



Modellbasierte Bewertung der Auswirkungen von Offshore-Windkraftanlagen auf die ökologische Integrität der Nordsee

Benjamin Burkhard¹, Silvia Opitz¹, Hermann Lenhart², Kai Ahrendt³,
Stefan Garthe¹, Bettina Mendel¹, Petra Nerge² & Wilhelm Windhorst¹

¹Christian-Albrechts-Universität Kiel, Deutschland

²Universität Hamburg, Deutschland

³Büro für Umwelt und Küste Kiel, Deutschland

Abstract

Marine and coastal uses have been growing almost everywhere in the world. Manifold human activities like fishery, shipping, military, raw material exploitation, nature protection or, since recent times, offshore wind power are competing for limited resources and space. The development and implementation of Integrated Coastal Zone Management (ICZM) strategies could help to solve upcoming problems. For a proper ICZM, suitable assessment tools like modeling, monitoring and indicators are urgently needed. These models and indicators have to deal with spatial data that include complex information on different spatial and temporal scales. Based on the systematic development of future scenarios of offshore wind power development in the German North Sea, an ecosystem based assessment was carried out by combining different simulation models, GIS methods and an integrating set of ecological integrity indicators. The aim of this study was to model environmental effects of altered sea-use patterns on marine biota. To assess altering conditions and possible ecosystem shifts, indicators of ecological integrity were used. Hypothesized ecosystem dynamics might range from possible system degradations to the development of highly productive and diverse artificial reef systems. The results presented here show that some ecosystem processes and properties and related indicators are sensitive to changes generated by offshore wind park installations. However, a general pattern of ecosystem dynamics could not be fully indicated yet.

1 Einleitung

Aufgrund ihrer Fähigkeit, Ökosystemdienstleistungen (*Ecosystem Services*) zu erbringen und Güter bereitzustellen, sind Küsten- und Meeresregionen für menschliche Aktivitäten von großem Interesse (UNEP 2006, Peterson & Lubchenco 1997). Zu den heutigen Aktivitäten gehören, neben traditionelleren Nutzungen wie Fischerei und Rohstoffgewinnung, der rasch ansteigende Schiffsverkehr und die Errichtung von Offshore-Windparks (OWPs; Abb. 1) zur Elektrizitätsgewinnung (Kannen & Burkhard 2009). Wegen der flächenintensiven Bauweise und dem politischen Willen, die Auswirkungen des Klimawandels durch den Einsatz erneuerbarer Energien abzuschwächen, sind OWPs in Deutschland zu einem Schwerpunktthema geworden (POWER 2005). Integriertes Küstenzonenmanagement (IKZM) hat das Potential, zur Lösung von Konflikten zwischen konkurrierenden anthropogenen Aktivitäten und deren Auswirkungen beizutragen (Cicin-Sain & Knecht 1998).

In Deutschland ist das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) für die Planung und Genehmigung von OWPs zuständig. Es wurden zwei Gründe benannt, die zur Ablehnung der Genehmigung zur OWP-Errichtung führen: a) Die Störung des Schiffsverkehrs und b) eine potentielle Bedrohung der marinen Umwelt.

Bis heute wurden 21 Anträge für den Bau von Offshore-Windkraftanlagen in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) der Nordsee und 3 Anträge für die Ostsee bewilligt (www.bsh.de; Stand 2. Dezember 2009), obwohl aktuell nur wenig über die Auswirkungen von OWPs auf die Meeresumwelt bekannt ist. Zwei OWPs in der Ostsee wurden bisher aus naturschutzfachlichen Gründen abgelehnt. Es fehlen jedoch weiterführende Werkzeuge und Methoden, um potentielle Auswirkungen von OWPs auf das marine Ökosystem abzuschätzen zu können.



Abb.1: Offshore-Windpark "Lillgrund" in der schwedischen Ostsee (Foto: B. Burkhard 2009)

Das methodische Konzept der hier präsentierten Arbeit verknüpft verschiedene Modelle, die auf eine holistische Bewertung verschiedener biotischer und abiotischer Komponenten, und den mit ihnen verknüpften Prozessen, die für das Funktionieren von marinen Ökosystemen relevant sind, abzielen. Potentielle OWPs wurden als Fallbeispiel gewählt, da sie eine neue Form der Meeresraumnutzung darstellen und dabei zukünftig voraussichtlich eine bedeutende Rolle einnehmen werden (Kannen & Burkhard 2009). Gegenwärtig ist eine Vielzahl von Methoden für die Analyse von Umweltauswirkungen auf Küstenökosysteme verfügbar (Bierman et al. 2009) und auch Studien mit speziellem Fokus auf Offshore-Windkraft wurden durchgeführt (z. B. in Köller et al. 2006). Dennoch existieren hier noch viele Wissenslücken, besonders in Bezug auf Langzeitwirkungen, räumliche Auswirkungen und Systemdynamiken. Unklar ist, ob die Einführung neuer Hartsubstratstrukturen in Form von mehreren tausend Windturbinenfundamenten eine Schädigung mariner Ökosysteme bewirkt oder ob die Entstehung neuer künstlicher Riffsysteme gefördert wird. Um die speziellen Auswirkungen menschlicher Aktivitäten auf Küstenökosysteme zu beschreiben, wurden Ökosystemtheorien mit Modellen verknüpft, welche die besten derzeit verfügbaren Daten nutzen.

Aus dieser Analyse der derzeitigen Situation resultierten folgende Forschungsfragen:

- Sind die vorhandenen Methoden, Modelle und Indikatoren für die Bewertung der ökologischen Komponenten eines Integrierten Küstenzonenmanagements geeignet? Falls ja,
- wird die Errichtung von Offshore-Windkraftanlagen zu einer dauerhaften Schädigung mariner Ökosysteme führen oder werden sie ein resilientes Verhalten zeigen?
- Wird die Einbringung von neuem Hartsubstrat durch OWPs zur Bildung von künstlichen Riffen beitragen und welchen Einfluss haben diese Riffe auf die Lebensgemeinschaft der marinen Ökosysteme?

2 Material und Methoden

Die Studie ist Teil des Forschungs- und Entwicklungsprojektes *Zukunft Küste – Coastal Futures*, das sich mit Aspekten von IKZM in der deutschen Nordseeregion beschäftigt. Im Rahmen dieses interdisziplinären Projektes wurden unter Anwendung eines systematischen Ansatzes verschiedene Zukunftsszenarien entwickelt und interdisziplinär bewertet (Burkhard 2006).

Innerhalb dieser Szenarien bilden sich charakteristische Muster anthropogener Nutzungen aufgrund von bestimmten Kombinationen sozio-ökologischer Antriebskräfte (*Driver*) heraus. Die einzelnen Nutzungsmuster werden von einer Nutzungsart dominiert (z. B. Schifffahrt, Erholung, Naturschutz, Elektrizitätserzeugung) und sind jeweils mit bestimmten Intensitäten, Gebieten und Zeitintervallen der Errichtung von OWPs in der deutschen Nordsee verbunden (Kannen & Burkhard 2009). Für die hier dargestellte Modellierung wurde das intensivste OWP-Ausbauszenario zugrundegelegt, in dem bis zum Jahre 2055 in der deutschen Nordsee 10.000 Windturbinen mit einer Leistungskapazität von insgesamt 90.000 MW in der Nordsee installiert sind. Dies würde eine massive Steigerung gegenüber dem Jahr 2005 darstellen, in dem es noch keine Offshore-Windräder in Deutschland gab. 25 % der Fläche der deutschen AWZ würde in diesem Szenario durch OWPs genutzt werden. Die sukzessive Konstruktion und der Betrieb der einzelnen Windkraftanlagen und -parks an bestimmten Standorten wurden innerhalb des Szenarios in einzelnen Zeitschritten und Ereignissen festgelegt.

Nachfolgend werden Konzept, Methoden und Ergebnisse der ökologisch orientierten Teilprojekte, die im Rahmen des Projektes *Zukunft Küste - Coastal Futures* die ökologischen Auswirkungen der OWP-Szenarien abgeschätzt haben, vorgestellt.

2.1 Ökologische Integrität – Indikatoren und Systemdynamiken

Das Konzept der ökologischen Integrität bezieht sich auf die Zielfunktion von Ökosystemen, ihre Fähigkeit zur Selbstorganisation aufrechtzuerhalten (Barkmann et al. 2001). Zur Selbstorganisation fähige Systeme, die durchströmende Energie (z. B. Sonnenlicht) aufnehmen haben die Fähigkeit, Strukturen und Gradienten auf der Basis von spontan stattfindenden Prozessen aufzubauen (Bossel 2000). Daher bezieht sich das Konzept der ökologischen Integrität auf Prozesse und Strukturen und nicht auf eine einzelne Spezies oder Parameter. Folglich müssen die wesentlichen Prozesse, wie Stoffkreisläufe und Exergieumwandlungen (Exergie = nutzbare Energie; Jørgensen et al. 2005) und der Schutz biotischer Strukturen und abiotischer Komponenten, erhalten werden, um die Funktionsfähigkeit eines Ökosystems zu sichern (Müller & Burkhard 2007). Indikatoren zur Bewertung der ökologischen Integrität müssen diese Prozesse und Strukturen entsprechend abbilden. Die systematische Herleitung von Indikatoren der ökologischen Integrität, wie sie in dieser Studie verwendet werden, wird detailliert in Müller (2005) beschrieben. Beispielhafte Anwendungen der Indikatoren in verschiedenen Fallstudien in terrestrischen Ökosystemen werden in Burkhard & Müller (2008) und in Müller & Burkhard (2006, 2007) veranschaulicht.

Die hier beschriebene Studie über die Auswirkungen von Offshore-Windkraftanlagen und die Integration verschiedener Modelle stellt eine weitere Herausforderung zur Bewertung der Auswirkungen menschlichen Handelns auf den Zustand von Ökosystemen dar. Tabelle 1 gibt einen Überblick über die verwendeten Indikatoren, die entsprechenden Parameter für deren Quantifizierung und die dafür genutzten Datenquellen und Modelle. Beschreibungen der einzelnen Modelle folgen weiter unten im Text.

Tab. 1: Indikatoren der ökologischen Integrität, verwendete Parameter and Datenquellen zur Quantifizierung

Orientorengruppe	Indikator	Parameter	Datenquelle/Modell
Energiehaushalt	Exergieaufnahme	Nettoprimärproduktion	ERSEM
	Entropieproduktion	C / Jahr aus Respiration	Ecopath
Stoffhaushalt	Speicherkapazität	C gespeichert in Biomasse	Ecopath
	Nährstoffkreislauf	Winterumsatz von Nährstoffen	ERSEM
	Nährstoffverlust	Transportverlust von Nährstoffen	ERSEM
Strukturen	Biodiversität	Diversität Seevögel	GIS Analyse
	abiot. Heterogenität	Strömung, Sedimentparameter	MIKE 21
	Organisation	<i>Ascendancy</i>	Ecopath

Verschiedene Systemdynamiken, die durch die Errichtung von Offshore-Windkraftanlagen ausgelöst werden können, werden dabei als Hypothesen betrachtet. Während der Bauphase der Turbinen werden bestehende Ökosystemstrukturen und Prozesse gestört, was zu einer Veränderung der Integrität des Systems und zu einer Reaktion der entsprechenden Indikatoren führt. Wie das System auf Störungen während der Bauphase genau reagiert, ist noch weitgehend unklar. Nach der Bauphase und während der Betriebsphase der OWPs könnten an den eingebrachten Turbinenfundamenten und den dazugehörigen Kolkenschutzmaßnahmen bemerkenswerte Systemdynamiken auf einem zuvor eher homogen-sandigen und schlammigen Meeresgrund ausgelöst werden. Erste Monitoring-Ergebnisse an dänischen Offshore-Windkraftanlagen zeigen, dass sich Epifaunagemeinschaften nach der Errichtung relativ schnell etablieren (ELSAM Engineering & Energy E2 2004, DONG Energy et al. 2006). Eine Hypothese besagt, dass die Einbringung von Festkörpern in den Meeresboden geeignetes Substrat für die Entstehung von künstlichen Riff-Ökosystemen zur Verfügung stellt. Diese Systeme können hinsichtlich ihres Energie- und Stoffkreislaufs potentiell produktiver und effizienter sein und eine höhere Biodiversität aufweisen. Dadurch würde die Fähigkeit des Systems zur Selbstorganisation erhöht und somit dessen Integrität gesteigert werden. Dies würde allerdings eine elementare Änderung des Charakters des marinen Ökosystems bedeuten. Hierbei soll jedoch angemerkt werden, dass Hartsubstratgesellschaften noch bis in die 1970er Jahre hinein typischer Bestandteil der Nord- und Ostseenumwelt waren, bevor ihre Zahl aufgrund der in deutschen Küstengewässern ausgeübten Steinfischereiaktivitäten erheblich abnahm.

Andererseits könnten die Störungen während der Bauphasen auch so massiv sein, dass wesentliche Ökosystemprozesse und -strukturen unterbrochen werden, was zu einer irreversiblen Schädigung des Systems oder zu einer kontinuierlichen Degradierung nach der Fertigstellung der Anlagen führen würde. Eine dritte Hypothese geht von einem resilienten Systemverhalten aus. Dies würde bedeuten, dass sich nach den Störungen die Haupteigenschaften, Strukturen und Funktionen des Systems wieder auf ihrem früheren Zustand einstellen (Walker & Salt 2006) (Abb. 2).

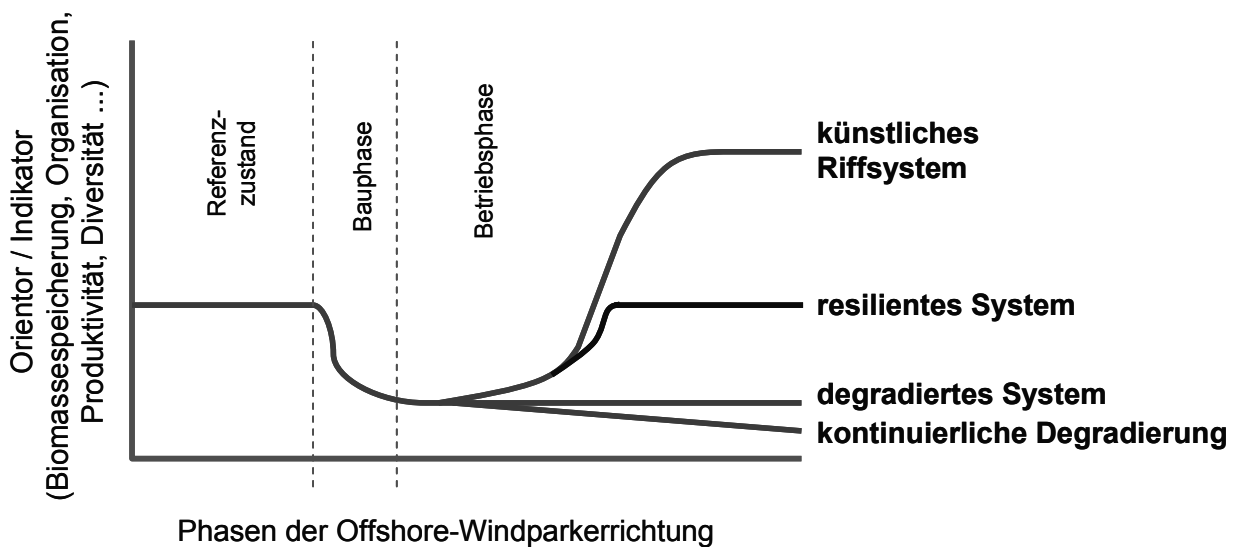


Abb. 2: Hypothesen möglicher Dynamiken mariner Ökosysteme im Hinblick auf die Errichtung von Offshore-Windparks

Um diese Hypothesen zu testen, wurden verschiedene Simulationsmodelle mit Monitoringdaten verknüpft und zur Quantifizierung der ökologischen Integritätsindikatoren herangezogen. Aufgrund des bisherigen Fehlens von OWPs in Deutschland sind Modellierungen derzeit der einzige Weg, die Auswirkungen solcher umfangreichen Offshore-Anlagen im Hinblick auf vorausschauendes Management einzuschätzen.

2.2 Modellanwendungen

Die Modellsimulationen basierten auf den Annahmen der oben beschriebenen Zukunftsszenarios zum Ausbau der Offshore-Windkraft in der deutschen Nordsee. Alle im Rahmen des Projekts *Zukunft Küste - Coastal Futures* entwickelten Szenarien sind mit variierenden Intensitäten und Flächen der OWPs verknüpft. Das Szenario B1 „Die Nordsee als Quelle erneuerbarer Energie“ (Burkhard 2006), das die maximale Intensität der OWP-Errichtung repräsentiert, wurde als Ausgangspunkt für die Simulationen verwendet, um extreme Entwicklungen einschätzen zu können. Für die Simulation der drei Entwicklungsstadien Referenzzustand – Bauphase – Betrieb der OWPs wurden verschiedene Parametereinstellungen verwendet. Wegen der unterschiedlichen technischen Voraussetzungen der einzelnen Modelle beziehen sich die Simulationen auf verschiedene räumliche Skalen:

- Die ERSEM-Modellierungen basieren auf horizontalen und vertikalen, unterschiedlich großen Boxen. Entsprechend beziehen sich die Modellergebnisse auf das gesamte Volumen mindestens einer Box.
- Ecopath wurde benutzt, um die Systemzustände vor und nach der Errichtung des OWPs Butendiek zu beschreiben, dessen Bau 34 km westlich der Nordseeinsel Sylt in der deutschen AWZ geplant ist.
- Der geplante OWP DanTysk wurde für die Modellierung der Abiotik mit MIKE 21 gewählt. DanTysk liegt 70 km seewärts von der Insel Sylt mit Wassertiefen zwischen 25 und 35 m.

Die beiden OWP-Gebiete Butendiek und DanTysk sind in ihren natürlichen Gegebenheiten vergleichbar. Sie sind repräsentativ für den nördlicheren und tieferen Teil der deutschen AWZ (Pesch et al. 2009). Da in anderen Gebieten oder in küstennaheren Abschnitten von anderen Bedingungen auszugehen ist, können Rückschlüsse auf größere oder andere Flächen nur eingeschränkt gezogen

werden. Dennoch wurden unter den gegebenen Umständen, d. h. ohne verfügbare Beobachtungsdaten für das gesamte Nordseegebiet, die besten verfügbaren Einzeldatensätze benutzt.

Als Referenzzustand für alle Simulationen wurde die Situation im Jahre 2005 ohne OWPs in der deutschen Nordsee herangezogen. Für die folgende Simulation der Konstruktionsphasen der OWPs wurde als Hauptmodifikation in den Modellen ein Anstieg gelöster Schwebstoffe (SPM) in der Wassersäule aufgrund des Einbaus der Fundamente und der Kabelverbindungen der OWPs angenommen. Als Grenzwert wurden – entsprechend einer Studie des Danish Hydraulic Institute (DHI 1999) – 2 g/m^3 zugrunde gelegt. Dieser Wert wurde zu den SPM-Hintergrundkonzentrationen in den ERSEM-Modellrechnungen hinzuaddiert. Die addierten höheren SPM-Konzentrationen stellen den Prozess des Aufspülens des Meeresbodens und der Vermischung der hierbei freigesetzten Schwebstoffe in der gesamten Wassersäule, zusätzlich zur existierenden Hintergrundkonzentration, dar. Diese zusätzliche SPM-Konzentration wurde für die Konstruktionsphase, die in der Sommerperiode mit niedriger Windaktivität von Mai bis September stattfindet, angenommen. Die Simulation bezog eine anschließende „Ruhephase“ im Oktober mit ein, in der die SPM-Konzentration linear bis zum Wert der Hintergrundkonzentration reduziert wurde (Nunneri et al. 2008). In der dritten Phase der Bewertung wurden Standard-SPM-Werte für die Simulation der Betriebsphase der OWPs eingesetzt. Potentielle Auswirkungen der OWPs auf rastende Seevögel wurden durch Überlagerung der unterschiedlichen OWP-Errichtungsgebiete, wie sie für die Zukunftsszenarien des Projektes angenommen wurden, mit Daten zu Seevogelrastgebieten abgeschätzt. Im Folgenden wird ein kurzer Überblick über die verwendeten Modelle ERSEM, Ecopath, MIKE 21, deren Verknüpfung und die analysierten GIS-Daten gegeben.

2.2.1 Europäisches Meeresökosystemmodell ERSEM

Das Ökosystemmodell ERSEM (*European Regional Seas Ecosystem Model*) wurde zur Abschätzung von Ökosystemveränderungen, die mit unterschiedlichen Ausbauszenarien von OWPs verbunden sein können, herangezogen. ERSEM beschreibt das Ökosystem der Nordsee mittels dynamischer Wechselwirkungen zwischen physikalischen, chemischen und biologischen Prozessen (Baretta et al. 1995, Lenhart 2001). Das Modell simuliert die biologischen und biogeochemischen Wechselwirkungen des pelagischen und benthischen Systems (Moll & Radach 2003). In der für diese Studie verwendeten Box-Modellversion werden die physikalischen Eigenschaften, entsprechend dem hydrodynamischen Zirkulationsmodell HAMSOM (HAMBurg Shelf Ocean Model) in einer gekürzten, aber realistischen Form dargestellt (Lenhart & Pohlmann 1997).

Die Szenarien wurden in Form von Erhöhungen der SPM-Konzentration in der Konstruktionsphase der OWPs in ERSEM transponiert. Als Referenzwert diente eine unter realistischen Rahmenbedingungen modellierte Routinesimulation für das Jahr 1995. Die Rahmenbedingungen der Referenzsimulation wurden für die Simulation der Bauphase übernommen. Zusätzlich wurden die gestiegenen SPM-Konzentrationen ergänzt. Aufgrund fehlender Veränderungen der Hydrodynamik zwischen den verschiedenen Modellläufen, wurde auf diese Art und Weise der Einfluss der Bauaktivitäten unter vergleichbaren Umständen simuliert. Es ist jedoch zu beachten, dass durch die Annahme einer erhöhten SPM-Konzentration für die gesamte ERSEM-Box, ein Lichtlimitierungseffekt auf das Algenwachstum eine maximale Belastung durch den Eingriff darstellt (Nunneri et al. 2008).

2.2.2 Nahrungsnetzsimulation mit Ecopath

Ecopath mit Ecosim (www.ecopath.org; Christensen & Pauly 1992a, 1992b) ist eine frei verfügbare Ökosystem-Modellierungssoftware, die aus drei Hauptkomponenten besteht: 1) Ecopath – eine statische Momentaufnahme der Massenbilanzen des Systems, 2) Ecosim – ein dynamisches Simulationsmodul als Entscheidungshilfe vor allem von fischereilichen Managementaspekten und 3) Ecospace – ein räumlich und zeitlich dynamisches Modul, das vorrangig zur Ausweisung und

Bewertung von Schutzgebieten entworfen worden ist. Somit kann das Ecopath-Softwarepaket zur Bewertung von Auswirkungen ökologischer Veränderungen, Managementmaßnahmen oder zur Planung von Ausweisungen mariner Schutzgebiete verwendet werden.

Im Projekt *Zukunft Küste – Coastal Futures* wurde Ecopath genutzt, um zwei Massenbilanz-Modelle zu erstellen, die Struktur und Flüsse innerhalb der Biozönose im Beispielwindpark Butendiek jeweils vor und nach dessen Errichtung abbilden und quantifizieren. Die eigentliche Errichtungsphase mit ihren charakteristisch höheren SPM-Werten in der Wassersäule wurde nicht mit Ecopath modelliert, da es sich bei dem Modell um einen *steady-state*-Ansatz handelt, der kurzfristige Veränderungen der Ökosystemstruktur und Stoffflüsse eines hochdynamischen Systems nicht sinnvoll abbildet. Eine Anwendung von Ecosim, der dynamischen Komponente des Ecopath-Paketes, war für die erste Phase des Projektes *Zukunft Küste - Coastal Futures* nicht vorgesehen. Ecospace, eine weitere Komponente des Ecopath-Paketes, wurde nicht angewendet, da die simulierten Veränderungen sich nur auf einen einzigen Windpark bezogen.

Die Basisgleichung des Modellansatzes ist: Produktion + Import = Prädationsmortalität + Mortalität durch Fischerei + zusätzliche Mortalität + Migration + Biomasseakkumulation. Der Grundsatz der Massenerhaltung wird dabei vorausgesetzt, d. h. dass die Flüsse zu und von jedem Biomasse-Pool oder Kompartiment des Modells im Gleichgewicht sind. Die Prädationsmortalität verbindet Räuber mit Beutearten, wobei Konsumtion = Produktion + nicht assimilierte Nahrung + Respiration ist. In eine Detrituskomponente D gehen Flüsse ein, die aus „andere Mortalität M“ und „nicht assimilierte Nahrung NA“ stammen, so dass $D = M + NA$.

Mit Ecopath erstellte Modellrechnungen beziehen nur lebende oder tote (Detritus) organische Komponenten ein. Abiotische Effekte, wie Nährstoffaufnahme durch Primärproduzenten, werden nicht berücksichtigt. Demgegenüber befasst sich ERSEM (wie weiter oben beschrieben) hauptsächlich mit abiotischen *forcing functions* und Komponenten auf niedrigen Trophiestufen (z. B. mikrobielle Zyklen). Die Ergebnisse aus ERSEM für die niedrigeren trophischen Stufen wurden mit Informationen zu den höheren Trophiestufen, die Umweltverträglichkeitsuntersuchungen und Literaturstudien entnommen wurden, kombiniert. Für jede Organismengruppe wurden Biomasse (B), das Verhältnis von Produktion zu Biomasse (P/B) und das Verhältnis von Nahrungsverbrauch zu Biomasse (Q/B) in das Modell eingegeben. Die Brutto-Effizienzrate ($GE = \text{Produktion/Konsumtion}$) wurde verwendet, wenn keine Schätzungen des P/B oder Q/B verfügbar waren. Zusätzlich wurde die Nahrungszusammensetzung ($DC = \text{Prozentsatz des Volumens oder Gewichtes der Nahrungseinheiten}$) und der Prozentsatz nicht assimilierter Nahrung (NA) als Eingaben für jede Trophiegruppe verwendet. Ein zusätzlicher Parameter, die ökotrophische Effizienz ($EE = \text{Prädationsmortalität ausgedrückt als Prozentanteil an der Produktion}$), wurde durch das Modell berechnet. Veränderungen durch sich ändernden Fischereidruck vor und nach der Errichtung der OWPs konnten nicht miteinbezogen werden, da keine verlässlichen ortsbezogenen Daten zur Fischerei verfügbar waren. Auswirkungen veränderter Fischereimuster auf das marine Nahrungsnetz in OWPs sind jedoch Teil der laufenden Forschung in *Zukunft Küste - Coastal Futures* (z. B. Gloe 2009). Die Modelleingabeparameter wurden entsprechend der Qualität der Eingabedaten so lange modifiziert, bis alle EEs < 1 waren. Tabelle 1 enthält die Ergebnisse aus der Modellierung mit Ecopath für den Windpark Butendiek, die als Indikatoren zur Beschreibung der Ökosystemintegrität nach Windhorst et al. (2005) und Nunneri et al. (2007) herangezogen wurden.

2.2.3 Hydrodynamische Modellierung mit MIKE21

MIKE 21, entwickelt vom Danish Hydraulic Institute (DHI), ist ein zweidimensionales hydronumerisches Modell, das Wellen, Wind, Tiden, Strömungen und sedimentologische Parameter berücksichtigt (www.dhigroup.com/). Es berechnet die Einflüsse veränderter Rahmenbedingungen wie Sturmfluten, Küstenschutzmaßnahmen und anderen künstlichen Anlagen in der littoralen und ufernahen Zone im Vergleich zu standardmäßig vorgegebenen natürlichen Bedingungen. MIKE 21

wurde bereits in vergleichbaren Projekten erfolgreich angewandt, z. B. im Dänischen OWP *Horns Rev* (DHI 1999). Es ist davon auszugehen, dass die Türme der Offshore-Windkraftanlagen einen Einfluss auf die Strömungsgeschwindigkeit haben. Sie verändern die örtlichen Strömungsrichtungen, -stärken und die Wassertrübung, was sich wiederum auf sedimentologische Bedingungen wie Korngrößenverteilung, Morphodynamiken und Verdichtung auswirkt. Die damit zusammenhängenden möglichen Veränderungen der benthischen Gemeinschaften könnten ebenfalls Wirkungen auf höhere Trophiestufen haben. Im modellierten OWP DanTysk werden voraussichtlich *Monopile*-Turbinen verwendet. Das Sediment dieses Gebietes ist durch feinen bis gröberen Sand mit örtlichem Kiesvorkommen gekennzeichnet. Gute hydrodynamische Daten waren von einem in der Nähe, seewärts der Insel Sylt, befindlichen Messpfahl verfügbar. Daten des Monats Dezember 2005 mit stündlicher Auflösung wurden als hydrodynamische Eingangsdaten benutzt. Zur Darstellung eines Extremereignisses wurde eine Sturmflut mit einer Geschwindigkeit von 50 m/s mit einbezogen (Ahrendt & Schmidt 2010, dieser Band).

2.2.4 Analyse der Auswirkungen auf Seevögel mittels GIS-Datenauswertung

Seevögel wurden als repräsentative Artengruppe zur Untersuchung der Auswirkungen auf die Biodiversität ausgewählt, da: (i) Vögel grundsätzlich von großer Bedeutung bei der Abschätzung von Umweltauswirkungen von Windparks sind und (ii) eine relativ große Anzahl von Vogelarten von OWPs beeinflusst werden (Garthe & Hüppop 2004). Im Gegensatz dazu sind nur sehr wenige Arten von Meeressäugern in der Region vorhanden (Gill 2005). Außerdem sind umfassende Datensätze aus verschiedenen Studien verfügbar, unter anderem Daten zur Verteilung und Häufigkeit von Seevögeln aus der *Seabirds-at-sea* - Datenbank des Forschungs- und Technologiezentrums Westküste (FTZ) in Büsum. Die Datenbank beinhaltet Daten aus Schiffs- und Flugzeugzählungen, die auf international standardisierten Methoden basieren. Für jede geographische Position und zeitliche Einheit können Häufigkeitsschätzungen abgeleitet werden (Mendel & Garthe 2010, dieser Band).

Für diese Studie wurden Daten zur Ableitung aktueller Durchschnittszahlen für das Gebiet des geplanten Windparks Butendiek pro Vogelart und Jahreszeit ausgewertet. Anhand dieser Zahlen wurden Indikatorwerte wie der Shannon-Diversitätsindex errechnet. Da bisher nur wenige Windparks auf See betrieben werden ist es schwierig, entsprechende Reaktionen einzelner Arten während der Errichtung und des Betriebs von Windparks vorherzusagen (Garthe & Hüppop 2004). Hier wurden die Ergebnisse aus Literaturrecherchen über das Verhalten von Seevogelarten in Bezug zu OWPs (Dierschke & Garthe 2006) als Basis für die Modellierung herangezogen. So wurde beobachtet, dass Seetaucher, Trauerenten und Alken die Windparks nach der Errichtung meiden, während viele Möwenarten anscheinend von diesen Gebieten, wahrscheinlich aufgrund ihres opportunistischen Nahrungssuchverhaltens, angezogen werden. Basierend auf den prognostizierten Reaktionen der Seevögel wurden für das Gebiet Butendiek die Durchschnittszahlen der entsprechenden Seevogelarten innerhalb der einzelnen Jahreszeiten für die Errichtungs- und Betriebsphase des OWP (hier wurden keine Unterschiede in den Reaktionen der Tiere in den beiden Phasen vorausgesetzt) ermittelt. Darauf basierend wurden der Diversitätsindex und weitere Artenzusammensetzungsindikatoren neu berechnet und anschließend die Situation vor und nach der Einrichtung des Windparks verglichen.

2.3 Modellkopplung

Die vorgestellten Modelle wurden mit dem Ziel, eine authentischere Darstellung realer Bedingungen und im System stattfindender Stoffflüsse zu erhalten, gekoppelt. So wurden beispielsweise ausgewählte Ausgabedaten aus ERSEM zu Phytoplankton, Zooplankton und Detritus nach einer entsprechenden Anpassung als Eingaben für Ecopath verwendet. Das gesamte Konzept des Modellansatzes und der Wechselwirkungen sowie die Verknüpfungen zu ökologischen Integritätsindikatoren sind in Abb. 3 dargestellt:

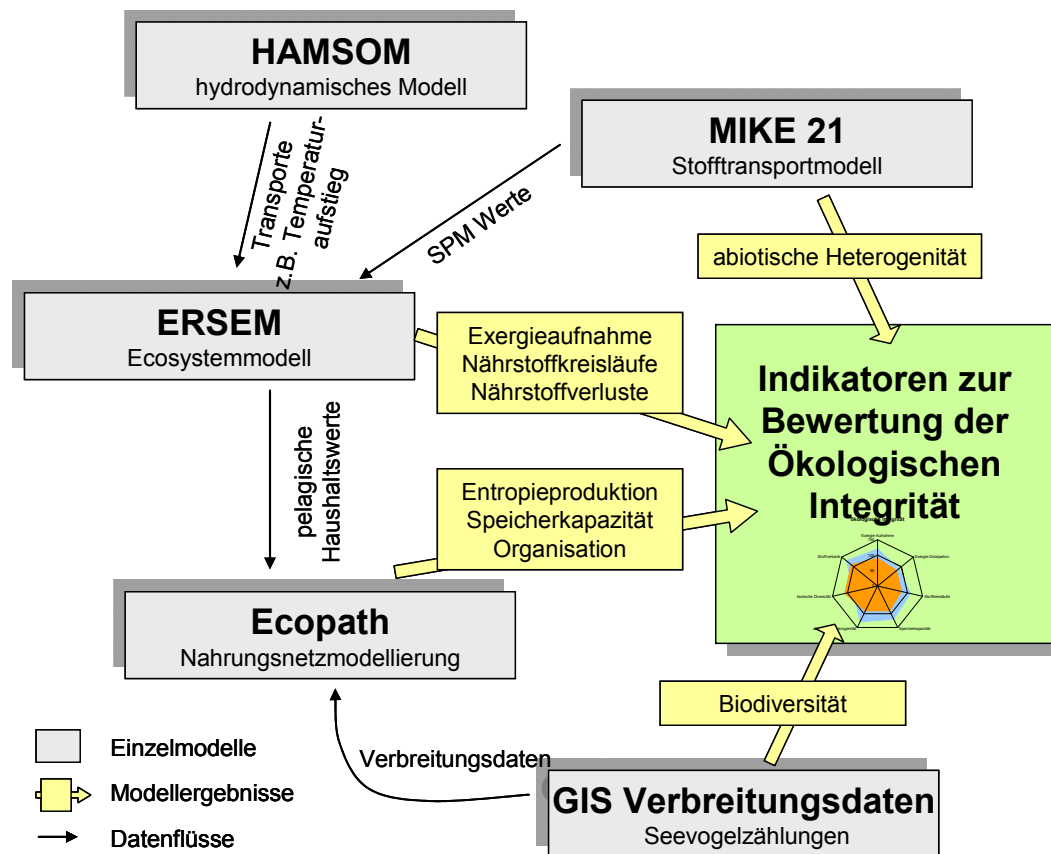


Abb. 3: Übersicht der verwendeten Modelle und Datenflüsse zwischen den Einzelmodellen und deren Anwendung zur Quantifizierung der Indikatoren zur ökologischen Integrität

3 Ergebnisse

Die Ergebnisse aus der Modellierung und der GIS-Datenanalyse wurden zur Einschätzung der Auswirkungen der Errichtung von Offshore-Windkraftanlagen auf marine Ökosysteme angewandt. Die einzelnen ökologischen Integritätskomponenten und deren jeweilige Indikatoren zeigten dabei folgende Reaktionen:

- Die Exergieaufnahme war – angezeigt durch eine gesunkene Netto-Primärproduktion – während der Errichtung der OWP reduziert. Diese Abnahme wurde hauptsächlich durch Lichtlimitierung aufgrund der höheren Menge an SPM in der Wassersäule verursacht. Ein Jahr nach der OWP-Errichtung erreichte die Netto-Primärproduktion wieder fast die gleiche Jahressumme wie im Jahr vor dem Bau.
- Die Entropieproduktion, indiziert durch Respiration in Tonnen Kohlenstoff pro Jahr und m², nahm während des Betriebs der OWP signifikant ab.
- Die Intensität der Nährstoffkreisläufe, indiziert durch den Umsatz der im Winter verfügbaren Nährstoffe, war während der Bauphase erniedrigt und zeigte einen leichten Anstieg im ersten Jahr des Betriebs der Windparks im Vergleich zur Intensität vor dessen Errichtung.
- Die Nährstoff-Transportverluste stiegen während der Bauphase an und erreichten nach deren Beendigung fast die gleichen Werte wie zuvor.
- Die Speicherkapazität, die mit Ecopath modelliert wurde, zeigte keine signifikanten Unterschiede vor oder nach der Errichtung des OWP Butendiek.
- Die MIKE 21-Simulationen der Strömungsdynamiken zeigten, dass ohne Windturbinenpfähle die maximale Strömungsgeschwindigkeit (V, von Süden nach Norden) 1,27 m/s betrug. Im gleichen

Gebiet und in weiter Entfernung eines Pfahls ergaben sich errechnete Geschwindigkeiten mit Pfählen von 1,24 m/s. Als maximale Strömungsgeschwindigkeit wurden direkt neben einem Pfahl 1,34 m/s errechnet. Hinter einem Pfahl wurde eine Abnahme von bis zu 1 m/s geschätzt. Diese Abnahme betrug jedoch in einer Entfernung von 100 m vom Pfahl 50 cm/s und bei 600 m Entfernung nur noch 19 cm/s. Keine Unterschiede wurden in Bezug auf den resultierenden Vektor U (West-Ost-Richtung) und V (Süd-Nord-Richtung) jenseits einer Entfernung von 300 m zu einem Pfahls gefunden. Veränderungen der Strömungsgeschwindigkeiten haben Konsequenzen für die Sedimentverteilung. Allerdings ist der Einfluss weniger als 0,3 % verglichen mit der gesamten Fläche der Windkraftanlage. Berücksichtigt man die zusätzlichen Auswirkungen der Kolkschutzmaßnahmen an den Windanlagenfundamenten (Ulrich 2006), wird die abiotische Heterogenität stärker beeinflusst, bleibt allerdings immer noch unter 3 %.

- Die biotische Diversität, angezeigt durch die Analyse der Artenzusammensetzung der Seevögel, wurde während der Errichtung und des Betriebes der Windparks stark verringert. Die Diversitätsindizes nahmen im Sommer deutlich ab (von 1,69 vor auf 1,03 während des Baues und Betriebes der Windparks), sowie im Herbst (von 1,77 auf 1,29) und im Winter (von 1,96 auf 1,27), stiegen jedoch im Frühling leicht an (von 1,74 auf 2,04). Die Durchschnittswerte der vier Jahreszeiten wurden verwendet, um die Indikatorenwerte abzuleiten. Die Werte der *Evenness*, als Maß der Gleichverteilung der Arten, zeigten die gleiche Tendenz, während die Artenzahlen durchweg sanken.
- Der Grad der Ökosystem-Organisation wurde durch die *Ascendancy* (Ulanowicz & Norden 1990) indiziert und mit Ecopath errechnet. Das Verhältnis von *Ascendancy* zu Systemdurchsatz in $\text{mg C/m}^2/\text{Jahr} \cdot \text{Flussbits}$ kann als Informationsmaß entsprechend den Odumschen Eigenschaften der Ökosystementwicklung (Odum 1983) gesehen werden. Als „Entwicklungskapazität“ wird die Obergrenze für *Ascendancy* bezeichnet. In dieser Studie wurde der Prozentanteil der modellierten *Ascendancy* an der Entwicklungskapazität benutzt, um den Grad der Systemorganisation zu beschreiben. Es zeigte sich ein kleiner Anstieg während des Betriebs des OWPs.

Abbildung 4 gibt einen Überblick über die Ergebnisse und zeigt die drei Phasen der OWP-Errichtung. Alle Werte wurden auf eine relative Skala normiert, in der der Referenzzustand (ohne OWPs) 100 % entspricht. Positive oder negative Abweichungen von 100 % werden entsprechend angezeigt. Die Ergebnisse zeigen, dass die Errichtung und der Betrieb der OWPs charakteristische Auswirkungen auf das Ökosystem haben. Dabei ist zu berücksichtigen, dass sich die einzelnen Modellanwendungen auf verschiedene räumliche und zeitliche Skalen beziehen. Alle Analysen basieren jedoch auf vergleichbaren Annahmen bezüglich des Referenzzustandes (ohne OWPs), der Bauphasen und des Betriebs der OWPs.

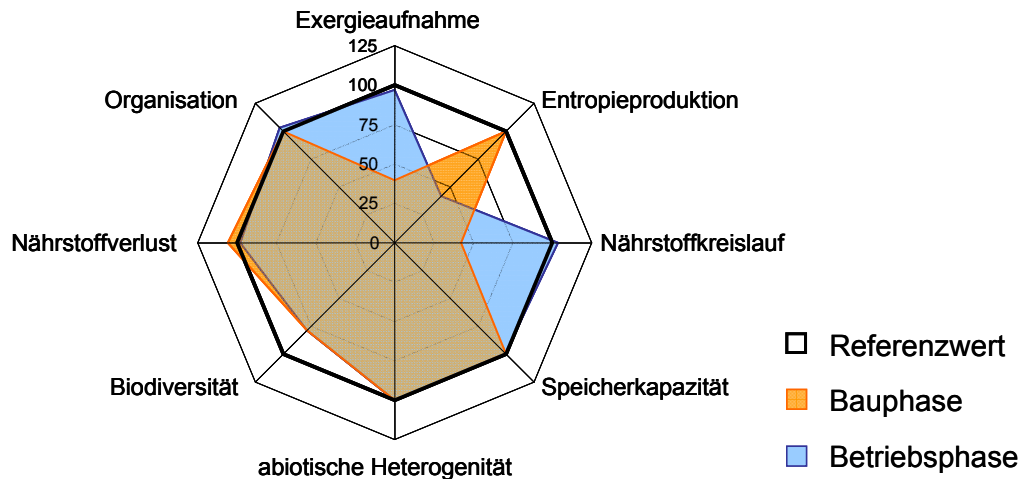


Abb. 4: Zusammenfassung der Modellergebnisse zur Bewertung der Auswirkungen von Offshore-Windkraftanlagen auf die ökologische Integrität der deutschen Nordsee

4 Diskussion

Die hier vorgestellte Bewertung und die dazugehörigen ökologischen Integritätsindikatoren zeigen charakteristische Reaktionen in Bezug auf den Bau und den Betrieb von OWPs. Allerdings konnte keine einheitliche Systemdynamik (entsprechend der in Abschnitt 2.1 aufgeführten Hypothesen) durch die Modellanwendungen abgebildet werden. In Bezug auf die ERSEM-Modellergebnisse ist festzustellen, dass die für die Indikation von Exergieaufnahme, Nährstoffkreisläufen und Nährstoffverlusten verwendeten Parameter innerhalb des ersten Jahres nach der OWP-Bauphase zu einem ähnlichen Zustand wie vor dem Bau zurückkehrten. Folglich war das System fähig, diese Störung mittelfristig abzufangen ohne zu einem Zustand langfristig veränderter Strukturen und Funktionen zu wechseln. Dies würde die Hypothese einer resilienten Systemdynamik stützen. Zudem zeigten die Ecopath-Modellierungen bezüglich Speicherkapazität und Entropieproduktion eher geringfügige Veränderungen. Ein leichter Anstieg der *Ascendancy* kann als erstes Zeichen eines zunehmenden Organisationsgrades des Systems interpretiert werden.

Die biotische Diversität kann eine große Vielzahl an Parametern, von den niedrigeren zu den höchsten Trophiestufen, beinhalten. Da die Erfahrungen aus bestehenden Windkraftanlagen dokumentieren, dass Seevögel, die in der offenen Nordsee am meisten durch die Errichtung der Offshore-Windkraftanlagen beeinflusste Artengruppe ist, wurde die zahlenmäßige Zusammensetzung der Seevogel-Fauna als Näherungswert für die biotische Diversität genutzt. Durch die Anwendung räumlicher Reaktionsmuster verschiedener Arten, die aus Studien an Offshore-Windkraftanlagen in Dänemark, in anderen Ländern und am Standort des OWP Butendiek entnommen wurden, konnte ein wahrscheinlicher Verlust an Artenzahlen, Artenvielfalt und *Evenness* der Artenverteilung demonstriert werden. Daher muss bei den Auswirkungen der OWP-Errichtungen auf die Meeresumwelt, auch bezüglich der zuvor erwähnten Hypothesen der Systemdynamiken, zwischen Effekten über und unter Wasser differenziert werden. Allerdings könnte dem Verlust der Vögel möglicherweise eine Anpassung der Arten an die Windkraftanlagen über einem längeren Zeitraum entgegenwirken, wie Petersen & Fox (2007) im Falle der Trauerente im OWP *Horns Rev* angaben.

Ein in dieser Studie nicht ausreichend angesprochenes Problem ist die Variabilität der Auswirkungen während der Errichtung und des Betriebs der OWPs bezüglich räumlicher und zeitlicher Skalen. So wurde zum Beispiel für die ERSEM-Modellierung angenommen, dass die aufgrund der baulichen Aktivitäten erhöhten SPM-Werte homogen innerhalb der relativ großen, zweidimensionalen Boxen dieses Modells verteilt sind. In der Realität variieren die SPM-Konzentrationen wahrscheinlich lokal

und nehmen mit zunehmender Entfernung von ihrem Entstehungsort ab. Lokal auftretende Effekte werden in großmaßstäblichen Betrachtungen, wie beispielsweise die der gesamten Nordsee, verdünnt. Deshalb ist ein *downscaling* des Ökosystemmodells notwendig, um diese Effekte näher betrachten zu können. Derartige maßstabsabhängige Effekte waren in den MIKE 21-Modellsimulationen zu Strömungsdynamiken an einzelnen Pfählen sichtbar, wohingegen in der gesamten Windkraftanlage nur geringe Effekte erkennbar waren. Auf der Ebene der gesamten Nordsee konnten keine weiteren Effekte identifiziert werden. Außer bei einer Berücksichtigung besonders empfindlicher Gebiete werden daher keine signifikanten Auswirkungen auf Sedimentdynamiken und Verteilungen erwartet.

Die mit Ecopath erzeugten trophischen Netzwerkmodelle zeigten sehr geringe Veränderungen der Gesamtbiomasse des Systems vor und nach der Errichtung des OWP Butendiek. Dies kann als ein vorläufiger Indikator gegen die Hypothese der Entstehung produktiver künstlicher Riffsysteme gesehen werden. In den Simulationen, die in dieser Studie ausgeführt wurden, wurden Teilergebnisse der ERSEM-Modellierungen in Ecopath eingespeist. Möglicherweise zeigten die resultierenden ökotrophischen Effizienzwerte aufgrund der geringen Biomasseveränderungen der niedrigen Trophiestufen keine Änderungen. Es ist offensichtlich, dass wenn die ERSEM-Modellierungen ein mehr oder weniger resilientes System nachweisen, das schnell in seinen Urzustand zurückkehrt, die damit verbundene Modellierung biozönotischer Strukturen keine wesentlichen Veränderungen anzeigen werden. Daher kann angenommen werden, dass die durch die Pfähle und Kolksschutzanlagen eingebrachten Substrate, die für sessile Organismen nach der Konstruktion der Windkraftanlage zusätzlich verfügbar sind, im modellierten Windpark Butendiek keine signifikanten quantitativen Auswirkungen auf Ökosystemstruktur und Stoffflüsse haben.

Bezüglich der Auswirkungen auf Seevögel, die das Meer als Ort zur Nahrungssuche, sowie als Ruhe- und Rastplatz nutzen, zeigten die in dieser Studie aufgeführten Effekte deutlich die räumlichen Konflikte zwischen expansiven menschlichen Aktivitäten und natürlichen Lebensräumen spezialisierter Arten. Daher sollte mehr Aufmerksamkeit auf die Analyse potentieller Ausweichlebensräume und auf Verhaltensreaktionen betroffener Arten gelegt werden. Entsprechende Analysen sollten außerdem indirekte Effekte in Gebieten von OWPs, wie den Anstieg und die Veränderung des Schiffverkehrs und die mögliche Einstellung der Fischerei, beinhalten. Ein großes Problem und eine Einschränkung für derartige Bewertungen ist der Mangel an „echten“ Mess- und Monitoring-Daten aufgrund bisher fehlender OWPs in der deutschen Nordsee. Geeignete Daten und Informationen sind jedoch notwendig, um die Modelle laufen zu lassen, die Simulationen zu kalibrieren und die Ergebnisse zu überprüfen. In der hier beschriebenen Studie wurden die besten derzeit verfügbaren Daten verwendet, wie zum Beispiel Daten von bestehenden OWPs in Dänemark. Die dabei erzielten Ergebnisse können in einem gewissen Rahmen auf Gebiete mit ähnlichen Bedingungen übertragen werden.

5 Schlussfolgerung

Es wurde gezeigt, dass eine Bewertung der ökologischen Integrität im Zusammenhang mit neuen Formen anthropogener Meeresnutzungen mit den in dieser Studie vorgestellten und diskutierten Methoden, Modellen und Indikatoren möglich ist. Die Anwendung und Integration verschiedener Modelle zur Quantifizierung ökosystembezogener Indikatoren ist ein neuer Ansatz und ein viel versprechender Versuch zur Bewertung komplexer Systeme. Jedoch zeigten die vorgestellten Ergebnisse bezüglich der Ursprungshypothesen keine einheitlichen Systemdynamiken. Dies kann zum Teil durch Mängel in den bestehenden Modellen als auch den Eingangsdaten begründet werden. Um die Frage zu beantworten, ob die Errichtung von OWPs eine Systemveränderung in Richtung künstlicher Riffe oder degradierter Systeme auslöst, sind verbesserte Eingabedaten und erweiterte Modellanwendungen basierend auf echten OWP-Daten notwendig.

In Deutschland wird derzeit der Offshore-Testwindpark *alpha ventus* mit 12 Windturbinen mit einer Leistungsfähigkeit von jeweils 5 MW errichtet. Der OWP befindet sich in der Nordsee 60 km weit

vom Festland entfernt bei Borkum in einer Wassertiefe von 30 m. Erwartet werden wertvolle Einblicke sowohl in die neue Technologie als auch deren Auswirkungen auf die Meeres- und Küstenumwelt. Die erwarteten Ergebnisse und Daten aus der Begleitforschung sollen zur Verbesserung der Qualität und der Anwendbarkeit des hier vorgestellten Bewertungssystems benutzt werden. So werden die Daten bei der Kalibrierung und Validierung der Modellanwendungen behilflich sein, um langfristige Umwelteinflüsse und die Anwendung und Verbesserung der ökologischen Integritätsindikatoren zu ermöglichen.

Daher sollte die weiterführende Forschung (z. B. im Projekt *Zukunft Küste – Coastal Futures*, aber auch speziellere Fallbeispiele zu verschiedenen Biota) ihren Fokus auf die Integration der zusätzlichen Daten, der Berücksichtigung von Skaleneffekten (z. B. durch die Verwendung höherer räumlicher und zeitlicher Auflösungen der Modelle und besonders sensiblen Gebieten) und die Analyse von komplexen Wechselwirkungen in Nahrungsnetzen legen. Es ist zu erwarten, dass OWPs Veränderungen im Nahrungsnetz auf verschiedenen Trophiestufen verursachen, wie z. B. durch die Entstehung benthischer Gesellschaften an den Fundamenten der Turbinen, durch Veränderungen der Seevogelgemeinschaften, aber auch durch Einschränkungen der Fischerei in OWP-Gebieten. Das methodische Konzept, die Modelle und die Indikatoren, die hier präsentiert wurden, ermöglichen die Analyse solcher komplexen Vorgänge, Wechselwirkungen und Zustände und stellen damit ein wichtiges Werkzeug zur Unterstützung von Entscheidungsprozessen im Zusammenhang mit IKZM und einer verantwortungsvollen Planung zukünftiger Aktivitäten dar.

Literatur

- Ahrendt, K. & A. Schmidt (2010): Modellierung der Auswirkungen von Offshore Windenergieanlagen auf die Abiotik in der Nordsee. *Coastline Reports*, dieser Band.
- Barkmann, J., R. Baumann, U. Meyer, F. Müller & W. Windhorst (2001): Ökologische Integrität: Risikoversorge im Nachhaltigen Landschaftsmanagement. *GAIA* 10/2: 97–108.
- Baretta, J.W., W. Ebenhöf & P. Ruardij (1995): An overview over the European Regional Sea Ecosystem Model, a complex marine ecosystem model. *Netherlands Journal of Sea Research* 33 (3/4): 233–246.
- Bierman, P., M. Lewis, B. Ostendorf & J. Tanner (2009): A Review of Methods for Analysing Spatial and Temporal Patterns in Coastal Water Quality. *Ecological Indicators*: doi:10.1016/j.ecolind.2009.11.001.
- Bossel, H. (2000): Sustainability: Application of Systems Theoretical Aspects to Societal Development. In: Jørgensen, S.E. & F. Müller (Hrsg.): *Handbook of ecosystem theories and management*. Boca Raton, London, New York, Washington D.C., S. 519–536.
- Burkhard, B. (2006): Nordsee 2055 – Zukunftsszenarien für die Küste. *EcoSys Supplementary Band* 46: 70-89.
- Burkhard, B. & F. Müller (2008): Indicating Human-Environmental System Properties: Case Study Northern Fennoscandinavian Reindeer Herding. *Ecological Indicators* 8: 828–840.
- Christensen, V. & D. Pauly (1992a): EcoPath II - A software for balancing steady-state models and calculation of network characteristics. *Ecological Modelling* 61: 169–185.
- Christensen, V. & D. Pauly, D. (1992b): A guide to the EcoPath II software system (version 2.1). *ICLARM Software* 6: 1–72.
- Cicin-Sain, B. & R.W. Knecht (1998): *Integrated Coastal and Ocean Management: concepts and practices*. Island Press, 543 S.
- DHI – Danish Hydraulic Institute (1999): Horns Rev Wind Power Plant – Environmental impact assessment of hydrography. *Baggrundsrapport nr. 8*. Danish Hydraulic Institute report 50396-01.
- Dierschke, V. & S. Garthe (2006): Literature review of offshore wind farms with regards to seabirds. *BfN-Skripten* 186, S. 131–198.
- DONG Energy, Vattenfall, the Danish Energy Authority & the Danish Forest and Nature Agency (2006): *Danish Offshore Wind – Key Environmental Issues*. DONG Energy.
- ELSAM Engineering & Energy E2 (2004): *The Danish Offshore Wind Farm Demonstration Project: Horns Rev and Nysted Offshore Wind Farm. Environmental impact assessment and monitoring. Review Report 2003*. Copenhagen, Frederica.

- Garthe, S. & O. Hüppop (2004): Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index. *Journal of Applied Ecology* 41: 724–734.
- Gloe, D. (2009): Impacts of Offshore Wind Farming on the provision of Ecosystem Services in the North Sea. Masterarbeit, Christian Albrechts Universität Kiel, 68 S.
- Gill, A.B. (2005): Offshore renewable energy: ecological implications of generating electricity in the coastal zone. *Journal of Applied Ecology* 42: 605–615.
- Johnson, H.K., T.V. Karambas, I. Avgeris, B. Zanuttigh, D. Gonzalez-Marco & I. Caceres (2005): Modelling of waves and currents around submerged breakwaters. *Coastal Engineering* 52 (10–11): 949–969.
- Jones, O.P., O.S. Petersen & H. Kofoed-Hansen (2007): Modelling of complex coastal environments: Some considerations for best practise. *Coastal Engineering* 54 (10): 717–733.
- Jørgensen, S.E., R. Costanza & F.-L. Xu (2005): Handbook of ecological indicators for the assessment of ecosystem health. CRC Press: Boca Raton, London, New York, Singapore, 448 S.
- Kannen, A. & B. Burkhard (2009): Integrated Assessment of Coastal and Marine Changes Using the Example of Offshore Wind Farms: the Coastal Futures Approach. *GAIA* 18/3: 229–238.
- Köller, J., J. Köppel & W. Peters (2006): Offshore Wind Energy – Research on Environmental Impacts. Springer, 371 S.
- Lenhart, H.-J. (2001): Effects of River Nutrient Load Reduction on the Eutrophication of the North Sea, Simulated with the Ecosystem Model ERSEM. In: Kröncke, I., M. Türkay & J. Sündermann (Hrsg.): Burning issues of North Sea ecology, Proceedings of the 14th international Senckenberg Conference North Sea 2000. *Senckenbergiana marit.* 31(2): 299–311.
- Lenhart, H.-J. & T. Pohlmann (1997): The ICES-boxes approach in relation to results of a North Sea circulation model. *Tellus* 49 A: 139–160.
- Lenhart, H., B. Burkhard & W. Windhorst (2006): Ökologische Auswirkungen erhöhter Schwebstoffgehalte als Folge der Baumaßnahmen von Offshore Windkraftanlagen. *EcoSys Supplementary Band* 46: 90–106.
- Mendel, B. & S. Garthe (2010): Kumulative Auswirkungen von Offshore-Windkraftnutzung und Schiffsverkehr am Beispiel der Seetaucher in der Deutschen Bucht. *Coastline Reports*, dieser Band.
- Moll, A. & G. Radach (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.
- Müller, F. (2005): Indicating ecosystem and landscape organisation. *Ecological Indicators* 5: 280–294.
- Müller, F. & B. Burkhard, B. (2007): An ecosystem based framework to link landscape structures, functions and services. In: Mander, Ü., H. Wiggering & K. Helming (Hrsg.): Multifunctional Land Use – Meeting Future Demands for Landscape Goods and Services. Springer, S. 37–64.
- Müller, F. & B. Burkhard (2006): Beiträge zur Indikation der ökologischen Integrität auf verschiedenen Skalen. *EcoSys Supplementary Band* 46: 53–69.
- Nunneri, C., H.-J. Lenhart, B. Burkhard, F. Colijn, F. Müller & W. Windhorst (2007): The use of ‘ecological risk’ for assessing effects of human activities: an example including eutrophication and offshore wind farm construction in the North Sea. *Landscape Online* 5: 1–20.
- Nunneri, C. H.-J. Lenhart, B. Burkhard & W. Windhorst (2008): Ecological risk as a tool for evaluating the effects of offshore wind farm construction in the North Sea. *Regional Environmental Change* 8: 31–43.
- Odum, H.T. (1983): *Systems ecology: An introduction*. New York, 644 S.
- Pesch, R., G. Schmidt, W. Schröder & I. Weustermann (2009): Application of CART in Ecological Landscape Mapping: Two Case Studies. *Ecological Indicators*: doi:10.1016/j.ecolind.2009.07.003.
- Petersen, I.K. & A.D. Fox (2007): Changes in bird habitat utilisation around the Horns Rev 1 offshore wind farm, with particular emphasis on Common Scoter. Report to Vattenfall A/S, National Environmental Research Institute, Univ. of Aarhus, Denmark, 36 S.
- Peterson, C.H. & J. Lubchenco (1997): Marine Ecosystem Services. In: Daily, G.C. (Hrsg.): *Nature’s services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, S. 177–194.
- POWER (2005): *Offshore Wind Energy in the North Sea Region*. POWER and University of Groningen, 70 S.
- Ulanowicz, R.E. & J.S. Norden (1990): Symmetrical overhead in flow and networks. *International Journal of Systems Science* 21(2): 429–437.
- Ulrich, U. (2006): Potential ecotoxicological effects of offshore wind parks. Masterarbeit, Christian Albrechts Universität Kiel, 85 S.

- UNEP (2006): Marine and coastal ecosystems and human wellbeing: A synthesis report based on the findings of the Millennium Ecosystem Assessment. UNEP.
- Walker, B.H. & D. Salt (2006): Resilience thinking: sustaining ecosystems and people in a changing world. Island Press, 174 S.
- Windhorst W., F. Colijn, S. Kabuta, R.P. Laane & H. Lenhart (2005): Defining a good ecological status of coastal waters – a case study for the Elbe plume. In: Vermaat, J. E., L. Bouwer, K. Turner & W. Salomons (Hrsg.): Managing European Coasts. Springer, S. 59–74.

Danksagung

Die Arbeiten waren Teil des BMBF Verbundprojektes *Zukunft Küste – Coastal Futures* (BMBF FKZ 03F0476).

Adresse

Dr. Benjamin Burkhard
Ökologie-Zentrum der Christian-Albrechts-Universität Kiel
Olshausenstr. 75
24118 Kiel, Germany

bburkhard@ecology.uni-kiel.de