

Monitoring von Ichthyozönosen kleiner Fließgewässer in Mecklenburg-Vorpommern: Methodenentwicklung und Ergebnisse zur Bestandsdynamik zwischen 1998 und 2010

ARNO WATERSTRAAT, MARTIN KRAPPE, ANIKA BÖRST und HANS-JÜRGEN SPIEB

1. Einleitung

Fische und Neunaugen bzw. Ichthyozönosen kleiner Fließgewässer haben sich zunehmend als Indikatoren für die ökologische Funktionsfähigkeit von Gewässern herausgestellt. Eine Vielzahl kleiner und mittlerer Fließgewässer wurde anthropogen stark verändert und unterliegt den verschiedensten Belastungen. Diese haben sich sehr stark auf die Ichthyozönosen ausgewirkt. Gegenwärtig gibt es nur wenige Fließgewässer in Mecklenburg-Vorpommern, die über referenznahe Ichthyozönosen verfügen. Da viele Fließgewäs-

serfischarten geschützt bzw. gefährdet sind, der Erkenntnisstand jedoch aus verschiedenen Gründen häufig gering ist, wurde ein Monitoringansatz gewählt, der zugleich der Überwachung der Fische im Rahmen des FFH-Lebensraummonitorings (LRT 3260) in den Monitoringgewässern Mecklenburg-Vorpommerns dient. Auch die Anforderungen des WRRL-Monitorings der Fische werden erfüllt, so dass die Untersuchungsge- wässer zum großen Teil Bestandteil des WRRL-Monitorings sind. Durch den quantitativen Ansatz der Befischungen (Erfassung der Bestandsdichte und Bio-

masse) können jedoch zusätzliche Informationen gesammelt werden.

Ziel dieses Monitorings ist es, langfristige Trends hinsichtlich der Abundanz, Dominanz sowie zeitlicher und räumlicher Dispersionen der rheophilen Fließgewässerfauna zu erfassen und zugleich Wirkungskontrollen von Naturschutzmaßnahmen durchzuführen (NSG-Ausweisungen, Fischaufstiegshilfen, Renaturierungsprogramme). Im Mittelpunkt steht hier die Lebensgemeinschaft der Fische und nicht die Einzelart. Sowohl bei der Gewässer- auswahl als auch bei der Untersuchung

der Strecken sollten jedoch auch die Anforderungen des Monitorings ausgewählter Arten der Fische und Rundmäuler des Rhithrals berücksichtigt werden. Die Beobachtung einzelner Arten, z.B. der Steinbeißer oder der Westgroppe sollte möglichst in den gleichen Gewässern erfolgen, da durch das Ichthyozönosemonitoring wichtige Grunddaten und langfristige Trends der gesamten Ichthyozönose bereitgestellt werden können (Abb. 1). Auch das Neunaugenmonitoring (KRAPPE et al. 2011) wird teilweise in den gleichen Gewässern durchgeführt, konnte wegen unterschiedlicher methodischer Ansätze jedoch nicht mit dem

Ichthyozönosemonitoring verknüpft werden.

2. Gewässerauswahl

Als repräsentative Monitoringgewässer wurden Fließgewässer ausgewählt, die noch zumindest abschnittsweise natürliche Bedingungen und eine weitgehend naturbürtige Fischfauna aufweisen. Gleichzeitig sollten bereits umfangreiche faunistische und ökologische Datenreihen vorliegen und sie sollten Bestandteil des landesweiten wasserwirtschaftlichen und FFH-Monitorings sein bzw. in dieses einbezogen werden. Weitere Kri-

terien waren die repräsentative Verteilung in den Naturräumen bzw. Gewässer-einzugsgebieten Mecklenburg-Vorpommerns und die Lage in FFH- oder anderen Schutzgebieten. Schließlich sollte der Untersuchungsschwerpunkt auf Gewässerabschnitte gelegt werden, die dem Rhithral zuzuordnen sind.

Der Umfang des Untersuchungsprogramms musste aus finanziellen Erwägungen begrenzt werden. Eine im statistischen Sinne zufällig vorgenommene Probestellenauswahl war angesichts der diversen fachlichen Kriterien nicht möglich.

Unter Berücksichtigung der naturräumlichen Gliederung wurden 10 Fließgewässer für das Ichthyozönosenmonitoring des Rhithrals ausgewählt. Vor der Erstuntersuchung erfolgten eine Analyse der Strukturgütekartierung und die Vorauswahl geeigneter Referenzflächen durch Begehung vor Ort. Die Auswahl und Festlegung der Referenzflächen wurde unter Berücksichtigung der Bearbeitbarkeit und der Zuwegung vorgenommen. Dabei wurden solche Gewässertypen ausgewählt, die mit dem Verfahren der Elektrofischerei quantitativ bearbeitet werden können. Die Gewässer sollten eine Breite von ca. 12 m und 1,5 m Tiefe nicht überschreiten. Die Referenzflächen wurden markiert, mit einem GPS-Gerät eingemessen und in einer Fotodokumentation festgehalten.

Grundsätzlich sollten für die Untersuchungen pro Gewässer und Gewässertyp zwei Referenzabschnitte, von denen einer als natürlich und der zweite als anthropogen beeinflusst einzustufen sind,

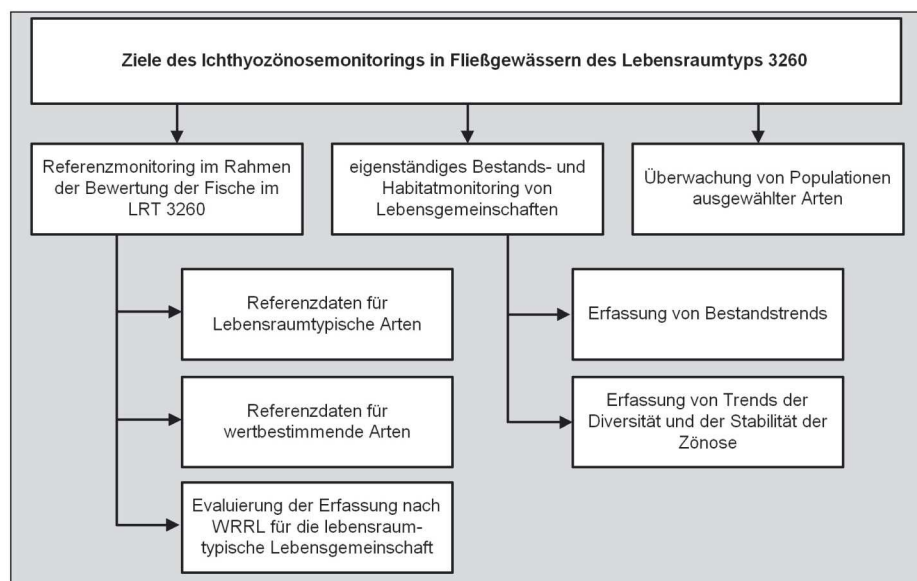


Abb. 1 Ziele und Aufgaben des Referenzmonitorings der Ichthyozönosen im FFH-LRT 3260 „natürliche Fließgewässer mit Unterwasservegetation“ in Mecklenburg-Vorpommern.

Tab. 1 Übersicht über die Anzahl der Untersuchungen in den 10 Gebieten.

FFH-Gebiet	Gewässer	Gewässersystem	vorkommende FFH-Arten	Beginn des Monitorings	Anzahl der Erfassungen
2638-305	Gehlsbach	Elbe	Bachneunauge, Westgroppe	1998	6
2531-303	Schaale	Elbe	Bach- und Flussneunauge, Rapfen, Steinbeißer, Westgroppe	2001	5
2138-302	Kösterbeck	Warnow	Bach - und Flussneunauge, Steinbeißer	1998	6
2239-301	Nebel	Warnow	Bachneunauge, Steinbeißer	1998	6*
1941-301	Reppeliner Bach	Recknitz	Bachneunauge	2001	5
2049-302	Libnower Mühlbach	Peene	Bach - und Flussneunauge, Rapfen, Steinbeißer, Schlammpeitzger	2001	5
2245-302	Augraben	Peene	Bach - und Flussneunauge; Rapfen, Schlammpeitzger, Steinbeißer,	2001	5
2342-301	Ostpeene	Peene	Steinbeißer	1998	6
2245-302	Tollense	Peene	Bachneunauge, Bitterling, Rapfen, Schlammpeitzger, Steinbeißer	2001	5
2350-301	Randow	Ücker	Bitterling, Schlammpeitzger, Steinbeißer	2001	4 (2 Strecken) 3 (2 Strecken)

* Start des Vorgängerprogramms bereits 1988 (SPIEB & WATERSTRAAT 2001)

ausgewählt werden. Mindestens zwei Gewässertypen sollten je Gewässer erfasst werden (mindestens also 4 Fangstationen). Bei Gewässern mit einer Breite < 2,5 m beträgt die Standardlänge der Untersuchungsstrecke 100 m, bei breiteren Gewässern, in Abhängigkeit von der Fangzahl der dominierenden Arten im ersten Durchgang, 50 – 100 m. Als Richtwert galt, dass im ersten Untersuchungsjahr von der dominierenden oder der für die Auswahl der Fangstation entscheidenden Art im ersten Durchgang mindestens 50 Tiere gefangen werden mussten. Die untersuchte Fläche sollte auch in sehr kleinen Gewässern 100 m² nicht unter- und in großen Gewässern 1000 m² nicht überschreiten.

In der Randow mussten die Untersuchungen nach Abschluss des Jahres 2007 aus organisatorischen Gründen eingestellt werden, so dass aktuell nur noch 9 Gewässer beprobt werden. Da in der Randow in zwei Probeflächen bisher nur 3 Befischungen stattfanden, wurde die Randow mit Ausnahme der WRRL-Bewertung von den weiteren Auswertungen ausgeschlossen.

3. Methoden

Die Felduntersuchungen erfolgten nach der Methodenbeschreibung des Monitoringhandbuchs für Mecklenburg - Vorpommern (SPIEß et al. 2005), in dem Verfahren für die Untersuchungen der Fischgemeinschaft und ihrer Habitate beschrieben sind.

Habitate

Ziel der Untersuchungen ist die Erfassung langfristiger Veränderungen der Habitate und die Bewertung der Habitateignung für die Fischgemeinschaft. Hierzu werden zusätzlich zu den seitens der Wasserbehörden bereits erhobenen Parametern zur Strukturgüte und den Gewässerbelastungen die Gewässerbreite und -tiefe, die Maximalbreite und -tiefe, die Fließgeschwindigkeiten über Grund und an der Oberfläche, die Korngrößenzusammensetzung der Sedimentauflage (obere 10 cm), der organische Anteil der Sedimentauflage, die Makrophytendeckung und Beschattung der befischten Probeflächen quantitativ erfasst. Zur Habitatanalyse werden Breiten- und Tiefenprofile in Abständen von 5 m (bei 50 m Gesamtlänge der DBF) bis 10 m (bei 100 m Gesamtlänge der Fangstation) gemessen. Innerhalb des Profils werden alle 0,25 bzw. 0,5 m (in Abhängigkeit von der Gewässerbreite) die Wassertiefe, die Strömungsgeschwindigkeit über Grund und unter der Oberfläche, die Korngrößenverteilung visuell nach SCHWOERBEL (1994), die Makrophytenbedeckung der Gewässersohle, der organische Anteil der Sedimentauflage und die theoretische Beschattung erfasst, so dass pro Querschnitt mindestens 8 Probepunkte vermessen werden.

Die Untersuchungen werden alle 12 Jahre durchgeführt und wurden für alle Gewässer erstmals zwischen 2001 und 2005 realisiert. Eine vergleichende Auswertung wird nach Abschluss des zweiten Untersuchungsintervalls in den Jahren 2013-2018 erfolgen. Die folgenden Abbildungen (Abb. 2-6) zeigen am Beispiel von zwei Probeflächen, welche Strukturveränderungen innerhalb von 20 bzw. 11 Jahren möglich sind.

Fischgemeinschaft

Ziel der Untersuchungen ist die Erfassung der Bestandsdichten von Einzelarten und der gesamten Fischgemeinschaft in ausgewählten Abschnitten der Referenzgewässer und die Längen-, Massen- und Geschlechtsverteilung der Populationen ausgewählter Arten.

Es wurde eine Elektrobefischung von Fangstationen nach der *Removal*-Methode in zwei unmittelbar aufeinander folgenden

Durchgängen mittels Gleich- oder Impulsstromgerät durchgeführt. Alle gefangenen Tiere wurden, wenn nötig, während der gesamten Befischung in Behältern mit Belüftung gehältert. Die Befischung erfolgte bis zu Wassertiefen von 1,1 m im Wasser wachend, in tieferen Bereichen bis 1,5 m vom Boot aus. In jedem Durchgang wurde die gesamte Gewässerabschnittsfläche befischt. Die gefangenen Tiere wurden nach Ermittlung von Länge (*L*) und Gewicht (*M*) wieder zurück in das Gewässer gesetzt.

Um die Synergieeffekte von WRRL-Erfassung, Arten- und Ichthyozönosemonitoring nutzen zu können, war ein erhöhter logistischer Aufwand nötig. Nur so konnte sichergestellt werden, dass die Anforderungen der einzelnen Programme erfüllt wurden. Um die Ergebnisse auch für die WRRL auswerten zu können, mussten in einigen Bächen zusätzliche Befischungen durchgeführt werden, damit die geforderte Mindestindividuenzahl



Abb. 2 Probefläche Nebel 4 bei Kuchelmiß im Jahr 1989 (Aufn.: A. WATERSTRAAT).

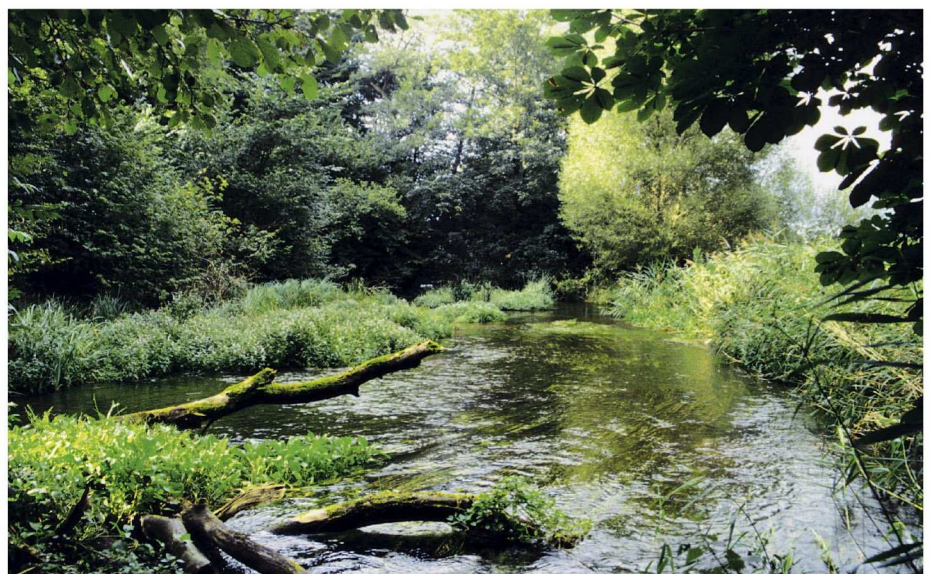


Abb. 3 Probefläche Nebel 4 bei Kuchelmiß im Jahr 2001 (Aufn.: A. WATERSTRAAT).



Abb. 4 Probefläche Nebel 4 bei Kuchelmiß im Jahr 2009 (Aufn.: A. WATERSTRAAT).



Abb. 5 Probefläche Ostpeene 4 im Jahr 1998 (Aufn.: A. WATERSTRAAT).



Abb. 6 Probefläche Ostpeene 4 im Jahr 2009 (Aufn.: A. WATERSTRAAT).

bzw. Mindestbefischungslänge erreicht wurde. Die Erfassung des Fischbestandes erfolgte einheitlich im Herbst (September-Oktober), da zu dieser Zeit die 0⁺ Gruppe schon in die Erfassung eingeht und mit Ausnahme der Forelle keine Laichaktivitäten stattfinden. Dadurch ist die Störung für den Fischbestand minimiert. Das Untersuchungsintervall sollte unter Berücksichtigung der Populationschwankungen zwei Jahre betragen, wurde jedoch aus Gründen der Vereinheitlichung der Monitoringprogramme des Landes im Jahr 2007 auf 3 Jahre ausgedehnt.

Für die Kartierung werden die Daten in einem Geländekartierungsbogen erfasst und anschließend in der Onlinedatenbank DBMonArt des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LIPPERT & SEMRAU 2011) verwaltet. Die weitere Datenauswertung erfolgt seit Beginn des Programms an der GNL e.V. Kratzburg. Aus den Ergebnissen wird zusätzlich eine Auswertung nach den Auswertekriterien der WRRL durchgeführt (DIEKMANN et al. 2005).

Für die Bewertung der Fließgewässer des FFH-Lebensraumtyps 3260 „Flüsse der planaren bis montanen Stufe mit Vegetation des *Ranunculon fluitantis* und des *Callitricho-Batrachion*“ wurde in einem bundeseinheitlichen Verfahren (PAN & ILÖK 2010) für die Fische das Kriterium der Vollständigkeit des lebensraumtypischen Arteninventars der Fischfauna eingeführt. Grundlage soll die Bewertung der WRRL sein. In Mecklenburg-Vorpommern wurde hier neben der Auswertung der Ergebnisse des Artenmonitorings (KRAPPE 2006, KRAPPE 2007, KRAPPE et al. 2009, WATERSTRAAT 2006b) das Kriterium „Arten und Gildeninventar“ des WRRL-Verfahrens ausgewertet (WATERSTRAAT et al. 2010a).

4. Methodenentwicklung

4.1 Bestandsdichte- und Biomasseberechnung

Zur Bestimmung der absoluten Individuendichte an einer Probestelle sollte die in der Fischökologie häufig angewandte *Removal*-Methode genutzt werden (vgl. ausführliche zusammenfassende Darstellungen in SEBER 1982). Die Berechnung der Bestandsgröße (N) basiert dabei auf der im Zuge einer Mehrfachbefischung ermittelten Fangwahrscheinlichkeit (p). Sie kann nach SEBER & LECREN (1967) unter günstigen Bedingungen (hohe Fangzahlen, gute Fangeffizienz) bereits auf der Basis von zwei Befischungsdurchgängen statistisch hinreichend berechnet werden:

$$(1) \quad p = \frac{(c_1 - c_2)}{c_1} \quad \text{und}$$

$$(2) \quad N = \frac{c_1}{p} = \frac{c_1^2}{(c_1 - c_2)} \text{ sowie}$$

$$(3) \quad \text{var } N = s^2 = \frac{c_1^2 c_2^2 (c_1 + c_2)}{(c_1 - c_2)^4},$$

wobei c_1 die Zahl der im ersten und c_2 die der im zweiten Durchgang gefangenen Individuen ist.

Bei der Erfassung der Fischartengemeinschaft einzelner Monitoringstrecken werden diese Bedingungen jedoch meist nur für die dominanten Arten erfüllt. Für alle anderen Arten besteht die von SEBER & LECREN (1967) ebenfalls vorgeschlagene Möglichkeit, die Bestandsgröße mit Hilfe einer probestellenübergreifenden Fangwahrscheinlichkeit abzuschätzen. Eine solche „globale Fangwahrscheinlichkeit“ (p_{glob}) lässt sich in unserem Fall auf der Basis des Gesamtdatenbestandes des Ichthyozönosemonitorings nach Formel (1) ermitteln. Die Berechnung der Bestandsgröße an den Probestellen erfolgt dann nach folgender Formel:

$$(4) \quad N = \frac{c_1}{p_{\text{glob}}}.$$

Diese Berechnung hat im vorliegenden Fall den Nachteil, dass die Fangergebnisse des zweiten Durchgangs (c_2) keine Berücksichtigung finden. Dies kann im Extremfall dazu führen, dass die ermittelte Bestandsgröße sogar unter der Summe der in beiden Durchgängen tatsächlich gefangenen Individuenzahl liegt. Es ist deshalb sinnvoller, eine Abschätzung auf der Grundlage der in beiden Durchgängen gewonnenen Fangzahlen vorzunehmen. Dazu kann folgende Formel (5) aus KRAPPE et al. (2009) herangezogen werden, wobei $p = p_{\text{glob}}$ zu setzen ist:

$$(5) \quad N = \frac{c_1 + c_2}{2p - p^2}$$

Zur vergleichbaren und reproduzierbaren Berechnung der Bestandszahlen wurde festgelegt, dass eine Anwendung der Formel (2) erfolgt, wenn im ersten Durchgang mindestens 15 Individuen gefangen wurden und die Ermittlung eines Konfidenzintervalls nach Formel (3) den durch SEBER & LECREN (1967) geforderten Signifikanzkriterien genügt. Andernfalls erfolgt die Berechnung anhand der globalen Fangwahrscheinlichkeit nach Formel (5). In diesem Fall wird kein Vertrauensbereich ermittelt.

Diesen Festlegungen liegt eine explorative Datenanalyse der zwischen 1998 und 2009 durchgeführten Befischungen zu Grunde. Die Abb. 8 veranschaulicht die Streuung der Fangwahrscheinlichkeit der häufig (> 10 Befischungen) mit größeren Individuenzahlen (> 15 Ind. im ersten Durchgang) gefangenen Fischarten. Dabei zeigen sich charakteristische Unterschiede zwischen den Arten, sowohl

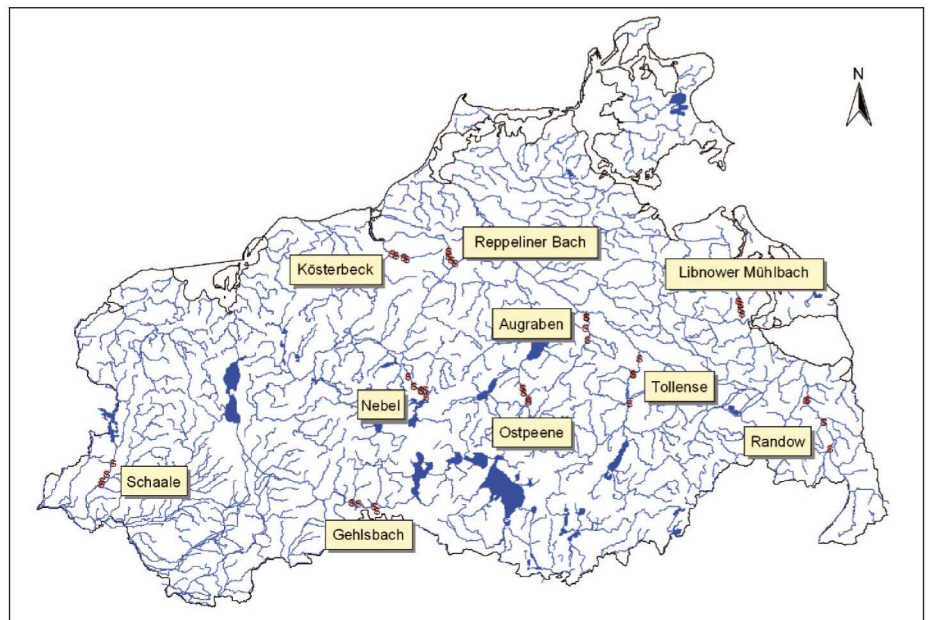


Abb. 7 Lage der Probestrecken in den 10 Monitoringgewässern.

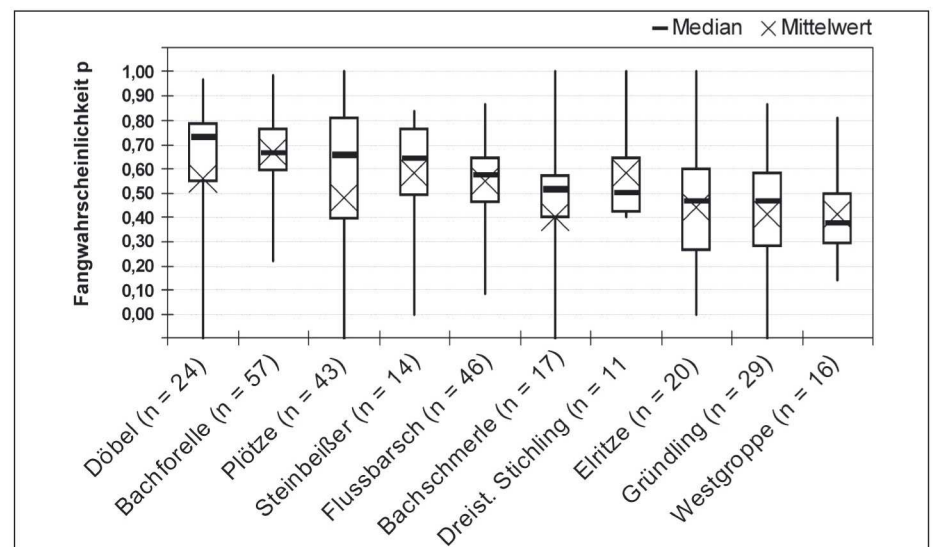


Abb. 8 Übersicht über die Fangwahrscheinlichkeiten von 10 Arten bei einer Mindestzahl von 15 Individuen im ersten Durchgang (n-Anzahl der für die Art ausgewerteten Erfassungen in 2 Durchgängen).

hinsichtlich der absoluten Größe von p als auch der Varianz.

Für die weitere Bearbeitung wurde für jede Art versucht, eine globale Fangwahrscheinlichkeit zu ermitteln (siehe Tab. 2). Hierfür wurden alle aus den 10 Untersuchungsgewässern vorhandenen quantitativen Befischungen aus dem Zeitraum 1997 bis 2009 herangezogen. Insgesamt wurden 27.178 Fischdatensätze für diese Berechnung genutzt. Für die meisten Arten war es auf diese Weise möglich ein für weitere Berechnungen akzeptables p_{glob} zu ermitteln. Probleme bestehen noch bei einigen nur sehr selten gefangenen Arten sowie beim Neunstachliger Stichling, der trotz guter Fangzahlen eine sehr schlechte Fängigkeit zeigte. Für sechs selten auftretende Arten wurden vorläufige globale Fangwahrscheinlichkeiten festgelegt, die sich aus Analogieschlüssen zu nah verwandten oder ähnlichen Arten ableiten

lassen (z.B. Güster für Blei und Zährte). Beim Schlammpeitzger konnte auf Ergebnisse des landesweiten FFH-Monitoringprogramms (KRAPPE et al. 2009) zurückgegriffen werden. Abschließend sei zu diesem Thema angemerkt, dass sich selbst größere Abweichungen der hier festgelegten Werte von der realen Fangwahrscheinlichkeit bei den nur selten und in geringer Individuenzahl gefangenen Arten kaum auf die ichthyozönotische Gesamtbetrachtung auswirken können.

In der Praxis der Feldarbeit kam es immer wieder vor, dass nicht für alle gefangenen Fische eine Körpermasse ermittelt werden konnte. Gründe waren z.B. widrige Windverhältnisse, defekte Waagen oder Zeitprobleme bei großen Individuenzahlen. Zur Ermittlung der Biomasse wird in solchen Fällen eine Nachberechnung mit Hilfe einer Länge-Masse-Beziehung vorgenommen. Dafür wurden

Tab. 2 Ergebnisse der Längen - Massen Regression und der Analyse der Fangwahrscheinlichkeit für die Arten des Ichthyozönosemonitorings Mecklenburg-Vorpommern.

Art	Fangwahrscheinlichkeit				Regression: $M = a L_t^b$					
	c_1 [Ind.]	c_2 [Ind.]	$p_{glob.}$ (Seber)	$p_{glob.}$ (vorl.) ²⁾	n [Ind.]	L_t Min[cm]	L_t Max[cm]	a	b	R ²
Aal (<i>Anguilla anguilla</i>)	98	44	0,551		55	10,5	65,0	0,0010	3,1492	0,9541
Bitterling (<i>Rhodeus amarus</i>)	399	207	0,481		168	1,5	7,6	0,0188	2,6928	0,8672
Karassche ¹⁾ (<i>Carassius carassius</i>)	4	1	-	0,539	55	3,4	21,4	0,0150	3,2806	0,9951
Giebel ¹⁾ (<i>Carassius gibelio</i>)	0	3	-	0,539	70	2,5	15,0	0,0103	3,2057	0,9769
Gründling (<i>Gobio gobio</i>)	1578	896	0,432		2214	2,9	16,1	0,0069	3,1031	0,9639
Blei ¹⁾ (<i>Abramis brama</i>)	9	11	-	0,640	305	3,2	43,5	0,0085	3,0756	0,9877
Güster (<i>Blicca bjoerkna</i>)	89	32	0,640		115	3,7	24,4	0,0060	3,2321	0,9906
Ukelei (<i>Alburnus alburnus</i>)	177	83	0,531		121	2,8	15,6	0,0065	3,0232	0,9785
Moderlieschen (<i>Leucaspis delineatus</i>)	42	18	0,571		58	2,4	7,5	0,0038	3,4057	0,7967
Aland (<i>Leuciscus idus</i>)	40	17	0,575		38	3,0	50,5	0,0042	3,3129	0,9889
Hasel (<i>Leuciscus leuciscus</i>)	34	19	0,441		55	3,0	27,0	0,0066	3,1379	0,9895
Plötze (<i>Rutilus rutilus</i>)	2941	1347	0,542		3704	2,5	30,8	0,0029	3,4886	0,9637
Rotfeder (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	26	14	0,462		34	4,0	20,0	0,0039	3,4048	0,9808
Döbel (<i>Squalius cephalus</i>)	1407	609	0,567		1429	2,5	51,0	0,0065	3,1598	0,9933
Zährte (<i>Vimba vimba</i>)	0	1	-	0,640						
Elritze (<i>Phoxinus phoxinus</i>)	1864	894	0,520		1668	2,4	11,2	0,0062	3,1526	0,9361
Schleie (<i>Tinca tinca</i>)	111	37	0,667		132	3,1	37,5	0,0124	3,0551	0,9786
Steinbeißer (<i>Cobitis</i> spp.)	724	281	0,612		751	4,2	12,0	0,0045	3,0431	0,9055
Schlammpeitzger ¹⁾ (<i>Misgurnus fossilis</i>)	1	1	-	0,400	420	6,0	25,1	0,0055	2,9735	0,9662
Schmerle (<i>Barbatula barbatula</i>)	1275	741	0,419		1726	3,4	15,8	0,0068	3,0692	0,9783
Hecht (<i>Esox lucius</i>)	248	95	0,617		314	7,5	54,0	0,0040	3,1169	0,9707
Forelle (<i>Salmo trutta</i>)	3299	1123	0,660		4049	3,2	79,5	0,0108	2,9736	0,9930
Regenbogenforelle (<i>Parasalmo mykiss</i>)	1	0	-	0,660						
Äsche (<i>Thymallus thymallus</i>)	123	53	0,569		168	4,5	37,4	0,0054	3,1196	0,9937
Quappe (<i>Lota lota</i>)	45	27	0,400		71	10,8	37,0	0,0153	2,7702	0,9722
Dreistachliger Stichling (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)	547	272	0,503		727	2,2	8,3	0,0072	3,2248	0,8887
Neunstachliger Stichling (<i>Pungitius pungitius</i>)	133	108	0,188		215	2,8	9,5	0,0134	2,6376	0,7721
Westgroppe (<i>Cottus gobio</i>)	577	364	0,369		818	2,9	11,3	0,0077	3,2086	0,9745
Kaulbarsch (<i>Gymnocephalus cernua</i>)	263	91	0,654		344	4,8	16,0	0,0104	3,0462	0,9270
Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	2626	1407	0,464		3612	4,5	25,8	0,0063	3,2373	0,9660
Zander ¹⁾ (<i>Sander lucioperca</i>)	4	0	-	0,464	78	6,3	68,0	0,0064	3,1054	0,9980

1) Nutzung zusätzlicher Längen-Massen-Daten aus anderen Erfassungen der GNL e.V. in Mecklenburg - Vorpommern

2) alternative Fangwahrscheinlichkeiten: siehe Text

für alle bislang gefangenen Arten entsprechende Regressionsanalysen auf der Grundlage der bis 2009 vorhandenen Daten des Ichthyozönosemonitorings vorgenommen (Tab. 2). In einigen Fällen musste auf Grund zu geringer Stichprobenumfänge auf zusätzliche Daten aus anderen Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns zurückgegriffen werden. Für die bisher lediglich mit einem Individuum in den Fängen aufgetretenen Arten Zährte und Regenbogenforelle konnten noch keine Längen-Massen-Beziehungen ermittelt werden.

4.2 Trend- und Dichteveränderungen

Die Häufigkeit der Art wurde durch verschiedene Autoren in die 3 Klassen selten (r), regelmäßig (p) und häufig (c) aufgeteilt. Bisher wurde die Einstufung in die 3 Klassen durch subjektiv festgelegte Individuenzahlen ohne Bezug zur befischten Fläche vorgenommen. Mit den nun vorliegenden Dichteangaben konnte eine Häufigkeitsverteilung der einzelnen Arten an den Fangstationen als Grundlage der Klassifizierung unserer ermittelten Bestandsdichten angewendet werden. Allerdings mussten auch hier für die Eingruppierung letztendlich subjektiv die Klassengrenzen festgelegt werden. Auf Grundlage der Häufigkeitsverteilung der ermittelten mittleren Dichten (Abb. 9) haben wir uns für folgende Klassenbreiten entschieden:

- selten 0-1 Ind./100m²
- regelmäßig >1-10 Ind./100m²
- häufig >10 Ind./100m²

In den Auswertungen zu den einzelnen Fangterminen in den Gewässern wurde neben der Artenzahl, der Dichte und Biomasse auch eine Aussage zum Trend über den Untersuchungszeitraum und zur Häufigkeit der jeweiligen Art in den einzelnen Jahren vorgenommen. Grundlage beider Auswertungen ist die jeweils an den Stationen ermittelte Bestandsdichte. Beim Trend wurde die Regressionsfunktion des Statistikprogramms STATISTIKA 5.1 verwendet, die eine lineare Regression auf der Grundlage einer Statistik unter Verwendung der Methode der kleinsten Quadrate berechnen. Da die ermittelten Variablen eines linearen Trends abhängig von der absoluten Größe des Beobachtungswertes sind, wurde zunächst eine Normierung der absoluten Dichte- und Biomassewerte vorgenommen. Dazu wurde jeweils die Abweichung der Dichte bzw. Biomasse einer Art vom Mittelwert aller Probetermine in einer Probefläche ermittelt. Dadurch ist eine Vergleichbarkeit zwischen den Arten und Gewässerabschnitten möglich. Um eine Zunahme oder Abnahme eines Bestandes einer Art zu postulieren, wurde definiert, dass 90 % aller Werte des Anstiegs (a) der linearen Regression einen stabilen Bestand charakterisieren. Für den betrachteten Monitoringzeitraum wurde dafür ein Grenzwert

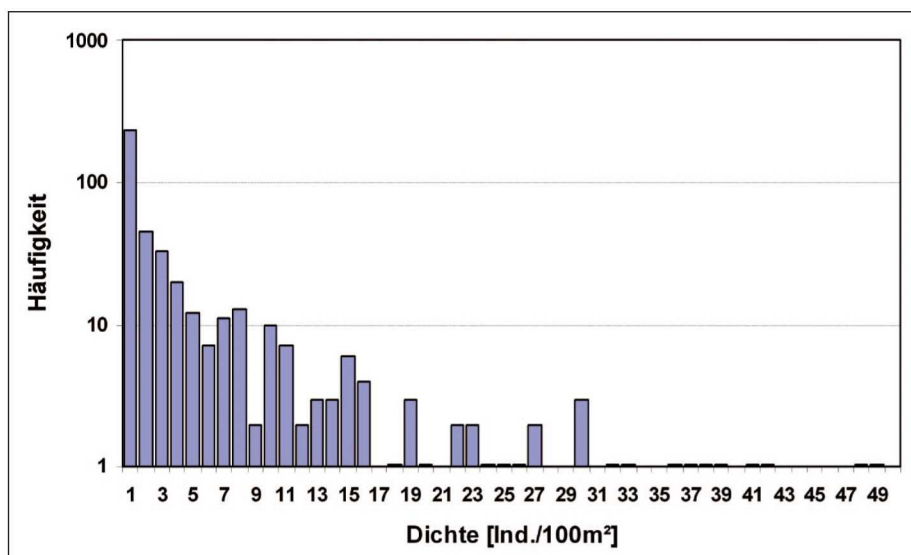


Abb. 9 Häufigkeitsverteilung (logarithmische Skalierung) der ermittelten Dichten (Klassenbreite 1 Ind./100m²) für alle erfassten Fischarten der 39 ausgewerteten Monitoringstrecken (n=436 Dichteangaben).

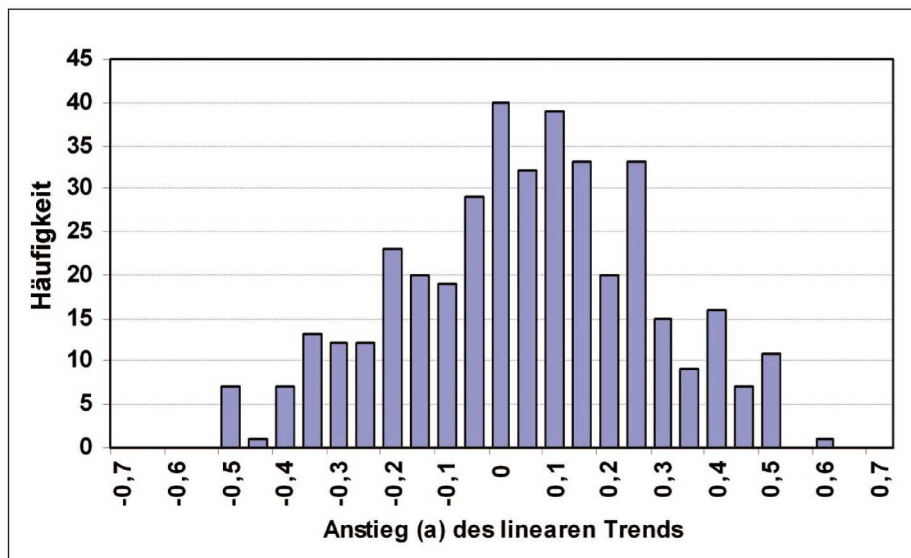


Abb. 10 Häufigkeitsverteilung der ermittelten linearen Trends für alle erfassten Fischarten der 38 ausgewerteten Monitoringstrecken (n=399 Trendanalysen von 1998-2010).

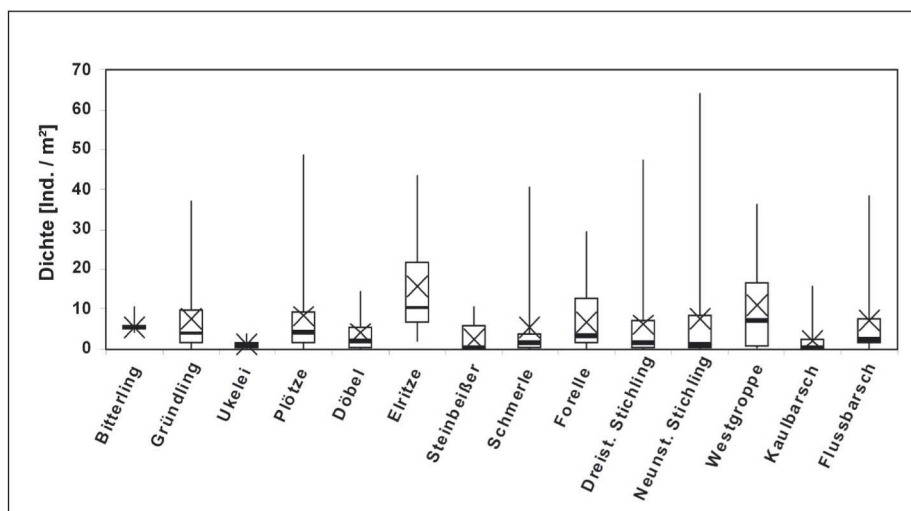


Abb. 11 Boxplot der Bestandsdichteschwankungen häufiger Arten ($x > 1$ Ind./100m²) in unseren Monitoringgewässern (n=436 Dichteangaben; Angabe der Quartile, Minimum, Maximum und des arithmetischen Mittelwertes).

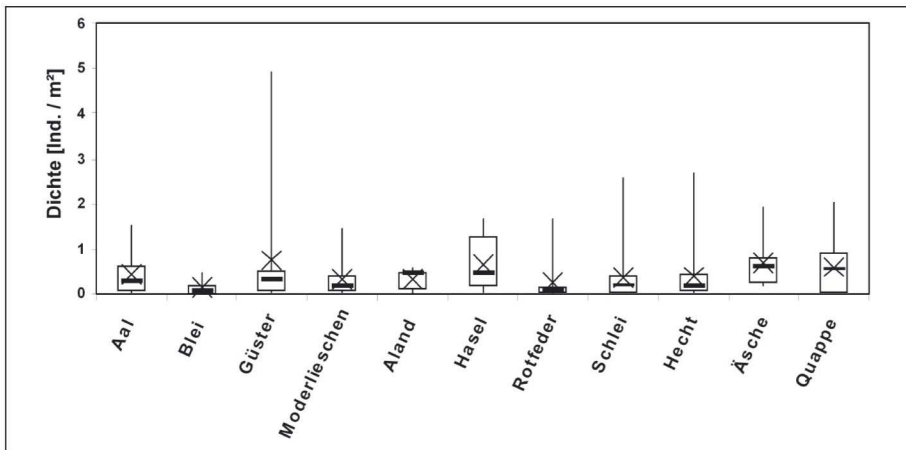


Abb. 12 Boxplot der Bestandsdichteschwankungen seltener Arten ($x < 1 \text{ Ind./100m}^2$) in unseren Monitoringgewässern ($n = 436$ Dichteangaben; Angabe der Quartile, Minimum, Maximum und des arithmetischen Mittelwertes).

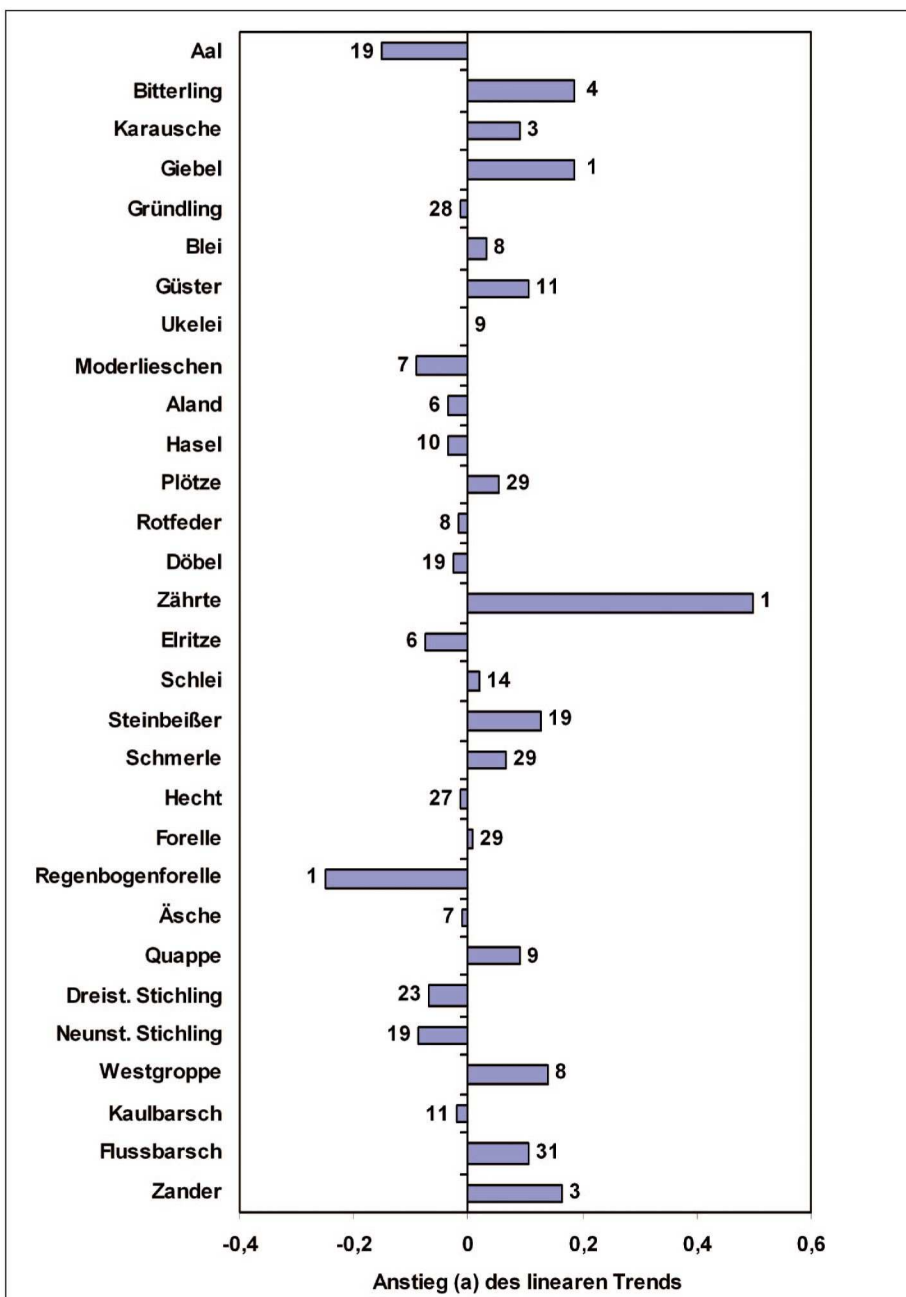


Abb. 13 Linearer Trend der Bestandsdichte der Fischarten (mit Angabe der Anzahl Probestellen für jede Art) in den Probestellen der Monitoringgewässern im Zeitraum 1998/2001-2010 ($n = 399$ Dichteangaben).

für a von 0,3875 ermittelt. Daher wurden Trendwerte $> 0,3875$ als Bestandszunahme und $< -0,3875$ für diesen Zeitraum als Bestandabnahme gewertet (Abb. 10). Mit der Wahl dieses relativ hohen Schwellenwertes wird nicht jede Veränderung der Populationsdichte gleich als Trend definiert. Arten und Tiergemeinschaften unterliegen saisonalen, annualen und langfristigen Zyklen und dichteabhängigen Schwankungen (SCHUBERT 1986). Außerdem können zufällige Erfassungsfehler die Ergebnisse beeinflussen. Das gleiche Verfahren der linearen Regression wurde auch beim Vergleich der Entwicklung der Gesamtdichte und Gesamtbiomasse zwischen den Gewässern und der Gesamtentwicklung der Arten verwendet.

Auch für den Shannon-Index der einzelnen Befischungen wurde eine lineare Regression durchgeführt. Da dieser Index bereits eine Transformierung der absoluten Dichten vornimmt, war keine weitere Normierung von Werten notwendig.

5. Ergebnisse

Veränderungen der Bestandsdichte

In unseren Monitoringgewässern wurden im Rahmen des Untersuchungsprogramms bisher 30 Fischarten nachgewiesen. 14 häufige Fischarten (Abb. 11) wiesen zu jedem Fangtermin im Mittel mehr als 1 Ind./100m² in den Probestellen mit Vorhandensein der jeweiligen Art auf. Die höchste mittlere Dichte wies die Elritze mit 15,89 Ind./100 m² auf. Sie kam allerdings nur in 7 Probestellen von Kösterbeck und Nebel vor. Auch die Art mit der zweithöchsten Dichte, die Westgroppe, kommt nur in den 8 Probestellen der Schaale und des Gehlsbachs vor. Gründling, Plötze, Forelle und Flussbarsch waren in 29-32 Probestellen häufig. Auch die im Mittel mit ca. 5 Ind./100 m² vorkommenden Arten Schmerle, Steinbeißer und die beiden Stichlingsarten kommen in über der Hälfte der Probestellen vor. Bitterling (nur in der Tollense), Ukelei und Kaulbarsch kommen nur in 4-18 Probestellen vor. Bei fast allen häufigen Arten fällt auf, dass zu einzelnen Terminen hohe Dichte von 30-60 Ind./100 m² auftreten.

Die Abbildung 12 gibt einen Überblick über die Bestandsdichten der selteneren Arten (im Mittel $< 1 \text{ Ind./100 m}^2$). In der Grafik wurde auf die Darstellung der Arten mit Einzelindividuen in den Untersuchungen wie Karassche, Giebel, Zährte, Regenbogenforelle und Zander verzichtet.

Generell kann für den Untersuchungszeitraum eine tendenzielle Zunahme der Bestandsdichte der Arten an den Probestellen festgestellt werden (Abb. 13). 54,1 % aller probestellenbezogenen Trendberechnungen der Arten wiesen einen positiven Wert auf und nur 41,1 % waren negativ, der Rest konstant (Abb. 10). Von den regelmäßig vorkommenden Arten (in über

10 Probestellen) kann für den aktuellen Zeitraum eine signifikante Zunahme von Steinbeißer, Schmerle und Flussbarsch und eine tendenzielle Zunahme von Güster und Plötze festgestellt werden. Auch die nur lokal in wenigen Gewässern vorkommenden Arten Bitterling und Westgroppe wiesen in diesen Gewässern einen signifikant positiven Trend auf (Abb. 13). Signifikant negative Bestands-trends wurden beim Aal sowie den beiden Stichlingsarten beobachtet.

Die starken Veränderungen bei Zährte, Giebel und Regenbogenforelle beruhen nur auf Daten einzelner Probestellen und sind statistisch nicht aussagekräftig. Dennoch stehen auch hier reale Ursachen dahinter. Die Regenbogenforelle wurde noch vor 10-20 Jahren in unseren Untersuchungen der Nebel und des Gehlsbaches (SPIß & WATERSTRAAT 2001, WATERSTRAAT 1992) regelmäßig nachgewiesen, da sowohl der Anglerverband die Art besetzte als auch aus Fischintensiv-

anlagen immer wieder Tiere entwichen (WATERSTRAAT 1991). Beides findet offenbar aktuell nicht mehr statt, obwohl in beiden Bächen noch Forellenaufzuchtanlagen existieren. Die Zährte kommt in unseren Gewässern nur in der Tollense vor, konnte bisher durch die starke Querverbauung jedoch nicht unsere Monitoringflächen erreichen. Inzwischen findet nach der Installation mehrerer Fischaufstiegsanlagen (FAA) eine Wiederbesiedlung des Mittellaufes des Flusses statt.

Tab. 3 Ergebnisse der Regressionsberechnungen der Trends von Dichte, Biomasse und Diversität in den Probestellen von 9 Untersuchungs-gewässern für den Zeitraum 1998/2001 - 2009/2010.

	Dichte			Biomasse			Shannon-Index		
Station	a	r ²	p	a	r ²	p	a	r ²	p
Augraben 1	0,03	0,01	0,85	-0,04	0,02	0,80	-0,05	0,26	0,38
Augraben 2	0,01	0,00	0,95	0,01	0,01	0,88	0,04	0,37	0,28
Augraben 3	0,35	0,64	0,10	0,37	0,82	0,04	0,09	0,31	0,33
Augraben 4	0,15	0,11	0,59	-0,04	0,01	0,90	n.b.		
Gehlsbach 1	-0,06	0,27	0,37	-0,03	0,04	0,75	-0,01	0,05	0,70
Gehlsbach 2	-0,06	0,62	0,11	-0,07	0,26	0,37	0,01	0,02	0,80
Gehlsbach 3	0,02	0,10	0,61	-0,06	0,33	0,31	0,00	0,00	0,94
Gehlsbach 4	-0,05	0,41	0,25	-0,14	0,67	0,09	0,04	0,70	0,08
Kösterbeck 1	0,07	0,52	0,17	-0,14	0,27	0,37	0,03	0,05	0,71
Kösterbeck 2	0,11	0,11	0,58	-0,02	0,01	0,90	-0,08	0,38	0,27
Kösterbeck 3	0,00	0,00	0,92	-0,24	0,38	0,27	0,03	0,26	0,39
Kösterbeck 4	0,05	0,08	0,64	-0,14	0,25	0,40	0,03	0,13	0,56
Libnow 1	0,00	0,00	0,99	-0,04	0,07	0,66	-0,01	0,03	0,79
Libnow 2	0,10	0,27	0,37	-0,01	0,00	0,97	0,02	0,02	0,83
Libnow 3	-0,03	0,06	0,69	-0,24	0,67	0,09	-0,06	0,28	0,36
Libnow 4	0,02	0,00	0,92	0,08	0,03	0,78	0,07	0,15	0,52
Nebel 1	0,42	0,92	0,04	0,21	0,74	0,06	-0,07	0,27	0,37
Nebel 2	0,03	0,05	0,78	0,01	0,01	0,87	0,06	0,34	0,30
Nebel 3a	-0,16	0,45	0,33	-0,17	0,75	0,06	0,02	0,63	0,11
Nebel 3b	-0,25	0,71	0,16	-0,09	0,35	0,29	-0,02	0,63	0,20
Nebel 4	-0,02	0,04	0,79	-0,08	0,91	0,01	0,06	0,48	0,19
Nebel 5	0,07	0,28	0,47	0,10	0,10	0,68	0,01	0,01	0,92
Ostpeene 1	0,06	0,12	0,57	0,09	0,11	0,58	0,02	0,02	0,80
Ostpeene 2	0,02	0,02	0,84	0,02	0,02	0,82	0,03	0,05	0,72
Ostpeene 3	0,02	0,07	0,66	-0,04	0,12	0,57	0,00	0,01	0,88
Ostpeene 4	0,11	0,67	0,09	0,10	0,39	0,26	0,01	0,00	0,92
Reppelin 1	-0,17	0,76	0,06	-0,06	0,11	0,59	-0,04	0,44	0,22
Reppelin 2	-0,23	0,93	0,01	-0,16	0,18	0,48	-0,03	0,13	0,54
Reppelin 3	0,07	0,11	0,58	-0,13	0,33	0,31	-0,08	0,74	0,06
Reppelin 4	0,05	0,16	0,51	-0,04	0,35	0,29	-0,04	0,20	0,46
Schaale 1	0,04	0,15	0,51	0,04	0,21	0,44	-0,03	0,09	0,63
Schaale 2	0,03	0,07	0,67	0,06	0,45	0,22	-0,03	0,18	0,48
Schaale 3	0,08	0,36	0,28	-0,04	0,33	0,31	-0,02	0,09	0,62
Schaale 4	0,01	0,01	0,87	0,06	0,22	0,42	-0,03	0,21	0,44
Tollense 1	0,17	0,78	0,05	0,06	0,10	0,60	0,00	0,00	0,97
Tollense 2	0,13	0,43	0,23	0,12	0,65	0,10	-0,06	0,63	0,11
Tollense 3	0,25	0,75	0,06	0,18	0,68	0,09	0,07	0,34	0,30
Tollense 4	0,09	0,44	0,22	-0,08	0,69	0,08	-0,01	0,01	0,86
gesamt	0,04	0,88	0,02	-0,02	0,06	0,68	-0,07	0,48	0,13

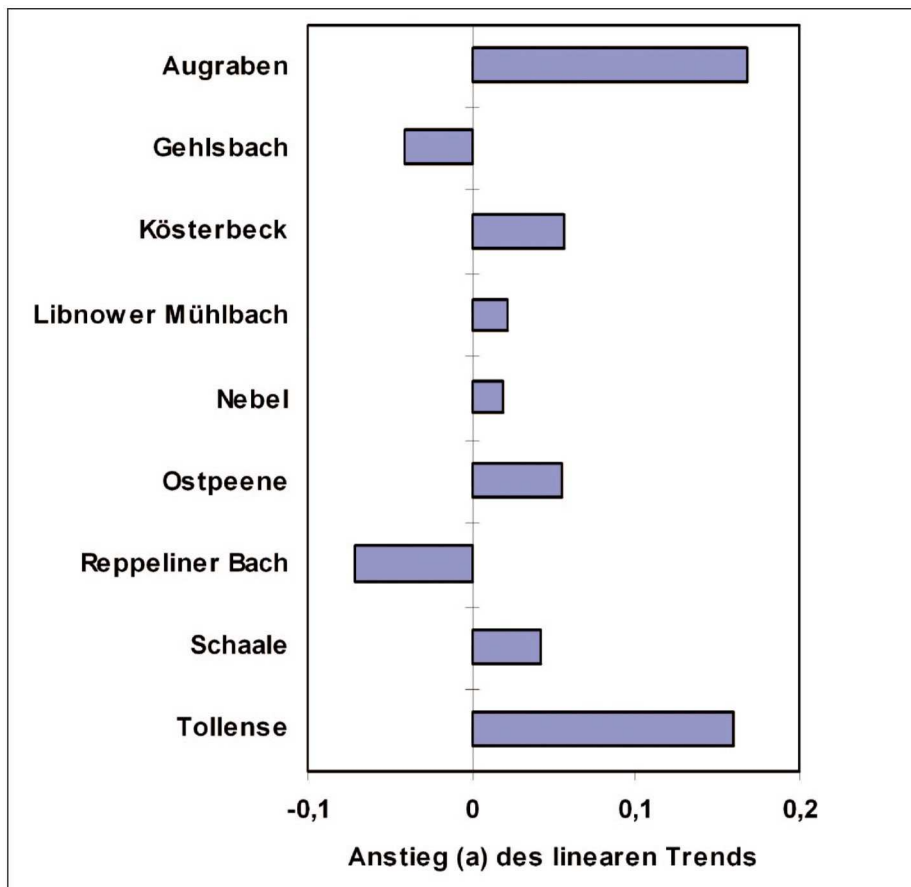


Abb. 14 Trend der Dichte der Fischfauna in 9 Monitoringgewässern zwischen 2000/2001 und 2009/2010 ($n = 168$ Befischungen).

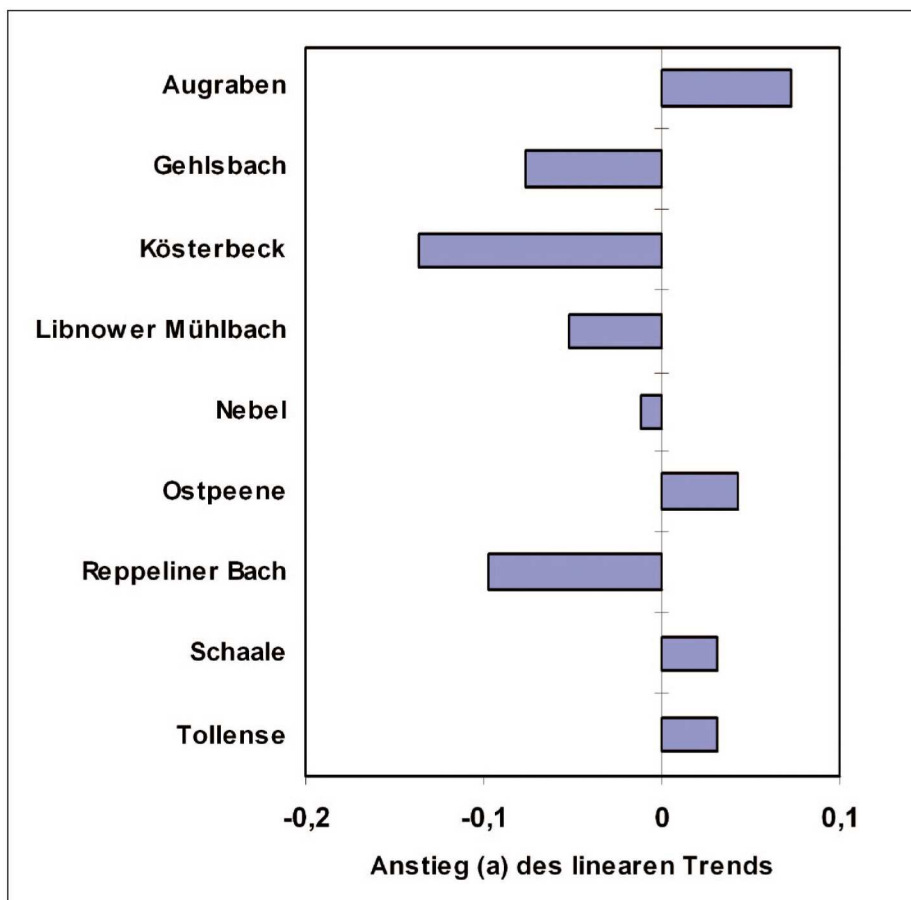


Abb. 15 Trend der Biomasse der Fischfauna in 9 Monitoringgewässern zwischen 2000/2001 und 2009/2010 ($n = 168$ Befischungen).

Veränderungen der Dichte, Biomasse und Diversität in den Gewässern

Nicht nur für die Mehrzahl der Arten sondern auch für die Gesamtdichte der Fischfauna konnte zwischen den Jahren 2000/2001 und 2009/2010 in den 38 Probeflächen eine signifikante Zunahme ermittelt werden (Tab. 3). Wie zu erwarten, gab es zwischen den Stationen erhebliche Unterschiede. Eine besonders starke Zunahme der Bestandsdichte wurde an der renaturierten Probefläche Nebel I festgestellt, wo es einen Artenwechsel mit hohen Dichten von Elritzen, jungen Forellen, Steinbeißern und Stichlingen gab. Auch einzelne Stationen des Augrabens (infolge der Verbesserung der Gewässergüte), der Schaale und der Tollense wiesen starke Bestandszunahmen auf. Dagegen wurde an den beiden Unterlaufstationen des Reppeliner Baches ein starker Bestandsrückgang festgestellt, der durch die rigorose Gewässerunterhaltung mit Krautung und starker Verbauung zu begründen ist. Für weitere Veränderungen in den einzelnen Probeflächen sei auf WALTERSTRAAT et al. (2010a) verwiesen.

Auch nach Zusammenfassung der Bestandsdichten für die Gewässer ergibt sich für die Mehrzahl der Gewässer zumindest ein leichter positiver Trend der Bestandsdichte. In der Tollense und im Augraben kam es in den letzten 10 Jahren zu einer signifikanten Zunahme der Bestandsdichte, während sie im Reppeliner Bach und auch Gehlsbach abnahm (Abb. 14). Die Zunahmen in den anderen Bächen waren nicht signifikant.

In 6 der 9 Monitoringgewässer folgte die Biomasse dem gleichen Trend wie die Bestandsdichte, wenn auch wie erwartet, die Schwankungen in und zwischen den Probeflächen deutlich höher waren (Abb. 15). Während im Reppeliner Bach, dem Gehlsbach (jeweils signifikant) und der Tollense vor allem die Veränderungen der Bestandsdichte zur Ab- bzw. Zunahme der Biomasse führte, war die Veränderung der Artenzusammensetzung im Libnower Mühlbach für den Biomasserückgang verantwortlich. Der Anteil größerer Arten wie die Forellen ging zurück, dagegen nahm der Bestand der Steinbeißer deutlich zu. In der Kösterbeck dagegen beruht der signifikante Biomasserückgang vor allem auf einem Rückgang adulter Meerforellen in den Probeflächen in den letzten Jahren. Insbesondere im Jahr 2001 wurden nahezu 30 adulte Meerforellen mit 2-5 kg Masse in den Probeflächen 1-3 gefangen, die die Gesamtbiomasse der Probeflächen bestimmten.

Für die Diversitätsparameter konnte kein einheitlicher Trend in der Zeitreihe von 2000/2001 bis 2009/2010 festgestellt werden. Sowohl bei den Artenzahlen, als auch den untersuchten Diversitätsindizes gab es große Unterschiede zwischen den Gewässern und den Probeflächen. Gleichlautende Trends konnten nur im Reppeliner Bach und in der Schaale festgestellt

werden (Tab. 3). Im Reppeliner Bach ist sicherlich der Rückgang der Artenzahlen und der Bestandsdichte für den Diversitätsrückgang verantwortlich, bei der Schaale ist kein Grund ersichtlich. Die signifikante Zunahme des Shannon-Indexes an der Station Gehlsbach 4 ist durch die Wiederbesiedlung des Oberlaufs durch Groppen und andere Arten nach Wiederherstellung der Durchgängigkeit zu erklären. Wie erwartet, nahmen in den kleineren Bächen die Artenzahl und der Shannon-Diversitätsindex von den Unterlauf- zu den Oberlaufstationen ab. Innerhalb dieser Gewässer unterscheiden sich diese Stationen stark hinsichtlich der Gewässergröße und des Abflussgeschehens. In größeren Gewässern (Schaale, Ostpeene und Tollense) mit diesbezüglich wenig Unterschieden, konnte kein derartiger Trend festgestellt werden.

5.1 WRRL- und FFH-Bewertungen

Das für die WRRL-Bewertung der Fische vorgesehene fiBS-Verfahren (DIEKMANN et al. 2005) empfiehlt eine mehrjährige Beprobung der Probestellen und legt räumliche und zeitliche Grenzen des Befischungsdesigns fest. Wir haben daher für die Bewertung nach WRRL jeweils 2 Probetermine und meh-

re Monitoringprobestellen zu einer WRRL-Probestelle zusammengelegt, um eine repräsentative Auswertung zu ermöglichen. So war es möglich, für 25 WRRL-Probestellen in 10 Monitoringgewässern zwei Perioden miteinander zu vergleichen. Dabei konnte kein einheitlicher Trend der Entwicklung der Naturnähe der Fischfauna festgestellt werden (Tab. 4). Über alle Gewässer hinweg war der Indikator der Naturnähe der Fischfauna zwischen beiden Perioden konstant. Allerdings gab es erhebliche Unterschiede in der Veränderung der Naturnähe zwischen den Probestellen. In einigen Bächen, wie der Schaale und der Tollense, verbesserte sich der Index. In anderen Bächen kam es nur an einzelnen Probestellen zu Veränderungen. So verbesserte sich der Index im Unterlauf des Augrabens und in den Oberläufen von Nebel und Gehlsbach. Dagegen verschlechterte er sich u.a. im Unterlauf des Reppeliner Bachs und im Libnower Mühlbach. Viele der genannten Veränderungen wurden auch in den bereits im vorherigen Abschnitt beschrieben und lassen sich durch Unterschiede in der Gewässerstruktur und -unterhaltung oder der Wiederherstellung der Durchgängigkeit erklären. Einzelne Veränderungen wie in der Schaale lassen sich jedoch nicht erklären.

Im Rahmen der Überwachung des FFH-LRT 3260 konnten an 5 Probestellen Verbesserungen des Arten- und Gildeninventars über die Klassengrenzen hinweg festgestellt werden. In der Gesamtschau blieb dieses Kriterium im Vergleich der betrachteten Zeiträume jedoch ebenfalls konstant (Tab. 4).

6. Diskussion

Im Gegensatz zur Überwachung der Fischfauna der Nord- und Ostsee (ADJERS et al. 2006, PEDERSON et al. 2008, THIEL et al. 2009, STRANSKI et al. 2010), der Bodden und Haffe (WINKLER 2004) und der Seen (KLEIN & SCHUBERT 2008, ZICK et al. 2006) gibt es aus dem mitteleuropäischen Raum kaum Zeitreihen über die Veränderung der Fischfauna in Fließgewässern. Zumeist handelt es sich dabei um Fangstatistiken fischereilich relevanter Arten (ARNDT et al. 2002, UBL 2011) oder um Analysen historischer Fischereistatistiken (WOLTER 1998, WOLTER et al. 2000). Langzeituntersuchungen von Ichthyozöosen liegen insbesondere aus amerikanischen (KARR 1987), alpinen (JUNGWIRTH 1984) und osteuropäischen Gewässern vor (KRUK et al. 2001). Erst in jüngster Zeit wurden mit der Umsetzung

Tab. 4 Bewertung der Fischgemeinschaft für die WRRL nach fiBS und den LRT 3260 der FFH-Richtlinie.

Gewässer	Station	WRRL-Bewertung				FFH-Bewertung			
		2001 - 2005		2007 - 2010		2001 - 2005		2007 - 2010	
Augraben	Zachariae	2,34	3	2,88	2	4,00	A	4,00	A
Augraben	Buschmühl	1,75	4	1,93	4	2,00	C	2,67	B
Augraben	oberhalb Gatschow	1,39	5	1,31	5	1,00	C	2,00	C
Gehlsbach	Brücke Blanksee	1,47	5	1,67	4	2,00	C	2,67	B
Gehlsbach	Klein Pankow	2,39	3	2,17	3	3,33	B	2,67	B
Gehlsbach	Darss	1,86	4	1,74	4	2,67	B	2,33	B
Seegraben	Quasliner Mühle	1,87	4	2,58	2	2,33	C	2,33	C
Kösterbeck	unterhalb Wehr Beselin	3,07	2	2,94	2	3,67	A	4,00	A
Kösterbeck	unterhalb Bandelsdorf	2,99	2	2,74	2	3,33	B	3,33	B
Libnower MB	Johannishof	2,37	3	2,01	3	3,00	B	2,67	B
Libnower MB	Libnow-Murchin	1,74	4	1,48	5	2,00	C	2,00	C
Nebel	Hoppenrade	2,86	2	2,35	3	3,33	B	2,67	B
Nebel	Ahrenshagen-Kuchelmiss	2,50	3	2,65	2	3,33	B	3,33	B
Nebel	Serrahn-Durchbruchstal	2,25	3	2,66	2	2,67	B	3,33	B
Ostpeene	oberhalb Peenehäuser	2,22	3	1,51	4	2,33	C	2,67	B
Ostpeene	Carlsruhe-Demzin	2,05	3	2,08	3	2,00	C	2,67	B
Randow	Torgelow-Spechtberg	2,27	3	1,98	4	2,67	B	2,33	C
Randow	Borken	1,83	4	2,32	3	2,67	B	2,33	C
Randow	Dorotheenw. -Löcknitz	2,19	3	2,28	3	2,67	B	2,33	C
Reppeliner B.	Tessin	2,73	2	2,07	3	3,00	B	3,00	B
Reppeliner B.	Kleinhof-Stormsdorf	1,57	4	1,51	4	1,67	C	1,67	C
Schaale	Kogel-Tüschow	2,63	2	3,25	2	3,00	B	3,67	A
Schaale	oberhalb Schilde	2,82	2	3,32	2	4,00	A	4,00	A
Tollense	Mühlenhagen	2,59	2	2,77	2	3,67	B	3,67	B
Tollense	Neddemin	2,11	3	2,24	3	2,67	B	2,67	B
Mittelwert		2,23		2,26		2,76		2,84	

der Wasserrahmen- und FFH-Richtlinie neue Überwachungsprogramme installiert (DIEKMANN et al. 2005).

Ein erstes Monitoringkonzept der Ichthyozönosen der Region wurde bereits vor 25 Jahren entwickelt (SPIEß & WATERSTRAAT 1990) und begann mit Untersuchungen in der Nebel (SPIEß & WATERSTRAAT 1988) und im Gehlsbach (WATERSTRAAT 1992). Mit der Umsetzung des Naturschutzmonitoringkonzeptes des Landes Mecklenburg-Vorpommern (SPIEß & ULBRICHT 1999) wurde im Jahr 1998 mit der Einrichtung eines Monitoringprogramms der Ichthyozönosen kleiner Fließgewässer begonnen (WINKLER et al. 1999). Erste Ergebnisse wurden durch SPIEß & WATERSTRAAT (2001) und WATERSTRAAT et al. (2002a) vorgestellt. Inzwischen wurden in den verbliebenen 9 Fließgewässern jeweils 5 bzw. 6 Erfassungen vorgenommen.

Da dieses Monitoringprogramm unabhängig von den aktuellen FFH- und WRRL-Überwachungsprogrammen erstellt wurde, stellt sich natürlich die Frage der Anwendbarkeit für diese Programme. Alle bisher im Ichthyozönosemonitoring bearbeiteten Bäche sind Bestandteil des Überblicks- oder operativen Messnetzes des Landes Mecklenburg-Vorpommern (BACHOR & WEBER 2007). Lediglich eine Probefläche im Gehlsbach ist nicht Bestandteil eines berichtspflichtigen Wasserkörpers. Die Gewässer des Ichthyozönosemonitorings sind die einzigen Fließgewässer aus Mecklenburg-Vorpommern, in denen eine Bewertung des ökologischen Zustands der Teilkomponente Fische nicht nur für den aktuellen Zeitraum, sondern auch für die Periode von 2001-2006 möglich ist. Außerdem weisen die Monitoringgewässer eine deutliche bessere WRRL-Bewertung nach fBS auf als die Gesamtheit der bisher in Mecklenburg-Vorpommern untersuchten Fließgewässer (WATERSTRAAT et al. 2010b). Während von der Gesamtzahl der bis zum Jahr 2009 bewerteten 193 Gewässerabschnitte nur 25,3 % einen guten und 23,7 % einen mäßigen Erhaltungszustand aufwiesen, waren es bei den 25 Ichthyozönosestellen 36 % bzw. 40 %. Damit können die Monitoringgewässer auch eine Funktion als Referenzgewässer des WRRL-Monitorings der Fische wahrnehmen. Erste Auswertungen diesbezüglich erfolgten für die Leitbild- und Referenzentwicklung der Fischfauna norddeutscher Fließgewässer (SCHAARSCHMIDT et al. 2005) und für die Festlegung des Befischungsdesigns in Mecklenburg-Vorpommern. Durch die zusätzliche Erfassung der Individuendichte und Biomasse sowie quantitativer Habitatparameter stehen weitere Parameter für die Validierung des WRRL-Monitorings der Fische zur Verfügung.

Das Ichthyozönosemonitoringprogramm ist auch weitgehend in die FFH-Überwachung der Lebensräume und Arten

in Mecklenburg-Vorpommern einbezogen. Alle im Monitoring einbezogenen Gewässer entsprechen dem FFH-LRT 3260 und sind auch als solche ausgewiesen (www.lung.mv-regierung.de). Nach dem Stichprobenkonzept des Bundesamtes für Naturschutz (PAN & ILÖK 2010) hat Mecklenburg-Vorpommern jedoch für diesen Lebensraumtyp nur eine kleine Stichprobe innerhalb der kontinentalen Region zu überwachen. Mit Gewässerabschnitten der Nebel, Ostpeene, Tollense, Schaale und des Gehlsbachs werden ausschließlich auch im Ichthyozönosemonitoring bearbeitete Gewässer untersucht. Darüber hinaus werden die Untersuchungsergebnisse auch für das Referenzmonitoring der Westgrope (WATERSTRAAT 2006b), von Bitterling, Steinbeißer und Schlammpeitzger (KRAPPE et al. 2009) sowie des Bach- und Flussneunauges (KRAPPE 2006, 2007) ausgewertet.

In den letzten 20 Jahren kam es in unseren Gewässern zu erheblichen Veränderungen der Belastungen. Einfluss auf die Fischgemeinschaft haben dabei besonders Veränderungen der

- Gewässerstruktur,
- der Gewässerunterhaltung,
- des hydrologischen Regimes,
- der Durchgängigkeit,
- der Nähr- und Schadstoffbelastung.

Gewässerstrukturelle Veränderungen ohne direktes Zutun des Menschen bedürfen längerer Zeiträume, um einen wirkungsvollen Einfluss auf die Fischgemeinschaft zu haben. Durch die gezielte Ausweisung von Naturschutzgebieten für Fließgewässer (LENSCHOW & JESCHKE 2003) und die Ausweisung als FFH-Gebiete wurden jedoch für große Teile der vorgestellten Gewässer die Voraussetzungen geschaffen, dass sich langfristig die Naturnähe erhöht. Ein gutes Beispiel hierfür stellt die Nebel dar, wo innerhalb des Naturschutzgebietes seit 20 Jahren die Gewässerunterhaltung drastisch reduziert wurde und somit nicht beräumtes Totholz sowie Veränderungen der amphibischen und submersen Vegetation sichtbare Veränderungen der Gewässerstruktur bewirken (siehe Abb. 2-4). In der Nebel wurde außerdem im Bereich der Monitoringfläche Nebel 1 bei Hoppenrade eine Gewässerrenaturierung mit völliger Umverlegung des Bachbettes vorgenommen. Dies führte zu einer vollständigen Veränderung der Ichthyozönose mit Rückgang adulter Forellen und Äschen sowie starker Zunahme von Klein- und Jungfischbeständen von Elritzen, Forellen und Steinbeißern. Diese Veränderungen führten jedoch zeitweise zu einer Verschlechterung des fBS-Indexes der WRRL. Da nach den Gewässerbaumaßnahmen gegenwärtig eine schnelle Sukzession zu verzeichnen ist, sind weitere Veränderungen in der Fischgemeinschaft zu erwarten. Dass aber die bloße Unter-schutzstellung eines Gewässers noch keine Garantie für einen effektiven Schutz

ist, zeigten schon WATERSTRAAT et al. (2002b) und WATERSTRAAT (2002). In kaum einem der Naturschutzgebiete Mecklenburg-Vorpommerns sind die Fische und ihre Habitate tatsächlich als Schutzziel ausgewiesen, so dass effektive Maßnahmen umgesetzt werden könnten.

Daher mussten auch in einigen unserer Monitoringflächen in den letzten 10 Jahren immer wieder Gewässerunterhaltungsmaßnahmen festgestellt werden. Erst in den letzten Jahren konnte an den Probeflächen Ostpeene 4 (siehe Abb. 5-6) und Gehlsbach 3 (jeweils innerhalb eines Naturschutzgebietes) die Ufermahd bzw. Sohlkrautung eingestellt werden. Einen extrem negativen Einfluss auf die Fischfauna hatte auch eine Grundräumung im Herbst 1999 im Bereich der Probefläche Aufraben 1. Neben einem drastischen Rückgang der Neunaugenbestände wurden auch die Habitate vieler Fische zerstört. In der Tollense kommt es jedes Jahr zu Krautungen mit dem Mähboot. Hier ist erst mit der Umsetzung der Maßnahmenpläne der WR- und FFH-Richtlinie eine Verbesserung zu erwarten.

Die Oberläufe der kleinen Bäche sind von der veränderten Wasserhaushaltssituation der letzten 40 Jahre mit häufig niedrigen Abflüssen im Sommer (STÜWE 2010, KÜSTER & KAISER 2010, Anonymus 2010) betroffen. Dies kann zu einer Gefährdung besonders der Bestände der kaltstenohermen Arten Bachforelle, Westgrope oder auch des Bachneunauges in den Probeflächen Reppeliner Bach 3 und 4, Libnower Mühlbach 3 und 4, Kösterbeck 3 und 4 sowie Gehlsbach 4 kommen. Auffällig in unseren Untersuchungen war, dass die beiden Stichlingsarten, typische Vertreter der Oberläufe einen negativen Bestandstrend aufwiesen. Ob hierfür jedoch klimatische Veränderungen ausschlaggebend sind, bleibt abzuwarten.

Große Anstrengungen wurden in den letzten Jahren in die Wiederherstellung der Durchgängigkeit der Gewässer getätigt. Nach SCHMIDT & BOCHERT (2009) existierten Ende 2008 mindestens 308 Fischaufstiegsanlagen (FAA) in Mecklenburg-Vorpommern. Jedoch nur 13 % (40 Anlagen) wurden bis zu diesem Zeitpunkt in einer Effizienzkontrolle auf ihre Durchgängigkeit für Fische geprüft. Parallel dazu hat das Land Mecklenburg-Vorpommern im Rahmen der Erstellung eines Prioritätenkonzeptes für die Wiederherstellung der Durchgängigkeit seiner Fließgewässer (WATERSTRAAT et al. 2006) die Schwerpunkte für die nächsten Jahre festgelegt. Dabei wurde auch die Beseitigung gravierender Wanderhinder-nisse in unseren Monitoringgewässern gefordert. Dies betrifft die untersten Wehre im Aufraben, der Nebel, des Reppeliner Bachs und der Sude. Erst dadurch kann sich durch eine Wiederbesiedlung der Oberläufe (WATERSTRAAT & KRAPPE 1998, WATERSTRAAT 2006a) der Zustand der Fischgemein-

schaft wieder verbessern. In fast allen Monitoringgewässern wurden in den letzten Jahren weitere Wehre für Fische passierbar gemacht bzw. vollständig beseitigt. Dadurch kam es in der Nebel z.B. zu einer deutlich verbesserten Ausnutzung der Laichplätze der Bachforelle (WATERSTRAAT 2001b) und zum Beginn der Wiederbesiedlung der obersten Probefläche mit Steinbeißern und Elritzen. Im Gehlsbach konnte der Oberlauf nach Fertigstellung einer FAA wieder durch Westgropen besiedelt werden und im Libnow Mühlenbach kam es zu einer erfolgreichen Wiederbesiedlung des Mittellaufs.

Organische und chemische Belastungen unserer Gewässer haben in der Vergangenheit zu einer starken Verarmung der Fischfauna der Oberläufe der Bäche geführt. Insbesondere der Oberlauf des Augrabens wies bis 1990 extreme Nährstoffkonzentrationen auf (BACHOR in Vorb.), was zu regelmäßigen Fischsterben und auch noch nach 20 Jahren zu einer extrem ausgedünnten Fischgemeinschaft in der Probefläche Au graben 4 führte. Nach 1990 kam es in den Monitoringgewässern Nebel, Kösterbeck, Tollense und Au graben zu starken Reduktionen der Gewässerbelastungen. Lediglich in den stärker von landwirtschaftlichen Flächen umgebenen Bächen wie Ostpeene und Randow werden aktuell höhere Belastungen festgestellt. Allerdings muss berücksichtigt werden, dass für die kleineren Bäche des Monitoringprogramms gegenwärtig keine Datenreihen zur Nährstoffsituation vorliegen.

Neben diesen Hauptfaktoren wirken sich weitere Ursachen auf die Fischfauna aus. In Gehlsbach, Ostpeene und Nebel wurden in den 1970er bis 1980er Jahren jeweils ein Bestand der in Mecklenburg-Vorpommern gebietsfremden Äsche (WATERSTRAAT 2001a, WATERSTRAAT et al. 2002b) aufgebaut. Während sich der Äschenbestand in der Nebel langfristig etabliert hat, scheint in Ostpeene und Gehlsbach der ohnehin immer geringe Bestand zu verschwinden. Weiterer fischereilicher Besatz findet in unseren Monitoringgewässern nicht statt, jedoch unterliegen mehrere Gewässer einer fischereilichen Bewirtschaftung. Insbesondere in der Nebel ist die Ichthyozönose durch eine relative intensive Entnahme von bis zu 300 adulten Bachforellen pro Jahr durch die Beanglung gekennzeichnet.

Einflüsse des Kormorans können für unsere Monitoringgewässer nicht nachgewiesen werden. Weder aus den Fangdaten, dem beim Handling der Fische feststellbaren Gesundheitszustand noch aus Gesprächen mit Anglern, anderen Nutzern und den Schutzgebietsbetreuern liegen Belege hierfür vor. Nur in wenigen Einzelfällen gelang der Sichtnachweis von einzelnen Kormoranen an unseren Gewässern.

Zu den wenigen Arten mit einem eindeutigen rückläufigen Trend in unseren Probeflächen gehört der Aal. Wenn auch

der Aal in unseren Untersuchungen immer nur in geringen Dichten auftrat, stimmt dieser Rückgang jedoch mit den regionalen und überregionalen Fischereistatistiken überein (UBL 2011) und kann daher auch teilweise mit Rekrutierungsdefiziten erklärt werden.

Wie beim Aal beruhen die meisten Veränderungen der Fischgemeinschaft in unseren Gewässern jedoch auf multifaktoriellen Ursachen. In unseren Untersuchungen konnte bei Betrachtung der Gesamtheit der Probeflächen eine Zunahme von Güster, Plötze, Steinbeißer, Schmerle und Flussbarsch und den nur lokal in wenigen Gewässern vorkommenden Arten Bitterling und Westgroppe festgestellt werden, während der Aal, die beiden Stichlingsarten und die Elritze abnahmen. Da diese Arten zu unterschiedlichsten Habitat-, Nahrungs- und Reproduktionsgilden gehören, sollte vor einer weitergehenden Diskussion jedoch der zweite Durchgang der Habitatkartierung abgewartet werden. Das gleiche gilt auch für die signifikante Zunahme der Bestandsdichte. Betrachtet man nämlich die starken Unterschiede zwischen den Veränderungen der Dichten in den Einzelgewässern und zwischen den Stationen bei den Trends von Biomassen, Diversität oder auch der fiBS-Bewertung, muss vor kausalen Verallgemeinerungen gewarnt werden. Sicherlich verändert die seit 20 Jahren anhaltende Verbesserung der Habitatbedingungen in unseren Monitoringgewässern mittelfristig auch die Struktur und Dynamik der Fischgemeinschaften, weitere Schlussfolgerungen bedürfen angesichts der Rolle natürlicher und anthropogener verursachter Bestandsschwankungen jedoch weiterer Untersuchungen.

Zusammenfassung

Seit 1998 wird in 10 Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns ein Monitoringprogramm der Fischgemeinschaft durchgeführt. Es wurden einheitliche Erfassungs- und Auswerteverfahren und eine Datenbank entwickelt und in Abständen von zunächst zwei, später drei Jahren, die Bäche beprobt. Für das in unseren Gewässern vorhandene Artenspektrum wurden gut gesicherte Angaben zu den Fangwahrscheinlichkeiten und zur Längen-Massen-Regression ermittelt.

Für den Zeitraum 1998-2010 konnte eine tendenzielle Zunahme der Bestandsdichte der Fischfauna in den Probeflächen festgestellt werden. Dies betraf sowohl die Zunahme der Gesamtdichte als auch des Anteils positiver gegenüber negativer Trends der einzelnen Arten an den Probestellen. Von der Bestandszunahme waren besonders Flussbarsch, Steinbeißer, Schmerle, Bitterling und Westgroppe betroffen. Signifikant negative Bestandstrends wiesen der Aal, der Dreistachlige und Neunstachlige Stichling auf. Zwischen den Gewässern und Probeflächen wurden erhebliche Unterschiede in der Entwicklung der Bestandsdichte und Biomasse festgestellt, die zumeist auf ökologischen Veränderungen oder unterschiedlichen Beeinträchtigungen beruhen.

In unseren Monitoringgewässern konnte erstmals ein Vergleich der Bewertungen für die FFH-

und WRRL zwischen den Perioden 2001-2006 und 2007-2010 vorgenommen werden. Für beide Parameter wurden keine wesentlichen Veränderungen zwischen den Zeiträumen festgestellt.

Dank

Die Arbeiten für dieses Projekt erfolgten unter Förderung des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Mecklenburg-Vorpommern und des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG) Mecklenburg-Vorpommern. Bei den Feldarbeiten unterstützten uns neben den Mitarbeitern der GNL e.V. Kratzburg insbesondere Dr. H.M. Winkler. Allen Beteiligten sei hiermit ebenfalls herzlich gedankt.

Literatur

- ADJERS, K., APPELBERG, M., ESCHBAUM, R., LAPPALAIENEN, A., MINDE, A., PEPECKA, R. & G. THORESSON (2006): Trends in coastal fish stocks of the Baltic Sea. *Boreal Environmental Research* 11, 13-15.
- Anonymus (2010): Strategiepapier „Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserwirtschaft: Bestandsaufnahme und Handlungsempfehlungen“. Hrsg.: Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA); Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Dresden.
- ARNDT, G.-M.; GESSNER, J. & C. RAYMAKERS, (2002): Trends in farming, trade and occurrence of native and exotic sturgeons in natural habitats in Central and Western Europe. *J. Appl. Ichthyol.* 18, 444-448.
- BACHOR, A. (in Vorb.): Die Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns - Ergebnisse der Güteüberwachung an Trendmessstellen, Teil II Nährstoffe LUNG Nr.01/2011.
- BACHOR, A. & M. VON WEBER (2007): Die Monitoringprogramme für die Fließ- und Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns - eine Präsentation. Vorträge des 12. Gewässersymposiums – Die Umsetzung der EU-Wasser Rahmenrichtlinie in Mecklenburg-Vorpommern vom 22.02.2007 in Güstrow. http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/gewaessersymposium_12_bachor_weber_presentation.pdf
- DIEKMANN, M., DÜBLING, U. & R. BERG (2005): Handbuch zum fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer (fiBS). Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg. <http://www.landwirtschaft-bw.info/servlet/PB/menu/1296703/index.html>
- JUNGWIRTH, M. (1984): Auswirkungen von Fließgewässerregulierungen auf Fischbestände, Teil II. Wien, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, 188 S.
- KARR, J. R. (1987): Biological monitoring and environmental assessment: a conceptual framework. *Environmental management* 11, (2), 249 - 256.
- KLEIN, M. & M. SCHUBERT (2008): Ökologische Bewertung von Fischbeständen in den Gewässern Bayerns zur Umsetzung der EU-Wasser Rahmenrichtlinie. - In: Bayrische Landesanstalt für Wirtschaft (Hrsg.): Jahresbericht 2007. Freising, 58 S.
- KRAPPE, M. (2006): Erhaltungszustand von Neunaugenpopulationen in Mecklenburg-Vorpommern, Teil 1: Ausgangsdatenlage, Erfassungsmethodik und Bewertungsverfahren. Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 49, (2), 24-34.
- KRAPPE, M. (2007): Erhaltungszustand von Neunaugenpopulationen in Mecklenburg-Vorpommern, Teil 2: Aktuelle Vorkommen und ihre Bewertung im Rahmen der FFH-Richtlinie. Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 50, (1), 3-17.

- KRAPPE, M., BÖRST, A. & A. WATERSTRAAT (2009): Entwicklung von Erfassungsprogrammen für die Arten Bitterling (*Rhodeus amarus*), Steinbeißer (*Cobitis spp.*) und Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) zur Umsetzung der FFH-Richtlinie in Mecklenburg-Vorpommern. - Artenschutzreport 24, 18-30.
- KRAPPE, M., WATERSTRAAT, A., BÖRST, A. & H.-J. SPIEB (2011): Monitoring von Neunaugen in Referenzgewässern Mecklenburg – Vorpommern: Methodenentwicklung und Ergebnisse zur Bestandsdynamik zwischen 1998 und 2010. - Artenschutzreport 27, 80-96.
- KRUK, A., PENCZAK, T. & M. PRZYBYLSKI (2001): Long Term Changes in the Fish Fauna of the Upper Warter River. Roczniki Naukowe Polskiego Związku Wędkarskiego. Warszawa. 14, 189-211.
- KÜSTER, M. & K. KAISER (2010): Historische und aktuelle Gewässerentwicklung im Havel-Quellgebiet (Mecklenburg-Vorpommern). Aktuelle Probleme im Wasserhaushalt von Norddeutschland: Trends, Ursachen, Lösungen, Scientific Technical Report 10/10, Deutsches Geoforschungszentrum Potsdam, 116-124.
- LENSCHOW, U. & L. JESCHKE (2003): Die Naturschutzgebiete in Mecklenburg-Vorpommern Hrsg. Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern. - Demmler Verlag Schwerin.
- LIPPERT, K. & CHR. SEMRAU (2011): Entwicklung, Prinzip und Stand einer zentralen Datenbank für das Artenmonitoring in Mecklenburg – Vorpommern. - Artenschutzreport 27, 40-43.
- PAN & ILÖK (2010): Konzept zum Monitoring des Erhaltungszustandes von Lebensraumtypen und Arten der FFH Richtlinie in Deutschland. Ergebnis eines F+E-Vorhabens im Rahmen des Umweltforschungsplans –FKZ 805 82 013.
- PEDERSON, S. A., FOCK, H., KRAUSE, J., PUSCH, C., SELL, A. L., BÖTTCHER, U. & E. AL. (2008): Natura 2000 sites and fisheries in German offshore waters. International Council for the Exploration of the Sea, 155-169.
- SCHAARSCHMIDT, T., ARZBACH, H.H., BOCK, R., BORKMANN, I., BRÄMICK, U., BRUNKE, M., LEMCKE, R., KÄMMEREIT, M., MEYER, L. & L. TAPPENBECK (2005): Die Fischfauna der kleinen Fließgewässer Nord- und Nordostdeutschlands –Leitbildentwicklung und typgerechte Anpassung des Bewertungsschemas nach EU-Wasserahmenrichtlinie - LAWa Projekt O22.03. Umwelt-Ministerium Mecklenburg-Vorpommern Abschlussbericht, Rostock, 330 S.
- SCHMIDT, K. & R. BOCHERT (2009): Bewertung von Fischaufstiegsanlagen in Mecklenburg-Vorpommern. Materialien zur Umwelt (2), 61 S., 5 Anlagen.
- SCHUBERT, R. (1986): Lehrbuch der Ökologie; VEB Gustav Fischer Verlag (2. Auflage) Jena.
- SCHWOERBEL, J. (1994): Methoden der Hydrobiologie, Süßwasserbiologie. - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart und Jena.
- SEBER, G. A. F (1982): The estimation of animal abundance and related parameters (2nd Ed.). Blackburn Press – Caldwell, New Jersey, 654 S.
- SEBER, G. A. F & E. D. LECREN (1967): Estimating population parameters from catches large relative to the population. - J. Anim. Ecol. 36, 631-643.
- SPIEB, H.-J. & A. WATERSTRAAT (1988): Untersuchungen zum Fischbestand der Nebel/Güstrow. - Naturschutzarbeit in Mecklenburg(31), 21-26.
- SPIEB, H.-J. & A. WATERSTRAAT (1990): Results to the ecology of endangered species of fish and cyclostomes from three streams of northern and central Germany. - Int. Revue ges. Hydrobiol. (75), 619-638.
- SPIEB, H.-J. & J. ULBRICHT (1999): Artenmonitoring als Element der naturschutzorientierten Umweltbeobachtung in Mecklenburg-Vorpommern. Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 42, (1), 3-11.
- SPIEB, H.-J. & A. WATERSTRAAT (2001): 10 Jahre Monitoring der Fließgewässerichthyozönose der Nebel (Landkreis Güstrow, Mecklenburg-Vorpommern). - Artenschutzreport 11, 63-68.
- SPIEB, H.-J., ABDANK, A., AHRNS, CH., BERG, D. CH, HACKER, F., KEIL, F., KLAFFS, G., KLENKE, R., KRAPPE, M., KULBE, J., MEITZNER, V., NEUBERT F., ULBRICHT, J., VOIGTLÄNDER, U., WACHLIN, V., WATERSTRAAT, A., WOLF, F. & M. ZETTLER (2005): Methodenhandbuch für die naturschutzorientierte Umweltbeobachtung; Teil Artenmonitoring. CD im Auftrag des Umweltministeriums Mecklenburg-Vorpommern.
- STRANSKY, CHR., BERKENHAGEN, J., BERTH, U., EBELING, M., MÜLLER, T., PANTEN, K., PLUM, V., PROBST, N., SCHULTZ, N., ULLEWEIT, J., VELASCO, A. & CHR. ZIMMERMANN (2010): German National Multiannual Fisheries Data Sampling Programme 2011-2013: based on EU Council Regulation 199/2008, Commission Regulation 665/2008 and Commission Decision 2010/93/EU. Luxembourg : Office for Official Publications of the European Communities, 86 Seiten
- STÜWE, P. (2010): Die Wasserhaushaltssituation der letzten 40 Jahre im Raum der Neustrelitzer Kleinsseenplatte (Süd-Mecklenburg). Aktuelle Probleme im Wasserhaushalt von Norddeutschland: Trends, Ursachen, Lösungen, Scientific Technical Report 10/10, Deutsches Geoforschungszentrum Potsdam. 206-211.
- THIEL, R., WINKLER, H. M., RIEL, P., NEUMANN, R., GRÖHSLER, T., BÖTTCHER, U., SPRATTE, S. & U. HARTMANN (2009): Endangered anadromous lampreys in the southern Baltic Sea: spatial distribution, long-term trend, population status. Endangered species research , B. 8, H. 3, 233-247.
- UBL, C. (2011): Aalmonitoring in Mecklenburg-Vorpommern. - Artenschutzreport. 27, 44-50.
- WATERSTRAAT, A. (1991): Einfluss von Regenbogenforellenintensivanlagen auf Fließgewässerichthyozönosen am Beispiel von Nebel und Gehlsbach. - Fischerei-Forschung 29, (3), 88-89.
- WATERSTRAAT, A. (1992): Populationsökologische Untersuchungen an *Cottus gobio* L. und anderen Fischarten aus zwei Flachlandbächen Norddeutschlands. - Limnologica 22, (2), 137-149.
- WATERSTRAAT, A. (2001a): Einwanderung neuer und Rückkehr verschwundener Fischarten nach Deutschland – aktuelle Prozesse mit Auswirkungen auf die heimische Fischfauna?. - Beitr. Jagd- u. Wildforsch. 26, 399-415.
- WATERSTRAAT, A. (2001b): Einfluss von Querverbauungen und einer Fischaufstiegshilfe auf die Raumnutzung und Laichplatznutzung adulter Bachforellen *Salmo trutta* L. in der Nebel. - Verhandlungen der Gesellschaft für Ichthyologie 2, 167-182.
- WATERSTRAAT, A. (2002): Fischbesatz in natürlichen Gewässern Deutschlands. - Natur u. Landschaft 11, (77), 446-454.
- WATERSTRAAT, A. (2006a): Einfluss der Zerschneidung auf die Habitatbesiedlung und Populationsgröße von Neunaugen. Freiraum und Naturschutz - Die Wirkungen von Störungen und Zerschneidungen in der Landschaft. H. BAIER, ERDMANN, F., HOLZ, R. & WATERSTRAAT, A. Berlin, Heidelberg, New York, Springer-Verlag, 237-242.
- WATERSTRAAT, A. (2006b): Überwachung der Westgroppe (*Cottus gobio*; Linnaeus, 1758) und anderer Fischarten des FFH-Anhangs in Mecklenburg-Vorpommern. Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 49, (2), 11-23.
- WATERSTRAAT, A. & M. KRAPPE (1998): Distribution and abundance of *Lampetra planeri* populations in the Peene drainage (NE Germany) in relation to isolation and habitat conditions.- Ital. J. Zoology 65; Suppl. 137-143.
- WATERSTRAAT, A., KRAPPE, M., SPIEB, H.-J. & H. M. WINKLER (2002a): Monitoring von Ichthyozönosen kleiner Fließgewässer. Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 45, 9-17.
- WATERSTRAAT, A., KRAPPE, M., DEBUS, L. & A. BÖRST (2002b): Ausmaß und Folgen des fischereilichen Besatzes für natürliche und naturnahe Biozönosen. BfN Skripten 65, 136 S.
- WATERSTRAAT, A., KRAPPE, M., SPIEB, H.-J. & M. LENTZ (2006): Erstellung einer Prioritätenliste zur Verbesserung der Durchgängigkeit von Fließgewässern in Mecklenburg-Vorpommern mit dem Ziel der Herstellung eines guten Erhaltungszustandes der Fischfauna nach WRRL und FFH-Richtlinie. Materialien zur Umwelt 2006 (3), 2-55.
- WATERSTRAAT, A., KRAPPE, M. & A. BÖRST (2010a): Monitoring der Ichthyozönosen im Jahr 2010. Teilbericht zum Werkvertrag „Koordination, Datenaufbereitung und Auswertung von Kartierungen im Rahmen des landesweiten Monitoringprogrammes MV im Jahr 2010 für *Cottus gobio* im Gehlsbach, Schaale und Poischower Mühlbach und Fließgewässerichthyozönose von LRT 3260 im Reppeliner Bach, Gehlsbach und Schaale“ im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz u. Geologie 66 S.
- WATERSTRAAT, A., BOCHERT, R., BÖRST, A., LILL, D., SCHAARSCHMIDT, TH. & H. M. WINKLER (2010b): Zusammenarbeit bei der Erprobung und regionalspezifischen Anpassung des deutschlandweiten Fischbewertungsverfahrens „fBS“ und bei der Entwicklung eines Konzepts zur Nutzung von fischbezogenen Synergieeffekten zwischen WRRL- und FFH-Richtlinie. 9. unveröffentlichter Zwischenbericht des Instituts für Fischerei der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V). 67 S.
- WINKLER, H. M. (2004): Fischgemeinschaften in der Darß-Zingster Boddenkette, fischbiologische Arbeiten- ein kurzer Rückblick. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 13, 253-260.
- WINKLER, H. M., SPIEB, H.-J., WATERSTRAAT, A., KRAPPE, M. & R. LEMCKE (1999): Monitoring von FFH- Arten von Rundmäulern und Fischen in Referenzgebieten. Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 42, (1), 24 – 40.
- WOLTER, C. (1998): Die Entwicklung der Fischfauna im Einzugsgebiet der Spree. Sitzungsberichte der Gesellschaft Naturforscher Freunde zu Berlin 38, 55-76.
- WOLTER, C., MINOW, J., VILCINSKAS, A. & U. A. GROSCH (2000): Long-term effects of human influence on fish community structure and fisheries in Berlin waters: an urban water system. Fisheries Management and Ecology 7, 97-104.
- ZICK, D., GASSNER, H., FILZMOSER, P., WANZENBÖCK, J., PAMMINGER-LANHNSTEINER, B. & G. TISCHLER (2006): Changes in the fish species composition of all Austrian lakes < 50 ha during the last 150 years. Fisheries Management and Ecology 13, 103-111.

Dr. Arno Waterstraat
 Dr. Martin Krappe
 Dipl.-Ing. Anika Börst
 Dr. Hans-Jürgen Spieß
 Gesellschaft für Naturschutz und
 Landschaftsökologie (GNL) e.V.
 Dorfstraße 31
 D - 17237 Kratzburg
 e-mail: Waterstraat@gnl-kratzburg.de