



Rote Liste

der Neunaugen,
Süßwasser- und diadromen Wanderfische
Mecklenburg-Vorpommerns

**Mecklenburg
Vorpommern** 

Ministerium für
Landwirtschaft und Umwelt

- Herausgeber: Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt
Mecklenburg-Vorpommern
Paulshöher Weg 1 | 19061 Schwerin
Telefon (0385) 588-0 | Fax (0385) 588 6024
Internet: <http://www.lm.mv-regierung.de>
E-Mail: presse@lm.mv-regierung.de
- Bearbeiter:
- Dr. Arno Waterstraat, Groß Quassow 17, 17237 Userin
waterstraat@gnl-kratzeburg.de
 - Anika Börst, Uferweg 2, 17237 Blankensee OT Wanzka
boerst@gnl-kratzeburg.de
 - Dr. Martin Krappe, An der Fasanerie 4, 17235 Neustrelitz
krappe@gnl-kratzeburg.de
 - Dr. Thomas Schaarschmidt, Augustenstraße 88, 18055 Rostock
matho.rostock@t-online.de
 - Dr. Helmut M. Winkler, An`n Pauhl 5a, 18195 Cammin
helmut.winkler@uni-rostock.de
- Die Bearbeitung erfolgte im Rahmen ehrenamtlicher Aktivitäten des Landesfachausschusses für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik beim NABU LV M-V e.V. und der Gesellschaft für Naturschutz und Landschaftsökologie e.V..
- Titelfoto: Quappe (*Lota lota*)
Freilandaufnahme
Werner Fiedler
- Rücktitel: Kleine Maräne (*Coregonus albula*)
Werner Fiedler (Aquarienaufnahme, Müritzeum Waren)
- Gestaltung: Produktionsbüro TINUS
- Druck: Landesamt für innere Verwaltung
- Papier: Umschlag chlorfrei gebleicht
Inhalt 100 % Recycling
- ISSN: 1436-3402
Rote Listen der in Mecklenburg-Vorpommern gefährdeten Pflanzen und Tiere

Diese Druckschrift wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit des Ministeriums für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern unentgeltlich abgegeben. Sie ist nicht zum gewerblichen Vertrieb bestimmt. Sie darf weder von Parteien noch von Wahlwerberinnen/Wahlwerbern oder Wahlhelferinnen/Wahlhelfern während eines Wahlkampfes zum Zweck der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für Bundestags-, Landtags- und Kommunalwahlen sowie für Wahlen zum Europäischen Parlament. Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen und an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zwecke der Wahlwerbung. Unabhängig davon, wann, auf welchem Weg und in welcher Anzahl diese Schrift der Empfängerin/dem Empfänger zugegangen ist, darf sie auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Landesregierung zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte.

**Rote Liste
der Neunaugen,
Süßwasser- und diadromen Wanderfische
Mecklenburg-Vorpommerns**

3. Fassung

Stand: Dezember 2015

Bearbeiter:

Arno Waterstraat (Groß Quassow),
Anika Börst (Wanzka),
Martin Krappe (Neustrelitz),
Thomas Schaarschmidt (Rostock),
Helmut M. Winkler (Cammin)

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einleitung	5
2	Methodik	6
2.1	Grundlagen	6
2.2	Gefährdungskategorien	8
2.3	Kriteriensystem	10
2.3.1	Aktuelle Bestandssituation	13
2.3.2	Langfristiger Bestandstrend	13
2.3.3	Kurzfristiger Bestandstrend	15
2.3.4	Risikofaktoren	16
2.3.5	Zusammenführung der regionalen Einschätzungen	16
2.3.6	Fallbeispiele	17
3	Gesamtartenliste, Regionalisierung und Erläuterungen	22
3.1	Gesamtartenliste	22
3.2	Regionalisierung Süßwasser- und Ostseeliste	26
3.3	Erläuterungen zu den Arten	30
4	Bewertung	48
4.1	Auswertung der Kategorien	49
4.2	Kriterienbilanzierung	52
4.3	Regionalisierung	54
5	Verantwortlichkeit (Raumbedeutsamkeit)	57
6	Gefährdung	58
7	Schutzmaßnahmen	65
8	Untersuchungsbedarf und Perspektiven	66
9	Danksagung	68
10	Literatur	69

1 Einleitung

Die Roten Listen haben als Instrument der öffentlichen Reflexion über die Gefährdung der Umwelt und speziell die Gefährdung bestimmter Artengruppen einen festen Platz im Meinungsbild unserer Gesellschaft erlangt. Ihre regelmäßige Aktualisierung trägt dem ständig wachsenden Kenntnisstand Rechnung und spiegelt Veränderungen im Zustand unserer Umwelt wider. Nach der zweiten Fassung der Roten Liste (RL) der Rundmäuler, Süßwasser- und Wanderfische Mecklenburg-Vorpommerns (M-V) aus dem Jahre 2002 ist es mehr als dringend, diese dem aktuellen Kenntnisstand anzupassen. Diese Notwendigkeit besteht auch ungeachtet dessen, dass 2007 der erste Verbreitungsatlas der Fische M-V (WINKLER et al. 2007) den Datenbestand bis 2006 präsentiert und die historischen Fischnachweise aus M-V (bis ca. 1980, mit Schwerpunkt bis etwa Mitte des 20. Jh.) in einer gesonderten Quellendarstellung publiziert worden sind (SCHAARSCHMIDT & LEMCKE 2004).

Zwei Aspekte sind bei der nun vorliegenden dritten Fassung der Roten Liste der Neunaugen, Süßwasser- und diadromen Wanderfische Mecklenburg-Vorpommerns hervorzuheben.

Erstens, basierte die letzte Fassung noch überwiegend auf rein ehrenamtlich erhobenen Daten, so hat der jetzige Kenntnisstand einen gewaltigen Schub an Erhebungsdaten erfahren. Hier ist vor allem die europäische Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRRL; 2000) zu nennen, nach der seit 2006 in einem planmäßigen Netz landesweiter Probenstationen viele Fließgewässer in M-V jährlich bearbeitet werden. Daran gekoppelt wurden auch einige spezielle wissenschaftliche Projekte durchgeführt, die der Anpassung des deutschen Bewertungsverfahrens für die Fische (fiBS) an die norddeutsche Region dienen (SCHAARSCHMIDT et al. 2005). Die Arten des Anhanges II der Fauna-Flora-Habitat (FFH)-Richtlinie (1992) wurden bzw. werden in einem Extraprogramm beobachtet und untersucht. Aus den Monitoringprogrammen für diese Arten (WATERSTRAAT et al. 2012, KRAPPE et al. 2012) und den Kartierungen in der FFH-Managementplanung der Schutzgebiete dieser Arten erwuchs ebenfalls ein erheblicher Erkenntnisgewinn. Neu gegenüber der RL aus 2002 ist auch, dass Befischungsdaten aus vielen Seen in die Betrachtung mit einbezogen werden konnten. Alle Großseen und weitere größere Seen Mecklenburg-Vorpommerns über 50 ha wurden hinsichtlich ihres Fischbestandes intensiv im Rahmen eines bundesweiten Methodenprojektes bearbeitet (MEHNER et al. 2004). Dazu kommen große Datenmengen, die aus den diversen Befischungen in den Vereinsgewässern des Landesanglerverbandes über einen längeren Zeitraum entstanden sind.

Zweitens, neu ist außerdem, dass die Neunaugen und Fische Mecklenburg-Vorpommerns erstmals nach der nun in der Bundesrepublik einheitlich verwendeten neuen Methodik zur Erstellung Roter Listen (LUDWIG et al. 2006, 2009) bewertet werden. In M-V wird seit dem Jahr 2009 bei der Erstellung oder Neubearbeitung der Roten Listen auf die Gefährdungseinstufung von LUDWIG et al. (2009) zurückgegriffen.

Nach diesem Modus sind bereits die Listen der im Süßwasser reproduzierenden Neunaugen und Fische (FREYHOF 2009) und die Listen für die Fische der deutschen Meeresgebiete (THIEL et al. 2013) erstellt worden. Konnten sich die Autoren dieser beiden Roten Listen nur teilweise auf quantitative Daten stützen, so basiert das Ergebnis der nun vorgelegten Liste auf einer durchgehenden Datenserie von Befischungen der letzten 25 Jahre. Damit war erstmals die Einbeziehung überwiegend quantitativer Befunde in die Bewertung möglich.

Bewertet werden in der vorliegenden Liste 51 etablierte autochthone Arten. In der Liste enthalten, aber nicht bewertet, sind sechs Neozoen bzw. für M-V gebietsfremde etablierte Arten und der gegenwärtig systematisch ungeklärte *Coregonus spp.*-Komplex. Reelle Veränderungen im Artenbestand sind gegenüber der letzten Roten Liste durch die Etablierung der zwei Neozoen Blaubandbärling und Schwarzmundgrundel zu verzeichnen.

2 Methodik

2.1 Grundlagen

Alle bisher für das Territorium Mecklenburg-Vorpommerns erstellten Roten Listen der Neunaugen, Süßwasser- und Wanderfischarten (WINKLER et al. 1991, WINKLER et al. 2002) beruhten auf einer kritischen Analyse des vorliegenden aktuellen und historischen Kenntnisstandes und der Gefährdung der heimischen Neunaugen- und Fischfauna. Da keine flächendeckenden Kartierungsdaten vorlagen, erfolgte eine gutachterliche Bewertung nach den zu dieser Zeit vorliegenden Bewertungskriterien, während diese dritte Fassung erstmals die Kriterien nach LUDWIG et al. (2009) erfüllt.

Der in dieser Roten Liste verwendete Bezugsraum sind die Binnengewässer und Küstengewässer einschließlich der Sunde, Bodden, Wieke, Haffe, Buchten, des Achterwassers und des Peenestroms innerhalb des Hoheitsgebietes von M-V.

Es werden alle Arten, die mindestens einen Teil ihres Lebens im Süßwasser verbringen, betrachtet. Die verwendete Nomenklatur richtet sich bis auf wenige Ausnahmen nach KOTTELAT & FREYHOF (2007). Der Rapfen wird aktuell als *Leuciscus aspius* geführt. Beim Dreistachligen Stichling (*Gasterosteus aculeatus*) erfolgte keine Aufspaltung in westliche (*G. gymnurus*) und östliche Form (*G. aculeatus*) und der Steinbeißer-Komplex, bestehend aus den Arten *Cobitis taenia* und *C. elongatoides*, wurde vorerst weiterhin unter dem Artnamen *C. taenia* betrachtet. In beiden Fällen existieren bislang keine separaten Erfassungen der einzelnen Arten und ihrer Hybriden im vorliegenden Datenmaterial. Eine Abweichung von der Betrachtungseinheit „Art“ gab es außerdem für einige Großmaränenformen. Hier war es nicht möglich, den Artstatus zu klären, so dass diese unter *Coregonus spp.* eingestuft wurden.

Einige Veränderungen in der Zuordnung und wissenschaftlichen Bezeichnung gegenüber der letzten Bearbeitung der RL wurden bei weiteren Großmaränen (Coregoniden) vorgenommen, die weniger mit Veränderungen im Bestand als mit der Anpassung an den neuen Erkenntnisstand bei dieser aus verschiedenen Gründen komplizierten Gruppe zu tun haben. So wird die Schaalseemaráne nicht mehr mit der Bezeichnung *Coregonus widegreni* in Verbindung gebracht, sondern der Thienemannschen Bearbeitung entsprechend als *C. holsatus* geführt. *Coregonus widegreni* (Buckelmaráne) wird zwar von FREYHOF (2009) als an unserer Ostseeküste in „wenigen Exemplaren“ nachgewiesen geführt, jedoch konnten wir bei regelmäßigen Kontrollen von Schnäpelandungen (*Coregonus maraena*) sowie Befragungen der ansässigen Fischer am Stettiner Haff und auch bei eigenen Schleppnetzfangen in der Region bislang keinen Nachweis dafür erbringen.

Die seit dem 19. Jahrhundert bis aktuell durch räumlich-zeitlich unüberschaubare und willkürliche Besatzmaßnahmen entstandenen Mischformen von Großmaränen in Binnenseen sind momentan taxonomisch nicht klar zuzuordnen und werden deshalb hier als *Coregonus spp.* geführt.

Gegenüber der letzten Roten Liste von 2002 wird die Wandermaränenart „Nordseeschnäpel“ *Coregonus oxyrinchus* (Linnaeus, 1758) nun nicht mehr als potentiell Faunenelement geführt. Die Autoren folgen damit dem gegenwärtig publizierten Kenntnisstand (FREYHOF 2009), wonach diese Art schon in der Mitte des vorigen Jahrhunderts als ausgestorben gilt. Die in unserem Nordseeinzugsgebiet (Elbe) gelegentlich vorkommende Großmaräne ist wahrscheinlicher dem Bestand des Ostseeschnäpels zuzuordnen.

In die Rote Liste wurden nur Arten aufgenommen, die im Bezugsraum als etabliert gelten. Dies trifft zu, wenn sich eine Art im Gebiet regelmäßig fortpflanzt oder mindestens während eines ihrer Entwicklungsstadien (juvenil, subadult, adult) im Gebiet einen Teil Lebensraum regelmäßig aufsucht oder die Art als regelmäßiger Wandergast auftritt.

Daher wurden auch Flunder (*Platichthys flesus*) und Finte (*Alosa fallax*) in die Liste aufgenommen. Auch der katadrome Aal (*Anguilla anguilla*) wird wegen des Aufenthaltes einer Teilpopulation im Süßwasser berücksichtigt.

In der Artenliste für unser Bundesland wird nach wie vor die Nase (*Chondrostoma nasus*) geführt, obwohl ein konkreter Nachweis aussteht. Die Vorkommen in der mittleren Oder (SCHARF et al. 2011b) und in der Elbe (aktuelle Nachweise an der Fischaufstiegsanlage Geesthacht, HUFGARD et al. 2015) unterstreichen, dass die Art bei uns zumindest als Gast oder Durchzügler auftreten kann. Nach BLANCK (1881) kam die Nase nur in der Elbe „und zwar nicht sehr häufig“ vor und wäre demnach zur autochthonen Fischfauna zu zählen. Belegexemplare in Sammlungen etc. fehlen. Die Glaubhaftigkeit der Blanckschen Mitteilung ist durch die aktuellen Nachweise aus der Elbe außerhalb M-V unterstrichen. In den 1990er Jahren soll ein Exemplar im polnischen Teil des Stettiner Haffs nachgewiesen worden sein. Allerdings dürfte es sich in M-V eher um einen seltenen Durchzügler als um ein etabliertes Faunenelement handeln.

Neben in M-V heimischen Arten werden auch lokal gebietsfremde Arten und Neozoen betrachtet. Dabei werden als „gebietsfremd“ Arten definiert, die zwar in Deutschland heimisch, aber ursprünglich in M-V eine Verbreitungslücke aufwiesen. Dies betrifft den Karpfen (*Cyprinus carpio*), die Äsche (*Thymallus thymallus*) und einzelne Populationen der Großen Maräne (*Coregonus spp.*).

Von den in Kapitel 3.3 aufgeführten Neozoen wurden nur die vier in M-V etablierten Arten in die Rote Liste aufgenommen.

Für die Süßwasserbewertung wurde in erster Linie der aktuelle Datenbestand des Fischartenkatasters von M-V (Stand 31.12.2013) für den Zeitraum 1990-2013 ausgewertet. Diese Datenbank wird an der Gesellschaft für Naturschutz und Landschaftsökologie (GNL) e.V. Kratzburg als gemeinsamer Datenbestand des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG), des Landesfachausschusses (LFA) Feldherpetologie und Ichthyofaunistik des Naturschutzbundes Deutschland (NABU) und der GNL e.V. gepflegt. Die Verbreitungsdatenbank wird seit 2010 mit der Software MultiBaseCS geführt. Seitens des LUNG besteht die Forderung, alle Fischdaten einheitlich mittels dieses Programms zu erfassen, zu pflegen und zentral zu halten. Der Fischdatenbestand in MultiBaseCS umfasste zum genannten Zeitpunkt ca. 40.000 Datensätze aus fast 8.000 Fangaktionen. Diese Daten wurden zunächst einer Primärauswertung unterzogen, welche die Grundlage der anschließenden Bewertung bildete. Daneben wurden weitere verfügbare Quellen, vor allem zum Vorkommen von Fischen für den Zeitraum vor 1990, genutzt (siehe 2.3.2).

2.2 Gefährdungskategorien

Die aktuelle mit den IUCN-Kategorien harmonisierte Gefährdungseinstufung stammt von LUDWIG et al. (2009), wurde aber mit nur wenigen Änderungen aus SCHNITTLER et al. (1994) übernommen.

Tab. 1: Gefährdungskategorien und ihre Analogisierung mit den IUCN-Kategorien nach LUDWIG et al. (2009)

Deutschland		IUCN	
0	Ausgestorben oder verschollen	RE	Regionally extinct
1	Vom Aussterben bedroht	CR	Critically endangered
2	Stark gefährdet	EN	Endangered
3	Gefährdet	VU	Vulnerable
G	Gefährdung unbekanntes Ausmaßes	[I]	Indeterminate
R	Extrem selten	[R]	Rare
V	Vorwarnliste	NT	Near threatened
D	Daten unzureichend	DD	Data deficient
*	Ungefährdet	LC	Least concern
♦/◇	Nicht bewertet	NE	Not evaluated

Dabei sind die einzelnen Kategorien folgendermaßen definiert:

0 Ausgestorben oder verschollen

Arten, die im Bezugsraum verschwunden sind oder von denen keine wild lebenden Populationen mehr bekannt sind. Die Populationen sind entweder nachweisbar ausgestorben, in aller Regel ausgerottet (die bisherigen Habitate bzw. Standorte sind so stark verändert, dass mit einem Wiederfund nicht mehr zu rechnen ist) oder verschollen. Letzteres heißt, dass aufgrund vergeblicher Nachsuche über einen längeren Zeitraum der begründete Verdacht besteht, dass die Populationen erloschen sind. Diesen Arten muss bei Wiederauftreten in der Regel in besonderem Maße Schutz gewährt werden.

1 Vom Aussterben bedroht

Arten, die so schwerwiegend bedroht sind, dass sie in absehbarer Zeit aussterben, wenn die Gefährdungsursachen fortbestehen. Ein Überleben im Bezugsraum kann nur durch sofortige Beseitigung der Ursachen oder wirksame Schutz- und Hilfsmaßnahmen für die Restbestände dieser Arten gesichert werden. Das Überleben dieser Arten ist durch geeignete Schutz- und Hilfsmaßnahmen unbedingt zu sichern. Dies gilt insbesondere dann, wenn im Bezugsraum eine besondere Verantwortlichkeit für die weltweite Erhaltung der betreffenden Art besteht.

2 Stark gefährdet

Arten, die erheblich zurückgegangen oder durch laufende bzw. absehbare menschliche Einwirkungen erheblich bedroht sind. Wird die aktuelle Gefährdung der Art nicht abgewendet, rückt sie voraussichtlich in die Kategorie „Vom Aussterben bedroht“ auf. Die Bestände dieser Arten sind dringend durch geeignete Schutz- und Hilfsmaßnahmen zu stabilisieren, möglichst aber zu vergrößern. Dies gilt insbesondere dann, wenn im Bezugsraum eine besondere Verantwortlichkeit für die weltweite Erhaltung der betreffenden Art besteht.

3 Gefährdet

Arten, die merklich zurückgegangen oder durch laufende bzw. absehbare menschliche Einwirkungen bedroht sind. Wird die aktuelle Gefährdung der Art nicht abgewendet, rückt sie voraussichtlich in die Kategorie „Stark gefährdet“ auf. Die Bestände dieser Arten sind durch geeignete Schutz- und Hilfsmaßnahmen zu stabilisieren, möglichst aber zu vergrößern. Dies gilt insbesondere dann, wenn im Bezugsraum eine besondere Verantwortlichkeit für die weltweite Erhaltung der betreffenden Art besteht.

G Gefährdung unbekanntes Ausmaßes

Arten, die gefährdet sind. Einzelne Untersuchungen lassen eine Gefährdung erkennen, aber die vorliegenden Informationen reichen für eine exakte Zuordnung zu den Kategorien 1 bis 3 nicht aus. Die Bestände dieser Arten sind durch geeignete Schutz- und Hilfsmaßnahmen zu stabilisieren, möglichst aber zu vergrößern. Dies gilt insbesondere dann, wenn im Bezugsraum eine besondere Verantwortlichkeit für die weltweite Erhaltung der betreffenden Art besteht. Darüber hinaus müssen die Bestände dieser Arten genauer untersucht werden.

R Extrem selten

Extrem seltene bzw. sehr lokal vorkommende Arten, deren Bestände in der Summe weder lang- noch kurzfristig abgenommen haben und die auch aktuell nicht bedroht, aber gegenüber unvorhersehbaren Gefährdungen besonders anfällig sind.

Die Bestände dieser Arten bedürfen einer engmaschigen Beobachtung, um ggf. frühzeitig geeignete Schutz- und Hilfsmaßnahmen einleiten zu können, da bereits kleinere Beeinträchtigungen zu einer starken Gefährdung führen können. Jegliche Veränderungen des Lebensraumes dieser Arten sind zu unterlassen. Sind die Bestände aufgrund von bestehenden Bewirtschaftungsformen stabil, sind diese beizubehalten.

V Vorwarnliste

Arten, die merklich zurückgegangen sind, aber aktuell noch nicht gefährdet sind. Bei Fortbestehen von bestandsreduzierenden Einwirkungen ist in naher Zukunft eine Einstufung in die Kategorie „Gefährdet“ wahrscheinlich. Die Bestände dieser Arten sind zu beobachten. Durch Schutz- und Hilfsmaßnahmen sollten weitere Rückgänge verhindert werden. Dies gilt insbesondere dann, wenn im Bezugsraum eine besondere Verantwortlichkeit für die weltweite Erhaltung der betreffenden Art besteht.

D Daten unzureichend

Die Informationen zu Verbreitung, Biologie und Gefährdung einer Art sind unzureichend, wenn die Art bisher oft übersehen bzw. nicht unterschieden wurde oder erst in jüngster Zeit taxonomisch untersucht wurde oder taxonomisch nicht ausreichend geklärt ist oder mangels Spezialisten hinsichtlich einer möglichen Gefährdung nicht beurteilt werden kann. Die Bestände dieser Arten sind genauer zu untersuchen, da darunter gefährdete oder extrem seltene Arten sein können, für die Schutz- und Hilfsmaßnahmen erforderlich sind.

* Ungefährdet

Arten werden als derzeit nicht gefährdet angesehen, wenn ihre Bestände zugenommen haben, stabil sind oder so wenig zurückgegangen sind, so dass sie nicht mindestens in Kategorie V eingestuft werden müssen. Die Bestände aller heimischen Arten sind allgemein zu beobachten, um Verschlechterungen frühzeitig registrieren zu können.

♦/◇ Nicht bewertet

Für diese Arten wird keine Gefährdungsanalyse durchgeführt. Sofern mangelnde Kenntnisse den Ausschlag dafür geben, diese Arten nicht zu bewerten, sind die Bestände dieser Arten möglichst genauer zu untersuchen, da darunter gefährdete oder extrem seltene Arten zu finden sein dürften, für die Schutz- und Hilfsmaßnahmen erforderlich sind. In M-V werden in dieser Kategorie nur gebietsfremde, aber in Deutschland heimische Arten (♦) und Neozoen (◇) betrachtet.

2.3 Kriteriensystem

Das Konzept von LUDWIG et al. (2009) beruht auf der Bewertung aller etablierten Arten nach einem für die betrachtete Artengruppe einheitlichen Standard. Als Kriterien werden die aktuelle Bestandssituation, der langfristige und der kurzfristige Bestandstrend sowie auf den Bestand wirkende Risikofaktoren herangezogen.

Um den Einstufungsweg reproduzierbar zu machen, werden von LUDWIG et al. (2009) abgestufte („skalierte“) Kriterienklassen verwendet (Tab. 2). Die Skalierung erlaubt es, die aktuelle Bestandssituation sowie die langfristige und kurzfristige Bestandsentwicklung von Arten zu klassifizieren. Dafür sind keine exakten Bestandszahlen notwendig. Innerhalb einer Artengruppe genügt es vielmehr, eine relative Klasseneinteilung der Arten untereinander sicherzustellen. Dadurch wird eine ausreichende Standardisierung von Informationen erreicht. Die Kriterienklassen sind jedoch mit geeigneten quantifizierbaren Parametern zu unterlegen, die durch in Anlehnung an LUDWIG et al. (2009) festzulegende Schwellenwerte eine entsprechende Zuordnung ermöglichen.

Zur Erstellung der vorliegenden Roten Liste wurden vor dem Hintergrund der verfügbaren Daten und deren Qualität für die Artengruppe geeignete Parameter ausgewählt und für alle Arten anwendbare Schwellenwertsysteme erarbeitet. Wo es möglich war, wurde versucht, die Schwellenwerte auf der Basis reproduzierbarer Datenanalysen anzuwenden. Diese wurden sowohl statistisch als auch auf ihre Plausibilität geprüft. Im Falle von sich als notwendig erweisenden gutachterlichen Abweichungen wurden, neben den herangezogenen Daten der Primärauswertung, die Begründungen dafür in der für die Auswertung erstellten Datenbank dokumentiert. In den meisten Fällen war dies bei unzureichenden Datenmengen (z. B. bei schwer erfassbaren oder sehr seltenen Arten) oder methodisch bedingten Inkonsistenzen im Datenmaterial (z. B. durch bestimmte Projekte bedingte Häufung von Nachweisen in einzelnen Jahren) der Fall.

Tab. 2: Übersicht über die Kriterien und ihre Klassen mit den zugehörigen Symbolen

Bestandssituation		langfristiger Trend		kurzfristiger Trend		Risiko-faktoren	
ex	ausgestorben oder verschollen	<<<	sehr starker Rückgang	↓↓↓	sehr starke Abnahme	-	negativ wirksam
es	extrem selten	<<	starker Rückgang	↓↓	starke Abnahme		
ss	sehr selten	<	mäßiger Rückgang	(↓)	mäßige Abnahme oder Ausmaß unbekannt		
s	selten	(<)	Rückgang, Ausmaß unbekannt				
mh	mäßig häufig	=	gleich bleibend	=	gleich bleibend	=	nicht feststellbar
h	häufig	>	deutliche Zunahme	↑	deutliche Zunahme		
sh	sehr häufig	?	Daten ungenügend	?	Daten ungenügend		
?	unbekannt	[leer]	nur bei: ex, ausgestorben oder verschollen	[leer]	nur bei: ex, ausgestorben oder verschollen		

Die Einstufung in die Rote-Liste-Gefährdungskategorien erfolgt letztlich anhand der Kriterienklassen über das Einstufungsschema (Tab. 3).

Tab. 3: Einstufungsschema zur Ermittlung der Gefährdungskategorie nach LUDWIG et al. (2009)

Einstufungsschema		Kriterium 3: Kurzfristiger Bestandstrend							
		↓↓↓	↓↓	(↓)	=	↑	?		
Kriterium 1	Kriterium 2	Kriterium 4							
		Risiko vorhanden: 1 Spalte nach links							
Aktuelle Bestandssituation	es	Langfristiger Bestandstrend	(<)	1	1	1	2	G	1
			<<<	1	1	1	1	2	1
			<<	1	1	1	2	2	1
			<	1	1	1	2	3	1
			=	1	1	1	R	R	R
			>	1	1	1	R	R	R
			?	1	1	1	R	R	R
	ss	Langfristiger Bestandstrend	(<)	1	1	G	G	G	G
			<<<	1	1	1	2	3	1
			<<	1	1	1	2	3	1
			<	1	2	2	3	V	2
			=	2	3	3	*	*	*
			>	3	V	V	*	*	*
			?	1	1	G	*	*	D
	s	Langfristiger Bestandstrend	(<)	1	2	G	G	G	G
			<<<	1	1	1	2	3	1
			<<	2	2	2	3	V	2
			<	2	3	3	V	*	3
			=	3	V	V	*	*	*
			>	V	*	*	*	*	*
			?	1	2	G	*	*	D
	mh	Langfristiger Bestandstrend	(<)	2	3	G	G	*	G
			<<<	2	2	2	3	V	2
			<<	3	3	3	V	*	3
			<	3	V	V	*	*	V
			=	V	*	*	*	*	*
			>	*	*	*	*	*	*
			?	2	3	G	*	*	G
h	Langfristiger Bestandstrend	(<)	3	V	V	*	*	G	
		<<<	3	3	3	V	*	3	
		<<	V	V	V	*	*	V	
		<	V	*	*	*	*	*	
		=	*	*	*	*	*	*	
		>	*	*	*	*	*	*	
		?	3	V	V	*	*	G	
sh	Langfristiger Bestandstrend	(<)	V	*	*	*	*	*	
		<<<	V	V	V	*	*	V	
		<<	*	*	*	*	*	*	
		<	*	*	*	*	*	*	
		=	*	*	*	*	*	*	
		>	*	*	*	*	*	*	
		?	V	*	*	*	*	D	
?	Lang- und kurzfristiger Bestandstrend egal: Kategorie D								
ex	Lang- und kurzfristiger Bestandstrend egal: Kategorie 0								

2.3.1 Aktuelle Bestandssituation

Da Informationen zu Populationsgrößen nur für wenige Gewässer bzw. Probeflächen vorliegen (z. B. WATERSTRAAT et al. 2011, 2012, KRAPPE et al. 2011b, 2012) und die Häufigkeitsangaben in der Verbreitungsdatenbank keinen ausreichenden Flächenbezug aufweisen, wurde zur Bewertung der aktuellen Bestandssituation die Messtischblattquadranten (MTBQ)-Frequenz herangezogen. Im aktuellen Datenbestand des Fischartenkatasters wurden über 5.600 verschiedene Fangstationen erfasst, die 694 von insgesamt 902 MTBQ abdeckten (76,9 %). Da nicht alle Quadranten für Fische besiedelbare Wasserflächen aufweisen (die Wasserfläche in M-V stellt nur 5,7 % der Bodenfläche des Landes dar) und viele Grenzquadranten nur einen geringen Flächenanteil in M-V aufweisen, ergibt sich damit eine repräsentative Verteilung. Gegenüber den publizierten Schwellenwerten für die Häufigkeitsklassen terrestrischer Artengruppen wurden wegen des deutlich geringeren Gewässerflächenanteils die Schwellenwerte niedriger angesetzt (siehe Tab. 4). Dabei wurde die Rasterfrequenz sehr häufiger Arten (Hecht, Flussbarsch und Plötze in 51,2 %, 50,1 % bzw. 49,3 % aller MTBQ) für die Justierung der Schwellenwerte verwendet („Eicharten“). Zusätzlich wurden jedoch ggf. auch die Häufigkeitsangaben in der Verbreitungsdatenbank berücksichtigt (Plausibilitätsprüfung).

Im marinen und Brackwassergebiet war der Rasterbezug durch die gegebene Datenlage nicht anwendbar, hier wurden Schwellenwerte der Präsenzen in den Fangaktionen festgelegt (siehe THIEL et al. 2013).

Tab. 4: Verwendete Schwellenwerte der Rasterfrequenz zur Klassifizierung des Kriteriums „Häufigkeit“

Klasse	Süßwasserhabitate (MTBQ-Frequenz der Verbreitungsdatenbank)	Marine Habitate Präsenz in den Hols (THIEL et al. 2013)
es	< 0,5 %	[Experteneinschätzung, vgl. Text]
ss	0,5 – 1,9 %	≤ 5 %
s	2 – 4,9 %	> 5 – 20 %
mh	5 – 24,9 %	> 20 – 60 %
h	25 – 39,9 %	> 60 – 90 %
sh	40 – 100 %	> 90 %

2.3.2 Langfristiger Bestandstrend

Erfasst werden soll hier idealerweise der Bestandstrend in den letzten 50 bis 150 Jahren. Für die Binnengewässer M-V wurde einerseits auf den aktuellen Datenbestand des Fischartenkatasters für den Zeitraum der letzten 25 Jahre und andererseits auf historische Daten zurückgegriffen.

Die in MultiBaseCS geführte Verbreitungsdatenbank beinhaltet zwar zum Teil Angaben zu Fangzahlen und Häufigkeiten, doch lassen sich diese auf Grund des nicht dokumentierten Fangaufwandes, unterschiedlicher Fang- und Beobachtungsmethoden sowie ihrer lückenhaften Aufnahme statistisch nicht hinreichend auswerten. Gleichwohl stellen sie wertvolle Zusatzinformationen dar, die im Rahmen der Plausibilitätsprüfung genutzt wurden. Um aus dem vorhandenen Datenbestand dennoch einen landeswei-

ten Bestandstrend ableiten zu können, wurde versucht, die Nachweishäufigkeit (Nachweise pro Jahr) in Beziehung zu einem aus der Datenbank ableitbaren Index für den Befischungsaufwand zu setzen. Der dieser Vorgehensweise zugrunde liegende Gedanke besteht in der Annahme, dass die jährliche Anzahl von Nachweisen einer bestimmten Art in einer linearen Beziehung zur Nachweishäufigkeit aller im entsprechenden Jahr mit einer für die Zielart geeigneten Fangmethode nachgewiesenen Fische steht. Einfacher ausgedrückt: wenn viele Fischnachweise in der Datenbank vorliegen, wurde auch viel gefischt. Und im Umkehrschluss: je mehr gefischt wurde, desto größer waren auch die Nachweischancen für eine konkrete Art.

Zur Umsetzung dieses Ansatzes wurden im Rahmen der Primärauswertung pro Jahr und Art folgende Parameter generiert: Anzahl der Nachweise, Anzahl relevanter (d. h. mit geeigneten Methoden erzielter) Fischdatensätze und relative Anzahl der Nachweise. Letzterer ist der prozentuale Anteil von Artnachweisen an den relevanten Fischdatensätzen und entspricht damit einer Nachweishäufigkeit mit normiertem Fangaufwand. Die Berechnung zur Abschätzung des Trends kann nun auf dieser Grundlage mittels linearer Regression über den Betrachtungszeitraum erfolgen, wobei sich die prozentuale Änderung aus den zu Beginn und zum Ende des betrachteten Zeitraums ergebenden relativen Nachweishäufigkeiten mit Hilfe der Regressionsformel berechnen lässt. Die Güte dieser Berechnung wird in erster Linie von der Anzahl und der Verteilung der vorliegenden Artnachweise bestimmt.

Als zusätzliche Information, vor allem bei gutachterlichen Entscheidungen, wurde ferner die Änderung der Nachweisfrequenz in Relation zur Anzahl relevanter (d. h. mit adäquaten Fangmethoden erzielter) Fischdatensätze berücksichtigt. Dazu wurde im vorliegenden Fall die Anzahl besetzter MTBQ für den Zeitraum 1990 – 2000 mit dem Zeitraum 2001 – 2013 verglichen.

Die wichtigste Grundlage für die Analyse der historischen Daten waren die Quelldarstellungen zur historischen Verbreitung von Fischen und Rundmäulern in Binnengewässern des heutigen Mecklenburg-Vorpommerns (SCHAARSCHMIDT & LEMCKE 2004). Daneben wurden weitere historische Quellen insbesondere aus der Fischkartierung des Zentralen Arbeitskreises für Ichthyofaunistik zwischen 1985 und 1989 (SPIESS & WATERSTRAAT 1989) einbezogen. Im Gegensatz zur Untersuchung des Trends der letzten 25 Jahre (s. o.) konnten hier jedoch keine statistischen sondern ausschließlich gutachterliche Auswertungen vorgenommen werden. Gleiches gilt für den dritten Schritt, bei dem beide Analysen nochmals gutachterlich zusammengefasst wurden. Bei der Bewertung wurden die Schwellenwerte von LUDWIG et al. (2009) übernommen (Tab. 5).

Die historischen Quellen der marinen Verbreitung der Arten reichen ca. 120 Jahre zurück. In THIEL et al. (2013) sind entsprechende Quellen aufgelistet, die gutachterlich ausgewertet wurden.

Tab. 5: Verwendete Schwellenwerte für die Zeitspannen, die bevorzugt zur Klassifizierung der Kriterien „langfristiger und kurzfristiger Bestandstrend“ betrachtet werden (nach LUDWIG et al. 2009)

Trend	kurzfristig	Zeitspanne in Jahren								langfristig
		10	15	20	25	50	75	100	150	
Schwellenwerte	↓↓↓	47 %	57 %	64 %	69 %	82 %	87 %	90 %	93 %	<<<
	↓↓	23 %	31 %	38 %	43 %	60 %	69 %	75 %	82 %	<<
	(↓)	9 %	13 %	17 %	20 %	33 %	43 %	50 %	60 %	<

2.3.3 Kurzfristiger Bestandstrend

Für den kurzfristigen Bestandstrend sollen möglichst aktuelle, jedoch maximal 25 Jahre alte Daten verwendet werden. Für die Süßwasservorkommen der Neunaugen und Fische Mecklenburg-Vorpommerns wurde der Kartierungszeitraum 2001-2013 als regulärer Betrachtungszeitraum gewählt. Mit ca. 31.000 Datensätzen aus ca. 5.800 Fangaktionen an ungefähr 5.500 Fangstationen in 694 MTBQ fällt der größte Teil des Datenbestandes des Fischartenkatasters in dieses Zeitfenster. Der Trend wurde analog der Vorgehensweise beim langfristigen Bestandstrend der letzten 25 Jahre mittels Regression der relativen Nachweishäufigkeit ermittelt (siehe 2.3.2). Die Schwellenwerte von LUDWIG et al. (2009) wurden auch hier unverändert angewendet (Tab. 5).

Grundlage für die Erfassung des kurzfristigen Trends in der Ostsee und ihren Randgewässern (Brackwasser) waren Survey-Daten des Thünen Institut für Ostseefischerei und der Universität Rostock, die Auswertung von Fangstatistiken, regelmäßige Recherchen unter Küstenfishern, das Kleinfischmonitoring in Küstengewässern und das Aalmonitoring des Instituts für Fischerei der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern sowie Daten der Universität Rostock zu Kleinfischgemeinschaften im Eulitoral der Ostsee und in den Bodden und Haffen Mecklenburg-Vorpommerns. Außerdem wurden durch THIEL et al. (2007) im Rahmen eines BfN/BMU-Projektes Datensammlungen und Recherchen zur Fischfauna des Gebietes vorgenommen. Weitere Daten stammen aus der Erfassung zufälliger Fänge seltener Arten. In THIEL et al. (2013) erfolgte eine detaillierte Quellenangabe. Für den Kurzzeittrend wurden hier Daten der letzten 25 Jahre verwendet.

2.3.4 Risikofaktoren

Nach LUDWIG et al. (2009) gelten als Risikofaktoren diejenigen Faktoren, deren Wirkung begründet erwarten lässt, dass sich die Bestandsentwicklung in den nächsten zehn Jahren über das in den Bestandstrends erfasste Maß hinaus verschlechtern wird, beispielsweise von „gleich bleibend“ zu „mäßig abnehmend“. Genau definierte Ausnahmen gibt es lediglich bei extrem seltenen Arten.

Von den 10 in LUDWIG et al. (2009) aufgelisteten Risikofaktoren wurden in der vorliegenden Roten Liste lediglich drei Parameter vergeben:

- I - Verstärkte indirekte, absehbare menschliche Einwirkungen, auch über Habitatverluste vermittelt (z. B. Kontaminationen)
- F - Fragmentierung/ Isolation: Austausch zwischen Populationen bzw. von Diasporen in Zukunft sehr unwahrscheinlich
- B - Verschärft oder neu einsetzende Bastardierung (z. B. mit Neobiota)

Nicht zu verwechseln sind die Risikofaktoren mit den vielfältigen auf die einzelnen Populationen bzw. Ichthyozönosen wirkenden Belastungen und Habitatbeeinträchtigungen. Diese können akute Auswirkungen auf die lokalen Fischbestände (siehe Kapitel 6.1), die Bestandsgröße und den langfristigen Trend haben. Bei multifaktoriellen Einflüssen kann oft aber auch keine eindeutige Ursache-Wirkungs-Beziehung festgestellt werden. In anderen Fällen werden negative Auswirkungen auf einzelne Populationen kompensiert durch Bestandszunahmen infolge von Habitatverbesserungen. Daher müssen sich die Auswirkungen einzelner Gefährdungsursachen in einer Verschärfung des kurzzeitigen Trends um mindestens eine Klasse manifestieren, um als Risikofaktor bewertungsrelevant zu werden.

2.3.5 Zusammenführung der regionalen Einschätzungen

Da 41 Arten auch für den Brackwasserlebensraum bewertet wurden, ergab sich hierfür die Notwendigkeit der Zusammenfassung beider Bewertungen (Tab. 7). Dabei wurde die jeweilige Bedeutung des Brackwassers und des limnischen Lebensraums für die jeweilige Art abgewogen. In 29 Fällen wurde die Süßwasserbewertung als maßgebende Bewertung betrachtet, in 10 Fällen die Ostseebewertung. Bei zwei weiteren Arten (Baltischer Stör und Zährte) waren beide Einstufungen identisch. Nur in vier Fällen, in denen insbesondere das Kriterium „aktuelle Bestandssituation“ zwischen beiden Einstufungen erheblich divergierte, wurde eine gutachterliche Anpassung der Häufigkeit vorgenommen. Dies betraf die Art Aal, mit ansonsten maßgebender Binnengewässerbewertung, sowie die Arten Schnäpel, Dreistachliger Stichling und Flunder mit maßgebender Ostseebewertung.

2.3.6 Fallbeispiele

Zur besseren Nachvollziehbarkeit der eingeschlagenen Vorgehensweise soll die vorgenommene Bewertung anhand von drei Fallbeispielen dargestellt werden.

Fallbeispiel Europäischer Aal

Als weit verbreitete Art bestehen für den Europäischen Aal gute Voraussetzungen einer Häufigkeits- und Trendanalyse auf Grundlage der verfügbaren Daten. Sein Bestandsrückgang in Mitteleuropa seit Mitte der 1980er Jahre gilt mittlerweile als allgemein anerkannt (z. B. ICES 2014) und ist durch eine Vielzahl unabhängiger wissenschaftlicher Studien belegt, so auch aus M-V (WINKLER & DEBUS 2006, UBL & JENNERICH 2008, DOROW & UBL 2011, WATERSTRAAT et al. 2011). Der Aal dürfte zu den am besten untersuchten Fischarten deutscher Binnengewässer gehören. Vor diesem Hintergrund ist die Art besonders geeignet, die Aussagekraft der für diese Rote Liste vorgenommenen Analysen zu prüfen.

Der Aal wurde im Zeitraum 2001 – 2013 in 168 MTBQ des Landes nachgewiesen (1013 Fundpunkte). Dies entspricht einem Flächenanteil von 35,3% bei der Süßwasserbewertung. Demnach wäre beim Kriterium aktuelle Bestandssituation die Klasse $h =$ häufig zu vergeben (vgl. Tab. 4). Das laufende Steigaalmonitoring des Instituts für Fischerei der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei M-V belegt jedoch eindeutig, dass die natürliche Einwanderung von Aalen in das Binnenland nahezu zum Erliegen gekommen ist (RECKORDT & DOROW 2013). Andererseits wird im Rahmen der EU-Verordnung zur Wiederauffüllung des Bestandes des Europäischen Aals versucht, dem Bestandsrückgang durch Besatzförderung entgegen zu wirken. Unstrittig ist, dass der weitaus größte Teil der Binnenlandpopulation auf Besatzmaßnahmen zurückzuführen ist. Da dieser Teilbestand nicht als selbstreproduzierend angesehen werden kann und damit nicht die Etablierungskriterien der Roten Liste erfüllt, muss die Bestandssituation, vom Schwellenwertsystem abweichend, gutachterlich bewertet werden. Auf Grund der bestehenden Kenntnisse über die aktuelle natürliche Rekrutierung wurde für die Süßwasserbewertung ein $ss =$ sehr selten und insgesamt ein $s =$ selten vergeben.

Zur Trendabschätzung wurden aus den verfügbaren Fischdatensätzen der Verbreitungsdatenbank zunächst diejenigen als nicht relevant eliminiert, die mit für den Aal ungeeigneten Fangmethoden erzielt wurden (z. B. Stellnetze). Die Analyse der Nachweisfrequenz beim Aal zeigt einen deutlich negativen Trend (Abb. 1). Die als aussagekräftig einzuschätzende lineare Regression der relativen Nachweishäufigkeit der Jahre 1990 – 2013 wird durch die Funktion $y = -0,2368x + 8,0311$ ($R^2 = 0,7388$) beschrieben. Dies entspricht einem Rückgang von ca. 70% in 23 Jahren und damit einem sehr starken Bestandsrückgang im langfristigen Trend. Historisch lassen sich Schwankungen beim Aal z. B. anhand von Fangerträgen aufzeigen (vgl. Abb. 2), die jedoch auf einem Bestandsniveau auftraten, das aktuell weit unterschritten ist.

Beim kurzfristigen Trend ergibt die lineare Regression ($y = -0,3404x + 10,04$ $R^2 = 0,7994$) ein sehr ähnliches Bild (siehe Abb. 1). Die Analyse zeigt im Zeitraum 2001 – 2013 einen minimal verstärkten Rückgang der relativen Nachweishäufigkeit gegenüber dem Langzeittrend und beläuft sich auf rund 69 %. Auch diese Regression ist als evident einzustufen, weshalb nach der Schwellenwerttabelle (Tab. 5) kurzfristig ebenfalls eine sehr starke Abnahme des Bestandes festzuhalten ist.

Bei der MTBQ-Frequenz stieg die Anzahl der Aalnachweise von 120 MTBQ im Zeitraum 1990 – 2000 auf 168 MTBQ im Zeitraum 2001 – 2013, was jedoch mit Sicherheit der verstärkten Befischungintensität geschuldet ist (ca. 3,5-fache Anzahl von für den Aal relevanten Fischdatensätzen im zweiten Zeitraum). Das Verbreitungsbild des Aals dürfte sich außerdem auf dieser Betrachtungsebene wahrscheinlich kaum verändert haben. Mit den aus der Verbreitungsdatenbank abfragbaren Häufigkeitsangaben lässt sich die Trendbewertung dagegen deutlich untermauern: während im ersten Zeitraum noch 51 % der Angaben im Bereich der Häufigkeitsklassen regelmäßig (p) und häufig (c) angesiedelt waren, beliefen sich diese im zweiten Betrachtungszeitraum nur noch auf 27 %. Bei den verbleibenden Anteilen handelt es sich um die Häufigkeitsklassen selten (r) und Einzelnachweis (E).

Risikofaktoren wurden auf Grund der komplexen und noch weitgehend unklaren Ursachen des beobachtbaren Rückgangs und der laufenden Anstrengungen für eine Trendumkehr nicht aufgenommen. Dies hätte vor dem Hintergrund der dadurch erzielten Gesamtbewertung zudem bedeutet, dass bereits mittelfristig mit dem Aussterben gerechnet werden müsste (vgl. Kommentare Kapitel 3).

Die vorgenommenen Entscheidungen hinsichtlich der Kriterien resultieren für die Süßwassergebiete ebenso wie für die Ostsee (THIEL et al. 2013) formal in einer Einstufung des Aals in die Gefährdungskategorie 1 (vom Aussterben bedroht). Da dies aber in absehbarer Zeit nicht wahrscheinlich ist, war unter Beachtung des Vorgehens für derartige Fälle gemäß LUDWIG et al. (2009) landesweit die Bewertung mit 2 (stark gefährdet) vorzunehmen.

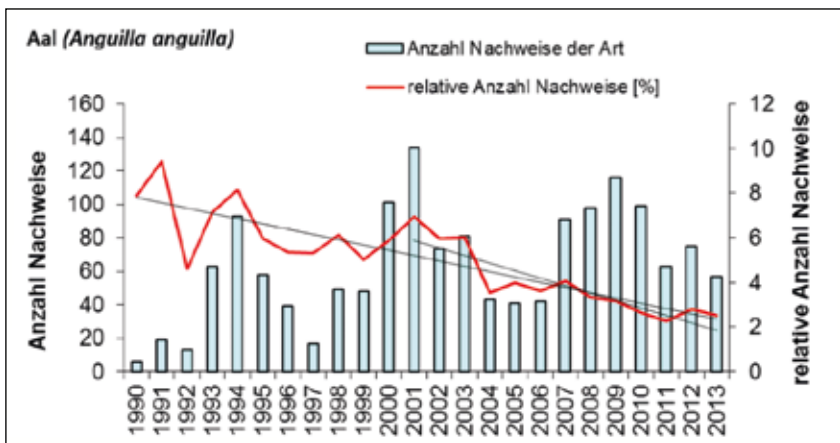


Abb. 1: Trendentwicklung beim Europäischen Aal in M-V, basierend auf der Datengrundlage des Fischartenkatasters

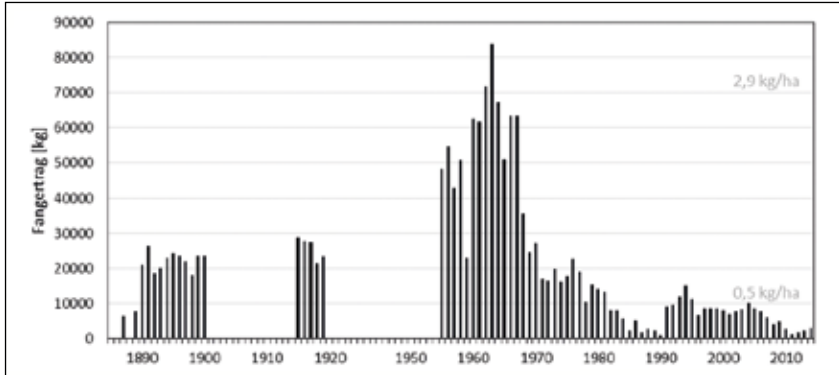


Abb. 2: Aalanlandungen in der Darß-Zingster-Boddenkette der Jahre 1887 – 1900, 1915 – 1919 und 1956 – 2012 (nach WINKLER & DEBUS 2006, ergänzt)

Fallbeispiel Bitterling

Der Europäische Bitterling wurde seit 2001 bei 475 Fangaktionen auf 104 MTBQ nachgewiesen. Dies entspricht einem Anteil von 11,5 % der Landesfläche. Nach der Schwellenwerttabelle (Tab. 5) kann die gut erfassbare Art hinsichtlich der aktuellen Bestandsituation damit ohne Bedenken als „mäßig häufig“ (mh) eingestuft werden.

Bereits in Hinblick auf die Rasterfrequenz des Bitterlings lässt sich im Zeitraum 1990 – 2013 ein Anstieg erkennen, dessen Ausmaß auch unter Berücksichtigung der gestiegenen Befischungintensität auf eine Zunahme der Häufigkeit hindeutet. Im Zeitraum 1990 – 2000 wurde die Art lediglich in 2,7 % aller MTBQ nachgewiesen. Zwischen 2001 – 2006 waren es bereits 3,8 %, bevor schließlich in jüngster Zeit (2007 – 2013) eine Rasterfrequenz von 10,4 % erreicht wurde. Die Analyse des langfristigen Trends der Nachweishäufigkeit belegt die Richtigkeit dieser Beobachtung (Abb. 3). Für den Zeitraum 1990 – 2013 ist der Anstieg der relativen Nachweishäufigkeit derart groß, dass er abweichend von der allgemeinen Vorgehensweise (lineare Regressionsanalyse) statistisch korrekter durch eine exponentielle Funktion darzustellen ist ($y = 0,0022 x^2 + 0,305 x + 0,152$, $R^2 = 0,6603$). In jedem Fall ist die Zunahme in diesem Betrachtungszeitraum hochsignifikant. Auch die in der Verbreitungsdatenbank vorliegenden Häufigkeitsangaben bilden diesen Trend ab: zwischen 1990 und 2000 wurden die Häufigkeitsklassen regelmäßig (p) und häufig (c) nur in 41 % der Meldungen angegeben, im Zeitraum 2001 – 2013 wurden diese Angaben in 58 % der Fälle vorgenommen.

Für den historischen Zeitraum vor 1990 lässt sich die tatsächliche Häufigkeit des Bitterlings dagegen kaum abschätzen. In den verfügbaren Quellen wird er meist als eher seltene Art ausgewiesen. GOTTSCHALK (1954) vermerkte eine Zunahme in Altgewässern und Torfstichen der Warnow „in den letzten 20 Jahren“. Dennoch ist es als unklar anzusehen, wie sich die Bestandssituation vor Beginn systematischer Erfassungen mit effizienten Fangmethoden darstellte. Da mittlerweile jedoch ein Großteil der geeigneten Habitate (wieder) besiedelt ist, kann zumindest ein Rückgang recht sicher ausgeschlossen werden. Für die Einstufung in der Roten Liste wird von einer Zunahme im Langzeittrend ausgegangen.

Wie die lineare Regression in Abb. 3 deutlich macht, zeigte sich in den letzten Jahren ein weiterer kontinuierlicher Anstieg der relativen Nachweishäufigkeit ($y = 0,1106x - 0,5021$, $R^2 = 0,4157$). An der Einstufung als im kurzfristigen Bestandstrend zunehmend besteht kein Zweifel.

Risikofaktoren, die in absehbarer Zeit einen Rückgang der Art erwarten lassen würden, sind für den Bitterling nicht erkennbar.

Die dargestellten KriterienEinstufungen führen beim Bitterling zu dem Ergebnis, dass für die Art aktuell keine Gefährdung mehr besteht (*). In der Roten Liste für die Ostsee wurde der Bitterling auf Grund sporadischer Einzelnachweise in den Boddengewässern als „Extrem selten“ (R) eingestuft. Da die typischen Habitate der Art eindeutig im Binnenland liegen, ist die Süßwasserbewertung (*) für die landesweite Einstufung ausschlaggebend.

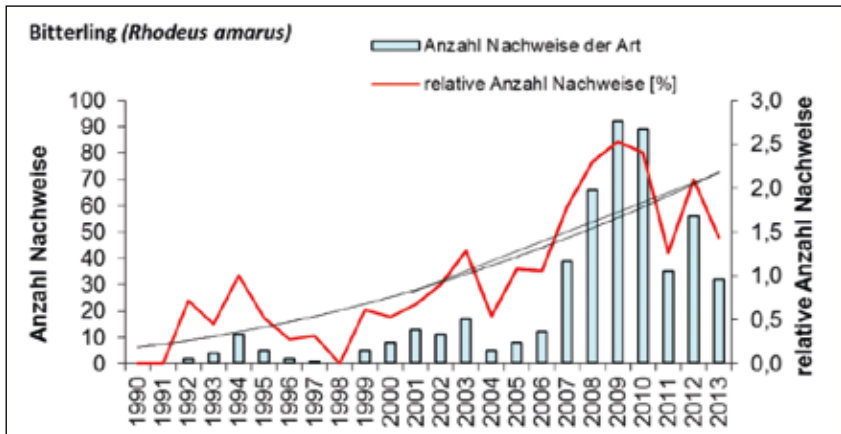


Abb. 3: Trendentwicklung beim Europäischen Bitterling in M-V, basierend auf der Datengrundlage des Fischartenkatasters

Fallbeispiel Schlammpeitzger

Wegen seiner bevorzugten Aufenthaltsorte im Sediment und in dichten Wasserpflanzenbeständen ist der Schlammpeitzger eine schwer nachzuweisende Art. Insbesondere quantitative Aussagen sind allgemein problematisch. Hinzu kommt, dass der Schlammpeitzger vielerorts nur sporadisch und mit niedrigen Individuendichten in Erscheinung tritt. Bei mehr als 70 % aller Nachweise mit Häufigkeitsangabe wurden ein E (Einzelfang) oder ein r (selten) angegeben. Über längere Zeiträume gesammelte Verbreitungsdaten suggerieren deshalb im Vergleich zu anderen Arten eine relativ gesehen größere Häufigkeit. Mit Nachweisen in 7,8 % der MTBQ des Landes (71 MTBQ, basierend auf 209 Nachweisen im Zeitraum 2001 – 2013) wäre die aktuelle Bestandssituation nach dem Kriteriensystem zwar als „mäßig häufig“ (mh) einzustufen, auf Grund der populationsökologischen Eigenheiten der Art wird jedoch nur die Häufigkeitsklasse „selten“ (s) vergeben. Hintergrund bildet letztlich die Tatsache, dass die Populationsmechanismen des Schlammpeitzgers in sehr hohem Maße nach dem Modell einer Metapopulation funktionieren. Allem Anschein nach reproduziert sich die Art nur unre-

gelmäßig in inselartig verteilten Sub- oder Kernpopulationen, die miteinander vernetzt eine Metapopulation bilden.

Im langfristigen Bestandstrend lässt der Schlammpeitzger für den Zeitraum 1990 – 2013 einen mäßigen Rückgang erkennen (Abb. 4). Dieser Trend ($y = -0,0218x + 1,143$) ist zwar auf Grund geringer Datenumfänge zu Beginn der 1990er Jahre nicht gut abgesichert ($R^2 = 0,1079$), die Tatsache, dass die Daten zum Ende des Betrachtungszeitraumes rechnerisch sogar eine Zunahme der Nachweishäufigkeit zeigen (s. u.), unterstützt diese Einschätzung jedoch. Für den historischen Zeitraum vor 1990 lässt sich auf Basis der verfügbaren Information kein Trend ableiten. Es besteht aber die Annahme, dass die Art auf Grund eines früher größeren Angebotes an natürlichen Habitaten und einer weniger mechanisierten Gewässerunterhaltung vor und zu Beginn der landwirtschaftlichen Industrialisierung häufiger war. Insgesamt wird deshalb im Langzeittrend von einem Rückgang unbekanntem Ausmaßes ausgegangen.

Die in Abb. 4 erkennbare Zunahme im Zeitraum 2001 – 2013 ($y = 0,0456x - 0,0936$) ist mit einem $R^2 = 0,1579$ statistisch nicht gut abgesichert und dürfte darüber hinaus darauf zurückzuführen sein, dass der Schlammpeitzger auf Grund einer Diplomarbeit (SAUL 2005) und nachfolgend verstärkten Nachsuchen in bisher wenig befischten Lebensräumen (KRAPPE et al. 2009a, 2012) ab 2004 überdurchschnittlich im Datenbestand repräsentiert ist. Der kurzfristige Bestandstrend wurde deshalb lediglich als „stabil“ eingeschätzt.

Wie bei vielen anderen Arten werden auch beim Schlammpeitzger trotz durchaus bestehender Gefährdungsursachen keine Risikofaktoren gesehen, welche die strenge Definition im Sinne des Rote-Liste-Kriteriums erfüllen.

Auf Grund seiner Seltenheit und des negativen, jedoch nur qualitativ einschätzbaren Langzeittrends muss für den Schlammpeitzger im Süßwasserbereich eine existierende Gefährdung angenommen werden (Rote-Liste- Einstufung: G). Diese Einschätzung wird auch für die Gesamtartenliste des Landes übernommen, da der Ostseebereich keinen typischen Lebensraum für die dort nur „extrem selten“ anzutreffende Art darstellt.

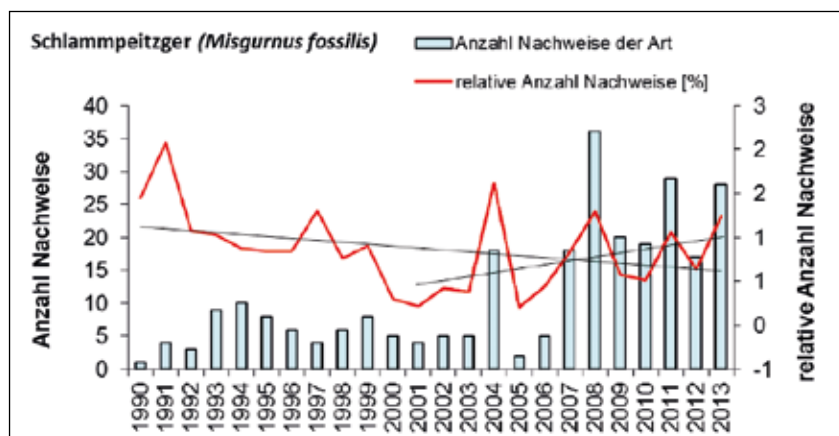


Abb. 4: Trendentwicklung beim Schlammpeitzger in M-V, basierend auf der Datengrundlage des Fischartenkatasters

3 Gesamtartenliste, Regionalisierung und Erläuterungen

3.1 Gesamtartenliste

Legende:

Risikofaktor

- I = verstärkte indirekte Wirkungen, z. B. Verschlechterung der Habitatqualität
- B = verstärkte Tendenz zur Bastardisierung
- F = Fragmentierung / Isolation der verbliebenen Teilpopulationen

Verantwortlichkeit

- !! = M-V mit globaler Verantwortlichkeit
- ! = M-V mit nationaler Verantwortlichkeit

Kategorieänderung

- K = Kenntniszuwachs
- R = reale Veränderung des Erhaltungszustandes / Gefährdungsgrads
- R (Na) = reale Veränderung des Erhaltungszustandes / Gefährdungsgrads auf Grund von Schutzmaßnahmen
- M = Methodik der Bewertung, Änderungen im Kriteriensystem
- T = Taxonomische Änderungen (Aufspaltung, Zusammenführung oder Neuentdeckung von Taxa)

Status

- E = Endemit
- G = in M-V gebietsfremde aber in Deutschland heimische Art (♦)
- N = Neozoon (◇)

Tab. 6: Gesamtartenliste und Rote Liste

RL Kat.	Wissenschaftlicher Artname	Status	Kriterien			Risiko- faktor Kürzel	Verant- wort- lichkei- t	Areal- rand	Kat.-änderung		Deutscher Name	
			Bestand aktuell	lang	Bestandstrend				Risiko- faktor	Grund		RL 2002
*	<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	h	=	=	=				*	Blei		
0	<i>Acipenser oxyrinchus</i> (Mitchill, 1815)	ex							0	Baltischer Stör		
0	<i>Acipenser sturio</i> Linnaeus, 1758	ex							0	Europäischer Stör		
*	<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	h	=	=	=				*	Ukelei		
R	<i>Alosa alosa</i> (Linnaeus, 1758)	es	=	=	=			M	1	Maifisch		
3	<i>Alosa fallax</i> (Lacepede, 1803)	s	<<<	↑	=			R	1	Finke		
0	<i>Ameiurus nebulosus</i> (Leseur, 1819)	N	es	>	=					Katzenwels		
2	<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	s	<<<	↓↓↓	=			R	3	Aal		
*	<i>Ballerus ballerus</i> (Linnaeus, 1758)	ss	=	?	=			K	G	Zope		
V	<i>Barbatula barbatula</i> (Linnaeus, 1758)	mh	<	(↓)	=			R	*	Schmerle		
R	<i>Barbus barbus</i> (Linnaeus, 1758)	es	?	?	=			K	0	Barbe		
*	<i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	h	=	=	=				*	Güster		
0	<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	N	s	>	?					Goldfisch		
*	<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	h	=	=	=	-	I		*	Karausehe		
*	<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	mh	>	↑	=				*	Giebel		
R	<i>Chondrostoma nasus</i> (Linnaeus, 1758)	es	?	?	=			K	0	Nase		
*	<i>Cobitis taenia</i> Linnaeus, 1758	h	>	↑	=			R	G	Steinbeißer		
*	<i>Coregonus albus</i> (Linnaeus, 1758)	mh	=	=	=			K	3	Kleine Maräne		
1	<i>Coregonus hoyi</i> (Thiemann, 1916)	E	es	<<	=	-	B	T	2	Schaalearäne		
2	<i>Coregonus lucinensis</i> (Thiemann, 1933)	E	es	<	=				2	Luzinmaräne		

RL Kat.	Wissenschaftlicher Artname	Kriterien				Risiko- faktor Kürzel	Verant- wort- lichkeit	Areal- rand	Kat.-änderung		Deutscher Name
		Status	Bestand aktuell	Bestandstrend lang kurz	Risiko- faktor				Grund	RL 2002	
*	<i>Coregonus maraena</i> (Bloch, 1779)		s	=	=		!		R	V	Schnäpel
◆	<i>Coregonus</i> spp.	G	es	>	?						Gr. Maräne
2	<i>Cottus gobio</i> Linnaeus, 1758		s	<<	=	-		NO		2	Westgroppe
0	<i>Cottus poecilopus</i> Heckel, 1837		ex				!		K	1	Ostgroppe
◆	<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	G	h	>	=						Karpfen
*	<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758		sh	=	↑	=				*	Hecht
*	<i>Gasterosteus aculeatus</i> (Linnaeus, 1758)		h	=	=	=				*	Dreistachliger Stichling
*	<i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)		h	<	(↓)	=				*	Gründling
*	<i>Gymnocephalus cernua</i> (Linnaeus, 1758)		mh	=	=	=				*	Kaulbarsch
2	<i>Lampetra fluviatilis</i> (Linnaeus 1758)		s	<<<	?	=			R,K	1	Flussneunauge
3	<i>Lampetra planeri</i> (Bloch, 1784)		mh	<<	=	-	F		K	2	Bachneunauge
*	<i>Leucaspis delineatus</i> Heckel, 1843		mh	=	(↓)	-	I			*	Moderlieschen
*	<i>Leuciscus aspius</i> (Linnaeus, 1758)		s	=	=	=			K	V	Rapfen
*	<i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)		mh	=	↑	=				*	Aland
*	<i>Leuciscus leuciscus</i> (Linnaeus, 1758)		mh	?	=	=			K	V	Hasel
V	<i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758)		mh	<	(↓)	=				V	Quappe
G	<i>Misgurnus fossilis</i> (Linnaeus, 1758)		s	(<)	=	=			K	V	Schlammpeitzger
∅	<i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814)	N	ss	>	↑						Schwarzmund- grundel
*	<i>Osmerus eperlanus</i> (Linnaeus, 1758)		mh	=	=	=			K	3	Stint
R	<i>Pelecus cultratus</i> (Linnaeus, 1758)		es	=	=	=				D	Ziege

RL Kat.	Wissenschaftlicher Artname	Kriterien				Risiko- faktor Kürzel	Verant- wort- lichkeit	Areal- rand	Kat.-änderung		Deutscher Name	
		Status	Bestand aktuell	Bestandstrend					Risiko- faktor	Grund		RL 2002
				lang	kurz							
*	<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758		sh	>	=	=			*	Flussbarsch		
R	<i>Petromyzon marinus</i> Linnaeus, 1758		es	?	=	=		K	2	Meerneunaug		
V	<i>Phoxinus phoxinus</i> (Linnaeus, 1758)		s	<	=	=		K	2	Eiitze		
*	<i>Platichthys flesus</i> (Linnaeus, 1758)		s	=	=	=		K	G	Flunder		
∅	<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Schlegel, 1846)	N	es	>	↑					Blaubandbarsling		
*	<i>Pungitius pungitius</i> (Linnaeus, 1758)		h	=	=	=			*	Neunstacheliger Stichling		
*	<i>Rhodeus amarus</i> (Bloch 1782)		mh	>	↑	=		R	3	Bitterfling		
R	<i>Romanogobio belingi</i> (Slavenenko, 1934)		es	?	=	=			D	Stromgründling		
*	<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)		sh	=	=	=			*	Plötze		
R	<i>Salmo salar</i> Linnaeus, 1758		es	?	?	=			D	Lachs		
*	<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758		mh	<	=	=		R(Na)	3	Forelle		
*	<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)		mh	=	(↓)	=			*	Zander		
*	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)		h	=	=	=			*	Rotfeder		
D	<i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758		s	?	?	=			3	Wels		
*	<i>Squalius cephalus</i> (Linnaeus, 1758)		mh	=	=	=		K	V	Döbel		
◆	<i>Thymallus thymallus</i> (Linnaeus, 1758)	G	ss	>	(↓)					Äsche		
*	<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)		sh	?	↑	=			*	Schleie		
3	<i>Vimba vimba</i> (Linnaeus, 1758)		ss	<<	↑	=		R(Na)	2	Zährte		

3.2 Regionalisierung Süßwasser- und Ostseeliste

Tab. 7: Synopse der Roten Listen für die Regionen Süßwasser und Ostsee

RL Kat.	Wissenschaftlicher Artname		Süßwasser-Kriterien					Ostsee-Kriterien					Maß- gebl. Bewer- tung (OS = Ostsee, SW = Süß- wasser)
	RL Kat.	Bestand aktuell	Bestands- trend		Risiko- faktor Kürzel	Risiko- faktor Kürzel	RL Kat.	Bestand aktuell	Bestands- trend		Risiko- faktor Kürzel	Risiko- faktor Kürzel	
			lang	kurz					lang	kurz			
*		<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	h	=	=	=	*	mh	=	=	=	=	SW
0		<i>Acipenser oxyrinchus</i> (Mitchill, 1815)	ex				0	ex		1952			OS/SW
0		<i>Acipenser sturio</i> Linnaeus, 1758	ex										
*		<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	h	=	=	=	*	h	=	=	=	=	SW
R		<i>Alosa alosa</i> (Linnaeus, 1758)	ex				0	ex					OS
3		<i>Alosa fallax</i> (Lacepede, 1803)	es	?	?	=	R	es	=	=	=	=	OS
0		<i>Ameiurus nebulosus</i> (Leseur, 1819)	es	>	=		0	es	>				
2		<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	ss	<<<	↓↓↓	=	2	ss	<<<	↓↓	=	=	SW
*		<i>Ballerus ballerus</i> (Linnaeus, 1758)	es	?	=	=	R	es	?	?	=	=	OS
V		<i>Barbatula barbatula</i> (Linnaeus, 1758)	mh	<	(↓)	=	V	mh	<				
R		<i>Barbus barbus</i> (Linnaeus, 1758)	es	?	?	=	R	es	?	?	=	=	SW
*		<i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	h	=	=	=	*	h	=	=	=	=	SW
0		<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	s	>	?		0	s	>				
*		<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	h	=	=	-	*	h	=	=	=	=	SW
*		<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	mh	>	↑	=	*	mh	>	↑	=	=	SW

RL Kat.	Wissenschaftlicher Artname	Süßwasser-Kriterien						Ostsee-Kriterien						Maßgebliche Bewertung (OS = Ostsee, SW = Süßwasser)		
		RL Kat.	Bestand aktuell	Bestandstrend		Risiko-faktor	Risiko-faktor Kürzel	RL Kat.	Bestand aktuell	Bestandstrend		Risiko-faktor	Risiko-faktor Kürzel			
				lang	kurz					lang	kurz					
R	<i>Chondrostoma nasus</i> (Linnaeus, 1758)	R	es	?	?	=										
*	<i>Cobitis taenia</i> Linnaeus, 1758	*	h	>	↑	=		D	ss	?	?	=				SW
*	<i>Coregonus albula</i> (Linnaeus, 1758)	*	mh	=	=	=										
1	<i>Coregonus holsatus</i> Thienemann, 1916	1	es	<<	=	-	B									
2	<i>Coregonus lucinensis</i> (Thienemann, 1933)	2	es	<	=	=										
*	<i>Coregonus maraena</i> (Bloch, 1779)	D	ss	?	?	=		*	mh	=	=	=				OS
◆	<i>Coregonus</i> spp.	◆	es	>	?											
2	<i>Cottus gobio</i> Linnaeus, 1758	2	s	<<	=	-	F									
0	<i>Cottus poecilopus</i> Heckel, 1837	0	ex													
◆	<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	◆	h	>	=	=										
*	<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	*	sh	=	↑	=		*	mh	<	=	=				SW
*	<i>Gasterosteus aculeatus</i> (Linnaeus, 1758)	V	h	<<	?	=		*	sh	=	=	=				OS
*	<i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)	*	h	<	(↓)	=		D	ss	?	?	=				SW
*	<i>Gymnocephalus cernua</i> (Linnaeus, 1758)	*	mh	=	↓↓	=		*	mh	=	=	=				OS
2	<i>Lampetra fluviatilis</i> (Linnaeus 1758)	2	s	<<<	?	=		1	ss	<<	(↓)	-	I,R			SW
3	<i>Lampetra planeri</i> (Bloch, 1784)	3	mh	<<	=	-	F									
*	<i>Leucaspis delineatus</i> Heckel, 1843	*	mh	=	(↓)	-	I	D	ss	?	?	=				SW
*	<i>Leuciscus aspius</i> (Linnaeus, 1758)	G	s	(<)	=	=		*	s	=	=	=				OS

RL Kat.	Wissenschaftlicher Artname	Süßwasser-Kriterien						Ostsee-Kriterien						Maß- gebl. Bewer- tung (OS = Ostsee, SW = Süß- wasser)
		RL Kat.	Bestand aktuell	Bestands- trend		Risiko- faktor	Risiko- faktor Kürzel	RL Kat.	Bestand aktuell	Bestands- trend		Risiko- faktor	Risiko- faktor Kürzel	
				lang	kurz					lang	kurz			
*	<i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)	*	mh	=	↑	=		*	s	=	=		SW	
*	<i>Leuciscus leuciscus</i> (Linnaeus, 1758)	*	mh	?	=	=		R	es	?	?		SW	
V	<i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758)	V	mh	<	(↓)	=		*	s	<	↑		SW	
G	<i>Misgurnus fossilis</i> (Linnaeus, 1758)	G	s	(<)	=	=		R	es	?	?		SW	
∅	<i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814)	∅	ss	>	↑			∅	nb				SW	
*	<i>Osmerus eperlanus</i> (Linnaeus, 1758)	V	s	<	=	=		*	mh	=	=		OS	
R	<i>Pelecus cultratus</i> (Linnaeus, 1758)	R	es	?	?	=		R	es	=	=		OS	
*	<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	*	sh	>	=	=		*	h	=	(↓)		SW	
R	<i>Petromyzon marinus</i> Linnaeus, 1758	R	es	?	?	=		*	ss	=	↑		SW	
V	<i>Phoxinus phoxinus</i> (Linnaeus, 1758)	V	s	<	=	=								
*	<i>Platichthys flesus</i> (Linnaeus, 1758)	*	ss	=	=	=		*	sh	=	=		OS	
∅	<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Schlegel, 1846)	∅	es	>	↑									
*	<i>Pungitius pungitius</i> (Linnaeus, 1758)	V	h	<<	?	=		*	h	=	=		OS	
*	<i>Rhodeus amarus</i> (Bloch 1782)	*	mh	>	↑	=		R	es	?	?		SW	
R	<i>Romanogobio belingi</i> (Slastenenko, 1934)	R	es	?	=	=								
*	<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	*	sh	=	=	=		*	h	=	=		SW	

RL Kat.	Wissenschaftlicher Artname	Süßwasser-Kriterien						Ostsee-Kriterien						Maßgebliche Bewertung (OS = Ostsee, SW = Süßwasser)
		RL Kat.	Bestand aktuell	Bestandstrend		Risikofaktor	Risikofaktor Kürzel	RL Kat.	Bestand aktuell	Bestandstrend		Risikofaktor	Risikofaktor Kürzel	
				lang	kurz					lang	kurz			
R	<i>Salmo salar</i> Linnaeus, 1758	R	es	?	?	=		3	s	<	?	=		SW
*	<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758	*	mh	<	=	=		*	mh	<	↑	=		SW
*	<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	*	mh	=	(↓)	=		*	mh	>	(↓)	=		OS/SW
*	<i>Scardinus erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	*	h	=	=	=		*	s	=	=	=		SW
D	<i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758	D	s	?	?	=		*	ss	=	=	=		SW
*	<i>Squalius cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	*	mh	=	=	=		R	es	?	?	=		SW
◆	<i>Thymallus thymallus</i> (Linnaeus, 1758)	◆	ss	>	(↓)									
*	<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	*	sh	?	↑	=		*	s	=	=	=		SW
3	<i>Vimba vimba</i> (Linnaeus, 1758)	3	ss	<<	↑	=		3	ss	<<	↑	=		OS/SW

3.3 Erläuterungen zu den Arten

Nachfolgend werden alle Arten der Kategorien 0, 1, 2, 3, G, V, R der Gesamtliste und der Süßwasserliste sowie alle Arten, die in der vorangegangenen Roten Liste noch in einer Gefährdungskategorie eingestuft wurden, dargestellt. Außerdem gibt es einen Kommentar zu den etablierten gebietsfremden Arten.

Kategorie 0 - Ausgestorben oder verschollen (*Extinct in the wild*)

Baltischer Stör *Acipenser oxyrinchus* Mitchill, 1815

Nach den Ergebnissen genetischer Untersuchungen besiedelte *Acipenser oxyrinchus* vor etwa 1.200 Jahren die Ostsee und war hier – und nicht wie früher angenommen, *A. sturio* - die dominierende Störart (LUDWIG et al. 2002, LUDWIG et al. 2008).

Letzte bekannte Nachweise für das Gebiet Mecklenburg-Vorpommerns liegen nach DEBUS (1995) für die Peene (1910), die Ostsee bei Wismar (1927), den Greifswalder Bodden (1952) und die Pommersche Bucht (1964) vor. Im Ostseeraum erfolgte der letzte dokumentierte Fang eines offenbar autochthonen *A. oxyrinchus* 1996 in Estland (PAAVER 1996, LUDWIG et al. 2002).

Seit 2007 wurden bzw. werden im Rahmen eines Wiedereinbürgerungsprojektes Besatzmaßnahmen im Odereinzugsgebiet und der Ostsee durchgeführt; 2006 erfolgte jedoch bereits ein erster Versuchsbesatz in der Peene (Angaben: Gesellschaft zur Rettung des Störs e.V.).

Die derzeitige Präsenz von Stören in M-V beruht somit ausschließlich entweder auf Besatzmaßnahmen mit *A. oxyrinchus* (oder Fängen allochthoner Arten). Die Art ist daher als ausgestorben zu bewerten. Die Interpretation historischer Daten wie Fangmeldungen von Stören ist durch Unsicherheiten bei der Artbestimmung und dadurch mögliche Verwechslungen mit weiteren Störarten (z. B. aus Besatz) erschwert.

Das bestehende Wiederansiedlungsvorhaben konzentriert sich auf das Odergebiet als bedeutendes ehemaliges Reproduktionsgebiet und potenzielles Laichgebiet. Besetzt wird mit Nachzuchten von Elterntieren, die aus Kanada eingeführt wurden und in M-V bereits seit Jahren erfolgreich zur Reproduktion gebracht werden (Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei M-V, Versuchsanlage Born des Instituts für Fischerei). Zu den Stören in der Ostsee und dem Wiedereinbürgerungsprojekt existieren eine Reihe von Publikationen und Informationsmöglichkeiten (z. B. GESSNER et al. 2005, Gesellschaft zur Rettung des Störs e.V.).

Die Bemühungen zur Wiedereinbürgerung dieser Art werden für ihre erfolgreiche Etablierung noch auf derzeit nicht absehbare Zeit fortgesetzt und insbesondere international ausgeweitet werden müssen. Insofern kann der Erfolg des Projektes gegenwärtig noch nicht bewertet werden. In jedem Fall wird eine fischereiliche Nutzung bis auf weiteres in keinem Fall möglich sein, so dass das bereits bestehende totale Fangverbot aufrechterhalten werden muss.

Europäischer Stör *Acipenser sturio* Linnaeus, 1758

Nach gegenwärtigem Kenntnisstand ist davon auszugehen, dass *A. sturio* in M-V nur im Elbeinzugsgebiet vorkam. Das regelmäßige historische Vorkommen hat sich vermutlich vor allem auf die Elbe beschränkt; Laichplätze im Gebiet Mecklenburg-Vorpommerns sind nicht bekannt (u.a. TAUTENHAHN & GESSNER 2014, sowie Kommentar zu *A. oxyrinchus*). Die Elbe war bis etwa 1900 das bedeutendste deutsche Störgewässer. Bereits um 1920 hatte *A. sturio* jedoch seine fischereiliche Bedeutung nahezu verloren. Jungfische aus natürlicher Reproduktion wurden letztmalig Anfang der 1960er Jahre in der Unterelbe nachgewiesen (TAUTENHAHN & GESSNER 2014).

In der Unterelbe wurden nach SPRATTE (2014) Einzelexemplare nur noch sehr selten bis in die 1960er Jahre gefangen. Der letzte große Stör wurde dort 1985 gefangen. Der letzte belegte Nachweis von *A. sturio* aus Deutschland war offenbar der „Bonner Kantinenstör“ – ein im Oktober 1993 durch einen Saßnitzer Fischer vor Helgoland gefangenes Weibchen, welches in der Kantine des Bundesinnenministeriums in Bonn verzehrt wurde (für nähere Einzelheiten s. ausführliche Darstellungen von SPRATTE 2014). Im Bereich der Stadt Hamburg erfolgte der letzte Wildfang im Jahr 1951 (THIEL & THIEL 2015). Dagegen stammt der letzte Beleg aus M-V von der Elbe bei Boizenburg aus dem Jahr 1904 (SCHAARSCHMIDT & LEMCKE 2004). Die Art ist in Deutschland ausgestorben (FREYHOF 2009).

Im Rahmen von Wiederansiedlungsmaßnahmen wird bereits seit etwa 1996 unter anderem der Aufbau eines Elterntierbestandes mit dem Ziel der Reproduktion und Gewinnung von Besatzfischen betrieben. Nach erfolgreicher Nachzucht wurden erstmals im September 2008 Besatzmaßnahmen in der Elbe durchgeführt (www.bfn.de, www.sturgeon.de, SPRATTE 2014).

Mit der 2010 erfolgten Inbetriebnahme der größten „Fischtrappe“ Europas in Geesthacht ist die gesamte deutsche Elbe wieder durchgängig für Wanderfische. Die gewaltige Anlage ist explizit für die Passage von adulten Stören dimensioniert worden, so dass auch der mecklenburgische Elbabschnitt davon profitiert.

Ostgroppe *Cottus poecilopus* Heckel, 1837

Am Westrand ihres Verbreitungsgebietes wies die Ostgroppe mehrere Reliktvorkommen in tiefen Seen des norddeutschen Tieflandes auf (THIENEMANN 1950, DUNCKER & LADIGES 1960). Diese Inselvorkommen waren seit dem Ende der Eiszeit vom Hauptverbreitungsgebiet der Art abgetrennt. Sicher belegt sind ehemalige Vorkommen aus den Feldberger Seen (Mecklenburg), für den Großen Plöner See, den Schöhsee (Schleswig-Holstein) und den Einzig-See (Pommern). Die nach aktuellem Kenntnisstand westlichste noch heute existierende Seenpopulation dieser glazialen Einwanderungslinie befindet sich im polnischen Hancza-See, nahe der litauischen Grenze (WITKOWSKI 1975). In ihrem Hauptverbreitungsgebiet, das sich von Skandinavien und den Karpaten bis weit nach Ostasien erstreckt, tritt die Ostgroppe typischerweise in Fließgewässern auf. Als wärmeempfindliche Art ist sie in Mitteleuropa hingegen während der Sommermonate auf ein Leben unterhalb der Temperatursprungschicht tiefer Seen angewiesen. Als Ursache für das Aussterben der Art in den Tieflandseen Mitteleuropas wird deshalb in erster Linie die Eutrophierung der Gewässer und der damit verbundene zeitweise Sauerstoffmangel im Tiefenwasser verantwortlich gemacht (KOTUSZ et al. 2004). Daneben könnte auch der seit Ende des 19. Jahrhunderts verstärkt stattgefün-

dene Besatz mit Aalen zum Verschwinden der Art beigetragen haben. Die Feldberger Seen besaßen ursprünglich keinen oberirdischen Abfluss, so dass der Aal dort kein natürliches Vorkommen aufwies.

Der letzte zweifelsfreie Nachweis der Ostgroppe in den Feldberger Seen erfolgte 1966 durch den Carwitzer Fischer im Zansen. Spätere Beobachtungsmeldungen durch Taucher, zuletzt durch KNAAK (2002), aufgrund derer zwischenzeitlich eine Rückstufung in die Gefährdungskategorie 3 erfolgte (WINKLER et al. 2002), müssen aus heutiger Sicht hinterfragt werden. Im Rahmen eines Projektes zum Schutz der glazialen Reliktfauna (WATERSTRAAT et al. 2003, KRAPPE & WATERSTRAAT 2003, WATERSTRAAT & KRAPPE 2003, KRAPPE 2005) und späterer Bemühungen um eine Wiederansiedlung (KRAPPE & WATERSTRAAT 2006, KRAPPE et al. 2006) fanden seit 2001 umfangreiche Nachsuchen und Recherchen statt, aufgrund derer das Überdauern einer Restpopulation als höchst unwahrscheinlich angesehen werden muss. In Übereinstimmung mit der Roten Liste Deutschlands (FREYHOF 2009) muss deshalb auch für M-V die bereits in der vorletzten Roten Liste (WINKLER et al. 1991) für die Ostgroppe gewählte Einstufung als „Ausgestorben oder verschollen“ wieder eingeführt werden.

In den Jahren 2006 und 2011 fand in geringem Umfang ein erster Besatz mit Nachzuchtieren aus dem Hancza-See im Schmalen Luzin statt (KRAPPE et al. 2006, KRAPPE 2011a), der jedoch höchstwahrscheinlich noch nicht zur Neubegründung einer Population geführt hat. Bei entsprechenden Kontrollbefischungen konnten bisher keine Nachweise erbracht werden. Aktuell wird versucht, noch bestehende Probleme bei der Gewinnung ausreichender Mengen an Besatzmaterial zu lösen. Um die westlichen Refugien der Ostgroppe zu sichern, ist für die Feldberger Seen, nach erfolgter Wiederherstellung geeigneter Lebensbedingungen, ein Besatz mit Ostgropfen aus dem Hancza-See nach wie vor als sinnvoll zu betrachten.

Kategorie 1 - Vom Aussterben bedroht (Critically endangered)

Schaalseemäräne *Coregonus holsatus* Thienemann, 1916

Diese Großmäräne wurde durch THIENEMANN (1916) auf der Basis von Tieren aus dem Selenter See in Schleswig Holstein als *Coregonus lavaretus holsatus* beschrieben, der er später auf Grund ihrer morphologischen Ähnlichkeit auch die im Schaalsee vorkommenden Großen Märänen zuordnete (THIENEMANN 1922). Während die Population des Selenter Sees mittlerweile als erloschen gilt, findet sich heute im Schaalsee ein Hybridbestand, der nur noch Spuren der ursprünglichen Schaalseemäräne aufweist (SPIESS et al. 1993, KREBES & BASTROP 2014). Verursacht wurde dies durch diverse fischereiliche Besatzmaßnahmen über einen langen Zeitraum, der etwa von 1870 – 2000 andauerte. Parallel zu dieser Entwicklung konnte sich durch Besatz mit Großmäränen aus Schleswig Holstein (um 1931, vermutlich aus dem Schaalsee) ein *Coregonus holsatus* – Bestand im Drewitzer See etablieren, der auch heute noch als weitgehend genetisch unbeeinflusst bezeichnet werden kann (KREBES & BASTROP 2014) und die von Thienemann beschriebenen morphologischen Merkmale aufweist (KRAPPE 2014). Weitere aktuelle Vorkommen der Art sind nicht bekannt. Es wird vermutet, dass die Art in Norddeutschland früher in weiteren Seen des Gebietes vorkam (z. B. Tollensesee, Feldberger Seen) und als die ursprüngliche Großmäräne des Binnenlandes anzusehen ist (FREYHOF, mündl. in MEHNER et al. 2004). Im Rahmen eines 2015 begonnenen Projektes soll durch Besatz mit Großmäränen aus dem Drewitzer See und ein entsprechendes fischereiliches Management versucht werden, im Schaalsee wie-

der einen reinen Bestand von *Coregonus holsatus* aufzubauen. Der Erhalt der genetischen Integrität der Population des Drewitzer Sees besitzt nach wie vor oberste Priorität. Vor dem Hintergrund, dass die Art aktuell nur noch eine einzige Population aufweist, die zudem außerhalb ihres natürlichen Vorkommens liegt, erscheint angesichts möglicher Risiken (z. B. Fischsterben, illegaler Besatz) eine Einstufung in die Kategorie 1 gerechtfertigt.

Kategorie 2 - Stark gefährdet (Endangered)

Europäischer Aal *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758)

Die komplexen Probleme einer Gefährdungseinschätzung des Aals werden bereits sehr ausführlich von THIEL et al. (2013) dargestellt, es wird daher hier nur in Kurzform darauf eingegangen. Weiterhin wird die Bewertung des Aals als Fallbeispiel bereits in Kap. 2 dargestellt.

Hervorzuheben ist, dass die Bewertung des Aals aufgrund seiner besonderen Biologie (Fortpflanzung weit außerhalb Mecklenburg-Vorpommerns im Nordatlantik, panmiktische Population für das gesamte Verbreitungsgebiet dieser Art) im Gegensatz zu den meisten Arten dieser Roten Liste nur bedingt aussagekräftig ist und überregional wirksame Gefährdungsfaktoren zwingend mit betrachtet werden müssen. Hinzukommend erschwert die traditionelle fischereiliche Nutzung mit umfangreichen Besatzmaßnahmen eine Bewertung. Die aktuell nahezu flächendeckende Verbreitung des Aals geht in den Binnengewässern Mecklenburg-Vorpommerns (im Gegensatz zu den Küstengewässern) sehr wahrscheinlich nahezu ausschließlich auf fischereilichen Besatz zurück. Die Bewertung der natürlichen aktuellen Bestandssituation in den Binnengewässern als „sehr selten“ (d. h. ohne Besatz) beruht daher mangels entsprechender Daten auf einer gutachterlichen „Experteneinschätzung“ und einer ausgewogenen Berücksichtigung der Bestandssituation anderer seltener Arten. Der aktuell noch erfolgreiche Aalaufstieg in Binnengewässern M-V (z. B. RECKORDT & DOROW, 2013) bewegt sich auf historisch äußerst geringem Niveau. Beide Trends wurden daher unter Berücksichtigung der für M-V verfügbaren Daten (z. B. Ichthyozönosemonitoring, WATERSTRAAT et al. 2011) als sehr stark rückläufig bewertet.

Die sich nach dem Bewertungsschema daraus automatisch ergebende Bewertung als „vom Aussterben bedroht“ wird aus fachlichen Gründen jedoch nicht als zutreffend angesehen: Das Aussterben in M-V ist insbesondere in Hinblick auf die natürliche Rekrutierung in den Küstengewässern in absehbarer Zeit nicht wahrscheinlich, daher wurde gemäß LUDWIG et al. (2009) unter Berücksichtigung der Definition der Gefährdungskategorien eine finale Bewertung als „stark gefährdet“ vorgenommen.

Weiterhin ist festzustellen, dass noch erhebliche Kenntnisdefizite zum Aal bestehen und somit die vorgenommene Bewertung fehlerhaft sein kann. Aufgrund der Umsetzung der „EU-Aalrichtlinie“ (VO (EG) 1100/2007) mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Aalbestandes laufen jedoch seit Jahren intensive Arbeiten zur Erhebung von Daten. Außerdem werden mit den Aalmanagementplänen Maßnahmen wie staatlich geförderte Besatzmaßnahmen umgesetzt, die insbesondere eine Stärkung des Laicherbestandes des Aals und vor allem die Sicherstellung einer ausreichenden Abwanderungsrate von Blankaalen gemäß Vorgabe der EU-Aalrichtlinie zum Ziel haben. Die fischereiliche Ausrichtung der bisher laufenden Aktivitäten ist dabei allerdings nicht zu übersehen und reflektiert auch die traditionell erhebliche wirtschaftliche Bedeutung des Aals für die Fischerei.

Aufgrund von sehr wahrscheinlich aus früheren Besatzmaßnahmen stammenden Nachweisen des Amerikanischen Aals (*Anguilla rostrata*) auch in deutschen Ostseezufüssen (FRANKOWSKI et al. 2008) erfolgt in M-V bereits seit Jahren eine stichprobenartige genetische Artidentifikation bei Besatzmaßnahmen im Rahmen des staatlichen Aalmanagements. Dies soll sicherstellen, dass nur Aale der heimischen Art *Anguilla anguilla* besetzt werden.

Luzinmaräne *Coregonus lucinensis* (Thienemann, 1933)

Dieser Fisch wurde durch THIENEMANN 1933 als im Frühjahr laichende und hinsichtlich ihrer Ernährung abweichende Unterart („Tiefenform“) der Kleinen Maräne beschrieben. Nach heutiger taxonomischer Auffassung ist sie eine ausschließlich in den Feldberger Seen vorkommende endemische Art. Ergebnisse genetischer Untersuchungen stützen die Richtigkeit dieser Einstufung (SCHULZ et al. 2006). Gleichartige sympatrische Vorkommen frühjahrslichender Maränen mit der im Herbst reproduzierenden Kleinen Maräne sind aus dem brandenburgischen Stechlinsee (SCHULZ & FREYHOF 2003) sowie aus verschiedenen Seen in Skandinavien bekannt (SVÄRDSON 1979). Das Vorkommen der Luzinmaräne wurde zuletzt in den Jahren 2001/02 intensiver untersucht (WATERSTRAAT et al. 2003, SCHARF et al. 2008). Zum damaligen Zeitpunkt ließ sich feststellen, dass sie nur noch im Breiten Luzin vorkam, jedoch mit einer Populationsgröße von ca. 45 000 Individuen einen vitalen Bestand aufwies. Im Schmalen Luzin und im Carwitzer See (einschl. Zansen), wo die Art früher ebenfalls vorkam, konnte sie nicht mehr nachgewiesen werden. Grundsätzlich bestehen in diesen Seen heute wieder günstigere Lebensbedingungen als in den 1970/80er Jahren (Wasserqualität, Nahrung). Diese ließen sich durch eine Sanierung des Einzugsgebietes zukünftig weiter verbessern. Zur Sicherung der Luzinmaränenpopulation erscheinen darüber hinaus eine Beschleunigung der Wiederbesiedlung dieser Gewässer durch Besatzmaßnahmen sowie der Aufbau eines Ex-situ Bestandes angebracht. Verhindert werden sollte dagegen unbedingt ein fischereilicher Besatz mit Kleinen Maränen fremder Herkunft, da hierdurch die genetische Integrität dieser noch „jungen“ Art gefährdet wäre.

Westgroppe *Cottus gobio* Linnaeus, 1758

Die Westgroppe kam und kommt in Mecklenburg mit Ausnahme der Stepenitz und ihrer Zuflüsse historisch nur in den Zuflüssen der Elbe vor. Aktuelle Bestände im Elbegebiet wurden im Sude- und Eldeinzugsgebiet nachgewiesen. In den letzten Jahrzehnten musste die Art erhebliche Bestandsverluste verkraften. So sind im Eldegebiet die Bestände in der Alten Elde bei Kuppentin und im Meynbach in den letzten 20 Jahren verschollen und im Stepenitzgebiet ist das Vorkommen in der angrenzenden Trave (NEUMANN 2002) ebenfalls erloschen. Weitere Bestände weisen einen schlechten Erhaltungszustand und geringe Populationsgrößen auf (WATERSTRAAT et al. 2012). Ein wesentlicher Gefährdungsfaktor ist nach wie vor die Fragmentierung unserer Fließgewässer. Insbesondere im Elde- und Sudegebiet ist dadurch ein Austausch zwischen den Individuen der einzelnen Populationen schwierig. Andererseits hat die Verbesserung der Gewässergüte in der Stepenitz zu einer Wiederbesiedlung der mittleren Stepenitz aus dem Poischower Mühlbach heraus geführt und im Gehlsbach (Eldesystem) wurde der Mittellauf nach Unterschutzstellung zum NSG, Bepflanzung, Einstellung der Unterhaltung im Mittellauf und Wiederherstellung der Durchgängigkeit wiederbesiedelt. Insgesamt jedoch muss die Art weiterhin als stark gefährdet eingestuft werden. Bundesweit (FREYHOF 2009) ist die Art ungefährdet.

Flussneunauge *Lampetra fluviatilis* (Linnaeus 1758)

Mit einer Rasterfrequenz von < 5% (44 MTBQ) ist das Flussneunauge aktuell in M-V als selten (s) einzustufen. Dies erscheint umso mehr gerechtfertigt, da ein Teil der Nachweise in den Wanderkorridoren erfolgte. Die Zahl der Gewässer mit regelmäßigem Reproduktionsnachweis und die Größe der Laicherbestände sind nach wie vor weit vom ursprünglichen Zustand und vom bestehenden Lebensraumpotenzial entfernt. Bei der Betrachtung des Flussneunauges muss zwischen den bestenfalls über vereinzelte Irrgäste miteinander in Kontakt stehenden Populationen von Nord- und Ostsee unterschieden werden. Durch die Schaffung und nachfolgende Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit an der Elbstaustufe in Geesthacht bestand seit 1998 erstmals wieder die grundsätzliche Möglichkeit der Einwanderung von Flussneunaugen in die mecklenburgischen Elbzuflüsse. Tatsächlich wurden dort seitdem zunehmend laichende Tiere registriert. Einzeltiere stiegen 2014 in der Sude sogar schon bis nach Hagenow auf. Die Größe der Laicherbestände befindet sich zwar, verglichen mit aktuellen Daten aus benachbarten Systemen des Nordseeinzugsgebietes (VDSF 2012) und den aktuellen Aufstiegszahlen an der Staustufe bzw. der Fischeaufstiegsanlage Geesthacht (HUFGARD et al. 2015), noch auf einem relativ niedrigem Niveau. Mit einem weiteren Anstieg in den kommenden Jahren ist jedoch zu rechnen. Ungewiss ist dagegen die Zukunft des Flussneunauges im Einzugsgebiet der Ostsee. Die Bestände der vier verbliebenen regelmäßig von Flussneunaugen aufgesuchten Laichgewässer (Libnower Mühlbach, Au graben, Kösterbeck, Brebowbach) sind nur noch klein und seit Jahren rückläufig (KRAPPE et al. 2012). Im Libnower Mühlbach vergrößerte sich das Laichgebiet nach dem Bau einer Fischeaufstiegsanlage. Ein vermutlich großer Teil des sich dort aufbauenden Larvenbestandes wurde allerdings im Frühjahr 2015 durch eine nicht genehmigte Grundräumung vernichtet. Die Wichtigkeit sorgfältiger Abstimmungen mit den zuständigen Naturschutzbehörden im Vorfeld der Durchführung entsprechender Maßnahmen wird an diesem Fallbeispiel deutlich. Positiv zu vermerken ist der Bau weiterer Fischeaufstiegsanlagen im Au graben und im Brebowbach und das ab 2011 bereits mehrfach registrierte Laichen von Flussneunaugen in der oberen Beke und in der unteren Swinow. Daneben gibt es Anzeichen für einen sich aufbauenden Laicherbestand in der Uecker. Zur Unterstützung eines Bestandsaufbaus sollte das Laichplatzangebot in diesen Gewässern verbessert werden. Der Schutz vor Grundräumungen besitzt hier oberste Priorität.

Aus den durch LUDWIG et al. (2009) vorgegebenen Kriterien würde sich für das Flussneunauge formal die Gefährdungskategorie 1 ergeben. Dies ist fachlich nicht gerechtfertigt. Das Aussterben in M-V ist insbesondere auf Grund der positiven Entwicklungen im mecklenburgischen Elbeeinzugsgebiet in absehbarer Zeit nicht wahrscheinlich. Daher wurde gemäß LUDWIG et al. (2009) unter Berücksichtigung der Definition der Gefährdungskategorien die Art gutachterlich in die Kategorie 2 heruntergestuft.

Kategorie 3 - Gefährdet (Vulnerable)

Finte *Alosa fallax* (Lacépède, 1803)

Es liegen für alle Jahre seit 2002 einzelne Fangmeldungen von Finten aus der Ostsee und den inneren Küstengewässern M-V vor. Diese stammen ausnahmslos von Berufsfischern, vorwiegend aus der vorpommerschen Küstenregion. Aus dem eigentlichen Binnenbereich fehlen Fangmeldungen. Eine zahlenmäßig untersetzte Trendbewertung ist nicht möglich. Es besteht die begründete Hoffnung, dass sich im Odermündungs-

gebiet (Stettiner Haff) eine Population aufbaut. Zumindest liegen einzelne indirekte Nachweise vor, die auf erfolgte Fortpflanzung deuten (WINKLER et al. 2013).

Bachneunauge *Lampetra planeri* (Bloch, 1784)

Das Bachneunauge dürfte historisch nahezu alle kleineren und mittleren Fließgewässer des norddeutschen Tieflandes besiedelt haben und zeigt auch gegenwärtig ein nahezu flächendeckendes Verteilungsmuster in M-V. Durch intensive Kartierungen im Rahmen des FFH-Monitorings (KRAPPE 2006, 2007) ließen sich seit 2004 noch viele bislang unentdeckte Vorkommen ausfindig machen, so dass nunmehr Kenntnisse über ca. 100 Populationen im Bundesland vorliegen. Mit 144 besetzten MTBQ im Zeitraum 2001 – 2013 sind 15 % der Landesfläche als besiedelt zu betrachten, was hinsichtlich des Kriteriums der aktuellen Bestandssituation einer mäßigen Häufigkeit (mh) entspricht. Entgegen der im Langzeittrend zu verzeichnenden Abnahme ist die Bestandsentwicklung der letzten 10 Jahre als stabil einzuschätzen. In einigen Fällen konnte durch den Bau von Fischaufstiegsanlagen eine Ausdehnung von Beständen erreicht werden (Tribohmer Bach, Libnow Mühlbach). Zwei Gewässer wurden u. U. sogar neu- bzw. wiederbesiedelt (Zarnow, Stepenitz). Dem gegenüber ist jedoch zu konstatieren, dass noch immer viele kleine Populationen der Bachoberläufe durch Querverbauungen isoliert und damit hochgradig gefährdet sind. Bei weiterem Fortbestehen dieser Zerschneidungen ist trotz der genannten positiven Entwicklungen ein weiterer Rückgang der Bestände zu befürchten. Die bestehende Fragmentierung wurde deshalb als Risikofaktor im Sinne der Rote-Liste-Kriterien eingestuft. Daneben stellen vielerorts noch immer stattfindende Grundräumungen in von Bachneunaugenquerdern besiedelten Fließgewässerabschnitten eine große Beeinträchtigung und Gefährdung von Populationen dar. Zwar gibt es Versuche, die auftretenden Verluste durch vorherige Abfischungen oder den Einsatz geeigneter Technologien (KRAPPE et al. 2013) zu begrenzen, eine wirklich nachhaltige Lösung des Problems erfordert jedoch alternative Maßnahmen (z. B. Sedimentrückhaltung im Einzugsgebiet, Stromstrichmahd), durch die eine Sedimentberäumung vermieden werden kann.

Zährte *Vimba vimba* (Linnaeus, 1758)

Nach der gegenwärtigen Datenlage ist die Zährte eine sehr seltene Art der Einzugsgebiete von Elbe, Peene und Oder. Vor allem durch Fließgewässerverbauung in der zweiten Hälfte des vorigen Jahrhunderts hat sie stark gelitten. Nach den Befischungsdaten aus den Binnengewässern zeichnet sich seit 2000 ein ansteigender Trend ab. Dies wird am deutlichsten in der Tollense sichtbar. Bis zum Jahr 2003 wurde nur der Unterlauf bis Klempenow besiedelt, da das Wehr Klempenow eine Besiedlung des Mittellaufs wirksam verhinderte. Mit dem Bau der Fischaufstiegsanlage (FAA) in Klempenow im Jahr 2003 und weiterer FAA in den Folgejahren in Osten, Tückhude, Altentreptow und Nedemín erfolgte die Besiedlung der gesamten Tollense. Inzwischen kann im Frühjahr unter den Wehrstandorten jedes Jahr das Abblähen der Zährtschwärme beobachtet werden und auch juvenile Zährten wurden oberhalb Klempenow nachgewiesen. Das geht mit Beobachtungen an der vorpommerschen Küste konform, wo sie zunehmend in Versuchsfängen registriert wird.

Kategorie G - Gefährdung unbekanntem Ausmaßes (Indeterminate)

Schlammpeitzger *Misgurnus fossilis* (Linnaeus, 1758)

Mit Ausnahme einiger kleiner Küstenzuflüsse kommt der Schlammpeitzger in allen Flusssystemen des Landes vor. Als ursprünglichen Lebensraum der Kernpopulationen vermutet man die selten gewordenen Alt- und Augewässer der Flüsse. Heute findet die Fortpflanzung des Schlammpeitzgers vornehmlich in einem Ersatzhabitat statt, welches in gut mit Wasserpflanzen strukturierten und wenig zerschnittenen Grabensystemen zu finden ist. Nach intensiver Nachsuche konnten in den letzten Jahren landesweit bislang ca. 10 solcher Kernpopulationen gefunden werden (KRAPPE et al. 2012). Bei den übrigen Nachweisen handelt es sich überwiegend um nicht reproduzierbare Fänge einzelner oder weniger Tiere, vermutlich aus den Verbindungskorridoren. Aktuell ist landesweit von einer stabilen Bestandssituation auf niedrigem Niveau auszugehen. Die Gründe der Einstufung in die Gefährdungskategorie G wurden detailliert im Fallbeispiel unter 2.3.6 dargestellt.

Auf Grund eines dichten Netzes an ausgedehnten Meliorationssystemen in M-V ist das Lebensraumpotential des Schlammpeitzgers sicher weitaus größer. Zu bedenken ist, dass die Art in unserer Kulturlandschaft zwar einerseits unter massiver Grabenunterhaltung leidet (Individuenverluste bei Sohlkrautungen und Grundräumungen), andererseits aber grundsätzlich auf die Erhaltung dieses Ersatzhabitats durch entsprechende Unterhaltung angewiesen ist. Verbesserungen ließen sich mit Sicherheit durch eine zeitlich und räumliche angepasste Gewässerunterhaltung und eine gute Vernetzung von Grabensystemen bewirken.

Kategorie R - Extrem selten (Rare)

Maifisch *Alosa alosa* (Linnaeus, 1758)

Nachdem im Betrachtungszeitraum 1998 erstmals ein Exemplar im Strelasund gefangen wurde, kamen weitere Nachweise aus der Ostsee (Kühlungsborn) und 2004 aus der Warnow bei Bützow hinzu. Ähnlich selten ist das Vorkommen der Art in anderen Ostseeanrainerstaaten. Im gesamten Elbesystem wurden seit 1991 bis jetzt 3 Exemplare mit großen zeitlichen Abständen registriert (SCHARF et al. 2011b). Alle gefangenen Maifische waren Adulte und können z. Zt. keinem bekannten Laicherbestand zugeordnet werden.

Barbe *Barbus barbus* (Linnaeus, 1758)

Die extrem seltene Art ist bei keiner Befischung in den Fließgewässern nachgewiesen worden. Das ist nach dem Kenntnisstand über ihre Verbreitung in M-V auch nicht zu erwarten, da sie auch in der Vergangenheit höchst selten im Odermündungsgebiet und in der Elbe in Erscheinung trat. Im Elbebereich Gorleben-Dömitz ist die Art aktuell aus Fängen der Berufsfischerei nachgewiesen, jedoch nicht bei Elektrobefischungen auf der mecklenburgischen Seite. Im Jahr 2003 wurde in der Sude ein Besatzversuch durch einen lokalen Angelverein durchgeführt, der jedoch erwartungsgemäß zu keiner Ansiedlung der Barbe führte. Aus dem Oderhaffgebiet liegen vereinzelte Beobachtungen aus der Berufsfischerei vor. Insgesamt hat sich an diesem Zustand mindestens seit dem 2. Weltkrieg in M-V nichts geändert.

Ziege *Pelecus cultratus* (Linnaeus, 1758)

Gegenüber der bekannten Situation (2002) hat sich nichts verändert. Nur wenige Einzelnachweise der Ziege sind aus der vorpommerschen Küstenregion bekannt. Nachweise aus den zurückliegenden 10 Jahren stammen aus der Peenemündung (bei Freest) und überraschenderweise aus der Warnow bei Bützow (2004). Daneben wurde in den Jahren 1988 und 1993 jeweils ein Exemplar der Art in der Peene unterhalb Anklam gefangen. Es handelte sich der Größe nach zu urteilen stets um adulte Individuen. Laichaktivitäten bzw. juvenile Tiere wurden im Gebiet noch nicht beobachtet. Eine Trendbewertung ist auf Grund der spärlichen Datenlage nicht möglich.

Meerneunauge *Petromyzon marinus* Linnaeus, 1758

Wie beim ebenfalls anadromen Flussneunauge muss bei dieser Art in M-V zwischen den Einzugsgebieten von Nord- und Ostsee unterschieden werden. In den Küstengewässern des Landes sowie in der Unterwarnow (Breitling) wurden und werden in unregelmäßigen Abständen immer wieder einzelne adulte Meerneunaugen gefangen (SCHRÖDER 1995, WINKLER et al. 2007). Eine erwähnenswerte Häufung trat dabei mit insgesamt 16 Einzelnachweisen in den Jahren 1999/2000 auf. Meerneunaugenfänge aus den in die Ostsee mündenden Binnengewässern sind dagegen nur für die Jahre 1885 und 2003 aus der mittleren Warnow, 1998 aus dem Kummerower See und 2009-2010 aus der Warnow oberhalb Rostocks bekannt geworden (WINKLER et al. 2007, BLUME et al. 2011). Da bis heute weder für das deutsche Ostseeinzugsgebiet noch aus anderen Ostseeanrainerstaaten Reproduktionsnachweise (Laichbeobachtungen, Larvenfänge) vorliegen, ist zu vermuten, dass es sich bei den registrierten Adulttieren ausschließlich um Irrgäste aus der Nordsee handelt. Dort besitzt die Art einen nachweislich reproduzierenden Bestand (VDSE 2012), der seit der Wiederherstellung der Durchgängigkeit an der Staustufe Geesthacht in den Jahren 1998 und 2010 auch wieder in das Gebiet der Mittleren Elbe und Unteren Havel ausstrahlt. Zwischen 2010 und 2013 wurden in Geesthacht bereits über 400 aufsteigende Tiere registriert (HUFEGARD et al. 2015) und es erfolgten zunehmend Nachweise in Brandenburg (SCHARF et al. 2011a, b) sowie Sachsen-Anhalt (KAMMERAD et al. 2012). In M-V ist diese Entwicklung noch nicht erkennbar, mittelfristig aber, insbesondere im Einzugsgebiet der Sude, zu erwarten. Neben wenigen historischen Nachweisen aus der mecklenburgischen Elbe liegt bisher lediglich ein Einzelnachweis für den Unterlauf der Sude aus dem Jahr 1995 vor. Aktuell sind nur die beiden mecklenburgischen Elbabschnitte als Wanderkorridor und möglicherweise auch als bisher unerkanntes Laichhabitat zu betrachten. Vorerst muss die Art deshalb noch in die Kategorie „Extrem selten“ eingestuft werden.

Stromgründling *Romanogobio belingi* (Slastenenko, 1934)

Die Art wurde erst in den späten 1990er Jahren in Elbe und Oder nachgewiesen. Seitdem wurde bei Befischungen gezielt auf diese, dem gemeinen Gründling sehr ähnliche Art, geachtet. Seit 2004 ist der Stromgründling im mecklenburgischen Elbeabschnitt nachgewiesen und bei allen folgenden Befischungen in der Elbe bestätigt worden. Dort scheint die Art häufig zu sein. Eine Trendbewertung erscheint gegenwärtig wenig sinnvoll. Wegen der geographisch begrenzten Verbreitung in M-V ist der Stromgründling natürlicherweise extrem selten.

Lachs *Salmo salar* Linnaeus, 1758

Der Lachs ist nach allen historischen Kenntnissen in M-V stets nur Weidegast bzw. Durchzügler auf dem Weg zu Laichplätzen gewesen. Regelmäßige Nachweise liegen aus den Küsten- und Ästuargewässern vor, wo er auch Fischereiobjekt ist. In der Elbe laufen mittlerweile seit 1994 erfolgversprechende Besatzaktionen zur Wiedereinbürgerung. Vereinzelt werden Lachse in Ostseezuflüssen beobachtet (Wallensteingraben bei Wismar, Hellbach und mehrfach in der Warnow), ein reproduzierender Bestand existiert jedoch nicht. Nachweise aus den Binnengewässern sind so rar, dass eine Trendbewertung nicht möglich ist und der Lachs danach als extrem selten einzustufen ist.

Kategorie V - Vorwarnliste (Near Threatend)

Schmerle *Barbatula barbatula* (Linnaeus 1758)

Über die Verbreitung der Schmerle liegen wenig historische Informationen vor. In Verbindung mit der aktuellen Datenlage der Vorkommen ergibt sich jedoch eine nahezu flächendeckende Besiedlung des Bundeslandes. Lediglich die großen Inseln und der Darß sind unbesiedelt. Aktuelle Verbreitungslücken in Nordvorpommern und im Oberhavelgebiet lassen sich teilweise aus der Gewässermorphologie erklären, könnten jedoch auch Ausdruck des Bestandsrückganges sein. Sowohl im Langzeit- als auch Kurzzeittrend wurde eine mäßige Abnahme der Art festgestellt. Da sie aber noch in ca. 17 % aller Messtischblattquadranten vorkommt, wird die Schmerle gegenwärtig noch nicht als gefährdet angesehen. Die Art muss gegenüber der letzten Fassung jedoch in die Vorwarnliste aufgenommen werden. Besonders in den Oberläufen der Flüsse und in kleineren Bächen stellen die maschinelle Gewässerunterhaltung und die landwirtschaftlichen Belastungen fortdauernde Gefährdungen dar, die zu einem weiteren Rückgang der Bestände führen können. Größere Gewässer sind davon in der Regel nicht betroffen.

Quappe *Lota lota* (Linnaeus, 1758)

Die Quappe weist in M-V eine nahezu flächendeckende Verbreitung auf. Lediglich in den Binnengewässern Rügens gibt es weder historische (SCHAARSCHMIDT & LEMCKE 2004) noch aktuelle Nachweise. Dagegen tritt die Art vereinzelt im Greifswalder Bodden bis in die Randgewässer Südrügens auf (WINKLER 1989). Insgesamt ist die ehemalige Verbreitung gut dokumentiert. Allerdings betrifft die Mehrheit der historischen Nachweise größere Seen und die Boddengewässer. Im Odermündungsbereich Vorpommerns (Haff und Peenestrom) haben die Fänge der Berufsfischerei im Trend zugenommen. Der Verbreitungsschwerpunkt der Quappe in den Binnengewässern liegt in Mecklenburg, während in Vorpommern deutliche Nachweislücken auftreten.

Sowohl im Langzeit- als auch Kurzzeittrend wurde eine mäßige Abnahme der Art festgestellt. Dies geht aus dem Vergleich mit den historischen Daten und auch aus der Analyse der Fischdatenbank hervor. Vom Bestandsrückgang sind besonders die Fließgewässer betroffen. Verschwunden ist die Art u. a. aus dem Barthe- und Recknitzsystem (WINKLER 2001). Insbesondere Querverbauungen haben zur Isolation einzelner Bestände geführt und Laichplätze, Aufwuchs- und Sommerhabitate voneinander getrennt. Austauschprozesse zwischen den Populationen der Seen und Fließgewässer wurden behindert. Auch die Eindeichung der Flussunterläufe und der Elbe hat den Austausch mit den Nebengewässern verhindert.

Obwohl inzwischen die Durchgängigkeit in vielen Fließgewässern verbessert wurde, sind bisher keine positiven Auswirkungen auf die Bestände der Quappe zu erkennen. Daher bleibt die Einstufung in die Vorwarnstufe gerechtfertigt. Dies entspricht auch der bundesweiten Bewertung (FREYHOF 2009) und dem Nachbarbundesland Brandenburg (SCHARF et al. 2011a). Dagegen wurde die Quappe in Schleswig-Holstein (NEUMANN 2002) und Niedersachsen (GAUMERT & KÄMMEREIT 1993, Fassung 2008) als gefährdet eingestuft.

Elritze *Phoxinus phoxinus* (Linnaeus, 1758)

Die Elritze ist historisch in M-V nur aus dem Warnowsystem, den westlich davon gelegenen Küstenzuflüssen und aus dem zur Elbe fließenden Sudesystem bekannt (SCHAARSCHMIDT & LEMCKE 2004). Weitere ehemalige Vorkommen in diesen Einzugsgebieten sind anzunehmen, aber nicht dokumentiert. Ein historischer Nachweis aus dem Ziese-System (FRIEDEL 1882) konnte nicht bestätigt werden. Aus dem gesamten Elbeeinzugsgebiet liegen aktuell nur ein isolierter Nachweis aus der Alten Elde bei Gorlosen aus dem Jahr 2005 und ein Nachweis aus der Sagast direkt an der Landesgrenze zu Brandenburg aus dem Jahr 2010 vor. Während der langfristige Bestandstrend daher rückläufig ist, haben sich die Bestände in den besiedelten Bächen stabilisiert. In der mittleren Nebel zwischen Krakower See und Güstrow tritt die Art z. T. in hohen Bestandsdichten auf (WATERSTRAAT et al. 2011) und konnte nach Errichtung von Fischaufstiegsanlagen den Abschnitt oberhalb Kuchelmiß wiederbesiedeln. Eine natürliche Wiederbesiedlung der Elbzufüsse setzt eine Einwanderung über die Elbe voraus. Die nächstgelegenen Vorkommen (Stepenitz in Brandenburg, Ilmenau in Niedersachsen) weisen jedoch erhebliche Entfernungen zu geeigneten Bächen in M-V auf. In Brandenburg (SCHARF et al. 2011b) wurde nach 2000 der Mittellauf der Dosse erfolgreich wiederbesiedelt. Aktuelle Nachweise gibt es inzwischen auch oberhalb von Wittstock, wenige Kilometer entfernt von der Landesgrenze zu M-V. Durch die Verbesserung der Gewässergüte und Längsdurchgängigkeit sowie die Unterschutzstellung hat sich in den besiedelten Bächen in den letzten 10 Jahren die Bestandssituation stabilisiert und die Gefährdung reduziert. Da es aktuell nur wenige Elritzenvorkommen gibt und nur ein Teil des historischen Verbreitungsgebietes besiedelt ist, wurde die Art in die Vorwarnliste aufgenommen. Bundesweit (FREYHOF 2009) ist die Art ungefährdet.

Kategorie D - Daten unzureichend (Data deficient)

Wels *Silurus glanis* Linnaeus, 1758

Im vorhandenen Datensatz ist die Art aus methodischen Gründen nicht repräsentativ enthalten (Zufallsnachweise). Die Datengrundlage ist sowohl für die Bewertung der aktuellen Bestandssituation als auch der Trends unzureichend und erlaubt keine verlässliche Gefährdungseinschätzung. Anhand der vorliegenden Daten zur Rasterfrequenz auf Basis der Messtischblattquadranten ist der Wels „sehr selten“ (< 1,9 %). Das erscheint im Hinblick auf die methodischen Probleme und die „Dunkelziffer“ sowie den Abgleich mit anderen offensichtlich real sehr seltenen Arten nicht korrekt, daher wurde als zutreffend eine finale Bewertung mit „selten“ angenommen. Ob die Art tatsächlich häufiger ist und als „mäßig häufig“ zu bewerten wäre, ist anhand der Datenlage derzeit unklar. Dafür sprechen allerdings glaubhafte Hinweise auf eine Zunahme des Welses infolge illegaler und undokumentierter Besatzmaßnahmen durch Angler in Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Auch in der Elbe erfolgten mehrfach (Initial-) Besatzmaßnahmen mit Welsen, die zur Ausbildung eines stabilen, reproduzierenden Bestandes in der Elbe

beigetragen haben (FÜLLNER et al. 2005, RITTERBUSCH 2014). Insofern ist im Elbeeinzugsgebiet Mecklenburg-Vorpommerns auch aus diesem Grund wie in Brandenburg und Hamburg (SCHARF et al. 2011a, THIEL & THIEL 2015) ein positiver Trend zu erwarten.

Eine gezielte fischereiliche Nutzung erfolgt mehr oder weniger regelmäßig nur in sehr wenigen Seen. Nach den Meldungen zur fischereilichen Fangstatistik findet seitens der Berufsfischerei Welsbesatz in M-V aktuell kaum statt (Landesamt für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei M-V, unveröffentlichte Daten ab 2005). Auch wenn möglicherweise nicht gemeldete Besatzmaßnahmen durch Fischereibetriebe erfolgen sollten, gibt der relativ geringe Anteil (mittlerer Welsfang in M-V ca. 1 Tonne/Jahr am mittleren jährlichen fischereilichen Gesamtfang von ca. 550 Tonnen; www.lallf.de) keine Hinweise auf ein verstärktes wirtschaftliches Interesse an dieser Art. Insofern kann vermutet werden, dass aktuelle Welsnachweise neben den o. g. Besatzmaßnahmen in wesentlichem Maße auch auf natürliche Reproduktion zurückgehen.

Kategorie Ungefährdet (Least Concern)

Rapfen *Leuciscus aspius* (Linnaeus, 1758)

Stabile Bestände des Rapfens beschränken sich in M-V auf die Elbe einschließlich der Unterläufe einiger Zuflüsse (Elde, Löcknitz) sowie auf das Oderhaff (einschl. Peenestrom) und die darin einmündenden Flüsse (Peene, Uecker). Im Langzeittrend lässt die Art einen Rückgang unbekanntes Ausmaßes erkennen, der sich in den letzten Jahren jedoch offenbar nicht fortsetzte. Begonnene Untersuchungen zum FFH-Monitoring in der Elbe ergaben, dass die Art dort aktuell durchaus große Bestände aufweist (KRAPPE et al. 2009b, KRAPPE & SCHRÖDER 2010). Gleiches lassen auch Berichte von Fischern und Anglern aus dem Bereich Oderhaff und Peene erkennen. Im polnischen Teil des Oderhaffs werden durch die Fischerei bereits wieder mehrere Tonnen pro Jahr angelandet.

Auch wenn die Einstufung im Süßwasser nach den Kriterien von LUDWIG et al. (2009) zu der Gefährdungskategorie G führt, ist eine landesweite Gefährdungseinstufung insgesamt nicht mehr aufrecht zu erhalten. Aufgrund des kleinen Verbreitungsgebietes im Land sollte dennoch weiterhin ein besonderes Augenmerk auf die zukünftige Entwicklung der relativ schwierig zu erfassenden Art gerichtet werden. Außerdem wäre die Einführung einer fischereilichen Schonzeit für den Rapfen wünschenswert.

Zope *Ballerus ballerus* (Linnaeus, 1758)

Diese, nach der aktuellen Datenlage als extrem selten zu bewertende Art, ist in ihrer Verbreitung in M-V auf die beiden Flusssysteme der Elbe und Oder beschränkt. In der Fischdatenbank sind so wenige Nachweise enthalten, dass eine Trendbewertung nicht möglich ist. Der Zopenbestand des Odermündungsgebietes scheint aber stabil und ausreichend groß, obgleich spezielle Untersuchungen dazu fehlen. Nachweise aus der deutschen Berufsfischerei treten als Zufallsfänge auf. Im polnischen Teil des Stettiner Haffs wird die Art befishet. In den letzten Jahren bewegen sich die Fänge im Bereich um 10 Tonnen pro Jahr.

Steinbeißer *Cobitis taenia* Linnaeus, 1758

Beim Steinbeißer haben sich in den letzten 25 Jahren bemerkenswerte Entwicklungen vollzogen, die gut dokumentiert sind. Der Bestand dieser noch zu Beginn der 1990er

Jahre sehr selten nachgewiesenen Art zeigte nachfolgend eine kontinuierliche Zunahme mit einem rasanten Anstieg seit etwa 2005, der zum Zeitpunkt der letzten Aktualisierung der Roten Liste noch nicht absehbar war. Heute hat der Steinbeißer mit ca. 243 MTBQ ca. 50% der Landesfläche besiedelt und gehört zu den zahlenmäßig häufigsten Fischen in den Binnen- und Boddengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Auffällige Verbreitungslücken gibt es kaum noch und Dichten von über 1 Ind./m² sind selbst bei großflächigen Beprobungen keine Ausnahmen mehr (KRAPPE et al. 2012). Belegbar ist zudem nicht nur eine extreme Zunahme von Nachweishäufigkeit und Individuendichten, sondern auch die Neu- bzw. Wiederbesiedlung einzelner Gewässer, in denen die Art zuvor oder zwischenzeitlich fehlte (z. B. Obere Havelseen, Libnower Mühlbach). Auch im Brackwasser wurde die Art vermehrt nachgewiesen (Kleines Haff, Peenestrom, Serower Bach auf Rügen, Darßer Boddenkette und Unterwarnow).

Die historischen Daten zeigen, dass der Steinbeißer bereits seit langer Zeit Bestandteil der lokalen Fischfauna ist und die Landesfläche wahrscheinlich schon früher mehr oder weniger lückenlos besiedelte. Der älteste Nachweis ist datiert auf das Jahr 1554 (Simon Pauli „Lobrede auf die Stadt Schwerin“ zitiert in SCHAARSCHMIDT & LEMCKE 2004). Hinsichtlich der früheren Größe der Bestände bzw. der relativen Häufigkeit lassen sich jedoch keine Schlussfolgerungen für die Zeit vor dem Ende der 1980er Jahre ableiten. Am wahrscheinlichsten ist, dass die Art im Zuge der Intensivierung der Landwirtschaft und des Ausbaus der Gewässer einen Rückgang erlitt. Fraglich bleibt aber, ob allein die allgemeine Verbesserung der Wasserqualität in den 1990er Jahren und die teilweise Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit für die aktuelle Entwicklung verantwortlich sind. In Betracht zu ziehen sind auch weitere mögliche Ursachen wie Veränderungen im Hybridkomplex, ein Temperaturanstieg im Zuge des Klimawandels und der Rückgang des Aals als vermutlich wichtigstem Prädator.

Die bisherige Einstufung des Steinbeißers in die Gefährdungskategorie G ist nicht mehr gerechtfertigt. Wichtig wäre es aber nach wie vor, Vorkommen und ggf. die Verteilung der Arten *Cobitis taenia*, *C. elongatoides* und deren Hybriden in M-V zu klären. Das Ergebnis könnte auch eine abweichende Gefährdungseinschätzung erfordern.

Kleine Maräne *Coregonus albula* (Bloch 1782)

Als fischereilich bedeutsame Art werden die Bestände der Kleinen Maräne meist durch Besatzmaßnahmen beeinflusst. Dies erschwert die realistische Einschätzung eines Trends. In den letzten Jahren erfolgte ein deutlicher Kenntniszuwachs über die Vorkommen im Land, wobei oft unklar ist, ob es sich um selbsttragende Bestände handelt. Auch die lokale genetische Identität der Populationen ist weitgehend unklar und wird vermutlich weiter durch Besatz gebietsfremder Herkunft infrage gestellt. Bezüglich der Reproduktionsbedingungen dürfte sich die Situation für die Kleine Maräne in einer Reihe von Gewässern durch verringerte Nährstoffkonzentrationen verbessert haben. Aktuell ist von über 35 Seenbeständen im Land auszugehen. Die Zahl der Populationen liegt damit vermutlich nicht wesentlich unter dem historisch zu betrachtenden Ausmaß der Besiedlung. SCHAARSCHMIDT & LEMCKE (2004) konnten insgesamt historische Angaben aus ca. 75 Seen recherchieren, von denen jedoch nicht alle autochthone oder dauerhafte Bestände aufgewiesen haben müssen. Angaben von MÜLLER (1966) zufolge existierten um 1950 noch ca. 25 Seen mit reproduzierenden Beständen. Sehr große Populationen finden sich heute beispielsweise im Schaalsee, der Müritz, dem Tollensesee und in den Feldberger Seen. Eine Gefährdungseinstufung ist nach dem verwendeten Kriteriensystem der Roten Liste nicht mehr gerechtfertigt.

Ostseeschnäpel *Coregonus maraena* (Bloch, 1779)

Im vorhandenen Datensatz ist die Art aus methodischen Gründen nicht repräsentativ enthalten (Zufallsnachweise). Eine verlässliche Bewertung des Lang- und Kurztrends war nicht möglich. Die Bewertung in der Roten Liste erfolgte nur für die Binnengewässer. Natürliche Vorkommen in Binnengewässern betreffen allerdings lediglich die Unterläufe einiger Ostseezuflüsse.

Die aktuelle Bestandssituation ist erheblich durch Stützungsbesatz insbesondere in Peenestrom/Achterwasser und Stettiner Haff (seit 1992, intensiv seit 1996: SCHULZ 2001; LORENZ et al. 2012; zu Fangstatistik und Besatzmaßnahmen s. auch www.lallf.de) beeinflusst. Außerdem erfolgt auch Besatz auf der polnischen Seite des Haffs. Daneben gab es zeitweise auch Besatzmaßnahmen in der Darß-Zingster-Boddenkette (LORENZ et al. 2012). Die natürlichen Hauptlaichgebiete des Ostseeschnäpels befinden sich im Stettiner Haff, Peenestrom und Achterwasser (SCHULZ 2001, LORENZ et al. 2012). Ende der 1980er Jahre bis etwa Mitte der 1990er Jahre erreichten die Fänge des Schnäpels in M-V ihr Minimum (SCHULZ 2000).

Maßnahmen zur Förderung dieser fischereilich genutzten und zeitweise intensiver beworbenen Fischart („Steinlachs“) umfassen Besatzmaßnahmen und die (Wieder-) Einrichtung einer Laichschonzeit sowie von Laichschongebieten. Die Fänge fluktuieren allerdings - offenbar auch in Abhängigkeit von Besatzmaßnahmen – merklich (u. a. SCHULZ 2001).

Dreistachliger Stichling *Gasterosteus aculeatus* Linnaeus, 1758

Die Art ist mindestens häufig und befindet sich mit einer Rasterfrequenz (MTBQ) von 37 % im Übergangsbereich zu sehr häufig (vgl. Tab. 4, Schwellenwert 40 %). Der Dreistachlige Stichling ist in M-V weit verbreitet (Präsenz in ca. 71 aller Messtischblätter) und besiedelt ein breites Gewässerspektrum.

Der Langzeittrend seit 1993 (vorher Datengrundlage unzureichend) ist durch einen Rückgang des Anteils von Nachweisen des Dreistachligen Stichlings in den relevanten Befischungen um ca. 50 % gekennzeichnet. Dagegen erfolgte seit 1987 eine Zunahme der Rasterfrequenz (MTBQ), die vermutlich vor allem den Erkenntniszuwachs durch einen zunehmend besseren Bearbeitungsstand reflektiert.

Der Kurzzeittrend zeigt rechnerisch einen leicht negativen Trend. Angesichts vorhandener annueller Schwankungen, einer leichten Zunahme der relativen Nachweise seit 2009 und der Zunahme der Rasterfrequenz seit 2001 wurden die Daten jedoch insgesamt als ungenügend für eine sichere Trendbewertung eingeschätzt. Damit wird die Art für die Region Süßwasser auf der Vorwarnliste geführt. Dies erscheint gerechtfertigt, da WATERSTRAAT et al. (2011) für *Gasterosteus aculeatus* als eine von insgesamt drei Fischarten einen negativen Bestandstrend in ihren Untersuchungsgewässern feststellten und auch aktuelle Befischungsergebnisse einen Rückgang dieser Art im Süßwasser nahelegen.

In der Gesamtbewertung ist die Art unter Berücksichtigung der stabilen Vorkommen in der Ostsee nicht gefährdet. Kenntnisdefizite bestehen aber insbesondere zum realen kurzfristigen Bestandstrend und einer sich daraus möglicherweise ableitenden Gefährdung sowie zu den Auswirkungen der seit 1990 erfolgten Gewässerveränderungen (u. a. Rückgang der Eutrophierung, Strukturverbesserungen) auf die Bestandsentwicklung des Stichlings.

Hasel *Leuciscus leuciscus* (Linnaeus, 1758)

Der Hasel wurde in der letzten Roten Liste noch in der Vorwarnstufe geführt, da nur relativ wenige Nachweise das Vorkommen in M-V belegten. Inzwischen haben zahlreiche neue Funde in den Fließgewässern, seinem präferierten Lebensraum, einen deutlich besseren Überblick über Häufigkeit und Verbreitung erbracht. Nach wie vor kommt der Hasel nur in den Fließgewässern des Elbeeinzugsgebiets, im Einzugsgebiet von Uecker, Zarow, Peene und der mecklenburgischen Stepenitz vor. Mit den Einzugsgebieten von Warnow, Recknitz und aller anderen kleineren Küsteneinzugsgebiete ist über die Hälfte des Territoriums von M-V von der Art nicht besiedelt. Da sich die bisherigen 235 Nachweise auf 8,5 % aller MTBQ des Landes verteilen und ein Drittel dieser Fänge den Hasel als regelmäßig bis häufig vorkommend meldeten, kann die Art inzwischen als mäßig häufig betrachtet werden. Es konnte weder eine Zunahme im Lang- noch im Kurzeittrend festgestellt werden. Weil es aber wenig repräsentative Befischungen der Art in den 1990er Jahren gab, ist nicht klar, ob die Art durch die Verbesserung der Gewässergüte und die Wiederherstellung der Durchgängigkeit nicht doch ihren Bestand in M-V vergrößert hat. Gegenwärtig ist der Hasel in M-V ungefährdet.

Stint *Osmerus eperlanus* (Linnaeus 1758)

Der Stint wird in M-V in eine Wander- und eine Binnenform (Seestint, Binnenstint) unterschieden. Der Seestint besiedelt alle inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns und erreicht enorme Bestandsdichten (WINKLER 1996, LORENZ 2001). Dies ist möglich, weil er hier im leicht oligohalinen Wasser ablaichen kann. Die Bestände des Seestintes sind daher ungefährdet.

Der Binnenstint kam früher in vielen Seen unseres Bundeslandes vor. Allerdings liegen nur für wenige Seen Informationen von vor 1945 vor (SCHAARSCHMIDT & LEMCKE 2004, JESSE 1903). Kartierungsunterlagen aus den Seen in der Region Neubrandenburg/Neustrelitz von 1985-1988 zeigen jedoch, dass ein Großteil der geeigneten Seen damals besiedelt war (Biologische Station Serrahn in lit.). Die aktuelle Verbreitung in den Seen ist nur unzureichend bekannt. Gerade für die größeren Seen liegen nur wenige Befischungsdaten vor und auch die Fischerei nutzt die Stintbestände der Seen kaum. Im Langzeittrend wurde zumindest für einige Seen das Verschwinden festgestellt. So kam der Binnenstint früher im gesamten Schweriner See vor. Aktuell ist die Art, wie auch die Kleine Maräne, im südlichen Seeteil (dem Schweriner Innensee) wegen der über einen langen Zeitraum vorhandenen hohen Trophie nicht mehr anzutreffen (NIXDORF et al. 2004). Auch die in den letzten Jahren festgestellte Verbesserung der Gewässergüte hat nicht zur Wiedereinwanderung der Art geführt. Die gleichen Autoren beschreiben auch ein Massensterben der Stinte und Kleinen Maränen im August 1994 im Schweriner Außensee infolge Sauerstoffmangels und erhöhter Temperaturen. Ursache dafür war die Eutrophierung des Sees. Aktuell ist nach der weitgehenden Stabilisierung der Gewässergüte in den Seen keine weitere Abnahme der Bestände zu erwarten. Daher wurde die Gefährdung des Binnenstintes gegenüber der letzten Roten Liste in die Vorwarnstufe herabgestuft.

Da die Stintbestände der Küstengewässer in M-V sehr groß sind und in der Gefährdungseinschätzung beider Formen nur ein geringer Unterschied auftritt, wurde die Bewertung der Wanderform für die Gesamtbewertung als maßgebend betrachtet.

Neunstachliger Stichling *Pungitius pungitius* (Linnaeus, 1758)

Der Neunstachlige Stichling ist mit seinem Auftreten in mindestens 61,8 % aller MTB und 32,3 % aller MTBQ eine in M-V weitverbreitete Art. Außerdem wurde er in der Hälfte der Untersuchungen als regelmäßig bis häufig vorkommend angegeben. Dennoch weist der langfristige Trend einen Rückgang der Nachweise um ca. 50 % aus. Da auch WATERSTRAAT et al. (2011) in Übereinstimmung mit dem Kurzzzeitrend einen negativen Bestandstrend in den letzten 10 Jahren in ihren Fließgewässeruntersuchungen festgestellt haben, wird die Art für die Region Süßwasser auf der Vorwarnliste geführt. Bei beiden Stichlingsarten bestehen Unsicherheiten insbesondere hinsichtlich des realen kurzfristigen Bestandstrends und einer potenziellen Gefährdung.

Eine gezieltere Bearbeitung beider Arten wäre daher zur Verbesserung des Kenntnisstandes und frühzeitigen Erkennung einer möglichen Gefährdung wünschenswert.

Bitterling *Rhodeus amarus* (Bloch 1782)

Nahezu alle historischen Quellen weisen den Bitterling als eine seltene und nur punktuell auftretende Art aus. Dieser Befund wurde zunächst auch nach dem Beginn systematischer ichthyofaunistischer Kartierungen (ab Mitte der 1980er Jahre) bestätigt (SPIESS & WATERSTRAAT 1989), wobei sich das lückige Verbreitungsbild, mutmaßlich bedingt durch die verstärkte Beprobungsintensität, zunehmend schloss. Dennoch waren die Vorkommen weiterhin so selten, dass in den vorangegangenen Listen (WINKLER et al. 1991, 2002) eine Gefährdungseinstufung in die Kategorie 3 vorgenommen wurde. Wie bereits im Fallbeispiel im Abschnitt 2.3.6 dargestellt, wurde (rückblickend) spätestens zu Beginn des neuen Jahrtausends deutlich, dass sich beim Bitterling eine tatsächliche Bestandszunahme, sowohl hinsichtlich der Verbreitung als auch der Populationsdichte abzeichnet. Mittlerweile sind alle großen Flusssysteme und viele von ihnen durchflossene Seen nahezu durchgängig vom Bitterling besiedelt. Selbst bei großflächiger Beprobung ($> 100 \text{ m}^2$) treten zum Teil hohe Individuendichten mit über 3 Ind./m^2 auf (KRAPPE et al. 2012). Die Ursachen dieser Entwicklung, die letztlich eine Aufhebung der bislang bestandenen Gefährdungseinstufung verlangt, sind nicht eindeutig festzumachen. Als Art, deren Ausbreitung nicht auf dem Luftweg (Ornithochorie) stattfinden kann, hat der Bitterling sicher von der mittlerweile deutlich reduzierten Fragmentierung der großen Gewässerläufe profitiert. VAN DAMME et al. (2007) stellten dar, dass sich die westliche Arealgrenze der Art historisch mehrfach verschob und vermuten, dass sich der Bitterling aktuell, bedingt durch den Temperaturanstieg (Klimawandel) und eine anthropogen beschleunigte Ausbreitung (z. B. unbeabsichtigter Besatz), in einer Expansionsphase befindet. Ungeachtet dieser Phänomene ist die im Bundesland noch immer weit verbreitete Tötung großer Muschelbestände im Zuge von Grundräumungen auch mit Blick auf den Bitterling kritisch zu sehen.

Forelle *Salmo trutta* Linnaeus, 1758

Die Forelle kommt in M-V in den beiden ökologischen Varianten Meer- und Bachforelle vor. Während die Bachforelle nur in sauerstoffreichen schnellfließenden Fließgewässern lebt, verbringt die Meerforelle als Wanderform nach dem Abwandern aus diesen Bächen ein bis zwei Jahre zum Wachstum in die küstennahen Meeresbereiche, bevor sie zur Reproduktion wieder in ihre Heimatgewässer einwandert.

Historische Nachweise über die Verbreitung sowohl der Meer- als auch Bachforelle gibt es aus allen Landesteilen, wobei die Nachweise der Meerforelle oft nicht so weit in die

Oberläufe der Einzugsgebiete reichen wie bei der stationären Form (SCHAARSCHMIDT & LEMCKE 2004). Dabei ist aber zu berücksichtigen, dass bereits seit dem Ende des 19. Jahrhunderts Besatz mit beiden Formen betrieben wurde (DRÖSCHER 1906). Durch den zunehmenden Gewässerausbau, die kontinuierliche Gewässerunterhaltung, den verstärkten Schadstoffeintrag und die Errichtung diverser Querbauwerke kam es in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts zu einem drastischen Rückgang der Bestände (PASTILLE 1969). Ende der 1980er Jahre existierten nur noch zwei reproduzierende Meerforellenbestände (im Warnowsystem) und etwas mehr als 10 reproduzierende Bachforellenbestände in M-V (WINKLER et al. 2007). Gleichzeitig wurden in den 1970er und 1980er Jahren insbesondere die Bachforellenbestände durch Besatzmaßnahmen und beginnende Schutzmaßnahmen an den Gewässern (PLOHMANN & VOGEL 1987) vor dem völligen Verschwinden gerettet. Aktuell hat sich der Bestand bei den Bachforellen wieder auf selbstreproduzierende Populationen in 20-25 Bächen erhöht. Ein gezielter Besatz findet nicht statt. Bei der Meerforelle ist von ca. 5-10 reproduzierenden Beständen und Vorkommen in ca. 20 Bächen auszugehen (SCHAARSCHMIDT et al. 2012). Für sie wird in M-V seit 1994 ein umfangreiches Wiederansiedlungs- und Besatzprogramm mit Besatzmaterial aus dem Warnowgebiet durchgeführt (LILL et al. 2004, www.lallf.de), so dass man gegenwärtig in einer größeren Zahl von Gewässern juvenile Forellen findet. Da aber der nachhaltige Erfolg dieser Maßnahmen noch nicht bewertet werden kann ist, fällt eine Prognose schwer. Gleichzeitig bildeten sich in einigen Gewässern stationäre Bachforellenbestände aus dem Besatz heraus (z. B. im Wallensteingraben). Durch die Verbesserung von Gewässergüte und Durchgängigkeit kam es in mehreren Bächen zu natürlichen Wiederbesiedlungen.

Für beide Formen wurde ein negativer Langzeittrend festgestellt. Durch die Stabilisierung der Bestände in den letzten Jahren ergab sich eine Neubewertung der Forelle im Süßwasser von gefährdet (3) auf ungefährdet. Da gegenwärtig auch die marinen Bestände nicht gefährdet sind, trifft dies auch auf den Gesamtbestand zu.

Döbel *Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758)

Der Döbel kommt aktuell in einem Großteil der geeigneten Habitats vor und besiedelt alle größeren Gewässersysteme des Landes. In der Hälfte aller Erfassungen konnte das Vorkommen der Art als regelmäßig bis häufig eingestuft werden. Da auch die Langzeit- und Kurzzeittrends zumindest eine stabile Entwicklung, wenn nicht sogar geringe Zunahme des Bestandes in unserem Bundesland beschreiben, ist das Verbleiben in der Vorwarnstufe nicht gerechtfertigt. Es ist davon auszugehen, dass die Bestände des Döbels durch den Rückbau von Querverbauungen und die Verbesserung der Gewässergüte in vielen Flüssen profitiert haben.

Kategorie Nicht bewertet (Not Evaluated)

Neozoen

Betrachtet werden alle etablierten gebietsfremden Arten und etablierten Neozoen. Akklimatisiert bzw. eingebürgert sind die Arten Karpfen (*Cyprinus carpio*), Goldfisch (*Carassius auratus*), Blaubandbärbling (*Pseudorasbora parva*), Katzenwels (*Ameiurus nebulosus*), Äsche (*Thymallus thymallus*) und die Schwarzmundgrundel (*Neogobius melanostomus*). Außerdem kommen noch mehrere vermutlich auf Besatz beruhende Großmärenpopulationen (siehe unten) vor. Wie eingangs erwähnt, sind der Blaubandbärbling und die Schwarzmundgrundel seit 2002 neu hinzugekommen.

Während sich Goldfisch, Blaubandbärbling und Katzenwels auf kleinere lokale Populationen in M-V beschränken, ist die Schwarzmundgrundel in Ausbreitung begriffen. Erstmals 1999 vor Südostrügen im Greifswalder Bodden nachgewiesen, breitete sie sich seitdem über die gesamte deutsche Ostseeküste und von da sukzessive in die angrenzenden Fließgewässer aus. Als eine der wenigen euryhalinen Arten kann sie sich trotz marinen Ursprungs im Salz- und Süßwasser fortpflanzen, bevorzugt aber brackisches Wasser. In den inneren Küstengewässern M-V ist sie zu einer Massenart geworden, die in die Nahrungsketten einbezogen ist. Ihre Rolle als Nahrung für piscivore Prädatoren, als möglicher Laich- und Kleinfischräuber und als Nahrungskonkurrent einheimischer Arten wird gegenwärtig intensiv untersucht.

Daneben sind als Fremdarten Silber- und Marmorkarpfen (*Hypophthalmichthys molitrix*, *H. nobilis*) sowie der pflanzenfressende Amur- bzw. Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*), der Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*) und die Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) zu nennen. Von Letzterer wurde und wird hin und wieder behauptet, dass ihre Reproduktion in M-V beobachtet wurde. Nachvollziehbare Belege dafür fehlen aber nach wie vor. Silber- und Marmorkarpfen werden seit den 1980er Jahren des vorigen Jahrhunderts nicht mehr besetzt, so dass ihr völliges Verschwinden in naher Zukunft zu erwarten ist. Der Graskarpfen hingegen wird immer noch von Anglern zur Bereicherung der Palette fangbarer Arten eingesetzt. Alle fernöstlichen Karpfenarten können sich aber unter unseren klimatischen Bedingungen nicht selbstständig fortpflanzen. Aus Anglerkreisen werden hin und wieder Saiblingsfänge (*Salvelinus* sp.) vermeldet, die offensichtlich auf Besatzmaßnahmen unbekannter Herkunft zurückgehen. Ein Gewässer mit reproduzierendem Bestand ist allerdings nicht bekannt.

Die Äsche ist nach FREYHOF (2009) in Deutschland stark gefährdet. Nach Auswertung aller historischen Quellen muss davon ausgegangen werden, dass sie postglazial das Territorium unseres Bundeslandes nicht natürlich besiedelt hat. LELEK (1987) weist auf das weitgehende Fehlen in den zur Ostsee führenden Bächen hin. DUNKER & LADIGES (1960) konstatieren das Fehlen der Art in M-V und in SCHAARSCHMIDT & LEMCKE (2004) werden lediglich zwei vermutlich auf Falschbestimmung beruhende Seenachweise aus der Müritz und dem Gliner See sowie eine Meldung aus dem Oderhaff aufgeführt. PLOMANN & VOGEL (1987) beschreiben die Neubesiedlung von Flachlandbächen durch Besatz in Mecklenburg und Brandenburg in den späten 1970er und 1980er Jahren durch den Angelverband der DDR mit dem Ziel der Sicherung der Art und ihrer wirtschaftlichen Nutzung. So wurde ab 1977 die Nebel und ab 1981 der Gehlsbach mit Brutmaterial besetzt. Aktuelle selbstreproduzierende Vorkommen existieren in der Nebel, in der Warnow und der Ostpeene. Der Bestand im Gehlsbach ist vermutlich erloschen. Damit ist die Äsche in M-V als nicht autochthone gebietsfremde Art zu betrachten. Eine Einstufung in die Gefährdungskategorien ist daher nicht sinnvoll.

Große Maräne, *Coregonus* spp.

Neben der nur noch im Drewitzer See und in Resten im Schaalsee vorhandenen *Coregonus holsatus* gab und gibt es in M-V mehrere Seen mit Vorkommen vom Typ „Große Maräne“, deren Bestände erst durch fischereilichen Besatz induziert wurden und z. T. auch aktuell durch solchen gestützt werden. Unabhängig vom laufenden Besatz scheinen sich in der Müritz, im Tollenseesee und im Pinnower See selbsttragende Bestände dieser Tiere aufgebaut zu haben. Dort sind sie auch wirtschaftlich von Bedeutung. Weitere Seen, in denen aktuell Große Maränen gefangen werden, sind der Krakower See und der Schweriner See. Daneben sind ca. 15 Seen bekannt, in denen ein stattgefunder Besatz mit Großen Maränen offenbar erfolglos blieb.

Abgesehen vom Schaalsee existieren nur für den Tollensesee und die Feldberger Seen ältere Hinweise auf Vorkommen von Große Maränen im Gebiet. Der Artstatus der aktuellen besatzinduzierten Großmaränenbestände ist unklar. Erste morphologische und genetische Untersuchungen legen nahe, dass es sich um einen Mix verschiedener genetischer Linien Großer Maränen aus Mittel- und Nordeuropäischen Binnengewässern handelt (KREBES & BASTROP 2014, KRAPPE 2014). Außerdem dürfte in den letzten Jahren auch ein Besatz mit den für einen Teil dieser Seen gebietsfremden Ostseeschnäpeln (*Coregonus maraena*) eine Rolle gespielt haben. Erwähnt werden muss an dieser Stelle auch ein vermutlich erfolglos gebliebener Besatz mit Schaalseemaranen aus dem Drewitzer See in drei kleineren Binnenseen des Landes (ARNDT 2001). Insgesamt ist festzustellen, dass die nicht zu *Coregonus holsatus* gehörenden Bestände von Großen Maränen in M-V für die Rote Liste nicht bewertbar sind, da sie höchst wahrscheinlich gebietsfremd und taxonomisch nicht sicher anzusprechen sind. Auf Besatz mit Große Maränen fremder Herkunft sollte zukünftig verzichtet werden.

4 Bewertung

Von den 58 in M-V etablierten Süßwasser- und Wanderfischarten wurden 51 Arten bewertet. 12 Arten (23,5 %) wurden als ausgestorben oder bestandsgefährdet eingestuft. Etwas mehr als die Hälfte der Arten (28; 54,9 %) wurden als ungefährdet bewertet. Mit den beiden Störarten und der Ostgroppe wurden 3 Arten als ausgestorben eingestuft. Nur die Schaalseemaräne ist in die Kategorie „vom Aussterben bedroht“ eingestuft worden. Insgesamt sind vier Arten (7,8 %) stark gefährdet, drei Arten (5,9 %) gefährdet und mit dem Schlammpeitzger eine Art (2 %) in unbekanntem Ausmaß gefährdet.

14 Arten der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie sind Bestandteil der Roten Liste. Zusätzlich zu den beiden als ausgestorben eingestuften Stör-Arten sind darunter mit dem Flussneunauge, dem Bachneunauge, der Finte, der Westgroppe und dem Schlammpeitzger fünf bestandsgefährdete Arten. Mit Ausnahme des Bachneunauges (Häufigkeitsklasse mäßig häufig) kommen diese Arten des Anhangs II in M-V nur in geringen Beständen (Häufigkeitsklasse selten) vor. Die FFH-Anhang-II-Arten Rapfen, Steinbeißer und Bitterling sind gegenwärtig ungefährdet.

4.1 Auswertung der Kategorien

Tab. 8: Bilanzierung der Anzahl etablierter Arten und der Rote-Liste-Kategorien

Bilanzierung der Anzahl etablierter Taxa	absolut	prozentual
<u>Gesamtzahl etablierter Taxa excl. Segregate</u>	58	100,0%
Neobiota	4	6,9%
Indigene und Archaeobiota	54	93,1%
bewertet	51	87,9%
nicht bewertete gebietsfremde Arten (♦)	3	5,2%
Bilanzierung der Roten-Liste-Kategorien	absolut	prozentual
<u>Bewertete Indigene und Archaeobiota</u>	51	100,0%
0 Ausgestorben oder verschollen	3	5,9%
1 Vom Aussterben bedroht	1	2,0%
2 Stark gefährdet	4	7,8%
3 Gefährdet	3	5,9%
G Gefährdung unbekanntes Ausmaßes	1	2,0%
<u>Bestandsgefährdet</u>	9	17,6%
<u>Ausgestorben oder bestandsgefährdet</u>	12	23,5%
R Extrem selten	7	13,7%
<u>Rote Liste insgesamt</u>	19	37,3%
V Vorwarnliste	3	5,9%
* Ungefährdet	28	54,9%
D Daten unzureichend	1	2,0%

Gegenüber der letzten Roten Liste von 2002 (WINKLER et al. 2002) hat sich die Gefährdungssituation deutlich verändert. Für 5 Arten (9,8 %) wurde eine höhere Gefährdung dokumentiert, für 20 Arten (39,2 %) hat sich die Gefährdung verringert. Insgesamt wurde bei jeder zweiten Art ein neuer Status festgestellt.

Tab. 9: Auswertung der Kategorieänderungen für Arten (ohne Neobiota) gegenüber der vorhergehenden Liste (WINKLER et al. 2002)

Kategorieänderungen	absolut	prozentual
Kategorie verändert	25	49,0%
positiv	20	39,2%
negativ	5	9,8%
Kategorie unverändert	22	43,1%
Kategorieänderung nicht bewertbar (inkl. ♦ → ♦)	4	7,8%
Gesamt	51	100,0%

Der große Kenntniszuwachs in den letzten 15 Jahren und die dadurch mögliche systematische Auswertung der verfügbaren Daten hat insbesondere bei der Rückstufung von Arten aus höheren Gefährdungsstufen eine sehr große Rolle gespielt. Dennoch konnten bei 7 Arten (33,3 %) positive Veränderungen durch Bestandszunahmen aufgrund von Schutzmaßnahmen oder natürlichen Prozessen festgestellt werden. Unter den Schutzmaßnahmen wirkten besonders die Verbesserung der Durchgängigkeit der Fließgewässer und bei der Forelle auch das landesweite Wiederbesiedlungsprogramm für die Meerforelle. Durch die Errichtung von Fischaufstiegsanlagen in der Tollense konnte ab 2009 die Zährte das gesamte Gewässer besiedeln und inzwischen auch im Mittellauf des Gewässers erfolgreich reproduzieren.

Bei den negativen Veränderungen beruhen zwei von fünf Veränderungen jedoch auf realen Veränderungen. Dies betrifft den Aal und die Schmerle. Auch bei der Schaalseemaräne kam es im Langzeittrend zu einer starken Bestandsabnahme (Niedergang des Vorkommens im Schaalsee). Da dies aber über den Zeitraum der Erstellung der letzten Roten Liste hinausgeht und die Art damals gemeinsam mit anderen Großmaränenpopulationen als *Coregonus widegreni* bezeichnet wurde, sind taxonomische Gründe vorrangig zu betrachten. Bei der Ostgroppe und dem Schlammpeitzger ist die bessere Kenntnis zur Verbreitung der Grund für die Kategorieänderung.

Tab. 10: Gründe für die Kategorieänderungen gegenüber der vorhergehenden Liste (WINKLER et al. 2002)

Gründe für die Kategorieänderungen			abs.	proz.(Nenn.)	proz.(Taxa)	
positiv	R	Reale Veränderungen	5	23,8%	23,8%	
	R(Na)	Reale Veränd. durch Naturschutzmaßnahmen	2	9,5%	9,5%	
	K	Kenntniszuwachs	13	61,9%	61,9%	
	M	Methodik	1	4,8%	4,8%	
	T	Taxonomische Änderungen	0	0,0%	0,0%	
	gesamt mit Grund			21	100,0%	[100,0%]
	[leer]	Grund unbekannt	0	5,0%	5,0%	
	gesamt positive Änderungen			21	100,0%	*
negativ	R	Reale Veränderungen	2	40,0%	40,0%	
	R(Na)	Reale Veränd. durch Naturschutzmaßnahmen	0	0,0%	0,0%	
	K	Kenntniszuwachs	2	40,0%	40,0%	
	M	Methodik	0	0,0%	0,0%	
	T	Taxonomische Änderungen	1	20,0%	20,0%	
	gesamt mit Grund			5	100,0%	[100,0%]
	[leer]	Grund unbekannt	0	0,0%	0,0%	
	gesamt negative Änderungen			5	100,0%	*
alle	R	Reale Veränderungen	7	26,9%	26,9%	
	R(Na)	Reale Veränd. durch Naturschutzmaßnahmen	2	7,7%	7,7%	
	K	Kenntniszuwachs	15	57,7%	57,7%	
	M	Methodik	1	3,8%	3,8%	
	T	Taxonomische Änderungen	1	3,8%	3,8%	
	gesamt mit Grund			26	100,0%	[100,0%]
	[leer]	Grund unbekannt	0	0,0%	0,0%	
	gesamt alle Änderungen			26	100,0%	*
Bilanzierung realer Veränderungen [R + R(Na)]			abs.	proz.(Nenn.)	proz.(Taxa)	
positiv			7	33,3%	33,3%	
negativ			2	40,0%	40,0%	

* Aufgrund von Mehrfachnennungen sind Summenbildungen bezüglich der Taxa nicht möglich.

[%]: Anteil derjenigen Taxa, für die mindestens ein Grund genannt wird (nicht die Summe der Prozentsätze der einzelnen Gründe, s.*).

4.2 Kriterienbilanzierung

Bei insgesamt 27 der bewerteten Arten (52,9 %) wurde die aktuelle Bestandssituation in den Häufigkeitsklassen „mäßig häufig“, „häufig“ und „sehr häufig“ eingestuft. Auffällig ist der hohe Anteil von 9 Arten (17,6 %), deren aktueller Bestand als „extrem selten“ eingestuft wurde. Neben den beiden in M-V endemischen Arten Schaalsee- und Luzinmaräne, deren Vorkommen auf wenige Gewässer begrenzt sind, betrifft dies vor allem Arten, die ausschließlich den Elbabschnitt in M-V besiedeln und damit natürlicherweise in M-V extrem selten sind (MTBQ-Frequenz). Langdistanzwanderer wie das Meerneunauge, der Lachs oder der Maifisch kamen schon seit vielen Jahrzehnten nur sporadisch in der Elbe vor. Durch die Verbesserung der Gewässergüte und die Errichtung der Fischaufstiegsanlage (FAA) Geesthacht, hat sich für viele Arten, z. B. auch den Lachs (in Kombination mit Wiederansiedlungsmaßnahmen in Sachsen und Brandenburg), das Meerneunauge und das Flussneunauge, die Anzahl durchziehender Individuen deutlich erhöht (HUFGARD et al. 2015). Die Mitteldistanzwanderer des Elbsystems Barbe und Nase kamen vermutlich auch früher nur selten im mecklenburgischen Elbabschnitt vor. Ob diese Arten von der verbesserten Güte und der Wiederherstellung der Durchgängigkeit der mitteldeutschen Elbzufüsse Saale und Mulde auch in unserem Elbabschnitt profitieren werden, bleibt unklar.

Tab. 11: Auswertung der Kriterien für Arten (ohne Neobiota)

Kriterium 1: Aktuelle Bestandssituation		absolut	prozentual
ex	ausgestorben oder verschollen	3	5,9%
es	extrem selten	9	17,6%
ss	sehr selten	2	3,9%
s	selten	10	19,6%
mh	mäßig häufig	14	27,5%
h	häufig	9	17,6%
sh	sehr häufig	4	7,8%
?	unbekannt	0	0,0%
Kriterium 2: langfristiger Bestandstrend		absolut	prozentual
<<<	sehr starker Rückgang	3	5,9%
<<	starker Rückgang	4	7,8%
<	mäßiger Rückgang	6	11,8%
(<)	Rückgang, Ausmaß unbekannt	1	2,0%
=	gleich bleibend	22	43,1%
>	deutliche Zunahme	4	7,8%
?	Daten ungenügend	8	15,7%
[leer]	nur bei: ex, ausgestorben oder verschollen	3	5,9%
Kriterium 3: kurzfristiger Bestandstrend		absolut	prozentual
↓↓↓	sehr starke Abnahme	1	2,0%
↓↓	starke Abnahme	0	0,0%
(↓)	mäßige Abnahme oder Ausmaß unbekannt	5	9,8%
=	gleich bleibend	27	52,9%
↑	deutliche Zunahme	8	15,7%
?	Daten ungenügend	7	13,7%
[leer]	nur bei: ex, ausgestorben oder verschollen	3	5,9%
Kriterium 4: Risikofaktoren		absolut	prozentual
-	vorhanden	5	9,8%
=	nicht feststellbar	43	84,3%
[leer]	nur bei: ex, ausgestorben oder verschollen	3	5,9%
Gesamtzahl bewerteter Indigener und Archaeobiota		51	100,0%

Im langfristigen Trend wurde bei 14 Arten (27,5%) zuzüglich der drei ausgestorbenen Arten (5,9 %) ein Rückgang festgestellt. Eine langfristige Zunahme wurde dagegen nur bei 6 Arten (11,8 %) beobachtet. Bemerkenswert ist, dass bei 8 Arten (15,7 %) die Datenlage zur Bewertung dieses Kriteriums nicht ausreichte. Darunter sind nicht nur extrem seltene Arten, sondern auch in der Vergangenheit kaum registrierte Arten wie der Stromgründling und der Hasel. Auch bei eigentlich häufigen Arten wie der Schleie und auffälligen, aber seltenen Arten wie dem Wels liegen kaum verwertbare Daten aus der weiteren Vergangenheit vor.

Kurzfristig weisen im Vergleich zum Langzeittrend deutlich weniger Arten einen Bestandsrückgang auf. Dies trat nur bei 6 Arten (11,8 %) auf. Beim Aal wurde sowohl im Kurzzeit- als auch im Langzeittrend eine sehr starke Abnahme ermittelt. Dagegen weisen 8 Arten (15,7 %) eine deutliche Zunahme auf. Dies betraf sowohl sehr seltene Arten, z. B. die Zährte oder die Finte, als auch ehemals seltene aber heute häufige Arten, wie den Steinbeißer.

Risikofaktoren konnten nur bei 5 Arten (9,8 %) ermittelt werden. Dabei wirken bei der Karausche und dem Moderlieschen besonders Habitatverluste durch die zunehmende Verlandung oder das Verschwinden von Kleingewässern negativ auf die Bestände. Unter den Fließgewässerarten sind das Bachneunauge und die Westgroppe besonders durch Isolierung ihrer Bestände gefährdet. So sind mehrere Bestände der Westgroppe bereits so klein, dass trotz Verbesserung der Durchgängigkeit ein Erlöschen befürchtet werden muss. Im Eldesystem ist durch die Elde-Müritz-Wasserstraße eine Vernetzung der Bestände auch künftig schwer realisierbar. Die Schaalseemaräne (siehe Artkommentar) ist in ihrem ursprünglichen Bestand im Schaalsee hochgradig durch Bastardisierung gefährdet.

4.3 Regionalisierung

Von den 58 im Süßwasser etablierten Arten sind in den Boddengewässern und der Ostsee nur 41 Arten etabliert. Zum einen kommen mit Ausnahme der Schwarzmundgrundel etablierte Bestände aller Neozoen und gebietsfremden Arten bisher überwiegend im Süßwasser vor, andererseits sind mehrere heimische Arten nicht salzwassertolerant.

Im Süßwasser ist der Anteil der gefährdeten bzw. ausgestorbenen oder verschollenen Arten mit 25,5 % gegenüber 17,5 % deutlich höher als im marinen Habitat.

Tab. 12: Bilanzierung der Anzahl etablierter Arten und der Rote Liste-Kategorien in den Regionen Süßwasser und Ostsee

Bilanzierung der Anzahl etablierter Taxa	Süßwasser		Ostsee	
	absolut	prozentual	absolut	prozentual
<u>Gesamtzahl etablierter Taxa excl. Segregate</u>	58	100,0%	41	100,0%
Neobiota	4	6,9%	1	2,4%
Indigene und Archaeobiota	54	93,1%	40	97,6%
bewertet	51	87,9%	40	97,6%
nicht bewertete gebietsfremde Arten (♦)	3	5,2%	0	0,0%
Bilanzierung der Roten-Liste-Kategorien	absolut	prozentual	absolut	prozentual
<u>Bewertete Indigene und Archaeobiota</u>	51	100,0%	40	100,0%
0 Ausgestorben oder verschollen	4	7,8%	1	2,5%
1 Vom Aussterben bedroht	1	2,0%	1	2,5%
2 Stark gefährdet	4	7,8%	1	2,5%
3 Gefährdet	2	3,9%	3	7,5%
G Gefährdung unbekanntes Ausmaßes	2	3,9%	1	2,5%
<u>Bestandsgefährdet</u>	9	17,6%	6	15,0%
<u>Ausgestorben oder bestandsgefährdet</u>	13	25,5%	7	17,5%
R Extrem selten	8	15,6%	7	17,5%
<u>Rote Liste insgesamt</u>	21	41,2%	14	35,0%
V Vorwarnliste	6	11,8%	0	0,0%
* Ungefährdet	22	43,1%	23	57,5%
D Daten unzureichend	2	3,9%	3	7,5%

Erhebliche Unterschiede treten auch in der Bewertung der einzelnen Kriterien zwischen den Lebensräumen auf. Der Anteil im Süßwasser ausgestorbener oder verschollener Arten ist deutlich höher (vier gegenüber einer Art), dagegen kommt im Brackwasser und der Ostsee ein deutlich geringerer Anteil der Arten sehr selten oder häufig vor.

In den Brackwasser- und marinen Habitaten weisen prozentual deutlich mehr Arten einen gleichbleibenden langfristigen Bestandstrend als im Süßwasser auf (50 % zu 27,5 %). Im kurzfristigen Bestandstrend wurden in beiden Bewertungen ähnliche Verhältnisse festgestellt.

Risikofaktoren wurden nur bei Süßwasserarten benannt (siehe oben). Auch die in der Ostseeliste (THIEL et al. 2013) aufgeführten Risiken betreffen ausschließlich Süßwasserlebensräume.

Tab. 13: Auswertung der Kriterien zu den bewerteten Arten (ohne Neobiota) für die Regionen Süßwasser und Ostsee

Kriterien	Süßwasser		Ostsee	
Kriterium 1: Aktuelle Bestandssituation	absolut	prozentual	absolut	prozentual
ex ausgestorben oder verschollen	4	7,8%	1	2,5%
es extrem selten	10	19,6%	7	17,5%
ss sehr selten	4	7,8%	10	25,0%
s selten	7	13,7%	8	20,0%
mh mäßig häufig	13	25,5%	9	22,5%
h häufig	9	17,6%	3	7,5%
sh sehr häufig	4	7,8%	2	5,0%
? unbekannt	0	0,0%	0	0,0%
Kriterium 2: langfristiger Bestandstrend	absolut	prozentual	absolut	prozentual
<<< sehr starker Rückgang	2	3,9%	2	5,0%
<< starker Rückgang	6	11,8%	2	5,0%
< mäßiger Rückgang	7	13,7%	4	10,0%
(<) Rückgang, Ausmaß unbekannt	2	3,9%	1	2,5%
= gleich bleibend	14	27,5%	20	50,0%
> deutliche Zunahme	4	7,8%	1	2,5%
? Daten ungenügend	12	23,5%	9	22,5%
[leer] nur bei: ex, ausgestorben oder verschollen	4	7,8%	1	2,5%
Kriterium 3: kurzfristiger Bestandstrend	absolut	prozentual	absolut	prozentual
↓↓↓ sehr starke Abnahme	1	2,0%	0	0,0%
↓↓ starke Abnahme	1	2,0%	1	2,5%
() mäßige Abnahme oder Ausmaß unbekannt	5	9,8%	3	7,5%
= gleich bleibend	22	43,1%	19	47,5%
deutliche Zunahme	7	13,7%	6	15,0%
? Daten ungenügend	11	21,6%	10	25,0%
[leer] nur bei: ex, ausgestorben oder verschollen	4	7,8%	1	2,5%
Kriterium 4: Risikofaktoren	absolut	prozentual	absolut	prozentual
- vorhanden	5	9,8%	1	2,5%
= nicht feststellbar	42	82,4%	38	95,0%
[leer] nur bei: ex, ausgestorben oder verschollen	4	7,8%	1	2,5%
Gesamtzahl bewerteter Indigener und Archaeobiota	51	100,0%	40	100,0%

5 Verantwortlichkeit (Raumbedeutsamkeit)

Für die Bestände einer Reihe von Arten trägt M-V eine besonders hohe Verantwortung, da ihre Vorkommen in unserem Bundesland bedeutsam für den Erhalt der Arten in der BRD bzw. für den Erhalt im Gesamtareal sind. Verluste oder Bestandsrückgänge in unserem Bundesland könnten den Gesamtbestand der Arten (internationale Verantwortung) oder aber nur in der BRD (nationale Verantwortung) erheblich beeinträchtigen. Diesen Aspekt haben MÜLLER-MOTZFELD et al. (1997) schon vor Jahren für unser Bundesland thematisiert, bevor die überregionale Verantwortlichkeit zu einem Grundaspekt bei der Erstellung Roter Listen geworden ist. Damals wurde die besondere Verantwortung für die zwei endemischen Formen, heute Arten, Luzinmaräne und Schaalseemaräne herausgehoben. Letztere, ehemals auch in weiteren Seen Schleswig-Holsteins lebende Art, ist durch jahrzehntelangen unkontrollierten Besatz stark geschädigt worden und ihr Bestand steht infrage. Im Schaalsee wird gerade der Versuch unternommen, diese Art zu retten.

Für den Baltischen Stör, der schon kurz nach dem Zweiten Weltkrieg als ausgestorben galt, ist für unser Bundesland im Verbund mit den anderen Anrainern der Ostsee ebenfalls eine besondere hohe Verantwortung gegeben. Diesem Anspruch wird M-V nun aktuell gerecht, nachdem seit einigen Jahren regelmäßig Jungstöre im Rahmen eines Wiederansiedlungsprojektes im Odergebiet ausgesetzt werden.

Daneben ist M-V für 10 weitere Arten in hohem Maße verantwortlich. Das betrifft die Finte, deren vorpommerscher Bestand in den 1970er Jahren des vorigen Jahrhunderts erloschen war und sich nun seit den 1990er Jahren wieder zu etablieren scheint (WINKLER et al. 2013). Da ihre Fortpflanzung offenbar im Odermündungsbereich stattfindet, stehen dem auch keine ernsthaften Gefährdungen im Wege. Das wäre die südwestlichste Population in der Ostsee.

Das ehemalige Vorkommen der Ostgroppe in Deutschland entspricht einem letzten Vorposten dieser ansonsten weiter östlich verbreiteten Art. M-V stellt auch einen wichtigen Teil des westlichen Arealrandes der Kleinen Maräne dar, deren Verbreitung entlang der Ostküste Schleswig-Holsteins bis Dänemarks endet. Weiter verbreitet ist der Stint, dessen Areal sich von weit aus Nordosten entlang der Küsten der Nordsee bis in den Golf von Biskaya zieht. Allerdings stellt M-V zusammen mit Brandenburg eine bedeutende Region für die Binnenpopulationen des Stintes dar.

Das seltene Auftreten der Ziege in M-V hat keine Bedeutung für deren Bestand im Ostseeraum, da sie sich hier nicht fortpflanzt. Das vorpommersche Vorkommen ist aber national von Bedeutung, seitdem die Art in der Donau in Bayern nicht mehr nachgewiesen werden konnte. In der aktuellen Roten Liste der Fische der BRD (FREYHOF 2009) ist sie in der Gefährdungskategorie 1 eingestuft.

Bei den Arten Zope, Rapfen, Zährte, Wels und Schnäpel stellt M-V zusammen mit den angrenzenden Bundesländern Brandenburg, Niedersachsen und Schleswig-Holstein einen wichtigen Teil ihres natürlichen westlichen Arealrandes. Besondere Bedeutung hat die Schnäpelpopulation im Odermündungsgebiet, da es sich, genetisch gesehen, hier noch um die ursprüngliche Form handelt.

Bemerkenswert ist, das M-V für ca. ¼ seines etablierten Artenbestandes eine besondere Verantwortung trägt.

Tab. 14: Auswertung der Verantwortlichkeit für Arten excl. Segregate (ohne Neobiota)

Verantwortlichkeit	absolut	prozentual
Indigene und Archaeobiota	54	100,0%
davon bewertet	51	94,4%
davon nicht bewertet	3	5,6%
Bilanzierung der Verantwortlichkeit	absolut	prozentual
<u>Bewertete Indigene und Archaeobiota</u>	51	100,0%
!! in besonders hohem Maße verantwortlich	3	5,9%
E davon Endemiten	2	3,9%
E? davon fragliche Endemiten	0	0,0%
! in hohem Maße verantwortlich	10	19,6%
(!) für hochgradig isolierte Vorposten verantwortlich	0	0,0%
<u>Summe der Taxa mit besonderer Verantwortlichkeit</u>	13	25,5%
? Daten ungenügend, evtl. erhöhte Verantwortlichkeit	0	0,0%
allgemeine Verantwortlichkeit	38	74,5%

6 Gefährdung

Zu den generellen Gefährdungsursachen der Fische und Rundmäuler und den erforderlichen Schutzmaßnahmen liegen bereits eine Vielzahl von Publikationen und ein umfangreiches Wissen vor, so dass nachfolgend auf eine erneute grundlegende Darstellung verzichtet und auf das einschlägige Schrifttum verwiesen wird (siehe auch Zusammenfassung in FREYHOF 2009). Im Folgenden soll vor allem – auch im Vergleich mit der vorhergehenden Fassung der Roten Liste und den dort gegebenen Ausführungen zu Gefährdungsursachen (WINKLER et al. 2002) – auf ausgewählte aktuelle Gefährdungen und Entwicklungen in M-V eingegangen werden.

Die naheliegende Feststellung der hohen Sensibilität von Arten mit spezifischen Umweltsprüchen wird auch durch die aktuelle Analyse der ökologischen Ansprüche der bewerteten Arten belegt (Tab. 15).

Unter den gefährdeten Arten nehmen Wanderfische und potamodrome Arten einen Anteil von 57 % ein. Beeinträchtigungen der ökologischen Durchgängigkeit der besiedelten Gewässer sind daher für diese Arten eine wesentliche Gefährdungsursache. Dabei darf nicht übersehen werden, dass neben diesen Arten mit ausgeprägten Wanderungen natürlich auch viele weitere Arten (inklusive der als „stationär“ bewerteten Arten) mehr oder weniger ausgeprägte Bewegungen in ihren Gewässern vollziehen und daher ebenfalls auf vernetzte Habitate angewiesen sind. Weiterhin fällt der hohe Anteil strömungsliebender (rheophiler) Arten unter den gefährdeten Fischen und Neunaugen auf – nahezu 60 % dieser Arten leben ganzjährig oder in bestimmten Lebensphasen nur in Fließgewässern. Etwa zwei Drittel der gefährdeten Arten, wie z. B. die Neunaugen, Forellen und die Westgroppe, sind Kies- und Harts substratlaicher und daher hinsichtlich Beeinträchtigungen oder Zerstörungen der in den Fließgewässern vielfach nur lokal und kleinräumig ausgeprägten Laichhabitate bedroht.

Tab. 15: Verteilung der Artenzahlen der Rote Liste-Kategorien nach ökologischen Gesichtspunkten (ökologische Gilden; nur bewertete Arten)

Rote Liste Kategorie	Anzahl der Arten													
	0	1	2	3	G	N		D	R	V	N		*	
						N	%				N	%	N	%
Arten gesamt	3	1	4	3	1	12	24	1	7	3	11	22	28	55
Migrationstyp														
anadrom	2		1	1		4	33		4		4	36	2	7
katadrom				1		1	8							
potamodrom					1	1	8						5	18
potamodrom, anadrom					1	1	8							
stationär	1	1	2		1	5	42	1	3	2	6	54	13	46
stationär, anadrom													2	7
stationär, semianadrom													6	21
stationär, potamodrom										1	1	9		
Wanderdistanz														
Kurz, stationär	1	1	2		1	5	42	1	1	2	4	36	20	71
kurz-mittel					1	1	8						2	7
mittel					2	2	17		3	1	4	36	5	18
lang	2		2			4	33		3		3	27	1	4
Strömungspräferenz														
rheophil	2		2	3		7	58		6	2	8	72	8	29
indifferent	1	1	2			4	33	1	1	1	3	27	17	61
limnophil					1	1	8						3	11
Reproduktionstyp														
Hartsubstratlaicher	3	1	2	2		8	67		5	1	6	54	4	14
Substratlaicher				1	1	3	25	1	1	2	4	36	22	79
Spezialisten, andere				1		1	8		1		1	9	2	7
Habitatnutzung														
See	1	1	1			3	25						1	4
See, Fluss					1	1	8						1	4
See, Fluss, Ästuar													1	4
Fluss				1	2	3	25		4	2	6	54	2	7
Fluss, Ästuar													3	11
Fluss, Ästuar, Meer	2		1	1		4	33		3		3	27	3	11
eurytop				1		1	8	1		1	2	18	17	61

Kies- und Hartsubstratlaicher: Lithophil, speleophil

Substrat- und Pflanzenlaicher: litho-pelagophil, litho-phytophil, litho-pelagophil, phyto-lithophil, psammophil, phytophil

Spezialisiert, andere: ostracophil, pelagophil, marin

Gewässerunterhaltung

Bei der Betrachtung der aktuellen Hauptgefährdungsursachen sind vor allem die negativen Auswirkungen der Gewässerunterhaltung zu nennen. Die Mahd von Böschungen und des Gewässerbetts, vor allem aber Grund- und Sohlräumungen, stellen aus fischökologischer Sicht massive Eingriffe mit einem sehr großen Schadenspotenzial dar. Gerade bodenlebende Fische, Neunaugen inklusive Querder, aber auch Krebse und Muscheln sind besonders betroffen und werden in der Regel aus dem Gewässer entnommen und mit dem Aushub an Land verbracht, wo sie verenden (z. B. BRANDT 2010). Neben der direkten Entnahme und Tötung von Individuen kommt es auch zur Störung bzw. Zerstörung der Habitate oder zur weiteren Verfestigung eines bereits bestehenden schlechten Habitatzustands. Weiterhin erfolgen derartige Maßnahmen immer wieder auch während besonders sensibler Zeiten, wie z. B. der Laichwanderung von diadromen Arten wie Meerforelle oder Flussneunauge, so dass die Reproduktion solcher Arten empfindlich gestört sein kann. Hinsichtlich der Berücksichtigung begründeter Forderungen und Hinweise aus fischökologischer/naturschutzfachlicher Sicht und einer zielgenauen Abstimmung erforderlicher Maßnahmen mit den Belangen des Arten- und Naturschutzes besteht noch ein erhebliches Verbesserungspotenzial und somit Handlungsbedarf! Dies gilt auch im Hinblick auf die Zielerreichung der vielfältigen und aufwändigen Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustands der Gewässer.

Beeinträchtigungen der Gewässerstruktur

Mehr als die Hälfte (54 % bzw. ca. 3.900 km Länge) der bewerteten Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns weist eine beeinträchtigte Gewässerstruktur auf (MLUV 2012). Der Ausbaugrad kleiner oft nicht bewerteter Oberläufe ist noch höher zu schätzen. Hinsichtlich der Gewässerstruktur ist aus heutiger Sicht erfreulicherweise festzustellen, dass die Berücksichtigung gewässerökologischer Aspekte inzwischen erhebliche Aufmerksamkeit bekommt und Eingang in das Standardrepertoire von Fachplanern gefunden hat. So bieten eine Reihe von Lieferanten entsprechende Spezialprodukte an und es existiert mittlerweile auch ein umfangreiches fachliches und technisches Schrifttum inklusive detaillierter ingenieurtechnischer Handlungsempfehlungen und Methodenstandards (z. B. Merkblätter der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., DWA; u.a. Merkblatt DWA-M 509: Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke).

Diese grundsätzlich positive Entwicklung ist anzuerkennen, dennoch besteht noch eine Reihe von Problemen. Diese betreffen weniger das grundsätzliche Verständnis der Notwendigkeit entsprechender Maßnahmen, sondern vor allem deren konkrete Umsetzung. Hier treten immer wieder erhebliche Mängel bei der Planung und Ausführung auf. Eine Ursache liegt auch in der fehlenden, verspäteten oder unzureichenden Einbeziehung fischökologischen Sachverstandes begründet. Weiterhin wäre eine konsequenter Orientierung auf ingenieurbio-logische Bauweisen anstelle technischer Lösungen wünschenswert.

Ein wesentlicher Aspekt betrifft weiterhin den Nachweis des Maßnahmenerefolgs durch qualifizierte Funktionskontrollen oder für die konkrete Gewässersituation angemessene adäquate Verfahren. Auf diese Weise sollte der gewässerökologische Nutzen der in der Regel aufwendigen Projekte belegt und – falls erforderlich – die Anlage baulich optimiert werden.

Stoffeinträge und Eutrophierung

Bereits in der bisherigen Fassung der Roten Liste (WINKLER et al. 2002) wurde eingeschätzt, dass wasserchemische und stoffliche Belastungen nicht mehr als prioritäre Gefährdungsursache anzusehen sind.

Durch die umfassende Sanierung der Einzugsgebiete hinsichtlich der Abwasserbehandlung, die Durchsetzung geltender Rechtsvorschriften und auch durch die wirtschaftliche Umstrukturierung in den letzten Jahrzehnten dürfte die Einleitung nicht bzw. ungenügend gekläarter Haushalts- und Industrieabwässer in M-V heute nur noch eine untergeordnete Rolle spielen. Dieses ehemals schwerwiegende Problem derartiger „Punktquellen“ kann heute als weitgehend gelöst betrachtet werden. Allerdings werden bei Begehungen insbesondere an Fließgewässern auch gegenwärtig noch Beobachtungen gemacht, die auf weiterhin erfolgende (in der Regel illegale) Abwassereinleitungen unklarer Herkunft hinweisen (Geruch, Verfärbungen, Trübung, einmündende Rohrleitungen). Angesichts des umfangreichen Gewässernetzes weisen diese oftmals zufälligen Beobachtungen auch auf die Problematik und Notwendigkeit einer wirksamen Gewässeraufsicht hin. Entsprechende Beobachtungen sollten daher den zuständigen Wasserbehörden umgehend gemeldet werden, damit eine Prüfung und Abstellung der Ursachen erfolgen kann.

Hinsichtlich der Gewässereutrophierung spielen wegen der weitgehenden Beseitigung punktueller Belastungen durch Kläranlagen heute vor allem noch die diffusen Einträge eine Rolle. Sie sind daher Gegenstand aktueller Maßnahmenkonzepte auf Landesebene. Daneben sind vor allem in Standgewässern in unterschiedlichem Maße immer noch Wirkungen der aus den zurückliegenden Eutrophierungsprozessen resultierenden internen Nährstofflasten zu beobachten.

Unverändert kritisch muss der Eintrag von gelösten und festen Stoffen einschließlich Nährstoffen und Bioziden insbesondere infolge der vielfach weiterhin unzureichenden oder nicht vorhandenen Gewässerrandstreifen benannt werden. Dazu zählen auch Beeinträchtigungen der Gewässer durch erosionsbedingte Einträge, teilweise auch durch Viehtritt bis hin zur Nutzung von Gewässern als Viehtränke. Neben der Zerstörung von Ufer- und Sohlstrukturen und dem Eintrag von Fäkalien können die dabei freigesetzten und durch die Strömung transportierten Substrate zur Beeinträchtigung von Kieshabitaten durch Sedimentation (Verschlammung) führen.

Gefährdungspotenzial besteht auch durch Einträge von Nährstoffen und Bodensubstraten infolge unsachgemäßer landwirtschaftlicher Bewirtschaftung von Nutzflächen in Hanglagen an Gewässern (verstärkte Auswaschung bzw. Erosion und nachfolgender Eintrag beim Pflügen in Richtung des Hangverlaufs).

Leider kommt es immer wieder zu lokalen Fischsterben. Hier sind auch Gewässerverunreinigungen infolge des fahrlässigen oder vorsätzlichen Eintrags von Stoffen als Ursache zu nennen. Neben den ins Auge fallenden Beobachtungen solcher Fischsterben können potenziell auch die bei Kontrollbefischungen von Fließgewässern mit guter Habitatstruktur gelegentlich beobachteten spärlichen Befischungsergebnisse ein mögliches Indiz für erfolgte Beeinträchtigungen der Fischfauna durch Gewässerverunreinigungen sein. Die Aufklärung von lokalen Fischsterben und Schäden an der Fischfauna, die auf derartige diffuse Ursachen zurückgehen, ist schwierig, da Einleitungen und ähnliche Ereignisse vermutlich in vielen Fällen nur per Zufall und für einen analytischen Nachweis zu spät bekannt werden. Auch im Hinblick auf den erheblichen methodischen und finanziellen Auf-

wand für entsprechende Analysen sowie den raschen Austrag von Wirkstoffen aus dem Schadbereich mit der fließenden Welle dürfte eine Beweissicherung mit nachfolgender Identifikation und rechtlicher Verfolgung des Verursachers die Ausnahme sein.

Tab. 16: Beispielhafte Auflistung von Schadensereignissen mit erheblichen Auswirkungen auf die Fischfauna in Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns in den letzten Jahren

Gewässer	Zeitraum	Grund der Schädigung	Auswirkungen	Konsequenzen (nach Kenntnisstand der Autoren)
Kanal zur Uecker/Liepgarten	August 2011	Einträge aus umliegenden Wiesen	Fischsterben diverser Arten (Barsch, Aal, Blei, Plötze, Hecht, Karpfen, Zander, Wels)	keine
Beke	Mai 2012	unklar	lokales Fischsterben	unbekannt
Uecker	August 2013	Einlauf von 30-50 m ³ Gülle	Fischsterben auf 20 km Länge	Aalbesatz
Motel	Winter 2013/2014	Einbau schadstoffhaltiger Schlackensteine	Ausschwemmen von Schadstoffen	Entfernung der eingebauten Schlackensteine
Wallenstein-graben	Februar 2014	Einlauf von Gülle-Gärresten	Fischsterben auf 11 km Gewässerlauf	Meerforellenbesatz, Geldstrafe, Erstellung Havarieplan, bauliche Veränderungen
Wallenstein-graben	Mai 2014	Einlauf von Gülle-Gärresten	erneute Verunreinigung eines bereits im Februar 2014 geschädigten Gewässerabschnitts mit infolgedessen stark verarmter Fischfauna; potenziell Schädigung gerade erst besetzter Meerforellenbrütlinge	unbekannt
Ryck Greifswald	Mai 2014 und mehrfach in den Vorjahren	vermutlich Sauerstoffmangel bei hoher Temperatur und organ. Belastung	über 2,5 t entsorgter Brassen, Plötz u. Barsch	keine
Trebel	September 2014	unklar, Sauerstoffmangel, (eventuell wegen Krautung)	Fischsterben	unbekannt
Maibach	Herbst 2014	Sedimententnahme im Rahmen einer Renaturierung	Schädigung der Meerforellen- und Neunaugenpopulation	Anlage Kiesbett
Stepenitz	Herbst 2014	Errichtung und zeitweise Inbetriebnahme einer Wasserkraftanlage ohne wasserrechtliche Genehmigung	potenziell Fischschäden und Einschränkung der ökologischen Durchgängigkeit	bis Redaktionsschluss laufendes Verfahren
Linde	2014/2015	Grundräumung	Schädigung der Benthosfauna und der Neunaugenpopulation	Umsiedlung eines Teils des Neunaugenbestandes
Libnower Mühlbach	Frühjahr 2015	Grundräumung	Schädigung der Benthosfauna und der Neunaugenpopulation	Anordnung von Maßnahmen nach dem Umweltschadensgesetz
Saaler Bach	Mai 2015	vermutlich O ₂ -Mangel	tote Weißfische, Hecht	unbekannt
Tollense	Juni 2015	unklar	Fischsterben	keine
Peene	September 2015	Einlauf von Bioethanol	Fischsterben unterhalb Anklams, über 4 t Fisch entsorgt	bis Redaktionsschluss laufendes Verfahren

Eingriffe in den Wasserhaushalt, Wasserentnahme und Wasserkraftnutzung

Schöpfwerke und andere Anlagen zur Wasserentnahme sowie Wasserkraftanlagen können bei Fehlen wirksamer Fischschutzmaßnahmen infolge des Eindringens von Fischen in Pumpen, Turbinen o. a. Anlagen zu erheblichen Schäden führen. Wasserkraftanlagen und Schöpfwerke verursachen außerdem erhebliche Beeinträchtigungen der ökologischen Durchgängigkeit.

Die naturschutzfachlich motivierte Renaturierung von Poldern mit Herstellung der freien Vorflut und Aufgabe der konventionellen Bewirtschaftung könnte hier mittelfristig wenigstens lokal zu Verbesserungen führen. Die mittlerweile verfügbaren technischen Lösungen und Empfehlungen, wie z. B. Feinrechen oder Ableitsysteme, wurden bisher noch nicht befriedigend in die Praxis umgesetzt. Hier besteht Verbesserungsbedarf, da Fischschutzmaßnahmen nicht zuletzt auch gemäß § 19 Landesfischereigesetz M-V fischereirechtlich vorgeschrieben sind.

In diesem Zusammenhang soll auch auf potenzielle Nachteile der vermutlich vielfach erfolgten Umstellung des Betriebs von Wehren und Schöpfwerken auf Automatikbetrieb bzw. Fernwartung oder durch den Einbau selbsttätiger Vorrichtungen wie Sielklappen gegenüber einer manuellen Steuerung durch einen Wärter hingewiesen werden. Technische Probleme können zu Beeinträchtigungen des Fischwechsels führen und eine früher offenbar lokal durchaus übliche Steuerung von Stauanlagen unter Berücksichtigung der Fische (sensible Zeiten der Wanderung) findet nicht mehr statt.

Auch die Beeinflussung von Wasserständen durch Schöpfwerke, Wasserentnahmen (z. B. für landwirtschaftliche Zwecke), Wasserkraftanlagen oder Stauhaltungen führt häufig zu Beeinträchtigungen der Ichthyofauna. Zu nennen ist hier z. B. das Trockenfallen von flachen Uferbereichen (z. B. Laichhabitats) in Standgewässern oder von Kieslaichhabitats in Fließgewässern infolge von Wasserentnahmen oder Veränderung der natürlichen Abflussverhältnisse. In diesem Zusammenhang muss auch auf das Risiko der unsachgemäßen Umsetzung von Baumaßnahmen in Fließgewässern hingewiesen werden (bauzeitliche Querverbauung des Vorhabensbereichs mit unzureichender oder fehlender Umleitung des Gewässers).

Während baubedingte Eingriffe in der Regel zeitlich auf das Vorhaben begrenzt sind, wirken Absenkungen des Wasserstandes von Gewässern aus landwirtschaftlichen (z. B. Nutzung angrenzender Weideflächen) oder anderen Gründen (z. B. Siedlungsbau in Gebieten mit natürlicherweise hohen Wasserständen) oftmals langfristig bzw. wiederholen sich regelmäßig. Zum Teil erfolgen u. a. auch Absenkungen des Wasserstandes von Seen in abflussreichen Zeiten, was neben der Beeinträchtigung von Habitats infolge der nicht mehr gegebenen Pufferfunktion des Standgewässers auch zu einem wesentlichen Wasserdefizit in nachfolgenden abflussarmen Perioden führen kann. Derartige Eingriffe können daher bereits bestehende unzureichende Abflussverhältnisse weiter verschärfen und somit auch den Lebensraum der Neunaugen und Fische beeinträchtigen.

Perspektivisch müssen auch die für M-V prognostizierten Folgen des Klimawandels (u. a. regionaler Rückgang der Niederschläge) als bereits absehbare Gefährdungsursache genannt werden, da signifikante Auswirkungen auf die Gewässer zu erwarten sind.

Weitere Gefährdungsursachen

Die Herstellung *künstlicher Verbindungen zwischen Gewässern*, insbesondere zwischen Einzugsgebieten, oder die Anbindung von natürlicherweise isolierten Gewässern können zur Ausbreitung von Neozoen oder von Krankheiten (z. B. Krebspest) und zur Veränderung von Ichthyozöosen führen. Vielfach liegen derartige Maßnahmen jedoch bereits lange zurück.

Neozoen profitieren weiterhin auch von anthropogenen Veränderungen der Gewässerstruktur. Ein gutes Beispiel ist die Schwarzmundgrundel, die in anthropogenen Lebensräumen, wie z. B. den ausgedehnten Steinschüttungen an den Ufern von Bundeswasserstraßen, gute Lebensbedingungen findet. In Abhängigkeit von der Invasivität der Neozoen kann es potenziell zu Veränderungen des Artenspektrums und weiteren Effekten (Risiko der Übertragung von Krankheiten) kommen.

Unsachgemäße *Besatzmaßnahmen* unter Missachtung fischereirechtlicher Bestimmungen und der guten fischereilichen Praxis sowie gewässerökologischer und naturschutzfachlicher Gesichtspunkte können zu negativen Folgen in den Besatzgewässern führen. Zu nennen ist insbesondere die Einbringung nicht heimischer und gebietsfremder Arten und die Beeinträchtigung autochthoner genetischer Linien oder sogenannter signifikanter evolutionärer Einheiten. Ein markantes Beispiel für Letzteres sind insbesondere die Großen und Kleinen Maränen.

Besatzmaßnahmen können in Einzelfällen potenziell auch zu Konkurrenzsituationen mit gefährdeten Fischarten führen, wie z. B. Aalbesatz in Binneneinzugsgebieten, die aufgrund des natürlicherweise fehlenden Zugangs zur Nord- oder Ostsee keine autochthonen Aalvorkommen aufweisen würden.

Nicht zuletzt sei auf die weiter zunehmende *Freizeitnutzung* der Gewässerlebensräume als Gefährdungsursache hingewiesen. Paddeln, Kanufahren und Freizeitschifffahrt erfreuen sich steigender Beliebtheit und müssen aufgrund der sich ständig weiter entwickelnden Infrastruktur, intensiver Werbung und der nachfolgenden steigenden Nutzung der Angebote in bestimmten Bereichen inzwischen als ernstzunehmende Belastung dieser Gewässer angesehen werden. Wichtige Wirkmechanismen sind Störungen von Arten und Lebensräumen, mechanische Beeinträchtigungen und Schädigungen von Habitaten (z. B. flache Kiesbänke, Ufer) und auch die Vermüllung von Gewässern.

In Söllen und Kleingewässern können aufgrund der geringen Größe dieser Lebensräume und ihrer oft gegebenen Lage in und an landwirtschaftlichen Nutzflächen die relevanten Gefährdungsursachen zu stärkeren und schnelleren Auswirkungen auf die Fischfauna führen. Gerade für diese kleinen Gewässer muss auch auf anthropogene Veränderungen der Fischfauna durch Besatz mit Fischen hingewiesen werden.

7 Schutzmaßnahmen

Zahlreiche bereits abgeschlossene, laufende oder geplante Projekte und Maßnahmen dienen direkt oder indirekt dem Schutz von Fischen und ihrer Lebensräume. Die nachfolgende Darstellung informiert über einige ausgewählte Aspekte.

Hinsichtlich der Gewässerstruktur ist festzustellen, dass seit dem Erscheinen der letzten Roten Liste in ganz erheblichem Maße weitere Verbesserungen erreicht wurden. Dies betrifft insbesondere die unübersehbaren Fortschritte bei der Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit vieler Fließgewässer. Eine fachliche Hilfestellung liefern dabei die Prioritätenkonzepte zur Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit (WATERSTRAAT et al. (2006); CARSTENS et al. (2010)) und dessen Fortschreibung (MÜLLER et al. 2013). Entsprechende Maßnahmen erfolgten und erfolgen vielfach in Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), welche die Herstellung des guten ökologischen Zustandes der betroffenen Gewässer bis zum Ende des Jahres 2015, spätestens jedoch bis 2027 zum Ziel hat. Hinzu kommen Maßnahmen im Zuge der Eingriffsregelung bei Vorhaben; hier ist jedoch eine noch stärkere Berücksichtigung gewässerbezogener Maßnahmen bei Vorhaben an Gewässern wünschenswert (Realkompensation).

Neben der ökologischen Durchgängigkeit waren und sind weiterhin in wesentlichem Umfang auch Verbesserungen der Gewässerstruktur Gegenstand von Maßnahmen (z. B. Diversifizierung des Längs- und Querprofils, Gewässerrenaturierungen, Aktivierung von Altläufen, Neuprofilierungen, Einrichtung von Entwicklungskorridoren, Einbau von Laichsubstrat für Kieslaicher und von Strukturen wie Totholz, Strömungslenker u. a.). Insbesondere im Rahmen der WRRL-Maßnahmenvorplanung und FFH-Managementplanung wurden in den letzten Jahren viele Renaturierungsvorhaben vorbereitet. Bisher geht deren Umsetzung jedoch nur schleppend voran. Bei konsequenter Realisierung der Planungen bestehen jedoch gute Chancen für eine umfassende Verbesserung der Habitatbedingungen unserer heimischen Fischfauna.

Erhebliche positive Auswirkungen bei Bauvorhaben an und in Gewässern einschließlich der Errichtung von Fischaufstiegsanlagen kann eine qualifizierte und engagierte ökologische Baubegleitung haben (u. a. frühzeitige Ermittlung und Bewertung des Konfliktpotenzials, ggf. Kartierung und Erfassung von Arten, Sicherung von betroffenen Arten, Baumanagement unter Berücksichtigung sensibler Arten und Zeiträume). Diese sollte daher fester Bestandteil solcher Maßnahmen sein.

Neben einer ökologischen Baubegleitung besitzt natürlich insbesondere die ernsthafte und frühzeitige Berücksichtigung fischökologischer Aspekte bei der Planung und Realisierung von entsprechenden Vorhaben ein großes Potenzial für den wirksamen Schutz der Fischfauna. Mit dem inzwischen auch in unserem Bundesland vorliegenden umfangreichen Instrumentarium für die artenschutzrechtlichen Prüfungen und die FFH-Verträglichkeitsprüfungen sind gute Voraussetzungen für einen ausreichenden Schutz der Fischfauna im Zuge entsprechender Maßnahmen gegeben.

Alle genannten Maßnahmen erfordern jedoch eine zielführende, konsequente Vorbereitung und Durchsetzung durch fachlich qualifiziertes Personal und dürfen sich nicht auf eine bloße Alibi-Funktion beschränken.

Erforderlich ist ein an die Schutzbedürfnisse von Fischen und Neunaugen deutlich wirksamer angepasstes und verbindliches Vorgehen bei Maßnahmen der Gewässerunterhal-

tung, wie Grundräumungen: Beräumung nur in Teilbereichen, Belassen von Randstreifen und besonders relevanten Habitaten, Sicherung von Arten z. B. durch vorheriges Absammeln oder ggf. Abfangen, Kontrolle des entnommenen Materials auf lebensfähige Fische, Neunaugen, Krebse und Muscheln mit nachfolgendem Zurücksetzen in das Gewässer, keine Beräumung in sensiblen Bereichen und zu Aufstiegszeiten von Wanderfischen.

Besondere Priorität besitzt dabei eine kritische Vorab-Prüfung der Notwendigkeit derartiger Maßnahmen und möglicher Alternativen. So sollte z. B. von der Möglichkeit einer manuellen Krautung in dafür geeigneten Gewässern wegen des geringeren Schädigungspotenzials und der besseren Kontrolle Gebrauch gemacht werden. Weiterhin sollten konsequent auch alle entsprechend des technischen Fortschritts aktuell zur Verfügung stehenden Möglichkeiten zur schonenderen Durchführung von notwendigen Unterhaltungs- und Baggermaßnahmen genutzt werden (z. B. Saugspülbagger mit Erhalt der biologisch aktiven oberen Sedimentschicht).

Angesichts des insgesamt bei der Gewässerunterhaltung noch bestehenden erheblichen Verbesserungsbedarfs sollte die Aufstellung von ökologisch nachhaltigen Gewässerunterhaltungsplänen vorangetrieben werden.

Für einige Fischarten werden im Rahmen spezieller Projekte gezielt Maßnahmen ergriffen, die auch Besatzmaßnahmen umfassen (Besatzprogramme Meerforelle und Ostseeschnäpel seit 2000, Wiedereinbürgerung der heimischen Störarten, Wiederansiedlung der Ostgroppe im Rahmen eines Projektes zum Schutz der glazialen Reliktfauna den Feldberger Seen). Das neueste Vorhaben widmet sich seit 2015 der Schaalseemarine. Alle diese Projekte umfassen auch begleitende wissenschaftliche Untersuchungen.

Auch die Aktivitäten zur Verbesserung des Kenntnisstandes und zum Monitoring des Erhaltungszustandes ausgewählter Arten müssen als Beitrag zum Fischartenschutz erwähnt werden, da sie wesentlich zur Feststellung des Maßnahmebedarfs beitragen. Hier sind z. B. Verbreitungskartierungen und das FFH-Monitoring für Neunaugen, die Westgroppe oder das laufende Ichthyozönosemonitoring des Landes hervorzuheben.

8 Untersuchungsbedarf und Perspektiven

Bei der Erarbeitung der vorliegenden Roten Liste konnte einerseits auf umfangreiche Informationen und Daten zurückgegriffen werden. Zugleich wurden aber auch bestehende Kenntnisdefizite deutlich, die sich zum Teil in der Bewertung niederschlugen (Kategorien D – Daten unzureichend, G – Gefährdung unbekanntes Ausmaßes). Untersuchungs- und weiterer Klärungsbedarf besteht unter anderem zu folgenden Aspekten:

- Analyse und Modellierung historischer Fischgemeinschaften, Referenzzustände und Leitbilder als Voraussetzung für eine vergleichende Bewertung mit den aktuellen Befunden, wie sie insbesondere die Bewertung der langfristigen Bestandstrends erfordert; dabei sollten auch Veränderungen der Gewässertrophie, Besatzmaßnahmen u. a. Berücksichtigung finden,
- Fortsetzung der Sichtung von Sammlungen und historischen Quellen zur weiteren Erschließung historischer Daten,

-
- Weiterführung der Datenerhebung, kontinuierliches Monitoring repräsentativer Gewässer; Aufbau und Sicherung langjähriger Datenreihen (Bewertung des langfristigen Bestandstrends!),
 - weitere Verbesserung der Datenlage und Sicherung der Aktualität der verfügbaren Daten,
 - Datenerhebung in kleinen Gewässern, die nicht im Rahmen behördlicher Aktivitäten (z. B. Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie nur in Gewässern mit Einzugsgebiet > 10 km²) beprobt werden; hier besteht potenziell auch ein sinnvolles Betätigungsfeld für ehrenamtliche Aktivitäten,
 - Verbesserung des Kenntnisstandes zu Arten, die mit den Standardmethoden unzureichend erfasst werden (z. B. Binnenstint, Rapfen, Zander, Wels),
 - deutlich intensivere Einbeziehung der größeren Standgewässer in Datenerhebung und Monitoring,
 - Erfassung der Auswirkungen von Gewässersanierungen und Renaturierungsmaßnahmen auf die Fischfauna und die Veränderungen der Fischgemeinschaften durch den Rückgang der Trophie,
 - Untersuchungen zum Status und zur Verbreitung „kryptischer Arten“ in M-V (z. B. *Cobitis* spp.) unter Berücksichtigung aktueller taxonomischer Erkenntnisse und Konzepte,
 - Identifizierung prioritärer Arten für Fischartenschutzkonzepte sowie relevanter Managementeinheiten unter Einbeziehung genetischer Analysen,
 - Untersuchungen zur Authentizität, Vernetzung und Isolation von Vorkommen/Managementeinheiten,
 - Bedeutung von Fischkrankheiten und Parasiten als Gefährdungsursache in M-V (dazu liegen mit Ausnahme von *Anguillicoloides crassus* offenbar kaum Erkenntnisse vor),
 - gezielte Bearbeitung weiterer Arten, die nicht im Rahmen von Projekten oder Monitoringverpflichtungen (wie Aal, FFH-Anhang II-Arten, Meerforelle) untersucht werden,
 - Monitoring von Neobiota und Bewertung von Auswirkungen auf die autochthone Fischfauna,
 - Verbesserung des Kenntnisstandes zum Einfluss ausgewählter Arten wie Kormoran und Biber auf Ichthyozönosen, Arten und Lebensräume,
 - potenzielle methodisch bedingte Bewertungsartefakte in der Roten Liste.

9 Danksagung

Die Erstellung der vorliegenden Roten Liste wäre nicht möglich ohne die zahlreichen nicht genannten ehrenamtlichen Mitstreiterinnen und Mitstreiter insbesondere des Landesfachausschusses für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik M-V bei der Datenerhebung. Unser Dank gilt darüber hinaus dem Landesanglerverband M-V, der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern, dem Landesamt für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern sowie weiteren Einrichtungen für die Überlassung ihrer Befischungsdaten. Den Mitarbeitern des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie M-V, insbesondere Frau K. Runze für die Unterstützung der Fischdatenbank an der GNL e.V. Kratzeburg und Frau M. Holz für die Betreuung der Datenbank am Landesamt, gebührt ebenfalls unser Dank.

Danken möchten wir auch den Herren W. Fiedler, T. Ode und H. Wanke für die Bereitstellung ihrer Fotografien.

10 Literatur

- ARNDT, G.-M. (2001): Wiederansiedlung, Bestandserhöhung und Bestandsmanagement der Großen Maräne (*Coregonus lavaretus*) sowie Bestandseinschätzung und –stabilisierung der Kleinen Maräne (*Coregonus albula*) in Mecklenburg-Vorpommern. – Fisch und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern e. V. Jahresheft: 72–82.
- BLANCK (1881): Die Fische der Seen und Flüsse Mecklenburgs. Schwerin, Alexander Schmiedekampff, 59 S.
- BRANDT, T. (2010): Einfluss der Gewässerunterhaltung auf Steinbeißer (*Cobitis taenia*) und Großmuscheln (*Anodonta* spp.) im Meerbach am Steinhuder Meer, Niedersachsen. – Rana 11: 22-27.
- BLUME, W., UBL, C., DOROW, M. (2011): Flußabwärts gerichtete Wanderungen von Fischen in der Warnow. – Fischerei & Fischmarkt in Mecklenburg-Vorpommern 5/2011: 54-62.
- CARSTENS, M., KRAPPE, M., KÜCHLER, A., LENTZ, M., RUNZE, K., SCHAARSCHMIDT, T., SPIESS, H.-J., SEEFELD, O., WATERSTRAAT, A. (2010): Das Prioritätenkonzept zur Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit der Fließgewässer in Mecklenburg-Vorpommern. – DWA-Landesverbandstagung Nord-Ost und Sachsen-Thüringen 2010 - Entwicklungen und Perspektiven in der Wasserwirtschaft: 63-77.
- DEBUS, L. (1995): Historic and recent distribution of *Acipenser sturio* in the North Sea and Baltic Sea. Pp. 189 - 203. In: Proceedings of the International Symposium on Sturgeons, September 6 - 11, 1993, Moscow - Kostroma, VNIRO, Moscow, Russia, 350 pp.
- DRÖSCHER, W. (1906): Die Förderung der Fischerei in Mecklenburg in den letzten 18 Jahren. Schwerin: 1-97
- DOROW, M., UBL, C. (2011): Überwachung des Aalbestandes in den Küstengewässern von Mecklenburg-Vorpommern - Ergebnisse einer zweijährigen Pilotstudie. Mitteilungen der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei 45: 21-30.
- DUNKER, G., LADIGES, W. (1960): Die Fische der Nordmark. Hamburg, Kommissionsverlag Cram, de Gruyter & C., 432 S.
- DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2014): Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke – Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung. Merkblatt 509. Hennef.
- FRANKOWSKI, J., JENNERICH, S., SCHAARSCHMIDT, T., UBL, C., JÜRSS, K., BASTROP, R. (2008): Validation of the occurrence of the American eel *Anguilla rostrata* (Le Sueur, 1817) in free-draining European inland waters. – Biological Invasions (doi:10.1007/s10530-008-9337-8)

-
- FREYHOF, J. (2009): Rote Liste der im Süßwasser reproduzierenden Neunaugen und Fische (*Cyclostomata* & *Pisces*). Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (1): 291-316.
- FRIEDEL, E. (1882): Thierleben im Meer und am Strand von Neuvorpommern. Zoologischer Garten 23: 243-251, 275-280, 304-313, 336-346.
- FÜLLNER, G., PFEIFER, M., ZARSKE, A. (2005): Atlas der Fische Sachsens. Rundmäuler – Fische – Krebse. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft & Museum für Tierkunde, Dresden, 351 S.
- GAUMERT, D., KÄMMEREIT, M. (1993): Süßwasserfische in Niedersachsen. – Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Dezernat Binnenfischerei (Hrsg.), Hildesheim, 161 S. (Rote Liste Niedersachsen: LAVES, Dezernat Binnenfischerei, Stand Februar 2008; Expertenurteil auf Grundlage der Roten Liste 1993.)
- GESSNER, J., ARNDT, G.M., KIRSCHBAUM, F., ANDERS, E., RITTERHOFF, J., VON NORDHEIM, H. (2005): Wiedereinbürgerung der Störe (*Acipenser sturio* L. und *A. oxyrinchus* Mitchill) in Deutschland – Aktueller Status und Perspektiven. – BfN-Skripten 140, 150 S.
- GOTTSCHALK, H. (1954): Beitrag zur Fischfauna Mecklenburgs mit besonderer Berücksichtigung der Umgebung Rostocks. Archiv der Freunde der Naturgeschichte Mecklenburgs, Bnd. I (N.F.): 57–68.
- HUFGARD, H., ADAM, B., SCHWEWERS, U. (2015): Ergebnisse des Aufstiegsmonitorings an Europas größter Fischaufstiegsanlage an der Elbe in Geesthacht. KW - Korrespondenz Wasserwirtschaft: 29-37.
- JESSE, R. (1903): Die Fische Mecklenburgs. 34. Jahresbericht über das Städtische Gymnasium zu Waren. Waren, H. Polstorff, 34 S.
- KAMMERAD, B., SCHARF, J., ZAHN, S., BORKMANN, I. (2012): Fischarten und Fischgewässer in Sachsen-Anhalt, Teil 1: Fischarten. Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt, Magdeburg, 240 S.
- KNAACK, H. J. (2002): Neunachweis der bei uns doch nicht ausgestorbenen Ostgroppe *Cottus poecilopus* in Feldberger Seen. – Aquarium live 2002 (5): 62-66.
- KOTTELAT, M., FREYHOF, J. (2007): Handbook of European Freshwater Fishes. Kottelat, Cornol & FREYHOF, Berlin, 646 S.
- KOTUSZ, J., KRAPPE, M., KUSNIERZ, J., POPIOLEK, M., RIEL, P., WATERSTRAAT, A., WITKOWSKI, A. (2004): Distribution, density and habitat of *Cottus poecilopus* (Heckel, 1836) in Lake Hancza (North East Poland) as compared with the situation in the Luzin lakes (North East Germany). – Verhandlungen der Gesellschaft für Ichthyologie 4: 91-105.
- KRAPPE, M., WATERSTRAAT A. (2003): Gewässerschutz in den Feldberger Seen zur Bewahrung einer einmaligen glazialen Reliktfauna. – Labus (Schriftenreihe des NABU-Kreisverbandes Mecklenburg-Strelitz), Sonderheft 5: 23-28.

-
- KRAPPE, M. (2005): Kurze Mitteilung über eine am 17. 04. 2004 stattgefundenene Fangaktion zum Nachweis der Ostgroppe in den Feldberger Seen. Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 48 (1): 67-68.
- KRAPPE, M., WATERSTRAAT A. (2006): Fischfauna der oberen Feldberger Seen (Feldberger Haussee, Breiter und Schmalen Luzin) und des Carwitzer Sees (einschließlich Zansen). Labus (Schriftenreihe des NABU-Kreisverbandes Mecklenburg-Strelitz) 24: 23-28.
- KRAPPE, M., WATERSTRAAT, A., BLESS, R. (2006): Wiederansiedlung der Ostgroppe in den Feldberger Seen. Angeln in Mecklenburg-Vorpommern 3/2006: 13-15.
- 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., WATERSTRAAT, A. (2009a): 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., BÖRST, A., WATERSTRAAT, A., SPIESS, H.-J., WINKLER, H. M., SCHRÖDER, M., BENZ, J. (2009b): Durchführung des Monitoringprogramms der Neunaugen des Landes Mecklenburg – Vorpommern im Jahr 2009 und Methodenevaluierung für ein Monitoring des Rapfens. Bericht im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Mecklenburg – Vorpommern, 50 S.
- KRAPPE, M., SCHRÖDER, M. (2010): Monitoring des Rapfens im Jahr 2010. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG) Mecklenburg-Vorpommern, 24 S.
- KRAPPE, M. (2011a): Wiederansiedlungsprojekt Ostgroppe im Schmalen Luzin. – Labus (Schriftenreihe des NABU-Kreisverbandes Mecklenburg-Strelitz) 34: 46-54.
- KRAPPE, M., WATERSTRAAT, A., BÖRST, A., SPIESS, H.-J., WINKLER, H. (2011b): Monitoring der Neunaugen in Mecklenburg-Vorpommern: Bestandsentwicklung seit 1987 und Ergebnisse von Untersuchungen in Referenzgewässern im Zeitraum 1998-2010. – Artenschutzreport 27: 73-96.
- KRAPPE, M., BÖRST, A., WATERSTRAAT, A. (2012): FFH- Monitoring von Rundmäulern und Fischen in Mecklenburg-Vorpommern - Teil 2: Neunaugen, Steinbeißer, Schlammpeitzger und Bitterling. – Natur & Naturschutz 41: 89-100.

-
- KRAPPE, M., TSCHAKERT, M. (2013): Biologische Nachuntersuchungen zur Naturverträglichkeit der zwischen 2008 und 2010 durchgeführten Grundräumungen in der Tollense bei Neubrandenburg. Bericht im Auftrag des Staatlichen Amtes für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburgische Seenplatte, 15 S.
- KRAPPE, M. (2014): Zum Status der Großen Maränen in den Binnengewässern Mecklenburg – Vorpommerns. Unveröff. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern.
- KREBES, L., BASTROP, R. (2014): Genetische Charakterisierung von Beständen der Großen Maräne (*Coregonus* spp.) in Mecklenburg-Vorpommern und der Ostsee. Unveröff. Bericht.
- LELEK, A. (1987): The Freshwater Fishes of Europe: Threatened Fishes of Europe. Aula-Verlag Wiesbaden, 343 S.
- LILL, D., SCHAARSCHMIDT, T., MITSCHKE, V. (2004): Meerforellenbesatz in kleinen Ostseezuflüssen Mecklenburg-Vorpommerns 2002/2003. – Fischerei und Fischmarkt in Mecklenburg-Vorpommern 1: 4-10.
- LORENZ, T. (2001): Aufkommen, Verteilung und Wachstum von Fischlarven und Jungfischen im Kleinen Stettiner Haff unter besonderer Berücksichtigung der wirtschaftlich wichtigen Arten Zander (*Stizostedion lucioperca* (L.)) und Flussbarsch (*Perca fluviatilis* L.). Fisch und Umwelt Mecklenburg- Vorpommern e. V. Jahresheft 2001: 21-45.
- LORENZ, T., MIESKE, C., BLUME, W. (2012): Untersuchungen zu Aufkommen und Verteilung des Ostseeschnäpels (*Coregonus lavaretus balticus*) in Stettiner Haff, Peenestrom und Darß-Zingster Boddenkette sowie zum Vorkommen der Großen Maräne (*Coregonus lavaretus*) in ausgewählten Binnenseen Mecklenburg-Vorpommerns. – Fisch und Umwelt Mecklenburg- Vorpommern e. V. Jahresheft 2011/2012: 79-101.
- LUDWIG, A., DEBUS, L., LIECKFELDT, D., WIRGIN, I., BENECKE, N., JENNECKENS, I., WILLIOT, P., WALDMAN, J.R., PITRA, C. (2002): Fish populations: When the American sea sturgeon swam east. – Nature 419: 447-448.
- LUDWIG, G., HAUPT, H., GRUTTKE, H., BINOT-HAFKE, M. (2006): Methodische Anleitung zur Erstellung Roter Listen gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze. – BfN-Skripten 191, 97 S.
- LUDWIG, A., ARNDT, U., LIPPOLD, S., BENECKE, N., DEBUS, L., KING, T.L., MATSUMARA, S. (2008): Tracing the first steps of American sturgeon pioneers in Europe. – BMC Evolutionary Biology 8: 221 S.
- LUDWIG, G., HAUPT, H., GRUTTKE, H., BINOT-HAFKE, M. (2009): Methodik der Gefährdungsanalyse für Rote Listen. – In: HAUPT, H., LUDWIG, G., GRUTTKE, H., BINOT-HAFKE, M., OTTO, C., PAULY, A. (Bearb.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 1: Wirbeltiere. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (1): 19-71.

-
- MEHNER, T., DIECKMANN, M., GARCIA, X.-F., BRÄMICK, U., LEMCKE, R. (2004): Entwicklung einer leitbildorientierten Methode zur Bewertung des ökologischen Zustands von Seen anhand der Fischfauna. – Berichte des IGB 21, 200 S.
- MLUV (2012): Erhaltung und Entwicklung der Biologischen Vielfalt in Mecklenburg-Vorpommern. Hrsg.: Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin, 167 S.
- MÜLLER, H. (1966): Die für die Kleine Maräne (*Coregonus albula* L.) geeigneten Gewässer der Deutschen Demokratischen Republik. – Deutsche Fischerei Zeitung 13: 362-372.
- MÜLLER, D., WATERSTRAAT, A., BÖRST, A. (2013): Fortschreibung des Prioritätenkonzeptes zur Planung und Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit für Fische und Rundmäuler in den Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns. – Materialien zur Umwelt (1), 84 S.
- MÜLLER-MOTZFELD G., SCHMIDT, J., BERG, C. (1997): Zur Raumbedeutsamkeit der Vorkommen gefährdeter Tier- und Pflanzenarten in Mecklenburg-Vorpommern. – Natur und Naturschutzarbeit in M-V 33: 42-70.
- NEUMANN, M. (2002): Die Süßwasserfische und Neunaugen Schleswig-Holsteins - Rote Liste. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg.), Flintbek: 1-58.
- NIXDORF, B., HEMM, M., HOFFMANN, A., RICHTER, P. (2004): Dokumentation von Zustand und Entwicklung der wichtigsten Seen Deutschlands. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit Texte 5
- PAAYER, T. (1996): A common or Atlantic sturgeon, *Acipenser sturio*, was caught in the Estonian waters of the Baltic Sea. – The Sturgeon Quarterly, Vol. 4, No. 3: 7
- PASTILLE, G. (1969): Über die Verbreitung der Bachforelle (*Salmo trutta fario*) in Mecklenburg. – Naturschutzarbeit in Mecklenburg 12 (2/3): 40-43.
- PLOMANN, J., VOGEL, A. (1987): Lachsfische in aller Welt. Edition, Leipzig: 169 S.
- RECKORDT, M., DOROW, M. (2013): Dokumentation des Status quo des Aalbestands in den Binnen- und Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. In: – Beiträge zur Fischerei. Mitteilungen der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei, Heft 51: 5–15.
- RITTERBUSCH, D. (2014): Der Wels in der Elbe - Bestandsentwicklung und Wachstum. – Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Band 37, 66 S.
- SAUL, M. (2005): Methodische Aspekte der Bestandsbewertung von *Misgurnus fossilis* (Linnaeus, 1758) und *Cobitis taenia* Linnaeus, 1758 in ausgewählten Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Diplomarbeit, Univ. Göttingen: 102 S. + Anh.

- SCHAARSCHMIDT, T., LEMCKE, R. (2004): Quellendarstellungen zur historischen Verbreitung von Fischen und Rundmäulern in Binnengewässern des heutigen Mecklenburg-Vorpommerns. Mitteilungen der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern, Heft 32, 261 S.
- SCHAARSCHMIDT T., ARZBACH, H.H., BOCK, R., BORKMANN, I., BRÄMICK, U., BRUNKE, M., LEMCKE, R., KÄMMEREIT, M., MEYER L., TAPPENBECK, L. (2005): Die Fischfauna der kleinen Fließgewässer Nord- und Nordostdeutschlands. LAWA-Projekt im Rahmen des Länderfinanzprogramms Wasser und Boden. Abschlußbericht. Im Auftrag des Umweltministeriums Mecklenburg-Vorpommern, 330S.
- SCHAARSCHMIDT, T., WATERSTRAAT, A., BÖRST, A. (2012): Leitfaden zur Anwendung des fBS-Verfahrens für die WRRL-konforme Fließgewässerbewertung anhand der Fischfauna in Mecklenburg-Vorpommern. Hinweise für Auftragnehmer und Behörden. Schriftenreihe des LUNG. Heft 1/2012
- SCHARF, J., KRAPPE, M., KOSCHEL, R., WATERSTRAAT, A. (2008): Feeding of European cisco (*Coregonus albula* and *C. lucinensis*) on the glacial relict crustacean *Mysis relicta* in Lake Breiter Luzin (Germany). *Limnologica* 38: 147–158.
- SCHARF, J., BRÄMICK, U., DETTMANN, L., FREDRICH, F., ROTHE, U., SCHOMACKER, C., SCHUHR, H., TAUTENHAHN, M., THIEL, U., WOLTER, C., ZAHN, S., ZIMMERMANN, F. (2011a): Rote Liste der Fische und Rundmäuler (*Pisces et Cyclostomata*) des Landes Brandenburg. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg; – Beiträge zu Ökologie, Natur- und Gewässerschutz (3), 39 S.
- SCHARF, J., BRÄMICK, U., FREDRICH, F., ROTHE, U., SCHUHR, H., TAUTENHAHN, M., WOLTER, C., ZAHN, S. (2011b): Fische in Brandenburg - Aktuelle Kartierung und Beschreibung der märkischen Fischfauna. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam, 188 S.
- SCHNITTLER, M., LUDWIG, G., PRETSCHER, P., BOYE, P. (1994): Konzeption der Roten Listen der in Deutschland gefährdeten Tier- und Pflanzenarten – unter Berücksichtigung der neuen internationalen Kategorien. – *Natur und Landschaft* 69 (10): 451-459.
- SCHRÖDER, H. (1995): Meerneunaugen in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. – *Meer und Museum* 11: 31-40.
- SCHULZ, N. (2000): Das Wiedereinbürgerungs- und Besatzprogramm des Ostseeschnäpels (*Coregonus lavaretus balticus*) (Thienemann) in der vorpommerschen Boddenlandschaft, Rückblick und Ausblick. – *Fisch und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern e. V. Jahresheft 2000*: 45-60.
- SCHULZ, N. (2001): Zur Bestandssituation des Ostseeschnäpels (*Coregonus lavaretus balticus*) im Peenestrom/Achterwasser Gebiet und im Stettiner Haff. – *Fisch und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern e. V. Jahresheft 2001*: 43–60.
- SCHULZ, M., FREYHOF, J. (2003): *Coregonus fontanae*, a new spring-spawning cisco from Lake Stechlin, northern Germany (*Salmoniformes: Coregonidae*). – *Ichthyological Explorations of Freshwaters* 14: 209-216.

-
- SCHULZ, M., FREYHOF, J., SAINT-LAURENT, R., ØSTBYE, K., MEHNER, T., BERNATCHEZ, L. (2006): Evidence of independent origin of two spring-spawning ciscoes (*Salmoniformes: Coregonidae*) in Germany. – *Journal of Fish Biology* 68A: 119-135.
- SVÄRDSON, G. (1979): Speciation in Scandinavian Coregonus. Institute of Freshwater Research Drottingholm, Report No 57, 95 S.
- SPIESS, H.-J., WATERSTRAAT, A. (1989): Ergebnisse der Kartierung der Fische und Rundmäuler der DDR (einheimische Arten des Süßwassers). II. Zentrale Tagung des Zentralen Arbeitskreises Ichthyofaunistik der Gesellschaft für Natur und Umwelt, Feldberg: 42-59.
- SPIESS, H.-J., WATERSTRAAT, A., GALLANDT, G., LUX, E., SEDLACEK, J. (1993): Die Fischfauna des Schaalsees und einiger Nebengewässer. – *Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern* 30: 3-29.
- SPRATTE, S. (2014): Störe in Schleswig-Holstein. Vergangenheit - Gegenwart - Zukunft. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg.), – *Schriftenreihe Fischerei*, 226 S.
- TAUTENHAHN, M., GESSNER J. (2004): Schutz des Europäischen Störs (*Acipenser sturio*) in seinem deutschen Verbreitungsgebiet. Abschlussbericht zum F+E-Vorhaben (FKZ 3508 86 0400); – BfN-Skripten 363, Bonn-Bad Godesberg, 97 S.
- THIEL, R., WINKLER, H., BÖTTCHER, U., DÄNHARDT, A., FRICKE, R., GEORGE, M., KLOPPMANN, M., SCHAARSMIDT, T., UBL, C., VORBERG, R. (2013): Rote Liste und Gesamtartenliste der etablierten Fische und Neunaugen (*Elasmobranchii, Actinopterygii & Petromyzontida*) der marinen Gewässer Deutschlands. In: BECKER, N., HAUPT, H., HOFBAUER, N., LUDWIG, G., NEHRING, S. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 2: Meeresorganismen. Münster (Landwirtschaftsverlag). – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (2): 11-76.
- THIEL, R., WINKLER, H.M., NEUMANN, R. (2007): Erfassung von FFH-Anhang II-Fischarten in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee (ANFIOS). Schlussbericht über das F+E-Vorhaben (FKZ: 80385220). – URL:https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/meeresundkuestenschutz/downloads/Forschungsberichte/Erfassung_FFH_Fischarten_Nordsee-Ostsee_2007.pdf (zuletzt aufgerufen 11.09.2015)
- THIEL, R., THIEL, R. (2015): Atlas der Fische und Neunaugen Hamburgs. Freie und Hansestadt Hamburg (Hrsg.), 170 S.
- THIENEMANN, A. (1916): Unterschiede zwischen der Großen Maräne des Madüses und des Selentersees. – *Zoologischer Anzeiger* 48: 97–101.
- THIENEMANN, A. (1922): Weitere Untersuchungen an Coregonen. – *Archiv für Hydrobiologie* 13: 415–471.
- THIENEMANN, A. (1933). *Coregonus albula lucinensis*, eine Tiefenform der Kleinen Maräne aus einem norddeutschen See. (Zugleich ein Beitrag zur Rassenbildung bei *Coregonus albula*). – *Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere* 27: 654-683.

-
- THIENEMANN, A. (1950): Die Binnengewässer Bnd. XVIII, Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 809 S.
- UBL, C., JENNERICH, H.-J. (2008): Aalmanagementplan – Flussgebietseinheit Warnow/Peene. Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei M-V, Institut für Fischerei. Bericht im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz M-V, 27 S.; <http://www.portal-fischerei.de/fileadmin/redaktion/dokumente/fischerei/Bund/Bestandsmanagement/FlussgebietseinheitWarnowPeene.pdf>
- VAN DAMME, D., BOGUTSKAYA, N., HOFFMANN, R.C., SMITH, C. (2007): The introduction of the European bitterling (*Rhodeus amarus*) to west and central Europe. – Fish and Fisheries 8: 79-106.
- VDSF (2012): Fisch des Jahres 2012 – Die Neunaugen, Kap. 5 Verbreitung und Gefährdung. Verband Deutscher Sportfischer e.V., Offenbach: 36–44.
- WATERSTRAAT, A., KRAPPE, M. (2003): Übersicht über die Forschung zum Schutz der glazialen Reliktfauna der Feldberger Seen im Kontext langjähriger Bemühungen zum Gewässer- und Artenschutz. – Arch. Natur Naturschutz Meckl. Vorp. 38: 75-84.
- WATERSTRAAT, A., KRAPPE, M., RUMPF, M., RIEL, P., KOSCHEL, R., CASPER, P., GINZEL, G., GONSIORCZYK, T., KASPRZAK, P., KRIENITZ, L., MEHNER, T., SCHARF, J., SCHULZ, M., THOMAS, M., KOTUSZ, J., KUSNIERZ, J., WITKOWSKI, A. (2003): Voruntersuchungen zum Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben „Schutz der gefährdeten glazialen Reliktfauna der nährstoffarmen Feldberger Seen durch einen ganzheitlichen Gewässerschutz“. Bericht zum E & E Projekt im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz, 184 S.
- WATERSTRAAT, A., KRAPPE, M., SPIESS, H.-J., LENTZ, M. (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): B2-B55.
- WATERSTRAAT, A., KRAPPE, M., BÖRST, A., SPIESS, H.-J. (2011): Monitoring von Ichthyozöosen kleiner Fließgewässer in Mecklenburg-Vorpommern: Methodenentwicklung und Ergebnisse zur Bestandsdynamik zwischen 1988 und 2010. – Artenschutzreport 27: 59-72.
- WATERSTRAAT, A., BÖRST, A., KRAPPE, M. (2012): FFH-Monitoring von Fischen in Mecklenburg-Vorpommern - Teil 1: Westgroppe und Ichthyozöosen. – Natur & Naturschutz 41: 85-91.
- WINKLER, H. M. (1989): Fische und Fangerträge im Greifswalder Bodden. – Meer und Museum 5: 51-62.
- WINKLER, H. M. (1996): Peculiarities of fish communities in estuaries of the Baltic Sea, the Darss-Zingster Bodden Chain as an example. – Limnologica 26 (2): 199-206, Jena

-
- WINKLER, H. M., HAMANN, N., WATERSTRAAT, A. (1991): Rote Liste der gefährdeten Rundmäuler, Süßwasser- und Wanderfischarten Mecklenburg-Vorpommerns. Schwerin, Umweltministerin des Landes Mecklenburg-Vorpommern, 28 S.
- WINKLER, H. M., WATERSTRAAT, A., HAMANN, N. (2002): Rote Liste der Rundmäuler, Süßwasser- und Wanderfische. Schwerin, Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, 52 S.
- WINKLER, H. M. (2001): Zum Schutz von Fischen in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns. – Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern, 44.Jg., H.2: 17-26.
- WINKLER, H. M., DEBUS, L. (2006): Auffällige Bestandsveränderungen bei wichtigen Fischarten der Darß-Zingster Boddenkette und mögliche Ursachen. – Rostock. Meeresbiolog. Beitr., H.16: 61-70.
- WINKLER, H.M., SVIRINA, L., RIEL, P. (2013): Biologischer Zustand der Finte *Alosa fallax* (La Cepede; 1803) in den Küstengewässern M-V. Stuserfassung und Monitoring der Finte in den Küstengewässern M-V. FG Feldherpetologie & Ichthyofaunistik Rostock beim NABU e.V., Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie M-V.
- WINKLER, H.M., WATERSTRAAT, A., HAMANN, N., SCHAARSMIDT, T., LEMCKE, R., ZETTLER, M. (2007): Verbreitungsatlas der Fische, Rundmäuler, Großmuscheln und Großkrebse in Mecklenburg-Vorpommern. Rangsdorf, Hrsg.: Fachgruppe Feldherpetologie & Ichthyofaunistik, Rostock; Gesellschaft für Naturschutz und Landschaftsökologie e.V. Kratzeburg; Arbeitsgemeinschaft Heimische Wildfische Schwerin e.V., 180 S.
- WITKOWSKI, A. (1975): Głowacz przęgopletwy, *Cottus poecilopus* Heckel, 1836 w jeziorze Hańcza. – Przegl. Zool. 19 (2): 224–227.
- ICES (2014): Report of the Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eel, 3–7 November 2014, Rome, Italy. ICES CM 2014/ACOM: 18, 203 pp. (http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Expert%20Group%20Report/acom/2014/WGEEL/wgeel_2014).
- Wasserrahmenrichtlinie (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik
- FFH-Richtlinie (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates zur Erhaltung der Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen vom 21 Mai 1992, Abl. Nr. L 206, S. 7
- EU-Richtlinie: Verordnung (EG) Nr. 1100/2007 des Rates vom 18. September 2007 mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Bestands des Europäischen Aals

Anhang

Synonymliste (zur 2. Fassung RL M-V, 2002)

gültiger Name	Synonym
<i>Ballerus ballerus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Abramis ballerus</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Abramis bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Leuciscus aspius</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Aspius aspius</i> (Linnaeus, 1758)
<i>Romanogobio belingi</i> (Slastenenko, 1934)	<i>Gobio albipinnatus</i> Lukasch, 1933
<i>Gymnocephalus cernua</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Gymnocephalus cernuus</i> (Linnaeus, 1758)

Artcharakteristik

RL Kat.	Name	Migrations- typ	Wander- distanz	Strömungs- präferenz	Reproduk- tionstyp	Habitat- nutzung
R	<i>Petromyzon marinus</i> <i>Linnaeus, 1758</i>	anadrom	lang	rheophil	lithophil	Fluss, Ästuar, Meer
2	<i>Lampetra fluviatilis</i> <i>(Linnaeus 1758)</i>	anadrom	lang	rheophil	lithophil	Fluss, Ästuar, Meer
3	<i>Lampetra planeri</i> <i>(Bloch, 1784)</i>	potamo- drom	kurz- mittel	rheophil	lithophil	Fluss
0	<i>Acipenser sturio</i> <i>Linnaeus, 1758</i>	anadrom	lang	rheophil	lithophil	Fluss, Ästuar, Meer
0	<i>Acipenser oxyrinchus</i> <i>(Mitchell, 115)</i>	anadrom	lang	rheophil	lithophil	Fluss, Ästuar, Meer
2	<i>Anguilla anguilla</i> <i>(Linnaeus, 1758)</i>	katadrom	lang	indifferent	marin	eurytop
R	<i>Alosa alosa</i> <i>(Linnaeus, 1758)</i>	anadrom	lang	rheophil	lithophil	Fluss, Ästuar, Meer
3	<i>Alosa fallax</i> <i>(Lacepede, 1803)</i>	anadrom	mittel	rheophil	lithophil, psammophil	Fluss, Ästuar, Meer
*	<i>Ballerus ballerus</i> <i>(Linnaeus, 1758)</i>	potamo- drom	mittel	rheophil	phyto- lithophil	Fluss
*	<i>Blicca bjoerkna</i> <i>(Linnaeus, 1758)</i>		kurz	indifferent	phytophil	eurytop
*	<i>Abramis brama</i> <i>(Linnaeus, 1758)</i>	stationär, semi- anadrom	kurz	indifferent	phytophil	eurytop
*	<i>Alburnus alburnus</i> <i>(Linnaeus, 1758)</i>		kurz	indifferent	phyto-litho- phil	eurytop
R	<i>Barbus barbus</i> <i>(Linnaeus, 1758)</i>		mittel	rheophil	lithophil	Fluss

RL Kat.	Name	Migrations- typ	Wander- distanz	Strömungs- präferenz	Reproduk- tionstyp	Habitat- nutzung
*	<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)		kurz	limnophil	phytophil	eurytop
*	<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)		kurz	indifferent	phytophil	eurytop
R	<i>Chondrostoma nassus</i>		mittel	rheophil	lithophil	Fluss
R	<i>Romanogobio belingi</i> (Slastenko, 1934)		kurz	rheophil	psammophil	Fluss
*	<i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)		kurz	rheophil	psammophil	Fluss
*	<i>Leucaspis delineatus</i> Heckel, 1843		kurz	indifferent	phytophil	eurytop
*	<i>Squalius cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	potamo- drom	kurz	rheophil	phyto- lithophil	Fluss, Ästuar
*	<i>Leuciscus aspilus</i> (Linnaeus, 1758)	potamo- drom	mittel	rheophil	lithophil	Fluss, Ästuar, See
*	<i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)	potamo- drom	mittel	rheophil	phyto- lithophil	Fluss, Ästuar
*	<i>Leuciscus leuciscus</i> (Linnaeus, 1758)	potamo- drom	kurz	rheophil	litho- phytophil	Fluss, Ästuar
R	<i>Pelecus cultratus</i> (Linnaeus, 1758)	anadrom	mittel	indifferent	pelagophil	Fluss
V	<i>Phoxinus phoxinus</i> (Linnaeus, 1758)		kurz	rheophil	lithophil	Fluss
*	<i>Rhodeus amarus</i> (Bloch 1782)		kurz	indifferent	ostracophil	eurytop
*	<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	stationär, semi- anadrom	kurz	indifferent	phyto- lithophil	eurytop
*	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)		kurz	limnophil	phytophil	eurytop
*	<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)		kurz	limnophil	phytophil	eurytop
3	<i>Vimba vimba</i> (Linnaeus, 1758)	potamo- drom, anadrom	mittel	rheophil	lithophil	Fluss
*	<i>Cobitis taenia</i> Linnaeus, 1758		kurz	indifferent	phytophil, psammophil	See, Fluss
G	<i>Misgurnus fossilis</i> (Linnaeus, 1758)		kurz	limnophil	phytophil	See, Fluss
V	<i>Barbatula barbatula</i> (Linnaeus, 1758)		kurz	rheophil	litho-phyto- phil	Fluss
D	<i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758		kurz	indifferent	phytophil	eurytop

RL Kat.	Name	Migrationstyp	Wanderdistanz	Strömungspräferenz	Reproduktionstyp	Habitatnutzung
*	<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	stationär, semi-anadrom	kurz	indifferent	phytophil	eurytop
*	<i>Osmerus eperlanus</i> (Linnaeus, 1758)	stationär, anadrom	kurz-mittel	indifferent	lithophil	eurytop
R	<i>Salmo salar</i> Linnaeus, 1758	anadrom	lang	rheophil	lithophil	Fluss, Ästuar, Meer
*	<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758	anadrom	lang	rheophil	lithophil	Fluss, Ästuar, Meer
*	<i>Coregonus albula</i> (Linnaeus, 1758)		kurz	indifferent	litho-pelagophil	See
2	<i>Coregonus lucinensis</i> (Thienemann, 1933)		kurz	indifferent	litho-pelagophil	See
*	<i>Coregonus maraena</i> (Bloch, 1779)	anadrom	mittel	rheophil	lithophil	Fluss, Ästuar, Meer
1	<i>Coregonus holsatus</i> Thienemann, 1916		kurz	indifferent	lithophil	See
V	<i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758)	stationär, potamo-drom	mittel	indifferent	litho-pelagophil	eurytop
*	<i>Gasterosteus aculeatus</i> (Linnaeus, 1758)	stationär, anadrom	kurz-mittel	indifferent	phytophil	eurytop
*	<i>Pungitius pungitius</i> (Linnaeus, 1758)		kurz	indifferent	phytophil	eurytop
2	<i>Cottus gobio</i> Linnaeus, 1758		kurz	rheophil	lithophil/speleophil	Fluss
0	<i>Cottus poecilopus</i> Heckel, 1837		kurz	indifferent	lithophil/speleophil	See
*	<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	stationär, semi-anadrom	kurz	indifferent	phyto-lithophil	eurytop
*	<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	stationär, semi-anadrom	kurz	indifferent	litho-phytophil	eurytop
*	<i>Gymnocephalus cernua</i> (Linnaeus, 1758)	stationär, semi-anadrom	kurz	indifferent	phyto-lithophil	eurytop
*	<i>Platichthys flesus</i> (Linnaeus, 1758)		mittel	indifferent	marin	Fluss, Ästuar, Meer



Abbildung 1: Die Ziege (*Pelecus cultratus*) ist in Mecklenburg-Vorpommern ein extrem seltener Fisch (Warnow bei Bützow, 2004)
Foto: Helmut M. Winkler



Abbildung 2: Die Zope (*Ballerus ballerus*) – ein in Mecklenburg-Vorpommern sehr seltener, aber ungefährdeter Vertreter der Karpfenfische – wird im Stettiner Haff und gelegentlich in der Peene und im Elbesystem beobachtet.
Foto: Werner Fiedler (Aquarienaufnahme, Müritzeum Waren)



Abbildung 3: Die strömungsliebende Hasel (*Leuciscus leuciscus*) kommt insbesondere in Fließgewässern des Elbesystems vor, wurde bisher jedoch nicht im Warnowsystem, in der Recknitz und der Barthe nachgewiesen.

Foto: Werner Fiedler (Aquarienaufnahme, Müritzeum Waren)



Abbildung 4: Schwarzmundgrundel (*Neogobius melanostomus*) aus der Uecker bei Torgelow (2013) – ein sich aktuell ausbreitendes und lokal bereits häufiges Neozoon in Mecklenburg-Vorpommern.

Foto: Martin Krappe



Abbildung 5: Vorkommen des Europäischen Aals (*Anguilla anguilla*) in den Binnengewässern Mecklenburg-Vorpommerns gehen gegenwärtig nahezu ausschließlich nur noch auf fischereiliche Besitzmaßnahmen zurück (Glasaale aus französischen Wildfängen, 2015)
Foto: Thomas Schaarschmidt



Abbildung 6: Schaalseemäränen (*Coregonus hoyi*) aus dem Drewitzer bzw. Alt Schweriner See, dem vermutlich letzten Vorkommen dieser Art: Fang von Laichfischen zur künstlichen Vermehrung für fischereiliche Besitzmaßnahmen.
Foto: Martin Krappe



Abbildung 7: Fischsterben in der Recknitz im Mahlbusen Bad Sülze infolge einer Havarie (Eintrag von organischen Rückständen aus Ethanolherstellung)
Foto: Hardo Wanke



Abbildung 8: Schäden im Uferbereich der Barthe bei Starkow durch Viehtritt (2007)
Foto: Hardo Wanke



Abbildung 9: Maschinelle Krautung der Peene (Alt Sührkow, 06.07.2015)
Foto: Torsten Ode



Abbildung 10: Nach Krautung der Peene entstandene Schäden – mit dem Aushub an Land verbrachte Fische und Krebse (Alt Sührkow, 06.07.2015)
Foto: Torsten Ode



Abbildung 11: Grundräumung in einem bedeutenden und gut bekannten Neunaugenhabitat (Libnower Mühlbach, 2015)
Foto: Martin Krappe



Abbildung 12: Eine Zährte (*Vimba vimba*) versucht das Tollensewehr in Klempenow zu überwinden (2009)
Fotos: Martin Krappe



Abbildung 13: Massiver Sohlabsturz in der Sude bei Brömsenberg (2012)
Foto: Martin Krappe



Abbildung 14: Derselbe Standort nach Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit (2014)
Foto: Martin Krappe



Abbildung 15: Laichende Bachneunaugen (*Lampetra planeri*) auf einem künstlichen Laichbett im Tribohmer Bach nach Abschluss von Renaturierungsmaßnahmen (25.05.2014)
Foto: Hardo Wanke



Abbildung 16: Ostgroppe (*Cottus poecilopus*) aus Nachzucht im Rahmen eines Wiederansiedlungsvorhabens im Bereich der Feldberger Seen
Foto: Werner Fiedler (Aquarienaufnahme, Müritzeum Waren)

