

## 9 GIS-gestützte ökologische Analyse von Meso- und Mikrohabitaten indikativer Tiergruppen

Die in der WRRL vorgeschriebene Untersuchung von Gewässerstrukturen als hydromorphologischer Qualitätskomponente wird vorrangig als für die biologische Komponente unterstützend betrachtet. In diesem Sinne ist es notwendig eine Verknüpfung mit biologischen Daten zu erstellen um eine Bilanzierung der Habitatverfügbarkeit zu ermöglichen. Dabei ist insbesondere die Quantifizierung geeigneter Flächen als Grundlage für objektivierbare Erkenntnisse über ökologische Zusammenhänge zwischen ausgewählten Tierarten und ihrem Lebensraum von großer Bedeutung. Das im Rahmen des BMBF-Projektes EIfi entwickelte Modulare Habitatmodell (MHM) (vgl. Kapitel 2.3 und Abb. 2-7) verknüpft biologische Informationen, das Vorkommen von Fischarten, mit abiotischen Umweltbedingungen zu statistisch abgesicherten qualitativen und quantitativen Aussagen über die Eignung von Habitaten im Sinne von MORRISON et al. (1998) und erfüllt damit den wichtigen Anspruch der objektivierbaren Darstellung von ökologischen Sachverhalten. In Kapitel 9.1 wird das MHM auf Bühnenfelder, die im EIfi-Projekt untersucht wurden, angewendet.

Auf der Grundlage der erstellten digitalen Gelände- und Strömungsmodelle und Substratverteilungen wurden neben den hydromorphologischen Analysen sowie den fischbiologischen Bewertungen von Habitatansprüchen auch präferierte Flächen von Makrozoobenthos und Laufkäferarten bilanziert. Das Substrat ist für beide Tiergruppen ein Schlüsselparameter zur Charakterisierung der Habitatqualität (BRUNKE et al. 2003, KLEINWÄCHTER & MISCHKE 2003). Für Ostracoda (Muschelkrebse) und *Rheotanytarsus* (Zuckmücken) wurden Vorkommen von Kiesanteilen mit besiedelbaren sohlennahen Fließgeschwindigkeiten verbunden. Die verwendeten Präferenzen basieren auf Arbeiten von BRUNKE et al. (2003). Uferzonen mit geringer Vegetationsdichte und bestimmten Substrateigenschaften werden während der Reproduktionszeiten von Laufkäfern benötigt. Die Ausdehnungen geeigneter Flächen hängen von den Pegelständen und Uferneigungen ab, da flache Neigungen bei fallenden Wasserständen entsprechend breite Uferbereiche ermöglichen. Eine Kombination dieser Eigenschaften erlaubt die Identifizierung und Quantifizierung geeigneter Habitate innerhalb relevanter Perioden.

Die Bilanzierungen sind nicht mit Bewertungen gleichzusetzen, sondern stellen den Aspekt der Verfügbarkeit abiotischer Faktoren dar. Für Bewertungen wären weitere Einflüsse wie z.B. Vorhandensein oder Abwesenheit von Fressfeinden und Nahrungsgrundlagen sowie der Gefährdungsgrad oder die Seltenheit untersuchter Arten zu berücksichtigen, was über den Rahmen der durchgeführten ökologischen Untersuchungen hinausgeht.

## 9.1 Fische

Uferzonen von großen Fließgewässern wird eine bedeutende Funktion als Laich-, Aufwuchs- und Nahrungshabitat für die Fischgemeinschaft großer Flüsse zugesprochen (SCHIEMER et al. 2001b). Dabei spielen neben biologischen Faktoren besonders abiotische Faktoren, wie Morphologie, Substrat und Hydraulik eine große Rolle in der Wahl der Habitate für unterschiedliche Arten und Entwicklungsstadien (SCHLOSSER 1987). Vor dem Hintergrund der wasserbaulichen Situation fast durchgängig vorhandener Regelbauwerke entlang der Ufer der mittleren Elbe war die Frage nach der fischökologischen Bedeutung von Bühnenfeldern und die Bewertung wasserbaulicher Maßnahmen auf die Ausdehnung und Verfügbarkeit von Fischhabitaten von besonderem Gewicht für das EFi-Projekt, in dessen Rahmen das Modulare Habitatmodell entwickelt wurde.

Mit Hilfe der aufgestellten Habitateignungsmodelle für unterschiedliche Arten und Entwicklungsstadien von Fischen sollten folgende Arbeitshypothesen geklärt werden (SCHOLTEN, WIRTZ, FLADUNG, THIEL 2002):

- Bühnenfelder stellen Ersatzlebensräume als Aufwuchs- und Nahrungshabitat für verschiedene rheophile Arten der mittleren Elbe dar.
- Wasserbaulich intakte Bühnenfelder sind aufgrund strömungsberuhigter Zonen quantitativ gute Ersatzlebensräume für Fischlarven.
- Bühnenfelder unterhalb defekter Bühnen stellen aufgrund hoher morphologischer und hydraulischer Diversität gute Ersatzlebensräume für juvenile Entwicklungsstadien speziell rheophiler Arten dar.
- Bühnenfelder mit einer hohen morphologischen und hydraulischen Diversität bieten eine quantitativ bessere Habitateignung für rheophile Arten als Bühnenfelder mit einer geringen morphologischen und hydraulischen Diversität.

Die Habitatwahl der Tiere optimiert nach der Habitat-templet-Theorie von SOUTHWOOD (1977) ihre evolutive Fitness, weshalb Habitate höherer Qualität häufiger als Habitate niedrigerer Qualität frequentiert werden. Die Faktoren Wassertiefe, Uferneigung und Fließgeschwindigkeit haben sich als signifikant für die Habitatwahl der meisten Fischarten und Entwicklungsstadien der Mittel- und Unterelbe erwiesen (FLADUNG et al. 2003, SCHOLTEN 2002).

Mit dem von SCHOLTEN, WIRTZ, FLADUNG und THIEL (2003) entwickelten modularen Habitatmodell (MHM) werden:

- die morphologische und hydraulische Situation in unterschiedlichen Uferhabitaten erhoben und in die Fläche interpoliert (hydromorphologisches Modul).
- die Beziehungen zwischen dem Vorkommen einzelner Arten und Entwicklungsstadien dominanter Fische der mittleren Elbe und relevanten abiotischen Habitatfaktoren quantifiziert und prognostiziert (Präferenzmodul).
- die Habitateignung unterschiedlicher Uferstrukturen durch die Verschneidung der Ergebnisse des hydromorphologischen und des Präferenzmoduls quantitativ bilanziert und bewertet (Bilanzmodul).

Das Schema des MHM ist in Kapitel 2.2, Abbildung 2-7 dargestellt und erläutert. Die Ableitung und Analyse morphologischer und hydraulischer Parameter der vorherigen Kapitel bilden die Grundlage für das hier verwendete hydromorphologische Modul. Die Erstellung art- und entwicklungsspezifischer Präferenzmodelle basiert auf kleinräumig punktuell erfassten Daten von Fischen unterschiedlicher Entwicklungsstadien. Die zeitlich und räumlich parallel erhobenen abiotischen Faktoren Wassertiefe, Uferneigung und Fließgeschwindigkeit dienen der Erstellung logistischer Regressionsmodelle die Wahrscheinlichkeiten für das Vorkommen der Zielarten prognostizieren. Die validierten Modelle ergeben schließlich die Eingangsparmeter für die flächenhafte Bilanzierung der Habitateignung.

Im Bilanzmodul werden mittels eines Geografischen Informationssystems (GIS) die Ergebnisse der Habitatpräferenzen mit den Ergebnissen des hydromorphologischen Moduls verschnitten. Die Verschneidungen der Ergebnisse des Präferenzmoduls mit den Daten des hydromorphologischen Moduls ergeben für jede Rasterzelle eine Wahrscheinlichkeit des Vorkommens der jeweiligen Art bzw. des jeweiligen Entwicklungsstadiums. Dies wird als ein Maß der Habitateignung angesehen. Damit wird über die Bilanzierung eine Bewertung der Habitatverfügbarkeit einzelner Bühnenfelder ermöglicht („weighted usable area index“ (WUA-Index), BOVEE 1995).

Für jede 1x1 m<sup>2</sup> oder 2x2 m<sup>2</sup> große Zelle der im GIS untersuchten Bühnenfelder lassen sich im Folgenden die Vorkommenswahrscheinlichkeiten prognostizieren. Ein räumliche Begrenzung der Prognose ergibt sich aus der Methode der Datenerhebung mittels Elektrofischerei (SCHOLTEN 2003). Die Prognosen können nur für die Bereiche getroffen werden, in denen auch die Daten zur Modellbildung erhoben worden sind. So lassen sich für die präadulten und adulten Fische Prognosen entlang der Uferlinie bis zu einer Tiefe von 2 m und für die Jungfische und Fischlarven für die Bereiche entlang der Uferlinie bis zu einer Tiefe von 0,8 m geben.

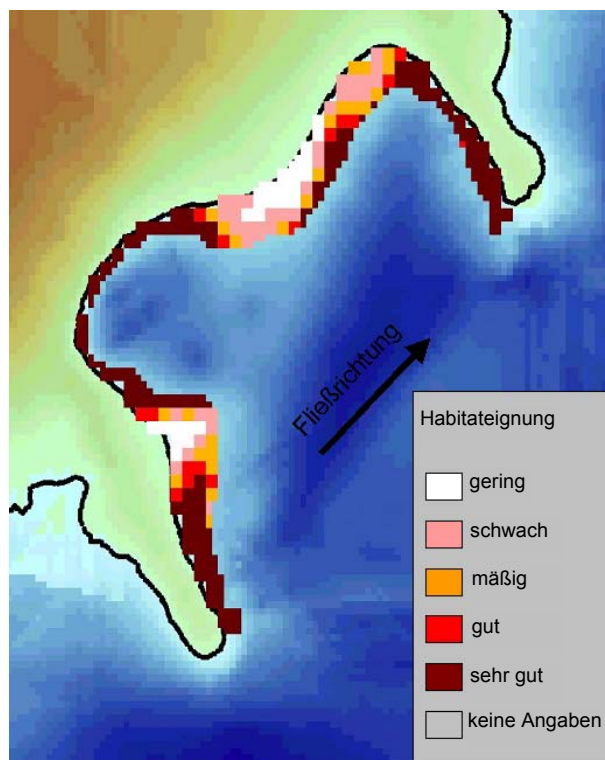
Für die Bilanzierung der Habitateignung je Modell, d.h. art- und entwicklungsspezifisch, bildeten SCHOLTEN et al. (2003) eine fünf Klassen umfassende relative Habitateignung, die mit „sehr gut“, „gut“, „mäßig“, „schwach“ und „gering“ die Habitateignung charakterisieren. Zur Bilanzierung lassen sich nun die prozentualen Anteile der einzelnen Klassen für jedes untersuchte Bühnenfeld und jeden untersuchten Wasserstand kalkulieren und somit art- und entwicklungsspezifische Vergleiche der Habitatverfügbarkeit unter Berücksichtigung der Faktoren Wassertiefe, Uferneigung und Fließgeschwindigkeit anstellen (SCHOLTEN et al. 2002).

Die Bilanzierung der Habitateignung auf der Basis abiotischer Faktoren ermöglicht den Vergleich unterschiedlicher Bühnenfelder. Die Vergleiche der Habitatverfügbarkeit werden für zwei Szenarien durchgeführt, die im wesentlichen die Wasserstände während der Sommermonate und damit während der Reproduktions- und Aufwuchszeit der Fische repräsentieren: Niedriges Mittelwasser und Niedrigwasser (Pegel Havelberg: 160 bis 300 cm). Für die Vergleiche wurden die vier Bühnenfelder bei El-km 418,2 , 421, 421,8 und 423,4 herangezogen, die in den Kapitel 5, 6 und 7 beschrieben wurden.

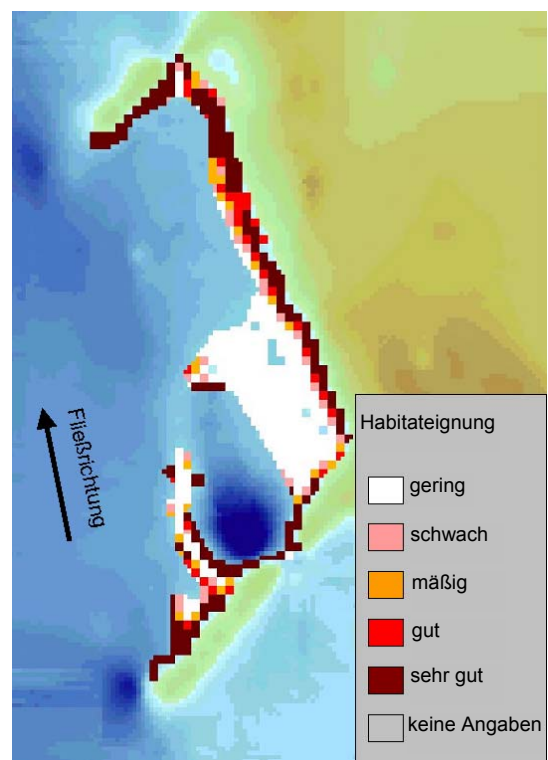
Insgesamt lassen sich aufgrund der modellierten Ergebnisse für einzelne Arten und Entwicklungsstadien verschiedene Gruppen der Habitatpräferenz aufteilen (SCHOLTEN et al. 2002). Jeder Gruppe wiederum können aufgrund der Präferenzen bestimmte Mikrohabitats zugeordnet werden:

1. Mikrohabitattyp „steil abfallende Uferzonen“ ( Präferenz für Uferneigungen  $>30^\circ$ )  
z.B. für larvale Plötzen, größere juvenile (juvenil B) Alande und Flussbarsche sowie präadulte Flussbarsche
2. Mikrohabitattyp „moderate Uferneigungen“ (Präferenz für Uferneigungen 15 bis  $30^\circ$ )  
z.B.: präadulte und adulte Döbel, adulte Plötzen und Alande
3. Mikrohabitattyp „flach auslaufende Uferzonen“ (Präferenz für Uferneigungen  $<15^\circ$ )  
z.B.: für kleine juvenile Alande (juvenil A), juvenile Gründlinge (*Gobio spec.*) sowie juvenile ( juvenil B) Plötzen.
4. Mikrohabitattyp „flache Stillwasserbereiche“  
z.B.: für larvale Rapfen und Gründlinge.
5. Mikrohabitattyp „stärker durchströmte Bereiche“  
z.B.: juvenile Hasel
6. Mikrohabitattyp „mittlere Wassertiefen“  
z.B.: adulte Flussbarsche

Für diese Mikrohabitatstypen wurden flächenhafte Bilanzierungen der Habitatverfügbarkeit durchgeführt und für unterschiedliche Wasserstände und verschiedene bauliche Zustände der Bühnen und Uferstrukturen dargestellt. Im Folgenden wird für jeden Mikrohabitatstyp die Verteilung der relativen Habitateignung von Ufer- und Flachwasserbereichen anhand zweier Beispiele unter Verwendung des hydromorphologischen Moduls abgebildet. Tabellarisch erfolgt die Bilanzierung für alle vier Bühnenfelder bei zwei Wasserständen. Damit sind sowohl räumliche als auch zeitliche Aspekte (unterschiedliche Wasserstände) berücksichtigt. Die bilanzierten Prognosen beziehen sich für Jungfische und Fischlarven auf eine Uferzone bis 80 cm und für präadulte und adulte Fische auf eine Uferzone bis 200 cm Wassertiefe (SCHOLTEN et al. 2002).



**Abb. 9-1:** Präferenz des Flussbarsch - juvenil B für den Mikrohabitatstyp „steile Uferzonen“ mit dem Hauptfaktor: Uferneigung. Habitateignung für Bühnenfeld 421 bei niedrigem Mittelwasser (NMWP)



**Abb. 9-2:** Präferenz des Flussbarsch - juvenil B für den Mikrohabitatstyp „steile Uferzonen“ mit dem Hauptfaktor: Uferneigung. Habitateignung für Bühnenfeld 418,2 bei NMWP

Für den präferierten Mikrohabitatstyp „steil abfallende Ufer“ wurde exemplarisch die Habitatverfügbarkeit anhand des Prognosemodells für Flussbarsche im Stadium juvenil B verwendet. Die Flächenbilanz zeigt im Vergleich der niedrigen Mittelwasserstände große Unterschiede zwischen den Bühnenfeldtypen auf (Abb. 9-1 und 9-2, Tab. 9-1). Die beiden Felder

unterhalb der intakten Buhnen (EI-km 421 und 423,4) weisen hohe Flächenanteile mit guter und sehr guter Habitateignung auf und nur geringe Flächenanteile mit geringer Habitateignung. Für die Buhnenfelder unterhalb defekter Buhnen stellt sich eine zweigeteilte Bilanz dar. In beiden Feldern werden für über 1/3 der Habitate eine sehr guter Eignung, aber für fast die Hälfte der Habitate nur eine geringe Habitateignung für diesen präferierten Mikrohabitattyp prognostiziert.

**Tab. 9-1:** Prozentualer Anteil der Habitateignungsklassen für den Mikrohabitattyp „steil abfallende Uferzonen“ exemplarisch für juvenile Flussbarsche (juvenil B) an den Uferzonen von vier analysierten Buhnenfeldtypen. Die Angaben werden für niedriges Mittelwasser (NMWP) und Niedrigwasser (NWP) bilanziert. Angabe der Buhnenfelder erfolgt nach den Elbekilometern (EI-km) (SCHOLTEN, WIRTZ 2002).

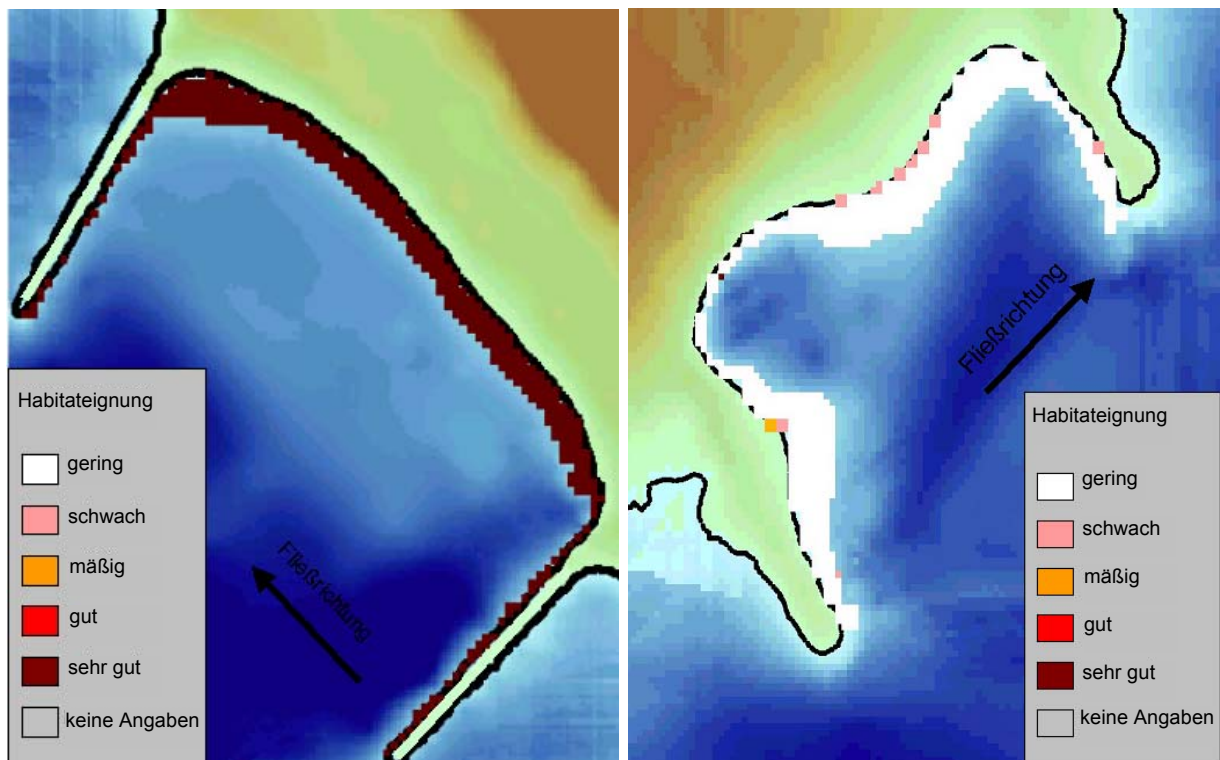
Habitateignung:	EI-km 418,2		EI-km 421		EI-km 421,8		EI-km 423,4		Gesamtergebnis	
	Flächenanteil [%]		Flächenanteil [%]		Flächenanteil [%]		Flächenanteil [%]		Flächenanteil [%]	
	NMWP	NWP	NMWP	NWP	NMWP	NWP	NMWP	NWP	NMWP	NWP
gering	46.39	71.39	13.48	22.64	45.41	63.84	11.80	92.56	32.77	78.16
schwach	7.21	6.41	19.66	8.49	6.76	10.47	14.89	0.72	10.70	4.05
mäßig	6.01	4.17	12.36	7.08	5.07	5.74	34.27	0.26	13.93	2.49
gut	7.45	4.62	7.87	7.08	4.83	5.24	18.54	0.52	9.60	2.66
sehr gut	32.93	13.41	46.63	54.72	37.92	14.71	20.51	5.94	32.99	12.64
Summe:	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00

Der Vergleich der Habitatverfügbarkeit beider Pegelstände ergibt mit abnehmenden Wasserständen von NMWP zu NWP in der Summe aller untersuchten Buhnenfelder eine Verschiebung des Habitatangebotes von gut und sehr gut geeigneten Flächen hin zu Flächen mit geringer Habitateignung. Dieses Bild zeigt sich bei allen Buhnenfeldern mit Ausnahme von Buhnenfeld 421 (Tab. 9-1). Bei diesem reparierten Buhnenfeld existiert aufgrund des ehemaligen Durchriss und in Folge der durchgeführten Reparatur ein Kolk, der auch bei niedrigen Wasserständen steile Uferzonen und damit geeignete Habitate für Arten und Entwicklungsstadien dieses präferierten Mikrohabitattyps bietet (Abb. 9-1).

Für Arten, die in ihrer Präferenz eher moderatere Uferneigungen bevorzugen, wie z.B. prä-adulte und adulte Döbel, adulte Plötzen und Alande, bietet das Buhnenfeld 418,2 in über 90 % der Uferzone eine sehr gute Habitateignung (Abb. 9-3, Tab. 9-2). Dieses Buhnenfeld wird durch stabilisierte Durchrisse der Buhnenmitte der oberstrom und unterstromigen Buhnen charakterisiert. In den anderen Buhnenfeldern sieht die Situation deutlich anders aus (Abb. 9-4, Tab. 9-2) Hier sind 90 bis 100% der Habitate nur gering für Arten dieses präferierten Mikrohabitattyps geeignet. Diese Verteilung der Habitateignung ist für beide



Flach auslaufende Uferzonen sind die präferierten Habitate für die juvenilen Alande, Plötzen und Gründlinge (*Gobio spec.*). Die prognostizierte Verfügbarkeit dieser Habitate zeigt für alle Bühnenfelder zusammengefasst starke pegelstandabhängige Unterschiede (Tab. 9-3). So sind bei Niedrigwasser große Bereiche der bilanzierten Uferzonen sehr gut für diesen präferierten Mikrohabitatstyp geeignet. Mit steigendem Pegel ändert sich die Situation und für die untersuchte niedrige Mittelwassersituation weisen bereits über 40% der Uferhabitate nur noch eine geringe Eignung auf.



**Abb. 9-5:** Präferenz des Gründling – juvenil A für den Mikrohabitatstyp „flach auslaufende Uferzonen“ Hauptfaktoren: Uferneigung u. Wassertiefe. Habitateignung für Bühnenfeld 423,4 bei niedrigem Mittelwasser (NMWP)

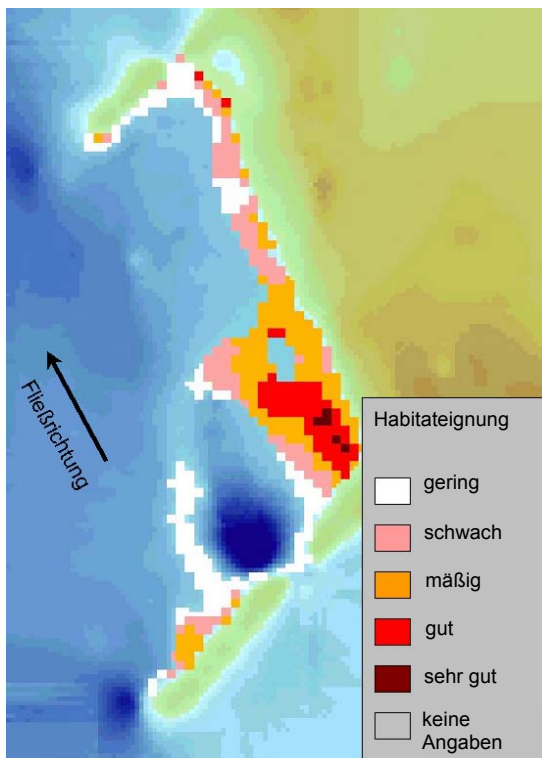
**Abb. 9-6:** Präferenz des Gründling - juvenil A für den Mikrohabitatstyp-„flach auslaufende Uferzonen“. Hauptfaktoren: Uferneigung u. Wassertiefe. Habitateignung für Bühnenfeld 421 bei NMWP

Eine Betrachtung der einzelnen Bühnenfeldtypen erzeugt ein differenziertes Bild. So sind die Flächen mit sehr guter Habitateignung in den Bühnenfeldern EI-km 418,2 und 423,4 besonders häufig (Tab. 9-3, Abb. 9-5). In diesen Feldern ergeben sich auch keine Unterschiede zwischen der Mittel- und der Niedrigwassersituation. Diese Unterschiede traten vor allem in den Bühnenfeldern bei EI-km 421 und 421,8 auf (Tab. 9-3, Abb. 9-6), in denen bei niedrigem Mittelwasser über 90 % der Uferhabitate nur gering geeignet sind. Kommt es dagegen zu einem Absinken des Wasserstandes, erhöht sich der Anteil gut und sehr gut geeigneter

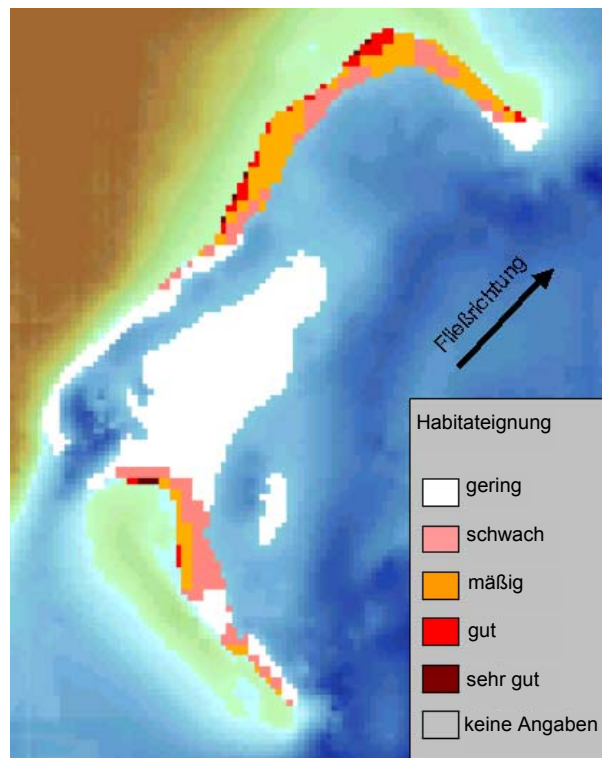




Die höchsten Anteile mäßig bis sehr gut geeigneter Flächen weisen die Bühnenfelder bei El-km 418,2 (Abb. 9-7) und 421 auf. Während im Bühnenfeld 418,2 trotz der vorhandenen Durchrisse unabhängig vom Wasserstand deutlich über 40 % der Uferzonen als mäßig bis sehr gut gelten, zeigt das Bühnenfeld 421 bei Niedrigwasser eine deutlich verbesserte Habitateignungsbilanz als bei Mittelwasser. Unterschiede in der Bilanz weist auch das Bühnenfeld 421,8 (Abb. 9-8) auf, doch sind hier bei beiden untersuchten Wasserständen, ebenso wie im Bühnenfeld 423,4, die überwiegenden Anteile an der Uferzone nur gering für den präferierten Mikrohabitattyp „flache Stillwasserbereiche“ geeignet.



**Abb. 9-7:** Präferenz des Rapfen – larval für den Mikrohabitattyp „flache Stillwasserbereiche“ Hauptfaktoren: Uferneigung u. Fließgeschwdkt. Habitateignung für Bühnenfeld 418,2 bei niedrigem Mittelwasser (NMWP)

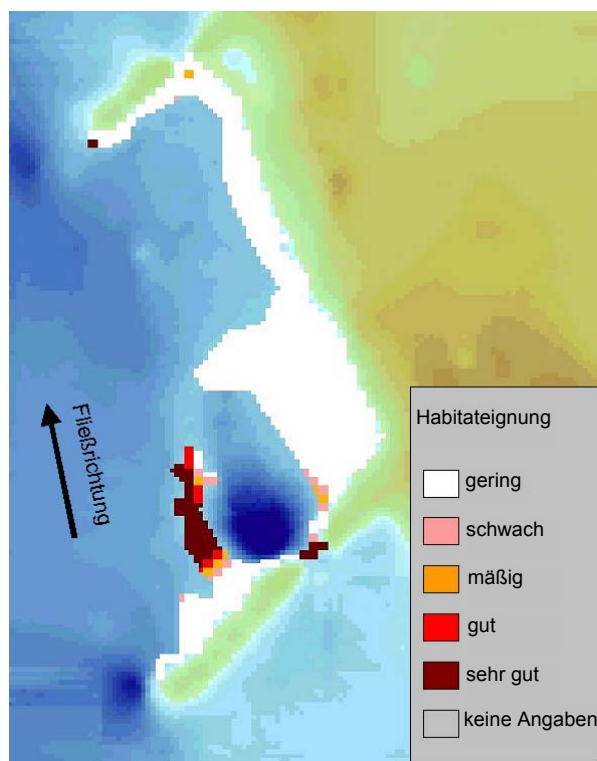


**Abb. 9-8:** Präferenz des Rapfen - larval für den Mikrohabitattyp-„flache Stillwasserbereiche“. Hauptfaktoren: Uferneigung u. Fließgeschwdkt. Habitateignung für Bühnenfeld 421,8 bei NMWP

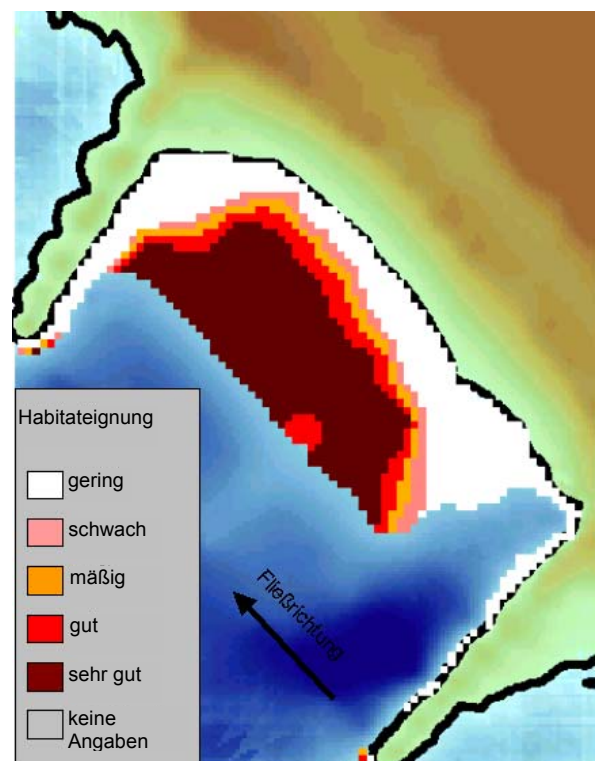
Hasel und Döbel gehören zu den rheophilen Arten und zeigen in ihren juvenilen (Hasel) und adulten (Döbel) Entwicklungsstadien eine deutliche Präferenz für erhöhte Fließgeschwindigkeiten. Die Bilanzierung dieser präferierten Habitate basiert exemplarisch auf dem Prognosemodell für juvenile Hasel. Sie ergab in den untersuchten Bühnenfeldern deutliche Unter-

schiede zwischen den einzelnen Wasserständen mit einer Zunahme der Anteile geeigneter Habitate bei Niedrigwasser.

Die detaillierte Betrachtung der untersuchten Bühnenfeldtypen ergab wiederum deutliche Unterschiede in der Bilanzierung zwischen den einzelnen untersuchten Bühnenfeldern. So erhöht sich in dem Bühnenfeld bei EI-km 418,2 (Abb. 9-9), welches zwischen zwei durchrissenen Bühnen liegt, der Anteil der Uferzonen mit höheren Fließgeschwindigkeiten bei Niedrigwasser deutlich gegenüber dem Mittelwasser. Gleiches gilt für das Bühnenfeld bei EI-km 423,4 (Abb. 9-10), wo sich der Anteil der gut bis sehr gut geeigneten Habitate bei Niedrigwasser sogar auf über 50 % erhöht. Im Gegensatz dazu reduzieren sich die durchströmten Bereiche im Bühnenfeld 421,8 und der Anteil der Habitate geringer Eignung steigt bei Niedrigwasser um 30% auf über 80% deutlich an. Dieser Analyse liegt das Szenario zugrunde, dass der Durchriss an der Bühnenwurzel, den dieses Bühnenfeld charakterisiert, bei der Niedrigwassersituation trocken fällt. Eine Durchströmung des Bühnenfeldes findet also nicht mehr statt. Die Abbildungen 9-9 und 9-10 repräsentieren diesmal zwei günstigere Flächenbilanzen.

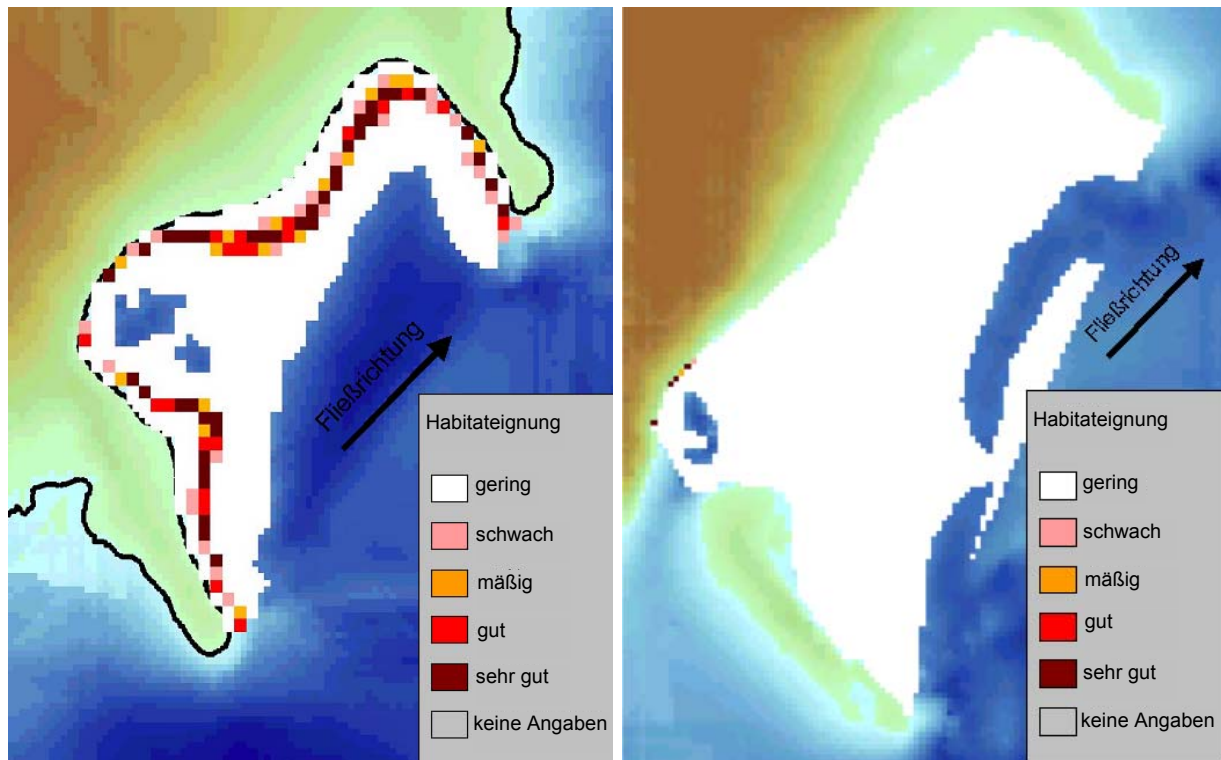


**Abb. 9-9:** Präferenz des Hasel – juvenil für den Mikrohabitattyp „durchströmte Uferzonen“ Hauptfaktor: Fließgeschwindigkeit. Habitateignung für Bühnenfeld 418,2 bei niedrigem Mittelwasser (NMWP).



**Abb. 9-10:** Präferenz des Hasel - juvenil für den Mikrohabitattyp „durchströmte Uferzonen“. Hauptfaktoren: Fließgeschwindigkeit. Habitateignung für Bühnenfeld 423,4 bei Niedrigwasser (NWP)





**Abb. 9-11:** Präferenz des Flussbarsch – adult für den Mikrohabitattyp „größere Wassertiefen“ Hauptfaktor: Wassertiefe. Habitateignung für Buhnenfeld 421 bei niedrigem Mittelwasser (NMWP)

**Abb. 9-12:** Präferenz des Flussbarsch - adult für den Mikrohabitattyp-„größere Wassertiefen“. Hauptfaktor: Wassertiefe. Habitateignung für Buhnenfeld 421,8 bei NMWP

Zusammenfassend ergibt sich ein heterogenes Bild der Habitateignung in den Buhnenfeldern und Uferstrukturen. Einzelne Buhnenfelder oder Buhnenfeldtypen lassen sich nicht pauschal als „gut“ oder „schlecht“ aus Sicht der fischökologischen Habitateignung charakterisieren. Vielmehr wird deutlich, dass eine diverse Fischgemeinschaft auch eine hohe Diversität an Habitatstrukturen benötigt. Diese Habitatstrukturen sind, je nach Wasserstand in einzelnen Buhnenfeldtypen unterschiedlich ausgeprägt. In der Summe zeigen jedoch die hier untersuchten Buhnenfelder für 5 der 6 entwickelten präferierten Mikrohabitattypen eine geringe Habitateignung. Lediglich der präferierte Mikrohabitattyp „flach auslaufende Uferzonen“ zeigt eine durchweg positive Bilanz.

Grundlage der hier entwickelten Modelle sind die Habitatparameter Wassertiefe, Uferneigung und Fließgeschwindigkeit, die FLADUNG et al. (2003) und SCHOLTEN et al. (2003) in multivariaten Analysen und multiplen logistischen Regressionen unter 15 anderen Parametern als entscheidende Schlüsselfaktoren identifizierten. Sie bestätigten damit für die Elbe als großem Flachlandfluss die Untersuchungen anderer Autoren (z.B. SCHLOSSER 1985, BAIN

et. al. 1988, LAMOUREUX et al. 1999), wonach hydromorphologische Parameter entscheidende Faktoren für die Habitatwahl von Fischen in kleineren Fließgewässern sind.

Im Ergebnis erbrachte die durchgeführte Habitatmodellierung die Charakterisierung von präferierten Mikrohabitatstypen der eingangs dieses Kapitels aufgelisteten Habitatstypen, die sich nach entwicklungsspezifischen Kriterien gliedern lassen (SCHOLTEN, WIRTZ, FLADUNG, THIEL 2002):

#### 1 und 6 Mikrohabitatstypen „steile Uferneigung“ und „tiefere Bereiche“

Tiefere und steilere Uferzonen werden nach den Habitatprognosemodellen von Flussbarschen in allen Altersstadien und von juvenilen Alanden (juvenil B) und larvalen Plötzen präferiert. Diese Mikrohabitate verteilen sich auf zwei unterschiedliche Bereiche in den Bühnenfeldern. So kommen Kolke in Bühnenfeldern mit ehemaligen oder noch vorhandenen Durchrissen vor und entstehen dort an der Leeseite der Durchrisse infolge von Erosion. Die Durchrisse an Bühnenwurzeln fördern auch Erosion entlang der Uferlinie, die zur Ausbildung steiler Uferzonen führen kann. Weitere tiefere Bereiche mit steilen Ufern stellen Kolke unterhalb unterhalb der Bühnenköpfe dar. Tiefere Bereiche sind somit Folgen hydraulischer Prozesse, die durch die Bühnen und ihre Form beeinflusst sind und damit indirekte Auswirkungen anthropogener Maßnahmen.

Die fischökologische Bedeutung der Kolke liegt in ihrer Nutzung als Einstand für adulte Fische. Sind die Kolke ausreichend groß dimensioniert, dienen sie beispielsweise als Winterstand für adulte Rapfen oder bei einer Wassertiefe über 2 m als Laichhabitate für den Stör, der früher regelmäßig in der Mittelelbe vorkam BAUCH (1958). Die fischökologische Bedeutung dieses Mikrohabitats für adulte Fische ist hoch.

#### 2 Mikrohabitatstyp „moderate Uferneigung“

Die entwickelten Habitatmodelle zeigen eine Präferenz von präadulte und adulte Döbeln sowie von adulten Alanden und Plötzen für moderate Uferneigungen von 15 bis 30°. Uferneigungen zwischen 15 und 30° kommen in den untersuchten Bühnenfeldern nur in Bereichen vor, die aufgrund von vorhandenen oder ehemaligen Durchrissen eine heterogene morphologische Uferstruktur aufweisen. Am stärksten ausgeprägt ist dieser Mikrohabitatstyp in dem Bühnenfeld 418,2 mit Durchrissen in der oberstrom und der unterstromigen Bühne. Aber auch die Bühnenfelder 421, das durch einen ehemaligen Durchriss geprägt ist, sowie 421,8 mit einem aktuell vorhandenen Durchriss an der Bühnenwurzel, weisen noch eine heterogene Struktur auf.

In Buhnenfeld 423,4 hingegen sind 100% der Fläche für Arten gering geeignet, die moderate Uferneigungen präferieren. Die Ursache könnte in der großen Buhnenfeldwalze liegen, die in dem gesamten Buhnenfeld für relativ hohe Fließgeschwindigkeiten sorgt. Diese führt zu einer permanenten Umlagerung des Substrates, so dass potenziell abwechslungsreiche Strukturen ausgeglichen werden und flachgeneigte Bereiche die Folge sind.

Die fischökologische Funktion dieser Mikrohabitate besteht in der Nutzung als Tageseinstand und zur Nahrungsaufnahme. Besonders die durchströmten Kolke unterhalb von Durchrissen oder unterhalb der Buhnenköpfe bieten dem Döbel geeignete Habitate. So belegen Untersuchungen an der Spree, dass gerade adulte Döbel eine hohe Standorttreue für diese Habitate aufweisen (FREDRICH 2002, pers. Mitteilung).

### 3 Mikrohabitattyp „flach auslaufende Ufer“

Die Toleranz von Jungfischen verschiedener Arten (Plötze, Aland, Gründling) gegenüber der Strömungsgeschwindigkeit ermöglicht eine hohe Habitatverfügbarkeit des flach auslaufenden Ufers. Die wasserbauliche Funktion der Buhnenfelder, Sedimentationsraum im Uferbereich zu bilden, kommt damit den Habitatansprüchen dieser Entwicklungsstadien sehr gelegen. In den Buhnenfeldern, die durch ehemalige oder aktuell noch vorhandene Durchrisse an der Buhnenwurzel betroffen sind, zeigt sich allerdings eine wasserstandsabhängige Ausprägung dieses Habitattyps. So kommt es erst bei Niedrigwasser zur Ausbildung geeigneter Habitate in nennenswerter Quantität.

### 4 Mikrohabitattyp „flache Stillwasserbereiche“

Entscheidend für eine erfolgreiche Entwicklung von Fischlarven ist das Vorhandensein von strömungsberuhigten Aufwuchshabitaten unterhalb der Laichplätze kies- und sandlaichender Arten während der Larvalzeit. Diese Habitate sind besonders im Leebereich der oberstromigen Buhnen und an der Uferzone der Buhnenwurzel der unterstromigen Buhnen ausgeprägt. Sie liegen damit im Strömungsschatten der oberstromigen Buhne und sind morphologisch als Sedimentationsbereiche gekennzeichnet. Am großflächigsten ist dieser Mikrohabitattyp im Buhnenfeld 418,2 entwickelt. Als Ursache kann hier die fehlende Buhnenfeldwalze angegeben werden. Aufgrund der vergleichsweise kurzen unterstromigen Buhne, die im Strömungsschatten der oberen Buhne liegt und der relativen Lage des Feldes zum Stromstrich der Elbe unterbleibt hier die Ausbildung einer Rückströmung. Die quantitativ größte Ausbildung vom Mikrohabitattyp „flacher Uferbereich“ innerhalb dieses Buhnenfeldes befindet sich in unmittelbarer räumlicher Nähe zum oberstromigen Durchriss. Die durch den Durchriss induzierte größere hydraulische Heterogenität bedingt die Ausbildung eines Kolkes, aber auch die Verlandung und damit Schaffung strömungsberuhigter Flachwasser-

bereiche. Die geringste Verfügbarkeit an flachen Stillwasserbereichen weist Bühnenfeld 423,4 auf, da die intakten langen Bühnen und die Lage am Prallhang eine starke Strömung der Bühnenfeldwalze erzeugen, die fast das gesamte Bühnenfeld erfasst.

Die Verfügbarkeit strömungsberuhigter Flachwasserbereiche ist in den untersuchten Bühnenfeldern generell als gering zu bewerten. Es zeigt sich zwar, dass bei Mittelwasser das Angebot etwas besser ausfällt als bei Niedrigwasser, doch zeigen Messungen von WIRTZ und ERGENZINGER (2002), dass ab einem Pegel von 320 bis 370 cm (Pegel Havelberg) der Anteil an strömungsberuhigten Zonen stark abnimmt. Ab einem Pegel von 430 cm setzt die Überflutung der rezenten Aue ein und erzeugt neue strömungsberuhigte Bereiche. Die Konsequenzen dieser wechselnden Habitatverfügbarkeit auf das Aufkommen der Jungfische und Fischlarven beschreibt SCHOLTEN (2002).

#### 5 Mikrohabitattyp „durchströmte Uferbereiche“

Zeigen juvenile Entwicklungsstadien eine hohe Affinität zu stärker durchströmten Bereichen, wie SCHOLTEN (2002) dies für die juvenilen Hasel zeigen konnte, ergibt sich ein völlig anderes Bild der Verfügbarkeit der Habitate. Generell ist das Angebot an geeigneten Habitaten, sowohl bei mittleren als auch bei niedrigen Wasserständen, deutlich geringer. Zeigen die Bühnenfelder jedoch aufgrund der Durchrisse eine Durchströmung, so ergeben sich größere Bereiche, die eine gute bis sehr gute Habitateignung aufweisen. Mit dem zeitlichen Auftreten der Juvenilstadien im Spätsommer ist eine Durchströmung der Durchrisse auch bei Niedrigwasser von großer Wichtigkeit. Fällt der Durchriss jedoch trocken, so reduziert sich die Habitatverfügbarkeit deutlich (Beispiel Bühnenfeld EI-km 421,8). Eine Ausnahme stellt das Bühnenfeld 418,2 dar. Die besondere Lage zum Stromstrich und die relativ kurzen Bühnen führen bei diesem Bühnenfeld auch bei einem Trockenfallen des Durchriss zu einer hohen Verfügbarkeit von durchströmten Uferbereichen.

SCHOLTEN (2002) konnte weiterhin für die juvenilen Stadien rheophiler Arten im Spätsommer ein verstärktes Vorkommen in Bühnenfeldern unterhalb von durchströmten Bühnenbrüchen und auf Kiesbänken feststellen, wo ebenfalls überströmte Bereiche anzutreffen waren. Die fischökologische Bedeutung dieser Habitate könnte in bioenergetischen Vorteilen bei der Nahrungssuche zu finden sein. Rheophile Arten führen weiterhin entwicklungs-spezifische Habitatwechsel durch zwischen strömungsberuhigten Bereichen, wie er von den Larvalstadien genutzt wird, und stärker durchströmten Bereichen, die von älteren juvenilen Stadien bevorzugt werden (SPINDLER 1989, FREYHOF 1998). Die Verfügbarkeit beider Habitattypen in erreichbarer Distanz ist daher für eine erfolgreiche Entwicklung dieser Arten von großer Bedeutung.



## 9.2 Makrozoobenthos

Neben der Fischfauna und aquatischen Flora dient die biologische Qualitätskomponente Makrozoobenthos vorrangig der Bestimmung des ökologischen Status von Flüssen (IRMER, VON KEITZ 2002). Makrozoobenthos kommt natürlicherweise in fast allen Gewässertypen vor und besiedelt zumeist die Substratoberflächen. Viele Arten zeigen eine deutliche Bindung an Substrate sowie an physikalische und chemische Bedingungen. Da die Vorkommen insbesondere durch abiotische Umweltbedingungen beeinflusst werden, eignen sich benthische wirbellose Tiere gut als Bioindikatoren und werden deshalb für eine Reihe von Umweltstressoren in der Gewässerüberwachung eingesetzt (BRUNKE et al. 2002).

Die Abhängigkeit benthischer Arten von bestimmten Sohlsubstraten und Strömungsverhältnissen, die zudem in Wechselwirkungen miteinander stehen, ermöglicht mehrere Kombinationen unterschiedlicher Faktoren für eine Bestimmung geeigneter Habitatflächen. Für zwei Bühnenfelder im Raum Havelberg wird die Habitatverfügbarkeit beispielhaft für Zuckmücken (*Rheotanytarsus*) und Muschelkrebse (Ostracoda, Crustacea; bis etwa 1 - 2 mm Körpergröße) anhand von sohlennahen Fließgeschwindigkeiten und Kiesanteilen graphisch dargestellt. Anschließend werden zwei Beispiele für flächenhafte Darstellungen und Quantifizierungen von Reynoldszahlen und Sohlschubspannung angeführt, die ebenfalls für eine Bestimmung der Habitatverfügbarkeit verwendet werden können, da sie unterschiedliche Umweltfaktoren wie Turbulenz, Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und Sohlrauheit beinhalten (GORE 1998).

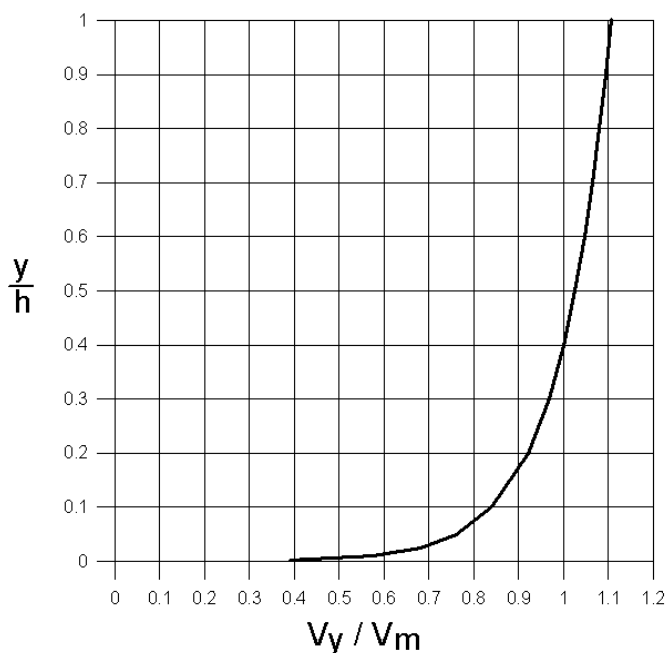
Für die Larven von *Rheotanytarsus spec.* sind insbesondere im Übergangsbereich von Hauptstrom zu Bühnenfeldern der unteren Mittelelbe geeignete Mikrohabitate vorhanden. Ostracoda hingegen sind eine in fast allen Binnengewässern vorkommende, limnophile (strömungsmeidende) Unterklasse von Mikrocrustaceen, die als mobile Individuen die Sohloberfläche und teilweise auch das Interstitial besiedeln (BRUNKE 2003, pers. Mitteilung). Die beiden Tiergruppen kontrastieren hinsichtlich Ihrer Habitatansprüche und werden deshalb hier für die Bestimmung von Auswirkungen unterschiedlicher Bühnenfelder herangezogen. BRUNKE et al. (2003) ermittelten in Bühnenfeldern der Mittelelbe Präferenzen für Kiesanteile und Fließgeschwindigkeiten, die hier nun für die Bühnenfelder bei EI-km 421,8 und 423,4 verwendet und hinsichtlich der Flächenanteile bilanziert werden.

Da die vorliegenden Präferenzen für Fließgeschwindigkeiten für beide Gattungen 5 cm oberhalb der Sohle ermittelt worden waren, die eigenen sohlennächsten Messungen hingegen 10 cm oberhalb der Sohle erfolgt waren, war eine Umrechnung unter Anwendung des

logarithmischen Wandgesetzes notwendig. Die Verwendung von Gleichung 9-1 ermöglicht unter Berücksichtigung von Gleichung 8-1 für die Bestimmung des  $k_s$ -Wertes, bei Kenntnis von Wassertiefe und Sohlabstand, die Generierung von Fließgeschwindigkeiten an allen Punkten der Wassersäule sowie der Sohlschubspannungsgeschwindigkeit und mittlerer Geschwindigkeiten im Vertikalprofil. Abbildung 9-13 verdeutlicht das Profil der turbulenten Hauptströmung für raue Sohlen.

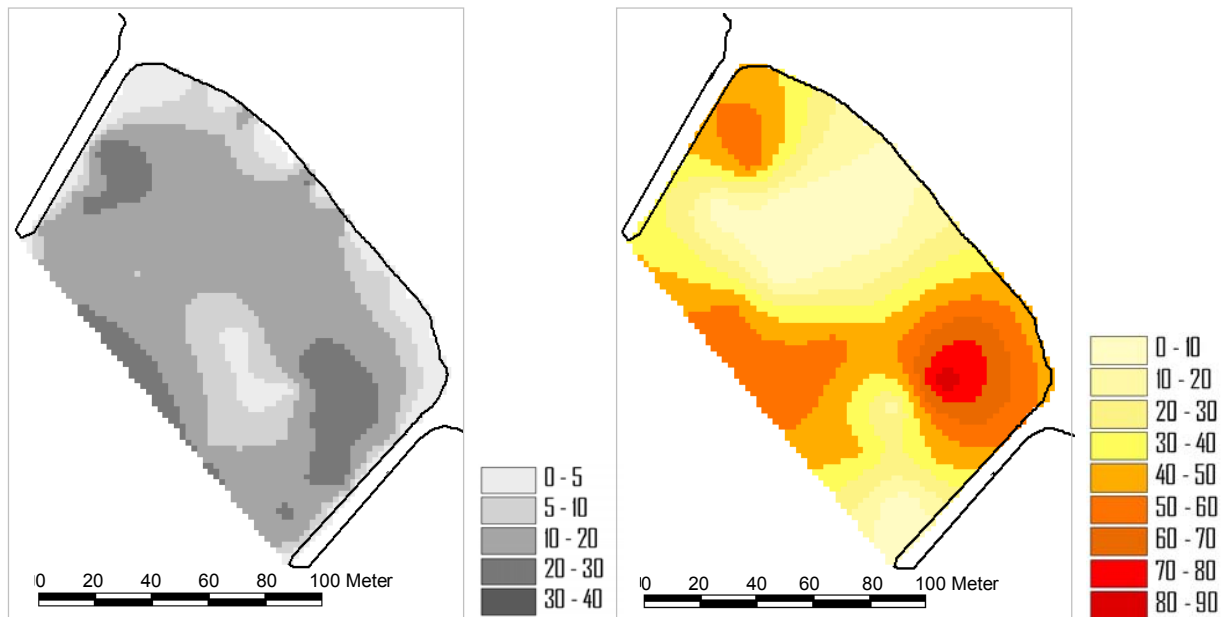
$$\text{Gl. 9-1: } \frac{V_y}{V^*} = 2,5 \left( \ln \frac{y}{k_s} - 1 \right) + C_{\text{rauh}} \quad (\text{nach ZANKE 2002})$$

Ausgehend von wechselnden Sohlrauigkeiten ( $k_s$ -Wert) und Wassertiefen, die für jede Raster-Zelle der ausgewerteten Buhnenfelder im GIS berechnet werden, wird bei Verwendung von Gleichung 9-1 das Verhältnis der Fließgeschwindigkeiten 10 cm oberhalb der Sohle zu den benötigten 5 cm oberhalb der Sohle ermittelt. Dieses Verhältnis variiert mit den beiden genannten Parametern. Die für jede Raster-Zelle ermittelte Verhältniszahl wird anschließend mit den vorhandenen Messwerten 10 cm oberhalb der Sohle multipliziert und somit die Fließgeschwindigkeit 5 cm oberhalb der Sohle für die Gesamtfläche errechnet. Dieses Verfahren stellt eine praktikable Lösung zur Ableitung von Werten in Tiefen dar, die nicht bemessen wurden und ist umso genauer, je dichter im Vertikalprofil der gemessene am zu berechnenden Wert liegt.



**Abb. 9-13:** Geschwindigkeitsprofil bei hydraulisch rauher Sohle (nach ZANKE 2002, verändert)

Abbildung 9-14 basiert auf den gleichen Messungen wie die in den Abbildungen 6-24 und 6-25 dargestellten oberflächennahen Fließgeschwindigkeiten. Die Hauptwalze des Bühnenfeldes ist auch sohlennah noch gut ausgeprägt, allerdings durch Sohlrauhheiten und unterschiedliche Tiefenverhältnisse modifiziert. Abbildung 9-15 wurde aus den in Abbildung 7-4 enthaltenen Proben interpoliert. Dieses Verfahren wurde auch auf die aus diesen Proben ermittelten D50-Werten angewendet, die in die oben genannten Berechnungen mit eingehen.



**Abb. 9-14:** Sohlnahe Fließgeschwindigkeiten (5 cm oberhalb der Sohle) in  $\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$  in Bühnenfeld 423,4 bei NMWP

**Abb. 9-15:** Kiesanteile (%) in Bühnenfeld 423,4

Die Abbildungen 9-16 und 9-17 sind das Ergebnis der Verschneidung von Spannbreiten für optimale und tolerable Fließgeschwindigkeiten sowie für Kiesanteile, die ein lokales Vorkommen ermöglichen. Für *Rheotanytarsus spec.* liegen im Übergangsbereich zum Hauptstrom sowie an einigen Abschnitten die Bühnenfeldwalze sohlennahe Fließgeschwindigkeiten und Korngrößen vor, die im Bereich der Optimumbedingungen für dieses Taxon liegen. Tolerable hydraulische und sedimentologische Bedingungen sind in Bereichen von Bühnenfeldern vorhanden, in denen durch die Bühnenfeldwalze die sohlennahen Fließgeschwindigkeiten Werte von über  $11 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$  erreichen und die Sohle kiesige Anteile von über 46% enthält. *Rheotanytarsus* baut nur auf stabilen Sohlen Wohnröhren, an deren Enden Verästelungen dazu dienen Netze aufzuspannen, mit denen organische Feinpartikel zurück gehalten werden können und als Nahrung konsumiert werden. Daher ist das Taxon auf Mindestströmungsbedingungen angewiesen und auf eine stabile Sohle, die durch hohe Kiesanteile ermöglicht wird ist. Sandige Mikrohabitate oder Sohlbereiche mit hohem Sedimenttransport

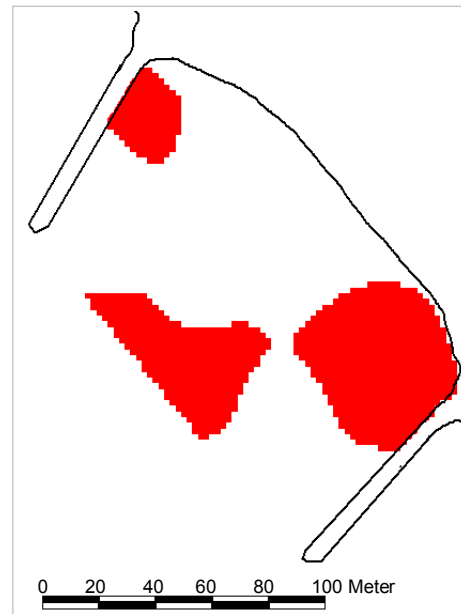
können von diesem Taxon nicht besiedelt werden, so dass z.B. auch der ganze Bereich der Schifffahrtsrinne nicht als Habitat in Frage kommt (BRUNKE 2003, pers. Mitteilung).



■ 22 - 27 cm  $\cdot$  s $^{-1}$

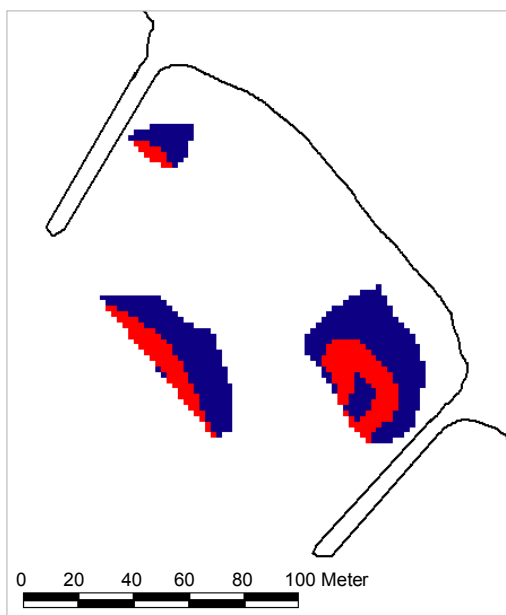
■ 11 - 39 cm  $\cdot$  s $^{-1}$

**Abb. 9-16:** Optimale (22 – 27 cm  $\cdot$  s $^{-1}$ ) und geeignete sohlennahe Fließgeschwindigkeiten (11 - 39 cm  $\cdot$  s $^{-1}$ ) in Bühnenfeld 423,4 bei NMWP für *Rheotanytarsus spec.*



■ Kiesanteile > 46,5 %

**Abb. 9-17:** Bereiche mit präferierten Kiesanteilen für *Rheotanytarsus spec.* in Bühnenfeld 423,4



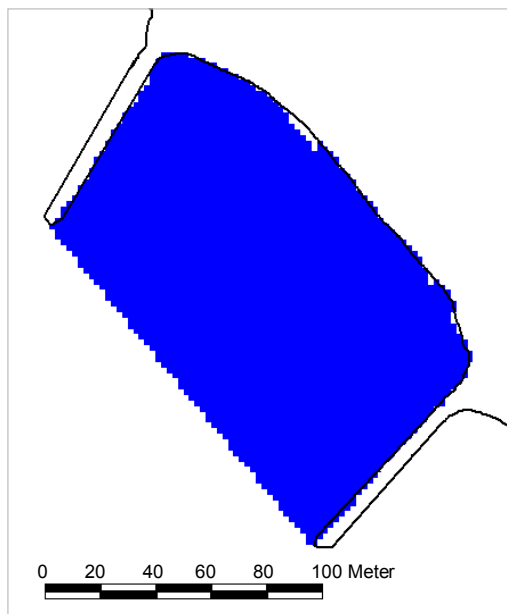
■ Optimalbereich

■ Vorkommen möglich

**Abb. 9-18:** Verschneidung von optimalen und geeigneten Fließgeschwindigkeiten mit Kiesanteilen für *Rheotanytarsus spec.* in Bühnenfeld 423,4

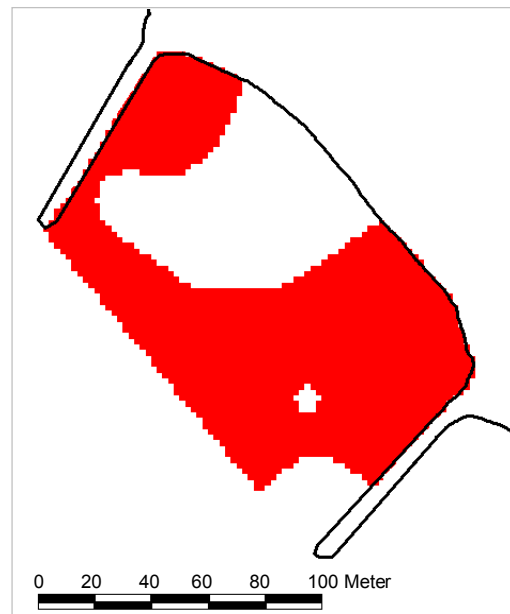
Eine Bilanz ergibt für das gesamte Bühnenfeld einen Anteil des Optimalbereiches von 6,4 % und für den Bereich des möglichen Vorkommens einen Anteil von 21 % (Abb. 9-18).

Ostracoda hingegen halten sich in Fließgewässern insbesondere in den Spaltenräumen zwischen den einzelnen Sand- und Kieskörnern auf. In diesen Spaltenräumen sind sie nicht direkt der Strömung ausgesetzt. Über einen weiten Bereich von 0 bis etwa  $30 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$  reagieren sie daher indifferent auf die sohlennahe Fließgeschwindigkeit. Ihre Toleranzgrenze gegenüber der maximalen sohlennahen Fließgeschwindigkeiten liegt an der Elbe bei etwa  $35 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ . Diese hohe Toleranzgrenze eines limnophilen Taxon ist aber nur im Zusammenhang mit dem Sand- bzw. Kiesanteil an den Sedimenten zu interpretieren. Bei Kiesanteilen von unter 25% sind nicht mehr ausreichend Spaltenräume vorhanden und zudem steigt die Instabilität der Sohle (BUNKE 2003, pers. Mitteilung). In den strömungsberuhigten Bereichen von Fließgewässern wirkt so für Ostracoda die Sedimentzusammensetzung limitierend, wenn die tolerable sohlennahe Fließgeschwindigkeit nicht überschritten wird. Daher ist der Anteil der Fläche von Kiesanteilen  $> 25 \%$  im Bühnenfeld 421,8 fast gleichbedeutend mit der für Ostracoda hydromorphologisch besiedelbaren Fläche, die etwa 66 % der gesamten Fläche im Bühnenfeld entspricht (Abb. 9-19 und 9-20).



0 -  $35 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$

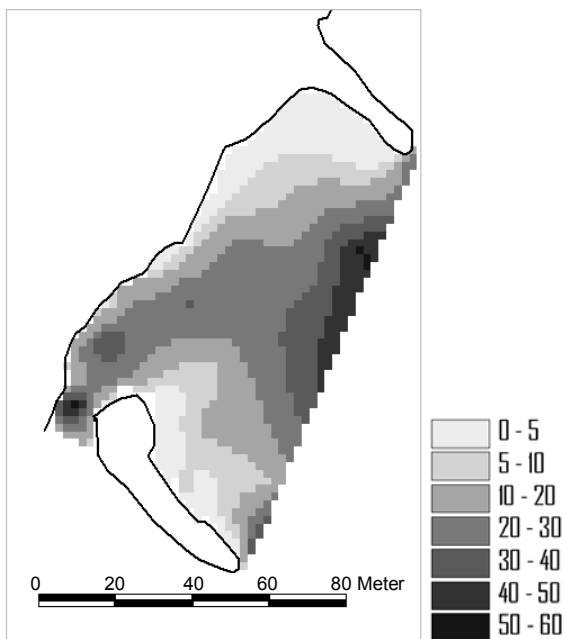
**Abb. 9-19:** Geeignete sohlennahe Fließgeschwindigkeiten bei NMWP in Bühnenfeld 423,4 für Ostracoda



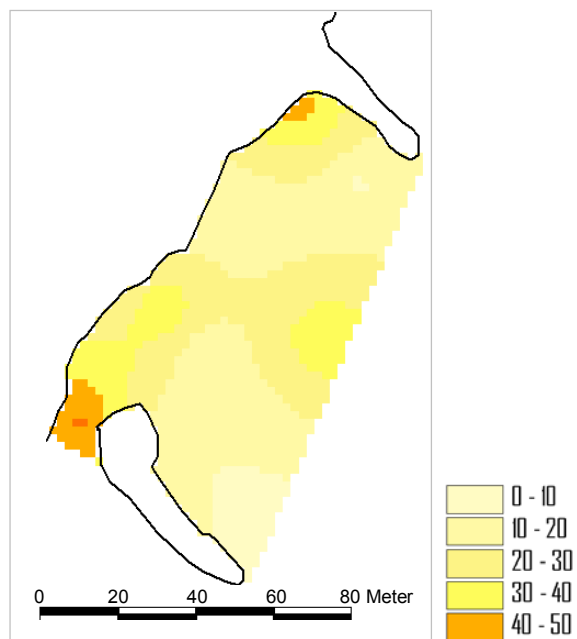
Kiesanteil  $> 25 \%$

**Abb. 9-20:** Bereiche mit präferierten Kiesanteilen für Ostracoda in Bühnenfeld 423,4

In dem Gleithangbuhnenfeld bei El-km 421,8 mit durchrissener oberstromiger Buhne kommen nur im Durchrissbereich höhere Kiesanteile und Fließgeschwindigkeiten vor (Abb. 9-21 und 9-22). Die äußeren Bereiche des Buhnenfeldes, die relativ stark durchströmt sind, weisen hohe Fließgeschwindigkeiten auf, da bei diesem niedrigeren Wasserstand als in dem zuvor für Buhnenfeld 423,4 verwendeten Wasserstand die nicht überströmten Buhnen weiter in den Hauptstrom ragen. Aufgrund der Gleithanglage sind die Korngrößen der zentralen und ufernahen Abschnitte jedoch im Vergleich zum Buhnenfeld 423,4 relativ fein (vgl. Abb. 6-21, 6-22, 7-3).



**Abb. 9-21:** Sohlnahe Fließgeschwindigkeiten (5 cm oberhalb der Sohle) in  $\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$  in Buhnenfeld 421,8 bei NMWP

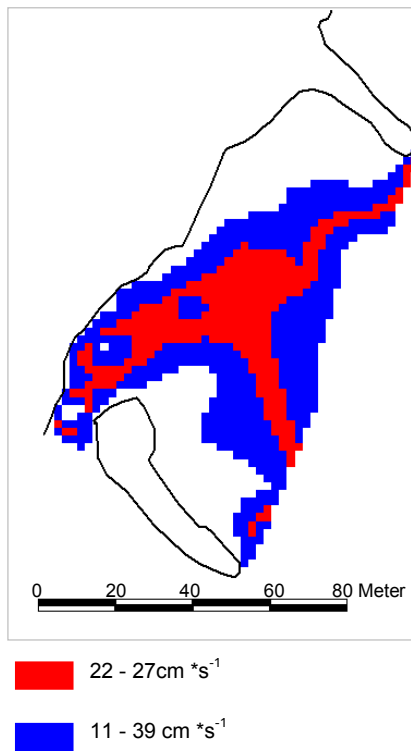


**Abb. 9-22:** Kiesanteile (%) in Buhnenfeld 421,8

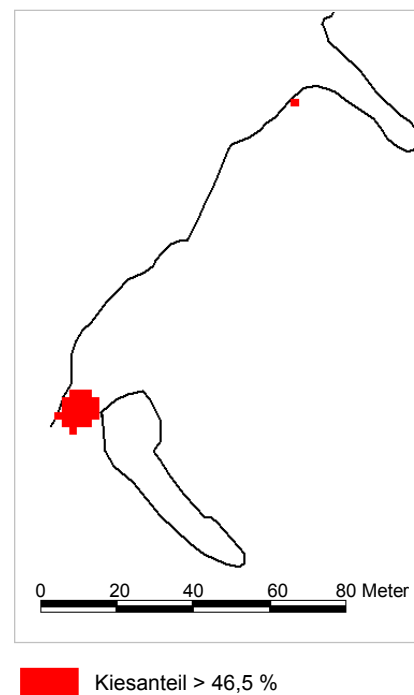
Die optimalen und geeigneten Fließgeschwindigkeiten verteilen sich entsprechend der spezifischen Bedingungen dieses Buhnenfeldes entlang der Durchrissströmung (Abb. 9-23). Eine Buhnenfeldwalze ist hier nur ansatzweise in dem strömungsberuhigten unteren Teil vorhanden und weist keine relevanten Fließgeschwindigkeiten auf. Ebenso sind die für Vorkommen von *Rheotanytarsus* notwendigen Kiesanteile von mehr als 46,5 % nur in dem Buhnendurchriss vorhanden (Abb. 9-24).

Abbildung 9-25 verdeutlicht die geringe Eignung von Buhnenfeld 421,8 für die Gattung *Rheotanytarsus*. Die Verschneidung und Bilanzierung ergibt entsprechend geringe Anteile von lediglich 0,2 % mit optimalen und ca. 1,4 % mit tolerablen Bedingungen, die nur innerhalb des Durchriss liegen. Eine großflächige Besiedlung ist hier somit nur an

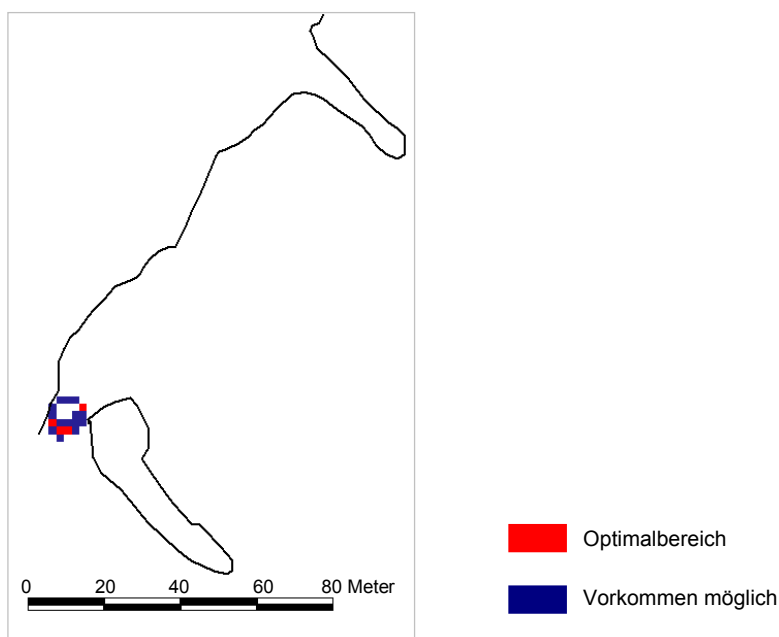
künstlichen Strukturen mit grober Schüttung und benässter Oberfläche, wie sie der Durchriss bietet, möglich.



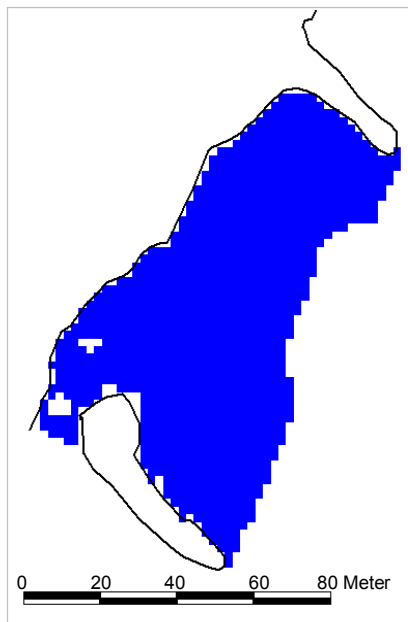
**Abb. 9-23:** Optimale ( $22 - 27 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ ) und geeignete sohlennahe Fließgeschwindigkeiten ( $11 - 39 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ ) in Bühnenfeld 421,8 bei NMWP für *Rheotanytarsus spec.*



**Abb. 9-24:** Bereiche mit präferierten Kiesanteilen für *Rheotanytarsus spec.* in Bühnenfeld 421,8

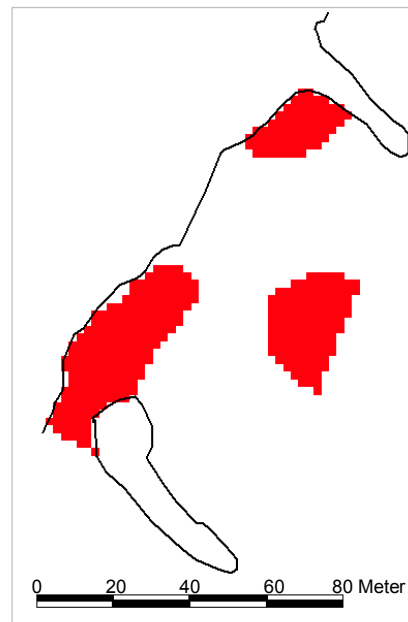


**Abb. 9-25:** Verschneidung von optimalen und geeigneten Fließgeschwindigkeiten mit Kiesanteilen für *Rheotanytarsus spec.* in Bühnenfeld 421,8



0 - 35 cm \*s<sup>-1</sup>

**Abb. 9-26:** Geeignete sohlennahe Fließ-Geschwindigkeiten bei NMWP in Bühnenfeld 421,8 für Ostracoda



Kiesanteil > 25 %

**Abb. 9-27:** Bereiche mit präferierten Kiesanteilen für Ostracoda in Bühnenfeld 421,8

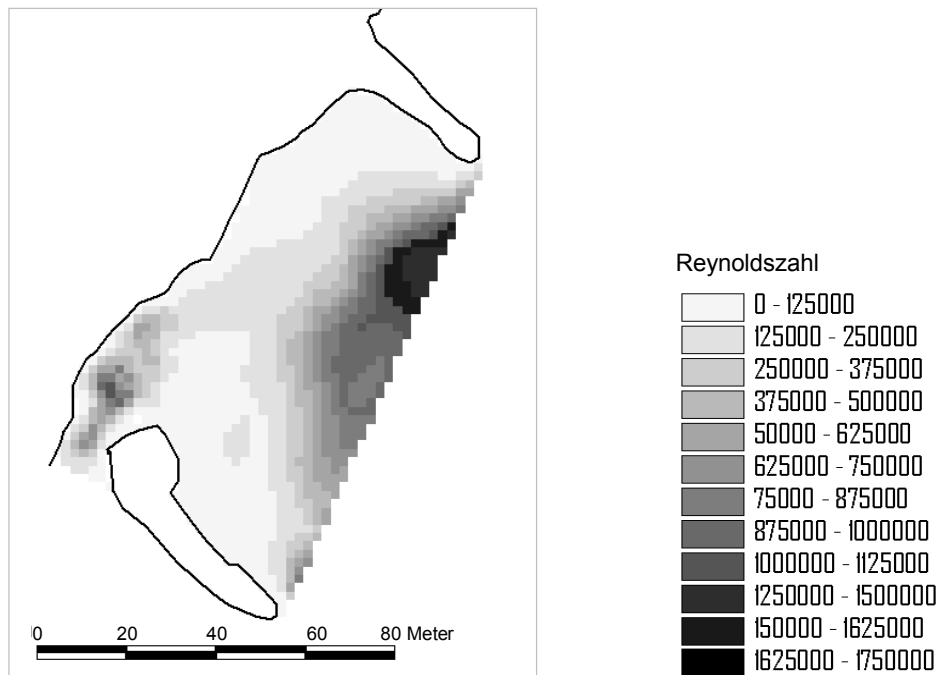
Für Ostracoda ist in Bühnenfeld 421,8 wie in 423,4, von wenigen Teilflächen der äußeren Bereiche sowie unterhalb des Durchriss abgesehen, das Substrat der limitierende Faktor (Abb. 9-26 und 9-27). Die Fläche von Kiesanteilen > 25 % ist fast gleichbedeutend mit der besiedelbaren Fläche und beträgt abzüglich der Teilflächen mit zu hohen Fließgeschwindigkeiten 23,4% des Bühnenfeldes.

Die Kombination von mittlerer Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe und temperaturabhängiger Viskosität ergibt die Reynoldszahl, welche den Grad des turbulenten Fließens beschreibt. Die Reynoldszahl ( $Re$ ) und die Reynoldszahl in Bodennähe bzw. der Grenzschicht (boundary  $Re^*$ , STATZNER et al. 1988) finden wie die Sohlschubspannung ebenfalls Verwendung für die Bewertung der Habitatverfügbarkeit vor allem von Benthosarten. Die Reynoldszahl und die Sohlschubspannung werden deshalb beispielhaft für das hydraulisch abwechslungsreichere Bühnenfeld 421,8 dargestellt. Die Reynoldszahl berechnet sich wie folgt:

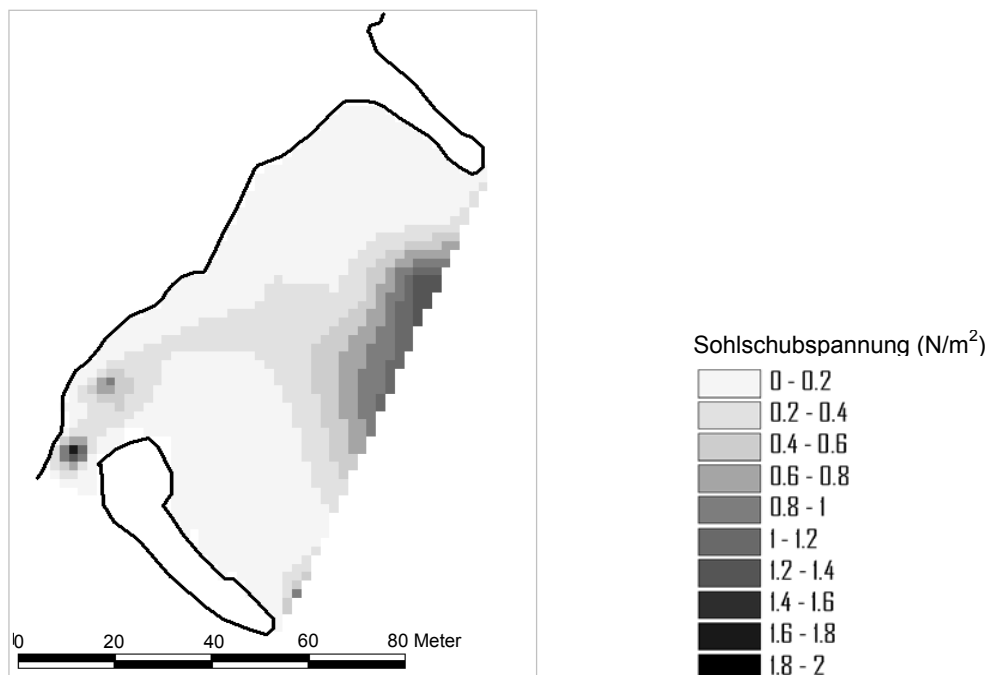
Gl. 9-2: 
$$Re = \frac{v_m \cdot h}{\nu}$$



Die im Vertikalprofil mittlere Geschwindigkeit  $v_m$  wurde dabei für jede Rasterzelle anhand des logarithmischen Profils auf  $0,4 \cdot$  die oberflächennahe Fließgeschwindigkeit berechnet und die Viskosität  $\nu$  für 20 °C verwendet. Die durchgängig hohen Zahlen, die von wenigen Ausnahmen im direkten Uferbereich weit über 2300 und damit dem Übergang vom laminaren zum turbulenten Fließen liegen, weisen die unterschiedlich turbulenten Bereiche des Bühnenfeldes auf (Abb. 9-28).



**Abb. 9-28:** Verteilung turbulenten Fließens in Bühnenfeld 421,8



**Abb. 9-29:** Verteilung der Sohlschubspannung in Bühnenfeld 421,8

Strukturell vergleichbar sind die Verteilungen von Reynoldszahlen und Sohlschubspannungen, was an der hohen Gewichtung der in die Berechnung beider Parameter eingehenden Fließgeschwindigkeiten liegt. Die innerhalb des Bühnenfeldes höchsten erreichten Sohlschubspannungen treten im Durchrissbereich auf und übertreffen lediglich die nach DIN 19661 für Feinsand kritische Schubspannung von  $1 \text{ N/m}^2$  (Abb. 9-29). Bei nicht überströmten Bühnen erreichen die Sohlschubspannungen nur geringe Werte. Die Berechnung erfolgt über die Ermittlung der Sohlschubspannungsgeschwindigkeit  $v^*$  mittels Gleichung 9-1 und der sohlennahen Fließgeschwindigkeit 10 cm über Grund sowie über Gleichung 8-3.

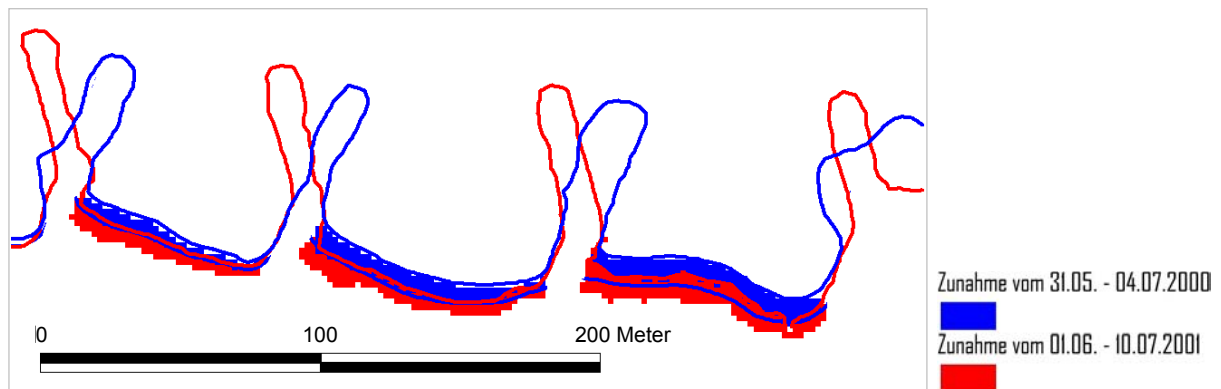
### 9.3 Laufkäfer

Viele Laufkäferarten reagieren sensibel auf die Änderungen von Umweltfaktoren und sind deshalb für die Charakterisierung dynamischer Lebensräume wie Flussufer besonders geeignet (HARDT 1996, BOSCANI et al. 2000). Die Artengemeinschaften werden dabei hinsichtlich ihrer Zusammensetzung stark von der Struktur der Ufer beeinflusst (BONN & KLEINWÄCHTER 1999). Die in den vorhergehenden Kapiteln beschriebenen Zusammenhänge von Hydraulik, Hydromorphologie und Sedimenttransport prägen in Abhängigkeit von der Dauer unterschiedlicher Abflusszustände wesentlich die Morphologie und Substratverteilung in Bühnenfeldern. Dies kann sowohl langfristige Auswirkungen haben (z.B. zunehmende Verlandungen oder Erosionen) als auch kurzfristige, kleinräumige Entwicklungen betreffen (Veränderungen von Feinsedimentauflagen in strömungsberuhigten Bereichen von Bühnenfeldern aufgrund unterschiedlicher Überflutungsdauer). Da neben der Struktur der Uferzonen auch die Substratzusammensetzung für die Verteilung der Laufkäfer ausschlaggebend ist (ASSMUTH & BOHLE 2000, RICKFELDER 2002), beeinflussen die hydromorphologischen Prozesse somit die Artenzusammensetzung des Uferbereichs (KLEINWÄCHTER & MISCHKE 2003).

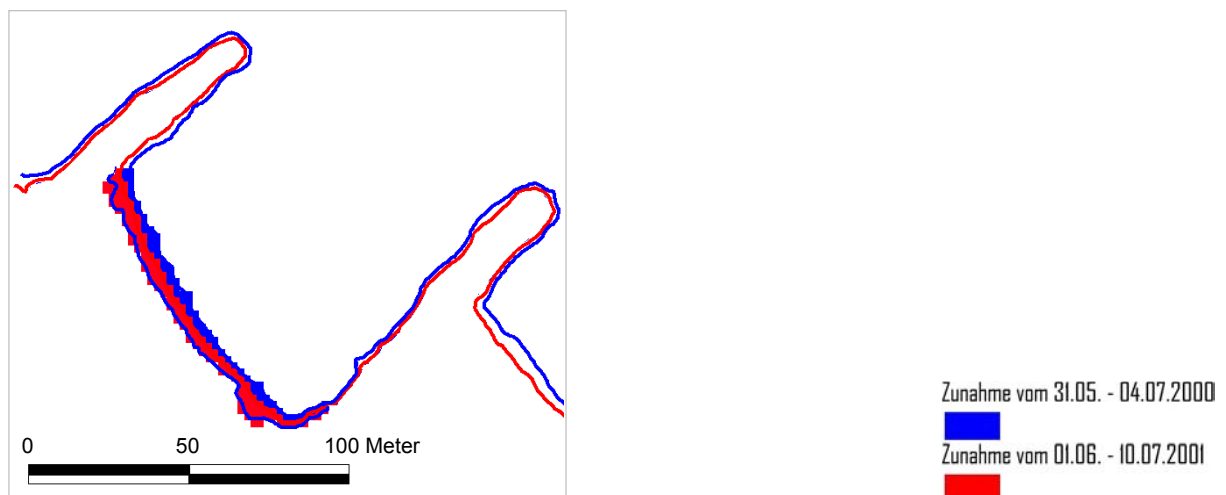
KLEINWÄCHTER & MISCHKE (2003) untersuchten von 2000 bis 2003 im Rahmen des BAW-/BFG-Projektes „Ökologische Optimierung von Bühnen in der Elbe“ die Auswirkungen der unterschiedlichen Bühnen auf das Vorkommen von Laufkäferarten. Eine Verknüpfung mit eigenen, zum Teil im GIS erstellten Ergebnissen zur Hydromorphologie der gleichen Bühnenfelder wird in diesem Kapitel durchgeführt. Digitale Geländemodelle zur Integration von Habitatausprägungen für Deichvorländer bei Bälow und Sandau wurden auch von VOGEL (2002) verwendet und dienten sowohl der Identifizierung von Habitaten bei unterschiedlichen Wasserständen als auch der Darstellung abgestufter Habitateignungen. Die

durchgeführten eigenen Verknüpfungen sind im Vergleich dazu wesentlich großmaßstäbiger und beziehen sich auf den unmittelbaren Übergangsbereich von trockengefallenen zu benässen Flächen in Bühnenfeldern. Die Dynamik und Veränderlichkeit ist hier von Jahr zu Jahr hoch, zudem wirken sich die Wechselwirkungen hydromorphologischer Parameter vergleichsweise signifikant aus, wie in den vorangegangenen Kapiteln gezeigt wurde.

Die Abbildungen 9-30 bis 9-33 stellen die Flächen dar, für die Vorkommen von Laufkäfern und Hydromorphologie in den Bühnenfeldern untersucht wurden. Die Bühnenfelder 440,5 und 440,9 wurden hinsichtlich der Laufkäfervorkommen nicht beprobt. Die rot gekennzeichneten Flächen des Jahres 2001 überlappen die blauen Flächen des Jahres 2000. Der verdeckte Teil der blauen Flächen wird durch die obere blaue Grenzlinie veranschaulicht.



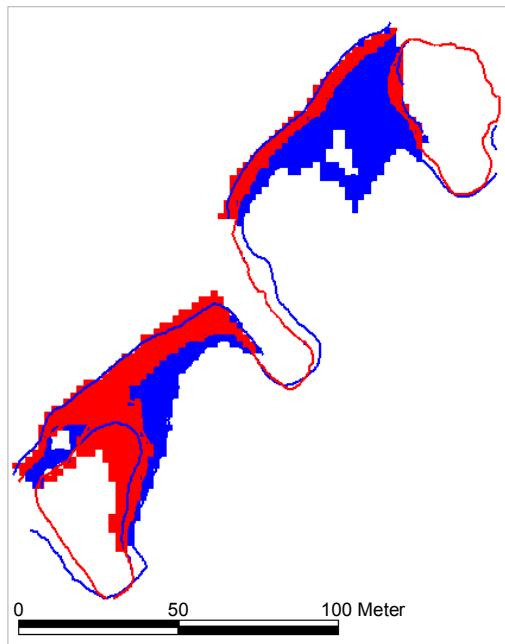
**Abb. 9-30:** Absinken der Wasserlinien und Zunahme von Untersuchungsflächen während der Beprobungszeiten 2000 und 2001 in den Bühnenfeldern 440,2 bis 440,4



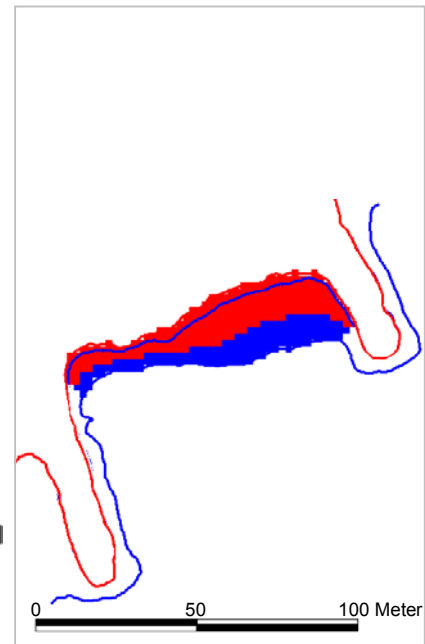
**Abb. 9-31:** Absinken der Wasserlinien und Zunahme von Untersuchungsflächen während der Beprobungszeiten 2000 und 2001 in Bühnenfeld 441

Die Betrachtung der Bühnenfelder offenbart deutliche Unterschiede der Größen der Untersuchungsflächen der Bühnenfelder 440,2 bis 441,0 und der weiter unterstromigen Bühnenfelder 443,5 bis 443,9 (Tab. 9-7). Dies hängt mit der stärkeren Verlandung der

unterstromigen Flächen zusammen, wie auch Abbildung 5-17 in Kapitel 5 „Morphologie der untersuchten Bühnenfelder“ aufzeigt. Ausschlaggebend ist weiterhin die im Zusammenhang mit der Verlandung stehende flachere Neigung im Uferbereich. Dies wird durch der Zunahme der Wasserflächen (Abb. 5-15) im Bereich der relevanten Pegelstände von 150 bis 200 cm (Pegel Wittenberge) verdeutlicht. Der steile Kurvenanstieg insbesondere für die Bühnenfelder 443,5 und 443,9 ist ein Zeichen für flach geneigte Verlandungsflächen, die überströmt werden und deshalb zu einer sprunghaften Vergrößerung der Wasserflächen führen.



Zunahme vom 31.05. - 04.07.2000  
 Zunahme vom 01.06. - 10.07.2001



**Abb. 9-32:** Absinken der Wasserlinien und Zunahme von Untersuchungsflächen während der Beprobungszeiten 2000 und 2001 in den Bühnenfeldern 443,5 und 443,6

**Abb. 9-33:** Absinken der Wasserlinien und Zunahme von Untersuchungsflächen während der Beprobungszeiten 2000 und 2001 in Bühnenfeld 443,9

**Tab. 9-7:** Flächenzunahmen in den hydromorphologisch und hinsichtlich der Laufkäfervorkommen untersuchten Bühnenfeldern während der Beprobungszeiten

Bühnenfelder (EI-km)	Flächenzunahme während der Beprobung (31.05. bis 04.07.2000) (m <sup>2</sup> )	Anteil der Beprobungsfläche vom Bühnenfeld (%)	Flächenzunahme während der Beprobung (01.06 bis 10.07.2001) (m <sup>2</sup> )	Anteil der Beprobungsfläche vom Bühnenfeld (%)
440,2	872	8,9	688	7,0
440,3	628	7,0	472	5,3
440,4	348	4,6	352	4,7
441	564	4,6	492	4,0
443,5	1.412	25,8	1.300	23,8
443,6	1.488	22,9	448	6,9
443,9	1.252	15,7	920	11,5

Tabelle 9-7 zeigt, dass in beiden Jahren die Flächenzunahmen in den Bühnenfeldern ab EI-km 443,5 wesentlich höhere Anteile ausmachen als in den oberstromigen Bühnenfeldern. Lediglich in Bühnenfeld 443,6 fiel die Zunahme 2001 bei sinkenden Wasserständen von 196 bis 154 cm (Pegel Wittenberge) im Vergleich zu 2000 (204 bis 131 cm) geringer aus. Dies liegt in diesem Bühnenfeld an den bei höheren Wasserständen steileren Neigungen entlang der Wasserlinie. Aufgrund der ausgeprägten Überflutungsdynamik werden die Bühnenfelder auch von einer Reihe spezialisierter Uferlaufkäfer besiedelt. Da diese hoch mobilen Pionierarten meist eine enge Substratbindung aufweisen und auf offene Habitate in geringer Entfernung zur Wasserkante angewiesen sind (BONN & ZIESCHE 2000, KLEINWÄCHTER & MIKSCHKE 2003), sind die in Tabelle 9-7 berechneten Flächengrößen für die Identifizierung geeigneter Habitate von Bedeutung. Diese Faktoren scheinen über einen kurzen Zeitraum von wenigen Jahren betrachtet weniger von den verschiedenen Bühnenformen als von den mesoskaligen Ausprägungen abzuhängen.

Ein weiteres Unterscheidungsmerkmal zwischen den oberstromigen Bühnenfeldern bei EI-km 440,2 bis 440,4 und 441 gegenüber den unterstromigen Bühnenfeldern 443,5, 443,6 und 443,9 sind die in Kapitel 7 beschriebenen unterschiedlichen Anteile gröberer und feinerer Kornfraktionen (vgl. Abb. 7-6 bis 7-9 und 7-26). Bei Betrachtung der Korngrößenverteilungen für die gesamten Bühnenfelder ist in den unterstromigen Flächen eine Tendenz zu sandigeren und kiesigen Substraten bei geringeren Ton- und Schluffanteilen erkennbar, während in den oberstromigen Bühnenfeldern Kiese seltener und in geringeren Mengen auftreten, Schluff- und Tonfraktionen hingegen häufiger sind. Da für das Vorkommen der spezialisierten Uferlaufkäfer die Bereiche entlang der Wasserlinie relevant sind, ergibt sich allerdings bei alleiniger Berücksichtigung ufernaher Areale eine differenziertere Betrachtung. Hier machen sich die Durchrisse der Bühnen in Nähe der Bühnenwurzeln bemerkbar, was sich in kaum vorhandenen Mengen feinerer Schluff- und Ton-Fraktionen der Bühnenfelder 443,5 und 443,6 im Gegensatz zu allen anderen Bühnenfeldern äußert.

**Tab. 9-8:** Ton- und Schluffanteile gemittelt aus Proben entlang der Wasserlinien parallel zu Laufkäferbeprobungen bei unterschiedlichen Wasserständen (zur Verfügung gestellt von KLEINWÄCHTER 2003), Pegelstand (cm) bezogen auf Pegel Wittenberge

Bühnenfelder (EI-km)	Schluffanteile (%) an Wasserlinie am 06.06.2000 Pegelstand: 183	Schluffanteile (%) an Wasserlinie am 13.06.2000 Pegelstand: 172	Schluffanteile (%) an Wasserlinie am 14.06.2001 Pegelstand: 199	Schluffanteile (%) an Wasserlinie am 10.07.2001 Pegelstand: 154
440,2 bis 440,4	36,4	39,4	49,0	46,0
441	80,3	92,0	75,3	81,7
443,5 und 443,6	14,8	9,3	15,0	15,7
444,9	24,0	28,5	34,7	17,5

Oberflächennahe Bestimmungen der Korngrößenfraktionen, die KLEINWÄCHTER im Rahmen ihrer Untersuchungen parallel zu den Laufkäfererfassungen durchführen ließ, geben im Vergleich mit den Proben der oberen 10 cm auch kurzfristige Veränderungen aufgrund spezifischer Wasserstände wieder. Die Verteilung der Korngrößenfraktionen wurden in der Nähe von Wasserlinie und Fallenstandorten aufgenommen. Da diese Aufnahmen mit der Verlagerung der Wasserlinie parallel zu den Beprobungen wiederholt wurden, liegen mehrere kleinräumigere Resultate vor. Eigene Auswertungen der von KLEINWÄCHTER zur Verfügung gestellten Daten sind in Tabelle 9-8 dargestellt. Die Ergebnisse decken sich mit den oben beschriebenen Auswertungen eigener Proben. Die höchsten Anteile an Feinsedimenten sind in den Bühnenfeldern 441 und nachfolgend 440,2 bis 440,4 vorhanden. Das Regelbühnenfeld 444,9 weist trotz intakter Bühnen aufgrund der mesoskaligen Lage deutlich geringere Anteile auf. Die geringsten Ton- und Schluffanteile treten auch nach Auswertung dieser Oberflächenproben in den Durchrissbühnenfeldern auf.

In der Kombination der morphologischen Eigenschaften (vgl. Kapitel 5), der Größen trockenfallender Flächen bei sinkenden Wasserständen und der Substratverteilungen lassen sich bezüglich der ufernahen Flachwasserbereiche 3 Gruppen identifizieren. Die Bühnenfelder bei EI-km 440,2 bis 440,4 und 441,0 weisen hohe Feinsedimentanteile und bei Niedrigwasser relativ kleinflächige Habitatgrößen auf. Im Bühnenfeld 444,9 sind die Zunahmen bei sinkenden Wasserständen und somit die Habitate für Pionierarten wesentlich größer und die feinen Korngrößenfraktionen geringer vertreten. Dieses Bühnenfeld weist somit bereits andere Eigenschaften auf, obwohl es sich wie bei Bühnenfeld 441,0 um ein Regelbühnenfeld handelt. Es steht bezüglich Flächengrößen und Substraten zwischen den vorgenannten Bühnenfeldern und den Durchrissbühnenfeldern. In diesen Flächen bei EI-km 443,5 und 443,6 sind aufgrund der Durchrisse und der damit zusammenhängenden hydraulischen Bedingungen bei unterschiedlichen Wasserständen kaum Feinfraktionen vorhanden. Zu dem weisen diese Bühnenfelder hohe Verlandungsanteile auf, die überwiegend von Fein- und Mittelsand dominiert werden.

KLEINWÄCHTER und MISCHKE (2003) stellten in den Bühnenfeldern Unterschiede in den Artenspektren fest, die die enge Substratbindung vieler Laufkäfer widerspiegeln. In Scharpenlohe wurden in den Bühnenfeldern 443,5 und 443,6 sowie 444,9 sandliebende Arten gefangen, während schluffliebende Arten überwiegend in den oberstrom liegenden Bühnenfeldern bei Schönberg erfasst wurden. Die höheren Schluff- und Tonanteile in Schönberg gehen zudem mit einer höheren Vegetationsbedeckung und einer zunehmenden Bodenfeuchte einher, die ebenfalls die Artenspektren beeinflussen, wie eine von KLEINWÄCHTER und MISCHKE (2003) durchgeführte TWINSPAN-Analyse bestätigt.

Die oben im GIS berechneten Flächengrößen können hingegen nicht mit Individuenzahlen verglichen werden. Die großflächigen Bereiche fallen mit Flächen größerer Korngrößen zusammen, wie auch in den Kapiteln 5 und 7 gezeigt werden konnte. Eine Trennung der Arten erfolgt aber bereits anhand dieses Parameters. Des Weiteren ist die Fängigkeit der Fallen nicht flächenbezogen, so dass von der Individuenzahl nicht auf die Größe des umgebenden Habitats geschlossen werden kann (KLEINWÄCHTER 2003, pers. Mitteilung).

Die für die Trennung der trockenen sandigen Flächen von den übrigen Bühnenfeldern gewählten charakteristischen Arten *Bembidion velox* und *Bembidion argenteolum* sind nach den Roten Listen Sachsen-Anhalts und Deutschlands als stark gefährdet und im Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalts für die Elbe als landschaftsraumbedeutend aufgeführt (TRAUTNER et al. 1997, SCHNITTER et al. 1993). Die relativ ausgedehnten unterstromigen Flächen (Abb. 9-32 und 9-33) sind deshalb naturschutzfachlich von besonderem Wert (KLEINWÄCHTER 2003, pers. Mitteilung).

#### 9.4 Resümee

Die Bilanzierung unterschiedlicher Habitateignungsflächen innerhalb der Bühnenfelder verknüpft hydromorphologisch untersuchte Parameter der vorangegangenen Kapitel mit Präferenzen verschiedener Tiergruppen und -arten. Das im Rahmen des EIFi-Projektes für das Modulare Habitatmodul (MHM) entwickelte Teilmodul „Hydromorphologie“ wurde dabei in erster Linie für die Bilanzierung von Präferenzen unterschiedlicher Arten und Entwicklungsstadien von Fischen verwendet. Die Auswertung berücksichtigte mikroskalige Ausprägungen innerhalb der Bühnenfeldflächen. Im Gegensatz zu der Berechnung von charakteristischen Werten wie z.B. Sedimentationsraten oder -mächtigkeiten, Volumina, durchschnittliche Fließgeschwindigkeiten u.a. standen hier die Identifizierung von Kleinstrukturen im Mittelpunkt, die bestimmte Funktionen erfüllen. Das Vorhandensein dieser Strukturen ist für den im Rahmen des EIFi-Projektes untersuchten Flussabschnitt von EI-km 418,2 bis 423,4 vor allem von den Bühnenstrukturen und Hanglagen abhängig. Diese variieren die morphologischen und hydraulischen Strukturen kleinerer zusammenhängender Einheiten innerhalb der Bühnenfelder.

Mittels der digitalen Gelände- und Strömungsmodelle sowie der Substratverteilungen können über Abfragen zu Wassertiefen, Neigungen, Anteilen trockengefallener Uferzonen und inselartiger Flächen, Bereichen unterschiedlicher Fließgeschwindigkeiten und Anteilen bestimmter Korngrößenfraktionen für Fische sowie Makrozoobenthos- und Laufkäferarten Habitatan-

sprüche kombiniert und besiedelbare Flächen identifiziert werden. Die Bilanzierungen dieser Flächen fallen bei extremen Ausprägungen der Habitatausstattung aufgrund gegenläufiger Ansprüche unterschiedlich aus und sind deshalb nur art- oder tiergruppenspezifisch möglich. So kann ein stark verlandetes Buhnenfeld für Laufkäferarten im Gegensatz zu Fischen und Makrozoobenthosarten bei Niedrigwasserständen einen hohen Anteil geeigneter Flächen aufweisen. Sowohl das Vorhandensein als auch die Ausdehnungen dieser Strukturen sind dann maßgeblich für die Flächenbilanzierung geeigneter Habitattypen.

Die im Präferenzmodul des MHM (vgl. Abb. 1-1) von SCHOLTEN (2002) identifizierten Ansprüche verschiedener Fischarten und Entwicklungsstadien an ihre Umwelt führte zu der Bestimmung von präferierten Mikrohabitattypen. Die morphologisch und hydraulisch differenzierten Buhnenfelder und die jeweils ausgeprägten Strukturen erfüllen unterschiedliche Funktionen. Die Habitatbilanz des Bilanzmoduls ergab hinsichtlich 6 definierter präferierter Mikrohabitattypen, dass nur für „flach auslaufende Uferzonen“ in allen Buhnenfeldern ausreichende Flächenanteile vorhanden waren. Die übrigen präferierten Mikrohabitattypen (steile Uferneigungen, tiefere Bereiche, moderate Uferneigung, flache Stillwasserbereiche und durchströmte Bereiche) waren struktur- und wasserstandsabhängig in den Buhnenfeldern unterschiedlich vertreten. Dies verdeutlicht die Notwendigkeit heterogene Uferstrukturen zu erhalten und zu fördern, wie verschiedene Autoren hervorheben (SCHOLTEN et al. 2003, KLEINWÄCHTER & MISCHKE 2003, DIRKSEN et al. 2002) und wie dies über die Modifikation von Buhnentypen möglich ist (HENTSCHEL & ANLAUF 2001, 2002).

Als Erweiterung zu den fischbiologischen Untersuchungen wurden das Modul „Hydromorphologie“ in den Kapitel 9.2 und 9.3 testweise auf einige Beispielgattungen, bzw. -arten oder Unterklasse der Tiergruppen Makrozoobenthos und Laufkäfer angewendet. Hier handelt es sich um bodenbewohnende Lebewesen. Entsprechend stellt das Substrat einen limitierenden Faktor für die Besiedlung von Flächen dar (BRUNKE et al. 2003, KLEINWÄCHTER & MISCHKE 2003). Im Bereich der unteren Mittelelbe, der von feinkörnigem Sediment geprägt ist, ist für die das Benthos besiedelnden Gattung Rheotanytarsus (Zuckmücken) und die Unterklasse Ostracoda (Muschelkrebse) das Vorkommen von Kiesanteilen ausschlaggebend. Da die Buhnenfelder überwiegend von feinerem Sohlmaterial als der Hauptstrom geprägt sind, weisen hauptsächlich die äußeren Flächen, stärker durchströmte Bereiche der Buhnenfeldwalze sowie die unmittelbaren Durchrissbereiche ausreichend grobkörniges Material auf. Die präferierten Flächen von Rheotanytarsus und Ostracoda wurden in Buhnenfeldern oberhalb von El-km 425 bilanziert. Unterhalb waren aufgrund mesoskaliger Veränderungen der Substratzusammensetzungen keine geeigneten Flächen mehr zu erwarten.



Die im Rahmen des Projektes „Ökologische Optimierung von Buhnen in der Elbe“ untersuchten Laufkäfervorkommen sind von der Größe trockenfallender Flächen mit geringer Vegetationsbedeckung und von den Substraten beeinflusst. Das wesentliche Unterscheidungskriterium zwischen den zwei beprobten Flussabschnitten sind die entsprechend der Sedimentationsmächtigkeiten stärkeren Verlandungsgrade der unterstromigen und die höheren Schluffanteile und geringeren Kiesanteile der oberstromigen Buhnenfelder. Für die Laufkäferarten sind, ebenso wie für Rheotanytarsus und Ostracoda, die großräumig bestimmten Substratverhältnisse ausschlaggebend.

Mittels eines Vergleiches der beiden Flussgebiete lässt sich am Beispiel der Laufkäferarten auf verschiedenen Skalenebenen der Zusammenhang von naturräumlicher Ausstattung und Artengemeinschaften nachvollziehen. Die Einmündung der Havel und Gerinneänderungen unterhalb des Elbeknies bei EI-km 427 sowie die dadurch bedingten erhöhten Anteile an Sanden im Hauptstrom führen zu unterschiedlichen Korngrößenverteilungen der ober- und unterstromigen Buhnenfelder und beeinflussen die Zusammensetzung der unterschiedlichen Substrate besiedelnden Artengemeinschaften. Im Bereich der unterstromigen Buhnenfelder (EL-km 443,5 – 443,9), die insgesamt höhere Kiesanteile und geringere Ton- und Schluffanteile als die oberstromigen Buhnenfelder (EI-km 440,2 – 441) aufweisen, lassen sich die Auswirkungen der Durchrissbuhnen von denen der nichtdurchrissenen Buhnen unterscheiden. Die stärkeren Fließgeschwindigkeiten unterhalb der Durchrisse reduzieren die Ablagerung von Feinmaterial entlang der Uferlinie.

Eine Trennung mesoskaliger und mikroskaliger Einflüsse ist nur teilweise möglich. Für substratbesiedelnde terrestrische oder aquatische Lebensgemeinschaften spielen die stark mesoskalig beeinflussten Anteile der Korngrößenfraktionen eine große Rolle. Besonders für den von mehreren Änderungen der Korngrößenverteilungen betroffenen Abschnitt der Elbe von EI-km 418 bis 444 lassen sich verschiedene Bereiche mit unterschiedlichen Eignungen hinsichtlich der Lebensraumansprüche von Tiergruppen identifizieren. Mikroskalige Einflüsse sind nur vorhanden, wenn die mesoskaligen Bedingungen überhaupt eine grundsätzliche Ausprägung relevanter Strukturen zulassen. Für die untersuchten Fischhabitate wurden morphologische und hydraulische Eigenschaften verrechnet. Diese hängen zwar indirekt ebenfalls mit mesoskaligen Randbedingungen ab, sind aber innerhalb der Buhnenfelder vor allem von den variierenden Buhnentypen und –erhaltungszuständen sowie den Lagen gesteuert, wie die mittels des Modularen Habitatmodells im Rahmen des EIFi-Projektes durchgeführten Auswertungen innerhalb eines relativ homogenen Flussabschnitts von EI-km 418,2 bis EI-km 423,4 zeigen (SCHOLTEN, WIRTZ et al. 2003).