).

In den Niederlanden wurden bis 1860 die natürlichen Austernbänke im Wattenmeer und in der Provinz Zeeland befischt. Ab 1870 entwickelte sich dann in Zeeland, im Mündungsdelta von Schelde, Maas und Rhein, eine Austernkultur nach französischem Vorbild (YONGE, 1960). Nach dem Verlust der natürlichen Austernbänke im Wattenmeer existieren derzeit in Zeeland noch Austern-Bestände in der Oosterschelde (Yerseke-Bank) und im Grevelingen-See. Beide Bestände leiden unter einem Befall mit *Bonamia ostreae*, der erstmals 1980 auftrat. Es werden keine gezielten Versuche unternommen, die teilweise hohen krankheitsbedingten Verluste durch Wiederbesatz zu stabilisieren. Es gibt aber Anzeichen dafür, dass *O.edulis* im Laufe der Zeit eine gewisse Resistenz gegenüber *B. ostreae* entwickelt hat.

Im Wattenmeer und in der niederländischen AWZ galt die Europäische Auster seit längerer Zeit als ausgestorben. In den letzten Jahren häuften sich jedoch vereinzelte lokale Nachweise. Die meisten Funde beziehen sich auf küstenferne Orte (STICHTING ANEMOON, 2013). In diesem Gebiet befand sich im 19. Jahrhundert der großflächige Austernbestand der südlichen Nordsee, der im fischereilichen Atlas von OLSEN (1883) als Karte dargestellt ist.

Interessanterweise wurde *O. edulis* auch in dem 2006 errichteten Windpark Egmon aan Zee nachgewiesen. So wurden im September bei der Untersuchung der Aufwuchsauna von drei Monopiles Exemplare der Auster im intertidalen Bereich von zwei Monopiles gefunden. In Proben, die am Kolkschutz entnommen wurden, kamen hingegen keine Austern vor. Neben der Europäischen hatte sich auch die Pazifische Auster auf den Monopiles angesiedelt. Beim erstmaligen Aufwuchsmonitoring im Jahr 2006 wurden noch keine Exemplare von *O. edulis* beobachtet (BOUMA und LENGKEEK, 2012).

Die Gewässer um **Großbritannien** zählen zu den Meeresgebieten, in denen in früheren Jahrhunderten sehr große Bestände der Europäischen Auster existierten. Mit der Einführung von Schürfnetzen (Dredgen) unterhielt die Austernfischerei Mitte des 19. Jahrhunderts eine der größten Fischereifloten.

In **England** vollzog die Austernproduktion seit den 1960er Jahren einen Wechsel von der fischereilich geprägten Produktionsweise zur Austernkultur. Mit dem Verlust von kommerziell nutzbaren Wildbeständen wurden die Austern nun oftmals in Gebieten kultiviert, in denen ehemals natürliche Austernbänke existierten. Besonders in den Ästuaren der Grafschaft Essex werden aus anderen Regionen Englands importierte juvenile Austern auf Kulturfächen gemästet (LAING et al., 2005).

Die ehemals großen Austernpopulationen des Wash sowie im Ärmelkanal und in der Nordsee sind nicht mehr vorhanden. Nur in wenigen Gebieten findet noch eine kommerzielle Befischung von Wildbeständen statt. Es sind dies Bestände in Ästuaren an der Südküste Cornwalls, der Themse und auch der Grafschaft Essex. Im Allgemeinen gab es noch in den Jahren vor 1950 vielerorts Austernbestände, die einen natürlichen Bestandserhalt aufwiesen (LAING et al., 2005).

Im Solent an der englischen Kanalküste wurde traditionell immer eine intensive Austernfischerei betrieben. In den Jahren 1972 bis 2006 handelte es sich um Europas größte, sich selbst-erhaltende Austernfischerei. Nachdem seit 2006 eine Serie von erfolglosen Rekrutierungen auftrat ist der Bestand heute fast erloschen (KAMPHAUSEN, 2012). Eine Untersuchung des Reproduktionsverhaltens sollte Aufschluss über die Ursache des Bestandseinbruches geben. Es zeigte sich, dass das Geschlechterverhältnis stark in

Richtung männlicher Reproduktionsstatus verschoben war. Die einzelnen Reproduktionsphasen erschienen hingegen nicht gestört, so dass das Potenzial für eine Regeneration des Bestandes grundsätzlich gegeben war (KAMPHAUSEN, 2012).

Mit dem Auftreten von *Bonamia* hat sich die Austernindustrie mit Maßnahmen beschäftigt, die durch diese Krankheit verursachten Schäden zu mildern. Außerdem wurde verstärkt die robustere Pazifische Auster kultiviert.

In **Wales** wurden natürliche Austernbänke an vielen Küstenabschnitten bis zum Ende des 19. Jahrhunderts intensiv befischt. Die große Nachfrage nach Austern in Verbindung mit einer geringen Rekrutierung führte zu einem schnellen Niedergang der Austernfischerei. Heutzutage sind nennenswerte Restbestände nur noch an der Südküste bei Milford Haven, Swansea und Porthcawl vorhanden (LAING et al., 2005).

Im Jahr 2002 sollten Tauchuntersuchungen genauere Auskunft zum Zustand dieser verbliebenen Bestände liefern. Dabei wurden lebende Austern nur im Ästuar von Milford Haven nachgewiesen. Die maximal und minimal ermittelten Abundanzen betragen 1,49 Austern/m² bzw. 0,09 Austern/m². Der Meeresboden war andernorts ebenfalls potenziell als Austernhabitat geeignet. Dass dort keine Exemplare gefunden wurden, war wahrscheinlich der insgesamt geringen Anzahl an Tauchbeobachtungen geschuldet (EMU LTD., 2002)

Entlang der Ost- und Westküste von **Schottland** sowie den vorgelagerten Inseln existierten einst zahlreiche Austernvorkommen. Bis zum Beginn der kommerziellen Fischerei im 17. Jahrhundert wurde die Auster lediglich von ländlichen Gemeinwesen für den Lebensunterhalt genutzt. Gegen Ende des 19. Jahrhunderts waren die meisten Bestände aber bereits ausgebeutet. Danach stammten die Anlandungen nur noch von der Westküste (Loch Ryan, West Loch Tarbert) sowie den Orkney- und Shetland-Inseln (UNIVERSITY MARINE BIOLOGICAL STATION MILFORD, 2007).

Nach einer vom Scottish Natural Heritage (SNH) beauftragten Studie zum Status von *O. edulis* sind die in schottischen Gewässern vorhandenen Populationen im Allgemeinen größer als diejenigen in anderen Meeresgebieten Großbritanniens. Wie eine vergleichende Untersuchung mehrerer Mikrosatelliten-Loci ergab, weisen sie zudem eine relativ hohe genetische Variabilität in Form von zahlreichen Allelvarianten in Verbindung mit einer hohen Heterozygotie auf. Dieser Befund ist ein Indiz dafür, dass sich die Bestände in jüngerer Zeit nicht deutlich reduziert haben. Ein aktuelles Problem stellt jedoch die verbreitete Praxis des illegalen Sammelns von *O. edulis* dar. Dadurch können Bestände gefährdet und Restaurationsmaßnahmen zunichte gemacht werden (UNIVERSITY MARINE BIOLOGICAL STATION MILFORD, 2007).

Der derzeit größte kommerziell genutzte schottische Austernbestand ist der von Loch Ryan an der südlichen Westküste. Die dortige Fischerei durchlief im Verlauf des 20. Jahrhunderts Phasen der intensiven Produktion gefolgt von Zeiten des Niedergangs. Seit 1988 wird der Bestand schonend genutzt und die jährliche Produktion bewegt sich zwischen 10 und 15 Tonnen (UNIVERSITY MARINE BIOLOGICAL STATION MILFORD, 2007).

In **Nordirland** konzentriert sich das Austernvorkommen in fjordähnlichen Meeresarmen, den sog. Sea Loughs, namentlich Lough Foyle und Strangford Lough. Die natürlichen Bestände werden durch Saataustern aus Zuchtkulturen „aufgefrischt“. In beiden Gebieten sind die Austern nicht mit *Bonamia* oder *Marteilia* infiziert. Im Lough Foyle werden jährlich 80-200 Tonnen (2005) Austern geerntet. Die Regeneration der natürlichen Bestände soll durch eine schonende und nachhaltige Nutzung erfolgen. Im Strangford Lough wurden im Rahmen eines EU-Interreg-Projektes Maßnahmen zur Wiederherstellung der ursprünglichen Austernbänke unternommen.

Ähnlich wie in Großbritannien bieten auch die Küsten von **Irland** die naturräumliche Ausstattung für ein verbreitetes Vorkommen der Europäischen Auster. Infolge einer zu starken Ausbeutung sind die Bestände allgemein verarmt. Dennoch wird noch an mehreren Orten der West- und Nordküste eine traditionelle Austernfischerei durchgeführt. Die jährliche Fangmenge schwankt zwischen 100 und 300 Tonnen, je nachdem welche Quoten festgelegt wurden (TULLY & CLARKE, 2012). Im Gegensatz zu anderen Ländern handelt es sich um Wildbestände und nicht um kommerzielle Austernkulturen. Der Fang erfolgt im Herbst und Winter mit Hilfe von Dredgen.

In den Jahren 2010 bis 2012 wurde der Status der Auster in sechs Lokalitäten entlang der Westküste erfasst. Dabei wurden sehr unterschiedliche Biomassen der vorhandenen Bestände ermittelt. Mit 980-1330 Tonnen wies die innere Trallee Bay (County Kerry) die höchste und Lough Swilly im Norden (County Donegal) mit 100-124 Tonnen die zweithöchste Biomasse auf. An den anderen Standorten betrug die Biomasse weniger als 50 Tonnen. Die Dichte lag im Allgemeinen bei $<0,5$ Austern/m². Maximal wurden bis zu 50 Austern/m² in der inneren Trallee Bay gefunden. Außer *O. edulis* war auch die Pazifische Auster an allen Standorten häufig vertreten (TULLY & CLARKE, 2012).

Im Meeresarm Lough Foyle, an den sowohl die Republik Irland als auch Nordirland grenzen, wurden früher größere Mengen von Austern gefangen. Seit dort 2005 *Bonamia* nachgewiesen wurde ging der Fangertag zurück (LAING et al., 2005).

Frankreich war das erste Land in Europa, in dem die Populationen von *Ostrea edulis* aufgrund von Überfischung bereits in der Mitte des 19. Jahrhunderts zusammenbrachen. Daraufhin wurden hier im Vergleich zu anderen Regionen Europas bereits sehr früh Methoden der Austernkultur entwickelt. Nach den großen Bestandsverlusten durch das epidemische Auftreten der Krankheitserreger *Bonamia ostreae* und *Marteilia refringens* in den 1970er Jahren erfolgten keine Maßnahmen zur Stützung der noch verbliebenen Wildbestände. Angesichts des anhaltenden und verbreiteten Auftretens der Bonamiose und Marteiliose wurden die Erfolgsaussichten von Restaurationsmaßnahmen als gering eingeschätzt. Das epidemische Auftreten dieser Erkrankungen in den 70er und 80er Jahren des letzten Jahrhunderts führte dazu, dass die Produktion von *O. edulis* von 20.000 auf aktuell 1.000-1.500 Tonnen zusammenbrach (ROBERT et al., 2013).

In Bereichen ehemaliger *O. edulis*-Vorkommen, wie z.B. in der Bretagne, hat sich mittlerweile die invasive Pazifische Auster massiv ausgebreitet.

Trotz der derzeit geringen ökonomischen Bedeutung ist die Europäische Auster in Frankreich ein vergleichsweise intensiv untersuchtes Forschungsobjekt. So wurden am Meeresforschungsinstitut Ifremer umfangreiche vergleichende genetische Studien durchgeführt, um den genetischen Status von *O. edulis* in verschiedenen Regionen Europas zu vergleichen. Außerdem wird am Ifremer an der selektiven Zucht von *Bonamia*-resistenten Stämmen gearbeitet. Weitere Projekte widmen sich der Entwicklung von genetischen Markern zur gezielten Selektion von gewünschten Eigenschaften. Das Ifremer betreibt auch eine Forschungsstation mit einem Austern-Zuchtbetrieb, mit dem Ziel, die Kulturbedingungen zur künstlichen Aufzucht von *O. edulis* zu standardisieren und zu optimieren.

In **Spanien** setzte der Niedergang der natürlichen Bestände bereits 1778 ein. Erst in den 30er-Jahren des 20. Jahrhunderts wurden Versuche zur Regeneration der stark verarmten natürlichen Bestände in Galizien durchgeführt. In den 60er-Jahren war die Fischerei nicht mehr profitabel. Zwischen 1974 und 1987 schrumpften die Bestände durch das Auftreten der Krankheitserreger *Bonamia* und *Marteilia* nochmals um 80%.

In letzter Zeit gerät die heimische Auster wieder als ökonomischer Faktor in den Blick. Verschiedene Initiativen beschäftigen sich mit den möglichen Faktoren, die eine Wiederansiedlung der Auster verhindern. Außerdem wurde ein Programm zur Zucht eines *Bonamia*-resistenten Stammes initiiert (LAING et al., 2005).

Die Zucht der Europäischen Auster wird vorwiegend in Galizien an Flößen betrieben. Jedes einzelne Floß ermöglicht die Kultur von 200.000 – 300.000 Saataustern.

Zwischenfazit

- Auch wenn Translokationen von Austern regelmäßig und seit Jahrhunderten vorgenommen wurden, gibt es in Nordeuropa, namentlich Irland, Großbritannien und Skandinavien noch Austernbestände mit relativ geringer Beeinflussung durch gebietsfremde Austern- Populationen.
- In den meisten Regionen in Europa wird der Wert noch vorhandener Austernbestände primär unter ökonomischen und weniger unter ökologischen Gesichtspunkten gesehen. Auch die meisten EU-Projekte zielen primär darauf ab, die Aquakultur von *O. edulis* zu fördern.
- Entwicklungschancen für eine Wiederansiedlung und/oder eine nachhaltige Nutzung bestehen nur in Gebieten, die frei von Krankheitserregern sind. Der Erfolg einer Wiederansiedlung ist zudem nur gewährleistet, wenn dort eine illegale Entnahme von Austern verhindert wird.
- Für eine Wiederansiedlung der Europäischen Auster in der Deutschen Bucht stehen geeignete Spenderpopulationen zur Verfügung. Aufgrund ihres erregerfreien Status, insbesondere bezüglich der Bonamiose, sind Individuen aus skandinavischen Austernbeständen und/oder Zuchtbetrieben besonders für den Import geeignet.
- Erfahrungsgemäß erstreckt sich die Erholung eines degradierten Austernbestandes über einen langen Zeitraum.

8 Aktuelle Bemühungen zur Regeneration von Austernbeständen

Die Regeneration bzw. Auffrischung degradierter *O. edulis*-Bestände durch die Ausbringung von Saataustern und/oder geschlechtsreifen Tieren ist in Europa bereits seit Jahrhunderten gängige Praxis. Bis vor kurzem waren hierfür allein ökonomische Gründe verantwortlich. So wurden gebietsfremde Austern in degradierten Beständen ausgebracht, mit dem Ziel, weiterhin eine lokal lohnende Austernfischerei zu gewährleisten (YONGE, 1960).

Erst seit relativ kurzer Zeit spielen bei Regenerationsprogrammen auch Natur- und Artenschutzaspekte eine Rolle. Ökosystemdienstleistungen wie Habitatstruktur und Biodiversität gewinnen vor dem Hintergrund von internationalen Konventionen und EU-Richtlinien wie der FFH-Richtlinie und der Konvention zum Erhalt der biologischen Diversität immer mehr an Bedeutung.

Im europäischen Vergleich wurden in Großbritannien und Irland die umfangreichsten Maßnahmen zur Stützung verarmter Wildbestände durchgeführt bzw. sind dort in Planung. Außerdem werden Studien beauftragt, mit dem Ziel, die Voraussetzungen für eine Wiederansiedlung der Auster in Gebieten ihres ehemaligen Vorkommens zu prüfen. Dass Managementmaßnahmen oftmals ihren Ursprung in fischereilichen Populationsstützungsmaßnahmen haben, schließt nicht aus, dass sie auch für Belange des Naturschutzes anwendbar sind.

Im Rahmen eines EU-Interreg-Projektes wurden im Strangford Lough in Nord-Irland umfangreiche Restaurationsmaßnahmen und begleitende Forschungsarbeiten zur Auffrischung des lokalen *O. edulis*-Bestandes durchgeführt. So wurden 75 Tonnen Muschelschalen (*cultch*; *Pecten maximus*, *C. gigas*) ausgebracht, um die Ansiedlungsmöglichkeit für Austernlarven zu verbessern.

In **Nordirland** wurden im Strangford Lough im Rahmen eines EU-finanzierten Interreg-Projektes (1997-1999) umfangreiche Maßnahmen zur Auffrischung des dortigen Austernbestandes durchgeführt, mit dem Ziel, dort zukünftig eine nachhaltige Befischung zu ermöglichen. Zunächst wurden in den Jahren 1996 und 1997 75 Tonnen Muschelschalen (*Pecten maximus*, *C. gigas*) als Substrat für die Austernlarven ausgelegt. 1998 und 1999 wurden dann 3.000 Brutaustern und 250.000 Saataustern auf den Muschelschalen ausgebracht (KENNEDY & ROBERTS, 1999).

Im selben Zeitraum (1997/1998) untersuchten KENNEDY und ROBERTS (2006) die Verbreitung der planktischen Austernlarven im Strangford Lough. Sie fanden die höchsten Dichten in der Nähe der kommerziell genutzten Austernkulturen. Diese Marikultur-Austern stellten aufgrund ihrer hohen Bestandsdichte eine besonders effektive Quelle für die Larvenproduktion dar. Die Autoren folgern aus ihren Beobachtungen, dass eine Marikultur einen positiven Effekt auf die Regeneration eines Austernbestandes in der Umgebung ausüben kann.

In **Schottland** wurden auf den Shetland Inseln Orte mit ehemaligen Austernvorkommen hinsichtlich ihrer aktuellen Eignung für eine Wiederansiedlung von *O. edulis* untersucht. In der Gezeitenzone wurden die meisten Lokalitäten aufgrund ihrer Hartsubstrateigenschaft als geeignet für eine Ansiedlung von *O. edulis* bewertet, während die sublitoralen Lokalitäten, mit Ausnahme zweier Gebiete mit härterem Substrat, wegen des Vorkommens von Schlick als ungeeignet eingestuft wurden. Das Fehlen von lebenden Austern hat gezeigt, dass eine sich natürlich rekrutierende Population im Bereich der Shetland Inseln offenbar nicht existiert (SHELMERDINE & LESLIE, 2009).

Populationsstützungsmaßnahmen erfordern einen hohen logistischen und finanziellen Aufwand. So sind nach KORRINGA (1946) mindestens 10 Millionen Austern notwendig, um einen angemessenen Larvenfall im Verlauf der Laichzeit im Sommer in der Oosterschelde zu gewährleisten. KENNEDY und ROBERTS (1999) zeigten, dass ein Besatz mit 125.000 Individuen in hoher Dichte ($>82 \text{ m}^2$) innerhalb von fünf Jahren zu einer 10-fach gesteigerten Rekrutierung im Strangford Lough geführt hatte.

Es gilt festzuhalten, dass solche Zahlenangaben lediglich grobe Anhaltspunkte darstellen und kein enger Zusammenhang zwischen der Biomasse eines adulten Brutbestandes und einer erfolgreichen Ansiedlung der produzierten Larven besteht. Auch bei einer konstanten Laicherbiomasse schwankt der Ansiedlungserfolg der Larven von Saison zu Saison üblicherweise stark. Ein geringer Brutbestand kann durchaus mit einem hohen Larvenfall und ein starker Bestand mit einem geringen Ansiedlungserfolg verbunden sein. Letztendlich ist für die Vitalität eines Austernbestandes das Überleben der Larven und deren erfolgreiche Ansiedlung ebenso wichtig wie eine hohe Individuendichte (LAING et al., 2005).

Von der EU wurden bzw. werden noch mehrere Verbundprojekte gefördert, die sich primär mit verschiedenen Aspekten der Aquakultur von *Ostrea edulis* und z.T. auch anderer Muschelarten beschäftigen. Von den Ergebnissen der bearbeiteten Fragestellungen können auch zukünftige Restaurations- bzw. Wiederansiedlungsvorhaben profitieren.

In erster Linie sei hier das Projekt „Oysterecover“ genannt, das sich ausschließlich mit Aspekten der Optimierung der Aquakultur von *O. edulis* sowie mit Maßnahmen zur Bekämpfung der Bonamiose beschäftigt. Vorrangiges Ziel des Projektes ist eine Regenerierung verarmter Austernbestände durch eine wirkungsvolle Bekämpfung der Bonamiose in den von der Epidemie betroffenen Küstenregionen. Partner sind Forschungsinstitute und Zuchtbetriebe aus Spanien, Frankreich, den Niederlanden und Dänemark (Oysterecover, 2013).

Ein weiteres EU-Projekt mit dem Namen „SETTLE“ beschäftigt sich primär mit der künstlichen Aufzucht von *O. edulis*, insbesondere mit der Konditionierung der Brutaustern und der Optimierung der Larvenansiedlung. Die Ergebnisse sollen zu einer „Arbeitsanweisung“ führen, die eine ganzjährige künstliche Aufzucht von Austern ermöglicht (SETTLE PROJECT, 2013).

Im Vergleich mit Europa, wo gerade erst damit begonnen wird, Austernbestände auch unter Aspekten des Naturschutzes und der Nachhaltigkeit zu regenerieren, sind die USA diesbezüglich bereits deutlich weiter und praxiserfahrener. So wurden dort in den letzten 20 Jahren zahlreiche Maßnahmen zur Stützung degradierter Bestände oder zur Restauration ehemaliger Austerriffe unternommen. Anfangs war das primäre Ziel von Regenerationsmaßnahmen die Wiederherstellung der kommerziellen Austernfischerei, so wie es derzeit noch zumeist in Europa üblich ist. Mit dem zunehmenden Wissen über die direkten und indirekten Ökosystemdienstleistungen von Austerriffen hat sich aber die Motivation zur Wiedererrichtung ehemaliger Riffe geändert. Anstelle der alleinigen Steigerung des Fischereiertrags sind nun auch ökologische Leistungen wie die Wasserfiltration, Sedimentstabilisierung und Nährstoffdynamik sowie die Bereitstellung eines biogenen Riffhabitats für eine artenreiche Begleitfauna und –flora von Bedeutung für Restaurationsmaßnahmen (BECK et al., 2011). Außerdem spielt die Funktion von Austerriffen für den Küstenschutz und als Aufwuchsgebiet für Jungfische eine wichtige Rolle.

Häufig werden die Restaurationsmaßnahmen von lokalen Kommunen durchgeführt. Unterstützung erfahren diese durch große Naturschutzorganisationen wie „The Nature Conservancy“ (TNC), der staatlichen „National Oceanic and Atmospheric Administration“

(NOAA) und durch lokale gemeinnützige Organisationen. Die lokale Öffentlichkeit nimmt offensichtlich breiten Anteil an der Wiederansiedlung von Austern, wie sich zahlreichen Websites im Internet entnehmen lässt. Insgesamt betrachtet ist die im Internet zugängliche Information über die Wiederherstellung von Austerriffen in den USA sehr umfangreich. Hervorgehoben sei an dieser Stelle lediglich ein von TCN und NOAA veröffentlichter Leitfaden, der Hintergrund- und Praxisinformationen zur Restauration von Muschelriffen liefert (BRUMBAUGH et al., 2006). Zahlreiche Literaturzitate zur Biologie von Austern und zur Restauration von Riffen sind in der Bibliographie von COEN (2013) zu finden.

Zwei Beispiele von der amerikanischen Ostküste sollen stellvertretend für Restaurationsprojekte in anderen Landesteilen der USA stehen. Die Ostküste ist Heimat der Amerikanischen Auster (*Crassostrea virginica*). In der Chesapeake Bay, wo die Auster einst sehr zahlreich vorkam, sind heute weniger als 1% des ursprünglichen Bestandes geblieben. Im Zuge umfangreicher Wiederbesiedlungsmaßnahmen soll der Bestand langfristig wieder deutlich ansteigen, so dass auch wieder die ursprünglich vorhandenen Austerriffe entstehen (NOAA, 2013; WILBERG et al., 2013).

Ein weiteres Gebiet, in dem seit Jahren Restaurationsmaßnahmen durchgeführt werden, ist der Hudson River im Hafengebiet von New York/New Jersey. Primäre Ökosystemdienstleistungen, die in diesem Bereich langfristig von zukünftigen Austerriffen erwartet werden, sind ein Beitrag zum Küstenschutz durch die schützende Funktion der Riffstruktur sowie eine Verbesserung der Wasserqualität durch eine verstärkte Filtrationsleistung (GRIZZLE et al., 2013; HUDSON RIVER FOUNDATION, 2010).

Zwischenfazit

- In Europa steht der ökonomische Aspekt bei den bisherigen Bemühungen zur Regeneration oder Wiederansiedlung von Austernbeständen im Vordergrund. EU-Projekte sollen im Wesentlichen die Aqua- und Marikultur fördern. In jüngerer Zeit rückt jedoch auch der Naturschutzaspekt zunehmend in den Fokus.
- Die Erholung verarmter Bestände ist ein langsamer Prozess. Ein Zeitrahmen von 25 Jahren ist durchaus realistisch (LAING et al., 2005). Eine Neuansiedlung von Austern würde wahrscheinlich noch mehr Zeit beanspruchen, bis sich ein reproduktiv stabiler Bestand gebildet haben dürfte.
- Das Ausbringen von Hartsubstrat, vorzugsweise in Form von Muschelschalen, ist ein wichtiger Bestandteil von Restaurationsmaßnahmen. Eine Verdriftung der Schalen durch Bodenströmung oder eine Übersandung muss verhindert werden.
- Eine hohe Individuendichte von Brutaustern ist eine wichtige Voraussetzung für eine optimale Larvenproduktion.

9 Wiederansiedlung der Auster in der deutschen Nordsee

Im vorliegenden Bericht wurden bislang allgemein gehaltene Informationen über abiotische und biotische Parameter aufgeführt, die im Rahmen eines geplanten Wiederansiedlungsprojektes von Bedeutung sind. In den folgenden Abschnitten werden nun einige ausgewählte Gesichtspunkte mit Bezug auf eine potenzielle Wiederansiedlung in der deutschen Nordsee konkreter behandelt.

9.1 Genetische Populationsanalyse zur Ermittlung geeigneter *O. edulis*-Populationen für eine Wiederansiedlung in der deutschen Nordsee

Wie bereits in Kapitel 5.4 erwähnt, weisen die Austernpopulationen in den verschiedenen Regionen Europas in der Regel keine größeren genetischen Unterschiede auf. Vergleichsweise größere Unterschiede treten nur zwischen den Atlantischen- (inkl. Nordsee) und den Mittelmeer-Populationen auf (LAUNEY et al., 2002; DIAZ-ALMELA et al., 2004).

Für die Auswahl einer Spenderpopulation ist es vielmehr entscheidend, dass diese selbst eine möglichst große genetische Variabilität aufweist (GAFFNEY, 2006; LALLIAS et al., 2010). Dies trifft grundsätzlich eher auf einen natürlichen Wildbestand zu als auf Austern, die aus einem Zuchtbetrieb stammen.

Im Rahmen der vorliegenden Machbarkeitsstudie wurden vom IfAÖ Untersuchungen zur Populationsgenetik durchgeführt, mit dem Ziel, ein potenzielles Herkunftsgebiet von Austern für eine Wiederansiedlung auszuwählen. Dabei wurde der Fokus auf Wildpopulationen gelegt, da diese eine größere genetische Variabilität (größte Vielfalt der Allele) als Austern von Zuchtbetrieben aufweisen (LALLIAS et al., 2010). Außerdem wurde versucht, an historisches Sammlungsmaterial von Austern aus der Deutschen Bucht zu gelangen, um es mit den rezenten Populationen zu vergleichen. Leider besaßen die kontaktierten Museen allenfalls Schalenmaterial, jedoch nicht das für eine potenzielle genetische Analyse notwendige Nassmaterial (Weichkörper) (siehe unten).

Populationsanalyse

Für die Untersuchung der potenziell für eine Wiederansiedlung möglichen Populationen aus dem Nordseebereich wurde die genetische Distanz der *Ostrea edulis*-Populationen durch einen Vergleich des Cytochrom-c-Oxidase-1-Gens (COX1, Abbildung 15) ermittelt. Das COX1 Gen wird auch für das DNA-Barcoding verwendet, das eine etablierte Methode zur genetischen Artbestimmung darstellt.

Um sichere Aussagen über die Verwandtschafts-Distanzen von Individuen gleicher Art zu treffen, ist es notwendig, konservative Genomabschnitte der einzelnen Individuen untereinander zu vergleichen. Das Mitochondriengenom hat eine höhere Mutationsrate als das nukleare Genom. Die mtDNA liegt in hoher Kopienzahl vor, was von Vorteil ist, da eine PCR-Amplifikation und DNA-Sequenzierung auch von wenig und/oder degradiertem Gewebematerial möglich ist. Bei der Auswahl des verwendeten Genabschnittes muss beachtet werden, dass die betrachtete Sequenzlänge nicht zu kurz gewählt wird und der Genomabschnitt repräsentativ ist. Das COX1 Gen bietet dafür die nötigen Voraussetzungen. Da die komplette mt-Genom-Sequenz für *Ostrea edulis* bereits bekannt ist (NCBI GenBank, Gen ID: 11341134), können die Primer für den gewünschten Genabschnitt relativ einfach generiert werden.

Die genetischen Untersuchungen erfolgten in Kooperation mit dem Fachbereich Biologie der Universität Rostock (Tierphysiologie/Dr. R. Bastrop).

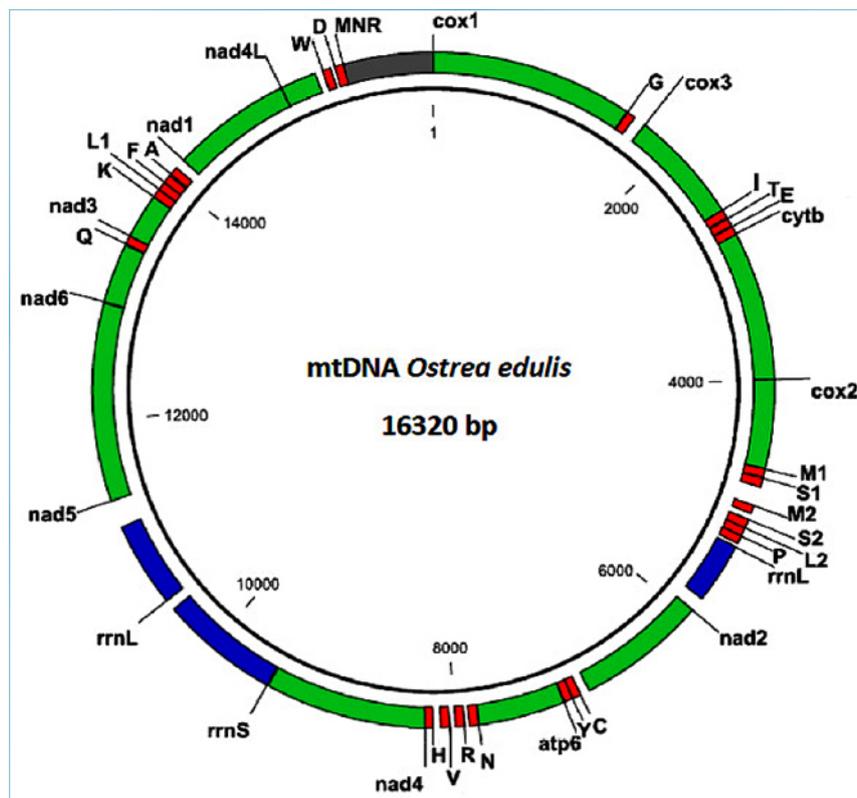


Abbildung 15: Karte des mitochondrialen Genoms von *Ostrea edulis*. Die Genabschnitte für Proteine sind grün, die für rRNAs blau gefärbt (DANIC-TCHALEU et al., 2011).

Probenmaterial

Die untersuchten Austern stammten von Wildpopulationen aus dem Loch Ryan in Schottland, aus dem Limfjord in Dänemark, von den Koster-Inseln an der schwedischen Westküste und aus dem Grevelingen-See in den Niederlanden (Tabelle 3).

Für einen Vergleich mit den ursprünglich in der Deutschen Bucht vorgekommenen Austernpopulationen wurde versucht an historisches Material zu kommen. Hierfür wurden Anfragen an folgende Museen bzw. Sammlungen gestellt:

- Zoologisches Museum Kiel
- Zoologisches Institut und Museum Hamburg
- Naturmuseum Senckenberg
- Zoologisches Forschungsmuseum König Bonn
- Museum für Naturkunde in Berlin

Wie erwähnt, verfügte keine Sammlung über Nassmaterial von historischen Austernbeständen aus der Deutschen Bucht, das in den genetischen Vergleich hätte einbezogen werden können.

Tabelle 3: Herkunft der Proben für den populationsgenetischen Vergleich.

Land	Region	Bezug	Anzahl Austern
Schottland	Loch Ryan	Loch Ryan Oyster Fishery Co LTD.	30
Dänemark	Limfjord	Danish Shellfish Centre	30
Schweden	Koster-Inseln	Ostrea Sverige AB	30
Niederlande	Grevelingen-See	Hatchery Roem van Yerseke	30
Frankreich	Quiberon Bay, Bretagne	Literatur: Danic-Trechau et al., 2011	-

Labormethoden

Von dem jeweils aus 30 Tieren bestehenden Probenmaterial wurden Gewebeproben von Schließmuskel und Kieme genommen und jeweils ein Aliquot eingefroren (-20°C) und in Ethanol fixiert. Für die Isolierung von DNA wurde ein Kit der Firma Quiagen (DNeasy Blood & Tissue Kit) ausgewählt. Dieses Verfahren ergab ausreichend sauberes DNA-Material für die nachfolgende Amplifikation mittels PCR.

Für die PCR wurden zunächst Primer getestet, von denen bekannt war, dass sie sich bei verschiedenen Invertebraten-Taxa als geeignet zur Amplifikation eines COX1-Genabschnittes erwiesen hatten (HCO 2198: 5'-TAAACTTCAGGGTGACCAAAAAATCA-3' und LCO 1490: 3'-GGTCAACAATCATAAAGATATTGG-5'; FOLMER et al., 1994). Diese Primer ergaben jedoch ein unbefriedigendes Ergebnis, so dass die Notwendigkeit bestand, spezifischere Primer zu entwickeln. Da die vollständige mitochondriale DNA-Sequenz der Auster seit 2011 bekannt ist (Abbildung 15, DANIC-TCHALEU et al, 2011), konnten anhand von Genbank-Daten spezifischere Primer für den Bereich des *Ostrea edulis* COX1-Gens konstruiert werden (Oe fw_1: 5'-ATGGGACGATTTGATAGAGC-3' und Oe rev_4: 3'-AGTAAGACCACCAATCGTGAAAAGGGCAATAAACCC-5'). Die mit den neuen Primern

durchgeführten PCR-Ansätze lieferten saubere PCR-Produkte, die für die weitere Sequenzanalyse geeignet waren. Abbildung 16 zeigt das Ergebnis einer elektrophoretischen Auftrennung von PCR-Produkten, die mit den neuen spezifischen Primern erzeugt wurden.

Die mit den spezifischen Primern erzeugten PCR-Produkte wurden an die Uni Rostock zur weiteren DNA-Sequenzanalyse übergeben.

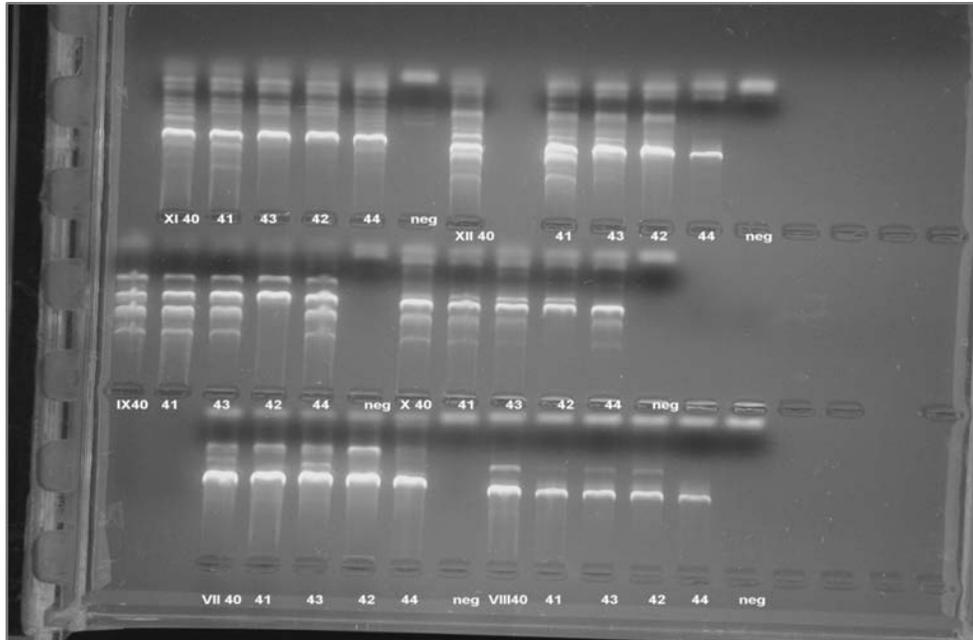


Abbildung 16: Elektrophorese von PCR-Produkten. Die Proben stammen von Austern aus dem Loch Ryan (Schottland). Es wurden verschiedene Primer-Kombinationen getestet.

Datenanalyse

Für die Ermittlung des Verwandtschaftsverhältnisses zwischen den Austerproben verschiedener Herkunft ist die Erstellung bzw. Berechnung eines phylogenetischen Stammbaumes die adäquate Methode.

Zusätzlich zu den untersuchten Proben (Tabelle 3) wurde auch die COX1-Sequenz französischer Austern anhand des publizierten MT-Genoms (Danic-Trechau et al., 2011) in den Vergleich einbezogen.

Der erste Schritt zur Erstellung eines phylogenetischen Stammbaumes war das Zuschneiden/ die Bearbeitung der Sequenzierungsprodukte für ein verwertbares Alignment. Für die Identifizierung der korrekten Basen und den Zuschnitt auf eine repräsentative Sequenzlänge wurden das Programm Bioedit verwendet. Es wurde eine repräsentative Basenpaarlänge (bp=Basenpaar) von 511 bp gewählt und alle Sequenzen auf den gewählten Abschnitt zugeschnitten. Als Referenz diente die in einer GenBank verfügbare komplette Sequenz von *Ostrea edulis* mit dem enthaltenen Gen „Cox1“ (Gene ID: 11341134). Mit Hilfe des Programms ClustalW wurde aus den vorhandenen Sequenzen ein Alignment konstruiert und ins FASTA-Format überführt. Die Berechnung des Stammbaumes wurde mit Hilfe des Programms MEGA 5.1 (TAMURA et al., 2011) durchgeführt. Für die ersten Berechnungen wurde das Maximum Likelihood (Clustermethode) verwendet. Das Ergebnis der Analyse zeigt eine hohe Ähnlichkeit aller untersuchten *Ostrea edulis*-Populationen. Deutlich zu sehen ist auch der Abstand zu den beiden als „Outgroup“ verwendeten Sequenzen aus der GenBank von *Crassostrea virginica* und *Crassostrea angulata* (Abbildung 17).

Die geringen genetischen Unterschiede zwischen den Populationen innerhalb der Atlantischen Metapopulationen können auf die historische „Migration“, insbesondere durch Aquakultur / Besatzmaßnahmen, zurückgeführt werden (LAING et al., 2005; SOBOLEWSKA & BEAUMONT, 2005).

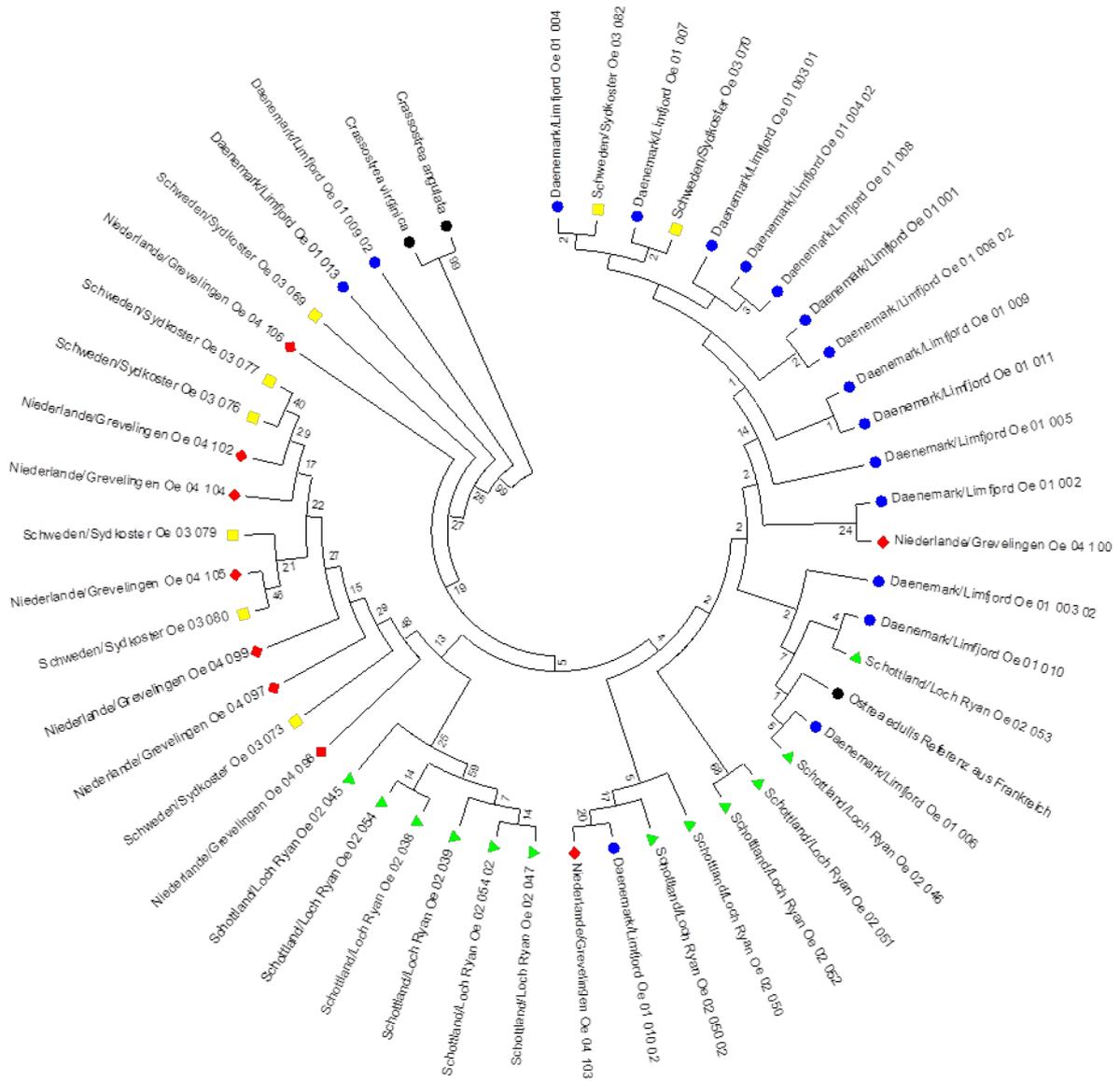


Abbildung 18: Bootstrap Consensus Stammbaum nach Maximum Likelihood (Cluster-Algorithmus). Bootstrap-Werte (in % von 500 Wiederholungen) werden an den Knoten angegeben (● Limfjord / Dänemark; ▲ Loch Ryan / Schottland, ■ Koster-Inseln / Schweden; ◆ Grevelingen-See / Niederlanden).

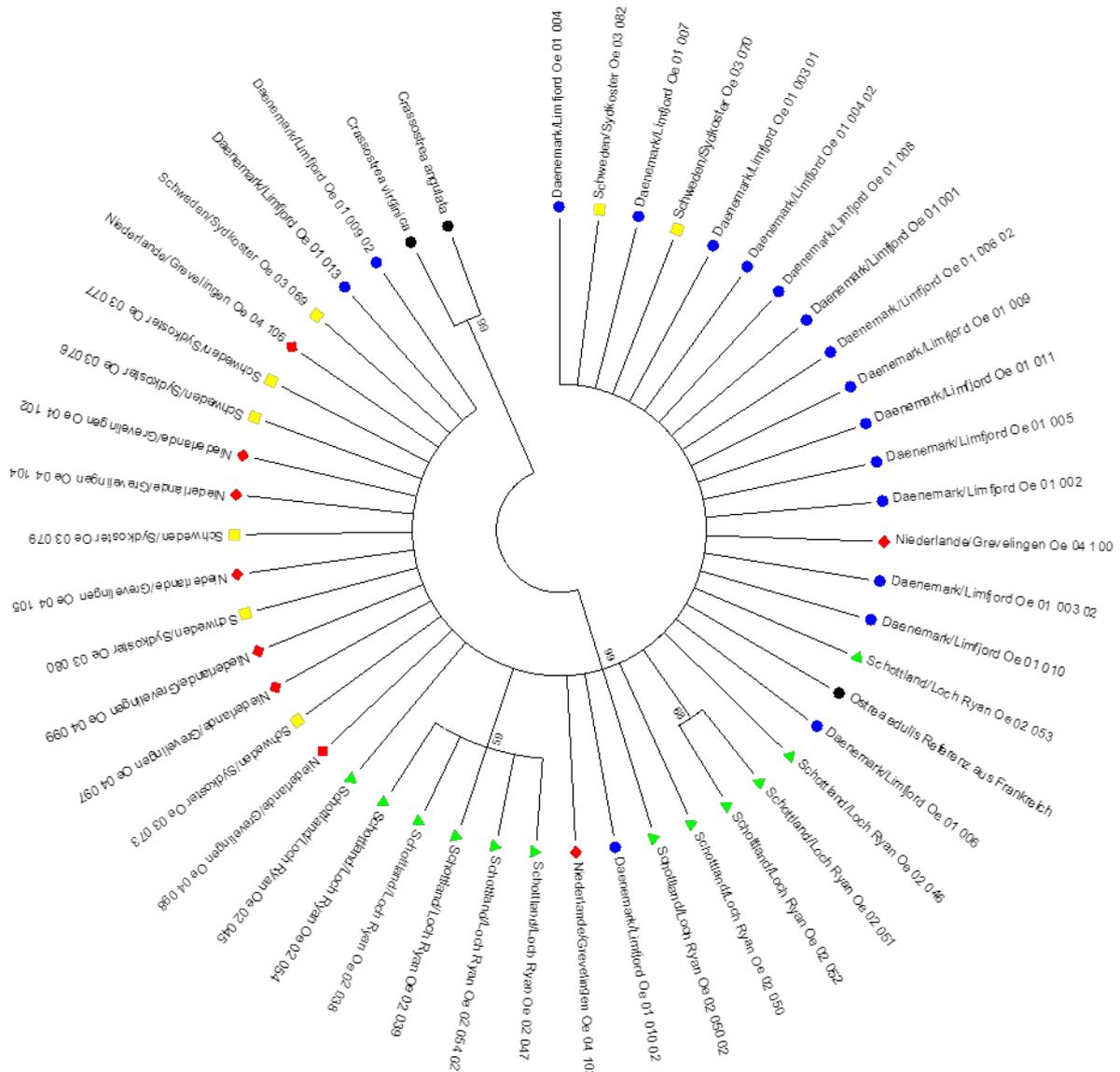


Abbildung 19: Condensed Stammbaum (50% Cut-off Value) nach Maximum Likelihood (Cluster-Algorithmus). Bootstrap-Werte (in% von 500 Wiederholungen) werden an den Knoten angegeben (● Limfjord / Dänemark; ▲ Loch Ryan / Schottland, ■ Koster-Inseln / Schweden; ◆ Grevelingen-See / Niederlanden).

Schlussfolgerung

Betrachtet man nur den genetischen Status, würden sich für eine Wiederansiedlung der Europäischen Auster in der Deutschen Bucht diejenigen Populationen gut eignen, die entlang der süd- und östlichen Nordsee von den Niederlanden bis Dänemark / Schweden vorkommen. Ein Austausch von genetischem Material wäre in diesem Bereich auch ohne künstlichen Besatz in Zukunft denkbar, sollten sich die Ansiedlungsbedingungen für die Europäische Auster insbesondere in der Deutschen Bucht z.B. durch die Verfügbarkeit von Hartsubstrat bessern. Dass sich Muscheln bzw. Austern entlang der südlichen Nordseeküste grundsätzlich ausbreiten können, zeigen die Arbeiten von WEHRMANN et al. (2000) und SCHMIDT et al. (2008), die die Ausbreitung der Pazifischen Auster entlang der Südlichen Nordseeküste beschrieben haben. Einen ersten Hinweis darauf, dass auch die Europäische

Auster auf natürlichem Wege wieder in die Deutsche Bucht zurückkehren könnte, belegen die Nachweise der Europäischen Auster in dem Offshore Windpark Egmond aan Zee vor der Niederländischen Küste (BOUMA & LENGKEEK, 2012).

Für eine Wiederansiedlung der Europäischen Auster in der Deutschen Bucht würden sich am ehesten Austern aus dem Limfjord eignen, u.a. wegen der Verfügbarkeit und der Abwesenheit der Krankheitserreger *B. ostreae* und *M. refringens* (siehe Kapitel 5.1 und 9.2). Da die Austern auch aus Wildfängen stammen würden, wäre zudem die genetische Variabilität der Spenderpopulation hoch. Dies würde auch den Erfolg einer Wiederansiedlung und die nachhaltige Entwicklung der neuen Gründerpopulation begünstigen (LALLIAS et al., 2010). Bei der Verwendung der Limfjord-Population als Spenderpopulation könnte sich zudem auch der sogenannte „Gründereffekt“ verringern (siehe Kapitel 5.4), wenn sich die ausgebrachten Austern mit Austern, die auf natürlichem Wege aus den Niederlanden einwandern könnten, vermischen würden. Dies würde die genetische Variabilität einer sich neu bildenden Population in der deutschen Bucht zusätzlich erhöhen.

Denkbar wäre auch die Verwendung von Austern aus Schweden und den Niederlanden, wobei die Austern aus Schweden, die zur Verfügung stünden (siehe Kapitel 9.2) nur aus einer Zucht stammen würden und nicht wie die aus dem Limfjord, auch aus wildgefangenen Austern. Die genetische Variabilität ist daher bei einem Besatz durch Austern aus dem Limfjord höher. Austern aus den Niederlanden sollten wegen der dort vorhandenen Krankheitserreger nicht verwendet werden.

Zwischenfazit

- Als Spenderpopulation für eine Wiederansiedlung kommen am ehesten Populationen mit einer hohen genetischen Variabilität innerhalb der Populationen in Frage, wie dies in Wildpopulationen der Fall ist.
- Da zwischen den Populationen entlang der südlichen und östlichen Nordsee nahezu keine genetischen Unterschiede vorhanden sind und entlang der Küste von den Niederlanden bis Dänemark bei entsprechenden Bedingungen ein genetischer Austausch auch ohne künstlichen Besatz in Zukunft denkbar ist, wäre als Spenderpopulation eine der dort noch rezenten Populationen am geeignetsten.
- Für eine Wiederansiedlung der Europäischen Auster in der Deutschen Bucht erscheinen Austern aus der Wildpopulation aus dem Limfjord oder Nachzuchten aus dieser Population besonders gut geeignet.

9.2 Auswahl von Zuchtbetrieben bzw. Spenderpopulationen

Im Verlauf des vorliegenden Projektes zeichnete sich bereits relativ früh ab, dass Austern aus skandinavischen Ländern aufgrund ihrer nachgewiesenen Abwesenheit von Krankheiten besonders als Spenderpopulation in Betracht kommen würden. Aus den ebenfalls nahen Niederlanden war bekannt, dass die dortigen *O. edulis*-Bestände in der Oosterschelde und im Grevelingen-See nicht frei von *Bonamia ostreae* sind. Insofern schieden die Niederlande als mögliche Quelle für *O. edulis* aus, wenngleich es auch dort einen Betrieb gibt, der eine künstliche Aufzucht der Europäischen Auster betreibt. In Schottland gibt es mit den Austern vom Loch Ryan noch eine Wildpopulation, die nicht von Bonamiose betroffen ist, allerdings könnte die im Vergleich mit skandinavischen Austern größere geographische Distanz eine schlechtere Adaptationsfähigkeit an die Bedingungen

der Deutschen Bucht bedeuten. Hinzu kommt, dass vom Loch Ryan nur marktfähige adulte Austern und keine Saataustern bezogen werden können.

Vor diesem Hintergrund wurde Kontakt mit jeweils einem Aquakulturbetrieb in Dänemark und Schweden aufgenommen. Beide Unternehmen sind zugleich die einzigen in ihrem Land, die eine künstliche Aufzucht der Europäischen Auster betreiben. In Dänemark ist das am Limfjord ansässige Danish Shellfish Center (DSC) sowohl Zuchtstation als auch Forschungsinstitut. Es war und ist an zahlreichen Forschungsprojekten zur Aquakultur von Muscheln beteiligt. Das schwedische Unternehmen Ostrea Sverige AB betreibt keine eigene Forschung, arbeitet aber eng mit Forschungsinstituten zusammen. Von beiden Zuchtbetrieben erhielt das IfAÖ Austernproben für die eigene populationsgenetische Untersuchung. Um den Produktionsprozess kennenzulernen, sowie die Lieferbedingungen für Austern und die Bereitschaft für eine Zusammenarbeit im Rahmen eines Wiederansiedlungsversuches zu erkunden, wurden beide Betriebe von Dr. Jens Gercken (IfAÖ) besucht. Über das Ergebnis der Besuche wurde ein gesonderter Bericht für das BfN angefertigt.

Im Folgenden werden die Zuchtbetriebe und der Produktionsablauf zur künstlichen Aufzucht von Austern vorgestellt.

Austernzuchtbetrieb Ostrea Sverige AB

Der Zuchtbetrieb Ostrea Sverige AB wurde am 11. April 2013 besucht und alle Produktionsbereiche der künstlichen Aufzucht von *Ostrea edulis* besichtigt. Das Unternehmen ist das einzige Unternehmen in Schweden, das eine kommerzielle Zucht mit Brutansätzen der lokal als Wildpopulation vorkommenden Europäischen Auster betreibt. Es befindet sich mit seinem Zuchtbetrieb auf der südlichen Koster-Insel in der Ortschaft Ekenäs, während die Administration in Göteborg ansässig ist (Abbildung 20 und 21). Die Gewässer um die Koster-Inseln bilden zusammen mit dem Kosterfjord den ersten schwedischen Meeres-Nationalpark (NP Kosterhavet). Der Kosterfjord ist ein Graben, der mit der Norwegischen Rinne in Verbindung steht und eine maximale Tiefe von ca. 250 m besitzt. Die Verfügbarkeit von Wasser mit hoher und stabiler Qualität war ein wesentlicher Faktor, die Koster-Inseln als Standort für den Zuchtbetrieb auszuwählen.

Nach Fertigstellung der Zuchtanlage im Jahr 2008 wurde mit der Zucht von *Ostrea edulis* begonnen. Da die Aufzucht vom Larvenstadium bis zur Speiseauster mehrere Jahre dauert, wurden 2013 erstmals vermarktungsfähige Austern angeboten. Laut ursprünglicher Planung soll es sich dabei um 3 Millionen Tiere handeln.

Bezüglich der Produktionskapazität befindet sich das Unternehmen noch immer in der Aufbauphase. In der Zuchtanlage könnten deutlich mehr Saataustern produziert werden als dies derzeit der Fall ist.

Anschrift/Kontakt

- Ostrea Sverige AB, Hamnevägen 38, 452 05 Sydkoster, Schweden
- Dr. Kent Berntsson, kent.berntsson@ostrea.se

Produktionsablauf

Wasseraufbereitung: Das Produktionswasser wird aus einer Tiefe von 38 m aus dem Kosterfjord entnommen. Es ist geplant, das Produktionswasser zukünftig aus einer noch größeren Tiefe von ca. 100 m zu entnehmen. Dieses Wasser wäre besonders mineralreich und hätte weniger störende Schwebstoffe und organisches Material.

Das aus dem Fjord gepumpte Wasser gelangt anfangs in zwei große Rundbecken im oberen Stockwerk des Zuchtbetriebs. Nach der Passage eines Eiweißabscheiders und von UV-Licht zur Keimreduzierung durchläuft das Wasser im Erdgeschoss einen mit feiner Gaze bespannten Trommelfilter zur Abtrennung von Schwebstoffen. Abschließend erfolgt noch eine kurzzeitige Erhitzung (Pasteurisierung) des Wassers, um Krankheitserreger abzutöten. Für den Unterhalt der Algen-Stammkulturen und kleinerer Algenkulturansätze wird das aufbereitete Produktionswasser zusätzlich noch autoklaviert.

Insgesamt ist die Wasseraufbereitung vergleichsweise aufwändig. Ein Zusatz von Antibiotika – wie z.B. in französischen Zuchtbetrieben – ist nicht erlaubt.

Algenzucht: Alle Entwicklungsstadien der Auster (Brutaustern, Larven, Saataustern) werden mit verschiedenen Arten von Mikroalgen gefüttert. Ausgangsmaterial für die Massenproduktion der Algen sind Stammkulturen, die unter Sterilbedingungen kultiviert werden. Zur Massenproduktion von Futteralgen werden Photobioreaktoren (Biofence) verwendet (Abbildung 22). In den Photobioreaktoren können höhere Algendichten erzeugt werden als in den andernorts häufig zur Algenzucht verwendeten Kunststoffsäcken. In geringem Umfang findet aber bei Ostrea Sverige AB auch eine Kultur bestimmter Algenarten in Kunststoffschläuchen statt.

Brutansätze: An der Küste von Bohuslän kommt die Europäische Auster von der norwegischen Grenze (Strömstad, Koster-Inseln) bis Marstrand im Süden vor. Der Bestand besteht aus Ansammlungen von zumeist nur wenigen Quadratmetern Fläche. Besiedlungen von mehreren hundert Quadratmetern sind selten. Austernbänke oder -riffe haben offenbar niemals existiert. Die Austern liegen in der Regel solitär und kommen seltener in kleinen Aggregaten vor. Nach Aussagen von Fischern herrschen an der Küste von Bohuslän nur alle fünf bis sieben Jahre Temperaturbedingungen, die eine Reproduktion erlauben.

Für die Zucht werden Austern aus dem natürlichen Wildbestand des Koster-Archipels in geringer Wassertiefe (1-8 m) gesammelt. Auch Austern von anderen Orten an der Küste dienen der Zucht, um die genetische Variabilität der Nachkommen zu erhöhen.

Die für die Zucht ausgewählten Tiere werden bis zu 1,5 Monate in einem separaten Becken konditioniert, um die Laichbereitschaft zu induzieren. Auch eine kürzere Konditionierung mit täglich 1 °C Temperaturanstieg ist üblich (broodstock conditioning).

Jeder Brutansatz besteht jeweils ungefähr zur Hälfte aus Wildaustern und aus Austern der eigenen Zucht (selective breeding). In der Brutanlage können mehrere Brutansätze parallel versorgt werden. Abgelaichte Larven sind positiv phototaktisch und gelangen über einen Überlauf in einen Auffangbehälter. Da das Ablachen der Larven nicht synchron erfolgt, ist eine tägliche Kontrolle der Sammelbehälter notwendig (Abbildung 23). Die Nachkommen aus verschiedenen Brutansätzen werden nicht vermischt, sondern durchlaufen die folgenden Aufzuchtschritte jeweils separat.

Larvenzucht: Das planktische Larvenstadium ist die sensibelste Phase im Lebenszyklus der Auster. Insofern ist die Mortalität allgemein sehr hoch. Erreichen 2% der Larven das Stadium der Metamorphose, gilt das bereits als ein gutes Resultat der Larvenhälterung.

Die Hälterung der Larven erfolgt in vertikalen Kunststoffröhren, die von unten mit Luft durchströmt werden. Als Futter werden Mikroalgen zugegeben. Bei Erreichen des

Augenpunktstadiums (eyespot stage) nach etwa 10 Tagen haben die Larven die Kompetenz zur Anheftung an ein Substrat erreicht (Abbildung 24).

Saataustern-Produktion: Als Anheftungssubstrat wird den Larven (0,3 mm) zu feinem Granulat gemahlene Austernschale (<1 mm) in einem Gefäß mit Lochboden angeboten. Nach der Anheftung an einzelne Schalenbruchstücke vollziehen die Larven ihre Metamorphose zur „eigentlichen“ Muschel. Die noch sehr kleinen Saataustern werden nun zunächst - ähnlich wie die planktischen Larven – in vertikal durchströmten Röhren gehältert und dort mit Mikroalgenahrung versorgt (Abbildung 26). Erst wenn sie eine Größe von gut einem Millimeter erreicht haben, erfolgt der Transfer in Rundgefäße mit Lochboden. Diese Behälter hängen in Trögen, die Produktionswasser mit Algen als Nahrungsquelle enthalten. Die „Nursery“ von Ostrea Sverige AB ist so dimensioniert, dass maximal ca. 12 Millionen Saataustern aufgezogen werden können. Zum Zeitpunkt des Besuchs war nur ein kleiner Bereich in Nutzung (Abbildung 25).

Wenn die Saataustern eine Größe von 5-10 mm erreicht haben, erfolgt die weitere Aufzucht im Freiland in einem sogenannten FLUPSY-System (Floating Upweller System), das in der Nähe des Hafens von Ekenäs als Floß verankert ist. Die Austern befinden sich nun in übereinander gestapelten flachen Kunststoffkörben, die von unten mit Meerwasser durchströmt werden. Durch einen motorisch angetriebenen Propeller wird eine starke Meerwasserzirkulation erzeugt, so dass große Mengen von juvenilen Austern mit Nahrung versorgt werden können (Abbildung 27).

Marikultur: Das abschließende, mehrjährige Wachstum der Austern bis zur Marktreife erfolgt in Plastikkörben, die an der Westküste der südlichen Koster-Insel ausgebracht sind. Auch hier bedürfen die Austern einer intensiven Pflege. So müssen die Körbe, je nach Jahreszeit mehr oder weniger häufig, von Aufwuchsorganismen wie Ascidien, Seepocken und Miesmuscheln befreit werden. Außerdem muss die Anzahl der stetig wachsenden Tiere in den Körben regelmäßig reduziert werden. Da die kultivierten Austern unter diesen Bedingungen auch geschlechtsreif werden und sich reproduzieren, tragen die abgelaichten Larven zum allgemeinen Larvenfall in der Region bei. Nach ca. 3 Jahren Marikultur haben die Austern ihre Marktreife erlangt.

Gesundheitsstatus

Der Austernbestand des Koster-Archipels und die Zuchtaustern werden jährlich vom Veterinäramt untersucht. Ein Befall durch *Bonamia spec.* und *Marteilia spec.* wurde bislang nicht nachgewiesen. Auch andere epidemisch auftretende Krankheiten kommen an der Küste von Bohuslän nicht vor.

Produktionskapazität und Preise

Das relativ junge Unternehmen Ostrea Sverige AB hat noch nicht die maximal mögliche Produktionskapazität erreicht. Für 2013 ist eine Produktion von 3 Millionen Saataustern avisiert. Die Kapazität des Zuchtbetriebs ist jedoch für 12 Millionen Saataustern ausgelegt. Planungsziel für das Jahr 2015 ist eine Produktion von 300 Tonnen marktfähiger Austern.

Bereits jetzt könnten aus der aktuellen Produktion ausreichend Austern verschiedener Altersstadien für einen Pilotversuch zur Wiederansiedlung der Auster zur Verfügung gestellt werden. Sinnvollerweise sollten Austern in größerem Umfang erst dann in der deutschen Nordsee ausgebracht werden, wenn im Rahmen eines Pilotversuchs gezeigt wurde, dass sich die Austern am Standort gut entwickeln und offensichtlich auch dort reproduzieren.

Die Preise für einzelne Saataustern (20 mm) betragen derzeit 1 SEK (0,12 €); die für eine Speiseauster liegen bei 10-15 SEK (1,2-1,75 €).

Forschung

Ostrea Sverige AB besitzt selbst keine eigene Forschungsabteilung. Es besteht aber eine intensive Zusammenarbeit mit Forschungsinstituten und anderen Zuchtbetrieben, um u.a. die Produktion von besonders kritischen Stadien der Austernzucht zu optimieren. Eine enge Kooperation im Rahmen gemeinsamer Forschungsprojekte besteht zum benachbarten Sven Loven Center für Marine Sciences (ehemals Tjärnö Marine Biological Laboratory) und zum Danish Shellfish Centre (DSC). Außerdem existiert ein intensiver Erfahrungsaustausch mit anderen Zuchtbetrieben im skandinavischen Raum. So war das Unternehmen beispielsweise Partner im Projekt „Nord Ostron“ an dem Austernzuchtbetriebe aus Norwegen, Schweden und Dänemark beteiligt waren.

Zwischenfazit

- Ostrea Sverige AB kann qualitativ hochwertige Europäische Austern unterschiedlicher Altersstadien für einen Wiederansiedlungsversuch in der Deutschen Bucht liefern. Von Seiten des Unternehmens besteht auch grundsätzliches Interesse an einer inhaltlichen Kooperation im Rahmen eines Pilotprojektes zur Wiederansiedlung der Auster.
- Die Austern der Koster-Inseln sind an Umweltbedingungen angepasst, die ihnen auch eine erfolgreiche Adaptierung an die hydrographischen Bedingungen in der Deutschen Bucht ermöglichen sollten.
- Der Austernbestand ist frei von den Krankheitserregern *Bonamia ostreae* und *Marteilia refringens*.
- Ostrea Sverige AB hat sich in seinen Unternehmenszielen zu einer umweltschonenden Austernzucht verpflichtet. Wegen der Lage des Zuchtbetriebs in einem marinen Nationalpark bestehen aber ohnehin strenge Auflagen, die einen negativen Einfluss des Zuchtbetriebs auf die Meeresumwelt verhindern sollen (z.B. Verbot von Antibiotika).



Abbildung. 22: Massenproduktion von Mikroalgen in einem Photobioreaktor-System (Biofence).



Abbildung 23: Brutansatz mit einer Gruppe von Austern. Die positiv phototaktischen Larven gelangen durch den Überlauf in ein Auffangbecken.



Abbildung 24: Die Kultur von Austernlarven oder Saataustern kurz nach der Anheftungsphase erfolgt in vertikalen Röhrenbehältern. Die Larven bzw. kleinen Saataustern werden durch an der Basis austretende Luft in Bewegung gehalten.



Abbildung 25: Halle zur Anzucht von Saataustern (engl.: spat). In den runden Behältern, die in den rinnenförmigen Tank eintauchen befinden sich frühe Stadien von Saataustern.



Abbildung 26: Hälterung junger Saataustern in Rundbehältern mit Siebboden. Die als Nahrung dienenden Mikroalgen färben das Wasser grün.



Abbildung 27: Am Floß hängen Körbe mit Saataustern. Das FLUPSY-System gewährleistet eine ständige Zufuhr von Wasser und dementsprechend auch von Nahrung.

Danish Shellfish Centre (DSC)

Der zum Danish Shellfish Centre (DSC) gehörende Produktionsbereich zur künstlichen Aufzucht von *Ostrea edulis* wurde am 17. April 2013 besichtigt. Das DSC wurde 2002 von lokalen und regionalen Gebietskörperschaften und der Schalentierindustrie als gemeinnütziges und unabhängiges Institut für Forschung, Technologie und Entwicklung gegründet. Es befindet sich im westlichen Teil des Limfjords in der Ortschaft Nykøbing auf der Insel Mors (Abbildung 28 und 29). Seit kurzem ist das DSC Teil des Nationalen Instituts für Aquatische Ressourcen der Dänischen Technischen Universität (DTU Aqua).

Übergeordnetes Ziel des DSC ist eine nachhaltige Nutzung der Küstengewässer mit dem Schwerpunkt auf der Aquakultur und Fischerei von Schalentieren. Die Beteiligung an Projekten zur Grundlagenforschung und zu angewandten Forschung zählt zu den Hauptaktivitäten des DSC. Neben Laborräumen stehen dem DSC eine Anlage zur Muschelzucht (Hatchery) und Gerätschaften zur Langleinenkultur von Miesmuscheln zur Verfügung. Die Zuchtanlage dient hauptsächlich zur Zucht der Europäischen Auster (*Ostrea edulis*). Derzeit wird in kleinem Maßstab auch an der Zucht von Hummern gearbeitet.

Anschrift/Kontakt

- Dansk Skaldyrcenter, Øroddevej 80, DK-7900 Nykøbing/Mors,
- Dr. Jens Kjerulf Petersen (CEO), jkp@skaldyrcenter.dk

Produktionsablauf

Wasseraufbereitung: Das Produktionswasser wird in geringer Tiefe von ca. 3 m in Nähe des DSC aus dem Limfjord entnommen. Es gelangt zunächst in große Rundbecken, in denen sich gröbere Partikel absetzen können. Anschließend passiert das Wasser UV-Licht zur Keimreduzierung und einen Sandfilter. Das vorgereinigte Wasser wird dann weiteren Aufbereitungsanlagen zugeführt, die jeweils aufbereitetes Wasser für verschiedene Produktionsschritte der Zuchtanlage (Algenzucht, Larvenzucht, u.a.) bereitstellen. In dieser nachgeschalteten Wasseraufbereitung erfolgt u.a. nochmals eine Behandlung mit UV-Licht und es werden Schwebstoffe in einer mit Planktongaze bespannten Filtertrommel entfernt.

Algenzucht: Als Futter für alle Stadien der Austernzucht (Brutaustern, Larven, Saataustern) dienen verschiedene Arten von Mikroalgen. Ausgangsmaterial für die Massenproduktion von Algen sind Stammkulturen, die unter Sterilbedingungen kultiviert werden. Zur Massenproduktion von Futteralgen werden Kunststoffschläuche oder Kunststoffröhren verwendet (Abbildung 30).

Brutansätze: Als Ausgangsmaterial für die Zucht werden Austern aus dem Wildbestand des Limfjords genommen. Ca. 50 Tiere von ähnlicher Größe bilden einen Brutansatz. In der Brutanlage können mehrere Brutansätze gleichzeitig versorgt werden. Eine Beleuchtung mit Leuchtstoffröhren simuliert einen Tag-Nacht-Rhythmus (Abbildung 31).

Larvenzucht: Zum Zeitpunkt des Besuches befanden sich keine Larven in den Hälterungsgefäßen, da die Konditionierung der Brutaustern erst begonnen hatte und noch keine Austern abgelaicht hatten. Wie in der natürlichen Umgebung stellt die planktische Larvenphase den sensibelsten Lebensabschnitt mit der bei weitem höchsten Mortalität dar.

Die Hälterung der Larven erfolgt in vertikalen Kunststoffröhren, die von unten durch einen Luftstrom in Bewegung gehalten werden und einen Mix aus Mikroalgen als Futterquelle enthalten. Sobald die Larven das Augenpunktstadium erreicht haben, besitzen sie die Kompetenz zur Anheftung an ein Substrat.

Saataustern-Produktion: Als Anheftungssubstrat dient fein gemahlene Austernschale (<1 mm; Bezug durch Ostrea Sverige AB). Nach der Anheftung an die Schalenpartikel und Metamorphose werden die noch sehr kleinen Saataustern zunächst in vertikal durchströmten Röhren gehältert und dort mit Mikroalgen-Nahrung versorgt. Erst wenn sie eine Größe von ein bis zwei Millimetern erreicht haben erfolgt der Transfer in Rundgefäße mit Siebboden. Diese Gefäße hängen in Betonrinnen, die von dem mit Mikroalgen angereichertem Produktionswasser durchströmt werden. Hier wachsen die kleinen Saataustern zu juvenilen Austern heran (Abbildung 33).

Gesundheitsstatus

Der Bestand im Limfjord wird bereits seit den 1990er-Jahren regelmäßig auf das Auftreten von Krankheiten untersucht. Es wurde niemals ein Befall durch *Bonamia ostreae* und *Marteilia refringens* nachgewiesen. Seit 2005 wird die Abwesenheit dieser epidemischen Krankheitserreger durch ein EU-Zertifikat bestätigt.

Produktionskapazität und Preise

Der Zuchterfolg ist starken Schwankungen unterworfen und es ist generell nicht möglich, durch beispielsweise die Größe des Brutpaaransatzes gezielt eine bestimmte Anzahl von Saataustern zu produzieren. Im Gegensatz zum Zuchtbetrieb Ostrea Sverige AB steht der ökonomische Aspekt beim DSC nicht im Vordergrund. Bei gutem Zuchterfolg findet aber auch eine kommerzielle Verwertung der Saataustern durch z.B. den Verkauf ins Ausland statt.

Im Falle eines Wiederansiedlungsprojekts könnte das DSC Saataustern bzw. juvenile Austern liefern. Adulte Austern sollten aus den befischten Wildbeständen im Limfjord stammen (s.u.).

Die Preise für einzelne Saataustern (20 mm) betragen derzeit 1 DKK (0,13 €); der Preis für ein Kilo adulter Austern liegt bei 40-45 DKK (5,40 – 6,00 €). (August 2013)

Forschungsprojekte

Seit seiner Gründung 2002 war das DSC an zahlreichen Forschungsprojekten zur Zucht und Kultur von Schalentieren und Algen beteiligt. Dabei spielte die Weitergabe der Forschungsergebnisse an die industriellen Nutzer eine wichtige Rolle.

In Bezug auf die Europäische Auster war das DSC an drei nationalen dänischen Projekten beteiligt. Diese Projekte beschäftigten sich mit der künstlichen Zucht der Auster und mit verschiedenen Systemen zur Marikultur der Saataustern im Freiland.

Die Beteiligung an dem Verbundprojekt „Nord Ostron“ diente dem Erfahrungsaustausch zwischen Forschungseinrichtungen und Austernzuchtbetrieben in Skandinavien. Eine gute Zusammenarbeit existiert beispielsweise mit dem Zuchtbetrieb Ostrea Sverige AB.

Im Rahmen des EU-Projekts „Oysterecover“ (2010-2013) untersucht das DSC u.a. die *in situ*-Gewinnung von Saataustern durch Exposition unterschiedlicher Anheftungssubstrate im Freiland. Außerdem wird der Bestand der Austern im Limfjord hinsichtlich seiner aktuellen Größe und im Hinblick auf eine Wiederansiedlung (Restocking) zur nachhaltigen kommerziellen Nutzung bewertet.

Zwischenfazit

- Als Forschungseinrichtung mit Zuchtbetrieb steht mit dem DSC sowohl ein gut geeigneter Kooperationspartner für Forschungsvorhaben als auch ein potenzieller Lieferant von Europäischen Austern für ein Pilotprojekt zur Wiederansiedlung der Auster zur Verfügung. Von Seiten des DSC ist die Bereitschaft für eine zukünftige Zusammenarbeit gegeben.
- Obwohl die Zuchtanlage hinsichtlich ihrer Größe eher „Forschungscharakter“ besitzt, ist sie in der Lage, ausreichend Saataustern bzw. juvenile Austern für ein Wiederansiedlungsprojekt zur Verfügung zu stellen. Der Bedarf an Austern würde ohnehin nicht ad hoc anfallen, vielmehr müsste einem Ansiedlungsprojekt eine Planungsphase vorangehen, in die auch der Lieferant von Austern eingebunden wäre.
- Die Brutansätze stammen aus dem Limfjord und sind somit frei von Befall durch *Bonamia ostreae* und *Marteilia refringens*. Die Abwesenheit der Krankheitserreger wird durch ein EU-Zertifikat bestätigt, wodurch eine von möglichen Anforderungen an den Transfer der Austern in andere Seegebiete erfüllt ist.



Abbildung 28: Der Limfjord im Norden von Jütland. Austernfischerei wird vorwiegend im westlichen Bereich des Limfjords betrieben. Pfeil: DSC in Nykøbing/Mors.



Abbildung 29: Das Danish Shellfish Centre (DSC) befindet sich auf einer Landzunge bei Nykøbing/Mors.



Abbildung 30: Massenzucht von verschiedenen Mikroalgen in Kunststoffschläuchen.



Abbildung 31: Tanks mit verschiedenen Ansätzen von Brutaustern. Die Leuchtstoffröhren simulieren einen Tag-Nacht-Rhythmus.



Abbildung 32: Jeder Brutansatz besteht aus einer größeren Anzahl von etwa gleich großen Austern.



Abbildung 33: Die Betontröge enthalten mit Mikroalgen angereichertes Produktionswasser. Darin hängen die siebartigen Rundbehälter mit den Saataustern.

Der Austerbestand im Limfjord als mögliche Spenderpopulation

Im Rahmen eines Projektes zur Wiederansiedlung der Europäischen Auster in der Deutschen Bucht sollten Saataustern bzw. juvenile Austern und auch adulte Austern verwendet werden. Während erstere von den erwähnten schwedischen und dänischen Zuchtbetrieben bezogen werden können, bietet sich für Letztere der Wildbestand im Limfjord an.

Als größter Fjord Dänemarks steht der Limfjord im Westen mit der Nordsee und im Osten mit der Ostsee in Verbindung. Nachdem die Verbindung zur Nordsee mehrere Jahrhunderte geschlossen war, wurde sie 1825 infolge eines schweren Sturmes wieder geöffnet. Der Limfjord ist ein flaches Gewässer. Die mittlere Wassertiefe beträgt 7 m; große Bereiche sind weniger als 5 m tief.

Ostrea edulis wurde bereits relativ kurz nach der Öffnung 1825 im Limfjord nachgewiesen. Der Bestand entwickelte sich schnell so gut, dass die Nutzung früh unter staatliche Aufsicht gestellt wurde. Wie Aufzeichnungen belegen, wies der Austerbestand aber immer deutliche Schwankungen auf. Der im letzten Jahrzehnt aufgetretene Bestandspeak und damit verbundene Anstieg der Fischereiquote ist im Wesentlichen auf eine außergewöhnlich erfolgreiche Rekrutierung in Verbindung mit einem guten Nahrungsangebot infolge der Eutrophierung des Limfjords zurückzuführen. Häufig erreicht die Wassertemperatur im Limfjord nicht die für eine erfolgreiche Reproduktion notwendige Wassertemperatur.

Die Austernfischerei im Limfjord ist die einzige in Nordeuropa, in der in größerem Umfang Wildbestände von *Ostrea edulis* gefischt werden. Außerdem ist die Austernfischerei die weltweit erste, die ein Zertifikat des Marine Stewardship Council (MSC) für ihr gutes Management und ihre Nachhaltigkeit erhalten hat. So wird der Austerbestand jährlich durch Wissenschaftler von DTU Aqua (Dänische Technische Universität) hinsichtlich seiner Abundanz untersucht und darauf aufbauend angepasste Fangquoten für die lokale Fischerei festgelegt (MOODY MARINE LTD, 2012).

Die Fischerei wird von Oktober bis Mai im westlichen Teil des Limfjords ausgeübt. Die maximal 12 m langen Kutter verwenden besonders leichte Schürfnetze (Dredgen; 1 m Breite; <35 kg) (Abbildung 36 und 37). Austern dürfen nicht in flachen Bereichen mit einer Wassertiefe von weniger als 3 m gefischt werden. Im Hauptfanggebiet, dem Nissum Bredning, ist der Fang sogar nur unterhalb von 4 m Wassertiefe erlaubt. Durch diese Fangbeschränkungen besteht grundsätzlich die Möglichkeit einer Rekrutierung der Auster in größeren Wassertiefen durch den fischereilich ungenutzten Bestand. Die Gesamtbiomasse der Auster in den Jahren 2005/2006 lag nach einer Schätzung von KRISTENSEN & HOFFMANN (2006) bei 3.500 Tonnen.

Der Nissum Bredning (Abbildung 34 und 35) und weitere große Bereiche des Limfjords genießen Schutzstatus als Natura-2000-Schutzgebiete. Fischerei- und Naturschutzbehörden arbeiten eng zusammen, um Naturschutzauflagen zu gewährleisten und sicher zu stellen, dass die Muschelfischerei (Miesmuschel, Auster) nicht den Zielen des Naturschutzes schadet.

Insgesamt sorgt ein gut etabliertes Fischerei- und Naturschutzmanagement dafür, den Austerbestand im Limfjord nachhaltig zu erhalten und zugleich Belange des Naturschutzes zu wahren. Wegen der geographischen Nähe zur Deutschen Bucht ist bei Limfjord-Austern eine gute Anpassungsfähigkeit an die hydrographischen Lebensbedingungen in der deutschen Nordsee zu erwarten. Ferner ist die Abwesenheit von Krankheitserregern wie *Bonamia* und *Marteilia* ein weiterer positiver Aspekt, der für die Limfjord-Austern als günstige Kandidaten für ein Wiederansiedlungsprojekt in der deutschen Nordsee spricht.

Insgesamt betrachtet, stehen mit den Wildaustern aus dem Limfjord neben den Zuchtaustern vom dänischen und schwedischen Zuchtbetrieb geeignete Bezugsquellen von *Ostrea edulis* für eine Wiederansiedlung in der deutschen Nordsee zur Verfügung. Für eine Bevorzugung der Austern aus dem Limfjord spricht, dass sie sich aufgrund der geographischen Nähe möglicherweise besser an die Umweltbedingungen in der Deutschen Bucht anpassen als Austern von entfernteren Lokalitäten.

Zwischenfazit

- Neben juvenilen Austern sollten im Rahmen eines Wiederansiedlungsversuches auch adulte Brutaustern ausgebracht werden. Diese sollten vorzugsweise aus dem Wildbestand des Limfjords stammen. Diese Austern sind an die wechselnden Umweltbedingungen im Freiland adaptiert. Außerdem darf man voraussetzen, dass eine aus dem Wildbestand entnommene Probe eine höhere genetische Variabilität aufweist als Austern aus einem Zuchtbetrieb.
- Aus naturschutzfachlicher Sicht ist die MSC-Zertifizierung der nachhaltig betriebenen Fischerei im Limfjord ein Kriterium, das für einen Import von Austern aus diesem Gebiet spricht.
- Die Austern im Limfjord und somit auch diejenigen vom DSC-Zuchtbetrieb sind frei von Befall durch *Bonamia ostreae* und *Marteilia refringens*. Die Abwesenheit dieser Krankheitserreger wird durch ein EU-Zertifikat bestätigt. Damit ist eine von möglichen Anforderungen an den Transfer der Austern in andere Zielgebiete erfüllt.
- Auch wenn die vom dänischen und schwedischen Zuchtbetrieb produzierten Austern uneingeschränkt für ein Wiederansiedlungsprojekt empfohlen werden können, spricht für eine Bevorzugung der Austern aus dem Limfjord, dass sie sich aufgrund der geographischen Nähe möglicherweise besser an die Umweltbedingungen in der Deutschen Bucht anpassen als Austern aus dem weiter entfernten Schwedischen Zuchtbestand.

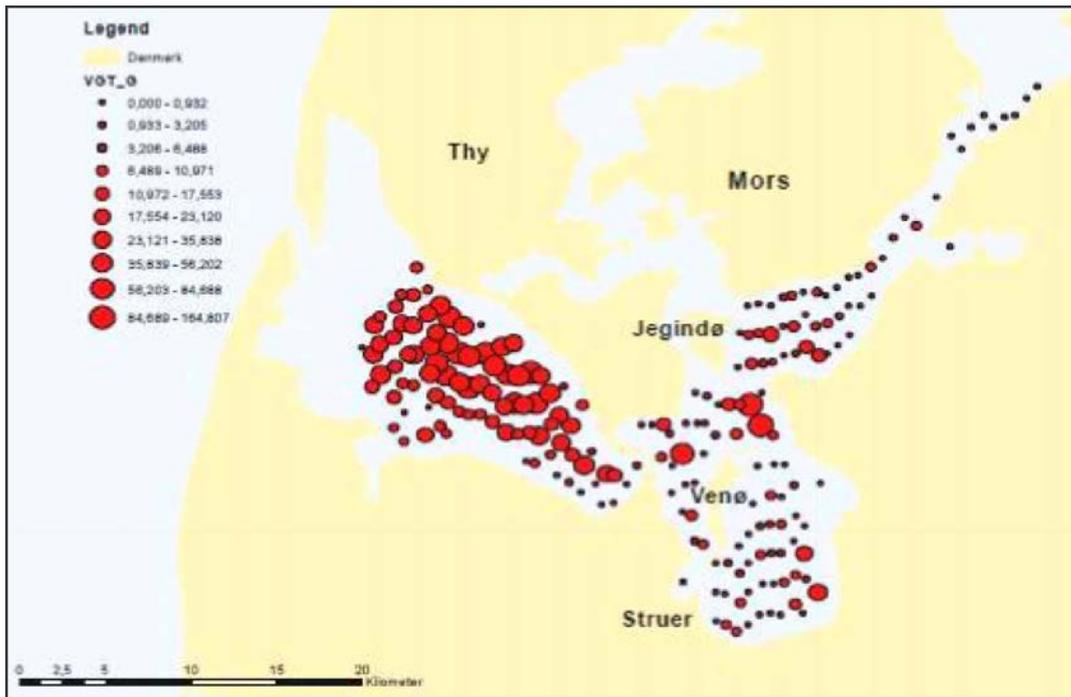


Abbildung 34: Die Austernfischerei wird nur im westlichen Bereich des Limfjords betrieben. Die Karte zeigt Lage und Abundanz (g/m²) der Austernbestände auf der Basis einer 2005 durchgeführten Monitoringuntersuchung (aus: KRISTENSEN & HOFFMANN, 2006).



Abbildung 35: Austernschalen am Strand von Oddesund Nord in der Nähe des dortigen Hafens.



Abbildung 36: Muschelkutter im Hafen von Nykøbing. Die meisten Fischer betreiben eine Miesmuschel- und Austernfischerei.



Abbildung 37: Für die Austernfischerei ist die Verwendung kleiner und leichter Dredgen (max. 35 kg) vorgeschrieben.

9.3 Standortauswahl in der deutschen Nordsee

Bei der Auswahl eines Standortes zur Wiederansiedlung der Europäischen Auster sind sowohl die Ansprüche an ein geeignetes Habitat als auch bestehende und zukünftig geplante Nutzungsformen und –interessen zu berücksichtigen.

Was das Wattenmeer betrifft, so ist dort bei der aktuellen fischereilichen Nutzung keine Wiederansiedlung durchführbar. So werden die Gebiete der ehemaligen Austernbänke im Wattenmeer heute intensiv von der Garnelenfischerei genutzt. Selbst wenn Austernlarven im Plankton vorhanden wären, hätten sie gegenwärtig, aus Mangel an geeignetem Siedlungssubstrat, keine Chance, sich an ehemaligen Standorten anzusiedeln, geschweige denn dort zu wachsen (NEUDECKER, 1990a). Außerdem dürften die herrschenden starken Schwankungen abiotischer Umweltfaktoren und die Tidenströmungen die Chancen für eine erfolgreiche Wiederansiedlung und Rekrutierung von vornherein reduzieren.

Zudem lässt der Schutzstatus des Wattenmeeres (Nationalpark und Weltnaturerbe) möglicherweise eine Einfuhr bzw. Auswilderung von Muschelarten in das Wattenmeer nicht zu. Ein Urteil des Bundesverwaltungsgericht (BVG, Az.: 4 B 18.12) bestätigte jetzt das Verbot des Importes von Miesmuschelsaat aus Gebieten außerhalb des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres als Besatzmuscheln für Kulturen im Nationalpark durch das Oberverwaltungsgericht Schleswig (Az.: 1 LB 19/10, Dezember 2011).

Grundsätzlich bieten die tieferen und küstenfernen Bereiche der Deutschen Bucht bessere Ausgangsbedingungen für einen Wiederansiedlungsversuch. Die wichtigen abiotischen Faktoren Temperatur und Salinität weisen dort weniger Schwankungen auf als im küstennahen Seegebiet.

Bei der Wahl eines Standortes ist grundsätzlich davon auszugehen, dass die ehemaligen Verbreitungsgebiete der Austern in der offenen Nordsee heute einen anderen Zustand aufweisen als in historischer Zeit. Die Veränderungen setzten bereits mit der Zerstörung der Austernbänke durch den Austernfang ein. Der heutige Zustand der Gebiete historischer Austernbänke dürfte im Wesentlichen durch die Fischerei bedingt sein, die dort seit der Ausbeutung der Austernvorkommen betrieben wird. Die Tatsache, dass auch im tieferen Sublitoral, im Bereich des ehemaligen, ausgedehnten Austerngrundes, aktuell keine Austern anzutreffen sind, ist mit hoher Wahrscheinlichkeit der andauernden massiven Störung zuzuschreiben, die von der Fischerei mit benthischen Schleppnetzen ausgeht.

Infolge der vielfältigsten Nutzungsansprüche ist es schwierig, Bereiche auszuwählen, die noch keiner Nutzung unterworfen sind. Insgesamt sollte der Fokus daher auf Gebiete gelenkt werden, die bereits einen gewissen Schutzstatus besitzen. Aber auch in diesen Gebieten ist z.B. Bodenschleppnetzfisherei erlaubt. Eine wichtige Voraussetzung für eine erfolgreiche Wiederansiedlung der Auster ist aber das Vorhandensein von Bereichen, die frei von grundberührender Schleppnetzfisherei sind.

Potenzielle Wiederansiedlungsorte sollten keine größeren Schwankungen in Bezug auf Wassertemperatur und Salzgehalt aufweisen. Diese Voraussetzung ist am ehesten im tieferen Sublitoral, vorzugsweise bei Wassertiefen von mehr als 10 m gegeben.

Ferner sind die Anwesenheit von Hartsubstrat und eine geringe Sedimentationsrate von grundsätzlicher Bedeutung für eine erfolgreiche Ansiedlung von Austernlarven. Dabei sind hinsichtlich der Ansiedlung von Larven auf geeignetem Hartsubstrat auch die Strömungsverhältnisse in einem Seegebiet von Bedeutung. Einerseits sollten die Larven nicht zu sehr von der Ausgangspopulation verdriftet werden, andererseits bedeutet eine stärkere Strömung aber auch die günstige Zufuhr von Nahrung und Bereitstellung von „sauberem“ Hartsubstrat für die Ansiedlung. Vorhandene lokale Strömungsdaten und/oder

hydrodynamische Modelle sollten hinzugezogen werden, um die potenzielle Larvenverdriftung abzuschätzen

Die küstenfernen Austernbestände befanden sich zumeist in Gebieten, für die in der Sedimentkarte von FIGGE (1981) vorwiegend feinsandiger Meeresboden ausgewiesen ist (Abbildung 38). Sandiger Meeresboden steht einer Entwicklung von Austernbänken grundsätzlich nicht im Wege. Voraussetzung für deren Entwicklung ist eine Unterlage aus Muschelschill, die sich bei natürlichen Austernbänken über einen langen Zeitraum, primär aus autochthonen Schalen bildet.

Aufgrund des verbreiteten Vorkommens an sandigem Sediment bieten sich offenbar viele Möglichkeiten für eine Wiederansiedlung der Auster. Dabei müssen die Bereiche ehemaliger Austernbänke nicht unbedingt eine Priorität haben, da davon auszugehen ist, dass das einstige Hartsubstrat „Austernbank“ sicherlich nicht mehr vorhanden ist. Die Riffstrukturen der Austernbänke wurden bereits im Verlauf der Austernfischerei zerstört. Danach bestimmte eine intensive Fischerei mit Grundschleppnetzen den Zustand des Meeresbodens.

Meeresgebiete mit ausgewiesenem Hartsubstrat, wie Kies und Steine, sind kein Ort, wo sich Austern bevorzugt ansiedeln. Austernlarven meiden diese Substrate eher und ziehen Muschelschalen eindeutig vor, wie Felduntersuchungen in Schottland gezeigt haben (UNIVERSITY MARINE BIOLOGICAL STATION MILFORD, 2007). Dass Hartsubstrat nicht per se von *O. edulis* besiedelt wird, zeigt sich auch daran, dass in vielen Gebieten der AWZ, in denen mineralisches Hartsubstrat ansteht, keine Austern vorkommen.

Eine Wiederansiedlung der Auster in der deutschen AWZ kann nur dann Aussicht auf Erfolg haben, wenn der gewählte Standort vollständig vor störenden Eingriffen geschützt ist. Insofern stellt sich die Frage, ob für einzelne Gebiete ehemaligen Austernvorkommens bereits ein gewisser Schutzstatus durch die erfolgte Ausweisung von Schutzgebieten besteht. In Abbildung 39 sind die historischen Austernvorkommen zusammen mit den bestehenden Natura-2000-Schutzgebieten (SCI und SPA) verzeichnet. Von den vier in der deutschen AWZ ausgewiesenen Schutzgebieten (MPA) liegt nur das Gebiet „Borkum-Riffgrund“ in einem Bereich eines ehemaligen Austernvorkommens. Zumindest ragt dieses Schutzgebiet in den im Piscatorial Atlas von OLSEN (1883) großflächig verzeichneten Austerngrund der südlichen Deutschen Bucht hinein. Die Gebiete der küstenferneren, in der Fischereikarte von 1915 aufgeführten Austernvorkommen decken sich mit keinem der anderen Schutzgebiete. Allerdings lagen einige der Austernbänke in der Nähe des Schutzgebietes „Sylter Außenriff“, das am weitesten in den zentralen Bereich der AWZ hineinragt.

Schutzgebiete würden Austern nur dann wirklich Schutz bieten, wenn es sich um fischereiliche Nullnutzungszonen (No-Take-Zones) handeln würde, in denen die Bodenschleppnetz-Fischerei vollständig verboten wäre. Dies ist jedoch bei den bestehenden Gebieten nicht der Fall. Vielmehr ist hier auch der Einsatz mobiler grundberührender Fanggeräte erlaubt.

Bei den in zunehmendem Maße errichteten Offshore-Windparks handelt es sich quasi um „No-Take-Zonen“, da in ihnen die Fischerei verboten ist oder zumindest keine beweglichen Fanggeräte verwendet werden dürfen. Insofern erfüllen Windparks ein wichtiges Kriterium für eine Standortwahl zur Wiederansiedlung der Auster.

Dieses ist und wird in zunehmendem Ausmaß mit dem Ausbau von Offshore-Windparks der Fall sein. Abbildung 40 zeigt die bereits in Betrieb, im Bau und in Planung befindlichen Windparks in der Deutschen Bucht sowie die Gebiete der historischen Austern-Vorkommen.

Es bestehen hier zahlreiche Überschneidungen, was die Lage der küstennäheren, südlichen Windparks und den weiter nördlich bzw. nordwestlich projektierten Windparks betrifft.

Mit dem Ausbau der Offshore-Windparks werden diese zukünftig eine flächenmäßig dominierende Nutzung in der AWZ darstellen. Neben Offshore-Windparks weist die marine Raumordnung weitere Nutzungsansprüche aus, die ebenfalls im Rahmen eines Wiederansiedlungsvorhabens zu berücksichtigen sind (Abbildung 41).

Zwischenfazit

- Das Wattenmeer stellt kein geeignetes Gebiet für die Wiederansiedlung der Europäischen Auster dar. Die tieferen, küstenferneren Bereiche der Deutschen Bucht bieten bessere Bedingungen für eine potenzielle Wiederansiedlung.
- Bei der Standortsuche sollte ein besonderer Fokus auf bestehende Schutzgebiete gelegt werden. Ein Schutz der Austern wäre aber nur gegeben, wenn dort die Bodenschleppnetzfisherei verboten wäre.
- Im Bereich von Offshore-Windparks ist der Einsatz mobiler grundberührender Fanggeräte verboten. Dieser Aspekt sollte bei der Standortwahl für ein Wiederansiedlungsprojekt berücksichtigt werden.

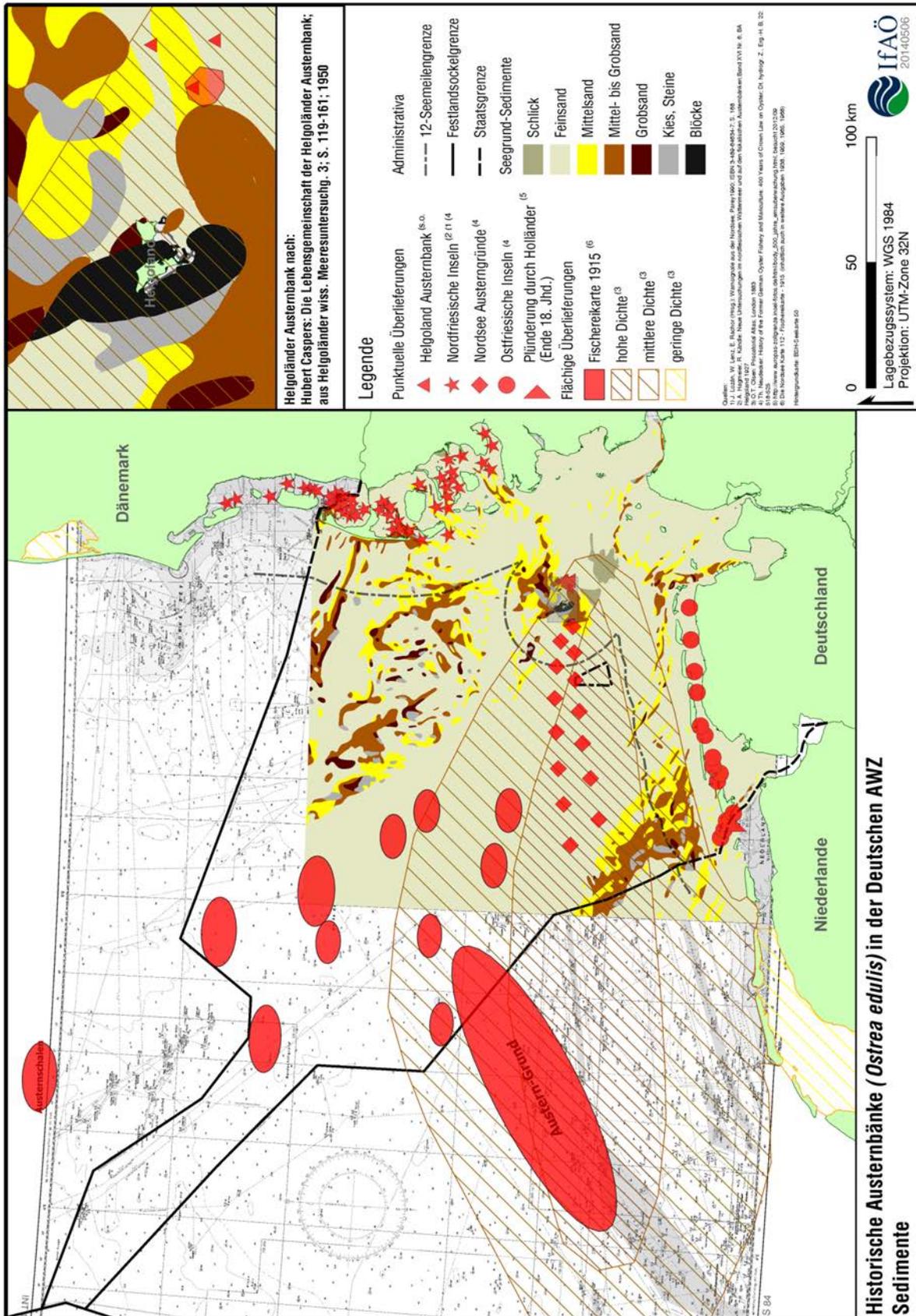


Abbildung 38: Lage historischer Austerbänke und Verbreitung von Sedimenttypen [Seabed Sediments of German Bight (Klassifizierung nach FIGGE, 1981), Quelle: BSH].

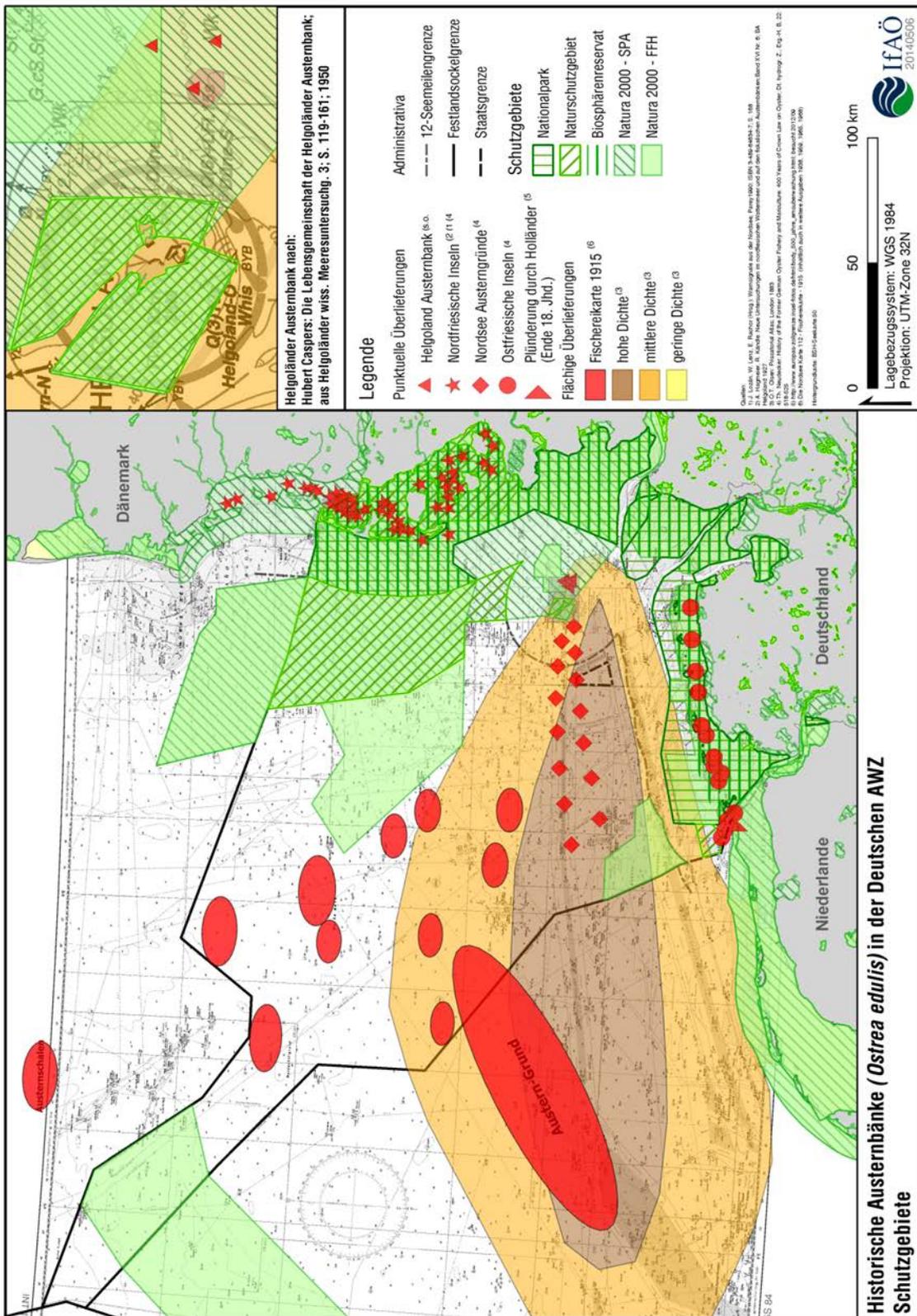


Abbildung 39: Lage historischer Austerbänke und von Schutzgebieten [Stand: Naturschutzgebiete (01.01.2013), Biosphärenreservate (01.12.2013), Nationalparke (01.1.2014), FFH/SPA-Gebiete (12.2011), Quellen: BfN, EEA].

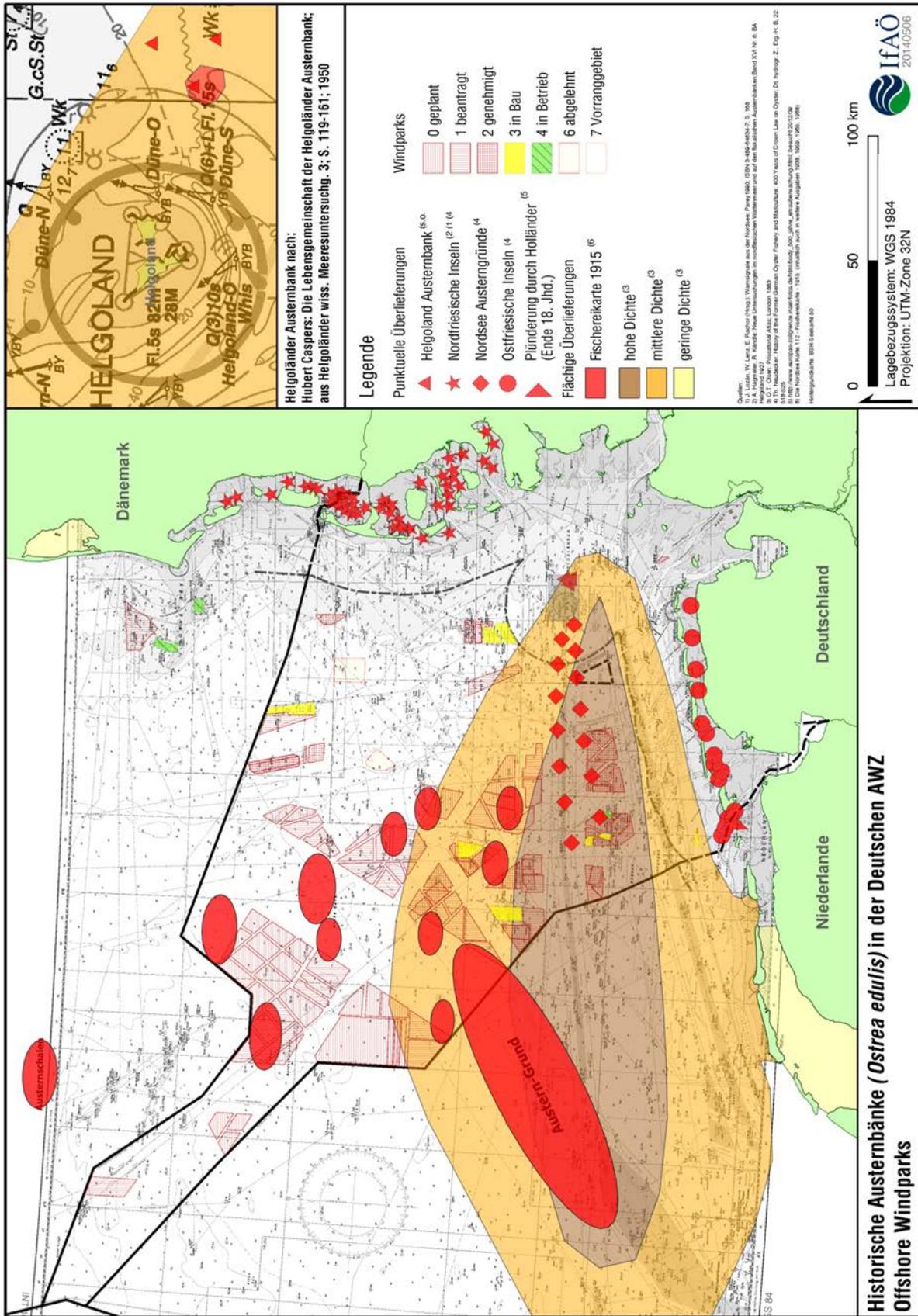


Abbildung 40: Lage historischer Austerbänke und Standorte von Offshore-Windparks [Stand: 01.05.2013, Quelle: BSH CONTIS].

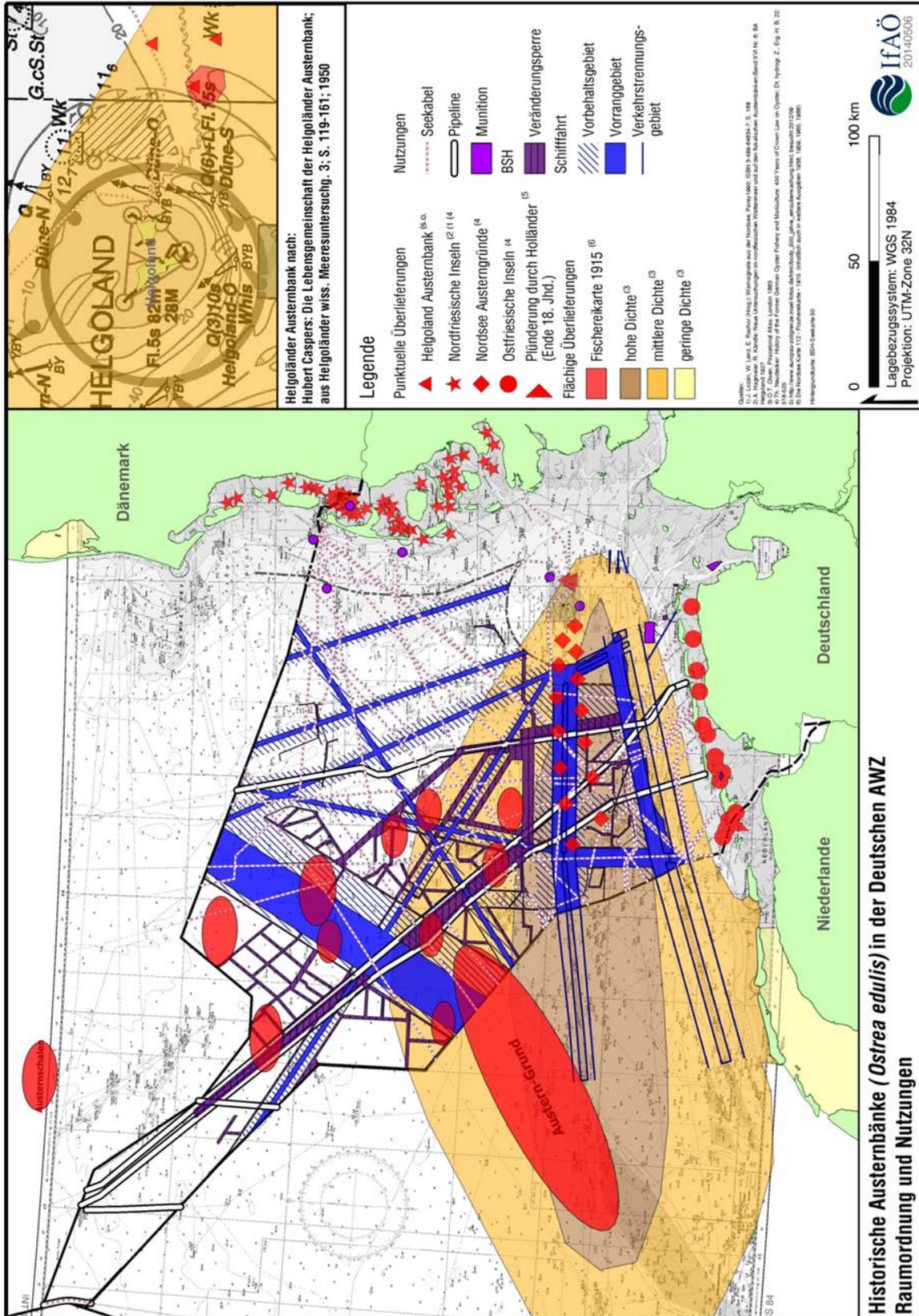


Abbildung 41: Lage historischer Austerbänke sowie Raumordnung und Nutzungsansprüche in der deutschen AWZ [Stand: Munition (01.05.2013), Seekabel/Pipelines (01.05.2013), Schifffahrt (09.2009), Veränderungssperre (15.06.2012), Quelle: BSH CONTIS].

9.4 Rechtliche Regelungen und Empfehlungen internationaler Gremien

Bei Aktivitäten zur Wiederansiedlung der Europäischen Auster in der deutschen Nordsee sind verschiedene rechtliche Voraussetzungen sowie Richtlinien und fachliche Empfehlungen zu beachten. Einige von ihnen werden im Folgenden kurz angesprochen.

Im Hinblick auf die mögliche Einschleppung von Krankheiten durch den Transfer von Muscheln ist die Richtlinie 95/70/EG von Bedeutung. Sie beschäftigt sich mit der „Festlegung von Mindestmaßnahmen der Gemeinschaft zur Bekämpfung bestimmter Muschelkrankheiten“. Die Maßnahmen sollen eine effektive Krankheitsdiagnose und -bekämpfung gewährleisten und die Ausbreitung von Krankheiten verhindern.

In Bezug auf die Bonamiose und Marteiliose sind in der Entscheidung der EU-Kommission vom 15. Februar 2007 (2007/104/EG) die Gebiete aufgeführt, die einen Zulassung als „krankheitsfreier Status“ besitzen. Die Zulassung als seuchenfreies Gebiet erfolgt auf Antrag der Mitgliedstaaten auf Grundlage der „Richtlinie 2006/88/EG des Rates mit Gesundheits- und Hygienevorschriften für Tiere in Aquakultur und Aquakulturerzeugnisse und zur Verhütung und Bekämpfung bestimmter Wassertierkrankheiten“. Wie erwähnt, ist der dänische Limfjord als *Bonamia*- und *Marteilia*- freies Gebiet deklariert.

Neben der Einschleppung von Krankheitserregern besteht bei der Verpflanzung von Muscheln und anderen Organismen immer das Risiko, dass ungewollt gebietsfremde Arten mit in das Zielgebiet eingetragen werden. Außerdem ist es auch noch gängige Praxis, absichtlich gebietsfremde Muscheln zum Zwecke der Aquakultur einzuführen (z.B. *Crassostrea gigas*).

Das Bundesnaturschutzgesetz vom Juli 2009 regelt in §40 „Nichtheimische, gebietsfremde und invasive Arten“ die Problematik der absichtlichen und unabsichtlichen Translokation von gebietsfremden Arten. In Absatz 4 heißt es dazu:

„Das Ausbringen von Pflanzen gebietsfremder Arten in der freien Natur sowie von Tieren bedarf der Genehmigung der zuständigen Behörde. Künstlich vermehrte Pflanzen sind nicht gebietsfremd, wenn sie ihren genetischen Ursprung in dem betreffenden Gebiet haben. Die Genehmigung ist zu versagen, wenn eine Gefährdung von Ökosystemen, Biotopen oder Arten der Mitgliedstaaten nicht auszuschließen ist. Von dem Erfordernis einer Genehmigung sind ausgenommen:

Absatz 3. das Ansiedeln von Tieren nicht gebietsfremder Arten, die dem Jagd- oder Fischereirecht unterliegen,

Artikel 22 der Richtlinie 92/43/EWG ist zu beachten.“

Der erwähnte Artikel 22 der FFH-Richtlinie (92/43/EWG) behandelt in Absatz a die Wiederansiedlung ehemals heimischer Arten, während nach Absatz b die Mitgliedsstaaten dafür sorgen sollen, dass Lebensräume sowie Tier- und Pflanzenarten nicht durch die Ansiedlung nicht heimischer Arten geschädigt werden.

Invasive Arten und Krankheitserreger können nicht nur durch die Verpflanzung von lebenden Austern, sondern auch potenziell durch das Ausbringen von Muschelschalen als Substrat für die Larvenansiedlung eingeschleppt werden. Grundsätzlich ist in diesem Zusammenhang zu prüfen, ob rechtlich gesehen das London-Übereinkommen von 1972 über die Verhütung der Meeresverschmutzung durch das Einbringen von Abfällen betroffen ist. Wie dem aktualisierten Protokoll von 1996 zu entnehmen ist, ist die Verklappung von organischem Material natürlichen Ursprungs grundsätzlich erlaubt. Allerdings ist für das Einbringen eine behördliche Genehmigung einzuholen (LAING et al., 2005).

Neben rechtlichen Vorgaben haben auch verschiedene internationale Organisationen und Konventionen fachpolitische Empfehlungen zur Minimierung des Umweltrisikos, das mit Translokation von heimischen und gebietsfremden Arten verbunden ist, veröffentlicht.

Vom Internationalen Rat für Meeresforschung (ICES) wurde diesbezüglich ein „Code of Practice“ (COP) verfasst (ICES, 2005). Der COP gibt praktische Empfehlungen zur Verringerung des Risikos der Einschleppung gebietsfremder Arten bei der gewollten Translokation mariner Organismen. Die einzelnen Abschnitte geben u.a. Handlungsanweisungen wie vor und nach der Freisetzung einer Art zu verfahren ist. Außerdem gehen verschiedene Annexe auf Fragen wie Risikobewertung, Quarantäne und Monitoring ein. An der Erarbeitung des COP war die Working Group on the Introduction and Transfers of Marine Organisms (WGITMO) des ICES wesentlich beteiligt. In den jährlich erscheinenden Sitzungsprotokollen der Arbeitsgruppe finden sich aktuelle Information zur Translokation von Organismen und den damit verbundenen Umweltrisiken.

Die International Union for the Conservation of Nature (IUCN) hat vor kurzem aktualisierte Richtlinien zur Translokation von Arten im Rahmen des Naturschutzes veröffentlicht (IUCN/SSC, 2013). Der Bericht wurde von den IUCN-Fachgremien, die sich mit Fragen der Wiedereinbürgerung bzw. mit invasiven Arten befassen, erstellt. Die Richtlinien betreffen insbesondere die Translokation von Arten im Rahmen von Naturschutzmaßnahmen. Dabei unterscheidet die IUCN verschiedene Typen von Translokationen, je nachdem, welche Absicht damit verfolgt wird. Bei verpflanzten Organismen kann es sich z.B. um Individuen aus einem Wild- oder Zuchtbestand handeln. Diese können dazu dienen, eine degradierte Population zu stützen oder eine neue Population in einem ehemaligen Verbreitungsgebiet zu gründen. Grundsätzlich sollten naturschutzbezogene Translokationen nur dann erfolgen, wenn sie einen positiven Effekt auf den Erhaltungsstatus einer Population und/oder auf Funktionen eines Ökosystems haben. Eine Wiederansiedlung der Auster in der deutschen AWZ würde diese grundlegenden Forderungen erfüllen.

Im IUCN-Bericht werden Aspekte wie Zielstellung, Ablaufplanung, Ausstiegsstrategie und gesellschaftliche Akzeptanz angesprochen. Außerdem wird ein Monitoring-Programm als integraler Bestandteil eines Verpflanzungsvorhabens propagiert. Insgesamt stellt der IUCN-Bericht eine aktuelle Richtschnur dar, die bei der potenziellen Wiederansiedlung der Auster zu Rate gezogen werden sollte.

Mit einer Wiederansiedlung von *O. edulis* in der AWZ werden die Ziele der OSPAR-Meeresschutzkonvention sowie der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) der EU (92/43/EWG) und der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) verfolgt.

Im Anhang V der OSPAR-Konvention verpflichten sich die Unterzeichnerstaaten zum Schutz und Erhalt mariner Ökosysteme und deren Biodiversität. Darunter fallen auch Restaurationsmaßnahmen, die marine Gebiete wieder in ihren ursprünglichen Zustand versetzen sollen. Mit dem Fokus auf Habitatschutz und Biodiversität hat OSPAR eine Liste der gefährdeten Arten und Lebensräume erstellt (OSPAR, 2008), in der die gefährdete Europäische Auster sowie Austernbänke als besonders schutzwürdig aufgeführt sind (OSPAR, 2009). Hierzu wurde jüngst eine OSPAR-Empfehlung 2013/4 mit Maßnahmen zur Erfassung und Schutz vorhandener *Ostrea edulis*-Bestände verabschiedet. Darin wird eine Wiederansiedlung der Auster in dafür geeigneten Meeresgebieten empfohlen (OSPAR, 2013).

Die OSPAR-Aktivitäten zu Arten und Habitaten steht in direktem Bezug zur FFH-RL. Dort ist der Lebensraumtyp „Riff“ (Nr. 1170) als besonders geschütztes Habitat aufgeführt. Für Riffe, seien sie mineralischen oder biogenen Ursprungs, ist laut FFH-RL ein günstiger Erhaltungszustand zu bewahren oder wieder herzustellen. Erhalt oder Wiederherstellung der

ökologischen Funktionen gesunder Riffstrukturen ist auch in Bezug auf die MSRL von Bedeutung. Zur Umsetzung dieser Richtlinie verpflichten sich die EU-Mitgliedsländer einen guten Umweltzustand der Meere bis 2020 herzustellen. Im deutschen diesbezüglichen Maßnahmenprogramm-Entwurf wird auch *Ostrea edulis* aufgeführt.

Zwischenfazit:

- Bei der Planung eines Wiederansiedlungsversuches sind insbesondere die rechtlichen Vorgaben des Bundesnaturschutzgesetzes zu beachten.
- Es muss geprüft werden, welche Genehmigungen für eine Ansiedlung der Auster in der AWZ notwendig und bei wem sie einzuholen sind.
- Die aktuellen Richtlinien der IUCN zur Translokation von Arten im Rahmen des Naturschutzes bieten einen guten Leitfaden bei der Planung eines Projektes zur Wiederansiedlung der Auster (IUCN/SSC, 2013).
- In der OSPAR-Liste gefährdeter und/oder im Rückgang befindlicher Arten und Lebensräume ist die Europäische Auster bzw. das Habitat „Austernbank“ aufgeführt. Von OSPAR wurden Ziele und Maßnahmen zum Schutz der heimischen Auster verabschiedet. Unter anderem wird auch eine Wiederansiedlung in ehemaligen Verbreitungsgebieten empfohlen, wenn die dafür erforderlichen Schutzmaßnahmen existieren.
- In der FFH-RL und der MSRL werden biogene Riffe als besonders schützenswerte Lebensräume hervorgehoben und diesbezüglich Maßnahmen gefordert.

10 Abschließende Bewertung und Empfehlungen

Der vorliegende Bericht behandelt verschiedene Aspekte, die im Kontext einer geplanten Wiederansiedlung der Europäischen Auster in der deutschen Nordsee von Bedeutung sind. Jeder thematische Block schließt am Ende mit einem kurzen Zwischenfazit.

Im Folgenden sollen abschließend die Kriterien noch einmal kurz hervorgehoben werden, die in Bezug auf die Umsetzung bzw. Machbarkeit einer Austern-Neuansiedlung besonders relevant sind. Es sind dies insbesondere Fragen der Standorteignung und der Verfügbarkeit von geeigneten Spenderaustern.

Standortwahl in der Deutschen Nordsee

Bei der Wahl eines Standortes in der deutschen AWZ bieten die Gebiete der einstigen Austernvorkommen keinen erkennbaren Standortvorteil, mit Ausnahme des historischen Bezugs. Als Folge der intensiven Fischerei mit Bodengeschirr haben diese Gebiete heute ebenso wenig geeignetes Hartsubstrat (Muschelschill) zur Austernansiedlung wie benachbarte Bereiche der Deutschen Bucht.

Ohne das künstliche Ausbringen von Muschelschalen als Ansiedlungssubstrat für die Austernlarven wird sich eine lokal konzentrierte Ansammlung von Austern, als Nucleus einer Austernbank, nicht entwickeln können. Wie in historischer Zeit, stellt sandiger Meeresboden eine geeignete Basis für die Auflage von Muschelschill dar. Der sandig-feinsandige Sedimenttyp ist im küstenfernen Bereich der Deutschen Bucht großflächig vorhanden, so dass im Hinblick auf das „Basissubstrat“ relativ wenig räumliche Einschränkungen bestehen. Lokal existierende Schillgründe können einen Standortvorteil gegenüber rein sandigen Lokalitäten bieten.

Im Vergleich mit küstennahen Gebieten oder dem Wattenmeer liegen die wichtigen abiotischen Umweltfaktoren Wassertemperatur und Salzgehalt im tieferen Sublitoral immer in einem Bereich, der das Überleben der Auster nicht einschränkt. Hinsichtlich der Wassertemperatur ist es von Vorteil, wenn eine Wiederansiedlung in geringerer Wassertiefe (ca. 20 m) erfolgt, da dort die für die Reproduktion erforderliche Temperatur von ca. 15°C früher im Jahr erreicht wird.

Krankheitserreger, räuberische Feinde und Konkurrenten stellen im küstenfernen Gebiet der AWZ offenbar kein existenzielles Problem dar. Zumindest wurden in Miesmuscheln aus deutschen Meeresgebieten die epidemischen Krankheitserreger *Bonamia ostreae* und *Marteilia refringens* bislang nicht nachgewiesen. *M. refringens* tritt in anderen europäischen Meeresgebieten auch eher in küstennahen Bereichen mit hoher Wassertemperatur und geringerem Salzgehalt auf. Die besonders räuberischen Stachelschnecken (Muricidae) kommen in der deutschen Nordsee offensichtlich kaum bis gar nicht vor. Während die invasive Pantoffelschnecke *Crepidula fornicata* in anderen Regionen Europas mit der Auster um Lebensraum konkurriert, weist sie in der Deutschen Bucht lediglich ein geringes Vorkommen auf.

Einschränkungen bezüglich eines geeigneten Ansiedlungsstandortes ergeben sich zudem aus raumkonkurrierender Sicht, da die bereits existierenden und zukünftig geplanten Nutzungsarten ebenfalls einen Einfluss auf einen potenziellen Standort haben können.

Eine weitere Frage ist, ob sich die bestehenden Natura-2000-Schutzgebiete mit dem Vorkommen einstiger Austernbänke überschneiden. Dies ist überwiegend nicht der Fall. Einzig das Gebiet „Borkum Riffgrund“ überlappt teilweise mit dem großflächigen historischen

„Austerngrund“ der südlichen Nordsee, dessen genaue Lage der Austernvorkommen jedoch nicht dokumentiert ist.

Der jetzige Status der Schutzgebiete bietet keinen ausreichenden Schutz für neu angesiedelte Austern, da dort bodenberührende Schleppnetzfisherei nicht verboten ist. Die Ausweisung einer Nullnutzungszone für mobiles bodenberührendes Fanggerät sowie für den Sand/Kiesabbau im Bereich einer Wiederansiedlung ist aber eine unverzichtbare Voraussetzung für die Entwicklung eines Austernbestandes. Da sich die für die Fischerei offenen Gebiete immer mehr reduzieren, wird es zumindest konfliktreich sein, ein Gebiet mit Nullnutzungsstatus auszuweisen. Eine Nullnutzung in Bezug auf die Fischerei ist jedoch in den Bereichen der Offshore Windparks gegeben. Die derzeitige Planung von Offshore Windparks zeigt eine zukünftige großflächige Inanspruchnahme der AWZ. Windparkareale sind relativ häufig dort ausgewiesen, wo auch die historischen Austernbänke lagen. Der indirekte Schutz, den auf diese Weise Windparke bieten, kann ein wichtiges Kriterium der Standortwahl sein. Windparks bieten auch noch den weiteren Vorteil, dass die Fundamente der Windanlagen zusammen mit dem Kolkschutz potenziell primäres (die Anlagen selbst) und sekundäres Hartsubstrat (Schalen der Aufwuchsmuscheln) für die Besiedlung durch Austernlarven darstellen können.

Herkunft von Austern für eine Wiederansiedlung

Als weiteres wichtiges Ergebnis der vorliegenden Studie konnten Zuchtbetriebe bzw. Austernbestände identifiziert werden, von denen Austern für einen Wiederansiedlungsversuch bezogen werden könnten. Aufgrund des krankheitsfreien Status hinsichtlich der gefährlichsten Austernkrankheit, der Bonamiose, kommen nur Austern von skandinavischen Beständen in Betracht.

Mit dem am dänischen Limfjord gelegenen Danish Shellfish Center (DSC) und Ostrea Sverige AB auf den schwedischen Koster-Inseln stünden zwei Zuchtbetriebe für die Lieferung von Austern zur Verfügung. Beide Zuchtbetriebe streben eine hohe genetische Variabilität ihrer Zuchtaustern an. Dabei wäre es sinnvoll, zunächst im Rahmen eines Pilotversuchs, den Zustand der dänischen und schwedischen Austern hinsichtlich Fitness und Reproduktionsverhalten unter den neuen Umweltbedingungen zu vergleichen. Die Verwendung von Austern aus beiden Beständen könnte auch zu einer höheren genetischen Variabilität einer neuen Gründerpopulation führen.

Neben Zuchtaustern können vom Limfjord auch adulte Austern von dem dortigen Wildbestand bezogen werden. Die dortige Muschelfischerei unterliegt einem strengen Umwelt- und Fischerei-Management und ist somit folgerichtig auch MSC-zertifiziert. Die Austern des Wildbestandes im Limfjord sind ebenfalls frei von Befall durch *Bonamia ostreae* und *Marteilia refringens*.

Für eine Bevorzugung der Austern aus dem Limfjord spricht, dass sie sich aufgrund der geographischen Nähe möglicherweise besser an die Umweltbedingungen in der Deutschen Bucht anpassen als Austern aus dem weiter entfernten schwedischen (Zucht-)Bestand.

Zusammenfassend lässt sich aus den Betrachtungen zur Standortwahl und aus dem Vorhandensein von geeigneten Bezugsquellen für Austern schlussfolgern, dass die Voraussetzungen für eine geplante Wiederansiedlung der Europäischen Auster in der deutschen Nordsee grundsätzlich gegeben sind.

Empfehlungen

Bislang existieren in Europa keine Erfahrungen mit der Wiederansiedlung von *O. edulis* in Gebieten, in denen der Bestand bereits vollständig erloschen ist. Bei allen bisherigen

Projekten zur Ansiedlung der Auster handelte es sich um Populationsstützungsmaßnahmen mit dem Ziel, die Rekrutierung des Bestandes insgesamt zu verbessern. Die dabei gemachten Erfahrungen zeigen vor allem, dass ein großer logistischer, personeller und finanzieller Aufwand nötig ist, damit Restaurationsmaßnahmen Aussicht auf Erfolg haben.

Um das Risiko des Scheiterns eines Wiederansiedlungsprojektes zu minimieren, sollte eine vertiefte Voruntersuchung vor einer umfangreichen Translokation von Austern durchgeführt werden. So sollte zunächst im Rahmen einer Pilotstudie ermittelt werden, ob die getroffene Standortwahl auch Aussicht auf eine erfolgreiche Ansiedlung von Austern bietet. Für diesen Versuch sind Austern aus den später in Betracht kommenden Herkunftsgebieten zu verwenden. Dies sollten die Austern vom Limfjord (Zuchtbetrieb und Wildpopulation) und/oder vom Zuchtbetrieb auf den schwedischen Koster-Inseln sein.

Eine Pilotstudie sollte Fragen beantworten, die für eine Entscheidungsfindung relevant sind. So ist es u.a. wichtig, Informationen über die Mortalitätsrate bei den unterschiedlichen Entwicklungsstadien der Auster zu erhalten. Außerdem ist der Fitnesszustand und das mögliche Auftreten von Krankheitserregern (*B. ostreae*, *M. refringens*) sowie die Fähigkeit zur Reproduktion zu ermitteln. Ferner sollte eine Pilotstudie auch noch Informationen zum Vorkommen von räuberischen Feinden liefern.

Nach Ablauf einer positiv verlaufenden Pilotstudie, wozu im Wesentlichen die Prüfung von Fitness, Reproduktionsvermögen und Fehlen von Krankheiten zählen, sind wesentliche Voraussetzungen für die Durchführung eines Wiederansiedlungsprojektes erfüllt. Für eine dann folgende Projektphase bieten z.B. die aktuellen Richtlinien der IUCN zur Wiedereinbürgerung von Organismen eine gute Hilfestellung (IUCN/SSC, 2013).

Die konkrete Planung eines Wiederansiedlungsprojektes war nicht Gegenstand dieses Berichtes. Im Folgenden werden aber einige allgemein gültige Empfehlungen bzw. Anmerkungen gegeben.

- Eine Wiederansiedlungsmaßnahme hat in „großem Umfang“ zu erfolgen. Die Chance einer erfolgreichen Besiedlung ist umso größer, je mehr geeignetes Hartsubstrat sowie juvenile und adulte Austern ausgebracht werden. Was die günstige Anzahl an auszubringenden Austern für eine Gründerpopulation betrifft, existiert kein direktes Beispiel, an dem man sich in Bezug auf eine Neuansiedlung orientieren könnte. Bei in Großbritannien durchgeführten Maßnahmen zur Auffrischung noch existenter Austernbestände wurden häufig mehrere hundert Tonnen Muschelschill (cultch) als Hartsubstrat eingesetzt. Darauf wurden dann je nach Größe mehrere tausend bis hunderttausend adulte Austern bzw. Saataustern ausgebracht (LAING et al., 2005). Eine andere Arbeit benennt eine Anzahl 10 Millionen Austern, die für einen erfolgreichen Larvenfall und somit für die Etablierung einer sich selbst erhaltenden Population benötigt werden (KORRINGA, 1946). Durch die Gegebenheiten in der Deutschen Bucht (wie u.a. die Gezeitenströmung) dürfte eine sehr große Anzahl an Austern notwendig sein.
- Als Hartsubstrat wären Austernschalen eine optimale Ansiedlungsfläche für Austernlarven. Da Schalen von *O. edulis* nicht oder kaum zur Verfügung stehen, sind Schalen der Pazifischen Auster die zweitbeste Wahl. Sie sind deutlich schwerer als Miesmuschelschalen und werden somit nicht so leicht durch eine Bodenströmung verdriftet. Außerdem bieten sie aufgrund ihrer Größe Siedlungsfläche für mehrere Austernlarven, wodurch die Bildung von Aggregaten (Mini-Riffe) gefördert würde.
- Ein wissenschaftliches Begleitmonitoring ist essentieller Bestandteil eines Wiederansiedlungsprojektes. Bereits im Vorfeld der Maßnahme sollte eine Statuserfassung der Artengemeinschaft im Bereich des Standortes erfolgen, um Veränderungen, die

möglicherweise im Verlauf der Wiederansiedlung erfolgen, zu erfassen. Nach dem Ausbringen der Austern ist es Aufgabe des Monitorings, den Gesundheitszustand und die Entwicklung der Gründerpopulation zu bewerten. Ein anschließendes langjährig angelegtes Begleitmonitoring kann auch die Erkenntnis liefern, ob weitere Maßnahmen zur Stützung der Population notwendig werden oder ob der Versuch als gescheitert erklärt werden muss.

- Im Umfeld des Ausbringungsortes sollten zu geeigneter Zeit Larvenkollektoren installiert werden. Sie können wertvolle Informationen über den Fortpflanzungserfolg, die Rekrutierung und Verteilung der Larven liefern.
- Falls der Wiederansiedlungsversuch im Gebiet eines Windparks durchgeführt werden sollte, gäbe es genügend Möglichkeiten, die Larvenkollektoren zu installieren. Die Gründungsfundamente können auch selbst als Kollektoren fungieren. Zumindest sollte der Aufwuchs im Hinblick auf eine potenzielle Ansiedlung von *O. edulis* untersucht werden.
- Es ist davon auszugehen, dass eine erfolgreiche Wiederansiedlung der Auster wahrscheinlich Jahrzehnte in Anspruch nehmen würde. LAING et al. (2005) nennen einen Zeitraum von 25 Jahren, der notwendig ist, um den Erfolg einer Populationsstützungsmaßnahme zu bewerten.

Literaturverzeichnis

- ABOLLO, E., RAMILO, A., CASAS, S.M., COMESANA, P., CAO, A., CARBALLAL, M.J. & VILLALBA, A. (2008): First detection of the protozoan parasite *Bonamia exitiosa* (Haplosporidia) infecting flat oyster *Ostrea edulis* grown in European waters. *Aquaculture* 274: 201-207.
- ANONYMUS (2006): Danish Offshore Wind. Key Environmental Issues. Report von DONG Energy, Vattenfall, The Danish Energy Authority und Danish Forest and Nature Agency, 144 S.
http://188.64.159.37/graphics/Publikationer/Havvindmoeller/danish_offshore_wind.pdf
- ARZULA, I., LANGLADE, A., CHOLLET, B., ROBERT, M., FERRAND, S., OMNES, E., LEROND, S., COURALEAU, Y., JOLY, J.-P., FRANÇOIS, C. & GARCIA, C. (2011): Can the protozoan parasite *Bonamia ostreae* infect larvae of flat oysters *Ostrea edulis*? *Vet. Parasitol.* 179: 69-76.
- BEAUMONT, A., TRUEBANO GARCIA, M., HÖNIG, S. & LOW, P. (2006): Genetics of Scottish populations of the native oyster, *Ostrea edulis*: gene flow, human intervention and conservation. *Aquat. Living Resour.* (19): 389-402.
- BECK, M.B., BRUMBAUGH, AIROLDI, L., CARRANZA, A., COEN, L., CRAWFORD, C., DEFEO, O., EDGAR, G.J., HANCOCK, B., KAY, M.C., LENIHAN, H.S., LUCKENBACH, M.W., TOROPOVA, C.L., ZHANG, G. & GUO, X. (2011): Oyster Reefs at Risk and Recommendations for Conservation, Restoration, and Management. *BioScience* 61(2): 107-116.
- BECK, M. W., BRUMBAUGH, R. D., AIROLDI, L., CARRANZA, A., Coen, L. D., Crawford, C., Defeo, O., Edgar, G. J., Hancock, B., Kay, M., Lenihan, H., Luckenbach, M. W., Toropova, C. L. & Zhang, G. (2009): Shellfish Reefs at Risk: A Global Analysis of Problems and Solutions. Arlington VA, The Nature Conservancy.
- BERGHAWN, R. & RUTH, M. (2005): The disappearance of oysters from the Wadden Sea: a cautionary tale for no-take zones. *Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 15: 91-104.
- BODVIN, T., MORTENSEN, S., JELMERT, A., STRAND, Ø. & GREFSRUD, E.G. (2011): Utredning av europeisk flatøsters *Ostrea edulis* L. – Kunnskapsoversikt med forslag til handlingsplan. DN-utredning 10-2011.
<http://www.miljødirektoratet.no/old/dirnat/attachment/2857/DN-utredning-10-2011.pdf>
- BOOS, K., BUCHHOLZ, C., BUCHHOLZ, F. & GUTOW, L. (2004): Bericht über die Zusammensetzung des Helgoländer Makrozoobenthos im Vergleich historischer und aktueller Quellen - Klassifizierungsvorschlag nach der WRRL und Empfehlungen zum Monitoring. Landesamt für Natur und Umwelt (LANU) des Landes Schleswig-Holstein; Projektendbericht.
- BOS, O.G., VAN HAL, R., VAN BEMMELEN, R., PAIJMANS, A.J. & VAN DER SLUIS, M.T. (2012): OSPAR threatened and/or declining species and habitats in the Netherlands. IMARES Wageningen UR, Report Nr. C134/12.
- BOUDRY, P., COLLET, B., CORNETTE, F., HERVOUET, V. & BONHOMME, F. (2000): Microsatellite markers as a tool to study reproductive success in the Pacific oyster, *Crassostrea gigas* (Thunberg), crossed under controlled hatchery condition. *J. Shellfish Res.* 19(1): 612.
- BOUDRY, P., B. COLLET, ET AL. (2002): High variance in reproductive success of the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*, Thunberg) revealed by microsatellite-based parentage analysis of multifactorial crosses. *Aquaculture*, 204(3-4): 283-296.
-

- BOUMA, S. & LENGKEEK, W. (2012): Benthic communities on hard substrates of the offshore wind farm Egmond aan Zee (OWEZ) including results of samples collected in scour holes. Report Bureau Waardenburg bv, 84 S. http://www.noordzeewind.nl/wp-content/uploads/2012/10/OWEZ_R_266_T1_20120206_hard_substrate.pdf
- BRUMBAUGH, R.D., BECK, M.W., COEN, L.D., CRAIG, L., HICKS, P. (2006): A Practitioners Guide to the Design and Monitoring of Shellfish Restoration Projects: an Ecosystem Services Approach. The Nature Conservancy, Arlington, VA http://www.habitat.noaa.gov/pdf/tncnoaa_shellfish_hotlinks_final.pdf
- BUCKE, D. & FEIST, S. (1985): Bonamiasis in the flat oyster, *Ostrea edulis*, with comments on histological techniques. In: Ellis, A.E. (Hrsg.), Fish and Shellfish Pathology, Academic Press, London, S. 387-392.
- CASPERS, H. (1950): Die Lebensgemeinschaft der Helgoländer Austernbank. Helgoländer wiss. Meeresunters. 3: 119-169.
- COEN, L.D., BRUMBAUGH, R.D., BUSHEK, D., GRIZZLE, R., LUCKENBACH, M.W., POSEY, M.H., POWERS, S.P. & TOLLEY, S.G. (2007): Ecosystem services related to oyster restoration. Mar. Ecol. Prog. Ser. 341: 303-307.
- COEN, L.D. (2013): Annotated oyster bibliography. 123 S. http://www.oyster-restoration.org/wp-content/uploads/2013/08/Oyster-BiologyRestorationremotewakes-8_12_13-wTOC-small-web.pdf
- COLE, H. A. (1941) The fecundity of *Ostrea edulis*. J. Mar. Biol. Ass. UK 25:243-260.
- COMPS, M., TIGE, G. & GRIZEL, H. (1980). Etude ultrastructural d'un protiste parasite de l'huitre plate *Ostrea edulis* L., C. R. Acad. Sci, Paris, Ser D 290, 383-384.
- CULLOTY, S. C., CRONIN, M.A. & MULCAHY, M.F. (2004): Potential resistance of a number of populations of the oyster *Ostrea edulis* to the parasite *Bonamia ostreae*. Aquaculture 237: 41-58.
- DANIC-TCHALEU, G., HEURTEBISE, S., MORGA, B. & LAPEGUE, S. (2011): Complete mitochondrial DNA sequence of the European flat oyster *Ostrea edulis* confirms Ostreidae classification. BMC Research Notes 4: 400.
- DIAZ-ALMELA, E., BOUDRY, P., LAUNEY, S., BONHOMME, F. & LAPÉGUE, S. (2004): Reduced female gene flow in the European flat oyster *Ostrea edulis*. J. Heredity 95 (6): 510-516.
- EDWARDS, E. (1997): Molluscan Fisheries in Britain. In: NOAA Technical Report NMFS 129: The History, Present Condition, and Future of the Molluscan Fisheries of North and Central America and Europe, Vol. 3: Europe, Ed.: C. L. MacKenzie, V. G. Burrell, A. Rosenfield and W. L. Hobart, U.S. Department of Commerce. 3: 85-99.
- EMU LTD. (2003): A survey of native oyster beds (*Ostrea edulis*) in Wales. Emu Ltd. CCW Contract Science Report No 548, 95 S.
- ENO, N.C., CLARK, R.A. & SANDERSON, W.G. (1997): Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, 136 S.
- FAO 2004-2013. Cultured Aquatic Species Information Programme. *Ostrea edulis*. Cultured Aquatic Species Information Programme. Text by Gouilletquer, P. In: FAO Fisheries and Aquaculture Department [online]. Rome. Updated 1 January 2004. [Cited 12. September 2013].
-

- FEY, F., VAN DEN BRINK, A.M., WIJSMAN, J.W.M. & BOS, O.G. (2010): Risk assessment on the possible introduction of three predatory snails (*Ocenebrellus inornatus*, *Urosalpinx cinerea*, *Rapana venosa*) in the Dutch Wadden Sea. IMARES Wageningen UR, Report Nr. C032/10.
- FIGGE, K. (1981): Sedimentverteilung in der Deutschen Bucht. (Karte Nr. 2900 mit Begleitheft) Deutsches Hydrographisches Institut, Hamburg.
- FOLMER, O., BLACK, M., HOEH, W., LUTZ, R. & VRIJENHOEK, R. (1994): DNA primers for amplification of mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I from diverse metazoan invertebrates. *Molecular Marine Biology and Biotechnology* 3(5): 294-299.
- GAFFNEY, P.M. (2006): The role of genetics in shellfish restoration. *Aquat. Living Resour.* 19: 277–282.
- GRABOWSKI, J.H., BRUMBAUGH, R.D., CONRAD, R.F., KEELER, A.G., OPALUCH, J.J., PETERSON, C.H., PIEHLER, M.F., POWERS, S.P. & SMYTH, A.R. (2012): Economic valuation of ecosystem services provided by oyster reefs. *BioScience* 62: 900-909.
- GRIZZLE, R., WARD, K., LODGE, J., MOSHER-SMITH, K., KALCHMAYR, K. & MALINOWSKI, P. (2013): Oyster Restoration Research Project (ORRP) Final Technical Report. ORRP Phase I: Experimental Oyster Reef Development and Performance Results. 26 S. http://www.hudsonriver.org/download/ORRP_Phase1.2013.pdf
- HAGMEIER, A. & KÄNDLER, R. (1927): Neue Untersuchungen im nordfriesischen Wattenmeer und auf den fiskalischen Austernbänken. Aus der Biologischen Anstalt auf Helgoland und deren Zweiglaboratorium in List a. *Sylt* 16(6): 1-90.
- HUDSON RIVER FOUNDATION (2010): Oyster Restoration Feasibility Study. Project Summary 2010. 8 S. http://www.hudsonriver.org/download/ORRP_Fall2010Summary.pdf
- HUGH-JONES, T. (2003): The Loch Ryan native oyster fishery. *Shellfish News* 15: 17-18.
- HUTCHISON, S. & HAWKINS, L.E. (1992): Qualification of the physiological responses of the European flat oyster *Ostrea edulis* L. to temperature and salinity. *J. Moll. Stud.* 58: 215-226.
- ICES (2005): ICES Code of Practice on the Introductions and Transfers of Marine Organisms 2005, 30 S. <http://info.ices.dk/pubs/Miscellaneous/ICESCodeofPractice.pdf>
- ICES (2012): Marteiliosis of oysters caused by *Marteilia refringens*. Revised and updated by Tristan Renault and Susan E. Ford. ICES Leaflets for Diseases and Parasites of Fish and Shellfish. Leaflet Nr. 19, 5 S. <http://info.ices.dk/products/fiche/Disease/2006/Sheet%20no.%2019.pdf>
- IUCN/SSC (2013): Guidelines for reintroductions and other conservation translocations. Version 1.0. Gland, Schweiz: IUCN Species Survival Commission, 57 S. <http://data.iucn.org/dbtw-wpd/edocs/2013-009.pdf>
- JOYCE, A., HOLTHUIS, T.D., CHARRIER, G. & LINDEGARTH, S. (2013): Experimental effects of temperature and photoperiod on synchrony of gametogenesis and sex ratio in the European oyster *Ostrea edulis* (Linnaeus). *J. Shellfish Res.* 32(2): 447-458.
- KAMPHAUSEN, L.M. (2012): The reproductive processes of a wild population of the European flat oyster *Ostrea edulis* in the Solent, UK. Dissertation, Universität Southampton, 139 S.

- KENNEDY, R.J. & ROBERTS, D. (1999): A survey of the current status of the flat oyster *Ostrea edulis* in Strangford Lough, Northern Ireland, with a view to the restoration of its oyster beds. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* 99B: 79-88.
- KENNEDY, R.J. & ROBERTS, D. (2006): Commercial oyster stocks as a potential source of larvae in the regeneration of *Ostrea edulis* in Strangford Lough, Northern Ireland. *J. Mar. Biol. Ass. UK* 86: 153-159.
- KORRINGA, P. (1946): A revival of natural oyster beds? *Nature* 158: 586-587.
- KORRINGA, P. (1952): Recent advances in oyster biology. *The Quarterly Review of Biology* 27(3): 266-308.
- KRISTENSEN, P.S. & HOFFMANN, E. (2006): Østers (*Ostrea edulis*) i Limfjorden. Danmarks Fiskeri-undersøgelser, Afdeling for Havfiskeri Charlottenlund Slot, 2920 Charlottenlund, DFU-Rapport Nr. 158-06.
- LAING, I., WALKER, P. & AREAL, F. (2006): Return of the native – is European oyster (*Ostrea edulis*) stock restoration in the UK feasible? *Aquat. Living Resour.* (19): 283-287.
- LAING, I., P., WALKER, P. & AREAL, F. (2005): A feasibility study of native oyster (*Ostrea edulis*) stock generation in the United Kingdom. CARD Project FC1016 Native Oyster Stock Regeneration - a review of biological, technical and economic feasibility, CEFAS, 96 S.
- LALLIAS, D., BEAUMONT, A. R., HALEY, C. S., BOUDRY, P., HEURTEBISE, S. & LAPÈGUE, S. (2007): A first-generation genetic linkage map of the European flat oyster *Ostrea edulis* (L.) based on AFLP and microsatellite markers. *Anim Genet* 38(6): 560-568.
- LALLIAS, D., BOUDRY, P., LAPÈGUE, S., KING, J.W. & BEAUMONT, A.R. (2010): Strategies for the retention of high genetic variability in European flat oyster (*Ostrea edulis*) restoration programmes. *Conservation Genetics* 11: 1899-1910.
- LAUNEY, S., LEDU, C., BOUDRY, P., BONHOMME, F. & NACIRI-GRAVEN, Y. (2002): Geographic Structure in the European Flat Oyster (*Ostrea edulis* L.) as Revealed by Microsatellite Polymorphism. *Journal of Heredity* 5(93): 331-338.
- LOTZE, H.K., REISE, K., WORM, B., VAN BEUSEKOM, J., BUSCH, M., EHLERS, A., HEINRICH, D., HOFFMANN, R.C., HOLM, P., JENSEN, C., KNOTTNERUS, O.S., LANGHANKI, N., PRUMMEL, W., VOLLMER, M. & WOLFF, W.J. (2005): Human transformations of the Wadden Sea ecosystem through time: a synthesis. *Helgol. Mar. Res.* 59: 84–95.
- LOTZE, H.K. (2007): Rise and fall of fishing and marine resource use in the Wadden Sea, southern North Sea. *Fisheries Research* 87: 208-218.
- LÜTZEN, J., FAASSE, M, GITTENBERGER, A., GLENNER, H. & HOFFMANN, E. (2012): The Japanese oyster drill *Ocenebrellus inornatus* (Récluz, 1851) (Mollusca, Gastropoda, Muricidae), introduced to the Limfjord, Denmark. *Aquat. Invasions* 7 (2): 181-191.
- MEDHUS, A., LYGSTAD, T.M. & HELLBERG, H. (2013): The surveillance and control programme for *Bonamia* sp. and *Marteilia* sp. In European flat oysters (*Ostrea edulis* L.) and the blue mussel (*Mytilus edulis* L.) in Norway 2012. Surveillance and control programmes for terrestrial and aquatic animals in Norway. Annual Report 2012: Oslo, Norwegisches Veterinärinstitut.
- MESIAS-GANSBILLER, C., SILVA, A., MANEIRO, V., PAZOS, A., SÁNCHEZ, L. & PÉREZ-PARALLÉ, M.L. (2013): Effects of chemical cues on larval settlement of the flat oyster (*Ostrea edulis* L.): a hatchery approach. *Aquaculture* 376-379: 85-89.
-

- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005): <http://www.unep.org/maweb/en/Index.aspx>
- MÖBIUS, K. A. (1877): Die Auster und die Austernwirtschaft. Berlin, Verlag von Wiegandt, Hempel und Parey, 126 S.
- MOEHLER, J., WEGNER, K. M., REISE, K. & JACOBSEN, S. (2011). Invasion genetics of Pacific oyster *Crassostrea gigas* shaped by aquaculture stocking practices. *Journal of Sea Research*, 66 (3): 256-262.
- MOODY MARINE LTD (2012): MSC Assessment Report for Limfjord Oyster Dredge Fishery. Moody Marine LTD, Version 5 Public Certification Report, 152 S. http://www.msc.org/track-a-fishery/fisheries-search/limfjord-oyster-dredge-fishery/files/a51960f49fdcfa950a3defb82f1d9872a0481a16/@_@display-file/file_data
- MURRAY, A.G., MARCOS-LOPEZ, M., COLLET, B. & MUNRO, L.A. (2012): A review of the risk posed to Scottish mollusc aquaculture from *Bonamia*, *Marteilia* and oyster herpesvirus. (2012) *Aquaculture* 370-371: 7-13.
- NEUDECKER, T. (1990A): Genutzte Muscheln und Schnecken. In: Lozan et al. (Hrsg.): Warnsignale aus der Nordsee, Verlag Paul Parey Berlin und Hamburg.
- NEUDECKER, T. (1990B): The history of the former German oyster fishery and mariculture: 400 years of crown law on oysters (4.2.1587). *Dt. hydrogr. Z., Erg.-H. B 22*: 518-525.
- NOAA (2013): NOAA Chesapeake Bay Office – Oyster Restoration (25.10.2013). <http://chesapeakebay.noaa.gov/oysters/oyster-restoration>
- OIE (2012A): Infection with *Bonamia ostreae*. Manual of Diagnostic Tests for Aquatic Animals. OIE – World Organisation for Animal Health, Paris. http://www.oie.int/fileadmin/Home/eng/Health_standards/aahm/current/2.4.03_B_OST.pdf
- OIE (2012B): Infection with *Bonamia exitiosa*. Manual of Diagnostic Tests for Aquatic Animals. OIE – World Organisation for Animal Health, Paris. http://www.oie.int/fileadmin/Home/eng/Health_standards/aahm/current/2.4.02_B_EXIT.pdf
- OIE (2012C): Infection with *Marteilia refringens*. Manual of Diagnostic Tests for Aquatic Animals. OIE – World Organisation for Animal Health, Paris. http://www.oie.int/fileadmin/Home/eng/Health_standards/aahm/current/2.4.04_M_REF.pdf
- OLSEN, O. T. (1883): The Piscatorial Atlas of the North Sea and St. George's Channels. Taylor and Francis, London.
- OSPAR (2008): OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and Habitats (Reference Number: 2008-6). OSPAR Kommission, 4 S.
- OSPAR (2009): Background document for *Ostrea edulis* and *Ostrea edulis* beds. Biodiversity series, OSPAR Kommission, 21 S.
- OSPAR (2013): OSPAR recommendation 2013/4 on furthering the protection and conservation of *Ostrea edulis* in region II of the OSPAR maritime area and *Ostrea edulis* beds in regions II, III, IV of the OSPAR maritime area. OSPAR Kommission, OSPAR Recommendation 2013/4.
- OYSTERECOVER (2013): <http://oysterecover.eu/> (12.09.2013).
- OYSTER RESTORATION WORKGROUP (2013): <http://www.oyster-restoration.org/related-links/>
-

- RABITSCH, W., GOLLASCH, S., ISERMANN, M., STARFINGER, U. & NEHRING, S. (2013): Erstellung einer Warnliste in Deutschland noch nicht vorkommender invasiver Tiere und Pflanzen. BfN-Skripten 331, 158 S.
- REISE, K. (2005): Coast of change: habitat loss and transformations in the Wadden Sea. Helgoland Marine Research 59: 9–21.
- ROBERT, R., SÁNCHEZ, L., PÉREZ-PARALLÉ, M.L., PONIS, E., KAMERMANS, P. & O'MAHONEY, M. (2013): A glimpse on the mollusc industry in Europe. Aquaculture Europe 38 (1): 1-12.
- SAAVEDRA, C., ZAPATA, C., GUERRA, A. & ALVAREZ, G. (1993): Allozyme variation in European populations of the oyster *Ostrea edulis*. Mar. Biol. 122: 95-104.
- SAAVEDRA, C., ZAPATA, C. & ALVAREZ, G. (1995): Geographical patterns of variability at allozyme loci in the European oyster *Ostrea edulis*. Mar Biol 122: 95-104.
- SCHMIDT, A., WEHRMANN, A. & DITTMANN, S. (2008): Population dynamics of the invasive Pacific oyster *Crassostrea gigas* during the early stages of an outbreak in the Wadden Sea (Germany). Helgol. Mar. Res. 62: 367–376.
- SEAMAN, M.N.L. & RUTH, M. (1997): The molluscan fisheries of Germany. In: NOAA Technical Report NMFS 129: The History, Present Condition, and Future of the Molluscan Fisheries of North and Central America and Europe, Vol. 3: Europe; S.57 – 84.
- SETTLE PROJECT (2013): <http://www.uib.no/rg/fea/projects/current-projects/settle-project> (12.09.2013)
- SHELMERDINE, R.L. & LESLIE, B. (2009): Restocking of the native oyster, *Ostrea edulis*, in Shetland: habitat identification study. Scottish Natural Heritage Commissioned Report Nr. 396. http://www.snh.org.uk/pdfs/publications/commissioned_reports/396.pdf
- SOBOLEWSKA, H. & BEAUMONT, A.R. (2005): Genetic variation at microsatellite loci in northern populations of the European flat oyster (*Ostrea edulis*). J. Mar. Biol. Assoc. UK 85: 955–960.
- STICHTING ANEMOON (2013): <http://www.anemoon.org/>
- TAMURA K, PETERSON D, PETERSON N, STECHER G, NEI M, & KUMAR S (2011): MEGA5: Molecular Evolutionary Genetics Analysis using Maximum Likelihood, Evolutionary Distance and Maximum Parsimony Methods. Molecular Biology and Evolution 28: 2731-2739.
- THIELTGES, D.W. (2003): Erfolgreiche Einwanderin aus Übersee – Die Amerikanische Pantoffel-schnecke *Crepidula fornicata* im Wattenmeer. Natur und Museum 133: 110-114.
- THURSTAN, R.H., HAWKINS, J.P., RABY, L. & ROBERTS, C.M. (2013): Oyster (*Ostrea edulis*) extirpation and ecosystem transformation in the Firth of Forth, Scotland. J. Nature Conserv. 21 (5): 253-261.
- TODOROVA, V., MICU, D. & KLISUROW, L. (2009): Unique oyster reeds discovered in the Bulgarian Black Sea. Comptes rendus de l'Academie bulgare des Sciences 62(7): 871-874.
- TOMCZAK, G. & GOEDECKE, E. (1964): Die thermische Schichtung der Nordsee auf Grund des mittleren Jahresganges der Temperatur in 1/2°- und 1°-Feldern. Deutsche Hydrographische Zeitschrift 1964, Ergänzungsheft Reihe B, Nr. 8.
-

- TROOST, K. (2010): Causes and effects of a highly successful marine invasion: Case-study of the introduced Pacific oyster *Crassostrea gigas* in continental NW European estuaries. *J. Sea Res.* 64: 145-165.
- TULLY, O. & CLARKE, S. (2012): The status and management of oyster (*Ostrea edulis*) in Ireland. The Marine Institute, Fisheries Ecosystems Advisory Services, Rinville, Oranmore, Co. Galway.
http://oar.marine.ie/bitstream/10793/828/1/Tully%26Clarke_IrFishInvest_24_2012.pdf
- UNIVERSITY MARINE BIOLOGICAL STATION MILFORD (2007): Conservation of the Native Oyster *Ostrea edulis* in Scotland. Scottish Natural Heritage Commissioned Report Nr. 251 (ROAME No. F02AA408).
- VAN DEN BRINK, A.M. (2012): OYSTERECOVER: The efficiency of different types of oyster spat collectors for *Ostrea edulis*. IMARES Wageningen UR, Report Nr. C095/12, 33. S. <http://edepot.wur.nl/255465>
- VAN DEN BRINK, A.M. & WIJSMAN, J.W.M. (2010): High risk exotic species with respect to shellfish transports from the Oosterschelde to the Wadden Sea. IMARES Wageningen UR, Report Nr. C025/10, 47 S. <http://edepot.wur.nl/143113>
- WALNE, P. (1964): Observations on the fertility of the oyster (*Ostrea edulis*). *J. Mar. Biol. Ass. UK* 44: 293-310.
- WEHRMANN, A., HERLYN, M., BUNGENSTOCK, F., HERTWECK, G. & MILLAT, G. (2000): The distribution gap is closed - first record of naturally settled Pacific oysters *Crassostrea gigas* in the East Frisian Wadden Sea, North Sea. *Senckenbergiana Maritima* 30: 153-160.
- WILBERG, M.J., WIEDEMANN, J.R. & ROBINSON, J.M. (2013): Sustainable exploitation and management of autogenic ecosystem engineers: application to oysters in Chesapeake Bay. *Ecological Applications* 23(4): 766-776.
- WOOLMER, A. P., SYVRET, M. & FITZGERALD, A. (2011): Restoration of Native Oyster, *Ostrea edulis*, in South Wales: Options and Approaches. CCW Contract Science Report No: 960. 960:993.
- YONGE, C.M. (1960): Oysters. London, Collins, 209 S.