

Fischlarven und Jungfische in den Buhnenfeldern
der mittleren Elbe
-
Modellierung und Prognose der Habitatverfügbarkeit

Dissertation

Zur Erlangung der Würde des Doktors der Naturwissenschaften
des Fachbereichs Biologie,
der Fakultät für Mathematik, Informatik und Naturwissenschaften,
der Universität Hamburg

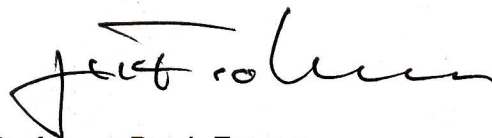
vorgelegt von

H. Matthias Scholten
aus Werther, Westfalen

Hamburg, 2013

Genehmigt vom Fachbereich Biologie
der Fakultät für Mathematik, Informatik und Naturwissenschaften
an der Universität Hamburg
auf Antrag von Priv.-Doz. Dr. R. THIEL
Weiterer Gutachter der Dissertation:
Professor Dr. M. PECK
Tag der Disputation: 20. Januar 2012

Hamburg, den 05. Januar 2012

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'J. Fromm', with a stylized, flowing script.

Professor Dr. J. Fromm
Vorsitzender des Promotionsausschusses
Biologie

Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit „Fischlarven und Jungfische in den Bühnenfeldern der mittleren Elbe – Modellierung und Prognose der Habitatverfügbarkeit“ geht aus dem Verbundprojekt „Ökologische Zusammenhänge zwischen Fischgemeinschafts- und Lebensraumstrukturen der Elbe - ElbeFische“ innerhalb des BMBF-Forschungsverbundes „Elbe-Ökologie“ hervor. Sie verfolgt die Ziele, grundlegende Zusammenhänge zwischen abiotischen Umweltfaktoren in den Uferzonen der Mittelelbe und dem Vorkommen von frühen Entwicklungsstadien verschiedener potamaler Fischarten aufzudecken, die Mikrohabitatnutzung zu modellieren und zu prognostizieren sowie die Verfügbarkeit von Lebensräumen für Fischlarven und Jungfische (Altersgruppe AG 0) in Bühnenfeldern der Mittelelbe zu bilanzieren. Dabei lag ein besonderes Augenmerk auf der Analyse der Auswirkungen unterschiedlicher räumlicher und zeitlicher Skalen sowohl auf die Ausprägung von Umweltfaktoren als auch auf die Variabilität der Struktur von den Fischansammlungen der AG 0 (z.B. artliche Zusammensetzung, Größenverteilung).

In den Jahren 1997 bis 2000 wurden Fischlarven und Jungfische der AG 0 in mehr als 20 verschiedenen Bühnenfeldern der Mittelelbe durch 2698 Punktproben mittels Elektro- bzw. Senknetzbefischung und 227 flächige Stichproben mittels Zug- und Larvennetzbefischung erfasst. Die jeweiligen Stichprobenpunkte wurden durch 20 zeitlich und räumlich parallel erhobene abiotische Parameter charakterisiert.

Es erfolgte eine kleinräumige Erfassung der Fischlarven und Jungfische mittels Elektrofischerei bzw. Senke. Die Genauigkeit der Elektrofischerei wurde in systematischen Untersuchungen zum Einfluss abiotischer und biotischer Faktoren auf den effektiven Fangradius des verwendeten Elektrofischereigeräts DEKA 3000 abgesichert. Die Ergebnisse bestätigten die Hypothesen, wonach Körpergröße, Leitfähigkeit und Substrattyp signifikante Effekte auf die Ausdehnung des Fang- bzw. Wirkradius der verwendeten Kreisanode ausüben. Die Entwicklung von drei substratspezifischen empirischen Gleichungen zur Bestimmung des effektiven Fangradius ermöglicht in Zukunft die vergleichende Quantifizierung der Fangergebnisse zwischen Habitaten mit unterschiedlicher Leitfähigkeit bzw. Substrattypen, wie Hauptstrom und Seitengewässer oder zwischen unterschiedlichen Flusssystemen. Gleichzeitig gestatteten diese Formeln, die Fangeffizienz von Larvensenke und Elektrofischereigerät vergleichend zu testen. Im Ergebnis wies die Larvensenke im Vergleich zum Elektrofischereigerät eine höhere Fangeffizienz unterhalb einer Körperlänge von 15 mm auf.

Die Präzision der Datenerhebung wurde für beide Fanggeräte durch die Kalkulation einer Mindeststichprobengröße anhand des Variationskoeffizienten des Mittelwertes gewährleistet. Auf der Basis von systematischen Testbefischungen kann für die Erfassung von Jungfischen der AG juvenil I eine Mindeststichprobengröße von 8 Stichproben/Bühnenfeld bzw. für die Erfassung der Jungfische der AG juvenil II von 36 Stichproben/Bühnenfeld empfohlen werden.

Die untersuchten Bühnenfelder der Mittelelbe dienten 19 Fischarten und einer Neunaugenart als Aufwuchshabitat, wobei die Arten Aland, Ukelei und die Gründlinge zahlenmäßig dominierten. Interannuelle, saisonale und diurnale zeitliche Gradienten erwiesen sich als wesentlich für die

Strukturierung der Fischansammlungen der AG 0. Darüber hinaus beeinflussten Faktoren der Makroskala wie Hydrologie und Flussmorphologie sowie der Mesoskala wie die Morphologie der Uferzone mit den Parametern Uferlinien- und Volumenindex die Zusammensetzung und Dynamik der AG 0. Damit bestätigte sich die Arbeitshypothese des „Inshore Retention Concept“, wonach die Morphologie der Uferzone die Struktur der Jungfischansammlungen signifikant beeinflusst. Neben dem Uferlinienindex wurde der Volumenindex als weitere signifikante Kenngröße zur Bilanzierung der Habitatbedingungen für die Jungfischansammlungen herangezogen.

Die Struktur der Fischansammlungen der AG 0 unterlag im Jahresverlauf einer saisonalen Dynamik. Im Frühsommer dominierten früh laichende Cypriniden wie Aland, Rapfen und Hasel sowie die Perciden Flussbarsch und Zander, während im Spätsommer Ukelei, Gründling und Weißflossengründling, sowie Aland, Hasel und Döbel die Fischansammlungen der AG 0 dominierten. Die höchsten Diversitätswerte wurden im Übergang zwischen beiden Phasen in den Monaten Juli bzw. August, die geringsten im Spätherbst erreicht. Der flussmorphologische Parameter „Konnektivität mit den Auengewässern“ sowie lokale hydraulische und morphologische Parameter wie die Wassertiefe, die Uferlinienstruktur und das Substrat beeinflussten signifikant die saisonale Struktur der AG 0.

Tagesperiodische Unterschiede in der Zusammensetzung der Fischansammlung waren im Juni wesentlich stärker ausgeprägt als im September. Im Frühsommer konnte in den Uferzonen eine spezifische Fischfauna während der Nacht von einer Fischfauna während des Tages differenziert werden. Erstere wurde durch juvenile Ukelei, Hechte und Flussbarsche sowie präadulte und adulte Plötzen, Kaulbarsche und Gründlinge, letztere durch juvenile Rapfen, Döbel, Alande und Hasel geprägt. Bühnenfeld- und flussmorphologische sowie physikochemische Parameter konnten als Schlüsselfaktoren für diese Differenzierung identifiziert werden. Im September löste sich der diurnale Einfluss der Umweltfaktoren auf und mikroskalige hydromorphologische Faktoren wie Fließgeschwindigkeit und Substrattyp nahmen an Bedeutung zu.

Zwischen den Jahren (interannuelle-makroskalige Variabilität) unterschieden sich die Fischansammlungen der AG 0 signifikant in den Körpergrößen (Rapfen, Aland, Hasel, Plötze und Flussbarsch) und den Individuendichten (Ukelei, Gründling, Flussbarsch, Aland, Wfl.-Gründling) aber nicht in der artlichen Zusammensetzung. Während die Entwicklung der Körpergrößen durch das Temperaturregime der Elbe erklärbar ist, ließen sich für juvenile Alande, Gründlinge (*Gobio spec.*) und Flussbarsche sowie für larvale Plötzen und Gründlinge die Unterschiede in den Fischdichten mit der prognostizierten Habitatverfügbarkeit und ihrer abflussbedingten Variabilität plausibel begründen.

Einen weiteren Schwerpunkt bildete die Modellierung, Validierung und Prognose der Mikrohabitatnutzung von Fischen der AG 0 in den Bühnenfeldern der Mittel- und Unterelbe. Für larvale und juvenile Entwicklungsstadien der Arten Aland, Plötze, Flussbarsch sowie der Gründlinge (*Gobio spec.*) konnten mit Hilfe von logistischer Regression neun Mikrohabitatnutzungsmodelle entwickelt werden. Die Modelle bestätigten zum Einen die Hypothese, dass nur wenige hydromorphologische Parameter, speziell die Wassertiefe, die Fließgeschwindigkeit und die Uferneigung Schlüsselfaktoren für die Mikrohabitatnutzung sind. Zum Anderen zeigte sich, dass nicht nur die

Fischgröße, sondern auch die unterschiedlichen Entwicklungsstadien zur Mikrohabitatnutzung in Bezug stehen.

Fünf Mikrohabitatstypen ließen sich anhand der Mikrohabitatmodelle für die Altersgruppe 0 innerhalb der Bühnenfelder differenzieren (flach auslaufende Uferzonen, steil abfallende Uferzonen, Flachwasserbereiche, flache Stillwasserbereiche, stärker durchströmte Bereiche). Die Validierung der Modelle anhand unabhängig erhobener Daten ermöglichte die Prognose der Habitatnutzung in unterschiedlichen Bühnenfeldern und zu verschiedenen Wasserständen. Zur Bilanzierung der räumlichen Ausdehnung und zeitlichen Verfügbarkeit geeigneter Lebensräume wurden die Modellergebnisse im modularen Habitatmodell mit morphologischen und hydraulischen Modellen verschnitten.

Die Bilanzierung geeigneter Habitate offenbarte sehr unterschiedliche signifikante morphologische und hydrologische Effekte auf die zeitliche und räumliche Verfügbarkeit. Für Mikrohabitate an flach auslaufenden Uferzonen konnte eine große räumliche Ausdehnung in allen Bühnenfeldern aber auch eine große abflussbedingte Dynamik prognostiziert werden. Die Ausprägung dieser Mikrohabitate korrelierte positiv mit dem Uferlinienindex, einem Maß für die Länge der Uferlinie. Damit bestätigte sich für diese Modelle die aufgestellte Arbeitshypothese, wonach die Struktur der Uferlinie als ein geeigneter Indikator für die Habitatverfügbarkeit angesehen werden kann.

Mikrohabitate an steil abfallenden Ufern zeigten in der Prognose eine geringe aber sehr variable räumliche Ausprägung zwischen unterschiedlichen Bühnenfeldtypen. Je nach Abfluss der Elbe konnten signifikante Effekte des baulichen Typs der Bühne bzw. der flussmorphologischen Lage des Bühnenfeldes auf die Habitatverfügbarkeit prognostiziert werden. Die Ausprägung dieser Mikrohabitatstypen korrelierte leicht positiv mit dem Volumenindex, einem Maß für die Wassertiefe in den Bühnenfeldern. Gegenüber Abflussschwankungen erwies sich die Ausprägung dieser Mikrohabitate hingegen als relativ stabil.

Aus diesen Ergebnissen ist zu folgern, dass Bühnen das Potenzial an Mikrohabitaten modulieren, wobei einseitig bestimmte Mikrohabitatstypen gefördert werden, während andere Lebensräume fehlen oder nur sehr kleinflächig vorhanden sind. Die Veränderung der Uferzone durch die Anlage von Bühnenbauwerken führt somit zu einer Asymmetrie in der Mikrohabitatverfügbarkeit. Ein morphologisch bedingter „Bottleneck“ in der Verfügbarkeit von Mikrohabitatstypen, die durch steile Ufer oder bestimmte hydraulische Bedingungen (z.B. Stillwasserzonen) gebunden sind, ist die Folge.

Die prognostizierte Wirkung der Abflussverhältnisse auf die Ausprägung und Verfügbarkeit der Lebensräume offenbarte für Fischlarven aber auch für einige Jungfischstadien bei der derzeitigen Struktur der Mittel- und Unterelbe hydrologisch bedingte „Bottlenecks“ der Habitatverfügbarkeit. Das Abflussregime der Elbe übt somit einen signifikanten Einfluss auf die Realisierung von Mikrohabitaten für Jungfische und Fischlarven aus. Eine Beeinflussung der effektiven Jahrgangsstärke einzelner Arten konnte speziell für den Aland, die Gründlinge und die Plötze indiziert werden, deren interannuelle Unterschiede in den Fischdichten der AG 0 mit einem entsprechenden Defizit in der prognostizierten Verfügbarkeit geeigneter Habitate einher ging.

Mit Hilfe der Habitatmodellierung können zukünftig Maßnahmen in Buhnenfeldern hinsichtlich ihrer Auswirkung auf die Verfügbarkeit von Mikrohabitaten analysiert werden. Diese Arbeit legt damit eine wichtige Grundlage für die Planung zukünftiger Rehabilitierungsmaßnahmen an den Uferzonen der Mittel- und Unterelbe und anderer hydromorphologisch vergleichbarer Flusssysteme. Hierzu ist aber die Entwicklung von Modellen notwendig, die die hydraulischen und morphologischen Prozesse in Buhnenfeldern abbilden und prognostizieren. Besondere Beachtung ist dabei möglichen hydraulischen Auswirkungen durch die Schifffahrt zu schenken, wobei Ursachen (z.B. Schiffstypen), Ausprägung (Modifikation der Uferzone) und Wirkung (Reaktion der Fische) genauer betrachtet werden müssen.

Die vergleichende Analyse der Habitatverfügbarkeit und der Vorkommenszeiten der unterschiedlichen Größen- und Entwicklungsstadien in diesen Lebensräumen kann einen Weg aufzeigen, wie Lebensraumveränderung und Entwicklung von artspezifischen Eigenschaften im Sinne des „Landscape Filter Concepts“ (vgl. POFF 1997) interagieren können. Folgt man diesem Ansatz, lässt sich vermuten, dass die Modulation der Uferzone und das Abflussregime langfristig artspezifische Eigenschaften der Fischarten in der Elbe verändern können. Zukünftige Untersuchungen sollten diesen Aspekt weiterverfolgen und über die quantitative Kopplung von Habitatverfügbarkeiten und bestimmten Entwicklungs- bzw. Lebensphasen einen Weg aufzeigen, um den Mechanismus und die Wirkung von veränderten Umwelten auf die Ausbildung von „Life History“-Strategien von Fischen in großen Fließgewässern zu erkennen.

Inhaltsübersicht

Zusammenfassung	I
Inhalt	V
I Einleitung	1
II Erfassung abiotischer Daten und Methoden zur statistischen Analyse	9
III Erfassung und Quantifizierung von Fischen der Altersgruppe 0	19
IV Maßstabsebenen (Skalen) und abiotische Faktoren	45
V Ansammlungen der Fischlarven und Jungfische in den Uferstrukturen des Hauptstroms – strukturierende Faktoren und zeitliche Dynamik	75
VI Modellierung und Prognose der art- und größenspezifischen Mikrohabitatnutzung	95
VII Quantifizierung der Habitatverfügbarkeit: Zur Anwendung eines modularen Habitatmodells (MHM) in den Uferbereiche der Mittelelbe	121
VIII Diskussion	153
IX Schlussfolgerungen und Ausblick	233
X Literatur	239
Verzeichnisse	267
Danksagung	275
Anhang	A-1

Inhaltsverzeichnis

I Einleitung	1
Arbeitsziele und Hypothesen	3
II Erfassung abiotischer Daten und Methoden zur statistischen Analyse	9
1 Erfassung abiotischer Daten	9
2 Methoden zur statistischen Analyse	12
2.1 Transformation von Daten	12
2.2 Univariate Verfahren	13
2.2.1 Mittelwertvergleich von zwei Stichproben	13
2.2.2 Mittelwertvergleich von mehreren Stichproben	13
2.3 Multivariate Verfahren	13
2.4 Verwendete Soft- und Hardware	16
III Erfassung und Quantifizierung von Fischen der Altersgruppe 0	19
1 Die Strategie des „Point-abundance-sampling“	19
2 Methoden zur punktuellen Erfassung und Quantifizierung	20
2.1 Quantifizierung mittels Elektrofischerei	20
2.1.1 Einfluss abiotischer Faktoren auf die Ausdehnung des elektrischen Feldes	20
2.1.2 Einfluss biologischer Faktoren auf den Wirkradius des elektrischen Feldes	24
2.1.3 Bestimmung des Fangradius	28
2.1.4 Zusammenfassung	33
2.2 Quantifizierung mittels Senknetzfischerei	34
2.3 Vergleich der Senknetz- und punktuellen Elektrofischerei	34
2.4 Bestimmung der Stichprobenanzahl	36
3 Methoden zur flächigen Erfassung und Quantifizierung	38
3.1 Quantifizierung durch Uferzugnetze	38
3.2 Quantifizierung durch Larvenzugnetze	39
4 Strategie zur Erfassung der zeitlichen Dynamik der Altersgruppe 0	39
4.1 Saisonale Erfassung der 0+Fischansammlungen	39
4.2 Diurnale Erfassung der 0+Fischansammlungen	40
5 Bearbeitung des Fanges	41
6 Indizes und Gilden zur Charakterisierung der 0+Fischansammlungen	42
6.1 Ökologische Indizes	42
6.2 Ökologische Gilden	42
IV Maßstabsebenen (Skalen) und abiotische Faktoren	45
1 Definition und Abgrenzung	45
2 Einzugsgebiet und abgeleitete Faktoren (Makroskala)	46
2.1 Klima	48

2.2 Hydrologie	50
3 Faktoren der Flussabschnittsebene (Makroskala)	52
3.1 Laufentwicklung der mittleren Elbe	52
3.2 Seitengewässer und ihre Konnektivität	56
3.3 Feststoffhaushalt	56
4 Faktoren der lokalen Ebene (Mesoskala)	59
4.1 Wasserbauliche Funktion von Buhnen	60
4.2 Morphologische Charakterisierung der untersuchten Buhnenfelder	61
4.3 Hydraulische Charakterisierung der untersuchten Buhnenfelder	62
4.4 Physiko-chemische Faktoren	65
5 Faktoren der kleinräumigen Ebene (Mikroskala)	67
5.1 Morphologische Faktoren	67
5.2 Hydraulische Faktoren	69
6 Zusammenfassung: Skalen und Faktoren	73
V Ansammlungen der Fischlarven und Jungfische in den Uferstrukturen des Hauptstroms – strukturierende Faktoren und zeitliche Dynamik	75
1 Zusammensetzung der Altersgruppe 0	75
2 Strukturierende Faktoren	76
3 Zeitliche Dynamik der Fischansammlungen der AG 0	80
3.1 Saisonale Dynamik	80
3.2 Interannuelle Dynamik	82
3.3 Diurnale Dynamik	84
3.3.1 Charakterisierung der Habitate	86
3.3.2 Schlüsselfaktoren für diurnale Habitatnutzung	88
4 Zusammenfassung	94
VI Modellierung und Prognose der art- und größenspezifischen Mikrohabitatnutzung	95
1 Methodik der statistischen Modellierung	95
1.1 Generalisierte lineare Modelle (GLM)	95
1.1.1 Die Art-Umwelt Beziehung und ihre Analyse mittels logistischer Regression	95
1.1.2 Variablenselektion und Erstellung des Modells	97
1.1.3 Interaktionen	98
1.1.4 Modellannahmen	98
1.2 Modellbewertung	99
1.2.1 Modellkalibrierung	99
1.2.2 Modelldiskriminierung	99
1.2.3 Validierung der Modelle	102
2 Datenauswahl	103
2.1 Kriterien zur Datenauswahl	103
2.2 Stichprobenset zur Modellierung der Mikrohabitatwahl	106
3 Analyse der Habitatparameter	108

4 Modellentwicklung	112
4.1 Kalibrierung der Modelle	112
4.2 Diskriminierung und Validierung der Modelle	113
5 Prognose der art-, größen- und entwicklungsspezifischen Mikrohabitatnutzung	116
6 Zusammenfassung	120
VII Quantifizierung der Habitatverfügbarkeit: Zur Anwendung eines modularen Habitatmodells (MHM) in den Uferbereiche der Mittelbe	121
1 Das Modulare Habitatmodell (MHM)	121
1.1 Aufbau und Konzeption des Modulare Habitatmodells	121
1.2 Das Modul der Habitatbilanzierung	123
1.2.1 Verschneidung der Daten	123
1.2.2 Prognose der Habitateignung	123
1.2.3 Bilanzierung der Habitatverfügbarkeit	124
2 Ausprägung der Habitatverfügbarkeit	125
2.1 Charakterisierung der prognostizierten Mikrohabitate	125
2.2 Bühnenfeldspezifische Ausprägung und räumliche Verfügbarkeit	127
2.3 Wasserstandsabhängige Ausprägung und zeitliche Verfügbarkeit	133
2.4 Vergleich räumlicher und wasserstandsabhängiger Habitatverfügbarkeit	135
2.5 Effekt des baulichen Zustands der Bühnen auf die Habitatverfügbarkeit	137
2.6 Effekt der Lage der Bühnen auf die Habitatverfügbarkeit	139
2.7 Morphologische Indices und prognostizierte Habitatverfügbarkeit	141
3 Habitatverfügbarkeit und Jungfischdichten: ein interanueßer Vergleich	142
3.1 Hydrologische Bedingungen und Habitatverfügbarkeit	143
3.2 Habitatverfügbarkeit und Jungfischdichten	146
4 Zusammenfassung	150
VIII Diskussion	153
1 Strategie, Effizienz und Präzision der Jungfischerfassung	153
1.1 Genauigkeit und Effizienz der Fanggeräte	153
1.1.1 Genauigkeit und Effizienz der Elektrofischerei	153
1.1.2 Genauigkeit und Effizienz der Netzfischerei	158
1.2 Erfassungsstrategie und Präzision der Daten	159
2 Artliche Zusammensetzungen der Fischansammlungen der Altersgruppe 0	162
3 Lokale 0 Fischansammlungen der Altersgruppe 0 in den Bühnenfeldern der Mittelbe: Dynamik und strukturierende Faktoren - eine skalenbezogene Betrachtung	172
3.1 Mikroskala: Habitatnutzung und diurnale Dynamik	173
3.1.1 Abiotische Schlüsselfaktoren und ihre Wirkung auf die Fische der AG 0	174
3.1.2 Charakterisierung fischökologischer Mikrohabitate	179
3.1.3 Ontogenetisch- und größenspezifische Mikrohabitatnutzung	185
3.1.4 Diurnale Dynamik der Fischansammlungen in den Uferstrukturen	189
3.2 Mesoskala: Saisonale Dynamik und strukturierende Faktoren	196
3.2.1 Saisonale Dynamik und artspezifische Eigenschaften	197

3.2.2 Saisonale Dynamik - abiotische Faktoren und Habitatwechsel.....	197
3.2.3 Saisonale Dynamik und nahrungsökologische Wechselwirkungen	201
3.3 Makroskala: abiotische Faktoren und interannuelle Unterschiede	203
3.3.1 Interannuelle Unterschiede in den Jungfischgrößen	204
3.3.2 Interannuelle Unterschiede in den Fischdichten der AG 0	207
4 Das modulare Habitatmodell – Anwendung, Prognose und Bilanzierung der Habitatverfügbarkeit.....	211
4.1. Entwicklung, Anwendung und Grenzen der Habitatmodellierung	211
4.2. Habitatverfügbarkeit in Bühnenfeldern – morphologische und hydrologische Effekte ...	215
4.3. Habitatverfügbarkeit in Bühnenfeldern der Mittelelbe – fischökologische Auswirkungen	223
IX Schlussfolgerungen und Ausblick	233
X Literatur	239
Verzeichnisse.....	267
Abkürzungsverzeichnis	267
Abbildungsverzeichnis	268
Tabellenverzeichnis.....	271
Veröffentlichungen aus der Dissertation.....	274
Danksagung	275
Anhang	A-1

I Einleitung

Flüsse und ihre Auen sind Ökosysteme von höchster biologischer und morphologischer Diversität (DE WAAL et al. 1995, WARD et al. 2002). Gleichzeitig sind Auen Bereiche hoher landwirtschaftlicher Produktivität, Flüsse sind Handels- und Transportwege und werden seit Jahrhunderten fischereilich genutzt (VON DEM BORNE 1882, BAUCH 1952, KNÖSCHE et al 2001), um nur einige der vielfältigen Ökosystem-Dienstleistungen zu nennen. Flusslandschaften sind daher seit langem bevorzugte Räume menschlicher Besiedlung. Die intensive Nutzung z.B. durch Deich-, Fluss-, Staudamm- oder Kraftwerksbau sowie der Eintrag von Nähr- und Schadstoffen führten zu erheblichen Veränderungen der Morphologie, Hydrologie und Gewässergüte. In der Folge gelten Flüsse und ihre Auen weltweit als die am stärksten gefährdeten aquatischen Ökosysteme (TOCKNER & STANFORD 2002). Diese Habitatveränderungen sowie die Auswirkungen der Fischerei gelten bei vielen potamodromen und diadromen Fischarten der Elbe als wesentliche Ursache für den Bestandsrückgang in den letzten beiden Jahrhunderten (vgl. z.B. VON DEM BORNE 1882, MOHR 1952, MANN 1964, ZUPPKE 1993).

Grundlegende Effekte anthropogener Veränderungen auf die morphologische, hydrologische und biologische Struktur von Fließgewässern sind qualitativ gut erforscht (z.B. KELLERHALS & CHURCH 1989, PETTS et al. 1989, CARLING & PETTS 1992). Es bestehen aber nach wie vor große Defizite hinsichtlich der Quantifizierung dieser Auswirkungen (TOCKNER & STANFORD 2002). Insbesondere vor dem Hintergrund notwendiger Maßnahmen zur Rehabilitierung morpho- und hydrodynamischer Prozesse in großen Fließgewässern ist das Verständnis spezifischer Zusammenhänge und die wissenschaftlich fundierte Entwicklung von Werkzeugen zur Prognose zukünftiger Maßnahmen von großem Interesse (BUIJSE et al. 2002, PALMER et al. 2005).

In großen Tieflandflüssen bilden Auen, Inseln und Seitengerinne wichtige Strukturen für ökosystemare Funktionen (GURNELL & PETTS 2002) und für die Ausbildung der Biodiversität (WARD et al. 1999). Diese Elemente charakterisierten die ursprüngliche Gestalt der Elbe bis weit ins 19. Jahrhundert hinein (HARMS et al. 2002). Das heutige Landschaftsbild der Elbauen ist dagegen wesentlich von menschlichen Eingriffen geprägt. Deiche gliedern die morphologische Aue in einen inaktiven, von der regelmäßigen direkten Überflutung abgeschnittenen Bereich, und in eine aktive der direkten Überflutung durch die Elbe ausgesetzte Aue. Dieser Bereich umfasst heute noch knapp 25% der ursprünglich morphologischen Aue (IKSE 2001).

Der Flusslauf im deutschen Abschnitt der Elbe wurde durch zahlreiche wasserbauliche Maßnahmen im 19. und 20. Jahrhundert in seinem bis heute bestehenden Bett fixiert und die Uferzone durch Buhnen und Parallelwerke strukturiert. Zwischen der tschechischen Grenze und Geesthacht befestigen derzeit auf ca. 330 km Steinschüttungen und Parallelwerke und auf ca. 800 km Länge Buhnen die Ufer der Elbe und ermöglichen eine Nutzung der mittleren und oberen Elbe als europäische Binnenwasserstraße (SCHOLTEN et al. 2005a). Der Ausbau der Mittel-elbe führte zu einer Aufteilung des Laufs in ein Gerinne für die Schifffahrt und die durch Buhnen strukturierte Uferzone. Hydraulisch und morphodynamisch unterscheiden sich diese beiden Flussareale grundsätzlich. In dem Gerinne herrschen Fließgeschwindigkeiten von > 1 m/s mit einer i. d. R.

unidirektionalen Ausrichtung stromab. Hier findet überwiegend der Sedimenttransport statt. Abschnittsweise treten verstärkt Erosionsprozesse auf, z.B. zwischen Strom-km 120 und 220. In den Buhnenfeldern sind die Strömungsverhältnisse deutlich komplexer. Durch Buhnen induzierte Wirbelstraßen und Einzelwirbel erzeugen kleinräumig heterogene Fließgeschwindigkeiten (WIRTZ 2004). In den Buhnenfeldern überwiegt die Sedimentablagerung (FAULHABER 2000).

Ökologisch sind die Buhnenfelder als Uferzonen und damit als Übergangshabitate (Ökoton) zwischen aquatischen und terrestrischen Lebensräumen einzuordnen (vgl. WARD & WIENS 2001). In großen Flüssen wird den Ökotonen eine wichtige Funktion für die Entwicklung der Biodiversität (NIELSEN et al. 1992, WARD et al. 1999) und der Steuerung biotischer Interaktionen (WIENS et al. 1993) zugesprochen. Eine besondere Bedeutung kommt diesen Lebensräumen für die Produktivität und Zusammensetzung von Flussfischgemeinschaften zu (SCHIEMER & ZALEWSKI, 1992, SCHIEMER et al. 1995, ZALEWSKI et al. 2001, DO AMARAL & PETRERE 2001). Untersuchungen über die fischökologische Bedeutung der Uferzonen entlang der Elbe konzentrierten sich bisher auf den Bereich der Tideelbe (z.B. THIEL et al. 1995, 1996, KAFEMANN et al. 1996). Im Bereich der Mittelelbe wurden Uferzonen im Rahmen fischereilicher (z.B. VON DEM BORNE 1882, BAUCH 1958, KNÖSCHE et al. 2001) bzw. faunistischer Erhebungen erfasst (z.B. KLUGE 1900, HERTEL 1978, BRÜMMER 1994, IKSE 2000, ARGE ELBE 2000). Systematische Untersuchungen, die die Zusammenhänge zwischen den Fischgemeinschafts- und den Lebensraumstrukturen aufdecken, sind bisher allerdings kaum vorhanden (THIEL & GINTER 2002).

Nach dem Zweiten Weltkrieg wurden die Buhnen in Ostdeutschland aus finanziellen Gründen nur eingeschränkt instand gehalten, so dass 1990 bis zu 30 % der Buhnen stark beschädigt waren (SCHOLTEN et al. 2005a). Zerbrochene Buhnen und der Bewuchs mit Pioniergehölzen förderten einen flussmorphologischen Strukturreichtum (JÄHRLING 1995). Seit der Wiedervereinigung Deutschlands wird versucht, den Ausbauzustand von 1939 durch die Instandsetzung von Buhnen wiederherzustellen, um eine ausreichende Tiefe der Fahrrinne für den Güterschiffsverkehr zu gewährleisten (KOFALK et al. 2005). Im Zuge der Umsetzung europäischer Richtlinien, wie z. B. der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) oder der Fauna-Flora-Habitat (FFH) Richtlinie, sind dabei verstärkt die ökologischen Auswirkungen der Maßnahmen zu berücksichtigen und in den Kontext des Flussgebietsmanagements zu stellen.

Vor diesem Hintergrund wurde vom Bundesministerium für Bildung und Forschung das Verbundprojekt „Ökologische Zusammenhänge zwischen Fischgemeinschafts- und Lebensraumstrukturen der Elbe - ELBEFISCHE“ veranlasst. Das Verbundprojekt hatte die fischökologische Bewertung der Mittelelbe, die Entwicklung eines fischökologischen Habitatmodells für ausgewählte Indikatorfische sowie die Formulierung eines fischökologischen Leitbildes zum Ziel (NELLEN et al. 2002).

Die vorliegende Arbeit geht aus diesem Verbundprojekt hervor und liefert durch die Aufdeckung grundlegender Zusammenhänge zwischen abiotischen Umweltfaktoren in den Uferzonen der Mittelelbe und frühen Entwicklungsstadien der Flussfische einen Beitrag zum ökologischen Verständnis dieser Lebensräume. Grundlage für eine systematische Untersuchung bildet die Parametrisierung von Art-Umwelt-Beziehungen für Fischlarven und Jungfische unterschiedlicher

Arten, Größen- und Entwicklungsstadien. Die Ergebnisse dieser Mikrohabitatnutzungsmodelle werden mit morphologischen und hydraulischen Modellen verschnitten. Als Produkt entsteht mit dem Modularen Habitatmodell ein Werkzeug, welches die Auswirkungen hydromorphologischer Veränderungen in den Uferzonen der Mittelalbe auf die Habitatverfügbarkeit bilanziert und damit Erkenntnisse zur Quantifizierung anthropogener Effekte im Sinne von TOCKNER & STANFORD (2002) ermöglicht. Diese Arbeit ist damit eine wichtige Grundlage für die Planung zukünftiger Rehabilitierungsmaßnahmen in den Uferzonen der Mittelalbe und anderer hydromorphologisch vergleichbarer Flusssysteme.

Arbeitsziele und Hypothesen

Die Analyse von Art-Umweltbeziehungen ist eine Voraussetzung, um die Effekte von Umweltfaktoren auf die Struktur von Organismengemeinschaften zu untersuchen (JONGMANN et al. 1998). Dieser Ansatz erfordert eine direkte räumliche und zeitliche Zuordnung einzelner Individuen zu ihrem Lebensraum und den dort herrschenden Umweltfaktoren und verlangt eine kleinräumige und, sofern möglich, quantitative Erfassung der Zielorganismen (CHESSEL 1978, PERSAT & COPP 1989). Um diesem Anspruch gerecht zu werden, wurde von NELVA et al. (1979) eine Erfassungsstrategie entwickelt, das „Point-abundance-sampling“. Hier werden kleinräumig Stichproben erhoben und herrschenden Umweltbedingungen gegenüber gestellt (z.B. COPP 1989a). Die punktuelle Elektrofischerei hat sich in Fließgewässern gegenüber diesen Anforderungen als geeignete Methode erwiesen, um Fische kleinräumig zu erfassen (z.B. PERSAT & COPP 1989, COPP & GARNER 1995). Die Quantifizierung der Elektrofischereifänge setzt allerdings detaillierte Kenntnisse über die Abhängigkeit des Fangradius eines Elektrofischereigerätes von den abiotischen und biotischen Faktoren voraus (MEYER-WARDEN & HALSBAND 1975, NOVOTNY 1990). Während für Salmoniden systematische Untersuchungen zur räumlichen Ausdehnung von Fangradien der Elektrofischerei vorhanden sind (vgl. BOHLIN et al. 1989), fehlen entsprechende Angaben insbesondere für die in der Mittelalbe dominanten Cyprinidenarten (vgl. REGIS et al. 1981). Um dieses methodische Problem für die aktuellen Untersuchungen zu lösen, wurde als erstes Arbeitsziel angestrebt:

1. Entwicklung eines Verfahrens zur Bestimmung des effektiven Fangradius des verwendeten Elektrofischereigerätes unter Berücksichtigung biologischer Bedingungen und abiotischer Umweltfaktoren.

Dabei wurden folgende Arbeitshypothesen geprüft:

- ▶ *Körpergröße und Artzugehörigkeit haben einen bedeutenden Einfluss auf die Ausdehnung des effektiven Fangradius.*
- ▶ *Leitfähigkeit, Wassertemperatur und Substrattyp sind signifikante Faktoren, die eine Ausdehnung des Wirkradius des Elektrofischereigerätes beeinflussen.*

Die Charakterisierung und Analyse von biologischer Diversität und ihren steuernden Prozessen erfolgt auf unterschiedlichen hierarchischen Ebenen (Skalen), die sich hinsichtlich ihrer zeitlichen

Persistenz und ihrer räumlichen Ausdehnung unterscheiden (BEGON et al. 1991). Für Fließgewässerökosysteme entwarfen FRISSEL et al. (1986) ein Konzept zur hierarchischen Skalierung von fünf geomorphologischen Einheiten, bei dem diesen korrespondierende räumliche und zeitliche Skalen zugeordnet wurden. Die Zeitskala beschreibt die Dauerhaftigkeit eines morphologischen Zustandes und die räumliche Skala die Ausdehnung einer flussmorphologischen Einheit. Die Entwicklung von Lebensstrategien der Flussfische bezieht oft viele dieser hierarchischen Ebenen mit ein, so dass sich analog eine Skalierung der Habitate vornehmen lässt (POFF 1997). Dabei korrespondieren die räumliche Ausdehnung der Umwelteinheiten mit der Habitatnutzung der Fische und die zeitliche Persistenz mit der zeitlichen Antwort oder Reaktion der Fische (BAYLEY & LI 1996). Eine Berücksichtigung der Effekte unterschiedlicher Skalen auf die Struktur einer Fischgemeinschaft ist daher von großer Bedeutung (ZALEWSKI & NAIMANN 1985, POIZAT & PONT 1996) und wird bis heute bei der Betrachtung ökologischer Zusammenhänge empfohlen (WIENS 2002). Voraussetzung für eine Untersuchung von Effekten unterschiedlicher Skalen ist die Bestimmung der zeitlichen Dimension bzw. der räumlichen Ausdehnung der betroffenen Phänomene oder Faktoren (O'NEILL & KING 1998, WARD & WIENS 2001). Ein weiteres Untersuchungsziel in dieser Arbeit bildet daher

2. die Analyse der Wirkung unterschiedlicher Skalen auf die Ausprägung von Umweltfaktoren.

ALLAN & JOHNSON (1997) postulieren eine Steuerung der Ausprägung morphologischer und hydrologischer Parameter in Fließgewässern durch geogene bzw. klimatische Prozesse im Einzugsgebiet, während PAHL-WÖSTEL (1998) eine Beeinflussung physikochemischer Parameter primär durch meso- bzw. mikroskalige Faktoren erwartet. Diese Überlegungen werden in folgenden Hypothesen konkretisiert:

- ▶ *Die Ausprägung hydromorphologischer Parameter in den untersuchten Buhnenfeldern der Mittelelbe wird durch makroskalige Effekte determiniert.*
- ▶ *Die Ausprägung physikochemischer Parameter wird durch meso- bzw. mikroskalige Effekte signifikant bestimmt.*

Die Lebensstrategie vieler Flussfische bezieht unterschiedliche Habitate einer Flusslandschaft mit ein, denen entsprechend ihrer Nutzung verschiedene ökologische Funktionen zugeordnet werden können (vgl. SCHLOSSER 1991, SCHIEMER & WAIDBACHER 1992). Untersuchungen an großen Flüssen in Europa belegten in diesem Zusammenhang eine große Bedeutung der Uferhabitate als Aufwuchshabitat für Fischlarven und Jungfische, insbesondere rheophiler und eurytoper Arten, die sich hier in größeren Schwärmen ansammeln (z.B. SPINDLER 1988, COPP 1989b, SCHIEMER et al. 1991, SCHIEMER & ZALEWSKI 1992, STAAS 1996). Die Struktur d.h. z.B. die artliche Zusammensetzung, Individuendichte oder Größenverteilung derartiger lokaler Fischansammlungen und ihre zeitliche Dynamik werden grundsätzlich von zoogeographischen, abiotischen sowie biotischen Faktoren wie autökologischen und synökologischen Interaktionen geprägt (MATTHEWS 1998).

Bisherige Untersuchungen in kleinen Fließgewässern (z.B. SCHLOSSER 1985, FREYHOF 1998a) und in großen Flüssen (COPP et al. 1991, WINTERSBERGER 1996a, SCHIEMER et al. 2001b) zeigen einen großen Einfluss abiotischer Faktoren auf die Strukturierung der Fischansammlungen der AG 0 sowie eine hohe zeitliche Dynamik in der Zusammensetzung. Die Effekte unterschiedlicher Skalen auf die Ausprägung der Umweltfaktoren wurden in vielen Studien nicht ausreichend berücksichtigt, wodurch erhebliche Fehlinterpretationen in der Bedeutung einzelner abiotischer Faktoren möglich sind (vgl. POIZAT & PONT 1996, MATTHEWS 1998).

In der Elbe konzentrierten sich die Untersuchungen zum Aufkommen der AG 0 bisher auf die Bereiche der Tideelbe (z. B. THIEL et al. 1995, 1996, KAFEMANN et al. 1996), während aus der ca. 500 km langen Mittelbe bisher nur Untersuchungen zur Fischzönose adulter Fische vorliegen (z.B. BAUCH 1958, ZUPPKE 1993, BRÜMMER 1994). Entsprechend lautet das dritte Untersuchungsziel dieser Arbeit:

3. Analyse der Struktur und Dynamik der Fischansammlungen der AG 0 in den Uferzonen des Hauptstroms der Mittelbe unter besonderer Berücksichtigung abiotischer Faktoren bzw. der sie beeinflussenden räumlichen und zeitlichen Skalen

In dieser Arbeit wird inhaltlich zwischen einer Fischgemeinschaft („community“) und einer Ansammlung („assemblage“) von Fischen differenziert. Für eine Gemeinschaft von Tieren ist die Existenz und Wirkung möglicher art- oder individuenspezifischer Interaktionen kennzeichnend (KRATOCHWIL & SCHWABE 2001). Individuen, die sich an einem Ort zur selben Zeit aufhalten und erfasst werden, lassen sich als Ansammlung bezeichnen (MATTHEWS 1998). Da art- und individuenspezifische Interaktionen nicht Gegenstände dieser Untersuchungen sind, wird in dieser Arbeit von Fischansammlungen im Sinne von MATTHEWS (1998) gesprochen.

Systematische Erhebungen lokaler Fischansammlungen der AG 0 ergaben sowohl jahreszeitliche Unterschiede als auch Differenzen zwischen den Jahren (z.B. Donau: SPINDLER 1988, WINTERSBERGER 1996b; Rhone: COPP et al. 1991; Rhein: STAAS 1996; Oder: BISCHOFF 2002). Während diese Studien für die saisonale Dynamik insbesondere Unterschiede in der artlichen Zusammensetzung feststellten, postulieren SCHLOSSER (1985) sowie POFF & ALLEN (1995) im interannuellen Vergleich signifikante Unterschiede in der Struktur besonders in der artlichen Zusammensetzung und Größenverteilung der AG 0. Spezielle Untersuchungen in verschiedenen europäischen Flüssen belegen weiterhin eine ausgeprägte diurnale Dynamik in der Mikrohabitatwahl der Jungfische und Fischlarven. Für diese Tag-Nacht Dynamik vermuten COPP & JURAIDA (1999) eine größenspezifische, BARAS & NINDABA (1999a) eine saisonale Ausprägung. Aus diesen Studien ergeben sich für die Untersuchungen an der Mittelbe folgende Arbeitshypothesen:

- ▶ *Zeitliche Gradienten (z.B. saisonal, interannuell) strukturieren die Fischansammlungen der AG 0 in den Uferstrukturen des Hauptstroms.*
- ▶ *Fischansammlungen der AG 0 zeigen signifikante größenspezifische Unterschiede in der tagesperiodischen Nutzung der Uferzonen (diurnale Dynamik).*

- ▶ *Fischansammlungen der AG 0 in den Uferzonen zeigen signifikante Unterschiede in der artlichen Zusammensetzung im Jahresverlauf (saisonale Dynamik).*
- ▶ *Interannuelle Unterschiede zeigen sich in der artlichen Zusammensetzung als auch in der Größenverteilung und der Individuendichte der AG 0.*

Die Mikrohabitatnutzung ist das direkte Ergebnis der Wechselwirkung der biologischen Fähigkeiten des Fisches mit der abiotischen und biotischen Umwelt (MATTHEWS 1998). Ihre Analyse bildet daher die Voraussetzung für das Verständnis der zeitlichen Dynamik der Struktur und Zusammensetzung der AG 0. Die komplexe Wirkung des Mikrohabitats auf die Entwicklung der Fische ermöglicht die Verwendung von Fischen der AG 0 als Indikatoren, um die Qualität und Eignung flussmorphologischer Strukturen als Aufwuchshabitate zu beurteilen (COPP et al. 1991, SCHIEMER et al. 1991, SCHIEMER 2000). Die Entwicklung von Habitatmodellen bildet die Grundlage für eine Charakterisierung und Bewertung menschlicher Eingriffe auf Fließgewässer, wie sie beispielsweise in der „Instream Flow Incremental Methodology“ (IFIM) verwendet wurde (STALNAKER et al. 1995). Das Ziel ist dabei, die Beziehung zwischen den Arten und ihrem Lebensraum zu formalisieren und die Qualität und Verfügbarkeit der Mikrohabitate aus Sicht der unterschiedlichen Arten und Entwicklungsstadien zu quantifizieren (MORRISON et al. 1998). Zahlreiche Studien haben zunächst die Art-Umweltbeziehung statistisch deskriptiv analysiert (z.B. COPP 1992a, WINTERSBERGER 1996c, FREYHOF 1998a, BARAS & NINDABA 1999a). Vielen statistischen Modellen, die eine Art-Umwelt Beziehung beschreiben, fehlt aber eine Validierung der Ergebnisse (PARASIEWICZ & DUNBAR 2001) und damit die Prognosefähigkeit (SCHRÖDER 2000), die eine zentrale Anforderung der Naturschutzbiologie und des Ökosystemmanagements an Habitatmodelle ist (POETHKE & WISSEL 1994). Aus dieser Problemlage ergibt sich als viertes Untersuchungsziel die

4. Parametrisierung der Mikrohabitatnutzung sowie die Entwicklung und Validierung von Mikrohabitatnutzungsmodellen für unterschiedliche Entwicklungsstadien der dominanten Fischarten der mittleren Elbe.

Gesteuert wird die Habitatnutzung durch Schlüsselfaktoren, die den Ansprüchen der Arten an ihren Lebensraum entsprechen (SCHRÖDER 2000). Der Begriff Schlüsselfaktor wird dabei für einen messbaren Habitatparameter verwendet, der eine signifikante Erklärung zur Habitatwahl liefert (KOLASA & WALTHO 1998). Zahlreiche Untersuchungen belegen, dass in Fließgewässern und Flüssen hydromorphologische Faktoren, wie Wassertiefe oder Fließgeschwindigkeit das Vorkommen der aquatischen Organismen bestimmen (z.B. SCHLOSSER 1982, STATZNER & HILGER 1986, LAMOUROUX et al. 1999a). Entsprechend der „Habitat Templet Theory“ (SOUTHWOOD 1977, 1988) begünstigt die Wahl von Habitaten die Herausbildung von spezifischen „Life History Strategies“. Diese Theorie setzt eine konservative Nutzung der Mikrohabitate voraus. Vor dem Hintergrund unterschiedlicher theoretischer Konzepte zur Entwicklung der Fische, saltatorische (vgl. BALON 1984, 1999) versus graduelle Entwicklung (vgl. EBENMANN & PERSSON 1988), wird die Frage nach einer entwicklungs- oder größenspezifischen Nutzung kontrovers diskutiert. Nach BRUTON (1990) lässt sich für die Larvalperiode aufgrund eigenständiger physiologischer und morphologischer Merkmale auch eine ökologisch differenzierte

Habitatnutzung erwarten. KOVÁČ & COPP (1996) postulieren aufgrund einer intensiven Analyse des Zusammenhangs zwischen Wachstum und unterschiedlichen Larvalstadien sogar eine differenzierte Habitatnutzung innerhalb der Larvalperiode. Für die juvenile Entwicklungsperiode erwarten BALON (1999) sowie COPP & KOVÁČ (1996, 1999) hingegen keine entwicklungsspezifische Mikrohabitatnutzung. Legt man hingegen den Ansatz einer graduellen Entwicklung zugrunde, ergibt sich die These einer größenspezifischen Nutzung der Mikrohabitate. Daraus lassen sich folgende konkrete Hypothesen für diese Arbeit ableiten:

- ▶ *Hydromorphologische Parameter sind Schlüsselfaktoren für die Mikrohabitatwahl der Jungfische.*
- ▶ *Innerhalb einer Art erfolgt die Mikrohabitatnutzung entwicklungsspezifisch differenziert und wird durch eine unterschiedliche Ausprägung der Schlüsselfaktoren gesteuert.*
- ▶ *Innerhalb der juvenilen Entwicklungsperiode erfolgt eine größenspezifische Mikrohabitatnutzung.*

Als Ursachen für interannuelle Unterschiede in der artlichen Zusammensetzung und den Dichten von Jungfischen postulierte SCHLOSSER (1985) für kleine Fließgewässer stochastische Effekte, wie z.B. Hochwasserwellen. POFF & ALLAN (1995) leiteten aus dieser Untersuchung die Hypothese eines generellen Zusammenhangs zwischen dem hydrologischen Regime eines Fließgewässers und der Struktur der Fischansammlungen ab, die sie für kleine Fließgewässer bezüglich taxonomischer und funktioneller Struktur belegen konnten. Im Rahmen des UNESCO „Man and Biosphere“ (MAB) - Projektes „Catchment Processess Land/Water Ecotones and Fish Communities“ konzentrierte sich die Ursachenforschung für die dynamische Entwicklung von Flussfischpopulationen auf große Flüsse. Geleitet wurden die Untersuchungen von der Hypothese, dass Diversität, Rekrutierung und die Produktion von Fischen in großen Fließgewässern von der Ausgestaltung der Ökotope abhängig ist (ZALEWSKI et al. 1991). Diese These wurde nach intensiven Untersuchungen von SCHIEMER et al. (2001b) an der Donau in dem „Inshore Retention Concept“ konkretisiert. Dieses Konzept weist der morphologischen Ausgestaltung der Uferzone (räumlicher Effekt) sowie dem Abflussverhalten des Flusses (zeitlicher Effekt) eine zentrale Funktion für die Verfügbarkeit von Fischlebensräumen speziell für die AG 0 zu. Für die vorliegende Arbeit wurde aus diesem funktionellen Ansatz folgendes Arbeitsziel abgeleitet:

5. Analyse der Auswirkung räumlicher (morphologischer) und zeitlicher (hydrologischer) Effekte auf die Verfügbarkeit geeigneter Habitate und Plausibilisierung der modellbasierten Prognosen der Habitatverfügbarkeit anhand von Vergleichsdaten über Dichten der Jungfische und Fischlarven.

In dem „Inshore Retention Concept“ stellen SCHIEMER et al. (2001c) für Abschnitte der österreichischen Donau grundlegende Zusammenhänge zwischen der Topographie der Uferzone (ausgedrückt in der Struktur der Uferlinie) sowie der Hydrologie auf der einen und der Ausprägung von Habitatbedingungen auf der anderen Seite her. Legt man das Konzept zur Differenzierung der Fließgewässerökotope von BRETSCHKO & WAIDBACHER (2001) zugrunde, so bezieht sich die Struktur der Uferzone auf den inneren Ökoton, also auf die Uferlinie, die sich unterhalb der

Mittelwasserlinien einstellt. Übertragen auf die Mittelelbe kommt den Buhnen eine zentrale Funktion für die hydromorphologische Strukturierung der Uferzone zu, beeinflusst die Struktur und Lage der Buhne doch in entscheidendem Maße die morphologischen und hydraulischen Bedingungen in den Buhnenfeldern und damit der Uferzone. Vor dem Hintergrund der Diskussion um die Auswirkungen des baulichen Zustands von Buhnen auf die Lebensräume der Fische ergeben sich folgende konkrete Hypothesen, die anhand der Anwendung der Habitatmodelle geprüft werden sollen:

- ▶ *Die Topographie der Uferzone beeinflusst signifikant die artliche Zusammensetzung und Abundanzstruktur des Jungfischauftommens in der Uferzone der mittleren Elbe.*
- ▶ *Die prognostizierte Habitatverfügbarkeit korreliert mit dem Uferlinienindex, als einem Indikator für die morphologische Komplexität der Uferstrukturen.*
- ▶ *Der bauliche Zustand der Buhnen hat einen größeren Einfluss auf die Habitatverfügbarkeit als die flussgeometrische Lage der Buhnen.*

Die Habitatverfügbarkeit wird aber nicht nur durch hydromorphologische Faktoren gesteuert sondern auch durch stochastische Ereignisse, wie es in dem „Patch Dynamics Concept“ von TOWNSEND (1989) postuliert wird. Die Abflusssituation von Fließgewässern unterliegt aufgrund der Niederschlagsabflusssituation in nicht stauregulierten Flüssen einer großen Stochastizität. Fasst man das „Patch Dynamics Concept“ und das „Inshore Retention Concept“ (SCHIEMER et al. 2001b) zusammen, ergibt sich die Frage nach der Auswirkung des hydrologischen Regimes (zeitliche Dynamik) auf die hydromorphologische Ausbildung geeigneter Habitate (Habitatverfügbarkeit) für Jungfische und Fischlarven. Basierend auf den Mikrohabitatnutzungsmodellen lassen sich hinsichtlich dieser räumlichen und zeitlichen Effekte folgende Arbeitshypothesen ableiten, welche die Übertragbarkeit des „Inshore Retention Concepts“ auf die Uferzonen der Mittelelbe prüfen:

- ▶ *Die Habitatverfügbarkeit für unterschiedliche Mikrohabitate zeigt innerhalb derselben Buhnenfelder (Mesohabitate) signifikante Unterschiede in Abhängigkeit zur hydrologischen Situation der Elbe (zeitliche Habitatverfügbarkeit).*
- ▶ *Die Effekte der zeitlichen Habitatverfügbarkeit sind größer als die Effekte der räumlichen Habitatverfügbarkeit.*
- ▶ *Die Jungfischdichten einzelner Arten korrelieren mit der Verfügbarkeit geeigneter Lebensräume in den Uferzonen (Ökotonen) der Elbe während der Larval- bzw. frühen Juvenilphase („Inshore Retention“ Hypothese).*

In den folgenden Kapiteln II bis VII werden die methodische Herangehensweise und die Untersuchungsergebnisse dargestellt sowie die Hypothesen beantwortet. Die Bewertung dieser Ergebnisse in einer Gesamtdiskussion erfolgt in Kapitel VIII. In Kapitel IX werden Schlussfolgerungen gezogen und Ausblicke auf Forschungsdefizite und zukünftige Untersuchungsaspekte gegeben.

II Erfassung abiotischer Daten und Methoden zur statistischen Analyse

1 Erfassung abiotischer Daten

Für die Analyse des Einflusses von abiotischen Umweltfaktoren auf die Zusammensetzung der Fischansammlungen der AG 0 wurden die in Tab. II-1 genannten Parameter erhoben. Diese Erhebung erfolgte zum einen direkt, d.h. parallel zu den einzelnen Fängen während der Befischung sowie indirekt über die Auswertung amtlicher Angaben.

Fünf abiotische Parameter (Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert, Leitfähigkeit und Trübung) wurden mittels einer Multisonde der Fa. Horriba kleinräumig parallel zu den Probestellen der Elektrofischerei in 10 cm Wassertiefe erhoben. Die Fließgeschwindigkeit wurde elektromagnetisch mit dem Messgerät Nautilus (Fa. Ott, $\pm 2\%$ Genauigkeit) punktuell 10 cm über Grund sowie direkt unter der Wasseroberfläche gemessen.

Die Analyse der Substratbeschaffenheit erfolgte parallel zur punktuellen Elektrofischerei und ermöglichte eine Beurteilung der ufernahen Bereiche. Eine genaue Messung der Korngröße, Zusammensetzung und Leitfähigkeit der unterschiedlichen Substrate der Elbe konnte nicht durchgeführt werden. Die Korngrößen wurden stattdessen in Klassen unterteilt, die im Gelände bis zu einer Tiefe von 80 cm bis 1 m leicht visuell zu differenzieren waren. Dabei wurden die Substrattypen Schlamm, Ton, Sand, Kies, grober Schotter und Blockstein, wie er zum Bühnenbau verwendet wird, unterschieden. Dabei wurde anhand einer Nominalskala jeder Probestelle der dominante und der subdominante Substrattyp zugeordnet.

Diese Angaben wurden durch eine visuelle Abschätzung der prozentualen Vegetationsbedeckung in Anlehnung an das Schätzverfahren nach GLAVAC (1996) ergänzt. Ebenso wurde die aktuelle und die potentielle Besonnung (ja/nein) ergänzt. Das potentielle Unterstandsangebot (Deckung) wurde als prozentualer Anteil an der befischten Wasserfläche geschätzt. Die Uferneigung errechnete sich trigonometrisch aus der Wassertiefe und der Uferdistanz.

Zusätzliche Informationen über die Tagesmittelwerte des Abflusses bzw. des Wasserstandes sowie der Wassertemperatur an den Pegeln Tangermünde und Wittenberge wurden durch die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung (WSV) zur Verfügung gestellt. Morphologische Indizes, die sich aus den Untersuchungen der Bühnenfelder von WIRTZ (2004) ableiten ließen (s. Kap. IV-4.3), ergänzten diese Angaben (s.u.).

Für das Untersuchungsgebiet Havelberg-Sandau wurde die Durchflussmenge für den Elbe-km 422 nach der Schlüsselkurve von NESTMANN & BÜCHELE (2002) berechnet. Die zugrunde liegenden Angaben zum Wasserstand beziehen sich auf den täglichen Mittelwert am Pegel Havelberg. Die Angaben zum mittleren Hochwasser- (MHQ), mittleren Mittelwasser- (MMQ) und mittlerem Niedrigwasserdurchfluss (MNQ) stammen vom Pegel Tangermünde. Die Daten wurden innerhalb

des Forschungsverbundes „Elbe-Ökologie“ vom Wasser- und Schifffahrtsamt Brandenburg zur Verfügung gestellt.

Informationen über den Einfluss der lateralen Konnektivität wurden durch die Angabe der Entfernung des jeweiligen Buhnenfeldes vom nächsten permanent angebundenen Seitengewässer gewonnen. Neben der allgemeinen Angabe erfolgte eine differenzierte Betrachtung der Distanz zu den Auengewässer oberhalb (oh) und unterhalb (uh). Angaben zur Messgenauigkeit und zum Datentyp sind Tab. II-1 zu entnehmen.

Tab. II-1: Umweltfaktoren, erfasste abiotische Parameter, Messverfahren bzw. Messgerät, Messgrößen und ~genauigkeit sowie Datentyp.

Faktor	Parameter	Messverfahren	Verwendete Messgrößen	Messgenauigkeit	Datentyp
Hydrologie Hydraulik	Wasserstand/ Durchfluss	Wasserstand in cm Durchfluss in cm ³ *s	Tagesmittelwerte (Pegel Havelberg)	1 cm	intervallskaliert
	Fließgeschwindigkeit	elektromagnetisch	Minutenmittelwert in m*s ⁻³	0,01 m/s	intervallskaliert
Fluss- morphologie	Wassertiefe	Messstab	Tiefe in cm	1 cm	intervallskaliert
	Distanz zum Auengewässer	planimetrisch anhand der TK 25		10 m	intervallskaliert
	Distanz zum Auengewässer (oh)		Abstand in m		intervallskaliert
	Distanz zum Auengewässer (uh)				intervallskaliert
Morphologie der Buhnenfelder	Uferlinien-Index*	Berechnet aus dem DGM	Länge Uferlinie in m / Länge Buhnenfeld in m	1 m	intervallskaliert
	Volumen-Index*		Volumen m ³ / Wasser-fläche m ²	1 m ³ 1 m ²	intervallskaliert
	Verlandungs-Index*		Wasserfläche in m/ Grundfläche des Buhnenfeldes in m		intervallskaliert
Morphologie der Probestelle	Sandanteil	visuell geschätzt	rel. Anteil in Prozent	5 %	nominalskaliert
	Kiesanteil	visuell geschätzt	rel. Anteil in Prozent	5 %	nominalskaliert
	Anteil Blockstein	visuell geschätzt	rel. Anteil in Prozent	5 %	nominalskaliert
	Anteil Feinsubstrat	visuell geschätzt	rel. Anteil in Prozent	5 %	nominalskaliert
	Distanz zur Uferlinie	Messstab		5 cm	intervallskaliert
	Neigung	Berechnet aus Wassertiefe und Entfernung zur Uferlinie	° Grad Neigung	1 ° Neigung	
Physiko- chemische Parameter	Wassertemperatur		° Celsius Temperatur	0,1 °C	intervallskaliert
	Leitfähigkeit	Multisonde Fa. HORIBA	Siemens	0,1 µS*cm ⁻¹	intervallskaliert
	H+Ionen-Konzentration		pH-Wert	0,01	intervallskaliert
	Sauerstoffgehalt		Konzentration	0,001 mg*l ⁻¹	intervallskaliert
	Trübung		Trübungseinheit	1 NTU	intervallskaliert

oh = oberhalb, uh = unterhalb, TK = topographische
Karte 1:25 000, DGM = digitales Gelände Model
* = siehe Kap. IV-4.3

Die Angabe des Untersuchungsjahres erfolgte als Dummy Variable, d.h. ein Hol aus dem Jahr 1997 wurde als 1 und aus 1998 als 0 codiert (vgl. TER BRAAK & SMILAUER 1998). Entsprechend wurde mit den Angaben „Tag“ und „Nacht“ verfahren. Die Wochen- und Monatsnummern gingen als ordinalskalierte Variablen für die Erfassung saisonaler Effekte in die Analyse mit ein.

Die Ermittlung von Strömungsverhältnissen und abgeleiteten hydraulischen Parametern erfolgte in den untersuchten Buhnenfeldern bei Elbe km 418,2; 421; 421,8 und 423,4 (vgl. Tab. IV-8, Abb. IV-5). Die Naturmessungen wurden im Rahmen des Forschungsprojektes „Ökologische Zusammenhänge zwischen Fischgemeinschafts- und Lebensraumstrukturen der Elbe“ bei unterschiedlichen Durchflussereignissen vom Geographischen Institut der FU-Berlin durchgeführt (WIRTZ 2004). Für Strömungsmessungen wurde die Ultraschall-Velocimetrie verwendet, wobei für punktuelle Messungen ein Acoustic Doppler Velocimeter (ADV) und zur Aufnahme von Vertikalprofilen (Ultraschall-Doppler-Profil-Strömungsmesser 3,0 MHz Basic ADP) zur Anwendung kam. Die Anzahl der Messpunkte ermöglichte die Darstellung der Strömungsverhältnisse durch Vektorinterpolation sowie die Erstellung von Strömungsmodellen im GIS auf der Basis eines 2 x 2 m Rasters (WIRTZ 2004). Die Daten und Ergebnisse der von WIRTZ (2004) durchgeführten Untersuchungen werden im Folgenden herangezogen.

Die Erfassung der Sohlenmorphologie erfolgte mittels eines Flachwasserecholots und einem parallel laufenden Satellitennavigationssystem durch WIRTZ (2004). Ergänzt wurden die Aufnahmen der benässten Flächen durch tachymetrische Einmessungen der Uferbereiche durch WIRTZ (2004). Hierdurch konnte die Morphologie und der Verlauf der Uferlinie bis zum bordvollen Wasserstand erfasst und modelltechnisch abgebildet werden. Der bordvolle Abfluss wird nach WIRTZ (2004) im Untersuchungsgebiet bei Havelberg bei einem Pegelstand von ca. 370 cm erreicht. Mit Hilfe dieser Daten wurde von WIRTZ (2004) ein digitales Höhenmodell für jedes untersuchte Buhnenfeld erstellt und in einem GIS auf der Basis eines 1 x 1 m Rasters dargestellt (vgl. Abb. IV-5).

Auf der Grundlage dieser Daten wurde von WIRTZ (2004) für jedes Buhnenfeld und in 10 cm Schritten für Wasserstände das Volumen des Wasserkörpers, die Wasserfläche, Verlandungsfläche (Grundfläche abzüglich der benässten Fläche) sowie Durchschnittstiefen ermittelt. Für diese Kenngrößen ließen sich Indizes aufstellen und berechnen, die die morphologischen Eigenschaften der Buhnenfelder charakterisieren.

Der Uferlinienindex wurde von SCHIEMER et al. (2001) als ein Maß für die Komplexität der Uferlinienstruktur vorgeschlagen. In leicht abgewandelter Form wurde in der vorliegenden Untersuchung der Uferlinienindex für die einzelnen Buhnenfelder berechnet (vgl. Gl. II-1). Dabei wurden als Referenzwert nicht die Länge des Stromstrichs sondern die Längen von drei Kanten des Buhnenfeldes herangezogen (vgl. Abb. IV-9):

$$(Gl. II-1) \quad \text{Uferlinienindex (UI)} = \frac{\text{Länge der Uferlinie}}{\text{Länge beider Buhnen plus des Abstandes zwischen Buhnenköpfen}}$$

Die Ausdehnung der Wasserfläche und damit indirekt die Intensität der Verlandung eines Bühnenfeldes wird durch den Wasserflächenindexindex charakterisiert:

$$(Gl. II-2) \quad \text{Wasserflächenindex (WI)} = \text{Wasserfläche} / \text{Grundfläche des Bühnenfeldes}$$

Der Volumenindex ermöglicht eine Aussage über die Größe des Wasserkörpers. Durch die Einbeziehung der Wassertiefe berücksichtigt dieser Index auch morphologische Strukturen wie Kolke u.ä.

$$(Gl. II-3) \quad \text{Volumenindex (VI)} = \text{Volumen} / \text{Wasserfläche}$$

Eine Berechnung der einzelnen Indizes für unterschiedliche Durchflusswerte ermöglicht eine Charakterisierung der einzelnen Bühnenfelder.

2 Methoden zur statistischen Analyse

2.1 Transformation von Daten

Für die Verwendung intervallskalierter Daten in der multivariaten Analyse wurden die Werte einer Standardisierung mittels z-Transformation unterzogen (Gl. II-4).

$$(Gl. II-4) \quad y^* = \frac{(y - \bar{y})}{s_y}$$

mit y^* = transformierter Wert, y = Messwert der Parameters, $\bar{y}$ = Mittelwert der Messwerte, s_y = Standardabweichung

Durch die z-Transformation werden die Daten sowohl in ihrem Wertebereich als auch in ihren Dimensionen miteinander vergleichbar (JONGMANN et al. 1998). Um verdeckte Effekte, beispielsweise saisonale Unterschiede in der Temperatur, auszuschließen, erfolgte für die betroffenen Parameter eine Standardisierung getrennt nach den Kampagnen.

Die Analyse der Fischansammlungen basiert auf Daten über die maximalen Abundanzen pro Art und Quadratmeter bzw. auf Daten über die Jungfischdichte, die einheitlich in Individuen pro 100 m² angegeben wurde. Dieser Größenbezug wurde gewählt, da er ein realistisches Abbild von Mikrohabitatgrößen in den Bühnenfeldern gibt. Um die großen Unterschiede in den Dichteangaben zwischen den unterschiedlichen Stichproben vergleichbar zu machen und die Daten einer Normalverteilung anzunähern erfolgte eine logarithmische Transformation der Daten nach folgender Formel:

$$(Gl. II-5) \quad y = \ln(x+1)$$

mit: x = Abundanz [Ind. · 100 m⁻²]

2.2 Univariate Verfahren

Die Voraussetzungen zur Anwendung parametrischer Testverfahren wurden mit Hilfe des Kolmogoroff-Smirnov-Tests, bzw. des Testverfahrens nach Shapiro und Wilkenson (Prüfung der Normalverteilung) bzw. mit Hilfe des Bartlett-Tests (Homogenität der Varianzen) vollzogen. Zuvor wurden die Daten einer z-Transformation unterzogen, um mögliche Abweichungen zur Normalverteilung auszugleichen. Das Signifikanzniveau wurde bei allen Verfahren für $p < 0,05$ festgelegt.

2.2.1 Mittelwertvergleich von zwei Stichproben

Sofern die Anforderungen parametrischer Testverfahren eingehalten wurden, erfolgte der Vergleich zweier Stichproben anhand des Student-t-Tests. Konnten diese Anforderungen nicht erfüllt werden, kamen parameterfreie Verfahren wie der U-Test von Mann und Whitney (ZAR 1999) beim Vergleich von intervallskalierten Daten (z.B. Jungfischdichten, Habitatflächen, oder Indizes) oder der χ^2 -Test für den direkten Vergleich der Häufigkeitsverteilungen zwischen unterschiedlichen Fanggeräten wie der Larvensenke und dem Elektrofischereigerät zum Einsatz. Hierzu wurden die Häufigkeiten der Fänge des Elektrofischereigerätes als erwartete Häufigkeiten betrachtet. Um den Anforderungen des χ^2 - Tests zu genügen, wurden nur Längenklassen mit einem Erwartungswert von $E \geq 1$ mit in die Analyse einbezogen (vgl. KÖHLER et al. 1995).

2.2.2 Mittelwertvergleich von mehreren Stichproben

Verfahren zum Mittelwertvergleich mehrerer Stichproben kamen bei unterschiedlichen Fragestellungen innerhalb dieser Arbeit zur Anwendung. Eine Analyse der Unterschiede in intervallskalierten Daten, wie z.B. dem Vergleich von Totallängen zwischen verschiedenen Entwicklungsstadien wurde mit Hilfe parametrischer Verfahren (Varianzanalyse, ANOVA) bzw. nichtparametrischer Testverfahren (Kruskal-Wallis-Test für multiple Vergleiche) durchgeführt. Bei signifikantem Ergebnis erfolgte ein paarweiser Vergleich der Mittelwerte der einzelnen Gruppen durch den Nemenyi-Test (SACHS 1992). Das Signifikanzniveau wurde auf $p < 0,05$ gesetzt.

Um die Effekte unterschiedlicher Skalen (z.B. der Bühnenfelder [Mesoskala]) auf die Ausprägung abiotischer Parameter oder der Habitatverfügbarkeit zu differenzieren, wurden die Daten einer Zwei-faktoriellen-Varianzanalyse unterzogen, wobei z.B. die vorab festgelegten einzelnen Bühnenfelder als Block und die Pegelstände als randomisierte Faktoren betrachtet wurden (ZAR 1999, CRAWLEY 2003). Ein vorheriger Test der Daten auf Varianzhomogenität und Normalverteilung zeigte, dass die Bedingungen der ANOVA erfüllt werden.

2.3 Multivariate Verfahren

Zur Aufdeckung grundlegender Zusammenhänge zwischen der Struktur der Fischansammlungen der AG 0 und Umweltparametern kamen Ordinationsverfahren zum Einsatz. Bei der Ordination werden Stichproben und/oder Arten entlang von Achsen geordnet, die in Beziehung zu Umweltparametern stehen (WHITTAKER 1967). Es lassen sich zwei unterschiedliche Ansätze der Ordination unterscheiden:

Bei der indirekten Gradientenanalyse („unconstrained ordination“) wird durch die Variation der Artenzusammensetzung indirekt auf die Wirkung von Umweltgradienten geschlossen. Die Umweltparameter gehen selber nicht in die Analyse ein.

Bei der direkten Gradientenanalyse („constrained ordination“) wird die Zusammensetzung der Arten in Beziehung zu gemessenen Umweltparametern analysiert (TER BRAAK 1986).

Die indirekte Gradientenanalyse sucht nach jeglicher Variable, die die Artgemeinschaft erklärt. Mit diesem Verfahren wird die maximale Varianz der Daten aufgedeckt. Die direkte Gradientenanalyse filtert hingegen aus einem vorgegebenen Set von Umweltvariablen diejenigen heraus, die die Variation der Artengemeinschaft am Besten erklärt. Für jeden dieser beiden Ansätze gibt es unterschiedliche Verfahren der Analyse, die auf grundlegenden Verhaltensmustern der Art zu den Umweltparametern Bezug nehmen. Art-Umwelt Antwortverhalten lassen sich entweder als lineares Modell (z.B. das abnehmende Vorkommen einer Art entlang eines Salinitätsgradienten) oder als unimodales Modell (z.B. das Vorkommen einer Art bei einer Optimumtemperatur) beschreiben. Für jeden der beiden Ansätze, indirekt und direkt, sowie für jede der beiden Art-Umwelt-Antwortmodelle wurden eigene Analyseverfahren entwickelt (Tab. II-2).

Tab. II-2: Übersicht der Analyseverfahren der Ordinationstechniken (verändert nach TER BRAAK & PRENTICE 1988).

Einbeziehung von Umweltvariablen (UV)	Art-Umwelt-Beziehung	
	Linear	Unimodal
Indirekte Gradientenanalyse (ohne Einbeziehung von UV)	Hauptkomponentenanalyse („Principle Component Analysis“, PCA)	Korrespondenzanalyse („Correspondence Analysis“, CA und „Detrended Correspondence Analysis“, DCA)
direkte Gradientenanalyse (mit Einbeziehung von UV)	Redundanzanalyse („Redundancy Analysis“ RDA)	Kanonische Korrespondenzanalyse („Canonical Correspondence Analysis“ CCA)

Entsprechend dem Art-Umwelt-Antwortmodell liegen der jeweiligen Analyse auch andere mathematisch-statistische Verfahren zugrunde. So basieren die Analysen PCA und RDA auf einer Erweiterung der Methode der kleinsten Fehlerquadrate. Die Aufnahmewerte werden derart kombiniert, dass die Summe der kleinsten Fehlerquadrate über alle Arten minimiert wird (TER BRAAK 1996).

Die Ordinationsverfahren, die auf einer unimodalen Art-Umwelt-Beziehung beruhen, werden nach der Methode des gewichteten Durchschnitts („weighted average“) durchgeführt (TER BRAAK 1998).

Bei der Korrespondenzanalyse, die auf der Berechnung des gewichteten Mittels beruht, werden den einzelnen Stichproben willkürlich Zahlen zugeordnet, die sogenannten Stichprobenwerte („sample scores“). Aus diesen werden dann als gewichtetes Mittel („weighted average“) Artwerte berechnet („species scores“). Diese Artenwerte liefern dann über die gewichtete Mittelung neue Stichprobenwerte und diese wiederum mit dem gleichen Prozess neue Artenwerte. Dieser Zyklus wiederholt sich, bis sich die Stichproben- und Artenwerte stabilisiert haben. Entlang einer Achse

weisen diese Werte nun die maximale Dispersion auf. Danach wird eine zweite Achse durch denselben Iterationsprozess ermittelt. Ihre Korrelation zur ersten Achse wurde durch einen Orthogonalisierungsprozess entfernt. Weitere Achsen können nach der gleichen Methode generiert werden. Eine ausführliche Beschreibung der Methode bieten GAUCH (1982), TER BRAAK (1996) sowie LEYER & WESCHE (2007).

Nach den Empfehlungen von JONGMANN et al. (1998) wurden die Jungfischdaten als erstes einer indirekten Gradientenanalyse, der „Detrended Correspondance Analysis“ (DCA) unterzogen. Die DCA erweist sich in ihrer Analyse robust gegenüber möglichen mathematischen Artefakten, wie dem „Arch-Effect“ (HILL 1973). Die DCA hat zudem den Vorteil, dass sich in der standardisierten Länge einer Ordinationsachse auf die β -Diversität (Maß für den Unterschied in der Diversität zweier Artenansammlungen) geschlossen werden kann. So ist die Länge einer Ordinationsachse bei der DCA ein vielfaches der mittleren Standardabweichung des Arten-Turnover (SD). Da eine Art durchschnittlich den Bereich von 4 SD überspannt, haben Aufnahmen, die sich um mehr als 4 SD unterscheiden, i. d. R. keine Arten gemeinsam.

Die β -Diversität kann wiederum darüber Auskunft geben, welche Ordinationsmethode für einen spezifischen Datensatz besser geeignet ist. Ein hoher Wert der β -Diversität weist auf unimodales Verhalten der untersuchten Arten gegenüber Umweltgradienten hin, so dass hier eine Analyse der Daten mittels DCA und CCA empfohlen wird. Bei niedriger β -Diversität ist eher die Hauptkomponentenanalyse (PCA) oder Redundanzanalyse (RDA) anzuwenden, da für viele Arten eher ein linearer Zusammenhang mit Umweltparametern angenommen werden kann (TER BRAAK & PRENTICE 1988, PALMER 1993). Oft wird in solchen Fällen lediglich ein kleiner Ausschnitt eines Gradienten betrachtet. TER BRAAK & PRENTICE (1988) geben einen SD von < 3 an, Länge der ersten Achse der Ordination mit einer DCA, bei dem letztere Verfahren durchgeführt werden sollten.

Zur Untersuchung der Relevanz der erhobenen Umweltfaktoren für die Zusammensetzung der AG 0 kamen Verfahren der direkten Gradientenanalyse, und hier die CCA, zum Einsatz. Bei einer CCA wird innerhalb des Iterationsprozesses der CA ein weiterer Schritt hinzugefügt: Mit den Aufnahmewerten, die ein gewichtetes Mittel („weighted average“) der Artenwerte darstellen, wird eine multiple lineare Regression durchgeführt, wobei die Umweltvariablen die unabhängigen Variablen darstellen (TER BRAAK 1986, 1996). Die CCA ist also eine Korrespondenzanalyse-Technik mit der Einschränkung, dass die Achsen Linearkombinationen der berücksichtigten Umweltvariablen sind. Bei der CCA handelt es sich um eine Methode, die auch in Fällen, in denen eine DCA-Anwendung Probleme bereitet (z.B. „schiefe“ Arten-Verteilung, Datenrauschen, ungewöhnliche Datenaufnahme, Zerstörung eines „echten“ Bogens), gute Ergebnisse liefert (PALMER 1993).

Auch die CCA wird als Achsen-Diagramm dargestellt, wobei die erste Achse (Ordinate) immer die Hauptrichtung der durch die Umweltvariablen erklärbaren Variationen in der Artenzusammensetzung angibt. Mittels der zweiten sowie aller folgenden Achsen wird jeweils die Hauptrichtung der Restvariation angegeben, die nach der Ermittlung der zuvor berechneten Achsen übrigbleibt. Die Bedeutung der jeweiligen Achsen wird durch den Eigenwert („eigenvalue“) der

Achse ausgedrückt. Dieser Wert ist ein Maß dafür, wie viel Variation in der Artenzusammensetzung durch die jeweilige Achse erklärt wird. Häufig sind nur die ersten beiden Achsen interpretierbar. Mehr als drei interpretierbare Achsen sind selten. Ein Vergleich der Eigenwerte der ersten beiden Achsen zwischen direkter und indirekter Analyse gibt einen Hinweis auf den Anteil der Varianz, der durch die direkte Analyse aufgedeckt werden konnte. Die Erklärung, die jeder einzelne Parameter an der Varianz beisteuert, wird mittels des Monte-Carlo Permutationstests ermittelt. Dabei wird unter Verwendung der F-Statistik der Anteil eines Parameters an der Erklärung aller Parameter (Lambda-Wert) auf Signifikanz getestet. Die Ergebnisse dieser Testverfahren werden in eigenen Tabellen dargestellt (s. Tab. V-3). Der Vergleich der Korrelationskoeffizienten der Umweltvariablen mit den ersten beiden Achsen der DCA und CCA gibt Aufschluss über die Übereinstimmung und damit über die Aussagekraft der Achsen.

In den CCA-Diagrammen („Plots“) werden die geschätzten Optima der Arten gegenüber den Umweltgradienten als Punkt („species score“) dargestellt. Die Stichprobenwerte werden ebenfalls als Punkte („sample score“) dargestellt. Ihre Lage ergibt sich aus der Artenzusammensetzung, die sie repräsentieren. Je näher ein Artenpunkt zu dem Stichprobenpunkt liegt, desto höher ist der Anteil dieser Art an der Artenzusammensetzung dieser Stichprobe. Die Darstellung der „species scores“ in den CCA-Diagrammen der diurnalen Analyse erfolgt als Kreisdiagramm, wobei die einzelnen Kreissegmente die relativen Abundanzen während der Nacht (schwarz), der Dämmerung (weiß) und während des Tages (gelb) wiedergeben.

Die quantitativen oder ordinalen Umweltvariablen werden in einem CCA-Diagramm als Pfeile dargestellt, wobei der Pfeil die Richtung einer Zunahme (quantitative Variable z.B. steigende Temperatur) bzw. der größeren Ordnungszahl (ordinale Variable) angibt. Die nominalen Umweltvariablen z.B. Substrattyp „Blockstein“ wurden in den Diagrammen als Zentroid (offener Kreis) dargestellt. Dieser stellt den Mittelpunkt der Punktwolke dar, welche aus einer Gruppe von „Sample scores“ mit einer bestimmten Kategorie gebildet wird.

Die als Pfeile dargestellten Umweltparameter zeigen in die Richtung, in der sich die Artenzusammensetzung maximal in Korrelation mit dem jeweiligen Umweltparameter ändert. Die relative Lage der Pfeile zu den Achsen ist dabei ein Maß für die Güte der Korrelation zu den Ordinationsachsen. Je kleiner der Winkel zur ersten Achse und je länger der Pfeil ist, desto größer ist die Bedeutung dieser Umweltvariablen als Erklärung für die Variation dieser Artenzusammensetzung.

Für die Bestimmung der strukturierenden Schlüsselfaktoren wurden die logarithmisierten Daten (vgl. Kap. II.2) aus den Zug- und Larvennetzfangen mittels einer indirekten („Detrended Correspondance Analysis“, DCA) und einer direkten Gradientenanalyse ausgewertet (Kanonische Korrespondenzanalyse, CCA; vgl. JONGMANN et al. 1998). Die Signifikanz der ersten und der weiteren Ordinationsachsen wurde über einen Monte Carlo-Test bei 490 Permutationen geprüft.

2.4 Verwendete Soft- und Hardware

Die statistischen Analysen erfolgten mittels des Programmpakets „R“ Version 1.3.4 und „Statistika“ V 6.02. Weitere statistische Verfahren wie ANOVA wurden mit „SPSS“, Version 9.1

auf einem IBM kompatiblen PC durchgeführt. Für die logistische Regression kam das Programm „SPLUS-2000“ und für die Cluster- und statistischen Testverfahren „SPSS“ zum Einsatz. Alle multivariaten Analysen wurden mit dem Programm „CANOCO 4.5“ durchgeführt.

Die Berechnung und Darstellung von digitalen Geländemodellen und die Verschneidung mit den Ergebnissen der Habitatmodellierung erfolgte mit Hilfe des GIS-Software „ArcView“ 3.2 der Fa. ESRI.

III Erfassung, Quantifizierung und Charakterisierung von Fischen der Altersgruppe 0

1 Die Strategie des „Point-abundance-sampling“

Die Datenerhebung folgt der Strategie des „Point-abundance-sampling“ (NELVA et al. 1979). Bei dieser multiplen fraktionierten Erfassungsstrategie wird mit Hilfe vieler kleinflächiger oder punktueller Stichproben eine indirekte und vergleichbare Abschätzung von quantitativen Daten wie Abundanzen oder Biomassen und damit eine Charakterisierung der Struktur von Fischansammlungen in den unterschiedlichsten Habitaten ermöglicht. Ausgangspunkt für die quantitative Erfassung ist der konkrete Bezug der gefangenen Tiere zur befischten Fläche. Lässt sich die Ausdehnung der beprobten Fläche ermitteln, erlaubt dies die Kalkulation von flächenbezogenen quantitativen Werten wie relativer Abundanz (%), relativer Dichte ($\text{Ind}\cdot\text{m}^{-2}$) oder relativer Biomasse ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$) (COPP & GARNER 1995).

Die Strategie des „Point-abundance-sampling“ wurde mit unterschiedlichen Fanggeräten durchgeführt, sofern der Flächenbezug für das Fanggerät bekannt ist. Für die eingesetzten Senk- (siehe Unterkapitel 2.2) oder Uferzugnetze (siehe Unterkapitel 3.1) ist der Bezug zur befischten Fläche sehr einfach zu kalkulieren. Diese Methoden sind jedoch entweder nicht in allen Habitaten einzusetzen (Senknetze) oder wegen der zu großräumigen Erfassung (Zugnetze) ungeeignet, um eine kleinräumige Erfassung der Fische in ihren Mikrohabitaten zu gewährleisten.

Eine Alternative stellt die Elektrofischerei dar. Sie bietet die Möglichkeit, Fische sehr kleinräumig zu erfassen und dabei unterschiedliche Habitate mit derselben Methode zu beproben. Diese Erfassungsmethode erlaubt ferner eine sehr genaue räumliche Zuordnung der gefangenen Fische zu Mikrohabitaten und den dort herrschenden Umweltbedingungen. Dies gilt insbesondere für den Fang von Jungfischen, seitdem COPP & PENAZ (1988) Elektrofischereigeräte für den Fang von kleinen Fischen durch die Verwendung von Anoden mit kleinen Radien modifizierten. Das „Point-abundance-sampling“ mittels der Elektrofischerei bietet damit die methodischen Voraussetzungen zur Analyse, Modellierung und Prognose der Wahl und Präferenz von Mikrohabitaten durch Fische.

Die Stichproben wurden nach den Vorgaben eines „stratified random sampling“ innerhalb bestimmter Abschnitte der Uferzone erhoben, um eine möglichst hohe Unabhängigkeit der Daten zu erreichen und räumliche Autokorrelation zu verringern bzw. zu vermeiden (LEGENDRE & LEGENDRE 1998). Die einzelnen Buhnenfelder wurden vorab ausgewählt („stratified“) und innerhalb der einzelnen Buhnenfelder erfolgte eine zufällige („random“) Wahl von Probenahmepunkten. Dabei galt es, die Bedingungen für eine effiziente Wirkung des Fanggerätes zu berücksichtigen, wie beispielsweise die Beschränkung des Einsatzes auf eine maximale Wassertiefe.

2 Methoden zur punktuellen Erfassung und Quantifizierung von Fischlarven und Jungfischen

2.1 Quantifizierung mittels Elektrofischerei

Die Quantifizierung der Elektrofischereifänge setzt detaillierte Kenntnisse über die quantitativen Zusammenhänge zwischen dem Fangradius eines Elektrofischereigerätes und den abiotischen und biotischen Faktoren voraus. Der effektive Fangradius kann physikalisch als eine Funktion der Stromdichte beschrieben werden und wird in seiner Ausdehnung durch physikalische Größen wie z.B. der Leitfähigkeit des Wassers etc. (vgl. BOHLIN et al. 1989) und den biotischen Faktoren wie der Art, Größe und Körperform des gefangenen Fisches (vgl. SCHEMINZKY 1936, HOLZER 1932) beeinflusst. Speziell längen- und artspezifische Schwellenwerte der Stromdichte für die Galvanotaxis der Fische, wie MEYER-WAARDEN & HALSBAND (1975) sie für einige Kleinfischarten bestimmten, sind eine notwendige Voraussetzung für die Kalkulation der effektiven Fangradien und damit eine Grundlage zur Bestimmung der befischten Fläche. Derartige Basisdaten speziell für die elbetypischen Arten wie Aland (*Leuciscus idus*), Rapfen (*Aspius aspius*), Hasel (*Leuciscus leuciscus*), Barsch (*Perca fluviatilis*) und andere fehlen jedoch.

In den Sommermonaten bilden sich insbesondere bei Niedrigwasser deutliche Gradienten der Leitfähigkeit, oft über $500 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, zwischen dem Hauptstrom der Mittelbe, den angebundenen Altarmen und den abgetrennten Seitengewässern (OESMANN 2002a). Derartige Umweltbedingungen führen ebenfalls zu einer deutlich unterschiedlichen Ausdehnung des elektrischen Feldes der Elektrofischerei (BOHLIN et al. 1989).

Ziel der hier durchgeführten Studien ist es daher, ein Verfahren zur Bestimmung des effektiven Fangradius des verwendeten Elektrofischereigerätes unter Berücksichtigung biologischer Bedingungen und abiotischer Umweltfaktoren zu entwickeln. Hierzu gilt es:

- die Ausdehnung des elektrischen Feldes des eingesetzten Elektrofischereigerätes unter den charakteristischen Umweltbedingungen der Mittelbe zu quantifizieren,
- Schwellenwerte der Stromdichte für die dominanten Arten der Stromelbe zu ermitteln,
- die wichtigsten Einflussgrößen in einer Formel mathematisch qualitativ und quantitativ zu beschreiben,
- Ergebnisse, die auf dieser Formel basieren, mit Hilfe anderer Fangmethoden zu evaluieren.

2.1.1 Einfluss abiotischer Faktoren auf die Ausdehnung des elektrischen Feldes

Die Ausdehnung des elektrischen Feldes

Alle punktuellen Elektrobefischungen wurden mit dem tragbaren batteriebetriebenen Elektrofischereigerät DEKA 3000 (Impulsstrom, DEKA Gerätebau, Marsberg, Deutschland) durchgeführt. Dieses Gerät wurde mit einer ringförmigen Anode von 15 cm Durchmesser ausgerüstet. Die ca. 1 m lange Kathode ist 2 cm breit und besteht aus Kupfer. Alle Experimente wurden mit voll geladenen Batterien durchgeführt, um eine konstante Stromstärke von 9,3 A und eine Spannung von 600 V zu gewährleisten.

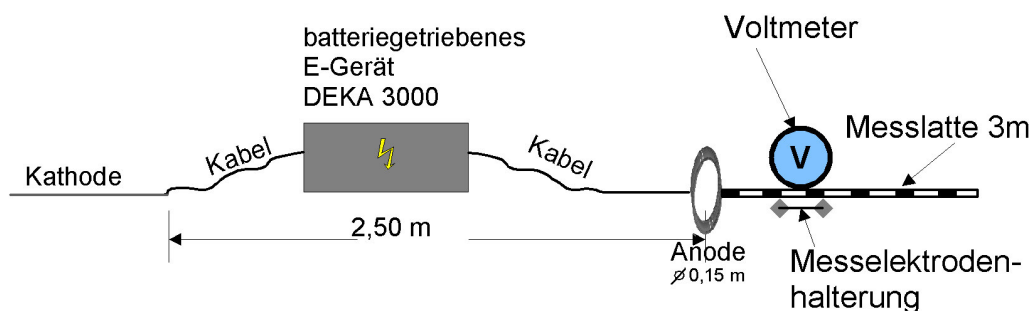


Abb. III-1: Versuchsaufbau zur Messung des Feldstärkegradienten des DEKA 3000 (Details siehe Text, Zeichnung: R. Braden)

Die Intensität des elektrischen Feldes im Wasser wurde mit einem digitalen Potentiometer (Digital Multimeter VC 350E, Conrad Elektronik, Deutschland) aufgenommen, dessen zwei Elektroden in einem konstanten Abstand von 1 cm auf einer Messapparatur fixiert wurden. Der Messfehler des Potentiometers beträgt 0,3 %. Die Messapparatur wurde in Abständen von 10 cm vom Rand des Anodenrings bis in eine Entfernung von 1,1 m auf einer Messlatte geführt. Die Messungen erfolgten alle auf der gegenüber liegenden Seite der Kathode (Abb. III-1).

Die Elektrofischerei basiert auf dem Aufbau eines Spannungsgradienten im Gewässer, dem elektrischen Feld. An der Anode finden sich die höchsten Spannungswerte, die mit zunehmender Entfernung von der Anode exponentiell abfallen (vgl. Abb. III-2a). Der Abfall der Spannung über eine bestimmte Distanz, i.d.R. 1 cm, wird als elektrische Feldstärke (E) bezeichnet:

$$E = U / l$$

(Gl. III-1)

mit: U = Spannung [V] und l = Distanz [cm]

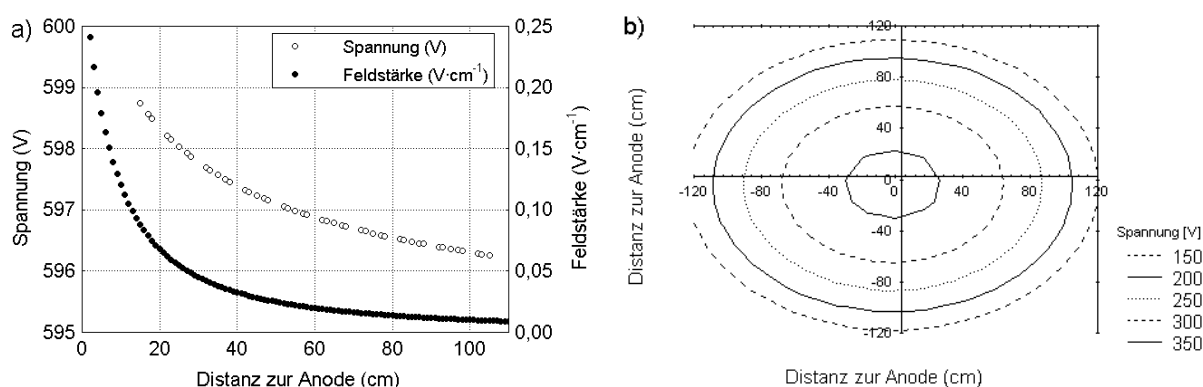


Abb. III-2: Spannungskurve und Feldstärkegradient (a) und Äquipotentiallinien (b) für das DEKA 3000 (inkl. 15 cm Ringanode) bei 9,3 A und 600 V. Messung des Gradienten bei 20 cm Wassertiefe und $1300 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ Leitfähigkeit.

Wird die Anode durch einen Ring gebildet, wie es in den durchgeführten Untersuchungen der Fall war, findet dieser Spannungsabfall gleichmäßig zu allen Seiten statt. An jedem Punkt im Umkreis der Anode herrscht eine spezifische Spannung. Punkte mit gleicher Spannung lassen sich als Äquipotentiallinien darstellen und veranschaulichen die Bildung des elektrischen Feldes (Abb. III-2b). Diese prinzipielle Form des elektrischen Feldes von ringförmigen Anoden wurde bereits von

MEYER-WAARDEN & HALSBAND (1975) beschrieben. Der steile Abfall der Kurve wird dabei durch die geringe Größe der Anode von 15 cm Durchmesser hervorgerufen. Dieser kleine Anodendurchmesser ist ebenfalls für die hohe Feldstärke von $270 - 330 \text{ mV}\cdot\text{cm}^{-1}$ am direkten Anodenrand verantwortlich.

Einfluss der Leitfähigkeit

Entsprechend dem Ohm'schen Gesetz ergibt sich die Stromdichte (CD) als Produkt von Feldstärke und Leitfähigkeit und wird als Stromstärke pro Fläche [$\text{mA}\cdot\text{cm}^{-2}$] ausgedrückt (MEYER-WAARDEN & HALSBAND 1975):

$$\text{(Gl. III-2)} \quad CD = C_a \cdot E$$

Dabei wird die umgebende Leitfähigkeit (C_a) als elektrische Leitfähigkeit pro standardisierte Länge des Leiters [$\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$] ausgedrückt. Die Feldstärke (E) ergibt sich aus der Spannung pro standardisierter Längeneinheit (Gl. III-1).

Die Leitfähigkeit wurde mittels einer Multi-Parameter Sonde (U-10; Horiba, Kyoto, Japan) gemessen. Die spezifische Leitfähigkeit wurde automatisch als Leitfähigkeit bezogen auf 25°C Wassertemperatur ermittelt. Die Umrechnung basierte auf der gemessenen Temperatur und erfolgte nach folgender Gleichung (HORIBA 1991):

$$\text{(Gl. III-3)} \quad C_{25} = C_a / (1 + 0,02 (t - 25))$$

wobei C_{25} = die Leitfähigkeit der Lösung bezogen auf 25°C , t = die Temperatur der Lösung zum Zeitpunkt der Messung ($^\circ\text{C}$) und C_a = die aktuelle Leitfähigkeit der Lösung ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$) zur Temperatur t ($^\circ\text{C}$) ist. Die Genauigkeit der Messung beträgt $0,1 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Um den aktuell herrschenden Gradienten der Feldstärke zu messen, wurde die aktuelle Leitfähigkeit gemessen, welche sich durch Umstrukturierung von Gleichung III-3 ergibt:

$$\text{(Gl. III-4)} \quad C_a = C_{25} (1 + 0,02 (t - 25))$$

Der Gradient der Stromdichte in Abhängigkeit von der Distanz zur Anode verläuft bei einer höheren Leitfähigkeit steiler als bei einer geringeren Leitfähigkeit (Abb. III-3a).

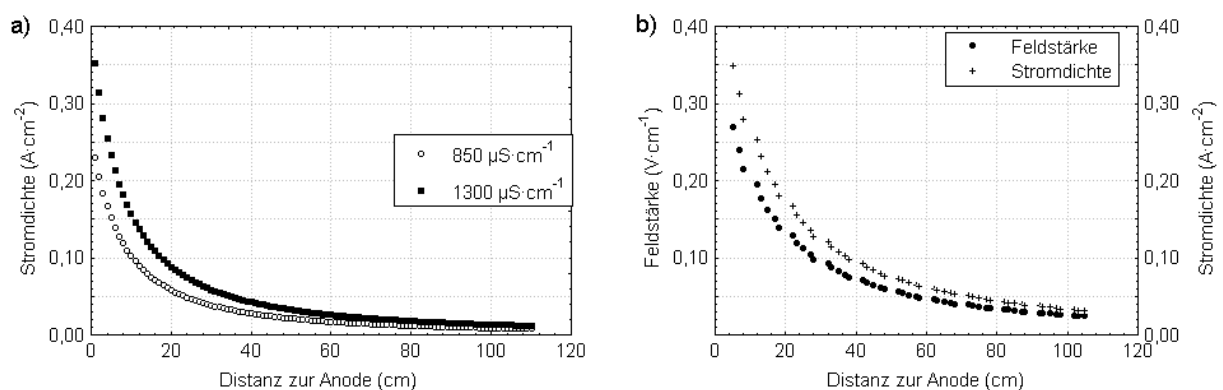


Abb. III-3: Stromdichtegradient des DEKA 3000 (mit 15 cm Ringanode) für zwei unterschiedliche Leitfähigkeiten (a) und Vergleich der Feldstärke und der Stromdichte (b). Die Messungen wurden über Sand bei 20 cm Wassertiefe und 850 sowie $1300 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ mit Hilfe des DEKA 3000 (s. Abb. III-2) durchgeführt.

Spezifische Werte der Stromdichte werden bei hohen Leitfähigkeiten in einer weiteren Entfernung zur Anode erreicht als bei geringer Leitfähigkeit. Der Gradient der Stromdichte zeigt exakt dieselbe Form wie der Feldstärkegradient (Abb. III-3b). Die Stromdichte erreicht direkt an der Anode Werte von $0,2 - 0,4 \text{ mA}\cdot\text{cm}^{-2}$ und fällt dann in einer Entfernung von einem Meter auf Werte unter $0,05 \text{ mA}\cdot\text{cm}^{-2}$ ab.

STERNIN et al. (1972), MEYER-WAARDEN & HALSBAND (1975) und REYNOLDS (1992) identifizierten die Stromdichte als den wichtigsten Parameter, um den Effekt des elektrischen Feldes auf den Fisch zu charakterisieren. Daher wurde die Stromdichte gewählt, um den Einfluss der untersuchten Bedingungen auf die Ausdehnung und Intensität des elektrischen Feldes zu beschreiben.

Einfluss von Substrattypen

Substrat variiert in Korngröße, Zusammensetzung und Leitfähigkeit erheblich voneinander. Aus diesem Grund kommt es je nach Substrattyp zu einer unterschiedlichen Ausbildung des elektrischen Feldes (MAYER-WAARDEN & HALSBAND 1975). Für die drei unterschiedlichen Substrattypen Schotter, Sand, und Schlamm, die zusammen an über 80 % der Probestellen vorkommen, wurden vergleichende Messungen zum Einfluss auf das elektrische Feld unternommen.

Es wurden jeweils 4 Messungen über Steinschüttungen (Schotter), Sand sowie schlammig-muddigem Substrat durchgeführt. Diese Experimente wurden in demselben Altarm (Elbe-km 418) durchgeführt, um gleiche Bedingungen bezüglich Wassertemperatur (ca. 16° C), Wassertiefe (20 cm) und Leitfähigkeit ($0,825 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$) zu ermöglichen (Abb. III-4).

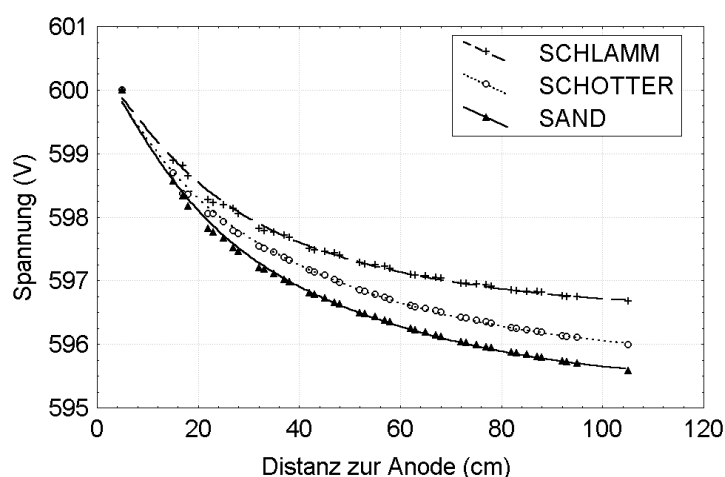


Abb. III-4: Spannungsgradienten des DEKA 3000 (mit 15 cm Ringanode) aufgenommen über drei unterschiedlichen Substrattypen bei 20 cm Wassertiefe und $825 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ Leitfähigkeit.

Deutlich ist ein unterschiedlicher Spannungsabfall für die verschiedenen Substrattypen zu erkennen. Substrate mit einer höheren Leitfähigkeit als Wasser führen zu einer starken Ablenkung

der Feldlinien und damit zur Ausbildung eines steileren Gradienten. Der flachere Spannungsgradient über schlammig-muddigem Substrat deutet auf eine geringere Leitfähigkeit des Substrats gegenüber dem Wasser hin (MAYER-WAARDEN & HALSBAND 1975). Dies lässt sich vermutlich auf einen höheren Anteil von Polyionen schließen, der aufgrund eines hohen organischen Anteils im Substrat zu erwarten ist. Aufgrund der Molekülgröße tragen Polyionen nicht zu einer hohen Leitfähigkeit bei (MAYER-WAARDEN & HALSBAND 1975).

2.1.2 Einfluss biotischer Faktoren auf den Wirkradius des elektrischen Feldes

Grundlagen und Versuchsanordnung

Entscheidend für die Art der Reaktion des Fisches ist die Größe der Fläche eines Fisches auf die innerhalb eines elektrischen Feldes die Feldstärke wirken kann. Die Länge sowie die Form des Körpers sind entscheidende Komponenten für die Kalkulation des Fangradius und damit für die Ausdehnung der befischten Fläche. Beide Größen werden durch das Körperwachstum und die Zugehörigkeit zu einer Art bestimmt. Das Wachstum ist in der juvenilen Entwicklungsphase besonders ausgeprägt und verändert neben der Körperlänge auch die Körperform. Um diesen Veränderungen gerecht zu werden, wurden in die Untersuchungen Jungfische unterschiedlicher Arten und Größen mit einbezogen (s. Anhang Tab. A III-1).

Der Versuchsaufbau folgte den Angaben von REGIS et al. (1981). Ein rechteckiger Hälterungskasten, $0,1 \cdot 1,2$ m, wurde parallel zur Uferlinie bei einer Wassertiefe von 20 cm installiert (Abb. III-5).

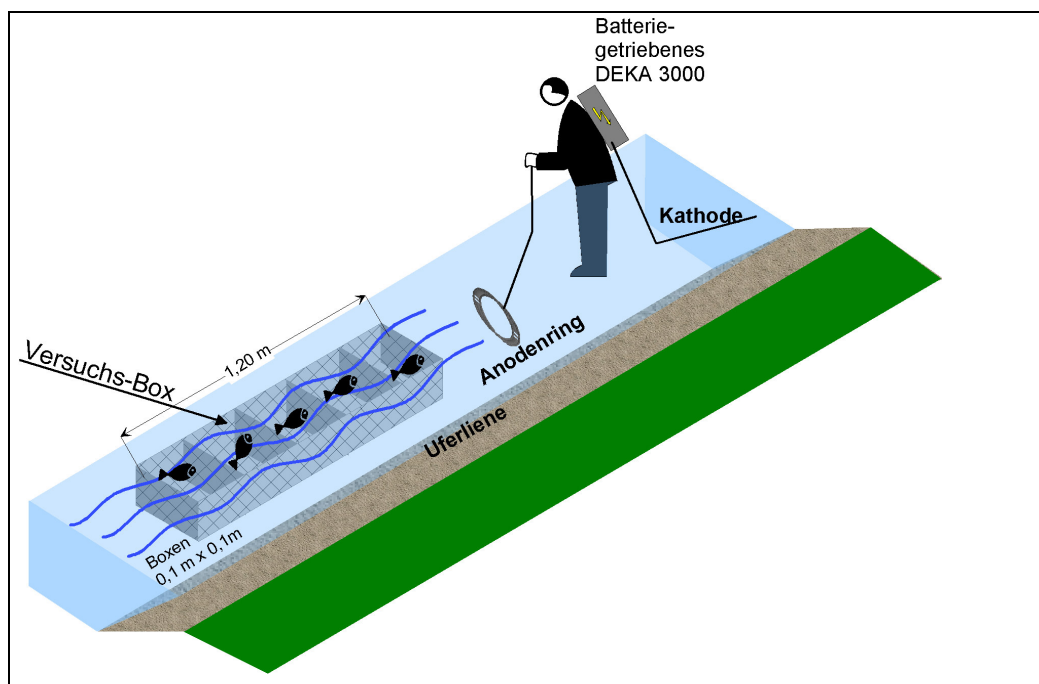


Abb. III-5: Design des Experiments zur Abschätzung des effektiven Fangradius (W_a), erzeugt durch ein DEKA 3000 Elektrofischereigerät mit 15 cm Ringanode. Der rechteckige Hälterungskasten wurde parallel zur Uferlinie platziert, um eine möglichst konstante Wassertiefe in allen Boxen zu gewährleisten. Die Experimente wurden in der Uferzone des Hauptstroms und der Nebengewässer der Mittleren Elbe zwischen Elbe-km 418-421 durchgeführt (Zeichnung: R. Braden).

Der Hälterungskasten wurde in 12 Boxen unterteilt, die eine Größe von jeweils $0,05 \cdot 0,1$ m für die Versuche mit kleinere Jungfischen und $0,1 \cdot 0,1$ m für die Versuche mit größeren Jungfischen aufwiesen. Das Gestänge war aus Plastik und das Netz mit 2 mm Maschenweite aus synthetischem Material, um Störungen des elektrischen Feldes zu vermeiden. Während der Experimente wurde die Anode an der Kopfseite des Käfigs platziert. Die Kathode befand sich ca. 2 m von der Anode entfernt, wodurch Störungen auf den Hälterungskasten vermieden wurden (Abb. III-5). Der Hälterungskasten befand sich somit in Richtung der Feldlinien.

Die Fische wurden vorsichtig mit dem Zugnetz gefangen, um Lern- und Stresseffekte durch die Elektrofischerei zu vermeiden, wie sie von MEYER-WAARDEN & HALSBAND (1975) beschrieben wurden. Nach einer Adaptationsphase von ca. 30 min in 100 l-Bottichen wurden jeweils 3 Fische derselben Art in eine Box verbracht. Jedes Individuum wurde nur in einem Experiment eingesetzt. Nach jedem Experiment wurden die Totallängen der Fische (TL [mm]) vermessen und anschließend, nach einer Erholungszeit von ca. 1 Stunde, wurden die Fische wieder in die Elbe entlassen.

Während der Experimente wurde die Anode oberflächennah am Kopfende des Hälterungskastens positioniert. Die Reaktion der Fische wurde entsprechend den Angaben von REGIS et al. (1981) differenziert:

- die Fische werden betäubt
- die Fische zeigen eine starke Schwimmbewegung auf die Anode zu
- die Fische zeigen Reaktion der Vermeidung oder Flucht
- die Fische zeigen keine Reaktion

Die Reaktion der Fische wurde gleichzeitig für alle Boxen durch einen separaten Beobachter registriert. Es wird angenommen, dass nur die ersten beiden Reaktionen unter Feldbedingungen zum Fang des Fisches führen.

Um die beobachteten Reaktionen zu quantifizieren und auszuwerten, wurde der effektive Anziehungsradius ("effective attraction range", W_a [cm]) nach REGIS et al. (1981) kalkuliert:

$$(Gl. III-5) \quad W_a = \sum_{i \geq 1} g_i \cdot \Delta L_i$$

mit g_i = der Anzahl der betäubten oder angezogenen Fische / Anzahl der eingesetzten Fische in der jeweiligen Box i und damit einer entsprechenden Distanzklasse. L_i = Länge der Box i

Wenn alle Fische in den vordersten Boxen eine starke Betäubungsreaktion zeigten, wurde in den Wiederholungsexperimenten diese Boxen nicht wieder besetzt, um möglichst wenig Fische in diese Experimente einzubeziehen. Aus diesem Grund variiert die Anzahl der eingesetzten Fische pro Experiment. Der effektive Anziehungsradius (W_a) wurde für jedes Experiment separat berechnet. Diese Angaben wurden durch die mittlere Totallänge der eingesetzten Fische sowie die Dauer des Stromstosses und die Angaben zum elektrischen Feld, wie Spannungsgradient, aktuelle Leitfähigkeit und Feldstärke ergänzt (s. Anhang Tab. A III-1).

Ermittlung der optimalen Stromflussdauer

Die optimale Dauer des Stromflusses wurde bestimmt, um das „Point-abundance-sampling“ im Feld zu standardisieren und Kosten in Form von Zeit und Energie zu sparen. Die optimale Dauer des Stromflusses ist definiert als die Zeit, ab der sich keine signifikante Änderung des effektiven Anziehungsradius (W_a) bei gleicher Fischgröße mehr zeigt. Die Experimente wurden, wie oben beschrieben, über sandigem Substrat bei einer Wassertiefe von 20 cm durchgeführt. Je neun Versuche mit einer Dauer des Stromflusses von 1 s, 3 s, 5 s, 10 s, 15 s und 20 s wurden arrangiert. Die Untersuchungen fanden im September 1998 mit Jungfischen der Arten Aland (*Leuciscus idus*), Hasel (*Leuciscus leuciscus*) und Rapfen (*Aspius aspius*) statt, um eine ausreichende Menge an Stichproben zu gewährleisten und fehlende Basisdaten zur Bestimmung des effektiven Anziehungsradius zu erheben. Je drei Experimente wurden mit einer Art durchgeführt und je Experiment Fischart, Totallänge und effektiver Radius der Anziehung erhoben (Gl. III-5 und im Anhang Tab. A III-1).

Die Analyse der 45 Experimente zeigte für alle Arten und untersuchte Größen einen signifikanten Anstieg des effektiven Anziehungsradius (W_a) zwischen 1 und 5 s Stromstossdauer (Nemeny-test, $p < 0,05$). Eine Erhöhung der Stromstossdauer führte zu keinem weiteren Anstieg des effektiven Anziehungsradius (Abb. III-6). Aus diesem Grund wurde die Dauer des elektrischen Stromflusses für die weiteren Experimente sowie für die Erfassung im Gelände auf 10 s angesetzt, um ein optimales Verhältnis zwischen der Effizienz des Elektrofischens und den Kosten in Form von Zeit und Energie zu bekommen.

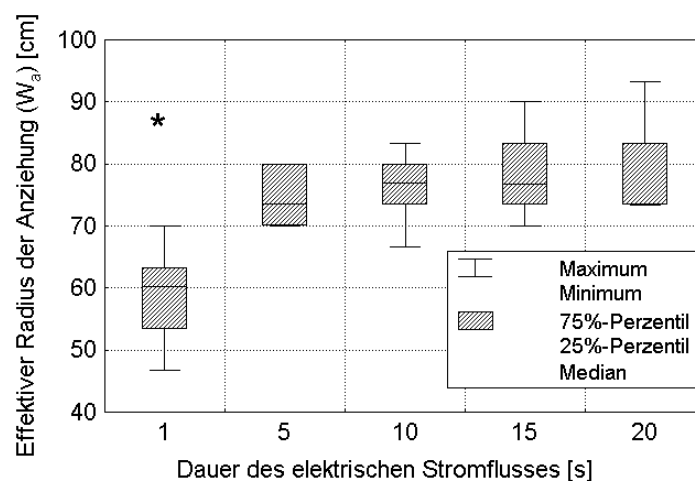


Abb. III-6: Effektive Anziehungsradien für unterschiedliche Zeiten der Stromstossdauer. In die Berechnung für jede Zeitdauer wurden jeweils 9 Experimente mit je 3 Experimenten der Arten Aland, Rapfen und Hasel zugrunde gelegt. Für Details siehe Anhang Tab. A III-1. Signifikante Unterschiede zwischen den unterschiedlichen Zeiten wurden durch ein Stern gezeichnet (Nemeny-test, $p \leq 0,05$).

Einfluss der Artspezifität und Körperlänge auf den effektiven Wirkradius

Der Einfluss biologischer Faktoren, wie Körperlänge und Artzugehörigkeit wurden mit Hilfe von Feldexperimenten analysiert. Die Untersuchungen wurden an der Mittleren Elbe in der Nähe von Havelberg (Elbe-km 418 – 421) durchgeführt, um die herrschenden Bedingungen im Gelände, wie Substrattyp, Leitfähigkeit und Wassertemperatur zu berücksichtigen (Tab. III-1).

Tab. III-1: Art, Datum sowie Anzahl der Fischexperimente in unterschiedlichen Habitaten, um den Einfluss der biologischen Faktoren (Körperlänge, Art) auf den effektiven Anziehungsradius abzuschätzen. Anzahl der Fische in jedem Experiment und Versuchsbedingungen s. Anhang Tab. A III-1.

Art	Datum	Anzahl Experimente	Mittlere Totallänge [mm]	Habitat	abiotische Bedingungen	
					Leitfähigkeit [mS·cm ⁻¹]	Temperatur [°C]
<i>Aspius aspius</i>	11. Juni 1998	4	35,1	Auengewässer	0,88	20,3
	11. Juni 1998	4	37,5	Hauptstrom	1,35	20,1
	12. Juni 1998	8	35,8	Altarm	0,95	19,6
	15. Sep 1998	15	75,2	Hauptstrom	1,09	18,5
<i>Leuciscus idus</i>	11. Juni 1998	4	37,2	Auengewässer	0,88	20,3
	11. Juni 1998	4	37,2	Hauptstrom	1,35	20,1
	12. Juni 1998	8	43,8	Altarm	0,95	19,6
	15. Sep 1998	15	72,5	Hauptstrom	1,09	18,5
<i>Leuciscus leuciscus</i>	15. Sep 1998	15	80,3	Hauptstrom	1,09	18,5
<i>Perca fluviatilis</i>	11. Juni 1998	9	34,2	Auengewässer	0,88	20,3
	11. Juni 1998	4	34,6	Hauptstrom	1,35	20,1
	15. Juni 1998	17	35,7	Altarm	0,95	19,6
	19. Juni 1998	6	38,1	Hauptstrom	1,35	20,1
<i>Sander luzioperca</i>	15. Juni 1998	8	39,3	Altarm	0,95	19,6
	15. Juni 1998	2	37,6	Hauptstrom	1,35	20,1

Eine Terminierung der Versuche in den Juni und September ermöglichte die Integration von Jungfischen unterschiedlicher Körperlänge. Als Messgröße diente der Schwellenwert des effektiven Anziehungsradius (W_a siehe Gl. III-5), bei der ein Fisch in Narkose fällt oder von der Anode angezogen wird („threshold values of current density“, CD_{tv}). Aus jedem Fischexperiment resultiert ein Wert für W_a , dem der jeweilig herrschende Wert der Feldstärke als Schwellenwert zugeordnet wird (Anhang Tab. A III-1). Mittels Covarianzanalyse wurde der Einfluss der Art und der Körperlänge auf den effektiven Anziehungsradius als Antwortvariable, untersucht. Das Signifikanzniveau wurde auf $p \leq 0,5$ gesetzt.

Tab. III-2: ANOVA Tafel zur Analyse des Einflusses biologischer Faktoren „Artzugehörigkeit“ und „Körperlänge, total“ sowie des Faktors „Dauer des Stromstosses“ auf die Varianz des effektiven Anziehungsradius (W_a). Die ANOVA-Tafel für das „minimum adequate model“ der Covarianzanalyse basiert auf 71 Experimenten mit 5 Arten. Für Details siehe Anhang Tab. A III-1.

Quelle:	Freiheitsgrade	Summe der Abweichungsquadrate	Mittlere Summe der Abweichungsquadrate	F-Wert	p-Wert	Erklärte Varianz [%]
Art	4	0,0498	0,0125	441,693	< 0,001	23,56
Dauer	1	0,0010	0,0010	34,071	< 0,001	1,82
Totallänge	1	0,0390	0,0390	1383,97	< 0,001	73,82
Art: Dauer	4	0,0010	0,0003	9,138	< 0,001	0,49
Art: Totallänge	4	0,0005	0,0001	4,806	< 0,01	0,26
Residuen	85	0,0024	0,0000			

Es gingen 71 Experimente mit einer Stromstoßdauer von ≥ 10 s in die Analyse ein. Dabei wurden Fische der AG 0 aus fünf Arten in unterschiedlichen Größen einbezogen (Anhang Tab. A III-1). Die Analyse der Kovarianz ergab für den Faktor "Körperlänge" einen Anteil an der erklärten Varianz von 75 % (Tab. III-2).

Damit zeigt sich dieser Faktor als dominierende biologische Einflussgröße, die auf die Ausdehnung des effektiven Fangradius wirkt. Die Variable "Art" erklärt einen Anteil von 23 %, die Stromstoßdauer sowie die Interaktion zwischen den einzelnen Variablen erklären nur sehr geringe Anteile an der Varianz. Als Ergebnis wird die Körperlänge als dominierender biologischer Faktor in die Entwicklung eines Modells zur Beschreibung des effektiven Befischungsradius integriert.

2.1.3 Bestimmung des Fangradius

Modell zur Kalkulation von Schwellenwerten der Stromdichte

Zur Beschreibung der Entwicklung von Schwellenwerten der Stromdichte in Abhängigkeit zur Körperlänge der Fische wurde ein lineares Regressionsmodell entwickelt. In dem Modell wurden 71 Experimente, jeweils mit einer Mindest-stromstoßdauer von 10 s, integriert (Abb. III-7).

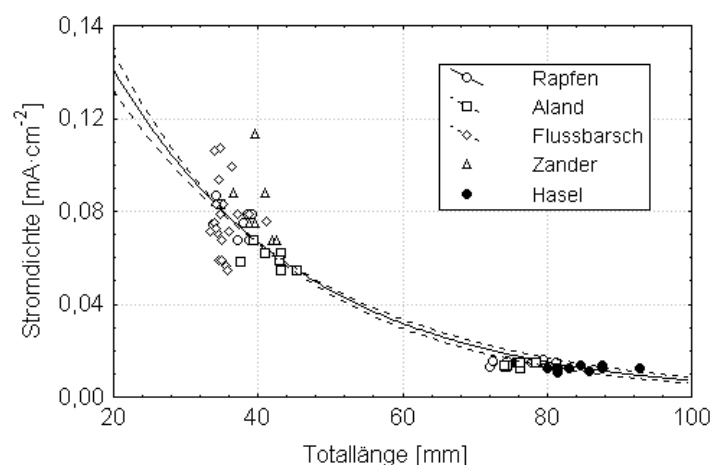


Abb. III-7: Schwellenwerte der Stromdichte (CD_{IV}) die dem Mittel der totalen Körperlänge der untersuchten Fische zugeordnet werden. Jeder Punkt stellt somit das Ergebnis eines Experiments dar. Das Regressionsmodell bezieht 71 Experimente mit Jungfischen der Arten Rapfen, Aland, Hasel, Barsch und Zander mit ein. Die optimale Anpassung des Modells wurde nach 635 Iterationen mittels des quasi-Newton Verfahrens erreicht ($r^2 = 0,87$, $p < 0,001$).

Mittels einer nichtlinearen Abschätzung und Verwendung des quasi – Newton Algorithmus, wurde eine empirische Formel ermittelt, die den Zusammenhang zwischen den Schwellenwerten der Stromdichte (CD_{IV}) und der Körperlänge der Fische beschreibt. Die Güte der Abschätzung wurde durch das Maximum-Likelihood Verfahren charakterisiert, wobei das Konvergenzkriterium auf eine Genauigkeit von 0,001 festgesetzt wurde.

Die Abnahme der Schwellenwerte der Stromdichte bei steigender mittlerer Körperlänge lässt sich am besten durch eine exponentiales Regressionsmodell erklären:

(Gl. III-6) $CD_{iv} = 0,297 \cdot e^{(-0,037272 \cdot TL)}$

mit CD_{iv} = Schwellenwert der Stromdichte [$\text{mA} \cdot \text{cm}^{-2}$] und TL = mittlere totale Länge der Fische [mm], ($r^2 = 0,87$, $p < 0,001$, $SE_{b1} = 0,035$, $SE_{b2} = 0,00343$).

Tab. III-3: Schwellenwerte der Stromdichte für Fische unterschiedlicher Körperlänge. Die Angaben von SCHEMINZKY (1936) basieren auf Laborexperimenten.

Kalkulierte Werte		Werte von SCHEMINZKY (1936)	
TL	Feldstärke [$\text{mA} \cdot \text{cm}^{-2}$]	TL	Feldstärke [$\text{mA} \cdot \text{cm}^{-2}$]
10	0,204		
20	0,141	15 - 20	0,33
30	0,097	21 - 30	0,313
40	0,067	31 - 40	0,332
50	0,046		
60	0,032	51 - 60	0,143
70	0,022	61 - 75	0,128
80	0,015		
90	0,010		
100	0,007		

Das Regressionsmodell wurde durch 635 Iterationen unter Verwendung des quasi-Newton Algorithmus angepasst. Die Schwellenwerte der Stromdichte wurden somit den empirisch kalkulierten mittleren Totallängen der in das jeweilige Experiment einbezogenen Fische zugeordnet. Mit diesem Regressionsmodell erfolgte die Berechnung der Schwellenwerte der Stromdichte für bestimmte Körperlängen. Die Ergebnisse wurden den Angaben von SCHEMINZKY (1936) aus Laborexperimenten gegenüber gestellt (Tab. III-3).

Kalkulation des effektiven Fangradius

Der effektive Fangradius (R_{eff}) wird als die Entfernung der Fische zur Anode definiert, bei der der Schwellenwert der Stromdichte, unter Berücksichtigung der aktuellen Umweltfaktoren wie Substrattyp und Leitfähigkeit, erreicht wird und somit zum Fang des Fisches führt.

Der effektive Fangradius ist abhängig von der Körperlänge des Fisches und somit eine spezifische Größe. Dieser längenspezifische Fangradius wird als Entfernung zur Anode kalkuliert, bei der der spezifische Wert der Stromdichte (CD_{iv}) entsprechend der Gleichung (III-6) erreicht wird (Abb. III-8).

Um den Effekt der unterschiedlichen Substrattypen auf die Ausdehnung des elektrischen Feldes um die Anode zu ermitteln, wurden jeweils vier Messungen über drei unterschiedliche Substrattypen durchgeführt. Alle Messungen erfolgten bei derselben Leitfähigkeit des umgebenden Wassers (Tab. A-III-1).

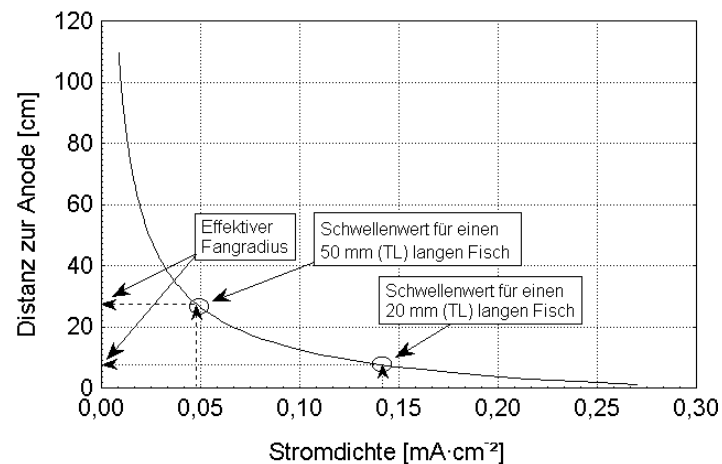


Abb. III-8: Der effektive Fangradius als Distanz zur Anode bei der der Schwellenwert der Stromdichte (CD_{IV}) erreicht wird (s. Gl. III-5). Die Abbildung verdeutlicht die Kalkulation eines effektiven Fangradius für einen 20 mm und einen 50 mm langen Fisch. Die Werte der Stromdichte [$\text{mA}\cdot\text{cm}^{-2}$] wurden für das DEKA 3000 (mit 15 cm Ringanode) kalkuliert. Die Messungen für dieses Beispiel erfolgten über sandigem Substrat bei einer Leitfähigkeit von $0,825 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$.

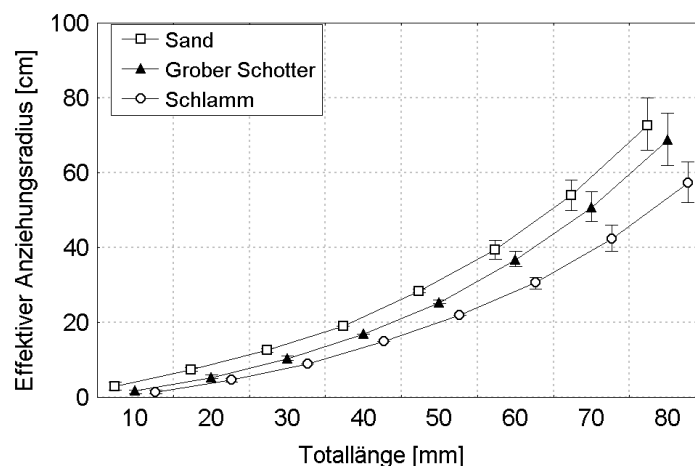


Abb. III-9: Mittelwert und Standardabweichung des effektiven Fangradius kalkuliert für acht unterschiedliche Längenklassen. Die Kalkulation basiert auf den Schwellenwerten der Stromdichte (siehe Gl. III-6). Für jeden Substrattyp gehen 4 Messungen in die Kalkulation mit ein.

Basierend auf dem Regressionsmodell (Gl. III-6) wurde der längenspezifische effektive Fangradius für acht definierte Körperlängen und jeden Substrattyp kalkuliert. Für jeden Substrattyp lässt sich ein exponentieller Anstieg des effektiven Fangradius bei steigender Körperlänge erkennen (Abb. III-9). Die steilste Kurve ergibt sich bei den Messungen über dem Substrattyp "Sand" gefolgt von den Substrattypen "Schotter" und "Schlamm".

Steigende Leitfähigkeit resultiert entsprechend dem Ohm'schen Gesetz in einem linearen Anstieg der Stromdichte (Gl. III-1) und damit in einem linearen Anstieg des effektiven Fangradius (Abb. III-10). Basierend auf den Messungen über dem Substrattyp Sand wurden für sieben unterschiedliche Totallängen die effektiven Fangradien kalkuliert (Abb. III-10).

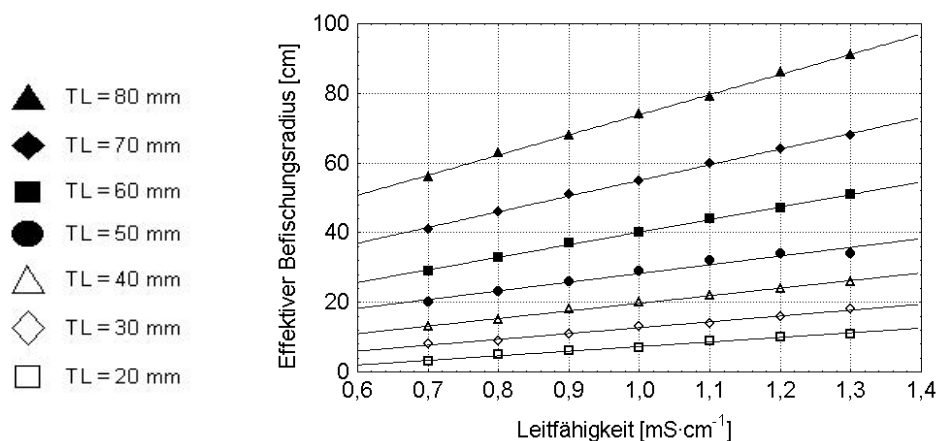


Abb. III-10: Veränderung des effektiven Fangradius in Abhängigkeit zur Leitfähigkeit aufgetragen für unterschiedliche Totallängen (TL) der Fische.

Die Kalkulation erfolgte für Leitfähigkeiten zwischen $0,7$ und $1,4 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ und deckt somit das Spektrum der Leitfähigkeiten der Mittelalbe und ihrer Seitengewässer ab. Als Ergebnis lässt sich der längenspezifische Fangradius als eine lineare Funktion in Abhängigkeit zur Leitfähigkeit beschreiben:

$$R_{\text{eff}} = a_{\text{TL}} + b_{\text{TL}} C_a \quad (\text{Gl. III-7})$$

mit R_{eff} = effektiver Fangradius [cm] für eine spezifische Totallänge TL [mm], C_a = aktuelle Leitfähigkeit des umgebenden Wassers [$\text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$], $a_{\text{TL}}/b_{\text{TL}}$ = längenspezifische Parameter der Gleichung.

Die Berechnung der linearen Regressionsmodelle erfolgte durch eine nicht-lineare Abschätzung nach der quasi-Newton Methode. Die Signifikanz der Regressionsparameter wurde mittels F-Test basierend auf der “maximum likelihood Methode” ermittelt. Die Werte des y-Achsenschnittpunkt (a) und des Steigungskoeffizienten (b) dieser linearen Regression werden nicht nur von der Totallänge des Fisches sondern auch vom Substrattyp beeinflusst.

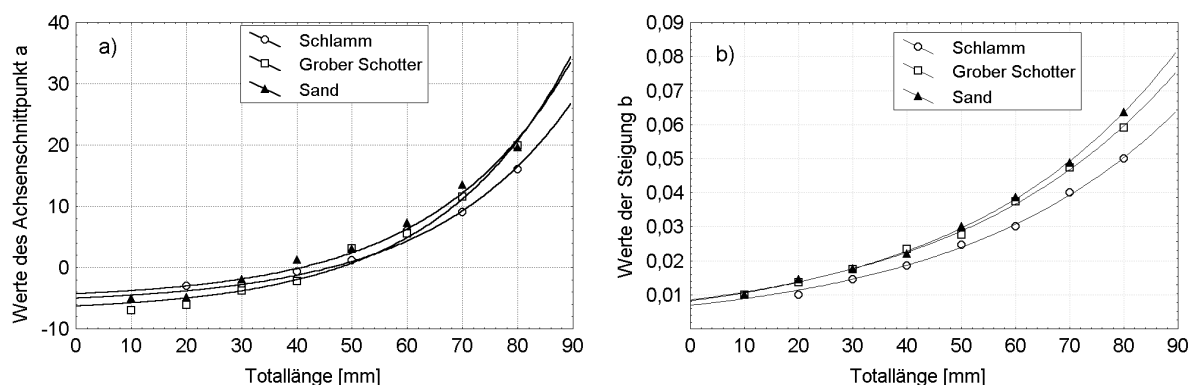


Abb. III-11: Die Werte des y-Achsenschnittpunkts (a) und des Steigungskoeffizienten (b) für 18 kalkulierte lineare Regressionsmodelle aufgetragen gegen die Totallänge der Fische. Erläuterung im Text.

Um den Effekt der unterschiedlichen Substrate auf die Ausdehnung des effektiven Fangradius zu kalkulieren, wurde die Kalkulation für die Substrattypen “Schlamm” und “Schotter” wiederholt

(siehe Abb. III-11 a,b). Für jeden Substrattyp wurden für jede ausgewählte Totallängenklasse die linearen Regressionsmodelle mit ihren spezifischen Werten für den y-Achsenabschnitt (a) und den Steigungskoeffizienten (b) ermittelt. Die Werte dieser Parameter wurden gegen die jeweiligen Totallängen aufgetragen und für jeden Substrattyp eine spezifische Regressionsgleichung ermittelt (s. Tab. III-4).

Die Werte des y-Achsenabschnittes a und des Steigungskoeffizienten b steigen exponentiell mit steigender Totallänge (Abb. III-11a, b). Diese Kurvenform reflektiert damit das exponentielle Verhältnis zwischen der Stromdichte und der Totallänge wie es in Abb. III-7 für unterschiedliche Totallängen gezeigt wird.

Tab. III-4: Nicht-lineare Regressionsmodelle zur Kalkulation der Achsenabschnitte (a) und der Steigungskoeffizienten (b) vs. Totallänge der Fische. Modelle wurden nach 548 Iterationen mittels des quasi-Newton Verfahrens angepasst. Das Konvergenzkriterium wurde auf 0,001 gesetzt.

Kurvengröße	Substrattyp	Formel	r ²	p-level
Achsenabschnittpunkt	Blockstein	$a_{TL} = -7,2803 + \exp(0,04165 \cdot TL)$	0,985	< 0,001
	Sand	$a_{TL} = -5,2777 + \exp(0,04083 \cdot TL)$	0,978	< 0,001
	Schlamm/Mudde	$a_{TL} = -5,9997 + \exp(0,03893 \cdot TL)$	0,974	< 0,001
Steigungskoeffizient	Blockstein	$b_{TL} = 8,48 \cdot \exp(0,02439 \cdot TL)$	0,99	< 0,001
	Sand	$b_{TL} = 8,22 \cdot \exp(0,02558 \cdot TL)$	0,99	< 0,001
	Schlamm/Mudde	$b_{TL} = 6,94 \cdot \exp(0,02477 \cdot TL)$	0,99	< 0,001

Durch Einsetzen der Gleichungen für den y-Achsenabschnitt und den Steigungskoeffizienten in Gl. III-7 lässt sich der effektive Fangradius für drei unterschiedliche Substrattypen kalkulieren. Für jeden Substrattyp wird sowohl die Körperlänge der Fische als auch die aktuelle Leitfähigkeit berücksichtigt:

$$(Gl. III-8) \quad R_{\text{eff Schotter}} = (-7,2803 + \exp(0,04165 \cdot TL)) + (8,48 \cdot \exp(0,02439 \cdot TL)) \cdot C_a$$

$$(Gl. III-9) \quad R_{\text{eff Sand}} = (-5,2777 + \exp(0,04083 \cdot TL)) + (8,22 \cdot \exp(0,02558 \cdot TL)) \cdot C_a$$

$$(Gl. III-10) \quad R_{\text{eff Schlamm}} = (-5,9997 + \exp(0,03893 \cdot TL)) + (6,94 \cdot \exp(0,02477 \cdot TL)) \cdot C_a$$

mit R_{eff} = effektiver Fangradius, TL = Totallänge der Fische [mm] und C_a = aktuelle Leitfähigkeit [$\text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$].

Kalkulation des maximalen Fangradius

Der maximale Fangradius (R_{max}) des Elektrofischereigerätes kann als die Entfernung des Fisches zur Anode bezeichnet werden, ab der eine Anziehung des Fisches zur Anode gerade noch erreicht wird. Jenseits dieser Entfernung nimmt der Fisch die Stromdichte wahr, aber meidet, bzw. flüchtet aus dem elektrischen Feld. Der maximale Fangradius ist somit bis zu einer bestimmten Totallänge des Fisches längenspezifisch und entspricht somit dem effektiven Fangradius. Für größere Fische wird der maximale Fangradius durch die Leistung des Gerätes bestimmt. Entsprechend dem Modell

der Schwellenwerte (s. Gl. III-6) ist dieser Punkt durch einen konstanten Schwellenwert der Stromdichte bei steigender Totallänge gekennzeichnet.

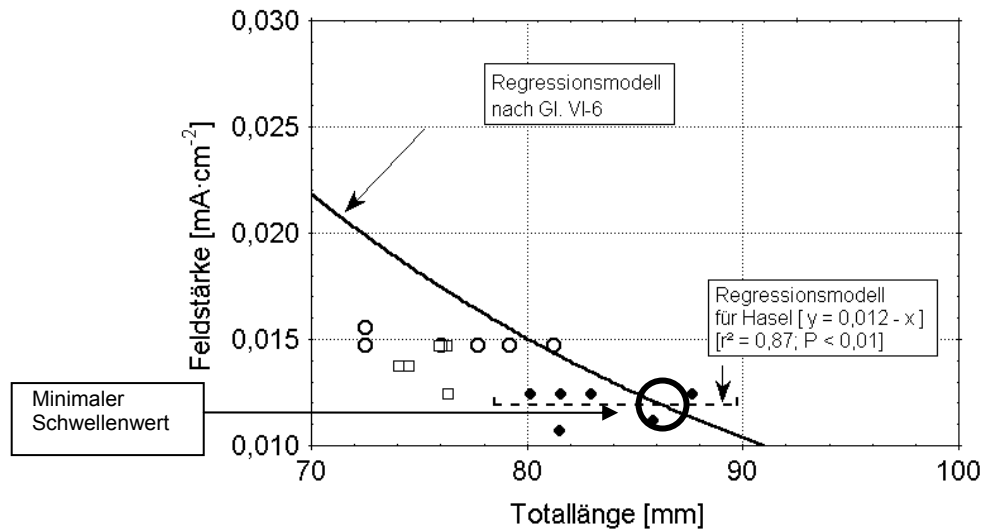


Abb. III-12: Bestimmung des minimalen Schwellenwertes, der dem maximalen Fangradius des eingesetzten Gerätes entspricht. Der minimale Schwellenwert der Stromdichte ist definiert als Schnittpunkt (siehe Kreis) zwischen dem generellen Regressionsmodell (Gl. III-6) und dem Regressionsmodell für die größten Fische die untersucht wurden, hier die Hasel. Der Wert der Stromdichte für diesen Schnittpunkt entspricht $0,012 \text{ mA} \cdot \text{cm}^{-2}$.

Bei den größten hier untersuchten Fischen handelte es sich um juvenile Hasel. Für diese Art wurde ein separates Regressionsmodell entwickelt (Abb. III-12). Die lineare Form des Modells und ein Steigungskoeffizient von "Null" zeigen einen konstanten Wert der Stromdichte trotz steigender Fischlänge an. Der Schnittpunkt zwischen diesem Regressionsmodell und dem allgemeinen Regressionsmodell (Gl. III-6) wird als der Punkt definiert, wo der minimale Schwellenwert der Stromdichte dem maximalen effektiven Fangradius des verwendeten DEKA 3000 entspricht. Dieser minimale Schwellenwert wird mit $0,012 \text{ [mA} \cdot \text{cm}^{-2}]$ angegeben. Dieser Wert entspricht, laut Gl. III-6, einer Totallänge von 86 mm, d.h. für Fische mit einer größeren Totallänge entspricht der effektive Fangradius dem maximalen Fangradius und bleibt entsprechend konstant (Abb. III-12). Wird die Totallänge von 86 mm in die Gl. III-8 bis III-10 eingesetzt, ergeben sich für den maximalen Fangradius des DEKA 3000 mit einer Anode von 15 cm Durchmesser, Werte bis zu 120 cm (sandiges Substrat und $1,3 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ Leitfähigkeit) je nach Typ des Substrates und der herrschenden Leitfähigkeit.

2.1.4 Zusammenfassung

Die systematischen Untersuchungen zum Einfluss abiotischer und biologischer Faktoren auf den Wirkradius des elektrischen Feldes zeigten

- einen signifikanten Einfluss der Körpergröße auf die Ausdehnung des effektiven Fangradius und bestätigten die erste Arbeitshypothese (vgl. Kap. I).
- einen erheblichen signifikanten Effekt der Leitfähigkeit und dem Substrattyp auf die Ausdehnung des Wirkradius des Elektrofischereigerätes und bestätigten die zweite Arbeitshypothese (vgl. Kap. I)

Mit Hilfe dieser Parameter Körperlänge, Leitfähigkeit und Substrattyp, konnte ein Verfahren auf Basis der Stromdichte zur Bestimmung des effektiven Fangradius entwickelt werden. Damit kann der Flächenbezug der Elektrofischereifänge für Fischlarven und Jungfische hergestellt und quantitative Daten kalkuliert werden.

Diese substratspezifischen Formeln ermöglichen die vergleichende Quantifizierung der Fangergebnisse in unterschiedlichen Habitaten der Mittleren Elbe, wie Hauptstrom und Seitengewässer oder zwischen anderen Flusssystemen, die starke Unterschiede in den Leitfähigkeiten bzw. Substrattypen aufweisen.

Die Verwendung der Stromdichte für die Kalkulation der längenspezifischen Schwellenwerte der Galvanotaxis ermöglicht eine Übertragung der Ergebnisse auf alle Elektrofischereigeräte mit Impulsstrom gleicher Taktung, bei Verwendung gleicher Stromstärke und Spannung.

Die Stromstoßdauer von 10 s wird empfohlen, um ein optimales und vergleichbares Ergebnis an jedem Stichprobenpunkt zu erhalten.

2.2 Quantifizierung mittels Senknetzfischerei

Neben der punktuellen Elektrofischerei kam zum Fang von Fischlarven eine Larvensenke (S 1) mit 1 mm Maschenweite und einer Grundfläche von 1 m² zum Einsatz. Die Senke wurde nach einer Verweilzeit von 5 Minuten am Gewässergrund eingeholt. Eingesetzt wurde dieses Fanggerät in den Uferbereichen (Buhnenfeldern) des Hauptstroms, in den nicht permanent angebundenen Nebengewässern und auf Überschwemmungsflächen, um insbesondere die frühen und sehr kleinen Entwicklungsstadien der Fische zu erfassen (vgl. Tab. III-5).

2.3 Vergleich der Senknetz- und punktuellen Elektrofischerei

Der direkte Vergleich der Wirksamkeit der Fanggeräte Larvensenke und Elektrofischereigerät (DEKA 3000 mit 15 cm Ringanode) erfolgte anhand systematisch und parallel erhobenen Stichproben in den Uferzonen des Hauptstroms und der Auengewässern aus dem Raum Havelberg/Sandau (Elbe-km 418-421) der Jahre 1998 bis 2000. Eine detaillierte Analyse der Größenselektivitäten wurde mit dem linearen Selektivitätsindex nach STRAUSS (1979) durchgeführt:

$$(Gl. III-11) \quad L = r_i - p_i / 100$$

mit L = Selektivitätsindex,

r_i = Anteil der Fische der Längensklasse i in dem Elektrofischereigerät,

p_i = Anteil der Fische der Längensklasse i in der Larvensenke.

Die Fangquoten wurden als Anteil erfolgreicher Fänge zur Gesamtzahl der Stichproben berechnet. Die Berechnung erfolgte separat für einzelne Wochen und einzelne Jahre, um interannuelle Unterschiede in den Fischdichten zu berücksichtigen und saisonale Unterschiede in der Fängigkeit der beiden Fanggeräte aufzudecken. Der Vergleich der Fangquoten erfolgte über den Chi²-Test.

Der Vergleich der Fanggeräte basiert auf den maximalen Abundanz pro Art und Quadratmeter. Für die Berechnung wurden die Werte nach Gl. II-5 transformiert.

Das Art - Abundanz - Spektrum beider Fanggeräte wurde mit dem von HORN (1966) vereinfachten Diversitätsindex nach Morisita verglichen. Dieser Index ist besonders robust gegenüber unterschiedlichen Anzahlen von Stichproben (WOLDA 1981). Morisita – Index errechnet sich aus:

$$IM = (2 \cdot \sum (n_{1i} \cdot n_{2i})) / (\lambda_i + \lambda_j) \cdot N_1 \cdot N_2 \quad (\text{Gl. III-12})$$

$$\text{mit: } \lambda_j = (\sum n_{ij}^2) / N_j^2 \quad (\text{Gl. III-13})$$

wobei n_{ij} = Anzahl der Individuen der Art i in der Stichprobe j;

N_j = die Anzahl der Individuen in Stichprobe j und

N_1 bzw. N_2 die Gesamtzahl der Individuen die mit dem Elektrofischereigerät (1) bzw. mit der Larvensenke (2) gefangen wurden.

Für den direkten Vergleich von Elektrofischereigerät und Senke wurden die Uferbereiche der Bühnenfelder, der Nebengewässer und der Überschwemmungsflächen in etwa gleichen Anteilen befischt (Tab. III-5).

Tab. III-5: Anzahl sowie zeitliche und räumliche Aufteilung der Stichproben, die im Rahmen der vergleichenden Untersuchungen zur Wirksamkeit des Elektrofischereigerätes sowie der Larvensenke erhoben wurden.

Jahr	Woche	Hauptstrom		Auengewässer		Überschwemmungsflächen		Gesamt	
		E-Gerät	Senke	E-Gerät	Senke	E-Gerät	Senke	E-Gerät	Senke
1998	21	56	38					56	38
	22	48	49					48	49
1999	21			15	12	69	86	84	98
	23			30	24	60	45	90	69
	25			31	32	58	78	89	110
2000	24			29	27	29	29	58	56
Gesamt:		104	87	105	95	216	238	425	420

Den Vergleich des Längenspektrums der Fänge beider Fanggeräte zeigt Abbildung III-13a.

Beide Fanggeräte zeigten mit einer Ähnlichkeit des Morisita Index von $I_M = 0,976$ nur sehr geringe Unterschiede in der Erfassung des Art – Abundanzspektrums für die frühen Entwicklungsstadien. Ein Wert von 1 entspricht völliger Übereinstimmung, während 0 absolute Unähnlichkeit beschreibt. Im Gegensatz dazu konnte ein signifikanter Unterschied zwischen den erfassten Längenhäufigkeitsspektren der beiden Fanggeräte festgestellt werden ($\chi^2 = 140,64$; $p < 0,001$). So weist der Index von Strauss für die Larvensenke eine selektive Erfassung der Fischgrößen unter 15 mm gegenüber dem Elektrofischereigerät auf (Abb. III-13b).

Für die Längensklassen zwischen 16 und 35 mm wurde wiederum eine erhöhte Selektivität des Elektrofischereigerätes gegenüber der Senke festgestellt. Fische aus den größeren Längensklassen sind von beiden Fanggeräten nur in Einzelfängen erfasst worden.

Beim Vergleich der Fangquote konnten keine Unterschiede zwischen beiden Fanggeräten festgestellt werden. Lediglich in der 21. Woche 1999 wies die Senke eine signifikant höhere Fangquote auf als das Elektrofischereigerät (Chi²-Test = 4,69; $p < 0,05$).

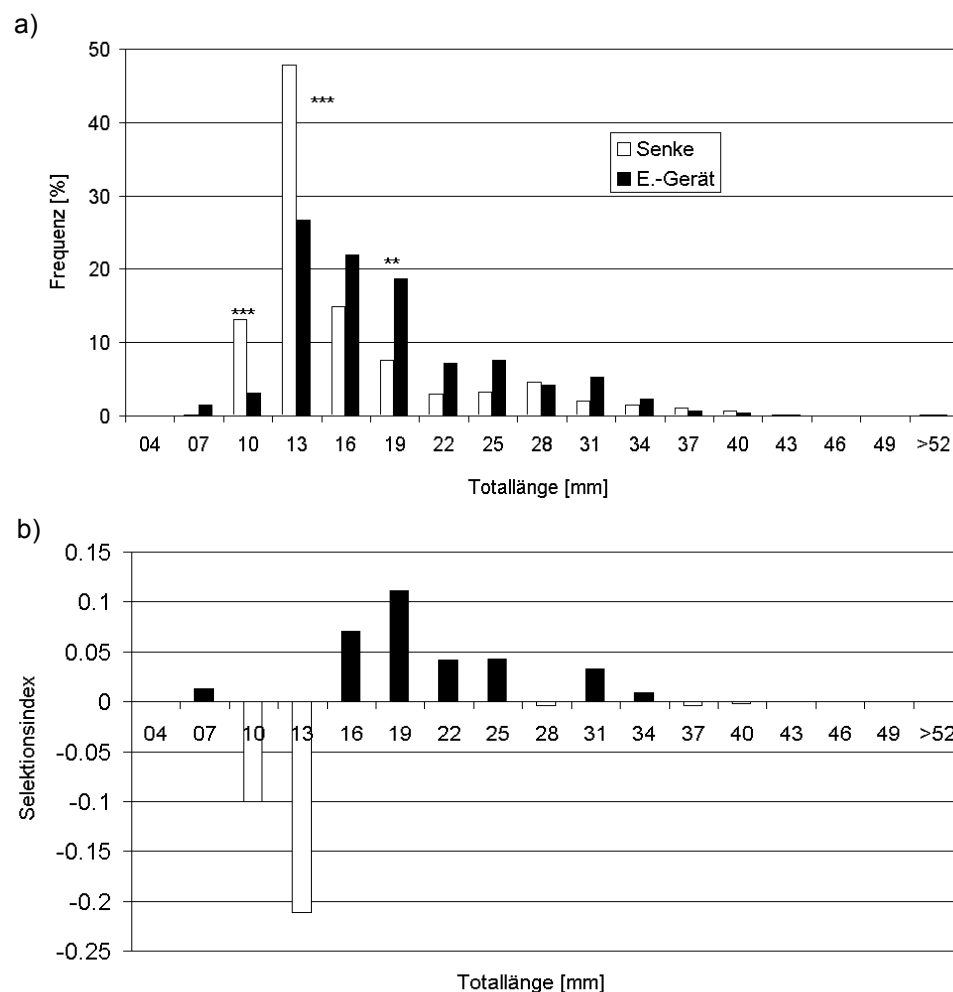


Abb. III-13: Anteil der einzelnen Längsklassen an der Summe des Gesamtfanges (Frequenz) für Senke und Elektrofischereigerät (E.-Gerät) (a) sowie Selektionsindex nach HORN (1966) (b). Signifikante Unterschiede in der Frequenz wurden mit Hilfe des Chi²-Test ermittelt, dabei indizieren ** = $p < 0,01$ und *** = $p < 0,001$.

2.4 Bestimmung der Stichprobenanzahl

Neben der methodischen Genauigkeit (accuracy) ist die Anzahl der Stichproben eine entscheidende Größe für die Präzision der erhobenen Daten (ZAR 1999). Für die Angaben von Individuendichten und Abundanzen wird von CYR et al. (1992) der Variationskoeffizient des Mittelwertes angegeben. Dieser Wert berücksichtigt neben der mittleren Dichte pro Hol auch die Varianz und die Stichprobenanzahl:

$$(Gl. III-14) \quad CV_x = s^2 \cdot X^{-1} n^{-0,5}$$

wobei s^2 = Varianz der Stichprobeneinheit

X = Mittlere Dichte [Ind.·m⁻²]

N = Anzahl der Stichproben pro Stichprobeneinheit

Nach CYR et al. (1992) wird das Verhältnis von Varianz und Mittelwert in Stichproben zur Erhebung von Organismen in Annäherung durch eine lineare Regression angegeben:

$$s^2 = a \cdot \bar{X}^b \quad (\text{Gl. III-15})$$

In einer systematischen Erfassung der AG 0 mit Hilfe der punktuellen Elektrofischerei wurden für unterschiedliche Habitate die mittleren Abundanzen der AG 0 für unterschiedliche Stichprobenumfänge erfasst und den jeweiligen Varianzen gegenüber gestellt. Nach einer log-Transformation der Daten (siehe Gl. II-2) ließen sich die Angaben für die Gleichungsparameter a und b mittels linearer Regression bestimmen (Abb. III-14).

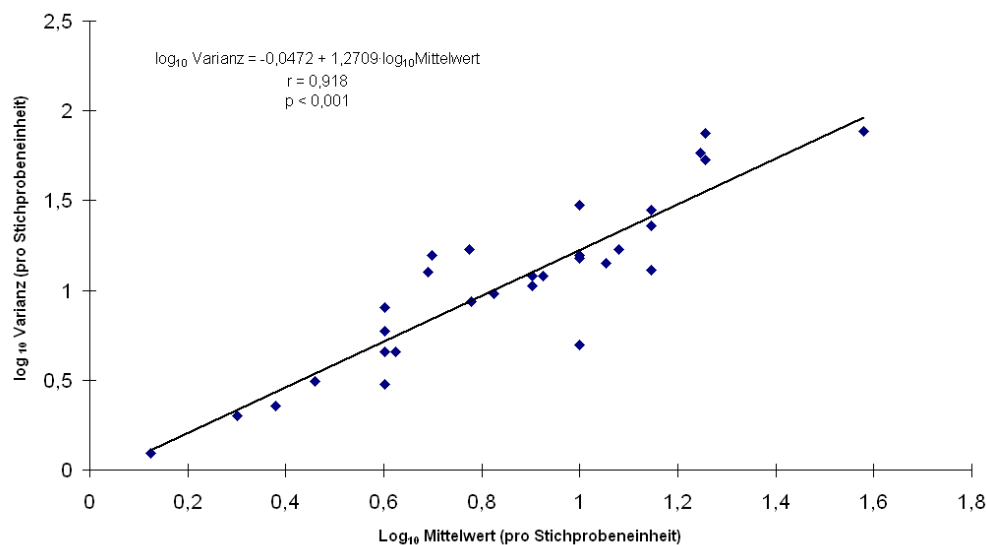


Abb. III-14: Logarithmische Beziehung zwischen dem Mittelwert und der Varianz der Stichprobenumfänge von 39 Testdatensätzen der punktuellen Elektrofischerei aus dem Raum Havelberg. Für die eingezeichnete Regressionsgerade sind die zugehörige Gleichung, der Regressionskoeffizient und das Signifikanzniveau angegeben.

Durch das Einsetzen von Gleichung III-15 in Gleichung III-14 lässt sich mit Hilfe einer anschließenden Umformung die notwendige Stichprobenanzahl für ein vorgegebenes Präzisionsniveau (CV) berechnen.

$$n = a \cdot \bar{X}_{b-2} \cdot CV_{x-2} \quad (\text{Gl. III-16})$$

CYR et al. (1992) empfehlen nach einer Auswertung umfangreicher Literatur zur Erfassung limnischer und mariner Organismen, speziell Fischlarven und Plankton, CV – Werte zwischen 0,2 und 0,3 als ausreichend präzise. Im Folgenden werden für fünf verschiedene Angaben des CV-Wertes die notwendigen Stichproben bei unterschiedlichen Mittelwerten angegeben (siehe Abb. III-15).

Die kalkulierten Stichprobengrößen zeigen einen exponentiellen Anstieg notwendiger Stichproben bei sinkendem Mittelwert der Abundanzen. Unter Berücksichtigung des von CYR et al. (1992) empfohlenem Richtwertes von CV = 0,2 ergibt sich eine notwendige Stichprobengröße mind. n = 8 für die Erfassung von Jungfischen der Altersgruppe juvenil A (Jungfische aus dem Monat Mai-

Juni) und von mind. $n = 36$ für die Erfassung von Jungfischen der Altersgruppe juvenil B (Jungfische aus dem Monat August). Diese Stichprobenanzahl wurde mit Werten von über 100 Stichproben pro Kampagne weit übertroffen, so dass für beide Altersgruppen eine hinreichende Präzision der Daten konstatiert werden kann.

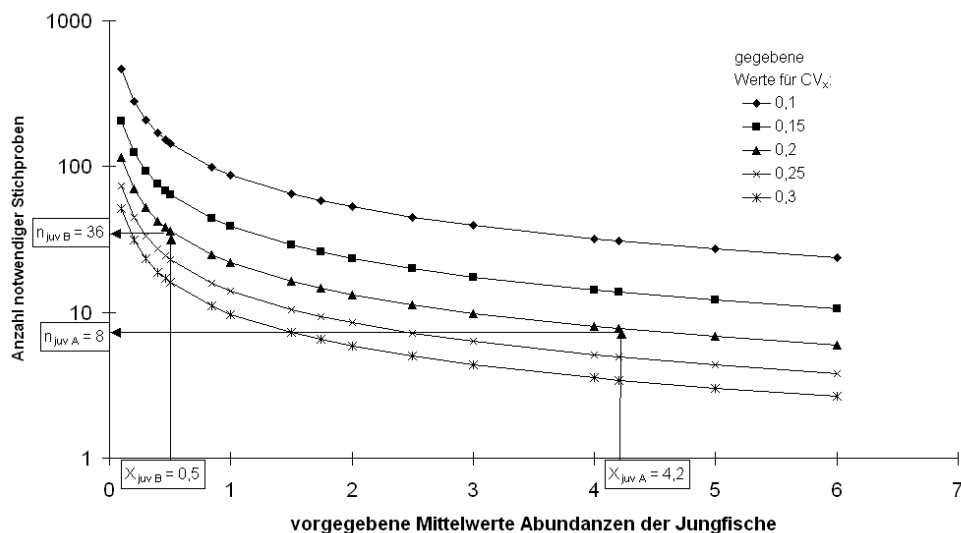


Abb. III-15: Kalkulation notwendiger Stichproben für das verwendete Elektrofischereigerät DEKA 3000, um für vorgegebene bzw. erwartete Mittelwerte der Abundanzen eine ausreichende Präzision der Daten zu erreichen. Angegeben sind die 1997 erreichten Mittelwerte [Abundanzen / Hol] für Jungfische der Altersgruppe A und B (s. Kap. VI-2).

3 Methoden zur flächigen Erfassung und Quantifizierung von Jungfischen und Fischlarven

3.1 Quantifizierung durch Uferzugnetze

Es wurden drei Uferzugnetze ohne Steert, mit Unterschieden bezüglich Länge, Maschenweite und Netzmaterial verwendet. Das größte verwendete Zugnetz (ZN 30) maß 30 m Länge und wies eine Maschenweite von 4 mm auf. Dieses Netz fischte durch eine schwere Grundleine relativ „scharf“ über Grund. Große Zugnetze (ZN 30) wurden im Frühjahr und ab dem Spätsommer bis Jahresende überwiegend zum Fang juveniler Fische eingesetzt. Die Mindestwassertiefe für den Einsatz dieses Netzes lag bei ca. 1,5 Metern. Die beiden kleineren Netze (ZN 15) waren jeweils 15 m lang und hatten eine Maschenweite von 1 mm. Eines der beiden Netze war durch einen PU-Überzug „imprägniert“. Diese beiden Netze hatten eine relativ leichte Grundleine, gingen aber trotzdem recht gut über Grund. Sie konnten auch bei Wassertiefen bis mindestens ca. 80 cm eingesetzt werden. Kleine Zugnetze (ZN 15) wurden während der gesamten Saison für Untersuchungen der AG 0 benutzt, sofern der Wasserstand dieses erlaubte.

Die Vergleich- und Quantifizierbarkeit der unterschiedlichen Proben wurde durch eine einheitliche Vorgehensweise bei der Probenerhebung je Fanggerätetyp gewährleistet, wie es auch URHO (1997)

empfiehlt. Die Uferzugnetze wurden so eingesetzt, dass jedem Hol die Grundfläche einer viertel Ellipse zugrunde gelegt werden konnte (vgl. THIEL 1990). Das Ausbringen des Zugnetzes erfolgte per Boot in einem rechten Winkel zur Uferlinie. Das wasserseitige Netzende wurde darauf hin in einer halbkreisförmigen Bahn zum Ufer gezogen. Die befischte Fläche wurde dann nach der Formel:

$$A = (\pi \cdot a \cdot u) / 4 \quad (\text{Gl. III-17})$$

mit A = befischte Fläche in [m²]
 a = ausgebrachte Netzlänge in [m]
 u = Uferschlussstrecke in [m]

berechnet (THIEL 1990).

3.2 Quantifizierung durch Larvenzugnetze

Das Larvennetz (LN), das kleinste der bei den Untersuchungen verwendeten Zugnetze, hat eine Länge von 3,5 m und eine Maschenweite von 1,4 mm. Es ist mit einem Steert ausgestattet. Es konnte auch bei sehr geringen Wasserständen bis mindestens 10 cm Wassertiefe verwendet werden und wurde überwiegend in den permanent angebundenen Altarmen, Zuflussmündungen und den angrenzenden Bereichen des Hauptstromes eingesetzt. Die oft sehr weichen Substrate schränkten die Einsatzmöglichkeiten dieses Fanggerätes in den nicht permanent angebundenen Nebengewässern der Elbe ein.

Der Einsatz des Larvenzugnetzes erfolgte durch zwei Personen, die mit dem aufgespannten Netz eine definierte Strecke uferparallel durchs Wasser wateten. Die Quantifizierung der befischten Fläche erfolgte nach folgender Gleichung:

$$A = s \cdot b \quad (\text{Gl. III-18})$$

A = befischte Fläche in [m²]
 s = befischte Strecke in [m]
 b = Netzbreite in [m].

4 Erfassungsstrategie

4.1 Saisonale Erfassung der AG 0

Die saisonale Erfassung der Fischlarven und Jungfische basiert auf den Freilandhebungen der Jahre 1997 und 1998 mittels Uferzug- und Larvennetze. Die Probennahmen fanden 1997 zwischen Mai und September alle 2 Wochen und anschließend bis September 1998 alle 4 Wochen statt. Mit den kleinen Uferzugnetzen wurden jeweils 2 Hols pro Bühnenfeld durchgeführt. Es wurden je ein Hol an der stromab gelegenen Uferzone und ein Hol an der Spitze der stromauf gelegenen Bühnenspitze durchgeführt.

Tab. III-6: Anzahl sowie zeitliche Aufteilung der Stichproben zur saisonalen Untersuchung mit Hilfe großflächiger Fanggeräte sowie zur Mikrohabitatwahl mit Hilfe kleinräumiger Fanggeräte.

Jahr	Monat	großflächige Fanggeräte			kleinräumige Fanggeräte	
		kl. Uferzugnetz	gr. Uferzugnetz	Larvennetz	Elektrofischereigerät	Larvensenke
1997	Mai	5	4		45	
	Juni	27			230	
	Juli	39			135	
	August	30			405	
	September	19			63	
	Oktober	14			45	
	November	9	4			
1998	April	15				
	Mai			11	350	208
	Juni	15		5	430	
	Juli	17			250	
	August	17			200	
Summe:		207	4	16	2153	208

Die Untersuchungen zur Mikrohabitatwahl der Jungfische fanden im gleichen zeitlichen Rythmus statt, wie die saisonale Erfassung mit den Uferzugnetzen. Die Erfassung der Jungfische und Fischlarven folgte dem Ansatz der „point-abundance“ Strategie unter Anwendung eines batteriebetriebenen Elektrofischereigeräts der Marke DEKA 3000 sowie unter Verwendung einer Larvensenke. Insgesamt wurden 1997 und 1998 weitere 2153 Stichproben mit dem Elektrofischereigerät und 208 Stichproben mit der Senke im Raum Havelberg durchgeführt (s. Tab. III-6).

Die Angaben über das Artenspektrum basieren auf den Fängen aller Fanggeräte. Für die Analyse der saisonalen Dynamik wurden nur die Fänge der Zug- und Larvennetze verwendet, um annähernd vergleichbare Methoden und damit Daten für die statistische Auswertung zu berücksichtigen.

4.2 Diurnale Erfassung der Fische der AG 0 und 1

Die diurnalen Untersuchungen zur Lebensraumnutzung der AG 0 und 1 wurden im Sommer 2000 durchgeführt und dadurch zeitlich von anderen fischökologischen Untersuchungen der Jahre 1997 und 1998 getrennt. Durch diese zeitliche Distanz sollte der Einfluss der intensiven Befischung während dieser Jahre und die damit einhergehenden potentiellen Störungen auf die Zusammensetzung der Fischgemeinschaft minimiert werden.

Die Befischungen fanden zwischen dem 8. und 10. Juni 2000 sowie zwischen dem 25. und 27. September 2000 in zwei Bühnenfeldern unterschiedlichen Typs statt. Ausgewählt wurde das Bühnenfeld Elbe-km 421 (unterhalb einer reparierten Buhne) und das Bühnenfeld Elbe-km 421,8 (unterhalb einer durchbrochenen Buhne). Beide Bühnenfelder sind im Rahmen des ELFI - Projektes intensiv von Mitarbeitern des Teilprojektes 2 „Morphodynamik“ vermessen worden (vgl. Kap. II-1).

Tab. III-7: Anzahl der durchgeführten Stichproben mittels Elektrofischerei zu den einzelnen Kampagnen, aufgeschlüsselt nach untersuchten Buhnenfeldern und Monat. Das Buhnenfeld der Unterstation 60 liegt bei Elbe-km 421 und das Buhnenfeld der Unterstation 70 bei Elbe-km 421,8.

Monat:	Juni		September		
Unterstation:	60	70	60	70	Summe:
Kampagne:					
I (Abends)	21	22	20	20	83
II (Nachts)	22	22	21	20	85
III (Morgens)	22	22	20	20	84
IV (Mittags)	23	22	20	20	85
Summe:	88	88	81	80	337

Insgesamt wurden 337 einzelne Stichproben mit dem Elektrofischereigerät DEKA 3000 durchgeführt. Jeweils ca. 20 Stichproben wurden in beiden Buhnenfeldern entlang der Uferlinie (vgl. Tab. III-7) in jeder Kampagne genommen.

Die Kampagnen fanden in der Mittagszeit, in der Morgen- und Abenddämmerung sowie zur Nacht statt. Eine intensivere Befischung, z.B. alle 4 Stunden wurde vermieden, um eine potentielle Überfischung und damit eine methodisch bedingte Störung der Ergebnisse zu verhindern.

5 Bearbeitung des Fanges

Die gefangenen Fische wurden gehäлтert und die Totallänge (TL) auf 1 mm below erfasst. Fische, die aufgrund ihrer geringen Größe nicht eindeutig im Gelände bestimmt werden konnten, wurden in einer 4 %igen Formaldehyd-Lösung, gepuffert mit Natrium Tetraborat ($\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$), fixiert und im Labor taxonomisch bearbeitet.

Die Nomenklatur richtet sich nach KOTTELAT (1997). Die Artbestimmung der Jungfische und Fischlarven folgt den Angaben von BRACKEN & KENNEDY (1967) sowie KOBLICKAYA (1981). Juvenile Gründlinge lassen sich erst ab einer Länge von 40 mm eindeutig den Arten Gründling (*Gobio gobio*) bzw. Weißflossengründling (*Romanogobio belingi*) zuordnen (WANZENBÖCK et al. 1989, KOTTELAT & FREYHOF 2007). Kleinere Individuen werden daher mit der Bezeichnung *Gobio spec.* versehen.

Karpfenfische, die sich in ihren morphometrischen Merkmalen keiner Art eindeutig zuordnen ließen, wurden als Cyprinidenbastarde betrachtet.

Die Beurteilung der Entwicklungsstadien folgt den Angaben von KOBLICKAYA (1981), wobei in dieser Arbeit Fische der Entwicklungsstadien A bis E als Fischlarven und die Entwicklungsstadien F und G als Jungfische bezeichnet werden. Jungfische eines Jahres werden bis zum 31.12. des Jahres als Altersgruppe (AG) 0, ab diesem Zeitpunkt als AG 1 bezeichnet. Die Abgrenzung der AG 0 zur AG 1 erfolgt über Modalwertvergleiche der Längen-Häufigkeitsfrequenzen nach der

Bhattacharya Methode unter Verwendung der Software FAO/ICLARM Stock Assessment Tools (FiSAT). Die Analysen dieser Arbeit beschränken sich auf die AG 0.

6 Indizes und Gilden zur Charakterisierung der Artenzusammensetzung der AG 0

6.1 Ökologische Indizes

Für die Bestimmung des Artenspektrums (=Artenzahl) wurden die Hols aller Fanggeräte der Jahre 1997 und 1998 herangezogen.

Die Charakterisierung der Ansammlungen der AG 0 erfolgt durch die Indizes Diversität, Eveness, relative Abundanz und Präsenz. In ihre Berechnung gehen ausschließlich Daten der Zug- und Larvennetze ein, um einen homogenen Datensatz zu gewährleisten.

Diversität (nach SHANNON & WIENER, zit. nach KREBS 1999):

$$\text{Diversität: } HS = - \sum p_i \cdot \ln(p_i) \text{ mit } p_i = (n_i / N) \quad (\text{Gl. III-19})$$

$$\text{Eveness: } E = HS \cdot (\ln(S))^{-1} \quad (\text{Gl. III-20})$$

$$\text{Präsenz: } P_i [\%] = (a_i \cdot 100) \cdot A^{-1} \quad (\text{Gl. III-21})$$

$$\text{Relative Abundanz: } A_i [\%] = (n_i \cdot 100) \cdot N^{-1} \quad (\text{Gl. III-22})$$

dabei bedeuten:

HS	= Diversitäts-Index,
E	= Eveness
S	= Gesamtzahl der Arten,
n_i	= Summe der Individuendichte [Ind.*ha ⁻¹] der Art i,
N	= Gesamtsumme der Individuendichten [Ind.*ha ⁻¹] aller Arten,
a_i	= Anzahl der Proben, in denen die Art i enthalten ist,
A	= Gesamtzahl der Proben.

Der quantitative Vergleich der beiden Untersuchungsjahre und der Uferstrukturen basiert auf Zugnetzfangen aus den Monaten Juni und August, um saisonale Schwankungen in den Abundanzen der AG 0 zu berücksichtigen.

Interannuelle und saisonale Unterschiede in der Abundanzstruktur der AG 0 sowie das Art - Abundanz - Spektrum unterschiedlicher Fanggeräte werden nach dem von HORN (1966) vereinfachten Morisita – Index analysiert (siehe Gl. III-12/13). Dieser Index ist sehr robust gegenüber dem Einfluss unterschiedlicher Stichprobenumfänge und Diversitäten (WOLDA 1981).

6.2 Ökologische Gilden

Die Flussfischarten wurden bezüglich ihrer Lebenszyklusstrategie in ökologische Gilden eingeteilt. Die Einteilung basiert auf dem von SCHIEMER (1988) begründeten und in den folgenden Jahren

weiterentwickelten Schema (SCHIEMER et al. 1991, SCHIEMER & WAIDBACHER 1992). Die für die Elbfische relevanten Gilden bedeuten:

- rheophil A: strömungsliebende Arten, deren gesamter Lebenszyklus im Fluss verläuft.
- rheophil B: strömungsliebende Arten, die einzelne Phasen ihres Lebenszyklus in strömungsberuhigten Nebengewässern verbringen.
- eurytop: Arten, die anpassungsfähig sind, sich strömungsindifferent verhalten und somit ein weites Spektrum von Habitaten besiedeln können.
- limnophil: Arten, deren gesamter Lebenszyklus in stehenden und vegetationsreichen Auengewässern abläuft.

Die von SCHIEMER & WAIDBACHER (1992) nicht aufgelisteten Arten Quappe und Stint wurden nach THIEL & BOS (1998) als rheophil B bzw. als rheophil A charakterisiert. Die Einteilung nach Reproduktionstypen richtet sich nach BALON (1975, 1986) sowie THIEL & GINTER (2002).

IV Maßstabsebenen (Skalen) und abiotische Faktoren

1 Definition und Abgrenzung

Die Bedeutung von Skalen für die Erklärung und das Verständnis ökologischer Prozesse wurde schon früh erkannt (z.B. STOMMEL 1963). Dennoch besteht eine wesentliche Schwierigkeit der ökologischen Forschung in der Definition und Abgrenzung des richtigen Bezugssystems (Skala), welches relevant für die Analyse ökologischer Muster und Prozesse, wie dem Vorkommen und der Verbreitung von Arten und Lebensgemeinschaften, ist (LEVIN 1992). Eine parallele und auf die eigene Disziplin gerichtete Forschung führte zu einer diversen und weit zerstreuten Literatur zu diesem Thema (O'NEILL & KING 1998). Aus dieser Situation resultiert eine gewisse Diversität der Definitionen des Begriffes Skala, doch bezieht er sich immer auf räumliche, zeitliche, quantitative oder analytische Dimensionen, um Objekte und Prozesse zu studieren (HÖLKER & BRECKLING 2002). In dieser Arbeit wird der Begriff Skala als physikalische Dimension von Einheiten zur Differenzierung räumlicher und zeitlicher Prozesse verwendet (vgl. O'NEILL & KING 1998).

Fließgewässer lassen sich nach dem Konzept von FRISSEL et al. (1986) in fünf geomorphologischen Einheiten hierarchisch strukturieren und korrespondierenden räumlichen und zeitlichen Skalen zuordnen. Die Autoren differenzieren Mikrosysteme (10^{-1} m und 10^{-1} a), „pool/riffle“ system (10^0 m und 10^0 a), Abschnitt- („reach“) System (10^1 m und 10^1 a), Segmentsystem (10^2 m und 10^2 a) und Fließgewässersystem (10^3 m und 10^3 a).

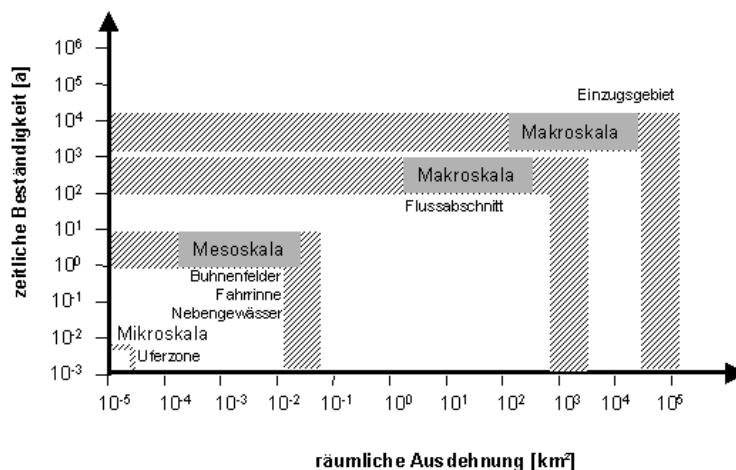


Abb. IV-1: Einordnung der berücksichtigten Skalen in ein Schema der zeitlichen Beständigkeit und der räumlichen Ausdehnung in Anlehnung an FRISSEL et al. (1986) und HABERSACK (2000).

Die hierarchische Gliederung von FRISSEL et al. (1986) wurde von HABERSACK (2000) unter Berücksichtigung morphologischer, sedimentologischer und biologischer Prozesse auf große Flüsse bezogen. In Anlehnung an diese Arbeiten wurde für die Elbe eine hierarchische Struktur der

geomorphologischen Einheiten aufgestellt, wie sie in der weiteren Untersuchung dieser Arbeit berücksichtigt werden (s. Abb. IV-1).

Die Skalenabhängigkeit vieler Prozesse ist grundsätzlich existent und wird durch die Messung bzw. Beobachtung operationalisiert (ALLEN 1998). In der Varianz der Daten, d.h. in der räumlichen und zeitlichen Heterogenität, spiegeln sich die Effekte unterschiedlicher Skalen wider (vgl. GARDNER 1998). Die Erfassung selbst lässt sich hinsichtlich der räumlichen Auflösung und zeitlichen Dauer der Messung verschiedenen Skalen zuordnen (O'NEILL & KING 1998). Abiotische Parameter wurden in hoher räumlicher Auflösung wie z.B. die Wassertiefe im Bereich weniger Zentimeter mittels moderner Echolottechnik, oder in einer hohen zeitlichen Auflösung wie die Wassertemperatur mittels moderner Sonden gemessen. Im Folgenden werden anhand der vorgestellten räumlichen Einheiten (s. Abb. IV-1) abiotische Faktoren und ihre Parameter für die Untersuchung der Jungfischansammlungen abgeleitet und hinsichtlich ihrer räumlichen und zeitlichen Variabilität unterschiedlichen Skalen zugeordnet (s. Tab. IV-1).

Tab. IV-1: Prinzip der Zuordnung von abiotischen Faktoren zu unterschiedlichen räumlichen bzw. zeitlichen Skalen aufgrund der Ausprägung der Variabilität der Parameter.

räumliche Skalierung		zeitliche Skalierung	
Skala	Ursache der Variabilität	Skala	Ausprägung der Variabilität
Makroskala	Einzugsgebietsebene Flussabschnittsebene	Makroskala	interannuelle Variabilität
Mesoskala	zw. Bühnenfeldern, Hauptstrom und Auengewässern	Mesoskala	saisonale Variabilität
Mikroskala	innerhalb der Bühnenfelder	Mikroskala	diurnale Variabilität

2 Einzugsgebiet und abgeleitete Faktoren (Makroskala)

Die Elbe entspringt im Riesengebirge (Tschechische Republik) auf 1.384 m über NN und mündet nach 1096 km bei Cuxhaven in die Nordsee. Das Einzugsgebiet von ca. 150.000 km² liegt zu ca. 65 % (ca. 97.000 km²) auf deutschem, zu 34 % (~ 50.000 km²) auf tschechischem und zu geringen Anteilen (< 1 %) jeweils auf polnischem und österreichischem Staatsgebiet (IKSE 1995, s. Abb. IV-2).

Nach einer Vereinbarung der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE 1995) wird die Elbe wie folgt unterteilt:

- ▶ Obere Elbe: Von der Elbequelle im Riesengebirge bis zum Übergang zum Norddeutschen Flachland beim Schloss Hirschstein (Elbe-km 96).
- ▶ Mittlere Elbe: Schloss Hirschstein (Elbe-km 96) bis zum Wehr Geesthacht (Elbe-km 585,9). Dieser ca. 490 km Abschnitt wird dem Potamal zugeordnet.
- ▶ Untere Elbe: Vom Wehr Geesthacht (Elbe-km 585,9) bis zur Seegrenze bei Cuxhaven

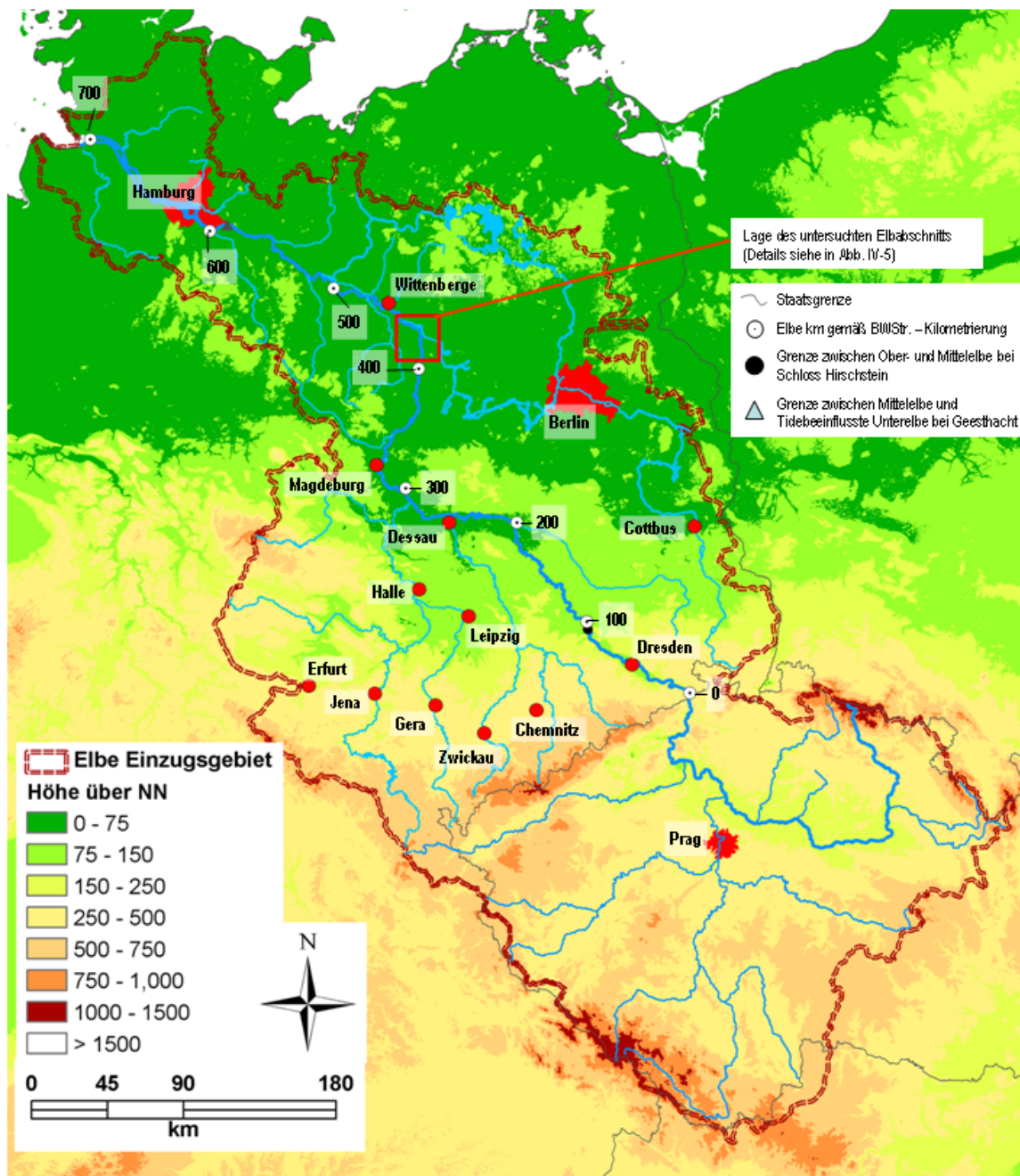


Abb. IV-2: Einzugsgebiet, Höhenrelief und Fließgewässernetz der Elbe und ihrer Zuflüsse. Die Lage des Untersuchungsgebiets ist gesondert gekennzeichnet (Kartengrundlage BfG 2011, erstellt durch E. Mosner).

Üblicherweise wird eine Unterscheidung zwischen der Oberen MittelElbe (bis zum Mündungsbereich der Havel, heutzutage bei Elbe-km 438) und der Unteren MittelElbe (im weiteren Verlauf bis Geesthacht) vorgenommen. Der ca. 459 km Abschnitt der oberen Elbe wird in Anlehnung an das Rhithron-Potamon Konzept (ILLIES & BOTOSANEAU 1963) dem Rhital und Epipotamal, die ca. 490 km lange MittelElbe dem Potamal und der ca. 140 /170 km lange Abschnitt unterhalb des Wehres Geesthacht dem Tidal (SCHÖLL & FUKSA 2000) zugeteilt.

2.1 Klima

Ausdehnung und geographische Lage des Einzugsgebiets der Elbe in Mitteleuropa bedingen, dass sich die klimatischen Verhältnisse entlang der Elbe unterscheiden. So unterliegt der südliche bis südwestliche Teil der Elbe etwa bis zur Höhe der Saalemündung einem stärkeren Einfluss kontinentaler Verhältnisse. Winterliche Hochdrucklagen treten häufiger auf und im Sommer können wandernde Zyklone aus dem Mittelmeerraum (Vb-Wetterlage) zu erheblichen Niederschlägen führen (SCHRÖDER 1997) und damit einhergehend massive Hochwässer hervorrufen (BFG 2002). Nördlich der Saalemündung nimmt der maritime Einfluss stetig zu. Es überwiegen Nord-, Nordwest-, West- und Südwest-Wetterlagen.



Abb. IV-3: Tagesmitteltemperatur der Elbe am Pegel Havelberg. (Daten: Wasser- und Schifffahrtsamt Brandenburg).

Lang anhaltende Hochdruckwetterlagen treten dagegen nur selten auf. Insgesamt kann für das Einzugsgebiet der Elbe von einem Übergangsbereich von maritimen zum kontinentalen Einfluss gesprochen werden (SCHRÖDER 1997). Als Klimaelement wird im Folgenden die Temperatur näher untersucht.

Die mittlere monatliche Lufttemperatur schwankt im Jahresverlauf um $17,6^{\circ}\text{C}$, wobei niedrigste Durchschnittstemperaturen im Januar auftreten ($-0,1^{\circ}\text{C}$) und höchste im Juli ($17,5^{\circ}\text{C}$). Die frostfreie Zeit beträgt lediglich 150 - 155 Tage. Das langjährige Mittel der Eistage, d.h. der Tage an denen die Maximaltemperatur unterhalb von 0°C bleibt, beläuft sich auf 24 Tage (SCHRÖDER 1997, WETTERDIENST DER DDR 1955, 1961, 1976). Die Wassertemperatur der Elbe spiegelt im Besonderen die klimatischen Bedingungen wider (s. Abb. IV-3). Entsprechend trägt die saisonale Variabilität im Temperaturverlauf wesentlich zur Erklärung der zeitlichen Varianz Daten bei (s. Tab. IV-2). Neben diesem mesoskaligen Effekt ergab sich auch ein signifikanter Unterschied in der interannuellen Ausprägung der Wassertemperatur.

Eine detaillierte Betrachtung der Untersuchungsjahre zeigt, dass das Frühjahr 1997 deutlich kälter war als 1998. Die Wassertemperatur erreichte 10 °C ca. drei Wochen später (am 28. April), 15 °C ca. 14 Tage später als 1998. Der Herbst erwies sich im Jahr 1997 wärmer als 1998.

Tab. IV-2: ANOVA Tafel zur Analyse der zeitlichen Varianz von Wassertemperaturdaten am Elbepegel in Havelberg (n.s. = nicht signifikant).

Parameter	Ebene	Ursache:	FG	mittlere Quadrat-summe	F-Wert	p-Level	Varianz-anteil (%)
Wasser-temperatur Hauptstrom	Makroskala:	interannuelle Varianz	2	51,33	15,25	<0,001	1,46
	Mesoskala:	saisonale Varianz	11	3415,65	1015,03	<0,001	97,01
		Restvarianz	704	53,09			1,53
		Gesamt:	717	3520,9			100,00

Die 10 °C-Marke wurde 1997 erst Ende Oktober unterschritten, während im folgenden Jahr diese Temperaturgrenze bereits Anfang des Monats erreicht wurde. Insgesamt zeigt die Wassertemperaturkurve für das Jahr 1998 eine größere Variabilität als für 1997 und fällt bereits Mitte August auf deutlich unter 20 °C ab (s. Abb. IV-3).

Eine Bilanzierung der physiologisch relevanten Tagesgrade nach WIESER (1986) zeigt für die Monate April bis Juni 1997 deutliche niedrigere Werte als 1998 (s. Tab. IV-3). Dieses Verhältnis kehrt sich ab Juli um und ist insbesondere im August und Oktober positiv gegenüber 1998.

Tab. IV-3: Tagesgrade sowie Anzahl der Tage > 10°C für jeden Monat im Vergleich der Jahre 1997 und 1998.

Monat	1997		1998	
	Tagesgrade	Anzahl der Tage > 10 °C	Tagesgrade	Anzahl der Tage > 10 °C
Januar	0	0	0	0
Februar	0	0	0	0
März	0	0	0	0
April	1,3	3	34,9	17
Mai	175,4	31	237,4	31
Juni	282,6	30	320,2	30
Juli	323,7	31	302,3	31
August	374,6	31	301,6	31
September	208,3	30	167,9	30
Oktober	52,4	21	15	17
November	0	0	0	0
Dezember	0	0	0	0
Summe:	1418,3	177	1379,3	187

Eine Analyse der räumlichen Variabilität der Wassertemperatur erfolgte mit kleinräumig erhobenen Daten, die parallel zu den Befischungen in der Uferzone ermittelt wurden (vgl. Kap. II). Nach einer seasonspezifischen z-Transformation der Daten (vgl. Gl. II-4) ergab sich ein leicht signifikanter

Unterschied zwischen den Bühnenfeldern (Mesoskala). Innerhalb der untersuchten Bühnenfelder konnte keine größere Variabilität festgestellt werden (s. Tab. IV-4).

Dies ist zum Einen durch eine regelmäßige Durchmischung der Wasserkörper in den Bühnenfeldern mit dem Wasser des Hauptstroms zum Anderen auf die Beschränkung auf Tageswerte zurückzuführen. Diurnale Unterschiede, ein besonderes Merkmal der Mikrohabitatebene, wurden gesondert betrachtet (s. Kap. V-3.3)

Tab. IV-4: Ergebnistafel zur Analyse des Einflusses räumlicher Skalen auf die Varianz der erhobenen Wassertemperaturdaten mit Hilfe des H-Test von Kruskal-Wallis für nichtparametrische Daten (n.s. = nicht signifikant).

Parameter	Ebene	räumliche Dimension	Faktor-Level	FG	H-Wert	p-Level	N
Wasser-temperatur	Mesoskala	Varianz zw. den Bühnenfeldern	6 Bühnenfelder	5	11,51	< 0,05	409
	Mikroskala	Varianz zw. den Messbereichen	4 Messbereiche	3	3,69	n.s.	409

2.2 Hydrologie

Die geographische Lage des Einzugsgebietes zwischen kontinental und atlantisch geprägtem Klima spiegelt sich auch in den Niederschlags-Abfluss Verhältnissen der Elbe wieder. Die mittlere langjährige Jahresniederschlagssumme des Zeitraums 1961 – 1990 liegt im Elbeeinzugsgebiet bei $630 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ (KUNKEL & WENDLAND 2004) und damit um ca. $150 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ niedriger als im Bundesdurchschnitt. Aufgrund der maritim geprägten Witterung sind die Niederschlagssummen in den nördlichen und westlichen Bereichen der Elbe höher als in den östlichen kontinental geprägten Bereichen des Einzugsgebietes.

Das Höhenrelief beeinflusst ebenfalls die räumliche Verteilung der Niederschläge im Einzugsgebiet und führt in den Kammlagen der Mittelgebirge (z.B. Thüringer Wald, Erzgebirge und Harz) zu mittleren jährlichen Niederschlagssummen von über $1200 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$.

Ein geringeres Verdunstungspotenzial im Winter bedingt, dass vor allem die Niederschläge zu dieser Jahreszeit abflusswirksam sind. Entsprechend zeigt der langjährige mittlere monatliche Wasserstand deutliche Unterschiede im jahreszeitlichen Verlauf (Abb. IV-4). Höhere Wasserstände treten im Winter (ab Dezember) und bis weit in das Frühjahr hinein auf, während in den Sommer (ab Juni) und Herbstmonaten Niedrigwasserphasen die Elbe prägen.

Die Wasserstandslinie der Untersuchungsjahre 1997 und 1998 spiegelt die saisonalen Niederschlagsverhältnisse mit hohen Wasserständen im Winter und niedrigen Wasserständen im Sommer sowie extreme Abweichungen zwischen beiden Untersuchungsjahren wider, wie das sommerliche Hochwasser 1997 und die niedrigen Wasserstände im Frühjahr 1998. Entsprechend erklärt die saisonale Variabilität im Abflussverhalten über 84 % der Varianz, die interannuelle Variabilität ca. 15 % der Varianz in den Daten (vgl. Tab. IV-5).

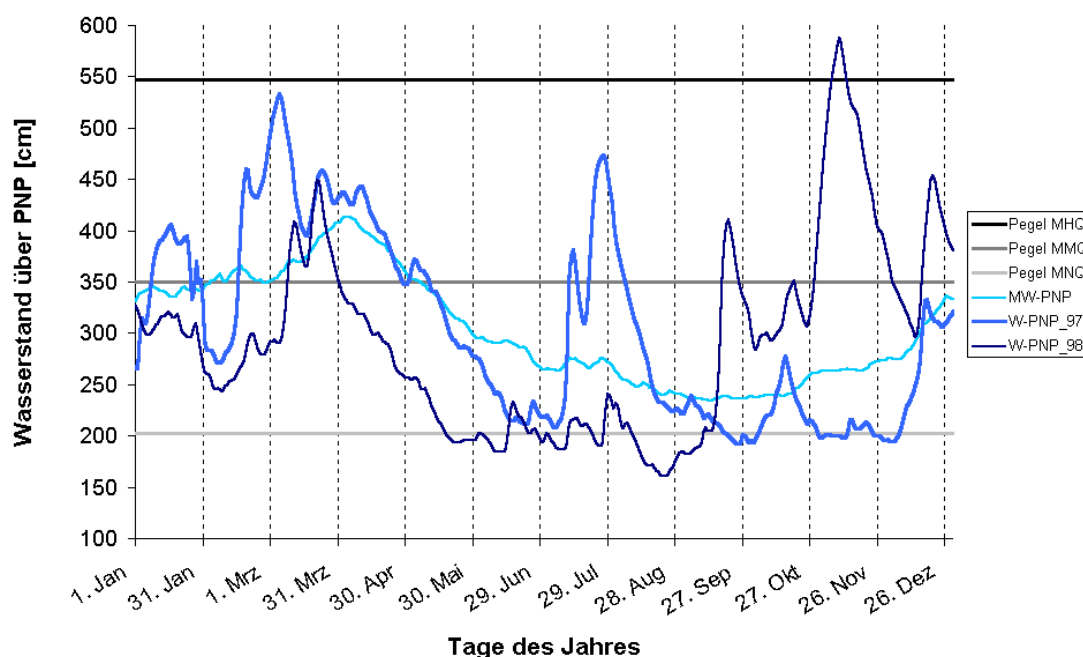


Abb. IV-4: Mittlerer täglicher Wasserstand am Pegel Havelberg für die Untersuchungsjahre 1997 (W-PNP 97) und 1998 (W-PNP 98) sowie langjähriges tägliches Wasserstandsmittel (MW-PNP) basierend auf einer Messreihe von 1956 bis 2000. Die Angaben zum mittleren Hochwasser- (MHQ), mittleren Mittelwasser- (MMQ) und mittlerem Niedrigwasserdurchfluss (MNQ) stammen vom Pegel Tangermünde und wurden mittels der Schlüsselkurve für Havelberg berechnet (vgl. NESTMANN & BÜCHELE 2002; Daten: Wasser- und Schifffahrtsamt Brandenburg).

Tab. IV-5: ANOVA Tafel zur Analyse des Einflusses unterschiedlicher zeitlicher Variabilität (Skalen) auf die Varianz der Wasserstandsdaten am Elbepegel in Havelberg (n.s. = nicht signifikant).

Parameter	Skala	Ursache:	FG	mittlere Quadrat-summe	F-Wert	p-Level	Varianz-anteil (%)
Wasserstand am Elbe-Pegel Havelberg	Makroskala:	interannuelle Varianz	2	35738,8	17,25	<0,001	14,88
	Mesoskala:	saisonale Varianz	11	202414,3	99,57	<0,001	84,27
		Restvarianz	706	2039,9			0,85
		Gesamt:	719	240193			100,00

Ein detaillierter hydrologischer Vergleich der Untersuchungsjahre 1997 und 1998 zeigt deutliche Unterschiede in den monatlichen Mittelwerten der Wasserstände (s. Tab. IV-6).

Während in der ersten Hälfte des Jahres 1998 deutlich niedrigere Wasserstände auftraten als in 1997, führten 1998 größere Niederschläge ab Oktober zu einem starken Anstieg des Elbepegels und damit signifikant höheren Wasserständen gegenüber dem Vorjahr. Diese Ereignisse, Niedrigwasser im späten Frühjahr und Frühsommer sowie herbstliches Hochwasser, unterscheiden das Jahr 1998 signifikant von den langjährigen mittleren Wasserständen (vgl. Tab. IV-6). Das Jahr 1998 kann daher hinsichtlich der Wasserstände und damit der Abflussverteilung im Jahresverlauf als ungewöhnlich bezeichnet werden.

Frühjahr und Sommer 1997 sind durch hohe Wasserstände charakterisiert. April bis Anfang Mai sowie von Mitte Juli bis Mitte August wurde das Mittelwasserniveau deutlich überschritten. Das Sommerhochwasser 1997 erreichte am Pegel Tangermünde einen Durchfluss von über $1100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, doch wich weder der mittlere Wasserstand im Juli noch im August 1997 von den langjährigen monatlichen mittleren Wasserständen signifikant ab (vgl. Tab. IV-6). Gegenüber dem langjährigen Mittel als ungewöhnliche Abweichung sind hingegen die Niedrigwasserstände im Juni und November 1997 sowie das Hochwasser im März desselben Jahres zu bezeichnen (vgl. Tab. IV-6). Insgesamt kann das Jahr 1997 daher als ein gewöhnliches Jahr bezüglich der Abflusssituation bezeichnet werden. Aufgrund des dominierenden Effekts der saisonalen Schwankung wird der Wasserstand der zeitlichen Mesoskala zugeordnet.

Tab. IV-6: Vergleich der mittleren monatlichen Pegelstände am Elbepegel Havelberg zwischen den Untersuchungsjahren 1997 und 1998 sowie zwischen jedem Untersuchungsjahr und den mittleren monatlichen Pegelständen einer 30jährigen Zeitreihe zwischen 1964 und 1995 mittels des U-Test von Mann/Whitney (* = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$; n.s. = nicht signifikant).

Vergleichs- zeiträume:	1997 / 1998		1997 / MW ₁₉₆₄₋₁₉₉₅		1998 / MW ₁₉₆₄₋₁₉₉₅		Stichproben	
Monat	Ab- weichung	p-level	Ab- weichung	p-level	Ab- weichung	p-level	N _(1997; 1998)	N _(MW)
Januar	97 > 98	***	97 = MW	n.s.	98 < MW	*	31	31
Februar	97 > 98	***	97 = MW	n.s.	98 < MW	***	28	31
März	97 > 98	***	97 > MW	***	98 = MW	n.s.	28	31
April	97 > 98	***	97 = MW	n.s.	98 < MW	***	30	31
Mai	97 > 98	***	97 = MW	n.s.	98 < MW	***	31	31
Juni	97 > 98	***	97 < MW	***	98 < MW	***	30	31
Juli	97 > 98	***	97 = MW	n.s.	98 < MW	***	31	31
August	97 > 98	***	97 = MW	n.s.	98 < MW	***	31	31
September	97 = 98	n.s.	97 = MW	n.s.	98 = MW	n.s.	30	31
Oktober	97 < 98	***	97 = MW	n.s.	98 > MW	***	31	31
November	97 < 98	***	97 < MW	***	98 > MW	***	30	31
Dezember	97 < 98	***	97 < MW	*	98 > MW	***	31	31

3 Faktoren der Flussabschnittsebene (Makroskala)

3.1 Laufentwicklung der mittleren Elbe

Die glazialen und periglazialen Prozesse des Quartärs prägten das Relief (Talsole und Hochufer) und das Gefälle im Längsverlauf der mittleren und unteren Elbe und damit die Ausgangssituation für die fluviatilen Vorgänge im folgenden Holozän (EISSMANN 1975, HANDKE 1993). Die Laufentwicklung, d.h. die Form und Länge eines größeren Flussabschnitts in Bezug zum Talverlauf (DIN 4049-3), wird durch den Windungsgrad des Flusses adäquat abgebildet (KELLERHALS & CHURCH 1989). Mit Hilfe historischer Karten ermittelte ROMMEL (2000) anhand des Windungsgrads die Laufentwicklung der Elbe vor der systematischen Errichtung flussbaulicher Regelbauwerke um 1730 und stellt diese der aktuellen Situation gegenüber (vgl. Tab. IV-7). Anhand der Laufentwicklung lässt sich die geomorphologische Einheit Flussabschnitt räumlich abgrenzen (vgl. Abb. IV-1).

Tab IV-7: Windungsgrad (= Verhältnis Lauf- zu Tallänge) und Lauflängenänderung der frei fließenden deutschen Elbe seit 1730 (ROMMEL 2000).

Laufabschnitt	Elbe-km	Windungsgrad		Lauflängen- änderung (1730/1890)
		um 1730/1765	um 2000	
(1) Tal im Elbsandsteingebirge	0-34	1,00*	1,00	± 0,0 km
(2) Dresdener Elbtalweitung	34-77	1,16*	1,20	+ 1,4 km
(3) Meissener Mittelgebirgstal	77-96	1,00*	1,00	± 0,0 km
(4) Mäanderlauf bis zur Schwarzen-Elster-Mündung	96-199	1,44*	1,33	- 8,4 km°
(5) Elblauf am Fläming	199-291	1,32*	1,31	+ 0,5 km°
(6) Stromteilungsstrecke bei Magdeburg	291-350	1,34	1,21	- 6,4 km
(7) Verzweigungslauf im Elbe-Havel-Gebiet	350-431	1,13	1,13	- 0,1 km
(8) Mäanderlauf zwischen Prignitz und Wische	431-475	1,29	1,28	- 0,5 km
(9) Elbe von Schnackenburg bis Hitzacker	475-523	1,32	1,30	- 0,8 km
(10) Elblauf am Hochufer der Geest	523-585	1,14	1,09	- 2,8 km
Gewichtetes Mittel: (ohne Gebirgsstrecken)		1,28	1,24	Summe: -17,1 km bis 18,9 km bis zum Jahr 2000°

°Seit 1890 Verkürzung um insgesamt 1,8 km in den gekennzeichneten Abschnitten

Das Untersuchungsgebiet (Elbe-km 418 bis 427) gehört zu einem ca. 80 km langen Flussabschnitt zwischen der Ohre-Mündung (Elbe-km 350) und der ehemaligen Havelmündung (Elbe-km 431). Dieser Abschnitt ist aufgrund einer geringen Sinusität (1,13) in weiten Bereichen als Verzweigungsstrecke zu bezeichnen und war auf historischen Karten durch zahlreiche Inseln und Bänke gekennzeichnet (ROMMEL 2000). Der Flusslauf wird hier durch das Hochufer der Altmark eingeschränkt, wodurch bei Hochwasser hohe Transportleistungen und in Niedrigwasserphasen Ablagerungen und damit die Bildung von Bänken und Inseln gefördert wird. Eine Laufmigrationsrate von ca. 20 m pro Jahr im Zeitraum 1780-1890 – die höchste entlang der Mittel-elbe – unterstreicht die große Dynamik dieses Flussabschnitts (ROMMEL 2000). Das Elbetal weist in diesem Bereich Breiten bis zu 20 km auf.

Im 15. Jhd. erfolgte erstmalig der Bau von Buhnen im Raum Magdeburg (NEGER 1932), der durch den Deutschen Zollverein seit 1844 als eine erste Mittelwasserregulierung konkretisiert wurde. Mit der Gründung der preußischen Elbstromverwaltung um 1866 wurde der Ausbau weiter forciert und 1911 der Niedrigwasserausbau der Elbe beschlossen (Niedrigwasserregulierung). Die Durchführung dieser Maßnahmen wurde allerdings durch den ersten und den zweiten Weltkrieg unterbrochen, so dass bis heute an einigen Abschnitten der Elbe (z.B. Reststrecke zwischen Dömitz und Hitzacker) der Ausbau nur sehr eingeschränkt umgesetzt wurde.

Die Fixierung des Ufers transformierte somit einen durch Inseln und Bänke strukturierten und verzweigten Flusslauf in ein singuläres Gerinne. Die Buhnen konzentrieren den Durchfluss insbesondere bei Niedrigwasser in der Streichlinie und sorgen so für eine Aufteilung des Flusses in ein Gerinne für die Schifffahrt und in eine Uferzone, die durch Buhnen in einzelne Felder unterteilt ist.

Tab. IV-8: Übersicht über die untersuchten Buhnenfelder, ihre Struktur, Größe (Grundfläche und Länge [Abstand zwischen den Buhnenköpfen]), ihre Lage im Fluss sowie ihre Distanz zu den nächsten permanent angebundenen Seitengewässern (* = Buhnenfelder in denen die hydraulische Situation aufgenommen und modelliert wurde).

Elbe-kilometer	Num-mer	Struktur	Grund-fläche [m ²]	Länge [m]	Lage im Fluss	Seitengewässer (Nr.; Bezeichnung und Distanz zum Buhnenfeld)	
						oberstrom	unterstrom
418,2*	10	Buhnenfeld mit Buhnenbruch Mitte („defekt“)	7583,69	120,68	Gerade Fliess-strecke	(1) Sandauer Mühlen-hafen El.-km 418,1 re. 100 m	(2) Seitengewässer El.-km 419,1 li. 900 m
419,2	20	Buhnenfeld mit Buhnenbruch Mitte, provisorisch repariert („intakt“)	13313,03	98,790	Gleithang	(2) Seitengewässer El.-km 419,1 li. 100 m	(3) Altarm Havelberg El.-km 422,2 re. 3000 m
419,6	30	Buhnenfeld mit Buhnenbruch Wurzel („defekt“)	8241,88	114,31	Prallhang	(2) Seitengewässer El.-km 419,1 li. 500 m	(3) Altarm Havelberg El.-km 422,2 re. 2400 m
419,7	40	Buhnenfeld repariert („intakt“)	9444,66	101,01	Prallhang	(2) Seitengewässer El.-km 419,1 li. 600 m	(3) Altarm Havelberg El.-km 422,2 re. 2300 m
421*	60	Buhnenfeld repariert („intakt“)	5767,38	85,27	Gleithang	(2) Seitengewässer El.-km 419,1 li. 1900 m	(3) Altarm Havelberg El.-km 422,2 re. 1200 m
421,7	69	Buhnenfeld mit Buhnenbruch Wurzel („defekt“)	6459,05	95,75	Gleithang	(2) Seitengewässer El.-km 419,1 li. 2600 m	(3) Altarm Havelberg El.-km 422,2 re. 500 m
421,8*	70	Buhnenfeld mit Buhnenbruch Wurzel („defekt“)	7854,00	120,68	Gleithang	(2) Seitengewässer El.-km 419,1 li. 2700 m	(3) Altarm Havelberg El.-km 422,2 re. 400 m
423,4*	80	Buhnenfeld, intakt, neu („intakt“)	19040,73	151,04	Prallhang	(4) Schleusenkanal Havelberg El.-km 422,8 re.Sandauer 600 m	(5) Altarm Räbel El.-km 424,6 li. 1200 m
425,0	--	Sand-/Kiesbank			Gleithang	(5) Altarm Räbel El.-km 424,6 li. 400 m	(6) Schleusenkanal Neuwerben El.-km 427,8 2800 m

Heute werden ca. 800 km Uferlinie der Elbe derart befestigt. Seit ca. 150 Jahren dauert dieser Zustand bereits an und erreicht damit für den hier untersuchten Flussabschnitt eine vergleichsweise hohe morphologische Beständigkeit (vgl. Abb. IV-1). Diese Festlegung des Flusslaufs bestimmt nicht nur die Lage und Struktur des hier untersuchten Flussabschnitts sondern auch die Einheit der Mesohabitate, die sich jeweils auf einzelne Buhnenfelder und ihre Differenzierung untereinander und in ihrer Abgrenzung zum Schiffahrtsgerinne bezieht. Tabelle IV-8 und Abbildung IV-5 geben eine Übersicht der untersuchten Buhnenfelder und ihrer flussmorphologischen Lage.

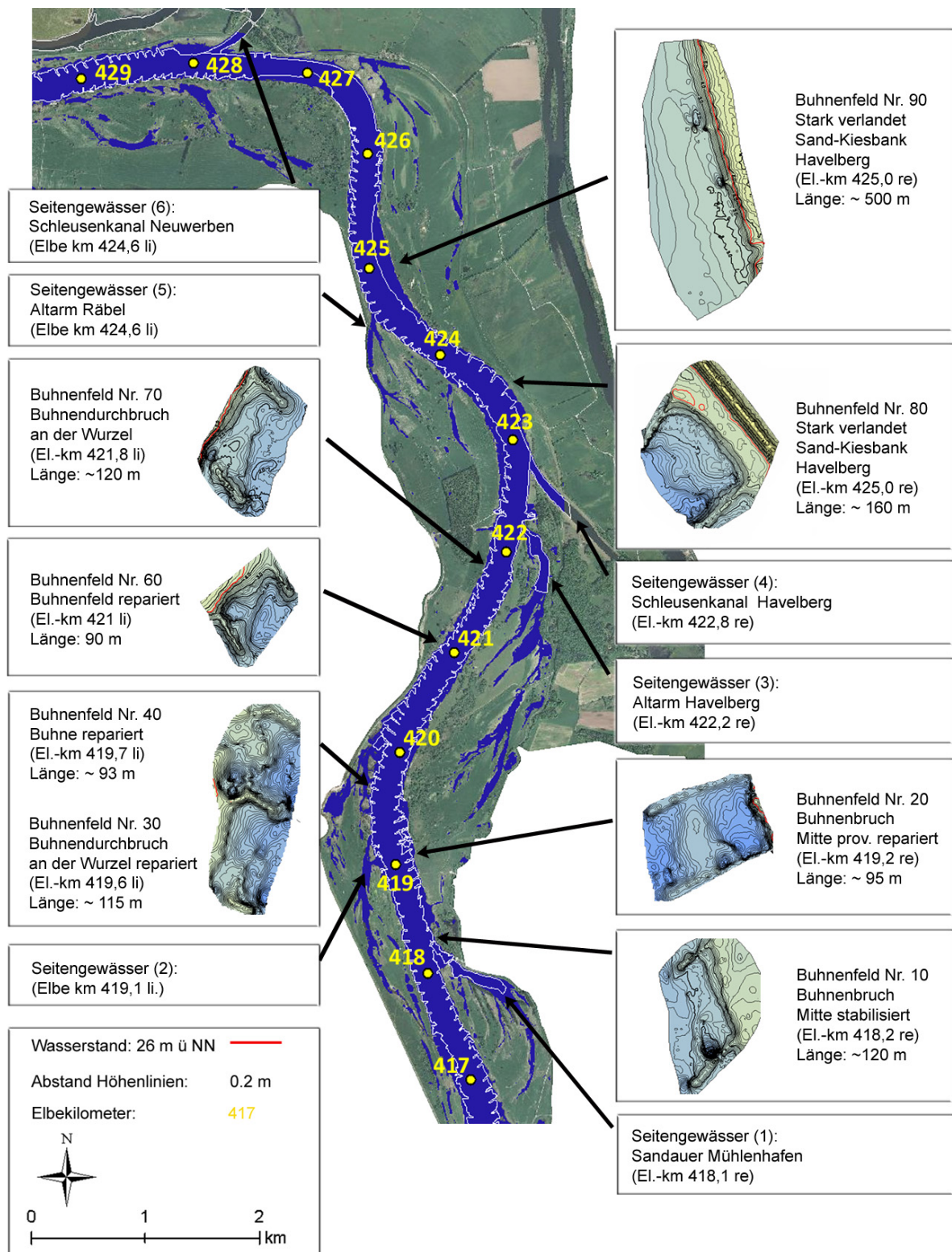


Abb. IV-5: Struktur und Lage der zwischen Elbe-km 418,2 und 425 untersuchten Buhnenfelder (Zeichnungen aus WIRTZ 2004) und Seitengewässer. Datengrundlage Luftbilder: BfG 2003. Abbildung erstellt durch E. Mosner.

3.2 Seitengewässer

Ein Ergebnis der ständigen morphologischen Veränderungen in der Überflutungsaua eines Flusses ist die Bildung von Oberflächengewässern unterschiedlicher morphologischer Form und hydrologischer Charakteristik. So entstehen z.B. Altarme, aber auch Flutrinnen durch die Laufverlagerung der Elbe infolge großer Hochwasserereignisse wie beispielsweise der Kühnauer See (REICHHOFF & REFIOR 1997). Auengewässer sind durch eine große morphologische Vielfalt sowie eine große Diversität hydrologischer Zustände gekennzeichnet. Mit sinkendem Wasserstand kommt es zu einer sukzessiven Abtrennung von Seitengewässern, wie Altarmen oder Auentümpeln. Flache Gewässer fallen während der Niedrigwasserphasen trocken. Gewässer mit tonigen, staunassen Böden halten das Wasser länger und weisen eine deutlich geringere Schwankung im Wasserstand auf (SCHIEMER 1995).

In dem hier untersuchten Flussabschnitt zwischen Sandau und Havelberg gibt es, neben dem „Müllerhafen“ Sandau (1); dem „Mühlenholz“ Havelberg (3) sowie den Stichkanälen zu den Schleusen Havelberg (4) und Neuwerben (6), zwei weitere Altarme, die bis auf extreme Niedrigwassersituationen fast permanent an das Hauptgerinne der Elbe angebunden sind. Diese liegen bei Elbe-km 419,1 li (2) sowie nördlich von Räbel (5) (s. Abb. IV-5). Darüber hinaus sind zahlreiche kleinere Altarme, Flutrinnen und Auentümpel vorhanden, von denen die Mehrzahl aber bei Niedrigwasser und niedrigem Mittelwasser vom Hauptgerinne abgetrennt ist. In den hier durchgeführten Untersuchungen ging die Entfernung zwischen den untersuchten Bühnenfeldern und den angebundenen Seitengewässern sowie die jeweilige Lage im Verhältnis zum untersuchten Bühnenfeld mit in die Analysen ein (s. Tab. IV-8 und Abb. IV-5).

3.3 Feststoffhaushalt

Die geologische Beschaffenheit des Einzugsgebiets hat einen großen Einfluss auf den Feststoffhaushalt der Elbe insbesondere auf die Bodenfracht, welche i.d.R. Korngrößen von über 0,063 mm, (Sand- und Kiesfraktionen sowie Steine) umfasst (NAUMANN & GÖLZ in press). So wird die Flusssohle im Oberlauf des deutschen Elbeabschnitts in erster Linie aus Grobkies (30-60 %), Mittelkies (15-30 %) und Steinen mit einer Kantenlänge von 150 mm aufgebaut (Abb. IV-6).

Der Beginn der Mittel-elbe ist am Übergang in den Urstromtalbereich durch einen hohen Kiesanteil (Grobkies 20-60 %) mit vereinzelt Steinen gekennzeichnet. Das Anschneiden der pleistozänen und holozänen Flussschotter und Talsande unterhalb von Riesa (Elbe-km 108,4) geht mit einer Verringerung der Korndurchmesser in der Elbesohle auf 15 – 25 mm einher. Die mit abnehmendem Gefälle sinkende Transportkraft kommt im Anteil der Kiesfraktion zum Ausdruck: von nahezu 50 % bei Torgau verringert sich der Kiesanteil über gut 30 % bei Magdeburg auf weniger als 5 % an der Unteren Elbe. Generell erklärt sich die Feinkörnigkeit der Sedimente im Elbuntergrund dadurch, dass in die eiszeitlich umgelagerten Niederterrassenschotter der Talsohle ein hoher Anteil sandiger Schmelzwasserablagerungen der umliegenden Hochflächen einging (REICHHOFF & REUTER 1978).

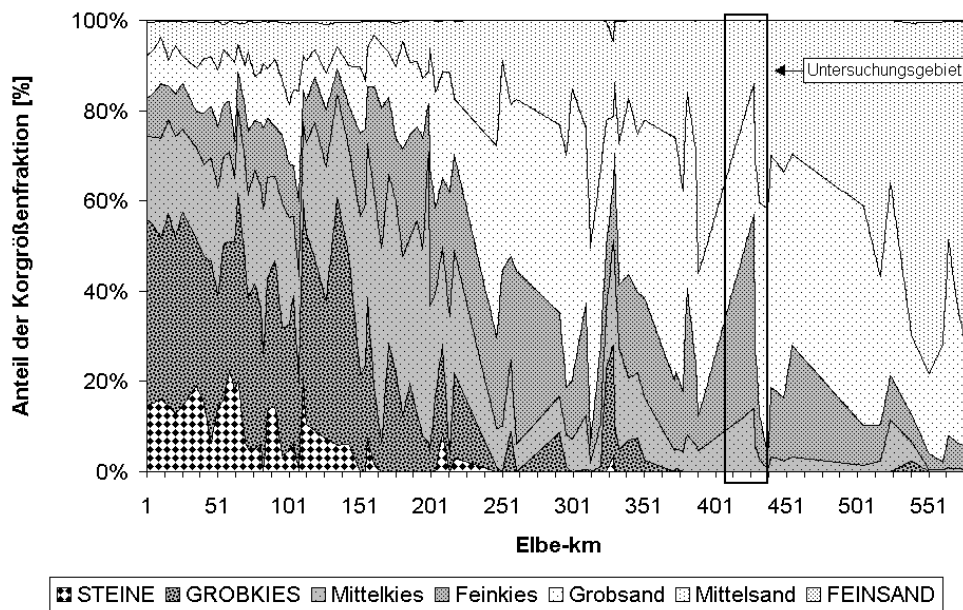


Abb. IV-6: Prozentuale Beteiligung der Korngrößenfraktionen am Sohlmaterial der Elbe im Längsschnitt von Elbe-km 0 bis 580 (nach BfG 1994).

Unterhalb von Magdeburg verlässt die Elbe das Magdeburger Urstromtal, überwindet in einer älteren Mäanderstrecke (ROMMEL 2000) die Ausläufer des Fläming und tritt etwa ab Elbe-km 410 in das Unterelbe-Urstromtal ein. Hier liegt der untersuchte Flussabschnitt, in dem die Fraktionen des Mittel- und Grobsandes die Zusammensetzung des Sohlmaterials dominieren (Abb. IV-6). Für die Interpretation der Daten ist die Frage zu klären, von welcher Skala die Verteilung der Substrate in den Stichproben beeinflusst wird.

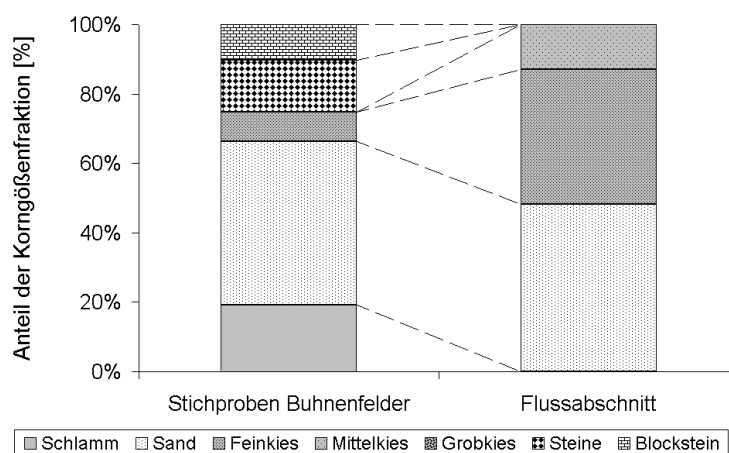


Abb. IV-7: Prozentuale Anteile der Korngrößenfraktionen am Sohlmaterial der Elbe zwischen Strom-km 418 bis 427 (nach BfG, 1994) und an den Stichproben in den untersuchten Bühnenfelder entlang dieses Abschnitts.

In einem ersten Schritt wurde hierzu für den untersuchten Flussabschnitt (Elbe-km 418 bis 427) der relative Anteil der Korngrößenfraktionen entsprechend den Angaben der BFG (1994) der Substratverteilung in den Bühnenfeldern (vgl. Kap. II.1) gegenüber gestellt. Dabei zeigten sich deutliche Unterschiede (s. Abb. IV-7). Das Sohlenmaterial der Stromelbe wird durch Sand- und Kiesfraktionen charakterisiert. Grobe Substrate, wie Blocksteine oder grobe Steine, die für den Bühnenbau verwendet wurden, als auch sehr feine Sedimente wie Schlamm treten nicht auf. In den Stichproben der untersuchten Bühnenfeldern bildeten die unterschiedlichen Kiesanteile einen geringeren Anteil an der Substratstruktur. Lediglich für die Sandfraktion konnte sowohl in den Stichproben als auch in der Stromsohle ein ähnlich hoher Anteil gefunden werden. Dieser Vergleich lässt den Schluss zu, dass lediglich der dominierende Anteil der Sandfraktion auf einen makroskaligen Effekt des Flussabschnitts zurückführen lässt. Ein Vergleich der Häufigkeitsverteilungen des dominierenden Substrattyps zeigte signifikante Unterschiede zwischen einzelnen Bühnenfeldern (Chi²-Test, $\alpha < 0,01$). Somit kann für die übrigen Substrate von einem mesoskaligen Effekt, d.h. einem Unterschied zwischen einzelnen Bühnenfeldern, oder sogar von einem mikroskaligen Effekt (Varianz der Korngrößenfraktion innerhalb der Bühnenfelder ist größer als zwischen den Bühnenfeldern) ausgegangen werden (s. Kap. IV-5.1).

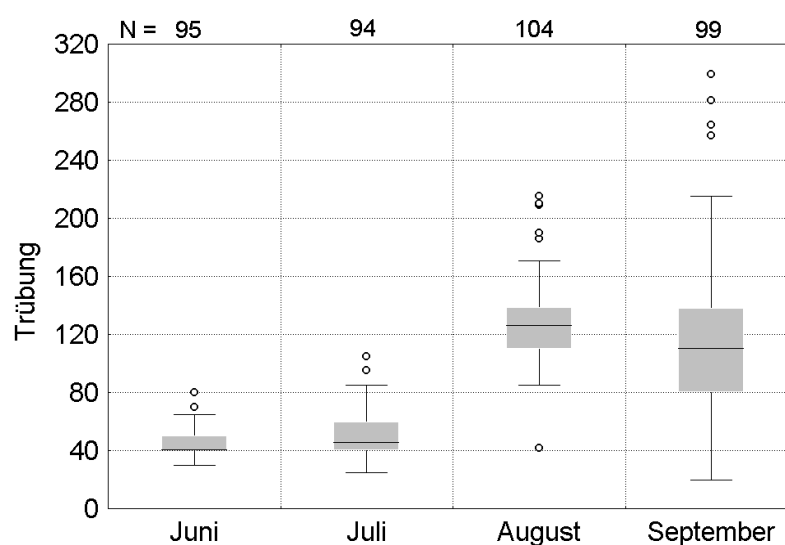


Abb. IV-8: Saisonale Ausprägung der Trübungswerte in den Bühnenfeldern in 1997. Dargestellt sind die Mediane (Linie), 1. und 3. Quartil (Box), Minimum und Maximum (Whisker) sowie Ausreißer (Kreise).

Die zweite Komponente des Feststoffhaushalts der Elbe, die Suspensionsfracht, wird aus Teilchen gebildet, die sich aufgrund ihrer geringen Größe zumindest teilweise in der Schwebelage halten, wie suspendierter Sand oder Schluff sowie Ton. In den hier durchgeführten Untersuchungen wurde die Schwebstofffracht über die Trübung des Wassers mittels einer HORIBA Trübungssonde ermittelt. Eine Analyse der Daten ergab einen hoch signifikanten Unterschied zwischen den saisonalen Daten, also auf der Mesoskala (s. Tab. IV-9).

Es zeigte sich, dass für 1997, also noch ca. 2-3 Wochen nach dem Sommerhochwasser (vgl. Abb. IV-4) die Trübung deutlich erhöht waren und erst Ende September geringer wurden (Abb. IV-8).

Zwischen den Bühnenfeldern konnte ebenfalls ein, wenn auch nur schwach signifikanter, Unterschied in den Trübungswerten festgestellt werden. Innerhalb der Bühnenfelder, auf der Mikrohabitatebene, wurde kein Effekt der Trübung mehr festgestellt. Der Parameter Trübung wird somit als ein primär zeitlich mesoskalig beeinflusster Parameter eingestuft.

Tab. IV-9: Ergebnistafel zur Analyse des Einflusses unterschiedlicher Skalen auf die Varianz der erhobenen Trübungswerte mit Hilfe des H-Test von Kruskal-Wallis für nichtparametrische Daten (n.s. = nicht signifikant).

Parameter	Ebene	räumliche Dimension	zeitliche Dimension	Faktor-Level	FG	H-Wert	p-Level	N
Trübung	Mesoskala		saisonale Varianz	Juni, Juli, Aug., Sept.	3	272,65	< 0,001	392
	Mesoskala	Varianz zw. den Bühnenfeldern		6 Bühnenfelder	5	16,17	< 0,01	392
	Mikroskala	Varianz zw. den Messpunkten		4 Messbereiche	3	2,41	n.s.	392

4 Faktoren der lokalen Ebene (Mesoskala)

Die lokale Ebene, d.h. die Mesoskala bezieht sich auf die Uferzone im Unterschied zum Hauptgerinne des Fahrwassers sowie auf einzelne Bühnenfelder (s. Kap. IV-1). Im untersuchten Flussabschnitt zwischen Elbe-km 418 und 427 wird der Uferbereich überwiegend von Bühnen strukturiert. Lediglich im Gleithangbereich bei Elbe-km 425 und 427 kommt es zu einer starken Wasserflächen der Bühnen, so dass sich hier große Sand- und Kiesbänke gebildet haben, die sich über mehr als ein Bühnenfeld erstrecken (vgl. Abb. IV-5). Die einzelnen Bühnenfelder, bzw. die Kiesbänke werden in dieser Arbeit als Mesohabitate bezeichnet, die durch morphologische und hydraulische Bedingungen charakterisiert sind. Die räumliche Ausdehnung wird durch die Begrenzung durch die Bühnen und die daraus resultierenden hydromorphologischen Unterschiede gegenüber der Fahrrinne definiert. Die zeitliche Beständigkeit der Mesoskala und damit der einzelnen Bühnenfelder unterliegt dem direkten anthropogenen Eingriff. So können Eisgang und Hochwasser zu einer Schädigung der Bühne und damit zu einer veränderten hydraulischen Funktion führen. Dieser Prozess kann durch aktives Management wieder rückgängig gemacht werden. Auf dem Gebiet der ehemaligen DDR fanden seinerzeit Unterhaltungsmaßnahmen nur mit geringer Intensität statt (JÄHRLING 1996). In der Folge kam es zu einer schweren bis starken Schädigung von ca. 25 % der Bühnen entlang der Mittelbe (SCHOLTEN et al. 2005). Nach 1990 wurde schrittweise mit der Sanierung der beschädigten Bühnen begonnen. Ohne Schädigung führt die hydraulische Funktion der Bühnen zu einer allmählichen Wasserflächen der meisten Bühnenfelder. Die zeitliche Beständigkeit der Mesoskala liegt damit zwischen einigen Jahren und einigen Jahrzehnten.

4.1 Wasserbauliche Funktion von Buhnen

Buhnen sind als flussbauliche Regelbauwerke quer zur Strömung an beiden Ufern des Stromes angeordnet. Dadurch wird der Abflussquerschnitt bei Mittelwasser verringert und ein gleichmäßiger Geschiebetransport soll gewährleistet werden (WIRTZ & FAULHABER im Druck).

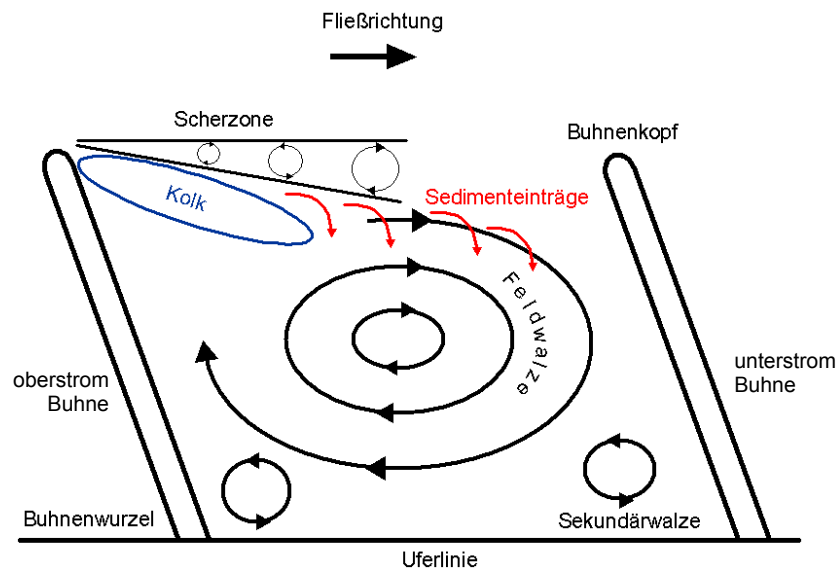


Abb. IV-9: Schema der Strömungsverhältnisse sowie von Erosion und Sedimentation in einem Buhnenfeld bei nicht überströmten Buhnen (aus WIRTZ 2004)

Die hydraulische Wirkung der Buhnen wird durch die Ausrichtung zum Stromstrich, die Abstände zwischen den Buhnen und die Länge der Buhnen beeinflusst. An der Elbe sind Buhnen in der Regel mit einem Winkel von 71° gegen die Strömung ausgerichtet (s. Abb. IV-9) und ermöglichen auf diese Weise bei Überspülung eine bessere Sicherung des Ufers vor Erosion (WIRTZ & FAULHABER im Druck). Die Abstände zwischen den Buhnen betragen bei gerader Fließstrecke in der Regel 100 m und können sich in Prallhanglagen verringern und in Gleithanglagen vergrößern. Die Länge der Buhnen variiert ebenfalls deutlich, wobei die Länge im Längsverlauf der Elbe zunimmt. Entsprechend befinden sich im Bereich der Oberelbe eher kleinere Buhnenfelder ($> 0,1$ ha) während im Bereich der unteren Mittelelbe Buhnenfelder bis zu einer Größe von 2 ha entstehen (WIRTZ & FAULHABER im Druck).

Die hydraulischen Bedingungen in einem idealisierten Buhnenfeld lassen sich schematisch in unterschiedliche Bereiche unterteilen (s. Abb. IV-9). Bei nicht überströmten Buhnen entwickelt sich durch das einströmende Wasser im zentralen Teil des Buhnenfeldes eine Strömungswalze mit erhöhten Fließgeschwindigkeiten an den äußeren Rändern und geringeren Fließgeschwindigkeiten im zentralen Bereich. Entlang der Einströmung entwickelt sich eine Scherzone, die einen Winkel von 6° bis 13° aufweist (RITZERT 2001 zitiert aus WIRTZ 2004). Durch das Zusammentreffen der einströmenden Wassermassen mit den Wassermassen der zentralen Buhnenfeldwalze bilden sich unmittelbar unterhalb des Buhnenkopfes Kolke aus. Die Intensität der Auskolkung kann durch die Neigung des Buhnenkopfes sowie durch die Befestigung des Buhnenkopfes nach Unterstrom mit

Steinschüttungen reduziert werden (WIRTZ 2004). Das erodierte Material lagert im zentralen Bereich des Bühnenfeldes ab bzw. wird bei Überflutung der Bühnen ausgetragen (NEGER 1932).

4.2 Hydraulische Charakterisierung der untersuchten Bühnenfelder

Auf der Basis von systematischen Strömungsmessungen mittels ADP und ADV (s. Kap II-1) wurden Angaben zu Fließgeschwindigkeiten für Standardflächen von 2x2 m Größe (Rasterzellen) interpoliert (vgl. WIRTZ 2004). Eine Auswertung der mittleren Fließgeschwindigkeiten in 10 cm Tiefe je Rasterzelle unterteilt nach Klassen ergab z.T. hydraulische Unterschiede zwischen einzelnen Bühnenfeldern. Als wesentliche Ursachen für diese Unterschiede wird die Lage des Bühnenfeldes zum Stromstrich und die Länge der Bühnen diskutiert (ROHDE 1971, WIRTZ, 2004, ENGELHARD et al. 2006).

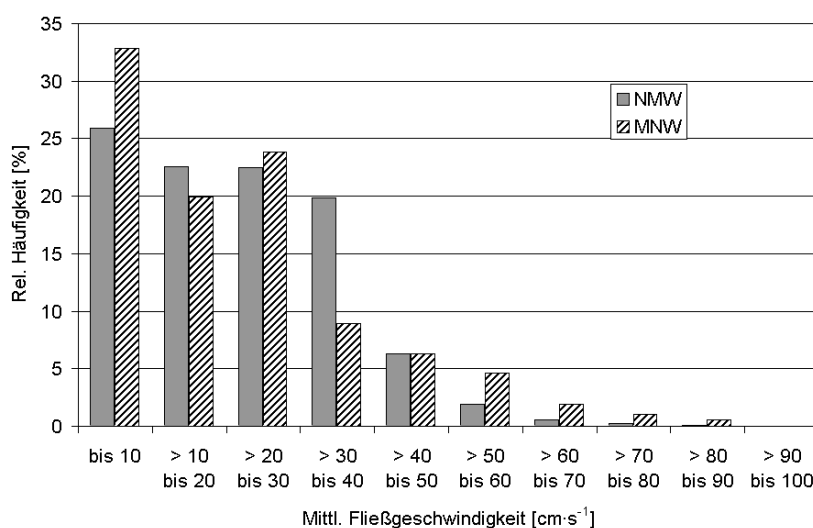


Abb. IV-10: Relative Häufigkeit von Fließgeschwindigkeitsklassen aufsummiert über vier untersuchte Bühnenfelder. Ausgewertet wurden die mittleren Fließgeschwindigkeiten je Rasterzelle (RZ) bei niedrigem Mittelwasser (NMW, 6962 RZ) und bei mittlerem Niedrigwasser (MNW, 5866 RZ).

Die Strömungsverhältnisse in den untersuchten Bühnenfeldern werden durch Fließgeschwindigkeiten charakterisiert, die deutlich unter den mittleren Fließgeschwindigkeiten von ca. 0,75 bis 1 m·s⁻¹ im Hauptgerinne (Fahrwasser zwischen den Bühnen) liegen. Als Referenzwerte für das Hauptgerinne werden Daten von Büchele (2006) zu MNQ und MQ herangezogen. In über 90 % (bei NMW) bzw. über 85 % (bei NW) der analysierten Fläche der Bühnenfelder werden lediglich Fließgeschwindigkeiten von unter 40 cm·s⁻¹ erreicht (Abb. IV-10).

Die Bühnenfelder bilden somit unterhalb des Mittelwasserstandes große strömungsberuhigte Wasserflächen im Gegensatz zum Hauptgerinne. Bei Niedrigwasser nimmt in diesen Bühnenfeldern der Anteil von Flächen mit höheren Fließgeschwindigkeiten zu, da größere Bereiche der Bühnenfelder trocken und die stärker durchströmten Wasserflächen an der Grenze zum Hauptgerinne verbleiben (WIRTZ 2004). Die vier hydraulisch von WIRTZ (2004) untersuchten

Buhnenfelder sind hinsichtlich der Verteilungen der Fließgeschwindigkeiten unterschiedlich ausgeprägt (Tab. IV-10).

Die beiden Buhnenfelder mit durchbrochenen Buhnen bei Elbe-km 418,2 und 421,8 (vgl. Abb. IV-5) weisen für Niedrigwasser größere Übereinstimmungen auf. Bei niedrigem Mittelwasser sind die Anteile zwischen strömungsberuhigten und stärker durchströmten Teilflächen ungleichmäßiger verteilt. In Buhnenfeld Elbe-km 421 herrschen andere Verhältnisse. Dies ist auf das Fehlen einer Durchbruchsströmung, die vorhandene kontinuierlichen Walze und morphologische Unterschiede zurückzuführen (WIRTZ 2004). Aufgrund der relativ steilen Ufer fehlen, trotz des hohen Verlandungsgrades, flache und mit geringen Geschwindigkeiten überströmte Flächen, wie sie in den beiden anderen Buhnenfeldern vorhanden sind (Abb. IV-5). Bei Niedrigwasser sind die Buhnendurchbrüche nicht durchströmt. In der Folge gleicht sich die Häufigkeitsverteilung der mittleren Fließgeschwindigkeit in den Rasterzellen der Buhnenfelder 418,2 und 421,8 deutlich an.

Tab. IV-10: Relative Häufigkeiten (%) von Fließgeschwindigkeitsklassen in den untersuchten Buhnenfeldern zwischen Sandau und Havelberg. Gesamtzahl der ausgewerteten Rasterzahlen (RZ) pro Buhnenfeld = 100 %.

	BF 418,2		BF 421		BF 421,8		BF 423,4	
Strömungs- klasse (cm/s)	MW (1230 RZ)	NW (1177 RZ)	MW (788 RZ)	NW (658 RZ)	MW (1355 RZ)	NW (821 RZ)	MW (3589 RZ)	NW (3210 RZ)
bis 10	45,0	46,9	42,0	58,4	32,0	38,2	13,6	21,1
> 10 bis 20	21,4	13,1	34,4	27,1	18,4	12,9	22,0	22,8
> 20 bis 30	12,4	11,5	23,5	8,2	14,7	9,7	28,7	35,1
> 30 bis 40	8,7	10,0	0,1	4,6	17,6	9,1	28,9	9,4
> 40 bis 50	7,1	9,8	0	1,8	8,4	10,8	6,7	4,8
> 50 bis 60	5,2	8,8	0	0	4,5	8,2	0,2	3,1
> 60 bis 70	0,2	0	0	0	2,7	4,1	0	2,5
> 70 bis 80	0	0	0	0	1,3	3,8	0	0,9
> 80 bis 90	0	0	0	0	0,4	3,0	0	0,2
> 90 bis 100	0	0	0	0	0	0	0	0

4.3 Morphologische Charakterisierung der untersuchten Buhnenfelder

In dem untersuchten Elbabschnitt im Raum Havelberg (Sachsen-Anhalt) zwischen Elbe-km 418 und 427 befinden sich besonders viele Buhnen in unterschiedlichen baulichen Zuständen. Es gibt Buhnen mit Durchbrüchen an der Buhnenwurzel bzw. in der Mitte der Buhnen. Andere Buhnen wurden komplett oder in Abschnitten erneuert. Die ausgewählten Buhnenfelder, die unterhalb von intakten oder reparierten Buhnen liegen, wurden als „intakt“ und Buhnenfelder, die unterhalb von zerstörten Buhnen liegen als „defekt“ bezeichnet (vgl. Tab. IV-8). In zwei Buhnenfeldern (Elbe-km 419 und 419,7) bilden sich bei niedrigen Wasserständen große Sandbänke, die zu einer völligen oder teilweisen Abtrennung einzelner Wasserflächen vom Hauptgerinne führen (vgl. Abb. IV-5). Diese Wasserflächen sind strömungsberuhigt und werden daher als „Stillwasserbereiche“ bezeichnet. Stark verlandete Buhnenfelder (z.B. bei Elbe-km 425), deren Buhnen nicht mehr zu erkennen waren, wurden als Sand- und Kiesbänke mit in die Untersuchungen einbezogen.

Anhand der Uferlinienindizes (vgl. Kap. II, Gl. II-1) wurde die Komplexität der Uferzone in Abhängigkeit von unterschiedlichen Durchflüssen charakterisiert (s. Abb. IV-11). Die untersuchten Bühnenfelder wiesen mehrheitlich Uferzone erst bei einem langjährigen mittleren Niedrigwasser (MNQ) eine maximale Komplexität auf. Bei sechs der acht Bühnenfelder verläuft der Anstieg zunächst schwach, um unterhalb des mittleren Niedrigwassers nach einem kurzen starken Anstieg einen maximalen Wert zu erreichen. Nach diesem Peak nimmt die Uferlinienlänge im Verhältnis zur Bühnenfeldbreite deutlich ab. Die Bühnenfelder „20“ und „40“ zeigen bereits bei niedrigem Mittelwasser einen deutlichen Anstieg des Uferlinienindex und damit der morphologischen Komplexität. Diese Bühnenfelder sind beide durch große Sandbänke charakterisiert, die sich durch ehemalige Durchbrüche der Oberstrom gelegenen Bühnen gebildet haben (vgl. Abb. IV-5).

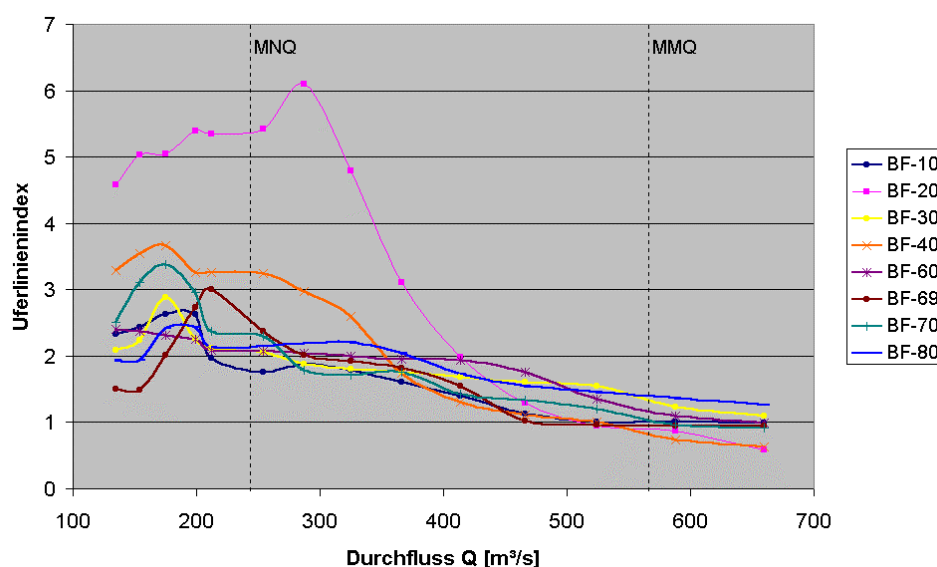


Abb. IV-11: Entwicklung der Uferlinienindizes im Verhältnis zum Durchfluss für die untersuchten Bühnenfelder zwischen Sandau und Havelberg. Kürzel der Bühnenfelder siehe Tab. IV-8.

Das Bühnenfeld „20“ erreicht einen maximalen Uferlinienindex bereits oberhalb eines mittleren Niedrigwasserabflusses. Mit sinkendem Durchfluss fällt der Wert ab, bleibt aber auf einem hohen Niveau. Dieser hohe Wert wird durch ein, bei niedrigem Mittelwasser bereits abgetrennten großen tiefen Kolk, der auch bei Niedrigwasser nicht trocken fällt. Die maximale Uferlinienlänge wird bei fünf Bühnenfeldern bei einem Durchfluss von ca. $150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ erreicht. Zwei Bühnenfelder erreichen diesen Wert oberhalb eines Durchflusses von $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Das Bühnenfeld „60“ zeigt insgesamt bei sinkendem Durchfluss nur einen sehr mäßig ansteigenden Uferlinienindex. Dieses Feld liegt unterhalb einer ehemals durchbrochenen und vor einigen Jahren reparierten Buhne.

Die Entwicklung der Wasserfläche ist naturgemäß positiv mit der Durchflussmenge korreliert (s. Abb. IV-12a). Der Anstieg der Wasserflächenindexkurve verläuft bis zum Erreichen des langjährigen mittleren Niedrigwasserstandes sehr steil. Dies erklärt sich mit der flachen Morphologie insbesondere der Bühnenfeldmitte, die ein Ergebnis der Sedimentationsprozesse ist (vgl. WIRTZ 2004). Dieser Bereich liegt bei niedrigen Wasserständen trocken, jedoch führen bereits

geringe Pegelanstiege zu einer starken Zunahme der Wasserfläche. Ab einer Durchflussmenge von 200 bis 220 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ kommt es zu einer deutlichen Abflachung der Kurve. Die flach reliefierten Bereiche der Bühnenfelder stehen unter Wasser und ein weiterer Anstieg des Wasserstandes führt in steiler geneigten Bereichen zu einem geringeren Anstieg der Wasserfläche.

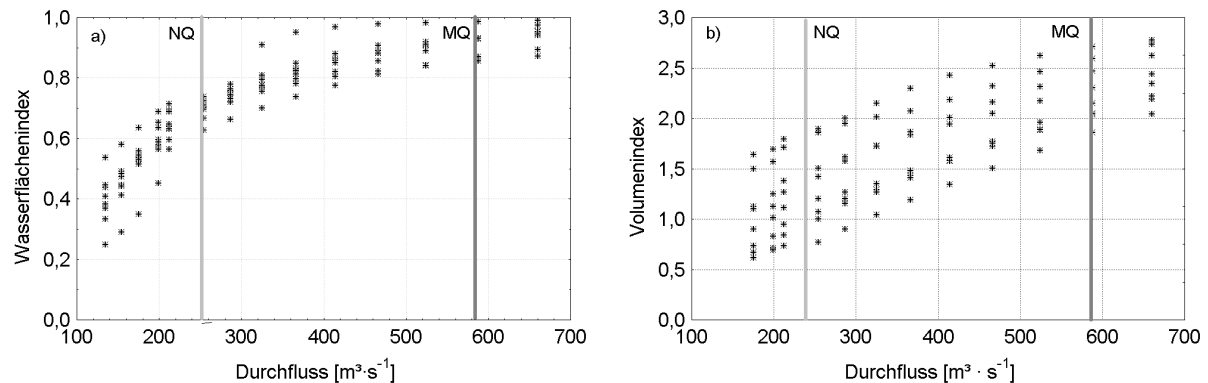


Abb. IV-12: Wasserflächenindizes (a) und Volumenindizes (b) der untersuchten Bühnenfelder (vgl. Abb. IV-10) im Verhältnis zum Durchfluss der Elbe. NQ = Niedrigwasser, MQ = Mittelwasser am Referenzpegel Tangermünde.

Die Varianzanalyse unter Einbeziehung aller Pegeldata (Niedrig- und Mittelwasser) ergab einen signifikanten saisonalen, d.h. zeitlich-mesoskaligen Effekt der Abflussverhältnisse auf die Ausprägung aller Indizes.

Der Volumenindex steigt generell mit zunehmendem Durchfluss an. Entsprechend sind, auf einen saisonalen Verlauf der Abflusskurve bezogen, die Unterschiede hoch signifikant (s. Tab. IV-11). Räumlich signifikante Unterschiede zwischen den Bühnenfeldern ließen sich allerdings erst bei niedrigen Wasserständen nachweisen.

Uferlinien- und Wasserflächenindex zeigen sowohl eine Variation in der Ausprägung über die verschiedenen Abflusssituationen als auch zwischen den verschiedenen Bühnenfeldern (s. Tab. IV-11). Räumlich-mesoskalige Effekte, die Varianz zwischen den Bühnenfeldern, sind deutlich geringer und nicht signifikant.

Schränkt man diese Betrachtung auf die Niedrig- und niedrige Mittelwasserwassersituation (Pegel 110 cm bis 250 cm) ein, kehren sich diese Verhältnisse für den Uferlinien- und den Volumenindex um. Die Variation in der Ausprägung dieser Indizes ist zwischen den Bühnenfeldern größer als zwischen den Pegelständen. Beide Indizes werden also bei diesen Abflussverhältnissen durch morphologische Ausgestaltung der einzelnen Bühnenfelder stärker beeinflusst, als durch die Variation zwischen den Pegelständen. Da die Untersuchungen zur Jungfischzönose zu 90 % während dieser Abflussverhältnisse stattfanden, werden der Uferlinien- und der Volumenindex der räumlichen Mesoskala und der Wasserflächenindex der zeitlichen Mesoskala zugeordnet.

Tab. IV-11: Ergebnistafel zur Analyse des Einflusses unterschiedlicher Skalen auf die Varianz der morphologischen Indizes mit Hilfe des H-Test von Kruskal-Wallis für nichtparametrische Daten (n.s. = nicht signifikant).

Parameter	Abfluss - bereich	Ebene	räumliche Dimension	zeitliche Dimension	Faktor-Level	FG	H-Wert	p-Level	N
Wasserfläche n-index	Niedrig- und Mittel- wasser	Mesoskala	Varianz zw. den Buhnenfeldern	saisonale Varianz	10 Pegelstände	9	71,48	< 0,001	80
		Mesoskala			8 Buhnenfelder	7	4,01	n.s.	112
	Niedrig- wasser	Mesoskala	Varianz zw. den Buhnenfeldern	saisonale Varianz	8 Pegelstände	7	54,52	< 0,001	64
		Mesoskala			8 Buhnenfelder	7	4,1	n.s.	64
Uferlinien- index	Niedrig- und Mittel- wasser	Mesoskala	Varianz zw. den Buhnenfeldern	saisonale Varianz	10 Pegelstände	9	30,99	< 0,001	80
		Mesoskala			8 Buhnenfelder	7	8,45	n.s.	112
	Niedrig- wasser	Mesoskala	Varianz zw. den Buhnenfeldern	saisonale Varianz	8 Pegelstände	7	10,1	n.s.	64
		Mesoskala			8 Buhnenfelder	7	35,93	< 0,001	64
Volumen- index	Niedrig- und Mittel- wasser	Mesoskala	Varianz zw. den Buhnenfeldern	saisonale Varianz	10 Pegelstände	9	39,21	< 0,001	80
		Mesoskala			8 Buhnenfelder	7	31,92	< 0,001	96
	Niedrig- wasser	Mesoskala	Varianz zw. den Buhnenfeldern	saisonale Varianz	8 Pegelstände	7	10,66	n.s.	48
		Mesoskala			8 Buhnenfelder	7	35,3	< 0,001	48

4.4 Physiko-chemische Faktoren

Die kleinräumig in den Buhnenfeldern erhobenen Sauerstoffwerte zeigten keine signifikante Abweichung von der Normalverteilung (KS-Test, $d = 0,063$; $p < 0,1$) bzw. keine Abweichung von einer homogenen Verteilung der Varianzen.

Tab. IV-12: ANOVA Tafel zur Analyse des Einflusses unterschiedlicher Skalen auf die Varianz der erhobenen Sauerstoffwerte [$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$].

Parameter	räumliche Ebene	zeitliche Ebene	Ursache:	FG	Quadrat- summe	mittlere Quadrat- summe	F-Wert	p-Level	Varianz- anteil (%)
Sauerstoff		Mesoskala	saisonale Varianz	16	8498,93	531,18	131,05	<0,001	90,82
			Varianz zw. Buhnenfeldern	7	347,23	49,61	12,24	<0,001	8,48
	Mikroskala		Varianz innerhalb v. Buhnenfeldern	1280	5188,03	4,05			0,69
			Gesamt:	1303	14034,19	584,84			100,00

Entsprechend konnte eine dreifaktorielle Varianzanalyse durchgeführt werden, bei der sich saisonale Einflüsse (zeitliche Mesoskala) als dominierender Effekt auf die Varianz (> 90 %) der Sauerstoffdaten herausstellte (Tab. IV-12).

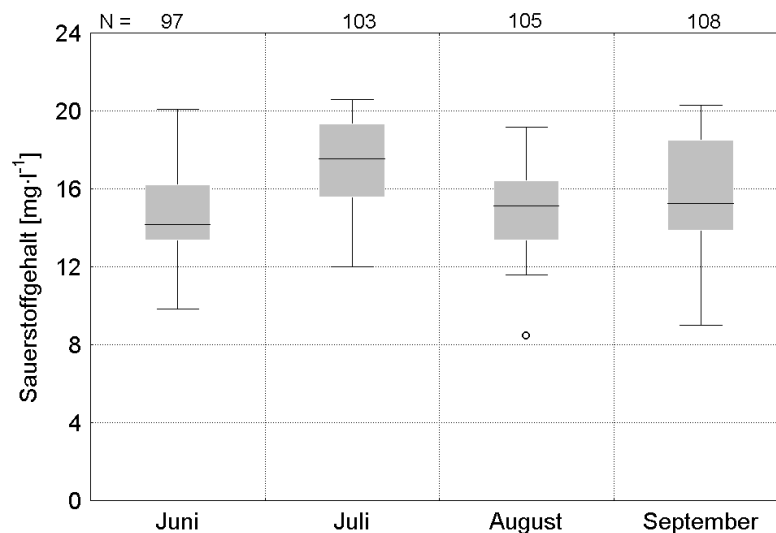


Abb. IV-13: Saisonale Ausprägung der Sauerstoffwerte in 1997. Dargestellt sind die Mediane (Linie), 1. und 3. Quartil (Box), Minimum und Maximum (Whisker) sowie Ausreißer (Kreise).

Auch die Unterschiede zwischen einzelnen Bühnenfeldern erklären einen signifikanten Anteil in den Varianzen. Doch fallen diese mesoskaligen Effekte mit einem Varianzanteil von < 10 % deutlich geringer aus. Ein signifikanter Effekt der mikroskaligen Ebene, d.h. durch Varianzen innerhalb der Bühnenfelder konnte nicht festgestellt werden.

Tab. IV-13: Ergebnistafel zur Analyse des Einflusses unterschiedlicher Skalen auf die Varianz der erhobenen Daten zum pH-Wert und zur Leitfähigkeit mit Hilfe des H-Test von Kruskal-Wallis für nichtparametrische Daten (n.s. = nicht signifikant).

Parameter	Ebene	räumliche Dimension	zeitliche Dimension	Faktor-Level	FG	H-Wert	p-Level	N
pH-Wert	Mesoskala		saisonale Varianz	Juni, Juli, Aug., Sept.	3	348,82	< 0,001	410
	Mesoskala	Varianz zw. den Bühnenfeldern		6 Bühnenfelder	5	31,44	< 0,001	410
	Mikroskala	Varianz zw. den Messpunkten		4 Messbereiche	3	6,56	n.s.	410
Leitfähigkeit	Mesoskala		saisonale Varianz	Juni, Juli, Aug., Sept.	3	340,91	< 0,001	408
	Mesoskala	Varianz zw. den Bühnenfeldern		6 Bühnenfelder	5	99,54	< 0,001	408
	Mikroskala	Varianz zw. den Messpunkten		4 Messbereiche	3	31,27	< 0,001	408

Die erhobenen Daten der Leitfähigkeit sowie der pH-Werte erfüllten nicht die Voraussetzungen für parametrische Prüfverfahren und wurden deshalb mit Hilfe des H-Test von Kruskal-Wallis geprüft.

Es zeigte sich, dass beide Parameter hoch signifikante Unterschiede hinsichtlich der saisonalen Ausprägung der Daten aufweisen (Tab. IV-13).

So wurden 1997 Ende September die höchsten Leitfähigkeiten ermittelt (Abb. IV- 14a), was mit der Niedrigwasserphase der Elbe einherging (vgl. Abb. IV-4). Für die pH-Werte wurden in demselben Jahr die höchsten Werte Anfang Juni festgestellt (Abb. IV-14b). Nach dem Sommerhochwasser 1997 Ende August fielen die pH-Werte deutlich niedriger aus, stiegen dann aber bis Ende September wieder an. Eine ähnliche saisonale Ausprägung zeigten auch die Sauerstoffwerte (Abb. IV-13).

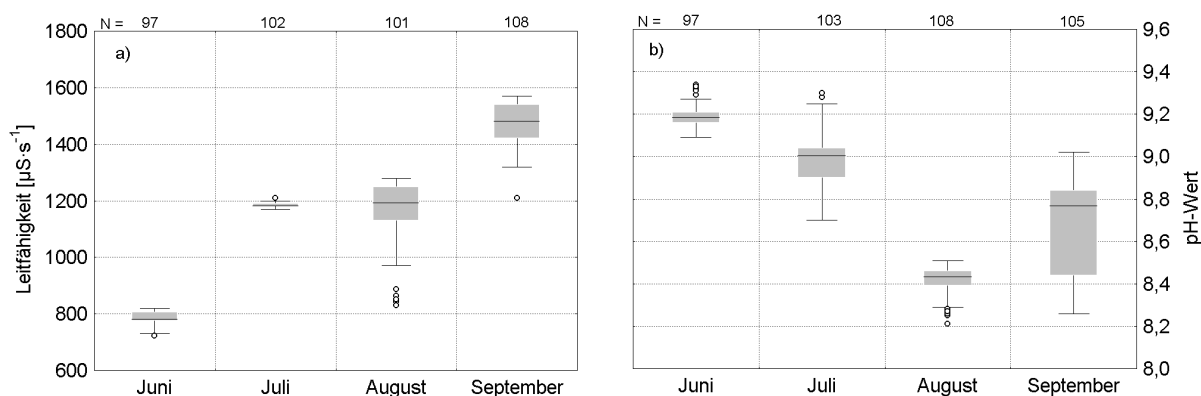


Abb. IV-14: Saisonale Ausprägung der Leitfähigkeit und der pH-Werte in 1997. Dargestellt sind die Mediane (Linie), 1. und 3. Quartil (Box), Minimum und Maximum (Whisker) sowie Ausreißer (Kreise).

Die Varianzanalysen der erhobenen Werte für den Sauerstoffgehalt (s. Tab. IV-12), den pH-Wert, die Leitfähigkeit (s. Tab. IV-13) und die Temperatur (s. Tab. IV-4) bestätigten den großen saisonalen Einfluss auf die physikochemischen Daten der Probestellen. Einen geringeren aber signifikanten Einfluss der Mesoskala, d.h. der Unterschiede zwischen den einzelnen Bühnenfeldern konnte für den Sauerstoffgehalt, den pH-Wert und die Leitfähigkeit identifiziert werden. Der Einfluss der Mikroskala, d.h. eine signifikante Varianz innerhalb der einzelnen Bühnenfelder konnte nur für die Leitfähigkeit nachgewiesen werden (s. Tab. IV-13).

5 Faktoren der kleinräumigen Ebene (Mikroskala)

5.1 Morphologische Faktoren

Die mit ihrer Ausdehnung von einigen Quadratmetern sehr kleine Mikroskala bezeichnet unterschiedliche Bereiche innerhalb der Bühnenfelder, die sich durch charakteristische hydraulische oder morphologische Bedingungen abtrennen lassen. Die zeitliche Beständigkeit dieser Strukturen variiert je nach betrachtetem Faktor zwischen Stunden (z.B. Temperatur- und Sauerstoffverhältnisse) und einigen Tagen bis Wochen (z.B. Ausbildung von Strömungsverhältnissen in Abhängigkeit vom Wasserstand).

Die Analyse der **Substratbeschaffenheit** in den ufernahen Bereichen ergab, dass der Anteil der Sandfraktion dem des Hauptgerinnes entspricht (vgl. Kap IV-3.3). In den Häufigkeiten der anderen Korngrößenfraktionen unterscheiden sich die Bühnenfelder jedoch erheblich vom Hauptgerinne.

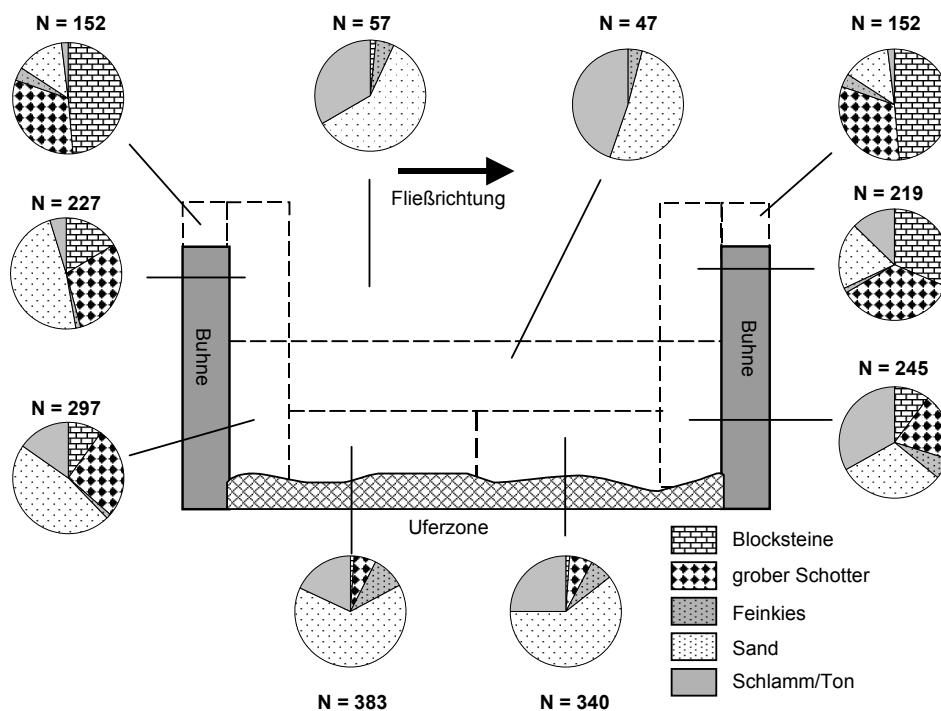


Abb. IV-15: Relative Häufigkeit von Substrattypen in unterschiedlichen Messbereichen eines Bühnenfeldes. Die Angaben beziehen sich auf 1911 Stichproben aus 11 Bühnenfeldern im Raum Havelberg (Elbe-km 418 bis 424).

Eine statistische Analyse mittels des korrigierten Kontingenzkoeffizienten (KÖHLER et al. 1995) ergab einen größeren statistischen Zusammenhang ($C_{\text{kor}} = 0,66$) zwischen der Substratbeschaffenheit und den unterschiedlichen Messbereichen innerhalb des Bühnenfeldes (s. Abb. IV-15) als zwischen den Bühnenfeldern ($C_{\text{kor}} = 0,57$). Die Analyse bezog sich auf 1911 Datensätze in 11 Bühnenfeldern des Untersuchungsgebiets zwischen Sandau und Havelberg (s. Abb. IV-15).

Tab. IV-14: ANOVA Tafel zur Analyse des Einflusses unterschiedlicher Skalen auf die Varianz der Uferneigung [°].

Parameter	Ebene	Ursache:	FG	Quadrat-summe	mittlere Quadrat-summe	F-Wert	p-Level	Varianz-anteil (%)
Neigung	Mesoskala:	Varianz zw. Bühnenfeldern	10	17.321,7	1.732,17	14,77	<0,001	17,59
	Mikroskala:	Varianz innerhalb der Bühnenfeldern	8	63.749,1	7.968,64	67,95	<0,001	80,93
		Residuen	1.823	276.178,7	145,818			1,48
		Gesamt:	1.841	357.249,5	9.846,63			100,00

Der dominante Substrattyp (in diesem Flussabschnitt der Sand) wird somit von dem makroskaligen Faktor des Feststofftransportes bestimmt, während die anteilige Zusammensetzung der übrigen

Substrate sich primär auf kleinräumiger Ebene unterscheidet und somit einen Parameter der Meso- und Mikroskala darstellt.

Aus den Messungen zur Wassertiefe und der Entfernung zum Ufer wurde die **Uferneigung** als morphologisch relevanter Parameter berechnet. Die statistische Analyse der Daten mittels einer Varianzanalyse ergab, dass nur ein geringer Varianzanteil durch Unterschiede zwischen den Bühnenfeldern erklärt wird (Tab. IV-14). Der weitaus größte Anteil der Varianz wird durch die Unterschiede innerhalb der Bühnenfelder erklärt, das heißt durch die Mikrohabitatebene. Damit wird der Parameter Uferneigung der Mikroskala zugeordnet.

5.2 Hydraulische Faktoren

Die hydraulische Charakterisierung der einzelnen Bühnenfelder wurde von WIRTZ (2004) sowie WIRTZ & ERGENZINGER (2002) durchgeführt. Die Methode der Strömungsmessung und Generierung wird bei WIRTZ (2004) ausführlich beschrieben und wurde in Unterkapitel 4.3 kurz zusammengefasst. Basierend auf diesen Daten erfolgt in Anlehnung an WIRTZ (2004) eine kurze Beschreibung von zwei Bühnenfelder in Gleithanglage die durch intakte Bühnen (Elbe-km 421) bzw. durch Bühnen mit Durchbrüchen begrenzt werden (Elbe-km 421,8; vgl. Abb. IV-5).

Betrachtet man die Strömungsverhältnisse innerhalb des Bühnenfeldes Elbe-km 421, so läßt sich eine dominierende Bühnenfeldwalze erkennen, an deren Peripherie es zu einer gleichbleibenden Rückströmung im Bühnen- und Uferbereich mit Geschwindigkeiten von 20 bis 30 $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ kommt (Abb. IV-16).

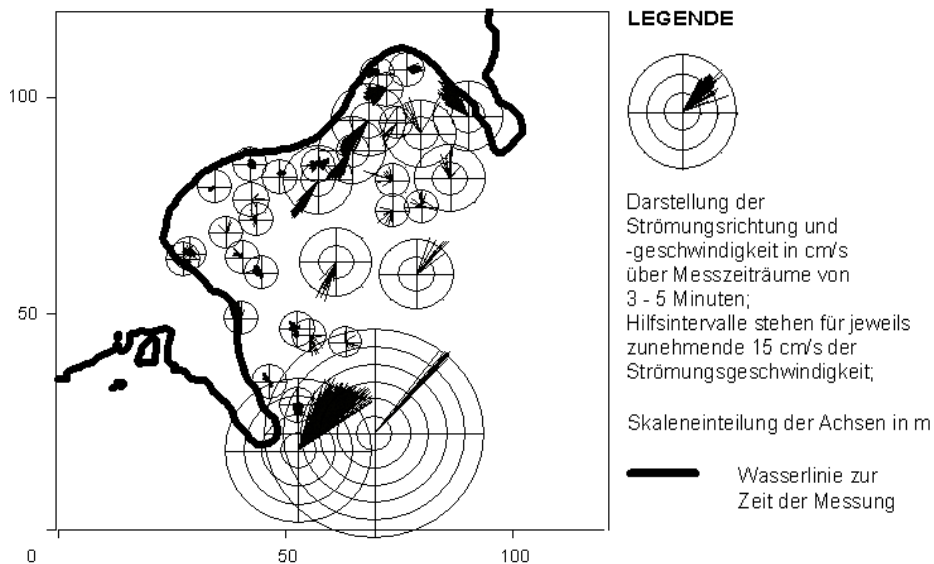


Abb. IV-16: Messwerte oberflächennaher Fließgeschwindigkeiten ($\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$) des Bühnenfeldes Elbe-km 421 bei niedrigem Mittelwasser 1999, HB = 250 cm (Graphik aus WIRTZ 2004).

Die Geschwindigkeiten dieser Walze und die Durchschnittsgeschwindigkeiten innerhalb des gesamten Bühnenfeldes sind gering. Gut erkennbar sind weiterhin zwei Sekundärwalzen an der Unterstrom gelegenen Bühnenwurzel und am Kolk der Oberstrom gelegenen Bühne. Im

Uferbereich überlagert sich ein Teil der Bühnenfeldwalze mit der Rotationsströmung innerhalb des ehemaligen Durchbruchskolkes. Dieser Bereich wird mit sehr geringen Strömungsgeschwindigkeiten von maximal 5 bis $10 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ von einer, parallel zur oberstromigen Buhne verlaufenden, Einstromung und z. T. von der Rückströmung gespeist.

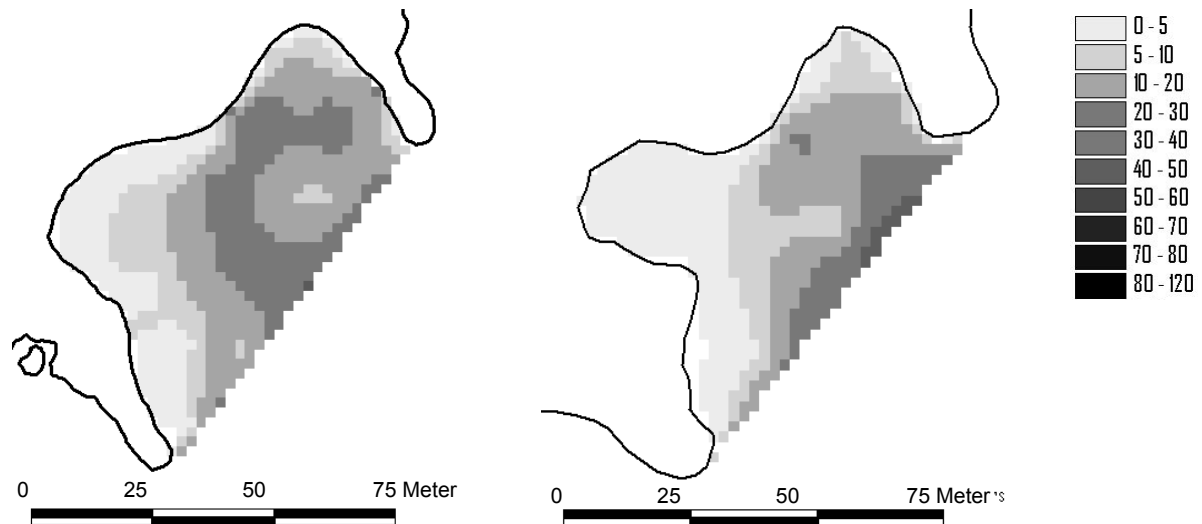


Abb. IV-17: Interpolierte oberflächennahe Fließgeschwindigkeiten ($\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$) des Bühnenfeldes Elbe-km 421 bei niedrigem Mittelwasser 1999, HB = 250 cm (links) sowie bei Niedrigwasser 1998, HB = 160 cm (rechts) (Graphik aus WIRTZ 2004).

Im Überlagerungsbereich von Rückströmung und Sekundärwirbel des Kolkes kommt es in ca. dreiminütigen Abständen zu einer Änderung der Richtung um 180 Grad. In diesem Rhythmus dominiert hier abwechselnd die Hauptrückströmung oder die Ausströmung aus dem Kolkbereich. Im Kolkbereich sind die Fließgeschwindigkeiten sehr gering, so dass es zu einer Ablagerung von feinem organischem Material und in der Folge zur Ausbildung von Faulschlamm kommt.

Die wesentlichen Unterschiede der in an einem Gleithang gelegenen Bühnenfelder 421 und 421,8 lassen sich im Leebereich der Oberstrom gelegenen Buhne erkennen (s. Abb. IV-5). Ein signifikantes Merkmal für Bühnenfeld 421,8 ist die im Lee-Bereich der Oberstrom gelegenen Buhne vorkommende Sandbank, welche vor allem bei Hochwasser akkumuliert wird. In Abhängigkeit von der Lage des Bühnenfeldes und der Lage der Buhnen befindet sich dieser verlandete Bereich ufernah oder weiter stromseitig. Hinter dem Durchbruch wurde der fein- und mittelsandige Akkumulationsbereich erodiert, und es kommt zu Ablagerungen größeren Materials (Grobsand, Kiese). In Bühnenfeld 421,8 (durchbrochene Buhne) sind die starken Richtungsänderungen der Strömung im zentralen Bereich hervorzuheben, welche durch zwei sich gegenseitig überlagernde Hauptströmungen des Bühnenfeldes verursacht werden (vgl. Abb. IV-18).

Dieser Bereich wird wechselnd von der Durchbruchsströmung und von der Bühnenfeldwalze dominiert. Nach WIRTZ (2004) bedingen Schwankungen des Wasserstandes und der Wassermenge innerhalb des Bühnenfeldes einen pendelnden Verlauf der Einstromung durch den Durchbruch und damit auch eine Ablenkung der Rückströmung. Weiterhin sind zwei kleinere Walzen an der Wurzel der Unterstrom gelegenen Buhne und am äußeren Rand der Oberstrom gelegenen Sandbank zu identifizieren. Eine Kippbewegung im gleichen zeitlichen Rhythmus wie im zentralen Bereich ist

ebenfalls am Buhnenkopf der Unterstrom gelegenen Buhne vorhanden (WIRTZ 2004). Die unstete Sekundärwalze an der Buhnenwurzel sowie die Kippbewegungen weisen nach Darstellung von WIRTZ (2004) ebenfalls auf wechselnde Ein- und Ausströme hin.

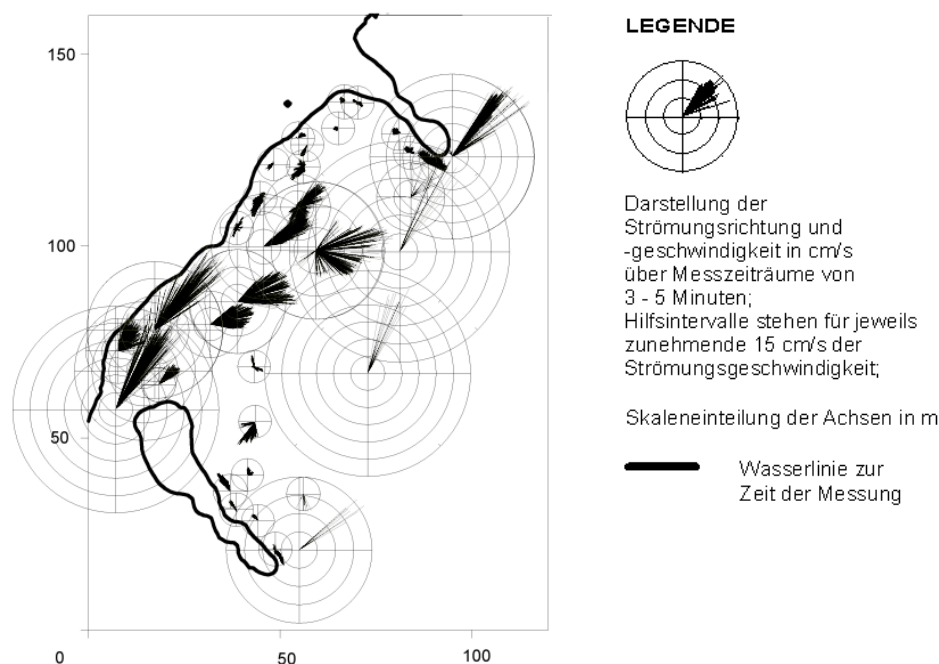


Abb. IV-18: Messwerte oberflächennaher Fließgeschwindigkeiten ($\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$) des Buhnenfeldes Elbe-km 421,8 bei niedrigem Mittelwasser 1999, HB = 250 cm (Graphik aus WIRTZ 2004).

Ein niedriger Wasserstand verändert in Buhnenfeld 421,8 deutlich die hydraulischen Bedingungen (Abb. IV-19). Der Durchbruch der Buhne ist trocken gefallen. Aufgrund des hohen Verlandungsgrades ist der aquatische Bereich des Buhnenfeldes deutlich eingeschränkt und hat sich an den äußeren Bereich des Buhnenfeldes verlagert. Strömungsberuhigte Flächen befinden sich im Lee der oberstromigen Buhne und an der unterstromigen Buhnenwurzel.

Zur Analyse der kleinräumigen Habitatwahl wurde für jede Probestelle in den Buhnenfeldern die Fließgeschwindigkeit über Grund und in 10 cm Wassertiefe mittels einer elektromagnetischen Sonde Nautilus der Fa. Ott erfasst (s. Kap. II-1). Anhand von 754 Einzelmessungen aus dem Bereich Havelberg/Sandau wurde mit Hilfe einer ANOVA der Einfluss unterschiedlicher Faktoren auf die Varianz der Daten ermittelt (Tab. IV-15).

Wie bereits durch die graphische Darstellung der Fließgeschwindigkeitsrosen in den Abbildungen IV-16 und IV-18 deutlich wird, erklärt die hydraulische Variabilität innerhalb der Buhnenfelder einen wesentlichen Anteil der Varianz in den Daten. Diese Strömungsmuster unterliegen allerdings nicht nur einer hohen kleinräumigen Dynamik, sondern sie können auch erheblich in der Zeit und zwar in sehr kurzen ca. 3- bis 5-minütigen Intervallen variieren, wie WIRTZ (2004) dies eindrucksvoll anhand von Parallelströmungsmessungen und Tracerexperimenten für einzelne Buhnenfelder nachwies.

Tab. IV-15: ANOVA Tafel zur Analyse des Einflusses unterschiedlicher Skalen auf die Varianz der punktuell in der Uferzone gemessenen Fließgeschwindigkeiten.

Parameter	Ebene	Ursache:	FG	Quadrat-summe	mittlere Quadrat-summe	F-Wert	p-Level	Varianz-anteil (%)
Fließgeschwindigkeit [cm/s]	Makroskala	Abfluss (MNQ/NMQ)	1	0,153	0,153	11,59	< 0,001	36,69
	Mesoskala:	Varianz zw. Bühnenfeldern	7	0,162	0,0232	1,75	n.s.	5,56
	Mikroskala:	Varianz innerhalb der Bühnenfelder	8	1,824	0,228	17,23	<0,001	54,68
		Residuen	738	9,767	0,013			3,12
		Gesamt:	754	11,906	0,417			100,00

Neben den kurzzeitigen Änderungen bedingen auch unterschiedliche Durchflusssituationen unterschiedlich ausgeprägte Fließgeschwindigkeiten in den Bühnenfeldern (s. Abb. IV-16 und IV-18). Diese makroskaligen Effekte beeinflussen die untersuchten Varianzen in den Fließgeschwindigkeiten zu über 30 % (Tab. IV-15). Der Parameter Fließgeschwindigkeit wird also durch lokale Effekte (Mikroskala) als durch überregionale Effekte (Abflussdynamik) erheblich beeinflusst. Aufgrund des dominierenden Einflusses der kleinräumigen Effekte innerhalb der Bühnenfelder, wird dieser Faktor als mikroskalig eingestuft.

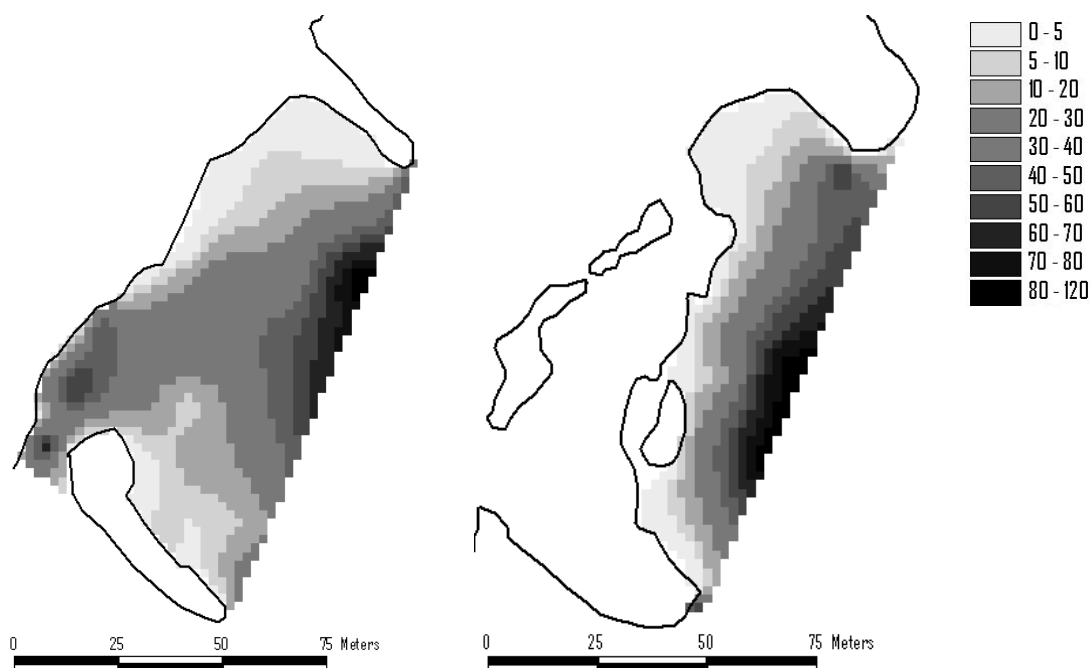


Abb. IV-19: Interpolierte oberflächennahe Fließ Geschwindigkeiten ($\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$) des Bühnenfeldes Elbe-km 421,8 bei niedrigem Mittelwasser 1999, HB = 250 cm (links) sowie bei Niedrigwasser 1998, HB = 160 cm (rechts) (Graphik aus WIRTZ 2004).

6 Zusammenfassung: Skalen und Faktoren

Mit den Untersuchungen in diesem Kapitel wurde die Wirkung unterschiedlicher Skalen auf die Ausprägung von Umweltfaktoren analysiert. Insgesamt wurden 9 abiotische Faktoren durch 16 Parameter erfasst von denen 13 Parameter hinsichtlich der Variabilität ihrer Daten untersucht wurden (Tab. IV-16).

Tab. IV-16: Zuordnung der Umweltfaktoren und ihren Parametern zu verschiedenen Skalen des Fließgewässers der mittleren Elbe aufgrund der Erklärung der größten Varianz. Zur methodischen Erfassung der einzelnen Parameter siehe Tab. II-1.

Skalen	Ursache der größten Variabilität	Faktor	Parameter
räumliche Makroskala (Flussabschnitt)		Flussmorphologie	Lage der Uferzone
		Flussmorphologie	Distanz zum Auengewässer
		Feststoffhaushalt	dominierender Substrattyp
zeitliche Mesoskala	Saisonale Variabilität	Klima	Wassertemperatur
		Hydrologie	Wasserstand/Abfluss
		Feststoffhaushalt	Trübung
		Physiko-Chemie	Sauerstoffgehalt
		Physiko-Chemie	Leitfähigkeit
		Physiko-Chemie	H ⁺ -Ionen-Konzentration
räumliche Mesoskala (Buhnenfeld)	Abflussinduzierte Variation	Buhnenfeld-morphologie	Wasserflächenindex
	Variabilität zwischen Buhnenfeldern	Buhnenfeld-morphologie	Uferlinienindex
		Buhnenfeld-morphologie	Volumenindex
		Buhnenfeld-hydraulik	Fließgeschwindigkeitsverteilung
räumliche Mikroskala	kleinräumige Variabilität innerhalb von Buhnenfeldern	Feststoffhaushalt	rezedente Substrattypen
		Morphologie der Uferzone	Uferneigung
		Hydraulik der Uferzone	Fließgeschwindigkeit

Der Faktor Flussmorphologie wurde anhand der Parameter „Lage der Uferzone“ und „Distanz zu den Auengewässern“ erfasst. Beide Parameter wurden a priori der räumlichen Makroskala „Flussabschnitt“ zugeordnet, da die Ausdehnung und Beständigkeit dieser Parameter den räumlichen und zeitlichen Dimensionen dieser Skala entspricht (vgl. Abb. IV-1). Ebenfalls durch einen makroskaligen Effekt ist der dominierende Substrattyp in den Buhnenfeldern zu erklären.

Für sieben Parameter ließ sich die Variabilität der Ausprägung auf eine saisonale Varianz zurückführen. Entsprechend wurden die Faktoren Klima (Wassertemperatur), Hydrologie (Abfluss), Feststoffhaushalt (Trübung) und Physiko-Chemie (Sauerstoffgehalt, Leitfähigkeit und pH-Wert) der zeitlichen Mesoskala zugeordnet. Damit konnte die zu Beginn gestellte Arbeitshypothese, dass physikochemische Parameter wesentlich von der Meso- bzw. Mikroskala beeinflusst werden, bestätigt werden.

Räumliche mesoskalige Effekte wurden durch Faktoren der Bühnenfeldmorphologie bzw. -hydraulik bestimmt. So zeigten Volumen- und Uferlinienindex sowie die Fließgeschwindigkeitsverteilung große Variabilitäten zwischen den Bühnenfeldern.

Die Morphologie und Hydraulik der Uferzone wird im Wesentlichen durch kleinräumige Effekte beeinflusst. Der zweite Aspekt der Arbeitshypothese, wonach die hydromorphologischen Parameter durch makroskalige Effekte beeinflusst werden, konnte somit für die morphologischen Parameter Lage der Uferzone und Distanz zu den Nebengewässern sowie dem Grad der Wasserflächen, ausgedrückt in dem Wasserflächenindex, positiv und für andere Parameter wie Uferneigung, Substratbeschaffenheit und Fließgeschwindigkeiten negativ beantwortet werden. Diese Parameter zeigen auf der Ebene der Mikroskala die größte Variabilität und bilden damit den wesentlichen abiotischen Rahmen für eine Charakterisierung potentieller Mikrohabitate in den Uferzonen der Elbe.

V Ansammlungen von Fischlarven und Jungfischen in den Uferstrukturen des Hauptstroms – strukturierende Faktoren und zeitliche Dynamik

1 Zusammensetzung der Altersgruppe 0

Für 19 Fischarten und ein Neunauge ließen sich frühe Entwicklungsstadien in den Uferzonen des Hauptstroms im Raum Havelberg nachweisen (Tab. V-1).

Tab. V-1: Präsenz und relative Abundanz von Fischarten und Neunaugen der AG 0 in den Uferstrukturen der Mittelelbe bei Havelberg. Berücksichtigt wurden Fänge aus den Zug- und Larvennetzen der Jahre 1997 und 1998. Einzelnachweise während des Sommerhochwassers 1997 wurden als „HW-Fänge“ gekennzeichnet, zusätzliche Nachweise mit dem Elektrofischereigerät als „E.-Fänge“. Die Nomenklatur richtet sich nach KOTTELAT (1997) und ESCHMEYER (2008), die Einteilung in Reproduktionstyp nach BALON (1975, 1984) sowie THIEL & GINTER (2002).

Familie	Artnamen	Wissenschaftliche Bezeichnung	Kürzel	Ökologische Gilde		Präsenz [%]	rel. Abundanz [%]
				Habitatbindung	Reproduktionstyp		
Petro-myzontidae	Flussneunauge	<i>Lampetra fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)	La-fl	anadrom	lithophil	E.-Fang	
Cyprinidae	Barbe	<i>Barbus barbus</i> (Linnaeus, 1758)	Ba-ba	rheophil A	lithophil	E.-Fang	
	Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i> (Linnaeus, 1758)	Le-le	rheophil A	phyto-lithophil	43,5	3,4
	Aland	<i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)	Le-id	rheophil B	phyto-lithophil	68,6	36,9
	Döbel	<i>Leuciscus cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	Le-ce	rheophil A	lithophil	28,0	1,5
	Rapfen	<i>Aspius aspius</i> (Linnaeus, 1758)	As-as	rheophil B	lithophil	38,9	5,8
	Weißflossen-gründling	<i>Romanogobio belingi</i> (Slastenenko 1934)	Go-al	rheophil A	psammophil	62,3	5
	Gründling	<i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)	Go-go	rheophil B	psammophil	29,7	1,3
	Gründling mix	<i>Gobio spec.</i>	Go-sp	rheophil A/B	psammophil	62,3	11,3
	Ukelei	<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	Al-al	eurytop	phyto-lithophil	60,1	21,1
	Plötze	<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	Ru-ru	eurytop	phyto-lithophil	22,9	1,5
	Güster	<i>Blicca björkna</i> (Linnaeus, 1758)	Ab-bj	eurytop	phytophil	6,3	0,1
	Brassen	<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	Ab-br	eurytop	phyto-lithophil	12,0	0,5
	Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)	Cy-ca	eurytop	phytophil	0,6	0,01
	Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i> (Heckel, 1843)	Le-de	limnophil	phytophil	HW-Fänge	
	Bastard		Cy-ba			2,9	0,05
Esocidae	Hecht	<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	Es-lu	eurytop	phytophil	5,7	0,14
Gadidae	Quappe	<i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758)	Lo-lo	rheophil B	litho-pelagophil	E.-Fang	
Gasterosteidae	3st, Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i> (Cuvier)	Ga-ac	limnophil	ariadnophil	HW-Fänge	
Percidae	Flußbarsch	<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	Pe-fl	eurytop	phyto-lithophil	42,9	5,7
	Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernuus</i> (Linnaeus, 1758)	Gy-ce	eurytop	phyto-lithophil	16,0	0,9
	Zander	<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	Sa-lu	eurytop	phytophil	35,5	5,4
Anzahl Arten:						20	
Anzahl Hols:						177	
mittlere Abundanz [Ind · 100m ⁻²]:						59,88	

Mit einer Präsenz von über 60 % kamen die drei Arten Aland (68,6 %), Weißflossengründling (62,3 %) und Ukelei (60,1 %) sehr häufig in den Zugnetzfängen der AG 0 vor (Tab. V-1). Die Jungfische der rheophilen Hasel (43,5 %) und Rapfen (38,9 %) und der beiden Perciden Flussbarsch (42,9 %) und Zander (35,5 %) wurden ebenfalls regelmäßig gefangen.

Die Jungfischansammlungen wurden hinsichtlich der Individuenanzahl von Aland (36,9 %) und Ukelei (21,1 %) dominiert. Die rheophilen Arten bildeten mit über 65 % der relativen Abundanz die größte Gruppe in der AG 0 an den Zug- und Larvennetzfängen, wobei die als rheophil B bezeichneten Arten Aland, Rapfen und Gründling ca. 44 % während Hasel, Barbe, Döbel und Weißflossengründling, und somit Arten, die der ökologischen Gilde rheophil A zugeordnet werden, nur in geringeren Abundanzen (> 10 %) vertreten waren. Flussbarsch (5,7 %), Zander (5,4 %) aber auch Plötzen, Güster und Brassen stellten mit insgesamt 2,1 % stellten im Gegensatz dazu nur einen vergleichbar geringen Anteil der Jungfische.

Erstmalig konnte für die Mittelelbe eine Reproduktion des Weißflossengründlings nachgewiesen werden. Mit einer relativen Abundanz von 5 % und einer Präsenz von 62,3 % kam diese Art wesentlich häufiger vor als der Gründling (*Gobio gobio*) mit einer relativen Abundanz von 1,3 % und einer Präsenz von 29,7 %.

Der Nachweis juveniler Quappen und Barben gelang nur in Einzelfängen durch die Elektrofischerei. Zusätzlich wurden bei Wittenberge und Bälów in den Jahren 1997 und 1998 juvenile Stinte nachgewiesen.

2 Strukturierende Faktoren

Die Analyse der Abundanzen der Fische der AG 0 aus den Zugnetzfängen der Jahre 1997 und 1998 mittels einer DCA (s. Tab. II-2) ergab für einige Hols deutliche Unterschiede in der artlichen Zusammensetzung. Eine Gradientenlänge von 3,8 SD-Einheiten für die erste Achse des Ordinationsdiagramms. (s. Abb. V-1) weist hier auf eine mittlere β -Diversität und auf eine unimodale Art-Umweltbeziehung hin. Die Abfolge, der nach ihrer jahreszeitlichen Erfassung codierten Hols, entlang der ersten und damit wichtigsten Achse des Ordinationsdiagramms, deutet auf die Saisonalität als einen wesentlichen Faktor für die Strukturierung der Fischansammlungen der AG 0 hin. Diese Achse, mit einem Eigenwert von 0,3, steht für eine Erklärung der Varianz in den Jungfischdaten von über 18 %. Die Position der Artwerte („species scores“) der juvenilen Döbel, Gründlinge, Weißflossengründlinge sowie der Güster und Ukelei im rechten Bereich korrespondieren mit den Hols im Spätsommer und Herbst, die Position von Zander (larvale und juvenile Fische) und Kaulbarsch korrespondieren mit den Hols im Frühjahr (Mai/Juni).

Die CCA zeigt sowohl in der Verteilung der Hol-Werte („sample scores“) als auch in der Verteilung der Werte der Pseudoarten („species scores“) deutliche Übereinstimmungen mit der Verteilung der DCA (s. Abb. V-2). Auch die Eigenwerte der ersten Achse (0,304 der DCA und 0,211 der CCA) liegen nah beieinander. Es ist daher davon auszugehen, dass die gemessenen Umweltparameter, deren Werte in die CCA eingehen oder mit ihnen redundante Parameter, in enger Beziehung zur Ausprägung der artlichen Zusammensetzung der AG 0 stehen.

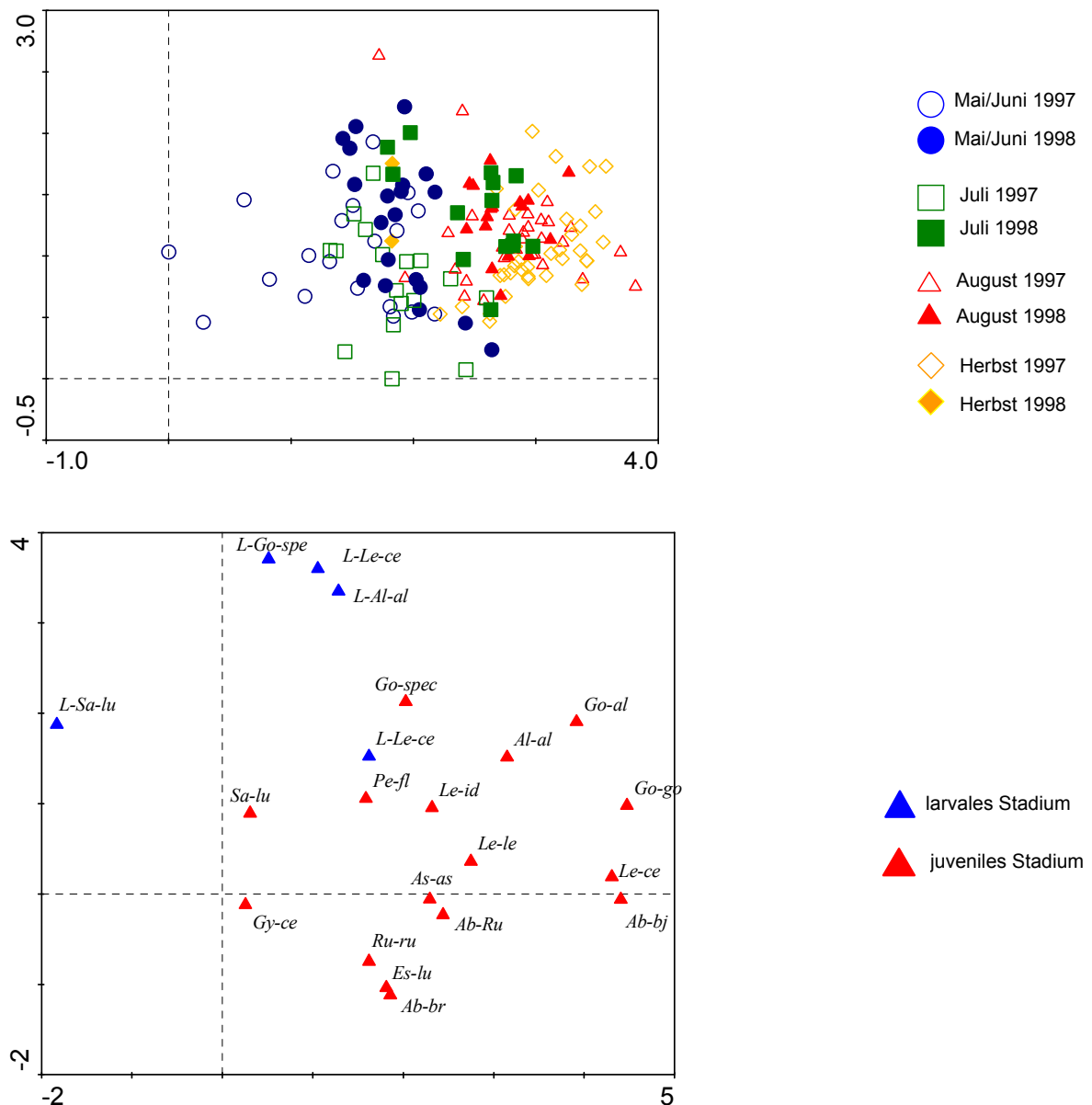
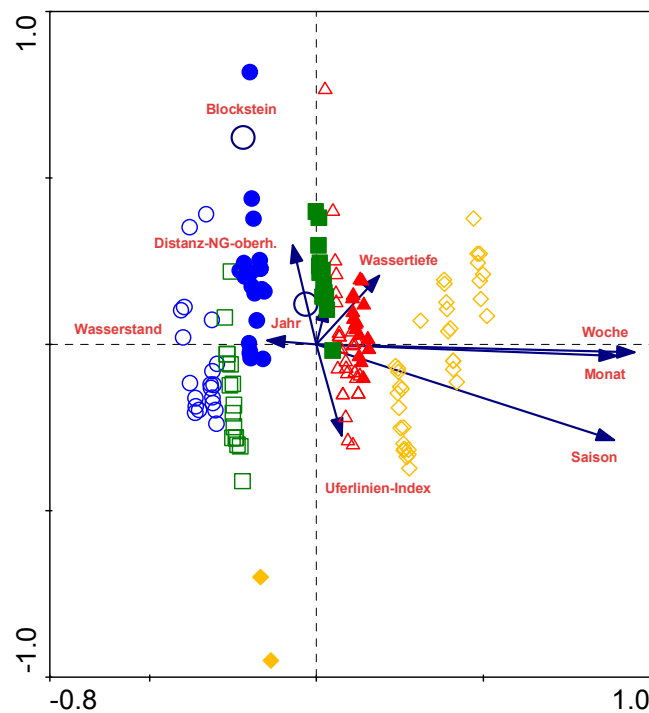


Abb. V-1: DCA mit einem Datensatz von 177 Zugnetzholts und 26 „Pseudoarten“. Eigenwert der 1./2. Achse 0,304/0,170. Länge des Gradienten auf der 1./2. Achse: 3,815/2,634. (a) Scatterplot mit den Werten der Hols („sample scores“) und (b) Scatterplot mit den Werten der Pseudoarten („species scores“).

In dieser direkten Gradientenanalyse korrelieren zeitliche Parameter (Angabe von Woche, Monat und Saison) positiv mit der ersten Achse, die 54 % der Art-Umweltbeziehung erklärt (Monte-Carlo Permutationstest, 450 Permutationen, $F = 20,52$; $p < 0,01$; Tab. V-2). Mit der zweiten Achse korrelieren interannuelle Faktoren (Jahr) und morphologische Faktoren auf der Mesoskala (Uferlinien-Index) und erklären weitere 13,6 % der Art-Umweltbeziehung. Insgesamt liefern von den einbezogenen 20 Parametern 10 einen signifikanten Beitrag zur Erklärung der Zusammensetzung der AG 0 in den Stichproben (Tab. V-3).

a) Scatterplot mit den Werten der Hols („sample scores“)



b) Scatterplot mit den Werten der Pseudoarten („species scores“)

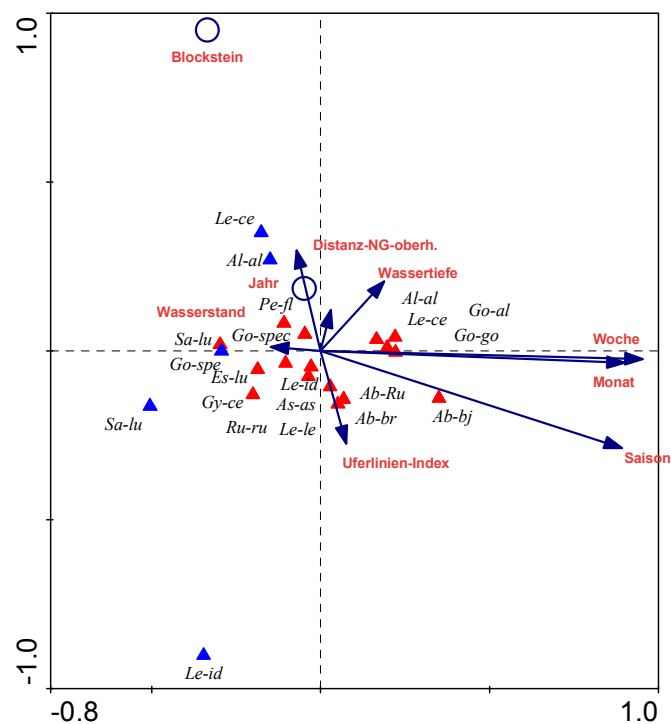


Abb. V-2: Biplot-Darstellung der kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) für einen Datensatz mit 177 Zugnetzholts und 26 „Pseudoarten“. Die sig. Umweltfaktoren sind als Pfeile (ordinal bzw. intervallskalierte Daten) dargestellt. Nominale Parameter sind als Kreise dargestellt, die ihrem Centroid entsprechen. „Distanz-NG-oberh“ steht für den Parameter Distanz zum nächst stromauf gelegenen Seitengewässer an. Die Abkürzungen der Arten sind Tabelle V-1 zu entnehmen. (a) Scatterplot mit den Werten der Hols („sample scores“) und (b) Scatterplot mit den Werten der Pseudoarten („species scores“).

Tab. V-2: Vergleich der Korrelationskoeffizienten (intra-set correlation) der Umweltvariablen mit den ersten beiden Achsen der DCA und CCA. Zur Erklärung der Parameter s. Tab. II-1.

Skala	Faktor	Parameter	DCA		CCA	
			Achse 1	Achse 2	Achse 1	Achse 2
Makroskala	Zeit	Jahr	-0,0823	0,5005	-0,0887	-0,5247
		Saison	0,8593	-0,2183	0,8620	0,2056
		Monat	0,8574	-0,1772	0,8655	0,2533
		Woche	0,9106	-0,1641	0,9202	0,2353
	Hydrologie Hydraulik	Wasserstand/ Durchfluss	-0,1420	0,0430	-0,1556	0,0967
		Distanz zu Nebengewässern	0,0199	0,0295	0,0317	0,0111
	Flussmorphologie	Distanz zu Nebengewässern o	-0,1017	0,1288	-0,1050	-0,0388
		Distanz zu Nebengewässern u	0,071	-0,1498	0,0686	0,1277
	Mesoskala	Morphologie der Buhnenfelder				
		Uferlinien-Index	0,0523	-0,4005	0,0611	0,3811
		Volumen-Index	0,0709	0,1350	0,0774	-0,1313
Mikroskala	Hydraulik	Wasserflächenindex	0,0729	0,1350	0,0401	0,1396
		Wassertiefe	0,1561	0,0235	0,1684	0,2604
		Fließgeschwindigkeit	0,0884	-0,0579	0,1048	0,1584
	Morphologie der Probestelle	Sandanteil	0,1348	0,0788	0,1224	-0,1418
		Kiesanteil	-0,0389	-0,0114	-0,0321	0,0898
		Anteil Blockstein	-0,1499	0,1055	-0,1277	0,1275
		Anteil Feinsubstrat	-0,0419	-0,0735	-0,0405	0,0116
	Physikochemie	Wassertemperatur	0,0578	-0,2565	0,0494	0,2372
		Leitfähigkeit	0,0562	0,0805	0,0442	-0,0435
		pH-Wert	0,0593	-0,0805	0,0493	0,0041
		Sauerstoffgehalt	-0,0373	-0,2628	-0,0312	0,2809

Insgesamt können durch die Umweltvariablen 23,1 % der Gesamtvarianz und 86,4 % der Art-Umweltbeziehung signifikant erklärt werden (Monte-Carlo Permutationstest, 450 Permutationen, $F = 4,321$; $p < 0,01$). Diese Parameter lassen sich folgenden Faktoren zuordnen, wobei die Reihenfolge ihrem Erklärungsanteil an der Varianz entspricht: Saisonalität, Interanualität, Hydrologie, Ufermorphologie und Flussmorphologie. Faktoren, die durch Prozesse auf der Makroskala des Einzugsgebiets beeinflusst werden (Saisonalität, Interanualität, Hydrologie) haben den größten Effekt auf die artliche Zusammensetzung der AG 0 in den untersuchten Uferzonen der Mittelbe (s. Tab. V-3).

Effekte der Flussabschnittsebene drücken sich in der Distanz zu den Nebengewässern aus. Mit dem Uferlinienindex trägt nur ein Parameter der Mesoskala signifikant zur Erklärung der Varianzen in den Fischansammlungen der AG 0 bei. Als Faktoren der Mikroskala wirken die Hydraulik und die Morphologie der Probestelle. Insgesamt wird die Struktur und Zusammensetzung der Fischansammlungen der AG 0 von Umweltfaktoren unterschiedlicher Skalen beeinflusst, wobei die Faktoren der Makroskala den größten Erklärungsanteil liefern und auf der Mikroskala vor allem die abiotischen Faktoren Morphologie und Hydraulik bedeutend sind.

Tab. V-3: Umweltfaktoren, Parameter und ihr relativer Anteil an der erklärten Varianz der Art-Umweltbeziehung (Lambda A). Die Parameter wurden mittels Monte-Carlo Permutationstest bei 450 Permutationen getestet. Angegeben sind die F-Werte und das Signifikanzniveau p. n.s. = nicht signifikant.

Skala	Faktor	Parameter	Lambda A	P	F
Makroskala	Saisonalität	Woche	0,19	0,002	19,73
	Interannualität	Jahr	0,05	0,002	4,62
	Saisonalität	Saison	0,03	0,002	3,26
	Hydrologie	Pegelstand	0,03	0,004	2,51
Mikroskala	Hydraulik der Probestelle	Wassertiefe	0,02	0,004	2,27
Makroskala	Saisonalität	Monat	0,02	0,004	2,23
Mesoskala	Morphologie der Bühnenfelder	Uferlinienindex	0,02	0,006	2,5
Makroskala	Flussmorphologie	Distanz zum Auengewässer	0,01	0,028	1,78
Mikroskala	Morphologie der Probestelle	Blockstein	0,02	0,032	2,11
Makroskala	Flussmorphologie	Distanz zum Auengewässer (oh)	0,01	0,044	1,74
Mesoskala	Morphologie der Bühnenfelder	Wasserflächenindex	0,02	n.s.	1,41
Mesoskala	Morphologie der Bühnenfelder	Volumenindex	0,01	n.s.	1,39
Mesoskala	Physikochemie	pH-Wert *	0,01	n.s.	1,24
Makroskala	Flussmorphologie	Distanz zum Auengewässer (uh)	0,01	n.s.	1,19
Mesoskala	Feststoffhaushalt	Trübung *	0,01	n.s.	1,01
Mikroskala	Morphologie der Probestelle	Kies	0,01	n.s.	1,05
Mesoskala	Physikochemie	Temperatur *	0,01	n.s.	1,11
Meso- u. Mikroskala	Physikochemie	Leitfähigkeit *	0,01	n.s.	1,09
Mikroskala	Morphologie der Probestelle	Schlamm	0,01	n.s.	0,84
Mesoskala	Physikochemie	Sauerstoff *	0,01	n.s.	0,9
Mikroskala	Morphologie der Probestelle	Sand	0,01	n.s.	0,86
Mikroskala	Hydraulik	Fließgeschwindigkeit	0	n.s.	0,63

* Zur Eliminierung des dominierenden saisonalen Einflusses auf die Ausprägung dieser Faktoren wurden die Werte der Parameter einer Transformation unterzogen (siehe Kap. II-2.1)

3 Zeitliche Dynamik der Fischansammlungen der Altersgruppe 0

3.1 Saisonale Variabilität

Artenpräsenz und -zusammensetzung unterlagen einem starken saisonalen Gradienten, der durch die direkte Gradienten Analyse dargestellt werden konnte (Abb. V-2 und Tab. V-3).

Eine detaillierte Betrachtung der artlichen Zusammensetzung der Fische der AG 0 ergab für die Monate Mai und Juni eine Dominanz durch die früh laichenden Cypriniden Aland (28,4 bis 74,3 %), Rapfen (1,7 bis 8,6 %) und Hasel (4,9 bis 5,3 %), sowie der Perciden Flussbarsch (5,0 bis

56,9 %) und Zander (4,5 bis 13,9 %) (Tab. V-4). In diesem Zeitraum bildeten die larvalen Entwicklungsstadien dieser Arten einen Anteil von 28,9 % (Mai) bzw. 18,8 % (Juni) an der AG 0 in den Zugnetzfängen (Tab. V-4).

Tab. V-4: Relative Abundanz [%] larvaler (la.) und juveniler (juv.) Fische in den Zugnetzfängen aus den Uferstrukturen der mittleren Elbe. Die Werte beziehen sich auf mittlere Abundanz [Ind. · 100m⁻²] und werden für jeden Monat getrennt angegeben.

Art	1997										1998									
	Mai		Juni		Juli		Aug.		Sept.		Okt.	Nov.	Mai		Juni		Juli		Aug.	
	la.	juv.	la.	juv.	la.	juv.	la.	juv.	la.	juv.	ju.	juv.	la.	juv.	la.	juv.	la.	juv.	juv.	
Flußbarsch	14,2	56,9	12,3	12,3		5,1		4,0		1,6	0,8					5,0		6,7	3,3	
Zander	14,6		0,5	13,9		18,6		1,2		0,2						4,5		0,3	0,2	
Hecht		14,2		0,4		0,3		0,1		0,1	0,4									
Aland			3,9	28,4		41,3		18,6		22,0	7,0	6,5	12,5	74,3		56,9		18,2	20,9	
Hasel			1,0	4,9		5,2		5,3		4,2	5,1	6,7	1,3	5,3		2,1		0,8	1,3	
Rapfen			6,7	1,7		3,1		1,8		2,8	2,3			2,8		8,6		4,2	3,8	
Kaulbarsch				3,4		1,7		1,3		0,4				0,6		0,2		0,1		
Gobio.spec.			5,0	13,3	0,7	14,2	0,2	9,5		2,7	8,8	0,2	2,2	0,9	1,8	7,8	1,0	12,9	12,2	
Wfl.-Gründling				0,5		0,5		17,4		10,6	17,1	16,7				0,1		12,4	7,6	
Ukelei			1,7	0,8	0,6	1,6	1,1	28,9	0,2	45,7	38,6	63,1			1,6	9,8	1,7	36,2	46,1	
Plötze				1,4		5,4		0,8		2,6	5,5	0,4				1,0		1,3	0,2	
Brasse				0,3		1,2		1,4		1,8	0,4					0,0		0,4	0,3	
Gründling						0,2		4,3		1,5	6,8	1,1						2,2	3,5	
Döbel						0,1	0,1	2,7		2,8	7,3	4,2			0,2	0,3		1,7	0,6	
Bastard						0,1		0,4		0,1										
Güster								0,7		0,7		0,9								
Karpfen								0,1												
N (Hols):	3		26		18		24		25		13	11	4		20		14		17	
mittlere Abundanz [Ind.100m ⁻²]	6,6		69,12		40,23		32,84		36,27		17,2	7,24	79,16		166,01		70,91		77,1	

Das änderte sich im Lauf des Sommers. So nahmen z.B. 1997 die relativen Abundanzen des Zanders von über 14 % im Mai auf unter 1 % im September deutlich ab. Im Gegensatz dazu stieg der Anteil der Ukelei von 2,5 % im Juni 1997 auf über 45 % im September 1997 und der Anteil der Döbel von 0,1 % im Juli 1997 auf 7,3 % im Oktober 1997. Ein ähnliches Bild ergab sich für das Jahr 1998 (Tab. V-4).

Mit dem Auftreten früher Entwicklungsstadien der spät laichenden Arten Güster und Döbel erreichte die Diversität der Jungfischansammlungen im Juli (1998) ihren Höhepunkt (Abb. V-3). Im Jahr 1997 verschob sich das Maximum der Diversität in den Monat August. Als Folge des Sommerhochwassers (Kap. IV-2.2) konnten zu dieser Zeit zusätzlich Jungfische limnophiler Arten wie Moderlieschen und 3st.-Stichling in den Uferstrukturen des Hauptstroms gefangen werden (Tab. V-4).

Die juvenilen Weißflossengründlinge bildeten im Sommer, z.B. im August 1997 mit 17,4 % und im Juli 1998 mit 12,4 %, ebenfalls einen großen Anteil an den Jungfischansammlungen. Im Spätherbst

erreichte die Diversität der juvenilen Fische in den Uferzonen des Hauptstroms, bei vergleichsweise hohen Eveness-Werten, ihren niedrigsten Wert (Abb. V-3). Juvenile Rapfen, Zander und Kaulbarsche wurden im November in den Uferstrukturen des Hauptstroms nicht mehr gefangen. Ein Vergleich der Zusammensetzung der AG 0 zwischen Frühsommer (Mai bis Ende Juni) und Spätsommer (August bis September) ergab eine deutliche saisonale Unterscheidung in der Art- Abundanzstruktur (Morisita Index von 0,86).

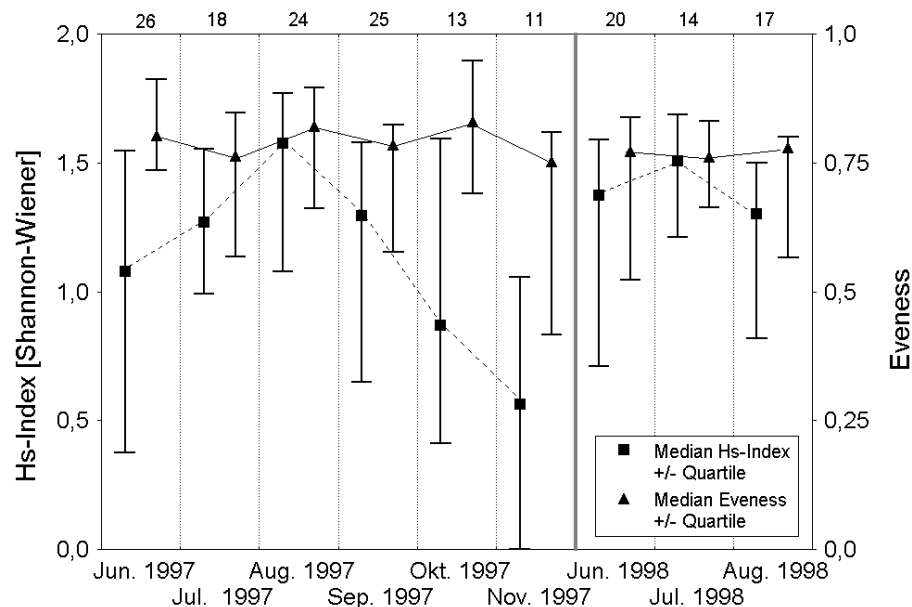


Abb. V-3: Saisonale Ausprägung der Diversität (Hs-Index nach Shannon und Wiener) und der Eveness der Jungfischansammlungen in den Uferstrukturen der Mittel- und Unterelbe zwischen Elbe-km 418 und 427 in den Jahren 1997 und 1998.

3.2 Interannuelle Variabilität

Der zweite zeitliche Faktor, der einen signifikanten Anteil an der Gesamtvariation der Daten erklärt, ist die interannuelle Variabilität (Tab. V-3). Ein Vergleich der Zusammensetzung der AG 0 der Jahre 1997 und 1998 ergab eine höhere artliche Übereinstimmung (Morisita Index von 0,97) als der saisonale Vergleich zwischen Frühjahr und Spätsommer. Betrachtet man die Fischdichten häufiger Arten, ergaben sich hingegen große Unterschiede zwischen beiden Jahren (Tab. V-5).

Arten mit langer Laichzeit, wie Ukelei und die Gründlinge wiesen 1998 signifikant höhere Jungfischdichten als 1997 auf. Aber auch Aland und Flussbarsch konnten 1998 in höheren Dichten festgestellt werden als 1997 (Tab. V-5).

Das Jungfischauftreten im Jahre 1998 war für die dominierenden Arten in dem untersuchten Abschnitt der mittleren Elbe nicht nur deutlich größer, die Jungfische zeigten auch hinsichtlich ihrer Körpergröße im direkten Vergleich einzelner Zeiträume deutliche Unterschiede. So waren die Jungfische der Rapfen, Alande und Hasel 1998 in den Monaten Mai, Juni und Juli signifikant länger als 1997 (vgl. Abb. V-4).

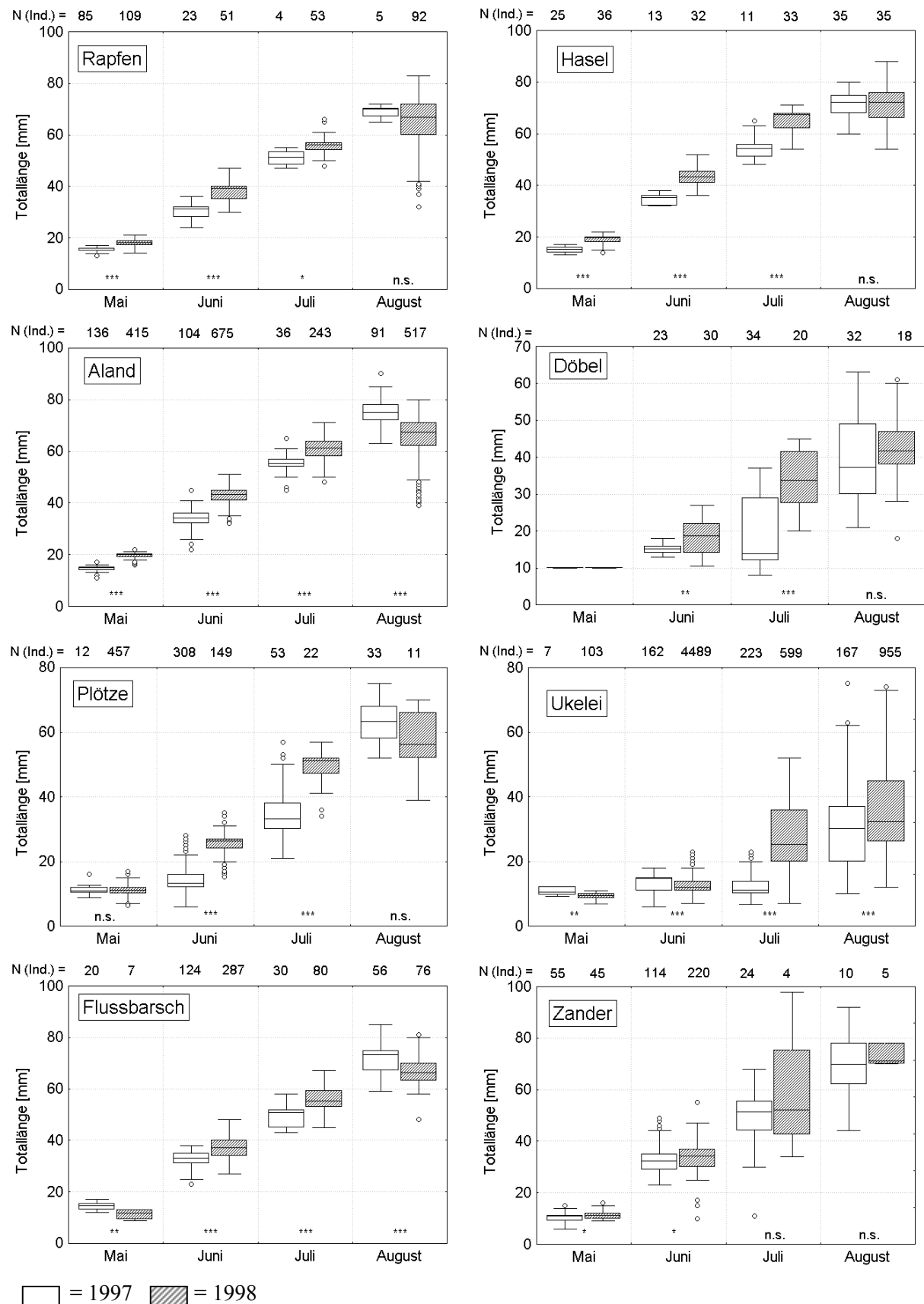


Abb. V-4: Vergleich der Totallängen (Median, 25% Quartil, Maxima, Minima und Ausreißer) von Jungfischen dominierender Arten zwischen den Jahren 1997 und 1998 für ausgewählte Zeiträume. Die Unterschiede wurden mit Hilfes des U-Test (Mann & Whitney) auf Signifikanz geprüft. Es bedeuten: n.s. = nicht signifikant, * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$.

Stichproben von juvenilen Plötzen und Flussbarschen aus dem Jahr 1998 waren im Juni und Juli, von juvenilen Döbeln und Ukelei im Juli signifikant größer als Fische aus demselben Zeitraum des Vorjahres. Für Jungfische aus dem Spätsommer (Ende August) konnte dieser Größenunterschied nicht mehr festgestellt werden. Juvenile Alande und Flussbarsche waren in diesem Monat sogar signifikant kleiner als in 1997 (Abb. V-4).

Tab. V-5: Artspezifischer Vergleich der mittleren Abundanzen ($\text{Ind.} \cdot 100\text{m}^{-2}$) $\pm$ Standardabweichung von Jungfischen in den Uferstrukturen der mittleren Elbe zwischen den Jahren 1997 und 1998 anhand des U-Tests.

Art	1997 (N = 65)	1998 (N = 56)	U- test
	mittlere Abundanz [$\text{Ind.} \cdot 100\text{m}^{-2}$]	mittlere Abundanz [$\text{Ind.} \cdot 100\text{m}^{-2}$]	p-Wert
Ukelei	293,86 $\pm$ 1386,4	5041,39 $\pm$ 24507,79	< 0,001
Gobio spec.	21,82 $\pm$ 63,73	987,72 $\pm$ 1992,97	< 0,001
Flussbarsch	15,85 $\pm$ 48,48	322,54 $\pm$ 783,97	< 0,01
Aland	132,67 $\pm$ 429,19	947,69 $\pm$ 2378,54	< 0,05
Wfl.-Gründling	92,75 $\pm$ 573,80	225,11 $\pm$ 617,90	< 0,05
Plötze	6,07 $\pm$ 19,61	32,86 $\pm$ 5,14	n.s
Rapfen	10,6 $\pm$ 40,66	160,72 $\pm$ 46,14	n.s
Hasel	39,95 $\pm$ 182,74	54,88 $\pm$ 151,71	n.s
Zander	9,92 $\pm$ 22,22	209,01 $\pm$ 620,15	n.s

3.3 Diurnale Variabilität

Die Untersuchungen zur tagesperiodischen Ausprägung der Fischzönose der AG 0 fand im Juni und September Jahr 2000 statt. Die sehr intensive Befischung der einzelnen Bühnenfelder während der Untersuchungen birgt allerdings die Gefahr einer Überfischung und damit einer methodisch bedingten Störung der Ergebnisse. Um diesen Effekt zu prüfen, wurde folgende Hypothese getestet, die mittleren Abundanzen pro Hol nehmen in der Reihenfolge der zeitlich durchgeführten Befischungen (abends, nachts, morgens und mittags) signifikant ab. Die Analyse der Befischungsdaten ergibt aber nur für september einen signifikanten Unterschied zwischen den mittleren Dichten der Kampagnen ($p < 0,001$; $H = 35,89$, H-Test v. Kruskal-Wallis (Abb. V-5).

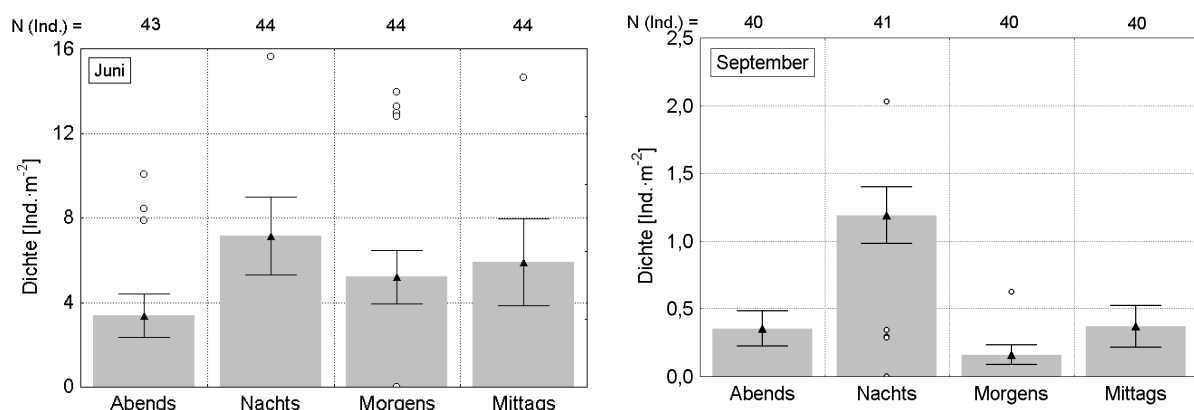


Abb. V-5: Vergleich der absoluten Abundanzen von Fischen der AG 0 zwischen den vier Kampagnen in den Monaten Juni und September.

Im Juni sind die mittleren Abundanzen in allen Kampagnen gleich ($p = 0,43$; $H = 2,7$, H-Test v. Kruskal-Wallis). Eine Auswirkung der Fischerei im September auf die Jungfischdichten ist allerdings nicht zu vermuten, da die Befischung nicht kontinuierlich abnimmt.

Insgesamt wurden durch die Elektrofischerei bei diesen Untersuchungen 347 Fische gefangen, von denen mit 225 knapp 2/3 aus dem Juni und 122 aus dem September stammen. Im Juni erreichte die Diversität nach Shannon und Wiener einen Indexwert von 1,87, der gegenüber dem Septemberwert von 1,74 leicht erhöht war. Zu letzterem Zeitpunkt wurde allerdings ein etwas höherer Wert für den Evenessindex gefunden, d.h. die gefangenen Fische verteilten sich gleichmäßiger auf die Arten. Insgesamt sind diese Werte vergleichbar mit den Angaben der Diversität und „Eveness“ der Jahre 1997 und 1998 (Abb. V-3). Fische im juvenilen Entwicklungsstadium dominierten in beiden Monaten die Elektrofischereifänge, wobei Flussbarsche mit 38 bzw. 48 % jeweils den größten Anteil stellten (vgl. Tab. V-6).

Tab. V-6: Relative Abundanz [%] einzelner Arten und Entwicklungsstadien an den Elektrofischereifängen in den Monaten Juni und September 2000.

Art	Juni (100% = 225 Ind.)			September (100% = 122 Ind.)	
	larval	juvenil	präadult/adult	juvenil	präadult/adult
Hasel	--	--	0,20	--	--
Aland	--	9,71	0,36	4,58	--
Döbel	12,18	0,90	0,54	14,86	--
Rapfen	--	1,32	--	0,37	--
Wfl-Gründling	--	--	--	6,60	--
Gobio spec.	4,29	7,47	--	--	--
Gründling	--	--	0,24	0,32	--
Ukelei	--	--	--	9,83	0,28
Plötze	--	20,98	0,33	7,10	1,18
Güster	--	--	0,03	--	--
Brassen	--	--	0,33	2,72	--
Cyprinidenbastard	--	0,45	--	0,66	--
Hecht	--	0,19	--	--	--
Quappe	--	--	--	0,60	--
Flussbarsch	--	38,20	0,18	48,77	--
Kaulbarsch	--	0,84	0,03	1,20	--
Zander	--	1,24	--	--	--
Aal	--	--	--	--	0,94
	16,47	81,71	2,26	97,60	2,40

Im Juni bildeten außerdem juvenile Plötzen und larvale Döbel sowie die Jungfische der beiden Gründlingsarten einen großen Anteil an der AG 0. Die beiden anderen Perciden kamen dagegen nur in geringer Zahl vor. Im Juni bildeten juvenile Hechte präadulte und adulte Flussbarsche und Döbel fast 1 % der gefangenen Fische. Gemeinsam mit größeren Exemplaren der juvenilen Rapfen und Zander charakterisieren sie das Spektrum der potentiellen Räuber.

Im September dominierten die Ukelei als spätläichende Art die AG 0. Der Anteil juveniler Alande und Plötzen an den Ansammlungen der AG 0 ging deutlich zurück. Juvenile Kaulbarsche, Brassen sowie Quappen wurden verstärkt, Jungfische von Zander und Hecht gar nicht mehr gefangen. Als potenziell piscivore Arten traten im Spätsommer aber juvenile Quappen sowie adulte Aale auf.

3.3.1 Charakterisierung der Habitate

Die Bühnenfelder (BF 60 und BF 70), in denen die Untersuchungen zur diurnalen Mikrohabitatwahl durchgeführt wurden, liegen beide im Gleithangbereich der Elbe (Elbe-km 421 und 422). Das Bühnenfeld 60 befindet sich ca. 2 km unterhalb und 1,2 km oberhalb von größeren angebundenen Altarmen entfernt (vgl. Abb. IV-5). Die wasserstandsabhängige Ausprägung der Bühnenfeldmorphologie während der Untersuchung im Juni und September zeigt Tab. V-7.

Tab. V-7: Charakterisierung der Bühnenfeldmorphologie der untersuchten Bühnenfelder im Juni und September.

Parameter	Pegel	Juni		September	
		2,19 m + NN (niedriges Mittelwasser)		1,74 m + NN (Niedrigwasser)	
		BF 60	BF 70	BF 60	BF 70
Wasserflächenindex				0,43	0,39
Volumenindex				1,1	0,85
Uferlinienindex		2,05	2,09	2,23	2,87

Ein Durchbruch an der Bühnenwurzel charakterisiert BF 70. Es zeichnet sich durch Sedimentationskörper (Sandbänke) aus, die zu einer Verlängerung der Uferlinie, sehr flachen Uferneigungen und einer geringeren Durchschnittstiefe führten. Im BF 60 (Elbe-km 421) wurde der ehemalige Durchbruch der stromauf gelegenen Bühne repariert. Ein tiefer Kolk mit steilen Ufern, der im Zuge des Durchbruchs und der anschließenden Reparatur entstanden ist, prägt diesen Teil des Bühnenfeldes (vgl. Abb. IV-5). Diese Struktur des Bühnenfeldes 60 bedingt eine höhere Durchschnittstiefe bei allen Wasserständen und eine im Vergleich zum Bühnenfeld 70 (Elbe-km 421,8) homogenere Morphologie und Hydraulik.

Die aufgenommenen Habitatparameter Temperatur und Sauerstoffgehalt erlauben es, die physikochemischen Bedingungen in den untersuchten Habitaten und ihre diurnalen Veränderungen zu charakterisieren. Temperatur- und Sauerstoffmessungen, die parallel zu den Befischungen an jeder Probenahmestelle durchgeführt wurden, zeigten insbesondere im Juni die Ausbildung von Temperatur- und Sauerstoffgradienten von der Uferlinie zur Bühnenfeldmitte und zum Stromstrich (Abb. V-6/7).

Der im Tagesverlauf ausgebildete Gradient von hohen Temperaturen in ufernahen Zonen hin zu tieferen Temperaturen in der Bühnenfeldmitte kehrt sich im Verlauf des Abends und der Nacht um. So weisen insbesondere in den frühen Morgenstunden die ufernahen Bereiche deutlich niedrigere Temperaturen auf, als die fließende Welle im Hauptgerinne.

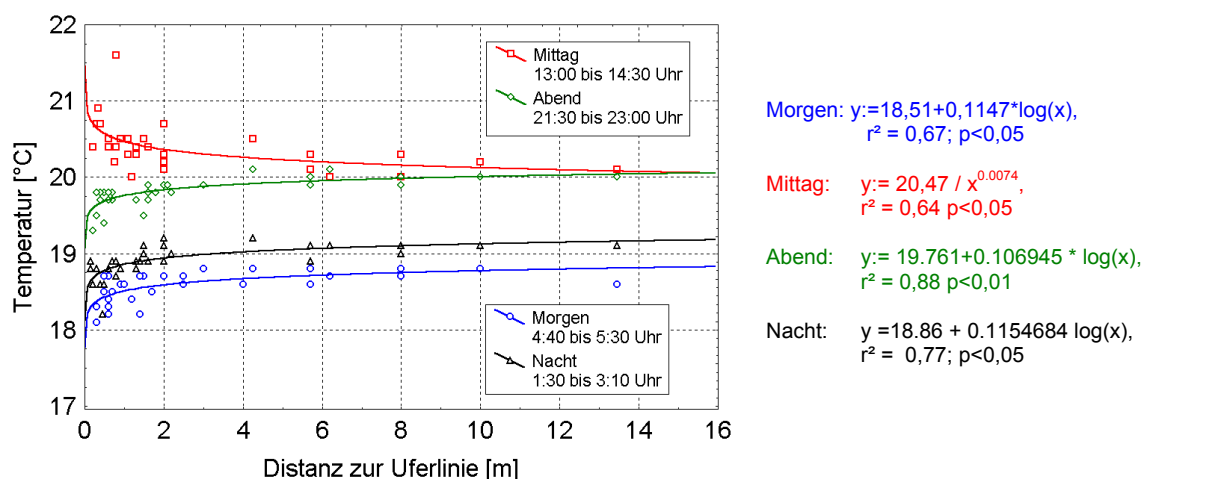


Abb. V-6: Diurnale Verteilung der gemessenen Wassertemperatur im Verhältnis zu Distanz zur Uferlinie. Die 208 zugrundeliegenden Datensätze wurden im Juni 2000 in beiden untersuchten Bühnenfeldern erhoben.

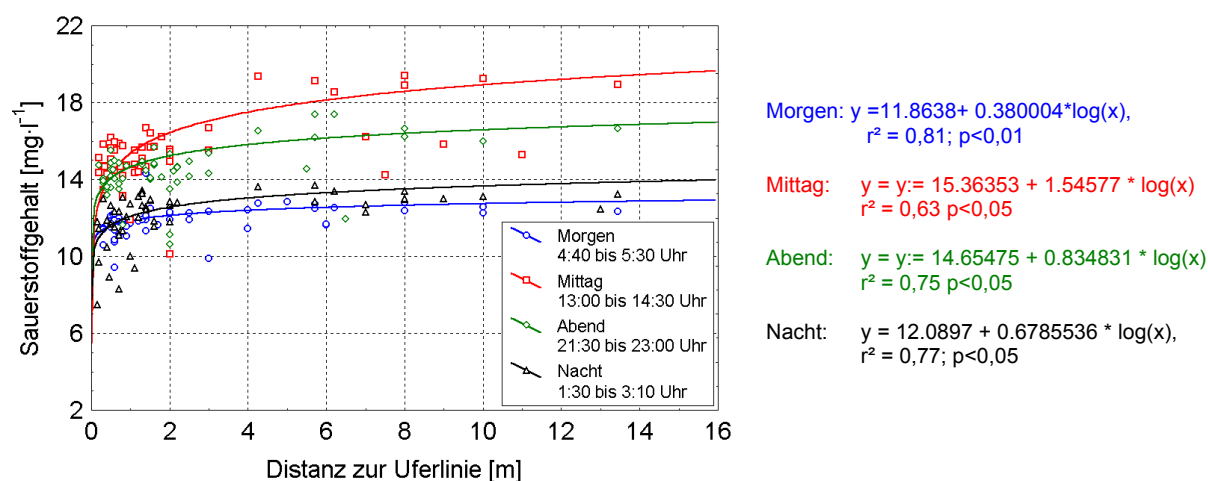


Abb. V-7: Diurnale Verteilung der gemessenen Sauerstoffgehalte im Verhältnis zu Distanz zur Uferlinie. Die 208 zugrundeliegenden Datensätze wurden im Juni 2000 in beiden untersuchten Bühnenfeldern erhoben.

Für den Sauerstoffgehalt konnte eine entsprechende diurnale Umkehrung der ausgebildeten Gradienten im Tagesverlauf nicht festgestellt werden. Die Sauerstoffgehalte in der Bühnenfeldmitte lagen zu allen Tageszeiten über den Werten in den ufernahen Bereichen. Die flachen Uferhabitate verwandelten sich somit im Laufe eines Tages von warmen, sauerstoffangereicherten Lebensräumen während des Tages in kältere und sauerstoffärmere Habitate in den Nacht- und frühen Morgenstunden. Dabei traten tageszeitlich bedingte Temperaturänderungen zwischen 4 und 5°C und Unterschiede in den Sauerstoffgehalten von 10 mg·l⁻¹ auf. Diese diurnalen Gradienten prägten sich mit zunehmender Entfernung von der Uferlinie schwächer aus, so dass in der Bühnenfeldmitte und in der Bühnenfeldöffnung zum Hauptstrom wesentlich homogenere Temperatur- und Sauerstoffbedingungen herrschten.

Der Tagesgang der Temperatur- und Sauerstoffwerte konnte in ähnlicher Ausprägung auch im September festgestellt werden (Abb. V-8). So wurden Temperaturmesswerte zwischen 13,5°C und

17°C gemessen. Die tageszeitlichen Schwankungen fielen niedriger aus als im Juni und bewegten sich insgesamt auf einem tieferen Temperaturniveau.

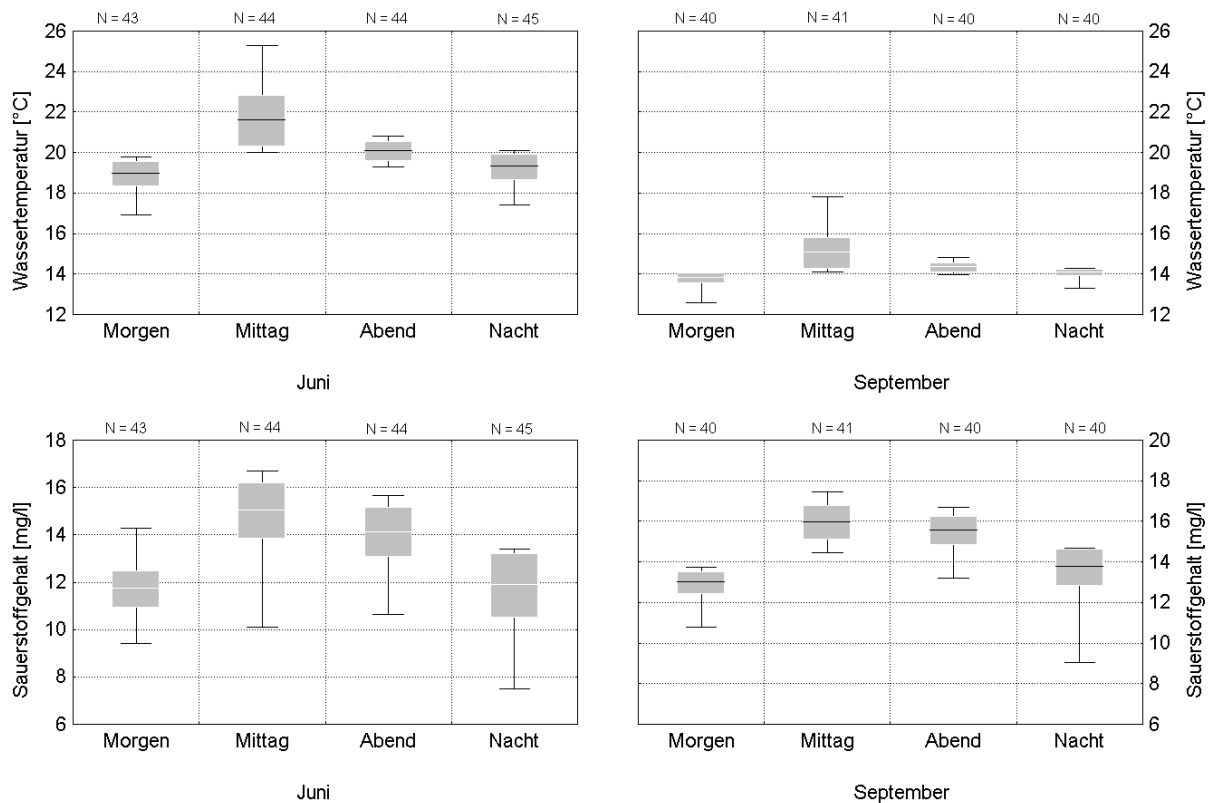


Abb. V-8: Die tageszeitliche Verteilung der gemessenen Wassertemperatur (a) und Sauerstoffgehalte (b) im Juni und September. Aufgetragen sind jeweils der Mittelwert, Stdabw. sowie Minimum und Maximum.

Die Tageswerte der Sauerstoffgehalte im September dagegen entsprachen denen vom Juni. Im September kam es somit zu einer stärkeren relativen Anreicherung des Wassers mit Sauerstoff, während im Juni aufgrund der höheren Temperaturen lokal sogar von einer starken Übersättigung des Wassers mit Sauerstoff auszugehen ist.

3.3.2 Schlüsselfaktoren für die diurnale Habitatwahl

Um die Zusammenhänge zwischen Artgemeinschaften und Umweltgradienten aufzudecken, wurde für die Stichproben aus den Monaten Juni und September jeweils getrennt eine Ordinationsanalyse durchgeführt. Für den Datensatz „Juni“ wurde mit Hilfe einer DCA (s. Tab II-2) für die erste Ordinationsachse eine Gradientenlänge von 6,4 SD-Einheiten ermittelt. Entlang der ersten Achse ist eine Auftrennung in Tagesstichproben und Nachtstichproben zu erkennen (Abb. V-9a).

Die erste Achse erklärt 11,5 % der Varianz in den Stichproben. Insbesondere die „species-scores“ der larvalen und juvenilen Gründlinge und Döbel korrespondieren mit den „sample-scores“ der Tagesfänge (Abb. V-9b). Für die Nachtfänge ergibt sich im DCA-Scatterplot eine weitere Auftrennung entlang der zweiten Achse, die weitere ca. 10 % der Varianz in den Daten erklärt. Diese Gruppe der „sample-scores“, überwiegend durch „Nachtfänge“ gebildet, korrespondiert mit

den „species-scores“ der präadulten/adulten Plötzen, Gründlinge und Alande sowie der juvenilen Ukelei und Hechte.

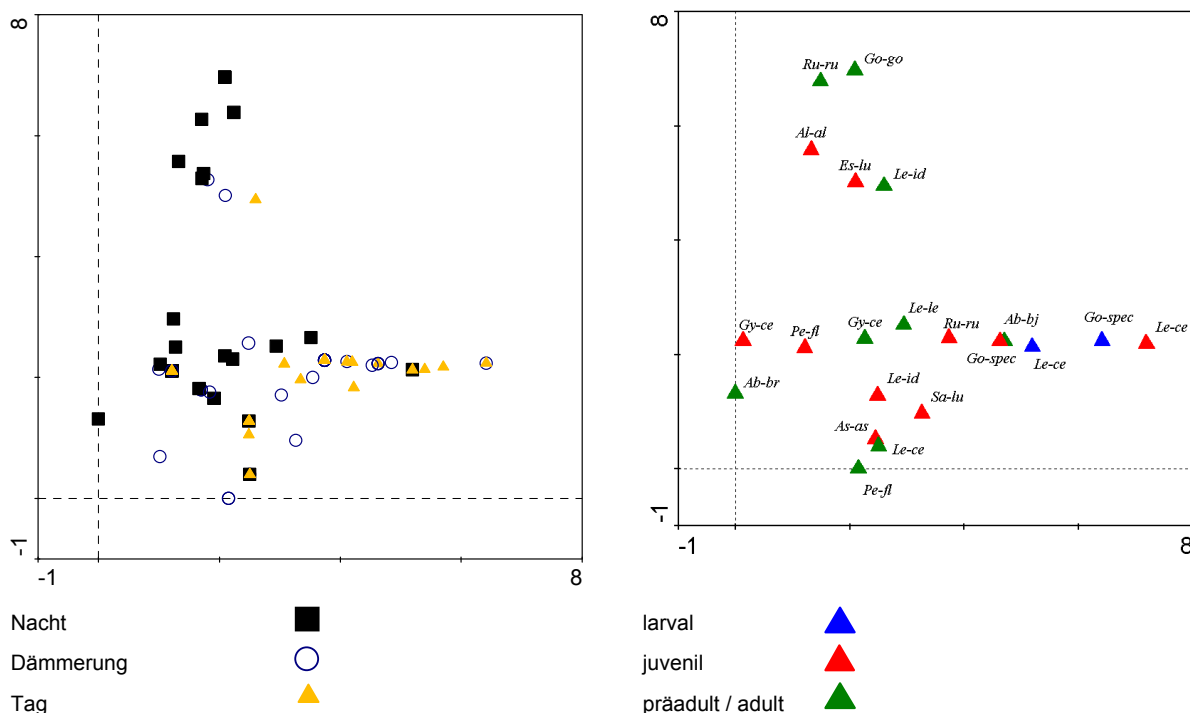


Abb. V-9: „DCA“ von einem Datensatz aus 86 Elektrofischerei-Stichproben und 21 „Pseudoarten“. Eigenwert der 1./2. Achse 0,876/0,634. Länge des Gradienten auf der 1./2. Achse: 6,415/6,965. (a) Scatterplot mit den Werten der Hols („sample scores“) und (b) Scatterplot mit den Werten der Pseudoarten („species scores“).

Die Eigenwerte der ersten Achse (DCA: 0,876; CCA: 0,549) sowie der zweiten Achse (DCA: 0,634; CCA: 0,426) zeigen eine gute Übereinstimmung und lassen darauf schließen, dass die in die kanonische Korrespondenzanalyse mit einbezogenen Umweltparameter oder mit ihnen redundante Parameter in enger Beziehung zur Ausprägung der artlichen Zusammensetzung der AG 0 stehen. Insgesamt gehen sechs Umweltfaktoren, die durch 19 Parameter gemessen wurden, in die CCA mit ein (s. Tab. V-8) und erklären mit 18,9 % einen signifikanten Anteil an der Gesamtvarianz der Daten ($p = 0,01$; Monte-Carlo-Permutationstest, 499 Permutationen). Entscheidende Umweltfaktoren, die einen signifikanten Beitrag liefern, sind die Tageszeiten (charakterisiert durch die Parameter Lichtintensität und Tageszeit), Flussmorphologie (charakterisiert durch den Parameter „Distanz zu angebundenen Auengewässern“) sowie der Faktor Buhnenfeldmorphologie (charakterisiert durch die Parameter Uferlinienindex, Volumenindex und Wasserflächenindex; Tab. V-8). Zusätzlich erklärt die Wassertemperatur als ein physikochemischer Parameter ebenfalls einen, wenn auch geringen, Anteil an der Varianz der Daten.

Die Visualisierung der Ergebnisse im Biplot-Diagramm der CCA veranschaulicht den starken Einfluss der Tageszeit auf die Ausbildung der Fischgemeinschaft in den untersuchten Uferstrukturen (Abb. V-9). So lässt sich eine nächtliche Fischgemeinschaft, charakterisiert durch die juvenilen Hechte und Flussbarsche sowie die präadulten bzw. adulten Plötzen, Kaulbarsche und Gründlinge von einer Fischgemeinschaft abtrennen, die überwiegend oder ausschließlich während

des Tages gefangen wurde. Diese wird insbesondere durch die Arten Rapfen, Döbel, Aland sowie die Hasel geprägt. Diese Einschätzung lässt sich durch logistische Regressionsmodelle erhärten, die eine positive Korrelation zwischen dem Vorkommen larvaler Döbel und der ersten kanonischen Achse ($F = 11,19$; $p < 0,01$) sowie eine negative Korrelation für präadulte Plötzen ($F = 12,16$; $p < 0,001$) und juvenile Hechte ($F = 4$; $p < 0,05$) nachweist. Die Gründlinge, juvenile Plötzen, Zander und Kaulbarsche sowie die präadulten und adulten Flussbarsche und Güster wurden überwiegend während der Dämmerungsphasen gefangen. Die typologische Zusammensetzung der Fischfänge wies ebenfalls deutliche Unterschiede im Tagesverlauf auf. So konnten nur in der Nacht piscivore Arten wie die adulten Döbel, Flußbarsche oder die juvenilen Hechte gefangen werden, während am Tage juvenile Rapfen, Döbel und Zander gefangen wurden.

Tab. V-8: Bedeutung einzelner Umweltfaktoren und –parameter für die diurnale Ausbildung von Fischansammlungen in den Uferstrukturen der mittleren Elbe. Angegeben wird der Anteil an der erklärten Varianz sowie der F-Wert und das Signifikanzniveau basierend auf dem Monte-Carlo Testverfahren mit 450 Permutationen.

Faktor	Parameter	Juni			September		
		Anteil an der erklärten Varianz	F-Wert	Signifikanz -niveau	Anteil an der erklärten Varianz	F-Wert	Signifikan z-niveau
Diurnalität		21,09					
Tageszeit	Morgen	-	0,497	n.s.	-	0,738	n.s.
	Tag	7,02	2,749	**	-	0,445	n.s.
	Abend	-	0,581	n.s.	-	0,808	n.s.
	Nacht	5,85	2,308	**	-	0,963	n.s.
	Lichtintensität	8,19	3,2	**	-	0,746	n.s.
Flussmorphologie		15,78					
	Distanz z. Auengewässer	5,26	2,006	**	-		
	oberhalb	5,26	2,006	*	-	1,445	n.s.
	unterhalb	5,26	2,006	*	-	1,445	n.s.
BF-Morphologie		15,78					
	Wasserflächenindex	5,26	2,002	*	-	1,434	n.s.
	Uferlinienindex	5,26	2,006	**	-	1,448	n.s.
	Volumenindex	5,26	2,002	**	-	1,448	n.s.
Morphologie Mikrohabitat							
	Distanz z. Ufer	-	1,512	n.s.	-	1,152	n.s.
	Neigung	-	1,431	n.s.	-	1,208	n.s.
	Kies	-	0,931	n.s.	-	0,665	n.s.
	Sand	-	0,632	n.s.	7,02	2,556	**
	Schlamm	-	0,618	n.s.	-	0,264	n.s.
	Blockstein	-	1,916	n.s.	-	0,963	n.s.
Physikochemie Mikrohabitat		2,92					
	Wassertemperatur	2,92	2,003	*	-	0,209	n.s.
	Sauerstoffgehalt	-	0,899	n.s.	-	0,991	n.s.
	pH-Wert	-	1,264	n.s.	-	0,391	n.s.
Hydraulik Mikrohabitat							
	Wassertiefe	-	1,379	n.s.	-	1,046	n.s.
	Fließgeschwindigkeit	-	1,137	n.s.	6,81	2,56	*

Neben diesem dominierenden Tag-Nacht-Gradienten ist ein weiterer Umweltgradient zu erkennen, der die Artenzusammensetzung hinsichtlich buhnenmorphologischer Parameter auftrennt, und über die Parameter Volumen-, Wasserflächen- und Uferlinien-Index sowie über die Distanz zu den

angebundenen Auengewässern mit der zweiten Achse korreliert ist (Tab. V-8). Mittels logistischer Regression konnte eine positive Korrelation zwischen der zweiten Achse (Faktor Buhnenmorphologie) und dem Vorkommen von präadulten Plötzen ($F = 14,99$; $p < 0,001$) und juvenilen Hechten ($F = 8,19$; $p < 0,01$) aufgedeckt werden. Die Jungfische beider Arten zeigten somit einen eindeutigen Vorkommensschwerpunkt in den Buhnenfeldern mit einem tiefen Wasserkörper, großer Verlandung und einer großen Nähe zu stromauf gelegenen Auengewässern. Für das Vorkommen der larvalen Gündlinge ergab sich eine negativ sigmoide Korrelation zur zweiten Achse ($F = 0,097$; $p < 0,1$).

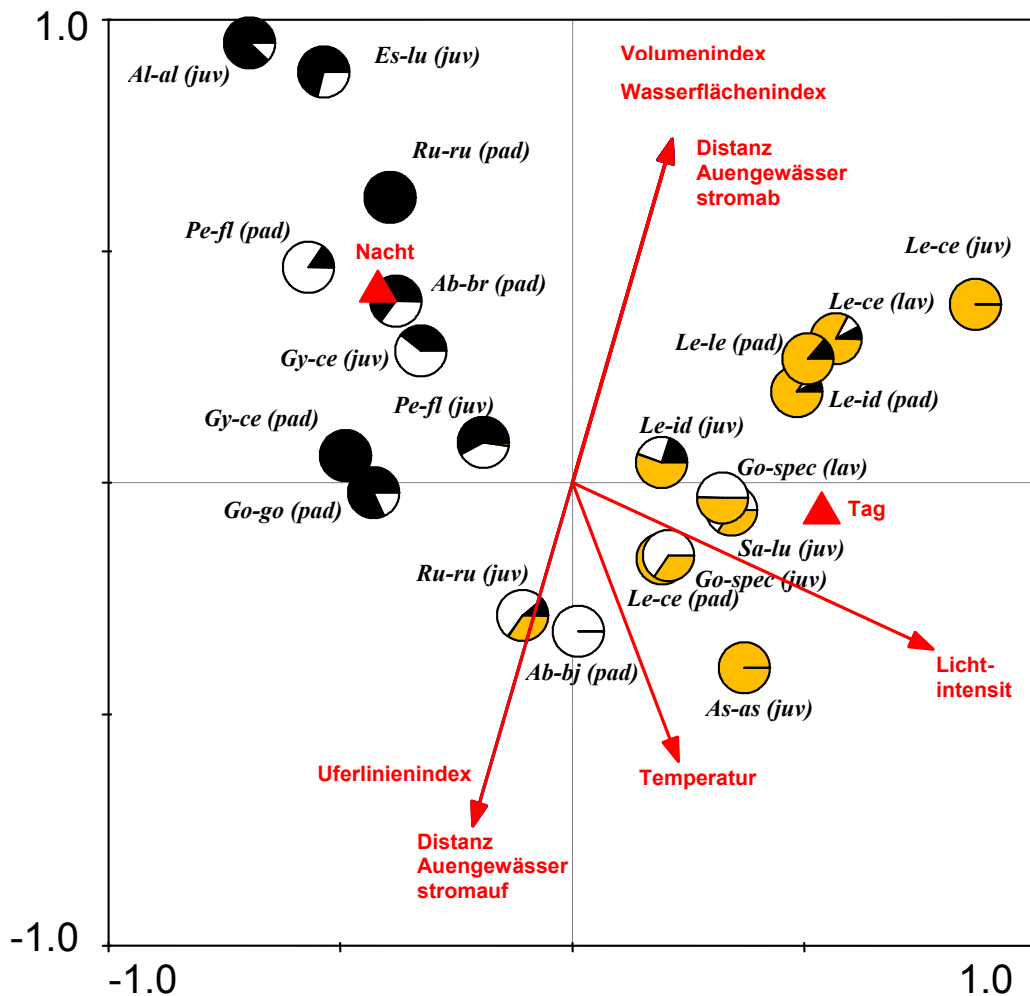


Abb. V-10: Biplot-Diagramm einer CCA für die Daten der Elektrofischung zur diurnalen Habitatwahl im Juni. Die quantitativen Umweltfaktoren werden als Pfeile, die nominalen Umweltfaktoren als Dreiecke (Zentroid) dargestellt. Die Art-Werte werden als Kreisdigramm dargestellt, wobei die einzelnen Kreissegmente die relativen Abundanzen während der Nacht (schwarz), der Dämmerung (weiß) und während des Tages (gelb) wiedergeben. Eigenwert der Achse 1 = 0,549 Eigenwert der Achse 2 = 0,426 (die Artkürzel folgen Tab. V-1).

Für die Daten aus dem Monat September wurde eine hohe β -Diversität in den untersuchten Daten ermittelt (Gradientenlänge der ersten DCA-Achse von 5,184 SD). Dies zeigt deutliche Unterschiede in der artlichen Zusammensetzung der Hols an, die am weitesten voneinander

entfernt liegen. So erfolgt eine klare Auftrennung der untersuchten 9 Arten entlang der ersten Achse mit einem Eigenwert von 0,866. Dies steht im deutlichen Gegensatz zu den Untersuchungen im Juni.

Der hohe Wert des Gradienten der ersten Achse erlaubt die weitere direkte Gradientenanalyse mittels einer CCA (TER BRAAK, 1998). Im Gegensatz zu den Ergebnissen aus dem Juni, konnte für die Septemberdaten weder die Diurnalität noch die Faktoren Flussmorphologie oder Bühnenfeldmorphologie als erklärende Umweltvariable nachgewiesen werden. Lediglich für die Fließgeschwindigkeit und den nominalen Parameter „Substrattyp Sand“ wurde ein schwach signifikanter Anteil an der Varianzerklärung nachgewiesen (Tab. V-8). Der im Vergleich zur DCA (0,866) geringe Eigenwert der ersten Achse von 0,211 spiegelt den geringen Einfluss der untersuchten Umweltfaktoren auf die Struktur der Jungfischansammlungen im September wider. Insgesamt erklären die ersten beiden Achsen 14,8 % der Gesamtvarianz der Daten ($p = 0,048$, $F = 1,78$; Monte-Carlo-Permutationstest mit 499 Permutationen). Lediglich für die juvenilen Alande konnte mittels logistischer Regression eine positive Korrelation gegenüber der Fließgeschwindigkeit nachgewiesen werden ($F = 7,35$; $p < 0,01$). Für die juvenilen Brassen und Plötzen lässt sich aus dem CCA-Diagramm ein enger Bezug zu sandigen Substraten ableiten (s. Abb. 11).

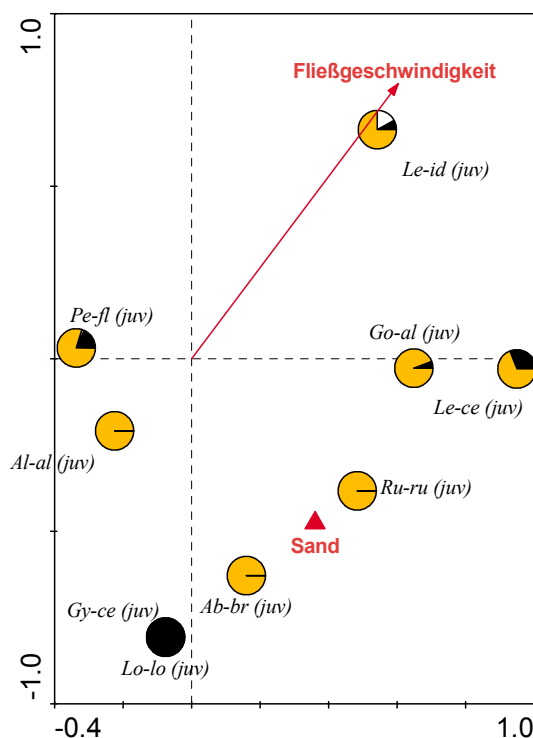


Abb. V-11:

Biplot-Diagramm einer CCA für die Daten der Elektrofischfang zur diurnalen Habitatwahl im September. Der quantitative Umweltfaktor „Fließgeschwindigkeit“ wird als Pfeil, der nominale Umweltfaktor „Substrattyp Sand“ als Dreieck (Zentroid) dargestellt. Die Art-Werte werden als Kreissegmente dargestellt, wobei die einzelnen Kreissegmente die relativen Abundanzen während der Nacht (schwarz), der Dämmerung (weiß) und während des Tages (gelb) wiedergeben. Eigenwert der Achse 1 = 0,211; Eigenwert der Achse 2 = 0,074 (die Artkürzel folgen Tab. V-1).

Die Ergebnisse der multivariaten Analyse lassen sich durch eine vergleichende Analyse der Jungfischdichten der dominanten Arten bestätigen. So ergibt der direkte Vergleich der mittleren Dichten zwischen der Tages- und der Nachtkampagne im Juni signifikante Unterschiede für die drei Arten Flussbarsch, Döbel und die juvenilen Gründlinge (s. Abb. V-12). Während bei den Flussbarschen mit im Mittel über 12 Ind. 100 m⁻² die höchsten Dichten in der Uferzone nachts festgestellt wurde, erreichten die juvenilen Döbel und Gründlinge (*Gobio spec.*) tagsüber

signifikant höhere Werte. Im September ließen sich die Unterschiede nur für Döbel feststellen (vgl. Abb. V-12).

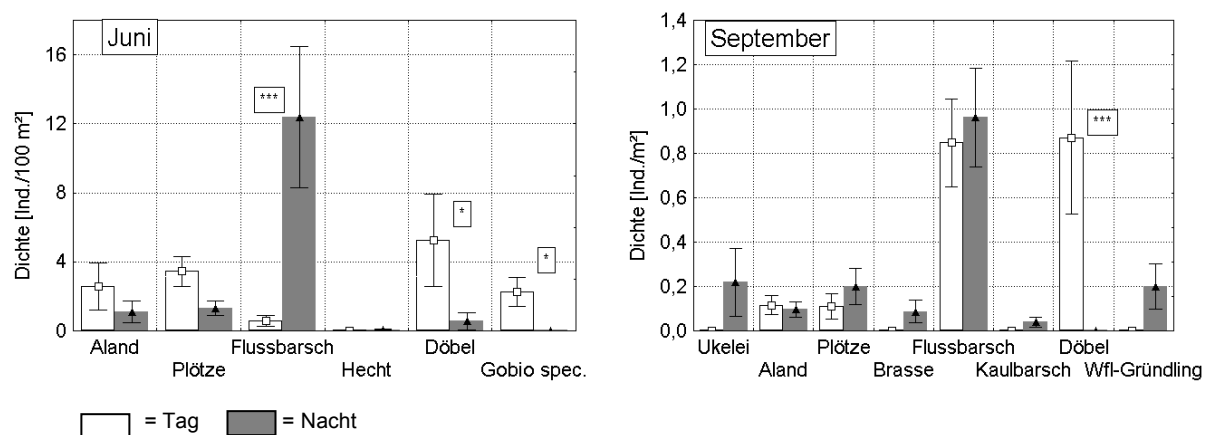


Abb. V-12: Vergleich der Jungfischdichten zwischen Tag und Nacht in den Bühnenfeldern der Mittelbe bei Havelberg. Die Diagramme zeigen die Ergebnisse von Befischungen im Juni (links) und September (rechts). Angegeben ist der Median +/- Std. Fehler. Vergleich der Stichproben erfolgte mittels des U-Test von Mann und Whitney. Signifikanzniveau: * = $p < 0,5$; *** = $p < 0,001$.

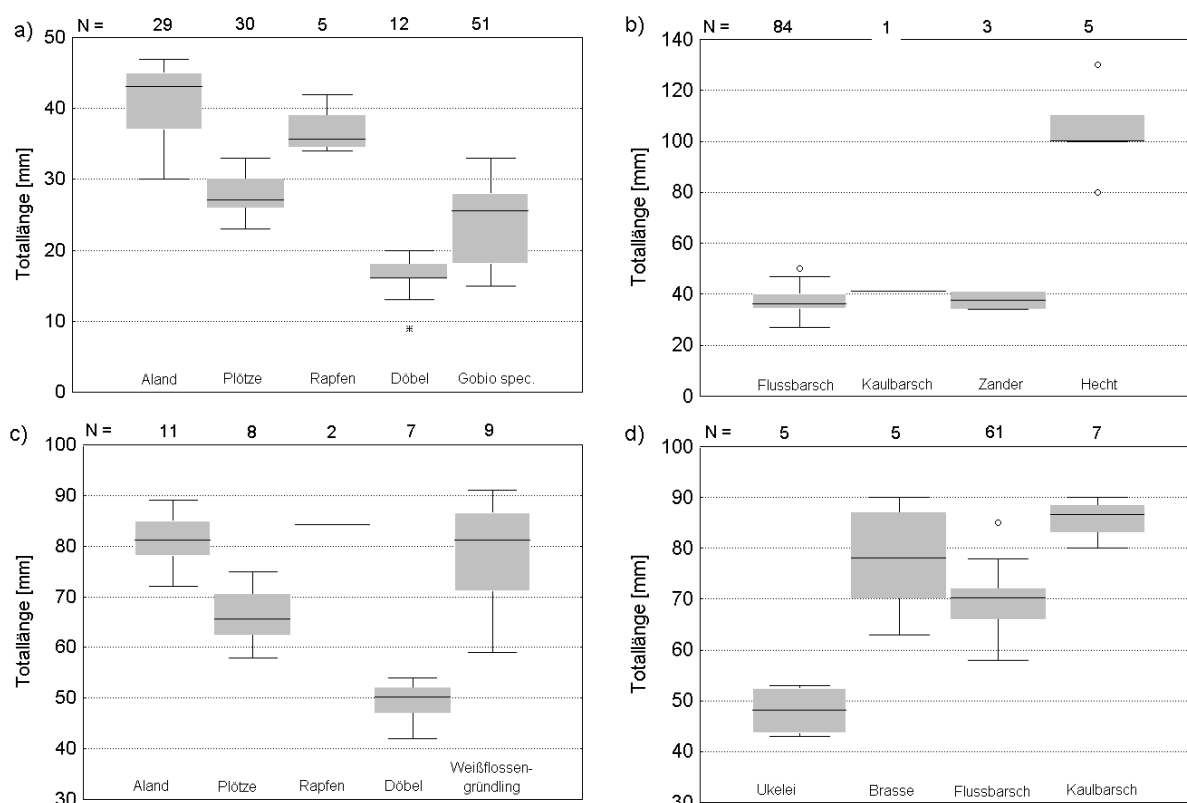


Abb. V-13: Darstellung der Größenspektren der larvale bzw. juvenile Entwicklungsstadien im Juni (a und b) sowie im September (c und d) in den Bühnenfeldern der Mittelbe bei Havelberg. Angegeben ist die mittlere Totallänge [Median inkl. Std.abw. (Box) sowie Spanne (Whisker) und Ausreißer (Kreise)].

Für alle anderen Arten ergab sich kein signifikanter Unterschied in der Nutzung der Uferzone zwischen Tag und Nacht. Somit bestätigen die direkten Vergleiche der Fischdichten den starken Effekt der Tageszeit auf die Nutzung der Uferzone im Juni und den geringen Einfluss dieses

Faktors im September. Eine deutliche diurnale Ausprägung von Jungfischansammlungen kann somit für den Frühherbst nicht nachgewiesen werden.

Signifikante Unterschiede in den Körperlängen der gefangenen Fischbrut ließ sich zwischen Tag und Nacht nicht identifizieren. Das Größenspektrum der AG 0 reicht im Juni von 10 bis 140 mm, wobei die Fischlarven der spät laichenden Arten Döbel und der Gründlinge die kleinsten und die juvenilen Hechte die größten Individuen stellten (vgl. Abb. 13 a und b). Im September erreichen die meisten Jungfische eine Größe zwischen 60 und 90 mm TL. Kleiner sind auch hier die Nachkommen der spät laichenden Arten (Ukelei und Döbel, s. Abb. 13 c und d).

4 Zusammenfassung

Für 19 Fischarten und einer Neunaugenart konnten die untersuchten Bühnenfelder der Mittelalbe bei Havelberg als Aufwuchshabitate nachgewiesen werden, wobei die Arten Aland, Ukelei und die Gründlinge zahlenmäßig dominierten. Die zeitlichen Gradienten (interannuell, saisonal und diurnal) erwiesen sich als wesentlich in der Erklärung der Zusammensetzung und Variabilität der Jungfischansammlungen. Die Ergebnisse bestätigen damit die aus Arbeiten an anderen Flusssystemen abgeleitete Arbeitshypothese.

Die saisonalen Unterschiede in der Artenzusammensetzung der AG 0 erwiesen sich als gravierender als die interannuellen Unterschiede. Zwischen den Jahren konnten hingegen deutliche Unterschiede in den Individuendichten einzelner Arten und Entwicklungsstadien festgestellt werden.

Die diurnalen Unterschiede sind im Juni wesentlich stärker ausgeprägt als im September. So konnten im Frühsommer spezifische Fischzönosen während der Nacht von denen während des Tages differenziert werden. Erstere werden durch juvenile Ukelei, Hechte und Flussbarsche sowie präadulte und adulte Plötzen, Kaulbarsche und Gründlinge letztere durch juvenile Rapfen, Döbel, Alande und Hasel geprägt. Anhand buhnenfeldmorphologischer und flussmorphologischer Faktoren lassen sich die Jungfischansammlungen im Juni weiter differenzieren. Im September ist ein tageszeitlicher Einfluss nicht mehr zu finden und mikroskalige hydromorphologische Faktoren wie Fließgeschwindigkeit und Substrattyp nehmen an Bedeutung zu.

Darüber hinaus beeinflussen Faktoren der Makroskala wie Hydrologie und Flussmorphologie die Ausprägung der Fischansammlungen der AG 0 in den Bühnenfeldern. Speziell der Uferlinienindex wurde als ein signifikanter Parameter für die Strukturierung der AG 0 identifiziert. Damit konnte die, auf dem „Inshore Retention Concept“ von SCHIEMER et al. (2001c) abgeleitete Arbeitshypothese, wonach die Morphologie der Uferzone die Struktur der Jungfischansammlungen beeinflusst, für die Mittelalbe ebenfalls bestätigt werden. Die Hydraulik und die Morphologie der Probestelle sind die beeinflussenden Faktoren auf der Ebene der Mikroskala.

VI Modellierung und Prognose der art- und größenspezifischen Mikrohabitatnutzung

Die Determination relevanter Schlüsselfaktoren, die die art- und größenspezifische Mikrohabitatnutzung bestimmen, ist eine Grundvoraussetzung zum Verständnis von Art-Umweltbeziehungen und bildet die Grundlage für die Entwicklung prognostischer Modelle zur Mikrohabitatnutzung.

In diesem Kapitel wird in einem ersten Schritt die generelle Bedeutung von 6 Faktoren mit 12 untersuchten Parametern für die Wahl der Mikrohabitate für einzelne Arten und ihre Entwicklungsstadien analysiert. Anschließend werden unter Verwendung der Parameter Uferneigung, Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit prognostische Habitatmodelle für ausgewählte Arten und Entwicklungsstadien entwickelt. Eine Verschneidung der Modellprognosen mit digitalen Geländemodellen bedingt die Beschränkung der Mikrohabitatmodelle auf diese Parameter. Andererseits ermöglicht dieses Vorgehen die räumliche Extrapolation der Modellergebnisse auf die untersuchten Uferhabitate in den Bühnenfeldern entlang der Elbe. Basierend auf einer relativen Bewertung der Habitateignung erfolgt eine quantitative Analyse der Verfügbarkeit von Aufwuchshabitaten in Kapitel VII.

1 Methodik der statistischen Modellierung

1.1 Generalisierte lineare Modelle (GLM)

1.1.1 Die Art-Umwelt Beziehung und ihre Analyse mittels logistischer Regression

Die Häufigkeit des Vorkommens (Präsenz) einer Art gegenüber einem abiotischen Parameter dient als ein Maß für die Präferenz gegenüber der Ausprägung dieses abiotischen Parameters. Die logistische Regression bietet aufgrund weniger scharfer Modellannahmen, der besseren ökologischen Interpretierbarkeit (JONGMANN et al. 1998) sowie aufgrund der Möglichkeit der gleichzeitigen Verwendung von metrischen und kategorischen Daten (CRAWLEY 1993, 2002) eine immer stärker bevorzugte Methode zur Analyse von Habitatpräferenzen (PEARCE & FERRIER 2001, SCHRÖDER & REINEKING 2004).

Grundlage für diese Analyse bildet das Vorkommen (Präsenz) bzw. Nichtvorkommen (Absenz) von Arten bzw. Entwicklungsstadien an einem bestimmten Ort, der durch eine Vielzahl von Habitatparametern charakterisiert wird. Die logistische Regression beschreibt dabei die Wahrscheinlichkeit, dass eine Art vorhanden ist, $p(x)$, als Funktion von einer oder mehreren Umweltvariablen x (multiple logistische Regression, TER BRAAK & LOOMAN 1986). Der Wert der Antwortvariablen wird dafür mit Hilfe einer „link function“ transformiert, um den erwarteten Vorkommenswert zwischen den Schranken 0 und 1 zu begrenzen (MCCULLAGH & NELDER 1989):

$$(GI\ VI-1) \quad \log [p(x) / (1-p(x))] = b_0 + b_1 x + \dots + b_k x_k$$

Durch Umformung von der Gleichung (VI-1) ergibt sich das Vorkommen $p(x)$ als eine Funktion der Umweltfaktoren x_{1-k} . Die Schätzung der Regressionskoeffizienten b_{1-k} erfolgt nach dem Maximum-Likelihood-Verfahren (JONGMANN et al. 1998). Ein Maß für die „Goodness of fit“ eines Modells ist die Devianz (CRAWLEY 2003). Die Formel für die Devianz ergibt sich aus der zugrunde liegenden Fehlerstruktur und der daraus folgenden Transformation durch die „link function“. Bei Anwendung der multiplen logistischen Regression wird von einer binomial verteilten Fehlerstruktur der Daten ausgegangen. Die Devianz für binomiale Fehlerstrukturen ergibt sich aus:

$$(GI\ VI-2) \quad \text{Devianz} = 2 \cdot \sum \{y \cdot \ln(y/\mu) + (n-y) \cdot \ln[(n-y)/(n-y)]\}$$

Mit: y = der Wert aus den Daten

μ = der Wert aus dem Modell

n = Anzahl der Stichproben

Ausgangspunkt für die Modellierung bildet das Nullmodell, d.h. die Daten werden durch einen einzigen Parameter dargestellt. Ein Nullmodell weist die größte Devianz auf, besitzt aber keine erklärende Kraft. Die Aufnahme einer Umweltvariablen x_1 in das Modell erfolgt, wenn der zugehörige Koeffizient b_1 signifikant von 0 abweicht (Analyse mittels t-Statistik, Signifikanzniveau für $p < 0,05$) und der Anteil an erklärender Devianz durch diese Umweltvariable höher ist, als ohne diese Variable (Chi²-test Statistik, Signifikanzniveau für $p < 0,05$).

Seit Anfang dieses Jahrhunderts ist bekannt (HESSE 1924 in THIENEMANN 1950), dass sich Art-Umwelt-Beziehungen in einer unimodalen Relation darstellen lassen, deren mathematisch idealisierte Form die Gauss'sche Glockenkurve darstellt. Innerhalb der logistischen Regression wird diese unimodale Art-Umwelt-Beziehung durch die Addition eines quadratischen Terms an die „link function“ realisiert. Das Ergebnis ist eine glockenförmige Antwortkurve, die die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens einer Art gegenüber einem Umweltfaktor ausdrückt (JONGMANN et al. 1998):

$$(GI\ VI-3) \quad \log [p(x) / (1-p(x))] = b_0 + b_1 x + b_2 \cdot x^2$$

Die Parameter b_0 , b_1 und b_2 sind Regressionskoeffizienten.

Für die Erstellung der Präferenzmodelle wurde in einem ersten Schritt getestet, ob es sich bei den Art-Umwelt-Beziehungen um eine logistische oder eine gauss'sche Realisierung handelt (vgl. Abb.-VI-1). Dabei wurde für jeden Parameter separat die Hinzunahme eines quadratischen Terms auf die Signifikanz des Parameters b_2 (t-test) und hinsichtlich einer signifikanten Zunahme der erklärten Devianz (Chi²-test) geprüft.

Dieses Vorgehen liefert neben der Analyse der Art-Umwelt-Beziehung bereits eine erste Information zur Trennschärfe der verwendeten Umweltvariable hinsichtlich der Erklärung eines Vor- bzw. Nichtvorkommens der Art. Je größer der Anteil der erklärten Devianz in diesem univariaten Modell gegenüber dem Nullmodell (beschreibt die Devianz ohne erklärende Variable =

Gesamtdevianz) ist, desto besser vermag die analysierte Variable zwischen den beiden Gruppen Vorkommen und Nichtvorkommen zu unterscheiden (SCHRÖDER 2000).

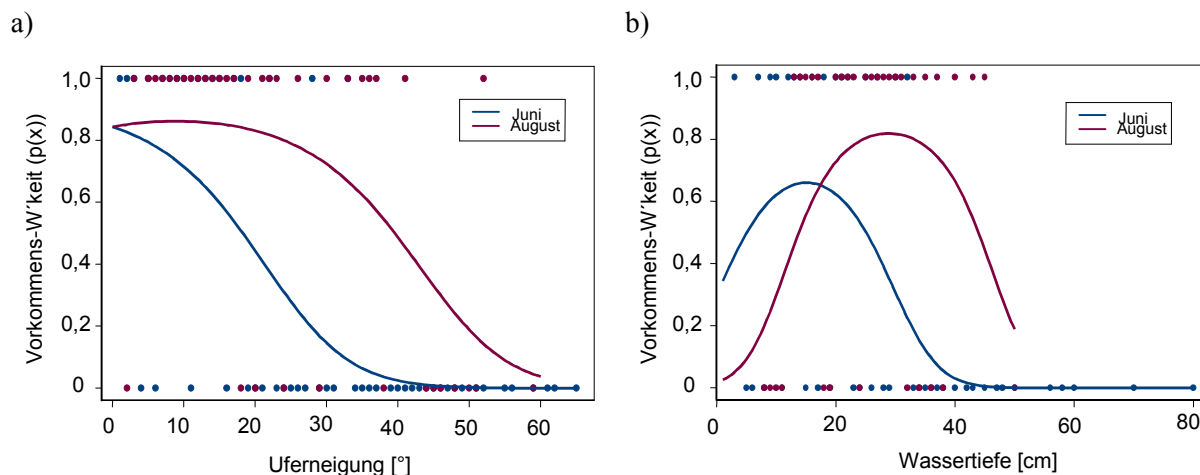


Abb. VI-1: Logistische (a) und gauss'sche logistische (b) Art-Umwelt-Beziehung am Beispiel juveniler Alande aus den Monaten Juni und August.

1.1.2 Variablenselektion und Erstellung des Modells

Insgesamt werden 12 Habitatparameter in dem Prozess der Variablenselektion berücksichtigt. Dieser Prozess findet in zwei Schritten statt: Zunächst werden die Habitatparameter jeweils einzeln in das Modell integriert und hinsichtlich ihrer Ausprägung der Art-Umwelt-Relation untersucht (s.o.). Die signifikanten Parameter werden anschließend in das „maximale“ Modell aufgenommen. Für die Erstellung des adäquaten Modells zur Mikrohabitatwahl werden nun die einzelnen Variablen aus dem Modell eliminiert und die Reduktion der erklärten Devianz mittels χ^2 bzw. F-Test auf ihre Signifikanz hin überprüft. Liegt keine signifikante Reduktion vor, bleibt die Habitatvariable aus dem Modell ausgeschlossen, liegt eine signifikante Reduktion vor wird sie in dem Modell beibehalten. Am Ende dieses rückwärts schrittweisen Verfahrens bleiben alle relevanten Parameter in dem Modell zurück, welche die vorhandenen Daten mit den hinzugezogenen Parametern optimal erklären und bilden das minimale adäquate Modell (CRAWLEY 2003). Mit diesem Verfahren werden alle 12 Habitatparameter hinsichtlich ihrer Bedeutung für die jeweilige Art bzw. das entsprechende Entwicklungsstadium untersucht. Diese Analyse erfolgt mit dem gesamten Datensatz der Jahre 1997 und 1998.

Für die Erstellung der Modelle zur Mikrohabitatwahl beschränkt sich die Analyse auf die Parameter Wassertiefe, Uferneigung und Fließgeschwindigkeit, da nur diese Parameter eine anschließende Verschneidung mit dem digitalen Geländemodell und dadurch eine räumliche Extrapolation erlauben. Hierzu erfolgt die Aufstellung der Modelle für die Jahre 1997 und 1998 getrennt, und erlaubt so eine Validierung der Modelle durch den Datensatz des jeweils anderen Jahres (s. Kap. 1.2.2).

1.1.3 Interaktionen

Die multiple logistische Regression bietet als ein Derivat der „generalisierten linearen Modelle“ (GLM) die Möglichkeit, Interaktionen zwischen einzelnen Umweltfaktoren zu testen (Crawley 1993). Eine Interaktion zwischen zwei Umweltvariablen liegt vor, wenn sich die Reaktion der abhängigen Variablen gegenüber der ersten Variablen durch die Hinzunahme einer zweiten Umweltvariable erheblich verändert, d.h. verstärkt bzw. abschwächt. Ein Beispiel wäre, wenn die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens von Fischlarven an Stellen mit einer flachen Uferneigung durch Berücksichtigung des Faktors Temperatur noch wesentlich verstärkt bzw. abgeschwächt wird.

Damit ergibt sich durch Anwendung dieser Verfahren ein erheblicher Erkenntnisgewinn, blieb die Frage nach möglichen Interaktionen zwischen einzelnen Habitatvariablen bei den bisherigen Verfahren doch weitgehend unbeantwortet (PARASIEVICZ & DUNBAR 2001).

1.1.4 Modellannahmen

Der im Folgenden durchgeführten Modellierung der Mikrohabitatwahl unterschiedlicher Arten und verschiedener ontogenetischer Stadien liegen vier wesentliche ökologische bzw. methodische Annahmen zugrunde:

1. Die Habitatmodellierung für einzelne Arten basiert auf der „Habitat-templet“-Theorie wie sie 1977 von SOUTHWOOD aufgestellt und in den folgenden Jahren weiterentwickelt wurde (SOUTHWOOD 1977, 1988). Der Autor postuliert, dass die Evolution einer Art durch die Wahl geeigneter Habitate begünstigt wird. So entwickeln sich auf der Basis der zeitlichen und räumlichen Verfügbarkeit geeigneter Lebensräume für die verschiedenen ontogenetischen Stadien sowie unter der Berücksichtigung ökologisch-biologischer Funktionen z.B. als Laich-, Überwinterungs- oder Sommerhabitate artspezifische „life-history-strategies“ heraus. Die unterschiedlichen Habitate lassen sich durch spezifische Eigenschaften charakterisieren, die dazu führen, diesen Lebensraum entweder verstärkt zu nutzen oder ihn zu meiden.
2. Der Begriff „Habitat“ wird in diesem Modell als ein multidimensionales Hypervolumen definiert, der durch eine unendliche Anzahl von biotischen und abiotischen Parametern strukturiert wird (HUTCHINSON 1957). Einige dieser Parameter bilden biologische bzw. abiotische Schlüsselfaktoren ab, die den Ansprüchen der unterschiedlichen Arten und ihrer ontogenetischen Stadien im Sinne einer erfolgreichen Entwicklung entsprechen (SCHRÖDER 2002). Als Schlüsselfaktoren werden diejenigen Faktoren bezeichnet, deren messbare Parameter einen signifikanten Einfluss auf die Habitatwahl ausgedrückt in der Vorkommenshäufigkeit haben.
3. Biotische Faktoren wie z.B. Prädation und Nahrungsverfügbarkeit üben einen großen Einfluss auf die Habitatpräferenz von Fischen aus (SCHLOSSER 1991). Diese Faktoren konnten in dieser Habitatmodellierung nicht berücksichtigt werden, da sie nicht

repräsentativ und zu jeder Stichprobe erhoben werden konnten. Aus diesem Grund berücksichtigt das Habitatmodell einzig die abiotischen Faktoren.

4. Die Habitatmodelle basieren auf Präsenz-Absenz Daten, da nur dieser Datentyp mittels logistischer Regression analysiert werden kann (CRAWLEY 1993). Die Erhebung von Präsenz-Absenz Daten erfolgt im Gelände zuverlässiger als die Erhebung von Abundanz-Daten (MÜHLENBERG 1993).

1.2 Modellbewertung

1.2.1 Modellkalibrierung

Mit den hier entwickelten Präferenzmodellen soll die Frage nach der maximalen Erklärung abiotischer Habitatfaktoren für das Vorkommen von Jungfischen und Fischlarven beantwortet werden. Aus diesem Grunde gehen in diese Modelle alle erhobenen Habitatparameter in die Analyse ein, sofern sie den Modellannahmen entsprechen. Die Beurteilung der Güte der einzelnen Modelle erfolgt nach den Regeln der Modell Vereinfachung (CRAWLEY 1993) und den hier vorgestellten Kriterien zur Modellgüte.

Ein allgemeines Gütekriterium für ein Modell liefert der mit dem jeweiligen Modell erreichte Wert der Devianz relativ zu der mit dem Nullmodell erhaltenen Gesamtdevianz (PEETERS & GARDENIERS 1998) (Gl. VI-4). Weitere Gütekriterien sind die Bestimmtheitsmaße nach COX & SNELL (1989) in Gl. (VI-5) und NAGELKERKE (1991) in Gl. (VI-6). Sie quantifizieren den Anteil der durch das Modell erklärten Varianz. Der Erklärungsgehalt dieser drei Kriterien ist qualitativ derselbe. Im folgenden werden daher nur die Angaben zu R und $R^2_{\text{Nagelkerke}}$ (R^2_N) gemacht.

$$\text{(Gl VI-4)} \quad R = (D(\text{Modell}) \cdot 100 / D(\text{Nullmodell}))$$

$$\text{(Gl VI-5)} \quad R^2_{\text{Cox \& Snell}} = 1 - (L(\text{Nullmodell})/L(\text{Modell}))^{2/n}$$

$$\text{(Gl VI-6)} \quad R^2_{\text{Nagelkerke}} = R^2_{\text{Cox \& Snell}} / R^2_{\text{max}}$$

$$\text{(Gl VI-7)} \quad R^2_{\text{max}} = 1 - (L(\text{Nullmodell}))^{2/n}$$

Mit: D = Devianz
 L = Likelihoodfunktion = $e^{-D/2}$
 n = Anzahl der Stichproben

Für das Bestimmtheitsmaß nach Nagelkerke bezeichnen BACKHAUS et al. (2006) für Werte $> 0,2$ die Modelle als akzeptabel und für Werte $> 0,5$ die Modellgüte als sehr gut.

1.2.2 Modelldiskriminierung

Im Ergebnis liefert die logistische Regression eine Prognose der Vorkommenswahrscheinlichkeit für eine Art (TER BRAAK & LOOMAN 1986). Eine erste Einschätzung der Güte dieser Prognosen

ergibt sich aus einem Vergleich der prognostizierten Vorkommenswahrscheinlichkeit mit den Daten, aus denen diese Modelle entwickelt wurden (Diskriminierung). Dazu werden die Daten den Prognosen in einer Klassifikationsmatrix gegenüber gestellt (PEARCE et al. 1994; FIELDING & BELL 1997, vgl. Tab. VI-1). Fehler der 1. Art sind gleichbedeutend mit einer falschen positiven Vorkommensprognose für Habitate. Als Gründe für das Auftreten dieser Fehlprognose geben FIELDING & HAWORTH (1995) die Nichtberücksichtigung von entscheidenden Qualitätsfaktoren oder die Tatsache, dass nicht alle potentiell geeigneten Habitate besetzt sind, an. Falsche negative Vorkommensprognosen können nach MORRISON et al. (1998) ebenfalls in fehlenden Habitatfaktoren oder auch in der erhöhten Mobilität von Organismen begründet sein.

Tab. VI-1: Klassifikationsmatrix zur Diskriminierung und Validierung von Modelldaten.

	Daten		Klassifikations- raten
	1	0	
Prognose	1 a	b	a+b
	0 c	d	c+d
Klassifikationsraten	a+c	b+d	n

Aus dieser Tabelle lassen sich folgende Angaben ableiten :

Anzahl korrekter positiver Vorkommensprognosen (a)

Anzahl falscher positiver Vorkommensprognosen (b)

Anzahl falscher negativer Vorkommensprognosen (c)

Anzahl korrekter negativer Vorkommensprognosen (d)

Über eine Klassifikationsregel (Gl. VI-8), werden die prognostizierten Vorkommen den Beobachtungen gegenüber gestellt. Grundlage für die korrekte Beurteilung der Klassifikation ist der Schwellenwert P_{krit} , ab dem ein Habitat als besiedelt angesehen wird (AKCAKYA & ATWOOD 1997). Die Ausprägung der Klassifikationsraten ist dabei von der Größe des Schwellenwertes P_{krit} abhängig (HOSMER & LEMESHOW 1989).

$$(Gl. VI-8) \quad \text{Prognose } P_{01} = \begin{cases} \text{Vorkommen (1)} & \text{falls } P \geq P_{krit} \\ \text{Nichtvorkommen (0)} & \text{falls } P < P_{krit} \end{cases}$$

Die Klassifikationsraten bilden die Grundlage für die Berechnung von Güteparametern für die Modelldiskriminierung und ~validierung. PEARCE & FERRIER (2000) geben u.a. mit der Sensitivität (Gl. VI-9) und der Spezifität (Gl. VI-10) zwei Indizes für Beschreibung der prognostischen Kraft eines Modells an:

$$(Gl. VI-9) \quad \text{Sensitivität} = \frac{a}{a+c} = \frac{\text{Anzahl korrekter positiver Vorkommensprognosen}}{\text{Gesamtzahl positiver Beobachtungen}}$$

$$(Gl. VI-10) \quad \text{Spezifität} = \frac{d}{d+b} = \frac{\text{Anzahl korrekter negativer Vorkommensprognosen}}{\text{Gesamtzahl negativer Beobachtungen}}$$

$$(Gl. VI-11) \quad \text{Anteil korrekter Prognosen} = \frac{a+d}{(a+c)+(d+b)} = \frac{\text{Anzahl korrekter positiver Vorkommensprognosen}}{\text{Gesamtzahl positiver Beobachtungen}}$$

FIELDING & BELL (1997) führen zusätzlich den Anteil korrekter Prognosen als Gütemaß für die Diskriminierung der Modelle an, weisen aber darauf hin, dass die Festlegung des Klassifikationsschwellenwertes P_{krit} die Werte der Güteparameter beeinflusst. Da die Festlegung von Schwellenwerten P_{krit} als sehr willkürlich anzusehen ist, wird in der folgenden Untersuchung mit den „Receiver-Operating-characteristics“ (ROC-Kurven) ein Verfahren angewendet, welches unabhängig von Schwellenwerten zur Diskriminierung und Validierung von Modellen angewendet werden kann (METZ 1978). FIELDING & BELL (1997) kommen nach eingehenden Analysen verschiedener Güteparameter zu dem Ergebnis, dass diese Methode ein angemessenes Verfahren zur Beurteilung der Klassifikationsgüte und damit eine geeignete Grundlage für die Validierung der Modelle bietet. Ein ROC-Diagramm entspricht einem Streudiagramm in dem die Sensitivität gegen die Rate der falsch positiven Prognosen (1-Spezifität) für sämtliche P_{krit} -Werte zwischen 0 und 1 aufgetragen wird (vgl. Abb. VI-2).

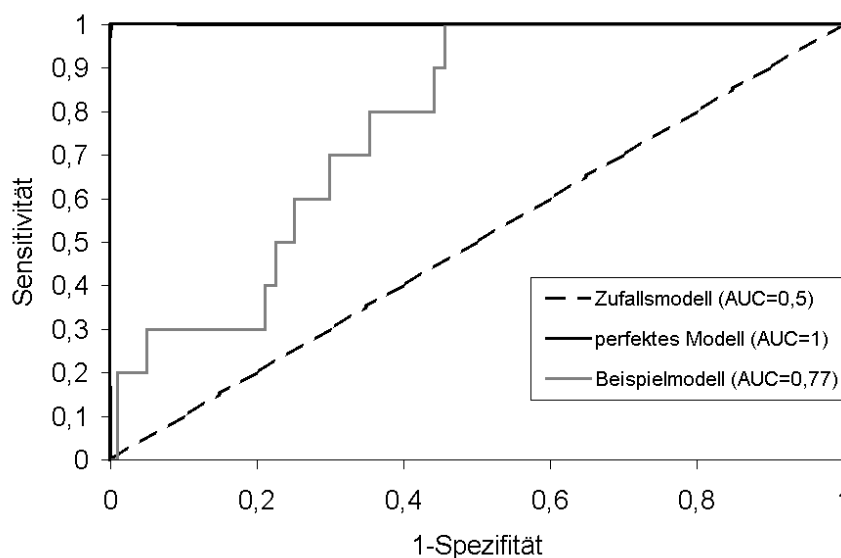


Abb. VI-2: Darstellung der „Receiver-Operating-characteristics“ (ROC) Kurven für ein perfektes Modell, ein Beispielmittel und ein Zufallsmodell.

Die Summe von Sensitivität und 1-Spezifität ist 1. Dies ermöglicht die graphische Aufbereitung dieser Güteparameter (vgl. Abb. VI-2 in ROC-Kurven). Ist die Rate der korrekten Vorkommensprognosen (Sensitivität) für jeden P_{krit} -Wert gleich der Rate falscher Vorkommensprognosen (1-Spezifität), ist dies gleichbedeutend mit der Beliebigkeit des Modells. FIELDING & BELL (1997) sprechen in diesem Fall von einem Zufallsmodell, welches keinerlei prognostische Kraft hat. Graphisch wird dieser Fall durch die 45° Diagonale repräsentiert (vgl. Abb. VI-2). Entsprechend bieten Modelle, die eine hohe Rate korrekter positiver Vorkommensprognosen bei geringen Raten falscher Vorkommensprognosen haben, eine gute prognostische Leistung. Als ein integrierendes Gütemaß, welches die prognostische Leistung eines Modells beschreibt, kann daher die Fläche unter der Kurve („area under curve“ (AUC)) angesehen werden. Liegt dieser Wert bei 0,5 (Zufallsmodell) oder darunter so erfüllt das Modell keinerlei prognostische Kraft. Werte über 0,5 indizieren nach SWETS (1988) eine zunehmende Genauigkeit.

AUC-Werte lassen sich zur Klassifizierung der Modellgüte in Anlehnung an HOSMER & LEMESHOW (2000) einordnen:

$AUC \sim 0,5$	→	Null- bzw. Zufallsmodell
$0,6 < AUC \leq 0,7$	→	schlecht
$0,7 < AUC \leq 0,8$	→	akzeptabel
$0,8 < AUC \leq 0,9$	→	gut
$0,9 < AUC$	→	sehr gut
$AUC = 1$	→	bestmöglicher Wert

1.2.3 Validierung der Modelle

Die Prognosefähigkeit der Modelle erfordert eine Validierung anhand von unabhängig erhobenen Daten. Dabei lässt sich eine interne Validierung von einer externen Validierung unterscheiden. Während die interne Validierung den Ursprungsdatensatz in einen Datensatz zur Modellerstellung und einen zur Modellbewertung aufteilt, nutzt die externe Validierung zwei unterschiedlich erzeugte Datensätze zur Modellerstellung und -bewertung.

Die interne Validierung unterliegt prinzipiell der Gefahr, dass die Übertragbarkeit und die Vorhersagequalität überschätzt werden (VERBYLA & LITATIS 1989). Aus diesem Grund empfehlen FIELDING & HAYWORTH (1995) die externe Validierung, bei der die Daten zur Modellerstellung idealer Weise entweder räumlich oder zeitlich getrennt von den Daten zur Modellbewertung stammen (REINEKING & SCHRÖDER 2004). Entsprechend unterscheidet man eine zeitliche Validierung (Daten stammen aus dem selben Untersuchungsgebiet aber aus unterschiedlichen Jahren) von einer räumlichen Validierung (Daten stammen von unterschiedlichen Untersuchungsgebieten aber aus denselben Untersuchungsjahren) (SCHRÖDER 2000).

Die Signifikanz der Modellübertragung wird nach BECK & SHULTZ (1986) gegen die Nullhypothese getestet, so dass die Fläche unter der Kurve sich nicht signifikant von einem kritischen Wert (AUC_{krit}) unterscheidet. Als kritischer Wert wurde $AUC_{krit} = 0,5$ gewählt, da dieser Wert dem eines Zufallsmodells ohne prognostische Kraft entspricht.

Für die hier aufgestellten Habitatprognosemodelle wurde eine zeitliche Validierung in Anlehnung an SCHRÖDER (2000) gewählt, da nur aus dem Untersuchungsgebiet Havelberg ausreichend Daten vorhanden waren. Die Validierung erfolgte in drei Schritten:

Bildung des Jahresmodells mittels multipler logistischer Regression basierend auf dem Datensatz aus jeweils einem Jahr. Hierzu wurden für die larvalen und juvenilen Entwicklungsstadien Modelle für die Jahre 1997 und 1998 getrennt entwickelt. Alle in die Modelle einfließenden Daten stammen aus den Uferzonen des Hauptgerinnes der mittleren Elbe zwischen Elbe-km 418 und 427.

Modellübertragung: Für jedes Jahresmodell wurden mit dem Datensatz aus dem Bezugsjahr (Originaldaten) die prognostizierten Vorkommenswahrscheinlichkeiten und die Gütekriterien der Diskriminanz berechnet und mittels der ROC-Kurve gegeneinander aufgetragen.

Validierung: Für jedes Jahresmodell wurden mit dem Datensatz aus dem jeweils anderen Jahr (Testdaten) die prognostizierten Vorkommenswahrscheinlichkeiten und die Gütekriterien berechnet und mittels der ROC-Kurve gegeneinander aufgetragen.

Modellauswahl: Weist ein Jahresmodell sowohl hinsichtlich der Originaldaten (Diskriminierung) als auch hinsichtlich der Testdaten (Validierung) signifikante AUC werte auf größer als 0,5 auf, wurde das Modell als prinzipiell geeignet betrachtet. Die Parameter dieser Modelle gingen als Eingangsgrößen in das Bilanzmodul ein.

2 Datenauswahl

2.1 Kriterien zur Datenauswahl

Die Auswahl der Stichproben zur Modellentwicklung erfolgte unter Berücksichtigung folgender ökologischer sowie methodisch-statistischer Kriterien, um den Modellannahmen gerecht zu werden und eine adequate Modellierung zu gewährleisten:

1. Kriterium der vergleichbaren Habitatverfügbarkeit

Grundvoraussetzung für die Entwicklung der mikroskaligen Habitatmodelle ist, dass die Fische auch real die Möglichkeit haben, zwischen den untersuchten Mikrohabitaten frei zu wählen. Aus diesem Grunde wurden Datensätze, die aus vom Elbestrom abgetrennten Gewässern stammen, wie z.B. Flutrinnen etc. nicht in die Modellierung integriert. Des Weiteren führt die hydrologische Dynamik zu einer unterschiedlichen Gestalt der Lebensräume. So werden ab einem Pegelstand von ca. 300 cm (Pegel Havelberg) die Buhnen überflutet und es bilden sich deutlich andere Strömungsverhältnisse in den Uferhabitaten aus. Ebenso führt eine Überflutung der Ufer- und Auenvvegetation zur Ausbildung anderer Mikrohabitate. Um diesem Einfluss zu minimieren, wurden in die Modelle nur Datensätze integriert, die während des Mittelwassers (s. Kap. IV-2.2) erhoben wurden. Um trotzdem vergleichbare Zeiträume in beiden Jahren abzudecken, wurden nur Daten aus den Zeiträumen Mitte Mai bis Anfang Juli und Mitte August bis Anfang September zur Modellierung herangezogen.

2. Kriterium der größen- und entwicklungsspezifischen Mikrohabitatwahl

Das Wachstum und die Entwicklung der Jungfische bedingt eine stetig veränderte Fähigkeit der Fische, auf Umwelteinflüsse zu reagieren (BLAXTER Ed. 1974). Als Folge kommt es zu einem ontogenetisch bedingten Wechsel der Habitatpräferenzen, wie er z.B. von RHEINBERGER et al. (1987) für Plötzen in großen Seen bzw. von SPINDLER (1988), STAAS (1996), FREYHOF (1998) oder GAUDIN (2001) für juvenile Cypriniden in Flüssen gezeigt wurde.

Auch in Laborversuchen sind für einzelne Arten größen- und entwicklungsspezifische Präferenzen gegenüber Habitatfaktoren festgestellt worden (z.B. NASSEH 1999, BUSLOVIC 2000). Aus diesen Erkenntnissen ergibt sich die ökologische Anforderung, die Analyse der Mikrohabitatwahl für einzelne Arten größen- und entwicklungsspezifisch durchzuführen.

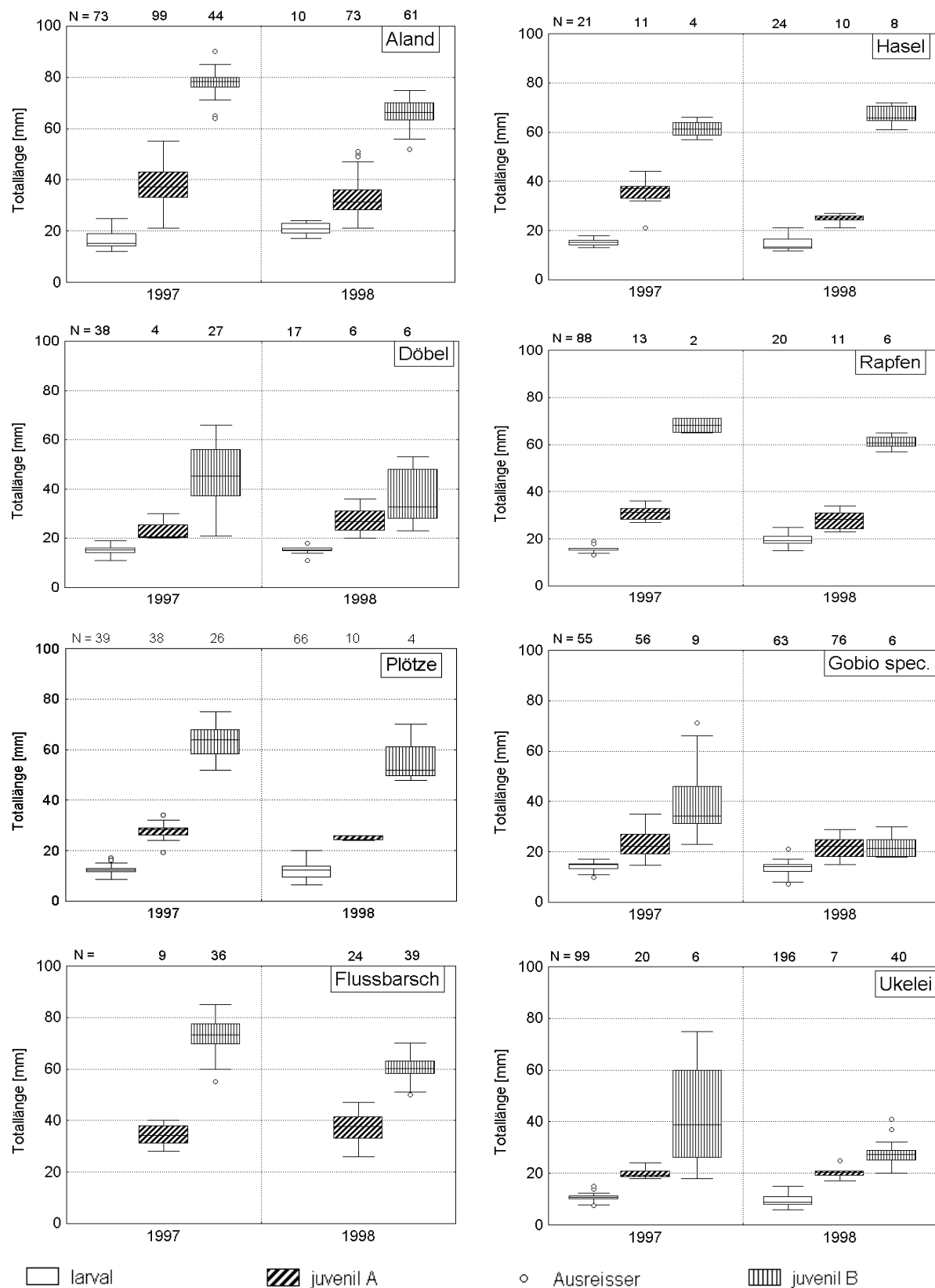


Abb. VI-3: Totallängenvergleich larvaler und juveniler Entwicklungs- und Größenstadien von sieben Fischarten, die zur Analyse und Modellierung der Mikrohabitatwahl herangezogen wurden (Median, 25% und 75%-Quartile [Box] sowie Nichtausreisser Spanne [Whisker]).

Ausgangspunkt für die Auswahl der Stichproben ist das zeitliche Aufkommen der larvalen und juvenilen Entwicklungsstadien, wie es in Kapitel V dargestellt wurde. Für die Entwicklung der

prognostischen Mikrohabitatmodelle für Fischlarven wurden alle Stichproben derjenigen Kampagnen berücksichtigt, in denen die Larvalstadien der jeweiligen Art festgestellt wurden. Gab es keine Nachweise von Fischlarven der entsprechenden Art in einer Kampagne, wurden alle Stichproben der betreffenden Kampagne von der Modellierung ausgeschlossen. Es wurde in diesem Fall davon ausgegangen, dass keine Larvalstadien mehr bzw. noch nicht vorhanden sind.

Die im Vergleich zur larvalen Lebensphase lange Dauer des Juvenilstadiums führt zu deutlichen Größenunterschieden zwischen frühen und späten Phasen dieses ontogenetischen Stadiums. Um diese biologischen Gegebenheiten sowie eine ausreichende Stichprobengröße zu berücksichtigen, erfolgten die Analysen mittels logistischer Regression daher jeweils getrennt für zwei Größengruppen der juvenilen Entwicklungsstadien. Für die Arten Aland, Hasel, Plötze, Rapfen und Flussbarsch wurden die juvenilen Fische aus den Monaten Mai und Juni zur Gruppe „juvenil A“ und die Fänge zwischen Ende Juli bis Ende August zur Gruppe „juvenil B“ zusammengefasst und statistisch auf ihre Unterschiede getestet. Für diese Arten ließen sich diese Größengruppen in den Jahren 1997 und 1998 jeweils signifikant auftrennen (s. Abb. VI-3).

Für die Fischarten mit einer langen Laichzeit, wie Ukelei, Döbel und die Gründlingsarten, kommt es während eines längeren Zeitraums zu einem parallelen Vorkommen von larvalen und juvenilen Entwicklungsstadien (vgl. Tab. VI-3) und damit von Jungfischen einer Art in sehr unterschiedlicher Größe (vgl. Abb. V-4). Während sich das larvale Entwicklungsstadium hinsichtlich der Totallänge deutlich von den juvenilen Fischen abtrennen ließ, führte die Zusammenfassung der juvenilen Fische nach Zeiträumen zu großen Spannbreiten der Totallängen insbesondere für den späteren Zeitraum Juli/August (Abb. VI-3). Aus diesem Grund wurde für die juvenilen Gründlinge, Döbel und Ukelei jeweils nur eine Gruppe gebildet (Tab. VI-3).

3. Kriterium des Effektes unterschiedlicher Skalen

Um den Einfluss und die Effekte unterschiedlicher Skalen auf die Habitatwahl zu minimieren, wie sie von POIZAT & PONT (1996) oder OBERDORF (2001) beschrieben werden, wurde die Stichprobenauswahl räumlich auf die Uferhabitate eines ca. 10 km langen Flussabschnitts der unteren Mittelelbe bei Havelberg beschränkt (Elbe-km 418 bis 428). Aus diesem Grund sind die Vorhersagen dieser Modelle zunächst auch auf diesen Raum zu beschränken.

4. Kriterium der Prävalenz

Des Weiteren sind methodische Voraussetzungen der eingesetzten statistischen Methode einzuhalten. So ist für die angewendete multiple logistische Regression eine Mindestrate von erfolgreichen Fängen im Verhältnis zur Anzahl der Stichproben (=Prävalenz) für die Beurteilung der Modellgüte von Bedeutung (MANEL et al. 2001). Für die hier zugrunde liegende Modellierung werden nur Datensätze mit einer Prävalenz von über 2% berücksichtigt (vgl. Tab. VI-3).

5. Kriterium der Multikollinearität

Die Verlässlichkeit der entwickelten Modelle verringert sich, wenn unabhängige aber hoch korrelierte Parameter mit in die Analyse eingehen (LEGENDRE & LEGENDRE 1998). Um diese Multikollinearitäten in den verwendeten Habitatparametern aufzudecken, wurden bivariate

Rangkorrelationen (ρ) nach Spearman berechnet. FIELDING & HAWORTH (1995) geben eine Schwelle von $\rho = 0,7$ an, ab der ein hoch kollinear Parameter aus der Analyse genommen werden sollte.

Bei Auftreten stärkerer Korrelationen wird nur eine der korrelierenden Variablen für die Modellierung verwendet. Aufgrund eines Rangkorrelationskoeffizienten von $\rho = 0,75$ zwischen den Habitatfaktoren „Uferneigung“ und „Distanz zu Uferlinie“ wird letztere von der weiteren Analyse ausgeschlossen (vgl. Tab. VI-2).

Tab. VI-2: Bivariate Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman für die 12 untersuchten Habitatparameter.

Rangkorrelationskoeffizient	Tiefe [cm]	Distanz zum Ufer [m]	Uferneigung [°]	Fließgeschwindigkeit [m/sek]	Substrat-A	Substrat-B	Temperatur [°C]	Sauerstoffgehalt [mg/l]	pH-Wert	Leitfähigkeit [µS]	Trübung [TMU]	Vegetation [%]
Signifikanzniveau												
Tiefe [cm]	1	0,236	0,373	0,072	-0,141	-0,094	-0,069	0,057	-0,023	-0,037	0,111	0,188
Distanz zum Ufer [m]	< 0,001	1	-0,758	0,096	0,303	0,195	-0,009	-0,036	-0,003	0,087	0,217	0,145
Uferneigung [°]	< 0,001	<0,001	1	-0,042	-0,404	-0,276	-0,048	0,077	0,003	-0,096	-0,161	-0,073
Fließgeschwindigkeit [m/sek]	<0,05	<0,01	n.s.	1	-0,220	-0,161	-0,109	-0,117	-0,081	0,189	-0,134	-0,003
Substrat-A	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	1	0,579	0,070	-0,032	-0,001	0,048	0,196	0,119
Substrat-B	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	1	0,019	-0,012	0,003	0,015	0,052	0,175
Temperatur [°C]	<0,05	n.s.	n.s.	<0,001	<0,05	n.s.	1	0,536	0,336	-0,169	0,229	0,015
Sauerstoffgehalt [mg/l]	<0,1	n.s.	<0,05	<0,001	n.s.	n.s.	<0,001	1	0,580	-0,320	-0,001	-0,029
pH-Wert	n.s.	n.s.	n.s.	<0,01	n.s.	n.s.	<0,001	<0,001	1	-0,134	-0,124	-0,092
Leitfähigkeit [µS]	n.s.	<0,01	<0,01	<0,001	n.s.	n.s.	<0,001	<0,001	<0,001	1	0,120	-0,086
Trübung [TMU]	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,1	<0,001	n.s.	<0,001	<0,001	1	0,090
Vegetation [%]	<0,001	<0,001	<0,05	n.s.	<0,001	<0,001	n.s.	n.s.	<0,01	<0,01	<0,01	1

2.2 Stichprobenset zur Modellierung der Mikrohabitatwahl

Unter Berücksichtigung der Kriterien zur Datenauswahl konnten für 7 Arten sowie für die zur Gruppe *Gobio spec.* zusammengefassten Gründlinge der AG 0 sowohl für den gesamten Untersuchungszeitraum als auch für die einzelnen Jahre Datensätze des „Point-abundance-sampling“ zusammen gestellt (Tab. VI-3).

Für die meisten Cyprinidenarten konnte jeweils ein Datensatz für die Fischlarven und mindestens ein weiterer für ein juveniles Stadium aufgestellt werden. Für die Döbel und die Flussbarsche fehlten Larvenfänge, sodass hier nur die juvenilen Fische berücksichtigt werden konnten.

Tab. VI-3 : Zeitraum des Vorkommens, Anzahl der Stichproben sowie Prävalenz der Daten für einzelne Arten in unterschiedlichen ontogenetischen, bzw. Größengruppen zur Erstellung logistischer Regressionsmodelle.

Art	onto- genetisches Stadium /Größen- gruppe	Gesamtdatensatz		Jahresdatensatz 1997		Jahresdatensatz 1998	
		Anzahl Hols	Prävalenz [%]	Anzahl Hols (Vorkommenszeitraum)	Prävalenz [%] (Vorkommenszeitraum)	Anzahl Hols (Vorkommenszeitraum)	Prävalenz [%] (Vorkommenszeitraum)
Plötze	larval	850	4,3	364 (22. Mai – 29. Juni)	3,8	486 (10. Mai – 10. Juni)	4,7
	juvenil A	418	4,8	214 (18. Juni – 29. Juni)	7	204 (9. Juni – 24. Juni)	2,4
	juvenil B	347	4,0	271 (2. Aug. – 28. Aug.)	4,4	76 (27. Juli – 16. Aug.)	2,6
Aland	larval	280	11,0	150 (22. Mai – 6. Juli)	11,9	130 (10. Mai – 29. Mai)	9,9
	juvenil A	693	6,8	339 (4. Juni – 29. Juni)	6,2	354 (26. Mai – 23. Juni)	7,3
	juvenil B	347	7,8	271 (2. Aug. – 28. Aug.)	5,2	76 (27. Juli – 16. Aug.)	17,1
Rapfen	larval	430	5,1	150 (22. Mai – 7. Juni)	4,6	280 (10. Mai – 29. Mai)	5,3
	juvenil A	419	3,6	214 (18. Juni – 29. Juni)	4,7	205 (4. Juni – 10. Juni)	2,4
	juvenil B	347	0,8	271 (2. Aug. – 28. Aug.)	0,7	76 (27. Juli – 16. Aug.)	1,3
Hasel	larval	293	3,4	150 (22. Mai – 7. Juni)	1,3	143 (4. Mai – 24. Mai)	5,6
	juvenil A	570	3,0	214 (18. Juni – 29. Juni)	3,7	356 (26. Mai – 23. Juni)	2,5
Döbel	juvenil	347	4,3	271 (28. Jul. – 24. Aug.)	4,8	76 (27. Juli – 2. Sep)	2,6
Ukelei	larval	883	3,5	340 (4. Juni – 29. Juni)	3,5	543 (18. Mai – 24. Juni)	3,5
	juvenil	289	2,4	213 (28. Jul. – 24. Aug.)	1,9	76 (27. Juli – 16. Aug.)	3,9
Gründling (<i>Gobio spec.</i>)	larval	619	3,7	339 (4. Juni – 29. Juni)	4,4	280 (26. Mai – 10. Juni)	2,9
	juvenil	568	7,4	214 (18. Juni – 29. Juni)	7	354 (9. Juni – 24. Juni)	7,6
Flussbarsch	juvenil A	417	6,1	213 (18. Juni – 29. Juni)	3,7	204 (9. Juni – 24. Juni)	8,7
	juvenil B	347	8,6	271 (2. Aug. – 28. Aug.)	6,6	76 (27. Juli – 16. Aug.)	15,8

3 Analyse der Habitatparameter

Die Analyse von 12 Habitatparametern (Tab. VI-2) wurde für alle Arten und ihre jeweiligen Entwicklungsstadien bzw. Größengruppen mittels logistischer Regression durchgeführt. Für diese Berechnung wurde ein Gesamtdatensatz verwendet (s. Tab. VI-3), um Aussagen über die generelle Bedeutung dieser Parameter für die Mikrohabitatwahl larvaler und juveniler Fische während des Tages zu bekommen.

Tab. VI-4: Gesamtdevianzen und Parameter zur Modellgüte für die Modelle der multiplen logistischen Regression.

Art	Entwicklungsstadien	Gesamtdevianz	Erklärte Devianz [%]	R ² Cox & Snell	R ² Nagelkerke
Plötze	larval	75,55	27,66	0,34	0,78
	juvenil A	160,72	19,04	0,27	0,84
	juvenil B	117,48	20,34	0,23	0,82
Aland	larval	84,73	22,72	0,39	0,83
	juvenil A	343,96	15,99	0,34	0,87
	juvenil B	190,05	20,24	0,35	0,84
Rapfen	larval	65,57	27,9	0,30	0,77
	juvenil A	108,91	21,76	0,18	0,78
	juvenil B	123,76	16,56	0,26	0,86
Hasel	larval	44,86	58,29	0,24	0,48
	juvenil A	68,28	16,7	0,23	0,85
Döbel	juvenile	123,75	16,57	0,30	0,86
Ukelei	larval	269,9	9,42	0,24	0,92
	juvenil	65,92	36,03	0,14	0,66
	larval	202,02	21,72	0,18	0,8
Gründling spec.	juvenil	299,74	17,95	0,35	0,86
Flussbarsch	juvenil A	194,9	18,93	0,31	0,84
	juvenil B	209,27	15,93	0,39	0,87

Insgesamt wurden 18 Modelle mittels multipler logistischer Regression für 8 Arten und ihre jeweiligen Entwicklungsstadien gerechnet (Tab. VI-4). Der Anteil der erklärten Gesamtdevianz erreicht bei den Regressionsmodellen Werte von 9,42 % für die larvalen Ukelei bis zu 58,29 % für die larvalen Hasel. Für die Modelle der Fischlarven fallen diese Werte höher aus als für die Modelle der juvenilen Entwicklungsstadien. Eine Ausnahme sind die Modelle der Ukelei. Die Prävalenzwerte, also der Anteil positiver Nachweise im Verhältnis zur Stichprobenzahl, wies keinen Zusammenhang mit den erklärten Gesamtdevianzen bzw. mit dem Bestimmtheitsmaß nach Nagelkerke auf. Zur Analyse der Bedeutung der einzelnen Habitatparameter wurde der Erklärungsanteil jedes Parameters an der Gesamtdevianz berechnet und auf ihre Signifikanz hin getestet (vgl. Kap VI-1.1.2). Die Wassertiefe erklärt in 14 von 18 Modellen signifikant einen Anteil an der Devianz und ist damit in dieser Analyse der wichtigste Faktor für die Mikrohabitatwahl (s. Tab. VI-5). Insbesondere in den Modellen der larvalen und juvenilen Gründlinge (*Gobio spec.*)

sowie für die juvenilen Hasel der Größengruppe A trägt die Wassertiefe mit 48 % bis 50% zur Gesamtdevianz bei. In sechs weiteren Modellen, Plötze (larval), Aland (larval, juvenil A und B), Rapfen (juvenil A) sowie Flussbarsch (juvenil A), wird $\frac{1}{4}$ bis $\frac{1}{3}$ der erklärten Devianz durch die Wassertiefe erklärt. Berücksichtigt man auch hier die Interaktionsterme so hat die Wassertiefe auch bei dem Modell für larvale Rapfen und juvenile Ukelei einen dominierenden Anteil an der erklärten Devianz.

Mit der Fließgeschwindigkeit kommt einem weiteren hydraulischen Faktor in sieben Modellen eine Bedeutung zu. Mit über 40 % trägt dieser Parameter im Modell für die Alandlarven wesentlich zur Erklärung der Gesamtdevianz bei. Berücksichtigt man die Interaktionsterme, so ist die Fließgeschwindigkeit für die larvalen Ukelei und die juvenilen Alande (Größengruppe A) ebenfalls ein relevanter Faktor.

Die Uferneigung ist in dieser Analyse der wichtigste morphologische Habitatparameter für die Erklärung der Mikrohabitatnutzung. In sieben Modellen trägt sie mit im Durchschnitt über 30 % zur Gesamtdevianz bei. Sie ist erklärt sowohl für Fischlarven der Plötzen (49,2%) und Ukelei (35,5%) als auch für größere Jungfische (juvenil B) der Plötze (30,2%) und Flussbarsche (37,2%) wesentliche Anteile der Gesamtdevianz.

Mit dem „dominierenden Substrattyp“ kommt einem weiteren morphologischen Parameter eine erklärende Bedeutung zu. Insbesondere für die larvalen Hasel, und die juvenilen Flussbarsche (Größengruppe B) ist dieser Parameter von wesentlicher Bedeutung. Berücksichtigt man den Parameter „rezedentes Substrat“ (vgl. Kap. IV-5.1) so erklärt die Struktur des Bodens auch für die juvenilen Alande (Größengruppe A) einen relevanten Anteil an der Gesamtdevianz. In der Interaktion mit der Wassertiefe ist der Substrattyp für larvale Rapfen und juvenile Ukelei von Bedeutung. In Bezug zur Fließgeschwindigkeit erklärt das Substrat auch für die larvalen Ukelei einen größeren Anteil an der Gesamtdevianz.

Neben den Faktoren Hydraulik und Morphologie wurde auch der Faktor Physikochemie mit fünf Parametern sowie die Vegetationsbedeckung mit in die Analyse einbezogen. Während die Wassertemperatur nur einen vergleichsweise geringen Anteil an der Devianz bei vier Modellen erklärt, kommt dem Sauerstoffgehalt in den Modellen für juvenile Döbel und juvenile Rapfen der Größengruppe B eine wesentliche Bedeutung zu. Die Leitfähigkeit trägt einen großen Anteil der erklärten Devianz für die Modelle der juvenilen Plötze und Rapfen (jeweils für die Größengruppe B) und für die juvenilen Döbel. Berücksichtigt man auftretende Interaktionen, so erklärt die Leitfähigkeit auch bei den juvenilen Flussbarschen (Größengruppe A) einen relativ hohen Anteil an der Devianz. Die Trübung wurde in sechs Modellen als ein signifikanter Parameter identifiziert, doch trägt dieser Parameter lediglich bei den larvalen Alanden mit über 30 % zu einem wesentlichen Anteil an der Erklärung bei. Die Vegetationsbedeckung konnte als relevanter Faktor lediglich im Modell für die juvenilen Plötzen (Größengruppe B) als signifikanter Parameter nachgewiesen werden. Somit kommt den physikochemischen Parametern in sechs von 18 Modellen eine besondere Bedeutung in der Erklärung der Devianz der Modelle zu. Insbesondere für die juvenilen Döbel aber auch die juvenilen Rapfen (Größengruppe B) sind diese Parameter relevant.

Insgesamt entfällt auf die erfassten morphologischen und hydraulischen Bedingungen in 14 der 18 Modelle ein dominierender Anteil an der erklärbaren Gesamtdevianz. Für die larvalen Plötzen und die Größengruppe juvenil A der Alande und Hasel liegt dieser Anteil sogar bei 100 %. Aber auch für die larvalen Ukelei, die juvenilen Gründlinge sowie die juvenilen Alande der Größengruppe B tragen die hydromorphologischen zu über $\frac{2}{3}$ an dem Erklärungsanteil der Devianz bei.

Tab. VI-5: Erklärte Devianz [%] und relativer Anteil einzelner Habitatfaktoren an der erklärten Devianz [%] der Habitatnutzungsmodelle für 18 Modelle larvaler, juveniler Entwicklungsstadien dominanter Arten der Mittelalbe. Signifikanz der Devianzen durch Chi²-Test geprüft mit * = p < 0,05; ** = p < 0,01; *** = p < 0,001.

			Plötze			Aland			Döbel	Hasel		Rapfen			Gründling (<i>Gobio spec. </i>)		Ukelei		Flussbarsch	
			larval	juvenil A	juvenil B	larval	juvenil A	juvenil B	juvenil	larval	juvenil A	larval	juvenil A	juvenil B	larval	juvenil	larval	juvenil	juvenil A	juvenil B
Anteil an der erklärten Devianz [%]			27,66	19,4	20,34	22,72	15,99	20,24	16,6	58,29	16,7	27,9	21,76	16,56	21,72	17,95	9,42	36,03	18,93	15,93
Faktor	Parameter	Interaktion																		
Hydraulik der Uferzone	Wassertiefe		26,2			25,94*	28,7***	35,8***		10,3	49,6*	18,3	25,7	13,2	49,5	47,8	15,8	23,4	28,1	
	Uferneigung							9,4*		50,4*										
	dom. Substrat											21,6*						29,2		
	Wassertemperatur							13,8*												
	Sauerstoffgehalt														11,4*					
	Fließgeschwindigkeit		24,6*	24,2**		40,8**	11,9*											14,6*		13,4*
	Uferneigung											19,8*								
Morphologie der Uferzone	dom. Substrat																20,0*			
	Sauerstoffgehalt			16,8*		21,3***														
	pH-Wert					7,9*														
	Uferneigung		49,2**		30,2*			18,8*				23,2*			22,9**	35,5**			37,2**	
	Zwischensumme [%]		100	24,2	47,0	66,74	69,8	77,8	0	10,3	100	63,1	45,5	13,2	60,9	70,7	85,9	52,6	41,5	37,2
Feststoff- haushalt	dom. Substrattyp		13,73			17,6**			32,1**					6,2*	11,4*			17,8*	27,9*	
	erg. Substrattyp					12,7**														
Klima	Trübung		24,8**		33,26*				13,0*		18,6*			9,8*					18,8*	
	Wassertemperatur								17,8*											
	Leitfähigkeit		17,6*																	
Physiko- Chemie	Sauerstoffgehalt																			
	Sauerstoffgehalt							46,0**					51,4*	23,1**	9,4*	13,9*				
	pH-Wert																	33,1**		
	pH-Wert		19,6**						26,7**			54,4**								16,1*
	Leitfähigkeit			37,1**			22,7**	54,0**					35,6**					14,4*	20,8**	
Vegetation	Trübung																		19,8**	
	Vegetationsbedeckung			15,9*																
	Zwischensumme [%]		0	75,8	53	33,26	30,3	22,7	100	89,6		37	54,4	87	39,1	29,3	13,9	47,5	58,4	62,8

4 Modellentwicklung

Die Entwicklung der Mikrohabitatmodelle erfolgte mit Hilfe der logistischen Regression entsprechend Kap. VI-1 ff. Um die Validierung und damit die Prognosefähigkeit der logistischen Modelle zur Mikrohabitatnutzung zu gewährleisten, wurde der Datensatz für jede Art bzw. jedes Entwicklungsstadium in zwei Datensätze, jeweils einen für 1997 und 1998, aufgeteilt (s. Tab. VI-3). Diese Aufteilung sorgte in einigen Fällen für sehr geringe Prävalenzwerte ($< 2\%$), sodass für die larvalen Hasel, die juvenilen Ukelei und für die Rapfen der Größenklasse B keine Modelle zur Habitatnutzung aufgestellt werden konnten.

Ein wesentliches Ziel der Mikrohabitatmodellierung ist die Bilanzierung der Habitatverfügbarkeit (s. Kap VII). Hierzu ist eine Verschneidung der prognostizierten Vorkommenswahrscheinlichkeiten mit den vorhandenen hydraulischen und topographischen Geländemodellen notwendig. Da diese Modelle nur für die Parameter Uferneigung, Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit vorlagen, erfolgte die Entwicklung der Mikrohabitatmodelle ausschließlich mit diesen Parametern. Wie die Analyse der Habitatparameter im vorherigen Kapitel allerdings ergab, werden damit die für viele Arten und Entwicklungsstadien wesentlichen abiotischen Parameter zur Mikrohabitatwahl erfasst. Für die juvenilen Döbel und Rapfen (juvenil B), sowie für die Hasellarven erklären physikochemischen Parameter den wesentlichen Anteil an der Gesamtdevianz. Für diese Arten und Größenstadien werden daher im Folgenden keine Modelle zur Mikrohabitatnutzung gerechnet.

Somit konnten für sechs Arten Prognosemodelle zur Mikrohabitatnutzung entwickelt werden, wobei für Plötzen, Aland, und Flussbarsch Jahresmodelle für beide juvenile Größengruppen erstellt wurden (vgl. Tab. VI-6). Insgesamt erlaubte die Datenbasis eine Entwicklung von 25 Jahresmodellen erreicht werden.

4.1 Kalibrierung der Modelle

Der Anteil der erklärten Devianz der einzelnen Modelle schwankt bei den Jahresmodellen der Jungfische und Fischlarven zwischen 2,53 % und 55,63 %. Die Beurteilung der Modellgüte nach NAGELKERKE (1991) ergibt für alle Modelle gute Werte von 0,8 und größer und damit eine gute Beurteilung der Modellgüte (vgl. FIELDING & BELL 1997). Lediglich für die juvenilen Rapfen konnte für das Jahr 1997 kein signifikantes Jahresmodell entwickelt werden. Insgesamt liegen für 12 unterschiedliche Arten und Entwicklungsstadien jeweils zwei Jahresmodelle vor, die eine gegenseitige Diskriminierung und Validierung erlauben (s. Tab. VI-6).

Tab. VI-6: Stichprobenumfänge, Anteil an der erklärten Devianz und Angaben zum Bestimmtheitsmaß von Nagelkerke für die Habitatpräferenzmodelle der einzelnen Jahre (Jahresmodelle) der Jungfische und Fischlarven. Für die mit * gezeichneten Größen bzw. Entwicklungsstadien ergaben die untersuchten Habitatfaktoren keine signifikanten Modelle im Jahr 1997.

Art	Entwicklungsstadien	Jahresmodelle					
		1997			1998		
		N (Hols)	Anteil erklärte Devianz [%]	R ² Nagelkerke	N (Hols)	Anteil erklärte Devianz [%]	R ² Nagelkerke
Plötze	larval	364	15,26	0,87	486	2,53	0,98
	juvenil A	214	5,43	0,95	204	7,08	0,93
	juvenil B	271	5,60	0,95	76	23,56	0,79
Aland	larval	150	12,1	0,91	130	15,15	0,89
	juvenil A	339	6,1	0,95	354	15,33	0,88
	juvenil B	271	5,06	0,96	76	28,72	0,8
Hasel	juvenil A	214	8,09	0,89	356	17,00	0,85
Rapfen	larval	150	13,21	0,89	280	8,4	0,93
	juvenil A*	214	-	-	205	34,58	0,67
Gobio spec.	larval	339	19,96	0,83	280	6,98	0,94
	juvenil	214	10,6	0,92	354	14,76	0,88
Flussbarsch	juvenil A	213	4,38	0,96	204	18,44	0,86
	juvenil B	271	4,94	0,96	76	31,03	0,78

4.2 Diskriminierung und Validierung der Modelle

Diese 24 signifikanten Jahresmodelle (s. Tab. VI-7) erlauben die Durchführung einer Diskriminierung und zeitlichen Validierung der Daten anhand von ROC-Kurven, indem die Sensitivität gegen 1-Spezifität aufgetragen und die AUC-Werte berechnet werden (s. Kap. VI-1.2.2 und Kap. VI-1.2.3). Zur Erleichterung der optischen Beurteilung der AUC-Werte wurde die Diagonale, d.h. ein AUC-Wert von 0,5 mit in die Diagramme integriert, (vgl. Abb. VI-4 am Beispiel des Aland). Die Ergebnisse der Diskriminierung, d.h. die Anwendung des Modells auf die Daten, aus denen es gebildet worden ist, sowie der Validierung, d.h. die Anwendung des Modells auf unabhängige Daten (aus einem anderen Jahr) sind in Tabelle VI-7 zu entnehmen. Die Beurteilung der AUC-Werte beruht auf dem Verfahren der asymptotischen Signifikanz (s. Kap. 1.2.3).

Von den insgesamt 23 Jahresmodellen, die aufgestellt wurden, zeigten 19 in der Beurteilung der Diskriminierung, d.h. der Trennschärfe ein signifikantes Ergebnis. Diese Modelle wiesen also hinsichtlich ihrer Fähigkeit die Daten, aus denen sie generiert worden sind, vorherzusagen ein gutes Ergebnis auf. Als Maß für die Qualität dieser Vorhersage wurden die AUC-Werte herangezogen. Hier zeigten 6 Modelle mit Werten über 0,8 gute bis sehr gute Ergebnisse.

Die höchsten Werte wurden von dem Jahresmodell der Flussbarsche (juvenil B) und der larvalen Gründlinge mit 0,85 erreicht (vgl. Tab. VI-7). Lediglich 4 Jahresmodelle zeigten hinsichtlich der

Beurteilung der Diskriminierung keine signifikanten Ergebnisse. Diese Modelle fallen somit hinsichtlich einer Beurteilung ihrer Prognosekraft für eigene und fremde Daten aus.

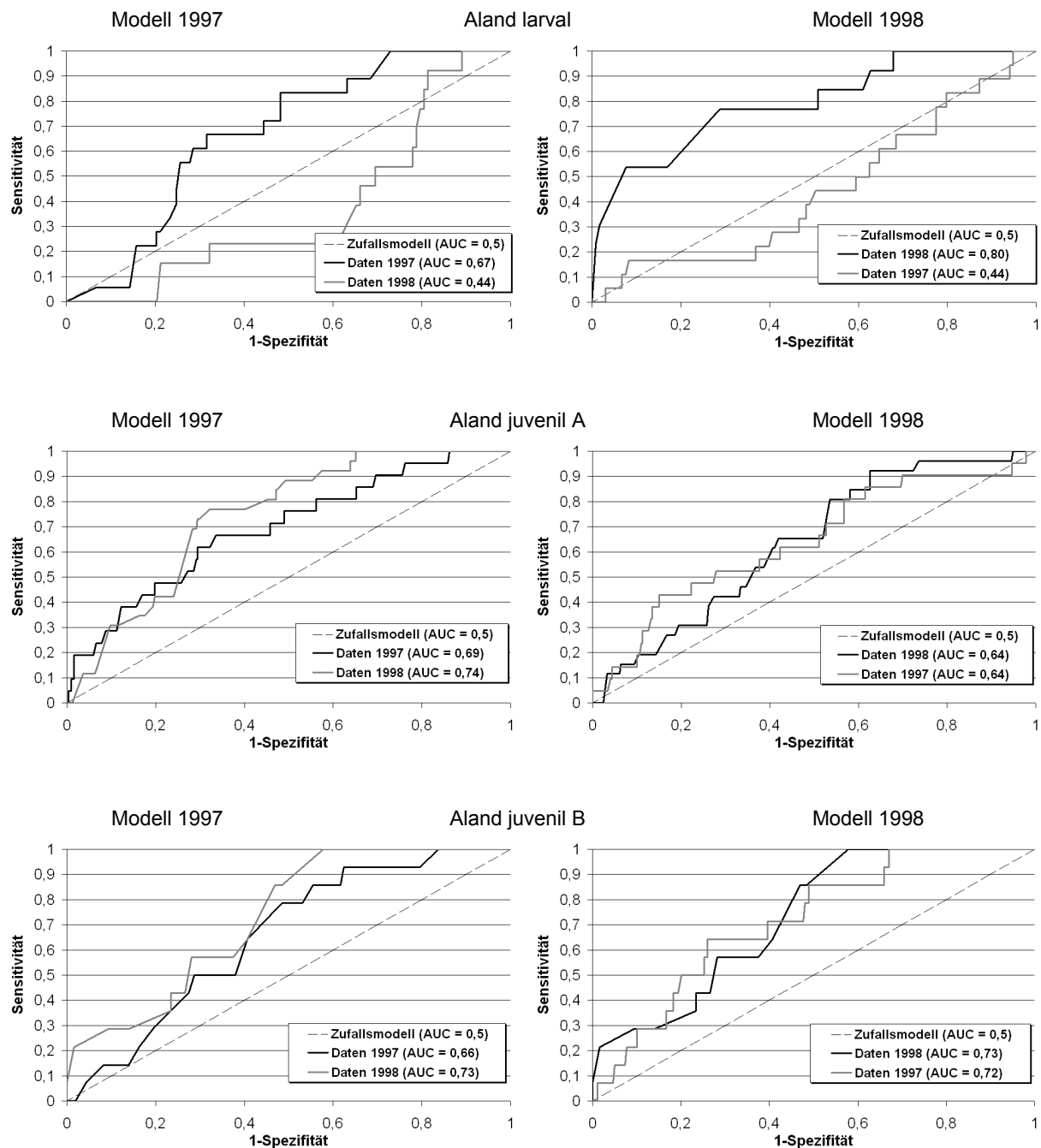


Abb. VI-4: ROC-Kurven zur Diskriminierung (Kurve mit den Daten des Modelljahres) und Validierung (Kurve mit den Daten unabhängig von dem Modelljahr) der Jahresmodelle des Aland. Getestet wurden die Jahresmodelle der Entwicklungsstadien larval, juvenil A, juvenil B.

Die Validierung der Modelle mit unabhängig erhobenen Daten aus einem anderen Jahr (zeitliche Validierung) erbrachte 12 valide entwicklungsspezifische Modelle für 5 Arten. Insgesamt ließen sich für Aland, Plötze sowie die Gründlinge (*Gobio spec.*) jeweils für 2 Entwicklungsstadien für Rapfen und Flussbarsche je ein valides Modell aufstellen (vgl. Tab VI-7).

Tab. VI-7: Diskriminierung und Validierung der Modelle zur Mikrohabitatnutzung. Angegeben sind für beide Beurteilungen die Fläche unter der Kurve (AUC-Werte) mit dem dazugehörigen Signifikanzniveau (vgl. Abb. VI-5). Signifikante Modelle sind fett markiert.

Art	Entwicklungs- stadium	Jahres- modell	Test- daten	AUC- Werte	95% Konfidenz- intervall	Standard -fehler	Signifikanz -niveau
Plötze	larval	1997	1997	0,8	[0,71-0,89]	0,044	***
			1998	0,59	[0,45-0,74]	0,072	*
	juvenil A	1998	1997	0,53	[0,37-0,68]	0,078	n.s.
			1998	0,59	[0,47-0,71]	0,061	n.s.
		1997	1997	0,66	[0,54-0,78]	0,062	*
			1998	0,7	[0,56-0,84]	0,071	n.s.
		1998	1997	0,66	[0,54-0,78]	0,062	*
			1998	0,7	[0,56-0,84]	0,071	n.s.
	juvenil B	1997	1997	0,73	[0,59-0,86]	0,067	**
			1998	0,69	[0,54-0,84]	0,076	n.s.
		1998	1997	0,33	[0,18-0,48]	0,076	*
			1998	0,85	[0,76-0,93]	0,042	#
Aland	larval	1997	1997	0,67	[0,56-0,78]	0,055	*
			1998	0,44	[0,30-0,58]	0,072	n.s.
		1998	1997	0,44	[0,30-0,58]	0,071	n.s.
			1998	0,8	[0,66-0,93]	0,068	**
	juvenil A	1997	1997	0,69	[0,58-0,81]	0,059	**
			1998	0,74	[0,67-0,82]	0,04	***
		1998	1997	0,64	[0,51-0,77]	0,065	*
			1998	0,64	[0,54-0,73]	0,049	*
	juvenil B	1997	1997	0,66	[0,54-0,77]	0,061	*
			1998	0,73	[0,60-0,85]	0,064	**
		1998	1997	0,72	[0,60-0,83]	0,059	**
			1998	0,73	[0,60-0,85]	0,064	**
Hasel	juvenil A	1998	1998	0,65	[0,52-0,79]	0,072	#
			1997	0,60	[0,52-0,73]	0,043	#
Rapfen	larval	1997	1997	0,72	[0,55-0,89]	0,086	*
			1998	0,64	[0,51-0,76]	0,063	#
		1998	1997	0,59	[0,43-0,75]	0,083	n.s.
			1998	0,72	[0,61-0,83]	0,057	**
Gobio spec.	larval	1997	1997	0,85	[0,78-0,93]	0,039	***
			1998	0,73	[0,56-0,89]	0,089	*
	1998	1997	0,59	[0,44-0,73]	0,074	n.s.	
		1998	0,64	[0,48-0,80]	0,081	n.s.	
	juvenil	1997	1997	0,74	[0,63-0,86]	0,059	**
			1998	0,75	[0,65-0,84]	0,047	***
		1998	1997	0,75	[0,63-0,86]	0,058	**
			1998	0,79	[0,71-0,86]	0,037	***
Fluss- barsch	juvenil A	1997	1997	0,66	[0,50-0,83]	0,085	n.s.
			1998	0,62	[0,50-0,73]	0,058	n.s.
		1998	1997	0,54	[0,36-0,72]	0,094	n.s.
			1998	0,8	[0,72-0,88]	0,04	***
	juvenil B	1997	1997	0,64	[0,51-0,76]	0,063	*
			1998	0,79	[0,65-0,94]	0,073	**
		1998	1997	0,5	[0,35-0,65]	0,075	n.s.
			1998	0,85	[0,73-0,98]	0,064	***

Für larvale Entwicklungsstadien ergab sich eine erfolgreiche Validierung der Modelle der Arten Plötze, Rapfen und für die Gründlinge (Gobio spec.). Für die juvenilen Entwicklungsstadien ließen sich Modelle für 5 Arten, Aland (juvenil A und B), Hasel (juvenil A), Plötze, und Flussbarsch (alle juvenil B) und für die juvenilen Stadien der Gründlinge Gobio spec. validieren.

5 Prognose der art-, größen- und entwicklungsspezifischen Mikrohabitatnutzung

Ausgangspunkt für die Prognose der Mikrohabitatnutzung bilden die Parameterwerte Interzept (β_0), β_1 und β_2 der einzelnen Modellgleichungen (vgl. Tab. VI-8). Diese Werte sind gleichzeitig die Eingangsgrößen für die GIS-basierte Verschneidung mit den digitalen Geländemodellen (s. Kap. VII).

Tab. VI-8: Habitatparameter, Modellparameter und Signifikanzniveau des Chi²-Tests für die validen Habitatprognosemodelle. Die Bezeichnung des Signifikanzniveaus folgt den Angaben von Tab. VI-5.

Art	Entwicklungsstadien	Jahr	Parameter	Interzept	β_1	β_2	Signifikanz-Niveau
Plötze	larval	1997		-0,535			
			Wassertiefe		-0,246		
			Uferneigung		0,048		***
	juvenil B	1998	Uferneigung	-19,86	2,99	-0,13	*
Aland	juvenil A	1997		-1,48			
			Wassertiefe		-0,02		*
			Uferneigung		-0,064		*
		1998	Wassertiefe	-4,01	-0,039		***
			Fließgeschwindigkeit		-21,39		**
	juvenil B	1997		-5,81			
			Wassertiefe		0,28	-0,006	*
		1998	Wassertiefe	-9,78	0,51	-0,011	**
			Uferneigung		0,33	-0,005	**
Hasel	juvenil A	1998	Fließgeschwindigkeit	-2,46	-441	0,008	*
Rapfen	larval	1997		-1,11			
			Uferneigung		-0,1		*
			Fließgeschwindigkeit		-20,97		*
Gobio spec.	larval	1997		-5,457			
			Wassertiefe		0,79	-0,043	***
		1998	Wassertiefe	-2,264	-0,069		*
	juvenil	1997		-0,737			
			Wassertiefe		-0,052		**
			Uferneigung		-0,072		#
				-0,737			
		1998	Wassertiefe		-0,052		**
			Uferneigung		-0,072		#
				-0,228			
			Wassertiefe		-0,085	0,0007	***
			Uferneigung		-0,135		**
Flussbarsch	juvenil B	1997		-4,27			
			Uferneigung		0,16	0,072	

Diese Parameterwerte Interzept (β_0), β_1 und β_2 bilden ebenfalls die Ausgangsgrößen zur Modellierung der entwicklungsspezifischen Art-Umweltbeziehung für die dominanten Habitatfaktoren. Dabei kann es sich entweder um eine linear logistische Beziehung handeln, in diesem Falle sind nur die Faktoren β_0 und β_1 vorhanden, oder die prognostizierte Vorkommenswahrscheinlichkeit folgt einer Gauss'schen logistischen Funktion, in diesem Fall ist zusätzlich der Parameter β_2 vorhanden.

Eine linear logistische Art-Umweltbeziehung tritt in den hier vorgestellten Modellen 17 mal auf, eine Gauss'sche logistische Art-Umweltbeziehung wurde 13 mal festgestellt.

Mit Hilfe der Rücktransformation und der standardisierten Angabe von Ausprägungen der einzelnen Umweltparameter lassen sich für jedes Modell die Vorkommenswahrscheinlichkeiten gegenüber den Habitatfaktoren darstellen. Dabei ergeben sich je nach Anzahl der Faktoren ein- oder zweidimensionale Modelle.

Die hydraulischen Habitatbedingungen, ausgedrückt in dem Parameter der mittleren Fließgeschwindigkeit, waren für kein Entwicklungsstadium der eurytopen Arten Plötze und Flussbarsch ein entscheidender Faktor in der Bestimmung der Habitatnutzung in den ufernahen Zonen. Für beide Arten waren in allen validen Modellen ausnahmslos morphologische Parameter entscheidend für die Habitatnutzung. Für die untersuchten rheophilen Arten Hasel, Döbel, Aland und Rapfen konnte hingegen der Einfluss der Fließgeschwindigkeit in mindestens einem Entwicklungsstadium festgestellt werden (vgl. Tab. VI-5).

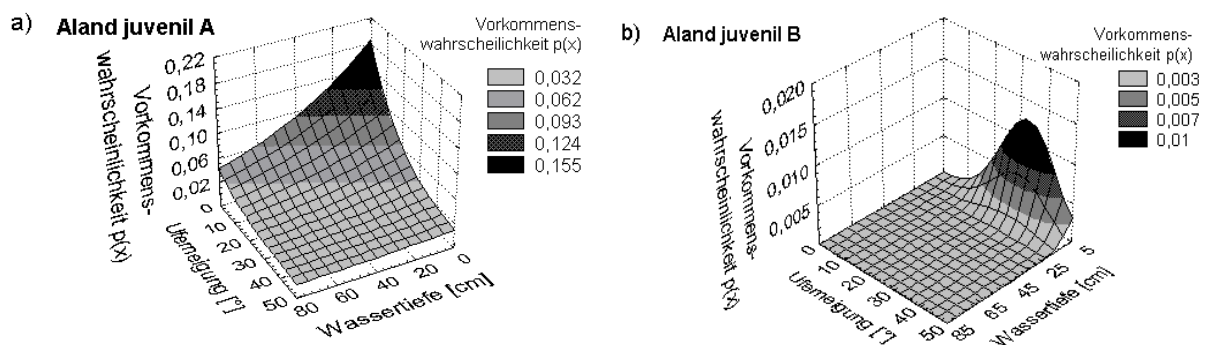


Abb. VI-5: Prognostizierte entwicklungsspezifische Habitatnutzungskurven des Aland gegenüber den entscheidenden morphodynamischen Habitatfaktoren für unterschiedliche Größen und Entwicklungsstadien juvenile A (a), juvenil B (b).

Eine detaillierte Betrachtung der präferierten Ausprägung der wesentlichen Habitatfaktoren durch einzelne Arten und Entwicklungsstadien liefern die Abbildungen VI-5 bis VI-9. So ließen sich für die juvenilen Alande (juvenil A, vgl. Abb. VI-5a) deutliche Präferenzen für flache und seichte Uferzonen prognostizieren mit Wassertiefen bis zu 40 cm. Mit zunehmendem Wachstum der Jungfische kommt es dann zu einer Verschiebung der Habitatnutzung von flachen zu steileren Uferzonen. Eine bevorzugte Nutzung von vergleichsweise seichten Wassertiefen bis 30 cm bleibt allerdings bestehen (vgl. Abb. VI-5b).

Für die Plötzen ergab sich bei der Habitatmodellierung mit morphologischen und hydraulischen Faktoren, dass die Uferneigung der entscheidende Habitatparameter für alle untersuchten

Entwicklungsstadien war (vgl. Abb. VI-6). Während die Plötzenlarven eine steigende Präferenz für steilere Uferneigungen bei allerdings geringen Wassertiefen von bis zu 20 cm aufweisen (vgl. Abb. VI-6a), werden gerade die steileren Uferkanten von den juvenilen Plötzen gemieden. Diese Entwicklungsstadien zeigen eine enge prognostizierte Antwortkurve für Uferneigungen von 10° bis 15° und damit zu vergleichsweise flach geneigten Uferzonen (vgl. Abb. VI-6b).

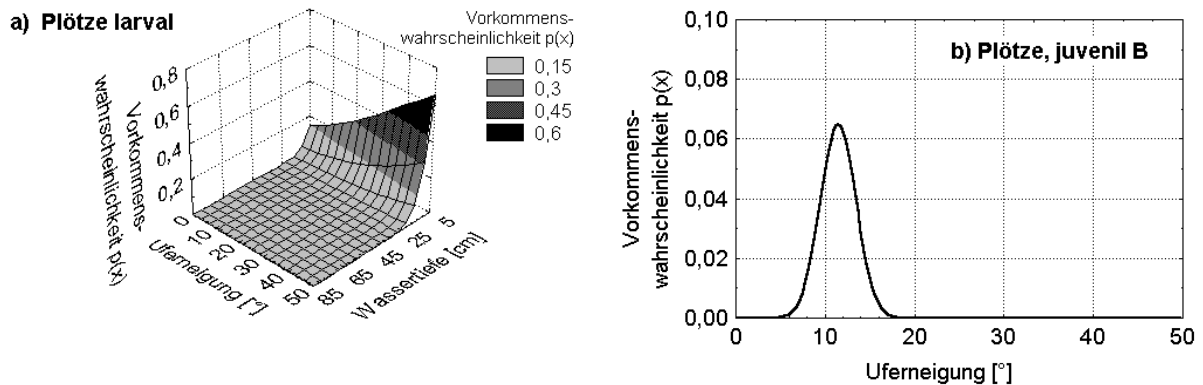


Abb. VI-6: Prognostizierte entwicklungsspezifische Habitatnutzungskurven der Plötze gegenüber den entscheidenden morphodynamischen Habitatfaktoren für larvale (a) und juvenile (b) und Entwicklungsstadien.

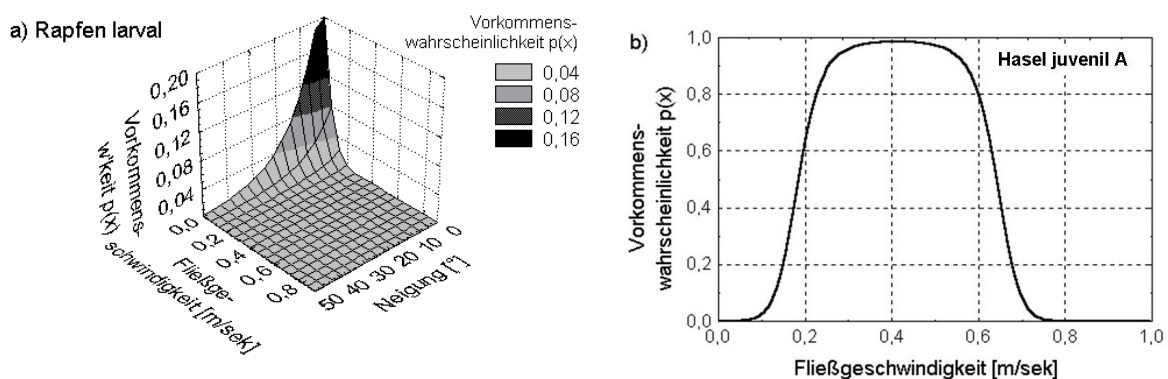


Abb. VI-7: Prognostizierte entwicklungsspezifische Habitatnutzungskurven rheophiler Arten. Dargestellt sind die Modellergebnisse larvaler Rapfen (a) und juveniler (juvenil A) Hasel (b).

Für die rheophilen Arten Döbel, Hasel und Rapfen ließen sich aufgrund nicht ausreichender Prävalenzen bzw. nicht ausreichender Validität oder Signifikanz der Modelle nur für einzelne Entwicklungsstadien Prognosemodelle erstellen. Bei drei der vier validen Modelle für diese Arten spielt die mittlere Fließgeschwindigkeit eine wesentliche Rolle in der Charakterisierung der Habitatpräferenz. Während für larvale Rapfen die höchste Vorkommenswahrscheinlichkeit für geringe Fließgeschwindigkeiten (unter $20 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$) und Wassertiefen (unter 20 cm) prognostiziert wurden (vgl. Abb. VI-7a), konnte für juvenile Hasel (juvenil A) ein Modell validiert werden (vgl. Abb. VI-7b), welches eine deutliche Präferenz für Fließgeschwindigkeiten von 20 bis $60 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ ergab.

Für die ebenfalls zu den rheophilen Arten zählenden Gründlinge (*Gobio gobio* und *Romanogobio belingii*) konnte die bedeutende Rolle der Fließgeschwindigkeit für die larvalen und juvenilen

Stadien nicht nachgewiesen werden. Da die Larven und kleinen Jungfische beider Arten nicht systematisch getrennt werden konnten (vgl. Kap. 4.1), wurden die einzelnen Exemplare dieser Gruppen unter dem Namen *Gobio spec.* zusammengefasst. Für beide Entwicklungsstadien konnten Prognosemodelle entwickelt werden, wobei für die juvenilen Entwicklungsstadien sich beide Jahresmodelle als valide und signifikant erwiesen. Da die mathematische Struktur beider Modelle gleich gewesen ist, wurde dem Jahresmodell 1998 der Vorzug in der Darstellung gegeben, da dieses Modell in der Validierung die höheren AUC-Werte aufwies (vgl. Tab. VI-7).

Entscheidender Habitatfaktor in den Modellen für beide Entwicklungsstadien der Gründlinge ist die Wassertiefe. Sowohl für die Larven als auch die juvenilen Fische konnte eine eindeutige Präferenz für Flachwasserbereiche mit Tiefen unter 20 cm prognostiziert werden. Die juvenilen Stadien zeigen darüber hinaus noch eine Bevorzugung von Uferzonen mit flacher Neigung (Abb. VI-8b).

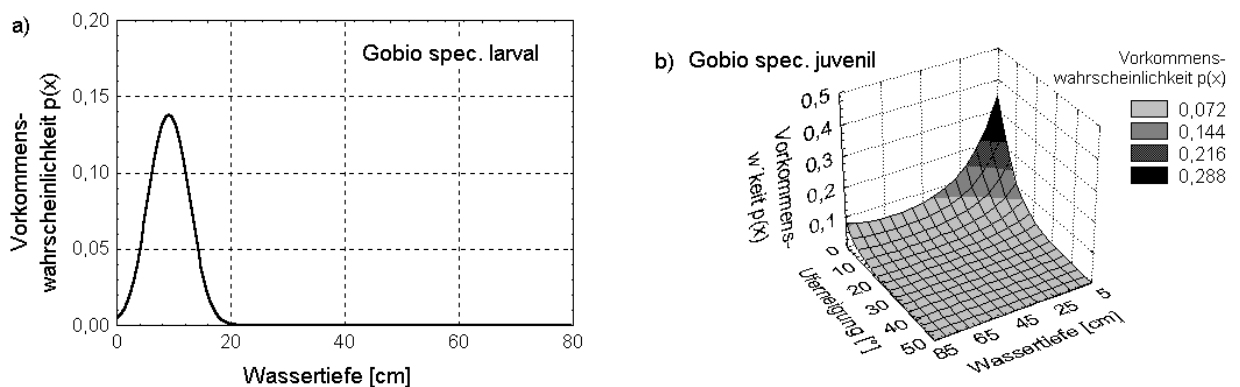


Abb. VI-8: Prognostizierte entwicklungsspezifische Habitatnutzungskurven für Larven (a) und Jungfische (b) von *Gobio spec.* gegenüber den entscheidenden morphodynamischen Habitatfaktoren.

Für die eurytopen Flussbarsche spielte die Fließgeschwindigkeit keine signifikante Rolle für die Habitatwahl. Die Ergebnisse der validen Modelle zeigten für die juvenilen Flussbarsche die Uferneigung als wesentlichen Habitatfaktor an (vgl. Abb. VI-9). So konnte für die juvenilen Barsche eine eindeutige Präferenz für steile Uferzonen ab einer Neigung von 20° prognostiziert werden.

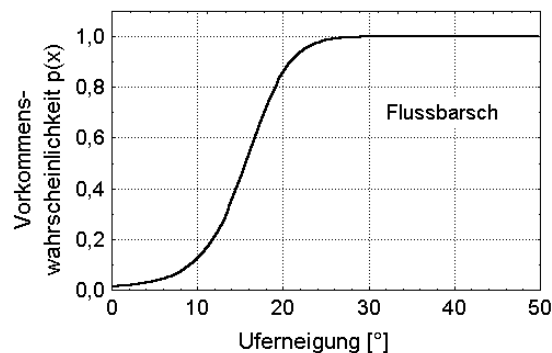


Abb. VI-9: Prognostizierte entwicklungsspezifische Habitatnutzungskurven des Flussbarsches gegenüber den entscheidenden morphodynamischen Habitatfaktoren für juvenile Entwicklungsstadien.

6 Zusammenfassung

Für acht Arten und ihre jeweiligen Entwicklungsstadien wurde anhand von 18 multiplen Regressionsmodellen die Bedeutung von 12 Habitatparametern aus sechs Faktoren analysiert. In 10 Modellen lieferten die Faktoren „Hydraulik der Uferzone“ und „Morphologie der Uferzone“ einen wesentlichen Anteil an der erklärten Devianz der Modelle. In acht Modellen trugen die Faktoren „Feststoffhaushalt“, „Physiko-chemie“ und das Klimaelement Wassertemperatur einen großen Anteil zur erklärten Devianz der Modelle bei.

Für larvale und juvenile Entwicklungsstadien der Arten Aland, Plötze, Flussbarsch sowie der Gründlinge (*Gobio spec.*) konnten mit Hilfe von logistischer Regression insgesamt 12 Mikrohabitatnutzungsmodelle entwickelt und anhand unabhängig erhobener Daten erfolgreich validiert werden. Diese Mikrohabitatnutzungsmodelle erfüllen damit die Ansprüche ökologischer Modellierung und eignen sich für eine Verwendung von Vorhersagen und Beurteilung wasserbaulicher Maßnahmen, wie beispielsweise einem veränderten Bau von Buhnen oder einer andersartigen Gestaltung von Uferstrukturen der Elbe.

Diese Modelle bestätigen die Hypothese, dass hydromorphologische Parameter die abiotischen Schlüsselfaktoren für die Mikrohabitatnutzung sind (vgl. Kap. I). Dabei zeigte sich dass die Mikrohabitatnutzung für verschiedene Entwicklungsstadien einer Art von unterschiedlichen Umweltfaktoren gesteuert wird.

VII Quantifizierung der Habitatverfügbarkeit: Zur Anwendung eines modularen Habitatmodells (MHM) in den Uferbereichen der Mittel-elbe

Ausgangspunkt für die Quantifizierung der Habitatverfügbarkeit bildet die Verschneidung hydraulischer, morphologischer und biologischer Einzelmodelle zu einem gemeinsamen Habitatmodell (MORRISON et al. 1998). Dieses Konzept wurde in der vorliegenden Arbeit durch die Entwicklung eines modularen Habitatmodells (MHM) umgesetzt. Auf Basis der gegenüber Schlüsselfaktoren entwickelten Antwortkurven einzelner Arten und Entwicklungsstadien lassen sich geeignete Mikrohabitate bzw. Mikrohabitattypen abgrenzen. Für diese Mikrohabitate wird im Folgenden eine flächenhafte Bilanzierung der Habitatverfügbarkeit in verschiedenen Buhnenfeldern des Untersuchungsgebiets durchgeführt. Dabei werden unterschiedliche Wasserstände sowie Buhnen in verschiedenen baulichen und morphologischen Zuständen berücksichtigt.

1 Das Modulare Habitatmodell (MHM)

1.1 Aufbau und Konzeption des Modularen Habitatmodells

Dem hier entwickelten Habitatmodell liegt eine modulare Struktur zugrunde, die den distinkt entwickelten und funktionell unabhängigen morphologischen, hydraulischen und biologischen Modellen Rechnung trägt. In dem modularen Habitatmodell werden die Ergebnisse der Einzelmodelle zusammengeführt und ermöglichen auf diese Weise die Prognose der Habitatverfügbarkeit für ausgewählte Arten und Entwicklungsstadien. Grundlage für die Verschneidung ist die geographische Erfassung und Referenzierung der Untersuchungsflächen sowie die flächenhafte Modellierung morphologischer und hydraulischer Parameter. Diese Arbeit wurde im Rahmen des Forschungsprojektes „Ökologie der Elbefische“ durch die Arbeitsgruppe Prof. Ergenzinger am Institut für Geographische Wissenschaften der FU Berlin durchgeführt (WIRTZ 2004). Die Ergebnisse dieser Arbeit wurden für die Analyse der räumlichen und zeitlichen Habitatverfügbarkeit in einem Abschnitt der Mittel-elbe bei Sandau/Havelberg (Elbe-km 418 bis 426) herangezogen.

Aus der Verschneidung und Übertragung der unabhängig ermittelten Modellergebnisse lässt sich die Habitatverfügbarkeit prognostizieren. Die Validierung der Modellergebnisse erfolgt auf der Ebene der einzelnen Modelle mittels zeitlich unabhängig erhobener Daten (s. Kap. VI-4.2). Folgende Module werden abgegrenzt (s. Abb. VII-1):

- Hydromorphologisches Modul: beinhaltet die morphologische und hydraulische Situation in unterschiedlichen Uferhabitaten sowie die Interpolation bzw. Modellierung hydraulischer und morphologischer Parameter in die Fläche (s. Kap. IV-4.2 und IV-4.3).

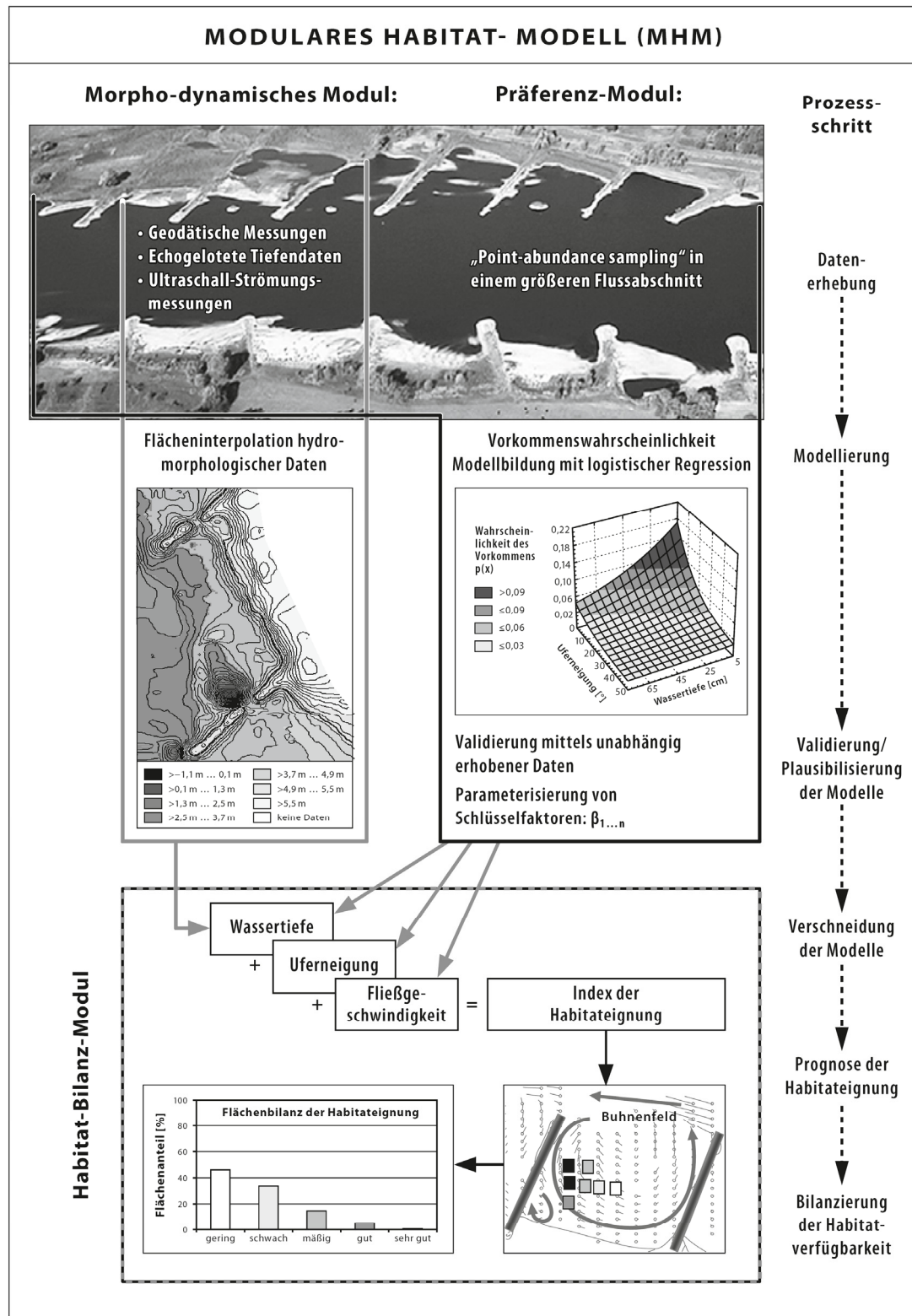


Abb. VII-1: Schematische Übersicht über das modulare Habitatmodell (MHM) zur Analyse der Habitatverfügbarkeit für Fische in den Uferstrukturen der Mittleren Elbe.

- Präferenzmodul: beinhaltet die Parametrisierung der Art-Umwelt Beziehungen einzelner Arten und Entwicklungsstadien dominanter Fische sowie eine validierte Prognose der Mikrohabitatnutzung (s. Kap. VI-5).

- Bilanzmodul: verschneidet die Ergebnisse der morphologischen und hydraulischen Modellierungen mit den Formeln der Mikrohabitatnutzung (s. Tab. VI-8) auf der Basis räumlich abgegrenzter Einheiten (Zellen). Im Ergebnis wird für jede beurteilte Zelle eine qualitative Habitateignung berechnet und bewertet. Im zweiten Schritt wird auf der Mesohabitatebene (einzelne bzw. mehrere Bühnenfelder) die Verfügbarkeit gut und sehr gut geeigneter Habitate quantifiziert.

1.2 Das Modul der Habitatbilanzierung

1.2.1 Verschneidung der Daten

Die morphologischen und hydraulischen Daten wurden in einem Geographischen Informationssystem (GIS) aufbereitet und lassen sich auf einem 1x1 bzw. 2x2 m großen Raster darstellen. Mit dem erstellten GIS können für auszuwählende Teilflächen (z.B. eine Probenahmenfläche) innerhalb eines Habitates (z.B. Bühnenfeld) oder für das gesamte Habitat statistische Auswertungen vorgenommen und Indizes berechnet werden. Die Methode erlaubt die flexible Generierung von Parametern aus der Datengrundlage.

Aus dem Präferenzmodul fließen die Parameter-Werte der ermittelten Modelle als Eingangsgrößen in die Verschneidung mit den Daten des morphodynamischen Moduls ein. Im Ergebnis wird für jede Zelle ein sogenannter „loggit“-Wert (CRAWLEY 2003) berechnet:

$$(Gl. VII-1) \quad \text{loggit} = \beta_0 + \beta_1 \cdot x + \beta_2 \cdot y + \dots + \beta_i \cdot z$$

β_{0-i} = Parameterwerte, die aus der logistischen Regression stammen.

x, y, z = Ausprägung der untersuchten Habitatfaktoren.

1.2.2 Prognose der Habitateignung

Grundlage für die Bestimmung der Habitateignung ist die Überlegung, dass die Vorkommenswahrscheinlichkeit, die das Ergebnis der logistischen Regression darstellt, gleichbedeutend ist mit der Eignung eines Habitats für diese Art/dieses Entwicklungsstadium (vgl. Kap. VI-5). D.h. je höher die Vorkommenswahrscheinlichkeit einer Art in einem Mikrohabitat ist, desto besser wird die Eignung als Lebensraum eingeschätzt.

Die „loggit“-Werte, die aus der Verschneidung der Ergebnisse des Präferenzmodul mit den Ergebnissen des morphodynamischen Modul hervorgehenden, bilden die Grundlage für die Berechnung der Vorkommenswahrscheinlichkeiten $p(x)$ für jede Zelle:

$$(Gl. VII-2) \quad p(x) = \exp(\beta_0 + \beta_1 \cdot x + \beta_2 \cdot y + \dots + \beta_3 \cdot z) / (1 + \exp(\beta_0 + \beta_1 \cdot x + \beta_2 \cdot y + \dots + \beta_3 \cdot z))$$

$p(x)$ = Vorkommenswahrscheinlichkeit

β_{0-i} = Parameterwerte, die aus der logistischen Regression stammen.

x, y, z = Ausprägung der untersuchten Habitatfaktoren als Ergebnis des morphodynamischen Moduls.

Für jede 1x1 m² große Zelle der untersuchten Bühnenfelder lassen sich im Folgenden die Vorkommenswahrscheinlichkeiten prognostizieren. Eine räumliche Begrenzung der Prognose ergibt sich aus der Methode der Datenerhebung. Die Prognosen können nur für die Bereiche getroffen werden, in denen auch die Daten zur Modellbildung erhoben worden sind. Damit ist die Prognosefähigkeit der Modelle für die Jungfische und Fischlarven auf die direkte Uferzone bis zu einer Wassertiefe von 0,8 m begrenzt, da nur in diesem Bereich Daten erhoben werden konnten (vgl. Kap. IV-2).

1.2.3 Bilanzierung der Habitatverfügbarkeit

Nach Untersuchungen von MANEL et al. (2001) sind die Wahrscheinlichkeitswerte, die das Vorkommen einer Art prognostizieren, von artspezifischen Faktoren wie der Prävalenz „der Mobilität oder der Fähigkeit, die eingesetzten Fanggeräte zu vermeiden abhängig. Für einen Vergleich der Habitateignung verschiedener Flächen ist es daher notwendig, die modellspezifischen Prognosen zu standardisieren und dadurch vergleichbar zu machen. Dies erfolgt über zwei Schritte. Zum einen über eine modellspezifische Abgrenzung von Habitateignungsklassen und zum anderen über die Definition eines Index der Habitateignung.

Für jedes Modell wurde auf der Basis der maximalen und minimalen Werte ein Spektrum der Vorkommenswahrscheinlichkeit ermittelt und in fünf gleichgroße Klassen unterteilt:

$$(Gl. VII-3) \quad \text{Klassenbreite der rel. Habitateignung} = (p(x)_{\max} - p(x)_{\min}) / 5$$

mit: $p(x)_{\max}$ = maximaler Prognosewert für ein Modell

$p(x)_{\min}$ = minimaler Prognosewert für eine Modell

Die fünf spezifischen Klassen werden mit der Einteilung „sehr gut“, „gut“, „mäßig“, „schwach“ und „gering“ geeignet charakterisiert (vgl. Tab. A-VII-1). Auf der Basis dieser Einteilung lässt sich die räumliche Verteilung unterschiedlich geeigneter Mikrohabitate innerhalb der einzelnen untersuchten Bühnenfelder visualisieren und charakterisieren.

Zur Bewertung der Habitatverfügbarkeit wird der Anteil der gut und sehr gut geeigneten Habitate im Verhältnis zur Anzahl der beurteilten Uferzone ermittelt.

$$(Gl. VII-4) \quad \text{Habitatverfügbarkeitsindex (HVI)} = \frac{\text{Anzahl der als gut + sehr gut geeignet beurteilten Flächen}}{\text{Anzahl der insgesamt beurteilten Flächen}}$$

Zur Beurteilung der räumlichen Habitatverfügbarkeit wird dieser Index für jedes Bühnenfeld getrennt berechnet. Für sieben Habitatnutzungsmodelle, die sich auf die Schlüsselfaktoren Uferneigung und Wassertiefe beziehen (s. Tab. VII-1), ist aufgrund der vorhandenen Datenbasis eine Berechnung für jeweils 12 verschiedene Wasserstände, vom niedrigen Niedrigwasser (90 cm, $Q \sim 120 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) bis zum hohen Mittelwasser bei einem Pegel von 310 cm ($Q \sim 465 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), möglich. Ab diesem Wasserstand sind die Bühnen vollständig überflutet und eine Prognose für einzelne Bühnenfelder ist nicht mehr sinnvoll. Für die Habitatnutzungsmodelle der juvenilen Hasel und der larvalen Rapfen erfolgt eine Kalkulation für zwei Wasserstände, niedriges Mittelwasser (230 cm)

und Niedrigwasser (180 cm), da die notwendigen hydraulischen Modelle nur für diese Abfluss-Szenarien vorliegen (s. Kapitel II). Die Verwendung von stationären Daten zur Prognose der Fließgeschwindigkeit erfordert eine Beschränkung auf vier Bühnenfelder, für die die notwendigen hydraulischen Informationen zur Verfügung standen (vgl. Kap. IV-4.2, Tab. IV-10, und Tab. VII-1).

Tab. VII-1: Übersicht über die aufgestellten Mikrohabitatnutzungsmodelle, der zugehörigen Schlüsselfaktoren sowie der Wasserstände und Bühnenfelder, die mit Hilfe dieser Modelle analysiert wurden. Zur Abgrenzung der Entwicklungsstadien siehe Abb. VI-3. Zur Lage der Bühnenfelder (BF) siehe Abb. IV-5.

Nr.	Mikrohabitatnutzungsmodelle	Kürzel	Schlüsselfaktoren	analysierte Wasserstände (Bezugspegel Havelberg)	Analysierte Bühnenfelder (Elbe-km/Uferseite)
1	Aland (juvenil A)	Le-id A	Uferneigung, Wassertiefe	90 cm, 110 cm, 130 cm,	BF 10 (418,2/rechts);
2	Aland (juvenil B)	Le-id B	Uferneigung, Wassertiefe	150 cm, 170 cm, 190 cm,	BF 20 (419,2/rechts);
3	Plötze (larval)	Ru-ru L	Uferneigung, Wassertiefe	210 cm, 230 cm, 250 cm,	BF 30 (419,6/links);
4	Plötze (juvenil B)	Ru-ru B	Uferneigung	270 cm, 290 cm, 310 cm	BF 40 (419,7/links);
5	Gobio spec. (larval)	Go-sp L	Wassertiefe		BF 60 (421,0/links);
6	Gobio spec. (juvenil A)	Go-sp A	Uferneigung, Wassertiefe		BF 69 (421,7/links);
7	Flussbarsch (juvenil B)	Pe-fl B	Uferneigung		BF 70 (421,8 (links)
					BF 80 (423,4/rechts)
8	Rapfen (larval)	As-as L	Fließgeschwindigkeit u. Wassertiefe	BF 418,2: 180 und 230 cm	BF 10 (418,2/rechts);
				BF 421: 160 und 250 cm	BF 60 (421,0/links);
9	Hasel (juvenil A)	Le-le A	Fließgeschwindigkeit	BF 421,8: 166 und 250 cm	BF 70 (421,8 (links)
				BF: 423,4: 185 und 310 cm	BF 80 (423,4/rechts)

Zur Beurteilung der zeitlichen Habitatverfügbarkeit erfolgt die Berechnung des Index der Habitatverfügbarkeit für jeden Pegelstand getrennt. Somit stehen für die Modelle eins bis sieben (Tab. VII-1) 12 und für die Modelle 8 und 9 allerdings nur die Angabe von zwei Abfluss-Szenarien zur Verfügung.

2 Abschätzung der Habitatverfügbarkeit

2.1 Charakterisierung der prognostizierten Mikrohabitate

Aufgrund der modellierten Antwortkurven gegenüber den spezifischen Schlüsselfaktoren (Uferneigung, Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit; vgl. Kap. VI-5) lassen sich für die einzelnen Arten und Entwicklungsstadien verschiedene Mikrohabitate abgrenzen (s. Tab. VII-2).

Zur Ermittlung der Habitatverfügbarkeit wurden modellspezifisch für jedes untersuchte Bühnenfeld und für jeweils 12 Wasserstände zwischen Niedrig- und Mittelwasser die Habitatverfügbarkeitsindizes (s. Gl. VII-4) berechnet. Auf dieser Datenbasis erfolgte die Bilanzierung der Habitateignung für die einzelnen Modelle und Untersuchungsflächen (s. Abb. VII-2). Zwischen den einzelnen Modellen zeigen sich gravierende Unterschiede in der Ausprägung der Habitatverfügbarkeit. Für Modelle, die flach geneigte Uferzonen mit geringen Wassertiefen

beschreiben (Modell für juvenile Alande (A) und larvale Gründlinge), wurden mittlere Habitatverfügbarkeiten zwischen 35 und 55 % prognostiziert. Grenzt das Modell der den geeigneten Bereich auf flache Neigungen zwischen 5° und 15° ein (z.B. Modell „Plötze juvenil B“), reduziert sich die Verfügbarkeit auf ca. 15 %.

Tab. VII-2: Differenzierung von Mikrohabitatstypen anhand von Habitatparametern und ihre Charakterisierung durch Mikrohabitatmodelle und entsprechende Schlüsselparameter.

Differenzierungsparameter	Mikrohabitat-Typ	Modell	Charakterisiert durch Schlüsselparameter (Spannbreite)
Uferneigung	flach auslaufende Uferzonen	Plötzen (juvenil)	Uferneigung (5° < u. > 15°)
		Gobio spec. (juvenil)	Uferneigung (< 15°) und Wassertiefe (< 20 cm)
		Aland (juvenil A)	Uferneigung (< 15°) und Wassertiefe (< 20 cm)
	steil abfallende Uferzonen	Flussbarsch (juvenil B)	Uferneigung (>25°)
		Plötzen (larval)	Uferneigung (>25°) und Wassertiefe (< 30 cm)
		Aland (juvenil B)	Uferneigung (20 – 40°) und Wassertiefe (< 30 cm)
Wassertiefe	Flachwasserbereiche	Gründling (larval)	Wassertiefe (< 25 cm)
Fließgeschwindigkeit	flache Stillwasserbereiche	Rapfen (larval)	Fließgeschwindigkeit (< 0.1 m/s) und Wassertiefe (< 25 cm)
	stärker durchströmte Bereiche	Hasel (juvenil A)	Fließgeschwindigkeit (0,2 bis 0,6 m/s)

Für juvenile Barsche zeigte die Bilanzierung geeigneter Mikrohabitats (steile Uferneigung) eine größere Spanne der Werte und verdeutlicht damit die Variabilität in der Ausprägung geeigneter Lebensräume zwischen den einzelnen Bühnenfeldern. Das Modell „Hasel juv. A“ prognostiziert eine mittlere Habitatverfügbarkeit von 20 %.

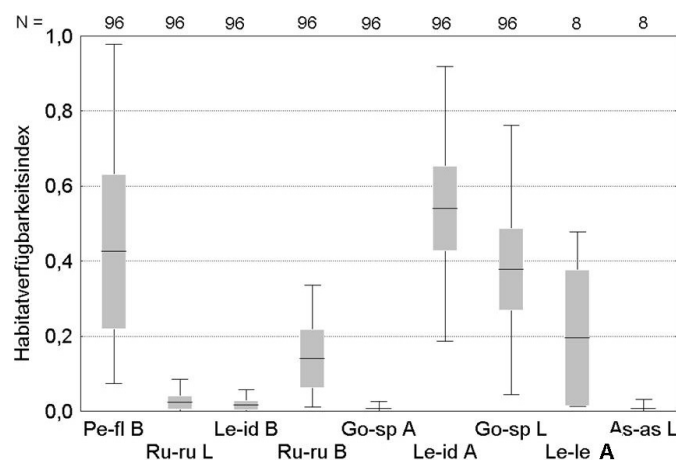


Abb. VII-2: Vergleich der Habitatverfügbarkeit (Habitatverfügbarkeitsindizes) für 9 Mikrohabitatmodelle mit Mittelwert, Standardabweichung (Box) sowie Minimum und Maximum (Whisker) (Kürzel s. Tab. VII-1) basierend auf der Kalkulation für 8 bzw. 4 Bühnenfelder sowie 12 bzw. 2 Wasserstände.

Die Ausprägung aller übrigen prognostizierten Mikrohabitate, die sich aus den Modellen für larvale Plötzen, juvenile Alande (B) sowie juvenile Gründlinge ergeben, fällt in den untersuchten Bühnenfeldern nur äußerst gering aus. Die Werte der mittleren Verfügbarkeit liegt bei all diesen Modellen unter 5 % (s. Abb. VII-2).

2.2 Bühnenfeldspezifische Ausprägung und räumliche Verfügbarkeit geeigneter Mikrohabitate

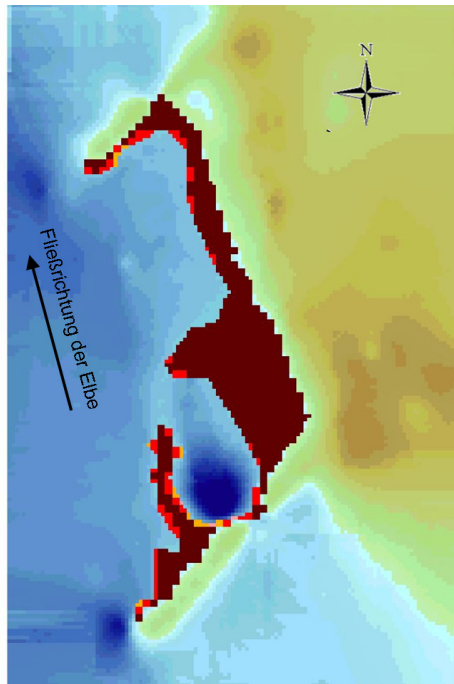
Die untersuchten Bühnenfelder zeigen, je nach Lage des Bühnenfeldes zum Stromstrich bzw. je nach baulichem Zustand der Bühnen, unterschiedliche hydromorphologische Eigenschaften (s. Kap. IV-4). Anhand von zwei charakteristischen aber sehr unterschiedlichen Bühnenfeldern (BF) (BF 10 bei Elbe-km 418,2 und BF 60 bei Elbe-km 421, s. Abb. IV-5; Tab. IV-8), für die eine ausreichende Datenbasis für hydraulische und morphologische Modellierungen vorlag, lässt sich die räumliche Lage potenziell geeigneter Mikrohabitate anhand ausgewählter Modelle beschreiben. Das BF 10 ist durch zwei befestigte Durchbrüche der Bühnen gekennzeichnet, die zu einer Erhöhung der hydraulischen Vielfalt bei Mittelwasser führen. BF 60 wird durch intakte Bühnen begrenzt. Aufgrund eines ehemaligen Durchbruchs bildete sich unterhalb der stromauf gelegenen Bühne ein Kolk mit steiler Uferzone aus (s. Abb. IV-5).

Zur Darstellung der räumlichen Ausprägung geeigneter Mikrohabitate wurden vier Modelle ausgewählt, die stellvertretend für charakteristische Mikrohabitatstypen stehen (vgl. Tab. VII-2). So beschreibt das Modell „Flussbarsch juvenil B“ den Habitattyp „steil abfallende Uferzone“, das Modell „Aland juvenil A“ den Typ „flach auslaufende Uferzone“, das Modell „Rapfen larval“ den Typ „flache Stillwasserbereiche“ sowie das Modell „Hasel juvenil A“ den Typ „flache durchströmte Uferzone“. Diese Modelle wurden mit den hydraulischen und morphologischen Modellen dieser Bühnenfelder verschnitten und die Ergebnisse als GIS-Graphik mit einer farblichen Differenzierung der relativen Habitateignung (s. Gl. VII-3) sowie als Bilanzierung der Habitatverfügbarkeit dargestellt (s. Abb. VII-3, VII-4). Die Analyse erfolgte für zwei am Pegel Havelberg gemessene Abflusssituationen der Mittelelbe, die hier typisch für die Zeit der Aufwuchsphase sind niedriges Mittelwasser, 230 – 250 cm und Niedrigwasser, 160 bzw. 180 cm.

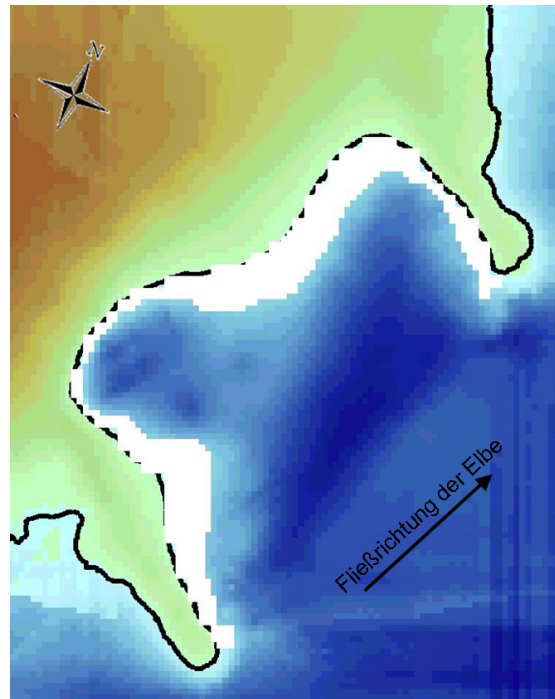
Die Ausprägung des Mikrohabitatstyps „flach auslaufende Uferzone“, wie er von Alanden im frühen juvenilen Stadium als Lebensraum genutzt wird (s. Tab. VII-2), zeigt markante Unterschiede zwischen den beiden dargestellten Bühnenfeldern. Während für den überwiegenden Teil der Uferzone des BF 10 (Elbe-km 418,2) eine sehr gute bzw. gute Habitateignung prognostiziert wurde (s. Abb. VII-3a), fehlen im BF 60 derart gut geeignete Mikrohabitate (s. Abb. VII-4a). Insbesondere die Sandbänke an den Rändern des Kolkes führen im BF 10 zur großflächigen Ausbildung geeigneter Habitate des Typs „flach auslaufende Uferzonen“.

Für juvenile Flussbarsche der Größenklasse B (vgl. Abb. VI-3) weisen die eher steilen Uferzonen eine wesentlich bessere Habitateignung auf (Abb. VII-4b). Gut und sehr gut geeignete Mikrohabitate sind für diese Art in beiden Bühnenfeldern als schmales uferparalleles Band ausgebildet, welches im BF 60 ausgedehnter ist (Abb. VII-3a). Die Sedimentationsflächen sind nach diesem Mikrohabitatmodell für juvenile Barsche eher ungeeignet.

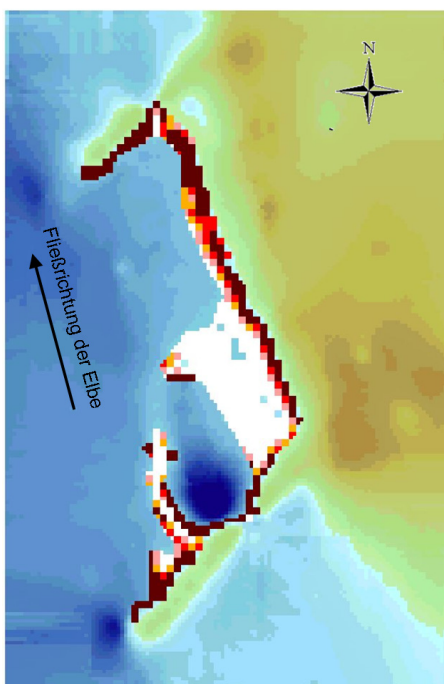
a) BF 10 Mikrohabitattyp "flach auslaufende Uferzone", Modell Aland juv. A



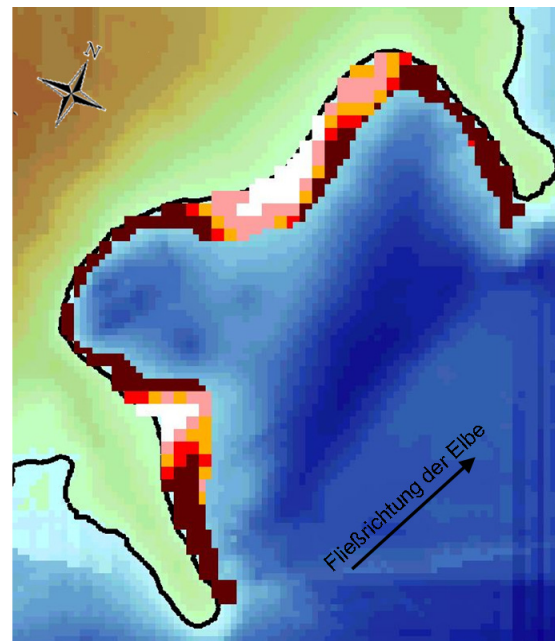
b) BF 60 Mikrohabitattyp "flach auslaufende Uferzone", Modell Aland juv. A



c) BF 10 Mikrohabitattyp "steil abfallende Uferzone" Modell Flussbarsch juv. B



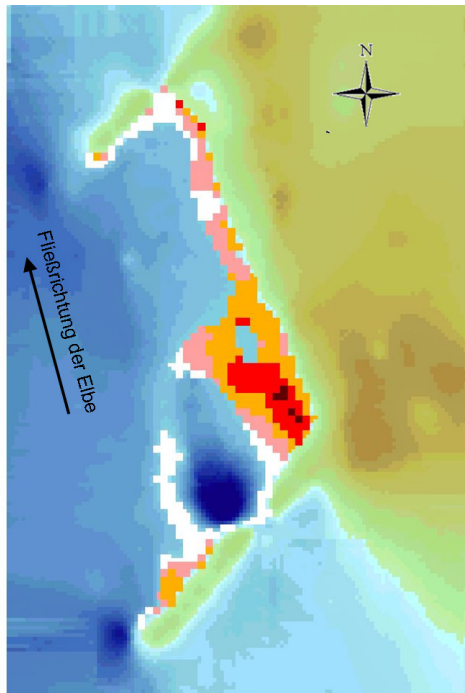
d) BF 60 Mikrohabitattyp "steil abfallende Uferzone" Modell Flussbarsch juv. B:



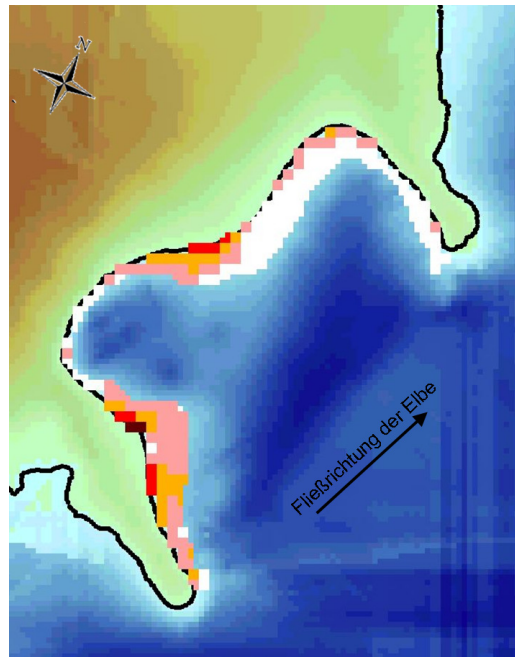
Habitat-eignung gering schwach mäßig gut sehr gut keine Angaben

Abb. VII-3: Räumliche Ausprägung der Habitateignung für den Mikrohabitattyp "flach auslaufende Uferzone" und "steil abfallende Uferzone" innerhalb der Uferzone des Bühnenfeldes 10 (Elbe-km 418,2 rechtsseitig) und Bühnenfeldes 60 (Elbe-km 421 rechtsseitig).

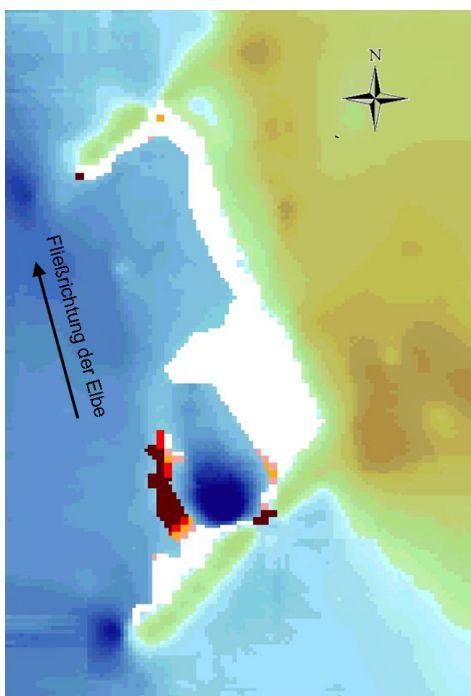
a) BF 10 Mikrohabitattyp "strömungsberuhigte Bereiche", Modell Rapfen larval



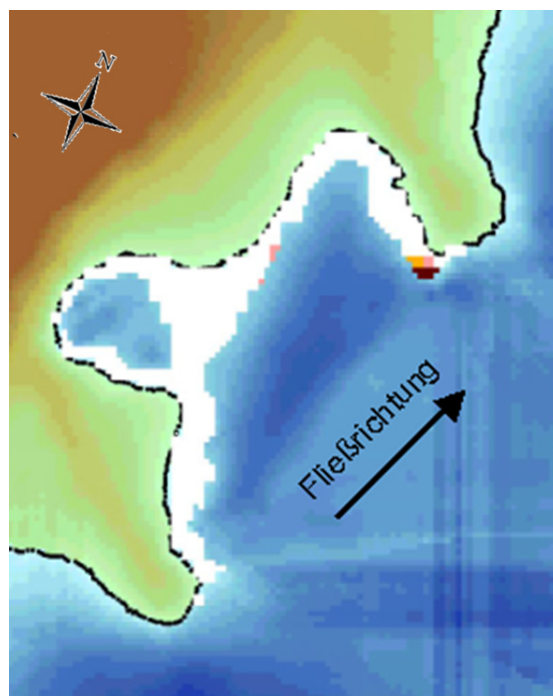
b) BF 60 Mikrohabitattyp "strömungsberuhigte Bereiche", Modell Rapfen larval



c) BF 10 Mikrohabitattyp "stärker durchströmte Uferzonen", Modell Hasel juv. A



d) BF 60 Mikrohabitattyp "stärker durchströmte Uferzonen", Modell Hasel juv. A



Habitat-eignung gering schwach mäßig gut sehr gut keine Angaben

Abb. VII-4: Räumliche Ausprägung der Habitateignung für den Mikrohabitattyp "strömungsberuhigte Bereiche" und "stärker durchströmte Uferzonen". Dargestellt sind die unterschiedlichen Habitateignungsklassen für die Uferzone des Buhnenfeldes 10 (Elbe-km 418,2 rechtsseitig) und Buhnenfeldes 60 (Elbe-km 421 rechtsseitig).

Flache Stillwasserbereiche bilden die bevorzugten Habitate für larvale Rapfen. Diese hydromorphologischen Bedingungen sind im BF 10 leeseitig der stromauf gelegenen Buhne (s. Abb. VII-3c) ausgebildet. Trotz der vorhandenen Durchbrüche und der damit vorhandenen diverseren hydraulischen Gegebenheiten, kommt es zu einer vergleichsweise großflächigen Ausprägung von mäßig bis sehr gut geeigneten Mikrohabitaten.

Im Gegensatz dazu weist das BF 60 trotz intakter Buhnen im Uferbereich überwiegend nur schwach bis mäßig geeignete Lebensräume dieses Typs aus. Gut und sehr gut geeignete Lebensräume für larvale Rapfen sind hier nur kleinräumig ausgebildet (s. Abb. VII-4c). Ursache ist hier die Ausbildung einer Sekundärwalze, die sich im Bereich des Kolkes unterhalb der stromauf gelegenen Buhnen formiert hat. Diese überlagert sich mit der Rotationsströmung der Buhnenfeldwalze und führt zu einer, wenn auch leichten Strömung bis in den Uferbereich des Kolkes hinein.

Diese Beispiele verdeutlichen die räumliche Trennung geeigneter Lebensräume innerhalb von einzelnen Buhnenfeldern (Hasel und Flussbarsch), als auch die unterschiedliche Ausprägung zwischen den Buhnenfeldern (Aland und Rapfen).

Ein weiterer Vergleich verschiedener Mikrohabitatmodelle erfolgt zwischen den einzelnen Buhnenfeldern auf der Basis der zugrundeliegenden Habitatverfügbarkeit (HV)-Indizes unter Berücksichtigung der Referenzwasserstände (vgl. Tab. VII-1). Die Gegenüberstellung von acht Buhnenfeldern zeigt eine unterschiedliche räumliche Ausprägung und Verfügbarkeit geeigneter Habitate sowohl zwischen verschiedenen Modellen als auch zwischen einzelnen Buhnenfeldern (Abb. VII-5).

Eine vergleichbare potenzielle Habitatverfügbarkeit weisen alle Buhnenfelder für die Modelle Aland (juv. A, Abb. VII-5a) und *Gobio spec.* (larval, Abb. VII-5e) auf. Beide Modelle prognostizieren flach auslaufende Uferzonen als geeignete Mikrohabitate, wie sie durch die hydromorphologischen Wirkungen der Buhnen in den Feldern großflächig ausgebildet sind. Entsprechend liegen die Mittelwerte der Habitatverfügbarkeitsindizes in allen Buhnenfeldern für das Modell Aland (juv. A) zwischen 0,5 und 0,6 sowie für das Modell der larvalen Gründlinge (*Gobio spec.*) zwischen 0,3 und 0,4. Somit weisen die Buhnenfelder für juvenile Alande eine überdurchschnittlich gute Verfügbarkeit geeigneter Habitate auf.

Für das Modell Plötze (juv. B) zeigen sich deutliche Unterschiede in der Habitatverfügbarkeit zwischen einzelnen Buhnenfeldern (s. Abb. VII-5d). Das Modell beschreibt ebenfalls flach geneigte Uferzonen, allerdings ohne den Faktor Wassertiefe zu berücksichtigen (s. Tab. VII-2). Diese Mikrohabitate sind in den Uferzonen von fünf Buhnenfeldern (30, 40, 60 sowie 70 und 10) besonders gut ausgeprägt. In all diesen Buhnenfeldern haben sich größere Sedimentationsbereiche mit sehr flach geneigte Uferzonen ausgebildet. Die Buhnenfelder 20 und 80, die für diesen Mikrohabitattyp besonders niedrige Indizes der Habitatverfügbarkeit aufweisen, sind im Uferbereich durch Steinschüttungen bzw. Sandsäcke befestigt, an deren Rändern die Uferzonen steil abfallen. Entsprechend ist für diese beiden Felder die Habitatverfügbarkeit für juvenile Flussbarsche deutlich günstiger zu beurteilen, da für diese steil geneigte Uferzonen mit einer Uferneigung $> 25^\circ$ als sehr gut geeignet prognostiziert werden konnten (vgl. Tab. VII-2).

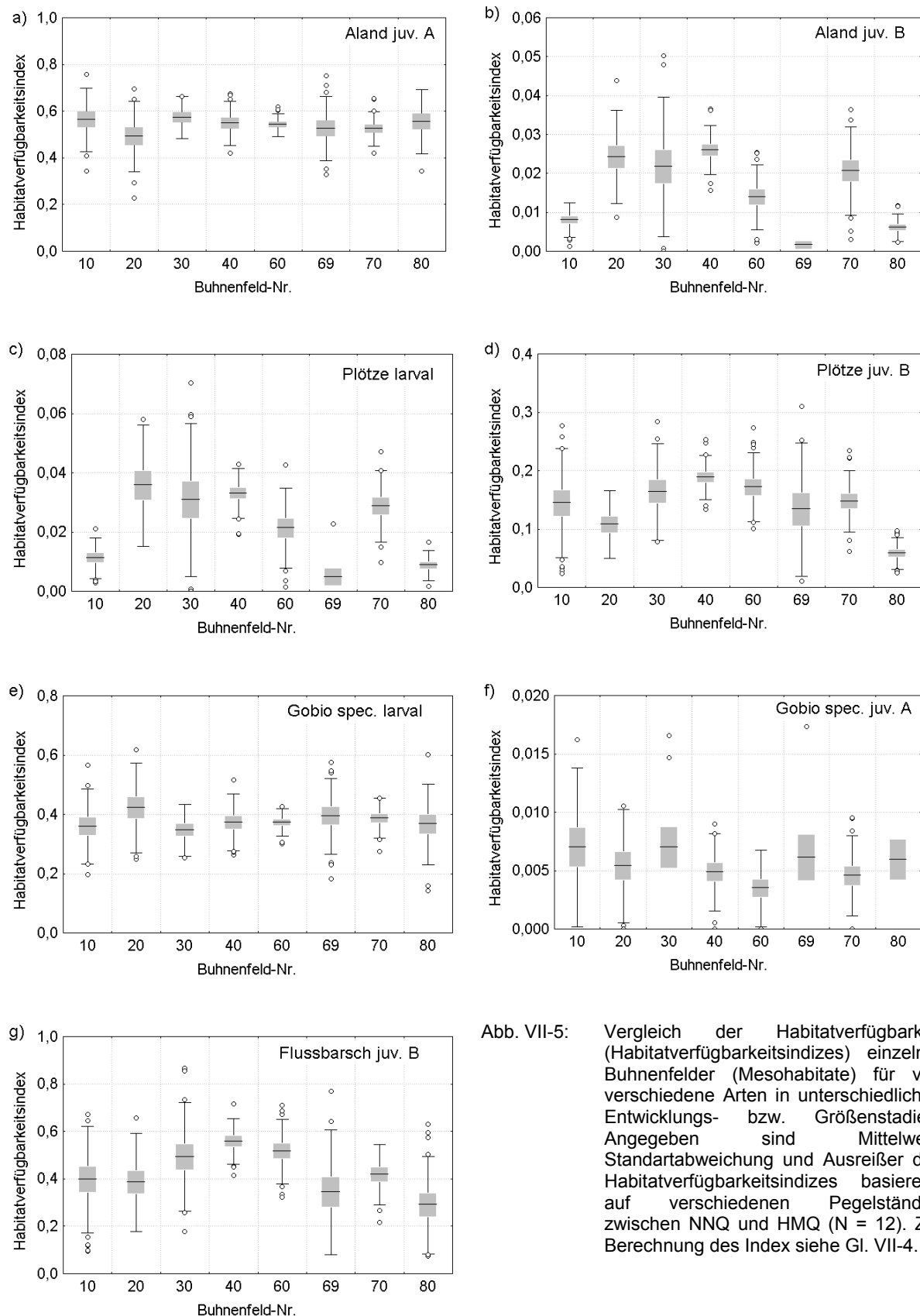


Abb. VII-5: Vergleich der Habitatverfügbarkeit (Habitatverfügbarkeitsindizes) einzelner Bühnenfelder (Mesohabitate) für vier verschiedene Arten in unterschiedlichen Entwicklungs- bzw. Größenstadien. Angegeben sind Mittelwert, Standardabweichung und Ausreißer des Habitatverfügbarkeitsindizes basierend auf verschiedenen Pegelständen zwischen NNQ und HMQ (N = 12). Zur Berechnung des Index siehe Gl. VII-4.

Überdurchschnittlich gut ist die Habitatverfügbarkeit für die juvenilen Flussbarsche in den Bühnenfeldern 30, 40 und 60, der mittlere HV-Index liegt für sie zwischen 0,4 und 0,6. Die direkt benachbarten Bühnenfelder 30 und 40 liegen beide an einem Prallhang. Die Bühne zwischen den Feldern besteht teilweise aus Steinschüttung und weist in einigen Bereichen sehr steile Uferzonen auf. Ein tiefer Kolk ist direkt unterhalb dieser Steinschüttung ausgebildet, dessen Rand ebenfalls eine steile Neigung aufweist. Das Bühnenfeld 60 wird ebenfalls von reparierten Bühnen begrenzt und besitzt eine deutliche Kolkstruktur unterhalb der stromauf gelegenen Bühne (s.o.). Diese Strukturen weisen somit eine gute Habitatverfügbarkeit für juvenile Flussbarsche auf. Insgesamt ist die mittlere Habitatverfügbarkeit mit einer Quote von 40 bis 60 % in allen Bühnenfeldern sehr gut.

Als viel heterogener erweist sich die Habitatverfügbarkeit für die Modelle, die den Mikrohabitattyp steil abfallende Uferzonen beschreiben und mit dem Parameter Wassertiefe eine weitere Schlüsselgröße einführen. Diese Mikrohabitate wurden für die Modelle Plötze (larval) und Aland (juvenil B) prognostiziert (s. Tab. VII-2). Gut und sehr gut geeignete Flächen sind in den untersuchten Bühnenfeldern nur in 0 bis 5 % der Uferzone vorhanden und damit deutlich seltener als die übrigen Mikrohabitate. Zwischen den einzelnen Bühnenfeldern fällt die Verfügbarkeit sehr unterschiedlich aus. Vergleichsweise häufiger sind die steilen Uferzonen mit niedrigeren Wassertiefen in den Bühnenfeldern 20, 30 und 40 und 70. Die Anteile für Alande juv. B (Abb. VII-5b), betragen von 2-3 % , die für Plötzen larval (Abb. VII-5e), 3-4 % . In den Bühnenfeldern 10, 69 und 80 ist dieser Mikrohabitattyp signifikant seltener ausgebildet und erreicht entlang der Uferzone nur Anteile von unter 1 %.

Für die Mikrohabitate „flache Stillwasserbereiche“ sowie „stärker durchströmte Bereiche“ erfolgte eine räumlich explizite Prognose der Habitatverfügbarkeit nur für vier Bühnenfelder und zwei Wasserstände (s. Tab. VII-1). Nur für diese Bühnenfelder und Wasserstände lagen Ergebnisse der hydraulischen Modellierung der Universität Darmstadt vor (KREBS & ZANKE 2002).

Für beide Modelle und in allen untersuchten Bühnenfeldern zeigen sich starke Unterschiede in der Habitatverfügbarkeit zwischen untersuchter Niedrig- und Mittelwassersituation. Mit einem Anteil zwischen 5 und über 40 % sind aber die stärker durchströmten Mikrohabitate der juvenilen Hasel (juv. A) deutlich stärker ausgeprägt als die flachen Stillwasserbereiche, deren maximale Verfügbarkeit unter 4 % liegt. Letztere bilden sich nur bei Niedrigwasser in einer gut und sehr gut geeigneten Qualität aus.

Insbesondere im Bühnenfeld 70, das durch einen Durchbruch der stromauf gelegenen Bühne gekennzeichnet ist, bilden sich bei Mittelwasser entlang der Uferzone großflächige, stärker durchströmte Bereiche und damit gut und sehr gut geeignete Mikrohabitate für die juvenilen Hasel (s. Abb. VII-6a). Bei Niedrigwasser fällt der Durchbruch trocken und es bilden sich größere strömungsberuhigte Zonen in Ufernähe, die eine gute Habitateignung für larvale Rapfen haben (Abb. VII-6b).

Die aufgrund des Durchbruchs sehr heterogene morphologische und hydraulische Struktur dieses Bühnenfeldes bietet somit Arten und Entwicklungsstadien auch wenn diese gegensätzliche Ansprüche an ihre Mikrohabitate stellen, geeignete Lebensräume. Allerdings bei unterschiedlichen Wasserständen. Dies zeigt sich im Falle des Mikrohabitattyps „flache Stillwasserbereiche“ auch für

alle anderen Bühnenfelder. Dieser Lebensraum bildet sich in guter und sehr guter Habitatqualität nur während der Niedrigwasserphase aus. Die Verfügbarkeit der Mikrohabitate für larvale Rapfen unterliegt damit einer starken zeitlichen Dynamik.

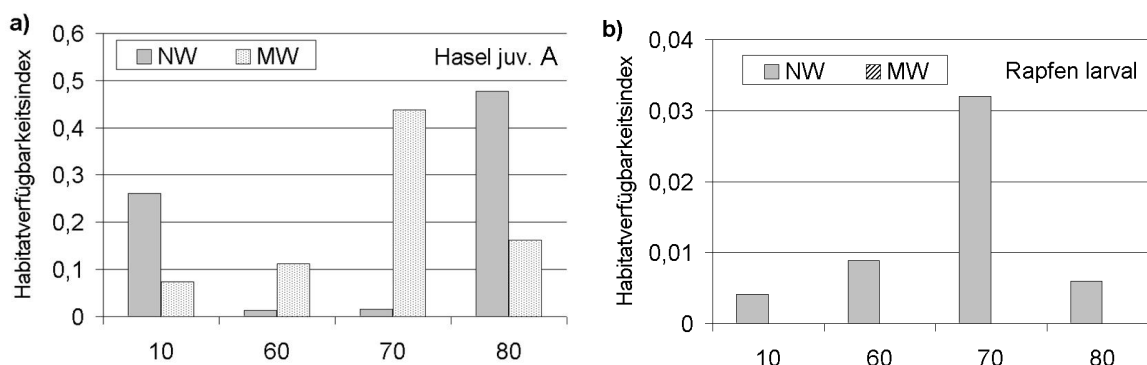


Abb. VII-6: Vergleich der Habitatverfügbarkeit (Habitatverfügbarkeitsindizes) von vier Bühnenfeldern bei Niedrigwasser (NW) und Mittelwasser (MW) auf der Grundlage des Habitatmodells für juvenile Hasel (a) und larvale Rapfen (b). Zur Charakterisierung der Bühnenfelder siehe Tab. IV-8 und der Wasserstände Tab. VII-1.

Für das Modell der juvenilen Hasel zeigt sich ein anderes Bild. Hier gibt es zwar starke Unterschiede in der Habitatverfügbarkeit zwischen den untersuchten Wasserständen in jedem einzelnen Bühnenfeld, doch ergibt die Bilanz über alle Bühnenfelder mit einer Verfügbarkeit von 33 % bei Mittel- und 20 % bei Niedrigwasser vergleichsweise hohe Werte für beide Abflusssituationen. Somit kann für die Habitatverfügbarkeit für juvenile Hasel eine starke räumliche aber nur eine geringe zeitliche Varianz prognostiziert werden.

Innerhalb eines Flussabschnitts können sich somit bei gleichem Wasserstand gut und schwach bis mäßig geeignete Habitate kleinräumig variieren und Mosaik von Lebensräumen für verschiedenen Arten und Lebensstadien bieten.

2.3 Wasserstandsabhängige Ausprägung und zeitliche Verfügbarkeit von geeigneten Mikrohabitaten

Wie aus Abbildung VII-6 bereits für die Modelle Rapfen (larval) und Hasel (juvenil A) deutlich geworden ist, fällt die Ausprägung der gut und sehr gut geeigneten Mikrohabitate in den untersuchten Bühnenfeldern mit wechselndem Wasserstand sehr unterschiedlich aus. Es ist aber nicht möglich, für diese Modelle die Frage nach der wasserstandsabhängigen Verfügbarkeit der Mikrohabitate systematisch zu erklären, da beide Modelle auf einer flächigen Modellierung der Fließgeschwindigkeit beruhen, die aber nur für zwei Wasserstände gegeben ist (vgl. WIRTZ 2004). Für die übrigen sieben Modelle ist dagegen eine entsprechende Analyse möglich. Für 12 Pegelstände zwischen niedrigem Niedrigwasser (Pegel = 90 cm, $Q \sim 120 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) und hohem Mittelwasser (Pegel 310 cm, $Q \sim 465 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) wurde für jeweils acht Bühnenfelder die Habitatverfügbarkeit nach Gleichung VII-4 bilanziert.

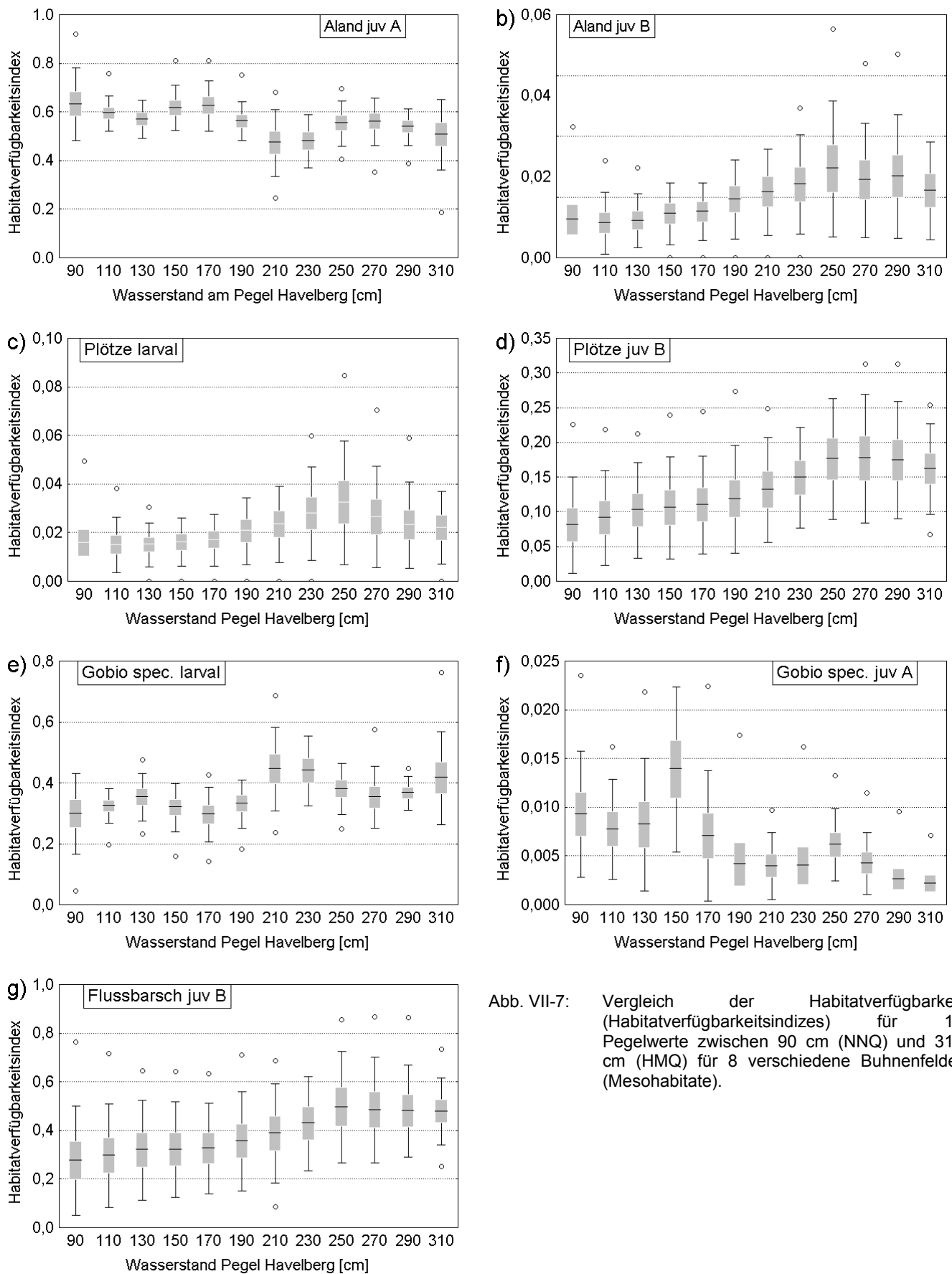


Abb. VII-7: Vergleich der Habitatverfügbarkeit (Habitatverfügbarkeitsindizes) für 12 Pegelwerte zwischen 90 cm (NNQ) und 310 cm (HMQ) für 8 verschiedene Bühnenfelder (Mesohabitate).

Eine detaillierte Betrachtung der Ergebnisse lässt eine unterschiedliche wasserstandsabhängige Entwicklung der Habitatverfügbarkeit für die prognostizierten Mikrohabitate erkennen. So weisen die Habitatverfügbarkeitsindizes für die Modelle „Aland juvenil A“ (Abb. VII-7a) und „Gobio spec. Juvenil“ (Abb. VII-7f) eine allmähliche Abnahme der gut und sehr gut geeigneten Mikrohabitate mit steigenden Abflüssen auf. Beide Modelle beschreiben flach geneigte Uferzonen bei geringen Wassertiefen, wie sie vorzugsweise bei sommerlichem Niedrigwasser in den Bühnenfeldern der Elbe vorkommen.

Vier Modelle zeigen in der wasserstandsabhängigen Entwicklung der Habitatverfügbarkeitsindizes einen entgegen gesetzten Verlauf. So steigt sowohl bei Modellen, die explizit Flachwasserbereiche (Modell Gobio spec. larval, Abb. VII-7e) oder eine bestimmte flache Uferneigung (Modell Plötze juvenil, Abb. VII-7d) beschreiben der Anteil geeigneten Mikrohabitate mit zunehmendem Wasserstand deutlich an.

Ebenso steigen die Habitatverfügbarkeitsindizes bei den Modellen, die steil abfallende Uferzonen als bevorzugte Mikrohabitate für Aland juvenil B (Abb. VII-7b); und für Flussbarsch juvenil B, (Abb. VII-7g) beschreiben, mit zunehmendem Wasserspiegel deutlich an. Insbesondere für die juvenilen Flussbarsche und Plötzen ist ab einem Wasserstand von 250 cm fast eine Verdopplung der Verfügbarkeit von gut und sehr gut geeigneten Mikrohabitaten anzunehmen. Ab diesen Wasserständen begrenzen die eigentlichen Bühnen in weiten Bereichen die Wasserfläche und führen auf diese Weise zu einer Ausbildung eher steil geneigter Uferhabitate, wie sie für den z.B. für den Flussbarsch modelliert wurden.

Ebenfalls eine Verdopplung der Verfügbarkeit geeigneter Mikrohabitate ist für das Modell des Alands (juvenil B) und das Modell für larvale Plötzen für Wasserstände um 250 cm ($Q \sim 325 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) zu erwarten. Bei einem weiteren Anstieg der Wasserstände kommt es zu einer allmählichen Abnahme geeigneter Flächen. Beide Modelle beschreiben Mikrohabitate, die sich durch steile Uferneigung aber auch durch flache Wasserstände auszeichnen. Mit steigendem Wasserstand verlagert sich die Uferzone von den flacheren hin zu den steileren Uferböschungen, so dass die Verfügbarkeit dieser Mikrohabitate abnimmt. Die Uferzonen sind dann zu tief und nicht mehr optimal für diese Fischarten bzw. Entwicklungsstadien geeignet. Flachwasserbereiche mit Wasserständen unter 25 cm werden von den larvalen Gründlingen bevorzugt aufgesucht (vgl. Tab. VII-2). Auch diese Mikrohabitate sind bei höheren Wasserständen etwas besser ausgeprägt als bei niedrigeren. Doch zeigt der Verlauf der Habitatverfügbarkeit eine vergleichsweise moderate Änderung des Habitatangebots (s. Abb. VII-7e).

2.4 Vergleich räumlicher und wasserstandsabhängiger Habitatverfügbarkeit

Neben der Veränderung der mittleren Habitatverfügbarkeit zeigen die Boxplot-Diagramme in Abbildung VII-7 für viele Modelle auch eine erhebliche Veränderung in der Streuung und damit in der räumlichen Habitatverfügbarkeit. So fällt bei allen Modellen bei einem Wasserstand zwischen 290 und 310 cm, also bei höherem Mittelwasserabfluss, die geringste Varianz in den Daten auf. Bei diesen Wasserständen bilden in allen untersuchten Bühnenfeldern die Bühnen die unmittelbaren

Uferzonen. Sandbänke oder andere morphologische Strukturen sind überspült und nicht mehr von Bedeutung.

Um den Effekt der unterschiedlich ausgestalteten Bühnenfelder (Mesoskala) und den Einfluss verschiedener Wasserstände und damit der Makroskala auf die Ausprägung der Habitatverfügbarkeit zu differenzieren, wurden die kalkulierten Habitatverfügbarkeitsindizes einer Zwei-faktoriellen-Varianzanalyse unterzogen, wobei die einzelnen Bühnenfelder als Block und die Pegelstände als randomisierte Faktoren betrachtet wurden. Ein vorheriger Test der Daten auf Varianzhomogenität und Normalverteilung zeigte, dass die Bedingungen der ANOVA erfüllt werden.

Die Ergebnisse der Varianzanalyse ermöglichen eine Differenzierung der Mikrohabitatnutzungsmodelle in zwei unterschiedliche Gruppen. Für juvenile Alande (Größenklasse A) sowie für die untersuchten Entwicklungsstadien der Gründlinge (*Gobio spec.*) wird die Varianz in der prognostizierten Habitatverfügbarkeit durch den zeitlich strukturierten Einfluss unterschiedlicher Wasserstände signifikant beeinflusst. All diese Mikrohabitate sind durch eine geringe Wassertiefe und eine flache Uferneigung charakterisiert. Für diese Arten bzw. spezifischen Entwicklungsstadien derselben können somit makroskalige Effekte auf die Verfügbarkeit von Aufwuchshabitaten und damit auf die erfolgreiche Rekrutierung ein erfolgreiches Heranwachsen eines Jahrgangs prognostiziert werden.

Tab. VII-3: Anteil von räumlich mesoskaligen Effekten (Variabilität zwischen Bühnenfeldern) und von zeitlich makroskaligen Effekten (Variabilität durch unterschiedliche Wasserstände) an der Varianz der prognostizierten Habitatverfügbarkeit (in %). Die Signifikanzniveau wird angegeben als n.s. = nicht signifikant, * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$. ANOVA-Tafeln der einzelnen Analysen siehe Tab. A-VII-2.

Modell	Faktor Wasserstand		Faktor Bühnenfeld	
	zeitlicher Effekt der Makroskala		räumlicher Effekt der Mesoskala	
	Anteil erklärte Varianz	Signifikanzniveau	Anteil erklärte Varianz	Signifikanzniveau
Aland juv A	61,53 %	*	6,03 %	n.s.
Aland juv B	14,70 %	***	80,93 %	***
Gobio spec. larval	62,73 %	*	4,28 %	n.s.
Gobio spec. juv	59,07 %	**	21,29 %	n.s.
Plötze larval	11,64 %	*	83,56 %	***
Plötze juv B	19,02 %	***	75,52 %	***
Flussbarsch juv B	14,80 %	**	80,36 %	***

Für eine zweite Gruppe von Mikrohabitatnutzungsmodellen wird die prognostizierte Habitatverfügbarkeit zu einem großen und hochsignifikanten Anteil durch die räumliche Ausgestaltung der Bühnenfelder und damit durch mesoskalige Effekte beeinflusst. Dies betrifft besonders Modelle, die Mikrohabitate mit steilen Uferneigungen ($> 20^\circ$) beschreiben, wie sie von juvenilen Flussbarschen und Alanden (jeweils Größenklasse B) sowie larvalen Plötzen bevorzugt

aufgesucht werden. Für diese Modelle trägt die wasserstandsabhängige Habitatverfügbarkeit zu einem signifikanten, wenn auch deutlich geringeren Anteil zur Erklärung der Varianz in der Habitatverfügbarkeit bei.

2.5 Effekt des baulichen Zustands der Buhnen auf die Habitatverfügbarkeit

Die Annahme, dass der bauliche Zustand der Buhnen signifikant die prognostizierte Habitatverfügbarkeit beeinflusst, wurde anhand von acht Buhnenfeldern untersucht. Vier von diesen Feldern werden durch Buhnen stromauf begrenzt, die entweder an der Buhnenwurzel oder in der Mitte der Buhnen durch einen Buhnendurchbruch verändert waren (= „defekte Buhnenfelder“, vgl. Tab. IV-8). Weitere vier Buhnenfelder wurden durch hydraulisch intakte Buhnen begrenzt (= „intakte Buhnenfelder“). Für alle acht Buhnenfelder wurden für je 12 Wasserstände und für sieben Habitatmodelle die Habitatverfügbarkeit prognostiziert (vgl. Tab VII-1, Modelle 1-7). Die Werte werden als Boxplot (Mittelwert, Standardabweichung) jeweils für intakte und defekte Buhnen getrennt aufgetragen (s. Abb. VII-8). Die Habitatverfügbarkeit wird mit Hilfe von standardisierten Werten dargestellt, um die Vergleichbarkeit zwischen den baulichen Zuständen eindeutiger zu dokumentieren.

Für „Aland juv B“ und „Plötze larval“ ergaben die Modelle auch bei einer pegeldifferenzierten Betrachtung von „intakten“ und „defekten“ Buhnenfeldern keine signifikanten Unterschiede in der Habitatverfügbarkeit (vgl. Abb. VII-8b/c). Beide Modelle beschreiben ein Mikrohabitat, welches durch eine steile Uferneigung bei gleichzeitig flachen Wasserständen charakterisiert wird (vgl. Tab. VII-2).

Die Modelle, die jeweils nur über den morphologischen Parameter Uferneigung beschrieben werden („Plötze juv. B“ und „Flussbarsch juv. B“), lassen hingegen systematische Unterschiede in der Habitatverfügbarkeit für unterschiedliche Wasserstände erkennen (vgl. Abb. VII-8d/g). Beide Modelle prognostizieren für die Niedrigwasserphasen (bis zu einem Pegelstand von ca. 210 cm, Pegel Havelberg) eine signifikant größere Verfügbarkeit von geeigneten Habitaten für die „intakten Buhnenfelder“ als für die „defekten Buhnenfelder“. Diese Situation kehrt sich bei einer Mittelwassersituation um. Ab einem Pegel von 270 cm (Pegel Havelberg) weisen die „defekten Buhnenfelder“ eine signifikant größere Ausdehnung an geeigneten Habitaten auf, als die „intakten Buhnenfelder“.

Flach auslaufende Uferzonen und Flachwasserbereiche wurden durch die Habitatnutzungsmodelle als bevorzugt genutzte Mikrohabitate der larvalen und juvenilen Gründlinge (*Gobio spec.*) sowie der juvenilen Alande der Größenklasse A identifiziert. Für diese Lebensräume prognostizieren die entsprechenden Modelle für unterschiedliche Wasserstände ein heterogenes Bild hinsichtlich der Habitatverfügbarkeit. Für das Modell „*Gobio spec. larval*“ weisen die „intakten“ bei extremem Niedrigwasser und bei hohem Mittelwasser eine signifikant größere Habitatverfügbarkeit auf, als die „defekten“ Buhnenfelder (s. Abb. VII-8e).

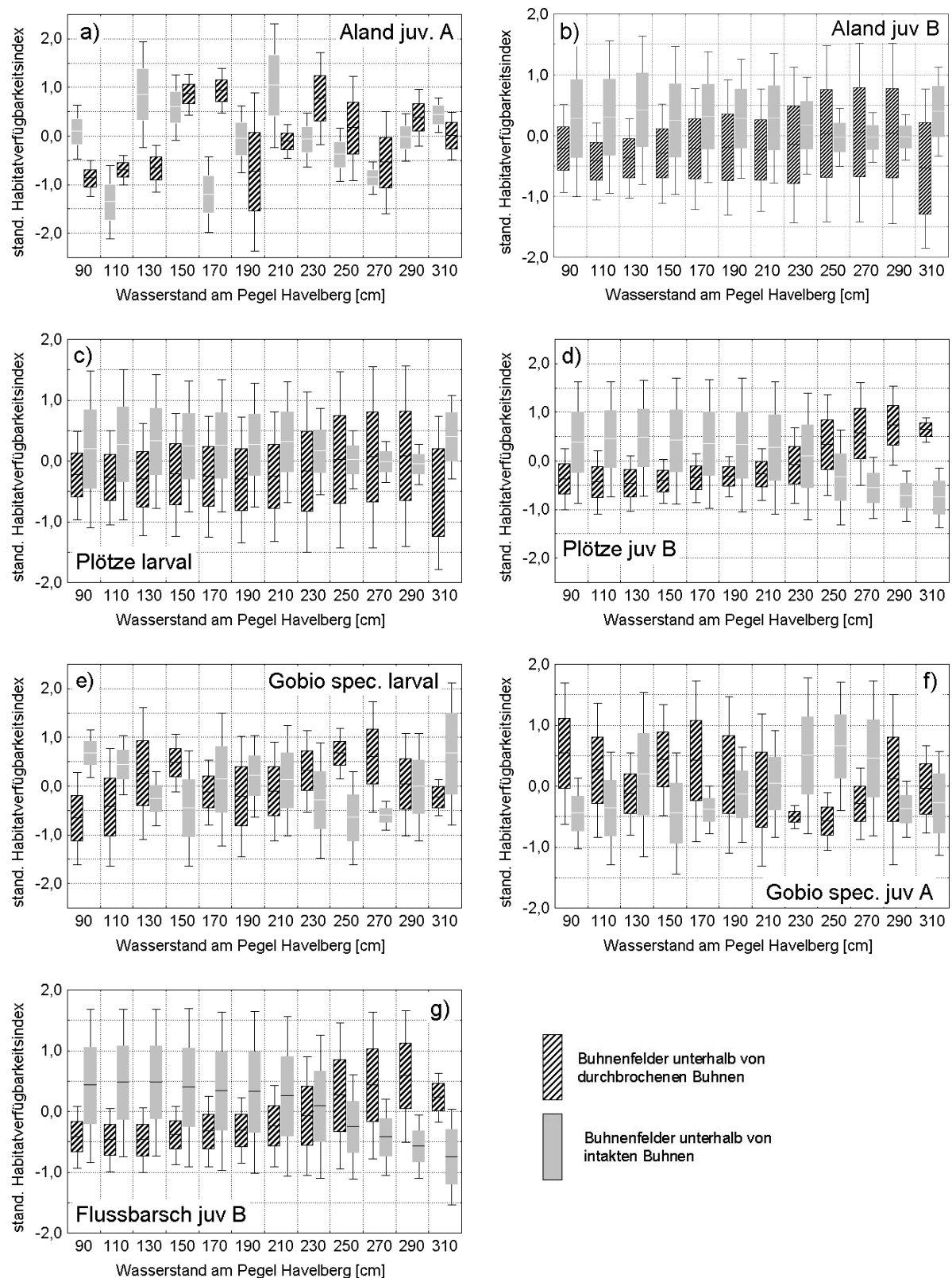


Abb. VII-8: Vergleich der Habitatverfügbarkeit in Buhnenfeldern unterhalb von durchbrochenen mit der Habitatverfügbarkeit in Buhnenfeldern unterhalb von intakten Buhnen. Mittelwert, Standardabweichung und Ausreißer des Habitateignungsquotienten für 16 Pegelwerte zwischen 90 cm (NNQ) und 390 cm (HMQ) für jeweils 8 verschiedene Buhnenfelder (Mesohabitate).

Liegt der Wasserstand am Pegel Havelberg zwischen 170 cm und 230 cm, gibt es keine Unterschiede in der Habitatverfügbarkeit zwischen den Bühnenfeldern. Für die Pegelstände 250 cm und 270 cm, also bei Mittelwasser, ist die Habitatverfügbarkeit in den „defekten“ Bühnenfeldern höher als in den „intakten“ Bühnenfeldern. Für die Größenstadien juvenil A der Gründlinge (*Gobio spec.*) und der Alande kommt es bei Mittelwasser in den „intakten“ Bühnenfeldern zu einer signifikant größere Habitatverfügbarkeit, als in den „defekten“ Bühnenfeldern. Bei Niedrigwasser ist die Verfügbarkeit in den „defekten“ Bühnenfeldern höher, steigt der Wasserstand, zeigen sich für dieses Modell keine Unterschiede in der prognostizierten Habitatverfügbarkeit zwischen den beiden unterschiedlichen baulichen Zuständen.

Die detaillierte Betrachtung der prognostizierten Habitatverfügbarkeit ergibt somit signifikante Unterschiede in der Ausprägung der Habitatverfügbarkeit zwischen Bühnenfeldern unterschiedlichen baulichen Typs. Gleichzeitig bestätigen sie den starken Einfluss der Hydrologie auf die Ausprägung der Habitatverfügbarkeit, wie es bereits in Tab. VII-3 für die verschiedenen Modelle herausgestellt wurde.

Die Indizes der Habitatverfügbarkeit (vgl. Gl VII-4) wurden ergänzend mittels einer genesteten Varianzanalyse ausgewertet, um den Einfluss der unterschiedlichen Faktoren in der Hierarchie baulicher Zustand, Bühnenfeld, Wasserstand, differenziert zu betrachten. Die Analyse über alle 12 Wasserstände zeigte, dass sich für alle sieben Habitatnutzungsmodelle die abflussspezifischen Unterschiede in der Gesamtbetrachtung aufheben (s. Tab. A-VII-3 im Anhang). Weiterhin (?) weist die Analyse in allen Modellen auf einen signifikanten Effekt der Wasserstände und damit der hydrologischen Situation auf die Verfügbarkeit der Habitate nach und unterstreicht damit die Notwendigkeit einer differenzierten Betrachtung für die verschiedenen Pegelstände.

2.6 Effekt der Lage der Bühnen auf die Habitatverfügbarkeit

Die Untersuchung des Einflusses der Lage der Bühnenfelder im Flusslauf erfolgte auf der Basis derselben acht Bühnenfelder, wie im vorherigen Kapitel, sowie ebenfalls mit Hilfe einer genesteten Varianzanalyse. Allerdings wird anstatt des „baulichen Zustands“ die „Lage der Bühnenfelder“ als übergeordneter Faktor betrachtet. Die Zuordnung der einzelnen Bühnenfelder zu den beiden näher betrachteten Kategorien, Prall- bzw. Gleithanlage, ist Tab. IV-8 zu entnehmen.

Für zwei Modelle, „Aland juv. A“ und „Gobio spec. larval“ zeigt die übergreifende Analyse aller 12 Wasserstände einen signifikanten Einfluss der Lage des Bühnenfeldes auf die Ausprägung geeigneter Habitate.

Für die übrigen Modelle konnte kein signifikanter Effekt festgestellt werden. In allen Modellen ließ sich ein hydrologischer Effekt, ausgedrückt durch die unterschiedlichen Wasserstände, nachweisen (siehe Tab. A-VII-4). Dieser spiegelt sich wiederum in einer differenzierten Betrachtung einzelner Pegelstände wider.

Ähnlich wie im Vergleich der baulichen Zustände, zeigt der Vergleich der Lage der Bühnenfelder für die Modelle „Aland juv B“ und „Plötze larval“ mit Ausnahme für extremes Niedrigwasser keine signifikanten Unterschiede zwischen Prall- und Gleithanlage.

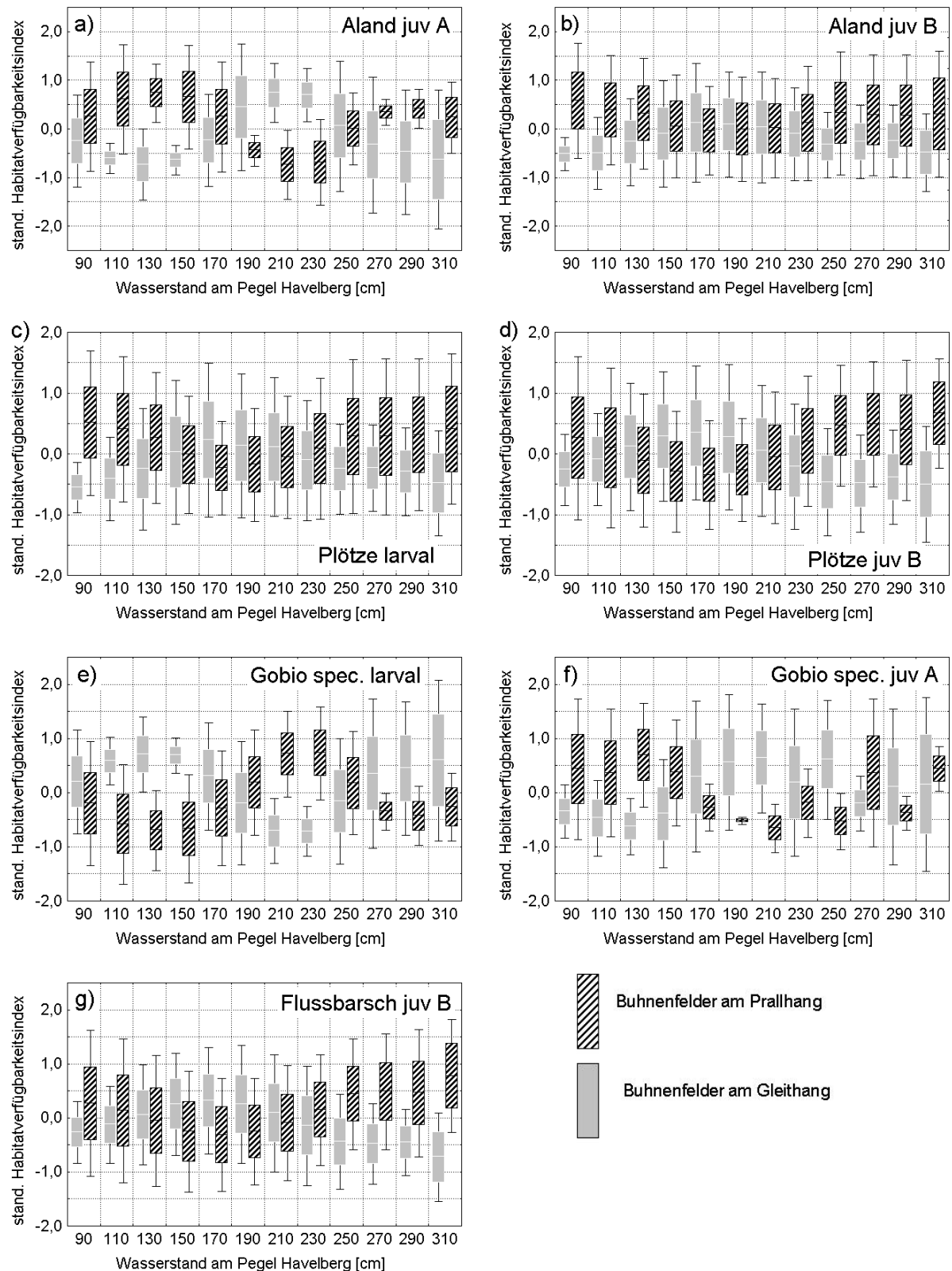


Abb. VII-9: Vergleich der Habitatverfügbarkeit in Bühnenfeldern am Prallhang mit der Habitatverfügbarkeit in Bühnenfeldern am Gleithang. Mittelwert, Standardabweichung und Ausreißer des Habitateignungsquotienten für 16 Pegelwerte zwischen 90 cm (NNQ) und 310 cm (HMQ) und für jeweils 8 verschiedene Bühnenfelder (Mesohabitate).

In der Niedrigwassersituation wird in der Prallhanglage eine signifikant größere Ausprägung geeigneter Habitat durch beide Modelle prognostiziert.

Die Modelle „Flussbarsch juv B“ und „Plötze juv B“ weisen eine ähnlich systematische Differenzierung der Habitatverfügbarkeit für verschiedene Wasserstände auf, wie bei der Analyse des baulichen Zustandes. Für beide Modelle zeigt sich bei Mittelwasser ab einem Pegel von 250 cm eine signifikant höhere Habitatverfügbarkeit in den Bühnenfeldern mit Prallhanglage als in den Bühnenfeldern mit Gleithanglage.

Unterhalb dieser Wasserstandssituation war kein signifikanter Unterschied festzustellen. Die deutlichsten Unterschiede weisen Modelle auf, die flach geneigte Uferzonen bzw. Flachwasserbereiche beschreiben. Während für die larvalen Gründlinge (*Gobio spec*) bei Niedrigwasser (Pegelstand 110 cm bis 150 cm) eine signifikant höhere Habitatverfügbarkeit für die Gleithangbühnenfelder prognostiziert wird, ergibt die Prognose für die Modelle „Gobio spec juv A“ und „Aland juv A“ für die Prallhangfelder höhere Habitatverfügbarkeiten. Für Pegelstände zwischen 190 cm und 230 cm, also bei niedrigem Mittelwasser kehren sich die Verhältnisse um (s. Abb. VII-9 a, e und f). Höhere Wasserstände führen sowohl bei dem Modell „Aland juv A“ als auch bei dem Modell für die larvalen Gründlingen wieder zur Prognose einer höheren Habitatverfügbarkeit in den Prallhang respektive Gleithangbühnenfeldern.

2.7 Morphologische Indizes und prognostizierte Habitatverfügbarkeit

In Kapitel IV konnte gezeigt werden, dass sich die Indizes Uferlinienindex (Gl. II-1), Wasserflächenindex (Gl. II-2) und Volumenindex (Gl. II-3) sehr gut eignen, um die morphologischen und hydraulischen Bedingungen auf der Ebene der Mesohabitate, d.h. für die Bühnenfelder, zu beschreiben. Von diesen Parametern erwies sich der Uferlinienindex als eine signifikante Größe zur Erklärung der Struktur der Jungfischansammlungen (vgl. Tab. V-3).

Tab. VII-4: Ergebnisse der linearen Regressionsanalysen zwischen der Ausprägung des Uferlinienindex und der prognostizierten Habitatverfügbarkeit für sieben Modelle. Angaben zu den Regressionsparametern sind Tabelle A-VI-5 im Anhang zu entnehmen.

Betrachtetes Habitatmodell	Bewertung Regressionsmodell			
	Korrelations- koeffizient r	Bestimmtheits- maß R ²	F-Wert	Signifikanz
Aland juv A	0,272	0,0737	6,942	p < 0,05
Aland juv B	0,108	0,0117	1,018	n.s.
Plötze larval	0,143	0,0204	1,791	n.s.
Plötze juv B	0,224	0,05	4,551	p < 0,05
Flussbarsch juv B	0,155	0,024	2,105	n.s.
Gobio spec. larval	0,256	0,065	5,969	p < 0,05
Gobio spec. juv A	0,302	0,091	8,64	p < 0,01

Um eine Korrelation zwischen diesen Indizes und der prognostizierten Habitatverfügbarkeit zu ermitteln, wurden für acht intensiv untersuchte Bühnenfelder (vgl. Tab. IV-8) die Ausprägung der Indizes für neun verschiedene Wasserstände zwischen 150 cm (Pegel Havelberg) und 310 cm

(Pegel Havelberg) berechnet und dem jeweiligen Anteil gut und sehr gut geeigneter Habitate, ausgedrückt im Habitatverfügbarkeitsindex, gegenüber gestellt. Die Ergebnisse der Regressionsanalyse ergab für vier Mikrohabitatnutzungsmodelle, welche eine flach auslaufende Uferzone beschreiben, eine schwache aber signifikante Korrelation zwischen der Ausprägung der Habitatverfügbarkeit und dem Uferlinienindex (s. Tab. VII-4).

Während einerseits die prognostizierte Habitatverfügbarkeit für juvenile Alande und Gründlinge (*Gobio spec.*) mit zunehmender Komplexität der Uferlinie ansteigt, reduziert sie sich andererseits für die „Plötze juv B“ und „*Gobio spec. larval*“ (vgl. Tab. A-VII-5).

Modelle, die mit Hilfe beider Schlüsselparameter Uferneigung und Wassertiefe flach auslaufende Uferzonen charakterisieren, zeigen somit eine positive Korrelation mit dem Uferlinienindex. Habitatnutzungsmodelle, die eine steil abfallende Uferzone beschreiben, wie die Modelle „Aland juv B“, „Plötze larval“ und „Flussbarsch juv B“ aber auch das Modell „Plötze juv B“, zeigen eine teilweise hoch signifikante Korrelation mit der Ausprägung des Volumenindices (s. Tab. VII-5).

Für alle diese Modelle steigt die prognostizierte Verfügbarkeit geeigneter Habitate mit einem zunehmendem Volumen-Wasserflächen Verhältnis (s. Tab. A-VII-6). Je steiler die Uferzone, desto positiver fällt der Volumenindex aus und umso größer ist der Anteil gut und sehr gut geeigneter Flächen für die oben genannten Arten- und Entwicklungsstadien.

Zwischen der prognostizierten Habitatverfügbarkeit und dem Wasserflächenindex konnte für kein Modell ein Zusammenhang ermittelt werden (s. Tab. A-VII-7).

Tab. VII-5: Ergebnisse der linearen Regressionsanalysen zwischen der Ausprägung des Volumenindex und der prognostizierten Habitatverfügbarkeit für sieben Modelle. Angaben zu den Regressionsparametern sind Tabelle A-VII-6 im Anhang zu entnehmen.

Betrachtetes Habitatmodell	Bewertung Regressionsmodell			
	Korrelationskoeffizient r	Bestimmtheitsmaß R ²	F-Wert	Signifikanz
Aland juv A	0,21	0,042	2,677	n.s.
Aland juv B	0,38	0,148	10,557	p < 0,01
Plötze larval	0,33	0,11	7,546	p < 0,01
Plötze juv B	0,45	0,199	15,126	p < 0,001
Flussbarsch juv B	0,44	0,196	14,898	p < 0,001
Gobio spec. larval	0,21	0,046	2,916	n.s.
Gobio spec. juv A	0,02	0,0002	0,016	n.s.

3 Habitatverfügbarkeit und Jungfischdichten: ein interannueller Vergleich

Die bisherigen Untersuchungen zeigten einen deutlichen hydrologischen Einfluss auf die prognostizierte Verfügbarkeit geeigneter Mikrohabitate von Fischlarven und Jungfischen. Anhand eines Vergleichs der Jahre 1997 und 1998 sollen daher im Folgenden die interannuellen Unterschiede in der Habitatverfügbarkeit bilanziert und den Jungfischdichten in den Bühnenfeldern gegenübergestellt werden. Geleitet werden diese Untersuchungen von der Hypothese:

- Unterschiede in der mittleren Habitatverfügbarkeit spiegeln sich in unterschiedlichen Jungfischdichten der einzelnen Jahrgänge wider.

Diese wird für die Arten Aland, Plötze sowie für die Jungfische der Gründlinge (*Gobio spec.*) geprüft, da für die drei Arten die notwendigen Mikrohabitatnutzungsmodelle jeweils für zwei Größen- bzw. Entwicklungsstadien zur Verfügung standen.

3.1 Hydrologische Bedingungen und Entwicklung der Habitatverfügbarkeit

Die Untersuchungsjahre 1997 und 1998 unterscheiden sich im Abflussverhalten der Elbe nicht nur im gesamten Jahresverlauf (vgl. Abb. IV-4), sondern auch während der Aufwuchsphase der Jungfische und Fischlarven deutlich voneinander (s. Abb. VII-10a). Um die Auswirkungen der Wasserstände auf die Habitatverfügbarkeit zu bilanzieren, erfolgte zunächst eine Prognose der Habitateignung für jeden Tag innerhalb des Zeitraums, an dem die Arten in den entsprechenden Größen- und Entwicklungsstadien nachgewiesen wurden (s. Tab. VII-6). Die Prognose erstreckte sich auf die Uferzonen der acht untersuchten Bühnenfelder (s. Tab. VII-1) aus dem Untersuchungsbereich Havelberg (Elbe-km 418 bis 424) und beruhte auf den Modellen „Aland juv A“, „Aland juv B“, „*Gobio spec. larval*“, „*Gobio spec. juv A*“ sowie „Plötze larval“ und „Plötze juv B“. Im Ergebnis wurde für jeden Tag die Fläche der als gut bzw. sehr gut geeigneten Habitate (s. Gl. VII-3) ermittelt und aufsummiert. Auf dieser Grundlage erfolgte für die einzelnen Modelle eine Gegenüberstellung der zeitlichen Habitatverfügbarkeit mit dem Verlauf des Pegelstandes in den beiden Jahren (s. Abb. VII-10).

Tab. VII- 6: Übersicht über das zeitliche Vorkommen der betreffenden Größen- bzw. Entwicklungsstadien in den Uferzonen zw. Elbe-km 418 – 424 sowie Angabe des Bezugszeitraums für die Bilanzierung der Jungfischdichten.

Art	Entwicklungsstadium	Jahr	Zeitraum mit nachgewiesenem Vorkommen			Zeitraum zur Bilanzierung der Jungfischdichte		
			Woche	von	bis	Woche	von	bis
Aland	juv A	1997	23 bis 27	04. Juni	20. Juli	23 bis 27	4. Juni	3. Juli
		1998	21 bis 28	22. Mai	10. Juli	21 bis 28	22. Mai	10. Juli
	juv B	1997	31 bis 36	14. Juli	3. Sept.	33 bis 36	14. Aug.	3. Sept.
		1998	30 bis 36	8. Juli	2. Sept.	30 bis 36	27. Juli	2. Sept.
Plötze	larval	1997	21 bis 26	23. Mai	22. Juni	23 bis 25	23. Mai	29. Juni
		1998	19 bis 25	19. Mai	16. Juni	21 bis 25	10. Mai	10. Juni
	juv B	1997	31 bis 36	2. Juli	3. Sept.	33 bis 36	14. Aug.	3. Sept.
		1998	30 bis 34	8. Juli	2. Sept.	30 bis 34	27. Juli	20. Aug.
	larval	1997	21 bis 27	4. Juni	15. Aug.	21 bis 27	23. Mai	3. Juli
		1998	21 bis 27	19. Mai	13. Aug.	21 bis 25	23. Mai	3. Juli
<i>Gobio spec.</i>	juv A	1997	23 bis 36	4. Juni	3. Sept.	23 bis 27	4. Juni	3. Juli
		1998	21 bis 28	22. Mai	10. Juli	23 bis 25	4. Juni	3. Juli

Die hydrologische Situation zeigt deutliche Unterschiede zwischen den Jahren 1997 und 1998. Vornehmlich in den Zeiträumen Mai bis Anfang Juni und Mitte Juli bis Mitte August war der

Abfluss der Elbe 1997 besonders hoch. Im Sommer erreichte der Pegelstand einen Hochwasserwert von $>4,5$ m.

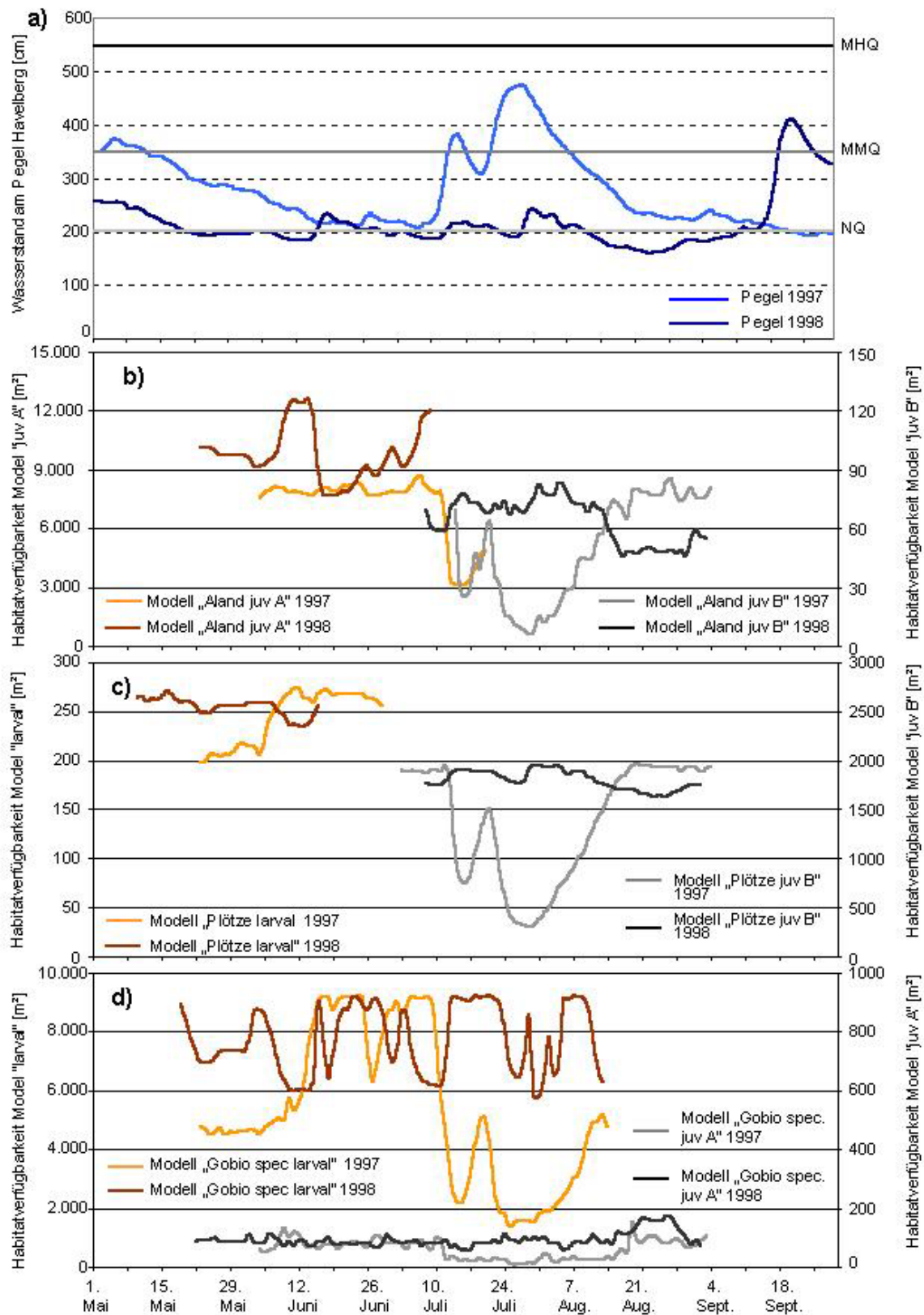


Abb. VII-10: Pegelstände (a) und prognostizierte Habitatverfügbarkeit für Fischlarven und Jungfischen der Arten Aland (b), Plötze (c) und der Gründlinge (Gobio spec. d) in den Uferzonen der Elbe bei

Havelberg während verschiedener Zeiträume in den Jahren 1997 und 1998. MHQ, MMQ und NQ siehe Abb. IV-4.

Dem gegenüber herrschte 1998 während der gesamten Sommermonate von Ende Mai bis Mitte September Niedrigwasser. Erst ab Mitte September kam es zu einem erneuten Anstieg der Wasserstände.

Diese hydrologische Situation spiegelt sich in den Werten der prognostizierten Habitatverfügbarkeit wider. So zeigen die Kurven für die Modelle „Aland juv A“ und „Aland juv B“ sowie für das Model „Plötze juv B“ und für die Modelle „Gobio spec larval“ und „Gobio spec juv“ einen drastischen Rückgang in der Verfügbarkeit gut und sehr gut geeigneter Habitate während des Sommerhochwassers 1997.

Die Modellprognosen fallen für die juvenilen Alande gegenüber den Wasserstandsschwankungen sehr unterschiedlich aus. So führt der starke, o.a. Anstieg der Pegelstände während des Sommerhochwassers zu einer erheblichen Reduktion der gut und sehr gut geeigneten Habitate um über 50 % für beide Größengruppen.

Während der Niedrigwasserabflüsse, z.B. im Sommer 1998, zeigt sich hingegen eine sehr viel differenziertere Reaktion der Modelle hinsichtlich der vorhergesagten Zu- oder Abnahme der Habitatverfügbarkeit. So korrespondiert die größte Ausdehnung geeigneter Lebensräume für die juvenilen Alande mit Pegelständen, die unter dem Niedrigwasserabfluss liegen (z.B. Anfang Juni und Mitte Juli 1998). Für die Größengruppe B der Alande nimmt die Habitatverfügbarkeit bei Abflüssen unter Niedrigwasserniveau hingegen ab, so dass 1998 die größte Ausdehnung geeigneter Habitate bei Pegelständen von 220 cm (Pegel Havelberg) erreicht werden. Diese modelspezifisch unterschiedliche Reaktion auf verschiedene Abflusssituationen zeigt sich auch in der systematischen Bilanz der Habitatverfügbarkeitsindizes (vgl. Abb. VII-7).

Das zeitliche Vorkommen der larvalen Plötzen fällt nicht mehr in die Zeit des Sommerhochwassers 1997 (Tab. VII-6). Für dieses Modell werden in beiden Jahren die ausgedehntesten Habitatverfügbarkeiten für Pegelstände zwischen 210 und 240 cm vorhergesagt. Entsprechend ist die Verfügbarkeit geeigneter Lebensräume für die larvalen Plötzen 1997 von Mitte bis Ende Juni und 1998 von Mitte bis Ende Mai besonders gut. Für die juvenilen Entwicklungsstadien der Größengruppe B führt das Sommerhochwasser 1997 nach den Modellprognosen zu einem erheblichen Verlust an geeigneten Lebensräumen. Erst die Niedrigwasserstände Ende August 1997 führten wieder zu einer vergleichbaren Ausdehnung geeigneter Habitate. Im Jahre 1998 sind nur geringe Schwankungen in der Ausprägung der Habitatverfügbarkeit zu verzeichnen. Doch nahmen hier infolge der besonders niedrigen Wasserstände von Mitte bis Ende August die gut und sehr gut geeigneten Lebensräumen für die juvenilen Plötzen ab.

Die Prognose der Habitatverfügbarkeit für die larvalen Gründlinge (*Gobio spec.*) weist im Vergleich zu den Vorhersagen der anderen Modelle erhebliche Schwankungen auf (s. Abb. VII-10d). Diese treten besonders während der Niedrigwasserphase bei Pegelständen zwischen 170 cm und 230 cm am Pegel Havelberg auf (vgl. Ausprägung der Habitatverfügbarkeitsindizes in Abb. VII-7). So wird eine sehr günstige Habitatausprägung bei Wasserständen zwischen 205 und 220 cm

erreicht. Schon leichte Über- bzw. Unterschreitungen dieses Bereichs können zu einem erheblichen Rückgang an geeigneten Lebensräumen um bis zu 30 % führen. Entsprechend ergibt sich zwischen Mitte Juni und Mitte Juli 1997 sowie zwischen Mitte Juni und Mitte August 1998 immer wieder eine vergleichsweise gute Habitatverfügbarkeit, die durch starke kurzzeitige Einbrüche derselben unterbrochen werden. Insgesamt fällt die Prognose der Verfügbarkeit geeigneter Lebensräume für die larvalen Gründlinge deutlich positiver aus als für die juvenilen Gründlinge. Für letztere zeigt das Modell fast den völligen Verlust an geeigneten Lebensräumen während des Sommerhochwassers 1997. Günstigere Prognosen für die Habitatverfügbarkeit ergeben sich erst für die Zeit ab Ende August, wobei die Verfügbarkeit 1998 bei Pegelständen von unter 160 cm, also bei starkem Niedrigwasser besonders stark anstieg.

3.2 Habitatverfügbarkeit und Jungfischdichten

Die Untersuchungen über die interannuelle Dynamik der Jungfischansammlungen ergaben signifikante Unterschiede in der Fischdichte zwischen den beiden Jahren 1997 und 1998 u.a. für die Arten Aland und die Gründlinge (*Gobio spec.*, s. Tab. V-5). In einer differenzierteren Analyse werden im Folgenden die Unterschiede in den Dichten der verschiedenen Größengruppen (larval, juvenil A und juvenil B) zwischen beiden Jahren untersucht. Hierzu wurden für die juvenilen Entwicklungsstadien die Uferzugnetzfänge aus den Monaten Mai bis September und für die larvalen Entwicklungsstadien die Ergebnisse der punktuellen Elektro- und Senknetzfischerei herangezogen. Diese Auswahl der zugrundeliegenden Methoden basiert auf den Ergebnissen eines größenabhängigen Effizienzvergleichs, wie er von OESMANN & SCHOLTEN (2002) für die Fanggeräte dieser Untersuchung durchgeführt wurde (Kap. III-2.3). Aufgrund der methodisch bedingten geringen Fangeffizienz der Uferzugnetze während des Sommerhochwassers 1997 wurden aus diesem Zeitraum keine Daten für den interannuellen Vergleich herangezogen (vgl. Tab. VII-6).

Für den direkten interannuellen Vergleich wurde die mittlere tägliche Habitatverfügbarkeit für die Jahre 1997 und 1998 getrennt erhoben und den Jungfischdichten der einzelnen Arten und ihren Entwicklungsstadien bzw. Größengruppen gegenüber gestellt (s. Abb. VII-11 bis VII-13).

Generell prognostizieren alle Modelle für die Sommermonate 1997, bedingt durch das Hochwasser, eine signifikant geringere Habitatverfügbarkeit als 1998.

Die systematische Erfassung der Alandlarven in den Bühnenfeldern zwischen Sandau und Havelberg ergab für 1997 eine im Mittel (Median = $87,6 \text{ Ind.} \cdot 100 \text{ m}^{-2}$) signifikant höhere Dichte als 1998 (Median = $0,19 \text{ Ind.} \cdot 100 \text{ m}^{-2}$, Abb. VII-11a). Mit dem Übergang in das juvenile Entwicklungsstadium bietet sich den Alanden in 1997 allerdings signifikant geringere Verfügbarkeit an geeigneten Lebensräumen als 1998 (vgl. VII-11c). Parallel gleichen sich die Jungfischdichten in beiden Jahren an (Abb. VII-11 b,d). Die statistisch gleichen Jungfischdichten machen eine Auswirkung vermindelter Habitatverfügbarkeit auf die Entwicklung der Jungfischdichten plausibel (s. Kap. VIII-4.2), Insgesamt entsprechen somit die Ergebnisse zur Quantifizierung der Jungfischdichten für die Alande den Erwartungen, die aufgrund der Habitatmodellierung an einen interannuellen Vergleich gestellt wurden. Damit ergibt sich für diese

beiden Modelle neben der statistischen Validierung (s. Kap. VI) eine Plausibilisierung anhand der konkreten Fangergebnisse.

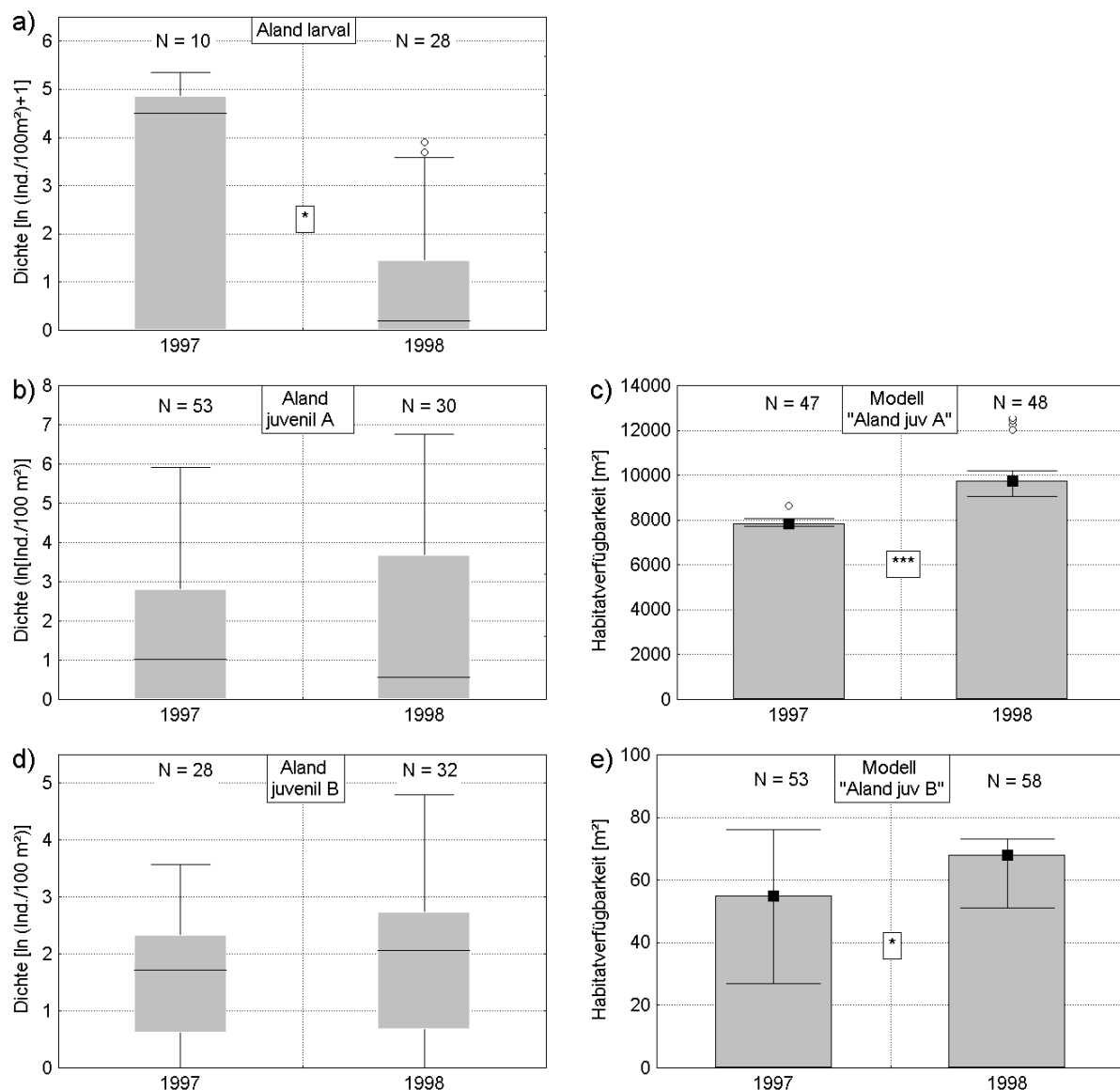


Abb.VII-11: Vergleich der mittleren Dichte (Median (Linie), 25 % Perzentile (Box) sowie der Ausreißer (Whisker)) der larvalen und juvenilen Alande zwischen den Jahren 1997 und 1998 (linke Spalte) sowie der prognostizierten mittleren täglichen Habitatverfügbarkeit (Median (Punkt), 25 % Perzentile (Whisker) sowie der Ausreißer (Kreise)) für die juvenilen Alande der Größengruppe A und B. Die Signifikanz der Unterschiede wurde mittels MWU-Test (s. Tab. A-VII-8 u. 9). Signifikanzniveaus werden als * = <0,05; ** = <0,01; *** = <0,001 dargestellt.

Für die larvalen Entwicklungsstadien der Plötzen konnte, im Gegensatz zu den Alanden, ein Mikrohabitatnutzungsmodell validiert werden (vgl. Abb. VI-6), welches steil geneigte Uferhabitate mit einer geringen Wassertiefe als geeignete Lebensräume beschreibt. In der Ausprägung dieser Lebensräume zeigte sich in der mittleren täglichen Verfügbarkeit kein Unterschied zwischen den Jahren 1997 und 1998 (s. Abb. VII-12b). Dieses Ergebnis korrespondiert mit einer statistischen Gleichheit der Fischlarvendichten in beiden Jahren (s. Abb. VII-12a), wie sie die systematische Beprobung der Buhnenfelder im Mai und Juni ergab. Für die juvenilen Entwicklungsstadien der

Plötze der Größengruppe A konnte kein Habitatmodell validiert werden (s. Tab. VI-7). So sind über die Habitatverfügbarkeit für dieses Entwicklungsstadium nur spekulative Aussagen möglich.

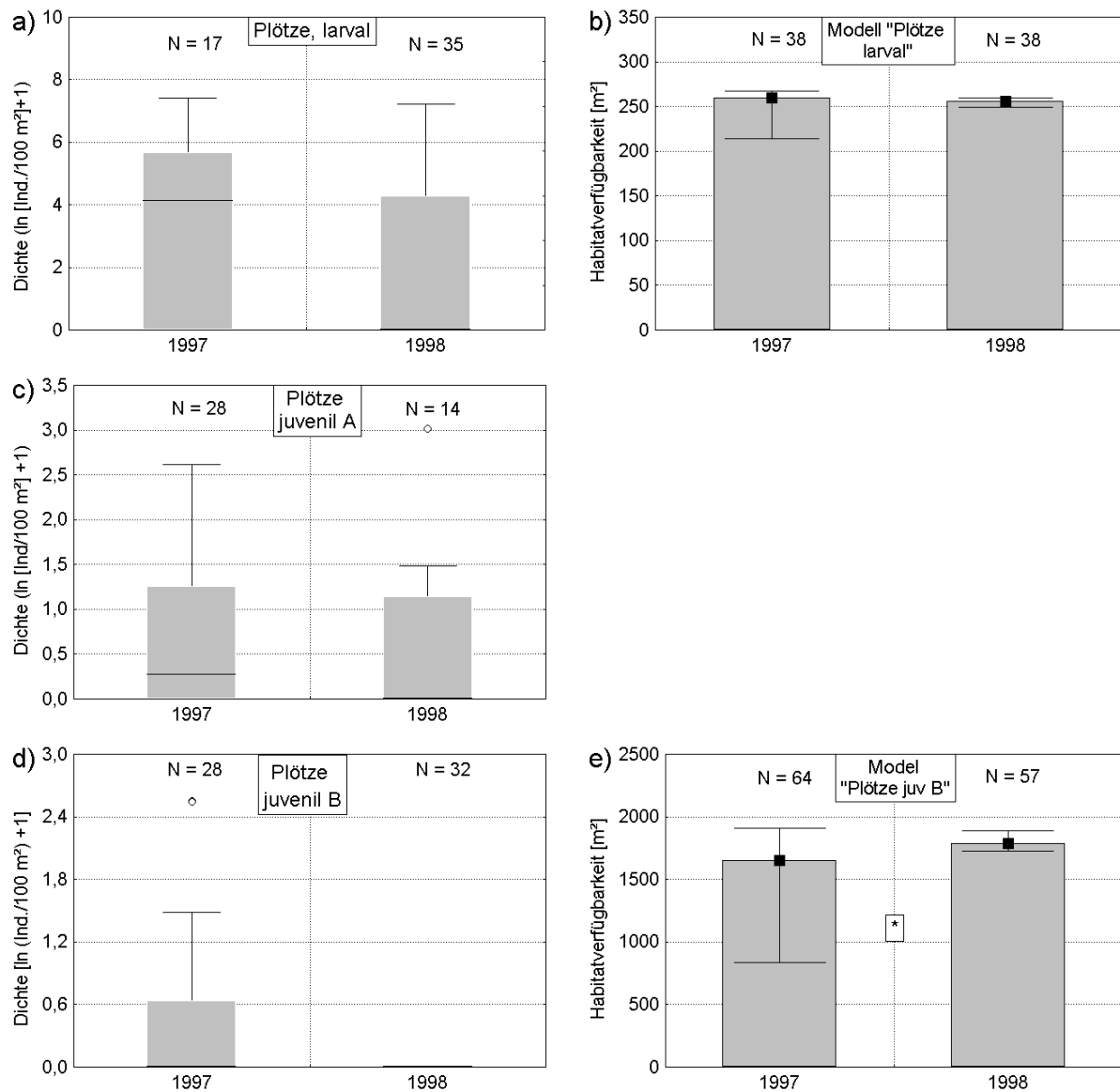


Abb.VII-12 Vergleich der mittleren Dichte (Median (Linie), 25 % Perzentile (Box) sowie der Ausreißer (Whisker)) der larvalen und juvenilen Plötzen, den Jahren 1997 und 1998 (linke Spalte) sowie der prognostizierten mittleren täglichen Habitatverfügbarkeit (Median (Punkt), 25 % Perzentile (Whisker) sowie der Ausreißer (Kreise)) für die larvalen sowie juvenilen Plötzen der Größengruppe B. Die Signifikanz der Unterschiede wurde mittels MWU-Test geprüft (s. Tab. A-VII-8 u. 9). Signifikanzniveaus werden als * = <0,05; ** = <0,01; *** = <0,001 dargestellt.

Es ist zu vermuten, dass das Sommerhochwasser 1997 sich zumindest zeitweise negativ auf die Verfügbarkeit geeigneter Lebensräume ausgewirkt hat. Diese postulierten Effekte führten aber zu keinen signifikanten Unterschieden in der Jungfischdichte der juvenilen Plötzen, weder für die Größengruppe A (20 bis 40 mm) noch für die Größengruppe B (40 bis 80 mm, s. Abb.VII-12 c und d). Mögliche Effekte einer im Vergleich zu 1997 signifikant verbesserten Habitatverfügbarkeit, wie sie das Model „Plötze juv B“ prognostiziert, konnten daher in den Zugnetzfängen des Jahres 1998 nicht nachgewiesen werden.

Die Entwicklung der prognostizierten Habitatverfügbarkeiten spiegelt sich in den tatsächlichen Dichten der Fischlarven wieder und kann daher als eine Bestätigung für das Modell „Plötze larval“ angesehen werden. Für das Modell „Plötze juv B“ bleibt eine Plausibilisierung durch die erhobenen Zugnetzbefischungen im Gelände allerdings offen, da aufgrund des fehlenden Modells für die Größenklasse A keine Habitatverfügbarkeiten prognostiziert werden können.

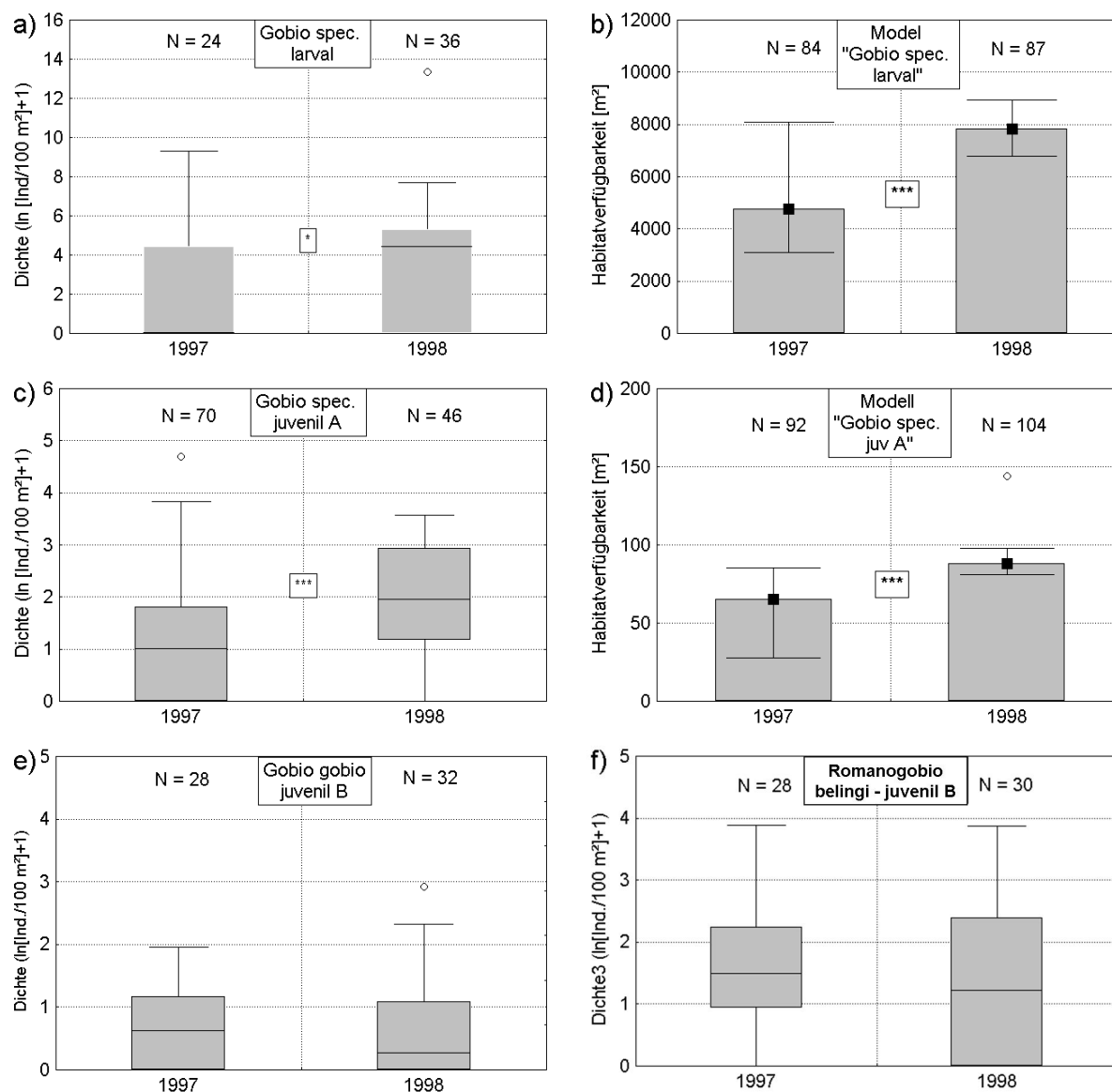


Abb.VII-13 Vergleich der mittleren Dichte (Median (Linie), 25 % Perzentile (Box) sowie der Ausreißer (Whisker)) der larvalen und juvenilen Gründlinge (*Gobio spec.*) und der juvenilen Gründlinge (*Gobio gobio*) und der Weißflossengründlinge (*Romanogobio belingi*) zwischen den Jahren 1997 und 1998 (linke Spalte) sowie der prognostizierten mittleren täglichen Habitatverfügbarkeit (Median (Punkt), 25 % Perzentile (Whisker) sowie der Ausreißer (Kreise)) für die larvalen sowie juvenilen Gründlinge der Größengruppe A. Die Signifikanz der Unterschiede wurde mittels MWU-Test geprüft (s. Tab. A-VII-8 u. 9). Signifikanzniveaus werden als * = <0,05; ** = <0,01; *** = <0,001 dargestellt.

Das Aufkommen der larvalen Gründlinge erstreckt sich im Gegensatz zu den vorher behandelten Arten Aland und Plötze über mehr als 2 Monate, von Anfang Juni bis Mitte August (vgl. Tab. VII-

6). Somit sind die Fischlarven der Gründlinge zumindest teilweise den Folgen des Sommerhochwassers ausgesetzt. Letztere schlägt sich in einer hoch signifikanten Abnahme der Habitatverfügbarkeit in 1997 gegenüber 1998 nieder (s. Abb. VII-13b). Die daraus abgeleitete Hypothese, dass 1997 die Larven in geringerer Dichte vorkamen als 1998, wird durch die systematischen Erhebungen in den Bühnenfeldern für diesen Zeitraum bestätigt (s. Abb. VII-13a).

Entsprechend der langen Laichzeit der Gründlinge erstreckt sich nicht nur das Aufkommen ihrer Larven sondern auch das Aufkommen der Jungfische in den Größenklassen A und B über einen deutlichen längeren Zeitraum als bei Alanden und Plötzen. So wurden Jungfische der Größengruppe A (15 bis 40 mm) 1997 über einen Zeitraum von drei Monaten von Juli bis September gefangen. Auch diese juvenilen Entwicklungsstadien waren 1997 den Auswirkungen des Sommerhochwassers ausgesetzt.

Entsprechend ist die prognostizierte Habitatverfügbarkeit 1997 signifikant geringer als 1998. Hieraus lässt sich die Hypothese ableiten, dass es 1998 signifikant höhere Jungfischdichten der Größengruppe A gibt als 1997. Die Daten der Zugnetzbefischungen bestätigen das (s. Abb. VII-13c) und damit die Vorhersagen des Modells.

Auswirkungen der unterschiedlichen Habitatverfügbarkeit für die larvalen und frühjuvenilen Stadien auf die Dichte der spätjuvenilen Gründlinge (*Gobio gobio*) und Weißflossengründlinge (*Romanogobio belingi*) (Größengruppe B > 40 mm) lassen sich allerdings nicht erkennen. Für beide Arten zeigen die Zugnetzbefischungen in den Jahren 1997 und 1998 keine signifikanten Unterschiede (siehe Abb. VII-13 e und f).

4 Zusammenfassung

- Anhand der signifikanten Habitatfaktoren Uferneigung, Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit lassen sich aufgrund der Vorkommenswahrscheinlichkeit von Fischlarven und Jungfischen aus sechs Arten fünf Mikrohabitatstypen für die Altersgruppe 0 innerhalb der Bühnenfelder differenzieren: „flach auslaufende Uferzonen“, „steil abfallende Uferzonen“, „Flachwasserbereiche“, „flache Stillwasserbereiche“ sowie „stärker durchströmte Bereiche“.
- Während die Verfügbarkeit des Mikrohabitatstyps „flach auslaufende Uferzone“ zwischen den untersuchten Bühnenfeldern wenig unterschiedlich ist, trifft das für die anderen vier Mikrohabitatstypen nicht zu. Es ergaben sich signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Bühnenfeldtypen.
- Alle Mikrohabitate zeigen einen deutlichen Einfluss der Abflusssituation auf ihre Verfügbarkeit für Fischlarven und Jungfische.
- Für fünf Modelle („Plötze juv. B“, „Flussbarsch juv. B“, „Gobio spec. larval“, „Gobio spec. juvenil A“ und „Aland juvenil A“ konnte je nach Abflusssituation ein signifikanter Effekt des baulichen Zustands auf die Prognose der Habitatverfügbarkeit gezeigt werden.

- Die Lage der Bühnenfelder im Strom war für einzelne Modelle und Bühnenfelder sowie bei spezifischen Abflüssen von Bedeutung.
- Für vier Modelle („Aland juv. A“, „Plötze juv. B“, „Gobio spec. larval“, „Gobio spec. juvenil A“) ergab sich eine signifikante Korrelation zwischen der Ausprägung des Uferlinienindex bzw. zwischen dem Volumenindex und der prognostizierten Habitatverfügbarkeit. Damit bestätigt sich für diese Modelle die Arbeitshypothese, wonach die Struktur der Uferlinie ein geeigneter Indikator für die Habitatverfügbarkeit ist (vgl. Kap. I).
- Die Habitatmodelle „Aland juv A“, „Aland juv B“ und „Plötze larval“, „Gobio spec larval“ und „Gobio spec. juv A“ sowie „Flussbarsch juvenil B“ konnten nicht nur statistisch validiert sondern auch anhand von Freilanddaten biologisch plausibel gemacht werden. Für diese Modelle korrespondieren die prognostizierten Habitatverfügbarkeiten mit den Jungfischdichten der Jahre 1997 und 1998.
- Eine systematische Analyse unterschiedlicher Einflüsse auf die Verfügbarkeit von prognostizierten Habitaten ergab für drei Modelle („Aland juv A“, „Gobio spec larval“ und „Gobio spec. juv A“) einen dominierenden Effekt der zeitlichen Abflussdynamik der Elbe (stochastischer Effekt auf der Makroskala).
- Für vier Modelle („Aland juv. B“, „Plötze larval“, „Plötze juv B“, „Flussbarsch juv. B“) zeigte die morphologischen Ausgestaltung der Bühnenfelder einen dominierenden signifikanten Effekt auf die Ausbildung der Habitatverfügbarkeit. .

VIII Diskussion

1 Strategie, Genauigkeit und Präzision der Jungfischerfassung

Die quantitative Erfassung von Fischen, nicht zuletzt ihrer Juvenilstadien, ist bis heute ein nicht befriedigend gelöstes Problem fischereibiologischer Feldarbeit (MANN & PENCZAK 1984). In Flüssen ergeben sich wegen der Vielfalt abiotischer Bedingungen in unterschiedlichen Habitaten (BOHLIN et al. 1989, PERSAT & COPP 1989a) sowie durch die hohe Mobilität der Fische (URHO 1997) große Schwierigkeiten bei der Quantifizierung von Fangergebnissen (z.B. BAGENAL & NELLEN 1980). Darüber hinaus erfordert die Anwendung moderner statistischer Verfahren eine hohe Datenqualität, wie eine von methodischen Fehlern wenig beeinflusste Genauigkeit („accuracy“, LEGENDRE & LEGENDRE 1998) und eine ausreichend hohe Zahl von Stichproben, um reproduzierbare Ergebnissen zu erhalten („precision“, ZAR 1999). Um diesen Anforderungen zu genügen, lag ein Schwerpunkt der Forschungsarbeit in den Analysen zur Genauigkeit der Fanggeräte und zur Präzision der erhobenen Daten.

1.1 Genauigkeit und Effizienz der Fanggeräte

1.1.1 Genauigkeit und Effizienz der Elektrofischerei

Mit der Entwicklung von drei jeweils substratspezifischen Formeln zur Berechnung des effektiven Fangradius wurde die Quantifizierung von Elektrofischereifängen auf eine replizierbare Grundlage gestellt. Mit Hilfe der systematischen Untersuchungen konnte der Einfluss biotischer und abiotischer Faktoren detektiert und quantifiziert werden. Die Integration dieser Faktoren in die Kalkulation der Fangergebnisse verbessert die methodische Genauigkeit des Fanggerätes DEKA 3000 und optimiert die Ergebnisse der punktuellen Elektrofischerei hinsichtlich der methodischen Anforderungen und der Replizierbarkeit der Ergebnisse (vgl. LEGENDRE & LEGENDRE 1998, ZAR 1999).

Die Quantifizierung und damit die Genauigkeit von Elektrofischereifängen erfordert Kenntnisse über die Ausdehnung einer befischten Fläche, den technischen Parametern des Elektrofischereigerätes, den abiotischen Umweltbedingungen und den biologischen Faktoren wie Art, Größe und Länge des Fisches (MEYER-WAARDEN & HALSBAND 1975). REGIS et al. (1981) definieren einen Anziehungsradius als Grundlage für die Kalkulation der befischten Fläche. Dieser basiert auf der Feldstärke und setzt konstante Bedingungen der Technik und der Umwelt beim Fang des Fisches sowie vergleichbare biologische Parameter wie Art, Länge oder Form des Fisches voraus. Trotzdem führt der Einfluss unterschiedlicher Spannungen bei gleicher Fischart und Körpergröße zu verschiedenen Schwellenwerten der Feldstärke (REGIS et al. 1981). Daher ist die Verwendung der Feldstärke als physikalische Größe für die Schwellenwerte durchaus umstritten. Während CUIAT (1967) aber auch COPP & PENAZ (1988) die Feldstärke zur Kalkulation der Fangradien verwenden, betont NOVOTNY (1990) die gute Eignung der Stromdichte als Maß für die

Berechnung und Anwendung von Schwellenwerten, da diese physikalische Größe einen direkten Effekt der Elektrizität auf den Fisch wiedergibt. Stromdichtewerte sind für dieselben Arten und Größen konstant und reproduzierbar (MEYER-WAARDEN & HALSBAND 1975). Der effektive Fangradius kann methodisch als eine Funktion der Stromdichte beschrieben werden (NOVOTNY 1990) und wird in seiner Ausdehnung durch physikalische Größen wie z.B. der Leitfähigkeit des Wassers (BOHLIN et al. 1989) und den biotischen Faktoren wie der Art, Größe und Körperform des gefangenen Fisches (SCHEMINZKY 1936, HOLZER 1932) beeinflusst. Die Stromdichte liefert damit erst die Voraussetzungen für die Aufstellung übertragbarer Formeln zur Berechnung des effektiven Fangradius. Aus diesen Gründen wurde die Stromdichte als Einheit gewählt, um die Schwellenwerte für die Anziehung eines Fisches an die Anode zu charakterisieren.

Der Einfluss der biologischen Faktoren Art und Körperlänge konnte durch Felduntersuchungen identifiziert und in einer empirischen Formel für die Kalkulation der Fangradien integriert werden. Die Körperform wurde in den Untersuchungen nicht berücksichtigt, da die artspezifischen Unterschiede erst im präadulten Entwicklungsstadium deutlich zum Tragen kommen (vgl. KOBICKAYA 1981, BALON 1984, COPP & KOVAC 1996).

Die Fischlänge wurde bei den hier durchgeführten Untersuchungen als Hauptfaktor einer Beeinflussung des effektiven Fangradius bestimmt. Damit bestätigten sich im Grundsatz die Ergebnisse von VIBERT (1967) und STERNIN et al. (1972). Die Ableitung einer empirischen Formel, die den Zusammenhang zwischen der Fischlänge und dem effektiven Fangradius beschreibt, ermöglicht eine dynamische Kalkulation der befischten Fläche unter Berücksichtigung der jeweiligen Fischlänge. Diese Vorgehensweise stellt eine deutliche Weiterentwicklung der Berechnung der effektiven Fangradien von z.B. CUINAT (1967), COPP & PENAZ (1988), oder PERROW et al. (1996) dar. Diese Autoren legen einen konstanten Radius und damit einen konstanten Schwellenwert für die anodische Reaktion zugrunde, der auf der Annahme eines festen Schwellenwertes der Feldstärke von $0,12 \text{ V} \cdot \text{cm}^{-1}$ basiert. Dieser Wert beruht auf den Untersuchungen, die LAMARQUE (1965, zit. in CUINAT 1967) an 20 cm großen Forellen bei $330 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ Leitfähigkeit durchgeführt hat. Würde man diese Angaben für eine Befischung von Jungfischen und Fischlarven in der Elbe (mit einer Totallänge von max. 10 cm bei Leitfähigkeiten von 500 bis fast $2000 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$) zu Grunde legen, käme es zu einer drastischen Überschätzung des Fangradius im Vergleich zu den eigenen Untersuchungsergebnissen und in der Konsequenz zu einer erheblichen Unterschätzung der Abundanzen.

Spezielle längen- und artspezifische Schwellenwerte der Stromdichte für die Galvanotaxis der Fische sind allerdings eine notwendige Voraussetzung für die Aufstellung einer Korrelation zwischen der Fischlänge und der galvanotaktischen Reaktion der Fische im elektrischen Feld. Die hierzu durchgeführten Untersuchungen zeigen eine exponentielle Abnahme der Schwellenwerte der Stromdichte bei linear steigender Fischlänge. Dieses Resultat korrespondiert mit den Ergebnissen von HOLZER (1932) sowie STERNIN et al. (1972), die, unabhängig von der Art des verwendeten Stroms, ebenfalls einen generell exponentiellen Zusammenhang zwischen der Ausdehnung des effektiven Fangradius und der Größe der Fische feststellten.

HALSBAND (1967) betont, dass unter Anwendung von Impulsstrom, wie er auch in dem hier verwendeten Elektrofischereigerät DEKA 3000 zur Anwendung kommt, Schwellenwerte für die galvanotaktische Reaktion der Fische sehr viel geringer sind als Werte, die unter der Anwendung von Gleich- oder Wechselstrom gewonnen werden. STERNIN et al. (1972) fanden geringere Schwellenwerte bei der Verwendung von Wechselstrom als bei der Verwendung von Gleichstrom. Legt man diese Angaben zugrunde, lässt sich konstatieren, dass die Art des verwendeten Stroms die Schwellenwerte für die anodische Reaktion beeinflusst, nicht aber den exponentiellen Zusammenhang zwischen der Ausdehnung des effektiven Fangradius und der Größe der Fische.

Artspezifische Unterschiede in den Schwellenwerten wurden übereinstimmend mit den Angaben von VIBERT (1967) und STERNIN et al. (1972) detektiert. STERNIN et al. (1972) berichten, dass Unterschiede in der spezifischen Leitfähigkeit zwischen den Arten existieren und relativ stark sind. Dies und metabolische Variabilitäten könnten entsprechende artspezifische Effekte verursachen, so die Autoren. Es zeigte sich jedoch, dass diese Effekte in den eigenen Experimenten im Vergleich zur Fischlänge einen wesentlich geringeren Einfluss auf die Ausdehnung des maximalen Fangradius ausübten. Möglicherweise sind bei den Jungfischen Unterschiede in der Körperform, die von MEYER-WAARDEN & HALSBAND (1975) als ein wichtiger artspezifischer Faktor beschrieben werden, nicht ausreichend ausgeprägt. REGIS et al. (1981) fanden in ihren Experimenten ebenfalls keinerlei Unterschiede zwischen den Arten. Vor diesem Hintergrund und angesichts des dominierenden Einflusses der Fischlänge auf die Schwellenwerte wurden artspezifische Effekte nicht in den Formeln zur Kalkulation des effektiven Fangradius berücksichtigt.

Die Position des Fisches im elektrischen Feld kann die Effizienz der Elektrofischerei ebenfalls beeinträchtigen (BOHLIN et al 1989). Für adulte Bachforellen (*Salmo trutta*) konnte gezeigt werden, dass der minimale Reaktionswert gegenüber einem Spannungsgradienten bei einem Wechsel der Position im elektrischen Feld von 0° auf 90° in Bezug zur Anode exponentiell ansteigt (FLUX 1967). Dieses Phänomen wird von HOLZER (1932) als "Gestaltspannung" bezeichnet. Damit ist die Spannungsdifferenz gemeint, die der Fisch von der Spitze des Kopfes bis zur Schwanzflossenspitze abgreift, wenn er mit dem Kopf zur Anode steht. Bei einer 90° Position zum Gradienten greift der Fisch lediglich mit der Breite des Körpers die Spannung ab, was in einer deutlich geringeren Gestaltspannung mündet. Aus diesem Grunde werden Fische, die senkrecht zur Anode stehen, sehr viel effizienter angezogen, als solche die sich anders im elektrischen Feld positioniert haben (STERNIN et al. 1972). In den vorgestellten Experimenten wurde die Position des Fisches nicht berücksichtigt, da dies auch während der realen Fangsituation im Gelände nicht erfolgte. Es wurde eine zufällige Ausrichtung der Fische im Netzkäfig postuliert. Die kalkulierten Werte des Fangradius stellen daher mittlere Schwellenwerte der Stromdichte in Bezug zur Position und Körperlänge der Fische dar.

Der maximale Fangradius für das verwendete Elektrofischereigerät DEKA 3000 liegt bei ca. 1,2 m, je nach Substrat und herrschender Leitfähigkeit. Damit werden die Schätzungen zum maximalen Fangradius von 1-1,5 m von COPP & GARNER (1995) für ein baugleiches Elektrofischereigerät bestätigt und konkretisiert. Der maximale Fangradius eines Elektrofischereigerätes wird durch die

minimale Stromdichte begrenzt, die notwendig ist, eine galvanotaktische Reaktion auszulösen (REYNOLDS 1992). Für das verwendete Elektrofischereigerät DEKA 3000 liegt dieser minimale Schwellenwert bei $0,012 \text{ mA} \cdot \text{cm}^{-2}$. Unterhalb dieses Schwellenwertes ist die erzeugte Stromdichte zu gering, um eine Anziehung des Fisches zu erreichen.

Der kalkulierte Fangradius wurde neben der Fischlänge stark von den abiotischen Faktoren Leitfähigkeit und Substrattyp beeinflusst. Der maximale Fangradius stieg beispielsweise entlang eines Leitfähigkeitsgradienten von 700 bis $1300 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$, wie er in den untersuchten Habitaten des Hauptstroms der Mittelelbe charakteristisch ist, alle $100 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ um ca. 10 %. Diese Ergebnisse bestätigen den von FLUX (1967) experimentell an Forellen ermittelten positiv linearen Zusammenhang zwischen den Schwellenwerten der Galvanotaxis und der Leitfähigkeit. Diese Effekte sind von großer Bedeutung für die Anwendung der Elektrofischerei in großen Flüssen. Insbesondere in den Sommermonaten können sich Leitfähigkeitsunterschiede von über $500 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ zwischen dem Hauptstrom und der Aue ausbilden (vgl. OESMANN 2002a). Dadurch reduziert sich die Reichweite des maximalen Fangradius bei geringen Leitfähigkeiten um bis zu 50 cm, was zu einer Halbierung der befischten Fläche in den Auengewässern im Gegensatz zum Hauptstrom führt. Die Nichtberücksichtigung dieser Effekte würde zu einer Überschätzung der Jungfischdichten im Hauptstrom im Vergleich zu den Auengewässern führen.

Unterschiedliche Substrattypen verändern die Ausdehnung des elektrischen Feldes. Über schlammigem Substrat nimmt die Kurve der Stromdichte mit zunehmender Entfernung von der Anode wesentlich steiler ab als über sandigem oder kiesigem Substrat. Der größere organische Anteil an feinkörnigem Material bedingt eine wesentlich höhere Leitfähigkeit als dies bei grobem Substrat mit geringen organischen Anteilen der Fall ist (MEYER-WARDEN & HALSBAND 1975). Schlamm und Ton verursachen entsprechend eine größere Reduktion in der Stromdichte des elektrischen Feldes als Kies oder Sand (NOVOTNY 1990). So ist der Anziehungsradius um die Anode bei gleichen Umwelt- und gleichen technischen Bedingungen um 20 bis 30% geringer als über sandigem oder kiesigem Substrat. Aufgrund der hydraulischen Situation in potamalen Flussabschnitten wie der Mittelelbe dominieren die feinkörnigen Substrate in den Böden der Auengewässer (SCHOLZ et al. 2005) und damit auch im Untersuchungsgebiet Havelberg/Sandau (vgl. OESMANN 2002a). Diese Substrateigenschaften führen zu einer deutlichen Reduktion der effektiven Befischungsfläche in den Auengewässern und sind für eine Kalkulation der Fischdichten unbedingt zu berücksichtigen.

Die hier systematisch untersuchten biologischen und abiotischen Faktoren zeigten große Effekte auf die Ausbildung des effektiven Fangradius und damit für Ermittlung der Genauigkeit und Quantifizierung der Fangergebnisse. Im Gegensatz zu den bisher in der Literatur zugrunde gelegten konstanten Fangradien [z.B. 30 cm bei COPP (1990b) oder 40 cm bei BISCHOFF (2002)] oder linear mit der Fischlänge ansteigenden Fangradien (FREYHOF 1998a) lässt sich aufgrund der hier erzielten Untersuchungsergebnisse von einem generell exponentiellen Anstieg des Fangradius bei steigender Fischlänge ausgehen. Dies führt zu einer erheblich veränderten Grundlage bei der Kalkulation der Jungfischdichten auf der Basis des „point-abundance-sampling“ mittels eines DEKA 3000. Ein Vergleich der kalkulierten Fischdichten zwischen den drei Modellen zeigte folgende Ergebnisse

(Abb. VIII-1). Bei der Anwendung eines konstanten Radius (COPP 1990b, BISCHOFF 2002) wurden die Fischdichten für Fische bis zu einer Totallänge von 50 mm im Vergleich zum exponentiell abfallenden Radius deutlich unterschätzt. Für Fische größer 50 mm ist mit einer Überschätzung der Abundanzen zu rechnen, wenn ein konstanter Fangradius zugrunde gelegt wird.

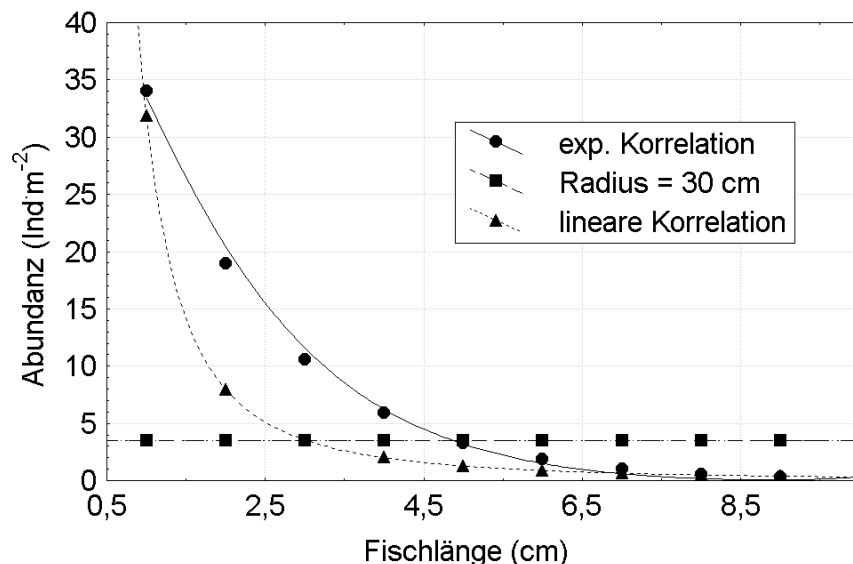


Abb. VIII-1: Kalkulierte Fischdichten in Relation zur Fischlänge unter Berücksichtigung unterschiedlicher Berechnungsansätze der befischten Fläche. Die Berechnungsansätze basieren auf den Angaben zur befischten Fläche von COPP (1990b, konstanter Radius) und FREYHOF (1998a, lineare Korrelation) und den eigenen Ergebnissen (exponentielle Korrelation).

Legt man für die Berechnung der Fischdichten einen linearen Zusammenhang zwischen Fangradius und Fischlänge zugrunde (FREYHOF 1998a), resultiert daraus eine potenzielle Abnahme der geschätzten Fischdichten bei steigender Fischlänge. Im Vergleich zum exponentiellen Zusammenhang kommt es zu einer Überschätzung der sehr kleinen Fischlarven mit einer Länge unter 10 mm und von größeren Jungfischen ab einer Länge von 70 mm. Für den Längenbereich zwischen diesen Werten wird die Fischdichte unterschätzt. Insbesondere für Fische zwischen 20 und 40 mm Totallänge werden die Dichten um das bis zu zweifache niedriger eingeschätzt als unter Anwendung der hier entwickelten Funktion. Diese Vergleiche verdeutlichen die Unterschiede, die bei der Kalkulation der relativen Quantifizierung auftreten können und unterstreichen die große Bedeutung der Berücksichtigung abiotischer und biotischer Faktoren für die Kalkulation der befischten Fläche.

Mit Hilfe der in dieser Arbeit entwickelten Formeln wurden Fischdichten von in Einzelfällen weit über 100 Ind·m² kalkuliert. Insbesondere für Fischlarven, für die aufgrund ihrer geringen Körpergröße nur eine geringe Reichweite des Fanggerätes zugrunde gelegt werden kann, erreichen die kalkulierten Dichten sehr hohe Werte. Anhand von Senknetzuntersuchungen in denselben Uferhabitaten ließen sich vergleichbare Werte reproduzieren. Auch SCHOLTEN (1995) an der Sieg und BISCHOFF (2002) an der Oder ermittelten mit Hilfe derselben Methode Fischbrutdichten von weit über 100 Ind·m². Diese Ergebnisse plausibilisieren die kalkulierten Dichten. Die kalkulierten

Werte für Jungfische konnten wiederum durch einen Vergleich mit Zugnetzdaten aus denselben Habitaten plausibilisiert werden (OESMANN & SCHOLTEN 2002).

Die “point-abundance-sampling” Methode mit Hilfe der Elektrofischerei gilt als zeit- und kosteneffiziente Maßnahme (PERSAT & COPP 1989). Zur Optimierung der Fangquote und zur Gewährleistung einer möglichst tierschonenden Anwendung, wurde die Mindestdauer des Stromstoßes ermittelt, um eine größtmögliche Reaktion der Fische zu erzielen. Aufgrund der Ergebnisse dieser systematischen Untersuchungen ist eine minimale Stromdauer von 10 s für eine erfolgreiche Anodenreaktion des DEKA 3000 notwendig. COPP & GARNER (1995) geben 5 s Stromdauer an, beschreiben aber, dass es während dieser kurzen Zeit durchaus zu Fluchtreaktionen kommen kann, insbesondere in Gewässern mit hohen Leitfähigkeiten ($> 800 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Bei durchschnittlichen Leitfähigkeiten von über $1000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ in der Elbe während der Hauptuntersuchungszeit empfiehlt sich daher eine längere Stromstoßdauer von 10 s, um einen optimalen Fangerfolg zu gewährleisten.

Die in dieser Arbeit entwickelte Methodik zur Kalkulation des effektiven Fangradius führt zu einer wesentlich größeren methodischen Genauigkeit und Qualität der Daten. Damit ist eine wesentliche Anforderung für die statistische Analyse und Modellentwicklung dieser Daten erfüllt (vgl. LEGENDRE & LEGENDRE 1998).

1.1.2 Genauigkeit und Effizienz der Netzfischerei

Die Effizienz der Elektrofischerei stößt auch bei der Optimierung der Anodenform im unteren Längenspektrum der Fischbrut, d.h. bei Fischlarven und sehr kleinen Jungfischen ($< 15 \text{ mm}$) an ihre methodischen und physikalischen Grenzen (vgl. COPP & PENAZ 1988). Diese werden zum einen durch die geringe Körpergröße der Fischlarven und damit durch die verminderte Sensibilität gegenüber dem Spannungsgradienten im elektrischen Feld hervorgerufen (vgl. MEYER-WAARDEN & HALSBAND 1975). Zum anderen sinken die durch Galvanonarkose betäubten Fischlarven zu Boden und können auf diese Weise einem Kescherfang entgehen (pers. Beobachtung, COPP & GARNER 1995). Aus diesem Grund erfolgte der Einsatz einer alternativen Fangmethode, der Senknetzfischerei. Die Senknetze kamen mit einer Maschenweite von 1 mm (Larvensenke) zum Einsatz, die an einer langen Stange befestigt in den flachen Uferzonen ausgelegt wurden. Die Larvensenke erfasste eine Fläche von konstant 1 m^2 .

Die Genauigkeit und Effizienz des Senknetzes wurde durch eine vergleichende Untersuchung mit der punktuellen Elektrofischerei modifiziert für kleine Fische (vgl. COPP & PENAZ 1988) analysiert und ergab eine spezifische Selektivität beider Fangmethoden. Während mit der Senke Larval- und Postlarvalstadien effektiv befischt wurden, zeigten sich die größeren Längengruppen deutlich unterrepräsentiert in den Senknetzfängen. Größere Jungfische sind zu stärkeren maximalen Schwimmleistungen (vgl. LIGHTFOOD & JONES 1996) und damit verbunden zu schnelleren Fluchtreaktionen beim Anheben des Senknetzes befähigt. Ferner zeigen größere Fische eine deutliche Hemmung, über das Senknetz zu schwimmen. Insbesondere im flachen Wasser wird das ausgebrachte Netz wahrgenommen und gemieden (pers. Beobachtung).

Der Einsatz der Larvensenke erfolgte daher ausschließlich im Mai, wenn die Fischlarven große Abundanzen in den Uferzonen der Elbe erreichen. Die definierte Fangfläche der Senke (1 m²) erlaubt darüber hinaus einen konkreten Bezug der Fischlarven zum Mikrohabitat und ermöglicht auf diese Weise eine genaue Charakterisierung der Habitate. Die Daten der Larvensenke wurden aus diesem Grunde in die Modellierung der Mikrohabitatnutzung der Fischlarven mit einbezogen.

Ergänzend zur kleinräumig wirkenden Senknetz- und Elektrofischerei wurden für die saisonale Erfassung Larven- und Uferzugnetze eingesetzt. Die Genauigkeit und Effizienz dieser Fanggeräte wurde durch eine vergleichende Analyse verschiedener Fanggeräte ermittelt (OESMANN & SCHOLTEN 2002). Die Uferzugnetze wiesen ein ausgeglichenes Längen- und Größenspektrum auf. Dies bestätigt die systematischen Untersuchungen von (WILEY & Tsai 1983), wonach die Zugnetze wenig größenselektiv sind.

Allerdings zeigen sich artspezifische Selektivitäten, so wurden gegenüber der Senknetz- bzw. Elektrofischerei insbesondere Ukelei, Güster, Kaulbarsch, und die Gründlinge in deutlich größeren Präsenzen erfasst. Die Ergebnisse anderer systematischer Untersuchungen mit Zugnetzen (z.B. STAAS 1996) zeigen, dass sowohl die Freiwasser orientierten Arten wie Güster und Ukelei als auch die bodenorientierten Arten wie die Gründlinge und der Kaulbarsch effektiver gefangen werden.

In den sehr flachen Uferbereichen erwies sich der Einsatz des Uferzugnetzes als schwierig (vgl. OESMANN & SCHOLTEN 2002). In diesen Bereichen kam das Larvenzugnetz zum Einsatz. Die vergleichenden Untersuchungen belegten für dieses Fanggerät einen effizienten Fang bis zu 60 mm Totallänge der Fische. Daher wurden Daten dieses Fanggerätes nur aus dem Monat Mai verwendet, wenn die Fische der AG 0 diese Körpergröße noch nicht erreicht hatten.

Eine hohe Genauigkeit bei der Erfassung des Arten- Größenspektrums erfordert daher den Einsatz unterschiedlicher Fanggeräte (FAGO 1998). Diese wurde durch die Kombination von Ufer- und Larvenzugnetz gewährleistet, da diese sich sowohl hinsichtlich des Größenspektrums, als auch des Artenspektrums sowie der Artenhäufigkeit und Diversität der Fische der AG 0 sehr gut ergänzen.

1.2 Erfassungsstrategie und Präzision der Daten

Die Analyse der Habitatnutzung und ihre Modellierung mit Hilfe der logistischen Regression und multivariater Methoden erfordert eine hohe Stichprobenanzahl (JONGMANN et al. 1998, CRAWLEY 2002) und einen direkten Bezug zur befischten Fläche, um fischökologische Kenngrößen wie Abundanzen, Dichten und Biomassen zu ermitteln (NELVA et al. 1979, PERSAT & COPP 1989).

Die Erfassung der AG 0 entsprechend der Strategie des „Point-abundance-sampling“ mittels der Elektro- bzw. Senknetzfischerei, wie sie in dieser Untersuchung durchgeführt wurde, gewährleistet eine schnelle und effiziente Probennahme und damit eine hohe Stichprobenanzahl (vgl. z.B. CHESSEL 1978, COPP 1989a, 1990a, COPP & GARNER 1995, BISCHOFF 2002). Die Analysen zur Genauigkeit und Effizienz der Elektro- und Senknetzfischerei (s. o.) ermöglichen erst die Kalkulation eines vergleichbaren Flächenbezugs der Fanggeräte in verschiedenen Mesohabitaten unter Berücksichtigung unterschiedlicher biologischer und abiotischer Faktoren und damit wichtiger fischökologischer Kenngrößen.

Die Anwendung dieser kleinräumig wirkenden Fanggeräte gestattet eine räumliche und zeitliche Zuordnung des gefangenen Fisches zum genutzten Mikrohabitat und damit eine Identifizierung einer fleckenhaften Verteilung der Jungfische und Fischlarven in unterschiedlichen Mikrohabitaten („patchiness“, vgl. TOWNSEND 1989, KOTLIAR & WIENS 1991). Dadurch und durch die zeitnahe und mit dem durchgeführten Fang räumlich parallele Erhebung abiotischer Parameter wurde eine wesentliche Anforderung der Habitatmodellierung erfüllt (vgl. COPP 1992b, COPP & GARNER 1995, JONGMANN et al. 1998, PARASIEWICZ & DUNBAR 2001).

Die Anforderung an die Präzision, d.h. geringe Varianz der Daten (LEGENDRE & LEGENDRE 1998) wurde durch die Bestimmung der Stichprobenanzahl auf Basis der von CYR et al. (1992) empfohlenen Messgröße des Variationskoeffizienten des Mittelwertes (CV_x) erfüllt. Das Verhältnis zwischen mittlerer Abundanz und Varianz innerhalb der untersuchten Stichprobeneinheiten ergab einen Wert für den Parameter „a“ (Achsenschnittpunkt), der innerhalb der von CYR et al. (1992) ermittelten Vertrauensintervalle liegt, die auf Untersuchungen von Fischen der Altersgruppe „0“ („young of the year“) basieren. GARNER (1997) identifizierte bei einer systematischen Analyse des „point-abundance-sampling“ mittels eines tragbaren Elektrofischereigerätes einen deutlich niedrigeren Wert und erklärt dies mit geringeren Fischdichten der untersuchten Cyprinidenarten in dem von ihm untersuchten Gewässern.

Der Steigungskoeffizient „b“ wies hingegen einen geringeren Wert auf, als er von den genannten Autoren ermittelt worden ist. Ein größerer Mittelwert geht somit mit einer geringeren Varianz der Daten einher, als dies von den CYR et al. (1992) bzw. GARNER (1997) gefunden wurde. Dies deutet auf eine gleichmäßigere Verteilung der Jungfische innerhalb der untersuchten Uferzonen entlang der Elbe als in den von GARNER (1997) untersuchten Flüssen in Mittelengland hin. Die Ursache könnte in der durch Vegetation und Totholz heterogenen Habitatstruktur der untersuchten Flüsse in England begründet sein (vgl. COPP 1989b). Beide Strukturen dienen als bevorzugte Lebensräume für Fische der Altersgruppe 0 (z.B. THÉVENET & STATZNER 1999; DUNCAN et al. 2001) und könnten daher eine ungleichmäßigere Verteilung und damit größere Varianz der Stichproben hervorrufen. Im Gegensatz dazu führen die strukturell monotonen Uferzonen der Mittelelbe zu einer gleichmäßigeren Verteilung der Jungfische und Fischlarven.

Um die notwendigen Stichprobenumfänge für die Erfassung von Jungfischen unterschiedlicher Alters- und damit Größenstadien zu ermitteln, wurde der Stichprobenumfang für zwei verschiedene Altersstadien, juvenil A und B kalkuliert. Diese Differenzierung erwies sich als notwendig, um der mit zunehmendem Alter abnehmenden Anzahl der Jungfische Rechnung zu tragen. So zeigen zahlreiche Untersuchungen eine signifikante Abnahme der Jungfischdichten in Uferzonen großer Flüsse zwischen den Monaten Mai/Juni und August/September (z.B. BISCHOFF 2002, STAAS 1996). Als mögliche Ursachen für einen saisonalen Rückgang der Jungfischdichte sind die natürliche Mortalität (s. z.B. KAMLER 1992) und mögliche Habitatwechsel während der juvenilen Entwicklung (vgl. FREYHOF 1998a, GAUDIN 2001) zu nennen.

Ferner ermöglichte eine differenzierte Betrachtung der unterschiedlichen Altersgruppen der Jungfische eine Abschätzung der Präzision der Daten, die in die Mikrohabitatmodellierung eingeflossen sind. Den jeweiligen Modellen liegen Stichprobenumfänge von über 60 bis zu

mehreren hundert Datensätzen zugrunde. Damit wird je nach Modell ein Präzisionsniveau von $CV < 0,1$ erreicht. Dieses liegt oberhalb der von CYR et al. (1992) empfohlenen Werte für die Erfassung von Fischlarven bzw. Jungfischen und bestätigt somit auch die Eignung der punktuellen Elektrofischerei hinsichtlich der statistischen Anforderung an die Datenqualität.

Eine visuelle Erfassung der Fische, wie sie von einigen Autoren wegen einer geringeren Störung als Grundlage für die Habitatmodellierung empfohlen wird (vgl. z.B. HEGGENS 1990), ist aufgrund der geringen Sichttiefe in der Elbe, verursacht durch die hohen Schwebstoffgehalte (vgl. NAUMANN & GÖLZ im Druck) nur eingeschränkt an besonders flachen Uferzonen möglich. Diese Methode kam daher nicht zur Anwendung. Somit sind die punktuellen Elektro- und Senknetzfischerei, trotz einiger potentieller Grenzen (BAGENAL & NELLEN 1980), effektive Methoden, um Fische sehr kleinräumig zu erfassen und vergleichend unterschiedliche Habitate zu beproben (z.B. PENAZ et al. 1978, COPP 1992a, 1993, FREYHOF 1998a, BISCHOFF 2002).

2 Artliche Zusammensetzungen der Fischansammlungen der AG 0

Die Frage „Warum befinden sich Fische dort wo sie sind und was beeinflusst die Struktur der Fischansammlungen an diesen speziellen Orten?“ ist eine Leitfrage der fischökologischen Forschung der letzten 20 Jahre (MATTHEWS 1998). Zu ihrer Beantwortung sind zoogeographische, abiotische und biotische Faktoren sowie synökologischen Interaktionen von Bedeutung (MATTHEWS 1998). Darüber hinaus ist die aktuelle Zusammensetzung lokaler Fischansammlungen insbesondere in den Kulturlandschaften Europas nicht ohne die Einbeziehung historischer und aktueller Nutzungen zu verstehen (z.B. LELEK 1987, 1989, FREYHOF 2002). Dies gilt auch für die Flusslandschaft Elbe, die seit über 1000 Jahren durch Deichbau, Schifffahrt, Fischerei, Industrialisierung und Landnutzung intensiv beeinflusst wird (ARGE Elbe 2000b, SCHOLTEN et al. 2005a).

Diese Effekte spiegeln sich auch in der Zusammensetzung der Fischfauna der Altersgruppe 0 wider, die in den Uferzonen der Mittelelbe erfasst wurde. So konnten von den zehn diadromen Arten nur eine Art, das Flussneunauge, im juvenilen Stadium nachgewiesen werden. Die diadromen Fisch- und Rundmaularten bildeten einen großen Anteil der ursprünglichen Fauna der Mittelelbe (PEZENBURG et al. 2002, WOLTER et al. 2005). Arten wie Europäischer Stör (*Acipenser sturio*), Atlantischer Lachs (*Salmo salar*), Schnäpel (*Coregonus maraena*) oder Maifisch (*Alosa alosa*) nutzten die Elbe und ihre Nebenflüsse als Laichgebiete und waren teilweise von erheblicher wirtschaftlicher Bedeutung für die Elbfischer. In den 20er- bis 40er Jahren des letzten Jahrhunderts starben die Elbpopulationen dieser Arten aus (Europäischer Stör ca. 1920, MOHR 1952; Atlantischer Lachs ca. 1935, MANN 1964; Schnäpel ca. 1940, ZUPPKE 1993). Weitere drei Arten (Meerneunauge (*Petromyzon marinae*), Meerforelle (*Salmo trutta*) und Flunder (*Platichthys flesus*)) werden heute nur vereinzelt in der Mittelelbe festgestellt (PEZENBURG et al. 2002). Damit sind 70 % der diadromen Arten der Elbe ausgestorben oder in ihrem Bestand bedroht. Als wesentliche Ursache für den starken Rückgang gelten die Abnahme der Laichplätze durch Verbau der Flusssufer (MOHR 1952, DRÖSCHER 1898, ZUPPKE 1993, MANN 1964) und die intensive Hamenfischerei in der Unterelbe zum Ende des 19. Jahrhunderts für Lachs und Schnäpel (VON DEM BORNE 1882). Insbesondere für Lachs, Meerforelle und die Neunaugen bewirkten Querbauwerke in den Nebenflüssen, die den Zugang zu den Laichgewässern versperren, einen weiteren Rückgang (WILKENS & KÖHLER 1977). Seit Ende der 1990er bzw. Anfang der 2000er Jahre wird versucht, die Arten Atlantischer Lachs (SLL 2003, ZAHN 2003) und Schnäpel (IFB 2005) im Einzugsgebiet der Elbe wieder anzusiedeln. Für den Europäischen Stör erfolgen ebenfalls Bemühungen für eine Wiedereinbürgerung in die Elbe (KIRSCHBAUM & GESSNER 2002), die seit 2008 durch konkrete Besatzmaßnahmen verstärkt werden (GESSNER et al. 2010, GESSNER & SCHÜTZ 2011).

Der eigene Fang des Flussneunaugenquerders (vgl. FREYHOF 1998b) und die durch FLADUNG (mdl. Mitteilung) erbrachten Nachweise von je einem Exemplar aus einem Buhnenfeld bei Havelberg und oberhalb des Hafens von Schnackenburg dokumentieren die ersten Reproduktionsnachweise dieser Art aus der unteren Mittelelbe seit den 50er Jahren des vorigen Jahrhunderts (vgl. BAUCH 1958).

Bis in die 30er Jahre des vorigen Jahrhunderts traten Flussneunaugen in der Mittelelbe sehr häufig auf (KISKER 1926) und wurden noch vor 100 Jahren in wirtschaftlich großen Mengen (bis zu 10 t) in der Elbe angelandet und vermarktet (THIEL & SALEWSKI 2003). Danach ging der Bestand drastisch zurück und bereits BAUCH (1958) bezeichnet die Art als selten und nur im Gebiet der Havelmündung häufiger vorkommend. Anfang der 90er Jahre galt die Art als verschollen (ZUPPKE 1992). Als Ursachen für den Bestandseinbruch werden neben der Zerstörung der Laichhabitate und Lebensräume durch Regulierung, Verbauung und Verschmutzung der Flüsse vor allem die negativen Auswirkungen des Staubauwerkes Geesthacht benannt (STERBA 1962, TESCH 1967, WILKENS & KÖHLER 1977). Mittlerweile kommt das Flussneunauge in Folge der Verbesserung der Wasserqualität und des Baus neuer Fischaufstiegsanlagen am Wehr Geesthacht wieder regelmäßig in der Elbe vor (BECKEDORF & SCHUBERT 1995, KNÖSCHE 2001, THIEL & SALEWSKI 2003).

Es wird vermutet, dass sich im Unterlauf der Havel aktuell genutzte Laichplätze der Art befinden (MUNR 1998). Der Nachweis von laichenden Flußneunaugen auf der Kiesbank Quitzöbel (Elbe-km 425) sowie von verendeten abgelaichten Tieren unmittelbar nach der Laichzeit deutet auf eine eigene Laichpopulation im Hauptstrom der Elbe oberhalb der aktuellen Havelmündung zwischen Elbe-km 424 und 427 hin (FLADUNG et al. 2005). Eine Abschätzung der Laichaktivität im Hauptstrom der Elbe ist anhand der wenigen bislang vorliegenden Daten nicht möglich. Die im Vergleich zu den Vorkommen der Adulttiere überaus seltenen Nachweise von Neunaugenlarven im Hauptstrom lassen jedoch auf eine Präferenz des Flussneunauges für Laichplatz-strukturen in den Nebenflüssen der Elbe schließen (vgl. LILL & WINKLER 2002).

Trotz eines regelmäßigen, wenn auch in seinem Umfang geringen Steigaalaufstiegs in der Mittelelbe (vgl. IfB 2004) konnten Steigaale nicht nachgewiesen werden. Dies könnte aufgrund der überwiegend tagsüber durchgeführten Fangaktivitäten methodisch begründet sein. Nach TESCH (1999) findet der Steigaalaufstieg überwiegend in der Dämmerung, bzw. während der Nacht statt. Tagsüber suchen die jungen Aale tiefe Verstecke z.B. in den Steinschüttungen der Buhnen auf und sind dann von der Elektrofischerei mit dem DEKA 3000 und der kleinen Ringanode nur schwer zu fangen. Untersuchungen mittels Kontrollreusen an der Tangermündung im Mai und Juni 1998 wiesen nur geringe Fangzahlen auf und bestätigten den deutlichen Rückgang der Glas- und Steigaalbestände in der Elbe seit den 1980er Jahren (IfB 2004). Dieses Ergebnis spiegelt einen europaweiten Trend wider (KUHLMANN 1996). Insbesondere der Glasaalaufstieg an den Mündungen der Mittel- und Westeuropäischen Flüsse ist in den letzten 20 Jahren deutlich zurückgegangen (DEKKER 2003). Als Ursachen für den Rückgang werden Glasaalfang für den menschlichen Verzehr, Störungen innerhalb der ozeanischen Lebensräume, aber auch erhöhte Mortalitäten diskutiert, z.B. durch Wasserkraftanlagen, Blankaalfischerei, Kormoranfraß und durch Aalbesatz in Gebiete, die keine Abwanderungsmöglichkeiten für Blankaale darstellen (HILGE 2005).

Für Stinte lagen bisher nur Einzelnachweise aus dem Raum Havelberg (BRÄMICK et al. 1998) und Wittenberge (SPIEB et al. 1994) vor. Tiere der diadromen Population des Stintes sind vor dem Bau der Staustufe Geesthacht bis Havelberg gekommen (BAUCH 1958). Nach dem Bau der Fischaufstiegsanlage wurden adulte Stinte in geringer Stückzahl oberhalb festgestellt (GAUMERT &

KÄMMEREIT 1993). Über aktuelle Laichplätze oder laichende Stinte im Bereich der Mittelbe ist nichts bekannt. Lokale Populationen des Stintes werden für die Spree und die Fluss-Seen der Havel angegeben (BRÄMICK et al. 1998). Die Tatsache, dass es sich hier um Einzelfunde von Jungfischen unterhalb der Havelmündung handelt, spricht daher für eine Verdriftung aus Populationen der Havel. Nach Inbetriebnahme der nördlichen FAA an der staustufe Geesthacht zeigen erste Untersuchungen eine starke Aufwanderung von Stinten im Frühjahr 2011 (ADAM, mdl. Mitteilung). In der Folge ist mit einem Wiedererstarken der Laichpopulation in der Mittelbe oberhalb von Geesthacht zu rechnen.

Von den 40 limnischen Fischarten der aktuellen Fischfauna (ARGE-Elbe 2000a) wurden 30 Arten ebenfalls im Rahmen des BMBF-Projektes „Ökologie der Elbefische“ im Bereich Sandau/Havelberg nachgewiesen (THIEL & GINTER 2002). Damit weist dieser Abschnitt im Vergleich zu anderen Abschnitten der Mittelbe einen hohen Artenreichtum der Süßwasserfischfauna auf (THIEL & GINTER 2002). Für 19 limnische Fischarten konnten juvenile bzw. larvale Entwicklungsstadien in den Uferstrukturen des Hauptstroms der Mittelbe im Raum Havelberg/Sandau nachgewiesen werden. Damit nutzen fast 50 % der aktuellen limnischen Fischfauna bzw. ca. 2/3 der ursprünglichen limnischen Fischfauna, die von PEZENBURG et al. (2002) auf 31 Arten beziffert wird, die Uferstrukturen als Aufwuchshabitat.

Mit 13 Arten gehören fast 70 % der Jungfischfauna zu den Cyprinidae, ca. 15 % (3 Arten) zu den Percidae und jeweils eine Art zu den Esocidae, Gadidae und Gasterosteidae. Die systematische Zusammensetzung der Jungfischzönose spiegelt somit sehr gut die Zusammensetzung der bekannten Adultfischfauna in diesem Elbeabschnitt wider. Lediglich juvenile Steinbeißer und Schmerlen konnten nicht nachgewiesen werden. Regelmäßige Fänge des Steinbeißers in einigen angebundenen, seltener in den temporären Auengewässern, lassen aber auf eine Besiedlung der Mittelbe durch diese Art schließen (vgl. LÜBKER 1998, OESMANN 2002a). Im Bereich Havelberg/Sandau wurden regelmäßig juvenile Steinbeißer in den angebundenen Auengewässern gefangen (OESMANN 2002a). Die Laichhabitate der Steinbeißer sind eng an das Vorkommen dichter submerser Vegetation gebunden (BOHLEN 2003). Anhand von Labordaten folgert BOHLEN (2000), dass dichte Vegetation sowohl als Laichsubstrat als auch den Fischlarven als Schutz vor Prädation dient. Ein Mangel an submerser Vegetation in den untersuchten Buhnenfeldern kann daher eine Ursache für die fehlende Besiedlung dieser Uferzonen durch den Steinbeißer sein.

Die Jungfische rheophiler Fischarten dominieren mit über 60 % der relativen Abundanz die Jungfischansammlungen in den untersuchten Abschnitten der Uferstrukturen der Mittelbe. Insbesondere Aland und Gründlinge (*Gobio gobio* und *Romanogobio belingi*) tragen zu dieser Dominanz bei. Hasel, Rapfen und Döbel sind ebenfalls regelmäßig, aber in geringeren Abundanzen vorhanden. Juvenile Quappen wurden vereinzelt gefangen. Diese rheophilen Arten sind holarktisch (Quappe), euro-sibirisch (Aland, Rapfen und Hasel) bzw. europäisch (Döbel, Gründling) verbreitet (BĂNĂRESCU 1990) und gehören zur ursprünglichen Fischfauna der Elbe (PEZENBURG et al. 2002). Diese Einschätzung wird sowohl durch archäologische als auch durch schriftliche Nachweise vor 1600 gestützt (WOLTER et al. 2005). Das Vorkommen der Arten erstreckte sich über den gesamten potamalen Abschnitt der Elbe und wurde als häufig bis massenhaft eingeschätzt (BAUCH 1958). In

Folge starker Wasserverschmutzung sind die Bestände der rheophilen Arten bis in die 1980er Jahre in der Elbe stark zurückgegangen (ZUPPKE 1992, KAMMERAD 2001). Seit dem Zusammenbruch der Industrie und dem Aufbau neuer Kläranlagen in den 1990er Jahren hat sich die Nähr- und Schadstoffbelastung der Elbe erheblich verbessert (ADAMS et al. 1996, ATV-DVWK 2000). Seit den 1990er Jahren wird der Bestand der rheophilen Arten wieder als regelmäßig bis häufig eingeschätzt (KAMMERAD et al. 1997, FÜLLNER et al. 1996, BRÄMICK et al. 1998).

Adulte und präadulte Alande stuft FLADUNG (2002a) in den Buhnenfeldern des hier untersuchten Abschnitts der Mittel-elbe als sehr verbreitet (Präsenzen > 90 %), und häufig (relative Abundanz > 10 %) ein. Alande laichen in der Mittel-elbe auf Kiesbänken (FLADUNG et al. 2005), Uferzonen des Hauptstroms (FREDRICH 2000) und an Buhnen (BAUCH 1958). Damit bestätigt sich die Einschätzung von BAUCH (1958), wonach der Aland in der Wahl des Laichsubstrates flexibel ist. Telemetrische Untersuchungen wiesen Alande während der Laichzeit in der Nähe von stark überströmten Substratbänken ($0,3-1,0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) mit überfluteter terrestrischer Vegetation nach (WINTER & FREDRICH 2003). Dieser Befund wird durch die Einschätzung von Berufsfischern, wonach der Aland in der Elbe vorwiegend auf Überschwemmungsflächen an Gräsern und Weidensträuchern ablaicht, bestätigt (FLADUNG et al. 2005). Die Autoren fanden Alandlaich überwiegend in ausgelegten Laichnestern z.B. auf den Kiesbänken von Quitzöbel (Elbe-km 426). Larvale Alande wurden insbesondere im Mai in größerer Anzahl und in größeren Dichten in den untersuchten Buhnenfeldern dieses Elbeabschnitts gefunden. Für den Aland können somit die Substratbänke des Hauptstroms und die Uferzonen als wichtigstes Laich- und Aufwuchshabitat eingestuft werden.

Adulte Rapfen konnten im Untersuchungsgebiet zwar in hohen Präsenzen gefunden werden, doch erreichen sie im Gegensatz zum Aland nur geringe Abundanzen (< 2 %, FLADUNG 2002a). Anhand von Laichfischfängen und dem Nachweis von Rapfenlaich in Sedimentproben, beschreiben FLADUNG et al. (2005) die Laichplätze der Rapfen bei Havelberg als Sand- und Kiesbänke mit bodennahen Fließgeschwindigkeiten von $0,4-0,5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. FLADUNG (2002c) konnte allerdings auch erfolgreiches Ablaichen von Rapfen am überströmten Deckwerk nachweisen. Hohe Fließgeschwindigkeiten und damit lotische Bereiche an den Buhnenköpfen werden zudem von Berufsfischern der Elbe als Laichplätze des Rapfen angegeben (zit. aus FLADUNG et al. 2005). Damit bestätigen diese Untersuchungen die Hinweise auf Laichplätze, die FREDRICH (2003) aufgrund von telemetrischen Untersuchungen gefunden hat. Eine hohe Variabilität in der Wahl des Laichplatzes zeigen auch Studien aus Zentralasien (SHIKHSHABEKOV 1979), wo sogar Überschwemmungsflächen sowie Wasserpflanzen als Laichsubstrate angegeben werden. LELEK (1987) sowie STAAS (1996) vermuten für den Niederrhein sandige Substrate, LELEK & BUHSE (1992) geben stärker überströmte Schotterbänke als Rapfenlaichplätze an. Diese Angaben zeigen somit eine strukturelle Ähnlichkeit der Laichplätze zwischen Rhein und Elbe und betonen gleichzeitig den lotischen Charakter dieser Habitate. Ebenso wie für den Aland können auch für den Rapfen die Substratbänke und Uferzonen des Hauptstroms als wichtigstes Laich- und Aufwuchshabitat eingestuft werden.

Der Hasel wurde Ende der 1990er Jahre in der Mittelelbe wieder regelmäßig, aber mit nur geringen Abundanzen angetroffen (FLADUNG 2002a). Regelmäßige, aber nur in geringen Abundanzen erfasste Vorkommen der Jungfische in den Uferstrukturen des Hauptstromes bestätigen diese Einschätzung. Laichende Fische oder Eier des Hasels konnten in den Untersuchungen von FLADUNG et al. (2005) in Kiesbänken der Mittelelbe allerdings nicht beobachtet werden. Die Autoren geben dafür methodische Gründe wie im Vergleich zur Laichzeit des Hasels zu späte Untersuchungszeiten an.

Die Laichhabitats des Hasels werden von MANN (1974) und COWX & WELCOMME (1998) als Sand- und Kiesbänke beschrieben, an denen Fließgeschwindigkeiten von 0,2 bis 0,5 m·s⁻¹ herrschen. Der Hauptstrom der Elbe bei Havelberg weist innerhalb des longitudinalen Gradienten im Substrataufbau der Stromsohle einen unregelmäßig hohen Anteil von Sanden und Kiesen auf (BFG 1994). Diese günstigen hydromorphologischen Ausgangsbedingungen finden sich sowohl in den Sand- und Kiesbänken im Hauptstrom (vgl. BFG 1994) als auch in stärker durchströmten Bühnenfeldern in Prallhanglage bzw. unterhalb durchbrochener Bühnen (WIRTZ 2004). Bühnenfelder mit erhöhtem Feinsedimentanteil, gefördert durch eine Gleithanglage oder durch intakte Bühnen (WIRTZ 2004), bieten keine optimalen Laichhabitats, da bei zunehmendem Feinsedimentanteil die Überlebensrate in der Eientwicklung sinkt (MILLS 1981).

Adulte Döbel wurden im Untersuchungsgebiet bei Havelberg mit großer Stetigkeit (Präsenzen > 80 %) aber in geringen Abundanzen (< 5 %) nachgewiesen (FLADUNG 2002a). Über die Laichplätze der Döbel in der Elbe herrscht noch große Unklarheit. So stufen PEZENBURG et al. (2002) diese Art immer noch als defizitär gegenüber dem ursprünglichen Vorkommen ein. Nach BAUCH (1958) ist der Döbel vor allem oberhalb der Saalemündung verbreitet und damit in einem Bereich mit deutlich größerem Anteil an Grob- und Feinkiesen in der Stromsohle als im Bereich der Mittelelbe (BfG 1994). Nach MANN (1996) laichen Döbel bei mittleren Strömungsgeschwindigkeiten von 0,2 - 0,5 m·s⁻¹ auf kiesig/steinigem Substrat ab. FREDRICH et al. (2003) geben für Döbellaichplätze in der Spree Wassertiefen von 0,1 - 1,0 m, bodennahe Strömungsgeschwindigkeiten von 0,15 - 0,35 m·s⁻¹ und steiniges Substrat an. Kiesbänke bei Arneburg und Quitzöbel wären nach diesen Angaben hinsichtlich der Substratstruktur und Fließgeschwindigkeiten als potenzielle Laichhabitats geeignet (FLADUNG et al. 2005). Die Autoren konnten auf den untersuchten Kiesbänken bei Quitzöbel und Arneburg allerdings weder Laichtiere noch Eier feststellen, doch deutet der regelmäßige, aber mengenmäßig geringe Fang von Döbellarven auf eine geringe Laichaktivität im Untersuchungsgebiet hin.

Der Weißflossengründling wurde im Rahmen dieser Untersuchung erstmals 1998 in der Elbe nachgewiesen (SCHOLTEN 2000). Diese von BĂNĂRESCU (1990) als ponto-kaspisch eingestufte Art existierte wahrscheinlich bereits vorher in der Elbe und ist mit dem Gründling (*Gobio gobio*) verwechselt worden, wie dies von der Donau (WANZENBÖCK et al. 1989) und der Oder (BLACHUTA et al. 1994) bekannt ist.

Folgt man dem evolutionären Artkonzept (vgl. MAYDEN 2002), so lassen sich beide Arten aufgrund morphologischer (NASEKA 1996) und genetischer Differenzen (YANG et al. 2006) unterschiedlichen Gattungen, *Gobio* und *Romanogobio*, zuordnen. Innerhalb der Gattung

Romanogobio trennen FREYHOF & HUCKSTORF (2006) die Arten *Romanogobio albipinnatus* (Weißflossengründling im Einzugsgebiet des Kaspischen Meeres), *R. vladykovi* (Weißflossengründling im Donaugebiet) und *Romanogobio belingi* (Weißflossengründling im Bereich von Rhein, Elbe und Oder). Die genetischen und morphologischen Daten unterstützen damit die Vermutung von FREYHOF et al. (2000), wonach der Weißflossengründling aufgrund der bisherigen Verbreitung der Art, ihrer ökologischen Ansprüche sowie der flussgeschichtlichen Entwicklung der Elbe die Elbe schon seit langem besiedelt. Es ist daher angeraten, den Weißflossengründling zur ursprünglichen Fischfauna zu stellen, auch wenn dies ob seiner späten Erstbeschreibung (1933) formell nicht möglich ist (vgl. PEZENBURG et al. 2002, WOLTER et al. 2005).

Gemeinsam mit dem Gründling (*Gobio gobio*) ist der Weißflossengründling im Hauptstrom der Mittel Elbe häufig bzw. verbreitet anzutreffen (SCHOLTEN 2002, FLADUNG 2002a). Die häufige Präsenz juveniler Weißflossengründlinge und die bis zu fünffach höheren Dichten gegenüber juvenilen Gründlingen (*Gobio gobio*) charakterisieren den Weißflossengründling als typische Art für den Hauptstrombereich der Elbe. Dies bestätigt die Einschätzung von WOLTER & BISCHOFF (2001), die die Art als Besiedler des Hauptgerinnes der Oder einstufen. Die Habitate des Weißflossengründlings in der Donau und ihren Nebenflüssen werden von NASEKA et al. (1999) durch eine geringe bis moderate Fließgeschwindigkeit und durch feinkörniges Substrat wie Sand charakterisiert. Dies bestätigt die in den Untersuchungen von FLADUNG et al. (2005) beobachtete Konzentration von Laichfischen und Fischlarven. Ebenso lassen die hohen Eidichten in den Sedimentproben auf eine gemeinsame Präferenz beider Gründlingsarten für Sand- und Kiesbankstrukturen im Hauptstrom der Mittel Elbe schließen. Im Unterschied zu den Angaben von BĂNĂRESCU et al. (1999) suchten die Gründlinge in der Elbe bei der Eiablage deutlich größere Wassertiefen sowie mittlere Strömungsgeschwindigkeiten auf.

Während der frühen Entwicklungsstadien ist eine artliche Differenzierung juveniler Gründlinge erst ab einer Totallänge von > 40 mm sicher (WANZENBÖCK et al. 1989). Das Auftreten von eindeutig bestimmbar juvenilen Weißflossengründlingen zwischen 40 und 50 mm in einem Zeitraum von Anfang Juli bis Ende September deutet auf eine lange Laichzeit dieser Art in der Mittel Elbe hin. Dies bestätigt Angaben über die Laichzeiten aus der Donau von Mitte Mai bis Ende Juni (WANZENBÖCK & WANZENBÖCK 1993). Ob es während dieser langen Laichzeit zum Portionslaichen wie bei *Gobio gobio* kommt (vgl. BĂNĂRESCU et al. 1999) bleibt offen.

Von der Barbe erfolgte während dieser Studie lediglich ein Einzelnachweis unmittelbar nach dem Sommerhochwasser 1997, so dass von einem verdrifteten Jungfisch ausgegangen werden kann. In der Elbe besiedelte die Barbe typischerweise die Oberelbe in Sachsen und Tschechien sowie die Mittelläufe der Elbenebenflüsse. In der Mittel Elbe kam die Barbe oberhalb und im Bereich von Magdeburg häufig vor, während sie unterhalb von Magdeburg eher selten war (KISKER 1926, PAPE 1952). Derzeit ist die Barbe im sächsischen Elbabschnitt (Elbe-km 0-180) wieder regelmäßig anzutreffen (IKSE 2008). Im betrachteten Abschnitt der unteren Mittel Elbe wurde sie bislang mit verhältnismäßig wenigen, zumeist juvenilen Exemplaren nachgewiesen (KAMMERAD et al. 1997, BRÄMICK et al. 1998, FLADUNG 2002a, 2002b). Laichfische bzw. Eier der Barbe konnten in den

untersuchten Kiesbänken der unteren Mittelbe nicht nachgewiesen werden (FLADUNG et al. 2005). Doch vermutet FLADUNG (2002a) aufgrund zunehmender Einzelfänge eine allmähliche Ausweitung des Besiedlungsareals der Barbe stromabwärts. Zur Zeit der Untersuchung (1997 bis 2000) kann allerdings nicht von einer lokalen Barbenpopulation und damit von einer bedeutenden Funktion der Uferstrukturen als Aufwuchshabitate für juvenile Barben im Raum Havelberg ausgegangen werden.

Die wenigen Einzelfänge juveniler Quappen stehen im deutlichen Gegensatz zu den regelmäßigen Präsenzen von über 50 % adulter Tiere in den Untersuchungen von FLADUNG (2002a) aus demselben Abschnitt der Mittelbe. KLUGE (1900) und MÜLLER (1960) beschreiben für die Mittelbe sowohl eine potamodrome Wanderform („Elbquappe“) als auch eine stationär lebende „Binnenquappe“. Es ist belegt, dass die Elbquappe in den Monaten November bis Januar aus der Tideelbe zum Laichen in die Mittelbe und ihre Nebenflüsse (v.a. Havel) zog, wo sie in großen Mengen gefangen wurde (KLUGE 1900, KOOPS 1959). Während die Binnenquappe vor allem infolge der sich verschlechternden Wasserqualität und der Reduzierung und Verschlammung ihrer Laichplätze zurückging, brachen die Bestände der Wanderquappe mit der Errichtung des Elbewehres Geesthacht schlagartig zusammen (ALBRECHT 1960, MANN 1968, BRUNKEN & BRÜMMER 1994). Seit dem Beginn der 1990er Jahre ist in der Mittelbe wieder eine Zunahme der Quappenbestände zu beobachten (FLADUNG 1998a, 2002a), bei denen es sich wahrscheinlich um die kleinwüchsige Binnenform handelt (KNÖSCHE 2001).

Die Laichzeit der Quappe erstreckt sich in der Elbe von Ende Dezember bis etwa Mitte Januar (BAUCH 1958). Die Hauptlaichplätze der Wanderquappe befinden sich nach KOOPS (1959, 1960) in der unteren Mittelbe zwischen Bleckede und Scharleuk (Elbe-km 450 - 545) sowie in der Havel. Stein, Sand, Kies oder harte, saubere Lehmböden gelten als Laichsubstrat (MÜLLER 1960). Nach BAUCH (1958) laicht die Quappe im Hauptstrom der Elbe in sandigen Bühnenfeldern und Altwässern unterhalb von Lenzen (Elbe-km 487).

Telemetrische Untersuchungen adulter Quappen zeigen zu Beginn der Laichzeit stromaufwärts gerichtete Wanderungen aus dem Raum Havelberg (Elbe-km 423) bis zur Kiesbank Arneburg (Elbe-km 399/400, FREDRICH & ARZBACH 2002), wo FLADUNG et al. (2005) Eier nachweist. Die Eier könnten durch „Vergraben“ (vgl. FARKAS 1993, zit. aus BUNZEL-DRÜKE et al. 2004) bzw. durch Ankleben an das Substrat (PATZNER & RIEHL 1992) vor einer Verdriftung geschützt worden sein. HARSÁNY & ASCHENBRENNER (1992) berichten andererseits von einer Verdriftung der Eier mit der Strömung. Auch Quappenlarven sind mit einer Körperlänge von 4 mm besonders klein (NIKOLSKI 1957) und aufgrund des positiv phototaktischen Verhaltens (BUNZEL-DRÜKE et al. 2004) in besonderem Maße für eine Verdriftung durch die Strömung in beruhigte Gewässer anfällig. Der Fund juveniler Quappen im Raum Havelberg (Elbe-km 419 - 425) kann daher durchaus aus Laichpopulationen an der Kiesbank Arneburg (Elbe-km 400) stammen. Außerhalb der Laichzeit zeigen sich die Quappen in der Mittelbe sehr standorttreu (FREDRICH & ARZBACH 2002). Die Ergebnisse der telemetrischen Untersuchungen und die Fänge der juvenilen Quappen lassen daher auf die Existenz einer Quappenpopulation schließen, die den gesamten Lebenszyklus

innerhalb eines ca. 40 – 60 km langen Abschnitts der Mittelelbe absolviert, in dem Laich-, Aufwuchs- und Sommerhabitate existieren.

Die eurytopen Arten bilden ca. 35 % der relativen Abundanz der Jungfischgemeinschaft. Die neun Arten Ukelei, Plötze, Brasse, Güster, Karpfen, Fluss- und Kaulbarsch sowie Zander und Hecht gehören nach WOLTER et al. (2005) alle zur ursprünglichen Fischfauna der Elbe.

Die Ukelei dominierten die Jungfischansammlungen im Sommer mit über 60 % Präsenz und 20 % Abundanz. Nach BAUCH (1958) ist der Ukelei regelmäßig in der Mittelelbe anzutreffen, allerdings zeigen die Bestände über einen längeren Zeitraum hinweg starke Schwankungen (KÖTHKE mdl. Mitteilungen). In den parallelen Untersuchungen der Adultfischbestände trat der Ukelei in hohen Präsenzen auf und bildete über 7 % der relativen Abundanz (FLADUNG 2002a).

Ukelei laichen über Algen und an Pflanzen oder über sandigem und kiesigem Ufer (KUGEL 1942). Nach Angaben von FREYHOF (1998a) und HOLCIK & HRUSKA (1966) können die Laichplätze durchaus stark überströmt sein. Diese Bedingungen finden sich in der hydromorphologischen Situation der Kiesbänke in der Elbe wieder (WIRTZ & ERGENZINGER 2002), wo FLADUNG et al. (2005) Laichfische und Eier von Ukelei nachweisen konnten. Die Ukelei nutzen daher den untersuchten Abschnitt der Mittelelbe sowohl als Laich- als auch als Aufwuchs- und Sommerhabitat.

Juvenile Plötzen traten in regelmäßigen Präsenzen aber geringen Abundanzen auf. Adulte Plötzen waren ursprünglich sehr häufig in der Elbe anzutreffen (BAUCH 1958). Auch in den aktuellen Untersuchungen der Buhnenfelder und Uferstrukturen dominiert die Plötze die Adultfischfauna (FLADUNG 2002a). Viele dieser Tiere nutzen aber offensichtlich die Auengewässer als Laichhabitate, wie die große Abundanz juveniler Plötzen in den Altarmen vermuten lässt (vgl. OESMANN 2002a). Von Laichwanderungen adulter Plötzen aus dem Hauptstrom in die Nebengewässer berichten KESTEMONT et al. (1999) an der Maas.

Daneben gibt es einen Laicherbestand, der die Kiesbänke im Hauptstrom als Laichgebiet nutzt, wie FLADUNG et al. (2005) anhand von Eifunden aus verschiedenen Kiesbänken im Raum Havelberg/Arneburg nachweisen konnte. Larvale Plötzen wurden regelmäßig durch die kleinräumige Elektrofischerei sowie mit dem Senknetz gefangen. Diese Fänge deuten ebenfalls auf eine Reproduktion der Plötze im Bereich des Hauptstroms der Elbe hin. Somit nutzt zumindest ein kleiner Teil der Plötzenpopulation den Hauptstrombereich als Laich- und Aufwuchsgebiet.

Güster und Brassen traten in den Uferstrukturen des Hauptstromes nur in sehr geringen Abundanzen auf. Diese Arten dominieren die Jungfischansammlungen in den Auengewässern der Elbe (OESMANN 2002a). MOLLS (1999) und GRIFT (2001) weisen eine Einwanderung geschlechtsreifer Brassen und Güster in die Altarme des Niederrheins während des Frühjahrs nach. FREDRICH (2002c) bestätigt aufgrund telemetrischer Untersuchungen die gezielte Einwanderung adulter Brassen in die Auengewässer der Elbe oft bereits im Winter. Hier laichen sie ab einer Wassertemperatur von ca. 10° C und ziehen anschließend in die Ernährungshabitate in den Hauptstrom (FREDRICH 2002b). Aufgrund dieser Angaben lässt sich für alle beide Arten auf eine altersspezifische Habitatwahl schließen. Die Seitengewässer dienen überwiegend als Laich-,

Aufwuchs- und Überwinterungshabitate (vgl. LARINK et al. 2000) und der Hauptstrom als Aufenthaltsort im Sommer für adulte und präadulte Tiere außerhalb der Fortpflanzungsperiode (vgl. FLADUNG 2002 a,b).

Gleiches gilt für Zander, Fluss- und Kaulbarsch. Die pelagischen Stadien der frühen Larvalphase erfordern strömungsberuhigte Bereiche, wie sie zu diesem Zeitpunkt großflächig nur in den Altarmen und Seitengewässern vorhanden sind. OESMANN (2002a) stellt ein gehäuftes Vorkommen von Zander- und Barschbrut in den Seitengewässern der mittleren Elbe fest. STAAS (1996) fand am Niederrhein die höchsten Abundanzen larvaler und juveniler Stadien dieser Arten in den angebundenen Altarmen und Baggerseen.

Ein wenn auch kleinerer Teil der Zanderpopulation nutzt Kiesbänke und Uferstrukturen des Hauptstromes ebenso als Laichhabitat, wie Nachweise von Laichfischen auf den Kiesbänken bei Quitzöbel (FLADUNG et al. 2005) und die Nachweise größerer Anteile von Larven in der Drift des Hauptstromes (OESMANN 2003) dokumentieren. Das Auftreten besonders früher Entwicklungsstadien in den Bühnenfeldern am Rand des Hauptstromes ist daher durch eine Ausdriftung aus den Mündungsbereichen der Nebengewässer und durch Laichaktivitäten dieser Arten am Rande des Hauptstromes selbst zu erklären. Dies gilt auch für den Flussbarsch, der ebenfalls überwiegend in den angebundenen Altarmen oder auch Hafenbecken ablaicht (OESMANN 2002a).

Die größten Abundanzen von Kaulbarschbrut wurden in den strömungsberuhigten Bereichen hinterspülter Bühnen gefunden und damit in einem Habitat, für das auch STAAS (1996) am Niederrhein hohe Abundanzen besonders der larvalen Stadien feststellt. Der Kaulbarsch kam (BAUCH 1958) und kommt in der Mittelelbe regelmäßig aber in geringen Abundanzen vor (BRÄMICK et al. 1998, KAMMERAD et al. 1997). Bei Untersuchungen wiesen die Substratproben aus den Kiesbänken Eimengen des Kaulbarsches auf, die auf regelmäßige Laichaktivitäten dieser Art auf den Kiesbänken schließen lassen (FLADUNG et al. 2005). Für diese Art kann daher der Hauptstrom als Laich- und Aufwuchsgebiet angesehen werden.

Limnophile Arten, wie Moderlieschen oder Dreistachliger Stichling treten lediglich als Einzelfänge auf, die in Folge des Sommerhochwassers 1997 gefangen worden sind. Beide Arten besiedeln überwiegend die Auengewässer der Mittelelbe (KAMMERAD 2001), wobei OESMANN (2002a) die Nutzung der Auengewässer weiter differenzieren konnte. Er fand die Jungfische des Stichlings überwiegend in semipermanent angebundenen und Moderlieschen in temporären Auengewässern. Insbesondere für das Moderlieschen unterstützen diese Angaben die Fähigkeit dieser Art, aufgrund kurzer Reproduktionszyklen kurzlebige Auengewässer als Pionierart zu besiedeln (vgl. ARNOLD & LÄNGERT 1995). Eine Verdriftung aus Auengewässern stromauf in die Uferzonen des Hauptstroms infolge von Hochwasserereignissen, wie im Sommer 1997, scheint für diese Tiere daher wahrscheinlich.

Insgesamt kann aufgrund der Verbreitung und Häufigkeit juveniler und larvaler Stadien für acht Arten (Aland, Ukelei, Weißflossengründling, Rapfen, Hasel, Döbel, Gründling, und Flussbarsch) der Hauptstrom als Laich- und Aufwuchshabitat angesehen werden. Für zwei weitere Arten (Zander und Kaulbarsch) lassen die hohen Präsenzen und die nur kurzzeitig hohen Abundanzen

juveniler Stadien auf eine zumindest zeitweise Nutzung der Uferstrukturen des Hauptstroms als Aufwuchshabitate schließen. Drei Arten (Güster, Brassen und Plötze) traten nur in geringen Abundanzen und Präsenzen im Hauptstrom auf. Sie nutzen vor allem die angebundenen Auengewässer als Aufwuchshabitate (OESMANN 2002a).

Die Dominanzstruktur der Fischbrutansammlungen in den Uferzonen der Mittelbe unterscheidet sich insbesondere durch die Dominanz rheophiler Arten wie Aland, Rapfen und Weißflossengründling und durch die im Vergleich dazu geringen Dominanzen von Arten wie Barbe, Plötze, Brasse oder den Perciden (Zander, Kaul- und Flussbarsch) deutlich von den Jungfischzönosen anderer großer mitteleuropäischer Ströme wie Oder (BISCHOFF 2002), Rhein (STAAS 1996) und Donau (SPINDLER 1988, WINTERSBERGER 1996a). Die Jungfischansammlungen in der Oder wurden im vergleichbaren Zeitraum mit über 80 % der relative Abundanz durch die Plötze dominiert (vgl. BISCHOFF 2002). Nur an besonderen Uferstrukturen, z.B. den Bühnenköpfen oder in den infolge des Sommerhochwassers 1997 neu geschaffenen Sand- und Kiesbankstrukturen, etablierten sich rheophile Arten wie Weißflossengründling, Döbel, Aland oder Rapfen in größeren Beständen (BISCHOFF & WOLTER 2001b,c).

Untersuchungen der Fischbrut entlang des Niederrheins ergaben eine deutliche Veränderung im Längsverlauf, der unter anderem durch die veränderte Sohlsubstratstruktur hervorgerufen wurde (vgl. STAAS 1996, GRIFT 2001). Während im deutschen Niederrhein zwischen Köln und Rees die kieslaichenden Arten Barbe, Nase, Hasel und Döbel als eudominant ($> 10\%$) einzustufen waren (STAAS 1996), ergab sich für den niederländischen sand- und kiesgeprägten Niederrhein eine Dominanz rheophiler Arten wie Barbe, Nase, Gründling und Aland aber auch von eurytopen Arten wie Brasse in den Fischbrutansammlungen der Bühnenfelder am Strom (GRIFT 2001). Beide Autoren betonen aber starke Unterschiede in den Dominanzstrukturen zwischen den einzelnen Jahren. Darüber hinaus wurde die zeitliche Anbindung von Nebengewässern als relevanter Faktor für die Dominanzstruktur der Fischbrut im Hauptstrom angesehen. Insbesondere der Anteil von Brassen und Perciden an der Jungfischzönose des Rheinstroms im Spätsommer wird durch diese Faktoren beeinflusst.

Für die österreichische Donau belegen die Untersuchungen von SPINDLER (1988) und WINTERSBERGER (1996a) eine Dominanz kieslaichender rheophiler Fischarten wie Barbe und Nase sowie der eurytopen Arten Plötze und Ukelei in den Jungfischzönosen entlang der Donau zwischen Wien und der slowakischen Grenze. Hierbei wurden besonders starke Unterschiede in der Dominanzstruktur zwischen unterschiedlichen Mesohabitaten festgestellt wurden (SCHIEMER et al. 1991). Diese räumlichen Unterschiede in der Zusammensetzung der Fischbrutzönose konnten für die Bühnenfelder der Mittelbe nur bedingt festgestellt werden. Die Dynamik in der Zusammensetzung der Altersgruppe 0 und mögliche Ursachen werden im Folgenden diskutiert.

3 Lokale Fischansammlungen der AG 0 in den Bühnenfeldern der Mittelbe: Dynamik und strukturierende Faktoren - eine skalenbezogene Betrachtung

Artenzusammensetzung, Diversität und Größenstruktur der AG 0 unterliegen in den Uferzonen der Mittelbe einer erheblichen zeitlichen Dynamik, insbesondere im saisonalen aber auch im diurnalen Rhythmus. Interannuelle Unterschiede ließen sich hinsichtlich der Jungfischgrößen und -dichten belegen. Diese Ergebnisse bestätigen die Arbeitshypothese einer signifikanten Beeinflussung der Struktur der Fischansammlungen der AG 0 durch zeitliche Gradienten.

Darüber hinaus belegen die Analysen signifikante Effekte unterschiedlicher abiotischer Faktoren auf die Struktur und Dynamik der Fischansammlungen der AG 0. Für das Verständnis abiotischer Faktoren und ihrer Wirkung sind sowohl die Ursachen ihrer Variabilität als auch die Identifizierung der räumlichen und zeitlichen Skalen, in denen sie die Struktur und Dynamik der AG 0 beeinflussen, von großer Bedeutung (LEVIN 1992, POFF 1997). Die Frage nach den Ursachen der Variabilität erfordert die Identifizierung von Effekten unterschiedlicher Skalen auf die Ausprägung von Umweltfaktoren (O'NEIL & KING 1998).

Die Hypothese, wonach die Faktoren Hydrologie, Feststoffhaushalt, Bühnenfeldmorphologie sowie die Physikochemie überwiegend von meso- und mikroskaligen Effekten geprägt werden (vgl. PAHL-WÖSTEL 1998) konnten anhand der Untersuchung von 10 Parametern, die 7 Umweltfaktoren repräsentieren, bestätigt werden. Saisonale, d.h. zeitlich-mesoskalige Effekte beeinflussten die Variabilität der hydromorphologischen Parameter Abfluss, Trübung und Wasserflächenindex sowie die physikochemischen Parameter Sauerstoffgehalt, Leitfähigkeit, pH-Wert und Wassertemperatur. Letztere zeigten daneben auch eine tageszeitlich-mikroskalige Dynamik. Die Ausprägung der hydromorphologischer Faktoren „Morphologie der Bühnenfelder“ bzw. „laterale Konnektivität“ werden hingegen durch mesoskalige bzw. makroskalige Effekte signifikant beeinflusst.

Die grundsätzliche Wirkung der Umweltfaktoren erfolgt über die Selektion von Arteigenschaften (LEVIN 1992). Umweltbedingungen werden in diesem Kontext als Filter aufgefasst, die das Vorhandensein von Arten bzw. ihren unterschiedlichen Entwicklungsstadien selektieren (TONN et al. 1995). POFF 1997 postulierte unter Bezug auf die hierarchische Struktur von Fließgewässern (FRISSEL et al. 1986) eine unterschiedlich skalierte Wirkung von Umweltfaktoren auf die Ausbildung von Arteigenschaften aquatischer Organismen in Fließgewässern. Die Skalierung von Lebensräumen erfordert es, die Perspektive des betrachteten Organismus zu berücksichtigen (LEVIN 1992), wobei der Lebenszyklus entscheidende Hinweise für die zeitliche Dimensionierung und räumliche Ausdehnung der Habitatskalen liefert (WERNER 1988).

Für die Strukturierung von Fischhabitaten in Fließgewässern entwickelten BAYLEY & LI (1996) einen Vorschlag, der die zeitliche Antwort der Fauna, Population bzw. des Individuums räumlichen Einheiten gegenüberstellt. Danach stellen Mikrohabitate den Lebensraum einzelner Individuen während eines abgegrenzten Zeitraums dar und werden durch spezifische Ausprägungen der

Umweltfaktoren wie z.B. Fließgeschwindigkeit oder Substrattyp charakterisiert (KOLASA & WALTHO 1998).

Mehrere Mikrohabitate lassen sich zu einem Mesohabitat zusammenfassen, welches Ansammlungen von Fischen unterschiedlicher Arten bzw. Altersstadien mit ähnlichen Habitatansprüchen beherbergt (JUNGWIRTH et al. 2003). Bühnenfelder, das Hauptgerinne, die Zuflussmündungen bzw. Auengewässer lassen sich daher aus fischökologischer Sicht als Mesohabitat beschreiben.

Auf der Makroskala korrespondieren Einzugsgebiete mit der zoogeographischen Verbreitung von Fischarten in den unterschiedlichen Fließgewässern. In ihrer longitudinalen Ausdehnung sind Fließgewässer aber auch als Makrohabitate für diadrome Fischarten zu klassifizieren. Potamodrome Arten nutzen oft weite Bereiche eines Flusses als „home range“, weshalb sich für diese Arten einzelne Flussabschnitte als Makrohabitat bezeichnen lassen (BAYLEY & LI 1996).

Die nachstehende Diskussion folgt diesem Ansatz, indem sie der räumlichen bzw. zeitlichen Skala der Lebensräume folgt und die abiotischen Faktoren entsprechend der Skala ihrer Wirkung auf die Struktur und Dynamik der Fischansammlungen der AG 0 behandelt.

3.1 Mikroskala: Habitatnutzung und diurnale Dynamik

Die Mikrohabitatnutzung einzelner Individuen bildet die Grundlage sowohl für das Verständnis der Struktur und Dynamik von Fischansammlungen (MATTHEWS 1998) als auch für die Entwicklung von Habitateignungsmodellen und einer Bewertung von Lebensraumqualitäten (STALNAKER et al. 1995). Die Analyse der Mikrohabitatnutzung ist daher ein zentrales Ziel dieser Arbeit.

Für acht Fischarten in der AG 0 konnten Schlüsselfaktoren der Mikrohabitatnutzung in den Bühnenfeldern der Mittelbe selektiert werden (Kap. 3.1.1). Der Begriff Schlüsselfaktor wird hier als messbarer Habitatparameter verwendet, der eine signifikante Erklärung zur Habitatnutzung liefert (vgl. MARCOT et al. 1997). Insbesondere auf der Basis hydromorphologischer Schlüsselfaktoren ließen sich sowohl die Mikrohabitatnutzungen anhand von neun Modellen beschreiben als auch validiert prognostizieren. Die Diskussion der fischökologischen Bedeutung der identifizierten Mikrohabitate erfolgt in Kap 3.1.2.

Die Analysen verdeutlichen darüber hinaus, dass es während der Entwicklung vom Larval- zum Juvenilstadium (vgl. KOBLIZKAYA 1981, BALON 1979, 1999) sowohl zu einer entwicklungsspezifisch als auch zu einer größenspezifisch veränderten Mikrohabitatnutzung kommt (vgl. Kap 3.1.3).

Die Untersuchung der Mikrohabitatnutzung im Tagesverlauf bildet den Ausgangspunkt für das Verständnis der diurnalen Dynamik von Fischansammlungen, wie sie in den Bühnenfeldern der Mittelbe dokumentiert werden konnte. Die Resultate werden im Sinne von MATTHEWS (1998) als direktes Ergebnis der Wechselwirkung der biologischen Fähigkeiten des Fisches und seiner abiotischen und biotischen Umwelt im vierten Unterkapitel diskutiert (vgl. 3.1.4).

3.1.1 Abiotische Schlüsselfaktoren und ihre Wirkung auf die Fische der AG 0

Die hydraulischen Parameter Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit sowie der morphologische Parameter Uferneigung konnten aus 15 getesteten als wesentliche abiotische Schlüsselparameter für die Mikrohabitatnutzung selektiert werden. Der Substrattyp sowie die Trübung war ebenfalls in einigen Modellen eine wichtige Einflussgröße. Analog ergab sich aus der Analyse nur eine geringe Bedeutung der physiko-chemischen Parameter Wassertemperatur, Leitfähigkeit, Sauerstoff, pH-Wert sowie der Vegetationsbedeckung. Den Faktoren Wassertemperatur, Lichtintensität, sowie der Morphologie des Bühnenfeldes kommt allerdings eine zentrale Bedeutung bei der diurnalen Dynamik der Mikrohabitatnutzung zu (s. Kap. 3.1.4).

Im Vergleich zu anderen Autoren (z.B. COPP 1992 a,b; COPP et al. 1994, FREYHOF 1998a) weisen die hier vorgestellten Ergebnisse nur eine geringe Zahl von signifikanten Parametern zur Charakterisierung der Mikrohabitatnutzung auf. POIZAT & PONT (1996), die ebenfalls nur wenige Schlüsselparameter (Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe, Vegetation und Deckung) für die Mikrohabitatnutzung der AG 0 selektierten, begründeten dies mit einer statistischen Bereinigung mesoskaliger Effekte. Entsprechend erfolgte für die physikochemischen Parameter (Temperatur, Sauerstoff, Leitfähigkeit und pH-Wert) eine saisonale Standardisierung der Daten, um statistisch-mesoskalige Effekte auf die Analyse der Mikrohabitatnutzung, im Sinne von (POIZAT & PONT 1996) auszuschließen.

Die Wassertiefe wurde in 14 der 18 Regressionsanalysen als Schlüsselparameter in der Mikrohabitatnutzung für Jungfische oder Fischlarven identifiziert. Diese große Relevanz der Wassertiefe für die Mikrohabitatnutzung der AG 0 unterstreicht die Ergebnisse von COPP (1990b), POIZAT & PONT (1996) an der Rhône, von COPP (1992a, 1997) am River Great Ouse (England) sowie von FREYHOF (1998a) an der Sieg und BISCHOFF (2002) an der Oder.

Die Wassertiefe gilt als hydraulisch-morphologischer Parameter und zeigt in den erhobenen Daten eine hohe Variabilität innerhalb der Bühnenfelder. Die direkten Ursachen liegen somit in der Topographie der einzelnen Bühnenfelder, die wiederum durch verschiedene makroskalige Faktoren wie Lage im Flussschlauch, Feststoffhaushalt und Gefälle sowie Lage, Form, Gestalt und Größe der Bühnen und damit mesoskalige Faktoren indirekt beeinflusst werden (vgl. FAULHABER et al. im Druck). Nach Detailuntersuchungen von WIRTZ & KREBS (im Druck) sowie ENGELHARDT et al. (2006) sind insbesondere die Lage zueinander und die Größe entscheidende Faktoren für die kleinräumige Ausgestaltung der Erosions- und Sedimentationsprozesse und damit für die Topographie in den Bühnenfeldern. Dies gilt insbesondere auch für die hier untersuchten Bühnenfelder, die Bestandteil der Detailuntersuchungen von WIRTZ & KREBS (im Druck) sind.

Die fischökologische Wirkung der Wassertiefe ist sehr komplex und wird erst in Kombination mit der Uferneigung deutlich. Diesem Schlüsselparameter kommt für die Prognose der Mikrohabitatnutzung in sieben von neun Modellen eine signifikante Bedeutung zu. Einen ähnlich großen Effekt der Neigung für die Mikrohabitatnutzung konnten auch WINTERSBERGER (1996c) und FREYHOF (1998a) anhand von Umweltprofilen für unterschiedliche Größen- und Entwicklungsstadien der AG 0 feststellen. Andere Autoren bestätigen diesen signifikanten Einfluss der Neigung auf die Mikrohabitatnutzung nicht (z.B. BISCHOFF 2002, POIZAT & PONT 1996) oder

haben diesen Parameter nicht in der Analyse der Mikrohabitatnutzung von Fischen der Altersgruppe 0 berücksichtigt (z.B. SCHLOSSER 1982, 1987, COPP 1992a, 1997).

Die Ausdifferenzierung der Neigung unterliegt einem starken mikroskaligen Effekt, d.h. die Variabilität der Neigung ist innerhalb eines Bühnenfeldes größer als zwischen den Bühnenfeldern (s. Tab. IV-14). So trennen sich flach geneigte Uferzonen der verlandeten Bereiche von Steilufern entlang der Kolke und damit Sedimentations- von Erosionszonen. Diese morphologische Vielfalt schlägt sich in einer Differenzierung unterschiedlicher Mikrohabitate anhand der Habitatnutzungsmodelle nieder (vgl. Kap. 3.1.2).

Flach geneigte Wasserflächen mit einer geringen Tiefe bieten insbesondere für Fischlarven und Jungfische Schutz vor größeren Prädatoren, die in diese flachen Zonen nicht eindringen können (vgl. SCHLOSSER 1987). In Kombination mit geeigneten hydraulischen Bedingungen beeinflussen sie die Nahrungsverfügbarkeit wie die Effizienz der Nahrungsaufnahme (s. Kap. 3.1.2). Darüber hinaus unterliegen insbesondere diese Bereiche einer ausgeprägten diurnalen Variabilität der Temperatur bzw. des Sauerstoffgehalts, mit direkten Folgen für das Wachstum der Jungfische und Fischlarven (s. Kap. 3.1.4). Steile und oft tiefere Bereiche bieten Fischlarven und Jungfischen Estand und Deckung und bei geeigneten Bedingungen ausreichend Nahrungsgrundlage (s. Kap. 3.1.2).

Die Fließgeschwindigkeit zeigte in acht von 18 Analysen einen signifikanten Effekt für die Mikrohabitatnutzung larvaler und juveniler Fische in den Uferzonen der Elbe. In den überwiegenden Abschnitten der Mittel-elbe steuern Bühnen die Einströmung aus der fließenden Welle in die Bühnenfelder. Die Varianz in der Fließgeschwindigkeit in den untersuchten Bühnenfeldern zeigte sowohl einen dominierenden mikroskaligen Effekt als auch einen starken Einfluss makroskaliger Prozesse wie der Abflussdynamik. Lage des Bühnenfeldes im Flussschlauch (GLAZIK 1961, WIRTZ 2004) Form (NEGER 1932), Neigung und Struktur der Bühnen (WIRTZ 2004) sowie Länge und Abstand der Bühnen zueinander (ENGELHARDT et al. 2006) beeinflussen die hydraulischen Bedingungen in einem Bühnenfeld. Je nach Ausprägung dieser Faktoren kommt es zur Ausbildung von ein- oder zwei Strömungswalzen in den Bühnenfeldern und damit zur Ausdifferenzierung von unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten und hydraulischen Bedingungen (WINKEL 1928, WIRTZ 2004, FAULHABER et al. (im Druck)).

Neben diesen Faktoren bestimmen verschiedene Abflusssituationen (FAULHABER et al. im Druck) sowie der Schiffsverkehr (ENGELHARDT et al. 2001, BRUNKE & GUHR 2006) das aktuelle Strömungsmuster in einem Bühnenfeld. KREBS & ZANKE (2002) prognostizierte signifikante Unterschiede in der räumlichen Ausprägung bestimmter Fließgeschwindigkeitsklassen je nach Abfluss. Mit Hilfe von Feldmessungen konnte WIRTZ (2004) diese abflussbedingte Dynamik in den hydraulischen Verhältnissen innerhalb der Bühnenfelder bestätigen.

Passagen von größeren Schiffen führen zu spontanen Wasserstandsabsenkungen in den Bühnenfeldern um bis zu 0,5 m und zu einer Erhöhung der Fließgeschwindigkeiten um bis zu 0,6 m/s (BRUNKE & GUHR 2006). Die Schubspannungsgeschwindigkeiten von bis zu 0,75 m/s induzieren eine Resuspension von Feinsubstraten und liegen weit über den Toleranzen einer entsprechenden Fauna des Makrozoobenthos (BRUNKE & GUHR 2006, vgl. BORCHARDT &

STATZNER 1990). Die hydraulischen Bedingungen lassen sich somit primär als mikro- und makroskalig gesteuerte Prozesse erklären.

Die ökologische Wirkung der hydraulischen Bedingungen auf die AG 0 ist sehr unterschiedlich. Aus den Laichhabitaten im Hauptstrom aufschwimmende Fischlarven werden durch die Strömungsverhältnisse in die Aufwuchshabitate verdriftet (z.B. PAVLOV 1994). Für die folgenden Entwicklungsstadien beeinflussen die Fließgeschwindigkeiten in den Aufwuchshabitaten die energetischen Kosten des Schwimmens (z.B. BEAMISH 1978) oder führen zur Ausdifferenzierung günstiger Nahrungshabitate z.B. für driftfressende Arten (FLORE et al. 2001). Diese Aspekte sind auch in den untersuchten Bühnenfeldern von Bedeutung und werden anhand unterschiedlicher Mikrohabitattypen differenziert diskutiert (vgl. Kap. 3.1.2).

Die Schwebstoffkonzentration, erfasst durch den Parameter Trübung, wurde anhand multipler logistischer Regression in sechs Modellen zur Beschreibung der Mikrohabitatnutzung als signifikanter Faktor identifiziert. Die saisonale Variation der Schwebstoffkonzentration lässt sich auf unterschiedliche mineralische und organische Zusammensetzungen zurückführen. Der mineralische Anteil der Schwebstoffe besteht zum überwiegenden Anteil aus suspendiertem Sand mit einer Korngröße $< 0,2$ mm und ist stark vom Abflussgeschehen der Elbe abhängig (NAUMANN & GÖLZ im Druck). Auf der Höhe von Pirna in der oberen Elbe erreicht der anorganische Schwebstoffgehalt ein erstes hydrologisch bedingtes Maximum im März. Langjährige Untersuchungen im Längsverlauf der Elbe lassen für das Winterhalbjahr, also ohne biogene Schwebstoffentwicklung, eine Zunahme der Schwebstoffkonzentrationen zwischen dem Grenzübertritt (Pirna, ca. $28 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$) bis nach Barby (Elbe-km 150) auf ca. $38 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ erkennen. Insbesondere die Saale führt durch eine jährliche Schwebstofffracht von ca. 250.000 bis 300.000 t zu einer deutlichen Erhöhung der Schwebstoffkonzentration um bis zu 40 % (NAUMANN & GÖLZ im Druck). Somit ist ein wesentlicher Teil der Schwebstoffkonzentration im Untersuchungsgebiet bei Havelberg hydrologisch gesteuert und wird durch den Zufluss der Saale beeinflusst. Ein Effekt der Havel ist auszuschließen, da diese unterhalb des Untersuchungsgebiets einmündet.

Die biogene Schwebstoffentwicklung trägt im Mittel um 30 % zu einer höheren Schwebstoffkonzentration im Sommerhalbjahr bei. Ursächlich führt die Entwicklung des Zooplanktons (HOLST et al. 2002) und des Phytoplanktons (BÖHME et al. 2006) in der fließenden Welle, sowie die zunehmende Impfung des Stromes mit Planktonorganismen aus den Nebenflüssen und Bühnenfeldern (vgl. HOLST 2006b, BÖHME 2006), zu einem stetigen Anstieg der Schwebstoffkonzentration bis auf ein ausgeprägtes Sommermaximum von über $60 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ am Pegel Wittenberge (NAUMANN & GÖLZ im Druck). Damit erreichen die Schwebstoffkonzentrationen im untersuchten Elbeabschnitt die höchsten Werte im Längsschnitt der Elbe zwischen tschechischer Grenze und Geesthacht. Für die hier vorgestellten Fischuntersuchungen sind die Schwebstoffverhältnisse zwischen Mai und Oktober ausschlaggebend. Diese liegen im untersuchten Abschnitt der Elbe bei einer mittleren Konzentration von ca. $50 - 55 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (NAUMANN & GÖLZ im Druck). Entsprechend der europäischen Fischgewässerrichtlinie (EG 2006), die bis zu einer Konzentration von $25 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ein Fließgewässer als unbedenklich einstuft, ist

die MittelElbe im untersuchten Abschnitt bei Sandau/Havelberg als durch Schwebstofffrachten belastet zu betrachten.

Die fischökologische Relevanz der Trübung ergibt sich durch eine verminderte Sichttiefe bzw. – weite, die insbesondere für den Nahrungserwerb (MINER & STEIN 1996) aber auch für die Feindvermeidung (SNICKARS et al. 2004) relevant ist. So weisen Untersuchungen von VINYARD & O'BRIAN (1976) eine signifikante Beeinträchtigung der Reaktionsdistanz zwischen Beute und Jungfisch bei verstärkter Trübung nach. Dieser Effekt wird insbesondere für Fischlarven durch die zu diesem Zeitpunkt erst verminderte Ausdifferenzierung der optischen Funktionen verstärkt, wie WANZENBÖCK & SCHIEMER (1989) vermuten. In wie weit dies aber zu einer Einschränkung in der Energiebilanz der Nahrungsaufnahme führt, muss vor dem Hintergrund der Bestandteile des Schwebstoffs differenziert betrachtet werden. Neben dem hohen Anteil biogener Schwebstoffe während der sommerlichen Aufwuchszeit der Cypriniden können auch die mineralischen Partikel, Hauptbestandteil der Schwebstofffracht in der Elbe (NAUMANN & GÖLZ im Druck) nahrungsökologische Relevanz besitzen. Diese Aggregate bestehen in Flüssen aus einem „Grundstein“ aus Ton und Sandpartikeln, der häufig mit Bakterien, Flagellaten und anderen Protisten besiedelt ist (ZIMMERMANN-TIMM 2002). Untersuchungen von WÖRNER et al. (2002) belegen einen Peak sowohl in der Abundanz, dem Gewicht als auch im Chlorophyllgehalt der Aggregate im Untersuchungsbereich der unteren MittelElbe. Die Aggregate, sowie der biogene Anteil an der Schwebstofffracht, können daher insbesondere für Fischlarven und planktivore Jungfische als potenzielle Nahrungsquelle von Relevanz sein (vgl. PERSSON et al. 2000, NUNN et al. 2007b).

Mit dem Substrattyp ist ein weiterer morphologischer Parameter in sieben Modellen für die Mikrohabitatnutzung der Jungfische von Bedeutung. Dies bestätigen Untersuchungen anderer Autoren (z. B. LAMOUROUX et al 1999a). Die Substratverteilung in den Uferzonen der MittelElbe wird durch Sand- und Feinkiesfraktionen dominiert und entspricht damit der Korngrößenverteilung im Hauptgerinne (vgl Kap. IV-5.1). Durch den Bau von Buhnen und Leitwerken kommen Schlacke und Granitsteine hinzu. In den strömungsberuhigten Zonen der Buhnenfelder kann sich darüber hinaus feinputikuläres organisches Material ansammeln, welches stellenweise mehrere Dezimeter dicke Schlammschichten aufbauen kann, die im Sommer zu einer Sauerstoffzehrung und ggf. anaeroben Bedingungen führen (SCHWARTZ & KOZIERSKI 2006).

Die ökologische Bedeutung des Substrates für Jungfische besteht zum Einen in der Ausbildung von Deckung, die als Unterstand genutzt werden kann. Grobe Blöcke aus Granit bzw. Schlacke der Buhnenschüttung erzeugen in lockerer Schichtung ein Lückensystem, welches u.a. juvenilen Flussbarschen einen bevorzugten Unterstand verschafft. Zum Anderen bieten die verschiedenen Substrattypen unterschiedliche potenzielle Habitate für benthische Nahrungsorganismen. Neben der Besiedlung der Feinsedimente und Sande (s.o.) gelangt durch den Buhnenbau mit Steinen und Schlacken ein künstliches Hartsubstrat in großen Mengen in die Elbe. Im Vergleich zum Totholz, dem aufgrund ausgedehnter Weich- und Hartholzauwälder ursprünglich dominierenden Hartsubstrat der MittelElbe (vgl. WEISS & PETERSON 2001, DZIOCK et al. 2005), bieten die Hartsubstrate (Steine und Schlacke der Buhnen) nur einen begrenzten Ersatzlebensraum, wie

geringe Artendiversität (DIRKSEN 2003) bzw. geringe Besiedlungsdichten (BRUNKE 2006a) des Makrozoobenthos nahe legen. SCHÖLL & FUKSA (2000) und ARGE ELBE (2002) erklären aber auch den Erfolg bestimmter Neozoen mit dem Überangebot von künstlichem Substrat in der Elbe. Hingegen konnte der Effekt von Totholz auf die Habitatnutzung von Jungfischen in dieser Studie mangels Daten und Vorkommens nicht untersucht werden. Allerdings zeigen Untersuchungen in totholzreichen Gewässern die Bedeutung von Totholz als Unterstand und Deckung für zahlreiche Fischarten (z.B. THÉVENET & STATZNER 1999).

BISCHOFF (2002) ermittelte u.a. die Vegetation als entscheidenden Faktor für die Habitatwahl juveniler Fische in der Oder. Dies kann für die Elbe nur eingeschränkt bestätigt werden, da es nur geringe Vorkommen aquatisch-amphibischer Vegetation in den untersuchten Uferstrukturen der Stromelbe gibt. Eine starke Trübung des Wassers sowie das Trockenfallen potenzieller Besiedlungsflächen bei sinkenden Wasserständen sind als Ursache zu sehen (TÄUSCHER und PUSCH mdl. Mitteilung). Wenn die Flächen trocken fallen, werden sie von Pioniervegetation besiedelt und bieten dann nur bei auflaufendem Sommerhochwasser geeignete Unterstände für Fische. Gemeinsam mit den wenigen, vorhandenen Unterstandsmöglichkeiten wie Totholz, überhängendem Uferbewuchs und Büschen, sind diese dann von großer Bedeutung für den Fischbestand (BRÜMMER 1994, FLADUNG 1998b). Speziell für adulte Plötzen und Güster sowie präadulte Barsche konnte in der Uferzone des Hauptstroms der Mittelbe ein signifikanter Einfluss dieser Unterstandsmöglichkeiten auf die Habitatnutzung nachgewiesen werden (FLADUNG et al. 2003).

Insbesondere submerse Makrophyten aber auch Röhrichte bieten Schutz vor Prädation (GLIWICZ & JACHNER 1992, DIEHL & EKLÖV 1995) sowie ein erhöhtes Nahrungsangebot z.B. an Makrozoobenthos (z.B. WINFIELD 1986, OKUN et al. 2005). In Fließgewässern schützt aquatische Vegetation darüber hinaus vor Verdriftung (PEARSONS et al. 1992). Für die Jungfische zahlreicher Fischarten ist Vegetation daher ein wichtiger Unterstand und stellt bevorzugte Mikrohabitate dar (z.B. COPP et al. 1994, GARNER 1996b, DUNCAN et al. 2001, GRENOUILLET et al. 2002). Anhand von Untersuchungen in den Auengewässern zeigt OESMANN (2002a), dass die Vegetation, sofern vorhanden, auch an der Mittelbe ein wichtiger Faktor für die Strukturierung der Jungfischzönosen ist.

Insgesamt unterstreichen die Ergebnisse der multivariaten und univariaten Analysen die hohe Bedeutung der abiotischen Faktoren für die Mikrohabitatwahl der AG 0 auch für den sandgeprägten Tieflandstrom der Mittelbe. Dies ist insofern bemerkenswert, da die Bühnenfelder der Mittelbe im Vergleich zu den großen Flüssen der Mittelgebirge (vgl. LAMOUREUX et al. 1999a, BARAS et al. 1995, FREYHOF 1998a, BARAS & NINDABA 1999b) in ihrer hydraulischen und morphologischen Struktur relativ monoton sind (WIRTZ 2004).

Darüber hinaus betonen die Resultate die Bedeutung hydromorphologischer Schlüsselparameter, wie Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit oder Substratstruktur (oft als hydraulisch wirkende Rauigkeit parametrisiert, STATZNER et al. 1988, LAMOUREUX et al. 1999b). Diese Parameter sind somit nicht nur für die Habitatnutzung des Makrozoobenthos (z.B. STATZNER & HILGER 1986)

oder von adulten Fischen (SCHLOSSER 1982, LAMOUREUX et al. 1999b, BAIN 1995) relevant, sondern beeinflussen auch die Habitatwahl der AG 0 Fische in den Uferzonen der Elbe.

3.1.2 Charakterisierung fischökologischer Mikrohabitate

An Hand der hydromorphologischen Schlüsselfaktoren Wassertiefe, Uferneigung und Fließgeschwindigkeit ließen sich mit Hilfe statistischer Modelle Vorkommenswahrscheinlichkeiten für Jungfische und Fischlarven charakterisieren und valide prognostizieren. Konkret konnten durch die Parameter Uferneigung und Wassertiefe zwei Mikrohabitatstypen räumlich abgegrenzt werden: Flache und moderat bis steil geneigte Uferzonen (vgl. Tab. VII-2).

Flach geneigte Uferzonen in Verbindung mit geringen Wassertiefen werden bevorzugt von juvenilen Gründlingen, Plötzen und Alanden genutzt. Die ökologische Attraktivität dieser Mikrohabitate kann im Schutz vor Prädation, im potenziellen Nahrungsangebot und den thermischen Eigenschaften bestehen.

Nach SCHLOSSER (1987) steht die fischökologische Bedeutung der Wassertiefe in einem engen Zusammenhang mit dem Schutz vor Prädatoren. Er postulierte für kleine Jungfische und Fischlarven bei Wassertiefen über 30 cm ein erhöhtes Risiko durch piscivore Fische erbeutet zu werden. Eine differenzierte Analyse dieses Parameters anhand der Mikrohabitatnutzungsmodelle ergab für die Bühnenfelder der Mittelbe eine bevorzugte Nutzung von Wassertiefen kleiner 30 cm durch die Fischbrut von Gründlingen, Plötzen und Alanden. Da zahlreiche potenzielle Prädatoren, z.B. Döbel, Flussbarsch, Rapfen und Aal von FLADUNG (2002a) regelmäßig in den Bühnenfeldern der Mittelbe nachgewiesen werden konnten, ist eine bevorzugte Nutzung dieser Wassertiefen als Feindvermeidung plausibel.

Ausreichende Nahrungsverfügbarkeit ist sowohl in marinen (CUSHING 1990, HOUDE 1994) als auch in limnischen Lebensräumen (HOUDE 1994, PERSSON et al. 2000) ein wesentlicher Faktor, der das Wachstum und damit u. a. den Recruitmenterfolg von Fischen beeinflusst. Für die Verteilung der Wirbellosen in Fließgewässern gilt neben der Fließgeschwindigkeit die Substratbeschaffenheit als ein zentraler Faktor (z.B. STATZNER et al. 1988, REMPEL et al. 2000). In den Bühnenfeldern der Elbe konnten DIRKSEN (2003) und BRUNKE (2006a) diesen großen Einfluss der unterschiedlichen Substrattypen auf die Verteilung der Meio- und Makrobenthosfauna bestätigen. Flach geneigte Uferzonen, wie sie hier als spezieller Mikrohabitatstyp für Jungfische prognostiziert werden, bilden sich bevorzugt in Bereichen erhöhter Sedimentation innerhalb der Bühnenfelder aus. Diese Bereiche werden im untersuchten Elbabschnitt bei Sandau Havelberg (Elbe-km 418 bis 427) vom Substrattyp Feinsand ($0,2 > \text{bis} > 0,63 \mu\text{m}$ Korngröße) dominiert (WIRTZ 2004). GÜCK (2004) wies im Feinsandsubstrat bei Korngrößen von $0,09 \text{ mm}$ die höchsten Chironomidenabundanzen auf, wobei durchaus spezifische Substratpräferenzen für unterschiedliche Chironomidentaxa ermittelt werden konnten.

Oligochaeten, die zweite dominierende Komponente des Makrozoobenthos in den Bühnenfeldern der Mittelbe (DIRKSEN 2003), meiden den Substrattyp Feinsand (BRUNKE 2006a). Eine artspezifische Analyse offenbart z.B. für die Art *Limnodrilus hoffmeisterii* ein Abundanzmaximum in Bereichen mit einem hohen Muddeanteil (Feinsediment mit hohem organischem Anteil)

(DIRKSEN 2003), wie er sich insbesondere in den Stillwasserbereichen ausbilden kann (SCHWARTZ & KOZERSKI 2006). Ein zunehmender Anteil von organisch geprägtem Feinsediment führt auch zu einer erhöhten Besiedlung mit Mikrozoobenthos, speziell Ciliaten (KRÖWER 2006), Chydoridae (LUNAU 2001) und absedimentierten Aggregaten (WÖRNER & ZIMMERMANN-TIMM 2006).

Der Mikrohabitatstyp „flach geneigte Uferzonen“ zeigt somit eine substratspezifische Besiedlung mit Chironomiden (dominierend im Feinsand) bzw. Oligochaeten (*Limnodrillus hoffmeisterii*) und Ciliaten sowie benthischen Chydoridae im Muddesubstrat. Das potenzielle Nahrungsspektrum für die Fischbrut beschränkt sich nach diesen Untersuchungen hinsichtlich der benthischen Organismen auf drei dominierende Gruppen und deckt einen Größenbereich von $> 10 \mu\text{m}$ (z.B. Ciliaten, Rotatorien, KRÖWER 2006) bis $< 6 \text{ mm}$ (z.B. Hydropsyche) ab. Nach BRUNKE (2006a) dominiert die Meio- und Makrofauna in der Größenklasse $< 1 \text{ mm}$ die Benthosfauna in den Bühnenfeldern der oberen Elbe.

Die effiziente Nutzung der Nahrungsressourcen stellt gemäß der Theorie des optimalen Nahrungserwerbs eine hohe individuelle Fitness in den Zusammenhang mit einer hohen Nettoenergieaufnahme (STEPHENS & KREBS 1986). Faktoren wie Größe der Beute (z.B. WERNER & HALL 1974, WANZENBÖCK & SCHIEMER 1989, DEVRIES et al. 1998) sowie Dichte und Energiegehalt der Nahrung steuern diesen Prozess (z.B. et al. 1988, WIESER 1991a, KECKEIS & SCHIEMER 1992).

Die Fähigkeit Beutestücke aufzunehmen wird bei Fischlarven primär durch die Maulgröße reglementiert (z.B. DEVRIES et al. 1998, NUNN et al. 2007b), wobei für Cypriniden der AG 0 eine optimale Beutegröße von 60% der Maulbreite angenommen werden kann (SCOTT 1989). Diese entwickelt sich linear im Verhältnis zur Standard-Körperlänge (NUNN et al. 2007b). Für Plötzen der AG 0 kalkuliert MANN (zit. in BASS et al. 1997) eine Maulbreite von $200 \mu\text{m}$ für frischgeschlüpfte und von $3,7 \text{ mm}$ für juvenile Individuen mit einer Länge von 40 mm TL . Mit zunehmender Größe machen sich artspezifische Unterschiede bemerkbar (NUNN et al. 2007b). Ein großer Teil der Meio- und Makrofauna ist somit für die Altersgruppe 0 in diesen Mikrohabitaten potenziell nutzbar.

Hinsichtlich ihrer Qualität eignen sich die Tubificiden wegen ihrer besonders hohen Energiegehalte eher als die Chironomidenlarven (5575 cal/g zu 3503 cal/g , CUMMINS & WUYCHECK 1971) als Nahrung für die Fischbrut. Allerdings sind die energetischen Kosten für das Aufspüren, Fangen und Herunterschlucken der Beute im Sinne eines optimalen Nahrungserwerbs zu berücksichtigen, was dazu führen kann, dass die Aufnahme energieärmerer Beute eine höhere Nettoenergieaufnahme bewirkt und damit profitabel wird (CROWDER 1985).

Neben den bereits dargestellten „flach geneigten Uferzonen“ ließen sich „moderat bis steil geneigte Uferzonen“ mit Hilfe der Mikrohabitatnutzungsmodelle abgrenzen. In den Uferzonen der untersuchten Bühnenfelder entstehen die steil geneigten Bereiche ursächlich durch Auskolkung unterhalb ehemaliger oder entlang vorhandener Bühnendurchbrüche bzw. unterhalb von Bühnenköpfen oder durch Ufererosion an nicht oder ehemals nicht wasserbaulich gesicherten Uferstrukturen (WIRTZ 2004).

Die fischökologische Funktion der Kolke und Steilufer in der Mittel-elbe wird von FLADUNG (2002a) sowie FREDRICH (2002a, 2003) als Tageseinstand bzw. Unterstand für viele adulte und präadulte Fische beschrieben. Für adulte Rapfen konnte FREDRICH (2003) sogar die regionale Bedeutung einzelner Kolkstrukturen als Wintereinstand mittels telemetrischer Untersuchungen nachweisen. Nach BAUCH (1958) ist der Stör früher regelmäßig in der Mittel-elbe aufgetreten und nutzte Kolke mit einer Wassertiefe über 2 m als Laichhabitate. Aktuell werden ausgekolkte strömungsberuhigte Bereiche unterhalb von Buhndurchbrüchen von eurytopen Arten (z.B. Plötze, Brassen) als Laichhabitate angenommen (vgl. EHRCHEN 2000). Für die adulten Fische kommt diesen Mikrohabitaten daher eine große fischökologische Bedeutung zu.

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung konnte die große Bedeutung dieser Lebensräume auch für andere Entwicklungsstadien wie Fischlarven (z.B. Plötzen) und Jungfische (z.B. Alande mit einer TL von ca. 60 bis 80 mm) nachgewiesen werden. Eine mögliche Ursache für die Nutzung dieser geringen Wassertiefen könnte die von SCHLOSSER (1987) postulierte Funktion als Schutz vor Prädation sein (s.o.). Gleichzeitig erschweren steile Uferzonen wadenden Wasservögeln (z.B. Reiher) die Jagd nach Jungfischen. Damit kommt diesen Lebensräumen für die frühen Entwicklungsstadien dieser Arten eine wichtige Funktion als Aufwuchshabitat zu.

Steile Uferzonen mit einer Neigung über 20° werden auch als Mikrohabitat für die juvenilen Flussbarsche ermittelt. Damit sind Steilufer im Erosionsbereich sowie Steinschüttungen entlang der Buhnen gut charakterisiert. Diese Lebensräume bieten den Flussbarschen Tageseinstände, insbesondere die Lücken in den Steinschüttungen entlang der Buhnen. Nach WOLTER & VILCINSKAS (1997) bevorzugt der Barsch z.B. durch Steinschüttungen hart verbaute Ufer. Beide Autoren sprechen dieser Art aufgrund der starken Vorkommenshäufigkeit in anthropogen stark beeinträchtigten Fließgewässern eine Indikatorfunktion für den Grad der Beeinträchtigung eines Gewässers zu. Flussbarsche zeigen damit bereits als Jungfische in dieser Größenklasse ein Verhalten, welches dem der präadulten und adulten Barsche stark ähnelt. LAMOUREUX et al. (1999b) ermittelten eine starke Präferenz präadulten Barsche für grobschottrige steile Uferzonen, wie sie durch Steinschüttungen erzeugt wird. Diese Einschätzung konnte FLADUNG (2002a) für die Elbe bestätigen. Es zeigte sich in den Dichten präadulten Flussbarsche ein eindeutiger Gradient von stark verbauten Ufern hin zu naturnahen Uferstrukturen. STAAS (1996) beschreibt hingegen ein undifferenziertes Vorkommen von Flussbarschen der AG 0 in den Habitaten am Rhein, doch differenziert der Autor nicht hinsichtlich spezifischer Größenklassen.

Flache Stillwasserbereiche, wie sie modellhaft als Mikrohabitat für larvale Rapfen prognostiziert werden konnten, bieten hydraulische Retentionsräume insbesondere für schwimmschwache Organismen (SCHIEMER et al. 2001a). Für Fische in den frühlarvalen bzw. späten Embryonalstadien lässt sich hinsichtlich ihrer Schwimmfähigkeit nur eine geringe artspezifische Variation postulieren, zeigen doch die Untersuchungen von MANN & BASS (1997) sowie die Übersicht von WOLTER & ARLINGHAUS (2003), dass für Fische dieser Größe allein die Körperlänge über die Schwimmfähigkeit entscheidet. Die Aufwuchshabitate larvaler Cypriniden werden von MILLS (1991) mit Fließgeschwindigkeiten von $0,002 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ charakterisiert. Daher kann

der mit diesem Modell prognostizierte Mikrohabitattyp „flacher Stillwasserbereich“ stellvertretend für schwimmschwache Entwicklungsstadien anderer Fischarten der Mittelelbe angesehen werden.

FLORE & KECKEIS (1998) bestimmten eine „maximal nachhaltige Fließgeschwindigkeit“, welche den Fischen eine dauerhafte Position im strömenden Wasser ermöglicht. Die Werte sind für Fischlarven stark größenabhängig aber nicht artspezifisch. So geben die Autoren Werte von ca. $8 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ für Fischlarven mit ca. 15 mm TL und von ca. $16 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ für Fischlarven mit einer mittleren TL von 20 mm an. Diese Angaben stimmen mit den prognostizierten Fließgeschwindigkeiten von $< 0,1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ der Larvalhabitate gut überein und charakterisieren diese Mikrohabitate als hydraulisch-fischökologische Retentionsräume im Sinne von SCHIEMER et al. (2001 a,b).

Steigt die Fließgeschwindigkeit am Rande dieser Mikrohabitate an, kann es zu Verdriftungen der Fischlarven aber auch von Jungfischen kommen. HEGGENS & TRAAEN (1988) definierten für Salmoniden eine kritische Fließgeschwindigkeit, ab der ein Fisch seine Position nicht auf Dauer hält und verdriftet werden kann. Diese Fließgeschwindigkeiten kalkulieren LIGHTFOOD & JONES (1996) für frühlarvale Plötzen (TL 7-9 mm) mit dem 2-9fachen der Körperlänge $\cdot\text{s}^{-1}$, bevor es zu ermüdungsbedingten Verdriftungen kommt. OESMANN (2003) wies im Hauptstrom der Mittelelbe für 14 Fischarten eine Verdriftung von Larvenstadien in der fließenden Welle nach. Insbesondere für die rheophilen Arten wie Hasel, Aland, Rapfen, Döbel sowie den Gründlingen (*Gobio gobio* und *Romanogobio belingi*) aber auch Ukelei und Plötzen verbinden die Driftprozesse die Laichplätze auf den Kiesbänken im Hauptstrom (vgl. FLADUNG et al. 2005) mit den Aufwuchshabitaten, wie die Zusammensetzung der Fischlarvenzönose in den Bühnenfeldern zeigt. Aber es kann auch zum Ausdriften aus den Bühnenfeldern kommen, sobald die Fische in den Bereich der kritischen Fließgeschwindigkeit geraten. Dabei kann es bei längeren Verdriftungen zu erhöhten Mortalitäten z.B. durch mechanische Schädigung der Eier und frühen Larvalstadien kommen (PAVLOV 1994, BARDONNET 2001).

Die hydraulischen Bedingungen in den flachen Stillwasserbereichen schützen die schwimmschwachen Entwicklungsstadien nicht nur vor Verdriftung sondern befähigen sie zur aktiven Fortbewegung, die eine notwendige Voraussetzung zur erfolgreichen Nahrungsaufnahme ist (SCHIEMER et al. 1989, KAMLER 1992). WANZENBÖCK & SCHIEMER (1989) ermittelten eine Schwimmgeschwindigkeit von $1\text{-}2 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ die Plötzen von ca. 10 mm TL im Mittel während der Nahrungssuche aufbringen. Für die erfolgreiche Ergreifung der Beute ist allerdings die „Sprintgeschwindigkeit“ („burst-swimming speed“) ausschlaggebend (DABROWSKI et al. 1988), die nach WOLTER & ARLINGHAUS (2003) linear mit der Körpergröße steigt. Legt man das generelle Modell der Autoren zugrunde, so ergeben sich für larvale Rapfen (Median 16 mm TL) Sprintgeschwindigkeiten von $0,21 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Die Sprintgeschwindigkeiten unterliegen allerdings mit zunehmender Körpergröße einem artspezifischen Effekt (KAUFMANN 1990), der durch die Ausdifferenzierung der Körperform (vgl. z. B. BALON 1984) und der veränderten Physiologie der Schwimmleistung zwischen Fischlarven und Jungfischen (KAUFMANN 1990) beeinflusst wird. So ermittelten GARNER (1999) für Hasel und Plötzen der AG 0 sowie FLORE et al. (2001) für juvenile Nasen artspezifische Modelle der Sprintgeschwindigkeit, die insbesondere für larvale Hasel größere Sprintgeschwindigkeiten prognostizieren.

Dieser Effekt wird durch die Temperaturabhängigkeit der Schwimmleistung (vgl. BEAMISH 1978, WIESER & KAUFMANN 1998) noch verstärkt. Nach dem Modell von GARNER (1999) führt eine Temperaturerhöhung um 2°C zu einer Steigerung der kritischen Schwimmggeschwindigkeit um 0,5 cm·s⁻¹ für Hasel und um 1 cm·s⁻¹ für Plötzen. Diese Leistung ermöglicht es den Fischlarven aus den prognostizierten Mikrohabitaten heraus kurzzeitig angrenzende Bereiche höherer Strömung - sei es zur Nahrungsaufnahme oder zum Standortwechsel - zu nutzen, ohne verdriftet zu werden.

Der Fangerfolg der Fische auf planktische Nahrung ist wesentlich von der Fließgeschwindigkeit abhängig (DABROWSKI et al. 1988). Für larvale und frühjuvenile Nasen (TL 15,2 mm bzw. 19,6 mm) konnten FLORE & KECKEIS (1998) hohe Fangerfolge bis zu Fließgeschwindigkeiten von 0,05 bzw. 0,11 m·s⁻¹ feststellen. Unter Berücksichtigung der energetischen Kosten, die mit der Nahrungsaufnahme und den hydraulischen Bedingungen während des Nahrungserwerbs verbunden sind, postulieren die Autoren energetisch günstige Habitate für Fischlarven mit einer Größe von ca. 20 mm von unter < 14 cm·s⁻¹ Fließgeschwindigkeit.

Der Mikrohabitatstyp „flache Stillwasserbereiche“, für den Fließgeschwindigkeiten < 0,1 m·s⁻¹ prognostiziert wurden, bietet somit sowohl hinsichtlich der hydraulischen und thermalen als auch unter nahrungsökologischen Bedingungen gute Voraussetzungen als Aufwuchshabitat für die Fischlarven und kleinen Jungfische. Diesem Mikrohabitat kommt als Retentionsraum im Sinne von SCHIEMER et al. (2001b) zentrale Bedeutung für eine erfolgreiche Entwicklung der schwimmschwachen Entwicklungsstadien zu.

Insbesondere für plankton- und driftfressende Fische, zu denen die larvalen und frühen juvenilen Entwicklungsstadien der Cypriniden gehören (z.B. MILLS et al. 1985, MARK et al. 1987, KESTEMONT & AWAIS 1989, SCHIEMER et al. 1989, MANN et al. 1997) ist die Fließgeschwindigkeit von großer Bedeutung als steuernder Faktor für die Nahrungsverfügbarkeit (BASS et al. 1997) aber auch als energetische Größe, die die Effizienz der Nahrungsaufnahme beeinflusst (z.B. WANZENBÖCK 1992, FLORE et al. 2001).

Ein wesentlicher Bestandteil driftender Schwebstoffe in der Mittelalbe sind planktische Organismen, überwiegend Rotatorien (HOLST et al. 2002) und Phytoplankton (BÖHME et al. 2006) sowie Aggregate (WÖRNER et al. 2002, WÖRNER 2006). Insbesondere in den strömungsberuhigten Zonen der Bühnenfelder kommt es zur erhöhten Abundanz planktischer Bosminidae (LUNAU 2001). Aufgrund ihrer begrenzten Schwimmfähigkeit können sich diese Copepoden in den Stillwasserbereichen der Bühnenfelder halten und reproduzieren (HOLST 2006b). Während der Nachtstunden wird das Zooplankton der Bühnenfelder durch benthische Chydoridae angereichert, was auf eine erhöhte Ausdriftung aus dem Benthos schließen lässt (LUNAU 2001). Neben den planktischen Organismen bilden Aggregate durch ihren Nährstoffreichtum und ihre Besiedlung mit Mikrozooplanktern und Einzellern (vgl. HOLST et al. 1998, ZIMMERMANN et al. 1998,) eine potenzielle Nahrungsquelle für Fischlarven und Jungfische. Mit einer durchschnittlichen Größe von 150 µm (Median der längsten Dimension, WÖRNER 2006) liegen Aggregate ebenfalls im Größenspektrum potenzieller Beute juveniler Cypriniden (vgl. MARK et al. 1987, WANZENBÖCK & SCHIEMER 1989).

Moderat durchströmte Bereiche mit prognostizierten Fließgeschwindigkeiten von $0,2$ bis $0,6 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ sind als Mikrohabitate für juvenile rheophile Cypriniden (z.B. Hasel) von großer Bedeutung. Untersuchungen von RIMMER et al. (1984) zeigen, dass die energetisch günstigste Position eines Fisches nicht in Stillwasserzonen liegt, sondern einer gewissen Anströmung bedarf, in der sich der Fisch nur durch wenige steuernden Bewegungen halten kann. Als Schwellenwert für bioenergetisch optimale Fließgeschwindigkeiten geben FLORE et al. (2001) Werte von der 4- bis 5-fachen Körperlänge in $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ an. Bei einer mittleren Körperlänge von $78,9 \text{ mm TL}$ ($\pm 5,96 \text{ mm}$, $N = 133$) für juvenile Hasel und von $77,57 \text{ mm}$ ($\pm 6,36 \text{ mm}$, $N = 810$) für juvenile Alande im August/September stellen Strömungsgeschwindigkeiten von $0,3$ bis $0,4 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ optimale Aufwuchsbedingungen dar. Für die juvenilen Hasel (Größenklasse B, d.h. 70 bis 80 mm TL) konnte in der Mittelbe mit Hilfe der logistischen Regression eine erhöhte Vorkommenswahrscheinlichkeit bei Fließgeschwindigkeiten zwischen $0,4$ und $0,6 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ prognostiziert werden. Dieser identifizierte Bereich ist sehr ähnlich den Angaben, die FREYHOF (1998a) mit Hilfe von Umweltprofilen für diese Arten beschreibt.

Diese Fließgeschwindigkeiten wurden bei spätsommerlichem Niedrigwasserstand nur noch an Kiesbänken und in Bühnenfeldern unterhalb der defekten Bühnen erreicht und teilweise deutlich überschritten (WIRTZ 2004). Mit sinkendem Wasserstand konnte WIRTZ (2004) sogar eine Zunahme der mittleren Fließgeschwindigkeiten in Bühnenfeldern unterhalb von defekten Bühnen feststellen. Grenzen diese Mikrohabitate an Bereiche mit stärkeren Fließgeschwindigkeiten und damit höheren Raten von Drift und Anflug, ermöglichen sie auch aus nahrungsökologischen Gründen einen höheren Benefit zu geben, wie WINTERSBERGER (1996c) für vergleichbare Mikrohabitate juveniler Barben und Nasen in der Donau vermutet.

CROWDEN & BROOM (1980) führen juvenile Hasel als optische Strategen auf, d.h. sie sind in der Lage Anflug und Drift zu erbeuten, wobei Chironomidenlarven und Cladoceren für juvenile Hasel in diesem Größenstadium ein wesentlicher Bestandteil der Nahrung sein können (z.B. WEATHERLY 1987, SPINDLER 1988, SCHOLTEN 1995). Für diese Art des Nahrungserwerbs spielt neben der eigentlichen Reaktionszeit des Fisches während der Nahrungsaufnahme die Position des Fisches gegenüber der eindriftenden Nahrung eine wichtige Rolle für den Erfolg der Nahrungsaufnahme (WANZENBÖCK & SCHIEMER 1989). In den Bühnenfeldern der Mittelbe sorgen insbesondere primäre und sekundäre Strömungswalzen für ein heterogenes Strömungsmuster, in dem schnell und langsam fließende Bereiche unmittelbar aneinander grenzen (WIRTZ 2004). Diese kleinräumige Variabilität verbessert die Möglichkeit des Eindriftens von potenziellen Nahrungspartikeln in die strömungsberuhigten Bereiche.

Die Invertebraten-Drift im Ein- und Ausstrombereich von Bühnenfeldern der oberen Mittelbe setzt sich überwiegend aus Oligochaeten, Cyclopoiden, Cladoceren und Chironomiden zusammen (BRUNKE 2006b). Insbesondere Oligochaeten und Chironomiden sind auch in der unteren Mittelbe bei Havelberg, dem Abschnitt der vorliegenden Untersuchungen, die dominierenden Arten des Makrozoobenthos (DIRKSEN 2003, GÜCK 2004) und von daher als wesentliche Bestandteile der Drift zu erwarten.

Die anhand hydromorphologischer Parameter prognostizierten Mikrohabitate konnten hinsichtlich ihrer energetischen und nahrungsökologischen Potenziale charakterisiert werden. Sie erfüllen vor dem Hintergrund der zeitlichen Abfolge der Fischentwicklung ganz unterschiedliche aber entscheidende Lebensraumfunktionen für die Fischbrut in den Buhnenfeldern der Mittellelbe. Allerdings zeigte sich auch, dass die große Bedeutung der Vegetation bzw. von Totholz, z.B. zur Deckung, nicht gezeigt werden konnte, da entsprechende Lebensräume entlang der Uferzone fehlten.

Die nahrungsökologische Bedeutung dieser Mikrolebensräume konnte anhand begleitender Untersuchungen in anderen Projekten der Elbe-Ökologie Forschung abgeschätzt werden, doch fehlen eigene Untersuchungen zur Nahrung, die den direkten Bezug zwischen Nahrungsangebot und Wachstum hätten darstellen können.

3.1.3 Ontogenetisch- und größenspezifische Mikrohabitatnutzung

Die Analyse und Prognose der oben skizzierten Mikrohabitate offenbart neben einer artspezifischen auch eine ausgeprägte größen- und entwicklungsspezifische Nutzung der Mikrohabitate durch Aland, Plötze und Gründlinge. Diese Arten unterliegen einer indirekten ontogenetischen Entwicklung, die durch eine Larval- und eine Juvenilperiode gekennzeichnet ist (vgl. BALINSKY 1948, CERNÝ 1977, KOBLICZKAJA 1981, NASEKA et al. 1999). Während der Startpunkt der Larvalperiode von vielen Autoren generell mit dem Beginn der exogenen Nahrungsaufnahme angegeben wird (z.B. BALON 1986, WIESER 1986, WOOTTON 1990, KAMLER 1992, KOVAC & COPP 1999), bleibt das Ende der Larvalzeit in seiner Abgrenzung zu den juvenilen Entwicklungsstadien umstritten, lassen sich doch physiologische und morphologische Veränderungen nur sehr aufwändig und ungenau abgrenzen (COPP & KOVAC 1996, KOVAC & COPP 1999). Nach BALON (1999) kann die Juvenilperiode als der Beginn der Ausbildung des definitiven Phänotyps bezeichnet werden, in dem die meisten embryonalen und larvalen Strukturen degeneriert sind und permanente adulte Strukturen sich ausgebildet haben.

In dieser Arbeit bezieht sich die Trennung der larvalen von der juvenilen Entwicklungsperiode auf die Ausdifferenzierung morphologischer Merkmale wie der Ossifikation der Flossen und Schuppen (vgl. KOBLICZKAJA 1981, BALON 1999). Zu Recht weist BALON (1999) darauf hin, dass diese Abgrenzung nicht ausreichend ist und die Larvalperiode in der ontogenetischen Entwicklung generell als eigenständige Periode angesehen wird, in der es zu speziellen physiologischen, morphologischen und ökologischen Merkmalen und Anpassungen kommen kann (vgl. BRUTON 1990). Eine rein morphologische Abgrenzung der Entwicklungsstadien greift daher eigentlich zu kurz, wird aber in vielen selbst speziellen Untersuchungen zur Differenzierung von Entwicklungsphasen unterschiedlicher Fischarten angewendet (vgl. KOVAC & COPP 1996, PAVLOV 1999, GOZLAN et al. 1999b).

KOVAC & COPP (1996) postulieren aufgrund einer intensiven Analyse des Zusammenhangs zwischen Wachstum und unterschiedlichen Larvalstadien sogar eine differenzierte Habitatnutzung innerhalb der Larvalperiode. Der vorliegenden Arbeit liegt zwar eine differenzierte Erfassung der unterschiedlichen Larvalstadien in Anlehnung an KOBLICZKAJA (1981) zugrunde, doch ermöglichte

die geringe Anzahl an Art- Umweltdaten keine differenziertere Ableitung der Mikrohabitatnutzung für einzelne Stadien innerhalb der Larvalperiode.

Vor diesem Hintergrund bildet die These von BRUTON (1990), wonach sich für die Larvalperiode aufgrund eigenständiger physiologischer und morphologischer Merkmale auch eine ökologisch differenzierte Habitatnutzung erwarten lässt, eine zentrale Hypothese für die Analyse der Mikrohabitatnutzung. Am Beispiel von Plötzen und Gründlingen gelang die validierte Prognose einer differenzierten Mikrohabitatnutzung durch larvale und juvenile Entwicklungsstadien, und damit eine Stützung der These von BRUTON (1990).

Für Plötzenlarven konnte eine einheitliche Nutzung von Uferbereichen mit steiler Neigung bei Wassertiefen unter 30 cm prognostiziert werden (s. Kap. 3.1.2). Das Längenspektrum dieser Fischlarven deckte in beiden Jahren Werte zwischen 9 und 18 bzw. 20 mm ab. Für Plötzen vergleichbarer Körperlänge aber nicht näher bestimmtem Entwicklungsstadium beschrieb WINTERSBERGER (1996c) eine ähnliche Bedeutung steiler Ufer. Er setzte Steilufer mit Steinschüttungen zur Uferbefestigung entlang der Donau gleich, und interpretierte diese Lebensraumnutzung als Toleranz eurytoper Arten gegenüber einer Degradation der Uferzone. An der Mittelelbe korreliert das Vorkommen von Steilufern mit Bereichen aktiver bzw. ehemaliger Erosion wie z.B. Kolken stromab durchbrochener Buhnen (vgl. WIRTZ & FAULHABER im Druck).

Den Lebensraum juveniler Plötzen (Größenklasse B, d.h. 50 bis 65 mm TL) charakterisiert das Habitatmodell als flach geneigte Uferzonen, wie sie sich in den Buhnenfeldern überwiegend entlang der Sedimentationsflächen ausbilden. Beide Prognosen bestätigen die deskriptiv anhand von Umweltprofilen durch COPP (1990b) und FREYHOF (1998a) charakterisierten Mikrohabitate von Plötzen der AG 0 der entsprechenden Größen. BISCHOFF (2002) charakterisiert die Mikrohabitate juveniler Plötzen durch die Parameter Wassertiefe und aufkommende Vegetation, die sich, gefördert durch geringe Fließgeschwindigkeiten, in Form von Schilf und Rohrglanzgrasstreifen entlang der Steinschüttungen ausbilden. Die große Bedeutung der Vegetation für die Mikrohabitatnutzung der Plötzen in der AG 0 beschreiben auch GARNER (1996 a,b) und MANN et al. (1997) anhand des Flusses „Great Ouse“ in Ostengland und begründen dies mit der Fähigkeit juveniler Plötzen, in der Nahrungsaufnahme von Zooplankton hin zu Aufwuchs (Meiofauna, Algen und Detritus) an submersen Pflanzen zu wechseln. In den untersuchten Uferzonen der Mittelelbe ist die Ausbildung von aquatischer Vegetation und Röhrichten sehr gering und konnte daher in der vorliegenden Untersuchung nicht als spezifischer Faktor der Habitatcharakterisierung ermittelt werden.

Plötzen zeigen somit während der ontogenetischen Entwicklung vom Larval- hin zum Juvenilstadium einen Habitatwechsel innerhalb der Uferzonen des Hauptstroms. Dieser Wechsel zwischen Uferzonen mit steilen Abbrüchen und flachauslaufenden Ufern findet innerhalb von Mesohabitaten statt. Einen Habitatwechsel zwischen Mesohabitaten, wie ihn BISCHOFF (2002) hingegen für Plötzen der AG 0 an der Oder postulierte, konnte nicht bestätigt werden.

Sowohl für die larvalen als auch für die juvenilen Stadien der Gründlinge (*Gobio spec.*) beeinflusste die Wassertiefe und für die juvenilen Gründlinge (Größenklasse A, 20 bis 40 mm) zusätzlich die Neigung als signifikanter Parameter die Habitatnutzung. Dies bestätigt die

Ergebnisse der Umweltprofile, die FREYHOF (1998a) für den Gründling (*Gobio gobio*) an der Sieg ermittelt hat. Differenzen bestehen allerdings hinsichtlich der Ausprägung der genutzten Mikrohabitate. So zeigen die Gründlinge an der Mittelbe in beiden Entwicklungsstadien eine bevorzugte Nutzung von Flachwasserzonen ($< 0,2$ m) mit sehr geringer Neigung, während FREYHOF (1998a) für juvenile Gründlinge (*Gobio gobio*) eine Präferenz für Wassertiefen $> 0,2$ m mit geringer bis mittlerer Neigung angibt. Eine mögliche Ursache könnte in der unterschiedlichen morphologischen Struktur der beiden Fließgewässer liegen. So wurden die Untersuchungen von FREYHOF (1998a) an der Sieg durchgeführt, einem metarhithralen bis epipotamalen Fließgewässer mit grobkörnigem Substrat und eher steil geneigten Uferzonen. Vergleichbare Flachwasserhabitate, wie sie in den Bühnenfeldern der Mittelbe großflächig ausgeprägt sind, finden sich entlang der Sieg nur selten.

Ein weiterer Grund liegt in der unbestimmten artlichen Zuordnung der larvalen und juvenilen Gründlinge, die diesen Modellen zugrunde lagen. Aufgrund der sehr ähnlichen Physiognomie larvaler und früher juveniler Entwicklungsstadien von Gründling und Weißflossengründling ist eine sichere Differenzierung erst ab 40 mm TL gegeben (WANZENBÖCK et al. 1989). Nach den ersten Nachweisen des Weißflossengründlings in der Elbe (SCHOLTEN 2000) dokumentierten Untersuchungen ein häufiges Vorkommen der Art in den Uferstrukturen der Mittelbe (FREYHOF et al. 2000). Die vorgestellten Modelle könnten daher entweder die Präferenz der juvenilen Weißflossengründlinge prognostizieren, oder, aufgrund der Vermischung beider Arten, Mikrohabitate für den Ökotyp „Gründling“ prognostizieren.

Im Gegensatz zu einer entwicklungsspezifischen Habitatnutzung, die dem Ansatz einer saltatorischen Entwicklung folgt (vgl. BALON 1986, sowie KOVÁČ & COPP 1999, bzw. COPP & KOVÁČ 1996), ordnen die Vertreter des Konzeptes von größenstrukturierten Population, das von einer graduellen Entwicklung ausgeht, der Körpergröße und den damit verbundenen morphologischen und physiologischen Eigenschaften eine wesentliche Funktion in der Nutzung von Lebensräumen zu (vgl. EBENMANN & PERSSON 1988). Diesem Ansatz entsprach die Unterteilung der juvenilen Entwicklungsperiode in einzelne Größenklassen, die sich insbesondere bei den univoltinen Arten mit einer begrenzten Laichzeit gut abgrenzen ließen.

Für zwei Größenklassen juveniler Alande (*Leuciscus idus*) konnten Mikrohabitatnutzungsmodelle entwickelt und validiert werden. Diese prognostizieren für die kleineren juvenilen Jungfische (20 bis 40 mm TL) eine bevorzugte Nutzung von Flachwasserzonen (bis zu 25 cm Tiefe und 10° geneigt), wie sie in den Bühnenfeldern weit verbreitet sind. Die fischökologische Bedeutung dieser Mikrohabitate liegt sowohl in den abiotischen Eigenschaften, wie günstigen thermoenergetischen Bedingungen, als auch in den biologischen Parametern der Nahrungsverfügbarkeit und Prädation (s. Kap. 3.1.2). Am Niederrhein verfügen diese flachen Uferzonen oft über geringe Fließgeschwindigkeiten von bis zu $0,2 \text{ ms}^{-1}$ und werden nach Untersuchungen von GRIFT (2001) überwiegend von larvalen Alanden genutzt.

Ab dem juvenilen Stadium zeigen größere Jungfische (50 bis 70 mm TL) an der Mittelbe hingegen eine Nutzung steiler Uferzonen (Neigung 20 bis 50°), wie sie im Bereich von Steinschüttungen oder Uferabbrüchen vorkommen (zur fischökologischen Bedeutung dieser

Habitate s. Kap. 3.1.2). Vergleichbar differenzierte Untersuchungen anhand juveniler Alande an der Unteren Oder belegen eine entsprechende Habitatnutzung dieser Größenklasse (BISCHOFF & WOLTER, 2001c). GRIFT (2001) charakterisiert die Lebensräume juveniler Alande entsprechender Größe durch Wassertiefen bis 2 m und Fließgeschwindigkeiten bis zu $0,5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$.

Für die juvenilen Alande an der Mittelelbe lässt sich somit ein Habitatwechsel zwischen flachen Mikrohabitaten und den steileren Uferzonen, sowie zwischen den strömungsberuhigten Bereichen, hin in die Zonen moderater Fließgeschwindigkeiten ableiten. Im Laufe des Sommers waren die Jungfischdichten folglich an den Kiesbänken und in den Bühnenfeldern unterhalb durchbrochener Bühnen, also in durchströmten ufernahen Zonen, deutlich höher als innerhalb der Bühnenfelder. Dieser Wechsel aus den strömungsberuhigten Bereichen hin zu Habitaten mit vergleichsweise hohen Fließgeschwindigkeiten konnte von SPINDLER (1988) generell für rheophile Arten an der Donau belegt werden.

Die Ursachen und Motivationen für Habitatwahl und -wechsel von Fischen der AG 0 sind in größeren Fließgewässern abhängig von der Fähigkeit der Fortbewegung (MILLS 1991) und der Umweltperzeption (BLECKMANN 1994). Untersuchungen zur veränderten Fortbewegungsleistung von Fischlarven und Jungfischen wurden in der Regel größenabhängig durchgeführt (z.B. LIGHTFOOD & JONES 1996, FLORE et al. 2001), d.h. die ontogenetische Entwicklung wurde nicht im Detail berücksichtigt. In der Mittelelbe ergeben die nachgewiesenen Mikrohabitatwechsel der Plötzen und der Gründlinge allerdings Hinweise auf einen Zusammenhang mit den ontogenetischen Perioden. Für die Entwicklungsperioden der Plötzen konnten KOVAC & COPP (1996) spezifische Veränderungen in der Morphometrie und im Wachstum nachweisen, die mit einer veränderten Umweltperzeption einhergehen. Die Autoren diskutieren aufgrund der Analyse wachstumsbedingter Veränderungen morphometrischer Indizes eine Ausdehnung der Larvalperiode bis zu einer Totallänge von ca. 40 mm. Erst ab dieser Größe sehen die Autoren aufgrund von Merkmalen wie Ausformung der Flossen und Schuppenbestand das Stadium der Jungfische voll erreicht. Für die hier untersuchten Plötzen würde diese erweiterte Abgrenzung zwischen larvaler und juveniler Entwicklungsperiode zu keiner veränderten Aussage führen, da die Plötzenlarven alle deutlich kleiner als 40 mm und die betrachteten Tiere der juvenilen Entwicklungsstadien deutlich größer als 40 mm sind.

Die Relevanz einer veränderten Umweltperzeption für verschiedene Entwicklungsstadien belegten NUNN et al (2007a) durch einen Zusammenhang zwischen der Nahrungszusammensetzung und den verschiedenen larvalen Entwicklungsstadien (L1 bis L3 und L4 bis L6) für die Arten Hasel, Döbel, Plötze und Flussbarsch. Insbesondere für Plötzen zeigen die Untersuchungen einen entwicklungsspezifischen Wechsel in der Nahrungszusammensetzung, der mit einem Mikrohabitatwechsel innerhalb derselben Mesohabitate einhergeht. Nach Untersuchungen von NUNN et al. 2007a, GARNER (1996b) oder MANN et al. (1997) erfolgt explizit bei juvenilen Plötzen im Spätsommer ein Wechsel von planktischer Nahrung hin zu Aufwuchs. Innerhalb der Bühnenfelder kann der prognostizierte Mikrohabitatwechsel ebenfalls auf eine Veränderung in der Konsumption der Plötzen hindeuten. So sind die tieferen Zonen mit den steilen Uferbereichen in den Bühnenfeldern i.d.R. auch strömungsberuhigt und somit aufgrund von Retentionseffekten

prädestiniert für das Vorkommen planktischer Nahrung (BRUNKE et al. 2005, HOLST 2006b). Mit zunehmender Körpergröße der Plötzen gewinnen benthische Nahrungskomponenten wie Oligochaeten und Chironomiden eine größere Bedeutung als Nahrung (NUNN et al. 2007a/b), die in der Mittelbe insbesondere in den flachen Uferzonen verbreitet sind (vgl. DIRKSEN 2003, GÜCK 2004, BRUNKE 2006a). Erst die entwicklungsspezifische Änderung der Körpermorphometrie (vgl. KOVAC & COPP 1996) ermöglicht die Fähigkeit, benthische Beute aufzunehmen und in einer effizienten Zeit zu Händeln. Für den prognostizierten Mikrohabitatwechsel der Plötzen könnte daher das Erreichen der jeweiligen Entwicklungsperiode eine Voraussetzung sein, die entsprechenden Ressourcen differenziert zu nutzen.

Mit fortschreitender Entwicklung und wachsender Körpergröße nimmt die Schwimmfähigkeit (LIGHTFOOD & JONES 1996) und damit die Möglichkeit der aktiven Habitatwahl zu (GAUDIN 2001). Externe Faktoren wie Nahrungsangebot (FLORE et al. 2001) und Prädationsdruck (SCHLOSSER 1987) gewinnen für die Habitatwahl und damit für die Ausbildung von Habitatpräferenzen zunehmend an Bedeutung. Für juvenile Alande lässt sich der beobachtete größenspezifische Wechsel zwischen verschiedenen Habitaten vermutlich durch eine veränderte Schwimmfähigkeit erklären, wobei artspezifische Analysen jedoch nicht vorliegen. Arbeiten von FLORE et al. (2001) an der Nase (*Chondrostoma nasus*), ebenfalls eine rheophile Art, begründen die Präferenz von zunehmend höheren Fließgeschwindigkeiten während der Ontogenie mit bioenergetischen Vorteilen beim Nahrungserwerb. Übertragen auf die Situation der juvenilen Alande in der Mittelbe könnte sich ein Vorteil im Wechsel der Mikrohabitate während der Entwicklungszeit ergeben, da das veränderte Nahrungsangebot in diesen Lebensräumen zu einer effizienteren Nahrungsaufnahme führen kann (Details s. Kap 3.1.2).

Zusammenfassend ließen sich für acht verschiedene Fischarten unterschiedliche Mikrohabitatnutzungen anhand von abiotischen Parametern charakterisieren. Für vier Arten konnten darüber hinaus unterschiedliche art- und entwicklungsspezifische Habitatnutzungen identifiziert und prognostizieren werden. Insbesondere für Plötzen, Gründlinge, Alande und Rapfen sind damit Wechsel in der Mikrohabitatnutzung verbunden, die bei drei Arten (Plötze, Gründling und Aland) innerhalb desselben Mesohabitats stattfinden. Damit zeigt sich, dass sowohl eine entwicklungs- als auch eine größenspezifische Analyse der Mikrohabitatnutzung von grundlegender Bedeutung für das Verständnis der Nutzung und Verfügbarkeit von Lebensräumen für Fische ist.

3.1.4. Diurnale Dynamik der Fischansammlungen in den Uferzonen

Die Mikrohabitatnutzung von Jungfischen unterliegt einer tageszeitlichen Dynamik. Die Untersuchungen im Frühsommer belegen eine ausgeprägte diurnale Mikrohabitatnutzung und bestätigen die, aus bisherigen Untersuchungen, z.B. an der Morava/Tschechien (COPP & JURAJDA 1993), der Sieg (BISCHOFF & SCHOLTEN 1996, FREYHOF 1998a) oder an der Oder (WOLTER & FREYHOF 2004) abgeleitete Hypothese, dass zeitliche Gradienten (hier der Tag-Nacht Rhythmus) entsprechende Unterschiede in der Zusammensetzung der Fischbrutzönose in den Uferzonen an der Mittelbe erzeugen.

Darüber hinaus zeigten sich saisonale Unterschiede der diurnalen Mikrohabitatwahl. Während im Juni eine ausgeprägte Diurnalität die Abgrenzung einer „Tages-“ von einer „Nachtzönose“ ermöglicht, ließen sich diese Unterschiede im September nicht belegen. Eine saisonale Variabilität diurnaler Mikrohabitatnutzung ist zu postulieren (vgl. BOUJARD & LEATHERHAND 1992, BARAS & NINDABA 1999a, b).

Generell konnten in beiden Untersuchungsmonaten, Juni und September, die höchsten Fischdichten in den Uferzonen während der Nacht ermittelt werden und bestätigen somit Ergebnisse aus anderen Studien (z.B. COPP & JURAJDA 1999, KUBECKA & DUNCAN 1998, GARNER 1996b). Eine differenzierte Betrachtung zeigt allerdings ein art- und größenspezifisches Muster in der diurnalen Mikrohabitatnutzung. Die „Tageszönose“ im Juni wird überwiegend durch die juvenilen Alande, Rapfen und Hasel sowie von Fischlarven und Jungfischen der spätlaichenden Arten Döbel und den Gründlingen (*Gobio gobio* und *Romanogobio belingi*) gebildet. Diesen gegenüber stehen die präadulten bzw. adulten Plötzen, Kaulbarsche und Gründlinge, die gemeinsam mit juvenilen Flussbarschen und Hechten während der Nacht gefangen wurden. Diese bevorzugte nächtliche Nutzung der Uferzone durch größere Fische stellten auch KUBECKA & DUNCAN (1998) mit Hilfe von Echolotuntersuchungen an der Themse sowie WOLTER & FREYHOF (2004) an der Oder fest. Letztere konnten durch simultane Befischung der Fahrrinne sowie der Uferzone nicht nur eine Größen- sondern auch eine artspezifisch differenzierte Nutzung dieser Habitate dokumentieren. So fanden die Autoren in den Uferzonen ein erhöhtes nächtliches Aufkommen von adulten Hechten, Kaulbarschen, Weißflossengründlingen und Quappen. WOLTER & FREYHOF (2004) leiten aus ihren Ergebnissen das „nächtliche Einschwimmen in die Uferzonen“ als ein generelles Verhaltensmuster von Fischen in großen Flüssen ab. Speziell differenzieren die Autoren zwischen Arten, die nachts in die Uferzonen einschwimmen (z.B. Güster, Brasse, Plötze und Zander) und Arten, die generell nachts aktiver sind (z.B. Kaulbarsch, Weißflossengründling und Quappe). Diese Einteilung lässt sich aufgrund der Ergebnisse an der Mittel Elbe nur bedingt auf die Altersgruppe 0 bzw. die präadulten Fische übertragen. Präadulte Plötzen und Kaulbarsche wurden im Juni nur nachts gefangen, was auf ein aktives Einschwimmen beider Arten in die flachen Uferzonen hin deutet. Weißflossengründlinge kamen im September nachts in höheren Dichten vor als tagsüber, was die Einstufung als nachtaktive Art durch WOLTER & FREYHOF (2004) bestätigt.

Im Gegensatz dazu lässt sich die Altersgruppe 0 nicht durch dieses generelle Verhaltensmuster charakterisieren. Larvale Gründlinge und Döbel sowie die juvenilen Gründlinge, Alande, Rapfen und Hasel zeigen im Juni ein aktives Aufsuchen der flachen Uferzonen während des Tages und damit ein gegenteiliges Verhalten, wie es von WOLTER & FREYHOF (2004) für adulte Fische an der Oder generell postuliert wurde. Ferner stehen diese Ergebnisse auch im Kontrast zu den Untersuchungen von COPP & JURAJDA (1999), die eine Einwanderung von kleinen, juvenilen Plötzen und Weißflossengründlingen in die Uferzonen während der Nacht dokumentierten. Das Verhalten einer diurnalen Mikrohabitatwahl zeigt sich damit sehr viel differenzierter, als es die Untersuchungen an der Oder bzw. Morava vermuten lassen. Größenspezifische und saisonale Effekte kennzeichnen die tagesspezifische Nutzung der Lebensräume. Größere Fische suchen häufiger während der Nacht und kleine Fische überwiegend tagsüber die ufernahen Zonen auf. Dies gilt nicht nur generell, sondern auch innerhalb einer Art, wie das Beispiel Plötze zeigt.

Insbesondere die Jungfische und Fischlarven der rheophilen Arten zeigen eine bevorzugte Nutzung dieser Mikrohabitate während des Tages. Zum anderen konnte diese klare diurnale Nutzung nur im Juni gezeigt werden, während im September lediglich die zu diesem Zeitpunkt noch kleinen juvenilen Döbel ein ausgeprägtes diurnales Verhalten zeigen. Diese Ergebnisse bestätigen die Studien von SCHOLTEN (1995), BISCHOFF & SCHOLTEN (1996), BARAS & NINDABA (1999a) und erfordern das von WOLTER & FREYHOF (2004) postulierte Verhaltensmuster dahingehend zu differenzieren, dass für Fischlarven und Jungfische „mittägliches Einschwimmen in die Uferzone“ als ein spezifisches Verhaltensmuster für die rheophilen Fischarten großer Fließgewässer vermutet werden kann, welches einer größen- (vgl. COPP & JURAJDA 1999) und saisonalen Dynamik (BARAS & NINDABA 1999a) unterliegt.

Die Ursachen für eine diurnale Rhythmik im Verhalten der Fische lassen sich in die abiotischen Parameter Licht, Temperatur, Sauerstoff und pH-Wert (ALABASTER & ROBERTSON 1962) sowie in die biotischen Faktoren Feindvermeidung, Nahrungserwerb, Parasitismus und Konkurrenz aufteilen (HELFMAN 1993). In den eigenen Untersuchungen wurden die Wassertemperatur und das Licht als signifikante Parameter ermittelt. Beide Faktoren sind eng mit den biotischen Faktoren Nahrungserwerb (vgl. z.B. JOBLING 1983) und Prädationsvermeidung (vgl. z.B. KRAUSE et al. 1998) gekoppelt. Zusätzlich belegten die Untersuchungen in den Bühnenfeldern der Mittelbe einen signifikanten mesoskaligen Effekt der Bühnenfeldmorphologie sowie einen makroskaligen Effekt der Flussmorphologie, ausgedrückt durch die Distanz zu den Auengewässern, auf die diurnale Ausprägung der Jungfischzönose.

Die Wassertemperatur spielt für die Wahl der Aufenthaltsbereiche ektothermer Organismen, wie den Süßwasserfischen, eine entscheidende Rolle (BEGON et al. 1991). Diese große Bedeutung der Wassertemperatur als Schlüsselfaktor für die Mikrohabitatwahl konnte im Rahmen der Untersuchungen zur Diurnalität bestätigt werden. Innerhalb der Bühnenfelder entwickelte sich ein signifikanter Temperaturgradient zwischen den ufernahen und den uferfernen Bereichen, der sich im Laufe des Tages umkehrte und damit eine große Varianz der Wassertemperatur insbesondere in den ufernahen Flachwasserbereichen dokumentierte. Diese unterschiedlichen Temperaturen sowohl im Tag-Nacht Rhythmus als auch in ihrer kleinräumigen Ausdifferenzierung innerhalb der Bühnenfelder detektierte auch BÖHME (2002) im Rahmen einer dreitägigen Messkampagne. Ursächlich führt die Morphologie der Bühnenfelder mit den überwiegend flachen Uferbereichen zu einer starken Erwärmung dieser Flachwasserzonen im Verlauf des Tages. Temperaturen von bis zu 35° C wurden hier festgestellt. Nachts kühlten diese Bereiche wiederum besonders stark ab, da ein ausreichendes Wasservolumen als Wärmespeicher nicht zur Verfügung stand. Liegen die Flachwasserzonen außerhalb des Einflusses von Strömungswirbeln, blieb der Wasseraustausch mit dem restlichen Bühnenfeld bzw. dem Hauptstrom gering (vgl. ENGELHARDT et al. 2006). Eine Ausbildung der extremen Temperaturgradienten wird in diesem Fall besonders gefördert.

Durch das Konzept der Präferenztemperatur wird der bevorzugte Aufenthaltsbereich ektothermer Organismen innerhalb eines Temperaturfeldes beschrieben (ELLIOT 1981). KRAUSE et al. (1998) wiesen in Laborversuchen die hohe Bedeutung der Temperatur in der Habitatwahl juveniler Plötzen nach. Die untersuchten Fische bevorzugten unter allen Versuchsbedingungen die Habitate mit einer

erhöhten Temperatur. Zu vergleichbaren Ergebnissen kam auch STAAKS (1996) bei Untersuchungen der Temperaturpräferenzen juveniler Plötzen, Rotfedern und Haseln. Über die Messung des Aktivitätsrhythmus konnte der Autor zeigen, dass alle drei Arten Wassertemperaturen von 28°C bis 32°C bevorzugen.

In den flachen Uferzonen der untersuchten Bühnenfelder wurden an sonnigen Tagen durchaus vergleichbare Werte gemessen. Die Analyse der abiotischen Schlüsselfaktoren für die ufernahen Fischbrutansammlungen zeigt insbesondere für die Jungfische von Rapfen, Plötze aber auch von Hasel, Aland und Gründlingen im Juni eine starke Präferenz der Tiere für die gut erwärmten Uferabschnitte. Diese hohen Umgebungstemperaturen besitzen eine große ökologische und physiologische Bedeutung für das Wachstum der Fische (KAMLER 1992). Nach JOBLING (1983) limitiert eine geringe Temperatur eher bei Fischlarven und kleinen Jungfischen das Wachstum als bei größeren Tieren. Die herausragende Bedeutung der Temperatur für das Wachstum unterschiedlicher Entwicklungsstadien von Cypriniden demonstrierten PENAZ et al. (1983) am Beispiel des Karpfens. Die Autoren zeigten, dass mit steigender Temperatur die Entwicklung der Fische für die verschiedenen Größenstadien unterschiedlich ist. Bei den frühen Larvenstadien erhöht sich die Entwicklungsrate bei einem Temperaturanstieg von 20°C auf 32°C um den Faktor zwei, während sie bei späteren Larvenstadien und Jungfischen wesentlich geringer ausfällt. Eine Ursache wird in der Thermoregulation der ektothermalen Fische gesehen, die zu 70% bis 90% über die Körperoberfläche erfolgt. Aufgrund der Oberflächen-Volumenrelation nehmen daher kleinere Organismen wesentlich mehr Energie über das umgebende Wasser auf, als größere Organismen. Ein gezieltes Aufsuchen erwärmter Mikrohabitate bietet daher energetische Vorteile insbesondere für frühe Entwicklungsstadien mit kleiner Körpergröße. Davon profitierten insbesondere die Fischlarven der Döbel und Gründlinge (*Gobio spec.*), die zum Zeitpunkt der Untersuchungen mit einem Median von < 30 mm (*Gobio spec.*) bzw. < 20 mm (Döbel) die kleinsten Tiere in der AG 0 waren.

Die Reaktion einzelner Individuen auf die veränderte Temperatur ist abhängig von der Geschwindigkeit, mit der ein Organismus auf die veränderte Umgebungstemperatur reagieren kann. Vollzieht sich diese Anpassung über mehrere Tage bzw. Wochen, kommt es zur Anpassung des Organismus an das Temperaturniveau. Diese Akklimatisierung vermeidet eine Erhöhung des Stoffwechsels (ELLIOT 1981). Völlig anders verhält es sich bei kurzzeitigen Änderungen der Umgebungstemperatur. Diese resultiert in steigendem Sauerstoffverbrauch und erhöhter Proteinsynthese (HOULIHAN et al. 1993). Damit ergeben sich weitere Auswirkungen auf andere biologische Prozesse, wie z.B. die Energieaufnahme. So wiesen HOFER et al. (1982) für adulte Plötzen einen signifikanten Zusammenhang zwischen steigender Wassertemperatur und steigender Nahrungsaufnahme nach. Ferner stellten die Autoren eine streng positive Korrelation zwischen der Darmpassage und der Wassertemperatur fest. Eine erhöhte temperaturbedingte Amylase-Aktivität zeigte HOFER (1987) an den Larven von drei Cyprinidenarten. Generell bedingt eine Erhöhung des Temperaturkoeffizienten Q_{10} eine veränderte Substrataffinität, ausgedrückt in der Michaelis-Konstante, sowie eine gesteigerte Substrat-Kapazität aufgrund gesteigerter Enzymkonzentrationen (WIESER 1991a). Aus diesen allgemein geltenden physiologischen Regeln sowie den Ergebnissen

der Untersuchungen von HOFER (1987) kann geschlossen werden, dass die thermalen Bedingungen in den untersuchten Bühnenfeldern zur Mittagszeit eine erhöhte Wachstumsrate zur Folge haben.

Die Wassertemperaturen in den flachen Uferzonen der Bühnenfelder zeigen im Tagesverlauf aufgrund des geringen Volumens große Schwankungen von bis zu 8°C. Unter derart wechselnden Temperaturen konnten KONSTANTINOV & ZDANOVICH (1985) für larvale und juvenile Karpfen ebenfalls eine erhöhte Energieaufnahme gegenüber konstanten Temperaturen nachweisen. Aufgrund der deutlichen diurnalen Wassertemperaturschwankungen in den Uferzonen der Bühnenfelder lassen sich für larvale und juvenile Entwicklungsstadien durchaus positive Auswirkungen auf das Wachstum vermuten. Hier sind jedoch exaktere Untersuchungen unter Laborbedingungen sinnvoll, um einen ökophysiologischen Benefit dieser Temperaturschwankungen feststellen zu können.

Die Ausbildung des Temperaturgradienten fällt im September deutlich geringer aus. Zugleich fällt der positive Effekt einer erhöhten Temperatur für das Wachstum mit steigender Körpergröße geringer aus (PENAZ et al. 1983). Die zu dieser Jahreszeit bereits wesentlich größeren Jungfische profitieren aufgrund des Körper-Volumenverhältnisses weniger von einer erhöhten Umgebungstemperatur als kleine Fische (WIESER 1991b). Die schwache diurnale Ausprägung der Fischansammlungen könnte daher einem geringeren bioenergetischen Benefit begründet sein. BARAS & NINDABA (1999a) berichten von einem „Switch“ in der diurnalen Mikrohabitatwahl juveniler Döbel und Hasel von einer mittäglichen hin zu einer nächtlichen Nutzung dieser Habitate. Die Autoren begründen dies ebenfalls mit einem geringeren Wachstumsbenefit aufgrund niedriger Temperaturen und einer Prädationsvermeidung.

Dem Faktor Licht kommt für das Verhalten der Fische bei der Schwarmbildung (z.B. KRAUSE 1993) sowie bei der Nahrungsaufnahme (z.B. RICHMOND et al. 2004) eine zentrale Bedeutung zu. Eigene Beobachtungen in den untersuchten Bühnenfeldern zeigten, dass sich viele Jungfische in den Uferzonen tagsüber oft zu Schwärmen zusammen finden. Derartiges Schwarmverhalten ist stark lichtabhängig, so lösen sich mit schwächer werdendem Licht die Schwärme oft auf, da die Tiere sich nicht mehr optisch wahrnehmen können und sich die Einzeltiere verteilen (vgl. ALABASTER & ROBERTSON 1962, THORPE 1977). Eine erhöhte Präsenz von Einzelfischen in den Fängen kann eine Konsequenz daraus sein (WOLTER & FREYHOF 2004). In Laborversuchen gelingt es STAAKS (1996) nachzuweisen, dass bei konstantem Licht typische diurnale Aktivitätsmuster der untersuchten juvenilen Plötzen, darunter auch die Schwarmbildung, ausbleiben.

Die Funktion von Fischschwärmen wird generell in dem Schutz der Schwarmfische vor Prädatoren gesehen (PITCHER & PARRISH 1993). Dabei werden verschiedene Strategien vermutet, wie die Konfusion des Räubers zu erhöhen (MILINSKI 1977), die Trefferquote durch den Räuber zu senken (TURNER & PITCHER 1986) oder eine frühe Warnung vor dem Räuber zu ermöglichen (MAGURRAN et al. 1985). Dabei zeigen Untersuchungen von KRAUSE et al. (1998), dass der Erfolg des Räubers deutlich abnimmt, wenn die Beute den Räuber im Vorhinein sehen kann. Gibt es keinen vorherigen Sichtkontakt zwischen dem Räuber und der Beute, ist der Erfolg des Räubers unabhängig von der Schwarmgröße. Das Licht spielt eine entscheidende Rolle, zum einen für eine erfolgreiche Ergreifung der Beute und zum anderen für einen erfolgreichen Schutz der Beute im Schwarm.

Größere Schwärme von Fischlarven und kleineren Jungfischen, bestehend aus Gründlingen (*Gobio spec.*) und Döbeln, wurden in den untersuchten Uferzonen überwiegend während der Mittagszeit nachgewiesen. COPP (1992a) deutete größere Fischansammlungen der AG 0 in den flachen Stillwasserbereichen des „River Great Ouse“ in England als Prädatonsvermeidung. In den Uferzonen der Bühnenfelder konnten gleichzeitig zu den Schwärmen der AG 0 verstärkt präadulte Döbel und juvenile Rapfen gefangen werden. Während präadulte Döbel generell als potenzielle Prädatoren einzustufen sind (MANN 1976), zeigen juvenile Rapfen bereits ab einer Körpergröße von 30 mm eine piscivore Ernährung (FREYHOF 1998a). Diese Größe hatten die juvenilen Rapfen im Juni deutlich überschritten, so dass sie als Prädatoren insbesondere für die larvalen Stadien von Bedeutung sein könnten. Die Schwarmbildung und das damit verbundene aktive Aufsuchen von Flachwasserbereichen kann für Fischlarven und kleine Jungfische also im Sinne einer Prädatonsvermeidungsstrategie interpretiert werden. Darüber hinaus ist insbesondere für die Fischlarven der positive energetische Effekt erhöhter Temperaturen als Motivation für die Nutzung dieser Habitate zu sehen (s.o.).

Daneben zeigen auch größere Jungfische wie Alande, Gründlinge, Plötzen, und Hasel ein häufigeres Vorkommen in den Uferzonen während der Tagesphase. Prädatonsvermeidung kann für diese Jungfische ebenfalls eine wichtige Bedeutung haben, da potenzielle tagaktive Prädatoren wie adulte Döbel, Flussbarsch und Rapfen mit Präsenzen von über 70 % sehr regelmäßig, Zander hingegen seltener, in den Bühnenfeldern nachgewiesen wurden (FLADUNG 2002a). Telemetrische Untersuchungen am Rapfen in der Mittelalbe weisen diese Art als tagaktiv aus, wobei FREDRICH (2003) die Kolkstrukturen als wichtigen Tageseinstand der adulten Rapfen bezeichnet. FLADUNG (2002a) fand hingegen höhere Dichten des Rapfen aber auch des Zanders in der Bühnenfeldmitte. Mit durchschnittlichen Dichten von 1 bis 5 Ind.·1000 m⁻² (FLADUNG 2002a) dieser Arten ist ein hoher Prädatonsdruck in den Bühnenfeldern anzunehmen, so dass ein verstärktes Aufsuchen der flachen Uferzonen während des Tages durch die Jungfische als Feindvermeidung interpretiert werden kann.

Ebenfalls im Sinne einer Prädatonsvermeidung können die nächtlichen Fänge von präadulten Gründlingen und Plötzen in den Uferzonen interpretiert werden. Als potenzielle Prädatoren kommen hier die nachtaktiven Arten Aal (TESCH 1999), Quappe (MÜLLER 1960) und Hecht in Betracht. Allerdings wies FREDRICH (2003) auch für den Rapfen des nachts eine bevorzugte Nutzung der Bühnenfeldmitte nach, und schließt Nahrungsaktivitäten dieses optischen Jägers in hellen Nächten (z.B. in kurzen Juninächten) nicht aus.

Aale zeigen ein ausgeprägtes diurnales Aktivitätsmuster mit ausgedehnten nächtlichen Phasen der Nahrungsaufnahme wie Untersuchungen im niederländischen Tjeukemeer belegen (DE NIE 1987). Die Nahrungszusammensetzung von Aalen variiert stark je nach Lebensraum (Fließ- oder Stillgewässer bzw. marine Habitate, zur Übersicht s. TESCH 1999), wobei in den limnischen Bereichen Makrozoobenthos dominiert, aber auch Fische gefressen werden (z.B. THOMAS 1962, KÖTHKE 1968). FLADUNG (2002a) gibt die Aaldichte in den hier untersuchten Bühnenfeldern mit ca. 8 Ind.·1000 m⁻² an, die sich tagsüber, mangels natürlicher Unterstände, überwiegend in den Steinschüttungen der Bühnenfelder aufhalten. Damit bilden Aale, nach den Flussbarschen, den

häufigsten potenziellen Prädator für die Altersgruppe 0 in der Mittelbe. Die Nachtaktivität der Aale kann als erhöhter Prädationsdruck aufgefasst werden, wobei die Frage bestehen bleibt, ob das als Prädationsvermeidung aufgefasste Verhalten, flache Uferzonen aufzusuchen, vor einem Prädator wie dem Aal wirklich schützt.

Aufgrund von radiotelemetrischen Untersuchungen beschreiben FREDRICH & ARZBACH (2002) das Verhalten der Quappen in der Mittelbe. Demnach verlassen die adulten Tiere zu Beginn der Dämmerung und des Nachts ihre Tageseinstände, die sich in der Mittelbe in den Kolken unterhalb der Bühnen oder auf der Prallhangseite der Bühnen befinden, und zeigen eine erhöhte Aktivität. Nach CARL (1995) nutzen Quappen außerhalb der Laichzeit nur kleine Lebensräume, die auch zur Nahrungssuche nicht verlassen werden. FREDRICH & ARZBACH (2002) geben für diese Aktivitätsbereiche außerhalb der Laichwanderung eine Ausdehnung von 100 bis 700 m an, was der Länge einzelner Bühnenfelder entspricht.

Mit dem überwiegenden Fang von juvenilen Hechten während der Nacht wurde ein potenzieller Prädator direkt nachgewiesen. Dabei korreliert das Auftreten dieser Art positiv mit der Distanz zu den Auengewässern und unterstreicht den makroskaligen Effekt der lateralen Konnektivität auf die Strukturierung der Fischansammlungen. Hechte laichen regelmäßig in den überfluteten Gräben, Flutmulden und Auengewässern entlang der Mittelbe (OESMANN 2002a, IfB 2001). Je nach Anbindungssituation dieser Gewässer nutzen die Hechte der Altersgruppen 0 und 1 regelmäßig auch die benachbarten Bühnenfelder zur Nahrungsaufnahme. Das Erscheinen dieser Art in den Uferzonen während der Nacht bestätigen auch WOLTER & FREYHOF (2004). Wie GARNER (1996b) bzw. BARAS & NINDABA (1999a, b) leiten die Autoren einen erhöhten Prädationsdruck speziell auf die Jungfische ab. Dies kann auf die vorhandene Situation übertragen werden.

Neben der Prädationsvermeidung gilt die Nahrungsaufnahme als wichtiger biologischer Faktor zur Steuerung der diurnalen Mikrohabitatnutzung (z.B. HELFMANN 1993, BISCHOFF & SCHOLTEN 1996, GARNER 1996b). Für die optisch orientierten Fische ist das Licht eine wesentliche Voraussetzung für eine erfolgreiche Beutesuche (GUTHRIE & MUNTZ 1993). Entsprechend gilt die Lichtintensität als entscheidender abiotischer Faktor für die Regulierung der diurnalen Nahrungsaufnahme (MANTEIFEL et al. 1978).

Darüber hinaus ist aber auch die Nahrungsverfügbarkeit entscheidend von einer Tag-/Nacht-Rhythmik geprägt. Die Nahrung von Jungfischen und Fischlarven wird in Fließgewässern durch Chironomiden, Oligochaeten und verschiedene Planktontaxa dominiert (z.B. NUNN et al. 2007a/b), wobei Anflug und Drift einen wichtigen Beitrag für die Nahrung juveniler Cypriniden (z.B. CROWDEN & BROOM 1980 für Hasel, BISCHOFF 1995 für Nasen, SCHOLTEN 1995 für Hasel) bilden. Sowohl Anflug als auch die Drift zeigen in kleineren Fließgewässern einen ausgeprägten diurnalen Rhythmus (MÜLLER 1978). Dies konnte durch Driftuntersuchungen in den Bühnenfeldern der Mittelbe für die Driftdichte durch BRUNKE (2006b) bestätigt werden. Dominiert wurde die Drift durch Oligochaeten, Cyclopoiden und Cladoceren aber auch Chironomiden sowie Eintags- und Köcherfliegen wurden in nennenswerten Dichten nachgewiesen. Sowohl Oligochaeten als auch Köcher- und Eintagsfliegen zeigen allerdings einen Peak in der Driftdichte während und kurz nach der Dämmerung. Damit spiegelt die Zusammensetzung der

Drift im Wesentlichen die Zusammensetzung des Makrozoobenthos in den Buhnenfeldern der Mittelelbe wider (vgl. GÜCK (2004) und DIRKSEN (2003)). Nach MUNDIE (1971) können Chironomiden eine ausgeprägte diurnale Aktivität aufweisen. Chironomidenlarven verlassen aufgrund von Sauerstoffdefiziten, die insbesondere in den frühen Morgenstunden auftreten, die Sedimente. Entsprechend wurden geringe Sauerstoffwerte während der diurnalen Untersuchung in ufernahen Stillwasserbereichen gemessen. Dies, sowie ein gehäuftes Auftreten von Zuckmückenlarven in der Drift im Ein- und Ausstrombereich von Buhnenfeldern in den frühen Morgenstunden (BRUNKE 2006b), lassen ein vergleichbares Verhalten von Chironomiden für die Buhnenfelder postulieren.

Untersuchungen von FLECK (1998) im Altarm Havelberg (s. Abb. IV-5 Seitengewässer 3) bestätigen eine diurnal geprägte Dynamik in der Ernährungsintensität juveniler Plötzen und Brassen. So zeigten beide Arten eine erhöhte Fressaktivität während der Dämmerungsphasen und in den Vormittagsstunden des Tages. Einen Peak in der Nahrungsaufnahme juveniler Fische während der hellen Tageszeit belegen auch Studien von THIEL (1990) für Plötzen, SCHOLTEN (1995) und BISCHOFF (1995) für Nasen, BISCHOFF & FREYHOF (1999) für Barben, GARNER (1996b) für Döbel. Erhöhte Nahrungsverfügbarkeit sowie ausreichende optische Wahrnehmbarkeit sind für eine erfolgreiche Nahrungsaufnahme somit insbesondere in den frühen Morgenstunden und während der Dämmerung gegeben und kommen als plausible Motivation für eine diurnale Mikrohabitatnutzung der Jungfische in Betracht.

3.2 Mesoskala: Saisonale Dynamik und beeinflussende Faktoren

Lokale Fischansammlungen der AG 0 umfassen Individuen, die gemeinsam während einer kurzen Periode in größeren hydromorphologisch abgrenzbaren Bereichen (Mesohabitat) erfasst werden können (vgl. MATTHEWS 1998). Buhnenfelder lassen sich aufgrund ihrer hydraulischen und morphologischen Eigenschaften (vgl. WIRTZ 2004) in Abgrenzung zur Fahrrinne und den Seitengewässern als Mesohabitate auffassen. Räumlich werden dadurch unterschiedliche Mikrohabitate auf der Ebene der Mesohabitate aggregiert.

Die vorliegende Untersuchung zeigte, dass die Fischansammlungen der AG 0 in den Mesohabitaten der Mittelelbe sowohl in ihrer Größenstruktur als auch in der artlichen Zusammensetzung und Diversität einer starken saisonalen Dynamik unterliegen. Während im Mai/Juni Aland, Rapfen und Hasel sowie Zander und Flussbarsch die Ansammlungen der Jungfische und Fischlarven bilden, dominieren im Spätsommer neben Aland, Hasel und Flussbarsch noch Ukelei, Döbel sowie die Gründlingsarten. Die Diversität der Fischzönosen erreicht im Übergang vom Früh- zum Hochsommer die höchsten Werte. Dieses Ergebnis bestätigt die Hypothese, wonach die Struktur der Fischansammlungen der AG 0 in den Mesohabitaten großer Flüsse einer starken saisonalen Variabilität unterliegt (vgl. z.B. SPINDLER 1988, WINTERSBERGER 1996a für die Donau; STAAS 1996 für den Rhein).

Die Ursachen dieser Dynamik sind sowohl in den artspezifischen Eigenschaften („species traits“, vgl. POFF 1997) wie z.B. Laichzeit und Laichverhalten (vgl. MATTHEWS 1998, UKap. 3.2.1) als auch in abiotischen Faktoren insbesondere in der Flussmorphologie und in der Morphologie bzw.

Hydraulik der Buhnenfelder zu suchen (UKap. 3.2.2). Nahrungsökologische Wechselwirkungen werden in UKap. 3.2.3 anhand paralleler Untersuchungen im Rahmen der Elbe-Ökologie Forschung diskutiert

3.2.1 Saisonale Dynamik und artspezifische Eigenschaften

Das Laichverhalten, Laichzeiten als auch die Laichhabitats sowie die Entwicklungszeiten während der Ei- und Larvalphase lassen sich als wesentliche Eigenschaften der einzelnen Arten differenzieren (PERSAT et al. 1994). In der spezifischen Ausprägung dieser Eigenschaften und ihrer Beeinflussung durch die abiotischen Bedingungen in den jeweiligen Lebensräumen werden bedeutende Ursachen für die saisonale Dynamik der Fischzönosen der AG 0 vermutet, (POFF 1997).

Beginn der Laichzeit und Dauer der Entwicklung werden wesentlich von der Wassertemperatur beeinflusst (MATTHEWS 1998). Alande laichen ab einer Wassertemperatur von 7°C (HERZIG & WINKLER 1985), Flussbarsche ab 8°C (TREASURER 1988), Rapfen ab 10°C (VOSTRADOVSKY 1974) und Zander ab 12°C (DEELDER & WILLEMSSEN 1964). Diese Angaben aus anderen Flussgebieten konnten aufgrund von telemetrischen Untersuchungen zur Mobilität während der Laichzeiten, als auch durch die Analysen von Laichsubstraten und Aufwuchshabitats, für die Elbe in etwa bestätigt werden. So liegen die Laichzeiten der Alande (WINTER & FREDRICH 2003), Rapfen (FREDRICH 2003) und Hasel (FLADUNG et al. 2005) im März/April. FREDRICH (2002b) gibt als Laichtemperatur für Zander in der Mittel-Elbe 15°C an. Unter Berücksichtigung temperaturabhängiger Wachstums- und Entwicklungszeiten kam es ab Ende April zu einem ersten Auftreten von Fischlarven dieser frühlaichenden Arten in der Drift und den Uferstrukturen der Mittel-Elbe (OESMANN (mdl. Mitteilung); FLADUNG et al. (2005)).

Die Fänge von frühen Larvalstadien der Arten Döbel, Ukelei, Gründling und Weißflossengründling im Sommer sind hingegen durch ein deutlich anderes Laichverhalten zu erklären. Während Döbel erst spät im Jahr laichen (vgl. PROKES & PENAZ 1980), zeigen Ukelei (vgl. KESTEMONT & PHILIPPART 1991), Gründling (vgl. BĂNĂRESCU et al. 1999) und Weißflossengründling (vgl. WANZENBÖCK & WANZENBÖCK 1993) ein multiples Laichverhalten, d.h. sie geben die Eier nicht in einem Laichvorgang, sondern über einen längeren Zeitraum verteilt, ab. Für die Elbe belegen die Untersuchungen von FLADUNG et al. (2005) Laichzeiten der Gründlinge und Weißflossengründlinge im Mai/Juni. Diese können sich allerdings bis weit in den Juli hinein ziehen, wie Fänge von frühen Larvenstadien dieser Arten im August anzeigen. Gleiches gilt für die Ukelei, deren Larvenstadien noch bis in den September nachgewiesen wurden.

3.2.2 Saisonale Dynamik - abiotische Faktoren und Habitatwechsel

Die saisonale Dynamik der Fischansammlungen der AG 0 wird in den Uferzonen des Hauptstroms signifikant durch flussmorphologische Faktoren, wie der Konnektivität zwischen Hauptstrom und Seitengewässern sowie der Struktur der Uferzone beeinflusst. Beide Faktoren stehen für die Ausprägung und Verfügbarkeit geeigneter Lebensräume.

Viele Fischarten der Mittelbe, wie die Perciden, Brassen, Plötzen, Ukelei und Güster, haben ihre wesentlichen Laichplätze in den angebundenen Seitengewässern, wo vielfach höhere Dichten der AG 0 in diesen Gewässern im Gegensatz zum Hauptstrom festgestellt wurde (FLECK 1998, EHRCHEN 2000, FREDRICH 2002b, OESMANN 2002a). OESMANN (2003) wies größere Abundanzen larvaler und prälarvaler Altersstadien der Perciden und Plötzen Anfang Mai in der Drift im Hauptstrom nach. Dies ist u.a. durch ein Ausschwemmen von Fischlarven aus den angebundenen Auengewässern in Folge hoher Wasserstände, zu erklären (OESMANN 2002a). Die Strömung führt zu einer erheblichen Verdriftung von Fischlarven, die in der Mittelbe Anfang Mai mit über 800 Ind./1000 m³ einen Höhepunkt erreicht (OESMANN 2003). Bereits die frühen Entwicklungsstadien dieser Arten führen somit einem Habitatwechsel zwischen den Mesohabitaten „angebundenes Seitengewässer“ und „Buhnenfeldern“ durch (OESMANN 2003, PAVLOV 1994). Dieses Ergebnis verdeutlicht die biologische Relevanz des flussmorphologischen Faktors „laterale Konnektivität“.

Diese Verdriftung kann potenziell über große Entfernungen stattfinden (PAVLOV 1994), wobei die Funktion und Folgen der Drift generell kontrovers diskutiert werden. Grundsätzlich führt die Drift zur Verteilung aufschwimmender Larven kieslaichender Arten in die strömungsberuhigten Bereiche der Uferzonen eines Flusses (PAVLOV 1994). Während PAVLOV (1994) Driftprozesse als wichtigen Ausgleich für stromaufgerichtete Laichwanderungen sieht, vermuten andere Autoren aufgrund erhöhter Mortalitäten während lang andauernder Verdriftungen einen Verlust im Recruitment insgesamt (vgl. SCHLOSSER 1986, POFF & ALLAN 1995, SCHIEMER et al. 2001b). Nach BARDONNET (2001) bewirkt die Verdriftung der aufschwimmenden Fischlarven eine breite Verteilung in stromab gelegene Aufwuchshabitate und damit eine verminderte Konkurrenz um günstige Aufwuchshabitate und Nahrungsressourcen. Aufgrund der heterogen verteilten Laichplätze sand- und kieslaichender Arten, wie Aland, Hasel und Rapfen in der Mittelbe (vgl. FLADUNG et al. 2005) kann eine derartig dispersierende Funktion der Larvendrift positiv auf eine erfolgreiche Entwicklung der Fische wirken. Es fehlen aber systematische großräumige Untersuchungen, um entsprechende Muster in der Verteilung der Fischlarven und Jungfische entlang der fast 500 km langen Mittelbe abzuleiten. Die vorliegenden Untersuchungen sowie die Ausführungen von OESMANN (2003) zeigen, dass es aufgrund von Driftprozessen zu einer Anhäufung von Fischlarven in den Buhnenfeldern und damit zu einem räumlich differenzierten Prädationsdruck von Fischlarven auf das Zooplankton kommt (s. Kap. VIII-3.2.3).

Eine vorhandene Konnektivität der Auengewässer ist auch für die späteren Entwicklungsstadien der AG 0 von Bedeutung: Den Jungfischen von Zander, Fluss- und Kaulbarsch wird durch eine Anbindung der Seitengewässer an den Hauptstrom ein aktiver Habitatwechsel aus den angebundenen Auengewässern in den Hauptstrom und damit zwischen Mesohabitaten ermöglicht. Das gehäufte Auftreten von juvenilen Perciden in den Uferzonen des Hauptstroms ab Anfang Juni, insbesondere im Jahr 1998, lässt auf einen derartigen aktiven Habitatwechsel schließen. Anhand von Farbgruppenmarkierungen konnte OESMANN (mdl. Mitt.) ein entsprechendes Verhalten an der Mittelbe bei Havelberg für juvenile Zander und Flussbarsche nachweisen. Der Umfang der Habitatwechsel bleibt allerdings unbekannt, treten doch die Jungfische der Arten zu dieser Zeit immer noch in wesentlich größeren Dichten in den Auengewässern auf (OESMANN 2002a).

Die Ursachen und Motivationen für die Habitatwechsel von Flussfischen sind abhängig von den jeweiligen Größen- und Entwicklungsstadien (s. Kap. 3.1.3). Mit einer mittleren TL von ca. 30 bis 40 mm befinden sich die Perciden in den untersuchten Bühnenfeldern im Mai/Juni im juvenilen Entwicklungsstadium (vgl. KOBLIZKAYA 1980). Untersuchungen zur Schwimmfähigkeit von Jungfischen dieser Größe liegen nicht vor (vgl. WOLTER & ARLINGHAUS 2003), doch geben die Autoren eine allgemeine Formel für kleinere Fische an, die sie aus zahlreichen Untersuchungen abgeleitet haben. Entsprechend dieser Formel erreichen juvenile Fische kurzzeitig eine Schwimmgeschwindigkeit von ca. $0,5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Damit sind sie in der Lage aktiv weite Bereiche des Bühnenfeldes bei Mittel- und Niedrigwasser aufzusuchen, in denen deutlich geringere Fließgeschwindigkeiten herrschen (WIRTZ 2004). Lediglich in der fließenden Welle im Hauptstrom mit mittleren Fließgeschwindigkeiten von $0,8$ bis $1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ sind sie einer Verdriftung ausgesetzt. Der Habitatwechsel aus den angebundenen Auengewässern in die Bühnenfelder beinhaltet somit neben Phasen der aktiven zielgerichteten Fortbewegung auch Phasen einer passiven ungezielten Verdriftung.

Mit steigender Körpergröße und entsprechender Schwimmfähigkeit gewinnen Faktoren wie Nahrungswahl (FLORE et al. 2001) und Prädationsdruck (COPP & JURAIDA 1993) für die Habitatwahl und damit für die Nutzung unterschiedlicher Mesohabitate zunehmend an Bedeutung. Die Abnahme der Dichten juveniler Zander bis Ende Juni/ Anfang Juli in den Uferzonen des Hauptstroms fällt mit dem potenziellen Wechsel zur Piscivorie zusammen. Dieses Nahrungsverhalten wird, nach Untersuchungen von VAN DENSEN (1985) im Ijsselmeer, von juvenilen Zandern ab einer Größe von 25 mm entwickelt. Der Autor dokumentiert einen Habitatwechsel von den Uferbereichen zum Pelagial, wo hohe Dichten der bevorzugten Beuteart Stint nachgewiesen wurden. WOLTER & BISCHOFF (2001) erfassten juvenile Zander bei parallelen Befischungen primär im Hauptgerinne und weniger in den Uferzonen der Oder. Die Autoren leiten hieraus einen Wechsel der juvenilen Zander aus den Uferzonen in den Hauptstrom ab. Die Abnahme der Abundanzen juveniler Zander in den ufernahen Habitaten der Mittel- und Unterelbe könnte somit auf einen vergleichbaren Wechsel in uferferne, tiefere Bereiche, und damit außerhalb des Fängigkeitsbereiches der eingesetzten Fanggeräte (vgl. OESMANN & SCHOLTEN 2002) hindeuten. KÖTHKE (mdl. Mitteilung) vermutet sogar eine Abwanderung juveniler Zander in weit entfernte Flussabschnitte bis in die Tideelbe. Nach PAVLOV (1994) dienen derartige aktive Habitatwechsel einer potenziellen Neubesiedlung von Lebensräumen und damit einer Dispersion der Art.

Die Dichte der juvenilen Barsche in den Bühnenfeldern verringert sich im Verlauf des Sommers ebenfalls. Neben der „natürlichen“ größen- und entwicklungsbedingten Mortalität (vgl. HOUDE 1994) kommt als Ursache eine Abwanderung in pelagische Zonen des Hauptstroms in Betracht, wie sie von BISCHOFF (2002) anhand von Fängen juveniler Flussbarsche aus Schleppnetzfangen in der Strommitte der Oder dokumentiert wurde. Allerdings konnte die Autorin keine signifikanten Unterschiede in der Mesohabitatwahl der Barsche finden. Diese euryöke Nutzung unterschiedlicher Mesohabitate fand auch STAAS (1996) am Niederrhein. Ein Wechsel zwischen flachen Uferzonen und pelagischen Bereichen wurde hingegen in Seen (vgl. WANG & ECKMANN 1994, URHO 1996) bzw. in großen Altarmen der Donau (KURMAYER et al. 1996) nachgewiesen und nahrungsökologisch begründet. Das potenzielle Nahrungsangebot für juvenile Flussbarsche ist im

Hauptstrom vermutlich geringer als in den Uferzonen. Vergleichende Untersuchungen des Makrozoobenthos (BRUNKE 2006b, DIRKSEN 2003) sowie Habitatprognosemodelle für potenzielle Nahrungsorganismen (DIRKSEN 2003) weisen im Vergleich zum Hauptstrom auf höhere Dichten z.B. von Chironomiden und Oligochaeten in den Bühnenfeldern hin. Ein erneuter Wechsel aus dem Hauptstrom in die Auengewässer wäre daher nahrungsökologisch plausibler, konnte aber bisher nicht belegt werden.

Ein entwicklungs- bzw. größenspezifischer Mesohabitatwechsel ist auch für die Rapfen zu postulieren. Dieser verläuft aber entgegengesetzt zu dem der Perciden. Die adulten Rapfen laichen auf den Sand- und Kiesbänken sowie an bewachsenen Bühnen entlang des Hauptgerinnes der Mittelalbe (FREDRICH 2002a, FLADUNG et al. 2005). Die Larven werden nach dem Schlupf von der Fließkraft des Wassers in die strömungsberuhigten Aufwuchshabitate entlang des Ufers verdriftet (OESMANN 2003, FLOYD et al. 1984). Fließgeschwindigkeiten von unter $5 \text{ cm} \cdot \text{sec}^{-1}$ sowie eine sehr flache Neigung charakterisieren diese Lebensräume, die insbesondere im Leebereich der stromauf gelegenen Bühnen und an der Uferzone der Bühnenwurzel der stromab gelegenen Bühnen ausgeprägt sind. Sie liegen damit im Strömungsschatten der stromauf gelegenen Bühne und sind morphologisch als Sedimentations-, bzw. Verlandungsbereiche gekennzeichnet. Im Verlauf des Sommers sinken die Dichten der juvenilen Rapfen in den Uferzonen des Hauptstrom von $5,8 \text{ Ind./100m}^2$ im Juni auf $0,5 \text{ Ind./100m}^2$ im August. Rapfen erreichen mit ca. 40 mm die Fähigkeit zur piscivoren Nahrungsstrategie, wobei als potenzielle Beutefische larvale Ukelei nachgewiesen wurden (FREYHOF 1998a). Diese sind zwar ein wesentlicher Bestandteil der AG 0 in den Bühnenfeldern, doch erreichen Ukeleilärven in den Altarmen wesentlich höhere Dichten (OESMANN 2002a). Farbgruppenmarkierungen sowie Befischungen in den Altarmen belegen darüber hinaus einen aktiven Habitatwechsel juveniler Rapfen aus dem Hauptstrom in die angebundenen Altarme im Laufe des Sommers (August/September, OESMANN, mdl. Mittl.). In diesem Zeitraum wurden in den Altarmen auch deutlich höhere Dichten juveniler Rapfen nachgewiesen als in den Hauptstromhabitaten (OESMANN 2002b).

Der ökologische Benefit eines Mesohabitatwechsels juveniler Rapfen von den Bühnenfeldern in die Auengewässer kann daher in einer verbesserten Nahrungsverfügbarkeit bestehen, die sowohl durch höhere Dichten von Jungfischen bzw. Fischlarven (OESMANN 2002a) als auch durch eine große Planktonproduktion gekennzeichnet sind (FLECK 1998, TÄUSCHER 1998, 2006). Der Benefit für den umgekehrten Habitatwechsel aus den Auengewässern hin zu den Bühnenfeldern, wie er für Zander, Fluss- und Kaulbarsch vermutet wird, ist derzeit ungeklärt. Ebenso verhält es sich mit der Quantität der Habitatwechsel, da der Anteil der Jungfische, die einen Habitatwechsel durchführen im Verhältnis zur Gesamtmenge in den betreffenden Mesohabitaten völlig unklar ist. Nach den Untersuchungen von OESMANN (2002a) sind während des gesamten Sommers Jungfische dieser Arten in den Auengewässern vorhanden, teilweise in wesentlich größeren Dichten als im Hauptstrom.

Mesohabitatwechsel zwischen der Uferzone und dem Hauptgerinne, aber auch in die Auengewässer, spielen somit für die saisonale Zusammensetzung der Jungfischansammlungen in den Bühnenfeldern eine wichtige Rolle, vorausgesetzt, die ökologische Konnektivität insbesondere

der parapotamalen Gewässer ist gegeben. Für die Mittelelbe lieferten die telemetrischen Untersuchungen von FREDRICH (2002a,b; 2003) sowie die vergleichenden Befischungen von BRÜMMER (2002a) und EHRCHEN (2000) zahlreiche Belege für eine Nutzung der Seitengewässer als Laich- und Winterhabitate durch adulte Fische. Gemeinsam mit den Untersuchungen von OESMANN (mdl. Mittl.) und den vorgestellten Ergebnissen belegen diese Studien beispielhaft die große Bedeutung der Konnektivität von Fluss und Aue für eine erfolgreiche Reproduktion und damit letztlich einen erfolgreichen Lebenszyklus von über 60% der Fischarten der Mittelelbe beeinflusst.

3.2.3 Saisonale Dynamik und nahrungsökologische Wechselwirkungen

Als Folge der unterschiedlichen temperaturgesteuerten Laich- und Entwicklungszeiten (s. Ukap. 3.1.4) weist das Größenspektrum der AG 0 deutliche saisonale Unterschiede auf, die insbesondere nahrungsökologische Wechselwirkungen mit unteren trophische Ebenen haben können (vgl. MATTHWES 1998). Die Nahrungsaufnahme unterliegt generell einem starken größen- und entwicklungsspezifischem Einfluss (NUNN et al. 2007a), der z.B. durch die Maulgröße (SCOTT 1989, NUNN et al. 2007b), die Effizienz der Beutesuche (z.B. WANZENBÖCK 1992), die Fähigkeit der Beuteaufnahme (LUNDBERG & PERSSON 1993, PERSSON et al. 1998), oder die Entwicklung der Verdauungsorgane (GOVONI et al 1985, HOFER & UDDIN 1985) gekennzeichnet ist. Dem zufolge sind saisonal unterschiedliche Effekte auf Nahrungsorganismen zu erwarten.

Im Mai ist das Längenspektrum in den durch Fischlarven dominierten Fischansammlungen auf unter 20 mm beschränkt. Entsprechend ihren biologischen Eigenschaften (z. B. kleine Maulgrößen) ernähren sich Fischlarven primär von planktischen bzw. benthischen Mikroorganismen (für larvale Plötzen z.B. MARK et al. 1987, 1989, PERSSON et al. 2000; für Gründlinge z.B. KESTEMONT & AWAIS 1989; für Döbel z.B. NUNN et al. 2007a, für Hasel z.B. WEATHERLY 1987). Grundsätzlich können hohe Fischlarvendichten einen erheblichen Prädationsdruck auf Rotatorien, kleinere Cladoceren und Nauplien ausüben, wie MEHNER & THIEL (1999) anhand einer Auswertung unterschiedlicher Fallstudien nachweisen. Diese potenziellen Beuteorganismen dominieren das Zooplankton in der Mittelelbe und weisen ein erstes saisonales Maximum (> 5.000 Ind./l) im Mai/Juni auf (HOLST 2006a). In wieweit derart große Mengen an Nahrungsorganismen eine ausreichende Nahrungsbasis bilden, hängt von der zeitlichen und räumlichen Synchronisation des Aufkommens der Fischlarven und des Planktons ab.

Das zeitliche Vorkommen der Fischlarven wird primär vom artspezifischen Laichverhalten und der Wassertemperatur während der Laich- und der Entwicklungszeit gesteuert (s.o.). Die Wassertemperatur gilt auch als zentraler Faktor bei der Entwicklung des Planktons. So führen Temperaturen von über 18°C zu einem vermehrten Schlupf von Rotatorien aus den Dauereiern im Sediment (HOLST 2006a). Der Autor begründet durch diesen Effekt das Auftreten extremer Rotatoriendichten (> 15.000 Ind./l) Anfang Juni 1999 in der Mittelelbe.

Darüber hinaus kommt für die Entwicklung der Planktondichten durch den longitudinalen Transport des Planktons eine räumliche Komponente zum Tragen. Sowohl die Dichten des Mikrozooplankton und der Aggregate (WÖRNER et al. 2002) als auch der Rotatorien (HOLST

2006a) und des Zooplankton (MEISTER 1994, HOLST et al. 2002) zeigen eine starke Zunahme im Längsverlauf der Elbe bis oberhalb der Stauwurzel von Geesthacht. Während der ca. fünftägigen Fließzeit von Schmilka bis Geesthacht trägt das Mikrozooplankton aufgrund kurzer Generationszeiten durch eine erhebliche Wachstumsrate aktiv zu einer Erhöhung der Dichten im Hauptstrom bei.

Für die Zunahme des Makrozooplanktons ist der Eintrag aus angebundenen Stillwasserzonen, wie angeschlossenen Altarmen oder tiefen Bühnenfeldern von erheblicher Relevanz (LUNAU 2000, HOLST 2006b). Diese „Impfung“ aus lateral angebundenen Quellen ist im Bereich der unteren Mittelbe aufgrund der größeren Anzahl von angebundenen Auengewässern (vgl. WEIB & PETERSON 2001) und der tieferen Bühnenfelder (WIRTZ & FAULHABER im Druck) von größerer Bedeutung als in der oberen Mittelbe bzw. Oberelbe. Entsprechend verläuft eine Zunahme des Makrozooplanktons in der fließenden Welle der Elbe nicht stetig sondern sprunghaft (vgl. HOLST 2006a). Das potenzielle Nahrungsangebot für Fischlarven ist somit im unteren Abschnitt der Mittelbe deutlich besser als in der Oberelbe oder der oberen Mittelbe, was durch den generell stromab gerichteten Transport des Planktons mit der fließende Welle verstärkt wird.

Mit zunehmender Körpergröße und dem Wechsel zum juvenilen Entwicklungsstadium können größere Beutetiere bewältigt werden (MARK et al. 1989, PERSSON et al. 2000, NUNN et al. 2007a), was zum einen ein breiteres Beutespektrum verfügbar macht, aber auch zur Ausdifferenzierung artspezifischer nahrungsökologischer Nischen führen kann (z.B. MARK et al. 1987, BISCHOFF 1995, THIEL et al. 1996). So wiesen MARK et al (1989) für Plötzen der AG 0 einen Wechsel der Nahrung mit zunehmender Größe von Phytoplankton über Chironomiden hin zu benthischen Cladoceren und Insekten (Anflug) nach. Eine Selektion von Cladoceren und Copepoden durch juvenile Plötzen konnte auch FLECK (1998) in den Seitengewässern der Mittelbe feststellen. Für Gründlinge geben BĂNĂRESCU et al. (1999) eine Präferenz von benthischen Organismen wie z.B. Oligochaeten und Chironomidenlarven an, wobei die Autoren speziell für Jungfische auch einen größeren Anteil von Cladoceren, Ostracoden und Copepoden feststellten. Diesem potenziell breiten Beutespektrum steht in den Bühnenfeldern ein entsprechendes Nahrungsangebot gegenüber. Das Zooplankton weist neben teilweise hohen Dichten, speziell der Rotatorien im Juni, insbesondere ab Juli ein breiteres Spektrum mit Bosmiden und semibenthischen Chydoridae und Macrothricidae auf (HOLST 2006a). Die benthischen Nahrungsorganismen werden von Chironomiden und Oligochaeten sowohl hinsichtlich der Individuen als auch hinsichtlich der Taxazahl dominiert (DIRKSEN 2003, GÜCK 2004, BRUNKE 2006a).

Hinweise auf einen Prädationseffekt juveniler Stadien auf die potenziellen Nahrungsorganismen, wie es von MEHNER & THIEL (1999) grundsätzlich für möglich gehalten wird, konnten in der Elbe bisher nicht gefunden werden. Der saisonale Verlauf des Rotatorienplanktons in der Mittelbe bei Havelberg zeigt zwar einen drastischen Einbruch im Juni, d.h. parallel zum Aufkommen hoher Fischlarvendichten (HOLST 2006a), doch ist ein kausaler Zusammenhang fraglich. Über 90 % des Wasservolumens und damit des Rotatorienplanktons befindet sich im Hauptstrom und ist hier aufgrund herrschender Trübungs- und Turbulenzverhältnisse nur sehr eingeschränkt von planktivoren Fischen zu erbeuten (vgl. VINYARD & O'BRIAN 1976). In den Bühnenfeldern wird der

Fraßdruck daher wesentlich höher sein. Vergleichende Untersuchungen der Planktondichten zwischen Hauptstrom und Bühnenfeldern zeigen jedoch, dass in letzteren die Rotatoriendichten ähnlich groß wie im Hauptstrom (HOLST et al. 2002) sind, bzw. für Bosminidae und größere Crustaceae sogar höhere Dichten in den Bühnenfeldern nachgewiesen wurden (LUNAU 2001). Dies wird von den Autoren durch einen Retentionseffekt der Bühnenfelder erklärt (vgl. HOLST 2006b).

Nach einer Untersuchung von GÜCK (2004) zeigen die Chironomiden entsprechend ihrer Taxazugehörigkeit saisonal unterschiedliche Abundanzmaxima in den Bühnenfeldern. Es ließen sich Taxa mit einem Abundanzmaximum zwischen März und Mai (Frühjahrsarten) von denen mit einem Abundanzmaximum zwischen Juni und August differenzieren. Da aus ihrer Untersuchung keine differenzierteren Angaben zum Verlauf bzw. Ursachen der Abundanzschwankungen vorliegen, bleibt die Frage nach einem Effekt durch Prädation offen. Für die Oligochaeten liegen ebenso keine Auswertungen der saisonalen Fänge hinsichtlich der Entwicklung von Bestandsdichten vor (DIRKSEN 2003). Jedoch konnte der Autor lokal extrem hohe Bestandsdichten in den Bühnenfeldern nachweisen, was einem deutlichen Prädationseffekt durch die Jungfische an diesen Stellen entgegen steht.

Im Fazit weisen alle Untersuchungen der niedrigen trophischen Ebenen auf ein ausreichend vorhandenes Nahrungsspektrum für die Fischlarven und Jungfische in den Bühnenfeldern hin. Inwieweit dies auch in einer ausreichenden Qualität gegeben ist, bleibt fraglich, liegen doch die erreichten Körpergrößen der Fische der AG 0 in der Elbe deutlich unter entsprechenden Werten, die am Rhein erreicht werden (vgl. STAAS 1996). ZAHN (1994) weist im Zusammenhang mit dieser geringen Produktivität der Elbe auf, im Vergleich zu Angaben von BAUCH (1958), wesentlich geringere Makrozoobenthosdichten hin.

Zusammenfassend lässt sich die saisonale Dynamik in der Struktur der Fischansammlungen der AG in den Bühnenfeldern der Mittel-elbe auf die spezifischen Eigenschaften der einzelnen Arten wie Laichzeit, ~habitate und ~verhalten zurückführen. Dies wird durch den Habitatwechsel einiger Arten zwischen Bühnenfeld und Hauptstrom bzw. Auengewässer verstärkt wird. Ein ökologischer Benefit für die Habitatwechsel ist insbesondere für die Rapfen der AG 0 zu postulieren, wechseln die Jungfische dieser Art mit beginnender Piscivorie doch verstärkt in die Auengewässer, wo hohe Fischlarven und Jungfischdichten ein gutes Nahrungsangebot repräsentieren. Hinweise auf einen prädationsbedingten Bestandseinbruch von Nahrungsorganismen in den Bühnenfeldern (top-down Effekt) gibt es derzeit nicht. Eine vergleichende Untersuchung sowohl des Jungfischwachstums im Vergleich zur Nahrungsverfügbarkeit und der Nahrungsqualität ist daher eine notwendige Ergänzung bisheriger Forschungen.

3.3 Makroskala: abiotische Faktoren und interannuelle Unterschiede

Unterschiede zwischen einzelnen Jahren bis zur Entwicklung über Jahresreihen bilden die zeitliche Abgrenzung der Makroskala. Dieser stehen entsprechende Reaktionen der biotischen bzw. abiotischen Umwelt gegenüber (vgl. O'NEILL & KING 1998). In den langjährigen Varianzen bzw. interannuellen Unterschieden von Datenreihen lassen sich daher die Effekte der Makroskala erfassen (ALLEN 1998). In der vorliegenden Untersuchung konnten aufgrund der kurzen

Projektlaufzeit nur interannueller Unterschiede in den Jungfischansammlungen analysiert werden. Diese manifestierten sich in signifikanten Differenzen in der Körpergröße der Fischlarven und Jungfische sowie in der Fischdichte der Altersgruppe 0 einzelner Arten. Diese generellen Befunde bestätigen für die Mittelelbe die, aus mehrjährigen Untersuchungen an anderen großen Flüssen (z.B. am Rhein, STAAS 1996; der Sieg, FREYHOF 1998a; der Oder, WOLTER 2007 oder der Rhône (GRENOUILLET et al. 2001a) abgeleitete Hypothese, wonach starke Unterschiede in den Dichten einzelner Arten zwischen einzelnen Jahren auftreten.

Die Ursachen derartiger interannueller Differenzen lassen sich grundsätzlich in biologisch-deterministische Faktoren, wie z.B. innerartliche bzw. zwischenartliche Konkurrenz und Prädation, oder in abiotisch-stochastische Faktoren wie Temperatur und Abfluss aufteilen (z.B. HOUDE 1987, 1997, PERSSON et al. 2000). Insbesondere für Fließgewässer postulierten einige Autoren z.B. SCHLOSSER (1982, 1985) sowie POFF & ALLAN (1995) einen dominierenden Einfluss abiotischer Faktoren auf die Dichte der Jungfische. In der unteren Rhône führen CARREL & RIVIER (1996) die annuelle Ausprägung der Struktur der AG 0 auf kurzfristige Schwankungen des Abfluss- und Temperaturregimes zurück.

In dieser Arbeit zielt der Untersuchungsansatz auf eine Analyse abiotischer Faktoren, wobei Zusammenhänge zwischen dem Temperaturregime und interannuellen Unterschieden in den Jungfischgrößen sowie zwischen der abflussbedingten Habitatverfügbarkeit und den Differenzen in den Jungfischdichten diskutiert werden.

3.3.1 Interannuelle Unterschiede in den Jungfischgrößen

Die Fische der AG 0 wiesen im Frühjahr und Frühsommer 1998 signifikant größere Körperlängen auf als im Vergleichszeitraum des Vorjahres. Dies gilt insbesondere für die Arten Rapfen, Aland, Hasel sowie Plötze, Flussbarsch, Ukelei und Döbel. Im Spätsommer konnte dieser Größenunterschied für die Jungfische dieser Arten nicht mehr festgestellt werden. Juvenile Alande und Flussbarsche waren in diesem Monat sogar signifikant kleiner als in 1997.

Das Wachstum der Cypriniden wird in den ersten Wochen nach dem Schlupf entscheidend von der Temperatur und mit dem Beginn der exogenen Nahrungsaufnahme durch die Nahrungsverfügbarkeit und die Effizienz der Nahrungsaufnahme bestimmt (KAMLER 1992). Insbesondere die Beziehung zwischen der Wassertemperatur, dem Wachstum und dem Recruitmenterfolg ist seit längerem im Fokus von Untersuchungen (z. B. MANN et al. 1984, NUNN et al. 2003), entwickelt sich doch die Mortalität von Fischen generell invers zur Körpergröße (WOOTTON 1990). Entsprechend bestimmt das Wachstum vieler Cypriniden in den ersten Wochen nach dem Schlupf entscheidend deren Überleben im ersten Lebensjahr und damit die Jahrgangsstärke (MILLS & MANN 1985, MANN & MILLS 1986, KUBEČKA 1994, KIRJASNIEMI & VALTONEN 1997).

Grundsätzlich beeinflusst die Temperatur sowohl indirekt über die zeitliche Steuerung der Laich- und Entwicklungsvorgänge als auch direkt über die Nahrungsaufnahme und den Metabolismus das Wachstum (WIESER 1986, KAMLER 1992, GILLOOLY et al. 2001). Aus dem artspezifischen und temperaturabhängigen Laichverhalten und dem Temperaturregime der Elbe im Frühjahr (s. Kap.

3.2.1) ergeben sich direkte Konsequenzen für das zeitliche Aufkommen und das Wachstum der Fischlarven und Jungfische. Im März 1998 kam es zu einer deutlich früheren Erwärmung des Wassers als in 1997 und damit zu einer früheren Laichzeit von Aland, Rapfen und Hasel (FREDRICH mdl. Mittl.; FLADUNG 2002c). Die ersten Fischlarven konnten 1998 bereits im April in der Drift nachgewiesen werden (OESAMANN mdl. Mittl.).

Während der Entwicklungszeit lassen sich die Temperaturunterschiede der Elbe mit Hilfe der physiologischen Tagesgrade energetisch bilanzieren (WIESER 1986). Bis Ende Juni zeigte die monatliche Kumulation der Tagesgrade eine positive Bilanz von über 130 Tagesgraden für das Jahr 1998 gegenüber dem Jahr 1997 (s. Tab. IV- 3). Aland, Rapfen und Hasel erreichten 1998 die größte Wachstumsrate ca. 2 Wochen früher als 1997 (OESMANN 2002b) und profitierten damit von diesen energetisch günstigen Bedingungen (s. Ukap. 3.1.4; WIESER 1986). Die Fische der AG 0 dieser Arten wiesen von Mai bis Juli eine signifikant größere Körperlänge 1998 gegenüber 1997 auf, wobei die Größenunterschiede im Juni mit im Mittel 20 % besonders deutlich ausfallen. Auch Arten mit einer späten und ausgedehnten Laichzeit, wie Döbel und Ukelei profitieren davon, wie die Größenunterschiede dieser Arten im Juni und Juli 1998 gegenüber 1997 zeigen.

Im Spätsommer (August) wiesen die Arten (Rapfen, Hasel, Plötze, Döbel, Zander) wieder ein gleiches Größenspektrum auf. Nur Aland und Flussbarsch waren 1997 signifikant kleiner als 1998. Dieser Befund kann u.a. auf die veränderten Temperaturverhältnisse 1997 zurückzuführen sein. Von Juli bis Oktober lagen die monatlichen Tagesgradsummen 1997 deutlich über denen des Jahres 1998, so dass in der Gesamtbilanz im Verlauf der Wachstumsphase von April bis Oktober das Jahr 1997 sogar hinsichtlich der Wassertemperatur als energetisch günstiger zu betrachten ist als das Jahr 1998. Dies wird durch die Wachstumsberechnungen von OESMANN (2002b) bestätigt, die für die AG 0 der Arten Rapfen, Aland, Hasel, Zander und Flussbarsch 1997 eine höhere Wachstumsrate als 1998 ergaben.

Diese Ergebnisse bestätigen die positiven Korrelationen zwischen der Wassertemperatur und der mittleren Totallänge der AG 0, die NUNN et al. (2003) im Spätsommer für verschiedene Gewässer in Ostengland fanden. Gleichzeitig stehen sie im Gegensatz zu den Ergebnissen von WOLTER (2007), der bei einer systematischen Untersuchung unterschiedlicher Temperaturparameter lediglich für Plötzen der AG 0 einen signifikanten Zusammenhang zwischen der Wassertemperatur (Tagesgrade zw. 1. April und Fangtag) identifizierte. Der Vermutung von WOLTER (2007), dass die niedrigen Temperaturregime, 500-850 Tagesgrade in den englischen Flüssen gegenüber 990 bis 1200 Tagesgrade an der Oder, zu einem größeren Benefit-Effekt für die Fische führen, widersprechen die eignen Untersuchungen von > 1200 Tagesgrade an der Elbe. Gegebenenfalls überlagern andere Effekte wie die Habitat- oder Nahrungsverfügbarkeit die Wirkung der Temperatur für das Wachstum.

NUNN et al. (2003) identifizierten eine enge negative Korrelation zwischen der mittleren Körperlänge im September und dem Abfluss. Dies trifft für die Elbe nur bedingt zu. Während des Frühjahrs gingen die erhöhten Temperaturen 1998 mit einem gegenüber 1997 signifikant reduziertem Abfluss einher. Bereits Ende März wurde der mittlere Abfluss (MQ) und Mitte Mai das Niedrigwasserniveau (MNQ) unterschritten. Diese hydrologischen Bedingungen führten zu

einer großflächigen Ausprägung von Retentionsflächen in den Bühnenfeldern. Diese flachen und schnell erwärmbaren aquatischen Bereiche fördern die Entwicklung des Planktons sowie den vermehrten Schlupf von Rotatorien aus Dauereiern (s.o. vgl. HOLST 2006b). In der Folge ist mit einem erhöhten Nahrungsangebot für Fischlarven und Jungfische zu rechnen, so dass im Frühjahr 1998 insgesamt von einer verbesserten Nahrungsverfügbarkeit für die AG 0 und damit von günstigen Wachstumsbedingungen gegenüber 1997 ausgegangen werden kann.

Auf die gesamte Wachstumsphase bezogen, konnte hingegen kein Zusammenhang zwischen dem Abfluss und der mittleren Körperlänge im September hergestellt werden. Aufgrund des größeren Einzugsgebietes der Elbe im Vergleich zu den untersuchten Flüssen in England ist der direkte Bezug zwischen regionaler Witterung und Abflussverhalten nur schwach ausgeprägt. Die sommerlichen Abflussschwankungen werden i.d.R. durch Niederschläge im Oberlauf der Elbe bzw. der Saale generiert, die ca. 300 bis 400 km entfernt liegen. Somit führt die Größe des Flusses im Vergleich zur Studie von NUNN et al. (2003) zu einer räumlich-zeitlichen Entkopplung von lokaler Witterung und Abfluss.

Weitere Ursachen für die Angleichung der Größenspektren der AG 0 im Sommer und Frühherbst könnten durch Mesohabitatwechsel insbesondere der großen Individuen zu suchen sein. Im Zuge der ontogenetischen Entwicklung sind durch verändertes Nahrungsverhalten und physischer Eigenschaften der AG 0 nicht nur Wechsel zwischen unterschiedlichen Mikrohabitaten innerhalb der Bühnenfelder (vgl. Kap 3.1.3) sondern auch zwischen Mesohabitaten und damit zwischen Bühnenfeldern, Hauptstrom und Seitengewässern zu erwarten (GAUDIN 2001). Dies betrifft insbesondere die Arten Zander, Rapfen und Flussbarsch (s. Kapitel 3.2.2). Die Abwanderung insbesondere der größeren Individuen aus den Bühnenfeldern könnte die Angleichung des Längenspektrums der entsprechenden Arten verursachen.

Mesohabitatwechsel können auch durch Änderung der physischen Bedingungen in den Lebensräumen, wie z.B. einem Hochwasser induziert werden (z.B. GAUDIN 2001, BISCHOFF & WOLTER 2001b). Bei Hochwasser führen steigende Fließgeschwindigkeiten im Bereich der Bühnenfelder zur Verdriftung kleinerer und schwimmschwächerer Fischlarven und Jungfischen (PAVLOV 1994, LIGHTFOOD & JONES 1996). Von dem Sommerhochwasser 1997 wurden Arten mit einem multiplen Laichverhalten, wie Ukelei (KESTEMONT & PHILIPPART 1991) oder Döbel (GRENOUILLET et al. 2002) betroffen (s. Kap. 3.3.2). Die signifikant geringeren Dichten 1997 gegenüber 1998 deuten auf den Verlust ganzer Kohorten hin, mit der Folge, dass, im Gegensatz zu den anderen Arten, im Juli und August 1997 die Ukelei deutlich geringere Längen aufwiesen als 1998.

Als Fazit lassen sich die interannuellen Unterschiede in den mittleren Körpergrößen der AG 0 in den Bühnenfeldern der Mittel-elbe durch das Abfluss- und Temperaturregime der Elbe und damit durch makroskalige Effekte und ihre direkten bzw. indirekten Folgen auf die Nahrungs- und Habitatverfügbarkeit plausibel begründen.

3.3.2 Interannuelle Unterschiede in den Fischdichten der AG 0

Für einige dominierende Arten der AG 0 Zönose ließen sich signifikante interannuelle Unterschiede in den Dichten innerhalb der Uferzone der Mittelbe feststellen. Die Fischdichten z.B. von Aland und den Gründlingen differierten zwischen den untersuchten Jahren nicht nur im direkten saisonalen Vergleich sondern auch zwischen einzelnen Größen- bzw. Entwicklungsstadien.

Die Frage nach den Ursachen interannueller Schwankungen von Fischdichten der AG 0 und in der Folge vom Recruitment ist seit langem ein zentraler Forschungsgegenstand sowohl aus der fischökologischen (z.B. MILLS & MANN 1985) wie aus der fischereilichen Perspektive (z.B. BAILEY & HOUDE 1989). Während biologische Prozesse wie Prädation und Nahrungsverfügbarkeit sowohl in den marinen Lebensräumen (vgl. z.B. BAILEY & HOUDE 1989) als auch in Seen (z.B. ECKMANN et al. 1988, KARJALAINEN et al. 2000) als zentrale Ursachen angesehen werden, ermittelten Studien in Fließgewässern primär abiotische Faktoren als Ursachen interannueller Schwankungen in der Jahrgangsstärke von Süßwasserfischen (z.B. MILLS & MANN, 1985, GRENOUILLET et al. 2001). SCHLOSSER (1985) postulierte einen entscheidenden Einfluss stochastischer Prozesse eines Fließgewässers auf die Dynamik der Abundanzen der AG.. Verschiedene Studien spezifizierten insbesondere die Bedeutung von extremen Wasserständen wie Flut (vgl. z.B. BISCHOFF & WOLTER 2001b, FAUSCH et al. 2001) oder Niedrigwasser (z.B. CATTANÉO et al. 2001) auf die Jahrgangsstärke. Andere Untersuchungen kamen zu dem Schluss, dass die Temperatur ein entscheidender Faktor für die Entwicklung der Jahrgangsstärken ist (z.B. GRENOUILLET et al. 2001). Es besteht somit die Frage inwieweit sich die interannuellen Unterschiede in den Dichten von Jungfischen und Fischlarven anhand der Faktoren Hydrologie bzw. Temperatur erklären lassen (vgl. WOLTER 2007) oder weitere Aspekte möglicherweise in diese Erklärung einzubeziehen sind?

Die Abflüsse der Elbe wiesen im interannuellen Vergleich hochsignifikante Unterschiede zwischen den Jahren 1997 und 1998 auf. Von Januar bis August führte das Jahr 1997 und von Oktober bis Dezember das Jahr 1998 die jeweils höheren Abflüsse. Hervorzuheben sind das sommerliche Hochwasser 1997 sowie eine früh einsetzende lange Niedrigwasserphase im späten Frühjahr bzw. Frühsommer 1998. Dieses Niedrigwasser sowie ein sehr früher herbstlicher Wasseranstieg und ein Hochwasser im November kennzeichnen das Jahr 1998 als hydrologisch außergewöhnliches Jahr gegenüber dem langjährigen mittleren Abflussverhalten (s. Tab. IV-6). Sowohl die sommerlichen Hochwasserereignisse als auch lang anhaltende Niedrigwasserphasen unterliegen großräumigen Luftdruckverhältnissen (z.B. Vb Wetterlagen), die in kurzer Zeit zu erheblichen Niederschlägen führen und starke Hochwasserereignisse auslösen können (SCHRÖDER 1997, BFG 2002). Meso- bzw. makroskalige Effekte beeinflussen somit entsprechend der These von ALLAN & JOHNSON (1997) auch die Ausprägung der hydrologischen Parameter an der Elbe.

NUNN et al.(2003) unterscheiden in ihrer Studie direkte und indirekte Wirkungen des Abflusses auf die Jahrgangsstärken von Cypriniden. Die direkte Wirkung dieser Abflussverhältnisse auf die Fischfauna zeigt sich in der Verdriftung von Fischen der AG 0 aufgrund erhöhter Fließgeschwindigkeiten (vgl. PAVLOV 1994). Driftuntersuchungen in der Mittelbe konnten 14

Fischarten der AG 0 in unterschiedlichen Größen- und Entwicklungsstadien nachweisen, von denen Fischlarven mit einer Körperlänge unter 10 mm dominierten (OESMANN 2003). Die ökologische Bedeutung der Verdriftung besteht zum einen in der Ausbreitung und Besiedlung von neuen Aufwuchshabitaten (vgl. PAVLOV 1994, GAUDIN 2001) zum anderen können insbesondere spezifische Abflussverhältnisse zur Ausdriftung und damit zur Reduktion ganzer Jungfischjahrgänge führen (z.B. FREYHOF 1998a, PONT & NICOLAS 2001, CATTANÉO et al. 2002). Insbesondere Zeitpunkt und Dauer von derartigen Abflussereignissen beeinflussen die biologischen Folgen (POFF et. al. 1997). Die geringen Dichten der AG 0 von Ukelei und Gründlinge in 1997 gegenüber 1998 sind auf derartige Effekte des Sommerhochwassers 1997 zurückzuführen, welches mit dem Ende der Laichzeit dieser Arten zusammenfiel. Ein bordvoller Abfluss und korrespondierende Fließgeschwindigkeiten von $> 1 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ (vgl. WIRTZ 2004) führte zum „wash out“ ganzer Altersklassen des Ukelei, die mit einer Körperlänge von ca. 20 mm der hydraulischen Belastung nicht Stand halten konnten (vgl. WOLTER & ARLINGHAUS 2003). Das gleiche Ergebnis konnte auch BISCHOFF (2002) an der Oder feststellen, wo die Dichten der AG 0 von Ukelei und der Gründlinge nach der Oderflut 1997 signifikant geringer waren als vorher. Als multiple Laicher (vgl. KESTEMONT & PHILIPPART 1991) können beide Arten diese Verluste zwar ausgleichen, doch zeigen die niedrigen mittleren Totallängen und die geringe Varianz in den entsprechenden Längendaten, dass die erfolgreiche Entwicklung einzelner Laichschübe ausgefallen ist. NUNN et al. (2002) weisen vergleichbare Ergebnisse für Döbel nach und charakterisieren die Eigenschaft des multiplen Laichens als „Versicherung“ gegen abflussbedingte Mortalität.

Die grundsätzliche Beziehung zwischen dem Abflussregime und der Jahrgangsstärke von Fischen untersuchte CATTANÉO (2005 a,b). Der Autor identifizierte aufgrund von Arteigenschaften, Abundanzen im Spätsommer sowie hydrologischen Kennwerten fischökologische Gilden, die in einem bestimmten Bezug zu Abflussereignissen stehen. CATTANÉO (2005 a,b) fand eine negative Korrelation zwischen der Intensität und Dauer von Hochwasserereignissen und der Jahrgangsstärke von Gründlingen und eine positive Korrelation mit der Jahrgangsstärke der Ukelei. Ein Vergleich mit den Untersuchungsergebnissen von der Mittelbode aus den Jahren 1997 und 1998 bestätigt diese Relationen nur zum Teil. Während des intensiven Hochwassers im Sommer gingen die Dichten der Gründlinge deutlich zurück und bestätigen die Ergebnisse von CATTANÉO entsprechend. Aufgrund der Laichplätze im Hauptstrom (vgl. FLADUNG et al. 2005) sowie des multiplen Laichverhaltens sind die Gründlinge unmittelbar der direkten Wirkung des Hochwassers ausgesetzt (s.o.).

Für die Ukelei wurde ein vergleichbarer Bezugstrend zwischen den Abundanzen und dem Abflussregime festgestellt, der aber im deutlichem Gegensatz zum Ergebnis von CATTANÉO (2005a) steht. Der Autor konnte eine positive Korrelation zwischen der Dichte der AG 0 der Ukelei und der Dauer und Intensität von Hochwasserereignissen während der Laich- und Wachstumszeit identifizieren. Als Begründung geben CATTANÉO et al. (2002) die allgemeine Strömungspräferenz von adulten Ukelei während der Laichzeit an (LAMOUROUX et al. 1999b). Da das sommerliche Hochwasser 1997 außerhalb der Laichzeit aber genau in die Wachstumszeit der AG 0 fiel, blieb eine positive, d.h. die Verfügbarkeit von Laichplätzen steigernde Funktion in der Mittelbode aus.

Es stellt sich hingegen grundsätzlich die Frage, ob das Angebot an Laichplätzen für rheophile Arten in der Mittel-elbe und damit in einem potamalen Tieflandfluss durch Abflussschwankungen erweitert werden kann. Die Verfügbarkeit der entsprechenden Sand- und Kiesbänke in der Stromelbe wird lediglich durch sehr niedrige Abflüsse stark eingeschränkt (FLADUNG et al. 2005). Das Ergebnis von CATTANÉO (2005a) ökologische Gilden hinsichtlich des hydrologischen Regimes abzuleiten, ist daher mit Hinblick auf eine Übertragbarkeit z.B. auf zentral- und osteuropäische Tieflandflüsse sowie der verwendeten Arteigenschaften zu prüfen (s. UKap.4.3).

Die indirekten Folgen des Abflussverhaltens können sich auf die Temperatur sowie auf die Verfügbarkeit geeigneter Lebensräume und Nahrung bezogen werden (vgl. NUNN et al. 2003). MANN (1979, 1991) oder MILLS & MANN (1985) postulieren aus Studien, dass die Jahrgangsstärken vieler Cyprinidenarten durch das Wachstum in den ersten Wochen bzw. Monaten und damit über die thermalen Bedingungen nach dem Schlüpfen gesteuert werden. Dieser Zusammenhang kann aus den Daten der Mittel-elbe nur eingeschränkt bestätigt werden. Die Wirkung der Temperatur auf das Wachstum der Fischlarven und Jungfische in der Mittel-elbe wurde bereits detailliert beschrieben (s. Kap 3.1.4 und 3.3.1). So ließen sich bei signifikant höheren Wassertemperaturen im Frühjahr 1998 sowohl für die larvalen und juvenilen Rapfen, Hasel und Plötzen in den ersten Wochen nach dem Schlupf eine signifikant größere mittlere Länge nachweisen. Die Jahrgangsstärken unterschieden sich bei allen drei Arten ebenso wenig wie die mittleren Längen im August zwischen 1997 und 1998. Dieses Ergebnis bestätigt somit die These von NUNN et al. (2003), wonach die mittleren Totallängen im Spätsommer mit der Jahrgangsstärke korrespondieren und widersprechen den Ergebnissen von WOLTER (2007), der eine signifikant negative Korrelation zwischen der Jahrgangsstärke und der mittleren Totallänge für die AG 0 von Aland, Barsch, Plötze und Ukelei feststellen konnte.

Als Ursache sind neben den direkten die indirekten Folgen der Abflussdynamik über einen längeren Zeitraum zu betrachten. Mit Hilfe der Habitatmodellierung gelang es die indirekte Wirkung der Abflussdynamik auf die Habitatverfügbarkeit von Jungfischen und Fischlarven räumlich und zeitlich sichtbar zu machen.

Die Bilanzierung der prognostizierten Mikrohabitate offenbarte eine parallele Entwicklung zwischen dem Abfluss der Elbe und der Habitatverfügbarkeit für larvale und juvenile Gründlinge sowie juvenile Alande (s. Kap. VII-3.2). Günstige Bedingungen führten 1998 nicht nur zu signifikant größeren Körperlängen sondern auch zu signifikant höheren Dichten von Alandlarven (s.o. Abb. V-4 und VII-11). Gegenüber diesem Vergleichszeitraum von 1998 führten 1997 höhere Abflüsse im Mai/Juni (Mittelwasser) sowie das Hochwasser im Juli/August zu einer signifikanten Reduktion der Habitatverfügbarkeit für juvenile Alande (Größenstadien A + B, 20 bis 40 mm). Die teilweise nur leicht höheren Wasserstände in 1997 schränkten die Verfügbarkeit geeigneter Mikrohabitate, die an flach auslaufende Uferzonen gebunden sind, bereits deutlich ein (s. UKap. 4.2). In der Folge kam es zur Angleichung der Jungfischdichten zwischen beiden Untersuchungsjahren. Die Analyse der Habitatverfügbarkeit wies darüber hinaus für den Aland starke größenspezifische Unterschiede aus, die sich in den entsprechenden Daten der

Jungfischdichten plausibel widerspiegeln. Im Ergebnis erzeugen günstige thermische und hydrologische Bedingungen 1998 bis zu achtfach höhere Dichten juveniler Alande als 1997.

Im Gegensatz zur Annahme von GRENOUILLET et al. (2001) sind somit nicht nur die Fischlarven sondern auch die juvenilen Stadien von den indirekten Auswirkungen der Abflussdynamik auf die Habitatverfügbarkeit betroffen. Die von SCHLOSSER (1985) aufgestellte Vermutung, dass insbesondere juvenile Entwicklungsstadien durch stochastische Prozesse und eine entsprechend veränderte Habitatverfügbarkeit betroffen sind, ist hingegen sehr viel differenzierter unter Berücksichtigung unterschiedlicher Größen- bzw. Entwicklungsstadien zu betrachten.

Die These von NUNN et al. (2003), wonach die thermischen Bedingungen das Potenzial und die hydrologischen Ereignisse die Realisierung der Jahrgangsstärken bewirken, kann somit für die Altersgruppe 0 des Aland in der Mittelbe bestätigt werden. Mit Hilfe des modularen Habitatmodells konnte die Auswirkung von Abflussverhältnissen der Jahre 1997 und 1998 auf die Verfügbarkeit von spezifischen Mikrohabitaten und in der Folge auf die Dichte der Jungfische und Fischlarven für die Uferzonen der Mittelbe bilanziert und damit Hinweise zur Bedeutung thermischer vs. Hydrologischer Bedingungen betrachtet werden (s. Ukap. 4.2).

4 Das modulare Habitatmodell – Anwendung, Prognose und Bilanzierung der Habitatverfügbarkeit

4.1. Entwicklung, Anwendung und Grenzen der Habitatmodellierung

Im Spannungsfeld zwischen anthropogener Nutzung und dem Schutz der Umwelt, wie es sich z.B. an der Elbe mit der Diskussion um ihren Aus- und Umbau der Uferstrukturen aktuell darstellt, ist der Bedarf an objektivierbaren Erkenntnissen über ökologische Zusammenhänge zwischen Fischen und ihrem Lebensraum von großer Bedeutung. Die in der vorliegenden Untersuchung entwickelten Habitateignungsmodelle verknüpfen biologische Informationen, das Vorkommen einer Art, mit abiotischen Umweltbedingungen zu statistisch abgesicherten qualitativen und quantitativen Aussagen über die Eignung von Habitaten im Sinne von MORRISON et al. (1998). Durch die kleinräumige Erfassung von Art-Umwelt Daten mit Hilfe der „point-abundance-sampling“ Strategie, der Entwicklung von art- und entwicklungsspezifischen Mikrohabitatnutzungsmodellen mittels logistischer Regression sowie ihrer Validierung mit Hilfe der ROC-Methodik (HANLEY & MCNEIL 1982) und unabhängigen Vergleichsdaten erfüllen die Modelle den wichtigen Anspruch der objektivierbaren Darstellung von ökologischen Sachverhalten. Für 5 Arten und 3 Entwicklungsstadien konnte das Ziel der Parametrisierung und Modellierung der Mikrohabitatnutzung in 8 Modellen realisiert und damit ein erster Schritt zu einem Verständnis quantitativer Zusammenhänge zwischen Fischen und ihrem Lebensraum an der Mittel- und Unterelbe gelegt werden.

Bisherige fischökologische bzw. fließgewässerökologische Habitatmodelle, wie PHABSIM (U.S. FISH & WILDLIFE SERVICE 1981) oder CASIMIR (JORDE 1996) ermittelten die Präferenzen einzelner Arten und Entwicklungsstadien anhand von Expertenwissen. Dieser Ansatz wurde später durch die Erstellung einfacher univariater Modelle abgelöst, die eine Habitatnutzung durch die Berechnung geometrischer Mittelwerte aufgrund von, auf das Intervall [0,1], skalierten Umweltvariablen ermittelten (BOVEE 1996).

Diese weitverbreitete Methode wurde wegen der Vernachlässigung möglicher Kovarianzen zwischen der hydraulischen Situation und biologischer sowie abiotischer Interaktionen oft kritisiert (GORE & NESTLER 1988, HARDY 1998, PARASIEWICZ & DUNBAR 2001). BAIN (1995) bemängelt zusätzlich, dass die lokalen Habitate einzelner Arten durch punktuelle einmalige Messungen beschrieben werden, wo doch die reale Situation an einem Habitat eher einer Verteilungsfunktion eines Parameters entspricht. LAMOUROUX et al. (1998) greifen diese Kritik auf, indem sie nicht punktuelle Messungen durchführen, sondern für einzelne Abschnittselemente eines Fließgewässers die statistische Variabilität der abiotischen Faktoren speziell der Tiefe und der Fließgeschwindigkeit erfassen und biologischen Daten, wie der Häufigkeit einzelner Fischarten gegenüber stellen. Diese Vorgehensweise hat den Vorteil einer soliden Validierung, auch der hydraulischen und morphologischen Daten im Gelände.

Obwohl mit der von LAMOUROUX et al. (1998) entwickelten Methode mehrere Umweltvariablen erfasst und ihr Einfluss auf die Habitatnutzung der Fische ermittelt werden können, ist es nicht möglich, spezifische Art-Umweltbeziehungen zu entwickeln und Interaktionen zwischen Umweltvariablen und ihren Einfluss auf die Habitatnutzung zu ermitteln (PARASIEWICZ & DUNBAR 2001). Beide Autoren empfehlen daher die Anwendung der logistischen Regression zur Analyse fischökologischer Habitatnutzung. Diese Methode bietet gegenüber den Umweltprofilen, wie sie von COPP (1990b, 1992a) entwickelt und von vielen Autoren (WINTERSBERGER 1996c, GRENOUILLET et al 2000, FREYHOF 1998a) zur Charakterisierung der Habitatnutzung eingesetzt wurden, den Vorteil, dass sie die Bedeutung der einzelnen Faktoren untereinander gewichten (PARASIEWICZ & DUNBAR 2001), Interaktionen aufdecken (CRAWLEY 1993), linear logistische und gaussche logistische Art-Umweltbeziehungen detektieren und beschreiben (TER BRAAK & LOOMAN 1986) und sich elegant validieren lassen (PEARCE & FERRIER 2000). Aus diesen Gründen erfolgte die Analyse und Modellierung der Mikrohabitatnutzung in dieser Arbeit mit Hilfe der multiplen logistischen Regression.

Als Vorteil der logistischen Regression gegenüber den bisher sehr häufig verwendeten Analysemethoden wie den Habitatprofilen lassen sich die Gewichtung der Faktoren untereinander und die Einbeziehung der Nullproben bezeichnen (PARASIEWICZ & DUNBAR 2001). So ermöglicht die Einbeziehung des χ^2 -Signifikanztests im Zuge der Modellvereinfachung eine qualitative (Signifikanzniveau) und quantitative (Devianzanteil) Bewertung der einzelnen Faktoren hinsichtlich ihres Einflusses auf das Vorkommen der untersuchten Objekte (CRAWLEY 1993). Die Analyse der Habitatparameter mittels der Umweltprofile ermöglicht lediglich die Bewertung des Vorkommens einer Art gegenüber der Ausprägung eines Habitatfaktors ohne dass die anderen Faktoren mit in der Analyse berücksichtigt werden (COPP 1992a, FREYHOF 1998a).

Der hohe Anteil der „Null-Proben“, wie sie beim „point-abundance-sampling“ auftreten, führt bei vielen statistischen Verfahren zu erheblichen Schwierigkeiten, weshalb sie in vielen Untersuchungen zur Habitatpräferenz von Fischen weggelassen wurden (vgl. COPP 1990b, COPP 1992a,b, COPP et al. 1994, GARNER 1996a, WINTERSBERGER 1996c, GOZLAN et al. 1999a). Ein Grund für ein gehäuftes Auftreten von „Null-Proben“ ist die Häufigkeit bzw. Populationsdichte der untersuchten Art. Seltene Arten erzeugen eine geringere Präsenzrate und sind von daher auch bei der Anwendung statistischer Analysen schwer zu berücksichtigen. Aus diesem Grunde beziehen die hier vorgestellten logistischen Regressionen nur die dominanten Arten und Entwicklungsstadien mit in die Analysen ein, für die die statistisch-methodischen Voraussetzungen gegeben waren.

Auf der anderen Seite treten Null-Proben, das heißt nicht besetzte Habitate und eine fleckenhafte Verteilung, in der Realität auf und spiegeln oft extreme Habitatverhältnisse wider, die von den untersuchten Arten aber nicht besiedelt werden können (TER BRAAK & LOOMAN 1986). Eine Integration der „Null-Proben“ ermöglicht daher eine bessere Darstellung der „ökologischen Realität“ und stellt gegenüber den bisherigen Analysemethoden einen deutlichen Fortschritt dar (vgl. BISCHOFF 2002).

Logistische Regressionen wurden in der Fischökologie bisher erst vereinzelt eingesetzt und konzentrierten sich in der Anwendung auf einen deskriptiven Ansatz (GRENOUILLET et al 2000, BISCHOFF 2002). Die Bewertung dieser Modelle findet in der Regel über die Kalibrierung statt, bei der der Anteil der erklärenden Devianz, Bestimmtheitsmaße und die „goodness of fit“-Statistik zur Anwendung kommen.

Mit einem Devianzanteil zwischen 8 und 60% und R^2 -Werten nach NAGELKERKE (1991), die überwiegend $> 0,8$ lagen, lieferten die aufgestellten Modelle einen vergleichsweise hohen Erklärungsanteil für die Habitatpräferenzen der Fische. Die Modellierungen von BISCHOFF (2002) für die Jungfische an der Unteren Oder wiesen einen Erklärungsanteil der Devianz nach R^2 von 10,1 % sowie von 31,5 % bzgl. R^2 NAGELKERKE auf. GRENOUILLET et al. (2000) gaben für die logistischen Präferenzmodelle juveniler Fische in der Rhône Devianzwerte zwischen 10 und 40 % an. Bei allen Modellierungen liefern die abiotischen Habitatfaktoren nur einen Teil der Erklärung für die Habitatpräferenzen der Fische. Generell können zwei Ursachen dafür angenommen werden: Zum Einen bestimmen nicht nur abiotische sondern auch biotische Faktoren die Habitatpräferenz der Fische, zum Anderen ist es möglich, dass einzelne wesentliche Habitatparameter für eine Erklärung des Vorkommens einer Art nicht gefunden wurden (vgl. SCHRÖDER 2000).

Die Bedeutung der biotischen Faktoren, wie Laich- und Nahrungsverhalten oder Prädation und Konsumtion, kann auch als Erklärung für entwicklungsspezifische Unterschiede in den Anteilen der erklärten Devianz herangezogen werden. So zeigen die Anteile der erklärten Devianzen in den hier vorgestellten Habitatnutzungsmodellen eine Abhängigkeit vom Entwicklungsstadium mit der Tendenz, dass Nutzungsmodelle für die jüngeren Entwicklungsstadien und damit auch kleinere Fische, einen höheren Anteil an erklärter Devianz aufweisen als ältere Entwicklungsstadien.

Als ein wesentlicher Parameter für die Mikrohabitatwahl konnte die Deckung in den untersuchten Stichproben nicht ausreichend berücksichtigt werden. Die homogene und hinsichtlich Totholz und Weichhölzern stark ausgeräumte Uferzone im untersuchten Abschnitt der Mittelalbe bei Havelberg führten dazu, dass Deckung durch Vegetation bzw. Totholzstrukturen nur in wenigen Promille der Stichproben vorkamen und deshalb in der Modellierung nicht weiter berücksichtigt werden konnten. Auf die große Bedeutung der Deckung in der Mikrohabitatwahl für Jungfische wiesen bereits zahlreiche Untersuchungen hin (z.B. POIZAT & PONT 1996; BISCHOFF 2002). Ein Fehlen dieses Parameters kann daher ein wesentlicher Grund für den geringen Erklärungsanteil einzelner Modelle sein.

Um nur schwer fassbare Parameter in die Modellierung zu integrieren sowie auch bei einer geringen Datenverfügbarkeit begründete Prognosen zu wagen, entwickelten SCHNEIDER und JORDE (2003) den Ansatz „Expertenwissen“ unter Anwendung von Fuzzy-Logik-Methoden im Habitatmodell „CASIMIR“ weiter. Dieser methodische Ansatz, anhand von Regeln, die von Experten bestimmt werden, die Mikrohabitatnutzung darzustellen, kommt der Realität der Datenverfügbarkeit in der Praxis zwar sehr entgegen, doch betonen die Autoren, dass eine sukzessive Validierung der Fuzzyregeln, z.B. durch genaue Felduntersuchungen unverzichtbar ist.

Die hier vorgestellten Mikrohabitatnutzungsmodelle sind daher eine wichtige Grundlage für die Anwendung entsprechender Habitatmodelle in Bühnenfeldern. Sie basieren auf einzelnen

Erhebungen zu bestimmten Zeiten und bieten damit „nur“ die Möglichkeit einer statischen und aus der Retrospektive heraus durchgeführten Analyse (GUSTAFSON 1998). Diesem methodischen Mangel wird nicht nur durch eine statistische Prüfung der Relevanz einzelner Habitatfaktoren sondern auch durch eine Validierung der Modellergebnisse mit unabhängig erhobenen Daten entgegen getreten. Erst dadurch gelangen die statistischen Modelle zu ihrer prognostischen Kraft (SCHRÖDER 2000) und erfüllen eine zentrale Anforderung der Naturschutzbiologie und des Ökosystemmanagements (POETHKE & WISSEL 1994).

Grundvoraussetzung für eine Validierung ist eine Übertragung der Modelle auf unabhängig erhobene Daten. Diese können zeitlich oder räumlich unabhängig erhoben werden (FIELDING & BELL 1997). THOMAS & BOVEE (1993) führten in ihren Untersuchungen räumliche Validierungen der Habitateignungskurven durch. Die Konzentration der Datenerhebung auf den Flussabschnitt zwischen Havelberg und Sandau führte für dieses Gebiet zu einer ausreichenden Datenfülle, die die Möglichkeit für eine zeitliche Validierung der Modelle bot. Eine räumliche Übertragung der Modelle auf andere Bereiche der Elbe konnte innerhalb dieses Projektes nicht geleistet werden. Die relative Einförmigkeit der Uferhabitate entlang der unteren Mittelbe lässt allerdings vermuten, dass die hier gemachten Aussagen hinsichtlich der Präferenz bestimmter Habitate auch auf andere Abschnitte entlang der unteren Mittelbe zu übertragen sind.

Für die hier vorgestellten Habitateignungsmodelle wird erstmals die Methode der „Receiver operating curves (ROC-Kurven)“ zur zeitlichen Validierung fischökologischer Habitateignungsmodelle angewendet. Über 50% der entwickelten Modelle erlauben mit AUC-Werten¹ von 0,6 und größer eine signifikante Modellübertragung zwischen Modelldaten und Testdaten. Damit bilden die logistischen Habitatnutzungsmodelle eine solide Grundlage für die Prognose der Habitateignung und Verfügbarkeit in den Uferstrukturen des Hauptstroms. Für einige Modelle (vgl. Jahresmodell 1998 für larvale Alande), zeigte sich eine besonders gute Prognosegüte für die Originalmodelle und eine vergleichbar schlechte nicht signifikante Güte für die Modellübertragung. Diese Effekte könnten sich durch eine Überparametrisierung der Modelle erklären (SCHRÖDER 2000) und werden auch von anderen Autoren beschrieben (z.B. FIELDING & HAWORTH 1995).

Die Prognosen der Habitatverfügbarkeiten wurden zusätzlich mit den Ergebnissen der Bestandserhebungen der Jungfische und Fischlarven abgeglichen. Die gute Übereinstimmung zwischen den ermittelten Dichten und der prognostizierten Habitatverfügbarkeit bestätigt die Prognosefähigkeit und die prädikative Bedeutung der Modelle. Da lokale Prozesse einfacher zu ermitteln und parametrisieren sind (vgl. LAMOUROUX et al. 1998) und die Analysen der abiotischen Parameter den Effekt unterschiedlicher Skalen auf die Varianz der Ausprägung widerspiegeln (vgl. POFF 1997) bilden die Modelle einen wichtigen Baustein für das Management größerer Einheiten (z.B. Flussabschnitte).

¹ AUC-Werte (= area under curve) sind ein Maß für die Gütebewertung von Modellen.

4.2 Habitatverfügbarkeit in Buhnenfeldern – morphologische und hydrologische Effekte

Die Uferzone eines Flusses wird durch die Uferlinien bei Mittel- und Niedrigwasser begrenzt (BRETSCHKO & WAIDBACHER 2001). Die ständige Abfolge von Überflutung und Trockenheit erzeugt eine Wasserwechselzone, die sowohl von aquatischen als auch von terrestrischen Organismen besiedelt wird und somit einen Übergang (Ökoton) zwischen unterschiedlichen Lebensräumen darstellt. Entsprechend der Typologie von WARD & WIENS (2001) wird sie als sekundärer bzw. tertiärer Ökoton bzw. als innerer Ökoton (BRETSCHKO & WAIDBACHER 2001) beschrieben. In naturnahen Flusslandschaften sind diese Ökotope in der Regel großflächig ausgebildet und gelten als ein wesentlicher Faktor für die Biodiversität (z.B. WARD et al. 1999). Insbesondere in den großen Flüssen und Strömen gelten Uferzonen aufgrund der hydraulischen Verhältnisse und der morphologischen Struktur als bedeutend für die biologische Produktivität (WARD & WIENS 2001) speziell der Fische (SCHIEMER & ZALEWSKI 1992, SCHIEMER et al. 2001b).

Die Uferzone der Elbe unterliegt wie in vielen anderen großen europäischen Flüssen seit Jahrhunderten einer Nutzung durch den Menschen (PETTS et al. 1989, ROMMEL 2000). Vor ca. 150 Jahren begann mit dem Beginn des systematischen Ausbaus der Elbe zur Schifffahrtsstraße eine besonders intensive Phase der Veränderung. An der Mittelelbe wurden auf ca. 800 km die Ufer durch Buhnen befestigt und dadurch eine Fahrrinne mit hohen von einer Uferzone mit geringeren Fließgeschwindigkeiten getrennt. Seitdem bilden die Felder zwischen den Buhnen den dominierenden Anteil an potenziellen Aufwuchshabitaten in der ca. 500 km langen Mittelelbe.

Basierend auf den Untersuchungen zur Relevanz der Ökotope für die biologischen Prozesse an der Donau (vgl. SCHIEMER et al. 1991, 2001a, KECKEIS et al. 1996, 1997, RECKENDÖRFER et al. 1999) wurde das „inshore-retention-concept“ entwickelt, um die ökologische Funktionalität der Uferzone mit wenigen Deskriptoren zu erfassen (SCHIEMER et al. 2001b). Mit dem Uferlinienindex wurde ein einfacher Ansatz entwickelt, der die Topographie der Uferzone mit der Diversität der Fischfauna der AG 0 in Beziehung setzt (SPINDLER 1988, SCHIEMER et al. 1991, SCHIEMER et al. 2001a).

Übertragen auf die Mittelelbe ergibt sich die These, dass der Uferlinienindex, als ein Indikator für die morphologische Komplexität der Uferstrukturen in den Buhnenfeldern mit der Ausprägung und Verfügbarkeit von Aufwuchshabitaten korreliert und damit die Diversität und Struktur der AG 0 beeinflusst. Diese These konnte grundsätzlich bestätigt werden (s. Ukap 3.2) doch zeigen Analysen mit Hilfe des Modularen Habitat Modells (MHM) im Detail deutliche Unterschiede sowohl hinsichtlich der Eignung des Uferlinienindex als Indikator für die Habitatverfügbarkeit als auch hinsichtlich der Wirkung unterschiedlicher Abflüsse auf die Habitatverfügbarkeit.

Morphologische Effekte

Für Jungfische unterschiedlicher Arten und Größen prognostizierten die Habitatmodelle sechs unterschiedliche Mikrohabitate, die sich als „flach auslaufende Uferzonen“ bzw. „steil abfallende Uferzonen“ oder als „stärker durchströmte Zonen“ zusammenfassend charakterisieren lassen. Für die Mikrohabitatstypen „flach auslaufende Uferzonen“ konnte, im Gegensatz zu den „steil abfallenden Uferzonen“, eine signifikante Korrelation mit dem Uferlinienindex identifiziert

werden. Die Ursachen liegen in den hydromorphologischen Prozessen der Uferzone und des entsprechenden Flussabschnittes, die zur Ausbildung der jeweiligen Mikrohabitate führen.

Flach auslaufende Uferzonen und Flachwasserbereiche bilden sich entlang von Sedimentationsflächen in den Buhnenfeldern aus. Ihre Entstehung wird durch makroskalige Faktoren wie Feststofftransport der Elbe, Flussmorphologie sowie durch die hydraulischen Prozesse im Hauptstrom und den Buhnenfeldern (Mesoskala) gesteuert (FAULHABER 2000, WIRTZ 2004).

Der Ausbau der Elbe und ihrer Zuflüsse beeinflusst seit über 100 Jahren den Feststoffhaushalt. Infolge des Mittelwasserausbaus ab 1844 kam es zu einer durchgängigen Eintiefung der Stromsohle, die im Abschnitt unterhalb von Wittenberg (Elbe-km 130) weitgehend abgeklungen ist (FAULHABER 2000). Im Bereich der oberen Mittelelbe führen bis heute Erosionsprozesse an der Sohle zu einer erhöhten Feststofffracht bis in die untere Mittelelbe (FAULHABER im Druck). Die Ursachen liegen u.a. im fehlenden Feststoffeintrag aus der stauregulierten tschechischen Oberelbe bzw. den durch Querbauwerke abgeriegelten Nebengewässern. Aufgrund des geringeren Gefälles kommt es insbesondere bei Mittel- und Niedrigwasser im Untersuchungsbereich zu starken Ablagerungen von Sedimenten (NAUMANN & GÖLZ im Druck).

Großräumig beeinflusst die Lage des Buhnenfeldes zum Stromstrich die Ausprägung flacher Uferzonen und den damit assoziierten Mikrohabitaten. Luftbilddauswertungen erlauben eine grobe Typisierung der Buhnenfelder anhand der Verlandungsformen (HINKEL 1999). Gleithangbuhnenfelder wiesen eine signifikant höhere Ausdehnung dieser Lebensräume auf, die sich insbesondere bei Niedrigwasser und ab höherem Mittelwasser ausprägt.

Die Geometrie der Buhnen gestaltet wesentlich die hydromorphologischen Prozesse in den Uferzonen, wobei die heutige inklinante d.h. zur Strömung geneigte Ausrichtung der Buhnen ein zentraler Faktor zur Förderung der Verlandung der Buhnenfelder ist (WIRTZ & FAULHABER im Druck). Das Verhältnis von Uferlänge zu Buhnenlänge steuert die Ausbildung der hydraulischen Bedingungen im Buhnenfeld und damit die Zahl und räumliche Verteilung der Strömungswirbel. Diese bewirken maßgeblich die Ausgestaltung der Sedimentationsflächen (ENGELS 1923, SUKHODOLOV et al. 2002). Im Bereich der Wirbelzentren sowie in Bereichen gegenläufiger und daher sich aufhebender Strömungen sedimentieren Feststoffe entsprechend des spezifischen Gewichts sukzessive ab (SCHWARTZ & KOZERSKI 2006). Typische Sedimentationsflächen mit flacher Uferneigung bilden sich daher primär an der Leeseite der stromauf gelegenen Buhne sowie im zentralen Buhnenfeldbereich aus (WIRTZ & KREBS im Druck).

Die Mikrohabitatstypen steiler und tiefer Uferzonen zeigten im Gegensatz zu den Mikrohabitatstypen „flach auslaufende Uferzone“ eine wesentlich geringere räumliche Ausprägung und wiesen eine hohe Stabilität in der zeitlichen Verfügbarkeit bei unterschiedlichen Wasserständen auf. Ihre Ausprägung korrelierte nicht mit dem Uferlinien- sondern mit dem Volumenindex, der das Wasservolumen eines Buhnenfeldes zur Wasserfläche in Beziehung setzt. Mit diesem Index wurden tiefere Bereiche des Buhnenfeldes besser abgebildet.

Derartige Lebensräume entstehen durch Erosionsprozesse, die sowohl am Ufer oder an der Sohle ansetzen, und zur Ausbildung z.B. von Kolken und Steilufern führen. Kolke entstehen in der ausgebauten Elbe unterhalb der Bühnenköpfe, wo bei Niedrig- und Mittelwasser die Bühnen umspült werden und es an den Bühnenköpfen durch den verengten Fließquerschnitt zur Beschleunigung und zur Ausbildung von lokalen Wirbeln kommt. In Folge der Auskolkungen finden wiederum Sedimentationsprozesse im Bereich der Streichlinie unterhalb der jeweiligen Bühne statt (FAULHABER et al. im Druck). In diesen Kolken herrschen, bedingt durch ihre Lage im Hauptstrom, größere Fließgeschwindigkeiten, so dass diese Bereiche nicht als Aufwuchshabitate für kleine Jungfische oder Fischlarven in Betracht kommen.

Kolke können aber auch stromab einer durchrissenen Bühne entstehen, wenn diese bei starkem Hochwasser, durch Treibgut oder besonders durch Eisgang beschädigt wird (WIRTZ 2004). Dies wird beispielhaft an einem Bühnenfeld bei Elbe-km 418,2 demonstriert. Unterhalb des größeren Durchrisses befindet sich ein tiefer und ausgedehnter Kolk, welcher die üblicherweise im Leebereich von Bühnen liegende Verlandungsform stark modifiziert und den Verlandungsgrad reduziert (WIRTZ & KREBS im Druck). Im Rahmen von Unterhaltungsmaßnahmen durch die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung wurden viele dieser Durchbrüche geschlossen. Entsprechend fanden sich auch Kolkstrukturen unterhalb von Bühnen mit ehemaligen Durchbrüchen. Seitenerosion findet in einem befestigten Fluss nur an wenigen Abschnitten der Uferrehne statt und wird insbesondere durch Hochwasserereignisse gefördert. So führte das Sommerhochwasser 2002 an einigen Stellen zu teilweise erheblichen Erosionsprozessen im Uferbereich (IKSE 2004).

Für diese kleinräumigen, durch Erosionsprozesse oder wasserbauliche Aktivitäten entstandenen Mikrohabitate ließ sich in dieser Untersuchung keine Korrelation mit der Lage des Bühnenfeldes nachweisen. Eine systematische Erfassung der Bühnenfelder anhand von Luftbildern ermöglichte zwar eine Abgrenzung einfacher topographischer Grundformen (vgl. HINKEL 1999, SUKHODOLOV et al. 2002), doch bestätigten detaillierte morphologische Untersuchungen eine hohe Diversität der Topographie der Bühnenfelder untereinander (WIRTZ 2004, WIRTZ & KREBS im Druck). Dies gilt auch für die Mikrohabitate „steile Uferzonen“, die analog zum Volumenindex, zwischen einzelnen Bühnenfeldern deutlich unterschiedliche Ausprägungen aufwiesen. Volumen- und Uferlinienindex sind darüber hinaus Schlüsselfaktoren für die diurnale Dynamik der Fischansammlungen in den Bühnenfeldern.

Im Fazit zeigt sich, dass die Fokussierung auf den Uferlinienindex, als Indikator für eine Vielfalt an Mikrohabitaten für die AG 0, dem Bedarf der Fischfauna dieser Altersgruppe an unterschiedlichen Lebensräumen in der Mittelelbe nicht gerecht wird. Das „Inshore-retention-concept“ (vgl. SCHIEMER et al. 2001b) ist daher für eine Übertragung auf die Mittelelbe hinsichtlich geeigneter Parameter um den Volumenindex zu ergänzen. Gleichzeitig wird deutlich, dass die Habitatverfügbarkeit durch makroskalige Effekte, wie der Dynamik des Feststofftransports oder der Lage des Bühnenfeldes, beeinflusst wird.

Aufgrund der zentralen Bedeutung der Bühnenfelder als potenzielle Aufwuchshabitate entlang der Mittelelbe sowie der großen Bedeutung der Bühne für die lokale Ausgestaltung der Topographie und Hydraulik, kommt der Frage nach der Form der Bühnen eine wesentliche Bedeutung zu. Die

These, dass der bauliche Zustand der Buhnen einen größeren Einfluss auf die Habitatverfügbarkeit ausübt, als die flussgeometrische Lage der Buhnen, ist differenziert zu beantworten. Mikrohabitate an flach auslaufenden Ufern (für Alande und Gründlinge jeweils juv. A) werden signifikant von der Lage der Buhnenfelder beeinflusst. Nur bei Niedrigwasser ($W < 130$ cm) sowie bei niedrigem Mittelwasser ($W > 210$ und < 290 cm) zeigen sich signifikante Unterschiede zwischen Buhnenfeldern unterschiedlichen baulichen Typs. Die Verfügbarkeit wechselt bei steigenden Wasserständen zwischen intakten und defekten Buhnenfeldern. Durchbrüche beeinflussen zwar die Form und Ausgestaltung (vgl. WIRTZ 2004), doch ist die flächenhafte Ausprägung der Sedimentationsflächen von weiteren Faktoren, wie der Geometrie der Buhnen und Buhnenfelder, der Lage im Strom etc. abhängig (s.o.).

Mikrohabitate an steilen Uferzonen wiesen generell signifikante Unterschiede zwischen Buhnenfeldern unterschiedlichen baulichen Typs auf. Während der Niedrigwasserphasen bildeten sich größere Verfügbarkeiten unterhalb von intakten, während ab einem Pegel von ca. 2,3 m die Ausprägung von Lebensräumen unterhalb von durchbrochenen Buhnen gleich (z.B. für die Modelle „Aland juv. B“ und „Plötze larval“) oder leicht verbessert wurden (z.B. Modell „Flussbarsch juv. B“). Dies korrespondiert mit den hydromorphologischen Prozessen in diesen Bereichen (s.o.).

Mikrohabitate, die durch stärker durchströmte Bereiche gekennzeichnet sind (z.B. für juvenile Hasel), wiesen, je nach Lage und baulichem Typ des Buhnenfeldes, starke Unterschiede in der abflussbedingten Verfügbarkeit auf. Bei Niedrigwasser zeigten die untersuchten Prallhangbuhnenfelder eine große Ausdehnung durchströmter Bereiche, während bei Mittelwasser Buhnenfelder unterhalb einer Durchrissbuhne ein großflächiges Angebot von geeigneten hydraulischen Bedingungen aufwiesen, so lange der Durchbruch durchflossen wurde. Fällt der Durchbruch jedoch trocken, reduziert sich die Habitatverfügbarkeit deutlich. Mit dem zeitlichen Auftreten der Juvenilstadien im Spätsommer ist daher eine Durchströmung der Durchbrüche auch bei Niedrigwasser von großer Wichtigkeit. Die Sohltiefe in einem Durchriss bzw. einer gekerbten Buhne beeinflusst die Topographie und Hydraulik in den Feldern deutlich (vgl. HENTSCHEL & ANLAUF 2002, HENNING & HENTSCHEL 2006). Diese sollte daher auch für niedrige Wasserstände ausgelegt sein, um das Habitatangebot insbesondere für Jungfische rheophiler Arten, wie dem Hasel nachhaltig zu verbessern. Doch zeigten die Mikrohabitatmodelle für durchströmte Bereiche, dass diese nur kleinflächig ausgeprägt sind, aber insbesondere während der sommerlichen Niedrigwasserphase für rheophile Arten (z.B. Hasel) von großer Bedeutung sind.

Für Stillwasserbereiche, den prognostizierten Larvalhabitaten, ergab die Bilanzierung deutliche abflussabhängige Unterschiede zwischen Buhnenfeldern unterhalb von Buhnen unterschiedlichen baulichen Zustands. Bei niedrigem Mittelwasser befanden sich größere Stillwasserbereiche an der Leeseite von intakten Buhnen. Je nach Ausbildung der Hauptwalze und der Sekundärwirbel in den Ecken eines Buhnenfeldes lagen die strömungsberuhigten Zonen in den Randbereichen und mehr in der Mitte der Uferlinie (vgl. WIRTZ 2004). Ein Durchbruch in der Mitte einer Buhne bedingte die Auflösung von Wirbeln im leeseitigen Bereich, insbesondere von Eckwirbeln. Die hohen Fließgeschwindigkeiten im Bereich des Durchbruchs führten dort zur Entstehung größerer Kolke

(KREBS & ZANKE 2002). Im Schatten der Strömungsfahne kam es zur Sedimentation und damit zur Ausbildung großer, flacher Stillwasserbereiche. Ein Durchbruch in den Buhnen könnte auf diese Weise eine Diversifizierung der hydraulischen Bedingungen und damit eine verbesserte Verfügbarkeit von strömungsberuhigten Zonen erzeugen.

Im Fazit lässt sich schlussfolgern, dass Buhnen das Potenzial für die Ausprägung von Mikrohabitaten modulierend beeinflussen. Während die großflächige Anlage von Buhnen einseitig bestimmte Mikrohabitatstypen fördert, fehlen andere Lebensräume oder sind nur sehr kleinflächig vorhanden. Die Veränderung der Uferzone führt somit zu einer Asymmetrie der Habitatverfügbarkeit.

Hydrologische Effekte

Die Hydrologie wurde bereits in vielen Studien als zentraler Faktor für die morphologischen Prozesse (z.B. FRISSEL et al. 1986, AMOROUS & ROUX 1988) und die biologische Diversität (z.B. POFF & ALLEN 1995, WARD et al 1999) in Flüssen erkannt. Viele dieser Untersuchungen verfolgten dabei einen deskriptiv-analytischen Ansatz oder entwickelten theoretische Konzepte zum Verständnis von Fließgewässerökosystemen (TOWNSEND 1989, WARD & STANFORD 1995, TOCKNER et al. 2000, WARD & WIENS 2001).

SCHIEMER et al. (2001b) verfolgten im „inshore-retention“ Konzept den Ansatz, Indikatoren für die Qualität und Verfügbarkeit von Habitaten in den Uferzonen bereitzustellen (s.o.). Neben dem Uferlinienindex als topographischem Faktor betonten die Autoren das Abflussregime als relevanten Faktor und postulieren eine entsprechende Korrelation mit der Habitatverfügbarkeit in hydrologisch ungestörten und morphologisch unveränderten Fließgewässern.

Mit dem modularen Habitatmodell (MHM) ließen sich auf der Basis validierter Prognosen die Auswirkungen der dynamischen Veränderungen im Abflussverhalten nicht nur beschreiben sondern auch bilanzieren. Die Ausprägung der Mikrohabitate unterliegt in der Mittelelbe neben einer räumlichen auch einer starken zeitlichen Dynamik, die durch die Abflusssituation direkt beeinflusst wird. Dieses Ergebnis bestätigt grundsätzlich die Bedeutung der Hydrologie wie sie im „inshore-retention“ Konzept beschrieben wurde (SCHIEMER et al. 2001b). Im Detail zeigen sich aber deutliche Unterschiede.

Die Ausprägung von flachen Uferzonen wies bei den untersuchten Buhnenfeldern einen Peak bei Abflüssen von ca. $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Pegel Havelberg) auf (Abb. VIII-2). Dies entspricht einem Niedrigwasserabfluss. Bei korrespondierenden Wasserständen von 1,3 bis 1,5 m ragen bereits viele Sedimentationsflächen aus dem Wasser und eine lange Uferlinie und entsprechend geeignete Habitate bilden sich großräumig aus. Unterhalb dieser Wasserstände fallen die Buhnenfelder weitestgehend trocken, so dass sich die Uferlinie stark verkürzt und im Extremfall auf die Streichlinie zwischen den Buhnenköpfen beschränkt. Bei höheren Abflüssen können schon geringe Wasserstandsunterschiede die Habitatverfügbarkeit erheblich verändern. Steigt der Wasserspiegel über die Mittelwasserlage hinaus, werden die Buhnen überströmt. Die räumliche Ausprägung von Flachwasserbereichen ist dann sehr eingeschränkt.

Mikrohabitate entlang von steileren Uferzonen zeigen hingegen eine konstante Ausprägung bzw. gleichmäßige Zunahme bei steigenden Wasserständen (Abb. VIII-2). Steile Uferzonen an Buhnenschüttungen oder Kolken bleiben auch bei größeren Abflussschwankungen vorhanden, bzw. werden erst bei steigenden Wasserständen angebunden, da diese Bereiche oft mit entsprechend größeren Wassertiefen einhergehen.

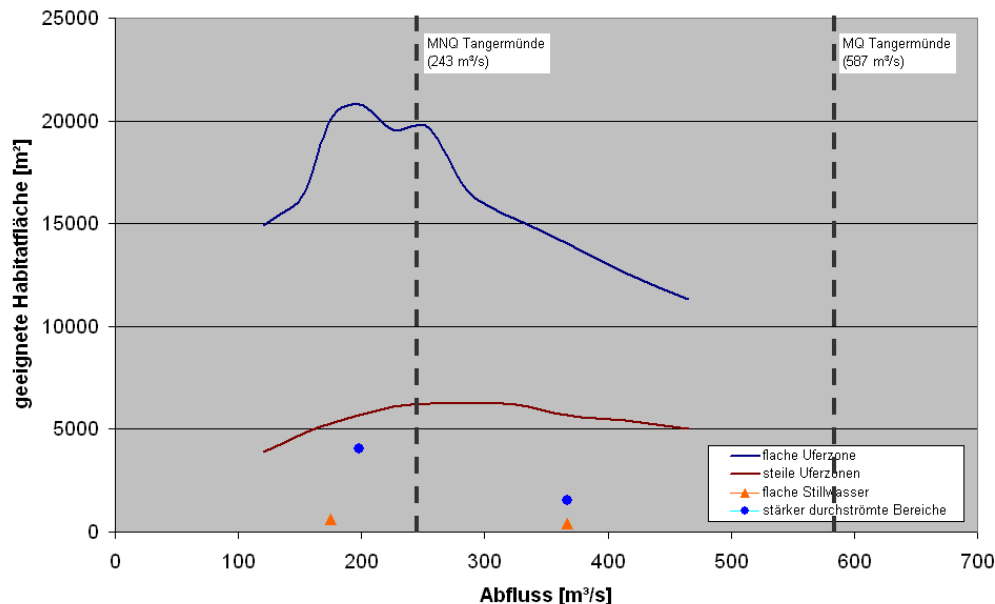


Abb. VIII-2: Hydrologisch bedingte Ausprägung von geeigneten Flächen für unterschiedliche Mikrohabitatstypen. Dargestellt ist die Summe der geeigneten Flächen aus 8 untersuchten Buhnenfeldern.

Die Verfügbarkeit von Stillwasserbereichen als potenzielle Larvalhabitate konnte aufgrund mangelnder hydraulischer Modellergebnisse nur für je eine Situation bei niedrigem Mittel- und bei Niedrigwassersituation prognostiziert und bilanziert werden. Es zeigte sich, dass bei niedrigem Mittelwasser etwas weniger geeignete Mikrohabitate verfügbar sind, als bei Niedrigwasser. Grundsätzlich ist das Angebot im Vergleich zu den anderen Mikrohabitaten aber sehr gering und reduziert sich mit steigenden Abflüssen erheblich.

Messungen von WIRTZ & ERGENZINGER (2002) ergaben, dass ab einem Wasserstand von 320 bis 370 cm (Pegel Havelberg) der Anteil an strömungsberuhigten Zonen stark abnimmt. Die Buhnen werden überströmt und die hydraulischen Bedingungen in den Buhnenfeldern verändern sich erheblich. Dies führt zu einer deutlichen Erhöhung der Fließgeschwindigkeiten sowie der Sohlschubspannung (WIRTZ & FAULHABER im Druck). Steigt der Abfluss der Mittel- und Unterelbe über MQ wird im Untersuchungsgebiet bei Havelberg der bordvolle Abfluss zwischen den Uferreihen erreicht. Das Wasser strömt zwischen beiden Böschungskanten hindurch. Das strukturreiche Ufer verschwindet und der Fluss verläuft wie in einem Strömungsgerinne. Lediglich Strukturen wie Gehölze und Röhrichte bieten dann im Strömungsschatten Refugien an. Durch weiter steigende Wasserstände werden erste Seitengewässer und Auenflächen überflutet und bieten wieder einen größeren Bereich strömungsberuhigter Lebensräume an.

Grundsätzlich wird dem Abflussregime in natürlichen Fließgewässern eine bedeutende Funktion in der Entwicklung und Erhaltung der Biozöosen in Fließgewässern beigemessen (POFF et al. 1997). Zum einen durch einen direkten physikalischen „wash out“ Effekt (z.B. SCHLOSSER 1985) zum Anderen indirekt als durch eine permanente Zerstörung und Neuschaffung von Lebensräumen in folge dynamischer Abflussverhältnisse (PRINGLE et al. 1988). Neben diesen extremen Ereignissen und ihrer Wirkung auf die Fischfauna, liegen nur wenige Studien vor. Dabei sind diese kontinuierlichen bzw. zufälligen Schwankungen charakteristisch für Flüsse in temperaten Klimaten (JUNK 1999).

Das Abflussregime der Elbe wird primär durch die winterlichen Niederschläge in den Mittelgebirgen des Erz- und Riesengebirges sowie des Thüringer Waldes und des Harzes geprägt und lässt sich entsprechend als Regen-Schneetyp charakterisieren (KUNKEL & WENDLAND 2004). Im langjährigen Mittel treten Hochwässer im Spätwinter und Frühjahr auf, wenn aufgrund des geringen Verdunstungspotenzials die Niederschläge stärker abflusswirksam sind (IKSE 2005, vgl. Abb. IV-4). Die niedrigsten Wasserstände werden in der Regel im Spätsommer und Frühherbst erreicht.

Überträgt man diese generelle Charakteristik auf die zeitliche Ausprägung der verschiedenen Mikrohabitattypen, so ergibt sich für larvale Mikrohabitate eine geringe Verfügbarkeit im Hauptstrom (s.o.). Dieser kann durch eine Überflutung der Vorländer ausgeglichen werden, sofern der Wasserspiegel entsprechend ansteigt. Diese wird im Untersuchungsbereich bei einem Wasserstand von ca. 1-2 m über Mittelwasser erreicht (BÜCHELE im Druck). Zahlreiche Studien betonen sowohl die grundsätzliche Funktion der Vorländer als Larval- bzw. Jungfischhabitat (z.B. GRIFT 2001, BISCHOFF 2002). Doch weist z.B. SCHIEMER (1995) darauf hin, dass die morphologischen Auflandungen im Vorland in Verbindung mit einem schnellen Absinken der Wasserstände im Frühjahr zu einem sehr schnellen abtrocknen der Flächen führen können. Eine Konzentration der Jungfische in flachen Auentümpeln ist die Folge, wo sie einer erhöhten Prädation z.B. durch Vögel oder durch Austrocknung unterliegen. An der Mittelbe erhöhte sich das Vorland in den vergangenen 1000 Jahren um ca. 1,5 bis 4 m (SCHWARTZ 2003, RINKLEBE 2004), in Verbindung mit der Sohlerosion durch den Mittelwasserausbau gelten heute die tausenden von Auengewässern als sehr stark verlandet und überaltert (WEISS & PETERSON 2001, SCHOLTEN et al. 2005b).

Für Jungfischmikrohabitate entlang von flach geneigten Uferzonen ergibt der langfristige mittlere Abfluss eine gute Habitatverfügbarkeit in den Monaten Juli bis September, während im Mai und Juni diese Mikrohabitate kleinräumiger ausgeprägt sind. Die entsprechenden Mikrohabitattypen „flach auslaufende Ufer“ bzw. „Flachwasserzonen“ umfassen in den Bühnenfeldern bei Havelberg im Mittel zwischen 20 und 60 % der ufernahen Bereiche. Diese Lebensräume bieten gute Temperaturverhältnisse (BARAS & NINDABA 1999a) und Schutz vor Prädatoren (COPP & JURAIDA 1993, s. UKap. 3.1.2) und reduzieren dadurch potenzielle Mortalitätsfaktoren wie geringes Wachstum (WOOTON 1990, MILLS & MANN 1985) oder hohen Prädationsdruck. Entsprechend ist ein positiver Effekt auf die Arten, deren Entwicklungsstadien diese Lebensräume nutzen (Aland und Gründlinge), zu vermuten. Gestützt wird dies durch die Tatsache, dass diese Arten in beiden

Untersuchungsjahren einen dominanten Anteil an den Jungfischansammlungen im Hauptstrom bilden.

Die hier vorgestellte zeitliche und räumliche Bilanzierung offenbart hingegen für alle Mikrohabitatstypen einen erheblichen Einfluss moderater Abflüsse auf die Ausprägung und Verfügbarkeit.

Die Untersuchungen verdeutlichten eine starke Abhängigkeit der Ausprägung geeigneter Lebensräume vom Abflussgeschehen der Elbe. Für alle prognostizierten Mikrohabitatstypen zeigt sich ein Peak in der Verfügbarkeit während des niedrigen Mittel- bzw. des Niedrigwasserabflusses. Dieser Verlauf, größere Habitatverfügbarkeit während Niedrigwasser, geringe Habitatverfügbarkeit bei Mittelwasser, und steigende Verfügbarkeit bei höheren Wasserständen steht im Gegensatz zu Befunden an anderen großen Flüssen. Während STAAS (1996) für den Niederrhein, PONT & NICOLAS (2001) für die untere Rhône und BISCHOFF (2002) für die untere Oder eine zunehmende Habitatverfügbarkeit bei steigenden Wasserständen beobachten, geben FREYHOF (1998a) und JURAIJDA et al. (2001) für epipotamale Flüsse wie Sieg und Mosel gegenteilige Effekte an.

BISCHOFF (2002) vermutet zu Recht, dass hier die flussmorphologische Struktur im Längsverlauf, Epipotamal mit geringer Aue versus Potamal mit großer Aue, entsprechende generelle Zusammenhänge begründen. Darüber hinaus sind aber auch historisch-anthropogene Effekte ausschlaggebend. So erreicht die untere Oder den bordvollen Abfluss zwischen den Sommerdeichen (BISCHOFF 2002), während dies an der Mittelelbe durch die Uferrehne und damit bereits bei Mittelwasser erreicht wird (BÜCHELE 2006). Für beide Flüsse treten die Engpässe in der Verfügbarkeit von Larvalhabitaten bei unterschiedlichen Wasserständen auf. Die Folge für die Mittelelbe ist ein „Bottleneck“ in der Habitatverfügbarkeit in etwa bei Mittelwasser.

Im Gegensatz zur Elbe identifizierten SCHIEMER et al (2001a) an der österreichischen Donau den Peak unterschiedlicher, verfügbarer Mikrohabitate während des Mittelwasserabflusses. Gleichzeitig vermuten die Autoren für die Donau bei sinkendem Wasserstand eine kontinuierliche Abnahme des Uferlinienindexes. Neben der Topographie der Uferzone unterscheidet sich damit auch die abflussbedingte Realisierung der Verfügbarkeit zwischen beiden Flusssystemen.

Es zeigt sich, dass die Ausprägung und Verfügbarkeit von Mikrohabitaten in großen Flüssen nicht einem generellen Muster unterliegt, wie es durch das „Inshore-retention“ Konzept vermutet wird (vgl. SCHIEMER et al. 2001b) sondern flussspezifische Ausprägungen realisiert werden. Eine mögliche Ursache könnte im unterschiedlichen Abflussregime von Donau und Elbe, verbunden mit flussmorphologischer Struktur dem wasserbaulichen Ausbau der untersuchten Abschnitte liegen. Im Gegensatz zur Mittelelbe kann der Donauabschnitt unterhalb von Wien durch ein größeres Gefälle mit entsprechend grobem Substrat charakterisiert werden (vgl. SCHIEMER et al. 1991). Darüber hinaus zeigt ein Vergleich zwischen Elbe und Donau deutliche Unterschiede im saisonalen Abflussverhalten der langjährigen Jahresgänge (vgl. IKSE 2005). Während in der Elbe die mittleren monatlichen Abflüsse im März/April am höchsten sind, werden an der Donau die höchsten mittleren Wasserstände von Mai bis Juli erreicht. In der Donau ist daher mit einer günstigen Habitatverfügbarkeit für frühlaichende Arten zu rechnen, während das Abflussregime in der Elbe eher Arten mit spät- bzw. multiplem Laichverhalten fördern könnte.

Im Fazit zeigt sich, dass die Fixierung der Mittelalbe zu einer erheblichen Veränderung des inneren Ökoton (vgl. BRETSCHKO & WAIDBACHER 2001) geführt hat. Insbesondere sind die hydromorphologischen Prozesse (Seiten- und punktuelle Sohlerosion sowie Totholzeintrag), die zur Ausbildung von „steil geneigten Uferzonen“ geführt haben, durch Strombaumaßnahmen und die Unterhaltung der Schifffahrtsstraße Elbe weitestgehend eliminiert worden. In Anlehnung an WARD & STANFORD (1995) kann für diese Mikrohabitate ein „morphologischer Bottleneck“ postuliert werden, der auch durch die verschiedenen Abflussszenarien nicht wesentlich beeinflusst wird.

Flache Stillwasserbereiche, als Larvalhabitat ein wesentlicher Lebensraum für alle rheophilen Fischarten, zeigen ebenfalls nur eine sehr geringe räumliche Ausprägung. Ursächlich sind hier fehlende Strukturen wie Sander oder Totholz zu postulieren, in deren Strömungsschatten sich diese Mikrohabitate ausbilden können. Im Gegensatz zu den steilen Uferzonen verringert sich das Habitatangebot bei bestimmten Wasserständen aber erheblich, so dass für diese Lebensräume nicht nur ein „morphologischer Bottleneck“ sondern auch ein „hydrologischer Bottleneck“ (vgl. WARD & STANFORD 1995, LAMOUREUX et al. 1999a) postuliert werden kann.

Im Gegensatz dazu werden durch die wasserbauliche Funktion der Buhnen flach geneigte Uferzonen in ihrer Ausprägung deutlich gefördert, deren Realisierung durch das Abflussverhalten erheblich beeinflusst wird (vgl. NUNN et al. 2003). Es kommt somit zu einer Asymmetrie im Angebot der unterschiedlichen Mikrohabitate. Die fischökologischen Folgen der Dynamik und Ausprägung der Habitatverfügbarkeit werden im Folgenden diskutiert.

4.3 Habitatverfügbarkeit in Buhnenfeldern – fischökologische Auswirkungen

Die räumliche Ausdehnung und zeitliche Verfügbarkeit von Habitaten ist nach dem „patch-dynamic“ Konzepts (TOWNSEND 1989) eine Schlüsselgröße für die Entwicklung von aquatischen Lebensgemeinschaften in Fließgewässern. Die Organismenzusammensetzung eines „patches“ wird durch die Lebenszyklen bzw. -strategien der Arten, deren Mobilität, spezifischen Eigenschaften und insbesondere der Fähigkeit, neue Habitate zu kolonisieren, bestimmt (TOWNSEND 1989). Die einzelnen „patches“ unterscheiden sich in der Ausprägung abiotischer Parameter wie Substrat, Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe, aber auch hinsichtlich ihres Alters nach einem Störungsereignis, das die vorhergehenden Zönosen beeinträchtigt oder sogar ausgelöscht hatte. In diesem Sinne lassen sich die prognostizierten Mikrohabitate in den Buhnenfeldern der Mittelalbe als „patches“ auffassen, deren Jungfischzusammensetzung maßgeblich durch die Lebenszyklen bzw. -strategien der Arten sowie der Mobilität der Größen- und Entwicklungsstadien bestimmt wird.

In natürlichen Fließgewässern wird die Dynamik der Habitatentwicklung, d.h. die Ausdehnung und Verfügbarkeit geeigneter Habitate, durch eine regelmäßige diskrete Störung z.B. durch Hochwasser wesentlich beeinflusst (vgl. RESH et al. 1988). Den dadurch verursachten hydromorphologischen Prozessen, insbesondere der Erosion und Sedimentation, kommen in diesem Verständnis eine entscheidende Funktion bei der Ausprägung von Lebensräumen und letztendlich von Lebensstrategien der entsprechenden Arten zu (POFF et al. 1997).

In der Mittelelbe traten bis ins 17./18. Jhdt. bei Hochwässern Laufverlagerungen von bis zu mehreren hundert Metern auf (ROMMEL 2000). Dies charakterisiert gut die große Dynamik anthropogen wenig beeinflusster hydromorphologischer Prozesse. Insbesondere im Bereich der mittleren Elbe zwischen Magdeburg und Havelberg bedingen das niedrige Gefälle, die Morphologie des Untergrundes sowie die Einbettung in das Breslau-Magdeburg-Bremer Urstromtal und den dazugehörigen Lockersedimenten eine intensive morphologische Dynamik, die durch wechselnde Abflussereignisse gefördert wird und zur Ausprägung eines verzweigten Gerinnesystems führte (vgl. ROMMEL 2000).

Die Elbe wurde zu diesem Zeitpunkt als „verwilderter Elbstrom“ beschrieben, der von Abbrüchen der Ufer, Auskolkungen, wandernden Sandbänken, Verlagerungen des Talweges, Stromspaltungen, Baumstämmen und Felsbrocken verändert war (METSCHIES, 1939 zitiert aus HARMS et al. 2002). Eine im Vergleich zu heute deutlich erhöhte Tiefenvarianz und größeres Vorkommen von Kolken und steilen Uferneigungen prägte diesen Flussabschnitt (ROMMEL 2000). Trotz zunehmender Nutzung der Elbe und ihrer Auen, dominierten auch im 18. Jhdt. Auwälder die Landschaft der Elbe (DZIOCK et al. 2005) und führten zu einem regelmäßigen Eintrag von Totholz. Als hydraulisches Hindernis bedingt Totholz die Entwicklung unzähliger kleiner und größerer Kolke in der gesamten Breite des Flusses (ABBE & MONTGOMERY 1996).

Seit dem 19. Jahrhundert unterliegt die Uferzone in der gesamten Mittelelbe einem intensiven Ausbau mit Hilfe von Buhnen und Parallelwerken zur Verbesserung der Schifffahrtsbedingungen und zum Schutz der Ländereien gegen Erosion (IKSE 2005). Diese langfristige und nachhaltige Befestigung der Elbe in ihrem Gerinne schränkt hydromorphologische Prozesse räumlich ein und bedingt einen erheblichen Verlust an Dynamik insbesondere von lateralen Erosionsprozessen in der Uferzone (s.o.).

Neben der morphologischen kam es auch zu einer Veränderung der Abflussverhältnisse durch Deichbau, Talsperrenbau und letztendlich einer veränderten Landnutzung im Einzugsgebiet (IKSE 2005, BECKER & GRÜNEWALD 2003). Im Bereich der Mittelelbe wurden durch den Deichbau ca. 76 % der Auen einer direkten Überflutung entzogen. Die Folgen werden mit einer Erhöhung des Hochwasserscheitels (z.B. im Raum Wittenberge um ca. 50 cm) sowie der mittleren Fließgeschwindigkeit angegeben (IKSE 2005). Die 292 Talsperren im Einzugsgebiet der Elbe beeinflussen sowohl den Hochwasserabfluss als auch den Niedrigwasserabfluss. Insbesondere durch den Bau der großen Talsperren im Einzugsgebiet der Moldau und Saale in den 1960er Jahren wurde der Niedrigwasserabfluss in der Mittelelbe nachhaltig angehoben (IKSE 2005).

Die potenzielle ökologische Wirkung dieser Veränderungen gegenüber der Fischfauna und speziell gegenüber der Entwicklung von Lebensräumen für Jungfische und Fischlarven lässt sich anhand unterschiedlicher zeitlicher Skalen diskutieren:

Kurzfristig steuert die aktuelle Morphologie der Buhnenfelder in Kombination mit dem Abflussregime der Elbe die jeweilige räumliche Verfügbarkeit geeigneter Habitats und beeinflusst auf diese Weise die Jungfischdichten und damit die Jahrgangsstärke der Arten (s. Kap. VIII- 3.3 und 4.2).

Mittelfristig fördert die morphologische Veränderung der Uferzone einseitig bestimmte Mikrohabitatstypen „z.B. flach geneigte Uferzonen“, andere sind hingegen weit geringer ausgeprägt, als dies für einen potamalen Fluss mit Auwäldern zu erwarten wäre (z.B. Mikrohabitate an Totholz oder Kolkstrukturen).

Langfristig lässt sich eine Anpassung der spezifischen Lebensstrategien einzelner Arten gegenüber den veränderten Umweltbedingungen postulieren (POFF 1997, s.u.).

Kurzfristige Effekte

Die kurzfristigen Effekte der morphologischen und hydrologischen Veränderungen wurden bereits in den vorherigen Ukap. 3.3 und 4.2 diskutiert. Sie lassen sich dahingehend zusammenfassen, dass es zu einer asymmetrischen Ausprägung und Verfügbarkeit von Mikrohabitaten in der durch Buhnen geprägten Uferzone kommt. Insbesondere für an Steilufer gebundene Mikrohabitate ist daher ein entsprechender morphologischer „bottleneck“ in der Verfügbarkeit zu postulieren, der allerdings durch Abflussereignisse bedingt beeinflusst wird.

Im Gegensatz dazu beeinflussen moderate Abflussschwankungen zum Teil erheblich die räumliche Ausprägung von Mikrohabitaten, die mit flach auslaufenden Uferzonen assoziiert sind. Für diese Lebensräume kann ein hydrologisch bedingter Habitatbottleneck postuliert werden.

Flache Stillwasserbereiche wurden an der Mittelbe als Larvalhabitate identifiziert. Geringe Körpergröße sowie vergleichbare Körperproportionen (vgl. BALON 1984, 1999) und physische Eigenschaften (z. B. BLECKMANN 1994, MANN 1991) während der Larvalstadien schränken die Habitatanforderungen auf Bereiche mit geringem hydraulischen Stress deutlich ein (s. Ukap. 3.1). Diese für die Mittelbe prognostizierten Lebensräume stimmen daher gut mit den Charakterisierungen anderer Autoren überein (vgl. z.B. FLORE & KECKEIS 1998 für Nasen; MANN & BASS 1997 für Hasel und Plötzen).

In der Mittelbe unterliegen Larvalhabitate während des bordvollen Abflusses zwischen den Uferreihen neben einem morphologischen einem hydrologisch bedingten „bottleneck“. Dieser tritt im Raum Tangermünde/Havelberg bei einem Abfluss zwischen 500 und 1000 m³/s auf (BÜCHELE im Druck). Darüber hinaus wird ein ähnlicher Effekt bei extremem Niedrigwasser wie im Sommer 2003 erreicht, wenn die Buhnenfelder trocken fallen und das Wasser sich auf die Fahrinne zwischen den Buhnenköpfen zurück zieht. Stillwasserbereiche sind dann ebenfalls deutlich reduziert.

Die Topographie der Uferzone und die Hydrologie der Elbe bestimmen somit unmittelbar die Jahrgangsstärken der einzelnen Fischarten, was für die Arten Aland, Plötze, Ukelei und die Gründlinge mit Hilfe des Modulare Habitatmodells quantitativ belegt werden konnte (vgl. Ukap 3.3).

Für Fischlarven, Jungfische und andere schwimmschwache aquatische Organismen kommt es aber auch bei anderen Wasserständen zu einer, wenn auch zeitlich sehr begrenzten, Reduzierung der Habitatverfügbarkeit. Untersuchungen von WIRTZ (2004) sowie von ENGELHARDT et al. (2001) belegen in den Uferzonen der Mittelbe erhebliche hydraulische Veränderungen durch die Schifffahrt. BRUNKE & GUHR (2006) ermittelten während eines talwärts passierenden Schiffes eine

starke lokale Absenkung (Sunk) des Wasserstandes sowie eine Erhöhung der Fließgeschwindigkeiten von 5 cm/s auf über 60 cm/s im direkten Uferbereich. Diesen hydraulischen Bedingungen können Fischlarven aber auch viele Jungfische nicht widerstehen (vgl. LIGHTFOOD & JONES 1996, WOLTER & ARLINGHAUS 2003). Ausdriftung in den Hauptstrom ist die Folge. Zusätzlich werden durch den dem Sunk folgenden Schwall (Rückströmung des Wassers in das Bühnenfeld) viele Fischlarven und Jungfische an das Ufer gespült, wo sie oft liegen bleiben, weil die folgenden Wellen des Schwalls in der Regel nicht die Höhe der ersten Welle erreichen. Aus eigenen Beobachtungen kann dies insbesondere im Mai/Juni zu ganzen „Flutsäumen“ von toten Fischlarven und Jungfischen führen. Systematische quantitative Untersuchungen zu den Auswirkungen auf die Fischfauna insbesondere auf die Jahrgangsstärken einzelner Arten liegen bisher nicht vor. Inwieweit Larvalhabitate aber auch die Juvenilhabitate in den Bühnenfeldern daher nicht nur einem morphologisch oder hydrologisch bedingten „bottleneck“ sondern auch einem kurzfristigen „schifffahrtsbedingten Habitatbottleneck“ (vgl. WOLTER & ARLINGHAUS 2003) unterliegen ist daher offen.

Mittelfristige Effekte

Die derzeitige Struktur der Uferzone, als ein durch Bühnen gegliederter Bereich, führt in dem untersuchten Abschnitt der Mittelelbe zu einer asymmetrischen Verteilung von Mikrohabitaten für Fischlarven und Jungfische aber auch für adulte Fische. Davon sind insbesondere Arten betroffen, die ihre Aufwuchshabitate unmittelbar in der Stromelbe hatten und aktuell haben. Insbesondere für die Arten Europäische Stör (MOHR 1952), Schnäpel (ZUPPKE 1993), Quappe (BAUCH 1958) und Flussneunauge (WILKENS & KÖHLER 1977) werden die Flussverbauung und damit eine Reduzierung speziell geeigneter Laich- und Aufwuchshabitate als eine wesentliche, von mehreren Ursachen für den Rückgang der Arten betrachtet.

Nach BAUCH (1958) ist z.B. der Europäische Stör früher regelmäßig in der Mittelelbe aufgetreten und nutzte Kolke mit einer Wassertiefe über 2 m als Laichhabitate. Historische Angaben deuten auf die regelmäßige Ausbildung von sehr tiefen (6-8 m) und bis 50 m breiten Kolken durch Hochwasserereignisse hin (DIEHLHELM 1741, VON DEM BORNE 1882, ROMMEL 2000). Diese Größen sind notwendig, um der fischökologischen Funktion der Kolke als Wintereinstand, wie sie FREDRICH (2003) z.B. für adulte Rapfen feststellen konnte, Rechnung zu tragen. Das Fehlen von Totholz und die Befestigung der Ufer verlagern die Kolkbildung heute auf die Scherzonen unterhalb der Bühnenköpfe (FAULHABER et al. im Druck, s.o.). Inwieweit Sohlstruktur, sowie hydraulische Belastung dieser Kolke mit den Bedingungen von Kolkstrukturen in einem unverbauten Fluss übereinstimmen, kann derzeit nicht beantwortet werden. Doch zeigt der Vergleich mit den historischen Angaben zu Tiefe und Ausdehnung, dass es vermutlich deutliche Unterschiede gibt. Ferner ist zu vermuten, dass Kolke unterhalb der Scherzone einer deutlich höheren hydraulischen Belastung unterliegen, die einer Funktion als Wintereinstand entgegen steht.

Für eine Nutzung als Laichhabitat ist darüber hinaus die Qualität des Interstitials insbesondere für die kieslaichend lithophilen Wanderfische wie dem Europäischen Stör, Quappe, Schnäpel und Zährte aber auch den Neunaugen relevant. In der Mittelelbe unterliegt die Qualität dieser Habitate einer erhöhten Nährstoffbelastung (BEHRENDT et al. 2004), verstärktem Schwebstoffeintrag

(NAUMANN & GÖLZ 2008) und einer potenziellen Gefährdung der Eientwicklung aufgrund toxischer Konzentrationen von Schwermetallen (z.B. OVERESCH & RINKLEBE 2002) und endokrin wirkenden Substanzen wie z.B. synthetische Hormone und chlorierte Kohlenwasserstoffe (ARGE ELBE 2000a, c; HECKER 2001).

Die Frage, in wie weit die Fixierung der Uferzone indirekt die Belastungseffekte verstärkt, z.B. durch eine Stabilisierung der Sohle, oder abschwächt, z.B. durch eine Fixierung der belasteten Sedimente, ist derzeit quantitativ nicht untersucht (vgl. SCHWARTZ et al. 2006). Es ist aber zu postulieren, dass die Einschränkung der Morphodynamik der Uferzone durch die Buhnen mittelfristig die Neuentstehung geeigneter Sand- und Kiesbänke und damit von geeigneten Laichplätze einschränkt (FLADUNG et al. 2005). Ein quantitativer Vergleich historischer und aktueller morphologischer und hydrologischer Bedingungen ist allerdings nur sehr eingeschränkt möglich und kann sich auf bestimmte Faktoren wie Breiten/Tiefenverhältnis (BÜCHELE im Druck) und die Ausprägung von Inseln und Sandern beziehen (HARMS et al. 2002).

Darüber hinaus belastet die hohe Schwebstofffracht in der unteren Mittelbe (vgl. NAUMANN & GÖLZ im Druck) die Qualität des Interstitials. Letztendlich ist aufgrund der eingeschränkten Morphodynamik in den Uferzonen eine Reduzierung geeigneter Laich- und Aufwuchshabitate speziell kieslaichender Arten in der Uferzone gegenüber einem unverbauten Zustand zu postulieren. Inwieweit diese Effekte aber mittelfristig zum Verlust ganzer Arten geführt haben, bleibt fraglich. Vor dem Hintergrund der anderen Belastungsfaktoren (z.B. Sedimentqualität, Wasserqualität, Fischerei) ist eine entsprechend monokausale Argumentation abzulehnen.

Langfristige Effekte

Langfristig lässt sich eine Anpassung der spezifischen Lebensstrategien einzelner Arten gegenüber den wechselnden Umweltbedingungen postulieren (POFF 1997). Zur Ausbildung von Lebenszyklusstrategien von Fischen werden zwei grundsätzlich unterschiedliche Ansätze diskutiert (vgl. WOOTON & GEE 2001). Während STERNS (1992, 2000) die demographischen Eigenschaften einer Population in den Vordergrund rückt und dabei in dem „trade of“ zwischen verschiedenen artspezifischen Eigenschaften („species traits“) und den Kosten der Reproduktion den „Motor“ zur Diversifizierung unterschiedlicher Lebenszyklen sieht, geht SOUTHWOOD (1977, 1988) vom Habitat als formende Schablone („habitat-templet“) für die Ausbildung unterschiedlicher Eigenschaften von Lebensstrategien aus. Dabei schlägt der Autor drei Dimensionen vor, physikalische Güte („adverse axis“), zeitliche Stabilität der Lebensräume („disturbance axis“) und biologische Interaktionen („biotic axis“), die ein Habitat charakterisieren. Ausschlaggebend für die Wirkung der Habitate auf die Ausbildung von Lebenszyklusstrategien ist nach SOUTHWOOD (1988) die Stabilität der Lebensräume.

Unterschiedliche Abflusssituationen gelten nach RESH et al. (1988) als typische stochastische Prozesse, die als Störung die zeitliche Stabilität der Lebensräume und damit die Stabilität der Zusammensetzung und Populationsentwicklung aquatischer Organismen beeinflussen. Stabilität lässt sich in die Begriffe Widerstandsfähigkeit („resistence“) und Elastizität („resilience“) aufspalten (GIGON & GRIMM 1997). Interpretiert man in diesem Sinne die Verfügbarkeit der prognostizierten Mikrohabitate in den Uferzonen der Mittelbe so zeigt sich, dass:

Eine „Störung“ aus fischökologischer Sicht nicht nur im Sinne einer deutlichen Hochwasserwelle sondern auch einer zeitlich stark eingeschränkten Verfügbarkeit von Lebensräumen gesehen werden sollte, die durch unterschiedliche Faktoren, z.B. niedrige Wasserstände oder schiffahrtsbedingte kurzfristige hydraulische Änderungen, erzeugt werden kann.

Die „Widerstandsfähigkeit“ der Habitate (= zeitliche Verfügbarkeit bei unterschiedlichen Wasserständen) durch anthropogene d.h. wasserbauliche Maßnahmen und ihre hydromorphologischen Auswirkungen moduliert wird.

Die „Elastizität“ der Habitate (= die Fähigkeit nach einem Störungsereignis wieder dem Ausgangszustand vergleichbare physikalisch-morphologische Bedingungen aufzubauen) von der Dauer der Störung und der Morphologie der Habitate beeinflusst wird.

Spezifische Abflusssituationen wirken unterschiedlich auf die Verfügbarkeit von art-, größen- und entwicklungsspezifischen Mikrohabitaten und erfordern somit eine sehr differenzierte Betrachtung der Abflussszenarien.

WOOTON & GEE (2001) kritisieren an dem Habitat-templet Modell, dass die konkrete Wirkung eines Habitats auf die Ausgestaltung von Lebenszyklusstrategien ungeklärt sei. Ein erster Versuch anhand der vorhandenen Habitat-templates innerhalb eines größeren Fließgewässers (der oberen Rhone) die Ausprägung der vorhandenen Fischfauna und ihrer artspezifischen Eigenschaften zu postulieren ist gescheitert (PERSAT et al. 1994), wobei Mangel im Datenset und der Einfluss historischer Veränderungen als Gründe angenommen wurden (RESH et al. 1994).

WOOTON & GEE (2001) sehen hingegen in einem fehlenden Mechanismus, der das Habitat-templet mit den artspezifischen Eigenschaften („species traits“) verbindet, einen Grund für die fehlgeschlagene Prognosefähigkeit. Folgt man dieser Argumentation, so scheint weder die physikalisch-morphologische Charakterisierung der Habitate noch die herangezogenen artspezifischen Eigenschaften wie „Dauer der Laichzeit“, „Größe der Eier und Gelege“ etc. (vgl. PERSAT et al. 1994) ausreichend, um die evolutive Wirkung der Habitate auf die Entwicklung von Lebensstrategien zu beschreiben bzw. zu prognostizieren.

Generell gilt die Erhöhung des Reproduktionserfolges als ein Maß für die erfolgreiche evolutive Entwicklung von Lebensstrategien (STERN 1992, 2000). POFF (1997) fordert daher für die Definition von spezifischen Eigenschaften die funktionelle Relevanz in Bezug zur Qualität bzw. Quantität von Habitaten zu setzen. Dieser Forderung trägt die sehr differenzierte Modellierung der Mikrohabitatnutzung Rechnung, indem sie die Habitatverfügbarkeit für spezifische Größen- bzw. Entwicklungsstadien von Fischen quantifiziert und damit einer ökologischen Bilanzierung zugänglich macht.

Erste genaue Studien der Ontogenie der Cypriniden zeigen deutliche Unterschiede in der morphologisch-physiologischen Ausgestaltung der larvalen und juvenilen Entwicklungsstadien (z.B. KOVAC & COPP 1996, BALON 1999) und belegen damit die funktionellen Unterschiede zwischen diesen Entwicklungsstadien bzw. Perioden. Ausgewählten Entwicklungsstadien konnten in dieser Arbeit bevorzugte Mikrohabitate gegenüber gestellt werden. Fasst man daher das zeitliche Vorkommen der einzelnen Größen- bzw. Entwicklungsstadien als eine spezifische Eigenschaft

(„species trait“) auf, ergibt sich unter Berücksichtigung der Verfügbarkeit geeigneter Lebensräume folgende These zur Wirkung des Habitats auf die Ausgestaltung von Lebenszyklusstrategien: Nur die zeitlich und räumlich ausreichende Habitatverfügbarkeit sichert eine erfolgreiche Reproduktion, wobei bereits kurzfristige Defizite zu einem signifikanten Rückgang der Jungfischdichten und damit der Jahrgangsstärke führen können. Das Vorkommen, Beginn und Dauer des Auftretens einzelner Entwicklungsphasen und die jeweils aktuelle Verfügbarkeit geeigneter Mikrohabitate bilden einen verzahnten Mechanismus, der den Reproduktionserfolg der Population direkt beeinflusst. Anhand der Ergebnisse der vorliegenden Arbeit, wird diese These im Folgenden diskutiert.

Grundsätzlich beeinflussen das Laichverhalten der adulten Tiere und die Umweltbedingungen, speziell das Temperaturregime und die Nahrungsverfügbarkeit die Dauer des Vorkommens der frühen Entwicklungsstadien. Das Vorkommen von Larven und juvenilen Entwicklungsstadien von Arten mit multiplen Laichvorgängen, wie Gründling (BĂNĂRESCU et al. 1999) und Weißflossengründling (NASEKA et al. 1999), erstreckt sich entsprechend über einen längeren Zeitraum als für Arten mit einmaligen und vergleichsweise kurzen Laichperioden, wie Aland und Plötze. Untersuchungen zum Laichverhalten an der Mittelbe deuten für den Aland (vgl. WINTER & FREDRICH 2003, FLADUNG et al. 2005) und die Plötze (FLADUNG et al. 2005) auf eine kurze Laichperiode hin, die zu einem relativ kurzen Vorkommen von Fischlarven führt. Die Ergebnisse der eigenen Untersuchungen zum Vorkommen der frühen Entwicklungsstadien in den Uferstrukturen der Mittelbe bestätigen diese Vermutung (s. Tab. VII-6).

Für die hier analysierten Arten wird eine kategorisierte Einstufung hinsichtlich der Vorkommen der jeweiligen Entwicklungs- bzw. Größenstadien einer Einstufung der Verfügbarkeit (räumliche Ausdehnung und zeitliche Stabilität) geeigneter Mikrohabitate, wie sie in dieser Arbeit identifiziert wurden (s. Tab. VIII-1), gegenüber gestellt:

Tab. VIII-1: Vorkommen von Entwicklungsstadien und Größenklassen von vier Arten sowie Verfügbarkeit (Ausdehnung und Stabilität) geeigneter Mikrohabitate in den Buhnenfeldern der Mittelbe.

Art	Entwicklungs- stadium bzw. Größenklasse	Spez. Biol. Eigenschaft			Habitatverfügbarkeit	
		Beginn des Larvalauf- kommens	Dauer des Vorkommens der AG 0	Kategorie	Ausdehnung* (Kategorien)	Stabilität (abfluss- bedingt) (Kategorien)
Aland	juvenil A	21. bzw. 23. Woche	4 bzw. 7 Wochen	kurzes Vorkommen	groß (>50%)	gering
	juvenil B	27. bzw. 28. Woche	8 bzw. 9 Wochen	langes Vorkommen	klein (< 10%)	hoch
Plötze	Larval	19. bzw. 21. Woche	5 bzw. 6 Wochen	kurzes Vorkommen	klein (< 10%)	hoch
	juvenil B	27. bzw. 28. Woche	6 bzw. 8 Wochen	kurzes Vorkommen	mittel (10-50 %)	hoch
Gründlinge	Larval	21. Woche	6 Wochen	kurzes Vorkommen	groß (>50%)	gering
	juvenil A	21. bzw. 23. Woche	8 bzw. 13 Wochen	langes Vorkommen	klein (< 10 %)	gering

* Die Prozentangaben beziehen sich auf die analysierte Fläche (s. Kap. VII-2ff.).

Unter Anwendung der Typologie von Lebensstrategien nach WINEMILLER (1995, 2005) lassen sich die Gründlinge aufgrund des multiplen Laichverhaltens und der ausgedehnten Reproduktionszeit als Opportunisten und die Arten Aland und Plötze aufgrund der kurzen Reproduktionszeiten als Periodisten charakterisieren. Entsprechend erweitern die oben differenzierten Vorkommenszeiten diese Kategorien um die spezifische Eigenschaft „lang dauerndes Vorkommen“ bzw. „kurzes Vorkommen“ der jeweiligen Größen- und Entwicklungsstadien.

Setzt man das zeitliche Vorkommen mit der Stabilität, d.h. der zeitlichen Verfügbarkeit der genutzten Lebensräume in Bezug, so ergeben sich folgende Überlegungen: Kurzfristig vorkommende Größen- bzw. Entwicklungsstadien können von den Defiziten in der Habitatverfügbarkeit stärker betroffen sein, als Arten, deren Entwicklungsstadien aufgrund mehrfacher Laichvorgänge länger Vorkommen und die deshalb in der Lage sind, Defizite und die damit verbundenen Einschränkungen im Recruitmenterfolg auszugleichen.

Daraus ergibt sich die Hypothese, dass Gründlinge die Effekte schwankender Habitatverfügbarkeiten besser ausgleichen können, als die Arten Aland und Plötze, die eine kurze Reproduktionszeit aufweisen (vgl. WINEMILLER 2005). Betrachtet man die mittels des Modularen Habitatmodells prognostizierten Habitatverfügbarkeiten, so ergeben sich bezogen auf die Uferzonen der Mittelelbe bei Havelberg, für die Mikrohabitate der larvalen und juvenilen Gründlinge und der juvenilen Alande der Größenklasse A gegenüber dem Abfluss sehr instabile Verhältnisse der Habitatverfügbarkeit (vgl. Tab. VIII-1).

Gründlinge können diese instabilen Verhältnisse aufgrund der Reproduktionsstrategie wohl gut kompensieren, worauf der hohe Dominanzanteil dieser Arten in den Jungfischansammlungen deutet. Trotzdem führen die unterschiedlichen Schwankungen in der Habitatverfügbarkeit zu signifikanten Unterschieden in den Dichten der Altersgruppe 0, wie im Vergleich der Jahre 1997 und 1998 gezeigt werden konnte.

Für die Alande ist die Verfügbarkeit geeigneter Mikrohabitate für die einzelnen Größenklassen sehr unterschiedlich. Den Jungfischen der Größenklasse A, die nur vergleichsweise kurzfristig aber in höheren Individuendichten vorkommen, stehen ausgedehnte aber unstabile Habitatverhältnisse gegenüber. Den Jungfischen der Größenklasse B, die sehr viel länger aber der natürlichen Mortalität entsprechend, in geringeren Dichten in den Uferzonen vorkommen, stehen nur geringe aber dafür eine gegenüber Abflussschwankungen stabile Ausdehnung von Mikrohabitaten zur Verfügung. Die Dynamik der Habitatverfügbarkeit spiegelt sich auch im Vergleich der Jahre 1997 und 1998 wieder. So konnte für das Jahr 1998 für beide Größenklassen eine bessere Verfügbarkeit prognostiziert werden, die sich in dem Gesamtvergleich in deutlich höheren Jungfischdichten widerspiegelt (s. Tab. V-5).

Für die Plötzen ergibt sich ein ähnliches Bild: den zeitlich nur wenige Wochen vorkommenden Plötzenlarven bieten die Uferzonen nur sehr geringe aber gegenüber dem Abfluss stabil verfügbare Mikrohabitate, für die Größenklasse B der juvenilen Entwicklungsstadien ist die Bilanz sogar etwas besser, da die Ausdehnung geeigneter Mikrohabitate günstiger ist. Entsprechend zeigen sowohl die Mikrohabitatverfügbarkeiten für die Plötzenlarven, trotz hydrologisch unterschiedlicher

Abflussszenarien keine Unterschiede zwischen den Jahren. Entsprechend konnten auch für die Jungfische der Plötzen keine Unterschiede festgestellt werden (vgl. Tab. V-5).

Diese Betrachtungen zeigen, dass über die Verknüpfung der artspezifischen Eigenschaft „Vorkommen einzelner Entwicklungs- bzw. Größenstadien“ mit der Verfügbarkeit geeigneter Habitate, einen Mechanismus zur Wirkung von Habitaten auf den Reproduktionserfolg und somit auf die Jungfischdichten in den jeweiligen Jahren postuliert werden kann.

Dieses Vorgehen berücksichtigt sowohl die Quantität und Qualität geeigneter Habitate als auch ihre funktionelle Wirkung gegenüber einzelnen Entwicklungsstadien. Damit würde einer zentralen Forderung bei der Ableitung von geeigneten artspezifischen Eigenschaften („species traits“) entsprochen (vgl. POFF 1997).

Diese Untersuchungen unterstreichen den Ansatz von (PEARSONS et al. 1992), wonach sich in Fischansammlungen, Gruppen je nach ökologischer Antwort auf das Abflussregime, differenzieren lassen. TOWNSEND & HILDREW (1994) postulieren zwar allgemein eine Förderung von r-Strategen durch unwirkliche Abflussverhältnisse, doch gehen die Autoren nicht auf die Wirkung moderater Abflussschwankungen ein. Hier kann die Habitatmodellierung einen ersten Ansatz bieten, um die Wirkung moderater Abflussschwankungen auf die Jahrgangsstärken einzelner Arten zu liefern.

Die Berücksichtigung quantitativer Auswirkungen von moderaten Abflussschwankungen auf die Verfügbarkeit entwicklungsspezifischer Lebensräume verdeutlicht, wie „empfindlich“ ökologische und hydrologische Prozesse verbunden sind. Dies könnte auch ein Ansatz sein, um die von CATTANÉO (2005b) aufgestellten hochsignifikanten aber nur schwach ausgeprägten Effekte der Hydrologie auf die einzelnen Lebensstrategien besser zu untermauern.

Berücksichtigt man vor diesem Hintergrund die Dauer des derzeitigen Ausbaugrades der Mittelelbe, viele Buhnen wurden bereits Ende der 1880 Jahre fertig gestellt und fixieren die Uferlinie in ihrem heutigen Zustand seit über 120 Jahren (FAULHABER 2000), so lässt sich insbesondere für die Arten mit kurzen Generationszeiten wie Gründling (2 Jahre, BĂNĂRESCU et al. 1999), Weißflossengründling (3 Jahre, NASEKA et al. 1999) und Ukelei (3 Jahre, KESTEMONT et al. 2001) eine potenzielle evolutive Adaptation vermuten. Es gibt jedoch derzeit keine Erkenntnisse inwieweit die Dauer einzelner Entwicklungsstadien genetisch fixiert und gesteuert ist und welche ökologisch/phänotypische Plastizität bei den einzelnen Arten gegeben ist.

Diese Ergebnisse unterstreichen, wie notwendig eine quantitative Betrachtung der Auswirkungen des Abflussregimes bzw. hydrologischer Ereignisse auf die Ausgestaltung und Verfügbarkeit von Lebensräumen und ihre Auswirkung auf die biologische Reaktion der Fische ist, um die langfristige Entwicklung von Fischgemeinschaften in Flüssen besser verstehen zu können. Erst ein solches Verständnis setzt uns in die Lage, die Auswirkungen von z.B. wasserbaulichen Veränderungen auf die ökologischen Prozesse der Fischfauna zu identifizieren, um gegebenenfalls Änderungen im Handeln zu begründen.

IX Schlussfolgerungen und Ausblick

Im Mittelpunkt der vorliegenden Arbeit stand die Analyse der Habitatnutzung von Fischen der Altersgruppe 0 unter besonderer Berücksichtigung abiotischer Parameter und ihrer Beeinflussung durch Skaleneffekte. Einen zweiten Schwerpunkt bildete die Modellierung und Prognose geeigneter Aufwuchshabitate in den Bühnenfeldern der Mittelelbe. Die Habitatbilanzierung offenbarte deutliche morphologische und hydrologische Effekte auf die zeitliche und räumliche Verfügbarkeit. Zusätzliche Untersuchungen zur Effizienz der eingesetzten Fanggeräte und zur Präzision der Daten unterstützten die Interpretierbarkeit der Ergebnisse.

Aus den einzelnen Ergebnissen lassen sich sowohl methodisch-anwendungsbezogene als auch fischökologisch-inhaltliche Schlüsse ziehen, die jeweils mit einem Ausblick auf zukünftige Forschungs- und Entwicklungsperspektiven verknüpft werden.

Die Entwicklung einer standardisierten Formel zur Abschätzung der Reichweite des Elektrofischereigerätes (Schwellenwerte der Wirkung) verbessert die methodische Genauigkeit („accuracy“) des Fanggerätes DEKA 3000 für die Erfassung von Jungfischen und optimiert die Ergebnisse der punktuellen Elektrofischerei hinsichtlich der Replizierbarkeit der Ergebnisse (vgl. LEGENDRE & LEGENDRE 1998, ZAR 1999). Damit ist es möglich,

1. *Abundanzdaten der punktuellen Elektrofischerei für unterschiedliche Lebensräume innerhalb eines Flusssystems bzw. unterschiedliche Fließgewässer quantitativ vergleichbar zu erheben und zu bilanzieren.*

Dies macht es möglich, Habitatmodelle nicht nur auf Basis von Präsenz-Absenz Daten zu generieren sondern auch Abundanzdaten bzw. Fischdichten zu implementieren. Dies würde nicht nur einen Vergleich unterschiedlicher Modellierungsansätze ermöglichen (vgl. z.B. LAMOUROUX et al. 1998, 1999a, b), sondern könnte auch die Trennschärfe in der Abgrenzung von Mikrohabitaten und damit die Prognose und Validierung verbessern.

Weitere Untersuchungen konzentrierten sich auf den Effekt unterschiedlicher technischer Parameter (Anodengrößen, Zwillingsanoden) auf die Ausbildung von Schwellenwerten des Fangradius (MIRANDA & DOLAN 2004, BEAUMONT et al. 2005, 2006) bzw. auf die Effizienz unterschiedlicher Vorgehensweisen bei der Elektrofischerei im Gelände (z.B. JANAC & JURAJIDA 2005). Zukünftige Untersuchungen sollten sich zum Einen auf die unterschiedlichen Effizienzen von Impuls- und Gleichstromgeräten konzentrieren, und dabei die Verletzungsgefahr der Fische stärker berücksichtigen. Zum Anderen wird eine Analyse der biologischen und abiotischen Faktoren für die Quantifizierung der Streckenfischerei empfohlen. Dies gilt insbesondere vor dem Hintergrund der Etablierung der Elektrofischerei als Standardmethode für Fischerhebungen in Fließgewässern Europas.

Die aktuelle Zusammensetzung der Fischansammlungen der Altersgruppe 0 in den Uferzonen der Mittelelbe wird wesentlich von abiotischen makroskaligen (Abfluss, Flussmorphologie, Temperatur), mesoskaligen (Bühnenfeldmorphologie) und mikroskaligen Faktoren (Hydraulik und Morphologie der Uferzone) und ihren Auswirkungen auf artspezifische Eigenschaften wie

Laichzeit und Entwicklungsdauer bestimmt. Die Ergebnisse zeigen durch welche zeitlich-räumlichen Skalen abiotische Faktoren beeinflusst werden und auf welcher Skala die jeweiligen Faktoren wirken. Daraus folgt, dass

2. *eine Berücksichtigung von Faktoren unterschiedlicher räumlicher und zeitlicher Skalen unabdingbar ist, um die Mechanismen, die die Entwicklung der Fischfauna maßgeblich bestimmen, verstehen zu können.*

Zukünftige Untersuchungen sollten methodische Wege aufzeigen, diese Effekte unterschiedlicher Skalen quantitativ zu erfassen und ihre Wirkungen auf artspezifische Eigenschaften modellhaft und prognostizierbar zu beschreiben (vgl. SOMLYODY et al. 2001, OSMOND et al. 2004). Dies ist vor dem Hintergrund eines flussgebietsbezogenen Managements (vgl. BLOESCH 2005), einer effizienten Gewässerentwicklungsstrategie (BUIJSE et al. 2002) sowie einer klimabezogenen Betrachtung unabdingbar (vgl. MEYER et al. 1999).

Anhand multipler logistischer Regression wurden Modelle zur Charakterisierung der Mikrohabitatnutzung für Jungfische unterschiedlicher Größenklassen und Fischlarven entwickelt und validiert. Diese Modelle ermöglichen die Prognose sowie die räumliche und zeitliche Bilanzierung der Habitatverfügbarkeit. Aus den Ergebnissen kann gefolgert werden, dass

3. *nicht nur eine größen- sondern auch eine entwicklungsspezifische (Fischlarve vs. Jungfisch) Mikrohabitatnutzung existiert und valide prognostizierbar ist.*

Zukünftige Untersuchungen sollten daher die Differenzierung der Entwicklungsstadien (Larval- und Juvenilstadium) stärker berücksichtigen. Hierzu sind vergleichende morphologische Untersuchungen zur genauen Abgrenzung der Entwicklungsstadien notwendig, um die Frage „When do fishlarvae become a juvenile“? (COPP & KOVAC 1996, 1999) zu beantworten.

Eine Weiterentwicklung der Mikrohabitatnutzungsmodelle sollte zunächst die räumliche Übertragbarkeit auf andere Abschnitte der Stromelbe sowie auf die Auengewässer im Fokus haben. Darüber hinaus sind Modelle für andere Größen bzw. Entwicklungsstadien (z.B. präadulte und adulte Fische) aber auch für Fischgemeinschaften sinnvoll. Hier ist die Einbeziehung von Telemetriedaten (vgl. FREDRICH 2003, FREDRICH & ARZBACH 2002) zur Modellierung methodisch, z.B. mit Hilfe individuenbasierter Modelle, zu prüfen. Dies bietet perspektivisch die Möglichkeit, die Habitatnutzung nicht nur statisch zu prognostizieren, sondern durch die Berücksichtigung verhaltensbiologischer Aspekte die Dynamik der Habitatnutzung besser zu verstehen.

Langfristig ist die Entwicklung von generalisierenden Modellen anzustreben, die auf andere Flüsse übertragbar sind und Abschätzungen der Habitatverfügbarkeit aufgrund weniger grundlegender flussmorphologischer und hydrologischer Daten ermöglichen (vgl. LAMOUREUX & JOWETT 2005).

Mit Hilfe der Habitatmodellierung konnte die konkrete Wirkung der Morphologie der Uferzone sowie der Abflussverhältnisse auf die Ausprägung und Verfügbarkeit der Lebensräume prognostiziert und bilanziert werden. Dies ermöglichte damit eine Übertragbarkeit des „Inshore-retention-concepts“ (SCHIEMER et al. 2001b) auf die Mittelelbe zu betrachten. Dabei zeigte sich, dass der Uferlinienindex mit der Verfügbarkeit von Flachwasser-Habitaten, der Volumenindex mit der Verfügbarkeit von Mikrohabitaten mit steiler Uferneigung bzw. größeren Wassertiefen korreliert. Daraus kann geschlussfolgert werden, dass

4. *das „Inshore retention concept“ (SCHIEMER et al. 2001b) nur eingeschränkt auf die Mittelelbe übertragen werden kann. Es zeigte sich, dass zur Bilanzierung der Habitatbedingungen nicht nur der Uferlinienindex sondern auch der Volumenindex herangezogen werden muss.*

Zukünftige Untersuchungen sollten diese Übertragbarkeit auch für andere große Flüsse wie den Rhein oder die Oder analysieren, um den Ansatz des „Inshore-retention-concepts“ weiter zu entwickeln. Hierbei sollte eine Prüfung anhand der generalisierten Habitatmodelle (vgl. LAMOUROUX & JOWETT 2005) angestrebt werden. Für die Zukunft ist die Entwicklung von groben Indizes zur Abschätzung von möglichen Auswirkungen der wasserwirtschaftlichen Unterhaltung auf die Fischfauna von großem Interesse.

Die Ergebnisse verdeutlichten eine starke Abhängigkeit der Ausprägung geeigneter Lebensräume vom Abflussgeschehen der Elbe. Insbesondere für Fischlarven aber auch für einige Jungfischstadien zeigten sich bei der derzeitigen Uferstruktur der Stromelbe hydrologisch bedingte „Bottlenecks“ der Habitatverfügbarkeit. Daraus folgt, dass

5. *das Abflussregime der Elbe einen signifikanten Einfluss auf die Realisierung von Mikrohabitaten für Jungfische und Fischlarven und damit auf die effektive Jahrgangsstärke einzelner Arten hat.*

Für alle prognostizierten Mikrohabitatstypen zeigte sich ein Peak in der Verfügbarkeit während des niedrigen Mittel- bzw. des Niedrigwasserabflusses und eine geringe Habitatverfügbarkeit bei Mittelwasser. Diese Befunde stehen im Gegensatz zu Untersuchungen an anderen großen Flüssen. Während STAAS (1996) für den Niederrhein, PONT & NICOLAS (2001) für die untere Rhône und BISCHOFF (2002) für die untere Oder eine zunehmende Habitatverfügbarkeit bei steigenden Wasserständen beobachteten, geben FREYHOF (1998a) und JURAJDA et al. (2001) für epipotamale Flüsse wie Sieg und Morava gegenteilige Effekte an. Daraus kann gefolgert werden, dass

6. *die abflussbedingte Realisierung von Lebensräumen für Fische der AG 0 nicht generalisiert werden kann, sondern die flussspezifische Morphologie der Ufer- und Talformen einen entscheidenden Einfluss auf die Verfügbarkeit hat.*

Für zukünftige Untersuchungen zum Einfluss unterschiedlicher Abflüsse auf die Verfügbarkeit der Uferzonen-Mikrohabitate sind die Kopplung von Niederschlags-Abflussmodellen mit digitalen Geländemodellen und die Entwicklung von 2D-Hydraulischen Modellen notwendig. Solche Untersuchungen sind eine Voraussetzung, um

potenzielle Folgen des Klimawandels auf das Niederschlag-Abflussverhalten (vgl. IPCC 2007, WECHSUNG 2005, JACOB & GERSTENGARBE 2005), die Habitatverfügbarkeit und damit auf die langfristige Entwicklung von Jahrgangsstärken einzelner Arten der Fischfauna untersuchen zu können.

Die Morphologie und Hydraulik der Bühnenfelder beeinflusst die Ausbildung von Mikrohabitaten sehr differenziert. Während Mikrohabitate an flach auslaufenden Uferzonen großflächig vorhanden sind, bilden sich Stillwasserzonen und Lebensräume an steilen Ufern nur sehr kleinflächig aus. Aus diesen Ergebnissen ist zu folgern, dass

7. *Bühnen das Potenzial an Mikrohabitaten modulieren, wobei einseitig bestimmte Mikrohabitatstypen gefördert werden, andere Lebensräume fehlen oder nur sehr kleinflächig vorhanden sind. Die Veränderung der Uferzone führt somit zu einer Asymmetrie in der Mikrohabitatverfügbarkeit.*

Vor dem Hintergrund der Frage wie stark Bühnen das Habitatangebot gegenüber naturnahen Zuständen verändert haben, ist eine Analyse der Mikrohabitatnutzung und Verfügbarkeit in Flüssen vergleichbarer Größe, Struktur und Abfluss sinnvoll und notwendig (vgl. WARD et al. 2001).

Die Auswirkungen zukünftiger Maßnahmen in Bühnenfeldern auf bestimmte Mikrohabitate können mit Hilfe der Habitatmodellierung analysiert werden. Hierzu ist aber die Entwicklung von Modellen notwendig, die die hydraulischen und morphologischen Prozesse in Bühnenfeldern abbilden. Besondere Beachtung ist möglichen hydraulischen Belastungen der Uferzone durch die Schifffahrt zu schenken (vgl. WOLTER & ARLINGHAUS 2003), wobei Ursachen (z.B. Schiffstypen), Ausprägung (Modifikation der Uferzone) und Wirkung (Reaktion der Fische) genauer betrachtet werden sollten.

Ein Gruppe von potenziell wichtigen Mikrohabitaten, die sich durch Deckung z.B. durch Vegetation (GRENOUILLET et al. 2002) oder Totholz (THÉVENET & STATZNER 1999) charakterisieren lassen, konnte in dieser Studie mangels Daten nicht analysiert werden. Hier sind in Zukunft ergänzende Untersuchungen vorzunehmen.

Die Wassertemperatur hatte sowohl auf die saisonale und diurnale Dynamik als auch auf die interannuelle Struktur der Fischansammlungen der AG 0 einen großen Einfluss. Daraus folgt, dass.

8. *bei zukünftigen Untersuchungen die Wassertemperatur und ihre zeitliche Dynamik sowohl bei der Ausgestaltung von Lebensräumen auf der Mikroskala (in den Bühnenfeldern) und der Mesoskala (Bühnenfeld und Auengewässern) als auch bei ihrer langfristigen Veränderung z.B. als Folge des Klimawandels verstärkt zu beachten ist.*

Zukünftige Habitatmodelle für die temperatursensiblen Entwicklungsstadien (z.B. dem Larvalstadium, vgl. z. B. WANG & ECKMANN 1994) sollten die räumliche und zeitliche Dynamik der Temperatur analysieren (vgl. WOLTER 2007) und Prognosen zu zukünftigen Veränderungen ermöglichen (NUNN et al. 2003). Hierzu sind Kopplungen von

Habitatmodellen mit Modellen zur Gewässergüte (z.B. Qsim, SCHÖL et al. 2006) in Betracht zu ziehen (vgl. PONT et al. 2005).

Temperatur ist ein zentraler Faktor für die Dauer der Embryonalphase, die Mortalität (z.B. SCHIEMER et al. 2002), das Wachstum und die Stoffwechselprozesse während der Fischlarven- und Jungfischphase (GILLOOLY et al. 2001, HÖLKER 2003). Bisher erfolgten entsprechende Untersuchungen an Cypriniden primär bei konstanten Temperaturen (vgl. WIESER et al. 1988, WANZENBÖCK & WABZENBÖCK 1993, FLORE et al. 2001). Diese entsprechen aber nicht den natürlichen Bedingungen, da große diurnale Schwankungen insbesondere im Sommer auftreten (vgl. auch BARRAS & NINDABA 1999a,b). Die Auswirkungen von Temperaturschwankungen um mehrere Grad innerhalb von 24 Stunden auf die physiologischen Prozesse und das Wachstum sind nach wie vor weitgehend unbekannt (vgl. KONSTANTINOV & ZDANOVICH 1985, BREITINGER et al. 2000). Dabei zeigen Untersuchungen wie detailliert Entwicklungsprozesse gesteuert werden (GILLOOLY et al. 2002). Ein Verständnis physiologischer Antworten auf dynamische Umwelten sind daher von besonderer Bedeutung, um die Ausbildung von „species traits“ und „life-histories“ von Fischarten zu verstehen (CHARNOV & GILLOOLY 2004).

Die Konnektivität zwischen Fluss und Auengewässer wurde als signifikanter Faktor sowohl für die saisonale als auch die diurnale Zusammensetzung der Fischansammlungen der AG 0 identifiziert. Dies deutet auf größere Mesohabitatwechsel der AG 0 zwischen Auengewässern und dem Flusssufer hin. Daraus lässt sich folgern, dass

9. Mesohabitatwechsel der Fische der AG 0 insbesondere zwischen der Uferzone des Hauptstroms und den Auengewässern sind ein entscheidender Prozess in der saisonalen aber auch in der diurnalen Nutzung von Lebensräumen. Damit wird die große Bedeutung der funktionierenden lateralen Konnektivität für die Entwicklung der Fischfauna im Potamal bekräftigt.

Zahlreiche Studien belegen Mesohabitatwechsel der Altersgruppe 0 an großen Flüssen (z.B. SPINDLER 1988, STAAS 1996, BISCHOFF 2002) doch bleiben die konkreten Ursachen dafür noch spekulativ. In der Regel werden verbesserte Nahrungsbedingungen (z.B. MOLLS 1999) oder verändertes Fressverhalten (z.B. MITTELBACH & PERSSON 1998, GRENOUILLET et al. 2001) angegeben. Genaue Untersuchungen, die den Umfang eines Habitatwechsels sowohl im diurnalen als auch im saisonalen Rhythmus aufzeigen und den physiologischen Benefit bilanzieren liegen erst für einzelne Arten vor (vgl. FLORE et al. 2001, SCHIEMER et al. 2002). Hier sollten andere Arten, die für die Elbe und andere potamale Tieflandflüsse typisch sind, wie z.B. Aland oder Rapfen stärker untersucht werden.

Um für die Fischfauna geeignete Mesohabitate und ihre zeitliche Verfügbarkeit zu quantifizieren, ist die Entwicklung von höherskaligen Meso- und Makrohabitatmodellen notwendig. Erste Ansätze bieten hier z.B. die Mesohabitatmodellierung, die auf Fuzzy-Logic Regeln basiert (vgl. SCHNEIDER & JORDE 2003), sobald die zugrunde liegenden Regeln durch konkrete Mikrohabitatmodelle unterlegt werden könnten.

Mit der Prognose der abflussbedingten Habitatverfügbarkeit und der Analyse der Vorkommenszeiten der unterschiedlichen Größen- und Entwicklungsstadien konnte ein Weg aufgezeigt werden, wie Lebensraumveränderung und Entwicklung von artspezifischen Eigenschaften im Sinne des „landscape-filter concepts“ POFF (1997) interagieren können. Folgt man diesem Ansatz, so lässt sich folgern das

10. die Modulation der Uferzone und des Abflussregimes langfristig artspezifische Eigenschaften der Fischarten in der Elbe verändern können.

Weitergehende Untersuchungen von BLANCK et al. (2007) zeigen einen generellen Zusammenhang zwischen Mikrohabitatpräferenzen und der Ausbildung von artspezifischen Eigenschaften und weisen damit erstmals für Fische einen Zusammenhang zwischen der Habitatnutzung und der Ausbildung von „life-history strategies“ nach. BLANCK & LAMOUROUX (2006) können für einzelne Habitate (riffle-pool) aufgrund der hydraulischen Bedingungen die charakteristischen Fischgemeinschaften prognostizieren. Beide Untersuchungen sind allerdings auf kleinere Fließgewässer und bestimmte Arten beschränkt. Für Arten in größeren Flüssen und Strömen ist aufgrund der teilweise komplexen Habitatnutzung in verschiedenen Lebensstadien eine Übertragbarkeit zu hinterfragen.

Zukünftige Untersuchungen könnten daher den vorgeschlagenen Ansatz weiterverfolgen und über die quantitative Kopplung von Habitatverfügbarkeiten und bestimmte Entwicklungs- bzw. Lebensphasen einen Weg aufzeigen, um den Mechanismus und die Wirkung von veränderten Umwelten auf die Ausbildung von „life-history-Strategien“ von Fischen in großen Fließgewässern zu erkennen (vgl. LYTLE & POFF 2004).

X Literatur

- ABBE, T.B.; MONTGOMERY, D.R. (1996): Large woody debris jams, channel hydraulics and habitat formation in large rivers. - *Regulated Rivers: Research & Management* **12**, 201-221.
- ADAMS, M.S.; KAUSCH, H.; GAUMERT, T.; KRÜGER K.-E. (1996): The effect of the reunification of Germany on the water chemistry and ecology of selected rivers. - *Environmental Conservation* **23**, 35-43.
- AKCAKYA, H.R.; ATWOOD, J.L. (1997): A habitat-based metapopulation model of the California gnatcatcher. - *Conservation Biology* **11**, 422-434.
- ALABASTER, J.S.; ROBERTSON, K.G. (1962): The effect of diurnal changes in temperature, dissolved oxygen and illumination on the behaviour of roach (*Rutilus rutilus* (L.)), bream (*Abramis brama* (L.)) and perch (*Perca fluviatilis* (L.)). - *Animal Behaviour* **9**, 187-192.
- ALBRECHT, M.-L. (1960): Die Elbe als Fischgewässer. – *Wasserwirtschaft Wassertechnik* **10**, 461-465.
- ALLAN, D.J.; JOHNSON, L.B. (1997): Catchment-scale analysis of aquatic ecosystems. - *Freshwater Biology* **37**, 107-111.
- ALLEN, T.F.H. (1998): The Landscape Level is dead: Persuading the Family to take it off the respirator. - In: Peterson, D.L.; Parker, V.T. (eds.): *Ecological Scale – Theory and Applications. Complexity in Ecological Systems Vol. III*, Columbia University Press, New York, 35-54.
- AMOROS, C.; ROUX, A.L. (1988): Interaction between water bodies within the floodplains of large rivers: function and development of connectivity. - *Münstersche Geographische Arbeiten* **29**, 125-130.
- ARGE-ELBE (ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE) (2000a): Wassergütedaten von Schmilka bis zur See – Zählentafeln 1999. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 280 S.
- ARGE-ELBE (ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE) (2000b): Die Entwicklung des Fischartenspektrums der Elbe mit Berücksichtigung der Neozoen-Problematik. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 11 S.
- ARGE-ELBE (ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE) (2000c): Endokrin wirksame Stoffe in der Elbe, in Nebenflüssen und in der Nordsee. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 97 S.
- ARGE-ELBE (ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE) (2002): Biomonitoring der Amphipodenfauna in der Oberen, Mittleren und Unteren Elbe. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg.
- ARNOLD, A.; LÄNGERT, H. (1995): Das Moderlieschen. Neue Brehm Bücherei, 623, Westarp Wissenschaften, Magdeburg, 121 S.
- ATV-DVWK (2000): Die Elbe und ihre Nebenflüsse – Belastung, Trends, Bewertung, Perspektiven. GFA Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., Hennef, 1-168.
- BACKHAUS, K.; ERICHSON, B.; PLINKE, W.; WEIBER, R. (2006): Multivariate Analysemethoden. Eine anwendungsorientierte Einführung. 11. Aufl., Springer, Berlin, 830 S.
- BAGENAL, T.B.; NELLEN, W. (1980): Sampling eggs, larvae and juvenile fish. - In: Guidelines of sampling fish in inland waters. European Inland fisheries Advisory Commission Technical Paper No. 33, FAO, 00100 (Backiel, T & Welcomme, R.L. (eds.), 13-36. Rome, FAO.
- BAILEY, K.M.; HOUDE, E.D. (1989): Predation on eggs and larvae of marine fishes and the recruitment problem. - *Advances in Marine Biology* **25**, 1-83.
- BAIN, M.B. (1995): Habitat at the local scale: multivariate patterns for stream fishes. - *Bulletin française de la Pêche et de la Pisciculture* **337/338/339**, 165-177.
- BALINSKY, B.I. (1948): On the development of specific characters in cyprinid fishes. - *Proceedings of the Zoological Society London* **118 (II)**, 335-344.
- BALON, E.K. (1975): Reproductive guilds of fishes: a proposal and definition. – *Journal of the Fisheries Research Board Canada* **32**, 821-864.
- BALON, E.K. (1979): Terminology of Intervals in Fish development. - *Journal of the Fisheries Research Board Canada* **32**, 1663-1670.
- BALON, E.K. (1984): Reflections on some decisive events in the early life of fishes. - *Transactions of the American Fisheries Society* **113**, 178-185.

- BALON, E.K. (1986): Types of feeding in the ontogeny of fishes and the life-history model. - *Environmental Biology of Fishes* **16**, 11-24.
- BALON, E.K. (1999): Alternative ways to become a juvenile or a definitive phenotype (and on some persisting linguistic offenses). - *Environmental Biology of Fishes* **56**, 17-38.
- BĂNĂRESCU, P.M. (1990): Zoogeography of Fresh Waters. Aula-Verlag, Wiesbaden, 1091 S.
- BĂNĂRESCU, P.M.; SORIC, V.M.; ECONOMIDIS, P.S. (1999): *Gobio gobio* (Linnaeus, 1758). - In: Bănărescu, P.M. (eds.): The Freshwater fishes of Europe, Vol. 5/1 Cyprinidae 2/I. AULA-Verlag, Wiebelsheim. 81-134.
- BARAS, E.; NINDABA, J. (1999a): Seasonal and dial utilisation of inshore microhabitats by larvae and juveniles of *Leuciscus cephalus* and *Leuciscus leuciscus*. - *Environmental Biology of Fishes* **56**, 183-197.
- BARAS, E.; NINDABA, J. (1999b): Dial dynamics of habitat use by riverine young-of-the-year *Barbus barbus* and *Chondrostoma nasus* (Cyprinidae). - *Archiv für Hydrobiologie* **146**, 431-448.
- BARAS, E.; NINDABA, J.; PHILIPPART, J.C. (1995): Microhabitat used in a rheophilous cyprinid assessment of community structure and fish density. - *Bulletin française de la Pêche et de la Pisciculture* **337/338/339**, 241-247.
- BARDONNET, A. (2001): Spawning in swift water currents: Implications for eggs and larvae. - *Archiv für Hydrobiologie Suppl.* **135 (2-4)**, 271-291.
- BASS, J.A.B.; PINDER, L.C.V.; LEACH, D.V. (1997): Temporal and spatial variation in zooplankton populations in the river Great Ouse: an ephemeral food resource for larval and juvenile fish. - *Regulated Rivers: Research & Management* **13**, 245-258.
- BAUCH, G. (1958): Untersuchungen über die Gründe für den Ertragsrückgang der Elbfischerei zwischen Elbsandsteingebirge und Boizenburg. - *Zeitschrift für Fischerei NF* **3-6**, 361-437.
- BAYLEY, P.B.; LI, H.W. (1996): Riverine fishes. - In: Calow, P.; Petts, G.E. (eds): The Rivers Handbook (Vol I). Blackwell, Oxford, 251-281.
- BEAMISH, F.W.H. (1978): Swimming capacity. - In: Hoar, W.S.; Randall, D.J. (ed): Fish Physiology, Vol. 7, Academic Press, London, 101-187.
- BEAUMONT, W.R.C.; LEE, M.J.; PEIRSON, G. (2005): The equivalent resistance and power requirements of electric fishing electrodes. - *Fisheries Management and Ecology* **12**, 37-44.
- BEAUMONT, W.R.C.; PEIRSON, G.; LEE, M.J. (2006): Factors affecting the characteristics and propagation of voltage gradient fields from electric fishing anodes. - *Fisheries Management and Ecology* **13**, 47-52.
- BECK, J.R.; SHULTZ, E.K. (1986): The use of ROC curves in test performance evaluation. - *Arch. Pathol. Lab. Med.* **110**, 13-20.
- BECKEDORF, R.; SCHUBERT, H.-J. (1995): Funktionsüberprüfung der Fischaufstiegsanlagen an der Staustufe Geesthacht. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, 3-49.
- BECKER, A.; GRÜNEWALD, U. (2003): Flood Risk in Central Europe. - *Science* **300**, 1099.
- BEGON, M.; HARPER, J.L.; TOWNSEND C.R. (1991): Ökologie: Individuen, Populationen und Lebensgemeinschaften. Birkhäuser, Basel.
- BEHRENDT, H.; OPITZ, D.; SCHMOLL, O.; SCHOLZ, G. (2004): Einzugsgebietsbezogene Nährstoffeinträge und -frachten. - In: Becker, A.; Lahmer, W. (Hrsg.): Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsminderung. - Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 1. Weißensee Verlag, Berlin.
- BFG (BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE) (1994): Kornzusammensetzung der Elbsohle von der tschechisch-deutschen Grenze bis zur Staustufe Geesthacht., BfG-Bericht 0834, Koblenz, Berlin.
- BFG (BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE) (2002): Das Augusthochwasser 2002 im Elbegebiet. - BfG-Bericht, Koblenz, September 2002, 48 S.
- BISCHOFF, A. (1995): Das Jungfischauftreten in den Rauschen der Sieg. - Diplomarbeit, Universität Bonn.
- BISCHOFF, A. (2002): Juvenile fish recruitment in the large lowland river Oder. Assessing the role of physical factors and habitat availability. Shaker Verlag, Aachen, 156 S.

- BISCHOFF, A.; SCHOLTEN, M. (1996): Diurnal distribution patterns of 0+barbel *Barbus barbus* in two different types of habitats in the river Sieg, Germany. - *Folia Zoologica* **45**, 13-20.
- BISCHOFF, A.; FREYHOF, J. (1999): Seasonal shifts in day-time resource use of 0+barbel, *Barbus barbus*. - *Environmental Biology of Fishes* **56**, 199 – 212.
- BISCHOFF, A.; WOLTER, C. (2001a): The 0+ fish community structure in a large lowland river: first results of a study from the River Oder. - *Archiv für Hydrobiologie Suppl.* **135/2-4**, 137-151.
- BISCHOFF, A.; WOLTER, C. (2001b): The flood of the century on the River Oder: Effects on the 0+fish community and implications for floodplain restoration. - *Regulated Rivers: Research & Management* **17**, 171-190.
- BISCHOFF, A.; WOLTER, C. (2001c): Groyne-heads as potential summer habitats for juvenile rheophilic fishes in the lower Oder, Germany. - *Limnologia* **31**, 17-26.
- BLACHUTA, J.; KOTUSZ, J.; WITKOWSKI, A. (1994): First record of the whitefin gudgeon, *Gobio albipinnatus* Lukasz, 1933, (Cyprinidae), from the Odra River basin. - *Przegląd Zoologiczny* **28**, 309-315.
- BLANCK A.; LAMOUROUX N. (2006): Large-scale intraspecific variation in life-history traits of European freshwater fish. - *Journal of Biogeography* **34** (5), 862-875.
- BLANCK, A.; TEDESCO, P.A.; LAMOUROUX, N. (2007): Relationships between life-history strategies of European freshwater fish species and their habitat preferences. - *Freshwater Biology* **52**, 843–859.
- BLAXTER, J.H.S. ed. (1974): The early life history of fish. Springer Verlag, Berlin.
- BLECKMANN, H. (1994): Reception of hydrodynamic stimuli in aquatic and semiaquatic animals. - *Progress in Zoology* **41**, 115.
- BLOESCH, J. (2005): Scientific concepts and implementation of sustainable transboundary river basin management. Summary report on the 35th IAD-Conference, April 19-23, 2004, in Novi-Sad (Serbia and Montenegro). – *Archiv für Hydrobiologie Suppl.* **158/1-2**, *Large Rivers* **16**, 1-2, 7-28.
- BOHLEN, J. (2000): Behaviour and microhabitat of early life stages of *Cobitis taenia*. - *Folia Zoologica* **49** (Suppl. I), 173-178.
- BOHLEN, J. (2003): Spawning habitat in the spined loach, *Cobitis taenia* (Cypriniformes; Cobitidae). - *Ichthyological Research* **50**, 98-101.
- BOHLIN, T.; HAMRIN, S.; HEGGBERGET, T.G.; RASMUSSEN, G.; SALTVEIT, S.J. (1989): Electrofishing - Theory and practice with special emphasis on salmonids. - *Hydrobiologia* **173**, 9-43.
- BÖHME, M. (2002): Verteilung ausgewählter Parameter im Flussquerschnitt. - In: Mazijk van, A.; Weitbrecht, V. (Hrsg.): Neue Erkenntnisse über physikalische und ökologische Prozesse in Buhnenfeldern – Tagungsband Internationaler Workshop der Technischen Universität Delft und der Universität Karlsruhe am 22./23. 10.2001 (Magdeburg), 51-54.
- BÖHME, M. (2006): Wechselwirkungen zwischen Hauptstrom und Buhnenfeld. - In: Pusch, M.; Fischer, H. (Hrsg.): Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 5. WeißenseeVerlag Berlin, 210-217.
- BÖHME, M.; GUHR, H.; OCKENFELD, K. (2006): Phytoplanktodynamik. - In: Pusch, M.; Fischer, H. (Hrsg.): Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 5. Weißensee Verlag Berlin, 33–43.
- BORCHARDT, D.; STATZNER, B. (1990): Ecological impact of urban stormwater runoff studied in experimental flumes: population loss by drift and availability of refugial space. – *Aquatic Sciences* **52(4)**, 300-314.
- BOUJARD, T.; LEATHERLAND, J.F. (1992): Circadian rhythms and feeding times in fishes. - *Environmental Biology of Fishes* **35**, 109 –131.
- BOVEE, K.D. (1996): Perspectives on two-dimensional river habitat models: the PHABSIM experience. - *Proceedings of Second International Symposium on Ecohydraulics* 2000, Quebec, Canada, June 1996, Volume B, 149-162.
- BRACKEN, J.; KENNEDY, M. (1967): A key to the eggs and young stages of coarse fish in Irish waters. - *Science Proceedings of the Royal Dublin Society (B)* **2**, 99-108.
- BRÄMICK, U.; ROTHE, U.; SCHUHR, H.; TAUTENHAHN, M.; THIEL, U.; WOLTER, C.; ZAHN, S. (1998): Fische in Brandenburg – Verbreitung und Beschreibung der märkischen Fischfauna. Ministerium f. Ernährung, Landwirtschaft u. Forsten Brandenburg, Inst. f. Binnenfischerei Potsdam-Sacrow (Hrsg.), Potsdam.

- BREITINGER, T.L.; BENNETT, W.A.; MCCAULEY, R.W. (2000): Temperature tolerance of North American freshwater fish species exposed to dynamic changes in temperature. - *Environmental Biology of Fishes* **58**, 237-275.
- BRETSCHKO, G.; WAIDBACHER, H. (2001): Riparian ecotones, invertebrates and fish: life cycle timing and trophic base. - *Ecohydrology & Hydrobiology* **1**, 57-64.
- BRÜMMER, I. (1994): Untersuchungen über Fischartengemeinschaften der Elbtal-Aue bei Wittenberge, Brandenburg/Sachsen-Anhalt. Diplomarbeit, Zool. Institut Technische Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig, 119 S.
- BRÜMMER, I. (2002a): Nutzung und strukturelle Ausstattung von Winterhabitaten. - In: Nellen, W.; Kausch, H.; Thiel, R.; Ginter, R. (Hrsg.): Ökologische Zusammenhänge zwischen Fischgemeinschafts- und Lebensraumstrukturen der Elbe. Abschlussbericht des BMBF Forschungsvorhabens, FKZ 0339578, Universität Hamburg, Zentrum für Meeres- und Klimaforschung, Institut für Hydrobiologie und Fischereiwissenschaft, 119-133.
- BRÜMMER, I. (2002b): Verfügbarkeit von Auengewässern für die Fischfauna. - In: Nellen, W.; Kausch, H.; Thiel, R.; Ginter, R. (Hrsg.): Ökologische Zusammenhänge zwischen Fischgemeinschafts- und Lebensraumstrukturen der Elbe. Abschlussbericht des BMBF Forschungsvorhabens, FKZ 0339578, Universität Hamburg, Zentrum für Meeres- und Klimaforschung, Institut für Hydrobiologie und Fischereiwissenschaft, 134-142.
- BRUNKE, M. (2006a): Meio- und Makrofauna des Bühnenfeldes. - In: Pusch, M.; Fischer, H. (Hrsg.): Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 5. WeißenseeVerlag Berlin, 120-139.
- BRUNKE, M. (2006b): Meio- und Makrofauna der überströmten Sohle. - In: Pusch, M.; Fischer, H. (Hrsg.): Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 5. WeißenseeVerlag Berlin, 181-190.
- BRUNKE, M.; GUHR, H. (2006): Auswirkungen der Schifffahrt. - In: Pusch, M.; Fischer, H. (Hrsg.): Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 5. WeißenseeVerlag Berlin, 285-294.
- BRUNKE, M.; SCHOLTEN, M.; HOLST, H.; KRÖWER, S.; WÖRNER, U.; ZIMMERMANN-TIMM, H. (2005): Stromelbe. - In: Scholz, M.; Stab, S.; Dziock, F.; Henle, K. (Hrsg.): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. - Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 4. WeißenseeVerlag Berlin, 103-138.
- BRUNKEN, H.; BRÜMMER, I. (1994): Erfassung der nachgewiesenen und potentiellen Laichplätze der rheophilen Fischarten in der Mittel-Elbe km 438,0 – 471,0. Gutachten i.A. der Bundesanstalt f. Gewässerkunde Koblenz, Nr. U1-3272.
- BRUTON, M.N. (ed.) (1990): Alternative life-history styles of fishes. - *Developments in Environmental Biology of Fishes* **10**, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 327 pp.
- BÜCHELE, B. (IM DRUCK): Gewässerform und Strukturen entlang des Flusslaufes. – In: Kofalk, S.; Kühlborn, J.; Scholten, M. (Hrsg.): Struktur und Dynamik der Elbe. - Konzepte für eine nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd 2. WeißenseeVerlag, Berlin.
- BÜCHELE, B. (2006): Abflussverhältnisse und hydraulische Kenngrößen der Gewässerstrukturen entlang der Elbe. - In: Pusch, M.; Fischer, H. (Hrsg.): Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. - Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd 2. WeißenseeVerlag, Berlin, 15-18.
- BUIJSE, A.D.; COOPS, H.; STARAS, M.; JANS, L.H.; GEEST VAN, G.J.; GRIFT, R.E.; IBELINGS, B.W.; OOSTERBERG, W.; ROOZEN, F.C.J.M. (2002): Restoration strategies for river floodplains along large lowland rivers in Europe. - *Freshwater Biology* **47**, 889-907.
- BUNZEL-DRÜKE, M.; SCHARF, M.; ZIMBALL, O. (2004): Zur Biologie der Quappe. - *Naturschutz und Landschaftsplanung* **11**, 334-340.
- BUSLOVICH, Y. (2000): Habitat- und Nahrungspräferenzen juveniler Barben. Diplomarbeit, Universität Hamburg.
- CARL, L.M. (1995): Sonic tracking of burbot in Lake Oppongo, Ontario. - *Transactions of the American Fisheries Society* **124**, 77-83.
- CARLING, P.A.; PETTS, G.E. (1992): Lowland floodplain Rivers. Geomorphic Perspectives. – Wiley, Chichester, UK.

- CARREL, G.; RIVIER, B. (1996): Distribution of three euryoecious cyprinids in the main channel of the Lower River Rhone. - *Archiv für Hydrobiologie / Suppl.* **113**, 363-374.
- CATTANÉO, F. (2005a): Does hydrology constrain the structure of fish assemblages in french streams? Local scale analysis. - *Archiv für Hydrobiologie* **164** (3), 345-366.
- CATTANÉO, F. (2005b): Does hydrology constrain the structure of fish assemblages in french streams? Regional scale analysis. - *Archiv für Hydrobiologie* **164** (3), 367-385.
- CATTANÉO, F.; CARREL, G.; LAMOUREUX, N.; BREIL, P. (2001): Relationship between hydrology and cyprinid reproductive success in the lower Rhône at Montélimar, France. - *Archiv für Hydrobiologie* **151** (3), 427-450.
- CATTANÉO, F.; LAMOUREUX, N.; BREIL, P.; CAPPRA, H. (2002): The influence of hydrological and biotic processes on brown trout population dynamics. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **59**, 11-22.
- CERNÝ, K. (1977): The early development of chub - *Leuciscus cephalus* (L., 1758), rudd - *Scardinius erythrophthalmus* (L., 1758) and roach - *Rutilus rutilus* (L., 1758). - *Acta Universitatis Carolinae Biologica*, 1-149.
- CHARNOV, E.L.; GILLOOLY, J.F. (2004): Size and temperature in the evolution of fish life histories. - *Integrative and Comparative Biology* **44**, 494-497.
- CHESSEL, D. (1978): Description non paramétrique de la dispersion spatiale des individus d'une espèce. - In: Legay, J.M.; Tomassone, R. (eds.): *Biométrie et écologie*. Société Française de Biométrie, 45-135.
- COPP, G.H. (1989a): Electrofishing for fish larvae and 0+juveniles: equipment modifications for increased efficiency with short fishes. - *Aquaculture and Fisheries Management* **20**, 453-462.
- COPP, G.H. (1989b): The habitat diversity and fish reproductive function of floodplain ecosystems. - *Environmental Biology of Fishes* **26**, 1-27.
- COPP, G.H. (1990a): Experimental design in fluvial ichthyology: getting more for your money. - In: FBA Annual Report, 68-87. Freshwater Biological Association, Far Sawrey, Ambleside, Cumbria, UK.
- COPP, G.H. (1990b): Shifts in the microhabitat of larval and juvenile roach, *Rutilus rutilus* (L.), in a floodplain channel. - *Journal of Fish Biology* **36**, 683-692.
- COPP, G.H. (1992a): Comparative microhabitat use of larval and 0+juvenile cyprinids in a lotic flood plain channel. - *Environmental Biology of Fishes* **33**, 181-193.
- COPP, G.H. (1992b): An empirical model for predicting the microhabitat of 0+juveniles in lowland streams. - *Oecologia* **91**, 338-345.
- COPP, G.H. (1993): Microhabitat use of fish larvae and 0+juveniles in a small abandoned channel of the River Rhone, France. - *Folia Zoologica*, **42**(2), 153-164.
- COPP, G.H. (1997): Microhabitat use of fish larvae and 0+juveniles in a highly regulated section of the river Great Ouse. - *Regulated Rivers: Research & Management* **13**, 267-276.
- COPP, G.H.; PENÁZ, M. (1988): Ecology of fish spawning and nursery zones in the floodplain, using a new sampling approach. - *Hydrobiologia* **169**, 209-224.
- COPP, G.H.; JURAIDA, P. (1993): Do small riverine fish move inshore at night? - *Journal of Fish Biology* **43**, 229-241.
- COPP, G.H.; GARNER, P. (1995): Evaluating the microhabitat use of freshwater fish larvae and juveniles with point abundance sampling by electrofishing. - *Folia Zoologica* **44**(2), 145-158.
- COPP, G.H.; KOVAC, V. (1996): When do fish with indirect development become juveniles? - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **53**, 746-752.
- COPP, G.H.; JURAIDA, P. (1999): Size-structured diel use of river banks by fish. - *Aquatic Sciences* **61**, 75-91.
- COPP, G.H.; KOVAC, V. (1999): Prelude: looking at early development in fishes. - *Environmental Biology of Fishes* **56**, 7-14.
- COPP, G.H.; OLIVIER, J.M.; PENÁZ, M.; ROUX A.L. (1991): Juvenile fishes as functional descriptors of fluvial ecosystem dynamics: Applications on the river Rhône, France. - *Regulated Rivers: Research & Management* **6**, 135-145.

- COPP, G.H.; GUTI, G.; ROVNY, B.; CERNÝ, J. (1994): Hierarchical analysis of habitat use by 0+ juvenile fish in Hungarian/Slovak flood plain of the Danube River. - *Environmental Biology of Fishes* **40**, 329-348.
- COWX, I.G.; WELCOMME, R.L. (1998): Rehabilitation of Rivers for Fish. Fishing News Books: Blackwell Science, OXFORD, 260 S.
- COX, D. R.; SNELL, E.J. (1989): Analysis of Binary Data. Chapman and Hall, London, New York. 236 pp.
- CRAWLEY, M.J. (1993): GLIM for Ecologists. Blackwell Science, Oxford. 379 pp.
- CRAWLEY, M.J. (2003): Statistical computing. An introduction to data analysis using S-Plus. Wiley, Chichester, England.
- CROWDEN, A.; BROOM, D.M. (1980): Effects of eyefluke, *Diplostomum spathaceum*, on the behaviour of dace (*Leuciscus leuciscus*). - *Animal Behaviour* **28**, 287-294.
- CROWDER, L.B. (1985): Optimal foraging and feeding mode shifts in fishes. - *Environmental Biology of Fishes* **12**, 57-62.
- CUINAT, R. (1967): Contribution to the study of physical parameters in electrical fishing in rivers with direct current. - In: Vibert, R. (ed.): Fishing with Electricity. Its Application to Biology and Management. FAO Fishing News Books, Ltd Surrey, UK., 131-173.
- CUMMINS, K.W.; WUYCHECK, J.C. (1971): Caloric equivalents for investigations in ecological energetics. - *Int. Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* **18**, 1-8.
- CUSHING, D.H. (1990): Plankton production and year-class strength in fish populations: an update of the match/mismatch hypothesis. - *Advances in Marine Biology* **26**, 249-293.
- CYR, H.; DOWNING, J.A.; LALONDE, S.; BAINES, S.B.; PACE, M.L. (1992): Sampling larval fish populations: choice of sample number and size. - *Transactions of the American Fisheries Society* **121**, 356-368.
- DABROWSKI, K.; TAKASHIMA, F.; LAW, Y.K. (1988): Bioenergetic model of planktivorous fish feeding, growth and metabolism: theoretical optimum swimming speed of fish larvae. - *Journal of Fish Biology* **32**, 443-458.
- DE NIE, H.W. (1987): Food, feeding periodicity and consumption of eel *Anguilla anguilla* (L.) in the shallow eutrophic Tjeukmeer (The Netherlands). - *Archiv für Hydrobiologie* **109**, 421-443.
- DE WAAL, L.C.; LARGE, A.R.G.; GIPPEL, C.J.; WADE, P.M. (1995): River and floodplain rehabilitation in Western Europe: opportunities and constraints. - *Archiv für Hydrobiologie Suppl.* **101**, Large Rivers **9**, 679-693.
- DEELDER, C.L.; WILLEMSSEN, J. (1964): Synopsis of biological data on the pike-perch *Lucioperca lucioperca* (Linnaeus, 1758). FAO Fisheries Synopsis No. 28.
- DEKKER, W. (2003): Status of the European eel stocks and fisheries. Proceedings Intern. Symp. „Advances in Eel Biology“, Tokyo 28. – 30.9.2001, 50-52.
- DEVRIES, D.R.; BREMIGAN, M.T.; STEIN, R.A. (1998): Prey selection by larval fishes as influenced by available zooplankton and gape limitation. - *Transactions of the American Fisheries Society* **127**, 1040-1050.
- DIEHL S.; EKLÖV P. (1995): Effects of piscivore-mediated habitat use on resources, diet and growth of perch. - *Ecology* **76**, 1712-1726.
- DIEHLHELM, J.H. (1741): Denkwürdiger und nützlicher Antiquarius des Elbstroms. Stocks sel. Erben und Schilling Verlag, Frankfurt am Main.
- DIN 4049 TEIL 1-3 (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V.) (1992): Hydrologie. Beuth Verlag, Berlin.
- DIRKSEN, M.T. (2003): Modellierung des organismischen Response in Buhnenfeldern der mittleren Elbe - Determinierende Umweltfaktoren des Makrozoobenthos der Elbe. Elektronische Dissertation auf dem Archivserver der Universitätsbibliothek Marburg: <http://archiv.ub.uni-marburg.de/diss/z2004/0081/>.
- DO AMARAL, B.D.; PETRERE, M. (2001): α and β diversities in the fish assemblage of the Promissao reservoir (sp-Brazil): scales, complexities and ecotone heterogeneity. - *Ecohydrology & Hydrobiology* **1**, 185-194.
- DRÖSCHER, W. (1898): Über den Fang des Schnäpels in der Elbe. - *Fischereizeitung*, Neudamm **1**, 476-511.
- DUNCAN, A.; KUBECKA, J.; KETT, S.; HANNA, N. (2001): Habitats of 0+fry in an english lowland river. - *Archiv für Hydrobiologie Suppl.* **135/2**, Large Rivers **12**, 153-171.

- DZIOCK, F.; GLÄSER, J.; BONN, A.; DEICHNER, O.; FOCKLER, F.; GEHLE, T.; HAGEN, K.; JÄGER, U.G.; KLAUSNITZER, B.; KLAUSNITZER, U.; NEUMANN, V.; SCHMIDT, P.A.; SCHOLZ, M. (2005): Auenwald. - In: Scholz, M.; Stab, S.; Dziok, F.; Henle, K. (Hrsg.): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 4. WeißenseeVerlag Berlin, 194-233.
- EBENMAN, B.; PERSSON, L. (1988): Dynamics of Size-Structured Populations: An Overview. - In: Ebenman, B.; L. Persson: Size-Structured Populations. Berlin: Springer, 3-9.
- ECKMANN R.; GAEDKE U.; WETZLAR H.J. (1988): Effects of climatic and density-dependent factors on yearclass strength of *Coregonus lavaretus* in Lake Constance. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **45**, 1088–1093.
- EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (2006): Richtlinie 2006/44/EG des europäischen Parlamentes und des Rates vom 6. September 2006 über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten.
- EHRCHEN, A. (2000): Habitatnutzung juveniler und adulter Fische im Bereich der mittleren Elbe. Diplomarbeit, Universität Hamburg.
- EISSMANN, L. (1975): Das Quartär der Leipziger Tieflandbucht und angrenzender Gebiete um Saale und Elbe – Modell einer Landschaftsentwicklung am Rand der europäischen Kontinentalvereisung. Schriftenreihe für geologische Wissenschaften, Akademie Verlag, Berlin.
- Elliot, J.M. (1981): Some aspects of thermal stress on freshwater teleosts. - In: Pickering, A.D. (ed.): Stress and Fish. Academic Press, London New York, 209-245.
- ENGELHARDT, C.; BRUNKE, M.; SUKHODOLOV, A. (2001): Effect of navigation on bed shear stresses, sediment entrainment, and aquatic organisms in groyne fields. - Proceedings of the 3rd International Symposium on Environmental Hydraulics, Tempe (Arizona, USA), 34.
- ENGELHARDT, C.; SUKHODOLOV, A.; WIRTZ, C. (2006): Hydro- und Morphodynamik. - In: Pusch, M.; Fischer, H. (Hrsg.): Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. - Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd 2. WeißenseeVerlag, Berlin, S. 87-98.
- ENGELS (1923): Handbuch des Wasserbaues, Verlag von Wilhelm Engelmann in Leipzig.
- FAGO, D. (1998): Comparison of littoral Fish Assemblages Sampled with a Mini-Fyke Net or with a Combination of Electrofishing and small net seine in Wisconsin Lakes. - *North American Journal of Fisheries Management* **18**, 731-738.
- FAULHABER, P. (2000): Veränderungen hydraulisch-morphologischer Parameter der Elbe. - *Mitteilungsblatt der Bundesanstalt für Wasserbau* **82**, 97-117.
- FAULHABER, P. (im Druck): Ursachen und Auswirkungen der Sohlenerosion. - In: Kofalk, S.; Kühlborn, J.; Scholten, M. (Hrsg.): Struktur und Dynamik der Elbe. - Konzepte für eine nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft Bd 2. WeißenseeVerlag Berlin..
- FAULHABER, P.; KREBS, M.; WIRTZ, C. (im Druck): Hydraulische und morphodynamische Phänomene der Buhnenströmung. - In: Kofalk, S.; Kühlborn, J.; Scholten, M. (Hrsg.): Struktur und Dynamik der Elbe. - Konzepte für eine nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft Bd 2. WeißenseeVerlag, Berlin..
- FAUSCH, K.D.; TANIGUSHI, Y.; NAKANO, S.; GROSSMANN, G.D.; TOWNSEND, C.R. (2001): Flow and habitat effects on juvenile fish abundance in natural altered flow regimes. – *Ecological Applications* **11**: 179 – 190.
- FIELDING, A.H.; BELL, J.F. (1997): A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence – absence models. - *Environmental Conservation* **24**, 38-49.
- FIELDING, A.H.; HAWORTH, P.F. (1995): Testing the generality of bird-habitat models. - *Conservation Biology* **9**, 1466-1481.
- FLADUNG, E. (1998a): Untersuchungen zu Fischbestandsstrukturen und fischereilicher Produktivität von Buhnenfeldern der Mittellelbe. - In: Geller, W.; Punčochář, P.; Bornhöft, D.; Bouček, J.; Feldmann, H.; Guhr, H.; Mohaupt, V.; Simon, M.; Smrták, J.; Spoustova, J.; Uhlmann, O. (Hrsg.): Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe – 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar. Teubner Stuttgart, 237-238.
- FLADUNG, E. (1998b): Buhnenfelder – Ersatzlebensraum für Fische oder Beeinträchtigung der Fischerei? Tagungsband 12. SVK-Tagung, 20./21.01.1998, Potsdam, 1-13.
- FLADUNG, E. (2002a): Der präadulte/ adulte Fischbestand in Buhnenfeldern und Leitwerken der Mittellelbe. *Zeitschrift für Fischkunde Supplementband* **1**, 101-120.

- FLADUNG, E. (2002b): Untersuchungen zum adulten Fischbestand im Hauptstrom (Fahrinne) der Mittel-Elbe. - *Zeitschrift für Fischkunde Supplementband 1*, 121-131.
- FLADUNG, E. (2002c): Verfügbarkeit von Laichhabitaten sand- und kieslaichender Fischarten im Hauptstrom der unteren Mittel-Elbe. - In: Nellen, W.; Kausch, H.; Thiel, R.; Ginter, R. (Hrsg.): Ökologische Zusammenhänge zwischen Fischgemeinschafts- und Lebensraumstrukturen der Elbe (ELFI). Abschlußbericht BMBF-Forschungsprojekt 0339578, 102-119.
- FLADUNG, E.; SCHOLTEN, M.; THIEL, R. (2003): Modelling the habitat preferences of subadult and adult fishes on the shoreline of the large, lowland Elbe River. - *Journal of Applied Ichthyology, Spec. Issue: Ecology of fishes in the Elbe River*. **19**, 303-314.
- FLADUNG, E.; SCHOLTEN, M.; WIRTZ, C. (2005): Verfügbarkeit und Nutzung von Sand- und Kiesbänken im Hauptstrom der Unteren Mittel-Elbe als Laich- und Aufwuchshabitate für Fische. - *Verhandlungen der Gesellschaft für Ichthyologie 4*, 25-47.
- FLECK, M. (1998): Nahrungsbeziehungen früher Entwicklungsstadien dominanter Fischarten in Gewässern der Elbaue bei Wittenberge/Havelberg. Diplomarbeit, Universität Hamburg (IHF).
- FLORE, L.; KECKEIS, H. (1998): The effect of water current on foraging behaviour of the reophilic Cyprinid *Chondrostoma nasus* (L.) during ontogeny: evidence of a trade-off between energetic gain and swimming costs. - *Regulated Rivers: Research & Management 14*, 141-154.
- FLORE, L.; KECKEIS, H.; SCHIEMER, F. (2001): Feeding, energetic benefit and swimming capabilities of 0+nase (*Chondrostoma nasus* L.) in flowing water: an integrative laboratory approach. - *Archiv für Hydrobiologie Suppl. 135, Large Rivers 12*, 2-4, 409-424.
- FLOYD, K.B.; HOYT, R.D.; TIMBROOK, S. (1984): Chronology of appearance and habitat partitioning by stream larval fishes. - *Transactions of the American Fisheries Society 113*, 217-223.
- FLUX, J.E.C. (1967): Factors affecting the response of trout to an electric field in fresh and salt water. - *Journal of the Fisheries Research Board Canada 24/1*, 191-199.
- FREDRICH, F. (2000): Wanderverhalten und diurnale Bewegungsaktivitäten des Aland (*Leuciscus idus*) in der Elbe. - In: Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.): Tagungsband Statusseminar Elbeökologie 2, Koblenz, 200-201.
- FREDRICH, F. (2002a): Comparison of migratory behaviour of asp, *Aspius aspius* and pike perch, *Stizostedion lucioperca* in the River Elbe, Germany. - In: Fourth Conference on Fish Telemetry in Europe – Book of Abstracts. Trondheim Norway, 46.
- FREDRICH, F. (2002b): Wanderungen des Zanders zwischen Winter- und Nahrungshabitaten. - In: Nellen, W.; Kausch, H.; Thiel, R.; Ginter, R. (Hrsg.): Ökologische Zusammenhänge zwischen Fischgemeinschafts- und Lebensraumstrukturen der Elbe. Abschlussbericht des BMBF-Forschungsvorhabens, FKZ 0339578. Universität Hamburg, Zentrum für Meeres- und Klimaforschung, Institut für Hydrobiologie und Fischereiwissenschaft, 223-230, [HTTP://ELISE.BAFG.DE/?4022](http://elise.bafg.de/?4022).
- FREDRICH, F. (2002c): Habitatwechsel des Blei. - In: Nellen, W.; Kausch, H.; Thiel, R.; Ginter, R. (Hrsg.): Ökologische Zusammenhänge zwischen Fischgemeinschafts- und Lebensraumstrukturen der Elbe. Abschlussbericht des BMBF-Forschungsvorhabens, FKZ 0339578. Universität Hamburg, Zentrum für Meeres- und Klimaforschung, Institut für Hydrobiologie und Fischereiwissenschaft, 238-243. [HTTP://ELISE.BAFG.DE/?4022](http://elise.bafg.de/?4022).
- FREDRICH, F. (2003): Long-term investigations of migratory behaviour of asp (*Aspius aspius* L.) in the middle part of the Elbe River, Germany. - *Journal of Applied Ichthyology 19*, Special Issue: Ecology of fishes in the Elbe River, 294-302.
- FREDRICH, F.; ARZBACH, H.H. (2002): Wanderungen und Uferstrukturnutzung der Quappe, *Lota lota*, in der Elbe, Deutschland. - *Zeitschrift für Fischkunde Supplementband 1*, 159-178.
- FREDRICH, F.; OHMANN, S.; CURIO, B.; KIRSCHBAUM, F. (2003): Spawning migrations of the Chub in the River Spree, Germany. - *Journal of Fish Biology 63*, 710-723.
- FREYHOF, J. (1998a): Strukturierende Faktoren für die Fischgemeinschaft der Sieg. Cuvillier Verlag, Göttingen.
- FREYHOF, J. (1998b): Zur Unterscheidung der Ammocoeten des Meerneunauges (*Petromyzon marinus* L.) und Flussneunauges (*Lampetra fluviatilis* L.) im Feld. - *Österreichs Fischerei 51*, 167 – 168.

- FREYHOF, J. (2002): Freshwater fish diversity in Germany, threats and species extinction. - In: Collares-Pereira, M. J.; Cowx, I. G.; Coelho, M.M. (eds.): Conservation of freshwater fishes: options for the future. Oxford: Blackwell Science, 3-22.
- FREYHOF, J.; HUCKSTORF, V. (2006): Conservation and management of aquatic genetic resources: a critical checklist of German freshwater fishes. - In: Stechlinforum – IGB 113 – X.
- FREYHOF, J.; SCHOLTEN, M.; BISCHOFF, A.; WANZENBÖCK, J.; STAAS, S.; WOLTER, C. (2000): Extensions to the known range of the whitefin gudgeon in Europe and biogeographical implications. - *Journal of Fish Biology* **57**, 1339-1342.
- FRISSELL, C.A.; LISS, W.J.; WARREN, C.E.; HURLEY, M.D. (1986): A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. - *Environmental Management* **10**, 199-214.
- FÜLLNER, G.; PFEIFER, M.; SIEG, S.; ZARSKE, A. (1996): Die Fischfauna von Sachsen. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft Referat Fischerei, Sächsisches Druck- und Verlagshaus GmbH, Dresden.
- GARDNER, R.H. (1998): Pattern, process and the analysis of Spatial Scales. - In: Peterson, D.L.; Parker, V.T. (eds.): Ecological Scale – Theory and Applications. Complexity in Ecological Systems Vol. III, Columbia University Press, New York, 17-34.
- GARNER, P. (1996a): Microhabitat use and diet of 0+ cyprinid fishes in a lentic, regulated reach of the River Great Ouse. - *Journal of Fish Biology* **48**, 367-382.
- GARNER, P. (1996b): Diel behaviour of juvenile 0-group fishes in a regulated river: the Great Ouse, England. - *Ecology of Freshwater Fishes* **5**, 175-182.
- GARNER, P. (1997): Sample sizes for length and density estimation of 0+fish when using point sampling by electrofishing. - *Journal of Fish Biology* **50**, 95-106.
- GARNER, P. (1999): Swimming ability and differential use of velocity patches by 0+cyprinids. - *Ecology of Freshwater Fish* **8**, 55-58.
- GAUCH, H.G. (1982): Multivariate Analysis in community ecology. – Cambridge studies in ecology **1**. Cambridge: Cambridge University Press, 298 s.
- GAUDIN, P. (2001): Habitat shifts in juvenile fishes. - *Archiv für Hydrobiologie / Suppl.* **135**, Large Rivers **12/2-4**, 393-408.
- GAUMERT, D.; KÄMMEREIT, M. (1993): Süßwasserfische in Niedersachsen. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hildesheim.
- GIGON, A.; GRIMM, V. (1997): Stabilitätskonzepte in der Ökologie: Typologie und Checkliste für die Anwendung. - In: Fränzle, O.; Müller, F.; Schröder, W. (Hrsg): Handbuch der Ökosystemforschung III (2.3). ecomed, Landsberg, 1-19.
- GILLOOLY, J.F.; BROWN, J.H.; WEST, G.B.; SAVAGE, V.M.; CHARNOV, E.L. (2001): Effects of size and temperature on the metabolic rate. - *Science* **293**, 2248-2251.
- GILLOOLY, J.F.; CHARNOV, E.L.; WEST, G.B.; SAVAGE, V.M.; BROWN, J.H. (2002): Effects of size and temperature on developmental time. - *Nature* **417**, 70-73.
- GLAVAC, V. (1996): Vegetationsökologie. – Jena, Fischer, 358. S.
- GLAZIK, G. (1961): Beitrag zur Frage der zweckmäßigen Anordnung von Buhnen und Längswerken in Flusskrümmungen. - *Wasserwirtschaft-Wassertechnik* **6**, 282-286.
- GLIWICZ Z.M.; JACHNER A. (1992): Diel migrations of juvenile fish: a ghost of predation past or present? - *Archiv für Hydrobiologie* **124**, 385-410.
- GORE, J.; NESTLER, J. (1988): Instream flow studies in perspective. - *Regulated Rivers: Research & Management* **2**, 93-101.
- GOVONI, J.J.; BOEHLERT, G.W.; WATANABE, Y. (1986): The physiology of digestion in fish larvae. - *Environmental Biology of Fishes* **16**, 59-77.
- GOZLAN, R.E.; MASTRORILLO, S.; COPP, G.H.; LEK, S. (1999a): Predicting the structure and diversity of young-of-the year fish assemblages in large rivers. - *Freshwater Biology* **41**, 809-820.
- GOZLAN, R.E.; COPP, G.H.; TOURENQ, J.-N. (1999b): Comparison of growth plasticity in the laboratory and field, and implications for the onset of juvenile development in sofie, *Chondrostoma toxostoma*. - *Environmental Biology of Fishes* **56**, 153-165.

- GRENOUILLET, G.; PONT, D.; OLIVIER, J.M. (2000): Habitat occupancy patterns of juvenile fishes in a large lowland river: interactions with macrophytes. - *Archiv für Hydrobiologie* **149** (2), 307- 326.
- GRENOUILLET, G.; HUGENY, B.; CARREL, G.A.; OLIVIER, J.M.; PONT, D. (2001): Large-scale synchrony and inter-annual variability in roach recruitment in the Rhône River: the relative role of climatic factors and density-dependent processes. - *Freshwater Biology* **46**, 11–26.
- GRENOUILLET, G.; PONT, D.; SEIP, K. L. (2002): Abundance and species richness as a function of food resources and vegetation structure: juvenile fish assemblages in rivers. – *Ecography* **25**, 641–650.
- GRIFT, R. (2001): How fish benefit from floodplain restoration along the lower River Rhine. PhD Thesis, Wageningen University, 1-205.
- GÜCK, E. (2004): Einfluss von Umweltfaktoren auf die Verteilung der Chironomiden (Insecta, Diptera) in Buhnenfeldern der Elbe. Elektronische Dissertation auf dem Archivserver der Universitätsbibliothek Marburg: <http://archiv.ub.uni-marburg.de/diss/z2004/0147/081/>.
- GURNELL, A.M.; PETTS, G.E. (2002): Island dominated landscapes of large floodplain rivers, a European perspective. - *Freshwater Biology* **47**, 581-600.
- GUSTAFSON, E. J. (1998): Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? - *Ecosystems* **1**, 143 - 156.
- GUTHRIE, D.M.; MUNTZ, W.R.A. (1993): Role of vision in fish behaviour. - In: Pither, T. (ed.): Behaviour of Teleost Fishes. Chapman and Hall, London, 89-128.
- HABERSACK, H. (2000): The river-scaling concept (RSC), a Basis for ecological assessments. - In: Jungwirth, M.; Muhar, S.; Schmutz, S. (Hrsg.): Assessing the Ecological Integrity of running Waters, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London: 49-60.
- HALSBAND, E. (1967): Basic principles of electric fishing. In: Vibert, R. (ed.): Fishing with Electricity. Its Application to Biology and Management. FAO Fishing News Books, Ltd Surrey, UK., 57-64.
- HANDKE, R. (1993): Flussgeschichte Mitteleuropas. Enke Verlag, Stuttgart, 406 S.
- HANLEY, J.A.; MCNEIL, B.J. (1982): The meaning and use of the area under a ROC curve. – *Radiology* **143**: 29-36.
- HARDY, T.B. (1998): The future of habitat modelling and instream flow assessment technologies. - *Regulated Rivers: Research & Management* **14**, 405-420.
- HARMS, O.; KIENE, S.; NESTMANN, F. (2002): Erfassung ökomorphologischer Strukturen der Elbe aus Karten von 1770 und Vergleich mit dem heutigen Zustand. In: Nestmann, F.; Büchele, B. (Hrsg.): Morphodynamik der Elbe. Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes mit Einzelbeiträgen der Partner und Anlagen-CD. Eigenverlag: Inst. f. Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe, 41-45.
- HARSÁNY, A.; ASCHENBRENNER, P. (1992): Die Rutte *Lota lota* (L., 1758) – Biologie und Aufzucht. - *Fischer & Teichwirt* **10**, 372-376.
- HECKER, M. (2001): Natürliche Variabilität endokriner Funktionen und ihre Modulation durch anthropogene Einflüsse: Untersuchungen am Beispiel des Brassen (*Abramis brama*) in der Elbe. - Dissertation Universität Hamburg, 149 S.
- HEGGENS, J. (1990): Habitat utilization and preferences in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in streams. - *Regulated Rivers: Research & Management* **5**, 341-354.
- HEGGENS, J.; TRAAEN, T. (1988): Downstream migration and critical water velocities in stream channels for fry of four salmonids species. - *Journal of Fish Biology* **32**, 717-727.
- HELFMAN, G.S. (1993): Fish behaviour by day, night and twilight. - In: Pither, T. (ed.): Behaviour of Teleost Fishes. Chapman and Hall, London, 479-512.
- HENNING, M.; HENSCHEL, B. (2006): Morphodynamik in Buhnenfeldern – Naturuntersuchungen an der Elbe. – Wasserbaukolloquium 2006: Strömungssimulation im Wasserbau; Dresdener Wasserbauliche Mitteilungen Heft 32.
- HENSCHEL, B.; ANLAUF, A. (2002): Ökologische Optimierung von Buhnen in der Elbe. - In: Mazijk van, A.; Weitbrecht, V. (Hrsg): Neue Erkenntnisse über physikalische und ökologische Prozesse an Buhnenfeldern – Tagungsband Internationaler Workshop der Technischen Universität Delft und der Universität Karlsruhe am 22./23.10.01 (Magdeburg). 121-133.

- HERTEL, R. (1978): Über die „Ichthyographie der Elbe“ des Johannes Kentmann – eine Studie über die ältesten sächsischen Fischfaunen. - *Zool. Abh. Staatl. Museum Tierkunde Dresden* **35/5**, 75-100.
- HERZIG, A.; WINKLER, H. (1985): Der Einfluss der Temperatur auf die embryonale Entwicklung der Cypriniden. - *Österreichs Fischerei* **38**, 182-196.
- HILGE, V. (2005): Geplanter EU-Aktionsplan für den Europäischen Aal. Fachbeitrag auf der 17. SVK-Fischereitagung. Künzell bei Fulda.
- HILL, M.O. (1973): Reciprocal averaging: An eigenvector method of ordination. - *Journal of Ecology* **61**, 237-249.
- HINKEL, J. (1999): Die Ermittlung vegetationsfreier Flächen entlang der Buhnen aus Luftbildern und ihre Korrelation mit Flussmorphologie und dem Ufervorbau. Diplomarbeit, Universität Karlsruhe.
- HOFER, R. (1987): Verdauungsstrategien bei Fischen. - *Biol. in unserer Zeit* **17**, 84-89.
- HOFER, R.; FORSTNER, H.; RETTENWANDER, R. (1982): Duration of gut passage and its dependence on temperature and food consumption in roach, *Rutilus rutilus* L.: laboratory and field experiments. - *Journal of Fish Biology* **20**, 289-299.
- HOFER, R.; UDDIN, N. (1985): Digestive process during the development of the roach (*Rutilus rutilus* L.). - *Journal of Fish Biology* **20**, 289-299.
- HOLCIK, J.; HRUSKA, V. (1966): On the spawning substrate of the roach *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758) and the bream *Abramis brama* (Linnaeus, 1758) and notes on the ecological characteristics of some European fishes. - *Vestn. Cesk. Spol. Zool.* **30**, 22-30.
- HÖLKER, F. (2003): The metabolic rate of roach in relation to body size and temperature. - *Journal of Fish Biology* **62**, 565-579.
- HÖLKER, F.; BRECKLING, B. (2002): Concepts of scales, hierarchies and emergent properties in ecological models. - In: Hölker, F. (ed.): Scales, hierarchies and emergent properties in ecological models. - Theorie in der Ökologie 6 Peter Lang, Frankfurt/M. 7-27.
- HOLST, H. (2006a): Zooplankton im Pelagial des Hauptstroms. - In: Pusch, M.; Fischer, H. (Hrsg.): Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 5. WeißenseeVerlag Berlin, 56-64.
- HOLST, H. (2006b): Plankton und benthische Besiedlung in Buhnenfeldern – Zooplankton. - In: Pusch, M.; Fischer, H. (Hrsg.): Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 5. WeißenseeVerlag Berlin, 118-120.
- HOLST, H.; ZIMMERMANN, H.; KAUSCH, H.; KOSTE, W. (1998): Temporal and spatial dynamics of planktonic rotifers in the Elbe Estuary during spring. - *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **47**, 261-274.
- HOLST, H.; ZIMMERMANN-TIMM, H.; KAUSCH, H. (2002): Longitudinal and Transverse Distribution of Plankton Rotifers in the Potamal of the River Elbe (Germany) during Late Summer. - *International Review of Hydrobiology* **87**, 267-280.
- HOLZER, W. (1932): Über eine absolute Reizspannung bei Fischen. - *Pflügers Archiv der gesamten Physiologie* **229**, 153 – 172.
- HORIBA (1991): Instruction manual, 2nd. edition pp. 77.
- HORN, H. (1966): Measurement of „overlap“ in comparative ecological studies. - *American Naturalist* **100**, 419-424.
- HOSMER, D. W.; LEMESHOW, S. (1989): Applied Logistic Regression. Wiley Publ., New York, pp. 307.
- HOUE E.D. (1987): Fish early life dynamics and recruitment variability. - *American Fisheries Society Symposium* **2**, 17-29.
- HOUE, E.D. (1994): Differences between marine and freshwater fish larvae: implications for recruitment. - *ICES Journal of Marine Sciences* **51**, 91-97.
- HOUE E.D. (1997): Patterns and consequences of selective processes in teleost early life histories. - In: R.C. Chambers, R.C.; Trippel, E.A. (eds.): Early Life History and Recruitment in Fish Populations, Chapman & Hall, London, 173-196.
- HOULIHAN, D.F.; MARTHERS E.; FORSTER, A. (1993): Biochemical correlations of growth rate in fish. - In: Rankin, J.C.; Jensen, F.B. (eds.): Fish Ecophysiology. – Chapman and Hall, London, 45-71.

- HUTCHINSON, G.E. (1957): Population studies: animal ecology and demography; concluding remarks. - *Cold Spring Harbor Symp. Quant. Biol.* **22**, 415-427.
- IFB (INSTITUT FÜR BINNENFISCHEREI) (2001): Fische und Fischerei in der Mittelbe. - Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Bd. 6.
- IFB (INSTITUT FÜR BINNENFISCHEREI) (2004): Aalwirtschaft in Brandenburg. - Schriften des Instituts für Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow, Bd. 15.
- IFB (INSTITUT FÜR BINNENFISCHEREI) (2005): Wiederherstellung der Fischfauna der Mittelbe, insbesondere des Großcoregonenbestandes. - Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Bd. 17, S. 25-26.
- IKSE (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE) (1995): Die Elbe und ihr Einzugsgebiet. Magdeburg.
- IKSE (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE) (2000): Die Fische der Elbe. Erkenntnisstand 1991-1999. Magdeburg.
- IKSE (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE) (2004): Dokumentation des Hochwassers vom August 2002 im Einzugsgebiet der Elbe. Eigenverlag, Magdeburg.
- IKSE (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE) (2005): Die Elbe und ihr Einzugsgebiet. Eigenverlag. Magdeburg.
- IKSE (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE) (2008): ...
- ILLIES, J.; BOTOSANEANU, L. (1963): Problèmes et méthodes de la classification et de la yonation ecologique des eaux courantes considérées surtout du point de vue faunistique. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, Stuttgart: 1-57.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC) (2007): Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 104 pp.
- JACOB, D.; GERSTENGARBE, F.-W. (2005): Klimaszenarien für den deutschen Teil des Elbeeinzugsgebiets. - In: Wechsung, F.; Becker, A.; Gräfe, P. (Hrsg.): Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft Bd 6, WeißenseeVerlag, Berlin, 3-58.
- JÄHRLING, K.H. (1995): Die flussmorphologischen Veränderungen an der mittleren Elbe im Regierungsbezirk Magdeburg seit dem Jahr 1989 aus Sicht der Ökologie. Staatliches Amt für Umweltschutz Magdeburg, Meiling Druck, Magdeburg.
- JÄHRLING, K.H. (1996): Die Flussmorphologischen Veränderungen an der Mittelbe seit dem Jahr 1989 aus Sicht der Ökologie. 7. Magdeburger Gewässerschutzseminar, Leipzig, S. 78.
- JANÁČ, M.; JURAIDA, P. (2005): Inter-calibration of three electric fishing techniques to estimate 0+ juvenile fish densities on sandy river beaches. - *Fisheries Management and Ecology*, **12**, 161–167.
- JOBLING, M. (1983): Growth studies with fish – overcoming the problems of size variation. – *Journal of Fish Biology* **22**, 153-157.
- JONGMANN, R.H.G.; TER BRAAK, C.J.F.; VAN TONGEREN, O.F.R. (1998): Data Analysis in Community and Landscape Ecology. Pudoc, Wageningen, The Netherlands. 299 pp.
- JORDE, K. (1996): Ecological evaluation of Instream Flow Regulations based on temporal and spatial variability of bottom shear stress and hydraulic quality. - In: Leclerc, M.; Capra, H.; Valentin, S.; Boudreau, A.; Cote, Z.; (eds.): Proceedings of ecohydraulics 2000. 2nd Internat Symp. on Habitat Hydraulics, Quebec City.
- JUNGWIRTH, M.; HAIDVOGEL, G.; MOOG, O.; MUHAR, S.; SCHMUTZ, S. (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Facultas Verlag, Wien.
- Junk (1999):
- JURAIDA, P.; REICHARD, M.; HOHAUSOVÁ, E.; CERNY, J. (2001): Comparison of 0+ fish communities between regulated-channelized and floodplain stretches of the River Morava. - *Archiv für Hydrobiologie / Suppl.* **135**, *Large Rivers* **12** (2-4), 187-202.

- KAFEMANN, R.; THIEL, R.; SEPÚLVEDA, A. (1996): Die fischökologische Bedeutung der Nebenstromgewässer der Unterelbe. – *Archiv für Hydrobiologie / Suppl.* **110**, *Unters. Elbe-Ästuar* **7**, 199-214.
- KAMLER, E. (1992): Early life history of fish. An energetic approach. Chapman & Hall, London.
- KAMMERAD, B. (2001): Zur Geschichte des Schnäpelfanges in der Mittelelbe. – *Fischer & Teichwirt* **5/6**, 176-178, 204-207.
- KAMMERAD, B.; ELLERMANN, S.; MENCKE, J.; WÜSTEMANN, O.; ZUPPKE, U. (1997): Die Fischfauna von Sachsen-Anhalt – Verbreitungsatlas. Ministerium f. Raumordnung, Landwirtschaft und Umwelt d. Landes Sachsen-Anhalt, Magdeburg.
- KARJALAINEN, J.; AUVINEN, H.; HELMINEN, H.; MARJOMÄKI, T.J.; NIVA, T.; SARVALA, J.; VILJANEN, M. (2000): Unpredictability of fish recruitment: interannual variation in young-of-the-year abundance. – *Journal of Fish Biology* **56**, 837–857.
- KAUFMANN, R. (1990): Respiratory cost of swimming in larval and juvenile cyprinids. – *Journal of Experimental Biology* **150**, 343-366.
- KECKEIS, H.; FRANKIEWICZ, P.; SCHIEMER, F. (1996): The importance of inshore areas for spawning nase *Chondrostoma nasus* (Cyprinidae) in a free-flowing section of a large river (Danube, Austria). – *Archiv für Hydrobiologie Suppl.* **113**, *Large Rivers* **10**, 51-64.
- KECKEIS, H.; WINKLER, G.; FLORE, L.; RECKENDORFER, W.; SCHIEMER, F. (1997): Spatial and seasonal characteristics of 0+fish nursery habitats of nase, *Chondrostoma nasus* in the River Danube, Austria. – *Folia Zoologica* **46** (Suppl. 1), 133-150.
- KECKEIS, H.; SCHIEMER, F. (1992): Food consumption and growth of larvae and juveniles of three cyprinid species at different food levels. – *Environmental Biology of Fishes* **33**, 33-45.
- KELLERHALS, R.; CHURCH, M. (1989): The morphology of large Rivers: characterization and management. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **106**, 31-48.
- KESTEMONT, P.; AWAIS, A. (1989): Larval rearing of the Gudgeon, *Gobio gobio* L., under optimal conditions of feeding with the Rotifer, *Brachionus plicatilis* O. F. Muller⁷. – *Aquaculture* **83**, 305-318.
- KESTEMONT, P.; PHILIPPART, J.C. (1991): Considérations sur la croissance ovocytaire chez les poissons à ovogénèse synchrone et asynchrone. – *Belgian Journal of Zoology* **121**, 87-98.
- KESTEMONT, P.; RINCHARD, J.; FEYS, V.; FOSTIER, A. (1999): Spawning migrations, sexual maturity and sex steroid levels in female roach *Rutilus rutilus* from the River Meuse. – *Aquatic Sciences* **61**, 111-121.
- KESTEMONT, P.; RINCHARD, J.; DAMOISEAU, F.; TANS, M. (2001): Seasonal variations in egg and larval quality in two multiple-spawner cyprinid fish, the bleak *Alburnus alburnus* and the white bream *Blicca bjoerkna*. – *Archiv für Hydrobiologie / Suppl.* **135**, *Large Rivers* **12** (2-4), 357-371.
- KIRJASNIEMI, M.; VALTONEN, T. (1997): Size-dependent over-wintering mortality of young-of-the-year roach, *Rutilus rutilus*. – *Environmental Biology of Fishes* **50**, 451–456.
- KIRSCHBAUM, F.; GESSNER, J. (2002): Perspektiven der Wiedereinbürgerung des Europäischen Störs, *Acipenser sturio* L., im Einzugsgebiet der Elbe. – *Zeitschrift für Fischkunde Supplementband* **1**, 217-232.
- KISKER, G. (1926): Die Fischerei in der mittleren Elbe. – *Zeitschrift für Fischerei*, Sonderdrucke, 9-15.
- KISKER, G. (1934): Der Lachsfang in der Elbe und Saale in der Provinz Sachsen. – *Fischerei-Zeitung*. Neudamm **37**, 432-436.
- KLUGE, M. (1900): Unsere Elbfische. Monatsblatt der Magdeburgischen Zeitung, 10/14, 76-111.
- KNÖSCHE, R.; ZAHN, ST.; EBEL, H. (2001): Fische und Fischerei in der Mittelelbe. – Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V., Potsdam-Sacrow, **6**, 1-99.
- KOBLICKAYA, A.P. (1981): Key for identifying young freshwater fishes. Light and Food Industrial House, Moskau [In Russisch], 208 S.
- KOFALK, S.; BOER, S.; DE KOK, J.-L.; MATTHIES, M.; HAHN, B. (2005): Ein Decision Support System für das Flusseinzugsgebietsmanagement der Elbe. – In: Feld, C.K.; Rödiger, S.; Sommerhäuser, M.; Friedrich, G. (Hrsg.): Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern. Stand zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Limnologie aktuell 11. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 236-243.
- KÖHLER, W.; SCHACHTEL, G.; VOLESKE, P. (1995): Biostatistik. Springer, Heidelberg.

- KOLASA, J.; WALTHO, N. (1998): A Hierarchical View of Habitat and its Relationship to Species Abundances. - In: Peterson, D.L.; Parker, V.T. (eds.): Ecological Scale – Theory and Applications. Complexity in Ecological Systems Vol. III, Columbia University Press, New York, 55-78.
- KONSTANTINOV, A.S.; ZDANOVICH, V.V. (1985): Peculiarities of fish growth in relation to temperature fluctuation. – *Journal of Ichthyology* **26**, 65-74.
- KOOPS, H. (1959): Der Quappenbestand der Elbe – Untersuchungen über die Biologie der Aalquappe (*Lota lota*) im Hinblick auf die Auswirkungen des im Bau befindlichen Elbstaus bei Geesthacht. – *Mitteilungen des Instituts für Fischerei-Biologie Hamburg* **9**, 1-59.
- KOOPS, H. (1960): Die Bedeutung der Staustufe Geesthacht für die Quappenfischerei der Elbe. - *Mitteilungen des Instituts für Fischerei-Biologie Hamburg* **10**, 43-55.
- KÖTHKE, M. (1968): Ist der Aal in unseren Gewässern ein gefährlicher Räuber? - *Fischwirt* **18** (7), 169-172.
- KOTLIAR, N.B.; WIENS, J.A. (1991): Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. - *Oikos* **59**, 253-260.
- KOTTELAT, M. (1997): European freshwater fishes. - *Biologia*, Bratislava **52** (5), 1-271.
- KOTTELAT, M.; FREYHOF, J. (2007): Handbook of European Freshwater Fishes. - Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, pp. 635.
- KOVÁČ, V.; COPP, G.H. (1996): Ontogenetic patterns of relative growth in young roach *Rutilus rutilus*: within-river basin comparisons. - *Ecography* **19**, 153-161.
- KOVÁČ, V.; COPP, G.H. (1999): Prelude: looking at early development in fishes. - *Environmental Biology of Fishes* **56**, 7-14.
- KRATOCHWIL, A.; SCHWABE, A. (2001): Ökologie der Lebensgemeinschaften. Ulmer, Stuttgart.
- KRAUSE, J. (1993): The relationship between foraging and shoal position in a mixed shoal of roach (*Rutilus rutilus*) and chub (*Leuciscus cephalus*): a field study. - *Oecologia* **93**, 356-359.
- KRAUSE, J.; Ruxton, G.D.; Rubenstein, D. (1998): Is there always an influence of shoal size on predator hunting success. - *Journal of Fish Biology* **52**, 494-501.
- KREBS, M.; ZANKE, U. (2002): Endbericht des BMBF Forschungsvorhabens Auswirkungen von Buhnen auf semiterrestische Flächen FKZ 0339590.
- KREBS, C.J. (1999): Ecological methodology, 2nd. edition. Benjamin/Cummings Menlo Park, Californien. pp. 620.
- KRÖWER, S. (2006): Protozoen der überströmten Flusssohle. - In: Pusch, M.; Fischer, H. (Hrsg.): Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 5. WeißenseeVerlag Berlin, 174-180.
- KUBECKA J. (1994): Models for comparing average firstyear growth in length of freshwater fish. - *Fisheries Management and Ecology* **1**, 45–56.
- KUBECKA, J.; DUNCAN, A. (1998): Diurnal changes of fish behaviour in a lowland river monitored by a dual-beam echosounder. - *Fisheries Research* **35**, 55-63.
- KUGEL, G. (1942): Untersuchungen über den Ukelei. - *Zeitschrift Fischerei* **40**, 225-262.
- KUHLMANN, H. (1996): Tagung des EIFAC/ICES Working Group on Eel. – *Informationen zur Fischwirtschaft* **43** (4), 197-198.
- KUNKEL, R.; WENDLAND, F. (2004): Naturräumliche Bedingungen im Elbegebiet. - In: Becker, A.; Lahmer, W. (Hrsg.): Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsminderung. – Konzepte zur nachhaltigen Entwicklung einer Flusslandschaft Bd 1, 27-41.
- KURMEYER, R.; KECKEIS, H.; SCHRUTKA, S.; ZWEIMÜLLER, I. (1996): Macro- and microhabitats used by 0+fish in a side-arm of the River Danube. - *Archiv für Hydrobiologie / Suppl.* **113**, *Large River* **10**, 425-432.
- LAMOUREUX, N.; CAPRA, H. (2002): Simple predictions of instream habitat model outputs for target fish populations. - *Freshwater Biology* **47**, 1543–1556.
- LAMOUREUX, N.; JOWETT, I.G. (2005): Generalized instream habitat models. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **62**, 7–14.

- LAMOUROUX, N.; SOUCHON, Y. (2002): Simple predictions of instream habitat model outputs for fish habitat guilds in large streams. - *Freshwater Biology* **47**, 1531–1542.
- LAMOUROUX, N.; CAPRA, H.; POUILLY, M. (1998): Predicting habitat suitability for lotic fish: linking statistical hydraulic models with multivariate habitat use models. – *Regulated Rivers: Research and Management* **14**, 1–11.
- LAMOUROUX, N.; OLIVIER, J.-M.; PERSAT, H.; POUILLY, M.; SOUCHON, Y.; STATZNER, B. (1999a): Predicting community characteristics from habitat conditions: fluvial fish and hydraulics. - *Freshwater Biology* **42**, 275–299.
- LAMOUROUX, N.; CAPRA, H.; POUILLY, M.; SOUCHON, Y. (1999b): Fish habitat preferences in large streams of southern France. - *Freshwater Biology* **42**, 673–687.
- LARINK, O.; RÜPPEL, G.; BRÜMMER, I. (2000): Bedeutung künstlicher Nebengewässer als Winterhabitate für Fische. - In: (Hrsg.). Ökologische Zusammenhänge zwischen Fischgemeinschafts- und Lebensraumstrukturen der Elbe (ELFI), Zwischenbericht 2000, 109–118.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. (1998): Numerical Ecology. Elsevier Science. 870 pp.
- LELEK, A. (1987): Threatened fishes of Europe. - In: European Committee for the Conservation of nature and natural resources - Council of Europe: The freshwater fishes of Europe. Bd. **9**. 1. Aufl.
- LELEK, A. (1989): The Rhine River and some of its tributaries under human impact in the last two centuries. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **106**, 469–487.
- LELEK, A.; BUHSE, G. (1992): Die Fische des Rheins – früher und heute. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 1–214.
- LEVIN, S. (1992): The problem of pattern and scale in ecology. - *Ecology* **73**, 1943–1967.
- LEYER, I.; WESCHE, K. (2007): Multivariate Statistik in der Ökologie. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 221 S.
- LIGHTFOOD, G.W.; JONES, N.V. (1996): The relationship between the size of 0+roach, *Rutilus rutilus*, their swimming capabilities, and distribution in an English river. - *Folia Zoologica* **45/4**, 355–360.
- LILL, D.; WINKLER, H. (2002): Die Fischgemeinschaften des Stepenitz-Karthane-Systems und ihre funktionelle Beziehung zum Gewässerzustand. - *Zeitschrift für Fischkunde Supplementband 1*: 133–158.
- LUNAU, M. (2001): Untersuchungen zur räumlichen Verteilung und zur Nahrungsökologie der Crustacea im Potamal der Mittel- und Unterelbe. Diplomarbeit, Universität Hamburg.
- LUNDBERG, S.; PERSSON, L. (1993): Optimal body size and resource density. – *Journal of Theoretical Biology* **164**, 163–180.
- LYTLE, D.A.; POFF, N.L. (2004): Adaptation to natural flow regimes. – *Trends in Ecology and Evolution* **19**, 94–100.
- MAGURRAN, A.E.; OULTON, W.; PITCHER, T.J. (1985): Vigilant behaviour and shoal size in minnows. - *Zeitschrift für Tierpsychologie* **67**, 167–178.
- MANEL, S.; WILLIAMS, H.C.; ORMEROD, S.J. (2001): Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. – *Journal of Applied Ecology* **38**, 921–931.
- MANN, H. (1964): Der Lachsfang in Elbe, Weser, Rhein und die Ursachen seines Niederganges. - *Der Fischwirt* **14(8)**, 213–222.
- MANN, H. (1968): Die Beeinflussung der Fischerei in der Unterelbe durch zivilisatorische Maßnahmen. - *Helgoländer wiss. Meeresunters.* **17**, 168–181.
- MANN, R.H.K. (1976): Observations on the age, growth, reproduction and food of the chub *Squalius cephalus* (L.) in the River Stour, Dorset. - *Journal of Fish Biology* **8**, 265–288.
- MANN, R.H.K. (1979): Natural fluctuations in fish populations. - Proceedings of the 1st British Freshwater fisheries Conference, Liverpool, pp. 146–150.
- MANN, R.H.K. (1991): Growth and production. - In: Winfield, I.J.; Nelson, J.S. (eds.): Cyprinid Fishes- Systematics, Biology and Exploitation, Chapman & Hall, London, 457–482.
- MANN, R.H.K. (1997): Temporal and spatial variations in the growth of 0 group roach (*Rutilus rutilus*) in the River Great Ouse, in relation to water temperature and food availability. - *Regulated Rivers: Research and Management* **13**, 277–285.

- MANN, R.H.K.; BASS, J.A.B. (1997): The critical water velocities of larval roach (*Rutilus rutilus*) and dace (*Leuciscus leuciscus*) and implications for river management. - *Regulated Rivers: Research & Management* **13**, 295-301.
- MANN, R.H.K.; BASS, J.A.B.; LEACH, D.; PINDER, A.C. (1997): Temporal and spatial variations in the diet of 0 group roach (*Rutilus rutilus*) larvae and juveniles in the river Great Ouse in relation to prey availability. - *Regulated Rivers: Research & Management* **13**, 287-294.
- MANN, R.H.K.; MILLS, C.A. (1986): Biological and climatic influences on the dace, *Leuciscus leuciscus*, in a southern chalk stream. - *Freshwater Biological Association Annual Report* **54**, 123-136.
- MANN, R.H.K.; MILLS, C.A.; CRISP D.T. (1984): Geographical variation in the life-history tactics of some species of freshwater fish. - In: Potts, G.W.; Wootton, R.J. (eds.): *Fish Reproduction: Strategies and Tactics*; Academic Press, London, 171-186.
- MANN, R.H.K.; PENCZAK, T. (1984): The efficiency of a new electrofishing technique in determining fish numbers in a large river in Central Poland. - *Journal of Fish Biology* **24**, 173-185.
- MANTEIFEL, B.P.; GIRSA, I.I.; PAVLOV, D.S. (1978): On rhythms of fish behaviour. - In: Thorpe, J.E. (ed.): *Rhythmic activity of fishes*. Academic press, London, New York, San Francisco, 215-224.
- MARK, W.; HOFER, R.; WIESER, W. (1987): Diet spectra and resource partitioning in the larvae and juveniles of three species and six cohorts of cyprinids from subalpine lake. - *Oecologia* **71**, 388-396.
- MARK, W.; WIESER, W.; HOHENAUER, C. (1989): Interactions between developmental processes, growth, and food selection in the larvae and juveniles of *Rutilus rutilus* (L.) (Cyprinidae). - *Oecologia* **78**, 330-337.
- MATTHEWS, W.J. (1998): *Patterns in Freshwater Fish Ecology*. New York: Chapman & Hall.
- MAYDEN, R.L. (2002): On biological species, species concepts, and individuation in the natural world. - *Fish and Fisheries* **3**: 171-196.
- MCCULLAGH, P.; NELDER, J.A., (1989): *Generalised linear models*. London: Chapman & Hall, pp. 260.
- MEHNER, T.; THIEL, R. (1999): A review of predation impact by 0+fish on zooplankton in fresh and brackish waters of the temperate northern hemisphere. - *Environmental Biology of Fishes* **56**, 169-181.
- MEISTER, A. (1994): Untersuchungen zum Plankton der Elbe und ihrer größeren Nebenflüsse. - *Limnologica* **24**, 153-214.
- METZ, C.E. (1978): Basic principles of ROC analysis. - *Sem. Nuclear. Med.* **8**, 283-298.
- MEYER, J.L.; SALE, M.J.; MULHOLLAND, P.J.; POFF, N.L. (1999): Impacts of climate change on aquatic ecosystem functioning and health. - *Journal of the American Water Resource Association* **35** (6), 1373-1386.
- MEYER-WAARDEN, P.F.; HALSBAND, E. (1975): Einführung in die Elektrofischerei. - *Schriften der Bundesforschungsanstalt für Fischerei Hamburg*, Band 7, 2te. Aufl., Hamburg, 265 S.
- MILINSKI, M. (1977): Do all members of a swarm suffer the same predation? - *Zeitschrift für Tierpsychologie* **45**, 373-388.
- MILLS C.A.; MANN R.H.K. (1985): Environmentally induced fluctuations in year-class strength and their implications for management. - *Journal of Fish Biology* **27**, 209-226.
- MILLS, C.A. (1981): Egg population dynamics of naturally spawning dace, *Leuciscus leuciscus* (L.). - *Environmental Biology of Fishes* **6**(2), 151-158.
- MILLS, C.A. (1991): Reproduction and life history. - In: Winfield, I.J.; Nelson, J.S. (eds.): *Cyprinid fishes: Systematics, biology and exploration*. Chapman & Hall, London. pp. 481-501.
- MILLS, C.A.; BEAUMONT, W.R.C.; CLARKE, R.T. (1985): Sources of variation in the feeding of larval dace *Leuciscus leuciscus* in an English river. - *Transactions of the American Fisheries Society* **114**, 519-524.
- MINER, J.G.; STEIN, R. A. (1996): Detection of predators and habitat choice by small bluegills: effects of turbidity and alternative prey. - *Transaction of the American Fisheries Society* **125**, 97-103.
- MITTELBACH, G.G.; PERSSON, L. (1998): The ontogeny of piscivory and its ecological consequences. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **55**, 1454-1465.
- MUNR (MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND RAUMORDNUNG DES LANDES BRANDENBURG) (1998): *Fische in Brandenburg*.

- MIRANDA L.E.; DOLAN C.R. (2004): Electrofishing power requirements in relation to duty cycle. - *North American Journal of Fisheries Management* **24**, 55–62.
- MOHR, E. (1952): Der Stör. Neue Brehm-Bücherei, Ziemsen Verlag Wittenberg, 1-65.
- MOLLS, F. (1999): New insights into the migration and habitat use by bream and white bream in the floodplain of the River Rhine. - *Journal of Fish Biology* **55**, 1187-1200.
- MORRISON, M.L.; MARCOT, B.G.; MANNAN, R.W. (1998): Wildlife-habitat relationships – concepts and applications. Univ. Wisconsin Press: Madison, WI. 435 pp.
- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. Quelle und Meyer, Heidelberg, Wiesbaden. 512 S.
- MÜLLER, K. (1978): Locomotor activity of fish and environmental oscillations. - In: Thorpe, J.E. (ed.): Rhythmic activity of fishes. Academic press, London, New York, San Francisco, 1-19.
- MÜLLER, W. (1960): Beiträge zur Biologie der Quappe (*Lota lota* L.) nach Untersuchungen in den Gewässern zwischen Elbe und Oder. - *Zeitschrift für Fischerei N.F.* **9** (1/2), 1-72.
- MUNDIE, J.H. (1971): The diel drift of Chironomidae in an artificial stream and its relation to the diet of coho salmon fry, *Oncorhynchus kisutch* (Walbaum). - *Canadian Entomologist* **103**, 289-297.
- NAGELKERKE, N.J.D. (1991): A note on general definition of the coefficient of determination. - *Biometrika* **78**, 691-692.
- NASEKA, A.M. (1996): Comparative study on the vertebral column in the Gobioninae (Cyprinidae, Pisces) with special reference to its systematic. - *Publicaciones Especiales. Instituto Espanol de Oceanografia* **21**, 149–167.
- NASEKA, A.M.; BOGUTSKAYA, N.G.; BANARESCU P.M. (1999): *Gobio albipinnatus* Lukesch, 1933. - In: (Banarescu, P. M. ed.) The freshwater fishes of Europe Vol. 5/I: Cyprinidae 2/I, pp.37-68. Wiebelsheim: Aula-Verlag.
- NASSEH, N. (1999): Substrat- und Strömungspräferenzen von Gründlingen. Diplomarbeit, Universität Hamburg.
- NAUMANN, S.; GÖLZ, E. (im Druck): Fest- und Schwebstoffhaushalt. - In: Kofalk, S.; Kühlborn, J.; Scholten, M. (Hrsg.): Struktur und Dynamik der Elbe. - Konzepte für eine nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 2, Berlin, WeißenseeVerlag.
- NEGER, R. (1932): Die Entwicklung des Buhnenbaues in den deutschen Stromgebieten. Verlag von Wilhelm Ernst & Sohn. Berlin.
- NELLEN, W.; KAUSCH, H.; THIEL, R.; GINTER, R. (2002): Ökologische Zusammenhänge zwischen Fischgemeinschafts- und Lebensraumstrukturen der Elbe (ELFI) – Abschlussbericht des BMBF Forschungsprojektes 0339578. Universität Hamburg, Zentrum für Meeres- und Klimaforschung (ZMK), Institut für Hydrobiologie und Fischereiwissenschaft, Elbelabor.
- NELVA, A.; PERSAT, H.; CHESSEL, D. (1979): Une nouvelle methode d'étude des peuplements ichtyologiques dans les grands cours d'eau par échantillonnage ponctuel d'abondance.- *C. R. Acad. Sc. Paris* **289**, 1295 – 1298.
- NESTMANN, F.; BÜCHELE, B. (Hrsg.) (2002): Morphodynamik der Elbe. - Abschlussbericht des BMBF-Forschungsvorhabens, FKZ 0339566. Universität Karlsruhe, Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik. [HTTP://ELISE.BAFG.DE/?3804](http://elise.bafg.de/?3804).
- NIELSEN, R.P.; KING, G.A.; DEVELICE, R.L.; LENIHAN, J.M. (1992): Regional and local vegetation patterns: the responses of vegetation diversity to subcontinental air masses. - In: Hansen A.J.; di Castri, F. (eds.) Landscape boundaries: Consequences for biological diversity and ecological flows. Springer-Verlag, New York, USA, 129-149.
- NIKOLSKI, G.W. (1957): Spezielle Fischkunde. VEB Deutscher Verlag der Wiss., Berlin.
- NOVOTNY, D.W. (1990): Electric fishing apparatus and electric fields. - In: Cowx, I.G.; Lamarque, P. (eds.): Fishing with Electricity. Fishing News Book, 34-111.
- NUNN A.D.; COWX I.G.; HARVEY J.P. (2002): Recruitment patterns of six species of cyprinid fishes in the lower River Trent, England. - *Ecology of Freshwater Fish* **11**, 74–84.
- NUNN, A.D.; COWX, I.G.; FREAR, P.A.; HARVEY, J.P. (2003): Is water temperature an adequate predictor of recruitment success in cyprinid fish populations in lowland rivers? - *Freshwater Biology* **48**, 579–588.

- NUNN, A.D.; HARVEY, J.P.; COWX, I.G. (2007a): The food and feeding relationships of larval and 0+ year juvenile fishes in lowland rivers and connected waterbodies. I. Ontogenetic shifts and interspecific diet similarity. - *Journal of Fish Biology* **70**, 726–742.
- NUNN, A.D.; HARVEY, J.P.; COWX, I.G. (2007b): The food and feeding relationships of larval and 0+ year juvenile fishes in lowland rivers and connected waterbodies. II. Prey selection and the influence of gape. - *Journal of Fish Biology* **70**, 743–757
- O'NEILL, R.V.; KING, A.W. (1998): Homage to St. Michael; or, Why Are There So Many Books on Scale? - In: Peterson, D.L.; Parker, V.T. (eds.): *Ecological Scale – Theory and Applications. Complexity in Ecological Systems Vol. III*, Columbia University Press, New York, 3-15.
- OBERDORF, T.; PONT, D.; HUGENY, B.; CHESSEL, D. (2001): A probabilistic model characterizing fish assemblages of French rivers: a framework for environmental assessment. - *Freshwater Biology* **46**, 399-415.
- OESMANN, S. (2002a): Die strukturierenden Faktoren der Jungfischgemeinschaften der mittleren Elbe. In: Thiel, R. (Hrsg.): *Ökologie der Elbefische*. - *Zeitschrift für Fischkunde*, Suppl. **1**, 79-99.
- OESMANN, S. (2002b): Wachstum von Jungfischen in der Mittelelbe. - In: Thiel, R.; Ginter, R.; Kausch, H.; Nellen, W. (2002): *Ökologische Zusammenhänge zwischen Fischgemeinschafts- und Lebensraumstrukturen der Elbe. Abschlussbericht zum BMBF-Projekt 0339578*, Universität Hamburg, IHF, 151-160.
- OESMANN, S. (2003): Vertical, lateral and diurnal drift patterns of fish larvae in a large lowland river, the Elbe. - *Journal of Applied Ichthyology* **19**, 284-293.
- OESMANN, S.; SCHOLTEN, M. (2002): Vergleichende Untersuchungen zur Effizienz von Fanggeräten zum Fang larvaler und juveniler Fische. In: Thiel, R. (Hrsg.): *Ökologie der Elbefische*. - *Zeitschrift für Fischkunde*, Suppl. **1**, 41-57.
- OKUN, N.; LEWIN, W.-C.; MEHNER, T. (2005): Top-down and bottom-up impacts of juvenile fish in a littoral reed stand. - *Freshwater Biology* **50**, 798–812.
- OSMOND, B.; ANANYEV, G.; BERRY, J.; LANGDON, C.; KOLBER, Z.; LIN, G.; MONSON, R.; NICHOL, C.; RASCHER, U.; SCHURR, U.; SMITH, S.; YAKIR, D. (2004): Changing the way we think about global change research: scaling up in experimental ecosystem science. - *Global Change Biology* **10**, 393–407.
- OVERESCH, M.; RINKLEBE, J. (2002): Bindungsformen von AS und CD in Auenböden der Mittleren Elbe. - In: Geller, W.; Punčochář, P.; Guhr, H.; von Tümpling jun., W.; Medek, J.; Smrt'ak, J.; Feldmann, H.; Uhlmann, O. (Eds.): *Die Elbe- neue Horizonte des Flussgebietsmanagements*, B.G. Teubner, Stuttgart, Leipzig: 232-233.
- PAHL-WÖSTEL, C. (1998): Ecosystem Organization Across a Continuum of Scales: A Comparative Analysis of Lakes and Rivers. - In: Peterson, D.L.; Parker, V.T. (eds.): *Ecological Scale – Theory and Applications. Complexity in Ecological Systems Vol. III*, Columbia University Press, New York, 141-170.
- PALMER M.A.; BERNHARDT, E.; ALLAN J.D. (2005): Standards for ecologically successful river restoration. - *Journal of Applied Ecology* **42**, 208–217.
- PALMER M.W. (1993): Putting things in even better order: The advantages of canonical correspondence analysis. - *Ecology* **74**, 2215-2230.
- PAPE, A. (1952): Untersuchungen über die Erträge der Fischerei der Mittelelbe und die Auswirkungen ihres Ertragsniedergangs. - *Zeitschrift für Fischerei* **1** (2), 45-72.
- PARASIEWICZ, P.; DUNBAR, M.J. (2001): Physical habitat modelling for fish - a developing approach. - *Archiv für Hydrobiologie / Suppl.* **133**, *Large Rivers* **12/2-4**, 239-268.
- PATZNER, ...; RHIEL, ... (1992):
- PAVLOV, D.S. (1994): The downstream migration of young fishes in rivers: mechanisms and distribution. - *Folia Zoologica* **43/3**, 193-208.
- PAVLOV, D.S. (1999): Features of transition from larva to juvenile in fishes with different types of early ontogeny. - *Environmental Biology of Fishes* **56**, 41-52.
- PEARCE, J.; FERRIER, S. (2000): Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. - *Ecological Modelling* **133**, 225-245.

- PEARCE, J.L.; BURGMAN, M.A.; AUSTIN, M.P. (1994): Habitat selection by helmeted honeyeater. - *Wildlife Research* **21**, 53-63.
- PEARSONS, T.N.; LI, H.W.; LAMBERTI, G.A. (1992): Influence of habitat complexity on resistance to flooding and resilience of stream fish assemblages. - *Transactions of the American Fisheries Society* **121**, 427-436.
- PEETERS, E.T.H.M.; GARDENIERS, J.J.P. (1998): Logistic regression as a tool for defining habitat requirements of two common gammarids. - *Freshwater Biology* **39**, 605-615.
- PENAZ, M.; PROKES, M.; WOHLGEMUTH E. (1978): Fish fry community of the Jihlava River. - *Acta Scientiarum Naturalium Brno* **12**, 1-36.
- PENAZ, M.; PROKES, M.; KOURIL, J.; HAMACKOVA, J. (1983): Early development of the carp, *Cyprinus carpio*. - *Acta Scientiarum Naturalium Brno* **17**, 1-39.
- PERROW, M.R.; JOWITT, J.D.; ZAMBRANO GONZALEZ, L. (1996): Sampling fish communities in shallow lowland lakes: point-sample electric fishing vs. electric fishing within stop-nets. - *Fisheries Management and Ecology* **3**, 303-313.
- PERSAT, H.; COPP, G.H. (1989): Electric fishing and point abundance sampling for the ichthyology of large rivers. - In: Cowx, I.G. (ed.): *Developments in electric fishing*. 1st. edition, 197-209.
- PERSAT, H.; OLIVIER, J.-M.; PONT, D. (1994): Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: fish in the Upper Rhone River and its floodplain. - *Freshwater Biology* **31**, 439-454.
- PERSSON, L.; LEONARDSSON, K.; DE ROOS, A.M.; GYLLENBERG, M.; CHRISTENSEN, B. (1998): Ontogenetic scaling of foraging rates and the dynamics of a size-structured consumer-resource model. - *Theoretical Population Biology* **54**, 270-293.
- PERSSON, L.; BYSTRÖM, P.; WAHLSTRÖM, E.; NIJLUNSING, A.; ROSEMA, S. (2000): Resource limitation during early ontogeny: constraints induced by growth capacity in larval and juvenile fish. - *Oecologia* **122**, 459-469.
- PETTS, G.E.; MÖLLER, H.; ROUX, A.L. (eds.) (1989): *Historical change of Large Alluvial Rivers : Western Europe*. - Wiley, Chichester, UK.
- PEZENBURG, M.; THIEL, R.; KNÖSCHE, R. (2002): Ein fischökologisches Leitbild für die mittlere Elbe. - *Zeitschrift für Fischkunde Supplementband* **1**, 189-215.
- PITCHER, T.J.; PARRISH, J.K. (1993): Functions of shoaling behaviour in teleosts. - In: Pitcher, T.J. (ed.): *Behaviour of Teleost Fishes*, London: Chapman & Hall, 363-439.
- POETHKE, H.J.; WISSEL, C., (1994): Zur Bedeutung von Theorie und mathematischen Modellen für den Naturschutz. - *Zeitschrift Ökologie und Naturschutz* **3**, 131-138.
- POFF, N.L. (1997): Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. - *Journal of the North American Benthological Society*, **16**(2), 391-409.
- POFF, N.L.; ALLEN, J.D. (1995): Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. - *Ecology* **76**(2), 606-627.
- POFF, N.L.; ALLEN, J.D.; BAIN, M.B.; KARR, J.R.; PRESTEGAARD, K.L.; RICHTER, B.D.; SPARKS, R.E.; STROMBERG, J.C. (1997): The Natural Flow Regime – A paradigm for river conservation and restoration. - *BioScience* **47** (11), 769-784.
- POIZAT, G.; PONT, D. (1996): Multi-scale approach to species-habitat relationships: juvenile fish in a large river section. - *Freshwater Biology* **36**, 611-622.
- PONT, D.; NICOLAS, Y. (2001): Habitat use by 0+fish in an old-engineered river reaches (Lower Rhone, France): relative importance of habitat heterogeneity and hydrological variability. - *Archiv für Hydrobiologie Supplement* **135** (2-4); *Large Rivers* **12** (2-4), 219-238.
- PONT, D.; HUGUENY, B.; OBERDORFF, T. (2005): Modelling habitat requirement of European fishes: do species have similar responses to local and regional environmental constraints? - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **62**, 163-173.
- PROKES, M.; PENAZ, M. (1980): Early development of the chub, *Leuciscus cephalus*. - *Acta Scientiarum Naturalium Brno* **14**, 1-40.
- PRINGLE, C.M.; NAIMANN, R.J.; BRETSCHKO, KARR, J.R.; OSWOOD, M.W.; WEBSTER, J.R.; WELCOMME, R.L.; WINTERBOURN, M.J. (1988): Patch dynamics in lotic systems: a stream mosaic. - *Journal of the North American Benthological Society*, **7**(4), 503-524.

- RECKENDORFER, W.; KECKEIS, H.; WINKLER, G.; SCHIEMER, F. (1999): Zooplankton abundance in the River Danube, Austria: The significance of inshore retention. - *Freshwater Biology* **41**, 583-591.
- REGIS, J.; PATTEE, E.; LEBRETON, J.D. (1981): A new method for evaluating the efficiency of electric fishing. - *Archiv für Hydrobiologie* **93** (1), 68-82.
- REICHHOFF, L.; REFIO, K. (1997): Landschaftliche Entwicklung, Nutzung und Schutz des Kühnauer Sees. - *Naturwissenschaftliche Beiträge des Museums Dessau*, Sonderheft, 12-23.
- REICHHOFF, L.; REUTER, B. (1978): Die Landschaft an Mittel- und unterer Elbe – I. Eiszeitliche fluss- und Landschaftsgeschichte und landschaftsformende Prozesse. - *Dessauer Kalender* **22**, 66-76.
- REINEKING, B.; SCHRÖDER, B. (2004): Gütemaße der Habitatmodelle. - In: Dormann, C.F., Blaschke, T.; Lausch, A.; Schröder, B.; Söndgerath, D. (Hrsg.): Habitatmodelle – Methodik, Anwendung, Nutzen. Tagungsband zum Workshop vom 8.-10. Oktober 2003 am UFZ Leipzig. UFZ-Berichte **9**, 47-56.
- REMPEL, L.L.; RICHARDSON, J.S.; HEALEY, M.C. (2000): Macroinvertebrate community structure along gradients of hydraulic and sedimentary conditions in a large gravel-bed river. - *Freshwater Biology* **45**, 57-73.
- RESH, V.H.; BROWN, A.V.; COVICH, A.P.; GURTZ, M.E.; LI, H.W.; MINSHALL, G.W.; REICE, S.R.; SHELDON, A.L.; WALLACE, J.B.; WISSMAR, R.C. (1988): The role of Disturbance in Stream Ecology. - *Journal of the North American Benthological Society*, **7** (4), 433-455.
- RESH, V.H.; HILDREW, A.G.; STATZNER, B.; TOWNSEND, C.R. (1994): Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: a synthesis of long-term ecological research on the Upper Rhône River in the context of concurrently developed ecological theory. - *Freshwater Biology* **31**, 539-554.
- REYNOLDS, J.B. (1992): Electrofishing - In: Nielsen, L.A.; Johnson, D.L. (eds.): Fisheries Techniques. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 147-164.
- RHEINBERGER, V.; HOFER, R.; WIESER, W. (1987): Growth and habitat separation in eight cohorts of three species of cyprinids in a subalpine lake. - *Environmental Biology of Fishes* **18**, 209-217.
- RICHMOND, H.E.; HRABIK, T.R.; MENSINGER, A.F. (2004): Light intensity, prey detection and foraging mechanisms of age 0 year yellow perch. - *Journal of Fish Biology* **65**, 195-205.
- RIMMER, D.M.; PAIM, U.; SAUNDERS, R.L. (1984): Changes in the selection of microhabitat by juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) at the summer- autumn transition in a small river. - *Canadian Journal of fish and Aquatic sciences* **41**, 469-475.
- RINKLEBE, J. (2004): Differenzierung von Auenböden der Mittleren Elbe und Quantifizierung des Einflusses von deren Bodenkennwerten auf die mikrobielle Biomasse und die Bodenenzymaktivitäten von β -Glucosidase, Protease und alkalische Phosphatase. Dissertation, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- ROHDE, H. (1971): Eine Studie über die Entwicklung der Elbe als Schifffahrtsstraße. - *Mitteilungen des Franzius-Instituts für Grund- und Wasserbau der TU Hannover* **36**.
- ROMMEL, J. (2000): Studie zur Laufentwicklung der deutschen Elbe bis Geesthacht seit ca. 1600. - Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.), Koblenz Berlin. <http://elise.bafg.de/?3408>.
- SACHS, L. (1992): Angewandte Statistik. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York.
- SCHEMINZKY, F. (1936): Zur Physiologie der Galvanonarkose bei Wassertieren. - *Pflügers Archiv der gesamten Physiologie* **237**, 273 – 283.
- SCHIEMER, F. (1988): Gefährdete Cypriniden – Indikatoren für die ökologische Intaktheit von Flußsystemen. - *Natur und Landschaft* **63**, 370-373.
- SCHIEMER, F. (1995): Revitalisierungsmaßnahmen für Augewässer – Möglichkeiten und Grenzen. - *Archiv für Hydrobiologie Supplementband* **101**, *Large Rivers*, **9** (3/4), 383-398.
- SCHIEMER, F. (2000): Fish as indicators for the assessment of the ecological integrity of large rivers. - *Hydrobiologia* **422/423**, 271-278.
- SCHIEMER, F.; WAIDBACHER, H. (1992): Strategies for conservation of a Danubian fish fauna. - In: Boon, P.J.; Calow, P.; Petts, G.E. (eds.): River Conservation and Management. Wiley, London, 363-382.
- SCHIEMER, F.; ZALEWSKI, M. (1992): The importance of riparian ecotones for diversity and productivity of riverine fish communities. - *Netherlands Journal of Zoology* **42/2-3**, 323-335.

- SCHIEMER, F.; KECKEIS, H.; WANZENBÖCK, J. (1989): Foraging in cyprinids during early development. - *Polskie Archiwum Hydrobiologii* **36**, 467–474.
- SCHIEMER, F.; SPINDLER, T.; WINTERSBERGER, H.; SCHNEIDER, A.; CHOVANEC, A. (1991): Fish fry associations: Important indicators for the ecological status of large rivers. - *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie* **24**, 2497–2500.
- SCHIEMER, F.; ZALEWSKI, M.; THORPE, J.E. (eds.) (1995): The importance of aquatic-terrestrial ecotones for freshwater fish. - *Developments in hydrobiology* **105**, Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Boston London.
- SCHIEMER, F.; KECKEIS, H.; WINKLER, G.; FLORE, L. (2001a): Large rivers: the relevance of ecotonal structure and hydrological properties for the fish fauna. - *Archiv für Hydrobiologie / Suppl.* **135**, *Large Rivers* **12/2-4**, 487–508.
- SCHIEMER, F.; KECKEIS, H.; RECKENDORFER, W.; WINKLER, G. (2001b): The "inshore retention concept" and its significance for large rivers. - *Archiv für Hydrobiologie / Suppl.* **135**, *Large Rivers* **12/2-4**, 509–516.
- SCHIEMER, F.; KECKEIS, H.; KAMLER, E. (2002): The early life history stages of riverine fish: ecophysiological and environmental bottlenecks. - *Comparative Biochemistry and Physiology A* **133**, 439–449.
- SCHLOSSER, I.J. (1982): Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. - *Ecological Monographs* **52** (4), 395–414.
- SCHLOSSER, I.J. (1985): Flow regime, juvenile abundance, and the assemblage structure of stream fishes. - *Ecology* **66**, 1484–1490.
- SCHLOSSER, I.J. (1987): The role of predation in age- and size-related habitat use by stream fishes. - *Ecology* **63**, (3), 651–659.
- SCHLOSSER, I.J. (1991): Stream fish ecology: a landscape perspective. - *BioScience* **41**(10), 704–712.
- SCHNEIDER, M.; JORDE, K. (2003): Fuzzy-Rule Based Models for the Evaluation of Fish Habitat Quality and Instream Flow Assessment. International IFIM Users' Workshop, 1-5 June 2003, Fort Collins, Colorado, 1–20.
- SCHÖL, A.; EIDNER, R.; BÖHME, M.; KIRCHESCH, V. (2006): Integrierte Modellierung der Wasserbeschaffenheit mit Qsim. In: Pusch, M.; Fischer, H. (Hrsg.): Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 5. WeißenseeVerlag Berlin, 243–263.
- SCHÖLL, F.; FUKSA, J. (2000): Das Makrozoobenthos der Elbe vom Riesengebirge bis Cuxhafen. Bundesanstalt für Gewässerkunde; T.G. Masaryk Water Research Institute Prag; Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (Hrsg), Koblenz.
- SCHOLTEN, M. (1995): Verteilungsdynamik und Nahrungsökologie von Jungfischen in den Buchten der Sieg. Diplomarbeit, Universität Bonn, 87 S.
- SCHOLTEN, M. (2000): First record of the whitefin gudgeon, *Gobio albipinnatus* Lukasch 1933, in the River Elbe. - *Journal of Applied Ichthyology* **16**, 131–133.
- SCHOLTEN, M. (2002): Das Jungfischauftreten in Uferstrukturen des Hauptstroms der mittleren Elbe – zeitliche und räumliche Dynamik. *Zeitschrift für Fischkunde Supplementband* **1**, 59–77.
- SCHOLTEN, M.; ANLAUF, A.; BÜCHELE, B.; FAULHABER, P.; HENLE, K.; KOFALK, S.; LEYER, I.; MEYERHOFF, J.; NEUSCHULZ, F.; RAST, G.; SCHOLZ, M. (2005a): The Elbe River in Germany – present state, conflicts, and perspectives of rehabilitation. - *Archiv für Hydrobiologie Suppl.* **155**, *Large Rivers* **15**, 579–602.
- SCHOLTEN, M.; REUSCH, H.; FOECKLER, F.; BAUFELD, R. (2005b): Auengewässer - In: Scholz, M.; Stab, S.; Dziok, F.; Henle, K. (Hrsg.): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. - Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 4. Weißensee Verlag Berlin, 157–193.
- SCHOLZ, M.; SCHWARTZ, R.; WEBER, M. (2005): Flusslandschaft Elbe – Entwicklung und heutiger Zustand. - In: Scholz, M.; Stab, S.; Dziok, F.; Henle, K. (Hrsg.): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft Band 4. Berlin WeißenseeVerlag, 380 S.
- SCHRÖDER, B. (2000): Zwischen Naturschutz und theoretischer Ökologie: Modelle zur Habitatsignung und räumlichen Populationsdynamik für Heuschrecken im Niedermoor. - *Landschaftsökologie und Umweltforschung*, **35**, TU Braunschweig, 202 S.

- SCHRÖDER, B. (2002): Habitatmodelle für ein modernes Naturschutzmanagement. - In: Gnauck A. (Hrsg.): Theorie und Modellierung von Ökosystemen – Workshop Kölpinsee 2000, Shaker, Aachen, 201-214.
- SCHRÖDER, B.; REINEKING, B. (2004): Modellierung der Art- Habitat-Beziehung – ein Überblick über die Verfahren der Habitatmodellierung. - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, *UFZ-Bericht* 9, 5–26.
- SCHRÖDER, H. (1997): Die natürliche Umwelt Sachsen-Anhalts. - In: Oelke, E. (Hrsg.): Sachsen-Anhalt. Perthes Länderprofile, 33-39.
- SCHWARTZ, R. (2003): Vorkommen und Eigenschaften der Böden in der Lenzener Elbaue. - *Brandenburgische Geowissenschaftliche Beiträge* 10 (1-2), 77-89.
- SCHWARTZ, R.; KOZIERSKI, H.-P. (2006): Sedimentation in Bühnenfeldern. - In: Pusch, M.; Fischer, H. (Hrsg.): Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. - Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd 5, WeißenseeVerlag, Berlin, 105-117.
- SCHWARTZ, R.; BRUNKE, M.; FISCHER, H. (2006): Sedimentdynamik. - In: Pusch, M.; Fischer, H. (Hrsg.): Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. - Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft – Bd 5, WeißenseeVerlag, Berlin, 171-173.
- SCOTT, A. (1989): Prey selection by juvenile cyprinids from running water. – *Freshwater Biology* 17, 129-142.
- SHIKHSHABEKOV, M.M. (1979): The reproductive Biology of the „Kutum“, *Rutilus frisii kutum*, the Asp, *Aspius aspius*, the Vimba, *Vimba vimba persa*, and the Rudd, *Scardinius erythrophthalmus*, in the Waters of Dagestan. - *Journal of Ichthyology* 19 (3), 98-105.
- SLL (Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft) (2003): Der Elblachs – Ergebnisse der Wiedereinbürgerung in Sachsen.
- SNICKARS, M.; SANDSTRO, M.A.; MATTILA, J. (2004): Antipredator behaviour of 0+year *Perca fluviatilis*: effect of vegetation density and turbidity. - *Journal of Fish Biology* 65, 1604-1613.
- SOMLYODY, L.; YATES, D.; VARIS, O. (2001): Challenges to freshwater management. – *Ecohydrology & Hydrobiology* 1 (1-2), 65-95.
- SOUTHWOOD, T.R.E. (1977): Habitat, the templet for ecological strategies? - *Journal of Animal Ecology* 46, 337-365.
- SOUTHWOOD, T.R.E. (1988): Tactics, strategies and templets. - *Oikos* 52, 3-18.
- SPIEB, H.-J.; JÄHRLING, K.-H.; RASCHEWSKI, U., (1994): Rundmäuler und Fische der Elbe im Land Sachsen-Anhalt. Ministerium f. Umwelt, Naturschutz u. Raumordnung d. Landes Sachsen-Anhalt, Magdeburg, 65 S.
- SPINDLER, T. (1988): Ökologie der Brutfische in der Donau bei Wien. Dissertation, Universität Wien.
- STAAS, G. (1996): Experimental studies on temperature preference behaviour of some juvenile cyprinids. - *Limnologica* 26, 165–177.
- STAAS, S. (1996): Das Jungfischauftreten im Niederrhein und in angrenzenden Nebengewässern unter Berücksichtigung der Uferstrukturen. Dissertation Universität Köln.
- STALNAKER, C.; LAMB, B.L.; HENRIKSEN, J.; BOVEE, K.; BARTHOLOW, J. (1995): The instream flow incremental methodology. A primer for IFIM. - In: U.S. Department of the Interior: Biological Report 29. Washington.
- STATZNER, B.; GORE, J.A.; RESH, V.H. (1988): Hydraulic Stream Ecology: Observed Patterns and Potential Applications. - *Journal of the North American Benthological Society* 7 (4), 307-360.
- STATZNER, B.; HIGLER, B. (1986): Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. - *Freshwater Biology* 16, 127-139.
- STEPHENS, D.W.; KREBS, J.R. (1986): Foraging theory. Princeton University Press, Princeton, NJ. P. 247.
- STERBA, G. (1962): Die Neunaugen (Petromyzonidae). - In: Demoll, R.; Maier, H.N.; Wundsch, H.H.: Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas. Bd. III B, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 263-352.
- STERNIN, V.G.; NIKONOROV, I.V.; BUMEISTER, Y.K. (1972): Electrical fishing. Theory and practice. (English translation). Israel Program of Scientific Translations. Jerusalem 1976, 315.
- STEARNS, S.C. (1992): The Evolution of Life Histories. Oxford University Press, New York.

- STEARNS, S.C. (2000): Life history evolution: successes, limitations, and prospects. – *Naturwissenschaften* **87**, 476–486.
- STOMMEL, H. (1963): Varieties of oceanographic experience. – *Science* **139**, 572–576.
- STRAUSS, R.E. (1979): Reliability estimates for Ivlev's electivity index, the forage ratio, and a proposed linear index of food selection. – *Transactions of the American Fisheries Society* **108**, 344 – 352.
- SUKHODOLOV, A.; UIJTTEWAAL, W.S.J.; ENGELHARDT, C. (2002): On the correspondence between morphological and hydrodynamical patterns of groyne fields. – *Earth Surface Processes and Landforms* **27**, 289–305.
- SWETS, J.A. (1988): Measuring the accuracy of diagnostic systems. – *Science* **240**, 1285–1293.
- TÄUSCHER, L. (1998): Hydrobotanische und ökologische Untersuchungen an und in Gewässern des nördlichen Elb-Havel-Winkels V. Die Mikro- und Makrophytenbesiedlung von Teilbereichen der Oberen Mittelelbe und ihrer Auengewässer (Elbe-km 395 bis 430). – *Untere Havel Naturkundliche Berichte* **8**, 39–51.
- TÄUSCHER, L. (2006): Untersuchungen zur Phytoplankton-Besiedlung von Auengewässern als Bestandteil der Ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe – Brandenburg“. *Abstractband der Jahrestagung der Deutsche Gesellschaft für Limnologie*, 170–171.
- TER BRAAK, C.J.F. (1986): Canonical Correspondence Analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. – *Ecology* **67**, 1167–1179.
- TER BRAAK, C.J.F. (1996): Unimodal models to relate species to environment. Proefschrift Universität Wageningen, 266 pp.
- TER BRAAK C.J.F. (1998): Ordination. – In: Jongman R.H.G; ter Braak C.J.F.; van Tongeren O.F.R. (eds.): *Data analysis in community and landscape ecology*, University Press, Cambridge, 91–173.
- TER BRAAK, C.J.F.; LOOMAN, C.W.N. (1986): Weighted averaging, logistic regression and the Gaussian response model. – *Vegetatio* **65**, 3–11.
- TER BRAAK, C.J.F.; PRENTICE, I.C. (1988): A Theory of gradient analysis. – *Advances in Ecological Research* **18**, 71–313.
- TER BRAAK, C.J.F.; SMILAU, P. (1998): CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for windows: Software for Canonical Community ordination (version 4). – Ithaca, NY, USA: Microcomputer Power, 352 S.
- TESCH, F.-W. (1967): Aktivität und Verhalten wandernder *Lampetra fluviatilis*, *Lota lota* und *Anguilla anguilla* im Tidegebiet der Elbe. – *Helgoländer wiss. Meeresunters.* **16**, 92–111.
- TESCH, F.W. (1999): Der Aal. Parey Verlag, 3. Auflage.
- THÉVENET, A.; STATZNER, B. (1999): Linking fluvial fish community to physical habitat large woody debris: sampling effort, accuracy and precision. – *Archiv für Hydrobiologie* **145** (1), 57–77.
- THIEL, R. (1990): Untersuchungen zur Ökologie der Jung- und Kleinfischgemeinschaften in einem Boddengewässer der südlichen Ostsee. – Doktorarbeit, Universität Rostock, 176 S.
- THIEL, R.; BOS, A. (1998): Fischereibiologische Untersuchung verschiedener Schlenzen an der Stromelbe in Hamburg. Gutachten im Auftrag der Umweltbehörde und Baubehörde Hamburg.
- THIEL, R.; GINTER, R. (2002): Ökologie der Elbefische (ELFI) – Problemstellung, Zielsetzung und Realisierung eines Verbundprojektes des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF). – *Zeitschrift für Fischkunde Suppl.* **1**, 1–12.
- THIEL, R.; SALEVSKI, V. (2003): Verteilung und Wanderung von Neunaugen im Elbeästuar (Deutschland). – *Limnologica* **33**, 214–226.
- THIEL, R.; SEPÚLVEDA, A.; KAFEMANN, R.; NELLEN, W. (1995): Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe Estuary. – *Journal of Fish Biology* **46**, 47–69.
- THIEL, R.; MEHNER, T.; KÖPKE, B.; KAFEMANN, R. (1996): Diet niche relationships among early life stages of fish in german estuaries. – *Marine Freshwater Research* **47**, 123–136.
- THIENEMANN, A. (1950): Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

- THOMAS, J.D. (1962): The food and growth of the brown trout (*Salmo trutta* L.) and its feeding relationship with the salmon parr (*Salmon salar* L.) and the eels (*Anguilla anguilla* L.) in the River Teify, West Wales. – *Journal of Animal Ecology* **31**, 175–205.
- THOMAS, J.A.; BOVEE, K.D. (1993): Application and testing of a procedure to evaluate transferability of habitat suitability criteria. – *Regulated Rivers: Research & Management* **8**, 285–294.
- THORPE, J.E. (1977): Morphology, physiology, behaviour, and ecology of *Perca fluviatilis* L. and *P. flavescens* Mitchill. – *Journal of the Fisheries Research Board Canada* **34**, 1504–1514.
- TOCKNER, K.; MALARD, F.; WARD J.V. (2000): An extension of the flood pulse concept. – *Hydrological Processes* **14**, 2861–2883.
- TOCKNER, K.; STANFORD, J.A. (2002): Riverine flood plains: present state and future trends. – *Environmental Conservation* **29/3**, 308–330.
- TONN, W.M.; VANDENBOS, R.E.; PASZKOWSKI, C.A. (1995): Habitat on a broad scale: relative importance of immigration and extinction for small lake fish assemblages. – *Bulletin française de la Pêche et de la Pisciculture* **337/338/339**, 47–61.
- TOWNSEND, C.R. (1989): The Patch Dynamics Concept of Stream Community Ecology. – *Journal of the North American Benthological Society* **8(1)**, 36–50.
- TOWNSEND C.R.; HILDREW A.G. (1994): Species traits in relation to a habitat template for river systems. – *Freshwater Biology*, **31**, 265–275.
- TREASURER, J.W. (1988): The distribution and growth of lacustrine 0+perch, *Perca fluviatilis*. – *Environmental Biology of Fishes* **21**, 37–44.
- TURNER, G.F.; PITCHER, T.J. (1986): Attack abatement: a model for group protection by combined avoidance and dilution. – *American Naturalist* **128**, 228–240.
- U.S. FISH & WILDLIFE SERVICE (1981): Standards for the development of habitat suitability index models. Washington DC: U.S. Fish and Wildlife Services.
- URHO, L. (1996): Habitat shifts of perch larvae as survival strategy. – *Annales Zoologici Fennici* **33**, 329–340.
- URHO, L. (1997): Controlling bias in larval fish sampling. – *Archiv für Hydrobiologie Spec. Issues Advances in Limnology* **49**, 125–135.
- VAN DENSEN, W.L. (1985): Piscivory and the development of bimodality in the size distribution of 0+ pikeperch (*Stizostedion luzioperca* L.). – *Zeitschrift für angewandte Ichthyologie* **3**, 119–131.
- Verbyla & Litatis 1989
- VIBERT, R. (1967): Applications of electricity to inland fishery biology and management. – In: Vibert, R. (ed.): Fishing with Electricity. Its Application to Biology and Management. FAO Fishing News Books, Ltd Surrey, UK., 3–56.
- VINYARD, G.L.; O'BRIEN, W.J. (1976): Effects of light and turbidity on the reactive distance of bluegill (*Lepomis macrochirus*). – *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **33**, 2845–2849.
- VON DEM BORNE, M. (1882): Die Fischerei-Verhältnisse des Deutschen Reiches, Österreich-Ungarns, der Schweiz und Luxemburgs. Deutscher Fischerei-Verein, 1–304.
- VOSTRADOVSKY, J. (1974): On the biology of asp (*Aspius aspius* L.) in the water supply reservoir Svihov (Zelivka). – *Zivocisna Vyroba* **19**, 683–688 (In Tschechisch mit engl. Zusammenfassung).
- WANG N.; ECKMANN R. (1994): Effects of temperature and food density on egg development, larval survival and growth of perch (*Perca fluviatilis* L.). – *Aquaculture* **122**, 323–333.
- WANZENBÖCK, J. (1992): Ontogeny of prey attack behaviour in larvae and juveniles of three European cyprinids. – *Environmental Biology of Fishes* **33**, 23–32.
- WANZENBÖCK, J.; KOVACEK, H.; HERZIG-STRASCHIL, B. (1989): Zum Vorkommen der Gründlinge (Gattung: Gobio: Cyprinidae) im österreichischen Donaauraum. – *Österreichs Fischerei* **42**, 118–128.
- WANZENBÖCK, J.; SCHIEMER, F. (1989): Prey detection in Cyprinids during early development. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **46**, 995–1001.
- WANZENBÖCK, J.; WANZENBÖCK, S. (1993): Temperature effects on incubation time and growth of juvenile whitefin gudgeon, *Gobio albipinnatus* Lukesch. – *Journal of Fish Biology* **42**, 35–46.

- WARD J.V.; STANFORD J.A. (1995): The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. - *Regulated Rivers: Research and Management* **10**: 159–168.
- WARD, J.V.; WIENS, J.A. (2001): Ecotones of riverine ecosystems: Role and typology, spatio-temporal dynamics, and river regulation. *Ecohydrology & Hydrobiology*, **1**, 25-36.
- WARD, J.V.; TOCKNER, K.; SCHIEMER, F. (1999): Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. - *Regulated Rivers: Research & Management* **15**, 125-139.
- WARD, J.V.; TOCKNER, K.; UEHLINGER, U.; MALARD, F. (2001): Understanding natural Patterns and processes in river corridors as the basis for effective river restoration. – *Regulated Rivers: Research & Management* **17**, 311-323.
- WARD, J.V.; TOCKNER, K.; ARSCOTT, D.B.; CLARET, C. (2002): Riverine landscape diversity. - *Freshwater Biology* **47**, 517-540.
- WEATHERLEY, N.S. (1987): The diet and growth of 0-group dace, *Leuciscus leuciscus* (L.), and roach, *Rutilus rutilus* (L.), in a lowland river. – *Journal of Fish Biology* **30**, 237-247.
- WECHSUNG, F. (2005): Herausforderungen des globalen Wandels für die Elbe-Region. - In: Wechsung, F.; Becker, A.; Gräfe, P. (Hrsg.): Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft Bd 6, WeißenseeVerlag, Berlin, 3-58.
- WEISS, G.; PETERSON, J. (2001): Lebensräume. In: LAU (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt) (Hrsg) Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt – Landschaftsraum Elbe. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 3/2001, 67-161.
- WERNER, E.E. (1988): Size, scaling, and the evolution of complex life cycles. - In: Ebenman, B.; Persson, L. (eds.): Size-structured Populations. Berlin: Springer.
- WERNER, E.E.; HALL, D.J. (1974): Optimal foraging and the size selection of prey by bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). - *Ecology* **55**, 1042–1052.
- WHITTAKER, R.H. (1967): Gradient analysis of vegetation. - *Biological Reviews* **49**, 207-264.
- WIENS, J.A. (2002): Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. - *Freshwater Biology* **47**, 501-515.
- WIENS, J.A.; STENSETH, N.C.; VAN HORNE, B.; IMS, R.A. (1993): Ecological mechanisms and landscape ecology. - *Oikos* **66**, 369-380.
- WIESER, W. (1986): Bioenergetik: Energietransformationen bei Organismen. Thieme, Stuttgart.
- WIESER, W. (1991a): Physiological energetics and ecophysiology. – In: Winfield, I.J., Nelson, J.S. (eds.): Cyprinid fishes: Systematics, biology and exploration. Chapman & Hall, London, pp.: 426-455.
- WIESER, W. (1991b): Limitations of energy acquisition and energy use in small poikilotherms: evolutionary implications. - *Functional Ecology* **5**, 234-240.
- WIESER, W.; KAUFMANN, R. (1998): A note on interactions between temperature, viscosity, body size and swimming energetics in fish larvae. – *Journal of Experimental Biology* **201**, 1369–1372.
- WIESER, W.; FORSTNER, H.; SCHIEMER, F. MARK, W. (1988): Growth rates and growth efficiencies in larvae and juveniles of *Rutilus rutilus* and other cyprinid species: effects of temperature and food in the laboratory and in the field. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **45**: 943-950.
- WILEY, M.L.; TSAI, C. (1983): The relative efficiencies of electrofishing vs. seines in Piedmont Streams of Maryland. – *North American Journal of Fisheries Management* **3**, 243-253.
- WILKENS, H.; KÖHLER, A. (1977): Die Fischfauna der unteren und mittleren Elbe: die genutzten Arten, 1950-1975. - *Abhandlungen des naturwissenschaftlichen Vereins Hamburg* **20**, 185-222.
- WINEMILLER, K.O. (1995): The structural and functional aspects of fish diversity. - *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture* **337/338/339**, 23-45.
- WINEMILLER, K.O. (2005): Life history strategies, population regulation, and their implications for fisheries management. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **62**, 872-885.
- WINFIELD I.J. (1986): The influence of simulated aquatic macrophytes on the zooplankton consumption rate of juvenile roach, *Rutilus rutilus*, rudd, *Scardinius erythrophthalmus*, and perch, *Perca fluviatilis*. - *Journal of Fish Biology* **29**, 37–48.

- WINKEL, R. (1928): Die Bühnenwirkung. *Bautechnik* **27**, 395-397.
- WINTER, H.V.; FREDRICH, F. (2003): Migratory behaviour of ide: a comparison between the lowland rivers Elbe, Germany, and Vecht, the Netherlands. - *Journal of Fish Biology* **63**, 871-880.
- WINTERSBERGER, H. (1996a): Species assemblages and habitat selection of larval and juvenile fishes in the River Danube. - *Archiv für Hydrobiologie, Supplement* **113**, 497-505.
- WINTERSBERGER, H. (1996b): Spatial resource utilization and species assemblages of larval and juvenile fishes. - *Archiv für Hydrobiologie, Supplement* **113**, 29-44
- WINTERSBERGER, H. (1996c): Size-dependent microhabitat use of fish larvae and 0+juveniles in the River Danube. - *Environmental Biology of Fishes* **47**, 368-371.
- WIRTZ, C. (2004): Hydromorphologische und morphodynamische Analyse von Bühnenfeldern der unteren Mittelbe im Hinblick auf eine ökologische Gewässerunterhaltung. Dissertation, Fachbereich Geowissenschaften, Freie Universität Berlin.
- WIRTZ, C.; ERGENZINGER, P. (2002): Die untere Mittelbe: hydromorphologische Charakterisierung von ausgesuchten Uferbereichen und Nebengewässern. - *Zeitschrift für Fischkunde Suppl.* **1**, 13-40.
- WIRTZ, C.; FAULHABER, P. (im Druck): Aufbau und Funktion von Bühnen im Regelungssystem der Elbe. - In: Kofalk, S.; Köhlborn, J.; Scholten, M. (Hrsg.): Struktur und Dynamik der Elbe. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft. Bd. 2, WeißenseeVerlag, Berlin.
- WIRTZ, C.; KREBS, M. (im Druck): Detailuntersuchungen zur Morphodynamik in Bühnenfeldern. - In: Kofalk, S.; Köhlborn, J.; Scholten, M. (Hrsg.): Struktur und Dynamik der Elbe. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft. Bd. 2, WeißenseeVerlag, Berlin
- WOLDA, H. (1981): Similarity, Sample Size and Diversity. - *Oecologia* **50**, 296-302.
- WOLTER, C. (2007): Temperature influence on the fish assemblage structure in a large lowland river, the lower Oder River, Germany. - *Ecology of Freshwater Fish* **16** (4), 493-503.
- WOLTER, C.; VILCINSKAS, A. (1997): Characterization of the typical fish community of inland waterways of the north-eastern lowlands in Germany. - *Regulated Rivers: Research & Management* **13**, 335-343.
- WOLTER, C.; BISCHOFF, A. (2001): Seasonal Changes of Fish Diversity in the Main Channel of the large Lowland River Oder. - *Regulated Rivers: Research & Management* **17**, 595-608.
- WOLTER, C.; ARLINGHAUS, R. (2003): Navigation impacts on freshwater fish assemblages: the ecological relevance of swimming performance. - *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **13**, 63-89.
- WOLTER, C.; FREYHOF, J. (2004): Diel distribution patterns of fishes in a temperate large lowland river. - *Journal of Fish Biology* **64**, 632-642.
- WOLTER, C.; BISCHOFF, A.; WYSUJACK, K. (2005): The use of historical data to characterize fish-faunistic references conditions for large lowland rivers in northern Germany. - *Archiv für Hydrobiologie Suppl.* **155**, Large Rivers **15**, 37-52.
- WOOTTON, R.J. (1990): Ecology of Teleost Fishes. London: Chapman & Hall.
- WOOTTON, R.J.; GEE, J.H.R. (2001): Conceptual framework for the analysis of riparian influences on fish and invertebrate assemblages. - *Ecohydrology & Hydrobiology* **1** (1-2), 37-47.
- WÖRNER, U. (2006): Vorkommen, Größe, Zusammensetzung und Besiedlung von Aggregaten. - In: Pusch, M.; Fischer, H. (Hrsg.): Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 5. WeißenseeVerlag, Berlin, 72-79.
- WÖRNER, U.; ZIMMERMANN-TIMM, H. (2006): Planktische Bakterien und Einzeller - In: Pusch, M.; Fischer, H. (Hrsg.): Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 5. WeißenseeVerlag, Berlin, 65-71.
- WÖRNER, U.; ZIMMERMANN-TIMM, H.; KAUSCH, H. (2002): Aggregate-associated bacteria and heterotrophic flagellates in the River Elbe – their relative significance along the longitudinal profile from km 46 to km 583. - *International Revue of Hydrobiology* **87** (2-3), 255-266.
- YANG, J.; HE, S.; FREYHOF, J.; WITTE, J.; LIU, H. (2006): The phylogenetic relationships of the Gobioninae (Teleostei: Cyprinidae) inferred from mitochondrial cytochrome b gene sequences. - *Hydrobiologia* **553**, 255-266.

- ZAHN, S. (1994): Die Entwicklung der Makrozoobenthon-Besiedlung in der Mittel-elbe. - Tagungsbericht der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie **2**, 632-636.
- ZAHN, S. (2003): Lachse in Brandenburg – bisherige Ergebnisse und Ausblick. - Tagungsbericht der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie 2002, Bd. I, 43-437.
- ZAŁEWSKI, M.; NAIMANN, R.J. (1985): The regulation of riverine fish communities by a continuum of abiotic-biotic factors. - In: Alabaster, J.S. (Ed.): Habitat modification and freshwater Fisheries. Butterworths, London, pp. 3-9.
- ZAŁEWSKI, M.; THORPE, J.E.; GAUDIN, P. (Eds.) (1991): Fish and Land/Inland water ecotones. UNESCO MAB. Univ. Lodz, Striling, Lyon. 102 S.
- ZAŁEWSKI, M.; THORPE, J.E.; NAIMANN, R.J. (2001): Fish and riparian ecotones – a hypothesis. – *Ecohydrology & Hydrobiology* **1**, 11-24.
- ZAR, J.H. (1999): Biostatistical analysis. London: Prentice-Hall International.
- ZIMMERMANN-TIMM, H. (2002): Characteristics, dynamics and importance of aggregates in rivers – an invited review. - *International Review of Hydrobiology* **87**, 197-240.
- ZIMMERMANN, H.; HOLST, H.; MÜLLER, S. (1998): Seasonal dynamics of aggregates and their typical biocoenosis in the Elbe Estuary. - *Estuaries* **21**, 613-621.
- ZUPPKE, U. (1992): Die mittlere Elbe als Fischgewässer. - *Wasserwirtschaft-Wassertechnik* **2**, 86-87.
- ZUPPKE, U. (1993): Vorkommen und Verbreitung der Fischarten im südlichen Sachsen-Anhalt und ihre Schutzsituation. - *Naturschutz in Sachsen-Anhalt* **2**, 3-22.

Verzeichnisse

Abkürzungsverzeichnis

ADV	Akustik Doppler Velocimetrie (Ultraschall-Doppler-Strömungsmessers)
ADP	Akustik Doppler Profiler (Ultraschall-Doppler-Profil-Strömungsmesser)
AG 0	Altersgruppe 0 = Fischlarven und Jungfische im ersten Lebensjahr bis zum 31.12. des Schlupfjahres
AG 1	Altersgruppe 1 = Fische im Kalenderjahr nach dem Schlupf
ANOVA	Analysis of Varianz
AUC	Area Under Curve
BF	Buhnenfeld
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde
CCA	Canonical Correspondence Analysis (Kanonische Korrespondenz Analyse)
CD	Stromdichte (Current Density)
CV	Variationskoeffizient des Mittelwerts
DCA	Detrended Correspondence Analysis
DGM	Digitales Geländemodell
El-km	Elbe-Kilometer
E.-Fänge	Fänge mit Hilfe des Elektrofischereigerätes
FG	Freiheitsgrade
GIS	Geoinformationssystem
GLM	Generalisiertes Lineares Modell
HB	Pegel Havelberg
HVI	Habitatverfügbarkeitsindex
HW	Hochwasserstand
Ind.	Individuen
Juv.	Jungfisch
LN	Larvennetz
MHM	Modulares Habitatmodell
MHQ	Mittlerer Hochwasserabfluss
MNQ	Mittlerer Niedrigwasserabfluss
MW	Mittlerer Wasserstand
N	Stichprobenzahl
n.s.	nicht signifikant
NMW	Niedriger Mittelwasserstand
NW	Niedrigwasserstand
oh	oberhalb (stromab)
Pad	präadult

PNP	Pegelnullpunkt
R_{eff}	Effektiver Fangradius
ROC	Receiver Operating Characteristic Curves
RZ	Rasterzelle
TL	Totallänge
uh	unterhalb (stromab)
UI	Uferlinienindex
VI	Volumenindex
W	Wasserstand
WI	Wasserflächenindex
WSV	Wasser- und Schifffahrtsverwaltung
ZN	Zugnetz

Abbildungsverzeichnis

Abb. III-1:	Versuchsaufbau zur Messung des Feldstärkegradienten des DEKA 3000.	21
Abb. III-2:	Spannungskurve und Feldstärkegradient (a) und Äquipotentiallinien (b) für das DEKA 3000 (inkl. 15 cm Ringanode).	21
Abb. III-3:	Stromdichtegradient des DEKA 3000 für zwei unterschiedliche Leitfähigkeiten (a) und Vergleich der Feldstärke und der Stromdichte (b).	22
Abb. III-4:	Spannungsgradienten des DEKA 3000 (mit 15 cm Ringanode) aufgenommen über drei unterschiedlichen Substrattypen.	23
Abb. III-5:	Design des Experiments zur Abschätzung des effektiven Fangradius (W_a), erzeugt durch ein DEKA 3000 Elektrofischereigerät mit 15 cm Ringanode.	24
Abb. III-6:	Effektive Anziehungsradien für unterschiedliche Zeiten der Stromstossdauer.	26
Abb. III-7:	Schwellenwerte der Stromdichte (CD_{tv}) die dem Mittel der totalen Körperlänge der untersuchten Fische zugeordnet werden.	28
Abb. III-8:	Der effektive Fangradius als Distanz zur Anode bei der der Schwellenwert der Stromdichte (CD_{tv}) erreicht wird (siehe Gl. III-5).	30
Abb. III-9:	Mittelwert und Standardabweichung des effektiven Fangradius kalkuliert für acht unterschiedliche Längenklassen.	30
Abb. III-10:	Veränderung des effektiven Fangradius in Abhängigkeit zur Leitfähigkeit aufgetragen für unterschiedliche Totallängen (TL) der Fische.	31
Abb. III-11:	Die Werte des y-Achsenschnittpunkts (a) und des Steigungskoeffizienten (b) für 18 kalkulierte lineare Regressionsmodelle aufgetragen gegen die Totallänge der Fische.	31
Abb. III-12:	Bestimmung des minimalen Schwellenwertes, der dem maximalen Fangradius des eingesetzten Gerätes entspricht.	33
Abb. III-13:	Anteil verschiedener Längenklassen an der Summe des Gesamtfanges für Senke und Elektrofischereigerät (E-Gerät) (a) sowie Selektionsindex nach HORN (1966) (b).	36
Abb. III-14:	Logarithmische Beziehung zwischen dem Mittelwert und der Varianz der Stichprobenumfänge von 39 Testdatensätzen der punktuellen Elektrofischerei.	37
Abb. IV-1:	Einordnung der berücksichtigten Skalen in ein Schema der zeitlichen Beständigkeit und der räumlichen Ausdehnung nach FRISSEL et al. (1986) und HABERSACK (2000).	45

Abb. IV-2:	Einzugsgebiet, Höhenrelief und Fließgewässernetz der Elbe und ihrer Zuflüsse sowie Lage des Untersuchungsgebiets (BFG 2004).	47
Abb. IV-3:	Tagesmitteltemperatur der Elbe am Pegel Havelberg.	48
Abb. IV-4:	Mittlerer täglicher Wasserstand sowie langjähriges tägliches Wasserstandsmittel am Pegel Havelberg.	51
Abb. IV-5:	Struktur und Lage der zwischen El-km 418,2 und 425 untersuchten Buhnenfelder (Zeichnung aus WIRTZ 2004).	55
Abb. IV-6:	Prozentuale Anteile der Korngrößenfraktionen am Sohlmaterial der Elbe im Längsschnitt von Elbe-km 0 bis 580 (nach BFG 1994).	57
Abb. IV-7:	Prozentuale Anteile der Korngrößenfraktionen am Sohlmaterial der Elbe zwischen Elbe-km 418 bis 427 (nach BFG 1994) und in untersuchten Buhnenfeldern.	57
Abb. IV-8:	Saisonale Ausprägung der Trübungswerte in den Buhnenfeldern in 1997.	58
Abb. IV-9:	Schema der Strömungsverhältnisse sowie von Erosion und Sedimentation in einem Buhnenfeld bei nicht überströmten Buhnen (aus WIRTZ 2004).	60
Abb. IV-10:	Relative Häufigkeit von Fließgeschwindigkeitsklassen aufsummiert über vier untersuchte Buhnenfelder.	61
Abb. IV-11:	Entwicklung der Uferlinienindizes im Verhältnis zum Durchfluss für die untersuchten Buhnenfelder zwischen Sandau und Havelberg	63
Abb. IV-12:	Entwicklung der Wasserflächenindizes (a) und der Volumenindizes (b) der untersuchten Buhnenfelder (vgl. Abb. IV-5) im Verhältnis zum Durchfluss der Elbe.	64
Abb. IV-13:	Saisonale Ausprägung der Sauerstoffwerte in 1997.	66
Abb. IV-14:	Saisonale Ausprägung der Leitfähigkeit und der pH-Werte in 1997.	67
Abb. IV-15:	Relative Häufigkeit von Substrattypen in unterschiedlichen Bereichen eines Buhnenfeldes.	68
Abb. IV-16:	Messwerte oberflächennaher Fließgeschwindigkeiten ($\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$) des Buhnenfeldes Elbe km 421 bei niedrigem Mittelwasser 1999, HB = 250 cm Graphik aus WIRTZ (2004).	69
Abb. IV-17:	Interpolierte oberflächennahe Fließgeschwindigkeiten ($\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$) des Buhnenfeldes 421 bei niedrigem Mittelwasser sowie bei Niedrigwasser. Graphik aus WIRTZ (2004).	70
Abb. IV-18:	Messwerte oberflächennaher Fließgeschwindigkeiten ($\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$) des Buhnenfeldes Elbe-km 421,8. Graphik aus WIRTZ (2004).	71
Abb. IV-19:	Interpolierte oberflächennahe Fließgeschwindigkeiten ($\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$) des Buhnenfeldes Elbe-km 421. Graphik aus WIRTZ (2004).	72
Abb. V-1:	DCA mit einem Datensatz von 177 Zugnetzholz und 26 „Pseudoarten“. (a) Scatterplot mit den Werten der Hols („sample scores“) und (b) Scatterplot mit den Werten der Pseudoarten („species scores“).	77
Abb. V-2:	Biplot-Darstellung der kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) für einen Datensatz mit 177 Zugnetzholz und 26 „Pseudoarten“.	78
Abb. V-3:	Saisonale Ausprägung der Diversität (Hs-Index nach Shannon und Wiener) und der Eveness der Jungfischansammlungen.	82
Abb. V-4:	Vergleich der Totallängen von Jungfischen dominierender Arten zwischen den Jahren 1997 und 1998 für ausgewählte Zeiträume.	83
Abb. V-5:	Vergleich der absoluten Abundanzen von Fischen der AG 0 zwischen den vier Kampagnen in den Monaten Juni und September.	84
Abb. V-6:	Diurnale Verteilung der gemessenen Wassertemperatur im Verhältnis zu Distanz zur Uferlinie.	87

Abb. V-7:	Diurnale Verteilung der gemessenen Sauerstoffgehalte im Verhältnis zu Distanz zur Uferlinie.	87
Abb. V-8:	Die tageszeitliche Verteilung der gemessenen Wassertemperatur (a) und Sauerstoffgehalte (b) im Juni und September.	88
Abb. V-9:	DCA von einem Datensatz aus 86 Elektrofischerei-Stichproben und 21 „Pseudoarten“.	89
Abb. V-10:	Biplot-Diagramm einer CCA für die Daten der Elektrofischung zur diurnalen Habitatwahl im Juni.	91
Abb. V-11:	Biplot-Diagramm einer CCA für die Daten der Elektrofischung zur diurnalen Habitatwahl im September.	92
Abb. V-12:	Vergleich der Jungfischdichten zwischen Tag und Nacht in den Buhnenfeldern der Mittelbe bei Havelberg.	93
Abb. V-13:	Darstellung der Größenspektren der larvale bzw. juvenile Entwicklungsstadien im Juni sowie im September in den Buhnenfeldern der Mittelbe bei Havelberg.	93
Abb. VI-1:	Logistische (a) und gauss'sche logistische (b) Art-Umwelt-Beziehung am Beispiel juveniler Alande aus den Monaten Juni und August.	97
Abb. VI-2:	Darstellung der „Receiver-Operating-characteristics“ (ROC) Kurven für ein perfektes Modell, ein Beispielmodell und ein Zufallsmodell.	101
Abb. VI-3:	Totallängenvergleich larvaler und juveniler Entwicklungs- und Größenstadien von sieben Fischarten.	104
Abb. VI-4:	ROC-Kurven zur Diskriminierung und Validierung der Jahresmodelle des Aland.	114
Abb. VI-5:	Prognostizierte entwicklungsspezifische Habitatnutzungskurven des Aland gegenüber morphodynamischen Habitatfaktoren.	117
Abb. VI-6:	Prognostizierte entwicklungsspezifische Habitatnutzungskurven der Plötze gegenüber morphodynamischen Habitatfaktoren.	118
Abb. VI-7:	Prognostizierte entwicklungsspezifische Habitatnutzungskurven rheophiler Arten Rapfen und Hasel.	118
Abb. VI-8:	Prognostizierte entwicklungsspezifische Habitatnutzungskurven von Gobio spec. gegenüber morphodynamischen Habitatfaktoren	119
Abb. VI-9:	Prognostizierte entwicklungsspezifische Habitatnutzungskurven des Flussbarsches gegenüber morphodynamischen Habitatfaktoren.	119
Abb. VII-1:	Schematische Übersicht über das modulare Habitatmodell (MHM) zur Analyse der Habitatverfügbarkeit.	122
Abb. VII-2:	Vergleich der Habitatverfügbarkeit von 9 Mikrohabitatmodellen auf Basis von 8 bzw. 4 Buhnenfeldern sowie 12 bzw. 2 Wasserständen.	126
Abb. VII-3:	Räumliche Ausprägung der Habitateignung für unterschiedliche Mikrohabitate innerhalb der Uferzone des Buhnenfeldes bei Elbe-km 418,2.	128
Abb. VII-4:	Räumliche Ausprägung der Habitateignung für unterschiedliche Mikrohabitate innerhalb der Uferzone des Buhnenfeldes bei Elbe-km 421.	129
Abb. VII-5:	Vergleich der Habitatverfügbarkeit von einzelnen Buhnenfeldern für vier verschiedene Arten in unterschiedlichen Entwicklungs- bzw. Größenstadien.	131
Abb. VII-6:	Vergleich der Habitatverfügbarkeit von vier Buhnenfeldern bei Niedrigwasser (NW) und Mittelwasser (MW) für juvenile Hasel (a) und larvale Rapfen (b).	133
Abb. VII-7:	Vergleich der Habitatverfügbarkeit für 12 Pegelwerte zwischen 90 cm (NNQ) und 310 cm (HMQ) für 8 verschiedene Buhnenfelder.	134
Abb. VII-8:	Vergleich der Habitatverfügbarkeit in Buhnenfeldern unterhalb von durchbrochenen mit der Habitatverfügbarkeit in Buhnenfeldern unterhalb von intakten Buhnen.	138
Abb. VII-9:	Vergleich der Habitatverfügbarkeit in Buhnenfeldern am Prallhang mit der	140

	Habitatverfügbarkeit in Bühnenfeldern am Gleithang.	
Abb. VII-10:	Pegelstände (a) und prognostizierte Habitatverfügbarkeit für Fischlarven und Jungfische der Arten Aland (b), Plötze (c) und der Gründlinge (<i>Gobio spec.</i> d) in den Uferzonen der Elbe bei Havelberg.	144
Abb. VII-11:	Vergleich der mittleren Dichte der larvalen und juvenilen Alande sowie der prognostizierten mittleren täglichen Habitatverfügbarkeit.	147
Abb. VII-12:	Vergleich der mittleren Dichte der larvalen und juvenilen Plötzen sowie der prognostizierten mittleren täglichen Habitatverfügbarkeit.	148
Abb. VII-13:	Vergleich der mittleren Dichte der larvalen und juvenilen Gründlinge (<i>Gobio spec.</i>) und der juvenilen Gründlinge (<i>Gobio gobio</i>) und der Weißflossengründlinge sowie der prognostizierten mittleren täglichen Habitatverfügbarkeit.	149
Abb. VIII-1:	Kalkulierte Fischdichten in Relation zur Fischlänge unter Berücksichtigung unterschiedlicher Berechnungsansätze der befischten Fläche.	157
Abb. VIII-2:	Hydrologisch bedingte Ausprägung von geeigneten Flächen für unterschiedliche Mikrohabitattypen.	220

Tabellenverzeichnis

Tab. II-1:	Umweltfaktoren, erfasste abiotische Parameter, Messverfahren bzw. Messgerät, Messgrößen und -genauigkeit sowie Datentyp.	10
Tab. II-2:	Übersicht der Analyseverfahren der Ordinationstechniken (verändert nach TER BRAAK & PRENTICE 1988)	14
Tab. III-1:	Art, Datum sowie Anzahl der Fischexperimente in unterschiedlichen Habitaten, um den Einfluss der biologischen Faktoren (Körperlänge, Art) auf den effektiven Anziehungsradius abzuschätzen.	27
Tab. III-2:	ANOVA Tafel zur Analyse des Einflusses biologischer Faktoren „Artzugehörigkeit“ und „Körperlänge, total“ sowie des Faktors „Dauer des Stromstosses“ auf die Varianz des effektiven Anziehungsradius (W_a).	27
Tab. III-3:	Schwellenwerte der Stromdichte für Fische unterschiedlicher Körperlänge. Die Angaben von SCHEMINZKY (1936) basieren auf Laborexperimenten.	29
Tab. III-4:	Nicht-lineare Regressionsmodelle zur Kalkulation der Achsenschnittpunkte (a) und der Steigungskoeffizienten (b) vs. Totallänge der Fische erstellt für verschiedene Substrattypen.	32
Tab. III-5:	Anzahl sowie zeitliche und räumliche Aufteilung der Stichproben, die im Rahmen der vergleichenden Untersuchungen zur Wirksamkeit des Elektrofischereigerätes sowie der Larvensenke erhoben wurden.	35
Tab. III-6:	Anzahl sowie zeitliche Aufteilung der Stichproben zur saisonalen Untersuchung mit Hilfe großflächiger Fanggeräte sowie zur Mikrohabitatwahl mit Hilfe kleinräumiger Fanggeräte	40
Tab. III-7:	Anzahl der durchgeführten Stichproben mittels Elektrofischerei zu den einzelnen Kampagnen, aufgeschlüsselt nach untersuchten Bühnenfeldern und Monat.	41
Tab. IV-1:	Prinzip der Zuordnung von abiotischen Faktoren zu unterschiedlichen räumlichen bzw. zeitlichen Skalen aufgrund der Ausprägung der Variabilität der Parameter.	46
Tab. IV-2:	ANOVA Tafel zur Analyse der zeitlichen Varianz von Wassertemperaturdaten am Elbepegel in Havelberg.	49
Tab. IV-3:	Monatsweise Darstellung der Tagesgrade (aufsummiert) sowie der Anzahl der Tage $> 10^\circ\text{C}$ Vergleich der Jahre 1997 und 1998.	49
Tab. IV-4:	Ergebnistafel zur Analyse des Einflusses räumlicher Skalen auf die Varianz der erhobenen Wassertemperaturdaten mit Hilfe des H-Test von Kruskal-Wallis.	50

Tab. IV-5:	ANOVA Tafel zur Analyse des Einflusses unterschiedlicher zeitlicher Variabilität (Skalen) auf die Varianz der Wasserstandsdaten am Elbepegel in Havelberg.	51
Tab. IV-6:	Vergleich der mittleren monatlichen Pegelstände am Elbepegel Havelberg zwischen den Untersuchungsjahren 1997 und 1998 sowie zwischen jedem Untersuchungsjahr und den mittleren monatlichen Pegelständen einer 30jährigen Zeitreihe zwischen 1964 und 1995 mittels des U-Test von Mann/Whitney.	52
Tab. IV-7:	Windungsgrad (= Verhältnis Lauf- zu Tallänge) und Lauflängenänderung der frei fließenden deutschen Elbe seit 1730 (ROMMEL 2000).	53
Tab. IV-8:	Übersicht über die untersuchten Buhnenfelder, ihre Struktur, Größe (Grundfläche und Länge [Abstand zwischen den Buhnenköpfen]), ihre Lage im Fluss sowie ihre Distanz zu den nächsten permanent angebundenen Seitengewässern.	54
Tab. IV-9:	Ergebnistafel zur Analyse des Einflusses unterschiedlicher Skalen auf die Varianz der erhobenen Trübungswerte mit Hilfe des H-Test von Kruskal-Wallis	59
Tab. IV-10:	Relative Häufigkeiten (%) von Fließgeschwindigkeitsklassen in den untersuchten Buhnenfeldern zwischen Sandau und Havelberg.	62
Tab. IV-11:	Ergebnistafel zur Analyse des Einflusses unterschiedlicher Skalen auf die Varianz der morphologischen Indizes mit Hilfe des H-Test von Kruskal-Wallis.	65
Tab. IV-12:	ANOVA Tafel zur Analyse des Einflusses unterschiedlicher Skalen auf die Varianz der erhobenen Sauerstoffwerte [$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$].	65
Tab. IV-13:	Ergebnistafel zur Analyse des Einflusses unterschiedlicher Skalen auf die Varianz der erhobenen Daten zum pH-Wert und zur Leitfähigkeit mit Hilfe des H-Test von Kruskal-Wallis.	66
Tab. IV-14:	ANOVA Tafel zur Analyse des Einflusses unterschiedlicher Skalen auf die Varianz der Uferneigung [$^{\circ}$].	68
Tab. IV-15:	ANOVA Tafel zur Analyse des Einflusses unterschiedlicher Skalen auf die Varianz der punktuell in der Uferzone gemessenen Fließgeschwindigkeiten.	72
Tab. IV-16:	Zuordnung der Umweltfaktoren und ihren Parametern zu verschiedenen Skalen des Fließgewässers der mittleren Elbe aufgrund der Erklärung der größten Varianz.	73
Tab. V-1:	Präsenz und relative Abundanz von Fischarten und Neunaugen der AG 0 in den Uferstrukturen der Mittel-Elbe bei Havelberg. Berücksichtigt wurden Fänge aus den Zug- und Larvennetzen der Jahre 1997 und 1998.	75
Tab. V-2:	Vergleich der Korrelationskoeffizienten (intra-set correlation) der Umweltvariablen mit den ersten beiden Achsen der DCA und CCA.	79
Tab. V-3:	Umweltfaktoren, Parameter und ihr relativer Anteil an der erklärten Varianz der Art-Umweltbeziehung (Lambda A).	80
Tab. V-4:	Relative Abundanz [%] larvaler (la.) und juveniler (juv.) Fische in den Zugnetzfangen aus den Uferstrukturen der mittleren Elbe.	81
Tab. V-5:	Artspezifischer Vergleich der mittleren Abundanzen ($\text{Ind.} \cdot 100\text{m}^{-2}$) $\pm$ Standardabweichung von Jungfischen in den Uferstrukturen der mittleren Elbe zwischen den Jahren 1997 und 1998 anhand des U-Tests.	84
Tab. V-6:	Relative Abundanz [%] einzelner Arten und Entwicklungsstadien an den Elektrofischereifängen in den Monaten Juni und September 2000.	85
Tab. V-7:	Charakterisierung der Buhnenfeldmorphologie der untersuchten Buhnenfelder im Juni und September.	86
Tab. V-8:	Bedeutung einzelner Umweltfaktoren und -parameter für die diurnale Ausbildung von Fischansammlungen in den Uferstrukturen der mittleren Elbe.	90

Tab. VI-1:	Klassifikationsmatrix zur Diskriminierung und Validierung von Modelldaten.	100
Tab. VI-2:	Bivariate Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman für die 12 untersuchten Habitatparameter.	106
Tab. VI-3 :	Zeitraum des Vorkommens, Anzahl der Stichproben sowie Prävalenz der Daten für einzelne Arten in unterschiedlichen ontogenetischen, bzw. Größengruppen zur Erstellung logistischer Regressionsmodelle.	107
Tab. VI-4:	Gesamtdevianzen und Parameter zur Modellgüte für die Modelle der multiplen logistischen Regression.	108
Tab. VI-5:	Erklärte Devianz [%] und relativer Anteil einzelner Habitatfaktoren an der erklärten Devianz [%] der Habitatnutzungsmodelle für 18 Modelle larvaler und juveniler Entwicklungsstadien dominanter Arten der Mittel- und Oberelbe.	111
Tab. VI-6:	Stichprobenumfänge, Anteil an der erklärten Devianz und Angaben zum Bestimmtheitsmaß von Nagelkerke für die Habitatnutzungsmodelle der einzelnen Jahre (Jahresmodelle) der Jungfische und Fischlarven.	113
Tab. VI-7:	Diskriminierung und Validierung der Modelle zur Mikrohabitatwahl.	115
Tab. VI-8:	Habitatparameter, Modellparameter und Signifikanzniveau des Chi ² -Tests für die validen Habitatnutzungsmodelle.	116
Tab. VII-1:	Übersicht über die aufgestellten Mikrohabitatnutzungsmodelle, der zugehörigen Schlüsselfaktoren sowie der Wasserstände und Buhnenfelder, die mit Hilfe dieser Modelle analysiert wurden.	125
Tab. VII-2:	Differenzierung von Mikrohabitatstypen anhand von Habitatparametern und ihre Charakterisierung durch Habitatnutzungsmodelle und Schlüsselparameter.	126
Tab. VII-3:	Anteil von räumlich mesoskaligen Effekten (Variabilität zwischen Buhnenfeldern) und von zeitlich makroskaligen Effekten (Variabilität durch unterschiedliche Wasserstände) an der Varianz der prognostizierten Habitatverfügbarkeit (in %).	136
Tab. VII-4:	Ergebnisse der linearen Regressionsanalysen zwischen der Ausprägung des Uferlinienindex und der prognostizierten Habitatverfügbarkeit für sieben Modelle.	141
Tab. VII-5:	Ergebnisse der linearen Regressionsanalysen zwischen der Ausprägung des Volumenindex und der prognostizierten Habitatverfügbarkeit für sieben Modelle.	142
Tab. VII-6:	Übersicht über das zeitliche Vorkommen der betreffenden Größen- bzw. Entwicklungsstadien in den Uferzonen zw. Elbe-km 418 – 424 sowie Angabe des Bezugszeitraums für die Bilanzierung der Jungfischdichten.	143
Tab. VIII-1	Vorkommen von Entwicklungsstadien und Größenklassen von vier Arten sowie Verfügbarkeit (Ausdehnung und Stabilität) geeigneter Mikrohabitate in den Buhnenfeldern der Mittel- und Oberelbe.	229

Veröffentlichungen von Teilaspekten aus der Dissertation

- SCHOLTEN, M., WIRTZ, C., FLADUNG, E., THIEL, R. (2003): A modular habitat model (MHM) for the ide, *Leuciscus idus* (L.) - a new method to predict the suitability of inshore habitats for fish. J. Appl. Ichthyol. Spec. Issue: Ecology of Elbe fishes, Vol 19, 23-36.
- SCHOLTEN, M. (2003): Efficiency of point-abundance sampling by electro-fishing modified for short fishes. J. Appl. Ichthyol. Spec. Issue: Ecology of Elbe fishes, Vol 19, 1-12.
- FLADUNG, E., SCHOLTEN, M., THIEL, R. (2003): Modelling the habitat preferences of subadult and adult fishes in a large lowland river. J. Appl. Ichthyol. Spec. Issue: Ecology of Elbe fishes, Vol 19, 12-22.
- FREYHOF, J., SCHOLTEN, M., BISCHOFF, A., WANZENBÖCK, J., STAAS, S., WOLTER, C. (2000): Extensions to the known range of the whitefin gudgeon in Europe and biogeographical implications. J. Fish Biol. 57, 1339 - 1342.
- SCHOLTEN, M. (2000): First record of the whitefin gudgeon, *Gobio albipinnatus* Lukasch 1933, in the River Elbe. J. Appl. Ichthyol. 16, 131-133.
- FLADUNG, E.; SCHOLTEN, M., WIRTZ, C. (2004): Fischökologische Bedeutung von Kiesbänken als Laich- und Aufwuchshabitate in der unteren Mittel-elbe. Verhandlungen der Gesellschaft für Ichthyologie.
- SCHOLTEN, M. (2002): Das Jungfischauftreten in Uferstrukturen des Hauptstroms der mittleren Elbe – zeitliche und räumliche Dynamik. Z. f. Fischkunde Suppl. 1, 59-77.
- OESMANN, S., SCHOLTEN, M. (2002): Vergleichende Untersuchungen zur Effizienz von Fanggeräten zum Fang von Fischen in großen Fließgewässern. Z. f. Fischkunde Suppl. 1, 41-57.

Danksagung

Die Arbeit entstand im Rahmen des Verbundprojektes „Ökologie der Elbefische - ELFI“ des Forschungsprogramms Elbe-Ökologie, das vom Bundesministerium für Bildung und Forschung finanziert wurde.

Darüber hinaus ist die vorliegende Arbeit erst durch die vielfältige Unterstützung von vielen Menschen möglich geworden:

PD Dr. Ralf Thiel hieß mich im ELFI-Team und im Elbelabor willkommen, überließ mir das Thema und unterstützte mich zuverlässig in allen Phasen dieser Arbeit.

Prof. Dr. Walter Nellen nahm mich am IHF auf und betreute diese Arbeit bis zur ersten kompletten Entwurfsfassung. Prof. Dr. M. Peck übernahm das Zweitgutachten für diese Arbeit.

Prof. Dr. Hartmut Kausch unterstützte aktiv mein DAAD Stipendium für den Besuch des Statistikurses am Imperial College der Universität London und war stets für fruchtbare Diskussionen zu haben. Prof. Dr. Axel Temming gab manchen Tipp bei der mathematisch-statistischen Analyse und unterstützte meine Arbeit.

Das Hamburger ELFI-Team Sven Oesmann, Henry Holst, Michael Gerkens, Renate Thiel, Sven Stecker und Martina Brumm-Scholz sorgten für unvergessliche Elbefischungen, die Unterstützung während langer Labortage und zahlreiche Diskussionen über fachliches und sonstiges.

Die Kollegen der weiteren ELFI-Projektpartner Carsten Wirtz, Erik Fladung, Frank Fredrich, Dietmar Lill, Helmut Winkler, Christian Wolter und Ingo Brümmer ermöglichten eine gute und vertrauensvolle Zusammenarbeit sowohl im Gelände als auch bei der Datenauswertung und Analyse.

Carsten Wirtz führte mich in die Tiefen der Geodatenerhebung und Velocimetrie ein und überließ mir topographische Darstellungen und die Abbildungen der hydraulischen Mess- und Modellergebnisse der untersuchten Bühnenfelder. Die kollegialen und freundschaftlichen Diskussionen motivierten uns beide während der „Berliner Zeit“, die Arbeiten voran zu bringen.

Das Elbelabor-Team mit Mara Pezenburg, Arthur Bos, Franz Hölker und Rudi Moeschke ermöglichte durch manche Fachdiskussion, gegenseitige Unterstützung und nicht zuletzt durch dringend notwendige Kickerpausen, ohne die manch kluger Gedanke nicht geboren worden wäre, ein sehr kollegiales und gutes Arbeitsklima. Peter Oehrich hatte stets ein offenes Ohr für unsere „Bastelwünsche“ und ermöglichte durch seine praktisch-technischen Fähigkeiten erst den einen oder anderen Versuchsansatz.

Die Diplomanden Markus Fleck, Arnulf Ehrchen, Ingo Lübcker, R. Jankowski, Naima Nasseh und Yakov Buslovich sowie zahlreiche Praktikanten und Hilfskräfte unterstützten uns bei der Datenaufnahme im Gelände und im Labor und sorgten durch ihr Interesse und ihre Fähigkeiten immer wieder für neue Anregungen bei der Arbeit.

Prof. M. Crawley beantwortete geduldig die tausend Fragen des „Question-man“ während des Statistikurses am Imperial College der London University. Prof. B. Statzner und Dr. D. Pont öffneten durch intensive Diskussionen während eines Workshops an der Universität Lyon zu Beginn des Projektes spannende Forschungsperspektiven.

Dr. Martin Krebs (TU Darmstadt /WSA Emden) überließ mir die Ergebnisse des hydraulischen Modells für die Bühnenfelder. Mit Christian Kern diskutierte ich die physikalisch-mathematischen Grundlagen der Elektrofischerei und die Auswertung der Versuchsergebnisse.

Die Fischereibehörden der Bundesländer Sachsen-Anhalt und Brandenburg sowie die Fischereiberechtigten entlang der Elbe genehmigten die Forschungsfischerei in ihrem „Revier“ und gaben uns viele Informationen über die Entwicklung der Fischbestände in der Mittel-elbe.

Die Biosphärenreservatsverwaltung Brandenburg in Rühstädt gab uns Betretungsgenehmigungen für das Vorland, war offen gegenüber Fragen und Anregungen und unterstützte die Forschungsaktivitäten. Jeanette Fischer ermöglichte uns einen unvergesslichen Sommer in Klein Lüben.

Das WSA Magdeburg, Außenbezirk Wittenberge, erlaubte die Nutzung seiner Anlegestelle für die Forschungsboote, überließ dem ELFI-Team eine Unterkunft und sorgte für Lagerungsmöglichkeiten für technische Geräte.

Das WSA Brandenburg überließ dem Verbundprojekt Pegel- und Temperaturdaten der Elbe bei Havelberg.

Die Bundesanstalt für Gewässerkunde erlaubte mir die Nutzung von Fachdaten und Eva Mosner unterstützte mich durch die Erstellung von zwei Karten sowie Renate Braden durch die Erstellung von zwei Zeichnungen.

Mara Pezenburg, Henry Holst, Meike Kleinwächter und Ilona Leyer korrigierten Teile des Manuskripts mit großer Akribie.

Meine Eltern waren immer offen für meine naturkundlichen Interessen und unterstützten mich in allen Phasen meiner Ausbildung und darüber hinaus.

Meine Frau Ilona brachte Geduld und Verständnis auf für die zahllosen Wochenenden, Feiertage und Abende, die zur Erstellung der Arbeit, im Nebenberuf, benötigt wurden. Unsere beiden Kinder Malte und Paula waren jederzeit in der Lage, mich aus den Gedanken an diese Arbeit in das richtige Leben zurück zu holen.

Ihnen allen danke ich herzlich für die Unterstützung bei der Erstellung dieser Arbeit!

Besonderer Dank gilt meiner Mutter, die das Ende dieser Arbeit nicht mehr erleben durfte und der ich diese Arbeit widme.

Anhang

Anhang Kapitel III

Tab. A III-1 Datenbasis von 123 Fischexperimenten zur Untersuchung des Einflusses von Art und Körperlänge auf den effektiven Anziehungsradius [Wa] unter Angabe der Stromflussdauer. Jede Zeile dokumentiert ein Experiment.

Art	Dauer des Stromflusses	Mittlere TL [mm]	N (Fisch)	Spannungsgradient [mV cm ⁻¹]	Leitfähigkeit des Gewässers [mS cm ⁻¹]	Stromdichte [mA cm ⁻²]	Effektiver Anziehungsradius Wa [cm]	Art	Dauer des Stromflusses	Mittlere TL [mm]	N (Fisch)	Spannungsgradient [mV cm ⁻¹]	Leitfähigkeit des Gewässers [mS cm ⁻¹]	Stromdichte [mA cm ⁻²]	Effektiver Anziehungsradius Wa [cm]
Rapfen	1	35,7	24	260,90	0,797	0,208	3,00	Rapfen*	15	79,2	21	15,53	0,948	0,015	73,30
Rapfen	1	36,8	24	163,70	1,218	0,199	6,25	Rapfen	20	37,3	21	80,13	0,847	0,068	20,00
Rapfen*	1	75,7	33	24,99	0,948	0,024	50,00	Rapfen	20	38,0	21	88,50	0,847	0,075	18,34
Rapfen*	1	75,8	30	26,93	0,948	0,026	46,67	Rapfen*	20	72,5	21	15,53	0,948	0,015	73,30
Rapfen*	1	79,3	30	23,27	0,948	0,022	53,34	Rapfen*	20	76,0	21	15,53	0,948	0,015	73,30
Rapfen	3	34,0	21	93,30	1,218	0,114	13,75	Rapfen*	20	81,2	21	15,53	0,948	0,015	73,30
Rapfen	3	34,8	21	153,78	0,797	0,123	9,00	Hasel*	1	83,9	30	23,27	0,948	0,022	53,30
Rapfen	5	34,7	21	124,95	0,797	0,100	12,00	Hasel*	1	84,8	30	17,34	0,948	0,016	66,67
Rapfen	5	35,7	21	71,39	1,218	0,087	18,75	Hasel*	1	92,5	21	16,39	0,948	0,016	70,00
Rapfen	5	37,5	24	104,12	0,847	0,088	15,00	Hasel*	5	86,5	21	15,53	0,948	0,015	73,33
Rapfen	5	38,2	24	84,14	0,847	0,071	18,75	Hasel*	5	88,2	21	14,49	0,948	0,014	76,67
Rapfen*	5	75,8	21	16,39	0,948	0,016	70,00	Hasel*	5	89,3	21	13,78	0,948	0,013	80,00
Rapfen*	5	76,3	21	16,39	0,948	0,016	70,00	Hasel*	10	84,7	21	14,49	0,948	0,014	76,67
Rapfen*	5	78,3	21	16,39	0,948	0,016	70,00	Hasel*	10	87,7	18	14,49	0,948	0,014	76,67
Rapfen	10	33,8	21	93,24	0,797	0,074	17,00	Hasel*	10	92,8	21	13,13	0,948	0,012	83,33
Rapfen	10	34,1	21	71,39	1,218	0,087	18,75	Hasel*	15	81,5	18	13,13	0,948	0,012	83,33
Rapfen	10	38,5	24	93,24	0,847	0,079	16,67	Hasel*	15	85,8	21	11,80	0,948	0,011	90,00
Rapfen	10	38,8	21	80,13	0,847	0,068	20,00	Hasel*	15	87,6	18	13,13	0,948	0,012	83,33
Rapfen*	10	72,0	21	13,78	0,948	0,013	80,00	Hasel*	20	80,1	21	13,13	0,948	0,012	83,30
Rapfen*	10	74,6	21	16,39	0,948	0,016	70,00	Hasel*	20	81,5	21	11,29	0,948	0,011	93,30
Rapfen*	10	79,5	21	17,34	0,948	0,016	66,67	Hasel*	20	83,0	21	13,13	0,948	0,012	83,30
Rapfen	15	38,7	21	80,13	0,847	0,068	20,00	Aland	1	37,2	24	0,00	1,218	0,000	0,00
Rapfen	15	39,2	24	93,24	0,847	0,079	16,67	Aland	1	37,6	24	0,00	0,797	0,000	0,00
Rapfen*	15	72,5	21	16,39	0,948	0,016	70,00	Aland*	1	71,2	30	19,94	0,948	0,019	60,00
Rapfen*	15	77,8	21	15,53	0,948	0,015	73,30	Aland*	1	74,8	30	18,75	0,948	0,018	63,30

Tab. A III-1 Fortsetzung

Art	Dauer des Stromflusses	Mittlere TL [mm]	N (Fisch)	Spannungsgradient [mV cm ⁻¹]	Leitfähigkeit des Gewässers [mS cm ⁻¹]	Stromdichte [mA cm ⁻²]	Effektiver Anziehungsradius Wa [cm]	Art	Dauer des Stromflusses	Mittlere TL [mm]	N (Fisch)	Spannungsgradient [mV cm ⁻¹]	Leitfähigkeit des Gewässers [mS cm ⁻¹]	Stromdichte [mA cm ⁻²]	Effektiver Anziehungsradius Wa [cm]
Aland*	1	76,8	30	18,75	0,948	0,018	63,30	Aland*	20	76,0	21	15,53	0,948	0,015	73,30
Aland	3	34,8	24	99,04	1,218	0,121	12,50	Aland*	20	76,3	21	15,53	0,948	0,015	73,30
Aland	3	36,1	21	143,03	0,797	0,114	9,97	Barsch	1	33,2	24	0,00	0,797	0,000	0,00
Aland	5	34,7	21	93,24	0,797	0,074	16,67	Barsch	1	33,9	24	235,58	0,797	0,188	3,75
Aland	5	38,5	21	88,08	1,218	0,107	15,00	Barsch	1	34,6	24	139,28	1,218	0,170	8,34
Aland	5	39,4	24	98,43	0,847	0,083	16,25	Barsch	3	32,3	24	214,11	0,797	0,171	5,00
Aland	5	43,8	24	93,24	0,847	0,079	16,67	Barsch	3	35,3	24	120,38	1,218	0,147	10,00
Aland*	5	70,1	21	15,53	0,948	0,015	73,30	Barsch	3	35,7	21	214,11	0,797	0,171	5,00
Aland*	5	72,8	21	13,78	0,948	0,013	80,00	Barsch	5	33,0	21	195,71	0,797	0,156	6,25
Aland*	5	74,8	21	13,78	0,948	0,013	80,00	Barsch	5	33,8	24	88,50	0,847	0,075	17,50
Aland	10	34,8	21	68,02	1,218	0,083	20,00	Barsch	5	34,1	24	68,02	1,218	0,083	20,00
Aland	10	37,6	21	73,00	0,797	0,058	21,67	Barsch	5	34,1	21	76,42	0,847	0,065	21,25
Aland	10	39,3	21	80,13	0,847	0,068	20,00	Barsch	5	34,5	21	117,28	0,797	0,094	12,50
Aland	10	43,2	21	73,00	0,847	0,062	21,67	Barsch	5	35,0	24	153,78	0,847	0,130	8,75
Aland*	10	74,3	21	13,78	0,948	0,013	80,00	Barsch	5	35,0	24	88,50	0,847	0,075	17,50
Aland*	10	76,0	21	15,53	0,948	0,015	73,30	Barsch	5	35,3	21	120,38	1,218	0,147	10,00
Aland*	10	78,5	21	15,53	0,948	0,015	73,30	Barsch	5	38,8	24	83,34	1,218	0,101	16,25
Aland	15	41,0	21	73,00	0,847	0,062	21,67	Barsch	10	34,2	21	59,37	1,218	0,072	22,50
Aland	15	45,3	21	64,12	0,847	0,054	25,00	Barsch	10	34,5	21	88,50	0,797	0,071	17,50
Aland*	15	74,0	21	14,49	0,948	0,014	76,66	Barsch	10	34,6	21	69,82	0,847	0,059	22,50
Aland*	15	74,5	21	14,49	0,948	0,014	76,66	Barsch	10	34,8	21	88,08	1,218	0,107	15,00
Aland*	15	76,3	21	13,13	0,948	0,012	83,30	Barsch	10	34,8	21	98,43	0,797	0,078	16,25
Aland	20	43,0	21	69,82	0,847	0,059	23,33	Barsch	10	35,2	21	104,12	0,797	0,083	15,00
Aland	20	43,2	21	64,12	0,847	0,054	25,00	Barsch	10	35,7	21	64,12	0,847	0,054	25,00
Aland*	20	75,9	21	15,53	0,948	0,015	73,30	Barsch	10	36,0	21	84,14	0,847	0,071	18,75

Tab. A III-1 Fortsetzung															
Art	Dauer des Strom- flusses	Mittlere TL [mm]	N (Fisch)	Spannungs- gradient [mV cm ⁻¹]	Leitfähigkeit des Gewässers [mS cm ⁻¹]	Strom- dichte [mA cm ⁻²]	Effektiver Anziehungs- radius Wa [cm]	Art	Dauer des Strom- flusses	Mittlere TL [mm]	N (Fisch)	Spannungs- gradient [mV cm ⁻¹]	Leitfähigkeit des Gewässers [mS cm ⁻¹]	Strom- dichte [mA cm ⁻²]	Effektiver Anziehungs- radius Wa [cm]
Barsch	10	36,4	21	117,28	0,847	0,099	12,50	Zander	5	36,7	21	117,28	0,847	0,099	12,50
Barsch	10	37,1	21	64,92	1,218	0,079	21,25	Zander	5	38,5	24	120,38	1,218	0,147	10,00
Barsch	15	33,3	24	84,14	0,847	0,071	18,75	Zander	5	40,0	24	165,95	0,847	0,141	8,30
Barsch	15	34,1	21	98,43	0,847	0,083	16,25	Zander	10	36,5	21	104,12	0,847	0,088	15,00
Barsch	15	35,0	21	80,13	0,847	0,068	20,00	Zander	10	39,5	21	93,30	1,218	0,114	13,75
Barsch	15	35,5	21	66,87	0,847	0,057	23,75	Zander	10	41,0	21	104,12	0,847	0,088	15,00
Barsch	15	38,7	21	64,92	1,218	0,079	21,25	Zander	15	39,6	21	88,50	0,847	0,075	18,30
Barsch	20	33,9	21	124,95	0,847	0,106	12,25	Zander	15	42,6	21	80,13	0,847	0,068	20,00
Barsch	20	34,1	21	88,50	0,847	0,075	17,50	Zander	20	38,8	21	88,50	0,847	0,075	18,30
Barsch	20	34,5	21	110,37	0,847	0,094	13,75	Zander	20	41,9	21	80,13	0,847	0,068	20,00
Barsch	20	35,0	21	69,82	0,847	0,059	22,50								
Barsch	20	35,0	21	80,13	0,847	0,068	20,00								
Barsch	20	41,2	21	62,04	1,218	0,076	22,25								

Anhang Kapitel V

Tab. A V-1: Vergleich der Correlationskoeffizienten (intra-set correlation) der Umweltfaktoren mit den ersten beiden Achsen der DCA und CCA der Diurnitätsanalyse. Den einzelnen Faktoren sind Parameter zugeordnet die mittels des Monte-Carlo Test bei 450 Permutationen auf ihren Erklärungsanteil an der Varianz der Jungfischdaten untersucht wurden.

Faktor	Parameter	DCA		CCA	
		Achse 1	Achse 2	Achse 1	Achse 2
Tageszeit					
	Morgen	-0,107	0,034	-0,0227	-0,1283
	Tag	-0,6373	-0,3884	-0,5968	-0,178
	Abend	0,1278	-0,1419	0,2571	-0,1715
	Nacht	0,6378	0,5244	0,3897	0,475
Licht					
	Lichtintensität	-0,7662	-0,5462	-0,5962	-0,3874
Flussmorphologie					
	Distanz z. Auengewässer	0,0719	-0,0817	-0,1969	0,4935
	oberhalb	-0,0719	0,0817	0,1969	-0,4935
	unterhalb	0,0719	-0,0817	-0,1969	0,4935
BF-Morphologie					
	Wasserflächenindex	0,0719	-0,0817	-0,1969	0,4935
	Uferlinienindex	-0,0719	0,0817	0,1969	-0,4935
	Volumenindex	0,0719	-0,0817	-0,1969	0,4935
Morphologie Mikrohabitat					
	Distanz z. Ufer	0,1429	0,3156	0,2026	-0,0661
	Wassertiefe	0,0862	0,2665	-0,0505	0,4071
	Neigung	0,016	0,2338	-0,1706	0,4282
	Kies	-0,328	0,144	-0,1353	-0,2654
	Sand	0,1165	-0,2377	-0,0983	0,2444
	Schlamm	0,0416	-0,1344	0,1122	-0,1385
	Blockstein	0,0897	0,5012	0,115	0,2512
Physikochemie Mikrohabitat					
	Wassertemperatur	-0,4273	-0,2134	-0,1805	-0,4775
	Sauerstoffgehalt	-0,2269	-0,3388	-0,1413	-0,2319
	pH-Wert	-0,0439	-0,0039	0,0341	-0,2103
Hydraulik					
	Fließgeschwindigkeit	-0,1721	-0,0362	-0,2728	0,1109

Anhang Kapitel VI

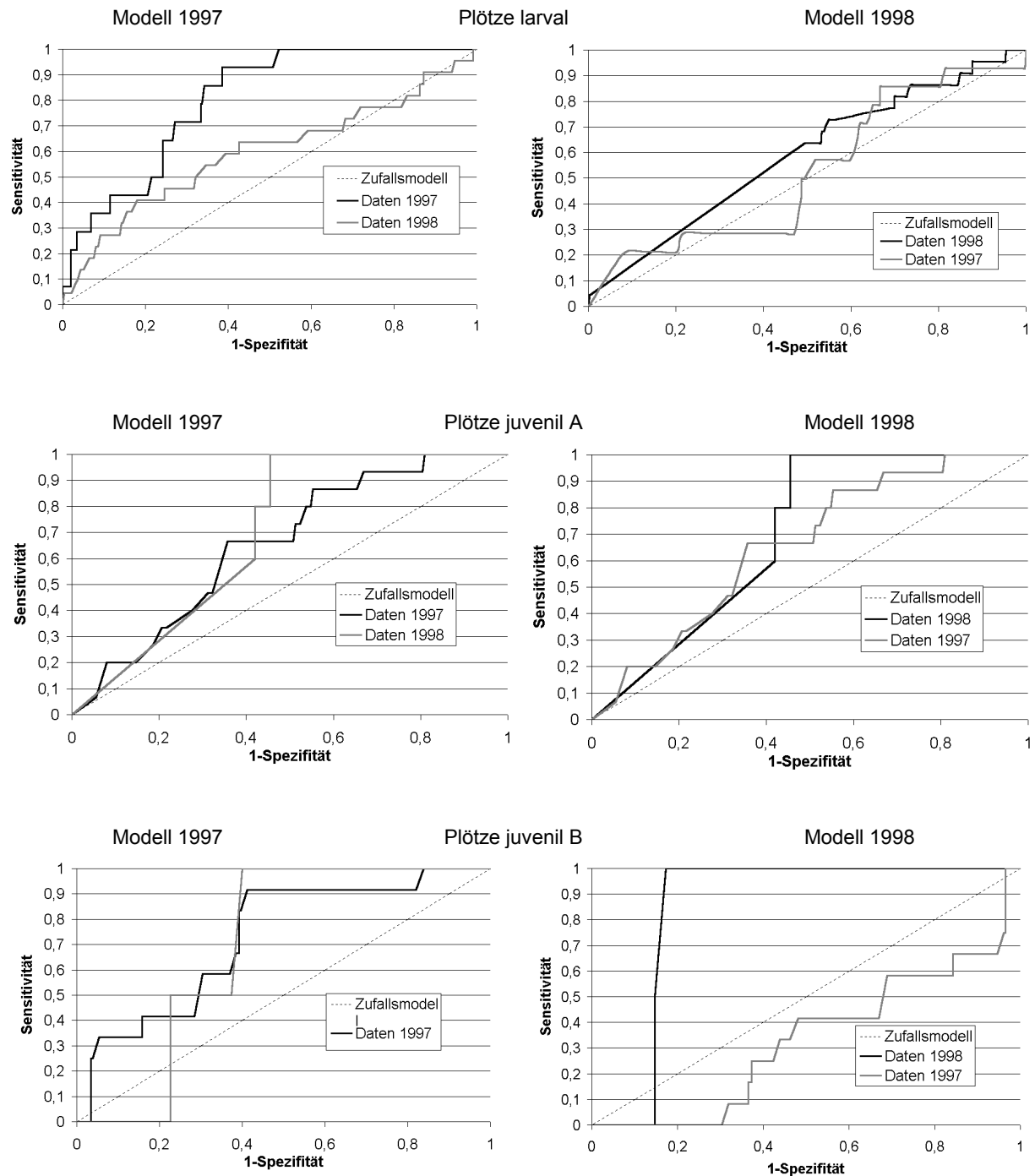


Abb. A-VI-1: ROC-Kurven zur Diskriminierung (Kurve mit den Daten des Modelljahres) und Validierung (Kurve mit den Daten unabhängig von dem Modelljahr) der Jahresmodelle der Plötze. Getestet wurden die Jahresmodelle der Entwicklungsstadien larval, juvenil A, juvenil B.

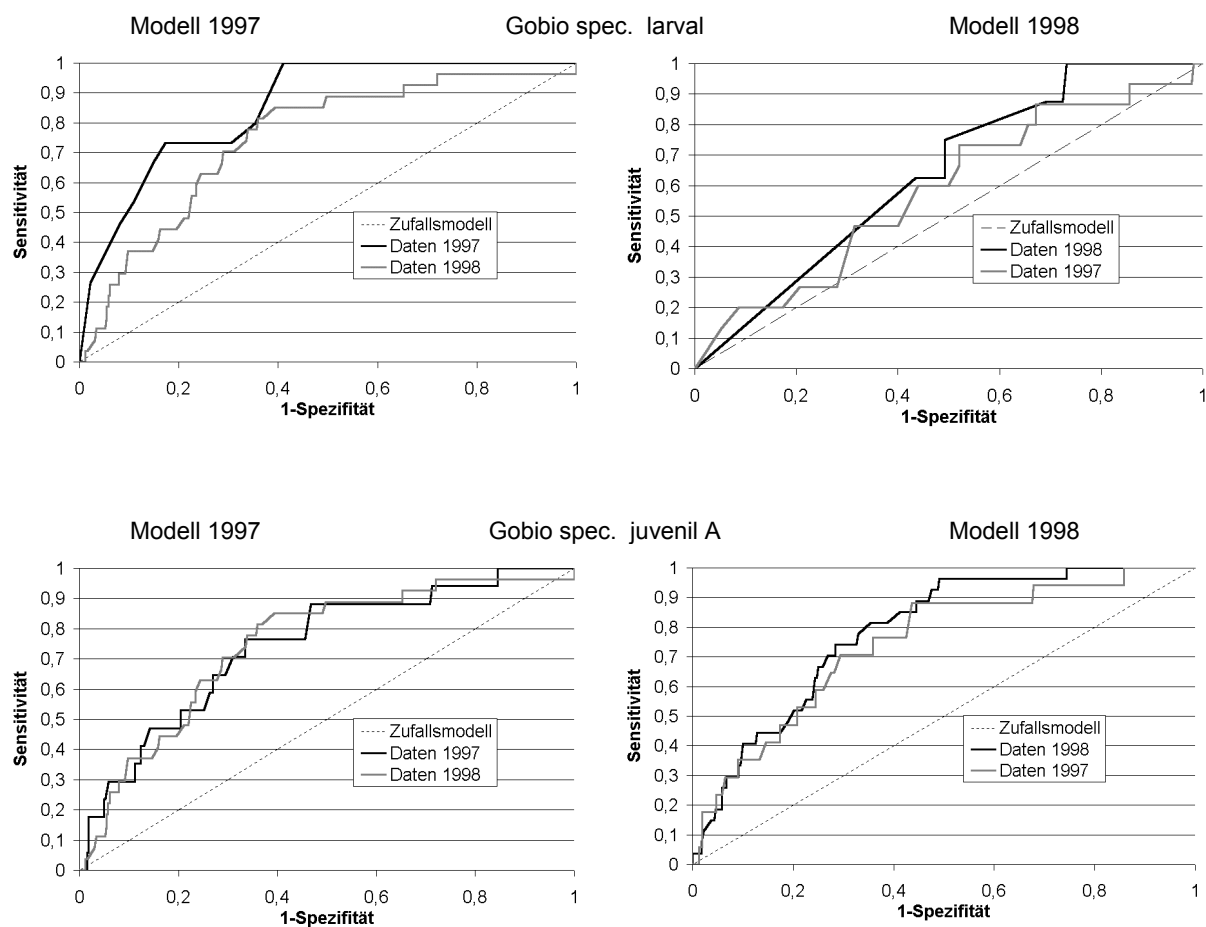


Abb. A-VI-2: ROC-Kurven zur Diskriminierung (Kurve mit den Daten des Modelljahres) und Validierung (Kurve mit den Daten unabhängig von dem Modelljahr) der Jahresmodelle von *Gobio spec.*. Getestet wurden die Jahresmodelle der Entwicklungsstadien larval und juvenil A.

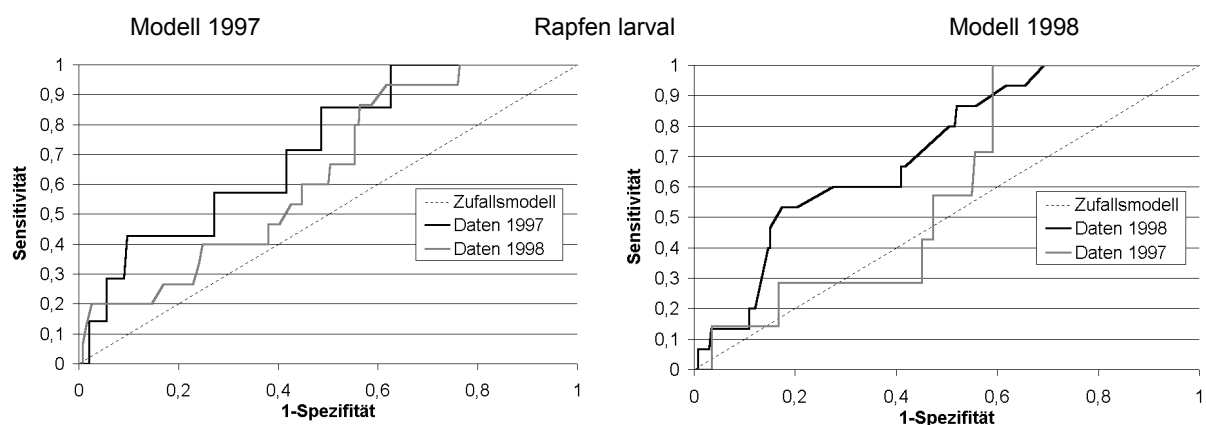


Abb. A-VI-3: ROC-Kurven zur Diskriminierung (Kurve mit den Daten des Modelljahres) und Validierung (Kurve mit den Daten unabhängig von dem Modelljahr) der Jahresmodelle des Rapfen. Getestet wurden die Jahresmodelle der larvalen Entwicklungsstadien.

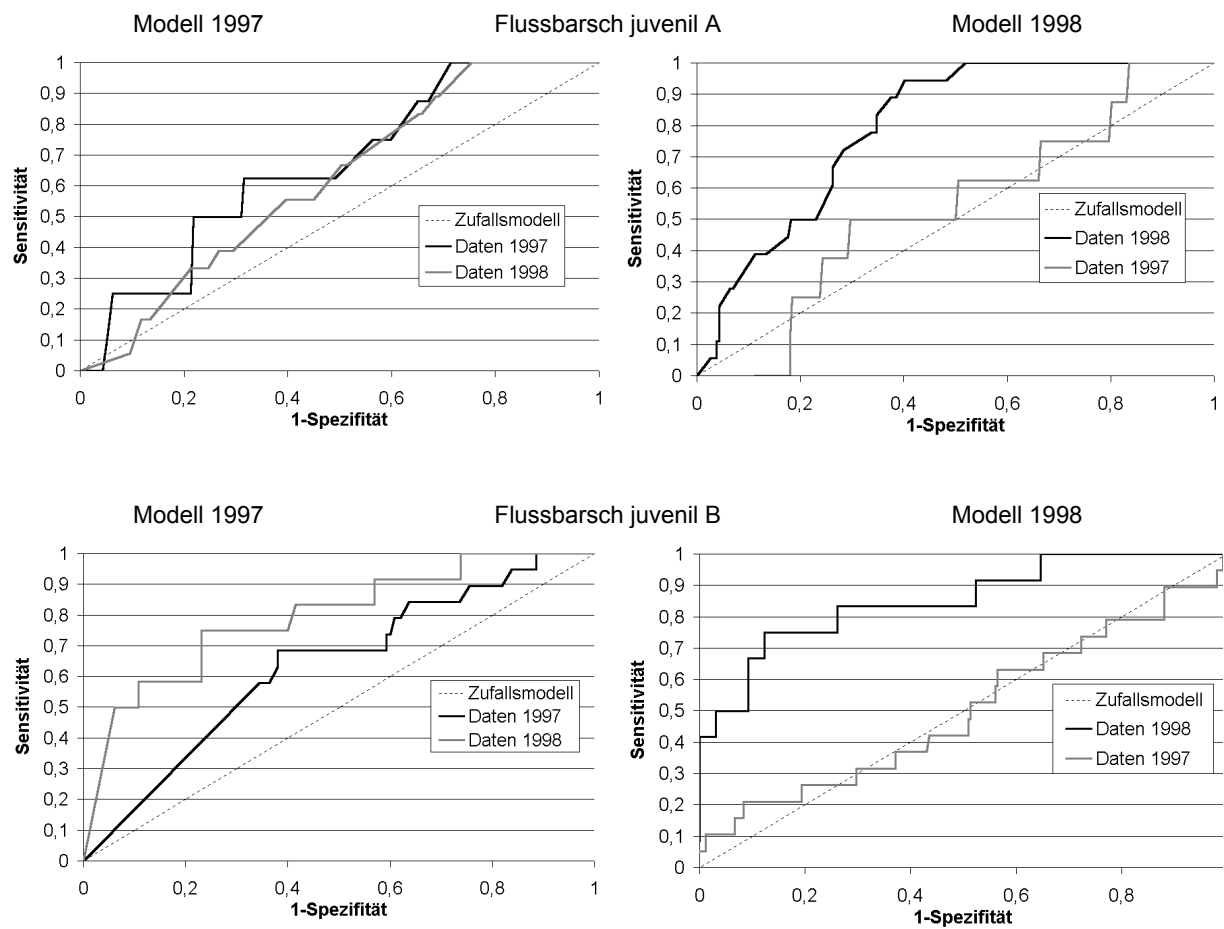


Abb. A-VI-4: ROC-Kurven zur Diskriminierung (Kurve mit den Daten des Modelljahres) und Validierung (Kurve mit den Daten unabhängig von dem Modelljahr) der Jahresmodelle des Flussbarsch. Getestet wurden die Jahresmodelle der Entwicklungsstadien juvenil A und B.

Anhang Kapitel VII

Tab. A-VII-1: Klassengrenzen für die Habitateignung basierend auf neun verschiedenen Habitatnutzungsmodellen.

Modell	Habitateignungsklassen				
	sehr gut	gut	mäßig	schwach	gering
Aland juv A	0,185	0,184	0,182	0,180	0,179
Aland juv B	0,019	0,015	0,012	0,008	0,004
Hasel juv B	0,985	0,788	0,591	0,394	0,197
Rapfen larval	0,274	0,219	0,164	0,110	0,055
Plötze larval	0,843	0,739	0,636	0,532	0,429
Plötze juv B	0,065	0,052	0,039	0,026	0,013
Gobio spec. larval	0,008	0,007	0,006	0,006	0,005
Gobio spec. juvenil	0,440	0,352	0,264	0,176	0,088
Flussbarsch juv B	1,000	0,803	0,606	0,408	0,211

Tab. A-VII-2: ANOVA-Tafel der zwei-faktoriellen Varianzanalyse zur Analyse des Einflusses zeitlicher Effekte (Wasserstandsänderungen) und räumlicher Effekte (Morphologie unterschiedlicher Bühnenfelder) auf die prognostizierte Habitatverfügbarkeit nach Gl. VII-4.

Modell	Ebene	Ursache der Varianz:	FG	Quadrat-summe	mittlere Quadrat-summe	F-Wert	p-Wert	Anteil erklärte Varianz (%)
Aland	Makroskala:	Wasserstände	11	0,2518	0,0229	1,897	0,049	61,53
juv A	Mesoskala:	Bühnenfelder	7	0,0157	0,0022	0,186	0,988	6,03
		Residuen	77	0,9292	0,0121			32,44
		Gesamt:	95	1,1966	0,0372			100
Aland	Makroskala:	Wasserstände	11	0,0019	0,0002	3,367	0,001	14,70
juv B	Mesoskala:	Bühnenfelder	7	0,0068	0,0010	18,537	0,000	80,93
		Residuen	77	0,0040	0,0001			4,37
		Gesamt:	95	0,0127	0,0012			100
Plötze	Makroskala:	Wasserstände	11	0,0029	0,0003	2,421	0,012	11,64
larval	Mesoskala:	Bühnenfelder	7	0,0133	0,0019	17,385	0,000	83,56
		Residuen	77	0,0084	0,0001			4,81
		Gesamt:	95	0,0247	0,0023			100
Gobio spec	Makroskala:	Wasserstände	11	0,2326	0,0211	1,902	0,048	62,73
larval	Mesoskala:	Bühnenfelder	7	0,0101	0,0014	0,130	0,996	4,28
		Residuen	77	0,8561	0,0111			32,99
		Gesamt:	95	1,0988	0,0337			100
Gobio spec	Makroskala:	Wasserstände	11	0,0010	0,0001	3,008	0,002	59,07
juv A	Mesoskala:	Bühnenfelder	7	0,0002	0,0000	1,084	0,382	21,29
		Residuen	77	0,0023	0,0000			19,64
		Gesamt:	95	0,0035	0,0002			100
Plötze	Makroskala:	Wasserstände	11	0,1070	0,0097	3,481	0,001	19,02
juv B	Mesoskala:	Bühnenfelder	7	0,2703	0,0386	13,827	0,000	75,52
		Residuen	77	0,2151	0,0028			5,46
		Gesamt:	95	0,5924	0,0511			100
Fluba	Makroskala:	Wasserstände	11	0,5929	0,0539	3,058	0,002	14,80
juv B	Mesoskala:	Bühnenfelder	7	2,0491	0,2927	16,608	0,000	80,36
		Residuen	77	1,3572	0,0176			4,84
		Gesamt:	95	3,9992	0,3643			100

Tab. A-VII-3: ANOVA-Tafel der genesteten Varianzanalyse um den Einfluss des baulichen Zustands, des Bühnenfeldes und des hydrologischen Situation (Wasserstände) auf die prognostizierte Habitatverfügbarkeit nach Gl. VII-4 differenziert zu betrachten.

Modell	Ursache der Varianz:	FG	Quadrat-summe	mittlere Quadrat-summe	F-Wert	p-level	Anteil erklärte Varianz (%)
Aland	Zustand des Bühnenfeldes	1	0,0005	0,0005	0,199	n.s.	0,49
juv A	Bühnenfelder	6	0,0151	0,0025	0,026	n.s.	2,48
	Wasserstände	12	1,1812	0,0984	7,814	< 0,001	97,03
	Gesamt	95	1,1968	0,0126			
Aland	Zustand des Bühnenfeldes	1	0,0003	0,0003	0,230	n.s.	13,68
juv B	Bühnenfelder	6	0,0066	0,0011	2,210	n.s.	59,43
	Wasserstände	12	0,0059	0,0005	3,686	< 0,001	26,89
	Gesamt	95	0,0127	0,0001			100
Plötze	Zustand des Bühnenfeldes	1	0,0004	0,0004	0,205	n.s.	12,53
larval	Bühnenfelder	6	0,0130	0,0022	2,309	n.s.	61,03
	Wasserstände	12	0,0112	0,0009	3,609	< 0,001	26,44
	Gesamt	95	0,0247	0,0003			100
Gobio spec	Zustand des Bühnenfeldes	1	0,0001	0,0001	0,049	n.s.	0,09
larval	Bühnenfelder	6	0,0100	0,0017	0,018	n.s.	1,80
	Wasserstände	12	1,0898	0,0908	7,844	< 0,001	98,11
	Gesamt	95	1,0999	0,0116			100
Gobio spec	Zustand des Bühnenfeldes	1	0,00003	0,00003	0,863	n.s.	8,64
juv A	Bühnenfelder	6	0,0002	0,00003	0,123	n.s.	10,01
	Wasserstände	12	0,0032	0,0003	7,396	< 0,001	81,35
	Gesamt	95	0,0035	0,00004			100
Plötze	Zustand des Bühnenfeldes	1	0,0000	0,0000	0,000	n.s.	0,00
juv B	Bühnenfelder	6	0,2703	0,0450	1,680	n.s.	62,69
	Wasserstände	12	0,3218	0,0268	4,303	< 0,001	37,31
	Gesamt	95	0,5921	0,0062			100
Fluba	Zustand des Bühnenfeldes	1	0,0305	0,0305	0,091	n.s.	5,77
juv B	Bühnenfelder	6	2,0180	0,3363	2,069	n.s.	63,53
	Wasserstände	12	1,9503	0,1625	3,861	< 0,001	30,70
	Gesamt	95	3,9988	0,0421			100

Tab. A-VII-4: ANOVA-Tafel der genesteten Varianzanalyse um den Einfluss der Flussmorphologie (Gleithang, Prallhang), des Bühnenfeldes und des hydrologischen Situation (Wasserstände) auf die prognostizierte Habitatverfügbarkeit nach Gl. VII-4 differenziert zu betrachten.

Modell	Ursache der Varianz:	FG	Quadrat-summe	mittlere Quadrat-summe	F-Wert	p-level	Anteil erklärte Varianz (%)
Aland	Lage des Bühnenfeldes	1	0,0090	0,0090	8,087	< 0,05	8,25
juv A	Bühnenfelder	6	0,0066	0,0011	0,011	n.s.	1,02
	Wasserstände	12	1,1812	0,0984	7,814	< 0,001	90,73
	Gesamt	95	1,1968				
Aland	Lage des Bühnenfeldes	1	0,0005	0,0005	0,439	n.s.	23,04
juv B	Bühnenfelder	6	0,0063	0,0011	2,139	n.s.	52,44
	Wasserstände	12	0,0059	0,0005	3,686	< 0,001	24,52
	Gesamt	95	0,0127	0,0001			100
Plötze	Lage des Bühnenfeldes	1	0,0006	0,0006	0,298	n.s.	17,17
larval	Bühnenfelder	6	0,0128	0,0021	2,275	n.s.	57,54
	Wasserstände	12	0,0112	0,0009	3,609	< 0,001	25,30
	Gesamt	95	0,0247	0,0003			100
Gobio spec	Lage des Bühnenfeldes	1	0,0050	0,0050	5,844	< 0,05	5,15
larval	Bühnenfelder	6	0,0051	0,0009	0,009	n.s.	0,88
	Wasserstände	12	1,0898	0,0908	7,844	< 0,001	93,97
	Gesamt	95	1,0999	0,0116			100
Gobio spec	Lage des Bühnenfeldes	1	0,0000	0,0000	0,087	n.s.	1,04
juv A	Bühnenfelder	6	0,0002	0,0000	0,139	n.s.	12,06
	Wasserstände	12	0,0032	0,0003	7,396	< 0,001	86,90
	Gesamt	95	0,0035	0,0000			100
Plötze	Lage des Bühnenfeldes	1	0,0060	0,0060	0,135	n.s.	7,75
juv B	Bühnenfelder	6	0,2643	0,0441	1,643	n.s.	57,35
	Wasserstände	12	0,3218	0,0268	4,303	< 0,001	34,91
	Gesamt	95	0,5921	0,0062			100
Fluba	Lage des Bühnenfeldes	1	0,0553	0,0553	0,166	n.s.	10,05
juv B	Bühnenfelder	6	1,9933	0,3322	2,044	n.s.	60,40
	Wasserstände	12	1,9503	0,1625	3,861	< 0,001	29,55
	Gesamt	95	3,9988	0,0421			100

Tab. A-VII-5: Ergebnisse der Regressionsanalyse zwischen der Ausprägung der Habitatverfügbarkeit basierend auf den Habitatnutzungsmodellen und dem Uferlinienindex. Angegeben sind die Kennwerte für das Regressionsmodell sowie die statistische Bewertung der jeweiligen Modellparameter (n.s. = nicht signifikant).

Habitatmodell	Bewertung Regressionsmodell				Parameterbewertung			
	Korrelations- koeffizient r	Bestimmtheits- maß R ²	F-Wert	Signifikanz	Achsenabschnittpunkt a		Steigungskoeffizient b	
					Wert	Signifikanz	Wert	Signifikanz
Aland juv A	0,272	0,0737	6,842	p < 0.05	0,486	p < 0.001	0,027	p < 0.05
Aland juv B	0,108	0,0117	1,018	n.s.	0,012	p < 0.001	0,001	n.s.
Plötze larval	0,143	0,0204	1,791	n.s.	0,0165	p < 0.001	0,0022	n.s.
Plötze juv B	0,224	0,05	4,551	p < 0.05	0,176	p < 0.001	-0,017	p < 0.05
Flussbarsch juv B	0,155	0,024	2,105	n.s.	0,468	p < 0.001	-0,029	n.s.
Gobio spec. larval	0,256	0,065	5,969	p < 0.05	0,426	p < 0.001	-0,025	p < 0.05
Gobio spec. juv A	0,302	0,091	8,64	p < 0.01	0,002	n.s.	0,002	p < 0.01

Tab. A-VII-6: Ergebnisse der Regressionsanalyse zwischen der Ausprägung der Habitatverfügbarkeit basierend auf den Habitatnutzungsmodellen und dem Volumenindex. Angegeben sind die Kennwerte für das Regressionsmodell sowie die statistische Bewertung der jeweiligen Modellparameter (n.s. = nicht signifikant).

Betrachtetes Habitat- modell	Bewertung Regressionsmodell				Parameterbewertung			
	Korrelations- koeffizient r	Bestimmtheits- maß R ²	F-Wert	Signifikanz	Achsenabschnittpunkt a		Steigungskoeffizient b	
					Wert	Signifikanz	Wert	Signifikanz
Aland juv A	0,21	0,042	2,677	n.s.	0,468	p < 0.001	0,049	n.s.
Aland juv B	0,38	0,148	10,557	p < 0.01	0,005	n.s.	0,01	p < 0.01
Plötze larval	0,33	0,11	7,546	p < 0.01	0,009	n.s.	0,011	p < 0.01
Plötze juv B	0,45	0,199	15,126	p < 0.001	0,031	n.s.	0,078	p < 0.001
Flussbarsch juv B	0,44	0,196	14,898	p < 0.001	0,147	n.s.	0,191	p < 0.001
Gobio spec. larval	0,21	0,046	2,916	n.s.	0,45	p < 0.001	-0,0511	n.s.
Gobio spec. juv A	0,02	0,0002	0,016	n.s.	0,005	n.s.	0,0002	n.s.

Tab. A-VII-7: Ergebnisse der Regressionsanalyse zwischen der Ausprägung der Habitatverfügbarkeit basierend auf den Habitatnutzungsmodellen und dem Wasserflächenindex. Angegeben sind die Kennwerte für das Regressionsmodell sowie die statistische Bewertung der jeweiligen Modellparameter (n.s. = nicht signifikant).

Betrachtetes Habitat- modell	Bewertung Regressionsmodell				Parameterbewertung			
	Korrelations- koeffizient r	Bestimmtheits- maß R ²	F-Wert	Signifikanz	Achsenabschnittpunkt a		Steigungskoeffizient b	
					Wert	Signifikanz	Wert	Signifikanz
Aland juv A	0,05	0,003	0,165	n.s.	0,510	p < 0.001	0,049	n.s.
Aland juv B	0,11	0,395	0,734	n.s.	0,011	n.s.	0,01	n.s.
Plötze larval	0,078	0,006	0,379	n.s.	0,019	n.s.	0,01	n.s.
Plötze juv B	0,218	0,047	3,038	n.s.	0,043	n.s.	0,15	n.s.
Flussbarsch juv B	0,147	0,021	1,338	n.s.	0,261	n.s.	0,25	n.s.
Gobio spec. larval	0,035	0,001	0,075	n.s.	0,396	p < 0.001	-0,033	n.s.
Gobio spec. juv A	0,13	0,017	1,083	n.s.	0,0006	n.s.	0,006	n.s.

Tab. A-VII-8: Vergleich der mittleren Jungfischdichten (Median) zwischen den Jahren 1997 und 1998. mittels U-Test nach Mann und Whitney (n.s. = nicht signifikant).

Art u. Größenklasse	Anzahl Stichproben		U-Wert	p-level
	1997	1998		
Aland larval	10	25	78	n.s.
Aland juvenil A	42	30	623	n.s.
Aland juvenil B	28	32	386,5	n.s.
Plötze larval	17	35	246	n.s.
Plötze juvenil A	28	14	183,5	n.s.
Plötze juvenil B	28	32	411,5	n.s.
Gobio spec. larval	24	36	293	< 0,05
Gobio juvenil A	70	46	1005,5	< 0,001
Gobio gobio	28	32	422,5	n.s.
Gobio albipinnatus	28	30	358	n.s.

Tab. A-VII-9: Vergleich der mittleren Habitatverfügbarkeit für unterschiedliche Größenklassen dominanter Fischarten in den Bühnenfeldern der mittleren Elbe zwischen 1997 und 1998. Die Werte wurden anhand von sechs Habitatnutzungsmodellen für die Vorkommenszeit der jeweiligen Entwicklungsstadien für jeden Tag prognostiziert und mittels U-Test von Mann und Whitney verglichen (n.s. = nicht signifikant).

Modell	Anzahl Vorkommenstage		U-Wert	p-level
	1997	1998		
Aland juvenil A	47	48	186	< 0,001
Aland juvenil B	53	58	1186,5	< 0,05
Plötze larval	38	38	697	n.s.
Plötze juvenil B	64	57	1443	< 0,05
Gobio spec. larval	84	87	1762	< 0,001
Gobio juvenil A	92	104	2322,5	< 0,001