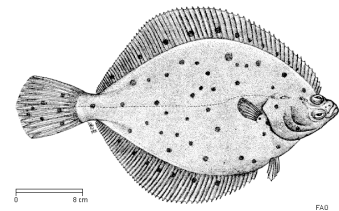
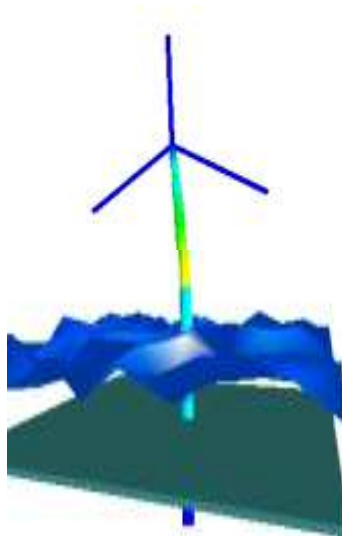
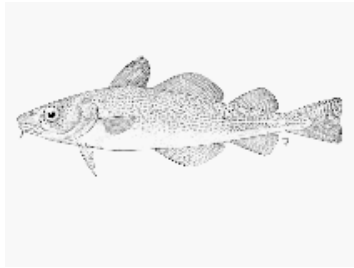


# Populationsdynamik von kommerziell genutzten Fischarten in (durch Offshore- Windkraftanlagen) veränderter Ökosystemstruktur



## Dissertation

Zur Erlangung des Doktorgrades der  
Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät  
der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

Vorgelegt von Dipl.-Biol. Doris Diembeck

Kiel, September 2008

## Danksagung

Ich möchte mich herzlich bei den Leuten bedanken, die zum Gelingen dieser Dissertation beigetragen haben. Besonderer Dank gilt:

Prof. F. **Colijn**, für die Betreuung und fachkundige Unterstützung,

Dr. W. **Windhorst** für die Vergabe des Themas und die fachkundige Unterstützung,

Dr. H. **Reuter** für seine fachkundige Unterstützung und Beratung bei Fragen zu Individuen basierten Modellen,

F. **Bartels** für seine unerschöpfliche Geduld, Hilfe bei Computerfragen und Fehlersuche,

Dr. H. **Lenhart**, Dr. W. **Kühn**, Dr. S. **Opitz**, Dr. B. **Burkhardt**, für die Beratung,

fachkundige Unterstützung und das erstellte Kartenmaterial,

Dr. T. **Fels** für das Motivieren und das erstellte Kartenmaterial,

Dr. C. **Nunneri** für die Zusammenarbeit, das Motivieren und die Tassen Tee,

Dem **Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrografie** Hamburg für die Einsicht in die Genehmigungsunterlagen der Offshore - Windparks in der deutschen Nordsee,

Der **Bundesanstalt für Fischerei** in Hamburg und dem **Alfred Wegener Institut** Bremerhaven für die Bereitstellung von Daten,

Den **Mitarbeitern des Projektes „Künstliches Riff Nienhagen“** der Universität Rostock für die Kooperation und Bereitstellung von Daten,

**S. Leonhard** und **M. Klausstrup** (Orbicon, Dänemark) für die Kooperation und Bereitstellung von Daten,

Meinen **Eltern** für die finanzielle Unterstützung, ihr Vertrauen und das Korrekturlesen,

**Astrid**, für das Motivieren und das Korrekturlesen,

**Lars** für das Vertrauen und die Unterstützung bei Computerproblemen.

# Inhaltsverzeichnis

<b>Tabellenverzeichnis .....</b>	<b>6</b>
<b>1 Abstract .....</b>	<b>7</b>
<b>1 Zusammenfassung .....</b>	<b>9</b>
<b>2 Einleitung .....</b>	<b>11</b>
2.1 HABITAT NORDSEE.....	11
2.2 ANTHROPOGENE NUTZUNGEN IN DER NORDSEE.....	14
2.3 KÜNSTLICHE RIFFE.....	18
2.4 GADUS MORHUA.....	22
2.5 PLEURONECTES PLATESSA .....	23
2.6 ZIEL DIESER ARBEIT .....	24
<b>3 Modelle .....</b>	<b>26</b>
3.1 MODELLANSÄTZE.....	26
3.2 INDIVIDUENBASIERTE MODELLIERUNG .....	29
3.3 ZU UNTERSUCHENDE FRAGESTELLUNGEN .....	32
<b>4 Material und Methoden .....</b>	<b>34</b>
4.1 KONZEPT DES INDIVIDUENBASIERTEN MODELLS FiWi.....	34
4.2 MODELLSTRUKTUR .....	36
4.3 MODELLPROZESSE.....	41
4.4 MODELLINITIALISIERUNG.....	47
4.5 INFILES UND MODELLINPUT .....	49
4.6 MODELLIERTE GEBIETE.....	51
4.7 AUSWERTUNG .....	55
<b>5 Ergebnisse .....</b>	<b>57</b>
5.1 SENSITIVITÄTSANALYSE.....	58
5.2 VALIDATION (HORNS REV, 80 PILES).....	59
5.3 BUTENDIEK, 1 PILE.....	64
5.4 BUTENDIEK, 80 PILES IN TRAPEZFORM OHNE / MIT BEWUCHS.....	71
5.5 BUTENDIEK, 80 PILES IN TRAPEZFORM, VARIATION DER ABSTÄNDE .....	77
5.6 BUTENDIEK, 80 PILES, VARIATION DER WINDPARKFORM .....	85
5.7 GESAMTDARSTELLUNG DER SIMULATIONSERGEBNISSE .....	89
<b>6 Diskussion .....</b>	<b>96</b>
6.1 MODELLE IN DER ÖKOLOGIE .....	96
6.2 FiWi.....	101
6.3 VALIDATION HORNS REV .....	105
6.4 BUTENDIEK .....	106
6.4.1 Simulationen mit 1 Pile .....	107
6.4.2 Simulationen mit 80 Piles.....	109
6.4.3 Antworten auf die Forschungsfragen.....	116
6.5 AUSBLICK.....	119
<b>Literaturverzeichnis.....</b>	<b>122</b>
<b>Anhang A .....</b>	<b>132</b>

## Abbildungsverzeichnis

<b>Titelbild</b>	www.ramboll-wind.com; FAO ( <i>P. platessa</i> ); McAllister, D. ( <i>G. morhua</i> )	
<b>Abbildung 2.1</b>	Schema der allgemeinen Zirkulation der Nordsee.	13
<b>Abbildung 2.2</b>	Anlandungen Deutschlands im Atlantik.	16
<b>Abbildung 2.3</b>	Fischereiliche Sterblichkeit, SSB, Anlandungen, Nachwuchs.	22
<b>Abbildung 2.4</b>	<i>Gadus morhua</i> .	23
<b>Abbildung 2.5</b>	<i>Pleuronectes platessa</i> .	24
<b>Abbildung 3.1</b>	Grundstruktur einer Individuenbasierenden Simulation.	30
<b>Abbildung 4.1</b>	Flussdiagramm des Modells <i>FIWi</i> .	36
<b>Abbildung 4.2</b>	Darstellung der räumlichen Einheiten <i>FIWis</i> .	40
<b>Abbildung 4.3</b>	Turbinenfundamenttyp Monopile.	52
<b>Abbildung 4.4</b>	Die Anordnung der Turbinen in <i>Butendiek</i> .	52
<b>Abbildung 4.5</b>	Die Lage des offshore Windparks <i>Butendiek</i> .	53
<b>Abbildung 4.6</b>	Die Lage des offshore Windparks <i>Horns Rev</i> .	54
<b>Abbildung 5.1</b>	Jahresgang der mittleren Abundanz der Superindividuen von <i>P. platessa</i> im Windpark <i>HornsRev</i>	60
<b>Abbildung 5.2</b>	Verteilung der mittleren Biomasse in Gramm (links) und der Superindividuen (rechts) am Ende der Simulation	61
<b>Abbildung 5.3</b>	Jahresgang der mittleren Abundanz (links) der Superindividuen und der mittleren Biomasse in Gramm (rechts) der Individuen von <i>G. morhua</i> im Windpark <i>Horns Rev</i>	63
<b>Abbildung 5.4</b>	Jahresgang der mittleren Abundanz der Superindividuen über 5 (links) und 20 Jahre (rechts) von <i>P. platessa</i> im Windpark <i>Butendiek</i>	66
<b>Abbildung 5.5</b>	Jahresgang der mittleren Biomasse der Individuen von <i>P. platessa</i> über 5 (links) und 20 Jahre (rechts) im Windpark <i>Butendiek</i>	66
<b>Abbildung 5.6</b>	Jahresgang der mittleren Abundanz der Superindividuen über 5 (links) und 20 Jahre (rechts) von <i>G. morhua</i> im Windpark <i>Butendiek</i>	68
<b>Abbildung 5.7</b>	Jahresgang der mittleren Aufenthaltsdauer, die ein Dorsch durchschnittlich während seines Lebens in <i>Butendiek</i> verbringt	69
<b>Abbildung 5.8</b>	Jahresgang der mittleren Abundanz der Superindividuen in <i>Butendiek</i> von <i>P. platessa</i> Piles ohne Bewuchs	75

<b>Abbildung 5.9</b>	Jahresgang des mittleren prozentualen Anteils der Lebenszeit von Schollen in <i>Butendiek</i> , Piles ohne Bewuchs	75
<b>Abbildung 5.10</b>	Jahresgang der mittleren Abundanz der Superindividuen in <i>Butendiek</i> von <i>P. platessa</i> Piles mit Bewuchs	75
<b>Abbildung 5.11</b>	Jahresgang des mittleren prozentualen Anteils der Lebenszeit von Schollen in <i>Butendiek</i> , Piles mit Bewuchs	75
<b>Abbildung 5.12</b>	Jahresgang der mittleren Abundanz der Superindividuen in <i>Butendiek</i> von <i>G. morhua</i> Piles ohne Bewuchs	76
<b>Abbildung 5.13</b>	Jahresgang des mittleren prozentualen Anteils der Lebenszeit von Dorsche in <i>Butendiek</i> , Piles ohne Bewuchs	76
<b>Abbildung 5.14</b>	Jahresgang der mittleren Abundanz der Superindividuen in <i>Butendiek</i> von <i>G. morhua</i> Piles mit Bewuchs	76
<b>Abbildung 5.15</b>	Jahresgang des mittleren prozentualen Anteils der Lebenszeit von Dorsche in <i>Butendiek</i> , Piles mit Bewuchs	76
<b>Abbildung 5.16</b>	Jahresgang der mittleren Abundanz der Superindividuen in <i>Butendiek</i> von <i>P. platessa</i>	79
<b>Abbildung 5.17</b>	Jahresgang der mittleren Abundanz der Superindividuen in <i>Butendiek</i> von <i>G. morhua</i>	81
<b>Abbildung 5.18</b>	Jahresgang der mittleren Abundanz der Superindividuen in <i>Butendiek</i> von <i>G. morhua</i>	83
<b>Abbildung 5.19</b>	Jahresgang der mittleren Abundanz der Superindividuen in <i>Butendiek</i> von <i>P. platessa</i> , links für das Quadrat aus neuen Reihen Piles und rechts für das leere Quadrat	88
<b>Abbildung A1</b>	Auszug aus dem Abiotik-Infile für <i>Butendiek</i> .	132
<b>Abbildung A2</b>	Auszug aus dem Pile-Infile für <i>Butendiek</i> (Trapez, 80 Piles).	132
<b>Abbildung A3</b>	Infile zur Initialisierung der Schollen.	133
<b>Abbildung A4</b>	Infile zur Initialisierung der Dorsche.	133
<b>Abbildung A5</b>	Auszug aus dem Infile der Steuervariablen für <i>Butendiek</i> .	134

## Tabellenverzeichnis

<b>Tabelle 4.1</b>	Auflistung der beschreibenden Variablen.	40
<b>Tabelle 4.2</b>	Zusammenfassung der Unterschiede der offshore Windkraftanlagen.	54
<b>Tabelle 5.1</b>	Vergleich der Simulationsergebnisse mit einem Pile im Windparkgebiet <i>Butendiek</i> für <i>P. platessa</i> und für <i>G. morhua</i>	70
<b>Tabelle 5.2</b>	Übersicht der Ergebnisse aller Simulationen für <i>P. platessa</i>	92
<b>Tabelle 5.3</b>	Übersicht der Ergebnisse aller Simulationen für <i>G. morhua</i>	93

## 1 Abstract

This study will investigate the effects of the planned offshore wind farms in the German North Sea on two breeds of fish - *Pleuronectes platessa* [plaice] and *Gadus morhua* [Atlantic cod] - both of which are very important commercially. In the developed individual-based model called *FiWi*, the effect of the hard substrate installed (piles without scouring protection) will be simulated over the timeframe of 25 years (planned service life) for the approved *Butendiek* offshore wind farm. The analysis will focus on the average abundance and the average percentage residence of super-individuals from *P. platessa* and *G. morhua* species during their life in the wind farm.

Owing to the fact that there is still no offshore wind farm operating in the German North Sea, the Danish *Horns Rev* wind farm is being used for validation. *FiWi* simulates the effects on both species of fish over five years. The simulations make clear, in contrast to monitoring, the effect of the piles on *P. platessa* and *G. morhua* as an attractor. The difference can be stated as the preference of fish for certain habitat features.

For the planned *Butendiek* German offshore wind farm, various model simulations will be carried out, each time with the same initial data. The number of piles, the spacing between piles and the layout of the wind farm will be varied. Simulations with both a single pile and with 80 wind turbines will document the magnetic effect on juvenile and adult individuals from both species of fish. The function of wind farms as an attractor is lost neither by varying the spacing between piles nor by changing the configuration of the wind turbines (wind farm layout).

Modifying the spacings shows differences in the average abundance and the average age of *P. platessa* and *G. morhua*. The average time that a fish spends in the wind farm during its life is longest with a spacing of 1000 m. Changing the layout of the offshore wind farm does not detract from its function as an attractor for both species. Plaice and cod spend significantly the longest part of their life in *Butendiek* in the planned trapezium design with a distance between the piles of 500 m.

The results of the simulations lead to the conclusion that there is an urgent need for research into estimating the protective function of offshore wind farms in the form of artificial reefs.

Future projects are necessary to answer the question of whether only fish from the surroundings congregate around the structures or whether a higher biomass production actually occurs. For further simulations with the *FIWi* model, an expansion of the individual-based model or a coupling with additional models, e.g. hydrodynamic models, is recommended. This could generate knowledge of the effect of bathymetry and sediment on the use of the habitat, as well as the effect of noise, electrical and magnetic fields during the operation of an offshore wind farm.



## 1 Zusammenfassung

In der hier vorgelegten Studie werden die Auswirkungen der geplanten Offshore - Windfarmen in der deutschen Nordsee auf die beiden kommerziell stark genutzten Fischarten *Pleuronectes platessa* und *Gadus morhua* untersucht. In dem entwickelten individuenbasierten Modell *FiWi* wird der Einfluss des eingebrachten Hartsubstrates (Piles ohne Kolkschutz) für den genehmigten Offshore - Windpark *Butendiek* simuliert. Zur Validierung des eigens entwickelten Modells dient die dänische Windfarm *Horns Rev*, da in der deutschen Nordsee bisher noch kein offshore Windpark in Betrieb ist. Die Simulationen verdeutlichen, im Gegensatz zum Monitoring, die Wirkung als Attraktor der Piles auf Scholle und Dorsch. Der Unterschied zwischen den Simulationsergebnissen und den Monitoringdaten kann in der Präferenz der Fische zu bestimmten Habitatmerkmalen gegeben sein.

Der Schwerpunkt der Simulationsauswertung liegt auf der mittleren Abundanz und dem durchschnittlichen prozentualen Aufenthalt der Superindividuen von *P. platessa* und *G. morhua* während ihres Lebens im Windpark. Simuliert wird ein Zeitraum von 25 Jahren, der der genehmigten Betriebsdauer entspricht, sowie bei der Validation ein Zeitraum von fünf Jahren, der mit der Dauer des Monitorings übereinstimmt. Für den geplanten deutschen Offshore - Windpark *Butendiek* werden verschiedene Modellsimulationen, jeweils mit den gleichen Ausgangsdaten durchgeführt. Variiert werden die Anzahl der Piles, die Abstände zwischen den Piles, sowie die Form des Windparks. Die anziehende Wirkung auf juvenile und adulte Individuen beider Fischarten belegen sowohl die Simulationen mit nur einem als auch die mit 80 Piles. Die Funktion des Windparks als Attraktor geht weder durch die Variation des Abstandes zwischen den Piles noch durch die Änderung der Anordnung der Windräder (Windparkform) verloren.

Jedoch zeigen sich bei der Modifikation der Abstände Unterschiede in der mittleren Abundanz und des mittleren Alters bei *P. platessa* und *G. morhua*. Die durchschnittliche Zeit, die ein Fisch während seines Lebens im Windpark verweilt, ist bei einem Abstand von 1.000 m am längsten. Durch die Veränderung der Form der Offshore - Windfarm geht die Funktion als Attraktor für beide Arten nicht verloren. *P. platessa* und *G. morhua* verbringen signifikant die meisten Tage in dem Windpark mit Trapezform und einem Abstand der Piles von 500 m.

Die Resultate der Simulationen deuten auf die Schutzfunktion von offshore Windfarmen in Form von künstlichen Riffen hin. Gleichzeitig führen die gefundenen Ergebnisse zu dem Schluss, dass zur Einschätzung der Gesamtbedeutung dieser Schutzfunktion dringend Forschungsbedarf besteht. Zukünftige Projekte sind notwendig hinsichtlich der Frage, ob sich an den eingebrachten Strukturen nur Fische aus der Umgebung sammeln oder tatsächlich eine höhere Biomasseproduktion stattfindet. Für weitere Simulationen mit dem Modell *FiWi* empfiehlt sich eine Erweiterung des Individuenbasierten Modells bzw. eine Kopplung mit weiteren Modellen, z.B. hydrodynamischen Modellen. Auf diese Weise ließen sich Erkenntnisse zur Wirkung von Bathymetrie und Sediment bei der Habitatnutzung sowie zum Effekt von Lärm, elektrischen und magnetischen Felder, während des Betriebs einer Offshore - Windfarm erzielen.

## 2 Einleitung

Die Ozeane sind für den Menschen von großer Bedeutung. In vielen Regionen sind die Meere einer der Hauptlieferanten von Nahrung. Zugleich gelten sie als Grundlage für unzählige Arbeitsplätze, z.B. in der Fischereiwirtschaft. Die Meere stellen das größte zusammenhängende Ökosystem der Erde dar, dessen Wichtigkeit für die globalen ökologischen Zusammenhänge noch kaum zu erahnen ist. Die marine Umwelt ist dennoch zahlreichen Beeinträchtigungen und Gefährdungen ausgesetzt. Die Abnahme der biologischen Vielfalt, der Verlust von Lebensräumen, die Verschmutzung durch Gefahr- und durch Nährstoffe etc. sind die Folge verschiedener anthropogener Belastungen. Die Hauptquellen sind ([www.bsh.de](http://www.bsh.de); [www.reports.de.eea.europa.eu](http://www.reports.de.eea.europa.eu)):

1. der kommerzielle Fischfang,
2. die Öl- und Gasgewinnung,
3. die Schifffahrt (Havarien, giftige Schiffsanstriche, Ballastwasser etc.),
4. die Landwirtschaft und
5. die landseitige Industrie.

Ohne den Einsatz von umfassenden Schutzmaßnahmen werden die Ozeane, eines der faszinierendsten und das erdumfassendste Ökosystem, gravierend verändert sowie die für den Menschen lebenswichtigen Ressourcen zerstört. Ein aktuelles Beispiel hierfür ist die Gefährdung der Fischereiwirtschaft durch Überfischung, nicht nur der europäischen Gewässer ([www.eu-koordination.de](http://www.eu-koordination.de)). Eines der stark überfischten europäischen Meere ist die Nordsee ([www.reports.de.eea.europa.eu](http://www.reports.de.eea.europa.eu)). Aber gerade dieses Randmeer spielt, wie im Folgenden dargestellt, durch die Vielzahl seiner Lebensgemeinschaften eine bedeutende ökologische Rolle.

### 2.1 Habitat Nordsee

Die Nordsee ist, geologisch gesehen, ein altes Meer. Im Verlauf der geologischen Entwicklung veränderte sich ihre Gestalt mehrfach. Ihre heutige Form erhielt die Nordsee erst vor 11.000 Jahren. Die Küstenlinie verändert sich noch heute, z.B. durch Schwankungen des Meeresspiegels, Erosion und Sandablagerung.

Neben dem Mittelmeer und der Ostsee ist auch die Nordsee ein flaches Randmeer des Atlantischen Ozeans. Sie ist durchschnittlich ca. 100 m tief. Die tiefste Stelle ist die norwegische Rinne mit einer Tiefe von 725 m. Begrenzt wird die Nordsee von den Britischen

Inseln im Westen, im Süden und Südosten durch Belgien, die Niederlande und Deutschland. Die östliche Grenze bildet Dänemark. Das Wattenmeer erstreckt sich am Südost-Rand in einer Länge von ca. 500 km von Den Helder (Niederlande) bis Esbjerg (Dänemark) und ist ein bedeutendes Habitat innerhalb der Nordsee.

Die Nordsee bietet eine Reihe sehr verschiedener Lebensraumtypen, die von unterschiedlichen Lebensgemeinschaften bewohnt sind. Grundsätzlich lassen sich die Lebensräume der Küstengebiete, die verschiedene Küstentypen (Steil-, Fels- und Sandküsten) von den tatsächlichen aquatischen Lebensräumen unterscheiden. Wichtige Übergangsbereiche der Nordsee sind die Salzwiesen und die Wattflächen, die sich durch einen Wechsel der Lebensbedingungen abhängig von den Gezeiten auszeichnen. Ein weiteres Habitat stellen die Ästuare dar, die sich durch eine Durchmischung des in die Nordsee fließenden Süßwassers und des salzigen Nordseewassers auszeichnen. Die aquatischen Lebensräume lassen sich in das Pelagial, sowie das Benthos unterteilen. Die benthischen Lebensräume wiederum unterscheiden sich durch ihre Tiefe sowie durch ihre Bodenbeschaffenheit. Sie sind felsig, kiesig oder sandig. Außerdem können sie mehr oder weniger bis gar keine Schlickschichten tragen.

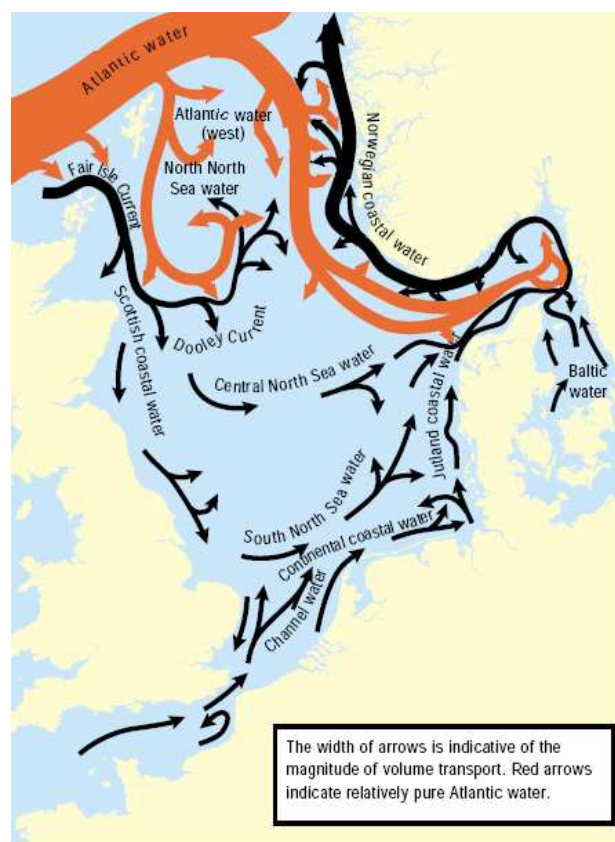
Für den aquatischen Lebensraum Nordsee sind starke Erosions- und Sedimentationsgebiete von Bedeutung. Aufgrund von starken Brandungskräften unterliegt die englische Küste einer starken Erosion (Sterr, 2003). Auf diese Weise gelangen große Sedimentmengen in das Nordseebecken und in die begrenzenden Wattflächen. Sedimentationsraten nehmen signifikant mit der Wassertiefe zu, so dass das Skagerrak und das nördliche Kattegat als Senken für feinkörniges Sediment dienen (Lundqvist et al., 2003). Für den Transport der Sedimente ist die Strömung verantwortlich. Das Wasser in den flachen Bereichen der Nordsee besteht aus einer Mischung von Atlantikwasser und ablaufendem Süßwasser. Die tieferen Bereiche enthalten relativ reines Wasser aus dem Atlantik ([www.ospar.org/eng/doc/pdfs/R2C2.pdf](http://www.ospar.org/eng/doc/pdfs/R2C2.pdf)).

Die Hauptströmungen formen eine zyklonische Zirkulation (Abbildung 2.1). Der Großteil dieses Wassertransportes ist im nördlichen Teil der Nordsee konzentriert, wo ein Hauptaustausch mit der Norwegischen See erfolgt. Der größte Einstrom erfolgt entlang des westlichen Randes des Norwegischen Grabens. Weitere Einstrome finden sich östlich der Shetlandinseln und zwischen den Shetland- und Orkneyinseln. Ein Teil des nördlichen einströmenden Wassers kreuzt den Graben nördlich von Westnorwegen und fließt nordwärts zurück ([www.ospar.org/eng/doc/pdfs/R2C2.pdf](http://www.ospar.org/eng/doc/pdfs/R2C2.pdf)).

Mit dem Einstrom von atlantischem Wasser gelangen Nährstoffe (Nitrat, Phosphat, Silikat) in die Nordsee. Ihre Konzentration im Atlantikwasser ist relativ zu den eutrophen Küsten gering. Es gelangen jedoch große Mengen an Atlantikwasser in die Nordsee, so dass die transportierte Gesamtmenge an Nährstoffen wiederum sehr groß ist. Beispielsweise gelangen pro Jahr  $3.972 \pm 1.604$  Kilotonnen Nitrat auf diesem Weg in die Nordsee, während der Eintrag über Flüsse etwa 1.000 Kilotonnen pro Jahr beträgt (Becker, 2003).

Sowohl die herrschenden Strömungs- wie auch die Nährstoffbedingungen bieten vielen kommerziell genutzten Fischarten gute Laich- und Aufzuchtbedingungen. In der südlichen und westlichen Nordsee befinden sich die Laichgebiete von z.B. *Gadus morhua*, *Pleuronectes platessa*, *Solea solea*, in der nördlichen bzw. nordöstlichen und westlichen Nordsee die Laichgründe von *Merlangius melangus*, *Pollachius virens* und *Melanogrammus aeglefinus*. Die Eier und Larven einiger Fischarten gelangen mit der Strömung in flachere Gewässer oder bis ins Wattenmeer, der Kinderstube von z.B. *Pleuronectes platessa*, *Solea solea*.

Das vielfältige Angebot der Nordsee wird jedoch nicht nur von Flora und Fauna, sondern auch vom Menschen stark wirtschaftlich und auch touristisch genutzt.



**Abbildung 2.1:** Schema der allgemeinen Zirkulation der Nordsee (nach Turrell et al. 1992).

## 2.2 Anthropogene Nutzungen in der Nordsee

Die deutschen Gewässer in der Nordsee lassen sich in zwei Bereiche unterteilen:

- 1) die 12 Seemeilen-Zone und
- 2) die Ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ).

Die 12 Seemeilen-Zone entspricht dem Küstenmeer und ist deutsches Hoheitsgebiet. Die AWZ befindet sich seewärts der 12 Seemeilen-Grenze bis maximal 200 sm Entfernung zur Küste. Sie schließt sich an die hohe See an. Im Gegensatz zur 12 Seemeilen-Zone ist die AWZ kein nationales Hoheitsgebiet, aber gemäß dem Seerechtsübereinkommen von 1982 genießt die jeweilige Nation nationales Nutzungsrecht

([www.bsh.de/de/Meeresnutzung/Wirtschaft/Windparks/index.jsp](http://www.bsh.de/de/Meeresnutzung/Wirtschaft/Windparks/index.jsp)).

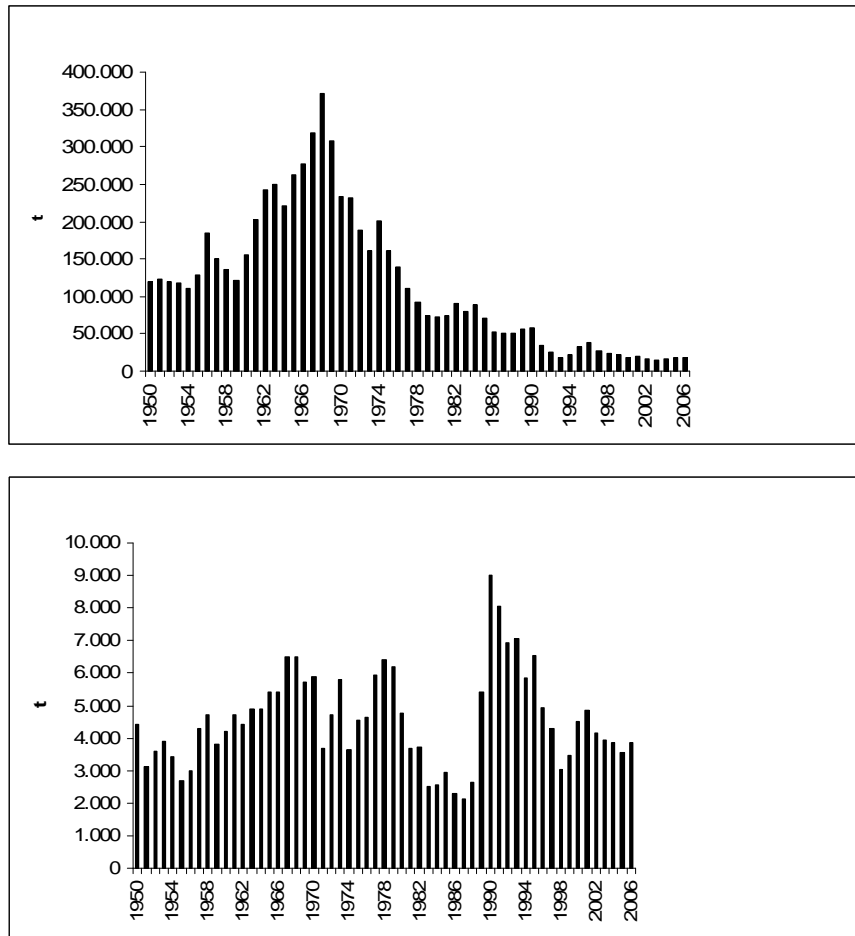
Die Einführung der deutschen AWZ am 11.11.1994 gemäß der UN-Seerechtskonvention bedingt eine Reihe von anthropogenen Nutzungen, z.B. durch Militär, Kiesabbau, Schifffahrt.

### **Kommerzielle Fischerei**

Eine in diesem Gebiet bestehende Nutzung, die sowohl den Meeresboden, benthische Organismen als auch demersale Fische stark beeinträchtigt, ist die Fischerei mit Bodenschleppnetzen und Baumkurren. Die Befischung mit Baumkurren verändert langfristig die Benthosgemeinschaft (Gill, 2005). In der südlichen Nordsee ändert sich bereits die Häufigkeit des Vorkommens von einigen benthischen Arten. Zu beobachten ist eine Abnahme von Mollusken und eine Zunahme von Aasfressern (Rumohr, 2000). Heutzutage ist die Fischerei weitgehend keine nachhaltige Fischerei, jährlich gehen ca. 150.000 t nicht vermarktungsfähiger Fisch und ca. 85.000 t geschädigte oder tote Benthosorganismen als Discard (Beifang) über Bord (Lindeboom & deGroot, 1998). Es bestehen nur 5-30% des gesamten Fanggewichts auf Nordseeplattfische aus vermarktungsfähigem Fisch, d.h. auf 1 kg zu verkaufenden Fisch kommen 2-3 kg Discard (Rumohr, 2003). Die Welternährungsorganisation (FAO) schätzte im Jahr 2003, dass fast 50% der gesamten kommerziellen Fischbestände weltweit bis an ihre Grenzen ausgeschöpft bzw. überfischt sind (FAO, 2003). Mittlerweile wurden die Schätzungen auf ca. 70% erhöht (FAO, 2007). Für die Dynamik des Ökosystems Nordsee kann die langfristige Verringerung der Individuenzahlen von kommerziell genutzten Raubfischen wie z.B. *Gadus morhua* (Dorsch) und *Pleuronectes platessa* (Scholle) zur Folge haben, dass ihre Bedeutung im Ökosystem stark abnimmt. Sie verlieren nach und nach ihre, für das Ökosystem wichtige, Rolle als Topprädator, da die Überfischung der Räuber eine Zunahme der Beutetiere bewirken kann. Ihre Abundanz steigt durch den fehlenden Fraßdruck. Sie ernähren sich wiederum von anderen kleineren

Organismen, auf die der Fraßdruck steigt (Lozán, 2003; Rumohr, 2000). Ein Top down gesteuertes wandelt sich zu einem Bottom up kontrolliertem Ökosystem.

Die Fischerei hat sich in den letzten Jahrzehnten rasant entwickelt. Dank technischer Fortschritte können die Fische effektiver aufgespürt und abgefischt werden. Die Entwicklung der Fischereiwerkzeuge ging hingegen nicht so effektiv voran. Noch immer gibt es keine Geräte, die selektiv bestimmte Fischarten befischen. Dies bedeutet, dass bei der Fischerei auf Scholle, alle anderen Fische und Benthosorganismen als Discard wieder zurück ins Meer gehen. Viele Fische, die nicht die vorgeschriebene Mindestlänge aufweisen sowie Individuen der Nichtzielarten überleben die Zeit im Netz bzw. an Bord nicht oder landen schwer verletzt wieder im Meer, wo sie für Prädatoren leichte Beute sind. Dies führt zur Abnahme der Bestände. Vor allem die starke Befischung der Topprädatoren *Pleuronectes platessa*, *Gadus morhua* und *Pollachius virens* sind eine Bedrohung für das Ökosystem Nordsee. Das Beispiel der Anlandungen Deutschlands im Atlantik verdeutlicht den Rückgang dieser Bestände in den letzten Jahrzehnten (Abbildung 2.2). In der Nordsee wurden im Jahr 2006 von internationalen Flotten 34.800 Tonnen Dorsch gefangen. Der Discard betrug 8.100 t (ICES, 2007). Im gleichen Jahr wurden 57.943 t Nordseescholle gefangen, der Discard machte etwa 80% aus (ICES, 2007).



**Abbildung 2.2:** Anlandungen Deutschlands in Tonnen im Atlantik im Zeitraum 1950 bis 2006. Oben für *G. morhua*, unten für *P. platessa*.

Die Nordsee kann vor solchen Verschiebungen und Störungen der ökologischen Dynamik nur durch eine nachhaltige Nutzung aller Bestände geschützt werden. Seit ca. 10 Jahren ist für die AWZ der deutschen Nordsee jedoch eine zusätzliche neue Nutzung geplant: Offshore - Windfarmen.

### **Offshore - Windkraft in Deutschland**

Seit ca. einer Dekade sind für die AWZ der deutschen Nordsee Offshore - Windparks geplant. Die meisten deutschen Projekte sind in Wassertiefen von 20 bis 35 Meter und einer Küstenentfernung von deutlich über 30 Kilometer vorgesehen. Dies ist eine Folge der intensiven Nutzung der deutschen Küstengewässer und des Naturschutzes im Küstenbereich der Nord- und Ostsee (z.B. Nationalpark Wattenmeer). Aktuell sind in der deutschen AWZ der Nordsee 17 Windparks genehmigt und 15 in Planung (Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrografie, 14.09.2008).

Die Errichtung und die Inbetriebnahme der Anlagen ist eine weitere anthropogene Störung, die das hartsubstratarme Ökosystem Nordsee durch Einbringung von Hartsubstrat



(Windräder, Kolkschutz) verändert. Im 19. Jahrhundert gab es in der Nord- und Ostsee noch zahlreiche große Felsbrocken. Die Findlinge wurden von 1850 bis 1970 mit Hilfe von Tauchern befischt und im Hafен- und Straßenbau eingesetzt (Karez & Schories, 2005). Bis 1970 wurde die Steinfischerei immer weniger lukrativ und schließlich in Deutschland ganz eingestellt. Mit dem Bau von Offshore - Windparks wird ein, durch den Menschen, hartsubstratarmes Ökosystem, durch Einbringung von künstlichem Hartsubstrat (Windräder und Kolkschutz) erneut verändert.

Die Offshore - Windfarmen gestalten den Lebensraum Nordsee um. Ein Teil des Sandbodens geht durch Versiegelung beim Bau der Windräder verloren. Je nach Typ der Konstruktion der Piles und der gewählten Materialien für den Kolkschutz wird eine kleinere oder größere Fläche pro Windpark versiegelt. In dem hier modellierten Offshore - Windpark *Butendiek* wird die versiegelte Fläche 25.120 m<sup>2</sup> betragen. Dies ist etwa 0,1% der Gesamtfläche des Windparks (BSH, 2002). Das eingebrachte Hartsubstrat trägt zur Bildung von künstlichen Riffen bei. Ullrich (2006) berechnet, dass pro Pile (Piledurchmesser 5 m, in einer Tiefe von 30 m, inkl. Kolkschutz) 2.978 m<sup>2</sup> Hartsubstratfläche zur Besiedlung eingebracht werden.

Als Riff bildende Strukturen sind die Windräder eine Möglichkeit, die Nutzung des Habitats für einwandernde Spezies zu öffnen und Schutz für Juvenilstadien mobiler Organismen zu bieten (Gill, 2005). Letzterer Aspekt ist vor allem hinsichtlich der stark überfischten und sich verjüngenden Bestände von Bedeutung (Pauly, 1998; Agardy, 2000). Seit den 1970ern sinkt der trophische Level bei der Fischerei mit ca. 0,06 Punkten pro Jahrzehnt, da Arten am unteren Ende der Nahrungskette (z.B. *Hyperplus lanceolatus*, *Ammodytes marinus*) immer mehr zum Fang beitragen. Dieses Vorgehen wird von Pauly (1998) als „fishing down marine foodweb“ angedeutet. Vor allem in der Nordhemisphäre verändert sich seit ca. 50 Jahren die Fischerei von großen piscivoren zu kleineren planktivoren Fischen und Invertebraten. Dies bedeutet, nach dem Abfischen der geschlechtsreifen, großen Fische einer Art werden immer mehr jüngere noch nicht fortpflanzungsfähige Individuen gefangen. Die Anlandung der gleichen Menge Fische geringerer Größe bringt weniger Einnahmen. Als Folge werden mehr Fische abgefischt. Sind diese Fische des obersten trophischen Levels abgefischt, konzentriert sich die Fischerei auf die großen Individuen der darunter liegenden Trophieebene. Nach den ausgewachsenen, geschlechtsreifen werden auch hier die Juvenilen abgefischt. Dies setzt sich auf den folgenden trophischen Leveln fort. Die Dezimierung reproduktionsfähiger Individuen in einer Population führt zur Verkleinerung der Population bis hin zum Aussterben.

In dem Maße aber, wie die Anlandungen die Biomassen der einzelnen Organismengruppen widerspiegeln, verschiebt sich die Balance im Ökosystem Nordsee zugunsten niederer Tiere,

z.B. Krebse (Lozán, 2003). Nur die nachhaltige Bewirtschaftung der Fischbestände kann dies verhindern.

In Offshore - Windparks können Juvenilstadien mobiler Organismen, wie z.B. Fische, Schutz vor Prädatoren und Befischung aus zweierlei Gründen finden (Gill, 2005):

1. Entstehung künstlicher Riffe (Nahrungsquelle) und
2. Fischereiverbot innerhalb der Anlagen (Schutz).

Im Forschungsprojekt „Zukunft Küste - Coastal Futures“ (2004 – 2007, Projektnummer FKZ03F0404A) wurden fünf Szenarien für die Offshore - Windparks in der deutschen AWZ der Nordsee erarbeitet. Die einzelnen Szenarien unterscheiden sich in der Ausdehnung von Offshore - Windrädern im Zeitraum 2010 bis 2055 (Burkhard & Diembeck, 2006).

Anhand dieser Szenarien berechnet Ullrich (2006) die, durch die Besiedlung der Windkraftanlagen, zusätzlich ins Gebiet eingebrachte Biomasse für das Jahr 2055 bei geringer Ausdehnung der Piles mit 864.050 t und bei großer Ausdehnung mit 4.994.550 t. Im Plangebiet des Offshore – Windparks *Butendiek* beträgt die Biomasse (Feuchtgewicht) der Benthosorganismen 13,828 t (Armonies und Buschbaum, 2003).

Die sich auf dem Hartsubstrat ansiedelnden Organismen bilden für einige Fische eine willkommene Nahrungsquelle. Die deutliche Zunahme der Biomasse in einem Habitat mit Hartsubstrat verdeutlicht den Einfluss von Offshore - Windparks als künstliches Riff in Form von Habitat (Hartsubstrat) und Nahrungsquelle für marine Organismen.

In Deutschland herrscht innerhalb von Offshore - Windfarmen Fischereiverbot. Die Fläche des Gebietes von *Butendiek* beträgt 31 km<sup>2</sup>. In Bezug auf die gesamten Fischereigebiete der Nordsee bewirkt ein Wegfall eines Gebietes dieser Größe oder der Fläche aller in der deutschen AWZ geplanten Anlagen keine Verbesserung der überfischten Bestände, da es zu keiner Reduzierung des gesamten Fischereiaufwandes kommt. Falls die Anzahl und Größe der Windparks in der deutschen AWZ auf andere Anliegerstaaten übertragen werden, könnten, die für die Fischerei teilweise oder ganz geschlossenen Gebiete eine Größe erreichen, die einen nachweisbaren positiven Effekt auf die Rekrutierung haben müsste (Ehrich, 2005).

### **2.3 Künstliche Riffe**

Künstliche Riffe werden schon seit vielen Jahren in den verschiedenen Meeren als Instrument zum Schutz gefährdeter Bestände eingesetzt. Sie reichen jedoch als alleinige Maßnahme nicht aus die Bestände zu schützen (Meier, 1989).

Von Menschen geschaffene Riffe dienen, z.B. im Mittelmeer, dem Schutz der Populationen von pelagischen und demersalen Nutzfischen, z.B. als geschützte Kinderstube, als Hartsubstrat-Habitat und als Schutzzone vor Räufern (Bombace, 1989; Aabel et al., 1997). Künstliche Riffe gibt es auch in Nord- und Ostsee. Vor der Insel Sylt trägt die künstliche Erweiterung eines natürlichen Sandriffes u. a. zum Küstenschutz bei. In der Ostsee wird, in einem aktuellen Projekt der Universität Rostock, die Wirkung eines künstlichen Riffs westlich von Warnemünde auf die Fischpopulationen und die Fischerei untersucht (<http://www.uni-rostock.de/riff>). Das Riff besteht aus verschiedenen Einheiten von Betonröhren, Natursteinschüttung und Seegraswiesen. Ziele des Projektes sind u. a. die Schaffung künstlicher Laich- und Nahrungsplätze für Wirtschaftsfische, die Bereitstellung von Schutz- und Aufenthaltsräumen besonders für Jungfische, die Verbesserung der Wasserqualität durch Ansiedelung filtrierender Organismen, sowie die Konzentration von Wirtschaftsfischen zu Schutzzwecken und/oder einer gezielten Bewirtschaftung.

Juvenile und adulte Individuen von Fischarten, die durch Hartsubstrat limitiert sind, besiedeln künstliche Strukturen meist schnell (Alevizon & Gorham, 1989). Die Besiedlung kann in wenigen Stunden, abhängig von Alter, Art, Jahreszeit, Alter des Riffs und Lokalität, erfolgen (Bohnsack et al., 1985). Künstliche Riffe locken nicht nur pelagische Fische, sondern auch Plattfische, z.B. *Pleuronectes platessa*, *Solea solea* und andere demersale Fische wie *Gadus morhua* an. In der südlichen Nordsee wurden an den Öl- und Gasförderstützpunkten u. a. Plattfische, wie *Solea solea*, *Pleuronectes platessa* und *Limanda limanda* nachgewiesen (Aabel et al., 1997). Aabel et al. (1997) weisen in ihrer Studie auf Untersuchungen an der Ekofisk Plattform in Norwegen hin. An der Plattform wurde eine Ansammlung von *Gadus morhua* festgestellt. Die Dichte der Dorsche nahm mit zunehmender Distanz zur Plattform ab.

Die Fische wandern zwischen den einzelnen Riffteilen hin und her. Bedeutend ist dabei die Entfernung zwischen den jeweiligen Riffelementen. Alevizon et al. (1989) zeigten an einem Riff in Florida, dass Fische die Abstände von 80 m problemlos überwandern. Im Gebiet *Horns Rev*, Dänemark, legten *Pleuronectes platessa* und *Gadus morhua* Distanzen von ca. 1.000 m zwischen den Strukturen zurück (Stottrup, 2000). Hvidt (2005) schließt aufgrund der Ergebnisse des Monitorings im Offshore - Windpark *Horns Rev* und Literaturdaten darauf, dass Windräder Fische aus 500 m und größeren Entfernungen anlocken. Dies wird beeinflusst durch Verhaltensmuster und Mobilität der Fische, Bathymetrie, Zusammensetzung des Substrates (große Fische halten sich in Gebieten mit variierender Topografie des Meeresbodens auf), Salinität, Temperatur und anderen ozeanographischen Parametern (Hvidt, 2005).

In Hinblick auf die Attraktivität spielen Form, Design und Material der künstlichen Riffe für die Fische eine entscheidende Rolle (Bombace, 1989). Je komplexer das Design desto größer die Attraktivität. Kellison et al. (1998) zeigen, dass neben der horizontalen auch die vertikale Ausdehnung künstlicher Riffe für die Anziehungskraft von Bedeutung ist. Gadidae lassen sich besonders von vertikalen Strukturen (z.B. Plattformen, Windradssockeln) anlocken, während Plattfische eher auf horizontale Strukturen (z.B. Ausmaß eines Riffes, Kolkschutz) ansprechen (Zucco et al., 2006). Ergebnisse des Monitorings im Gebiet des Offshore - Windparks *Horns Rev*, verglichen mit den Fischzahlen, die an Wracks in der Nordsee gezählt wurden, lassen nicht erkennen, dass durch die Windmühlen verursachter Lärm und Vibration Auswirkungen auf die Fische haben (Energi, 2005).

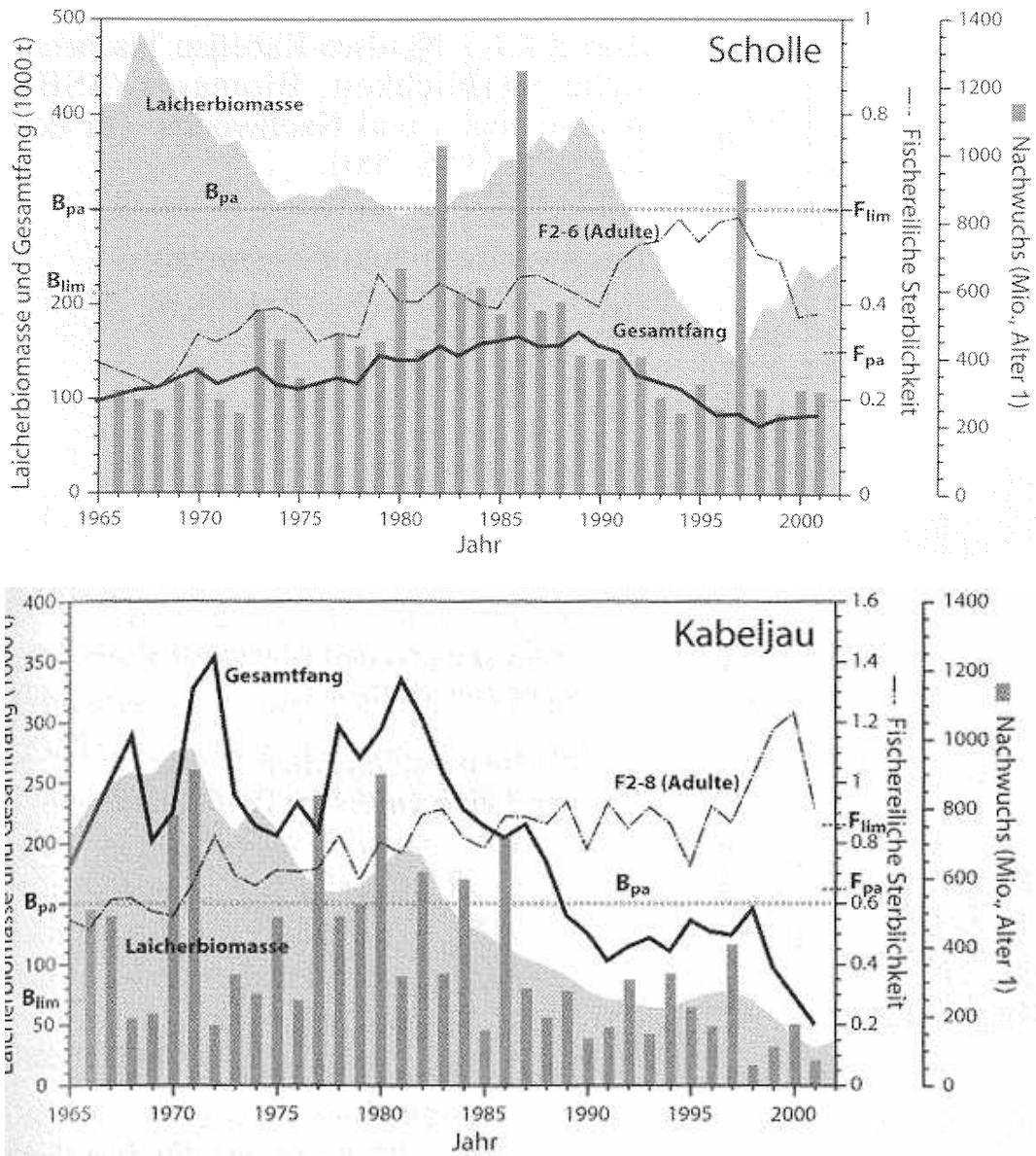
Die Anziehung durch ein künstliches Riff kann auf Fische so stark sein, dass ihre Dichte mit zunehmendem Abstand der Strukturen deutlich abnimmt (Adams, 1994). Bei Plattformen im norwegischen und englischen Sektor der Nordsee konnte eine Abnahme der Dorschdichte mit steigender Entfernung zur Plattform gezeigt werden (Aabel et al., 1997).

Künstliche Riffe haben nicht nur für Fische eine Bedeutung, sondern durch eingebrachtes Hartsubstrat auch für benthische Organismen. Im Gebiet der dänischen Offshore - Windparks *Horns Rev* und *Nystedt* (Ostsee) konnte gezeigt werden, dass die Fundamente sukzessiv durch verschiedene Benthosorganismen besiedelt werden (Leonhard, 2006). Nicht nur die Windräder, sondern auch ihr Bewuchs locken somit Fische in den Offshore - Windpark. Das Vorhandensein von benthischen Nahrungsorganismen kann entscheidend für den Erfolg eines Riffes sein (Bohnsack et al., 1985). Magenanalysen zeigen, dass Dorsche an künstlichen Riffen auch Benthos von den Strukturen fressen (Zucco et al., 2006; Leonhard, 2005). Durch die Anlockung adulter Individuen von *Gadus morhua* in Offshore - Windfarmen, könnte es dort sogar zur erhöhten Laichaktivität kommen (Ehrich, 2005). So würde ein Offshore - Windpark nicht nur zum Laichen und als Schutz vor Prädatoren, sondern auch als Nahrungsgrund fungieren.

Die genannten Fakten zeigen, dass die Anwesenheit von künstlichen Riffen ein relativ unproduktives Gebiet in ein dynamisches hochproduktives Ökosystem wandeln kann (Driessen, 1985). In Bezug auf die Fische zeigt Driessen (1985), dass sich an Plattformen im Golf von Mexiko und in Kalifornien 20 bis 50 mal mehr Fische aufhalten als in den angrenzenden Arealen ohne Hartsubstrat.

Künstliche Riffe können sowohl für die Erhaltung der Bestände als auch für die Fischerei von Nutzen sein. Durch ein Verbot der Fischerei innerhalb der Riffe kann einerseits ein Erhalt der Bestände sichergestellt werden und von gezieltem Fischen an den Riffen auf große, alte

Individuen kann andererseits auch die Fischerei profitieren. Das Fischereiverbot trifft für die Offshore - Windfarmen in der deutschen AWZ der Nordsee zu und könnte für viele Fischarten zur Rettung beitragen. In der Nordsee zählen u. a. die beiden Topprädatoren *Gadus morhua* und *Pleuronectes platessa* zu den überfischten Beständen. Beide Fischarten werden vom Advisory Committee on Fishery Management des International Council for the Exploration of the Sea als “outside safe biological limits” eingestuft, *Gadus morhua* seit 1990 und *Pleuronectes platessa* seit 1994 (Serchuk, 1996; ICES, 2007). Ein Bestand hält sich innerhalb der biologischen Grenzen auf, „if its spawning stock biomass (SSB) estimated at the end of a year is higher than the SSB corresponding to the precautionary approach level as recommended by ICES ( $B_{PA}$ )” (ICES, 2007). Die Abbildungen 2.3 zeigt, dass in der Nordsee für Dorsch die SSB seit Mitte der achtziger und für Scholle seit Mitte der neunziger Jahre unterhalb der  $B_{PA}$  liegt.



**Abbildung 2.3:** Fischereiliche Sterblichkeit, SSB, Anlandungen, Nachwuchs für den Zeitraum von 1965 – 2001. Die grauschattierte Fläche stellt die Entwicklung der SSB dar. Die durchgehende schwarze Linie zeigt die Anlandungen und die unterbrochene Linie die mittlere Sterblichkeit für die erfasste Altersgruppe (als Indices vermerkt) an. Die Säulen stellen die Nachwuchsproduktion dar (nach Lozán & Zimmermann, 2003).

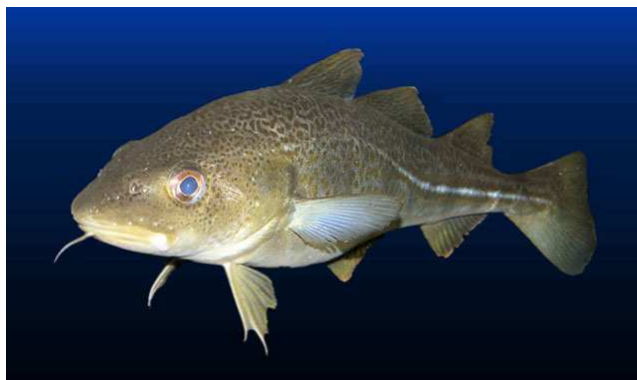
### 2.4 *Gadus morhua*

Zunächst eine Erläuterung des Begriffes *Dorsch*: die Volksnamen *Dorsch* und *Kabeljau* beziehen sich auf dieselbe Art. An der Ostseeküste ist der Fisch als Dorsch bekannt, an der Nordseeküste wird zwischen dem geschlechtsreifen Kabeljau und dem unreifem Dorsch unterschieden (Vorberg et al., 1999). In dieser Studie wird zum besseren Verständnis neben der lateinischen Bezeichnung nur der Volksname Dorsch benutzt.

*Gadus morhua* gehört weltweit zu den wirtschaftlich bedeutendsten Nutzfischarten. Er wird gezielt mit unterschiedlichen Fanggeräten befishet. Der Bestand in der Nord- und Ostsee zählt u. a. zu den größten und wirtschaftlich wichtigsten (Vorberg et al., 1999). Durch die starke Überfischung hat sich die Bestandsgröße jedoch in den letzten Jahren um etwa 90 %, auf 30.000 bis 50.000 reproduktionsfähiger Individuen reduziert (wwf-arten.wwf.de/detail.php?id=253). Trotz EU-Direktorat sind die Bestände im Nordostatlantik und der Nordsee stärker überfischt als im weltweiten Durchschnitt (Lozán, 2003). Der Dorsch befindet sich seit über 20 Jahren im kritischen Zustand, zudem ist eine Verjüngung (Verringerung des mittleren Alters) der Bestände festzustellen (Pope, 1996; Lozán, 2003; Daan et al., 2005).

*Gadus morhua* (Abbildung 2.4) bildet in der Nord- und Ostsee eine eigenständige, sich erhaltende Population. Sie macht mit ca. 10% allerdings nur einen geringen Anteil des Gesamtbestandes aus (Vorberg et al., 1999). Der Dorsch ist ein demersaler Raubfisch, der von der Küste bis ins tiefe Wasser bei einer Wassertemperatur von 2 – 10°C vorkommt. Er kann eine Länge bis zu 150 cm, und ein Gewicht von maximal 40 kg, bei einer Lebenserwartung von bis zu 20 Jahren erreichen. Die Geschlechtsreife wird mit 3 – 4 Jahren und einer Körperlänge von 50 – 60 cm erlangt. Die Eier werden in Wasserschichten mit einer Temperatur von 4 – 6°C abgegeben und mit der Strömung verdriftet.

Als omnivorer Fisch ernährt sich *Gadus morhua* von benthischen Invertebraten, z.B. Arthropoden und Mollusken. Mit zunehmenden Alter werden die Dorsche piscivor, selbst Kannibalismus, Fraß art eigener juveniler Individuen, tritt auf (Muus, 1999).



**Abbildung 2.4:** *Gadus morhua* (Foto B. Ueberschaer).

## **2.5 *Pleuronectes platessa***

*Pleuronectes platessa* ist ein ebenfalls wirtschaftlich bedeutender Nutzfisch. In den vergangenen Jahren lagen in der Nordsee die Fänge auf hohem Niveau (Muus, 1999). Seit

einigen Jahren ist, wie auch bei *Gadus morhua*, ein drastischer Rückgang der Populationsgröße und eine Verjüngung der Bestände festzustellen (Lozán et al., 2003). Als Schonmaßnahme wurde ein Schollenschutzgebiet entlang der niederländischen, deutschen und dänischen Küste ausgewiesen (Muus, 1999).

*Pleuronectes platessa* (Abbildung 2.5) ist ein rechtsäugiger auf Sand- und Mischböden bei einer Wassertemperatur von 2 – 15°C lebender Plattfisch. Die Scholle besiedelt den Meeresboden von der Küste bis in größere Tiefen. Der Großteil der adulten Fische bevorzugt Tiefen von 10 – 50 m. Die Scholle kann eine Länge von 25 bis zu 100 cm und ein Gewicht von 7 kg erreichen. Die maximale Lebenserwartung beträgt ca. 20 Jahre. Die Geschlechtsreife wird mit 2 - 4 Jahren und einer Länge von 18 – 26 cm bei den Männchen und mit 3 – 6 Jahren und einer Länge von 30 – 35 cm bei den Weibchen erreicht. Die Eier werden in 20 – 40 m Tiefe bei einer Temperatur von ca. 6°C abgegeben (Muus, 1999). Die Verbreitung der Eier und Larven erfolgt mit der Strömung.

Die Nahrung besteht aus benthischen Invertebraten (Mollusken, Arthropoden). Die Kinderstube der Scholle ist das Wattenmeer. Die juvenilen Schollen kommen im gesamten Wattenmeer vor und sind dort die dominante Fischart (Vorberg et al., 1999). *Pleuronectes platessa* verweilt bis zu einem Alter von ca. 3 Jahren im Wattenmeer und stellt eine wichtige Nahrungsquelle für viele Wattbewohner, z.B. Fische, Seevögel dar.



**Abbildung 2.5:** *Pleuronectes platessa* (Foto J. C. Schou).

## **2.6 Ziel dieser Arbeit**

Ohne Veränderungen im internationalen Fischereimanagement und Naturschutz werden in den nächsten Jahren und Jahrzehnten eine Vielzahl der weltweiten Fischbestände überfischt bzw. ausgerottet werden.

Wie in Abschnitt 2.3 aufgeführt, können Offshore – Windfarmen als künstliche Riffe Fischen



sowohl einen Schutzraum bieten als auch als Nahrungsquelle dienen und auf diese Weise dazu beitragen, dass sich Bestände im kritischen Zustand wieder erholen.

Modellsimulationen haben sich in der Forschung als hilfreiche Werkzeuge zur Abschätzung der Auswirkungen anthropogener Nutzungen bzw. zur Bewertung der effektivsten Maßnahmen (z.B. Schutzgebiete, Fangverbote) zum Schutz der kommerziell genutzten marinen Fischbestände bewährt.

Schwerpunkt dieser Studie ist daher die Entwicklung eines Individuenbasierten Modells, das die möglichen Auswirkungen der Einbringung von künstlichem Hartsubstrat in Form der Windräder in Offshore – Windfarmen in Bezug auf Nahrung und Schutz auf zwei stark kommerziell genutzte Fischarten in der Nordsee, *Gadus morhua* und *Pleuronectes platessa*, simuliert.

Mit diesem IBM werden die die Auswirkung von Form, Anordnung der Piles (Variation der Abstände) im Windparkareal als Schutzgebiet sowie die Auswirkungen des Bewuchses an den Piles als Nahrungsquelle auf die beiden Fischpopulationen im Rahmen von Kurzzeit- (fünf Jahre) und Langzeitsimulationen (25 Jahre) untersucht. Die Simulation zur Validierung des Modells laufen über einen Zeitraum von fünf Jahren. Dies entspricht dem Zeitraum, in dem Monitoringsdaten aus dem dänischen Offshore – Windpark *Horns Rev* vorliegen.

Der Zeitraum der Langzeitsimulationen erstreckt sich über 25 Jahre, da dies der geplanten Betriebsdauer für Offshore – Windfarmen entspricht. Diese Simulationen ermöglichen somit eine Aussage, wie sich die untersuchten Fischpopulationen im Windparkgebiet über einen Zeitraum eines Viertel Jahrhunderts entwickeln könnten.

### 3 Modelle

Dieses Kapitel gibt zunächst einen Überblick über einige Modellansätze, gefolgt von einer kurzen Erläuterung des Individuenbasierten Modellansatzes. Außerdem werden die Fragestellungen und das Ziel dieser Studie dargelegt. Ein ausführlicher Vergleich der unterschiedlichen Modellansätze wird im Kapitel 6 erstellt.

#### 3.1 Modellansätze

Modelle sind geeignete und in der theoretischen Ökologie vielfach eingesetzte Werkzeuge, um Aussagen zu Populationsentwicklungen in Gebieten unter bestimmten zukünftigen Bedingungen zu treffen.

Die Zahl der Modellansätze ist vielfältig. Es gibt, um einige Beispiele zu nennen, statistische Modelle (z.B. Regressionsmodelle), Ordinations-Techniken, autologistische Modelle, Expertensysteme, neuronale Netze usw. Lek und Mitarbeiter (2005) gibt einen guten Überblick über die Einsatzmöglichkeiten von neuronalen Netzen (Self organising maps) in Fließgewässern. Eine Übersicht über die vielfältigen Einsatzmöglichkeiten von Modellen zur Vorhersage der Habitateignung findet sich bei Guisan (2000).

In dieser Arbeit werden die Auswirkungen des anthropogen veränderten Habitates Nordsee auf die Populationsdynamik von *Gadus morhua* und *Pleuronectes platessa* untersucht. Anhand der Reaktionen von Dorsch und Scholle wird auf die möglichen Einflüsse von Offshore - Windkraftanlagen (in Form von Hartsubstrat) auf die Populationen geschlossen. Aus diesem Grund sind besonders Habitateignungs- und Populationsmodelle für diese Studie von Interesse.

Die Zahl der Modellansätze innerhalb der Gruppen der Habitat- und Populationsmodelle ist groß. Zur Wahl des zur Thematik passenden Modells bedarf es weiterer Untergliederungen. Lek & Guégan (1999) unterscheiden mathematische (analytische), numerische und statistische Methoden sowie Techniken, die auf künstlicher Intelligenz beruhen: Expertensysteme, genetische Algorithmen und künstliche neuronale Netzwerke (ANN). Guisan & Zimmermann (2000) gliedern die wichtigsten statistischen Ansätze in sieben Kategorien:

1. Multiple Regression und deren verallgemeinerte Form: Generalized Linear Models (GLM), Generalized Additive Models (GAM),

2. Classification Techniken (Entscheidungsbäume),
3. Environmental Envelopes,
4. Ordinations-Techniken,
5. Bayesian Ansätze,
6. Künstliche Neuronale Netzwerke und
7. "andere Ansätze", z.B. GIS-basierte Modelle, Ecological-Niche-Factor-Analysis (ENFA).

Die Gruppe der Habitateignungsmodelle formalisiert die Beziehung zwischen flächenbezogenen Umweltparametern und dem Vorkommen bzw. der Dichte von Tierarten (z.B. Blab, 1988, 1990, 1993). Im Wesentlichen sind diese Modelle bestimmt durch Habitatqualität, Flächengröße und Isolation. Zur Bestimmung der Eignung eines Raumausschnittes werden in der Regel die Habitatanforderungen einzelner Spezies mit den Informationen in einem Geographischen Informationssystem (GIS) verschnitten (Reuter, 2000; Allen, 1982). Die Ableitung der Vorkommenswahrscheinlichkeit von spezifischen Arten und/oder Artengruppen kann sich daran anschließen.

Habitatmodelle lassen sich grundsätzlich in theoretische und empirische Modelle gliedern. Differenzierungen in deskriptive, mathematische und statistische Ansätze sind hierbei möglich (Kuhn, 1997).

Populationsmodelle befassen sich mit der Dynamik von Artenvorkommen (z.B. Überlebenswahrscheinlichkeiten von Teil- und Gesamtpopulationen). Wichtige Parameter in solchen Modellen sind die Natalität und die Mortalität in Populationen, sowie Immigrations- und Emigrationsraten.

Ordinations-Techniken ordnen z.B. den Daten zur Artenzusammensetzung Standorte, basierend auf einem Achsensystem, zu. Die Position der Standorte (Punkte) im zweidimensionalen Raum ist ein Indikator für Similarität bzw. Dissimilarität der Artenzusammensetzung. Eine häufig angewandte Ordinations-Technik ist die Principal Component Analysis (PCA). PCA basiert auf einem linearen Responsemodell, in dem sich die Abundanz von Arten entlang von Umweltgradienten entweder erhöht oder verringert. Es werden biotische und abiotische Daten benötigt. Zur Anwendung kommen sie bei der Forschung von Beziehungen zwischen Arten und Umweltbedingungen (z.B. zur Analyse von Fischlebensräumen in Flüssen), sowie bei der Analyse der Reaktion von Populations-

Gemeinschaften auf veränderte Umweltbedingungen (z.B. zur Analyse der räumlichen und zeitlichen Tendenzen der Wasserchemie).

ENFA bewertet Habitateignungs-Funktionen hingegen ausschließlich auf der Grundlage von *presence*-Daten. Die Berechnung erfolgt, indem die Verteilung jener Zellen, in denen die untersuchte Art beobachtet wurde, mit der Verteilung des gesamten Zellen-Satzes (d.h. der globalen Verteilung) verglichen wird.

Bei der hier zu bearbeitenden Fragestellung ist die zukünftige Situation in einem anthropogen veränderten Habitat relevant. Präzise gilt es, die Gegebenheiten in der Nordsee nach 25 Jahren Betriebsdauer im Gebiet mit Offshore - Windkraftanlagen abzuschätzen. Folglich sind die bisher angerissenen Modellansätze aus verschiedenen Gründen nicht geeignet. Die Artenzusammensetzung, wie sie bei Ordinations-Techniken eingesetzt wird, ist für die Zukunft in einem Habitat nicht bekannt. Sie kann sich im Lauf der Zeit verändern. Aufgrund der Arbeit mit *presence*-Daten ist auch die Anwendung einer ENFA unmöglich, da für die Zukunft keine Daten vorliegen. Statistische Ansätze dagegen treffen Aussagen für die Zukunft. Allerdings nur unter der Voraussetzung, dass die gegebenen Bedingungen im Habitat sich auch in den folgenden Jahren nicht verändern. Biologische Prozessmodelle hingegen beschreiben Vorgänge, wie z.B. die Populationsdynamik einer Art unter bestimmten Umweltbedingungen. Diese individuellen Prozesse können beispielsweise auf physikalischen Prozessen beruhen.

Das European Regional Seas Ecosystem Model (ERSEM) simuliert den Nährstofffluss durch das pelagische und benthische Nahrungsnetz. Die Logik in diesem Modell basiert auf Standardorganismen, die als Gruppe definiert sind, z.B. Diatomeen, Fische, Seevögel. ERSEM stellt die Funktionalität des Nährstoffflusses in den Vordergrund und die Individualität der Organismen geht verloren. Vor allem aber das Verhalten und die Interaktionen der Individuen in einem veränderlichen Habitat untereinander und mit der Umwelt sind in dieser Studie von entscheidender Bedeutung.

Keiner der oben genannten Modellansätze wird den gestellten Ansprüchen gerecht. Sie sind somit für die Fragestellung dieses Forschungsprojektes ungeeignet. Es gibt jedoch einen Modellansatz, der die wichtigsten Forderungen weitgehend erfüllt: die Individuenbasierte Modellierung.

### **3.2 Individuenbasierte Modellierung**

Seit den 80er Jahren gibt es neben den Differentialgleichungsmodellen auch Individuenbasierte Modelle (IBM). Die IBM wurden entwickelt, als die Diskussion räumlicher Heterogenitäten in der Ökologie aufkam. Der Individuenbasierte Ansatz berücksichtigt das Verhalten und die Interaktionen einzelner Organismen. Individuenbasierte Modelle sind Simulationen, die auf der Basis von lokalen Interaktionen der Individuen einer Population auf Konsequenzen schließen. Die Verhaltensweise von Populationen leiten IBM aus dem Verhalten einzelner Individuen ab. Es handelt sich also um einen Typ von Modellen, der den individuellen Organismus mit Teilen seines Verhaltens und seiner Reaktion auf die Umwelt repräsentiert.

Ein IBM ist in der, in dieser Arbeit verwendeten, Programmiersprache SIMULA in einen Deklarationsteil und dem Hauptprogramm zur Ausführung der deklarierten Komponenten unterteilt (Abbildung 3.1). Die Einteilung ist rekursiv, d.h. sie kann sich bei jeder, deklarierten Komponenten wiederholen. Im Deklarationsteil werden die verschiedenen, während der Simulation benutzten, Komponenten bereitgestellt:

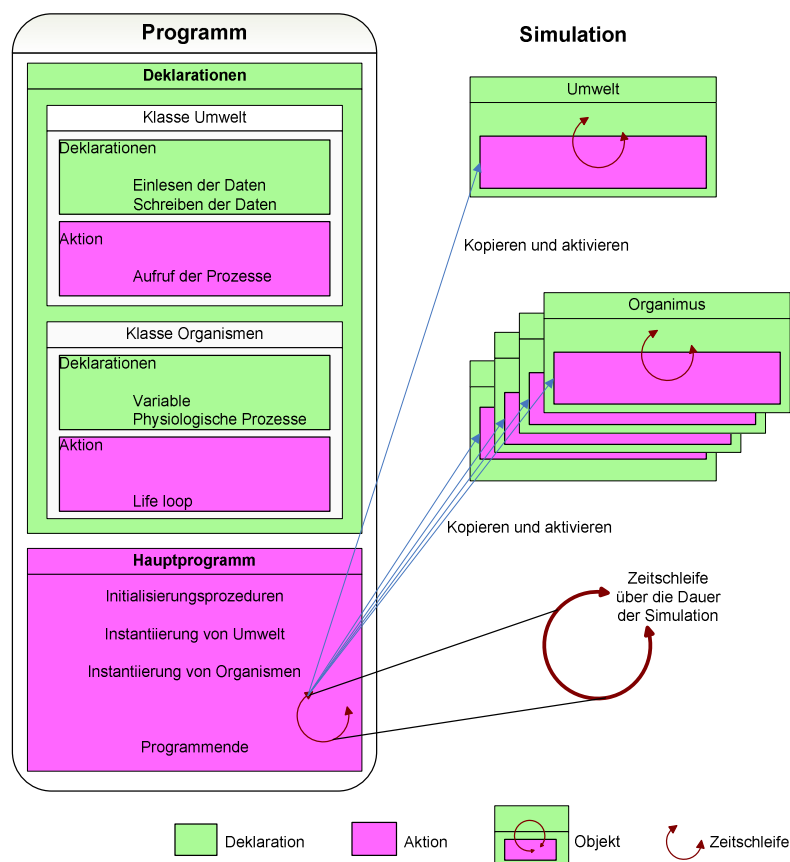
1. Die Prozeduren zur Initialisierung enthalten das Einlesen der Parameter bzw. der Spezifikation der Organismen, das Anlegen und Initialisieren eines Rasters zur Darstellung der Umwelt sowie die Bereitstellung globaler Funktionen.
2. Die Klasse Umwelt dient zur Ausführung regelmäßig wiederkehrender Aufgaben (z.B. dem Einlesen von Umweltdaten), Aggregation und Ausgabe von Simulationsergebnissen.
3. Die Klasse Organismus unterstützt die Darstellung der Organismen mit ihren Zustandsvariablen.

Das Hauptprogramm dient dem Instanzieren und Starten der deklarierten Komponenten. Die Initialisierungsbedingungen werden in der jeweils festgelegten Reihenfolge abgearbeitet, während sich der weitere Simulationsablauf selbstorganisiert aus den Interaktionen der im Hauptprogramm gestarteten Komponenten und deren Zustände ergibt:

- 1) Initialisierung: Ausführung der Prozeduren zur Ausgangssituation.
- 2) Einbau von Wiederholungsschleifen, z.B. zur Variierung einzelner Parameter. Innerhalb dieser Schleifen laufen folgende Simulationen ab:
  - a) Anlegen und Aktivieren der Klasse Umwelt.
  - b) Anlegen und Aktivieren von Instanzen der Organismenklasse.

- c) Der selbstorganisierte Teil der Simulation ist mit einem Abbruchkriterium (z.B. maximale Organismenzahl) versehen, zur Vermeidung, dass die Simulation endlos läuft.
- d) Am Ende eines Laufes erfolgt die Ausgabe der Simulationsergebnisse.
  - i) Am Ende jeder der Wiederholungsschleifen erfolgt eine Datenausgabe.
  - ii) Ende der Simulationen.

Die Programmstruktur ist flexibel und durch ihren modularen Aufbau immer um Komponenten auf allen dargestellten Ebenen erweiterbar.



**Abbildung 3.1:** Grundstruktur einer Individuenbasierten Simulation. Die Programmblöcke untergliedern sich in einen Deklarations- sowie einen Aktionsteil. Sie sind rekursiv schachtelbar.

Im Mittelpunkt eines IBM stehen die Interaktionen zwischen den Individuen einer oder mehrerer Arten und zwischen dem Individuum und seiner Umwelt. Im Gegensatz zu anderen Ansätzen, definiert der Individuenbasierte Ansatz für eine Anzahl Individuen das Verhalten für einen Raum anhand von charakteristischen Parametern. Die Erfassung der Charakteristika jedes Individuums steht im Gegensatz zu Modellertechniken, in denen die Eigenschaften der

Populationen zusammen berechnet werden und über das Modell versucht wird, Änderungen dieser durchschnittlichen Eigenschaften für die Gesamtpopulation zu kalkulieren.

Das Grundelement eines IBMs ist das Individuum dessen Eigenschaften wie Alter, Größe, physiologische Größen und räumliche Koordinaten über die Zeit verfolgt werden. Das Verhalten der Individuen wird durch Regeln und algebraische Gleichungen formuliert und in einem festen oder einem variablen Zeitschritt durchlaufen. Individuenbasierte Modelle bestehen aus einer Umgebung oder einem Rahmen, in dem die Abhängigkeiten beschrieben werden, sowie einer Anzahl von Individuen, die in ihrem Verhalten definiert werden (Verfahrensrichtlinien) und charakteristischen Parametern, wie z.B. Temperatur und Nahrungsverfügbarkeit. Einige dieser Modelle haben räumlich explizite Bedeutung, da die Individuen mit einer Position in einem bestimmten geometrischen Raum verbunden sind. Für IBM ist eine objektorientierte Programmierung üblich, die hoch variable Prozess-Sequenzen zulässt, da folgende Aspekte in der Programmierung enthalten sind:

- 1) sequenzielle Abarbeitung von Anweisungen,
- 2) Sprunganweisungen,
- 3) konditionale Anweisungen,
- 4) Schleifen,
- 5) Prozeduren,
- 6) Instantiierung (Neuerzeugung) und Löschung von Objekten,
- 7) (selbst) veränderte Instantiierungen,
- 8) Referenzvariablen,
- 9) quasi-parallele Prozessierung.

Ein Objekt kann in solch einem IBM jede diskrete Einheit, z.B. ein Organismus, ein räumlicher Teil der Umwelt, ein Teil eines Organismus (Organ) oder eine Population sein. Durch die Referenzvariablen haben die Objekte Zugriff aufeinander. Die Zustandsvariablen eines Objektes können individuell variiert werden.

Einer der Pioniere auf dem Gebiet der Individuenbasierten Modellierung ist DeAngelis, der sich mit der Dynamik von Fischpopulationen beschäftigt (DeAngelis et al., 1990, 1994). Inzwischen werden IBM bei vielen ökologischen Fragestellungen, z.B. bei Populationsdynamiken von Kleinsäugetern (Reuter, 2000), terrestrischen Arthropoden (Breckling et al., 2005), benthischen Organismen (Dunstan & Johnson, 2005), Plankton

(Zadereev et al., 2003), Fische im Salz- und Süßwasser (Rice et al., 1993; Winkle, 1993; Quinlan & Blanton, 1999; Maes et al., 2005, Clark & Rose, 1997; Mc Dermont & Rose, 2000; Hölker & Breckling 2002), sowie bei Pflanzen (Entwicklung des Wurzelsystems, Physiologie) (Breckling et al., 2005; Middelhoff & Breckling, 2005) oder zum Naturschutz (Drechsler, 2002), eingesetzt. Das in Drechsler (2002) beschriebene und am Umweltforschungszentrum entwickelte Modell ist zur Überprüfung und Verbesserung von Kompensationszahlungen eingesetzt. Die modulare und allgemein gehaltene Struktur des Modellierungsverfahrens ermöglicht dessen Einsatz in den unterschiedlichen Landschaften mit vielfältigen Landnutzungsformen und im Hinblick auf beliebige gefährdete Tier- und Pflanzenarten. Ein möglicher Einsatzbereich liegt in der Verbesserung bestehender Artenschutzprogramme in Deutschland und Europa.

Im Gegensatz zu den am Anfang dieses Kapitels vorgestellten Modellansätzen erweist sich der Individuenbasierte Ansatz für die in dieser Untersuchung gestellten Fragen als geeignet. IBM leiten das Verhalten von Populationen aus dem Verhalten einzelner Individuen ab. Nur dieser Ansatz berücksichtigt die Interaktionen zwischen den Individuen und zwischen Individuum und seiner Umwelt. Aus diesem Grund wurde im Rahmen dieser Forschungsarbeit ein neues IBM entwickelt, das in Abschnitt 4.1 vorgestellt und erläutert wird.

### **3.3 Zu untersuchende Fragestellungen**

Ziel dieser Arbeit ist die Anwendung des Individuenbasierten Modellansatzes auf die Populationsdynamik von *Gadus morhua* und *Pleuronectes platessa* in dem durch offshore Windkraftanlagen anthropogen veränderten Habitat Nordsee. Die Untersuchung ist angelehnt an das vom Bundesministerium für Bildung und Forschung finanzierten Forschungsprojekt „Zukunft Küste – Coastal Futures“ (2004 – 2007, Projektnummer FKZ03F0404A), das den Fokus auf die Offshore - Windparks in der Nordsee ausrichtet.

Das Individuenbasierte Modell *FiWi* simuliert die möglichen Auswirkungen der Einbringung von künstlichem Hartsubstrat auf die Populationsdynamik der kommerziell genutzten Fischarten *Gadus morhua* und *Pleuronectes platessa*.

Für die zu bearbeitenden Fragestellungen ist es wichtig, zu wissen, wie die Situation in der Nordsee in dem anthropogen veränderten Habitat in 25 Jahren aussehen könnte. Dieser Zeitraum entspricht der in Deutschland geplanten Betriebsdauer für Offshore - Windfarmen. Das eingesetzte individuenbasierte Modell ist in der Lage, unter veränderlichen



Rahmenbedingungen, Prognosen für die Zukunft zu erstellen und dabei die Interaktionen der einzelnen Individuen untereinander und mit ihrer Umwelt einzubeziehen. Es soll zeigen:

1. wie die Populationen von *P. platessa* und *G. morhua* auf das veränderte Habitat reagieren und
2. ob sich die Einbringung von Hartsubstrat positiv auf die Populationen auswirkt.

Ziel ist, anhand der Simulationen und Auswertungen des entwickelten Modells *FiWi* Antworten auf folgende vier Forschungsfragen zugeben:

1. Welche Auswirkungen haben die Windradfundamente als künstliche Riffe und neues Habitat (fischereifreie Zone, Kinderstube) für kommerziell genutzte Fischarten?
2. Wie lange kann eine Fischpopulation in einem Offshore - Windpark existieren?
3. Kann ein anthropogen verändertes Habitat, ohne Fischerei, als Rückzuggebiet gefährdeter Arten fungieren?
4. Welche ökologische Bedeutung resultiert aus dieser Studie?

## 4 Material und Methoden

Dieses Kapitel beschreibt das selbst entwickelte Individuenbasierte Modell „Fische im Windpark (*FiWi*)“ zusammen mit der Datengrundlage und den modellierten Gebieten. Auf allgemeine Informationen zum Modell folgen die Schilderung der Struktur des modellierten Gebietes, die Darstellung der Variablen und der modellierten Vereinfachungen. Die weiteren Unterkapitel beschreiben die einzelnen Modellprozesse, die Initialisierungssituation, den Input, das modellierte Gebiet, sowie die Auswertung des IBM.

### 4.1 Konzept des Individuenbasierten Modells *FiWi*

*FiWi* ist ein zweidimensionales Individuenbasiertes Modell. Der modellierte Bereich ist ein Ausschnitt der Nordsee, also ein offenes Gebiet, den deutschen Offshore - Windpark *Butendiek* inbegriffen. Simuliert werden die Effekte des eingebrachten Hartsubstrates (Turbinen ohne Kolkschutz) auf die beiden stark kommerziell genutzten Fischarten *Gadus morhua* und *Pleuronectes platessa*. Die Windräder werden nach einiger Zeit sukzessiv von sessilen benthischen Organismen besiedelt und fungieren als künstliches Riff. Dieses Riff bildet ein neues Habitat, mit dem die Fische in Beziehung stehen. *FiWi* simuliert eine Reihe von Interaktionen der Organismen unter- und miteinander sowie mit der Umwelt.

#### Interaktionen Umwelt – Individuum

Einige Abläufe, wie z.B. Reproduktion, erfordern die Interaktion Fisch – Umwelt, da diese Prozesse an Jahreszeit und Temperatur gekoppelt sind. *Pleuronectes platessa* und *Gadus morhua*, pflanzen sich von Januar bis April in Wasserschichten mit einer Temperatur von 6°C bzw. von 4 – 6°C fort. Eine Übersicht aller Prozesse und Interaktionen zeigt Abbildung 4.1. Die marinen Organismen stehen über das eingebrachte Hartsubstrat mit dem Habitat in Beziehung. Das Hartsubstrat bietet im Modell und in der Natur den unterschiedlichen Organismen verschiedene Ressourcen. Benthischen sessilen Organismen ermöglicht es die Erschließung und Besiedlung eines neuen Habitats. Der Bewuchs auf dem Hartsubstrat wiederum bietet juvenilen Fischen Versteckmöglichkeiten vor Prädatoren und ist zugleich ein Nahrungsangebot für junge und adulte Individuen der beiden modellierten Fischarten. Der Bewuchs verteilt sich über den im Wasser befindlichen Teil des Piles.

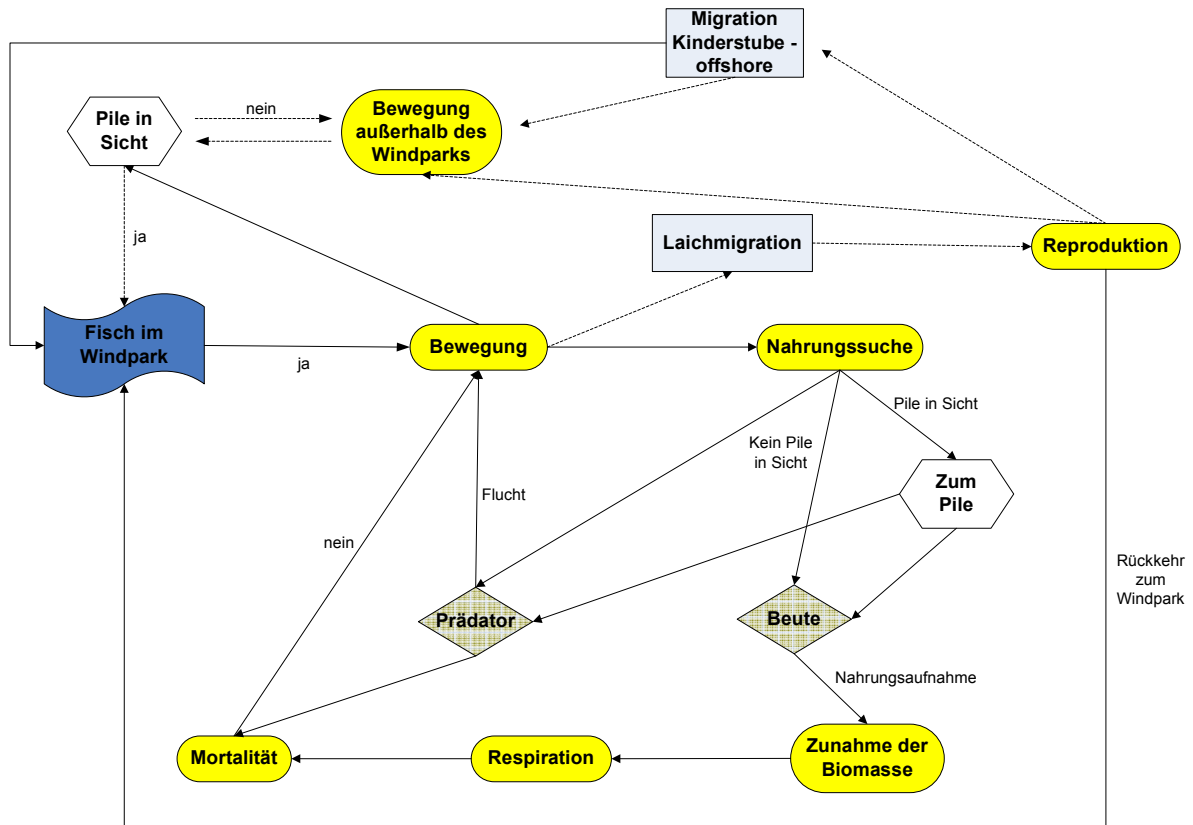
Die Fische zieht es nicht ausschließlich der Nahrung wegen in den Windpark. Strukturen wie z.B. Felsen und Wracks wirken in einem Gewässer als Attraktor auf Fische, da sie dort neben Nahrung auch Schutz finden. Organismen werden von den Windrädern (Piles) angelockt (Stottrup, 2000). Nehmen die Fische im Modell ein Pile wahr, schwimmen sie gezielt darauf

zu. Öl – und Gasplattformen bilden ähnliche Strukturen. Es zeigte sich, dass sie nicht nur juvenile, sondern auch adulte Fische anlocken (Aabel, 1996; Picken et al., 2000). Bei der Anziehung von Fischen auf künstliche Formationen spielt nicht nur die horizontale, sondern auch die vertikale Ausdehnung der Strukturen eine Rolle (Wilhelmsson, 2006; Kellison et al., 1998, Zucco, 2006). Fische unterscheiden zwischen der Höhe und der Ausdehnung der Riffstrukturen. Im Modell prüfen *Gadus morhua* und *Pleuronectes platessa* vor dem Losschwimmen, ob ein Feind oder Pile in der Nähe ist. Ein Pile wird wahrgenommen, wenn dieser sich innerhalb eines bestimmten Radius um den Fisch befindet. Der Einflussbereich ist vom Alter des Individuums abhängig und beträgt 250 bzw. 500 m (siehe Kapitel 4.3, Mobilität). Der Fisch geht die Liste der Piles durch und prüft, ob eines oder mehrere in Reichweite existieren. Sobald ein Individuum ein Windrad bemerkt, schwimmt es gezielt darauf zu.

### **Interaktionen Individuum - Individuum**

Bei der Nahrungssuche verhält es sich ähnlich. Ein hungriger Dorsch prüft vor der Bewegung, ob sich Beute in seiner Nähe aufhält. Dies erfolgt auf die gleiche Weise wie die Prüfung, ob ein Pile in der nahen Umgebung befindet: über einen Radius. Die Reichweite ist vom Alter des Fisches abhängig und beträgt 150 bzw. 180 m. Hält sich Beute im Radius auf, schwimmt der Räuber direkt darauf zu. Dorsche jagen erfolgreich, wenn sich die Beute auf einer Position im Radius um ihn befindet. Bei der Begegnung zwischen juvenilen Individuen von *Pleuronectes platessa*, *Gadus morhua* und adulten Exemplaren von *Gadus morhua* wird zuerst geprüft, ob ein Pile in der Nähe steht. Falls ja, erfolgt die Flucht des juvenilen Fisches gezielt auf das Windrad zu. Dort kann der juvenile Fisch nicht mehr gefressen werden. Die Interaktionen bei der Nahrungssuche werden ausführlich in Abschnitt 4.3 (Nahrungsaufnahme) erläutert.

Bleibt die Jagd erfolglos, hungern die Individuen, daher erfolgt an diesem Tag keine Zunahme an Biomasse. Anhaltender Misserfolg bei der Nahrungsbeschaffung kann den Tod durch Verhungern zur Folge haben. Der Tod durch Verhungern kann, je nach Alter und Biomasse einige Tage dauern. Durch die Respiration verringert sich die Biomasse täglich bis der Wert erreicht ist, der den Tod zur Folge hat.



**Abbildung 4.1:** Flussdiagramm des Modells *FiWi*. Dargestellt ist die Lifeloop der Fische. Der Großteil der Prozesse läuft innerhalb des Windparks ab, nur die Reproduktion erfolgt außerhalb. Die gestrichelten Pfeile markieren Vorgänge, die nicht im Detail modelliert sind, da sie z.B. außerhalb des Windfarmgebietes stattfinden. Die einzelnen Prozesse werden unter 4.3 erläutert.

## 4.2 Modellstruktur

### Allgemeine Modellinformationen

*FiWi* ist in SIMULA (Dahl & Nygaard, 1966), einer objektorientierten Computersprache, geschrieben. SIMULA weist eine Klassenstruktur auf. Klassen enthalten alle aus Oberklassen vererbten, sowie neu definierten Prozeduren. Die Instanzen einer bestimmten Klasse nennt man Objekte. Das Prinzip der Objekte in SIMULA basiert auf der Tatsache, dass diese eine Art quasi-parallele sequentielle Anweisungsfolge ist.

Modelliert wird das Gebiet der genehmigten Offshore - Windkraftanlage *Butendiek* in der deutschen Außerwirtschaftlichen Zone (AWZ) der Nordsee. Das Individuenbasierte Modell ist in einzelne Prozeduren unterteilt, welche die Interaktionen der Individuen untereinander und mit der sie umgebenden Wassersäule inkl. Hartsubstrat simulieren.

### **Die Struktur des modellierten Gebiets**

Das modellierte Habitat ist ein offenes System. Die Fische bewegen sich frei in einem Teilbereich der Nordsee. Dies ist erforderlich, da weder die Reproduktion von *Gadus morhua* und *Pleuronectes platessa* noch die Entwicklung der juvenilen Stadien von *Pleuronectes platessa* innerhalb der Windparkgrenzen stattfinden. Reproduktion und Rekrutierung sind hinsichtlich der Populationsdynamik von Bedeutung. Die räumliche Skala des IBMs umfasst somit die Bereiche Laichgründe und Windpark in der offenen Nordsee.

Das Laichgebiet ist als Kompartiment außerhalb der Grenzen des modellierten Gebietes angelegt. Laichgründe und Windpark sind in einem Koordinatensystem gelegen (Abbildung 4.2), so dass jeder Zeit anhand der Koordinaten der Aufenthaltsort (Position) der Individuen bestimmbar ist. Die Windfarm befindet sich im Modell, wie auch in Realität, zwischen Laichgebiet und Küste. Das Koordinatensystem ist so gelegt, dass der Nullpunkt unterhalb der südwestlichen Ecke des Offshore - Windparks liegt. Die beiden Achsen bilden also nicht die Grenze des Windparks. Zwischen den Koordinatenachsen und den äußeren Reihen der Windräder liegt ein Abstand von 500 m.

Über das modellierte Gebiet ist ein Raster aus fünf mal fünf Rasterzellen gelegt. Die Größe einer Zelle stimmt mit den Maßen des Windparks überein, d.h. die Windfarm bildet eine der 25 Zellen (Abbildung 4.2).

Über dem Bereich des Windparks liegt ein weiteres kleineres Raster. Dieses Raster ist etwas größer als das Areal der Anlage. Es ragt je 500 m über die Windparkgrenze hinaus. Die Anzahl der Rasterzellen ist variabel gehalten. Je nach Bedarf kann eine Veränderung in ein gröberes oder feineres Raster durchgeführt werden. Sowohl für das Validationsgebiet *Horns Rev* als auch für das modellierte Gebiet *Butendiek* entspricht eine Rasterzelle einer Größe von  $500\text{ m} \times 500\text{ m} = 250\,000\text{ m}^2$ . Das Gitter ermöglicht eine gezielte Abfrage bezüglich einzelner Teilbereiche des Gebiets von *Butendiek* und der sich dort aufhaltenden Organismen.

### **Variablen**

Im Modell werden sowohl die Individuen der beiden Arten als auch das Habitat (die Wassersäule von ca. 20 m Tiefe) durch verschiedene Variablen dargestellt (Tabelle 4.1). Jeweils zwei bzw. vier Variablen beschreiben die Lebewesen und die Umwelt. Die beiden Fischarten stehen stellvertretend für Lebewesen, die im Habitat bestimmte ökologische Nischen besetzen. Juvenile Stadien von *Gadus morhua* und *Pleuronectes platessa*, sowie der Bewuchs an den Windrädern bilden die Nahrung für adulte Dorsche.

### **Variablen der Fische**

Als Individuen werden die beiden Fischarten *Gadus morhua* und *Pleuronectes platessa* modelliert. Die Individuen unterscheiden sich ausschließlich im Alter und somit in der Biomasse, da beide miteinander korreliert sind. Die Entwicklungsstadien Eier und Larven werden in der Simulation nicht berücksichtigt.

### **Umweltvariablen**

Benthische Organismen, die auf dem Hartsubstrat siedeln, gehen in Form der Variable *Bewuchs* in das Modell ein. Untersuchungen an künstlichen Riffen zeigen, dass die auf dem Hartsubstrat siedelnde Organismen für Fische aus zwei Gründen von Bedeutung sind:

1. Die juvenilen Fische suchen in Lücken im Hartsubstrat sowie zwischen Algen Schutz vor Prädatoren. Einige Arten verstecken sich vorzugsweise in bestimmten Algenvegetationen. Wachsen diese nicht am Riff, so kommen die Fische dort nur in geringer Abundanz vor (Anderson, 1989). Juvenile Dorsche reduzieren die Gefahr zur Beute von Fraßfeinden zu werden, indem sie sich im flachen Wasser aufhalten oder sich in tieferen Bereichen zwischen dem Bewuchs verbergen (Linehan, 2001).
2. Einige der benthischen Organismen dienen als Nahrung und werden, wie Magenanalysen zeigen, direkt vom Substrat, z.B. von Dorschen, gefressen (Zucco, 2006).

*Bewuchs* ist eine Eigenschaft der Windräder. Jedes Windrad wird erst im zweiten Jahr bewachsen, da der natürliche Besiedlungsprozess in Zeitspannen von Tagen und Monaten abläuft, dabei siedeln sich zuerst Mikro- und dann Makroorganismen auf dem Hartsubstrat an. Die Daten für den Wert dieser Variablen stammen von Leonhard et al. (2005). Zur Ermittlung der Ausgangswerte der Variable *Bewuchs* wird der Mittelwert der im März 2004 an Turbinen gefundenen Biomasse pro Quadratmeter auf die Gesamtfläche eines Piles hochgerechnet (d.h. die mögliche Biomasse pro Pile). Zur Vereinfachung wurde die typische, bei der Besiedlung durch benthische Organismen auftretende, Zonierung nicht berücksichtigt. Im Modell wird jedem Pile ein *Bewuchs* aus einem Intervall zugeteilt. Die untere Intervallgrenze ist der niedrigste Biomassenwert, der im März 2004 in *Horns Rev* an dem Pile 55 gefunden wurde. Nach oben hin begrenzt die mögliche Biomasse pro Pile (713.449 g) das Intervall.

Die Variable *Bewuchs* wird alle fünf Jahre erhöht. Das Intervall von fünf Jahren wird zum einen gewählt, da die endgültige Riffbildung etwa so viele Jahre in Anspruch nimmt und zum anderen liegen wenige verfügbare Daten für kleinere Zeiträume vor. Zu dem vorhandenen Wert wird ein zufällig ermittelter Wert aus einem Intervall addiert. Die Intervallgrenzen sind

ein Fünftel der Intervallgrenzwerte der Zuweisung der Variablen im zweiten Jahr. Wird der *Bewuchs* eines Piles während der fünf Jahre gefressen, so bleibt er bis zur erneuten Zuweisung dieser Variablen unbewachsen.

Die zwei veränderlichen abiotischen Größen, *Temperatur* und *Salinität*, sind sowohl einzeln als auch zusammen für die Reproduktion der Individuen mitbestimmend. Reproduktion findet statt, wenn die beiden Variablen gleich oder größer als ein Mindestwert sind. Die dritte Variable der Umwelt, *Nachtlänge*, ist bei der Bewegung von Bedeutung. Beide Arten sind dämmerungs- bzw. nachtaktiv und bewegen sich somit nur einige Stunden am Tag. Die *Nachtlänge* wird über folgenden Berechnungen kalkuliert

([www.acdca.ac.at/material/bsp/h0212\\_tageslaenge.pdf](http://www.acdca.ac.at/material/bsp/h0212_tageslaenge.pdf)):

$$\text{Amplitude: } a = 0.5 (d_{\max} - d_{\min}) = 3 \text{ h } 47 \text{ min}$$

$$\text{Mittelwert: } d = d_{\min} + a = 12 \text{ h } 13 \text{ min}$$

$$\text{Periodendauer: } T = 365 \quad (\text{ein Jahr hat 365 Tage})$$

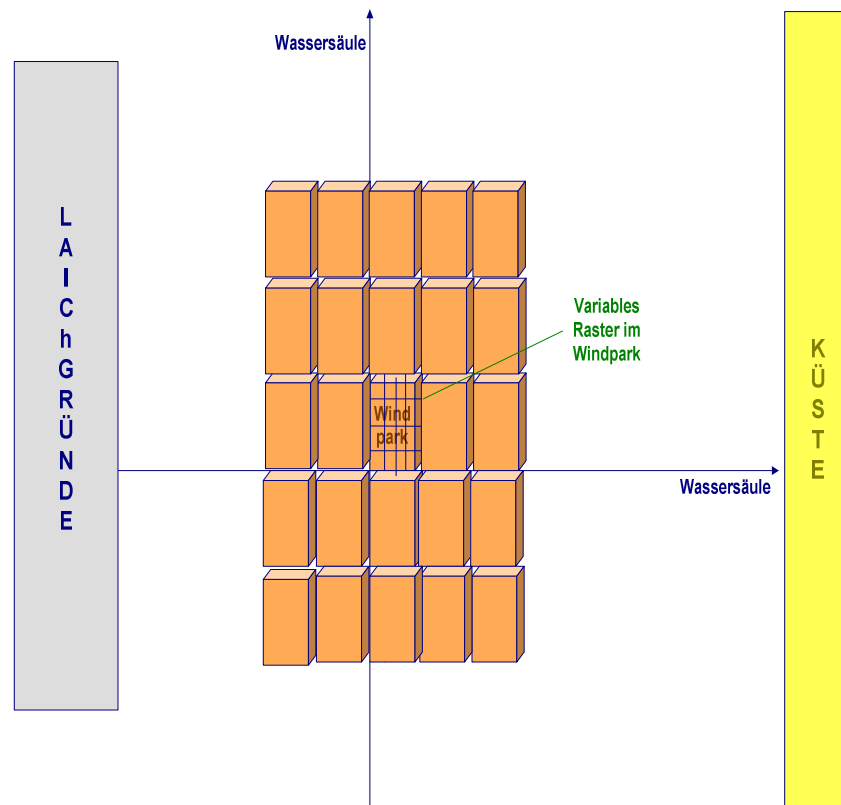
$$\text{Verschiebung} = 80 \quad (\text{Periode beginnt am 21. März, Tag- und Nachtgleiche})$$

$$\text{Tageslänge (t)} = (3:47) * \sin\{2\text{Pi} / 365 * (t - 80)\} + (12:13)$$

$$\text{Nachtlänge} = 24 \text{ h} - \text{Tageslänge.}$$

### **Zeiteinheit**

Die Zeiteinheit im *FiWi* ist ein Tag. Zur Vereinfachung hat im Modell jeder Monat 30 Tage, so dass ein Jahr nach 360 Tagen endet. Es wird mit dem Julianischen Datum gearbeitet, einer fortlaufenden Tageszählung, die keinerlei kalendarische Strukturen aufweist, wie z.B. eine Einteilung in Monate oder Jahre. Im Modell wird eine Modifizierung der eigentlichen Definition des Julianischen Datums benutzt. *FiWi* hat die Variablen *Tag* und *Jahr*. Die Simulationszeit sowie das Alter der Fische werden in Tagen angegeben. Nach 360 Tagen wird das *Jahr* um eins erhöht. Entscheidend ist dies für Prozesse, die jedes Jahr (im Modell) zur gleichen Zeit stattfinden, wie, z.B. Reproduktion.



**Abbildung 4.2:** Darstellung der räumlichen Einheiten des Modells *FiWi*. Es ist ein offenes System, die Tiere können sich im Windpark / Laichgrund aufhalten.

**Tabelle 4.1:** Auflistung der beschreibenden Variablen für das Habitat und die Individuen.

	Alter / Biomasse	Temperatur	Salinität	Nachtlänge	Bewuchs
<b>Habitat</b>		X	X	X	X
<b>Organismus</b>	X				

### Vereinfachungen

Zusammengefasst beinhaltet das Modellkonzept von *FiWi* folgende Vereinfachungen:

1. jeder Monat hat 30 Tage, d.h. ein Jahr dauert 360 Tage,
2. das Gebiet des Windparks ist im Modell als Rechteck dargestellt, d.h. es ergibt sich eine Vergrößerung der tatsächlichen Fläche,
3. Hartsubstrat existiert nur in Form der Piles, d.h. keine Berücksichtigung des Kolkschutzes,
4. keine Zonierung beim Bewuchs auf dem Hartsubstrat,
5. kein Benthos zwischen den Piles am Meeresboden, diese Futterquelle wird für *P. platessa* als virtuelles Futter gereicht,



6. Einrechnung eines Faktors bei den Individuen (Superindividuen), d.h. ein Individuum im Modell entspricht einer bestimmten Anzahl von Individuen in der Realität,
7. keine Geschlechtsunterscheidung bei den modellierten Organismen,
8. keine Unterscheidung von Entwicklungsstadien (Eier, Larven, juveniles oder adultes Individuum), d.h. es existieren nur Organismen, die sich untereinander in Alter und Biomasse unterscheiden,
9. keine individuelle Reproduktion, stattdessen wird eine zufällig bestimmte Anzahl an jungen Fischen aktiviert,
10. ausschließliche Modellierung des Verhaltens der Fische im Windpark, d.h. weder die Wanderungen zu und von den Laichgebieten noch der Aufenthalt der Jungschollen im Wattenmeer und ihre Wanderung in tiefere Wasserschichten werden im Detail simuliert, den Individuen wird während der Reproduktion einfach eine Position im entsprechenden Gebiet (Windpark bzw. Laichgrund) zugewiesen,
11. Modellierung der Nahrungsaufnahme (in Form von Räuber – Beute – Beziehungen, Abweidung von Bewuchs) nur innerhalb des Windparks, außerhalb bekommen sie alle paar Tage ihre benötigte Tagesration,
12. Fischfraß durch marine Vögel oder marine Säuger geschieht nur statistisch, als Mortalitätswahrscheinlichkeit, d.h. keine Modellierung der Räuber als Individuen.

Ohne diese Vereinfachungen würde das Modell auf Grund der Komplexität zu unübersichtlich.

### **4.3 Modellprozesse**

Das Modell besteht aus verschiedenen Prozessen, die einmal pro Tag oder periodisch, nur zu bestimmten Zeitpunkten im Jahr, stattfinden.

Innerhalb der Windfarm sind keine weiteren Nutzungen (z.B. Verkehr, Fischerei) erlaubt. Aus diesem Grund ist der einzige für die Umwelt relevante Prozess der *Kalender*. Dieser verwaltet die Zeit, d.h. er zählt die Tage und Jahre. Auf diese Weise lassen sich an einen Zeitpunkt oder Zeitraum gebundene Vorgänge simulieren. Vor allem bei den zeitgebundenen Prozessen wie z.B. Reproduktion bildet der *Kalender* die Basis.

Zur Modellierung der Verhaltensweisen (z.B. Bewegung, Nahrungsaufnahme) der Organismen sind mehrere Prozesse nötig. Das Leben eines Individuums wird in der „Lifeloop“ simuliert. Die Lifeloops beider Fischarten sind ähnlich, d.h. sie enthalten die gleichen Prozeduren. Die Prozeduren sind jedoch inhaltlich nicht identisch. Da *Gadus*

*morhua* sowohl juvenile Artgenossen als auch juvenile Schollen und *Bewuchs* frisst, ist z.B. die Prozedur zur Nahrungsaufnahme beim Dorsch komplexer, als bei der durch *Bewuchs* und virtuelles Futter ernährten *Pleuronectes platessa*. Virtuelles Futter bedeutet, dass die Scholle ihre Tagesration bekommt. Es ersetzt ihre im Meeresboden lebende Nahrung. Das virtuelle Futter ist keine Variable, hat also keinen festen Wert und ist ausreichend verfügbar.

### **Gemeinsamkeiten der Lifeloops von *Pleuronectes platessa* und *Gadus morhua***

Zunächst werden die Übereinstimmungen der beiden Lifeloops zusammengefasst und die bereits erwähnten Unterschiede im Anschluss beschrieben.

### **Laichwanderung und Reproduktion**

Die Laichwanderungen finden im Januar statt (Taylor, 2007). Auf die Wanderung begeben sich 95-97% der geschlechtsreifen und ausreichend schweren Individuen beider Fischarten. Sie bekommen eine Position innerhalb des Laichgebietes zugewiesen. Am Tag 118 und zwei Tage später werden jedes Jahr für Dorsch und Scholle eine bestimmte Anzahl juveniler Fische (*Eier*) durch die geschlechtsreifen Fische der Population im Laichgrund abgegeben, wenn bestimmte abiotische Bedingungen erfüllt sind. Bei *Pleuronectes platessa* und bei *Gadus morhua* überlebt jeweils ein prozentualer Anteil, der als Steuervariable in einem Infile (Eingabedatei) festgelegt wird. Aus den überlebenden *Eiern* werden im Modell juvenile Dorsche und juvenile Schollen instantiiert.

Diese Werte der Steuervariablen sind einerseits eine Abschätzung in Anlehnung an Folkvord (1993) und Beverton (1959) und andererseits für die Populationsdynamik im Modell entscheidend. Sie verhindern ein Aussterben der Population. Die Anzahl der *Eier* wurde mit Hilfe der Größe der Laichgründe im Modell ( $m^2$ ) und der Daten von Taylor (2007) berechnet. Auf Grund der begrenzten Rechnerkapazität wurde die berechnete Anzahl an *Eiern* bei der Scholle durch 10.000.000 und beim Dorsch durch 1.000.000 dividiert. Diese errechnete Anzahl ist die obere Grenze des Intervalls, aus dem jährlich die Anzahl an *Eiern* bzw. überlebender juveniler Fische bestimmt wird. Bei *Pleuronectes platessa* ist diese obere Grenze für das IBM zu hoch, weshalb die Intervallgrenze geringer als diese Grenze ist, da andernfalls die Rechnerkapazität überschritten wird.

Am Ende der Laichzeit kehren je 5 bis 10% der Dorsche und der Schollen aus den Laichgründen in das Raster aus fünf mal fünf Zellen zurück. Sie erhalten zum Teil an der Grenze zum Raster und zum Teil an der Windparkgrenze eine neue Position. Der prozentuale Anteil der in den Windpark zurückkehrenden Fische ist ein Schätzwert, auf Grund fehlender Angaben in der Literatur.

## Rekrutierung

Die Rekrutierung ist in *FiWi* stark vereinfacht. In der Natur bewegen sich die juvenilen Fische von den Laichgründen in flachere Gebiete Richtung Küste. Auf dieser Wanderung können einige den Windpark passieren bzw. dort verweilen.

Im Modell werden, wie bereits erwähnt, weder die Migration zu noch von den Laichgründen zurück im Detail simuliert, sondern durch einen Positionswechsel vereinfacht. Die Rekrutierung erfolgt auf ähnliche Weise. Am Ende der Laichperiode werden, die aus den *Eiern* entstehenden juvenilen Fische initialisiert, indem sie eine Position in der Nähe des Windparks zugewiesen bekommen. In Realität transportiert die Strömung sie in Gebiete mit geringerer Tiefe. Da die Kinderstube der Scholle das Wattenmeer ist und so die juvenilen Schollen, auf dem Weg in tiefere Areale, von der Küste her den Windpark erreichen, werden sie im Modell an der, der Küste zu gewandten Seite initialisiert. Die Dorsche dagegen erhalten eine Position in der Nähe der Offshore zu gewandten Seite *Butendieks*.

## Mobilität

*Gadus morhua* und *Pleuronectes platessa* legen pro Tag eine zufällig im Modell ermittelte Strecke innerhalb des modellierten Gebietes zurück. Die Strecke in km, die ein Dorsch und eine Scholle am Tag schwimmen können, wurde mit Daten zur jeweiligen Schwimgeschwindigkeit aus der Datenbank Fishbase berechnet ([www.fishbase.org](http://www.fishbase.org); Version 02/2008). In die Berechnung gehen die Körperlänge, die Geschwindigkeit (m / s) sowie die Anzahl der Stunden, die ein Fisch aktiv ist, ein. Adulte Individuen beider Fischarten legen pro Tag größere Distanzen zurück als die juvenilen. Bei *Pleuronectes platessa* legen Individuen bis zum Alter von drei Jahren eine Tagesstrecke zwischen fünf und neun Kilometern zurück. Im Alter zwischen drei und sechs Jahren schwimmen sie zwischen 9 und 20 Kilometer und alle Schollen älter als sechs Jahre bewältigen pro Tag eine Strecke zwischen 20 und 30 Kilometern. Bei *Gadus morhua* legen Individuen bis zum Alter von drei Jahren täglich eine Strecke von fünf bis neun Kilometern, drei- bis sechsjährige dagegen zehn bis fünfundzwanzig Kilometer und Individuen, die älter als sechs Jahre sind, eine Entfernung von 26 bis 40 km zurück.

Durch die Multiplikation der Strecke mit der Variablen Nachtlänge wird der Nachtaktivität der beiden Topprädatoren Rechnung getragen. Da in *FiWi* die Zeiteinheit Tag ist, wird die Strecke mit dem Faktor (Nachtlänge / 24 h) multipliziert.

Um zu vermeiden, dass die geschlechtsreifen Individuen die Laichgründe während der Reproduktionsperiode verlassen, bewegen sich die Fische während der Laichzeit nicht, danach wieder täglich.

Die Entfernung, aus der ein Fisch ein Windrad wahrnehmen kann, ist vom Alter abhängig und wurde mit Hilfe der Formel von Letcher et al. (1996) berechnet bzw. abgeschätzt. Je älter ein Individuum, desto größer der Abstand. Schollen im Alter bis einschließlich fünf Jahren erkennen ein Windrad aus einer Entfernung von 250 m. Juvenile Dorsche (null – drei Jahre) nehmen das Hartsubstrat erst im Abstand von 150 m wahr. Adulte Individuen beider Arten dagegen bemerken die Struktur aus einer Distanz von 500 m (Zucco, 2006).

Beim Verlassen des modellierten Gebietes würden die Fische dem Modell verloren gehen. So besteht die Gefahr, dass irgendwann alle Dorsche und Schollen das modellierte Gebiet verlassen und die Simulation endet. Um dies zu verhindern, werden Individuen, die die Grenze des gesamten modellierten Gebietes an einer der vier Seiten passieren, auf der gegenüberliegenden Seite wieder eingesetzt.

### **Nahrungsaufnahme**

*Gadus morhua* und *Pleuronectes platessa* unterbrechen die Bewegung bzw. wechseln die Richtung, wenn sie ein Windrad, Beute oder Prädatoren (adulte Dorsche) wahrnehmen. Ein Dorsch muss älter als drei Jahre sein, um aktiv jagen zu können. Neben dem Alter des Prädators ist das Alter der Beute entscheidend. Dorsche im Alter von drei bis fünf Jahren fressen Schollen und Artgenossen, die maximal drei Jahre alt sind. Mit einem Alter zwischen fünf und acht Jahren ist *Gadus morhua* in der Lage, Beutfische mit drei bis sechs Jahren zu fressen. Dorsche, mit einem Mindestalter von acht Jahren, fressen Fische, die zwischen sechs und acht Jahre alt sind. Adulte Prädatoren, älter als acht Jahre, sind in der Lage, Schollen und Dorsche im Alter zwischen acht und zwölf Jahren zu erbeuten. Mit Erreichen des zwölften Lebensjahres sind die Fische vor dem Fraß durch andere Individuen geschützt.

Die Jagd ist erfolgreich, wenn sich Beute in Reichweite (Scholle: 150 m; Dorsch: 180 m) befindet. Gelingt der Beute die Flucht oder die individuelle Tagesration wurde bereits verspeist, kommt es nicht zur Nahrungsaufnahme. Ob die Beute erlegt wird, ist durch die Reichweite des Prädators festgelegt. Entscheidend ist die Position der Beute zum Räuber. Wird ein Räuber wahrgenommen und der juvenile Fisch hält sich außerhalb der Reichweite auf, erfolgt als Reaktion die Flucht in eine zufällig gewählte Richtung. Befindet sich ein Pile in Reichweite des flüchtenden Fisches, schwimmt er direkt darauf zu. Ein Windrad in einem bestimmten Radius wirkt als Attraktor und der Fisch schwimmt gezielt darauf zu.

Ist ein Pile mit Benthos bewachsen, so fressen sowohl *Gadus morhua* als auch *Pleuronectes platessa* einen kleinen Teil des Bewuchses. Die Biomasse des Individuums wird dann um 1,15% (Dorsch) bzw. 1,5% (Scholle) erhöht. Die Variable *Bewuchs* wird um diesen Wert verringert.

Ein Fisch frisst nur so lange bis er seine Tagesration aufgenommen hat. Während der Nahrungsaufnahme bewegt sich ein Fisch. Erreicht ein Fisch ein Pile verweilt er maximal einen Tag dort. So wird verhindert, dass ein Fisch sich ständig an ein und dem selben Pile aufhält.

### **Respiration**

Aufgrund der Modellarbeitsweise (Aufruf der Prozeduren nach einander immer in der gleichen Reihenfolge) würde jedes Individuum, zur Zeit der Respiration, in Ruhe verweilen. Aus diesem Grund wird die standard metabolic rate (SMR) berechnet. In die SMR gehen Biomasse, Temperatur, sowie zwei artspezifische Konstanten ein. Für *Gadus morhua* erfolgt die Berechnung nach Claireaux et al. (2000) und für *Pleuronectes platessa* nach Stevens et al. (2006).

Je nach Biomasse und Temperatur respiriert ein Fisch eine bestimmte Menge Sauerstoff. Mit Hilfe der SMR und des oxicalorischen Wertes lässt sich der individuelle Biomasseverlust durch die Respiration berechnen (Hepher, 1988). Dieser Wert wird von der aktuellen Biomasse des Fisches subtrahiert und das Ergebnis wird als seine neue Biomasse gespeichert.

### **Korrektur der Biomasse**

Alle 10 Tage erfolgt eine Abfrage der Biomasse. Untergewichtige Individuen sterben. Bei den übergewichtigen wird die Biomasse auf einen ihrem Alter entsprechenden Wert korrigiert. Bei beiden Fischarten besteht erst ab einem Alter von ca. zwei Jahren die Möglichkeit an Untergewicht zu sterben, da überwiegend juvenile Fische initiiert werden. Ihr Gewicht wird nur auf ein ihrem Alter entsprechendes korrigiert. Dies verhindert eine extreme Verringerung der Population nach einem Jahr bzw. ein Aussterben nach mehreren Jahren.

### **Mortalität**

Die einzigen modellierten Todesursachen sind Fraß durch den Prädator Dorsch, durch Altersschwäche (Erreichen des maximalen Alters von 20 Jahren) und durch Verhungern (Verringerung der Biomasse unter einen Schwellenwert). Ein Individuum stirbt sofort, wenn es erbeutet wird, verhungert oder das maximale Alter erreicht. Andere Mortalitäten wie Krankheit, Verletzung, Fischerei etc. gehen als zufällige Sterblichkeiten ins Modell ein. Die Individuen, die durch Krankheit etc. sterben, werden einmal pro Jahr, am Jahresende, per Zufall ermittelt und getötet. Juvenile Stadien sind stärker gefährdet und weisen eine erhöhte Mortalitätswahrscheinlichkeit von 60% auf. Adulte Schollen und Dorsche sterben mit einer Wahrscheinlichkeit von 33%. Die Mortalitäten sind Werte, die in Anlehnung an die natürlichen Sterblichkeiten von *Gadus morhua* und *Pleuronectes platessa* geschätzt werden (ICES, 2007; Lindeboom, 1998).

**Lifeloop *Pleuronectes platessa***

Ab einer Wassertemperatur von 6°C findet die Reproduktion statt. Das Laichen ist mit einem Verlust an Biomasse verbunden. Am Ende der Reproduktion verlieren die geschlechtsreifen Schollen in den Laichgründen zwischen 7 und 11% ihrer Biomasse. In freier Wildbahn bedingt das Laichen einen Gewichtsverlust von ca. 9% (Rijnsdorp, 1989).

In der Natur verweilen die Larven, wenn sie ihre Kinderstube, das Wattenmeer, erreicht haben, etwa drei Jahre dort. Erst nach dieser Zeit wandern die juvenilen Individuen ins tiefere Wasser ab (Muus, 1999). *FiWi* simuliert den Aufenthalt im Wattenmeer nicht. Im Modell werden zur Vereinfachung bei der Reproduktion die neu geschlüpften Schollen mit einem Alter von ca. drei Jahren und einer diesem Alter entsprechenden Biomasse ausgestattet. Der Tatsache entsprechend, dass sie bei der Abwanderung in tiefere Wasserschichten aus Richtung Küste kommen, wird den juvenilen Schollen nahe der, dem Land zugewandten Seite der Windfarm, per Zufall eine Position zu gewiesen.

Als Nahrung werden täglich 3% der eigenen Biomasse benötigt (Karamushko & Shatunovskiy, 1994). Es wird täglich zufällig entschieden, ob der Organismus die Tagesration frisst oder einen Tag hungert.

**Lifeloop *Gadus morhua***

Ab einer Wassertemperatur von 4 bis 6°C findet die Reproduktion statt. Das Laichen ist mit einem Verlust an Biomasse gekoppelt. In der Literatur unterscheiden sich die Angaben zum Biomasseverlust deutlich (Eliassen, 1982; Smith, 1990). Im Modell verlieren die geschlechtsreifen Dorsche am Ende der Laichzeit zwischen 10 und 25% ihrer Biomasse.

Als Nahrung werden täglich 1,5% der eigenen Biomasse benötigt (Karamushko & Shatunovskiy, 1994). Bis zum Alter von drei Jahren erhalten juvenile Dorsche täglich, aufgrund ihres hohen Energiebedarfes, die Tagesration. Ältere Dorsche haben täglich fünf Versuche, Beute in nahem Umkreis (ihre Reichweite) zu finden. Ist *Gadus morhua* erfolgreich und hat seine Tagesration noch nicht komplett zu sich genommen, wird die Beute gefressen. Ein prozentualer Anteil von 75% des Beuteorganismus wird aufgenommen und so die eigene Biomasse vergrößert. Besteht die Beute aus benthischen Organismen, die an einem Pile siedeln, so wird 1,15% der eigenen Biomasse aufgenommen. Zur Sicherstellung, dass bei der Korrektur der Biomasse nicht zu viele Individuen an Untergewicht sterben (da sie auf ihrer täglichen Wanderung nicht ausreichend Beute finden), erhalten adulte Dorsche alle 20 Tage ihre benötigte Tagesration. Auf diese Weise ist sichergestellt, dass *G. morhua* nicht zu lange ohne Nahrung bleibt und somit verhungert. Bleibt ein Dorsch jedoch

mehrere Tage ohne ausreichend Nahrung, reduziert sich seine Biomasse durch Respiration und er kann verhungern.

### **Stochastizität**

Randomisierung („Verzufälligung“) ist in einigen Prozessen enthalten, um den zahlreichen Unvorhersehbarkeiten der Natur bzw. Unsicherheiten in den Daten Rechnung zu tragen. Bei diesen Prozessen wird stets ein Wert per Zufallsgenerator aus einem vorgegebenen Intervall bestimmt, z.B. der Verlust an Biomasse eines Dorsches nach der Reproduktion liegt im Intervall von 10 – 25%.

Im IBM *FiWi* erfolgt Randomisierung bezüglich:

1. der Länge der Tagesstrecke,
2. der Anzahl produzierter *Eier*, aus denen bei der Reproduktion neue Individuen instantiiert werden,
3. des Biomasseverlusts nach dem Laichen,
4. der Anzahl der, nach dem Laichgeschäft, in den Windpark zurückkehrenden Fische,
5. der Individuen, welche durch nicht modellierte Ursachen (z.B. Krankheit) sterben,
6. Zunahme des Bewuchs pro Pile alle fünf Jahre,
7. des Infiles, welches mit abiotischen Daten eingelesen wird.

## **4.4 Modellinitialisierung**

In Anlehnung an Grimm und Railsbeck (2005) wird nach der Absicht, der Struktur, der Prozesse und des Konzeptes die Initialisierung des IBMs beschrieben.

Die Daten zur Ausgangssituation werden über mehrere Infiles ins Modell eingelesen. Auf diese Weise können die Startwerte der einzelnen Einheiten unabhängig von einander bei Bedarf geändert werden. Im Folgenden wird ausschließlich die Reihenfolge der Initialisierung dargestellt. Die Beschreibung der dazu notwendigen Datengrundlage beinhaltet Abschnitt 4.5. Zuerst wird den 80 Windrädern ihre Position im Gebiet zugewiesen. Anschließend erfolgt die Initialisierung der Umwelt. Pro Infile werden die Werte für Temperatur, Salinität und Nachtlänge pro Jahr verwaltet. Die Reihenfolge der Abiotik – Infiles wird ebenfalls beim Einlesen festgelegt. Die vorhandenen Files werden zu Simulationsbeginn für die ersten Jahre einmal in der entsprechenden Reihenfolge (Jahr 2000, 2001, ..., 2005) eingelesen und im Anschluss daran wird die Reihenfolge beim Einlesen zufällig bestimmt (z.B. Jahr 2004, 2001, 2005, ...). Auf diese Weise wird der Mangel an Daten für 25 Jahre ausgeglichen und verhindert, dass immer alle fünf Jahre die gleichen Umweltbedingungen herrschen, z.B. am

Tag 5 im Jahr immer die Temperatur von 3,57°C. Die Simulationsdauer beträgt 25 Jahre, da dies der geplanten Betriebsdauer eines Offshore - Windparks entspricht.

Im Anschluss erfolgt die Initialisierung der Fische. Für *Pleuronectes platessa* und *Gadus morhua* findet eine Initialisierung nicht nur innerhalb der Windkraftanlage statt. Die Initialisierungsdaten für die Validierung stammen aus Untersuchungen von Hoffmann et al. (2000) vor Baubeginn im Gebiet des Windparks *Horns Rev*, Dänemark, da es in Deutschland noch keine Offshore - Windkraftanlagen gibt.

Im Jahr 1999 wurde in dem befischten Gebiet nur ein Exemplar von *Gadus morhua* gefangen. Auf Grund der Mobilität und den Jahreszeitlich bedingten Migrationen ist dieses Ergebnis mit Vorsicht zu betrachten. Da keine weiteren Daten vor Betriebsbeginn des Windparks frei verfügbar sind, wird stellvertretend für den Dorsch *Merlangius merlangus* verwendet. Der Wittling zählt wie der Dorsch zu den Gadiformes und hat eine dem Dorsch ähnliche Biologie. Es wird die 1999 im Gebiet gefundene Anzahl von *Pleuronectes platessa* und von *Merlangius merlangus* (stellvertretend für *Gadus morhua*) in den entsprechenden Altersklassen in *Horns Rev* initialisiert.

Die Daten zur Initialisierung der Fische im modellierten Gebiet *Butendiek* stammen aus der Umweltverträglichkeitsstudie (Asmus et al., 2003). Bei den Untersuchungen war für den Dorsch nur eine sehr geringe Biomasse verfügbar. Es wurden keine weiteren Untersuchungen durchgeführt. Aus diesem Grund wird, wie schon bei der Validierung, mit der Biomasse von *Merlangius merlangus* gearbeitet. Die im Gebiet gefundene Anzahl von *Pleuronectes platessa* und von *Gadus morhua* wird in frei gewählten Altersklassen in *Butendiek* initiiert. Die genaue Altersverteilung ist nicht bekannt, da nur Abundanz und Gesamtbiomasse pro Art erfasst wurde. Die Individuen werden zufällig im Gebiet verteilt. Jedem Fisch werden eine Nummer zur Identifikation, sein Alter, seine Biomasse und seine Position zugewiesen.

Die Fische werden innerhalb eines virtuellen Rasters ausgesetzt, wobei jeweils die gleiche Anzahl an Fischen pro Zelle initiiert wird (Gleichverteilung). Das Raster ist variabel, so dass die Anzahl der Rasterzellen über die Eingabedatei steuerbar ist. Die Größe einer Zelle entspricht der Größe der Offshore - Windkraftanlage.

Aufgrund der begrenzten Rechnerkapazität wird mit Superindividuen gearbeitet (Scheffer et al., 1995). Bei der Validierung entspricht ein Individuum von *Gadus morhua* im Modell 10 Fischen in der Realität. Bei *Pleuronectes platessa* kommen auf eine Scholle in *FiWi 100* in der Realität. Bei den Simulationen für das modellierte Gebiet entspricht, bei *Gadus morhua* und *Pleuronectes platessa*, ein Individuum im Modell, 100 in der Realität. Die Unterschiede sind durch die Rechnerleistung bedingt.



## 4.5 Infiles und Modellinput

*FiWi* verfügt über fünf verschiedene Infiles zur Abiotik, Piles, Scholle, Dorsch sowie eines zu Steuervariablen. Ein Beispiel für jede der Eingabedateien findet sich im Anhang A.

### Abiotik

Das Infile zur Abiotik besteht aus vier Spalten: 1) Julianischer Tag, 2) Wassertemperatur, 3) Salinität und 4) Nachtlänge (Abbildung A1). Die zweite und dritte Variable sind für die Reproduktion von Bedeutung, die letzte dagegen für die Mobilität.

### Pile

Die Datei beinhaltet die Positionen der einzelnen Windräder (Abbildung A2). In einer Reihe sind jeweils die Koordinaten von zwei sich gegenüberliegenden Eckpunkten des Piles verzeichnet.

### Scholle und Dorsch

Die beiden Infiles für *Gadus morhua* und *Pleuronectes platessa* haben denselben Aufbau. Die drei Spalten geben Biomasse, Alter und Abundanz (Anzahl) der Individuen an (Abbildung A3, A4).

### Steuervariablen

In dieser Eingabedatei werden Variablen verwaltet wie Simulationsdauer, Anzahl und Eckkoordinaten der Rasterzellen, Größe der Pileoberfläche und des Piledurchmessers, Distanz aus der ein Pile oder ein anderer Fisch wahrgenommen wird, Radius, innerhalb dessen ein Dorsch Beute fängt, Faktor, wie viel Eier pro Jahr überleben, Variablen, zur Ausgabe von Zeichnungen bzw. Fehlerdateien (Abbildung A5).

### Modellinput

Zur Simulation der Populationsdynamik von kommerziell genutzten Fischen in anthropogen verändertem Habitat sind Daten verschiedenster Art notwendig. Die benötigten Daten zur Biologie, Ökologie und Vorkommen in den modellierten Gebieten setzen sich aus Literatur-, und Monitoringdaten zusammen. Bei der Validierung und bei der Initialisierung des Modells werden Monitoringdaten aus den Jahren 2000 (*Horns Rev*) und 2003 (*Butendiek*) eingesetzt. Die Daten zur Beschreibung der Abiotik stammen aus Messungen an Stationen in der Nordsee (National database for marine data) und Simulationen des Modells Ecological Model Hamburg (ECOHAM). ECOHAM wurde am Institut für Meereskunde in Hamburg im Zuge einer Dissertation von Moll (1998) und Radach entwickelt (Kühn & Radach, 1997; Moll & Radach, 2001, 2003). Das Computermodell enthält zwei Module: einen hydrodynamischen und einen biogeochemischen Teil. Das hydrodynamische Modul simuliert u.a. Temperatur

und Salinität. Das Einsatzgebiet von ECOHAM ist die Berechnung der jährlichen oder Langzeitdynamiken von Phytoplankton in Schelfmeeren.

### **Daten zur Abiotik**

Zur Beschreibung der Umwelt im Modell werden Daten bezüglich der Wassertemperatur und der Salinität benötigt. Diese Daten stammen für *Butendiek* aus Simulationen des Modells ECOHAM, da nicht ausreichend Messdaten verfügbar sind. Die entsprechenden Daten für *Horns Rev* stammen aus ECOHAM-Simulationen und werden für 2001 bis 2005 mit Daten aus der Datenbank MADS (National database for marine data) für die Station Henne IV vom NERI (National Environmental Research Institute) in Dänemark ergänzt. Henne IV liegt nördlich des Windparks *Horns Rev*. Für das Windparkgebiet liegen dem NERI keine Daten vor.

### **Daten zur Biologie der modellierten Organismen**

Daten zur Biologie und Ökologie kommerziell stark genutzter Fischarten, wie z.B. *Gadus morhua* und *Pleuronectes platessa* werden seit Jahren durch verschiedene Institutionen, z.B. International Council of the Exploration of the Sea (ICES), erhoben und u. a. in Datenbanken, wie Fishbase verwaltet. Die Angaben wie, z.B. Nahrung, Reproduktion, Respiration, maximales Alter, etc. sind frei verfügbar. Zusätzlich finden sich viele Informationen in der Literatur (Muus, 1999; Lozan, 2003; Pope, 1996; Rijndorp, 1996; Myers, 1997; Hislop, 1996; Hoarau, 2002; Beverton, 1959).

### **Ausgangsdaten *Butendiek***

Die Ausgangsdaten für die Simulation der Offshore - Windkraftanlage *Butendiek* stammen aus der Umweltverträglichkeitsstudie (UVS) von 2003, die im Zuge des Genehmigungsverfahrens durchgeführt wurde. Das Gutachten der UVS *Fische* liefert Daten zur Abundanz und Biomasse von *Gadus morhua* und *Pleuronectes platessa*. Die Zusammenhänge Alter – Biomasse – Länge für die beiden Fischarten stammen aus der Datenbank Fishbase.

### **Ausgangsdaten *Horns Rev***

Die Daten stammen aus der Voruntersuchung zum Bau der Offshore - Windkraftanlage *Horns Rev*, Dänemark (Hoffmann et al., 2000). Aus dem Report werden die Zahlen der Befischung der gesamten ICES-Rechtecke, in denen sich der Windpark befindet, von 1999 genutzt. Über die Größe des befischten Gebietes, die Gesamtanzahl und die prozentualen Längenverteilung lässt sich die Anzahl der Fische der einzelnen gefundenen Altersklassen für die Größe des modellierten Gebietes berechnen. Bei der Untersuchung wurden keine Angaben zur Biomasse

erhoben. So wird anhand der Zusammenhänge zwischen Länge und Gewicht auf die Biomasse und das Alter der einzelnen Fische geschlossen.

#### **4.6 Modellierte Gebiete**

Da zur Zeit eine deutsche Offshore - Windkraftanlage gebaut wird und keine bereits in Betrieb ist, werden zur Validation des Modells Daten des dänischen Offshore - Windparks *Horns Rev* verwendet. Der Windpark liegt 14 – 20 km westlich von Blavands Huk, Dänemarks westlichem Punkt. *Horns Rev* wurde im Jahr 2002 fertig gestellt. Er ist der bisher einzige in Betrieb genommene und sich am nächsten zu der geplanten und modellierten Offshore - Windfarm (vor der Küste Schleswig-Holsteins) befindliche Windpark. Aufgrund des seit 1999 in diesem Gebiet durchgeführten Monitorings existiert eine zum Teil frei zugängliche Datenmenge.

Die Unterschiede zwischen den beiden modellierten Offshore - Windkraftanlagen sind in Tabelle 4.2 zusammengefasst.

##### **Simulationsgebiet: Offshore - Windpark *Butendiek***

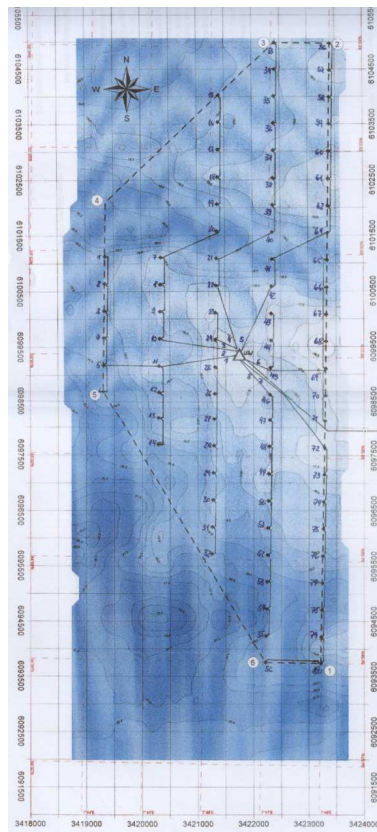
Stellvertretend für alle bereits genehmigten und geplanten, im oder noch nicht im Bau befindlichen Offshore - Windkraftanlagen in der deutschen AWZ der Nordsee wird der Windpark *Butendiek* simuliert. *Butendiek* (34 km westlich der Insel Sylt) wurde als erster Offshore - Windpark genehmigt. Die geplante Anlage besteht aus 80 Turbinen des Fundamenttypes Monopile (Abbildung 4.3) auf einer Fläche von 31 km<sup>2</sup>. Der Piledurchmesser beträgt 5 m. Die Anordnung der Windräder entspricht einem Trapez (Abbildung 4.4). Sie sollen in fünf Reihen stehen, wobei der Abstand zwischen den Reihen jeweils 1.000 m, die Distanz zwischen den Windmühlen je 500 m beträgt.

Das Sediment besteht überwiegend aus Grob- und Feinsand. Außerdem finden sich in dem ehemals hartsubstratreichen Habitat, auf Grund der in den siebziger Jahren verbotenen Steinfischerei, noch ganz wenige Findlinge. Die sandigen Abschnitte besiedelt *Pleuronectes platessa*, die dort ausreichend Nahrung in Form von benthischen Organismen findet.

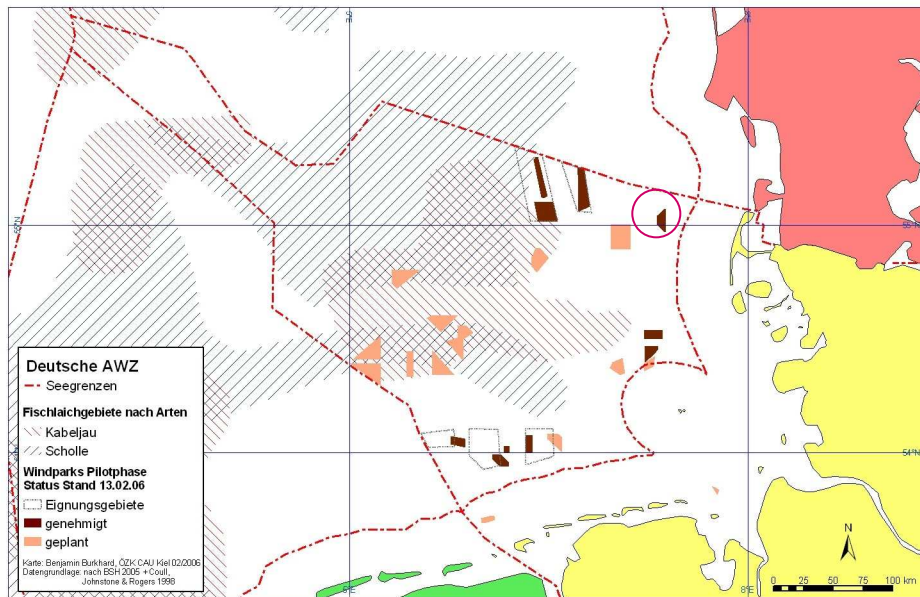
Der geplante deutsche Offshore - Windpark befindet sich sowohl im Hauptfischfanggebiet für *Pleuronectes platessa* und im Fischereigebiet für *Gadus morhua* (Offshore -Bürger-Windpark-Butendiek GmbH, 2001). Die Windkraftanlage ist zwischen der Kinderstube von *Pleuronectes platessa* (Wattenmeer) und den Laichgründen von *Gadus morhua* und *Pleuronectes platessa* (Abbildung 4.5) platziert.



**Abbildung 4.3:** Turbinenfundamenttyp Monopile, wie er im Offshore - Windpark *Butendiek* verwendet wird (Foto: [www.turbosquid.com/3d-models/3ds-max-complete-Offshore--wind-turbine/382688](http://www.turbosquid.com/3d-models/3ds-max-complete-Offshore--wind-turbine/382688)).



**Abbildung 4.4:** Die Anordnung der Turbinen im Offshore - Windpark *Butendiek* zeigt ein Trapez.



**Abbildung 4.5:** Lage des Offshore - Windparks *Butendiek* (umrandet). Er ist zwischen dem Wattenmeer und den Laichgründen von *Gadus morhua* und *Pleuronectes platessa* gelegen.

#### **Validationsgebiet: Offshore - Windpark *Horns Rev***

Der bereits seit 2002 im Betrieb befindliche dänische Offshore - Windpark *Horns Rev* liegt ca. 14 km westlich von Dänemark (Abbildung 4.6). Die 80 Turbinen des Fundamenttyps Monopile bilden auf einer Fläche von 20 km<sup>2</sup> die Form eines Parallelogramms. Der Durchmesser der Piles beträgt 4 m. Die Windräder stehen in 10 Reihen. Der Abstand, sowohl der Reihen als auch der der Turbinen zueinander, beträgt je 560 m. Das Sediment des gesamten Gebietes besteht aus Feinsand. Hier kommt *Pleuronectes platessa* in wesentlich höheren Zahlen als *Gadus morhua* vor.

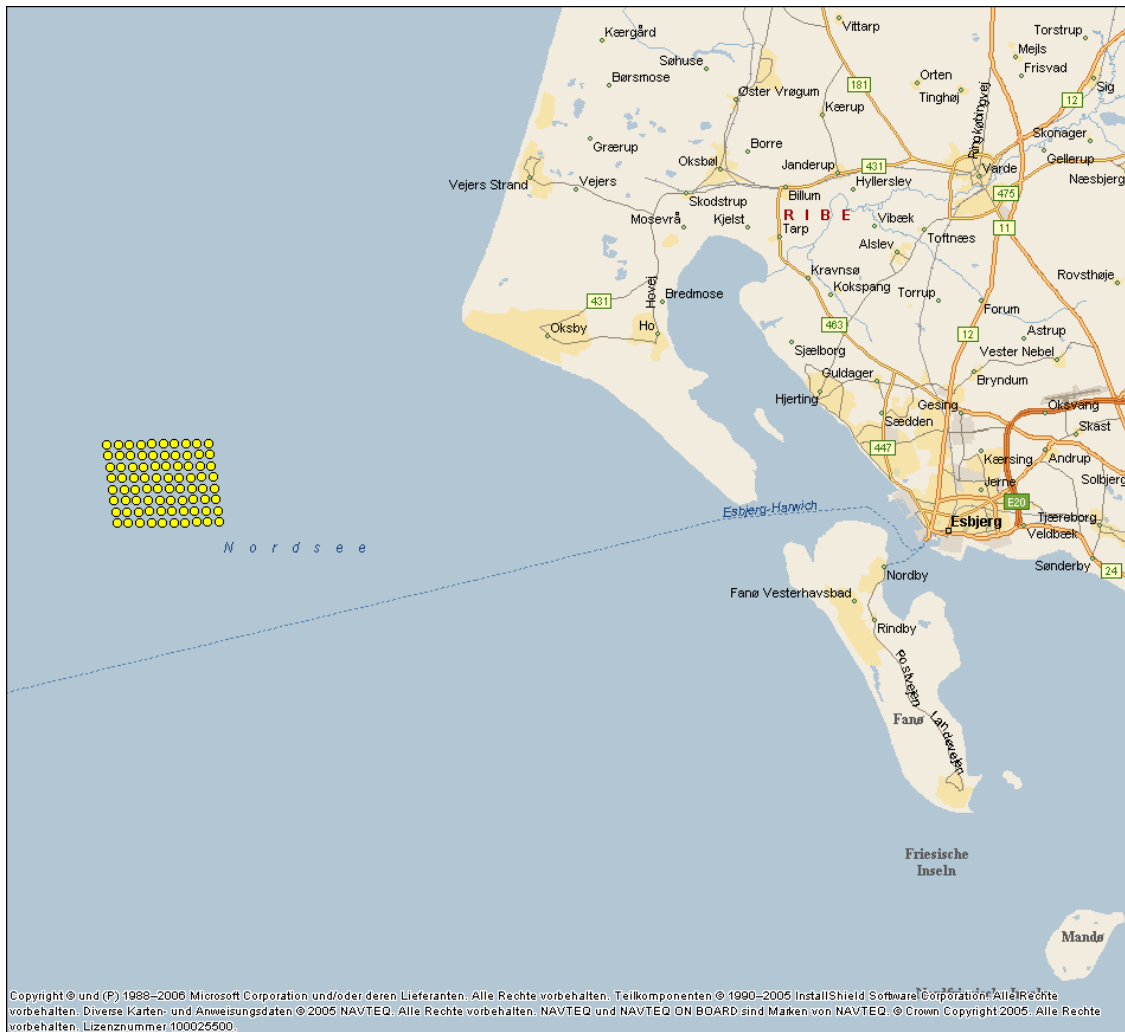


Abbildung 4.6: Die Lage des Offshore - Windparks *Horns Rev* vor der Küste Dänemarks (Karte: Dr. T.Fels).

Tabelle 4.2: Zusammenfassung der Unterschiede der beiden Offshore - Windkraftanlagen *Butendiek* und *Horns Rev*.

	<b>BUTENDIEK</b>	<b>HORNS REV</b>
<b>Entfernung zum Festland</b>	34 km	14 km
<b>Fläche</b>	31 km <sup>2</sup>	20 km <sup>2</sup>
<b>Gesamtleistung</b>	240 – 300 MW	160 MW
<b>Fundamenttyp</b>	Monopile	Monopile
<b>Anzahl Turbinen</b>	80	80
<b>Turbinentyp</b>	3 - 3,6 MW	2 MW
<b>Höhe der Turbinen</b>	80 m	70 m
<b>Turbinendurchmesser</b>	5 m	4 m
<b>Rotordurchmesser</b>	90 m	80 m
<b>Anzahl Reihen</b>	5	10
<b>Abstand zw. den Reihen</b>	1.000 m	560 m
<b>Abstand zw. den Turbinen</b>	500 m	560 m
<b>Wassertiefe</b>	17-20 m	6 -14 m
<b>Sediment</b>	Grob-, Feinsand, Findlinge	Feinsand

Im Anschluss an die oben aufgeführte Beschreibung des Individuenbasierten Modells *FiWi* folgt die Darstellung der Simulationen sowie deren geplante Auswertung.

#### **4.7 Auswertung**

Die Stochastizität erfordert eine hohe Anzahl an Simulationsläufen. Auf diese Weise wird den Unsicherheiten (z.B. welche Strecke legt ein Dorsch pro Tag zurück) Rechnung getragen.

In dieser Studie werden ausgewählte Modellläufe zu verschiedenen Teilaspekten durchgeführt, die als ausschlaggebend betrachtet werden:

1. **Modellierung mit 1 Pile:** Untersuchung zu den Auswirkungen eines Piles auf die Fischpopulation. Überprüfung der Effekte bzgl. der Positionierung des Piles (in der Mitte des Gebiets, in der linken oberen Ecke, in der rechten unteren Ecke).
2. **Modellierung des Windparks *Butendiek* mit 80 Piles:** Untersuchung zur Auswirkung der Einbringung von 80 Piles in geplanter Trapezform.
  - Ohne Bewuchs am Hartsubstrat,
  - Mit Bewuchs der Piles.

Der Vergleich dieser beiden Simulationen soll zeigen, ob das Hartsubstrat an sich oder erst in Kombination mit Nahrung als Attraktor wirkt.

3. **Vergleich der ersten beiden Modellierungen:** Welche Unterschiede treten auf? Gibt es verstärkte Effekte bei mehreren Piles an den Parkrändern?
4. **Variierung der Abstände bei 80 Piles:** Variation der Abstände zwischen den Piles (250 m und 1.000 m statt 500 m); Treten Effekte verstärkt auf?
5. **Variierung der Form bei 80 Piles:** Variation der Form des Windparks (Rechteck, Quadrat); treten veränderte Effekte auf?

Die Variation der Form erlaubt sowohl eine Änderung der Abstände als auch der Anordnung der Piles. Die Anordnung der Piles kann bei der Nahrungs- und Schutzsuche von Bedeutung sein. Möglicherweise bieten neun Reihen Windräder (Quadrat) effektiver Schutz als fünf Reihen (Trapez) oder zwei Reihen (Rechteck). Dies wiederum könnte das Nahrungsangebot beeinflussen. Halten sich bei einer höheren Anzahl an Reihen mit Piles mehr juvenile Fische auf, so könnte dies sich positiv auf den Jagderfolg auswirken.

Die Speicherung der Modellergebnisse erfolgt in der Datenbank MYSQL. Die Auswertung erfolgt mit dem Programm *R* (Ihaka et al., 1996). Die Anova und die T-Tests werden mit dem

Statistikprogramm SPSS (Version 11.0) gerechnet. Für die statistische Auswertung werden die Abundanz und der prozentuale Anteil der Zeit, die ein Superindividuum während seines Lebens im Windpark verbringt, verglichen. Die statistische Untersuchung wird jeweils für die folgenden acht Simulationen durchgeführt:

1. 1 Pile in der Mitte des Windpark platziert,
2. Trapez mit einem Abstand der Piles von 500 m ohne Bewuchs,
3. Trapez mit einem Abstand der Piles von 500 m mit Bewuchs,
4. Trapez mit einem Abstand der Piles von 250 m mit Bewuchs,
5. Trapez mit einem Abstand der Piles von 1.000 m mit Bewuchs,
6. Windpark in Form eines Quadrats,
7. Windpark in Form eines Rechtecks und
8. Windpark in Form eines leeren Quadrats.

Die Ausgabedateien umfassen Daten:

1. zur Aufenthaltsdauer der Fische innerhalb von *Butendiek*,
2. zu Alter, Biomasse, Position von *Pleuronectes platessa* und *Gadus morhua* im Windpark,
3. zur Anzahl Fische im Windpark im Vergleich zur Gesamtanzahl der im Modell lebendigen Individuen.

Mit Hilfe der gesammelten Simulationsdaten wird gezeigt, ob die Offshore - Windfarm auf *Pleuronectes platessa* und *Gadus morhua* Auswirkungen hat.

Im Hinblick auf die Frage, ob ein Offshore - Windpark als Fischrückzug- oder sogar Laichgebiet fungieren kann, sind die genannten Punkte von Bedeutung.

Die Randomisierung bestimmter Parameter kann die Abschätzung erlauben, z.B. zu wie viel Prozent der Offshore - Windpark z.B. als Rückzuggebiet fungieren wird. Dies trägt möglicherweise zur Identifizierung der Parameter bei, auf die das Ökosystem Nordsee bzw. das künstliche Riff (Schutz und Nahrung) sensitiv reagiert. Diese könnten bei der zukünftigen Planung von Offshore - Windkraftanlagen berücksichtigt werden.



## 5 Ergebnisse

In diesem Kapitel werden die Simulationsergebnisse des Individuenbasierten Modells *FiWi* beschrieben. Zu Anfang werden die Resultate der Sensitivitätsanalyse dargestellt (Abschnitt 5.1), gefolgt von den Ergebnissen der Validierung des dänischen Offshore - Windparks *Horns Rev*, sowie den Simulationen der geplanten, deutschen Offshore - Windfarm *Butendiek* mit einem bzw. 80 Piles, mit und ohne Bewuchs (Abschnitt 5.2 – 5.6). Abschnitt 5.7 enthält abschließend eine Gesamtdarstellung alle Ergebnisse der verschiedenen Simulationen.

### Auswertung der Ergebnisse

Die Frage, ob der Windpark einen Einfluss auf die simulierten Fische hat, wird anhand der Verteilung der Superindividuen zu Anfang und am Ende der Simulation gezeigt. Zu Beginn wird jeweils die gleiche Anzahl an Fischen in die 25 Rasterzellen gesetzt. Besteht diese Gleichverteilung am Ende noch, hat der Windpark keinen Effekt. Alle Rasterzellen unabhängig, ob Hartsubstrat vorhanden ist oder nicht sind für die Fische auf gleiche Weise attraktiv. Halten sich jedoch die meisten Superindividuen im Windpark auf, wirkt die Windfarm als Attraktor. Der Unterschied zu den anderen Zellen ist das Hartsubstrat und somit der Attraktor des Gebietes.

Um ausschließen zu können, dass allein der Bewuchs des Hartsubstrats die Wirkung als Attraktor bedingt, wurde für *Butendiek* mit 80 Piles eine Simulation ohne Bewuchs am Hartsubstrat durchgeführt.

Der Schwerpunkt der Auswertung liegt auf der mittleren Abundanz und dem mittleren prozentualen Anteils, den die Superindividuen von *P. platessa* und *G. morhua*, während ihres Lebens im Windpark verbringen, sowie der mittleren Biomasse.

Dargestellt sind ausschließlich jeweils die Jahresgänge dieser Parameter (Abundanz und prozentualer Anteil der Zeit im Windpark, Biomasse) für das Windparkareal. Eine Auswertung der anderen 24 Rasterzellen erfolgt nicht, da dort kein Hartsubstrat vorhanden ist. Die Interaktionen Individuum – Umwelt, z.B. Nahrungssuche und Schutz am Pile und Jagd werden nur im Windpark im Detail simuliert. Aus diesem Grund sind die anderen Rasterzellen bei der Auswertung nicht von Bedeutung.

Der prozentuale Anteil, den sich ein Superindividuum im Durchschnitt während seines Lebens im Windpark aufhält, wird mit folgender Formel berechnet:

$$(\text{Tage im Windpark} / \text{Tage am Leben}) * 100.$$

## 5.1 Sensitivitätsanalyse

Die zahlreichen Simulationen, bei denen die unterschiedlichen Variablen verändert wurden, zeigen, dass *FiWi* auf drei veränderliche Größen sensitiv reagiert:

1. Variation der Anzahl an *Eiern* (in *FiWi* wird, wie bereits erwähnt, nicht die Entwicklung Ei –Larve-juveniler Fisch simuliert, sondern eine Anzahl juveniler Fische am Ende des Reproduktionszeitraumes initialisiert),
2. Variation des prozentualen Anteils der überlebenden *Eier*,
3. Variation der jährlichen Mortalitätsrate.

Änderungen einer oder mehrerer dieser veränderlichen Größen bewirken drastische Modifikationen der Ergebnisse. Im Folgenden werden Resultate der Analyse für den Offshore - Windpark *Butendiek* erläutert. Für die Testläufe wird jeweils eine Variable verändert und die Auswirkungen auf die Population ausgewertet.

Ziel der Sensitivitätsanalyse ist, den Wert der Variablen so zu bestimmen, dass die beiden Fischpopulationen über den gesamten Zeitraum der Simulation stabil bleiben.

### Sensitivitätsanalyse Butendiek

Die Verringerung des prozentualen Anteils der überlebenden *Eier* bei Dorsch und Scholle unter 1,7 bzw. 1,5 % führt zum Aussterben der Populationen. Die Erhöhung dieser Werte über 2 % bewirkt ein enormes Populationswachstum und beansprucht den Großteil der Rechnerkapazität oder überschreitet diese. Dies steht auch mit der Programmiersprache SIMULA in Zusammenhang, da sie nur eine begrenzte Anzahl an Objekten ermöglicht. *FiWi* reagiert bei Änderung des Divisionsfaktors bei der Berechnung der Anzahl der *Eier* bei Verkleinerung des Faktors, z.B. 100.000 statt 1.000.000 bei *Gadus morhua*, mit Überschreitung der Rechnerkapazität. Eine Erhöhung des Wertes verursacht, je nach Stärke eine deutliche Verringerung bis hin zum Aussterben der Population.

Ähnliche Populationseffekte bewirkt die Variation der Mortalitätsrate. Populationsfördernd wirkt sich bei den juvenilen Individuen ein Wert < 25% aus. Den gegenteiligen Effekt erzeugt die Überschreitung von 60% bei den adulten Fischen, da die Anzahl, der sich im reproduktionsfähigen Alter befindlichen Individuen, stark abnimmt.

Änderungen anderer veränderlicher Größen, wie beispielsweise der Entfernung, die ein Fisch pro Tag maximal schwimmt, Variationen des prozentualen Anteils der adulten oder der Anzahl der juvenilen Fische, die nach der Reproduktion in den Windpark zurückkehren bzw. einwandern, verursachen keine bzw. kaum sichtbare Effekte.

### **Unterschiede zwischen *Horns Rev* und *Butendiek***

Ein Vergleich der beiden modellierten Gebiete zeigt die mögliche Bedeutung zweier weiterer Parameter:

1. der Populationsgröße bei der Initialisierung und
2. die Größe des Windparks.

Die Simulationen von *Horns Rev* und *Butendiek* unterscheiden sich hinsichtlich dieser beiden Variablen. So werden für den dänischen Windpark stabile Populationen bereits bei einer Überlebenswahrscheinlichkeit der *Eier* von 1,5 % für beide Arten erzielt.

Für *Horns Rev*, die kleinere der beiden Windfarmen sind zur Erhaltung einer stabilen Population von *Gadus morhua* statt etwa 30.000 jedoch ca. 178.000 Eier notwendig. Dies kann in der unterschiedlichen Ausgangspopulation, in der Räuber – Beute – Beziehung und Mobilität begründet sein. In einem kleinen Gebiet ist in Hinblick auf die Stabilität der Population von Räubern mehr Beute notwendig, da diese bei Flucht das Gebiet schneller verlassen kann.

### **5.2 Validation (*Horns Rev*, 80 Piles)**

Die Validierung ist die dokumentierte Beweisführung, dass ein System die Anforderungen in der Praxis erfüllt. Auf Grund nicht ausreichender Daten für den dänischen Offshore – Windpark ist eine Validation als direkter Vergleich der Resultate des Monitorings und der Simulation nicht möglich. Aus diesem Anlass wird in dieser Studie als Validation die logische Richtigkeit der Simulationen überprüft.

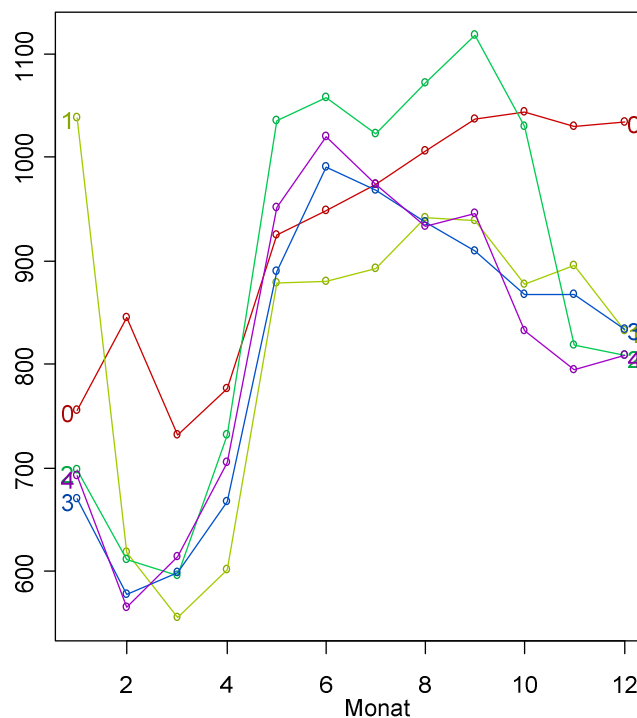
Die Validation des IBM *FiWi* erfolgt per Simulation des in Betrieb befindlichen dänischen Offshore - Windparks *Horns Rev* über den Zeitraum von fünf Jahren (2001 bis 2005).

Unterschiede zwischen den beiden Spezies sind bei der mittleren Biomasse und in der Zeit, die ein Fisch während seines Lebens im Windpark verbringt, zu erkennen.

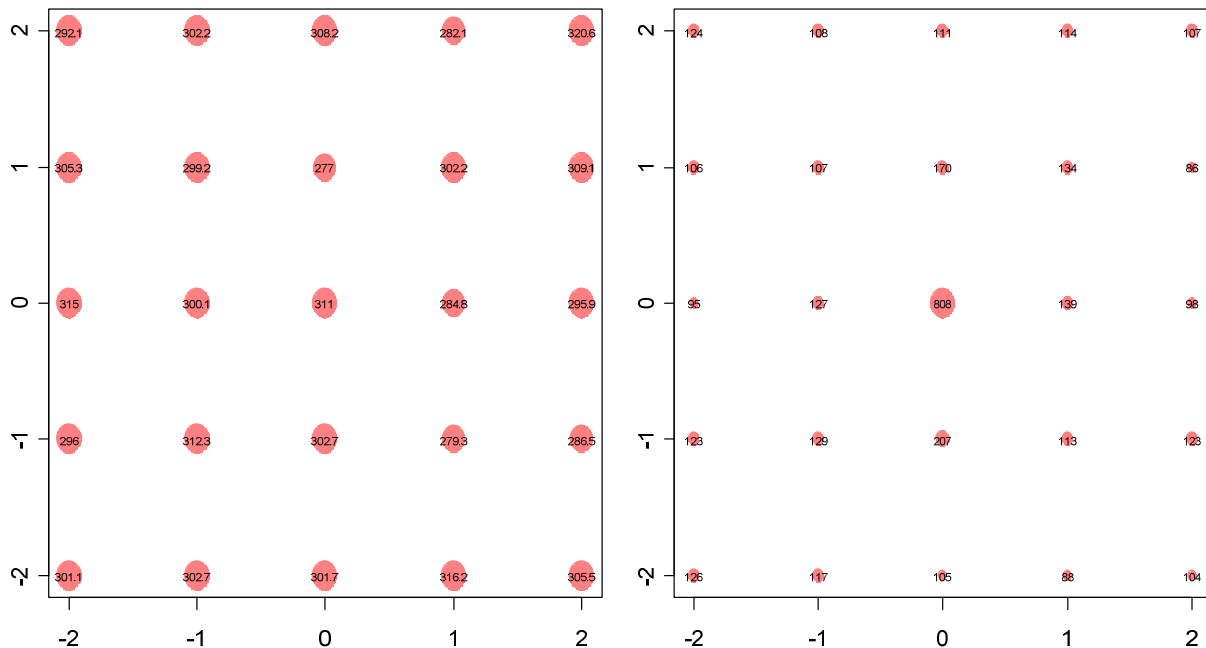
#### ***Pleuronectes platessa***

Die Abundanz, der sich im Windpark aufhaltenden Individuen ist nicht nur innerhalb eines Jahres, sondern auch während der gesamten Simulationsdauer von fünf Jahren variabel. Am Jahresende halten sich durchschnittlich mehr Superindividuen im Windpark auf als zu Jahresbeginn (Abbildung 5.1). Während der Reproduktion sinkt die mittlere Abundanz, da die geschlechtsreifen Fische in die Laichgründe ziehen. Ab März, wenn die Schollen zurückkehren, steigt die mittlere Abundanz. Im ersten Jahr (rote Kurve) ist zur Laichzeit ein Anstieg zu beobachten. Dies ist altersbedingt, da es zu Simulationsbeginn kaum

geschlechtsreife Superindividuen gibt. Die Einwanderung von Schollen aus den angrenzenden Rasterzellen kann diesen Anstieg verursachen. Die Abweichungen der ersten Jahre liegt in der Zeit begründet, die das Modell zur Stabilisierung der Population benötigt (siehe Kapitel 6). Zu Jahresende halten sich die meisten Schollen innerhalb des Windpark auf (Abbildung 5.2). Die Ausgabedatei, die die Position, das Alter und die Biomasse der sich, am Jahresende im Windpark aufhaltenden, Individuen beinhaltet, zeigt, dass die Superindividuen von *P. platessa* im Windpark zwischen dreieinhalb und acht Jahren alt sind. Es sind jedoch überwiegend juvenile Individuen. Dies lässt sich auch aus der Verteilung der mittleren Biomasse schließen. Sie ist höher, je größer der Anteil an adulten Schollen. Trotz der höchsten Abundanz in *Horns Rev* am Ende der Simulation ist die mittlere Biomasse in dieser Zelle, im Vergleich zu den anderen, nicht am höchsten (Abbildung 5.2). Die Auswertung des mittleren prozentualen Anteils der Zeit, die ein Individuum in *Horns Rev* verbringt, zeigt, dass *Pleuronectes platessa* sich durchschnittlich knapp die Hälfte, 40 bis 50 %, ihres Lebens innerhalb der Windfarm aufhält (wann ein Fisch den Windpark wahrnimmt und wie er dort Nahrung findet beschreibt Kapitel 4.3).



**Abbildung 5.1:** Jahressgang der mittleren Abundanz der Superindividuen von *P. platessa* im Windpark *HornsRev* für die fünf simulierten Jahre (Jahr 0 – 4).



**Abbildung 5.2:** Verteilung der mittleren Biomasse in Gramm (links) und der Superindividuen (rechts) am Ende der Simulation in den 25 Rasterzellen. *Horns Rev* hat die Koordinaten (0 / 0).

### *Gadus morhua*

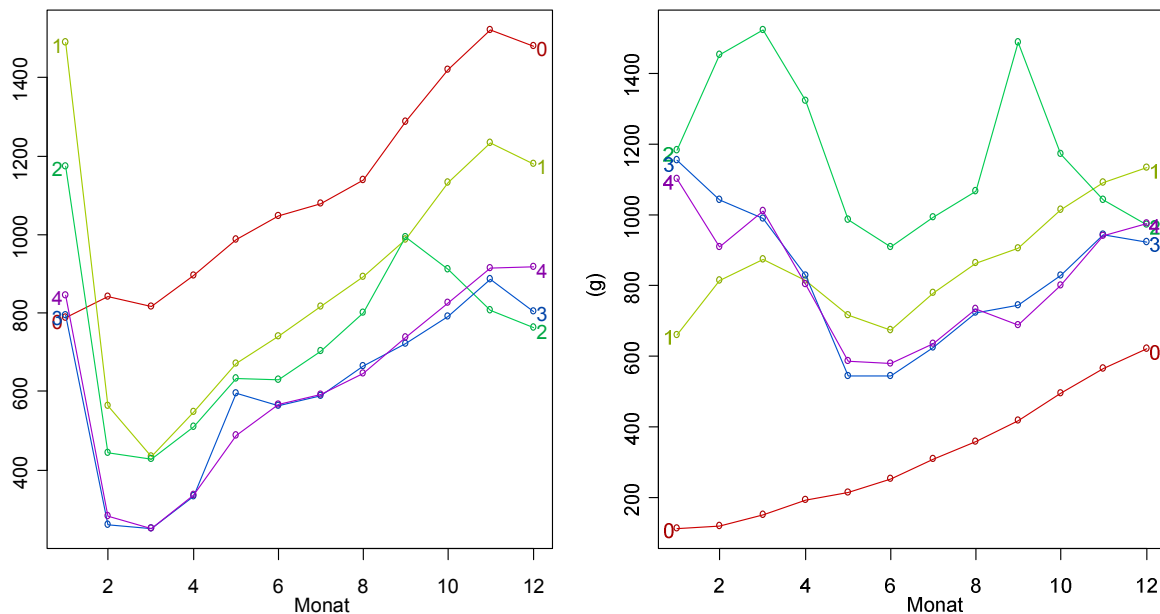
Die mittlere Abundanz, der sich, durchschnittlich innerhalb des Windparks, aufhaltenden Dorsche, ist veränderlich, genau wie bei *Pleuronectes platessa* (Abbildung 5.3). Die höchste mittlere Abundanz wird am Ende des ersten und zu Beginn des zweiten Jahres erreicht. Der Anstieg zur Laichzeit ist im Vergleich zu den Plattfischen geringer. Deutlich zu erkennen ist die Abwanderung zur Laichzeit und die Rückkehr danach im April.

Ein weiterer Unterschied besteht im Hinblick auf die Biomasse. Während die mittlere Biomasse im Windpark bei *P. platessa* im folgenden Jahr immer höher ist als die des Vorjahres, ist dies bei *Gadus morhua* nur in den ersten 3 Jahren der Fall (Abbildung 5.3). Das Maximum wird im dritten Jahr (grüne Kurve) erreicht. In *FiWi* erfolgt die Einstellung der Parameter hin zur Stabilität der Population. Das Gleichgewicht zwischen Rekrutierung und Mortalität (Stabilisierung der Population) erfolgt bei den beiden Populationen unterschiedlich schnell. Beim Dorsch im Vergleich zur Scholle bereits nach drei Jahren. Die Abnahme der mittleren Biomasse im Anschluss an das Laichgeschäft ist durch den Verlust an Biomasse der zurückkehrenden adulten, sowie der einwandernden juvenilen Individuen zu erklären.

Die höchste mittlere Abundanz der 25 Rasterzellen weist der Windpark am Ende der Simulation auf. Die Ausgabedatei zeigt, dass sich ausschließlich juvenile Dorsche im Alter zwischen ein und drei Jahren am Ende der Simulation in *Horns Rev* befinden. Dies kann in der Mobilität und der Nahrungssuche begründet sein. Jüngere Dorsche legen kürzere

Tagesstrecken zurück als ihre adulten Artgenossen und sie finden an den Piles Schutz vor Prädatoren. Dies kann zu längeren Aufenthalten im Windpark führen. In Hinblick auf die Nahrung, bekommt ein juveniles Exemplar von *G. morhua* noch regelmäßig Futter. Erst die Älteren suchen, während sie ihre Tagesstrecke zurücklegen, nach Beute. Je nach Verteilung der Beute, gelangen ältere Dorsche schneller aus dem Windparkgebiet hinaus.

Die Berechnung des mittleren prozentualen Anteils, den ein Dorsch während seines Lebens in *Horns Rev* verbringt, ergibt, dass *Gadus morhua* durchschnittlich 45 – 56 % seines Lebens im Windpark verbringt, etwas mehr als *P. platessa*. Die Ursache kann die Mobilität in Zusammenhang mit der Nahrungssuche sein. Bei Wahrnehmung eines Windrades schwimmen die Schollen dort hin. Die Piles bieten den Plattfischen Schutz und falls sie die Tagesration nicht bereits durch das virtuelle Futter zu sich genommen haben, frisst der Fisch vom Bewuchs. Ist durch die Bewegung zum Pile die Tagesstrecke noch nicht komplett zurückgelegt, wird erneut geprüft, ob ein Windrad wahrnehmbar ist. Falls nicht, wird die restliche Strecke an einem Stück in eine zufällig gewählte Richtung fortgesetzt. *G. morhua* dagegen, unterbricht seine Bewegung, wenn er ein Pile oder Beute wahrnimmt. Befindet sich ein hungriger Dorsch im Windpark und bewegt sich z. B. auf ein Pile zu, so frisst er dort vom Bewuchs und prüft, bevor er weiter schwimmt, ob ein weiterer Pile, ein Räuber oder Beute in Reichweite ist. Nimmt er ein Pile oder einen Räuber wahr, so begibt er sich gezielt zum Pile und prüft von dort, falls die Tagesstrecke noch nicht bewältigt ist erneut, was sich in seiner Umgebung befindet. Nimmt er dagegen Beute wahr, bewegt er sich zu ihr, frisst sie und schwimmt, falls die Tagesstrecke noch immer nicht bewältigt ist, weiter. Von der Position, an der er bei der Jagd erfolgreich war, nimmt er ein weiteres Windrad wahr und begibt sich dort hin. Dort angekommen, hat der Dorsch die Tagesstrecke komplett zurückgelegt und verbleibt den restlichen Tag im Windpark. In diesem Beispiel hält sich der Dorsch auf diese Weise bereits einen Tag länger als die Scholle in *Horns Rev* auf.



**Abbildung 5.3:** Jahresgang der mittleren Abundanz (links) der Superindividuen und der mittleren Biomasse in Gramm (rechts) der Individuen von *G. morhua* im Windpark *Horns Rev* für die fünf simulierten Jahre (Jahr 0 – 4).

### Zusammenfassung

Die Simulationen zeigen für beide Fischarten die Aufhebung der anfänglichen Gleichverteilung. Zu Simulationsende halten sich die meisten Superindividuen im Windpark auf. Dies zeigt, dass die Einbringung von Hartsubstrat sich sowohl auf *G. morhua* als auch auf *P. platessa* auswirkt. Die Windräder wirken auf die Fische als Attraktor.

Im Vergleich zum Dorsch halten sich am Ende der Simulation in *Horns Rev* sowohl juvenile als auch adulte Schollen auf. Nach fünf Jahren befinden sich ausschließlich juvenile Dorsche im Windpark. Dies kann, wie bereits beschrieben, an der Bewegung und der Nahrungssuche liegen. Andererseits zieht es juvenile Dorsche auf der Flucht zu den schützenden Piles hin. Außerdem liegt der mittlere prozentuale Anteil, den ein Fisch während seines Lebens durchschnittlich im Windpark verbringt, bei *Gadus morhua* etwas höher als bei *Pleuronectes platessa*, das, wie bereits erwähnt in der Nahrungssuche begründet ist.

Die Validierung zeigt, dass die Simulationen mit *FiWi* nachvollziehbare Resultate liefert. Im Folgenden werden nun die Ergebnisse der Hauptläufe zur Beantwortung der zentralen Fragestellungen dieses Projektes dargestellt.

### **5.3 Butendiek, 1 Pile**

Zur Überprüfung möglicher, durch die Position eines Windrades bedingter Effekte, wurde ein einzelner Pile an den folgenden drei Stellen im geplanten Windparkareal *Butendiek* positioniert:

1. in der Mitte,
2. in der südöstlichen Ecke sowie
3. in der nordwestlichen Ecke.

Die Simulationen zum geplanten deutschen Offshore - Windpark *Butendiek* umfassen 25 Jahre. Basisjahr ist das Jahr 2000. Mit Hilfe der Langzeitsimulation lässt sich ausschließen, dass z.B. die Wirkung als Attraktor nach fünf aber nicht mehr nach acht Jahren besteht oder die Population nur die ersten Jahre genug Nahrung innerhalb der Windfarm findet. Die Rasterzelle, in der der Pile steht, hat die gleiche Größe wie der geplante Offshore – Windpark *Butendiek*. Das Windparkareal mit einem Windrad ist genau so groß wie das, in den folgenden Simulationen, mit 80 Piles (in einem Abstand von 500 m stehend).

#### **Pile in der Mitte des Windparkareals**

Die Simulation liefert, wie bei der vorangegangenen Validation, ähnliche Ergebnisse für die beiden kommerziell genutzten Fischarten.

#### ***Pleuronectes platessa***

Die mittlere Abundanz in *Butendiek* verhält sich innerhalb eines Jahres sowie innerhalb der Simulationsdauer von 25 Jahren variabel. Im Gegensatz zu den Ergebnissen von *Horns Rev* geht im ersten Jahr (Jahr 0, rote Kurve) die mittlere Abundanz von Januar bis März zurück. Dies kann in der Bewegung der Fische begründet sein. Innerhalb des Windparkareals steht nur ein Pile. Nehmen die Schollen diesen nicht wahr, so schwimmen sie die gesamte Distanz der Tagesstrecke direkt in eine zufällig gewählte Richtung. Auf diese Weise verlassen einige Superindividuen dieses Gebiet ohne auf den Pile aufmerksam zu werden.

Im April, nach der Reproduktion, wenn die juvenilen Fische in das Windparkareal einwandern, steigt die mittlere Abundanz an. Das Maximum liegt im Sommer des ersten Jahres (Abbildung 5.4). Während des Reproduktionszeitraums sinkt die Anzahl, da die geschlechtsreifen Schollen das Windparkgebiet verlassen und sich in die Laichgebiete begeben. Ab März steigt jedoch die Abundanz wieder an. Das Maximum während 25 Jahren wird im Juni des ersten Jahres durch die Rückkehr aus den Laichgründen und der Immigration juveniler Plattfische aus der Kinderstube oder auf der Flucht vor Prädatoren erreicht.



Die mittlere Biomasse, der sich im Windparkareal aufhaltenden Fische, nimmt die ersten fünf Jahre deutlich zu, stabilisiert sich dann in den folgenden Jahren (Abbildung 5.5). Die mittlere Biomasse ist in diesem Zeitraum jeweils zum Jahresende höher als im Frühjahr. Dies ist durch die Schwankungen der mittleren Abundanz, durch Emi- und Immigration bedingt.

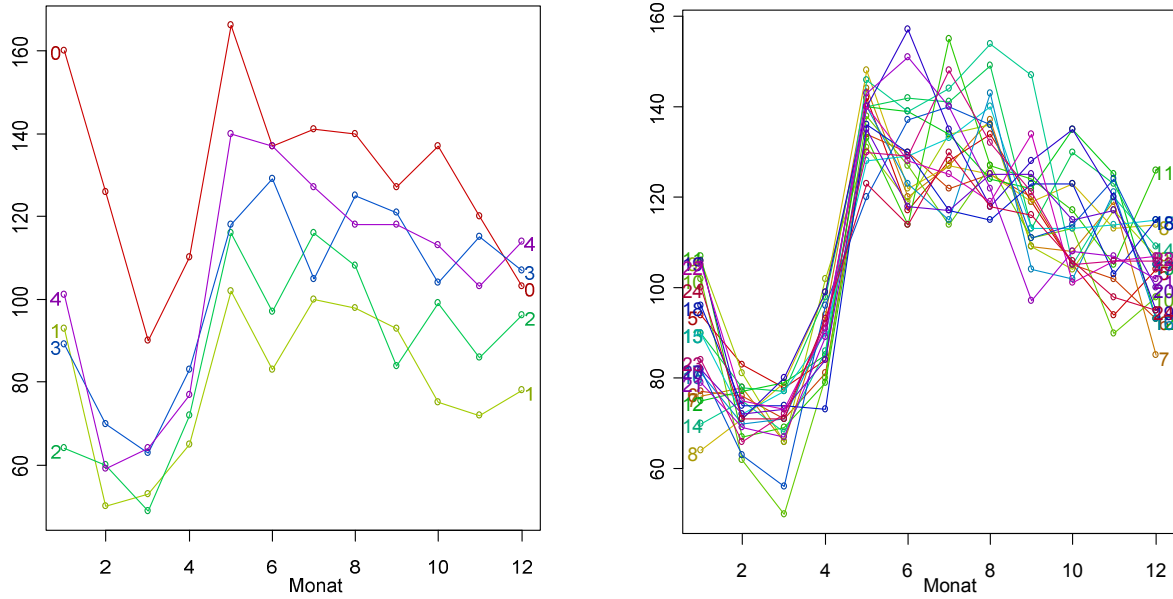
Andererseits kann hier die Zeit, die das IBM zur Einstellung des Gleichgewichts zwischen Rekrutierung und Mortalität benötigt, Einfluss haben. Der Anstieg der mittleren Biomasse während der Laichzeit kann durch adulte nicht reproduktionsfähige Individuen oder durch die regelmäßige Nahrungsaufnahme in Form von virtuellem Futter bedingt sein. Die Prozedur Korrektur der Biomasse erfolgt nur alle 10 Tage.

Die Gesamtverteilung von *P. platessa* in den 25 Rasterzellen zeigt, dass das Windparkgebiet von der Mehrzahl der Schollen genutzt wird. Am Jahresende halten sich dort jeweils die meisten Superindividuen auf. Schon ein wenig Hartsubstrat macht das Windparkgebiet im Vergleich zu dem Hartsubstrat freien benachbarten Bereichen für Plattfische attraktiv.

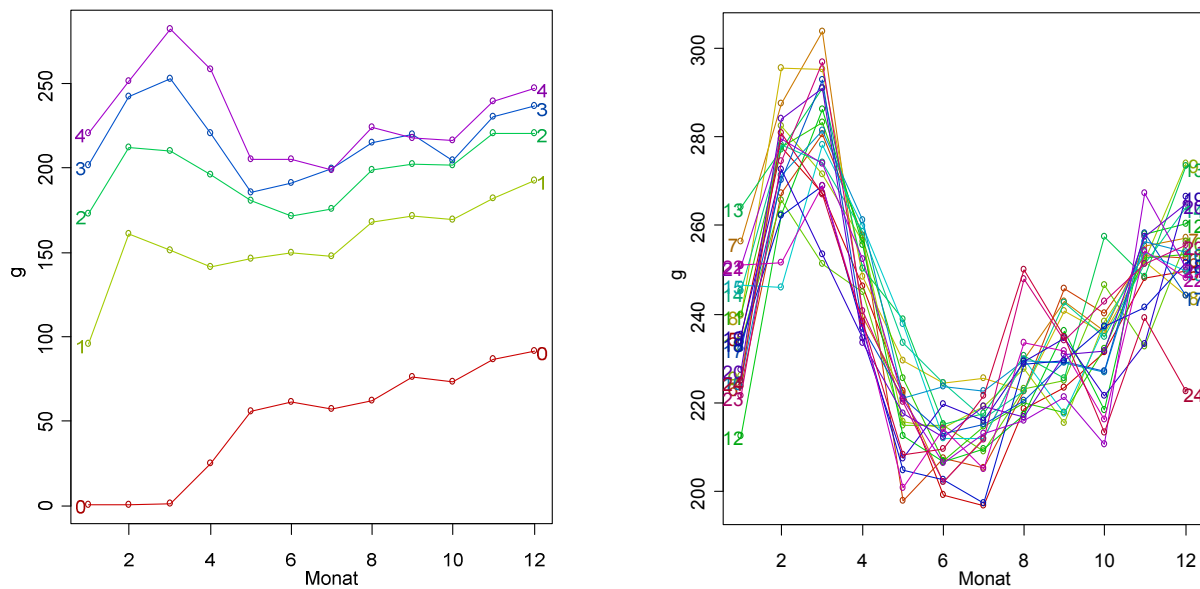
Die Gegenüberstellung der Verteilung der mittleren Biomasse im Raster zeigt, dass das Windparkareal die höchste mittlere Abundanz nicht aber die höchste mittlere Biomasse aufweist. Es halten sich die meisten Superindividuen hier auf, jedoch überwiegen die juvenilen, leichtgewichtigen. In anderen Rasterzellen ist das Verhältnis juveniler zu adulten Fischen anders und so werden höhere Werte der mittleren Biomasse erreicht.

Genau wie bei dem dänischen Windpark nutzen juvenile und adulte Schollen das Windparkgebiet.

Der mittlere prozentuale Anteil, den *P. platessa* während ihres Lebens in *Butendiek* verbringt, liegt zwischen 30 – 50 %. Der mittlere prozentuale Anteil ist innerhalb eines Jahres variabel und sinkt während des Zeitraums der Reproduktion.



**Abbildung 5.4:** Jahrgang der mittleren Abundanz der Superindividuen über 5 (links) und 20 Jahre (rechts) von *P. platessa* im Windpark *Butendiek*.



**Abbildung 5.5:** Jahrgang der mittleren Biomasse in Gramm der Individuen von *P. platessa* über 5 (links) und 20 Jahre (rechts) im Windpark *Butendiek*.

***Gadus morhua***

Die mittlere Abundanz in *Butendiek* liegt im ersten Simulationsjahr deutlich über der in den folgenden Jahren. Der Abfall zur Fortpflanzungszeit zeigt sich erst ab dem zweiten Jahr (Abbildung 5.6). Dies ist in der Initialisierungspopulation begründet, die ausschließlich aus juvenilen Fischen (< vier Jahre) besteht. Dies bedingt, dass erst ab dem zweiten Jahr (Jahr 1,

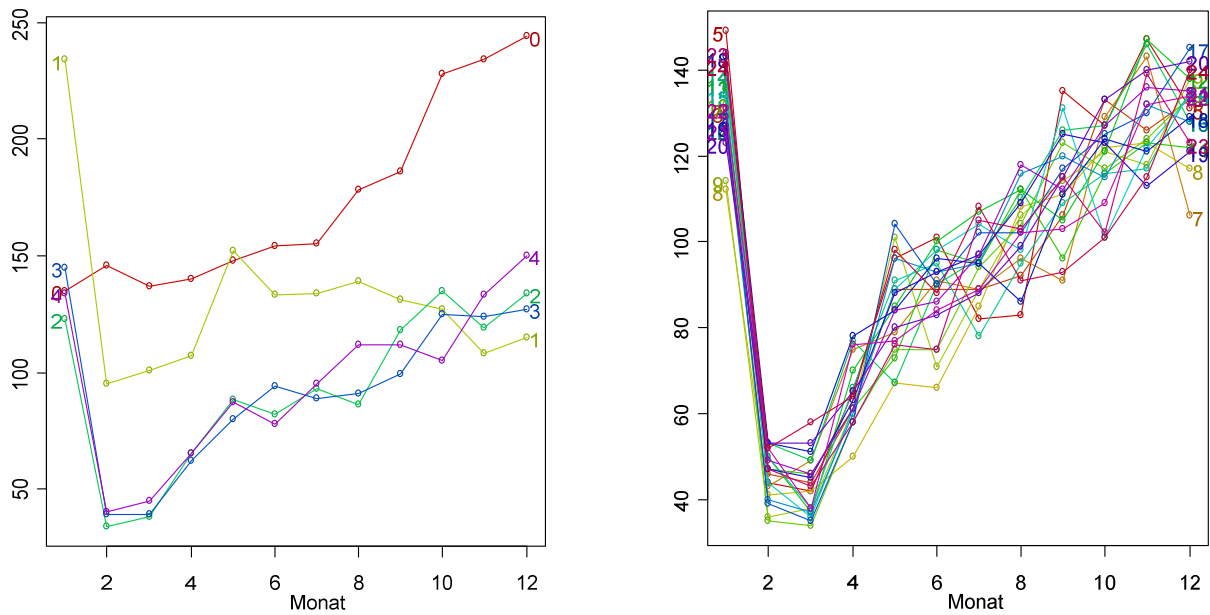
beige Kurve) ein Anstieg der mittleren Abundanz im Windparkgebiet nach der Reproduktion, durch Einwanderung der neugeborenen bzw. der aus den Laichgründen zurückkehrenden Superindividuen, erfolgt. Auch hier zeigt sich deutlich, die Zeit, die *FiWi* benötigt, um das Gleichgewicht zwischen Rekrutierung und Mortalität einzustellen, braucht. Ab dem sechsten Jahr ist die Abnahme der mittleren Abundanz zur Reproduktion deutlich ausgeprägt. Im April, nach der Reproduktion, wenn die juvenilen Fische in das Windparkareal einwandern, steigt die mittlere Abundanz bis auf die Werte zu Jahresbeginn an. Die emigrierenden juvenilen Dorsche legen geringere Tagestrecken zurück als die adulten. Nehmen sie kein Windrad wahr, so bewegen sie sich in eine zufällig bestimmte Richtung. Je nach Richtungswechsel kann dies dazu führen, dass die Anzahl der juvenilen Individuen im Windparkgebiet durch, aus Nachbarzellen einwandernde Individuen im Jahresverlauf erhöht wird.

Die mittlere Biomasse nimmt erst ab dem zweiten Jahr im Jahresverlauf deutlich zu. Schon ab dem dritten Jahr findet eine Stabilisierung statt.

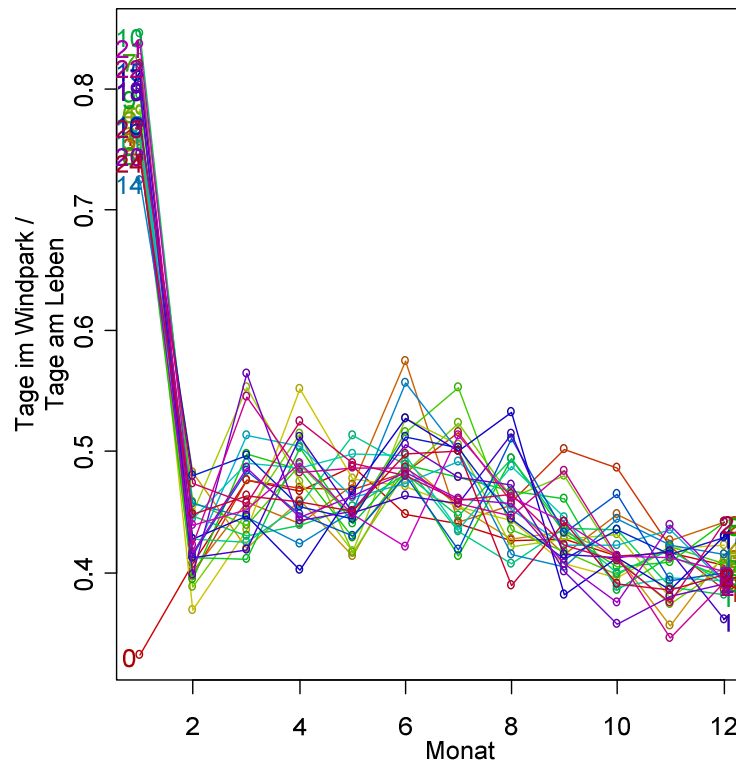
Der Pile wirkt nicht nur auf Plattfische, sondern auch auf *G. morhua* als Attraktor. Die Gesamtverteilung in den 25 Rasterzellen zeigt, dass sich jeweils am Jahresende die meisten Fische im Windpark aufhalten. Die mittlere Biomasse in *Butendiek* ist im Vergleich mit den anderen Rasterzellen nicht am höchsten, da sich überwiegend juvenile Dorsche im Windparkareal aufhalten.

Im Jahresverlauf variiert der mittlere prozentuale Anteil, den *G. morhua* im Windpark verbringt. Während der Laichzeit ist ein Abfall der Kurven ersichtlich (Abbildung 5.7). Die Gegebenheit, dass jeweils zu Jahresbeginn der mittlere prozentuale Anteil am höchsten ist, kann in der Mobilität (Emi- und Immigration) und der Nahrungssuche begründet sein. *P. platessa* legt die Tagesstrecke an einem Stück in eine zufällig gewählte Richtung zurück, solange sie kein Windrad wahrnimmt. Sie wechselt so von einer zur nächsten Rasterzelle. Die Dorsche hingegen unterbrechen ihre Bewegung bzw. ändern die Richtung, wenn sie ein Windrad oder Beute wahrnehmen. Die Verteilung der Beute im Windparkareal kann zu längeren Aufenthalten im Gebiet des Windparks führen. Eine weitere Möglichkeit ist, dass zum Jahresende die Mortalität (Fraß durch Prädatoren und Tod durch z.B. Krankheit) stärker greift. Nach der Reproduktion kehren einige adulte Dorsche in den Windpark zurück und die Rekrutierung in Form der Einwanderung juveniler Dorsche macht sich bemerkbar. Die Wahrscheinlichkeit für ein Jungtier zu sterben ist höher als für einen adulten Fisch. Ein juveniler Dorsch, verbringt natürlich, auf sein Leben bezogen, im Vergleich zu den älteren Fischen weniger Tage im Windpark. Da sich überwiegend juvenile Dorsche im Windpark

aufhalten, kann dies den Unterschied in der Zeit, die ein Dorsch durchschnittlich während seines Lebens im Windpark verbringt, zu Beginn und Ende eines Jahres verursachen. Der mittlere prozentuale Anteil der Zeit, die der demersale Fisch im Windpark verbringt, beträgt etwa 40 – 55 %.



**Abbildung 5.6:** Jahresgang der mittleren Abundanz der Superindividuen über 5 (links) und 20 Jahre (rechts) von *G. morhua* im Windpark *Butendiek*.



**Abbildung 5.7:** Jahresgang der mittleren Aufenthaltsdauer, die ein Dorsch durchschnittlich während seines Lebens in *Butendiek* verbringt. Der mittlere prozentuale Anteil errechnet sich aus  $(\text{Tage im Windpark} / \text{Tage am Leben}) \cdot 100$ .

### Pile in der südöstlichen Ecke des Windparkareals

Entsprechend den Ergebnissen des mittig platzierten Piles bewirkt das Hartsubstrat jahreszeitliche Einflüsse bei den beiden simulierten Spezies. Eine Zusammenfassung der Ergebnisse zeigt Tabelle 5.1.

Im direkten Vergleich tritt nur bei den Plattfischen ein Unterschied auf. Die Resultate unterscheiden sich bei *P. platessa* in Hinblick auf die mittlere Abundanz in *Butendiek* von denen der vorherigen Simulation. Die Kurven der mittleren Abundanz der einzelnen Jahre liegen enger beieinander, wenn der Pile sich im südöstlichen Teil des Windparkgebietes befindet.

### Pile in der nordwestlichen Ecke des Windparkgebietes

Die Ergebnisse dieser Simulation weisen im Vergleich zu den beiden vorherigen keine Unterschiede auf. Eine Zusammenfassung der drei Simulationen mit einem Pile enthält Tabelle 5.1.

**Tabelle 5.1:** Vergleich der Simulationsergebnisse mit einem Pile im Windparkgebiet *Butendiek* für *P. platessa* und für *G. morhua*.

<i>Pleuronectes platessa</i>	1 Pile_Mitte	1 Pile_südöstl.	1 Pile_nordwestl.
<b>mittlere Abundanz</b>	variabel (80 - 145)	variabel (80 - 145)	variabel (80 - 145)
<b>mittlere Biomasse (g)</b>	50 - 250	50 - 260	50 - 270
<b>prozentualer Anteil</b>	30 - 50 %	25 - 50 %	25 - 50 %
<b>Attraktorwirkung</b>	ja	ja	ja

<i>Gadus morhua</i>	1 Pile_Mitte	1 Pile_südöstl.	1 Pile_nordwestl.
<b>mittlere Abundanz</b>	variabel (50 - 150)	variabel (50 - 150)	variabel (50 - 150)
<b>mittlere Biomasse (g)</b>	400 - 1200	200 - 1200	200 - 1200
<b>prozentualer Anteil</b>	40 - 55 %	35 - 55%	35 - 55%
<b>Attraktorwirkung</b>	ja	ja	ja

### Zusammenfassung

Die Simulationen mit einem zentral platzierten einzelnen Windrad innerhalb des Windparkgebietes gegenüber einem dezentral platzierten entsprechen sich für *P. platessa* und *G. morhua* in Bezug auf die mittlere Abundanz, die mittlere Biomasse und den mittleren prozentualen Anteil, den ein Fisch während seines Lebens innerhalb des Windparks verbringt. In allen drei Simulationen halten sich jeweils am Jahresende im Vergleich zu den anderen Rasterzellen, die meisten Platt- und demersalen Fische im Windparkgebiet auf.

Die Simulationen zeigen, dass das eingebrachte Hartsubstrat sich, unabhängig seiner Position im Windparkareal, als Attraktor auswirkt. Die Wirkung ist für beide Arten beim mittig platzierten Windrad gleich. Die einfaktorielle Anova, gemittelt über 25 Jahre Simulationszeitraum, zeigt, dass es keinen signifikanten Unterschied der Abundanz zwischen den beiden Arten gibt ( $p < 0,337$ ).

Genau wie bei der Simulation von *Horns Rev* nutzen sowohl juvenile als auch adulte Schollen und vorwiegend juvenile Dorsche das Windparkareal.

Obwohl *Butendiek* bei diesen Simulationen nur ein einzelnes Windrad enthält, wirkt das eingebrachte Hartsubstrat als Attraktor. Die Position des einzelnen Piles wirkt sich kaum auf diesen Effekt aus. Die Simulation mit dem in der Mitte platzierten Windrad weist sowohl bei *P. platessa* als auch bei *G. morhua* einen etwas höheren mittleren prozentualen Anteil auf.

Die Fische verbringen im Vergleich zu den anderen beiden Simulationen mit einem Pile mehr Tage im Gebiet von *Butendiek*.

#### **5.4 Butendiek, 80 Piles in Trapezform ohne / mit Bewuchs**

Die 80 Piles sind gemäß den Genehmigungsunterlagen in fünf Reihen und in Form eines Trapezes angeordnet. Der Abstand zwischen den Piles beträgt je 500 m, die Distanz zwischen den Reihen je 1.000 m.

Die beiden folgenden Simulationen unterscheiden sich im Besiedlungsgrad des Hartsubstrates. Bei der ersten Simulation findet an den Piles keine Riffbildung statt. Die Windräder weisen über den gesamten Zeitraum keinen Bewuchs auf. Bei der zweiten Simulation steht im Windpark zusätzliche Nahrung in Form der riffbildenden Organismen zur Verfügung.

##### **Trapez mit 500 m Pile - Abstand ohne Bewuchs**

Trotz des fehlenden Bewuchses tritt ein Attraktor-Effekt auf. Obwohl die Nahrung in Form der riffbildenden Organismen wegfällt, halten sich zum Ende der Simulation die meisten Fische in derjenigen Rasterzelle, in der *Butendiek* liegt, auf.

##### ***Pleuronectes platessa***

Die mittlere Abundanz der Plattfische im Windpark ist, wie bei den vorherigen Simulationen mit nur einem Pile variabel. Im ersten Jahr steigt im letzten Viertel des Jahres die mittlere Abundanz an. Das Maximum (etwa 380 Individuen) weisen der Oktober des ersten und der Januar des zweiten Jahres auf. Das Minimum weist der Januar des 13. Jahres (etwa 120 Schollen) auf (Abbildung 5.8). Dies ist durch die Emi- und Immigration der Plattfische zwischen den einzelnen Rasterzellen bedingt. Der Abfall der Abundanz zur Laichzeit bzw. der Anstieg nach der Rückkehr der geschlechtsreifen Fische ist sichtbar. Die mittlere Biomasse liegt generell etwas höher als bei den Simulationen mit einem Pile. Die mittlere Biomasse beträgt im Durchschnitt zwischen 250 und 320 g, bei einem Pile etwa 200 bis 300 g.

Trotz des fehlenden Bewuchses liegt der mittlere prozentuale Anteil, den eine Scholle durchschnittlich während ihres Lebens im Windpark verbringt zwischen 35 und 55 % (Abbildung 5.9). Dies ist mit dem mittleren prozentualen Anteil der Simulationen mit einem Pile vergleichbar. Bei der Simulation mit 80 Piles halten sich die Schollen im Mittel genauso lange auf wie erwartet ( $p < 0,167$ ). Ein einziger, von benthischen Organismen besiedelter Pile ist etwa genauso attraktiv wie 80 unbesiedelte Windräder. Dies zeigt, dass ein Habitat nicht allein durch seine Schutz bietenden Strukturen, sondern immer auch in Zusammenhang mit Nahrungsressourcen als Attraktor wirkt.

### ***Gadus morhua***

Im Gegensatz zu *P. platessa* liegt die mittlere Abundanz der Dorsche im Windpark im ersten Jahr deutlich höher als in allen folgenden Jahren. Die mittlere Abundanz des zweiten Simulationsjahres befindet sich klar unter der des ersten Jahres, ist aber gleichzeitig noch etwas höher als in den restlichen Jahren. Die Einstellung des Gleichgewichts zwischen Rekrutierung und Mortalität dauert in etwa drei Jahre, wie auch bei den anderen Simulationen. Die Maxima weisen der November des ersten und der Januar des zweiten Simulationsjahres, jeweils mit etwa 300 Individuen, auf. Genau wie bei der Scholle ist die Verringerung der mittleren Abundanz zur Laichzeit sichtbar. Dies jedoch erst ab dem zweiten Jahr, da im ersten Jahr die Dorsche noch nicht ein reproduktionsfähiges Alter erreichen (Abbildung 5.12).

Das Maximum der mittleren Biomasse in *Butendiek* beträgt etwa 1.550 g und tritt im März des dritten Jahres auf. Dies ist der höchste Wert im Vergleich zu den drei vorherigen Simulationen (Maximum: ca. 1.200 g bzw. ca. 1.400 g).

Im Gegensatz zur Scholle liegt der mittlere prozentuale Anteil, den ein Dorsch während seines Lebens im Windpark verbringt, ebenfalls höher als bei den Simulationen mit einem Pile. Ein Dorsch hält sich etwa 47 – 65 % seines Lebens in *Butendiek* auf (Abbildung 5.13). Die juvenilen Dorsche, die geringere Tagestrecken zurücklegen, haben eine höhere Chance ein Windrad wahrzunehmen und dorthin zu schwimmen. Am Pile finden juvenile Individuen außerdem Schutz vor Prädatoren. Je öfter sie das Hartsubstrat wahrnehmen, desto länger wird ihre Aufenthaltsdauer im Park.

### **Trapez mit 500 m Pile – Abstand mit Bewuchs**

Die Piles der Offshore - Windfarm, im gesetzlich vorgeschriebenen Abstand von 500 m stehend und von benthischen Organismen besiedelt, fungieren für die beiden modellierten kommerziell genutzten Fischarten als Attraktor.

*FiWi* benötigt auch bei dieser Simulation die ersten Jahre zur Stabilisierung der Populationen. Aus diesem Grund wird im Folgenden in Bezug auf die mittlere Abundanz und mittlere Biomasse ausschließlich der Zeitraum von Jahr fünf bis Simulationsende ausgewertet.

### ***Pleuronectes platessa***

Die mittlere Abundanz ist variabel. Zu Jahresbeginn sinkt die Zahl, da reproduktionsfähige Individuen zu den Laichgründen wandern. Nach der Reproduktionsphase steigt die mittlere Abundanz wieder und bleibt bis Jahresende höher als zu Beginn (Abbildung 5.10). Im Vergleich zur Simulation ohne Bewuchs liegt die mittlere Abundanz bei besiedelten Piles jeweils zum Jahresbeginn etwas höher. Beide Simulationen weisen die Maxima im ersten



(Herbst) und zweiten Jahr (Winter) auf. Dies kann durch die Verteilung der Schollen im Windpark und den angrenzenden Rasterzellen, sowie in der Mobilität begründet sein. Der mittlere prozentuale Anteil der Zeit, die eine Scholle in ihrem Leben im Windpark verbringt, ist, genau wie bei der Simulation ohne Bewuchs im Winter (September - März) geringer als im Sommer (Mai - August). Eine mögliche Erklärung liefern die Laichwanderungen, die Verteilung der Prädatoren, sowie die Emi- und Immigration zwischen den Rasterzellen. Zum Jahresende tritt die Mortalität, z.B. durch Krankheit ein und einige adulte und juvenile Schollen sterben. Ebenfalls im Winter findet die Fortpflanzung statt. Zur Reproduktion wandern die adulten Individuen in die Laichgründe. Nach der Laichperiode kehrt ein prozentualer Anteil zurück. Zusätzlich wandern juvenile Individuen aus dem Wattenmeer ein. Die Verteilung der Schollen und Dorsche (Prädatoren) beeinflusst die Emi- und Immigration in *Butendiek*. Auf ihren täglichen Wanderungen bestimmt das Wahrnehmen eines Feindes bzw. eines Piles die Richtung der Bewegung und somit auch, ob sich *P. platessa* in oder aus dem Windpark begibt, was sich in der Abundanz wieder spiegelt. Auf der täglichen Wanderung gelangen die Schollen in den Windpark und finden an den Piles Schutz und Nahrung. Durchschnittlich verbringen Schollen zwischen 40 und 55 % ihres Lebens innerhalb von *Butendiek* (Abbildung 5.11).

Der Windpark mit 80 Windrädern hat, wie bei den Simulationen mit einem Pile, einen vergleichbaren Effekt auf *P. platessa*. Jeweils am Jahresende halten sich, im Vergleich zu den anderen Rasterzellen, die meisten Schollen innerhalb des Windparks auf. Der Vergleich der mittleren Abundanz und des mittleren prozentualen Anteils mit den Simulationen mit nur einem Pile zeigen, dass die Quantität des eingebrachten Hartsubstrates die Attraktorwirkung zu verstärken scheint. *Butendiek* mit 80 Windrädern lockt mehr Schollen an. Im Mittel halten sich etwas mehr als doppelt so viele Superindividuen im Windpark mit 80 Piles auf und sie verbringen hier mehr Tage ihres Lebens als im Gebiet mit einem Pile. Bei 80 besiedelten Piles halten sich im Mittel mehr Schollen als erwartet auf. Bei der Simulation mit einem Pile befinden sich signifikant ( $p < 0,000$ ) weniger Superindividuen im Windpark.

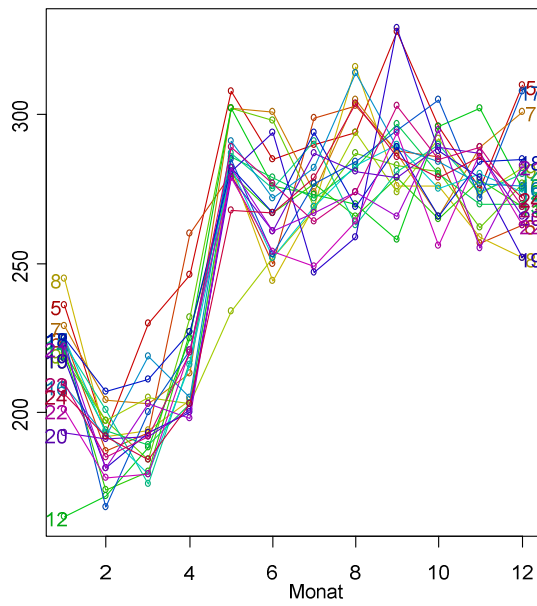
### ***Gadus morhua***

Im ersten Simulationsjahr ist die mittlere Abundanz am höchsten. Im November dieses Jahres befindet sich auch das Maximum (300 Individuen). Es gibt auch hier ein zweites Maximum. Genau wie bei der Simulation ohne Bewuchs erreicht die mittlere Abundanz zu Beginn des zweiten Jahres fast 300. Wie schon bei *P. platessa* zu sehen ist, nimmt die Anzahl, der sich im Windpark aufhaltenden Superindividuen zur Reproduktionszeit ab (Abbildung 5.14). Im ersten Jahr ist dies nicht der Fall, da die Dorsche bei der Initialisierung die Geschlechtsreife

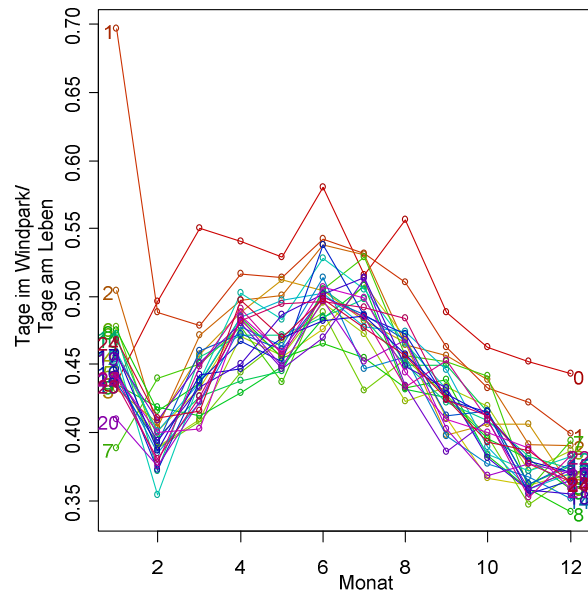
noch nicht erreicht haben. Dies zeigt sich auch an der mittleren Biomasse. Diese ist durch die vielen juvenilen Individuen im ersten Jahr am geringsten. Das Maximum wird im dritten Jahr erreicht.

Der mittlere prozentuale Anteil, der Zeit die *G. morhua* durchschnittlich während seines Lebens innerhalb von *Butendiek* verbringt, beträgt 50 – 65 %. Im Vergleich zu *P. platessa* verbringen die Dorsche, wie schon in den vorherigen Läufen, bedingt durch die Nahrungssuche einen höheren Anteil ihres Lebens im Windpark.

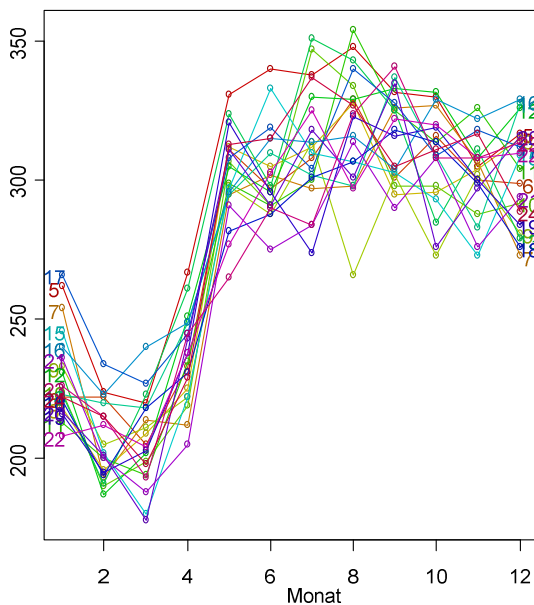
Die 80 Piles wirken sich somit auch auf die Dorsche aus. Am Ende der Simulation ist die Gleichverteilung der Fische in den 25 Rasterzellen aufgehoben und die meisten Dorsche befinden sich in *Butendiek*. Im Vergleich zu den Simulationen mit einem Pile, halten sich die Dorsche, genau wie die Plattfische, mehr Tage ihres Lebens in *Butendiek* mit der höheren Anzahl an Windrädern auf. Bei 80 besiedelten Piles halten sich im Mittel mehr Dorsche als erwartet auf. Bei der Simulation mit einem Pile befinden sich signifikant ( $p < 0,000$ ) weniger Superindividuen im Windpark



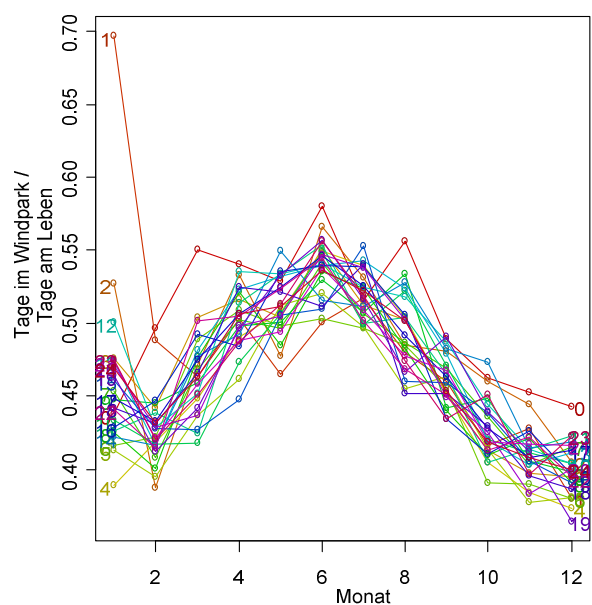
**Abbildung 5.8:** Jahrgang der mittleren Abundanz der Superindividuen in *Butendiek* von *P. platessa*, Piles ohne Bewuchs (Jahr 5 – 24).



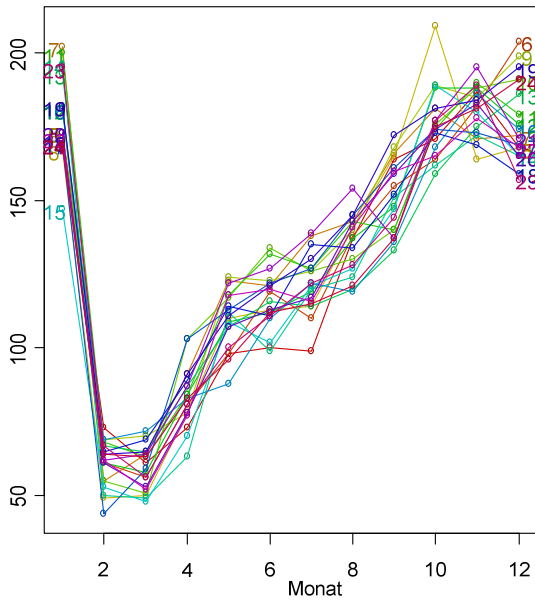
**Abbildung 5.9:** Jahrgang des mittleren prozentualen Anteils der Lebenszeit von Schollen in *Butendiek*, Piles ohne Bewuchs.



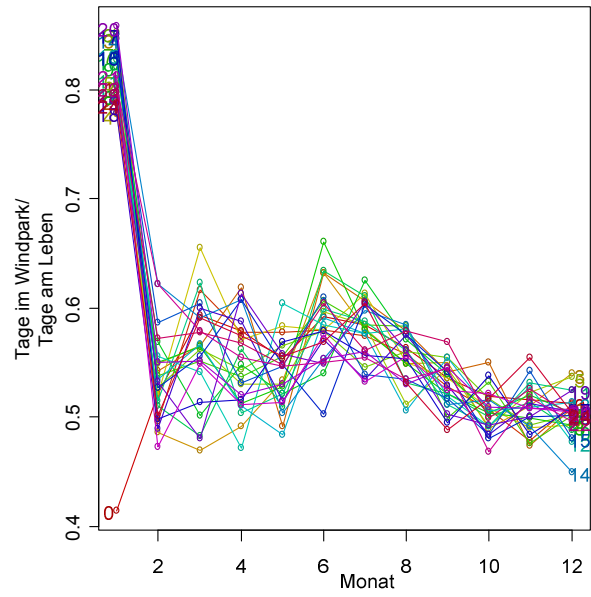
**Abbildung 5.10:** Jahrgang der mittleren Abundanz der Superindividuen in *Butendiek* von *P. platessa*, Piles mit Bewuchs (Jahr 5 – 24).



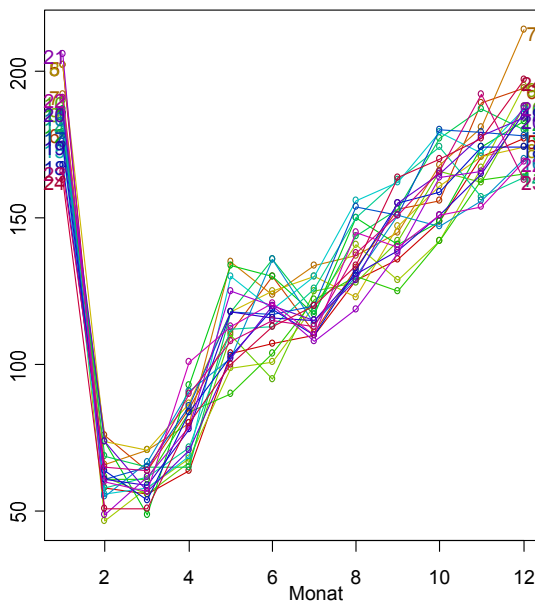
**Abbildung 5.11:** Jahrgang des mittleren prozentualen Anteils der Lebenszeit von Schollen in *Butendiek*, Piles mit Bewuchs.



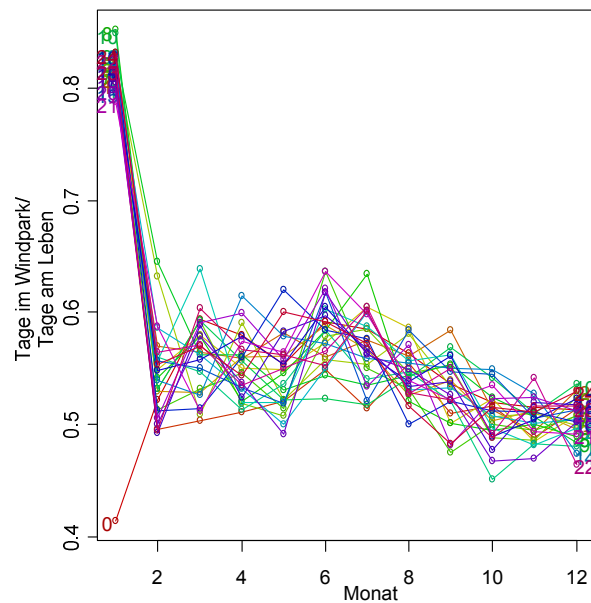
**Abbildung 5.12:** Jahrgang der mittleren Abundanz der Superindividuen in *Butendiek* von *G. morhua*, Piles ohne Bewuchs (Jahr 5 – 24).



**Abbildung 5.13:** Jahrgang des mittleren prozentualen Anteils der Lebenszeit von Dorschen in *Butendiek*, Piles ohne Bewuchs.



**Abbildung 5.14:** Jahrgang der mittleren Abundanz der Superindividuen in *Butendiek* von *G. morhua*, Piles mit Bewuchs (Jahr 5 – 24).



**Abbildung 5.15:** Jahrgang des mittleren prozentualen Anteils der Lebenszeit von Dorschen in *Butendiek*, Piles mit Bewuchs.

## Zusammenfassung

Der Vergleich der beiden Simulationen mit 80 Piles ohne und mit Bewuchs zeigt, dass Hartsubstrat als solches (ohne Bewuchs) als Attraktor wirkt. Das zusätzliche Angebot von Nahrung scheint jedoch die Attraktivität eines Habitats zu verstärken. Die Wirkung als Attraktor des Offshore – Windparks wird sowohl durch die Schutzfunktion als auch durch das Nahrungsangebot bedingt. Der T-Test zeigt, dass sich im Mittel bei beiden Simulationen mehr Superindividuen der Schollen als erwartet im Windpark aufhalten. Bei der Simulation mit Bewuchs ist der Mittelwert ( $M = 3.257,64$ ) etwas höher als bei 80 unbesiedelten Piles ( $M = 3.017,48$ ).

Für *P. platessa* ist im Windpark der Schutz vor Prädatoren von Bedeutung. Sie ernährt sich, von Bewuchs und von virtuellem Futter und findet auf der Flucht vor Feinden am Pile Unterschlupf, unabhängig davon, ob dieser besiedelt ist oder nicht. Sowohl die mittlere Abundanz als auch der mittlere prozentuale Anteil, den eine Scholle während ihres Lebens in *Butendiek* verbringt, sind im Vergleich zu der Simulation mit Bewuchs etwas geringer. Die untere Grenze des mittleren prozentualen Anteils der Lebenszeit einer Scholle in *Butendiek* ist bei der Simulation ohne Bewuchs geringer, die obere Grenze ist jedoch bei beiden gleich. Dieser Unterschied kann durch die Nahrungsverfügbarkeit am Hartsubstrat bedingt sein. Die Plattfische verweilen länger im Windpark mit Nahrung in Form von besiedelten Piles. Für *G. morhua* dagegen sind die Resultate der beiden Simulationen ähnlich. Dies kann im Verhalten bei der Nahrungssuche bedingt sein. Für Dorsche ist der Bewuchs nur eine untergeordnete Nahrungsquelle. Sie ernähren sich vorwiegend piscivor. Da ihre Beute jedoch sowohl an unbesiedelten als auch an besiedelten Hartsubstrat Schutz findet, werden nicht mehr Dorsche ins Gebiet gelockt und auch der mittlere prozentuale Anteil, den ein Dorsch während seines Lebens in *Butendiek* verbringt, ist in beiden Fällen fast gleich. Genau wie bei der Scholle sind die oberen Grenzen gleich, die untere jedoch bei der Simulation ohne Bewuchs etwas geringer. Der Grund ist auch hier die Nahrungssituation. *G. morhua* kann vom Bewuchs fressen. Aber auch seine Chancen auf Jagderfolg erhöhen sich, je länger die Schollen im Gebiet verweilen.

## 5.5 Butendiek, 80 Piles in Trapezform, Variation der Abstände

Die folgenden zwei Simulationen unterscheiden sich in den Abständen zwischen den Piles und zwischen den Reihen der Windräder.

### **Trapez mit 250 m Pile – Abstand mit Bewuchs**

Durch die Halbierung der Distanz zwischen den Piles wird der Windpark verkleinert. Das Areal beträgt die Hälfte der Fläche verglichen mit der Anordnung der Piles in einem Abstand von 500 m.

Eine Wirkung des Hartsubstrates auf die Fische als Attraktor ist, genau wie beim Abstand von 500 m vorhanden.

#### ***Pleuronectes platessa***

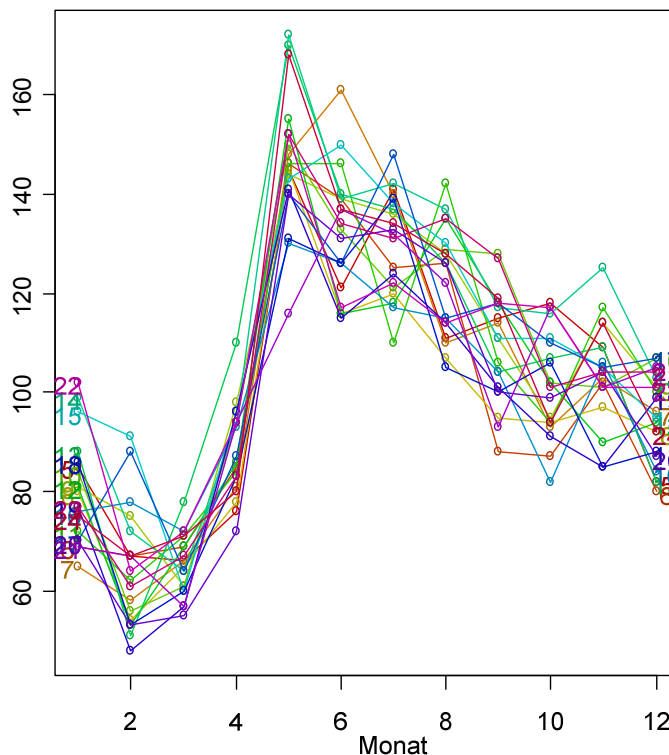
Die mittlere Abundanz ist im Vergleich zur Simulation mit einem Abstand von 500 m zwischen den Piles drei Mal geringer (Abbildung 5.16). Sie ist, im Vergleich zu den anderen Simulationen signifikant ( $p < 0,000$ ) geringer. Dies kann in der Verkleinerung der Fläche von *Butendiek* begründet sein. Auf ihren täglichen Wanderungen (Nahrungssuche und Flucht vor Prädatoren) durchquert eine Scholle ein kleines Gebiet schneller als ein größeres. Die Bewegung einer Scholle, die im größeren Gebiet noch innerhalb der Gebietsgrenzen endet, wird bei einem halb so großen Windparkareal in der benachbarten Rasterzellen abgeschlossen. Dies bedingt die Verringerung der Abundanz im Vergleich zur Simulation mit einem Abstand der Piles von 500 m.

Die Gegenüberstellung der mittleren Abundanz aus dieser Simulation und denen mit nur einem Pile, zeigt, nur einen sehr geringen Unterschied. Eine größere Fläche mit einem Windrad scheint ähnlich attraktiv wie eine kleine Fläche mit 80 Piles zu sein. Im Mittel halten sich etwa 100 Superindividuen mehr in der Simulation mit einem Pile auf. In beiden Simulationen befinden sich im Mittel jedoch weniger Superindividuen als erwartet. Die Chance ein Pile wahrzunehmen ist bei einem einzelnen geringer als bei 80 Windrädern. Auf Grund der Mobilität halten sich nur einige Individuen mehr im Gebiet mit 80 Piles auf, was im Vergleich zum Areal mit einem Windrad kleiner ist. Auf ihrer täglichen Wanderung findet *P. platessa* mehr Nahrung und Schutz in *Butendiek* mit 80 Piles, jedoch wird es bei der Bewältigung der Tagesstrecke schneller wieder verlassen als das größere Gebiet mit weniger Hartsubstrat. Dies zeigt sich ebenfalls im mittleren prozentualen Anteil, den eine Scholle während ihres Lebens in *Butendiek* verbringt. Die geringste mittlere Abundanz weist das zweite Simulationsjahr im März auf. Es emigrieren mehr Schollen aus dem Windparkgebiet als aus den Nachbarzellen immigrieren. Dies ist in der Mobilität und der Verteilung der Prädatoren begründet.

Im Vergleich zu den vorherigen Simulationen beträgt der mittlere prozentuale Anteil, den *P. platessa* während ihres Lebens innerhalb von *Butendiek* verbringt etwa 19 – 35 %. Sie verweilen, im Vergleich zu den anderen Simulationen signifikant ( $p < 0,000$ ) die wenigste

Zeit im Windpark. Schollen verbringen die wenigsten Tage ihres Lebens in einem kleinen Gebiet mit 80 Windrädern. Etwas länger halten sie sich in einem großen Gebiet mit einem Pile auf, am längsten jedoch in dem Gebiet mit der geplanten Anordnung mit einem Pile - Abstand von 500 m. Dies zeigt, dass neben der Größe des Windparkgebiets auch der Abstand der Piles in Hinblick auf die Fische von Bedeutung ist. Ein kleiner Pile – Abstand führt dazu, dass auch juvenile Individuen das Hartsubstrat schnell wahrnehmen, aber auf Grund ihrer Mobilität das Gebiet eher wieder verlassen. In einem großen Areal nehmen sie die Strukturen nicht ganz so häufig wahr. Sie benötigen jedoch mehr Zeit das Gebiet zu durchschwimmen, wobei die Chance steigt auf ein Windrad zu treffen.

Die Verteilung der Schollen am Ende der Simulation veranschaulicht den Einfluss der Offshore - Windräder: die meisten Superindividuen befinden sich in derjenigen Rasterzelle, in der *Butendiek* lokalisiert ist.



**Abbildung 5.16:** Jahrgang der mittleren Abundanz der Superindividuen in *Butendiek* von *P. platessa* für 20 simulierte Jahre (Jahr 5 – 24).

### *Gadus morhua*

Die mittlere Abundanz ist im ersten Simulationsjahr am höchsten (Abbildung 5.17). Die Abnahme der Fischzahl zur Reproduktionszeit ist deutlich zu sehen, jedoch im Vergleich zur vorherigen Simulation (Pile - Abstand von 500 m) nicht so stark ausgeprägt. Dies bedeutet, dass sich bei dieser Simulation weniger geschlechtsreife Dorsche in *Butendiek* aufhalten.

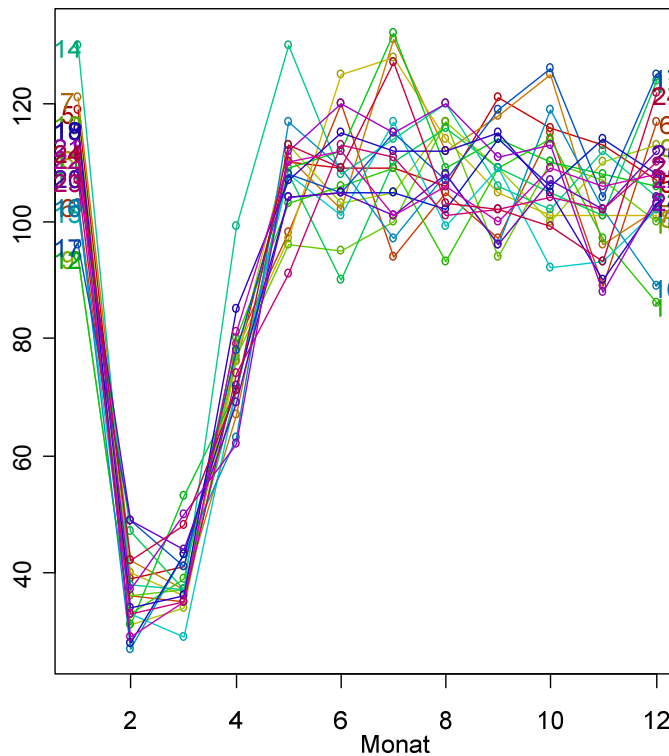
Der Anstieg der mittleren Abundanz im Anschluss an die Reproduktion ist im Vergleich zur Simulation mit einem Pile (Abb. 5.6) deutlicher. Die sich in den Nachbarzellen befindlichen juvenilen Dorsche nehmen eher ein Pile wahr. Dies ist in der Anzahl der Piles sowie im geringen Abstand der Piles bedingt. Juvenile Individuen legen kürzer Tagesstrecken zurück und nehmen im Vergleich zu adulten Fischen Strukturen erst aus geringeren Distanzen wahr. Der Anstieg der mittleren Biomasse im ersten Simulationsjahr ist deutlich schwächer als jener beim Pile - Abstand von 500 m. Ein möglicher Grund könnte sein, dass die Fische bei dem geringeren Abstand schneller ein Pile wahrnehmen und dort Schutz vor Räubern finden. Der verringerte Jagderfolg würde sich natürlich direkt auf die mittlere Biomasse auswirken. Weniger Beute bedeutet Gewichtsverlust und dies verursacht eine Verringerung der mittleren Biomasse im Windpark.

*G. morhua* verbringt im Vergleich zu den vorherigen Simulationen weniger Zeit im Windpark. Der mittlere prozentuale Anteil der Zeit, die ein Dorsch während seines Lebens im Windpark verbringt, beträgt ca. 20 – 35 %. Dies ist deutlich weniger als bei den Simulationen mit einem Pile, bzw. denen mit 80 Windrädern und einem Pile – Abstand von 500 m. Dorsche verbringen, im Vergleich zu den anderen Simulationen, signifikant ( $p < 0,000$ ) die wenigste Zeit ihres Lebens im Windpark mit einem Abstand der Piles von 250 m. Dies ist genau wie bei *P. platessa* durch die Gebietsgröße, den Pile – Abstand und die Mobilität bedingt.

Die Halbierung des Abstandes bewirkt, dass der prozentuale Anteil der in *Butendiek* verbrachten Tage bei Plattfischen und Dorschen etwa gleich ist.

Die Aufhebung der anfänglichen Gleichverteilung verdeutlicht die Attraktor – Wirkung des Windparks. Die meisten Superindividuen befinden sich am Ende der Simulation in *Butendiek*.





**Abbildung 5.17:** Jahrgang der mittleren Abundanz der Superindividuen in *Butendiek* von *G. morhua* für 20 simulierte Jahre (Jahr 5 – 24).

### Trapez mit 1.000 m Pile - Abstand mit Bewuchs

Die Verdopplung der Distanz zwischen den Piles hat die Vergrößerung des Gebietes zur Folge. Die Fläche ist zweimal so groß wie bei einem Abstand der Windräder von 500 m. Unterschiede zu den Ergebnissen mit 250 und 500 m Abstand der Piles sind in der mittleren Abundanz und im mittleren prozentualen Anteil, den ein Fisch durchschnittlich während seines Lebens im Windpark verbringt, zu sehen.

#### *Pleuronectes platessa*

Die mittlere Abundanz liegt höher als bei dem vorherigen Lauf. Der Anstieg im Anschluss an die Reproduktion ist nicht so stark wie bei der Simulation mit dem Abstand der Windräder von 250 m. Dies deutet darauf hin, dass weniger juvenile Schollen in den Windpark einwandern.

Der Vergleich mit den Simulationen mit einem Abstand der Piles von 250 bzw. 500 m zeigt die steigende mittlere Abundanz von 250 m über 1.000 m zum 500 m Pile – Abstand. Es halten sich signifikant ( $p < 0,000$ ) weniger Superindividuen im Windpark mit großem Abstand der Piles auf. Die Werte der mittleren Abundanz aus dieser und aus der Simulation ohne Bewuchs verdeutlichen, dass unbesiedelte Hartsubstratelemente in geringerem Abstand zu einander attraktiver sind als besiedelte Piles im Abstand von 1.000 m. Sie werden von den Schollen, nicht nur auf der Flucht vor Prädatoren schneller wahrgenommen.

Das mittlere Alter, der sich in *Butendiek* aufhaltenden Schollen, von 1.600 – 1.800 Tagen entspricht in etwa dem mittleren Alter bei der Simulation mit einem Abstand der Piles von 500 m.

Die Gegenüberstellung aller bisheriger Simulationen ergibt ein Maximum des mittleren prozentualen Anteils der Zeit, die *P. platessa* während ihres Lebens im Windpark verbringt. Der Wert liegt bei 60 – 75 %. Es halten sich die Superindividuen im Windpark mit einem Abstand der Piles von 1.000 m signifikant ( $p < 0,000$ ) am längsten auf. Dies kann in der Größe des Areals begründet sein. Die Plattfische benötigen mehr Zeit den Windpark zu durchschwimmen.

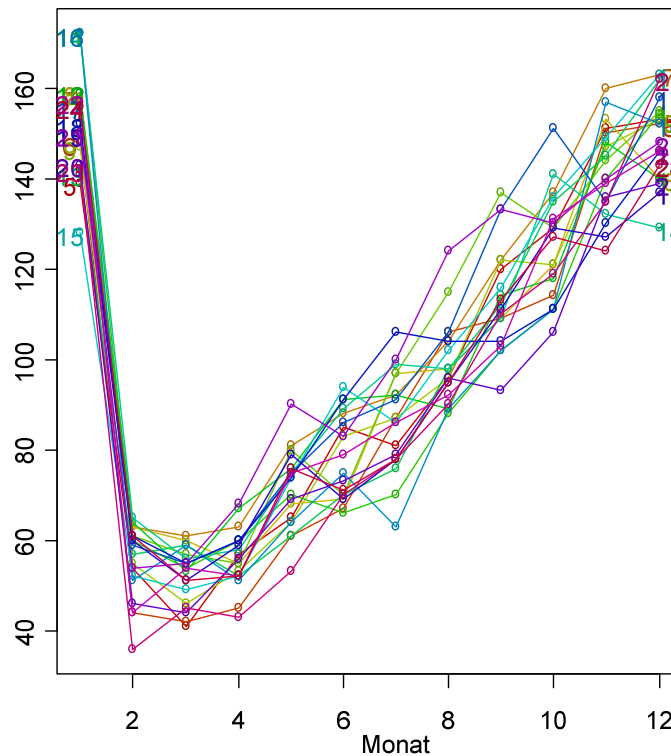
Genau wie bei den vorherigen Simulationen hält sich die größte Anzahl Schollen zu Simulationseende in *Butendiek* auf.

### ***Gadus morhua***

Die mittlere Abundanz verhält sich ähnlich, der aus der Simulation mit einem Abstand der Piles von 500 m. Die Variabilität, die Abnahme im Jahresverlauf zur Reproduktion und der Anstieg nach der Laichperiode sind jedoch weniger ausgeprägt als bei den beiden vorherigen Simulationen (Abbildung 5.18). Es scheinen weniger juvenile Dorsche in den Windpark einzuwandern. Dies kann im Fraßdruck bzw. in der Mobilität begründet sein.

Wie bei der Scholle erreicht der mittlere prozentuale Anteil ein Maximum. *G. morhua* verbringt durchschnittlich 65- 80 % seines Lebens innerhalb des Windparks. Es halten sich die Superindividuen im Windpark mit einem Abstand der Piles von 1.000 m signifikant ( $p < 0,000$ ) am längsten auf. Dies kann in der Größe des Gebietes, sowie in der Nahrungssituation begründet sein. Die Dorsche benötigen mehr Zeit das Gebiet zu durchschwimmen. Dies gilt auch für ihre Beute, die auf Grund des großen Pile – Abstandes weniger Schutz findet, und den Windpark für die Räuber attraktiv macht.

Wie schon bei *P. platessa* zeigt sich der Einfluss des eingebrachten Hartsubstrates in der Aufhebung der Gleichverteilung am Ende der Simulation.



**Abbildung 5.18:** Jahrgang der mittleren Abundanz der Superindividuen in *Butendiek* von *G. morhua* für 20 simulierte Jahre (Jahr 5 – 24).

### Zusammenfassung

Die vier Simulationen mit 80 Piles zeigen, dass das Fehlen von benthischen Organismen am Hartsubstrat und eine Variation der Abstände zwischen den Piles die Funktion des Windparks als Attraktor nicht untergraben. Diese Wirkung bleibt erhalten. Ein Gebiet mit unbesiedeltem Hartsubstrat ist attraktiver als eines ohne Strukturen, jedoch weniger anziehend als ein Areal mit besiedelten Windrädern.

### *Pleuronectes platessa*

Unterschiede zeigen sich z.B. bei der mittleren Abundanz. Die Anzahl, der sich durchschnittlich in *Butendiek* aufhaltenden Superindividuen ist bei einem Abstand der Piles von 500 m am höchsten, gefolgt von der Verdopplung. Bei der Halbierung dieser Distanz ist er am geringsten. Dies zeigt auch der T-Test. Die Unterschiede in der Abundanz sind bei den drei Formen signifikant ( $p < 0,000$ ). Der Abstand von 1.000 m ist signifikant schlechter als der von 500 m. Ein Abstand der Piles von 250 m ist signifikant schlechter als 1.000 m und 500 m.

Der mittlere prozentuale Anteil der Zeit, die im Windpark verbracht wird, wird von der Größe des Gebietes und dem Pile – Abstand beeinflusst. Er wird mit wachsendem Abstand der Windräder von 250 m über 500 m zu 1.000 m signifikant am größten. Dies kann in der Mobilität begründet sein. Je größer das Gebiet desto mehr Zeit wird benötigt, die Grenzen zu

passieren. Das höchste mittlere Alter von ca. 2.000 Tagen wird für die Scholle bei der Simulation mit einem Abstand der Piles von 250 m erreicht. Bei den größeren Abständen vermindert sich das mittlere Alter auf etwa 1.800 Tage. Da sowohl die Dorsche als auch die Schollen in der Trapezform mit dem kleinsten Abstand der Piles signifikant weniger Zeit ihres Lebens im Windpark verbringen, verringert sich der Jagddruck auf die Plattfische, sie werden älter als in den anderen Simulationen, was in der Erhöhung des mittleren Alters sichtbar wird. Juvenile Fische können im Schutz der Piles den Windpark zügig durchschwimmen.

### ***Gadus morhua***

Die mittlere Abundanz liegt bei den beiden größeren Abständen der Piles eng bei einander, während sie bei 250 m etwas niedriger ist. Genau wie bei der Scholle zeigt der T-Test, dass die Unterschiede in der Abundanz bei den drei Abständen der Piles signifikant sind ( $p < 0,000$ ). Der Abstand zwischen den Windrädern von 500 m ist signifikant höher als von dem Abstand von 250 m und 1.000 m. Ein Abstand von 250 m zwischen den Piles ist signifikant schlechter als einer von 1.000 m. Die Simulation mit dem Abstand der Windräder von 250 m weist, im Gegensatz zu den anderen, einen deutlichen Anstieg für den Zeitraum April bis Juni auf. Die gleichzeitige Abnahme des mittleren Alters im diesem Zeitraum belegt die Vermutung der Einwanderung von juvenilen Fischen. Sie ist beim Abstand der Piles von 250 m am stärksten, und nimmt bei der Simulation von einer Distanz von 500 m bzw. 1.000 m ab. Bei der Simulation mit dem geringsten Pile – Abstand sind auch die juvenilen Individuen in der Lage die Strukturen während ihrer täglichen Wanderung schnell wahrzunehmen. Bei beiden simulierten Fischarten ist der mittlere prozentuale Anteil, den ein Fisch während seines Lebens im Windpark verbringt, bei der Simulation mit einem Abstand der Piles von 1.000 m deutlich variabler und signifikant höher als bei den beiden anderen Modellläufen. Bei der größten Distanz ist er etwas mehr als doppelt so groß wie beim geringsten Abstand. Zur Durchquerung des größten Windparkgebietes brauchen beide Fischarten die längste Zeit. Aus diesem Grund halten sich die Plattfische länger als bei den anderen beiden Simulationen in *Butendiek* auf. Ihre Chance ein Windrad wahrzunehmen ist geringer als beim kleinen Pile – Abstand. Für *G. morhua* erhöht sich somit die Chance im Windpark auf Beute zu treffen. Durch die Nahrungssuche legt er die Tagesstrecke schneller als in den kleineren Arealen zurück und verbringt auf diese Weise mehr Zeit in der Windfarm.

## **5.6 Butendiek, 80 Piles, Variation der Windparkform**

Für die folgenden Simulationen wurde die Form des Windparks *Butendiek* verändert. Anstelle von einem Trapez bilden die 80 Piles ein Quadrat bzw. ein Rechteck.

Der geplante Abstand von 500 m zwischen den Windrädern und 1.000 m zwischen den Reihen wurde beim Rechteck beibehalten. Die Anzahl der Reihen ist auf zwei reduziert.

Für die Form des Quadrates gibt es zwei Simulationen:

1. der Abstand zwischen den Piles und den Reihen beträgt jeweils 1.000 m. Es wird aus neun Reihen Windrädern gebildet,
2. die 80 Piles bilden ein leeres Quadrat (keine Piles im Innern des Windparkgebiets), mit je 20 Windrädern in einem Abstand von 500 m. Die Piles machen die Ränder des Quadrates aus. Auf diese Weise ist die Anzahl der Piles pro Seite, die für die Fische in den angrenzenden Rasterzellen wahrnehmbar ist, identisch. Die Simulation gibt Aufschluss, ob die Anzahl, der wahrnehmbaren Piles die Attraktivität des Windparks beeinflusst.

### **Quadrat mit 1.000 m Pile – Abstand mit Bewuchs**

Die Veränderung der Form vom Trapez zum Quadrat mit neun Reihen Piles bewirkt kaum Unterschiede im Vergleich zu den Ergebnissen der Simulationen der geplanten Trapezform mit der Variation des Abstandes zwischen den Piles.

#### ***Pleuronectes platessa***

Die mittlere Abundanz ist im Vergleich zu Simulationen mit Trapezform und einem Abstand der Piles von 500 m und 1.000 m geringer bzw. etwa gleich. Sie unterscheidet sich nicht signifikant von den anderen. Der Abfall bzw. der Anstieg zur Zeit der Reproduktion und nach ihr sind gut zu erkennen.

Die Gegenüberstellung des mittleren prozentualen Anteils der Zeit, die im Windpark verbracht wird, zeigt, dass er mit ca. 45 – 60 % etwas höher liegt als der, der Simulation *Butendiek* in seiner geplanten Form. Im Mittel ( $M = 53,55\%$ ) verbringen die Superindividuen mehr Zeit ihres Lebens im Windpark als erwartet.

Die Aufhebung der anfänglichen Gleichverteilung unterstreicht die Wirkung als Attraktor.

#### ***Gadus morhua***

Im Gegensatz zur Scholle entspricht beim Vergleich mit den Simulationen zur Trapezform und einem Abstand der Piles von 500 m und 1.000 m, die mittlere Abundanz den Werten bei der Simulation mit der geplanten Form des Windparks. Dies trifft auch für den mittleren prozentualen Anteil der Zeit im Windpark von ca. 50 – 68 % zu. Im Mittel ( $M = 62,77\%$ ) verbringen die Superindividuen mehr Zeit ihres Lebens im Windpark als erwartet.

Genau wie bei *P. platessa* wirkt *Butendiek* als Attraktor.

### **Rechteck mit 500 m Pile – Abstand mit Bewuchs**

Die Simulation des Windparks in rechteckiger Gestalt liefert ähnliche Resultate wie die mit der für *Butendiek* geplanten Trapezform.

#### ***Pleuronectes platessa***

Die mittlere Abundanz ist sehr variabel. Die minimale Anzahl tritt im März des zweiten Jahres auf, ein Maximum dagegen zweimal, einmal im Mai des zehnten Jahres und einmal im August des 17. Jahres. Die höchste mittlere Abundanz liegt bei ca. 170 Superindividuen. Im Vergleich zu den vorherigen Simulationen entspricht die mittlere Abundanz in etwa derjenigen bei der Simulation mit dem Trapez mit einem Abstand der Piles von 250 m. Es halten sich im Mittel ( $M = 1.300,32$ ) weniger Superindividuen im Windpark auf.

Der mittlere prozentuale Anteil der im Windpark verbrachten Zeit liegt mit etwa 30 – 45 % zwischen dem der Simulationen mit einem Trapez mit einer Distanz der Windräder von 250 und 500 m. Der mittlere prozentuale Anteil der im Windpark verbrachten Zeit ist im Mittel beim Trapez mit einem Abstand der Piles von 250 m und dem Rechteck geringer als erwartet und signifikant ( $p < 0,000$ ) kleiner als beim Trapez mit einem Abstand der Piles von 500 m. Dies verdeutlicht, dass für *P. platessa* die Anordnung der Piles als Trapez mit einem Abstand von 500 m sehr gut geeignet ist.

Durch die Anordnung von je 40 Piles in zwei Reihen verliert der Windpark nicht seine Funktion als Attraktor. Am Ende der Simulation befinden sich die meisten der Superindividuen in *Butendiek*.

#### ***Gadus morhua***

Im Gegensatz zur Scholle zeigt, dass die Abundanz sich nicht signifikant ( $p < 0,098$ ) von den anderen unterscheidet.

Der mittlere prozentuale Anteil der im Windpark verbrachten Zeit liegt mit etwa 35 – 47 % wie beim Plattfisch zwischen dem der Simulationen mit einem Trapez und einer Distanz der Piles von 250 m und 500 m. Der mittlere prozentuale Anteil der im Windpark verbrachten Zeit ist im Mittel beim Trapez mit einem Abstand der Piles von 250 m und dem Rechteck geringer als erwartet und signifikant ( $p < 0,000$ ) kleiner als beim Trapez mit einem Abstand der Piles von 500 m. Dies legt nahe, dass *G. morhua* die Trapezform mit einem Abstand von 500 und 1.000 m gegenüber der rechteckigen Gestalt bevorzugt. Dies wird, wie bereits mehrfach erläutert, durch die Bewegung bei der Nahrungssuche verursacht.

Am Ende der Simulation befinden sich die meisten Dorsche im Windpark, der somit einen Anziehungseffekt ausübt.

### **Leeres Quadrat mit 500 m Pile – Abstand mit Bewuchs**

Die Simulation mit dem leeren Quadrat resultiert für beide Fischarten in ähnlichen Ergebnissen wie die Simulation des Quadrates aus neun Reihen Piles.

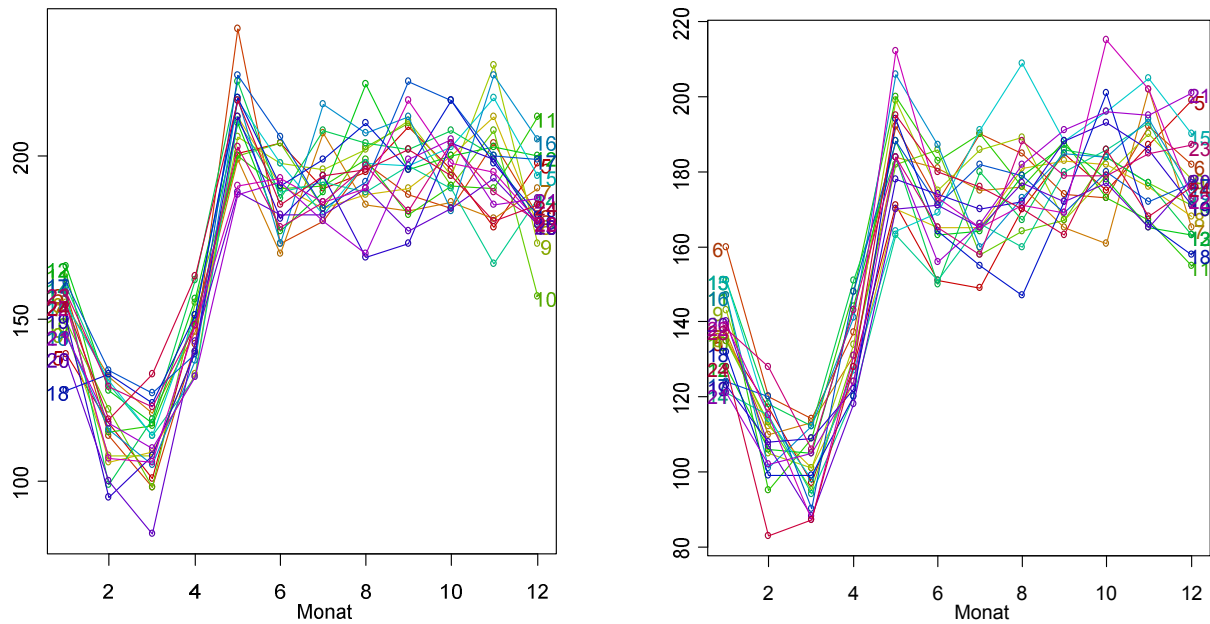
#### ***Pleuronectes platessa***

Der Vergleich der beiden Simulationen mit *Butendiek* in Quadratform zeigt, dass die mittlere Abundanz im Quadrat mit neuen Reihen Piles (100 – 220 Superindividuen) etwas höher liegt (Abbildung 5.19). Im Mittel halten sich mehr Superindividuen im Quadrat auf als erwartet, im leeren Quadrat im Mittel weniger als erwartet.

Der mittlere prozentuale Anteil der Zeit, die eine Scholle während ihres Lebens im Windpark verbringt, ist dafür beim leeren Quadrat mit 45 – 62 % geringfügig höher.

Ein deutlicher Unterschied zeigt die mittlere Biomasse der Individuen. Diese liegt mit 100 – 290 g höher als beim Quadrat aus neun Reihen Piles (60 – 280 g). Dies lässt den Schluss zu, dass mehr adulte schwere Schollen den Windpark auf ihren Wanderungen erreichen. Eine andere Erklärung ist der erhöhte Fraßdruck auf juvenile Plattfische durch Dorsche. Juvenile Individuen nehmen die schützenden Strukturen erst aus geringer Entfernung wahr und finden im Innern des Gebietes keinen Schutz. Auf diese Weise werden sie zu leichter Beute.

Die Attraktivität des Windparks bleibt trotz der Anordnung der Piles bestehen. Am Ende der Simulation halten sich die meisten Superindividuen, sowohl juvenile als auch adulte, in *Butendiek* auf.



**Abbildung 5.19:** Jahresgang der mittleren Abundanz der Superindividuen in *Butendiek* von *P. platessa* für 20 simulierte Jahre (Jahr 5 – 24), links für das Quadrat aus neuen Reihen Piles und rechts für das leere Quadrat.

### *Gadus morhua*

Die Vermutung des erhöhten Fraßdrucks im Windpark bestätigt die deutlich höhere mittlere Biomasse (400 – 1.200 g) im Vergleich zum Quadrat mit neun Reihen Piles (190 – 1.100 g). Ein weiterer Anhaltspunkt für diese These ist der höhere mittlere Anteil der Zeit (51 – 70 %), die ein Dorsch während seines Lebens im Windpark verbringt, bei gleicher mittlerer Abundanz im Vergleich zur Simulation mit dem Quadrat aus den gleichmäßig verteilten Piles. Die Abundanz ist jedoch nicht signifikant ( $p < 0,570$ ) im Vergleich zu den anderen Simulationen.

Die Resultate zeigen, dass trotz der Anordnung der Piles *Butendiek* als Attraktor wirkt. Die Gleichverteilung in den 25 Rasterzellen ist am Ende der Simulation zu Gunsten des Windparks aufgehoben.

### Zusammenfassung

Beide Anordnungen der Windräder (Quadrat und Rechteck) wirken als Attraktor auf die zwei simulierten Fischarten. Des Weiteren sind für Dorsche und Schollen die Unterschiede in der mittleren Biomasse bei den drei Formen Quadrat, Rechteck und Trapez (Abstand der Piles 500 m) nicht sehr groß. Das Quadrat mit neuen Reihen Piles und das Rechteck weisen im Vergleich zum leeren Quadrat und dem Trapez eine etwas geringere mittlere Biomasse auf.



### ***Pleuronectes platessa***

Unterschiede treten bei dem mittleren prozentualen Anteil der Zeit auf, die die Schollen während ihres Lebens in *Butendiek* verbringen. Die Wirkung der Form des Windparks ist auf die Plattfische gering. Der T-Test der Abundanz zeigt, *Butendiek* in Form eines Rechtecks ist signifikant ( $p < 0,000$ ) geringer ist. Die Trapezform mit einem Abstand der Piles von 500 m mit Bewuchs wird bevorzugt.

Der Vergleich der beiden Simulationen mit *Butendiek* in Form eines Quadrates zeigen, dass die Plattfische, bei gleicher mittlerer Abundanz, geringfügig mehr Tage ihres Lebens im leeren Quadrat verbringen. Dies verdeutlicht, dass die Anzahl der Piles, die von außerhalb des Windparks wahrnehmbaren Piles eine untergeordnete Rolle im Hinblick auf die Attraktivität des Habitats spielt. Der T-Test ergibt, dass tendenziell das leere Quadrat weniger attraktiv ist als das andere.

### ***Gadus morhua***

Der Vergleich der Formen zeigt, dass die mittlere Abundanz beim Rechteck etwa dem Wert bei der Simulation mit der Form eines Trapezes mit einem Abstand von 1.000 m entspricht. Die Abundanz ist jedoch nicht signifikant (0,098) unterschiedlich. Der Vergleich des mittleren prozentualen Anteils der im Windpark verbrachten Zeit legt dar, dass die Dorsche jedoch in einem trapezförmigen Windpark mit dem Abstand der Piles von 500 und 1.000 m signifikant mehr Tage ihres Lebens verbringen als im rechteckigen Windpark. Der mittlere prozentuale Anteil, den ein Dorsch während seines Lebens im Windpark verbringt, ist bei geringerer mittlerer Abundanz bei beiden Simulationen mit *Butendiek* in Form eines Quadrates etwas höher als bei der geplanten Trapezform mit einem Abstand der Piles von 500 m. Der T-Test ergibt dagegen, dass die Abundanz in der geplanten Trapezform signifikant höher ist ( $p < 0,000$ ) als beim Rechteck.

Die Gegenüberstellung der beiden viereckigen Anordnungen zeigt, dass die quadratische Form jedoch gegenüber der rechteckigen bevorzugt wird. Das Rechteck ist in Hinblick auf die Abundanz tendenziell schlechter als das Quadrat.

Der Vergleich des prozentualen Anteils, den ein Dorsch während seines Lebens im Windpark in Form der beiden Quadrate verbringt, resultiert in einem geringen Unterschied. Es halten sich im Mittel in beiden Quadraten die Superindividuen während ihres Lebens länger als erwartet auf.

## **5.7 Gesamtdarstellung der Simulationsergebnisse**

Dieser Abschnitt fasst die bereits beschriebenen Ergebnisse der dargestellten Simulationen zusammen. Die jeweiligen Resultate der Simulationen mit Variation der Pile – Abstände und

den Modifikationen der Windparkform für *Pleuronectes platessa* und *Gadus morhua* sind in Tabelle 5.2 und 5.3 zusammengestellt.

### ***Pleuronectes platessa***

Ein deutlicher Unterschied beim Vergleich der beiden Offshore - Windparks *Horns Rev* und *Butendiek* ist bei der mittleren Biomasse im Windpark sichtbar. Bei der Validation liegt ein Jahresgang jeweils höher als der des folgenden Jahres, während dies bei den Modellläufen für *Butendiek* nur die ersten drei Jahre der Fall ist. Eine mögliche Erklärung ist, dass die Nahrungssuche im kleineren dänischen Windpark erfolgreicher ist, oder dass die Einstellung des Gleichgewichtes zwischen Rekrutierung und Mortalität bei den Simulationen mit *Butendiek* etwas schneller abläuft.

Der mittlere prozentuale Anteil der Zeit, den eine Scholle durchschnittlich während ihres Lebens im Windpark verbringt, unterscheidet sich bei den Simulationen von *Horns Rev* und der geplanten Form von *Butendiek* (Trapez im Abstand der Piles von 500 m) nur minimal. Die Gegenüberstellung des mittleren prozentualen Anteils dieser Zeit, den eine Scholle während ihres Lebens im Windpark verbringt, der Simulationen mit einem Pile und denen mit der geplanten Form, liegt beim trapezförmigen Windpark mit Bewuchs signifikant höher. Das Windparkgebiet mit mehr Hartsubstrat ist attraktiver.

In Hinblick auf die Schutzfunktion der Strukturen könnte für den Plattfisch die Anordnung der Piles von größerer Bedeutung als die Größe des Windparkgebiets sein. Bei einer gleichmäßigen Anordnung der Windräder finden sie, unabhängig wo sie sich im Windpark befinden, schneller Schutz. Deshalb ist der kleinere Windpark *Horns Rev* in Form eines Parallelogramms etwa genauso attraktiv wie *Butendiek* als Trapez mit einem Pile – Abstand von 500 m. Aus diesem Grund ist auch die quadratische Form für *P. platessa* anziehender als die rechteckige. Es halten sich signifikant mehr Schollen und signifikant länger in *Butendiek* in Form eines Quadrates auf als im Windpark in Form eines Rechtecks.

Das Maximum des mittleren prozentualen Anteils der im Windpark verbrachten Zeit findet sich bei der Simulation mit der Trapezform und einem Abstand der Piles von 1.000 m.

Die höchste mittlere Abundanz wird bei der geplanten Trapezform erreicht, die geringste bei einem Trapez mit einem Abstand der Piles von 250 m. Dieser signifikante Unterschied kann durch die Mobilität, die Immigration von juvenilen Schollen in den Windpark und durch die Möglichkeit an den Piles Schutz vor Prädatoren zu finden, bedingt sein. Je größer der Abstand der Windräder, desto schwieriger ist es für juvenile Schollen ein Pile wahrzunehmen. Es wird mehr Zeit benötigt das Gebiet zu durchschwimmen und gleichzeitig wird die Schutzfunktion wegen der Wahrnehmung aus geringer Entfernung der Strukturen gemindert.

Für *P. platessa* ist der Windpark in Trapezform mit einem Abstand der Piles von 500 m mit Bewuchs am attraktivsten. Sowohl die mittlere Abundanz der Superindividuen als auch der mittlere prozentuale Anteil der Zeit, die die Schollen während ihres Lebens im Windpark verbringen, sind bei dieser Simulation signifikant. Im Mittel halten sich mehr Superindividuen und länger als erwartet im Windpark auf.

### ***Gadus morhua***

Auch für die zweite simulierte Fischart finden sich Unterschiede beim Vergleich der mittleren Biomasse der beiden Offshore - Windfarmen. Während bei der Validation (*Horns Rev*) die ersten drei Jahre der Jahresgang des Vorjahrs geringer ist als der, des folgenden Jahres, tritt dies bei *Butendiek* nur während der ersten beiden Jahre auf, das wie bei der Scholle, mit der Einstellung des Gleichgewichts zwischen Rekrutierung und Mortalität zusammenhängt.

Im Vergleich zu *P. platessa* unterscheidet sich der mittlere prozentuale Anteil, den *G. morhua* durchschnittlich während seines Lebens im Windpark verbringt, bei der Validation und der Simulation von *Butendiek* in seiner geplanten Form deutlich. Im Vergleich zur Trapezform von *Butendiek* finden die juvenilen Fische im Parallelogramm von *Horns Rev* effektiver Schutz auf der Flucht vor adulten Dorschen.

In Hinblick auf die Gestalt ist für *G. morhua* der Windpark in seiner geplanten Form attraktiv. Dort halten sich signifikant mehr Superindividuen und auch signifikant länger auf.

Das Trapez mit einem Pile – Abstand von 500 bzw. 1.000 m und die Quadrate wirken auf die Dorsche anziehender als die rechteckige Form. Die Dorsche halten sich dort während ihres Lebens signifikant länger auf als im Windpark in Form eines Rechtecks. Das Maximum des mittleren prozentualen Anteils der im Windpark verbrachten Zeit weist die Simulation Trapezform und mit einem Abstand der Piles von 1.000 m, das Minimum die, mit rechteckiger Windparkform. Die höchste mittlere Abundanz wird bei der geplanten Trapezform erreicht, die geringste bei der Trapezform mit einem Abstand der Piles von 250 m. Dieser signifikante Unterschied kann, wie bei *P. platessa*, durch die Mobilität und die Immigration von juvenilen Dorschen in den Windpark bedingt sein.

**Tabelle 5.2:** Übersicht der Ergebnisse aller Simulationen des IBM *FiWi* für *P. platessa*. Dargestellt sind die Resultate der mittleren Abundanz und mittleren Biomasse (g), der mittlere prozentuale Anteil der Zeit, die eine Scholle während ihres Lebens im Windpark verbringt, der Typ von Individuen, sowie die Wirkung als Attraktor. Die Angaben beziehen sich ausschließlich auf das Windparkareal.

	<b>Trapez_500m (ohne Bewuchs)</b>	<b>Trapez_500m</b>	<b>Trapez_250m</b>	<b>Trapez_1.000m</b>
<b>mittlere Abundanz</b>	variabel (200 - 348)	variabel (200 - 350)	variabel (50 - 150)	variabel (100 - 200)
<b>mittlere Biomasse (g)</b>	60 - 300	90 - 310	50 - 310	50 - 280
<b>prozentuale Anteil</b>	35 - 55 %	40 - 55 %	19 - 35 %	60 - 75 %
<b>Individuen im Windpark</b>	juvenil & adult	juvenil & adult	juvenil & adult	juvenil & adult
<b>Attraktorwirkung</b>	ja	ja	ja	ja

	<b>Quadrat</b>	<b>Rechteck</b>	<b>Quadrat leer</b>
<b>mittlere Abundanz</b>	variabel (100 - 220)	variabel (60 - 160)	variabel (100 - 200)
<b>mittlere Biomasse (g)</b>	60 - 280	50 - 290	100 - 290
<b>prozentuale Anteil</b>	45 - 60 %	30 - 45 %	45 - 62%
<b>Individuen im Windpark</b>	juvenil & adult	juvenil & adult	juvenil & adult
<b>Attraktorwirkung</b>	ja	ja	ja

**Tabelle 5.3:** Übersicht der Ergebnisse aller Simulationen des IBM *FiWi* für *G. morhua*. Dargestellt sind die Resultate der mittleren Abundanz und mittleren Biomasse (g), der mittlere prozentuale Anteil der Zeit, die eine Scholle während ihres Lebens im Windpark verbringt, der Typ von Individuen, sowie die Wirkung als Attraktor. Die Angaben beziehen sich ausschließlich auf das Windparkareal.

	<b>Trapez_500m (ohne Bewuchs)</b>	<b>Trapez_500m</b>	<b>Trapez_250m</b>	<b>Trapez_1.000m</b>
<b>mittlere Abundanz</b>	variabel (60- 210)	variabel (60- 210)	variabel (50 - 130)	variabel (50 - 155)
<b>mittlere Biomasse (g)</b>	500 - 1300	400 - 1300	180 - 1200	180 - 1200
<b>prozentuale Anteil</b>	47 - 65 %	50 - 65 %	20 - 35 %	65 - 80 %
<b>Individuen im Windpark</b>	juvenil	juvenil	juvenil	juvenil
<b>Attraktorwirkung</b>	ja	ja	ja	ja

	<b>Quadrat</b>	<b>Rechteck</b>	<b>Quadrat leer</b>
<b>mittlere Abundanz</b>	variabel (50 - 200)	variabel (50 - 150)	variabel (50 - 190)
<b>mittlere Biomasse (g)</b>	190 - 1100	190 - 1200	400 - 1200
<b>prozentuale Anteil</b>	50 - 68 %	35 - 47 %	51 - 70%
<b>Individuen im Windpark</b>	juvenil	juvenil	juvenil
<b>Attraktorwirkung</b>	ja	ja	ja

### Zusammenfassung der Simulationsergebnisse

Bei allen Simulationen zeigt sich der deutliche Einfluss des eingebrachten Hartsubstrats. Das Windparkgebiet mit den Piles wirkt sowohl auf *P. platessa* als auch auf *G. morhua* als Attraktor. Es treten jedoch Unterschiede bei den beiden Fischarten in Hinblick auf Schutz- und Nahrungssituation im Windpark auf.

Auf die Stärke der anziehenden Wirkung kann mit Hilfe des mittleren prozentualen Anteils der Zeit, die ein Fisch während seines Lebens im Windpark verbringt, geschlossen werden. Je mehr Tage seines Lebens sich ein Fisch in der Windfarm aufhält, desto interessanter das Habitat.

Die Resultate zeigen, dass die Wirkung als Attraktor mit der Größe des Windparkgebietes, mit der Quantität des Hartsubstrates und der Anordnung der eingebrachten Strukturen zusammenhängt. Die Anzahl der Piles in den äußeren Reihen dagegen beeinflusst die Attraktivität des Habitats auf die Fische nicht.

Der Vergleich der Simulationen mit einem, an drei verschiedenen Stellen (mittig, südöstlich nordwestlich) platzierten Pile zeigt, dass der mittlere prozentuale Anteil der Zeit, die ein Fisch durchschnittlich während seines Lebens im Windpark verbringt, bei der mittigen Platzierung des Hartsubstrates etwas höher ist als bei Simulationen mit dem südöstlich und nordwestlich platzierten Pile. Auf Grund der Mobilität der Fische ist die Wahrscheinlichkeit, dass ein Fisch die Mitte des Windparkgebietes passiert höher als bei den beiden Randbereichen.

Beim Vergleich der Simulationen des Windparks in Form von einem Trapez mit einem Abstand der Piles von 500 m ohne und mit Bewuchs fällt generell auf, dass sowohl für *P. platessa* als auch für *G. morhua* die Schutzfunktion bedeutender ist. Dies kann durch das geringe durchschnittliche Alter der Populationen bei der Initialisierung bedingt sein. Juvenile Fische suchen eher Schutz vor Prädatoren als ältere. Es treten keine Unterschiede in Hinblick auf die mittlere Abundanz und der mittleren Biomasse auf. Nur der prozentuale Anteil, den ein Fisch während seines Lebens in *Butendiek* verbringt, ist geringfügig kleiner. Das Nahrungsangebot lockt nicht mehr Fische in den Park oder sorgt für eine besonders gute Konstitution, sondern die Fische verweilen nur etwas länger im Habitat.

Das Rechteck, das in seiner Fläche etwas kleiner ist als die geplante Form, und nur aus zwei Reihen Piles besteht, ist im direkten Vergleich mit dem Windpark in Trapezform weniger interessant. *P. platessa* jedoch zieht die quadratische Form mit neun Reihen Piles, der geplanten Trapezform vor. Es halten sich in den beiden Simulationen mit *Butendiek* in quadratischer Form weniger Superindividuen im Windpark auf, allerdings mehr Tage ihres Lebens. In der gleichmäßigen Anordnung der Piles finden die Plattfische leicht Schutz und gleichzeitig Nahrung. Sie halten sich im Mittel ( $M = 53,55\%$ ) länger auf als erwartet. Der Vergleich der beiden Quadrate zeigt, dass die mittlere Biomasse im leeren Quadrat höher ist. Dies lässt erkennen, dass entweder mehr adulte Schollen den Windpark auf ihrer Wanderung durchschwimmen oder weniger juvenile Schollen, auf Grund des fehlenden Schutzes der Piles, überleben.

Trotz der Tatsache, dass im Gebiet mit trapezförmiger Anordnung der Piles mit einem Abstand von 250 m, das Hartsubstrat schnell wahrnehmbar ist, verbringen die beiden Fischarten signifikant weniger Tage ihres Lebens dort. Die Tatsache, dass das Nahrungsangebot in Form von auf dem Hartsubstrat siedelnden benthischen Organismen kompakter ist als bei den beiden anderen Simulationen in Trapezform scheint von untergeordneter Bedeutung zu sein. Das kleinste Windparkgebiet wird auf Grund der Mobilität schnell durchschwommen. Beim Vergleich aller Simulationen ist der Unterschied bei dem mittleren prozentualen Anteil der im Windpark verbrachten Zeit bei Scholle und Dorsch bei der Simulation der kleinsten Trapezform (Abstand der Piles 250 m) mit 19 – 35 % und 20 – 35 % minimal. Beide Arten halten sich signifikant am längsten ( $p < 0,000$ ) im Windpark in Trapezform mit einem Abstand der Piles von 1.000 m und signifikant ( $p < 0,000$ ) am kürzesten im Trapez mit einem Pile – Abstand von 250 m auf.

Der Vergleich der mittleren Biomasse von *G. morhua* im Windpark ohne Bewuchs und im leeren Quadrat zeigt, dass die mittlere Biomasse bei beiden Simulationen ähnlich ist. Aber die Dorsche verbringen mehr Zeit ihres Lebens in *Butendiek* in Form des leeren Quadrats. Dies zeigt, dass der Jagderfolg im Habitat fast ohne Schutz für die Fische erfolgreicher ist als im Habitat mit Schutzmöglichkeiten. Die Prädatoren benötigen zur Jagd ein Habitat, das der Beute kaum Unterschlupfmöglichkeiten bietet.

Das Resultat verdeutlicht außerdem, dass die Anzahl an Piles, die ein Fisch von einer benachbarten Rasterzelle aus wahrnehmen kann, eine untergeordnete Rolle spielt. Entscheidend sind die Versteckmöglichkeiten und Abundanz der Beute im Habitat.

Generell ist die Verweildauer im Windpark für *G. morhua* in allen Simulationen signifikant höher ( $p < 0,000$ ) als für *P. platessa*. Dies kann dadurch bedingt sein, dass juvenile Dorsche auf ihrem Weg im Windpark immer wieder Schutz vor älteren Artgenossen suchen. Ein anderer Grund mag, wie bereits erwähnt, die Mobilität der adulten Prädatoren bei der Nahrungssuche sein.

## 6 Diskussion

Am Anfang des Kapitels werden die Unterschiede, Grenzen und Anwendungsgebiete einiger Modellansätze erörtert sowie dargelegt, warum in dieser Studie der Individuenbasierte Ansatz gewählt wird. Im Anschluss folgen eine Diskussion der Simulationsergebnisse, sowie ein Ausblick auf den weiteren Forschungsbedarf.

### 6.1 Modelle in der Ökologie

„Models are always wrong...but many of them are useful“ (Sharow, 1996). Fast jeder Schritt im Modellbildungsprozess birgt die Gefahr der Fehlerhaftigkeit. Dies können beispielsweise Vereinfachungsfehler sein, die sich im Zuge der Abstraktion bzw. Reduktion auf wesentliche Parameter ergeben (Bassi, 2003).

Beim Einsatz von Modellen muss bewusst sein, dass ein Modell eine vereinfachte Darstellung von komplizierten Systemen oder Sachverhalten ist (Tipton, 1980).

Realität und Modell sind über zwei Vorgänge miteinander verbunden:

1. Abstraktion und
2. Interpretation.

Die Abstraktion führt von der Realität zum Modell. Die Interpretation ist der entgegengesetzte Vorgang und führt vom Modell zur Realität. Dabei werden die Parameter und Variablen des Modells sowie Modellverhalten als Komponenten, Eigenschaften und Verhalten des realen Systems ausgelegt und bewertet (Sharow, 1996).

Modelle erfüllen im Wesentlichen folgende Funktionen:

1. Beschreibung der Abläufe innerhalb eines realen Systems (Formalisierung und Identifizierung von Wissenslücken),
2. Hilfe bei der Erklärung der Funktionsweise realer Systeme,
3. Bildung der Grundlage für Entscheidungen und Evaluationen alternativer Managementstrategien (Szenarien).

### Definitionen

Definitionen sind im Zusammenhang mit Modellen wesentlich, da sie die theoretischen Überlegungen zu Aufbau, Funktionsweise und Interpretation eines Modells beeinflussen. In der Literatur finden sich immer wieder Aufrufe (Hall et al., 1997) und Versuche (Morrison und Hall, 2002) eine einheitliche Terminologie zu entwickeln. Begriffe wie Habitat, Biozönose und Umwelt werden im angloamerikanischen Sprachgebrauch anders ausgelegt als



z.B. im deutschsprachigen Raum. Die Konzepte werden nicht konsequent unterschieden und teilweise als Synonym verwendet. Ist keine einheitliche Terminologie vorhanden, besteht die Möglichkeit, dass zwei Modelle zum gleichen Thema nicht vergleichbar sind, da z.B. der Begriff Habitat unterschiedlich definiert ist. Weitere Probleme können bei dem Versuch entstehen, ein nicht verfügbares Modell nachzuprogrammieren. Die Resultate können komplett verschieden sein, wenn keine einheitliche Verwendung der Begriffe gewährleistet ist.

### **Modellbildung**

Ein Modell entsteht meistens in einem iterativen Prozess, dennoch lassen sich fünf logische Schritte unterscheiden (Guisan & Zimmermann, 2000):

1. konzeptionelle Formulierung (conceptual model formulation),
2. statistische Formulierung (statistical model formulation),
3. Anpassung des Modells (model calibration),
4. Vorhersage (model prediction) und
5. Evaluierung bzw. Validierung (model evaluation).

Die Vernachlässigung der Validierung stellt ein ernsthaftes Problem in der ökologischen Modellierung dar (Guisan et al., 2002). Nur wenige Studien, die sich einer Regressionsanalyse zu Vorhersagezwecken bedienen, setzen statistische Validierungstechniken ein. Noch weniger führen eine Validierung im Feld durch und untersuchen Gültigkeit und Anwendbarkeit des Modells. Van Horne (2002) spricht sich im Gegensatz dazu gegen eine Überbewertung der Modellvalidierung aus. Man könne nicht von jedem Modell eine Vorhersagegenauigkeit von  $p < 0,05$  erwarten. Akzeptiert werden muss die Tatsache, dass Habitat-Modelle Mittel sind, um das vorhandene Wissen über Tier-Habitat Beziehung zahlenmäßig auszudrücken. Auf dieser Grundlage sind die besten Entscheidungen zu treffen, sowie eventueller Forschungsbedarf aufzudecken.

### **Datenquellen**

„Das Modell soll sich nicht nach den Daten richten, sondern umgekehrt“ (Tipton, 1980). In das endgültige Modell sollten nur Variablen bzw. Terme einfließen, die von Bedeutung sind, zum einen wegen der Sparsamkeit und zum anderen, um die Vorhersagefähigkeit des Modells nicht zu beeinträchtigen. In der Realität richten sich jedoch viele Modelle nach verfügbaren Daten.

Bei dieser Arbeit wurden keine Daten erhoben. Während der Modellentwicklung zeigte sich jedoch ein Datenbedarf. Mit Hilfe von Recherchen (Literatur und Datenbanken) und durch Kooperationen mit anderen Instituten wurden die benötigten Daten zusammengetragen.

### **Modellansätze: Ziele und Anwendungen**

Habitat-Modelle werden bei der Bewertung der Eignung eines Untersuchungsgebietes als Lebensraum für eine bestimmte Art oder auch mehrere Arten sowie bei der Abschätzung der Vorkommenswahrscheinlichkeit einer Spezies eingesetzt.

Habitat-Modelle können Modelle der verschiedenen Ansätze sein, z.B. Expertensysteme oder statistische Modelle. Für Guisan et al. (2002) sind die zwei wichtigsten Gründe für den Einsatz statistischer Modelle:

1. deren Fähigkeit, das Verhalten ökologischer Systeme zu beschreiben und
2. die Möglichkeit Vorhersagen machen zu können.

Erklärende Modelle gewähren Einsicht in ökologische Prozesse, die ihrerseits bestimmte Muster (pattern) hervorbringen. Mit prognostizierenden Modellen sollen Erkenntnisse über Zusammenhänge, zwischen Habitatvariablen und Vorkommen bzw. Abundanz einer Art auf andere oder nicht, auf in die ursprüngliche Studie einbezogene Gebiete übertragen werden.

In den USA gehören Habitat Suitability Index Modelle (HSI) bzw. Habitat Evaluation Procedures (HEP) als Entscheidungselement in Landnutzungsfragen seit den 70er Jahren zum Repertoire des Naturschutzes. HSI und HEP können als wissensbasierte Ansätze betrachtet werden und gelten als Expertensystem. Sie werden aus dem Erfahrungspool von Experten, die mit der jeweiligen Zielart vertraut sind, abgeleitet. Ihre Eignung besteht darin, die wesentlichen Umweltfaktoren, von denen angenommen wird, dass sie das Vorkommen der Häufigkeit einer Art am stärksten beeinflussen, in einfacher und nachvollziehbarer Form darzustellen.

HEP sind ein Instrument zur Bewertung (abzusehender) Auswirkungen menschlicher Eingriffe auf die Umwelt und dienen somit zur Abwägung von Alternativen und Projektplanungen. Dieser Ansatz gründet in der Annahme, dass Habitatqualität und -quantität numerisch beschrieben werden können. Diese Darstellung soll erlauben, Optionen und Alternativen in der Landnutzung zu vergleichen.

Ordinationstechniken werden angewendet, um Beziehungen zwischen Arten und den Umweltbedingungen zu erforschen, sowie zur Analyse der Reaktion von Populations-Gemeinschaften auf natürlich oder anthropogen veränderte Umweltbedingungen.

Ein Kompartimentmodell besitzt stark aggregierte Zustandsgrößen (Kompartimente), zwischen denen ein Stoff- oder Energiefluss besteht. Die Kompartimente treten im Differentialgleichungssystem als zeitlich veränderliche Zustandsgrößen auf. Der Systemrand wird durch Quellen- oder Senkenterme dargestellt.

In Individuenbasierten Modellen werden die Charakteristika jedes Individuums über die Zeit erfasst. Dies steht im Gegensatz zu Modellieretechniken, in denen die Eigenschaften der Populationen zusammen berechnet werden und über das Modell versucht wird, Änderungen dieser durchschnittlichen Eigenschaften für die Gesamtpopulation zu berechnen.

Der größte Rechenaufwand bei einer Individuenbasierten Simulation tritt dann auf, wenn Interaktionen zwischen beweglichen Individuen berücksichtigt werden müssen, z.B. Schwarmverhalten oder Räuber-Beute-Interaktionen. Das Problem hierbei ist die Berechnung der räumlichen Abstände zwischen den Individuen. In der realen Welt ist der räumliche Abstand physikalisch vorgegeben und das Erkennen des Abstandes zwischen z.B. einem Räuber und einem Beuteorganismus erfolgt durch die Sinnesorgane. Ein Fisch sieht nur die Beute oder eine Struktur im Wasser, die sich direkt in seiner Nähe befinden. Die Sichtweite ist von der Trübung des Wassers abhängig. Bei einer Computersimulation helfen physikalische Gesetze wie Perspektive oder Trübung des Mediums nicht bei der Abstandswertung. Der Abstand kann nur durch Zählen von Pixeln oder mathematische Verfahren ermittelt werden. (Bei der Berechnung oder dem Auszählen von Abständen muss die Erhaltung der Rückführbarkeit der Distanzen auf Freilanddaten beachtet werden.) In jedem Simulationsschritt müssen alle Abstände zwischen allen an der Simulation beteiligten Räuberorganismen und allen Beuteorganismen berechnet werden. Bei  $p$  Räubern und  $q$  Beuteorganismen sind das also  $p * q$  Abstandsberechnungen. Die hierzu erforderliche hohe Rechenkapazität ist der Grund dafür, warum derartige Simulationen erst in letzter Zeit möglich geworden sind. Dennoch ist die Kapazität aktueller (und auch zukünftiger) Rechner schnell überschritten.

In der Ökologie existiert eine Vielzahl von angewandten Modellansätzen. Aus der Sicht eines Biologen sind derzeit vor allem Differentialgleichungsmodelle, Individuenbasierte Modelle und regelbasierte Ansätze von Bedeutung.

### **Modellvergleich**

"Just as there is no perfect automobile, there is no single "best" modelling approach." (Van Horne, 2002). Alle Autoren, die sich ernsthaft mit dieser Frage beschäftigt haben, kommen mehr oder weniger zum selben Schluss: Die verschiedenen Ansätze stehen nicht in Konkurrenz zueinander, vielmehr ergänzen sie sich.

Speziell in Fällen bei denen es um hohe Einsätze geht, z.B. das Risiko, dass eine Population ausstirbt, ist es ratsam mehrere Modelle parallel zu entwickeln, sie anzuwenden und zu testen. Kurz, mit den Worten Morrison et al. (1998) gesagt:

"Models are like politicians: support them, use them, but don't unquestioningly trust them, compare them. Find out, if several models of the same environment or species tell you the same story, and if they don't, find out why."

Van Horne (2002) weist mit Nachdruck darauf hin, dass es zielführender ist, Modellwahl und Zielsetzungen aufeinander abzustimmen, anstatt gedankenlos den "letzten Stand der Technik" in der Habitatanalyse zu übernehmen. Nach Festlegung in welchem Gebiet und für welche Fragenstellung ein Modell eingesetzt werden soll, ist die Modellart zu wählen.

Habitatmodelle operieren in unterschiedlichen Maßstäben und mit unterschiedlicher Auflösung. Das numerische Modell von Barnay et al. (2003) z.B. umfasst das Gebiet des Englischen Kanals und das Raster besteht aus Zellen der Größe einer Quadratseeemeile, während das IBM *FiWi* ein Gebiet von der Küste Süddänemarks bis Sylt und bis zu den Laichgründen von Scholle und Dorsch in der Nordsee umfasst und die Rasterzellen jeweils der Fläche eines Offshore – Windparks entsprechen.

Es kann durchaus sinnvoll sein, die verschiedenen Ansätze zu verbinden, beispielsweise um im Biotopmanagement mehrere Arten bzw. unterschiedliche Regionen berücksichtigen zu können.

Während aller fünf Phasen des Modellbildungsprozesses (konzeptionelles Modell, statistische Formulierung, Anpassung, Vorhersage und Validierung), speziell aber bei der Entscheidung für einen bestimmten Ansatz, ist es notwendig zu überprüfen, ob Methoden und grundlegende Konzepte kompatibel sind. Sonst kommt es zu Inkonsistenzen bzw. verzerrten Aussagen. Aber auch bei der Wahl der Variablen, die zur Beschreibung eines Habitats herangezogen werden, sind einige Überlegungen (Kosten, Verfügbarkeit, Genauigkeit) anzustellen.

Sämtliche Autoren, die sich eingehend mit den verschiedenen Modell-Ansätzen auseinandergesetzt haben, kommen zum selben Schluss: Das "beste" Modell gibt es nicht. Aber ein bestimmtes Modell kann für eine bestimmte Fragestellung besser geeignet sein als andere.

Die Schwierigkeit beim Einsatz von Computermodellen ist, dass es keine einheitliche Motivation gibt. Oft werden Modelle ohne einen Bezug zu einem theoretischen Problem (Grimm, 1999) angewendet. Es gibt kein Modell, das individuell auf jede Fragestellung die Antwort liefert. Bei jeder Fragestellung ist erneut zu prüfen, welcher Modellansatz zur Bearbeitung der geeignete ist und ob es Sinn macht, ein Modell oder eine Kombination mehrerer Modelle anzuwenden.

In diesem Projekt wird ein Individuenbasiertes Modell eingesetzt, da dieser Ansatz die untersuchten Systeme in hoher Genauigkeit durch die Abbildung ihrer Komponenten, ihrer Struktur und ihrer Prozesse repräsentiert. Sie schließen auf der Basis von lokalen Interaktionen der Individuen einer Population untereinander und mit der Umwelt auf Konsequenzen. Mit einem erklärenden Modell ist es nicht möglich die Wirkung des Hartsubstrats zu beschreiben, da es Habitatvariablen und Vorkommen von einer Art auf andere simuliert. Ebenfalls ungeeignet sind HSI und HEP, da sie die wesentlichen Umweltfaktoren darstellen, die das Vorkommen einer Art beeinflussen. Es ist jedoch nicht geklärt, ob das eingebrachte Hartsubstrat das Dasein bestimmter Fischarten essentiell beeinflusst. Ein Kompartimentmodell betrachtet die Stoff- und Energieflüsse in einem System. Es macht keinerlei Aussagen, wie das anthropogen eingebrachte Hartsubstrat auf die Fischfauna wirkt. Ordinationstechniken ordnen Standorte auf Achsen auf Grundlage von Daten zur Artenzusammensetzung an. Die Position der Standorte im zweidimensionalen Raum ist ein Indikator für Similarität bzw. Dissimilarität der Artenzusammensetzung. Die Artenzusammensetzung im, durch eingebrachtes Hartsubstrat veränderten, Gebiet ist jedoch nicht bekannt, da der simulierte Offshore – Windpark noch nicht gebaut ist. Dies verdeutlicht, dass nur mit Hilfe der Interaktionen zwischen den Individuen untereinander und mit der Umwelt kann die Wirkung des eingebrachten Hartsubstrats gezeigt werden.

## **6.2 FiWi**

Die Schwierigkeit bei der Entwicklung des IBM *FiWi* ist, dass ein riesiges offenes System, die Nordsee, nachgebildet werden muss. Wird das System mit allen Interaktionen im Detail simuliert, führt dies unweigerlich zu einer enormen Komplexität. Das Modell wird unübersichtlich, schwer verständlich, schlecht kommunizierbar und die Computerkapazität sehr schnell überschritten. Die präzise Analyse der einzelnen Modellvorgänge ist dann nicht mehr möglich. Jedoch birgt die Vereinfachungen einzelner Vorgänge, wie schon erwähnt, die Gefahr von Fehlern, ist aber bei der Darstellung der relevanten Faktoren nötig. Durch die

Vereinfachung kann es beispielsweise zu Fehlern bei der Interpretation der Ergebnisse kommen, da nur schwer oder nicht ersichtlich ist, welche Prozesse zum Resultat führen. Die Tatsache, dass bei der Erforschung der möglichen Auswirkungen von Offshore - Windfarmen auf die marine Umwelt bisher noch keine Modelle zum Einsatz kommen, ist mit ausschlaggebend für die einfache Struktur von *FiWi*. Das IBM besitzt zwei „Hauptvereinfachungen“:

1. statt des gesamten Systems Nordsee wird ein Ausschnitt dieses Ökosystems simuliert und
2. es wird mit Superindividuen gearbeitet (siehe Kapitel 4).

Auf diese Weise wird die Computerkapazität nicht so schnell überschritten, aber es muss darauf geachtet werden, dass die Parameter der Individuen auf die Superindividuen übertragbar sind, z.B. bei Prozessen wie Reproduktion oder Nahrungsaufnahme. Somit liefert *FiWi* als Methode der Grundlagenforschung eine erste Schätzung und kann zu einem späteren Zeitpunkt, falls nötig, weiterentwickelt werden.

### **Validierung**

Ein weiterer diskutierbarer Punkt betrifft den Prozess der Validierung. Generell wird ein Modell auf ein bestimmtes Gebiet angepasst und auch validiert. Im Anschluss werden verschiedene Szenarien gerechnet und ausgewertet. Auf Grund der Gegebenheit, dass bis zum jetzigen Zeitpunkt kein deutscher Offshore - Windpark gebaut ist, kann das IBM nicht anhand von Daten für das modellierte Gebiet validiert werden. Der dänische Offshore - Windpark *Horns Rev* liegt dem geplanten deutschen Offshore - Windpark *Butendiek* am nächsten. Da für dieses Gebiet Monitoringdaten über mehrere Jahre verfügbar sind, dient *Horns Rev* zur Validierung des IBM. Im Anschluss werden mit *FiWi* Simulationen für *Butendiek* gerechnet. Statt verschiedener Szenarien werden Simulationen gerechnet, bei denen die Anzahl bzw. der Abstand der Piles, sowie die Form des Windparks variieren. Die Ausgangsdaten bleiben dabei fast gleich. Sie unterscheiden sich bei den beiden Offshore - Windparks nur in Hinblick auf die Größe und Altersstruktur der Ausgangspopulation von *G. morhua* und *P. platessa*. Dies ist durch die unterschiedlichen Monitoringsdaten, die für beide Gebiete erhoben wurden, bedingt. Weitere Unterschiede finden sich in den Abiotikinfles, die jeweils für das Gebiet von *Horns Rev* oder *Butendiek* gelten.

Es erfolgt also keine Auswertung von unterschiedlichen Szenarien, sondern die Beurteilung der Gegenüberstellung der Resultate der Simulationen der beiden Windparks und die der Simulationen von *Butendiek* (Variation des Abstandes der Piles und der Gestalt des

Windparks) untereinander. In diesem Fall ist es passender statt von Validierung von Vergleich zwischen den beiden Windfarmen zu sprechen.

### **Daten**

Für viele Untersuchungen werden im Vorfeld die notwendigen Daten erhoben. In wenigen Fällen sogar über Jahre hinweg. Auf einer solchen Datengrundlage basierende Simulationen ermöglichen ein solides Fundament, die best mögliche Antwort auf die Fragestellung zu liefern. Aus wirtschaftlichen und zeitlichen Gründen war die Datenerhebung im Vorfeld dieser Studie im geplanten Gebiet von *Butendiek* nicht möglich. Während der Entwicklung von *FiWi* wurde der Datenbedarf erkennbar. Die für das Modell benötigten Daten zur Abiotik und zur Biologie der beiden Fischarten wurden in aufwendiger Arbeit aus Literatur und in Kooperation mit anderen Instituten zusammengetragen. Als Datengrundlage zum Vorkommen der Fische dienen die Ergebnisse der Umweltverträglichkeitsstudie (UVS). Die UVS enthält Angaben zu den im Gebiet von *Butendiek* vorkommenden Arten, ihrer jeweiligen Abundanz, sowie ihrer jeweiligen Biomasse. In dieser Studie werden leider keine hydrografischen Daten erhoben, so dass Angaben z.B. zur Wassertemperatur aus anderen Quellen stammen. Das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrografie verfügt über entsprechende Daten für die Nordsee. Leider gibt es weder in der Nähe noch im Windparkgebiet direkt Messstationen, so dass für *Butendiek* keine verfügbaren Messdaten vorhanden sind. Aus diesem Grund wird auf Simulationen des Modells ECOHAM zurückgegriffen. Das Problem mit Daten zur Abiotik gilt auch für *Horns Rev*. Im Windparkgebiet werden keine diesbezüglichen Messungen vorgenommen, so dass die ECOHAM – Angaben durch Messwerte von der, in der Nähe des Windparks gelegenen Station Henne IV ergänzt werden.

### **Fehleranalyse**

Die Tatsache, dass die Daten aus verschiedenen Quellen stammen, kann auch einen Vorteil haben. Auf diese Weise kann sich kein systematischer Fehler einschleichen. Bei den Datenerhebungen können kleinere Fehler auftreten, die sich möglicherweise gegenseitig aufheben. Auf Grund der geringen Anzahl an abiotischen Parametern sollte der, durch die unterschiedlichen Methoden und Quellen eingebrachte Fehler vernachlässigbar sein.

Allerdings können im Modell noch Fehler, die beim Programmieren entstehen, enthalten sein. Oftmals sind sie im Programmcode nicht sofort ersichtlich oder auffindbar, wenn sie keine extremen Resultate verursachen. Um dies zu minimieren wurden alle Fehlermeldungen bzw. Probleme mit einem Informatiker bzw. Modellierer diskutiert.

Schwierigkeiten bei der Interpretation und Erklärung der Simulationsergebnisse können ein Hinweis auf mögliche Fehler im Modell sein. Die Simulation mit dem dänischen Windpark *Horns Rev* ergeben eine jährliche Zunahme der mittleren Biomasse von *P. platessa*. Sie liegt jedes Jahr höher als die des Vorjahres. Dieses Phänomen tritt bei *Butendiek* nur in den ersten drei Jahren auf. Dies kann durch die Zeit bedingt sein, die das Modell benötigt, um das Gleichgewicht zwischen Rekrutierung und Mortalität in den Populationen einzustellen. Andererseits zeigt dies, dass es gerade am Anfang der Riffbildung bei am Hartsubstrat weidenden Fische aufgrund der schwankenden Bewuchsdichte, zu unterschiedlich starken Zunahmen der mittleren Biomasse kommen kann. Dieses Resultat verdeutlicht außerdem, wie wichtig die beiden Vorgänge (Rekrutierung und Mortalität) beim Überleben einer Population in einem bestimmten Habitat sind.

Die Gegebenheit, dass alle Simulationen in der Nutzung des Windparks bei *P. platessa* von juvenilen und adulten und bei *G. morhua* durch juvenile Superindividuen resultieren, kann mit der Altersstruktur der Populationen bei der Initialisierung oder der Mobilität in Zusammenhang stehen. Es besteht jedoch (mit geringer Wahrscheinlichkeit) ebenfalls die Möglichkeit einer nicht erkennbaren Vernetzung von Prozessen im Modell.

Ebenfalls nicht vorhersehbar ist die Tatsache, dass alle Simulationen, unabhängig von der Quantität des Hartsubstrates, die Wirkung des Windparkgebietes als Attraktor auf Fische zeigen. Eine Erklärung ist die hohe Affinität der Fische zu Hartsubstrat, wo sie Schutz und Nahrung finden. Diese kann, je nach Position, an der die Fische in das modellierte Gebiet initialisiert werden, etwas verstärkt werden.

Nach eingehender Prüfung fanden sich keine Hinweise, wo ein Fehler im Programmcode greifen könnte. Daher wird bei der folgenden Diskussion davon ausgegangen, dass es sich bei den Ergebnissen um solide Resultate handelt und nicht um methodische Fehler.

### **Hartsubstrat**

Hervorzuheben ist, dass *FiWi* ausschließlich die Auswirkungen des anthropogen eingebrachten Hartsubstrats auf die beiden kommerziell genutzten Fischarten *Pleuronectes platessa* und *Gadus morhua* simuliert. Zu Beginn der Studie stand bei den Betreibern von *Butendiek* die Art des Kolkschutzes (Steinschüttung oder Geotextilmatten) noch nicht fest. Um nicht mit zwei verschiedenen Arten Kolkschutz rechnen zu müssen, bleibt dieser bei *FiWi* unberücksichtigt. Ebenfalls unbeachtet bleiben Lärm und elektrische bzw. magnetische Felder entlang der Kabel im Boden. Dies liegt in der mangelnden Verfügbarkeit von Daten begründet.



Die einfache Struktur des IBM hat jedoch den Vorteil, dass *FiWi* jeder Zeit mit geringem Aufwand ausgebaut und auf andere Spezien und weitere Offshore - Windparks in der Nordsee bzw. in anderen Meeren angewendet werden kann.

### **6.3 Validation Horns Rev**

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse des Monitorings des offshore Windparks *Horns Rev* von 1999 – 2006 und die Interpretation der Resultate der Simulationen des IBM *FiWi* gegenübergestellt. Das Monitoring wurde vor und nach Inbetriebnahme von *Horns Rev* durchgeführt. Neben dem anthropogen eingebrachten Hartsubstrat verändern auch Lärm der Rotoren, sowie elektrische Felder an den Kabeln das Habitat.

#### **Monitoring 1999 – 2006**

Für das Monitoring wurden sowohl Befischung als auch hydroakustische Methoden eingesetzt. Während die Befischung Daten zur Art, Größe bzw. Alter, sowie Biomasse der Fische liefert, lässt sich mit der zweiten Methode die Verteilung, Abundanz und Biomasse bestimmen. Die Befischung zeigt, dass überwiegend benthische Fische im Gebiet vorkommen. Die Zusammensetzung der Fischgemeinschaft ist inner- und außerhalb von *Horns Rev* ähnlich. Die Abundanz ist im Windpark nicht höher als in den Referenzgebieten. Die Fischdichte zeigt jedoch jahreszeitliche Modifikationen.

Die gesammelten Daten liefern keinen statistisch signifikanten Beweis, dass *Horns Rev* als künstliches Riff die Wirkung eines Attraktors auf die vorhandene Fischfauna ausübt.

Ein Grund hierfür kann sein, dass die Untersuchungen zu Beginn der Bildung bzw. Besiedlung der Windräder stattfand. Die Entwicklung bis zur Entstehung der endgültigen Riffgemeinschaft ist ortsabhängig und dauert normalerweise einige Jahre.

Ein weiterer Grund könnte in Präferenzen der Fische zu bestimmten Habitatmerkmalen liegen. Die Untersuchung zeigt: es ist eine Tendenz bei höheren Fischdichten zu Gebieten mit variierender Bathymetrie und Sedimenttyp vorhanden und die Fischfauna wird möglicherweise von diesen Faktoren stärker beeinflusst als vom Windpark (Klaustrup, 2006).

#### **Simulation *FiWi* 2001 - 2005**

Im Vergleich zu den Ergebnissen des Monitorings zeigt die Simulation den Effekt des dänischen Windparks als Attraktor auf *Pleuronectes platessa* und *Gadus morhua*. Dies kann darin begründet sein, dass im Modell, wie erwähnt, Lärm und elektrische Felder entlang der Kabeltrasse unberücksichtigt bleiben.

Übereinstimmungen treten hinsichtlich der variierenden Abundanz und Verteilung im Windparkgebiet und der angrenzenden Umgebung auf. Beide Spezien weisen, wie bei den

Felduntersuchungen, jahreszeitliche Schwankungen in der mittleren Abundanz auf (Kapitel 6.3). Dies ist in den Laich- und Migrationswanderungen begründet. Wie beim dänischen Windpark beobachtet, ist für *Butendiek* die Anzahl der Dorsche und Schollen in den einzelnen Rasterzellen, den Windpark ausgenommen, ähnlich.

Die anziehende Wirkung von *Horns Rev* ist möglicherweise in der Tatsache begründet, dass das IBM ausschließlich das Hartsubstrat berücksichtigt. Im Modell bleibt die Riffbildung und die Zusammensetzung der riffbildenden Organismen im Detail unberücksichtigt und geht außerdem recht zügig vonstatten. Die Windräder bieten den Fischen Schutz und Nahrung. Außerdem unterscheidet *FiWi* nicht den Betrieb oder Stillstand der Windräder. Ebenfalls unbeachtet bleiben elektrische sowie magnetische Felder, die sich an den von den Turbinen wegführenden Kabeln bilden können. Des Weiteren im Modell unbedeutend ist der Sedimenttyp, der für demersale Fische ein wichtiger Faktor hinsichtlich der Habitatwahl sein kann. Die Beschaffenheit des Sedimentes ist für keinen Prozess im Modell relevant und geht aus diesem Grund als Parameter nicht ins Modell ein.

All diese Vereinfachungen der marinen Umwelt können den Unterschied des Effektes des dänischen Offshore - Windparks *Horns Rev* als Attraktor auf die simulierten Fischarten verursachen. Dennoch schränkt dies die Aussagewahrhaftigkeit von *FiWi* nicht ein. Immerhin wird deutlich, dass das Hartsubstrat ohne Einfluss elektrischer bzw. magnetischer Felder oder Lärm als Schutzgebiet fungiert. Zu klären bleibt die Nahrungssituation im Windpark. Im Modell ist diese stark vereinfacht:

1. *P. platessa*: virtuelles Futter (d.h. regelmäßiger Erhalt der Tagesration) und Bewuchs am Pile,
2. *G. morhua*: bis zum Alter von drei Jahren: täglich Futter, Jagd (begrenzte Anzahl an Versuchen), sowie Bewuchs am Pile.

In der Realität wird der omnivore Dorsch im Laufe seiner Entwicklung zum überwiegend piscivoren Prädator. Schollen ernähren sich überwiegend von den im Sandboden lebenden Organismen. Ihre bevorzugte Nahrung ist *Spisula subtruncata*. Da das Vorhandensein der favorisierten Nahrung im Windpark mit einer Rolle im Hinblick auf die Attraktivität des Gebietes spielen kann, sollten zukünftige Modelle in erster Linie die Auswirkungen der Nahrungssituation verdeutlichen.

#### **6.4 Butendiek**

Die Simulationsdauer beträgt 25 Jahre (2000 - 2024), da dies der geplanten Betriebsdauer eines Offshore - Windparks entspricht.

Im Gegensatz zu den Simulationen des bestehenden dänischen Offshore - Windpark gibt es für die geplante deutsche Windfarm *Butendiek* keine Monitoringdaten für mehrere Jahre. Die einzigen verfügbaren Angaben sind die der Umweltverträglichkeitsstudie (vor dem geplanten Baubeginn der Anlage). Sie enthalten Daten der stichprobenartigen Beprobung des Windparks- und Referenzgebiets und dienen für alle Simulationen als Ausgangsdaten.

#### **6.4.1 Simulationen mit 1 Pile**

Auf den ersten Blick überrascht, dass schon bei einem Windrad in einem recht großen Areal der Effekt der Anziehung von Hartsubstrat auf *P. platessa* und *G. morhua* sichtbar ist. Einschränkend ist anzuführen, dass die Größe des modellierten Ausschnittes Einfluss auf das Ergebnis haben kann. Schließlich steht den Fischen in Realität ein wesentlich größerer Lebensraum zur Verfügung. Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Fisch auf seiner Wanderung ein Pile wahrnimmt, ist größer je kleiner das Gebiet ist. Eine kleinere Fläche wird in einem bestimmten Zeitraum öfter durchquert als eine vielfach größere. Andererseits ist bekannt, dass umherwandernde pelagische Fische entlang ihren Routen gelegene künstliche Riffe aus großer Distanz wahrnehmen (Picken et al., 2000).

#### **Bewuchs an künstlichen Riffen**

An Wracks bilden sich bereits nach ca. fünf Jahren in der Nordsee stabile Riffgemeinschaften aus, die Fische anlocken (Leewis et al., 2000; Petersen et al., 2006). Zu berücksichtigen ist, dass abhängig von der Fläche, ein künstliches Riff deutlich mehr benthischen Organismen ein Habitat geben kann als ein einzelnes Windrad. Allerdings besteht die Möglichkeit, dass diese Menge in einem sonst hartsubstratfreien Gebiet als Attraktor ausreicht. Ein Grund, warum sich Dorsche in den Simulationen mehr Tage ihres Lebens im Windparkgebiet aufhalten als Schollen, stellt die Nahrungssuche dar. *G. morhua* macht im Gebiet aktiv Jagd auf andere Fische, während *P. platessa* den Bewuchs am Pile als Nahrungsquelle dort nutzt.

Auch die zahlreichen Gas- und Ölplattformen in der Nordsee fungieren als künstliche Riffe und schaffen, ähnlich dem einzelnen Pile in der Simulation, neues Habitat für sessile benthische sowie mobile Organismen. Die Riffbildung, meist durch meroplanktische Larven sessiler Organismen, ist von mehreren Faktoren abhängig. Großen Einfluss bei der Besiedlung haben beispielsweise die Anzahl bereits angesiedelter Artgenossen, die Oberflächenspannung und die Rauheit des Substrates. Negativ kann sich u. a. die Gegenwart von bestimmten Bakterienfilmen erweisen. Die Besiedlung von Hartsubstrat erfolgt in mehreren Schritten:

1. Bildung eines Biofilms aus Makromolekülen, z.B. Polysaccharide,
2. Bildung eines mikrobiologischen Films aus Bakterien und Diatomeen,

3. Besiedlung durch Algen,
4. Besiedlung durch planktische Larven und Makroalgen (Holmström C. und Kjelleberg S.; 1999).

Daten der Forschungsplattform FINO 1 in der Nordsee aus dem Jahr 2004 ergeben im Juli, im Bereich von 0 – 29 m Tiefe eine mittlere Biomasse (Feuchtgewicht) von  $2.838 \text{ (g / m}^2\text{)}$  (Ulrich, 2006). Ein Pile des offshore Windparks *Horns Rev* weist im gleichen Jahr im März eine mittlere Biomasse von  $4.054 \text{ (g / m}^2\text{)}$  auf (Ulrich, 2006). Im Modell wird der Bewuchs mit  $438 \text{ (g / m}^2\text{)}$  pro Pile initialisiert. Dies entspricht dem, an einem in der Mitte von *Horns Rev* positionierten Windrad im März 2004. Auf Grund der Gegebenheit, dass die riffbildenden Organismen mit der Strömung transportiert werden, können Piles, die in den äußeren Reihen stehen, einen höheren Wert aufweisen. Im März 2004 weist ein rechts außen positioniertes Windrad eine Biomasse von  $1.126 \text{ (g / m}^2\text{)}$  auf. Dies ist das zweieinhalb Fache der Biomasse des mittig platzierten Piles (Leonhard, S. und Pedersen, J., 2005).

Bei den Simulationen mit einem Pile erhält das Windrad unabhängig seiner Position bei der Initialisierung des Bewuchses den gleichen Wert. Wie viel Biomasse dann jeweils in den Jahren dazu kommt wird zufällig entschieden. Während der drei Simulationen sollte somit der Unterschied zwischen dem Bewuchs des jeweiligen Piles gering sein. Die ähnlichen Ergebnisse werden möglicherweise durch diese Gegebenheit verursacht. Ein Unterschied in der Biomasse des Bewuchses am Pile in Bezug auf seine Position im Windpark könnte die Ähnlichkeit der Resultate in Hinblick auf die mittlere Abundanz und den mittleren prozentualen Anteil der Zeit, die ein Fisch im Windpark verbringt, aufheben.

### **Schutz**

Picken et al. (2000) zeigen, dass die Ansammlung von Fischen an einzelnen Plattformen in der Nordsee stark mit der Struktur des Hartsubstrats assoziiert ist und die Dichte von *G. morhua* mit zunehmender Entfernung zur Struktur abnimmt. Zudem bietet die hohe strukturelle Komplexität der Plattformen eine Reihe an Versteckmöglichkeiten (Love et al., 1999). Die Verstecke können sowohl juvenilen Stadien als auch Räubern, die auf Beute lauern, zu gute kommen. Am künstlichen Riff vor Nienhagen (Ostsee) bevölkern vorwiegend juvenile Dorsche die Strukturen, die ihnen Versteckmöglichkeiten bieten (Schulz, 2006). Die Simulationsresultate zeigen eine Anziehung der Fische zum Windrad. Inwieweit die Attraktivität der Struktur mit Nahrung oder Schutz zusammenhängt, lässt sich nicht sagen. Es ist zu vermuten, dass bei juvenilen der Schutzfaktor stärker wirkt. Im Modell werden die Plattfische überwiegend durch virtuelles Futter ernährt und die juvenilen Dorsche erhalten die

ersten Jahre noch regelmäßig ihre Tagesration. Der Vergleich mit der Simulation der 80 Piles ohne Bewuchs bestätigt die Vermutung (Abschnitt 6.4.2).

### **Komplexität**

In Hinblick auf die Attraktivität spielen Form, Design und Material der künstlichen Riffe für die Fische eine entscheidende Rolle (Bombace, 1989). Im Rahmen dieser Studie kann nicht geklärt werden, ob verschiedene Fundamenttypen (Monopile, Tripod, Jacket) unterschiedlich starke Anziehungseffekte auf die marine Fauna ausüben. Bekannt ist jedoch, dass die Komplexität der eingebrachten Strukturen die Attraktivität erhöht (Rilov et al., 2000; Gratwicke et al., 2005). In wie weit die Komplexität bei der Habitatwahl von Bedeutung ist, stellt eine Fragestellung für zukünftige Projekte dar.

### **6.4.2 Simulationen mit 80 Piles**

Die Ergebnisse der Simulationen mit 80 Piles zeigen deutlich, dass der von einem Windrad verursachte Effekt nicht einfach um das achtzigfache verstärkt wird, um die Auswirkungen des gesamten geplanten Windparks sichtbar zu machen. Die mittlere Abundanz am Ende der 25 simulierten Jahre unterscheidet sich bei beiden Fischarten deutlich, aber nicht um das achtzigfache, sondern bei *P. platessa* um das ca. Zweifache (Trapez mit einem Abstand der Piles von 500 m ohne und mit Bewuchs). Bei *G. morhua* liegt sie im Vergleich zu den Simulationen mit einem Windrad geringfügig höher. Bei beiden Arten ist die mittlere Abundanz bei der geplanten Trapezform mit einem Abstand der Piles von 500 m signifikant am höchsten.

### **Struktur und Nahrung**

Der Vergleich des mittleren prozentualen Anteils der Zeit, die ein Fisch während seines Lebens im Windpark verbringt, unterscheidet sich beim Vergleich der Simulation mit 80 Windrädern ohne Bewuchs und denen mit nur einem Pile bei den Plattfischen weniger als bei den Dorschen. Bei beiden ist er jedoch nicht um ein Vielfaches höher als bei den Simulationen mit nur einem Pile. Der prozentuale Anteil ist bei beiden Arten bei der Trapezform mit einem Abstand der Piles von 500 m mit Bewuchs signifikant am höchsten. Ein Gebiet mit mehr unbesiedelten Strukturen (fehlendes Nahrungsangebot) ist demnach attraktiver als ein Habitat mit sehr wenigem, besiedelten Hartsubstrat. Der Schutzfaktor scheint für die Fische bei der Habitatwahl von Bedeutung zu sein. Allerdings verbringen beide Fischarten mehr Tage ihres Lebens im Windpark mit den besiedelten Piles (Nahrungsquelle) als im Gebiet mit Hartsubstrat ohne Bewuchs. Dies lässt vermuten, dass nicht die Schutz-, sondern die Nahrungssituation bei der Habitatwahl bedeutsamer ist.

Auffällig ist, dass bei *Pleuronectes platessa* die Anlockung durch die Piles weniger stark ausfällt als bei *G. morhua*. Ein Grund kann die Mobilität der Scholle sein. Sie unterbricht ihre Tagesstrecke nur, wenn sie ein Windrad wahrnimmt. Ansonsten schwimmt sie die Strecke in eine beliebige Richtung in einem Stück durch. Ein anderer Grund kann sein, dass *FiWi* die Windräder ohne Kolkschutz modelliert, also nur die vertikalen Strukturen, die vorwiegend auf demersale Fische als Attraktor wirken (Kellison, 1998; Wilhelmsson, 2006). Benthische Fische sprechen eher auf horizontale Formen, z.B. Kolkschutz, an (Zucco, 2006). Die Simulationen von Gratwicke und Speight (2005) zeigen, dass die Höhe des Riffs ein wichtiger Faktor bei der Vorhersage der Abundanz von Fischen ist. Es reagieren jedoch nicht nur Fische, sondern auch Larven auf vertikale Strukturen. Im Vergleich zu horizontalen Formen locken sie mehr pelagische Larven an, was bei der Besiedlung von Bedeutung ist (Rilov et al., 1998). Dies wiederum ist für die Nahrungssituation von Bedeutung. Untersuchungen belegen, dass *G. morhua* an künstlichen Riffen nicht nur Jagd auf Fische macht, sondern auch von der Riffgemeinschaft frisst (Zucco, 2006). Juvenile Dorsche werden im Laufe ihres Lebens piscivor. Am Anfang ist im Modell der Bewuchs als Beute bei den Prädatoren von höherer Bedeutung als die anderen im Gebiet vorhandenen Fische. *P. platessa* hingegen ernährt sich zum Großteil von virtuellem Futter und ist nicht direkt auf die Nahrungsquelle angewiesen. Schulz et al. (2006) zeigen dass sowohl die Nahrungsverfügbarkeit und -konzentration in den Riffstrukturen besser als im Referenzgebiet ist. Sogar die Kondition der im Riffbereich gefangenen Dorsche ist etwas besser als die der Artgenossen im Vergleichsgebiet. Anhand der Untersuchungen kann nicht eindeutig belegt werden, ob das Riff Fischkonzentrationen aus der weiteren Umgebung anzieht oder ob tatsächlich eine höhere Biomasse in einem größeren Areal produziert wird, z.B. durch Rekrutierung und Aufzucht juveniler Fische.

Ein weiterer Grund kann die Struktur der Substratoberfläche sein. Die Oberflächenbeschaffenheit ist nicht nur, wie bereits erwähnt bei planktischen Larven von Bedeutung. Immerhin 35% der auftretenden Fischarten sind positiv mit der Rauheit des Hartsubstrates korreliert (Schulz et al., 2006). Wie die Simulationen des IBM zeigen Untersuchungen am künstlichen Riff Nienhagen in der Ostsee, dass der in der höchsten Abundanz am Riff vorkommende Fisch *G. morhua* ist, gefolgt von der Gruppe der Plattfische. Die Attraktivität der Strukturen ist jedoch von Art zu Art unterschiedlich. *Platichthys flesus* (Flunder) scheint, im Gegensatz zu Scholle und Dorsch, von den Riffstrukturen nicht angelockt zu werden (Schulz et al., 2006). Dies ist bei der Anwendung des IBM für weitere Fischarten zu beachten.

### **Räuber – Beute - Beziehung**

Eine weitere mögliche Erklärung für den Unterschied der beiden Arten kann, wie schon erwähnt, der Fraßdruck sein. Untersuchungen an einer Plattform in der Nordsee geben Hinweise, dass in unmittelbarer Nähe des Hartsubstrates adulte Dorsche juvenile verjagen und fressen (Soldal et al., 2002). Andere Studien zeigen, dass das Verschwinden oder die verringerte Abundanz von einigen Arten an künstlichen Riffen mit dem dort erhöhten Fraßdruck in Zusammenhang steht (Zucco, 2006).

Als piscivorer Fisch ernährt sich *Gadus morhua* im IBM überwiegend von Artgenossen und Schollen. Ein Dorsch muss jedoch ein bestimmtes Alter erreichen, um andere Fische fressen zu können. Bis dahin bilden die das Hartsubstrat besiedelnde Organismen den Großteil der Nahrung. *Gadus morhua* greift somit im Modell auf zwei Nahrungsquellen zurück. *P. platessa* hingegen versorgt sich durch virtuelles Futter (regelmäßiger Erhalt der Tagesration) als Hauptnahrung und bei Bedarf zusätzlich mit sessilen Rifforganismen. In Hinblick auf die Nahrungsverfügbarkeit ist in *FiWi* der Windpark für den Plattfisch nur halb so wichtig wie für den Dorsch.

Ein weiterer Grund für den Unterschied in der Abundanz der beiden Arten könnte in der Mobilität liegen. Der Dorsch, der weitere Strecken am Tag zurücklegt als die Scholle, erbeutet möglicherweise bei der Jagd mehr Plattfische als Artgenossen, verlässt dabei jedoch nicht das Windparkgebiet, da er seine Tagesstrecke in kleinen Schritten mit Wechsel der Richtung zurücklegt. Für die Mobilität als Ursache spricht die Gleichheit der mittleren Abundanz beider Arten bei der Simulation mit *Butendiek* in Trapezform mit einem Abstand der Piles von 250 m. Für beide ist die mittlere Abundanz bei dieser Simulation signifikant am geringsten. Die Größe des Windparkgebiets hat sich bei der Verringerung des Abstandes zwischen den Piles halbiert. *P. platessa* durchquert den Windpark in kürzerer Zeit und deckt schneller ihren Nahrungsbedarf. *G. morhua* legt täglich mehrere Kilometer auf seiner Nahrungssuche zurück. Genau wie der Plattfisch passiert er *Butendiek* je schneller, je kleiner das Windparkgebiet ist. Auch der Vergleich der beiden Simulationen mit *Butendiek* in quadratischer Form unterstützt diese Vermutung. Im leeren Quadrat hält sich der Dorsch etwas länger auf und die Biomasse ist deutlich höher. Der Prädator legt seine Tagesstrecke während der Jagd im Windpark zurück, da seine Beute kaum Schutz im Gegensatz zum Quadrat aus neun Reihen Piles findet.

### **Schutz**

Das Überleben einer Population hängt jedoch nicht nur von der Verfügbarkeit von Nahrung ab, sondern auch vom Überleben der juvenilen Stadien. Die Resultate der Simulationen

zeigen, dass das anthropogene Riff von juvenilen Fischen beider Arten besiedelt wird. Jungfische finden, wie bereits erwähnt, gute Versteckmöglichkeiten. Da im Modell keine Fischerei berücksichtigt und die jährliche Anzahl an Jungfischen aus einem festgelegten Intervall bestimmt wird, sind die Populationen beider simulierter Fische stabil, d.h. die Abundanz variiert innerhalb eines relativen kleinen Bereichs. Die Anzahl sterbender Individuen scheint sich mit der, der Überlebenden in etwa das Gleichgewicht zu halten. Dies kann mit der jährlich auf den gleichen Wert festgesetzten Mortalität (verursacht z.B. durch Krankheit) in Zusammenhang stehen oder von der, durch Fraß bedingten Sterblichkeit herrühren. Letztere kann pro Jahr in einem ähnlichen Bereich angesiedelt sein, da für alle Simulationen die gleiche Ausgangspopulation verwendet wird. Eine Änderung der Populationen bei der Initialisierung zu Gunsten älterer Individuen könnte zum Wachsen des Bestandes beider Arten führen. Auf Grund der begrenzten verfügbaren Rechnerkapazität ist jedoch eine bestandserhaltende stabile Population von Vorteil.

Am Riff Nienhagen ist das hohe Vorkommen von juvenilen Dorschen ein Zeichen für die Schutzwirkung der Strukturen. Es sind jedoch jahrgangsbedingte Schwankungen festzustellen, eine starke Altersgruppe ist z.B. die des Jahres 2005. Juvenile Individuen von *G. morhua* halten sich im Vergleich zum Referenzgebiet am Riff in größeren Zahlen, z. T. in Schwärmen auf. Da am künstlichen Riff keine Fischerei stattfindet, dient das künstliche Habitat als Rückzugsgebiet und kann zur Stabilisierung lokaler Bestände beitragen (Schulz et al., 2006).

Die Simulation mit den unbesiedelten Piles verdeutlicht die Schutzwirkung des eingebrachten Hartsubstrates. Vorwiegend juvenile Dorsche nutzen, trotz fehlender Nahrungsquelle, das Habitat. Im Vergleich zum Habitat mit besiedelten Windrädern erhöht sich der mittlere prozentuale Anteil der Zeit, die ein Fisch während seines Lebens im Windpark verbringt, um drei bzw. um fünf Prozent bei *G. morhua* bzw. *P. platessa*. Schutz und Verfügbarkeit von Nahrung sind in *FiWi* ausschlaggebend für die Wirkung von *Butendiek* als Attraktor. In Realität können neben diesen auch weitere Faktoren, die im IBM aus Gründen der Vereinfachung unberücksichtigt sind, eine Rolle bei der Habitatwahl spielen. In Freilanduntersuchungen zeigen Gotceitas und Brown (1993), dass juvenile Dorsche bei Vorhandensein von verschiedenen Habitaten Geröll dem Sandboden vorziehen. Sie verstecken sich dort so lange, wie ein Prädator sich in unmittelbarer Nähe aufhält. Viele Fische nutzen am Riff nicht nur die Verstecke in den anthropogene Strukturen, sondern ebenfalls die bei der Besiedlung des Hartsubstrates durch benthische Organismen (Muscheln, Schwämme, Algen) entstehenden natürlichen Unterschlupfmöglichkeiten.



Shulman (1985) und Anderson et al. (1989) zeigen an Riffen in den Vereinigten Staaten von Amerika die Abhängigkeit einiger Fischarten von bestimmten Makroalgen. *Paralabrax clathratus* (kelp bass) kommt in hoher Abundanz an Riffen vor, an denen die Alge *Macrocystis pyrifera* (giant kelp) stark verbreitet ist. Das Vorkommen einiger Fische am Riff ist mit der Existenz bestimmter Algen assoziiert. *Brachyistius frenatus* (kelp perch) nutzt das Vorkommen von *Macrocystis pyrifera* gezielt als Laichplatz. Modellrechnungen ergaben, dass der prozentuale Bedeckungsanteil der Makroalge die Dichte der Jungfische bestimmt (Anderson, 1994).

### **Rolle als Aufzuchtgebiet**

Untersuchungen von mehreren Plattformen im Golf von Mexiko belegen deren Rolle als Brut- oder Aufzuchtshabitat von Fischen sowie Invertebraten. Eine Plattform dient sogar als Kinderstube von Fischen (Picken et al., 2000).

*FiWi* kann die Aufgabe als Kinderstube für *P. platessa* und *G. morhua* für *Butendiek* nicht nachweisen. Dies liegt im Aufbau des Modells begründet. Das IBM simuliert die Entwicklung vom Ei über die Larven zum juvenilen Fisch nicht im Detail. Für *G. morhua* kommt es bei der Reproduktion zur Initialisierung von Individuen im Alter von etwa zwei Monaten. Ihr Weg von den Laichgründen mit der Strömung Richtung Küste und somit Richtung Windpark wird nicht simuliert. Stattdessen bekommt jeder, während der Fortpflanzungsperiode initialisierter Dorsch, eine Position in der Nähe der offshore zu gewandten Seite des Windparks. Die Eier und Larven von *P. platessa* werden mit der Strömung ins Wattenmeer, ihrer Kinderstube, transportiert. Dort, wo das flache Wasser ihnen Schutz vor Fraßfeinden bietet, bleiben die juvenilen Fische für etwa drei Jahre, bevor sie in tiefere Gewässer wandern. Im Modell werden während der Reproduktion Schollen im Alter von etwa drei Jahren initialisiert. Sie bekommen eine Position in der Nähe, der küstenzugewandten Seite *Butendieks*. Die Migration der juvenilen Fische von tieferen zu flacheren Gewässern und umgekehrt, ist für die Fragestellungen dieser Studie irrelevant und wird nicht simuliert.

Ein weiterer Grund ist, dass im IBM die Riffgemeinschaft nicht als Individuen und die unterschiedlichen Unterschlupfmöglichkeiten nicht im Detail simuliert werden. Die Anwesenheit von juvenilen Fischen im Windpark ohne und mit besiedelten Piles ist jedoch ein Indiz für die Schutzwirkung kleinerer Fische gegenüber Prädatoren. Der Abstand zwischen den einzelnen Hartsubstratstrukturen scheint keine Bedeutung zu haben.

Alle drei Simulationen von *Butendiek* in Trapezform, mit geplantem, halbiertem und verdoppeltem Abstand zwischen den Piles, resultierten in der Gegenwart von juvenilen Exemplaren der beiden Fischarten.

In wieweit jedoch bestimmte Rifforganismen und abiotische Faktoren von Bedeutung sind, um ein Gebiet als Aufzuchtsgelände bzw. als Kinderstube oder sogar als Laichgebiet für Fische und benthische Organismen auszuzeichnen, kann *FiWi*, wie bereits erläutert, auf Grund seiner einfachen Struktur nicht zeigen. Dies liefert Möglichkeiten für weitere Forschungsvorhaben, vor allem im Hinblick auf den Schutz und die Stabilisierung der bedrohten Fischbestände.

### **Künstliche vs. natürliche Riffe**

Künstliche Riffe dienen, wie in Kapitel 2.3 erwähnt, dem Schutz der Populationen von pelagischen und demersalen Nutzfischen, z.B. als geschützte Kinderstube, als Hartsubstrat-Habitat, als Schutzzone vor Räubern und auch als Brandungsschutz (Bombace, 1989; Aabel et al., 1997). Die Untersuchung von Love et al. (1999) zeigt einen Unterschied beim Vorkommen von Fischarten an natürlichen und künstlichen Riffen. Die Untersuchung ergibt, dass die Dichte und das Artenreichtum der Fische an Plattformen im Vergleich zu natürlichen Riffen deutlich höher sind. Rilov et al. (2000) legt in der Studie dar, dass sowohl der Artenreichtum und die Abundanz der Fische um die vertikalen künstlichen Strukturen signifikant höher sind als in den natürlichen Habitaten.

Die Simulationen mit *FiWi* geben, auf Grund der begrenzten Artenanzahl, nur Hinweise auf die mittlere Abundanz. Diese ist für beide Arten bei allen Simulationen über den gesamten Zeitraum im Vergleich zu den benachbarten hartsubstratlosen Gebieten im Bereich der künstlichen vertikalen Strukturen am höchsten. Die Attraktivität der Strukturen scheint in der Funktion als Schutzgebiet und Nahrungsquelle begründet zu sein.

Die Studie von Köller et al. (2006) an künstlichen Riffen in der Nordsee zeigt, dass *G. morhua* in zwei von drei Jahren in größerer Abundanz an den künstlichen Strukturen im Vergleich zum Referenzgebiet zu finden ist. Ambrose et al. (1989) belegen die Anziehung von anthropogenen Strukturen nicht nur für Fische, sondern auch für benthische Organismen. Ein Ergebnis ihrer Studie ist, dass der Vergleich von natürlichen mit künstlichen Riffen keinen Unterschied bei den beiden Formen in Bezug auf die Diversität der benthischen Fische ergibt. Es kommen die gleichen Arten an beiden Riffotypen vor, die Abundanz der benthischen Fische und Benthosorganismen ist jedoch am künstlichen Riff höher. Die Untersuchungen von Carr et al. (1997) dagegen ergeben, dass während der ersten zwei Jahre des Experiments am natürlichen Riff sich die Fische schneller und in größerer Anzahl sammeln, in Bezug auf Individuen und Arten, als an künstlichen Riffen. Dies kann mit der Oberflächenstruktur und somit mit der Besiedlung der Riffe in Zusammenhang stehen. Dies wiederum wirkt sich auf die Nahrungs-, Laich- und auch Schutzsituation aus.

Aufgrund der Modellstruktur kann *FiWi* keine Aussagen zum Vergleich von künstlichen mit natürlichen Riffen machen. Die Simulationen zeigen jedoch, dass besiedelte künstliche Strukturen für *P. platessa* und *G. morhua* attraktiver sind als unbesiedelte. In wie weit sich die Besiedlung von künstlichen und natürlichen Riffen unterscheidet und Einfluss auf das Vorkommen von Fischen hat, ist in weiteren Forschungsvorhaben zu untersuchen.

### **Variation der Windparkform**

Zusammengefasst verdeutlichen die Studien, dass die Reaktion der Fische auf ein Riff von mehreren Faktoren abhängig ist. Wichtig sind Lokalität, Jahreszeit, Art, Alter der Fische und Alter des Riffs. Entscheidend für die Annahme der Riffstrukturen durch Fische kann ebenfalls das Vorhandensein von benthischen Nahrungsorganismen sein (Bohnsack, 1985).

Die Simulationen des IBM ergeben, dass in Bezug auf die Nahrungssituation die Form und die Anordnung der Piles und damit indirekt auch die Größe des Gebietes eine Rolle spielt. *G. morhua* verbringt im Mittel etwa gleichviel Zeit seines Lebens im Windpark in Form eines Trapezes (Pile-Abstand 500 m) oder eines Quadrats. Allerdings ist die Nahrungssituation durch den besseren Jagderfolg in dem leeren Quadrat besser als im Quadrat aus neun Reihen Piles oder dem Trapez. Dies zeigt sich in der mittleren Biomasse und dem mittleren prozentualen Anteil der Zeit, die ein Dorsch während seines Lebens in *Butendiek* verbringt. Für *P. platessa* das Trapez mit einem Abstand der Piles von 500 m ohne Bewuchs am attraktivsten. *Butendiek* in Gestalt eines lang gezogenen Rechtecks ist für beide Fische weniger interessant, im Vergleich zur kleinsten Fläche (Trapez mit einem Pile - Abstand von 250 m) jedoch attraktiver. Sowohl Schollen als auch Dorsche bevorzugen die Form des Windpark als Trapez mit einem Abstand von 1.000 m. Diese Anordnung der Piles ergibt die größte Fläche für *Butendiek*. Ein Grund, dass beide Arten im Mittel signifikant die meisten Tage ihres Lebens dort verbringen, kann mit der Mobilität in Zusammenhang stehen. Je größer ein Gebiet, desto länger die Zeitspanne es zu durchschwimmen und desto höher die Chance auf Beute zu treffen. (Die Jagd wird nur innerhalb des Windparks simuliert, außerhalb erhalten die Dorsche in regelmäßigen Abständen ihre Tagesration).

Allerdings nimmt die quadratische Anordnung eine größere Fläche als die in Trapezform (Pile - Abstand 500 m) ein. Die Tatsache, dass der mittlere prozentuale Anteil der Zeit, die die Fische während ihres Lebens in beiden Simulationen in *Butendiek* verbringen, etwa gleich hoch ist, weist auf weitere mögliche Ursachen hin. Die Anordnung der Piles im Windparkinneren könnte von Bedeutung sein. Die Anordnung bzw. die Anzahl der Piles in den äußeren Reihen des Windparks sind von untergeordneter Rolle, wie die Vergleiche der Windfarm in Form eines leeren Quadrates zu den anderen Gestalten zeigen.

Im Hinblick auf die Resultate, dass Nahrung (Trapez im Abstand von 500 m mit besiedelten Piles) noch vor Schutz (Trapez im Abstand von 500 m mit unbesiedelten Piles) steht, liegt die Annahme nahe, dass neben der Form die Nahrungssituation entscheidend ist.

Die Effekte der Gestalt (Form und Größe) des Windparkgebietes beeinflussen nicht nur die Nahrungssituation von Fischen. Studien innerhalb des Projektes „Zukunft Küste - Coastal Futures“ untersuchen die Auswirkungen auf Vögel. K. Ihme (2007) simuliert in einem IBM die Auswirkungen der Windparkform auf Zugvögel. Die Anordnung der Piles kann in Zusammenhang mit den Wetterbedingungen eine entscheidende Rolle beim Vogelzug spielen. Am Beispiel von *Turdus iliacus* (Rotdrossel) zeigt das Modell, dass in Verbindung mit Wetter, Flughöhe und Kondition, die Größe und Gestalt der Offshore - Windfarmen für das Überleben der Individuen mit entscheidend sein können.

In aktuellen Studien untersucht die Arbeitsgruppe um Dr. S. Garthe die Auswirkungen auf die Nahrungssituation der Seevögel. In den Untersuchungen wird die Größe der Populationen einiger Seevogelarten bestimmt. Zusätzlich wird an Hand der Windparkflächen, die wie erwähnt durch die Gestalt beeinflusst wird, die Menge an Nahrung berechnet, die bei Meidung des Gebietes für die Seevögel wegfallen werden.

### 6.4.3 Antworten auf die Forschungsfragen

Das IBM *FiWi* zeigt die möglichen Auswirkungen der Piles als künstliches Riff und neues Habitat auf die kommerziell genutzten Fischarten *P. platessa* und *G. morhua*. Die Windräder wirken, in Hinblick auf Schutz und Nahrung, als Attraktor und sowohl juvenile als auch adulte Individuen halten sich über den gesamten Zeitraum der Simulation im Offshore - Windpark auf.

Der Effekt als Kinderstube für eine bzw. beide Arten kann nicht gezeigt werden. Dies ist einerseits durch die Modellstruktur bedingt. Der Transport der pelagischen Eier und Larven mit der Strömung aus den Laichgebieten in flachere Gewässer wird nicht im Detail simuliert. Ebenfalls vereinfacht ist der Aufenthalt der juvenilen Schollen über ca. drei Jahre im Wattenmeer. Die Monitoringergebnisse der benthischen Fauna im dänischen Offshore - Windpark *Horns Rev* belegen jedoch, dass das neue Habitat für Organismen, die ihre Eier an Algen oder Strukturen heften, durchaus als Laichgebiet oder Kinderstube fungieren kann (Leonhard et al., 2006).

Die zweite Frage (siehe Kapitel 3.3) zur Überlebenswahrscheinlichkeit der modellierten Fische im Windpark kann unter Berücksichtigung der Nahrungssituation und der

Überlebenswahrscheinlichkeit für juvenile Individuen beantwortet werden. Wie bereits in diesem Kapitel erwähnt, scheint die Nahrungssituation am anthropogenen Riff von entscheidender Bedeutung für das Überleben der Fische zu sein. Im IBM wird die Nahrungssituation zwar vereinfacht simuliert und kann aus diesem Grund die Stabilität der Populationen mit beeinflussen, doch zeigen andere Studien auch, wie bereits erwähnt, dass Organismen an künstlichen Riffen in gleichen oder höheren Anzahlen über längere Zeiträume vorkommen.

Ein weiterer Punkt, der zur stabilen Populationsgröße von *P. platessa* und *G. morhua* beitragen kann, ist die Überlebenswahrscheinlichkeit für juvenile Individuen. Zur Sicherung des langfristigen Überlebens einer Fischpopulation im veränderten Habitat ist neben der Nahrung das Überleben der Eier und Larvenstadien von Bedeutung. Sie spielen bei der Besiedlung des künstlichen Riffs und der Erhaltung der Populationen eine wichtige Rolle. Findet keine ausreichende Rekrutierung statt, wird bei guter Nahrungssituation die Population veralten und langfristig aussterben. Die Vereinfachungen im Modell lassen keine Aussagen über den maximalen Zeitraum zu, den eine Population im Windpark überleben kann. Die Simulationen zeigen, dass beide Fischarten den Simulationszeitraum von 25 Jahren problemlos überstehen. Forschungsergebnisse der Studien am künstlichen Riff Nienhagen belegen jedoch, dass trotz schwankender Jahrgänge die Population von *G. morhua* am Riff seit einigen Jahren überlebensfähig ist (Schulz, 2006).

Das Fischereiverbot innerhalb des Windparkgebiets und die Funktion der Piles als künstliches Riff tragen dazu bei, dass das anthropogen veränderte Habitat möglicherweise als Rückzuggebiet für gefährdete Arten fungiert. In Bezug auf *P. platessa* und *G. morhua* lässt sich mit Hilfe des mittleren prozentualen Anteils der Zeit, die die Fische während ihres Lebens in *Butendiek* verbringen, berechnen, dass der Offshore – Windpark mit einer Wahrscheinlichkeit von 41,3 – 57,1 % als Habitat angenommen wird und somit als Schutzgebiet für die beiden Fischarten fungieren kann.

Am Riff Nienhagen wird die Schutzfunktion im Auftreten von kranken Dorschen in den Riffstrukturen sichtbar. Ohne den Schutz des Riffs hätten diese Individuen kaum eine Überlebenschance (Schulz, 2006). Verletzte Organismen können sich im Schutz der Strukturen erholen, während juvenile Individuen nicht vor Erreichen der Geschlechtsreife befischt werden. Dies kann zur Erholung oder sogar zur Stabilisierung bedrohter Bestände führen. Allerdings ist die Größe des Schutzgebiets von Bedeutung. Ein einzelner Offshore - Windpark wird nur zur Stabilisierung lokaler Bestände beitragen können. Im Hinblick auf die

nicht nur in der Nordsee zu stark kommerziell befischten Arten, sind weitere großflächige Schutzgebiete oder fischereifreie Sektoren nötig (Ehrich, 2005).

Die Studie verdeutlicht die Auswirkungen der Offshore - Windfarmen in der Nordsee auf kommerziell genutzte Fischarten. Die ökologische Bedeutung ist jedoch weit reichender und bezieht andere Organismen mit ein. Die Resultate der Simulationen, wie auch Freilanduntersuchungen, (Driessen, 1985; Picken, 2000) zeigen, dass Offshore - Strukturen zu künstlichen Riffen werden und Fische und andere Organismen anlocken. Die Einbringung von Strukturen ist ein Eingriff in das Ökosystem, dessen Folgen weit reichend sein können. In Meeresgebieten mit wenig oder keinem Hartsubstrat bieten die Windräder ein neues Habitat und einen Trittstein für die Verbreitung von mit Hartsubstrat assoziierten Organismen. Dies können heimische aber auch zugewanderte Tier- und Pflanzenarten sein (Petersen et al., 2006). Es besteht die Möglichkeit, dass auf diese Weise die Ausbreitung von Neozoen gefördert wird, deren Rolle innerhalb des Ökosystems zu klären bleibt. Die Untersuchungen von Klausstrup (2006) im Gebiet des dänischen Offshore - Windparks *Horns Rev* und eines Referenzgebietes zeigen, dass allein durch den Bau einer Windfarm keine Änderungen im Artenreichtum und Artenzusammensetzung zu erwarten sind. Die Ergebnisse der Simulationen der Variationen der Form des Offshore – Windparks legen jedoch den Schluss nahe, dass je nach Größe und Anordnung der Piles einige Arten bessere Lebensbedingungen und Überlebenschancen haben könnten. Für Prädatoren, wie z.B. *G. morhua* sind große Offshore - Windfarmen mit wenigen Reihen und ungleicher Anzahl an Piles pro Reihe von Vorteil. In den Simulationen ist in *Butendiek* in Form eines leeren Quadrates bzw. in Trapezform mit einem Pile - Abstand von 1.000 m der Jagderfolg am größten, was sich in der mittleren Biomasse wieder spiegelt. Für den Dorsch zeigt sich, dass der Windpark in Trapezform mit einem Pile – Abstand von 500 m ohne Bewuchs am attraktivsten ist. Die Abundanz ist im Vergleich zu den anderen Simulationen signifikant höher. Auf die Aufenthaltsdauer scheint der Bewuchs im Gegensatz zur Scholle, keinen Einfluss zu haben. *G. morhua* hält sich im Mittel deutlich länger als erwartet im Windpark in Trapezform mit ( $M = 58,4192 \%$ ) und ohne Bewuchs ( $M = 58,4159 \%$ ) auf.

Arten, die eher Schutz als Nahrung im Windpark suchen, bevorzugen ein Areal mit einem Abstand der Piles von 500 m betragen. Aus diesem Grund ist *Butendiek* für *P. platessa* in Form eines Trapez` mit einem Abstand der Piles von 500 m mit Bewuchs signifikant am attraktivsten. Sowohl die Abundanz als auch der prozentuale Anteil der Zeit, die eine Scholle

während ihres Lebens im Windpark verbringt, ist bei dieser Simulation im Vergleich zu den anderen signifikant größer.

Auffällig ist, dass sich in allen Simulationen signifikant mehr Schollen als Dorsche im Windpark aufhalten und *G. morhua*, im Vergleich zu *P. platessa* in allen Simulationen signifikant mehr Zeit seines Lebens in *Butendiek* verbringt.

Die Resultate verdeutlichen, dass sowohl die Anordnung der Windräder als auch der Abstand und die Nahrungssituation zwischen den Piles in Hinblick auf die Offshore – Windparkgebiete von Bedeutung sind. Die Simulationen ergeben, dass für beide Arten ein Abstand der Piles von 500 m geeignet ist. Dort halten sich im Mittel mehr Superindividuen als erwartet auf und sie bleiben im Mittel mehr Tage ihres Lebens dort als erhofft. Form und Pile - Abstand sollten so gewählt werden, dass möglichst viele Arten dort ausreichend Schutz bzw. Nahrung finden, da es sonst möglicherweise zur Vertreibung von Arten aus dem Gebiet kommen kann.

Solange der Fischereiaufwand in der Nordsee bzw. in anderen Meeren nicht deutlich reduziert wird, bleibt der positive Schutzeffekt der Offshore - Strukturen für kommerziell genutzte Arten wie z.B. *Pleuronectes platessa*, *Gadus morhua* oder *Solea solea* unsichtbar. Ein nachweisbarer Effekt auf die Rekrutierung der bedrohten Bestände kann sichtbar werden, wenn die Anzahl und Größe der in der deutschen AWZ geplanten Offshore - Windfarmen auf andere Anliegerstaaten übertragen wird. Erst dadurch erreichen die für die Fischerei geschlossenen Gebiete eine Größe, welche die positiven Effekte zur Stabilisierung der Populationen sichtbar macht (Ehrich, 2005).

## **6.5 Ausblick**

Auf Grund der Tatsache, dass in der deutschen AWZ der Nordsee noch kein Offshore - Windpark gebaut und in Betrieb ist, bestehen verschiedene Möglichkeiten für weiterführende Untersuchungen. Forschungsbedarf ist hinsichtlich einer Mehrfachnutzung der Windfarmen vorhanden. Es wird diskutiert, ob neben der Energiegewinnung auch Marikultur an den Piles möglich und sinnvoll ist. Die Piles müssen entsprechend ihrer Funktion konstruiert werden, da bestimmte Strukturen und Materialien nicht für alle Spezies geeignet sind. Am Riff Nienhagen nutzen verschiedene Organismen unterschiedliche Bereiche der Strukturen. Bei der Muschel- und Algenzucht sind die hydrologischen und ökonomischen Faktoren zu berücksichtigen. Buck (2004, 2006, 2008) zeigt in seinen Studien die Chancen bzw. Grenzen der Marikultur im Offshore - Windpark sowie die aktuelle Situation und Gesetzeslage auf. In

Bezug auf die Mehrfachnutzung besteht hinsichtlich der Situation in Europa aber durchaus noch weiterer Forschungsbedarf.

Zur Einschätzung der Schutzfunktion von künstlichen Riffen ist die Frage zu klären, ob sich an den Strukturen nur die Fische aus der Umgebung sammeln oder tatsächlich eine höhere Biomasseproduktion stattfindet. Antworten können langfristiges Monitoring an existierenden künstlichen Riffen und anderen Offshore - Strukturen in Verbindung mit geeigneten Modellansätzen liefern.

Auf Grund seiner einfachen Struktur kann *FiWi* auch für andere Windparks eingesetzt werden. In den jeweiligen Infiles müssen nur die entsprechenden Daten, z. B. zur Abiotik oder Größe des Windparkareals geändert werden. Zur Bearbeitung weiterer Fragestellungen sollte das IBM allerdings erweitert werden, um neben dem Einfluss des Hartsubstrates auch den von Lärm mit einzubeziehen. Ein Pile könnte beispielsweise nicht mehr attraktiv sein, wenn der ins Wasser abgegebene Lärm einen Schwellenwert überschreitet.

Bei Simulationen von kommerziell genutzten Plattfischen und wandernden Arten ist ebenfalls die Wirkung der elektrischen Felder entlang der Kabel von Bedeutung. Bisherige Untersuchungen liefern keine ausreichenden Ergebnisse zur Barrierewirkung der elektrischen Felder auf wandernde Arten. Hier gilt es zu beachten, dass die Fische auf ihrer Wanderung wahrscheinlich mehr als einen Offshore - Windpark durchqueren.

Die Resultate der Simulationen mit *FiWi* weisen auf die mögliche wichtige Bedeutung der Nahrungssituation im anthropogen veränderten Habitat hin. Da das Verhalten bei der Nahrungssuche im Modell vereinfacht dargestellt wird, erscheint es sinnvoll in weiteren Forschungsvorhaben das Nahrungsangebot und das Verhalten bei der Nahrungssuche durch die Fische im Offshore – Windpark genauer zu untersuchen.

Eine gute Möglichkeit umfangreiche Daten zur Entstehung eines künstlichen Riffs und die Effekte von Lärm etc. auf marine Organismen, auch über mehrere Jahre zu gewinnen, bietet das geplante Offshore - Testwindfeld an der Küste von Niedersachsen, die Forschungsplattform Fino 1, sowie die genehmigten und z. T. bereits im Bau befindlichen Offshore - Windfarmen in Nord- und Ostsee. Des Weiteren ist der internationale Datenaustausch zwischen Ländern mit bereits in Betrieb genommenen Offshore - Windfarmen, nicht nur für Vergleiche, von großer Bedeutung und sollte, wenn möglich, gefördert werden.



Für weitere Simulationen von Auswirkungen auf kommerziell genutzte Fischarten ist eine Erweiterung des IBM mit verschiedenen Modulen oder eine Kopplung mit weiteren Modellen denkbar. Die Rifffbildung durch benthische Organismen kann beispielsweise detailliert modelliert werden. Das liefert die Möglichkeit, die Nahrungsaufnahme von z.B. *Gadus morhua* von anfangs omnivor zu überwiegend piscivor zu unterteilen. Auf diese Weise kann die Nahrungssituation genauer betrachtet werden. Eine weitere Gelegenheit besteht in der Erweiterung der Räuber – Beute – Beziehung, in einer feineren Unterteilung der Zeiteinheit oder in der Entwicklung einer grafischen Oberfläche.

Eine Kopplung mit einem hydrologischen Modell stellt die Verteilung der Larven im Gebiet durch die Strömung exakter dar. Dies ist in Hinblick auf die Rekrutierung, die Überlebenschancen der Fische und die Bedeutung des Habitats als Kinderstube von Bedeutung.

Diese Studie zeigt die Bedeutung und weit reichenden Einsatzmöglichkeiten von Modellen im Natur- und Artenschutz. Simulationen sind ein Beitrag zukünftige Eingriffe in die Umwelt ökologisch und ökonomisch, auf Grund von vorhandenen Daten, besser abschätzen zu und gegebenenfalls erforderliche Maßnahmen treffen zu können.

Bei komplexen Ökosystemen, wie z.B. den Meeren, lassen sich die Folgen anthropogener Einflüsse nicht einfach vorhersagen, sondern sollten in Simulationen angenähert werden. Für den Erhalt lebenswichtiger Ressourcen für Flora und Fauna und natürlich den Menschen können wissenschaftliche Modelle wie *FiWi* die Grundlage bilden.

## Literaturverzeichnis

- Aabel, J., Cripps, S., Kjeilen, G. (1996). Oil and gas production structures as artificial reefs. *1st EARRN conference, Ancona, Italy*
- Adams, A. (1994). Measurement of initial colonization of a small open bottom artificial reef: comments on short term effects on community structure. *Bulletin of marine science* 55 (2-3): 1324
- Agardy, T. (2000). Effects of fisheries on marine ecosystems: a conservationist's perspective. *ICES Journal of Marine Science* 57: 761-765
- Alevizon, W. and J. Gorham (1989). Effects of artificial reef development on nearby resident fishes. *Bulletin of marine science* 44 (2): 646-661
- Allen, A. (1982). Habitat suitability index models: marten.- U.S. Fish and Wildlife Service. *Biol. Serv. Progr., FWS/OBS- 82/10.11: 9 S, Washington D.C.*
- Ambrose, R. and Anderson, T. (1990). Influence of an artificial reef on the surrounding infaunal community. *Marine biology*, 107:41-52
- Anderson, T., DeMartini, E., Roberts, D. (1989). The relationship between habitat structure, body size and distribution of fishes at a temperate artificial reefs. *Bulletin of Marine Science* 44(2): 681-697
- Anderson, T.(1994). Role of macroalgal structure in the distribution and abundance of a temperate reef fish. *Marine Ecology Progress Series*, 113: 279-290
- Asmus, H. and Schomann, H. (2003). Fachgutachten Fische im Rahmen der UVS und FFH-VP für den offshore Bürgerwindpark „Butendiek westlich von Sylt“. *Abschlußbericht*
- Barnay, A., Ellien, C., Gentil, F., Thiébaud, E. (2003). A model study on variations in larval supply: are populations of the polychaete *Owenia fusiformis* in the English Channel open or closed? *Helgol. Mar. Res.* 56: 229-237
- Bassi, M. (2003). Habitat-Modelle in der Wildökologie. Diplomarbeit, Universität Wien.
- Becker, G. (2003). Physikalische Beschreibung der Nordsee. In Lozàn, J., Rachor, E., Reise, K., Sündermann, J., von Westernhagen, H. Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. *Wissenschaftliche Auswertungen*, 34-40
- Beverton, R. and S. Holt (1959). A review of the lifespans and mortality rates of fish in nature, and their relation to growth and other physiological characteristics. *CIBA FOUND Colloquia of aging. The lifespan of animals*

- Blab, J. (1988). Bioindikatoren und Naturschutzplanung. Theoretische Anmerkungen zu einem komplexen Thema. *Natur und Landschaft* 63: 147-148
- Blab, J. (1990). Zum Indikationspotential von Roten Listen und zur Ermittlung "Regionaler Leitartengruppen" mit Landschaftsökologischer Zeigerfunktion. *Schr.- R. Landschaftspflege Naturschutz* 32: 121-134
- Blab, J. (1993). Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. 4. Aufl., 479 S., Kilda-Verlag, Bonn-Bad Godesberg
- Bohnsack, J. and D. Sutherland (1985). Artificial reef research: a review with recommendations for future priorities. *Bulletin of marine science* 37 (1): 11-39
- Bombace, G. (1989). Artificial reefs in the Mediterranean Sea. *Bulletin of marine science* 44 (2): 1023-1032
- Breckling, B., F. Müller, Reuter, H., Hölker, F., Fränzle, O. (2005). Emergent properties in individual-based ecological models - introducing case studies in an ecosystem research context. *Ecological Modelling* 186: 376-388
- Buck, B. H., Krause, G., Rosenthal, H.(2004).Extensive open ocean aquaculture development within wind farms in Germany: the prospect of offshore co-management and legal constraints. *Ocean & Coastal Management*, 47(3-4), 95-122
- Buck, B. H., Berg-Pollack, A., Assheuer, J., Zielinski, O., Kassen, D.(2006).Technical Realization of Extensive Aquaculture Constructions in Offshore Wind Farms: Consideration of the Mechanical Loads. *Proceedings of the 25th International Conference on Offshore Mechanics and Arctic Engineering, American Society of Mechanical Engineers*, pp 1-7
- Buck, B. H., Krause, G., Michler-Cieluch, T., Brenner, M., Buchholz, C. M., Busch, J. A., Fisch, R. , Geisen, M., Zielinski, O.(2008).Meeting the quest for spatial efficiency: Progress and Prospects of Extensive Aquaculture within Offshore Wind Farms. *Helgoland Marine Research*, 62: 269-281
- Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (2002). Genehmigung Offshore-Windenergiepark „Offshore-Bürger-Windpark Butendiek“. *Aktenzeichen* 8086.01/Butendiek/Z1. BSH Hamburg
- Burkhard, B. and Diembeck, D. (2006). Zukunftsszenarien für die deutsche Nordsee. *Forum der Geoökologie* 2: 27-30
- Carr, M. and Hixon, M. (1997). Artificial reefs: the importance of comparisons with natural reefs. *Fisheries*, 22(4): 28-33

- Claireaux, G., Webber, D., Lagardère, J., Kerr, S. (2000). Influence of water temperature and oxygenation on the aerobic metabolic scope of Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Journal of Sea Research* 44: 257-265
- Clark, M. and Rose, K. (1997). Factors affecting competitive dominance of rainbow trout over brook trout in southern Appalachian streams: implications of an Individual-based model. *Transactions of the American Fisheries Society*, 126, 1-20
- Daan, N., Gislason, H., Pope, J., Rice, J. (2005). Changes in the North Sea fish community: evidence of indirect effects of fishing? *ICES Journal of Marine Science*, 62:177-188
- Dahl, O., Nygaard, K. (1966). SIMULA - an ALGOL-based Simulation Language. *CACM* 9(9), 671-678
- DeAngelis, D., Branthouse, L., van Winkle, W., Otto, R. (1990). A critical appraisal of population approaches in assessing fish community health. *J. Great Lakes Res.* 16 (4): 576-590
- DeAngelis, D., Rose, K., Huston, M. (1994). Individual-oriented approaches to modelling ecological populations and communities. In S. Levin. *Frontiers in mathematical biology. Springer Verlag: 390-410*
- Drechsler, M., Johst, K., Wätzold, F. (2002). Budget für Bruterfolg -ökologisch-ökonomisches Modell unterstützt effizienten Artenschutz-. *Helmholtz-Jahresheft* 2002: 32-33
- Driessen, P. (1985). Oil platforms as reefs: oil and fish can mix. *Coastal Zone '85: 1417 – 1438*
- Dunstan, P. and Johnson, C. (2005). Predicting global dynamics from local interactions: individual-based models predict complex features of marine epibenthic communities. *Ecological Modelling* 186: 221-233
- Ehrich, S. (2005). Auswirkungen von offshore-Windkraftanlagen auf die Fischfauna.
- Eliassen, J.-E. and Vahl, O. (1982). Seasonal variations in biochemical composition and energy content of liver, gonad and muscle of mature and immature cod, *Gadus morhua* L. from Balsfjorden, northern Norway. *J.Fish Biol.* 20: 707-716
- Energi E2 (2005). Review Report 2004 The danish offshore Windfarm demonstration project: Horns Rev and Nysted offshore wind farms.
- FAO (2003). Food and Agriculture Organization. Fisheries Bycatch and Discards. Committee on Fisheries. *COFI/97/Inf.7*
- FAO (2007). The state of world fisheries and aquaculture 2006. *Food and agriculture organization of the United Nations*

- Folkvord, A. and H. Ottera (1993). Effects of initial size distribution, day length, and feeding frequency on growth, survival, and cannibalism in juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua* L.). *Aquaculture* 114: 243-260
- Gill, A. (2005). Offshore renewable energy: ecological implications of generating electricity in the coastal zone." *Journal of Applied Ecology* 42: 605-615
- Gotceitas, V. and Brown, J. (1993). Substrate selection by juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*): effects of predation risk. *Oecologia*, 93: 31-37
- Gratwicke, B. and Speight, M. (2005). The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. *Journal of fish biology*. 66: 650-667
- Grimm, V. (1999). Ten years of individual-based modelling in ecology: what have we learned and what could we learn in the future? *Ecological Modelling*, 115: 129-148
- Grimm, V. and Railsback, S. (2005). Individual based Modeling and Ecology. *Princeton university press*
- Guisan, A. & Zimmermann, N. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186
- Guisan, A., Gonthier, Y., Cherix, D., Zimmermann, N., Kienast, F., Edwards, T., Walters, T. and Weiss, A. (2000). Landscape Potential for Animal Species Survival, Colonization and Dispersal: A Spatial Simulation Study. *CSCF S. 1– 35*
- Guisan, A., Edwards, T. C. and Hastie, J. T. (2002). Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling* 157: 89-100
- Hall, L., Krausman, P. and M.L., M. (1997). The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin* 25(1): 173–182
- Hepher, B. (1988). Nutrition of pond fishes. *Cambridge University Press*.
- Hislop, J. (1996). Changes in North Sea gadoid stocks. *ICES Journal of Marine Science* 53: 1146-1156
- Hoffmann, E., Astrup, J., Larsen, F., Munch-Petersen, S. (2000). Effects on marine windfarms on the distribution fish, shellfish and marine mammals in Horns Rev area. *Baggrundsrapport nr. 24 Elsamprojekt A/S*.
- Holmström, C. and Kjelleberg S. (1999). Factors influencing the settlement of macrofoulers. In Fingerman M.; Nagabhushanan R.; Thompson M.-F. Recent advances in marine biotechnology. *Vol.3*

- Hölker, F. and Breckling, B. (2002). Influence of activity in a heterogeneous environment on the dynamics of fish growth: an Individual-based model of roach. *Journal of Fish Biology*, 60, 1170-1189
- Hvidt, C., Brüner, L., Knudsen, F. (2005). Hydroacoustic monitoring of fish communities in offshore windfarms - *Annual report 2004 Horns Rev offshore windfarm*
- ICES and Advisory committee on Fishery management (2007). Report of the working group on the assessment of demersal stocks in the North Sea and Skagerrak (WGNSSK). *ICES. Copenhagen*
- Ihaka, R. and Gentleman, R (1996). R: A language for data analysis and graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 5(3):299-314
- Ihme, K. (2007). Using Birds and Marine Mammals as Indicators to Assess Impacts of Offshore Wind Parks in Germany- A Spatio-Temporal Scenario Approach. *Master Thesis, Universität Kiel*
- Karamushko, L. and Shatunovskiy, M. (1994). Bioenergetics of Cod, *Gadus morhua morhua*, Wolffish, *Anarhichus lupus*, and Plaice, *Pleuronectes platessa*. *Journal of Ichthyology* 34 (6): 83-93
- Karez, R. and Schories, D. (2005). Die Steinfischerei und ihre Bedeutung für die Wiederansiedlung von *Fucus vesiculosus* in der Tiefe. *Rostock. Meeresbiolog. Beitr.* 14: 95-107
- Kellison, G. and T. Sedberry (1998). The effects of artificial reef vertical profile and hole diameter on fishes off South Carolina. *Bulletin of marine science* 62 (3): 763-780
- Klaustrup, M. (2006). Few effects on the fish communities so far. *Danish offshore Wind key environmental issues*, 64-79
- Köller, J., Köppel, J., Peters, W. (2006). Offshore windenergy - research on environmental impacts. *Springer Verlag*
- Kuhn, W. (1997). Flächendeckende Analyse ausgewählter ökologischer Parameter: Bewertung von Habitateignung und –isolation für zwei wirbellose Tierarten mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems. *Reihe XLII Ökologie, Umwelt und Landespflege; Bd.7vol.23; Peter Lang Verlag, Frankfurt a. M*
- Kühn, W., Radach, G., (1997). A one-dimensional physical–biological model study of the pelagic nitrogen cycling during the spring bloom in the northern North Sea (FLEX '76). *Journal of Marine Research* 55, 687–734
- Leewis, R. and Hallie, F. (2000). An artificial reef experiment of the Dutch coast. In *Artificial reefs in European Seas*. Kluwer Academic Publisher. 289-305

- Lek, S. & Guegan, J. (1999). Artificial neural networks as a tool in ecological modelling, an introduction. *Ecological Modelling* 120: 65-73
- Lek, S., Scardi, M., Verdonchot, P., Descy, J., Park, Y. (2005). Modelling Community structure in freshwater ecosystems. *Springer-Verlag*.
- Leonhard, S. and Birklund, J. (2006). Infauna, Epifauna and vegetation – change in diversity and higher biomass. *Danish offshore Wind key environmental issues*, 44-63
- Leonhard, S. and Pedersen, J. (2005). Hard bottom substrate monitoring Horns Rev offshore Windfarm. *Annual status report 2004*
- Letcher, B., Rice, J., Crowder, L., Rose, K. (1996). Variability in survival of larval fish: disentangling components with generalized individual-based model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 787-801
- Lindeboom, H.J. & deGroot, S.J. (1998). The effects of different types of fisheries on the North Sea and Irish Sea benthic ecosystems. *NIOZ Rapport 1998 (1)*, 404pp
- Linehan, J., Gregory, R., Schneider, D. (2001). Predation risk of age-0 cod (*Gadus*) relative to depth and substrate in coastal waters. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 263: 25-44
- Love, M., Caselle, J., Snook, L. (1999). Fish assemblages on mussel mound surrounding seven oil platforms in the Santa Barbara Channel and Santa Maria Basin. *Bulletin of marine science*, 65(2): 497-513
- Lozàn, J., Rachor, E., Reise, K., Sündermann, J., von Westernhagen, H. (2003). Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. *Wissenschaftliche Auswertungen*, 266-296
- Lundqvist, D.; Jansen, D.; Christiansen, C.; Jensen, A.; Balstrøm, T.; Kunzendorf, H. (2003). 210Pb based deposition rates in the North Sea-Baltic Sea transition - A summary. *Danish Journal of Geography*. 103:99–109
- Maes, J., Limburg, K., van DePutte, A., Ollevir, F. (2005). A spatially explicit, individual-based model to assess the role of estuarine nurseries in the early life history of North Sea herring, *Clupea harengus*. *Fisheries Oceanography* 14(1): 17-31
- McDermot, D. and Rose, K. (2000). An Individual-based model of lake fish communities: application to piscivore stocking in Lake Mendota. *Ecological Modelling*, 125, 67-102
- Meier, M. (1989). A debate on responsible artificial reef development. *Bulletin of marine science* 44(2): 1051-1057
- Middelhoff, U. and B. Breckling (2005). From single fine roots to a black alder forest ecosystem: How system behaviour emerges from single component activities. *Ecological Modelling*, 186, 447-469.

- Moll, A. (1998). Regional distribution of primary production in the North Sea simulated by a three-dimensional model. *Journal of Marine Systems*, 16(1-2):151-170
- Moll, A. and Radach, G. (2001). Synthesis and new conception of North Sea Research (SYCON) - Working Group 6: Review of three-dimensional ecological modelling related to the North Sea shelf. *Ber. Zent. Meeres- Klimaforsch. Univ. Hamb. (Z Interdisziplin. Zentrumsber.)*, Vol. 8, 225pp
- Moll, A. and Radach, G. (2003). Review of three-dimensional ecological modelling related to the North Sea shelf system - Part 1: Models and their results. *Progress in Oceanography*, 57(2): 175-217
- Morrison M.L., Marcot, B.G., Mannan, R.W. (1998). Wildlife-habitat relationships – concepts and applications. The University Wisconsin Press: Madison Wisconsin
- Morrison, M. and Hall, L. (2002). Standard Terminology: Toward a Common Language to Advance Ecological Understanding and Application. In Predicting Species Occurrence: Issues of Accuracy and Scale (herausgegeben von Scott, J., Heglund, P., Morrison, M., Haufler, J., Raphael, M., Wall, W. und Samson, F.), S. 43–52, Island Press, Covelo, CA
- Muus, B. and Nielsen, J. (1998). Die Meeresfische Europas in Nordsee, Ostsee und Atlantik, *Kosmos Naturführer*
- Myers, R., Mertz, G., Fowlow, P. (1997). Maximum population growth rates and recovery times for Atlantic cod, *Gadus morhua*. *Fishery Bulletin* 95: 762-772
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres, F. (1998). Fishing down marine food web. *Science* 279: 860-863
- Petersen, J. and Malm, T. (2006). Offshore Windmill Farms: threats to or possibilities for the marine environment. *Ambio*, 35(2): 75-80
- Picken, G., Baine, M., Heaps, L., Side, J. (2000). Rigs to reefs in the North Sea. In A. Jensen, K. Collins and A. Lockwood. Artificial reefs in European Seas. *Kluwer Academic Publisher*
- Pope, J. and Macer, C. (1996). An evaluation of the stock structure of North Sea cod, haddock, and whiting since 1920, together with a consideration of the impacts of fisheries and predation effects on their biomass and recruitment. *ICES Journal of Marine Science* 53: 1157-1169
- Quinlan, J., Blanton, B., Miller, T., Werner, F. (1999). From spawning grounds to the estuary: using linked individual-based and hydrodynamic models to interpret patterns and processes in the oceanic phase of Atlantic menhaden *Brevoortia tyrannus* life history. *Fisheries Oceanography* 8 (Suppl. 2): 224-246



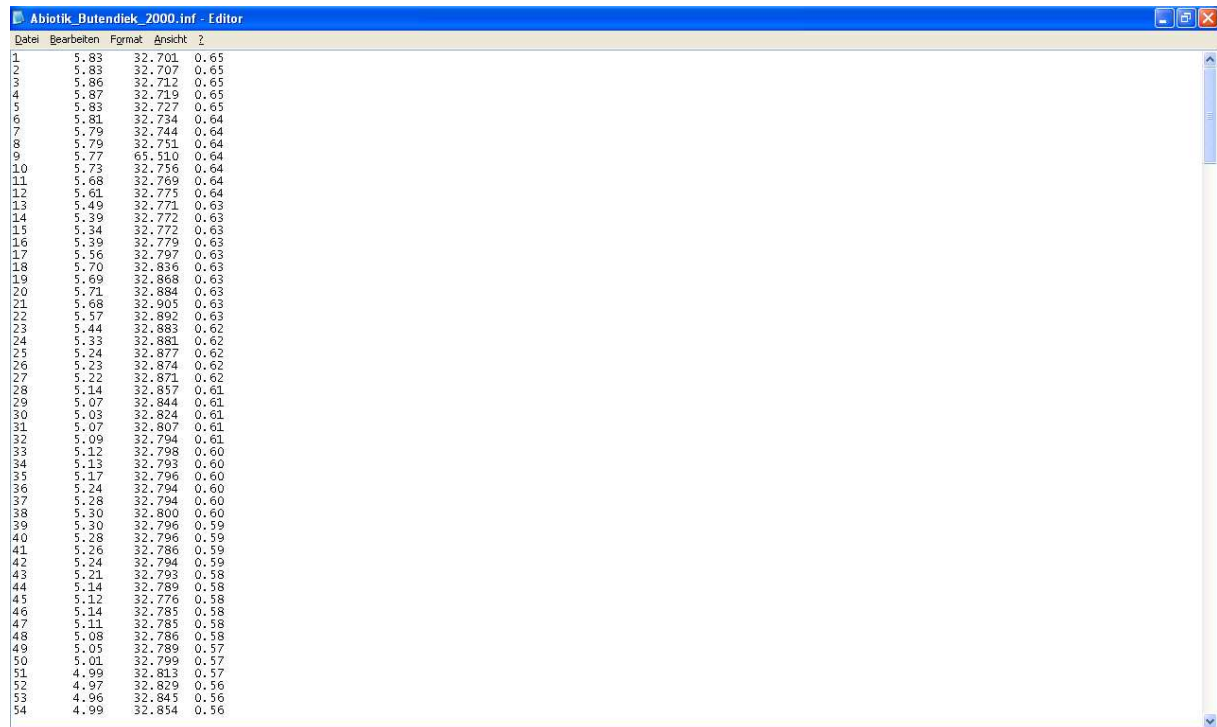
- Reuter, H. (2000). Individuum und Umwelt; Wechselwirkungen und Rückkoppelungsprozesse in individuenbasierten tierökologischen Modellen. *Diss. Fachbereich 2 (Biologie/ Chemie), Universität Bremen*
- Rice, J., Miller, T., Rose, K., Crowder, L., Marshall, E., Trebitz, A., DeAngelis, D. (1993). Growth Rate Variation and Larval Survival: Inferences from an Individual-Based Size-Dependent Predation Model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50
- Rijnsdorp, A. and Ibelings, B. (1989). Sexual dimorphism in the energetics of reproduction and growth of North Sea plaice, *Pleuronectes platessa* L. *J. Fish Biol.* 35: 401-415
- Rijnsdorp, A. and Millner, R. (1996). Trends in population dynamics and exploitation of North Sea plaice (*Pleuronectes platessa* L.) since the late 1800s. *ICES Journal of Marine Science* 53: 1170-1184
- Rilov, G. and Benayahu, Y. (1998). Vertical Artificial structures as an alternative habitat for coral reef fishes in disturbed environments. *Marine environmental research*, 45: 431-451
- Rilov, G. and Benayahu, Y. (2000). Fish assemblages on natural versus vertical artificial reefs: the rehabilitation perspective. *Marine Biology*, 136: 931-942
- Rumohr, H. (2003). Am Bode zerstört. Auswirkungen der Fischerei auf Lebewesen am Meeresboden des Nordost-Atlantiks. *WWF*
- Rumohr, H. and Kujawski, T. (2000). The impact of trawl fishery on the epifauna of the southern North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 57: 1389-1394
- Scheffer, M., Baveco, J., DeAngelis, D., Rose, K., Vannes, E. (1995). Super-Individuals: a simple solution for modeling large populations on an individual basis. *Ecol. Model.* 80: 161-170
- Schulz, N., Dumke, A., Mieske, C., Krenkel, K. (2006). Fischereiliche und fischereibiologische Untersuchungen am Großriff Nienhagen und im Kontrollgebiet Börgerende im Jahre 2004 und vergleichende Auswertungen der Jahre 2003 bis 2005. *Forschungsbericht über die fischereilichen Untersuchungen am „Großriff Nienhagen“ 2005. Vergleichende Ergebnisse 2003 bis 2005.*
- Schulz, N., Dumke, A., Arndt, G.-M., Eggers, R. (2006). Untersuchung der Wirkung von künstlichen Hartsubstraten auf natürliche Habitate am Großriff Nienhagen, 2005 Videooptische Analysen Vergleichende Ergebnis 2003 bis 2005. *Forschungsbericht Erhöhung der fischereilichen Wertigkeit von Seegebieten an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns durch Errichtung künstlicher Unterwasserhabitate. Aufbau eines Großriffs im Fischereischutzgebiet Nienhagen*

- Serchuk, F., Kirkegaard, E., Daan, N. (1996). Status and trends of the major roundfish, flatfish, and pelagic fish stocks in the North Sea: thirty-year overview. *ICES Journal of Marine Science* 53(1130-1145)
- Sharow, A. (1996). Quantitative Population Ecology, <http://www.ento.vt.edu/>
- Shulman, M. (1985). Recruitment of coral reef fishes: effects of distribution of predators and shelter. *Ecology*, 66(3): 1056-1066
- Smith, R., Paul, A., Paul, J. (1990). Seasonal changes in energy and the energy cost of spawning in Gulf of Alaska Pacific cod. *J.Fish Biol.* 36: 307-316
- Soldal, A., Svellingen, I., Jorgensen, T., Lokkeborg, S. (2002). Rigs-to-reefs in the North Sea: hydroacoustic quantification of fish in the vicinity of a "semi-cold" platform. *ICES Journal of marine science*, 59: 281-289
- Sterr, H. (2003). Geografische Charakterisierung der Nordseeregion. In Lozàn J., Rachor, E., Reise, K., Sündermann, J., von Westernhagen, H. Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. *Wissenschaftliche Auswertungen*, 40-47
- Stevens, T. H., Belkner, R., Dennis, D., Kittredge, D., Willis, C. (2000). Comparison of contingent valuation and conjoint analysis in ecosystem management. *Ecological Economics* 32: 63-74
- Stottrup, J. (2000). Effects of marine windfarms on the distribution of fish, shellfish and marine mammals in the Horns Rev area. *Baggrundsrapport 24*
- Taylor, N., Fox, C., Bolle, L., Dickey-Collas, M., Fossum, P., Kraus, G., Munk, P., Rolf, N., van Damme, C., Vorbach, M. (2007). Results of the spring 2004 North Sea ichthyoplankton surveys. *ICES Cooperative Research Report*.
- Tipton, A. (1980). Mathematical Modeling in Wildlife Management. In Wildlife management technical manual (herausgegeben von Schemnitz, S.), Kap. 13, S. 211–220, Wildlife Soc., Washington
- Ulrich, U. (2006). Potential ecotoxicological effects of offshore wind parks. *Masterarbeit Christian Albrecht Universität Kiel*
- van Horne, B. (2002). Approaches to Habitat Modeling: The Tensions between Pattern and Process and between Specificity and Generality. In: Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale (eds. J.M. Scott, P.J. Heglund, M.L. Morrison, J.B. Hafler, M.G. Raphael, W.B. Wall & F. Samson), pp. 63-72. Island Press, Washington

- van Winkle, W., Rose, K., Winemiller, K., DeAngelis, D., Christensen, S. (1993). Linking Life History Theory, Environmental Setting, and Individual-Based Modeling to Compare Responses of Different Fish Species to Environmental Change. *Transactions of the American Fisheries Society* 122: 459-446
- Vorberg, R. and Breckling, P. (1999). Atlas der Fische im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. *Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer*
- Wihlemsson, D., Yahya, S., Öhman, M. (2006). Effects of high-relief structures on cold temperate fish assemblages: A field experiment. *Marine Biology Research* 2: 136-147
- Zadereev, E.; Prokopin, I.; Gubanov, V.; Gubanov, M. (2003). Individual-based model of the reproduction cycle of *Moina macrocopa* (Crustacea: Cladocera). *Ecological Modelling*, 162, 15-31
- Zucco, C., Wende, W., Merck, T., Köchling, I., Köppel, J. (2006). Ecological research on offshore windfarms: International exchange of experience - Part B: Literature review of ecological impacts. *BfN-Skripten* 186

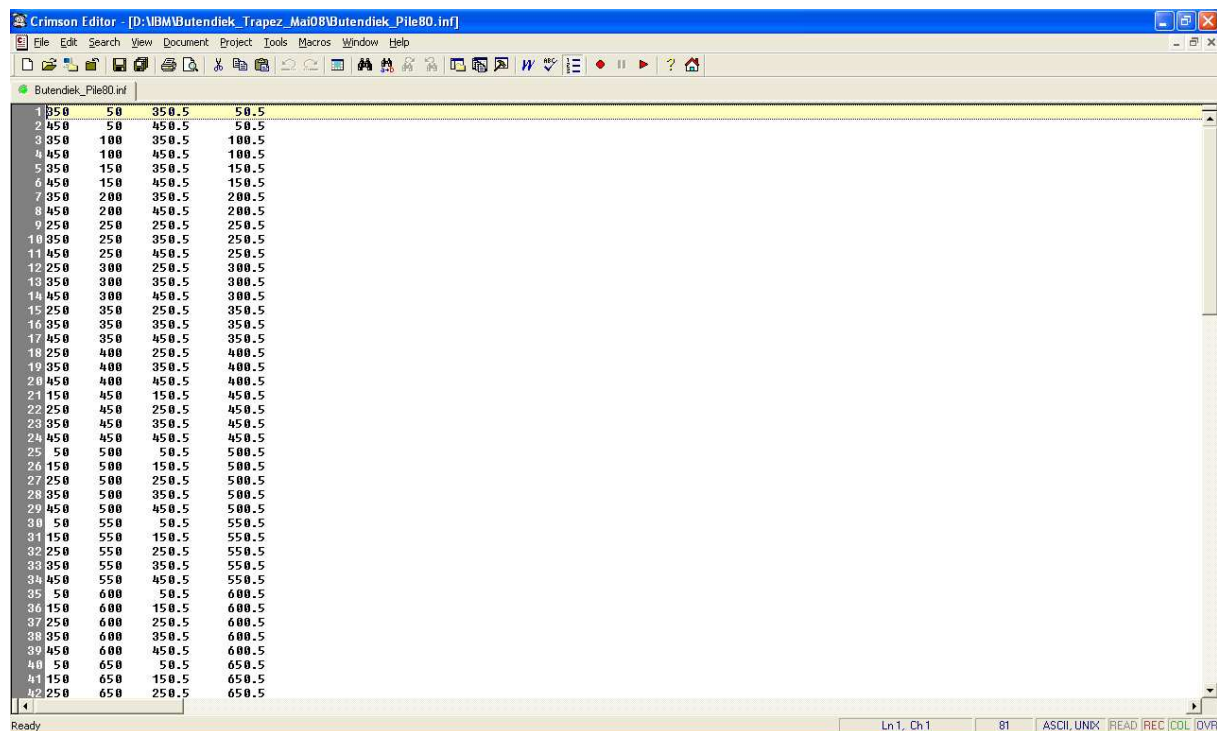
## Anhang A

### Infiles zur Abiotik, Piles, Scholle, Dorsch und Steuervariablen



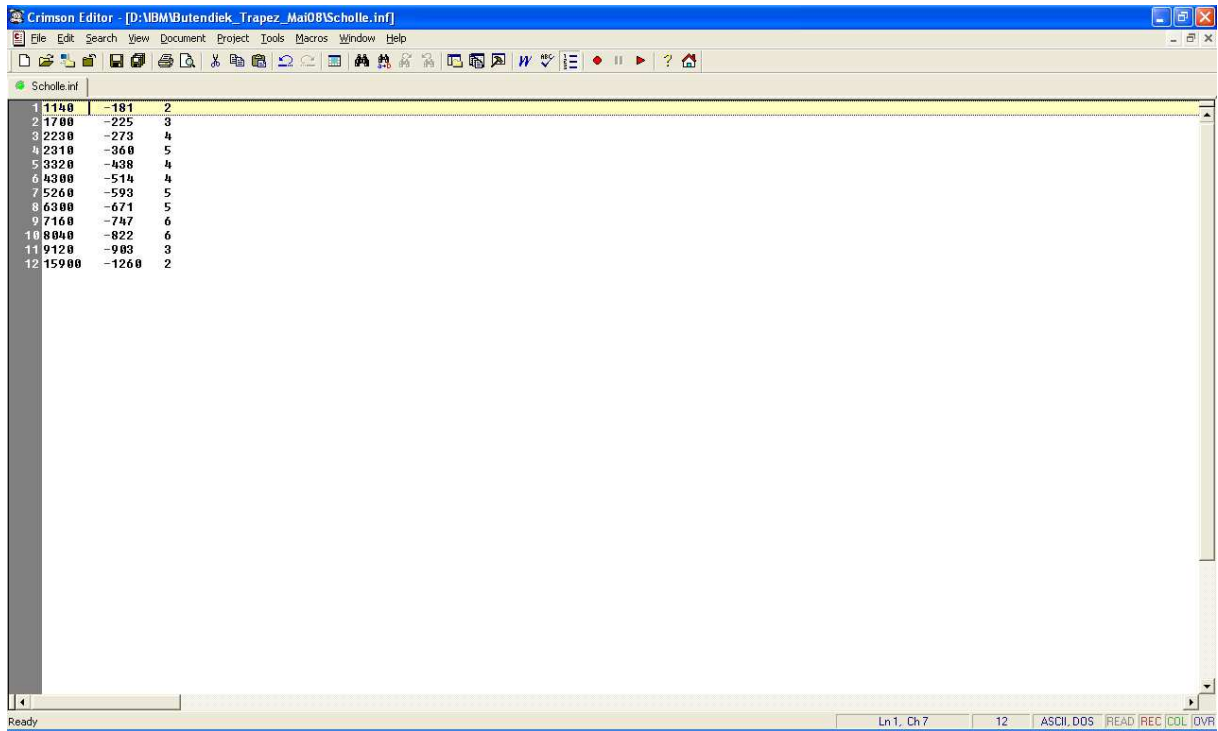
Linie	Salinität	Nachtlänge	Julianischer Tag
1	5.83	32.701	0.65
2	5.83	32.707	0.65
3	5.86	32.712	0.65
4	5.87	32.719	0.65
5	5.83	32.727	0.65
6	5.81	32.734	0.64
7	5.79	32.744	0.64
8	5.79	32.751	0.64
9	5.77	65.510	0.64
10	5.73	32.756	0.64
11	5.68	32.769	0.64
12	5.61	32.775	0.64
13	5.49	32.771	0.63
14	5.39	32.772	0.63
15	5.34	32.772	0.63
16	5.39	32.779	0.63
17	5.56	32.797	0.63
18	5.70	32.836	0.63
19	5.69	32.868	0.63
20	5.71	32.884	0.63
21	5.68	32.905	0.63
22	5.57	32.892	0.63
23	5.44	32.883	0.62
24	5.33	32.881	0.62
25	5.24	32.877	0.62
26	5.23	32.874	0.62
27	5.22	32.871	0.62
28	5.14	32.857	0.61
29	5.07	32.844	0.61
30	5.03	32.824	0.61
31	5.07	32.807	0.61
32	5.09	32.794	0.61
33	5.12	32.798	0.60
34	5.13	32.793	0.60
35	5.17	32.796	0.60
36	5.24	32.794	0.60
37	5.28	32.794	0.60
38	5.30	32.800	0.60
39	5.30	32.796	0.59
40	5.28	32.796	0.59
41	5.26	32.786	0.59
42	5.24	32.794	0.59
43	5.21	32.793	0.58
44	5.14	32.789	0.58
45	5.12	32.776	0.58
46	5.14	32.785	0.58
47	5.11	32.785	0.58
48	5.08	32.786	0.58
49	5.05	32.789	0.57
50	5.01	32.799	0.57
51	4.99	32.813	0.57
52	4.97	32.829	0.56
53	4.96	32.845	0.56
54	4.99	32.854	0.56

**Abbildung A1:** Auszug aus dem Abiotik-Infile für *Butendiek*. Das Infile hat die Spalten Julianischer Tag, Salinität und Nachtlänge.



Linie	X1	Y1	X2	Y2
1	350	50	350.5	50.5
2	450	50	450.5	50.5
3	350	100	350.5	100.5
4	450	100	450.5	100.5
5	350	150	350.5	150.5
6	450	150	450.5	150.5
7	350	200	350.5	200.5
8	450	200	450.5	200.5
9	250	250	250.5	250.5
10	350	250	350.5	250.5
11	450	250	450.5	250.5
12	250	300	250.5	300.5
13	350	300	350.5	300.5
14	450	300	450.5	300.5
15	250	350	250.5	350.5
16	350	350	350.5	350.5
17	450	350	450.5	350.5
18	250	400	250.5	400.5
19	350	400	350.5	400.5
20	450	400	450.5	400.5
21	150	450	150.5	450.5
22	250	450	250.5	450.5
23	350	450	350.5	450.5
24	450	450	450.5	450.5
25	50	500	50.5	500.5
26	150	500	150.5	500.5
27	250	500	250.5	500.5
28	350	500	350.5	500.5
29	450	500	450.5	500.5
30	50	550	50.5	550.5
31	150	550	150.5	550.5
32	250	550	250.5	550.5
33	350	550	350.5	550.5
34	450	550	450.5	550.5
35	50	600	50.5	600.5
36	150	600	150.5	600.5
37	250	600	250.5	600.5
38	350	600	350.5	600.5
39	450	600	450.5	600.5
40	50	650	50.5	650.5
41	150	650	150.5	650.5
42	250	650	250.5	650.5

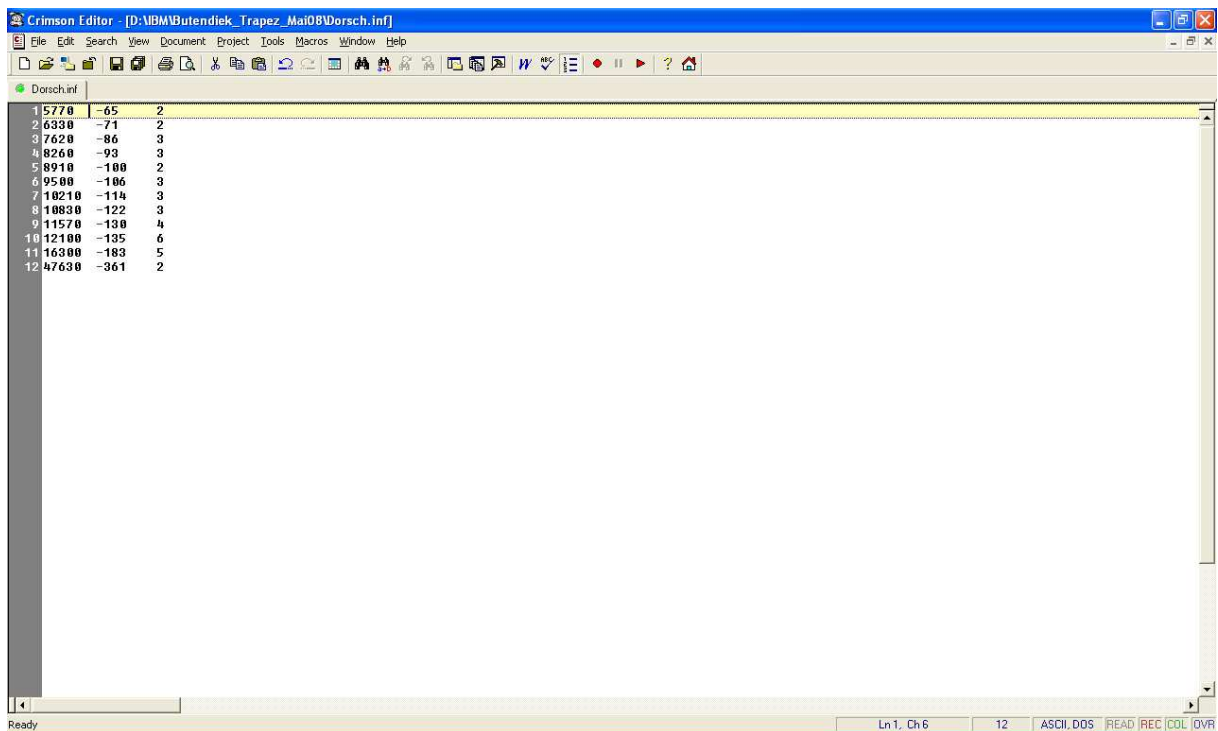
**Abbildung A2:** Auszug aus dem Pile-Infile für *Butendiek* (Trapez, 80 Piles). Angegeben sind die Koordinaten zweier diagonal gegenüberliegende Eckpunkte des Piles.



The screenshot shows the Crimson Editor window with the file 'Scholle.inf' open. The editor displays a table with 12 rows of data. The status bar at the bottom indicates 'Ln1, Ch7' and '12' lines.

Line	Biomasse	Alter	Anzahl
1	11140	-181	2
2	1700	-225	3
3	2230	-273	4
4	2310	-360	5
5	3320	-438	4
6	4300	-514	4
7	5260	-593	5
8	6300	-671	5
9	7160	-747	6
10	8060	-822	6
11	9120	-900	3
12	15900	-1260	2

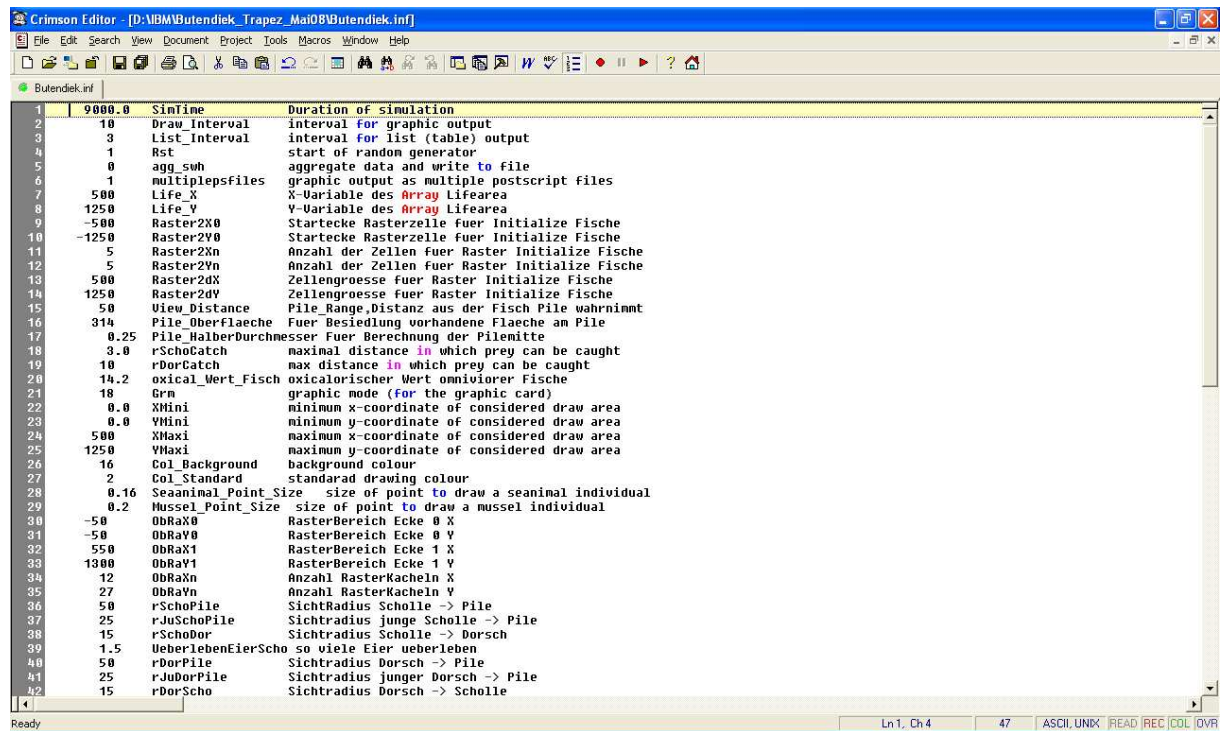
Abbildung A3: Infile zur Initialisierung der Schollen. Das Infile hat die Spalten Biomasse, Alter, Anzahl.



The screenshot shows the Crimson Editor window with the file 'Dorsch.inf' open. The editor displays a table with 12 rows of data. The status bar at the bottom indicates 'Ln1, Ch6' and '12' lines.

Line	Biomasse	Alter	Anzahl
1	15770	-65	2
2	6330	-71	2
3	7620	-86	3
4	8260	-93	3
5	8910	-100	2
6	9500	-106	3
7	10210	-114	3
8	10830	-122	3
9	11570	-130	4
10	12100	-135	6
11	16300	-183	5
12	47630	-361	2

Abbildung A4: Infile zur Initialisierung der Dorsche. Das Infile hat die Spalten Biomasse, Alter, Anzahl.



```

1 | 9000.0 | SimTime | Duration of simulation
2 | 10 | Draw_Interval | interval for graphic output
3 | 3 | List_Interval | interval for list (table) output
4 | 1 | Rst | start of random generator
5 | 0 | agq_swh | aggregate data and write to file
6 | 1 | multiplepsfiles | graphic output as multiple postscript files
7 | 500 | Life_X | X-Variable des Array Lifearea
8 | 1250 | Life_Y | Y-Variable des Array Lifearea
9 | -500 | Raster2x0 | Startecke Rasterzelle fuer Initialize Fische
10 | -1250 | Raster2y0 | Startecke Rasterzelle fuer Initialize Fische
11 | 5 | Raster2xn | Anzahl der Zellen fuer Raster Initialize Fische
12 | 5 | Raster2yn | Anzahl der Zellen fuer Raster Initialize Fische
13 | 500 | Raster2dx | Zellengroesse fuer Raster Initialize Fische
14 | 1250 | Raster2dy | Zellengroesse fuer Raster Initialize Fische
15 | 50 | View_Distance | Pile_Range, Distanz aus der Fisch Pile wahrnimmt
16 | 314 | Pile_Oberflaeche | fuer Besiedlung vorhandene flaeche an Pile
17 | 0.25 | Pile_HalberDurchmesser | fuer Berechnung der Pilemitte
18 | 3.0 | rSchoCatch | maximal distance in which prey can be caught
19 | 10 | rDorCatch | max distance in which prey can be caught
20 | 14.2 | oxical_Vert_Fisch | oxicalorischer Wert omniviorer Fische
21 | 18 | Grn | graphic mode (for the graphic card)
22 | 0.0 | XMini | minimum x-coordinate of considered draw area
23 | 0.0 | YMini | minimum y-coordinate of considered draw area
24 | 500 | XMaxi | maximum x-coordinate of considered draw area
25 | 1250 | YMaxi | maximum y-coordinate of considered draw area
26 | 16 | Col_Background | background colour
27 | 2 | Col_Standard | standarad drawing colour
28 | 0.16 | Seanimal_Point_Size | size of point to draw a seanimal individual
29 | 0.2 | Mussel_Point_Size | size of point to draw a mussel individual
30 | -50 | ObRaX0 | RasterBereich Ecke 0 X
31 | -50 | ObRaY0 | RasterBereich Ecke 0 Y
32 | 500 | ObRaX1 | RasterBereich Ecke 1 X
33 | 1300 | ObRaY1 | RasterBereich Ecke 1 Y
34 | 12 | ObRaXn | Anzahl RasterKacheln X
35 | 27 | ObRaYn | Anzahl RasterKacheln Y
36 | 50 | rSchoPile | Sichtradius Scholle -> Pile
37 | 25 | rJuSchoPile | Sichtradius junge Scholle -> Pile
38 | 15 | rSchoDor | Sichtradius Scholle -> Dorsch
39 | 1.5 | ueberlebenEierScho | so viele Eier ueberleben
40 | 50 | rDorPile | Sichtradius Dorsch -> Pile
41 | 25 | rJuDorPile | Sichtradius junger Dorsch -> Pile
42 | 15 | rDorScho | Sichtradius Dorsch -> Scholle

```

Abbildung A5: Auszug aus dem Infile der Steuervariablen für *Butendiek*.

## **ERKLÄRUNG**

---

Hiermit versichere ich, dass ich die vorgelegte Arbeit selbständig verfasst habe.

Es wurden keine weiteren als die angegebenen Hilfsmittel verwendet.

Die Arbeit ist in keinem früheren Promotionsverfahren angenommen oder abgelehnt worden.

Datum

Unterschrift

## LEBENS LAUF

---

### **Persönliche Daten**

Doris Diembeck (geb. Kristen)  
Mönchstrasse 20  
33790 Halle (Westf.)

Geb. am 10.03.1978, in Aachen  
Nationalität: deutsch

### **Schul Ausbildung**

1988 – 1997

Carl-Benz-Gymnasium, Ladenburg  
Abiturnote 1,4

### **Hochschulausbildung**

1997 – 2003

Studium der Biologie an der  
Christian-Albrechts-Universität zu  
Kiel  
Diplom in Biologie mit den  
Prüfungsfächern Biologische  
Meereskunde (Hauptfach),  
Zoologie, Meereschemie  
Diplomnote 2

2004 - 2008

Promotion am Ökologiezentrum  
der Christian Albrechts Universität  
Kiel