

---

# Netzeinhausungen und Seilabspannungen in Häfen des Dümmlers zum Schutz gegen Kormoranfraß; Fortführung der 2012/2013 und 2013/2014 durchgeführten Untersuchungen

## Projektbericht 2014/2015



### Verfasser:

Landessportfischerverband Niedersachsen e.V.

Bürgermeister-Stümpel-Weg 1

30457 Hannover

Dr. Matthias Emmrich (Dipl.-Biol.)

Tel.: 0511 35726622

E-Mail: [m.emmrich@lsfv-nds.de](mailto:m.emmrich@lsfv-nds.de)



Studie im Auftrag des  
Niedersächsischen Landesamt  
für Verbraucherschutz und  
Lebensmittelsicherheit (LAVES),  
Dezernat Binnenfischerei

## Inhalt

	<b>Zusammenfassung</b>	<b>1</b>
<b>1</b>	<b>Einleitung</b>	<b>2</b>
<b>2</b>	<b>Methodik und Durchführung</b>	<b>4</b>
<b>2.1</b>	<b>Schutz und Kontrolle der Häfen</b>	<b>4</b>
<b>2.2</b>	<b>Beprobung Fische</b>	<b>8</b>
<b>2.3</b>	<b>Auswertung der Wildkamas</b>	<b>9</b>
<b>2.4</b>	<b>Statistische Datenanalyse</b>	<b>9</b>
2.4.1	Fischdichte	9
2.4.2	Auswertung der Wildkamas	10
2.4.3	Vergleich Winter 2013/2014 und 2014/2015	10
<b>3</b>	<b>Ergebnisse</b>	<b>11</b>
<b>3.1</b>	<b>Schutz und Kontrolle der Häfen</b>	<b>11</b>
<b>3.2</b>	<b>Beprobung Fische</b>	<b>12</b>
<b>3.3</b>	<b>Auswertung der Wildkamas</b>	<b>13</b>
<b>3.4</b>	<b>Vergleich Winter 2013/2014 und 2014/2015</b>	<b>16</b>
<b>4</b>	<b>Diskussion</b>	<b>19</b>
<b>5</b>	<b>Ausblick</b>	<b>23</b>
<b>6</b>	<b>Danksagung</b>	<b>24</b>
<b>7</b>	<b>Literatur</b>	<b>24</b>
<b>8</b>	<b>Anhang</b>	<b>27</b>

## Zusammenfassung

Der unter einem starken Kormoranfraßdruck leidende Fischbestand im Dümmer wird seit drei Jahren insbesondere während der Spätherbst- und Wintermonate durch Schutzmaßnahmen des Landessportfischerverbandes Niedersachsen e.V. in Kooperation mit dem Berufsfischer Dobberschütz und den Seglervereinen gefördert. In den vergangenen zwei Jahren wurden dazu Hafenanlagen mit Netzen eingehaust, die den Fischen sichere Wintereinstände bieten, wo sie von fischfressenden Vögeln nicht intensiv bejagt werden können. Es wurden signifikant höhere Fischdichten in den geschützten Häfen im Vergleich zu den nicht geschützten Referenzbereichen nachgewiesen.

Da sich trotz der Sicherheitsvorkehrungen (Absperrband, Kameraüberwachung) Vögel in den Netzen verfangen hatten, wurden im zurückliegenden Projektzeitraum Alternativen getestet, inwieweit die Gefahr für Vögel bei vergleichbarem Schutz der Fische minimiert werden kann. Dazu wurden fünf Hafenbecken mit Seilen und Absperrband abgespannt. Um die Effizienz

der Seilabspannungen im Vergleich zu den Netzeinhausungen zu untersuchen, wurde ein Hafen während der gesamten Projektdauer durch Netze geschützt. Ein weiterer Hafen wurde zu Projektbeginn mit Netzen eingehaust und nach ca. acht Wochen wurden die Netze durch Seile ersetzt. Die Fischartengemeinschaft wurde in den Häfen mittels Kleinfischreusen untersucht. In einem Hafen wurden die Bilder der Wildkameras auf die Präsenz von Vögeln in den geschützten Hafenbereichen im Vergleich zu den nicht geschützten Referenzbereichen ausgewertet.

Analog der vorangegangenen Projektzeiträume konnten in den geschützten Häfen erneut signifikant höhere Fischdichten im Vergleich zu den nicht geschützten Referenzbereichen ermittelt werden. Der Schutzeffekt für die Fische galt gleichermaßen für die Häfen, die durch Netze geschützt waren, sowie für die Hafenbereiche, die lediglich mit Seilen und Absperrband überspannt wurden. Ein Unterschied in der Schutzeffizienz beider Varianten konnte nicht beobachtet werden. Sowohl Netze als auch Seile hielten fischfressende Vögel effizient aus den Hafenbereichen fern. Es wurden lediglich Einzeltiere unter dem Netz bzw. unter den Seilen beobachtet. Nicht fischfressende Vögel wurden durch Netze bzw. Seile nicht effizient von den geschützten Hafenbereichen ferngehalten. Sowohl in den Netzen als auch im Absperrband hatten sich trotz der Sicherheitsvorkehrungen Vögel verfangen. Werden die Häfen mit Seilen überspannt und lediglich mit kurzen „Fahnen“ aus Absperrband markiert, wird jedoch die Gefahr für Vögel minimiert, sodass eine intensive Überwachung der geschützten Häfen mit Wildkameras entfallen kann.

Im Vergleich zum vorherigen Projektzeitraum wurde eine im Mittel 18-fach geringere Fischdichte in den geschützten Häfen ermittelt. Zudem unterschied sich sowohl die Arten- als auch die Größenzusammensetzung der Fischartengemeinschaft. Cypriniden, insbesondere juvenile Schuppenkarpfen, dominierten die Fänge im Winter 2014/2015 mit über 60 %. Die in 2013/2014 dominierenden Perciden Kaulbarsch und Flussbarsch konnten nur in vergleichsweise geringen Abundanzen nachgewiesen werden. Im Vergleich zum Vorjahreszeitraum wurden vermehrt größere Fische > 18 cm Totallänge nachgewiesen.

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass der Jungfischbestand im Dümmer in Bezug auf die Abundanzen und Artenzusammensetzung starken jährlichen Schwankungen unterliegt, die wenig prognostizierbar erscheinen.

## 1 Einleitung

Um die Fischverluste im Dümmer durch den anhaltend hohen Kormoranbestand insbesondere während der Herbst- und Wintermonate zu reduzieren, werden seit 2012 vom Landessportfischerverband Niedersachsen e.V. (LSFV) in Kooperation mit dem Berufsfischer Dobberschütz sowie den ansässigen Seglervereinen erfolgreich Fischschutzmaßnahmen durchgeführt (Klefoth 2013, Emmrich, 2014; 2015 a, b). In den Wintern 2012/2013 und 2013/2014 wurden Netzeinhausungen von Hafenanlagen vorgenommen, die den Fischen sichere Wintereinstände bieten, wo sie durch Kormorane und andere fischfressende Vögel nicht intensiv bejagt werden können. In den geschützten Hafengebieten wurden signifikant höhere Fischdichten im Vergleich zu den nicht geschützten Referenzgebieten nachgewiesen (Klefoth 2013, Emmrich 2014; 2015b), sodass sich die Netzeinhausungen als wirkungsvolles Instrument erwiesen haben, effizient größere Mengen Fisch vor fischfressenden Vögeln während der Wintermonate zu schützen.

Da Netzabspannungen von Gewässergebieten prinzipiell eine Gefahr für Vögel darstellen (vgl. Nemtzov & Olsvig-Whittaker 2003), wurden Maßnahmen ergriffen, die die Mortalität der Vögel (und möglicherweise anderen Tieren) in den Netzen minimieren sollten. Die Netzeinhausungen orientierten sich an den Empfehlungen von INTERCAFE (Interdisciplinary Initiative to Reduce pan-European Cormorant-Fisheries Conflicts, Russel et al. 2012; Details siehe Emmrich 2014; 2015b). Die schwarzen 1,2 mm starken Polynetze mit einer Maschenweite von 12,5 x 12,5 cm wurden mit weiß-rottem Absperrband versehen, um sie sowohl visuell als auch akustisch (Flattergeräusche bei Wind) besser wahrnehmbar für Vögel zu gestalten. Zusätzlich erfolgte eine permanente Überwachung der geschützten Hafengebiete mittels Wildkameras. Stündlich wurden Fotos der netzüberspannten Hafengebiete via Handynetz an die Projektmitarbeiter gesendet, die die Fotos regelmäßig auf mögliche Vögel in den Netzen kontrollierten. Für den Fall, dass sich ein Vogel im Netz verfangen hatte, konnte ein Mitarbeiter vor Ort diesen befreien. Neben der Kameraüberwachung erfolgten zudem regelmäßige visuelle Kontrollen der netzüberspannten Häfen vor Ort.

Ein Totalschutz konnte jedoch trotz der Sicherheitsvorkehrungen nicht gewährleistet werden. So wurde im Projektzeitraum Winter 2013/2014 bei 217 Netztagen und einer netzbedeckten Wasserfläche von 1,3 ha eine tote Lachmöwe (*Chroicocephalus ridibundus*)

dokumentiert (Emmrich 2014). Nemtsov & Olsvig-Whittaker (2003) dokumentierten bei ähnlichem Netztyp, ohne weitere Schutzvorkehrungen, deutlich höhere Vogel mortalitäten von durchschnittlich 7,1 Individuen pro Hektar Netzfläche, sodass sich die am Dümmer getroffenen Schutzmaßnahmen als wirkungsvoll erwiesen haben, die Vogel mortalität in den Netzen gering zu halten. Da eine permanente Überwachung der Netze sehr arbeits- und kostenintensiv ist, und die Netze trotz der getroffenen Sicherheitsvorkehrungen weiterhin eine Gefahr für Vögel darstellen, wurde im Winter 2014/2015 eine neue Schutzvariante getestet. Dazu wurden Hafenanlagen lediglich mit Seilen und Absperrband abgespannt. Im Projektzeitraum 2013/2014 deutete sich an, dass Seile bereits ein massives Eindringen von Kormoranen in die Häfen verhindern können (Emmrich 2014). Ein Überspannen von Gewässerbereichen mit Seilen oder Drähten sollen die Landung und den Startvorgang von Kormoranen erschweren bzw. verhindern, sodass diese Gewässerbereiche von den Vögeln weitestgehend gemieden werden. Derartige Schutzmaßnahmen wurden bereits erfolgreich in Teichwirtschaften durchgeführt (Moorbeek et al. 1987; Schmidt 1997, 1998).

In dieser Studie wurden am Dümmer fünf Hafenbecken mit Seilen zum Schutz der Fische vor Kormoranfraß überspannt. Zusätzlich wurden zwei weitere Hafenbecken mit Netzen überspannt, um die Schutzeffizienz beider Methoden vergleichen zu können. In einem Hafenbecken wurde das Netz nach ca. acht Wochen entfernt und durch Seilabspannungen ersetzt. Mittels Kameraüberwachung wurde in diesem Hafen die Scheuchwirkung der Netze und Seile auf die Vögel untersucht. Zwei Hafenanlagen, die im Winter 2013/2014 mit Netzen überspannt wurden, waren im Projektzeitraum 2014/2015 mit keinerlei Schutzvorkehrungen versehen. Diese Hafenbecken dienten als Gegenprobe, um den Schutzeffekt der Netze stichhaltig dokumentieren zu können. Mit diesem experimentellen Design sollten folgende Forschungsfragen untersucht werden:

- 1) Unterscheidet sich die Fischdichte zwischen den geschützten und nicht geschützten Hafengebieten (unabhängig von der Art des Schutzes)?
- 2) Unterscheidet sich die Fischdichte zwischen den durch Netze und durch Seile geschützten Hafengebieten?
- 3) Gibt es einen Unterschied in der Scheuchwirkung der Netze und Seile auf verschiedene Vogelarten?

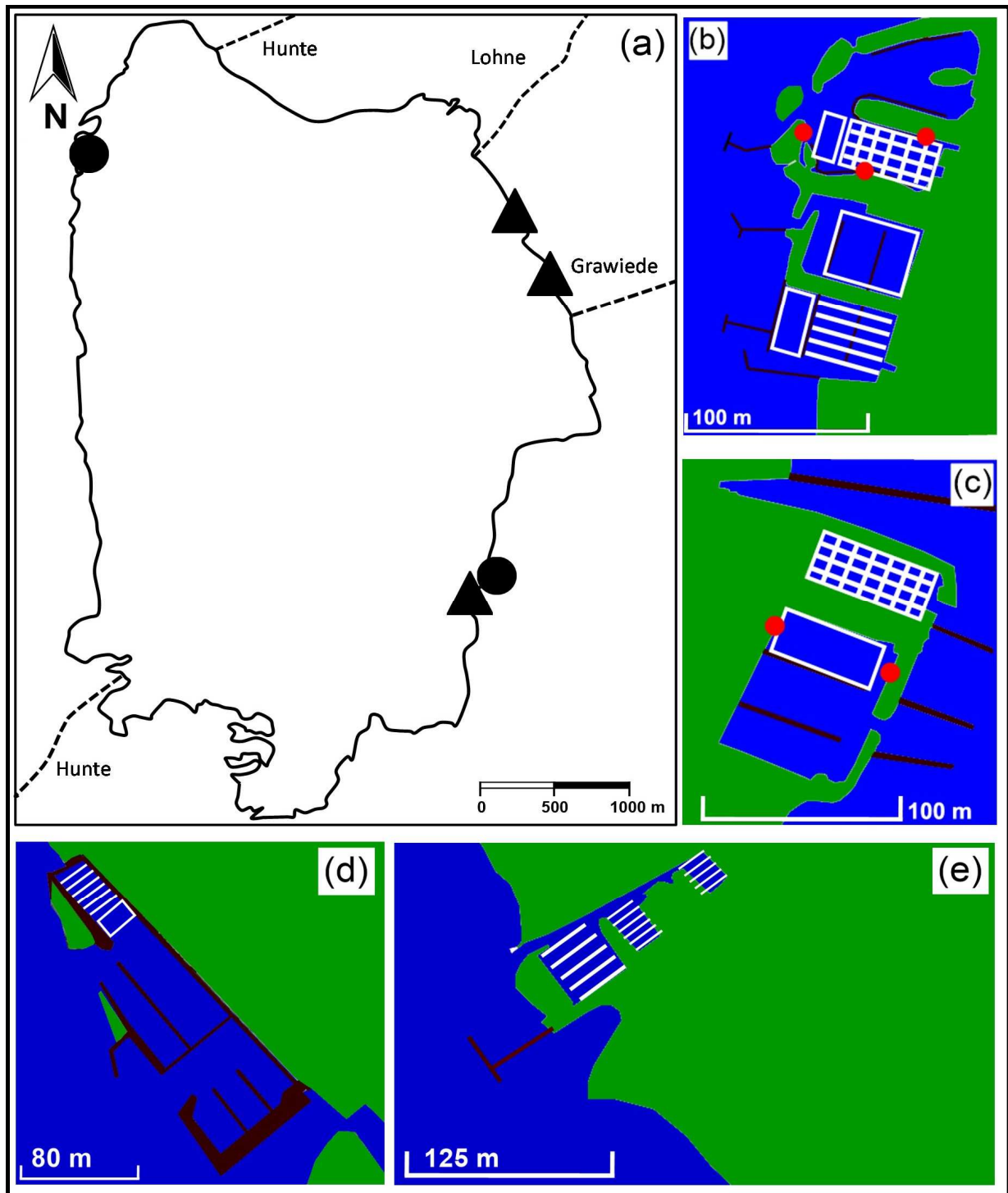
- 4) Existieren Unterschiede zwischen den Projektzeiträumen Winter 2013/2014 und Winter 2014/2015 im Hinblick auf die relative Dichte (Catch Per Unit Effort; CPUE), Artenzusammensetzung und Größenstruktur der Fischartengemeinschaft in den geschützten Häfen?

## **2 Methodik und Durchführung**

### **2.1 Schutz und Kontrolle der Häfen**

Zwischen dem 19.11.2014 und dem 04.12.2014 wurden insgesamt vier Hafenanlagen mit sieben Hafenbecken und einer Gesamtfläche von ca. 1,7 ha mit Schutzvorkehrungen versehen (Abb. 1; Tab. 1). In Bezug auf die Wasserfläche des Dümmer (ca. 1.030 ha) entspricht das einem geschützten Anteil von ca. 0,17 %. Die Hafenbecken des Segler-Club Dümmer e.V. (n = 3, nachfolgend Dümmer\_1, Dümmer\_2, Dümmer\_3 genannt), des Segler-Club Wiedenbrück e.V. (n = 1, nachfolgend Hafen Wiedenbrück genannt) und der Seglervereinigung Rohrdommel Hüde (n = 1, nachfolgend Hafen Rohrdommel Hüde genannt) wurden mit Seilen überspannt (Abb. 1; Tab. 1). Die Dauer der Schutzvorkehrungen in diesen Häfen lag zwischen 91 und 117 Tagen (Tab. 1).

Die Häfen der Seglervereinigung Hüde e.V. (nachfolgend Hafen Hüde genannt) und des Segler-Clubs Clarholz (nachfolgend Hafen Clarholz genannt) wurden mit Netzen überspannt. Die Häfen des Südoldenburger Segelclub e.V. und des Bielefelder Segel-Club e.V., die im Winter 2013/2014 mit Netzen überspannt wurden (Emmrich 2014), wurden im Projektzeitraum 2014/2015 nicht durch Netze bzw. Seile geschützt. Dieser Ansatz folgt damit dem Grundprinzip eines gekreuzt-gepaartem experimentellen Designs (vgl. Russel et al. 2008). Der „nicht Schutz“ der Häfen Südoldenburg und Bielefeld stellt demnach die Gegenprobe zum Projektzeitraum 2013/2014 dar, wo diese Häfen durch Netze geschützt wurden. Der Hafen Hüde, der in beiden Projektzeiträumen durch Netze geschützt war, diente in diesem experimentellen Ansatz als Referenz.



**Abbildung 1:** Lage der Versuchshäfen am Dümmer mit den mit Netzen (Kreise) und Seilen (Dreiecke) überspannten Häfen (a). Detailansicht der Häfen Rohrdommel Hüde, Bielefeld und Hüde (b), Clarholz und Südoldenburg (c), Wiedenbrück (d) und Dümmer (e). Gitter kennzeichnen die netzüberspannten Hafengebiete, Linien die mit Seilen geschützten Häfen und weiße Rahmen die Referenzbereiche ohne Schutzvorkehrungen. Das Netz im Hafen Hüde (b) wurde nach acht Wochen durch Seile ersetzt. Die Kreise in den Häfen Hüde (b) und Clarholz (c) markieren die Positionen der Wildkameras.

Die Netzabspannungen der Häfen erfolgten analog der vorherigen Projektphasen (Klefoth 2013, Emmrich 2014) und orientierten sich im Wesentlichen an den Empfehlungen von INTERCAFE (Russell et al. 2012). Da sich im Projektzeitraum 2013/2014 erstmalig Vögel in den Netzen verfangen hatten (vgl. Emmrich 2014), wurden die Netze verstärkt mit Absperrband markiert. Um sicherzustellen, dass möglichst wenige Tiere zu Schaden kommen, wurden die mit Netzen überspannten Häfen zusätzlich durch Wildkameras und durch regelmäßige visuelle Kontrollen vor Ort überwacht. Der Hafen Hüde wurde vom 19.11.2014 bis zum 29.12.2014 mit zwei Kameras überwacht. Am 30.12.2014 wurde eine dritte Kamera installiert. Der Hafen Clarholz wurde durch zwei Kameras überwacht. Stündlich wurden Fotos mit digitalen Wildkameras (Typ DÖRR SnapShot Mobil) geschossen, die unmittelbar via Handynetz per E-Mail/MMS an drei LSFV Mitarbeiter geschickt wurden. Zwei Mitarbeiter kontrollierten kontinuierlich die Fotos auf mögliche Tiere, die sich in den Netzen verfangen haben.

Zwischen dem 01.12.2014 und dem 15.12.2014 kam es zu Problemen mit der Fernübermittlung der Fotos und infolgedessen zu einem Totalausfall der Kameraüberwachung. Vom 16.12. bis zum 26.12. erfolgte nur eine unregelmäßige Übertragung der Fotos. Während der Zeit war ein Mitarbeiter in regelmäßigen Abständen vor Ort und kontrollierte die Häfen.

Das Netz im Hafen Hüde wurde nach 55 Tagen entfernt und der Hafen war bis zum Projektende mit Seilen in einem Abstand von ca. 2-4 m überspannt (n = 49 Tage, Tab. 1), sodass die Schutzeffizienz der Netze im Vergleich zu den Seilen evaluiert werden konnte. An den Seilen wurden nach der Netzabnahme zusätzlich in Abständen von ca. 2-3 m kurze „Fahnen“ aus Absperrband geknotet, die von der Länge her so bemessen waren, dass sie bei windstillen Verhältnissen mit der Wasseroberfläche in Kontakt kamen (vgl. Titelbild). Mit Hilfe der Kameraüberwachung des Hafens wurde die Scheuchwirkung der Seile im Vergleich zu den Netzen evaluiert.

Für die Seilabspannungen der Häfen Rohrdommel Hüde, Wiedenbrück und Dümmer wurde schwarzes 8 mm starkes Polyäthylen-Mono-Flechtseil (Engel Netze, Bremerhaven) verwendet, das je nach Hafen ca. 40-90 cm oberhalb der Wasseroberfläche gespannt wurde. Der Abstand zwischen den Seilen betrug zwischen 1-4 m. Absperrband, das



horizontal zur Wasseroberfläche zwischen den Seilen gespannt wurde, sollte die Scheuchwirkung und Sichtigkeit der Seile erhöhen.

**Tabelle 1. Mit Schutzvorkehrungen versehene Hafenanlagen am Dümmer.**

Hafen	Schutz	Aufbau	Abbau	n Tage	n Befischungen
Clarholz	Netz	03.12.14	05.03.15	92	3
Hüde	Netz	19.11.14	14.01.15	55	3
Hüde	Seil	14.01.15	03.03.15	49	1
Rohrdommel Hüde	Seil	20.11.14	17.03.15	117	4
Wiedenbrück	Seil	01.12.14	05.03.15	94	2
Dümmer_1	Seil	04.12.14	05.03.15	91	2
Dümmer_2	Seil	04.12.14	05.03.15	91	0*
Dümmer_3	Seil	04.12.14	05.03.15	91	2
Bielefeld	kein Schutz				4
Südoldenburg	kein Schutz				3

\* Der Hafen Dümmer\_2 wurde aufgrund der geringen Tiefe (< 50 cm) nicht beprobt

## 2.2 Beprobung Fische

Zur Ermittlung der relativen Fischdichte in den mit Schutzvorkehrungen versehenen Hafengebieten und in den nicht geschützten Referenzgebieten kamen faltbare Kleinfischreusen (Typ Specitec, L x B x H = ca. 47 x 25 x 25 cm) mit einer Rundöffnung von 8 cm Durchmesser und einer Maschenweite von 5 mm zum Einsatz (vgl. Klefoth 2013). Die Häfen wurden an neun Terminen beprobt, wobei jeder Hafen mindestens zweimal beprobt wurde (Tab. 1). Ein Hafenbecken des Segler-Clubs Dümmer (Dümmer\_2) wurde nicht beprobt, da der Hafen extrem flach (< 50 cm) war und von den Fischen nicht als Winterstand aufgesucht wurde (vgl. Emmrich 2014).

Die Reusen wurden auf den Gewässergrund abgesenkt und mit einem Seil am Ufer befestigt. Es wurde über Nacht mit einer Reusenstellzeit zwischen 19 und 25 Stunden (Mittelwert: 22,58 h  $\pm$  1,65 SD) beprobt. Die Setz- und Hebezeiten der Reusen wurde notiert, um die Expositionszeiten der Reusen zur Berechnung eines Einheitsfanges (engl. Catch Per Unit Effort; CPUE) zu nutzen. Der CPUE errechnete sich aus der Anzahl gefangener Fische pro Reuse und Stunde Expositionszeit. Die gefangenen Fische wurden für jede Reuse einzeln in einem Eimer mit frischem Seewasser zur Artbestimmung und Zählung gehältert und anschließend in der Nähe des Fangortes zurückgesetzt. Es erfolgte eine stichprobenartige Größenvermessung der Fische (Totallänge: Genauigkeit 1 mm).

## **2.3 Auswertung der Wildkameras**

Um den Effekt der Netze und Seile auf die Vogelpräsenz im Hafen Hude zu analysieren, wurden die Fotos der Wildkameras ausgewertet. Der Hafen Hude wurde von der See- und jeder Uferseite mit jeweils einer Wildkamera überwacht (Abb. 1). Über die seeseitige Kamera wurde auch der nicht geschützte Bereich vor dem Netz bzw. vor den Seilen dokumentiert. Dieser Bereich diente als Referenz zu dem Hafengebiete, der durch Netze bzw. durch Seile geschützt wurde. Die Wildkameras wurden so programmiert, dass sie täglich zwischen sieben und 17 Uhr in einem stündlichen Rhythmus ein Bild des jeweiligen Hafengebietes aufgenommen haben. Auf den ersten Bildern des Tages konnten wegen der zum Teil schlechten Lichtverhältnisse die Vögel nicht immer zuverlässig gezählt und bestimmt werden. Bilder bei denen aufgrund schlechter Witterungs- und Sichtverhältnisse (Niederschlag, Nebel) eine Zählung und Identifizierung der Vögel nicht zweifelsfrei möglich waren, wurden ebenfalls von der Analyse ausgenommen. In der Analyse wurden 1.258 Fotos (507 Bilder nicht geschützter Hafengebiete, 751 Bilder geschützter Hafengebiete) berücksichtigt. Die Vögel wurden, wenn möglich, auf Artniveau bestimmt. Im Falle von Möwen (Laridae) erfolgte keine detaillierte Artbestimmung. Die nachgewiesenen Arten wurden entsprechend ihrer dominierenden Ernährungsweise in obligat (ausschließlich) fischfressende, fakultativ (zum Teil) fischfressende und nicht fischfressende Taxa klassifiziert. Für die statistische Auswertung der Vogeldichte wurde die durchschnittliche Anzahl Vögel pro Tag und Foto ermittelt. Vom 22.01. bis zum 26.01. sowie vom 05.02. bis zum 08.02.2015 (n = 9 Tage) war der Hafen Hude vollständig mit Eis bedeckt. Die Bilder wurden in der Auswertung nicht berücksichtigt, da zu der Zeit keine Vögel am Hafen beobachtet wurden (vgl. Emmrich 2014).

## **2.4 Statistische Datenanalyse**

### **2.4.1 Fischdichte**

Der Fang jeder Reuse wurde in den Analysen als unabhängige Stichprobe betrachtet. Die CPUE Werte wurden vorab logarithmiert ( $\log_{10} x+1$ ). Unterschiede im CPUE zwischen den geschützten Häfen und den nicht geschützten Referenzgebieten wurden mittels eines linearen gemischten Modelles (LMM: linear mixed effect model) unter Berücksichtigung eines unausgewogenen Designs (unterschiedliche Anzahl von Reusen zwischen den Häfen

und den geschützten und nicht geschützten Hafengebieten) analysiert. Es wurden zwei Modelle berechnet: Im ersten Modell wurde der Effekt der Schutzmaßnahmen, unabhängig vom Schutztyp (Netze oder Seile) im Vergleich zu den nicht geschützten Referenzgebieten untersucht. Im zweiten Modell erfolgte eine detaillierte Untersuchung des Schutztyps (Netze oder Seile) im Vergleich zu den nicht geschützten Referenzgebieten (keine Netze, keine Seile). Paarweise Vergleiche erfolgten mittels des Tukey Post-Hoc Tests. Die beprobten Hafengebiete ( $n = 8$ ) sowie das Datum der Beprobung ( $n = 9$ ) wurden in beiden Modellen als zufällige Effekte definiert, um die zum Teil wiederholenden Messungen und damit die Abhängigkeit der Stichproben, sowie die unterschiedlichen abiotischen Bedingungen in den Häfen zum Zeitpunkt der Probenahme zu berücksichtigen.

#### 2.4.2 Auswertung der Wildkameras

Die Anzahl der Vögel während der Netzbedeckung und während der Seilüberspannung wurde im Vergleich zu den nicht geschützten Referenzgebieten (keine Netze bzw. kein Seile) mittels einer rangbasierten Kruskal-Wallis Varianzanalyse (ANOVA) verglichen. Die Analysen wurden separat für die drei Ernährungsgilden durchgeführt. Im Falle signifikanter Ergebnisse erfolgte ein paarweiser Gruppenvergleich mittels eines Nemenyi post-hoc Test (Nemenyi 1963) unter Berücksichtigung der Bonferroni-Korrektur.

#### 2.4.3 Vergleich mit den Daten 2013/2014

Mögliche Unterschiede im CPUE in den geschützten Häfen wurden zwischen den Jahren mittels eines T-tests für unabhängige Daten verglichen. Die CPUE Werte wurden vorab  $\log_{10}(x+1)$  transformiert. Der Vergleich der Häfen Hüde, Bielefeld, Clarholz und Südoldenburg zwischen den Projektzeiträumen 2013/2014 und 2014/2015 erfolgte in Anlehnung des gekreuzt-gepaarten experimentellen Designs mittels eines linearen Modelles (vgl. Russel et al. 2008). Als Faktoren wurde der Projektzeitraum und Hafen sowie die Interaktion zwischen Projektzeitraum und Hafen berücksichtigt. Im Falle einer signifikanten Interaktion erfolgten paarweise Vergleiche zwischen den einzelnen Häfen in Bezug auf die Projektzeiträume. Die Häfen Bielefeld und Südoldenburg waren in 2013/2014 mit Netzen versehen, der Hafen Clarholz in 2014/2015. Als Referenz wurde der Hafen Hüde, der in beiden Projektzeiträumen mit Netzen versehen war, im Modell berücksichtigt.

Potentielle Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen den Wintern 2013/2014 und 2014/2015 wurden mittels einer einfaktoriellen Ähnlichkeitsanalyse (Analysis of Similarity [ANOSIM]; Clarke 1993) unter Verwendung von 9.999 Permutationen analysiert. Eine Visualisierung der Artenzusammensetzung erfolgte mittels des Ordinationsverfahrens der nicht-metrischen multidimensionalen Skalierung (nMDS; Kruskal 1964) basierend auf prozentualen CPUE Daten. Im Falle signifikanter ANOSIM Ergebnisse wurde mittels einer „Similarity Percentage“ Analyse (SIMPER; Clarke 1993) getestet, welche Arten am meisten zu den Unterschieden in der Artenzusammensetzung beitrugen. Als ökologisches Unähnlichkeitsmaß wurde die Bray-Curtis Distanz (Bray & Curtis 1957) verwendet.

Unterschiede in der Längenhäufigkeitsverteilung wurden mittels des Kolmogorov-Smirnov Test (KS-Test) analysiert. Mittels eines Proportionalitätstest wurde getestet, ob sich verschiedene Größenklassen zwischen den Jahren unterschieden. Dazu wurden die Fische in Größenklassen von  $\leq 9$  cm,  $\leq 18$  und  $> 18$  cm TL eingeteilt.

Die Auswertung erfolgte mit der Statistiksoftware R (R Development Core Team, Version 3.0.3, 2014) unter Verwendung der Programme MASS (Venables & Ripley 2002) vegan (Oksanen *et al.* 2012), lme4 (Bates *et al.* 2014), nlme (Pinheiro *et al.* 2013), multcomp (Hothorn *et al.* 2008), PMCMR (Pohlert 2015), phia (De Rosario-Martinez, 2013) und visreg (Breheny & Burchett 2013). Das Signifikanzniveau wurde auf  $\alpha = 0,05$  festgesetzt. Ein  $\alpha$  Wert  $< 0,10$  wurde als signifikanter Trend gewertet.

### 3 Ergebnisse

#### 3.1 Schutz und Kontrolle der Häfen

Die Wildkameras in den Häfen Hüde und Clarholz sendeten Bilder im Zeitraum vom 19.11.2013 bis zum 12.03.2014. Am 06.12.2014, während der Zeit des Kameraausfalles, wurde im Hafen Hüde eine tote Sturmmöwe (*Larus canus*) im Netz vorgefunden (L. Frye, NABU Kreisgruppe Vechta, schriftliche Mitteilung). Am 20.12.2014 wurde im Hafen Clarholz eine tote Lachmöwe (*Chroicocephalus ridibundus*) gefunden, die sich ebenfalls im Netz verfangen hatte. Am 20.12.2014 wurde zudem unter dem Netz im Hafen Clarholz ein toter Kormoran gefunden. Es konnte jedoch nicht festgestellt werden, ob der Vogel durch Netzkontakt gestorben ist. Am 28.12.2014 (Hafen Hüde; U. Marxmeier, Naturschutzring

Dümmer, schriftliche Mitteilung) und 07.01.2015 (Hafen Clarholz) wurden Lachmöwen aus den Netzen befreit. Am 12.01.2015 hatte sich ein Kormoran im Netz des Hafens Hüde verfangen, der ebenfalls befreit werden konnte.

Bei insgesamt 217 Netztagen und einer netzbedeckten Wasserfläche von ca. 0,8 ha wurden zwei tote Vögel dokumentiert, deren Todesursache zweifelsfrei durch den Netzkontakt begründet war. In den Häfen, die mit Seilen überspannt waren, hatte sich am 02.02.2015 eine Lachmöwe im Hafen Wiedenbrück in einem quer über dem Hafen gespannten und im Wasser befindlichen Absperrband verfangen und ist gestorben (U. Marxmeier, schriftliche Mitteilung).

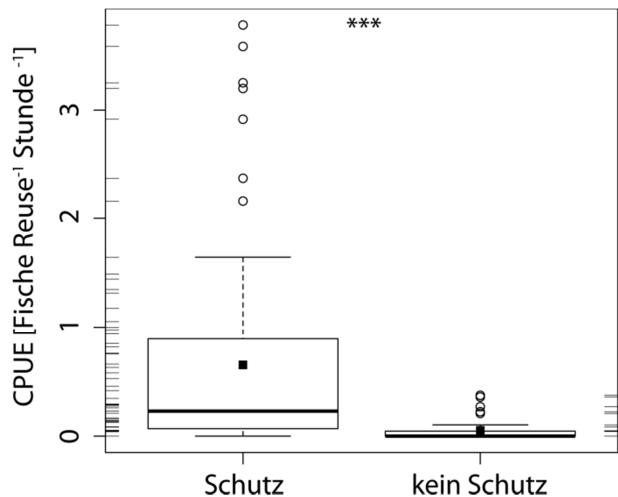
### 3.2 Beprobung Fische

In den durch Netze und Seile geschützten Häfen sowie in den nicht geschützten Referenzbereichen wurden mit 120 Reusen 1.110 Individuen von zehn Fischarten sowie zehn Kamberkrebse (*Orconectes limosus*) gefangen. In 40 Reusen wurden keine Fische gefangen. Davon entfielen 81,8 % auf die nicht geschützten Referenzbereiche. Die Reusenfänge wurden zahlenmäßig dominiert durch juvenile Karpfen (63,1 %), Kaulbarsche (*Gymnocephalus cernuus*; 18,1 %), Brassen (9,0 %), Rotaugen (4,1 %) und Alande (*Leuciscus idus*; 2,6 %). Alle anderen Arten waren mit weniger als 1,0 % im Gesamtfang vertreten (Tab. 2). Es wurden Schuppen- (97,3 %) und Spiegelkarpfen (2,7 %) gefangen. Die Totallänge der gefangenen Fische reichte von 4,8 bis 29,4 cm (MW = 12,3 cm ± 4,5 SD). Der Raubfischanteil (Zander, Flussbarsch) lag bei 1,17 %.

**Tabelle 2: In den Reusen nachgewiesene Arten. Angegeben sind die Anzahl (n), Anteil am Gesamtfang [%], Häufigkeit in den fängigen Reusen (Frequenz [%]), mittlere Totallänge (TL [cm]) sowie minimale ( $L_{\min}$ ) und maximale ( $L_{\max}$ ) Totallänge [cm].**

Trivialname	Wissenschaftlicher Name	n	Anteil	Frequenz	TL	$L_{\min}$	$L_{\max}$
Aland	<i>Leuciscus idus</i>	29	2,61	14,63	22,1	10,4	29,4
Brasse	<i>Abramis brama</i>	100	9,00	20,73	10,0	7,1	14,8
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	8	0,72	3,66	--	--	--
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>	7	0,63	4,88	10,8	7,9	13,5
Güster	<i>Blicca bjoerkna</i>	4	0,36	4,88	12,8	7,2	20,6
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	700	63,06	69,51	11,7	10,6	12,8
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	201	18,11	21,95	10,8	7,2	15,6
Rotaugen	<i>Rutilus rutilus</i>	45	4,05	31,71	14,1	4,8	28,8
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	11	0,99	1,22	--	--	--
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	5	0,45	3,66	15,2	13,9	16,1

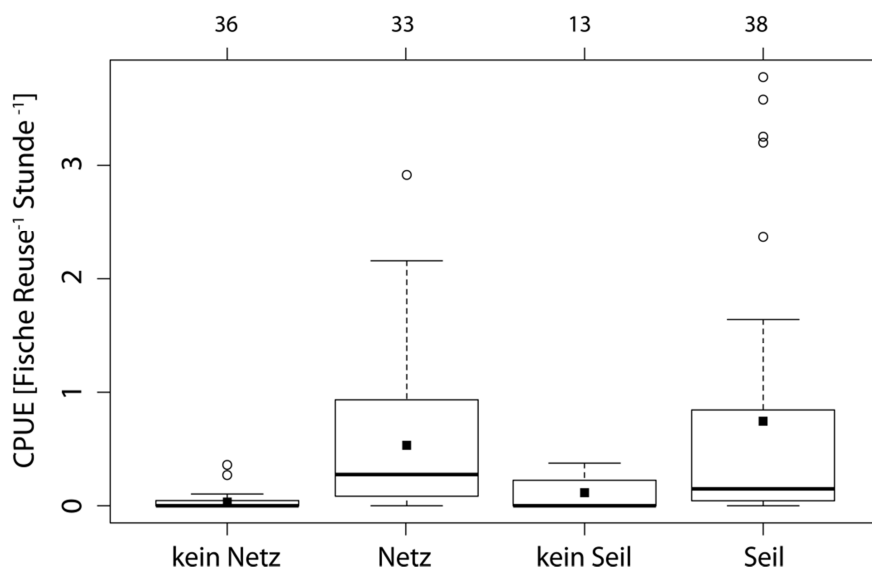
Es wurden signifikant mehr Fische in den geschützten Häfen im Vergleich zu den nicht geschützten Referenzbereichen gefangen (LMM:  $F_{1, 111} = 35,26$ ;  $P < 0,001$ ). Die mittlere Fischdichte lag in den geschützten Hafenbereichen bei 0,65 Fischen pro Reuse und Stunde ( $0,91 \pm SD$ ) und damit im Vergleich zu den nicht geschützten Häfen 13-fach höher ( $0,05$  Fische pro Reuse und Stunde  $\pm 0,11$  SD; Abb. 2).



**Abbildung 2: Vergleich der Fischdichte (CPUE) in den geschützten Häfen (Schutz) und den nicht geschützten Referenzbereichen (kein Schutz). Boxplots zeigen das 25-75ste Perzentil (Kasten) mit dem Median (Linie), Mittelwert (Quadrat) sowie Ausreißer (Kreise). Antennen beinhalten 95 % aller Beobachtungswerte. Die innen liegenden Teilstriche an den vertikalen Achsen zeigen die Verteilung der CPUE Werte.**

\*\*\*  $P < 0,001$

Die Fischdichte unterschied sich zwischen durch Netze und Seile geschützte Bereiche sowie deren nicht geschützte Referenzbereiche (kein Netze, keine Seile) signifikant (LMM,  $F_{3,109} = 11,65$ ;  $P < 0,001$ ; Abb. 3.). Ein signifikanter Unterschied konnte analog des ersten Modelles nur zwischen Netz/kein Netz sowie Seile/keine Seile ermittelt werden ( $P < 0,001$ ). Zwischen den Schutzvarianten Netz und Seil konnte kein signifikanter Unterschied ermittelt werden ( $P = 0,61$ ), ebenso wie zwischen den nicht geschützten Referenzbereichen ( $P = 0,47$ ).



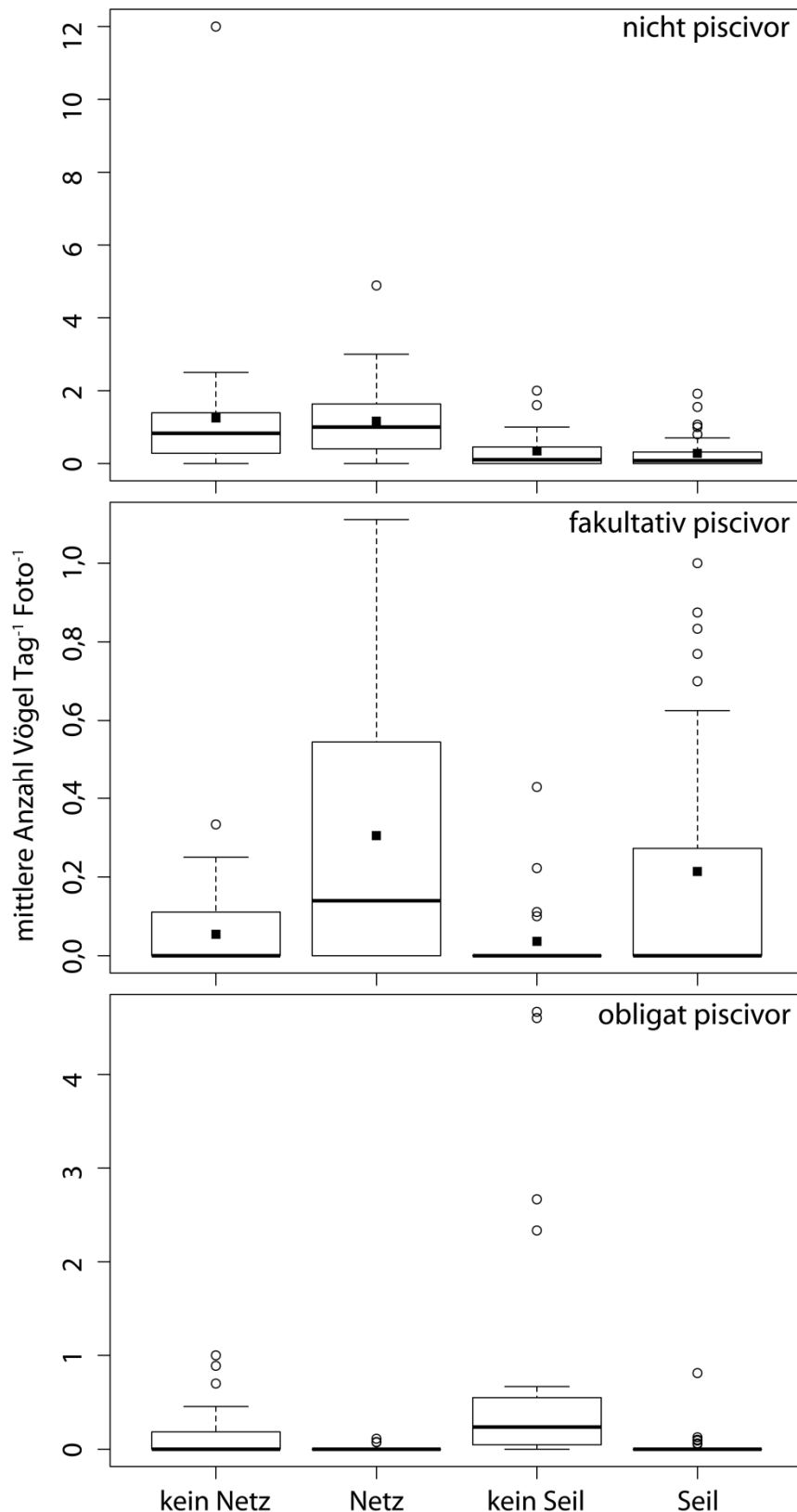
**Abbildung 3: Vergleich der Fischdichte (CPUE) in den durch Netze und Seile geschützten Häfen im Vergleich zu den nicht geschützten Referenzbereichen. Boxplots zeigen das 25-75ste Perzentil (Kasten) mit dem Median (Linie), Mittelwert (Quadrat) sowie Ausreißer (Kreise). Antennen beinhalten 95 % aller Beobachtungswerte. Die obere horizontale Achse gibt die Anzahl der Reusen wieder.**

Mit einem mittleren CPUE von 0,75 Fischen pro Reuse und Stunde ( $\pm 1,05$  SD) war die Fischdichte in den durch Seile geschützten Häfen etwas höher als in den durch Netze geschützte Häfen (CPUE:  $0,54 \pm 0,70$  SD). Der maximale CPUE lag in den geschützten Hafengebieten bei 3,78 Fischen pro Reuse und Stunde und in den nicht geschützten Häfen bei 0,27 Fischen pro Reuse und Stunde (Abb. 3).

### 3.3 Auswertung der Wildkameras

Auf den 1.258 ausgewerteten Fotos der Wildkameras konnten 1.314 Individuen von acht Vogelarten sowie Möwen, die nicht weiter auf Artniveau bestimmt wurden, identifiziert werden. Aus der Ernährungsgilde primär nicht fischfressender Arten wurden Bläßralle (*Fulica atra*), Stockente (*Anas platyrhynchos*) und Reiherente (*Aythya fuligula*) dokumentiert. Vertreter der fakultativ fischfressenden Gilde waren Graureiher (*Ardea cinerea*), Silberreiher (*Ardea alba*) und Möwen (Laridae, insbesondere Lachmöwen). Von den obligat fischfressenden Arten wurden Kormoran, Gänsesäger (*Mergus merganser*) und Haubentaucher (*Podiceps cristatus*) nachgewiesen. Während der Netzbedeckung wurden durchschnittlich 1,48 Vögel pro Tag und Foto nachgewiesen (Referenzbereich kein Netz: 1,46 Vögel pro Tag und Foto). Nach der Netzabnahme und der Installation der Seile wurden 0,53 Vögel pro Tag und Foto nachgewiesen (Referenzbereiche keine Seile: 1,03 Vögel pro Tag und Foto).

Die Häufigkeit der Vögel unterschied sich zwischen der Netzbedeckung und der Seilabspannung sowie den nicht geschützten Referenzbereichen (kein Netz, keine Seile) für die Vogelgilden signifikant (Kruskal Wallis  $X^2$ -Werte  $> 20,9$ ; P-Werte  $< 0,001$ ). Die Präsenz nicht fischfressender Vögel unterschied sich nicht zwischen Netz/kein Netz ( $P = 0,95$ ) und Seile/keine Seile ( $P = 0,97$ ), jedoch zwischen den Projektphasen Netz/kein Netz und Seile/keine Seile (P-Werte  $\leq 0,002$ ; Abb. 4). Die Präsenz fakultativ fischfressender Vögel war zwischen Netz/kein Netz signifikant verschieden ( $P = 0,001$ ). Alle weiteren paarweisen Vergleiche waren für fakultativ fischfressende Vögel nicht signifikant verschieden (P-Werte  $> 0,05$ ). Die Dichte obligat fischfressender Vögel unterschied sich zwischen Seile/keine Seile ( $P < 0,001$ ) sowie tendenziell zwischen Netz/kein Netz ( $P = 0,09$ , Abb. 4).

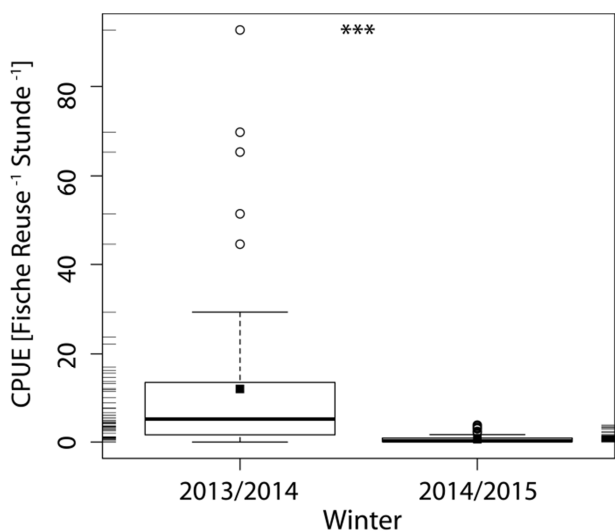


**Abbildung 4: Vergleich der Vogelpräsenz nicht fischfressender, fakultativ sowie obligat fischfressender Vögel im Hafen Hüde während der Netzbedeckung sowie während der Seilabspannung im Vergleich zu dem nicht geschützten Referenzbereich. Boxplots zeigen das 25-75ste Perzentil (Kasten) mit dem Median (Linie), Mittelwert (Quadrat) sowie Ausreißer (Kreise). Antennen beinhalten 95 % aller Beobachtungswerte.**



### 3.4 Vergleich Winter 2013/2014 und 2014/2015

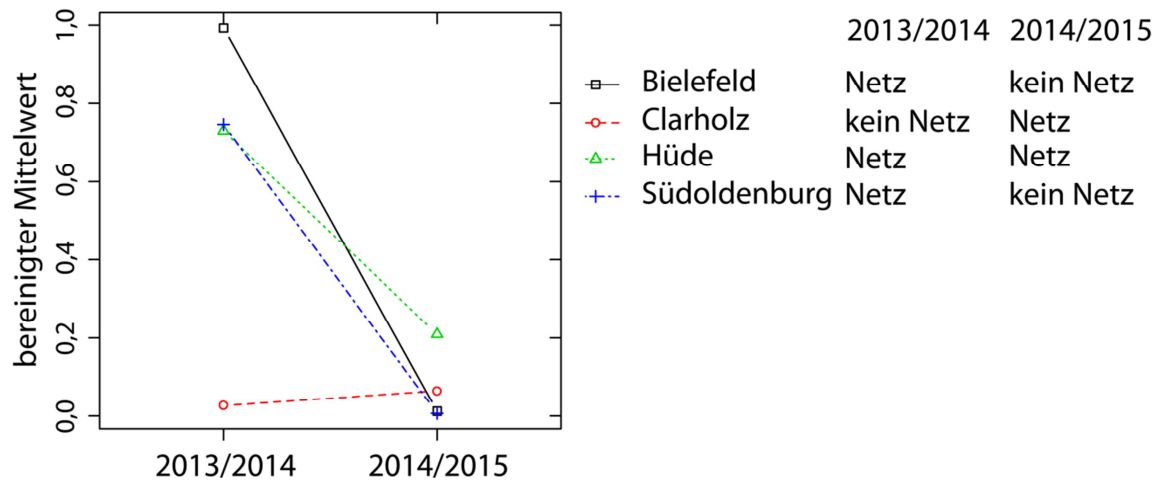
Die Fischdichte war in den geschützten Häfen zwischen den Wintern 2013/2014 und 2014/2015 signifikant verschieden ( $t = 9,01$ ;  $df = 132$ ;  $P < 0,001$ ). In 2013/2014 wurde eine mittlere Fischdichte von 11,90 Fischen pro Reuse und Stunde Expositionsdauer nachgewiesen (Emmrich 2014). Im Projektzeitraum 2014/2015 lag die mittlere Fischdichte bei 0,65 Fischen pro Reuse und Stunde Expositionsdauer und damit knapp 18-fach niedriger (Abb. 5).



**Abbildung 5: Vergleich der CPUE Werte in den geschützten Häfen in den Projektzeiträumen 2013/2014 und 2014/2015. Boxplots zeigen das 25-75ste Perzentil (Kasten) mit dem Median (Linie), Mittelwert (Quadrat) sowie Ausreißer (Kreise). Antennen beinhalten 95 % aller Beobachtungswerte. Die innen liegenden Teilstriche an den vertikalen Achsen zeigen die Verteilung der CPUE Werte.**

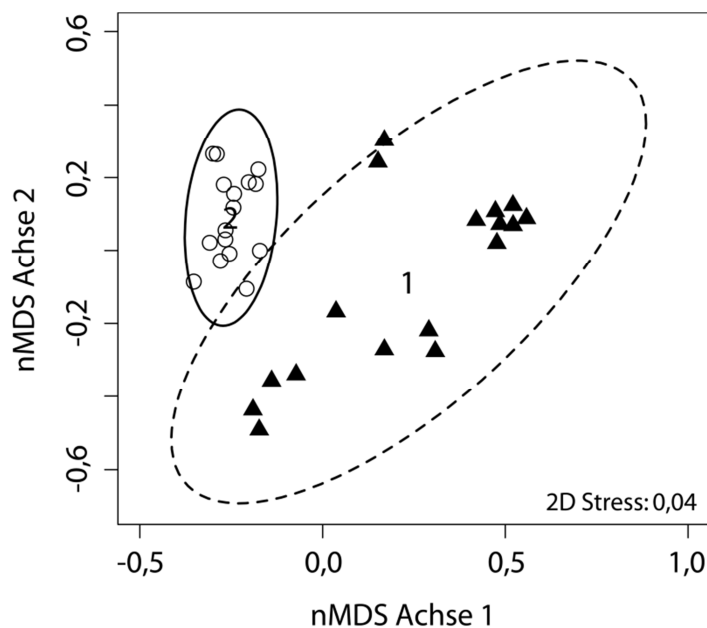
**\*\*\*  $P < 0,001$**

Die Fischdichte in den Häfen Hüde, Bielefeld, Clarholz und Südoldenburg unterschied sich zwischen den Projektzeiträumen 2013/2014 und 2014/2015 signifikant in Bezug auf die Faktoren Jahr (LM:  $F_{1,132} = 67,88$ ;  $P < 0,001$ ) und Hafen (LM:  $F_{3,132} = 25,30$ ;  $P < 0,001$ ). Auch die Interaktion zwischen Projektzeitraum und Hafen war statistisch signifikant (LM:  $F_{3,132} = 13,83$ ;  $P < 0,001$ ). Die paarweisen Vergleiche ergaben für die in 2014/2015 nicht geschützten Häfen Bielefeld und Südoldenburg signifikant ( $F$ -Werte  $> 37,22$ ;  $P$ -Werte  $< 0,001$ ) geringere Fischdichten (Abb. 6). Jedoch war die Fischdichte auch im Hafen Hüde, der in beiden Jahren durch Netze geschützt war, in 2014/2015 ebenfalls signifikant geringer ( $F_{1,132} = 27,57$ ;  $P < 0,001$ ). Im Hafen Clarholz, der in 2014/2015 durch Netze geschützt war, wurden in 2014/2015 höhere Fischdichten nachgewiesen, jedoch war der Effekt im Vergleich zum nicht geschützten Status in 2013/2014 nicht signifikant ( $F_{1,132} = 0,11$ ;  $P = 0,74$ ; Abb. 6).



**Abbildung 6: Vergleich der relativen Fischdichte in durch Netze geschützte Häfen während der Projektzeiträume Winter 2013/2014 und Winter 2014/2015.**

Auch die Artenzusammensetzung in den geschützten Häfen unterschied sich zwischen den Projektzeiträumen signifikant (ANOSIM Global R = 0,67; P < 0,001; Abb. 7).



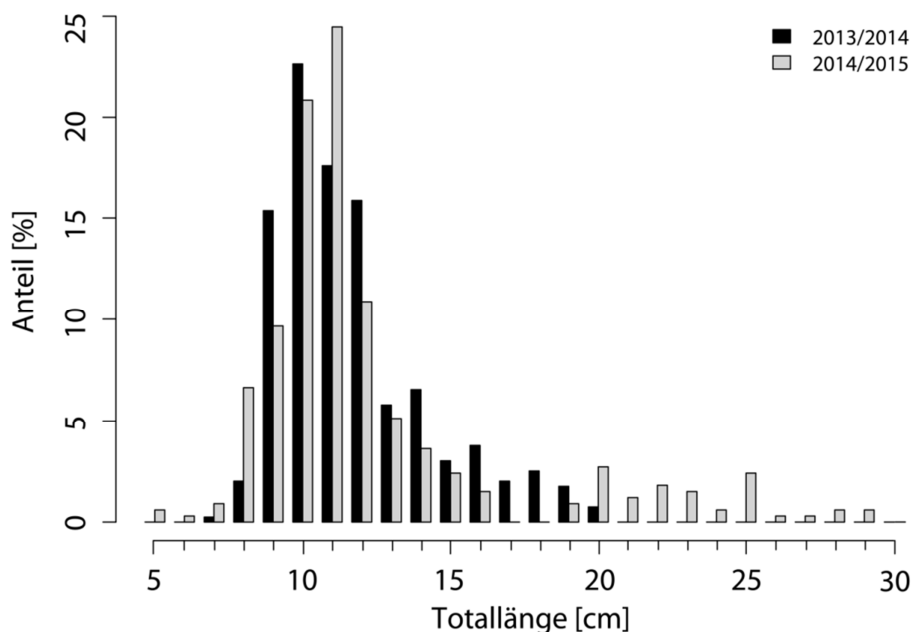
**Abbildung 7: Grafik der nicht-metrischen multidimensionalen Skalierung (nMDS) zur Darstellung der Fischartenzusammensetzung zwischen den Projektzeiträumen Winter 2013/2014 (Dreiecke) und Winter 2014/2015 (Kreise) basierend auf prozentualen CPUE Daten. Ellipsen zeigen die 95 % Konfidenzintervalle (2013/2014 gestrichelte Linie; 2014/2015 durchgehende Linie). Ziffern markieren die Position der Zentroide (1: 2013/2014; 2: 2014/2015).**

Schuppenkarpfen, Kaulbarsch und Flussbarsch trugen am meisten zur Unähnlichkeit zwischen den Projektzeiträumen bei (64,6 %; Tab. 3). Während im Winter 2013/2014 Kaulbarsche und Flussbarsche in den geschützten Häfen dominierten, waren diese im Winter 2014/2015 vergleichsweise selten. Hier wurde die Fischartengemeinschaft durch Schuppenkarpfen dominiert. Brasse, Rotaugen und Aland waren in beiden Wintern zu vergleichbaren Anteilen in den Reusenfängen vertreten (Tab. 3).

**Tabelle 3: Ergebnisse der SIMPER-Analyse der Fischartenzusammensetzung in den geschützten Häfen in den Wintern 2013/2014 und 2014/2015. Dargestellt ist der Beitrag der Arten zur Unähnlichkeit (66,9) zwischen den Jahren sowie mittlere Unähnlichkeit, Anteil, kumulativer Anteil und der prozentuale Anteil im Winter 2013/2014 und 2014/2015.**

Art	Unähnlichkeit	Anteil [%]	Kumulativ [%]	Anteil 2014 [%]	Anteil 2015 [%]
Schuppenkarpfen	20,86	31,19	31,19	16,10	56,20
Kaulbarsch	12,55	18,76	49,95	27,60	6,56
Flussbarsch	9,82	14,68	64,63	20,00	0,32
Rotauge	7,99	11,95	76,58	11,70	15,10
Brasse	6,42	9,60	86,18	11,60	10,70
Aland	4,52	6,75	92,93	6,64	6,09
Spiegelkarpfen	1,71	2,56	95,48	3,46	1,27
Güster	1,06	1,59	97,07	1,34	1,29
Giebel	0,79	1,18	98,26	---	1,58
Rotfeder	0,65	0,98	99,23	0,63	0,75
Zander	0,32	0,48	99,72	0,56	0,12
Gründling	0,13	0,19	99,90	0,25	---
Wels	0,06	0,10	100,00	0,13	---

Auch die Größenverteilung der Fische unterschied sich zwischen den Projektzeiträumen signifikant (KS-Test:  $D = 0,40$ ;  $P = 0,03$ ; Abb. 8). Insbesondere größere Fische  $> 18$  cm TL waren 2014/2015 in signifikant höheren Anteilen in den geschützten Häfen vertreten (2,5 % zu 13,0 %; prop-Test:  $X^2 = 27,8$ ;  $P < 0,001$ ; Abb. 8).



**Abbildung 8: Längen-Häufigkeitsverteilung von Fischen in den geschützten Häfen in den Wintern 2013/2014 (schwarz) und 2014/2015 (grau).**

## 4 Diskussion

Analog der vorangegangenen Projektzeiträume Winter 2012/2013 (Klefoth 2013) und Winter 2013/2014 (Emmrich 2014; 2015b) konnten auch im Winter 2014/2015 durch das Überspannen von Hafenanlagen mit Netzen Fische effizient vor Kormoranfraß im Dümmer geschützt werden.

Im Winter 2014/2015 haben sich trotz der Sicherheitsvorkehrungen erneut Vögel in den Netzen verfangen (vgl. Emmrich 2014). So verendeten im Projektzeitraum zwei Möwen in den Netzen. Die Vorfälle ereigneten sich in der Zeit, in der es Probleme mit der Fernübertragung der Überwachungskameras gab. Obwohl ein Mitarbeiter in dieser Zeit fast täglich vor Ort war, konnte eine effiziente Kontrolle der Netze wie durch die stündliche Überwachung durch die Wildkameras nicht garantiert werden. Auch das verstärkte Markieren der Netze mit Absperrband konnte ein Verfangen von Vögeln in den Netzen nicht verhindern. Somit bleibt festzuhalten, dass durch ein Überspannen von Hafengebieten mit Netzen, trotz aller Sicherheitsvorkehrungen, ein Totalschutz der Vögel nicht gewährleistet werden kann. Durch die getroffenen Vorkehrungen wie das Markieren der Netze mit Absperrband und die Überwachung mit Wildkameras konnte die Vogelmortalität in den Netzen jedoch im Vergleich zu anderen Studien deutlich reduziert werden (vgl. Nemtzov & Olsvig-Whittaker 2003, Emmrich 2014). So konnten mit Hilfe der Kameraüberwachung auch in diesem Projektzeitraum ein Kormoran und zwei Möwen aus den Netzen lebend befreit werden.

Neben dem Überspannen der Hafengebiete mit Netzen wurde erstmalig parallel getestet, inwieweit ein Abspannen von Hafengebieten mit Seilen bereits eine gewisse Scheuchwirkung auf fischfressende Vögel ausübt. Studien an Teichanlagen haben gezeigt, dass Überspannungen mit Seilen und/oder Drähten sich durchaus als wirkungsvolle Alternative zum Überspannen von Gewässern mit Netzen bewährt haben (May 1992, Keller 1996, Schmidt 1997; 1998).

In der vorliegenden Studie wurden zwei Seilvarianten getestet. Die Seile wurden in einem Abstand von einem bis vier Metern in parallel verlaufenden Bahnen über die Hafenbecken gespannt. Zur Erhöhung der Sichtigkeit wurde zusätzlich Absperrband horizontal zur Wasseroberfläche zwischen die Seile gespannt. Zwar hat sich diese Methode als wirkungsvolle Abwehrmaßnahme gegen fischfressende Vögel gezeigt, jedoch wurde das

horizontal über das Hafenbecken gespannte Absperrband bei kräftigem Wind losgerissen und trieb daraufhin auf der Wasseroberfläche, worin sich eine Möwe verfangen hatte und gestorben ist. Als weniger risikobehaftet hat sich die zweite Variante herausgestellt, bei der das Absperrband in kurzen „Fahnen“ direkt an die Seile geknotet wurde. Das Absperrband war von der Länge her so bemessen, dass es bei windstillen Verhältnissen gerade eben mit der Wasseroberfläche in Kontakt kam. Hierdurch wird die Gefahr, dass sich Vögel im Absperrband verfangen, minimiert. So wurden bei dieser Variante keine Zwischenfälle mit Vögeln während des Projektzeitraumes dokumentiert.

Die Befischungen der Häfen mit Kleinfischreusen haben gezeigt, dass ein Überspannen von Häfen mittels Netzen und Seilen effizient die Fische während der Wintermonate vor intensiver Prädation durch fischfressende Vögel schützt. Die Fischdichte unterschied sich dabei nicht signifikant verschieden zwischen den durch Seile und durch Netze geschützten Häfen. Beide Schutzvarianten halten effizient den überwiegenden Teil fischfressender Vögel aus den Hafenbereichen fern. Da ein Überspannen der Hafenanlagen mit Seilen eine deutlich geringere Gefahr für Vögel darstellt, wird diese Schutzvariante für die Zukunft als bevorzugte Methode am Dümmer empfohlen.

Trotz der Schutzmaßnahmen wurden sporadisch einzelne Individuen fischfressender Vögel (Gänsesäger, Kormorane) sowohl unter den Netzen als auch unter den Seilen beobachtet. Dies deckt sich mit den Erkenntnissen von Moerbeek et al. (1987), in dessen Studie Nylonseile über Karpfenteiche zwar ein massives Einfliegen der Kormorane verhindert haben, jedoch Einzelindividuen sich nicht von den Abwehrmaßnahmen haben abschrecken lassen. Hierbei kann es sich um Individuen handeln, die sich entgegen der typischen gemeinschaftlichen Jagdstrategie, die häufig an großen flachen Binnengewässern wie dem Dümmer beobachtet wird (Van Eerden & Voslamber 1995), auf eine Einzeljagd spezialisiert haben (Voslamber et al. 1995, Schmidt 1997) oder um Vögel, die besonders risikofreudig bei der Nahrungssuche agieren (vgl. Aplin et al. 2014).

Auffällig ist zudem, dass durch die Schutzmaßnahmen in den Häfen lediglich fischfressende Vögel effizient ferngehalten werden. Rallen, Enten und Möwen werden sowohl von den Netzen als auch von den Seilen weniger bis gar nicht abgeschreckt (vgl. Keller 1996). Inwieweit ein Überspannen der Häfen mit Netzen und Seilen dauerhaft abschreckend auf Kormorane und andere fischfressende Vögel wirkt, lässt sich nur durch Langzeitstudien

testen. In der bisherigen dreijährigen Projektphase (vgl. Klefoth 2013, Emmrich 2014; 2015b) konnten keine Anzeichen eines Gewöhnungseffektes beobachtet werden (Emmrich, eigene Beobachtung). Dies deckt sich mit Beobachtungen von Schmidt (1997), jedoch wurden auch Gewöhnungseffekte von Kormoranen an mit Seilen überspannten Fischteichen nach bereits einem Jahr beobachtet (Braid et al. 1993). Generell wird vermutet, dass solange genügend Ausweichwasserflächen für Kormorane existieren, die Vögel nicht unmittelbar gezwungen sind in die geschützten Gewässerbereiche vorzudringen (Draulans 1987). Dies könnte auch am Dümmer der Fall sein, da durch die Schutzmaßnahmen lediglich eine Wasserfläche von < 0,2 % geschützt wurde. Solange die Kormorane in den nicht geschützten Gewässerbereichen des Dümmers noch Nahrung finden, werden sie vermutlich nicht massiv in die mit Schutzvorkehrungen versehenen Hafengebiete eindringen. Diese Theorie kann jedoch nur durch Langzeitbeobachtungen vor Ort evaluiert werden.

Vergleicht man die Fischdichten in den geschützten Häfen, fällt auf, dass im Projektzeitraum 2014/2015 signifikant weniger Fisch (mittlerer CPUE = 0,65 Fische Reuse<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>) in den geschützten Häfen im Vergleich zu den vorangegangenen Projektzeiträumen (2013/2014: CPUE = 11,9; 2012/2013: CPUE = 5,5) nachgewiesen wurde. So lag die Fischdichte in den geschützten Häfen in 2014/2015 auf einem Niveau der mittleren Fischdichte in den nicht geschützten Häfen in 2013/2014 (CPUE = 0,66). Auch die Analyse des gekreuzt gepaarten experimentellen Designs bestätigt den starken Dichteunterschied zwischen den Projektzeiträumen. Erwartungsgemäß war die Fischdichte in den Häfen, die in 2014/2015 nicht durch Netze geschützt wurden (Südoldenburg und Bielefeld) signifikant geringer. Im Hafen Clarholz, der 2014/2015 erstmals durch Netze geschützt wurde, konnte zwar ein höherer Fischbestand im Vergleich zum nicht geschützten Zeitraum in 2013/2014 nachgewiesen werden, jedoch war dieser nur minimal und nicht statistisch signifikant. Deutlich lässt sich der geringere Fischbestand in den geschützten Häfen in 2014/2015 am Beispiel des Hafens Hüde feststellen, der in beiden Projektzeiträumen mit Netzen ausgestattet wurde. Auch hier wurden im Projektzeitraum 2014/2015 signifikant weniger Fische im Vergleich zu 2013/2014 nachgewiesen.

Diese starken zwischenjährigen Unterschiede im Fischbestand lassen sich wohl primär durch Schwankungen in der natürlichen Rekrutierung sowie dem Prädationsdruck durch Kormorane insbesondere während der Herbstmonate auf den Jungfischbestand begründen.

Der in den letzten Jahren vermehrte Wuchs submerser Makrophyten hat offensichtlich die natürliche Reproduktion insbesondere der Karpfen im Dümmer gefördert, sodass seit zwei Jahren vermehrt juvenile Karpfen in den geschützten Häfen nachgewiesen wurden (vgl. Emmrich 2014). Der hohe Anteil von juvenilen Karpfen im Winter 2014/2015 von 63,1 % im Vergleich zum Vorjahreszeitraum 2013/2014 (9,4 %; Emmrich 2014) ist jedoch nicht in einem Anstieg der Karpfenpopulation begründet, sondern lässt sich durch starke Bestands-einbrüche bei den Perciden Kaulbarsch und Flussbarsch erklären. In 2013/2014 lag der mittlere CPUE für Karpfen bei 1,17 Fischen pro Reuse und Stunde und damit 2,7-fach höher im Vergleich zu 2014/2015 ( $CPUE_{\text{Karpfen}}: 0,43$ ). Für die Perciden wurde ein 27-fach (Kaulbarsch) bzw. 149-fach höherer CPUE (Flussbarsch) im Projektzeitraum 2013/2014 ermittelt. Die Makrophyten mögen zwar eine natürliche Vermehrung der Fische im Dümmer begünstigt haben (Laichsubstrat), einen effizienten Schutz für Fische vor Kormoranen bieten sie jedoch nur während der Hauptvegetationsperiode im Juli/August. In der Regel sterben die Makrophytenbestände gegen Ende August/Anfang September großflächig ab, sodass mit dem massiven Eintreffen der Kormorane im Herbst (vgl. Daten der Staatlichen Vogelschutzwarte in Kämmereit et al. 2005) auch der Fraßdruck auf die Jungfische im See entsprechend hoch ist (vgl. Emmrich & Düttmann 2010; 2011). Da juvenile Perciden die bevorzugte Beute der Kormorane im Dümmer sind (Emmrich & Düttmann 2010; 2011), könnten deren Bestände bereits substantiell reduziert worden sein, bevor die Fische zum Winter die geschützten Hafengebiete aufsuchen. Da jedoch keine Daten über die Anzahl der Kormorane am Dümmer während der Herbstmonate der vergangenen Jahre vorliegen, bleiben diese Aussagen hypothetisch.

Neben den signifikanten Unterschieden in der relativen Fischdichte und der Artenzusammensetzung wurden in 2014/2015 auf vermehrt größere Individuen > 18 cm Totallänge in den Kleinfischreusen gefangen. Hierbei handelte es sich primär um die Cypriniden Aland und Rotaugen (M. Emmrich, unveröffentlicht). Möglicherweise ist der Prädationsdruck auf diese Arten nicht so hoch wie z.B. auf Perciden (vgl. Emmrich & Düttmann 2010; 2011), oder größere Perciden suchen im Winter nicht die geschützten Hafengebiete auf. Hierbei ist jedoch auch die Fangselektivität der Kleinfischreusen zu berücksichtigen. Mit einer Eintrittsöffnung von 8 cm Durchmesser werden selektiv größere Individuen nur von schlanken Fischarten gefangen. So wurden mit den Reusen z.B. keine Brasseln und Karpfen > 16 cm Totallänge gefangen, obwohl sich größere Karpfen

nachweislich in den geschützten Häfen aufhielten, was durch Sichtungen vor Ort belegt ist. Aufgrund der geringen Aktivität und der hohen Dichte in einem Hafenbecken des Segler-Club Dümmer e.V. (Dümmer\_1) konnten am 05.03.2015 24 Schuppenkarpfen mittels eines Keschers (Typ Behr Octaplus Super Strong) gefangen und vermessen werden. Es handelte sich um dreisömmrige Individuen mit Totallängen zwischen 27,8 und 35,3 cm. Derartige Individuen können in den Häfen nur durch den Einsatz weiterer Fanggeräte wie zum Beispiel größere Reusen oder durch Elektrofischerei standardisiert erfasst werden.

## 5 Ausblick

Die vorliegenden Untersuchungen haben gezeigt, dass bereits durch ein Abspannen von Hafenanlagen mit Seilen, fischfressende Vögel effizient aus diesen ferngehalten werden können und somit vergleichsweise einfach sichere Wintereinstände für die Fische geschaffen werden können. Der Einsatz von Seilen hat gegenüber der Netzeinhausung zwei wesentliche Vorteile: Die Gefahr, dass Vögel durch die Fischschutzmaßnahmen geschädigt werden, wird auf ein Minimum reduziert, sofern die Seile lediglich mit kurzen, gerade die Wasseroberfläche berührenden Absperrbändern markiert werden. Bei dieser Variante kann in Zukunft die arbeits- und kostenintensive Überwachung der geschützten Häfen mittels Wildkameras entfallen, sodass die Fischschutzmaßnahmen bei vertretbarem Arbeitsaufwand zukünftig auf möglichst viele Häfen mit Wassertiefen > 70 cm ausgeweitet werden können (vgl. Emmrich 2014). Es entstehen lediglich Personalkosten für den Auf- und Abbau sowie ggf. für ein Monitoring des Fischbestandes in den Häfen. Die Wildkameras können zusätzlich montiert werden, jedoch ist die bisherige Echtzeit-Fernübermittlung der Fotos bei Schutzvariante mit den Seilen nicht mehr notwendig. Über die gespeicherten Fotos der Wildkameras wären weiterhin Aussagen über die Präsenz fischfressender Vögel in den geschützten Hafenbereichen möglich, mit Hilfe dessen langfristig Aussagen über einen Gewöhnungseffekt der Vögel in Bezug auf die Seilüberspannungen getätigt werden könnten.

Die bisherigen Untersuchungsergebnisse haben gezeigt, dass ein Monitoring nicht nur wichtig für die Evaluation der Schutzmaßnahmen ist, sondern dass durch die winterliche Beprobung der Fische in den geschützten Häfen auch Rückschlüsse auf Unterschiede in der jährlichen Artenzusammensetzung der (Jung)Fischartengemeinschaft im Dümmer gezogen werden können.



## 6 Danksagung

Der Landessportfischerverband Niedersachsen e.V. spricht allen Beteiligten, die das Projekt finanziell, fachlich und ideologisch unterstützt und vor Ort durch unermüdlichen Einsatz begleitet haben, ein herzliches Dankeschön aus. Für die Auftragserteilung ist dem Land Niedersachsen, vertreten durch das Niedersächsische Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (LAVES), Dezernat Binnenfischerei gedankt. Die Kooperationsbereitschaft der Hafенbetreiber und Seglerclubs, der Angler und des Berufsfischers Dobberschütz war außerordentlich, ohne die der Erfolg des Projektes nicht möglich gewesen wäre. Der LSFV bedankt sich zudem beim Amt für regionale Landesentwicklung Leine-Weser, der NUVD, dem NLWKN sowie dem Naturschutzring Dümmer. Telmo Wagler sei gedankt für die Auswertung der Fotos der Wildkameras.

## 7 Literatur

- Aplin L.M., Farine D.R., Mann R.P. & Sheldon B.C. (2014) Individual-level personality influences social foraging and collective behaviour in wild birds. *Proceedings of the Royal Society B* 281, 20141016.
- Bates D., Maechler M., Bolker B. & Walker W. (2014) lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4. R package version 1.1-6.
- Braid M.L., Smith T.I.J. & Jenkins W.E. (1993) Evaluation of control techniques for avian predators of pond-reared fishes. *Proceedings of the annual conference Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies* 47, 580-587.
- Bray J.R. & Curtis J.T. (1957) An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27, 325.
- Breheny P. & Burchett W. (2014) visreg: Visualization of regression models. R package version 2.0-4.
- Clarke K.R. (1993) Nonparametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18, 117-143.
- De Rosario-Martinez H. (2013) phia: Post-Hoc Interaction Analysis. R package version 0.1-5.
- Draulans D. (1987) The effectiveness of attempts to reduce predation by fish-eating birds: A review. *Biological Conservation* 41, 219-232.
- Emmrich M. (2014) Netzabspannungen in den Häfen des Dümmer zum Schutz der Fische vor Kormoranen. Projektbericht Winter 2013/2014. Studie im Auftrag des Niedersächsischen Ministeriums für Ernährung Landwirtschaft und Verbraucherschutz.

- Emmrich M. (2015a) Fischschutzstrukturen auf der offenen Seefläche des Dümmer zum Schutz gegen Kormoranfraß in den Spätsommer- und Herbstmonaten. Studie im Auftrag des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz.
- Emmrich M. (2015b) Winterliche Netzabspannungen schützen Fischbestand effizient vor Kormoranfraß in Niedersachsens zweitgrößtem Binnensee. *Fischer & Teichwirt* 1, 9-12.
- Emmrich M. & Düttmann H. (2011) Seasonal shifts in diet composition of great cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* foraging at a shallow eutrophic inland lake. *Ardea* 99, 207-216.
- Emmrich M. & Düttmann H. (2010) Untersuchungen zur Nahrungswahl des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*) am Dümmer (Landkreis Diepholz, Niedersachsen) unter besonderer Berücksichtigung von Aal (*Anguilla anguilla*) und Zander (*Sander lucioperca*). *Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen* 36, 55-67.
- Hothorn T., Bretz F. & Westfall P. (2008) Simultaneous inference in general parametric models. *Biometrical Journal* 50, 346-363.
- Kämmereit M., Matthes U., Werner R. & Belting H. (2005) Zur Entwicklung der Fischbestände im Dümmer. *Arbeiten des deutschen Fischereiverbandes* 82, 7-39.
- Keller T. (1996) Maßnahmen zur Abwehr von Kormoranen - Eine Übersicht. *Ornithologischer Anzeiger* 35, 13-23.
- Klefoth T. (2013) Netzabspannungen in den Häfen des Dümmer zum Schutz der Fische vor Kormoranen. Projektbericht im Auftrag des Niedersächsischen Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz.
- Kruskal J.B. (1964) Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika* 29, 115-129.
- Nemenyi P.B. (1963) Distribution-free multiple comparisons. PhD thesis, Princeton University.
- Nemtsov S. & Olsvig-Whittaker L. (2003) The use of netting over fishponds as a hazard to waterbirds. *Waterbirds* 26, 416-423.
- May J.A. (1992) An experimental „wire“ grid for exclusion of Double Crested Cormorants from commercial catfish ponds. Mississippi Cooperative Extension Service. Ref. 92.
- Moerbeek D.J., Van Dobben W.H., Osieck E.R., Boere G.C. & Dejong C.M.B. (1987) Cormorant damage prevention at a fish farm in the Netherlands. *Biological Conservation* 39, 23-38.
- Oksanen J., Blanchet F.G., Kindt R., Legendre P., Minchin P.R., O'Hara R.B., Simpson G.L., Solymos P., Stevens H.H. & Wagner H. (2012) vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-3 <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Pinheiro J., Bates D., DebRoy S., Sarkar D. & the R Development Core Team (2013) nlme: Linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3.1-113.

- Pohlert T. (2015) PMCMR: Calculate pairwise multiple comparisons of mean rank sums. R package version 1.1.
- R Development Core Team (2014) A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Wien. <http://www.R-project.org>.
- Russell I., Broughton B., Keller T. & Carss D.N. (2012) The INTERCAFE cormorant management toolbox methods for reducing cormorant problems at European fisheries. NERC Centre for Ecology & Hydrology.
- Russell I., Parrott D., Ives M., Goldsmith D., Fox S., Clifton-Dey D., et al. (2008) Reducing fish losses to cormorants using artificial fish refuges: an experimental study. *Fisheries Management and Ecology* 15, 189-198.
- Schmidt J. (1997) Kormoranabwehr durch Überspannung von Karpfenwinterungsteichen in der Oberpfalz. *Fischer & Teichwirt* 8, 334-338.
- Schmidt J. (1998) Kormoranabwehr durch weitmaschige Überspannung von Karpfenwinterungsteichen in der Oberpfalz. *Ornithologischer Anzeiger* 37, 1-18.
- Vaneerden M.R. & Voslamber B. (1995) Mass fishing by cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at Lake IJsselmeer, the Netherlands - A recent and successful adaptation to a turbid environment. *Ardea* 83, 199-212.
- Venables W.N. & Ripley B.D. (2002) *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition. Springer New York. ISBN 0-387-95457-0.
- Voslamber B., Platteeuw M. & Vaneerden M.R. (1995) Solitary foraging in sand pits by breeding cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* - Does specialized knowledge about fishing sites and fish behavior pay off. *Ardea* 83, 213-222.

## 8 Anhang



Beispielfotos vom 29.01.2015 der Überwachungskameras im Hafen Hude mit Kormoranen und Gänsesägern im nicht geschützten Referenzbereich (Foto 1) sowie einem Einzelindividuum (Kormoran) in dem durch Seile geschützten Hafenbereich (Foto 2).