

TEXTE

68/2015

Sicherung der Verlässlichkeit der Antifouling-Expositionsschätzung im Rahmen des EU-Biozid-Zulassungsverfahrens auf Basis der aktuellen Situation in deutschen Binnengewässern für die Verwendungsphase im Bereich Sportboothäfen

TEXTE 68/2015

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit

Forschungskennzahl 3711 67 432
UBA-FB 002123

Sicherung der Verlässlichkeit der Antifouling- Expositionsschätzung im Rahmen des EU- Biozid-Zulassungsverfahrens auf Basis der aktuellen Situation in deutschen Binnengewässern für die Verwendungsphase im Bereich Sportboothäfen

von

Burkard Watermann, Dagmar Daehne, Constanze Fürle, Anja Thomsen
LimnoMar Hamburg/Norderney, Hamburg

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber:

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt

Durchführung der Studie:

LimoMar Hamburg/Norderney
Bei der Neuen Münze 11
22145 Hamburg

Abschlussdatum:

Dezember 2014

Redaktion:

Fachgebiet IV 2.5 Spurenanalytik, Fließ- und Stillgewässersimulation
Michael Feibicke

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/sicherung-der-verlaesslichkeit-der-antifouling>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, August 2015

Das diesem Bericht zu Grunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit unter der Forschungskennzahl 3711 67 432 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung

Um modellbasierte Prognosen von Antifouling-Wirkstoffeinträgen durch Sportboote durchzuführen, müssen im Rahmen der EU-Biozidproduktzulassung belastbare Daten zum Bestand von Sportbooten und Häfen mit ihren Liegeplätzen vorliegen. Für Deutschland waren bisher solche repräsentativen Daten nicht verfügbar. Vor dieser Ausgangslage initiierte und förderte das Umweltbundesamt eine umfassende Studie (UFOPLAN 2011, FKZ 3711 67 432), um den Bestand an Liegeplätzen für Sportboote in Marinas und kleineren Häfen im Binnen- und Küstenbereich zu erfassen. Die bundesweite Bestandsaufnahme der Liegeplätze ergab eine Gesamtanzahl von 206.279, von denen sich 146.425 (71 %) im Süßwasser, 54.079 (26,2 %) im Brackwasser (Salinität <18 ‰) und 5.775 (2,8 %) im Salzwasser befanden. Die Charakteristika und Formen der Sportboothäfen im Süßwasser waren sehr heterogen und entsprachen nicht dem klassischen Schema von offenen und geschlossenen Häfen. Die Anzahl der Boote an den Liegeplätzen variierte sehr stark in Abhängigkeit vom Revier und der Sportbootsaison. Als Gebiete mit hohen Liegeplatzzahlen erwiesen sich die Ostseeküste, die Unterelbe ab Hamburg, die Mecklenburger Seenplatte, die Gewässer in und um Berlin und der Bodensee mit weiteren Voralpenseen.

In einem weiteren Arbeitsschritt wurden in 50 repräsentativen Sportboothäfen Wasserproben gezogen und auf die aktuell erlaubten Antifoulingbiozide und deren Abbauprodukte analysiert, um das Vorkommen von Antifoulingbioziden in der Wasserphase von Sportboothäfen im Küsten- und Binnenbereich zu dokumentieren.

Im dritten Schritt wurden die gemessenen Konzentrationen mit denen verglichen, die mittels der Computermodellierung mit MAMPEC errechnet wurden. Es stellte sich heraus, dass das MAMPEC-Modell im Gegensatz zu Küstenhäfen für Süßwasserhäfen nur bedingt zuverlässig ist.

Abstract

Reliable data on the inventory of leisure boats and marinas with their amounts of berths have to be used in the framework of the EU biocidal products regulation. For Germany, such area wide data were lacking so far. A comprehensive survey was initiated and funded by the Federal Environment Agency (UFOPLAN 2011, FKZ 3711 67 432) in order to quantify the amount of leisure boats in marinas and other locations in both inland and inshore waters. The census of the number of leisure boats at their berths in German waters revealed a total of 206,279, of which 146,425 (71 %) boats were located in freshwater, 54,079 (26.2 %) boats in brackish waters (salinity <18 ‰), and 5,775 (2.8 %) boats in marine waters. The structure and characteristics of freshwater harbours were quite heterogeneous. Areas of high density of leisure boats were identified at the western Baltic Sea coast, the Lower Elbe around Hamburg, the Mecklenburg Lake District, Berlin with its surrounding waters, and Lake Constance with further pre-alpine lakes.

In the second work package, water concentrations of currently used antifouling biocides and some of their specific breakdown products were screened in 50 selected marinas in order to demonstrate the variety of antifouling active substances occurring in German leisure boat harbours.

Finally, in a third work package, measured antifouling concentrations in selected marinas were compared with those calculated using the MAMPEC model. With emphasis on freshwater sites the reliability of MAMPEC turned out to be restricted in view of the actual antifouling exposure in German leisure boat harbours.

Danksagung

Hiermit möchten wir allen Hafенmeistern, Hafен-Behörden und Marinabetreibern danken, die uns bei der Durchführung des Vorhabens tatkräftig und hilfreich unterstützt haben.

Insbesondere möchten wir uns namentlich bei folgenden Behördenmitarbeitern bedanken, die uns mit Informationen und eigenen Untersuchungen geholfen haben: Dr. Steffen, NLWKN Hildesheim; Herr Petenaki, LLUR-SH; Frau Wesseler, LLUR-SH; Dr. Sievers, Dr. Rohweder, HU-Hamburg; Herr Dasenbrock, WSA, Tonnenhof Wedel; Herr Bachor, LUNG-MV, Stralsund; Dr. Schröder, Dr. Hetzenauer, ISF Langenargen; Dr. Berghahn, UBA.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	IV
Tabellenverzeichnis	VIII
Abkürzungen	XII
Zusammenfassung	XIV
Summary	XVII
1 Hintergrund und Ziele des Projektes	1
1.1 Fouling und Antifouling	1
1.2 Antifouling-Produkte im Rahmen der EU-Biozid-Verordnung	2
1.3 Kenntnisstand zum Sportbootsbestand in Deutschland	3
2 Ergebnisse	5
2.1 Bundesweite Bestandserhebung von Sportboothäfen und ihrem Bootsbestand (AP 1)	5
2.1.1 Verteilung nach Salz-, Brack- und Süßwasserstandorten	7
2.1.2 Verteilung nach Flusseinzugsgebieten	11
2.1.3 Verteilung nach Bundesländern	12
2.1.4 Verteilung nach Ballungsräumen	13
2.1.5 Verteilung nach Größe der Häfen	14
2.1.6 Verteilung nach Regionen	15
2.2 Detailerhebung an 50 ausgewählten Häfen (AP 2)	20
2.2.1 Detaildaten zur Hafeninfrastruktur	23
2.2.2 Feldmessungen und wasserchemische Begleitparameter	24
2.2.3 Wirkstoffkonzentrationen	26
2.3 MAMPEC-Modellierung von ausgewählten Häfen (AP 3)	29
2.3.1 MAMPEC Anwendung für deutsche Sportboothäfen	29
2.3.2 Ergebnisse der Modellierungen und Vergleich mit AP 2	29
3 Diskussion	37
3.1 Erfassung von Sportbooten in Deutschland	37
3.1.1 Ausgangssituation	37
3.1.2 Bundesweiter Gesamtbestand an Liegeplätzen im Vergleich mit anderen Studien	39

3.1.3	Situation in anderen Ländern.....	40
3.1.4	Regionale Vergleiche mit anderen Studien.....	41
3.1.5	Besonderheiten von Sportboothäfen an der Küste	43
3.1.6	Liegeplatzverteilung	43
3.1.7	Bootstourismus während der Wassersportsaison.....	44
3.1.8	Typisierung der Boote und deren Nutzung	45
3.2	Detailerhebung an 50 ausgewählten Häfen (AP 2).....	46
3.2.1	Antifoulingbiozide in Häfen	46
3.2.2	Hintergrundbelastung der Gewässer	49
3.2.3	Vergleichende Konzentrationen von organischen Antifoulings in Deutschland und Europa.....	50
3.2.4	Vergleichende Konzentrationen von Kupfer und Zink in Deutschland und Europa.....	54
3.2.5	Farbverbrauch für Antifouling-Anstriche.....	57
3.3	Szenarien und Modellierung (AP 3)	59
3.3.1	MAMPEC im Vergleich zu anderen EU-Emissionsszenarien	59
3.3.2	Validierung von MAMPEC durch bisherige Studien.....	60
3.3.3	Vergleich der MAMPEC-Prognosen mit Einzelmessungen im Sommer in ausgesuchten deutschen Sportboothäfen.....	61
3.3.4	Defizite von MAMPEC für die Modellierung von Sportboothäfen	66
4	Zusammenfassung und Fazit	70
5	Literatur	72
6	Anhang Material und Methoden	78
6.1	Bestandserhebung (AP 1).....	78
6.1.1	Allgemeine Vorgehensweise zur Datenerhebung.....	78
6.1.2	Recherchierte Merkmale	78
6.1.3	Einzelmerkmale.....	79
6.1.4	Durchführung der Liegeplatzerhebungen durch verschiedene Bearbeiter.....	84
6.1.5	Statistische Auswertung.....	85
6.2	Screening (AP 2).....	85
6.2.1	Vorbelastung der Häfen	85
6.2.2	Methodik der Probenahme	86
6.3	Szenarien und Modellierung (AP 3)	95
6.3.1	Allgemeine Vorgehensweise bei der Modellierung.....	95

6.3.2	Modellierung und Vergleich mit eigenen Messungen	100
7	Anhang Ergebnisse	100
7.1	Bundesweite Bestandserhebung (AP 1)	100
7.1.1	Bundesweite Kenndaten	100
7.1.2	Regionale Ergebnisse und Besonderheiten	103
7.2	Screening (AP 2)	123
7.2.1	Analysenergebnisse begleitchemische Parameter	123
7.2.2	Analysenergebnisse von Antifouling-Wirkstoffen und ausgesuchten Abbauprodukten	126
7.3	Szenarien und Modellierung (AP 3)	130
8	Anhang Rohdatensammlung (auf CD-Rom).....	135

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Bundeswasserstrassen.	6
Abb. 2:	Bestand der Sportbootliegeplätze in Deutschland und ihre Verteilung auf Süß-, Brack- und Salzwasser.	7
Abb. 3:	Statistische Kenndaten zur Anzahl von Liegeplätzen pro Sportboothafen im Süß-, Brack- und Salzwasser.	8
Abb. 4:	Kenndaten zur Fläche pro Sportboothafen im Süß-, Brack- und Salzwasser.	8
Abb. 5:	Statistische Kenndaten zur Fläche pro Liegeplatz im Süß-, Brack- und Salzwasser.	9
Abb. 6:	Prozentuale Verteilung von Sportboot-, Misch- und Industrieläfen im Salz-, Brack- und Süßwasser.	9
Abb. 7:	Prozentuale Verteilung von offenen und geschlossenen Häfen im Salz-, Brack- und Süßwasser.	10
Abb. 8:	Infrastruktureinrichtungen der Häfen im Salz-, Brack- und Süßwasser.	11
Abb. 9:	Anzahl der Liegeplätze nach Flussgebietseinheiten und weiteren Regionen.	12
Abb. 10:	Anzahl der Liegeplätze in Deutschland nach Bundesländern.	12
Abb. 11:	Ballungsgebiete von Sportbootliegeplätzen in Deutschland.	14
Abb. 12:	Nordseeküste Deutschlands.	15
Abb. 13:	Deutsche Ostseeküste.	16
Abb. 14:	Boddengewässer - A: Darß-Zingster Boddenkette mit den wichtigsten Sportboot-Häfen. B: Bodden um Rügen.	17
Abb. 15:	Lage der ausgewählten Häfen für AP 2.	21
Abb. 16:	Statistische Kenndaten zu Sichttiefe [m] (A), Wassertiefe [m] (B), pH-Wert (C) und elektrischer Leitfähigkeit [mS/m] (D) in Sportboothäfen im Süß-, Brack- und Salzwasser.	25
Abb. 17:	Statistische Kenndaten zur Trockensubstanz TS [mg/L] in Sportboothäfen im Süß-, Brack- und Salzwasser.	25
Abb. 18:	Statistische Kenndaten zum gesamten organischen Kohlenstoff TOC [mg/L] (A) und gelösten organischen Kohlenstoff DOC [mg/L] (B) in Sportboothäfen im Süß-, Brack- und Salzwasser.	26
Abb. 19:	Statistische Kenndaten zu DMSA (A) und DMST (B) [µg/L] in Sportboothäfen im Süß-, Brack- und Salzwasser.	27
Abb. 20:	Statistische Kenndaten zu Cybutryn (A), M1 (B), Summe von Cybutryn und M1 (C) und Terbutryn (D) [µg/L] in Sportboothäfen im Süß-, Brack- und Salzwasser.	28
Abb. 21:	Statistische Kenndaten zu Kupfer (A) und Zink (B) [µg/L] in Sportboothäfen im Süß-, Brack- und Salzwasser (filtrierte Probe).	29

Abb. 22:	Hafen Sa_1 – Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] der MAMPEC-Modellierung und der Realmessung in AP 2 im Vergleich.	30
Abb. 23:	Hafen Sa_2 – Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] der MAMPEC-Modellierung und der Realmessung aus AP 2 im Vergleich.	31
Abb. 24:	Hafen Br_1 – Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] der MAMPEC-Modellierung und der Realmessung aus AP im Vergleich.	32
Abb. 25:	Hafen Br_2 – Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] der MAMPEC-Modellierung und der Realmessung aus AP 2 im Vergleich.	32
Abb. 26:	Hafen Br_3 – Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] der MAMPEC-Modellierung und der Realmessung aus AP 2 im Vergleich.	33
Abb. 27:	Hafen Br_4 – Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] der MAMPEC-Modellierung und der Realmessung aus AP 2 im Vergleich.	34
Abb. 28:	Hafen Sü_1 – Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] der MAMPEC-Modellierung und im Vergleich die Realmessung aus AP 2.	35
Abb. 29:	Hafen Sü_2 – Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] der MAMPEC-Modellierung und der Realmessung aus AP 2 im Vergleich.	35
Abb. 30:	Hafen Sü_3 – Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] der MAMPEC-Modellierung und der Realmessung aus AP 2 im Vergleich.	36
Abb. 31:	Hafen Sü_4 – Konzentrationen [$\mu\text{g/L}$] der MAMPEC-Modellierung und der Realmessung aus AP 2 im Vergleich.	37
Abb. 32:	Sportbootanzahl und Anteile nach Bootstypen in Deutschland auf der Basis von Befragungen und Hochrechnungen.	39
Abb. 33:	Verschiedene Antifoulingbiozide anteilig in [%] an der Gesamtanzahl der am deutschen Markt vorhandenen Antifoulingprodukte in 2011, 2012 und 2013.	47
Abb. 34:	Cybutryn-Messung im Hafenwasser von 50 Sportboothäfen, sortiert nach Region und Konzentration sowie EU-Umweltqualitätsnormen nach Richtlinie 2013/39/EU.	48
Abb. 35:	Verkaufsmengen von Antifoulingbioziden in Tonnen auf dem schwedischen Markt zwischen 1998 und 2012.	54
Abb. 36:	Anteile der Biozidwirkstoffe in Antifoulingprodukten auf dem schwedischen Markt in 2012.	55
Abb. 37:	Saisonaler Verlauf der Zinkkonzentrationen in Sportboothäfen und angrenzenden Gewässern.	56
Abb. 38:	Saisonaler Verlauf der Kupferkonzentrationen in schwedischen Sportboothäfen und angrenzenden Gewässern.	56
Abb. 39:	Konzentrationen des organisch gebundenen und des labil gebundenen, reaktiven Kupfers aus filtrierten Oberflächenwasserproben von Milford Harbour während eines Jahres.	57

Abb. 40:	Freisetzung von Kupfer in [kg] in Relation zu der Unterwasserfläche [m ²] von Sportbooten basierend auf Berechnungen in 14 Marinas in Florida, USA.	58
Abb. 41:	Gemessene (hellblau) und errechnete (orange) Wasserkonzentrationen (Mittelwerte, in µg/L) in ausgewählten europäischen Küstenhäfen. Streuung als Min-Max angegeben für Messungen und Vorhersagen.	60
Abb. 42:	Anzahl der Häfen für verschiedene AF-Wirkstoffe, bei denen die Modellvorhersage (M) mit den gemessenen Konzentrationen (R) übereinstimmen (M=R), höhere (M>R) oder niedrigere (M<R) Konzentrationen vorhersagt wurden.	63
Abb. 43:	Jachthafen von Grömitz mit detaillierten Tiefenangaben.	80
Abb. 44:	Verhältnis von Bootslänge und Tiefgang bei typischen auf dem Markt befindlichen Segelbooten mit Längen zwischen 7 bis 29 Metern.	81
Abb. 45:	Marina Kröslin, Peenestrom Nähe Usedom.	82
Abb. 46:	Salzgehalte des schleswig-holsteinischen Wattenmeers. A: Sommer, B: Winter.	83
Abb. 47:	Flussgebietseinheiten in der Bundesrepublik Deutschland nach Richtlinie 2000/60/EG- Wasserrahmenrichtlinie).	84
Abb. 48:	Vorrichtung zur Filtration der Sestonproben.	87
Abb. 49:	Verhältnis von Bootslänge zu Breite von 250 Segelbooten zwischen 5 und 40 Metern LüA.	91
Abb. 50:	Verhältnis von Bootslänge zu Tiefgang von 250 Segelbooten zwischen 5 und 40 Metern LüA.	92
Abb. 51:	Verhältnis von Bootslänge zu Breite von 113 Motorbooten zwischen 2,5 und 18 Metern LüA.	93
Abb. 52:	Verhältnis von Bootslänge zu Tiefgang von 113 Motorbooten zwischen 2,5 und 18 Metern LüA.	93
Abb. 53:	Relative Häufigkeit der Anzahl an Liegeplätzen pro Sportboothafen in Salz-, Brack- und Süßwasser.	100
Abb. 54:	Relative Häufigkeit der Wasserfläche von Sportboothäfen im Salz-, Brack- und Süßwasser.	101
Abb. 55:	Relative Häufigkeit der Wasserfläche pro Liegeplatz im Salz-, Brack- und Süßwasser.	102
Abb. 56:	Salz-, Brack- und Süßwasserzonen in der Unterelbe und Elbästuar in den 90er Jahren.	107
Abb. 57:	Das Unterelbe-/Elbästuar-Gebiet von Hamburg bis Cuxhaven.	108
Abb. 58:	Mecklenburg-Vorpommersche Seenplatte mit angrenzenden Gewässern.	110
Abb. 59:	Bootsschuppen, teilweise mit Ferienwohnungen.	111
Abb. 60:	Bootsschuppen an der Müritz.	112

Abb. 61:	Berliner Gewässer, Märkische Gewässer und untere Havel mit Übergängen zu Elbe und Oder.	112
Abb. 62:	Havel und Nebengewässer.	114
Abb. 63:	Bojenfeld und Hafen Iznang, Zeller See, Bodensee.....	118
Abb. 64:	Bojenfeld Allensbach mit deutlich sichtbaren Veränderungen der Benthosgemeinschaft.	118
Abb. 65:	Wasserstandschwankungen im Bodensee.....	119
Abb. 66:	Ausgewählte Kanäle und Hauptwasserstraßen in Deutschland.	121
Abb. 67:	Statistische Kenndaten zu Chlorid, Sulfat, Bromid in [mg/L] und Alkalinität [mmol/L] in Sportboothäfen im Süß-, Brack- und Salzwasser.....	125
Abb. 68:	Statistische Kenndaten zu Natrium, Kalium, Calcium und Magnesium in [mg/L] in Sportboothäfen im Süß-, Brack- und Salzwasser.	125
Abb. 69:	Statistische Kenndaten zu Phosphat, Ammonium, Nitrit und Nitrat in [mg/L] in Sportboothäfen im Süß-, Brack- und Salzwasser.	126

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Verteilung der Liegeplätze und Häfen in Deutschland nach Bundesländern	13
Tab. 2:	Häfen und Sportbootliegeplätze im Salzwasser	16
Tab. 3:	Häfen und Sportbootliegeplätze im Brackwasser	17
Tab. 4:	Anzahl der Häfen und Sportbootliegeplätze im Süßwasser	19
Tab. 5:	Ausgewählte Häfen für AP 2	22
Tab. 6:	Liegeplätze bzw. Bootsbestand in ausgewählten europäischen Ländern	40
Tab. 7:	Vergleich der Bootszählung im Großraum Berlin anhand von Luftbildern aus dem Zeitraum 2003/2006 und 2012	41
Tab. 8:	Liegeplatzzahlen entlang der ostfriesischen Küste im zeitlichen Verlauf von 1979 bis 2012	42
Tab. 9:	Cybutryn-Konzentrationen im Wasser und Sediment an Probenorten der Nord- und Ostsee im August/September 1997	51
Tab. 10:	Cybutryn-Konzentrationen aus verschiedenen Untersuchungen außerhalb von Sportboothäfen und angrenzenden Gewässern	51
Tab. 11:	Cybutryn-Konzentrationen (ng/L) im Bereich der Marina Ega	52
Tab. 12:	Cybutryn-Konzentrationen (ng/L) im Bereich ausgewählter Sportboothäfen	52
Tab. 13:	Konzentrationen von organischen Biozidwirkstoffen in [ng/L] in europäischen Ländern als Min-Max-Wert und Mittelwert	53
Tab. 14:	Hintergrundwerte von Kupfer im Wasser	55
Tab. 15:	Berechnungsformeln für die Unterwasserbootsflächen nach verschiedenen Beschichtungsherstellern	57
Tab. 16:	Vergleich gemessener Konzentrationen von TBT, Kupfer und Cybutryn (Literaturangaben, in µg/L) im Wasser verschiedener europäischer Marinas mit in MAMPEC 1.4 modellierten Konzentrationen (predicted environmental concentrations PEC in µg/L) für den Prototyp „marina“, Annahme mit Applikation zu 100 %	61
Tab. 17:	Gewichtsanteile [%] von Cybutryn in Antifoulingfarben in Schweden	62
Tab. 18:	Beispielrechnung mit unterschiedlichen Eingaben für die Windgeschwindigkeit in MAMPEC.	64
Tab. 19:	Vergleich der Bootszählungen unterschiedlicher Mitarbeiter	85
Tab. 20:	Analytische Kenndaten der AF-Wirkstoffe, Abbauprodukte und Qualitätsstandards	88
Tab. 21:	Methodenkenndaten zur Analyse der AF-Wirkstoffe und Abbauprodukte	90
Tab. 22:	Segelboote verschiedener Längen mit errechneten durchschnittlichen Breiten und Tiefgang	92

Tab. 23:	Errechnete Unterwasserfläche (UWS) für verschiedene Segelbootslängen (LüA)	93
Tab. 24:	Motorboote verschiedener Längen mit errechneten durchschnittlichen Breiten und Tiefgang	94
Tab. 25:	Errechnete Unterwasserfläche (UWS) für verschiedene Motorbootslängen.....	94
Tab. 26:	Allgemeine Festlegungen für die Eingabe von Daten in die Rubrik „ Environment “ in MAMPEC v2.5 zur Modellierung ausgewählter Sportboothäfen aus AP 2	96
Tab. 27:	Allgemeine Festlegungen für die Eingabe von Daten in die Rubrik „ Emission “ in MAMPEC v2.5 zur Modellierung ausgewählter Sportboothäfen aus AP 2	98
Tab. 28:	Allgemeine Festlegungen für die Berechnung der Emissionen während der „ removal “-Phase in MAMPEC v2.5 zur Modellierung ausgewählter Sportboothäfen aus AP 2	99
Tab. 29:	Statistische Kennwerte der Liegeplätze je Sportboothafen im Salz-, Brack- und Süßwasser	101
Tab. 30:	Prüfung auf statistische signifikante Unterschiede von Verteilung bzw. Medianwert der Liegeplätze je Sportboothafen zwischen den Bereichen Salz-, Brack- und Süßwasser	101
Tab. 31:	Statistische Kennwerte der Wasserflächen von Sportboothäfen im Salz-, Brack- und Süßwasser	102
Tab. 32:	Prüfung auf statistische signifikante Unterschiede von Verteilung bzw. Medianwert der Wasserfläche je Sportboothafen zwischen den Bereichen Salz-, Brack- und Süßwasser	102
Tab. 33:	Statistische Kennwerte der Wasserfläche [m ²] pro Liegeplatz im Salz-, Brack- und Süßwasser	103
Tab. 34:	Prüfung auf statistische signifikante Unterschiede von Verteilung bzw. Medianwert der Wasserfläche je Sportboothafen zwischen den Bereichen Salz-, Brack- und Süßwasser	103
Tab. 35:	Sportbootliegeplätze an der Nordsee (ohne Elbästuar)	104
Tab. 36:	Liegeplätze und Hafeninfrastrukturanlagen am Bodensee	116
Tab. 37:	Schiffahrtsanlagen am deutschen Seeufer des Bodensees (Baden-Württemberg und Bayern) und die Gesamtzahlen für das deutsche, österreichische und Schweizer Ufer	117
Tab. 38:	Anzahl der Sportbootliegeplätze in den Voralpenseen.....	119
Tab. 39:	Statistische Kennwerte des Trockenstoffgehaltes (mg TS/L) in Sportboothafen aus Salz-, Brack- und Süßwasser	123
Tab. 40:	Prüfung auf statistische signifikante Unterschiede von Verteilung der Trockenstoffgehalte in Sportboothafen zwischen den Bereichen Salz-, Brack- und Süßwasser	123

Tab. 41:	Statistische Kennwerte des gelösten organischen Kohlenstoffs (mg DOC/L) in Sportboothafen aus Salz-, Brack- und Süßwasser.....	123
Tab. 42:	Prüfung auf statistische signifikante Unterschiede von Verteilung der DOC-Gehalte in Sportboothafen zwischen den Bereichen Salz-, Brack- und Süßwasser.....	124
Tab. 43:	Statistische Kennwerte des gesamten organischen Kohlenstoffs (mg TOC/L) in Sportboothafen aus Salz-, Brack- und Süßwasser.....	124
Tab. 44:	Prüfung auf statistische signifikante Unterschiede von Verteilung der TOC-Gehalte in Sportboothafen zwischen den Bereichen Salz-, Brack- und Süßwasser.....	124
Tab. 45:	Statistische Kennwerte der Kupfergehalte in der filtrierte Fraktion (μg Cu/L) in 50 Sportboothäfen ⁽¹⁾ aus Salz-, Brack- und Süßwasser	126
Tab. 46:	Statistische Kennwerte der Zinkgehalte in der filtrierte Fraktion (μg Zn/L) in 50 Sportboothäfen ⁽¹⁾ aus Salz-, Brack- und Süßwasser	127
Tab. 47:	Statistische Kennwerte der Gehalte von DMSA (μg /L) in 50 Sportboothäfen ⁽¹⁾ aus Salz-, Brack- und Süßwasser	127
Tab. 48:	Statistische Kennwerte der Gehalte von DMST (μg /L) in 50 Sportboothäfen ⁽¹⁾ aus Salz-, Brack- und Süßwasser	128
Tab. 49:	Statistische Kennwerte der Gehalte von Cybutryn (μg /L) in 50 Sportboothäfen ⁽¹⁾ aus Salz-, Brack- und Süßwasser	128
Tab. 50:	Statistische Kennwerte der Gehalte von M1 (μg /L) in 50 Sportboothäfen ⁽¹⁾ aus Salz-, Brack- und Süßwasser	129
Tab. 51:	Statistische Kennwerte der Summe aus Cybutryn und M1 ⁽¹⁾ (μg /L) in 50 Sportboothäfen ⁽²⁾ aus Salz-, Brack- und Süßwasser	129
Tab. 52:	Statistische Kennwerte der Gehalte von Terbutryn (μg /L) in 50 Sportboothäfen ⁽¹⁾ aus Salz-, Brack- und Süßwasser	130
Tab. 53:	Hafen Sa_1 – Emissionsraten [g/d] und Wasserkonzentrationen [μg /l] von DCOIT, Cybutryn, Dichlofluanid und Kupfer bei der Modellierung mit MAMPEC und bei der Messung in AP 2.....	130
Tab. 54:	Hafen Sa_2 – Emissionsraten [g/d] und Wasserkonzentrationen [μg /l] von DCOIT, Cybutryn, Dichlofluanid und Kupfer bei der Modellierung mit MAMPEC und bei der Messung in AP 2.....	131
Tab. 55:	Hafen Br_1 – Emissionsraten [g/d] und Wasserkonzentrationen [μg /l] von DCOIT, Cybutryn, Dichlofluanid und Kupfer bei der Modellierung mit MAMPEC und bei der Messung in AP 2 bei Berücksichtigung einer kleineren Zahl an Dauerliegern	131
Tab. 56:	Hafen Br_2 – Emissionsraten [g/d] und Wasserkonzentrationen [μg /l] von DCOIT, Cybutryn, Dichlofluanid und Kupfer bei der Modellierung mit MAMPEC und bei der Messung in AP 2.....	132

Tab. 57:	Hafen Br_3 – Emissionsraten [g/d] und Wasserkonzentrationen [µg/l] von DCOIT, Cybutryn, Dichlofluanid und Kupfer bei der Modellierung mit MAMPEC und bei der Messung in AP 2.....	132
Tab. 58:	Hafen Br_4 – Emissionsraten [g/d] und Wasserkonzentrationen [µg/l] von DCOIT, Cybutryn, Dichlofluanid und Kupfer bei der Modellierung mit MAMPEC und bei der Messung in AP 2.....	133
Tab. 59:	Hafen Sü_1 – Emissionsraten [g/d] und Wasserkonzentrationen [µg/l] von DCOIT, Cybutryn, Dichlofluanid und Kupfer bei der Modellierung mit MAMPEC und bei der Messung in AP 2.....	133
Tab. 60:	Hafen Sü_2 – Emissionsraten [g/d] und Wasserkonzentrationen [µg/l] von DCOIT, Cybutryn, Dichlofluanid und Kupfer bei der Modellierung mit MAMPEC und bei der Messung in AP 2.....	134
Tab. 61:	Hafen Sü_3 – Emissionsraten [g/d] und Wasserkonzentrationen [µg/l] von DCOIT, Cybutryn, Dichlofluanid und Kupfer bei der Modellierung mit MAMPEC und bei der Messung in AP 2.....	134
Tab. 62:	Hafen Sü_4 – Emissionsraten [g/d] und Wasserkonzentrationen [µg/l] von DCOIT, Cybutryn, Dichlofluanid und Kupfer bei der Modellierung mit MAMPEC und bei der Messung in AP 2.....	135

Abkürzungen

Abk.	Ausgeschriebene Bezeichnung der Abkürzung
AF	Antifouling
AP	Arbeitspaket
B	Breite über alles, Gesamtbootsbreite
BMVBS	Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung
BSH	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
CEPE	Europäische Vereinigung der Lack-, Druckfarben- und Künstlerfarbenindustrie
DT50	Disappearance time 50, Halbwertszeit, in der ein Stoff aus einem Kompartiment wie z.B. Wasser verschwindet
ESD	Emission Scenario Documents
EU	Europäische Union
FG	Fachgebiet
FKZ	Forschungskennzahl
FuE	Forschung und Entwicklung
HC5	„Hazardous concentration“ bei der 5 % der Arten, in Empfindlichkeitsverteilung gefährdet sein können
HLUG	Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie
HSE	Health and Safety Executive
ICOMIA	International Council of Marine Industry Associations
KEMI	Kemikalieinspektionen (Schwedische Umweltbehörde für Chemie)
LANU	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
LLUR	Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein
LP	Liegeplätze
LüA	Länge über Alles, Gesamtbootslänge
LWL	Länge der Wasserlinie am Schiffsrumpf
LUNG	Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern
Max	Maximum
Min	Minimum
MW	Mittelwert
N	Anzahl
NLWKN	Niedersächsisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
P10	10. Perzentile

P50	50. Perzentile, Median, Zentralwert
PEC	Predicted Environmental Concentration
PNEC	Predicted No Effect Concentration
Px	x.te Perzentile
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
SD	Standardabweichung
SOP	Standard Operating Procedure
T	Tiefgang des Bootes im Wasser
UBA	Umweltbundesamt
UFOPLAN	Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit
UQN	Umweltqualitätsnormen
UWF	Unterwasserfläche des Bootsrumpfes

Zusammenfassung

Im Sportbootbereich werden in großem Umfang Beschichtungen mit hochwirksamen Antifouling-Wirkstoffen eingesetzt, um Aufwuchs auf Bootsrümpfen zu verhindern. Diese AF-Wirkstoffe werden aus der Rumpfbeschichtung freigesetzt und gelangen so in das Hafenwasser. Insbesondere bei Sportboothäfen mit dichtem Liegeplatzbeständen und geringem Wasseraustausch können hohe Konzentrationen im Hafenbecken erreicht werden. Diese Stoffe verteilen sich auch in das angrenzende Gewässer mit den dort lebenden Wasserorganismen.

Die Zulassung von Antifouling-Produkten mit bioziden Wirkstoffen unterliegt EU-weit der Biozid-Verordnung (EU) Nr. 528/2012. In einem 2-stufigen Zulassungsverfahren wird zunächst eine Risikobewertung des AF-Wirkstoffs durchgeführt. Zentraler Bestandteil für den Umweltbereich ist u.a. ein Vergleich der erwarteten Umweltkonzentration im Wasser (z.B. in Sportboothäfen) mit den aus ökotoxikologischen Tests abgeleiteten Wirkungsschwellen wie z.B. Algen, Kleinkrebsen oder Fischen. Werden die Risiken für Mensch und Umwelt insgesamt als gering bewertet und erfüllt der Wirkstoff seine bestimmungsgemäße Funktion, so wird er zugelassen. In der 2. Zulassungsstufe wird das Produkt geprüft, das neben dem Wirkstoff weitere Zusatzstoffe enthält. Die Prüfung der Umweltverträglichkeit basiert auf den produktspezifischen Eigenschaften wie z.B. der Wirkstoffkonzentration und Aufwandmenge für den Anstrich.

Um die EU-Risikobewertungen einheitlich zu gestalten und mangels ausreichender Messdaten für AF-Wirkstoffe in Sportboothäfen, werden die erwartete Umweltkonzentrationen für die Risikobewertung mit Hilfe von Computer-Modellen wie z.B. MAMPEC berechnet. Für das Emissionsszenarium „Sportboothafen“ steht eine Reihe von Hafentypen zur Verfügung, die überwiegend auf Küstengewässer zugeschnitten sind. Ob diese Hafentypen auch für die deutsche Nordseeküste sowie für Brack- und Süßwassergebiete repräsentativ sind, war bisher nicht überprüfbar.

Daher wurde ein 3-jähriges Forschungsprojekt (2012-14) vom Umweltbundesamt initiiert. Ziel war es, eine bundesweit flächendeckende Inventur der Sportboothäfen mit ihren Liegeplätzen durchzuführen. Zusätzlich waren Strukturdaten wie u.a. Hafengröße, Lage und weitere Hafeninfrastruktur zu erheben.

Außerdem waren an 50 Sportboothäfen wasserchemische Untersuchungen der z.Z. erlaubten AF-Wirkstoffe einmalig durchzuführen, sowie die aktuelle Bootsbelegung und weitere Infrastruktureinrichtungen zu erheben. Die Detaildaten dieses Screening gaben einen ersten Überblick zur aktuellen Belastung mit AF-Wirkstoffen und bildeten die weitere Datenbasis für den letzten Projektabschnitt.

Zum Abschluss wurde die Eignung des Prognosemodells MAMPEC (V. 2.5) geprüft. Hier war anhand ausgesuchter Wirkstoffe und Kenndaten von realen Küsten- und Binnenhäfen zu prüfen, inwieweit sich verlässliche AF-Wirkstoffkonzentrationen im Wasser als ‚realistic worst-case‘ im Vergleich zu Realmessungen vorhersagen lassen.

Bundesweit wurden ca. 206.000 Sportbootliegeplätze gezählt. Kleinboote wie Jollen und Ruderboote, die i.d.R. keine AF-Beschichtung aufweisen, wurden nicht gezählt. Die Anzahl an Schiffen sog. Trailerkapitäne ohne festen Liegeplatz und Liegeplätze an Kleinsthäfen und Einzelsteigen, die vom Luftbild meist nicht erfassbar waren, ließen sich nur schätzen und lagen maximal bei 37.000 Booten. Die hier erhobenen Daten sind damit deutlich geringer als die bisher publizierten Gesamtzahlen für den Sportbootbestand in Deutschland, die z.B. für 2008 500.000 Mo-

tor- und Segelboote prognostizierten. Diese Unterschiede sind methodenbedingt: Während in dieser Studie flächendeckend Luftbilder ausgewertet wurden, basierten ältere Studien auf Hochrechnungen von Befragungen oder regionalen Erhebungen. Die hier vorliegende Erhebung kann als wesentlich zuverlässiger gelten und für zukünftige Planungen eine fundierte Unterlage liefern.

Vom Gesamtbestand an Liegeplätzen entfielen etwa 146.000 (71,0 %) auf Süß-, 54.000 (26,2 %) auf Brackwasser (Ostseeküste mit Förden und Bodden sowie Flussästuare der Nordsee) und nur knapp 5.800 Liegeplätze (2,8 %) auf Salzwasserreviere. Insgesamt wurden 3.091 Sportboothäfen ermittelt, die sich zu 80 % auf Süß-, zu 18 % auf Brack- und zu 2 % auf Salzwasserhäfen verteilten. Die hohe nationale Bedeutung der Binnenreviere für den Sportbootbereich wird damit untermauert.

Die größten Ballungsgebiete mit mindestens 10.000 Liegeplätzen lagen im Großraum Berlin-Brandenburg sowie entlang der Ostseeküste mit ca. 40.000 bzw. 43.000 Liegeplätzen, gefolgt von der Mecklenburger Seenplatte mit ca. 19.000 und den bayrischen Voralpenseen mit 23.000 Liegeplätzen. Auf das Rhein-Ruhrgebiet, Hamburg mit Unterelbe und Elbästuar sowie die Nordseeküste mit ihren Ästuaren entfallen nur jeweils etwa 10.000 Liegeplätze. Zusammen stellen diese Ballungsräume etwa 76 % der bundesweit ermittelten Liegeplätze.

Der typische Sportboothafen an der Nordseeküste ist ein eingedeichter „Schutzhafen“ mit 70 Liegeplätzen (Median) und umfangreicher Hafeninfrastuktur. Oftmals liegt auch eine gemeinsame Nutzung von Sportboot-, Fähr-, Fischerei- und behördlicher Betrieb in einem Mischhafen vor. Im Inland sind die Sportboothäfen zum Gewässer weitgehend nicht abgegrenzt, weisen 40 Liegeplätze (Median) auf und werden fast nur für den Sportbetrieb genutzt. Die Ausstattung an zusätzlicher Infrastruktur ist gering. Die Hafengrößen variieren im Süß- und Brackwasser von einzelnen Stegen bis zu Groß-Marinas mit über 1.000 Liegeplätzen, während an der Nordsee maximal 270 Liegeplätze ermittelt wurden.

Die Auswahl der 50 Häfen für die Detailerhebung und Wirkstoffanalysen orientierte sich an den Anteilen der drei Salzgehaltzonen. Zusätzliche Auswahlkriterien waren offene und geschlossene Hafenbecken, mit kleinen bis großen Wasservolumina, Häfen mit wenigen bis vielen Liegeplätzen sowie strömungsreiche bis strömungsarme Standorte. Zusätzlich wurden an Standorten, wo Vorbelastungen durch externe Einträge zu erwarten waren, Referenzproben außerhalb des Hafenbeckens untersucht.

Die Wirkstoffe Zineb, Cu- und Zn-Pyrithion sowie DCOIT (Sea-Nine 211) mit ihren jeweiligen Abbauprodukten lagen stets unter der jeweiligen analytischen Bestimmungsgrenze. Zineb und DCOIT werden aktuell hauptsächlich in der professionellen Schifffahrt eingesetzt und sind nur in wenigen Antifoulingprodukten auf dem deutschen Markt vertreten.

Im Gegensatz zu den Wirkstoffen Dichlofluanid und Tolyfluanid, die im Wasser relativ schnell zerfallen, konnten ihre jeweiligen Abbauprodukte DMSA und DMST in 70 % bzw. 54 % der untersuchten Proben quantifiziert werden. Die hier nachgewiesenen Konzentrationen der Abbauprodukte sind ökotoxikologisch nicht relevant. Die Referenzproben an vorbelasteten Standorten lagen fast immer unter der Bestimmungsgrenze und unterstreichen die Herkunft der Wirkstoffe aus Antifouling-Anwendungen.

Bei Cybutryn (Irgarol) waren 78 % der untersuchten Proben und bei seinem Abbauprodukt M1 46 % quantifizierbar. Die durch einmalige Probenahme ermittelten Wasserkonzentrationen dieses Wirkstoffs, der im Gewässer nur sehr langsam zerfällt, zeigen an einigen Standorten eine

Gefährdung der Umwelt an: An 35 von 50 Sportboothäfen lag die aktuelle Konzentration über dem Grenzwert der aktuellen EU-Richtlinie 2013/39/EU von 0,0025 µg/L, der als Jahresdurchschnitt dauerhaft nicht überschritten werden darf. An 5 Standorten lagen Konzentrationen sogar über der zulässigen Höchstkonzentration von 0,016 µg/L der EU-Umweltqualitätsnorm, die auch einmalig nicht überschritten werden darf. Die höchste Konzentration von 0,119 µg/L wurde in einem Binnensportboothafen gemessen.

Die Metalle Kupfer und Zink waren in nahezu allen Proben präsent. Die höchsten Gehalte wurden jeweils im Brackwasser ermittelt, wo maximal 20 µg Kupfer/L und 27 µg Zink/L aus der filtrierten Probe maximal nachgewiesen wurden. Bei Standorten mit Referenzproben lagen die Konzentrationen dort zwischen 2 - 20 µg/L für Kupfer und 2 - 16 µg/L für Zink. Beide Metalle werden zum einen in AF-Produkten für Sportboote eingesetzt, zum anderen gelangen sie auch durch andere Anwendungen in die Umwelt.

Legt man für Zink und Kupfer einen Effekt-Schwellenwert (PNEC: Predicted Environmental Effect Concentration) als sog. HC5 nach EU-Risikobewertungen von je knapp 8 µg/L zugrunde, bei dem erst bei Überschreitung dieses Wertes und in Abhängigkeit von pH-Wert und Wasserzusammensetzung Gefährdungen der aquatischen Umwelt auftreten können, so wurde dieser Wert für Kupfer an 6 und für Zink an 9 von 50 untersuchten Standorten überschritten. Erhöhte Konzentrationen wurden meist in relativ großen, gut abgegrenzten Marinas gefunden. Die Gehalte beziehen sich jeweils auf die filtrierte Fraktion ohne den an Schwebstoffen gebundenen Anteil. Es ist davon auszugehen, dass der an Schwebstoffe gebundene Metallanteil mittelfristig sedimentiert und sich im Hafenboden langfristig anreichert.

Bei dem Vergleich von Modellprognosen mit den analytischen Befunden der Antifouling-Wirkstoffe aus dem Screening zeigte sich für die ausgewählten eingedeichten Häfen der Nordsee eine gute Übereinstimmung auf. Bei den zumeist offenen Sportboothäfen im Brack- und Süßwasser war die Übereinstimmung zwischen Modellprognosen aus MAMPEC mit den gemessenen Wasserkonzentrationen oft nur gering. Da das Modell ursprünglich für geschlossene Küstenhäfen mit Tidenhub entwickelt wurde, verwundert es nicht, dass bei den offenen Binnenhäfen mit ihren abweichenden Strömungsbedingungen größere Unterschiede zwischen Vorhersage und Realmessung auftraten.

Die vorliegende Studie dokumentiert die herausragende Bedeutung der deutschen Binnengewässer für die Sportbootnutzung. Sie liefert gleichzeitig Basisdaten, um Szenarien für Sportboothäfen in Binnengewässern im Rahmen der EU-Risikobewertung von Antifouling-Wirkstoffen und -Produkten zukünftig zu entwickeln und die vorhandenen prototypischen Modellhäfen zu vergleichen. Sie gibt darüber hinaus Anstöße, Modelle wie MAMPEC auch für komplexe Strömungsbedingungen zu erweitern.

Summary

In leisure boat coatings highly effective antifouling biocides are widely used to prevent fouling growth on the hull. The AF-biocides are released into the water. Thus, high concentrations may occur in particular in marinas with high numbers of mooring berths and low water exchange rate. The active ingredients are spread out to adjacent waters and the aquatic organism living there.

The approval for antifouling products with biocidal ingredients is subject of the EU regulation No 528/2012. The first step in the two-step authorisation procedure is the risk assessment on the biocidal components. A key element of the environmental risk assessment is among other aspects - the comparison between the predicted environmental concentration (e.g. in marinas) and the predicted no-effect concentration derived from standardised eco-toxicological tests with algae, small crustaceans, and fish. The biocide may be approved if risk for humans and the environment is regarded low and if the biocidal ingredient passes the efficacy testing. In the second step of the authorisation process the biocidal product, which contain additives beside the active substance, has to be approved. Here, the environmental risk assessment is based on product specific properties like the concentration of the active substance and the leaching rate.

Predicted environmental concentrations are calculated by use of computer models like MAM-PEC in order to conduct the EU risk assessment coherent and due to the lack of measured data of AF components in marinas. **For the emission scenario ‘marina’ a limited number of EU-wide marina types are available, which are predominantly characteristic for coastal areas.** It had to be clarified if these marina types are also representative for the North Sea coast, brackish waters, and inland waters in Germany.

For that reason, a tri-annual research project was initiated by the Umweltbundesamt. Its objective was to carry out a nationwide inventory of marinas and their mooring berths. Additionally, further information like surface size, geographic position, and infrastructure of the marinas had to be recorded.

Furthermore, an analytical screening at 50 marinas had to be conducted in order to monitor the AF active ingredients currently in use on the German market, the boats currently at berth, and port specific infrastructure elements not yet identified as such. These screening data gave an outline on the current pollution of AF active agents and provided detailed information on the last phase of the project.

Finally, the applicability of the prognostic model MAMPEC (V. 2.5) had to be demonstrated. On the basis of collected data from coastal and inland marina in Germany it had to be tested how **reliably AF concentrations in the water can be predicted as a “realistic worst case” by models as compared to measured data.**

Nationwide about 206.000 mooring berths were counted. Small leisure boats like dinghies and rowing boats were excluded since they are generally not AF coated. The amount of trailer boats without fixed mooring sites and berths at very small or single boat landing stages which are not reliably detectable by aerial photos were estimated to amount 37.000 boats at maximum. The total stock of leisure boats in Germany determined is substantially smaller than reported in previous studies, e.g. the 500.000 motor and sailing boats stated in 2008. This discrepancy is caused by different methods: In the study at hand aerial images were analysed nationwide, whereas in former studies the total stock was extrapolated by use of polls and regionally delimit-

ited records. The actual census can be regarded more reliable and may represent a sound base for planning in the future.

Overall, the total stock of berths in freshwater amounted to 146.000 (71.0 %), 54.000 (26.2 %) in brackish water like the Baltic Sea including fjords and inner bays as well as the river estuaries of the North Sea and only 5.800 mooring sites (2.8 %) in salt water areas (North Sea coast). In total, 3.091 marinas were monitored, 80 % out of which were in freshwater, 18 % in brackish and 2 % in salt waters. This emphasizes the high relevance of inland waters for pleasure boat activities in Germany.

Agglomerations with at least 10.000 berths were identified at the area of Berlin-Brandenburg (approx. 40.000) and along the Baltic Sea (approx. 43.000), followed by the Mecklenburg lake district with approx. 19.000 and the great pre-alpine lakes in Bavaria with approx. 23.000 mooring sites. Only 10.000 berths accounted each for the Rhine-Ruhr area, Hamburg with Lower Elbe and its estuaries as well as the North Sea coast with its further estuaries. Altogether, these agglomeration areas amounted about 76 % of the total stock.

The typical marina at the North Sea is the dyked 'save haven' with a median number of 70 mooring sites and extensive infrastructure facilities. It is often multifunctional in a mixture of marina, ferry, fishing, and official harbour. The inland marinas are often undyked and therefore scarcely demarcated to the adjacent water body, having a median number of 40 berths and are used exclusively for water sport activities. The extent of infrastructure facilities is low. The sizes of marinas in fresh and brackish waters may vary from single landing stages up to major marinas with more than 1.000 berths whereas at the North Sea only 270 mooring sites were observed at maximum.

For the more detailed study 50 marinas were selected according to the proportion of berths distributed over the 3 salinity classes. Additional selection criteria were open and dyked port basins with small to large water bodies, marinas with small and large amount of berths as well as sites with different water flow and tidal range. Furthermore, at sampling sites that gave reason to expect external pollution additional water samples were analysed as references outside the basins.

The active agents zineb, copper and zinc pyrithione as well as DCOIT (Sea-Nine 211) together with specific break down products were always below the limit of quantification. Actually, Zineb and DCOT are mainly applied by the commercial shipping industry and only a small number of AF products for leisure boats with these biocides are available on the German market.

In contrast to the biocidal ingredients dichlofluanid and tolylfluanid that rapidly break-down in water, their degradation products DMSA and DMST were quantified in 70 % and 54 % of the analysed samples. However, the concentration levels of these break-down products were below threshold concentrations of adverse eco-toxicological effects on the water organisms. The levels of the references samples were almost always below their limits of quantification, indicating that the active agents originate from the use of AF.

For cybutryne (Irgarol) 78 % and its break-down product M1 46 % of the analysed samples were above the limit of quantification. The water concentration of this persistent AF ingredient, monitored by singular sampling, indicated risk for water organisms at some sites: At 35 of 50 marinas the actual concentrations were above the limit value of 0.0025 µg/L given by the actual EU-directive 2013/39/EU which should not exceeded on annual average. At 5 marinas concentrations were even above the maximum allowable concentration of 0.016 µg/L of the EU quality

standard which may not be exceeded never once. The highest concentration of 0.119 µg/L was observed at an inland marina.

The metals copper and zinc were almost ubiquitously present in the samples. The highest levels were observed at brackish water marinas, where at maximum 20 µg Cu/L und 27 µg Zn/L were detected in filtered water samples. At sites, where reference samples were taken, concentrations ranged between 2 and 20 µg/L for copper and 2 and 16 µg/L for zinc. This indicates that both metals were applied in AF-products for leisure boats and that they are also released into the environment by other applications.

Taking the predicted environmental effect concentration as so-called HC5 (according to the EU risk assessment) of 8 µg/L as a base the exceeding of that threshold may result in risk for the aquatic environment depending on the actual pH-value and the chemical composition of the water. This threshold was exceeded at 6 sites for copper and at 9 of 50 sampled sites for zinc. Increased levels were observed in relatively large, well embanked marinas. These concentrations were analysed by use of filtrated water samples without the metal fraction being bound at particles. It has to be assumed that metals bound at suspended matter may be deposited in medium-term and accumulate in the long-term in the sediment of the marina.

Comparing the model derived prognoses with analytical findings of AF biocides determined in the screening, the selected dyked marinas of the North Sea were in good agreement. In contrast, only little correspondence was found between the outcome of the model MAMPEC and the measured values for almost non-embanked marinas of brackish and freshwater sites. This is not surprising since the model was originally designed for marinas at tidal coasts and not for open inland marinas with their complex flow conditions.

The study at hand underlines the high importance of German fresh waterways for leisure boat activities. Moreover, basic data are provided to generate scenarios for inland marinas in the EU risk assessment of antifouling agents and products. Besides, existing prototypic models of coastal marinas can be checked for their suitability for use in Germany. Finally, the study may help to adjust models like MAMPEC also for the use at different and complex flow conditions.

1 Hintergrund und Ziele des Projektes

1.1 Fouling und Antifouling

Untergetauchte Oberflächen werden im Süß- oder Salzwasser rasch durch zahlreiche Organismen besiedelt. Dieser Aufwuchs (Fouling) setzt sich aus Mikroorganismen, Großalgen und tierischem Aufwuchs zusammen. Bekannte tierische Vertreter aus dem Meeresbereich sind z.B. Schiffsbohrmuscheln und Seepocken.

Zum Schutz vor Fouling werden bei Schiffen sowie Unterwasserbauwerken (Aquakulturanlagen, Offshore-Anlagen, Hafen- und Küstenschutzanlagen) zahlreiche Anti-Fouling-Systeme (AF-Systeme) eingesetzt, die auf verschiedenen Prinzipien basieren wie z. B.:

- Wirkstoffe mit toxischer Wirkung in Oberflächenanstrichen oder -beschichtungen
- physikalisch glatte Oberflächen oder schwer besiedelbare Oberflächen.

Es gibt viele weitere Prinzipien, die entwickelt wurden und werden (elektrochemisches Prinzip, Faserbeschichtung, reinigungsfähige Hartbeschichtung), aber keines erreicht bis heute einen nennenswerten Marktanteil.

In der Schifffahrt tragen AF-Systeme zum Materialschutz der Bootsrümpfe, zu höheren Fahrgeschwindigkeiten bei geringerem Treibstoffverbrauch sowie zu längeren Abständen bei Instandsetzungsarbeiten im Dock bei (Dürr & Thomason, 2009).

Beinhalten AF-Produkte hochwirksame und spezifische Wirkstoffe, so können diese allmählich in das Wasser freigesetzt werden. Bei sog. Weich-AF-Systemen, die oftmals auch im Sportbootbereich zum Einsatz kommen, werden Wirkstoffe systembedingt langsam und stetig aus dem Anstrich ins Wasser freigesetzt (Leaching) und entfalten so ihre Wirkung an der Grenzfläche „Bootswand-Wasser“. Letztlich gelangen diese Wirkstoffe so in die Gewässer. Wirkstoffe, die nur langsam abgegeben oder immobilisiert werden, sind für die aquatische Umwelt von besonderer Bedeutung, da sie sich hier anreichern und auch außerhalb des eigentlichen Anwendungsbereiches negative Effekte auf Gewässerorganismen („Nicht-Zielorganismen“) ausüben können.

Ende der 80er Jahre wurden durch verschiedene, vom Umweltbundesamt geförderte Forschungsvorhaben nachgewiesen, dass in Sportboothäfen an der Küste und in Binnengewässern extreme Belastungen der Wassersäule und der Sedimente mit Organozinnverbindungen aufwiesen (Kalbfus et al. 1991; Oehlmann et al. 1996). Diese Stoffe führten insbesondere bei marinen Schnecken zu Geschlechtsumwandlungen, die auch an der deutschen Küste einige Schneckenpopulationen in ihrem Bestand gefährdeten (Klingmüller & Watermann 2003; Bauer et al. 1995). In der folgenden Zeit konnte gezeigt werden, dass durch das EU-weite Verbot der Anwendung von Organozinnverbindungen als Antifoulingbiozide in der professionellen Schifffahrt und im Sportbootbereich die Belastungen der Häfen stark zurückgingen und mit ihnen sich auch die biologischen Effekte abschwächten (Daehne & Watermann 2009).

In der Folgezeit erwiesen sich aber auch organische Biozide wie z.B. Cybutryn (Irgarol 1051[®]) als höchstproblematisch für die Gewässerbelastung und verursachten vergleichbare ökotoxische Effekte. Durch das UBA (2007) wurden für die Berliner Gewässer und in begleitenden Mesokosmos-Studien nachgewiesen, dass Belastungen von Wasser und Sediment in Sportboothäfen ihren angrenzenden Gewässerbereichen vorlagen, die die Wirkschwellen im Freiwasser für eine Reihe von Wasserorganismen bereits überschritten. Da die Hersteller von Antifoulingpro-

dukten teilweise Cybutryn in ihren Beschichtungen durch andere Biozide ersetzt haben, können bis zum heutigen Tage regional abnehmende Einträge und Umweltkonzentrationen festgestellt werden, die in ihrer Risikobewertung aber nach wie vor als kritisch anzusehen sind (Burkhardt & Dietschweiler 2013). Eine erste Schätzung des Eintrags von Antifoulingbioziden in deutsche Oberflächengewässer im Verhältnis zu anderen Quellen stellten Kahle und Nöh (2009) vor.

Deutschland besitzt sehr ausgedehnte Süßwasserreviere, die teilweise räumlich abgegrenzte und sensible Wasserkörper aufweisen. Zusätzlich ist in den letzten Jahrzehnten auch der Anteil der Binnenreviere in Deutschland durch die zunehmende Erschließung neuer Bootsreviere östlich der Elbe deutlich gewachsen. Zudem unterliegen zahlreiche Binnengewässer in Deutschland einer multiplen Nutzung (z.B. Sportbetrieb, Berufsschiffahrt, Trinkwassergewinnung, Naturschutz), so dass eine mögliche Belastung durch Biozide für die langfristige Nutzung möglichst genau erfasst werden sollte.

1.2 Antifouling-Produkte im Rahmen der EU-Biozid-Verordnung

EU-weit gehören alle Schutz-, Desinfektions- oder Schädlingsbekämpfungsmittel, die außerhalb der Landwirtschaft eingesetzt werden, zu den Bioziden. Die Zulassung und das Inverkehrbringen von Bioziden werden seit 1998 durch die EU-Biozid-Richtlinie (RL 98/8/EG) und seit dem 01. September 2013 durch die EU-Biozid-Verordnung (528/2012/EU) geregelt.

Biozide Neuwirkstoffe dürfen erst dann in Biozidprodukten vermarktet werden, wenn sie für den EU-Markt genehmigt sind. Im Rahmen der 1. Stufe des Zulassungsverfahrens wird dazu eine Risikobewertung durchgeführt, bei der neben der Wirksamkeit des Wirkstoffes auch mögliche Risiken für Mensch und Umwelt bei bestimmungsgemäßem Gebrauch geprüft werden. Bei diesem Verfahren hat ein Mitgliedstaat die Federführung, jedoch sind alle anderen EU-Mitgliedstaaten in Diskussion und Entscheidung mit eingebunden. Zeigen sich keine unannehmbaren Risiken und wird die Wirksamkeit bestätigt, so wird der Wirkstoff in eine Positivliste aufgenommen und kann prinzipiell in Biozid-Produkten EU-weit eingesetzt werden.

Für eine produktreife Vermarktung muss noch eine 2. Stufe des Zulassungsverfahrens durchlaufen werden. Hierzu muss der Antragsteller, der das Produkt vermarkten will, in einem speziellen EU-Mitgliedsland einen Prüfantrag für sein Produkt mit einem Wirkstoff aus der Positivliste stellen. In diesem Dossier ist u.a. zu begründen, warum dieser Produkteinsatz notwendig ist, und dass das Produkt bei bestimmungsgemäßer Verwendung keine unannehmbaren Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt hat. Über diese nationale Zulassung entscheidet das jeweilige Mitgliedsland selbstständig. Um die Zulassung in den anderen Mitgliedstaaten zu vereinfachen, kann ein Antrag auf gegenseitige Anerkennung auch für ein weiteres Mitgliedsland gestellt werden, da für das Produkt bereits ein umfangreiches Dossier vorliegt.

Ein solcher Antrag im Rahmen des Verfahrens der gegenseitigen Anerkennung muss in der Regel innerhalb einer Frist von 120 Tagen entschieden werden. Eine mögliche Ablehnung des Antrages muss nachprüfbar begründet werden und sich aus der speziellen nationalen Situation des Mitgliedslandes herleiten.

Dies könnte beispielsweise bedeuten, dass eine Zulassung für ein Antifouling-Produkt aus dem Sportbootbereich in einem Mitgliedstaat erlaubt wird, da dort wegen einer geringen Sport-

bootdichte keine Risiken für die Umwelt zu erwarten sind. Dem gegenüber können Gefährdungen in einem anderen Mitgliedstaat mit erheblich höherer Sportbootdichte nicht auszuschließen sein.

Im Rahmen der Umsetzung der EU-Biozid-Verordnung werden zur Risikobewertung i.d.R. Emissionsszenarien eingesetzt, welche in **den sog. ‚Emission Scenario Documents‘ (ESD)** zusammengefasst sind. Diese Szenarien sollen typische Bedingungen vereinfacht beschreiben, bei denen Stoffe z.B. durch Produktion, Verarbeitung oder Gebrauch in die Umwelt freigesetzt werden. Die Bedingungen sind dabei so zu gestalten, dass sie **einen ‚realistic worst-case‘** beschreiben.

So sind z.B. in Sportboothäfen vergleichsweise hohe lokale Konzentrationen von AF-Wirkstoffen zu erwarten, da hier eine Vielzahl an Booten mit AF-Beschichtungen vor Anker liegt und AF-Wirkstoffe in das Hafenbecken freisetzt. Bei den Emissionsszenarien für Sportboothäfen werden daher u.a. ihre Größe und Struktur, Umfang und Art ihres Bootsbestandes und weitere Umweltbedingungen festgelegt. Diese EU-Emissionsszenarien werden in komplexeren Modellen wie REMA, MAM-PEC und EUSES (OECD 2004) eingespeist. Mit zusätzlichen Informationen zu Stoffeigenschaften, Anwendungsgrad des Wirkstoffes im Bootsbestand und Freisetzungsrate aus der Bootsbeschichtung lassen sich Umweltkonzentrationen im Wasserkörper der Sportboothäfen mit diesen Modellen vorhersagen. Die erwartete Umweltkonzentration eines Wirkstoffes (PEC: Predicted Environmental Concentration) wird anschließend mit Toxizitätskenngrößen von Gewässerorganismen unter Einsatz von Sicherheitsfaktoren (PNEC: Predicted No Effect Concentration) verglichen. Risiken sind dann angezeigt, wenn die erwartete Umweltkonzentration über der Toxizitätsschwelle liegt, bei der noch keine schädigenden Effekte zu erwarten sind.

Struktur und Größe der Häfen, Anzahl und Größe der Boote wie auch Umweltbedingungen (Gezeiten, Salzgehalt, Anteil an Schwebstoffen, usw.) sind jedoch regional sehr unterschiedlich und haben einen erheblichen Einfluss auf den Ausgang der Risikobewertung. Derzeit stehen zur Risikobewertung mit MAMPEC vier Emissionsszenarien für marine Standorte und eines für das Binnenland zur Verfügung (OECD 2004), die alle nicht für deutsche Verhältnisse entwickelt oder geprüft wurden. Zurzeit wird zur Risikobewertung der Sportboothäfen nur ein einziges, zwischen den EU-Mitgliedsstaaten abgestimmtes, marines Szenario verwendet.

1.3 Kenntnisstand zum Sportbootsbestand in Deutschland

Insbesondere im Binnenland verfügt Deutschland über sehr gewässerreiche Bundesländer mit intensiver Wassersport-Aktivität. Aktuelle, bundesweite Daten zu Verteilung, Anzahl, Lage und Struktur von Sportboothäfen und ihres Bootsbestandes sind für Deutschland derzeit nicht verfügbar. Bestenfalls liegen vereinzelte lokale Bestandserhebungen vor.

Ebenso werden aktuell nur einzelne AF-Wirkstoffe (wie Cybutryn; mündl. Mitteilung der Überwachungsbehörden NDS, HH, NRW, SH) im Rahmen von Überwachungsprogrammen regelmäßig auf Länderebene untersucht. Ein Screening oder Monitoring sämtlicher AF-Wirkstoffe findet z.Z. in deutschen Gewässern nicht statt, da dieses nicht zwingend vorgeschrieben ist.

Daher können weder über speziell auf deutsche Verhältnisse zugeschnittene Vorhersagemodelle noch über analytische Messungen im Wasser vor Ort Belastungen durch AF-Wirkstoffe eingeschätzt und damit mögliche Risiken identifiziert werden.

Ob die derzeit verfügbaren EU-Szenarien (ESDs) für Sportboote, die vorrangig für Küstengewässer und deren Charakteristika entwickelt wurden, für deutsche Brack- und Süßwassergebiete geeignet sind, war bisher nicht überprüfbar.

Um diese Wissenslücken zuzuschließen, wurde daher im Rahmen des UFOPLAN ein 3-jähriges FuE-Vorhaben (FKZ 3711 67 432) öffentlich durch das Umweltbundesamt ausgeschrieben. Dieses Vorhaben umfasste drei Arbeitsschwerpunkte mit folgenden Zielen:

1. Eine bundesweite und flächendeckende Bestandsaufnahme von Sportboothäfen und ihrem Bootsbestand im Binnenland und an den Küsten (Arbeitspaket 1, AP 1).

Dabei wurden u.a. Größe und Lage und zusätzliche Hafeninfrastruktur (Werftbetrieb, Winterlager, Slipanlagen, Kräne) sowie die maximale Anzahl an Bootslegeplätzen erfasst. Neben dem Gesamtbestand von Sportbooten und Häfen waren ihre Anteile an Salz-, Brack- und Süßwasserstandorten aufzuschlüsseln und darüber hinaus regionale Ballungsräume zu identifizieren.

2. Detailerhebungen an 50 ausgesuchten Sportboothäfen aus Küste und Binnenland (AP 2).

Die Auswahl der Standorte erfolgte auf Basis des AP 1 (s.o.). Dabei wurden in einem bundesweiten Screening Wasserproben in den Marinas auf aktuell erlaubte Antifouling-Wirkstoffe analysiert und die Bootsbelegung vor Ort einschließlich ausgewählter Bootsdaten sowie weitere Infrastruktureinrichtungen der Häfen erhoben. Diese Detaildaten gaben einen ersten Überblick zur aktuellen Belastung mit AF-Wirkstoffen und bildeten die weitere Datenbasis zur Anwendung von Expositionsmodellen.

3. Vergleich der Sportboot-EU-Emissionsszenarien mit der deutschen Situation an Küste und Binnenland sowie Modellberechnungen von AF-Wirkstoffkonzentrationen im Wasser angepasst an ausgesuchten Häfen (AP 3).

Die Eignung verfügbarer EU-Szenarien für die Risikobewertung der AF-Emissionen durch den Sportbootbestand in Deutschland war zu prüfen und ggf. durch Vorschläge zu ergänzen. Ferner war anhand von vier AF-Wirkstoffen zu prüfen, inwieweit MAMPEC, das an Merkmale realer Häfen angepasst wurde, verlässliche AF-Wirkstoffkonzentrationen im Wasser als ‚realistic worst-case‘ im Vergleich zu Realmessungen vorhersagen konnte. Notwendige Detailinformationen stammten aus den Erhebungen des AP 2.

2011 wurde das Forschungslabor LimnoMar (Hamburg, Norderney) mit der Durchführung dieses FuE-Projektes als Forschungsnehmer beauftragt. Im Rahmen des AP 2 wurden die chemischen Analysen der AF-Wirkstoffe mit Ausnahme von Cybutryn durch das Institut Dr. Nowak (Ottersberg) als Unterauftragnehmer durchgeführt. Im Rahmen des AP 2 beteiligte sich das Fachgebiet IV 2.5 des Umweltbundesamtes an der Probenahme. Ferner wurden die Wirkstoffe Cybutryn, Terbutryn und M1 sowie weitere wasserchemische Begleitanalysen im Rahmen der Eigenforschung durch dieses Fachgebiet analysiert und dem Forschungsnehmer zur Verfügung gestellt. Die fachliche Betreuung des Vorhabens erfolgte ebenfalls durch das FG IV 2.5 in enger Kooperation mit dem für den Biozid-Vollzug zuständigen FG IV 1.2 des Umweltbundesamtes.

Das Vorhaben wurde 2014 abgeschlossen und im Rahmen eines Fachgesprächs im Oktober 2014 in Dessau präsentiert. Darüber hinaus wurden die Ergebnisse im selben Monat auch auf der Fachmesse „Hanseboot“ in Hamburg vorgestellt.

2 Ergebnisse

2.1 Bundesweite Bestandserhebung von Sportboothäfen und ihrem Bootsbestand (AP 1)

Als Sportboothäfen werden im Rahmen dieser Studie bezeichnet:

- räumlich gut abgrenzbare Häfen oder Marina,
- offene, zum Wasser kaum oder gar nicht abgegrenzte Steganlagen für Sportboote sowie
- Liegeplatzbereiche für Sportboote in Industrie- oder **Kommunalhäfen** („**Mischhäfen**“).

Als Ziel sollten bei der bundesweiten Bestandserhebung mindestens 80 % der Sportbootliegeplätze in Deutschland flächendeckend erfasst werden. Der Schwerpunkt der Erhebung wurde daher auf große und mittlere Sportboothäfen gelegt. Kleinere Häfen oder Bootssteganlagen wurden ebenfalls erfasst, wenn sie eng benachbart zu größeren Hafenclustern zusammengefasst werden konnten.

Als Quellen zur Bestandserhebung wurden u.a. See- und Schifffahrtskarten, regionale Fahrten- oder Hafenführer, Informationen von Sportbootverbänden sowie Luftbilder von Geodatendiensten verwendet.

Die Recherche wurde flächendeckend von Schleswig-Holstein im Norden bis Baden-Württemberg und Bayern im Süden durchgeführt und erfasste die deutsche Nord- und Ostseeküste mit Förden und Bodden wie auch fließende und stehende Binnengewässer aller Art (Flüsse, Kanäle, natürliche sowie künstliche Seen bzw. Flusseen).

Die bundesweit sehr unterschiedliche Größe und Struktur der Sportboothäfen wurde jeweils regional beschrieben (Kapitel 7.1 im Anhang). Gewässerabschnitte wurden in Anlehnung an die Flussgebietseinheiten der Wasserrahmenrichtlinie und an die Bundeswasserstraßen (Abb. 1) den Hauptströmen zugeordnet.



Abb. 1: Bundeswasserstrassen.

(Quelle: © Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur 2014; http://www.wsv.de/service/karten_geoinformationen/bundeseinheitlich)

Im Salzwasser der Nordsee finden sich überwiegend hartschalige Aufwuchsorganismen an den Bootsrümpfen. Dieser marine Bewuchs besiedelt jegliches Hartsubstrat, das sich in der Nordsee anbietet, dazu gehören natürliche Substrate wie Felsen, Steine und Holz aber auch Bootsrümpfe und technische Anlagen. Auch im Brackwasser ist hartschaliger, mariner Bewuchs durch Seepocken und Miesmuscheln von der Ostseeküste Schleswig-Holsteins bis nach Rügen anzutreffen. Die Brackwasserseepocke ist bis zur polnischen Grenze stark verbreitet (Peters et al. 1994).

In den salzärmeren Boddengewässern der Ostsee tritt als hartschaliger Bewuchs im westlichen Teil nur die Dreikantmuschel auf (Rödiger, 2003).

Aufgrund der hartschaligen Fouling-Gemeinschaften ist davon auszugehen, dass nicht nur in der Nordsee, sondern auch im deutschen Ostseeraum überwiegend Antifoulingprodukte angewandt werden, die für marinen Salzwasserbewuchs empfohlen werden. Weitere methodische Angaben zu diesem Arbeitspaket finden sich in Kapitel 6.1 im Anhang.

Da Bewuchszusammensetzung und Besiedelungsdruck sowie die Auswahl der Antifoulingssysteme vom Salzgehalt abhängen, wurde zwischen Standorten im Salzwasser (>18 ‰ Salinität), Brackwasser (1 - 18 ‰) und Süßwasser (<1 ‰) unterschieden.

2.1.1 Verteilung nach Salz-, Brack- und Süßwasserstandorten

2.1.1.1 Anzahl der Sportbootliegeplätze und -häfen

Anhand von Luftbilddauswertungen wurden insgesamt 206.279 Sportbootliegeplätze bundesweit gezählt, wovon 146.425 Liegeplätze (71,0 %) auf Süßwasserreviere, 54.079 (26,2 %) auf Brackwasser- und nur 5.775 Liegeplätze (2,8 %) auf Salzwasserreviere entfielen (Abb. 2).

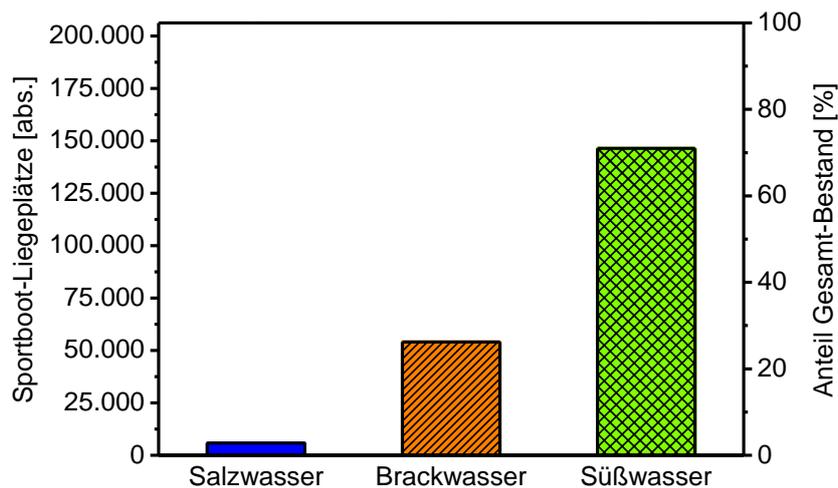


Abb. 2: Bestand der Sportbootliegeplätze in Deutschland und ihre Verteilung auf Süß-, Brack- und Salzwasser.

Insgesamt konnten bundesweit 3.091 Sportboothäfen ermittelt werden. Die Verteilung der Häfen bzw. Steganlagen war ähnlich wie die der Liegeplätze: 80 % aller Häfen befanden sich im Süßwasser, während im Brackwasser 18 % und im Salzwasser nur 2 % aller Häfen angetroffen wurden.

2.1.1.2 Liegeplätze und Wasserflächenangebot in Sportboothäfen

In Salzwasserhäfen lag die Anzahl der Liegeplätze etwa zwischen 10 - 270, während im Brack- und Süßwasser zwischen 5 bis über 1.000 Liegeplätze je Hafen ermittelt wurden (Abb. 3, Anhang Tab. 29). Die Extremwerte wiesen somit für Brack- und Süßwasserreviere eine größere Streubreite als im Salzwasser auf. Der Median oder Zentralwert (P50) kennzeichnet die Mitte einer statistischen Verteilung, bei dem 50 % Werte kleiner bzw. größer sind. Er ist wie auch andere Perzentilen kaum von Extremwerten (Minima, Maxima) abhängig. Danach lag der Me-

dianwert im Salzwasser für Liegeplätze bei 70 und sank im Brack- und Süßwasser auf 50 bzw. 40 Plätze ab.

Die übrigen Perzentilen verhielten sich entsprechend (Abb. 3). Das arithmetische Mittel ist stärker von Extremwerten abhängig, so dass die Häfen an der Küste (inkl. Brackwasser-Standorte) im Mittel ca. 96 Bootsliegeplätze und im Binnenbereich nur 59 Liegeplätze beherbergten. Diese Verteilung für die 3 Standortbereiche wird auch in der Abb. 53 im Anhang dargestellt.

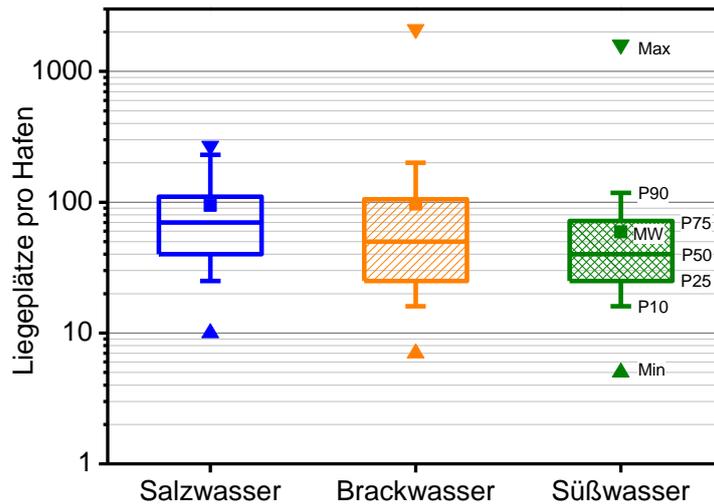


Abb. 3: Statistische Kenndaten zur Anzahl von Liegeplätzen pro Sportboothafen im Süß-, Brack- und Salzwasser.

(Box-Whisker-Plot: Min: Minimum, Max: Maximum, P10, P25, P50, P75, P90: Perzentilen, MW: arithmetisches Mittel)

Im Salzwasser lagen die Extremwerte der Hafenwasserflächen zwischen 465 bis ca. 87.000 m², während die Streubreiten bei Brackwasser- und Süßwasserrevieren mit knapp 300 - 380.000 bzw. 100 - 133.000 m² erheblich größer waren (Abb. 4, Anhang Abb. 54, Tab. 31). Analog zur Anzahl der Liegeplätze nahm auch der Median im Angebot an Wasserfläche von Salzwasserhäfen mit etwa 8.700 m² zu Brack- und Süßwasserhäfen mit knapp 6.000 bzw. 3.700 m² deutlich ab.

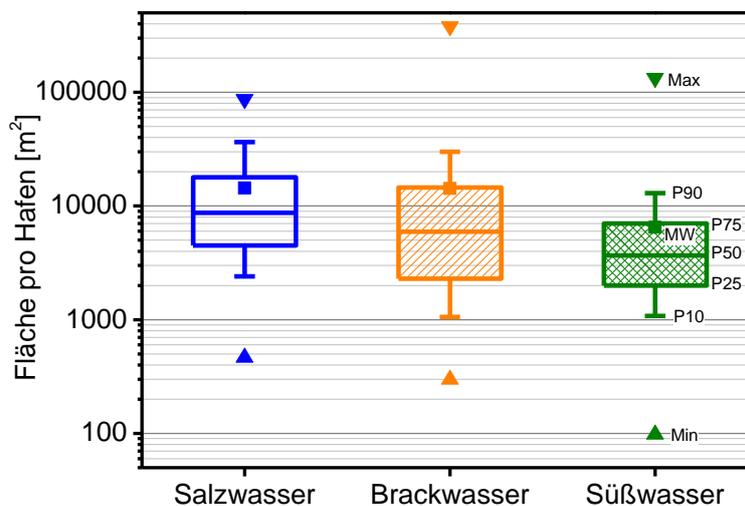


Abb. 4: Kenndaten zur Fläche pro Sportboothafen im Süß-, Brack- und Salzwasser.

(Box-Whisker-Plot: Min: Minimum, Max: Maximum, P10, P25, P50, P75, P90: Perzentilen, MW: arithmetisches Mittel)

Das Flächenangebot pro Liegeplatz spiegelt denselben Trend wie bei Liegeplatzanzahl und der verfügbaren Wasserfläche wider (Abb. 5, Anhang Tab. 33, Abb. 55): Im Salzwasser war das Flächenangebot mit einem Median von 126 m² am größten und sank im Brack- und Süßwasser auf 108 bzw. 83 m² ab.

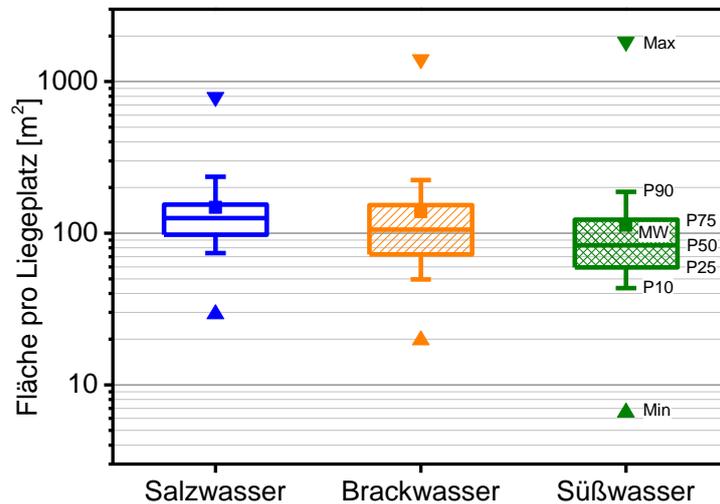


Abb. 5: Statistische Kenndaten zur Fläche pro Liegeplatz im Süß-, Brack- und Salzwasser.

(Box-Whisker-Plot: Min: Minimum, Max: Maximum, P10, P25, P50, P75, P90: Perzentilen, MW: arithmetisches Mittel)

2.1.1.3 Hafennutzung

Es wurde unterschieden, ob es sich um einen reinen Sportboothafen, einen Mischhafen mit zusätzlich kommunal-gewerblicher Nutzung oder um einen Industriehafen handelte, in dem neben großen Frachtschiffen der Berufsschifffahrt auch Sportboote ankerten.

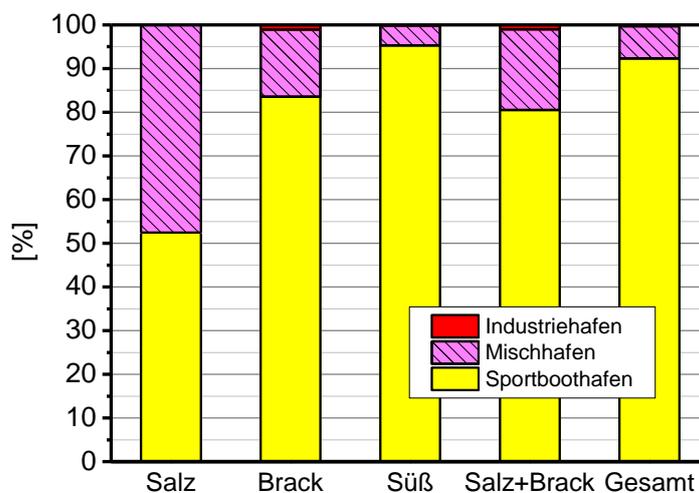


Abb. 6: Prozentuale Verteilung von Sportboot-, Misch- und Industriehäfen im Salz-, Brack- und Süßwasser.

Im Salzwasser wurde fast die Hälfte der Häfen als Mischhäfen genutzt (Abb. 6). In diesen Häfen haben z.B. Fähren und Ausflugsboote, Fischerboote sowie behördliche Schiffe wie Wasserschutzpolizei, Tonnenleger oder Arbeitsschiffe ihre Liegeplätze. Der Anteil der Mischhäfen lag

im Brackwasser mit 15 % deutlich niedriger und im Süßwasser sogar nur bei 4,6 %. Die Mitnutzung eines Industriehafens durch Sportboote ist selten, die wenigen Standorte liegen in küstennahen Städten im Brackwasser.

2.1.1.4 Umfang der Hafeneindeichung

Der Eindeichungsgrad bzw. die Umfassung von Sportboothäfen wurde vereinfacht ermittelt. Als „geschlossen“ wurde ein Hafen definiert, wenn dieser von 3 Seiten durch Eindeichung oder Hafenanlagen abgegrenzt war (vgl. Kap. 6.1.3.2). **Alle anderen Fälle wurden als „offen“ definiert.**

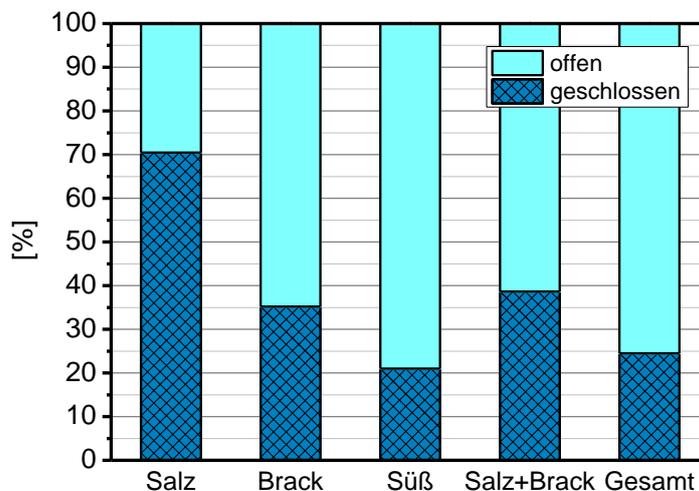


Abb. 7: Prozentuale Verteilung von offenen und geschlossenen Häfen im Salz-, Brack- und Süßwasser.

An Salzwasserstandorten dominierten mit mehr als 70 % „geschlossene Häfen“ (Abb. 7). „Offen“ klassifizierte Häfen liegen an der Küste z.B. geschützt hinter Schleusen wie in Wilhelmshaven und Cuxhaven oder sind Teil eines größeren Hafenbeckens mit Mischnutzung. Der Anteil der geschlossen gestalteten Hafenanlagen nahm beim Brackwasser mit 35 % zum Süßwasser mit 21 % stark ab.

2.1.1.5 Hafeninfrastruktur

Als Infrastrukturmerkmale wurden Kran- oder Slipanlagen, Werftbetrieb und Winterhallenlagerplätze im direkten Hafenumfeld ermittelt. Diese Merkmale lassen Rückschlüsse zu, ob durch Reinigungs-, Reparatur- oder Instandsetzungsarbeiten zusätzlich Farbreste mit AF-Wirkstoffen in das Hafenbecken eingetragen werden könnten (Abb. 8). Offene Bootslagerplätze an Land waren zumeist nicht eindeutig identifizierbar und wurden daher nicht erfasst.

Slipanlagen sind weit verbreitet und wurden an 61 % aller Brackwasser-, 52% aller Süßwasser- und 41 % aller Salzwasserhäfen angetroffen. Krananlagen waren wegen der Schiffsgröße, Mehrfachnutzung z.B. durch Werftbetrieb und Anwesenheit von geschultem Personal am häufigsten mit 41% in Salzwasserhäfen anzutreffen. Mit knapp 25 % wurden hier auch anteilig die meisten Werften ermittelt. Im Brack- und besonders im Süßwasser sind hingegen Werften meist räumlich von Sportboothäfen getrennt oder sie sind so klein, dass sie vom Luftbild oder aus anderen

Quellen nicht ausgemacht werden konnten. Hier lag ihr Anteil bei 12 % für Brack- und bei 4,3 % für Süßwasserhäfen.

An Salzwasserstandorten verfügten ca. 36 % aller Häfen über einen Winterlagerplatz in einer Halle. In Süß- und Brackwasser lag der Wert um 20 %. Für alle Bereiche gilt, dass im Winter ein Großteil der Boote, soweit sie nicht ankern, im weiteren Umland gelagert wird.

Häfen ohne eines dieser Infrastrukturmerkmale waren bei den Salzwasserhäfen mit 23 % am geringsten und bei den Süßwasserhäfen mit 42 % am häufigsten vertreten.

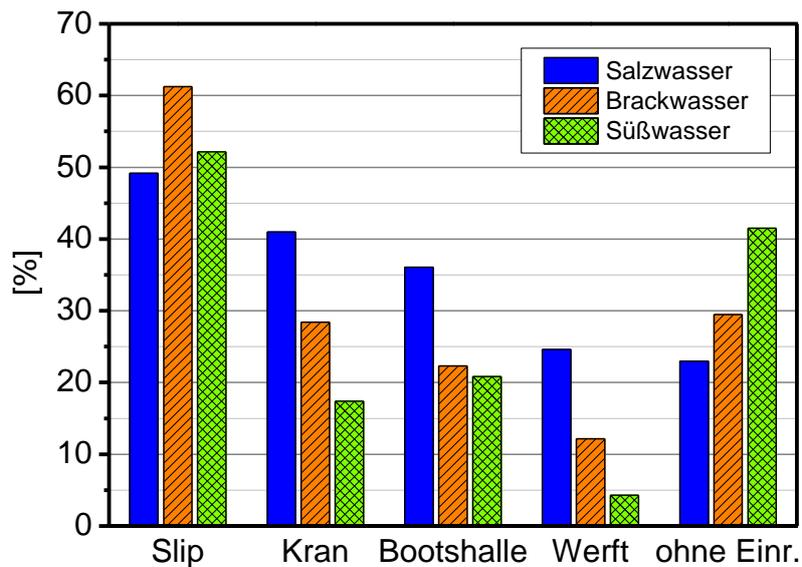


Abb. 8: Infrastruktureinrichtungen der Häfen im Salz-, Brack- und Süßwasser.

(Einrichtungen: Bootshalle für Winterlager, ohne Einr.: Anteil an Häfen ohne Slip, Kran, Bootshalle oder Werft)

2.1.2 Verteilung nach Flusseinzugsgebieten

Betrachtet man die Verteilung der Liegeplätze nach Flussgebietseinheiten, entfallen etwa 35 % aller Liegeplätze (72.339 LP) auf das Einzugsgebiet der Elbe (Abb. 9).

Dieses Gebiet umfasst neben den Liegeplätzen an der Elbe auch die der Nebenflüsse Havel, Spree und Dahme, die den Berliner Raum sowie große Teile der Mecklenburger Seenplatte entwässern. Auf das Einzugsgebiet des Rheins mit dem deutschen Anteil des Bodensees entfallen noch etwa 19 % der Liegeplätze. Es folgen die Gebiete Schlei/Trave mit etwa 13 % und Warnow/Peene mit etwa 11,3 %.

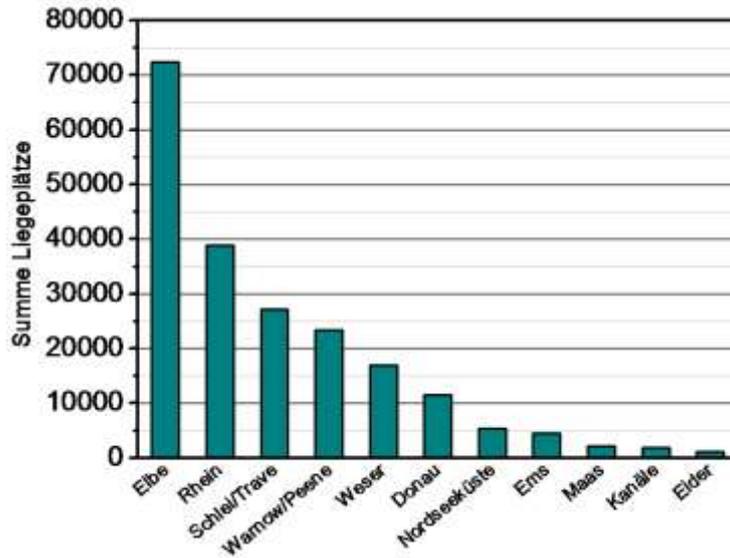


Abb. 9: Anzahl der Liegeplätze nach Flussgebietseinheiten und weiteren Regionen.
 (Einzugsgebiete nach Richtlinie 2000/60/EG, abweichend wurden Nordseeküste und Groß-Kanäle separat angegeben.)

2.1.3 Verteilung nach Bundesländern

Entsprechend dem Angebot an Küsten und Binnengewässern finden sich die größten Sportbootbestände im Norden Deutschlands (Tab. 1, Abb. 10). Die höchste Anzahl an Sportbooten weist Mecklenburg-Vorpommern auf, gefolgt von Schleswig-Holstein, Brandenburg, Niedersachsen und Berlin. Diese fünf Bundesländer stellen ca. 66 % der bundesweiten Liegeplätze und 68 % der Häfen.

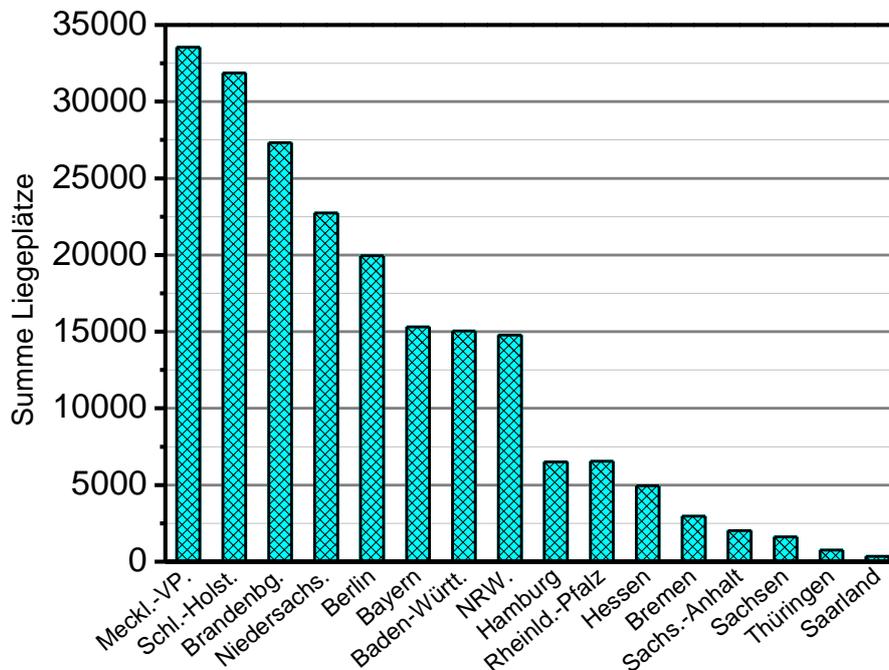


Abb. 10: Anzahl der Liegeplätze in Deutschland nach Bundesländern.

Tab. 1: Verteilung der Liegeplätze und Häfen in Deutschland nach Bundesländern

Bundesland	Liegeplätze	Anteil %	Häfen
Mecklenburg-Vorpommern	33.547	16,3	567
Schleswig-Holstein	31.878	15,5	332
Brandenburg	27.330	13,2	571
Niedersachsen	22.739	11,0	319
Berlin	19.954	9,7	319
Bayern	15.304	7,4	212
Baden-Württemberg	15.041	7,3	141
Nordrhein-Westfalen	14.777	7,2	231
Hamburg	6.506	3,2	68
Rheinland-Pfalz	6.544	3,2	103
Hessen	4.957	2,4	63
Bremen	2.958	1,4	37
Sachsen-Anhalt	2.020	1,0	64
Sachsen	1.610	0,8	45
Thüringen	763	0,4	14
Saarland	351	0,2	5
Summe	206.279	100,0	3091

2.1.4 Verteilung nach Ballungsräumen

Aus der bundesweiten Verteilung der Liegeplätze lassen sich regionale Schwerpunkte im Norden sowie Nordosten Deutschlands erkennen (Abb. 11). Dazu wurden unterschiedlich große Flächen als Ballungsräume zusammengefasst, in denen mindestens 10.000 Liegeplätze vorhanden sind. Die größten Ballungsgebiete fanden sich im Großraum Berlin-Brandenburg sowie entlang der Ostseeküste mit ca. 40.000 bzw. 43.000 Liegeplätzen. Weitere Schwerpunkte bilden die Mecklenburger Seenplatte mit ca. 19.000 Liegeplätzen und die bayrischen Voralpenseen und Bodensee mit zusammen 23.000 Liegeplätzen. Auf die Ballungsräume des Rhein-Ruhrgebiets, Hamburg mit Unterelbe und Elbästuar sowie der Nordseeküste mit ihren Ästuaren entfallen nur noch jeweils 10.000 bis 10.500 Boote. Insgesamt befinden sich zusammen etwa 76 % der bundesweit ermittelten Liegeplätze in diesen hier vorgestellten Ballungsräumen.

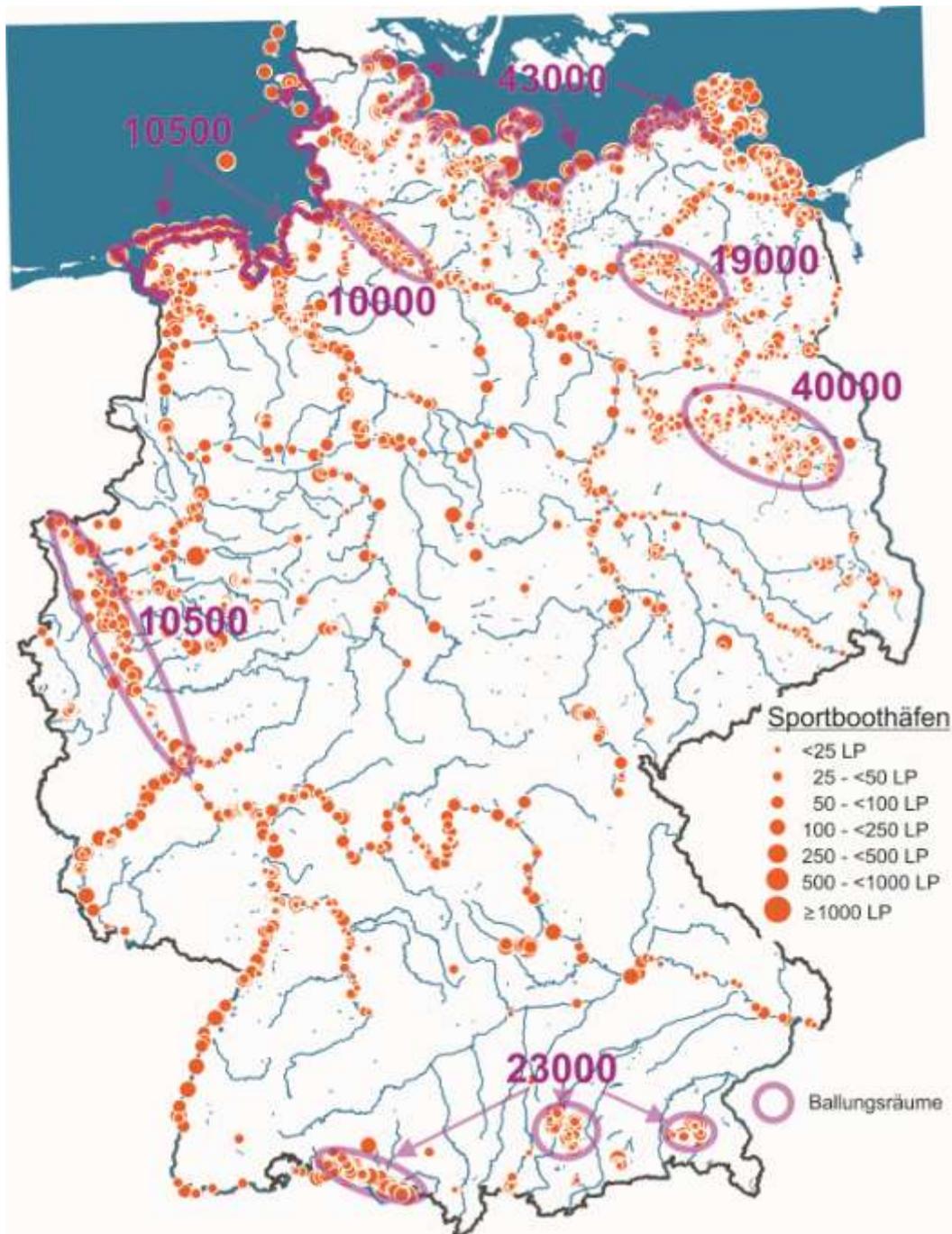


Abb. 11: Ballungsgebiete von Sportbootliegeplätzen in Deutschland.

(Quelle: Umweltbundsamt 2013, Geodatenbasis DLM1000 © BKG 2013)

2.1.5 Verteilung nach Größe der Häfen

Die kleinste Größenklasse von Hafenanlagen mit maximal 24 Liegeplätzen stellte einen Anteil von 23,6 % am Gesamtbestand. Sie befanden sich überwiegend an den Oberläufen von Elbe, Spree, Rhein, Mecklenburger Seenplatte und an der östlichen Ostsee. 976 Häfen mit 25 - 49 Liegeplätzen stellten mit knapp einem Drittel den größten Anteil, gefolgt von der nächsten Größenklasse mit 50 - 99 Liegeplätzen und 806 Häfen. Beide Größenklassen waren bundesweit

in allen Regionen vertreten. Der Anteil größerer Hafenanlagen mit 100 - 250 Liegeplätzen erreichte nur 15,7 % am Gesamtbestand. Sie waren gehäuft in den Ballungsgebieten des Segel- und Motorsports zu finden (Abb. 11). Häfen mit Liegeplätzen zwischen 250 und 499 Liegeplätzen stellten nur 2,1 % aller Häfen und fanden sich vor allem an Nord- und Ostseeküste, in Berlin und am Bodensee. 12 Häfen an der Ostseeküste und an den süddeutschen Seen wiesen 500 - 999 Liegeplätze auf. 4 Häfen mit über 1.000 Liegeplätzen befanden sich an der Ostsee, im Bereich von Hamburg und am Bodensee.

2.1.6 Verteilung nach Regionen

2.1.6.1 Salzwasser

Die Häfen auf den Inseln und an der Küste der Nordsee unterliegen einem Gezeitenwechsel. Der mittlere Tidenhub beträgt an der Ostfriesischen Küste 2,3 m im Westen (Borkum) und 3,0 m im Osten (Scharhörn) und an der Nordfriesischen Küste zwischen 1,7 - 2 m auf Sylt und 3,6 m in Husum (BSH 2013).

Je nach Tiefe des Hafenbeckens gibt es viele Nordseehäfen, die bei Niedrigwasser nahezu oder gänzlich trockenfallen, so dass zweimal täglich ein enormer Wasseraustausch im Hafenbecken stattfindet. Bei den Ostfriesischen Inseln können z.B. nur Norderney und Borkum mit dem Segelboot bei Niedrigwasser angelaufen werden.

Bei den Häfen handelt es sich zu gleichen Teilen um Sportboot- und um Mischhäfen. In Mischhäfen liegen neben den Sportbooten auch Fähren und Fischerboote. Bei zwei Dritteln handelt es sich um geschlossene Häfen mit Schutzhafenfunktion, das restliche Drittel entfällt auf offene Häfen in geschützter Lage wie z.B. hinter einer Schleuse in Wilhelmshaven (Abb. 12).



Abb. 12: Nordseeküste Deutschlands.

(Kartengrundlage: Geodatenbasis DLM1000 © BKG 2013)

Die Insel- und Küstenhäfen sind in den Sommermonaten stark von Fahrtenseglern frequentiert, so dass in diesem Zeitraum mehr Gast- als Dauerlieger (z.B. Vereinsboote) in den Häfen vor Anker liegen. **Durch das Festmachen der Boote als „Päckchen“ (mehrröhiges längsseitiges Vertäuen)** kann die Zahl der Sportboote in dieser Zeit deutlich über der nominell ausgewiesenen Liegeplatzkapazität liegen.

Insgesamt wurden auf den Ostfriesischen Inseln 8 Häfen mit 1.402 Sportbootliegeplätzen und auf den Nordfriesischen Inseln (mit Helgoland) 13 Häfen mit 1.013 Liegeplätzen nachgewiesen. Mit den Standorten an der Ost- und Nordfriesischen Nordseeküste und den Salzwasserstandorten in den Ästuaren ergaben sich hier insgesamt 5.775 Liegeplätze (Tab. 2).

Tab. 2: Häfen und Sportbootliegeplätze im Salzwasser

Teilgebiet	Anzahl Häfen	Anzahl Liegeplätze	Anteil Liegeplätze (%)	Median Liegeplätze
Ostfriesische Inseln	8	1.402	24,3	156
Nordfriesische Inseln	13	1.013	17,5	62
Ostfriesische Nordseeküste	20	1.965	34,0	70
Nordfriesische Nordseeküste	5	255	4,4	50
Emsästuar	1	77	1,3	77
Weserästuar	4	293	5,1	52,5
Elbästuar	10	770	13,3	55
Gesamt	61	5.775	100,0	-/-

2.1.6.2 Brackwasser

Insgesamt wurden in der vorliegenden Studie 54.079 Sportbootliegeplätze im Brackwasser identifiziert. Die einzelnen Bereiche sind in Tab. 3 aufgeschlüsselt.



Abb. 13: Deutsche Ostseeküste.

(Kartengrundlage: Geodatenbasis DLM1000 © BKG 2013)

Tab. 3: Häfen und Sportbootliegeplätze im Brackwasser

Teilgebiet	Anzahl Häfen	Anzahl Liegeplätze	Anteil Liegeplätze (%)	Median Liegeplätze
Ostsee m. Förden + Bodden	408	42.741	79	57
Nord-Ostsee-Kanal	7	466	0,9	40
Ostfriesische Nordseeküste	7	1.008	1,9	100
Nordfriesische Nordseeküste	22	1.252	2,3	46
Emsästuar	4	267	0,5	41
Untere Ems	14	782	1,4	38
Weserästuar	7	1.276	2,4	162
Unterweser	19	1.156	2,1	42
Unterelbe	67	4.894	9,0	31
Peene	5	237	0,4	47
Gesamt	560	54.079	100	-/-

Knapp 80 % der Liegeplätze befanden sich an der Ostseeküste. Die Häfen erstrecken sich wie ein Band an der Küste entlang (Abb. 13). Hier befanden sich in den Buchten und insbesondere auch in der Schlei viele Häfen mittlerer Größe mit ca. 150 - 400 Liegeplätzen. Die größten Häfen sind hier Marina Heiligenhafen, Hohe Düne Warnemünde und Ancora Neustadt mit je über 1.000 Liegeplätzen. 4 Häfen mit ca. 800 Liegeplätzen befinden sich in der Kieler Förde, Grömitz und Warnemünde. Die Küste von Flensburg bis Lübeck ist als ein großes Zentrum für Sportboote zu bezeichnen. Ein weiterer Schwerpunkt Richtung Osten liegt im Bereich Rostock/Warnemünde. Eine Besonderheit bilden an der Ostseeküste die Darß-Zingster Boddenkette und die Boddengewässer rund um Rügen sowie vor Greifswald (Abb. 14). In den geschützten Bereichen finden sich in großer Anzahl kleinere Häfen.

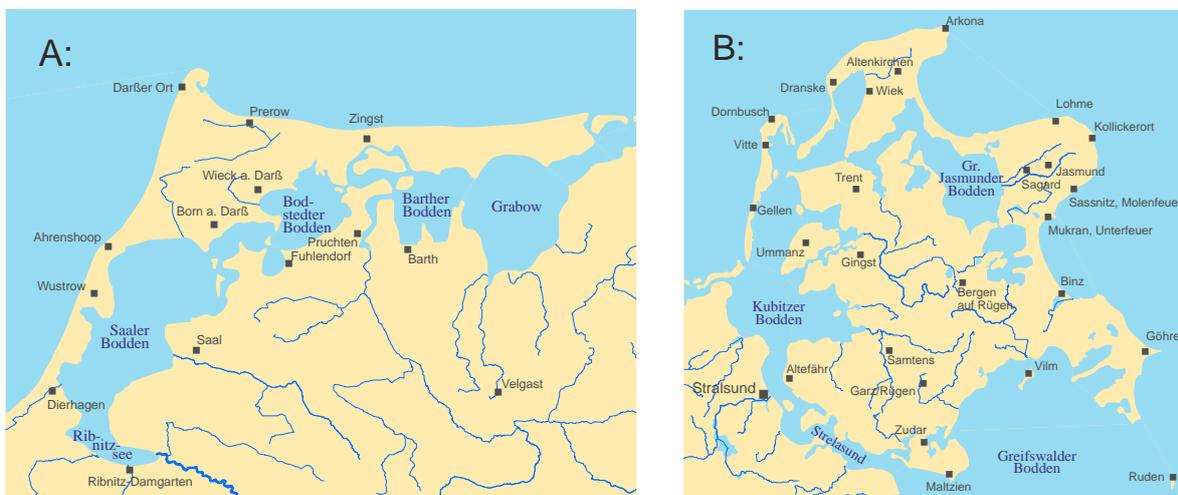


Abb. 14: Boddengewässer - A: Darß-Zingster Boddenkette mit den wichtigsten Sportboot-Häfen. B: Bodden um Rügen.

(Kartengrundlage: Geodatenbasis DLM1000 © BKG 2013)

Wie auch an der Nordsee befinden sich „geschlossene Häfen“ überwiegend an der Ostseeküste und bieten dort Schutz vor Wind und Wellen. Sie stellen hier aber nur ca. 30 % der erfassten Häfen. Die restlichen zwei Drittel liegen als „offene Häfen“ vor allem in Buchten, Förden und geschützten Boddenbereichen.

Von den insgesamt 408 Häfen an der Ostsee wurde der überwiegende Teil (86 %) als Sportboothäfen klassifiziert, nur 58 der Häfen wurden als Mischhäfen identifiziert, die zusätzlich Werft-, Fähr- oder Fischereibetriebe aufwiesen.

Die Brackwasserstandorte an der Nordsee liegen im Mündungsbereich von Flüssen oder an Seen mit Salzwasserzufluss. Die dortigen Häfen sind sehr unterschiedlich strukturiert:

Der Emdener Hafen im Emsästuar verfügt über einen zur Nordsee offenen Salzwasser-Außenhafen und einen geschützten Brackwasser-Binnenhafen.

An der Ostfriesischen Küste gibt es geschützte, aber offene Sielhäfen (Kap. 7.1.2.1), von denen die Hälfte mehr als 100 Liegeplätze haben. An der Nordfriesischen Küste und in der Tide-beeinflussten Eider sind die Häfen ebenfalls offen und weisen als Medianwert nur 46 Liegeplätze auf. Generell war auch die Größe der Häfen in der Unteren Ems, Unterweser und Unterelbe gering mit Medianwerten von 38, 42 bzw. 31 Liegeplätzen. In Bremerhaven und im Weserästuar liegen die Sportboothäfen und Mischhäfen hinter Schleusen und waren sehr viel größer dimensioniert (Medianwert: 162 LP) als die Häfen der anderen Brackwasserstandorte.

Die Häfen sind an der Unteren Ems zu zwei Drittel offen strukturiert, während dies an Unterweser nur ein Drittel und an der Unterelbe nur die Hälfte sind. Die Gesamtzahl der Liegeplätze ist im unteren Abschnitt der Elbe mit knapp 4.900 Liegeplätzen am größten. Hier liegt in Wedel der größte Yachthafen Deutschlands mit ca. 2.100 Liegeplätzen.

2.1.6.3 Süßwasser

Mit 71 % befindet sich der weitaus größte Teil der bundesweiten Sportbootliegeplätze im Süßwasser. Die Hafenstandorte befinden sich hauptsächlich an Flüssen (ca. 40.000 LP) und Seen (ca. 29.000 LP). An seenartig erweiterten Flussabschnitten (Flusseen) wurden insgesamt sogar ca. 67.000 Liegeplätze ermittelt. Ein Schwerpunkt dieser Flusseen bildet die Mecklenburger Seenplatte sowie der Bereich Spree-Dahme-Havel im Brandenburg-Berliner Raum, wo die kleinen Seen über Flussabschnitte und Kanäle stark vernetzt sind und deshalb beliebte Sportbootreviere darstellen. Die Liegeplatzzahlen der einzelnen Regionen bzw. Hauptstromabschnitte sind in Tab. 4 zusammengefasst.

Naturgemäß sind auf Seen und Flusseen überwiegend Segelboote anzutreffen, während in Flüssen und Kanälen Motorboote dominieren. An den Flüssen sind entweder geschlossene Häfen in natürlichen Buchten oder Altarmen, künstlich geschaffene Hafenbecken oder offene Steganlagen längs des Ufers anzutreffen. Dort liegen die Sportboote oft eng gedrängt zusammen.

An seenartig erweiterten Flussabschnitten (Flusseen) wurden insgesamt sogar ca. 67.000 Liegeplätze ermittelt. Ein Schwerpunkt dieser Flusseen bildet die Mecklenburger Seenplatte

Tab. 4: Anzahl der Häfen und Sportbootliegeplätze im Süßwasser

Teilgebiet	Anzahl Häfen	Anzahl Liegeplätze	Anteil Liegeplätze (%)	Median Liegeplätze
Niederrhein	165	10.656	7,3	50
Mittelrhein	62	3.804	2,6	45
Oberrhein+ Hochrhein	186	11.043	7,5	48
Seen Baden-Württemberg	6	284	0,2	42
Rurtalsperre	32	2.238	1,5	62
Emsästuar	15	852	0,6	50
Untere Ems	16	479	0,3	30
Obere Ems	16	977	0,7	34
Seen Niedersachsen	50	4.995	3,4	80
Unterweser	46	2.913	2,0	40
Mittelweser	32	2.308	1,6	41
Oberweser	39	3.031	2,1	60
Untere Elbe	73	4.569	3,1	40
Mittlere Elbe	127	4.905	3,3	30
Oberelbe	12	319	0,2	21
Seen Schleswig-Holstein	72	2.911	2,0	34
Peene	11	485	0,3	42
Untere Oder	12	194	0,1	15
Mecklenburger Seenplatte	433	18.846	12,9	31
Mittlere + Untere Havel	382	23.096	15,8	47
Berliner Gewässer	185	10.550	7,2	50
Märkische Gewässer	125	6.521	4,5	42
Lausitzer Seenland	18	648	0,4	28
Donau	28	1.203	0,8	29
Voralpenseen	126	10.393	7,1	59
Bodensee	77	12.630	8,6	112
Dortmund-Ems-Kanal	21	1.289	0,9	35
Mittellandkanal	21	1.098	0,7	39
Rheinseitenkanäle	10	494	0,3	40
Main-Donau-Kanal	10	409	0,3	36
Oder-Havel-Kanal	62	2.285	1,6	24
Gesamt	2.470	146.425	100	-/-

An den Seen befinden sich meist offene Hafenanlagen, die in einigen Gebieten wie Berlin sehr dicht beieinander liegen. Daneben finden sich an einzelnen Grundstücken auch Einzelstege.

In dieser Studie wurde versucht, Hafen- oder Steganlagen als wirtschaftlich oder organisatorisch selbstständig arbeitende Einheiten (Vereine, Privateigentümer, öffentliche Hand) separat zu erfassen. Dies war anhand der verfügbaren Quellen und ohne eine zusätzliche Vorort-Recherche nicht immer möglich. Insbesondere in Ballungsräumen mit kleinen Ufergrundstücken lagen offene Steganlagen teilweise so dicht nebeneinander, dass nicht immer eine eindeutige Abgrenzung vom Luftbild oder aus weiteren Quellen nach den oben genannten Kriterien vorgenommen werden konnte. Diese Bereiche wurden daher zu größeren Einheiten zusammengefasst, so dass die Anzahl kleinster Häfen zu Gunsten etwas größerer Häfen unterschätzt wurde. Die Anzahl der Gesamt-Liegeplätze in einer Region ist davon jedoch nicht betroffen. Anhand der Medianwerte zeigt sich, dass am Bodensee die Häfen mit dem größten Liegeplatzangebot vorhanden sind (Tab. 4).

2.2 Detailerhebung an 50 ausgewählten Häfen (AP 2)

Für die Detailerhebung und das wasserchemische Screening im Arbeitspaket AP 2 wurde auf Basis der Ergebnisse im Arbeitspaket AP 1 folgende Auswahlkriterien für die auszuwählenden Häfen festgelegt:

- Offene und geschlossene Häfen
- Häfen mit kleinen bis großen Wasservolumen
- Häfen mit wenige bis vielen Liegeplätzen
- Strömungsreiche bis strömungsarme Häfen.

Insgesamt wurden 50 Häfen für die Detailerhebung bestimmt, wobei sich die Verteilung der Häfen im Süß-, Brack- und Salzwasser ebenfalls an den Befunden des AP 1 orientierte. Für das Screening wurden daher 34 Standorte im Süßwasser, 11 im Brackwasser und 5 im Salzwasser ausgewählt (Abb. 15).



Abb. 15: Lage der ausgewählten Häfen für AP 2.

(Quelle: Umweltbundsamt 2013, Kartengrundlage: Geodatenbasis DLM1000 © BKG 2013)

Verlässlichkeit der Antifouling-Expositionsschätzung sicherstellen

Tab. 5: Ausgewählte Häfen für AP 2

Nr.	Datensatz AP1	Koordinaten N,E		Name des Hafens	Bundesl.	Salinität	offen	geschlossen	Gewässer	LP AP1	Hafentyp	Stegplan	Referenz- probe
1	6	53°42'09.37"	7°09'57.27"	Seglerverein Norderney	NI	1		x	Nordsee	270	Sportboothafen	x	
2	14	53°40'49.20"	7°29'20.31"	Yachtclub Accumersiel, Dornumersiel	NI	1		x	Nordsee	250	Sportboothafen	x	
3	26	53°30'35.29"	8°07'03.56"	Marina Cramer, Wilhelmshaven	NI	1	x		Jadebusen	70	Sportboothafen		
4	718	53°53'38.18"	9°07'32.38"	Brunsbütteler Segelvereinigung, Brunsbüttel	SH	1		x	Elbästuar	115	Sportboothafen		+
5	52	54°07'23.86"	8°51'51.43"	Büsumer Seglerverein, Büsum	SH	1		x	Nordsee	100	Sportboothafen	x	+
6	571	53°30'34.27"	8°34'42.10"	Nordsee Yachting Kuhlmann, Bremerhaven	NI	2	x		Weserästuar	280	Sportboothafen		
7	796	53°34'23.69"	9°40'38.88"	Yachthafen Wedel, Hamburg	HH	3		x	Unterelbe	2100	Sportboothafen	x	+
8	84	54°48'39.17"	09°27'14.38"	Marina Sonwik, Flensburg	SH	2	x		Ostsee, Flensburger Förde	370	Sportboothafen	x	+
9	89	54°51'27.36"	09°34'16.84"	Club Nautic, Glücksburg	SH	2		x	Ostsee, Flensburger Förde	169	Sportboothafen	x	
10	113	54°38'00.53"	09°55'50.14"	Wassersportgemeinschaft Arnis	SH	2	x		Schlei (nördl.)	275	Sportboothafen	x	
11	148	54°30'26.22"	09°32'58.08"	Wiking Yachthafen, Schleswig	SH	2	x		Schlei (südl.)	360	Sportboothafen	x	
12	164	54°25'49.84"	10°10'16.00"	Olympiahafen Kiel- Schilksee, Kiel	SH	2		x	Kieler Förde, Schilksee	860	Sportboothafen	x	
13	204	54°08'08.48"	10°56'49.26"	Yachthafen Grömitz	SH	2		x	Ostsee, Lübecker Bucht	786	Sportboothafen	x	
14	261	54°09'09.79"	11°46'11.31"	Boothafen Kühlungsborn	MV	2		x	Ostsee	400	Sportboothafen	x	
15	265	54°10'53.15"	12°05'56.54"	Yachthafen Hohe Düne, Warnemünde	MV	2		x	Ostsee, Warnow Mündung	772	Sportboothafen		+
16	414	54°07'19.53"	13°45'32.97"	Marina Kröslin	MV	2		x	Peenestrom, Krösliner See	500	Sportboothafen		
17	2223	51°50'14.33"	6°13'30.32"	Yachthafen Emmerich	NW	3		x	Rhein	420	Sportboothafen		+
18	546 & 547	53°10'08.03"	7°43'59.84"	WSC Soeste und Boothafen Barßel	NI	3	x		Unterems	30	Sportboothafen		
19	648	53°00'35.81"	8°54'07.74"	Wielsee Hafen, Dreye	NI	3		x	Mittelweser	450	Sportboothafen	x	
20	2233	51°20'11.86"	6°41'32.05"	Crefelder Yachtclub, Krefeld	NW	3		x	Rhein	110	Sportboothafen	x	+
21	2732	52°02'46.31"	7°41'14.06"	Alte Fahrt Yachthafen Marina Fuestrup, Greven	NW	3		x	Dortmund-Ems-Kanal	150	Sportboothafen		
22	646	53°02'13.03"	8°52'10.24"	Wassersport-Zentrum Oberweser, Bremen	HB	3		x	Weser	240	Sportboothafen		
23	2838 & 2840	52°27'41.49"	9°21'50.43"	Segelclub Salzdelfurth & Steinhuder Seglervereinigung	NI	3	x		Steinhuder Meer	705	Sportboothafen		
24	632	53°07'24.16"	8°39'59.52"	Yachthafen Hasenbüren, Bremen	HB	3		x	Weser	560	Sportboothafen		
25	530	53°15'52.03"	7°23'33.43"	Luv up, Jemgum	NI	2		x	Unterems	59	Sportboothafen		
26	519	53°30'08.80"	7°06'00.41"	Yachtclub Greetsiel	NI	3	x		Emsästuar	80	Sportboothafen	x	
27	2781 & 2786	53°46'46.66"	10°45'35.48"	Segler-Verein Wakenitz & o. Steganlage Schanzenberg2, Ratzeburg	SH	3	x		Ratzeburger See	195	Sportboothafen		
28	1986	52°25'12.68"	13°34'54.74"	Bootservice Dross, Berlin	BE	3	x		Spree-Oder-Wasserstraße	50	Sportboothafen		
29	2020	52°26'09.13"	13°40'53.38"	SV Rahnsdorf 1926, Berlin-Rahnsdorf	BE	3	x		Müggelsee-Die Bänke	70	Sportboothafen		
30	1907	52°21'04.71"	13°38'02.11"	Bootschaus Roll, BB-Zeuthen	BB	3	x		Zeuthener See, Dahme	136	Sportboothafen		
31	1748	52°35'33.84"	13°15'53.24"	Seglervereinigung Tegeler, Berlin	BE	3	x		Große Malche, Tegeler See	65	Sportboothafen		++
32	1771	52°33'35.06"	13°14'19.99"	Bootsstände Lahe, Berlin	BE	3	x		Tegeler See	130	Sportboothafen		
33	1675	52°30'37.26"	13°12'14.15"	Bootscenter Keser, Berlin	BE	3		x	Pichelsee	84	Sportboothafen		+
34	1667	52°30'37.90"	13°11'21.43"	Seglerverein Scharfe Lanke, Berlin	BE	3	x		Scharfe Lanke, Havel	70	Sportboothafen		
35	1626	52°25'19.37"	13°10'14.35"	Potsdamer Yachtclub, Berlin Wannsee	BE	3	x		großer Wannsee	147	Sportboothafen		++
36	1690	52°30'33.42"	13°12'36.70"	Yachthafen Stößensee Captain's Inn (nur Verein), Berlin	BE	3	x		Havel	80	Sportboothafen		+
37	1782	52°34'17.28"	13°13'20.00"	Wannseaten 1911	BE	3	x		Aalemannkanal/ Tegeler See	126	Sportboothafen		
38	1317	53°01'55.38"	13°18'41.90"	Alter Hafen Mildenberg, Zehdenick	BB	3		x	Havel	28	Sportboothafen		
39	1277 & 1278	53°11'17.73"	13°08'54.74"	Stadtanleger Fürstenberg & Fürstenberger Yachtclub	BB	3	x		Havel	115	Sportboothafen		
40	986	51°15'48.08"	12°20'38.09"	Cospudener Yachtclub, Cospuder See, Leipzig	SN	3	x		Cospudener See	215	Sportboothafen		+
41	1346	53°06'57.96"	12°53'17.67"	Hafendorf Rheinsberg	MV	3		x	Rheinsberger See	282	Sportboothafen		
42	1143 & 1144	53°19'49.92"	12°42'55.72"	Müritz, Rechlin (2 Vereine + Bootschuppen)	MV	3	x		Müritz	201	Sportboothafen	x	
43	1141 & 1142	53°21'20.09"	12°43'40.54"	Hafendorf Müritz & Bootschuppen, Claassee	MV	3		x	Classee	439	Sportboothafen		
44	1080	53°27'15.43"	12°16'35.60"	Segelschule Plau, Plau	MV	3		x	Plauer See	140	Sportboothafen		
45	2455 - 2461	50°02'24.15"	8°11'41.17"	Schiersteiner Hafen, 7 Vereine zusammengefasst, Wiesbaden	HE	3		x	Rhein	571	Sportboothafen		
46	2477 & 2478	49°50'16.40"	8°27'15.95"	Yachtclub Erfelden u. Yachtclub Darmstadt	HE	3		x	Rhein, Altrhein	115	Sportboothafen		
47	2912	47°52'11.26"	11°17'36.40"	Marina Bernried, Starnberg-Bernried	BY	3	x		Starnberger See, Voralpensee	234	Sportboothafen		
48	2897	49°07'28.64"	10°55'45.53"	Hafen Ramsberg	BY	3		x	Brombachsee, Voralpensee	420	Sportboothafen		
49	3022	47°35'16.46"	9°33'33.56"	Ultramarin Meichle Mohr Marina Kressbronn, Obersee	BW	3		x	Bodensee	1599	Sportboothafen		+
50	3017	47°40'58.63"	9°17'22.43"	Yachtclub Meersburg	BW	3		x	Bodensee	80	Sportboothafen		

Salinität: 1=salzig, 2=brackig, 3=süß

Vor der Probenahme wurde die Einwilligung der Betreiber bzw. Eigentümer der Sportboothäfen eingeholt. Eine anonyme Behandlung der Analyseergebnisse wurde zugesagt.

In diesen Häfen wurde eine Ortserhebung bezüglich der Liegeplätze, der vorhandenen Boote und Hafeninfrastruktur durchgeführt sowie Wasserproben genommen. Aus diesen Wasserproben wurden aktuell erlaubte AF-Wirkstoffe sowie weitere Wasserparameter untersucht. Probenahme und Ortserkundung erfolgten bundesweit von Juni bis August 2013.

An einigen Standorten wurden in Hafennähe weitere mögliche Emissionsquellen für Schadstoffe anhand von Luftbildern identifiziert, die Eintragsquellen von AF-Wirkstoffen darstellen könnten. Deshalb wurden an diesen Standorten zusätzlich Referenzwasserproben genommen. In vier Buchten Berlins mit hohem Wassersportaufkommen wurden zusätzlich auch Proben in der Gewässermite genommen, um auch Messungen außerhalb der untersuchten Häfen durchzuführen und den Biozideintrag aller in der Bucht befindlichen Sportboote und sonstiger Quellen ggf. zu dokumentieren. Eine Übersicht der ausgewählten Häfen für AP 2 findet sich in Tab. 5.

2.2.1 Detaildaten zur Hafeninfrastruktur

Bei der Detailerhebung der 50 Häfen in AP 2 wurde die Liegeplatzzahl vor Ort noch einmal erfasst und - wenn möglich - zwischen Dauer-, Gastliegern und freien Liegeplätzen unterschieden, um den Belegungsgrad zum Zeitpunkt der Probenahme zu ermitteln. Für wenige Häfen waren Stegpläne verfügbar, aus denen die Belegung durch Dauerlieger und manchmal auch die Bootsmaße hervorgingen. In den meisten Häfen wurden Bootstyp und Bootslänge durch Begehung erfasst. Alle vor Ort ermittelten Daten wurden auf sog. Hafenkennblättern dokumentiert.

In 35 der 50 Häfen stimmten die in AP 2 gezählten Liegeplätze mit den Liegeplatzzahlen aus AP 1 mit einer max. Abweichung von 5 % überein. In 14 Häfen wich die Liegeplatzzahl um mehr als 5 % nach unten ab, in einigen davon auch deutlich mehr, von 16 - 50 %. In einigen von diesen Häfen zeigten sich aktuelle Veränderungen in der Liegeplatzstruktur gegenüber der Luftbilderfassung. Es waren dort Fingerstege bzw. ganze Stegabschnitte entfernt worden. Laut Aussage der Betreiber waren dort die Bootszahlen rückläufig, teilweise durch die Konkurrenz neuer Häfen wie z.B. in Schleswig. Anstatt in Fingerstegen lagen Boote inzwischen längsseitig an den Stegen. In vier der 14 Häfen führten andere publizierte Daten zu Liegeplatzangaben (z.B. regionale Quellen, ADAC-Führer) zu einer höheren Liegeplatzzahl. Einzig im Schiersteiner Hafen (Wiesbaden) wurden vor Ort 56 Liegeplätze mehr gezählt als in AP 1. Dort wurden jüngst von dem Betreiber zusätzliche Steganlagen gebaut.

Die Häfen Luv up Jemgum und Marina Cramer waren in AP 1 noch als Mischhäfen klassifiziert. Vor Ort stellte sich heraus, dass der Hafen in Jemgum inzwischen nur noch von Sportbooten genutzt wird. Die Marina Cramer ist ebenfalls ein reiner Sportboothafen. In AP 1 wurden benachbarte Stege dazu gezählt, die von Dritten für die Berufsschiffahrt kommerziell genutzt werden. Für AP 2 wurde deshalb nur der Sportbootbereich der Marina Cramer betrachtet.

Am Steinhuder Meer, Ratzeburger See, Bodensee und in Berliner Gewässern wurden vereinzelt Steganlagen vorgefunden, an denen Kleinboote (Jollen) wie auch Sportboote innerhalb der Liegeplatzbox durch Hebeanlagen oberhalb des Wassers lagerten. Diese Lagerung ist anhand eines Luftbildes nicht von Wasserliegeplätzen unterscheidbar. Interessanterweise wurde aber

festgestellt, dass auch solche Boote mit Antifoulingbeschichtungen gestrichen worden waren. Besonders auffällig war dies in der Marina Ultramarin (Bodensee), in der ca. 50 größere Yachten in Bootsbebeanlagen lagerten und trotz dieser Trockenliegeplätze eine Antifoulingbeschichtung aufwiesen.

Saisonale Schwankungen in der Auslastung der Häfen konnten durch die Luftbilddauswertung nicht ermittelt werden. Auch Ortsbegehungen brachten nicht in allen Häfen ein eindeutiges Ergebnis, wie groß die Auslastung der Liegeplätze war. Zudem waren während der Begehungen Boote ausgefahren. Der ermittelte Belegungsgrad variierte zwischen 41 und 100 % der Liegeplätze. Besonders in den touristisch interessanten Revieren z.B. an der Ost- und Nordseeküste mit vielen Gastliegern wechselt der Bootsbestand in hohem Umfang täglich (z.B. um ca. 25 %).

2.2.2 Feldmessungen und wasserchemische Begleitparameter

Neben den Analysen der Antifoulingbiozide wurden auch Wasserproben zur Bestimmung weiterer wasserchemischer Begleitparameter gezogen. Wasserparameter wie pH, Wasserhärte, DOC und TOC und Schwebstoffgehalt beeinflussen Abbau und Verteilung der Antifoulingwirkstoffe und werden für den Einsatz von Modellen wie MAMPEC zur Berechnung der Exposition benötigt.

Die Methoden der durchgeführten Analysen sind in Kap. 6.2.2 aufgeführt.

Die Sichttiefen in den beprobten Häfen im Salz-, Brack- und Süßwasser lagen insgesamt zwischen 0,4 und 2,5 m (Perzentilen P25, P75) mit der größten Streubreite an Brackwasserstandorten (Abb. 16 A). Die Wassertiefen an den Probestellen (direkt an den Stegen) lagen zwischen 2 - 3,5 m (Abb. 16 B). Die pH-Messungen wiesen abhängig vom Salzgehalt Unterschiede auf. Im Salzwasser lag der Median bei 8,06, im Brackwasser bei 8,42 und im Süßwasser bei 8,14 (Abb. 16 C).

Die Messungen der elektrischen Leitfähigkeit ergaben in einigen Brack- und Salzwasserhäfen deutlich geringere Werte als erwartet (Abb. 16 D). So sinken durch Süßwasserabfluss z.B. über Drainage (Siele) die Salzgehalte an diesen Standorten bei Ebbe periodisch ab. Zusätzlich kann auch Starkregen - wie bei einer Beprobung beobachtet - den Salzgehalt zusätzlich kurzfristig absenken. Daher fand eine zweite Messung im Juni 2014 bei Flut statt, die allerdings ein sehr ähnliches Ergebnis lieferte. Darüber hinaus weisen viele Ästuare größere Schwankungen ihrer Salzgehalte auf. Im Süßwasser wurden zum Zeitpunkt der Beprobung Leitfähigkeiten zwischen 0,3 und 1,7 mS/cm (Cospudener See, ein Braunkohletagebaurestsee) bzw. 2,8 mS/cm (Greetsiel, an der Nordsee, hinter dem Deich, mit Gräben- und Sielwasserzufluß) festgestellt.

Der Gehalt an Schwebstoffen (Trockenstoffgehalt) war im Salzwasser mit einem Median von 18,4 mg TS/L am größten und sank im Brack- und Süßwasser auf 8,1 bzw. 5,7 mg TS/L ab (Abb. 17). Der Maximalwert wurde im Brackwasser im Hafen Jemgum (Tidebereich der Unterems) mit 276 mg TS/L gemessen. Höhere Schwebstoffgehalte über 20 mg/L fanden sich erwartungsgemäß vor allem in den Flussmündungen im Ems-, Weser- und Elbästuar sowie den Standorten an Nord- und Ostsee. Der Wertebereich im Süßwasser lag zwischen 0,1 und 38,5 mg TS/L. Der Unterschied zwischen den Medianwerten von Süß- und Salzwasser war statistisch signifikant (Tab. 39, Tab. 40).

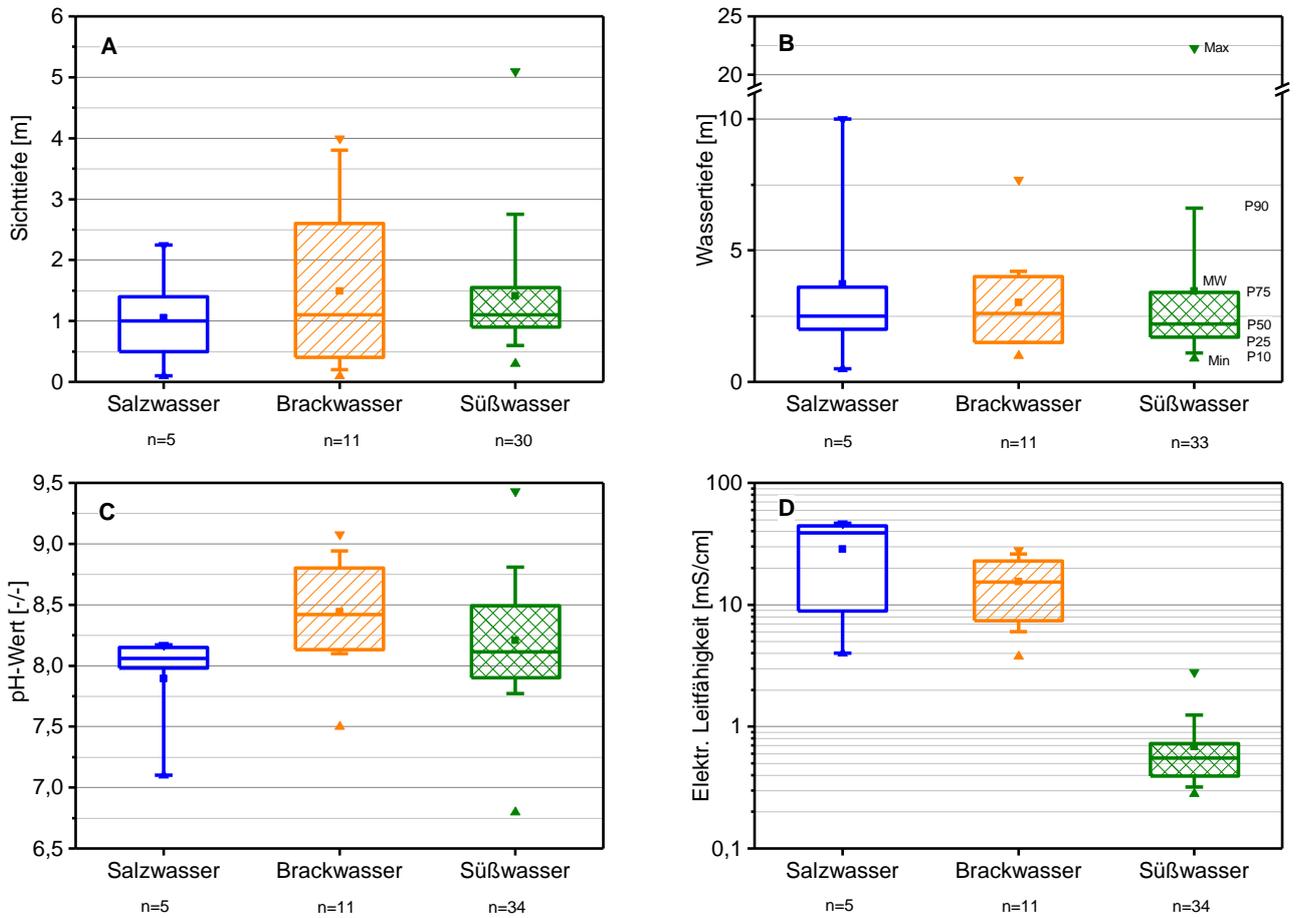


Abb. 16: Statistische Kenndaten zu Sichttiefe [m] (A), Wassertiefe [m] (B), pH-Wert (C) und elektrischer Leitfähigkeit [mS/m] (D) in Sportboothäfen im Süß-, Brack- und Salzwasser.

(Box-Whisker-Plot: Min: Minimum, Max: Maximum, P10, P25, P50, P75, P90: Perzentilen, MW: arithmetisches Mittel)

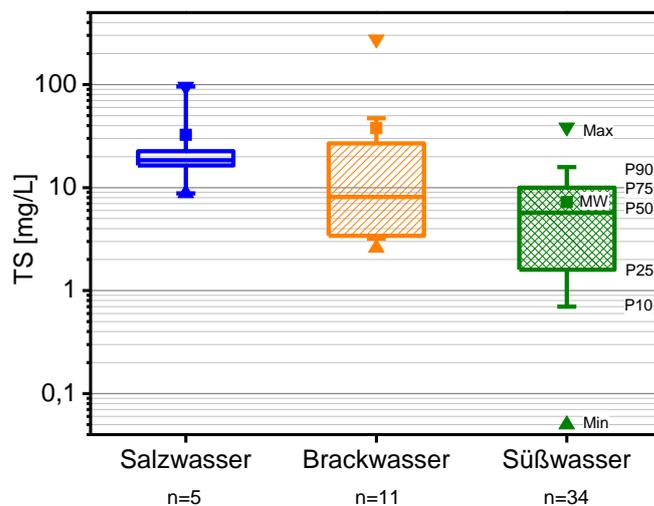


Abb. 17: Statistische Kenndaten zur Trockensubstanz TS [mg/L] in Sportboothäfen im Süß-, Brack- und Salzwasser.

(Box-Whisker-Plot: Min: Minimum, Max: Maximum, P10, P25, P50, P75, P90: Perzentilen, MW: arithmetisches Mittel)

Die Konzentrationen des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) (Abb. 18 A) lagen im Vergleich etwas über denen des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) (Abb. 18 B). Der Median lag für den TOC im Salzwasser bei 5,0 mg/L, im Brackwasser bei 5,7 mg/L und im Süßwasser bei 4,7 mg/L (Tab. 43). Im Süßwasser wurde mit 36,3 mg TOC/L der Maximalwerte ermittelt.

Die Konzentrationen des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) lagen zwischen 1,7 und 13,4 mg/L im Salzwasser, zwischen 2,1 und 9,3 mg/L im Brackwasser und 0,4 und 38,2 mg/L im Süßwasser (Abb. 18 B, Tab. 41). Die Medianwerte der Bereiche Salz-, Brack- und Süßwasser lagen zwischen 2,7 mg und 4,0 mg/L dicht beieinander und unterschieden sich statistisch nicht signifikant (Tab. 42).

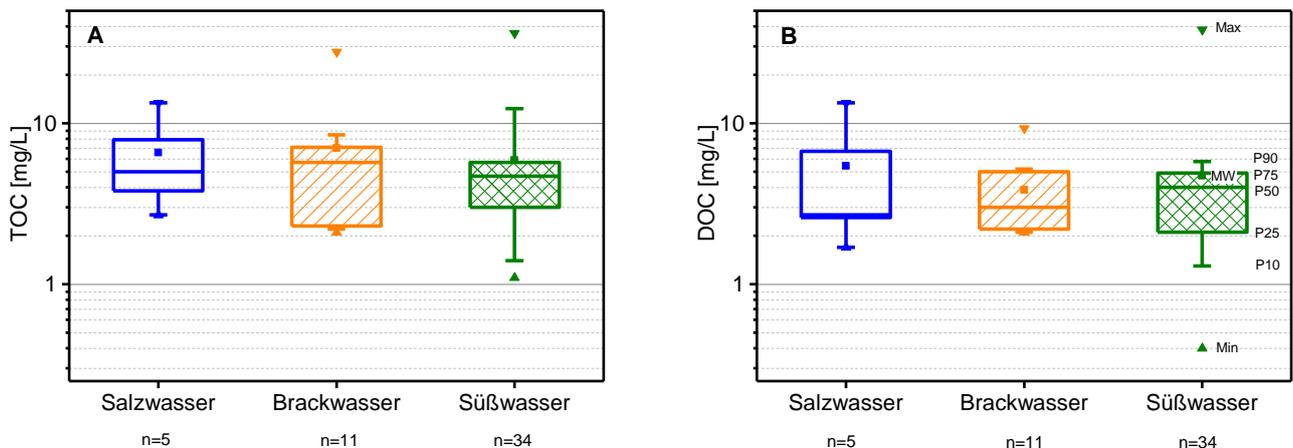


Abb. 18: Statistische Kenndaten zum gesamten organischen Kohlenstoff TOC [mg/L] (A) und gelösten organischen Kohlenstoff DOC [mg/L] (B) in Sportboothäfen im Süß-, Brack- und Salzwasser.

(Box-Whisker-Plot: Min: Minimum, Max: Maximum, P10, P25, P50, P75, P90: Perzentilen, MW: arithmetisches Mittel)

2.2.3 Wirkstoffkonzentrationen

Die Wasserproben wurden auf folgende Antifoulingwirkstoffe analytisch untersucht:

- Abbauprodukte ETU und EU des Wirkstoffs Zineb
- Dichlofluanid mit seinem Abbauprodukt DMSA
- Tolyfluanid mit seinem Abbauprodukt DMST
- DCOIT (Sea-Nine 211[®]) mit seinem Abbauprodukten NNOA, NNOMA und NNOOA
- Pyrithion als Summe aus Zink- und Kupferpyrithion mit seinem Abbauprodukt PSA
- Cybutryn (Irgarol 1051[®]) mit seinem Abbauprodukt M1 (GS26575)
- Terbutryn (kein erlaubter AF-Wirkstoff, wird im terrestrischen Bereich als Veralgungsschutz z.B. in Fassadenanstrichen eingesetzt, Indikator für Regen- und Abwasser-einträge)
- Kupfer und Zink

Die Abbauprodukte ETU und EU von Zineb, Pyriithion sowie DCOIT (Sea-Nine 211[®]) mit seinen Abbauprodukten NNOA, NNOMA und NNOOA lagen in sämtlichen Proben unter den jeweiligen analytischen Bestimmungsgrenzen (Tab. 20, Tab. 21).

Während auch Dichlofluanid und Tolyfluanid in Konzentrationen unter der analytischen Bestimmungsgrenze lagen, waren die Konzentrationen ihrer Abbauprodukte DMSA in 70 % und DMST in 56 % aller Häfen höher als 0,01 µg/L (Abb. 19 A, B). DMSA wurde im Salzwasser an 2 Standorten mit 0,031 µg/L und 0,017 µg/L nachgewiesen (Tab. 47). Im Brackwasser wurden maximal 0,1 µg/L und im Süßwasser 0,28 µg/L nachgewiesen. Die Mediane lagen allgemein um 0,02 µg/L. DMST erreichte im Brackwasser mit 0,11 µg/L die höchste Konzentration und den höchsten Median mit 0,028 µg/L (Tab. 48). Auch im Süßwasser wurden Konzentrationen bis 0,10 µg/L erreicht, der Median lag hier aber nur bei 0,022 µg/L.

Die Referenzstandorte zu den belasteten Standorten sind bis auf eine Ausnahme alle unter der Nachweisgrenze.

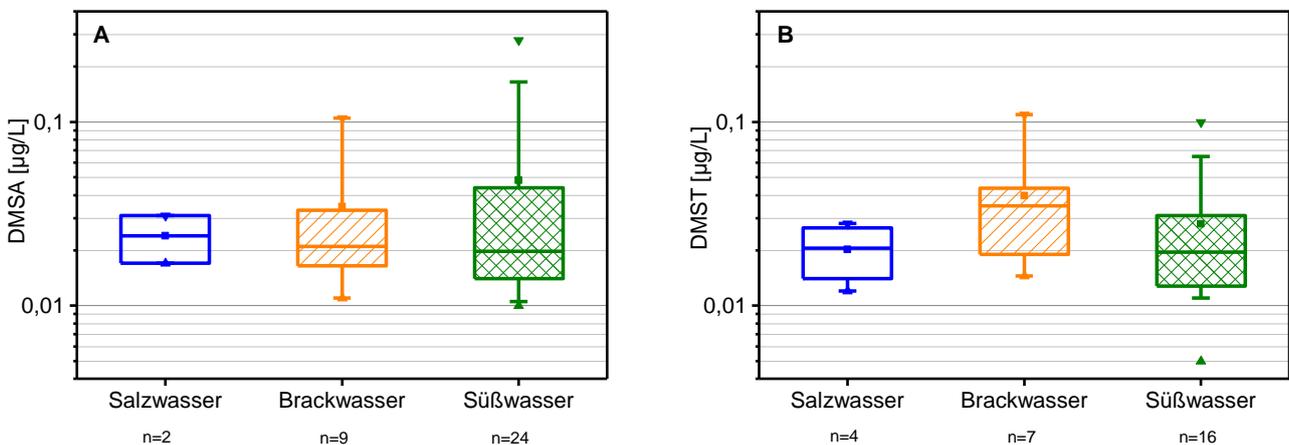


Abb. 19: Statistische Kenndaten zu DMSA (A) und DMST (B) [µg/L] in Sportboothäfen im Süß-, Brack- und Salzwasser.

(Box-Whisker-Plot: Min: Minimum, Max: Maximum, P10, P25, P50, P75, P90: Perzentilen, MW: arithmetisches Mittel)

Im Süßwasser wurde Cybutryn wurde in 25 von 34 Standorten mit Konzentrationen >0,001 µg/L nachgewiesen (Abb. 20 A). Der höchste Wert von 0,110 µg/L wurde in einem strömungsarmen Hafen gemessen. Dort wurde auch als Abbauprodukt M1 (Abb. 20 B) mit einem Höchstwert von 0,071 µg/L nachgewiesen. Insgesamt lagen die M1-Konzentrationen in 14 der untersuchten 34 Häfen über der Bestimmungsgrenze.

Im Brackwasser wurde in 10 Häfen Cybutryn bis zu einer max. Konzentration von 0,029 µg/L nachgewiesen. Der Median lag bei 0,006 µg/L.

Im Salzwasser lagen die Konzentrationen nur wenig über der Bestimmungsgrenze mit einem Median von 0,005 µg/L. An einem dieser Standorte wurde auch M1 mit 0,004 µg/L nachgewiesen.

M1 ist ein wichtiges und persistentes Abbauprodukt von Cybutryn in Oberflächengewässern. Summiert man die Konzentrationen von Cybutryn und M1 für die verschiedene Bereiche auf (Abb. 20 C), so ergibt sich theoretische Mindest-Konzentrationen von Cybutryn, die ursprünglich in den Wasserkörpern freigesetzt wurden. Danach steigen die Mediane sowie die 75- und 90-Perzentilen vom Salz- zum Süßwasser an.

Terbutryn (Abb. 20 D) war insgesamt in nur wenigen Hafenstandorten nachweisbar. Die Konzentrationen der Medianwerte lagen bei 0,009 µg/L im Salzwasser, bei 0,002 µg/L im Brackwasser und bei 0,005 µg/L im Süßwasser. Auffällig war, dass die jeweiligen Referenzstandorte zu den belasteten Häfen gleiche bzw. ähnliche Konzentrationen von Terbutryn aufwiesen.

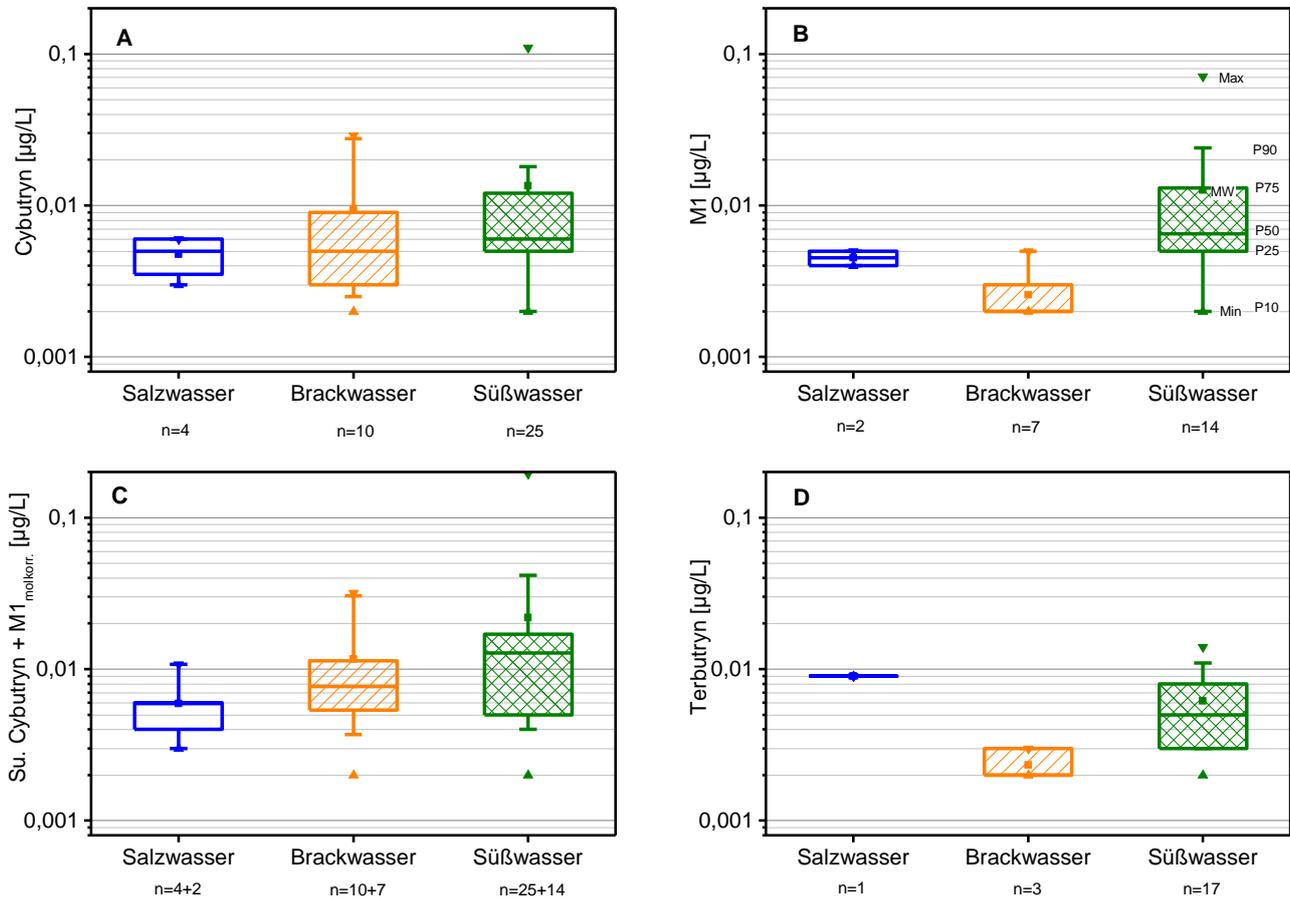


Abb. 20: Statistische Kenndaten zu Cybutryn (A), M1 (B), Summe von Cybutryn und M1 (C) und Terbutryn (D) [µg/L] in Sportboothäfen im Süß-, Brack- und Salzwasser.

(Box-Whisker-Plot: Min: Minimum, Max: Maximum, P10, P25, P50, P75, P90: Perzentilen, MW: arithmetisches Mittel, Teilgrafik A, B, D: n: Anzahl der Häfen mit Wirkstoff-Konzentrationen > BG, C: n: Anzahl der Häfen mit Wirkstoff-Konzentrationen > BG differenziert nach Cybutryn und M1)

Bei den Metallen Kupfer (Abb. 21A) und Zink (Abb. 21B) waren die Konzentrationen im Salzwasser am höchsten und nahmen über Brack- zum Süßwasser ab, wie der Vergleich von Medianen, Mittelwerten und Perzentilen P25 - P75 zeigen. Die Kupfer-Gehalte lagen in nahezu allen Häfen über der jeweiligen Bestimmungsgrenze. Zink wurde quantitativ in nahezu allen Salz- und Brackwasserstandorten nachgewiesen, aber nur in ca. 80 % der Süßwasserstandorte. Maxima wurden für Kupfer mit 20 µg/L im Brack- und 14 µg/L im Salz- und Süßwasser nachgewiesen. Die Höchstwerte für Zink lagen im Salz- und im Brackwasser um 26 µg/L und im Süßwasser bei 10 µg/L. Die Referenzstandorte wiesen ebenfalls Konzentrationen im Bereich von 2 - 20 µg/L für Kupfer und 2 - 16 µg/L für Zink auf und zeigen somit eine allgemeine Vorbelastung der Gewässer an.

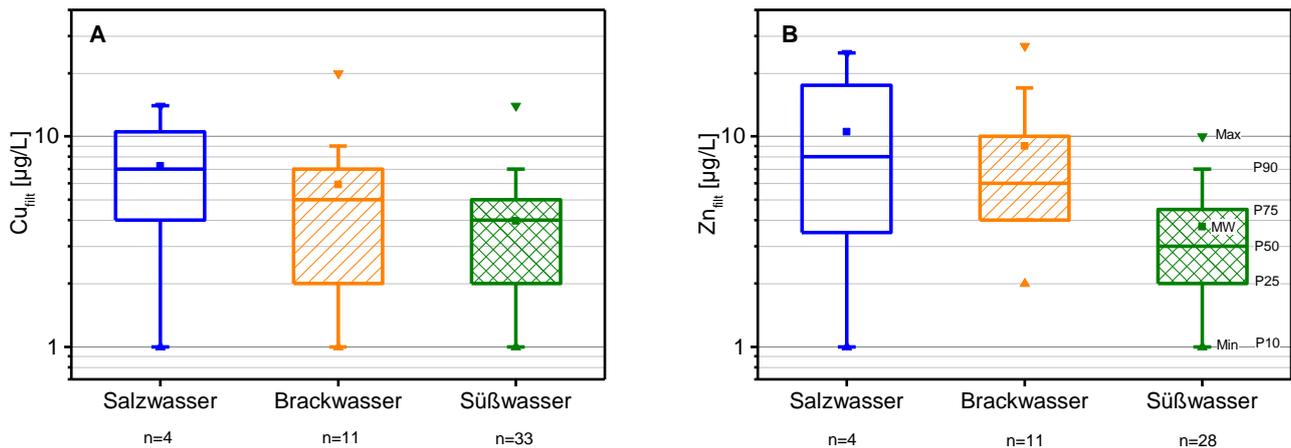


Abb. 21: Statistische Kenndaten zu Kupfer (A) und Zink (B) [$\mu\text{g/L}$] in Sportboothäfen im Süß-, Brack- und Salzwasser (filtrierte Probe).

(Box-Whisker-Plot: Min: Minimum, Max: Maximum, P10, P25, P50, P75, P90: Perzentilen, MW: arithmetisches Mittel)

In den vier ausgesuchten Buchtmitten Berlins wiesen sämtliche Biozide sehr ähnliche Konzentrationen wie in ihren Vergleichshäfen auf.

2.3 MAMPEC-Modellierung von ausgewählten Häfen (AP 3)

2.3.1 MAMPEC Anwendung für deutsche Sportboothäfen

In diesem Forschungsprojekt wurden keine Bewertungen der Biozidemissionen unter den Kriterien der Risikobewertung vorgenommen, sondern es wurde geprüft, in wie weit sich die Freisetzung von Antifouling-Wirkstoffen in verschiedenen Sportboothäfen an der Küste und im Binnenland realistisch mit MAMPEC vorhersagen lassen. Dazu wurden die in AP 2 erhobenen Daten für einige Beispielhäfen in MAMPEC 2.5 eingegeben und für ausgewählte Biozidwirkstoffe modelliert. Den Beispielhäfen wurde eine Anonymisierung zugesagt.

Unter den verfügbaren Szenarien in der Programmversion MAMPEC 2.5 wurden die Szenarien **für einen küstennahen Hafen** („estuarine harbour“), für einen geschlossenen Yachthafen an der Küste („marina“) sowie für einen Yachthafen mit Zufluss aus dem Hinterland („marina 400 m poorly flushed“) ausgewählt. Die **vorgegebenen Standardwerte** („default values“) **wurden an die** Situation der jeweilig ausgewählten Häfen angepasst und mit den Werten des realen Hafens überschrieben. Zur Modellierung des Umweltverhaltens sind eine Reihe von Parametern zur Hafenstruktur und Bootsbestand, zum Wasserkörper und zum Umweltverhalten und Anwendungsgrad der verschiedenen Wirkstoffe festzulegen. Diese Eingabeparameter sind im Anhang Material und Methoden, Kap. 6.3 beschrieben.

2.3.2 Ergebnisse der Modellierungen und Vergleich mit AP 2

2.3.2.1 Salzwasserstandorte

Für die Modellierung wurden als Salzwasserstandorte zwei unterschiedliche Sportboothäfen an der Küste ausgewählt. Der Hafen Sa_1 hat ein geschlossenes Hafenbecken, der Wasserkörper

hat aber durch die Tide einen hohen Wasseraustausch. Im Hafen Sa_2 fließt aus dem Hinterland ein Süßwasserstrom in den Hafen hinein und das Hafenbecken fällt bei Niedrigwasser fast trocken. Deshalb ergab sich für die Modellierung für beide Häfen ein Wasseraustauschvolumen von über 200 % pro Tide.

Im Hafen Sa_1 ergaben sich in MAMPEC anhand der Standortfaktoren Emissionen von 4.158 g/d Kupfer, 41,5 g/d Dichlofluanid, 21,6 g/d Cybutryn und 20,9 g/d DCOIT. Die errechneten Wasserkonzentrationen in MAMPEC lagen für gelöstes Kupfer zwischen 6,50 µg/L Max und 1,44 µg/L Min mit einem Median von 4,93 µg/L, während die gemessene Konzentration aus AP 2 mit 7 µg/L aus der filtrierte Probe knapp über dem Maximum lag (Abb. 22, Tab. 53). Die prognostizierten Gesamtkupfergehalte lagen etwa doppelt so hoch wie beim gelösten Kupferanteil, so dass die Realmessung mit <5 µg/L zwischen Median und Minimum lag. Die Konzentrationen für Dichlofluanid rangierten zwischen 0,061 µg/L Max und 0,008 µg/L Min mit einem Median von 0,037 µg/L, so auch der gemessene Wert bei 0,036 µg/L. Die Modellkonzentrationen von Cybutryn lagen zwischen 0,064 µg/L Max und 0,01 µg/L Min mit einem Median von 0,048 µg/L. Die gemessene Konzentration lag mit 0,012 µg/L knapp über dem Minimum. Für DCOIT errechnete MAMPEC Konzentrationen von 0,018 µg/L Max und 0,002 µg/L Min mit einem Median von 0,008 µg/L. In AP 2 lag der Wert unter der Nachweisgrenze von 0,01 µg/L.

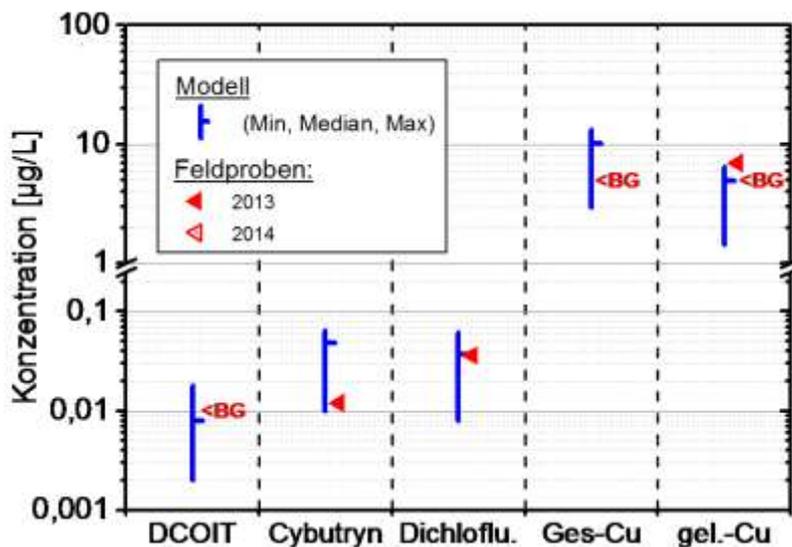


Abb. 22: Hafen Sa_1 – Konzentrationen [µg/L] der MAMPEC-Modellierung und der Realmessung in AP 2 im Vergleich.

Im Hafen Sa_2 wurden Gesamtemissionen von 1.839 g/d Kupfer, 18,3 g/d Dichlofluanid, 9,9 g/d Cybutryn und 9,3 g/d DCOIT errechnet. In MAMPEC wurde unter Berücksichtigung von Hintergrundwerten aus der Referenzprobe für gelöstes Kupfer eine Konzentration von 9,21 µg/L Max und 4,20 µg/L Min errechnet mit einem Median von 6,74 µg/L (Abb. 23, Tab. 54). Der gemessene Wert aus AP 2 liegt mit 1 µg/L bzw. 4 µg/L in der Wiederholungsmessung in 2014 unter dem Minimum. Für Kupfer total wurden 18,9 µg/L Max bis 8,62 µg/L Min errechnet, während die Realmessung mit 6 µg/L wieder darunter lag. Für Dichlofluanid wurde ein Bereich von 0,074 µg/L bis 0,008 µg/L mit einem Median von 0,036 µg/L errechnet. Der gemessene Wert liegt zwischen Minimum und Median mit 0,019 µg/L. Der Bereich für Cybutryn lag zwischen 0,066 µg/L und 0,011 µg/L, während die Realmessung mit 0,005 µg/L einen kleineren Wert ergab. Die

Konzentrationen für DCOIT reichten von 0,023 µg/L bis 0,002 µg/L und die Realmessung lag in diesem Wertebereich bei <0,01 µg/L.

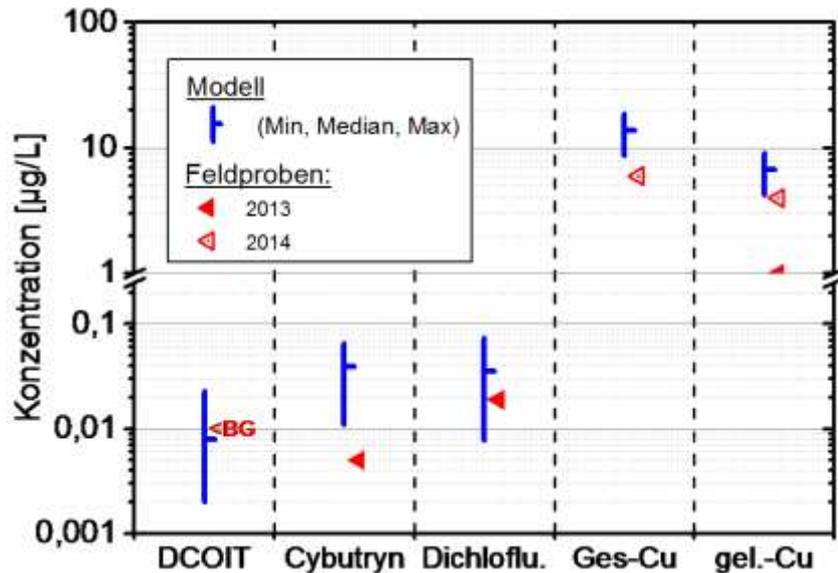


Abb. 23: Hafen Sa_2 – Konzentrationen [µg/L] der MAMPEC-Modellierung und der Realmessung aus AP 2 im Vergleich.

2.3.2.2 Brackwasser- und tidebeeinflusste Standorte

Im Brackwasser bildete der Hafen Br_1 einen geschlossenen Hafen mit einer Austauschrate von 35 % pro Tide und einer relativ dichten Bootsbelegung bezogen auf das Wasservolumen. Als Gesamtemissionen wurden in MAMPEC für Kupfer 10.973 g/d, Dichlofluanid 109,6 g/d, Cybutryn 56,8 g/d und für DCOIT 55,1 g/d kalkuliert. Bei der Modellierung wurden für Gesamtkupfer Konzentrationen im Bereich von 81,1 µg/L Max und 19,7 µg/L Min mit einem Median von 60,2 µg/L errechnet (Abb. 24, Tab. 55). Der gemessene Wert aus AP 2 lag unter dem Minimum. Für gelöstes Kupfer lagen die Konzentrationen zwischen 39,5 µg/L und 9,6 µg/L. Die Realmessung mit 20 µg/l lag zwischen Minimalwert und Median (29,4 µg/L). Die MAMPEC-Konzentrationen für Dichlofluanid lagen in dem Bereich von 0,131 µg/L Max bis 0,006 µg/L Min, während der Realwert aus AP 2 fast dem des Maximums entsprach. Dem gegenüber lag der Realwert von Cybutryn mit 0,031 µg/L unter der errechneten Spanne von 0,455 µg/L Max. bis 0,113 µg/L Min. Für DCOIT wurden Konzentrationen im Bereich von 0,034 µg/L Max. und 0,0002 µg/L Min. errechnet, im Hafen lag der Wert unter der Nachweisgrenze von 0,01 µg/L.

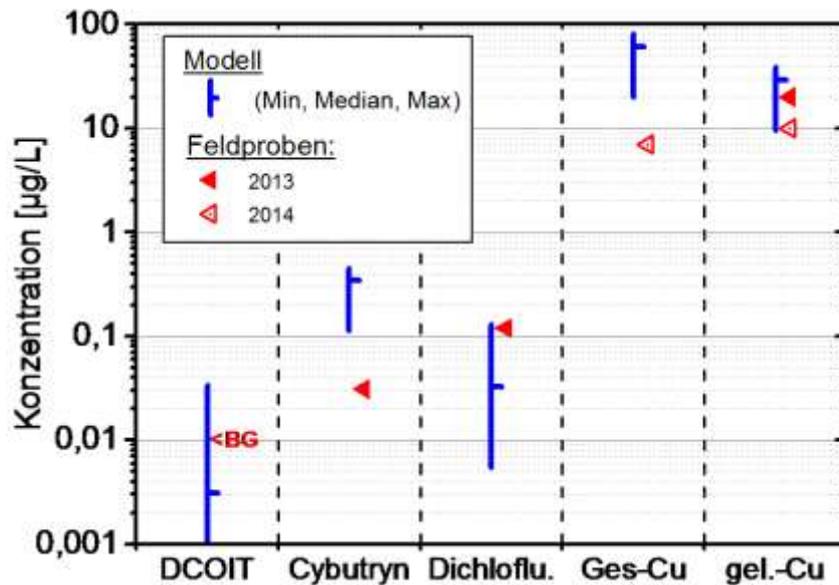


Abb. 24: Hafen Br_1 – Konzentrationen [µg/L] der MAMPEC-Modellierung und der Realmessung aus AP im Vergleich.

Der Hafen Br_2 wies wie Br_1 eine dichte Belegung auf, unterliegt aber der Tide und hatte mit fast 72 % ein hohes Austauschvolumen pro Tide. Entsprechend der sehr hohen Liegeplatzanzahl ergaben sich auch sehr hohe Emissionen pro Tag für Hafen Br_2 mit 19.824 g Kupfer, 197,4 g Dichlofluorid, 108,9 g Cybutryn und 100,2 g DCOIT. Die errechneten Konzentrationen fielen für alle betrachteten Biozide dagegen geringer als in Hafen Br_1 aus (Abb. 25, Tab. 56).

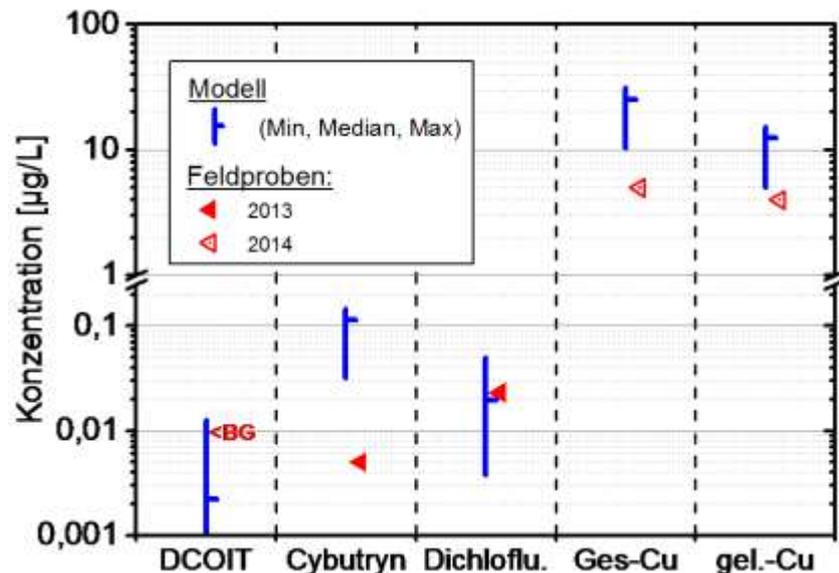


Abb. 25: Hafen Br_2 – Konzentrationen [µg/L] der MAMPEC-Modellierung und der Realmessung aus AP 2 im Vergleich.

Im Hafen Br_2 wurden für Gesamtkupfer bei der Modellierung Konzentrationen im Bereich von 31,2 µg/L Max und 10,3 µg/L Min mit einem Median von 25,3 µg/L errechnet, während der Realwert mit 5 µg/L unter dem Minimum lag. Knapp die Hälfte des gesamten Kupfers wurde als gelöstes Kupfer ermittelt, der gemessene Wert im Hafen lag dabei mit 4 µg/L knapp unterhalb der errechneten Minimalkonzentration. Bei Dichlofluorid lag der Realwert mit 0,023 µg/L knapp über dem errechneten Median von 0,020 µg/L. Für Cybutryn lag die errechnete Spanne

zwischen 0,15 µg/L Max. und 0,032 µg/L Min. Der Median betrug 0,114 µg/L. Hier lag der Realwert um eine Zehnerpotenz unter dem Minimum. Bei DCOIT lag die maximale Konzentration mit 0,013 µg/L etwas über der Nachweisgrenze, die in AP 2 nicht überschritten wurde.

Die Häfen Br_3 und Br_4 sind offen gestaltet, die Austauschraten waren aufgrund unterschiedlicher Strömungsverhältnisse im Hafen Br_3 mit 33 % höher als in Br_4, wo der Yachthafen hinter einer Schleuse liegt. Die errechneten Gesamtemissionen pro Tag lagen aufgrund der höheren Liegeplatzanzahl im Hafen Br_3 etwa fünffach höher als im Yachthafen Br_4.

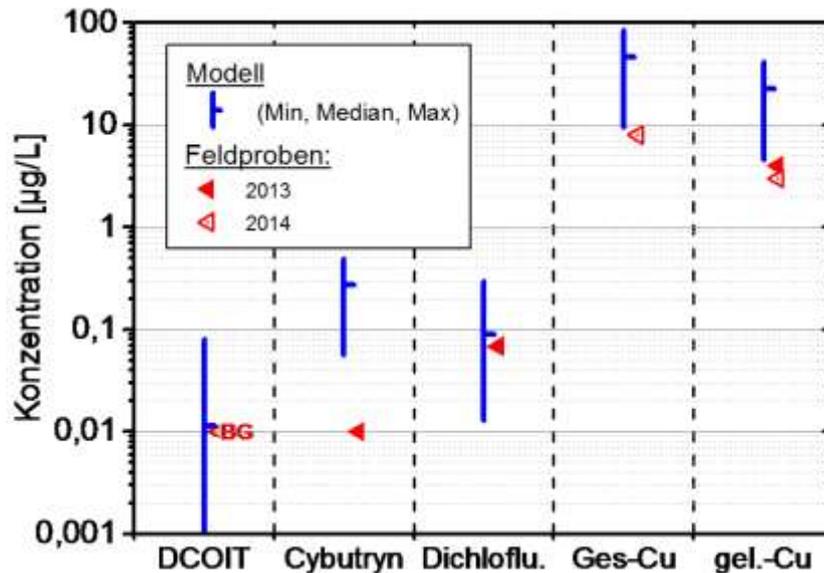


Abb. 26: Hafen Br_3 – Konzentrationen [µg/L] der MAMPEC-Modellierung und der Realmessung aus AP 2 im Vergleich.

Im Hafen Br-3 waren es pro Tag 3.718 g Kupfer, 37,0 g Dichlofluamid, 20,5 g Cybutryn und 18,8 g DCOIT. Bei der Modellierung ergaben sich für Gesamtkupfer Konzentrationen zwischen 85,2 µg/L und 9,5 µg/L mit einem Median von 46,5 µg/L, während die Realmessung mit 8 µg/L noch unter dem Minimum lag (Abb. 26, Tab. 57). Bei gelöstem Kupfer lag der Bereich zwischen 41,5 µg/L und 4,6 µg/L, der Median bei 22,7 µg/L. Auch hier lag der gemessene Wert im Hafen vergleichsweise niedriger mit 4 µg/L. Die Realkonzentration von Dichlofluamid lag mit 0,067 µg/L zwischen errechnetem Minimum und Median. Das modellierte Maximum für Dichlofluamid betrug 0,3 µg/L. Für Cybutryn wurden mit 0,495 µg/L Max. bis 0,056 µg/L Min. erheblich höhere Konzentrationen errechnet als der real gemessene Wert von 0,010 µg/L. Für DCOIT wurde eine Konzentrationsspanne von 0,081 µg/L und 0,001 µg/L. und einem Median von 0,011 µg/L modelliert. Der Realwert im Vergleich lag bei <0,01 µg/L.

Im Hafen Br_4 lagen laut MAMPEC geringe tägliche Emissionen mit 766 g/d Kupfer, 7,6 g/d Dichlofluamid, 4,6 g/d Cybutryn und 3,9 g/d DCOIT vor. Daraus wurden maximale Konzentrationen für Kupfer total von 32,0 µg/L und für Cybutryn von 0,19 µg/L errechnet. Die Realwerte aus AP 2 lagen zwischen Median- und Minimumkonzentration mit 7 µg/L für Kupfer gesamt und 0,021 µg/L für Cybutryn (Abb. 27, Tab. 58). Die Realkonzentration für gelöstes Kupfer entspricht dem errechneten Median. Die Konzentrationen von DCOIT lagen im Hafen unter der analytischen Bestimmungsgrenze. Die errechneten Konzentrationen waren mit $0,011 \cdot 10^{-6}$ - $2 \cdot 10^{-6}$ µg/L ebenfalls sehr niedrig. Dichlofluamid dagegen wurde im Hafen mit 0,024 µg/L in ei-

ner Konzentration gemessen, die zwischen Mittelwert und Maximalwert des Modells lag. Die errechnete Spanne lag zwischen 0,050 µg/L und 0,0002 µg/L.

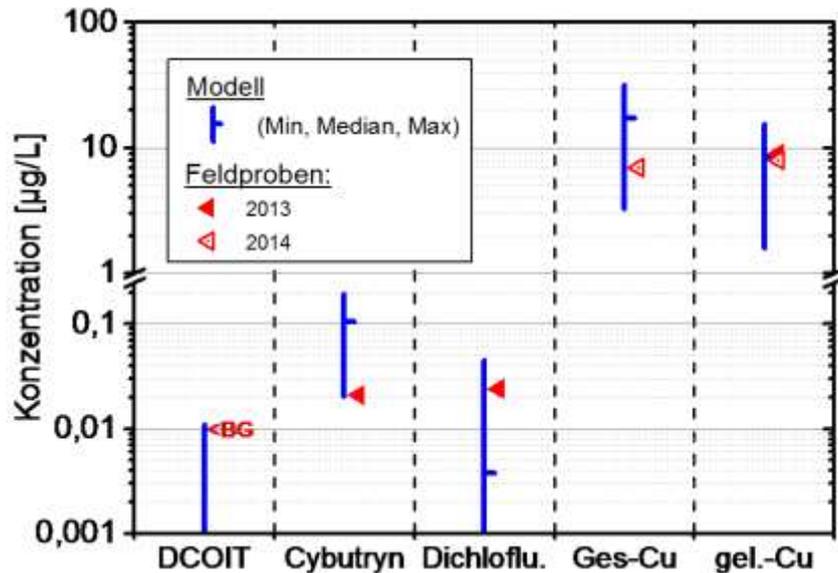


Abb. 27: Hafen Br_4 – Konzentrationen [µg/L] der MAMPEC-Modellierung und der Realmessung aus AP 2 im Vergleich.

2.3.2.3 Süßwasserstandorte

Für die Modellierung im Süßwasser wurden Häfen herangezogen, die aufgrund ihrer Größe und hohen Liegezahl aussagekräftig und/oder mit einem geschlossenen Wasserkörper in MAMPEC entsprechend der vorgegebenen Szenarien modellierbar waren.

Der geschlossene Hafen Sü_1 als ehemaliger Baggersee verfügte über ein sehr großes Wasservolumen. Für den zu drei Seiten befestigten Hafen mit einer schmalen Hafeneinfahrt errechnete MAMPEC einen geringen Wasseraustausch von 3 % auf 12,4 Stunden. Durch den hohen Sportbootbestand ergaben sich auch hohe tägliche Emissionen an Bioziden mit 14.125 g Kupfer, 140,6 g Dichlofluorid, 77,9 g Cybutryn und 71,4 g DCOIT.

Die modellierten Konzentrationen zeigten für Gesamtkupfer eine Spanne von 35,0 µg/L bis 11,7 µg/L mit einem Median von 24,4 µg/L (Abb. 28, Tab. 59). Der Konzentrationsbereich von gelöstem Kupfer lag zwischen 17,1 und 5,7 µg/L, der Median mit 11,9 µg/L entspricht fast dem Realwert im Hafen. Für Cybutryn ergaben sich rechnerisch Konzentrationen von 0,181 bis 0,059 µg/L, die vom realen Wert im Hafen unterschritten wurden (0,029 µg/L). Die reale Konzentration von Dichlofluorid lag dagegen mit 0,036 µg/L knapp unter der maximalen errechneten Konzentration von 0,04 µg/L. Die errechnete Konzentrationsspanne für DCOIT bewegte sich wie der Realwert unterhalb der Nachweisgrenze von 0,01 µg/L.

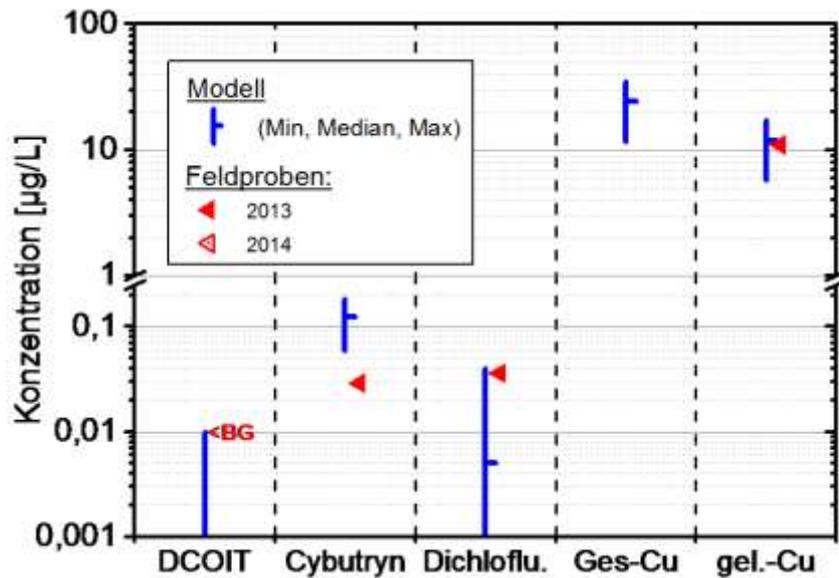


Abb. 28: Hafen Sü_1 – Konzentrationen [µg/L] der MAMPEC-Modellierung und im Vergleich die Realmessung aus AP 2.

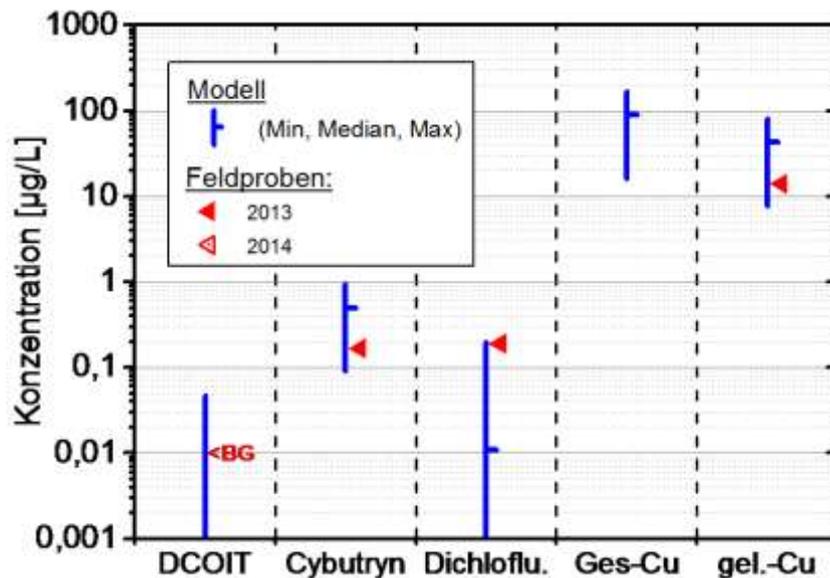


Abb. 29: Hafen Sü_2 – Konzentrationen [µg/L] der MAMPEC-Modellierung und der Realmessung aus AP 2 im Vergleich.

Entsprechend der strömungsarmen Lage in einem blind endenden Seitenarm eines Kanals wurde für den Hafen Sü_2 in MAMPEC ein geringer Wasseraustausch von 7,8 % innerhalb von 12,4 Stunden errechnet. Für den Hafen ergaben sich tägliche Gesamtemissionen von 1.405 g Kupfer, 14 g Dichlofluamid, 7,8 g Cybutryn und 7,1 g DCOIT.

MAMPEC modellierte aufgrund der Standortfaktoren hohe Konzentrationen für Kupfer total (168 - 16 µg/L), gelöstes Kupfer (81,9 - 7,8 µg/L) und Cybutryn (0,945 - 0,091 µg/L) (Abb. 29, Tab. 60). Die Realkonzentrationen von Cybutryn und gelöstem Kupfer lagen nur knapp über dem Minimum. Dagegen lag die Realkonzentration von Dichlofluamid knapp unter dem maximal errechneten Wert von 0,20 µg/L, die Spanne reichte bis 0,0004 µg/L als Minimalwert. Die Konzentration von DCOIT reichte von 0,047 bis $1,84 \cdot 10^{-6}$ µg/L, während es im Hafen nicht nachgewiesen werden konnte.

Für den Hafen Sü_3 am Rhein, der mehrere Sportbootvereine beheimatet, ergab sich aus den Standortfaktoren ein Wasseraustausch von 14,8 % innerhalb von 12,4 Stunden und durch die Sportboote tägliche Emissionen von 5.460 g Kupfer, 54,3 g Dichlofluanid, 30,9 g Cybutryn und 27,7 g DCOIT.

Die modellierten Konzentrationen reichten für Gesamtkupfer von 53,8 µg/L Max bis 16,5 µg/L Min mit einem Median von 44,2 µg/L (Abb. 30, Tab. 61). Die Konzentration von gelöstem Kupfer mit 4 µg/L im Hafen lag unterhalb der errechneten Spanne von 26,3 - 8,0 µg/L. Bei Cybutryn lag der gemessene Wert mit 0,019 µg/L ebenfalls unter der minimal errechneten Konzentration von 0,090 µg/L. Die maximale Konzentration lag bei 0,296 µg/L. Die Konzentrationen für Dichlofluanid reichten von 0,036 bis 0,0003 µg/L, und die Realmessung betrug knapp die maximal modellierte Konzentration (0,029 µg/L). Die errechnete Konzentration von DCOIT war sehr gering mit 0,008 µg/L Max und im Hafen wurde das Biozid nicht nachgewiesen (<0,01 µg/L).

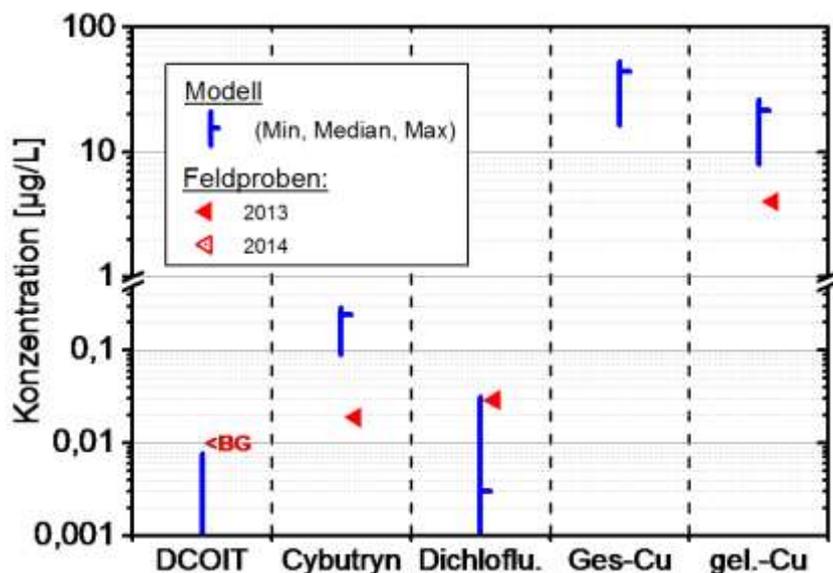


Abb. 30: Hafen Sü_3 – Konzentrationen [µg/L] der MAMPEC-Modellierung und der Realmessung aus AP 2 im Vergleich.

Ein Seenabschnitt in Berlin wurde für die Modellierung mit seinen vielen kleinen Sportbootvereinen als eine Einheit (Sü_4) betrachtet. Der See erhält Wasser über einen kleinen Zufluss. Als unteres Ende der Bucht wurde eine Landzunge gewählt, die die Bucht auf ca. 180 m Breite verengt. Trotzdem kann der See nicht als ein geschlossener Hafen eingestuft werden. Insgesamt errechnete MAMPEC für die Bucht eine geringe Wasserbewegung mit einem Wasseraustausch von 2,1 % pro 12,4 Stunden. Über die Anzahl der Sportboote wurden Emissionen von 5.378 g/d Kupfer, 53,4 g/d Dichlofluanid, 31,3 g/d Cybutryn und 27,4 g/d DCOIT abgegeben.

Bei der Modellierung wies dieser Standort von allen untersuchten die höchsten Konzentrationen für Kupfer und Cybutryn auf. Sie rangierten zwischen 264 und 32,4 µg/L für Gesamtkupfer, zwischen 129 und 15,8 µg/L für gelöstes Kupfer und zwischen 1,71 und 0,20 µg/L für Cybutryn (Abb. 31, Tab. 62). Im Vergleich dazu lagen die real gemessenen Konzentrationen in der Buchtmitte des Sees jeweils unter dem Minimum, bei Cybutryn auch deutlich (0,01 µg/L). Die Konzentration für Dichlofluanid bewegte sich zwischen 0,17 und 0,0002 µg/L und der Realwert lag mit 0,033 µg/L zwischen Maximum und Mittelwert. Die DCOIT-Konzentration rangierte zwischen 0,036 und $3 \cdot 10^{-9}$ µg/L, während sie in der Buchtmitte <0,01 µg/L betrug.

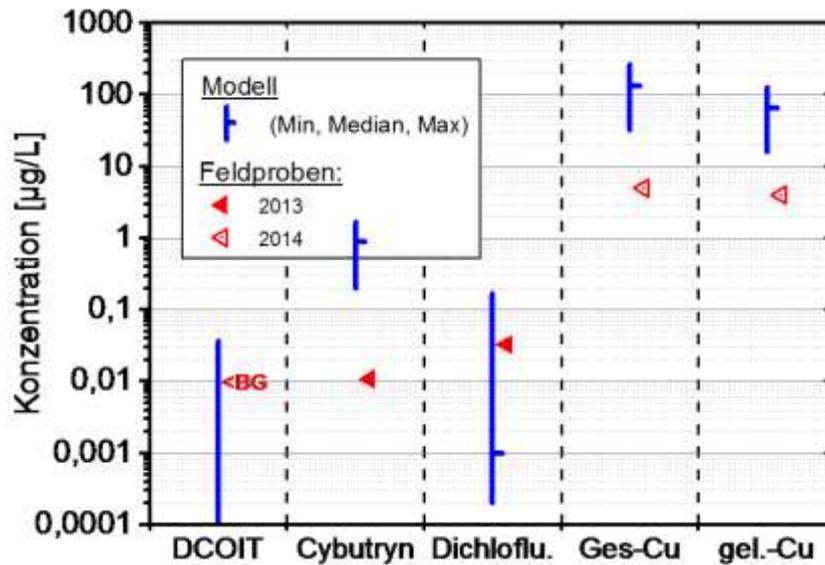


Abb. 31: Hafen Sü_4 – Konzentrationen [µg/L] der MAMPEC-Modellierung und der Realmessung aus AP 2 im Vergleich.

3 Diskussion

3.1 Erfassung von Sportbooten in Deutschland

3.1.1 Ausgangssituation

In Deutschland gibt es keine zentrale Zulassungspflicht für Sportboote. Eine Erfassung der Kennzeichen kann dezentral bei den jeweiligen Wasser- und Schifffahrtsämtern erfolgen. Auf lokaler Ebene gibt es jedoch auf sehr vielen Gewässern regionale Zulassungs- und Kennzeichnungspflichten, die in den jeweiligen Befahrensverordnungen festgelegt sind. Beispiele dafür sind alle bayrischen Seen, der Bodensee, der Ratzeburger See und die Berliner Gewässer.

Die Anmelde Daten werden häufig nicht dahingehend aktualisiert, dass Boote, die nicht mehr im Gewässer sind, gelöscht werden. Aus der Adresse des Bootshalters kann zudem nicht auf den örtlichen Liegeplatz des Sportbootes geschlossen werden.

Existierende Bestandserhebungen oder -schätzungen umfassen jedoch nur einzelne Regionen (PLANCO 2008, IGKG 2011) oder basieren auf hochgerechneten Befragungen (Kap. 3.1.2.). Daher wurden im Rahmen dieses Projektes schwerpunktmäßig Luftbilder zur bundesweiten Auswertung herangezogen.

Bei der flächendeckenden Bestandserhebung wurden Boote im Wasser, aber auch unbesetzte Liegeplätze gezählt, da auch Luftbilder im Winterhalbjahr mit geringer Bootsbelegung ausgewertet wurden. Dabei konnte nicht sicher zwischen Gast- und Dauerliegeplätzen unterschieden werden. Bei diesem Vorgehen wird die Prämisse zugrunde gelegt, dass in der Hochsaison jeder Liegeplatz auch durch ein Sportboot belegt wird. Dies trifft für Häfen mit einem hohen Anteil an Dauerliegern wie auch bei Häfen mit hohem Gastliegeranteil zu. Für die letztere Gruppe kann der Auslastungsgrad in der Nebensaison jedoch deutlich geringer sein.

Der Umfang an Fahrtenbooten, die sich in der Saison in anderen Revieren, auch außerhalb des Bundesgebietes aufhalten, konnte nicht erfasst werden. Es wird jedoch davon ausgegangen, dass in derselben Zeit die örtlich frei gewordenen Liegeplätze durch Gäste aus anderen Regionen genutzt werden.

Liegeplätze, die eindeutig für Ruderboote, Optimisten oder Jollen zuzuordnen waren, wurden in dieser Studie ebenfalls nicht erfasst, ebenso wie Jollen, die in der Saison am Ufer lagern. Hier ist davon auszugehen, dass bei diesen Booten weitgehend keine AF-Systeme eingesetzt werden.

Vor Ort wurden vereinzelt Steganlagen vorgefunden, an denen Kleinboote wie Jollen oder Angelkähne innerhalb der Liegeplatzbox oberhalb des Wassers lagerten. Diese Lagerung ist anhand eines Luftbildes ebenfalls nicht erkennbar. Sportboote, die außerhalb des Hafengeländes lagern und z.B. per Trailer und Slipanlage zu Wassergelassen werden, konnten ebenfalls nicht erfasst werden. Insgesamt wird davon ausgegangen, dass der Anteil dieser Boote am Gesamtbestand relativ gering war.

An der Nord- und Ostseeküste sowie in den angrenzenden Ästuaren sind die Sportboothäfen allgemein z.B. durch Karten des BSH oder durch Hafenfürer sehr gut erfasst und dokumentiert. Ferner waren sie anhand der Luftbilder klar zu identifizieren und gut auszuwerten. Es ist davon auszugehen, dass dort alle Standorte erfasst und die Liegeplatzermittlung quantitativ erfolgen konnte. **Im Binnenbereich waren vor allem kleinste Häfen, Einzelstege oder „Einboothäfen“, die verstreut in der Region liegen, sehr schwer** quantitativ zu erfassen. Deshalb sind schätzungsweise 1000 Liegeplätze bzw. Boote nicht mit in die Erfassung eingegangen. So waren Einzelliegeplätze an Ufergrundstücken mit Baumbewuchs anhand von Luftbilder nur schwer oder gar nicht auszumachen. Auch ließ sich der Liegeplatzbestand bei Bootsschuppen nur unbefriedigend schätzen (vgl. Kap. 7.1.2.9).

Zusätzlich zu den Booten in den Häfen ist es mancherorts verbreitet, Boote auf dem eigenen Grundstück zu lagern und am Wochenende und in den Ferien mit dem Boot auf dem Trailer zu den Sportbootrevieren zu fahren. Die Anzahl der sogenannten Trailerkapitäne ist schwer zu schätzen. Recherchen zum Bestand an Trailerbooten ergab, dass beim Kraftfahrzeug-Bundesamt im Jahr 2011 16.911 Bootsanhänger registriert waren, in 2012 16.640 und in 2013 noch 16.525 Bootsanhänger (Jürgensen, mdl. Mitteilung). Eine Annahme von dementsprechend 16.000 - 17.000 Trailerbooten zusätzlich entspricht einer maximalen theoretischen Anzahl, die in der Praxis wahrscheinlich nicht erreicht wird.

Insgesamt bildet die Herangehensweise über die Liegeplatzerfassung eine sehr gute Annäherung an den tatsächlichen Sportbootbestand. Auf der einen Seite sind sicher zu wenig Boote erfasst, weil es in einigen Häfen mehr Boote als Liegeplätze gibt und einige Boote in Einzellage nicht berücksichtigt wurden, auf der anderen Seite weist nicht jeder Hafen eine 100-prozentige Belegung auf. Um einzuschätzen, wie viele Bootsliegeplätze nicht mit erfasst wurden, wurde die statistische Verteilung der Hafengrößen (Liegeplatzzahlen) ausgewertet. Mit diesem Ansatz lässt sich der Fehler zwischen rund 6.800 (ca. 3 %) und 20.000 (ca. 10 %) Liegeplätzen beziffern.

3.1.2 Bundesweiter Gesamtbestand an Liegeplätzen im Vergleich mit anderen Studien

Im Rahmen dieser Studie wurden insgesamt etwa 206.000 Liegeplätze ermittelt, die einem mindestens ebenso großen Bootsbestand bundesweit entsprechen (Kap. 2.1.1.1). Die Befunde wurden von Luftbildern erhoben, die größtenteils aus den Jahren 2009 - 2012 stammen.

Die hier erhobenen Daten liegen damit deutlich unter den bisher publizierten Gesamtzahlen für den Sportbootbestand in Deutschland:

So veröffentlichte Mell (2008) Hochrechnungen auf Basis von Befragungen, nach denen es 2008 ca. 500.000 Sportboote in Deutschland gab (Abb. 32), davon ca. 300.000 Motorboote und 200.000 Segelboote. Bei der Hochrechnung von Wasserliegeplätzen in Deutschland kam Mell auf 320.000 Plätze und gab dazu als Vergleich 150.000 ausgezählte Liegeplätze aus offiziellen Quellen (wie z.B. dem Wassertourismus-Guide www.vivawasser.de) an.

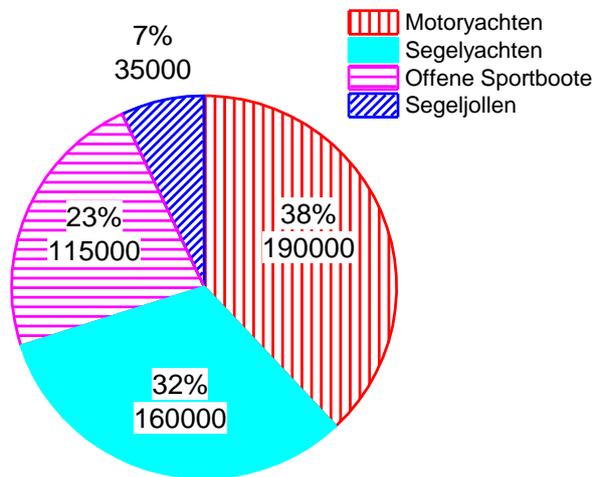


Abb. 32: Sportbootanzahl und Anteile nach Bootstypen in Deutschland auf der Basis von Befragungen und Hochrechnungen.
(Datengrundlage: Mell 2008)

Liegeplätze, die eindeutig für Kleinboote (Schlauchboote, Jollen, etc.) ohne AF-Beschichtung genutzt wurden, wurden in der vorliegenden Studie nicht erfasst. Zudem liegt ein unbekannter, aber kleiner Anteil deutscher Boote während der Saison außerhalb Deutschlands, z.B. in den Niederlanden oder am Mittelmeer und einige Häfen verfügen sicher über mehr Boote als Liegeplätze. Summiert man nur Motoryachten und Segelyachten aus Abb. 32, so würde dies bereits einen Bestand von 350.000 Booten ergeben, die einen Liegeplatz benötigen würden. Es ist daher davon auszugehen, dass der Gesamtbootsbestand methodisch bedingt (s.o.) erheblich überschätzt wurde.

Auch das Bundesverkehrsministerium (2014) gibt in seinem jährlichen Verkehrsinvestitionsbericht für 2012 einen viel größeren Sportbootbestand mit geschätzten 750.000 Freizeit- und Sportbooten an. Es ist nicht angegeben, worauf die Schätzungen beruhen.

Die Zahl der Wassersportler wird von der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes mit 4,8 Mio. Personen angegeben, wovon 1 Mio. auf Segler und 1,2 Mio. auf Motorbootfahrer entfallen (www.wsv.de, BMVI, 2011).

Dagegen ergeben die im ADAC-Marinaführer (2010) erfassten Häfen insgesamt nur ca. 67.000 Liegeplätze. Und auch andere Quellen wie WTG-Törnplaner geben nur eine Auswahl der vorhandenen Häfen und Marinas wieder.

Darüber hinaus wird in den letzten Jahren für einige Regionen ein Rückgang des Sportbootbestandes beobachtet, besonders bei Booten <7,50 m Länge, während der Bootsbestand mit >12 m Länge leicht zugenommen hat. Als Grund wird u.a. eine demografische Überalterung der Wassersportler genannt (PLANCO 2008).

Fazit: Die Ergebnisse dieser Studie unterscheiden sich deutlich von den bisher bekannten Zahlen zum nationalen Bootsbestand, die offenbar auf zu hoch gegriffenen Schätzungen beruhen. Mit dieser Studie wird erstmals eine fundierte Zählung der Liegeplätze in Deutschland veröffentlicht.

3.1.3 Situation in anderen Ländern

Tab. 6: Liegeplätze bzw. Bootsbestand in ausgewählten europäischen Ländern

(Quellen: ⁽¹⁾ diese Studie, ⁽²⁾ ADAC Marinführer 2010, ⁽³⁾ PLANCO 2008, ⁽⁴⁾ Vereinigung der Schifffahrtsämter Schweiz 2013, ⁽⁵⁾ Fritsch, YACHT mdl. Mitt. ⁽⁶⁾ Gerström, Dänischer Seglerverband, mdl. Mitt, ⁽⁷⁾ Mell 2008), n.d.: keine Daten

Land	Liegeplätze	Sportboote	Motorboote	Segelboote
Deutschland	206.279 ⁽¹⁾	ca. 500.000 ⁽⁷⁾	300.000 ⁽⁷⁾	200.000 ⁽⁷⁾
Niederlande	38.941 ⁽²⁾	n.d.	n.d.	n.d.
Dänemark	46.082 ⁽³⁾	n.d.	n.d.	n.d.
Schweiz	93.018 ⁽⁴⁾	n.d.	n.d.	n.d.
Frankreich	117.848 ⁽²⁾	n.d.	n.d.	n.d.
Italien	n.d.	608.000 ⁽⁵⁾	503.000 ⁽⁵⁾	n.d.
Griechenland	n.d.	154.666 ⁽⁵⁾	132.000 ⁽⁵⁾	3.800 ⁽⁵⁾
Schweden	n.d.	881.000 ⁽⁶⁾	660.000 ⁽⁵⁾	105.000 ⁽⁵⁾
Finnland	48.000 ⁽⁶⁾	737.000 ⁽⁵⁾	102.000 ⁽⁵⁾	247.650 ⁽⁵⁾
Norwegen	n.d.	600.000 ⁽⁶⁾	n.d.	n.d.
Großbritannien	n.d.	694.000 ⁽⁵⁾	n.d.	n.d.
Kroatien	n.d.	205.786 ⁽⁵⁾	n.d.	n.d.

Eine umfassende Auflistung der Sportboote und der Liegeplätze in Yachthäfen und an Stegen liegen aus anderen europäischen Ländern oder weltweit nur als Internetdateien vor, in denen einzelne Häfen aufgesucht werden können wie z.B. bei: <http://www.portbooker.com>. Dort sind zahlreiche Marinas aufgeführt, geben aber keinen Überblick über den Gesamtbestand an Liegeplätzen bzw. Booten in den einzelnen Ländern. Einzig die Schweiz verfügt über eine gute Dokumentation ihres Bootsbestands. Demnach hat der Bestand bis 1988 zugenommen und ist seitdem wieder leicht rückläufig, wobei sich der Anteil der Motorboote gegenüber den Segel-

booten ständig erhöht. Für 2012 sind insgesamt 93.000 Sportboote ohne Ruderboote und Pedalos angegeben (Vereinigung der Schifffahrtsämter Schweiz 2013). Für Dänemark ergaben eigene überschlägige Zählungen der Liegeplätze im Rahmen dieser Studie eine Summe von 45.000, PLANCO (2008) gibt insgesamt 46.082 Liegeplätze für 2003 an (Tab. 6).

Belastbare Daten für Frankreich und den Niederlanden konnten nicht gefunden werden. In einer nicht belegten Quelle werden 180.000 Liegeplätze für die Niederlande angegeben. Die Summe aller aufgeführten Liegeplätze in Sportboothäfen aus dem ADAC-Marinaführer (2010) ergaben für die Niederlande nur 38.941. Ähnlich wie in Deutschland wird die tatsächliche Zahl weit darüber liegen, da ja nur die Mitgliedshäfen des ADAC erfasst wurden. Die Datengrundlage für andere europäische Länder ist ebenfalls nicht gesichert. Angaben zum Sportbootbestand für Skandinavien, Großbritannien und südliche Länder liegen im Vergleich zu den Liegeplatzangaben in Deutschland enorm hoch und sollten vorsichtig betrachtet werden.

Zusammenfassend bleibt die Erkenntnis, dass ähnlich wie in Deutschland auch in anderen europäischen Ländern die Datengrundlage der nationalen Bootsbestände oftmals unzureichend ist und Liegeplätze oder Bootsbestände wahrscheinlich auf Schätzungen basieren.

3.1.4 Regionale Vergleiche mit anderen Studien

3.1.4.1 Großraum Berlin

Tab. 7: Vergleich der Bootszählung im Großraum Berlin anhand von Luftbildern aus dem Zeitraum 2003/2006 und 2012

(Quelle: Zählung 1: Umweltbundesamt, unveröffentlicht, Zählung 2: diese Studie)

Gewässerabschnitt	Zählung 1	Zählung 2
Oberhavel	4.580	4.474
Unterhavel	7.735	7.890
Spreemündung bis Schleusendamm	5	60
Spreemündung bis Dahme / Müggelspreemündung	613	793
Müggelspreemündung / Oder bis Spreekanal	3.283	3.394
Dahme von Spreemündung bis Neue Mühle	6.149	6.602
Gesamt	22.365	23.213

In einer Erhebung aus dem Jahr 2010 wurde für den Großraum Berlin ebenfalls eine Sportbootzählung durchgeführt (Umweltbundesamt, unveröffentlicht). Dabei wurden neben Liegeplätzen auch die Boote nach Standorten (Hafen, unterwegs, an Land) und Größe erfasst. Als Grundlage für die Erhebung dienten im Internet frei verfügbare Geoinformationsdienste mit Luftbildmaterial aus dem Zeitraum von 2003 bis 2006. In Tab. 7 sind diese Ergebnisse der Zählung aus dem vorliegenden Projekt gegenüber gestellt. Dabei wurde das Berliner Gebiet in sechs Abschnitte unterteilt. Beide Vergleichszählungen basieren auf Luftbildern, wurden mit vergleichbarer Methode, aber von unterschiedlichen Personen und an unterschiedlich aktuellem Bildmaterial durchgeführt. Die aktuellere Zählung 2 weist im Gesamtbestand knapp 850 mehr Liegeplätze als Zählung 1 auf, was einem Zuwachs von 3,8 % entspricht. Dieser Zuwachs

könnte als Methodenfehler beziffert werden. Es ist aber nicht auszuschließen, dass bei Verwendung von aktuellerem Bildmaterial der Bootsbestand nach ca. 5 - 6 Jahren leicht gestiegen ist. Da die Grenzziehung zwischen den einzelnen Gewässerabschnitten etwas unterschiedlich war, weichen hier die Zählungen stärker voneinander ab als bei der Gesamtzählung.

Generell lässt sich konstatieren, dass bei derselben Methode der Fehler für diesen Großraum mit ca. 22.000 Sportbooten bei <4 % liegt.

3.1.4.2 Regionen an der ostfriesischen Nordseeküste

Für die Ostfriesische Küste gab es bisher nur zwei Untersuchungen zum Sportbootbestand und zur Sportbootaktivität. Grünwälder (1979) zählte 1978 2.486 Bootsliegeplätze in 24 Häfen zwischen Weser und Ems. Die Deutsche Küsteninformation e.V. (1994) machte in einer kurzen Übersicht für das Jahr 1994 detaillierte Angaben zu Liegeplätzen in Häfen entlang der Nordseeküste. Eine Gegenüberstellung der Liegeplatzzahlen aus 1978 mit denen aus 1994 und dieser Untersuchung (Tab. 8) zeigt die zeitliche Entwicklung des Gebietes. Viele Häfen wurden erweitert und neu strukturiert, so dass die Zahl der Liegeplätze fast auf das Doppelte (4595 LP) anstieg.

Tab. 8: Liegeplatzzahlen entlang der ostfriesischen Küste im zeitlichen Verlauf von 1979 bis 2012

Hafen	1979 (Grünwälder 1979)	1994 (Küstenkalender 1994)	2012 (eigene Erhebung)
Ditzum	20	25	20
Emden Außenhafen	83	86	77
Greetsiel	24	50	80
Borkum	116	150 (+ 110 GLP)	360 (2 Anlagen)
Juist	44	44	182
Norddeich	80	270	270
Norderney	184	300 (+150 GLP)	270
Neßmersiel	70	60 (+5 GLP)	59
Baltrum	56	30 (+20 GLP)	110
Accumersiel	230	200 (+30 GLP)	250
Langeoog	170	202 (+115 GLP)	240
Bensersiel	181	186	220
Neuharlingersiel	0	12	35
Spiekeroog	10	120 (+80 GLP)	130

Hafen	1979 (Grünwälder 1979)	1994 (Küstenkalender 1994)	2012 (eigene Erhebung)
Harlesiel	110	140 (+30 GLP)	192
Wangerooge	36	120	110
Horumersiel / Wangersiel	150	200	200
Hooksiel (2 Anlagen)	220	400 (+50 GLP)	680
Rüstersiel (3 Anlagen)	123	Keine Angaben	172
Wilhelmshaven (6 Anlagen)	250	100 (+10 GLP)	442
Dangast	64	60 (+5 GLP)	76
Varel	110	135 (+20 GLP)	240
Fedderwardsiel (2 Anlagen)	137	142	160
Eckwardsiel	18	Keine Angabe	20
Gesamt Liegeplätze	2486	3657	4595

GLP= Gastliegeplätze

3.1.5 Besonderheiten von Sportboothäfen an der Küste

Der Großteil der Häfen an der Küste ist als Schutzhafen vor Wind und Wellenschlag angelegt. Dementsprechend dominierten an den Salzwasserstandorten der Nordsee mit mehr als 70 % „geschlossene Häfen“ mit einer umfangreichen Eindeichung (Abb. 7). Ihr Anteil war damit weitaus höher als an Brack- (35 %) und Süßwasserstandorten (21 %). Ebenso war dort der Anteil der Häfen mit besonderer Hafeninfrastuktur (z.B. Krane, Werften) mit 77 % (Abb. 8) und der Anteil mit Mischnutzung durch Fischerei- oder Fährbetrieb (Abb. 6) mit 47 % deutlich höher als im Brack- oder Süßwasser.

Bedingt durch diesen Schutzcharakter sowie den Tidenhub und die größeren Sportboote waren die Häfen an der Nordseeküste im mittleren Bereich (P10 - P90) deutlich größer (2.400 - 36.500 m²), wiesen mehr Liegeplätze (25 - 230) auf und boten eine größere theoretische Wasserfläche je Sportboot (74 - 236 m² je Boot) an als Brack- und Süßwasserstandorten (Tab. 29, Tab. 31, Tab. 33 im Anhang). Besonders kleine wie auch extrem große Sportboothäfen waren demgegenüber nur an Brack- und Süßwasserstandorten vorzufinden.

3.1.6 Liegeplatzverteilung

Eine Erklärung für den hohen Anteil von 71 % an Liegeplätzen in Süßwasserrevieren liegt sicherlich an dem sehr umfangreichen, auch für Sportboote befahrbaren Wasserstraßennetz in Deutschland. Die für Sportboote schiffbaren und miteinander vernetzten Bundes- und Landeswasserstraßen haben eine Länge von ca. 10.000 km, so dass Deutschland zu den interessantesten

ten Wassersportrevieren in Europa zählt. Über Wasserwege bestehen Verbindungen zu anderen europäischen Revieren einschließlich Nord- und Ostsee sowie Mittelmeer und Schwarzes Meer. Besonders der Berliner Raum hebt sich als großes Sportbootrevier hervor, weil dort hohe Bevölkerungsdichte und eine für Wassersport optimal nutzbare Seen- und Flusslandschaft zusammen kommen. Ähnlich ist die Situation am Bodensee und den Voralpenseen, die ein Naherholungsgebiet für die umliegenden großen Städte bilden.

Im Vergleich zu den Ballungsgebieten ist die Bevölkerungsdichte an den Küsten gering. Dazu kommt, dass die Nordsee ein schwieriges Segelrevier ist. Somit erklärt sich die geringe Zahl an Liegeplätzen im Salzwasser. Die Häfen profitieren aber in hohem Maße vom Bootstourismus (Kap. 3.1.7).

Im Gegensatz zur Nordsee bietet die Ostsee sehr gute Segelbedingungen. Es gibt ein enges Netz an Hafenanlagen in Schleswig-Holstein, die das Gebiet auch für Wasserwanderer und Küstenfahrtensegler sehr interessant macht. Die Entfernungen von benachbarten Häfen sind meistens gut per Tagesetappen von maximal 20 Seemeilen zu bewältigen und es stehen innerhalb der Reviere genügend Alternativhäfen zur Verfügung (PLANCO 2008). Neue Liegeplätze sind besonders in Mecklenburg-Vorpommern entstanden. Dazu hat auch ein Standortkonzept für Sportboothäfen an der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns beigetragen, das seit 1995 besteht (Ministerium für Arbeit, Bau und Landesentwicklung Mecklenburg-Vorpommern, 2004). In einer detaillierten Erfassung der Häfen und Liegeplätze wurde in dem Konzept für 2003 ein Bestand von 14.566 Liegeplätzen an der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns ermittelt. Um den prognostizierten Mehrbedarf an Dauerliegeplätzen nachzukommen sowie um Etappenhäfen zur Netzlückenschließung zu schaffen, wurden einige Häfen erweitert bzw. neu gebaut wie z.B. der Yachthafen Kühlungsborn mit 400 Liegeplätzen. Die Zählung des Gebietes in vorliegender Studie ergab 18.684 Liegeplätze im Jahr 2012. Damit liegt der aktuelle Bestand zwar unter dem im Standortkonzept des Landes Mecklenburg-Vorpommern ermittelten Bedarf von 21.625 Liegeplätzen für das Jahr 2015, zeigt aber trotzdem einen enormen Zuwachs in den letzten 10 Jahren. Weitere Hafenneubauten sind an der Ostsee in Planung wie die Marina Olpenitz an der Schleimündung mit geplanten 2.500 Booten.

3.1.7 Bootstourismus während der Wassersportsaison

Die Erfassung der Liegeplätze, wie sie in dieser Studie durchgeführt wurde, ist nicht gleichbedeutend mit der Anzahl der Boote in den jeweiligen Vereinen. Viele Vereine halten eine geringe Zahl von Gastliegeplätzen bereit. An der Ostsee und insbesondere an der Nordsee bilden die Dauerlieger den kleineren Anteil der Boote. Im Sportboothafen Norderney beispielsweise stehen ca. 90 Dauerliegeplätze einer Liegeplatzzahl von 270 gegenüber. In Spitzenzeiten während der Sommerferien reichen auch diese Plätze nicht aus und es werden Päckchen gebildet und sogar an der Spundwand und vor anderen gewerblich genutzten Booten angelegt.

Während der Sommermonate ist insbesondere die Ostsee ein beliebtes Urlaubsziel für den Bootstourismus, auch mit einer Anfahrt aus weiter entfernten Gebieten wie dem Ruhrgebiet und Berlin. Dabei hat besonders die Küste Mecklenburg-Vorpommerns eine positive Entwicklung erlebt. Bis 1990 hatte Schleswig-Holstein eine konkurrenzlose Spitzenstellung im Marktsegment, bei der die Nachfrage nie durch das vorhandene Angebot gedeckt werden konnte. Mit der deutschen Wiedervereinigung ist Mecklenburg-Vorpommern als neues Revier hinzuge-

kommen. Hierdurch hat sich einerseits die Vielfalt des Angebotes verbessert, andererseits ist eine neue innerdeutsche Konkurrenz um Bootsgäste und Dauerlieger entstanden (PLANCO 2008).

International hat Deutschlands Ostseeküste im Wassertourismus aufgeholt. Dies zeigt sich in der stark rückläufigen Zahl deutscher Wassersportler in dänischen Häfen und in der (langsam) steigenden Zahl skandinavischer Besucher in deutschen Häfen (PLANCO 2008). Allein in den ersten zehn Jahren nach der Wiedervereinigung ging erstere um mehr als 100.000 Bootsübernachtungen zurück. Auch in den letzten Jahren ist die Besucherzahl deutscher Wassersportler in Dänemark weiterhin rückläufig, wenn auch weniger stark. Bootseigner aus Schleswig-Holstein besuchen vermehrt Mecklenburg-Vorpommern an Stelle von Dänemark. Das heißt: Zugewinne Mecklenburg-Vorpommerns gingen zu einem großen Teil zu Lasten Dänemarks und Schwedens.

3.1.8 Typisierung der Boote und deren Nutzung

Aus der vorliegenden Erhebung kann nicht automatisch geschlossen werden, ob die Boote an den erfassten Liegeplätzen relativ orts- oder reviertreu sind, oder ob sie sich zeitweise in anderen Bereichen aufhalten. Hierzu ist es hilfreich, die unterschiedlichen Gewohnheiten und Verhaltensweisen der im Wassersport Aktiven etwas klarer einzugrenzen. Im Folgenden soll versucht werden, dies mit einer Unterscheidung zwischen Motorbootfahrern und Seglern zu verdeutlichen.

3.1.8.1 Motorboote

Auf einer Veranstaltung im November 2011 (Deutsche Bundes Stiftung Umwelt, Osnabrück) zur Frage der Reinigung von Sportbootrümpfen als Alternative zu biozidhaltigen Unterwasserbeschichtungen unternahm der Umweltverantwortliche des Deutschen Motor Yacht Verbandes (DMYV) Dr. Utzelmann (Utzelmann, 2011) den Versuch einer Typisierung der Motorbootfahrer in folgenden Kategorien:

- Regatta und Rennboote ohne Wasserliegeplatz, Boote werden nur für die Regatten zu Wasser gelassen und sind nicht mit Antifoulingbeschichtungen versehen.
- Trailerboote werden nur an den Wochenenden oder für den Urlaub ins Wasser gelassen, anschließend gereinigt und besitzen keine Antifoulingssysteme.
- Gleiter und Halbgleiter liegen während der ganzen Saison an einem Wasserliegeplatz, diese Boote werden überwiegend wenig bewegt und werden mit Antifoulingbeschichtungen versehen.
- Verdränger, Typ „Ferienwohnung“. **Diese Boote liegen an einem festen Wasserliegeplatz, sie werden als Ferienwohnung, Terrasse und im Urlaub als Fahrtenboot genutzt, die Häufigkeit der Fahrten ist eher gering, und diese Boote bleiben teilweise auch im Winter im Wasser. Sie sind regulär mit Antifoulingbeschichtungen versehen.**

- **Verdränger, Typ „Fahrtenboot“.** Diese Boote werden für Fahrten in wechselnden Revieren genutzt. Sie liegen an keinem festen Liegeplatz, bleiben aber häufig auch im Winter im Wasser. Sie sind ohne Ausnahme mit Antifoulingbeschichtungen versehen.
- Fahrtenboot mit Dauerliegeplatz in Vereinshafen.

3.1.8.2 Segelboote

Für Segelboote lassen sich aus eigener Anschauung und Erfahrung der Autoren vergleichbare Profile und Typisierungen erstellen. Hier lassen sich folgende Untergruppen unterscheiden:

- Jollen, Katamarane, Skiffs und Rennyachten liegen nicht an Wasserliegeplätzen, sondern auf Trockenliegeplätzen oder auf Trailern. Sie werden nicht mit Antifoulingssystemen beschichtet. Ihre Aktivität ist in der Regel hoch.
- **Segelboote, Typ „Kaffeeboot“ aller Größenklassen, überwiegend von 7 - 14 Metern** als gängige Yachten. Sie liegen an Wasserliegeplätzen wie Stegen oder Bojen über die ganze Saison im Wasser (März - November). Sie werden relative wenig bewegt, dienen als Wochenendwohnung und zum geselligen Zusammensein. Sie sind ausnahmslos mit Antifoulingbeschichtungen versehen.
- **Segelboote, Typ „Regattateilnehmer, Wanderfahrer“.** Hier finden sich Boote aller Größenklassen, der Hauptanteil weist jedoch eine Länge zwischen 7 - 14 m auf. Zu einem geringeren Anteil finden sich Boote von 15 bis über 25 Metern Länge. Sie werden häufiger für Vereins- oder Klassenregatten bewegt. Darüber hinaus dienen sie als Fahrtenboote insbesondere in den Sommermonaten und können über längere Zeiträume ihre Liegeplätze verlassen. Dieses kann im Wechsel zum Wochenende auftreten, aber auch im Wechsel Dauerliegeplatz und wechselnden Häfen bei Fahrten in den Ferien. Hierbei wird oft vom Süß- in das Brackwasser und auch Seewasser gewechselt. Beispiele sind die Ostküste mit besonderen Schwerpunkten in der Schlei, Kieler und Lübecker Bucht sowie Rostock und rund um Rügen. An der Nordsee sind in den Häfen in den Sommermonaten zuweilen so viele Gastlieger anzutreffen, dass sie die Zahl der Stammlieger übertreffen. Dieser Bootstyp ist ebenfalls in der Regel mit Antifoulingbeschichtungen versehen und liegt von März bis November im Wasser. Das Winterlager befindet sich überwiegend an Land.

Für die oben grob skizzierten unterschiedlichen Verhaltensweisen von Menschen bei Ausübung des Wassersports muss noch hinzugefügt werden, dass insbesondere für Segelboote ein immer größerer Anteil von Booten verchartert wird. Charterboote weisen daher untypischerweise einen sehr hohen Aktivitätsgrad auf und sind eher weniger an den Charterhafen gebunden.

3.2 Detailerhebung an 50 ausgewählten Häfen (AP 2)

3.2.1 Antifoulingbiozide in Häfen

Wie aus den Ergebnissen in Kap. 2.2.3 ersichtlich ist, lagen in der Wasserphase die Konzentrationen einiger Biozide unter der Bestimmungsgrenze. Diese Ergebnisse für die Antifoulingbiozide DCOIT (= Isothiazolinon) sowie die Abbauprodukte von Zineb überraschen nicht, da die

Biozide vornehmlich in Antifoulingprodukten für die professionelle Schifffahrt zu finden sind, aber fast gar nicht in Sportbootprodukten, wie in Abb. 33 dargestellt (LimnoMar 2013).

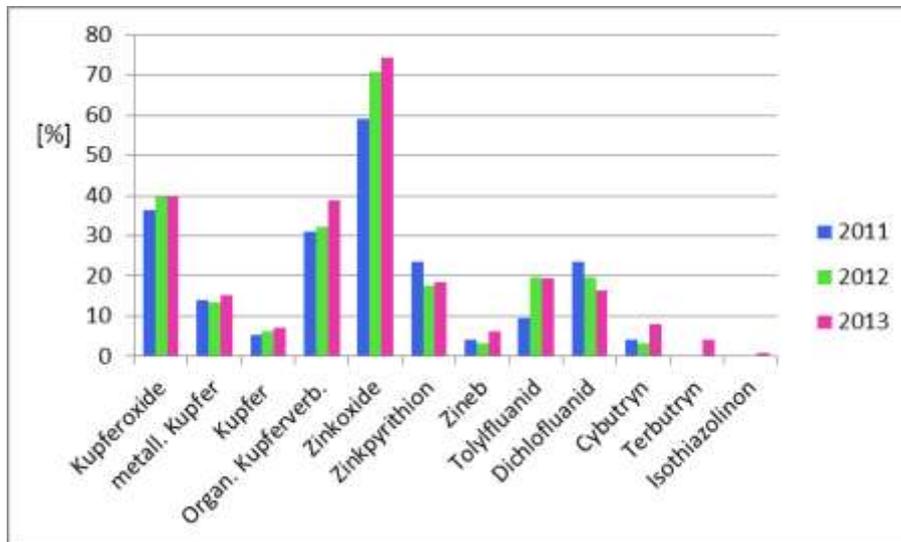


Abb. 33: Verschiedene Antifoulingbiozide anteilig in [%] an der Gesamtanzahl der am deutschen Markt vorhandenen Antifoulingprodukte in 2011, 2012 und 2013.

(Quelle: Bewuchs-Atlas 2011, 2012, LimnoMar 2013)

Die auf dem deutschen Markt für den Sportbootbereich erhältlichen Antifoulingprodukte werden in einer Produktliste jährlich zusammengestellt (Bewuchs-Atlas 2012; LimnoMar 2013). Aus diesen Listen ist der Versuch unternommen worden, die AF-Wirkstoffe in ihren prozentualen Anteilen an der Gesamtanzahl der biozidhaltigen AF-Produkte darzustellen. Dabei werden in den meisten Produkten zwischen 2 und 4 Bioziden eingesetzt.

Im Wasser haben Dichlofluanid und Tolyfluanid einen schnellen Abbauwert (DT50: ca. 3h - 2d bzw. 1,6 - 6 h) und zeigten keine Konzentrationen oberhalb der Nachweisgrenze. Die Abbauprodukte DMSA und DMST waren jedoch nachzuweisen, da sie im Wasser relativ stabil sind (DMST: DT50 42,1 - 75,8 d) und deuten somit auf aktuelle Einträge in 2013 hin. Dies gilt für alle Salinitätsbereiche. Diese Abbauprodukte sind aber ökotoxikologisch in den nachgewiesenen Konzentrationen nicht relevant. Ebenso entsprechen die Nachweise von Kupfer und Zink in der filtrierten Probe ihrem Einsatz in Antifoulingprodukten für Sportboote (Kap. 3.2.5), können aber auch durch viele andere Anwendungen in die Umwelt gelangen. Legt man für Zink und Kupfer einen Effekt-Schwellenwert (PNEC: Predicted Environmental Effect Concentration) als sog. HC5 nach EU-Risikobewertungen von je knapp 8 µg/L zugrunde (ECI 2008, EU 2010), bei dem erst bei Überschreitung dieses Wertes und in Abhängigkeit von pH-Wert und Wasserzusammensetzung Gefährdungen der aquatischen Umwelt auftreten können, so wurde dieser Wert für Kupfer an 6 und für Zink an 9 von 50 untersuchten Standorten überschritten. Erhöhte Konzentrationen wurden vor allem in relativ großen und gut abgegrenzten Marinas gefunden und erreichten Maximalwerte von 20 µg Cu/L bzw. 27 µg Zn/L. Die Werte beziehen sich jeweils auf die filtrierte Fraktion ohne den an Schwebstoffen gebundenen Anteil. Es ist davon auszugehen, dass der an Schwebstoff gebundene Metallanteil mittelfristig sedimentiert und sich am Hafengrund langfristig anreichert. Leider besteht kein Zugang zu Daten über die Belastung von Baggerrgut in Häfen mit Metallen.

Für den Wirkstoff Cybutryn, der im Gewässer nur sehr langsam zerfällt, wurden Wasserkonzentrationen ermittelt, die an einigen Standorten eine Gefährdung der Umwelt anzeigen: An 35 von 50 Sportboothäfen lag die aktuelle Konzentration über dem Grenzwert der aktuellen EU-Richtlinie 2013/39/EU von 0,0025 µg/L, der als Jahresdurchschnitt dauerhaft nicht überschritten werden darf. An 5 Standorten lagen Konzentrationen sogar über der zulässigen Höchstkonzentration von 0,016 µg/L der EU-Umweltqualitätsnorm, die auch einmalig nicht überschritten werden darf. Die höchste Konzentration von 0,110 µg/L wurde in einem Binnen-sportboothafen gemessen (Abb. 34).

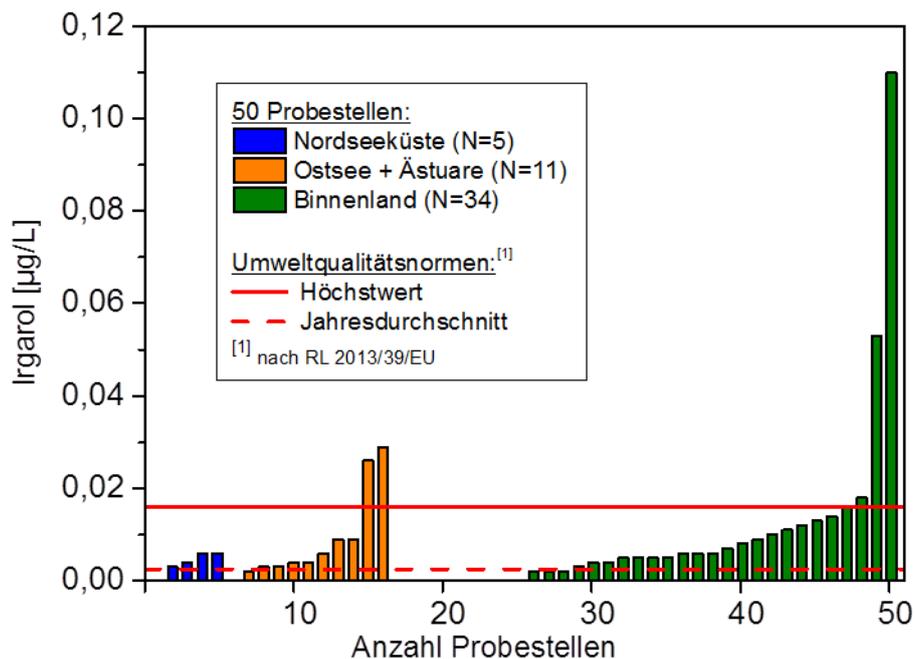


Abb. 34: Cybutryn-Messung im Hafengewässer von 50 Sportboothäfen, sortiert nach Region und Konzentration sowie EU-Umweltqualitätsnormen nach Richtlinie 2013/39/EU.

(Die Lücken fehlender Säulen zeigen Konzentrationen an, die unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze lagen)

Auffällig ist, dass in dieser Untersuchung Kupfer- und Zinkkonzentrationen vom Salz- über Brack- zum Süßwasser abnehmen, die Konzentrationen von Cybutryn, M1 und DMSA aber zum Süßwasser hin zunehmen. Das bedeutet nicht, dass mehr Biozide ins Süßwasser eingetragen werden, aber die eingetragenen Biozide durch Sportboote werden vermutlich bei geringerer Strömung und geringerem Wasseraustausch weniger verdriftet. Geht man von den verfügbaren Daten über die für den deutschen Sportbootmarkt angebotenen Antifoulingprodukte aus (LimnoMar 2013), ist festzustellen, dass über 90 % der angebotenen Beschichtungen für die Anwendung im Salz- und Brackwasser empfohlen werden. Produkte, die ausschließlich für den Süßwasserbereich empfohlen werden und entsprechend geringere Anteile an Bioziden enthalten, machen weniger als 10 % aus. Die gemessenen Konzentrationen belegen deshalb den Einsatz von Antifoulingbioziden im Süßwasser, die vorwiegend nur für Salz- und Brackwasser notwendig sind (Daehne et al. 2012). Dieses bedeutet, dass im Einsatz der biozidhaltigen Antifouling-systeme hochgradig „mit Kanonen auf Spatzen“ geschossen wird, da der tatsächliche Anteil der Boote im Süßwasser über 70 % ausmacht, von denen möglicherweise 10 - 20 % abzuziehen sind, die in den Sommermonaten Reviere im Brack- oder Salzwasser anlaufen. Zurzeit laufen in

einem DBU-Projekt Testreihen, in denen im Süßwasser Beschichtungen ganz ohne Biozide eingesetzt und gereinigt werden (Daehne et al. 2014).

Unklar ist, wie in den Marinas und in den Vereinen im Süßwasser die Benutzung von biozidhaltigen Antifoulingssystemen kommuniziert wird, und ob die Benutzung von biozidarmen/-freien Antifoulingbeschichtungen **angestrebt wird**. Im „**Bewuchs-Atlas**“, der durch den Deutschen Seglerverband (DSV) gefördert wurde, werden kostenlos Informationen über die lokalen Bewuchsverhältnisse und den lokalen Bewuchsdruck zur Verfügung gestellt (www.bewuchs-atlas.de). Hierdurch soll den Eignern die Möglichkeit gegeben werden, die für ihr Revier umweltfreundlichste und wirksame Antifoulingbeschichtung auswählen zu können.

In verschiedenen Publikationen der Wasserschutzpolizei und des Motorbootverbands Bayern (www.bmyv.de) wird auch empfohlen, vorab zu prüfen, ob eine biozidhaltige Antifoulingbeschichtung überhaupt nötig ist. Ist ein Antifoulinganstrich erforderlich, sollten möglichst biozidfreie Anstriche (z. B. Silikon- oder Teflon®-Farben) gewählt werden (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, 2005). Nach persönlichen Aussagen des Handels kommen entsprechend diesen Empfehlungen in den Voralpenseen vor allem Antihafenanstriche auf Teflonbasis zum Einsatz, welche aber überwiegend mit Kupfer gefüllt sind. Es wäre aber eine äußerst interessante Frage, ob und wie weit in diesem Gebiet von Seglern und Motorbootfahrern auf biozidhaltige Beschichtungen verzichtet wird. Die Ergebnisse aus dieser Untersuchung waren für zwei ausgewählte Häfen unauffällig, in einem weiteren Hafen ist das nachgewiesene Tolyfluanid ein Indiz für den Einsatz von Antifoulingprodukten. Dabei ist Tolyfluanid in keinem Produkt als einziges Biozid in einem Antifoulingprodukt enthalten, sondern wird allgemein in Verbindung mit Zinkoxid und Kupferthiocyanat bzw. Dikupferoxid und in einigen Produkten zusätzlich mit Dichlofluanid eingesetzt. In einem weiteren Hafen zeigen die erhöhten Konzentrationen von DMSA, DMST, Cybutryn, und M1 sowie Kupfer und Zink eindeutig den Einsatz von biozidhaltigen Antifoulingprodukten an.

Als einziges Sportbootrevier in Deutschland, in dem explizit der Einsatz von biozidhaltigen Antifoulingprodukten verboten ist, kann der Ratzeburger See und die Wakenitz aufgeführt werden, in dem durch die „**Wakenitz-Verordnung**“ (GVO-Schleswig-Holstein, 2000) seit 2000 nur biozidfreie Systeme eingesetzt werden dürfen. Hier kommen bisher vor allem erodierende Beschichtungen zum Einsatz, welche hohe Anteile (bis zu 30 %) von Zinkoxid enthalten. Zinkoxid ist nicht als Biozid registriert, besitzt aber eine nachweisbare Toxizität. In dieser Untersuchung konnten im Ratzeburger See Cybutryn und M1 in sehr geringen Konzentrationen sowie Zink und Kupfer nachgewiesen werden.

3.2.2 Hintergrundbelastung der Gewässer

Wie die Ergebnisse des Screenings in AP 2 zeigen, weisen die Referenzstandorte besonders für Kupfer und Zink auch erhöhte Werte auf. Sie zeigen eine allgemeine Vorbelastung der Gewässer mit diesen Stoffen (Kahle & Nöh, 2009).

Wenn Terbutryn im Hafen nachgewiesen wurde, wurde es auch in der entsprechenden Referenz in ähnlicher Konzentration gemessen. Dies lässt vermuten, dass der Eintrag von Terbutryn aus einer anderen Quelle stammen könnte. Tatsächlich wird Terbutryn in Fassadenfarben ein-

gesetzt, so dass es von dort über Auswaschung mit dem Oberflächenwasser in die Häfen gelangt sein könnte (Burkhardt & Dietschweiler 2013).

Eine Recherche hinsichtlich der Vorbelastung der untersuchten Gewässer mit Antifoulingbioziden brachte unbefriedigende Ergebnisse. Es stellte sich heraus, dass in keinem der betroffenen Bundesländer ein Antifouling basiertes Biozidmonitoring durchgeführt wird. Es liegen aber vielfach Messungen von Kupfer und Zink vor. Bei den Antifoulingbioziden liegen einzelne Ergebnisse von Cybutryn und M1 vor. Die Gewichtung der Qualitätsuntersuchungen von Fließflächengewässern liegt eher auf möglichen Einträgen durch Pflanzenschutzmittel, Holzschutzmittel, Industriechemikalien und organischen Lösemitteln, wie z.B. eine umfangreiche Untersuchung zwischen 2007 und 2011 in Mecklenburg-Vorpommern zeigt (LUNG 2012).

Die zusammengestellten Biozidkonzentrationen in Nähe der untersuchten Häfen aus AP 2 fließen bei der Eingabe der Daten in MAMPEC im Rahmen von AP 3 mit ein.

3.2.3 Vergleichende Konzentrationen von organischen Antifoulings in Deutschland und Europa

Die in dieser Untersuchung gemessenen Konzentrationen an Cybutryn und M1 sind im Salzwasser und Süßwasser gering im Vergleich zu zurückliegenden Untersuchungen und Konzentrationsangaben aus anderen europäischen Ländern, die sich auf Häfen beziehen.

So liegen Konzentrationen von Biselli et al. (2000) vor, die zwischen März 1997 und Januar 1998 an der deutschen Nord- und Ostseeküste Wasser- und Sedimentproben auf Cybutryn analysiert haben. Die Nachweisgrenze lag bei 4 ng/L im Wasser und 0.05 ng/g Nassgewicht (Tab. 9). Dabei wurden an der Station „Husumer Segler Verein“, die keinen direkten Zugang zum Meer besitzt, die höchsten Werte gefunden und die niedrigsten Werte an den Stationen Sylt Hörnum, Sylt Munkmarsch und Cuxhaven, an denen alle 48 Stunden ein kompletter Wasseraustausch aufgrund der Gezeiten stattfindet. In den Ostseehäfen wurden absolut höhere Werte gefunden, besonders in Häfen mit einer hohen Bootsdichte. Die Werte liegen insgesamt um ein Vielfaches höher als in der vorliegenden Untersuchung.

Weitere Cybutryn-Konzentrationen liegen aus verschiedenen Untersuchungen vor: An den niedersächsischen Küsten außerhalb von Sportboothäfen lagen die Konzentrationen insgesamt niedrig. Zwischen 2007 und 2008 konnten in der Elbe bei Grauerort eine Überschreitung der empfohlenen Jahresmittel-Umweltqualitätsnorm von 2 ng/L Cybutryn festgestellt werden (Tab. 10). Die entsprechenden Maximalwerte bei Grauerort betragen 8 ng/L in 2008. Niedrigere Werte konnten im Emsästuar mit <1 ng/L im Jahresmittel mit Spitzenwerten von 2,1 ng/L gemessen werden. Ähnlich lagen die Verhältnisse an einer Messstation vor Norderney mit einem Mittelwert von <1 und Maximalwerten von 1,7 ng/L (Steffen & Bülow 2009). Die in einer Zeitreihenuntersuchung von Schulz (2014) gemessenen Werte decken sich weitgehend mit diesen Konzentrationen. Hierbei ist zu bemerken, dass Schulz zwischen 2006 und 2012 einen sehr starken Abfall der Konzentrationen an allen Stationen feststellen konnte. In den Berlinern Gewässern wurden im Vergleich dazu höhere Werte gemessen (UBA 2010a).

Tab. 9: Cybutryn-Konzentrationen im Wasser und Sediment an Probenorten der Nord- und Ostsee im August/September 1997
(Quelle: Biselli et al. 2000)

Probenort	Wasser ng/L	Sediment ng/g NG	Sediment ng/g TG
Sylt Hörnum	29	9	14
Sylt Munkmarsch	11	15	25
Cuxhaven	12	<LOD	<LOD
Büsum	33	<LOD	>LOD
Husum Stadt	n.d	2	3
Husum Segler Verein	170	5	8
Kiel Schilksee	320	3	4
Heiligenhafen	440	17	40
Flensburg	440	5	5
Kappeln	80	2	4
Warnemünde Yachthafen	190	2	4
Warnemünde	90	80	220
Niendorf	320	40	70

NG = Nassgewicht/ TG = Trockengewicht/ LOD = unterhalb der Nachweisgrenze

Tab. 10: Cybutryn-Konzentrationen aus verschiedenen Untersuchungen außerhalb von Sportboothäfen und angrenzenden Gewässern

(Quellen: Steffen & Bülow, 2009; Umweltbundesamt, 2010; Sengl, 2012, Schulz, 2014)

Cybutryn [ng/L]	Untere- lbe, Grauerort	Untere- lbe Blanke- nese	Ems- ästuar	Norder- ney	Berliner Gewässer (1)	Main, Erlab- runn	Main, Kahl	Rhein, Koblenz	Saale, Wettin
MW	2,8	2,7	<1,0	<0,1	3,0 - 30	0,65	0,8	0,48	1,2
Max	8,0		2,1	1,7	22 - 58				
Min-Max		0,8 - 4,6				0,2 - 1,1	<0,1 - 1,5	0,1 - 0,96	0,1 - 3,4

1) Mehrere Untersuchungsstellen

In einer selektiven Untersuchung des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz wurden am Starnberger See in geschlossenen Bootshäfen 6 - 10 ng/L und in offenen Häfen 0 - 1 ng/L gemessen. Die Sedimentbelastung in den Häfen erreichte 2012 Spitzenwerte bis zu 120 µg/kg TGW (Sengl 2012). In diesen Häfen befand sich auch eine Marina bei dieser Untersuchung, bei der 2013 keine Konzentrationen >1 ng/L Cybutryn, aber 3 ng/L M1 gemessen wurden.

In Dänemark wurden in der Aarhus Bucht im Bereich der Marina Ega mit ca. 800 Booten und zwei weiteren Sportboothäfen mit 400 Booten in den Jahren 1996 und 1997 Irgarol-Messungen durchgeführt. Die Werte lagen zwischen 1000 und 2300 ng/L, in der äußeren Aarhus Bucht unter 10 ng/L (Jensen & Heslop 1997a). Für die Marina Ega wurde für 1997 für Cybutryn ein deut-

licher Gradient mit zunehmendem Abstand zum Hafen gemessen mit folgenden Werten (Tab. 11).

Tab. 11: Cybutryn-Konzentrationen (ng/L) im Bereich der Marina Ega

(Quelle: Jensen & Heslop 1997b)

Probenort	Cybutryn [ng/L]
Hafen	750
90 m Abstand	71
150 m Abstand	51
250 m Abstand	50
500 m Abstand	13

In einer weiteren dänischen Studie in Sportboothäfen und Referenzbereichen traten folgende Cybutryn-Konzentrationen auf (Tab. 12):

Tab. 12: Cybutryn-Konzentrationen (ng/L) im Bereich ausgewählter Sportboothäfen

(Quelle: Jensen & Heslop 1997b)

Probenort	Anzahl der Sportboote	Cybutryn [ng/L]
Silkeborg	250	350
Skanderborg	130	58
Ebeltoft	330	430
Grena	300	340
Ega	700	540
Randers	100	530
Aarhus Handelshafen		<10
Grena Fischereihafen	50	120
Grena Hafenbecken vor Werft		27
Aarhus Bucht		<10
Hevring Bucht		<10

Diese Untersuchungen aus Dänemark zeigen deutlich einen Gradienten in Bezug auf den Abstand zum Sportboothafen, eine positive Korrelation zwischen der Bootsdichte und der Konzentration von Cybutryn im Wasser und die Besonderheit der Sportboothäfen als Punktemissionsquelle aufgrund der hohen Beständigkeit der Liegezeiten im Gegensatz zu kommerziellen Häfen. Dies spiegelt sich auch in den Sedimenten wieder. Von Readman (2002) wurden im Zeitraum 2000 - 2001 Wasser- und Sedimentproben in dänischen Häfen, Marinas und offenen Küstengewässern auf das Vorkommen von Diuron und Cybutryn analysiert. Im Vergleich mit

industriell genutzten Häfen wurden die höchsten Konzentrationen von Cybutryn und Diuron in den Sedimenten der Marinas gefunden.

An der schwedischen Ostküste wurden zwischen 1994 und 1997 intensive Untersuchungen in Sportboothäfen und Referenzgebieten durchgeführt. In Gewässern vor Stockholm im Bereich einer Marina mit 800 Booten wurden Cybutryn-Werte zwischen 20 und 130 ng/L, und einer Marina mit 1250 Booten Werte zwischen 4 und 40 ng/L gemessen. Im Referenzgebiet, im offenen Wasser außerhalb der Häfen, lagen die Werte zwischen 4 und 6 ng/L. In Sedimentproben konnte Cybutryn nur in der Nähe der Marina festgestellt werden. Die Konzentrationen lagen zwischen 2 und 10 ng/g Trockengewicht (Haglund & Pettersson 1997). An der schwedischen Westküste wurden 1994 und 1997 im Gullmarsfjord im Bereich einer Marina mit 300 Booten Cybutryn-Werte von 30 - 480 ng/L festgestellt. Im Bereich vor dem Hafen lagen die Konzentrationen zwischen 99 und 400 ng/L. In zwei Referenzgebieten wurden Konzentrationen von 6 bis 22 ng/L gefunden (Dahl & Blanck 1996). Die Nachweisgrenze für Cybutryn lag in diesen Untersuchungen bei 4 - 5 ng/L.

Für Schweden und im Übrigen auch für Dänemark sowie Finnland ist anzumerken, dass in diesen Ländern der Einsatz von biozidhaltigen Antifoulingbeschichtungen im Binnenbereich und Teilen der Ostseeküste untersagt ist. In Schweden existiert zudem eine gesonderte Zulassung von Biozidprodukten für die Westküste mit hohem marinem Bewuchsdruck und für die Ostküste mit niedrigerem Bewuchsdruck in der Ostsee.

Tab. 13: Konzentrationen von organischen Biozidwirkstoffen in [ng/L] in europäischen Ländern als Min-Max-Wert und Mittelwert
(Quellen: Ferrer & Barceló 1999, Boxall et al. 2000, Voulvoulis et al. 2000, Martinez et al. 2001, Albanis et al. 2002, Readman 2002, Sakkas et al. 2002)

Wirkstoff	S (10)	DK (21)	NL(26)	UK (168)	F (35)	SP (112)	GR (58)
Cybutryn [ng/L]	2 - 364 61	4 - 9 2	<1 - 87 20	<1 - 621 52	3 - 491 46	<1 - 670 80	<1 - 90 18
Diuron [ng/L]	<1 - 35 5	37 - 174 27	<1 - 1129 328	<1 - 685 62	n.a.	<1 - 2190 190	n.a.
Dichlofluanid [ng/L]	<1	n.a.	n.a.	<1 - 390 8	<1	<1 - 760 30	<1 - 284 61
Chlorthalonil [ng/L]	<1	n.a.	n.a.	<1 - 30 1	<1 - 27 6	<1	<1 - 63 16
Seanine [ng/L]	<1 - 3 <1	n.a.	n.a.	<1	n.a.	<1 - 3700 110	<1

n.a. = nicht analysiert, Länder (mit Anzahl der Marinas): S = Schweden, DK = Dänemark, NL = Niederlande, UK = Großbritannien, F = Frankreich, SP = Spanien, GR = Griechenland

Die bisher umfassendsten Analysen von organischen Antifoulingbioziden in Sportboothäfen und deren näherer Umgebung wurden im Rahmen des EU-Forschungsprojekts ACE gesammelt (Readman 2002), deren Ergebnisse in Tab. 13 zusammengefasst dargestellt werden. Hieraus wird ersichtlich, dass wie in der vorliegenden Untersuchung nur Cybutryn in nennenswerten Konzentrationen als Ausgangssubstanz nachweisbar ist, wohingegen für die anderen Biozide wahrscheinlich nur ihr 1. und/oder 2. Abbauprodukt so stabil ist, dass sie in den Häfen nach-

gewiesen werden konnten. Parallel zu der oben zitierten Zeitreihenuntersuchung zu Cybutryn in Deutschland liegen auch entsprechende Publikationen über den Rückgang der Konzentrationen seit dem Verbot von Cybutryn z.B. in 2001 für UK vor (Thomas et al. 2001; Gatidou et al. 2007; Cresswell et al. 2006). Innerhalb der ACE-Studie wurden im Zeitraum 2000/2001 Wasser- und Sedimentproben in dänischen Häfen, Marinas und offenen Küstengewässern auf das Vorkommen von Diuron und Cybutryn analysiert. Im Vergleich mit industriell genutzten Häfen wurden die höchsten Konzentrationen von Cybutryn und Diuron in den Sedimenten der Marinas gefunden.

3.2.4 Vergleichende Konzentrationen von Kupfer und Zink in Deutschland und Europa

Zink und besonders Kupfer in unterschiedlicher Form ist in den meisten Antifoulingprodukten enthalten. Einige wenige Produkte enthalten metallisches Kupfer, von dem - auch wenn dieses in eine Epoxy-Beschichtung eingebettet ist - dennoch Kupferionen an das Wasser abgegeben werden. Ebenso wirken alle anderen anorganischen und organischen Kupferverbindungen, indem sie langsam ins Wasser abgegeben werden (leaching). Eine Besonderheit der skandinavischen Staaten ist, dass dort Statistiken über den Einsatz und Verbrauch von Bioziden inklusive Antifoulingprodukten geführt werden. In den letzten Jahren war der Verbrauch von Antifoulingprodukten im Sportbootsektor stark angestiegen (Abb. 35).

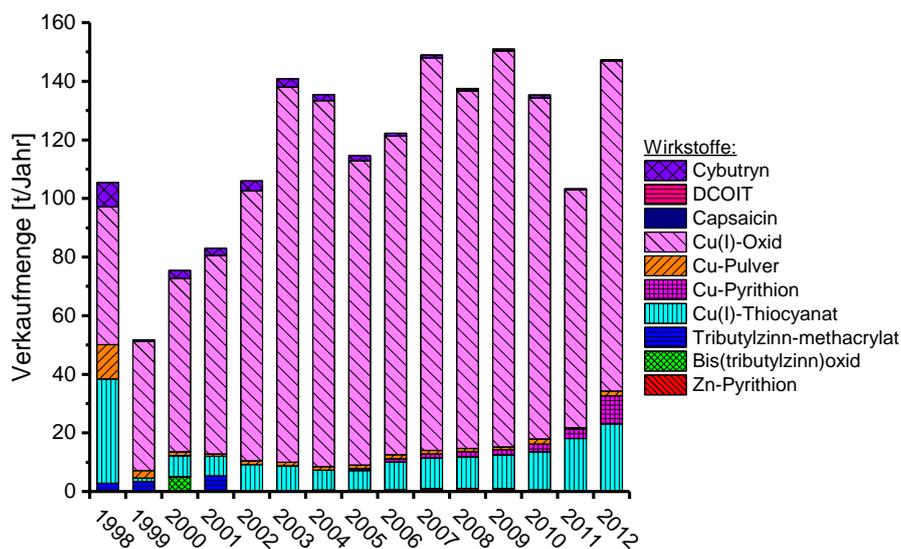


Abb. 35: Verkaufsmengen von Antifoulingbioziden in Tonnen auf dem schwedischen Markt zwischen 1998 und 2012.

(Datengrundlage: KEMI 2009, 2013)

Im Jahr 2012 wurden in Schweden insgesamt ca. 148 Tonnen Antifoulingwirkstoffe verkauft, wovon ca. 100 t auf industrielle und 48 t auf private Verbraucher entfallen. Die Anteile der einzelnen Biozide in Abb. 36 zeigen (www.kemi.se), dass Kupfer und Kupferverbindungen eindeutig dominieren. Es kann davon ausgegangen werden, dass dieses Verhältnis in anderen europäischen Ländern ähnlich ist und auch für Süßwasserregionen zutrifft.

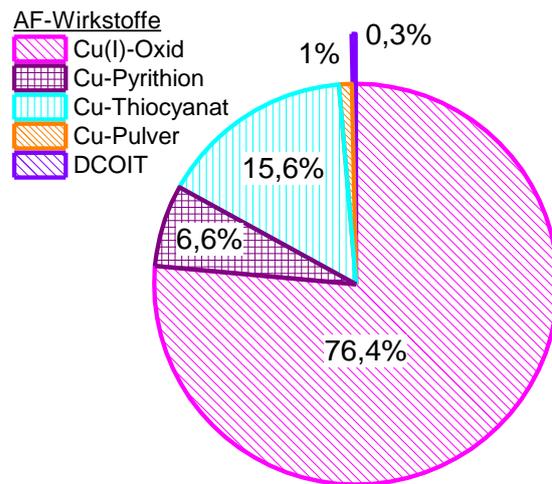


Abb. 36: Anteile der Biozidwirkstoffe in Antifoulingprodukten auf dem schwedischen Markt in 2012.

(Datenquelle: KEMI 2013)

Im Folgenden werden einige Hintergrundwerte zu Kupferkonzentrationen im Süß- und Salzwasser angegeben (Tab. 14). Hierbei muss betont werden, dass es sich nicht um den natürlichen, sondern den anthropogen veränderten Hintergrund handelt.

Tab. 14: Hintergrundwerte von Kupfer im Wasser

(Quelle: Haarich, 1994)

Gewässertyp	Gebiet	Kupfer Konz. [$\mu\text{g/L}$]
Süßwasser		1 - 3 0,4 - 0,6 2,0
Salzwasser (36 PSU)	NO-Atlantik (Mediane)	0,2 - 0,3
	Nördl. Nordsee	0,099
	NO-Atlantik	0,066 - 0,070

Hinsichtlich der Eintragsmengen im Verlauf der Sportbootsaison liegen ebenfalls aus Schweden aufschlussreiche Untersuchungen vor, die zeigen, dass im Spätsommer Spitzenwerte auftreten, welche durch die maximale Belegung, Aktivität und erhöhte Anzahl der Gastlieger in den Häfen zu erklären sind. In Abb. 37 und Abb. 38 sind beispielhaft die Konzentrationen im Wasser für Zink und Kupfer im Jahresverlauf angegeben, welche deutliche Spitzenwerte im August und September aufweisen. Die vier aufgeführten Stationen sind (KEMI 2006):

- eine Marina in der Nähe von Stockholm (Marinan),
- die Bucht vor dieser Marina (Utanför marinan),
- ein natürlicher Hafen in Säck, der häufig von Sportbooten aufgesucht wird und

- eine Referenzstation (Fjärgrundet), welche weder in der Nähe einer Marina noch einer Schifffahrtstraße liegt.

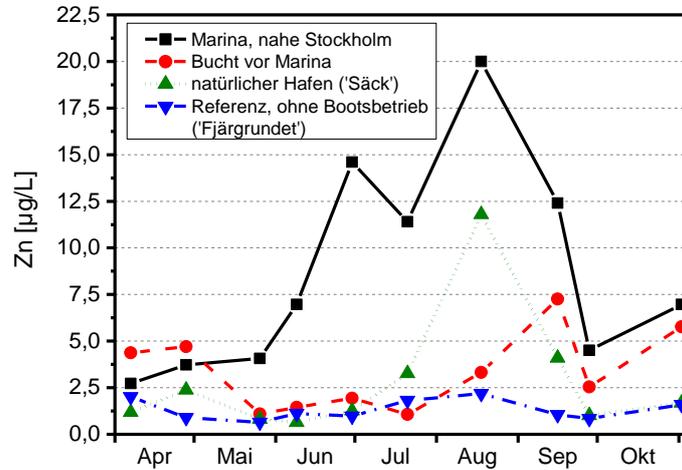


Abb. 37: Saisonaler Verlauf der Zinkkonzentrationen in Sportboothäfen und angrenzenden Gewässern.
(Datengrundlage: KEMI 2006)

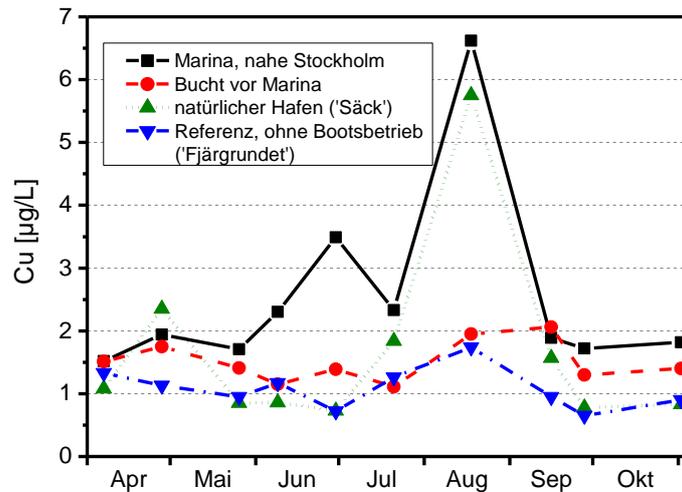


Abb. 38: Saisonaler Verlauf der Kupferkonzentrationen in schwedischen Sportboothäfen und angrenzenden Gewässern.
(Datengrundlage: KEMI 2006)

Neuere Untersuchungen aus Schweden haben darüber hinaus gezeigt, dass offenbar auch die Böden auf dem Gelände der Sportboothäfen erheblich mit Antifoulingbioziden und Gefahrstoffen kontaminiert sind. So überstiegen die Konzentrationen in den Böden von 34 Marinas die Schwedischen Umweltstandards für Kupfer, Zink, Blei, Quecksilber, Cadmium, TBT, PAKs und PCBs um das 10 - 20.000fache (Eklund et al. 2014, Eklund & Eklund 2014).

In einer britischen Studie von Jones & Bolam (2007), die den Anteil an reaktivem Kupfer (labil gebunden) und organisch gebundenem Kupfer untersuchten, stellte sich neben den erhöhten Gesamtkupfergehalten in den Sommermonaten ein ebenfalls erhöhter Gehalt an reaktivem Kupfer in der untersuchten Marina Milford Harbour heraus (Abb. 39).

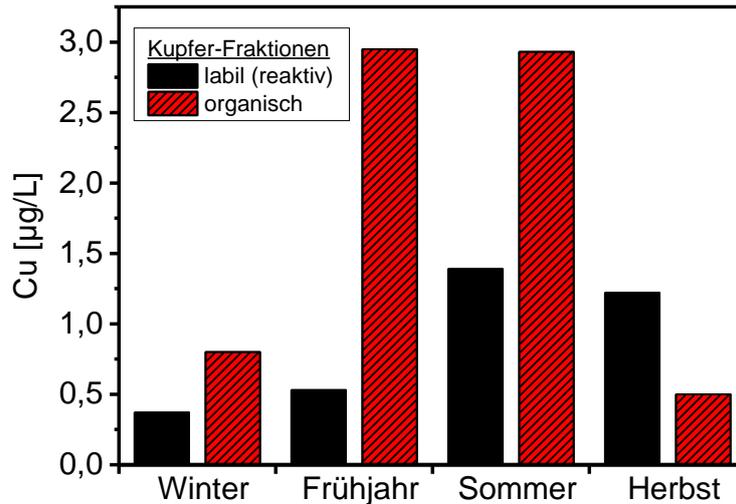


Abb. 39: Konzentrationen des organisch gebundenen und des labil gebundenen, reaktiven Kupfers aus filtrierten Oberflächenwasserproben von Milford Harbour während eines Jahres.

(Datengrundlage Jones & Bolam 2007)

3.2.5 Farbverbrauch für Antifouling-Anstriche

Aus den Bootslängen und -breiten können Schätzungen vorgenommen werden, welche Mengen an Antifouling-Anstrich pro Boot verbraucht werden. Die Farbhersteller für Unterwasserbeschichtungen geben für Motor- und für Segelboote pauschale Umrechnungsfaktoren an, die dem Eigner als Orientierung dienen, aber auch umgekehrt zur Schätzung der aufgetragenen Farbmengen dienen können. In Tab. 15 sind beispielsweise Umrechnungsformeln wiedergegeben, mit deren Hilfe sich das aufzubringende Farbvolumen pro Bootsrumpf errechnen lässt. Es errechnet sich aus der Unterwasserfläche (UWF) dividiert durch die Ergiebigkeit des Anstrichs. Für eine Antifoulingbeschichtung sind i.d.R. 2 Anstriche aufzutragen (Yachtpaint 2015).

Tab. 15: Berechnungsformeln für die Unterwasserbootsflächen nach verschiedenen Beschichtungsherstellern

(Quellen: Hersteller 1: Yachtpaint 2015, Hersteller 2: Wohler 2015)

	Hersteller 1	Hersteller 2
Allg. Näherungsformel	$UWF = 0,85 * LüA * B$	- / -
Motorboot	$UWF = LWL * (B + T)$	$UWF = LWL * (B + T)$ ⁽¹⁾
Langkieler	$UWF = 0,75 * LWL * (B + T)$	$UWF = LWL * (B + T)$ ⁽¹⁾
Kurzkieler	$UWF = 0,5 * LWL * (B + T)$	$UWF = 0,75 * LWL * (B + T)$

⁽¹⁾: Vollbauchige Fahrzeuge: Motoryachten, Jollen, Segelyachten)

Trotz dieser Herstellerangaben können die Mengen an Kupfer oder anderer Kobiozide z.B. für ein Motorboot mit 9,1 m Länge und 7 L Farbverbrauch nur geschätzt werden, da neben dem Farbverbrauch auch die Wirkstoffkonzentrationen im AF-Produkt als Minimum-Maximum-Angaben vorliegen und z.B. weitere Berechnungsgrößen wie die physikalische Dichte des AF-Produktes fehlen können. Bei einer handelsüblichen Kupferbeschichtung mit durchschnittli-

chen 22 - 44 Gewichtsprozent Kupfer und einer Farbdichte von 1,7 kg/L ergibt sich für dieses Beispiel eine Spanne von ca. 2,6 - 5,3 kg Kupfer, die auf den Bootsrumpf aufgetragen werden. Weitere Unsicherheiten, wie viel davon in die aquatische Umwelt gelangt, ergeben sich aus dem Leachingverhalten der Antifoulingbeschichtung, aus dem unterschiedlichen Fahrverhalten und der Zeit, die die Schicht auf dem Boot bleibt. In einer Studie wurde in 14 Marinas in Florida die Gesamt-Freisetzung von Kupfer für ein Jahr anhand der errechneten Unterwasserflächen des gesamten Bootsbestandes berechnet, wobei eine Leachingrate von 17 µg/cm/d und die individuell erfasste Liegedauer der einzelnen Boote zugrunde gelegt wurde (Srinivasan und Swain 2007). Demnach setzt ein Boot mit ca. 28 m² Unterwasserfläche (entspricht ca. einem Motorboot mit 8 - 10 m Länge) jährlich etwa 1,7 kg Kupfer ins Wasser frei (Abb. 40).

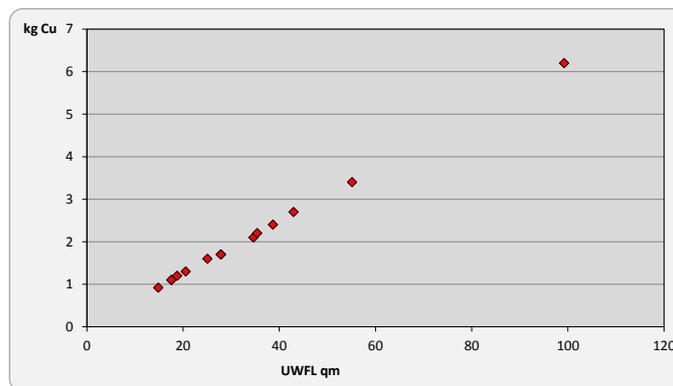


Abb. 40: Freisetzung von Kupfer in [kg] in Relation zu der Unterwasserfläche [m²] von Sportbooten basierend auf Berechnungen in 14 Marinas in Florida, USA.

(Daten: Srinivasan und Swain 2007)

Eine aufschlussreiche Studie zum Einsatz von biozidhaltigen Antifoulingprodukten im Süßwasser wurde von der britischen Zulassungsbehörde HSE erstellt (HSE 2001). In einer Umfrage wurde versucht zu erfassen, ob auch in den relativ bewuchsarmen Süßwasserrevieren von Großbritannien biozidhaltige Produkte eingesetzt werden. Die Studie hatte zum Ziel, Gebiete mit hohen Bootsdichten zu identifizieren, ob und welche Biozide eingesetzt werden, um Strategien für ein zukünftiges Monitoring festzulegen. Es stellte sich heraus, dass in der Region Norfolk Broads 92 % der Bootseigner biozidhaltige Antifoulinganstriche einsetzen, wobei erwähnt werden muss, dass in dieser Region teilweise durch den Tideneinfluss Brackwasserverhältnisse auftreten. Im Lake District und in den Midland Seen benutzten dagegen nur 51 % der Bootseigner biozidhaltige Antifoulingprodukte, was sicherlich auch mit dem geringeren Bewuchsdruck in diesen Süßwassergebieten zusammen hängt. Unter den eingesetzten Antifoulingprodukten waren solche mit Kupferverbindungen als Hauptbiozide dominierend.

Zu einem ähnlichen Ergebnis kam eine Studie in der Bucht von Cardiff, England, in der sich herausstellte, dass trotz der Süßwasserverhältnisse bei den Sportbooten biozidhaltige Antifoulingbeschichtungen mit hohen Kupfergehalten eingesetzt wurden. Als Folge hatte die Kupferkonzentration im Hafenbecken der Marina die damalige Umweltqualitätsnorm für Kupfer von 12,5 µg/l überschritten (Bartlett 2006).

Zusammenfassend lässt sich daher feststellen, dass auch im Süßwasser bei einem sehr hohen Anteil an Sportbooten von einem Biozideintrag aus Antifoulingprodukten auszugehen ist, obwohl diese Produkte eigentlich für den marinen Bereich auf den Markt gebracht wurden. Es ist

davon auszugehen, dass das Kaufverhalten der deutschen Wassersportler sich nicht gravierend von dem Verhalten in Großbritannien unterscheidet.

Auf Grund des enorm hohen Anteils von Booten im Süßwasser wäre zu prüfen, ob nicht modellhaft in einigen Regionen biozidfreie Bewuchsschutz-Techniken wie z.B. eine regelmäßige Reinigung des Unterwasserschiffs den Eintrag von Antifouling deutlich senken und zur Verbesserung der Qualität der Binnengewässer beitragen könnten (s.a. www.dbu.de/OPAC/fp/DBU-Abschlussbericht-AZ-29523-01.pdf). Mit biozidfreien Beschichtungen und deren Reinigung befassen sich derzeit weitere Forschungsprojekte wie z.B. BMWi-FOULPROTECT (www.ifam.fraunhofer.de/de/Presse/Biozidfreie_Beschichtungen.html) und im Ostseeraum EU-CHANGE (www.changeantifouling.com).

3.3 Szenarien und Modellierung (AP 3)

3.3.1 MAMPEC im Vergleich zu anderen EU-Emissionsszenarien

Da für Sportboothäfen im Regelfall keine ausreichenden Messdaten für Antifouling-Wirkstoffe vorliegen, werden Umweltkonzentrationen, die für die Risikobewertung benötigt werden, mit Hilfe von Computer-Modellen wie z.B. MAMPEC berechnet. Dabei wird u.a. die Hafensituation (Größe, Wasseraustausch, Umfang und Art des Bootsbestandes, Wasserzusammensetzung, usw.) im Modell vereinfacht abgebildet und das Umweltverhalten des Wirkstoffes simuliert. Für die Risikobewertung werden keine realen Häfen simuliert, sondern es werden Bedingungen eines **fiktiven Hafens so gewählt, dass sie einen "realistic worst case" abbilden.**

Für die Vorhersage bzw. fundierte Schätzung von Biozid-Konzentrationen in Wasser, Sediment und Böden wurden seit einigen Jahren verschiedene Modelle entwickelt und auf ihre Eignung untersucht. Nach Verabschiedung der EU-Biozid-Richtlinie beauftragte CEPE (Europäische Vereinigung der Lack-, Druckfarben- und Künstlerfarbenindustrie) die niederländische Gesundheits- und Umweltbehörde RIVM (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu) für die Entwicklung eines spezifischen Modells zur Expositionsschätzung von Antifoulingbioziden. Diese Arbeiten wurden später von der EU gefördert und führten 1999 zur Entwicklung von MAMPEC (Marine Antifoulant Model to Predict Environmental Concentrations), das seitdem mehrfach überarbeitet und erweitert wurde.

Bei der Entwicklung des Modells MAMPEC wurden u.a. folgende Anforderungen gestellt:

- Festlegung von Hafen-Prototypen
- Fähigkeit zur Berücksichtigung von Schifffahrts-typischen Emissionsrouten
- Einbeziehung von Standard-Abbauraten und Verbleib organischer und anorganischer Substanzen
- Übereinstimmung mit in der EU vereinbarten Risiko-Bewertungen
- Handhabbarkeit der Nutzung auf üblichen Computern

Dieses Modell generiert Konzentrationen für zuvor definierte marine Umweltbedingungen. Die wesentlichen Umwelt-Prototypen, die in MAMPEC vorgegeben werden, sind kommerzielle Häfen, Ästuar mit kleinen Häfen, offene See, Schifffahrtswege und Sportboothäfen (Marinas). Das

Modell geht davon aus, dass diese 5 Prototypen repräsentativ für die wichtigsten Bedingungen an der Küste sind. MAMPEC versucht Emissionsparameter wie Leachingraten, Aktivitätsgrade, Liegezeiten, Unterwasserflächen etc. zu berücksichtigen und diese mit physiko-chemischen Eigenschaften des jeweiligen Biozids zu verbinden. Für jeden Prototyp werden definierte Szenarien angegeben, die zuvor als repräsentativ eingeschätzt wurden. Es ist möglich, in MAMPEC eigene Szenarien zu hinterlegen, was in dieser Studie für jeden der ausgewählten Häfen auch erfolgen musste, da die vorgegebenen Szenarien sich als nicht realitätsgerecht erwiesen und für Süßwasserhäfen gar kein Szenario vorhanden war.

3.3.2 Validierung von MAMPEC durch bisherige Studien

Für die Umwelt-Prototypen „environment“ wurde der Output des Modells mit gemessenen Konzentrationen bzw. publizierten Messergebnissen in wenigen Fällen verglichen. Hierbei ergaben sich für Daten, die in dem EU-Projekt ACE erhoben wurden, sehr gute Übereinstimmungen (Abb. 41). Eine Validierung fand bisher nur für Küstenhäfen statt (Readman 2002, Hattum et al. 2002).

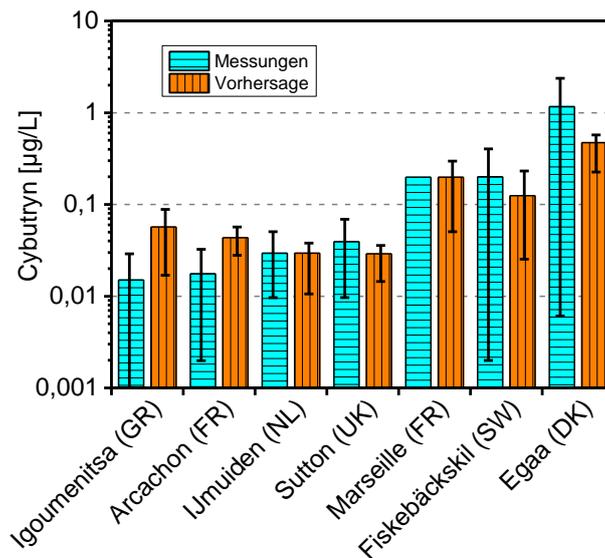


Abb. 41: Gemessene (hellblau) und errechnete (orange) Wasserkonzentrationen (Mittelwerte, in µg/L) in ausgewählten europäischen Küstenhäfen. Streuung als Min-Max angegeben für Messungen und Vorhersagen.

(Quelle: Readman 2002)

Vergleiche von Literaturangaben und Kalkulationen für den „marina“-Prototyp in MAMPEC 1.4 zeigen bei verschiedenen europäischen Marinas sehr große Bandbreiten der gemessenen Messwerte, die sich in den Minimal- bis Maximalwerten der modellierten Konzentrationen größtenteils wiederfinden (Tab. 16).

Tab. 16: Vergleich gemessener Konzentrationen von TBT, Kupfer und Cybutryn (Literaturangaben, in µg/L) im Wasser verschiedener europäischer Marinas mit in MAMPEC 1.4 modellierten Konzentrationen (predicted environmental concentrations PEC in µg/L) für den Prototyp „marina“, Annahme mit Applikation zu 100 %

(Quelle: Hattum et al. 2002, * Thomas & Brooks 2009)

	MAMPEC – PEC MW (MIN-MAX)	Literaturangaben
TBT [µg/L]	0,161 (0,035 – 0,233)	0,04 - 0,35
Cybutryn [µg/L]	0,101 (0,022 – 0,147)	0,03 - 1,70
Cybutryn [µg/L] (Marina mit Zufluss)	1,14 (0,514 – 1,61)	0,03 - 1,70
Kupfer [µg/L]	1,99 (0,434 – 2,896)	0,30 – 6,68*

Bisher liegt der Schwerpunkt der Szenarien von MAMPEC eindeutig im marinen Bereich. Für Süßwasserhäfen wurde anhand einer modellhaften Berechnung für einen Schweizer Hafen die Tauglichkeit von MAMPEC geprüft (OECD 2004). Dieses Szenario ist aber sehr länderspezifisch und wurde nicht als repräsentativ für Süßwasserhäfen in der EU angesehen, so dass es bisher keinen Prototypen für Süßwassersporthäfen gibt.

Die derzeit aktuelle Version 3.0 von MAMPEC ist für Modellierungen der Einträge aus der kommerziellen Schifffahrt optimiert. Diese erfolgen im Lauf des Jahres kontinuierlich, ebenso wie **Reparaturmaßnahmen (Entschichtungen und Beschichtungen) die Einträge aus „maintenance & repair“ und „removal“ als jährliche Mittelwerte berechnet werden.**

Es ist offensichtlich, dass diese Annahmen nicht für den Sportbootsektor in Ländern mit nur einer ca. 6-monatigen Wassersportsaison zutreffen und die Boote in den Wintermonaten an Land lagern. Dort ist eine „removal- und repair-Aktivität“ für einen Zeitraum von 3 Monaten anzunehmen. Dieses Verhalten lässt sich in der Version 2.5 besser anpassen und berechnen. Daher wurde auf einer EU-Sitzung zur Biozid-Risikobewertung (Technical Meeting, September 2013) von den Mitgliedsstaaten beschlossen, MAMPEC in der Version 2.5 für die Modellierung von Expositionsschätzungen für den Sportbootbereich weiterhin einzusetzen.

3.3.3 Vergleich der MAMPEC-Prognosen mit Einzelmessungen im Sommer in ausgesuchten deutschen Sportboothäfen

Insgesamt wurden 10 Sportboothäfen im Salz-, Brack- und Süßwasser für die Modellierung herangezogen und mit den einmalig im Sommer (Juli, August 2013) durchgeführten Wirkstoffanalysen verglichen. Insbesondere durch die einmaligen Messungen lässt sich das Ausmaß kurz- und mittelfristiger Konzentrationsschwankungen nicht ermitteln. So ist bekannt, dass hohe Konzentrationen im Süßwasser im Frühjahr auftreten, wenn kurz zuvor die frisch Instand gesetzten Boote zu Wasser gelassen wurden. Wind und Wellen können kurzfristig den Wasseraustausch auch in schwach durchströmten Förden, Bodden und im Binnenbereich vergrößern und dadurch die Hafenkonzentrationen absenken. Dies führt zu einer größeren Streubreite der

lokalen Konzentrationen während der Saison. Des Weiteren können sich die Anwendungsquoten einzelner Antifouling-Wirkstoffe in einem spezifischen Sporthafen deutlich vom aktuellen, bundesweiten Marktanteil in den verkauften Antifouling-Produkten unterscheiden. Daher lassen sich statistisch fundierte Aussagen nicht treffen, jedoch sind einige Tendenzen und Schlüsse ableitbar.

Bei DCOIT, dessen Konzentration in jedem Hafen unter der Nachweisgrenze lag, passte dieser Wert jeweils in die von MAMPEC errechneten Konzentrationsspanne, die max. 0,08 µg/L betrug und bis weit unter die Nachweisgrenze reichte (Abb. 42). DCOIT wird wegen der nicht unproblematischen Handhabung bisher hauptsächlich in der professionellen Schifffahrt eingesetzt.

Alle gemessenen Konzentrationen des Abbauproduktes DMSA von Dichlofluanid, hochgerechnet auf Dichlofluanid-Konzentrationen (vgl. Kap. 6.3.1), lagen innerhalb der modellierten Wertespannen für Dichlofluanid. In den beiden Salzwasserhäfen lagen die gemessenen Konzentrationen nahe am Median. Im Brackwasser lagen die gemessenen Werte im Bereich zwischen Mittelwert und 95 %-Perzentile, im offenen Hafen von Br_3 zwischen Median und Minimum. Im Süßwasser entsprachen die gemessenen Werte den modellierten Maximalwerten oder lagen knapp darunter. Der „application factor“ mit 20 % ist entsprechend der größeren Anzahl an Dichlofluanid haltigen Antifoulingprodukten auf dem deutschen Markt höher gewählt worden als für die anderen Kobiozide mit 10 %. Der Gewichtsanteil mit 2,5 % Dichlofluanid in Antifoulingbeschichtungen ist gering angesetzt worden. Neben einigen Antifoulingprodukten mit 1 - 2,5 Gewichtsprozent Dichlofluanid gibt es z. Z. auch zwei Produkte, deren Hersteller einen Anteil von 2,5 - 10 % angeben (LimnoMar 2013). Insgesamt weisen diese Vorgaben zu Herstellerangaben eine zu große Spanne auf, um damit genaue Hochrechnungen zu Wirkstoffgehalten machen zu können. Für Dichlofluanid kann es auch noch andere Eintragsquellen wie z.B. Holzschutzmittel auf behandelten Stegen in der Nähe der beprobten Häfen geben.

Für Cybutryn zeichnete sich in den verschiedenen Häfen ab, dass es in MAMPEC eher überbewertet wurde. In 7 von 10 Häfen lagen die Realkonzentrationen niedriger als minimal errechnet und in den anderen drei auch nah an der Minimalkonzentration. Die Herstellerangabe für Cybutryn in den Sicherheitsdatenblättern ist mit einem Anteil von 2,5 - 10 Gewichtsprozent ebenfalls sehr ungenau.

Tab. 17: Gewichtsanteile [%] von Cybutryn in Antifoulingfarben in Schweden

(Quelle: www.kemi.se, aufgesucht am 23.03.2010)

	Zulassung abgelaufen (2010)	Zulassung (1994 - 2007)	Gesamt (1994 - 2010)
Mittelwert	1.88	2.39	2.32
SD	1.05	0.96	0.97
N Produkte	6	39	45
Min	0.60	0.30	0.30
Max	3.50	3.90	3.90
Median	2.00	2.41	2.40

In dieser Studie wurde deshalb vom „worst case“, also 10 % ausgegangen. In Daten vom KEMI (2010) wurden für Schweden für Irgarol in Antifoulingfarben nur Gewichtsanteile von 2,32 % im Mittel (Median 2,4 %) mit einer Streubreite 0,3 - 3,9 % festgestellt (Tab. 17). Möglicherweise ist auch die aktuell geringe Anzahl von Cybutryn-haltigen Antifoulingprodukten auf dem Markt eine Erklärung für die höheren Konzentrationen aus der Modellierung mit MAMPEC. Der „application factor“ lag mit 10 % niedrig.

Ähnliches lässt sich auch für Kupfer ableiten: In 5 von 7 Häfen lag wiederum die Realkonzentration von Gesamtkupfer unter der errechneten, in 2 Häfen lag sie nahe der Minimalkonzentration. Für drei Häfen lag keine verwertbare Messung für Gesamtkupfer vor. Die Auswertung für gelöstes bzw. filtriertes Kupfer ergab eine etwas häufigere Übereinstimmung zwischen MAMPEC und Realmessung (4 Häfen), in fünf Häfen hatte MAMPEC wiederum höhere Werte errechnet, in einem lag dagegen die Realmessung über der Spanne von MAMPEC. Eine Erklärung könnte hier sein, dass bei MAMPEC eine „worst case“-Leachingrate für Kupfer angenommen wird, die normalerweise nur in den ersten Wochen nach dem Zuwasserlassen der Boote auftritt. Zudem wird durch die extremen Bandbreiten der Kupfergehalte in den Sicherheitsdatenblättern der Produkte eine mögliche Überschätzung errechnet. In dieser Untersuchung wurde für Kupfer ein Applikationsfaktor von 100 % angenommen, was im Salz- und Brackwasserbereich wahrscheinlich zutrifft, der aber im Süßwasserbereich möglicherweise bei 80 % liegt. Schon früh wurde von den Modellierern erkannt, dass das Fehlen der Daten über die exakten Konzentrationen der Antifoulingprodukte und das Fehlen einer Information über die Marktanteile der Produkte bzw. Biozide für die Häfen einen systematischen Fehler hervorruft (Hattum et al. 2006).

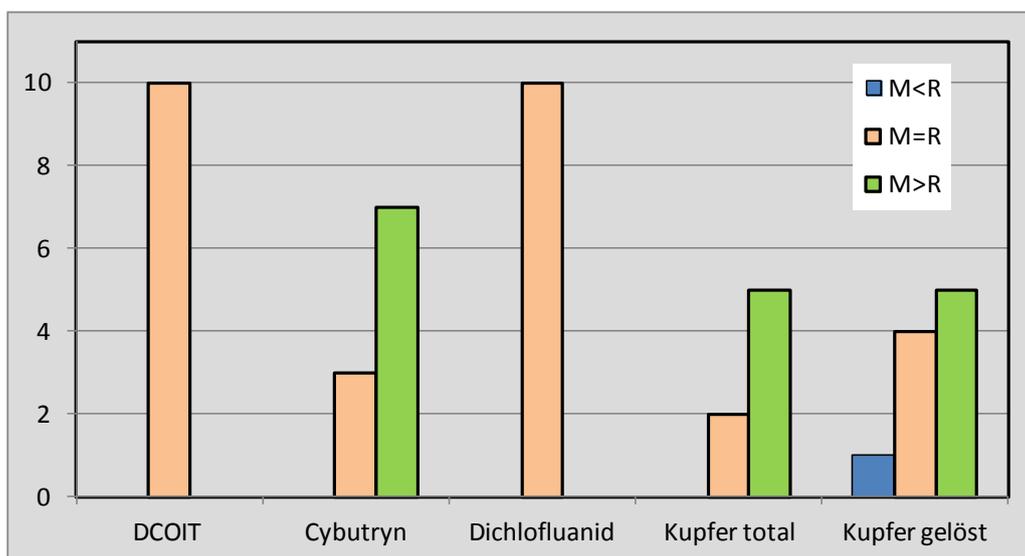


Abb. 42: Anzahl der Häfen für verschiedene AF-Wirkstoffe, bei denen die Modellvorhersage (M) mit den gemessenen Konzentrationen (R) übereinstimmen (M=R), höhere (M>R) oder niedrigere (M<R) Konzentrationen vorhersagt wurden.

Unabhängig vom Grad der Übereinstimmung der modellierten Ergebnisse in MAMPEC 2.5 mit den gemessenen Konzentrationen im Sommer 2013 sollte die Eignung von MAMPEC unter verschiedenen Aspekten geprüft werden, die im Folgenden dargestellt werden.

3.3.3.1 Standort: Küste - Binnengewässer

Die Häfen an der Nordseeküste waren in der Regel gut modellierbar, da die vorhandenen bzw. vorgegebenen Szenarien für Küstenstandorte konzipiert wurden. Der Brackwasserhafen Br_2 entsprach dem Schema des „estuarine harbour“, einem Ästuar-Hafen, der kurz darauf ins Meer mündet. Die beiden Salzwasserhäfen entsprachen dem Prototyp „marina“, Sa_2 mit Öffnung in den Ästuarbereich eines Flusses, Sa_1 mit Öffnung in die offene See. Der Standort Br_1 an der Ostsee entsprach von der Struktur dem Prototyp „marina“ ohne nennenswerten Tidenhub. Für finnische Ostseehäfen ohne Tideeinfluß wurde in einer Studie von Baart (2005) festgestellt, dass nicht tidebedingte tägliche Wasserstandsschwankungen, horizontale Strömungen und Wasseraustausch durch Wind bei fehlender Tide an Bedeutung gewinnen und unter Berücksichtigung dieser Faktoren die Austauschrate im Hafen erhöht wird. Ab MAMPEC 2.0 kann auch dieser Typ Hafen an die realen Verhältnisse angepasst modelliert werden. In den nicht tidebeeinflussten Küstenhäfen Br_1, Br_3 und Br_4 zeigte sich aber unter Berücksichtigung der Windverhältnisse, dass besonders der Eingabeparameter Wind große Auswirkungen auf das Wasseraustauschvolumen hat und deshalb eine sensible Stellschraube für das ganze Modell ist. Geringe Unterschiede bei der Eingabe der Windstärke bewirkten große Unterschiede im Austauschvolumen. Eine genaue Angabe, in wie viel Prozent des Jahres (oder der Segelsaison) der Wind senkrecht zur Hafeneinfahrt weht und mit welcher Stärke, ist trotz verfügbarer Windstatistiken (z.B. www.windfinder.com) nicht einfach ableitbar. Die Beispielrechnung für den Hafen Br_3 in Tab. 18 verdeutlicht die Empfindlichkeit der Einflussgröße Wind in MAMPEC für das Austauschvolumen. Für die Modellierung in AP 3 wurde für die Region der Wert von 0,5 m/s angenommen (s.a. LWKSH 1978).

Tab. 18: Beispielrechnung mit unterschiedlichen Eingaben für die Windgeschwindigkeit in MAMPEC.

(Eingabe der Windhäufigkeit senkrecht zur Hafeneinfahrt: 6,2%)

Windgeschwindigkeit [m/s]	Austauschvolumen [m ³ /Tide]	Austauschvolumen [% Hafenvolumen]
0	2.671	4,06
0,5	21.467	32,6
1	41.355	62,9

Für die Binnenhäfen wurde mit dem Prototyp „marina“ gearbeitet und die Tide mit „Null“ eingegeben, ähnlich wie in dem Schweizer Szenario (OECD 2004). Die errechneten Austauschvolumina lagen mit 2 - 15 % niedrig. Irreführend ist dabei, dass sich das Austauschvolumen trotzdem immer auf eine Tideperiode von 12,4 Stunden bezieht, was im Süßwasser überhaupt keinen Sinn macht. Bei einer zukünftigen Entwicklung eines Süßwasserszenarios sollte diese Problematik unbedingt berücksichtigt werden.

3.3.3.2 Ausmaß der Abgrenzung zum umgebenden Wasserkörper

Es stellte sich heraus, dass alle geschlossenen Häfen als „MAMPEC-geeignet“ eingestuft werden konnten. Optimal für die Dateneingabe waren solche geschlossenen Häfen, in denen die Steganlagen das Hafenbecken nahezu ausfüllten wie in Br_1, Br_2, Sa_2 und Sü_1.

Weniger eindeutig für die Dateneingabe waren Häfen, in denen die Steganlagen nur einen Teil des Beckens ausmachten wie in Sa_1, Br_4 und Sü_2. Für die Berechnungen in MAMPEC wurde nur der Teil des Beckens herangezogen, in dem sich der Sportboothafen befand. Im nicht betrachteten Bereich befanden sich aber in Sa_1 und Br_4 noch gewerblich genutzte Schiffe als weitere Biozidquellen, die nicht berücksichtigt werden konnten. In Br_4 ist davon auszugehen, dass sich die Emissionen der Sportboote aufgrund der geringen Wasserbewegungen nicht im gesamten Hafenbecken verteilen, sondern wahrscheinlich in Stegnähe sedimentieren. Die gemessenen und modellierten Konzentrationen im Hafen Br_4 stimmten gut überein, bei dem die Realmessung höher als im Modell lag. Im Hafen Sa_1 finden tidebedingt umfangreiche Wasserbewegungen statt. Aufgrund der anderen gewerblichen Schiffe im vorderen Teil des Hafenbeckens wurde für die Berechnung in MAMPEC nur der hintere, nur von Sportbooten genutzte Hafenteil betrachtet. Für Sa_1 wurde mit dieser Vorgehensweise trotz aller Bedenken der externen AF-Quellen eine gute Übereinstimmung zwischen Modell und Realität erzielt.

In den Häfen Sü_3 und Sü_4 lagen mehrere Hafenbetreiber bzw. Vereine mit offenen Hafenanlagen gemeinsam jeweils in einer geschlossenen Bucht. Diese wurden in MAMPEC sinnvollerweise als eine Einheit behandelt. Der Vergleich Modell mit Realität zeigte für beide Häfen bezüglich der einzelnen Biozide eine hohe Streuung und nur für DCOIT und Dichlofluanid eine Übereinstimmung. Interessanterweise zeigten die Ergebnisse bei Sü_4, dass sich die Konzentrationen der Realmessungen direkt im Hafen im Vergleich zur Buchtmitte kaum unterschieden. Daher erscheint es als gerechtfertigt, das Hafenvolumen in diesen Häfen nicht eng um die Steganlagen herum zu begrenzen, sondern die gesamte Bucht einzubeziehen.

Diese Beispiele zeigen, wie wichtig es ist, in MAMPEC das „richtige“ Hafenvolumen zu wählen, in dem sich die Emissionen voraussichtlich verteilen. Die offenen Hafenstrukturen in vielen Gebieten lassen keinen eindeutigen Schluss zu, sondern es muss nach den Spezifika des jeweiligen Hafens entschieden werden, da unterschiedlich gewählte Hafenvolumina zu unterschiedlich hohen Konzentrationen führen.

Ein offener Hafen ist als Szenario in MAMPEC bisher nicht vorhanden. Es gibt die „shipping lane“ als offenes System, das aber ein Gebiet mit durchgehendem Berufsschiffsverkehr betrachtet und für Sportboothäfen nicht geeignet ist. Offene Häfen wie z.B. Br_3 sind nicht realistisch abbildbar, da in den vorhandenen Szenarien immer von einem Wasseraustausch am oder durch den Hafeneingang ausgegangen wird. Bei einem offenen, nicht eindeichten Hafen wird dieser jedoch komplett durchströmt. In Br_3 ist aufgrund der windgetriebenen Strömung in der Schlei von einer zeitweisen hohen Verdriftung der Emissionen auszugehen. Die Realmessungen lagen mit Ausnahme von Dichlofluanid niedriger als der errechnete Minimumwert in MAMPEC. Analog zu Tab. 18 wurde als Beispiel auch die Modellierung für eine Windgeschwindigkeit von 1 m/s durchgeführt. Mit dieser höheren Verdriftung ergaben sich für Kupfer und Cybutryn geringere Konzentrationen, die besser zur Realmessung passten. Für DCOIT und Dichlofluanid verkleinerte sich die Konzentrationsspanne, wobei sich die Minimalkonzentration erhöhte. Eine Sedimentation könnte auch eine Verringerung der Konzentrationen im Wasser nach sich ziehen.

Abschließend kann zusammengefasst werden, dass bei der Modellierung mit MAMPEC häufiger höhere Konzentrationen im Wasser als in der Realität errechnet wurden und daher das Modell im Rahmen dieser Untersuchung **eher als „konservativ“** bewertet wird. Dies gilt auch für Häfen mit sehr spezifischer Hafenstruktur. Trotzdem sollte die Verlässlichkeit dieser Modellvorhersa-

gen in Zukunft durch Messungen in ausgewählten Häfen - möglichst über die gesamte Bootssaison - weiter überprüft werden.

3.3.4 Defizite von MAMPEC für die Modellierung von Sportboothäfen

Aus der Konzeption sowie den vorgegebenen Szenarien in MAMPEC ist deutlich zu erkennen, dass der ursprüngliche Schwerpunkt der Modellierung auf die Anforderungen der Risikobewertung in der professionellen Schifffahrt ausgerichtet worden war. In den betrachteten Sportboothäfen waren oft Besonderheiten zu finden, die in den Prototypen und den zugrundeliegenden Szenarien von MAMPEC nicht problemlos darstellbar waren. Zudem sind die Sportboothäfen in der Regel sehr viel kleiner als in der professionellen Schifffahrt, in strömungsarmen Süßwasserbereichen häufig offen gestaltet, und sie beeinflussen sich in Gebieten mit hohem Sportbootaufkommen durch ihre räumlich Nähe gegenseitig, wie z.B. in Berlin und seinem Umland. Besonders problematisch wird die Modellierung in Mischhäfen mit z.B. einem Fährhafen, Fischerei- und Sportbootbereich.

Da dieses Projekt zum Ziel hatte, zu prüfen, ob MAMPEC verlässliche AF-Wirkstoffkonzentrationen im Wasser im Vergleich zu Realmessungen vorhersagen konnte, wurden die Vorgaben aus MAMPEC so weit wie möglich an die Gegebenheiten des einzelnen Hafens angepasst.

Im Folgenden sind einige kritische Punkte aufgeführt, die sich bei der Modellierung von deutschen Sportboothäfen mit MAMPEC ergaben.

3.3.4.1 Hydrologische und chemische Faktoren

Hintergrundkonzentrationen der AF-Wirkstoffe

Es gibt in MAMPEC die Möglichkeit, Wirkstoff-Vorbelastungen eines Standortes anzugeben. Es hat sich in diesem Projekt herausgestellt, dass mögliche Vorbelastungen speziell durch Antifoulingwirkstoffe in der Regel nur unzureichend von Überwachungsbehörden oder den Landesämtern erfasst werden und sich meist nur auf Kupfer, Zink und Cybutryn beschränken. Da es keine Verpflichtung zu einem Biozid-Monitoring gibt, existieren nur selektive Daten aus bestimmten Problemstellungen, aber keine fundierten Angaben zur Vorbelastung.

Abbauprodukte von AF-Wirkstoffen

Die organischen Antifoulingwirkstoffe in der Rubrik „compounds“ werden nur anhand der Ausgangssubstanz modelliert und mit einer stoffspezifischen Abbaugeschwindigkeit berücksichtigt. Einige der Wirkstoffe werden allerdings sehr schnell abgebaut. Deren Abbauprodukte werden im Programm MAMPEC nicht berücksichtigt. Wie die Realmessungen gezeigt haben, liegen diese Abbauprodukte u.U. deutlich länger im Gewässer vor als die Ausgangssubstanzen. Unter Umständen können auch Abbauprodukte wie das M1 von Cybutryn in gewissem Umfang ökotoxikologisch relevant sein. Eine Modellierung dieser Abbauprodukte wäre im Einzelfall wünschenswert.

Hydrologie

Es kann aus den Hintergrundpublikationen zu MAMPEC (Hattum et al. 2002) davon ausgegangen werden, dass komplizierte Austauschprozesse, wie sie in Küstenhäfen unter dem Einfluss unterschiedlicher Salinitäten und Temperaturen auftreten, berücksichtigt werden. Unklar ist aber, ob hydrologische Prozesse im Süßwasser, wie sie z.B. durch saisonale Wasserstandsänderungen in den Voralpenseen auftreten, kalkuliert werden können. Hier treten regelmäßig Frühjahrshochwässer auf (s.a. Kapitel 7.1.2.15). Hydrologische Verhältnisse wie sie z.B. in den Berliner Gewässern vorkommen, die von Spree bzw. Havel durchflossen werden und zudem weitere Zuflüsse aus Kläranlagen erhalten, sind ebenfalls hoch kompliziert. Zudem umfassen Buchten oft viele Hafenanlagen und sollten deshalb hydrologisch als eine Einheit betrachtet werden. Hier müssten Bilanzierungen von Zu- und Abflüssen aus durchströmten Seen eingegeben werden können, wie sie vom UBA (2010) exemplarisch dargestellt wurden, was bisher leider nicht möglich ist. Das Gleiche gilt auch für den Bodensee. Diese langfristigen Wasserstandsänderungen können bislang nicht in MAMPEC eingegeben werden. Stattdessen gibt es die Eingabe „non tidal daily water level change“. **Tägliche, nicht tidebedingte Wasserstandsschwankungen** sind - wenn überhaupt - jedoch nur schwer zu ermitteln oder als Daten verfügbar.

Basis für die Errechnung der Austauschvolumen im Bereich „environment“ bleibt auch im Süßwasser die Angabe der Gezeitenperiode bei einem Tidenhub von Null.

3.3.4.2 Struktur der Häfen

Im Süßwasser sind die Häfen weitgehend offen gestaltet. In MAMPEC 2.5 ist diese Situation für Sportboothäfen nicht problemlos darstellbar. Das Programm geht in den vorhandenen Szenarien für Häfen von einer geschlossenen Struktur mit Hafeneinfahrt aus, was meist nur für die Küsten zutreffend ist.

Unter den gerechneten Beispielhäfen sind offen gestaltete Häfen dabei, die zumindest über eine natürliche Begrenzung verfügen wie der Berliner See Sü_4 als gesamte Bucht oder der Hafen Br_3, der geschützt hinter einem Landvorsprung liegt. Einzelne Hafenanlagen, die zu drei Seiten offen sind, offene Steganlagen in einem Fluss oder die offenen Bojenfelder der Voralpenseen sind in MAMPEC 2.5 nicht realistisch darstellbar.

In der MAMPEC Version 3.0 gibt es in der Rubrik „environment“ eine Maske für „open harbour“, in der aber kein Austauschvolumen errechnet und angegeben wird. Ergebnisse von Vergleichsmessungen von Realität mit diesem Szenario liegen noch nicht vor.

Sielhäfen

An der deutschen Nordseeküste besteht die Besonderheit, dass viele Häfen Sielhäfen mit Zuflüssen aus dem Hinterland bilden, die nach den saisonalen Bedürfnissen der Landwirtschaft reguliert werden. Dabei ist die Abflussmenge durch das Sieltor nicht gleichmäßig, und Abfluss wie auch Fracht werden nicht erfasst. Der Zufluss durch solche Siele beeinflusste daher ebenfalls stark die Höhe des Austauschvolumens in den Häfen. MAMPEC kann einen Zufluss in einen Hafen und unterschiedliche Dichten infolge schwankender Salzgehalte mit einbeziehen, unklar ist

aber, welche Auswirkungen ein stark fluktuierender Zufluss hat und wie dies in MAMPEC berücksichtigt werden kann.

Wind

Es war auffällig, dass in den verfügbaren MAMPEC-Szenarien der Windeinfluss immer gleich Null gesetzt wurde. Aus den hydrologischen Verhältnissen sowohl an der Nordsee als auch an der Ostsee geht aber hervor, dass der Wind einen starken Einflussfaktor für die Wasserbewegungen und Wasserstände bildet. Besonders deutlich ist dies für die Schlei und auch für Grömitz dokumentiert (LWKSH, 1978; Ohlendieck, 2009).

Der Einfluss des Windes wird in MAMPEC ab der Version 2.0 berücksichtigt, da festgestellt wurde, dass in Häfen ohne Tide mit geringer Strömung ohne Dichteunterschiede das Austauschvolumen als zu gering errechnet wurde (Baart 2005). Um dies zu korrigieren, wurde der Faktor Wind berücksichtigt, der eine gewisse oberflächennahe Strömung erzeugt und damit das Austauschvolumen im Hafen erhöht (Boon et al. 2008). In den MAMPEC-Szenarien floss der Faktor Wind ausschließlich für wenig bis gar nicht tidebeeinflusste Häfen in die Modellierung ein. Um für die deutschen Häfen eine möglichst realitätsnahe Darstellung der gewählten Häfen in AP 3 zu erreichen, wurde in diesem Projekt die spezifische Windsituation für jeden Hafen berücksichtigt.

3.3.4.3 Spezifische Faktoren der Sportbootpraxis

Aktueller Marktanteil der Antifouling-Wirkstoffe

Im Sportbootbereich wird eine große Palette an Antifoulingprodukten eingesetzt. Für 2013 wurden für den deutschen Sportbootmarkt 21 Kupferantifoulingprodukte und über 60 Antifoulingprodukte mit Kupfer und organischen Kobioziden ermittelt (LimnoMar 2013). Welche Produkte in welchem Umfang in einem Sportboothafen zum Einsatz kommen, ist unbekannt. Zudem sind die Konzentrationsangaben in den Sicherheitsdatenblättern immer als weite Spanne angegeben. **Deshalb sind die Angaben für „application factor“ und „concentration of active ingredient“ auch nur als Näherungswert einzustufen. Es könnten wesentlich verlässlichere Ausgangsdaten für eine Modellierung mit MAMPEC eingesetzt werden, wenn jeder Bootseigner ein Zertifikat über sein appliziertes Antifoulingprodukt an Bord mitzuführen hätte und ein Duplikat dem Hafenmeister oder Verein geben würde, wie dieses in ähnlicher Weise in der IMO AF-Konvention auch für Sportboote vorgesehen ist.**

Nutzungsintensität im Jahr

MAMPEC geht in seinen Berechnungen von einem konstanten Schiffsbetrieb über das ganze Jahr aus. Dies trifft im Sportbootbereich nur bedingt für die Mittelmeerregion und z.B. für Charterboote zu. In den nördlichen europäischen Staaten wie Deutschland, in den Niederlande und Skandinavien ist es üblich, die Boote im Herbst aus dem Wasser zu nehmen, zu bearbeiten **und im Frühjahr wieder ins Wasser zu lassen. Das bedeutet, dass sich der „service life“ real nur über ein halbes Jahr erstreckt. Es gibt aber in MAMPEC keine Möglichkeit, für den „service life“ eine Zeitspanne anzugeben. Für die „maintenance & repair“-Phase und die „removal“-Phase**

wird für die professionelle Behandlung der Boote ein Zeitraum von 6 Monaten, für die nicht professionelle Behandlung ein Zeitraum von 3 Monaten angenommen. Dieser gewählte Zeitraum hat aber keinen Einfluss auf den Zeitraum vom „service life“.

Verhältnis von Gast- zu Dauerliegern

Am Beispiel des Küstenhafens Br_1 wurde versucht darzustellen, ob es einen Einfluss in MAMPEC hat, dass in dem Hafen mehr Gast- als Dauerlieger vorhanden sind. Der entscheidende Unterschied ergibt sich in der „removal“-Phase, denn nur die Dauerlieger werden vor Ort an Land behandelt. Deshalb wurde einmal mit voller Bootszahl und einmal mit einer angenommenen Dauerliegerzahl von 400 Booten für die „removal“-Phase modelliert. Die beiden Modellierungen zeigten für die gering konzentrierten Biozide keine Unterschiede und für Kupfer nur sehr geringe Unterschiede in den Konzentrationen, weil sich der Haupteintrag der bioziden Wirkstoffe aus dem „service life“ ergab. Die Emissionen, die bei „removal“ zusätzlich entstehen, waren dem gegenüber untergeordnet.

Anpassung der Bootsgrößen

In dem vorhandenen MAMPEC-Szenario für Marina wurde für die Bootslängeneinheit 10 - 50 m eine durchschnittliche Unterwasserfläche von 22,5 m² zugeordnet. Dies ist eine grobe Angabe, da in den Erhebungen in AP 2 deutlich wurde, dass mit der Bootslänge zwischen 6 - 20 m auch die Unterwasserflächen zwischen knapp 10 bis über 80 m² variieren. Mit der manuellen Eingabe von Bootslängenklassen und den entsprechenden Unterwasserflächen konnten diese aber entsprechend der Erhebung in AP 2 auch in MAMPEC dargestellt werden. Generell sollte für die Modellierung in Sportboothäfen eine genauere Skalierung aufgenommen werden.

Dokumentation von „maintenance & repair“

Für die Berechnung der Emissionen aus „maintenance & repair“ und „removal“ ist in MAMPEC nicht nachvollziehbar, welche Schiffsgröße zugrunde gelegt wird. Die Eingabe erfolgt nur über die Mengenangabe der verwendeten Farbe, so dass hier ein sinnvoller, durchschnittlicher Farbverbrauch für die unterschiedlich langen Boote gewählt werden muss.

AF-Freisetzung durch Waschen auf der Slipanlage oder unbefestigtem Untergrund

Bei der Entschichtung der Boote an Land („removal“) wird unterschieden zwischen der Behandlung mit Hochdruckreiniger („high pressure water“) und Abschleifen („abrasion“). Aus der Praxis in Deutschland ist bekannt, dass in vielen Häfen die Boote direkt nach dem Herausnehmen auf der Slipanlage oder auf unbefestigtem Grund mit Hochdruck gewaschen werden, da Waschplätze für nicht mehr als maximal zehn Boote, häufig nur ein Boot gleichzeitig vorhanden sind. Ein Abschleifen erfolgt fast immer erst in Winterlagerhallen. Die für MAMPEC hierfür einzurechnenden Anteile (fraction to water / soil) wurden diesen Verhältnissen in den Beispielhäfen entsprechend angepasst.

Neueste Untersuchungen in Schweden zeigen allerdings ein ganz anderes Bild: Demnach wird nur ein Viertel der Emissionen aus den Bootsbeschichtungen während der Nutzung im Wasser („service life“) abgegeben. Der weitaus größere Teil, nämlich Dreiviertel der Emissionen werden durch unsachgemäße Behandlung an Land beim Applizieren, Abschleifen und Abwaschen freigesetzt und gelangen in den Hafengebiete und von dort aus in das Wasser (Eklund & Eklund 2014, Eklund et al. 2014). In Deutschland liegen zu dieser Problematik bisher keine belastbaren Daten vor. In MAMPEC ist allerdings die **Gewichtung der Emissionen durch „maintenance & repair“ sowie „removal“ gegenüber dem „service life“ sehr gering**, wie das Beispiel Br_1 zeigt.

4 Zusammenfassung und Fazit

Die Bestandserfassung von Sportbooten erbrachte bundesweit einen Gesamtbestand von ca. 206.000 Liegeplätzen in 3.091 Sportboothäfen. Die Erhebungen beruhen auf Auswertung von Luftbildern, zusätzlichen Quellen wie Marina-Guides, Sportbootkarten, Hafenführern sowie weiteren Informationsquellen und ergaben einen deutlich niedrigeren Bestand als bisherige Schätzungen. Süßwasserreviere erreichen mit über 146.000 Liegeplätzen 71 % des Gesamtbestandes an Sportbooten, während auf Brackwasserreviere ca. 26 % und auf die Nordseeküste nur knapp 3 % entfallen. Regionale Ballungsgebiete für Liegeplätze im Binnenland stellen das Niederrhein-Gebiet mit ca. 10.500, die Mecklenburgische Seenplatte mit 19.000, die Bayrische Voralpenseen mit 23.000 und der Berlin-Brandenburger Raum mit 40.000 Liegeplätzen dar. Damit hat für Deutschland der Sportbootbetrieb in Binnengewässern eine herausragende Stellung und stellt eine nationale Besonderheit dar, die bei der Zulassung von Antifouling-Produkten berücksichtigt werden muss. Typische Sportboothäfen im Inland haben etwa 40 Liegeplätze und sind kleiner als an der Nordsee mit 70 Plätzen. 79 % der Inlandhäfen sind zum angrenzenden Gewässer - **im Gegensatz zu den „Schutzhäfen“ an der Küste** - weitgehend offen, d.h. sie sind von den Oberflächengewässern nicht abgegrenzt bzw. sind Bestandteil derselben.

Obwohl die typischen Sportboothäfen im Inland kleiner als an der Nordseeküste sind, reihen sie sich in Ballungsgebieten an vielen Standorten wie Perlen an einer Kette auf, so dass solche Cluster in Summe über 1.000 Liegeplätze erreichen können. Handelt es sich hier um Gewässer mit geringem oder stagnierendem Wasseraustausch, können sich Antifouling-Wirkstoffe auch außerhalb der Einzelhäfen in den Gewässerabschnitten anreichern.

Eine stichprobenartige Messung von Wirkstoffkonzentrationen in Oberflächengewässern im Sommer 2013 in 50 Sportboothäfen von Flensburg bis zum Bodensee auf Antifouling-Wirkstoffe umfasste alle derzeit auf dem EU-Markt erlaubten Wirkstoffe. Außerdem wurden auch Abbauprodukte von einigen Wirkstoffen mit untersucht. Für die Wirkstoffe DCOIT, Zineb und Pyriithion lagen die Konzentrationen unter der analytischen Bestimmungsgrenze, d.h. sie waren mit den angewandten Analysemethoden nicht in den Gewässern messbar. Der Nachweis der Zerfallsprodukte von Dichlofluanid und Tolyfluanid sowie von Cybutryn zeigte den Einsatz von Antifoulingbioziden auch im Süßwasser an. Für den Wirkstoff Irgarol (Cybutryn), der im Gewässer nur sehr langsam zerfällt, wurden in 35 der 50 Sportboothäfen Konzentrationen über 0,0025 µg/L, den Grenzwert der aktuellen EU-Richtlinie, der als Jahresdurchschnitt dauerhaft nicht überschritten werden darf, ermittelt. An 5 Standorten lagen Konzentrationen sogar über der zulässigen Höchstkonzentration von 0,016 µg/L der EU-Umweltqualitätsnorm, die auch einmalig nicht überschritten werden darf. Diese Wasserkonzentrationen zeigen eine Gefähr-

dung der Umwelt an. Hohe Überschreitungen wurden an Brackwasser- und vor allem an Süßwasserstandorten nachgewiesen. Die Metalle Zink und Kupfer werden nicht nur durch Antifouling-Produkte freigesetzt, sondern gelangen auch durch viele andere Anwendungen in die Umwelt. Legt man für Zink und Kupfer einen Effekt-Schwellenwert von je knapp 8 µg/L zugrunde, bei dessen Überschreitung erst Gefährdungen der aquatischen Umwelt auftreten können, so wurde dieser Wert für Kupfer an 6 und für Zink an 9 von 50 untersuchten Häfen überschritten.

Vergleiche der Vorhersagen von AF-Wirkstoffkonzentrationen in den Sportboothäfen durch das Computermodell MAMPEC mit den im Vorhaben analytisch ermittelten Gehalten ergaben relativ gute Übereinstimmungen bei geschlossenen Häfen der Küstenbereiche, für die das Modell ursprünglich konzipiert wurde. Größere Abweichungen traten bei offenen Steganlagen oder kaum eingedeichten Häfen in Brack- und Süßwasserrevieren auf, wo eindeutig wiederkehrende Strömungsverhältnisse durch den Tidenhub fehlen und wechselnde Winde auf die Wasserströmung einen höheren Einfluss ausüben. Zudem liegen für süßwasserspezifische Eingangsparemeter bisher keine „Standard-Eingabe“-Werte vor und müssen wie z.B. für die Wasserzusammensetzung manuell eingegeben werden. Das Modell MAMPEC wird deshalb in seiner bisherigen Ausrichtung dem hohen Anteil an deutschen Sportboothäfen im Süßwasser nicht gerecht.

Die Methoden zur Abschätzung der Umweltkonzentrationen von Antifouling-Wirkstoffen in Gewässern müssen verbessert und ausgebaut werden. Es liegen mit dieser Studie erstmals flächendeckende Basisdaten von Sportboothäfen vor, die im Rahmen des bundesweiten Zensus vom Inland bis zur Küste erhoben wurden. Die Ergebnisse sollen als deutscher Beitrag in die EU-Risikobewertungen im Rahmen der Biozid-Verordnung einfließen. Ferner stellen die Ergebnisse für die nationale Biozid-Produktzulassung eine belastbare Datenbasis dar, um vorhandene Szenarien zur Risikobewertung von Antifouling-Wirkstoffen für bundesdeutsche Verhältnisse anzupassen und damit auch der besonderen Bedeutung der Binnengewässer für die Bundesrepublik Deutschland Rechnung zu tragen.

Obwohl der bundesdeutsche Liegeplatzbestand bei Antifouling-relevanten Motor- und Segelbooten aktuell deutlich niedriger ist als erwartet, werden regional und lokal teils hohe Bestandsdichten an Sportboothäfen und -booten ermittelt. Dadurch können sich die Einträge von Antifouling-Wirkstoffen u.U. aufsummieren und angrenzende Wasserkörper beeinträchtigen. Davon sind in erster Linie Binnengewässer betroffen, die für die Sportbootnutzung in Deutschland eine überragende Bedeutung aufweisen. Daher sollten zukünftig auch küstenferne Ballungsräume und Cluster von Marinas in die Risikobewertung von Antifouling-Wirkstoffen und -Produkten aufgenommen werden.

Die aktuellen Ergebnisse aus dem bundesweiten Wirkstoff-Screening an 50 Marinas zeigen in einigen Fällen für Cybutryn (Irgarol) deutliche Überschreitungen der Umweltqualitätsnorm. Diese Befunde unterstreichen die Notwendigkeit, alle Möglichkeiten auszuschöpfen, um die Umwelt zu entlasten. Schon jetzt zeigt das Beispiel des Ratzeburger Sees, dass ein Sportbootbetrieb auch ohne Einsatz von Antifoulingbioziden im Süßwasser möglich ist. Bootsreviere, in denen kein Bewuchs durch Kalkschalen bildende Organismen (Dreikantmuschel oder Kalk inkrustierende Algen) auftritt, bieten sich für den Einsatz biozidfreier Bewuchsschutzverfahren an. Ein Revier-übergreifender Erfahrungsaustausch in Kooperation mit den Sportbootverbänden kann hier den Einsatz praxistauglicher und Biozid-freier Verfahren fördern.

5 Literatur

- ADAC (2010): ADAC-Marinaführer Deutschland/Europa. München, 900 S.
- Albanis, T.A., Lambropoulou, D.A., Sakkas, V.A., Konstantinou, I.K. (2002): Antifouling paint booster biocide contamination in Greek marine sediments. *Chemosphere* 48, 475-485.
- ARGE Elbe (1992): Salzgehalts- und Trübstoffverhältnisse in dem oberen Brackwassergebiet der Elbe, 151 S.
- Baart, A.C. (2005): MamPec. Application at low exchange conditions. Report Z3662, WL| Delft Hydraulics, Delft, 14 p.
- Bartlett, E. (2006): Environmental management of hull fouling in Cardiff Bay. MSc, University of Glamorgan, 50 S.
- Bauer, B., Fioroni, P., Ide, I., Liebe, S., Oehlmann, J., Stroben, E., Watermann, B. (1995): TBT effects on the female genital system of *Littorina littorea*, a possible indicator of tributyltin pollution. *Hydrobiologia* 309, 15-27.
- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (2005): Verwendung von Antifoulingfarben auf Wasserfahrzeugen. Merkblatt 4.5/16, München, 8 S.
- Bewuchs-Atlas e.V. (2012): Antifouling Handbuch. Hamburg, 180 S.
- Biselli, S., Bester, K., Hühnerfuss, H., Fent, K. (2000): Concentrations of the antifouling compound Irgarol 1051 and of organotins in Water and Sediments of German North and Baltic Sea Marinas. *Marine Pollution Bulletin* 40, 233-243.
- BMVI (Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur)2011: Sicherheit auf dem Wasser. 68S.
- BMVI (Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur) (2014): Verkehrsinvestitionsbericht für das Berichtsjahr 2012. Drucksache des Deutschen Bundestages 18/580, 328 S.
- Boon, J., Markus, A., Baart, A., van Hattum, B. (2008): Antifouling model to predict environmental concentrations (MAMPEC V2.0). Technical background additional features of MAMPEC version. Delft Hydraulics / WL, Delft, Netherlands.
- Boxall, A.B.A., Comber, S.D., Conrad, A.U., Howcroft, J., Zaman, N. (2000): Inputs, monitoring and fate modelling of antifouling biocides in UK estuaries. *Marine Pollution Bulletin* 40, 898-905.
- BSVB (Bodensee Segler Verband) (2010): Internationales Handbuch der Sportschifffahrt. Druck- und Verlagshaus Daniel, Balingen, 200 S.
- Bergemann, M. (2005): Berechnung des Salzgehaltes der Elbe. Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 8S.
- BSH (Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie) (2013): Gezeitenkalender. Hoch- und Niedrigwasserzeiten für die Deutsche Bucht und deren Flussgebiete. Hamburg, Rostock, 134 S.
- Burkhardt, M., Dietschweiler, C. (2013): Mengenabschätzung von Bioziden in Schutzmitteln in der Schweiz. Rapperswil, HSR/UMTEC, 30 S.
- Cresswell, T., Richards, J., Glegg, G., Readman, J. (2006): The impact of legislation on the usage and environmental concentrations of Irgarol 1051 in UK coastal waters. *Marine Pollution Bulletin* 52, 1169-1175.

- Dahl, B., Blanck, H. (1996): Toxic effects of the antifouling agent Irgarol 1051 on periphyton communities in coastal water microcosms. *Marine Pollution Bulletin* 32, 342-350.
- Daehne, B., Watermann, B., Fürle, C., Daehne, D., Thomsen, A. (2014): Abschlussbericht zum DBU-Projekt. Erprobung von Reinigungsverfahren der Unterwasserbereiche von Sportbooten und küstenoperierenden Schiffen als Bewuchsschutzalternative. Materialbelastung, Effektivität und Gewässerbelastung. Hamburg, 159 S.
- Daehne, D., Watermann, B. (2009): Entwicklung der Sedimentbelastung mit Tributylzinnverbindungen (TBT) an der deutschen Nordseeküste. *Wasser & Abfall* 11 (5), 10-17.
- Daehne, D., Watermann, B., Hormnemann, M. (2012): Reinigung als Alternative zu biozidhaltigen Antifouling-Beschichtungen. *Wasser & Abfall* 3, 2-6.
- Deutsche Küsteninformation e.V. (1994): Küsten Kalender. 10 Jg., Bassum, 192 S.
- Dürr, S., Thomason, J. (2009): Biofouling. Wiley-Blackwell, 456 S.
- Europäische Union (2010): Risk Assessment Report. Zinc metal. JRC Scientific and Technical Reports. EUR 24587 EN, 710 pp.
- ECl (European Copper Institute) (2008): Voluntary risk assessment of copper, copper II sulphate pentahydrate, copper (I) oxide, copper (II) oxide, dicopper chloride trihydroxide. European Chemicals Agency (ECHA). <http://echa.europa.eu/de/copper-voluntary-risk-assessment-reports/-/substance/464/search/+/term>
- Eklund, B., Johannson, L., Ytreberg, E. (2014): Contamination of a boatyard for maintenance of pleasure boats. *J. Soils Sediments* 14, 955-967.
- Eklund, B., Eklund, D. (2014): Pleasure boat boatyard soils are often highly contaminated. *Environmental Management* 53, 930-946.
- Fenzl, Manfred (1992): Vom Rhein zur Nord- und Ostsee. Hamburg, 289 S.
- Ferrer, I., Barceló, D. (1999): Simultaneous determination of antifouling herbicides in marina water samples by on-line SPE followed by LC/MS. *Journal of Chromatography A* 854, 197-206.
- Fiedler, K., Höppner, C., Kracht, J., Kürvers, K. (2003): Wassertourismuskonzeption für das Land Berlin - Synthesebericht. Berlin, 73 S.
- Fritsch, A. (2012): Oasen in der Stadt, *Yacht*, 23, 7-13.
- Gatidou, G., Thomaidis, N.S., Zhou, J.L. (2007): Fate of Irgarol 1051, Diuron and their metabolites in two UK marine systems after restriction in antifouling paints. *Environment International* 33, 70-77.
- Grünwälder, K.-W. (1979): Erholung auf dem Wasser. Die gegenwärtige Situation des Sportbootverkehrs im Küstenraum zwischen Ems und Weser. Schriftenreihe des Fremdenverkehrsverbandes Nordsee. Niedersachsen-Bremen e.V., Heft 47, Oldenburg, 48 S.
- GVO-Schleswig-Holstein (2000): Landesverordnung über die Regelung des Gemeingebrauchs und des Befahrens mit Wasserfahrzeugen auf der Wakenitz und den Ratzeburger Seen vom 25. Januar 2000. GVOBl. Schleswig-Holstein 2000, 130 S.
- Haglund K., Pettersson A. (1997): Monitoring study of Irgarol 1051 in the Stockholm archipelago. Ciba-Geigy Test No. 964037. Thalassa Test No. CGTH1. AB Thalassa, Uppsala, Sweden, 24 S.

- Haarich et al. (1994): Schwermetalle in Wasser und Sediment. In: Lozán, J.L., Rachor, E., Reise, K., v. Westerhagen, H., Lenz, W. (Hrsg.) Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Oxford, 30-34
- Hanslik, M., Ramm, G., Bätje, M. (1999): Untersuchungen zum Einfluss der Abwässer eines TiO₂-Werkes in der Wesermündung; Teil I: Wasserchemie und Phytoplankton. In: Forschungsstelle Küste (Hrsg.): **Zusammenstellung von Untersuchungen des Dezernates „Ökologie und Güte der Küstengewässer und Ästuare“ für die Zeitspanne 1988 bis 1995.** S. 14-15.
- Hattum, B. van, Baart, A.C., Boon, J.G. (2002): Computer model to generate predicted environmental concentrations (PECs) for antifouling products in the marine environment. Report E-02-04/Z 3117, Amsterdam, 73 pp.
- Hattum, B. van, Baart, A., Boon, J. (2006): Emission estimation and chemical fate modelling of antifoulants. In: Konstantinou, I. (Ed.): Antifouling paint biocides. Volume V, Springer Verlag, p. 101-120.
- Heinbach, W.D., Klee, G. (2006): Die wirtschaftliche Bedeutung des Wassersports am Bodensee - eine empirische Untersuchung der Nachfrage- und Angebotsseite. IAW-Report, 34, 2, S. 61-84.
- HLUG (Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie) (2013): Hochwasser Mai-Juni 2013 in Hessen. Wiesbaden, 39 S.
- Hochwasser-Vorhersage-Zentrale Baden-Württemberg (2011): Länderübergreifende Wasserstandsvorhersage für den Bodensee. www.bodensee-hochwasser.info, Flyer, 8 S.
- HSE (Health and Safety Executive) (2001): Summary report of a survey to investigate the use of antifouling products (AFPs) in UK freshwaters. Health & Safety Executive, London, 53 S.
- IBN (Internationale Bodenseenachrichten), Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg (2011): Navigationskarte I, Überlingersee, Untersee.
- IGKB (Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee) (2011): Statistik der Schifffahrtsanlagen. Stand 01.01. 2011. www.igkb.org/fileadmin/user_upload/dokumente/publikationen/wissenschaftliche_berichte/statistik_der_schifffahrtsanlagen_stand_01_01_2011.pdf.
- Jensen, C.A., Heslop, J.A. (1997a): Undersøgelse af miljøproblemer ved brug af bundmaling på lystbåde. Århus Amt, Natur- og Miljøkontoret. 17 S.
- Jensen, C.A., Heslop, J.A. (1997b): Status for nye undersøgelse i 1997 af miljøproblemer ved brugen af giftig bundmaling på lystbåde, Århus Amt, 17 S.
- Jones, B., Bolam, T. (2007): Copper speciation survey from UK marinas, harbours, and estuaries. Marine Pollution Bulletin 54, 1127-1138.
- Kahle, M., Nöh, I. (2009): Biozide in Gewässern. Eintragspfade und Informationen zur Belastungssituation und deren Auswirkungen. Texte UBA, 09/09, 52 S.
- Kalbfus, W., Zellner, A., Frey, S., Stanner, D. (1991): Gewässergefährdung durch organozinnhaltige Antifouling-Anstriche. Texte UBA, 44/91.
- KEMI (2006): Kemiska ämnen i båtbottnfärger - en undersökning av koppar, zink och Irgarol 1051 runt Bullandö marina. Kemikalieinspektionen. KEMI rapport 2/2006. ISSN: 0284 -1185, Best.nr. 360 824.
- KEMI (2009): Antifouling preparations. Use of active substances in antifouling preparations. www.kemi.se, last up-dated: 2009-11-05.

- KEMI (2010): Produktregisterabfrage zu Irgarol-Gehalten für in Schweden vermarktete AF-Produkte vom 20.03.2010. <http://apps.kemi.se/bkmregoff/InfoAmnen.cfm?AmnID=515&visa=ja&sokval=CAS>.
- KEMI (2013): Försalda kvantiteter av bekämpningsmedel 2012. Kemikalieinspektionen. Best.nr. 511 096
- Klingmüller, D., Watermann, B. (2003): TBT - Zinnorganische Verbindungen - eine wissenschaftliche Bestandsaufnahme. Texte UBA, 16/03, 132 S.
- Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer - Umweltbundesamt (Hrsg.) (1998): Umweltatlas Wattenmeer. Bd. 1, Nordfriesisches und Dithmarscher Wattenmeer. Stuttgart, Ulmer, 270 S.
- LWKSH (Landesamt für Wasser und Küsten Schleswig-Holstein) (1978): Die Schlei. Kiel, 78 S.
- LimnoMar (2012): Antifouling-Handbuch. Hamburg, 190 S.
- LimnoMar (2013): Antifouling-Produktliste. Hamburg, 148 S.
- LUNG (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern) (Hrsg.) (2012): Berichte zur Gewässergüte. Schadstoffuntersuchungen in Oberflächengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 2007-2011. Güstrow, 123 S.
- Martinez, K., Ferrer, I., Hernando, M.D., Fernandez-Alba, A.R., Marcé, R.M., Borrull, F., Barceló, D. (2001): Occurrence of antifouling biocides in the Spanish Mediterranean marine environment. *Environmental Technology* 22, 543-552.
- Mell, W.D. (2008): Strukturen im Bootsmarkt. FVSF-Forschungsbericht Nr.1. Forschungsvereinigung für die Sport- und Freizeitschiffahrt e.V. (FVSF), Köln, 131 S.
- Ministerium für Arbeit, Bau und Landesentwicklung Mecklenburg-Vorpommern (2004): Standortkonzept für Sportboothäfen an der Ostseeküste. Schwerin, 243 S.
- North Sea Task Force (1993): North Sea quality status report 1993. Oslo and Paris Commissions, London. Fredensborg, Denmark, 132 pp.
- OECD (2004): Harmonisation of environmental emission scenarios: An emission scenario document for antifouling products in OECD countries. ESD PT21, Final Report, 194 S.
- Oehlmann, J., Ide, I., Bauer, B., Watermann, B., Schulte, U., Liebe, S., Fiorini, P. (1996): Erfassung morpho- und histopathologischer Effekte von Organozinnverbindungen auf marine Mollusken und Prüfung ihrer Anwendbarkeit für ein zukünftiges biologisches Effektmonitoring. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Wasserwirtschaft, Forschungsbericht 102 40 303/01, UBA-FB 97-067, Berlin, 194 S.
- Ohlendieck, U (2009): Zustand und Verbesserungspotenzial der Schlei. LLUR, 42 S.
- Ostendorp, W., Mainberger, M., Schmieder, K., Peintinger, M. (2006): Auswirkungen des Bojenfeld-Managements am Bodensee-Untersee auf Wasserpflanzen und Makrozoobenthos-Besiedlung. Schriften des Vereins für Geschichte des Bodensees und seiner Umgebung. 124, 231-238.
- Peters, N., Sönnichsen, H., Berger, H.-D., Langner, K., Watermann, B. (1994): Natürliche Biozide und biozidfreie Mittel zur Bewuchshemmung, ihre Effektivität und Anwendung auf Schiffen im marinen Bereich. UBA-Texte 55/94, 229 S.
- PLANCO Consulting (2008): Standortkonzept Sportboothäfen. Reviere Kieler Bucht, Fehmarn und Lübecker Bucht. Schwerin, 23 S.

- Price, A.R.G., Readman, J.W. (2012): Booster biocide antifoulants: Is history repeating itself? In: EEA (ed.), Late lessons from early warnings: science, precaution, innovation. EEA Report, 297-310.
- Readman, J. (Ed.) (2002): Assessment of antifouling agents in coastal environments (ACE), Final Scientific and Technical Report (Mas3-Ct98-0178). Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK, 53 p.
- Rödiger, S. (2003): Untersuchung der Makrozoobenthosgemeinschaft des Stettiner Haffs vor dem Hintergrund der WRRL. Dipl. Arb. Univ. Duisburg-Essen, 105 S.
- Sakkas, V.A., Konstantinou, I.K., Lambropoulou, D.A., Albanis, T.A. (2002): Survey for the occurrence of antifouling paint booster biocides in the aquatic environment of Greece. Environmental Science & Pollution Research 9, 327-332.
- Schlunbaum, G., Baudler, H., Nausch, G., (1994): Die Darß-Zingster Boddenkette - ein typisches Flachwasserästuar an der südlichen Ostseeküste. Rostock. Meeresbiologische Beiträge 2, 22 S.
- Schmidt, C.C. (2005): Segeln an der Unterelbe: Ein anspruchsvolles Revier. In: Allwörden, P. v., Ruhl, N., Schmidt, C.C. (Hrsg.) Erlebnis Elbe, MCE Verlag, Drochtersen, S. 40-45.
- Schulz, V. (2014): Zeitreihenuntersuchung von Irgarol und den Azolfungiziden Tebuconazol und Propiconazol in Schwebstoffproben der Umweltprobenbank des Bundes (UPB). Food GmbH Jena, 33 S.
- Sengl, M. (2012): Monitoring of selected biocides experience from Bavaria. Norman Workshop, Berlin. Presentation.
- Srinivasan, M., Swain, G.W. (2007): Managing the use of copper-based antifouling paints. Environment Management 39, 423-441.
- Steffen, D., Bülow, B. (2009): Untersuchung niedersächsischer Oberflächengewässer auf den Tributylzinn-Ersatzstoff Irgarol. NLWKN, Hildesheim, 4 S.
- Thomas, K.V., Fileman, T.W., Readman, J.W., Waldock, M.J. (2001): Antifouling paint booster biocides in the UK coastal environment and potential risks of biological effects. Marine Pollution Bulletin 42, 677-688.
- Thomas, K.V., Brooks, S. (2009): The environmental fate and effects of antifouling paint biocides. Biofouling 26, 1, 73-88.
- Umweltbundesamt (2004): Die Wasserrahmenrichtlinie - Neues Fundament für den Gewässerschutz in Europa. Berlin, 120 S.
- Umweltbundesamt (2007): Field, fate and effect studies on the biocide N-tert-butyl-N'-cyclopropyl-6-methylthio-1,3,5-triazine-2,4-diamine Irgarol®. Report. Dessau, 140 p.
- Umweltbundesamt (2010): Irgarol-Screening and monitoring in Germany (2005-2008). Berlin, unpublished data.
- Utzelmann, S.(2011): Anforderungen an Reinigungssysteme aus der Sicht des motorisierten Wassersports. Vortrag DBU Veranstaltung Unterwasserreinigung von Sportbooten, 12.3.2011, Osnabrück.
- Vereinigung der Schifffahrtsämter Schweiz (2013): <http://www.vks.ch/de/statistiken/entwicklungseit1980>, aufgesucht am 18.08.2014
- Voulvoulis, N., Scrimshaw, M.D., Lester, J.N. (2000): Occurrence of four biocides utilized in antifouling paints as alternatives to organotin compounds, in waters and sediments of a commercial estuary in the UK. Marine Pollution Bulletin 40, 938-946.

Wessels, M., Bally, A., Bodmer, R. (2001): Der Einfluss von Bojenfeldern und Hafenanlagen auf die Flachwasserzonen des Bodensees. Bodenseestiftung, 21 S.

Wohlert (2015): Berechnungs-Formel für die Quadratmeter-Fläche Ihrer Yacht. Wohlert-Lackfabrik.
<http://www.yachtpaint.com/deu/diy/ask-the-experts/wieviel-antifouling-brauche-ich.aspx>, aufgesucht am 09.03.2015.

Yachtpaint (2015): Wie viel Antifouling benötige ich? International - Akzo Nobel.
<http://www.yachtpaint.com/deu/diy/ask-the-experts/wieviel-antifouling-brauche-ich.aspx>, aufgesucht am 09.03.2015.

Zintz, K., Löffler, H., Schröder, H.G. (2009): Der Bodensee. Thorbecke, Ostfildern, 156 S.

6 Anhang Material und Methoden

6.1 Bestandserhebung (AP 1)

6.1.1 Allgemeine Vorgehensweise zur Datenerhebung

Zur Vorbereitung der Recherche wurden Probedaten erhoben, die auf Verfügbarkeit, Eignung und Plausibilität geprüft wurden. Die endgültigen Merkmale und Datenstruktur wurden mit dem Auftraggeber abgestimmt.

Zur Qualitätssicherung wurde ein Methodenmanual als Verfahrensanweisung erstellt, das für alle beteiligten Rechercheure verbindlich war (siehe Anhang 8). Hier wurden u.a. einzelne Parameter definiert, Schreibweisen festgelegt und die Einteilung in Hauptstromgebiete vorgenommen. Ferner wurden überregionale Datenquellen aufgeführt, die zur Recherche mit zu nutzen waren (Internetadressen, Literatur). Die erfassten Daten wurden in einer zweidimensionalen Excel-Tabelle (Excel 2007, Microsoft) mit eindeutig definierter Struktur zusammengeführt.

6.1.2 Recherchierte Merkmale

Für die Bestandserhebung wurden folgende Merkmale erfasst (¹): Pflichtangabe):

Lagedaten

- Straße, Postleitzahl¹, Ort
- Email-Adresse, Internetadresse, Telefonnummer, Mobilnummer
- Name des Hafens¹
- Gewässername, Gewässerabschnitt, Gewässertyp (z.B. Küste, Ästuar, Fluss, Kanal, See), Hafentyp, Hauptstrom, je ¹
- Lage (nächst gelegene Stadt), Bundesland, je ¹
- Georeferenzierung¹ (basierend auf geodätischen Referenzsystem WGS84, Längen- u. Breitengrad im Sexagesimalformat)

Strukturdaten

- Fläche, Länge und Breite je ¹, inkl. Kennung für die Flächenabgrenzung (Hafenpolygon)
- Breite der Hafeneinfahrt¹
- Flussbreite, maximale, minimale und mittlere Wassertiefe, Tidenhub
- Salinitätsbereiche (Klassen: süß <1 ‰, brackig 1 – 18 ‰, salzig >18 ‰)¹
- Hafeninfrastruktur (Slipanlage, Kran, Winterlager, Werft)¹
- Eindeichung zum angrenzenden Gewässerabschnitt (offen/ geschlossen)¹
- Liegeplatzanzahl aus verschiedenen Quellen mit Quellenverzeichnis

- Maximale Anzahl der Gesamt-Liegeplätze (Gast- + Dauerliegeplätze)¹⁾

Sonstiges

- Bemerkungen zu Auffälligkeiten, Besonderheiten
- Datenlage und -quellen

6.1.3 Einzelmerkmale

6.1.3.1 Hafenstandorte und Liegeplätze

Für die Recherche wurden verschiedenste Quellen genutzt. Der Wassertourismus Guide (WTG) Törnplaner (<http://www.toernplaner.net/>) u.a. war eine wichtige Hilfe, um Vereine ausfindig zu machen.

Für die Erhebung der Liegeplatzzahlen wurden verschiedene Quellen genutzt, u.a.:

- Zählung an Luftbildern mit Hilfe von Geodatendiensten im Internet
- Angaben in ADAC-Marinaführer (2010)
- Internetseiten des jeweiligen Vereins, des Marina Guide (<http://www.marina-guide.de>) und weiteren regionalen Quellen zum Wassersport bzw. -tourismus.

Die einzelnen Datenquellen sind in der Verfahrensanweisung (vgl. Anhang 8) aufgeführt.

Wenn die Angaben aus verschiedenen Quellen stärker differierten, wurde der Wert angenommen, der die größte Übereinstimmung mit eigenen Luftbildzählungen oder weiteren Informationsquellen aufwies (z.B. Auskunft des örtlichen Hafenmeisters).

Für die Identifizierung von Häfen, Steganlagen, Infrastruktureinrichtungen und Booten an Privatstegen wurden in erster Linie Internetdienste wie das Portal GeoView des Bundesamtes für Kartografie und Geodäsie (BKG) oder Google Earth (GE) verwendet, die Luftbilder flächendeckend anbieten. In Fällen, bei denen Winterbilder, Wolkenfelder oder erkennbar veraltetes Bildmaterial vorlagen, wurde ggf. nach weiteren saisonalem Bildmaterial gesucht.

Die vorgelegten Liegeplatzzählungen basieren auf den Momentaufnahmen der Luftbilder, die im Laufe des Jahres 2012 im Internet zur Verfügung standen, aber nicht immer den aktuellen Stand von 2012 dokumentierten. Dies wurde besonders im Lausitzer Seenland deutlich, wo durch Flutung der Braunkohletagebaue immer mehr wassersportliche Einrichtungen und Marinas entstehen, ohne dass dazu aktuelle Luftaufnahmen vorlagen.

Da Ruderboote, Katamarane und Jollen nicht mit AF-Beschichtungen versehen werden, wurden diese von Zählungen stets ausgeklammert, wenn es erkennbar war, unabhängig, ob sie auf Trockenliegeplätzen oder im Wasser lagen.

Kleine Steganlagen, die nicht in den hier genutzten Quellen dokumentiert waren und die dicht gedrängt nebeneinander lagen, konnten keinem einzelnen Betreiber zugeordnet werden. Dies war z.B. am Steinhuder Meer, der Rurtalsperre, der Scharfen Lanke und am Pichelssee in Berlin

der Fall. In solchen Fällen wurden solche Steganlagen lokal unter einem Namen zusammengefasst.

Als Zielvorgabe sollten 80 % der Sportboothäfen erfasst werden. Um den Rechercheaufwand in Grenzen zu halten, wurde in Abstimmung mit dem Auftraggeber beschlossen, Hafenanlagen ab einer Größe von 10 Booten zu erfassen. In zahlreichen Seen gab es viele kleine private Stege mit ein bis zwei Bootsliègeplätzen entlang des Ufers. Traten sie geballt auf, wurden sie als eine Hafenanlage gemeinsam miterfasst, wenn sie jeweils in Summe mehr als 10 - 12 Bootsliègeplätze ergaben.

Mit der systematischen und detaillierten Abarbeitung der Küsten, Flüsse und deren Zuflüsse und Talsperren sowie den größeren Seengebieten und Einzelseen sind alle Bootsballungsgebiete sowie auch die weniger frequentierten Bereiche Deutschlands aus der Luft erfasst worden. In der Summe wird ein Erfassungsgrad von ca. 90 % aller Bootsliègeplätze in Deutschland geschätzt.

6.1.3.2 Umfang der Eindeichung in Sportboothäfen

Der Grad der Eindeichung eines Hafenbeckens hat einen großen Einfluss auf den Wasseraustausch mit dem angrenzenden Wasserkörper und damit auch auf Verdünnungsprozesse im Hafenbecken in Hinblick auf die Konzentrationen von Antifouling-Wirkstoffen. Daher wurde der **Eindeichungsgrad ermittelt. Als „geschlossen“** wurde ein Hafen definiert, wenn dieser von drei Seiten durch Eindeichung oder Hafenanlagen abgegrenzt war (vgl. 7 Anhang). Alle anderen Fälle **wurden als „offen“ definiert.** Angesichts der strukturell sehr unterschiedlichen Häfen erwies sich diese vereinfachte Definition auch bei arbeitsteiliger Bearbeitung als praktikierbar.

6.1.3.3 Wassertiefen in Sportboothäfen



Abb. 43: Jachthafen von Grömitz mit detaillierten Tiefenangaben.

(Quelle: Sportbootkarte BSH, Lübecker Bucht 1991)

Die Wassertiefen im Hafen, insbesondere im Seewasserbereich, sind gut dokumentiert und wurden z.B. aus Hafenplänen, Seekarten oder anderen Quellen entnommen (Abb. 43).

Im Binnenland fehlten vielerorts Angaben zur Wassertiefe. Wenn in solchen Fällen Boote eindeutig auszumachen waren und ihre Bootslänge einwandfrei vermessen werden konnte, wurde die erforderliche Wassertiefe anhand des längsten Segelbootes geschätzt. Diese Lineare Regression basierte auf der Auswertung von 30 typischen Segelboottypen hinsichtlich Länge, Breite und Tiefgang (Abb. 44). Die Rohdaten wurden einem der gebräuchlichsten Bootsmärkte entnommen (www.boot24.com).

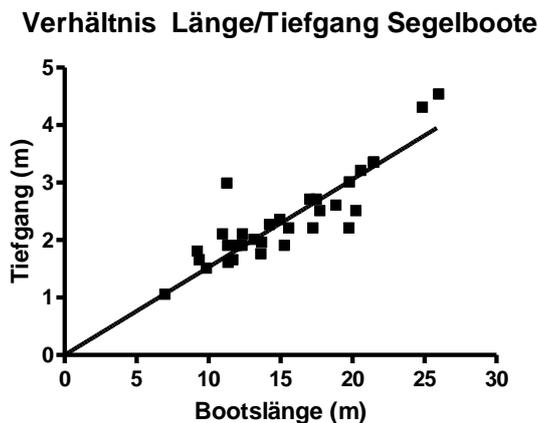


Abb. 44: Verhältnis von Bootslänge und Tiefgang bei typischen auf dem Markt befindlichen Segelbooten mit Längen zwischen 7 bis 29 Metern

(Rohdaten: www.boot24.com).

6.1.3.4 Flächengröße der Marina

Die Fläche der Häfen wurde bestimmt, indem die Fläche der Steganlagen inklusive einer Bootslänge Abstand in alle Richtungen gemessen wurde, in geschlossenen Häfen auch bis zu den Begrenzungen.

Viele der Steganlagen z.B. an der Ostsee befinden sich in Ausbuchtungen des jeweiligen Bodengewässers, die auch als „Seen“ bezeichnet werden, in denen es an der Fragestellung orientiert werden kann, wo die Begrenzung der Steganlage gesetzt wird. Am Beispiel der Marina Kröslin (Abb. 45) wird aufgezeigt, dass die Begrenzung sinnvollerweise um den ganzen „See“ geführt wird, da dieser Wasserkörper durch den geringen Austausch in Gänze durch die in das Wasser übergehenden Biozide kontaminiert sein dürfte. Würde eine Grenze in einem Abstand einer Bootslänge um die Stege gelegt werden, wäre der Wasserkörper künstlich getrennt worden und durch die in das Modell eingegeben Daten eine künstlich erhöhte Konzentration an AF-Bioziden errechnet werden. Deshalb bildet die Marina Kröslin mit fast 380.000 m² den größten Hafen.

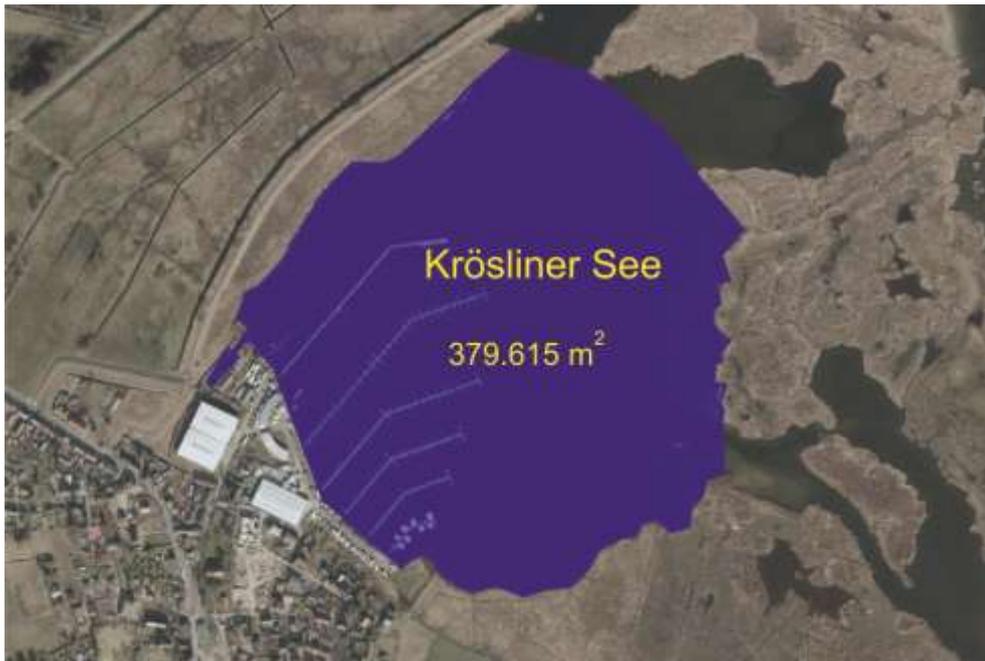


Abb. 45: Marina Kröslin, Peenestrom Nähe Usedom.

(Quelle: © GeoBasis DE/BKG 2015: sg.geodatenzentrum.de/web_dop_viewer/dop_viewer_geoview.htm)

6.1.3.5 Einteilung des Untersuchungsgebietes nach Salzgehalt

Die Notwendigkeit, eine Bewuchsentwicklung auf dem Rumpf zu verhindern, wird sehr stark durch den jeweiligen Wasserkörper und entscheidend durch die Lage im Süß-, Brack- oder Salzwasser bestimmt. Während im Süßwasser bis auf Zebrauscheln (Dreikantmuscheln) keine hartschaligen Organismen vorkommen, die sich über Fäden oder Klebstoffe an den Rümpfen befestigen, ist der Bewuchs im Brack- und Salzwasser vor allem durch hartschalige Organismen wie Seepocken, Muscheln, Röhrenwürmern und weichere, aber bäumchenartig verzweigte Algen charakterisiert, die sich fest auf der Rumpfoberfläche verankern. Nur in den kalkreichen Voralpenseen und Talsperren kann es zu Inkrustierungen durch Kalkausscheidungen von Grünalgen kommen (www.bewuchs-atlas.de).

Für die Erhebung des Bootsbestands und der damit verbundenen Schätzung der mit biozidhaltigen Produkten beschichteten Unterwasserflächen war es daher besonders wichtig, solche Großgebiete aufzuführen, welche sich unter dem Aspekt des Bewuchsdrucks und der Bewuchsproblematik deutlich unterscheiden lassen. Es wurde daher eine klare Unterteilung in Süßwasser-, Brackwasser- und Salzwasserstandorte vorgenommen (<1 ‰, 1 – 18 ‰, >18 ‰). Die Grenzen dieser Salzgehaltzonen sind im Küstenbereich räumlich und saisonal variabel. In Norddeutschland ist die Abgrenzung von Brack- und Süßwasser in den Flussläufen sowohl vom Tidenhub mit ein- und ausströmendem Salzwasser als auch von der aktuellen Wasserführung des Flusses abhängig, so dass es keine festen Grenzen, sondern Übergangszonen gibt. In dieser Studie wurde die Angaben vom Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer (1998) und Bergemann (2005) herangezogen und im Detail eine Zuordnung willkürlich festgelegt.

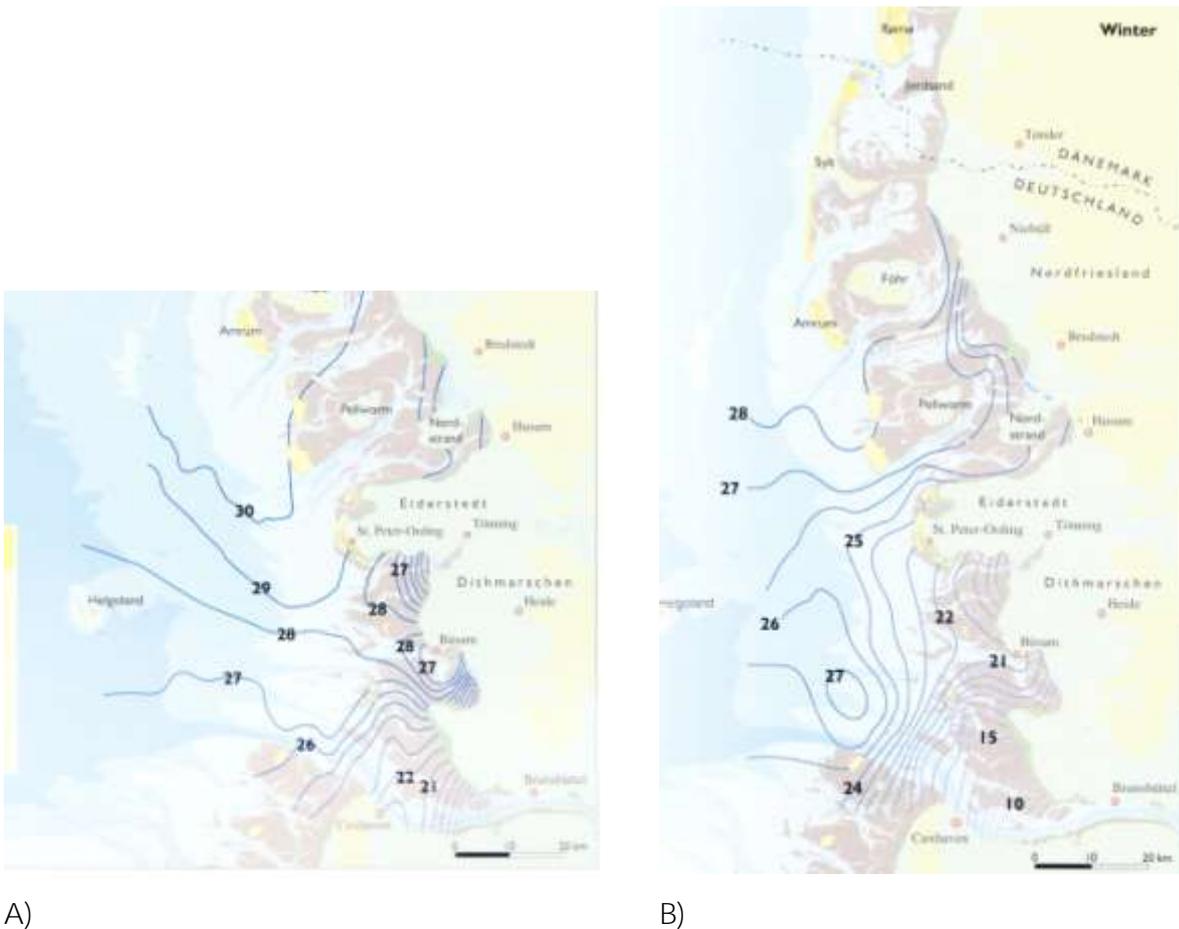


Abb. 46: Salzgehalte des schleswig-holsteinischen Wattenmeers. A: Sommer, B: Winter

(Quelle: Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, 1998)

Die Häfen an Salzwasserstandorten befinden sich ausschließlich in Niedersachsen und Schleswig-Holstein entlang der Nordseeküste (Abb. 12), in den äußeren Ästuarbereichen der Ems, Weser und Elbe sowie auf den Ost- und Nordfriesischen Inseln, einschließlich des Jadebusens, mit einem Salzgehalt um 30 ‰.

Wie die Abbildungen Abb. 46 A, B zeigen, schwankt die Salinität an der Nordseeküste saisonal erheblich und wird von den aktuellen Abflussmengen der großen Flüsse geprägt. Insgesamt findet sich aber entlang der deutschen Nordseeküste und in ihren Häfen eine eindeutig marine Benthosgemeinschaft.

6.1.3.6 Einteilung des Untersuchungsgebietes nach Flusseinzugsgebieten

Die Zuordnung der Hafenstandorte nach Flussgebietseinheiten folgte weitgehend der EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) (Abb. 47). Ausgenommen wurden davon nur Mittellandkanal, Main-Donau-Kanal und Nordostsee-Kanal, die als eigene Einheit zusammengefasst wurden, da sie mehrere Flussgebietseinheiten durchqueren. Außerdem wurden die Nordseeinseln sowie die Küstenhäfen abseits der Flüsse ebenfalls als eine Einheit zusammengefasst.

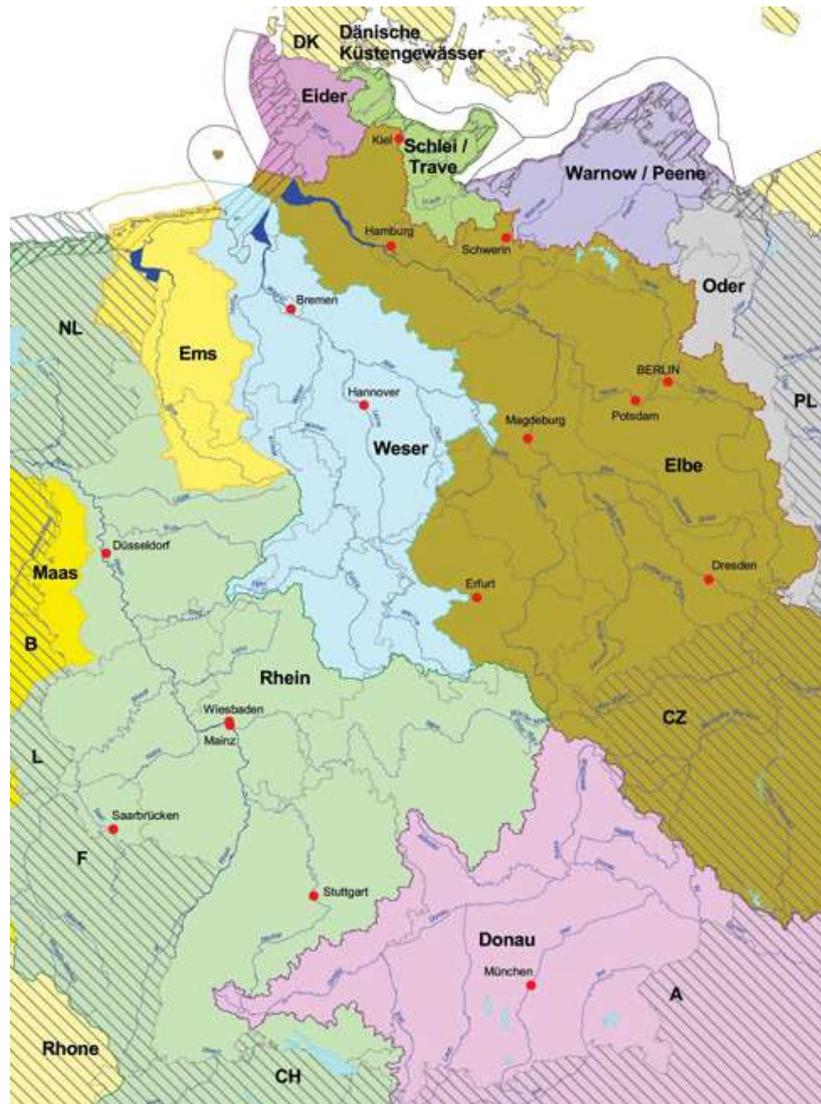


Abb. 47: Flussgebietseinheiten in der Bundesrepublik Deutschland nach Richtlinie 2000/60/EG- Wasserrahmenrichtlinie).

(Quelle: Umweltbundesamt, 2004, http://gis.uba.de/website/web/atlantiskarten/fge_wacd_ezg.htm;
Kartengrundlage: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser [LAWA], Bundesamt für Kartographie und Geodäsie [BKG]).

6.1.4 Durchführung der Liegeplatzerhebungen durch verschiedene Bearbeiter

Die bundesweite Liegeplatzerhebung wurde von 4 Mitarbeitern arbeitsteilig durchgeführt. Die Datensätze wurden anschließend von einer Koordinatorin zusammengeführt und auf Form, Inhalt und Vollständigkeit geprüft.

Um den subjektiven Fehler bei der Liegeplatzerhebung durch einzelne Mitarbeiter zu beseitigen, wurden stichprobenartig sechs verschiedene Häfen nach dem Zufallsprinzip ausgewählt und durch alle Mitarbeiter parallel und unabhängig ausgewertet. Neben der Zählung anhand von Luftbildern wurden jeweils auch weitere Quellen recherchiert und genutzt, um die aktuell verfügbaren Liegeplätze letztlich festzulegen.

Die Ergebnisse sind in Tab. 19 aufgeführt und geben je Bearbeiter die Zählung nach Luftbild (LuBi) und die aufgrund weiterer Quellen festgelegten endgültigen Liegeplätze (finale Zählung) an. Im Einzelfall variieren die Standardabweichungen bis zu max. 15 % vom Mittelwert. Für alle sechs Häfen liegt die mittlere Standardabweichung bei 5 - 6 % vom Mittelwert.

Tab. 19: Vergleich der Bootszählungen unterschiedlicher Mitarbeiter

	Mitarb. 1		Mitarb. 2		Mitarb. 3		Mitarb. 4		Luftbildzählung		Finale Zählung	
	LuBi	Final	LuBi	Final	LuBi	Final	LuBi	Final	MW	SD	MW	SD
Hafen 1	78	100	83	90	82	82	82	83	81,3	2,22	88,8	8,30
Hafen 2	92	92	101	101	94	97	98	100	96,3	4,03	97,5	4,04
Hafen 3	88	88	84	84	85	85	84	84	85,3	1,89	85,3	1,89
Hafen 4	160	160	169	169	165	169	170	170	166,0	4,55	167,0	4,69
Hafen 5	103	103	77	77	74	74	90	90	86,0	13,29	86,0	13,29
Hafen 6	67	67	68	68	68	68	65	68	67,0	1,41	67,0	0,50

6.1.5 Statistische Auswertung

Für die Merkmale Bootsliegeplätze je Hafen, Wasserfläche je Hafen und Wasserfläche je Boot wurden die Bereiche Salz-, Brack- und Süßwasser jeweils paarweise auf statistisch signifikante Unterschiede der Verteilung mit dem Kolmogorov-Smirnov-Test (KS-Test) und des Median (P50) mit dem Mediantest nach Mood geprüft. Die Berechnung erfolgte mit OriginPro V 8.6 (Origin-Lab, USA).

6.2 Screening (AP 2)

6.2.1 Vorbelastung der Häfen

Um die Vorbelastung der zu beprobenden Häfen aus vorhandenen Monitoringdaten schätzen zu können, wurden die Länderbehörden kontaktiert, die in den betroffenen Bundesländern eine Gewässerüberwachung durchführen. Da in Deutschland ein Biozid-Monitoring nicht zwingend vorgeschrieben ist, liegt die Auswahl der zu erfassenden Parameter im Ermessen der Landesbehörden, die je nach Problemdruck festgelegt werden. Generell stellte sich heraus, dass Antifoulingbiozide im Gegensatz zu vielen agrarischen Pflanzenschutzmittelwirkstoffen (Pestiziden) nur in sehr geringem Umfang und völlig unzureichend erfasst werden. Für diese Untersuchung konnte lediglich für den Standort Norderney auf Hintergrunddaten aus behördlichen Untersuchungen zurückgegriffen werden.

6.2.2 Methodik der Probenahme

Für die Beprobung in den Häfen standen die Teams Hamburg und Norderney (beide LimnoMar) und das Team Berlin (UBA) zur Verfügung. Das im Mai - Juni 2013 eingetretene Hochwasser ließ befürchten, dass in den hochwasserbetroffenen Häfen verschiedene Parameter stark verändert seien **und nicht dem „Normalzustand“ des Hafens und dessen Umgebung (Vorbeltung, Einträge aus anderen Quellen)** entsprächen. Deshalb wurde der Zeitpunkt der Probenahme in den hochwasserbeeinflussten Gebieten auf Juli - August 2013 verschoben.

Dazu wurden für ausgewählte Hafenstandorte Informationen von überwachenden Landesbehörden eingeholt. So wurde beispielsweise am Rhein am Pegel Mainz die Hochwasser-Meldestufe I ab dem 11.06. wieder unterschritten (HLUG 2013), so dass die Beprobung der benachbarten Sportboothäfen Ende Juli stattfinden konnte.

Für die Detaillierung der Hafenstrukturen und der Durchführung der Probenahme hat LimnoMar ein Hafenkennblatt entwickelt, mit dem alle relevanten Parameter für den jeweiligen Hafen und die Durchführung der Probenahme dokumentiert wurden (Anhang 8).

Die bereits in AP 1 erfassten Infrastrukturmerkmale (Kran- oder Slipanlagen, Werftbetrieb und Winterhallenlagerplätze) wurden mit der Situation vor Ort verglichen und ggf. aktualisiert und im Hafenkennblatt vermerkt. Diese Merkmale lassen Rückschlüsse zu, ob durch Reinigungs-, Reparatur- oder Instandsetzungsarbeiten der Boote zusätzliche Farbreste mit AF-Wirkstoffen in das Hafenbecken eingetragen werden könnten.

Die Wasserproben der 50 Hafenstandorte wurden auf folgende Parameter analysiert:

- Antifouling-Wirkstoffe und ggf. deren Abbauprodukte
- Chemische Begleitstoffe
- Seston (Trockenstoffgehalt)

Neben den Wasserproben aus den Sportboothäfen wurden zusätzliche 17 Referenzwasserproben in Hafennähe von 14 Standorten gezogen, um z.B. mögliche Vorbeltungen durch andere Eintragsquellen zu identifizieren. Bei diesen Referenzproben entfiel die Begleitstoffanalytik, da der Fokus auf den Wirkstoffgehalten lag.

Die Wasserproben wurden jeweils parallel an das UBA und das Institut Nowak zur Analytik verschickt. Das UBA führte die Sestonbestimmung sowie die Begleitstoffanalytik durch. Beide Labore analysierten parallel die Antifoulingwirkstoffe.

6.2.2.1 Feldmethoden

Die Sichttiefe und Wassertiefe wurde mit einer weißen Secchi-Scheibe (20 cm Durchmesser) gemessen.

Elektrische Leitfähigkeit, Wassertemperatur und pH-Wert wurden mit kalibrierten Feldsonden (Multi 340i, Condi340, Multi 3430, pH197S, nur pH, Firma WTW, Weilheim, Deutschland) in 0,5 m Wassertiefe gemessen. Die Angaben zur Leitfähigkeit waren Temperatur kompensiert (nLF-Modus, 25° C). Die Anzeigen der Salinität (inkl. Temperatur-Korrektur) basierten auf Um-

rechnungen der UNESCO Salinity Tables (Unesco 1987). Bei den pH-Metern wurde die 2-Punkt-kalibrierung bei pH 7 und 10 wöchentlich überprüft.

Die Wasserprobenahme wurde mit 1-L-Veral-Braunglasflaschen in 0,5 m Wassertiefe mit Hilfe einer Haltestange durchgeführt. Alle Glasflaschen wurden mit Standortwasser mehrmals vorge-spült.

Die AF-Wirkstoffproben wurden in 1-L-Veral-Braunglasflaschen abgefüllt, die mit Alu-Rund-schnitt-Folien als Dichtung verschlossen wurden.

Für die Bestimmung der Gesamtgehalte von Kupfer und Zink wurden 30 mL Probenwasser di-rekt in einen fest verschließbaren PP-Becher abgefüllt. Außerdem wurden für Metallgehalte der filtrierte Fraktion vor Ort 30 mL Probenwasser mittels Einweg-PP-Spritzen und Spritzvorsatzfil-ter (0,45 µm, Sartorius, Deutschland) in denselben Gefäßtyp direkt filtriert. Die Proben wurden jeweils mit Salpetersäure (65 %, Suprapur, Merck, Deutschland) angesäuert.

Für die Analysen von Seston und weiteren begleitchemischen Parametern wurden die Proben in 1-L-PP-Weithalsflaschen abgefüllt. Die Sestonproben wurden über Glasfaserfilter (MN GF-5, Macherey-Nagel, Deutschland) vor Ort filtriert und bis zur Ankunft im Labor luftgetrocknet (Abb. 48).

Die Proben wurden anschließend in Kühlboxen transportiert und mittels Express-Carrier-diensten ebenfalls unter Kühlung (4 - 6°C) an die Labore verschickt. Die Dauer von der Probe-nahme bis zur Ankunft im Labor lag im Durchschnitt zwischen 3 - 5 Tagen. Bei Ankunft wur-den die Proben dort bis zur weiteren Aufarbeitung bei +4° C kühl und dunkel gelagert.



Abb. 48: Vorrichtung zur Filtration der Sestonproben.

6.2.2.2 Allgemeine Labormethoden

Zur Sestonbestimmung (Trockenstoff) wurden die Glasfaserfilter über 12 h bei +110° C im Tro-ckenschrank getrocknet und anschließend ausgewogen.

Zur Analyse von Nährstoffen, Salzhauptkomponenten und DOC wurden die Wasserproben im Labor filtriert (0.45 µm, TNC, Schleicher & Schüll, Deutschland).

Die Konzentrationen von Silikat, o-Phosphat, Ammonium, Nitrit und Nitrat wurden photometrisch mittels Continuous Flow Analysis (San++, Skalar, Niederlande) ermittelt (DIN-EN-ISO-11732, DIN-EN-ISO-13395, DIN-EN-ISO-16264).

Die Salzhauptkomponenten Calcium, Magnesium, Kalium, Natrium, Sulfat, Chlorid und Bromid wurden ionenchromatographisch und die Alkalinität titrimetrisch bestimmt (TitriC-System mit 861 Compact ICs, Kationen-Säule: Metrosep C4-150, Anionen: Metrosep Supp 5-150 mit CO₂-Suppression, 855 Titrosampller, Metrohm, Schweiz) (DIN-EN-ISO-10304-1, DIN-EN-ISO-14911, DIN-EN-ISO-9963-1).

TOC und DOC wurden als Non Purgeable Organic Carbon durch katalytische Verbrennung bei 680°C und IR-Detektion des CO₂ mit dem TOC 5000A mit ASI 5000A (Shimadzu, Japan) entsprechend DIN-EN-1484 gemessen.

6.2.2.3 Wirkstoffspezifische Labormethoden

In Tab. 20 sind die Analyten, ihre Abbauprodukte sowie die zur Qualitätssicherung eingesetzten internen Standards aufgeführt. Ferner sind Herkunft, Reinheitsgrad und weitere Identifikationsmerkmale gelistet. Über einen Schlüssel „Methode“ in Tab. 20 sind die jeweils eingesetzten analytischen Verfahren in Tab. 21 zugeordnet und charakterisiert.

Die s-Triazine Cybutryn mit M1 und Terbutryn wurden mittels GC-MS detektiert (Methode 6), während alle übrigen Analyten wie Dichlofluanid mit DMSA, Tolyfluanid mit DMST (je Methode 1), Seanine 211 mit NNOMA, NNOOA und NNOA (Methode 1, 4) mittels HPLC-MS/MS analysiert wurden. Da sich das Polymer Zineb schnell zersetzt, wurden nur seine Abbauprodukte ETU und EU detektiert (Methode 5). Der organische Anteil des Kupfer- und Zinkpyrithions wurde als Ges-Pyrithion ermittelt, sowie das Abbauprodukt PSA (Methode 2, 3).

Tab. 20: Analytische Kenndaten der AF-Wirkstoffe, Abbauprodukte und Qualitätsstandards

Wirkstoff	CAS	Status	Quelle	Reinheit [%]	Massenübergänge/ Target	Methode
Dichlofluanid, N-(Dichlorfluormethylthio)-N',N'-dimethyl-N-phenylsulfamid	1085-98-9	A	Dr.E	98,5	332,6 → 122,8 332,6 → 123,8	1
Tolyfluanid, N-[Dichlor(fluor)methyl] sulfanyl-N-(dimethylsulfamoyl)-4-methylanilin	731-27-1	A	Dr.E	98,5	346,8 → 137,0 346,8 → 237,8	1
DMSA, N'-dimethyl-N-phenyl-sulphamid (Abbauprodukt Dichlofluanid)	4710-17-2	A	Dr.E	99,0	201,0 → 92,0 201,0 → 137,0	1
DMST, N,N-Dimethyl-N'-(4-methylphenyl)-sulfamid (Abbauprodukt Tolyfluanid)	66840-71-9	A	Dr.E	99,5	215,0 → 79,0 215,0 → 106,0	1
SeaNine 211, DCOIT, Dichloroctylisothiazolinon	64359-81-5	A	DOW	99	281,9 → 169,9 283,8 → 171,9	1
NNOA, N-(n-Octyl)-acetamid (Abbauprodukt Seanine)	-/-	A	DOW	99,52	172,1 → 60,1 172,1 → 57,2	1
Atrazin-d5	1912-24-9	IS	Dr.E	98,5	221,0 → 179,0	1
Isoproturon-d6	34123-59-6	IS	Dr.E	97,5	213,0 → 78,0	1

Verlässlichkeit der Antifouling-Expositionsschätzung sicherstellen

Wirkstoff	CAS	Status	Quelle	Reinheit [%]	Massenübergänge/ Target	Methode
Metolachlor-d6	51218-45-2	IS	Dr.E	97,7	290,0 → 258,0	1
Cu-Pyrithion	14915-37-8	A	Cam	~95	316,0 → 141,9 316,0 → 188,9	2
Zn-Pyrithion	13463-41-7	A	S-A	~95	-/-	2
Metolachlor-d6	51218-45-2	IS	Dr.E	97,7	290,0 → 258,0	2
PSA, Pyridinsulfonsäure (AP: Zn-,Cu-Pyrithion)	-/-	A.	S-A	97	158,0 → 80,0 158,0 → 94,0	3
¹³ C ₈ -Perfluorooctansäure	-/-	IS	WL	99	421,0 → 376,0	3
NNOOA, N-(n-Octyl)oxamidsäure (Abbauprodukt SeaNine)	-/-	A	DOW	99,96	200,0 → 127,8 200,0 → 171,7	4
NNOMA, N-, N-(n-Octyl) malonamidsäure (Abbauprod. SeaNine)	-/-	A	DOW	96,5	214,0 → 169,7 214,0 → 58,0	4
Mecoprop-d6	7085-19-0	IS	Dr.E	98,0	216,0 → 144,0	4
ETU, Ethylenthioharnstoff (AP: Zineb)	96-45-7	A	Dr.E	98,5	103,0 → 44,0 103,0 → 86	5
EU, Ethylenharnstoff (AP: Zineb)	120-93-4	A	S-A	99,5	87,0 → 44,0 87,0 → 70,0	5
Propylenthioharnstoff, 1,3-diazinane-4-thion	2122-19-2	IS	Dr.E	97,0	111,0 → 58,0 111,0 → 60,0	5
Irgarol, Cybutryn	28159-98-0	A	S-A	98,4	253 m/z	6
M1, GS26575 (Abbauprod. Irgarol)	-/-	A	Asca	≥ 95	198 m/z	6
Terbutryn	886-50-0	A	S-A	99,3	226 m/z	6
¹³ C ₃ -Propazin	-/-	IS	C.I.	99	217 m/z	6

Status: A: Analyt, IS: Innerer Qualitätsstandard, Quelle: Asca-Berlin (Deutschland), Cam.: Campro Scientific (Deutschland), C.I. Cambridge Isotopes (MA, USA), Dow: DOW (PA, USA), Dr.E.: Dr. Ehrenstorfer (Augsburg, Deutschland), S-A: Sigma-Aldrich (Deutschland), WL: Wellington Laboratories (Canada).

Tab. 21: Methodenkenndaten zur Analyse der AF-Wirkstoffe und Abbauprodukte

Methoden-Nr.	SPE-Probenanreicherung	Referenzverfahren	Kopplungstyp, Gerät, Trennsäule	Trennmedium HPLC / GC	Detektion	BG [ng/L]
1	C18 HD Kartusche ¹⁾ , On-line ³⁾	DIN EN ISO 11369-F12: 1997-11, in Anlehnung	LC-MS/MS, A, 1	A: 100 mL 0,1% Ammoniumacetat-Lsg.+ 10 mL Acetonitril + 390 mL LC-MS-Wasser; B: Methanol	ESI positiv	10
2	- / -	DIN EN ISO 11369-F12: 1997-11, in Anlehnung	LC-MS/MS, A, 2	A: 100 mL 0,1% Ameisensäure-Lsg. + 400 mL LC-MS-Wasser; B: Methanol, Trennung: isokratisch; 20 % 0,002 % Ameisensäure. + 80 % Methanol	ESI positiv	1000
3	- / -	DIN 38407-F35: 2010-10	LC-MS/MS, A, 2	A: 100 mL 0,1% Ameisensäure-Lsg. + 400 mL LC-MS-Wasser; B: Methanol, Trennung: isokratisch; 5 % 0,002 % Ameisensäure. + 95 % Acetonitril	ESI negativ	500
4	C18 HD Kartusche ¹⁾ , Gradientenelution, A. & B.; On-line ³⁾	DIN 38407-F35: 2010-10	LC-MS/MS, A, 1	A: 100 mL 0,1% Ameisensäure-Lsg. + 10 mL Acetonitril + 390 mL LC-MS-Wasser; B: Methanol, Trennung: isokratisch; 5 % 0,002 % Ameisensäure. + 95 % Acetonitril	ESI negativ	10
5	- / -	DIN EN ISO 11369-F12: 1997-11, in Anlehnung	LC-MS/MS, A, 2	A: 100 mL 0,1% Ameisensäure-Lsg. + 400 mL LC-MS-Wasser; B: Methanol, Trennung: isokratisch; 5 % 0,002 % Ameisensäure. + 95 % Acetonitril	ESI positiv	1000
6	6 mL-ENV+-Säule ²⁾ manuell	- / -	GC-MS, B, 3	Helium (Vordruck 1,4 bar)	EI-SIM	⁴⁾ Irg.: 2 (1/5) ⁴⁾ M1 : 3 (2/9) ⁴⁾ Terb.:2 (2/5)

Anreicherung: ¹⁾ HyShere HD 7 µm (Spark Holland, Niederlande), ²⁾ IST Biotage (Schweden)
 Geräte: A: HPLC ggf. mit ³⁾ online-SPE Symbiosis Pico System (Spark Holland, Niederlande), MS 325 TripleQuad (Varian, USA), B: HP6890/5973 mit Split-Splitless-Injektor (Hewlett Packard, USA),
 Trennsäulen: 1: Pursuit 3 C18-A, 3 µm 50x2 mm (Varian, Agilent, USA), 2: Monochrom, 5 µm 100x2mm (Varian, Agilent USA), 3: Optima 17, i. D. 0,25 mm, 30 m (Macherey & Nagel, Deutschland)
 BG: Bestimmungsgrenze, Lsg.: Lösung, Sre.: Säure, ⁴⁾: BG wurden je Analysengang stoffspezifisch ausgewertet und als Perzentilen gelistet: P50 (P10/P90)

Die unfiltrierten Wasserproben zur Analyse der Gesamtgehalte von Kupfer und Zink wurden mit Salpetersäure und Wasserstoffperoxid in einer Mikrowelle (Multiwave 3000, Anton Paar, Österreich; 210° C, ca. 20 bar) nach ISO 15587-2: 2002-03 aufgeschlossen.

Die Kupfer- und Zinkkonzentrationen wurden mittels ICP-MS (XSeries 2, Thermo Scientific USA) und Kollisions-Reaktionszelle im KED-Modus nach EN ISO 17294-2: 2005-02 quantifiziert. Es wurden die Hauptisotope ⁶⁴Zn, ⁶⁶Zn, ⁶³Cu, und ⁶⁵Cu sowie als innere Standards ¹⁰³Rh und ¹¹⁵In detektiert. Neben der Driftkontrolle (LLCCV) wurden zusätzliche unabhängige Kontrollproben zur unabhängigen Prüfung der Kalibrierung (ICV) sowie zur Richtigkeit der Methode des Gesamtverfahrens (QC_{Trinkwasser}) eingesetzt. Die Bestimmungsgrenzen lagen für Zn und Cu bei Süßwasserproben jeweils bei 1 µg/L, stiegen durch die notwendige Verdünnung der Salzwassermatrix für Brackwasserproben auf 2 µg/L und für Meerwasserproben aus der Nordsee auf 5 µg/L an. Der zusätzliche Mikrowellenaufschluss war ohne Einfluss auf die Bestimmungsgrenzen.

Für die Bestimmung der Kupfer- und Zinkgehalte ist bezüglich der Messunsicherheit zu berücksichtigen, dass es durch die notwendige Verdünnung der Proben zu einer Abweichung <10 %

in den Süßwasserproben und einer Abweichung <25 % in den Salzwasserproben kommen kann. Hieraus erklärt sich, dass bei einigen Salzwasser- und Brackwasser-Standorten die Konzentrationen der gefilterten Proben höher liegen als die der ungefilterten Proben.

6.2.2.4 Ermittlung der Unterwasserfläche

Bei der Begehung der 50 Häfen vor Ort wurde ein besonderes Augenmerk auf die detaillierte Erfassung der Bootstypen (Unterscheidung Segel- und Motorboot) und der Bootsgrößen gelegt, um die Unterwasserfläche aller Boote näherungsweise zu berechnen. Dieser Wert spielt bei der Eingabe in MAMPEC (AP 3) eine wichtige Rolle für die Vorhersage über AF-Wirkstoffmengen, die von den Unterwasserflächen freigesetzt werden.

Die in den Abb. 49 bis Abb. 52 dargestellten Beziehungen zwischen Bootslänge, Breite und Tiefgang dienten zur Berechnung der Unterwasserfläche der in den Häfen vorhandenen Boote. Bei der Vorort-Erfassung wurden die Längen der Boote als Länge über Alles (LüA) geschätzt.

Dankenswerter Weise wurde vom Hafen Arnis an der Schlei eine exakte Auflistung der Bootslängen, Breiten und Tiefgänge der dort liegenden Boote anonymisiert zur Verfügung gestellt. Aus dieser Auflistung von 240 Booten konnten 207 Segelboote zwischen 5 und 15 Metern Länge identifiziert werden, welche für die weitere Auswertung herangezogen wurden. Für größere Boote wurde auf die Homepage www.yachtall.com zurückgegriffen, so dass die Daten von insgesamt 250 Booten in die Erfassung einfließen. Für die Berechnung der Unterwasserflächen der verschiedenen Längensklassen wurden die Regressionskurven aus den Verhältnissen von Länge, Breite und Tiefgang errechnet. Aus dieser Regressionskurve wurden für die Längen in Meter die korrespondierenden Breiten und Tiefgänge zur Berechnung herangezogen (Tab. 22).

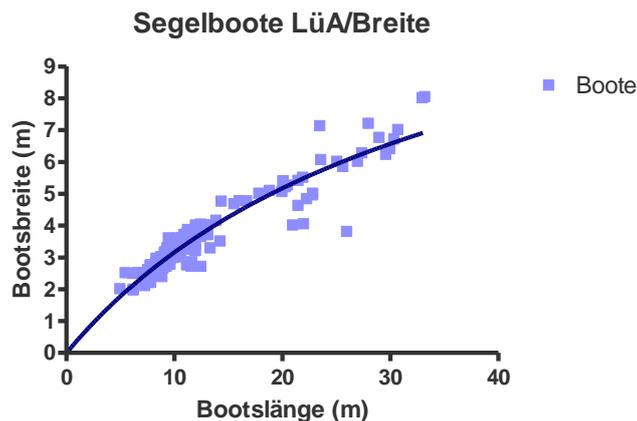


Abb. 49: Verhältnis von Bootslänge zu Breite von 250 Segelbooten zwischen 5 und 40 Metern LüA.

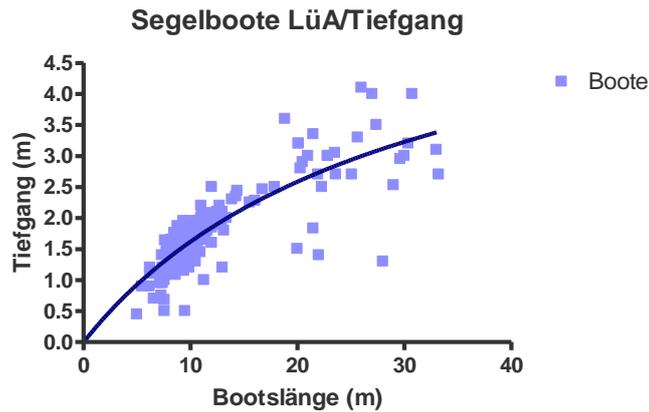


Abb. 50: Verhältnis von Bootslänge zu Tiefgang von 250 Segelbooten zwischen 5 und 40 Metern LüA.

Aus diesen Verteilungen sind folgende durchschnittliche Breiten und Tiefen für die unterschiedlichen Längen der Segelboote zugeordnet:

Tab. 22: Segelboote verschiedener Längen mit errechneten durchschnittlichen Breiten und Tiefgang

LüA (m)	Breite (m)	Tiefgang (m)
5	1,8	0,9
6	2,1	1,1
7	2,3	1,2
8	2,6	1,4
9	2,9	1,5
10	3,2	1,6
12	3,6	1,9
12,5	3,7	2,4
14	4,1	2,1
16	4,5	2,3
17,5	4,8	2,4
18	4,8	2,4
20	5,2	2,6
25	5,9	2,9
30	6,5	3,2

Die Wasserlinienlänge, die kürzer als die LüA ist, wurde bei Segelbooten zwischen 8 und 15 m Gesamtlänge mit LüA abzgl. 1 m und für Boote über 15 m Gesamtlänge mit LüA abzgl. 2 m berechnet. Für Boote unter 8 m wurde die volle Bootslänge angenommen. Bei der Berechnung der Unterwasserfläche für Segelboote wurde von folgender Näherungsformel ausgegangen:

$$0,65 * \text{Länge der Wasserlinie} * (\text{Breite} + \text{Tiefgang})$$

Die errechneten Unterwasserflächen für die verschiedenen Segelbootslängen sind in Tab. 23 dargestellt.

Tab. 23: Errechnete Unterwasserfläche (UWF) für verschiedene Segelbootslängen (LüA)

LüA (m)	UWF (m ²)
< 6	$0,65 * 5 * (1,8 + 0,9) = 8,775$
6 - 8	$0,65 * 7 * (2,3 + 1,2) = 15,925$
8 - 10	$0,65 * 8 * (2,9 + 1,5) = 22,88$
10 - 15	$0,65 * 11,5 * (3,7 + 1,9) = 41,86$
15 - 20	$0,65 * 15,5 * (4,7 + 2,4) = 71,53$

Da für Motorboote kein vergleichbarer Datensatz zur Verfügung stand, wurden hier 113 Motorboote, die als Gebrauchtboote auf dem deutschen Markt (www.bestboats24.com) angeboten werden, mit Längen zwischen 2,5 und 20 Metern für die weiteren Berechnungen herangezogen (Abb. 51, Abb. 52, Tab. 24).

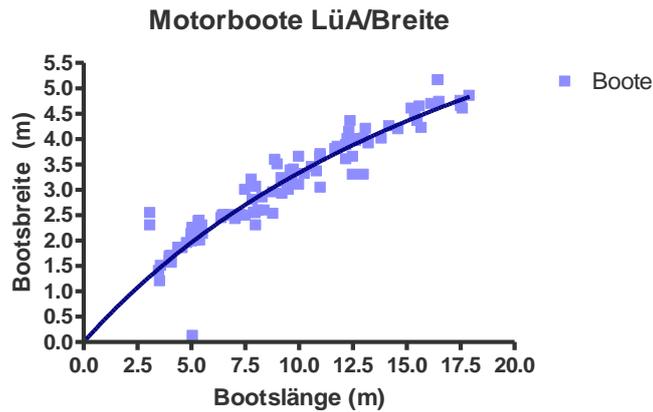


Abb. 51: Verhältnis von Bootslänge zu Breite von 113 Motorbooten zwischen 2,5 und 18 Metern LüA.

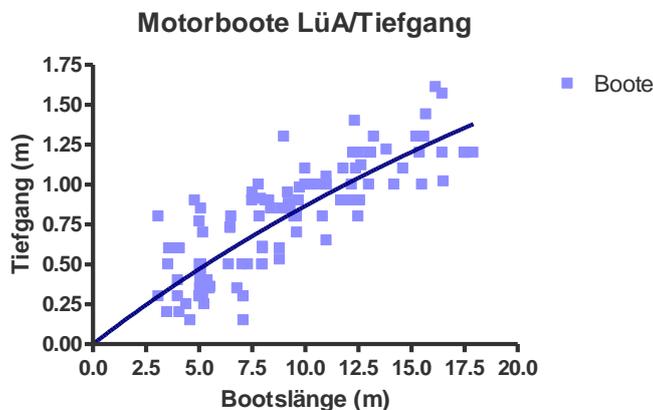


Abb. 52: Verhältnis von Bootslänge zu Tiefgang von 113 Motorbooten zwischen 2,5 und 18 Metern LüA.

Tab. 24: Motorboote verschiedener Längen mit errechneten durchschnittlichen Breiten und Tiefgang

LüA (m)	Breite (m)	Tiefgang (m)
5	1,9	0,5
6	2,3	0,6
7	2,6	0,6
8	2,9	0,7
9	3,1	0,8
10	3,4	0,9
12	3,8	1,0
12,5	3,9	1,0
14	4,2	1,2
16	4,5	1,3
17,5	4,8	1,4
18	4,8	1,4

Aus theoretischen Gründen wie auch vom Bootsbauer bestätigt muss der Korrekturfaktor für Motorboote größer als für Segelboote sein, da das Unterwasserschiff eines Motorboots im Allgemeinen größer ist als das eines Segelschiffs. Dabei gibt es im Unterschied zu Segelbooten sehr viele verschiedene Typen von V-förmigen Unterwasserschiffen. Diese wurden zusammengefasst und dafür der Korrekturfaktor 0,85 gewählt, wie ihn der Farbhersteller Hempel angibt. Für die Umrechnung der Gesamtlänge eines Motorbootes zu der Länge der Wasserlinie wurde der Faktor 0,9 gewählt, da der Kiel- und Bugüberhang bei Motorbooten geringer als bei Segelbooten ist.

Bei der Berechnung der Unterwasserfläche für Motorboote wurde von folgender Näherungsformel ausgegangen:

$$0,85 * \text{„Länge über alles“} * 0,9 * (\text{Breite} + \text{Tiefgang})$$

Die errechneten Unterwasserflächen für Motorboote sind in Tab. 25 dargestellt.

Tab. 25: Errechnete Unterwasserfläche (UWS) für verschiedene Motorbootslängen

Motorbootslänge (m)	UWF (m ²)
bis 6	$0,85 * (5,5 * 0,9) * (2,1 + 0,55) = 11,15$
6 - 8	$0,85 * (7 * 0,9) * (2,6 + 0,63) = 17,3$
8 - 10	$0,85 * (9 * 0,9) * (3,15 + 0,8) = 27,19$
10 - 15	$0,85 * (12,5 * 0,9) * (3,93 + 1,1) = 48,10$
15 - 20	$0,85 * (17,5 * 0,9) * (4,7 + 1,4) = 81,66$

6.3 Szenarien und Modellierung (AP 3)

6.3.1 Allgemeine Vorgehensweise bei der Modellierung

Für die Modellierung wurde das Programm MAMPEC (Deltares, Niederlande) in der Version 2.5 eingesetzt.

6.3.1.1 Programmgrundeinstellungen

Auf der Grundlage der Umwelt-Prototypen „estuarine harbour“, „marina“ **und** „marina poorly flushed“ in MAMPEC und mit dem Ziel einer möglichst realitätsnahen Darstellung der ausgewählten Häfen wurden allgemeine Festlegungen für die Dateneingabe der Beispielhäfen in AP 3 getroffen.

Für die Eingabe in der Rubrik „environment“ wurden die Hafenkenndaten basierend auf den Ergebnissen aus AP 1 und AP 2 für ausgewählte Häfen-Szenarien eingegeben. Einige Werte wurden aus den voreingestellten Szenarien übernommen („default value“). Für den Zweck dieser Untersuchung spielt die Betrachtung des Sediments keine Rolle, deshalb wurden die „default values“ übernommen, aber in der Modellierung nicht betrachtet. Eine Übersicht ist in Tab. 26 zusammengestellt.

Im MAMPEC können für verschiedene Wirkstoffe Berechnungen durchgeführt werden. In diesem Projekt wurden für die Modellierung die Wirkstoffe Kupfer, Cybutryn, Dichlofluanid und **DCOIT gewählt. In der Rubrik „compound“ wurden dazu die entsprechenden Wirkstoffe mit den „default values“ ausgewählt und unverändert übernommen.** Einzig für Dichlofluanid, das sehr schnell im Wasser abgebaut wird, wurde der hydrolytische Abbau auf „Null“ gesetzt, um die Gesamtmenge an emittiertem Dichlofluanid mit dem gemessenen Dichlofluanid und dem Abbauprodukt DMSA vergleichen zu können.

In der Rubrik „Emission“ wird über die Bootszahlen und -größen, Leachingraten und „application factor“ eine Emission für jedes Biozid errechnet. Für die ausgewählten Häfen wurden die Bootszahlenklassen aus AP 2 übernommen, die Unterwasserflächen von Segel- und Motorbooten wurden gemittelt, es sei denn, es waren in der entsprechenden Größenklasse nur ein Bootstyp oder 10fach höher als der andere vorhanden. Die Leachingraten der Wirkstoffe wurden von den Vorgaben aus MAMPEC übernommen. Die AF-ProduktHersteller veröffentlichen in Deutschland und den meisten anderen Ländern ihre Marktanteile nicht, so dass auch die tatsächlichen **Einsatzmengen der einzelnen Wirkstoffe nicht bekannt sind (Hattum et al. 2006).** Der „application factor“ **wurde deshalb** in Anlehnung an die Produktanteile am deutschen Markt gewählt, die aber nicht zwingend den Marktanteilen entsprechen (LimnoMar 2013)(Tab. 27). Für die **Applikationsphase („maintenance & repair“)** wurde für alle modellierten Häfen aufgrund von Erfahrungswerten die Annahme getroffen, dass keine Farbe direkt ins Oberflächenwasser gelangt („fraction to surface water“ = 0).

Zusätzliche Emissionen durch Bearbeiten der Boote an Land („removal“) **wurden manuell** anhand der Tabellen Table 0.16 und Table 0.22 aus dem ESD PT21 (OECD 2004) errechnet und zu der Emission **aus dem** „service life“ addiert. Wie in MAMPEC vorgeschlagen wurde davon ausgegangen, dass 10 % der Boote professionell behandelt wurden und die restlichen 90 % von den Eignern selbst behandelt wurden. Dabei ist die Angabe der Konzentration des jeweiligen Biozids im Produkt gefordert, die von den Herstellern nur als Spanne angegeben wird. Bei der

Festlegung von Werten für MAMPEC wurde empfohlen, in diesen Fällen immer die höchsten Konzentrationen heranzuziehen. Basierend auf Angaben von Gewichtsprozenten verschiedener AF-Produkte wurden Konzentrationen für die Modellberechnung festgelegt (Tab. 28). In Deutschland ist es üblich, die Sportboote mit einem Hochdruckreiniger abzuwaschen. Ein Abschleifen findet direkt beim Herausnehmen der Boote üblicherweise nicht statt. Es wurde angenommen, dass in den Beispielhäfen durch ein späteres Schleifen im Winterlager keine Biozideinträge in das Hafenwasser gelangen.

Tab. 26: Allgemeine Festlegungen für die Eingabe von Daten in die Rubrik „Environment“ in MAMPEC v2.5 zur Modellierung ausgewählter Sportboothäfen aus AP 2

Variable/ Parameter	Wert	Quelle
Environmental conditions:		
Tidal period (h)	12,41	Default value der OECD (2004)
Silt concentration (mg/l)	35	Default value der OECD (2004)
POC concentration (mg OC/l)	var.	TOC-DOC= POC aus Messungen AP 2
DOC concentration (mg/l)	var.	Messung vor Ort in AP 2
Chlorophyll ($\mu\text{g/l}$)	3	Default value der OECD (2004)
Salinity (psu)	var.	Messung vor Ort in AP 2
Temperature ($^{\circ}\text{C}$)	var.	Messung vor Ort in AP 2
Latitude (degrees)	var.	Specific local geodata
pH	var.	Messung vor Ort in AP 2
Depth mixed sediment layer (m)	0,1	Default value der OECD (2004)
Sediment density (kg/m^3)	1000	Default value der OECD (2004)
Degr. organic carbon in sediment (1/d)	0	Default value der OECD (2004)
Nett sedimentation velocity (m/d)	0,2	Default value der OECD (2004)
Fraction organic carbon in sediment	var.	Default value der OECD (2004)
Layout:		
Length x1(m)	$x_2 \leq x_1 \leq 5 * x_2$	Default value der OECD (2004)
Length x2 (m)	var.	Angabe aus AP 1
Width y1 (m)	var.	Angabe aus AP 1
Width y2 (m)	$0,5 * y_1 \leq y_2 \leq y_1$	Default value der OECD (2004)
Depth (m)	var.	Angabe aus AP 1
Mouth width x3 (m)	var.	Angabe aus AP 1
Flow velocity (F) (m/s)	var.	Literatur

Variable/ Parameter	Wert	Quelle
Calculate exchange volume:		
Tidal difference (m)	var.	Gezeitenkalender 2013 (BSH)
Max. density difference tide (kg/m ³)	0,1-0,4	Default value range der OECD (2004)
Non tidal daily water level change (m)	var.	Beobachtungen aus AP 1, AP 2
Fraction of time wind perpendicular	var.	www.windfinder.de
Average wind speed (m/s)	var.	www.windfinder.de
Flush (fl) (m ³ /s)	var.	Literatur
Max. density difference flush	var.	Literatur
Depth-MSL in harbour entrance h0 (m)	var.	Errechnet aus Depth - Height of submerged dam
Exchange area harbor mouth, below mean sea level (m ²)	var.	Errechnet aus x3*Depth MSL
Height of submerged dam (m)	var.	Beobachtungen aus AP 1, AP 2
Width of submerged dam (m)	var.	Beobachtungen aus AP 1, AP 2

Tab. 27: **Allgemeine Festlegungen für die Eingabe von Daten in die Rubrik „Emission“** in MAMPEC v2.5 zur Modellierung ausgewählter Sportboothäfen aus AP 2

Variable/ Parameter	Wert	Quelle
Length class:		
Class 1 (m)	0-6	Angabe aus AP 2
Class 2 (m)	6-8	Angabe aus AP 2
Class 3 (m)	8-10	Angabe aus AP 2
Class 4 (m)	10-15	Angabe aus AP 2
Class 5 (m)	15-20	Angabe aus AP 2
Surface area:		
Class 1 (m ²)	9,96	Gemittelte Angabe aus AP 2
Class 2 (m ²)	16,61	Gemittelte Angabe aus AP 2
Class 3 (m ²)	25,03	Gemittelte Angabe aus AP 2
Class 4 (m ²)	44,98	Gemittelte Angabe aus AP 2
Class 5 (m ²)	76,59	Gemittelte Angabe aus AP 2
Ships at berth (n)	var.	Angabe aus AP 2
Ships moving (n)	0	Default value der OECD (2004)
Application factor für Cybutryn	10	Produktliste LimnoMar (2013)
Application factor für DCOIT	10	Produktliste LimnoMar (2013)
Application factor für Dichlofluanid	20	Produktliste LimnoMar (2013)
Application factor für Kupfer	100	Produktliste LimnoMar (2013)
Leaching rate (at berth):		
Kupfer (µg/cm ² /d)	50	Default value der OECD (2004)
Cybutryn / Dichlofluanid/ DCOIT (µg/cm ² /d)	2,5	Default value der OECD (2004)
Leaching rate (moving):		
Kupfer (µg/cm ² /d)	50	Default value der OECD (2004)
Cybutryn / Dichlofluanid/ DCOIT (µg/cm ² /d)	2,5	Default value der OECD (2004)

Tab. 28: Allgemeine Festlegungen für die Berechnung der Emissionen während der „removal“-Phase in MAMPEC v2.5 zur Modellierung ausgewählter Sportboothäfen aus AP 2

Variable/ Parameter	Wert	Quelle
Professional removal pleasure boats:		
Removal period (d)	183	Default value der OECD (2004)
Number of boats treated per removal period	10 % der Gesamtboote	Default value der OECD (2004)
Amount of paint applied per boat	4,5	International Farbenwerke: Anstrichfibel
Fraction of the paint that is to be removed from the boat hull by HPW	0,2	Default value der OECD (2004)
Fraction of the paint that is to be removed from the boat hull by abrasion	0	Annahme aus AP 2, Beobachtungen
Concentration of active ingredient in the original paint	var.	Sicherheitsdatenblätter von AF-Produkten 1)
Fraction of a.i. remained in exhausted paint removed by washing	0,05	Default value der OECD (2004)
Fraction of a.i. remained in exhausted paint removed by abrasion	0,3	Default value der OECD (2004)
Fraction to surface water	Max. 1	Default value der OECD (2004)
Non-professional removal pleasure boats:		
Removal period (d)	91	Default value der OECD (2004)
Number of days for the treatment of one boat	1	Default value der OECD (2004)
Number of boats treated per removal period	45 %/90 % der Gesamtboote 2)	
Amount of paint applied per boat	3/6 3)	Bezogen auf durchschnittliche Bootslänge von
Fraction of the paint that is to be removed from the boat hull by HPW	0,2	Default value der OECD (2004)
Fraction of the paint that is to be removed from the boat hull by abrasion	0	Annahme aus AP 2, Beobachtungen
Concentration of active ingredient in the original paint	var.	Sicherheitsdatenblätter von AF-Produkten 1)
Fraction of a.i. remained in exhausted paint removed by washing	0,05	Default value der OECD (2004)
Fraction of a.i. remained in exhausted paint removed by abrasion	0,3	Default value der OECD (2004)
Fraction to surface water	max. 1	Default value der OECD (2004)
End calculation:		
$E_{\text{local water}} = (V_{\text{paint}} + N_{\text{boat}} * N_{\text{days}} + Ca.i. * (F_{\text{washing}} * Fa.i._{\text{exh paint}} + F_{\text{abrasion}} * Fa.i._{\text{old paint}}) + F_{\text{water}}) / T_{\text{removal}}$		

1) Kupfer: 3200 g/l, Cybutryn: 100 g/l, Dichlofluanid: 25 g/l, DCOIT: 25 g/l, Quelle: Sicherheitsdatenblätter (Gewichtsanteile)

2) Annahme: 90% der Boote werden alle 2 Jahre also pro Jahr 45 % der Boote; in der Nordsee werden 90% der Boote jedes Jahr gestrichen,

3) 3 l bei einem Anstrich pro Jahr, 6 l bei 2 Farbanstrichen alle 2 Jahre

6.3.2 Modellierung und Vergleich mit eigenen Messungen

Für die Modellierung kann eine Hintergrundkonzentration berücksichtigt werden. Soweit Referenzproben zu den Standorten aus AP 2 vorlagen, wurden diese herangezogen. An anderen Standorten wurde soweit vorhanden auf Hintergrundwerte von Monitoring-Untersuchungen zurückgegriffen.

Um eine Vergleichbarkeit der Wirkstoff-Emissionen aus AP 2 und MAMPEC zu schaffen, war es notwendig, nicht nur die Ausgangssubstanzen, sondern bei Dichlofluanid und Cybutryn auch die Abbauprodukte mit zu berücksichtigen, da in den Wasseranalysen in AP 2 neben Cybutryn auch M1 nachgewiesen wurde und von Dichlofluanid nur das Abbauprodukt DMSA oberhalb der Bestimmungsgrenze lag. Deshalb wurden die Abbauprodukte unter Berücksichtigung der jeweiligen Molgewichte auf die Wirkstoffe zurückgerechnet.

Für Cybutryn wurde der umgerechnete Wert zu dem gemessenen Cybutryn-Wert addiert. Diese grobe Schätzung ist zulässig, da davon ausgegangen werden kann, dass die Abbauprodukte M1 und DMSA nur aus Cybutryn und Dichlofluanid stammen können.

Da in MAMPEC für Dichlofluanid standardmäßig ein schneller Abbau im Wasser berechnet wird, die Dichlofluanid-Konzentrationen aber aus dem sehr viel stabileren Abbauprodukt DMSA rückgerechnet wurde, wurde auch die Abbaurrate im Programm entsprechend reduziert, damit die Modellvorhersage mittels MAMPEC mit den rückgerechneten Gehalten im Wasser überhaupt vergleichbar wurden.

7 Anhang Ergebnisse

7.1 Bundesweite Bestandserhebung (AP 1)

7.1.1 Bundesweite Kenndaten

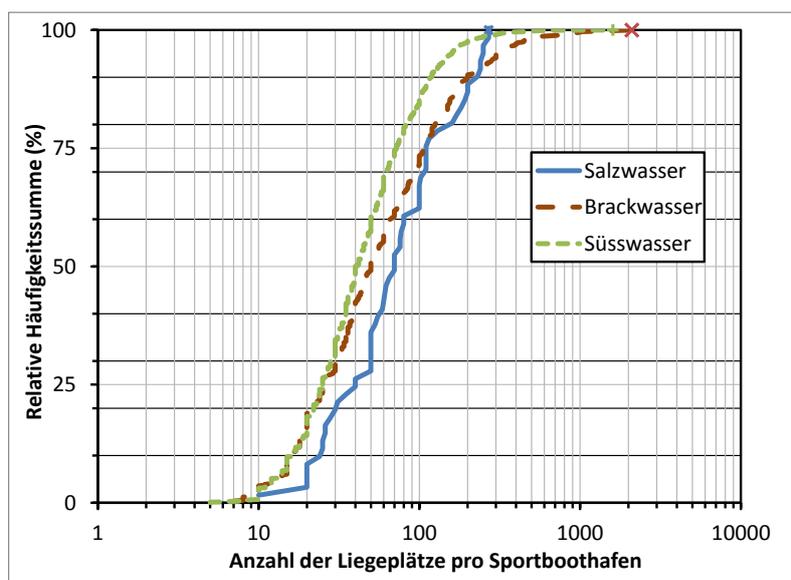


Abb. 53: Relative Häufigkeit der Anzahl an Liegeplätzen pro Sportboothafen in Salz-, Brack- und Süßwasser.

Tab. 29: Statistische Kennwerte der Liegeplätze je Sportboothafen im Salz-, Brack- und Süßwasser

Parameter	Salz	Brack	Süß	Salz+Brack	Gesamt
Min	10	7	5	7	5
P10	25	16	16	17	16
P25	40	25	25	26	25
P50	70	50	40	52	43
P75	110	105	72	110	78
P90	230	200	118	200	132
Max	270	2.100	1.599	2.100	2.100
MW	95	97	59	96	67
SD	73	156	65	150	90
N	61	560	2.470	621	3.091

Tab. 30: Prüfung auf statistische signifikante Unterschiede von Verteilung bzw. Medianwert der Liegeplätze je Sportboothafen zwischen den Bereichen Salz-, Brack- und Süßwasser

(Signifikanzniveau: x: 0,05, xx: 0,01, xxx: 0,001)

Bereiche	KS-Test	Median-Test
Salz - Brack	xx	xxx
Salz - Süß	xxx	xxx
Brack - Süß	xxx	xxx

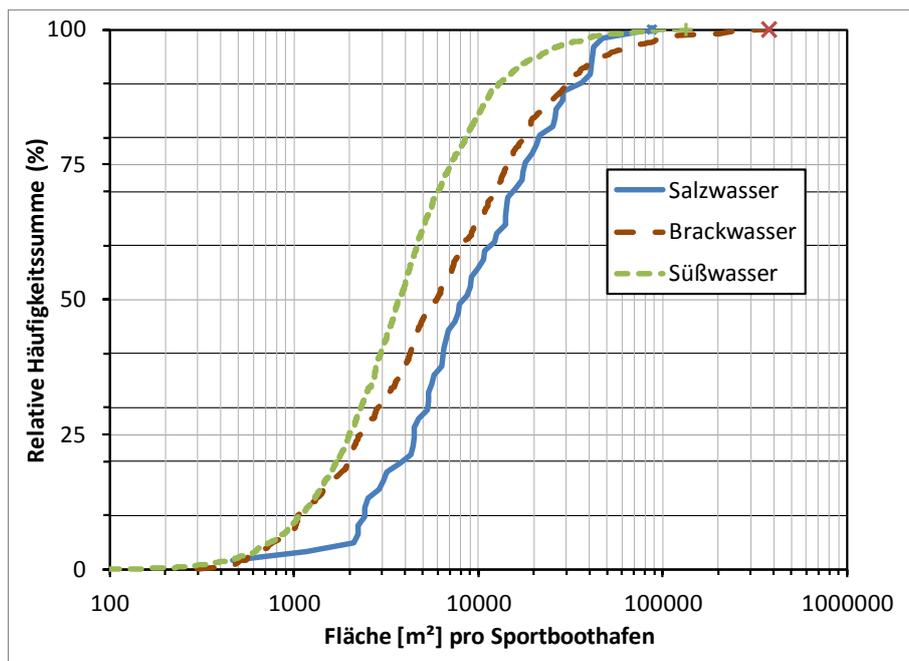


Abb. 54: Relative Häufigkeit der Wasserfläche von Sportboothäfen im Salz-, Brack- und Süßwasser.

Tab. 31: Statistische Kennwerte der Wasserflächen von Sportboothäfen im Salz-, Brack- und Süßwasser

Parameter	Salz	Brack	Süß	Salz+Brack	Gesamt
Min	465	297	98	297	98
P10	2.405	1.060	1.082	1.110	1.087
P25	4.502	2.295	1.996	2.461	2.068
P50	8.697	5.953	3.681	6.250	4.052
P75	17.883	14.562	7.025	14.607	8.268
P90	36.468	29.910	12.973	29.962	16.618
Max	87.072	379.615	133.468	379.615	379.615
MW	14.367	14.234	6.478	14.247	8.039
SD	15.252	29.890	9.650	28.776	15.819
N	61	560	2.470	621	3091

Tab. 32: Prüfung auf statistische signifikante Unterschiede von Verteilung bzw. Medianwert der Wasserfläche je Sportboothafen zwischen den Bereichen Salz-, Brack- und Süßwasser

(Signifikanzniveau: x: 0,05, xx: 0,01, xxx: 0,001)

Bereiche	KS-Test	Median-Test
Salz - Brack	x	xxx
Salz - Süß	xxx	xxx
Brack - Süß	xxx	xxx

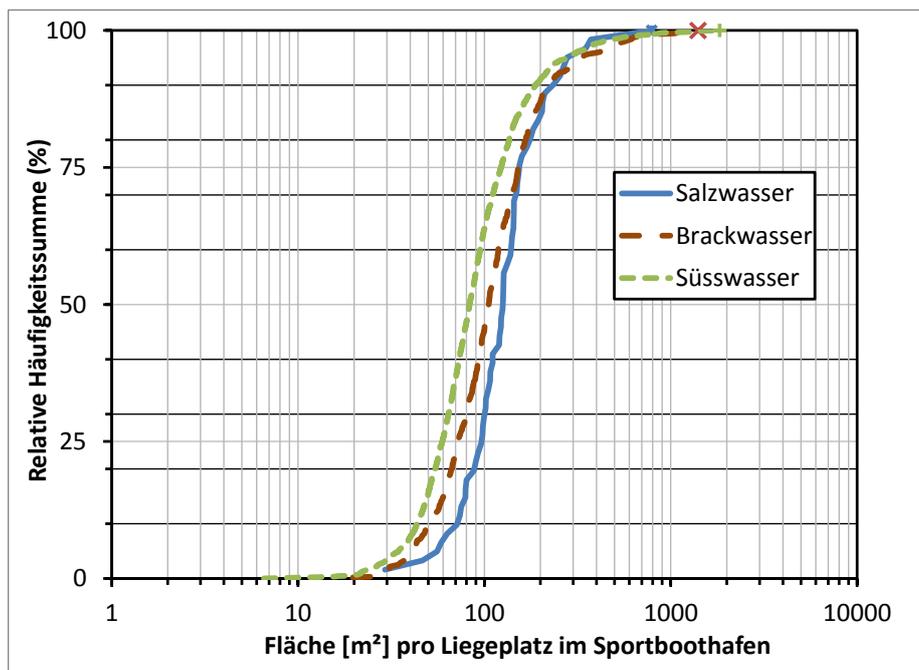


Abb. 55: Relative Häufigkeit der Wasserfläche pro Liegeplatz im Salz-, Brack- und Süßwasser.

Tab. 33: Statistische Kennwerte der Wasserfläche [m²] pro Liegeplatz im Salz-, Brack- und Süßwasser

Parameter	Salz	Brack	Süß	Salz+Brack	Gesamt
Min	29,3	19,7	6,6	19,7	6,6
P10	73,8	49,6	43,6	50,3	44,8
P25	97,8	72,7	59,5	74,5	61,9
P50	125,8	105,6	83,2	106,9	88,0
P75	154,4	152,9	122,8	153,0	129,7
P90	235,6	223,7	187,2	223,8	198,2
Max	791,6	1.400,9	1.833,1	1.400,9	1.833,1
MW	147,9	138,4	112,6	139,4	118,0
SD	107,1	138,2	122,8	135,4	125,9
N	61	560	2470	621	3091

Tab. 34: Prüfung auf statistische signifikante Unterschiede von Verteilung bzw. Medianwert der Wasserfläche je Sportboothafen zwischen den Bereichen Salz-, Brack- und Süßwasser

(Signifikanzniveau: x: 0,05, xx: 0,01, xxx: 0,001)

Bereiche	KS-Test	Median-Test
Salz - Brack	x	xxx
Salz - Süß	xxx	xxx
Brack - Süß	xxx	xxx

7.1.2 Regionale Ergebnisse und Besonderheiten

7.1.2.1 Nordsee

An der Nordseeküste finden sich neben den Salzstandorten auch einige Brack- und sehr wenige Süßwasserstandorte. Zu den Brackwasserstandorten gehören die Häfen in Emden und Bremerhaven, die über die Zuflüsse der Ems bzw. der Weser auch Süßwasser beeinflusst sind und hinter einer Schleuse liegen. Gleiches gilt für Sielhäfen. Besonders in Ostfriesland gibt es viele Entwässerungskanäle, die mit einem Siel von der Nordsee abgeschlossen sind. Das seeseitig angeordnete Sieltor schließt automatisch bei auflaufendem Wasser durch den Wasserdruck und öffnet sich bei ablaufendem Wasser und steigendem Innendruck wieder. Wenn die Sielhäfen geschützt hinter dem Siel liegen, sind sie tideunabhängig und führen Brackwasser. Sielhäfen weisen durch den Oberflächenabfluss aus dem Hinterland immer Einflüsse durch die angrenzende Landwirtschaft auf. Durch den Tideeinfluß dringt Salzwasser in geringem Maß noch weiter die Weser hinauf bis nach Bremen-Vegesack (Hanslik et al. 1999). Genaue Grenzen zum Süßwasserbereich sind schwer zu ermitteln, da die Salzgehalte auch jahreszeitlichen Schwankungen unterliegen. Weitere Brackwasserstandorte finden sich im Elbästuar, werden aber in dieser Studie zur Elbe dazugerechnet. In der Summe ergeben sich daraus insgesamt 6470 Liegeplätze

für die Nordsee (Tab. 35). Darin sind die Standorte in den Flussästuaren (Emden - Ems, Bremerhaven - Weser) nicht berücksichtigt. Rechnet man diese mit ein, erhält man für die gesamte Nordseeregion 10.500 Liegeplätze (vgl. Abb. 11).

Tab. 35: Sportbootliegeplätze an der Nordsee (ohne Elbästuar)

Gebiet	Anzahl Häfen	Anzahl Liegeplätze
Ostfriesische Inseln	8	1402
Nordfriesische Inseln	13	1013
Ostfriesische Nordseeküste	27	2973
Nordfriesische Nordseeküste	27	1507
Gesamt	75	6470

7.1.2.2 Ostsee

Eine Besonderheit an der Ostsee bilden die Bodden. Die Darß-Zingster Boddengewässer erstrecken sich über 55 km von der Recknitzmündung bis zur Ostseeverbindung am Gellenstrom bei Barhöft. Der Grabow und der Barther Bodden werden zum sogenannten Ostteil zusammengefasst, der relativ stark mit der vorgelagerten Ostsee kommuniziert. Bodstedter und Saaler Bodden bilden den mehr durch Süßwasser geprägten Westteil, in dem der Wasseraustausch sehr beschränkt ist. Der Südteil des Saaler Boddens wird auch als Ribnitzer See bezeichnet. Der Süßwasserzufluss in die Bodden und Haffe hat diese Gewässer mit unterschiedlichen und zeitlich sehr variablen Salzgehaltsgradienten ausgestattet. Die Salinität im Ostteil der Boddenkette schwankt zeitlich und räumlich in Abhängigkeit von den Intensitäten der Ein- und Ausstromprozesse. Im Allgemeinen liegen sie zwischen 8 und 15 ‰. **Bei** extremem Ostwasserzufluss oder nach starken Regenfällen können sie auch stärker variieren. Im inneren Teil der Boddenkette, insbesondere im Saaler Bodden und Ribnitzer See, liegt der Salzgehalt, verursacht durch einen eingeschränkten Austausch mit der Ostsee und Süßwasserzuflüsse (Recknitz, Körkwitzer und Saaler Bach) **relativ stabil im oligohalinen Bereich <5 ‰ (Schlungbaum et al. 1994).**

7.1.2.3 Rhein mit Nebenflüssen

Der Niederrhein bis Bonn mit dem Nebenfluss Ruhr stellt mit ca. 10.650 Liegeplätzen ein intensiv frequentiertes Sportbootgebiet. Die abgehenden Kanäle sind hier nicht berücksichtigt. Auf den Flussläufen überwiegen Motorboote. Duisburg verfügt zwar über den größten Industriebinnenhafen, der größte Sportboothafen am Niederrhein ist aber Emmerich mit 420 Liegeplätzen. Die weiteren Häfen haben meist 50 - 120 Liegeplätze. Am Flusslauf der Ruhr sind nur vereinzelt Sportboothäfen zu finden. Entlang der Ruhr befinden sich auch einige Seen, die durch Aufstauung entstanden sind. Am Baldeneysee ist im Vergleich zum restlichen Ruhrlauf ein starkes Sportbootaufkommen zu verzeichnen. Dort sind nur Segelboote oder Elektroboote mit spezieller Genehmigung erlaubt. Insgesamt befinden sich in der Ruhr 30 Häfen (darunter auch

Privat-Steganlagen ohne Vereinsadresse) und 1.342 Sportboote, davon am Baldeneysee 640 Liegeplätze. Ein größeres Segelaufkommen gibt es außerdem in verschiedenen Stauseen im Sauerland, die alle im Einzugsbereich der Ruhr liegen (Möhnesee: 946 LP, Sorpesee 438 LP, Biggese 682 LP). In der Lippe wurden keine Sportboothäfen nachgewiesen.

Nahe dem Niederrhein, meist ohne Verbindung zum Rhein, befinden sich außerdem Baggerseen in ehemaligen Kiesgruben, auf denen Sportboote in kleinen Häfen beheimatet sind.

Auf dem Mittelrhein zwischen Bonn und Bingen und den Zuflüssen Mosel und Lahn sind kleinere Häfen mit weniger als 100 Liegeplätzen für Motorboote ansässig, der größte Hafen befindet sich in Neuwied mit 190 Liegeplätzen. Im Nebenfluss Lahn befinden sich neun Vereinssteganlagen.

In der Mosel ist mit 28 Häfen und Steganlagen und über 2.000 Liegeplätzen ein höheres Sportbootaufkommen zu verzeichnen, in der Saar sind nur 8 Häfen mit 442 Liegeplätzen zu finden. Insgesamt ergibt sich damit für den Bereich Mittelrhein eine Liegeplatzzahl von ca. 3.800.

An dem sehr viel längeren Abschnitt des Oberrheins zwischen Basel und Bingen gibt es auch eine entsprechend höhere Anzahl an Sportboothäfen, die sich bevorzugt in geschützten Seiten- und Altarmen oder geschlossenen Hafenbecken befinden. In der vorliegenden Recherche konnten 91 Häfen mit knapp 6.900 Sportbooten identifiziert werden. Der Neckar ist flussaufwärts bis Plochingen südlich von Stuttgart schiffbar. Bis dorthin sind auch Sportboothäfen mit Segel- und Motorbooten in meist offenen Steganlagen zu finden. Es konnten 30 ausschließlich kleine Häfen mit insgesamt 924 Liegeplätzen verzeichnet werden. Der Main ist flussaufwärts bis Bamberg schiffbar. Auf dem Fluss dominieren Motorboote. Es wurden 57 Häfen mit insgesamt 2.950 Sportbooten identifiziert. Hier überwiegen kleinere Häfen. Die Nebenflüsse des Mains werden nur von Kanus und Ruderbooten genutzt, man findet dort keine Sportboothäfen. Im Bereich Oberrhein befinden sich somit 10.807 Liegeplätze.

Am Hochrhein sind lediglich 6 offene Hafenanlagen mit zusammen 236 Liegeplätzen anzutreffen.

7.1.2.4 Ems und Nebengewässer

Für den Bereich Emsästuar konnten 852 Liegeplätze im Süßwasser gezählt werden. Es handelt sich um die Entwässerungskanäle, eine regionale Besonderheit in Ostfriesland, die in den Emdener Hafen münden. Dort gibt es mit Ausnahme größerer Städte wie Leer oft keine Hafenanlagen, sondern die Boote liegen entlang der Kanäle an den Wassergrundstücken. Die Unterems mit ihrem Zufluss Leda ist weiterhin tidebeeinflusst. An den Zuflüssen entlang findet man kleinere sowohl offene als auch geschlossene Häfen mit meist unter 100 Liegeplätzen. Im weiteren Verlauf sind auf der Ems bis Rheine einige Sportboothäfen vertreten, sowie auf dem Bocholter und Münsteraner Aasee. Der Oberlauf der Ems wird im Gegensatz zum Dortmund-Ems-Kanal schiffahrtstechnisch wenig genutzt (vgl. Kap. 7.1.2.17). In der Unteren und Oberen Ems wurden zusammen 1456 Liegeplätze erfasst.

7.1.2.5 Niedersächsische Seen

Die niedersächsischen Seen Steinhuder Meer und Dümmer liegen zwar im Einzugsbereich der Weser, sind aber aufgrund ihrer besonderen Stellung hinsichtlich des Segelsports separat erfasst worden (s.a. Hauptstrom: niedersächsische Seen).

Das Steinhuder Meer mit 29,1 km² und der Dümmer mit 13,5 km² sind die größten Binnenseen in Nordwestdeutschland. Sie sind in der letzten Kaltzeit entstanden und haben eine geringe Wassertiefe von durchschnittlich 1 - 1,5 m im Dümmer und 1 - 2,9 m im Steinhuder Meer. Der Dümmer wird von der Hunte durchflossen. Er wird jährlich mit hohen Nährstoffeinträgen aus der Moor-Mineralisierung und der intensiven Landwirtschaft, insbesondere durch den Maisanbau, belastet. In 2012 kam es zu massiven Blaualgenblüten, die ein Fischsterben nach sich zogen. Zahlreiche Regatten mussten abgesagt werden und für die Segelvereine am Dümmer stellt sich die Frage, ob in Zukunft Wassersport auf dem Dümmer noch möglich sein wird.

An beiden Seen stehen bestimmte Uferbereiche unter Naturschutz, andere Bereiche werden intensiv wassersportlich genutzt. Die Häfen auf dem Steinhuder Meer sind offen in den See ragende, meist bis 200 m lange Steganlagen, die sehr geballt an einigen Orten sind. An vielen Stellen konnte beobachtet werden, dass Boote nicht im Wasser liegen, sondern per Hebeeinrichtung hochgezogen wurden. Da Stege dicht an dicht liegen, waren die Stegbetreiber nicht eindeutig zuzuordnen. Die meisten Vereine haben auf ihren Internetseiten keine genauen Angaben zum Standort des Vereinsstegs und zur Anzahl der Liegeplätze. Laut Wikipedia sind auf dem See ca. 5000 Sport- und Segelboote zu finden. Mit unseren Recherchen konnten 3455 Sportboote identifiziert werden, wobei Tretboote und Ruderboote nicht berücksichtigt wurden.

Am Dümmer gibt es ca. 25 Segelvereine, die aber ebenfalls nicht alle per Luftbild zuzuordnen waren. Laut der zentralen Homepage für den Tourismus am Dümmer gibt es an diesem See mehr als 2.000 Segelboote (www.duemmer.de). In der vorliegenden Recherche konnten 1.700 Sportboote identifiziert werden.

7.1.2.6 Weser und Nebengewässer

Im Bereich Unterweser gibt es auf dem auch noch tidebeeinflussten Zufluss Lesum einen regen Sportbootbetrieb. Die offenen Steganlagen der Häfen sind dort perlschnurartig flussaufwärts angeordnet. In Bremen ist der Hasenbürener Yachthafen mit 560 Liegeplätzen der größte Hafen. Für den Bereich Unterweser wurden insgesamt 4.069 Liegeplätze erfasst. In Mittel- und Oberweser finden sich überwiegend kleine Vereine mit unter 80 Liegeplätzen. Lediglich die in Bremen ansässigen Vereine der Mittelweser verfügen über große Hafenanlagen, in denen überwiegend Segelboote liegen. Auf der Weser flussaufwärts findet man fast ausschließlich Motorboote vor. Für die Mittelweser wurden ca. 2.300 Liegeplätze gezählt, für die Oberweser 870 Liegeplätze.

In der Fulda, die dem Hauptstrom der Oberweser angegliedert ist, befindet sich in dem aufgestauten Edersee ein hohes Bootsaufkommen mit 1.931 gezählten Liegeplätzen.

7.1.2.7 Elbe und Hamburg

Hamburg mit dem Elbästuar ist mit seinen vielen, aber hauptsächlich kleinen Häfen und Steganlagen und insgesamt ca. 10.250 Liegeplätzen als eines der Ballungsgebiete zu bezeichnen.

Wie aus Abb. 56 hervorgeht, war in den neunziger Jahren die Unterelbe von Geesthacht bis Hamburg und am südlichen Ufer bis Brunsbüttel von Süßwasser durchströmt, der Abschnitt von Glückstadt bis Brunsbüttel war durch Brackwasser charakterisiert und das Salzwasser konnte von der Elbmündung bis zur Ostemündung vordringen. Inzwischen hat sich durch die Vertiefung der Elbe der Brackwasserbereich bis Wedel vorgeschoben, und der Salzwasserbereich reicht inzwischen bis nach Brunsbüttel (www.portal-tideelbe.de). Hierdurch haben sich die Bewuchsbedingungen stark verändert und der Bewuchsdruck eindeutig in Richtung hartschaliger Organismen wie z.B. der Brackwasserseepocke flussaufwärts erhöht.

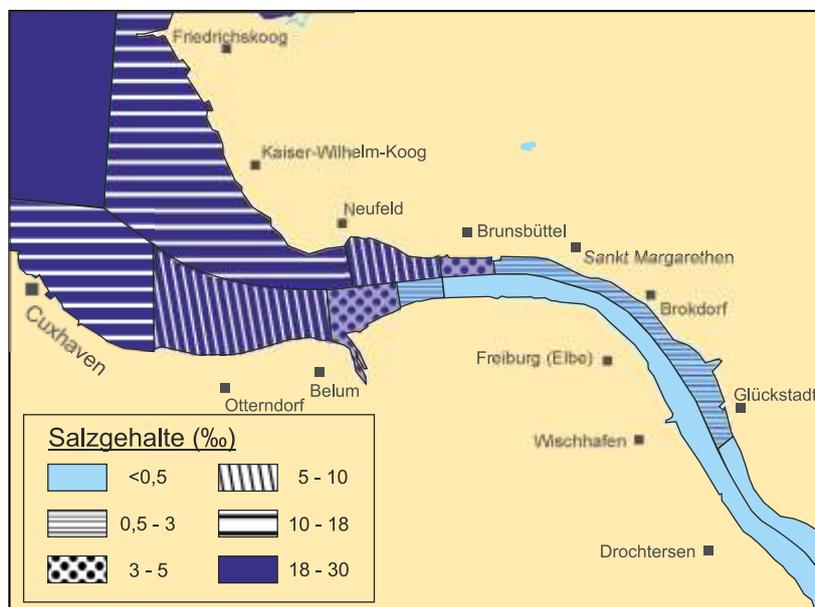


Abb. 56: Salz-, Brack- und Süßwasserzonen in der Unterelbe und Elbästuar in den 90er Jahren.

(Quelle: ARGE ELBE, 1992, vereinfacht; Kartengrundlage: Geodatenbasis DLM1000 © BKG 2013)

Trotz des regen Schiffsverkehrs auf der Unterelbe ist das Gebiet insbesondere für Segler ein sehr beliebtes Revier und wird stark befahren (Abb. 57). Es gibt Schätzungen, wonach bis zu 25.000 Segler, davon 15.000 allein aus Hamburg, auf der Unterelbe ihrem Sport nachgehen, von denen 90 % als Fahrtensegler eingestuft werden (Schmidt, 2005). Hinzu kommen ca. 2.000 Motorbootbesitzer.

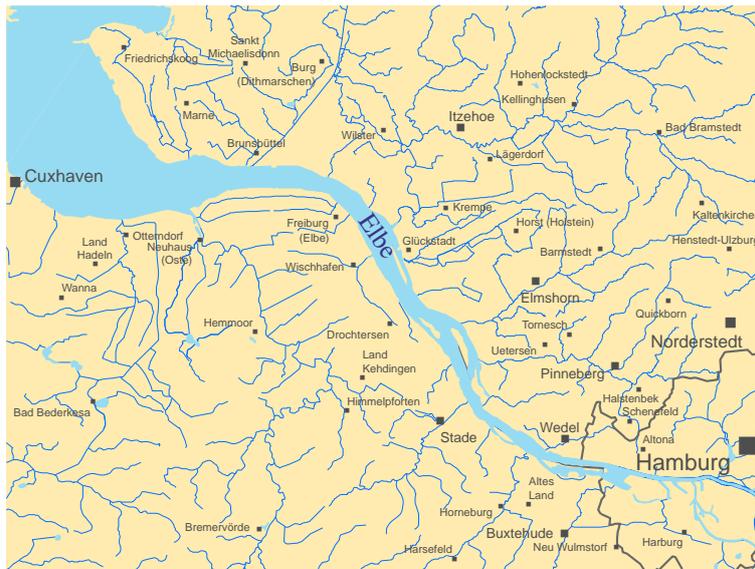


Abb. 57: Das Unterelbe-/Elbästar-Gebiet von Hamburg bis Cuxhaven.

(Kartengrundlage: Geodatenbasis DLM1000 © BKG 2013)

Elbästar und Unterelbe unterliegen von Cuxhaven bis Geesthacht dem Tidenwechsel. Das Gebiet stellt durch Wind, Tide und Flusstrom ein überaus anspruchsvolles Revier dar. Bis zu 3 m Höhenunterschied liegen zwischen Hoch- und Niedrigwasser. Neben der Fahrwasserrinne mit bis zu 14 m Tiefe existieren an den Ufern flache Wattzonen und Sande, die den Sportboothäfen vorgelagert sind. Rund um und in Hamburg liegen zahlreiche kleinere Sportboothäfen, wobei besonders im Hafengebiet von Hamburg-Harburg an unzähligen Stegen Traditionsschiffe von klassischen Jollen bis zu großen Teeklippern unablässig restauriert werden (Fritsch, 2012). Wie die Erhebung zeigt, liegen auch hier zahlreiche Kielyachten, und von Harburg bis Finkenwerder finden sich ebenfalls zahlreiche Yachtwerften. Im Zentrum von Hamburg ist der City-Hafen errichtet worden, der vor allem von Gastliegern für Boote bis 50 m Länge besucht wird. Westlich von Hamburg liegen Häfen in Finkenwerder, der Jollenhafen Mühlenberg und der Yachthafen Wedel, der zugleich der größte Sportboothafen Deutschlands mit aktuell 2.100 Liegeplätzen ist. Des Weiteren sind drei Sportboothäfen in Stade zu erwähnen, die an den Sommerwochenenden von Fahrtenseglern (Gastlieger) stark frequentiert werden. In Glückstadt und elbabwärts bis nach Stade befinden sich weitere kleine Yachthäfen, welche vor allem an den Mündungen der Nebenflüsse wie der Stör, Oste und Medem konzentriert sind. In Brunsbüttel an der Mündung des Ostseekanals ist trotz des starken Verkehrs mit über 55.000 Schiffsbewegungen im Jahr ein großer Yachthafen errichtet worden. In Otterndorf zweigt der Elbe-Weser-Schiffahrtsweg (auch Hadelner Kanal genannt) von der Medem ab und mündet bei Bremerhaven in die Weser. In Cuxhaven befindet sich ein Yachthafen, der neben den Inhabern fester Liegeplätze vor allem Gastliegern aus allen Nordseeanrainerstaaten als Zwischenstation dient und in den Sommermonaten hohe Bootsdichten aufweist.

Der Mittel- und Oberlauf der Elbe ist kein typisches Segelrevier. Im Oberlauf konnten nur 12 kleine Häfen ausgemacht werden, einige davon auch Mischhäfen, mit insgesamt 319 Boots Liegeplätzen. Es handelt sich hauptsächlich um Motorboote. In der Mittelelbe ist eine ähnliche Struktur vorhanden: Kleine Häfen in sowohl offenen als auch geschlossenen Anlagen, oft zusammen mit Schiffen als Mischhafen, wobei Motorboote überwiegen. Die Dichte der Häfen nimmt mit der Nähe zu Hamburg zu, in denen sich zusammen für die Mittelelbe 2.470 Liege-

plätze erkennen lassen. In den der Mittel-Elbe nahegelegenen Seen, wie Goitzschensee und Muldestausee und der Mulde selbst wird vor allem Segelsport betrieben. In verschiedenen Sportboothäfen liegen insgesamt 522 Segel- und Motorboote, die diese kleinen Reviere befahren.

Die Saale als Nebenfluss der Elbe wird ebenfalls wassersportlich genutzt. Es gibt einige kleine Vereine mit je 10 - 40 Liegeplätzen. Insgesamt konnten über 600 Liegeplätze festgestellt werden. Die Talsperren Hohenwarte I und Bleiloch im Oberlauf der Saale werden als Segelrevier genutzt (Wassersport erlaubt, aber Verbrennungsmotoren verboten), ebenso Förmitztalsperre und Talsperre Pöhl (Nebenfluss der Weißen Elster), in der die Boote zum größten Teil an Land liegen. Die vielen weiteren Talsperren im Vogtland und im Thüringer Wald sind frei von Sportbooten.

Als weitere Besonderheit ist die neu entstehende Seenlandschaft zwischen Saale und Mulde zu nennen. Nahe dem bestehenden Goitzschensee nördlich von Leipzig wurden ehemalige Braunkohletagebaue geflutet und ließen neue Seen entstehen. Auch südlich von Leipzig sind neue Seen entstanden. Diese Seen erfahren zurzeit eine intensive Entwicklung, auf dem Cospudener See ist z.B. eine Marina mit 215 Liegeplätzen errichtet worden. Weitere Steganlagen sind am Hainer See entstanden, die bisher auf den verfügbaren Luftbildern noch nicht abgebildet waren.

Weitere Nebenflüsse der Mittel-Elbe wie Havel und Elde sind separat erfasst worden (Hauptströme: Havel, Mecklenburger Seenplatte).

7.1.2.8 Seen in Schleswig-Holstein

Im Zentrum dieses Hauptstromgebiets liegt die Holsteinische Schweiz mit dem Plöner See, Dieksee und Kellersee, im Norden schließen sich Westernsee und Wittensee an sowie Großer Segeberger und Ratzeburger See im Süden neben weiteren kleinen Seen. Einige der Seen in Schleswig-Holstein, wie z.B. der größte Teil des Schaalsees, werden nicht für den Wassersport genutzt, er gehört zum Biosphärenreservat der Wakenitz. Auf dem Ratzeburger See ist als Besonderheit in Deutschland der Sportbootverkehr erlaubt, aber der Einsatz von biozidhaltigen Antifoulingbeschichtungen ist durch die Wakenitz-Verordnung untersagt (GVO-Schleswig-Holstein, 2000).

Bei den überwiegend offenen Hafenanlagen handelt es sich immer um kleinere Vereine und Steganlagen mit maximal 110, oft aber auch nur 20 - 50 Liegeplätzen. Insgesamt konnten 2.911 Sportboot-Liegeplätze identifiziert werden.

7.1.2.9 Mecklenburger Seenplatte

Die Mecklenburger Seenplatte ist ein großflächiges Seengebiet, das durch zahlreiche Flussläufe und Kanäle vernetzt ist. Auch wenn der Nordostteil der Seen nicht Richtung Elbe, sondern über **Warnow und Peene zur Ostsee entwässert, ist das gesamte Gebiet als Hauptstrom „Mecklenburger Seenplatte“ für AP 1 unter dem Aspekt der regionalen Verteilung der Sportbootliegeplätze zusammengefasst (Abb. 58). Eine andere Auswertung nach Flusseinzugsgebieten findet sich in Kapitel 2.1.2.**

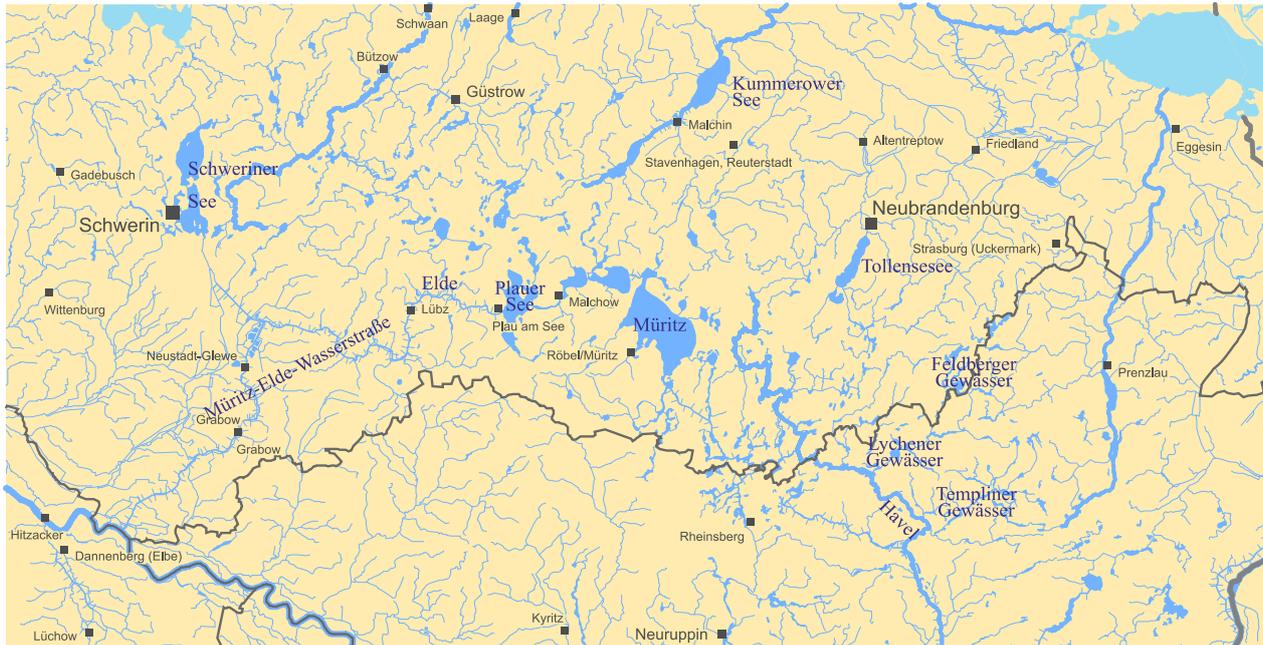


Abb. 58: Mecklenburg-Vorpommersche Seenplatte mit angrenzenden Gewässern.

(Kartengrundlage: Geodatenbasis DLM1000 © BKG 2013)

In Westmecklenburg liegt der Schweriner See, nach der Müritz der zweitgrößte See in Norddeutschland. Er entwässert über Stör und Störkanal in die Elde (Elde-Müritz-Wasserstraße) und weiter in die Elbe. Die Häfen sind oft sehr geschützt angelegt, vom eigentlichen See etwas abgetrennt und als geschlossene Häfen gebaut. Am Schweriner See einschließlich der kleineren Nebenseen konnten 3.209 Boote gezählt werden.

Die Elde-Müritz-Wasserstraße verbindet weiter den Schweriner See mit dem Plauer See, der seine Fortsetzung im Fleesensee, Kölpinsee und der Müritz hat, zusammengefasst als das Mecklenburger Großseenland. Dort konzentrieren sich die Hafenanlagen auf die wenigen Städte wie Plau am See, Malchow, Röbel und Waren, denn weite Teile der Ufer unterliegen dem Naturschutz. Die Bootschuppenbereiche sind oft durch quer vorgelagerte Stege oder kleine Dämme vor Schwell geschützt. Dieses Gebiet umfasst 6.920 Sportboote.

Östlich der Müritz schließen sich das Neustrelitzer Kleinseengebiet entlang der Müritz-Havel-Wasserstraße und Oberen Havel-Wasserstraße bis zur Feldberger Seenlandschaft an, im Nordosten der Tollensesee und die Mecklenburgische Schweiz, die bis Neubrandenburg reicht. Die Seen sind durch viele verschlungene Buchten gekennzeichnet, einige Seen sind für Sportboote nicht zugänglich.

In diesem Gebiet finden sich neben Hafen- oder Steganlagen auch Bootshausreihen. Es gibt außerdem auch Bootshäuser als Wochenendhäuser, in denen oberhalb eine Ferienwohnung eingerichtet ist und unterhalb das Boot im Wasser liegt (Abb. 59).

Im Gebiet der Müritz-Havel-Wasserstraße gibt es ca. 2000 Bootslicheplätze und im Gebiet der Oberen Havel-Wasserstraße ca. 2700 Bootslicheplätze. In der Feldberger Seenlandschaft befinden sich ca. 250 Liegeplätze.

Im Süden der Müritz liegt das Rheinsberger Seenland, das nach Süden über den Rhin in die Havel entwässert. Neben den kleinen Steganlagen gibt es dort ein neu angelegtes Hafendorf mit insgesamt 330 Liegeplätzen. Das Gebiet umfasst insgesamt 1.321 Liegeplätze.

Die Seenplatte findet aber auch in Brandenburg ihre Fortsetzung mit der Uckermark und den Ruppiner Gewässern. In den Ruppiner Gewässern befinden sich ca. 1000 und in der Uckermark nur ca. 200 Liegeplätze.



Abb. 59: Bootsschuppen, teilweise mit Ferienwohnungen.

Darüber hinaus werden in der gesamten Mecklenburger Seenplatte viele Anleger ausschließlich von Kanus und Ruderbooten genutzt, die in dieser Zählung nicht berücksichtigt wurden. Ebenfalls wurden Einzelliegeplätze und einzelne kleine Bootshäuser nicht mitefassen. In der Summe jedoch stellen sie eine nicht zu vernachlässigende Größe dar.

Die Gesamtzahl an erfassten Bootsliegeplätzen für diese Studie liegt für die Mecklenburger Seenplatte bei ca. 18.850 Liegeplätzen.

Aufgrund ihrer relativ hohen Anzahl sind Bootsschuppen als eine regionale Besonderheit für die Mecklenburger Seenplatte auszuweisen. Diese im Wasser gebauten Schuppen sind oftmals sehr alt und stehen zumindest teilweise unter Denkmalschutz. Laut Internetquellen wie www.bootshausmarkt.de verfügen einige Bootsschuppen über Hebeeinrichtungen. Nach mündlicher Auskunft vor Ort ist aus wirtschaftlichen Gründen anzunehmen, dass diese Bootsschuppen i.d.R. sowohl als Sommer- wie auch als Winterliegeplatz genutzt und die Boote im Winter oberhalb des Wassers im Schuppen fixiert werden. Aufgrund des beschränkten Platzes - auch in der Höhe - wird erwartet, dass es sich eher um kleinere, relativ leichte und nicht zu hohe Boote handelt, die hier untergestellt werden. Die Spanne der Bootstypen reicht nach mündlicher Auskunft vom Angelkahn, über Motorboot bis zum Segelboot mit leicht legbarem Mast. Inwieweit ein Antifouling-Einsatz bei diesen Booten erfolgt, bleibt offen.

Einen Belegungsgrad mit Sportbooten in diesen Bootsschuppen abzuschätzen, ist anhand der Luftbilder nicht möglich. Jedoch ist aufgrund der großen Nachfrage ein Leerstand eher unwahrscheinlich. Da Bootsschuppen z.B. an einigen Uferbereichen der Müritz oder am Plauer

See in großer Zahl vorkommen (Abb. 60), wurde eine Schätzung vorgenommen. In der Regel wurde eine Bootsbreite von 3 m kalkuliert und diese auf die Länge der Bootsschuppen übertragen. Für eine große Bootsschuppenanlage bei Waren an der Müritz (www.angelsportverein-kamerun.de) wurde eine Belegung von 200 Booten angenommen.



Abb. 60: Bootsschuppen an der Müritz.

7.1.2.10 Berliner Gewässer



Abb. 61: Berliner Gewässer, Märkische Gewässer und untere Havel mit Übergängen zu Elbe und Oder.

(Kartengrundlage: Geodatenbasis DLM1000 © BKG 2013)

Berlin und Umgebung bildet mit den vielen zusammenhängenden Seen ein großes Ballungsgebiet innerhalb der deutschen Sportschifffahrt (Abb. 61). Für die Erfassung des Bootsbestands in Berlin wurde als Begrenzung im Norden, Osten und Süden der Berliner Ring festgelegt, im Westen endet der Bereich in etwa entlang der Autobahn 115 bis zur Spreemündung und der Mündung des Teltowkanals in die Havel. Die untere Havel ist als eigenes Hauptstromgebiet erfasst worden (vgl. Kap. 7.1.2.11). Einige Seen in der Havel gehören aber auch zu Berlin, so dass eine Bootsliegeplatzzahl für Berlin je nach Umfang des Gebietes sehr schwanken kann. Nach unseren Recherchen umfasst das beschriebene Gebiet 10.550 Bootsliegeplätze.

Schiffbare Flüsse wie Havel, Spree, Dahme durchziehen mit einer Gesamtlänge von 88,6 km Berlin (Fiedler et al. 2003). Die Oder ist durch den Oder-Havel-Kanal, den Oder-Spree-Kanal, Havel und Elbe-Havel-Kanal mit der Elbe vernetzt. Mit der Wiedervereinigung wurden wassertouristisch ganz neue Möglichkeiten geschaffen und mit dem Neubau der Schleuse Spandau wurde ab 2002 die Nord-Süd-Durchfahrt der Havel wieder freigegeben (Fiedler et al. 2003). Der Wassersporttourismus erfährt zurzeit eine enorme Entwicklung. Es wurden Hafenkonzeppte für verschiedene innerstädtische Standorte entwickelt und umgesetzt wie z.B. am Hafen Tempelhof. Es gibt Planungen, Marinas in neu angelegten Wohngebieten wie z.B. Oberschöneweide anzulegen sowie Planungen für Schaffung und Ausbau von Gastliegeplätzen im Stadtgebiet. Die Verbesserung der dortigen Ver- und Entsorgungssituation ist ebenfalls geplant.

Im Berliner Gebiet konzentrieren sich sehr viele Hafenanlagen entlang der Dahme und am westlichen Ufer des Zeuthener und Langer Sees, „Die Bänke“, Dämeritzsee, Flakensee, Kalksee, Müggelspree und Spree. Der Müggelsee weist trotz seiner Größe eher wenige Hafenanlagen auf. In der Regel sind die Häfen offen angelegt, es handelt sich meist um ältere, etablierte Vereinsanlagen. Auf der innerstädtischen Spree sind nur wenige Häfen und Steganlagen ansässig. Stattdessen gibt es viele Fahrgastschiffe und öffentliche Sportbootliegeplätze, an denen Gastlieger für 24 Stunden festmachen dürfen (Fiedler et al. 2003). Sie sind nur mit erfasst worden, wenn sie in den digitalen Aufnahmen als Steganlage zu erkennen waren.

7.1.2.11 Havel und Nebengewässer

Der Havel kommt aus Sicht der Sportschifffahrt eine große Bedeutung zu. Neben der abwechslungsreichen Naturlandschaft entlang der Oberen Havel-Wasserstraße der Mecklenburger Seenplatte durchfließt die mittlere und untere Havel mehr städtisch geprägte Gebiete. Über Havel und Havel-Kanäle sind Elbe und Oder verbunden, und es wird ein großer Teil der Mecklenburger Seenplatte über die Havel entwässert (Abb. 62). Die vielen Seen in Berlin, Potsdam und Brandenburg, durch die die untere Havel fließt, haben einen hohen Erholungswert für die Städter. Dementsprechend sind sehr viele Häfen und Vereine in diesem beliebten Segelrevier beheimatet. Die Häfen sind in der Regel offen gestaltet und die einzelnen Vereine meist eher kleiner. Sie liegen aber in geschützten Buchten und entlang der Havel oft dicht gedrängt beieinander, so dass sie lokal große Liegeplatzbestände erreichen. Die größten Bootaufkommen wurden u.a. an Scharfe Lanke, Stössensee und Großem Wannensee ermittelt. Die Gebiete dieses Havelabschnitts mit den kleinen Havel-Kanälen umfassen ca. 23.000 Liegeplätze. In dem separat erfassten Oder-Havel-Kanal mit den zufließenden Seen auf nördlicher Seite befinden sich 2.285 Liegeplätze.



Abb. 62: Havel und Nebengewässer.

(Kartengrundlage: Geodatenbasis DLM1000 © BKG 2013)

7.1.2.12 Märkische Gewässer

Das Hauptstromgebiet Märkische Gewässer umfasst ein natürliches Seengebiet südöstlich von Berlin. Dazu gehören die Flüsse Spree und Dahme und der Oder-Spree-Kanal sowie die Talsperre Spremberg, die von der Spree durchflossen wird. Im Norden grenzt das Gebiet an die Berliner Gewässer an. Als Grenze ist für diese Erfassung die Stadtautobahn Berliner Ring gewählt worden, also die Dahme-Wasserstraße nördlich des Krimnicksees bzw. des Ortes Königs-Wusterhausen.

Die Märkischen Gewässer, die vielfach über Kanäle oder Dahme und Spree mit einander verbunden sind, bilden mit den vielen Seen ein ideales Segelrevier. Größter See in diesem Gebiet ist der Schwielochsee (von der Spree durchflossen), gefolgt vom Scharmützelsee (Abfluss über Wendisch Rietz in Dahme). Auf den größeren Seen wird Segel- und Motorsport betrieben, von den kleineren Seen werden viele nicht wassersportlich genutzt. Es finden sich viele kleine Vereine mit offenen Steganlagen. Besonders im Schweriner und Teupitzer See sowie im Krüpelsee und Krimnicksee fallen die vielen kleinen Stege am Ufer auf. Der Uferbereich ist offen, fast alle Grundstücke am Ufer haben auch Zugang zum Wasser und verfügen über einen privaten Steg,

an dem auch oft ein Boot liegt (Ruder-, Motor- oder Segelboot). Viele der Seen beherbergen ausschließlich Ruderbootsanlagen und andere Seen werden auch gar nicht wassersportlich genutzt.

Insgesamt handelt es sich fast ausschließlich um offene Hafen- und Steganlagen, die meist unter 100, in einigen Fällen auch zwischen 120 - 160 Liegeplätze vorhalten. Für das gesamte Gebiet konnten 6.521 Sportboote gezählt werden.

7.1.2.13 Lausitzer Seenland

Das Lausitzer Seenland ist ein künstlich angelegtes Seengebiet in der Lausitz. Viele stillgelegte Braunkohlentagebaue des Lausitzer Braunkohlereviers wurden und werden geflutet, so dass dadurch Deutschlands viertgrößtes Seengebiet entstehen wird. Einige der Seen haben ihren Endwasserstand bereits erreicht, andere werden erst in einigen Jahren vollständig geflutet sein (geplant bis 2018). Das Seenland liegt in der Lausitz zwischen Calau in Brandenburg und Görlitz in Sachsen und ist unterteilt in 6 nördliche Seen in Brandenburg, 18 mittlere Seen, von denen 9 mit schiffbaren Kanälen verbunden sind und 11 südliche Seen in Sachsen, zu denen der Bärwalder See zählt.

Geplant ist, die Seenlandschaft zu einer überregional bedeutsamen Wasserlandschaft mit sportlich attraktivem Charakter zu entwickeln. Zu diesem Zweck sind umfangreiche Investitionen in die Infrastruktur getätigt worden bzw. sind noch geplant: Herstellen von Badestränden, Yachthäfen (Marinas), Stützpunkte für Wasser- und Jetski, Camping, Gastronomie usw. Die ersten Projekte befinden sich in der Realisierung. Derzeit werden am Geierswalder See eine Wasserskianlage, ein Sportboothafen und eine Marina mit schwimmenden Häusern gebaut. Eine Besonderheit wird der Wasserflugplatz am nördlichen Ufer des Sedlitzer Sees sein.

Am Bärwalder See, der nach seiner Fertigstellung der flächenmäßig größte See Sachsens ist, wurde 2008 ein Sportboothafen am südlichen Seeufer eröffnet. Weitere Marinas sind am West- und Nordostufer bereits vorhanden.

Bei der Erfassung der Sportboote lagen leider keine aktuellen Luftbilder vor, so dass die Anzahl der erfassten Boote nicht den inzwischen angestiegenen Bestand wiedergibt. Es konnten an den Talsperren Bautzen, Quitzdorfer See, Geierswalder See und Senftenberger See (die beiden letztgenannten gehören zu der miteinander verbundenen Seenkette), Knappensee und Bärwalder See (beide im südlichen Bereich) insgesamt 18 offene Hafenstandorte mit Sportbooten ausgemacht werden. In der Summe wurden deshalb nur 648 Liegeplätze gezählt, deren Anzahl inzwischen sicher höher liegt.

7.1.2.14 Donau mit Nebenflüssen

Während die Donau für die Berufsschifffahrt erst ab Kelheim mit dem Zufluss des Main-Donau-Kanals schiffbar ist, finden sich Sportboothäfen bis hinauf nach Donauwörth. Wie auf den anderen süddeutschen Flüssen handelt es sich mit wenigen Ausnahmen um kleine Häfen mit unter 60 Liegeplätzen. Auf den meisten Nebenflüssen rechts und links der Donau sind keine Sportboothäfen ansässig, nur auf dem Lech im Mandichosee befinden sich Segelboote. Die Voralpenseen als großes Segelrevier sind separat erfasst. Die Flüsse, die diese Seen durchfließen und

entwässern, münden alle in die Donau. Von Donauwörth bis Untergriesbach nahe der österreichischen Grenze befinden sich 28 Häfen mit 1.200 Liegeplätzen.

7.1.2.15 Bodensee

Der Bodensee gehört mit einer Fläche von 536 Quadratkilometern und einer maximalen Tiefe von 254 Metern zu den größten Seen Mitteleuropas. Nachdem in zahlreichen Publikationen seit 1990 die Zahl der registrierten Wasserfahrzeuge für den Bodensee insgesamt mit ca. 57.000 Einheiten angegeben wurden (IBN, 2011), führte die Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB 2011) im Jahr 2010 eine sehr genaue Studie zur Erfassung des Bootsbestandes durch, nach der die Zahlen mit gut 24.000 deutlich niedriger liegen. Die Diskrepanz zu älteren Studien erklärt sich aus der Registrierungspflicht aller Wasserfahrzeuge. Diese Einträge bleiben 3 Jahre gültig und werden nicht gelöscht, da sie jederzeit wieder aktiviert werden können. Hierdurch wurden wahrscheinlich viele Fahrzeuge in der Statistik weiter geführt, die nicht mehr am Bodensee ihren Liegeplatz hatten.

Für den Bodensee liegt eine Erhebung vor, aus der hervorgeht, dass 53 % der Eigner ihr Boot weniger als 30 Tage im Jahr nutzen. Bei ca. 55 % der Eigner wurde das Boot im Durchschnitt zu 12 Tagen zusätzlich von weiteren Personen benutzt. Geht man von einer Sportbootsaison von 6 Monaten aus, bedeutet dies, dass die Boote in 17 % der zur Verfügung stehenden Zeit genutzt werden und 83 % der Zeit im Hafen ungenutzt liegen (Heinbach & Klee, 2006).

Tab. 36: Liegeplätze und Hafeninfrastukturanlagen am Bodensee

(Datengrundlage: IGKB 2011, vereinfacht)

Anlagen	Baden-Württemberg	Bayern	Vorarlberg	St. Gallen	Thurgau
Häfen / Wasserliegeplätze	8.506	584	4.043	1.637	3.150
Stege / Wasserliegeplätze	1.178	586	65	27	789
LP-Bojenfelder	1.362	75	0	20	828
LP-Einzelbojen	22	10	0	0	215
LP-Sonstige	578	0	155	22	315
Su. Wasserliegeplätze	1.1646	1.255	4.263	1.706	5.297
Su. Trockenliegeplätze	3.527	232	252	357	2.040
Krananlagen	23	3	3	4	10
Slipanlagen	94	20	16	10	19
Waschplätze	10	3	1	4	9

LP: Liegeplätze; Su: Summe

Ergebnisse der aktuellen Erhebung des IGKB (2011) aus dem Jahr 2010 sind für Bundesländer und Kantone in Tab. 36 zusammengestellt. Lage und Größe der Hafentiegeplätze und Bojenfelder sowie der Hafeninfrastukturanlagen (Kran, Slip etc.) sind zusätzlich als Karten im Internet unter dem Stichwort „Schiffahrtsanlagen“ veröffentlicht (IGKB 2011). Die Zahlen für den deut-

schen Bereich sind in Tab. 37 zusammengefasst und dem gesamten Liegeplatzbestand am See gegenübergestellt. Aus diesen geht hervor, dass sich ca. die Hälfte aller Wasserfahrzeuge am Bodensee in Häfen, an Steganlagen oder in Bojenfeldern im Bereich des deutschen Ufers befindet. Die Gesamtzahl der Liegeplätze im deutschen Bereich entspricht mit 12.901 ungefähr der vorliegenden Erfassung und den Daten, die von Wassersportverbänden wie z.B. dem Bodensee-Segler-Verband in eigener Regie erhoben wurden (BSVB, 2010). In der vorliegenden Recherche wurden auf dem Bodensee in deutschem Gebiet 78 Häfen mit insgesamt 12.630 Liegeplätzen ermittelt. Viele Häfen besitzen z.T. ausschließlich, manche auch zusätzlich zu den Stegen feste Bojenfelder in Ufernähe, an denen etwa 30 - 70, in manchen Fällen auch über 100 Liegeplätze ganzjährig zur Verfügung stehen. Insgesamt liegen nach diesen Zählungen etwa 1.800 Boote in Bojenfeldern, nach Angaben der internationalen Gewässerschutzkommission sind es 1.437 Boote.

Wie aus der Aufstellung in Tab. 37 ebenfalls zu entnehmen ist, befindet sich neben den Hafensliegeplätzen (70,5 %) ein erheblicher Teil der Boote an Stegen und in Bojenfeldern (11,1 %), wie sie am Beispiel des Bojenfeldes Iznang in Abb. 63 erkennbar ist. Die Bojenfelder waren Gegenstand intensiver Diskussionen im Hinblick auf ihre negativen Auswirkungen auf die Unterwasserflora durch schwierende Ankerketten (Wessels et al. 2001; Ostendorp et al. 2006). Neben einer Reduktion der Bojenfelder zugunsten von Hafenanlagen wurden daraufhin vor allem technische Verbesserungen der Ankervorrichtungen vorgeschlagen. Dennoch ist auf Luftbildern immer noch eindeutig zu erkennen, dass es zu Veränderungen der Benthosgemeinschaft kommt (Abb. 64).

Tab. 37: Schifffahrtsanlagen am deutschen Seeufer des Bodensees (Baden-Württemberg und Bayern) und die Gesamtzahlen für das deutsche, österreichische und Schweizer Ufer

(Datengrundlage: IGKB, 2011, umgerechnet)

Anlagen	Deutsches Ufer	Gesamt
Häfen / Wasserliegeplätze	9.090	17.920
Stege / Wasserliegeplätze	1.746	2.645
Bojenfelder	1.437	2.285
Einzelbojen	32	247
Sonstige	578	1.070
Summe Wasserliegeplätze	12.901	24.167
Summe Trockenliegeplätze	3.759	6.408
Krananlagen	26	43
Slipanlagen	114	159
Waschplätze	13	27



Abb. 63: Bojenfeld und Hafen Iznang, Zeller See, Bodensee.

(Quelle: © GeoBasis DE/BKG 2015; sg.geodatenzentrum.de/web_dop_viewer/dop_viewer_geoview.htm; 20.01.2012)



Abb. 64: Bojenfeld Allensbach mit deutlich sichtbaren Veränderungen der Benthosgemeinschaft.

(Quelle: © GeoBasis DE/BKG 2015; sg.geodatenzentrum.de/web_dop_viewer/dop_viewer_geoview.htm; 20.01.2012)

Der Bodensee gehört zu den wenigen nichtregulierten Seen in Deutschland und weist daher im Jahresverlauf erhebliche Wasserstandschwankungen auf (Hochwasser-Vorhersage-Zentrale Baden-Württemberg 2011). In Abb. 65 ist erkennbar, dass der Wasserstand des Bodensees im Zeitraum zwischen 1850 und 2006 maximale Pegelschwankungen von 2 m und mittlere Schwankungen von 1,40 m aufwies (Zintz et al. 2009). Da diese Schwankungen auch die Hafenbecken

betreffen, können die aktuellen Wassertiefen der Häfen täglich abgerufen werden (www.tiefgang-bodensee.ch).

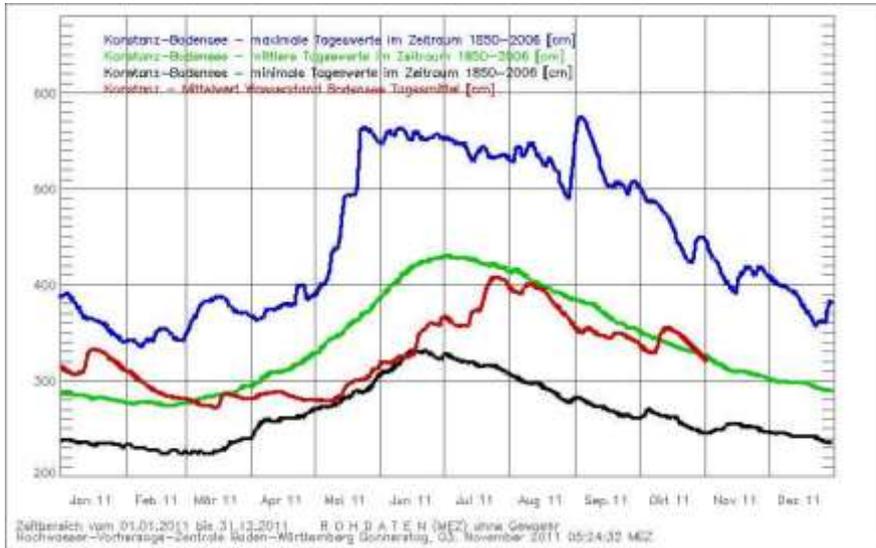


Abb. 65: Wasserstandschwankungen im Bodensee.

(Quelle: Hochwasser-Vorhersage-Zentrale Baden-Württemberg, 2011)

7.1.2.16 Weitere Voralpenseen

Tab. 38: Anzahl der Sportbootliegeplätze in den Voralpenseen

See	Liegeplätze
Starnberger See	2317
Chiemsee	2773
Ammersee	1745
Brombachsee	1018
Wörthsee	907
Forggensee	569
Tegernsee	392
Altmühlsee	335
Pilsensee	172
Simssee	64
Walchensee	55
Großer Alpsee	46

Die Seen im Voralpenbereich entwässern über verschiedene Flüsse in die Donau. Einige Seen dienen dem Hochwasserschutz und der Wasserregulierung in Bayern und weisen schwankende Wasserstände mit bis zu 3 m Unterschied während des Jahresverlaufs auf. Auf den in Tab. 38 aufgeführten Seen wird Wassersport betrieben, allerdings mit unterschiedlicher Intensität. In

einigen sind Motorboote verboten (z.B. Pilsensee). Auf vielen anderen, meist kleinen Seen sind nur Ruderboote zu finden bzw. wird kein Wassersport betrieben.

In den bayrischen Voralpenseen ergeben sich zusammen 10.393 Liegeplätze, verteilt auf 126 Häfen. Die Seen mit dem höchsten Sportbootaufkommen sind der Chiemsee, Starnberger See und Ammersee (Tab. 38). Vielen gemeinsam ist, dass neben den Häfen und Bojenfeldern oft auch die ans Ufer grenzenden Grundstücke über kleine Privatstege im Wasser verfügen, die ganz unterschiedlich belegt sind.

Der Chiemsee ist mit einer Fläche von 79,9 km² der größte See in Bayern und nach dem Bodensee und der Müritz der drittgrößte See in Deutschland. Der größte Zufluss des Sees ist die Tiroler Achen, der einzige Abfluss die Alz. Die Zuflüsse Tiroler Achen und Prien spülen Sand und Geröll in den See, so dass er langsam verlandet. Der Wasserstand kann im Jahresverlauf um bis zu 3 m schwanken (www.nid.bayern.de). Der Chiemsee ist ein intensiv genutztes Wassersportrevier mit insgesamt 2.773 Liegeplätzen in Häfen und Bojenfeldern.

Der Starnberger See (früher Würmsee) ist der fünftgrößte See Deutschlands, auf Grund seiner großen Durchschnittstiefe jedoch der zweitwasserreichste. Der See verfügt über keine nennenswerten Hauptzuflüsse und speist sich lediglich aus mehreren, eher kleineren oberflächigen Fließgewässern und wenigen unterirdischen Quellen. Wegen der wenigen Zuflüsse dauert es rund 21 Jahre, bis der See sein Wasser einmal komplett austauscht, und er weist nur geringfügige Wasserstandsschwankungen von ca. 1 m auf. Der langsame Wasseraustausch des derzeit mesotrophen Sees macht ihn besonders anfällig für Belastungen. Am See befinden sich neben den Häfen und Vereinen zugehörigen Bojenfeldern zahlreiche kleinere, private Bojenfelder, Einzelboote an Bojen und zahlreiche private Stege mit Booten. Insgesamt befinden sich am Starnberger See 2.317 Liegeplätze und Ankerbojen.

Der Ammersee ist nach dem Chiemsee und dem Starnberger See der drittgrößte See in Bayern. Der See hat eine Fläche von rund 47 Quadratkilometern und eine maximale Tiefe von etwa 80 Metern. Sein Hauptzufluss ist durch die aus den Kalkalpen kommende Ammer bestimmt. Bei besonderen Wetterbedingungen, etwa wenn die Schneeschmelze mit anhaltend starkem Dauerregen einhergeht, können die Abflüsse stark ansteigen und von Schwebstoffen getrübt sein. Am Ende einer lang dauernden Trockenperiode sinkt die Abflussspende der Ammer bisweilen auf unter 3 m³/s. Die Amper dient als Abfluss für den Ammersee und mündet in die Isar. Die Schwankungen des Wasserstandes können im Jahresverlauf bis zu 3 m betragen. Am Ammersee gibt es mehrere landgestützte offene Steganlagen, welche zu Vereinen gehören. Die überwiegende Mehrheit der Boote liegt aber in Bojenfeldern, die rund um den See verteilt sind. Die Vergabe der Liegeplätze in diesen Bojenfeldern wird zentral von der Seeverwaltung in Inning am Ammersee geregelt. Insgesamt konnten auf dem Ammersee 1.745 Boots Liegeplätze gezählt werden.

7.1.2.17 Kanäle

Zu den wichtigsten Kanälen in Deutschland, die viel frequentierte Flüsse verbinden und als Bundeswasserstraßen eingestuft sind, zählen u.a. Mittellandkanal (MLK), Dortmund-Ems-Kanal (DEK), Main-Donau-Kanal (MDK) und Nord-Ostsee-Kanal (NOK) (Abb. 66). Letzterer ist nach Anzahl der Schiffe die meistbefahrenste künstliche Wasserstraße weltweit (www.wsv.de), weil da-

durch der Weg in die Ostsee nicht über die Nordspitze Dänemarks erfolgen muss. Am Kanal selbst sind keine Sportboothäfen angesiedelt, sondern in den alten Flussläufen und Seen mit Anbindung an den Kanal (z.B. Rendsburg). Insgesamt konnten 7 Häfen mit 466 Liegeplätzen ausfindig gemacht werden. Am Mittellandkanal, dem längsten Kanal, konnten 1.098 Liegeplätze in 21 Häfen erfasst werden. Die Häfen sind als teils geschlossene, teils zum Kanal offene Hafenbecken angelegt. Es überwiegen Motorboote. Darüber hinaus gibt es entlang des Kanals viele Liegestellen für Sportboote. Der Mittellandkanal wird von vielen Sportbooten auch als Verbindungsstrecke vom Dortmund-Ems-Kanal zur Elbe und weiter zur Ostsee sowie über Magdeburg und Havel-Oder-Wasserstraße (HOW) nach Berlin und weiter Richtung Märkische Seen oder Mecklenburger Seenplatte genutzt. Nach Fenzl (1992) wird die Schleuse Anderten (Hannover) jährlich von über 2.000 Sportbooten durchfahren. Durch den steigenden Wassertourismus von Berlin-Brandenburg liegt die Zahl heute wahrscheinlich höher.



Abb. 66: Ausgewählte Kanäle und Hauptwasserstraßen in Deutschland.

(Kartengrundlage: Geodatenbasis DLM1000 © BKG 2013) (Kanäle und Kanalabschnitte von Wasserstraßen sind rot gekennzeichnet) (Abkürzungen werden im Text erläutert)

Am Dortmund-Ems-Kanal (DEK) und Datteln-Hamm-Kanal (DHK) finden sich 14 Hafenanlagen, die überwiegend von Motoryachtclubs betrieben werden. In Wesel-Datteln-Kanal (WDK) und Rhein-Herne-Kanal (RHK) (beide Hauptstrom Rheinseitenkanal) befinden sich zusammen 10 kleine Häfen mit 15 - 100 Liegeplätzen, die insgesamt knapp 500 Liegeplätze stellen.

Die vielen kleineren Kanäle sind nicht separat erfasst worden, sondern in den jeweiligen Gebieten beschrieben.

7.1.2.18 Talsperren

In Deutschland befinden sich 133 Talsperren (www.talsperren.net), von denen 60 Talsperren zur Trinkwassergewinnung genutzt werden. Um zu klären, ob insbesondere auf den Trinkwassertalsperren Sportbootverkehr sowie der Einsatz von Antifoulingbeschichtungen erlaubt ist, wurde Kontakt mit der Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e.V. (ATT) aufgenommen. Innerhalb der Arbeitsgemeinschaft befasst sich der Arbeitskreis Talsperrenbewirtschaftung u.a. mit folgenden Fragestellungen, welche auch die Frage des Sportbootverkehrs einschließen:

- Eintragswege von stofflichen Belastungen
- Beschaffenheit und Güteüberwachung von Zuflüssen und Talsperren
- Integrale Bewirtschaftung und Lösung von Konflikten aus konkurrierenden Nutzungen
- Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie

Nach mündlicher Auskunft von Herrn Döhmen (ATT) kann davon ausgegangen werden, dass auf 90 % der deutschen Trinkwassertalsperren keinerlei Bootsverkehr erlaubt ist.

Völlig anders sieht die Situation auf einigen Talsperren wie Möhnesee (946 LP, Hauptstrom: Ruhr), Rurtalsperre (2127 LP, Hauptstrom: Maas/Rur), Edertalsperre (1931 LP, Hauptstrom: Fulda) und dem Brombachsee (1018 LP, Hauptstrom: Voralpenseen) aus, die sehr beliebte und stark frequentierte Sportbootreviere sind.

7.2 Screening (AP 2)

7.2.1 Analysenergebnisse begleitchemische Parameter

Tab. 39: Statistische Kennwerte des Trockenstoffgehaltes (mg TS/L) in Sportboothafen aus Salz-, Brack- und Süßwasser

Parameter	Salz	Brack	Süß	Salz+Brack	Gesamt
Min	8,8	2,6	0,1	2,6	0,1
P10	11,8	3,2	0,8	3,3	1,1
P25	16,4	4,1	1,8	6,1	3,3
P50	18,4	8,1	5,7	15,7	6,7
P75	22,6	24,1	9,9	23,7	14,6
P90	66,6	47,0	15,0	71,5	23,0
Max	96,0	275,5	38,5	275,5	275,5
MW	32,4	37,7	7,2	36,0	16,4
SD	35,9	80,0	7,4	68,0	40,4
N	5	11	34	16	50

Tab. 40: Prüfung auf statistische signifikante Unterschiede von Verteilung der Trockenstoffgehalte in Sportboothafen zwischen den Bereichen Salz-, Brack- und Süßwasser

(Signifikanzniveau: x: 0,05, xx: 0,01, xxx: 0,001)

Bereiche	KS-Test
Salz - Brack	-
Salz - Süß	xx
Brack - Süß	-

Tab. 41: Statistische Kennwerte des gelösten organischen Kohlenstoffs (mg DOC/L) in Sportboothafen aus Salz-, Brack- und Süßwasser

Parameter	Salz	Brack	Süß	Salz+Brack	Gesamt
Min	1,7	2,1	0,4	1,7	0,4
P10	2,1	2,1	1,4	2,1	1,6
P25	2,6	2,5	2,3	2,5	2,3
P50	2,7	3,0	4,0	2,9	3,7
P75	6,7	4,7	4,9	5,1	4,9
P90	10,7	5,2	5,8	8,0	6,8
Max	13,4	9,3	38,2	13,4	38,2
MW	5,4	3,9	4,7	4,4	4,6
SD	4,9	2,1	6,2	3,1	5,4
N	5	11	34	16	50

Tab. 42: Prüfung auf statistische signifikante Unterschiede von Verteilung der DOC-Gehalte in Sportboothafen zwischen den Bereichen Salz-, Brack- und Süßwasser

(Signifikanzniveau: x: 0,05, xx: 0,01, xxx: 0,001)

Bereiche	KS-Test
Salz - Brack	-
Salz - Süß	-
Brack - Süß	-

Tab. 43: Statistische Kennwerte des gesamten organischen Kohlenstoffs (mg TOC/L) in Sportboothafen aus Salz-, Brack- und Süßwasser

Parameter	Salz	Brack	Süß	Salz+Brack	Gesamt
Min	2,7	2,1	1,1	2,1	1,1
P10	3,1	2,2	1,4	2,3	1,7
P25	3,8	2,7	3,1	3,0	3,0
P50	5,0	5,7	4,7	5,7	4,8
P75	7,9	6,8	5,7	7,3	6,0
P90	11,2	8,5	10,5	11,0	12,4
Max	13,4	27,8	36,3	27,8	36,3
MW	6,6	7,0	5,9	6,9	6,2
SD	4,3	7,2	6,6	6,3	6,5
N	5	11	34	16	50

Tab. 44: Prüfung auf statistische signifikante Unterschiede von Verteilung der TOC-Gehalte in Sportboothafen zwischen den Bereichen Salz-, Brack- und Süßwasser

(Signifikanzniveau: x: 0,05, xx: 0,01, xxx: 0,001)

Bereiche	KS-Test
Salz - Brack	-
Salz - Süß	-
Brack - Süß	-

Verlässlichkeit der Antifouling-Expositionsschätzung sicherstellen

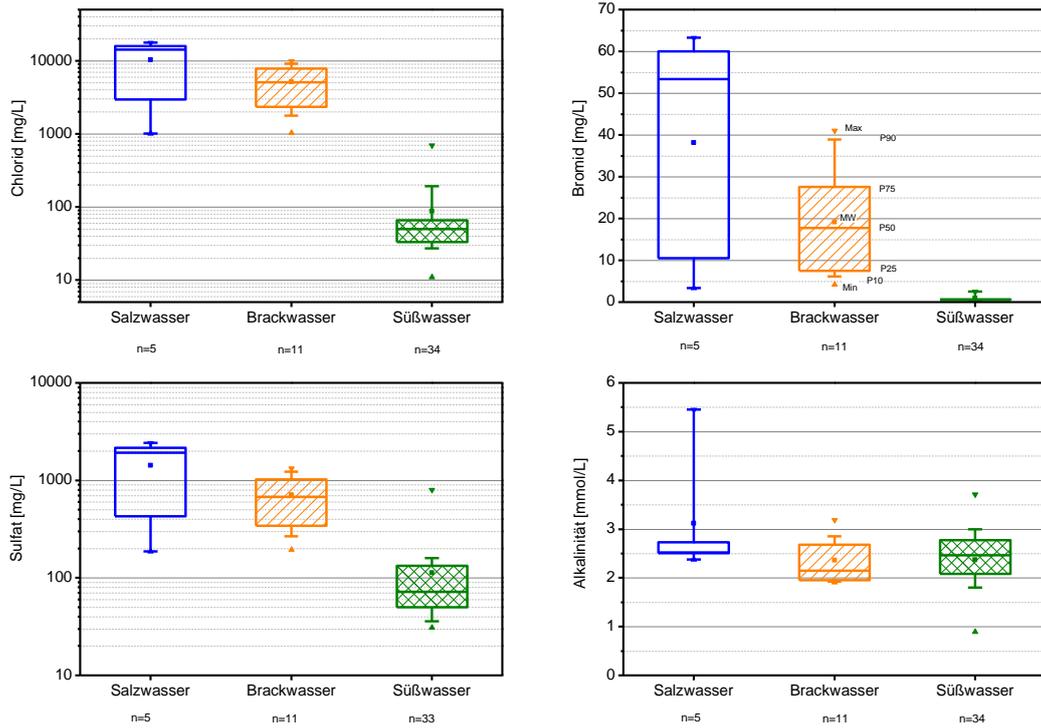


Abb. 67: Statistische Kenndaten zu Chlorid, Sulfat, Bromid in [mg/L] und Alkalinität [mmol/L] in Sportboothäfen im Süß-, Brack- und Salzwasser.

(Box-Whisker-Plot: Min: Minimum, Max: Maximum, P10, P25, P50, P75, P90: Perzentilen, MW: arithmetisches Mittel)

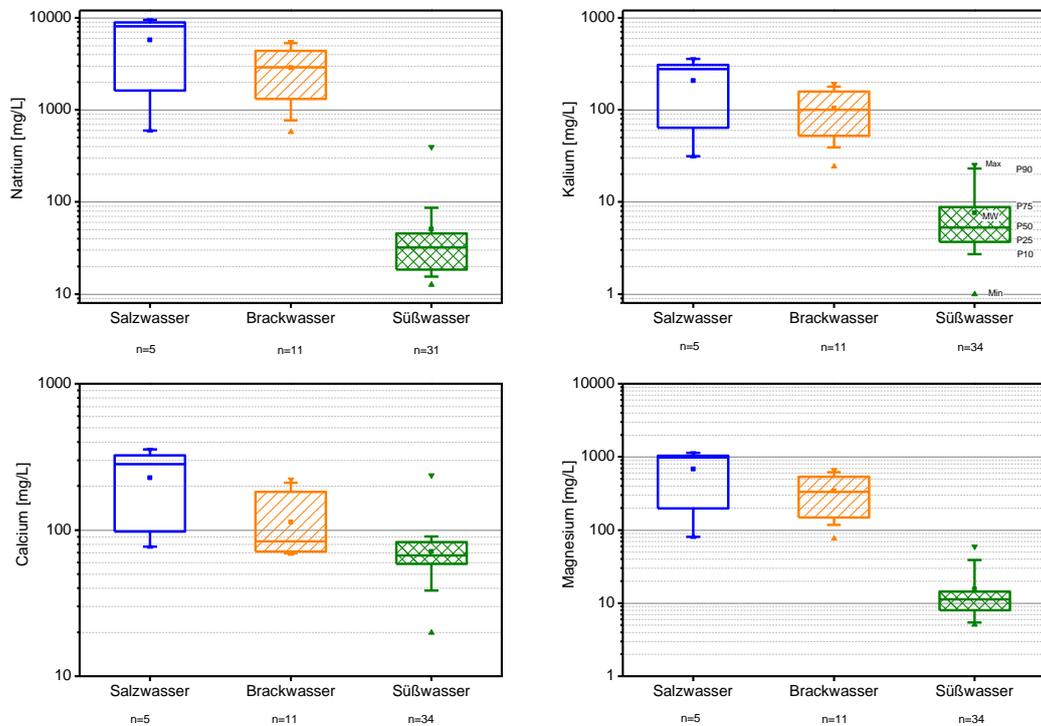


Abb. 68: Statistische Kenndaten zu Natrium, Kalium, Calcium und Magnesium in [mg/L] in Sportboothäfen im Süß-, Brack- und Salzwasser.

(Box-Whisker-Plot: Min: Minimum, Max: Maximum, P10, P25, P50, P75, P90: Perzentilen, MW: arithmetisches Mittel)

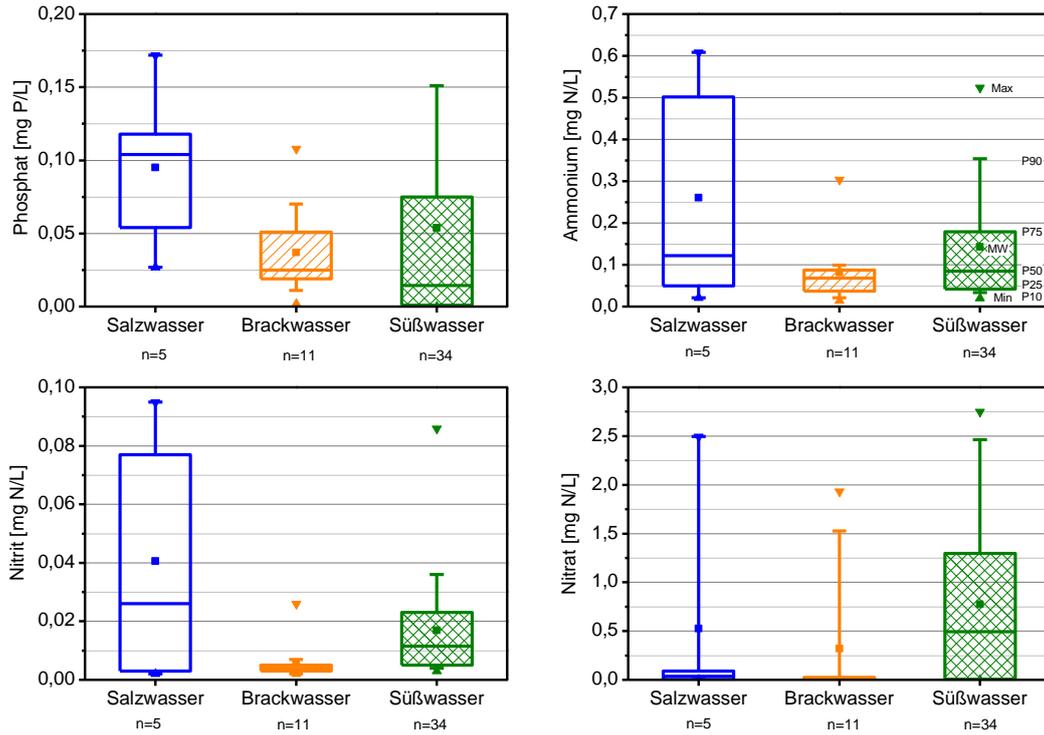


Abb. 69: Statistische Kenndaten zu Phosphat, Ammonium, Nitrit und Nitrat in [mg/L] in Sportboothäfen im Süß-, Brack- und Salzwasser.

(Box-Whisker-Plot: Min: Minimum, Max: Maximum, P10, P25, P50, P75, P90: Perzentilen, MW: arithmetisches Mittel)

7.2.2 Analysenergebnisse von Antifouling-Wirkstoffen und ausgesuchten Abbauprodukten

Tab. 45: Statistische Kennwerte der Kupfergehalte in der filtrierten Fraktion ($\mu\text{g Cu/L}$) in 50 Sportboothäfen ⁽¹⁾ aus Salz-, Brack- und Süßwasser

Parameter	Salz	Brack	Süß	Salz+Brack	Gesamt
Min	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
P10	3,4	1,1	1,0	1,0	1,0
P25	7,0	2,0	2,0	2,0	2,0
P50	7,0	5,0	4,0	5,0	4,0
P75	7,0	6,3	5,8	7,0	6,0
P90	11,2	8,8	8,5	11,0	9,0
Max	14,0	20,0	20,0	20,0	20,0
MW	7,2	5,6	4,7	6,1	5,0
SD	4,6	5,2	3,8	4,9	4,1
N \geq BG	5	12	46	17	63
N < BG	2	1	1	3	4

⁽¹⁾: zzgl. 17 Proben außerhalb der Häfen ufernah als Referenz und aus der Gewässermitte

Tab. 46: Statistische Kennwerte der Zinkgehalte in der filtrierte Fraktion ($\mu\text{g Zn/L}$) in 50 Sportboothäfen ⁽¹⁾ aus Salz-, Brack- und Süßwasser

Parameter	Salz	Brack	Süß	Salz+Brack	Gesamt
Min	1,0	2,0	1,0	1,0	1,0
P10	1,6	4,0	2,0	2,0	2,0
P25	4,0	5,0	3,0	4,8	3,0
P50	6,0	6,0	4,0	6,0	4,0
P75	10,5	10,0	5,0	10,0	6,0
P90	16,6	15,6	7,0	17,8	10,0
Max	25,0	27,0	16,0	27,0	27,0
MW	8,7	8,5	4,0	8,6	5,5
SD	8,1	6,8	2,7	7,0	5,0
N \geq BG	7	13	41	20	61
N < BG	0	0	6	0	6

⁽¹⁾: zzgl. 17 Proben außerhalb der Häfen ufernah als Referenz und aus der Gewässermitte

Tab. 47: Statistische Kennwerte der Gehalte von DMSA ($\mu\text{g/L}$) in 50 Sportboothäfen ⁽¹⁾ aus Salz-, Brack- und Süßwasser

Parameter	Salz	Brack	Süß	Salz+Brack	Gesamt
Min	0,017	0,011	0,010	0,011	0,010
P10	0,018	0,012	0,011	0,012	0,011
P25	0,021	0,017	0,013	0,017	0,014
P50	0,024	0,021	0,019	0,021	0,020
P75	0,028	0,033	0,032	0,033	0,032
P90	0,030	0,068	0,098	0,059	0,083
Max	0,031	0,105	0,280	0,105	0,280
MW	0,024	0,035	0,043	0,033	0,040
SD	0,010	0,030	0,062	0,028	0,054
N \geq BG	2	9	29	11	40
N < BG	5	4	18	9	27

⁽¹⁾: zzgl. 17 Proben außerhalb der Häfen ufernah als Referenz und aus der Gewässermitte

Tab. 48: Statistische Kennwerte der Gehalte von DMST ($\mu\text{g/L}$) in 50 Sportboothäfen ⁽¹⁾ aus Salz-, Brack- und Süßwasser

Parameter	Salz	Brack	Süß	Salz+Brack	Gesamt
Min	0,012	0,015	0,005	0,012	0,005
P10	0,013	0,017	0,012	0,015	0,012
P25	0,015	0,019	0,013	0,018	0,014
P50	0,021	0,035	0,017	0,025	0,021
P75	0,026	0,040	0,030	0,035	0,033
P90	0,027	0,070	0,050	0,044	0,050
Max	0,028	0,110	0,100	0,110	0,110
MW	0,020	0,040	0,027	0,033	0,029
SD	0,008	0,033	0,024	0,028	0,025
$N \geq \text{BG}$	4	7	17	11	28
$N < \text{BG}$	3	6	30	9	39

⁽¹⁾: zzgl. 17 Proben außerhalb der Häfen ufernah als Referenz und aus der Gewässermitte

Tab. 49: Statistische Kennwerte der Gehalte von Cybutryn ($\mu\text{g/L}$) in 50 Sportboothäfen ⁽¹⁾ aus Salz-, Brack- und Süßwasser

Parameter	Salz	Brack	Süß	Salz+Brack	Gesamt
Min	0,003	0,002	0,001	0,002	0,001
P10	0,003	0,003	0,002	0,003	0,002
P25	0,004	0,003	0,004	0,004	0,004
P50	0,004	0,005	0,005	0,004	0,005
P75	0,006	0,009	0,010	0,008	0,009
P90	0,006	0,026	0,015	0,019	0,016
Max	0,006	0,029	0,110	0,029	0,110
MW	0,005	0,010	0,011	0,008	0,010
SD	0,001	0,010	0,020	0,008	0,017
$N \geq \text{BG}$	5	10	34	15	49
$N < \text{BG}$	2	3	13	5	18

⁽¹⁾: zzgl. 17 Proben außerhalb der Häfen ufernah als Referenz und aus der Gewässermitte

Tab. 50: Statistische Kennwerte der Gehalte von M1 ($\mu\text{g/L}$) in 50 Sportboothäfen ⁽¹⁾ aus Salz-, Brack- und Süßwasser

Parameter	Salz	Brack	Süß	Salz+Brack	Gesamt
Min	0,004	0,002	0,002	0,002	0,002
P10	0,004	0,002	0,003	0,002	0,002
P25	0,004	0,002	0,005	0,002	0,002
P50	0,005	0,002	0,008	0,002	0,005
P75	0,005	0,003	0,011	0,004	0,008
P90	0,005	0,004	0,020	0,005	0,014
Max	0,005	0,005	0,071	0,005	0,071
MW	0,005	0,003	0,012	0,003	0,009
SD	0,001	0,001	0,017	0,001	0,014
N \geq BG	2	7	15	9	24
N < BG	5	6	32	11	43

⁽¹⁾: zzgl. 17 Proben außerhalb der Häfen ufernah als Referenz und aus der Gewässermitte

Tab. 51: Statistische Kennwerte der Summe aus Cybutryn und M1 ⁽¹⁾ ($\mu\text{g/L}$) in 50 Sportboothäfen ⁽²⁾ aus Salz-, Brack- und Süßwasser

Parameter	Salz	Brack	Süß	Salz+Brack	Gesamt
Min	0,003	0,002	0,001	0,002	0,001
P10	0,004	0,005	0,003	0,004	0,003
P25	0,004	0,006	0,004	0,005	0,004
P50	0,005	0,008	0,007	0,006	0,006
P75	0,006	0,011	0,016	0,010	0,015
P90	0,008	0,029	0,029	0,020	0,029
Max	0,011	0,032	0,194	0,032	0,194
MW	0,006	0,012	0,017	0,009	0,015
SD	0,003	0,010	0,034	0,009	0,029
N \geq BG	6	10	34	16	50
N < BG	1	3	13	4	17

⁽¹⁾: korrigiert für Molgewicht von Cybutryn, ⁽²⁾: zzgl. 17 Proben außerhalb der Häfen ufernah als Referenz und aus der Gewässermitte

Tab. 52: Statistische Kennwerte der Gehalte von Terbutryn ($\mu\text{g/L}$) in 50 Sportboothäfen ⁽¹⁾ aus Salz-, Brack- und Süßwasser

Parameter	Salz	Brack	Süß	Salz+Brack	Gesamt
Min	-/-	0,002	0,002	0,002	0,002
P10	-/-	0,002	0,003	0,002	0,003
P25	-/-	0,002	0,004	0,002	0,003
P50	0,009	0,002	0,007	0,003	0,006
P75	-/-	0,003	0,010	0,005	0,009
P90	-/-	0,003	0,013	0,007	0,012
Max	-/-	0,003	0,023	0,009	0,023
MW	0,009	0,002	0,007	0,004	0,007
SD	-/-	0,001	0,005	0,003	0,005
N \geq BG	1	3	28	4	32
N < BG	6	10	19	16	35

⁽¹⁾: zzgl. 17 Proben außerhalb der Häfen ufernah als Referenz und aus der Gewässermitte

7.3 Szenarien und Modellierung (AP 3)

Tab. 53: Hafen Sa_1 – Emissionsraten [g/d] und Wasserkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] von DCOIT, Cybutryn, Dichlofluanid und Kupfer bei der Modellierung mit MAMPEC und bei der Messung in AP 2

(Wasseraustausch 329.570 m³/ Tide; 241 % des Gesamtvolumens)

	DCOIT	Cybutryn	Dichlofluanid	Kupfer total	Kupfer gelöst
Background concentration [$\mu\text{g/l}$] ¹⁾	-	-	-	1	1
Calculated emission [g/d]	20,63	20,63	41,26	4126	4126
Manual calculated emission [g/d]	0,250	0,999	0,250	31,965	31,965
Total emission [g/d]	20,88	21,63	41,51	4158	4158
Maximum concentration [$\mu\text{g/l}$]	0,018	0,064	0,0615	13,3	6,50
95% concentration [$\mu\text{g/l}$]	0,018	0,062	0,060	12,9	6,29
Average concentration [$\mu\text{g/l}$]	0,009	0,046	0,038	9,88	4,82
Median concentration [$\mu\text{g/l}$]	0,008	0,048	0,037	10,1	4,93
Minimum concentration [$\mu\text{g/l}$]	0,002	0,010	0,008	2,95	1,44
Messung AP 2 [$\mu\text{g/l}$] (Wirkstoff + ggf. Abbauprodukt)	<0,01	0,012	0,036	-/- (<5) ²⁾ (unfiltriert)	7 (<5) ²⁾ (filtriert)

1): Quelle: NLWKN 2012, 2): Klammerangaben: Wiederholungsmessung in 2014

Tab. 54: Hafen Sa_2 – Emissionsraten [g/d] und Wasserkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] von DCOIT, Cybutryn, Dichlofluanid und Kupfer bei der Modellierung mit MAMPEC und bei der Messung in AP 2

(Wasseraustausch 84.110 m³/Tide; 205 % des Gesamtvolumens)

	DCOIT	Cybutryn	Dichlofluanid	Kupfer total	Kupfer gelöst
Background concentration [$\mu\text{g/l}$] ¹⁾	-	0,002	-	7	7
Calculated emission [g/d]	9,0606	9,0606	18,1211	1812,11	1812,11
Manual calculated emission [g/d]	0,2052	0,8356	0,2089	26,74	26,74
Total emission [g/d]	9,266	9,896	18,33	1839	1839
Maximum concentration [$\mu\text{g/l}$]	0,023	0,066	0,0735	18,9	9,21
95% concentration [$\mu\text{g/l}$]	0,023	0,066	0,0735	18,9	9,21
Average concentration [$\mu\text{g/l}$]	0,010	0,039	0,0357	13,8	6,74
Median concentration [$\mu\text{g/l}$]	0,008	0,039	0,0357	13,8	6,74
Minimum concentration [$\mu\text{g/l}$]	0,002	0,011	0,0077	8,62	4,20
Messung AP 2 [$\mu\text{g/l}$] (Wirkstoff + ggf. Abbauprodukt)	<0,01	0,005	0,019	-/- (6)²⁾ (unfiltriert)	1 (4)²⁾ (filtriert)

1): Quelle: Referenzprobe Br_2 aus AP 2, 2): Klammerangaben: Wiederholungsmessung in 2014

Tab. 55: Hafen Br_1 – Emissionsraten [g/d] und Wasserkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] von DCOIT, Cybutryn, Dichlofluanid und Kupfer bei der Modellierung mit MAMPEC und bei der Messung in AP 2 bei Berücksichtigung einer kleineren Zahl an Dauerliegern

(Wasseraustausch 116.790 m³/Tide; 35,3 % des Gesamtvolumens)

	DCOIT	Cybutryn	Dichlofluanid	Kupfer total	Kupfer gelöst
Background concentration [$\mu\text{g/l}$]	-	-	-	-	-
Calculated emission [g/d]	54,51	54,51	109,01	10.901,33	10.901,33
Manual calculated emission [g/d] (nur Dauerlieger)	0,2967	1,1868	0,2967	37,978	37,978
Total emission [g/d]	54,80	56,69	109,31	10.939	10.939
Maximum concentration [$\mu\text{g/l}$]	0,0341	0,454	0,131	80,8	39,4
95% concentration [$\mu\text{g/l}$]	0,0341	0,451	0,131	80,3	39,2
Average concentration [$\mu\text{g/l}$]	0,0082	0,341	0,0473	60,0	29,3
Median concentration [$\mu\text{g/l}$]	0,0031	0,342	0,0328	60,0	29,3
Minimum concentration [$\mu\text{g/l}$]	0,0002	0,113	0,0055	19,6	9,57
Messung AP 2 [$\mu\text{g/l}$] (Wirkstoff + ggf. Abbauprodukt)	<0,01	0,031	0,120	-/- (7)¹⁾ (unfiltriert)	20 (10)¹⁾ (filtriert)

1): Klammerangaben: Wiederholungsmessung in 2014

Tab. 56: Hafen Br_2 – Emissionsraten [g/d] und Wasserkonzentrationen [µg/l] von DCOIT, Cybutryn, Dichlofluanid und Kupfer bei der Modellierung mit MAMPEC und bei der Messung in AP 2

(Wasseraustausch 841.710 m³/ Tide; 71,8 % des Gesamtvolumens)

	DCOIT	Cybutryn	Dichlofluanid	Kupfer total	Kupfer gelöst
Background concentration [µg/l] ¹⁾	-	0,002	-	5	5
Calculated emission [g/d]	97,263	97,263	194,527	19.452,76	19.452,76
Manual calculated emission [g/d]	2,901	11,604	2,901	371,34	371,34
Total emission [g/d]	100,17	108,87	197,43	19.824	19.824
Maximum concentration [µg/l]	0,0135	0,152	0,050	31,2	15,2
95% concentration [µg/l]	0,0135	0,147	0,050	30,4	14,9
Average concentration [µg/l]	0,0043	0,116	0,0235	25,0	12,2
Median concentration [µg/l]	0,0026	0,118	0,0195	25,3	12,4
Minimum concentration [µg/l]	0,0003	0,032	0,0038	10,3	5,01
Messung AP 2 [µg/l] (Wirkstoff + ggf. Abbauprodukt)	<0,01	0,005	0,023	-/- (5) ²⁾ (unfiltriert)	4 (4) ²⁾ (filtriert)

1): Quelle: Referenzprobe Br_2 aus AP 2, 2) (:): Wiederholungsmessung in 2014

Tab. 57: Hafen Br_3 – Emissionsraten [g/d] und Wasserkonzentrationen [µg/l] von DCOIT, Cybutryn, Dichlofluanid und Kupfer bei der Modellierung mit MAMPEC und bei der Messung in AP 2

(Wasseraustausch 21.467 m³/ Tide; 32,6 % des Gesamtvolumens)

	DCOIT	Cybutryn	Dichlofluanid	Kupfer total	Kupfer gelöst
Background concentration [µg/l]	-	-	-	-	-
Calculated emission [g/d]	18,23	18,23	36,46	3646,34	3646,34
Manual calculated emission [g/d]	0,5591	2,23658	0,5591	71,5708	71,5708
Total emission [g/d]	18,79	20,47	37,02	3718	3718
Maximum concentration [µg/l]	0,0814	0,495	0,300	85,2	41,5
95% concentration [µg/l]	0,0814	0,495	0,300	85,2	41,5
Average concentration [µg/l]	0,0224	0,275	0,116	46,8	22,8
Median concentration [µg/l]	0,0113	0,275	0,090	46,5	22,7
Minimum concentration [µg/l]	0,0010	0,056	0,013	9,48	4,62
Messung AP 2 [µg/l] (Wirkstoff + ggf. Abbauprodukt)	<0,01	0,010	0,068	-/- (8) ¹⁾ (unfiltriert)	4 (3) ¹⁾ (filtriert)

1): Klammerangaben: Wiederholungsmessung in 2014

Tab. 58: Hafen Br_4 – Emissionsraten [g/d] und Wasserkonzentrationen [µg/l] von DCOIT, Cybutryn, Dichlofluanid und Kupfer bei der Modellierung mit MAMPEC und bei der Messung in AP 2

(Wasseraustausch 11.615 m³/Tide; 7,9 % des Gesamtvolumens)

	DCOIT	Cybutryn	Dichlofluanid	Kupfer total	Kupfer gelöst
Background concentration [µg/l]	-	-	-	-	-
Calculated emission [g/d]	3,68	3,68	7,36	736,19	736,19
Manual calculated emission [g/d]	0,2340	0,9362	0,2340	29,9581	29,9581
Total emission [g/d]	3,91	4,62	7,60	766,14	766,14
Maximum concentration [µg/l]	0,0111	0,194	0,045	32,0	15,6
95% concentration [µg/l]	0,0111	0,194	0,045	32,0	15,6
Average concentration [µg/l]	0,0018	0,106	0,011	17,4	8,50
Median concentration [µg/l]	0,0002	0,105	0,0038	17,3	8,43
Minimum concentration [µg/l]	0,000002	0,0201	0,0002	3,29	1,60
Messung AP 2 [µg/l] (Wirkstoff + ggf. Abbauprodukt)	<0,01	0,021	0,024	-/- (7) ¹⁾ (unfiltriert)	9 (8) ¹⁾ (filtriert)

1): Klammerangaben: Wiederholungsmessung in 2014

Tab. 59: Hafen Sü_1 – Emissionsraten [g/d] und Wasserkonzentrationen [µg/l] von DCOIT, Cybutryn, Dichlofluanid und Kupfer bei der Modellierung mit MAMPEC und bei der Messung in AP 2

(Wasseraustausch 61.267 m³/12,4 h); 3,03 % des Gesamtvolumens)

	DCOIT	Cybutryn	Dichlofluanid	Kupfer total	Kupfer gelöst
Background concentration [µg/l] ¹⁾				2	2
Calculated emission [g/d]	69,24	69,24	138,48	13.847,87	13.847,87
Manual calculated emission [g/d]	2,1659	8,6637	2,1659	277,239	277,239
Total emission [g/d]	71,41	77,90	140,65	14.125	14.125
Maximum concentration [µg/l]	0,0099	0,181	0,040	35	17,1
95% concentration [µg/l]	0,0099	0,181	0,040	35	17,1
Average concentration [µg/l]	0,0018	0,124	0,011	24,4	11,9
Median concentration [µg/l]	0,0003	0,124	0,005	24,4	11,9
Minimum concentration [µg/l]	0,000009	0,0591	0,0006	11,7	5,71
Messung AP 2 [µg/l] (Wirkstoff + ggf. Abbauprodukt)	<0,01	0,029	0,036	-/- (unfiltriert)	11 (filtriert)

1): Quelle: Referenzprobe Sü_1 aus AP 2

Tab. 60: Hafen Sü_2 – Emissionsraten [g/d] und Wasserkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] von DCOIT, Cybutryn, Dichlofluanid und Kupfer bei der Modellierung mit MAMPEC und bei der Messung in AP 2

(Wasseraustausch 3778 m³/ 12,4 h; 7,85 % des Gesamtvolumens)

	DCOIT	Cybutryn	Dichlofluanid	Kupfer total	Kupfer gelöst
Background concentration [$\mu\text{g/l}$]	-	-	-	-	-
Calculated emission [g/d]	6,89	6,89	13,78	1377,75	1377,75
Manual calculated emission [g/d]	0,2167	0,8669	0,2167	27,7422	27,7422
Total emission [g/d]	7,11	7,76	13,99	1405	1405
Maximum concentration [$\mu\text{g/l}$]	0,0474	0,945	0,201	168	81,9
95% concentration [$\mu\text{g/l}$]	0,0474	0,945	0,201	168	81,9
Average concentration [$\mu\text{g/l}$]	0,0070	0,508	0,041	89,9	43,8
Median concentration [$\mu\text{g/l}$]	0,0004	0,501	0,011	88,5	43,2
Minimum concentration [$\mu\text{g/l}$]	0,000002	0,0910	0,0004	16,0	7,81
Messung AP 2 [$\mu\text{g/l}$] (Wirkstoff + ggf. Abbauprodukt)	<0,01	0,167	0,189	-/- (unfiltriert)	14 (filtriert)

Tab. 61: Hafen Sü_3 – Emissionsraten [g/d] und Wasserkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] von DCOIT, Cybutryn, Dichlofluanid und Kupfer bei der Modellierung mit MAMPEC und bei der Messung in AP 2

(Wasseraustausch 132.760 m³/ 12,4 h; 14,8% des Gesamtvolumens)

	DCOIT	Cybutryn	Dichlofluanid	Kupfer total	Kupfer gelöst
Background concentration [$\mu\text{g/l}$]	-	-	-	-	-
Calculated emission [g/d]	26,61	26,61	53,23	5322,68	5322,68
Manual calculated emission [g/d]	1,0726	4,2902	1,0726	137,2875	137,2875
Total emission [g/d]	27,69	30,90	54,30	5460	5460
Maximum concentration [$\mu\text{g/l}$]	0,0078	0,296	0,032	53,8	26,3
95% concentration [$\mu\text{g/l}$]	0,0078	0,290	0,032	52,6	25,7
Average concentration [$\mu\text{g/l}$]	0,0014	0,240	0,008	43,7	21,3
Median concentration [$\mu\text{g/l}$]	0,0002	0,243	0,003	44,2	21,6
Minimum concentration [$\mu\text{g/l}$]	0,000003	0,0902	0,0003	16,5	8,04
Messung AP 2 [$\mu\text{g/l}$] (Wirkstoff + ggf. Abbauprodukt)	<0,01	0,019	0,029	-/- (unfiltriert)	4 (filtriert)

Tab. 62: Hafen Sü_4 – Emissionsraten [g/d] und Wasserkonzentrationen [$\mu\text{g/l}$] von DCOIT, Cybutryn, Dichlofluanid und Kupfer bei der Modellierung mit MAMPEC und bei der Messung in AP 2

(Wasseraustausch $7609,1 \text{ m}^3/12,4 \text{ h}$, 2,16 % des Gesamtvolumens)

	DCOIT	Cybutryn	Dichlofluanid	Kupfer total	Kupfer gelöst
Background concentration [$\mu\text{g/l}$] ¹⁾		0,006	0,007	6	6
Calculated emission [g/d]	26,04	26,04	52,09	5208,92	5208,92
Manual calculated emission [g/d]	1,3243	5,2973	1,3243	169,51	169,51
Total emission [g/d]	27,37	31,34	53,41	5378	5378
Maximum concentration [$\mu\text{g/l}$]	0,0364	1,71	0,171	264	129
95% concentration [$\mu\text{g/l}$]	0,0364	1,71	0,171	264	129
Average concentration [$\mu\text{g/l}$]	0,00435	0,916	0,025	139	67,8
Median concentration [$\mu\text{g/l}$]	0,000002	0,889	0,001	133	64,8
Minimum concentration [$\mu\text{g/l}$]	$3,02 \cdot 10^{-9}$	0,196	0,0002	32,4	15,8
Messung AP 2 [$\mu\text{g/l}$] (Wirkstoff + ggf. Abbauprodukt)	<0,01	0,0108	0,0326	-/ (unfiltriert)	13 (filtriert)

1): Quelle: Referenzprobe Bootscenter Keser aus AP 2

8 Anhang Rohdatensammlung (auf CD-Rom)

AP 1 Verfahrensanweisung für die Datenerfassung

AP 1 Datensatz Bootslichegeplätze in Deutschland

AP 2 Hafenkennblatt blanko

AP 2 Ergebnisse Hafendaten

AP 2 Begleitanalytik, Wirkstoffanalytik der 50 ausgewählten Häfen

AP 2 Nachanalysen 2014

AP 3 MAMPEC-Modellierungen