

# Fischfauna des Elbeästuars

Vergleichende Darstellung von Bewertungsergebnissen  
nach EG-Wasserrahmenrichtlinie in den verschiedenen  
Gewässertypen des Elbeästuars



**Auftraggeber:**  
Sonderaufgabenbereich Tideelbe

**März 2009**

---

Auftraggeber:      Sonderaufgabenbereich      Tideelbe

---

Titel:                      Fischfauna des Elbeästuars.

Vergleichende Darstellung der Bewertungsergebnisse nach EU-Wasserrahmenrichtlinie in den verschiedenen Gewässertypen des Elbeästuars

---

Auftragnehmer:      BIOCONSULT  
                                 Schuchardt & Scholle GbR

Reeder-Bischoff-Str. 54  
28757 Bremen  
Telefon 0421 · 620 71 08  
Telefax 0421 · 620 71 09

Klenkendorf 5  
27442 Gnarrenburg  
Telefon 04764 · 92 10 50  
Telefax 04764 · 92 10 52

Internet [www.bioconsult.de](http://www.bioconsult.de)  
eMail    info@bioconsult.de

---

Bearbeiter:              Jörg Scholle

---

Datum:                      März 2009

## Inhalt

1. Anlass .....	8
2. Bedeutung der Ästuarre .....	9
2.1 Rahmenbedingungen.....	9
3. Gewässertypen nach WRRL im Elbeästuar .....	13
4. Datengrundlage .....	15
5. Eckpunkte der fischbasierten Bewertungsmethoden für Fließgewässer (FiBS) und Übergangsgewässer (FAT-TW) .....	16
5.1 FiBS .....	16
5.2 FAT-TW.....	19
6. Fischgemeinschaften (Artenzusammensetzung, Häufigkeiten) im Elbeästuar.....	21
6.1 Gewässertyp 20 (sandgeprägter, tidebeeinflusster Strom des Tieflandes, Subtyp Tideelbe).....	21
6.1.1 Referenzzustand.....	21
6.1.2 Rezente Ergebnisse .....	23
6.1.2.1 Vergleich mit der Referenzgemeinschaft.....	24
6.2 Gewässertyp 22.3 (Ströme der Marschen, Subtyp Tideelbe).....	28
6.2.1 Referenzzustand.....	28
6.2.2 Rezente Ergebnisse .....	30
6.2.2.1 Vergleich mit der Referenzgemeinschaft.....	31
6.3 Gewässertyp Übergangsgewässer T1 (Subtyp Elbe).....	35
6.3.1 Referenzzustand.....	36
6.3.2 Rezente Ergebnisse .....	38
6.3.2.1 Vergleich mit der Referenzgemeinschaft.....	40
6.4 Gesamtbetrachtung Tideelbe.....	43
6.4.1 Artenzahl und Abundanzen.....	43
6.4.2 Skalen der Variabilität .....	45
7. Aktuelle fischbasierte Bewertungsergebnisse nach WRRL.....	52
7.1 Sandgeprägter Strom (Typ 20).....	52
7.2 Ströme der Marschen (Typ 22.3) .....	53
7.3 Übergangsgewässer Typ T1 .....	54
7.4 Formale Bewertung vs. Experteneinschätzung .....	57
8. Zusammenfassung und Fazit.....	63
Literatur.....	66
Anhang .....	69

## Abbildungen und Tabellen

<b>Abb. 1:</b>	Sauerstoffgehalt (Tagesminimum) der Elbe bei Hamburg-Seemannshöft (EL-km 628,9), Quelle ARGE Elbe (2004).....	10
<b>Abb. 2: Links:</b>	Hamburger Stromspaltungsgebiet (~ Strom-km 610 bis 630) Topographisch Militärische Chartre des Herzogtums Holstein 1789-1796 (Ausschnitt); Foto unten heutige Situation in diesem Abschnitt. <b>Rechts:</b> Die Elbe in Höhe Mündung der Wedeler Au und der Kleinen Elbe (~ Strom-km 640 bis 650); Foto unten heutige Situation in diesem Abschnitt. Topographisch Militärische Charten des Herzogtums Holstein 1789-1796 (Ausschnitt) Herausgeber: Landesvermessungsamt Schleswig-Holstein; Fotos Wassergütestelle Elbe. Quelle: Wassergütestelle Elbe (2007).....	11
<b>Abb. 3:</b>	Gewässertypen (Übergangsgewässer, Ströme der Marschen, sandgeprägter Strom des Tieflandes) und Wasserkörper (Übergangsgewässer, Elbe-West, Hafen, Elbe-Ost) im Elbeästuar. Quelle: Wassergütestelle Elbe. ....	13
<b>Abb. 4:</b>	Leitartenspektrum für den Gewässertyp 20 (Subtyp Tideelbe) und der artspezifische Referenzhäufigkeitsanteil, dargestellt mit einer 50 %igen Abweichung vom jeweiligen ‚Zentralwert‘. Festlegung der Referenzbedingungen Wassergütestelle Elbe (2007).....	22
<b>Abb. 5:</b>	Mittlere Abundanz und Standardabweichung ( $\text{Ind} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ log-transformiert) der typspezifischen Leitarten im Gewässertyp 20 der Elbe dargestellt für 4-Jahres-Intervalle. Daten: Möller 82-86, Wassergütestelle Tideelbe 2000 – 2007. $\text{LOG } 0,5 = 3,2 \text{ Ind.} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ , $\text{LOG } 1 = 10 \text{ Ind.} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ , $\text{LOG } 2 = 100 \text{ Ind.} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ , $\text{LOG } 3 = 1000 \text{ Ind.} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ , $\text{LOG } 4 = 10.000 \text{ Ind.} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ . ....	26
<b>Abb. 6:</b>	Mittlere Abundanz und Standardabweichung ( $\text{Ind} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ log-transformiert) der typspezifischen Leitarten (Aland, Güster, Rotaug, Ukelei) und ausgewählten Begleitarten (Finte, Rapfen) im Gewässertyp 20 der Tideelbe dargestellt für 4-Jahres-Intervalle. Daten: Möller 82-86, Wassergütestelle Elbe 2000 – 2007. $\text{LOG } 0,5 = 3,2 \text{ Ind.} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ , $\text{LOG } 1 = 10 \text{ Ind.} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ , $\text{LOG } 2 = 100 \text{ Ind.} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ , $\text{LOG } 3 = 1000 \text{ Ind.} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ , $\text{LOG } 4 = 10.000 \text{ Ind.} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ . ....	27
<b>Abb. 7:</b>	Leitartenspektrum für den Gewässertyp 23 (Subtyp Tideelbe) und der artspezifische Referenzhäufigkeitsanteil, dargestellt mit einer 50 %igen Abweichung vom jeweiligen ‚Zentralwert‘. Festlegung der Referenzbedingungen Wassergütestelle Elbe (2007).....	29
<b>Abb. 8:</b>	Mittlere Abundanz und Standardabweichung ( $\text{Ind} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ log-transformiert) der typspezifischen Leitarten im Gewässertyp 23 der Tideelbe dargestellt für 4-Jahres-Intervalle. Daten: Möller 82-86, Wassergütestelle Elbe 2000 – 2007. $\text{LOG } 0,5 = 3,2 \text{ Ind.} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ , $\text{LOG } 1 = 10 \text{ Ind.} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ , $\text{LOG } 2 = 100 \text{ Ind.} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ , $\text{LOG } 3 = 1000 \text{ Ind.} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ , $\text{LOG } 4 = 10.000 \text{ Ind.} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ . ....	33
<b>Abb. 9:</b>	Mittlere Abundanz und Standardabweichung ( $\text{Ind} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ log-transformiert) der typspezifischen Leitarten (Rotaug) und ausgewählten Begleitarten (Aland, Finte, Rapfen) im Gewässertyp 23 (OWK Elbe West) der Tideelbe dargestellt für verschiedene 4-Jahres-Intervalle. Zum Vergleich wurde das Intervall 00-04 des Wasserkörpers OWK Hafen (Typ 20, s.o.) mit dargestellt. Daten: Möller 82-86, Wassergütestelle Elbe 2000 – 2007. $\text{LOG } 0,5 = 3,2 \text{ Ind.} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ , $\text{LOG } 1 = 10 \text{ Ind.} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ , $\text{LOG } 2 = 100 \text{ Ind.} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ , $\text{LOG } 3 = 1000 \text{ Ind.} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ , $\text{LOG } 4 = 10.000 \text{ Ind.} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ . ....	34

- Abb. 10:** Mittlere Abundanz und Standardabweichung ( $\text{Ind} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$  log-transformiert) ausgewählter Arten (quantitative Indikatorarten im Sinne WRRL) im Übergangsgewässer der Elbe dargestellt für 4-Jahres-Intervalle. Blauer Datenpunkt = Referenzwert für den sehr guten ökologischen Zustand (für Finte und Stint nur Annäherungswert, da hier keine Differenzierung in Altersgruppen erfolgt). Daten: Möller 1982-86, Wassergütestelle Elbe 2000 – 2007. LOG 0,5 = > 4  $\text{Ind} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ , LOG 1 = 10  $\text{Ind} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ , LOG 2 = 100  $\text{Ind} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ , LOG 3 = 1000  $\text{Ind} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ , LOG 4 = 10.000  $\text{Ind} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ . Varianzanalyse: ANOVA, Kruskal Wallice..... 42
- Abb. 11:** Ordinationsdiagramm der Hauptkomponentenanalyse auf der Grundlage aller Arten-Abundanzdaten, ( $\text{Ind} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ , log-transformiert) der Tideelbe. T1\_H/ T1\_F = Übergangsgewässer (Herbstdaten / Frühjahrsdaten), ELW-H ELW\_F= Wasserkörper OWK Elbe-West (Typ 22.3; Herbstdaten / Frühjahrsdaten), ELO\_H/ELO\_F = OWK Elbe-Ost (Typ 20; Herbstdaten / Frühjahrsdaten), ELH\_H/ELH\_F = OWK\_Hafen (Typ 20; Herbstdaten / Frühjahrsdaten). Rechtes Bild nur Stationen und ausgewählte Arten; linkes Bild nur Arten ohne Stationen..... 47
- Abb. 12:** Ordinationsdiagramm der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) auf der Grundlage der Arten-Abundanzdaten ( $\text{Ind} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ ) aus der Tideelbe (nur Süßwasserabschnitte). Blau: ELW-H ELW\_F= Wasserkörper OWK Elbe West (Typ 22.3; Herbstdaten / Frühjahrsdaten), Gelb: ELO\_H/ELO\_F = OWK ElbeOst (Typ 20; Herbstdaten / Frühjahrsdaten), Rot: ELH\_H/ELH\_F = OWK Hafen (Typ 20; Herbstdaten / Frühjahrsdaten). Rechtes Bild nur Stationen und abiotische Einflussgrößen; linkes Bild nur Arten ohne Stationen; species-environment relation (1. & 2. Hauptachse 67.9 %, Monte Carlo Test significance of all canonical axes: F-ratio = 2.372, P = 0.0020..... 48
- Abb. 13:** Ordinationsdiagramm der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) auf der Grundlage Arten-Abundanzdaten mit einer Nachweishäufigkeit > 4,5 % ( $\text{Ind} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ , log-transformiert). T1 = Übergangsgewässer (Herbstdaten / Frühjahrsdaten), Wasserkörper OWK Elbe West (Typ 22.3; Herbstdaten / Frühjahrsdaten), OWK Elbe Ost (Typ 20; Herbstdaten / Frühjahrsdaten), OWK Hafen (Typ 20; Herbstdaten / Frühjahrsdaten)..... 50
- Abb. 14:** Ordinationsdiagramm der PCA (Grundlage s. Kap 6.4) fokussiert auf die Abundanzverteilung ( $\text{Ind} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ ) der Finte (*Alosa fallax*) vor dem Hintergrund der Referenzbedingungen für den Gewässertyp T1..... 56
- Abb. 15:** Ordinationsdiagramm der PCA (Grundlage s. Kap 6.4) fokussiert auf die Abundanzverteilung ( $\text{Ind} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ ) des Kaulbarschs (*Gymnocephalus cernuus*) vor dem Hintergrund der Referenzbedingungen für den Gewässertyp T1. .... 57
- Tab. 1:** Übersicht über die Fangstationen der Hamenfischerei in der Tideelbe. Möller 1984, 1988, WGE = Wassergütestelle Elbe. FJ = Frühjahr, HE = Herbst. Blau: Gewässertyp 20, Grün: Typ 23, Rot = Übergangsgewässer T1 ..... 15
- Tab. 2:** Referenzartenliste für den Typ 20 Subtyp Tideelbe (sandgeprägter, tidebeeinflusster Strom des Tieflandes). Eur = Euryhalin, dia = diadrom, est = ästuarin, fw = Süßwasser. FRI = Fischregionsindex. Leitarten  $\geq 5\%$ , typspezifische Arten  $\geq 1\%$ ; Begleitarten  $< 1\%$ . Mobilität: 5 = Langdistanzwanderer, 1 = Kurzdistanzwanderer..... 23

<b>Tab. 3:</b>	Übersicht über das Artenspektrum, Abundanz (Ind.*h*80m <sup>2</sup> ) und Häufigkeitsanteile (%) der Fische und Rundmäuler im Gewässertyp 20 (sandgeprägter, tidebeeinflusster Strom des Tieflandes) der Tideelbe. Daten als Mittelwerte aus Intervallen mehrerer Untersuchungsjahre nur Frühjahrs- und Herbstdaten. MW = Mittelwert; LA = Leitart, TSA = typspezifische Art, BA = Begleitart, TFA = ‚typferne‘ Art nicht in der Referenzzönose aufgeführt. N.B. = nicht berechnet.....	24
<b>Tab. 4:</b>	Referenzartenliste für den Typ 23 Subtyp Tideelbe (sandgeprägter, tidebeeinflusster Strom des Tieflandes). Eur = Euryhalin, dia = diadrom, est = ästuarin, fw = Süßwasser. FRI = Fischregionsindex. Leitarten >/= 5 %, typspezifische Arten >/= 1 %; Begleitarten < 1 %. Mobilität : 5 = Langdistanzwanderer, 1 = Kurzdistanzwanderer.....	30
<b>Tab. 5:</b>	Übersicht über das Artenspektrum, Abundanz (Ind.*h*80m <sup>2</sup> ) und Häufigkeitsanteile (%) der Fische und Rundmäuler im Gewässertyp 23 (Ströme der Marschen) der Tideelbe. Daten als Mittelwerte aus Intervalle mehrerer Untersuchungsjahre nur Frühjahrs- und Herbstdaten. MW = Mittelwert; LA = Leitart, TSA = typspezifische Art, BA = Begleitart, TFA = ‚typferne‘ Art nicht in der Referenzzönose aufgeführt. ANOVA (einfache Variananalyse), Power = 1 sehr gute Aussagekraft), n.b. = nicht berechnet. ....	31
<b>Tab. 6:</b>	Historisches Referenzartenspektrum (ohne Süßwasserarten und marine Gäste) für den Gewässertyp T1 (Übergangsgewässer). Quelle: Bioconsult 2006. Abkürzungen: fs = bevorzugt auf Feinsubstrat, hs = bevorzugt im Bereich von Hartsubstraten; aes = ästuarin, mar-juv = marin-juvenil, mar-saison = marin saisonal (zum Gemeinschaftstyp s. Elliot & Dewailly 1995);ben = benthische Lebensweise, pel = pelagische Lebensweise, dem = demersale Lebensweise. Reprod = Reproduktionstyp. Artspezifische Häufigkeitskategorien: 1 = sporadisch bis 5 = massenhaft, * = Ind*h*80m <sup>2</sup> Referenzwert für den ‚sehr guten ökologischen Zustand‘ im Sinne der WRRL. ....	37
<b>Tab. 7:</b>	Übersicht über das Artenspektrum, Abundanz (Ind.*h*80m <sup>2</sup> ) der Fische und Rundmäuler im Gewässertyp T1 (Übergangsgewässer) der Tideelbe. Daten als Mittelwerte aus Intervalle mehrerer Untersuchungsjahre, nur Frühjahrs- und Herbstdaten. Abkürzungen: aes = ästuarin, mar-juv = marin-juvenil, mar-saison = marin saisonal (zum Gemeinschaftstyp s. Elliot & Dewailly 1995). ANOVA (einfache Variananalyse), Power = 1 sehr gute Aussagekraft).....	39
<b>Tab. 8:</b>	Übersicht über die Artenzahl von Fischen und Rundmäulern in der Tideelbe differenziert nach ökologischen Gilden und verschiedenen Wasserkörpern (OWK). Daten aus den Zeiträumen 1982 – 1986 (Möller 1984, 1988) sowie 2000 – 2007 (WGE).....	43
<b>Tab. 9:</b>	Mittlere Abundanz von Fischen und Rundmäulern in der Tideelbe differenziert nach ökologischen Gilden und verschiedenen Wasserkörpern (OWK). Daten aus den Zeiträumen 1982 – 1986 (Möller 1984, 1988) sowie 2000 – 2007 (WGE), Grundlage nur Frühjahrs und Herbstdaten.....	44
<b>Tab. 10:</b>	Übersicht über die häufigsten Arten, differenziert nach ökologischer Gilde (ohne marine Gäste) und Wasserkörper. Daten aus den Zeiträumen 1982 – 1986 (Möller 1984, 1988) sowie 2000 – 2007 (WGE), Grundlage nur Frühjahrs und Herbstdaten.....	45
<b>Tab. 11:</b>	Bewertungsergebnisse der Qualitätskomponente Fischfauna für die Tideelbe Typ 20. Datengrundlage Wassergütestelle Elbe 2004-2007, Daten 1982-86 nur auf OWK Hafen bezogen Möller (1984,1988); gepoolt, Abundanzen	

aufsummiert. Blau: entspricht der Qualitätsklasse ‚sehr gut‘; grün: entspricht der Qualitätsklasse ‚gut‘; gelb: entspricht der Qualitätsklasse ‚mäßig‘; orange: entspricht der Qualitätsklasse ‚unbefriedigend‘; rot: entspricht der Qualitätsklasse ‚schlecht‘ ..... 52

**Tab. 12:** Bewertungsergebnisse der Qualitätskomponente Fische für die Tideelbe Typ 22.3. Datengrundlage Wassergütestelle Elbe 2004-2007, Daten 1982-86 Möller (1984,1988); gepoolt, Abundanzen aufsummiert. Blau: entspricht der Qualitätsklasse ‚sehr gut‘; grün : entspricht der Qualitätsklasse ‚gut‘; gelb: entspricht der Qualitätsklasse ‚mäßig‘; orange: entspricht der Qualitätsklasse ‚unbefriedigend‘; rot: entspricht der Qualitätsklasse ‚schlecht‘ ..... 54

**Tab. 13:** Bewertungsergebnisse der Qualitätskomponente Fischfauna für die Tideelbe Typ T1. Datengrundlage Wassergütestelle Elbe 2004-2007, Daten 1982-86 Möller (1984,1988). Blau: entspricht der Qualitätsklasse ‚sehr gut‘; grün: entspricht der Qualitätsklasse ‚gut‘; gelb: entspricht der Qualitätsklasse ‚mäßig‘; orange: entspricht der Qualitätsklasse ‚unbefriedigend‘; rot: entspricht der Qualitätsklasse ‚schlecht‘ ..... 55

**Tab. 14:** Vergleich formalisierter Bewertung (FIBS) und Expert-judgement-Einschätzungen verschiedener Datensätze (hypothetisch und real) für den Gewässertyp 22.3 (Ströme der Marschen) der Tideelbe..... 58

**Tab. 15:** Vergleich formalisierter Bewertung (FAT-TW) und Expert-judgement-Einschätzungen verschiedener Datensätze (hypothetisch und real) für den Gewässertyp T1 (Übergangsgewässer) der Tideelbe. Rot = Gilden nicht bewertungsrelevant für T1. .... 61

## 1. Anlass

Die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) fordert als einen Arbeitsschritt zur Umsetzung die Bewertung des Status quo der Gewässerqualität anhand verschiedener Indikatoren. Einer dieser Indikatoren ist die Fischfauna. Während für die limnischen Abschnitte der Elbe das Bewertungsschema für Fließgewässer (FiBS, Dußling et al. 2004) angewendet wurde, ist für den Gewässertyp T1, der den oligo- bis polyhalinen Ästuarbereich umfasst, aufgrund der besonderen Charakteristik der Lebensraumbedingungen ein eigenes Bewertungsverfahren entwickelt worden (FAT\_TW, Scholle et al. 2006).

Im Rahmen der vorliegenden Studie zur Fischfauna des Elbeästuars sollen die Ergebnisse beider Bewertungsverfahren miteinander verglichen und auf Plausibilität geprüft werden. Des Weiteren ist auf der Basis vorhandener Daten eine generelle Übersicht zur Fischfauna des Tideästuars erstellt worden.

Mit der Bearbeitung wurde das Büro BioConsult Schuchardt & Scholle durch die Wassergütestelle Elbe beauftragt.

*Hinweis: Die Arbeit umfasste auch eine Befragung von Experten, die reale und hypothetische Fangergebnisse (Szenarien) vor dem Hintergrund einer historischen Situation (Grundlage waren dabei die von der WGE erstellten Gewässersteckbriefe der Tideelbe) subjektiv und unformalisiert ‚bewertet‘ haben. Die Einschätzungen erfolgten dabei nach 5 Qualitätsklassen (sehr gut, gut, moderat, unbefriedigend, schlecht) im Sinne der WRRL. Ziel war es die Experteneinschätzungen mit den analogen Ergebnissen der Bewertungsverfahren zu vergleichen, um ggf. Hinweise auf mögliche Unplausibilitäten der formalen Bewertungen zu bekommen. Insgesamt haben sich 12 Fachleute freundlicherweise bereit erklärt eine Klassifizierung (anonymisiert) der verschiedenen Szenarien vorzunehmen. An dieser Stelle sei allen Beteiligten herzlich gedankt.*



## 2. Bedeutung der Ästuare

Ästuare sind durch einen ausgeprägten Salinitätsgradienten charakterisiert und zeichnen sich durch das dynamische Zusammentreffen limnischer und mariner Elemente aus. Sie bilden daher einen Lebensraum ganz eigener Prägung. Dabei zeigt sich die enge Wechselbeziehung zwischen Ästuaren und Wattenmeer einerseits und durch die Verbindung zu den stromauf anschließenden Binnengewässern andererseits durch den besonders intensiven Austausch von Stoffen und Organismen. Im Hinblick auf die Fischfauna ist die Verzahnung der verschiedenen Lebensräume besonders eng. Ästuare, Wattenmeer- und Flusslebensräume übernehmen für eine ganze Reihe von Arten im Verlauf ihrer jeweiligen Lebenszyklen unverzichtbare ökologische Funktionen. Hierzu gehören sowohl die Funktionen z.B. als Reproduktions-, Aufwuchs- und Nahrungsareale sowie als Adaptions- und Transitroute für Langdistanzwanderer zu ihren im Süßwasser gelegenen Laichplätzen (u.a. Haedrich 1983, Elliot 2002, Elliot et al. 2007). Eine Übersicht über die Fischfauna der Tideelbe der 90er Jahre liefert auch Thiel (1995).

Historisch waren die Ästuare aus fischereiwirtschaftlicher Sicht sehr bedeutsam. So wirtschafteten Anfang des 20. Jahrhunderts z.B. noch mehr als 200 bzw. 1000 Berufsfischer an Weser und Elbe. Während heute mit < 10 Betrieben u. a. infolge massiver anthropogen bedingter Veränderungen die ökonomische Bedeutung stark zurückgegangen ist (Schirmer 1994), ist die Fischfauna der Ästuare in jüngerer Vergangenheit unter naturschutzfachlichen Gesichtspunkten wieder in den Focus gerückt worden. Eine wesentliche Rolle kommt dabei der EU-Habitat-Richtlinie als auch der EU-Wasserrahmenrichtlinie zu. Die Ziele beider Richtlinien erfordern verbindlich, den zunächst zu indizierenden Zustand spezifischer Arten u.a. von Meerneunauge, Flußneunauge, Finte, Maifisch (Habitat-Richtlinie) bzw. der Fischfauna allgemein (Wasserrahmenrichtlinie) nicht zu verschlechtern respektive zu verbessern.

### 2.1 Rahmenbedingungen

Die Elbe wie auch die anderen Ästuare großer Ströme unterliegen seit mehr als 100 Jahren einem starken Nutzungsdruck, der in allen Gewässern besonders in den inneren Abschnitten zu deutlichen Veränderungen von Struktur und Funktion und damit auch zu einem Druck auf die aquatischen Lebensgemeinschaften insbesondere auch der Fischfauna geführt hat. Die einzelnen Nutzungen wie

1. Ausbauten, Schifffahrt (auch mit davon ausgehender Hydroakustik)
2. Küstenschutz,
3. Sand- und Kiesentnahme,
4. Baggergutumlagerung,
5. direkte und diffuse Stoffeinträge
6. Fischerei

waren und sind dabei in den vier Ästuaren unterschiedlich stark wirksam (Schuchardt et al. 1999; Essink et al. 2005).

Bereits im 19. Jahrhundert war die Wasserqualität der Elbe bei Hamburg u.a. durch mangelnde Abwasserreinigung stark beeinträchtigt. Diese Belastung hat sich in jüngerer Vergangenheit aber z.B. in Weser und auch in der Elbe z.T. verringert (z.B. Schuchardt et al. 1989); v.a. die in den 1980er Jahren ausgeprägten sommerlichen Sauerstoffdefizite von  $< 3 \text{ mg/l}$  in der Tideelbe, die regelmäßig unterhalb des Hamburger Hafens auftraten und die sich z.T. bis nach Stade ausdehnten, waren in den 90er in gewisser Weise rückläufig. Mit Beginn der 21. Jahrhunderts sind allerdings wieder saisonale Sauerstoffdefizite (Seemannshöft, EL-km 628,9) dokumentiert worden (Abb. 1, vgl. WGE 2008). Von der ARGE Elbe (2004) wurde der Sauerstoffhaushalt der Elbe im Sommer bei Hamburg als „überlastet“ bezeichnet.

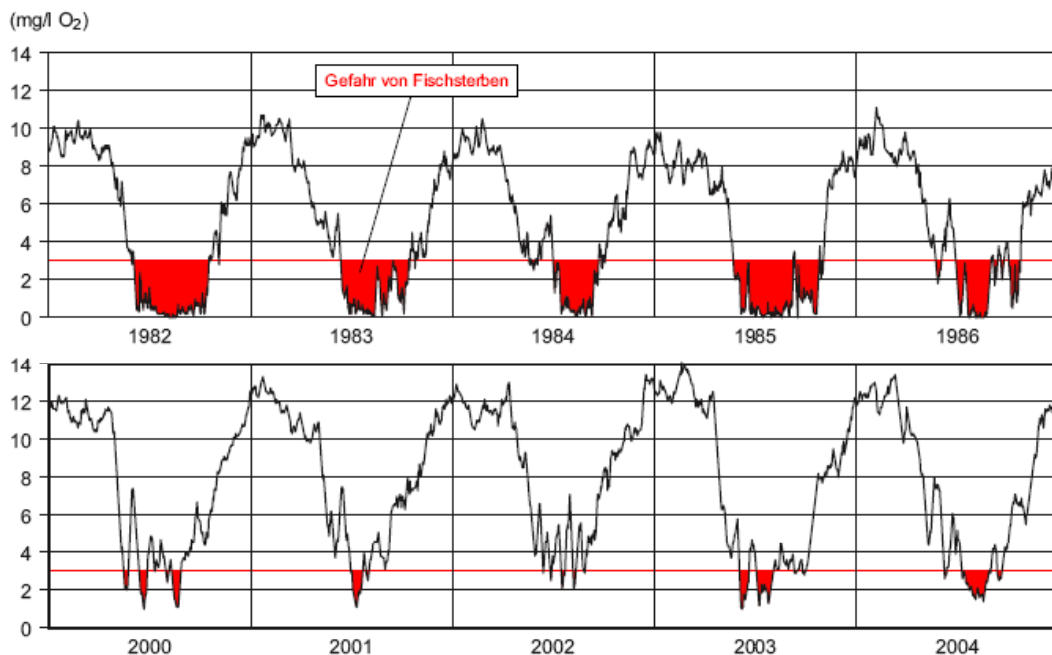


Abb. 1: Sauerstoffgehalt (Tagesminimum) der Elbe bei Hamburg-Seemannshöft (EL-km 628,9), Quelle ARGE Elbe (2004).

Neben der stofflichen Belastung waren/sind auch die Strombaumaßnahmen ein wesentlicher Beeinträchtigungsfaktor, da mit ihnen ein Verlust an Habitaten (Flachwasserzonen, Nebenarme etc.) und eine Veränderung hydrodynamischer Parameter (z.B. Erhöhung des Tidehubs) einherging. Einen Eindruck über die ehemalige Habitatvielfalt vermitteln alte Karten (vgl. Abb. 2). Bis zum Beginn des 19. Jahrhunderts wurden in der Unterelbe keine größeren wasserbaulichen Maßnahmen durchgeführt, da der Tiefgang der Schiffe von bis zu 3,5 m einen Ausbau noch nicht erforderlich machte (Kausch 1996). Insbesondere ab Mitte des 19. Jahrhundert erfolgte aber die morphologische Verformung u.a. durch Fahrrinnenvertiefungen, die vermutlich schon frühzeitig neben einer stofflichen Belastung (s.o.) und eines fischereilichen Drucks zu einem Rückgang der Fischbestände beigetragen haben (Gaumert 2002).



**Abb. 2:** Links: Hamburger Stromspaltungsgebiet (~ Strom-km 610 bis 630) Topographisch Militärische Chartre des Herzogtums Holstein 1789-1796 (Ausschnitt); Foto unten heutige Situation in diesem Abschnitt.  
 Rechts: Die Elbe in Höhe Mündung der Wedeler Au und der Kleinen Elbe (~ Strom-km 640 bis 650); Foto unten heutige Situation in diesem Abschnitt. Topographisch Militärische Charten des Herzogtums Holstein 1789-1796 (Ausschnitt)  
 Herausgeber: Landesvermessungsamt Schleswig-Holstein; Fotos Wassergütestelle Elbe. Quelle: Wassergütestelle Elbe (2007)

Mit der Umsetzung anstehender Planungen (Anpassung Unter-/Außenelbe) wird der Ausbau auch zukünftig weiter vorangetrieben. Folge der Ausbaumaßnahmen sind z.B. kontinuierliche Unterhaltungsbaggerungen und die Umlagerung des Baggergutes. Die jährlichen Unterhaltungsbaggermengen liegen z.B. seit 1995 im Bereich der gesamten Tideelbe zwischen 17 und 19 Mio. m<sup>3</sup>, wobei die Intensität der Unterhaltungsmaßnahmen durch natürliche Einflussfaktoren lokal variiert. So verringert ein niedriges jährliches Oberwasser das Sedimentangebot im Mündungsbereich und fördert die Sedimentation im inneren Abschnitt des Ästuars. Dazu kommen noch Einträge aus dem sedimentangereicherten Nordseewasser bei Flutstrom und die Verlagerung der Trübungszone nach Oberstrom. Ein hohes Oberwasser verlagert die Trübungszone dagegen weiter in Richtung Mündung (Fickert & Strotmann 2007). Insgesamt war bzw. ist der innere Abschnitt der Tideelbe von anthropogenen Einflussfaktoren deutlich stärker betroffen als die äußeren Abschnitte seewärts des Übergangs vom relativ schmalen Flussschlauch zum weiten Mündungstrichter. Weitere Baumaßnahmen, wie z.B. das Wehr Geesthacht

(Fertigstellung 1960), durch das der Tideeinfluss flussaufwärts begrenzt wird, haben ebenfalls einen Beitrag zur Veränderung des ursprünglichen Systems geleistet (WGE 2007a, b).

Neben den ökonomischen Nutzungsinteressen (z.B. Schifffahrt, Energie) wurde bis heute aber auch der naturschutzrechtliche Status deutlich erweitert. So ist in den vergangenen Jahren v.a. im Rahmen der Umsetzung der FFH-Richtlinie im Bereich des Tideästuars der Elbe die Ausweisung von Schutzgebieten großflächig erfolgt. Im Fokus der FFH-Ziele stehen auch bestimmte Fische und Neunaugen. Beispielsweise ist für die Finte das Elbeästuar als Natura 2000-Schutzgebiet mit dem Ziel ausgewiesen worden, den Bestand dieser Art zu erhalten bzw. zu entwickeln. Ein ähnliches Ziel wird auch durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie verfolgt, in dem bis 2015 der gute ökologische Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial realisiert werden soll. Diese Ziele beziehen sich neben anderen biologischen Qualitätskomponenten auch auf die Fischfauna.

### 3. Gewässertypen nach WRRL im Elbeästuar

Gewässer unterscheiden sich in ihren charakteristischen Lebensgemeinschaften und in ihrer Empfindlichkeit gegenüber anthropogenen Einflüssen. Kennzeichnend für die Unterschiede sind dabei geologische, morphologische und hydrologische Charakteristika. Um die unterschiedlichen Empfindlichkeiten berücksichtigen zu können, wurden in der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) die Gewässer sogenannten Ökoregionen zugeordnet. Die im Anhang XI der WRRL vorgenommene Zuordnung unterteilt Deutschland in sieben Ökoregionen: Flüsse und Seen in die Ökoregionen zentrales Flachland, westliches Flachland, zentrales Mittelgebirge, westliches Mittelgebirge und Alpen und die Übergangs- und Küstengewässer in die Ökoregionen Nordsee und Ostsee. Um bei der biologischen Bewertung der Gewässer ihrer jeweiligen Charakteristik hinreichend gerecht zu werden, sind innerhalb dieser übergeordneten Klassifizierung typische Gewässerformen differenziert worden, die im anthropogen unbelasteten Zustand durch jeweils mehr oder weniger ausgeprägte charakteristische Lebensgemeinschaften geprägt werden (u.a. UBA 2006). Die Oberflächengewässer Flüsse, Seen, Übergangsgewässer und Küstengewässer sind vor diesem Hintergrund nach LAWA (2006) in Gewässertypen unterteilt worden, welche letztlich die Grundlage für die Festlegung von Referenzbedingungen für die relevanten biologischen Qualitätskomponenten und die auf dieser Grundlage erforderliche Bewertung der ökologischen Gewässerbeschaffenheit darstellen. Insgesamt werden 25 Fließgewässertypen, 14 Seentypen, 1 Typ für Übergangsgewässer und 9 Typen für die Küstengewässer der Nord- und Ostsee unterschieden.

Der Koordinierungsraum Tideelbe liegt in der Ökoregion 14 (zentrales Flachland) und wird vom Elbeästuar dominiert. Innerhalb des Elbeästuars sind 3 Gewässertypen unterschieden worden. Der Abschnitt von km 585,9 – 634 ist dem Gewässertyp ‚sandgeprägter, tidebeeinflusster Strom des Tieflandes‘ (Subtyp Tideelbe) zugeordnet. Daran stromab anschließend (Strom-km 634 – 654,9) wird die Elbe dem Typ 22.3 (Ströme der Marschen, Subtyp Tideelbe) zugeordnet, bevor in etwa Höhe der Schwingemündung (Strom-km 655) der Gewässertyp ‚Übergangsgewässer‘ (T1, Subtyp Elbe) beginnt, dessen Ausdehnung bis zur Seegrenze reicht (Abb. 3).

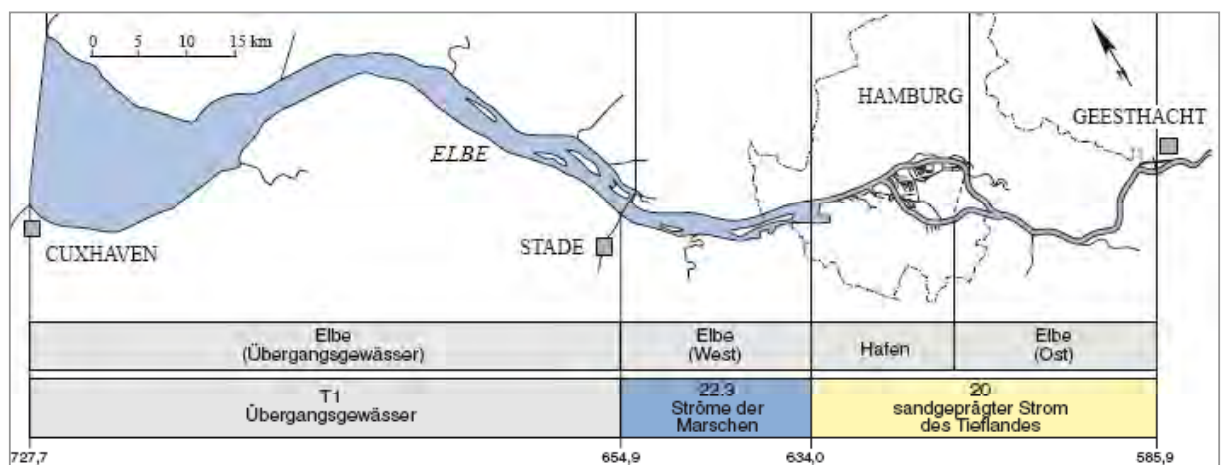


Abb. 3: Gewässertypen (Übergangsgewässer, Ströme der Marschen, sandgeprägter Strom des Tieflandes) und Wasserkörper (Übergangsgewässer, Elbe-West, Hafen, Elbe-Ost) im Elbeästuar. Quelle: Wassergütestelle Elbe.

Die Oberflächengewässertypen werden in Wasserkörper unterteilt; diese stellen in sich einheitliche und bedeutsame Abschnitte der Gewässer dar. Die Ermittlung des Handlungsbedarfs und Umsetzung von erforderlichen Maßnahmen zur Zielerreichung erfolgt i.d.R. auf der Ebene der Wasserkörper. Im Elbeästuar sind letztlich 4 Wasserkörper abgegrenzt worden, wobei die räumliche Abgrenzung der Gewässertypen ‚Übergangsgewässer‘ und ‚Ströme der Marschen‘ gleichzeitig auch den Wasserkörpern entspricht. Der Typ ‚sandgeprägter, tidebeeinflusster Strom des Tieflandes‘ ist dagegen in zwei Wasserkörper (Hafen, Elbe-Ost) unterteilt worden (Abb. 3).

In den von der Wassergütestelle Elbe erarbeiteten Steckbriefen zu den Gewässertypen sind deren wesentliche Charakteristika zu den Parametern Gewässerkunde (Morphologie, Tidehub, Oberwasserabfluss), physiko-chemische Eigenschaften und den biologischen Qualitätskomponenten (Fischfauna, Makrozoobenthos, Makrophyten, Phytobenthos, Phytoplankton) dargestellt (WGE 2007a, b).



## 4. Datengrundlage

Für die Bearbeitung des Projektes stehen eine Reihe von Datensätzen zur Verfügung. Diese sind im Rahmen verschiedener Anlässe in den letzten Jahren in den Tideelbe erhoben worden. Hierbei handelt es sich um Daten aus den 80er Jahren die von Möller (1984, 1988) generiert wurden, sowie um Ergebnisse des umfangreichen Monitorings der Wassergütestelle Elbe aus dem Zeitraum 2000 – 2007 (WGE 2000-2007). Allen Untersuchungen liegt die gleiche Fischereimethode (Ankerhamenfängen) zugrunde, allerdings wurde z.T. in unterschiedlichen Jahreszeiten befishet. Zur besseren Vergleichbarkeit sind im Rahmen der vorliegenden Auswertungen jeweils nur Frühjahrsdaten (März- Mai) und Spätsommer-/Herbstdaten (August, September, Oktober) verwendet worden. Durch die identische Erfassungsmethodik ergibt sich nach Standardisierung der Daten auf Ind.\*h\*80m<sup>2</sup> eine weitgehende qualitative und quantitative Vergleichbarkeit der verschiedenen Datensätze. Eine Übersicht über die vergleichsweise umfangreiche Datenlage ist Tab. 1 zu entnehmen.

Tab. 1: Übersicht über die Fangstationen der Hamenfischerei in der Tideelbe. Möller 1984, 1988, WGE = Wassergütestelle Elbe. FJ = Frühjahr, HE = Herbst. Blau: Gewässertyp 20, Grün: Typ 23, Rot = Übergangsgewässer T1

Fangstation/Hamen	Strom-km	Salinität	1982	1984/85/86	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
			Möller	Möller	WGE	WGE	WGE	WGE	WGE	WGE	WGE	WGE
			Feb. - Nov. (+/-monatl.)	Nov 84 - Jul 86 (+/- monatl.)	FJ & HE	FJ & HE	FJ & HE	FJ & HE	FJ & HE	FJ & HE	FJ & HE	FJ & HE
Geesthacht	ca. 586,6 - 587,0	limnisch										x
Fliegenberg	ca. 601,0 - 602,1	limnisch									x	x
Oorkaten, Over	ca. 606,6 - 607,4	limnisch									x	x
Sudereibe uh. Eisenbahn	ca. 615,3 - 615,4	limnisch							x	x		
Sudereibe uh Kattwykbrücke, Radar	ca. 617,7 - 618,5 (SE)	limnisch							x	x	x	x
Nordereibe Überseezentrum	ca. 619,5 (NE)	limnisch							x	x	x	x
Altenwerder	ca. 621	limnisch	x									
DASA, Finkenwerder	ca. 632,1 - 623,7	limnisch	x	x	x	x						x
Tonne 125, Tinsdal	ca. 638,4 - 638,7	limnisch					x	x	x	x	x	x
Hahnöfersand, Hahnöfersander NE	ca. 641,0 - 641,5	limnisch			x	x	x	x	x	x	x	x
Tonne 115	ca. 646	limnisch	x	x								
Lühesander Nebeneibe	ca. 648,0	limnisch/oligohalin										x
Twielenfleth, Lühesand	ca. 651,3 - 651,7	oligohalin			x	x	x	x	x	x	x	x
KKW Stade	ca. 653	oligohalin	x	x								
Butzfleth	ca. 658	oligohalin	x	x								
Pagensander Nebeneibe	ca. 662,5	oligohalin		x					x			
Tonne 91 (Schwarztonnensand)	ca. 665	oligohalin	x	x								
Kollmar	ca. 663,5 - 665,2	oligohalin			x	x	x	x	x	x	x	x
Tonne 82 (Rhinplate)	ca. 673	oligohalin	x									
Glückstadt, Krautsand	ca. 674	oligohalin			x	x	x	x	x	x	x	x
Tonne WF 7	ca. 678	oligohalin	x	x								
Brokdorf	ca. 683	oligohalin	x	x								
Tonne 63	ca. 689	oligohalin		x								
KKW Brunsbüttel	ca. 691	mesohalin	x	x								
Brunsbüttel	ca. 692,0 - 692,5	mesohalin			x	x	x	x	x	x	x	x
Tonne 55a	ca. 700	mesohalin	x	x								
Neufeld-Reede	ca. 705	mesohalin	x	x								
Tonne 50	ca. 707,5	meso/polyhalin		x								
Medem, Medemsand	ca. 712,0 - 713,5	meso/polyhalin			x	x	x	x	x	x	x	x
Tonne Medem Reede 7	ca. 715	polyhalin		x								
Tonne Medem Reede 6	ca. 721	polyhalin		x								

## 5. Eckpunkte der fischbasierten Bewertungsmethoden für Fließgewässer (FiBS) und Übergangsgewässer (FAT-TW)

### 5.1 FiBS

Von der Wassergütestelle Elbe wurde im Rahmen der Steckbrieferstellung für die Gewässertypen 20 und 22.3 („sandgeprägter, tidebeeinflusster Strom des Tieflandes“ und „Ströme der Marschen“) der Tideelbe das fischbasierte Bewertungsverfahren bereits erläutert. Auf diese Erläuterung soll hier noch einmal Bezug genommen werden:

*„Für die Fließgewässerbewertung mit Fischen ist ein WRRL-konformes, deutschlandweit einsetzbares Bewertungsverfahren "FiBS" (fischbasiertes Bewertungssystem; u.a. Dußling et al. 2004, Diekmann et al. 2005) entwickelt worden. Das Bewertungssystem ist, wie durch die WRRL gefordert, streng referenzbezogen und setzt korrekte und repräsentative Probenahmen in den Fließgewässern voraus. Das Verfahren FiBS ermöglicht die Bewertung des ökologischen Zustands von Fließgewässern im Sinne der WRRL anhand der Fischgemeinschaften. Die Bewertung wird immer im Bereich repräsentativer Probestrecken durchgeführt und erfolgt grundsätzlich über den Vergleich der aktuellen Fischartenbesiedlung mit einer zu Grunde gelegten Referenz. Damit sind zwei Dinge für das Bewertungsergebnis maßgeblich: Einerseits muss eine Referenz mit einem ausreichenden Grad an Zuverlässigkeit erstellt werden, andererseits muss der umfassende Probefang einen repräsentativen Querschnitt der aktuellen Fischartenbesiedlung darstellen. Für tidebeeinflusste Ströme ist eine angepasste Probenahme-Strategie - Hamen statt Elektrofischungen - erforderlich. Alle für Deutschland relevanten Fischarten sind als Grundlage der Gewässerbewertung mit FiBS vorab entsprechend ihrer natürlichen Auftretswahrscheinlichkeiten im Längsverlauf der Fließgewässer charakterisiert und in ökologische Gilden (= ökologische Funktionsgruppen) eingeteilt worden. Das Bewertungsverfahren vergleicht im Grundsatz die Verteilung der ökologischen Gilden, das Arteninventar und die relativen Anteile der Fischarten in der Referenz mit denen des aktuellen Probefangs. Zusätzlich gehen bestimmte Indices (Fischregionsindex, Migrationsindex, Leitartenindex s.u.) in die Bewertung ein. Im Bewertungsverfahren werden die Referenzarten je nach niedrigem, mittlerem und hohem relativen Anteil am Gesamtfischbestand in die drei Gruppen Begleitarten, typspezifische Arten und Leitarten unterteilt...“.*

Diese Gruppen gehen in einen mathematischen Algorithmus des Verfahrens ein, wobei v.a. die Leitarten (definiert nach rel. Häufigkeitsanteil:  $\geq 5\%$ ) und typspezifische Arten ( $\geq 1\%$ ) eine besondere Bedeutung für die Klassifizierung haben. Präsenz oder Fehlen von Begleitarten ( $< 1\%$ ) haben i.d.R. dagegen weniger Einfluss auf das Bewertungsergebnis.

Unter Berücksichtigung der Anforderung zur Anwendung des Bewertungsverfahrens wurden in 2007 für die Gewässertypen 20 und 22.3 elbespezifische Referenzbedingungen für die Qualitätskomponente ‚Fisch‘ von der Wassergütestelle Elbe erarbeitet. Die Herleitung der Referenz bezieht sich, wie es die Wasserrahmenrichtlinie erfordert, auf einen anthropogen möglichst unbeeinflussten Zustand. Grundlage bilden dabei historische und rezente Daten sowie eine fachlich begründete Experteneinschätzung. Die Referenzbedingungen sind im Detail den Kap. 6.1 und 6.2



zu entnehmen. Insgesamt werden zahlreiche Einzelmessgrößen, die zu 6 Parametergruppen zusammengefasst sind, für die Gesamtbewertung über den Grad der Abweichung (jeweils parameterspezifisch unterschiedlich, s. Dußling et al. 2004) von der Referenzgemeinschaft herangezogen.

#### *(1) Arten- und Gildeninventar*

Diese Parametergruppe, bestehend aus 10 ‚Subparametern‘, bezieht sich auf die Artenzusammensetzung, differenziert in verschiedene ökologische Gilden. Die Gesamtbewertung dieses Parameters resultiert dabei aus den absoluten Artenzahlen der Leit- und typspezifischen Arten sowie den absoluten Artenzahlen auf der Gildenebene. Alle 10 Subparameter werden einzeln bewertet. Die Gesamtbewertung für die Parametergruppe ergibt sich dann aus dem Mittelwert aller Einzelbewertungen.

#### *(2) Artenabundanz und Gildenverteilung*

Die zweite Parametergruppe umfasst 3 ‚Subparameter‘. Relevant ist hier die Häufigkeitsverteilung auf Artenebene (ausschließlich Leitarten) und auf Gildenebene bewertet. Die Bewertung erfolgt dabei - wie bereits oben schon benannt - auf der Grundlage der relativen Abundanz der Leitarten und aller Arten (prozentuale Verteilung auf die Gilden). Zusätzlich wird ein weiterer Subparameter mit der relativen Häufigkeit von Flussbarsch & Rotaugen bezogen auf den Gesamtfang an einer Messstelle einbezogen. Die Gesamtbewertung ergibt sich aus dem Mittelwert der 3 Subparameter.

#### *(3) Alterstruktur*

Die Alterstruktur wird indirekt über den relativen Häufigkeitsanteil der 0+-Tiere ermittelt, wobei hier ausschließlich auf die Leitarten fokussiert wird. Ein zu geringer oder zu hoher Anteil führt zu einer Abwertung. Die Bewertung erfolgt auf der Artebene. Das Gesamtergebnis dieses Bewertungsparameters resultiert aus dem Mittelwert der Einzelbewertungen (entspricht Anzahl der definierten Leitarten).

#### *(4-6) Migration, Fischregion, Dominante Arten*

Die Parameter 4 – 6 umfassen Indices, die ihrerseits bereits durch Algorithmen errechnet werden. So wird der Migrationsindex (4) über die Individuenzahlen (gewichtet) der jeweilig klassifizierten Gruppen (Kurz-, Mittel-, Langdistanzwanderer) ermittelt.

Die Kalkulation des Fischregionsindex (5) erfolgt auf der Grundlage einer Klassifizierung der Fischarten vor dem Hintergrund ihres natürlichen Vorkommensschwerpunktes in einem unveränderten Gewässerkontinuum. Der daraus abgeleitete artspezifische Regionswert wird durch die Häufigkeit der jeweiligen Art gewichtet. Alle artspezifischen Werte werden zu einem Gesamtergebnis aggregiert (vgl. Dußling et al. 2004).

Der Parameter ‚Dominante Arten‘ (6) umfasst mit Leitartenindex (LAI) und Community Dominance Index (CDI) zwei gleichgewichtige Subparameter. Der Leitartenindex prüft ähnlich wie Subparameter (2a) ab, ob die Leitarten den erforderlichen Mindestanteil von 5 % erreicht haben oder nicht. Bewertet wird das Verhältnis der Anzahl Leitarten (mit >5% Fanganteil) zur

Referenzanzahl der Leitarten. Bleibt eine als Leitart definierte Spezies unterhalb der 5 %-Grenze, wird sie hier als fehlend klassifiziert und es erfolgt eine Abwertung.

Der CDI überprüft, ob ein starkes Dominanzgefälle an einer Messstelle besteht. Wenn ein oder zwei Arten an einer Messstelle deutlich dominieren, führt der CDI zu einem eher ungünstigen Ergebnis; bei ausgeprägter Gleichverteilung werden grundsätzlich sehr gute Einzelbewertungen erzielt. Die Klassenfestlegung für die Einstufung des CDI scheint dabei referenzunabhängig zu sein. Eine detaillierte Begründung für die Verwendung dieser Indices (Parameter 4 – 6) innerhalb der Gesamtarchitektur des FiBS ist u.a. Dußling et al. (2004) zu entnehmen.

Die Ergebnisse der Parameter 4 – 6 werden gemittelt und gehen als ein Wert in die Gesamtbewertung ein.

#### *Bewertungsvorgang*

Die Bewertung erfolgt mit einzelnen Ausnahmen (s. CDI) über den Grad der Abweichung von den typspezifischen Referenzbedingungen. Über eine Mittlung der Einzelergebnisse, die aus der Vergabe von Punktwerten (1; 3; 5) resultieren, wird das Gesamtergebnis zunächst durch Werte zwischen max. 5 (entspricht einer sehr guten Übereinstimmung mit dem entsprechenden Referenzwert) und min. 1 (entspricht einer sehr geringen Übereinstimmung mit dem entsprechenden Referenzwert) dargestellt und den nach WRRL fünf Qualitätsklassen zu geordnet. Zusätzlich wird über die erreichte Wertzahl der sogenannte ‚Ecological Quality Ratio‘ (EQR) ermittelt, der Werte zwischen 0 (= schlechter ökologischer Zustand) und 1 (= sehr guter ökologischer Zustand) annimmt. Nach Diekmann et al. (2005) sind die festgelegten Klassengrenzen für die 5 Qualitätsklassen auf der Grundlage empirischer Daten zu validieren (vgl. Mosch 2008).

Im Hinblick auf die Bewertung ist auf eine in jüngster Vergangenheit erfolgte Modifikation nach Dußling et al. (2007) hinzuweisen:

*„...Die Experteneinschätzung zur Gesamt-Individuendichte wurde als übergeordnetes "KO-Kriterium" neu in fiBS aufgenommen. Sie erfolgt für alle Probestellen in Fließgewässern deren Referenz-Fischzönose < 10 Arten umfasst. In Fließgewässern mit  $\geq 10$  Referenz-Fischarten entfällt die Experteneinschätzung zur Gesamt-Individuendichte. Hiermit wurde der Erfordernis Rechnung getragen, ein absolutes Abundanzmaß in artenarmen Fließgewässerregionen des Rhithrals in die fischbasierte Fließgewässerbewertung zu integrieren. Zur Beurteilung der im Rahmen der Probenahme nachgewiesenen Gesamt-Individuendichte stehen zwei Optionen zur Verfügung:*

*Die nachgewiesene Gesamt-Individuendichte ist aufgrund anthropogener Beeinträchtigungen stark verringert (KO-Kriterium für die Bewertung). Die nachgewiesene Gesamt-Individuendichte spiegelt keine anthropogenen Beeinträchtigungen wider bzw. liegt im Rahmen des für den beprobten Fließgewässertyp üblichen Wertes. Sofern durch das Expertenurteil eine aufgrund anthropogener Beeinträchtigungen zu geringe Gesamt-Individuendichte bescheinigt wird, ist das Erreichen des guten ökologischen Zustands nicht mehr möglich. In diesem Fall erfolgt eine Abwertung der betreffenden Probestelle wie folgt:*

- *Probstellen, die normalerweise ein Bewertungsergebnis  $\geq 2,50$  erzielen würden, werden auf einen Wert von 2,25 abgewertet und erreichen damit nur noch den mäßigen ökologischen Zustand.*
- *Probstellen, die normalerweise ein Bewertungsergebnis  $< 2,50$  aber  $\geq 1,25$  erzielen würden, werden um 0,25 abgewertet. Probstellen, die normalerweise ein Bewertungsergebnis  $< 1,25$  erzielen würden, werden auf einen Wert von 1,00 abgewertet.*

*Spiegelt die nachgewiesene Gesamt-Individuendichte aufgrund der Experteneinschätzung dagegen keine anthropogenen Beeinträchtigungen wider, erfolgt keine weitere Modifikation der Bewertung durch fiBS."*

#### *Anforderung Datenerhebung*

Die Nutzung des oben skizzierten fischbasierten Bewertungstools stellt konkrete Anforderungen an die Datenerhebung. In den Fließgewässern des Binnenlandes wird die Befischung an einer Messstelle durch Elektrofischerei durchgeführt. Für die limnischen Abschnitte der tidebeeinflussten Ströme ist allerdings eine alternative Probenahme-Strategie - Hamen statt Elektrofischungen - erforderlich (WGE 2007a, b). Auch in den Übergangsgewässern erfolgt die Erfassung der Fischfauna durch Hamenfischerei (s.u.).

## 5.2 FAT-TW

Das Übergangsgewässer, definitionsgemäß der Abschnitt der Ästuarzone, der zwischen Süßwasserzone und Küste liegt und durch einen starken Salinitätsgradienten charakterisiert ist, zeichnet sich durch das dynamische Zusammentreffen limnischer und mariner Elemente aus und ist daher ein Lebensraum ganz eigener Prägung. Dies gilt auch für die dortige Fischfauna. Diese eigene Ausprägung macht im Hinblick auf die Qualitätskomponente Fischfauna einen spezifischen Bewertungsansatz für die Übergangsgewässer erforderlich, der im folgenden kurz erläutert wird.

Die Fisch-Referenzgemeinschaft (Artenspektrum, Häufigkeiten) für Übergangsgewässer wurde vornehmlich aus historischen Arbeiten hergeleitet, die überwiegend aus dem Zeitraum von ca. 1870 bis 1920 datieren, d.h. einen Zeitraum vor bzw. zu Beginn der ersten großen Strombaumaßnahmen. Da bereits zu diesem Zeitpunkt die Ästuarzone anthropogenen Nutzungen unterlag, spiegelt sich in der Referenz zwar kein pristiner Zustand wider, sie repräsentiert aber im Hinblick auf die Fischfauna dennoch einen (sehr) guten ökologischen Zustand, da die Artenvielfalt hoch war und die wesentlichen Charakterarten der Ästuarzone wie Stör (*Acipenser sturio*), Schnäpel (*Coregonus oxyrhynchus*), Maifische (*Alosa* spp.) und Lachs (*Salmo salar*) noch in typ- und artspezifischen Häufigkeiten gefangen wurden. Die Festlegung der artspezifischen Referenzhäufigkeiten erfolgte auf der Grundlage vorhandener rezenter und historischer methodisch vergleichbarer Daten.

#### *Metrics-Artengemeinschaft (4 Metrics)*

Im Rahmen des Bewertungsverfahrens ist auf der Grundlage der zur Verfügung stehenden Daten die historische Artengemeinschaft abgeleitet worden. Das Artenspektrum wurde in Anlehnung an

Elliot & Dewailly (1995) nach ökologischen Gilden (Diadrome Arten, Ästuarine Residente, Marin-Juvenile, Marin-Saisonale) differenziert. Arten dieser Gilden haben jeweils mehr oder weniger spezifische Ansprüche an ihren Lebensraum und ermöglichen in gewissen Grenzen eine Indikation spezifischer Beeinträchtigungen. Bewertungsrelevante Größe ist die jeweilige Artenzahl der Gilden.

#### *Metrics – Abundanz/Altersstruktur (6 Metrics)*

Anders als der Ansatz nach dem FiBS-Verfahren, welches den von der WRRL geforderten Parameter ‚Abundanz‘ als relative Häufigkeit in die Bewertung implementiert hat, sind aus unterschiedlichen Gründen (u.a. Vermeidung einer ‚gegenseitigen Beeinflussung‘ der Metrics - ein Aspekt der bei Verwendung relativer Abundanzen nicht gewährleistet ist) für die Bewertung des Übergangsgewässers alternative sogenannte *artspezifische Häufigkeitswerte* definiert worden, die auf den tatsächlichen Fangzahlen beruhen. Im Rahmen der Entwicklung des Bewertungsverfahrens war es nicht möglich, für alle historisch belegten Arten Referenzhäufigkeiten herzuleiten. Aus diesem Grund basiert die Bewertung des Parameters Abundanz letztlich auf 6 ausgewählten ‚Indikatorarten‘ (s. Kap. 6.3.1). Die Auswahl von Indikatorarten, deren absolute Häufigkeiten jeweils als Messgröße herangezogen werden, erfolgte unter verschiedenen Gesichtspunkten:

1. naturschutzfachlich bedeutsam (v.a. FFH-Arten wegen der Synergie mit Natura 2000),
2. unterschiedliche Habitatansprüche (benthisch, demersal, pelagisch, Hartsubstrat- und Weichsubstratarten),
3. kommerziell bedeutsam.

Alle ausgewählten Indikatoren sind charakteristische Vertreter der ästuarinen Fischgemeinschaft.

#### *Bewertungsmethodik*

Der ökologische Zustand wird als Abweichung von der Referenz ermittelt. Die Bewertung erfolgt computergestützt auf der Grundlage einer ‚Datenbank‘, die die historischen und artspezifischen Charakteristika (Zugehörigkeit zu Nutzer-, Habitat-, Reproduktionsgilden, artspezifische Häufigkeiten etc.) umfasst. Abschließender Schritt ist die Zuordnung des Ergebnisses zu einem EQR (Ecological Quality Ratio)-Wert, der nach einem 5-stufigen System Werte zwischen 0 – 1 annimmt und eine entsprechende Zustandsklasse (ökol. Zustand 1 = sehr gut ..., 0 = schlecht) ausweist (s. Bioconsult 2006)

#### *Anforderung Datenerhebung*

Die Nutzung des oben skizzierten fischbasierten Bewertungstools für Übergangsgewässer stellt wie FiBS konkrete Anforderungen an die Datenerhebung. Das Verfahren inklusive der Festlegung der Klassengrenzen für die verwandten Messgrößen ist auf die Fangmethode „Ankerharnen“ ausgerichtet und setzt daher diese Methodik für seine Anwendung voraus. Eine wichtige Rolle im Hinblick auf die Konzipierung des Monitorings spielt die hohe räumliche und zeitliche Variabilität der ästuarinen Fischgemeinschaften. Um so weit wie möglich belastbare Bewertungsergebnisse im Hinblick auf den ökologischen Zustand bzw. das ökologische Potenzial der ÜG zu generieren, wurden insbesondere die Aspekte Salinitätszonen, Saisonalität und Tidephasen berücksichtigt.

## 6. Fischgemeinschaften (Artenzusammensetzung, Häufigkeiten) im Elbeästuar

### 6.1 Gewässertyp 20 (sandgeprägter, tidebeeinflusster Strom des Tieflandes, Subtyp Tideelbe)

Der obere Tideelbeabschnitt wird - wie bereits in Kap. 3 dargestellt - dem Gewässertyp 20 zugeordnet. Der Gewässertyp umfasst 2 Wasserkörper (OWK Elbe-Ost, OWK Hafen), wobei der Wasserkörper OWK Elbe-Ost von etwa Geesthacht (km 585,9) bis km 615 abgegrenzt ist und der OWK Hafen sich daran stromab bis km 634 anschließt.

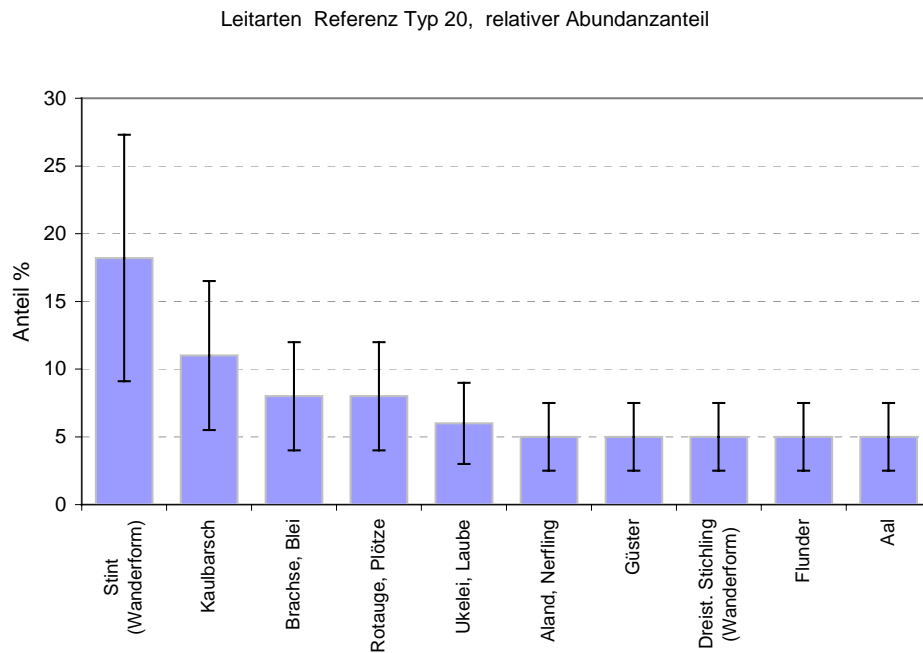
Für den Gewässertyp 20 liegen Daten der Wassergütestelle Elbe vor. Durch Hamen ist dieser Tideelbeabschnitt allerdings erst seit 2004 kontinuierlich befischt worden. Für den unteren Abschnitt des OWK Hafen liegen auch Daten aus den 80er Jahren und aus 2000 bzw. 2001 vor (vgl. Tab. 1). Für eine erste Bewertung nach WRRL wurden Daten seit 2004 berücksichtigt (WGE schriftl.).

#### 6.1.1 Referenzzustand

Von der Wassergütestelle Elbe (2007) ist für den Typ 20 der Tideelbe eine Referenzartenliste für die Fischfauna erarbeitet worden. Die Referenz umfasst neben dem Parameter ‚Artenspektrum‘ auch Angaben zur Häufigkeit der Arten. Letzterer Aspekt wird dabei durch die Festlegung relativer Abundanzanteile (Dominanzstruktur) bezogen auf den Gesamtfang beschrieben.

Die Herleitung der Referenz bezieht sich auf einen historischen Zustand und basiert auf rezenten und historischen Daten sowie einer fachlichen Experteneinschätzung. Vor diesem Hintergrund sind 42 Fische und Neunaugen aufgeführt. Das Spektrum wird dabei in Leit-, typspezifische - und Begleitarten differenziert. Diese Einteilung basiert auf den relativen Referenz-Häufigkeitskategorien der Arten. Als Leitarten werden danach solche Arten bezeichnet, deren relativer Häufigkeitsanteil  $\geq 5\%$  beträgt. Als typspezifisch gelten Arten, deren Referenzanteil mit  $\geq 1\%$  kategorisiert ist; alle übrigen Arten werden als Begleitarten definiert. Insgesamt sind 19 typspezifische, davon 10 Leitarten für den Gewässertyp 20 (Subtyp Tideelbe) benannt worden. 23 Arten sind als Begleitarten eingestuft (WGE, schriftl.).

Zu den Leitarten dieses Gewässertyps gehören die diadromen Arten wie Stint, Flunder, Dreistachliger Stichling und Aal. Ergänzt wird das Spektrum durch die weitverbreiteten Süßwasserarten wie Brasse, Güster, Rotaugen, Ukelei und Kaulbarsch.



**Abb. 4:** Leitartenspektrum für den Gewässertyp 20 (Subtyp Tideelbe) und der artspezifische Referenzhäufigkeitsanteil, dargestellt mit einer 50 %igen Abweichung vom jeweiligen ‚Zentralwert‘. Festlegung der Referenzbedingungen Wassergütestelle Elbe (2007).

Zu den typspezifischen Arten zählen u.a. diadrome Arten wie Flussneunauge, Finte und Schnäpel. Für einige diadrome Arten (u.a. Finte, Flunder oder Stint) sind die Ästuarbereiche von besonderer Bedeutung, da sie wesentliche ökologische Funktionen (z.B. Reproduktions- und Aufwuchsgebiet) übernehmen. Für andere (Neunaugen, Großsalmoniden) ist die Tideelbe dagegen v.a. als Transitstrecke zu ihren in den Oberläufen befindlichen Laichplätzen von Bedeutung.

Ebenso ist ein breites Spektrum an auetypischen Arten wie Karausche, Moderlieschen und Schlammpeitzger aufgeführt. Solche Spezies sind bzw. waren in den Seitenbereichen des ehemaligen Urstromtales anzutreffen. Alle auetypischen Fische zählen zu den Begleitarten. Tab. 2 zeigt die Referenzzönose für den Gewässertyp 20.

Tab. 2: Referenzartenliste für den Typ 20 Subtyp Tideelbe (sandgeprägter, tidebeeinflusster Strom des Tieflandes). Eur = Euryhalin, dia = diadrom, est = ästuarin, fw = Süßwasser. FRI = Fischregionsindex. Leitarten  $\geq 5\%$ , typspezifische Arten  $\geq 1\%$ ; Begleitarten  $< 1\%$ . Mobilität: 5 = Langdistanzwanderer, 1 = Kurzdistanzwanderer

Referenzliste Typ 20	Tideästuar Elbe	Gilde	FRI	Habitat	Reproduktion	Trophie	Mobilität (Distanzen)	Diadromie	Anteil % Ref
Stint (Wanderform)	<i>Osmerus eperlanus</i>	eur, dia/est	7,4	rheophil	lithophil	planktivor	3	anadrom	18,2
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	fw	7,6	indifferent	phyto-lithophil	invertivor	1	0	11,0
Brachse, Blei	<i>Abramis brama</i>	fw	7,0	indifferent	phyto-lithophil	omnivor	1	0	8,0
Rotaugen, Plötze	<i>Rutilus rutilus</i>	fw	6,8	indifferent	phyto-lithophil	omnivor	1	0	8,0
Ukelei, Laube	<i>Alburnus alburnus</i>	fw	6,6	indifferent	phyto-lithophil	omnivor	1	0	6,0
Aland, Nerfling	<i>Leuciscus idus</i>	fw	6,8	rheophil	phyto-lithophil	omnivor	1	0	5,0
Güster	<i>Abramis bjoerkna</i>	fw	7,0	indifferent	phytophil	omnivor	1	0	5,0
Dreist. Stichling (Wanderform)	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	eur, dia/est	7,2	indifferent	phytophil	omnivor	3	anadrom	5,0
Flunder	<i>Platichthys flesus</i>	eur, dia/est	7,5	rheophil	marin	invertivor	4	katadrom	5,0
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	eur	6,7	indifferent	marin	inverti-piscivor	5	katadrom	5,0
Barsch, Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	fw	6,9	indifferent	phyto-lithophil	inverti-piscivor	1	0	4,5
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	fw	5,8	rheophil	psammophil	invertivor	1	0	4,5
Quappe, Rutte	<i>Lota lota</i>	fw	6,2	rheophil	litho-pelagophil	inverti-piscivor	3	potamodrom	2,0
Rapfen	<i>Aspius aspius</i>	fw	6,8	rheophil	lithophil	piscivor	3	0	2,0
Flussneunauge	<i>Lampetra fluviatilis</i>	fw	5,2	rheophil	lithophil	Filterierer	5	anadrom	1,8
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	fw	7,3	indifferent	phyto-lithophil	piscivor	1	0	1,4
Nordseeschnäpel	<i>Coregonus oxyrinchus</i>	eur, dia/est	7,3	rheophil	lithophil	planktivor	5	anadrom	1,2
Zope	<i>Abramis ballerus</i>	fw	7,3	rheophil	phyto-lithophil	invertivor	1	0	1,0
Finte	<i>Alosa fallax</i>	eur, dia/est	7,8	rheophil	psammophil	planktivor	3	anadrom	1,0
Döbel, Aitel	<i>Leuciscus cephalus</i>	fw	5,8	rheophil	lithophil	omnivor	1	0	0,7
Atlantischer Stör	<i>Acipenser sturio</i>	eur, dia/est	7,2	rheophil	lithophil	invertivor	5	anadrom	0,4
Atlantischer Lachs	<i>Salmo salar</i>	eur	5,0	rheophil	lithophil	invertivor	5	anadrom	0,4
Meerforelle	<i>Salmo trutta, anadr.Stammform</i>	eur	5,0	rheophil	lithophil	invertivor	5	anadrom	0,4
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	fw	5,8	rheophil	lithophil	omnivor	1	0	0,3
Meerneunauge	<i>Petromyzon marinus</i>	eur	5,8	rheophil	lithophil	Filterierer	5	anadrom	0,3
Hecht	<i>Esox lucius</i>	fw	6,6	indifferent	phytophil	piscivor	1	0	0,2
Zährte	<i>Vimba vimba</i>	fw	6,6	rheophil	lithophil	invertivor	1	0	0,2
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	fw	6,1	rheophil	lithophil	invertivor	3	0	0,1
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	fw	6,5	indifferent	ostracophil	omnivor	1	0	0,1
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>	fw	6,8	indifferent	phyto-lithophil	omnivor	1	0	0,1
Karassche	<i>Carassius carassius</i>	fw	6,8	stagnophil	phytophil	omnivor	1	0	0,1
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	fw	6,8	indifferent	phytophil	omnivor	1	0	0,1
Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i>	fw	6,8	stagnophil	phytophil	omnivor	1	0	0,1
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	fw	5,8	rheophil	lithophil	herbivor	3	potamodrom	0,1
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	fw	6,9	stagnophil	phytophil	omnivor	1	0	0,1
Schlammpeitzger	<i>Misgurnus fossilis</i>	fw	6,9	stagnophil	phytophil	invertivor	1	0	0,1
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	fw	6,9	stagnophil	phytophil	omnivor	1	0	0,1
Schmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	fw	5,3	rheophil	psammophil	invertivor	1	0	0,1
Steinbeißer	<i>Cobitis taenia</i>	fw	6,5	rheophil	phytophil	invertivor	1	0	0,1
Wels	<i>Silurus glanis</i>	fw	6,9	indifferent	phytophil	piscivor	1	0	0,1
Zwergstichling	<i>Pungitius pungitius</i>	fw	7,2	indifferent	phytophil	omnivor	1	0	0,1
Maifisch	<i>Alosa alosa</i>	eur	7,0	rheophil	lithophil	planktivor	5	anadrom	0,1
Weißflossengründling	<i>Gobio albipinnatus</i>	fw	6,6	rheophil	psammophil	invertivor	1	0	?

## 6.1.2 Rezente Ergebnisse

Die gegenwärtige Situation der Fischfauna im Gewässertyp 20 der Tideelbe soll hier kurz erläutert werden. Zur Darstellung von Veränderungen über die Zeit sind Datengruppen (Zeitintervalle) gebildet worden, die jeweils mehrere Untersuchungsjahre und Stationen umfassen. Die Ergebnisse werden für beide in diesem Gewässertyp abgegrenzten Wasserkörper (s.o.) differenziert dargestellt.

Auf Grundlage aller Befischungen können für den Elbeabschnitt zwischen km 585,9 – km 634 insgesamt 31 Fischarten und Rundmäuler benannt werden. Im Vergleich der Zeitintervalle sind dabei gewisse Unterschiede zu verzeichnen. So lag die Gesamtanzahl der Arten in den 80er Jahren bei 11 Arten, während in der Zeit nach 2000 mit 25 (2000 – 2003) und 23 Arten (2004 – 2007) die Artenspektrum deutlich umfangreicher war.

Hervorgerufen werden die interannuellen Unterschiede v.a. durch die Begleitarten (BA) und die typspezifischen Arten (TSA). Von Arten aus der zuerst genannten Gruppe, zu denen z.B. Lachs, Meerneunauge, Hecht, Rotfeder gehören, liegt für das Intervall 1982-86 kein Nachweis vor. Die



TSA sind lediglich durch 3 Spezies (Meerneunauge, Flussbarsch, Zander) repräsentiert (Tab. 5). Möglicherweise wird ein Teil der Unterschiede auch durch die nach 2000 etwas höhere Befischungintensität (mehr Stationen, jährliche Befischung) ausgemacht.

**Tab. 3:** Übersicht über das Artenspektrum, Abundanz (Ind.\*h\*80m<sup>2</sup>) und Häufigkeitsanteile (%) der Fische und Rundmäuler im Gewässertyp 20 (sandgeprägter, tidebeeinflusster Strom des Tieflandes) der Tideelbe. Daten als Mittelwerte aus Intervallen mehrerer Untersuchungsjahre nur Frühjahrs- und Herbstdaten. MW = Mittelwert; LA = Leitart, TSA = typspezifische Art, BA = Begleitart, TFA = ‚typferne‘ Art nicht in der Referenzzönose aufgeführt. N.B. = nicht berechnet

TYP 20 Arten	Mittelwerte Kategorie	OWK-Hafen	OWK-Hafen	OWK-Hafen	OWK Elbe-	OWK-	OWK-Hafen	OWK-Hafen	OWK Elbe-	Vergleich nur für OWK	
		82-86 Ind *h*80m <sup>2</sup>	00-03 Ind *h*80m <sup>2</sup>	04-07 Ind *h*80m <sup>2</sup>	Ost 04-07 Ind *h*80m <sup>2</sup>	Hafen 82-86 Anteil %	00-03 Anteil %	04-07 Anteil %	Ost 04-07 Anteil %	ANOVA	Power
Stint	LA	101,7**	8951,8	7009,6	6679,5	79,9	97,1	82,8	96,9	P=0.005	0.84
Kaulbarsch	LA	0,04**	216,4	1036,1	136,6	0,03	2,3	12,2	2,0	P=0.011	-
Flunder	LA	0,5125**	7,72	344,9	15,9	0,4	0,1	4,1	0,2	P=0.019	0.64
Brasse	LA	0,88	6,71	29,59	26,8	0,7	0,1	0,3	0,4	P=0.805	-
Aal	LA	13,08	9,23	9,97	4,4	10,3	0,1	0,1	0,1	P=0.175	-
Drei Stichling	LA	10,04	11,10	4,70	3,9	7,9	0,1	0,1	0,1	P=0.392	-
Aland	LA	0,06	1,71	6,41	2,5	0,04	0,02	0,08	0,04	P=0.082	-
Güster	LA		1,73	0,52	2,4		0,02	0,01	0,03	P=0.132	-
Plötze	LA	0,51	0,22	0,83	0,7	0,40	0,002	0,01	0,01	n.b.	n.b.
Ukelei	LA		0,18	0,07	0,8		0,002	0,001	0,011	n.b.	n.b.
Zander	TSA	0,41	4,52	14,29	8,02	0,32	0,049	0,169	0,116	P=0.185	-
Finte	TSA		1,03	2,06	0,18		0,011	0,024	0,003	n.b.	n.b.
Flussneunauge	TSA	0,03	1,27	0,73	0,71	0,02	0,01	0,01	0,01	n.b.	n.b.
Flußbarsch	TSA	0,02	0,63	1,47	0,51	0,01	0,01	0,02	0,01	n.b.	n.b.
Rapfen	TSA		0,48	0,26	0,58		0,01	0,00	0,01	n.b.	n.b.
Schnäpel	TSA		0,18		0,03		0,002		0,0005	n.b.	n.b.
Quappe	TSA				0,10				0,0014	n.b.	n.b.
Lachs	BA		0,13	1,42	0,43		0,001	0,017	0,006	n.b.	n.b.
Zope	BA		0,05	0,06	0,96		0,0005	0,001	0,014	n.b.	n.b.
Meerforelle	BA		0,23	0,54	0,27		0,003	0,006	0,004	n.b.	n.b.
Meerneunauge	BA			0,16	0,06			0,0019	0,0009	n.b.	n.b.
Karpfen	BA		0,04	0,03	0,11		0,0005	0,0004	0,0015	n.b.	n.b.
Wels	BA		0,06		0,01		0,0007		0,0002	n.b.	n.b.
Döbel	BA		0,05		0,01		0,0006		0,0002	n.b.	n.b.
Hecht	BA		0,04				0,0004			n.b.	n.b.
Barbe	BA				0,03				0,0004	n.b.	n.b.
Rotfeder	BA				0,02				0,00035	n.b.	n.b.
Bitterling	BA			0,02				0,0003		n.b.	n.b.
Strandgrundel	TFA		1,36	0,05	4,75		0,015	0,0006	0,07	n.b.	n.b.
Sp_karpfen	TFA		0,05				0,0005			n.b.	n.b.
Bachforelle	TFA			0,02				0,0003		n.b.	n.b.

### 6.1.2.1 Vergleich mit der Referenzgemeinschaft

#### Artenspektrum

Seit der 80er Jahre sind 27 der 42 Referenzarten in der Tideelbe registriert. Das Zeitintervall 1982-86 (OWK Hafen) weist mit nur 11 Arten die geringste Artenzahl auf; im Zeitraum 2000-04 (25 Spezies) ist im OWK Elbe-Ost das bisherige Maximum verzeichnet worden (Tab. 3).

Alle 10 für den Gewässertyp 20 definierten Leitarten sind im Zeitraum 2000+ nachgewiesen worden. Im Zeitraum 1982-86 sind 8 Leitarten erfasst worden.

Von den 9 weiteren typspezifischen Referenzarten wurden insgesamt 7 erfasst, dies gilt allerdings nicht für jedes Datenintervall bzw. jeden Wasserkörper. Bei den zwei nicht dokumentierten Referenzarten handelt es sich um Gründling und Zope. Während das Spektrum der typspezifischen Arten weitgehend vollständig vorhanden ist, zeigen sich im Hinblick auf das Vorkommen der



Begleitarten gewisse Defizite, indem nur 11 der 23 Referenzbegleitarten dokumentiert sind. Fokussiert man auf die einzelnen Zeiträume sind noch deutliche Abweichungen zur Referenzgemeinschaft erkennbar; dies gilt v.a. für das Untersuchungsintervall aus den 1980er Jahren in dem keine Begleitart nachgewiesen wurden (Tab. 3). Zu den insgesamt ‚fehlenden‘ Arten gehören v.a. atypische Spezies wie Schlammpeitzger, Steinbeißer oder Karausche aber auch rheophile Fische wie Hasel oder Zährte.

Nach 2000 wurden noch einige Taxa (3) erfasst, die nicht zur Referenzgemeinschaft dieses Gewässertyps zählen. Hierzu gehören die Bachforelle, die ästuarine Strandgrundel und der nicht heimische Spiegelkarpfen (Tab. 3).

### **Dominanz**

Die Fischgemeinschaft wurde sowohl in den 80er Jahren als auch in jüngerer Vergangenheit stark durch den Stint dominiert. Die Art erreichte Häufigkeitsanteile von ca. 80 % (Intervall 1982-86) bis zu > 97 % im Zeitraum nach 2000. In der definierten Referenzgemeinschaft für den Gewässertyp 20 wird der Stint als dominante Art eingestuft, jedoch mit einem deutlich geringeren Anteil von 18,2 % (vgl. Abb. 4). Aufgrund der hohen Stintanzahlen erreichten mit wenigen Ausnahmen alle anderen typspezifischen Taxa (inkl. der Leitarten) zwangsläufig nur geringe Dominanzwerte von überwiegend deutlich < 3 % (Tab. 4). Ausnahmen konnten für Aal (10,3 %) und Aland (7,9 %) im Zeitraum 82-86 sowie für den Kaulbarsch (Zeitraum 2004-2007) im OWK Hafen verzeichnet werden. Letzterer erreichte hier einen Anteil von 12,2 % (Tab. 4).

### **Abundanzen**

Abb. 5 und Abb. 6 veranschaulichen die Abundanz der Leitarten (zusätzlich einiger weiterer Arten) je Zeitintervall differenziert für die Wasserkörper OWK Hafen und OWK Elbe Ost. Für letzteren Wasserkörper liegen Daten aus dem Zeitraum 2004 – 2007 vor. Aufgrund der auf Hol-Ebene ausgeprägten Abundanzvariabilität wurden die Daten für die Darstellung log-transformiert.

Die Ergebnisse zeigen für die meisten der Arten mehr oder weniger deutliche interannuelle Unterschiede. Es lassen sich dabei verschiedene Befunde erkennen:

1. Arten die in den 80er Jahren häufiger waren als im Zeitraum nach 2000 (nur Aal)
2. Arten deren Häufigkeit nach 2000 höher war als im Intervall 1982-86 (die meisten der Arten)
3. Arten ohne wesentliche Abundanzänderungen

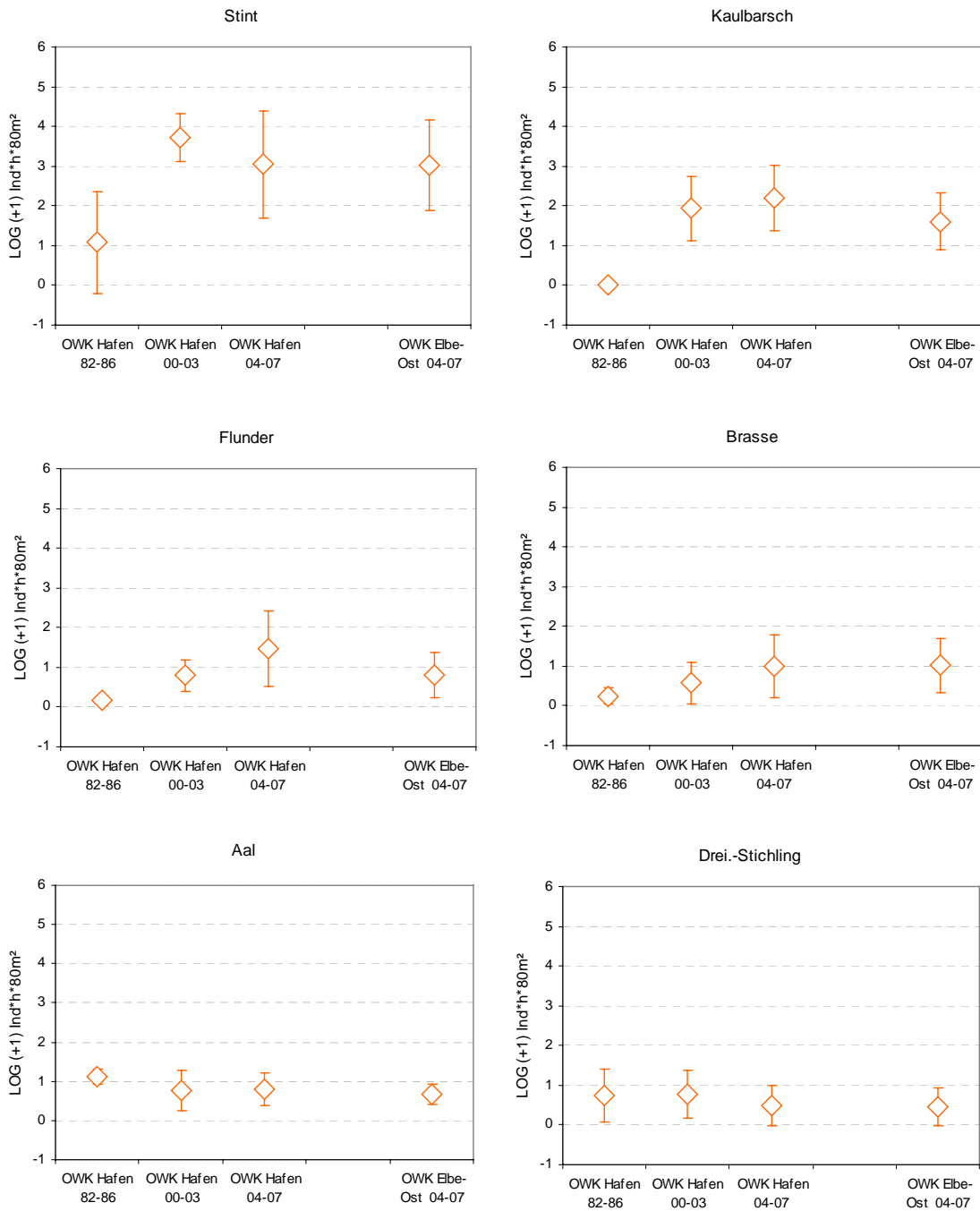
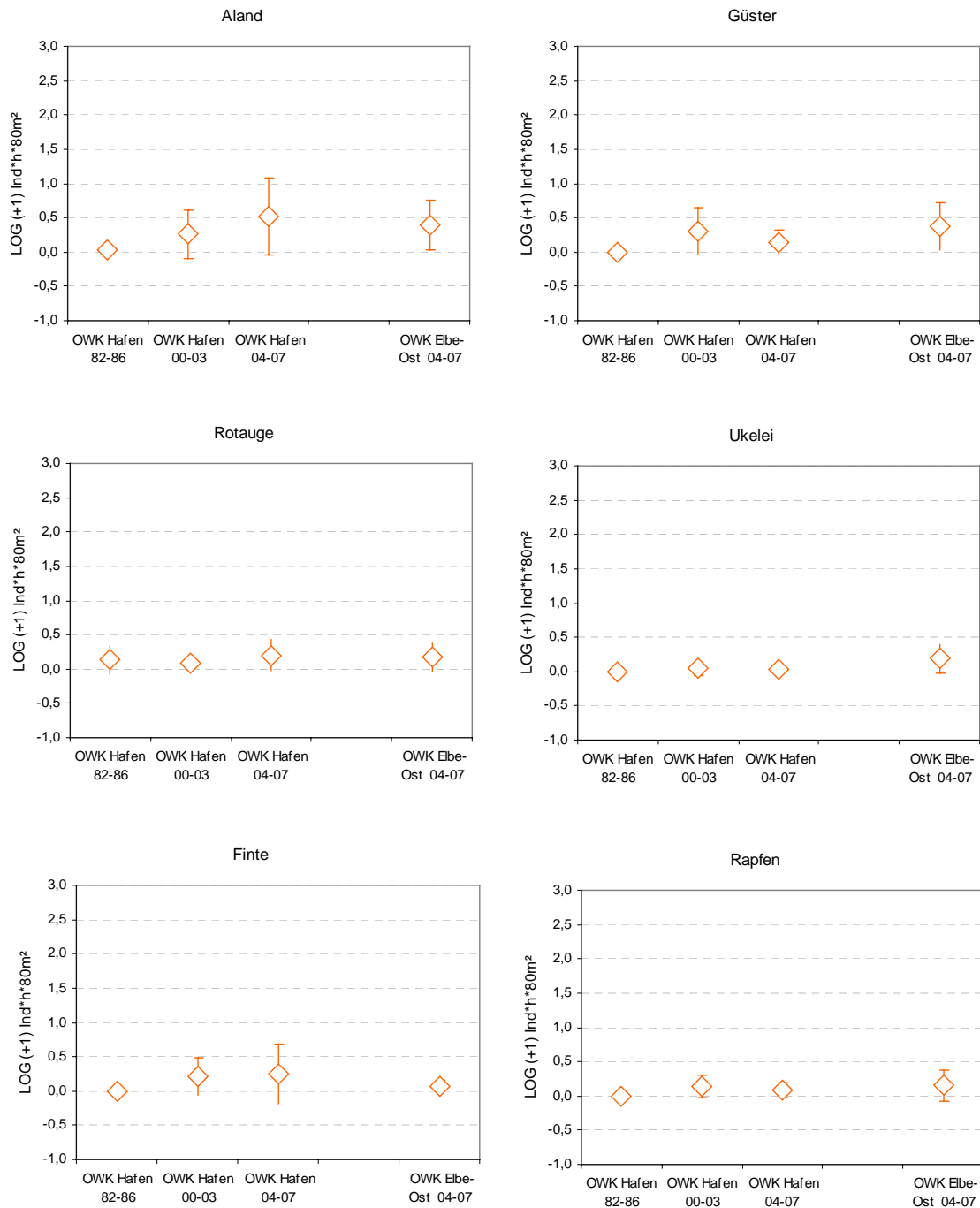


Abb. 5: Mittlere Abundanz und Standardabweichung (Ind\*h\*80m² log-transformiert) der typspezifischen Leitarten im Gewässertyp 20 der Elbe dargestellt für 4-Jahres-Intervalle. Daten: Möller 1982-86, Wassergütestelle Tideelbe 2000 – 2007. LOG 0,5 = 3,2 Ind.\*h\*80m², LOG 1 = 10 Ind.\*h\*80m², LOG 2 = 100 Ind.\*h\*80m², LOG 3 = 1000 Ind.\*h\*80m², LOG 4 = 10.000 Ind.\*h\*80m².



**Abb. 6:** Mittlere Abundanz und Standardabweichung (Ind\*h\*80m<sup>2</sup> log-transformiert) der typspezifischen Leitarten (Aland, Güster, Rotaugen, Ukelei) und ausgewählten Begleitarten (Finte, Rapfen) im Gewässertyp 20 der Tideelbe dargestellt für 4-Jahres-Intervalle. Daten: Möller 1982-86, Wassergütestelle Elbe 2000 – 2007. LOG 0,5 = 3,2 Ind.\*h\*80m<sup>2</sup>, LOG 1 = 10 Ind.\*h\*80m<sup>2</sup>, LOG 2 = 100 Ind.\*h\*80m<sup>2</sup>, LOG 3 = 1000 Ind.\*h\*80m<sup>2</sup>, LOG 4 = 10.000 Ind.\*h\*80m<sup>2</sup>.

Zu ,1' gehört nur der Aal (Abb. 5, unten links). Dieser wurde in den 80er Jahren im Mittel mit einer Häufigkeit von 13,1 (+/- 6,7) Ind\*h\*80m<sup>2</sup> erfasst. Im Zeitraum 2000-03 lag die Anzahl der Aale bei 9,2 (+/- 9,9) Ind\*h\*80m<sup>2</sup>. Auch für das Zeitintervall 2004 – 2007 blieb die Abundanz auf

einem ähnlichen Niveau (9,9 +/- 15,9 Ind\*h\*80m<sup>2</sup>). Ein Minimum ist für den Wasserkörper OWK Elbe-Ost (Intervall 2004-07) mit nur 4,4 Ind\*h\*80m<sup>2</sup> erkennbar. Aufgrund der hohen zeitlichen und räumlichen Variabilität sind die interannuellen Unterschiede allerdings nicht signifikant (nur OWK Hafen; P = 0.175, Power = nicht berechnet, ANOVA).

Zur 2. Gruppe gehören die meisten Arten der Leitarten wie Stint, Flunder, Kaulbarsch oder Brasse. Wenngleich die Anzahlen aller Taxa nach 2000 überwiegend höher lagen als im Zeitraum 1982-86 sind nur die Unterschiede für Stint, Flunder und Kaulbarsch statistisch signifikant (vgl. Tab. 3, Abb. 5 und Abb. 6). Insbesondere im Zeitraum 1982-86 war dieser Elbeabschnitt durch vergleichsweise geringe Stintanzahlen gekennzeichnet (101,7 +/- 165 Ind\*h\*80m<sup>2</sup>), während nach 2000 deutlich höhere Stintzahlen mit > 7000 Ind\*h\*80m<sup>2</sup> erfasst wurden (P = 0,005, Power = 0.84, ANOVA). Ähnliches, wenngleich auf niedrigerem Abundanzniveau, gilt auch für Flunder und Kaulbarsch. Mit lediglich 0,5 Ind\*h\*80m<sup>2</sup> sind Flundern im Zeitraum 1982-86 in sehr geringer Anzahl erfasst worden. Höhere Werte wurden im Zeitraum 2000-03 (7,7 Ind\*h\*80m<sup>2</sup>) verzeichnet; deutlich und signifikant höher lagen die Anzahlen dann zwischen 2004-07 mit >340 Ind\*h\*80m<sup>2</sup> (P = 0,019, Power = 0.64, ANOVA). Kaulbarsche waren im Zeitintervall 1982-86 stark unterrepräsentiert (0,04 Ind\*h\*80m<sup>2</sup>); wesentlich höhere Anzahlen wurden im Zeitraum 2000-03 (216 Ind\*h\*80m<sup>2</sup>) und v.a. im Zeitraum 2004-07 wurden bis zu 1036 Ind\*h\*80m<sup>2</sup> erfasst (OWK Hafen; P < 0.0001, Power = 1.0, ANOVA).

Für die Arten Dreistachliger Stichling, Rotaugen und Ukelei sind auf der vorliegenden Datengrundlage keine ausgeprägten interannuellen Unterschiede zu verzeichnen (vgl. Tab. 3, Abb. 5 und Abb. 6).

## 6.2 Gewässertyp 22.3 (Ströme der Marschen, Subtyp Tideelbe)

Der Tideelbeabschnitt unterhalb des Hamburger Hafens bis etwa Schwinge-Mündung wird dem Gewässertyp 23 zugeordnet. Der Gewässertyp umfasst im Sinne der WRRL einen Wasserkörper (OWK Elbe-West).

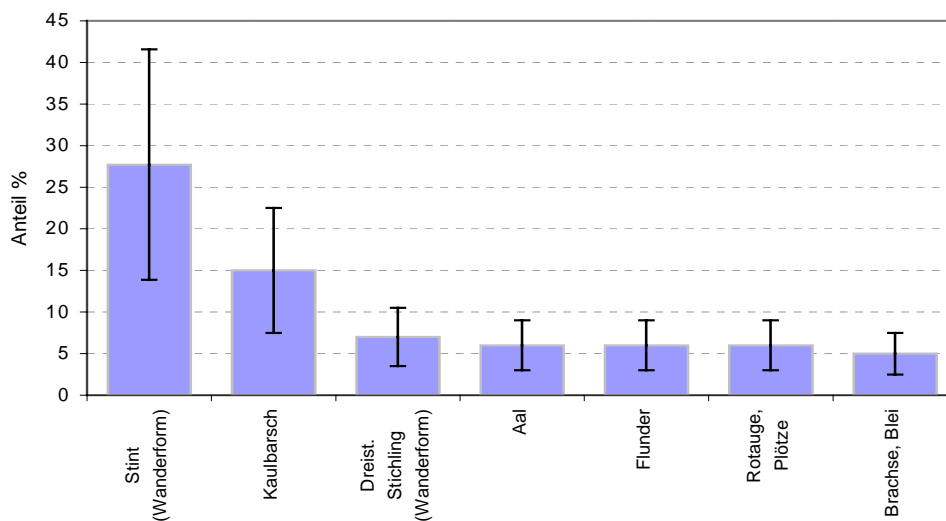
Für diesen Elbeabschnitt liegen Daten aus den 80er Jahren von Möller (1984, 1988) sowie insbesondere der Wassergütestelle Elbe vor (vgl. Tab. 1).

### 6.2.1 Referenzzustand

Wie bereits für den Gewässertyp 20 dargestellt, basiert auch die von der WGE (2007) erstellte Referenz für den Typ 22.3 auf rezenten und historischen Daten sowie einer fachlichen Experteneinschätzung. Vor diesem Hintergrund umfasst die Referenz 38 Fische und Neunaugen. Insgesamt sind 18 typspezifische, davon 7 Leitarten für den Gewässertyp 23 (Subtyp Tideelbe) benannt worden. 20 Spezies sind als Begleitarten eingestuft.

Zu den Leitarten gehören diadrome Arten wie Stint, Dreistachliger Stichling, Aal und Flunder. Ergänzt wird das Spektrum durch weit verbreitete Süßwasserarten wie Brasse, Rotaugen und Kaulbarsch (Abb. 7). Mit einem Referenzanteil von > 27 % bzw. 15 % sind Stint und Kaulbarsch unter quantitativen Gesichtspunkten die prägenden Arten.

Leitarten Referenz Typ 22.3, relativer Abundanzanteil



**Abb. 7:** Leitartenspektrum für den Gewässertyp 23 (Subtyp Tideelbe) und der artspezifische Referenzhäufigkeitsanteil, dargestellt mit einer 50 %igen Abweichung vom jeweiligen ‚Zentralwert‘. Festlegung der Referenzbedingungen Wassergütestelle Elbe (2007).

Ähnlich wie auch im stromauf anschließenden Gewässertyp 20 zählen die diadromen Arten Flussneunauge, Finte und Schnäpel zu den typspezifischen Arten. Ein Teil der diadromen Arten (u.a. Finte, Flunder oder Stint) kann als ästuarin bezeichnet werden, da sie große Teile ihres Lebenszyklusses im Ästuar verbringen. Zur Kategorie typischer Arten gehören auch potamodrome Fische wie der Rapfen oder Quappe.

Für andere Arten (Neunaugen, Großsalmoniden) ist die Tideelbe dagegen v.a. als Transitstrecke zu ihren in den Oberläufen befindlichen Laichplätzen von Bedeutung. Aufgrund der ursprünglichen Habitatvielfalt ist auch im Gewässertyp 23 ein breites Spektrum an auetypischen Arten wie Karasche, Moderlieschen und Schlammpeitzger zu erwarten; v.a. die Seitengewässer des ehemaligen Urstromtales sind für diese Arten von Bedeutung.

Nach WGE (2007) gehören die ‚Ströme der Marschen‘ im Referenzzustand zu den fischreichsten Gewässerabschnitten. Eine Übersicht über die Referenzzönose für den Gewässertyp 23 ist Tab. 4 zu entnehmen.

Tab. 4: Referenzartenliste für den Typ 23 Subtyp Tideelbe (sandgeprägter, tidebeeinflusster Strom des Tieflandes). Eur = Euryhalin, dia = diadrom, est = ästuarin, fw = Süßwasser. FRI = Fischregionsindex. Leitarten >= 5 %, typspezifische Arten >= 1 %; Begleitarten < 1 %. Mobilität : 5 = Langdistanzwanderer, 1 = Kurzdistanzwanderer

Referenzliste Typ 22.3	Tideästuar Elbe	Gilde	Habitat	Reproduktion	Trophie	Mobilität (Distanzen)	Diadromie	Anteil % Ref
Stint (Wanderform)	Osmerus eperlanus	eur, dia/est	rheophil	lithophil	planktivor	3	anadrom	27,7
Kaulbarsch	Gymnocephalus cernuus	fw	indifferent	phyto-lithophil	invertivor	1	0	15,0
Dreist. Stichling (Wanderform)	Gasterosteus aculeatus	eur, dia/est	indifferent	phytophil	omnivor	3	anadrom	7,0
Aal	Anguilla anguilla	eur	indifferent	marin	inverti-piscivor	5	katadrom	6,0
Flunder	Platichthys flesus	eur, dia/est	rheophil	marin	invertivor	4	katadrom	6,0
Rotaugen, Plötze	Rutilus rutilus	fw	indifferent	phyto-lithophil	omnivor	1	0	6,0
Brachse, Blei	Abramis brama	fw	indifferent	phyto-lithophil	omnivor	1	0	5,0
Aland, Nerfling	Leuciscus idus	fw	rheophil	phyto-lithophil	omnivor	1	0	4,0
Barsch, Flussbarsch	Perca fluviatilis	fw	indifferent	phyto-lithophil	inverti-piscivor	1	0	3,0
Güster	Abramis bjoerkna	fw	indifferent	phytophil	omnivor	1	0	3,0
Finte	Alosa fallax	eur, dia/est	rheophil	psammophil	planktivor	3	anadrom	2,0
Flussneunauge	Lampetra fluviatilis	fw	rheophil	lithophil	Filterierer	5	anadrom	2,0
Quappe, Rutte	Lota lota	fw	rheophil	litho-pelagophil	inverti-piscivor	3	potamodrom	2,0
Rapfen	Aspius aspius	fw	rheophil	lithophil	piscivor	3	0	2,0
Ukelei, Laube	Alburnus alburnus	fw	indifferent	phyto-lithophil	omnivor	1	0	2,0
Nordseeschnäpel	Coregonus oxyrinchus	eur, dia/est	rheophil	lithophil	planktivor	5	anadrom	1,5
Gründling	Gobio gobio	fw	rheophil	psammophil	invertivor	1	0	1,0
Zander	Sander lucioperca	fw	indifferent	phyto-lithophil	piscivor	1	0	1,0
Atlantischer Lachs	Salmo salar	eur	rheophil	lithophil	invertivor	5	anadrom	0,5
Meerforelle	Salmo trutta, anadrome SF	fw	rheophil	lithophil	invertivor	5	anadrom	0,5
Zope	Abramis ballerus	eur	rheophil	phyto-lithophil	invertivor	1	0	0,5
Atlantischer Stör	Acipenser sturio	eur, dia/est	rheophil	lithophil	invertivor	5	anadrom	0,4
Meerneunauge	Petromyzon marinus	eur	rheophil	lithophil	Filterierer	5	anadrom	0,4
Bitterling	Rhodeus amarus	fw	indifferent	ostracophil	omnivor	1	0	0,1
Döbel, Aitel	Leuciscus cephalus	fw	rheophil	lithophil	omnivor	1	0	0,1
Giebel	Carassius gibelio	fw	indifferent	phyto-lithophil	omnivor	1	0	0,1
Hasel	Leuciscus leuciscus	fw	rheophil	lithophil	omnivor	1	0	0,1
Hecht	Esox lucius	fw	indifferent	phytophil	piscivor	1	0	0,1
Karausche	Carassius carassius	fw	stagnophil	phytophil	omnivor	1	0	0,1
Karpfen	Cyprinus carpio	fw	indifferent	phytophil	omnivor	1	0	0,1
Maifisch	Alosa alosa	eur	rheophil	lithophil	planktivor	5	anadrom	0,1
Moderlieschen	Leucaspis deloneatus	fw	stagnophil	phytophil	omnivor	1	0	0,1
Rotfeder	Scardinius erythrophthalmus	fw	stagnophil	phytophil	omnivor	1	0	0,1
Schlammpeitzger	Misgurnus fossilis	fw	stagnophil	phytophil	invertivor	1	0	0,1
Schleie	Tinca tinca	fw	stagnophil	phytophil	omnivor	1	0	0,1
Wels	Silurus glanis	fw	indifferent	phytophil	piscivor	1	0	0,1
Zährte	Vimba vimba	fw	rheophil	lithophil	invertivor	1	0	0,1
Zwergstichling	Pungitius pungitius	fw	indifferent	phytophil	omnivor	1	0	0,1

## 6.2.2 Rezente Ergebnisse

Zur besseren Veranschaulichung möglicher Veränderungen über die Zeit sind Datengruppen (Zeitintervalle) gebildet worden, die jeweils mehrere Untersuchungsjahre und Stationen umfassen (vgl. auch Gewässertyp 20).

Auf Grundlage aller Daten können für den Gewässertyp 23 der Tideelbe (km 634 – km 654,9) 35 Fischarten und Rundmäuler benannt werden. Dabei sind Unterschiede im Vergleich der Zeitintervalle erkennbar. So lag die Gesamtanzahl der Arten in den 80er Jahren bei 19 Arten, während in der Zeit nach 2000 mit 29 (2000 – 2003) und 26 Arten (2004 – 2007) die Artenvielfalt größer war. Hervorgerufen wurden die interannuellen Unterschiede v.a. durch die höhere Taxazahl an ‚typfernen‘ Arten (Tab. 5, Kat. TFA), die aber insgesamt in nur geringer Häufigkeit in diesem Elbebereich erfasst wurden. Hierzu zählen z.B. Spezies mariner Gilden wie Stöcker, Scholle oder Sprotte. Möglicherweise wird ein Teil der Unterschiede auch durch die nach 2000 etwas höhere Befischungintensität (mehr Stationen, jährliche Befischung) ausgemacht.

Tab. 5: Übersicht über das Artenspektrum, Abundanz (Ind.\*h\*80m<sup>2</sup>) und Häufigkeitsanteile (%) der Fische und Rundmäuler im Gewässertyp 23 (Ströme der Marschen) der Tideelbe. Daten als Mittelwerte aus Intervalle mehrerer Untersuchungsjahre nur Frühjahrs- und Herbstdaten. MW = Mittelwert; LA = Leitart, TSA = typspezifische Art, BA = Begleitart, TFA = ‚typferne‘ Art nicht in der Referenzzönose aufgeführt. ANOVA (einfache Variananalyse), Power = 1 sehr gute Aussagekraft), n.b. = nicht berechnet.

Typ 22.3 OWK Elbe-West									
	MW	82&85/86	00-03	04-07	82&85/86	00-03	04-07		
Arten	Kat	Ind *h*80m <sup>2</sup>	Ind *h*80m <sup>2</sup>	Ind *h*80m <sup>2</sup>	Anteil%	Anteil%	Anteil %	ANOVA	POWER
Stint	LA	2193,7**	15157,1	19287,3	70,1	97,2	98,3	P=0.0012	0.73
Kaulbarsch	LA	0,7**	372,6**	137,04**	0,02	2,39	0,70	P<0.001	1.0
Brasse	LA	0,31**	4,5**	112,4	0,01	0,03	0,57	P=0.022	-
Drei Stichling	LA	49,8	18,3	24,0	1,59	0,12	0,12	P=0.785	0.049
Aal	LA	41,3**	4,7	3,7	1,32	0,03	0,02	P<0.001	0.97
Flunder	LA	8,2	11,2	11,0	0,26	0,07	0,06	P=0.68	0.049
Plötze	LA	0,2	1,8	0,9	0,01	0,01	0,005	n.b.	n.b.
Finte	TSA	836,35	6,57	10,40	26,71	0,042	0,053	n.b.	n.b.
Zander	TSA	0,19	7,71	14,14	0,006	0,049	0,072	n.b.	n.b.
Aland	TSA	0,05	1,11	6,89	0,002	0,007	0,035	n.b.	n.b.
Güster	TSA	0,07	4,14	0,34	0,002	0,027	0,002	n.b.	n.b.
Rapfen	TSA	0,01	0,96	0,90	0,000	0,006	0,005	n.b.	n.b.
Flussneunauge	TSA	0,06	0,63	0,54	0,002	0,004	0,003	n.b.	n.b.
Flußbarsch	TSA	0,03	0,71	0,41	0,001	0,005	0,002	n.b.	n.b.
Ukelei	TSA		0,24	0,08		0,002	0,000	n.b.	n.b.
Schnäpel	TSA		0,02	0,14		0,000	0,001	n.b.	n.b.
Zope	BA		0,76	0,47		0,005	0,002	n.b.	n.b.
Meerforelle	BA	0,07	0,56	0,49	0,002	0,004	0,003	n.b.	n.b.
Lachs	BA		0,13	0,14		0,001	0,001	n.b.	n.b.
Meerneunauge	BA		0,05	0,02		0,0003	0,0001	n.b.	n.b.
Karpfen	BA		0,05	0,02		0,0003	0,0001	n.b.	n.b.
Karausche	BA		0,02			0,0002		n.b.	n.b.
Zw_stichling	BA	0,01	0,01		0,0002	0,0001		n.b.	n.b.
Rotfeder	BA	0,01			0,0005			n.b.	n.b.
Hecht	BA	0,01			0,0002			n.b.	n.b.
Strandgrundel	TFA	0,004	0,33	0,02	0,0001	0,002	0,0001	n.b.	n.b.
Stöcker	TFA		0,23			0,001		n.b.	n.b.
Giebel	TFA		0,16			0,001		n.b.	n.b.
Scholle	TFA		0,14			0,001		n.b.	n.b.
Sprotte	TFA		0,14			0,001		n.b.	n.b.
Bachforelle	TFA			0,03			0,0001	n.b.	n.b.
Hering	TFA			0,02			0,0001	n.b.	n.b.
Regenbogenforelle	TFA			0,02			0,0001	n.b.	n.b.
Sp_karpfen	TFA		0,02			0,0001		n.b.	n.b.
Kleine Maräne	TFA			0,01			0,00005	n.b.	n.b.

### 6.2.2.1 Vergleich mit der Referenzgemeinschaft

#### Artenspektrum

Bezogen auf die Referenzgemeinschaft sind 25 der insgesamt 38 Referenzarten dieses Gewässertyps registriert, wobei für das Zeitintervall 1982-86 mit nur 13 Arten das Minimum und für den Zeitraum 2000-03 (23 Spezies) das bisherige Maximum zu verzeichnen ist.

Die 7 für den Gewässertyp 22.3 definierten Leitarten sind in jedem Zeitintervall nachgewiesen worden. Von den 11 weiteren typspezifischen Referenzarten wurden 9 erfasst, dies gilt ebenfalls für jedes Zeitintervall. Bei den zwei nicht dokumentierten Referenzarten handelt es sich um Quappe und Gründling. Während das Spektrum der typspezifischen Arten also weitgehend

vollständig vorhanden ist, konnte insgesamt nur etwa die Hälfte (9) der als Begleitarten kategorisierten Taxa erfasst werden. Fokussiert man auf die einzelnen Zeiträume, sind noch deutliche Abweichungen zur Referenzgemeinschaft erkennbar; dies gilt v.a. für das Untersuchungsintervall aus den 80er in dem nur 4 der insgesamt 20 Referenzarten nachgewiesen wurden (Tab. 4).

Zu den insgesamt ‚fehlenden‘ Arten gehören v.a. auetypische Spezies wie Bitterling oder Schlammpeitzger, aber auch die rheophile Fische Hasel oder Döbel.

Neben den Referenzarten sind noch eine Reihe weiterer Taxa dokumentiert, die sich z.T. aus marinen Gilden (Hering, Sprotte, Scholle) rekrutieren oder als nicht heimisch gelten (Regenbogenforelle, Giebel, Spiegelkarpfen).

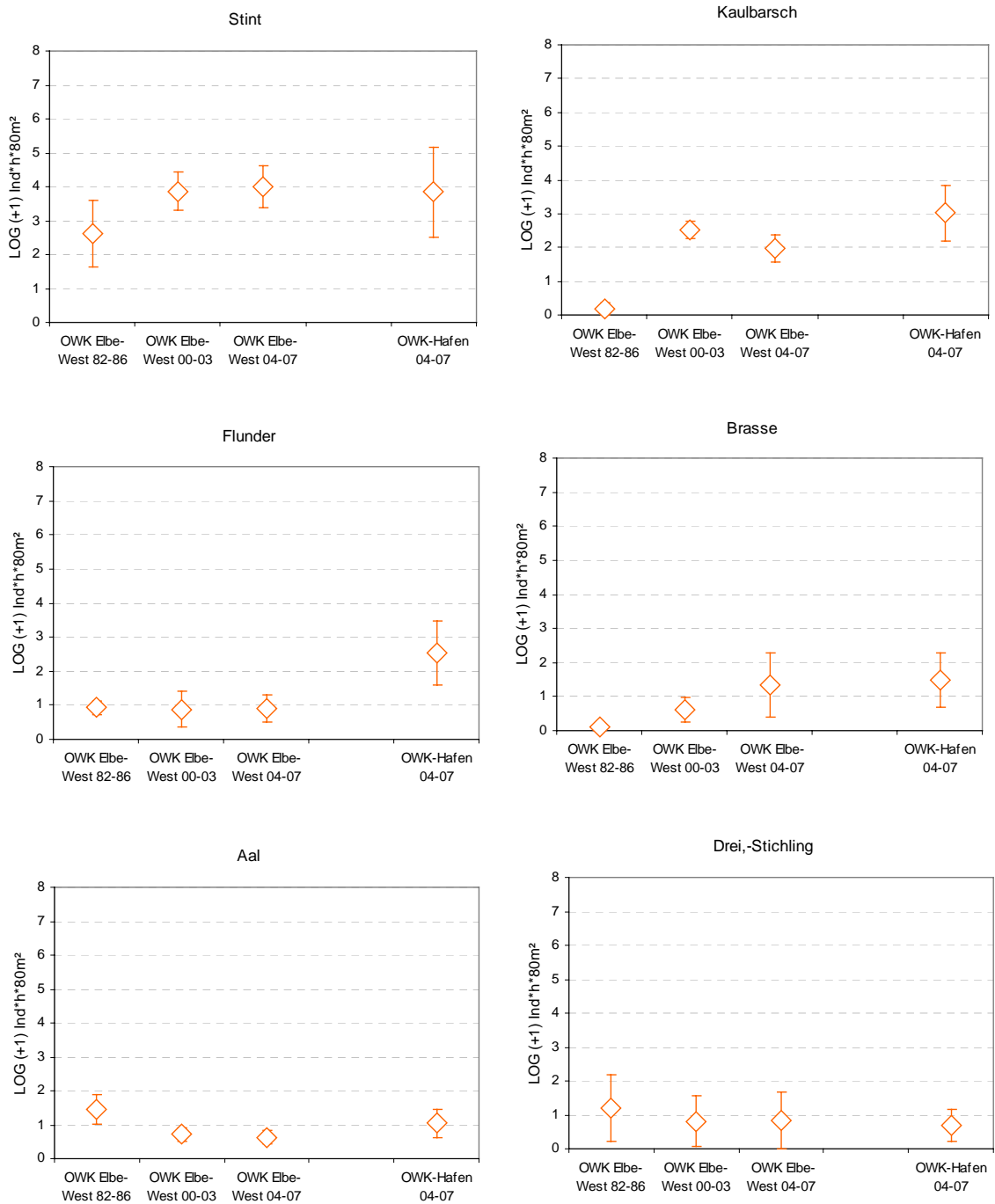
### **Dominanz**

Die Fischgemeinschaft wurde sowohl in den 80er Jahren als auch in jüngerer Vergangenheit stark durch den Stint dominiert. Die Art erreichte Häufigkeitsanteile von  $> 70\%$  (Intervall 191982-86) bis zu  $> 97\%$  im Zeitraum nach 2000. Auch in der definierten Referenzgemeinschaft wird der Stint als dominante Art eingestuft, jedoch mit einem deutlich geringeren Anteil von  $27,7\%$  (vgl. Abb. 7). Aufgrund der hohen Stintanzahlen erreichen alle anderen typspezifischen Taxa (inkl. der Leitarten) zwangsläufig nur geringe Dominanzwerte von z.T. deutlich  $< 3\%$  (Tab. 4). Eine Ausnahme macht in diesem Zusammenhang die Finte deren Anteil in den 80er Jahren mit  $> 25\%$  hoch war. Im Zeitraum 2000+ lag ihr Anteil mit  $< 0,1\%$  dagegen sehr niedrig. Dies hat zwei Gründe: zum einen handelt es sich bei der hohen Fintenzahl in den 80er Jahren fast ausschließlich um Tiere der frühen AG 0+ - Gruppe ( $< 5\text{ cm}$ ), die im Spätsommer noch im Tideelbeabschnitt um km 650 erfasst wurden (Möller 1984). Diese Größenklasse wurde nach 2000 vermutlich aus methodischen Gründen (größere Netzmaschenweite) nicht mittels Hamen erfasst. Zum anderen war die absolute Anzahl der Stinte nach 2000 wesentlich höher (s.u.), so dass die Anteile anderer Arten (einschließlich der Finte) zwangsläufig gering werden.

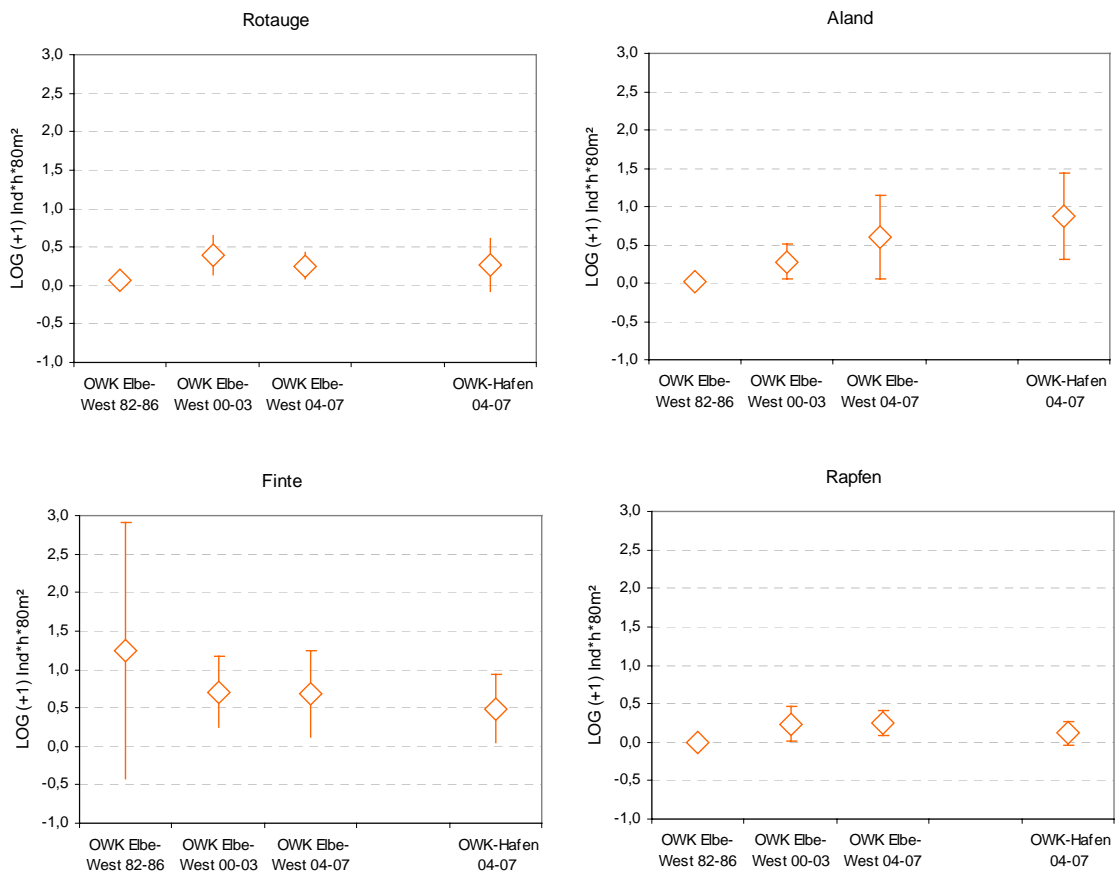
### **Abundanzen**

In den folgenden Abb. 8 und Abb. 9 ist die mittlere Abundanz/Zeitintervall der Leitarten sowie für ausgewählte weitere typspezifische Arten des Gewässertyps 22.3 (Wasserkörper OWK Elbe-West) dargestellt. Aufgrund der ausgeprägten räumlichen und zeitlichen Abundanz-Variabilität wurden die Daten für die Darstellung log-transformiert.





**Abb. 8:** Mittlere Abundanz und Standardabweichung (Ind\*h\*80m² log-transformiert) der typspezifischen Leitarten im Gewässertyp 23 der Tideelbe dargestellt für 4-Jahres-Intervalle. Daten: Möller 1982-86, Wassergütestelle Elbe 2000 – 2007. LOG 0,5 = 3,2 Ind.\*h\*80m², LOG 1 = 10 Ind.\*h\*80m², LOG 2 = 100 Ind.\*h\*80m², LOG 3 = 1000 Ind.\*h\*80m², LOG 4 = 10.000 Ind.\*h\*80m².



**Abb. 9:** Mittlere Abundanz und Standardabweichung (Ind\*h\*80m<sup>2</sup> log-transformiert) der typspezifischen Leitarten (Rotaue) und ausgewählten Begleitarten (Aland, Finte, Rapfen) im Gewässertyp 23 (OWK Elbe West) der Tideelbe dargestellt für verschiedene 4-Jahres-Intervalle. Zum Vergleich wurde das Intervall 00-04 des Wasserkörpers OWK Hafen (Typ 20, s.o.) mit dargestellt. Daten: Möller 1982-86, Wassergütestelle Elbe 2000 – 2007. LOG 0,5 = 3,2 Ind.\*h\*80m<sup>2</sup>, LOG 1 = 10 Ind.\*h\*80m<sup>2</sup>, LOG 2 = 100 Ind.\*h\*80m<sup>2</sup>, LOG 3 = 1000 Ind.\*h\*80m<sup>2</sup>, LOG 4 = 10.000 Ind.\*h\*80m<sup>2</sup>.

Die Ergebnisse zeigen für einige der Arten Unterschiede im Vergleich der differenzierten Zeitintervalle. Es deuten sich dabei zwei Entwicklungen an.

1. Arten die in den 80er Jahren häufiger waren als im Zeitraum nach 2000
2. Arten deren Häufigkeit nach 2000 höher war als im Intervall 1982-86
3. Arten ohne wesentliche Abundanzänderungen

Zu ‚1‘ gehören Aal, Dreistachliger Stichling und Finte. Der Aal wurde in den 80er Jahren im Mittel mit einer Häufigkeit von 41,3 (+/- 41,7) Ind\*h\*80m<sup>2</sup> erfasst. Bereits 5 Jahre später sank die Anzahl der Aale auf 4,7 (+/- 3,4) Ind\*h\*80m<sup>2</sup>. Auch für das Zeitintervall 2004 – 2007 blieb die Abundanz auf einem niedrigen Niveau (3,7 +/- 2,3 Ind\*h\*80m<sup>2</sup>). Trotz der hohen zeitlichen und räumlichen Variabilität sind die erkennbaren Unterschiede zwischen den differenzierten Zeiträumen als signifikant anzusehen (P < 0.001, Power = 0.97, ANOVA). Die mittlere Abundanz des

Dreistachligen Stichlings war in den 80er Jahren mit  $49,8 \text{ Ind} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$  höher als nach 2000. In den Zeiträumen 2000-03 und 2004-07 wurden im Mittel etwa 18,3 bzw. 24  $\text{Ind} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$  erfasst. Auf der Grundlage aller Daten sind die Unterschiede aber aufgrund der jeweils hohen saisonalen und räumlichen Variabilität nicht signifikant ( $P = 0.785$ , Power = 0.049, ANOVA). In diesem Zusammenhang ist darauf hinzuweisen, dass die vorliegenden Angaben sowohl auf Frühjahrs- und Herbstdaten basieren. Würden ausschließlich Frühjahrsdaten verwendet (als Vorkommensschwerpunkt der Stichlinge während ihrer Laichwanderung) wären interannuelle Unterschiede deutlich ausgeprägter und damit u.U. auch signifikant; eine solche Betrachtung ist im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht erfolgt.

Die sehr deutlichen Abundanzunterschiede bei der Finte zwischen dem Zeitintervall 1982-86 ( $836,4 \text{ Ind} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ ) und dem Zeitraum nach 2000 (6,6 bzw.  $10,7 \text{ Ind} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ ) sind auf die in den 80er Jahren hohen Anzahlen an 0+ -Tieren zurückzuführen, die vermutlich aus methodischen Gründen (s.o.) nach 2000 nicht erfasst wurden. Möller (1984) weist in diesem Zusammenhang auf die Tatsache hin, dass v.a. die Abundanz der juvenilen Finten räumlich und zeitlich sehr hohe Schwankungen aufwies. So wurde z.B. 1982 das völlige Fehlen von Jungfinten im Hamburger Raum hingewiesen. Aufgrund der beschriebenen nur eingeschränkten Vergleichbarkeit der Daten ist für die Finte auf eine statistische Behandlung verzichtet worden (vgl. Tab. 5, Abb. 8 und Abb. 9).

Zu ‚2‘ gehören v.a. Arten wie der Stint, Kaulbarsch oder Brasse. Im Vergleich zum Intervall 1982-86 ( $2193 \pm 3839 \text{ Ind} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ ) sind nach 2000 deutlich höhere Stintzahlen mit  $> 15.000 \text{ Ind} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$  erfasst worden. Trotz einer starken Variabilität sind die Unterschiede statistisch signifikant ( $P = 0,001$ , Power = 0.73, ANOVA). Ähnliches, wenngleich auf niedrigerem Abundanzniveau, gilt auch für Kaulbarsch und Brasse. Kaulbarsche waren im Zeitintervall 1982-86 mit nur  $0,7 \text{ Ind} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$  deutlich unterrepräsentiert; wesentlich höhere Anzahlen ( $372 \text{ Ind} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ ) konnten v.a. im Zeitraum 2000-03 verzeichnet werden. Zwischen 2004 – 2007 lag die mittlere Abundanz der Art wieder niedriger bei  $137 \text{ Ind} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ . Die festgestellten interannuellen Unterschiede sind signifikant ( $P < 0.0001$ , Power = 1.0, ANOVA). Brassen waren wie Kaulbarsche insbesondere im Intervall 1982-86 sehr individuenarm; etwas höhere Abundanzen ( $4,5 \text{ Ind} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ ) wurden im Zeitraum 2000-03 ermittelt, während 2000 - 2004 die Brassenanzahl mit  $> 100 \text{ Ind} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$  dann deutlich und signifikant höher lag ( $P = 0.022$ , Power: nicht berechnet, ANOVA). Auch für den Aland, der zu den typspezifischen Arten zählt, ist in jüngerer Vergangenheit eine Zunahme der Abundanz zu erkennen. In den 80er Jahren lag die mittlere Individuenzahl mit nur  $0,05 \text{ Ind} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$  besonders niedrig. Höhere Werte wurden nach 2000 mit bis zu  $6,9 \text{ Ind} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$  verzeichnet (vgl. Tab. 5, Abb. 8 und Abb. 9).

Für Flunder, Rotaugen oder Rapfen (Gruppe 3) lassen sich nur graduelle Veränderungen erkennen. In dem die Abundanzen im Zeitraum nach 2000 etwas höher lagen (vgl. Tab. 5, Abb. 8 und Abb. 9).

### 6.3 Gewässertyp Übergangsgewässer T1 (Subtyp Elbe)

Der Tideelbeabschnitt unterhalb Schwinge-Mündung bis etwa Cuxhaven wird dem Gewässertyp T1 zugeordnet. Der Gewässertyp umfasst im Sinne der WRRL einen Wasserkörper (OWK Übergangsgewässer).

Für diesen Elbeabschnitt liegen Daten aus den 80er Jahren von Möller (1984, 1988) sowie insbesondere der Wassergütestelle Elbe vor (vgl. Tab. 1).

### 6.3.1 Referenzzustand

In 2006 wurden im Rahmen der Arbeiten für ein WRRL-konformes fischbasiertes Bewertungsverfahren Referenzbedingungen für den Typ T1 (Übergangsgewässer) abgeleitet. Diese umfassen neben dem Artenspektrum auch Angaben zur Häufigkeit. Letzterer Aspekt wird dabei durch die Festlegung Häufigkeitskategorien bzw. absolute Abundanzen für ausgewählte Indikatorarten beschrieben (Bioconsult 2006).

Die Herleitung Referenz bezieht sich auf einen historischen Referenzzustand und basiert auf rezenten und historischen Daten. Vor diesem Hintergrund sind 53 Fische und Neunaugen in der Referenzliste aufgeführt. Das Spektrum wird dabei nach ökologischen Gilden, die jeweils spezifische Lebensraumsprüche haben, differenziert.

Am artenreichsten ist die Gilde der ästuarin residenten Arten, die mit 18 Spezies historisch in der Tideelbe vertreten war. Die Gilde der diadromen Wanderarten umfasst 13 Spezies. Ergänzt wird die Referenzgemeinschaft durch insgesamt 21 Arten mariner Gilden (marin-juvenile, marin-saisonal). Diese Arten gehören zum typischen Fauneninventar des Übergangsgewässers, welches im Rahmen der jeweiligen Lebenszyklen der Arten ein unverzichtbarer Lebensraum (Aufwachs-, Nahrungs- und Rückzugshabitat) darstellt. Zur Definition der ökologischen Gilden s.a. Elliot & Dewailly (1995) und Elliot et al. (2007).

Die nach WRRL erforderlichen Einbeziehung des Parameters Abundanz er 6 charakteristische Arten mit spezifischen Habitatansprüchen als so genannte quantitative Indikatoren definiert worden (s.o.). Für diese wurden artspezifisch Referenzhäufigkeiten ( $\text{Ind} \cdot \text{h} \cdot 80\text{m}^2$ ) hergeleitet (vgl. Bioconsult 2006, Tab. 6).

**Tab. 6:** Historisches Referenzartenspektrum (ohne Süßwasserarten und marine Gäste) für den Gewässertyp T1 (Übergangsgewässer). Quelle: Bioconsult 2006. Abkürzungen: fs = bevorzugt auf Feinsubstrat, hs = bevorzugt im Bereich von Hartsubstraten; aes = ästuarin, mar-juv = marin-juvenil, mar-saison = marin saisonal (zum Gemeinschaftstyp s. Elliot & Dewailly 1995); ben = benthische Lebensweise, pel = pelagische Lebensweise, dem = demersale Lebensweise. Reprod = Reproduktionstyp. Artsspezifische Häufigkeitskategorien: 1 = sporadisch bis 5 = massenhaft, \* = Ind\* $\times$ 80m<sup>2</sup> Referenzwert für den ‚sehr guten ökologischen Zustand‘ im Sinne der WRRL.

Fischart	lateinische Namen	Gemein-Typ	Habitat	Substrat	Nahrungstyp	Reprod	Historisch, Häufigkeit
<b>Gilde Diadrome Arten</b>							
Aal	Anguilla anguilla	dia	ben	fs	plank/pisci/inver	nicht im Aest	5
Dünnlippige Meeräsche	Liza ramada	dia	pel	-	inver/pisci/det	pelagisch	?
Streifenbarbe	Mullus surmuletus	dia	pel				?
Finte (differenziert nach AG)	Alosa fallax	dia/aes	pel	-	plank/pisci	benthisch	>2.700*
Stint (differenziert nach AG)	Osmerus eperlanus	dia/aes	pel	-	invertivor/pisci	benthisch	>20.000*
Stör	Acipenser sturio	dia/aes	dem	sand	invertivor/pisci	benthisch	4
Dreist. Stichling	Gasterosteus aculeatus	dia	pel	-	invertivor/pisci	nicht im Aest	5
Flußneunauge	Lampetra fluviatilis	dia	ben	fs	piscivor	nicht im Aest	5
Lachs	Salmo salar	dia	pel	-	invertivor/pisci	nicht im Aest	5
Maifisch	Alosa alosa	dia	pel	-	pisci	ben/ nicht i. Aest	4
Meerforelle	Salmo trutta	dia	pel	-	invertivor/pisci	nicht im Aest	4
Nordsee-Schnäpel	Coregonus oxyrhynchus	dia/aes	pel	-	piscivor/inver	benthisch	4
Meerneunauge	Petromyzon marinus	dia	ben	fs	piscivor	nicht im Aest	3
<b>Gilde Astuarine Arten</b>							
Flunder	Platichthys flesus	aes/dia	ben	fs	invertivor/pisci	pelagisch	>120*
Gr. Scheibenbauch	Liparis liparis	aes	ben	indiff	invertivor/pisci	Vegetation	>1.500*
Kleine Schlangennadel	Nerophis ophidion	aes	dem	fs/veg	invertivor/pisci	Brutpflege	2
Krum. Schlangennadel	Nerophis lumbriciformes	aes	ben	hs/veg	invertivor/pisci	Brutpflege	2
Aalmutter	Zoarces viviparus	aes	ben	indiff	invertivor	Brutpflege-vivi	4
Butterfisch	Pholis gunellus	aes	ben	indiff,veg	invertivor	Brutpflege	4
Fleckengrundel	Potamoschistus pictus	aes	ben	sand	invertivor	Nest	3
Froschdorsch	Raniceps raninus	aes	dem	hs	invertivor	Nest	?
Glasgrundel	Aphia minuta	aes	pel	-	piscivor	benthisch	2
Gr. Seenadel	Syngnathus acus	aes	ben	indiff	invertivor/pisci	benthisch	4
Grasnadel	Syngnathus typhle	aes	dem	indiff/veg	invertivor/pisci	Nest	2
Kl. Sandaal	Ammodytes tobianus	aes	ben	sand	plank	benthisch	4
Kl. Seenadel	Syngnathus rostellatus	aes	ben	sand, veg	invertivor	Nest	4
Sandgrundel	Potamoschistus minutus	aes	ben	sand	invertivor	benthisch	5
Seeskorpion	Myoxocephalus scorpius	aes	ben	fs	invertivor/pisci	Brutpflege	3
Seestichling	Spinachia spinachia	aes	pel	-	piscivor	benthisch	2
Steinpicker	Agonus cataphractus	aes	ben	fs	invertivor	Vegetation	5
Strandgrundel	Potamoschistus microps	aes	ben	sand	invertivor	benthisch	5
<b>Gilden Marine Arten (juvenil, saisonal)</b>							
Kabeljau	Gadus morhua	mar-juv	dem	fs	invertivor/pisci	pelagisch	4
Franzosenorsch	Trisopterus luscus	mar-juv	dem	indiff	invertivor/pisci	benthisch	3
Glattbutt	Scophthalmus rhombus	mar-juv	ben	fs	invertivor/pisci	benthisch	2
Hering	Clupea harengus	mar-juv	pel	-	invertivor/pisci	benthisch	>2.000*
Kliesche	Limanda limanda	mar-juv	ben	sand	invertivor/pisci	benthisch	5
Pollack	Pollachius pollachius	mar-juv	dem	hs	pisci	pelagisch	2
Roter Knurrhahn	Trigla lucerna	mar-juv	dem	fs	invertivor/pisci	benthisch	2
Scholle	Pleuronectes platessa	mar-juv	ben	fs	invertivor	pelagisch	4
Seezunge	Solea solea	mar-juv	ben	fs	invertivor	pelagisch	4
Steinbutt	Psetta maxima	mar-juv	ben	fs	piscivor	pelagisch	2
Wittling	Merlangius merlangius	mar-juv	dem	indiff	invertivor/pisci	benthisch	5
Wolfsbarsch	Dicentrarchus labrax	mar-juv	dem	indiff	invertivor/pisci	pelagisch	1
Dicklippige Meeräsche	Chelon labrosus	mar-saison	ben	hs/veg	pisci/invert/Det	pelagisch	2
Goldmeeräsche	Liza aurata	mar-saison	ben	indiff	pisci	pelagisch	?
Fünfbärtl. Seequappe	Ciliata mustela	mar-saison	ben	indiff	pisci	pelagisch	4
Gemeiner Stechrochen	Dasyatis pastinaca	mar-saison	ben	fs	invertivor/pisci	lebend-Eier	1
Grauer Knurrhahn	Eutrigla gurnardus	mar-saison	ben	sand	invertivor/pisci	pelagisch	2
Hornhecht	Belone belone	mar-saison	pel	-	invertivor/pisci	Vegetation	4
Sardelle	Engraulis encrasicolus	mar-saison	pel	-	planktivor	pelagisch	2
Seehase	Cyclopterus lumpus	mar-saison	ben	hs	invertivor/pisci	pelagisch	2
Sprotte	Sprattus sprattus	mar-saison	pel	-	planktivor	pelagisch	5

### 6.3.2 Rezente Ergebnisse

Die gegenwärtige Bestandssituation der Fischfauna im Gewässertyp T1 der Tideelbe soll anhand der vorliegenden Daten kurz dargestellt werden. Zur anschaulicheren Darstellung möglicher interannueller Veränderungen sind analog zu den anderen Gewässertypen der Tideelbe Datengruppen gebildet worden, die jeweils mehrere Untersuchungsjahre und Stationen umfassen.

Auf Grundlage aller hier berücksichtigten Daten können für den Elbeabschnitt zwischen km 654,9 – ca. km 727 (Typ T1) insgesamt 68 Fischarten und Rundmäuler (inkl. Süßwasserarten und marinen Gästen) benannt werden.

Fokussiert auf den Vergleich der verschiedenen Zeitintervalle sind gewisse Unterschiede erkennbar. So lag die Gesamtanzahl der Arten (inkl. Süßwasserarten und marinen Gästen) in den 80er Jahren bei 37, während in der Zeit nach 2000 die Vielfalt mit 48 Arten deutlich größer war.

Die artenreichste Gruppe (20) sind dabei die Süßwasserfische, die aber mit wenigen Ausnahmen (Kaulbarsch – nach Elliot & Dewailly (1995) als Süßwasserart eingestuft -, eingeschränkt auch Brasse) unter Abundanz-Gesichtspunkten im Übergangsgewässer keine wesentliche Rolle spielen (vgl. Tab. 7). Neben den Süßwasserarten ist die ästuarine Gilde, zu denen u.a. Grundeln, Flunder oder Seenadeln gehören, eine ebenfalls artenreiche Gruppe (14). Auch die marin-juvenilen Arten (u.a. Hering, Seezunge, Wittling) waren mit 10 Spezies zahlreich vertreten. Ergänzt wird das Spektrum durch 6 marin-saisonale und 9 rein marine Arten; letztere sind nur gelegentlich im Ästuar anzutreffen.

Bleiben die Süßwasserarten und die marinen Gäste, die nicht zur bewertungsrelevanten Referenzgemeinschaft dieses Gewässertyps gehören, unberücksichtigt, sind die interannuellen Unterschiede geringer. So wurden für den Zeitraum 1982-86 insgesamt 24 Arten und nach 2000 insgesamt 31 Arten dokumentiert (vgl. Tab. 7). Hervorgerufen werden die interannuellen Unterschiede v.a. durch die im Zeitraum 1982-86 geringere Anzahl diadromer sowie mariner Arten.

Tab. 7 gibt einen Überblick über das im Übergangsgewässer der Tideelbe festgestellte Artenspektrum sowie über die mittlere Häufigkeiten der einzelnen Arten bezogen auf die differenzierten Zeitintervalle (1982-86, 2000-03, 2004-07).

Tab. 7: Übersicht über das Artenspektrum, Abundanz (Ind.\*h\*80m<sup>2</sup>) der Fische und Rundmäuler im Gewässertyp T1 (Übergangsgewässer) der Tideelbe. Daten als Mittelwerte aus Intervalle mehrerer Untersuchungsjahre, nur Frühjahrs- und Herbstdaten. Abkürzungen: aes = ästuarin, mar-juv = marin-juvenil, mar-saison = marin saisonal (zum Gemeinschaftstyp s. Elliot & Dewailly 1995). ANOVA (einfache Varianzanalyse), Power = 1 sehr gute Aussagekraft)

Gilde	Arten	T1_82-86	T1_00-03	T1_00-04	ANOVA	POWER
aes	KI Seenadel	3,21	201,58	14,99		
aes	Strandgrundel	243,83	22,28	7,06		
aes	Flunder	50,51	54,94	49,25	P=0.826	-
aes	Sandgrundel		5,18	10,63		
aes	Gr Scheibenbauch	0,27	6,27	1,34	P=0.349	
aes	Steinpicker	0,43	0,52	0,55		
aes	Gr Seenadel			0,26		
aes	Seeskorpion	0,03	0,06	0,15		
aes	Gr Schlangennadel			0,20		
aes	Aalmutter	0,16	0,01			
aes	Butterfisch	0,08				
aes	KI Sandaal	0,03				
aes	Fleckengrundel		0,12			
aes	Grasnadel	0,004				
dia-aes	Stint	2423,95	4519,58	3729,05	P=0.285	0.095
dia	Drei Stichling	119,01	32,98	58,83		
dia-aes	Finte	52,32	11,42	25,43	P=0.621	-
dia	Aal	20,81	3,34	1,6**	P=0.002	-
dia	Flussneunauge	1,21	1,17	1,09		
dia	Meerforelle	0,08	1,02	0,69		
dia	Lachs		0,18	0,29		
dia	Meerneunauge		0,01	0,08		
dia-aes	Schnäpel		0,02	0,05		
mar-juv	Hering	95,60	99,29	84,31	P=0.917	0.049
mar-juv	Wittling	0,14	13,16	0,21		
mar-juv	Scholle	2,76	4,40	3,60		
mar-juv	Kabeljau	4,67	2,89	1,19	P=0.874	-
mar-juv	Seezunge	0,92	0,99	4,54		
mar-juv	Kliesche	5,28				
mar-juv	Steinbutt	0,01	0,09	0,11		
mar-juv	Ro Knurrhahn		0,11	0,01		
mar-juv	Wolfsbarsch		0,07	0,01		
mar-juv	Glattbutt		0,01			
mar-sais	Sprotte	72,75	35,91	27,24		
mar-sais	Fünfb. Seequappe		0,82	0,07		
mar-sais	Dick Meeräsche		0,01	0,21		
mar-sais	Sardelle		0,01	0,06		
mar-sais	Gra Knurrhahn			0,04		
mar-sais	Seehase	0,08				
mar	KI Scheibenbauch		0,07			
mar	Lammzunge			0,07		
mar	Sardine		0,01			
mar	Klippenbarsch			0,01		
mar	Lachshering			0,01		
mar	Stöcker			0,01		
mar	Gr Sandaal		0,01			
mar	Drei Seequappe		0,01			
mar	Zw dorsch	0,01				
fw	Kaulbarsch	0,7**	72,46	140,85	P=0.005	-
fw	Zander	0,08	0,89	3,56		
fw	Brasse	0,09	0,12	2,29		
fw	Aland	0,01	0,02	0,82		
fw	Rapfen	0,01	0,01	0,14		
fw	Güster	0,01	0,07	0,05		
fw	Barbe		0,11	0,01		
fw	Ukelei		0,06	0,06		
fw	Flußbarsch	0,01		0,03		
fw	Plötze	0,00	0,02	0,01		
fw	Sp_karpfen		0,01			
fw	Karusche		0,01			
fw	Moderlieschen		0,01			
fw	Karpfen			0,01		
fw	Regenbogenforelle		0,01			
fw	Quappe			0,01		
fw	Giebel			0,01		
fw	Rotfeder	0,01				
fw	Hecht	0,002				
fw	Zw_stichling	0,002				

### 6.3.2.1 Vergleich mit der Referenzgemeinschaft

#### Artenspektrum

**Ästuarine Arten:** Insgesamt sind auf der Grundlage der vorliegenden Daten von den 18 ästuarinen Arten der Referenzgemeinschaft 14 seit den 80er Jahren erfasst worden. Dabei sind nur geringe interannuelle Unterschiede im Vergleich zu den hier differenzierten Zeitintervallen zu verzeichnen. So konnten 10 Arten im Zeitraum 1982–86 nachgewiesen werden sowie jeweils 9 im Zeitraum nach 2000. Bei den fehlenden Arten handelt es sich um den Seestichling, Kleine Schlangennadel, Glasgrundel und Froschdorsch. Alle diese Arten waren wahrscheinlich auch in historischen Zeiten nicht häufig (vgl. Tab. 6, Häufigkeitskategorie 2).

**Diadrome Arten:** 13 Arten dieser Gilde sind historisch für das Elbeästuar benannt worden. Die meisten von diesen waren kommerziell bedeutsam und unter artspezifischen Gesichtspunkten individuenreich (u.a. Lachs, Stör, Meerforelle, Stint). In jüngster Vergangenheit sind 9 diadrome Arten im Übergangsgewässer der Elbe nachgewiesen worden. In den 80er Jahren war die Anzahl mit 6 noch geringer (Tab. 7). Für Arten wie Atlantischer Stör, Maifisch, Dünnlippige Meeräsche oder Streifenbarbe liegen aktuell keine Nachweise vor.

**Marin-juvenile Arten:** Die Referenzgemeinschaft umfasst insgesamt 12 Arten der marin-juvenilen Gilde, also marine Arten, die regelmäßig als Jungfische die Ästuarie aufsuchen und hier auch aus quantitativer Sicht eine hohe Bedeutung haben können. Aus dieser Gruppe gehört historisch der Hering neben Wittling und Kliesche zu den häufigsten Arten. Bezogen auf den gesamten Betrachtungszeitraum sind von den 12 Referenzarten insgesamt 10 in der Tideelbe rezent nachgewiesen worden. Lediglich für Pollack und Franzosendorsch liegen keine jüngeren Nachweise vor. Betrachtet man die hier differenzierten Zeitintervalle, so sind nur mäßige interannuelle Unterschiede erkennbar. In den 80er Jahren sind 7 Arten dieser Gilde erfasst worden, 9 im Zeitraum 2000-03 und 8 im Zeitraum 2004-07. Auffällig ist, dass die Kliesche nach 2000 nicht mehr in den Fängen präsent war. Möglicherweise handelt es sich hierbei um einen überregionalen Trend. Gewisse Hinweise für eine solche Annahme liefern Daten aus der Ems-Dollard-Region; hier scheint seit den 70iger Jahren eine Abnahme der Klieschenfänge mit einem bisherigen Minimum im Zeitraum nach 2000 stattgefunden zu haben (Bolle et al. 2007). Mögliche Gründe können im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht weiter verfolgt werden.

**Marin-saisonale Arten:** Aus der marin-saisonalen Gilde sind historisch 9 Arten für die Tideelbe belegt. Zu den häufigsten Spezies dieser Gilde zählen u.a. Sprotte und die Fünfbärtelige Seequappe. Insgesamt 6 Arten sind auf der Grundlage der vorliegenden Daten im Übergangsgewässer nachgewiesen. In den 80er Jahren wurden im Frühjahr und Herbst lediglich 2 Vertreter (Sprotte, Seehase) dieser Gilde nachgewiesen. Im Zeitraum nach 2000 konnten 4 bzw. 5 Arten dokumentiert werden. Mit dem Gemeinen Stechrochen, der Goldmeeräsche und dem Hornhecht sind 3 Spezies dieser Gilde seit längerem nicht mehr in der Tideelbe dokumentiert worden.

#### Dominanz

Die Dominanzstruktur der Fischgemeinschaft ist für den Gewässertyp T1 im Sinne der WRRL kein bewertungsrelevanter Parameter (s.o.). Dennoch soll hier die Ausprägung der Dominanzstruktur



kurz dargestellt werden. Analog zur Situation im inneren Elbeästuar (s.o.), war auch die Artengemeinschaft des Übergangsgewässers sowohl in den 80er Jahren als auch in jüngerer Vergangenheit stark durch den Stint dominiert. Diese Art erreichte Häufigkeitsanteile von ca. 78 % (Intervall 1982-86) und um ca. 89 % im Zeitraum nach 2000. Aufgrund der hohen Stintanzahlen erreichten mit wenigen Ausnahmen alle anderen Taxa zwangsläufig nur geringe Dominanzwerte von überwiegend deutlich < 2 %. Gewisse Ausnahmen machten Grundeln (9 %) und Dreistachliger Stichling (3,8 %) im Zeitraum 1982-86 sowie Seenadel, Kaulbarsch oder Hering, deren relative Abundanz im Zeitraum nach 2000 im Mittel zwischen 2 % (Hering) und 4 % (Kl. Seenadel) betrug.

### Abundanzen

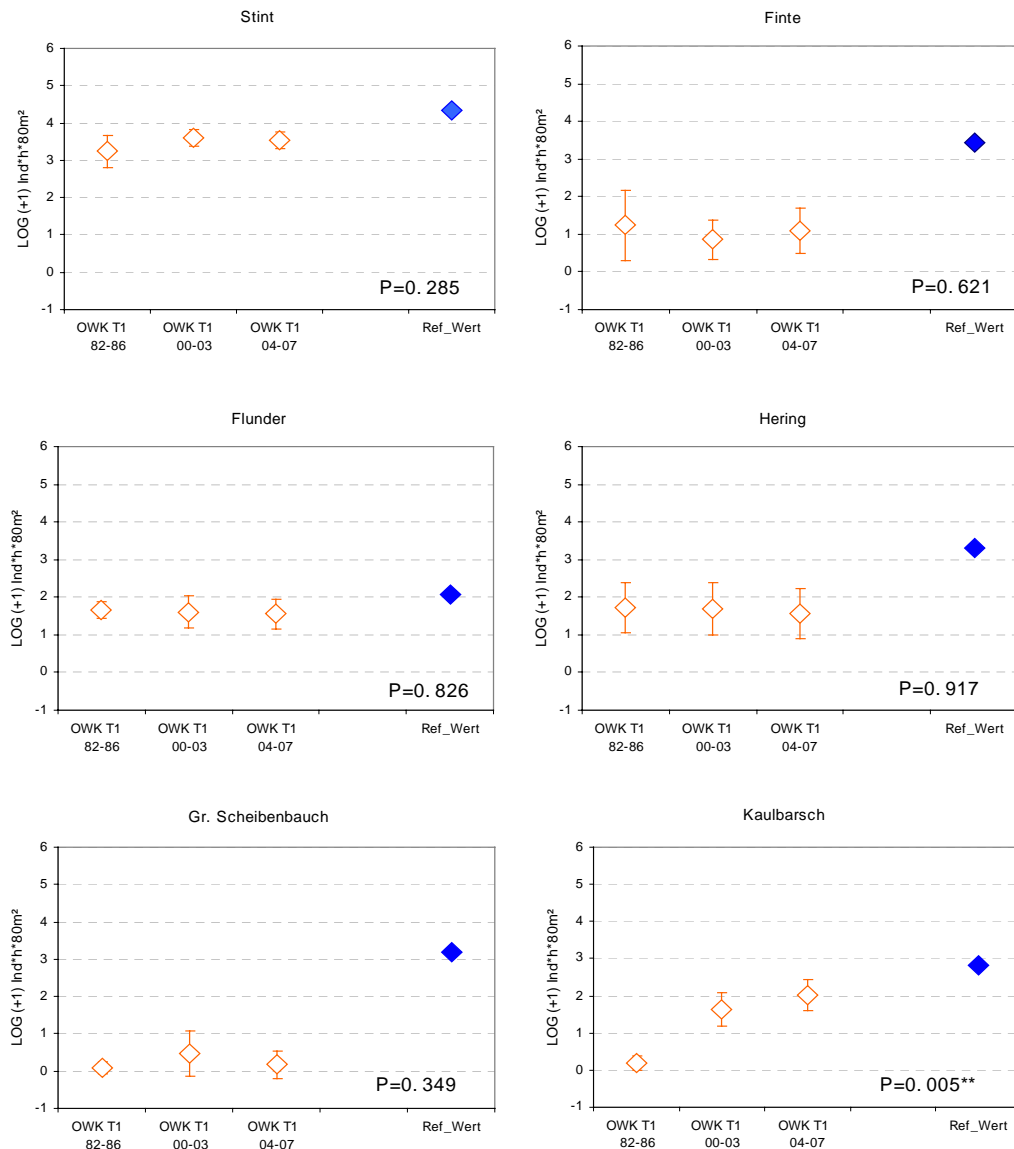
Abb. 10 zeigt die mittlere Abundanz je Zeitintervall für die als quantitative Indikatoren definierten Arten Stint, Finte, Flunder, Hering, Großer Scheibenbauch und Kaulbarsch. Aufgrund der hohen Abundanzamplituden wurden die Daten für die Darstellung log-transformiert. Zur Orientierung ist der jeweilige artspezifische Referenzwert (sehr guter ökologischer Zustand im Sinne der WRRL) mit dargestellt. In diesem Zusammenhang ist darauf zu verweisen, dass der Referenzwert für Stint und Finte nur eine Annäherung darstellt, da die für eine Bewertung erforderliche Differenzierung in 3 Altersgruppen (AG 0+, prä-adult, adult, s.a. Kap. 5.2) an dieser Stelle nicht erfolgt.

Mit wenigen Ausnahmen unterscheiden sich die Abundanzen der quantitativen Indikatoren im interannuellen Vergleich nicht sehr deutlich. So lag die mittlere Abundanz des Stints zwar im Zeitraum nach 2000 mit > 3.700 Ind.\*h\*80m<sup>2</sup> höher als in den 80er Jahren (2.430 Ind.\*h\*80m<sup>2</sup>). Aufgrund der räumlichen sowie zeitlichen Variabilität der Fangzahlen sind die Unterschiede als zufällig anzusehen (P > 0.1, ANOVA, Kruskal Wallice). Ein vergleichbares Ergebnis zeigt sich im Prinzip auch für den Großen Scheibenbauch, dessen Abundanz in den 80er Jahren mit < 0.3 Ind.\*h\*80m<sup>2</sup> sehr gering war. Im Zeitraum nach 2000 wurde die Art häufiger erfasst und erreichte im Intervall 2000-03 mit 6,3 Ind.\*h\*80m<sup>2</sup> einen deutlich höheren Wert; die Unterschiede sind aber nicht signifikant (P > 0.1, ANOVA, Kruskal Wallice, s. Tab. 7). Eine deutliche Veränderung lässt sich dagegen für den Kaulbarsch aufzeigen. Mit nur 0,7 Ind.\*h\*80m<sup>2</sup> lag die Kaulbarschanzahl in den 80er Jahren signifikant niedriger als im Zeitraum 2000-2003 (72,5 Ind.\*h\*80m<sup>2</sup>) sowie im Zeitraum 2004-2007 (140,9 Ind.\*h\*80m<sup>2</sup>).

Für die Arten Finte, Flunder, Hering ist auf der Datengrundlage durchgängig ein mehr oder weniger ähnliches Abundanzniveau zu verzeichnen (Abb. 10). Die in den 80er Jahren (52 Ind.\*h\*80m<sup>2</sup>) im Vergleich zum Zeitraum 2004-07 (25,4 Ind.\*h\*80m<sup>2</sup>) etwas höhere Fintenabundanz, wird wie bereits oben beschrieben, fast ausschließlich durch eine höhere Anzahl an 0+-Tieren hervorgerufen und ist vermutlich auf fangmethodische Gründe zurückzuführen.

Im Gegensatz zu den o.g. Arten sind für einige Spezies auch deutlichere Rückgänge seit den 80er Jahren zu beobachten. Hierzu gehört z.B. der Aal, dessen Abundanz von > 20 Ind.\*h\*80m<sup>2</sup> (1982-86) auf 1,6 Ind.\*h\*80m<sup>2</sup> (2004-2007) signifikant zurückging (P = 0.002, ANOVA, s. Tab. 7). Ähnliches gilt auch für die oben schon angesprochene Kliesche, die in den 80er Jahren mit einer durchschnittlichen Abundanz von 5,3 Ind.\*h\*80m<sup>2</sup> erfasst wurde, während nach 2000 kein Nachweis mehr erfolgte. Beide Arten gehören allerdings nicht zu den quantitativen Indikatoren für den Gewässertyp T1.

Die Ergebnisse zeigen des Weiteren, dass die Abundanzwerte aller Indikatorarten z.T. deutlich (z.B. Großer Scheibenbauch), z.T. auch weniger deutlich (z.B. Stint) unterhalb des aus historischen und rezenten Daten abgeleiteten Referenzwertes (= sehr guter ökologischer Zustand im Sinne der WRRL) liegen (vgl. Abb. 10).



**Abb. 10:** Mittlere Abundanz und Standardabweichung (Ind\*h\*80m² log-transformiert) ausgewählter Arten (quantitative Indikatorarten im Sinne WRRL) im Übergangsgewässer der Elbe dargestellt für 4-Jahres-Intervalle. Blauer Datenpunkt = Referenzwert für den sehr guten ökologischen Zustand (für Finte und Stint nur Annäherungswert, da hier keine Differenzierung in Altersgruppen erfolgt). Daten: Möller 1982-86, Wassergütestelle Elbe 2000 – 2007. LOG 0,5 = 3,2 Ind.\*h\*80m², LOG 1 = 10 Ind.\*h\*80m², LOG 2 = 100 Ind.\*h\*80m², LOG 3 = 1.000 Ind.\*h\*80m², LOG 4 = 10.000 Ind.\*h\*80m². Varianzanalyse: ANOVA, Kruskal Wallice.

## 6.4 Gesamtbetrachtung Tideelbe

Im folgenden werden alle vorliegenden Daten, die in Kap. 6 differenziert für die unterschiedlichen Wasserkörper Tideelbe ausgewertet wurden, für einen Gesamtüberblick zusammengeführt. Neben der deskriptiven Darstellung einzelner Kennwerte werden die Daten auch exemplarisch mittels multivariater Verfahren analysiert, um mögliche räumliche und zeitliche Besiedlungsmuster zu identifizieren.

### 6.4.1 Artenzahl und Abundanzen

In den Zeiträumen von 1982 – 1986 sowie 2000 – 2007 konnten insgesamt 76 Arten festgestellt werden, die sich aus 6 ökologischen Gilden rekrutieren. Am zahlreichsten war die Gilde der Süßwasserfische vertreten, gefolgt von den ästuarinen Residenten. Auch diadrome Arten waren vergleichsweise zahlreich.

Wie bereits oben für die unterschiedlichen Gewässertypen dargestellt, war die Artenvielfalt im Übergangsgewässer mit 68 Arten am höchsten. Dies wird einerseits durch den größeren Wasserkörper und andererseits durch das Aufeinandertreffen mariner und limnischer Elemente begründet. Der oberhalb an das Übergangsgewässer anschließende Gewässertyp 22.3 war mit insgesamt 35 Arten kaum artenreicher als der Gewässertyp 20 (34 Arten). In letzterem Elbeabschnitt sind im Betrachtungszeitraum fast ausschließlich Süßwasser- und diadrome Arten nachgewiesen worden; mit der Strandgrundel wurde lediglich 1 ästuarine Art erfasst. Vertreter mariner Gilden wurden in diesem Teil der Tideelbe nicht erfasst. Dies gilt im Prinzip auch für den Gewässertyp 22.3, wobei aber Fänge einzelner mariner Arten (z.B. Hering, Sprotte) dokumentiert sind. Erwartungsgemäß waren ästuarine und marine im oligo- bis polyhalinen Bereich (Übergangsgewässer) deutlich zahlreicher. Bemerkenswert ist aber, dass im Übergangsgewässer die Zahl der Süßwasserspezies im Vergleich zu den anderen Gewässertypen nicht geringer ist (Tab. 8). Allerdings beschränken sich die Nachweise der Süßwasserarten ganz überwiegend auf den oligohalinen Abschnitt der Tideelbe (km 658 – 690).

Tab. 8: Übersicht über die Artenzahl von Fischen und Rundmäulern in der Tideelbe differenziert nach ökologischen Gilden und verschiedenen Wasserkörpern (OWK). Daten aus den Zeiträumen 1982 – 1986 (Möller 1984, 1988) sowie 2000 – 2007 (WGE)

Gilden/Artenzahl	Gesamte Tideelbe	Typ 20 OWK Elbe-	Typ 20 OWK Hafen	Typ 20 gesamt	Typ 22.3 OWK Elbe-West	Typ T1
Elbeabschnitt (km)	585,9 – 727,7	614,6 (SE), 618 (NE) -	585,9 – 614,6 (SE), 618 (NE)	585,9 - 634	634 – 654,9	655 – 727,7
Süßwasser	27	19	17	23	19	20
Diadrom	11	10	10	10	11	10
Ästuarin	13	1	1	1	1	13
Marin-juvenil	10	0	0	0	2	10
Marin-saisonal	6	0	0	0	1	6
Marine Gäste	9	0	0	0	1	9
<b>Summe</b>	<b>76</b>	<b>30</b>	<b>28</b>	<b>34</b>	<b>35</b>	<b>68</b>

Tab. 9 und Tab. 10 zeigen eine Übersicht über die mittlere Gesamtabundanz sowie die jeweils dominanten Arten in den Gewässertypen (Wasserkörpern), differenziert nach den ökologischen Gilden. Die mittleren Individuenzahlen lagen insgesamt bei 8.130 Ind\*h\*80m<sup>2</sup>. Vergleicht man die unterschiedlichen Gewässertypen so zeigen sich mehr oder weniger deutliche Unterschiede.

So war erwartungsgemäß die Abundanz der Süßwassertaxa im Übergangsgewässer mit 88 Ind\*h\*80m<sup>2</sup> am geringsten. Das Maximum wurde im OWK Hafen mit 518 Ind\*h\*80m<sup>2</sup> ermittelt. Innerhalb der Süßwassergilde dominierten fast überall Kaulbarsche. Mit Ausnahme des Übergangsgewässers (Zander) war die Brasse die zeithäufigste Art (Tab. 9 und Tab. 10).

Diadrome Arten waren überall vergleichsweise abundant. Bei einer hohen räumlichen und zeitlichen Variabilität lag die mittlere Häufigkeit dieser Gilde mit > 14.000 Ind\*h\*80m<sup>2</sup> am höchsten, wobei das Übergangsgewässer den niedrigsten Abundanzwert aufwies (3.930 Ind\*h\*80m<sup>2</sup>). Dominiert wurde diese Gilde durch den Stint, dessen Anteil in der gesamten Tideelbe sehr hoch lag und mit Ausnahme der Wasserkörper OWK Elbe-Ost (77 %) und OWK Elbe-West (76 %) > 90 % erreichte. Mit sehr großem Abstand waren Flundern, Finte oder Dreistachliger Stichling die nächsthäufigeren Arten.

**Tab. 9:** Mittlere Abundanz von Fischen und Rundmäulern in der Tideelbe differenziert nach ökologischen Gilden und verschiedenen Wasserkörpern (OWK). Daten aus den Zeiträumen 1982 – 1986 (Möller 1984, 1988) sowie 2000 – 2007 (WGE), Grundlage nur Frühjahrs und Herbstdaten.

Gilden/mittlere Abundanz Ind.*h*80m <sup>2</sup>	Gesamte Tideelbe	Typ 20 OWK Elbe-Ost	Typ 20 OWK Hafen	Typ 20 gesamt	Typ 22.3 OWK Elbe-West	Typ T1
Elbeabschnitt (km)	585,9 – 727,7	614,6 (SE), 618 (NE) - 634	585,9 – 614,6 (SE), 618 (NE)	585,9 - 634	634 – 654,9	655 – 727,7
Süßwasser	272	150	518	395	273	88
Diadrom	7.769	5.661	6.213	6.029	14.220	3.930
Ästuarin	46	1,6	0,5	1,1	0,1	158
Marin-juvenil	30,8	0	0	0	0,1	108
Marin-saisonal	11,5	0	0	0	0,1	40
Marine Gäste	<1	0	0	0	0,06	0,1
<b>Summe</b>	<b>8.130</b>	<b>6.732</b>	<b>5.813</b>	<b>6.272</b>	<b>14.493</b>	<b>4.324</b>

Die ästuarinen Residenten sowie die marinen Gilden spielten in Tideelbeabschnitten oberhalb des Übergangsgewässers sowohl unter qualitativen als auch quantitativen Gesichtspunkten keine Rolle. Wie bereits oben aufgeführt, ist lediglich die Strandgrundel in geringer Individuendichte erfasst worden. Im Übergangsgewässer waren aus dieser Gilde die genannte Strandgrundel und Seenadel die häufigsten ästuarinen Arten. Die Gilde der marin-juvenilen wurde durch Hering und Wittling und die der marin-saisonalen durch Sprotte und Fünfbärtelige Seequappe dominiert (Tab. 10).

**Tab. 10:** Übersicht über die häufigsten Arten, differenziert nach ökologischer Gilde (ohne marine Gäste) und Wasserkörper. Daten aus den Zeiträumen 1982 – 1986 (Möller 1984, 1988) sowie 2000 – 2007 (WGE), Grundlage nur Frühjahrs und Herbstdaten.

Gilden/rel. Abundanzanteil %	Gesamte Tideelbe	Typ 20 OWK Elbe-Ost	Typ 20 OWK Hafen	Typ 20 gesamt	Typ 22.3 OWK Elbe-West	Typ T1
Elbeabschnitt (km)	585,9 – 727,7	614,6 (SE), 618 (NE) - 634	585,9 – 614,6 (SE), 618 (NE)	585,9 - 634	634 – 654,9	655 – 727,7
Süßwasser	Kaulbarsch, Brasse (> 95 %)	Kaulbarsch, Brasse (> 95 %)	Kaulbarsch, Brasse (88 %)	Kaulbarsch, Brasse (> 95 %)	Kaulbarsch, Brasse (93 %)	Kaulbarsch, Zander (> 95 %)
Diadrom	Stint, Flunder (> 98 %)	Stint, Flunder (> 98 %)	Stint, Flunder (> 98 %)	Stint, Flunder (> 98 %)	Stint, Finte (> 98 %)	Stint, Stichling (> 98 %)
Ästuarin	Kl. Seenedel, Strandgrundel (> 90 %)	Strandgrundel (100 %)	Strandgrundel (100 %)	Strandgrundel (100 %)	Strandgrundel (100 %)	Kl. Seenedel, Strandgr. (> 92 %)
Marin-juvenil	Hering, Wittling (> 90 %)	-	-	-	Scholle, Hering	Hering, Wittling (> 90 %)
Marin-saisonal	Sprotte, Fünf.-Seequappe (> 99 %)	-	-	-	Sprotte	Sprotte, Fünf.-Seequappe

## 6.4.2 Skalen der Variabilität

Eine hohe Variabilität vieler abiotischer und biotischer Parameter auf verschiedenen Raum- und Zeitskalen ist ein Charakteristikum der Küstengewässer (z. B. Niesel & Günther 1999) und eine wichtige Voraussetzung der zentralen Stabilitätseigenschaft, der Resilienz (Grimm et al. 1999). Im Ästuar ist diese Variabilität durch die Veränderlichkeit des Oberwassers mit seinen Konsequenzen für u.a. den Salinitätsgradienten und die Position der Trübungswolke noch verstärkt (Grabemann et al. 1995; Grabemann & Krause 1998).

Diese über Raum und Zeit sehr veränderlichen abiotischen Rahmenbedingungen einerseits und artspezifische Verhaltensweisen (z.B. Nahrungsverhalten, Reproduktionsverhalten) andererseits haben eine ebenso ausgeprägte Variabilität der Kennwerte aquatischer Lebensgemeinschaften zur Folge. Dies gilt auch für die Fischfauna eines Ästuars, deren Variabilität im Hinblick auf Artenzahl und Häufigkeiten sich auf verschiedenen räumlichen und zeitlichen Skalen manifestiert (vgl. Thiel et al 1995, Thiel & Potter 2001). Folgende Faktoren sind in diesem Zusammenhang als bedeutsam anzusehen:

**räumlich:** v.a. Salinitätszonen, gewässerstrukturelle Habitateigenschaften, Reproduktion, Auftreten von Nahrungsorganismen, andere Einflussgrößen (fangmethodische Gründe)

**zeitlich:** v.a. Ebbe- und Flut, Saisonalität, interannuelle Populationsschwankungen, Reproduktion, Auftreten von Nahrungsorganismen, andere Einflussgrößen (fangmethodische Gründe)

Zur Visualisierung der Variabilität können Auswerteverfahren von Bedeutung sein, die im Freiland ermittelte Informationen strukturieren und damit Ergebnisse transparenter machen können (u.a. Jongman et al. 1998). Daher wurde im Rahmen der vorliegenden Studie eine exemplarische Auswertung mittels einer Hauptkomponentenanalyse (PCA) sowie einer Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) mit dem Ziel durchgeführt, Hinweise auf mögliche Zusammenhänge zwischen Arten-Abundanzen und Untersuchungsjahren zu erhalten. Die hier durchgeführten Beispielanalysen basieren auf den vorliegenden Fangdaten (standardisiert auf Ind.\*h\*80m<sup>2</sup>) aus den 80er Jahren und aus dem Zeitraum 2000 – 2007 aus der gesamten Tideelbe. Berücksichtigt wurden dabei alle Fischarten (PCA) oder z.T. nur solche Fischarten, die eine gewisse Nachweishäufigkeit aufwiesen (CCA), in letzterem Fall wurden Arten berücksichtigt deren Nachweishäufigkeit bezogen auf alle Fänge > 4,5 % lag. Die Abundanzdaten wurden vor den Analysen log-transformiert.

Für die Darstellung in Form einer Ordination werden in der einem linearen Modell folgenden PCA theoretische Variablen auf x- und y-Achse abgebildet. Die Position der Arten in der Ordination wird durch Pfeile gekennzeichnet; der Pfeil einer betreffenden Art weist in Richtung steigender Abundanz. Je länger dabei ein zu einer Art gehöriger Pfeil in der Ordination ist, desto stärker erklärt diese Art örtliche und/oder zeitliche Unterschiede.

Die CCA ist eine direkte Gradientenanalyse, die eine Abschätzung darüber erlaubt, in welchem Maß die bekannten Variablen die Variationsbreite der Fischdaten erklären. Neben den Arten-Abundanzdaten werden als mögliche Einflussgrößen (abiotische Variablen) saisonale (Frühjahr, Herbst) und interannuelle Aspekte (Untersuchungsjahre) sowie räumliche Aspekte (Gewässertypen, Wasserkörper) mit den faunistischen Daten verschnitten. Dabei werden Kombinationen von Parametern berechnet und daraus die Ordinationsachsen aufgespannt. Die CCA dient dazu, den möglichen Einfluss der o.g. Parameter bzw. die durch sie erklärbare Varianz zu verdeutlichen. Eine Variable trägt dann signifikant zum Modell bei, wenn der P-Wert  $\leq 0,05$  ist (Monte Carlo Test 5 % Signifikanzniveau).

### *Ergebnisse*

Das Ergebnis der PCA veranschaulicht eine insgesamt ausgeprägte räumliche und zeitliche Variabilität der Artengemeinschaft in der Tideelbe. Die Variabilität wird u.a. dadurch verdeutlicht, dass sich die durch Symbole gekennzeichneten Fangzeitpunkte bzw. Fangorte, die im Folgenden als Hols bezeichnet werden, relativ weit über die Ordination streuen.

Zentrales Ergebnis ist, dass trotz dieser ausgeprägten Variabilität ein vergleichsweise deutliches Muster innerhalb des Datensatzes erkennbar wird. Verdeutlicht wird dieses Muster durch die sich zueinander gruppierenden Hols aus ähnlichen Ästuarabschnitten und/oder Fangzeitintervallen. Die ‚Artenpfeile‘ der Arten zeigen ebenfalls ein klares Verteilungsmuster mit Arten mariner Gilden rechts und Arten der Süßwassergilde links der 2. Hauptachse (Abb. 11, links).

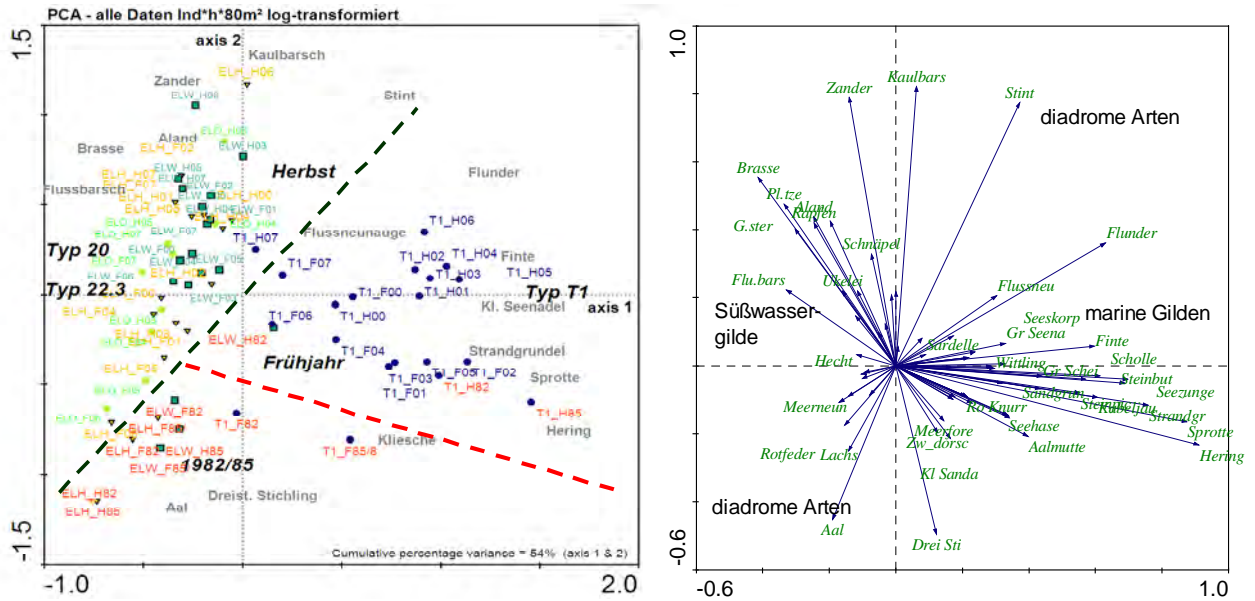


Abb. 11: Ordinationsdiagramm der Hauptkomponentenanalyse auf der Grundlage aller Arten-Abundanzdaten, (Ind\*h\*80m<sup>2</sup>, log-transformiert) der Tideelbe. T1\_H/ T1\_F = Übergangsgewässer (Herbstdaten / Frühjahrsdaten), ELW-H ELW\_F = Wasserkörper OWK Elbe-West (Typ 22.3; Herbstdaten / Frühjahrsdaten), ELO\_H/ELO\_F = OWK Elbe-Ost (Typ 20; Herbstdaten / Frühjahrsdaten), ELH\_H/ELH\_F = OWK\_Hafen (Typ 20; Herbstdaten / Frühjahrsdaten). Rechtes Bild nur Stationen und ausgewählte Arten; linkes Bild nur Arten ohne Stationen.

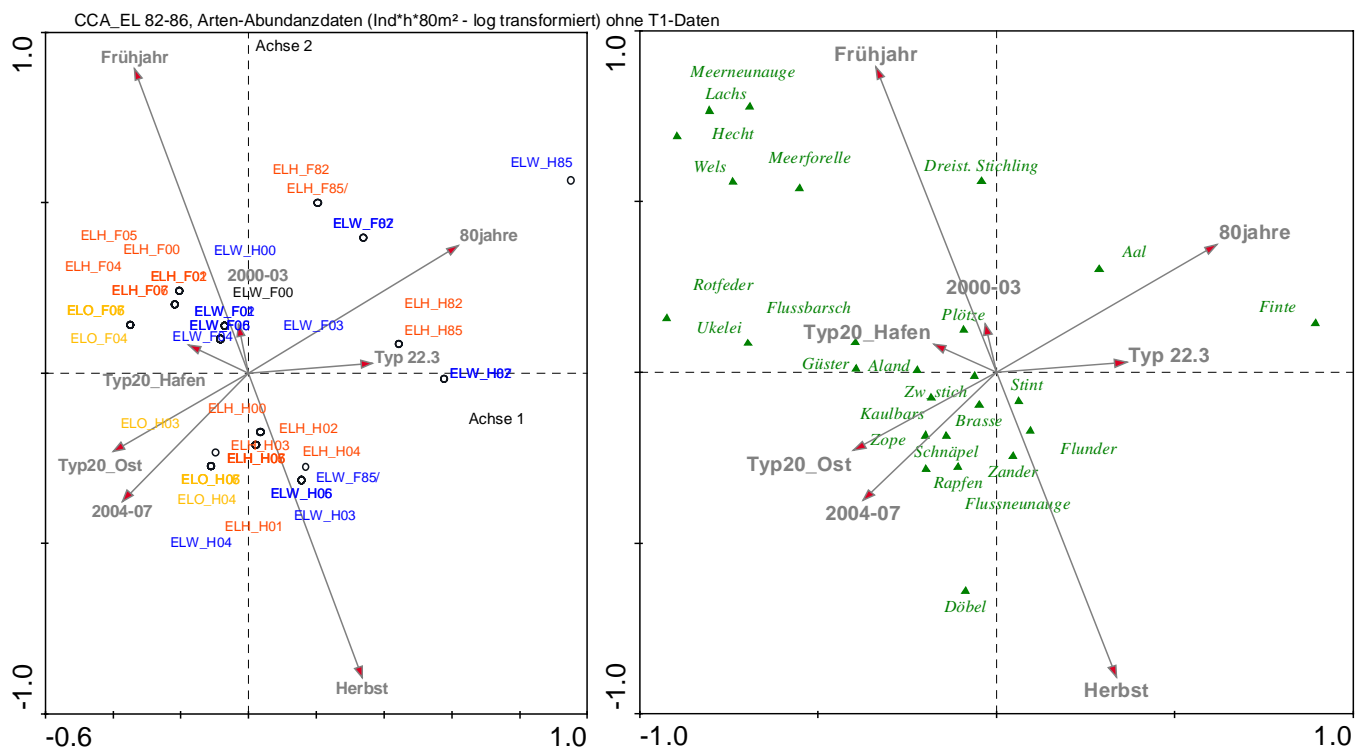
**Räumliche Muster:** Erkennbar wird ein räumlicher Besiedlungsgradient. So ordnen sich die zugehörigen Hols des Übergangsgewässers (Typ T1) analog zu den entsprechenden Arten der marinen Gilde rechts der 2. Hauptachse zu einer Gruppe an, die sich mehr oder weniger deutlich erkennbar von den Hols der anderen Gewässertypen (Typ 20, Typ 22.3) abgrenzt. Letztere Hols gruppieren sich überwiegend links der 2. Hauptachse und werden durch die höheren Abundanz von limnischen Arten gekennzeichnet (Abb. 11). Innerhalb der Gruppen lässt sich durch deren Anordnung eine gewisse interne Variabilität erkennen, die sich durch die Streuung der Hols zeigt. Für die Gruppe T1 ist dies auch zu erwarten, da in den Übergangsgewässerdaten verschiedene Salinitätszonen (oligohalin – polyhalin) integriert sind, die sich z.T. durch unterschiedliche Gemeinschaftsstrukturen kennzeichnen; so sind z.B. Süßwasserarten, die im Oligohalinikum noch vertreten sind, im meso- und polyhalinen kaum anzutreffen. Allerdings wird diese interne Variabilität v.a. auch durch zeitliche Aspekte hervorgerufen (s.u.).

Die 2. Gruppe, die Hols aus unterschiedlichen Abschnitten des Süßwasserbereichs umfasst, zeigt eine höhere interne Variabilität. Eine klare Trennung zwischen den differenzierten Wasserkörpern OWK Hafen (Typ 20), OWK Elbe-Ost (Typ 20) und OWK Elbe-West (Typ 22.3) lässt sich dabei nicht erkennen. Die Hols ordnen sich nicht wasserkörper- oder gewässertypspezifisch zueinander, sondern bilden diesbezüglich eine heterogene Gruppe. Mögliche Unterschiede innerhalb der Süßwasserabschnitte könnten allerdings durch die jeweils deutlich größeren Unterschiede zur Gemeinschaft des Übergangsgewässers (T1) maskiert sein. Zudem spielt, wie für T1 benannt, auch hier der zeitliche Aspekt (interannuelle Unterschiede) eine Rolle.

Um den Einfluss der Übergangsgewässerdaten auf das räumliche Muster der Süßwasserabschnitte zu vermeiden, wurden ergänzend ausschließlich die Daten der Gewässertypen 20 und 22.3 in einer



CCA berechnet. Die CCA verschneidet die Arten-Abundanzdaten mit verschiedenen abiotischen Rahmenparametern (Zeitintervall, Gewässertyp, Wasserkörper). Ohne den Einfluss des Übergangsgewässers zeigt sich erwartungsgemäß eine andere Anordnung der Hols. Aus räumlicher Sicht sind aber auch dieser Datengrundlage keine Hinweise auf spezifische Besiedlungsmuster in Abhängigkeit der differenzierten Gewässertypen bzw. Wasserkörper zu erkennen. Die sich mehr oder weniger abgrenzenden Hol-Gruppen (oberhalb und unterhalb der 1. Hauptachse) umfassen jeweils Daten aus allen Wasserkörpern (s. Abb. 12, Mischung aller Farbsymbole). Auch zu den als Rahmenvariablen in die Analyse eingegebenen Gewässertypen (Typ 22.3 Elbe West, Typ 20 Elbe Ost, Typ 20 Hafen) ordnen sich die entsprechenden Hols nicht zu. Das Ergebnis deutet darauf hin, dass die Strukturierung der Daten weniger durch räumlich abzugrenzende Gemeinschaften innerhalb des Tidesüßwasserabschnitts hervorgerufen werden – dies zeigt sich daran, dass sich in Richtung der Artenpfeile jeweils Hols aus allen Gewässerabschnitten befinden –, sondern vielmehr durch zeitliche Einflussgrößen (s.u.).



**Abb. 12:** Ordinationsdiagramm der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) auf der Grundlage der Arten-Abundanzdaten (Ind.\*h\*80m<sup>2</sup>) aus der Tideelbe (nur Süßwasserabschnitte). Blau: ELW-H ELW\_F = Wasserkörper OWK Elbe West (Typ 22.3; Herbstdaten / Frühjahrsdaten), Gelb: ELO\_H/ELO\_F = OWK ElbeOst (Typ 20; Herbstdaten / Frühjahrsdaten), Rot: ELH\_H/ELH\_F = OWK Hafen (Typ 20; Herbstdaten / Frühjahrsdaten). Rechtes Bild nur Stationen und abiotische Einflussgrößen; linkes Bild nur Arten ohne Stationen; species-environment relation (1. & 2. Hauptachse 67.9 %, Monte Carlo Test significance of all canonical axes: F-ratio = 2.372, P = 0.0020).

**Zeitlich:** Die zeitliche Ebene umfasst saisonale und interannuelle Aspekte. Besonders deutlich werden dabei saisonalen Faktoren (Frühjahr und Herbst). Hier lassen sich unabhängig vom Gewässertyp klare Unterschiede erkennen. Die Frühjahrsdaten ordnen sich dabei überwiegend oberhalb der 1. Hauptachse und die Herbstdaten unterhalb dieser Achse an (Abb. 11). Anschaulich wird der saisonale Gradient v.a. im Hinblick auf die T1-Gruppe. Die zugehörigen Hols sind in Form



eines ,V' angeordnet, wobei der obere Schenkel die Herbst- und der untere die Frühjahrsdaten umfasst (Abb. 11). Verantwortlich für die saisonalen Unterschiede sind v.a. Arten wie Stint, Finte, Flunder oder Flussneunauge, die ihre Abundanzmaxima im Herbst aufwiesen. Bei Stint und Finte ist v.a. die AG 0+ hierfür verantwortlich, diese waren in den Herbstfängen in z.T. hoher Anzahl vorhanden. Das Frühjahr wird dagegen v.a. durch die vermehrte Präsenz von Arten wie Dreistachliger Stichling, Hering oder Salmoniden charakterisiert. Diese saisonal bedingten Muster überlagern dabei interannuelle Unterschiede.

Dies gilt jedoch nicht für die Hols aus 1982 – 1986. Hier ist auffällig, dass alle Hols dieses Zeitintervalls unterhalb der 1. Hauptachse angeordnet sind und zwar unabhängig von der Tatsache, ob es sich um Frühjahrs- oder Herbstdaten handelt. Dieser Befund deutet darauf hin, dass sich die Artengemeinschaft relativ deutlich von derjenigen aus dem Zeitraum 2000+ unterscheidet. Die Unterschiede werden durch die in den 80er Jahren geringere Artenvielfalt und geringere Abundanzen hervorgerufen. Lediglich Arten wie Aal wurden in diesem Zeitraum deutlich häufiger gefangen als nach 2000 (vgl. auch Kap. 6.1). Die ‚Eigenständigkeit‘ der Besiedlung im Zeitraum von 1982 – 1986 wird auch auf der Grundlage ausschließlich der Süßwasserdaten erkennbar. Während sich die Hols aus 2000 – 2007 ohne erkennbares Muster mischen, bilden die Hols 1982 – 86 eine gemeinsame Gruppe, die sich in Richtung der Artenpfeile Aal und Finte anordnen (Abb. 12). Die in den 80er Jahren hohen Fintenzahlen waren v.a. auf die 0+-Gruppe zurückzuführen, die u.U. auch aus fangmethodischen Gründen nach 2000 nicht in dem Umfang erfasst wurde. Die festgestellte Varianz wird durch die PCA durch 54 % und durch die CCA (ohne T1) durch 67,9 % recht gut erklärt.

Neben den o.g. Analysen wurde eine weitere CCA auf der Grundlage ausschließlich stetiger Arten (hier definiert als Nachweishäufigkeit > 4,5 % bezogen auf alle Hols N=66) durchgeführt (Abb. 13). Dies erfolgt, um den Einfluss der nur sporadisch auftretenden und u.U. zufällig erfassten Arten auszuschließen. Die in der Ordination dargestellten Besiedlungsmuster auf der Grundlage der stetigen Arten werden zu 81,6 % signifikant erklärt (Monte Carlo Test  $P = 0.002$ ). Die Ergebnisse veranschaulichen die räumlichen und zeitlichen Einflussgrößen und bestätigen weitgehend die oben beschriebenen Befunde. Signifikanten Einfluss auf die Strukturierung des Datensatzes haben die Parameter ‚T1‘, ‚80er Jahre‘ sowie die ‚Saison‘ ( $P < 0.03$ , Monte Carlo Test), die sich entsprechend den Parameterpfeilen (z.B. T1 und Typen 20, 22.3 oder Frühjahr und Herbst) diametral gegenüber ordnen. Diese Anordnung verdeutlicht dabei die räumlich und/oder zeitlich bedingte Unterschiedlichkeit der jeweiligen Arten-Abundanzen.

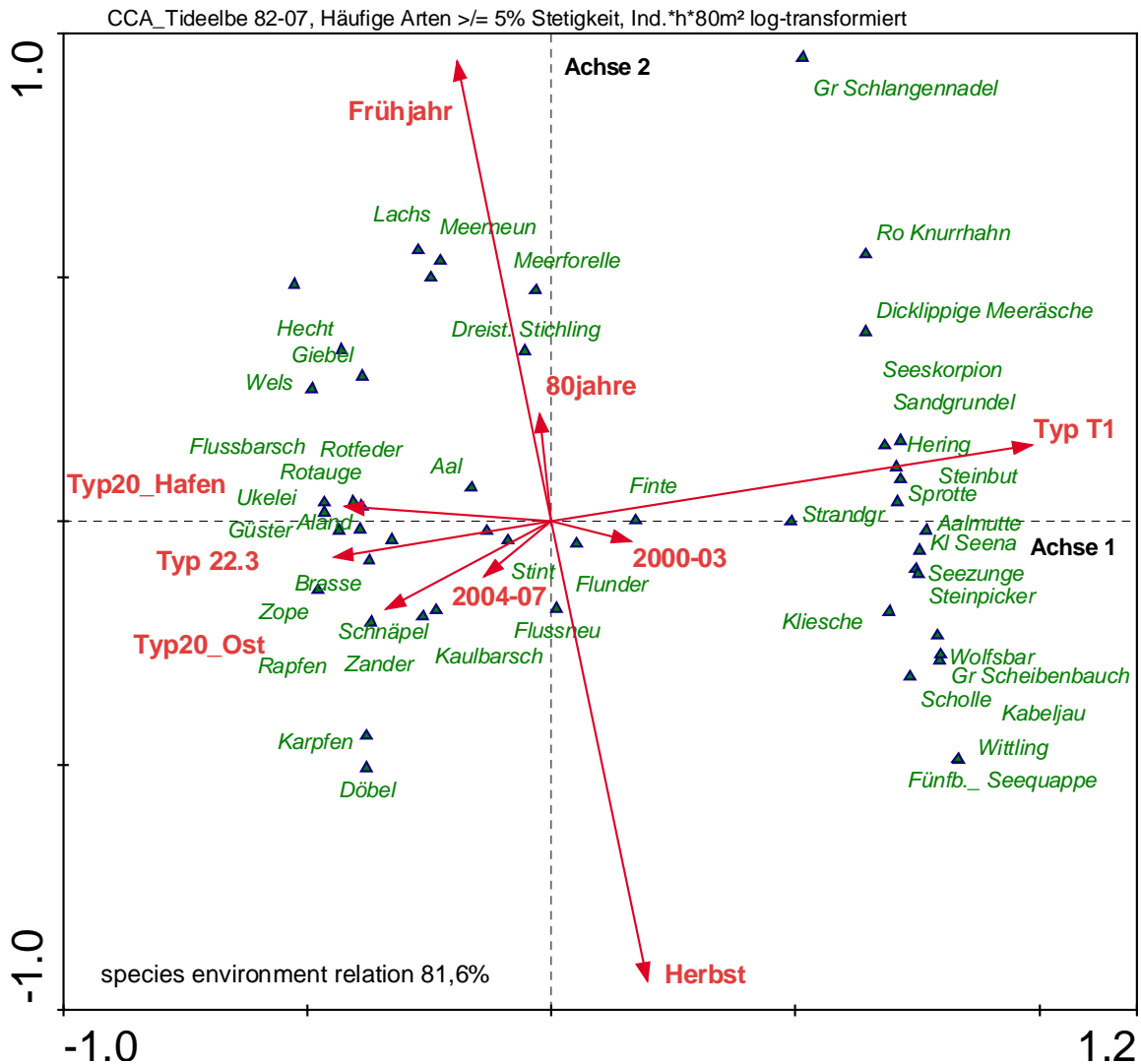


Abb. 13: Ordinationsdiagramm der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) auf der Grundlage Arten-Abundanzdaten mit einer Nachweishäufigkeit  $> 4,5\%$  (Ind\* $h$ \*80m<sup>2</sup>, log-transformiert). T1 = Übergangsgewässer (Herbstdaten / Frühjahrsdaten), Wasserkörper OWK Elbe West (Typ 22.3; Herbstdaten / Frühjahrsdaten), OWK Elbe Ost (Typ 20; Herbstdaten / Frühjahrsdaten), OWK Hafen (Typ 20; Herbstdaten / Frühjahrsdaten).

### Zusammenfassung

Die Daten zeigen eine für Ästuar typische hohe zeitliche und räumliche Besiedlungsvariabilität. Der räumliche Aspekt wird v.a. durch die Salinität bedingt, so dass sich die Gemeinschaft des Übergangsgewässers Typ T1 deutlich von derjenigen der Süßwasserabschnitte der Tideelbe unterscheidet. Für die Gewässertypen Typ 20 und Typ 22.3 lassen sich jedoch auf der vorliegenden Datengrundlage keine Hinweise auf eine jeweilige eigene Artengemeinschaft ableiten, da sowohl unter qualitativen als auch unter quantitativen Gesichtspunkten vor dem Hintergrund der ‚normalen‘ Variabilität keine typspezifischen Besiedlungsmuster erkennbar werden.

Bedeutsam ist unabhängig vom Gewässertyp v.a. die zeitliche Komponente. Diese wird beeinflusst durch saisonal präsente Arten (z.B. Salmoniden, Sprotte) und/oder durch saisonal besonders hohe Abundanzen von Arten (z.B. Stint, Finte, Hering). Hinweise auf interannuelle Veränderungen lassen

sich ebenfalls aus den Ergebnissen ableiten. So waren die 80er Jahre überwiegend durch im Vergleich geringere Kennwerte charakterisiert und hatten damit eine gewisse ‚Eigenständigkeit‘. Möglicherweise waren die in dieser Phase z.T. ausgeprägten Sauerstoffdefizite (s. Kap. 2.1), die v.a. in den Süßwasserabschnitten der Tideelbe auftraten, von Bedeutung.

Der überregionale, deutliche Rückgang der Aalbestände spiegelt sich auch in den vorliegenden Daten wider, in dem der interannuelle Vergleich signifikant geringere Abundanzen im Zeitraum nach 2000 im Vergleich zu den 80er Jahren ersichtlich werden ließ.

## 7. Aktuelle fischbasierte Bewertungsergebnisse nach WRRL

Von der Wassergütestelle Elbe wurden in 2008 erste Bewertungen der Tideelbe (differenziert nach Gewässertyp und Wasserkörper) nach den in Kap. 5 beschriebenen fischbasierten Bewertungsverfahren durchgeführt. Die Datengrundlage für die ersten Bewertungen bildet der Zeitraum 2004 – 2007; die jeweiligen Jahresergebnisse wurden dabei zu einem Gesamtdatensatz gepoolt. Während dabei für die Bewertung der Gewässertypen 20 und 22.3 die Jahresdaten aufsummiert wurden, erfolgte die Bewertung des Übergangsgewässers auf der Grundlage von Mittelwerten.

Im Folgenden werden die Bewertungsergebnisse dargestellt und die Gründe für ein jeweiliges Ergebnis kurz erläutert.

Die in Kap. 6 veranschaulichten Ergebnisse haben gezeigt, dass interannuelle Unterschiede zwischen den 80er Jahren und dem Zeitraum 2000+ erkennbar sind. Um zu überprüfen, ob die festgestellten zeitlichen Unterschiede auch durch die formalen Bewertungen widergespiegelt werden, erfolgte eine ergänzende Bewertung auf der Grundlage der Daten aus den 80er Jahren.

### 7.1 Sandgeprägter Strom (Typ 20)

Es ist hier darauf hinzuweisen, dass aus den 80er Jahren keine detaillierten Daten zur 0+-Gruppe zur Verfügung standen. Für einige Arten konnten Angaben zur Längen-Häufigkeitsverteilung von Möller (1988) genutzt werden, um die 0+-Anteile belastbar zu schätzen. Tab. 11 gibt einen zusammenfassenden Überblick über die aus FiBS resultierenden Detail- und Gesamtergebnisse für differenzierten Zeitintervalle.

**Tab. 11:** Bewertungsergebnisse der Qualitätskomponente Fischfauna für die Tideelbe Typ 20. Datengrundlage Wassergütestelle Elbe 2004-2007, Daten 1982-86 nur auf OWK Hafen bezogen Möller (1984,1988); gepoolt, Abundanzen aufsummiert. Blau: entspricht der Qualitätsklasse ‚sehr gut‘; grün: entspricht der Qualitätsklasse ‚gut‘; gelb: entspricht der Qualitätsklasse ‚mäßig‘; orange: entspricht der Qualitätsklasse ‚unbefriedigend‘; rot: entspricht der Qualitätsklasse ‚schlecht‘.

Typ 20, Daten 2004-07	Parameter	Bewertung 04-07	Bewertung 82-86
Artenzahl		25	11
Parametergruppe 1	Arten- und Gildeninventar	3,67	2,33
Parametergruppe 2	Artenabundanz und Gildenverteilung	1,53	1,42
Parametergruppe 3	Altersstruktur	2,33	2
Parameter 4	Migrationsindex	5	5
Parameter 5	Fischregionsindex	1	1
Parameter 6	Dominanz	1	1
Gesamtbewertung		2,46 - moderat	2,02 - moderat
EQR		0,37	0,26

Nach FiBS wird der Gewässertyp 20 der Tideelbe auf der Grundlage beider Zeitintervalle insgesamt als ‚moderat‘ bewertet. Die Amplitude der Detailbewertungen (Datensatz 2004-07) schließt alle Kategorien von ‚schlecht (rot)‘ bis ‚sehr gut (blau)‘ ein. Keine Defizite sind dabei für die Messgröße Arten- und Gildeninventar zu verzeichnen. Die entsprechende Parametergruppe wird als ‚gut‘ klassifiziert. Die Referenzartengemeinschaft umfasst insgesamt 42 Arten; für den Zeitraum 2004-2007 sind davon 25 Spezies nachgewiesen worden. Diese Differenz kommt in der Bewertung nur begrenzt zum tragen, da der ‚Fehlbetrag‘ nahezu ausschließlich die Gruppe der Begleitarten betrifft (< 1 % Individuenanteil). Die Präsenz oder das Fehlen solcher Arten wird zum einen nur über ein Submetric indiziert und zum anderen sind die Klassengrenzen für die Bewertung dieses Submetrics so gesetzt, dass bereits ein Anteil > 10 % (in diesem Fall ab 3 von insgesamt 23 Referenzarten) eine gute Teilbewertung bedingt. Alle übrigen Submetrics beziehen sich auf die Leit- und typspezifischen Arten.

Abweichungen von der Referenzsituation sind für die Indices Fischregion und Dominanz ersichtlich. Maßgeblichen Anteil an der Einstufung ‚schlecht‘ (s. Tab. 11) hat die starke Dominanz des Stintes. Diese führt nicht nur im Hinblick auf die Parametergruppe ‚Artenabundanz und Gildenverteilung‘ der Leitarten sondern zwangsläufig auch auf der Ebene der Dominanzindices (Parameter 6) zu einer deutlichen Abweichung von der Referenz. Allerdings führt die Dominanz des Stints nicht nur zu einer Abwertung, sondern trägt auch zu positiven Teilbewertungen bei (Rotaugen/Flussbarsch-Abundanz oder Migration).

Der nur mäßige Einfluss der Artenzahl wird v.a. durch das Ergebnis für das Zeitintervall (1982-86) verdeutlicht. Mit lediglich 11 Arten war der Elbeabschnitt zwischen km 585,9 – 614,6 (OWK Hafen) in dieser Phase sehr arten- und auch im Vergleich sehr individuenarm. Durch FiBS wird zwar im Vergleich zur aktuellen Bewertung ein numerisch geringeres Gesamtergebnis ermittelt, ohne jedoch eine andere ökologische Zustandsklasse zu indizieren (Tab. 11). Die Gründe hierfür sind zum einen die geringere Bedeutung der Begleitarten und zum anderen die Nutzung der relativen Abundanz. Letzterer Aspekt führt zu dem Ergebnis, dass die in den 80er deutlich geringeren Stintanzahlen partiell sogar eine größere Übereinstimmung mit der Referenz bedingen, da sich die Dominanzanteile anderer Leitarten automatisch und in diesem Fall z.T. in Richtung Referenzwert verändern. Aus unserer Sicht ist das formale Bewertungsergebnis für das Zeitintervall 1982-86 im Vergleich zum Zeitraum 2004-07 zu günstig.

## 7.2 Ströme der Marschen (Typ 22.3)

Der Bewertung des Gewässertyps 22.3 (OWK Elbe-West) liegen Daten aus 2004 –2007 zugrunde (vgl. WGE schriftl.). Analog zum o.g. Typ 20 ist auch der Typ 22.3 zum Vergleich auf der Grundlage der Daten aus den 80er Jahren mittels FiBS bewertet worden. Es ist hier anzumerken, dass keine detaillierten Daten zur 0+-Gruppe zur Verfügung standen. Für einige Arten konnten Angaben zur Längen-Häufigkeitsverteilung von Möller (1988) so weit möglich genutzt werden, um die 0+-Anteile belastbar zu schätzen.

Nach FiBS wird der Gewässertyp 22.3 der Tideelbe auf der Grundlage beider Zeitintervalle insgesamt als ‚gut‘ bewertet (Tab. 12). Die Referenzgemeinschaft umfasst insgesamt 38 Arten, von denen 23 im Zeitintervall 2004-07 erfasst wurden. Trotz dieses Unterschieds werden keine oder nur geringe Defizite im Hinblick auf die Artenzahlen indiziert, da nahezu alle Leit- und

typspezifischen Arten präsent waren. Die fehlenden Begleitarten sind für das Bewertungsergebnis von untergeordneter Bedeutung (s.o.).

**Tab. 12:** Bewertungsergebnisse der Qualitätskomponente Fische für die Tideelbe Typ 22.3. Datengrundlage Wassergütestelle Elbe 2004-2007, Daten 1982-86 Möller (1984,1988); gepoolt, Abundanzen aufsummiert. Blau: entspricht der Qualitätsklasse ‚sehr gut‘; grün : entspricht der Qualitätsklasse ‚gut‘; gelb: entspricht der Qualitätsklasse ‚mäßig‘; orange: entspricht der Qualitätsklasse ‚unbefriedigend‘; rot: entspricht der Qualitätsklasse ‚schlecht‘.

Typ 22.3, Daten 2004-07	Parameter	Bewertung 04-07	Bewertung 82-86	Bewertung 82-86
Artenzahl		23	16	15 - ohne Finte
Parametergruppe 1	Arten- und Gildeninventar	3,33	3	3
Parametergruppe 2	Artenabundanz & Gildenverteilung	1,25	1,25	1,25
Parametergruppe 3	Altersstruktur	3,57	3,67	3,67
Parameter 4	Migrationsindex	5	5	5
Parameter 5	Fischregionsindex	3	1	3
Parameter 6	Dominanz	1	1	1
Gesamtbewertung		2,79 - gut	2,56 - gut	2,73 - gut
EQR		0,45	0,39	0,43

Defizite sind, wie auch für Typ 20 festgestellt, durch die sehr ausgeprägte Dominanz des Stints bedingt. Dies führt zu deutlichen Abweichungen zur Referenz-Dominanzstruktur und betrifft sowohl Parameter 2 als auch Parameter 6 in besonderem Maße. Durch beide Parameter wird mit der Dominanzstruktur ein ähnlicher Aspekt unter unterschiedlichen Gesichtspunkten bewertet, so dass sich diese Teilbewertungen i.d.R. zwangsläufig ähneln werden. Trotz geringerer Gesamtartenzahl wird auch das Zeitintervall 1982-86 mit ‚gut‘ bewertet, wobei auch die Einzelbewertungen mit einer Ausnahme nahezu identisch zum Ergebnis 2004-07 sind. Lediglich der Fischregionsindex (Parameter 5) indiziert für das Zeitintervall 2004-07 ‚gut‘ und ‚schlecht‘ für den Zeitraum 1982-86. Ausschließlicher Grund hierfür sind die vergleichsweise hohen Fintenabundanzen (überwiegend Juvenile, s. Kap. 6). Der Regionswert der Finte ( $FRI_{\text{Finte}} = 7,75$ ) weicht deutlich vom entsprechenden Referenzwert ( $FRI_{\text{ges}} = 7,22$ ) ab. Bleibt die Finte für die Bewertung unberücksichtigt, verbessert sich die Gesamtbewertung, da sich die Fintenpräsenz (insbesondere deren hohe Abundanzen) dämpfend auf den FRI auswirkt. Bemerkenswert ist, dass das Fehlen der typspezifischen Finte auf andere Bewertungsparameter keinen weiteren Einfluss zu haben scheint (vgl. Tab. 12). Aus unserer Sicht ist das formale Bewertungsergebnis v.a. für das Zeitintervall 1982-86 im Vergleich zum Zeitraum 2004-07 zu günstig; dies gilt insbesondere für den modifizierten Datensatz (ohne Finte).

### 7.3 Übergangsgewässer Typ T1

Anders als die Süßwasserabschnitte der Tideelbe erfolgte die Bewertung mit dem Verfahren für Übergangsgewässer (Fishbased Assessment Tool – FAT-TW). Der Bewertung des Gewässertyps T1 (Übergangsgewässer) liegen Daten aus 2004 –2007 zugrunde (vgl. WGE schriftl.). Analog zu den o.g. Gewässertypen ist auch der Typ T1 zum Vergleich auf der Grundlage der Daten aus den 80ern bewertet worden. Detaillierten Daten differenziert nach Altersgruppen standen aus letzterem

Zeitraum nicht zur Verfügung. Die erforderlichen Informationen für Finte und Stint konnten aber über Angaben zur Längen-Häufigkeitsverteilung von Möller (1988) abgeleitet werden, um die 0+-Anteile belastbar zu schätzen.

**Tab. 13:** Bewertungsergebnisse der Qualitätskomponente Fischfauna für die Tideelbe Typ T1. Datengrundlage Wassergütestelle Elbe 2004-2007, Daten 1982-86 Möller (1984,1988). Blau: entspricht der Qualitätsklasse ‚sehr gut‘; grün: entspricht der Qualitätsklasse ‚gut‘; gelb: entspricht der Qualitätsklasse ‚mäßig‘; orange: entspricht der Qualitätsklasse ‚unbefriedigend‘; rot: entspricht der Qualitätsklasse ‚schlecht‘.

Typ T1, Daten 2004-07	Parameter	Bewertung 04-07	Bewertung 82-86
Artenzahl		47	36
Metric 1	Artenzahl marin-juv	67 %	57 %
Metric 2	Artenzahl marin-sais	55.6 %	22 %
Metric 3	Artenzahl-ästuarine Residenten	44 %	44 %
Metric 4	Artenzahl diadrome (transit, ästuarin)	75 %	45.8 %
Metric 5	Abundanz Finte (inkl. Altersstruktur)	22.2 %	27.8 %
Metric 6	Abundanz Stint (inkl. Altersstruktur)	56 %	50 %
Metric 7	Abundanz Flunder	67 %	67 %
Metric 8	Abundanz Gr. Scheibenbauch	17 %	17 %
Metric 9	Abundanz Hering	35.3 %	33 %
Metric 10	Abundanz Kaulbarsch	67 %	17 %
Gesamtbewertung		moderat	unbefriedigend
EQR		0.5	0.35

Mit 47 Arten war die Artenvielfalt 2004-2007 vergleichsweise hoch, insbesondere die Gilden der marin-juvenilen und der diadromen Arten waren auch vor dem Hintergrund der Referenzbedingungen gut vertreten. Die Abweichung zur Referenz betrug für diese Metrics < 35 % (Qualitätsklasse ‚gut‘). Die Gilden der marin-saisonalen Arten sowie der ästuarinen Residenten zeigen dagegen deutlichere Abweichungen zur Referenz; für beide Metrics indiziert das Verfahren eine ‚moderate‘ Qualitätsklasse.

Der Parameter ‚Abundanz‘ wird über Abundanzkategorien (basierend auf absoluten Individuenzahlen) bewertet. Hier ergeben sich im Vergleich zu den Referenzwerten für den Zeitraum 2004-07 z.T. deutliche Defizite. Insbesondere die Individuendichte der Finten (im Mittel ca. 25 Ind.\*h\*80m<sup>2</sup>) entsprach insgesamt und in ihrer Altersstruktur nicht den Referenzbedingungen (185 Ind.\*h\*80m<sup>2</sup> - alle Altersgruppen summiert).

Abb. 14 macht die beschriebenen Befunde am Beispiel der Finte deutlich. Die Ergebnisse aller Untersuchungsjahre sind vergleichsweise ‚weit entfernt‘ von den als ‚gut‘ definierten Abundanzen. Nach historischen Angaben war die Finte in den Ästuaren sehr häufig.



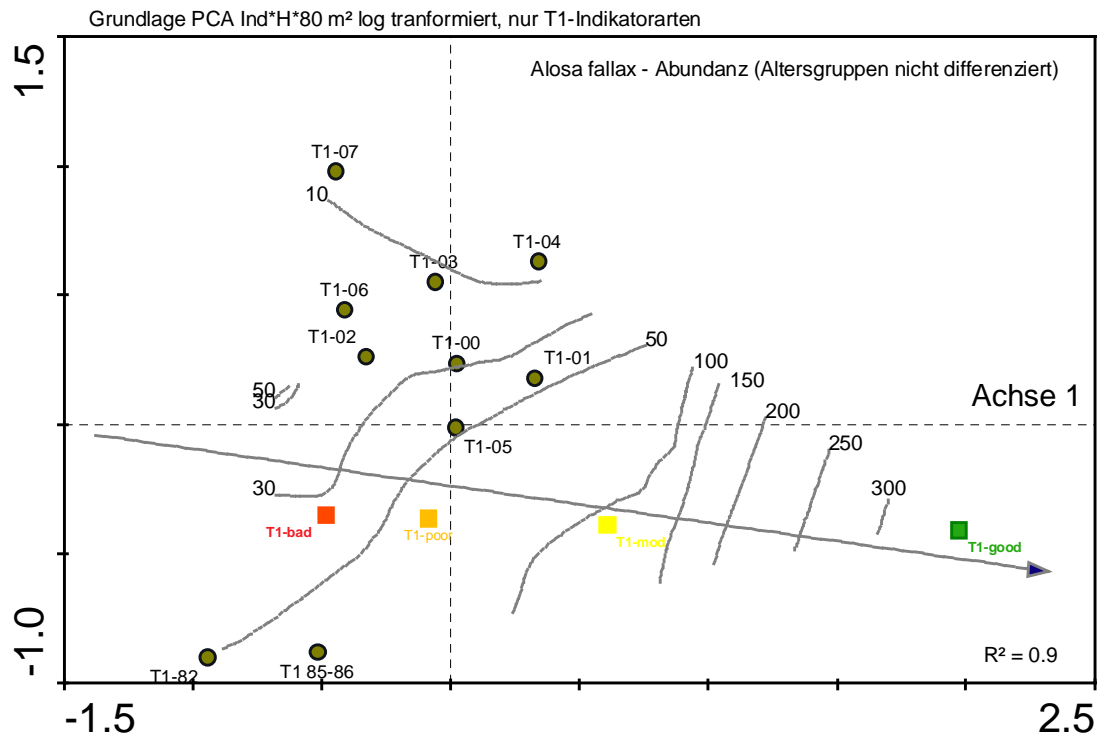


Abb. 14: Ordinationsdiagramm der PCA (Grundlage s. Kap 6.4) fokussiert auf die Abundanzverteilung (Ind.\*h\*80m<sup>2</sup>) der Finte (*Alosa fallax*) vor dem Hintergrund der Referenzbedingungen für den Gewässertyp T1.

Ähnliches gilt auch für den benthisch lebenden Scheibenbauch, der bevorzugt Habitate mit Hartsubstraten besiedelt. Historisch trat der Große Scheibenbauch wohl häufig bis sehr häufig auf. Lohmeyer (1907) beschreibt, dass die Art in „fast allen Netzen“ zusammen mit der Grundel gefangen wurde und zusammen mit dieser als Hühner- und Entenfutter diente. Über die Bestandsentwicklung der Arten gibt es keine Aufzeichnungen, es ist aber davon auszugehen, dass die Strombaumaßnahmen bzw. die resultierenden Unterhaltungsmaßnahmen zu Beeinträchtigungen der Bestände geführt haben. Im Bewertungszeitraum war die Art nur mit einzelnen Individuen vertreten (im Mittel 0.55 Ind.\*h\*80m<sup>2</sup>). Vor diesem Hintergrund wird für diese quantitative Indikatorart ein ‚schlechte‘ Qualitätsklasse indiziert. Auch für den Stint lassen sich - trotz ausgeprägter Dominanz (s. Kap. 6) - vor dem Hintergrund der definierten Referenzbedingungen noch gewisse Defizite erkennen (Teilbewertung ‚moderat‘). Würde man allerdings die im Süßwasserbereich (Typ 20, 22.3 s. Kap. 6.1 & 6.2) noch deutlich höheren Fangzahlen zu Grunde legen, wäre auch für den Stint eine ‚gute‘ Qualitätsklasse realisiert.

Hinweise auf derzeit günstigere Bestände werden dagegen für Flunder und Kaulbarsch signalisiert. Abb. 15 zeigt die Ergebnisse beispielhaft für den Kaulbarsch. Insbesondere im Zeitraum 2004-07 sind die Abundanzen des Kaulbarschs mit den Referenzbedingungen vergleichbar, während auch auf dieser Ebene noch einmal deutlich wird, dass die 80er Jahre hier deutliche Defizite aufwiesen (s.u.).

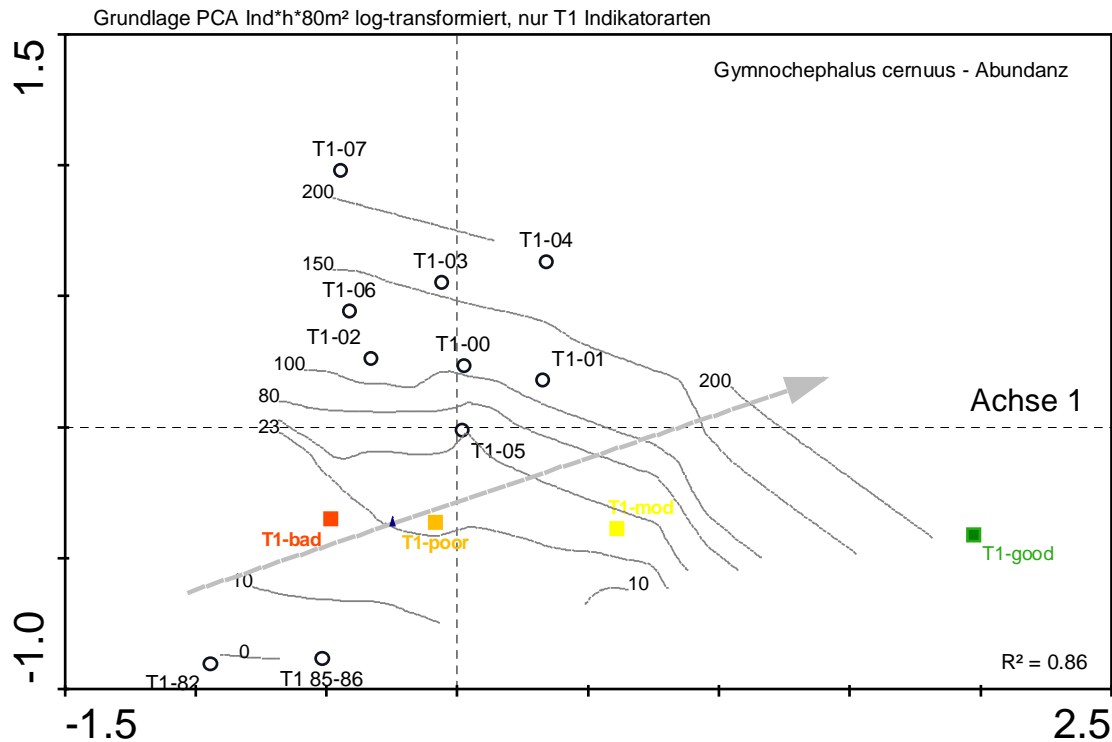


Abb. 15: Ordinationsdiagramm der PCA (Grundlage s. Kap 6.4) fokussiert auf die Abundanzverteilung (Ind.\*h\*80m<sup>2</sup>) des Kaulbarschs (*Gymnocephalus cernuus*) vor dem Hintergrund der Referenzbedingungen für den Gewässertyp T1.

Der Zeitraum 1982-86 war zum einen durch eine geringe Artenzahl (36) gekennzeichnet, so dass im Vergleich zur aktuellen Situation die qualitativen Metrics etwas schlechter bewertet werden; deutlichere Abweichungen sind aber unter quantitativen Gesichtspunkten zu verzeichnen. Sowohl der Große Scheibenbauch (0,27 Ind.\*h\*80m<sup>2</sup>) als auch der Kaulbarsch (0,7 Ind.\*h\*80m<sup>2</sup>) waren in den 80er Jahren in nur sehr geringer Abundanz vertreten, so dass für beide quantitativen Indikatoren die Qualitätsklasse ‚schlecht‘ ausgewiesen wird (Tab. 13). Die Befunde führen zu einer geringeren EQR (0.35) und damit im Vergleich zum Zeitraum 2004-07 zu einer ungünstigeren ökologischen Zustandsklasse („unbefriedigend“).

#### 7.4 Formale Bewertung vs. Experteneinschätzung

Um Hinweise auf Plausibilität der formalen Bewertungen zu erhalten, sind diese auch mit Experteneinschätzungen verglichen worden. Um mögliche ‚Knackpunkte‘ der Verfahren besser zu identifizieren, wurden Fachleuten z.T. hypothetische, z.T. reale Datensätze vorgelegt. Das Expert-judgement sollte jeweils vor dem Hintergrund eines historischen (vom Menschen noch weitgehend unbeeinflussten Zustand) erfolgen, die allgemeinen Rahmenbedingungen (Beschreibung, hydromorphologische Eckwerte) eines solchen Leitbildes basierte auf dem entsprechenden Steckbrief Gewässertyp 22.3 (Ströme der Marschen) der Wassergüte Elbe (2007b). Insgesamt haben 12 Fachleute Einschätzungen (anonymisiert) abgegeben, die sich auf den Gewässertyp 22.3 und auf den Gewässertyp T1 beziehen. Aus den Tab. 14 und Tab. 15 sind jeweils Eckwerte der hier als ‚Szenarien‘ benannten verschiedenen Datensätze sowie die jeweils formale und Experteneinstufung zu entnehmen.

## Typ 22.3

Die Artenzahlen der vier ‚Szenarien‘ variieren zwischen 7 im Minimum (Sz. 4) und 38 (Sz. 1). Die Abundanzen weisen mit 141 Ind./ha (Sz. 4) im Minimum und 21.198 Ind./ha (Sz. 5) im Maximum eine hohe Amplitude auf. Auf der Grundlage dieser Daten indiziert FiBS für den Gewässertyp 22.3 die Qualitätsklassen ‚sehr gut‘ (Szenarien 1 & 2), gut (Szenarien 4 & 5) sowie ‚mäßig‘ (Szenario 3).

Tab. 14: Vergleich formalisierter Bewertung (FiBS) und Expert-judgement-Einschätzungen verschiedener Datensätze (hypothetisch und real) für den Gewässertyp 22.3 (Ströme der Marschen) der Tideelbe.

Typ 22.3	Szenario 1	Szenario 2	Szenario 3	Szenario 4	Szenario 5
	Hypothetisch	Hypothetisch	Hypothetisch	Hypothetisch	Original Daten 05-07 OWK Elbe West
	alles Ref. entsprechend, Ind. = rel. Abundanzanteile *10	nur Leit- und typspezifische Arten sonst wie Szenario 1, jedoch rel. Abundanzanteile *50	Leit- und typspezifische Arten (-1) hohe Abundanzen bei Finte, Flunder, Stint + Auswahl Begleitarten, diadrome vorhanden oh. Alse, Stör	nur Leitarten; Ind. = rel. Abundanzanteile *10; Dominanz + Altersstruktur Referenz entsprechend	Daten gepoolt und summiert (s. WGE schriftl.)
Ind./ha	194	944	2.249	141	21.198
Artenzahl insgesamt, davon	38	18	28	7	23
Leitarten	7	7	7	7	7
typspezifische Arten	11	11	10	0	9
Begleitarten	20	0	11	0	5 (+2 ‚referenzferne‘)
Gesamtbewertung	4,92	4,6	2,49	3,36	2,79
EQR	0,98	0,9	0,37	0,59	0,45
Zustand - FiBS	sehr gut	sehr gut	mäßig	gut	gut
Zustand - Expert	mäßig	unbefriedigend	gut	schlecht	gut
	gut	mäßig	gut	schlecht	gut
	mäßig	unbefriedigend	gut	schlecht	mäßig
	gut	unbefriedigend	mäßig	schlecht	mäßig
	sehr gut	unbefriedigend	gut	schlecht	mäßig
	gut	unbefriedigend	sehr gut	schlecht	mäßig
	sehr gut	unbefriedigend	gut	schlecht	mäßig
	gut	unbefriedigend	sehr gut	schlecht	mäßig
	gut	mäßig	gut	schlecht	mäßig
	sehr gut	unbefriedigend	gut	schlecht	mäßig
	mäßig	unbefriedigend	gut	schlecht	gut
	gut	mäßig	sehr gut	schlecht	sehr gut

#### Szenarien mit Bewertungsergebnis ‚sehr gut‘

Die Szenarien 1 & 2 sind nach FiBS mit ‚sehr gut‘ bewertet. Szenario 1 ist dabei zwangsläufig als ‚sehr gut‘ bewertet, da es sich um die für diesen Gewässertyp definierte Referenzgemeinschaft (Artenspektrum, Dominanzstruktur) handelt. Die Szenarien 1 & 2 unterscheiden sich insofern voneinander als die Artenzahl deutlich variiert. So umfasst Szenario 2 ausschließlich die typspezifischen (inkl. Leitarten) Spezies der Referenzgemeinschaft dieses Elbeabschnitts (s. Kap. 6.2.1). Von den insgesamt 38 Referenzarten sind in Szenario 2 also nur 18 berücksichtigt. Die relative Häufigkeitsverteilung der Leitarten ist gegenüber dem 1. Datensatz identisch. Allerdings sind die Individuenzahlen um das 5fache gegenüber Datensatz 1 erhöht. In diesem Zusammenhang ist anzumerken, dass das formale Bewertungsergebnis unabhängig vom Ausmaß der Abundanzänderungen ist, solange sich die relative Verteilung nicht ändert. Die Bewertungsergebnisse weisen bei identischer Qualitätsklasse graduelle Unterschiede auf, die sich

für Szenario 2 in einem etwas geringeren Gesamtergebnis (bzw. im EQR von 0.9 gegenüber 0.98) widerspiegeln.

Im Vergleich der Expert-judgement-Einschätzungen (EJE) mit der formalen Bewertung zeigen sich für Szenario 1 Übereinstimmungen und Abweichungen. So sind 25 % der EJE mit dem formalen Ergebnis gleichsinnig. 50 % weichen um eine und 25 % um zwei Klassen nach unten ab (Tab. 14). Die abweichenden fachlichen Einstufungen basierten dabei u.a. auf den als gering erachteten Individuenzahlen.

Deutliche Bewertungsunterschiede sind für das Szenario 2 verzeichnet. So weichen alle EJE um wenigstens zwei Klassen (mäßig) nach unten ab; 75 % sogar um drei Klassen (unbefriedigend). Ausschlaggebend für die EJE war v.a. das Kriterium ‚geringere Artenzahl‘.

#### *Szenarien mit Bewertungsergebnis ‚gut‘*

Die Szenarien 4 & 5 sind nach FiBS mit ‚gut‘ bewertet. Szenario 4 stellt ein ‚sehr‘ hypothetisches Szenario dar, in dem der Datensatz ausschließlich die 7 für den Typ 22.3 definierten Leitarten umfasst, die aber eine der Referenz entsprechende Häufigkeitsverteilung (Abundanzen der Leitarten wie Sz. 1) aufweisen. Der Unterschied zur formalen Bewertung ist hier von allen Szenarien am deutlichsten, da auf dieser Datengrundlage alle EJE gleichsinnig den Gewässertyp als ‚schlecht‘ und damit um drei Qualitätsklassen schlechter klassifizieren als FiBS. Die sehr geringe Artenzahl, die Qualität des Artenspektrums mit vorwiegend weit verbreiteten Spezies sowie die geringe Abundanz kommen als fachliche Begründungen für die schlechten fachlichen Einschätzungen in Frage.

Bei dem Szenario 5 handelt es sich um reale Fangzahlen aus dem Zeitraum 2005-2007 und der offiziellen Bewertung des Gewässertyp 22.3 der Tideelbe (s. Kap. 7.2). Die EJE sind zu 25 % identisch oder weichen um eine Klasse nach oben ab (8 %). Etwa 68 % schätzten die Daten als ‚mäßig‘ ein und damit um eine Klasse schlechter als FiBS. Die insgesamt sehr hohe Individuendichte im Zusammenhang mit der vergleichsweise höheren Artenzahl waren die EJE-Kriterien für ‚gut‘ oder ‚sehr gut‘. Die ‚mäßigen‘ Einschätzungen sind vorwiegend mit den Vergleich zu Szenario 1 (38) geringeren Artenzahlen (23) begründet worden. Zu dem sind Arten wie Stör oder Maifisch, die in Szenario 1 als präsent angenommen sind, in Szenario 5 nicht vorhanden und wurden im Rahmen der EJE als Defizite empfunden.

#### *Szenarien mit Bewertungsergebnis ‚mäßig‘*

Das Szenario 3 umfasst nahezu alle typspezifischen Arten (mit Ausnahme des Alands). Mit insgesamt 28 Arten und 2.249 Ind./ha handelt es sich bei diesem Szenario um eine vergleichsweise ‚arten- und individuenreiche Gemeinschaft‘. Dabei wurden artspezifisch nicht unrealistische Abundanzen festgelegt. Angenommen wurde z.B. eine hohe Individuendichte für Finte (500 Ind./ha), Flunder (180 Ind./ha), Kaulbarsch (150 Ind./ha) und Stint (ca. 1.200 Ind./ha). Alle vier Spezies haben somit einen Anteil von etwa 90 % am Gesamtfang. FiBS indiziert für diesem Datensatz die Zustandsklasse ‚mäßig‘. Während für die Parametergruppe ‚Arten- und Gildeninventar‘ eine ‚sehr gute‘ Teilbewertung verzeichnet wird, indizieren die übrigen Parametergruppen - aufgrund der angenommenen höheren Abundanzen für die o.g. Arten (v.a. der Finte, die hier nicht zu den Leitarten zählt) – überwiegend Defizite. Gründe liegen in der nicht

referenzgemäßen Häufigkeitsverteilung (Dominanzstruktur); hieraus resultieren eher ungünstige FiBS-Teilbewertungen (schlecht – mäßig). Dies betrifft alle Leitarten sowie den Komplex aus ‚Migration, FRI und Dominante Arten‘, der ebenfalls aufgrund der Dominanzstruktur negativ beeinflusst wird (FRI, Leitartenindex, Community Index). Nur der Migrationsindex oder das Metric Rotaugen/Flussbarsch-Abundanz ‚profitieren‘ von den hohen Anzahlen von Finte, Flunder oder Stint.

Anders als für die übrigen Szenarien, die durch FiBS im Vergleich zu den EJE ganz überwiegend besser bewertet werden, ist dies für das Szenario 3 umgekehrt. 91 % der Experten schätzten den Zustand auf der Datenbasis um 1 bzw. 2 Klassen besser ein. Keine EJE liegt unter dem FiBS-Ergebnis. Gründe für die guten EJE-Einschätzungen beziehen sich auf das ‚ausgewogene‘ Artenspektrum und die vergleichsweise hohen Individuenzahlen.

### Typ T1

Die Artenzahlen der fünf ‚Szenarien‘ variieren zwischen 28 im Minimum (Sz. 4) und 48 im Maximum (Sz. 5). Die Abundanzen weisen zwischen 3.058 Ind./ha (Sz. 4) und 16.902 Ind./ha (Sz. 5) eine hohe Amplitude auf. Auf der Grundlage der Daten indiziert FAT auf der Grundlage der Referenz für den Gewässertyp T1 die Qualitätsklassen ‚mäßig‘ (Szenarien 1 & 5), sowie ‚unbefriedigend‘ (Szenarien 2 - 4).

*Hinweis:* Neben der Bewertung nach FAT sind auch ergänzend Alternativbewertungen auf der Grundlage eines Vorschlags zur Einstufung der Daten hinsichtlich des ‚ökologischen Potenzials‘ (vorläufiger Vorschlag im Bewertungstool) sowie auf der Grundlage der Niederländischen Methodik zur Ermittlung der Klassengrenzen des ökologischen Zustands (die derzeit für das Übergangsgewässer der Ems diskutiert wird) aufgeführt. Der Unterschied zwischen deutschem und niederländischem Ansatz liegt in einer etwas anderen EQR-Kalkulation und einer niedrigeren Klassengrenze zwischen ‚gut‘ und ‚moderat‘ (vgl. Bioconsult 2007). Diese Unterschiede führen dazu, dass Daten nach niederländischer Methodik tendenziell optimistischer bewertet werden. Vor diesem Hintergrund können ggf. auch unterschiedliche Zustandsklassen indiziert werden. Dies ist beispielsweise der Fall bei Szenario 5 oder Szenario 2 (Tab. 15).

Tab. 15: Vergleich formalisierter Bewertung (FAT-TW) und Expert-judgement-Einschätzungen verschiedener Datensätze (hypothetisch und real) für den Gewässertyp T1 (Übergangsgewässer) der Tideelbe. Rot = Gilden nicht bewertungsrelevant für T1.

Typ 22.3	Szenario 1	Szenario 2	Szenario 3	Szenario 4	Szenario 5
	hypothetisch	original Daten 05	original Daten 06	original Daten 07	Original Daten 04-07 OWK Elbe T1
	höhere Abundanzen Flunder, Kaulbarsch, Hering	Mittelwert Ind.*h*80m <sup>2</sup>	Mittelwert Ind.*h*80m <sup>2</sup>	Mittelwert Ind.*h*80m <sup>2</sup>	Daten (MW Ind.*h*80m <sup>2</sup> ) gepoolt und summiert
	3.932	3.925	5.806	3.058	16.902
Arten insgesamt, davon	37	35	30	28	48
Süßwasser	7	7	9	7	13
diadrome	9	8	9	9	9
ästuarine	7	7	5	5	8
marin-juvenile	8	6	5	3	8
marin-saisonale	4	3	1	3	5
Marine	1	4	1	1	5
EQR	0.525	0.45	0.35	0.3	0.65
Zustand - FAT	mäßig	unbefriedigend	unbefriedigend	unbefriedigend	mäßig/gut
Potenzial-FAT/alternativ NL	gut/mäßig	mäßig/mäßig	mäßig/unbefriedigend	mäßig/unbefriedigend	gut/gut
Zustand - Expert-judgement	gut	mäßig	mäßig	unbefriedigend	sehr gut
	gut	gut	mäßig	unbefriedigend	gut
	mäßig	unbefriedigend	unbefriedigend	schlecht	gut
	gut	gut	mäßig	mäßig	sehr gut
	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht	sehr gut
	gut	unbefriedigend	mäßig	schlecht	sehr gut
	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht	sehr gut
	mäßig	gut	unbefriedigend	schlecht	sehr gut
	gut	mäßig/gut	mäßig	mäßig/unbefriedigend	gut
	mäßig	mäßig/unbefriedigend	unbefriedigend	unbefriedigend	gut
	mäßig	mäßig	mäßig	unbefriedigend	gut

#### Szenarien mit Bewertungsergebnis ‚mäßig‘

Die Szenarien 1 & 5 sind nach FAT jeweils insgesamt mit ‚mäßig‘ bewertet, obwohl sich Szenario 5 durch deutlich höhere Artenzahlen und Abundanzen von Szenario 1 unterscheidet. Allerdings werden Unterschiede auf der Ebene des EQR ersichtlich. So ist für Szenario 1 ein EQR von 0.525 und für Szenario 5 eine EQR von 0.65 ausgewiesen.

Die Gründe für die Klassifizierung ‚mäßig‘ sind für beide Szenarien v.a. auf ungünstige Teilbewertungen für einige Indikatorarten wie Finte oder dem ästuarinen Großen Scheibenbauch aufgrund ihrer geringen Abundanzen im Vergleich zu den jeweiligen Referenzwerten zurückzuführen. Das Artenspektrum (jeweils auf Gildenebene) ist z.T. der Referenz entsprechend, weist aber u.a. im Hinblick auf die Gilde der ‚ästuarinen Arten‘ auch Defizite auf, da deren Artenzahl vom Referenzwert deutlich abweicht. Während sich - wie bereits oben durch die EQR-Werte verdeutlicht - die formale Bewertung für Szenario 1 eher im unteren Bereich der Zustandsklasse ‚mäßig‘ einordnet, liegt sie bei Szenario 5 an der Grenze zu ‚gut‘. Derzeit ist die Klassengrenze zwischen ‚mäßig‘ und ‚gut‘ bei einem EQR von > 0.68 definiert (vgl. FAT-Tool).

Im Vergleich mit den EJE zeigt sich für Szenario 1 eine gleichsinnige Klassifizierung in 36 % der Fälle, 64 % der EJE weichen um eine Zustandsklasse nach oben ab. Letztere entsprechen damit der Klassifizierung für das ökologische Potenzial („gut“, Tab. 15: Spalte „Potenzial-FAT/alternativ NL“).

Im Hinblick auf das Szenario 5 ergeben sich insofern deutliche Unterschiede zwischen FAT und EJE, als dass alle Experten den ökologischen Zustand auf dieser Datenbasis besser einschätzten. So weichen 45 % um eine Klasse und 55 % um zwei Klassen nach oben ab. Bei Szenario 5 entspricht die Übereinstimmung der EJE in der Tendenz eher der ‚Potenzialklassifizierung‘ bzw. der auf der niederländischen Methodik basierenden Klassifizierung (jeweils ‚gut‘, s. Tab. 15: Spalte „Potenzial-FAT/alternativ NL“). Die Gründe der EJE ‚gut‘ bis ‚sehr gut‘ beziehen sich im wesentlichen auf die hohen Artenzahlen, wobei alle Experten auch die (formal) für diesen Gewässertyp nicht relevanten Süßwasserarten, die mit 13 Arten hier gut vertreten waren, bei ihren Einschätzungen wertgebend berücksichtigt haben. Die sehr geringen (aber im Rahmen FAT bewertungsrelevanten) Abundanzen des Scheibenbauchs wurden dagegen nicht problematisiert.

#### *Szenarien mit Bewertungsergebnis ‚unbefriedigend‘*

Die Daten der Szenarien 2 – 4 werden - bei allerdings graduellen Unterschieden - durch FAT jeweils als ‚unbefriedigend eingestuft‘. So liegt die Bewertung des Szenarios 2 mit einem EQR von 0.45 nahe an der Grenze zu ‚moderat‘, während sich das Szenario 4 mit 0.3 sich im unteren Drittel dieser Zustandsklasse befindet. Szenario 3 nimmt mit einem EQR von 0.35 eine Mittelstellung ein. Die wesentlichen Gründe für die ungünstige Bewertung beziehen sich auf Defizite bei den marinen Gilden (juvenil, saisonal) und den ästuarinen Residenten, deren Artenspektrum im Vergleich zur Referenz deutliche Unterschiede aufweist. Dies gilt ebenso für einige quantitativen Parameter (Finte, Kaulbarsch, Scheibenbauch).

Der Vergleich mit den EJE zeigt für Szenario 2 bei 27 % eine übereinstimmende Indikation der Zustandsklasse. 73 % schätzten die Zustandsklasse auf der Grundlage der Daten um 1 (42 %) oder 2 Klassen (33 %) besser ein. Dies entspricht z.T. dem Bewertungsergebnis auf der Grundlage der niederländischen Methodik (Tab. 15: Spalte „Potenzial-FAT/alternativ NL“).

Für Szenario 3 ist die Übereinstimmung zwischen FAT und EJE mit 45 % vergleichsweise hoch. 55 % schätzten aber die Daten als ‚mäßig‘ und damit um eine Klasse besser ein. Ausschlaggebend für die letztere Bewertung nach EJE war vorwiegend die mit insgesamt 30 Taxa noch vergleichsweise hohe Artenzahl. Die Individuenzahlen, die mit Ausnahme des Stints sehr gering sind wurden zwar ebenfalls als Defizite benannt, jedoch variieren diesbezüglich die fachlichen Teileinschätzungen zwischen unbefriedigend oder mäßig.

Szenario 4 weist ebenfalls eine etwa 45 %ige Übereinstimmung zwischen FAT und EJE. Etwa 10 % schätzten die Daten mit ‚mäßig‘ eine Klasse besser und 45 % eine Klasse schlechter ein. Die Begründungen waren die im Vergleich aller Szenarien geringsten Artenzahlen und die zudem geringen Abundanzen aller Arten mit Ausnahme des Stints. Aber auch dessen Individuenzahlen sind im Vergleich aller Datensätze hier am niedrigsten.



## 8. Zusammenfassung und Fazit

Die zunächst durchgeführte Gemeinschaftsanalyse hat gezeigt, dass es in der Tideelbe erwartungsgemäß longitudinale räumliche Unterschiede im Hinblick auf die Arten-Abundanzstrukturen der Fischfauna gibt. Der Salinitätsgradient, kennzeichnendes Merkmal eines Ästuars, ist in diesem Zusammenhang ein wesentlicher Faktor. So unterscheiden sich die tidebeeinflussten Süßwasserabschnitte der Elbe von dem stromab angrenzenden Übergangsgewässer (oligo-polyhaliner Abschnitt des Ästuars), in dem erstere u.a. durch Süßwasserfische und letzterer Wasserkörper vermehrt durch marine Faunenelemente geprägt werden. Mit diadromen-ästuarinen Wanderarten wie v.a. Stint, Finte oder Flunder sind aber auch ‚verbindende Elemente‘ vorhanden; die genannten Arten gehören für alle im Sinne der WRRL differenzierten Gewässertypen der Tideelbe zu den wichtigen, bewertungsrelevanten Arten. Neben der natürlichen räumlichen und zeitlichen Variabilität (saisonal, interannuell) der ästuarinen Fischfauna wurden aber auch interannuelle Unterschiede zwischen den 80er Jahren und dem Zeitraum 2000+ erkennbar, die sich nicht allein durch die natürliche Variabilität von Fischgemeinschaften erklären lassen. Die höhere Diversität und eine höhere Abundanz einiger Arten, v.a. im Zeitraum 2004 bis 2007, könnte u.U. ein Effekt der heute partiell günstigeren Rahmenbedingungen sein; denkbar wäre hier die gegenüber den 80er Jahren verbesserte Sauerstoffsituation in der Unterelbe. Insgesamt sind aber die meisten Arten (mit einigen Ausnahmen wie z.B. Stint, Grundeln und eingeschränkt Kaulbarsch) auch aktuell durch vergleichsweise geringe Individuenzahlen gekennzeichnet, die u.E. unter der möglichen Kapazität eines solchen Lebensraumes zurückbleiben und wohl auch Resultat der intensiven anthropogenen Nutzungen (z.B. Schifffahrt, Energie) sind.

Nach EG-WRRL sind die verschiedenen Oberflächenwasserkörper der Tideelbe u.a. durch die Qualitätskomponente ‚Fischfauna‘ zu bewerten. Derzeit liegen typspezifische Bewertungsverfahren vor, die die Anforderungen nach EG-WRRL jeweils erfüllen, sich jedoch in ihren methodischen Ansätzen unterscheiden.

Aufgrund der Besonderheit der Lebensraumbedingungen wurde für das Übergangsgewässer ein eigener Bewertungsansatz (FAT-TW) entwickelt und der Gewässertyp auf dieser Grundlage bewertet. Für die tidebeeinflussten Süßwasserabschnitte liegt kein eigener Ansatz vor. Die Typen 20 und 22.3 der Unterelbe wurden mit dem bundesweit angewendeten Verfahren für Fließgewässer des Binnenlandes (FiBS) unter Berücksichtigung einer für diesen Elbeabschnitt aufgestellten Referenzzönose bewertet.

Die Annahme, dass bestehende Beeinträchtigungen (Ausbauten, Unterhaltung, Stoffbelastungen) im inneren Ästuar stärker wirksam sind als im ‚weitläufigeren‘ Abschnitt des weiter seewärts liegenden Übergangsgewässers, wird durch die vorliegenden typspezifischen Bewertungsergebnisse nicht widerspiegelt. Für die inneren limnisch geprägten Wasserkörper wurde z.T. eine bessere Zustandsklasse indiziert als für das Übergangsgewässer. Insofern sind die Bewertungsergebnisse auffällig. Aufgabe war es daher zu prüfen, ob die festgestellten Bewertungsunterschiede plausibel sind. Für die Plausibilitätseinschätzung wurden (neben den Ergebnissen der Gemeinschaftsanalyse) u.a. reale und hypothetische Datensätze durch Expert-judgement bewertet (fokussiert auf Typ 22.3 und Typ T1) und diese subjektiv geprägten

Ergebnisse den formalen Ergebnissen der Bewertungsverfahren gegenübergestellt. Hieraus ergaben sich Hinweise auf mögliche verfahrensbedingte Fehlindikationen.

### Fazit

Die Analyse zeigt, dass das Bewertungsverfahren **FiBS** in tidebeeinflussten Wasserkörpern u.U. nicht immer zu plausiblen Ergebnissen führt, sondern unter bestimmten Bedingungen tendenziell die Wasserkörper besser bewertet, als die Mehrzahl der befragten Experten es tun würde. Ursachen sind u.a.

- die bei bestimmten Messgrößen starke Fokussierung auf nur wenige Leitarten;
- die geringe Bedeutung der absoluten Abundanzen;
- die ausgeprägte ‚Interaktion‘ verschiedener Bewertungsparameter. Wenn sich z.B. die Fangzahlen nur einer Art deutlich ändern, so wird auch die Bewertung anderer Parameter (z.B. die relativen Abundanzanteile anderer Arten) in die eine oder andere Richtung verändert;
- dass einige Messgrößen des Verfahrens, die in Binnengewässern Indikationspotenzial besitzen, die Bewertung von tidebeeinflussten Lebensräumen unschärfer machen, da die resultierenden parameterspezifischen Ergebnisse hier von geringer Aussagekraft sind. Das betrifft z.B. Parameter wie den Fischregionsindex, den Migrationindex oder auch die Messgröße ‚Rotaugen-Flussbarsch-Abundanz‘.

Die Befunde haben vor diesem Hintergrund gezeigt, dass auch arten- und individuenarme Gemeinschaften der inneren Ästuar unter bestimmten Randbedingungen als ‚gut‘ bewertet werden können.

Anders als bei FiBS basiert das Ergebnis des Verfahrens zur Bewertung der Übergangsgewässer (**FAT**) unmittelbar auf der Artenvielfalt insgesamt und auf der Individuendichte. Die Bewertungsergebnisse der realen und hypothetischen Datensätze sind mit Einschränkungen überwiegend plausibel und bewegen sich (mit Ausnahmen) mehr oder weniger im Rahmen der Einschätzung der befragten Experten. Das Verfahren ist so konzipiert, dass die einzelnen Messgrößen unabhängig voneinander bewertet werden. Die Komponente ‚Abundanz‘ wird nicht relativ wie bei FiBS, sondern über absolute Abundanzen berücksichtigt. Ähnlich wie bei FiBS erfolgt die Bewertung der Abundanz nur für ausgewählte sog. Indikatorarten. Die Ergebnisse haben allerdings auch gezeigt, dass das Verfahren v.a. im Grenzbereich zwischen ‚gut‘ und ‚moderat‘ u.U. zu pessimistisch bewertet. Hier könnte ein Zusammenhang mit der derzeitigen Auswahl einzelner Indikatorarten bestehen.

Die identifizierten Unterschiede zwischen den beiden Bewertungsansätzen werden vermutlich auch durch die unterschiedliche Festlegung der Klassengrenzen zur Bemessung des ökologischen Zustands verursacht. So wird auf der Grundlage der **EQR-Werte** im Rahmen des FiBS der ‚gute‘ ökologische Zustand bereits bei einem Wert von 0.38 erreicht, während für die Übergangsgewässer die Klassengrenze von ‚mäßig‘ zu ‚gut‘ bei 0.68 festgelegt wurde. Im Rahmen der europäischen Interkalibration werden die gewässertypspezifischen Klassengrenzen der nationalen EQR-Werte

derzeit überprüft und ggf. angepasst. In diesem Zusammenhang sei darauf hingewiesen, dass im Rahmen der niederländisch-deutschen Kooperation für das Übergangsgewässer Ems (beide Länder nutzen den Bewertungsansatz FAT) die Ermittlung und Festlegung der Klassengrenzen des EQR für Übergangsgewässer, die sich aktuell noch geringfügig unterscheiden, kurzfristig harmonisiert werden sollen. Voraussichtlich werden zukünftig die niederländischen Klassengrenzen verwendet. Dies sollte dann entsprechend auch für die anderen Übergangsgewässer (Weser, Elbe, Eider) abgestimmt werden.

### **Empfehlung**

Die Ergebnisse des vorliegenden Berichts haben gezeigt, dass FAT überwiegend plausible Ergebnisse für das Übergangsgewässer liefert. Es sollte jedoch ggf. eine Neujustierung quantitativen Referenzbedingungen (Indikatorarten; einschließlich der derzeit festgesetzten Klassengrenzen für die Qualitätsklassen ‚schlecht‘ – ‚sehr gut‘) auf der Grundlage aller zur Verfügung stehenden Monitoringergebnisse erfolgen.

Weiter ist deutlich geworden, dass für eine belastbarere Bewertung der tidebeeinflussten Süßwasserabschnitte der Elbe (Typ 22.3 und Typ 20) Modifikationen des bestehenden Bewertungsverfahrens oder auch eine Neukonzeption erfolgen sollten. Dies betrifft v.a. die kritische Überprüfung der Eignung einiger bewertungsrelevanter Messgrößen im FiBS-Verfahren, die sich vornehmlich auf Fließgewässer des Binnenlandes beziehen und für tidebeeinflusste Abschnitte nur beschränkt aussagekräftig sind.

Trotz dieser Hinweise auf verfahrensbedingte Über- oder auch Unterbewertungen erscheint es vor dem Hintergrund der laufenden Anhörungsprozesse zur Bewirtschaftungsplanung in der Flussgebietsgemeinschaft Elbe sinnvoll, die für den aktuellen Berichtszeitraum (bis 2009) über die Fischfauna indizierten Zustandsklassen der Gewässertypen Typ 20, Typ 22.3 sowie Typ T1 der Tideelbe beizubehalten. Es wird empfohlen, entsprechende Optimierungen (Übergangsgewässer) oder Weiterentwicklung (tidebeeinflusste Süßwasserabschnitte) im Zeitraum ab 2009 bis zur Fertigstellung des nächsten Bewirtschaftungsplans zu erarbeiten.

## Literatur

- ARGE ELBE, (2004): Gewässergütebericht der Elbe 2003. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg: 30 S.
- Bioconsult (2007): Result of a tentative fish-based assessment of the Ems transitional waterbodies for 2006 (basis: unmodified assessment tool). Kurzbericht i. Auftrag des RiKZ, Groningen.
- Bioconsult (2006): Fischbasiertes Bewertungswerkzeug für Übergangsgewässer der norddeutschen Ästuar. Bericht i.A. der Wassergütestelle Elbe
- Bolle, L.J., U. Damm, B. Diederichs, Z. Jager, G. Luerßen, H. Marencic, T. Neudecker, H. van Overzee, J. Scholle & R. Vorberg (2007): TMAP ad hoc Working Group Fish Progress report 2007. Wageningen IMARES Report number C133/07.
- Dußling, U., Bischoff, A., Haberbosch, R., Hoffmann, A., Klinger, H., Wolter, C., Wysujack, K. & R. Berg (2004): Entwurf eines fischbasierten Bewertungsverfahrens für Fließgewässer gemäß WRRL – Kurzbeschreibung. – Fischereiforschungsstelle, 13. S. (erhältlich im Download bei <http://www.lvvg-bw.de> und "Fischereiforschungsstelle").
- Dußling U., A. Bischoff, R. Haberbosch, A. Hoffmann, H. Klinger, C. Wolter, K. Wysujack & R. Berg (2007): Das fischbasierte Bewertungssystem für Fließgewässer – fiBS. Kurzbeschreibung – Stand: März 2007
- Diekmann, M., U. Dußling & R. Berg (2005): Handbuch zum fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer (FIBS). - Webseite der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg, [www.LVVG-BW.de](http://www.LVVG-BW.de).
- Elliot, M. (2002): Introduction. In: ELLIOT, M. & K.L. HEMINGWAY: Fishes in Estuaries, 1-7. Blackwell Science.
- Elliott, M., A.K. Whitfield, I.C. Potter, S.J.M. Blaber, D.P. Cyrus, F.G. Nordlie, T.D. Harrison, 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages : a global review. Fish and Fisheries 8, 241-268.
- Elliott, M. & F. Dewailly (1995): The structure and components of european estuarine fish assemblages. - Netherlands journal of Aquatic Ecology 29(3-4): 397-417.
- Essink, K., C. Dettmann, H. Farke, K. Laursen, G. Luerßen, H. Marencic & W. Wiersinga (2005): Wadden Sea Quality Status Report 2004. - Wadden Sea Ecosystem No. 19, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven: 359 S.
- Fickert, M. & T. Strothmann, 2007: Hydrodynamische Entwicklung der Tideelbe. G. Gönnert, B. Pflüger & J.-A. Bremer. Von der Geoarchäologie über die Küstendynamik zum Küstenzonenmanagement. Coastline Reports 9 (2007), 59 – 68.
- Gaumert, T., 2002: Historischer Zustand der Elbe bei Hamburg. Wassergütestelle Elbe, Hamburg.
- Grabemann, I., J. Kappenberg & G. Krause, 1995: Aperiodic variations of the turbidity maxima of two German Coastal Plain Estuaries.- Netherlands Journal of Aquatic Ecology 29(3-4): 217-227

- GRABEMANN, I. & G. KRAUSE, 1998: Response of the turbidity maximum in the Weser Estuary to pulses in freshwater runoff and to storms.- In: J. Dronkers; M. Scheffers (eds.) *Physics of Estuaries and Coastal Seas*.- A. A. Balkema Rotterdam: 83-91.
- GRIMM, V., 1999: Stability Properties in the Wadden Sea.- In: S. Dittmann (ed.) *The Wadden Sea Ecosystem. Stability Properties and Mechanisms*.- Springer-Verlag Heidelberg: 227-259.
- Haedrich, R.L. 1983: Estuarine fishes. In Ketchum, B. Ed.: *Estuaries and enclosed Seas*. Elsevier Amsterdam, 183-227.
- Jongman, R. H. G., C. F. J. Terbraak & O. F. R. van Tongren (1998): *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. - Cambridge University Press, UK, Cambridge: 306 S.
- Kausch, H., (1996): Die Elbe – ein immer wieder veränderter Fluss. - In Lozan & KAUSCH: *Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren*, 43-52. Parey Buchverlag Berlin.
- LAWA (2006): *Gewässertypen, Referenzbedingungen, Klassengrenzen*. LAWA-AO, RaKon Monitoring Teil B, Arbeitspapier I.
- LAWA (2006): *RaKon Monitoring Teil B, Arbeitspapier I: Gewässertypen / Referenzbedingungen / Klassengrenzen*.
- Lohmeyer, C., (1907): Übersicht der Fische des unteren Ems-, Weser- und Elbegebietes. - *Abh. Naturw. Verein Bremen* 19 (1): 149-180.
- Mosch, E. (2008): *Fischfaunistische Referenzerstellung und Bewertung der niedersächsischen Fließgewässer vor dem Hintergrund der EG Wasserrahmenrichtlinie*. LAVES-Dezernat Binnenfischerei- Zwischenbericht Stand Januar 2008.
- Möller, H., (1984): *Daten zur Biologie der Elbfische*. - Verlag H. Möller, Kiel: 217 S.
- Möller, H., (1988): *Fischbestände und Fischkrankheiten in der Unterelbe: 1984-1986*. - H. Möller, Kiel: 344 S.
- Niesel, V. & C.-P. Günther (1999): *Distribution of Nutrients, Algae and Zooplankton in the Spiekeroog Backbarrier System*. - In: DITTMANN, S. (Hrsg.), *The Wadden Sea Ecosystem: Stability Properties and Mechanisms*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg: 77-94.
- SCHIRMER, M., 1994: *Ökologische Konsequenzen des Ausbaus der Ästuarie von Elbe und Weser*. In: LOZAN, J., RACHOR, E., REISE, K., VON WESTERNHAGEN, H., LENZ, W., Hrsg., *Warnsignale aus dem Wattenmeer*. Blackwell-Wiss. Verlag Berlin, 164-171.
- Scholle, J., B. Schuchardt & D. Kraft (2006): *Kurzanleitung zum Bewertungstool für Übergangsgewässer*. - i.A. der Länder Niedersachsen und Schleswig-Holstein: 7 S.
- Schuchardt, B., M. Schirmer, G. Janssen, S. Nehring & H. Leuchs (1999): *Estuaries and Brackish Waters*. - In: De Jonge, V.N., J. Bakker, C. Van Berkel, K. Dahl, N. Dankers, C. Gätje, H. Marencic & P. Potel (Hrsg.), *Wadden Sea Quality Status Report 1999*. Wadden Sea Ecosystem 9, 175-186.
- Schuchardt, B., M. Müller & M. Schirmer (1989): *Veränderungen im Sauerstoff-Haushalt der Unterweser nach der Reduzierung kommunaler und industrieller Einleitungen*. - *Deutsche Gesellschaft für Meeresforschung* 33 (3/4): 98-103.

- THIEL, R. (1995): Die Fischfauna der Tideelbe – historische Entwicklung, gegenwärtiger Zustand, fischereiliche Perspektive. In: (Derksen, D. & M. Werner, Eds, Ökologie-Forum am 11. Mai 1995: Situation der Elbe 5 Jahre nach der Wende. Vol. 31. Umweltbehörde Hamburg, Germany, 64-71.
- THIEL, R., A. SEPULVEDA, R. KAFEMANN, & W. NELLEN (1995): Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe estuary. *Journal of Fish Biology*, 46, 47-69.
- THIEL, R. & I.C. POTTER (2001): The ichthyofauna composition of the Elbe Estuary: an analysis in space and time. *Marine Biology* 138: 603-616. UBA, 2006: Wasser, Trinkwasser und Gewässerschutz, Ökoregionen und Gewässertypen.
- WGE - Wassergütestelle Elbe – (2007a): Steckbrief Typ 22.3 (Subtyp Tideelbe): Ströme der Marschen WGE, Hamburg.
- WGE - Wassergütestelle Elbe – (2007b): Steckbrief Typ 20 (Subtyp Tideelbe): Sandgeprägter, tidebeeinflusster Strom des Tieflandes. WGE, Hamburg.
- WGE - Wassergütestelle Elbe – (2000-2007): Daten zur Fischfauna der Tideelbe, Ergebnisse des Monitorings im Zeitraum 2000 – 2007. WGE, Hamburg.
- WGE - Wassergütestelle Elbe (2008): Sauerstoffhaushalt der Tideelbe. Poster 4. Workshop in Hamburg am 22.4.2008.



# Anhang

## Grundlage Experteneinschätzungen

### Hinweise zu Referenzbedingungen

Entstehungsgeschichtlich handelt es sich bei der gesamten Tideelbe um eine Einheit. Die diesbezüglichen Ausführungen im Steckbrief Typ 20 (Subtyp Tideelbe) treffen also auch für den Abschnitt zwischen Est- und Schwingemündung zu; sie können dort nachgelesen werden. Charakteristisches Merkmal für den Oberflächenwasserkörper Elbe (West) ist die starke Aufweitung des Hauptstromlaufes mit einer Wasserspiegelbreite von bis zu 2.000 m. Bereichsweise kommt es zu einer starken Strömungsberuhigung mit der Folge intensiver Sedimentationsprozesse. Landschaftsprägendes Bild sind daher die großflächigen, bis zu 1 km breiten Süßwasserwatten, die sich in Abhängigkeit ihrer Strömungsexposition aus Sand, Mischsedimenten und nährstoffreichem Schlack zusammensetzen. Lage und Ausprägung der Haupt- und Nebenrinnen wechseln ständig unter dem Einfluss der Tiderhythmik und der Sturmfluten und führen immer wieder zu einem neuen Erscheinungsbild von größeren Inseln mit entsprechenden Nebeläben, Sänden, Wattflächen, Kolken, Tief- und Flachwasserbereichen. Ausgeprägte Tideröhrichte und Auwälder mit einem erheblichen Bruchholzanteil säumen die kleinen und großen Wasserläufe innerhalb der Marsch. Zwischen dem Geestwall und der eigentlichen Marschenmulde gibt es oftmals flachere Mooraufwölbungen.

#### Allgemeine Beschreibung nach System B

Deutschland	
Ökoregion 14 (Zentrales Flachland)	
Flusssystemeinheit Elbe	
Bearbeitungsgebiet:	Tideelbestrom
Strom-km:	634 - 654,9
OWK:	Elbe (West)
Geologie:	Klaimeerch

#### Gewässerkundliche Angaben im Referenzzustand

Höhenlage:	< 200 m (Tiefland)
Größe:	sehr großes Einzugsgebiet (> 10.000 km <sup>2</sup> )
Tidenhub:	< 2 m (mikrotidal; Referenz.)
Wassertiefe:	2 - 8 m (Referenzzustand)
Oberwasserabfluss (MQ):	770 m <sup>3</sup> /s

#### Physiko-chemische Eigenschaften im Referenzzustand

Sichttiefe:	< 1 m
Salzgehalt:	< 0,5 PSU (Süßwasser)
abf. Stoffe:	< 25 mg/l
pH-Wert:	> 6,8 - < 7,6
O <sub>2</sub> -Sättigung:	> 88 - < 112 %
BBS <sub>21</sub> :	2 - 3 mg/l O <sub>2</sub>
Ammonium:	≤ 0,1 mg/l N
Nitrat:	≤ 1 mg/l N
Gesamt-N:	≤ 2 mg/l N
o-Phosphat:	≤ 0,01 mg/l P
Gesamt-P:	≤ 0,05 mg/l P



Die Elbe in Höhe Mündung der Weiteke Au und der Kleinen Elbe (= Strom-km 640 bis 650)  
 Topographisch Mittelsche Karte des Herzogtums Mecklen 1789-1796 (Ausschnitt)  
 Herausgeber: Landesvermessungsamt (30) wassg-aktuell

Quelle: Steckbrief Gewässertyp 22.3., Wassergütestelle Elbe 2007.

Type: tidal freshwater section



Szenarien Typ 22.3

Tidal freshwater section		Type: large estuary, microtidal				Szenario 1		Szenario 2		Szenario 3		Szenario 4		Szenario 5	
abundance:		Ind. Cp.III: accumulated, 3 sample sites, 2 samplings occasions per year (scenarios)				total	therefrom 0-	total	therefrom 0-	total	therefrom 0-	total	therefrom 0-	total	therefrom 0-
Species	lat	Guild	Habitat	Migration	P <sub>ind</sub>	P <sub>ind</sub>	P <sub>ind</sub>	P <sub>ind</sub>	P <sub>ind</sub>	P <sub>ind</sub>	P <sub>ind</sub>	P <sub>ind</sub>	P <sub>ind</sub>	P <sub>ind</sub>	
Aal	Eel	<i>Anguilla anguilla</i>	ds	indifferent	Induktion	60	0	300	120	112	0	60	0	363	
Ajnd	Id e	<i>Leuciscus idun</i>	FW	neophi	Kurzstanz	40	0	200	145	0	0	0	0	845	
Bachforelle	Brown trout	<i>Salmo trutta</i>	FW	neophi	Kurzstanz	1	0	0	0	0	0	0	0	2	
Bitterling	Amur bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	FW	indifferent	Kurzstanz	1	0	0	0	1	0	0	0	0	
Bream	Bream	<i>Abramis brama</i>	FW	indifferent	Kurzstanz	50	0	250	120	145	60	50	0	13421	
Döbel	European chub	<i>Leuciscus cephalus</i>	FW	neophi	Kurzstanz	1	0	0	0	1	0	0	0	11456	
3 st. Stöckling	Three-sp. stickleback	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	ds	indifferent	anadrom	70	0	350	140	170	0	70	0	2397	
Frite	Twale shad	<i>Alosa fallax</i>	ds	neophi	anadrom	20	0	100	30	2500	100	0	0	2125	
Flunder	Flounder	<i>Platichthys flesus</i>	ds - sez	neophi	Induktion	60	0	300	140	900	100	60	0	1438	
Flussbarsch	European perch	<i>Perca fluviatilis</i>	FW	indifferent	Kurzstanz	30	0	150	60	500	12	0	0	57	
Flussaunauge	River lamprey	<i>Lampetra fluviatilis</i>	ds	neophi	anadrom	20	0	100	30	22	7	0	0	18	
Gülden	Prussian carp	<i>Carrasius gibelio</i>	FW	indifferent	Kurzstanz	1	0	0	0	1	0	0	0	0	
Gründling	Gudgeon	<i>Gobio gobio</i>	FW	neophi	Kurzstanz	10	0	50	15	3	3	0	0	0	
Guster	White bream	<i>Abramis bjoerkna</i>	FW	indifferent	Kurzstanz	30	0	150	50	70	10	0	0	44	
Hasel	common dace	<i>Leuciscus leuciscus</i>	FW	neophi	Kurzstanz	1	0	0	0	1	0	0	0	0	
Hacht	Pike	<i>Esox lucius</i>	FW	indifferent	Kurzstanz	1	0	0	0	1	0	0	0	0	
Karamsche	Cucun carp	<i>Carrasius carassius</i>	FW	stagnophi	Kurzstanz	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
Karpfen	Carp	<i>Cyprinus carpio</i>	FW	indifferent	Kurzstanz	1	0	0	0	0	0	0	0	2	
Kaulbarsch	Ruffe	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	FW	indifferent	Kurzstanz	150	0	750	250	750	0	150	0	13102	
Lachs	Salmon	<i>Salmo salar</i>	ds	neophi	anadrom	5	0	0	0	5	1	0	0	13	
Lachs	Shad	<i>Alosa alosa</i>	ds	neophi	anadrom	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
Meerforelle	Sea trout	<i>Salmo trutta</i>	ds	neophi	anadrom	5	0	0	0	45	10	0	0	50	
Meerneunaige	Allis shad	<i>Petromyzon marinus</i>	ds	neophi	anadrom	4	0	0	0	2	10	0	0	2	
Moderlieschen	Belica	<i>Leucophaea delphinatus</i>	FW	stagnophi	Kurzstanz	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
Quappe	Burbot	<i>Lota lota</i>	FW	neophi	potanodrom	20	0	100	30	10	1	0	0	0	
Rapfen	Asp	<i>Aspius aspius</i>	FW	neophi	potanodrom	20	0	100	35	10	7	0	0	74	
Raperibogenforelle	Rainbow trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	FW	neophi	Kurzstanz	2	0	0	0	0	0	0	0	2	
Rotauge	Roach	<i>Rutilus rutilus</i>	FW	indifferent	Kurzstanz	60	0	300	100	300	30	60	0	72	
Rotfeder	Rudd	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	FW	stagnophi	Kurzstanz	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
Schlaamperitzger	Weilhanfish	<i>Mugilura loasini</i>	FW	stagnophi	Kurzstanz	1	0	0	0	1	0	0	0	0	
Schleie	Tench	<i>Tinca tinca</i>	FW	stagnophi	Kurzstanz	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
Schnäpel	Nouting	<i>Coxeonus oxyrinchus</i>	ds	neophi	anadrom	15	0	75	20	3	0	0	0	7	
Stint	Smelt	<i>Osmerus eperlanus</i>	ds	neophi	anadrom	277	0	1385	450	5945	400	277	0	1554047	
Stör	sturgeon	<i>Acipenser sturio</i>	ds	neophi	anadrom	4	0	0	0	0	0	0	0	2	
Ukelei	Bleik	<i>Alburnus alburnus</i>	FW	indifferent	Kurzstanz	20	0	100	30	20	7	0	0	2	
Wels	Wels catfish	<i>Silurus glanis</i>	FW	indifferent	Kurzstanz	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
Zähle	Vimba	<i>Vimba vimba</i>	FW	neophi	Kurzstanz	1	0	0	0	1	0	0	0	0	
Zander	Pike-perch	<i>Sander lucioperca</i>	FW	indifferent	Kurzstanz	10	0	50	20	40	1	0	0	1766	
Zope	Zope	<i>Abramis ballerus</i>	FW	neophi	Kurzstanz	5	0	0	0	23	0	0	0	27	
Zwergstichling	Neuspinne stickleback	<i>Pungilius pungilius</i>	FW	indifferent	Kurzstanz	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
					Species number	37		18		28		3		33	
					Summe Ind.	1.000		4.810		11.582		727		1.589.874	

Szenarien Typ 22.3

Transitional waters (oligohaline - polyhaline)		abundance: mean values per year	Type: large estuary, mesotidal	scenario 1	scenario 2	scenario 3	scenario 4	scenario 5	
Guild	Species number			T1_A	T1_B	T1_C	T1_D	T1_E	
		no. sampling occasions		2	2	2	2	2	WK transitional water (oligohalin - polyhaliner Abschnitt)
		no. sample sites		4	4	4	4	4	4 sample sites, 2 times per year (spring, autumn)
									Sampling method: anchor net
aes	Flunder	Flounder		43,59	88,53	34,70	30,16	196,99	
aes	Kleine Seenadel	Nissons's pipefish		3,89	10,49	45,13	0,45	59,96	
aes	Sandgrundel	Sand goby		29,69	12,50		0,33	42,52	
aes	Strandgrundel	Common goby		11,00	14,36	1,54	1,32	28,22	
aes	Großer Scheibenbauch	Striped seasnail		4,84	0,51			5,35	
aes	Steinpicker	Hooknose		1,04	1,16			2,20	
aes	Große Seenadel	Greater pipefish			0,67	0,36		1,03	
aes	Seeskorpion	Shorthorn sculpin		0,23		0,03	0,33	0,59	
dia	Stint	Smelt		3311,73	3366,16	5480,44	2757,88	14916,22	Ecological guilds according to Elliot & Dewailly (1195), Elliot et al 2007
dia	Finte	Twaite shad		5,04	56,12	35,82	4,73	320,00	aes= estuarine resident species
dia	Dreistacheliger Stichling	Three-spined stickleback		103,17	97,24	20,25	14,65	235,30	FW = freshwater species
dia	Aal	Eel		1,57	1,51	1,83	1,33	6,24	dia = diadromous species
dia	Flussneunauge	River lamprey		1,33	1,50	1,03	0,50	4,36	mar-juv = marine seasonal migrants (periodical)
dia	Meerforelle	Sea trout		1,17	0,81	0,31	0,46	2,75	mar-juv = marine juvenile migrants (periodical)
dia	Lachs	Salmon		0,24	0,41	0,36	0,17	1,18	mar = marine stragglers (only occasionally)
dia	Meerneunauge	Sea lamprey		0,11		0,15	0,05	0,32	
dia	Nordseeschnäpel	Houting		0,06	0,04	0,06	0,03	0,20	expert judgment (taken into account species composition and abundance)
Fw	Kaulbarsch	Ruffe		194,29	55,10	92,82	221,21	563,41	high
Fw	Zander	Pike-perch		0,61	1,34	10,44	1,84	14,23	good
Fw	Brasse	Common bream		0,48	0,36	0,95	7,35	9,14	moderate
Fw	Aland	Die		0,25		2,82	0,22	3,29	poor
Fw	Rapfen	Asp		0,37	0,09	0,03	0,06	0,56	bad
Fw	Ukelei	Bleak		0,10	0,03		0,10	0,23	
Fw	Güster	White bream		0,09		0,03	0,09	0,21	
Fw	Flussbarsch	European perch				0,13		0,13	
Fw	Rotauge	Roach			0,05			0,05	
Fw	Karpfen	Carp			0,03			0,03	
Fw	Quappe	Burbot				0,03		0,03	
Fw	Giebel	Prussian carp				0,03		0,03	
Fw	Barbe	Barbel		0,03				0,03	
marin-sais	Sprotte	Sprat		12,91	33,39	61,03	1,65	108,98	
marin-sais	Dicklippige Meeräsche	Thicklip grey mullet		0,15	0,46		0,23	0,84	
marin-sais	Fünfbärtige Seequappe	Fivebeard rockling		0,16	0,12			0,28	
marin-sais	Sardelle	European anchovy					0,24	0,24	
marin-sais	Grauer Knurrhahn	Grey gurnard		0,18				0,18	
mar-juv	Hering	Atlantic herring		159,14	156,94	9,28	11,88	337,24	
mar-juv	Seezunge	Sole		0,40	13,70	3,82	0,24	18,15	
mar-juv	Scholle	Plaice		3,25	9,96	1,21		14,42	
mar-juv	Kabeljau	Cod		3,58	0,47	0,72		4,76	
mar-juv	Wittling	Whiting		0,80	0,04			0,84	
mar-juv	Steinbutt	Turbot		0,06	0,15	0,20	0,03	0,44	
mar-juv	Roter Knurrhahn	tub gurnard		0,03				0,03	
mar-juv	Wolfsbarsch	European seabass		0,03				0,03	
mar	Große Schlangennadel	Snake pipefish			0,03	0,14	0,63	0,81	
mar	Lammzunge	Scaldfish			0,27			0,27	
mar	Klippenbarsch	<i>Ctenolabrus rupestris</i>			0,03			0,03	
mar	Lachshering	<i>Maurolicus muelleni</i>			0,03			0,03	
mar	Stocker	Horse mackerel		0,03				0,03	
	species number			37	35	30	28	48	
	total abundance			3895,6	3924,6	5805,7	3058,2	16902,4	