

**Christian Wiesner, Christian Wolter,
Wolfgang Rabitsch und Stefan Nehring**

Gebietsfremde Fische in Deutschland und Österreich und mögliche Auswirkungen des Klimawandels



Gebietsfremde Fische in Deutschland und Österreich und mögliche Auswirkungen des Klimawandels

Ergebnisse aus dem F+E-Vorhaben FKZ 806 82 330

**Christian Wiesner
Christian Wolter
Wolfgang Rabitsch
Stefan Nehring**



Titelbild: Der aus Ostasien stammende Blaubandbärbling (*Pseudorasbora parva*) wurde in den 1960er-Jahren unabsichtlich mit Besatzmaterial anderer Arten nach Europa eingeschleppt. Er wurde erstmals 1982 in Österreich und 1984 in Deutschland festgestellt (© Wikimedia Commons, verändert).

Adressen der Autoren:

DI Dr. Christian Wiesner	BOKU – Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Max-Emanuel-Strasse 17, A-1180 Wien E-Mail: christian.wiesner@boku.ac.at
Dr. Christian Wolter	Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abteilung Biologie und Ökologie der Fische, Müggelseedamm 310, 12587 Berlin E-Mail: wolter@igb-berlin.de
Dr. Wolfgang Rabitsch	Umweltbundesamt, Abt. Biologische Vielfalt & Naturschutz, Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien E-Mail: wolfgang.rabitsch@umweltbundesamt.at
Dr. Stefan Nehring	Bundesamt für Naturschutz, Konstantinstraße 110, 53179 Bonn E-Mail: stefan.nehring@bfm.de

Fachbetreuung im BfN:

Frank Klingenstein	FG II 1.2 „Botanischer Artenschutz“
Dr. Stefan Nehring	
Dr. Christelle Nowack	

Die Beiträge der Skripten werden aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ (www.dnl-online.de).

Die BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich.

Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz (BfN)
Konstantinstraße 110
53179 Bonn
Tel.: 0228/ 8491-0
Fax: 0228/ 8491-9999
Internet: <http://www.bfn.de>

Alle Rechte beim BfN.

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen.

Nachdruck, auch in Auszügen, nur mit Genehmigung des BfN.

ISBN 978-3-89624-014-9

Druck: BMU-Druckerei

Gedruckt auf 100% Altpapier

Bonn – Bad Godesberg 2010

INHALTSVERZEICHNIS

	Vorwort	3
1	EINLEITUNG	5
2	GEBIETSFREMDE FISCHARTEN IN DEUTSCHLAND UND ÖSTERREICH	7
2.1	Artenlisten	7
2.2	Steckbriefe	14
2.3	Nicht berücksichtigte Arten	18
2.3.1	Regionale Fisch-Neozoen.....	18
2.3.2	Wieder verschwundene Fisch-Neozoen.....	19
2.3.3	Aquarienfische.....	20
2.3.4	Lokal etablierte Fisch-Neozoen.....	21
2.3.5	Nicht etablierte, lokal (in D oder Ö) vorkommende Fisch-Neozoen.....	25
2.3.6	(Noch) nicht vorkommende Fisch-Neozoen.....	26
3	EINFÜHRUNGS- UND AUSBREITUNGSWEGE	27
4	ARTEN-STECKBRIEFE	32
4.1.1	<i>Acipenser baerii</i> Brandt, 1869.....	33
4.1.2	<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820).....	39
4.1.3	<i>Ameiurus nebulosus</i> (Lesueur, 1819).....	46
4.1.4	<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844).....	53
4.1.5	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844).....	62
4.1.6	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i> (Richardson, 1845).....	69
4.1.7	<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758).....	76
4.1.8	<i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814).....	84
4.1.9	<i>Neogobius gymnotrachelus</i> (Kessler, 1857).....	89
4.1.10	<i>Neogobius kessleri</i> (Günther, 1861).....	95
4.1.11	<i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814).....	102
4.1.12	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792).....	110
4.1.13	<i>Percottus glenii</i> Dybowski, 1877.....	119
4.1.14	<i>Proterorhinus semilunaris</i> (Heckel, 1837).....	124
4.1.15	<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Schlegel, 1842).....	131
4.1.16	<i>Salvelinus fontinalis</i> (Mitchill, 1814).....	139
5	GEBIETSFREMDE FISCHE UND KLIMAWANDEL	145
5.1	Zusammenhänge von Klimawandel, Luft- und Wassertemperatur und Fischfauna	145
5.2	Datenlage im Zusammenhang Klimawandel und Fische in Österreich	148
5.3	Bekannte und erwartbare Reaktionen der Fischfauna auf den Klimawandel	153
6	SYNTHESE UND EMPFEHLUNGEN	155
8	LITERATUR	157
9	ANHANG – VERBREITUNGSKARTEN	168

Vorwort

Die Auswirkungen des Klimawandels auf Gewässerökosysteme und aquatische Biozönosen sind vielschichtig und wahrscheinlich komplexer als in terrestrischen Ökosystemen. Neben den Auswirkungen durch veränderte Niederschlagsverteilungen und Extremereignisse wie Starkregen, Überschwemmungen und Hochwässer beeinflusst eine Erhöhung der Wassertemperatur (analog zu terrestrischen Lebensräumen) die Lebenszyklen und Längsverbreitung der Arten innerhalb von Fließgewässern. Insbesondere gebietsfremde Arten, die oftmals euryök sind, könnten vom Klimawandel profitieren und damit durch Konkurrenzverhalten, Prädation und anderes mehr vorhandene Gefährdungen der heimischen Biodiversität noch verstärken.

Ein besseres Verständnis des räumlichen und zeitlichen Ausbreitungsverlaufs von gebietsfremden Arten generell sowie eine Verbesserung der Prognosegrundlagen des Ablaufs biologischer Invasionen bei Klimawandel sind wichtige Voraussetzungen für Schutzmaßnahmen und die Ableitung von Handlungsempfehlungen für den Naturschutz. Im Rahmen einer langjährigen bilateralen Kooperation zwischen dem Bundesamt für Naturschutz und dem österreichischen Umweltbundesamt wurde daher das gemeinsame F+E-Vorhaben „Invasive Neobiota und Klimawandel in Deutschland und Österreich“ initiiert. Mit dem vorliegenden BfN-Skript werden die Ergebnisse aus dem zweiten Teilvorhaben vorgelegt, in dem der Frage nachgegangen wurde, welche bisherigen Erkenntnisse zu gebietsfremden Fischarten in beiden Ländern vorliegen und mit welchen Auswirkungen des Klimawandels auf diese Arten zu rechnen sein wird.

Die umfassenden Recherchen und Analysen zeigen deutlich auf, dass unsere Gewässer mit ihren Biozönosen schon heute einem hohen Druck durch gebietsfremde Fischarten unterliegen, der sich durch Klimawandel noch verstärken wird. Der Handel mit invasiven Arten, vorhandene Schifffahrtskanäle und der Gewässerausbau sind die wesentlichen Faktoren für das Vorkommen, die Etablierung und das Gefahrenpotenzial gebietsfremder Fischarten in unseren Gewässern. Die Aufgabe des Naturschutzes muss es sein, gemeinsam mit den Nutzergruppen Lösungen für das Neobiotaproblem zu finden, diese auch in wirtschaftlich schwierigen Zeiten konsequent umzusetzen und so zu einer nachhaltigen Sicherung der heimischen Biodiversität beizutragen.

Prof. Dr. Beate Jessel
Präsidentin des Bundesamtes für Naturschutz

1 EINLEITUNG

Biologische Invasionen gelten als eines der wichtigsten Umweltprobleme unserer Zeit (VITOUSEK et al. 1997, SALA et al. 2000). Die Homogenisierung von regionalen Faunen und Floren durch gebietsfremde Arten wird zunehmend als Problem und Element des globalen Wandels diskutiert (VITOUSEK et al. 1996, MACK et al. 2000, DAVIS 2003, MCKINNEY 2004, OLDEN et al. 2004), insbesondere für Fischgemeinschaften (RAHEL 2000, 2002, CAMBRAY 2003, LEPRIEUR et al. 2008a). Bereits 1991 wurde geschätzt, dass in den USA 44 Fischarten durch das Ausbringen gebietsfremder Arten gefährdet sind und 27 von 40 nachgewiesenen Aussterbeereignissen seit 1890 wahrscheinlich durch Neozoen verursacht wurden (WILCOVE & BEAN 1994, zitiert in VITOUSEK et al. 1996). Aktuelle Daten beziffern die Anzahl der durch Neozoen gefährdeten Fischarten in den USA auf 56, das entspricht fast 49 % aller gelisteten Arten (MILLER REED & CZECH 2005). Auch in Kanada werden für 26 von 41 gefährdeten Arten Neozoen als wichtige Gefährdungsursache genannt, für 14 Arten sogar als die wichtigste Ursache. Invasive Arten gelten insgesamt nach Lebensraumverlust als zweitwichtigste Gefährdungsursache für kanadische Süßwasserfische (DEXTRASE & MANDRAK 2006).

Vergleichbar drastische Ergebnisse liegen aus Deutschland und Österreich nicht vor, wenngleich in Deutschland für die endemischen Maränenarten (*Coregonus* spp.) der Alpen- und Voralpenseen sowie des Stechlinsees (Brandenburg) und des Breiten Luzin (Mecklenburg-Vorpommern) eine mögliche Gefährdung durch Besatz mit allochthonen Fischarten angenommen wird (FREYHOF 2002). In der aktuellen Roten Liste der Fische Österreichs wurde die Marmorierte Grundel *Proterorhinus semilunaris* wegen verstärkter Konkurrenz und des vermuteten Räuberdrucks durch *Neogobius*-Arten als zusätzliche Risikofaktoren um eine Gefährdungsstufe von VU (gefährdet) auf EN (stark gefährdet) höher eingestuft (WOLFRAM & MIKSCHI 2007). Negative Auswirkungen gebietsfremder Arten (z. B. Regenbogenforelle, Sonnenbarsch, Blaubandbärbling) auf einheimische Fisch-, Krebs- und Muschelvorkommen sind lokal nachgewiesen bzw. werden vermutet, haben jedoch bislang nicht zum Aussterben einheimischer Arten geführt. Die einzige Ausnahme dürfte der Bodensee-Tiefensaibling *Salvelinus profundus* darstellen, der als Folge des Besatzes mit allochthonen Formen als „weltweit ausgestorben oder verschollen“ gilt (FREYHOF 2002, 2009, WOLFRAM & MIKSCHI 2007).

Als Ergebnis zahlreicher Untersuchungen in den vergangenen Jahrzehnten ist das Aussterben von Arten in erster Linie auf den Verlust von Lebensräumen zurückzuführen (z. B. PIMM et al. 1995, ELDRIDGE 1997, WILCOVE et al. 1998, HARRISON & STIASSNY 1999, SALA et al. 2000, ROSENZWEIG 2001, DEXTRASE & MANDRAK 2006). Diese Situation hat sich aktuell kaum verbessert, da insbesondere aquatische Lebensräume irreversibel anthropogen verändert und beeinträchtigt werden, z. B. durch Urbanisierung, Landnutzungen im Einzugsgebiet sowie Gewässerausbau und Veränderung des Abflussregimes, und dieser Trend unvermindert anhält (z. B. DYNESIUS & NIELSSON 1994, VITOUSEK et al. 1997, MALMQVIST & RUNDLE 2002, FREYHOF 2002, 2009, FOLEY et al. 2005, WOLFRAM & MIKSCHI 2007). Die Zerstörung ursprünglicher Lebensräume kann lokal zu drastisch veränderten Umweltbedingungen führen, die den Rückgang einheimischer Arten bewirken, die Etablierung und das Invasionspotential gebietsfremder Arten fördern und als Ausgangspunkt („stepping-stone“) einer weiteren Ausbreitung dienen (MACDONALD 1994, BYERS 2002, DIDHAM et al. 2005, 2007, KENNARD et al. 2005, JOHNSON et al. 2008). Beispielsweise bewirkten Regulierung und der Ausbau zu Wasserstraßen in den großen mitteleuropäischen Fließgewässern einen extremen Rückgang typischer Flussfischarten zugunsten umwelttoleranter Generalisten, wie Rotaugen oder Flussbarsch (OBERDORFF & HUGHES 1992, SCHIEMER et al. 1994, JURAJDA 1995, WOLTER & VILCINSKAS 1997a, 1997b, 2000). Das west- und mitteleuropäische Wasserstraßennetz umfasst mehr als 33.000 km Binnenwasserstraßen (KUBEC & PODZIMEK 1996), deren Ufer überwiegend mit Blocksteinen gesichert sind (ECKOLDT 1998). Dieses grobe Geröll, Grobkiese und Steine stellen das Vorzugshabitat vieler Grundelarten in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet dar, z. B. im Unterlauf und Delta der Donau (SINDILARIU et al. 2002). Mit der Öffnung des Main-Donau-Kanals und dem Anschluss der Donau an das europäische Wasserstraßennetz war die Ausbreitung dieser Arten entlang der von ihnen bevorzugten Habitatstrukturen zu erwarten und wird sich fortsetzen (NEHRING 2008).

Allerdings ist darauf hinzuweisen, dass das Aussterben einheimischer Arten den Endpunkt einer biologischen Invasion darstellt und dazwischen eine Vielzahl anderer Beeinträchtigungen liegen, z. B. durch Konkurrenz, Raubdruck oder Parasitenübertragung, die zu einer Zurückdrängung einheimischer Arten führen können. Im Sinne des Vorsorgeprinzips verdienen biologische Invasionen durch gebietsfremde Arten daher besondere Aufmerksamkeit, um mögliche negative Auswirkungen frühzeitig zu erkennen oder im Idealfall vorab zu vermeiden.

Wie auch in anderen kontinentalen Lebensräumen und für andere Organismengruppen erweist sich nur ein geringerer Teil der eingebrachten Fischarten als invasiv (GOZLAN 2008), oder anders ausgedrückt, durch Beeinträchtigung einheimischer Arten als naturschutzfachlich problematisch. In Süßwasserökosystemen korreliert der Anteil invasiver Fischarten dabei linear mit der Gesamtzahl eingebürgerter Arten und beträgt nach RICCIARDI & KIPP (2008) 11 %. Dabei wurden Arten als invasiv definiert, die nachweislich zum Bestandsrückgang einheimischer Arten um mehr als 50 % geführt haben. Höhere Werte erreichen invasive Fischarten z. B. in Kalifornien, das für seinen hohen Endemitenanteil bekannt ist und zudem als sehr gut untersucht gilt. Die Auswirkungen invasiver Arten sind jedoch nicht in allen besiedelten Regionen gleich. Lediglich in 19 % (Median = 14 %), der von den jeweiligen Arten besiedelten Regionen, wurden Beeinträchtigungen der einheimischen Biodiversität festgestellt (RICCIARDI & KIPP 2008). Allerdings bezeichneten die Autoren ihre Schätzung als eher konservativ, da nur direkte Beeinträchtigungen anderer Fischpopulationen bewertet wurden, aber keine Auswirkungen auf andere Organismen, z. B. durch Graskarpfen auf Makrophyten, oder auf ökosystemare Leistungen.

Die Ursachen und Auswirkungen des Klimawandels auf Neobiota, insbesondere in aquatischen Lebensräumen, sind bisher weitgehend ungeklärt. Die neue Dynamik und die möglichen tief greifenden Veränderungen können zu einer Gefährdung der einheimischen biologischen Vielfalt führen, die bisher unzureichend in der Naturschutzdiskussion berücksichtigt wurde. Ein besseres Verständnis des räumlichen und zeitlichen Ausbreitungsverlaufs von Neobiota generell sowie eine Verbesserung der Prognosegrundlagen des Ablaufs biologischer Invasionen bei Klimawandel sind wichtige Voraussetzungen für Schutzmaßnahmen und die Ableitung von Handlungsempfehlungen für den Naturschutz.

Im Rahmen des vom Bundesamt für Naturschutz beauftragten F+E-Vorhabens „Invasive Neobiota und Klimawandel in Deutschland und Österreich: Ausarbeitung eines Prognose- und Frühwarnsystems“ (FKZ 806 82 330) wurde ein kriterienbasiertes System zur Risikoabschätzung invasiver Arten („Schwarze Liste invasiver Arten“) entwickelt und mit ausgewählten Gefäßpflanzen- und Fischarten auf seine Anwendbarkeit getestet (ESSL et al. 2008, NEHRING et al. 2010). Im Zuge dieser Arbeiten wurden Daten zur Biologie, Ausbreitungsgeschichte, aktuellen Verbreitung und den Auswirkungen gebietsfremder Fischarten für Deutschland und Österreich erhoben, die in der vorliegenden Arbeit präsentiert werden (Kap. 2–5). Der Aspekt des Klimawandels und seine Auswirkungen auf Fließgewässerarten werden diskutiert und mit den verfügbaren Fischdaten ansatzweise ausgewertet (Kap. 6).

Terminologie

Der unterschiedliche Gebrauch invasionsökologischer Fachbegriffe in der wissenschaftlichen Literatur, in naturschutzpolitisch relevanten Materien, in Gesetzestexten von Bund und Ländern sowie in der alltäglichen Sprache ist sehr problematisch und kann in diesem Rahmen nicht aufgelöst werden. Insbesondere die Vielzahl der unterschiedlichen Fischerei- und Naturschutzrechtlichen Bestimmungen für Österreich und Deutschland ist nicht Gegenstand dieses Berichtes (vgl. dazu DEHUS undatiert, STRUBELT 2002).

Das in manchen Gesetzestexten missverständlich definierte Begriffspaar „heimisch/nicht-heimisch“ wird jedoch in dieser Bearbeitung konsequent vermieden und durch die Begriffe „einheimisch/gebietsfremd“ ersetzt.

2 GEBIETSFREMDE FISCHARTEN IN DEUTSCHLAND UND ÖSTERREICH

2.1 Artenlisten

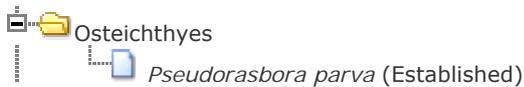
Von wenigen Ausnahmen wie der Ausbreitungsgeschichte von Karpfen und Goldfisch abgesehen begannen umfangreiche Besatzmaßnahmen und Einbürgerungsversuche mit gebietsfremden Fischarten in Deutschland erst nach Gründung des Deutschen Fischerei-Vereins im Jahr 1870. Zahlreiche Einbürgerungsversuche schlugen fehl, und in der Regel konnten sich weniger als die Hälfte der ausgebrachten neuen Fischarten etablieren. Weltweit resultierten 440 von 1354 Einbürgerungsversuchen in 140 Ländern (32 %) in sich selbst erhaltenden Populationen (WELCOMME 1988). In den USA gelten 56 der 138 (40 %) insgesamt ausgebrachten Fischarten als etabliert (PIMENTEL et al. 2000). In Europa führten 237 bekannt gewordene Einbürgerungsversuche (WELCOMME 1988) zur Etablierung von insgesamt 51 gebietsfremden Fischarten (21,5 %) in wenigstens einem der europäischen Staaten (LEHTONEN 2002). Bei dieser Anzahl dürfte es sich sogar um eine obere Grenze handeln, sofern die Existenz wenigstens einer sich selbst reproduzierenden Population als Kriterium für die Etablierung angenommen wird. Manchmal wird auch bereits kontinuierlicher Besatz mit einer sich nicht natürlich fortpflanzenden Fischart als Etablierungsbeleg akzeptiert (z. B. ELVIRA 2001, BMELV 2007).

Im Rahmen des Projektes DAISIE (www.europe-aliens.org) wurde ein Inventar gebietsfremder Organismen in Europa erstellt. Die folgende Übersicht zeigt die in dieser Datenbank gelisteten Arten für Deutschland und Österreich:

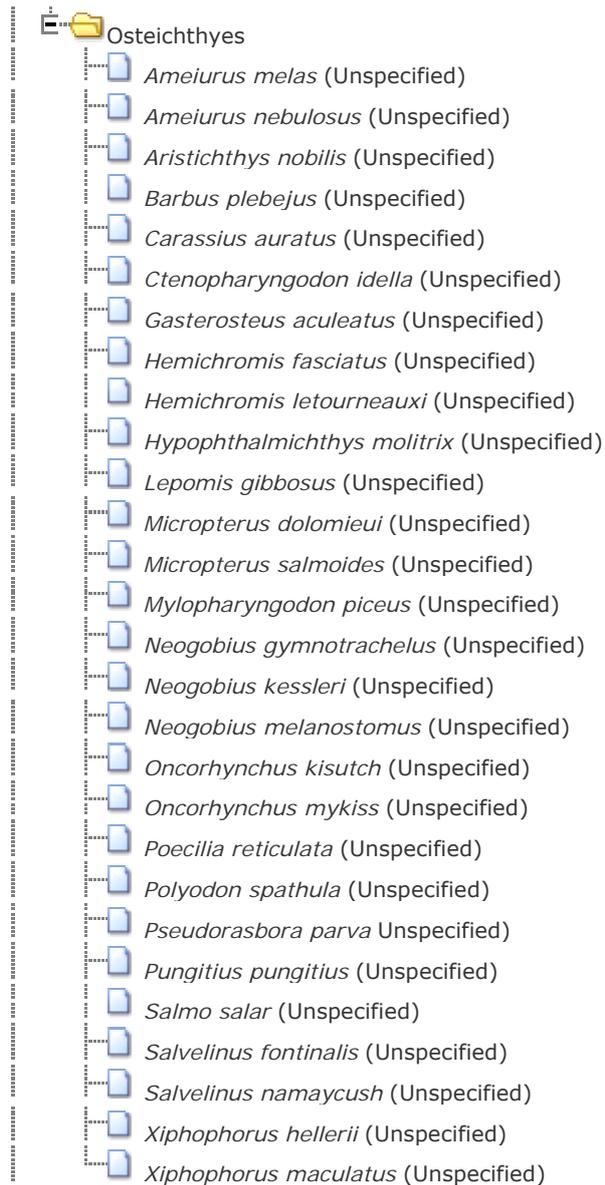
DEUTSCHLAND: Alien Species

-
- Chondrichthyes
 - Acipenser ruthenus* (Not established)
 - Osteichthyes
 - Ameiurus melas* (Established)
 - Ameiurus nebulosus* (Established)
 - Carassius auratus* subsp. *gibelio* (Unspecified)
 - Carassius gibelio* (Unspecified)
 - Coregonus lavaretus* (Unknown)
 - Coregonus peled* (Established)
 - Ctenopharyngodon idella* (Not established)
 - Cyprinus carpio* (Unspecified)
 - Hypophthalmichthys molitrix* (Unspecified)
 - Lepomis cyanellus* (Not established)
 - Lepomis gibbosus* (Established)
 - Micropterus dolomieu* (Extinct)
 - Misgurnus anguillicaudatus* (Unspecified)
 - Oncorhynchus gorboscha* (Unknown)
 - Oncorhynchus mykiss* (Not established)
 - Proterorhinus marmoratus* (Established)
 - Salvelinus fontinalis* (Established)
 - Serrasalmus nattereri* (Not established)
 - Umbra krameri* (Not established)
 - Umbra pygmaea* (Established)

DEUTSCHLAND: Cryptogenic Species



ÖSTERREICH: Alien Species



Neben den fehlenden Informationen (keine Statusangaben für Österreich) und den irrtümlichen Angaben (z. B. *P. parva*-Status als „Cryptogenic“, Atlantischer Lachs in Österreich) sind in dieser Datenbank auch keine Quellen enthalten, um die Herkunft der Angaben nachvollziehen zu können.

In der Datenbank von NOBANIS (European Network on Invasive Alien Species, www.nobanis.org) werden 72 Fischarten für Deutschland (davon 8 etabliert) und 27 Arten für Österreich (davon 17 etabliert) gelistet (Tab. 1), wobei die Angaben für Deutschland überwiegend aus GEITER et al. (2002)

entnommen wurden (Klingenstein, mündl. Mitt.).

Tabelle 1. Liste der in NOBANIS als etabliert angegebenen gebietsfremden Fischarten für Deutschland und Österreich.

DEUTSCHLAND	ÖSTERREICH
<i>Ictalurus nebulosus</i>	<i>Ameiurus melas</i>
<i>Lepomis cyanellus</i>	<i>Ameiurus nebulosus</i>
<i>Lepomis gibbosus</i>	<i>Carassius auratus</i>
<i>Micropterus salmoides</i>	<i>Gasterosteus aculeatus</i>
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	<i>Hemichromis bimaculatus</i>
<i>Pseudorasbora parva</i>	<i>Hemichromis fasciatus</i>
<i>Salvelinus fontinalis</i>	<i>Lepomis gibbosus</i>
<i>Umbra pygmaea</i>	<i>Micropterus salmoides</i>
	<i>Neogobius gymnotrachelus</i>
	<i>Neogobius kessleri</i>
	<i>Neogobius melanostomus</i>
	<i>Oncorhynchus kisutch</i>
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>
	<i>Pseudorasbora parva</i>
	<i>Pungitius pungitius</i>
	<i>Salvelinus fontinalis</i>
	<i>Salvelinus namaycush</i>

Eine nach gegenwärtigem Kenntnisstand vollständige Liste aller in Deutschland und Österreich als Neozoen angeführten Fischarten umfasst insgesamt 93 Fischarten (Tab. 2). Obgleich es sich bei dieser Checkliste um die aktuell umfangreichste Zusammenstellung gebietsfremder Fischarten im Projektgebiet handelt, weist sie einige Schwächen auf:

Zum einen bleiben – wie nachfolgend noch näher erläutert – die regionalen Neozoen weitgehend unberücksichtigt, mit Ausnahme der Donau-Arten in Deutschland. Die Donau-Fischfauna weist zahlreiche biogeographische Besonderheiten auf, an denen Deutschland nur geringen Anteil hat. Die großen deutschen Stromsysteme entwässern in die Ost- und Nordsee, wo typische Vertreter der Donau-Fischfauna, wie z. B. zahlreiche Störarten, einige Karpfen- und Barschartige sowie die Süßwassergrundeln fehlen. Diese Arten werden – obwohl in einem deutschen Teileinzugsgebiet einheimisch – im Großteil der Gewässer als Neozoen betrachtet. Dagegen fehlen der europäische Aal *Anguilla anguilla* (ein Neozoon der Donau-Fischfauna), der Zander *Sander lucioperca* (ein Neozoon vieler Tieflandgewässer) und die Stichlingsarten *Gasterosteus aculeatus/gymnurus* und *Pungitius pungitius* in der Liste.

Eine zweite Schwäche betrifft fischereilich bedeutsame und in der Aquakultur verbreitete Fischarten. Diese sind in der Regel in Neozoen-Datenbanken enthalten, weil zu Recht davon auszugehen ist, dass immer wieder Einzelexemplare entweichen, die sich potentiell etablieren können. Weitgehend undokumentiert sind dagegen die in Gartenfachmärkten und im Aquarienhandel angebotenen Teichfische, die mit ähnlich hoher Wahrscheinlichkeit in offene Gewässer gelangen und sich etablieren können. Hier findet sich eine Vielzahl weiterer gebietsfremder, potentiell invasiver

Fischarten, die mit der gleichen Berechtigung wie die Aquakulturarten der kommerziellen Fischerei als „(noch) nicht etablierte“ Neozoen (GEITER et al. 2002) zu listen wären. Eine umfassende Recherche der im Projektgebiet gehandelten Teich- und Aquariefische ist nicht Gegenstand dieser Studie, wäre aber im Sinne des Vorsorgeprinzips eine sinnvolle Ergänzung. Wenn im Handel Fischarten auftauchen, die sich anderen Orts als invasiv erwiesen haben, kann man an dieser Stelle noch wirksame Präventionsmaßnahmen ergreifen. Im offenen Gewässersystem ist das nicht mehr möglich. Auch eine selbst-auferlegte „best-practice“-Anleitung für den Handel mit Zierfischen, analog zu Initiativen der Botanischen Gärten oder der Garten- und Zierpflanzenproduzenten (KIEHN et al. 2007) wäre eine wichtige Ergänzung. Invasive Fischarten sollten jedenfalls nicht als Teich- oder Aquariefische im Handel angeboten werden. Ähnliche Schlußfolgerungen ziehen auch RIXON et al. (2005) und CHANG et al. (2009) in Analysen des Invasionsrisikos durch Zierfischarten für die nordamerikanischen Great Lakes und das San Francisco Bay-Delta. Eine analoge Auswertung der in Deutschland und Österreich im Zierfischhandel erhältlichen Arten wäre eine sinnvolle Ergänzung!

Drittens ist ein wesentliches Defizit der Auflistung von Fisch-Neozoen zu nennen: In den Bundesländern werden zwar Fischartenkataster gepflegt, aber kaum kontinuierliche Bestandserhebungen durchgeführt. Erst seit 2006 wurden im Zuge der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie flächendeckende Überwachungsprogramme für Fische installiert. Fische entziehen sich weitgehend der direkten Beobachtung, so dass selbst bei kontinuierlich durchgeführten Befischungen der Nachweis sehr seltener Fischarten immer Zufall bleiben wird. Es ist deshalb davon auszugehen, dass eine Liste der im Freiland ausgebrachten und vielleicht auch lokal nachgewiesenen Fischarten immer unvollständig sein wird.

Tabelle 2. Checkliste gebietsfremder Fischarten im Projektgebiet (AK= Aquakultur, B= Besatz; E= etabliert, NE= nicht etabliert (unbeständig), NLE= in Nachbarländern etabliert, SF= Status fraglich (unbekannt), V= verschollen; L= lokal, * im Donaeinzugsgebiet einheimisch, ** im Odereinzug einheimisch) nach verschiedenen Quellen. Bezugsgebiet: D = Deutschland, A = Österreich.

Lfd. Nr.	Familie	wissenschaftlicher Name	deutscher Name	Lelek (1996)	Elvira (2001)	Geiter et al. (2002)	Freyhof (2002)	Waterstraat et al. (2002)	Freyhof (2003)	BMELV (2007) & DBT (2005)	Kottelat & Freyhof (2007)	diese Arbeit (Stand Januar 2010)	Unfer & Jungwirth (2002)	Mikschi (2002)	diese Arbeit (Stand Januar 2010)
				D	D	D	D	D	D	D	D	D	A	A	A
1	Acipenseridae - Störe	<i>Acipenser baerii</i>	Sibirischer Stör		NLE	NE				AK	AK, B	NE			SF
2		<i>Acipenser gueldenstaedtii</i>	Waxdick	B*						AK	AK, B*				
3		<i>Acipenser nudiiventris</i>	Glatttick	B*						AK, B*					
4		<i>Acipenser ruthenus</i>	Sterlet	B*				B							
5		<i>Acipenser stellatus</i>	Sternhausen							AK, B*					
6		<i>Acipenser transmontanus</i>	Weißer Stör			NE									
7		<i>Huso huso</i>	Hausen	B*											
8	Polyodontidae - Löffelstöre	<i>Polyodon spathula</i>	Löffelstör			SF									NE
9	Anguillidae - Aale	<i>Anguilla japonica</i>	Japanischer Aal	AK		SF					AK				
10		<i>Anguilla rostrata</i>	Amerikanischer Aal								AK	NE			

Lfd. Nr.	Familie	wissenschaftlicher Name	deutscher Name	Lelek (1996)	Elvira (2001)	Geiter et al. (2002)	Freyhof (2002)	Waterstraat et al. (2002)	Freyhof (2003)	BMELV (2007) & DBT (2005)	Kottelat & Freyhof (2007)	diese Arbeit (Stand Januar 2010)	Unfer & Jungwirth (2002)	Miksch (2002)	diese Arbeit (Stand Januar 2010)
				D	D	D	D	D	D	D	D	D	A	A	A
11	Clupeidae - Heringe	<i>Alosa sapidissima</i>	Amerika- nischer Maifisch			V									
12	Cyprinidae - Karpfenartige	<i>Acanthorodeus asmussi</i>	Russischer Bitterling			NE									
13		<i>Ballerus sapa</i>	Zobel						E*		E*				
14		<i>Barbus meridionalis</i>	Mittelmeer- barbe			V									
15		<i>Barbus plebejus</i>	Tiberbarbe											V	
16		<i>Carassius auratus</i>	Goldfisch	E	E	SF	E		E	AK	E	E		E	E
17		<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Graskarpfen	B	NLE	NE	NE	B		E	B	NE	NE	NE	NE
18		<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	Silberkarpfen	B	NLE	NE	NE	B		B	B	NE	NE	NE	NE
19		<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	Marmor- karpfen	B	NLE	NE	NE	B		B	B	NE	NE	NE	NE
20		<i>Mylopharyngodon piceus</i>	Schwarzer Amur		NLE	V	V		V		V			NE	NE
21		<i>Phoxinus phoxinus</i>	Sumpfelritze	E**		SF									
22		<i>Pimephales promelas</i>	Fettköpfige Elritze	E		NE	E	NE	NE						
23		<i>Pseudorasbora daniconia</i>	Keilfleck- bärbling			NE		E,L							
24		<i>Pseudorasbora parva</i>	Blauband- bärbling	E		E	E	E	E	E	E	E	E	E	E
25		<i>Rhodeus ocellatus</i>	Hongkong- Bitterling			NE					B, L				
26		<i>Rhodeus sinensis</i>	(Bitterling)			SF									
27		<i>Romanogobio belingi</i>	Weißflossen- gründling			SF									
28	Catostomidae - Saugkarpfen	<i>Catostomus catostomus</i>	Langnasen- sauger								V				
29		<i>Ictiobus niger</i>	Schwarzer Buffalo		NLE										
30	Cobitidae - Schmerlen	<i>Misgurnus angullicaudatus</i>	China- Schlamm- peitzger	E	B	SF	E	B,L	E,L		E, L	E			
31	Ictaluridae - Katzenwelse	<i>Ameiurus melas</i>	Schwarzer Katzenwels	E	E	NE	E	E	E	E	E	E	E	NE	E
32		<i>Ameiurus natalis</i>	Gelber Katzenwels		NLE										
33		<i>Ameiurus nebulosus</i>	Brauner Katzenwels	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E
34		<i>Ictalurus punctatus</i>	Kanalwels		NLE						NLE				
35	Clariidae – Kiemensack- welse	<i>Clarias gariepinus</i>	Afrikanischer Raubwels			SF									
36		<i>Clarias lazera</i>	Nilwels	B											
37	Umbridae - Hundsfische	<i>Umbra limi</i>	Amerika- nischer Hundsfisch			NE									
38		<i>Umbra pygmaea</i>	Amerika- nischer Zwerg- hundsfisch	E	E	E	E	E,L	E	E	E	E			
39	Osmeridae - Stinte	<i>Hypomesus olidus</i>	Japanischer Teichstint			V									

Lfd. Nr.	Familie	wissenschaftlicher Name	deutscher Name	Lelek (1996)	Elvira (2001)	Geiter et al. (2002)	Freyhof (2002)	Waterstraat et al. (2002)	Freyhof (2003)	BMELV (2007) & DBT (2005)	Kottelat & Freyhof (2007)	diese Arbeit (Stand Januar 2010)	Unfer & Jungwirth (2002)	Miksch (2002)	diese Arbeit (Stand Januar 2010)
				D	D	D	D	D	D	D	D	D	A	A	A
40	Coregonidae - Maränen	<i>Coregonus maraenoides</i>	Peipus-Maräne						E,L		E, L	E			
41		<i>Coregonus peled</i>	Peledmaräne			SF	E	B	V	E	E, L	NE			
42	Salmonidae - Lachse, Saiblinge	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>	Buckellachs		NLE	NE	V		V		NLE				
43		<i>Oncorhynchus keta</i>	Ketalachs	NE	NLE	NE					V				
44		<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Silberlachs	NE	NLE	SF			V		V		NE	E	SF
45		<i>Oncorhynchus masou</i>	Kirschenlachs			V									
46		<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Regenbogenforelle	E	E	E	E	NE	E	E	E	E	E	E	E
47		<i>Oncorhynchus rhodurus</i>	Lotoslachs			V									
48		<i>Oncorhynchus tshawtscha</i>	Königslachs	NE		NE		NE			V				
49		<i>Salmo clarkii</i>	Purpurforelle			NLE									
50		<i>Salvelinus fontinalis</i>	Bachsäibling	E	E	E	NE	E	E	E	E	E	E	E	E
51		<i>Salvelinus malma</i>	Pazifischer Flußsäibling	E		V									
52		<i>Salvelinus namaycush</i>	Amerikanischer Seesäibling		E	SF	V	V	V		E, L	SF	NE	E	E
53	Thymallidae - Äschen	<i>Thymallus arcticus</i>	Sibirische Äsche	NE		SF									
54	Atherinopsidae - Neotropische Ährenfische	<i>Odontesthes bonariensis</i>	Pejerrey		NLE										
55	Poeciliidae – Lebendgebärende Zahnkarpfen	<i>Gambusia affinis</i>	Koboldkarpfing	NE	NLE	NE		V							
56		<i>Gambusia holbrooki</i>	Östlicher Moskitofisch		NLE						NLE	SF			
57		<i>Poecilia reticulata</i>	Guppy		NLE	NE					NLE	E		V	NE
58		<i>Poecilia sphenops</i>	Black Molly			NE					NE, L				
59		<i>Poecilia velifera</i>	Segelkarpfing			NLE									
60		<i>Xiphophorus helleri</i>	Schwerträger		NLE	NE					NE, L			V	
61		<i>Xiphophorus maculatus</i>	Platy			NE					NE, L			V	
62	Goodeidae – Lebendgebärende Hochlandkarpfinge	<i>Xenotoca eiseni</i>	Banderolenkarpfing			NE									
63	Gasterosteidae - Stichlinge	<i>Culaea inconstans</i>	Bachstichling		B				E,L		E, L	SF			
64	Centrarchidae - Sonnenbarsche	<i>Ambloplites rupestris</i>	Steinbarsch		NLE	V		V			NLE				
65		<i>Enneacanthus chaetodon</i>	Scheibenbarsch			V									
66		<i>Enneacanthus obesus</i>	Diamantbarsch			V									

Lfd. Nr.	Familie	wissenschaftlicher Name	deutscher Name	Lelek (1996)	Elvira (2001)	Geiter et al. (2002)	Freyhof (2002)	Waterstraat et al. (2002)	Freyhof (2003)	BMELV (2007) & DBT (2005)	Kottelat & Freyhof (2007)	diese Arbeit (Stand Januar 2010)	Unfer & Jungwirth (2002)	Miksch (2002)	diese Arbeit (Stand Januar 2010)
				D	D	D	D	D	D	D	D	D	A	A	A
67		<i>Lepomis auritus</i>	Ohrenbarsch	NE	E	SF		NLE			NE, L				
68		<i>Lepomis cyanellus</i>	Grüner Sonnenbarsch	E	E	E		NE			NE, L	V			
69		<i>Lepomis gibbosus</i>	Sonnenbarsch	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E
70		<i>Lepomis megalotis</i>				NE									
71		<i>Micropterus dolomieu</i>	Schwarz- barsch	SF	E	SF	V	NE	V		V	SF	NE	NE	SF
72		<i>Micropterus salmoides</i>	Forellenbarsch	E	E	E	V	NE	V	V, NLE	E	SF			E
73		<i>Pomoxis nigromaculatus</i>	Kalikobarsch			V									
74	Cichlidae - Cichliden	<i>Astronotus ocellatus</i>	Pfauenaugen- buntbarsch	NE		SF		NE							
75		<i>Australoheros facetus</i>	Chanchito			NE									
76		<i>Hemichromis bimaculatus</i>	Roter Cichlide			NLE							E	E	
77		<i>Hemichromis fasciatus</i>	Fünffleck- cichlide			NLE					NLE		E	E	
78		<i>Hemichromis letourneauxi</i>	Juwelen- cichlide								NLE				E
79		<i>Herotilapia multipinosa</i>	Regenbogen- cichlide								NLE				
80		<i>Oreochromis andersoni</i>	Dreipunkt- tilapia			SF									
81		<i>Oreochromis aureus</i>	Blauer Tilapia		NE						AK				
82		<i>Oreochromis mossambicus</i>	Mossambik- Maulbrüter	NE	NE	SF					AK				
83		<i>Oreochromis niloticus</i>	Nilbarsch	NE	NE	SF					NLE				
84		<i>Tilapia zillii</i>	Zilles Buntbarsch	NE		SF					AK				
85	Channidae – Schlangenköpfe	<i>Channa argus warpachowskii</i>	Amur- Schlangenkopf	SF		SF									
86	Odontobutidae - Zahn-Schläfer- grundeln	<i>Percottus glenii</i>	Amurgrundel	SF		NLE			NLE		NLE				
87	Gobiidae - Grundeln	<i>Neogobius fluviatilis</i>	Flussgrundel		NLE				NLE		NLE *	E			
88		<i>Neogobius gymnotrachelus</i>	Nackthals- grundel						NLE				E	NE	E
89		<i>Neogobius kessleri</i>	Kessler- grundel						E		E*	E	E	E	E
90		<i>Neogobius melanostomus</i>	Schwarzmund- grundel		NLE	NLE		E			E*	E	E	NE	E
91		<i>Proterorhinus semilunaris</i>	Marmor- grundel						E	E	E*	E			
92	Characidae - Salmir	<i>Serrasalmus nattereri</i>	Roter Piranha			NE									
93	Malapteruridae - Elektrische Welse	<i>Malapterurus elctricus</i>	Zitterwels			NE									
			Summe	38	36	69	19	25	25	18	54	27	18	25	22
			davon etabliert	14	12	8	10	8	14	10	17	15	12	12	13

GEITER et al. (2002) nennen für Deutschland insgesamt 63 Neozoen-Arten aus der Gruppe der Fische, darunter acht als etabliert, 24 als „noch nicht etabliert“, 20 als „Status fraglich“ und 11 Arten, deren Vorkommen wieder als erloschen gelten. Diese Arten wurden Ende des 19. Jh. und Anfang des 20. Jh. überwiegend zur Hebung der Fischerei ausgebracht und gezüchtet, erfüllten aber weder die in sie gesetzten Erwartungen, noch konnten sie sich etablieren, wie z. B. Schwarzbarsch (*Micropterus dolomieu*), Kalikobarsch (*Pomoxis nigromaculatus*) oder Steinbarsch (*Ambloplites rupestris*). Für weitere sechs – noch fehlende – Arten wird ein Vorkommen in Deutschland erwartet (mit *Neogobius melanostomus* ist eine dieser Arten in der Zwischenzeit tatsächlich in Deutschland festgestellt worden; die Erwartung eines Vorkommens von *Percottus glenii* wird auch in der vorliegenden Studie vertreten; die Erwartungen die anderen vier Arten betreffend (*Hemichromis bimaculatus*, *H. fasciatus*, *Poecilia velifera*, *Salmo clarkii*) werden jedoch als sehr unwahrscheinlich bewertet).

GOLLASCH & NEHRING (2006) listen 18 aktuell nachgewiesene und NEHRING (2010) führt 15 aktuell etablierte gebietsfremde Fischarten für Deutschland inklusive Arten der küstennahen Brackwasserbereiche der Nord- und Ostsee. Als häufigste negative Auswirkungen werden Hybridisation, Konkurrenz und Prädation genannt.

Auch für Österreich gibt es zahlreiche Nennungen von Arten, deren Bedeutung jedoch nicht über historische Angaben von meist Einzelfunden oder lokal begrenzten und mittlerweile erloschenen Populationen (z. B. Lau, *Chondrostoma genei*, im Inn) hinaus geht. Aus heutiger Sicht ist es nicht mehr möglich über ihren ehemaligen Status als einheimisch oder gebietsfremd zu entscheiden (MIKSCHI 2002). Diese Arten sind ebenso nicht berücksichtigt, wie bereits erloschene Bestände von Neozoen (z. B. *Barbus plebejus*), die gleichfalls nur lokale Bedeutung hatten oder fehlgeschlagene Besatzexperimente darstellen (MIKSCHI 2002). MIKSCHI (2002, 2005) führt 25 gebietsfremde Fischarten für Österreich auf, von denen 12 als etabliert eingestuft wurden. Zusätzlich listet MIKSCHI (2002, 2005) die beiden Stichlingsarten *Gasterosteus aculeatus* und *Pungitius pungitius* als etablierte gebietsfremde Arten auf.

Auf Grund neuer Erkenntnisse, neuer Funddaten und einer intensiven Literaturrecherche lässt sich für Deutschland und Österreich feststellen, dass sich aktuell in beiden Ländern – trotz der sehr unterschiedlich großen Landesflächen – eine ähnliche Anzahl gebietsfremder Fischarten etabliert hat (Deutschland: 15 Arten; Österreich: 13 Arten) (Tab. 2). Einige dieser Arten kommen nur lokal, an einem bzw. wenigen Fundpunkten vor. Für die von LELEK (1996) als etabliert genannte, im Einzugsgebiet der Oder einheimische Sumpfelritze *Phoxinus phoxinus* ließen sich keine Nachweise ihres Vorkommens in Deutschland recherchieren, weshalb die Art im Folgenden nicht weiter betrachtet wird. Gleiches gilt für die Fettköpfige Elritze *Pimephales promelas*, die von LELEK (1996) und FREYHOF (2002) ohne Angabe von Fundorten genannt wurde, für die sich aber keine Vorkommen in Deutschland verifizieren ließen.

2.2 Steckbriefe

Für insgesamt 16 Fischarten wurden Steckbriefe und – sofern möglich – Verbreitungskarten erstellt sowie deren Ausbreitungsdynamik analysiert (Tab. 3).

Als Auswahlkriterien wurden eine weite Verbreitung, eine hohe Zahl von Vorkommen bzw. das Auftreten individuenstarker Populationen gewählt. Des Weiteren sollte die Art bereits etabliert oder zumindest Gegenstand regelmäßiger Besatzmaßnahmen in offenen Gewässern sein. Sich aktiv ausbreitende, gegenwärtig einwandernde Fischarten, die auch im Nachbargebiet gebietsfremd sind, wurden ebenfalls ausgewählt, auch wenn die aktuelle Zahl ihrer Fundorte noch gering ist. Auf die Auswahl von tropischen Warmwasserfischarten wurde hingegen verzichtet, da diese sich bislang nur sehr lokal, in ausgewählten heißen Quellen und Thermalgewässern etablieren konnten und ihre nennenswerte Ausbreitung nicht absehbar ist. Von Ausschlag gebender Bedeutung für die Auswahl war schließlich die Aufnahme einer Art in die Schwarze Liste invasiver Arten (NEHRING et al. 2010).

Aus diesem Grund wurden z. B. die vergleichsweise selten nachgewiesenen, gebietsfremden Störe ausgewählt, der weitaus häufigere Goldfisch jedoch nicht. Stör-Neozoen stellen durch mögliche

Hybridisierung und Introgression eine große potentielle Gefahr für die Wiedereinbürgerungsprogramme mit einheimischen Störarten dar. Die bekannte Invasivität der Amurgrundel gegenüber anderen Fischarten, insbesondere in Stillgewässern, führte zur Auswahl der Art, ohne dass sie bereits wissentlich deutsche oder österreichische Gewässer erreicht hat.

Tabelle 3. Liste der Fischarten, für die vertiefende Steckbriefe vorhanden sind (s. Kapitel 4). Alle Angaben nach NEHRING et al. (2010).

Art	Schwarze Liste-Einstufung Deutschland	Schwarze Liste-Einstufung Österreich	Verbreitung in D	Verbreitung in A	Einbringung
<i>Acipenser baeri</i>	Schwarze Liste – Aktionsliste	Schwarze Liste – Aktionsliste	kleinräumig	kleinräumig	absichtlich
<i>Ameiurus melas</i>	Schwarze Liste – Managementliste	Graue Liste – Handlungsliste	großräumig	großräumig	absichtlich
<i>Ameiurus nebulosus</i>	Schwarze Liste – Managementliste	Graue Liste – Handlungsliste	großräumig	großräumig	absichtlich
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Schwarze Liste – Managementliste	Schwarze Liste – Managementliste	großräumig	großräumig	absichtlich
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	Graue Liste – Handlungsliste	Graue Liste - Handlungsliste	großräumig	großräumig	absichtlich
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	Graue Liste – Handlungsliste	Graue Liste - Handlungsliste	großräumig	großräumig	absichtlich
<i>Lepomis gibbosus</i>	Graue Liste – Handlungsliste	Graue Liste – Handlungsliste	großräumig	großräumig	absichtlich
<i>Neogobius fluviatilis</i>	Graue Liste – Beobachtungsliste	Graue Liste – Beobachtungsliste	kleinräumig	fehlend	unabsichtlich
<i>Neogobius gymnotrachelus</i>	Graue Liste – Beobachtungsliste	Graue Liste – Beobachtungsliste	fehlend	kleinräumig	unabsichtlich
<i>Neogobius kessleri</i>	Graue Liste – Beobachtungsliste	Graue Liste – Beobachtungsliste	kleinräumig	kleinräumig	unabsichtlich
<i>Neogobius melanostomus</i>	Schwarze Liste – Managementliste	Schwarze Liste – Managementliste	kleinräumig	kleinräumig	unabsichtlich
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Schwarze Liste – Managementliste	Schwarze Liste – Managementliste	großräumig	großräumig	absichtlich
<i>Percottus glenii</i>	Schwarze Liste – Warnliste	Schwarze Liste – Warnliste	fehlend	fehlend	unabsichtlich
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	Graue Liste – Beobachtungsliste	–	kleinräumig	einheimisch	unabsichtlich
<i>Pseudorasbora parva</i>	Graue Liste – Handlungsliste	Graue Liste – Handlungsliste	großräumig	großräumig	unabsichtlich
<i>Salvelinus fontinalis</i>	Graue Liste – Handlungsliste	Schwarze Liste – Managementliste	großräumig	großräumig	absichtlich

Die Liste der ausgewählten Fischarten stimmt partiell mit einer durch GENOVESI & SCALERA (2007) für die Ständige Arbeitsgruppe der Berner Konvention erarbeiteten Meta-Liste von europäischen „Invasionslisten“ überein, in der insgesamt 23 invasive Fischarten in Europa gelistet werden (Tab. 4).

Tabelle 4. Vergleich in welchen europäischen „Invasionslisten“ die hier ausgewählten Fischarten noch zu finden sind. Angaben auf Grundlage von GENOVESI & SCALERA (2007); zu beachten ist allerdings, dass die Auswahlkriterien unterschiedlich waren.

Art	EEA / SEBI 2010	NOBANIS	DAISIE
<i>Acipenser baerii</i>			
<i>Ameiurus nebulosus</i>	X		
<i>Ameiurus melas</i>			
<i>Ctenopharyngodon idella</i>			
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>			
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>			
<i>Lepomis gibbosus</i>	X		
<i>Neogobius fluviatilis</i>			
<i>Neogobius gymnotrachelus</i>			
<i>Neogobius kessleri</i>			
<i>Neogobius melanostomus</i>	X	X	X
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	X	X	
<i>Percottus glenii</i>	X		
<i>Proterorhinus semilunaris</i>			
<i>Pseudorasbora parva</i>	X	X	X
<i>Salvelinus fontinalis</i>	X		X

Beiden Listen gemeinsame Arten sind demnach *Ameiurus nebulosus*, *Lepomis gibbosus*, *Neogobius melanostomus*, *Oncorhynchus mykiss*, *Percottus glenii*, *Pseudorasbora parva* und *Salvelinus fontinalis*. Daneben nennen GENOVESI & SCALERA (2007) acht marine Neozoen, die nicht Gegenstand dieses Projektes sind, zwei Archäozoen (Giebel und Karpfen), vier in Mitteleuropa (aber nicht in allen Teilen Europas) einheimische Fischarten (Atlantischer Lachs, Zander, Wels und Elritze) sowie zwei Neozoen mit in Deutschland und Österreich aktuell geringer invasionsökologischer Bedeutung (*Gambusia holbrooki*, *Micropterus salmoides*), wengleich *Micropterus salmoides* von CASAL (2006) zu den „Top 18 species with adverse ecological impacts“ gezählt wird.

Die nachfolgenden Artensteckbriefe enthalten u. a. den Versuch, die räumliche und zeitliche Ausbreitungsdynamik der Fisch-Neozoen zu rekonstruieren. Dabei traten zwei grundlegende Schwierigkeiten auf: Viele der Arten wurden bereits Ende des 19. Jahrhunderts eingeführt und danach durch Fischereivereine und eine Vielzahl von Fischzüchtern beinahe flächendeckend ausgebreitet, meist ohne dies näher zu dokumentieren. Mit Beginn der Erstellung erster Fischartenkataster in den Bundesländern Ende der 1970er-Jahre hatten diese Arten bereits ihre heutige Verbreitung erreicht bzw. waren wieder verschwunden. Selbst die Mitte der 1960er-Jahre eingeführten chinesischen Karpfen wurden – nachdem die künstliche Vermehrung und Satzfishgewinnung zur Routine wurden – durch die fischereilichen Bewirtschafter derart rasant ausgebreitet, dass sie binnen kürzester Zeit ihre maximale Verbreitung in natürlichen Gewässern erreicht hatten.

Eine hochauflösende zeitliche Darstellung der Einbürgerungs- bzw. Einwanderungsgeschichte ist daher nur für die sich in jüngster Zeit ausbreitenden Arten möglich. Speziell eine Analyse auf Basis einzelner Ökoregionen wird aufgrund der begrenzten Datenlage schwierig oder unseriös. Auf Dekaden begrenzt bleiben oft nicht genügend Rasterbeprobungen für räumliche und zeitliche Analysen.

Die zweite Schwierigkeit betrifft die Erfassung der Fisch-Neozoen selbst. Von einigen Ausnahmen abgesehen, wurde erst im Zuge der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ein flächendeckendes Fisch-Monitoringprogramm installiert. Ohne eine systematische Beprobung der Gewässer gelingen Nachweise von gebietsfremden Fischen nur zufällig. Das bislang praktizierte additive Sammeln von Informationen zu Fischvorkommen aus immer neuen Gewässern führte natürlich auch zu neuen Nachweisen gebietsfremder Fischarten. Allerdings erlaubt diese Art der Datenerfassung keine Rückschlüsse auf den Zeitpunkt der Erstbesiedlung und ist daher nicht geeignet, die räumliche Dynamik der Ausbreitung zu analysieren. Gerade bei älteren Daten in den Fischartenkatastern der Länder bedeutet der Neunachweis einer gebietsfremden Fischart in erster Linie, dass dieses Gewässer in der entsprechenden Dekade untersucht wurde und nicht, dass die Art zu dieser Zeit erstmals auftauchte. Desweiteren wurden einmal im Kataster erfasste Gewässer nicht kontinuierlich weiter befischt, sondern bestenfalls in größerem zeitlichen Abstand erneut beprobt. Daher liegen für die meisten Vorkommen keine Informationen vor, ob diese Bestände auch aktuell bestehen oder wieder erloschen sind. Wiederholte und vergleichbare Studien einzelner Gewässer sind leider nur selten durchgeführt worden, z. B. in den innerstädtischen Fließgewässern Berlins (VILCINSKAS & WOLTER 1993, WOLTER et al. 2003). Auf Rasterebene bedeutet ein Hinzukommen oder Erlöschen eines Vorkommens zudem nicht automatisch, dass es sich dabei auch um korrespondierende Probenstellen handelt. Umgekehrt erstrecken sich manche Probestellen (Gewässer oder Gewässerabschnitte) auf mehrere Rasterfelder (v. a. größere Seen). Dies kann dazu führen, dass Einzelfunde dann in mehreren Rasterfeldern aufscheinen, da eine punktgenaue Zuordnung meist nicht möglich ist.

Auch in Großbritannien haben die Vorkommensnachweise für einheimische und für gebietsfremde Arten in den letzten Jahrzehnten in Summe zugenommen, während die relativen Anteile gebietsfremder Arten nahezu konstant geblieben sind. Bei den Artenzahlen gebietsfremder Fische gibt es jedoch einen signifikanten Anstieg in der Periode 1991–2000 (COPP et al. 2006).

Schließlich ist ein Großteil der betroffenen Arten mit den üblichen wissenschaftlichen Erfassungsmethoden (Elektrobefischung) nur schlecht nachweisbar. Dies gilt insbesondere für Bewohner großer Fließgewässer (z. B. Störartige, Grundeln) und großer bzw. kleiner Stillgewässer (z. B. Gras- und Silberkarpfen). Die Datenlage entspricht dann mitunter kaum der Realität, vor allem, wenn die Art bevorzugt in Gewässertypen vorkommt, die nicht standardmäßig bei Gewässergüteuntersuchungen oder anderen Untersuchungen erfasst werden (z. B. Schotter- und Fischeiche, Autümpel).

Die zwischen den Dekaden relativ stark schwankende Zahl der nachgewiesenen Vorkommen ist daher kaum als räumliche Ausbreitungsdynamik der Neozoen anzusehen, sondern entspricht vielmehr der Zahl der im jeweiligen Zeitabschnitt (neu) nachgewiesenen Vorkommen.

Die räumliche Auswertung und Darstellung erfolgt auf Basis von Rasterfeldern (3 x 5 Minuten) für die kumulative Anzahl der bekannten Vorkommen von gebietsfremden Fischarten. Bei dieser Auflösung wird das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland von 12.425 Rasterfeldern abgedeckt. Ob in einzelnen Feldern gar keine Gewässer enthalten sind, wurde nicht geprüft. Da zahlreiche Felder mehrere Gewässer und auch Fischnachweise enthielten, ist die Zahl der Rasterfelder mit Positivnachweisen für gebietsfremde Fischarten geringer, als die tatsächliche Zahl ihrer Vorkommen. Die Rasterfrequenzen für die verschiedenen Fischarten wurden als relativer Anteil der Rasterfelder mit positivem Nachweis dieser Art an der Gesamtzahl aller Rasterfelder auf deutschem Bundesgebiet ermittelt, ungeachtet dessen, ob in den jeweiligen Rasterfeldern im betrachteten Zeitintervall eine Beprobung stattfand oder nicht.

Daten zu Vorkommen gebietsfremder Fische Deutschlands wurden freundlicherweise von den

Fischereiverwaltungen der Bundesländer aus vorhandenen Befischungsstatistiken zur Verfügung gestellt. Darüber hinaus flossen unveröffentlichte Befischungsdaten und Fangnachweise des Instituts für Binnenfischerei Potsdam-Sacrow, des Leibniz-Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin, der ARGE Elbe und der Gesellschaft zur Rettung des Störs sowie zahlreicher Gutachten und Studien in die Arbeit ein. Weitere, insbesondere historische Informationen wurden aus den Fischartenkatastern der Länder digitalisiert (FÜLLNER et al. 1996, 2005, BRÄMICK et al. 1998, LEUNER et al. 2000, DUßLING & BERG 2001) sowie aus zahlreichen faunistischen Einzelinformationen entnommen (z. B. SCHULZ-KABBE 1957, BÖVING 1981, ARNOLD 1990), die oft primär nicht auf Neozoa fokussierten. Damit ist die vorliegende Datensammlung sicher die aktuell umfangreichste Übersicht zur Verbreitung gebietsfremder Fischarten in Deutschland, aber Anspruch auf Vollständigkeit kann sie nicht erheben.

Es ist unbedingt damit zu rechnen, dass die Bemühungen zur flächendeckenden Fischerfassung im Rahmen der WRRL-Umsetzung in wenigen Jahren eine erheblich verbesserte Datengrundlage für die Beurteilung der Entwicklung der Fischbestände in Deutschland und Österreich einschließlich der gebietsfremden Arten liefern.

In Österreich begannen Fischbestandserhebungen erst in den 1980er-Jahren und erreichten erst nach 1990 überhaupt nennenswerte Stichprobenzahlen. Da im Datensatz nur wissenschaftliche Bestandserhebungen enthalten sind, liegt hier ein grundlegender Unterschied zur Datenqualität in Deutschland vor. Das Bundesgebiet umfasst insgesamt 2.625 Rasterfelder. Vom Zeitraum 1971–1980 existieren nur 4 beprobte Rasterfelder, von 1981–1990 sind es 113. Diese Daten liefern daher nur ein lückenhaftes Bild über die Verbreitung von Neozoen in diesen Dekaden. Weitaus repräsentativer sind die Daten der letzten und laufenden Dekade (433 und 417 Rasterfelder). Insgesamt liefern die vorhandenen Daten Informationen aus 761 Rasterfeldern. Der kleinste Datensatz entfällt auf die Ökoregion „Südöstliches Alpenvorland“ mit insgesamt 25 beprobten Rasterfeldern, wohingegen der größte Datensatz mit 134 Rasterfeldern in der Ökoregion „östliche Nordalpen“ vorliegt.

Im Gegensatz zum deutschen Datensatz, ist jedoch, aufgrund der Restriktion verwendeter Daten (nur wissenschaftliche Bestandserhebungen), auch die jeweilige Anzahl zugrunde liegender Probestellen (Rasterfelder) bekannt. Somit kann, zusätzlich zu der für Deutschland errechneten Rasterfrequenz auch der Negativnachweis berücksichtigt werden und die Rasterfrequenz in Bezug auf die Anzahl beprobter Rasterfelder errechnet werden. Diese zweite Variante erlaubt eine bessere Beurteilung von Bestandsänderungen und ist repräsentativer wenn zeitliche Vergleiche angestellt werden, vorausgesetzt, dass Anzahl und Lage der beprobten Rasterfelder vergleichbar sind. In Österreich ist dies für die Dekaden 1991–2000 und ab 2001 der Fall.

Die Datensätze für Österreich entstammen folgenden Quellen:

- BOKU-IHG: Universität für Bodenkultur, Institut für Hydrobiologie & Gewässermanagement: Datenbank Fließgewässer.
- BAW-IGF: Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde: Datenbank Fließgewässer und Seen
- Manuell ergänzte Einträge von Daten des BOKU-IHG (Bestandserhebung Marchfeldkanal-Rußbach 2001-2002, *Neogobius*-Studie an der Donau 2001-2002, Bestandserhebung Obere Mur 2007)

2.3 Nicht berücksichtigte Arten

2.3.1 Regionale Fisch-Neozoen

Regionale Fisch-Neozoen sind Fischarten, denen es nicht möglich war, nacheiszeitlich alle Flusseinzugsgebiete einer Region zu besiedeln. Diese Arten sind in der Region zwar einheimisch, gehören aber nicht zur indigenen Fischfauna jedes einzelnen Gewässers oder Einzugsgebietes. Zu regional gebietsfremden Arten wurden und werden diese Arten durch die Ausbreitung durch den

Menschen, die bereits seit der Römerzeit praktiziert wird. So ist das Wissen um die Ursprünglichkeit von Fischvorkommen in Flusssystemen häufig begrenzt. Bekannte Beispiele sind vor allem die in jüngerer Zeit erfolgten und dadurch auch relativ gut dokumentierten Ansiedlungen von Welsen in der Elbe oder Zander und Rapfen im Rheineinzugsgebiet sowie von Maränen in zahlreichen Seen. Europäische Aale wurden und werden auch aktuell im Oberlauf der Donau ausgebracht und sind dort noch heute lokal sehr häufig, zählen aber nicht zur indigenen Fauna der Donau (vgl. auch HERZIG & HERZIG-STRASCHIL 2001).

Selbst bei wichtigen Wirtschaftsfischarten in großen Flüssen, für die vergleichsweise umfangreiche historische Quellen vorliegen, lässt sich die Frage der Ursprünglichkeit einer Fischart heute nicht immer zweifelsfrei klären. So liegen z. B. für das Vorkommen der Nase *Chondrostoma nasus* in der Elbe sehr kontroverse historische Beschreibungen vor, weshalb sich die Zugehörigkeit der Art zur indigenen Elbefischfauna heute nicht mehr klären lässt (WOLTER et al. 2004). Ähnliches kann auch für den Zander gelten. Zwar wird allgemein das Elbe-Einzugsgebiet als westliche Verbreitungsgrenze der Art gesehen, aber umfangreiche historische Recherchen ergaben keinen Nachweis der Art im Sächsischen Elbeabschnitt vor dem 16. Jahrhundert (FÜLLNER et al. 2005).

Deutlich komplizierter wird die Rekonstruktion der lokalen Ausbreitungsgeschichte bei Karpfenartigen Fischen, die häufig als Mischbesatz in die Gewässer eingebracht wurden. Auch dabei können regionale Fischfaunen auf Artniveau homogenisiert werden (auf das Einbringen nicht autochthoner Genpools durch Besatzmaterial oder transgene Fische wird an dieser Stelle nicht eingegangen). Belegen lässt sich dieser Austausch noch bei relativ aktuellen Ansiedlungen im Rhein, wie z. B. mit dem Zobel aus der Donau oder der Zährte aus der Weser.

Nur mit größtem Rechercheaufwand und unter Hinzuziehen phylogenetischer und phylogeographischer Analysen, lassen sich regionale Neozoen bei anglerisch und wirtschaftlich wenig interessanten Fischarten entdecken. So wird die Ursprünglichkeit des Weißflossen- oder Stromgründlings *Romanogobio belingi* (zuvor *Gobio albipinnatus*) für den Rhein wiederholt in Frage gestellt, aufgrund vielfältiger, traditioneller Besatzmaßnahmen mit unsortierten Karpfenartigen Fischen aus den verschiedensten Flusssystemen. Für gewisses Aufsehen sorgte auch die jüngst erfolgte Rekonstruktion der Ausbreitung des Bitterlings in Mittel- und Westeuropa durch VAN DAMME et al. (2007). Demnach hat diese Art ihr natürliches Verbreitungsgebiet in den unteren und mittleren Abschnitten von Donau, Dnjepr und Dnjestr, im Mittellauf der Wolga sowie im Don. Archaeozoische Vorkommen ließen sich für den Rhein bei Bingen, die Maas bei Namur und die Scheldt in Belgien belegen. Für das Odergebiet existiert ein früher Nachweis um 1526 aus Polen. In allen übrigen Gewässersystemen in Deutschland und Österreich wurde der Bitterling erst im 18. Jahrhundert häufig und wäre dort als regionales Neozoon zu werten (VAN DAMME et al. 2007), was zu Konflikten hinsichtlich seiner Listung im Anhang II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EEC) führt. Die Frage, ob *Gasterosteus aculeatus* zumindest in Teilen von Österreich als einheimische Art zu werten ist, kann im Rahmen dieses Projektes nicht geklärt werden. In der aktuellen Roten Liste der Fische Österreichs wird die Art als gebietsfremd aufgefasst (WOLFRAM & MIKSCHI 2007). Nach KOTTELAT & FREYHOF (2007) kommt *G. aculeatus* gar nicht in Österreich vor und die Meldungen betreffen *G. gymnurus*, der in weiten Teilen Deutschlands als heimisch, in der oberen Donau jedoch als gebietsfremd angesehen wird. Auch *Pungitius pungitius* ist nach KOTTELAT & FREYHOF (2007) ein regionales Neozoon, einheimisch in weiten Teilen Deutschlands, jedoch gebietsfremd im Donaueinzugsgebiet. Nach HAUER (2007) gehen die Vorkommen beider Stichlingsarten in Österreich auf Freisetzungen durch Aquarianer zurück.

Aus pragmatischen Gründen werden daher in dieser Bearbeitung keine regionalen Neozoen berücksichtigt, mit Ausnahme der nur im Donaueinzugsgebiet einheimischen Störarten in anderen Flüssen sowie der Marmorierten Grundel *Proterorhinus semilunaris*.

2.3.2 Wieder verschwundene Fisch-Neozoen

In den verschiedenen Neozoen-Listen werden regelmäßig Arten genannt, die in Gewässer verbracht

wurden, sich aber nicht etablieren konnten bzw. nicht weiter besetzt wurden und heute wieder verschwunden sind (Tab. 2).

Das betrifft z. B. die nordamerikanischen Sonnenbarscharten der Familie Centrarchidae, mit denen Ende des 19. Jahrhunderts experimentiert wurde, die aber die in sie gesetzten fischereilichen Erwartungen nicht erfüllen konnten. Die meisten dieser Arten verschwanden wieder, nachdem bis in die 1970er-Jahre erfolglos versucht wurde, sie in verschiedenen Flussgebieten anzusiedeln (ARNOLD 1990, LELEK & BUHSE 1992). So taucht beispielsweise der Grüne Sonnenbarsch *Lepomis cyanellus* regelmäßig in Listen der (eingebürgerten) Neozoen Deutschlands auf (LELEK & BUHSE 1992, GEITER et al. 2002). Seit den 1980er-Jahren wurde aber kein Fund eines Exemplars dieser Art mehr bekannt. Für den regelmäßig zitierten Fundort „Raum Frankfurt/Main“ lagen bereits 1984 seit zehn Jahren weder Meldungen noch Belege der Art vor (LELEK, schriftl. Mitt. in ARNOLD 1990). Mit hoher Wahrscheinlichkeit sind alle Nennungen von *L. cyanellus* auf das einzige plausible Vorkommen der Art in Deutschland zurückzuführen: die Kiesgrube Bauschheim im Rhein-Main-Gebiet, wo die Art Ende der 1960er-Jahre wiederholt nachgewiesen wurde (FLINDT & HEMMER 1969). Auch der Schwarzbarsch *Micropterus dolomieu* konnte sich in Deutschland offensichtlich nicht halten, der Status in Österreich ist umstritten (NEHRING et al. 2010).

Eine weitere Gruppe der wieder verschwundenen Fisch-Neozoen bilden die Großsalmoniden aus der Gattung der Pazifischen Lachse. Zwar gehört mit der ab 1882 eingeführten Regenbogenforelle auch die heute am weitesten verbreitete und in Deutschland und Österreich wirtschaftlich bedeutendste gebietsfremde Fischart in diese Gattung, aber sie ist die einzige der *Oncorhynchus*-Arten, die die fischereilichen Erwartungen erfüllt. Die übrigen Lachsarten wurden Anfang bis Mitte des 20. Jahrhunderts wiederholt besetzt und in der Aquakultur genutzt, jedoch ohne nennenswerte Erfolge, weshalb sie auch sehr schnell wieder verschwanden. Nach Österreich wurde der Silberlachs (*O. kisutch*) erst 1975 aus wirtschaftlichen Überlegungen importiert und in kleineren Stillgewässern besetzt. Er gilt in Österreich als etabliert (MIKSCHI 2002), wobei die Vorkommen jedoch lokal begrenzt sind (HONSIG-ERLENBURG & PETUTSCHNIG 2002, MIKSCHI 2005).

GEITER et al. (2002) zählen noch weitere, mittlerweile wieder verschwundene Fischarten auf (Tab. 2), mit denen nachweislich in der Aquakultur experimentiert wurde, die aber mit größter Wahrscheinlichkeit in Deutschland nie in offenen Gewässern etabliert waren, wie z. B. Schwarzer Amur und Amerikanischer Maifisch. Für andere als verschwunden genannte Fischarten, wie z. B. die Mittelmeerbarbe oder den japanischen Teichstint ließen sich keine schlüssigen Hinweise auf ihre Ausbreitungsgeschichte finden. Die Nennungen beruhen möglicherweise auf bereits länger zurückliegenden Einzelfunden.

MIKSCHI (2002) führt für Österreich vier gebietsfremde Arten an, deren Bestände als erloschen gelten: die Tiberbarbe (*Barbus plebejus*) und drei Arten von Zahnkarpfen (Guppy – *Poecilia reticulata*, Platy – *Xiphophorus maculatus* und Schwertträger – *X. hellerii*), die alle in früheren Jahrzehnten an einem einzigen Standort, der Thermalquelle Warmbad Villach, festgestellt wurden. Bei aktuellen Erhebungen wurden zumindest wieder Guppys festgestellt (HONSIG-ERLENBURG 2004).

2.3.3 Aquarienfische

Meldungen tropischer Aquarienfische, Piranhas und sonstiger Exoten beruhen zum Teil auf Einzelfängen, wie z. B. der Fang eines Zitterwelses am Kraftwerk Reuter in Berlin 1965 (SCHRÖDER 1965). Heiße Quellen und warme Einleiter stellen Refugien für das Überleben dieser wärmeliebenden Arten in unseren Breiten dar. Daher sind die Populationen von Warmwasser-Arten regional auf diese Sonderstandorte begrenzt und häufig auch zeitlich beschränkt. So ist das Erlöschen der Zahnkarpfen- und Tiberbarben-Populationen im Warmbad Villach, Kärnten, auf Gewässerumlegungsarbeiten zurückzuführen (MIKSCHI 2002). Wie eine Befischung im Jahr 2003 aber gezeigt hat, werden Zierfische regelmäßig in diesem Gewässer freigesetzt: Festgestellt wurden Juwelen-Buntbarsche (*Hemichromis letourneauxi*), Guppys und ein ausgewachsenes Exemplar der Gattung *Tilapia* (HONSIG-ERLENBURG 2004). Das Ausbreitungs- und Invasionspotential dieser Arten für Deutschland und

Österreich wird aber wegen der Bindung an Sonderstandorte als gering eingeschätzt.

Insbesondere in urbanen und stadtnahen Gewässern kommt es verstärkt zum Freilassen von Zierfischen, die sich dann für eine mehr oder weniger lange im Gewässer behaupten (direkt abhängig vom vorhandenen Hecht- und Barschbestand) und in dieser Periode auch unregelmäßig nachgewiesen werden können (COPP et al. 2005). Das Auftreten der Arten beschränkt sich in der Regel auf die Vegetationsperiode, da diese Arten den mitteleuropäischen Winter im Freiland nicht überleben können.

2.3.4 Lokal etablierte Fisch-Neozoen

Ebenfalls nicht für eine vertiefende Analyse ausgewählt wurden nachfolgende etablierte Neozoen mit rückgängiger Ausbreitungstendenz bzw. Einzelvorkommen.

Goldfisch *Carassius auratus* (Linnaeus, 1758)

Die Angaben zur Ersteinführung des Goldfisches in Europa schwanken um mehr als 100 Jahre, zwischen 1611 und 1728. In England erfolgte sie mit hoher Wahrscheinlichkeit 1691 (Pennant 1776, zitiert in LEONHARDT 1913), wobei nicht mehr aufzuklären war, ob portugiesische Seefahrer die Art bereits zuvor in Portugal einbürgerten und die Einfuhr von diesem Bestand erfolgte (LEONHARDT 1913). Ein größerer Import aus China durch P. Worth 1728 begründete die englische Goldfischzucht, die sich Mitte des 18. Jahrhunderts auf den europäischen Kontinent ausdehnte (LEONHARDT 1913) und um 1780 auch Deutschland erreichte (PIECHOCKI 1990). 1776 war der Goldfisch in England eingebürgert und pflanzte sich in offenen Gewässern fort (Pennant 1776, zitiert in LEONHARDT 1913). Im Laufe des 19. Jahrhunderts wurde der Goldfisch auch in Deutschland und Österreich immer beliebter (PIECHOCKI 1990). Ende des 19. Jahrhunderts verlagerte sich die Zucht der Goldfische zunehmend nach Deutschland (LEONHARDT 1913). Um 1860 wurden durch von SIEBOLD (1863) „Karauschen“ in kleineren natürlichen Stillgewässern in Bayern nachgewiesen, bei denen es sich sehr wahrscheinlich um frei lebende Goldfische gehandelt hat (vgl. auch PELZ 1987).

Heute werden Goldfische in jedem Bau- oder Gartenmarkt angeboten und insbesondere in innerstädtischen und häufig frequentierten Parkgewässern regelmäßig ausgesetzt. Offizielle bzw. genehmigte Besitzmaßnahmen mit dieser Art in offenen Gewässern erfolgen aber bereits seit Jahrzehnten nicht mehr. Kalte Wintertemperaturen begrenzen die Verbreitung der Art, weshalb die seit einigen Jahren praktizierte Limitierung der Höchsttemperaturen für Warmwassereinleitungen die Hauptursache für den zu beobachtenden Rückgang der Art zu sein scheint.

Die taxonomische Stellung des Goldfisches bereitet gewisse Probleme bei der Analyse bestehender Daten: manchmal wird die Bezeichnung *C. auratus* synonym für den Giebel (*C. gibelio*), eine einheimische Art, verwendet. Mit *C. auratus* sollte jedoch ausschließlich die aus Asien importierte Zierfisch-Variante bezeichnet werden. KOTTELAT & FREYHOF (2007) gehen von getrennten Vorkommen von *C. auratus* und *C. gibelio* aus und rechtfertigen damit den Artstatus für beide Formen. Unmittelbar nach der Errichtung des Marchfeldkanals bei Wien kam es zum massiven Auftreten von Goldfischen (vermutlich Besatz), die sich in weiterer Folge mit den Wildfischbeständen des Giebels kreuzten, was zu einer großen Farbenvielfalt führte (Wiesner, eigene Beobachtung). Durch selektiven Räuberdruck verschwanden die bunten Formen jedoch fast vollständig innerhalb weniger Jahre.

Asiatischer Schlammpeitzger *Misgurnus anguillicaudatus* (Cantor, 1842)

Der Asiatische Schlammpeitzger wurde 1897 erstmals nach Deutschland für Aquarienhaltung eingeführt (ARNOLD & AHL 1936). Auf Grund seiner unspektakulären Lebensweise in dicht bepflanzten Aquarien mit Schlammboden ist er jedoch selten zu sehen, so dass die Art sehr wahrscheinlich jahrzehntelang nur ein Nischenprodukt war. Heute wird die Art jedoch in größerem Umfang für den Aquaristik- und vor allem Gartenteichbedarf importiert, so dass von dort auch zunehmend Tiere in die

Gewässer gelangen können. Die Tiere sind winterhart und vermehren sich im Freiland. 1990 wurden die ersten frei lebenden Asiatischen Schlammpeitzger in dem hessischen Naturschutzgebiet Gravensbruch nachgewiesen (FREYHOF & KORTE 2005). 2002 wurden dort im Rahmen einer Amphibienuntersuchung überraschenderweise weitere 43 Individuen gefangen (FREYHOF & KORTE 2005). Es stellte sich heraus, dass die Fisch-Art im Rahmen eines Auen-Revitalisierungsprojektes an der Fulda versehentlich ausgesetzt worden war und sich etabliert hat (Freyhof, mdl. Mittlg. 2005). Ziel war eigentlich die Wiederansiedlung des stark gefährdeten einheimischen Schlammpeitzgers *Misgurnus fossilis*, jedoch ist indigenes Besatzmaterial für wirtschaftlich nicht genutzte Kleinfischarten kaum über den Fischhandel zu beziehen. 1997 wurde auch eine lokale Population des Asiatischen Schlammpeitzgers am Niederrhein in der Nähe von Mönchengladbach nachgewiesen, weiterhin sind Einzelfunde z. B. 1995 aus der Nahe bekannt (DÖNNI & FREYHOF 2002).

Amerikanischer Zwerghundsfisch *Umbra pygmaea* (DeKay, 1842)

Nachdem 1898 der amerikanische Zwerghundsfisch erstmals nach Deutschland importiert worden ist (ARNOLD & AHL 1936), erlangte die Art im ersten Drittel des 20. Jahrhunderts offenbar als Aquarienfisch einige Bedeutung (ARNOLD 1990). Oft wurde dabei von *U. krameri* oder *U. lacustris* gesprochen, aber schon KÖHLER (1907) wies nach, dass es sich dabei in der Regel um *U. pygmaea* handelte. DUNCKER (1939) gibt mit der Angabe „vor rund 20 Jahren“ einen ersten freilebenden Fund von *Umbra* sp. bei Neumünster an; es hat sich hierbei nach GEITER et al. (2002) sehr wahrscheinlich um *U. pygmaea* gehandelt. Weitere Funde aus Norddeutschland waren 1924 in Hamburg-Hummelbüttel und 1934 an der Mündung der Ilmenau (DUNCKER 1939). GAUMERT (1981, zitiert in ARNOLD 1990) nennt Vorkommen von *U. pygmaea* aus Torfstichen in Niedersachsen, dem Einzugsgebiet der Aller nordöstlich von Hannover und der Elbmarsch westlich von Hamburg. LELEK & BUHSE (1992) zählen den Amerikanischen Hundsfisch als nur im Rheindelta nachgewiesene Fischart auf, wo er lokal verbreitet sein soll (DÖNNI & FREYHOF 2002). Daneben nennen DÖNNI & FREYHOF (2002) einen Nachweis aus dem Main-Einzugsgebiet um 1985. Drei Vorkommen existieren aktuell in Hamburg: in der Wedeler Au mit Nebengewässern, im Rissener und im Schnakenmoor. Insgesamt führen GEITER et al. (2002) zehn Fundpunkte auf. Gelegentlich wird auch das Jahr 1891 als Ersteinführungsjahr für den amerikanischen Zwerghundsfisch nach Deutschland angegeben. Damals brachte der Sohn des bekannten Fischzüchters von dem Borne unter anderem zwei große „Hundsfische“ aus Amerika mit, bei denen es sich aber nachweislich um lebende Exemplare von *Amia calva* (Kahlhecht, Schlammfisch) gehandelt hatte (ANONYMUS 1891).

Peipus-Maräne *Coregonus maraenoides* Polyakov, 1874

1904 erhielt der Bayerische Landesfischereiverein erstmals 200.000 Eier der Peipus-Maräne, die im russischen Peipussee vorkommt. Es konnten daraus ca. 30.000 Jährlinge erzüchtet werden, die größtenteils in den Boden-, Ammer-, Starnberger- und Chiemsee eingesetzt wurden. Der Versuch wurde 1905 wiederholt (HOFER 1905). Nach THIENEMANN galt 1933 die Peipusmaräne im holsteinischen Kellersee schon seit Jahrzehnten als eingebürgert. LENZ (1948) erwähnt Besatzmaßnahmen mit der Peipus-Maräne im Großen und Kleinen Plöner See sowie im Vierer See. Zwei Nachweise aus Schleswig-Holstein und ein Nachweis aus Mecklenburg-Vorpommern zwischen 2003 und 2005 werden durch FREYHOF (unpubliziert) dieser Großmaränenart zugeordnet.

Da der gesamte Formenkreis der großen Maränen Anfang bis Mitte des 20. Jahrhunderts intensiven Besatz- und Ansiedlungsversuchen in den verschiedensten Seen Deutschlands unterworfen war, aber erst aktuell damit begonnen wurde ihre Taxonomie und Verbreitung wissenschaftlich zu bearbeiten, lässt sich die Ausbreitungsgeschichte der Peipus-Maräne nicht mehr eindeutig rekonstruieren. Lediglich das Ursprungsgebiet, der Peipussee in Osteuropa, scheint gesichert. Insbesondere in Seen wurden Großmaränen in der Vergangenheit oft als Formenkreis unter dem Sammelnamen *Coregonus lavaretus* erfasst, was die Rekonstruktionsmöglichkeit der Verbreitung einzelner Arten erheblich einschränkt.

Peledmaräne *Coregonus peled* (Gmelin, 1788)

1960 wurden erstmals in die ehemalige DDR 50.000 befruchtete Eier der Peledmaräne aus der damaligen Sowjetunion eingeführt und in wenigen Tagen erbrütet (MÜLLER 1969). Die geschlüpfte Brut wurde in den Godna-See, in den Stockteich und in den Eichenteich ausgesetzt. 1961 wurden wiederum 50.000 importierte Eier erbrütet und in den Godna-See und den Großen Wuck-See ausgesetzt (MÜLLER 1969). In den folgenden Jahren wurden mehrere Millionen Eier aus der Sowjetunion eingeführt, um einen eigenen Laichfischbestand aufzubauen (MÜLLER 1969). So kam 1963 erstmals Peledmaränenbrut in die Litschiner Teiche bei Hoyerswerda und in Teiche bei Wermsdorf, Machern und Müglenz (FÜLLNER et al. 2005). In einigen Teichen gelang es, nach zwei Jahren Laichfische abzustreichen und Brut zu gewinnen, allerdings setzte sich die Art in der fischereilichen Praxis nicht durch. 1993 und 1999 im Prossener Elbhafen gefangene Exemplare sind mit hoher Wahrscheinlichkeit aus tschechischen Teichanlagen entwichen oder ausgesetzt worden (FÜLLNER et al. 2005). Dafür spricht, dass, neben dem am 09.05.1999 im Prossener Hafen gefangenen Exemplar, am 24.06.1999 rund 320 km stromab ein weiteres Exemplar in der Elbe unterhalb von Magdeburg gefangen wurde (Institut für Binnenfischerei, Potsdam Sacrow). Im April 2000 wurden eine Million aus Polen importierte Brütlinge im Kulkwitzer See bei Leipzig besetzt, um die Eignung der Art für die fischereiliche Bewirtschaftung der Braunkohle-Restgewässer zu untersuchen (FÜLLNER et al. 2005). Nach KOTTELAT & FREYHOF (2007) und FREYHOF (2009) kommt *C. peled* aktuell nicht in Deutschland vor. Eine Nachsuche zur Klärung des Status der Art in Deutschland ist notwendig.

Lokale Besatzmaßnahmen mit Coregonen unterschiedlicher, manchmal unbestimmter Herkunft finden auch in Österreich statt, z. B. im Millstätter See und Weißensee (HONSIG-ERLENBURG & PETUTSCHNIG 2002, WOLFRAM & MIKSCHI 2007). Angeblich wurden Peledmaränen im Feldsee (Kärnten) besetzt (Honsig-Erlenburg, pers. Mitt. in WOLFRAM & MIKSCHI 2007).

Silberlachs *Oncorhynchus kisutch* (Walbaum, 1792)

Der Silber- oder Koholachs (*O. kisutch*) wurde 1975 aus wirtschaftlichen Überlegungen nach Österreich importiert und in kleineren Stillgewässern besetzt; die Art erlangte aber nur lokal in Kärntner Seen und Stauseen Bedeutung (KÖCK 1978, HONSIG-ERLENBURG & PETUTSCHNIG 2002, MIKSCHI 2002, 2005). 1974 wurde die Art erstmals nach Deutschland für Aquakulturzwecke importiert (WELCOMME 1988). Besatzmaßnahmen bzw. freilebende Funde sind bisher nicht bekannt.

Störe (Acipenseridae)

Eine Etablierung der gebietsfremden Störe in Deutschland ist möglicherweise noch nicht erfolgt, da bisher Belege für geschlechtsreife Tiere fehlen. Mit zunehmender Größe der nachgewiesenen Fische steigt aber die Wahrscheinlichkeit, dass sie die Geschlechtsreife erlangen und sich etablieren können. Die in Tabelle 1 genannten *Acipenser*-Arten (mit Ausnahme von *A. transmontanus* und *A. baerii*) sind im Donau-Einzugsgebiet einheimisch, dort aber zum Teil bereits ausgestorben.

Im Zeitraum 1981–2000 wurden 320 Fänge von gebietsfremden Stören und Störhybriden bekannt, wobei rund 90 % der Meldungen aus niederländischen, deutschen und polnischen Küstengewässern sowie den großen Flüssen Elbe, Oder, Rhein und Weser stammten (ARNDT et al. 2002). Seit 1991 nahmen sowohl Anzahl der gemeldeten Fische, als auch die Zahl der gemeldeten Arten dramatisch zu. Waren es im Zeitraum 1981–1990 noch 17 gebietsfremde Störe (10 *A. baerii*, 1 *A. ruthenus*, 6 nicht identifiziert), so wurden zwischen 1991–2000 insgesamt 303 Fänge von acht Arten und Hybriden bekannt (ARNDT et al. 2002). Mit 81 Fängen war *A. baerii* die häufigste Störart, gefolgt von *A. gueldenstaedtii* mit 20 Individuen. In diesen Zahlen nicht enthalten sind 40 *A. baerii*, die allein im Jahr 1997 am Einlaufrechen des Kraftwerks Brunsbüttel (Elbe) abgesammelt wurden (J. Gessner, mdl. Mittlg.). Die bekannt gewordenen Fänge repräsentieren nur einen Bruchteil der geschätzten Besatzmaßnahmen. So nennen ARNDT et al. (2002) für die Ems 500 besetzte Störe (Wiederfang 10), für die Weser 1000 (3), die Elbe 3000 (136) und die Oder 18.000 (109), letztgenannte Besatzzahl

korrigiert nach GASSNER et al. (2006).

Amerikanischer Seesaibling *Salvelinus namaycush* (Walbaum, 1792)

1883 wurde der Amerikanische Seesaibling erstmals nach Deutschland eingeführt (ANONYMUS 1883). Im gleichen Jahr erfolgten Besatzmaßnahmen mit 10.000 Brütlingen im Walchensee und mit 2.000 Brütlingen im Kesselsee bei Wasserburg am Inn (SCHMID 1969). 1884 wurde der Kochelsee mit 22.350 Brütlingen besetzt (SCHMID 1969). Nach KOTTELAT & FREYHOF (2007) und FREYHOF (2009) kommt *S. namaycush* aktuell nicht in Deutschland vor. Eine Nachsuche zur Klärung des Status der Art in Deutschland ist notwendig.

1962 wurde diese Art erstmals in Österreich (Schwarzsee, Vorarlberg) besetzt. Weitere Vorkommen sind aus Kärnten (1979 im Galgenbichl- und Gößkar-Speichersee besetzt; im Falkertsee und im Rottauer Möllstau) und Salzburg (Wolfgangsee) bekannt (AMANN 1989, HAUER 1996, HONSIG-ERLENBURG & PETUTSCHNIG 2002, MIKSCHI 2002, 2005). Während der Bachsaibling in Österreich in der Forellenregion weit verbreitet ist, kommt der Amerikanische Seesaibling somit nur lokal in wenigen Seen und Stauseen vor. Die in der Fischzucht erhältlichen Kreuzungen zwischen Bachsaibling und Amerikanischen Seesaibling wurden ebenfalls in Kärnten eingeführt (z. B. im Falkertsee) (HONSIG-ERLENBURG & PETUTSCHNIG 2002).

Östlicher Moskitofisch *Gambusia holbrooki*

Der Östliche Moskitofisch stammt aus dem Südöstlichen Nordamerika und wurde weltweit in vielen Ländern zur Kontrolle von Moskitopopulationen eingeführt (PYKE 2005). Die Effektivität dieser Kontrolle wird aber angezweifelt (z. B. LLOYD et al. 1986). Die nahe verwandte Art *Gambusia affinis* (Koboldkärpfling) wurde weltweit in 62 Ländern eingeführt und hat sich in 55 Ländern etabliert (89 % Etablierungserfolg); aus 7 Ländern werden negative ökologische Auswirkungen berichtet (CASAL 2006). Nach KOTTELAT & FREYHOF (2007) handelt es sich bei den europäischen Vorkommen von „*Gambusia affinis*“ um *G. holbrooki*. PYKE (2005) bietet einen umfassenden Überblick zur Biologie beider Arten. *G. holbrooki* wurde 1898 als Aquarienfisch erstmals nach Deutschland eingeführt (ARNOLD & AHL 1936). HILDEBRAND (1931) führt die Art für Deutschland an, ohne jedoch Einzelheiten zu nennen. Wahrscheinlich handelt es sich nur um den Hinweis auf Importe. 1978 wurden 300 Exemplare zur Bekämpfung von Stechmücken in verschiedene Gewässer am Oberrhein ausgesetzt, die bei einer Nachsuche 1979 nicht wieder aufgefunden werden konnten (KINZELBACH & KRUPP 1982). Die Art wird bis heute in Deutschland aber hin und wieder festgestellt, über die genaue Verbreitung und Einfuhrgeschichte ist jedoch nichts bekannt (ARNOLD 1987, TROSCHER 2008). Der Status der Art ist aktuell unbekannt.

Fünfstacheliger Stichling *Culaea inconstans* (Kirtland, 1840)

Der Fünfstachelige oder Bachstichling ist nur von einem einzigen Fundort, einem kleinen Bach des oberen Inn östlich von München bekannt, wo er um 1995 von einem Freund der Aquaristik ausgebracht wurde und sich etablieren konnte. Seit mehreren Jahren soll das Vorkommen aber nicht mehr bestätigt worden sein (J. Freyhof, mdl. Mittlg.).

Forellenbarsch *Micropterus salmoides* (Lacepède, 1802)

Der bekannte Fischzüchter Max von dem Borne erhielt im Februar 1883 erstmals 45 2–3 cm lange Forellenbarsche aus dem Greenwood Lake bei New York. Bis zum Frühjahr 1884 überlebten zehn davon, die 1885 geschlechtsreif wurden und ablaichten. Seit dieser Zeit gelangen regelmäßige Nachzuchten, von denen „viele Forellenbarsche“ an Fischzüchter in Deutschland und Europa abgegeben wurden (VON DEM BORNE 1894). Besonders erfolgreich nachgezüchtet wurden Forellenbarsche auch in den Wittingauer Teichen in Böhmen, von wo aus ein Hochwasser 1890 eine

große Zahl der Tiere in Moldau und Elbe gespült hat (VON DEM BORNE 1894). Seit 1895 wurden mindestens 10 Jahre lang zahlreiche Flüsse und Seen Bayerns mit Forellenbarschjährlingen mehr oder weniger ausgiebig besetzt (ANONYMUS 1905). In diesem Zeitraum wurden auch Forellenbarsche in die Altwässer des Rheins im Bereich der Pfalz ausgebracht (ANONYMUS 1905). In Österreich wurden im April 1887 erstmals 11 Forellenbarsche importiert und direkt im alten Donaubett bei Wien besetzt (ANONYMUS 1887). 1911 gelangten in Österreich durch einen Dammbuch der Schlossteiche in Velden Forellenbarsche verschiedener Altersklassen unabsichtlich in den Wörthersee (HONSIG-ERLENBURG & PETUTSCHNIG 2002).

Der Forellenbarsch wird verschiedentlich als eingebürgerte Art aufgeführt (LELEK & BUHSE 1992, GEITER et al. 2002, MIKSCHI 2002), was in Deutschland wahrscheinlich auf ältere Nachweise aus zwei oberbayerischen Seen (Hofstätter See und Rinssee) durch TEROFAL (1977) bzw. aus dem Niederrhein durch BÖVING (1981) zurückzuführen ist. In Österreich existieren etablierte Populationen im Wörthersee, Hafnersee, Keutschacher See, im Forstsee und eventuell im Hörzendorfer See (HONSIG-ERLENBURG & PETUTSCHNIG 2002). Die Art wurde in 72 Länder eingeführt und gilt in 49 davon als etabliert, aus 8 Ländern (11 %) werden negative ökologische Auswirkungen beschrieben (CASAL 2006).

Buntbarsche *Hemichromis* spp.

Die auf Besatz durch Aquarianer zurückgehenden Vorkommen sämtlicher Vertreter der überwiegend tropisch verbreiteten Cichlidae im Warmbad Villach sind gegenwärtig stabil (SPINDLER 1995, HONSIG-ERLENBURG 2001, WOLFRAM & MIKSCHI 2007).

2.3.5 Nicht etablierte, lokal (in D oder Ö) vorkommende Fisch-Neozoen

Löffelstör *Polyodon spathula* (Walbaum, 1792)

Der aus dem Mississippi-Gebiet Nordamerikas stammende Löffelstör wird seit Ende der 1980er-Jahre für Aquakultur zur Produktion von Besatzfischen für Angel- und Gartenteiche nach Deutschland importiert (DBT 2005, HEERZ 2009). In Österreich wird die Art unregelmäßig in Stillgewässern besetzt. Im Herbst 1996 wurde der Löffelstör in der Aschbach bei Eferding erstmals für Österreich freilebend nachgewiesen (ZAUNER 1997). Es sind bislang keine reproduzierenden Populationen im Bezugsgebiet bekannt. In der unteren Donau, zwischen Fluss-km 426 in Bulgarien und 862 in Serbien, wurden in den letzten Jahren einzelne Exemplare festgestellt, die vermutlich aus Fischteichen entkommen sind (SIMONOVIĆ et al. 2006). Diese Art erreicht über 2 m Körperlänge und kann bis zu 40 Jahre alt werden. Der Löffelstör besitzt einen speziellen Filterapparat (Kiemenreusen), mit dem er Zooplankton filtriert.

Amerikanischer Aal *Anguilla rostrata* (Le Sueur, 1817)

In einer genetischen Untersuchung von 2735 Tieren, die aus Aquakulturanlagen und aus natürlichen Gewässern in Europa stammten, wurden von FRANKOWSKI et al. (2009) neben dem Europäischen Aal auch Individuen des Amerikanischen Aals festgestellt. Alle Nachweise von *A. rostrata* stammten dabei aus Deutschland: 40 Exemplare kamen aus der Aquakultur, 44 Exemplare wurden in Fließgewässern gefangen. Es wird vermutet, dass zwischen 1998 und 2002 Besatzmaßnahmen mit Glasaalen in Deutschland oder angrenzenden europäischen Staaten stattgefunden haben, die aus Amerika stammten (FRANKOWSKI et al. 2009).

Schwarzer Amur *Mylopharyngodon piceus* (Richardson, 1846)

Der aus den großen chinesischen Flüssen (z. B. Jangtse, Amur) stammende Schwarze Amur wurde um 1960 nach Europa importiert. Motivation war die Dezimierung unerwünschter Wasserschneckenbestände, die seine Hauptnahrung darstellen (HAUER 2007). 1970 wurde die Art

erstmals für Aquakultur nach Deutschland importiert (WELCOMME 1988), frei lebende Funde sind bis heute aber nicht bekannt geworden. In Österreich liegen nur wenige Informationen über Besatzmaßnahmen in der Donau (Wachau, Altenwörth) und in einem Teich bei der Riegersburg vor (MIKSCHI 2002, 2005).

Schwarzbarsch *Micropterus dolomieu* Lacepède, 1802

1883 wurden durch den bekannten Fischzüchter Max von dem Borne sieben Exemplare des Schwarzbarsches gemeinsam mit 45 Exemplaren des Forellenbarsches (*M. salmoides*) nach Deutschland importiert, weitergezüchtet und an lokale Fischzuchten verteilt (VON DEM BORNE 1883). 1888 wurden rund 15 laichfähige Tiere in den so genannten Entenfang bei Brühl zum Zwecke natürlicher Züchtung eingesetzt (ANONYMUS 1888). Die Art konnte sich aber in Deutschland nicht durchsetzen. In Österreich wurden im April 1887 neben Forellenbarschen (s.o.) auch erstmals 11 Schwarzbarsche importiert und direkt im alten Donaubett bei Wien besetzt (ANONYMUS 1887). MIKSCHI (2002) stuft die Art in Österreich aktuell als nicht etabliert ein, PROCHINIG et al. (2001) berichten jedoch von vereinzelt Nachweisen im Völkermarkter Draustau. Aus Deutschland liegen nur historische Angaben vor, so dass die Art dort vermutlich aktuell nicht mehr wild lebend vorkommt.

2.3.6 (Noch) nicht vorkommende Fisch-Neozoen

Prognosen, welche gebietsfremden Fische sich in naher Zukunft in Deutschland und Österreich etablieren werden, sind kaum möglich. Ausbreitungsvorgänge in unmittelbar angrenzenden Regionen bzw. in ganz Europa erlauben aber gewisse Rückschlüsse. So gibt es keinen Grund anzunehmen, dass die aktuelle Ausbreitung der Amurgrundel (*Percottus glenii*) in Europa zum Stillstand kommen wird. Diese Art wird – früher oder später – auch Deutschland und Österreich erreichen und für sie wurde deshalb ein Steckbrief erstellt.

An dieser Stelle sei auch auf die aktuellen Nachweise des Japanischen Giebels (*Carassius langsdorfii*) in der Tschechischen Republik hingewiesen (KALOUS et al. 2007). Die Art oder Unterart des Goldfisches (*C. auratus langsdorfii*) wurde vermutlich unabsichtlich mit Besatzmaterial in die obere Elbe eingeschleppt.

Wie im folgenden noch näher erläutert wird, birgt sowohl jede Nutzung einer neuen gebietsfremden Art in der Aquakultur, als auch die Zierfischhaltung in Gartenteichen und das „tierfreundliche“ Aussetzen z. B. zu groß gewachsener Aquarienbewohner das Potenzial, die Neuansiedlung einer gebietsfremden und möglicherweise invasiven Fischart zu begründen.

3 EINFÜHRUNGS- UND AUSBREITUNGSWEGE

HULME et al. (2008) analysieren sechs prinzipielle Einführungswege für Neozoen: 1) absichtliche Einführung und Ausbringung, Besatz, 2) absichtliche Einführung, z. B. für Aquakultur und Entweichen aus Haltungseinrichtungen, 3) unbeabsichtigte Einführung als Verunreinigung, Verschmutzung, 4) unbeabsichtigtes Einschleppen mit einem Transportvektor, 5) Einwandern entlang menschlicher Infrastruktur, Korridore die natürlich isolierte Gebiete verbinden, 6) natürliche Ausbreitung etablierter Neozoen aus Regionen in denen sie gebietsfremd sind. Sowohl für terrestrische als auch für aquatische Wirbeltiere sind die absichtliche Einführung und die direkte Ausbringung in natürliche Lebensräume der wichtigste Einführungsweg. Das Entweichen aus Aquakulturanlagen bzw. das Freilassen lebener Köder ist vor allem in aquatischen Systemen relevant (HULME et al. 2008). Die Mehrheit der Arten (62,5 %) wurde nur über einen einzigen Einführungsweg verbreitet, aber für 5,6 % sind drei oder mehr Vektoren relevant (HULME et al. 2008).

Fast alle in Deutschland als Neozoen wild lebend auftretende bzw. aufgetretene Wirbeltiere wurden absichtlich eingeführt und direkt ausgesetzt (145 Arten) oder sind als Heim- bzw. Haustiere später unabsichtlich entwichen (152 Arten) (GEITER et al. 2002). Häufig treten bei einer Art auch beide Faktoren gemeinsam auf.

Fischbesatz zur Hebung der Ertragsfähigkeit von Gewässern hat eine sehr lange Tradition und ist noch heute das Hauptinstrument der fischereilichen Gewässerbewirtschaftung. In einem weltweiten Vergleich werden große Unterschiede im Besatz erkennbar, z. B. zwischen den Kontinenten (72 % des Besatzes mit Sonnenbarschen erfolgt in Europa, aber nur 6 % des Besatzes mit *Tilapia* sp.) oder im Etablierungserfolg (über 90 % für den Sonnenbarsch, 11–27 % für Graskarpfen und Silberkarpfen) (GARCÍA-BERTHOU et al. 2005). Seit der Römerzeit, aber vor allem seit dem Mittelalter werden in Deutschland und Österreich Fische aus wirtschaftlichen Gründen in größerem Umfang aus- und umgesetzt (HOFFMANN 1994). Es ist daher weder verwunderlich, dass in der Fischzucht mit immer neuen Arten experimentiert wurde, noch dass die Einbürgerungsversuche mit gebietsfremden Fischarten überwiegend fischereilich motiviert waren (72 %). Von weltweit insgesamt 237 bekannten Einbürgerungsversuchen bis 1985 zielten 14 % auf die Förderung der Fischerei in Seen und Fließgewässern, 42 % auf die Nutzung neuer Arten in der Fischzucht sowie weitere 16 % auf eine Steigerung der Attraktivität des Angelns (WELCOMME 1988). GOZLAN (2008) nennt bereits eine Zahl von 624 erfolgreich eingebürgerten Fischarten weltweit, von denen insgesamt 91 % zu Nutzzwecken erfolgte: 51 % in der Aquakultur, 21 % als Zierfische, 12 % in der Angel- und 7 % in der kommerziellen Fischerei. Das große Interesse der Fischerei an der Nutzung neuer Fischarten wird auch aus der rasanten künstlichen Verbreitung derselben ersichtlich: So wurde beispielsweise die Regenbogenforelle – heute mit über 25.000 t Gesamtertrag der wichtigste Wirtschaftsfisch der Binnenfischerei Deutschlands – zwischen 1877 (Ersteinführung in Japan) und 1900 bereits in 28 Ländern weltweit angesiedelt, 1940 waren es bereits 64 Länder, und heute kommt diese Art in 91 Ländern außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes vor (FISHBASE 2007). Die hohe gesellschaftliche Akzeptanz der Einbürgerung von Neozoen aus wirtschaftlichen Erwägungen lässt sich auch daran ersehen, dass, obwohl der Besatz mit gebietsfremden Fischarten genehmigungspflichtig war, die Arten zeitgleich ihre exponentielle Ausbreitung erfuhren. So legte bereits Anfang des 20. Jahrhunderts § 35 der preußischen Polizeiverordnung zum Fischereigesetz vom 29. März 1917 fest: „Bachsaiblinge, Regenbogenforellen, Forellen-, Schwarz- und Steinbarsche, Sonnenfische, amerikanische Krebse, galizische Sumpfkrebse und fremdländische Austern sowie andere Fischarten, die in Zukunft aus dem Auslande eingeführt werden, dürfen in offenen Gewässern nur mit Zustimmung des Regierungspräsidenten neu eingesetzt werden.“

Besatz ist auch deshalb eine der Hauptursachen für die erfolgreiche Ausbreitung gebietsfremder Fischarten, weil die beabsichtigte Ansiedlung einer Art meist mit besonderer Sorgfalt, einer größeren Zahl von Individuen und vielfach wiederholt durchgeführt wird und deshalb höhere Erfolgsaussichten bestehen („propagule pressure“, LOCKWOOD et al. 2005, COLAUTTI 2005, DUGGAN et al. 2006). Bei einer Auswertung der FAO-Datenbank invasiver aquatischer Arten (DIAS) für Europa wurde ein durchschnittlicher Etablierungserfolg von 63 % festgestellt (GARCÍA-BERTHOU et al. 2005), ein Wert der

deutlich über dem generellen Durchschnitt von 5–20 % („Zehnerregel“, WILLIAMSON 1996) für erfolgreiche biologische Invasionen liegt. Ähnlich hohe Etablierungsraten werden auch für andere „geförderte“ Invasionen, z. B. bei Kulturpflanzen oder Arten zur biologischen Kontrolle, beobachtet.

So kommt die Regenbogenforelle heute in 70 % der großen (> 50 ha) künstlichen österreichischen Seen (n = 20) vor und ist damit die am weitesten verbreitete gebietsfremde Fischart, gefolgt vom Bachsaibling. Sonnenbarsch, Amurkarpfen, Silberkarpfen, Blaubandbärbling und Amerikanischer Seesaibling wurden in unter 10 % der österreichischen Seen nachgewiesen (Abb. 1). In den großen natürlichen österreichischen Seen (n = 43) sind gebietsfremde Fischarten weniger verbreitet. Amurkarpfen und Sonnenbarsch wurden in jedem fünften See nachgewiesen (Präsenz 21 %), gefolgt von Silberkarpfen (ca. 16 %). In unter 10 % der Gewässer wurden Blaubandbärbling, Forellenbarsch, Marmorkarpfen, Zwergwels, Amerikanischer Seesaibling und Dreistacheliger Stichling angetroffen (Abb. 2, GASSNER et al. 2003, ZICK et al. 2004).

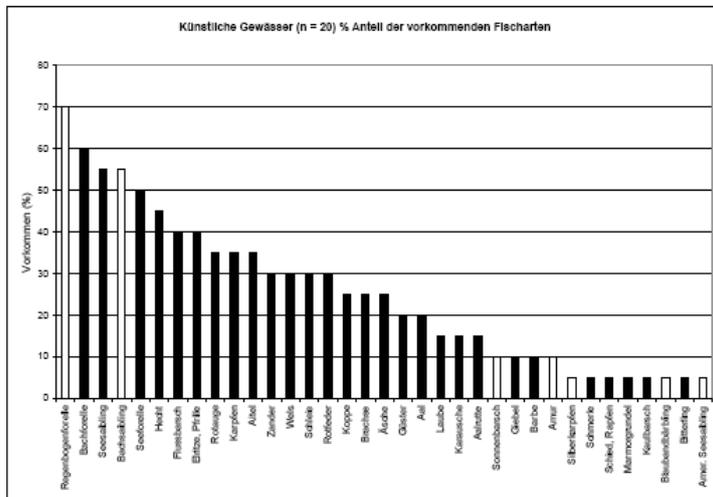


Abb. 1: Aktuelle Fischvorkommen in % in den künstlichen Gewässern Österreichs (> 50 ha, n = 20) (aus GASSNER et al. 2003). Gebietsfremde Arten sind durch Weiße Balken dargestellt.

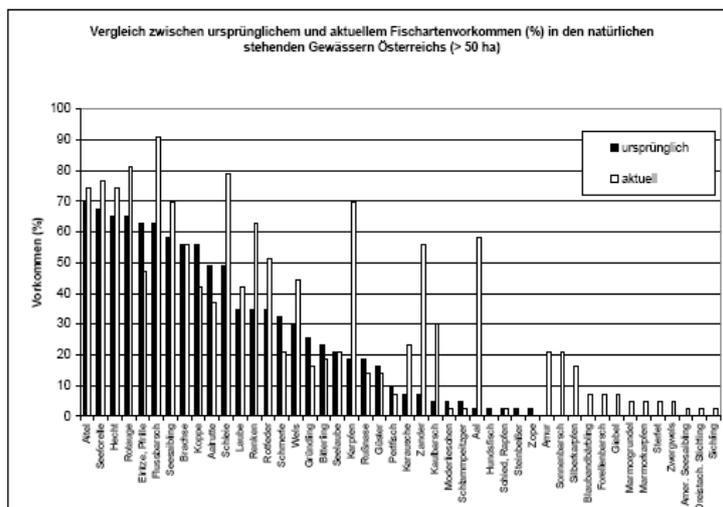


Abb. 2: Vergleich zwischen ursprünglichem und aktuellem Fischvorkommen in % in den natürlichen stehenden Gewässern Österreich (> 50 ha, n = 43) (aus GASSNER et al. 2003).

Ein weiterer wesentlicher Vektor für Ausbreitung und Etablierung gebietsfremder Fischarten ist die **Aquakultur**. Dieser rasant wachsende Zweig der Fischerei nimmt ständig neue Fischarten in Kultur, die potentiell auch in offene Gewässer entweichen oder verbracht werden können, wo sie sich unter Umständen etablieren. Die weltweite Aquakultur-Fischproduktion lag im Jahr 2000 bei über 45 Millionen Tonnen (FAO 2002). Die Zahl der Süßwasser-Arten in Aquakultur wächst durchschnittlich um 3,4 % jährlich (DUARTE et al. 2007). Insgesamt wurden 97 % (430) aller heute in Aquakultur befindlichen Arten erst seit Beginn des 20. Jahrhunderts domestiziert, rund 106 davon erst in den letzten zehn Jahren (DUARTE et al. 2007). In einer aktuellen Erfassung der in Aquakultur gehaltenen Fischarten für Deutschland wurden 484 Laichfischbestände in 189 Betrieben mit 35 verschiedenen Fischarten gelistet (Tab. 5) (AGRDEU 2008). Die BASF AG in Ludwigshafen züchtet mindestens 29 gebietsfremde Süßwasser-Fischarten, um sie in toxikologischen Testreihen zu verwenden (z. B. UCLID Dataset CAS No. 7664-41-7, European Commission, European Chemicals Bureau, 19.02.2000). Aus den Zuchtstämmen können potenziell immer Fische entweichen, in das Rheinsystem gelangen und neue Populationen gründen.

Obgleich die Geschichte der Domestikation der Landhaustiere ungleich älter ist, wurden bis heute nur 0,0002 % aller bekannten terrestrischen Tierarten domestiziert, im Gegensatz zu 0,13 % aller marinen Tierarten (DUARTE et al. 2007). Die höhere Nutzung aquatischer Organismen in Kultur birgt auch ein weitaus höheres Risiko der gewollten und ungewollten Verbreitung der Arten und damit der potenziellen Etablierung von Neozoen bzw. der Homogenisierung von Fischgemeinschaften durch gebietsfremde Arten.

Aquakulturanlagen stellen gegenwärtig eine wesentliche Gefahr für das unbeabsichtigte Einbringen gebietsfremder Fischarten in die Gewässer dar. In der aktuellen Verordnung des Rates der Europäischen Union vom 11. Juni 2007 über die Verwendung „nicht heimischer und gebietsfremder“ Arten in der Aquakultur (EG 708/2007) heißt es unter anderem:

„In der Vergangenheit hat die Aquakulturindustrie von der Einführung nicht heimischer Arten und der Umsiedlung gebietsfremder Arten (z. B. Regenbogenforelle, Pazifische Auster und Lachs) wirtschaftlich profitiert, und als politische Zielsetzung für die Zukunft gilt, die Vorteile einer solchen Einführung oder Umsiedlung zu optimieren, gleichzeitig jedoch Veränderungen der Ökosysteme zu vermeiden, negative biologische Wechselwirkungen, einschließlich genetischer Veränderungen, mit heimischen Populationen zu verhindern und die Ausbreitung von Nichtzielarten sowie negative Auswirkungen auf natürliche Lebensräume zu begrenzen.“

Mit dem Hinweis auf Artikel 8h der CBD sowie insbesondere Entscheidung VI/23 über gebietsfremde Arten, die Ökosysteme, Habitate oder Arten bedrohen, heißt es weiter:

„Die Gemeinschaft sollte sich daher eine eigene Rahmenregelung an die Hand geben, welche die aquatischen Lebensräume angemessen vor den Risiken schützt, die mit der Verwendung nicht heimischer Arten in der Aquakultur einhergehen. Diese Rahmenregelung sollte Verfahrensvorschriften für die Analyse potentieller Risiken, die Durchführung von präventions- und vorsorgeorientierten Maßnahmen und erforderlichenfalls die Festlegung von Krisenplänen umfassen.“

Die Verordnung zielt vor allem auf Kontrollmaßnahmen für Arten, die in Zukunft importiert oder verbracht werden. Die Haltung nicht heimischer oder gebietsfremder Arten¹ in privaten Aquarien oder Gartenteichen ist von dieser Verordnung gleichermaßen nicht betroffen wie auch die explizit ausgenommenen Arten Regenbogenforelle, Bachforelle, Karpfen, Graskarpfen, Silberkarpfen, Marmorkarpfen, Forellenbarsch, und Seesaibling. Nach nur einem Jahr wurde (noch vor dem Inkrafttreten der Verordnung) am 6. Juni 2008 diese Liste der Arten, für die bestimmte Vorschriften der Verordnung nicht gelten, auf Antrag einiger Mitgliedstaaten erweitert (EG 506/2008): Sibirischer Stör, Russischer Stör, Glatt-Stör, Sterlet, Sternhausen, Europäischer Stör, Goldfisch, Afrikanischer Raubwels, Peledmaräne, Karpfen, Europäischer Hausen, Getüpfelter Gabelwels, Bachsaibling, Amerikanischer Seesaibling, Zander und Wels. Nach dieser Erweiterung sind nicht nur beinahe alle

¹ Definitionen aus EG 708/2007: „nicht heimische Art“ = eine Art oder Unterart, die außerhalb ihres ... potentiellen natürlichen Verbreitungsgebietes vorkommt; „gebietsfremde Art“ = eine Art oder Unterart, die aus biogeographischen Gründen in einem Gebiet innerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes nicht vorkommt.

Fisch-Neozoen von Einschränkungen in der Aquakultur ausgenommen, es wurden zusätzliche Arten aufgenommen, deren Auftreten in natürlichen Gewässern somit vorprogrammiert ist, wie z. B. Afrikanischer Raubwels (*Clarias gariepinus*) und Getüpfelter Gabelwels (*Ictalurus punctatus*). Beide Arten gelten als „potential pest“ (fishbase.org). Unbekannt ist, ob sie auch in der Lage sind, sich unter europäischen Bedingungen dauerhaft zu etablieren. Das Ziel der Verordnung, der Schutz der heimischen Artenvielfalt, wurde jedenfalls sehr schnell zugunsten wirtschaftlicher Interessen aufgegeben und die Verordnung noch vor Inkrafttreten ad absurdum geführt.

Tabelle 5: In Aquakultur gehaltene, allochthone² Fischarten in Deutschland. Abfrage AGRDEU Aquakultur – Aquatische genetische Ressourcen in der Aquakultur. (<http://agrdeu.genres.de/agrdeu/aquakultur/>)

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Familie
<i>Acipenser baerii baerii</i>	Sibirischer Stör	Acipenseridae (Störe)
<i>Acipenser gueldenstaedtii</i>	Russischer Stör	Acipenseridae (Störe)
<i>Acipenser ruthenus</i>	Sterlet	Acipenseridae (Störe)
<i>Ameiurus melas</i>	Schwarzer Zwergwels	Ictaluridae (Katzenwelse)
<i>Ameiurus nebulosus</i>	Zwergwels	Ictaluridae (Katzenwelse)
<i>Aristichthys nobilis</i>	Marmorkarpfen	Cyprinidae (Karpfenfische)
<i>Aspius aspius</i>	Rapfen	Cyprinidae (Karpfenfische)
<i>Carassius auratus auratus</i>	Goldfisch	Cyprinidae (Karpfenfische)
<i>Carassius gibelio</i>	Gibel	Cyprinidae (Karpfenfische)
<i>Coregonus albula</i>	Kleine Maräne	Salmonidae (Lachsartige)
<i>Coregonus lavaretus</i>	Große Maräne	Salmonidae (Lachsartige)
<i>Coregonus lucinensis</i>	Kleine Maräne (Tiefenform)	Salmonidae (Lachsartige)
<i>Coregonus peled</i>	Peledmaräne	Salmonidae (Lachsartige)
<i>Ctenopharyngodon idellus</i>	Graskarpfen	Cyprinidae (Karpfenfische)
<i>Cyprinus carpio carpio</i>	Karpfen	Cyprinidae (Karpfenfische)
<i>Eudontomyzon danfordi</i>	Donau-Neunauge	Petromyzontidae (Neunaugen)
<i>Gobio kessleri</i>	Kessler-Gründling	Cyprinidae (Karpfenfische)
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	Silberkarpfen	Cyprinidae (Karpfenfische)
<i>Lepomis gibbosus</i>	Sonnenbarsch	Centrarchidae
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Regenbogenforelle	Salmonidae (Lachsartige)
<i>Petromyzon marinus</i>	Meerneunauge	Petromyzontidae (Neunaugen)
<i>Platichthys flesus</i>	Flunder	Pleuronectidae (Schollen)
<i>Pseudorasbora parva</i>	Blaubandbärbling	Cyprinidae (Karpfenfische)
<i>Salmo trutta trutta</i>	Meerforelle	Salmonidae (Lachsartige)
<i>Salvelinus alpinus alpinus</i>	Saibling	Salmonidae (Lachsartige)
<i>Salvelinus fontinalis</i>	Bachsaibling	Salmonidae (Lachsartige)
<i>Thymallus thymallus</i>	Äsche	Thymallidae (Äschen)
<i>Umbra krameri</i>	Hundsfisch	Umbridae
<i>Umbra pygmaea</i>	Amerikanischer Hundsfisch	Umbridae
<i>Vimba vimba</i>	Zährte	Cyprinidae (Karpfenfische)

GOZLAN (2008) hält die mit steigender Produktion der Aquakultur zunehmende Einfuhr gebietsfremder Arten für unvermeidlich und hat daher den ökonomischen Wert einer Art ihrem möglichen ökologischen Schaden gegenüber gestellt. 31 % der Süßwasserfischarten in Aquakultur hatten einen

² allochthon = standortsfremd; sowohl heimische als auch nicht heimische Arten können standortsfremde Vorkommen aufweisen. Der Begriff sollte besser im Sinne von gebietsfremd für heimische Arten verwendet werden, die mit Hilfe des Menschen an Standorten vorkommen, die sie aus eigener Kraft nicht besiedelt hätten.

überdurchschnittlich hohen Marktwert bei einem gleichzeitigen Invasivitätsrisiko von unter 10 %. Für 24 dieser Arten (23 %) waren keinerlei negative ökologische Effekte bekannt, weshalb sie besonders empfehlenswerte Objekte für die Aquakultur darstellen. Für 14 % der untersuchten Arten wurde ein Invasivitätsrisiko von über 10 % bei gleichzeitig geringem Marktwert von weniger als 3.000 US\$ je Tonne festgestellt, was sie als nicht empfehlenswert ausweist (GOZLAN 2008). Leider fehlen in dieser Arbeit jedoch konkrete Artenlisten für welche Fischarten welche Einschätzung getroffen wurde. Unabhängig davon stimmt die Einschätzung der Bedeutung der Aquakultur für die Einfuhr und Ausbreitung gebietsfremder Fischarten aber mit anderen Studien überein (z. B. DUARTE et al. 2007, MINCHIN 2007).

Ein zweiter sehr wichtiger Vektor für die Ausbreitung von Fischen sind die **Binnenschifffahrt** und das europäische **Wasserstraßennetz**. In den letzten Jahrzehnten und Jahrhunderten gebaute Schifffahrtskanäle (Z.B. Bug-Prypjat Kanal, Main-Donau-Kanal, Rhein-Rhône Kanal, Wolga-Don Kanal), die natürlicherweise getrennte Flusseinzugsgebiete artifiziell miteinander verbinden, ermöglichen bis heute einen mehr oder weniger ungehinderten Austausch aquatischer Organismen (z. B. BIJ DE VAATE et al. 2002, NEHRING 2002, OLENIN 2005, GALIL et al. 2007) und bieten insbesondere der relativ mobilen Fischfauna neue Ausbreitungsmöglichkeiten (GEITER et al. 2002, OLENIN 2005). Obwohl dieses Problem seit langem bekannt ist, wurden bis heute in Deutschland und in anderen betroffenen europäischen Ländern keine Maßnahmen ergriffen, den Faunenaustausch zwischen verschiedenen biogeographischen Regionen durch Schifffahrtskanäle technisch zu unterbinden oder zumindest einzuschränken, durch künstliche elektrische Felder, Luftblasenschleier, Geräuschwände, Kanalabschnitte mit verändertem Salz- bzw. Sauerstoffgehalt etc. (NEHRING 2008). Weltweit bedeutsame Vektoren sind aber auch die Schiffe selbst, die am Rumpf und in den Ballastwassertanks zahllose Organismen einschleppen und ausbreiten (LENZ et al. 1996, LEPPÄKOSKI & OLENIN 2001, BIJ DE VAATE et al. 2002, DAVIDSON et al. 2008). Durch eigene Untersuchungen und Literaturrecherchen ermittelten WONHAM et al. (2000) in einem globalen Vergleich insgesamt 54 Nachweise von Fischen (31 Fischarten) in Ballastwassertanks, von denen alle bis auf zwei lebend geborgen wurden. Für insgesamt 40 Fischarten wird die Einschleppung vor allem auf den Transport im Ballastwasser zurückgeführt, wobei aber für Europa bisher kein Fall belegt ist (WONHAM et al. 2000). Von den insgesamt 31 in diesen Studien erwähnten Fischarten konnten sich mindestens 24 im Zielgebiet etablieren. Besonders erfolgreich waren dabei die Grundeln (Gobiidae) mit 13 Arten, gefolgt von Schleimfischen (Blenniidae) mit 6 Arten (WONHAM et al. 2000). Auch in der Binnenschifffahrt nehmen Leerfahrer Ballastwasser auf, damit die Schrauben ausreichend tief eintauchen. Damit übereinstimmend führten auch WIESNER et al. (2000) sowie WIESNER (2005) die von ihnen in der Donau beobachtete primär inselartige und erst sekundär kontinuierliche Ausbreitung der Grundeln auf eine Verfrachtung durch Binnenschiffe zurück.

4 ARTEN-STECKBRIEFE

Die Gliederung der Steckbriefe erfolgte in Anlehnung an die Steckbriefe invasiver Gefäßpflanzen auf www.neoflora.de. Die Reihung der Arten erfolgt alphabetisch.

Die Verbreitungskarten zu den einzelnen Arten sind als Anhang beigefügt.

4.1.1 *Acipenser baerii* Brandt, 1869

Acipenser baerii Brandt, 1869 (Acipenseridae) Sibirischer Stör (D), Siberian sturgeon (E)

1 Beschreibung der Art

1.1 Aussehen



A. baerii Jungfisch (Foto: Jörn Gessner)

Der Sibirische Stör besitzt einen lang gestreckten, mit fünf Reihen auffälliger Knochenschilder beplatteten Körper mit heterocercer Schwanzflosse und spitzer Schnauze. Die Schnauze ist sehr variabel, von kurz, abgeflacht und rundlich bis hin zu verlängert und zugespitzt. Das Maul ist stark unterständig, rüsselartig hervorstülplbar, die Unterlippe deutlich gespalten. Die Barteln sind glatt, höchstens ganz leicht gefranst und nicht zusammengewachsen. Ansatz der Barteln etwa in der Mitte zwischen Oberlippe und Schnauzenspitze, Länge knapp bis zur Oberlippe, alle Barteln gleich lang (Debus 1995; Kottelat & Freyhof 2007).

Der Rücken ist graugrün, Bauch und Seiten sind gelblich. Sibirische Störe haben zwischen 10-19 Rückenschilder, 32-60 Seitenschilder und 8-15 Bauchschilder.

Verwechslungsmöglichkeiten:

Sterlet (*Acipenser ruthenus*): Barteln deutlich gefranst.

Adriastör (*Acipenser naccarii*): äußere Barteln länger als innere

Glatttick (*Acipenser nudiventris*): Unterlippe durchgängig

Sternhausen (*Acipenser stellatus*): Bartelansätze näher zum Maul als zur Schnauzenspitze

Waxtick (*Acipenser gueldenstaedtii*): Bartelansätze näher zur Schnauzenspitze als zum Maul

Atlantischer Stör (*Acipenser sturio*): Rückenschilder mit Radii

Baltischer Stör (*Acipenser oxyrinchus*): Rückenschilder mit Radii

1.2 Taxonomie

Der Sibirische Stör gehört zur Familie der Störe (Acipenseridae). Die folgenden, heute ungültigen wissenschaftlichen Synonyme sind bekannt (www.fishbase.org):

Acipenser baeri Brandt, 1869

Acipenser baieri Brandt, 1869

Acipenser baeri stenorrhynchus Nikolskii, 1896

Acipenser baerii stenorrhynchus Nikolskii, 1896

Acipenser stenorrhynchus Nikolskii, 1896

1.3 Herkunftsgebiet

Das Hauptverbreitungsgebiet des Sibirischen Störs *Acipenser baerii* liegt in sibirischen Flüssen zwischen Ob im Westen und Kalyma im Osten sowie im Baikalsee (Kottelat & Freyhof 2007).

1.4 Biologie

Die Art bildet sowohl residente Süßwasser- als auch anadrome Populationen aus. Im Süßwasser werden vor allem die Unter- und Mittelläufe großer Flüsse besiedelt, tiefe Abschnitte mit mäßiger bis starker Strömung. Ernährt sich bevorzugt von Benthosorganismen (Ruban & Konoplya 1994).

Störe haben im Allgemeinen ein sehr langes Generationsintervall. Beim Sibirischen Stör werden die Männchen nach 10-15, die Weibchen nach 16-20 Jahren geschlechtsreif. Die Tiere laichen nur alle 2-3 (Männchen) bzw. 3-5 Jahre. Im Juni-Juli werden die 3-3,6 mm großen Eier im Hauptstrom, in starker Strömung über grob-kiesigem Substrat abgelegt (Kottelat & Freyhof 2007). Bei Wassertemperaturen von 10-15 °C schlüpfen die Larven nach 16 Tagen mit einer Länge von 10-12 mm (Breder & Rosen 1966). Beobachtungen in Fischzuchten zeigen, im Gegensatz zu anderen Störarten, eine kontinuierliche Nahrungsaufnahme und somit Biomassezuwachs während der Wintermonate (Jungwirth mündl. Mitt.).

Reproduktionsgilde: lithophil (Breder & Rosen 1966; Balon 1975)

Habitatgilde: rheophil/rheopar/mittlerer Strukturbezug

2 Vorkommen in Deutschland und Österreich

2.1 Einführungs- und Ausbreitungsgeschichte / Ausbreitungswege

Die Zucht und Haltung von Stören in der Aquakultur ist seit 1990 im Aufschwung begriffen, wobei großwüchsige Süßwasserarten wie *A. baerii* bevorzugt gehalten werden. Aus Aquakulturanlagen können potentiell immer Fische entweichen, bei Havarien, Hochwasser u.a.m. in offene Gewässer gelangen. Nicht unerheblich ist auch das absichtliche Ausbringen der Tiere in Seen und Teichen zur Hebung der Angelfischerei sowie der Besatz in den großen Stromsystemen. In der Antwort der Bundesregierung (Drucksache 15/4650 Deutscher Bundestag, 15. Wahlperiode, DBT 2005) auf eine Anfrage der FDP Fraktion im Bundestag zur wirtschaftlichen Bedeutung der Stör-Aquakultur heißt es u.a., dass im Nord- und Ostsee-Einzug Aquakultur mit sechs gebietsfremden Störarten und verschiedenen Hybriden betrieben wird sowie wörtlich: „Derzeit besteht die Störzucht in Deutschland vor allem aus der Produktion von Tieren für den Besatzfischmarkt (überwiegend für Aquarien und Gartenteichbesatz) ...“. Mit einer Zunahme von Fangmeldungen weiterer gebietsfremder Störarten ist daher unbedingt zu rechnen.

Eine Etablierung der gebietsfremden Störe in Deutschland ist wahrscheinlich noch nicht erfolgt, da bisher Belege für geschlechtsreife Tiere fehlen. Mit zunehmender Größe der nachgewiesenen Fische steigt aber die Wahrscheinlichkeit, dass sie die Geschlechtsreife erlangen und sich etablieren können.

2.2 Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz

Deutschland:

Im Zeitraum 1981-2000 wurden 320 Fänge von gebietsfremden Stören und Störhybriden bekannt, wobei rund 90 % der Meldungen aus niederländischen, deutschen und polnischen Küstengewässern sowie den großen Flüssen Elbe, Oder, Rhein und Weser stammten (Arndt et al. 2002). 1986 wurden die ersten Sibirische Störe (*A. baerii*) in der Ems besetzt (Arndt et al. 2000), Anfang 1987 wurden dort 11 Exemplare gefangen (Gessner et al. 1999). Seit 1991 nahmen sowohl Anzahl der gemeldeten Fische, als auch die Zahl der gemeldeten Arten drastisch zu. Waren es im Zeitraum 1981-1990 noch 17 gebietsfremde Störe (10 *A. baerii*, 1 *A. ruthenus*, 6 nicht identifiziert), so wurden zwischen 1991-2000 insgesamt 303 Fänge aus acht Arten und Hybriden bekannt (Arndt et al. 2002). Mit 81 Fängen war *A. baerii* die häufigste Störart, gefolgt von *A. gueldenstaedtii* mit 20 Individuen. In diesen Zahlen nicht enthalten sind 40 *A. baerii*, die allein im März 1996 am Feinrechen des Kraftwerks Brunsbüttel (Elbe) abgesammelt wurden (Gessner mündl. Mitt.). Spratte (Amt für ländliche Räume Kiel, schriftl. Mitt. vom 29.08.2007) nennt 232 Fänge störartiger Fische in Schleswig-Holstein von 1995 bis Juli 2007. Neben zahlreichen unbestimmten Individuen und Störhybriden, war *A. baerii* die am häufigsten genannte Art. Sicher bestimmt wurden zudem Fänge von *A. gueldenstaedtii*, *A. stellatus*, *A. ruthenus* und *A.*

transmontanus.

Die bekannt gewordenen Fänge reflektieren nur einen Bruchteil der geschätzten Besatzmaßnahmen. So nennen Arndt et al. (2002) für die Ems 500 besetzte Störe (Wiederfang 10), für die Weser 1.000 (3), die Elbe 3.000 (136) und die Oder 18.000 (109), letztgenannte Besatzzahl korrigiert nach Gessner et al. (2006).

Österreich:

Fangmeldungen kapitaler Störe im Internet belegen mehr als 40 Gewässer in Deutschland und Österreich, in denen große Störe gefangen wurden, ohne dass die Artzugehörigkeit näher bestimmt wurde. Die meisten der o.g. Störarten sind im Donaugebiet in Österreich heimisch: *A. ruthenus*, *A. nudiventris*, *A. stellatus*, *A. gueldenstaedtii* und *A. sturio*.

Nach Hauer (2007) kommt der gebietsfremde *A. baerii* in österreichischen Angelteichen „sogar relativ häufig vor“, wird in Freigewässern besetzt und selten als Beifang festgestellt. Jüngst erfolgte molekularbiologische Nachweise von Hybriden zwischen *A. baerii* und *A. ruthenus* im österreichisch-deutschen Grenzabschnitt der Donau wurden als erster Beleg der natürlichen Hybridisierung gebietsfremder und einheimischer Störe interpretiert (LUDWIG et al. 2009), ohne jedoch die weit verbreitete Herstellung und Nutzung derartiger Hybriden in der Aquakultur zu berücksichtigen bzw. den Nachweis laichreifer *A. baerii* in der Donau zu führen.

Verbreitungskarten: siehe Anhang

Da neben dem Sibirischen Stör zahlreiche weitere gebietsfremde Störe in die Gewässer verbracht, aber oft nicht differenziert wurden, geben Karte und Tabelle die Summe aller nachgewiesenen Störe der Gattung *Acipenser* wieder.

In Deutschland:

Zeitraum	Nachgewiesene Vorkommen	Raster	Rasterfrequenz (%)
1981 - 1990	52	25	0,21
1991 - 2000	87	46	0,39
ab 2001	63	29	0,25
Gesamt	202	68	0,58

Rund 0,6 % aller Rasterfelder Deutschlands enthielten einen Störnachweis im Zeitraum 1981 bis 2007.

Für Österreich liegen keine Einträge in den verfügbaren Datenquellen vor. Die Rasterfrequenz wäre demnach 0 %, jedoch entspricht dies nicht der Realität. Störe unterschiedlicher Arten werden in zahlreichen Fischzuchten und Fischteichen gehalten, darunter auch die betreffende Art. Vereinzelt Fänge in der Donau sind bekannt, jedoch datenmäßig nicht erfasst.

2.3 Lebensraum

Die Art besiedelt die Unter- bis Mittelläufe großer Fließgewässer, in denen sie sich bevorzugt in tiefen, mäßig strömenden Abschnitten im Hauptstrom aufhält.

2.4 Status und Invasivität der Art

Laut den Angaben in www.fishbase.org ist der Sibirische Stör in Schweden, Spanien und Litauen wahrscheinlich etabliert. Insgesamt sind die Angaben aber höchst unvollständig, da die Art in allen europäischen Ländern in Aquakultur gehalten wird und regelmäßig entweicht bzw. in Angelgewässern besetzt wird. Das Nobanis-Projekt (www.nobanis.org) nennt die Art nur aus Dänemark als selten. Darüber hinaus finden sich in einschlägigen Anglerforen Fangmeldungen großer Störe auch aus französischen, italienischen und österreichischen Gewässern. Aus diesen Daten lässt sich selbst eine annähernd Verbreitung von *A. baerii* nur unzureichend rekonstruieren, da die Arten oft nicht unterschieden werden. Nach Einstufung in den Schwarzen Listen für Deutschland und für Österreich gilt *A. baerii* in beiden Ländern als „invasiv“ (Nehring et al. 2010).

Etablierungsstatus laut www.fishbase.org¹, www.nobanis.org, www.europe-aliens.org (Stand Januar 2010), (A) Nehring et al. 2010.

Land	Etablierungsstatus				Invasivität
	fishbase	nobanis	europe-aliens	andere Quellen	
Belgien	–	–	–		
Dänemark	–	nicht etabliert	–		
Deutschland	fraglich	nicht etabliert	(Nord- u. Ostsee marin – nicht etabliert)	fehlend ^A	invasiv ^A
Frankreich	nicht etabliert	–	(Atlantikküste marin)		
Italien	–	–	–		
Niederlande	vermutlich nicht etabliert	–	(Nordsee marin – unbekannt)		
Österreich	–	–	–	unbekannt ^A	invasiv ^A
Polen	nicht etabliert	–	(Ostsee marin – nicht etabliert)		
Schweiz	–	–	–		
Slowakei	–	–	–		
Tschechien	–	–	–		
Ungarn	nicht etabliert	–	–		„some ecological effects“ ¹

3 Auswirkungen

Derzeit sind die Vorkommen in Deutschland und Österreich von Besatz abhängig. Mit zunehmender Größe der nachgewiesenen Fische wird das Erreichen der Geschlechtsreife und eigenständige Reproduktion jedoch wahrscheinlicher. Es gibt auch erste Hinweise auf erfolgreiche Reproduktion (Ludwig et al. 2009).

3.1 Betroffene Lebensräume

Es sind keine direkten Auswirkungen auf Gewässerlebensräume bekannt.

3.2 Tiere und Pflanzen

Alle Störarten hybridisieren untereinander mit fruchtbaren Nachkommen. Es ist zu erwarten, dass sich gebietsfremde Störarten entlang der Europäischen Küsten ausbreiten und dann zu einer ernststen Bedrohung für die letzte verbliebene Reliktpopulation des einheimischen Atlantikstörs *A. sturio* in der Gironde (F) werden, entweder durch Verdrängung der Art oder durch Introgression (Tiedemann et al. 2007). Die molekularbiologisch nachgewiesenen Hybriden zwischen *A. baerii* und *A. ruthenus* im österreichisch-deutschen Grenzabschnitt der Donau wurden als erster Beleg der natürlichen Reproduktion und Hybridisierung aufgefasst (Ludwig et al. 2009).

3.3 Ökosysteme

Keine Auswirkungen bekannt.

3.4 Menschliche Gesundheit

Keine Auswirkungen bekannt.

3.5 Wirtschaftliche Auswirkungen

Keine negativen wirtschaftlichen Auswirkungen zu erwarten. Möglichkeit zum Fang von Stören, auch gebietsfremden, macht die Angellizenz attraktiver und hat daher eher positive wirtschaftliche Auswirkungen. Allerdings könnten sich Konkurrenz und Hybridisierungsvorgänge nachteilig auf Schutz oder

Wiederansiedlungsprojekte für Sterlet (*A. ruthenus*), Baltischen Stör oder Atlantikstör (*A. sturio*, *A. oxyrhynchus*) auswirken.

3.6. Klimawandel

Die Art dürfte kaum auf den prognostizierten Klimawandel reagieren. Sie hat keine speziellen Temperaturanforderungen, lebt überwiegend im relativ stenothermen marinen Habitat und laicht bei mittleren Wassertemperaturen.

4 Maßnahmen

4.1 Vorbeugen

Jeglicher Besatz oder weitere Verbreitung mit dieser Art ist zu unterlassen. Wünschenswert wären lückenlose Nachweise von Herkunft und Verbleib der in Gartenfach- und Aquarienmärkten gehandelten Tiere, um das unkontrollierte Aussetzen zu verhindern.

4.2 Allgemeine Empfehlungen zur Bekämpfung

Der bevorzugte Lebensraum der Art ist vergleichsweise schwer zu befischen, so dass eine gezielte Entnahme aussichtslos erscheint. Das o.g. Verhältnis von Besatz zu Wiederfängen lässt keine großen Bekämpfungserfolge erwarten.

4.3 Methoden und Kosten der Bekämpfung

Keine ökologisch vertretbaren Methoden bekannt.

5 Literatur & Links

- Arndt, G.M., Gessner, J., Anders, E., Spratte, S., Filipiak, J., Debus, L. & Skora, K. (2000): Predominance of exotic and introduced species among sturgeons captured from the Baltic and North Seas and their watersheds, 1981-1999. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 16: 29-36.
- Arndt, G.-M., Gessner, J. & Raymakers, C. (2002): Trends in farming, trade and occurrence of native and exotic sturgeons in natural habitats in Central and Western Europe. *Journal of Applied Ichthyology* 18: 444-448.
- Balon, E.K. (1975): Reproductive guilds of fishes: A proposal and definition. *Journal Fisheries Research Board Canada* 32: 821-864.
- Breder, C.M. & Rosen, D.E. (1966): *Modes of reproduction in Fishes*. New Jersey: TFH publications.
- Debus, L. (1995): Zur Systematik der Störe. *Fischer & Teichwirt* 46: 281-285.
- Gessner, J., Debus, L., Filipiak, J., Spratte, S., Skora, K.E. & Arndt, G.M. (1999): Development of sturgeon catches in German and adjacent waters since 1980. *J. Appl. Ichthyol.* 15: 136-141.
- Gessner, J., Arndt, G.-M., Tiedemann, R., Bartel, R. & Kirschbaum, F. (2006): Remediation measures for the Baltic sturgeon: status reviews and perspectives. *Journal of Applied Ichthyology* 22, Suppl. 1: 23-31.
- Hauer, W. (2007): *Fische Krebse Muscheln in heimischen Seen und Flüssen*. Leopold Stocker Verlag, Graz & Stuttgart, 231 pp.
- Kottelat, M. & Freyhof J. (2007): *Handbook of European freshwater fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany. 646 pp.
- Ludwig, A., Lippold, S., Debus, L. & Reinartz, R. (2009): First evidence of hybridization between endangered sterlets (*Acipenser ruthenus*) and exotic Siberian sturgeons (*Acipenser baeri*) in the Danube River. *Biological Invasions* 11: 753-760.
- Nehring, S., Essl, F., Klingenstein, F., Nowack, C., Rabitsch, W., Stöhr, O., Wiesner, C. & Wolter, C. (2010): Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. BfN-Skripten, in Druck.
- Ruban, G.I. & Konoplya, L.A. (1994): Diet of Siberian sturgeon, *Acipenser baeri*, in the Indigirka and Kolyma Rivers. *Journal of Ichthyology* 34:154-158.

Tiedemann, R., Moll, K., Paulus, K.B., Scheer, M., Williot, P., Bartel, R., Gessner, J. & Kirschbaum F. (2007): Atlantic sturgeons (*Acipenser sturio*, *Acipenser oxyrinchus*): American females successful in Europe. *Naturwissenschaften* 94: 213-217.

4.1.2 *Ameiurus melas* (Rafinesque, 1820)

Ameiurus melas (Rafinesque, 1820) (Ictaluridae) Schwarzer Zwergwels, Schwarzer Katzenwels (D), black bullhead (E)

1 Beschreibung der Arten

1.1 Aussehen



Fotos: *Ameiurus melas*

Grundsätzlich besteht aufgrund der häufigen Verwechslung bzw. einer fehlenden Unterscheidung von *Ameiurus melas* und *Ameiurus nebulosus* eine große Unsicherheit bezüglich der Vorkommen beider Arten. Die Sammelbezeichnung „Zwergwels“ in verschiedenen Fischartenkatastern und Veröffentlichungen kann sowohl beide als auch nur eine der beiden Arten bezeichnen.

Der Körper ist spindelförmig, vom großen und breiten Kopf zum Schwanz hin spitz zulaufend. Das Maul ist von je 4 Bartfäden am Ober- und Unterkiefer gesäumt. Der erste Flossenstrahl der Rücken- und Brustflosse ist verknöchert, jener der Brustflosse am Hinterrand nicht bis schwach gesägt. Zwischen der Rücken- und Schwanzflosse befindet sich eine Fettflosse (ohne Flossenstrahlen).

Die Färbung ist rückenseitig in der Regel dunkelgrau bis schwarz, letzteres vor allem bei Jungfischen. Die Bauchseite ist generell weißlich. Die Flossenmembran der Afterflosse weist dunkle Pigmente auf. Die Basis der Bartfäden ist bei *A. melas* schwarz, bei *A. nebulosus* hell.

Der Körper ist gänzlich unbeschuppt, jedoch ist die Seitenlinie vollständig ausgebildet, Die Anzahl der Flossenstrahlen (Hart-/Gabelstrahlen) ist in der Flossenformel angegeben (D/C/P/V/A = Rücken-, Schwanz-, Brust-, Bauch- und Afterflosse). Die Fettflosse weist keine Flossenstrahlen auf und ist daher nicht angeführt. *A. melas* wird bis 40 cm lang und 2 kg schwer.

Flossenformel:

$$\begin{array}{l} \text{D I/5-6} \\ \text{----- C 0/15-19} \\ \text{P I/8; V 0/8; A I/15-21} \end{array}$$

Verwechslungsmöglichkeiten:

Brauner Zwergwels (*Ameiurus nebulosus*): siehe Flossenformel; erster Flossenstrahl der Brustflosse stark gesägt

Wels (*Silurus glanis*): 6 Bartfäden, 2 davon reichen bis hinter die Pectoralis, Fettflosse fehlt

Aalrutte (*Lota lota*): nur ein langer Bartfaden am Unterkiefer, Fettflosse fehlt

1.2 Taxonomie

Ameiurus melas gehört zur Familie der Zwerg- oder Katzenwelse (Ictaluridae). Fallweise wird die Art auch unter dem Gattungsnamen *Ictalurus* gelistet (siehe Synonyme). Die folgenden wissenschaftlichen Synonyme sind bekannt (www.fishbase.org):

Ameirus melas (Rafinesque, 1820)
Silurus melas Rafinesque, 1820
Ictalurus melas (Rafinesque, 1820)
Ameiurus melas melas (Rafinesque, 1820)
Ictalurus melas melas (Rafinesque, 1820)
Ameiurus vulgaris (Thompson, 1842)

1.3 Herkunftsgebiet

A. melas stammt aus Nordamerika, dem Gebiet der Großen Seen, Hudson Bay und Mississippi, von New York bis Saskatchewan, Montana und Golf von Mexiko. Von der Atlantikküste liegen jedoch keine ursprünglichen Vorkommensnachweise vor (Page & Burr 1991).

1.4 Biologie

Zwergwelse sind weitgehend nachtaktiv und omnivor. Als Nahrung dienen den Jungfischen vor allem Insektenlarven, Egel und Krebstiere, die Adulten ernähren sich zusätzlich von Mollusken, Fischen und pflanzlicher Kost (Scott & Crossman 1973; Gunn et al. 1977). Die Arten sind tolerant gegenüber hohen CO₂- und geringen O₂-Konzentrationen sowie weitgehend resistent gegenüber häuslichen und industriellen Abwässern. Lesko et al. (1996) publizierten sogar Ergebnisse, nach denen Zwergwelse aus kontaminierten Gewässern besser wuchsen und eine höhere Fruchtbarkeit hatten als solche aus nicht kontaminierten. Mitunter vergraben sich die Fische im Schlamm, um ungünstige Umweltbedingungen zu vermeiden (Scott & Crossman 1973). Zwergwelse können elektrische Ströme wahrnehmen (Wittenberg et al. 2005). Zwergwelse tolerieren Temperaturen zwischen 0-34 °C, die kritische Maximaltemperatur liegt bei 38 °C (Küttel et al. 2002).

Reproduktionsgilde: lithophil

Brutpflege (Balon 1975): *A. melas* legt flache Nestmulden in sandigem Substrat an, die in der Regel vom Männchen bewacht und mit sauerstoffreichem Wasser befächelt werden (Wittenberg et al. 2005).

Habitatgilde: indifferent/eurypar/hoher Strukturbezug (Zauner & Eberstaller 1999)

2 Vorkommen in Deutschland und Österreich

2.1 Einführungs- und Ausbreitungsgeschichte / Ausbreitungswege

Bis heute ist die genaue Einführungs- und Ausbreitungsgeschichte des Schwarzen Zwergwelses in Europa und speziell in Deutschland und in Österreich nicht bekannt. Vermutlich wurden die ersten Schwarzen Zwergwelse Anfang des 20. Jahrhunderts und damit deutlich später als der nah verwandte Braune Zwergwels (*Ameiurus nebulosus*) aus Nordamerika nach Europa importiert. Nach vorliegenden Erkenntnissen stammt der Erstnachweis von *A. melas* in Europa 1904 aus Italien (nach Pedicillo et al. 2008). Der Schwarze Zwergwels scheint bis heute vor allem in Süd-Europa weiter verbreitet zu sein, wie wiederholte Funde in Frankreich, Italien, Portugal und Spanien belegen (Wheeler 1978; Pedicillo et al. 2008).

Die vermutlich ersten wild lebenden Funde von *A. melas* in Nord-Europa gelangen 1934 und 1936 in den Niederlanden (Redeke 1941; Wheeler 1978). Bis weit in das 20. Jahrhundert hinein wurde in deutschen Fischführern ausschließlich der Braune Zwergwels aufgeführt (u.a. Bade 1898; Walter 1913; Stansch 1914; Arnold & Ahl 1936), so dass für Deutschland sehr wahrscheinlich mit keinem sehr frühen Importdatum für *A. melas* zu rechnen ist. Da beide Arten in Nordamerika nur selten im gleichen Lebensraum vorkommen (Arnold 1990), ist eine unbeabsichtigte Vermischung beider Arten in Transporten auch nicht sehr wahrscheinlich. Dokumentierte Nachweise von wild lebenden Schwarzen Zwergwelsen sind bisher in Deutschland sehr selten. Der vermutliche Erstfund stammt aus dem Jahr 1987/1988 von Lelek & Köhler (1989). Wahrscheinlich kommt *A. melas* aber schon länger wild lebend in Deutschland vor.

Aufgrund der überwiegend kleinen Bestände von Zwergwelsen ist der Nachweis mit wissenschaftlichen Methoden schwierig. Es ist jedoch davon auszugehen, dass die Verbreitungskarten nicht die tatsächlichen Vorkommen ausreichend wiedergeben.

2.2 Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz

Deutschland:

Bundesweit sind aktuell 285 Zwergwels-Vorkommen erfasst, jedoch nicht auf Artniveau unterschieden. Individuenstarke Populationen sind vor allem aus dem Gebiet der Sächsischen Elbe und der Schwarzen Elster bekannt. Da *A. melas* heute wesentlich häufiger im Handel als Besatz für Aquarien und Gartenteiche angeboten wird als *A. nebulosus*, ist anzunehmen, dass *A. melas* auch aktuell häufiger ordnungswidrig ausgesetzt wird (Wolter et al. 2003).

Österreich:

Angaben zur Ersteinfuhr in Österreich liegen nicht vor (Spindler 1995; Mikschi 2002). Die Vorkommen sind lokal begrenzt. Die Einstufung von *A. melas* als „nicht etabliert“ (Mikschi 2002) ist jedoch unsicher, da es zumindest aus dem Marchfeldkanal und Russbach in Niederösterreich Reproduktionsnachweise gibt (Unfer & Jungwirth 2002). Eine Darstellung der Verbreitung in Österreich ist aufgrund von Fehlbestimmungen nicht seriös möglich. Vorkommen existieren sowohl in Seen (z. B. Neusiedler See, Bodensee) als auch in langsam fließenden Flüssen (z. B. Lafnitz, Raab) (Spindler 1995). *A. melas* wurde, offenbar durch Besatzmaßnahmen, auch in der Sulm bei Heimschuh nachgewiesen (Zitek et al. 2004). Eine 2007 durchgeführte stichprobenartige Erhebung der Fischfauna der Donau erbrachte keine Nachweise dieser Art in Deutschland und Österreich. Auch im weiteren Donauverlauf ist diese Art bislang nur von untergeordneter Bedeutung (Jepsen et al. 2008; Wiesner et al. 2008).

Verbreitungskarten: siehe Anhang

Rasterfrequenzen (*Ameiurus* sp.):

In Deutschland:

Zeitraum	Nachgewiesene Vorkommen	Raster	Rasterfrequenz (%)
1961 - 1970	10	8	0,07
1971 - 1980	5	13	0,11
1981 - 1990	7	19	0,16
1991 - 2000	181	117	0,99
ab 2001	82	37	0,31
Gesamt	285	139	1,18

Im Zeitraum 1961-2007 enthielten rund 1,2 % aller Rasterfelder in Deutschland den Nachweis einer der beiden Zwergwelsarten.

In Österreich:

Zeitraum	Beprobte Raster	Rasternachweise	Rasterfrequenz (%)	Rasterfrequenz 2 (%)
1971 - 1980	4	0	0	0
1981 - 1990	113	0	0	0
1991 - 2000	433	0	0	0
ab 2001	417	1	< 0,1	0,2
Gesamt	761	1	< 0,1	0,1

Im Zeitraum 1971-2007 enthielt nur eine Rasterzelle, das sind weniger als 0,1 % aller Rasterzellen in Österreich, den Nachweis von *A. melas* (Russbach, nahe der Mündung in die Donau). Gemessen an den tatsächlich beprobten Rasterfeldern, beträgt die Frequenz 0,1 %.

2.3 Lebensraum

Im ursprünglichen Verbreitungsgebiet besiedeln die Zwergwelse eher größere, langsam fließende und stehende Gewässer, bevorzugt mit weichgründigem Substrat. Nur selten kommen sie auch im Brackwasser vor (Scott & Crossman 1973).

2.4 Status und Invasivität der Art

Die Angaben über den Etablierungsstatus in einzelnen Ländern in www.fishbase.org sind diskussionswürdig, zumal schon alleine die Artbestimmung oftmals zu Verwechslung der Arten führt, was auch Informationen über Etablierung (Reproduktionsnachweis) erschwert. Die Einträge auf www.nobanis.org finden sich aufgeteilt auf *Ameiurus* und *Ictalurus*. In Österreich ist die Einstufung der Etablierung und Invasivität zu prüfen. *A. melas* wird nur für Niederösterreich angeführt und als nicht etabliert eingestuft (siehe Kapitel 2.2). Bezüglich Invasivität wurde die Art durch Mikschi (2002) als „ohne Auswirkungen“ eingestuft. In der Schweiz gelten die Arten als etabliert, jedoch von geringer Bedeutung. Darüber hinaus wird nicht auf Unterschiede zwischen der Verbreitung und Etablierung beider Arten eingegangen (Wittenberg et al. 2005). Nach Musil et al. (2008) bzw. Koščo & Pekárik (2008) sind beide Arten in Tschechien und der Slowakei als etabliert anzusehen, wobei in der Slowakei der erst seit 1999 etablierte *A. melas* den schon länger etablierten (und offenbar rückläufigen) *A. nebulosus* verdrängt. *A. melas* gilt nach Einstufung in den Schwarzen Listen in Deutschland als „invasiv“ und in Österreich als „potenziell invasiv“ (Nehring et al. 2010).

Etablierungsstatus laut www.fishbase.org¹, www.nobanis.org², www.europe-aliens.org, (A) <http://ias.biodiversity.be> (jeweils Stand Januar 2010), (B) Wittenberg et al. 2005, (C) Nehring et al. 2010, (D) siehe Text.

Land	Etablierungsstatus				Invasivität
	fishbase	nobanis	europe-aliens	andere Quellen	
Belgien	etabliert	–	(Nordsee marin – etabliert)		„some“ ¹ , B2 (mittleres Potential) ^A
Dänemark		nicht etabliert	–		
Deutschland	vermutlich etabliert	nicht etabliert	etabliert	etabliert ^C	„some“ ¹ , invasiv ^C
Frankreich	etabliert	–	–		
Italien	etabliert	–	etabliert		„probably some“ ¹
Niederlande	etabliert	–	(Nordsee marin – unbekannt)		
Österreich		etabliert	ohne Statusangabe	etabliert ^C , unbekannt ^D	potenziell invasiv ^C
Polen	etabliert	–	–		„some“ ¹
Schweiz	etabliert	–	unbekannt	etabliert ^B	„probably some“ ¹
Slowakei		–	–	etabliert ^D	
Tschechien		–	–	etabliert ^D	
Ungarn	etabliert	–	–		„some“ ¹

Zwergwelse gelten allgemein als Laichräuber. Exemplare über 14 cm Länge sollen räuberisch leben, ausschließlich Fisch fressen und einen erheblichen Fraß- und Konkurrenzdruck auf andere Fischarten ausüben (Declerck et al. 2002). Allerdings wurden bei Untersuchungen adulter, 11,5-33 cm langer *A. nebulosus* in einem New Yorker See nur bei zwei von 29 Tieren Fische als Nahrung festgestellt, während Amphipoden und Chironomidenlarven die Hauptnahrung bildeten. Die beiden 26 cm und 27,4 cm langen Fische hatten zusammen sechs Beutefische von je rund 30 mm Länge aufgenommen (Kline & Wood 1996). Insbesondere in kleineren Neben- und Auengewässern im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster sind sie häufig die dominierende, wenn nicht sogar die einzige Fischart, was ein gewisses Invasionspotential sowie eine hohe Konkurrenzstärke vermuten lässt. In kleineren Gewässern können Zwergwelse zur dominierenden Fischart werden und so andere Fischarten und Amphibien verdrängen (Hauer 2007).

3 Auswirkungen

Derzeit gelten die Bestände in Deutschland und Österreich als unbedeutend und erreichen nur lokal größere Häufigkeiten. Vor allem treten sie in Nahrungskonkurrenz zu einheimischen Fischarten und als Räuber von Fischbrut auf.

3.1 Betroffene Lebensräume

Vor allem größere stehende oder langsam fließende Gewässer werden bevorzugt besiedelt. Direkte Schäden im Habitat sind keine bekannt.

3.2 Tiere und Pflanzen

Negative Auswirkungen können aufgrund der Neigung zu Kümmerformen bei gleichzeitig massenhaftem Auftreten bestehen, die als Nahrungskonkurrenten und Laichräuber angesehen werden (Minckley 1973; Marsh & Douglas 1997).

3.3 Ökosysteme

Keine Auswirkungen bekannt.

3.4 Menschliche Gesundheit

Keine Auswirkungen bekannt.

3.5 Wirtschaftliche Auswirkungen

Keine Auswirkungen bekannt.

3.6. Klimawandel

Eine Ausbreitung und Bestandsvermehrung aufgrund der fortschreitenden Erwärmung von Gewässerökosystemen ist mittelfristig denkbar und kann zur Entstehung von Problemen (z. B. Verdrängung einheimischer Arten) führen.

4 Maßnahmen

4.1 Vorbeugen

Als geringwüchsige Fischarten erfüllen sie nicht die von der Fischerei ursprünglich in den Besatz gestellten Erwartungen. Als Aquarienfische hingegen erreichen sie rasch „unliebsame“ Größen, wodurch es häufig zur Freisetzung kommt. Die Vermarktung der Arten als Aquarienfische ist daher ebenso nicht zu empfehlen wie jeglicher Besatz aus fischereiwirtschaftlichen Motiven.

4.2 Allgemeine Empfehlungen zur Bekämpfung

Es können generell nur präventive Maßnahmen, wie strenge Besatzrestriktion und entsprechende Exekution empfohlen werden. In kleinen, abgeschlossenen Gewässern (z. B. Baggerseen) ist auch eine Bestandselimination denkbar, jedoch sehr aufwändig. Jacob (1928) hielt es für unmöglich, Zwergwelse aus einem Gewässer zu entfernen, welches nicht vollständig abgelassen und trocken gelegt werden kann.

4.3 Methoden und Kosten der Bekämpfung

So nicht der gesamte Wasserkörper trocken gelegt werden kann, um die Fische zu entnehmen, kann mittels Elektro- und/oder Netzfangmethode vorgegangen werden. Eine Kostenschätzung ist nicht möglich, da diese Arbeiten personal- und geräteintensiv sind und, abhängig von den örtlichen Gegebenheiten, von sehr unterschiedlicher Effizienz gekennzeichnet sind. Gezielte Angelfischerei in kleinen, geschlossenen und gut befischbaren Gewässern kann gleichfalls eine Bestandesreduktion herbeiführen.

5 Literatur & Links

- Anonymus (1910): Amerikanische Zwergwelse in den Havelgewässern. Fischerei-Zeitung Neudamm 13: 547-547.
- Arnold, A. (1990): Eingebürgerte Fischarten, Die Neue Brehm Bücherei; A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 144 pp.
- Arnold, J.P. & Ahl, E. (1936): Fremdländische Süßwasserfische. Wenzel & Sohn, Braunschweig, 592 pp.
- Bade, E. (1898): Das Süßwasser-Aquarium. Verlag Pfenningstorff, Berlin, 534 pp.
- Balon, E.K. (1975): Reproductive guilds of fishes: A proposal and definition. Journal Fisheries Research Board Canada 32: 821-864.
- Bauch, G. (1958): Untersuchungen über die Gründe für den Ertragsrückgang der Elbfischerei zwischen Elbsandsteingebirge und Boizenburg. Zeitschrift für Fischerei NF 7: 161-437.
- Creutz, G. (1963): Der Zwergwels in der Oberlausitz. Aquarien Terrarien 10: 54-57.
- Declerck, S., Louette, G., De Bie, T. & De Meester, L. (2002): Patterns of diet overlap between populations of non-indigenous and native fishes in shallow ponds. Journal of Fish Biology 61: 1182-1197.
- Gunn, J.M., Qadri, S.U. & Mortimer, D.C. (1977): Filamentous algae as a food source for the brown bullhead (*Ictalurus nebulosus*). Journal of the Fisheries Research Board of Canada 34: 396-401.
- Hauer, W. (2007): Fische Krebse Muscheln in heimischen Seen und Flüssen. Leopold Stocker Verlag, Graz & Stuttgart, 231 pp.
- Jacob, E. (1928): Gegen die Einbürgerung ausländischer Tiere. Fischerei-Zeitung Neudamm 31: 209-211.
- Jepsen, N., Wiesner, C. & Schotzko, N. (2008): Fish. In: Liška, I., Wagner, F. & Slobodník, J. (eds) Joint Danube Survey. Final Scientific Report. International Commission for the Protection of the Danube River, Wien, pp. 72-81.
- Kline, J.L. & Wood, B.M. (1996): Food habits and diet selectivity of the brown bullhead. Journal of Freshwater Ecology 11: 145-151.
- Koščo, J. & Pekárik, L. (2008): New invader replaces the previous one: the case study of *Ameiurus melas* and *Ameiurus nebulosus*. Abstract, Maliaf, November 5-7, 2008, Florence.
- Küttel, S., Peter, A. & Wüest, A. (2002): Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischer Fließgewässer. Rhône Revitalisierung, Publikation 1, 34 pp. + Anhang.
- Lelek, A. & Köhler, C. (1989): Zustandsanalyse der Fischartengemeinschaften im Rhein (1987-1988). Fischökologie 1: 47-64.
- Lesko, L.T., Smith, S.B. & Blouin, M.A. (1996): The effect of contaminated sediments on fecundity of the brown bullhead in three Lake Erie tributaries. Journal of Great Lakes Research 22: 830-837.
- Marsh, P.C. & Douglas, M.E. (1997): Predation by introduced fishes on endangered humpback chub and other native species in the Little Colorado River, Arizona. Transactions of the American Fisheries Society 126: 343-346.
- Mikschi, E. (2002): Fische (Pisces). In: Essl, F. & Rabitsch, W. (eds) Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt, Wien, pp. 197-204.
- Minckley, W.L. (1973): Fishes of Arizona. Arizona Fish and Game Department. Sims Printing Company, Inc., Phoenix, AZ.
- Musil, J., Jurajda, P., Adámek, Z. & Slavík, O. (2008): Review of non-native freshwater fishes in the Czech Republic: History, present and future perspectives. Abstract, Maliaf, November 5-7, 2008, Florence.
- Nehring, S., Essl, F., Klingenstein, F., Nowack, C., Rabitsch, W., Stöhr, O., Wiesner, C. & Wolter, C. (2010): Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. BfN-Skripten, in Druck.
- Page, L.M. & Burr, B.M. (1991): A field guide to freshwater fishes of North America north of Mexico. The Peterson Field Guide Series, volume 42. Houghton Mifflin Company, Boston, MA.
- Pedicillo, G., Bicchi, A., Angeli, V., Carosi, A., Viali, P. & Lorenzoni, M. (2008): Growth of black bullhead *Ameiurus melas* (Rafinesque, 1820) in Corbara Reservoir (Umbria – Italy). Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 389, 05: 1-15.
- Redeke, H.C. (1941): Fauna van Nederland, X, Pisces Cyclostomi-Euichthyes. Sijthoff, Leiden, 331 pp.
- Schulz-Kabbe, W. (1957): Die Zwergwelsplage. Deutscher Anglersport 9: 4-6.
- Scott, W.B. & Crossman, E.J. (1973): Freshwater fishes of Canada. Bulletin Fisheries Research Board of Canada 184: 1-966.

- Spindler, T. (1995): Fischfauna in Österreich. Ökologie - Gefährdung - Bioindikation - Fischerei - Gesetzgebung. Umweltbundesamt Monographien Band 53, Wien, 140 pp.
- Stansch, K. (1914): Die exotischen Zierfische in Wort und Bild. Wenzel & Sohn, Braunschweig, 349 pp.
- Von dem Borne, M. (1894): Teichwirtschaft. 4. Aufl., Parey, Berlin.
- Walter, E. (1913): Unsere Süßwasserfische. Quelle & Meyer, Leipzig, 24 pp., 50 Tafeln.
- Wheeler, A. (1978): *Ictalurus melas* (Rafinesque, 1820) and *I. nebulosus* (Lesueur, 1819): the North American catfishes in Europe. J. Fish Biol. 12: 435-439.
- Wiesner, C., Schotzko, N., Cerny, J., Guti, G., Davideanu, G. & Jepsen, N. (2008): JDS-2 Fish. In: ICPDR – International Commission for the Protection of the Danube River (eds) Results of the Joint Danube Survey 2, 14 August – 27 September 2007, CD-Rom, Wien.
- Wittenberg, R., Kenis, M., Blick, T., Hänggi, A., Gassmann, A. & Weber, E. (2005): Invasive alien species in Switzerland : an inventory of alien species and their threat to biodiversity and economy in Switzerland. CABI Bioscience Switzerland Centre report to Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape. The environment in practice no. 0629. Federal Office for the Environment, Bern, 155 pp.
- Wolter, C., Arlinghaus, R., Grosch, U.A. & Vilcinskas, A. (2003): Fische & Fischerei in Berlin. Z. Fischk., Suppl. Bd. 2: 1-156.
- Zauner, G. & Eberstaller, J. (1999): Klassifizierungsschema der österreichischen Flußfischfauna in Bezug auf deren Lebensraumsprüche. Österreichs Fischerei 52: 198-205.
- Zitek, A., Unfer, G., Wiesner, C. & Fleischanderl, D. (2004): Monitoring ökologisch orientierter Hochwasserschutzmaßnahmen an der Sulm/Stmk. - Lebensraum & Fischfauna; Studie im Auftrag des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung, Graz und des BM für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

<http://www.fishbase.org/Summary/speciesSummary.php?ID=291>

<http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.asp?speciesID=730>

4.1.3 *Ameiurus nebulosus* (Lesueur, 1819)

Ameiurus nebulosus (Lesueur, 1819) (Ictaluridae) Brauner Zwergwels, Brauner Katzenwels (D), brown bullhead (E)

1 Beschreibung der Arten

1.1 Aussehen



Fotos: *Ameiurus nebulosus* © B.W. Coad

Grundsätzlich besteht aufgrund der häufigen Verwechslung bzw. einer fehlenden Unterscheidung von *Ameiurus melas* und *Ameiurus nebulosus* eine große Unsicherheit bezüglich der Vorkommen beider Arten. Die Sammelbezeichnung „Zwergwels“ in verschiedenen Fischartenkatastern und Veröffentlichungen kann sowohl beide als auch nur eine der beiden Arten bezeichnen.

Der Körper ist spindelförmig, vom großen und breiten Kopf zum Schwanz hin spitz zulaufend. Das Maul ist von je 4 Bartfäden am Ober- und Unterkiefer gesäumt. Der erste Flossenstrahl der Rücken- und Brustflosse ist verknöchert, jener der Brustflosse stark gesägt. Zwischen der Rücken- und Schwanzflosse befindet sich eine Fettflosse (ohne Flossenstrahlen).

Die Färbung ist rückenseitig in der Regel dunkelgrau bis schwarz, letzteres vor allem bei Jungfischen. Adulte Tiere sind in der Regel grau-marmoriert. Die Bauchseite ist generell weißlich. Die Flossenmembran der Afterflosse weist keine dunklen Pigmente auf. Die Basis der Bartfäden ist bei *A. melas* schwarz, bei *A. nebulosus* hell.

Der Körper ist gänzlich unbeschuppt, jedoch ist die Seitenlinie vollständig ausgebildet. Die Anzahl der Flossenstrahlen (Hart-/Gabelstrahlen) ist in der Flossenformel angegeben (D/C/P/V/A = Rücken-, Schwanz-, Brust-, Bauch- und Afterflosse). Die Fettflosse weist keine Flossenstrahlen auf und ist daher nicht angeführt. *A. nebulosus* wird bis 40 cm lang und 2 kg schwer.

Flossenformel:

D III/6-7
----- C 0/19-23
P I/7-9; V 0/8; A III/18-23

Verwechslungsmöglichkeiten:

Schwarzer Zwergwels (*Ameiurus melas*): siehe Flossenformel; erster Flossenstrahl der Brustflosse nicht oder schwach gesägt

Wels (*Silurus glanis*): 6 Bartfäden, 2 davon reichen bis hinter die Pectoralis, Fettflosse fehlt

Aalrutte (*Lota lota*): nur ein langer Bartfaden am Unterkiefer, Fettflosse fehlt

1.2 Taxonomie

Ameiurus nebulosus gehört zur Familie der Zwerg- oder Katzenwelse (Ictaluridae). Fallweise wird die Art auch unter dem Gattungsnamen *Ictalurus* gelistet (siehe Synonyme). Die folgenden wissenschaftlichen Synonyme sind bekannt (www.fishbase.org):

Silurus nigrescens Lesueur
Ameiurus catus (non Linnaeus, 1758)
Silurus catus (non Linnaeus, 1758)
Pimelodus catus (non Linnaeus, 1758)
Amiurus catus (non Linnaeus, 1758)
Silurus felis Linnaeus, 1766
Albula lacustris Walbaum, 1792
Ameiurus lacustris (Walbaum, 1792)
Pimelodus nebulosus Lesueur, 1819
Ictalurus nebulosus (Lesueur, 1819)
Ictalurus nebulosus nebulosus (Lesueur, 1819)
Ameirus nebulosus (Lesueur, 1819)
Amiurus nebulosus (Lesueur, 1819)
Silurus coenosus Richardson, 1836
Pimelodus atrarius DeKay, 1842
Ameiurus vulgaris (Thompson, 1842)
Pimelodus vulgaris Thompson, 1842
Amiurus vulgaris (Thompson, 1842)
Pimelodus felis Agassiz, 1850
Pimelodus marmoratus Holbrook, 1855
Ictalurus nebulosus marmoratus (Holbrook, 1855)
Ictalurus nebulosus pannonicus Harka & Pinter, 1990

1.3 Herkunftsgebiet

A. nebulosus kommt im gesamten Atlantik- und Golf-Einzugsgebiet von Nova Scotia und New Brunswick bis Alabama, Große Seen, Hudson Bay vor, sowie im Mississippi-Gebiet in Louisiana und von New York bis Saskatchewan (Page & Burr 1991).

1.4 Biologie

Zwergwelse sind weitgehend nachtaktiv und omnivor. Als Nahrung dienen den Jungfischen vor allem Insektenlarven, Egel und Krebstiere, die Adulten ernähren sich zusätzlich von Mollusken, Fischen und pflanzlicher Kost (Scott & Crossman 1973; Gunn et al. 1977). Die Arten sind tolerant gegenüber hohen CO₂- und geringen O₂-Konzentrationen sowie weitgehend resistent gegenüber häuslichen und industriellen Abwässern. *Ameirus nebulosus* kann Gewässer mit pH-Werten bis 3,7 besiedeln (Klarberg & Benson 1975). Lesko et al. (1996) publizierten sogar Ergebnisse, nach denen Zwergwelse aus kontaminierten Gewässern besser wuchsen und eine höhere Fruchtbarkeit hatten als solche aus nicht kontaminierten. Mitunter vergraben sich die Fische im Schlamm um ungünstige Umweltbedingungen zu vermeiden (Scott & Crossman 1973). Zwergwelse können elektrische Ströme wahrnehmen (Wittenberg et al. 2005). Zwergwelse tolerieren Temperaturen zwischen 0-34 °C, die kritische Maximaltemperatur liegt bei 38 °C (Küttel et al. 2002).

Reproduktionsgilde: speleophil

Brutpflege (Balon 1975): *A. nebulosus* legt flache Nestmulden in kiesigem Substrat an, die in der Regel vom Männchen bewacht und mit sauerstoffreichem Wasser befächelt werden (Wittenberg et al. 2005).

Habitatgilde: indifferent/eurypar/hoher Strukturbezug (Zauner & Eberstaller 1999)

2 Vorkommen in Deutschland und Österreich

2.1 Einführungs- und Ausbreitungsgeschichte / Ausbreitungswege

Der bekannte Pariser Fischzüchter Carbonnier brachte die ersten Braunen Zwergwelse wahrscheinlich 1871 nach Europa, die aber durch ein Versehen in die Seine entwichen (Arnold 1990). Im Sommer 1885 erhielt der Deutsche Fischereiverein von F. Baird aus Washington Exemplare, die M. von dem Borne zur Pflege übergeben wurden und 1887 erstmals laichten. Von 1887-1890 hat von dem Borne 2.225 einsömmrige Braune Zwergwelse gezüchtet, 300 in einen See gesetzt sowie 10 laichfähige und 665 einsömmrige Fische an andere Züchter

abgegeben (von dem Borne 1894). Die in ihrer nordamerikanischen Heimat als wohlschmeckende und frohwüchsige Fische vielfach gezüchteten Zwergwelse erfüllten in Europa die in sie gesetzten fischereilichen Erwartungen jedoch nicht (Jacob 1928).

Aufgrund der überwiegend kleinen Bestände von Zwergwelsen ist der Nachweis mit wissenschaftlichen Methoden schwierig. Es ist jedoch davon auszugehen, dass die Verbreitungskarten nicht die tatsächlichen Vorkommen ausreichend wiedergeben.

2.2 Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz

Deutschland:

1896 sollen erste Braune Zwergwelse (ohne sichere Artangabe) im Spreegebiet bei Altdöbern durch Herrn von Witzleben ausgesetzt worden sein (Creutz 1963). Nach 1900 wurden Zwergwelse auch regelmäßig in der Berliner Oberhavel und im Tegeler See geangelt, 1910 sogar ein 513 g schweres Exemplar unweit von Baumwerder im Tegeler See (Anonymus 1910). Das Lausitzer Gebiet ist noch heute ein Verbreitungsschwerpunkt der Art. Schulz-Kabbe (1957) nennt insgesamt 27 offene Gewässer und fünf Teiche, in denen Zwergwelse z.T. bereits seit 1915 (Mulde), 1920 (Schwarze Elster), bzw. 1926 (Peitzer Teiche, Malxe) bekannt waren. Verbreitungsschwerpunkte waren die Elbe, Schwarze Elster und der Spreewald, aber mit der Lausitzer Neiße war auch das Oder-Einzugsgebiet besiedelt. In elf der Gewässer bildeten sich innerhalb von ein bis zwei Jahren zwischen 1950-1955 Massenentwicklungen heraus („übervölkert“), in weiteren 12 Gewässern wurde aus einem „gemäßigten“ Vorkommen der Art ein „zahlreiches“ (Schulz-Kabbe 1957). Creutz (1963) nennt nur noch 15 Vorkommen aus dem Lausitzer Gebiet, bestätigt aber ebenfalls die gelegentlichen Massenfänge, z. B. 800 kg 8-10 cm langer Zwergwelse aus einem Teich bei Gosda 1926, 600 kg aus dem Peternackteich bei Jahmen 1933 und 1,5 t 1935 sowie 4 t 1936 aus dem Sumperteich bei Dürrbach. 1904 wurden 100.000 Zwergwelse in der Mulde ausgesetzt, aus dem sich wahrscheinlich der um 1950 flächendeckende, wenn auch nicht zahlreiche Bestand der Elbe rekrutierte (Bauch 1958). Nach 1975 gelangen insgesamt 71 Nachweise in Niedersachsen, insbesondere aus dem Allergebiet, aber auch aus Weser und Elbe sowie 38 auf dem Gebiet der ehemaligen DDR (Arnold 1990).

Bundesweit sind aktuell 285 Zwergwels-Vorkommen erfasst, jedoch nicht auf Artniveau unterschieden. Individuenstarke Populationen sind vor allem aus dem Gebiet der Sächsischen Elbe und der Schwarzen Elster bekannt.

Österreich:

Angaben zur Ersteinfuhr in Österreich liegen nicht vor (Spindler 1995; Mikschi 2002). Die Vorkommen sind lokal begrenzt. Eine Darstellung der Verbreitung beider Arten in Österreich ist aufgrund von Fehlbestimmungen nicht seriös möglich. Vorkommen existieren sowohl in Seen (z. B. Neusiedler See, Bodensee) als auch in langsam fließenden Flüssen (z. B. Lafnitz, Raab) (Spindler 1995). Eine 2007 durchgeführte stichprobenartige Erhebung der Fischfauna der Donau erbrachte keine Nachweise in Deutschland und Österreich. Auch im weiteren Donauverlauf ist diese Art bislang nur von untergeordneter Bedeutung (Jepsen et al. 2008; Wiesner et al. 2008).

Verbreitungskarten: siehe Anhang

Rasterfrequenzen (*Ameiurus* sp.):

In Deutschland:

Zeitraum	Nachgewiesene Vorkommen	Raster	Rasterfrequenz (%)
1961 - 1970	10	8	0,07
1971 - 1980	5	13	0,11
1981 - 1990	7	19	0,16
1991 - 2000	181	117	0,99
ab 2001	82	37	0,31
Gesamt	285	139	1,18

Im Zeitraum 1961-2007 enthielten rund 1,2 % aller Rasterfelder in Deutschland den Nachweis einer der beiden Zwergwelsarten.

In Österreich:

Zeitraum	Beprobte Raster	Rasternachweise	Rasterfrequenz (%)	Rasterfrequenz 2 (%)
1971 – 1980	4	0	0	0
1981 – 1990	113	0	0	0
1991 – 2000	433	0	0	0
ab 2001	417	1	< 0,1	0,2
Gesamt	761	1	< 0,1	0,1

Im Zeitraum 1971-2007 enthielt nur eine Rasterzelle, das sind weniger als 0,1 % aller Rasterzellen in Österreich, den Nachweis von *A. melas* (Russbach, nahe der Mündung in die Donau). Gemessen an den tatsächlich beprobten Rasterfeldern, beträgt die Frequenz 0,1 %.

2.3 Lebensraum

Im ursprünglichen Verbreitungsgebiet besiedeln die Zwergwelse eher größere, langsam fließende und stehende Gewässer, bevorzugt mit weichgründigem Substrat. Nur selten kommen sie auch im Brackwasser vor (Scott & Crossman 1973).

2.4 Status und Invasivität der Art

Die Angaben über den Etablierungsstatus in einzelnen Ländern in www.fishbase.org sind diskussionswürdig, zumal schon alleine die Artbestimmung oftmals zu Verwechslung der Arten führt, was auch Informationen über Etablierung (Reproduktionsnachweis) erschwert. Die Einträge auf www.nobanis.org finden sich aufgeteilt auf *Ameiurus* und *Ictalurus*. *A. nebulosus* kommt in Österreich weiter verbreitet vor und gilt als etabliert. Beide Arten wurden durch Mikschi (2002) bezüglich Invasivität als „ohne Auswirkungen“ eingestuft. In der Schweiz gelten die Arten zwar als etabliert, jedoch von geringer Bedeutung. Darüber hinaus wird nicht auf Unterschiede zwischen der Verbreitung und Etablierung beider Arten eingegangen (Wittenberg et al. 2005). Nach Musil et al. (2008) bzw. Koščo & Pekárik (2008) sind beide Arten in Tschechien und der Slowakei als etabliert anzusehen, wobei in der Slowakei der erst seit 1999 etablierte *A. melas* den schon länger etablierten (und offenbar rückläufigen) *A. nebulosus* verdrängt. *A. nebulosus* gilt nach Einstufung in den Schwarzen Listen in Deutschland als „invasiv“ und in Österreich als „potenziell invasiv“ (Nehring et al. 2010).

Etablierungsstatus laut www.fishbase.org¹, www.nobanis.org², www.europe-aliens.org, (A) <http://ias.biodiversity.be> (jeweils Stand Januar 2010), (B) Wittenberg et al. 2005, (C) Nehring et al. 2010, (D) siehe Text.

Land	Etablierungsstatus				Invasivität
	fishbase	nobanis	europe-aliens	andere Quellen	
Belgien	eingeführt	–	(Nordsee marin – etabliert)	etabliert ^A	B2 (mittleres Potenzial) ^A
Dänemark	vermutlich etabliert	etabliert	–	–	„some“ ¹ , invasiv ^C
Deutschland	etabliert	etabliert	etabliert	etabliert ^C	„some“ ¹ , invasiv ^C
Frankreich	Verwechslung	–	–	–	–
Italien	etabliert	–	etabliert	–	–
Niederlande	etabliert	–	(Nordsee marin – unbekannt)	–	–
Österreich	etabliert	etabliert	ohne Statusangabe	etabliert ^{C, D}	potenziell invasiv ^C
Polen	etabliert	etabliert	–	–	„some“ ¹ , invasiv ²
Schweiz	vermutlich etabliert	–	unbekannt	etabliert ^B	–
Slowakei	etabliert	–	–	etabliert ^D	–
Tschechien	etabliert	–	–	etabliert ^D	–
Ungarn	etabliert	–	–	–	„some“ ¹

Zwergwelse gelten allgemein als Laichräuber. Exemplare über 14 cm Länge sollen räuberisch leben, ausschließlich Fisch fressen und einen erheblichen Fraß- und Konkurrenzdruck auf andere Fischarten ausüben (Declerck et al. 2002). Allerdings wurden bei Untersuchungen adulter, 11,5-33 cm langer *A. nebulosus* in einem New Yorker See nur bei zwei von 29 Tieren Fische als Nahrung festgestellt, während Amphipoden und Chironomidenlarven die Hauptnahrung bildeten. Die beiden 26 cm und 27,4 cm langen Fische hatten zusammen sechs Beutefische von je rund 30 mm Länge aufgenommen (Kline & Wood 1996). Insbesondere in kleineren Neben- und Auengewässern im Einzugsgebiet der Schwarzen Elster sind sie häufig die dominierende, wenn nicht sogar die einzige Fischart, was ein gewisses Invasionspotential sowie eine hohe Konkurrenzstärke vermuten lässt. In kleineren Gewässern können Zwergwelse zur dominierenden Fischart werden und so andere Fischarten und Amphibien verdrängen (Hauer 2007).

3 Auswirkungen

Derzeit gelten die Bestände in Deutschland und Österreich als unbedeutend und erreichen nur lokal größere Häufigkeiten. Vor allem treten sie in Nahrungskonkurrenz zu einheimischen Fischarten und als Räuber von Fischbrut auf.

3.1 Betroffene Lebensräume

Vor allem größere stehende oder langsam fließende Gewässer werden bevorzugt besiedelt. Direkte Schäden im Habitat sind keine bekannt.

3.2 Tiere und Pflanzen

Negative Auswirkungen können aufgrund der Neigung zu Kümmerformen bei gleichzeitig massenhaftem Auftreten bestehen, die als Nahrungskonkurrenten und Laichräuber angesehen werden (Minckley 1973; Marsh & Douglas 1997).

3.3 Ökosysteme

Keine Auswirkungen bekannt.

3.4 Menschliche Gesundheit

Keine Auswirkungen bekannt.

3.5 Wirtschaftliche Auswirkungen

Keine Auswirkungen bekannt.

3.6. Klimawandel

Eine Ausbreitung und Bestandsvermehrung aufgrund der fortschreitenden Erwärmung von Gewässerökosystemen ist mittelfristig denkbar und kann zur Entstehung von Problemen (z. B. Verdrängung einheimischer Arten) führen.

4 Maßnahmen

4.1 Vorbeugen

Als geringwüchsige Fischarten erfüllen sie nicht die von der Fischerei ursprünglich in den Besatz gestellten Erwartungen. Als Aquarienfische hingegen erreichen sie rasch „unliebsame“ Größen, wodurch es häufig zur Freisetzung kommt. Die Vermarktung der Arten als Aquarienfische ist daher ebenso nicht zu empfehlen wie jeglicher Besatz aus fischereiwirtschaftlichen Motiven.

4.2 Allgemeine Empfehlungen zur Bekämpfung

Es können generell nur präventive Maßnahmen, wie strenge Besatzrestriktion und entsprechende Exekution

empfohlen werden. In kleinen, abgeschlossenen Gewässern (z. B. Baggerseen) ist auch eine Bestandselemination denkbar, jedoch sehr aufwändig. Jacob (1928) hielt es für unmöglich, Zwergwelse aus einem Gewässer zu entfernen, welches nicht vollständig abgelassen und trocken gelegt werden kann.

4.3 Methoden und Kosten der Bekämpfung

So nicht der gesamte Wasserkörper trocken gelegt werden kann, um die Fische zu entnehmen, kann mittels Elektro- und/oder Netzfangmethode vorgegangen werden. Eine Kostenschätzung ist nicht möglich, da diese Arbeiten personal- und geräteintensiv sind und, abhängig von den örtlichen Gegebenheiten, von sehr unterschiedlicher Effizienz gekennzeichnet sind. Gezielte Angelfischerei in kleinen, geschlossenen und gut befischbaren Gewässern kann gleichfalls eine Bestandesreduktion herbeiführen.

5 Literatur & Links

- Anonymus (1910): Amerikanische Zwergwelse in den Havelgewässern. Fischerei-Zeitung Neudamm 13: 547-547.
- Arnold, A. (1990): Eingebürgerte Fischarten, Die Neue Brehm Bücherei; A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 144 pp.
- Balon, E.K. (1975): Reproductive guilds of fishes: A proposal and definition. Journal Fisheries Research Board Canada 32: 821-864.
- Bauch, G. (1958): Untersuchungen über die Gründe für den Ertragsrückgang der Elbfischerei zwischen Elbsandsteingebirge und Boizenburg. Zeitschrift für Fischerei NF 7: 161-437.
- Creutz, G. (1963): Der Zwergwels in der Oberlausitz. Aquarien Terrarien 10: 54-57.
- Declerck, S., Louette, G., De Bie, T. & De Meester, L. (2002): Patterns of diet overlap between populations of non-indigenous and native fishes in shallow ponds. Journal of Fish Biology 61: 1182-1197.
- Gunn, J.M., Qadri, S.U. & Mortimer, D.C. (1977): Filamentous algae as a food source for the brown bullhead (*Ictalurus nebulosus*). Journal of the Fisheries Research Board of Canada 34: 396-401.
- Hauer, W. (2007): Fische Krebse Muscheln in heimischen Seen und Flüssen. Leopold Stocker Verlag, Graz & Stuttgart, 231 pp.
- Jacob, E. (1928): Gegen die Einbürgerung ausländischer Tiere. Fischerei-Zeitung Neudamm 31: 209-211.
- Jepsen, N., Wiesner, C. & Schotzko, N. (2008): Fish. In: Liška, I., Wagner, F. & Slobodník, J. (eds) Joint Danube Survey. Final Scientific Report. International Commission for the Protection of the Danube River, Wien, pp. 72-81.
- Klarberg, D.P. & Benson, A. (1975): Food habits of *Ictalurus nebulosus* in acid polluted water of Northern West Virginia. Transactions of the American Fisheries Society 104: 541-547.
- Kline, J.L. & Wood, B.M. (1996): Food habits and diet selectivity of the brown bullhead. Journal of Freshwater Ecology 11: 145-151.
- Koščo, J. & Pekárik, L. (2008): New invader replaces the previous one: the case study of *Ameiurus melas* and *Ameiurus nebulosus*. Abstract, Maliaf, November 5-7, 2008, Florence.
- Küttel, S., Peter, A. & Wüest, A. (2002): Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischer Fließgewässer. Rhône Revitalisierung, Publikation 1, 34 pp. + Anhang.
- Lesko, L.T., Smith, S.B. & Blouin, M.A. (1996): The effect of contaminated sediments on fecundity of the brown bullhead in three Lake Erie tributaries. Journal of Great Lakes Research 22: 830-837.
- Marsh, P.C. & Douglas, M.E. (1997): Predation by introduced fishes on endangered humpback chub and other native species in the Little Colorado River, Arizona. Transactions of the American Fisheries Society 126: 343-346.
- Mikschi, E. (2002): Fische (Pisces). In: Essl, F. & Rabitsch, W. (eds) Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt, Wien, pp. 197-204.
- Minckley, W.L. (1973): Fishes of Arizona. Arizona Fish and Game Department. Sims Printing Company, Inc., Phoenix, AZ.
- Musil, J., Jurajda, P., Adámek, Z. & Slavík, O. (2008): Review of non-native freshwater fishes in the Czech Republic: History, present and future perspectives. Abstract, Maliaf, November 5-7, 2008, Florence.
- Nehring, S., Essl, F., Klingenstein, F., Nowack, C., Rabitsch, W., Stöhr, O., Wiesner, C. & Wolter, C. (2010): Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. BfN-Skripten, in Druck.

- Page, L.M. & Burr, B.M. (1991): A field guide to freshwater fishes of North America north of Mexico. The Peterson Field Guide Series, volume 42. Houghton Mifflin Company, Boston, MA.
- Schulz-Kabbe, W. (1957): Die Zwergwelsplage. Deutscher Angellsport 9: 4-6.
- Scott, W.B. & Crossman, E.J. (1973): Freshwater fishes of Canada. Bulletin Fisheries Research Board of Canada 184: 1-966.
- Spindler, T. (1995): Fischfauna in Österreich. Ökologie - Gefährdung - Bioindikation - Fischerei - Gesetzgebung. Umweltbundesamt Monographien Band 53, Wien, 140 pp.
- Von dem Borne, M. (1894): Teichwirtschaft. 4. Aufl., Parey, Berlin.
- Wiesner, C., Schotzko, N., Cerny, J., Guti, G., Davideanu, G. & Jepsen, N. (2008): JDS-2 Fish. In: ICPDR – International Commission for the Protection of the Danube River (eds) Results of the Joint Danube Survey 2, 14 August – 27 September 2007, CD-Rom, Wien.
- Wittenberg, R., Kenis, M., Blick, T., Hänggi, A., Gassmann, A. & Weber, E. (2005): Invasive alien species in Switzerland : an inventory of alien species and their threat to biodiversity and economy in Switzerland. CABI Bioscience Switzerland Centre report to Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape. The environment in practice no. 0629. Federal Office for the Environment, Bern, 155 pp.
- Zauner, G. & Eberstaller, J. (1999): Klassifizierungsschema der österreichischen Flußfischfauna in Bezug auf deren Lebensraumansprüche. Österreichs Fischerei 52: 198-205.

<http://www.fishbase.org/Summary/speciesSummary.php?ID=3022>

<http://ias.biodiversity.be/species/show/1>

<http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.asp?speciesID=730>

4.1.4 *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844)

Ctenopharyngodon idella (Valenciennes, 1844) (*Cyprinidae*) Graskarpfen, Weißer Amurkarpfen (D), grass carp (E)

1 Beschreibung der Art

1.1 Aussehen



Fotos: *Ctenopharyngodon idella*

Der Körper des Graskarpfens ist spindelförmig mit breitem, oben und unten abgeflachtem Kopf. Das Auge liegt vertikal annähernd auf der Höhe der Mundspalte bzw. des Oberkiefers. Das Maul selbst ist leicht unterständig und ohne Bartfäden. An der oberen Maulspitze befindet sich ein beweglicher Lappen zum Kappen der Pflanzen. Die Färbung ist in der Regel braun bis graugrün am Rücken und verläuft heller werdend über die Flanken zum gelblichen Bauch. Die Flossen sind einheitlich grau. Die großen, silbernen Schuppen sind dunkel umrandet und wirken wie eine Netzzeichnung. Entlang der Seitenlinie befinden sich 38-45 Schuppen und 5 Schuppenreihen unterhalb der Seitenlinie bis zum Ansatz der Bauchflosse. Das Vorderende der Rückenflosse liegt geringfügig vor dem Ansatz der Bauchflosse. Die Rückenflossenbasis ist etwa gleich lang wie die Afterflossenbasis. Die Anzahl der Flossenstrahlen (Hart-/Gabelstrahlen) ist in der Flossenformel angegeben (D/C/P/V/A = Rücken-, Schwanz-, Brust-, Bauch- und Afterflosse). Die Schlundzähne sind zweireihig angeordnet (1-2/4-5). Graskarpfen werden im Mitteleuropa bis zu 125 cm lang und 25 kg schwer, in ihrer Heimat, unter günstigen klimatischen Bedingungen bis zu 150 cm und 50 kg.

Flossenformel:

$$\begin{array}{c} \text{D III/6-8} \\ \text{----- C 0/18-19} \\ \text{P I/13-16; V II/7-8; A III/7-8} \end{array}$$

Verwechslungsmöglichkeiten:

Karpfen (*Cyprinus carpio*): Rückenflossenbasis doppelt so lang wie die Afterflossenbasis, 4 Bartfäden um die Mundspalte.

Silber-/Marmorkarpfen (*Hypophthalmichthys* sp.): Augen liegen unterhalb der halben Kopfhöhe.

Aitel (*Leuciscus cephalus*): höchstens 4 Schuppen unterhalb der Seitenlinie, Ansatz der Rückenflosse zumindest knapp hinter dem Ansatz der Bauchflosse, das Auge liegt vertikal leicht über der Mundspalte.

1.2 Taxonomie

Der Graskarpfen gehört zur Familie der karpfenartigen Fische (*Cyprinidae*). Die folgenden wissenschaftlichen Synonyme sind bekannt (¹www.fishbase.org, ²Banarescu 1999):

Ctenopharyngodon idella (Valenciennes, 1844)¹
Ctenopharyngodon idella (Valenciennes, 1844)¹
Ctenopharyngodon idella Berg, 1912²

Ctenopharyngodon idella Berg, 1949²
Ctenopharyngodon idella Taranets, 1937²
Ctenopharyngodon idellus (Valenciennes, 1844)¹
Ctenopharyngodon idellus Günther, 1868²
Ctenopharyngodon idellus Lin 1935²
Ctenopharyngodon laticeps Steindachner 1866²
Ctenopharyngodon laticeps Steindachner, 1866¹
Leuciscus idella Cuvier & Valenciennes, 1844²
Leuciscus idella Valenciennes, 1844¹
Leuciscus idellus Valenciennes, 1844¹
Leuciscus tschiliensis Basilewsky, 1855²
Pristiodon siemionovi Dybowski, 1877²
Pristiodon siemionovii Dybowski, 1877¹
Sarcocheilichthys teretiusculus Kner, 1867²

1.3 Herkunftsgebiet

Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet liegt im östlichen China und Ostsibirien im mittleren und unteren Amur-Flußsystem sowie im Sungari- und Ussuri-Flusssystem (Courtenay et al. 1984). Die genaue Herkunft ist jedoch kaum noch feststellbar, da der Graskarpfen seit dem 10. Jahrhundert in China künstlich eingesetzt wurde.

1.4 Biologie

Der Graskarpfen ist ein reiner Vegetarier und benötigt unter idealen Bedingungen (ab 16 °C Wassertemperatur) täglich ca. 120 % seines Körpergewichtes an pflanzlicher Nahrung und kann auch harte Pflanzenteile verwerten (Verigin et al. 1963; Stroganov 1963; Nikol'skiy & Verigin 1966; Bobrova 1968; Yaroshenko et al. 1970; Gurova 1972). Bei geringeren Temperaturen wird die Nahrungsaufnahme verringert und über den Winter nimmt der Graskarpfen keine Nahrung zu sich. Die Jungfische ernähren sich zunächst von Kleintieren und gehen ab einer Länge von 6-10 cm zur Pflanzenkost über, wobei sich ihr Darmkanal um das 2-2,5fache der Körpergröße verlängert.

Im Jangtse/China tritt die Geschlechtsreife bereits im 4.-5. Jahr ein. In kühleren Gewässern erst im 6.-8. Jahr. Zur Laichzeit (Juli/August) wandern die sonst eher standortstreuen Fische große Distanzen (Nixon & Miller 1978; Bain et al. 1990; Honsig-Erlenburg & Petutschnig 2002) und benötigen etwa 20 °C zum Abläichen (Weber 1971; Nezdolij & Mitrofanov 1975). Abgelaicht wird häufig nach Anstieg von Wasserstand und Trübe (Nezdolij & Mitrofanov 1975) in stark strömendem Wasser über Kiesgrund. Die pelagischen Eier driften flussabwärts (Krykhtin & Gorbach 1981). In unseren Breiten gibt es nur ungesicherte Reproduktionsnachweise (Honsig-Erlenburg & Petutschnig 2002). Angaben zu Eizahlen bewegen sich zwischen 2.000 und 82.000 pro kg Körpergewicht (Alikunhi et al. 1962; Hickling 1967).

Graskarpfen vertragen auch erhöhte Salinität (Jungfische bis 12 ppt, Adulte bis 14 ppt) und können bis in Brackwasserzonen vordringen (Cross 1970; Chervinski 1977; Kilambi & Zdinak 1980).

Reproduktionsgilde: lithophil (Spindler 1995)

Habitatgilde: indifferent/rheopar/ohne Strukturbezug (Zauner & Eberstaller 1999)

2 Vorkommen in Deutschland und Österreich

2.1 Einführungs- und Ausbreitungsgeschichte / Ausbreitungswege

Die Art wurde erstmals 1959 in Rumänien (Copp et al. 2005), 1963 in den USA (Pflieger 1978), 1964 in Deutschland (Welcomme 1988) und 1965 in Österreich (Hauer 2007), vor allem zur Bekämpfung von Wasserpflanzen („biologische Entkrautung“), eingesetzt (Swingle 1957). Auch in Großbritannien wurden diese Fische ab den 1970er-Jahren eingeführt (Stott 1977). Vorkommen sind aktuell aus u.a. 45 US-Bundesstaaten und fast allen europäischen Ländern (außer Iberische Halbinsel und Island) bekannt (www.fishbase.org, Stand Januar 2010).

Neben gezieltem Besatz (Entkrautung), sind illegale Auswilderungen und entkommene Exemplare aus Fischzuchten und Teichen für die Ausbreitung verantwortlich (Hacker & Maisriemler 1972; Pflieger 1975; Scharf & Dilewski 1988; Dill & Cordone 1997). In Österreich ist die Fischart nach wie vor in Fischzuchten erhältlich, allerdings sind nur wenige Zuchten in der Lage diese Art selbst zu erbrüten und aufzuziehen (Hauer 2007). Der Besatz mit faunenfremden Arten ist landesweit unterschiedlich geregelt. Speziell die Auslegung, ob eine Art

„etabliert“ ist und dann vom grundsätzlichen Besatzverbot für faunenfremde Arten ausgenommen ist, wird landesweit unterschiedlich praktiziert.

2.2 Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz

Deutschland:

Graskarpfen kamen erstmals 1964 nach Deutschland, wo sie vor allem zur Bekämpfung von Wasserpflanzen eingesetzt wurden (Welcomme 1988; Arnold 1990). 1965 wurden Satzische auch aus Polen zusammen mit Silberkarpfen importiert und in Quarantäne-teiche bei Chemnitz gesetzt. Ein Jahr später wurden sie nach Wermsdorf umgesetzt, wo sie den Grundstock für einen Zuchtstamm bildeten (H. Jähnichen mündl. Mitt., zitiert in Füllner et al. 2005). 1966 wurden größere Stückzahlen direkt aus der Sowjetunion importiert und in die Teichwirtschaften Uhyst/Spree und Rietschen gebracht, von wo aus sie in weitere Fischereibetriebe gelangten. Später erfolgten wiederholt Brutimporte (Füllner et al. 2005).

Aktuell sind insgesamt 421 Vorkommen in den Artenkatastern der Bundesländer registriert. Insbesondere nach größeren Hochwassern werden vermehrt aus Teichwirtschaften entwichene Fische in den großen Flüssen gefangen, so 2002 in der Elbe (Füllner et al. 2005).

Österreich:

Obwohl Vorkommen aus allen Bundesländern bekannt sind (Mikschi 2002), ist die Nachvollziehbarkeit anhand von Daten aus Fischbestandserhebungen (siehe Verbreitungskarten) nicht gegeben. Da diese Art nur selten mit wissenschaftlichen Methoden erfasst wird und die meisten Fangmeldungen von Fischern stammen, fehlen entsprechende Nachweise in den Verbreitungskarten. Zahlreiche besetzte Vorkommen in Baggerseen oder ähnlichen, fischereiwirtschaftlich genutzten Gewässern sind nicht datenmäßig erfasst. Es ist jedoch von punktuellen (lokal begrenzten) Vorkommen, bei flächendeckender Verbreitung (ausgenommen alpine Regionen) auszugehen. So ist z. B. die gesamte Donau samt ihren größeren Ausläufern betroffen, wie auch die Unterläufe größerer Zuflüsse (z. B. Inn, Mur, Drau). Allerdings konnte eine 2007 durchgeführte stichprobenartige Erhebung der Fischfauna der Donau keine Nachweise dieser Art in Deutschland und Österreich erbringen (Jepsen et al. 2008; Wiesner et al. 2008).

Auch aus mehreren Seen sind Vorkommen bekannt (Honsig-Erlenburg & Petutschnig 2002). Die Vorkommen werden als „unbeständig“ klassifiziert (Mikschi 2002). Es ist daher nicht möglich, Angaben zur Ausbreitungstendenz zu machen, da es keine aktive Ausbreitung durch Vermehrung gibt, sondern lediglich besatzgestützte Vorkommen. Geht man von einem Null-Besatzszenario aus, ist zurzeit mit keiner weiteren Ausbreitung zu rechnen.

Verbreitungskarten: siehe Anhang

Analyse der Rasterfrequenzen

In Deutschland:

Zeitraum	Nachgewiesene Vorkommen	Raster	Rasterfrequenz (%)
1961 - 1970	9	9	0,08
1971 - 1980	1	10	0,08
1981 - 1990	19	25	0,21
1991 - 2000	332	219	1,86
ab 2001	60	54	0,46
gesamt	421	266	2,26

Im Zeitraum 1961-2007 enthielten rund 2,3 % aller Kartenraster in Deutschland mindestens einen Graskarpfennachweis, wobei es sich in keinem einzigen Fall um eine etablierte Population handelt. Der ab 2001 zu beobachtende Rückgang dürfte bei dieser Art real sein, da der Besatz nach 1990 erheblich reduziert wurde und die Fische sich nicht natürlich fortpflanzen und deshalb mit der Zeit aus den Gewässern verschwinden sollten.

In Österreich:

Zeitraum	Beprobte Raster	Rasternachweise	Rasterfrequenz (%)	Rasterfrequenz 2 (%)
1971 – 1980	4	0	0	0
1981 – 1990	113	0	0	0
1991 – 2000	433	3	0,1	0,7
ab 2001	417	0	0	0
Gesamt	761	3	0,1	0,4

Im Zeitraum 1971-2007 enthielten nur rund 0,1 % aller Kartenraster in Österreich einen Nachweis. Gemessen an den tatsächlich beprobten Rasterfeldern, beträgt die Frequenz 0,4 %. Dies entspricht jedoch in keiner Weise der tatsächlichen Verbreitung dieser Art, die vor allem in fischereilich genutzten Teichen, aber auch im Donaoraum weit verbreitet ist. Diese Vorkommen sind jedoch datenmäßig nicht erfasst.

2.3 Lebensraum

Der Graskarpfen verträgt zwar auch tiefere Temperaturen, ist aber eine Wärme liebende Art und bevorzugt ruhige, tiefe, warme Flüsse sowie wärmere Seen und Teiche. In Fließgewässern werden Einstände wie Altarme oder Bereiche mit Kehrströmungen bevorzugt (Nixon & Miller 1978; Bain et al. 1990). Jungfische bevorzugen Flachwasserbereiche, nutzen bei höheren Temperaturen aber auch tiefere Zonen (Nixon & Miller 1978).

2.4 Status und Invasivität der Art

Die Angaben über den Etablierungsstatus einzelner Länder in www.fishbase.org sind diskussionswürdig, zumal Länder mit ähnlichen klimatischen Bedingungen und vermutlich ähnlicher Einführungs- und Ausbreitungsgeschichte hierzu unterschiedliche Angaben machen (siehe Tabelle). In Österreich wurde die Art durch Mikschi (2002) als „nicht etabliert“ und „potenziell invasiv“ eingestuft. Im österreichischen „Aktionsplan Neobiota“ ist die Art als „potenziell invasiv“ bewertet worden (Essl & Rabitsch 2004). Polen weist die Art als invasiv aus (www.nobanis.org), die Angaben zur Etablierung sind hingegen widersprüchlich (siehe Tabelle). In der Schweiz gilt die Art als nicht etabliert (Wittenberg et al. 2005). Nach Einstufung in den Schwarzen Listen für Deutschland und für Österreich gilt die Art in beiden Ländern als „invasiv“ (Nehring et al. 2010).

Etablierungsstatus laut www.fishbase.org¹, www.nobanis.org², www.europe-aliens.org (jeweils Stand Januar 2010), (B) Wittenberg et al. 2005, (C) Nehring et al. 2010, (D) siehe Text.

Land	Etablierungsstatus				Invasivität
	fishbase	nobanis	europe-aliens	andere Quellen	
Belgien	etabliert	–	(Nordsee marin – unbekannt)		„some“ ¹
Dänemark	nicht etabliert	nicht etabliert	etabliert		
Deutschland	vermutlich etabliert	nicht etabliert	nicht etabliert	unbeständig ^C	invasiv ^C
Frankreich	vermutlich etabliert	–	nicht etabliert		
Italien	etabliert	–	nicht etabliert		
Niederlande	vermutlich etabliert	–	–		
Österreich	vermutlich nicht etabliert	nicht etabliert	ohne Statusangabe	unbeständig ^C , nicht etabliert ^D	potenziell invasiv ² , ^D , invasiv ^C
Polen	etabliert	nicht etabliert	etabliert		„probably some“ ¹ , invasiv ²
Schweiz	nicht etabliert	–	unbekannt	nicht etabliert ^B	„some“ ¹
Slowakei	vermutlich nicht etabliert	–	–		
Tschechien	etabliert	–	–		
Ungarn	etabliert	–	–		„some“ ¹

3 Auswirkungen

Derzeit gelten die Bestände in Deutschland und Österreich als unbeständig und sie verursachen lokal, in abgeschlossenen und meist kleineren Gewässern Probleme durch übermäßige Entkrautung.

3.1 Betroffene Lebensräume

Aufgrund der selektiven vegetarischen Ernährung und der in Deutschland und Österreich nicht reproduzierenden Vorkommen sind vor allem abgeschlossene Gewässerökosysteme (meist nach Besatz), die aufgrund ihrer Größe (Fläche, Wassertiefe) geeignet sind, Fische dauerhaft zu beherbergen, betroffen. Es können dies auch künstliche Gewässer (z. B. Baggerseen) sein, die mitunter naturschutzrelevante Arten und Zönosen beherbergen.

3.2 Tiere und Pflanzen

Neben dem Pflanzenbewuchs, z. B. *Ceratophyllum demersum*, *Hydrilla verticillata*, *Myriophyllum spicatum*, *Phragmites communis*, *Ranunculus* sp., *Typha angustata* (Charyev 1984; Maceina et al. 1992) im eigentlichen Wasserkörper ist mitunter auch die Ufervegetation betroffen, vor allem, wenn andere Pflanzennahrung unzureichend verfügbar ist. Selbst in großen Gewässern (z. B. Lake Conroe, Texas, 8.100 ha) kann die gesamte aquatische Vegetation vernichtet werden (Klussmann et al. 1988; Maceina et al. 1992). Im Neusiedler See verschwand fast der gesamte Makrophytengürtel innerhalb weniger Jahre nach Graskarpfenbesatz (Herzig et al. 1994).

Shireman & Smith (1983) und Bain (1993) fassen die Auswirkungen wie folgt zusammen: Neben Nahrungskonkurrenz (v.a. benthische Invertebraten und Fische) kommt es zu signifikanten Veränderungen der Makrophyten- und Phytoplanktonzusammensetzung bis hin zur Invertebratenfauna. Durch den Verlust von Wasserpflanzenbeständen gibt es auch negative Auswirkungen auf die Reproduktion phytophiler Fische und in weiterer Folge weniger Einstände für Jungfische oder strukturgebundene Arten (Taylor et al. 1984). Aufgrund des veränderten Nahrungsangebots kann es zum Wechsel der Dominanzverhältnisse in der Nahrungskette zugunsten planktivorer Arten kommen (Charyev 1980, 1984).

Zusätzlich besteht die Gefahr der Einschleppung von Parasiten und Krankheiten, z. B. *Bothriocephalus opsarichthydis* (Hoffman & Schubert 1984; Ganzhorn et al. 1992).

3.3 Ökosysteme

Neben den unter 3.2 beschriebenen Aspekten, sind vor allem die Folgewirkungen des Makrophytenverlustes zu bedenken. Makrophyten entziehen dem Gewässer Nährstoffe, die nun zu Algen- und Phytoplanktonblüte führen (Rose 1972). Die dadurch bedingte erhöhte Trübung im Wasserkörper erschwert wiederum das Nachwachsen von Makrophyten und kann erhöhte Sauerstoffzehrung bewirken (Bain 1993). Es kann somit zu nachhaltigen Veränderungen der Wasserqualität kommen. Derartig umfangreiche Veränderungen im Ökosystem können zur Verringerung der Biodiversität führen (Maceina et al. 1992).

3.4 Menschliche Gesundheit

Keine Auswirkungen bekannt.

3.5 Wirtschaftliche Auswirkungen

Die Wiederherstellung standortstypischer Wasserpflanzenbestände nach Erlöschen der Graskarpfenbestände kann durch natürliche Sukzession erfolgen. Kann das natürliche Erlöschen der Graskarpfenbestände nicht abgewartet werden entstehen mitunter hohe Kosten für die Bestandseliminierung (siehe 4.3). Mitunter grasen die Fische, vor allem in kleineren Gewässern, bei Nahrungsmangel auch die Uferböschungen ab, um an Nahrung aus der Ufervegetation zu gelangen. Dies kann zu erhöhtem Aufwand bei der Instandhaltung der Ufer führen (z. B. Badeteiche). In Meliorationsgräben oder ähnlichen wasserwirtschaftlichen Anlagen ist die Krautung durch Graskarpfen kostengünstiger als der Einsatz von Personal und Maschinen.

3.6. Klimawandel

Aufgrund der prognostizierten fortschreitenden Erwärmung der Gewässer ist eine Etablierung der Art mittelfristig nicht auszuschließen und kann dann auch zur eigenständigen Ausbreitung der Art und Verschärfung der Problematik führen.

4 Maßnahmen

4.1 Vorbeugen

Obwohl die Art primär in kleine, abgeschlossene Gewässer zur Entkrautung ausgebracht wurde, ist selbst dort ein gewisses Restrisiko der Ausbreitung in natürliche Gewässer gegeben. So besteht die Gefahr, dass Fische bei Überschwemmungen im Zuge von Hochwasserereignissen oder durch Lebendtransport in andere Gewässer gelangen können. In offenen Gewässersystemen besteht die Möglichkeit der aktiven und passiven Ausbreitung (z. B. Wanderung, Verdriftung). Laichwanderungen bis zu 1.700 km sind bekannt (Guillory & Gasaway 1978). Jeglicher Besatz mit dieser Art ist daher zu unterlassen.

4.2 Allgemeine Empfehlungen zur Bekämpfung

Präventive Maßnahmen, wie strenge Besatzrestriktion und entsprechende Exekution werden empfohlen. In kleinen, abgeschlossenen Gewässern (z. B. Baggerseen) ist auch eine Bestandselemination denkbar, jedoch sehr aufwändig.

4.3 Methoden und Kosten der Bekämpfung

So nicht der gesamte Wasserkörper trocken gelegt werden kann, um die Fische zu entnehmen, kann mittels Elektro- und/oder Netzfangmethode vorgegangen werden. Eine Kostenschätzung ist nicht möglich, da diese Arbeiten personal- und geräteintensiv sind und, abhängig von den örtlichen Gegebenheiten, von sehr unterschiedlicher Effizienz gekennzeichnet sind. Gezielte Angelfischerei kann gleichfalls eine Bestandesreduktion herbeiführen, setzt aber bereits ein geringes Nahrungsangebot voraus.

Es kann allerdings mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit angenommen werden, dass es nicht möglich ist, die Art mit zulässigen Fangmethoden restlos aus größeren, nicht ablassbaren Gewässern zu entfernen, unabhängig vom Befischungsaufwand.

5 Literatur & Links

- Alikunhi, K.H., Sukumaran, K.K. & Parameswaran, S. (1962): Induced spawning of the Chinese grass carp, *Ctenopharyngodon idellus* (C. et V.) and the Silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix* (C. et V.), in ponds at Cuttack, India. Proc. Indo-Pacif. Fisch. Council. 10(2): 181-204.
- Arnold, A. (1990): Eingebürgerte Fischarten, Die Neue Brehm Bücherei; A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 144 pp.
- Bain M.B., Webb, D.H., Tangedal, M.D., & Mangum, L.N. (1990): Movements and habitat use by grass carp in a large mainstream reservoir: Transactions of the American Fisheries Society 119: 533-561.
- Bain, M.B. (1993): Assessing impacts of introduced aquatic species: grass carp in large systems. Environmental Management 17(2): 211-224.
- Banarescu, P.M. (1999): The Freshwater Fishes of Europe – Vol. 5/I Cyprinidae 2/I; AULA-Verlag, Wiesbaden.
- Bobrova, Y.P. (1968): The Feeding And Growth Of The Grass Carp Under Pond Fish Farming Conditions In The Central Zone Of The RSFSR. In: Novyye Issledovaniya Po Ekologii I Razvendeniyu Rastitel'noyadnykh Ryb. Moscow, Nauka Press.
- Charyev, R. (1980): The grass carp and the phenomenon of succession in bodies of water. Ecology 4: 93-94.
- Charyev, R. (1984): Some consequences of the introduction and acclimatization of grass carp, *Ctenopharyngodon idella* (Cyprinidae), in the Kara Kum Canal. Journal of Ichthyology 24: 1-8.
- Chervinski, J. (1977): Note on the adaptability of silver carp *Hypophthalmichthys molitrix* (Val.), and grass carp *Ctenopharyngodon idella* (Val.), to various salinities: Aquaculture 11: 179-182.

- Copp, G.H., Bianco, P.G., Bogutskaya, N.G., Eros, T., Falka, I., Ferreira, M.T., Fox, M.G., Freyhof, J., Gozlan, R.E., Grabowska, J., Kovac, V., Moreno-Amich, R., Naseka, A.M., Penaz, M., Povz, M., Przybylski, M., Robillard, M., Russell, I.C., Stakenas, S., Sumer, S., Vila-Gispert, A. & Wiesner, C. (2005): To be, or not to be, a non-native freshwater fish? *Journal of Applied Ichthyologie* 21: 242-262.
- Courtenay, W.R. Jr., Hensley, D.A., Taylor, J.N. & McCann, J.A. (1984): Distribution of exotic fishes in the continental United States. In: Courtenay, W.R. Jr. & Stauffer, J.R. Jr. (eds) *Distribution, biology and management of exotic fishes*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD, pp. 41-77.
- Cross, D.G. (1970): The tolerance of grass carp *Ctenopharyngodon idella* (Val.) to seawater: *Journal of Fish Biology* 2: 231-233.
- Dill, W.A. & Cordone, A.J. (1997): History and status of introduced fishes in California, 1871-1996. *Fish Bulletin of the California Department of Fish and Game* 178.
- Essl, F. & Rabitsch, W. (2004): Österreichischer Aktionsplan zu gebietsfremden Arten (Neobiota). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 28 pp.
- Füllner, G., Pfeifer, M. & Zarske, A. (2005): Atlas der Fische Sachsens. Rundmäuler – Fische – Krebse. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft & Museum für Tierkunde, Dresden.
- Ganzhorn, J., Rohovec, J.S. & Fryer, J.L. (1992): Dissemination of microbial pathogens through introductions and transfers of finfish. In: Rosenfield, A. & Mann, R. (eds) *Dispersal of Living Organisms into Aquatic Ecosystems*. Maryland Sea Grant, College Park, MD, pp. 175-192.
- Guillory, V. & Gasaway, R.D. (1978): Zoogeography of the grass carp in the United States. *Transactions of the American Fisheries Society* 107(1): 105-112.
- Gurova, L.A. (1972): The feeding and growth of phytophagous fishes in the ponds of Chita power station. *Zap. Zabaykal'sk. fil. Geogr. o-va SSR*, No. 62.
- Hacker, R. & Maisriemler, P. (1972): Arbeitsbericht der limnologischen Exkursion Klopeiner See 1971: Fische. *Carinthia* II 162./82.: 262-270.
- Hauer, W. (2007): Fische Krebse Muscheln in heimischen Seen und Flüssen. Leopold Stocker Verlag, Graz & Stuttgart, 231 pp.
- Herzig, A., Mikschi, E., Auer, B., Hain, A., Wais, A. & Wolfram, G. (1994): Fischbiologische Untersuchung des Neusiedler Sees. BFB-Bericht 81, 125 pp.
- Hickling, C.F. (1967): On the biology of a herbivorous fish the white amur or grass carp, *Ctenopharyngodon idella* Val. *Proc. R. Soc. Edinburgh Sect. B* 70(1): 62-81.
- Hoffman, G.L. & Schubert, G. (1984): Some parasites of exotic fishes. In: Courtenay, W.R. Jr. & Stauffer, J.R. Jr. (eds) *Distribution, biology, and management of exotic fishes*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD, pp. 233-261.
- Honsig-Erlenburg, W. & Petutschnig, W. (2002): Fische, Neunaugen, Flusskrebse, Großmuscheln. Sonderreihe des Naturwissenschaftlichen Vereins für Kärnten, Klagenfurt, 257 pp.
- Jepsen, N., Wiesner, C. & Schotzko, N. (2008): Fish. In: Liška, I., Wagner, F. & Slobodník, J. (eds) *Joint Danube Survey. Final Scientific Report*. International Commission for the Protection of the Danube River, Wien, pp. 72-81.
- Kilambi, R.V. & Zdinak, A. (1980): The effects of acclimation on the salinity tolerance of grass carp, *Ctenopharyngodon idella* (Cuv. and Val.): *Journal of Fish Biology* 16: 171-175.
- Klussmann, W., Noble, R., Martyn, R., Clark, W., Betsill, R., Bettoli, P., Cichra, M. & Campbell, J. (1988): Control of aquatic macrophytes by grass carp in Lake Conroe, Texas, and the effect on the reservoir system. Texas Agriculture Experiment Station MP-1664, College Station, Texas.
- Krykhtin, M.L. & Gorbach, E.I. (1981): Reproductive ecology of the grass carp, *Ctenopharyngodon idella*, and the silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix*, in the Amur Basin: *Journal of Ichthyology* 21: 109-123.
- Maceina, M.J., Cichra, M.F., Betsill, R.K. & Bettoli, P.W. (1992): Limnological Changes in a Large Reservoir Following Vegetation Removal by Grass Carp. *Journal of Freshwater Ecology* 7: 81-95.
- Mikschi, E. (2002): Fische (Pisces). In: Essl, F. & Rabitsch, W. (eds) *Neobiota in Österreich*. Umweltbundesamt, Wien, pp. 197-204.
- Nehring, S., Essl, F., Klingenstein, F., Nowack, C., Rabitsch, W., Stöhr, O., Wiesner, C. & Wolter, C. (2010): Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. BfN-Skripten, in Druck.
- Nezdolij, V.K. & Mitrofanov, V.P. (1975): Natural reproduction of the grass carp, *Ctenopharyngodon idella*, in the Ili River. *Journal of Ichthyology* 15: 927-933.

- Nikol'skiy, G.V. & Verigin, B.V. (1966): The main biological features of the grass carp and the silver carp and their acclimatization in the waters of the country. In: Rastitel'noyadnyye ryby. Moscow, Pischevaya promyshelnost.
- Nixon, D.E. & Miller, R.L. (1978): Movements of grass carp, *Ctenopharyngodon idella*, in an open reservoir system as determined by underwater telemetry: Transactions of the American Fisheries Society 107: 146-148.
- Noble, R.L. & Germany, R.D. (1986): Changes in fish populations of Trinidad Lake, Texas, in response to abundance of blue tilapia. In: Stroud, R.H. (ed) Fish culture in fisheries management. American Fisheries Society, Bethesda, MD, pp. 455-461.
- Page, L.M. & Burr, B.M. (1991): A field guide to freshwater fishes of North America north of Mexico. The Peterson Field Guide Series, volume 42. Houghton Mifflin Company, Boston, MA.
- Pflieger, W.L. (1975): The fishes of Missouri. Missouri Department of Conservation, Jefferson City, MO. 343 pp.
- Pflieger, W.L. (1978): Distribution and status of the grass carp (*Ctenopharyngodon idella*) in Missouri streams. Transactions of the American Fisheries Society 107: 113-118.
- Rose, S. (1972): What about the white amur? A superfish or a supercurse? Florida Naturalist 1972: 156-157.
- Scharf, B. & Dilewski, G. (1988): Untersuchungen zur Biologie, zur Verbreitung und zum Fang von Graskarpfen. Bericht für Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz, Mainz: 97 pp.
- Shireman, J.V. & Smith, C.R. (1983): Synopsis of biological data on the grass carp *Ctenopharyngodon idella* (Cuvier and Valenciennes, 1844). FAO Fisheries Synopsis No. 135. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy. 86 pp.
- Spindler, T. (1995): Fischfauna in Österreich. Ökologie - Gefährdung - Bioindikation - Fischerei - Gesetzgebung. Umweltbundesamt Monographien Band 53, Wien, 140 pp.
- Stott, B. (1977): On the question of the introduction of the grass carp (*Ctenopharyngodon idella* Val.) into the United Kingdom. Fisheries Management 8: 63-71.
- Stroganov, N.S. (1963): The selective capacity of the grass carp for food. In: Problemy rybokhozyaystvennogo ispol'zovaniya rastitel'noyadnykh ryb vo vodoyemakh SSSR. Ashkhabad, Turkmenian SSR, Acad. Sci. Press.
- Swingle, H.S. (1957): Control Of Pond Weeds By Use Of Herbivorous Fishes. In: Proc. 10th Annual Meeting Of Southern Weed Conference. Augusta, GA, pp. 11-17.
- Taylor, J.N., Courtenay, W.R. Jr. & McCann, J.A. (1984): Known impact of exotic fishes in the continental United States. In: Courtenay, W.R. Jr. & Stauffer, J.R. (eds) Distribution, biology, and management of exotic fish. Johns Hopkins Press, Baltimore, MD, pp. 322-373.
- Verigin, B.V., Viet, N. & Dong, N. (1963): Materials On Food Selectivity And The Daily Rations Of The Grass Carp. In: Problemy Rybokhozyaystvennogo Ispolzovaniya Rastitel'noyadnykh Ryb V Vodoyemakh SSR. Ashkhabad, Turkmenian SSR Acad. Sci. Press.
- Weber, E. (1971): Künstliche Vermehrung des Weißen Armur (*Ctenopharyngodon idella*). Österreichs Fischerei 24: 178-179.
- Welcomme, R.L. (1988): International introductions of inland aquatic species. FAO Fisheries Technical Paper 294: 318 pp.
- Wiesner, C., Schotzko, N., Cerny, J., Gutí, G., Davideanu, G. & Jepsen, N. (2008): JDS-2 Fish. In: ICPDR - International Commission for the Protection of the Danube River (eds) Results of the Joint Danube Survey 2, 14 August - 27 September 2007, CD-Rom, Wien.
- Wittenberg, R., Kenis, M., Blick, T., Hänggi, A., Gassmann, A. & Weber, E. (2005): Invasive alien species in Switzerland: an inventory of alien species and their threat to biodiversity and economy in Switzerland. CABI Bioscience Switzerland Centre report to Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape. The environment in practice no. 0629. Federal Office for the Environment, Bern, 155 pp.
- Yaroshenko, M.F., Shalar', V.M., Naberezhnyy, A.I. & Kubrak, I.F. (1970): The biological causes of the deterioration in the technical quality of water in the Kuchurgan cooling lagoon of the Moldavian regional power station and ways of eliminating them. In: Biologicheskiye Resursy Vodoyemov Moldavii. No. 6, Kishinev, Shtiintsa Press.
- Zauner, G. & Eberstaller, J. (1999): Klassifizierungsschema der österreichischen Flußfischfauna in Bezug auf deren Lebensraumansprüche. Österreichs Fischerei 52: 198-205.

<http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.asp?speciesID=514>

http://fisc.er.usgs.gov/Carp_ID/html/ctenopharyngodon_idella.html

4.1.5 *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes, 1844)

Hypophthalmichthys molitrix (Valenciennes, 1844) (*Cyprinidae*) Silberkarpfen, Tolstolob (D), silver carp (E)

1 Beschreibung der Arten

1.1 Aussehen



Foto: *Hypophthalmichthys molitrix*

Der Körper ist lang gestreckt, mit deutlich durchhängender Bauchlinie, wodurch der Körper seitlich zusammengedrückt und hochrückig wirkt. Das kleine Maul ist oberständig mit einer schräg nach oben weisenden Mundspalte und ohne Bartfäden. Die Färbung ist in der Regel silbrig. Die Flossen sind fallweise rötlich. Die kielförmige Bauchkante erstreckt sich von der Analöffnung bis zum Kopf.

Entlang der Seitenlinie befinden sich 91-124 Schuppen. Die Anzahl der Flossenstrahlen (Hart-/Gabelstrahlen) ist in der Flossenformel angegeben (D/C/P/V/A = Rücken-, Schwanz-, Brust-, Bauch- und Afterflosse). Die Schlundzähne sind einreihig angeordnet (4). *H. molitrix* wird bis 120 cm lang und 25 kg schwer.

Flossenformel:

$$\begin{array}{c} \text{D III/7-12} \\ \text{----- C 0/19} \\ \text{P I/15; V I/6-7; A II-III/11-14} \end{array}$$

Verwechslungsmöglichkeiten:

Marmorkarpfen (*Hypophthalmus nobilis*): siehe Flossenformel; 91-120 Schuppen entlang der Seitenlinie;

Schneider (*Alburnoides bipunctatus*): Seitenlinie mit maximal 54 Schuppen und i.d.R. mit schwarzen Pigmenten eingesäumt, fallweise ein breites schwarz-violett schimmerndes Band entlang der Flankenmitte, maximale Größe 15-18 cm.

Sichling (*Pelecus cultratus*): wellenförmige Seitenlinie, stark nach oben gerichtete Mundspalte, Afterflosse mit mindestens 24 Gabelstrahlen, Vorderende der Rückenflossenbasis liegt etwa über dem Vorderende der Afterflossenbasis.

1.2 Taxonomie

Silberkarpfen gehören zur Familie der karpfenartigen Fische (*Cyprinidae*). Die folgenden wissenschaftlichen Synonyme sind bekannt (www.fishbase.org):

Leuciscus molitrix Valenciennes, 1844
Hypothalmichthys molitrix (Valenciennes, 1844)
Hypothalmichthys molitrix (Valenciennes, 1844)
Onychodon mantschuricus (Basilewsky, 1855)
Cephalus mantschuricus Basilewsky, 1855
Abramocephalus microlepis Steindachner, 1869
Hypophthalmichthys dabryi Guichenot, 1871
Hypophthalmichthys dybowskii Herzenstein, 1888
Leuciscus hypophthalmus Richardson, 1945

1.3 Herkunftsgebiet

Das natürliche Verbreitungsgebiet in Ostasien umfasst die großen Pazifik-Zuflüsse vom Amur bis Nord-Vietnam, z. B. Jangtsekiang und Hoangho (Berg 1949).

1.4 Biologie

Silber- und Marmorkarpfen kommen bevorzugt in temperierten Zonen mit etwa 4-26 °C vor. Vovk (1979) beschreibt eine Temperaturtoleranz von 0-40 °C. Die Geschlechtsreife tritt mit 2-3 Jahren in subtropischen/tropischen Gebieten und 4-6 Jahren in temperierten Gebieten ein (Alikunhi & Sukumaran 1964; Kuronuma 1968; Bardach et al. 1972; Abdusamadov 1987). Milchne werden i.d.R. ein Jahr vor den Rognern geschlechtsreif (Abdusamadov 1987; Opuszynski & Shireman 1995). Silberkarpfen laichen bei etwa 17-26 °C (Krykhtin & Gorbach 1981). Vom Silberkarpfen wird das Höchstalter auf etwa 20 Jahre geschätzt (Berg 1964).

Zur Laichzeit wandern die Fische flussauf und die pelagischen Eier driften 1-2 Tage bis zum Schlupfzeitpunkt (Wittenberg et al. 2005).

Junge Silberkarpfen können sich innerhalb von 24-38 Stunden gegen Sauerstoffmangel anpassen und nehmen Luftsauerstoff von der Wasseroberfläche auf (Adamek & Groch 1993).

Jungfische, speziell Larvenstadien, beider Arten konsumieren fast ausschließlich Zooplankton (Korniyenko 1971; Nikol'skiy & Aliyev 1974; Cremer & Smitherman 1980; Burke et al. 1986). Adulte Silberkarpfen bevorzugen Phytoplankton, wohingegen Marmorkarpfen weiterhin Zooplankton präferieren (Berg 1964; Nikol'skiy & Aliyev 1974). Aufgrund der planktivoren Ernährungsweise bevorzugen beide Arten langsam fließende oder stehende Gewässer.

Aus Österreich und Deutschland sind bislang keine Reproduktionsnachweise aus freier Wildbahn bekannt und auch nur wenige Fischzuchten sind in der Lage die Arten zu erbrüten (Honsig-Erlenburg & Petutschnig 2002; Hauer 2007). Es gibt hingegen Reproduktionsbelege aus dem Theiss-Einzugsgebiet in Ungarn (Pinter et al. 1998).

Reproduktionsgilde: pelagophil (Spindler 1995)

Habitatgilde: indifferent/eurypar/ohne Strukturbezug (Zauner & Eberstaller 1999)

2 Vorkommen in Deutschland und Österreich

2.1 Einführungs- und Ausbreitungsgeschichte / Ausbreitungswege

Die ersten Silberkarpfen wurden 1964 nach Deutschland importiert (Welcomme 1988). Beweggründe waren vor allem die direkte Nutzung des Phytoplanktons zur Steigerung der Fischproduktion und Biomanipulation („biologische Entkrautung“). In Österreich wurden die Arten je nach Literatur ab 1965 (Hauer 2007) oder ab ca. 1975 (Mikschi 2002) besetzt und in der Schweiz ab etwa 1970 (Wittenberg et al. 2005). Vorkommen von *H. molitrix* sind auch aus den USA seit 1973 bekannt (Freeze & Henderson 1982; Jennings 1988).

2.2 Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz

Deutschland:

Nachdem 1964 die ersten Silberkarpfen nach West-Deutschland gelangten, wurden 1967 durch die DDR die ersten Setzlinge aus Polen importiert (Arnold 1990). Sie wurden zuerst in Quarantäneteiche bei Chemnitz ausgesetzt, gelangten aber schon ein Jahr später in die Teiche bei Wermsdorf (H. Jähnichen mündl. Mitt., zitiert in Füllner et al. 2005). Die erste erfolgreiche Nachzucht gelang 1968 in den Teichwirtschaften Milkel und Guttau

bei Bautzen (Merla 1971, zitiert in Füllner et al. 2005).

Aktuell sind insgesamt 339 Vorkommen von Silberkarpfen in den Artenkatastern der Bundesländer registriert. In Sachsen werden jährlich noch etwa eine Tonne Silberkarpfen durch Berufsfischer gefangen, die Nachweise der Art sind jedoch deutlich zurückgegangen (Füllner et al. 2005). Da mit der nicht etablierten Art seit Jahren kein Besatz mehr erfolgt, ist in den kommenden Jahren mit ihrem weitgehenden Verschwinden aus den Gewässern zu rechnen.

Österreich:

Der Silberkarpfen kommt in allen Bundesländern vor (Mikschi 2002). Die Nachvollziehbarkeit der Vorkommen anhand von Daten aus Fischbestandserhebungen (siehe Verbreitungskarten) ist jedoch nicht gegeben. Da diese Art nur selten mit wissenschaftlichen Methoden erfasst wird und die meisten Fangmeldungen von Fischern stammen, fehlen entsprechende Nachweise in den Verbreitungskarten. Zahlreiche besetzte Vorkommen in Baggerseen oder ähnlichen, fischereiwirtschaftlich genutzten Gewässern sind nicht datenmäßig erfasst. Es ist jedoch von punktuellen (lokal begrenzten) Vorkommen, bei flächendeckender Verbreitung (ausgenommen alpine Regionen) auszugehen. So ist z. B. die gesamte Donau samt ihren größeren Ausständen betroffen, wie auch die Unterläufe größerer Zuflüsse (z. B. Inn, Mur, Drau). Allerdings konnte eine 2007 durchgeführte stichprobenartige Erhebung der Fischfauna der Donau keine Nachweise dieser Art in Deutschland und Österreich erbringen (Jepsen et al. 2008; Wiesner et al. 2008).

Auch aus mehreren Seen sind Vorkommen bekannt (Honsig-Erlenburg & Petutschnig 2002). Die Vorkommen werden als „unbeständig“ klassifiziert (Mikschi 2002). Es ist daher nicht möglich, Angaben zur Ausbreitungstendenz zu machen, da es keine aktive Ausbreitung durch Vermehrung gibt, sondern lediglich besatzgestützte Vorkommen. Geht man von einem Null-Besatzszenario aus, ist zurzeit mit keiner weiteren Ausbreitung zu rechnen.

Verbreitungskarten: siehe Anhang

Analyse der Rasterfrequenzen

In Deutschland:

Zeitraum	Nachgewiesene Vorkommen	Raster	Rasterfrequenz (%)
1961 - 1970	6	6	0,05
1971 - 1980	0	6	0,05
1981 - 1990	14	17	0,14
1991 - 2000	294	191	1,62
ab 2001	25	19	0,16
gesamt	339	206	1,75

Im Zeitraum 1961-2007 enthielten rund 1,8 % aller Kartenraster in Deutschland Nachweise mindestens eines Silberkarpfens, wobei es sich – analog zum Graskarpfen – nicht um etablierte Populationen handelt. Deshalb ist auch bei dieser Art davon auszugehen, dass der nach 2000 zu beobachtende Rückgang die reale Vorkommensentwicklung widerspiegelt und nicht nur ein Beprobungseffekt ist.

In Österreich:

Zeitraum	Beprobte Raster	Rasternachweise	Rasterfrequenz (%)	Rasterfrequenz 2 (%)
1971 - 1980	4	0	0	0
1981 - 1990	113	0	0	0
1991 - 2000	433	0	0	0
ab 2001	417	1	< 0,1	0,2
gesamt	761	1	< 0,1	0,1

Im Zeitraum 1971-2007 enthielt nur eine Rasterzelle, das sind weniger als 0,1 % aller Rasterzellen in Österreich, den Nachweis von *H. molitrix* (Russbach, nahe der Mündung in die Donau). Gemessen an den

tatsächlich beprobten Rasterfeldern, beträgt die Frequenz 0,1 %. Dies entspricht jedoch in keiner Weise der tatsächlichen Verbreitung dieser Art, die vor allem in fischereilich genutzten Teichen, aber auch im Donaauraum weit verbreitet ist. Diese Vorkommen sind jedoch datenmäßig nicht erfasst.

2.3 Lebensraum

Silberkarpfen bevorzugen ruhige, tiefe, warme Flüsse sowie wärmere Seen und Teiche.

2.4 Status und Invasivität der Art in benachbarten Staaten

Die Angaben über den Etablierungsstatus einzelner Länder in www.fishbase.org sind diskussionswürdig, zumal Länder mit ähnlichen klimatischen Bedingungen und vermutlich ähnlicher Einführungs- und Ausbreitungsgeschichte hierzu unterschiedliche Angaben machen (siehe Tabelle). In Österreich wurde die Art zuletzt als „nicht etabliert“ und „potenziell invasiv“ eingestuft (Mikschi 2002). Im österreichischen „Aktionsplan Neobiota“ wurde der Silberkarpfen als „potenziell invasiv“ bewertet (Essl & Rabitsch 2004). Polen weist die Art als invasiv aus (www.nobanis.org), die Angaben zur Etablierung sind hingegen widersprüchlich (siehe Tabelle). In der Schweiz gilt die Art zwar als nicht etabliert, jedoch wird dies nicht restlos ausgeschlossen (Wittenberg et al. 2005). Nach Einstufung in den Schwarzen Listen für Deutschland und für Österreich gilt die Art in beiden Ländern als „potenziell invasiv“ (Nehring et al. 2010).

Etablierungsstatus laut www.fishbase.org¹, www.nobanis.org², www.europe-aliens.org (jeweils Stand Januar 2010), (B) Wittenberg et al. 2005, (C) Nehring et al. 2010, (D) siehe Text.

Land	Etablierungsstatus				Invasivität
	fishbase	nobanis	europe-aliens	andere Quellen	
Belgien	vermutlich nicht etabliert	–	(Nordsee marin – unbekannt)		„probably some“ ¹
Dänemark	vermutlich nicht etabliert	nicht etabliert	etabliert		
Deutschland	vermutlich nicht etabliert	nicht etabliert	ohne Statusangabe	unbeständig ^C	potenziell invasiv ^C
Frankreich	vermutlich etabliert	–	–		„some“ ¹
Italien	etabliert	–	etabliert		
Niederlande	vermutlich nicht etabliert	–	(Nordsee marin – unbekannt)		
Österreich	nicht etabliert	nicht etabliert	ohne Statusangabe	unbeständig ^C , nicht etabliert ^D	potenziell invasiv ^{2, C, D}
Polen	vermutlich nicht etabliert	nicht etabliert	etabliert		„probably none“ ¹ , invasiv ²
Schweiz	nicht etabliert	–	unbekannt	nicht etabliert ^B	„some“ ¹
Slowakei	etabliert	–	–		
Tschechien	etabliert	–	–		
Ungarn	etabliert	–	–		„some“ ¹

3 Auswirkungen

Derzeit gelten die Bestände in Deutschland und Österreich als unbeständig und sie verursachen lokal, in abgeschlossenen und meist kleineren Gewässern Probleme im Zusammenhang mit Graskarpfenbesatz (biologische Entkrautung) und Algenblüten.

3.1 Betroffene Lebensräume

Aufgrund der oben genannten planktivoren Ernährungsweise sind vor allem stehende und langsam fließende Gewässer betroffen. Veränderungen in der Planktonzusammensetzung können zu Verschlechterungen der

Wasserqualität (Algenblüten) führen. Silberkarpfen beschleunigen durch ihren Fraßdruck auf die Primärproduzenten den Nährstoff-Turnover, fördern so die Bioverfügbarkeit von elementaren Pflanzennährstoffen, wie gelöstem Phosphat und Stickstoff und damit direkt die Gewässer-Eutrophierung.

3.2 Tiere und Pflanzen

Silberkarpfen können aufgrund selektiv planktivorer Ernährung (Phytoplankton) die Planktongemeinschaft von Gewässern nachhaltig schädigen. Dies hat in weiterer Folge Auswirkungen auf die Populationen von anderen planktivoren Fischen und Muscheln (Laird & Page 1996). Nach Besatz mit *H. molitrix* kam es, aufgrund der Selektion bestimmter Phytoplanktonarten, zu Blaualgenblüte (Aphanizomenon) und in weiterer Folge aufgrund der Algentoxine zu Fischsterben (Honsig-Erlenburg & Petutschnig 2002). Die Nahrungskonkurrenz zu planktivoren Arten (Laird & Page 1996; Pflieger 1997) könnte vor allem eine Gefahr für endemische Renkenbstände (Coregonidae) in Seen bedeuten. Allerdings bieten die kalten Renkenseen den wärmeliebenden chinesischen Karpfen bestenfalls suboptimale Lebensbedingungen. Dass Silberkarpfen in warmen nährstoffreichen Fließgewässern effiziente Nahrungskonkurrenten für einheimische planktivore Arten sein können, zeigen Ergebnisse eines Langzeitmonitorings im Illinois Fluss im Bereich La Grange. Dort wurde die Art 1996 erstmals ausgebracht und war 2000 bereits etabliert. Mit steigenden Erträgen der Chinesischen Karpfen wurden signifikante Rückgänge des Konditionsfaktors bei zwei einheimischen Planktonfressern beobachtet, *Drosoma cepedianum* und *Ictiobus cyprinellus* (Irons et al. 2007).

3.3 Ökosysteme

Veränderungen der Planktonbiozönose können zu einer nachhaltigen Veränderungen der Wasserqualität führen und mitunter zur Verringerung der Biodiversität (vgl. Maceina et al. 1992).

3.4 Menschliche Gesundheit

Keine Auswirkungen bekannt. In Amerika wird jedoch dem allgemein bekannten Phänomen, dass diese Art bei Störung (z. B. Lärm durch Bootsmotoren) aus dem Wasser springen und fallweise mit Booten und deren Besatzung kollidieren, Beachtung geschenkt (Perea 2002).

3.5 Wirtschaftliche Auswirkungen

Aus dem Gleichgewicht gebrachte Planktonzönosen und daraus resultierende Probleme mit der Wasserqualität können Folgen für die menschliche Nutzung und somit Einbußen der Freizeit- und Erholungsbranche bedeuten.

3.6. Klimawandel

Die fortschreitende Erwärmung der Gewässer würde prinzipiell eine Etablierung der Art begünstigen. Da neben den geeigneten Temperaturen auch eine etwa zweitägige Drift der nur in turbulentem Wasser flottierenden Eier notwendig ist, erscheint die Etablierung auch künftig eher unwahrscheinlich, aufgrund der vielen Stauhaltungen, Flussregulierungen und prognostizierter rückgängiger Abflüsse.

4 Maßnahmen

4.1 Vorbeugen

Der Besatz von Silberkarpfen zur Phytoplanktonreduktion in Zusammenhang mit Graskarpfen-Besatz zur biologischen Entkrautung wird vielfach empfohlen. Die Effizienz und Folgen dieses Besatzmanagements sind jedoch umstritten (Leventer 1979; Vovk 1979; Burke et al. 1986; Laws & Weisburd 1990; Starling 1993; Domaizon & Devaux 1999). Mitunter wechseln Silberkarpfen von Phytoplankton zu Zooplankton als Nahrungsbasis, was zu erhöhter Algenblüte führt – somit zum gegenteiligen Effekt, der durch Besatz mit dieser Art bezweckt wurde (Wittenberg et al. 2005). Der Besatz ist somit nicht zu empfehlen.

4.2 Allgemeine Empfehlungen zur Bekämpfung

Es können generell nur präventive Maßnahmen, wie strenge Besatzrestriktion und entsprechende Exekution

empfohlen werden. In kleinen, abgeschlossenen Gewässern (z. B. Baggerseen) ist auch eine Bestandselimination denkbar, jedoch sehr aufwändig.

4.3 Methoden und Kosten der Bekämpfung

So nicht der gesamte Wasserkörper trocken gelegt werden kann, um die Fische zu entnehmen, kann mittels Elektro- und/oder Netzfangmethode vorgegangen werden. Eine Kostenschätzung ist nicht möglich, da diese Arbeiten personal- und geräteintensiv sind und, abhängig von den örtlichen Gegebenheiten, von sehr unterschiedlicher Effizienz gekennzeichnet sind. Gezielte Angelfischerei kann in abgeschlossenen Kleingewässern eine Bestandesreduktion herbeiführen, setzt aber bereits ein geringes Nahrungsangebot voraus.

5 Literatur & Links

- Abdusamadov, A.S. (1987): Biology of white amur, *Ctenopharyngodon idella*, silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix*, and bighead, *Aristichthys nobilis*, acclimatized in the Terek Region of the Caspian Basin: Journal of Ichthyology 26: 41-49.
- Adamek, Z. & Groch, L. (1993): Morphological adaptations of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.) lips as a reaction on hypoxic conditions: Folia Zoologica 42: 179-182.
- Alikunhi, K.H. & Sukumaran, K.K. (1964): Preliminary observations on Chinese carps in India. Proceedings of the Indian Academy of Sciences 60: 171-188.
- Arnold, A. (1990): Eingebürgerte Fischarten. Die Neue Brehm Bücherei; A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 144 pp.
- Bardach, J.E., Ryther, J.H. & McLarney, W.O. (1972): Aquaculture—The farming and husbandry of freshwater and marine organisms: New York, Wiley, 868 pp.
- Berg, L.S. (1949): Ryby presnych vod SSSR i sopredelnych stran. 2. Izd. AN SSSR, Moskva-Leningrad, pp. 477-925.
- Berg, L.S. (1964): Freshwater fishes in the U.S.S.R. and neighboring countries, Vol. 2 (4th ed.): IPST Catalog no. 742, 496 p. [Translated from Russian by Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem.]
- Burke, J.S., Bayne, D.R. & Rea, H. (1986): Impact of silver and bighead carps on plankton communities of channel catfish ponds. Aquaculture 55: 59-68.
- Cremer, M.C. & Smitherman, R.O. (1980): Food habits and growth of silver and bighead carp in cages and ponds: Aquaculture 20: 57-64.
- Domaizon, I. & Devaux, J. (1999): Experimental study of the impacts of silver carp on plankton communities of eutrophic Villerest reservoir (France). Aquatic Ecology 33: 193-204.
- Essl, F. & Rabitsch, W. (2004): Österreichischer Aktionsplan zu gebietsfremden Arten (Neobiota). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 28 pp.
- Freeze, M. & Henderson, S. (1982): Distribution and status of the bighead carp and silver carp in Arkansas. North American Journal of Fisheries Management 2: 197-200.
- Füllner, G., Pfeifer, M. & Zarske, A. (2005): Atlas der Fische Sachsens. Rundmäuler – Fische – Krebse. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft & Museum für Tierkunde, Dresden.
- Hauer, W. (2007): Fische Krebse Muscheln in heimischen Seen und Flüssen. Leopold Stocker Verlag, Graz & Stuttgart, 231 pp.
- Honsig-Erlenburg, W. & Petutschnig, W. (2002): Fische, Neunaugen, Flusskrebse, Großmuscheln. Sonderreihe des Naturwissenschaftlichen Vereins für Kärnten, Klagenfurt, 257 pp.
- Irons, K.S., Sass, G.G., McClelland, M.A. & Stafford, J.D. (2007): Reduced condition factor of two native fish species coincident with invasion of non-native Asian carps in the Illinois River, U.S.A. Is this evidence for competition and reduced fitness? Journal of Fish Biology 71, Suppl. D: 258-273.
- Jennings, D.P. (1988): Bighead carp (*Hypophthalmichthys nobilis*): a biological synopsis. Biological Report. U.S. Fish and Wildlife Service 88: 1-35.
- Jepsen, N., Wiesner, C. & Schotzko, N. (2008): Fish. In: Liška, I., Wagner, F. & Slobodník, J. (eds) Joint Danube Survey. Final Scientific Report. International Commission for the Protection of the Danube River, Wien, pp. 72-81.
- Korniyenko, G.S. (1971): The role of infusoria in the food of the larvae of phytophagous fishes. Journal of Ichthyology 11: 241-246.

- Krykhtin, M.L. & Gorbach, E.I. (1981): Reproductive ecology of the grass carp, *Ctenopharyngodon idella*, and the silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix*, in the Amur Basin: *Journal of Ichthyology* 21: 109-123.
- Kuronuma, K. (1968): New systems and new fishes for culture in the Far East. In: Pillay, T.V.R. (ed.) *Proceedings of the FAO world symposium on warm-water pond fish culture*, Rome, FAO Fisheries Report 44: 123-142.
- Laird, C.A. & Page, L.M. (1996): Non-native fishes inhabiting the streams and lakes of Illinois. *Illinois Natural History Survey Bulletin* 35: 1-51.
- Laws, E.A. & Weisburd, R.S.J. (1990): Use of silver carp to control algal biomass in aquaculture ponds: *The progressive Fish-Culturist* 52: 1-8.
- Leventer, H. (1979): Biological control of reservoirs by fish: Nazareth Elit, Israel, Mekoroth Water Co., Jordan District Central Laboratory of Water Quality, 71 pp.
- Maceina, M.J., Cichra, M.F., Betsill, R.K. & Bettoli, P.W. (1992): Limnological changes in a large reservoir following vegetation removal by Grass Carp. *Journal of Freshwater Ecology* 7: 81-95.
- Mikschi, E. (2002): Fische (Pisces). In: Essl, F. & Rabitsch, W. (eds) *Neobiota in Österreich*. Umweltbundesamt, Wien, pp. 197-204.
- Nehring, S., Essl, F., Klingenstein, F., Nowack, C., Rabitsch, W., Stöhr, O., Wiesner, C. & Wolter, C. (2010): Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. BfN-Skripten, in Druck.
- Nikolsky [=Nikol'skiy], G.V. & Aliyev, D.D. (1974): The role of far-eastern herbivorous fishes in the ecosystems of natural waters in which they are acclimatized. *Journal of Ichthyology* 14: 842-847.
- Opuszynski, K. & Shireman, J.V. (1995): *Herbivorous fishes: Culture and use for weed management*: CRC Press.
- Perea, P.J. (2002): Asian carp invasion: Fish farm escapees threaten native river fish communities and boaters as well: *Illinois Periodicals Online*, Northern Illinois University Libraries, URL: <http://www.lib.niu.edu/ipo/oi020508.html>
- Pflieger, W.L. (1997): *The fishes of Missouri*. Missouri Department of Conservation, Jefferson City, MO, 372 pp.
- Pinter, K., Erzberger, P. & Lewit, P. (1998): *Die Fische Ungarns*. Akademiai Kiado, Budapest, 229 pp.
- Spindler, T. (1995): *Fischfauna in Österreich. Ökologie - Gefährdung - Bioindikation - Fischerei - Gesetzgebung*. Umweltbundesamt Monographien Band 53, Wien, 140 pp.
- Starling Fernando, L.R.M. (1993): Control of eutrophication by silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) in the tropical Parano Reservoir (Brasilia, Brazil): A mesocosm experiment. *Hydrobiologia* 257: 143-152.
- Vovk, P.S. (1979): Temperature and food adaptation of the Far East herbivorous fishes. *Proc. Pacific Science Congress*, pp. 41-42.
- Welcomme, R.L. (1988): International introductions of inland aquatic species. *FAO Fisheries Technical Paper* 294: 318 pp.
- Wiesner, C., Schotzko, N., Cerny, J., Guti, G., Davideanu, G. & Jepsen, N. (2008): JDS-2 Fish. In: ICPDR – International Commission for the Protection of the Danube River (eds) *Results of the Joint Danube Survey 2, 14 August – 27 September 2007*, CD-Rom, Wien.
- Wittenberg, R., Kenis, M., Blick, T., Hänggi, A., Gassmann, A. & Weber, E. (2005): *Invasive alien species in Switzerland: an inventory of alien species and their threat to biodiversity and economy in Switzerland*. CABI Bioscience Switzerland Centre report to Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape. The environment in practice no. 0629. Federal Office for the Environment, Bern, 155 pp.
- Zauner, G. & Eberstaller, J. (1999): Klassifizierungsschema der österreichischen Flußfischfauna in Bezug auf deren Lebensraumsprüche. *Österreichs Fischerei* 52: 198-205.

<http://www.fishbase.org/Summary/speciesSummary.php?ID=274>

<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=774>

<http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?speciesID=549>

4.1.6 *Hypophthalmichthys nobilis* (Richardson, 1845)

Hypophthalmichthys nobilis (Richardson, 1845) (*Cyprinidae*) Marmorkarpfen (D), bighead carp (E)

1 Beschreibung der Arten

1.1 Aussehen



Foto: *Hypophthalmichthys nobilis* (oben) und *H. molitrix* (unten). © Myers, P., R. Espinosa, C. S. Parr, T. Jones, G. S. Hammond, and T. A. Dewey. 2006. The Animal Diversity Web (online). Accessed June 14, 2010 at <http://animaldiversity.org>

Der Körper ist lang gestreckt, mit deutlich durchhängender Bauchlinie, wodurch der Körper seitlich zusammengedrückt und hochrückig wirkt. Das kleine Maul ist oberständig mit einer schräg nach oben weisenden Mundspalte und ohne Bartfäden. Die Färbung ist in der Regel silbrig und fallweise schwarzgrau marmoriert. Die Flossen sind fallweise rötlich. Die kielförmige Bauchkante erstreckt sich von der Analöffnung bis zur Bauchflosse.

Entlang der Seitenlinie befinden sich 91-120 Schuppen. Die Anzahl der Flossenstrahlen (Hart-/Gabelstrahlen) ist in der Flossenformel angegeben (D/C/P/V/A = Rücken-, Schwanz-, Brust-, Bauch- und Afterflosse). Die Schlundzähne sind einreihig angeordnet (4). *H. nobilis* wird bis 120 cm lang und 25 kg schwer.

Flossenformel:

$$\begin{array}{c} \text{D III/7-10} \\ \text{----- C 0/19} \\ \text{P I/15; V I/6-8; A III/10-17} \end{array}$$

Verwechslungsmöglichkeiten:

Silberkarpfen (*Hypophthalmus molitrix*): siehe Flossenformel; 91-124 Schuppen entlang der Seitenlinie;

Schneider (*Alburnoides bipunctatus*): Seitenlinie mit maximal 54 Schuppen und i.d.R. mit schwarzen Pigmenten eingesäumt, fallweise ein breites schwarz-violett schimmerndes Band entlang der Flankenmitte, maximale Größe 15-18 cm.

Sichling (*Pelecus cultratus*): wellenförmige Seitenlinie, stark nach oben gerichtete Mundspalte, Afterflosse mit mindestens 24 Gabelstrahlen, Vorderende der Rückenflossenbasis liegt etwa über dem Vorderende der Afterflossenbasis.

1.2 Taxonomie

Marmorkarpfen gehören zur Familie der karpfenartigen Fische (*Cyprinidae*). www.fishbase.org gibt für *H. nobilis* die Gattung *Aristichthys* als derzeit gültige Bezeichnung an (in Synonym-Liste mit * gekennzeichnet). Die

folgenden wissenschaftlichen Synonyme sind bekannt (www.fishbase.org):

Leuciscus nobilis Richardson, 1845
Aristichthys nobilis (Richardson, 1845)*
Hypophthalmichthys mantschuricus Kner, 1867

1.3 Herkunftsgebiet

Das natürliche Verbreitungsgebiet in Ostasien umfasst die großen Pazifik-Zuflüsse vom Amur bis Nord-Vietnam, z. B. Jangtsekiang und Hoangho (Berg 1949).

1.4 Biologie

Silber- und Marmorkarpfen kommen bevorzugt in temperierten Zonen mit etwa 4-26 °C vor. Vovk (1979) beschreibt eine Temperaturtoleranz von 0-40 °C. Die Geschlechtsreife tritt mit etwa 2-4 in subtropischen/tropischen Gebieten und 5-7 Jahren in temperierten Gebieten ein (Alikunhi & Sukumaran 1964; Kuronuma 1968; Bardach et al. 1972; Abdusamadov 1987). Milchne werden i.d.R. ein Jahr vor den Rognern geschlechtsreif (Abdusamadov 1987; Opuszynski & Shireman 1995). Marmorkarpfen laichen im Jangtsekiang bei 26-30 °C und im Han ab 18 °C (Opuszynski & Shireman 1995; Zhou et al. 1980).

Zur Laichzeit wandern die Fische flussauf und die pelagischen Eier driften 1-2 Tage bis zum Schlupfzeitpunkt (Wittenberg et al. 2005).

Jungfische, speziell Larvenstadien, beider Arten konsumieren fast ausschließlich Zooplankton (Korniyenko 1971; Nikol'skiy & Aliyev 1974; Cremer & Smitherman 1980; Burke et al. 1986). Adulte Silberkarpfen bevorzugen Phytoplankton, wohingegen Marmorkarpfen weiterhin Zooplankton präferieren (Berg 1964; Nikol'skiy & Aliyev 1974). Aufgrund der planktivoren Ernährungsweise bevorzugen beide Arten langsam fließende oder stehende Gewässer.

Aus Österreich und Deutschland sind bislang keine Reproduktionsnachweise aus freier Wildbahn bekannt und auch nur wenige Fischzuchten sind in der Lage die Arten zu erbrüten (Honsig-Erlenburg & Petutschnig 2002; Hauer 2007). Es gibt hingegen Reproduktionsbelege aus dem Theiss-Einzugsgebiet in Ungarn (Pinter et al. 1998).

Reproduktionsgilde: pelagophil (Spindler 1995)

Habitatgilde: indifferent/eurypar/ohne Strukturbezug (Zauner & Eberstaller 1999)

2 Vorkommen in Deutschland und Österreich

2.1 Einführungs- und Ausbreitungsgeschichte / Ausbreitungswege

1964 wurden die ersten Marmorkarpfen nach Deutschland importiert (Welcomme 1988). Hauptbeweggrund war die direkte Nutzung des Phytoplanktons zur Steigerung der Fischproduktion. In Österreich wurde die Art je nach Literatur ab 1965 (Hauer 2007) oder ab ca. 1975 (Mikschi 2002) besetzt und in der Schweiz ab etwa 1970 (Wittenberg et al. 2005). Vorkommen von *H. nobilis* sind auch aus den USA seit 1972 bekannt (Freeze & Henderson 1982; Jennings 1988).

2.2 Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz

Deutschland:

Nachdem schon 1964 Marmorkarpfen nach West-Deutschland eingeführt worden waren, gelangten die ersten Marmorkarpfen 1967 in die DDR. Fälschlich als Silberkarpfen deklarierte Brut der Art kam aus Krasnodar im Kaukasusvorland in die Teichwirtschaften Wermsdorf und Kreba. Von dieser Charge stammten auch die ersten Laichfische, die erstmals 1978 in Wermsdorf zu Vermehrung gebracht werden konnten (H. Jähnichen mündl. Mitt., zitiert in Füllner et al. 2005).

Aktuell sind insgesamt 310 Vorkommen von Marmorkarpfen in den Artenkatastern der Bundesländer registriert. In Sachsen werden jährlich noch etwa 3-8 t Marmorkarpfen durch Berufsfischer gefangen, die Nachweise der Art sind jedoch deutlich zurückgegangen (Füllner et al. 2005). Da mit der nicht etablierten Art seit Jahren kein Besatz mehr erfolgt, ist in den kommenden Jahren mit ihrem weitgehenden Verschwinden aus den Gewässern

zu rechnen.

Österreich:

Der Marmorkarpfen fehlt in Oberösterreich Salzburg, Tirol, Osttirol und Wien (Mikschi 2002). Die Nachvollziehbarkeit der Vorkommen anhand von Daten aus Fischbestandserhebungen (siehe Verbreitungskarten) ist jedoch nicht gegeben. Da diese Art nur selten mit wissenschaftlichen Methoden erfasst wird und die meisten Fangmeldungen von Fischern stammen, fehlen entsprechende Nachweise in den Verbreitungskarten. Besetzte Vorkommen in Baggerseen oder ähnlichen, fischereiwirtschaftlich genutzten Gewässern sind nicht datenmäßig erfasst. Es ist jedoch von punktuellen (lokal begrenzten) Vorkommen auszugehen.

Auch aus mehreren Seen sind Vorkommen bekannt (Honsig-Erlenburg & Petutschnig 2002). Die Vorkommen werden als „unbeständig“ klassifiziert (Mikschi 2002). Es ist daher nicht möglich, Angaben zur Ausbreitungstendenz zu machen, da es keine aktive Ausbreitung durch Vermehrung gibt, sondern lediglich besatzgestützte Vorkommen. Geht man von einem Null-Besatzszenario aus, ist zurzeit mit keiner weiteren Ausbreitung zu rechnen.

Verbreitungskarten: siehe Anhang

Analyse der Rasterfrequenzen

In Deutschland:

Zeitraum	Nachgewiesene Vorkommen	Raster	Rasterfrequenz (%)
1961 - 1970	7	7	0,06
1971 - 1980	0	7	0,06
1981 - 1990	3	10	0,08
1991 - 2000	247	152	1,29
ab 2001	53	44	0,37
gesamt	310	179	1,52

Im Zeitraum 1961-2007 enthielten rund 1,5 % aller Kartenraster in Deutschland Nachweise mindestens eines Marmorkarpfens, wobei es sich – analog zum Graskarpfen – nicht um etablierte Populationen handelt. Deshalb ist auch bei dieser Art davon auszugehen, dass der nach 2000 zu beobachtende Rückgang die reale Vorkommensentwicklung widerspiegelt und nicht nur ein Beprobungseffekt ist.

2.3 Lebensraum

Marmorkarpfen bevorzugen ruhige, tiefe, warme Flüsse sowie wärmere Seen und Teiche.

2.4 Status und Invasivität der Art in benachbarten Staaten

Die Angaben über den Etablierungsstatus einzelner Länder in www.fishbase.org sind diskussionswürdig, zumal Länder mit ähnlichen klimatischen Bedingungen und vermutlich ähnlicher Einführungs- und Ausbreitungsgeschichte hierzu unterschiedliche Angaben machen (siehe Tabelle). Die Einträge sind auf www.nobanis.org aufgeteilt auf *Aristichthys* und *Hypophthalmichthys*. In Österreich wurde die Art durch Mikschi (2002) als „nicht etabliert“ und „potenziell invasiv“ eingestuft. Im österreichischen „Aktionsplan Neobiota“ wurde der Marmorkarpfen als „potenziell invasiv“ bewertet (Essl & Rabitsch 2004). Polen weist die Art als invasiv aus (www.nobanis.org), die Angaben zur Etablierung sind hingegen widersprüchlich (siehe Tabelle). In der Schweiz gilt die Art zwar als nicht etabliert, jedoch wird dies nicht restlos ausgeschlossen (Wittenberg et al. 2005). Nach Einstufung in den Schwarzen Listen für Deutschland und für Österreich gilt die Art in beiden Ländern als „potenziell invasiv“ (Nehring et al. 2010).

Etablierungsstatus laut www.fishbase.org¹, www.nobanis.org², www.europe-aliens.org (jeweils Stand Januar 2010), (B) Wittenberg et al. 2005, (C) Nehring et al. 2010, (D) siehe Text.

Land	Etablierungsstatus				Invasivität
	fishbase	nobanis	europe-aliens	andere Quellen	
Belgien		–			„probably some“ ¹
Dänemark	etabliert	nicht etabliert			nicht invasiv ²
Deutschland	nicht etabliert	nicht etabliert		unbeständig ^C	potenziell invasiv ^C
Frankreich	nicht etabliert	–	–		„some“ ¹
Italien	vermutlich etabliert	–	etabliert		
Niederlande	vermutlich etabliert	–	(Nordsee marin – unbekannt)		
Österreich	nicht etabliert	nicht etabliert	ohne Statusangabe	unbeständig ^C , nicht etabliert ^D	potenziell invasiv ² , C, D
Polen	vermutlich etabliert		etabliert		
Schweiz	nicht etabliert	–	unbekannt	nicht etabliert ^B	„some“ ¹
Slowakei	vermutlich etabliert	–	–		
Tschechien	vermutlich etabliert	–	–		
Ungarn	vermutlich nicht etabliert	–	–		„some“ ¹

3 Auswirkungen

Derzeit gelten die Bestände in Deutschland und Österreich als unbeständig und sie verursachen allenfalls lokal, in abgeschlossenen und meist kleineren Gewässern Probleme im Zusammenhang mit Graskarpfenbesatz (biologische Entkrautung) und Algenblüten.

3.1 Betroffene Lebensräume

Aufgrund der oben genannten planktivoren Ernährungsweise sind vor allem stehende und langsam fließende Gewässer betroffen. Veränderungen in der Planktonzusammensetzung können zu Verschlechterungen der Wasserqualität (Algenblüten) führen. Marmorkarpfen können durch ihren Fraßdruck auf die Primärproduzenten den Nährstoff-Turnover beschleunigen, fördern so die Bioverfügbarkeit von elementaren Pflanzennährstoffen, wie gelöstem Phosphat und Stickstoff und damit direkt die Gewässer-Eutrophierung.

3.2 Tiere und Pflanzen

Marmorkarpfen können aufgrund selektiv planktivorer Ernährung (Zooplankton) die Planktongemeinschaft von Gewässern nachhaltig schädigen. Dies hat in weiterer Folge Auswirkungen auf die Populationen von anderen planktivoren Fischen und Muscheln (Laird & Page 1996). Die Nahrungskonkurrenz zu planktivoren Arten (Laird & Page 1996; Pflieger 1997) könnte vor allem eine Gefahr für endemische Renkenbestände (Coregonidae) in Seen bedeuten. Allerdings bieten die kalten Renkenseen den wärmeliebenden chinesischen Karpfen bestenfalls suboptimale Lebensbedingungen. Dass Marmorkarpfen in warmen nährstoffreichen Fließgewässern effiziente Nahrungskonkurrenten für einheimische planktivore Arten sein können, zeigen Ergebnisse eines Langzeitmonitorings im Illinois Fluss im Bereich La Grange. Dort wurde die Art 1996 erstmals ausgebracht und war 2000 bereits etabliert. Mit steigenden Erträgen der Chinesischen Karpfen wurden signifikante Rückgänge des Konditionsfaktors bei zwei einheimischen Planktonfressern beobachtet, *Drosoma cepedianum* und *Ictiobus cyprinellus* (Irons et al. 2007).

3.3 Ökosysteme

Veränderungen der Planktonbiozönose können zu einer nachhaltigen Veränderungen der Wasserqualität führen und mitunter zur Verringerung der Biodiversität (vgl. Maceina et al. 1992).

3.4 Menschliche Gesundheit

Keine Auswirkungen bekannt. In Amerika wird jedoch dem allgemein bekannten Phänomen, dass diese Art bei Störung (z. B. Lärm durch Bootsmotoren) aus dem Wasser springen und fallweise mit Booten und deren Besatzung kollidieren, Beachtung geschenkt (Perea 2002).

3.5 Wirtschaftliche Auswirkungen

Aus dem Gleichgewicht gebrachte Planktonzönosen und daraus resultierende Probleme mit der Wasserqualität können Folgen für die menschliche Nutzung und somit Einbußen der Freizeit- und Erholungsbranche bedeuten.

3.6. Klimawandel

Die fortschreitende Erwärmung der Gewässer würde prinzipiell eine Etablierung der Art begünstigen. Da neben den geeigneten Temperaturen auch eine etwa zweitägige Drift der nur in turbulentem Wasser flottierenden Eier notwendig ist, erscheint die Etablierung auch künftig eher unwahrscheinlich, aufgrund der vielen Stauhaltungen, Flussregulierungen und prognostizierter rückgängiger Abflüsse.

4 Maßnahmen

4.1 Vorbeugen

Der Besatz mit Marmorkarpfen kann zu einer Schädigung der Planktongemeinschaften von Gewässern führen und ist nicht zu empfehlen.

4.2 Allgemeine Empfehlungen zur Bekämpfung

Es können generell nur präventive Maßnahmen, wie strenge Besatzrestriktion und entsprechende Exekution empfohlen werden. In kleinen, abgeschlossenen Gewässern (z. B. Baggerseen) ist auch eine Bestandselimination denkbar, jedoch sehr aufwändig.

4.3 Methoden und Kosten der Bekämpfung

So nicht der gesamte Wasserkörper trocken gelegt werden kann, um die Fische zu entnehmen, kann mittels Elektro- und/oder Netzfangmethode vorgegangen werden. Eine Kostenschätzung ist nicht möglich, da diese Arbeiten personal- und geräteintensiv sind und, abhängig von den örtlichen Gegebenheiten, von sehr unterschiedlicher Effizienz gekennzeichnet sind. Gezielte Angelfischerei kann in abgeschlossenen Kleingewässern eine Bestandesreduktion herbeiführen, setzt aber bereits ein geringes Nahrungsangebot voraus.

5 Literatur & Links

- Abdusamadov, A.S. (1987): Biology of white amur, *Ctenopharyngodon idella*, silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix*, and bighead, *Aristichthys nobilis*, acclimatized in the Terek Region of the Caspian Basin: Journal of Ichthyology 26: 41-49.
- Alikunhi, K.H. & Sukumaran, K.K. (1964): Preliminary observations on Chinese carps in India. Proceedings of the Indian Academy of Sciences 60: 171-188.
- Arnold, A. (1990): Eingebürgerte Fischarten. Die Neue Brehm Bücherei; A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 144 pp.
- Bardach, J.E., Ryther, J.H. & McLarney, W.O. (1972): Aquaculture—The farming and husbandry of freshwater and marine organisms: New York, Wiley, 868 pp.
- Berg, L.S. (1949): Ryby presnych vod SSSR i sopredelnych stran. 2. Izd. AN SSSR, Moskva-Leningrad, pp. 477-925.
- Berg, L.S. (1964): Freshwater fishes in the U.S.S.R. and neighboring countries, Vol. 2 (4th ed.): IPST Catalog no. 742, 496 p. [Translated from Russian by Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem.]
- Burke, J.S., Bayne, D.R. & Rea, H. (1986): Impact of silver and bighead carps on plankton communities of channel catfish ponds. Aquaculture 55: 59-68.

- Cremer, M.C. & Smitherman, R.O. (1980): Food habits and growth of silver and bighead carp in cages and ponds: *Aquaculture* 20: 57-64.
- Essl, F. & Rabitsch, W. (2004): Österreichischer Aktionsplan zu gebietsfremden Arten (Neobiota). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 28 pp.
- Freeze, M. & Henderson, S. (1982): Distribution and status of the bighead carp and silver carp in Arkansas. *North American Journal of Fisheries Management* 2: 197-200.
- Füllner, G., Pfeifer, M. & Zarske, A. (2005): Atlas der Fische Sachsens. Rundmäuler – Fische – Krebse. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft & Museum für Tierkunde, Dresden.
- Hauer, W. (2007): Fische Krebse Muscheln in heimischen Seen und Flüssen. Leopold Stocker Verlag, Graz & Stuttgart, 231 pp.
- Honsig-Erlenburg, W. & Petutschnig, W. (2002): Fische, Neunaugen, Flusskrebse, Großmuscheln. Sonderreihe des Naturwissenschaftlichen Vereins für Kärnten, Klagenfurt, 257 pp.
- Irons, K.S., Sass, G.G., McClelland, M.A. & Stafford, J.D. (2007): Reduced condition factor of two native fish species coincident with invasion of non-native Asian carps in the Illinois River, U.S.A. Is this evidence for competition and reduced fitness? *Journal of Fish Biology* 71, Suppl. D: 258-273.
- Jennings, D.P. (1988): Bighead carp (*Hypophthalmichthys nobilis*): a biological synopsis. Biological Report. U.S. Fish and Wildlife Service 88: 1-35.
- Korniyenko, G.S. (1971): The role of infusoria in the food of the larvae of phytophagous fishes. *Journal of Ichthyology* 11: 241-246.
- Kuronuma, K. (1968): New systems and new fishes for culture in the Far East. In: Pillay, T.V.R. (ed.) Proceedings of the FAO world symposium on warm-water pond fish culture, Rome, FAO Fisheries Report 44: 123-142.
- Laird, C.A. & Page, L.M. (1996): Non-native fishes inhabiting the streams and lakes of Illinois. *Illinois Natural History Survey Bulletin* 35: 1-51.
- Maceina, M.J., Cichra, M.F., Betsill, R.K. & Bettoli, P.W. (1992): Limnological changes in a large reservoir following vegetation removal by Grass Carp. *Journal of Freshwater Ecology* 7: 81-95.
- Mikschi, E. (2002): Fische (Pisces). In: Essl, F. & Rabitsch, W. (eds) Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt, Wien, pp. 197-204.
- Nehring, S., Essl, F., Klingenstein, F., Nowack, C., Rabitsch, W., Stöhr, O., Wiesner, C. & Wolter, C. (2010): Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. BfN-Skripten, in Druck.
- Nikolsky [=Nikol'skiy], G.V. & Aliyev, D.D. (1974): The role of far-eastern herbivorous fishes in the ecosystems of natural waters in which they are acclimatized. *Journal of Ichthyology* 14: 842-847.
- Opuszynski, K. & Shireman, J.V. (1995): Herbivorous fishes: Culture and use for weed management: CRC Press.
- Perea, P.J. (2002): Asian carp invasion: Fish farm escapees threaten native river fish communities and boaters as well: Illinois Periodicals Online, Northern Illinois University Libraries, URL: <http://www.lib.niu.edu/ipo/oi020508.html>
- Pflieger, W.L. (1997): The fishes of Missouri. Missouri Department of Conservation, Jefferson City, MO, 372 pp.
- Pinter, K., Erzberger, P. & Lewit, P. (1998): Die Fische Ungarns. Akademiai Kiado, Budapest, 229 pp.
- Spindler, T. (1995): Fischfauna in Österreich. Ökologie - Gefährdung - Bioindikation - Fischerei - Gesetzgebung. Umweltbundesamt Monographien Band 53, Wien, 140 pp.
- Starling Fernando, L.R.M. (1993): Control of eutrophication by silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) in the tropical Parano Reservoir (Brasilia, Brazil): A mesocosm experiment. *Hydrobiologia* 257: 143-152.
- Vovk, P.S. (1979): Temperature and food adaptation of the Far East herbivorous fishes. Proc. Pacific Science Congress, pp. 41-42.
- Welcomme, R.L. (1988): International introductions of inland aquatic species. FAO Fisheries Technical Paper 294: 318 pp.
- Wiesner, C., Schotzko, N., Cerny, J., Guti, G., Davideanu, G. & Jepsen, N. (2008): JDS-2 Fish. In: ICPDR – International Commission for the Protection of the Danube River (eds) Results of the Joint Danube Survey 2, 14 August – 27 September 2007, CD-Rom, Wien.

- Wittenberg, R., Kenis, M., Blick, T., Hänggi, A., Gassmann, A. & Weber, E. (2005): Invasive alien species in Switzerland: an inventory of alien species and their threat to biodiversity and economy in Switzerland. CABI Bioscience Switzerland Centre report to Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape. The environment in practice no. 0629. Federal Office for the Environment, Bern, 155 pp.
- Zauner, G. & Eberstaller, J. (1999): Klassifizierungsschema der österreichischen Flußfischfauna in Bezug auf deren Lebensraumsprüche. Österreichs Fischerei 52: 198-205.
- Zhou, C., Zhixin, L. & Heinan, H. (1980): Ecological features of the spawning of certain fishes in the Hanjiang River after the construction of dams: Acta Hydrobiologica Sinica 7: 188-193. [In Chinese with English summary.]

<http://www.fishbase.org/Summary/speciesSummary.php?ID=275>

<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=773>

<http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?SpeciesID=551>

4.1.7 *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758)

Lepomis gibbosus (Linnaeus, 1758) (*Centrarchidae*) Sonnenbarsch (D), pumpkinseed (E)

1 Beschreibung der Art

1.1 Aussehen



Fotos: *Lepomis gibbosus* (links: Weibchen, rechts: Männchen)

Der Körper des Sonnenbarsches ist hochrückig und scheibenförmig. Das Maul selbst ist leicht oberständig und ohne Bartfäden, der Oberkiefer reicht bis unter den Vorderrand der Augen. Die Färbung ist in der Regel grün bis blaugrün, der Bauchbereich gelblich. Der häutige Anhang des Kiemendeckels („Ohr“) weist einen schwarzen und roten Fleck auf. Entlang der Seitenlinie befinden sich 32-45 Schuppen. Die beiden Teile der Rückenflosse sind verwachsen, wobei der hintere Abschnitt höher ist als der vordere. Die Schwanzflosse ist zweilappig und gekerbt. Die Anzahl der Flossenstrahlen (Hart-/Gabelstrahlen) ist in der Flossenformel angegeben (D/C/P/V/A = Rücken-, Schwanz-, Brust-, Bauch- und Afterflosse). Sonnenbarsche werden in Mitteleuropa bis zu 20 cm lang, in ihrer Heimat, unter günstigen klimatischen Bedingungen bis zu 30 cm.

Flossenformel:

$$\begin{array}{c} \text{D IX-XI/9-13} \\ \text{----- C 0/19} \\ \text{P 0/11-14; V I/5-6; A III/8-12} \end{array}$$

Verwechslungsmöglichkeiten:

Forellen- und Schwarzbarsch (*Micropterus* sp.): mindestens 58 Schuppen entlang der Seitenlinie, Rückenflosse durch einen tiefen Einschnitt geteilt.

Hundsfisch (*Umbra krameri*): Schwanzflosse ungeteilt und nach außen gerundet. Afterflosse mit 5-6 Gabelstrahlen, Rückenflosse ungeteilt.

1.2 Taxonomie

Der Sonnenbarsch gehört zur Familie der Sonnenbarsche (*Centrarchidae*). Die folgenden wissenschaftlichen Synonyme sind bekannt (www.fishbase.org):

Perca gibbosa Linnaeus, 1758
Eupomotis gibbosus (Linnaeus, 1758)
Lepomus gibbosus (Linnaeus, 1758)
Pomotis vulgaris Cuvier, 1829

1.3 Herkunftsgebiet

Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet liegt in warm temperierten Zonen des östlichen Nordamerika, von New Brunswick, Kanada, bis Florida, USA (Scott & Grossman 1973).

1.4 Biologie

Die Laichzeit erstreckt sich von April bis Juni. Die Eier werden in Ufernähe in Laichmulden abgelegt, die Milchner betreiben Brutpflege und verteidigen das Gelege (Balon 1957; Baruš & Oliva 1995). Die Nestmulde ist etwa 3-5 cm tief, weist einen Durchmesser von bis zu 40 cm auf und wird meist in Ufernähe angelegt. Das Gelege wird bewacht und die Eier mit Frischwasser befächelt, bis die geschlüpften Larven den Dottersack aufgezehrt haben (Balon 1957). Üblicherweise werden Sonnenbarsche mit 1-2 Jahren geschlechtsreif, wobei die Eizahlen der Rogner zwischen 600-5000 Stück pro Individuum betragen (Crivelli & Mestre 1988; Fox & Crivelli 2001; Copp et al. 2002). Die besetzten europäischen Populationen weisen gegenüber den amerikanischen Populationen ein geringeres Größenwachstum auf (Copp et al. 2004).

Die Nahrung besteht vorwiegend aus Würmern und Insekten, jedoch auch kleinen Fischen und anderen kleinen Wirbeltieren, wobei die aktuelle Nahrungswahl stark vom Angebot abhängt (Godinho et al. 1997; Zapata & Granado-Lorencio 1993). Darüber hinaus besitzen Jugend- und Adultstadien ein unterschiedliches Nahrungsspektrum.

Reproduktionsgilde: polyphil (Balon 1975)

Habitatgilde: indifferent/euryopar

2 Vorkommen in Deutschland und Österreich

2.1 Einführungs- und Ausbreitungsgeschichte / Ausbreitungswege

Die ersten Exemplare wurden 1877 durch M. Begg von Kanada nach Frankreich importiert (Arnold 1990). Einige Jahre später bezog Berthoule 23 Sonnenbarsche aus Nordamerika, die er an den Züchter E. Bertrand weitergab, der sie in seinen Teich bei Versailles setzte. 1887 konnten dort über 500, 1888 mehrere tausend Jungfische abgefischt werden, die u.a. an deutsche Aquarienhändler und an Max von dem Borne weiterverkauft wurden (von dem Borne 1892). Mather (1889) erwähnt, dass er im Sommer 1886 aus den USA 125 kleine Sonnenbarsche direkt an Max von dem Borne abgeschickt, jedoch keine Eingangsbestätigung erhalten hätte. Im November 1891 brachte von dem Borne Sohn weitere 200 große und 300 kleine Sonnenbarsche von New York nach Berneuchen/Mark (von dem Borne 1892). Aus den Nachzuchten belieferte von dem Borne viele deutsche Aquarienfrennde (Anonym 1929). 1896 wurden nach Abschluss einer Fischereiausstellung in Kannstatt (heute Bad Cannstatt) eine größere Anzahl Sonnenbarsche in den Neckar entsorgt, die sich dort etablieren konnten (Sieglin 1902). 1903 wurden auf der Höhe von Straßburg die ersten Sonnenbarsche für den Rhein nachgewiesen (Berbig 1917). Anfang des 20. Jahrhunderts trat der Sonnenbarsch auch in der unteren Saar recht häufig auf, verschwand aber schließlich daraus, stellte sich dann aber in der Mosel ein, in die die Saar einmündet (Anonymus 1929). Auch in der Oder konnte 1926 ein Sonnenbarsch bei Crossen geangelt werden (Pappenheim 1927). Bereits zwei Jahre später wurden Sonnenbarsche in der Oder als überaus häufig vorkommend bezeichnet, insbesondere in der Warthe, Netze, Neiße, Lubst und im Bober, alles Gewässer im unmittelbaren Einzugsbereich der von dem Borneschen Teichwirtschaft (Anonymus 1929). Zu dieser Zeit war der Sonnenbarsch neben der Oder auch im Elbe- und Rheingebiet häufig, im letztgenannten in allen Alt- und Nebengewässern vom Bodensee bis zur holländischen Grenze (Anonymus 1929). Auch in der Aller (Wesereinzugsgebiet) waren Sonnenbarsche mindestens seit den 1920er-Jahren etabliert (Jacob 1928).

Heute ist die Art über ganz Mitteleuropa (Welcomme 1988), die Iberische Halbinsel (Sostoa et al. 1987) und das Gebiet um das Schwarze Meer (Economidis et al. 1981) verbreitet. In Polen liegen nur aus dem Oder-Einzugsgebiet Nachweise vor (Witkowski 1979). In Dänemark gibt es Belege seit 2002 (Jensen 2002) und die nördlichste bekannte Population existiert in Norwegen, nachgewiesen 2005 (Sterud & Jørgensen 2006).

Als Einfuhrpfade gelten Besatzmaterial für Angelfischerei und Zierfische der Aquaristik (Copp et al. 2002).

2.2 Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz

Deutschland:

Mitte der 1950er-Jahre war die Art am Oberrhein in den Nebengewässern häufig, um 1980 im Rhein-, Main- und Donaugebiet fast überall anzutreffen, in stadtnahen Gewässern und Parkteichen gehäuft (Lelek, schriftl. Mitt. in Arnold 1990). Schulz-Kabbe (1957) vermerkt eine Mitteilung, dass der Sonnenbarsch „jetzt“ in den Teichen von Klinge, in der Malxe (Spree-Einzugsgebiet) und in der Lausitzer Neiße (Oder-Einzug) angetroffen

wurde, ohne dass sich erschließt, ob es sich um ein erstes Auftreten oder eine weitere Ausbreitung handelt. 1990 waren insgesamt 29 Fundorte aus den Einzugsgebieten der Flüsse Mulde, Spree, Oder und Weiße Elster bekannt (Arnold 1990). Im gesamten Rheingebiet war die Art vor allem in den Nebengewässern inselartig verbreitet, örtlich häufig (Lelek & Buhse 1992). In den Fischartenkatastern der Bundesländer sind aktuell insgesamt 419 Vorkommen registriert.

Nach den warmen trockenen Sommern der vergangenen Jahre scheint sich die Art auch im nordostdeutschen Tiefland wieder auszubreiten: 2003 wurden Laichnester in der Kleinen Wannseekette in Berlin beobachtet, am 29.06.2006 ein Einzelexemplar in der Stepenitz gefangen (Zahn, IfB Potsdam-Sacrow, mündl. Mitt.) und im Jahr 2007 beobachten einzelne Berufsfischer im Havelgebiet auffällig ansteigende Sonnenbarschfänge.

Österreich:

Vorkommen sind aus allen Bundesländern, ausgenommen Salzburg, bekannt (Mikschi 2002), jedoch liegen nur lokal Berichte über hohe Bestandesdichten vor (z. B. früher Alte Donau bei Wien, mehrere Kärntner Seen, Neusiedler See). Oftmals handelt es sich dabei um kleinere stehende Gewässer wie Baggerseen oder Altarme größerer Flüsse.

Viele derartige Vorkommen in Baggerseen oder ähnlichen, fischereiwirtschaftlich genutzten Gewässern sind nicht datenmäßig erfasst. Es ist jedoch von punktuellen (lokal begrenzten) Vorkommen, bei flächendeckender Verbreitung (ausgenommen alpine Regionen) auszugehen. Auch aus mehreren Kärntner Seen sind Vorkommen bekannt (Honsig-Erlenburg & Petutschnig 2002).

Die Vorkommen werden als „beständig und expansiv“ klassifiziert (Mikschi 2002). Eine aktive Ausbreitung und Vermehrung durch Reproduktion dieser Art ist daher gegeben und daher auch eine weitere Ausbreitung, vor allem in bislang kaum besiedelte alpine Regionen, möglich. Eine 2007 durchgeführte stichprobenartige Erhebung der Fischfauna der Donau erbrachte nur vereinzelte Nachweise dieser Art in Deutschland und Österreich. Erst im weiteren Donauverlauf (ca. ab Mohacs, Ungarn) ist diese Art häufiger im Fluss zu finden (Jepsen et al. 2008; Wiesner et al. 2008).

Verbreitungskarten: siehe Anhang

Analyse der Rasterfrequenzen

In Deutschland:

Zeitraum	Nachgewiesene Vorkommen	Raster	Rasterfrequenz (%)
1961 – 1970	4	4	0,03
1971 – 1980	34	29	0,25
1981 – 1990	153	152	1,29
1991 – 2000	137	160	1,36
ab 2001	89	47	0,40
gesamt	419	244	2,07

Der Sonnenbarsch hat eine Rasterfrequenz von rund 2,1 % in Deutschland. Inwieweit es sich bei den 2006/2007 gehäuften Beobachtungen um eine tatsächliche Ausbreitung der Art im nordostdeutschen Tiefland handelt, muss in den kommenden Jahren beobachtet werden.

In Österreich:

Zeitraum	Beprobte Raster	Rasternachweise	Rasterfrequenz (%)	Rasterfrequenz 2 (%)
1971 - 1980	4	0	0	0
1981 - 1990	113	0	0	0
1991 - 2000	433	8	0,3	1,8
ab 2001	417	26	1,0	6,2
gesamt	761	31	1,2	4,1

Im Zeitraum 1971-2007 enthielten rund 1,2 % aller Kartenraster in Österreich einen Nachweis, wobei ein Anstieg von 0,3 % auf 1,0 % innerhalb der letzten beiden Dekaden zu verzeichnen ist. Gemessen an den tatsächlich beprobten Rasterfeldern, beträgt die Frequenz 4,1 % und auch der Anstieg in den letzten beiden Dekaden ist entsprechend höher (von 1,8 % auf 6,2 %).

Da nur 31 Rasterfelder positive Nachweise erbrachten, erfolgt die Analyse auf Basis der Bioregionen nicht nach Dekaden getrennt. Auffällig sind die starken Unterschiede zwischen den Bioregionen: Klagenfurter Becken, Pannonische Flach- und Hügelländer sowie Südöstliches Alpenvorland weisen jeweils deutlich höhere Rasterfrequenzen auf, als der Durchschnitt. Es sind dies vor allem Flach- und Hügelländer mit Seen oder urbanen Ballungsräumen. In den übrigen Regionen sind die Werte entweder deutlich niedriger oder null.

Betrachtungseinheit	Gesamt	Betrachtungseinheit	Gesamt
Klagenfurter Becken	55	Pannonische Flach- und Hügelländer	307
Positiv	5	positiv	20
Beprobt	37	beprobt	84
Rasterfrequenz (%)	9,1	Rasterfrequenz (%)	6,5
Rasterfrequenz beprobt (%)	13,5	Rasterfrequenz beprobt (%)	23,8

Mittlere und westliche Nordalpen	304	Südalpen	100
Positiv	0	positiv	0
Beprobt	76	beprobt	28
Rasterfrequenz (%)	0,0	Rasterfrequenz (%)	0,0
Rasterfrequenz beprobt (%)	0,0	Rasterfrequenz beprobt (%)	0,0

Nördliches Alpenvorland	204	Südöstliches Alpenvorland	167
Positiv	1	positiv	4
Beprobt	91	beprobt	25
Rasterfrequenz (%)	0,5	Rasterfrequenz (%)	2,4
Rasterfrequenz beprobt (%)	1,1	Rasterfrequenz beprobt (%)	16,0

Nördliches Granit- und Gneishochland	291	Zentralalpen südöstlicher Teil	340
Positiv	0	positiv	1
Beprobt	99	beprobt	84
Rasterfrequenz (%)	0,0	Rasterfrequenz (%)	0,3
Rasterfrequenz beprobt (%)	0,0	Rasterfrequenz beprobt (%)	1,2

Östliche Nordalpen	317	Zentralalpen zentraler Teil	540
Positiv	0	positiv	0
Beprobt	134	beprobt	103
Rasterfrequenz (%)	0,0	Rasterfrequenz (%)	0,0
Rasterfrequenz beprobt (%)	0,0	Rasterfrequenz beprobt (%)	0,0

2.3 Lebensraum

Sowohl in seiner ursprünglichen Heimat, als auch in den durch Besatz besiedelten Gebieten bevorzugt der Sonnenbarsch langsam fließende Bäche und Flüsse mit weichgründigem Substrat und aquatischer Vegetation sowie Seen und Teiche mit flachgründigen Ufern. Gleichfalls werden auch Altwässer von Flüssen besiedelt (Scott & Grossman 1973; Maitland & Campbell 1992).

2.4 Status und Invasivität der Art in benachbarten Staaten

Die Angaben über den Etablierungsstatus einzelner Länder sind weitgehend einheitlich. Bezüglich Invasivität liegen jedoch unterschiedliche Einstufungen vor. In Österreich wurde die Art durch Mikschi (2002) als „etabliert

und expansiv“ und „potenziell invasiv“ eingestuft. Im österreichischen „Aktionsplan Neobiota“ wurde der Sonnenbarsch als „potenziell invasiv“ bewertet (Essl & Rabitsch 2004). Polen weist die Art als „invasiv“ aus (www.nobanis.org). In der Schweiz gilt die Art als etabliert (Wittenberg et al. 2005). Nach Einstufung in den Schwarzen Listen für Deutschland und für Österreich gilt die Art in beiden Ländern als „potenziell invasiv“ (Nehring et al. 2010).

Etablierungsstatus laut www.fishbase.org¹, www.nobanis.org², www.europe-aliens.org, (A) http://ias.biodiversity.be (jeweils Stand Januar 2010), (B) Wittenberg et al. 2005, (C) Nehring et al. 2010, (D) siehe Text.

Land	Etablierungsstatus				Invasivität
	fishbase	nobanis	europe-aliens	andere Quellen	
Belgien	etabliert	–	(Nordsee marin – etabliert)	etabliert ^A	„some“ ¹ , B2 (mittleres Potenzial) ^A
Dänemark	–	etabliert	–		invasiv ²
Deutschland	etabliert	etabliert	etabliert	etabliert ^C	„some“ ¹ , potenziell invasiv ^C
Frankreich	etabliert	–	–		„some“ ¹
Italien	etabliert	–	etabliert		„some“ ¹
Niederlande	etabliert	–	(Nordsee marin – etabliert)		
Österreich	etabliert	etabliert	ohne Statusangabe	etabliert ^{C, D}	potenziell invasiv ² , C, D
Polen	etabliert	etabliert	(Ostsee marin – etabliert)		„probably some“ ¹ , potenziell invasiv ²
Schweiz	etabliert	–	unbekannt	etabliert ^B	„some“ ¹
Slowakei	etabliert	–	–		
Tschechien	etabliert	–	–		
Ungarn	etabliert	–	–		

3 Auswirkungen

Die Bestände in Deutschland und Österreich sind zwar etabliert, jedoch treten bislang nur lokal, in abgeschlossenen und meist kleineren Gewässern, höhere Dichten auf, die Probleme durch Nahrungskonkurrenz oder Laichraub erwarten lassen.

3.1 Betroffene Lebensräume

Alle permanenten aquatischen Lebensräume, bevorzugt jedoch warme und verkrautete Flüsse und Seen ausgenommen alpine Regionen.

3.2 Tiere und Pflanzen

Sonnenbarsche haben vermutlich vielfältige Auswirkungen auf andere Organismen. Neben Nahrungskonkurrenz ist auch die Prädation von Bedeutung, jedoch gilt dies für andere, einheimische Arten gleichermaßen. Es gibt jedoch Nachweise von starkem faunenfremden Parasitenbefall (Sterud & Jørgensen 2006), der sich auch auf einheimische Arten auswirken könnte.

3.3 Ökosysteme

Aus mediterranen Speicherseen und einem Dänischen See wurden Verringerungen des Zooplanktonbestandes gemeldet, die auf Sonnenbarschbesatz zurückzuführen sind. Diese könnten zur Verstärkung von Eutrophierungseffekten führen (Brabrand & Saltveit 1989).

3.4 Menschliche Gesundheit

Keine Auswirkungen bekannt.

3.5 Wirtschaftliche Auswirkungen

Vom Wörthersee, Kärnten, werden Beeinträchtigungen der Netzfischerei bedingt durch hohe Sonnenbarschdichten gemeldet (Honsig-Erlenburg & Petutschnig 2002). Die von Fischereiberechtigten stets genannten Schäden durch Laichraub können nicht spezifisch dieser Art angelastet werden, da Laichraub eine unter Fischen weit verbreitete Form der Nahrungsaufnahme darstellt.

3.6. Klimawandel

Eine weitere Ausbreitung aufgrund der fortschreitenden Erwärmung von Gewässerökosystemen ist mittelfristig denkbar und kann zur Ausbreitung der Art und Verschärfung der Problematik führen.

4 Maßnahmen

4.1 Vorbeugen

Jeglicher Besatz mit dieser Art ist zu unterlassen und in den meisten europäischen Ländern verboten (Copp et al. 2005).

4.2 Allgemeine Empfehlungen zur Bekämpfung

Präventive Maßnahmen, wie strenge Besatzrestriktion und entsprechende Exekution werden empfohlen. In kleinen, abgeschlossenen Gewässern (z. B. Baggerseen) ist auch eine Bestandselimination denkbar, jedoch sehr aufwändig.

4.3 Methoden und Kosten der Bekämpfung

So nicht der gesamte Wasserkörper trocken gelegt werden kann, um die Fische zu entnehmen, kann mittels Elektro- und/oder Netzfangmethode vorgegangen werden. Eine Kostenschätzung ist nicht möglich, da diese Arbeiten personal- und geräteintensiv sind und, abhängig von den örtlichen Gegebenheiten, von sehr unterschiedlicher Effizienz gekennzeichnet sind. Gezielte Angelfischerei kann in kleinen, geschlossenen Gewässern eine Bestandesreduktion herbeiführen. Es kann allerdings angenommen werden, dass es nicht möglich ist, die Art mit zulässigen Fangmethoden restlos aus größeren, nicht ablassbaren Gewässern zu entfernen, unabhängig vom Befischungsaufwand.

5 Literatur & Links

- Anonymus (1929): Der Sonnenbarsch als Wildfisch in deutschen Gewässern. Fischerei-Zeitung Neudamm 32: 604.
- Arnold, A. (1990): Eingebürgerte Fischarten, Die Neue Brehm Bücherei; A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 144 pp.
- Balon, E.K. (1957): Nerest *Lepomis gibbosus* (Linné, 1758), aklimatizovanej v bočných vodach Dunaja a jej vývoj počas embryonalnej periódy. Věst. Čs. spol. zool. 23: 1-22.
- Balon, E.K. (1975) Reproductive guilds of fishes: A proposal and definition. Journal Fisheries Research Board Canada 32: 821-864.
- Baruš, V. & Oliva, O. (1995): Fauna of the Czech and Slovak Republics. Volume 28/2. Fishes - Osteichthyes. Academia, Praha. (in Czech with English summary)
- Berbig, O. (1917): Der Sonnenbarsch als Gast im Rhein. Allgemeine Fischerei-Zeitung 42: 11-12.
- Brabrand, Å. & Saltveit, S.J. (1989): Ecological aspects of the fish fauna in three Portuguese reservoirs. Archiv für Hydrobiologie 114: 575-589.
- Copp, G.H., Fox, M.G. & Kováč, V. (2002): Growth, morphology and life history traits of a coolwater European population of pumpkinseed *Lepomis gibbosus*. Archiv für Hydrobiologie 155: 585-614.

- Copp, G.H., Fox, M.G., Przybylski, M., Godinho, F.N. & Vila-Gispert, A. (2004): Life-time growth pattern of pumpkinseed *Lepomis gibbosus* introduced to Europe, relative to native North American populations. *Folia Zoologica* 56: 237-254.
- Copp, G.H., Bianco, P.G., Bogutskaya, N.G., Eros, T., Falka, I., Ferreira, M.T., Fox, M.G., Freyhof, J., Gozlan, R.E., Grabowska, J., Kovac, V., Moreno-Amich, R., Naseka, A.M., Penaz, M., Povz, M., Przybylski, M., Robillard, M., Russell, I.C., Stakenas, S., Sumer, S., Vila-Gispert, A., Wiesner, C. (2005): To be, or not to be, a non-native freshwater fish? *Journal of Applied Ichthyologie* 21: 242-262.
- Crivelli, A.J. & Mestre, D. (1988): Life history traits of pumpkinseed *Lepomis gibbosus* introduced into the Camargue, a Mediterranean wetland. *Archiv für Hydrobiologie* 111: 449-466.
- Economidis, P.S., Kattoulas M. & Stephanidis, E. (1981): Fish fauna of the Aliakmon River and the adjacent waters (Macedonia, Greece). *Cybiurn* 5: 89-95.
- Essl, F. & Rabitsch, W. (2004): Österreichischer Aktionsplan zu gebietsfremden Arten (Neobiota). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 28 pp.
- Fox, M.G. & Crivelli, A.J. (2001): Life history traits of pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) populations introduced into warm thermal environments. *Archiv für Hydrobiologie* 150: 561-580.
- Godinho, F.N., Ferreira, M.T. & Cortes, R.V. (1997): The environmental basis of diet variation in pumpkinseed sunfish, *Lepomis gibbosus*, and largemouth bass, *Micropterus salmoides*, along an Iberian river basin. *Environmental Biology of Fishes* 50: 105-115.
- Honsig-Erlenburg, W. & Petutschnig, W. (2002): Fische, Neunaugen, Flusskrebse, Großmuscheln. Sonderreihe des Naturwissenschaftlichen Vereins für Kärnten, Klagenfurt, 257 pp. .
- Jacob, E. (1928): Gegen die Einbürgerung ausländischer Tiere. *Fischerei-Zeitung Neudamm* 31: 209-211.
- Jensen, J.K. (2002): Nye dyr i Danmark. *Natur og Museum* 2002 hæfte 3. 35 pp.
- Jepsen, N., Wiesner, C. & Schotzko, N. (2008): Fish. In: Liška, I., Wagner, F. & Slobodník, J. (eds) Joint Danube Survey. Final Scientific Report. International Commission for the Protection of the Danube River, Wien, pp. 72-81.
- Lelek, A. & Buhse, G. (1992): Fische des Rheins – früher und heute. Springer, Heidelberg, 214 pp.
- Maitland, P.S. & Campbell, R.N. (1992): Freshwater Fishes of the British Isles. Harper Collins Publishers, London.
- Mather, F. (1889): Report of eggs shipped to and received from foreign countries at the Cold Spring Harbor, New York, station during the season of 1886-87. Report Commissioner U.S. Comm. Fish Fisheries for 1886, Part XIV, Appendices: 829-831.
- Mikschi, E. (2002): Fische (Pisces). In: Essl, F. & Rabitsch, W. (eds) Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt, Wien, pp. 197-204.
- Nehring, S., Essl, F., Klingenstein, F., Nowack, C., Rabitsch, W., Stöhr, O., Wiesner, C. & Wolter, C. (2010): Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. BfN-Skripten, in Druck.
- Pappenheim, P. (1927): Der amerikanische Sonnenfisch in der Oder bei Crossen. *Fischerei-Zeitung Neudamm* 30: 822-822.
- Schulz-Kabbe, W. (1957): Die Zwergwelsplage. *Deutscher Angelsport* 9: 4-6.
- Scott, W.B. & Grossman, E.J. (1973): Freshwater Fishes of Canada. *Bulletin Fisheries Research Board Canada* 184: 1-966.
- Sieglin, H. (1902): Seltener Fischfang. *Allgemeine Fischerei-Zeitung* 27: 414.
- Sostoa, A., Lobon-Cervia, J., Fernandez-Colome, V. & Sostoa, F.J. (1987): La distribución del pez sol (*Lepomis gibbosus* L.) en la Península Iberica, Donana. *Acta Vertebrata* 14: 121-123.
- Sterud, E. & Jørgensen, A. (2006): Pumpkinseed *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758) (Centrarchidae) and associated parasites introduced to Norway. *Aquatic Invasions* 1: 278-280.
- Von dem Borne, M. (1892): Die amerikanischen Sonnenfische (Sunfish) (Calicobarsch, Steinbarsch, Sonnenfisch, Mondfisch) in Deutschland. Neumann, Neudamm, 15 pp.
- Welcomme, R.L. (1988): International introduction of inland aquatic species. *FAO Tech. Paper* 294.
- Wiesner, C., Schotzko, N., Cerny, J., Guti, G., Davideanu, G. & Jepsen, N. (2008): JDS-2 Fish. In: ICPDR – International Commission for the Protection of the Danube River (eds) Results of the Joint Danube Survey 2, 14 August – 27 September 2007, CD-Rom, Wien.
- Witkowski, A. (1979): New locality of sunfish, *Lepomis gibbosus* (L.) (Osteichthyes: Centrarchidae) in catchment area of the Barycz River. *Fragmenta Faunistica* 25: 15-19.

Wittenberg, R., Kenis, M., Blick, T., Hänggi, A., Gassmann, A. & Weber, E. (2005): Invasive alien species in Switzerland: an inventory of alien species and their threat to biodiversity and economy in Switzerland. CABI Bioscience Switzerland Centre report to Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape. The environment in practice no. 0629. Federal Office for the Environment, Bern, 155 pp.

Zapata, S.C. & Granado-Lorencio, C. (1993): Age, growth and feeding of the exotic species *Lepomis gibbosus* in a Spanish cooling reservoir. Archiv für Hydrobiologie 90 (Suppl.): 561-573.

<http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=3372>

<http://ias.biodiversity.be/species/show/3>

<http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.asp?speciesID=382>

http://www.nobanis.org/files/factsheets/Lepomis_gibbosus.pdf

4.1.8 *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814)

Neogobius fluviatilis (Pallas, 1814) (Gobiidae) Flussgrundel (D), monkey goby (E)

1 Beschreibung der Art

1.1 Aussehen



Fotos: *Neogobius fluviatilis* (links und rechts, zweite von unten) und Vergleich mit *N. kessleri* (rechts oben), *N. melanostomus* (rechts, zweite von oben) und *N. gymnotrachelus* (rechts unten)

Der Körper der Flussgrundel ist spindelförmig. Von den vier bislang in Mitteleuropa vorkommenden *Neogobius*-Arten ist sie die schlankste. Das Maul ist leicht oberständig mit vorstehendem Unterkiefer. Die Bauchflossen sind zu einem Saugtrichter verwachsen. Die Grundfärbung ist silbrig-cremefarben bis graugrün, die Rückenseite ist mit graubraunen Binden und Flecken marmoriert. Entlang der Flankenmitte zieht sich eine Abfolge dunkler Pigmentflecken in Form einer unterbrochenen Linie. Brust-, Bauch-, After- und Schwanzflosse sind i.d.R. farblos bis weißlich. Zur Laichzeit sind jedoch die Milchner sehr dunkel bis schwarz gefärbt. Die vordere Rückenflosse enthält 4-7 Hartstrahlen, die hintere 1 Hart- und 15-18 Gabelstrahlen, die Afterflosse umfasst 1 Hart- und 12-17 Gabelstrahlen. Flussgrundeln werden bis zu 20 cm lang.

Verwechslungsmöglichkeiten:

Koppe (*Cottus gobio*): Bauchflossen getrennt.

Marmorierte Grundel (*Proterorhinus semilunaris*): vordere Nasenöffnungen röhrenförmig verlängert und ragen über die Kopfvorderkante hinaus.

Nackthalsgrundel (*Neogobius gymnotrachelus*): graubraune Grundfärbung, Abfolge schräger, dunkler Flecken/Bänder entlang der Flanken, Streifen auf Flossen sind nie dunkel, Bauchflosse farblos bis hellgrau/hellbraun.

Kesslergrundel (*Neogobius kessleri*): dunkelbraune Grundfärbung mit kleinen weißen Flecken, dunkelbraunen Streifen auf den Flossen, Bauchflosse gelblich bis braun.

Schwarzmundgrundel (*Neogobius melanostomus*): schwarzer Fleck auf vorderer Rückenflosse.

1.2 Taxonomie

Die Flussgrundel gehört zur Familie der Meeresgrundeln (Gobiidae). Nach neueren genetischen Studien ist die Gattung *Neogobius* paraphyletisch und es wird vorgeschlagen, die bisherige Untergattung *Apollonia* zur Gattung zu erheben, die neben *N. fluviatilis* auch *N. melanostomus* enthalten würde (Stepien & Tumeo 2006). In

www.fishbase.org wird die Art mit dem Unterartnamen *N. f. fluviatilis* gelistet. Die folgenden wissenschaftlichen Synonyme sind bekannt (www.fishbase.org):

Apollonia fluviatilis (Pallas, 1814)
Gobius fluviatilis Pallas, 1814
Gobius fluviatilis nigra Kessler, 1859
Gobius sordidus Bennett, 1835
Gobius steveni Nordmann, 1840
Neogobius fluviatilis fluviatilis (Pallas, 1814)

1.3 Herkunftsgebiet

Diese Art stammt aus dem Ponto-Kaspischen Faunenkreis und ist im Schwarzen und Asow'schen Meer beheimatet. Sie besiedelt neben den Küstenregionen auch Flussmündungen und die Unterläufe der größeren Fließgewässer, wie Dnejr, Bug, Dnjepr, Don und Donau (Berg 1949; Ladiges & Vogt 1979; Kottelat & Freyhof 2007).

1.4 Biologie

Die Art kommt sowohl im Salz- und Brackwasser, als auch im Süßwasser vor. Letztere Vorkommen können in Seen (z. B. Balaton, Ungarn) und Flüssen wie der Donau und deren Alt- und Seitenarmen liegen. Die Art bevorzugt sandiges Sohsubstrat, mitunter auch mit Makrophytenbewuchs (Miller 2004). Benthische Invertebraten (Mollusken, Insektenlarven, Krebse) werden als Nahrung bevorzugt (Miller 2004). Die Lebensspanne beträgt 5-6 Jahre, wobei die Geschlechtsreife im 2. Jahr eintritt (Miller 2004; Kottelat & Freyhof 2007). Die Laichzeit ist von April bis Juli, gelegentlich auch bis September (Kottelat & Freyhof 2007). Die Milchneben weisen zu dieser Zeit die typische schwarze Laichfärbung auf und bewachen das Nest. Die Eier werden auf die Unterseite von Hartteilen (Steinen, Gehölz) angeklebt (Miller 2004; Kottelat & Freyhof 2007).

Reproduktionsgilde: speleophil

Habitatgilde: indifferent/euryopar/hoher Strukturbezug

2 Vorkommen in Deutschland und Österreich

2.1 Einführungs- und Ausbreitungsgeschichte / Ausbreitungswege

Von wissenschaftlicher Seite wurden nur wenige, räumlich und zeitlich sehr eingeschränkte Untersuchungen durchgeführt, die keinen umfassenden Überblick über die Situation an der Donau – dem gegenwärtigen Hauptexpansionsgebiet der *Neogobius*-Arten – geben können. So wurde z. B. in Österreich in Engelhartzell 1989 und 1998/99 gefischt, in der Wachau 1996/97 und 2000/01, im Raum Wien zwischen 1994 und 1999 (Wiesner 2003). Dabei werden neu eingewanderte bzw. eingeschleppte Arten nur durch Zufall erfasst. Allfällige Informationen beschränken sich primär auf punktuelle Vorkommen. Nächstgelegene Vorkommen existieren im ungarisch-slowakischen Donauabschnitt (Holcik et al. 2003) und in der oberen Weichsel in Polen (Dönni & Freyhof 2002; Kostrzewa & Grabowski 2002). Der Erstnachweis in der unteren Weichsel gelang mit dem Fang von acht 54-79 mm langen, männlichen Individuen im Wloclawek Stausee bei Murzynowo (Stromkilometer 674) im Mai 2002 (Kostrzewa & Grabowski 2002). Mittlerweile ist die Art in der unteren Weichsel etabliert (Kakareko et al. 2005).

Im Fall der *Neogobius*-Arten kann von einer anfänglichen Verschleppung durch Frachtschiffe ausgegangen werden (Ray & Corkum 2001). Unklar bleibt hingegen, ob, wie im Fall Nordamerikas, auch für die Donau die Translokation durch Ballastwasser angenommen werden kann, oder hierbei das Verschleppen von Gelegen an Bordwänden, Ankerketten oder ähnlichen Schiffsteilen in Frage kommt (Ray & Corkum 2001). Im Flussgebiet selbst, z. B. in der Weichsel, breiten sie sich stromab mit einer Geschwindigkeit von mehr als 150 km pro Jahr aus, während eine nennenswerte Ausbreitung stromauf nicht beobachtet wurde (Kostrzewa et al. 2004).

2.2 Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz

Deutschland:

Von Stemmer (2008) erstmals für Deutschland im Rhein festgestellt. Da die Art schon seit 2003 im Bereich des Abzweigs des Bromberger Kanals (Kanal Bydgoski), einer schiffbaren Verbindung zur Netze (Notec) im

Warthegebiet, etabliert ist, ist mit ihrem Auftreten auch im Odergebiet zu rechnen.

Österreich:

Keine Vorkommen bekannt. Eine 2007 durchgeführte stichprobenartige Erhebung der Fischfauna der Donau erbrachte keine Nachweise dieser Art in Deutschland und Österreich. Erst ab dem Ungarischen Abschnitt, wo sandiges Substrat an Bedeutung gewinnt, kommt die Art zunehmend häufiger vor (Jepsen et al. 2008; Wiesner et al. 2008).

2.3 Lebensraum

Die Art kommt in der Boden- und Uferzone der Küstengebiete und großen Zuflüsse des Schwarzen Meeres vor und besiedelt vor allem strukturreiche Lebensräume. In den Expansionsgebieten ist der hauptsächlich genutzte Lebensraum die Sandbänke im Bereich der mittleren Donau sowie die kommunizierenden Seitenarme. Im Bereich stagnierender Wasserkörper (Alt- und Seitenarme) werden auch mit Makrophyten bewachsene Sand- und Schlammflächen besiedelt. Im Gegensatz zur Kessler- und Schwarzmundgrundel findet man diese Art nur selten in Blockwurf-Ufersicherungen (Miller 2004; Kottelat & Freyhof 2007; Wiesner, in Vorb.).

2.4 Status und Invasivität der Art

Die Angaben über den Etablierungsstatus einzelner Länder in den verschiedenen Internet-Datenbanken (www.fishbase.org; www.nobanis.org; www.europe-aliens.de) sind unvollständig, da die Art auch aus Deutschland, der Slowakei und den Niederlanden belegt ist (Holcik et al. 2003, Stemmer 2008, Van Kessel et al. 2009). Nach Einstufung in den Schwarzen Listen für Deutschland und für Österreich gilt die Art in beiden Ländern als „potenziell invasiv“, in Österreich ist die Art aber bisher nicht nachgewiesen worden (Nehring et al. 2010).

Etablierungsstatus laut www.fishbase.org¹, www.nobanis.org², www.europe-aliens.org (jeweils Stand Januar 2010), (C) Nehring et al. 2010, (D) siehe Text.

Land	Etablierungsstatus				Invasivität
	fishbase	nobanis	europe-aliens	andere Quellen	
Belgien	–	–	–		potenziell invasiv ^C
Dänemark	–	–	–		
Deutschland	–	–	–	etabliert ^{C, D}	
Frankreich	–	–	–		
Italien	–	–	–		potenziell invasiv ^C „probaby some“ ¹ , potenziell invasiv ²
Niederlande	–	–	–	unbekannt ^D	
Österreich	–	–	–	fehlend ^C	
Polen	etabliert	etabliert	etabliert		
Schweiz	–	–	–		unbekannt ^D
Slowakei	–	–	–		
Tschechien	–	–	–		
Ungarn	etabliert	–	–		

3 Auswirkungen

3.1 Betroffene Lebensräume

Es sind keine direkten Auswirkungen auf Gewässerlebensräume bekannt. Es sind vor allem jene Fließgewässerhabitate betroffen, die ausgedehnte Sand- und Schlammflächen aufweisen und zusätzlich Versteck- und Brutmöglichkeiten bieten.

3.2 Tiere und Pflanzen

Es liegen zwar keine Daten über Auswirkungen durch diese spezielle Art vor, jedoch können Analogieschlüsse zu der sehr ähnlichen Schwarzmundgrundel (*N. melanostomus*) gezogen werden. Von letzterer Art sind vor allem Auswirkungen durch Konkurrenz um Habitat und Nahrung sowie durch Räuberdruck auf ökologisch ähnlich eingemischte Arten (z. B. Koppen) bekannt (Dubs & Corkum 1996; Charlebois et al. 1997; Janssen & Jude 2001; Charlebois et al. 2001). Rückläufige Bestandsdichten von Koppe und Marmorierter Grundel nach dem Aufkommen von *Neogobius*-Arten konnten auch in der österreichischen und ungarischen Donau beobachtet werden (Wiesner 2003, Molnár 2006). Über verschiedene Parasiten berichtet Molnár (2006).

3.3 Ökosysteme

Keine Auswirkungen bekannt.

3.4 Menschliche Gesundheit

Keine Auswirkungen bekannt.

3.5 Wirtschaftliche Auswirkungen

Keine Auswirkungen bekannt.

3.6. Klimawandel

Die Arealausweitung und in Folge Etablierung aufgrund der fortschreitenden Erwärmung von Gewässerökosystemen ist mittelfristig denkbar und kann zu bislang unbekanntem Problemen führen.

4 Maßnahmen

4.1 Vorbeugen

Jeglicher Besatz mit dieser Art ist zu unterlassen. Sorgfältiges Monitoring im Bereich geeigneter Habitate (strömungsberuhigte, sandige Uferzonen der Donau und ihrer Nebengewässer) ist erforderlich, um allfällige Erstvorkommen nachzuweisen.

4.2 Allgemeine Empfehlungen zur Bekämpfung

Unmittelbar nach dem Erstdnachweis könnte noch eine effiziente Bestandesreduktion oder -eliminierung angestrebt werden, vorausgesetzt, es handelt sich um wenige Individuen.

4.3 Methoden und Kosten der Bekämpfung

So nicht der gesamte Wasserkörper trocken gelegt werden kann, um die Fische zu entnehmen, kann mittels Elektro-Fangmethode vorgegangen werden. Eine Kostenschätzung ist nicht möglich, da diese Arbeiten personal- und geräteintensiv sind und, abhängig von den örtlichen Gegebenheiten, von sehr unterschiedlicher Effizienz gekennzeichnet sind.

5 Literatur & Links

- Berg, L.S. (1949): Freshwater fishes of the USSR and adjacent countries. Acad. Sci. USSR Zool. Inst. (Translated from Russian by the Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem, 1965).
- Charlebois, P.M., Corkum, L.D., Jude, D.J. & Knight, C. (2001): The Round Goby (*Neogobius melanostomus*) invasion: Current research and future needs. Journal of Great Lakes Research 27: 263-266.
- Charlebois, P.M., Marsden, J.E., Goettel, R.G., Wolfe, R.K., Jude, D.J. & Rudnika, S. (1997): The Round Goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas). A Review of European and North American Literature. Illinois Natural History Survey and Illinois-Indiana Sea Grant Program.
- Dönni, W. & Freyhof, J. (2002): Einwanderung von Fischarten in die Schweiz – Rheineinzugsgebiet. Mitteilungen zur Fischerei 72, Bern (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft), 88 pp.

- Dubs, D.O.L. & Corkum, L.D. (1996): Behavioral interactions between Round Gobies (*Neogobius melanostomus*) and Mottled Sculpins (*Cottus bairdi*). *Journal of Great Lakes Research* 22: 838-844.
- Holcik, J., Stranai, I. & Andreji, J. (2003): Further advance of *Neogobius fluviatilis* (Pallas 1814) (Pisces, Gobiidae) upstream of the Danube. *Biologia (Bratislava)* 58: 967-973.
- Janssen, J. & Jude, D.J. (2001): Recruitment failure of Mottled Sculpin *Cottus bairdi* in Calumet Harbour, Southern Lake Michigan, induced by the newly introduced Round Goby *Neogobius melanostomus*. *Journal of Great Lakes Research* 27: 319-328.
- Jepsen, N., Wiesner, C. & Schotzko, N. (2008): Fish. In: Liška, I., Wagner, F. & Slobodník, J. (eds) Joint Danube Survey. Final Scientific Report. International Commission for the Protection of the Danube River, Wien, pp. 72-81.
- Kakareko, T., Zbikowski, J. & Zytkowicz, J. (2005): Diet partitioning in summer of two syntopic neogobiids from two different habitats of the lower Vistula River, Poland. *Journal of Applied Ichthyology* 21: 292-295.
- Kostrzewa, J. & Grabowski, M. (2002): Monkey goby, *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1811), in the Vistula River – a phenomenon of Ponto-Caspian Gobiidae invasion. *Przeegląd Zoologiczny* 46: 235-242. (in polnisch mit englischer Zusammenfassung)
- Kostrzewa, J., Grabowski, M. & Zieba, G. (2004): New invasive fish species in Polish waters. *Archives of Polish Fisheries* 12, Suppl. 2: 21-34. (in polnisch mit englischer Zusammenfassung)
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany. 646 pp.
- Ladiges, W. & Vogt, D. (1979): Die Süßwasserfische Europas. Parey, Hamburg und Berlin.
- Miller, P.J. (2004) The Freshwater Fishes of Europe. 8 (II), Gobiidae 2, AULA-Verlag, pp. 443-458.
- Molnár, K. (2006): Some remarks on parasitic infections of the invasive *Neogobius* spp. (Pisces) in the Hungarian reaches of the Danube River, with a description of *Goussia szekelyi* sp. n. (Apicomplexa: Eimeriidae). *Journal of Applied Ichthyology* 22: 395-400.
- Nehring, S., Essl, F., Klingenstein, F., Nowack, C., Rabitsch, W., Stöhr, O., Wiesner, C. & Wolter, C. (2010): Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. BfN-Skripten, in Druck.
- Ray, W.J. & Corkum, L.D. (2001): Habitat and Site Affinity of the Round Goby. *Journal of Great Lakes Research* 27: 329-334.
- Stepien, C.A. & Tumeo, M.A. (2006): Invasion genetics of Ponto-Caspian gobies in the Great Lakes: a 'cryptic' species, absence of founder effects, and comparative risk analysis. *Biological Invasions* 8: 61-78.
- Stemmer, B. (2008): Flussgrundel im Rhein-Gewässersystem. *Natur in NRW* 4/08: 57-60.
- Van Kessel, N., Dorenbosch, M. & Spikmans, F. (2009): First record of Pontian monkey goby, *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814), in the Dutch Rhine. *Aquatic Invasions* 4: 421-424.
- Wiesner, C. (2003): Verbreitung und Populationsökologie von Meeresgrundeln (Gobiidae) in der österreichischen Donau. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, 135 pp.
- Wiesner, C., Schotzko, N., Cerny, J., Guti, G., Davideanu, G. & Jepsen, N. (2008): JDS-2 Fish. In: ICPDR – International Commission for the Protection of the Danube River (eds) Results of the Joint Danube Survey 2, 14 August – 27 September 2007, CD-Rom, Wien.

<http://www.fishbase.org/Summary/speciesSummary.php?ID=4720>

4.1.9 *Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857)

Neogobius gymnotrachelus (Kessler, 1857) (*Gobiidae*) Nackthalsgrundel (D), racer goby (E)

1 Beschreibung der Art

1.1 Aussehen



Fotos: *Neogobius gymnotrachelus* (rechts und links unten) und Vergleich mit *N. kessleri* (links oben), *N. melanostomus* (links, zweite von oben) und *N. fluviatilis* (links, zweite von unten)

Der Körper der Nackthalsgrundel ist spindelförmig. Von den vier bislang in Mitteleuropa vorkommenden *Neogobius*-Arten weist sie den kürzesten Kopf auf. Das Maul ist leicht oberständig mit vorstehendem Unterkiefer. Die Bauchflossen sind zu einem Saugtrichter verwachsen. Die Grundfärbung ist hellgraubraun bis hellbraun mit meist schräg entlang der Flanken verlaufenden unregelmäßig marmorierten dunkleren Bändern. Die Flossen, ausgenommen Bauchflosse, weisen dunkelbraune Streifen quer zur Ausrichtung der Flossenstrahlen auf. Die Bauchflosse ist farblos bis grau und meist oval. Zur Laichzeit sind die Milchner mitunter dunkler, jedoch nicht schwarz gefärbt. Die vordere Rückenflosse enthält 5-7 Hartstrahlen, die hintere 1 Hart- und 16-18 Gabelstrahlen, die Afterflosse umfasst 1 Hart- und 14-16 Gabelstrahlen. Entlang der Seitenlinie befinden sich 56-62 Schuppen. Nackthalsgrundeln werden bis zu 16 cm lang.

Verwechslungsmöglichkeiten:

Koppe (*Cottus gobio*): Bauchflossen getrennt.

Marmorierte Grundel (*Proterorhinus semilunaris*): vordere Nasenöffnungen röhrenförmig verlängert und ragen über die Kopfvorderkante hinaus.

Flussgrundel (*Neogobius fluviatilis*): Helle, meist silbrige Grundfärbung. Keine dunkelbraunen Streifen auf den Flossen, Bauchflosse farblos bis weißlich.

Kesslergrundel (*Neogobius kessleri*): dunkelbraune Grundfärbung mit kleinen weißen Flecken, dunkelbraunen Streifen auf den Flossen, Bauchflosse gelblich bis braun.

Schwarzmundgrundel (*Neogobius melanostomus*): schwarzer Fleck auf vorderer Rückenflosse.

1.2 Taxonomie

Die Nackthalsgrundel gehört zur Familie der Meeresgrundeln (*Gobiidae*). In älterer Literatur ist die Art häufig auch mit dem Untergattungsnamen *Babka* zu finden. Die folgenden wissenschaftlichen Synonyme sind bekannt (www.fishbase.org):

Gobius burmeisteri Kessler, 1877

Gobius gymnotrachelus Kessler, 1857

Gobius macropus De Filippi, 1863

Mesogobius gymnotrachelus (Kessler, 1857)

1.3 Herkunftsgebiet

Diese Art stammt aus dem Ponto-Kaspischen Faunenkreis und ist im Schwarzen, Asow'schen und Kaspischen Meer beheimatet. Sie besiedelt neben den Küstenregionen auch Flussmündungen und die Unterläufe der größeren Fließgewässer, wie Dnjepr, Dnjestr, Bug und Donau (Ladiges & Vogt 1979, Miller 2004, Kottelat & Freyhof 2007).

1.4 Biologie

Die Art kommt vorwiegend im Brack- und Süßwasser mit geringer Salinität (< 2 ‰) vor. Letztere Vorkommen liegen wie im Fall der Donau vorwiegend entlang der Schifffahrtsstraße und deren Alt- und Seitenarmen. Die Art bevorzugt sandiges oder schlammiges Sohlsubstrat mit Versteckmöglichkeiten (Totholz, Makrophyten oder Steinen). In den Expansionsgebieten der oberen Donau, lebt die Art nur vereinzelt im Bereich der Blockwurf-Ufersicherungen, wo *N. kessleri* und *N. melanostomus* vorherrschen (Wiesner 2003; Wiesner 2005). Benthische Invertebraten (Mollusken, Insektenlarven, Krebse) und kleine Fische werden als Nahrung genutzt (Miller 2004). Die Geschlechtsreife tritt im 2. Jahr ein (Kottelat & Freyhof 2007). Die Laichzeit ist von April bis Juli (Miller 2004; Kottelat & Freyhof 2007). Die Milchner weisen zu dieser Zeit die typische, fast schwarze Laichfärbung auf und bewachen das Nest. Die Eier werden auf die Unterseite von Hartteilen (Steinen, Gehölz) angeklebt (Miller 2004; Kottelat & Freyhof 2007).

Reproduktionsgilde: speleophil (Spindler 1995), Habitatgilde: indifferent/euryopar/hohes Strukturbezug (Zauner & Eberstaller 1999)

2 Vorkommen in Deutschland und Österreich

2.1 Einführungs- und Ausbreitungsgeschichte / Ausbreitungswege

Von wissenschaftlicher Seite wurden nur wenige, räumlich und zeitlich sehr eingeschränkte Untersuchungen durchgeführt, die keinen umfassenden Überblick über die Situation an der Donau – dem gegenwärtigen Hauptverbreitungsgebiet dieser Neozoen – geben können. So wurde z. B. in Österreich in Engelhartzell 1989 und 1998/99 gefischt, in der Wachau 1996/97 und 2000/01, im Raum Wien zwischen 1994 und 1999 (Wiesner 2003). Dabei werden neu eingewanderte bzw. eingeschleppte Arten nur durch Zufall erfasst. Allfällige Informationen beschränken sich primär auf punktuelle Vorkommen.

Heckel & Kner (1858) geben noch keine Vorkommen der Nackthalsgrundel im Bereich der Österreichischen Monarchie an. Funde von *Neogobius*-Arten im östlichen Donaauraum flussauf des Eisernen Tores datieren erst aus jüngster Vergangenheit (Simonovich et al. 2001).

Die räumlich-zeitlichen Verbreitungsmuster aufgrund bestehender Daten lassen jedoch auf eine primäre Verschleppung mit Frachtschiffen und eine sekundäre Ausbreitung durch Abdrift schließen (Wiesner 2003, 2005). Unklar bleibt hingegen, ob, wie im Fall Nordamerikas, auch für die Donau die Translokation durch Ballastwasser angenommen werden kann, oder hierbei das Verschleppen von Gelehen an Bordwänden, Ankerketten oder ähnlichen Schiffsteilen in Frage kommt (Ray & Corkum 2001).

2.2 Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz

Deutschland:

Bislang sind aus Deutschland keine Vorkommen bekannt.

Die Nackthalsgrundel wurde 1996 erstmals in der oberen Weichsel in Polen nachgewiesen und 1999 erstmals in der österreichischen Donau nahe Wien (Ahnelt et al. 2001; Dönni & Freyhof 2002). Beide Gewässer sind Teil des europäischen Wasserstraßennetzes, so dass die Zuwanderung der Art nach Deutschland nur noch eine Frage der Zeit ist. Seit etwa 2000 ist die Art in der unteren Weichsel und im Wloclawek Stausee nahe Warschau etabliert (Kakareko et al. 2005).

Österreich:

In Österreich wurden erstmals im Oktober 1999 in einem Donauarm östlich von Wien (Regelsbrunner Arm) zwei Exemplare festgestellt und zunächst als *Neogobius syrman* (Nordmann, 1840) bestimmt und veröffentlicht (Zweimüller et al. 2000). Im Oktober 2000 wurden am selben Standort weitere Tiere gefunden und als *N. gymnotrachelus* bestimmt. Die Überprüfung der früheren Belege ergab, dass es sich bei der ersten Bestimmung um eine Verwechslung gehandelt hat (Ahnelt et al. 2001). Die ponto-kaspische Art ist gegenwärtig in der österreichischen Donau bis Wien verbreitet (Kottelat & Freyhof 2007), die weitere Ausbreitung stromaufwärts und in Donauzubringer (z. B. Nachweise in der March bei Marchegg, Spindler mündl. Mitt. in Wolfram & Miksch 2007) ist zu erwarten. Eine 2007 durchgeführte stichprobenartige Erhebung der Fischfauna der Donau erbrachte keine Nachweise dieser Art in Deutschland und Österreich. Auch im weiteren Donauverlauf ist diese Art bislang nur von untergeordneter Bedeutung (Wiesner, in Vorb.). Die räuberische *Neogobius gymnotrachelus* lebt versteckt am Gewässergrund und bevorzugt stagnierende oder langsam fließende Gewässerabschnitte (z. B. Seiten- und Altarme) mit Makrophytenbewuchs (Wiesner, in Vorb.) sowie Blockwurfbereiche, wo sie gemeinsam mit der Kesslergrundel vorkommt. Eine Verschleppung der Jungfische bzw. von Laich mit Ballastwasser großer Frachtschiffe aus dem Ursprungsgebiet (Ponto-Kaspischer Raum) ist anzunehmen (Hauer 2007).

Verbreitungskarte: siehe Anhang

Analyse der Rasterfrequenzen

In Österreich:

Zeitraum	Beprobte Raster	Rasternachweise	Rasterfrequenz (%)	Rasterfrequenz 2 (%)
1971 - 1980	4	0	0	0
1981 - 1990	113	0	0	0
1991 - 2000	433	0	0	0
ab 2001	417	3	0,1	0,7
gesamt	761	3	0,1	0,4

Im Zeitraum 1971-2007 enthielten rund 0,1 % aller Kartenraster in Österreich einen Nachweis, wobei sämtliche Dateneinträge auf die laufende Dekade entfallen. Gemessen an den tatsächlich beprobten Rasterfeldern, beträgt die Frequenz 0,4 %. Alle Vorkommen entfallen auf den unmittelbaren Donaubereich. Im Gegensatz zu Kessler- und Schwarzmundgrundel ist, aufgrund der Habitatpräferenz, nicht mit einer weiteren rasanten Ausbreitung zu rechnen.

2.3 Lebensraum

Die Art kommt in der Boden- und Uferzone der Küstengebiete und großen Zuflüsse des Schwarzen Meeres vor und besiedelt vor allem strukturreiche Lebensräume mit sandig/schlammigem Sohlsubstrat. In den Expansionsgebieten dient auch der Blockwurf im Bereich von Ufersicherungen als Lebensraum.

2.4 Status und Invasivität der Art

Die Angaben über den Etablierungsstatus in www.fishbase.org und www.nobanis.org sind unvollständig, zumal die Art mittlerweile in allen Donau-Anrainerstaaten, von Österreich bis zum Delta – vermutlich etabliert – vorkommt (z. B. Kautman 2001, Guti 2006). Nach Einstufung in den Schwarzen Listen für Deutschland und für Österreich gilt die Art in beiden Ländern als „potenziell invasiv“, in Deutschland ist die Art aber bisher nicht nachgewiesen worden (Nehring et al. 2010).

Etablierungsstatus laut www.fishbase.org¹, www.nobanis.org², www.europe-aliens.org (Stand Januar 2010), (C) Nehring et al. 2010, (D) siehe Text.

Land	Etablierungsstatus				Invasivität
	fishbase	nobanis	europe-aliens	andere Quellen	
Belgien	–	–	–		potenziell invasiv ^C
Dänemark	–	–	–		
Deutschland	–	–	–	fehlend ^C	
Frankreich	–	–	–		
Italien	–	–	–		
Niederlande	–	–	–		potenziell invasiv ^C „some“ ¹ , potenziell invasiv ²
Österreich	etabliert	etabliert	etabliert	etabliert ^C	
Polen	etabliert	etabliert	etabliert		
Schweiz	–	–	–		unbekannt ^D
Slowakei	–	–	–		
Tschechien	–	–	–		
Ungarn	–	–	–	unbekannt ^D	

3 Auswirkungen

Lokale Auswirkungen in den besiedelten Lebensräumen sind nicht auszuschließen, allerdings nicht erforscht. Bislang ist ausschließlich der Donauraum flussab von Wien betroffen.

3.1 Betroffene Lebensräume

Es sind keine direkten Auswirkungen auf Gewässerlebensräume bekannt. Es sind vor allem Wasserstraßen betroffen, deren Ufer massiv mit Steinschüttungen (Blockwurf) befestigt sind, da dieses Habitat ideale Versteck- und Brutmöglichkeiten bietet.

3.2 Tiere und Pflanzen

Es liegen zwar keine Daten über Auswirkungen durch diese spezielle Art vor, jedoch können Analogieschlüsse zu der sehr ähnlichen Schwarzmundgrundel (*N. melanostomus*) gezogen werden. Von letzterer Art sind vor allem Auswirkungen durch Konkurrenz um Habitat und Nahrung sowie durch Räuberdruck auf ökologisch ähnlich eingensichte Arten (z. B. Koppen) bekannt (Dubs & Corkum 1996; Charlebois et al. 1997; Janssen & Jude 2001; Charlebois et al. 2001). Rückläufige Bestandsdichten von Koppe und Marmorierter Grundel nach dem Aufkommen von *Neogobius*-Arten konnten auch in der österreichischen und ungarischen Donau beobachtet werden (Wiesner 2003, Molnár 2006).

3.3 Ökosysteme

Keine Auswirkungen bekannt.

3.4 Menschliche Gesundheit

Keine Auswirkungen bekannt.

3.5 Wirtschaftliche Auswirkungen

In der Angelfischerei wird der häufige Fang der „uninteressanten“ Grundeln beanstandet. Direkte Auswirkungen auf z. B. den Verkauf von Lizenzen oder Pachtwert von Gewässern sind jedoch keine bekannt.

3.6. Klimawandel

Eine Ausbreitung in die Zuflüsse der Donau bis in die Oberläufe aufgrund der fortschreitenden Erwärmung von

Gewässerökosystemen ist mittelfristig denkbar und könnte neuartige Probleme hervorrufen (Gefährdung endemischer Kopenarten, fischereiwirtschaftliche Schäden).

4 Maßnahmen

4.1 Vorbeugen

Obwohl die Art vermutlich passiv, mit Frachtschiffen (in Wassertanks oder als Gelege am Schiffsrumpf) eingeschleppt wurde, sind jeglicher zusätzlicher Besatz oder weitere Ausbreitung mit dieser Art zu unterlassen.

4.2 Allgemeine Empfehlungen zur Bekämpfung

Es können generell nur präventive Maßnahmen, wie strenge Besatzrestriktion und entsprechende Exekution empfohlen werden. Aufgrund der verborgenen Lebensweise ist eine Bekämpfung nicht möglich.

4.3 Methoden und Kosten der Bekämpfung

Keine ökologisch vertretbaren Methoden bekannt.

5 Literatur & Links

- Ahnelt, H., Duchkowitsch, M. & Scattolin, G. (2001): *Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857) (Teleostei: Gobiidae), die Nackthals-Grundel in Österreich. Österreichs Fischerei 54: 262-266.
- Charlebois, P.M., Corkum, L.D., Jude, D.J. & Knight, C. (2001): The Round Goby (*Neogobius melanostomus*) Invasion: Current Research and Future Needs. Journal of Great Lakes Research 27: 263-266.
- Charlebois, P.M., Marsden, J.E., Goettel, R.G., Wolfe, R.K., Jude, D.J. & Rudnika, S. (1997): The Round Goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas). A Review of European and North American Literature. Illinois Natural History Survey and Illinois-Indiana Sea Grant Program.
- Dönni, W. & Freyhof, J. (2002): Einwanderung von Fischarten in die Schweiz – Rheineinzugsgebiet. Mitteilungen zur Fischerei 72, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 88 pp.
- Dubs, D.O.L. & Corkum, L.D. (1996): Behavioral Interactions between Round Gobies (*Neogobius melanostomus*) and Mottled Sculpins (*Cottus bairdi*). Journal of Great Lakes Research 22: 838-844.
- Guti, G. (2006): First record of the Racer Goby *Neogobius gymnotrachelus* (Pallas, 1811) in the Hungarian section of the Danube. Opuscula Zoologica (Budapest) 35: 83-84.
- Hauer, W. (2007): Fische, Krebse, Muscheln in heimischen Seen und Flüssen. L. Stocker Verlag, Graz & Stuttgart, 231 pp.
- Heckel, J.J. & Kner, R. (1858): Die Süßwasserfische der Österreichischen Monarchie, mit Rücksicht auf die angrenzenden Länder. Engelmann, Leipzig, 388 pp.
- Janssen, J. & Jude, D.J. (2001): Recruitment failure of Mottled Sculpin *Cottus bairdi* in Calumet Harbour, Southern Lake Michigan, induced by the newly introduced Round Goby *Neogobius melanostomus*. Journal of Great Lakes Research 27: 319-328.
- Kakareko, T., Zbikowski, J. & Zytkowicz, J. (2005): Diet partitioning in summer of two syntopic neogobiids from two different habitats of the lower Vistula River, Poland. Journal of Applied Ichthyology 21: 292-295.
- Kautman, J. (2001): The first occurrence of *Neogobius gymnotrachelus* in the Slovak Danube. Folia Zoologica 50: 79-80.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, 646 pp.
- Ladiges, W. & Vogt, D. (1979): Die Süßwasserfische Europas. Parey, Hamburg und Berlin, 299 pp.
- Miksch, E. (2002): Fische (Pisces). In: Essl, F. & Rabitsch, W. (eds) Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt, Wien, pp. 197-204.
- Miller, P.J. (2004) The Freshwater Fishes of Europe. 8 (II), Gobiidae 2, AULA-Verlag, pp. 443-458.
- Nehring, S., Essl, F., Klingenstein, F., Nowack, C., Rabitsch, W., Stöhr, O., Wiesner, C. & Wolter, C. (2010): Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. BfN-Skripten, in Druck.
- Ray, W.J. & Corkum, L.D. (2001): Habitat and site affinity of the Round Goby. Journal of Great Lakes Research 27: 329-334.

- Simonovic, P., Paunovic, M. & Popovic, S. (2001): Morphology, feeding, and reproduction of the Round Goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas), in the Danube River Basin, Yugoslavia. *Journal of Great Lakes Research* 27: 281-289.
- Spindler, T. (1995): Fischfauna in Österreich. Ökologie - Gefährdung - Bioindikation - Fischerei - Gesetzgebung. Umweltbundesamt Monographien Band 53, Wien, 140 pp.
- Wiesner, C. (2003): Verbreitung und Populationsökologie von Meeresgrundeln (Gobiidae) in der österreichischen Donau. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, 135 pp.
- Wiesner, C. (2005): New records of non-indigenous gobies (*Neogobius* spp.) in the Austrian Danube. *Journal of Applied Ichthyology* 21: 324-327.
- Zauner, G. & Eberstaller, J. (1999): Klassifizierungsschema der österreichischen Flußfischfauna in Bezug auf deren Lebensraumsprüche. *Österreichs Fischerei* 52: 198-205.
- Zweimüller, I. Guttman, S., Singer, G., Schober, E.-M. & Weissenbacher, A. (2000): Eine neue Fischart für Österreich - *Neogobius syrman* (Nordmann, 1940 [sic!]). *Österreichs Fischerei* 53: 186-189.

<http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=16309>

4.1.10 *Neogobius kessleri* (Günther, 1861)

Neogobius kessleri (Günther, 1861) (Gobiidae) Kesslergrundel (D), bighead goby (E)

1 Beschreibung der Art

1.1 Aussehen



Fotos: *Neogobius kessleri* (links und rechts oben) und Vergleich mit *N. melanostomus* (rechts, zweite von oben), *N. fluviatilis* (rechts, zweite von unten) und *N. gymnotrachelus* (rechts unten)

Der Körper der Kesslergrundel ist spindelförmig. Von den vier bislang in Mitteleuropa vorkommenden *Neogobius*-Arten weist sie den längsten Kopf auf. Das Maul ist leicht oberständig mit vorstehendem Unterkiefer. Die Bauchflossen sind zu einem Saugtrichter verwachsen. Die Grundfärbung ist dunkelbraun mit hellen Punkten. Die Flossen, ausgenommen Bauchflosse, weisen dunkelbraune Streifen quer zur Ausrichtung der Flossenstrahlen auf. Die Bauchflosse ist orangefarben bis bräunlich und meist zugespitzt. Zur Laichzeit sind die Milchner mitunter sehr dunkel bis schwarz gefärbt. Die vordere Rückenflosse enthält 5-6 Hartstrahlen, die hintere 1 Hart- und 16-18 Gabelstrahlen, die Afterflosse umfasst 1 Hart- und 14-16 Gabelstrahlen. Entlang der Seitenlinie befinden sich 68-72 Schuppen. Kesslergrundeln werden bis zu 20 cm lang.

Verwechslungsmöglichkeiten:

Koppe (*Cottus gobio*): Bauchflossen getrennt.

Marmorierte Grundel (*Proterorhinus semilunaris*): vordere Nasenöffnungen röhrenförmig verlängert und ragen über die Kopfvorderkante hinaus.

Flussgrundel (*Neogobius fluviatilis*): Helle, meist silbrige Grundfärbung. Keine dunkelbraunen Streifen auf den Flossen, Bauchflosse farblos bis weißlich.

Nackthalsgrundel (*Neogobius gymnotrachelus*): graubraune Grundfärbung, Abfolge schräger, dunkler Flecken/Bänder entlang der Flanken, Streifen auf Flossen sind nie dunkel, Bauchflosse farblos bis hellgrau/hellbraun.

Schwarzmundgrundel (*Neogobius melanostomus*): schwarzer Fleck auf vorderer Rückenflosse.

1.2 Taxonomie

Die Kesslergrundel gehört zur Familie der Meeresgrundeln (Gobiidae). In älterer Literatur ist die Art häufig auch mit dem Untergattungsnamen *Ponticola* zu finden. Die folgenden wissenschaftlichen Synonyme sind bekannt (www.fishbase.org):

Gobius kessleri Günther, 1861
Gobius platycephalus Kessler, 1857
Gobius weidemani Kessler, 1874

1.3 Herkunftsgebiet

Diese Art stammt aus dem Ponto-Kaspischen Faunenkreis und ist im Schwarzen Meer beheimatet. Sie besiedelt neben den Küstenregionen auch Flussmündungen und die Unterläufe der größeren Fließgewässer, wie Dnjestr, Bug, Dnjepr, Don und Donau (Berg 1949; Ladiges & Vogt 1979; Kottelat & Freyhof 2007).

1.4 Biologie

Die Art kommt sowohl im Salz- und Brackwasser, als auch im Süßwasser vor. Letztere Vorkommen liegen wie im Fall der Donau vorwiegend entlang der Schifffahrtsstraßen und deren Alt- und Seitenarmen. Die Art bevorzugt kiesiges oder grobblockiges Sohlsubstrat und besiedelt auch stärker strömende Habitats (Miller 2004). In den Expansionsgebieten der oberen Donau, lebt die Art bevorzugt im Bereich der Blockwurf-Ufersicherungen (Wiesner 2003, 2005). Benthische Invertebraten (Mollusken, Insektenlarven, Krebse) und kleine Fische werden als Nahrung genutzt (Miller 2004). Die Geschlechtsreife tritt im 2. Jahr ein (Miller 2004; Kottelat & Freyhof 2007). Die Laichzeit ist von März bis Mai (Miller 2004; Kottelat & Freyhof 2007). Die Milchneben weisen zu dieser Zeit die typische, fast schwarze Laichfärbung auf und bewachen das Nest. Die Eier werden auf die Unterseite von Hartteilen (Steinen, Gehölz) angeklebt (Miller 2004; Kottelat & Freyhof 2007).

Reproduktionsgilde: speleophil (Spindler 1995)

Habitatgilde: indifferent/euryopar/hoher Strukturbezug (Zauner & Eberstaller 1999)

2 Vorkommen in Deutschland und Österreich

2.1 Einführungs- und Ausbreitungsgeschichte / Ausbreitungswege

Von wissenschaftlicher Seite wurden nur wenige, räumlich und zeitlich sehr eingeschränkte Untersuchungen durchgeführt, die keinen umfassenden Überblick über die Situation an der Donau – dem gegenwärtigen Hauptexpansionsgebiet der *Neogobius*-Arten – geben können. So wurde z. B. in Österreich in Engelhartzell 1989 und 1998/99 gefischt, in der Wachau 1996/97 und 2000/01, im Raum Wien zwischen 1994 und 1999 (Wiesner 2003). Dabei werden neu eingewanderte bzw. eingeschleppte Arten nur durch Zufall erfasst. Allfällige Informationen beschränken sich primär auf punktuelle Vorkommen.

Heckel & Kner (1858) geben noch keine Vorkommen der Kesslergrundel im Bereich der Österreichischen Monarchie an. Schubert & Bauer (1957) erwähnen zwar „mehrfache Fänge“ von Kesslergrundeln in „Südungarn“ – heutiges Kroatien (Ahnelt, mündl. Mitt.) – um 1911, jedoch datieren weitere Funde von *Neogobius*-Arten im östlichen Donaauraum erst aus jüngster Vergangenheit (Simonovich et al. 2001).

Die räumlich-zeitlichen Verbreitungsmuster aufgrund bestehender Daten lassen jedoch auf eine primäre Verschleppung mit Frachtschiffen und eine sekundäre Ausbreitung durch Abdrift schließen (Wiesner 2003, 2005). Unklar bleibt hingegen, ob, wie im Fall Nordamerikas, auch für die Donau die Translokation durch Ballastwasser angenommen werden kann, oder hierbei das Verschleppen von Gelehen an Bordwänden, Ankerketten oder ähnlichen Schiffsteilen in Frage kommt (Ray & Corkum 2001).

2.2 Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz

Deutschland:

Die Kesslergrundel wurde 1999 erstmals in Deutschland, in der oberen Donau bei Straubing (Seifert & Hartmann 2000) nachgewiesen. Im Oktober 2006 wurde ein Exemplar bei Elektrofischungen im nordrhein-westfälischen Rheinabschnitt bei Königswinter nachgewiesen (Stemmer 2008). Eine 2007 durchgeführte stichprobenartige Erhebung der Fischfauna der Donau erbrachte Nachweise dieser Art in Deutschland bis Niederaltich. Weiter flussaufwärts, oberhalb der Mündung des Rhein-Main-Donau Kanals bei Kelheim (Canyon von Weltenburg), gelang kein Nachweis dieser Art (Jepsen et al. 2008; Wiesner et al. 2008).

Österreich:

Die Kesslergrundel wurde erstmals 1994 in einem Seitenarm des fließabwärtigsten Donauabschnitts Österreichs bei Regelsbrunn nachgewiesen (Zweimüller et al. 1996). Daten aus dem Wiener Raum lassen das Vorkommen der Kesslergrundel seit Anfang der 1990er-Jahre annehmen (Wiesner 2003). Die Arbeit von Zweimüller et al. (1996), mehrere Stromkilometer fließab der Wiener Hafenanlagen, konnte nur wenige Exemplare zum Zeitpunkt des Erstnachweises dokumentieren. Unmittelbar in den Hafenanlagen Wiens wurde jedoch zu diesem Zeitpunkt nicht geforscht. Die gegenwärtig in den Häfen vorgefundenen Dichten (Wiesner 2003, 2005) bestätigen den Verdacht, dass die Art durch Frachtschiffe eingeschleppt wurde (Ray & Corkum 2001). Bereits wenige Jahre später (2002) konnte die Art im gesamten Österreichischen Donauverlauf mit etablierten Populationen angetroffen werden (Wiesner 2003, 2005), obwohl mancherorts erst 1-2 Jahre zuvor kein Nachweis gelang (Wiesner 2003). Eine 2007 durchgeführte stichprobenartige Erhebung der Fischfauna der Donau erbrachte Nachweise dieser Art in allen Probestellen in Österreich. Die Art hat vor allem im österreichischen und ungarisch/slowakischen Abschnitt wesentliche Bestandsanteile (Jepsen et al. 2008; Wiesner et al. 2008).

Verbreitungskarten: siehe Anhang

Analyse der Rasterfrequenzen

In Deutschland liegt die Rasterfrequenz der Art noch unter 0,03 %. Eine Ausbreitung über das Wasserstraßennetz ist in den kommenden Jahren zu erwarten.

In Österreich:

Zeitraum	Beprobte Raster	Rasternachweise	Rasterfrequenz (%)	Rasterfrequenz 2 (%)
1971 - 1980	4	0	0	0
1981 - 1990	113	0	0	0
1991 - 2000	433	0	0	0
ab 2001	417	28	1,1	6,7
gesamt	761	28	1,1	3,7

Im Zeitraum 1971-2007 enthielten rund 1,1 % aller Kartenraster in Österreich einen Nachweis, wobei sämtliche Dateneinträge auf die laufende Dekade entfallen. Gemessen an den tatsächlich beprobten Rasterfeldern, beträgt die Frequenz 3,7 %. Mit Ausnahme einer Fundstelle im March-Einzugsgebiet, entfallen alle Vorkommen auf den unmittelbaren Donaubereich.

Da nur 28 Rasterfelder positive Nachweise erbrachten, erfolgt die Analyse auf Basis der Bioregionen nicht nach Dekaden getrennt. Auffällig sind die starken Unterschiede zwischen den Bioregionen. Nördliches Alpenvorland, Nördliches Granit- und Gneishochland sowie Pannonische Flach- und Hügelländer weisen jeweils deutlich höhere Rasterfrequenzen auf, als der Durchschnitt. Es sind dies jene Regionen, die an den Donaustrom angrenzen. In den übrigen Regionen sind die Werte entweder deutlich niedriger oder null.

Betrachtungseinheit	Gesamt	Betrachtungseinheit	Gesamt
Klagenfurter Becken	55	Pannonische Flach- und Hügelländer	307
positiv	0	positiv	16
beprobt	37	beprobt	84
Rasterfrequenz (%)	0,0	Rasterfrequenz (%)	5,2
Rasterfrequenz beprobt (%)	0,0	Rasterfrequenz beprobt (%)	19,0
Mittlere und westliche Nordalpen	304	Südalpen	100
positiv	0	positiv	0
beprobt	76	beprobt	28
Rasterfrequenz (%)	0,0	Rasterfrequenz (%)	0,0
Rasterfrequenz beprobt (%)	0,0	Rasterfrequenz beprobt (%)	0,0

Nördliches Alpenvorland	204	Südöstliches Alpenvorland	167
positiv	4	positiv	0
beprobt	91	beprobt	25
Rasterfrequenz (%)	2,0	Rasterfrequenz (%)	0,0
Rasterfrequenz beprobt (%)	4,4	Rasterfrequenz beprobt (%)	0,0

Nördliches Granit- und Gneishochland	291	Zentralalpen südöstlicher Teil	340
positiv	7	positiv	0
beprobt	99	beprobt	84
Rasterfrequenz (%)	2,4	Rasterfrequenz (%)	0,0
Rasterfrequenz beprobt (%)	7,1	Rasterfrequenz beprobt (%)	0,0

Östliche Nordalpen	317	Zentralalpen zentraler Teil	540
positiv	1	positiv	0
beprobt	134	beprobt	103
Rasterfrequenz (%)	0,3	Rasterfrequenz (%)	0,0
Rasterfrequenz beprobt (%)	0,7	Rasterfrequenz beprobt (%)	0,0

2.3 Lebensraum

Die Art kommt in der Boden- und Uferzone der Küstengebiete und großen Zuflüsse des Schwarzen Meeres vor und besiedelt vor allem strukturreiche Lebensräume. In den Expansionsgebieten ist der hauptsächlich genutzte Lebensraum der Blockwurf im Bereich von Ufersicherungen.

2.4 Status und Invasivität der Art

Die Angaben über den Etablierungsstatus in www.fishbase.org und www.nobanis.org sind unvollständig, zumal die Art mittlerweile in allen Donau-Anrainerstaaten, von Österreich bis zum Delta – vermutlich etabliert – vorkommt (Jepsen et al. 2008; Wiesner et al. 2008). Van Kessel et al. (2009) melden Funde in den Niederlanden (Waal, Rhein, Nieuwe Merwede, Hollands Diep). Im österreichischen „Aktionsplan Neobiota“ wurde die Art als „potenziell invasiv“ bewertet (Essl & Rabitsch 2004). Nach Einstufung in den Schwarzen Listen für Deutschland und für Österreich gilt die Art in beiden Ländern als „potenziell invasiv“ (Nehring et al. 2010).

Etablierungsstatus laut www.fishbase.org, www.nobanis.org¹, www.europe-aliens.org (Stand Januar 2010), (C) Nehring et al. 2010, (D) siehe Text.

Land	Etablierungsstatus				Invasivität
	fishbase	nobanis	europe-aliens	andere Quellen	
Belgien	–	–	–		potenziell invasiv ^C
Dänemark	–	–	–		
Deutschland	etabliert	–	(Ostsee marin – nicht etabliert)	etabliert ^C	
Frankreich	–	–	–		
Italien	–	–	–		potenziell invasiv ^{1, C, D}
Niederlande	–	–	–	unbekannt ^D	
Österreich	etabliert	etabliert	ohne Statusangabe	etabliert ^C	
Polen	–	–	–		
Schweiz	–	–	–		unbekannt ^D
Slowakei	–	–	–		
Tschechien	–	–	–		
Ungarn	–	–	–		

3 Auswirkungen

Derzeit gelten die Bestände in Deutschland und Österreich als etabliert und expansiv. Allerdings sind bislang fast ausschließlich Schifffahrtsstraßen betroffen.

3.1 Betroffene Lebensräume

Es sind keine direkten Auswirkungen auf Gewässerlebensräume bekannt. Es sind vor allem jene Fließgewässer betroffen, die deren Ufer massiv mit Blocksteinwurf gesichert sind, da dieses Habitat ideale Versteck- und Brutmöglichkeiten bietet.

3.2 Tiere und Pflanzen

Es liegen zwar keine Daten über Auswirkungen durch diese spezielle Art vor, jedoch können Analogieschlüsse zu der sehr ähnlichen Schwarzmundgrundel (*N. melanostomus*) gezogen werden. Von letzterer Art sind vor allem Auswirkungen durch Konkurrenz um Habitat und Nahrung sowie durch Räuberdruck auf ökologisch ähnlich eingensichte Arten (z. B. Koppen) bekannt (Dubs & Corkum 1996; Charlebois et al. 1997; Janssen & Jude 2001; Charlebois et al. 2001). Rückläufige Bestandsdichten von Koppe und Marmorierter Grundel nach dem Aufkommen von *Neogobius*-Arten konnten auch in der österreichischen und ungarischen Donau beobachtet werden (Wiesner 2003; Molnár 2006). Mühlegger et al. (2009) haben die Parasiten von *Neogobius kessleri* untersucht.

3.3 Ökosysteme

Keine Auswirkungen bekannt.

3.4 Menschliche Gesundheit

Keine Auswirkungen bekannt.

3.5 Wirtschaftliche Auswirkungen

In der Angelfischerei wird der häufige Fang der „uninteressanten“ Grundeln beanstandet. Direkte Auswirkungen auf z. B. den Verkauf von Lizenzen oder Pachtwert von Gewässern sind jedoch keine bekannt.

3.6. Klimawandel

Eine Ausbreitung in die Zuflüsse der Donau bis in die Oberläufe aufgrund der fortschreitenden Erwärmung von Gewässerökosystemen ist mittelfristig denkbar und könnte neuartige Probleme hervorrufen (Gefährdung endemischer Koppenarten, fischereiwirtschaftliche Schäden).

4 Maßnahmen

4.1 Vorbeugen

Obwohl die Art vermutlich passiv, mit Frachtschiffen (in Wassertanks oder als Gelege am Schiffsrumpf) eingeschleppt wurde, sind jeglicher zusätzlicher Besatz oder weitere Verbreitung mit dieser Art zu unterlassen.

4.2 Allgemeine Empfehlungen zur Bekämpfung

Präventive Maßnahmen, wie strenge Besatzrestriktion und entsprechende Exekution werden empfohlen. Aufgrund der verborgenen Lebensweise ist eine Bekämpfung nicht möglich.

4.3 Methoden und Kosten der Bekämpfung

Keine ökologisch vertretbaren Methoden bekannt.

5 Literatur & Links

- Berg, L.S. (1949): Freshwater fishes of the USSR and adjacent countries. Acad. Sci. USSR Zool. Inst. (Translated from Russian by the Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem, 1965).
- Charlebois, P.M., Corkum, L.D., Jude, D.J. & Knight, C. (2001): The Round Goby (*Neogobius melanostomus*) Invasion: Current Research and Future Needs. *Journal of Great Lakes Research* 27: 263-266.
- Charlebois, P.M., Marsden, J.E., Goettel, R.G., Wolfe, R.K., Jude, D.J. & Rudnika, S. (1997): The Round Goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas). A Review of European and North American Literature. Illinois Natural History Survey and Illinois-Indiana Sea Grant Program.
- Dubs, D.O.L. & Corkum, L.D. (1996): Behavioral Interactions between Round Gobies (*Neogobius melanostomus*) and Mottled Sculpins (*Cottus bairdi*). *Journal of Great Lakes Research* 22: 838-844.
- Essl, F. & Rabitsch, W. (2004): Österreichischer Aktionsplan zu gebietsfremden Arten (Neobiota). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 28 pp.
- Heckel, J.J. & Kner, R. (1858): Die Süßwasserfische der Österreichischen Monarchie, mit Rücksicht auf die angrenzenden Länder. Engelmann, Leipzig.
- Janssen, J. & Jude, D.J. (2001): Recruitment failure of Mottled Sculpin *Cottus bairdi* in Calumet Harbour, Southern Lake Michigan, induced by the newly introduced Round Goby *Neogobius melanostomus*. *Journal of Great Lakes Research* 27: 319-328.
- Jepsen, N., Wiesner, C. & Schotzko, N. (2008): Fish. In: Liška, I., Wagner, F. & Slobodník, J. (eds) Joint Danube Survey. Final Scientific Report. International Commission for the Protection of the Danube River, Wien, pp. 72-81.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany. 646 pp.
- Ladiges, W. & Vogt, D. (1979): Die Süßwasserfische Europas. Parey, Hamburg und Berlin.
- Miksch, E. (2002): Fische (Pisces). In: Essl, F. & Rabitsch, W. (eds) Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt, Wien, pp. 197-204.
- Miller, P.J. (2004): The Freshwater Fishes of Europe. 8 (II), Gobiidae 2, AULA-Verlag, pp. 443-458.
- Mühlegger, J.M., Jirsa, F., Konecny, R. & Frank, C. (2009): Parasites of *Apollonia melanostoma* (Pallas 1814) and *Neogobius kessleri* (Guenther 1861) (Osteichthyes, Gobiidae) from the Danube River in Austria. *Journal of Helminthology*, doi 10.1017/S0022149X09990095
- Nehring, S., Essl, F., Klingenstein, F., Nowack, C., Rabitsch, W., Stöhr, O., Wiesner, C. & Wolter, C. (2010): Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. BfN-Skripten, in Druck.
- Ray, W.J. & Corkum, L.D. (2001): Habitat and Site Affinity of the Round Goby. *Journal of Great Lakes Research* 27: 329-334.
- Schubert, P. & Bauer, K. (1957): *Proterorhinus marmoratus* Pallas (Gobiidae) – ein für die österreichische Fauna neuer Fisch. Burgenländische Heimatblätter 19: 6-9.
- Seifert, K. & Hartmann, F. (2000): Die Kesslergrundel *Neogobius kessleri* (Günther, 1861), eine neue Fischart in der deutschen Donau. *Lauterbornia* 38: 105-108.
- Simonovic, P., Paunovic, M. & Popovic, S. (2001): Morphology, Feeding, and Reproduction of the Round Goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas), in the Danube River Basin, Yugoslavia. *Journal of Great Lakes Research* 27:281-289.
- Spindler, T. (1995): Fischfauna in Österreich. Ökologie - Gefährdung - Bioindikation - Fischerei - Gesetzgebung. Umweltbundesamt Monographien Band 53, Wien, 140 pp.
- Stemmer, B. (2008): Flussgrundel im Rhein-Gewässersystem. *Natur in NRW* 4/08: 57-60.
- Van Kessel, N., Dorenbosch, M. & Spikmans, F. (2009): First record of Pontian monkey goby, *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814), in the Dutch Rhine. *Aquatic Invasions* 4: 421-424.
- Wiesner, C. (2003): Verbreitung und Populationsökologie von Meeresgrundeln (Gobiidae) in der österreichischen Donau. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, 135 pp.
- Wiesner, C. (2005): New records of non-indigenous gobies (*Neogobius* spp.) in the Austrian Danube. *Journal of Applied Ichthyology* 21: 324-327.
- Wiesner, C., Schotzko, N., Cerny, J., Guti, G., Davideanu, G. & Jepsen, N. (2008): JDS-2 Fish. In: ICPDR – International Commission for the Protection of the Danube River (eds) Results of the Joint Danube Survey 2, 14 August – 27 September 2007, CD-Rom, Wien.

Zauner, G. & Eberstaller, J. (1999): Klassifizierungsschema der österreichischen Flußfischfauna in Bezug auf deren Lebensraumsprüche. Österreichs Fischerei 52: 198-205.

Zweimüller, I., Moidl, S. & Nimmervoll, H. (1996): A New Species for the Austrian Danube - *Neogobius kessleri*; Acta Universitatis Carolinae Biologica 40: 213-218.

<http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=25977>

4.1.11 *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814)

Neogobius melanostomus (Pallas, 1814) (Gobiidae) Schwarzmundgrundel (D), round goby (E)

1 Beschreibung der Art

1.1 Aussehen



Fotos: *Neogobius melanostomus* (links und rechts, zweite von oben) und Vergleich mit *N. kessleri* (rechts oben), *N. fluviatilis* (rechts, zweite von unten) und *N. gymnotrachelus* (rechts unten)

Der Körper der Schwarzmundgrundel ist spindelförmig. Von den vier bislang in Mitteleuropa vorkommenden *Neogobius*-Arten weist sie den gedrungensten Körperbau auf. Das Maul ist leicht oberständig mit vorstehendem Unterkiefer. Die Bauchflossen sind zu einem Saugtrichter verwachsen. Die Grundfärbung ist hellbraun oder hellgrau mit dunklen Punkten. Häufig zieht sich eine unterbrochene dunkle Pigmentlinie entlang der Flankenmitte. Die Flossen, ausgenommen Bauchflosse, weisen eine hellbraune Pigmentierung auf, jedoch nie dunkelbraune Streifen. Die Bauchflosse ist farblos und rund. Auffälligstes Kennzeichen ist der schwarze, häufig weiß gesäumte Fleck am Hinterende der vorderen Rückenflosse. Zur Laichzeit sind die Milchner mitunter sehr dunkel bis schwarz gefärbt. Die vordere Rückenflosse enthält 5-7 Hartstrahlen, die hintere 1 Hart- und 13-16 Gabelstrahlen, die Afterflosse umfasst 1 Hart- und 11-14 Gabelstrahlen. Entlang der Seitenlinie befinden sich 45-54 Schuppen. Schwarzmundgrundeln werden bis zu 22 cm lang.

Verwechslungsmöglichkeiten:

Koppe (*Cottus gobio*): Bauchflossen getrennt.

Marmorierte Grundel (*Proterorhinus semilunaris*): vordere Nasenöffnungen röhrenförmig verlängert und ragen über die Kopfvorderkante hinaus.

Flussgrundel (*Neogobius fluviatilis*): kein schwarzer Fleck auf vorderer Rückenflosse.

Nackthalsgrundel (*Neogobius gymnotrachelus*): kein schwarzer Fleck auf vorderer Rückenflosse.

Kesslergrundel (*Neogobius kessleri*): kein schwarzer Fleck auf vorderer Rückenflosse.

1.2 Taxonomie

Die Schwarzmundgrundel gehört zur Familie der Meeresgrundeln (Gobiidae). In älterer Literatur ist die Art häufig auch mit dem Untergattungsnamen *Apollonia* zu finden. Nach neueren genetischen Studien ist die Gattung *Neogobius* paraphyletisch und es wird vorgeschlagen, die bisherige Untergattung *Apollonia* zur Gattung zu erheben, die neben *N. melanostomus* auch *N. fluviatilis* enthalten würde (Stepien & Tumeo 2006). Die folgenden wissenschaftlichen Synonyme sind bekannt (www.fishbase.org):

Gobius affinis Eichwald, 1831

Gobius cephalarges Pallas, 1814
Gobius chilo Pallas, 1814
Gobius exanthematosus Pallas, 1814
Gobius grossholzii Steindachner, 1894
Gobius lugens Nordmann, 1840
Gobius melanio Pallas, 1814
Gobius melanostomus Pallas, 1814
Gobius sulcatus Eichwald, 1831
Gobius virescens Pallas, 1814
Neogobius cephalarges (Pallas, 1814)
Neogobius cephalarges cephalarges (Pallas, 1814)
Neogobius melanostomus affinis (Eichwald, 1831)
Ponticola cephalarges (Pallas, 1814)

1.3 Herkunftsgebiet

Diese Art stammt aus dem Ponto-Kaspischen Faunenkreis und ist im Schwarzen, Asow'schen und Kaspischen Meer beheimatet. Sie besiedelt neben den Küstenregionen auch Flussmündungen und die Unterläufe der größeren Fließgewässer, wie Dnejr, Bug, Dnjepr, Don und Donau (Berg 1949; Ladiges & Vogt 1979; Kottelat & Freyhof 2007).

1.4 Biologie

Neben ihrem Vorkommen in Gewässern unterschiedlicher Salinität zeichnet sich diese Art auch durch hohe Temperaturtoleranz aus (Miller 1986; Moskal'kova 1996). Ihr ursprünglicher Lebensraum beinhaltet sandige bis felsige Küstengebiete, jedoch auch tiefere Zonen bis 70 m (Moskal'kova 1996). Rogner der Scharzmundgrundel werden im zweiten Lebensjahr geschlechtsreif, Milchner im dritten (Nikol'skii 1954). Allerdings konnte im Fall neu etablierter Populationen auch verfrühtes Einsetzen der Laichreife beobachtet werden (MacInnis & Corkum 2000). Das Höchstalter beträgt in der Regel vier Jahre (Berg 1949; Nikol'skii 1954). Die Laichzeit reicht, je nach Lokalität von Mai bis September (Charlebois et al. 1997), wobei Rogner wiederholt ablaichen und 5-6 Gelege im Abstand von 18-20 Tagen produzieren. Die Anzahl der Eier pro Weibchen und Jahr schwankt zwischen 200 und 9771 (Nikol'skii 1954; Miller 1986). Die Nester werden in der Regel an der Unterseite harter Strukturen angeklebt und vom Milchner bewacht (Miller 1984; MacInnis & Corkum 2000). Ein einziges Nest kann bis zu 10.000 Eier von 4-6 Weibchen enthalten, wobei mit zunehmender Gelegegröße auch die Eiprädation zunimmt und Verlusten von 50-70 % auftreten (Charlebois et al. 1997). Die Scharzmundgrundel ernährt sich weitgehend von Mollusken, zusätzlich jedoch auch von kleinen Bodentieren und Fischlaich.

Reproduktionsgilde: speleophil

Habitatgilde: indifferent/euryopar/hoher Strukturbezug

2 Vorkommen in Deutschland und Österreich

2.1 Einführungs- und Ausbreitungsgeschichte / Ausbreitungswege

Studien aus dem nordamerikanischen Raum belegen, dass die Scharzmundgrundel mit dem Ballastwasser von Frachtschiffen eingeschleppt wurde und sich innerhalb weniger Jahre im Gebiet der Großen Seen ausgebreitet hat (Charlebois et al. 1997, 2001). Ihre Ausbreitung wird durch die ebenfalls standortfremde Wandermuschel begünstigt, die dort die hauptsächliche Nahrung der Scharzmundgrundel darstellt (Jude et al. 1995; Djuricich & Janssen 2001).

Im Golf von Danzig (Baltische See, Polen) breitet sich die Scharzmundgrundel ebenfalls seit 1990 stark aus (Skora & Stolarski 1993; Skora 1996; Horackiewicz & Skora 1998). Die ersten Scharzmundgrundeln im Osteseengebiet wurden im Juni 1990 an der Spitze der Halbinsel Hel nahe des Hafens Hel (Puck Lagune, Danziger Bucht, PL) gefangen, wohin sie höchstwahrscheinlich im Ballastwasser oder an der Außenhaut von Schiffen gelangten (Sapota 2004). Noch im gleichen Jahr wurden weitere Individuen nahe der Häfen von Hel und Gdansk gefangen. Da es sich bei den gefangenen Tieren um etwa dreijährige Adulte handelte, könnte die Initialbesiedelung bereits 1987 erfolgt sein (Sapota 2004). Ab 1993 wurde ein Anwachsen der Population beobachtet und bereits 1994 war der gesamte Flachwasserbereich der Lagune von Puck besiedelt (Sapota & Skora 2005). 1995 wurde *N. melanostomus* erstmals außerhalb der Danziger Bucht beobachtet sowie in den westlichsten Mündungsarmen der Weichsel. Zwei Jahre später erreichte sie den Hauptmündungsarm der Weichsel und 1999 wurden die ersten vier Individuen in der Weichsellagune gefangen (Sapota & Skora 2005).

Bereits 2001 wurde die Schwarzmundgrundel 40 km stromauf der Mündung registriert (Sapota 2004). Im Frühjahr 2002 wurden die ersten Individuen im Süßwasser-Abschnitt der Weichsel bei Swiecie rund 130 km stromauf der Mündung nachgewiesen (Kostrzewa & Grabowski 2003). Der letzte Fundpunkt ist nur noch rund 10 km vom Abzweig des Bromberger Kanals (Kanal Bydgoski) entfernt, der das Weichsel- mit dem Odergebiet über Netze und Warthe verbindet.

Im östlichen Donauraum wurde die Schwarzmundgrundel ebenfalls außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes gefunden (Simonovic et al. 2001).

Von wissenschaftlicher Seite wurden nur wenige, räumlich und zeitlich sehr eingeschränkte Untersuchungen durchgeführt, die keinen umfassenden Überblick über die Situation an der Donau – dem gegenwärtigen Hauptverbreitungsgebiet dieser Neozoen – geben können. So wurde z. B. in Österreich in Engelhartzell 1989 und 1998/99 gefischt, in der Wachau 1996/97 und 2000/01, im Raum Wien zwischen 1994 und 1999 (Wiesner 2003). Dabei werden neu eingewanderte bzw. eingeschleppte Arten nur durch Zufall erfasst. Allfällige Informationen beschränken sich primär auf punktuelle Vorkommen.

Die räumlich-zeitlichen Verbreitungsmuster aufgrund bestehender Daten lassen jedoch auf eine primäre Verschleppung mit Frachtschiffen und eine sekundäre Ausbreitung durch Abdrift schließen (Wiesner 2003, 2005). Unklar bleibt hingegen, ob, wie im Fall Nordamerikas, auch für die Donau die Translokation durch Ballastwasser angenommen werden kann, oder hierbei das Verschleppen von Geleigen an Bordwänden, Ankerketten oder ähnlichen Schiffsteilen in Frage kommt (Ray & Corkum 2001). Im Calumet Sag Kanal bei Chicago wurden stromabwärts gerichtete Ausbreitungsraten von 5-45 km pro Jahr beobachtet.

2.2 Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz

Deutschland:

Der Erstnachweis aus dem Küstengebiet der deutschen Ostsee stammt bereits aus 1998 aus dem Gebiet südöstlich von Rügen (Halbinsel Zicker), 2002 folgte der zweite Nachweis vor dem Darß (Darßer Ort) (Corkum et al. 2004; Winkler 2006). Schon 2003 wurden junge Schwarzmundgrundeln in der Oderbucht nachgewiesen und im April 2006 mehrere laichreife Individuen im Kleinen Oderhaff gefangen (Winkler 2006). Im Juni 2006 wurde ein 22 cm langes Exemplar im Peenestrom bei Freest gefangen. Die Art ist im Oderhaff etabliert (Winkler, mündl. Mitt. 2007). Im Dezember 2004 gelang der Erstnachweis der Art in den Niederlanden mit dem Fang von zwei Individuen im Fluss Lek bei Schoonhoven, später wurden weitere Exemplare in verschiedenen Gewässerabschnitten gefangen (Van Beek 2006). Erste Vorkommen aus dem Donauraum bei Passau sind hingegen erst seit dem Jahr 2003 bekannt (Zauner & Ratschan 2004). Eine 2007 durchgeführte stichprobenartige Erhebung der Fischfauna der Donau erbrachte Nachweise dieser Art in Deutschland bis Niederaltich. Weiter flussauf, oberhalb der Mündung des Rhein-Main-Donau Kanals bei Kelheim (Canyon von Weltenburg), gelang kein Nachweis dieser Art (Jepsen et al. 2008; Wiesner et al. 2008). Anfang August 2008 konnten zahlreiche Schwarzmundgrundeln, auch Jungfische, erstmals im Rhein bei Dormagen-Zons nachgewiesen werden (Stemmer 2008). Eine weitere stichprobenartige Suche mittels Elektrobefischungen ergab, dass diese Art dort bereits weiter verbreitet ist (Stemmer 2008).

Österreich:

Ein Fischer fing 1999 die ersten drei juvenilen Exemplare im Wiener Ölhafen Lobau (Donau-km 1917). Bei einer Testbefischung im Spätsommer 2000 wurden an gleicher Stelle 151 Individuen mit Totallängen von 32-165 mm in nur 100 m² grobem Blocksteinwurf nachgewiesen (Wiesner et al. 2000). Bereits 2002 wurde die Art oberhalb von Wien im Hafen Krems (Donau-km 1998) nachgewiesen, mit Dichten von rund 64 Individuen je 100 m Uferlänge (Wiesner 2005). Eine 2007 durchgeführte stichprobenartige Erhebung der Fischfauna der Donau erbrachte Nachweise dieser Art in allen Probestellen in Österreich. Im gesamten Donauverlauf bis Serbien prägt diese Art die Fischfauna entlang regulierter Ufer (Jepsen et al. 2008; Wiesner et al. 2008).

Verbreitungskarten: siehe Anhang

Analyse der Rasterfrequenzen

In Deutschland sind bisher zwei Vorkommen aus Binnengewässern bekannt, was einer Rasterfrequenz von

0,02 % entspricht.

In Österreich:

Zeitraum	Beprobte Raster	Rasternachweise	Rasterfrequenz (%)	Rasterfrequenz 2 (%)
1971 - 1980	4	0	0	0
1981 - 1990	113	0	0	0
1991 - 2000	433	0	0	0
ab 2001	417	6	0,2	1,4
gesamt	761	6	0,2	0,8

Im Zeitraum 1971-2007 enthielten rund 0,2 % aller Kartenraster in Österreich einen Nachweis, wobei sämtliche Dateneinträge auf die laufende Dekade entfallen. Gemessen an den tatsächlich beprobten Rasterfeldern, beträgt die Frequenz 0,8 %. Alle Vorkommen entfallen auf den unmittelbaren Donaubereich. Aufgrund der rasanten Ausbreitung (siehe oben) ist die Darstellung jedoch bereits als überholt anzusehen und von einer Rasterfrequenz ähnlich der Kesslergrundel (*N. kessleri*) auszugehen.

2.3 Lebensraum

Die Art kommt in der Boden- und Uferzone der Küstengebiete und großen Zuflüsse des Schwarzen Meeres vor und besiedelt vor allem strukturreiche Lebensräume. In den Expansionsgebieten ist der hauptsächlich genutzte Lebensraum der Blockwurf im Bereich von Ufersicherungen.

2.4 Status und Invasivität der Art

Die Angaben über den Etablierungsstatus einzelner Länder in www.fishbase.org sind unvollständig, zumal die Art mittlerweile in allen Donau-Anrainerstaaten vorkommt und darüber hinaus als etabliert angesehen werden muss (Jepsen et al. 2008; Wiesner et al. 2008). Polen weist die Art als „invasiv“ aus (www.nobanis.org), DAISIE listet sie unter den „100 of the worst“ (www.europe-aliens.org). Nach Einstufung in den Schwarzen Listen für Deutschland und für Österreich gilt die Art in beiden Ländern als „invasiv“ (Nehring et al. 2010).

Etablierungsstatus laut www.fishbase.org¹, www.nobanis.org², www.europe-aliens.org, (A) <http://ias.biodiversity.be> (jeweils Stand Januar 2010), (C) Nehring et al. 2010, (D) siehe Text.

Land	Etablierungsstatus				Invasivität
	fishbase	nobanis	europe-aliens	andere Quellen	
Belgien	–	–	–		A0 ^A
Dänemark	–	–	–		
Deutschland	etabliert	vermutet	(Ostsee marin – etabliert)	etabliert ^C	„probably some“ ¹ , invasiv ^C
Frankreich	–	–	–		
Italien	–	–	–		
Niederlande	vermutlich etabliert	–	(Nordsee marin – etabliert)		
Österreich	etabliert	etabliert	ohne Statusangabe	etabliert ^C	invasiv ^C
Polen	eingeführt	etabliert	(Ostsee marin – etabliert)		invasiv ²
Schweiz	–	–	–		
Slowakei	–	–	–	etabliert ^D	
Tschechien	–	–	–		
Ungarn	–	–	–	etabliert ^D	

3 Auswirkungen

Derzeit gelten die Bestände in Deutschland und Österreich als etabliert und expansiv. Allerdings sind bislang fast ausschließlich Schifffahrtsstraßen betroffen.

3.1 Betroffene Lebensräume

Es sind keine direkten Auswirkungen auf Gewässerlebensräume bekannt. Jedoch sind vor allem jene Fließgewässer betroffen, die massiv mit Steinschichtungen (Blockwurf) reguliert sind, da dieses Habitat ideale Versteck- und Brutmöglichkeiten bietet.

3.2 Tiere und Pflanzen

Studien aus dem nordamerikanischen Raum (Charlebois et al. 1997, 2001) zeigen, dass die massive Ausbreitung der Schwarzmundgrundel zumindest auf lokaler Ebene zur Verdrängung der dort einheimischen Koppe (*Cottus bairdi*) führt (Janssen & Jude 2001). Grundeln und Koppen haben als Bodenbewohner die gleichen Habitatpräferenzen. Konkurrenz um Nahrung, Laichplätze und Einstände verhinderte dort die Reproduktion der Koppe, bei gleichzeitig steigenden Grundelbeständen (Janssen & Jude 2001). Laborstudien zur Folge ist dies auf die aggressive Revier- und Nestverteidigung bei Schwarzmundgrundeln zurückzuführen (Dubs & Corkum 1996; Janssen & Jude 2001). In der Donau sind neben Marmorierter Grundel und Koppe auch zahlreiche endemische kleine Bodenfischarten bedroht, z. B. Steingreßling (*Gobio uranoscopus*), Kesslergründling (*Gobio kessleri*) und Streber (*Zingel streber*), die durch andere Gefährdungsursachen schon sehr selten und akut vom Aussterben bedroht sind (Spindler 1995; Wolfram & Mikschi 2007). Auswirkungen auf die gesamte Benthoszönose sind ebenfalls denkbar (Kuhns & Berg 1999). Mühlegger et al. (2009) haben die Parasiten von *Neogobius melanostomus* untersucht.

3.3 Ökosysteme

Keine Auswirkungen bekannt. Es wird jedoch befürchtet, dass der selektive Fraßdruck auf Mollusken zu einer verringerten Filterleistung und somit Veränderungen in der Wasserqualität führt (Steingraeber et al. 1996; Jude 1997; Kuhns & Berg 1999; Strayer 1999).

3.4 Menschliche Gesundheit

Keine Auswirkungen bekannt.

3.5 Wirtschaftliche Auswirkungen

In der Angelfischerei wird der häufige Fang der „uninteressanten“ Grundeln beanstandet. Direkte Auswirkungen auf z. B. den Verkauf von Lizenzen oder Pachtwert von Gewässern sind jedoch keine bekannt.

3.6. Klimawandel

Eine Ausbreitung in die Zuflüsse der Donau bis in die Oberläufe aufgrund der fortschreitenden Erwärmung von Gewässerökosystemen ist mittelfristig denkbar und könnte neuartige Probleme hervorrufen (Gefährdung endemischer Koppenarten, fischereiwirtschaftliche Schäden).

4 Maßnahmen

4.1 Vorbeugen

Obwohl die Art vermutlich passiv, mit Frachtschiffen (in Wassertanks oder als Gelege am Schiffsrumpf) eingeschleppt wurde, sind jeglicher zusätzlicher Besatz oder weitere Verbreitung mit dieser Art zu unterlassen.

4.2 Allgemeine Empfehlungen zur Bekämpfung

Präventive Maßnahmen, wie strenge Besatzrestriktion und entsprechende Exekution werden empfohlen. Aufgrund der verborgenen Lebensweise ist eine Bekämpfung nicht möglich.

4.3 Methoden und Kosten der Bekämpfung

Keine ökologisch vertretbaren Methoden bekannt.

5 Literatur & Links

- Berg, L.S. (1949): Freshwater fishes of the USSR and adjacent countries. Acad. Sci. USSR Zool. Inst. (Translated from Russian by the Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem, 1965).
- Charlebois, P.M., Corkum, L.D., Jude, D.J. & Knight, C. (2001): The Round Goby (*Neogobius melanostomus*) Invasion: Current Research and Future Needs. *Journal of Great Lakes Research* 27: 263-266.
- Charlebois, P.M., Marsden, J.E., Goettel, R.G., Wolfe, R.K., Jude, D.J. & Rudnika, S. (1997): The Round Goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas). A Review of European and North American Literature. Illinois Natural History Survey and Illinois-Indiana Sea Grant Program.
- Corkum, L.D., Sapota, M.R. & Skora, K.E. (2004): The round goby, *Neogobius melanostomus*, a fish invader on both sides of the Atlantic Ocean. *Biological Invasions* 6: 173-181.
- Djuricich, P. & Janssen, J. (2001): Impact of Round Goby predation on Zebra Mussel Size Distribution at Calumet harbour, Lake Michigan. *Journal of Great Lakes Research* 27: 312-318.
- Dubs, D.O.L. & Corkum, L.D. (1996): Behavioral Interactions between Round Gobies (*Neogobius melanostomus*) and Mottled Sculpins (*Cottus bairdi*). *Journal of Great Lakes Research* 22: 838-844.
- Horackiewicz, J. & Skora, K.E. (1998): A Seasonal Pattern of Occurrence of Gobiid Fish (Gobiidae) in the Shallow Littoral Zone (0-1m Depth) of Puck Bay. *Oceanological Studies* 3: 3-17.
- Janssen, J. & Jude, D.J. (2001): Recruitment failure of Mottled Sculpin *Cottus bairdi* in Calumet Harbour, Southern Lake Michigan, induced by the newly introduced Round Goby *Neogobius melanostomus*. *Journal of Great Lakes Research* 27: 319-328.
- Jepsen, N., Wiesner, C. & Schotzko, N. (2008): Fish. In: Liška, I., Wagner, F. & Slobodník, J. (eds) Joint Danube Survey. Final Scientific Report. International Commission for the Protection of the Danube River, Wien, pp. 72-81.
- Jude, D.J., Janssen, J. & Crawford, G. (1995): Ecology, distribution, and impact of the newly introduced round and tubenose gobies on the biota of the St. Clair and Detroit Rivers. In: Munawar, M., Edsall, T. & Leach, J. (eds) The Lake Huron ecosystem: ecology, fisheries, and management. *Ecovision World Monogr. Ser.* S.P.B. Academic Publishing, Amsterdam, pp 447-460.
- Jude, D.J. (1997): Gobies: Cyberfish of the Third Millenium. *Great Lakes Research Review* 3: 27-34.
- Kostrzewa, J. & Grabowski, M. (2003): Opportunistic feeding strategy as a factor promoting the expansion of racer goby (*Neogobius gymnotrachelus* Kessler, 1857) in the Vistula basin. *Lauterbornia* 48: 91-100.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany, 646 pp.
- Kuhns, L.A. & Berg, M.B. (1999): Benthic invertebrate community responses to Round Goby (*Neogobius melanostomus*) and Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion in Southern Lake Michigan. *Journal of Great Lakes Research* 25: 910-917.
- MacInnis, A.J. & Corkum, L.D. (2000): Age and Growth of Round Goby *Neogobius melanostomus* in the Upper Detroit River. *Transactions of the American Fisheries Society* 129: 852-858.
- Mikschi, E. (2002): Fische (Pisces). In: Essl, F. & Rabitsch, W. (eds) Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt, Wien, pp. 197-204.
- Miller, P.J. (1984): Tokology of gobies. In: Potts, G.W. & Wootton, R.J. (eds) Fish reproduction. Academic Press, London, pp. 119-153.
- Miller, P.J. (1986): Gobiidae. In: Whitehead, P.J.P., Bauchot, M.L., Hureau, J.C., Nielsen, J. & Tortonese, E. (eds) Fishes of the northeast Atlantic and Mediterranean. UNESCO, Paris, pp. 1019-1095.
- Moskal'kova, K.I. (1996): Ecological and morphophysiological prerequisites to range extention in the round goby *Neogobius melanostomus* under conditions of anthropogenic pollution. *Journal of Ichthyologie* 36: 584-590.
- Mühlegger, J.M., Jirsa, F., Konecny, R. & Frank, C. (2009): Parasites of Apollonia melanostoma (Pallas 1814) and *Neogobius kessleri* (Guenther 1861) (Osteichthyes, Gobiidae) from the Danube River in Austria. *Journal of Helminthology*, doi 10.1017/S0022149X09990095

- Nehring, S., Essl, F., Klingenstein, F., Nowack, C., Rabitsch, W., Stöhr, O., Wiesner, C. & Wolter, C. (2010): Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. BfN-Skripten, in Druck.
- Nikol'skii, G.V. (1954): Special ichthyology. Sovetskaya nauka. (Translated from Russian by the Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem, 1961)
- Ray, W.J. & Corkum, L.D. (2001): Habitat and Site Affinity of the Round Goby. *Journal of Great Lakes Research* 27: 329-334.
- Sapota, M.R. (2004): The round goby (*Neogobius melanostomus*) in the Gulf of Gdansk – a species introduction into the Baltic Sea. *Hydrobiologia* 514: 219-224.
- Sapota, M.R. & Skora, K.E. (2005): Spread of alien (non-indigenous) fish species *Neogobius melanostomus* in the Gulf of Gdansk (south Baltic). *Biological Invasions* 7: 157-164.
- Simonovic, P., Paunovic, M. & Popovic, S. (2001): Morphology, Feeding, and Reproduction of the Round Goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas), in the Danube River Basin, Yugoslavia. *Journal of Great Lakes Research* 27: 281-289.
- Skóra, K.E. & Stolarski, J. (1993): New fish species in the Gulf of Gdansk *Neogobius* sp [cf. *Neogobius melanostomus* (Pallas 1811)]". In: *Bulletin of the Sea Fisheries Institute* 1 (128): 83.
- Skóra, K.E. (1996): Report of the working group on introduction and transfers of marine organisms (WGITMO). ICES Annual Science Conference, Reykjavik, Iceland, pp. 96-107.
- Spindler, T. (1995): Fischfauna in Österreich. Ökologie - Gefährdung - Bioindikation - Fischerei - Gesetzgebung. Umweltbundesamt Monographien Band 53, Wien, 140 pp.
- Steingraeber, M., Runstrom, A. & Thiel, P. (1996): Round Goby (*Neogobius melanostomus*) Distribution in the Illinois Waterway System of Metropolitan Chicago. US Fish and Wildlife Service report, 23 pp.
- Stemmer, B. (2008): Flussgrundel im Rhein-Gewässersystem. *Natur in NRW* 4/08: 57-60.
- Stepien, C.A. & Tumeo, M.A. (2006): Invasion genetics of Ponto-Caspian gobies in the Great Lakes: a 'cryptic' species, absence of founder effects, and comparative risk analysis. *Biological Invasions* 8: 61-78.
- Strayer, D.L. (1999): Effects of alien species on freshwater molluscs in North America. *Journal of the North American Benthological Society* 18: 74-98.
- Van Beek, G.C.W. (2006): The round goby *Neogobius melanostomus* first recorded in the Netherlands. *Aquatic Invasions* 1: 42-43.
- Wiesner, C. (2003): Verbreitung und Populationsökologie von Meeresgrundeln (Gobiidae) in der österreichischen Donau. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, 135 pp.
- Wiesner, C. (2005): New records of non-indigenous gobies (*Neogobius* spp.) in the Austrian Danube. *Journal of Applied Ichthyologie* 21: 324-327.
- Wiesner, C., Spolwind, R., Waidbacher, H., Guttmann, S. & Doblinger, A. (2000): Erstnachweis der Schwarzmundgrundel *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) in Österreich. *Österreichs Fischerei* 53: 330-331.
- Wiesner, C., Schotzko, N., Cerny, J., Guti, G., Davideanu, G. & Jepsen, N. (2008): JDS-2 Fish. In: ICPDR – International Commission for the Protection of the Danube River (eds) Results of the Joint Danube Survey 2, 14 August – 27 September 2007, CD-Rom, Wien.
- Winkler, H.M. (2006): Die Fischfauna der südlichen Ostsee. *Meeresangler-Magazin* 16: 17-18.
- Wolfram, G. & Mikschi, E. (2007): Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs. In: Zulka, K.-P. (Red.) Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Böhlau, Wien, pp. 61-198.
- Zauner, G. & Eberstaller, J. (1999): Klassifizierungsschema der österreichischen Flußfischfauna in bezug auf deren Lebensraumsprüche. *Österreichs Fischerei* 52: 198-205.
- Zauner, G. & Ratschan, C. (2004): Elektrofischungen und Langleinenfänge in der Donau stromab von Passau. Im Subauftrag von Seifert, K.: Gutachten Schiffsanlegestelle Passau - Lindau - Fischbiologische Untersuchungen zur FFH - Verträglichkeit des Vorhabens. Vorschlag von ökologischen Ausgleichsmaßnahmen. I. A. d. Stadtwerke Passau.

<http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=50303>

<http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=12019>

<http://ias.biodiversity.be/species/show/77>

<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=657>

http://www.ku.lt/nemo/directory_details.php?sp_name=Neogobius+melanostomus

<http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.asp?speciesID=713>

http://www.nobanis.org/files/factsheets/Neogobius_melanostomus.pdf

4.1.12 *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792)

Oncorhynchus mykiss (Walbaum, 1792) (*Salmonidae*) Regenbogenforelle (D), rainbow trout (E)

1 Beschreibung der Art

1.1 Aussehen



Fotos: *Oncorhynchus mykiss*

Die Regenbogenforelle hat einen torpedoförmigen Körper, wobei dieser seitlich zusammengedrückt und somit leicht hochrückig ist. Der Stiel des, im Gaumendach befindlichen Pflugscharbeins ist bezahnt. Körperbau, Maulgröße und Färbung können stark variieren, da die europäischen Populationen Mischformen darstellen, basierend auf unterschiedlichen Nordamerikanischen Stämmen und dementsprechend unterschiedlich in Aussehen und Verhalten sind. Daher variiert die Grundfärbung von vorwiegend silbrig bis hin zu purpur-violett. In der Regel weisen die Fische jedoch ein breites rötlich-violett schillerndes Band entlang den Körperseiten auf. Zur Laichzeit kann die rot-violette Färbung stark intensiviert sein. Bei Juvenilstadien ist dies oft nur ein schmaler orangeroter Längsstreifen in der Körpermitte. Kopf, Körper, Rücken-, Fett- und Schwanzflosse sind mit schwarzen Flecken und Punkten gesprenkelt. Jungfische weisen darüber hinaus große hellgraue bis graue Flecken an den Flanken auf, die sich über die gesamte Körperhöhe erstrecken. Entlang der Seitenlinie befinden sich 120 bis 160 kleine Schuppen. Die Anzahl der Flossenstrahlen (Hart-/Gabelstrahlen) ist in der Flossenformel angegeben (D/C/P/V/A = Rücken-, Schwanz- Brust-, Bauch- und Afterflosse).

Je nach Gewässertyp können Maximalgrößen zwischen 30 und 150 cm bei einem Gewicht von bis zu 20 kg erreicht werden. In unseren Flüssen erreichen kapitale Forellen bis zu 13 kg Gewicht.

Flossenformel:

D IV/9-10
----- C 0/19
P I/12; V I/8; A III/10-11

Verwechslungsmöglichkeit:

Bach-/Seeforelle (*Salmo trutta*): kein rötlich-violett schillerndes Längsband, bei Juvenilstadien kein orangeroter Längsstreifen in Körpermitte, rote Punkte zumindest bei der Bachforelle meist vorhanden, keine schwarzen Punkte und Flecken auf der Schwanzflosse

Huchen (*Hucho hucho*): Keine schwarzen Punkte auf der Rücken-, Fett- und Schwanzflosse, Stiel des Pflugscharbeins ist stets unbezahnt, mindestens 180 Schuppen entlang der Seitenlinie

1.2 Taxonomie

Die Regenbogenforelle gehört zur Familie der lachsartigen Fische (*Salmonidae*). Ursprünglich der Gattung *Salmo* (Lachse) zugeordnet, zählt die Art nun zu den Pazifiklachsen (*Oncorhynchus*). Wie bei der Bachforelle werden gelegentlich unterschiedliche Lebensformen auch namentlich getrennt. Die folgenden wissenschaftlichen Synonyme sind bekannt (www.fishbase.org):

Onchorhynchus mykiss (Walbaum, 1792)
Salmo mykiss Walbaum, 1792
Oncorhynchus myskis (Walbaum, 1792)
Parasalmo mykiss (Walbaum, 1792)
Onchorhynchus mykiss (Walbaum, 1792)
Salmo penshinensis Pallas, 1814
Parasalmo penshinensis (Pallas, 1814)
Salmo purpuratus Pallas, 1814
Oncorhynchus gairdnerii (Richardson, 1836)
Salmo gairdneri Richardson, 1836
Fario gairdneri (Richardson, 1836)
Salmo gairdnerii Richardson, 1836
Salmo gairdnerii gairdnerii Richardson, 1836
Salmo gairdneri irideus Gibbons, 1855
Salmo gairdnerii irideus Gibbons, 1855
Trutta iridea (Gibbons, 1855)
Salmo iridea Gibbons, 1855
Salmo irideus Gibbons, 1855
Salmo rivularis Ayres, 1855
Salmo truncatus Suckley, 1859
Salmo masoni Suckley, 1860
Salmo kamloops (Jordan, 1892)
Oncorhynchus kamloops Jordan, 1892
Salmo rivularis kamloops (Jordan, 1892)
Salmo gairdneri shasta Jordan, 1894
Salmo gilberti Jordan, 1894
Oncorhynchus mykiss nelsoni Evermann, 1908
Salmo nelsoni Evermann, 1908
Salmo irideus argentatus Bajkov, 1927
Salmo kamloops whitehousei Dymond, 1931

1.3 Herkunftsgebiet

Das natürliche Vorkommen dieser Art liegt im Westen Nordamerikas, von Alaska bis nach Mexiko (Page & Burr 1991). Es gibt zwei Formen, die sich in ihrer Lebensweise sehr stark unterscheiden: die stationäre Form "Shasta-Forelle" (lebt und reproduziert in Seen und Fließgewässern) und die anadrome Wanderform "Steelhead", die den größten Teil ihres Lebens im Meer verbringt und zum Laichen ins Süßwasser wandert. Die europäischen Bestände sind eine Kreuzung der Stammform (Wanderform ähnlich der Meerforelle), und der reinen Süßwasserform (ähnlich unserer Bachforelle).

1.4 Biologie

Durch die starke züchterische Beeinflussung gibt es je nach Zuchtmaterial auch große Unterschiede in der Laichzeit, manche Stämme laichen schon im November, andere erst im April/Mai. Im Allgemeinen wird die Regenbogenforelle als Frühjahrslaicher eingestuft. Beim Laichakt schlagen Rogner und Milchner mit der Schwanzflosse eine Laichgrube in das kiesig-schotterige Sohlsubstrat. Pro Weibchen werden ca. 1.600-2.000 Eier/kg Körpergewicht abgegeben. Die Larven sind zum Schlupfzeitpunkt (nach ca. 300 Tagesgraden) mit einem großen Dottersack ausgestattet und verbleiben bis zu dessen Aufzehrung im Interstitial. Wie bei der Bachforelle, werden Exemplare in Seen meist größer als jene in Flüssen (McDowall 1990).

Reproduktionsgilde: lithophil, Brutverstecker (Spindler 1995)

Habitatgilde: indifferent/rheopar/geringer Strukturbezug (Zauner & Eberstaller 1999)

2 Vorkommen in Deutschland und Österreich

2.1 Einführungs- und Ausbreitungsgeschichte / Ausbreitungswege

Die Einfuhr von Regenbogenforellen erfolgte primär zur Ertragssteigerung und Bereicherung der Fischgewässer. Die Art wurde weltweit, in gemäßigten und subarktischen Breiten, besetzt. Nach von Behr (1882) und Musseleck (1902) importierte der deutsche Ökonomierat Haack Pfingsten 1882 rund 400 lebende Eier von *Salmo irideus* [Anm: = *O. mykiss*], aus denen 256 Regenbogenforellen erbrütet werden konnten. Die Angabe Pfingsten 1881 in Salomon (1906) ist offensichtlich nicht richtig. 1884 gelangten Eier von inzwischen laichreifen Tieren aus der deutschen Zucht nach Österreich-Ungarn. In weiterer Folge gelangte Material von Deutschland

nach Schweden (1892), Dänemark (1894) und Finnland (1898). In Großbritannien wurden erstmals 1884 Eier aus Nordamerika importiert (MacCrimmon 1971). In diesem Zeitraum gelangte die Art auch nach Polen und über Dänemark nach Norwegen (1902) und Island (1951) (Jonsson 2006). Um anfängliche Degenerationserscheinungen zu überwinden, wurden später noch mehrfach, 1911, 1923, 1924 und 1928, neue Eier in großer Anzahl aus Kalifornischen Gewässern importiert (Seligo 1931).

Nach wie vor wird die Art, mitunter in großen Mengen, in Fließgewässer zur Ertragssteigerung (Angelfischerei) besetzt, ein Vorhaben das bereits 1928 in Frage gestellt wurde: „... sind Unsummen mit der amerikanischen Regenbogenforelle in unseren Flüssen davongeschwommen.“ (Jacob 1928). Das Entkommen aus Zuchtanstalten (Jonsson et al. 1993b; Hindar et al. 1996) spielt in Mitteleuropa daher eher eine untergeordnete Rolle.

2.2 Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz

Deutschland:

Insgesamt 350.000 befruchtete Eier der Regenbogenforelle wurden ab 1882 durch den Deutschen Fischereiverein eingeführt (von Debschitz 1897). Bereits 1886 war eine „größere Zahl“ laichreifer Exemplare vorhanden, um sie in Forellenbächen heimisch zu machen (von dem Borne 1886). 1887 erfolgte der erste belegte Besatz in einem Bach des bayerischen Alpenvorlandes (Anonymus 1887). Zehn Jahre später nennt sie von Debschitz (1897) als „in einer Anzahl deutscher Flüsse eingebürgert“. In Sachsen versuchte man 1911 die Elbe-Fischerei durch den Besatz mit Regenbogenforellen zu fördern, um den Rückgang der Lachse auszugleichen. Diese in den Folgejahren verschiedentlich wiederholte Maßnahme war wirtschaftlich jedoch ohne Erfolg (Bauch 1958).

Heute ist die Regenbogenforelle mit aktuell 5.872 bundesweit dokumentierten Vorkommen die am weitesten verbreitete, gebietsfremde Fischart. Sie ist darüber hinaus die wichtigste Wirtschaftsfischart der kommerziellen Binnenfischerei in Deutschland, mit einer Gesamtproduktion von 21.148 t im Jahr 2003. Allerdings wird die Etablierung der Art in offenen Gewässern kontrovers diskutiert. Obgleich zahlreiche Beobachtungen laichreifer Exemplare vorliegen, ist die Existenz sich selbst erhaltender Populationen umstritten (Freyhof 2002; Geiter et al. 2002). In einigen Gewässern Oberbayerns pflanzt sich die Regenbogenforelle eigenständig fort, aber der Großteil der bayerischen Vorkommen stammt aus sehr intensiven Besatzmaßnahmen (Leuner et al. 2000). Reproduzierende Regenbogenforellen-Vorkommen wurden auch in verschiedenen kleinen bis mittelgroßen Fließgewässern Baden-Württembergs beobachtet (Dußling & Berg 2001). In der Weißen Elster in Sachsen gab es wohl einen selbst reproduzierenden Bestand (Füllner et al. 1996), wobei aktuell nur von Indizien für eine erfolgreiche Reproduktion der Art berichtet wird (Füllner et al. 2005). Inwieweit die genannten Populationen über zwei bis drei Generationen ohne Besatzmaßnahmen fortbestehen können, wäre zu prüfen. In Tieflandforellenbächen hat der Verzicht auf Besatz mit Regenbogenforellen zum Verschwinden der Art geführt, während reproduktive Bachforellenbestände in den gleichen Gewässern weiterhin präsent sind. Immer mehr Bundesländer untersagen in ihren Fischereiordnungen den Besatz mit Regenbogenforellen in Gewässern mit reproduzierenden Äschen- und Bachforellenbeständen, weshalb langfristig insbesondere in Fließgewässern mit hoher Gewässergüte langfristig ein Rückgang der Art erwartet wird, was ebenfalls gegen ihre erfolgreiche Etablierung sprechen würde (Füllner et al. 2005).

Österreich:

1884 wurden Eier von laichreifen Tieren aus deutscher Zucht nach Österreich-Ungarn eingeführt. 1885 wurde die Art in der Vöckla und umliegenden Teichen bei Neukirchen gezüchtet (Hemsen 1964). In Österreich liegen Reproduktionsnachweise aus freier Wildbahn seit den 1970er-Jahren (z. B. Kleine Erlauf,) vor (IHG-Fischdatenbank). Heute ist die aus Nordamerika stammende Regenbogenforelle in praktisch allen Fließgewässern der Forellen- und Äschenregion Österreichs verbreitet (Spindler 1995). Die Mur wurde bereits 1924 mit Regenbogenforellen besetzt, besonders intensiv in den 1940er- und 1950er-Jahren (Reimer 1964). Bis etwa in die 1970er-Jahre basierte der Regenbogenforellenbestand in der Oberen Mur auf Besatz, eine eigenständige Vermehrung konnte lange Zeit nicht belegt werden. In historischen Aufzeichnungen ist jedoch schon für die 1930er-Jahre ein Kollaps der Murfischbestände beschrieben, ausgelöst durch die Furunkulose, die mit der Regenbogenforelle eingeschleppt wurde (Wieland 1998). Mittlerweile erreicht die Regenbogenforelle in der Oberen Mur bis zu 40 % Bestandesanteil und weist eigenständige Reproduktion auf (Unfer et al. 2005;

Wiesner et al. 2005).

Aus der Kleinen Erlauf gibt es Hinweise auf Reproduktion in freier Wildbahn seit den späten 1970er-Jahren (Jungwirth et al. 1980), in der Alm ist die Reproduktion seit 1985 belegt (HaFiDat-Datenbank, BOKU, unveröff.). Gegenwärtig liegen auch aus vielen anderen Gewässern, z. B. Drau (Unfer et al. 2004), Gail, Lammer (Hauer 2007), Lafnitz (Wolfram & Mikschi 2007) und Alm (Siligato & Gumpinger 2004) Nachweise reproduzierender Bestände vor.

Verbreitungskarten: siehe Anhang

Analyse der Rasterfrequenzen

In Deutschland:

Zeitraum	Nachgewiesene Vorkommen	Raster	Rasterfrequenz (%)
1961 - 1970	26	35	0,30
1971 - 1980	419	340	2,89
1981 - 1990	2848	1940	16,48
1991 - 2000	1567	1648	14,00
ab 2001	1003	576	4,89
gesamt	5872	2695	22,89

Rund 23 % aller Kartenraster bilden einen positiven Regenbogenforellennachweis ab. Das Gros dieser Nachweise resultiert aus kontinuierlichem Besatz. Aufgrund der wenigen Hinweise auf natürliche Reproduktionen im Bearbeitungsgebiet, dürfte der Anteil etablierter Populationen sehr gering sein.

In Österreich:

Zeitraum	Beprobte Raster	Rasternachweise	Rasterfrequenz (%)	Rasterfrequenz 2 (%)
1971 - 1980	4	4	0,2	100,0
1981 - 1990	113	82	3,1	72,6
1991 - 2000	433	339	12,9	78,3
ab 2001	417	243	9,3	58,3
gesamt	761	513	19,5	67,4

Im Zeitraum 1971-2007 enthielten rund 19,5 % aller Kartenraster in Österreich den Nachweis der Regenbogenforelle. Gemessen an den tatsächlich beprobten Rasterfeldern, beträgt die Frequenz 67,4 %. Auffällig ist bei beiden Frequenzen ein Rückgang innerhalb der beiden letzten Dekaden (von 12,9 % auf 9,3 % bzw. von 78,3 % auf 58,3 %). Hierfür könnte zwar eine geänderte Besatzwirtschaft (vermehrt einheimische Bachforellen anstelle der Regenbogenforelle) verantwortlich sein, jedoch aufgrund der geografischen Verteilung der nicht besetzten Probestellen ab 2001 (z. B. Wald- und Weinviertel, Donau), ist eher von einer Lebensraum bedingten Absenz auszugehen.

Mit Ausnahme der ersten Dekade, in der nur 4 Rasterfelder beprobt wurden, lässt sich die Rasterfrequenz der Regenbogenforelle auf Basis der Bioregionen nach Dekaden getrennt analysieren. Über den gesamten Zeitraum fallen die Regionen Nördliches Granit- und Gneishochland, Pannonische Flach- und Hügelländer sowie Südöstliches Alpenvorland durch unterdurchschnittliche Rasterfrequenzen auf. Der bereits oben erwähnte Zusammenhang des Frequenzrückgangs mit geänderten fischereilichen Bewirtschaftungsstrategien wird hier durch die Tatsache gestützt, dass auch in den „Hochburgen“ des Regenbogenforellen-Verbreitungsgebietes in Österreich der Trend zu rückläufigen Rasterfrequenzen ersichtlich ist.

Betrachtungseinheit	1981-1990	1991-2000	ab 2001	Gesamt	Betrachtungseinheit	1981-1990	1991-2000	ab 2001	Gesamt
Klagenfurter Becken	55	55	55	55	Pannonische Flach- und Hügelländer	307	307	307	307
positiv	6	18	5	23	positiv	0	14	10	21
beprobt	12	27	14	37	beprobt	0	28	63	84
Rasterfrequenz (%)	10,9	32,7	9,1	41,8	Rasterfrequenz (%)	0,0	4,6	3,3	6,8
Rasterfrequenz beprobt (%)	50,0	66,7	35,7	62,2	Rasterfrequenz beprobt (%)	-	50,0	15,9	25,0
Mittlere und westliche Nordalpen	304	304	304	304	Südalpen	100	100	100	100
positiv	8	39	33	61	positiv	10	15	6	22
beprobt	11	41	45	76	beprobt	16	18	6	28
Rasterfrequenz (%)	2,6	12,8	10,9	20,1	Rasterfrequenz (%)	10,0	15,0	6,0	22,0
Rasterfrequenz beprobt (%)	72,7	95,1	73,3	80,3	Rasterfrequenz beprobt (%)	62,5	83,3	100,0	78,6
Nördliches Alpenvorland	204	204	204	204	Südöstliches Alpenvorland	167	167	167	167
positiv	13	46	38	73	positiv	0	9	2	10
beprobt	15	53	55	91	beprobt	0	17	10	25
Rasterfrequenz (%)	6,4	22,5	18,6	35,8	Rasterfrequenz (%)	0,0	5,4	1,2	6,0
Rasterfrequenz beprobt (%)	86,7	86,8	69,1	80,2	Rasterfrequenz beprobt (%)	-	52,9	20,0	40,0
Nördliches Granit- und Gneishochland	291	291	291	291	Zentralalpen südöstlicher Teil	340	340	340	340
positiv	3	24	18	39	positiv	20	43	23	62
beprobt	7	48	61	99	beprobt	28	54	31	84
Rasterfrequenz (%)	1,0	8,2	6,2	13,4	Rasterfrequenz (%)	5,9	12,6	6,8	18,2
Rasterfrequenz beprobt (%)	42,9	50,0	29,5	39,4	Rasterfrequenz beprobt (%)	71,4	79,6	74,2	73,8
Östliche Nordalpen	317	317	317	317	Zentralalpen zentraler Teil	540	540	540	540
positiv	9	82	66	119	positiv	13	49	42	83
beprobt	9	87	79	134	beprobt	15	60	53	103
Rasterfrequenz (%)	2,8	25,9	20,8	37,5	Rasterfrequenz (%)	2,4	9,1	7,8	15,4
Rasterfrequenz beprobt (%)	100,0	94,3	83,5	88,8	Rasterfrequenz beprobt (%)	86,7	81,7	79,2	80,6

2.3 Lebensraum

Es werden sauerstoffreiche, kühle fließende und stehende Gewässer besiedelt. Als Optimaltemperatur für Wachstum gelten 17 °C, zum Abbläuen hingegen 12 °C. Grundsätzlich werden aber sommerliche Spitzen bis 25 °C überlebt.

2.4 Status und Invasivität der Art

Die Angaben über den Etablierungsstatus einzelner Länder in www.fishbase.org sind diskussionswürdig, zumal Länder mit ähnlichen klimatischen Bedingungen und vermutlich ähnlicher Einführungs- und Ausbreitungsgeschichte hierzu unterschiedliche Angaben machen (siehe Tabelle). In der Schweiz wird die Art als etabliert eingestuft, jedoch fehlen nähere Angaben zur Invasivität (Wittenberg et al. 2005). Im österreichischen „Aktionsplan Neobiota“ wurde die Art als „potenziell invasiv“ bewertet (Essl & Rabitsch 2004). Nach Einstufung in den Schwarzen Listen für Deutschland und für Österreich gilt die Art in beiden Ländern als „invasiv“ (Nehring et al. 2010).

Etablierungsstatus laut www.fishbase.org¹, www.nobanis.org², www.europe-aliens.org (Stand Januar 2010), (B) Wittenberg et al. (2005), (C) Nehring et al. 2010, (D) siehe Text.

Land	Etablierungsstatus				Invasivität
	fishbase	nobanis	europe-aliens	andere Quellen	
Belgien	vermutlich etabliert	–	(Nordsee marin – unbekannt)		„probably some“ ¹
Dänemark	etabliert	etabliert	etabliert		„some“ ¹
Deutschland	etabliert	etabliert	nicht etabliert	etabliert ^C	invasiv ^C
Frankreich	etabliert	–	–		
Italien	etabliert	–	etabliert		
Niederlande	nicht etabliert	–	(Nordsee marin – nicht etabliert)		
Österreich	etabliert	etabliert	ohne Statusangabe	etabliert ^C	potenziell invasiv ² , D, invasiv ^C
Polen	vermutlich nicht etabliert	nicht etabliert	etabliert		„probably some“ ¹ , potenziell invasiv ²
Schweiz	etabliert	–	unbekannt	etabliert ^B	„some“ ¹
Slowakei	etabliert	–	–		
Tschechien	etabliert	–	–		
Ungarn	etabliert	–	–		„some“ ¹

3 Auswirkungen

Die Bestände in Deutschland und Österreich gelten als etabliert und verursachen, bei massenhaftem Vorkommen, Probleme durch Konkurrenz um Nahrung, Lebensraum und Laichplatz.

3.1 Betroffene Lebensräume

Dieser Fisch lebt in kalten, sauerstoffreichen, fließenden und stehenden Gewässern und verträgt höhere Wassertemperaturen als die Bachforelle. Unmittelbare Auswirkungen auf den Lebensraum selbst sind keine bekannt.

3.2 Tiere und Pflanzen

Im ursprünglichen Verbreitungsgebiet kommt es zur Hybridisierung mit anderen Pazifikachsen der Gattung *Oncorhynchus*, was mitunter eine hochgradige Gefährdung dieser Arten bedeutet (Page & Burr 1991). In Europa liegen keine Berichte über genetische Vermischung mit Forellenbeständen vor, da in der Regel die Laichzeiten nicht überlappen und es zudem nur wenig Hinweise auf eine natürliche Reproduktion gibt. Frühjahrslaicher wie Huchen oder Äsche können jedoch durch Habitat- oder Nahrungskonkurrenz gefährdet werden. Es gibt allerdings auch Hinweise aus Fischzuchten auf Regenbogenforellen, die im Herbst laichen und triploide Kreuzungen mit Bachsaiblingen erzeugen (Jonsson 2006). Im ursprünglichen Verbreitungsgebiet kam es durch Besatz zur Verbreitung der Taumel- oder Drehkrankheit (durch Sporozoen hervorgerufene Krankheit, die zu einer torkelnden Schwimmweise führt) unter den natürlichen Populationen (McDowall 1990). In der Oberen Mur kam es in den 1930er-Jahren zum Kollaps der Fischbestände, ausgelöst durch die Furunkulose, die mit der Regenbogenforelle eingeschleppt wurde (Wieland 1998). Probleme können für Eier und Larven von Bachforellen (laicht im Herbst) im Interstitial entstehen, wenn diese beim Laichvorgang der Regenbogenforelle im Frühjahr die Gruben ins Substrat geschlagen werden. Bei Huchen und Äschen kann es zum direkten Überlaichen der bereits abgelegten Eier kommen (Jonsson et al. 1993a).

3.3 Ökosysteme

Keine Auswirkungen bekannt.

3.4 Menschliche Gesundheit

Keine Auswirkungen bekannt.

3.5 Wirtschaftliche Auswirkungen

Als begehrte Trophäe der Fliegenfischerei und als wichtigste Wirtschaftsfischart der Binnenfischerei wird die Art massiv besetzt. Der jährliche Besatz in Österreich beträgt rund 234 Tonnen (Jagsch, mündl. Mitt. in Mikschi 2005). Dies kann, in bereits stark beeinträchtigten Gewässern ohne selbst erhaltende Äschen- und Forellenpopulationen eine vertretbare Nutzungsform darstellen, in anderen Fällen ist es jedoch ökologisch nicht vertretbar. Allerdings stellt der Besatz mit Regenbogenforellen eine geringere Gefahr dar, als nicht standortstypisches Material von autochthonen Arten (Holzer et al. 2004), da letzteres durch Einkreuzung zu einer Verfälschung des Genpools der autochthonen Population führen kann und in weiterer Folge zum Verlust der an lokale Verhältnisse optimal angepassten Individuen.

4 Maßnahmen

4.1 Vorbeugen

So nicht irreversible Lebensraumschädigungen einen natürlichen Fischbestand ausschließen (Holzer et al. 2004), ist jeglicher Besatz mit dieser Art zu unterlassen. Bei der Haltung und Erbrütung in Fischzuchten ist auf isolierte Haltung von natürlichen Gewässern zu achten.

Der rechtliche Status der Art in den Landesfischereigesetzen ist unterschiedlich und eine Harmonisierung unter Berücksichtigung des Vorsorgeprinzips zum Schutz der heimischen Biodiversität ist anzustreben.

4.2 Allgemeine Empfehlungen zur Bekämpfung

Es können generell nur präventive Maßnahmen, wie strenge Besatzrestriktion und entsprechende Exekution empfohlen werden.

4.3 Methoden und Kosten der Bekämpfung

So nicht der gesamte Wasserkörper trocken gelegt werden kann, um die Fische zu entnehmen, kann mittels Elektrofangmethode vorgegangen werden. Es ist jedoch nur in sehr kleinen Fließgewässern möglich den gesamten Bestand auf diese Weise zu erfassen. Meist kann nur eine Reduktion des Bestandes bewirkt werden. Eine Kostenschätzung ist nicht möglich, da diese Arbeiten personal- und geräteintensiv sind und, abhängig von den örtlichen Gegebenheiten, von sehr unterschiedlicher Effizienz gekennzeichnet sind.

5 Literatur & Links

- Anonymus (1887): Bachsaibling und Regenbogenforelle. Allgemeine Fischerei-Zeitung 12: 361-363.
- Bauch, G. (1958): Untersuchungen über die Gründe für den Ertragsrückgang der Elbfischerei zwischen Elbsandsteingebirge und Boizenburg. Zeitschrift für Fischerei NF 7: 161-437.
- Dußling, U. & Berg, R. (2001): Fische in Baden-Württemberg. Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg, Stuttgart.
- Essl, F. & Rabitsch, W. (2004): Österreichischer Aktionsplan zu gebietsfremden Arten (Neobiota). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 28 pp.
- Freyhof, J. (2002): Freshwater fish diversity in Germany, threats and species extinction. In: Collares-Pereira, M.J., Cowx, I.G. & Coelho, M.M. (Hrsg.) Conservation of Freshwater Fishes: Options for the Future. Fishing News Books, Blackwell, Oxford, pp. 3-22.
- Füllner, G., Pfeifer, M., Sieg, S. & Zarske, A. (1996): Die Fischfauna von Sachsen. Rundmäuler, Fische, Krebse. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden.
- Füllner, G., Pfeifer, M. & Zarske, A. (2005): Atlas der Fische Sachsens. Rundmäuler – Fische – Krebse. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft & Museum für Tierkunde, Dresden.
- Geiter, O., Homma, S. & Kinzelbach, R. (2002): Bestandsaufnahme und Bewertung von Neozoen in Deutschland. I. Allgemeines. Umweltbundesamt Texte 25/02: 1-220.
- Hauer, W. (2007): Fische Krebse Muscheln in heimischen Seen und Flüssen. Leopold Stocker Verlag, Graz & Stuttgart, 231 pp.
- Hemsen, J. (1964): Die Einbürgerung amerikanischer Salmoniden, insbesondere der Regenbogenforellen, im vorigen Jahrhundert. Österreichs Fischerei 17: 180-183.
- Hindar, K., Fleming, I.A., Jonsson, N., Breistein, J., Sægrov, H., Karlsbakk, E., Gammelsæter, M. & Dønnum, B.O. (1996): Regnbueørret i Norge: forekomst, reproduksjon og etablering. NINA Oppdragsmelding 454, 32 pp.
- Holzer, G., Unfer, G., Hinterhofer, M. (2004): Gedanken und Vorschläge zu einer Neuorientierung der fischereilichen Bewirtschaftung österreichischer Salmonidengewässer. Österreichs Fischerei 57: 232-248.
- Honsig-Erlenburg, W. (2005): Zum Einfluß der Regenbogenforelle und des Bachsaiblings auf Bachforellenpopulationen. Österreichs Fischerei 58: 286-289.
- Jacob, E. (1928): Gegen die Einbürgerung ausländischer Tiere. Fischerei-Zeitung Neudamm 31: 209-211.
- Jonsson, N., Jonsson, B., Hansen, L.P. & Aass, P. (1993a): Coastal movement and growth of domesticated rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* (Walbaum)) in Norway. Ecology of Freshwater Fishes 2: 152-159.
- Jonsson, N., Jonsson, B., Hansen, L.P. & Aass, P. (1993b): Potential for sea ranching rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum); evidence from trials in two Norwegian fjords. Aquaculture and Fisheries Management 24: 653-661.
- Jonsson, B. (2006): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Oncorhynchus mykiss*. Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species, www.nobanis.org
- Jungwirth, M., Moog, O. & Winkler, H. (1980): Vergleichende Fischbestandsuntersuchungen an 11 niederösterreichischen Fließgewässerstrecken. Festschrift der Österreichischen Fischereigesellschaft 1880-1980, Wiener Verlag, Himberg, pp. 81-104.

- Leuner, E., Klein, M., Bohl, E., Jungbluth, J. H., Gerber, J. & Groh, K. (2000): Ergebnisse der Artenkartierungen in den Fließgewässern Bayerns. Fische, Krebse, Muscheln. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, München.
- MacCrimmon, H.R. (1971): World Distribution of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Journal of Fisheries Research Board of Canada 28: 663-704.
- McDowall, R.M. (1990): New Zealand freshwater fishes: a natural history and guide. Heinemann Reed, Auckland, 533 pp.
- Mikschi, E. (2002): Fische (Pisces). In: Essl, F. & Rabitsch, W. (eds) Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt, Wien, pp. 197-204.
- Mikschi, E. (2005): Fische. In: Wallner, R.M. (Hrsg.) Aliens. Neobiota in Österreich. Grüne Reihe 15: 133-147.
- Musseleck, G. (1902): Die Regenbogenforelle, *Salmo irideus*: Einführung aus Amerika, Aufzucht, Verbreitung und Bewährung in Deutschland und den Nachbarländern. Verlag Fischschutz-Verein, Köln: 116 pp.
- Nehring, S., Essl, F., Klingenstein, F., Nowack, C., Rabitsch, W., Stöhr, O., Wiesner, C. & Wolter, C. (2010): Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. BfN-Skripten, in Druck.
- Page, L.M. & Burr, B.M. (1991): A field guide to freshwater fishes of North America north of Mexico. Houghton Mifflin Company, Boston. 432 pp.
- Reimer, F. (1964): Die Regenbogenforelle in der Mur und ihre Wechselbeziehungen zum Huchen und zur Äsche. Österreichs Fischerei 17.
- Salomon, K. (1906): Die Regenbogenforelle. Zum 25-jährigen Bestande ihrer Einbürgerung auf dem Kontinent. Österreichische Fischereizeitung 3: 301-304.
- Seligo, A. (1931): Rückblick auf die Entwicklung des Fischereiwesens seit 50 Jahren. Mitteilungen der Fischereivereine für die Provinzen Brandenburg, Ostpreußen, Pommern, Oberschlesien und für die Grenzmark Posen-Westpreußen 35, 23 N.F.: 280-283.
- Siligato, S. & Gumpinger, C. (2004): Vorschlag zur Bewertung des fischökologischen Zustandes oberösterreichischer Fließgewässerabschnitte im Bereich ausgewählter Probestrecken des amtlichen Immissionsmessnetzes. Gewässerschutzbericht des Amtes der OÖ Landesregierung, Linz.
- Spindler, T. (1995): Fischfauna in Österreich. Ökologie - Gefährdung - Bioindikation - Fischerei - Gesetzgebung. Umweltbundesamt Monographien Band 53, Wien, 140 pp.
- Unfer, G., Wiesner, C. & Jungwirth, M. (2004): Fischökologisches Monitoring im Rahmen des LIFE Projekt Auenverbund Obere Drau. Studie im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung.
- Unfer, G., Wiesner, C. & Jungwirth, M. (2005): Fischbestandserhebung in der Mur sowie im Pusterwaldbach und Moosbach - Fischereireviere Pezold. Studie im Auftrag der von Pezold'schen Forstverwaltung, Pöls, 48 pp.
- Von Behr, F. (1882): Fünf amerikanische Salmoniden in Deutschland. Circulare des Deutschen Fischereivereins: 209-215.
- von Debschitz, H. (Hrsg.) (1897): Kurze Anleitung zur Fischzucht in Teichen von Max von dem Borne. 3. Aufl., Neudamm.
- Von dem Borne, M. (1886): Fischzucht. In: Benecke, B., Dallmer, E. & Von dem Borne, M. (Hrsg.) Handbuch der Fischzucht und Fischerei. Parey, Berlin, pp. 217-329.
- Wieland, W. (1998): Murau. Eine Stadt stellt sich vor. In: Stadtgemeinde Murau (Hrsg.) Bd. II von 1850 bis zur Gegenwart. Anlässlich der 700. Wiederkehr der Stadtrechtsverleihung.
- Wiesner, C., Unfer, G. & M. Jungwirth (2005). Inneralpines Flussraummanagement Obere Mur - Arbeitspaket A.2 Teilmanagementplan Fischökologisches/Fischereiliches Management. Studie im Auftrag des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 19B Schutzwasserwirtschaft und Bodenwasserhaushalt, Graz, 70 pp.
- Wittenberg, R., Kenis, M., Blick, T., Hänggi, A., Gassmann, A. & Weber, E. (2005): Invasive alien species in Switzerland : an inventory of alien species and their threat to biodiversity and economy in Switzerland. CABI Bioscience Switzerland Centre report to Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape. The environment in practice no. 0629. Federal Office for the Environment, Bern, 155 pp.
- Wolfram, G. & Mikschi, E. (2007): Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs. In: Zulka, K.-P. (Red.) Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Böhlau, Wien, pp. 61-198.

<http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=239>
http://www.nobanis.org/files/factsheets/Onchorhynchus_mykiss.pdf

4.1.13 *Percottus glenii* Dybowski, 1877

Percottus glenii Dybowski, 1877 (Odontobutidae) Amur Schläfergrundel, Chinesische Schläfergrundel, (D), Amur sleeper, Chinese sleeper (E)

1 Beschreibung der Art

1.1 Aussehen



Fotos: *Percottus glenii*

Der Körper ist leicht hochrückig und weist die größte Höhe im Bereich der vorderen Rückenflosse auf. Der Kopf ist nicht deutlich breiter als der übrige Körper. Das Maul ist leicht oberständig, mit vorstehendem Unterkiefer. Die Hartstrahlen der vorderen Rückenflosse sind nicht verknöchert, jedoch ungegabelt. Die beiden Bauchflossen sind getrennt. Die vordere Rückenflosse weist 6-8 ungegabelte Strahlen auf, die hintere 2-3 ungegabelte und 8-12 gegabelte Strahlen. Die Afterflosse weist 1-3 ungegabelte und 7-10 gegabelte Strahlen auf. Der Körper ist beschuppt, es existiert jedoch keine sichtbare Seitenlinie. Die Färbung variiert von blaugrün zu braun mit dunklen Flecken und Binden. Diese kleinwüchsigen Fische werden bis zu 25 cm lang.

Verwechslungsmöglichkeiten:

Hundsfisch (*Umbra krameri*): kurze Afterflosse mit 2 Hart- und 5-6 Gabelstrahlen, Rückenflosse ungeteilt.

Koppe (*Cottus gobio*): Körper ohne Schuppen, größte Breite im Kopfbereich.

Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*): Körper deutlich hochrückig, Rückenflosse zweilappig aber ungeteilt, vorderer Abschnitt mit Stachelstrahlen.

Grundeln (Gobiidae): Bauchflossen zu einer Saugscheibe verwachsen.

1.2 Taxonomie

Die Amur-Schläfergrundel gehört zur Familie der Schläfergrundeln (Odontobutidae). In älterer Literatur findet man die Art auch der Familie der Elotridae zugeordnet (Terlecki & Palka 1999). Die folgenden wissenschaftlichen Synonyme sind bekannt (www.fishbase.org):

Eleotris dybowskii Herzenstein & Warpachowski, 1888

Eleotris pleskei Warpachowski, 1888

Percottus glehni Dybowski, 1877

Percottus glehni Dybowski, 1877

Percottus pleskei (Warpachowski, 1888)

1.3 Herkunftsgebiet

Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet liegt im pazifischen Einzugsgebiet Ost-Asiens, vom Tugur bis Nord-Korea (Kottelat & Freyhof 2007).

1.4 Biologie

Diese Art ernährt sich von tierischer Kost inklusive Jungfische (Berg 1965). Mit 1-3 Jahren werden die Fische geschlechtsreif und laichen in mehreren Schüben zwischen Mai und Juli bei 15-20 °C. Üblicherweise werden die Eier nahe der Wasseroberfläche an die Unterseite von Pflanzen geheftet. Die Milchner bewachen Gelege und geschlüpfte Larven. Die Larven sind pelagisch. Neben der Toleranz gegenüber Sauerstoffmangel und Temperaturschwankungen, kann die Art auch, im Schlamm eingegraben, Frost und Trockenphasen überdauern (Terlecki & Palka 1999; Kottelat & Freyhof 2007).

Reproduktionsgilde: keine Angaben

Habitatgilde: keine Angaben

2 Vorkommen in Deutschland und Österreich

2.1 Einführungs- und Ausbreitungsgeschichte / Ausbreitungswege

Bereits 1912 brachte I.L. Zalivskii die ersten Exemplare von *P. glenii* nach Sankt Petersburg, wo vier Tiere 1916 in einen Gartenteich gesetzt wurden, in dem sie sich erfolgreich vermehrten und von dem sie sich ausbreiteten (Reshetnikov 2004). Eine Amur-Expedition brachte 1948 weitere Exemplare dieser Art nach Moskau, wo sie zuerst in Aquarien von Amateuren und später auch in verschiedenen Teichen auftauchte (Reshetnikov 2004). Weitere Einfuhren erfolgten irrtümlich, mit dem Besatz von Gras- und Silberkarpfen, oder gezielt zur Moskitobekämpfung (Terlecki & Palka 1999).

Obwohl die Art keinen wirtschaftlichen Stellenwert besitzt (Terlecki & Palka 1999), wurde sie auch als Zierfisch gehandelt (Axelrod 1991; Zalachowski 1992).

2.2 Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz

Bislang sind keine Vorkommen in Deutschland oder Österreich bekannt. Die nächstgelegenen Vorkommen existieren im ungarischen und slowakischen Theiß-Einzugsgebiet (Harka 1998; Lusk et al. 2004), dem serbischen Donauabschnitt (Simonovic et al. 2006; Hegedis et al. 2007) und im polnischen Vistula-Einzugsgebiet (Antychowicz 1994). In Polen wurde die Amurgrundel erstmals 1993 in einem Altarm der Weichsel nahe Deblin beobachtet. Von dort breitete sie sich in Bug und Weichsel aus, wurde bereits 1998 im Wloclawek Stausee nachgewiesen und muss seit 2003 dort als etabliert gelten (Kostrzewa et al. 2004). Einhundert Kilometer stromab des Stausees zweigt mit dem Bromberger Kanal (Kanal Bydgoski) eine schiffbare Verbindung zum Odergebiet ab. Die bisherige Ausbreitung der Art erfolgte mit deutlich weniger als 20 km im Jahr (Kostrzewa et al. 2004). Eine 2007 durchgeführte stichprobenartige Erhebung der Fischfauna der Donau erbrachte keine Nachweise dieser Art in Deutschland und Österreich. Erst ab dem Serbischen Abschnitt kommt die Art vereinzelt und vor allem in pflanzenreichen Nebenarmen vor (Jepsen et al. 2008; Wiesner et al. 2008).

2.3 Lebensraum

In Polen werden dicht bewachsene und seichte Uferzonen von Seen und langsam fließende Flüsse, Altarme und verlandende Gewässer besiedelt (Terlecki & Palka 1999).

2.4 Status und Invasivität der Art in benachbarten Staaten

Die Angaben über den Etablierungsstatus und die Verbreitung sind weitgehend einheitlich (ausgenommen www.europe-aliens.org). Die Art ist in Polen, in der Slowakei und in Ungarn etabliert und gilt dort als „invasiv“, was durch die rasche Ausbreitung trotz geringer Schwimmleistung und die negativen Auswirkungen auf andere Arten (vgl. Kap. 3) begründet wird (Bogutskaya & Naseka 2002). Nach Einstufung in den Schwarzen Listen für Deutschland und für Österreich gilt die Amur-Schläfergrundel als „invasiv“, konnte aber in beiden Ländern bisher nicht nachgewiesen werden (Nehring et al. 2010).

Etablierungsstatus laut www.fishbase.org¹, www.nobanis.org², www.europe-aliens.org, (A) <http://ias.biodiversity.be> (jeweils Stand Januar 2010), (C) Nehring et al. 2010, (D) siehe Text.

Land	Etablierungsstatus				Invasivität
	fishbase	nobanis	europe-aliens	andere Quellen	
Belgien	–	–	–		AO ^A
Dänemark	–	–	–		
Deutschland	–	vermutet	–	fehlend ^C	invasiv ^C
Frankreich	–	–	–		
Italien	–	–	–		
Niederlande	–	–	–		
Österreich	–	–	–	fehlend ^C	invasiv ^C
Polen	etabliert	etabliert	etabliert		„some“ ¹ , invasiv ²
Schweiz	–	–	–		
Slowakei	etabliert	–	–		„some“ ¹ , invasiv ^D
Tschechien	–	–	–		
Ungarn	etabliert	–	–		invasiv ^D

3 Auswirkungen

3.1 Betroffene Lebensräume

Vor allem pflanzenreiche Kleingewässer mit hohen Sauerstoffkonzentrations- und Temperaturschwankungen, die nur von wenigen Fisch- und Amphibienarten besiedelt werden können, beherbergen mitunter hohe Dichten dieser Art.

3.2 Tiere und Pflanzen

Amphibien und Invertebraten, die sich von Amphibienlarven ernähren, sind durch Prädation gefährdet (Reshetnikov 2001). Bislang sind noch keine Auswirkungen auf Hundsfisch-Populationen (*Umbra krameri*) bekannt, jedoch könnte es auch hier, aufgrund der ähnlichen Lebensräume zu einer Gefährdung der Art kommen.

P. glenii gilt als sehr aggressive und daher potentiell invasive Fischart. Aus russischen Kleingewässern ist bekannt, dass sie durch Prädation auf Eier und Jungfische den gesamten Fischbestand eines Gewässers vernichten kann. Im Naturreservat „Tiefer See“ (Provinz Moskau) führte *P. glenii* in den von ihr besiedelten großen permanenten Gewässern zum völligen Verschwinden der Kamm- (*Triturus cristatus*) und Teichmolche (*T. vulgaris*). Zudem wurde im Experiment ein erheblicher Fraßdruck auf Kaulquappen von Grünfröschen der Gattung *Rana* festgestellt (Manteifel & Reshetnikov 2002).

Neben der genannten Dezimierung der verschiedenen Amphibienarten unterband *P. glenii* auch die erfolgreiche Reproduktion der Karausche (*Carassius carassius*) in den gemeinsam besiedelten Gewässern, was zwangsläufig zum Rückgang und Verschwinden letzterer führen wird (Reshetnikov 2003).

3.3 Ökosysteme

Keine Auswirkungen bekannt.

3.4 Menschliche Gesundheit

Keine Auswirkungen bekannt.

3.5 Wirtschaftliche Auswirkungen

Keine Auswirkungen bekannt.

3.6. Klimawandel

Eine Etablierung aufgrund der fortschreitenden Erwärmung von Gewässerökosystemen ist mittelfristig denkbar und kann zur Ausbreitung der Art und Verschärfung der Problematik führen.

4 Maßnahmen

4.1 Vorbeugen

Obwohl die Art vermutlich nur in wenigen Fällen absichtlich besetzt wurde, ist die Gefahr der Weiterverbreitung über Aquaristik und Besatzmaterial anderer Fischarten gegeben. Jeglicher Besatz mit dieser Art ist daher zu unterlassen. Allerdings dürfte die weitere Ausbreitung von *P. glenii* über das europäische Wasserstraßennetz nicht mehr aufzuhalten sein. Versuche in den USA, Neozoen durch elektrische Barrieren oder Fischgifte aufzuhalten, müssen als gescheitert betrachtet werden, verfolgt man die zunehmende Ausbreitung der Grundeln im Illinois-Wasserstraßensystem.

4.2 Allgemeine Empfehlungen zur Bekämpfung

Es können generell nur präventive Maßnahmen, wie strenge Besatzrestriktion und entsprechende Exekution empfohlen werden. In kleinen, abgeschlossenen Gewässern (z. B. Baggerseen) ist auch eine Bestandselimination denkbar, jedoch sehr aufwändig.

4.3 Methoden und Kosten der Bekämpfung

So nicht der gesamte Wasserkörper trocken gelegt werden kann, um die Fische zu entnehmen, kann mittels Elektrofangmethode vorgegangen werden. Eine Kostenschätzung ist nicht möglich, da diese Arbeiten personal- und geräteintensiv sind und abhängig von den örtlichen Gegebenheiten von sehr unterschiedlicher Effizienz gekennzeichnet sind. Erfolgreich und wirksam zur Eliminierung dieser Art erwiesen sich bislang nur Trockenlegung und Ichthyozide (Reshetnikov 2004).

5 Literatur & Links

- Antychowicz, J. (1994): *Perccottus glenii* w naszcz wodach. Komunikaty Rybackie 2: 21-22.
- Axelrod, H.R., Burgess, W.E, Pronek, N. & Walls, J.G. (1992): Dr. Axelrod's Atlas of Freshwater Aquarium Fishes. TFH Publ., CA, pp. 209.
- Berg, L.S. (1965): Freshwater fishes of the U.S.S.R. and adjacent countries. Volume 3, 4th edition. Israel Program for Scientific Translations Ltd, Jerusalem. (Russian version published 1949).
- Bogutskaya, N.G. & Naseka, A.M. (2002): *Perccottus glenii* Dubowski, 1877. Freshwater Fishes of Russia. http://www.zin.ru/animalia/pisces/eng/taxbase_e/species_e/perccottus/perccottus_glenii_eng.pdf
- Harka, A. (1998): New fish species in the fauna of Hungary: *Perccottus glenii* Dybowski, 1877. Halaszat 91: 32-33. (in Hungarian with English summary).
- Harka, A. & Farkas, J. (1998): Die Ausbreitung der fernöstlichen Amurgrundel (*Perccottus glenii*) in Europa. Österreichs Fischerei 51: 273-275.
- Jepsen, N., Wiesner, C. & Schotzko, N. (2008): Fish. In: Liška, I., Wagner, F. & Slobodník, J. (eds) Joint Danube Survey. Final Scientific Report. International Commission for the Protection of the Danube River, Wien, pp. 72-81.
- Kautmann, J. (1999): *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 vo vodach vychodneho Slovenska. Chranene uzemia Slovenska 40: 20-22.
- Kostrzewa, J., Grabowski, M. & Ziba, G. (2004): New invasive fish species in Polish waters. Archives of Polish Fisheries 12: 21-34.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. 2007: Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany. 646 pp.
- Lusk, S., Kosco, J., Halacka, K., Vetesnik, L. & Kosuth, P. (2004): *Perccottus glenii*, an invasive species in the Tisza river drainage area, eastern Slovakia. Abstracts of the XI European Congress of Ichthyology (ECI XI), Estonian Marine Institute Report Series 12, p. 181.

- Manteifel, Y.B. & Reshetnikov, A.N. (2002): Avoidance of noxious tadpole prey by fish and invertebrate predators: adaptivity of a chemical defence may depend on predator feeding habits. *Archiv für Hydrobiologie* 153: 657-668.
- Nehring, S., Essl, F., Klingenstein, F., Nowack, C., Rabitsch, W., Stöhr, O., Wiesner, C. & Wolter, C. (2010): Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. BfN-Skripten, in Druck.
- Reshetnikov, A.N. (2001): Influence of introduced fish *Percottus glenii* (Odontobutiidae) on amphibians in small waterbodies of Moscow Region. *Zhourn. obtsch. biol.* 62: 352-361.
- Reshetnikov, A.N. (2003): The introduced fish, rotan (*Percottus glenii*), depresses populations of aquatic animals (macroinvertebrates, amphibians, and a fish). *Hydrobiologia* 510: 83-90.
- Reshetnikov, A.N. (2004): The fish *Percottus glenii*: history of introduction to western regions of Eurasia. *Hydrobiologia* 522: 349-350.
- Simonovic, P., Maric, S. & Nikolic, V. (2006): Records of Amur sleeper *Percottus glenii* (Odontobutiidae) in Serbia and its recent status. *Archives of Biological Sciences Belgrade* 58: 7P-8P.
- Terlecki J. & Pałka R. (1999): Occurrence of *Percottus glenii* Dybowski, 1877 (Perciformes, Odontobutiidae) in the middle stretch of the Vistula river, Poland. *Archives of Polish Fisheries* 7: 141-150.
- Wiesner, C., Schotzko, N., Cerny, J., Guti, G., Davideanu, G. & Jepsen, N. (2008): JDS-2 Fish. In: ICPDR – International Commission for the Protection of the Danube River (eds) Results of the Joint Danube Survey 2, 14 August – 27 September 2007, CD-Rom, Wien.
- Zalachowski, W. (1992): *Zwierzêta oewiata*. Ryby. PWN Warszawa 325-326.

<http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=4696>

<http://ias.biodiversity.be/species/show/82>

http://www.zin.ru/Animalia/Pisces/eng/taxbase_e/species_e/perccottus/perccottus_e.htm

4.1.14 *Proterorhinus semilunaris* (Heckel, 1837)

Proterorhinus semilunaris (Heckel, 1837) (Gobiidae) Marmorierte Süßwassergrundel (vormals Marmorierte Meeresgrundel) (D), freshwater tubenose goby, western tubenose goby (E)

1 Beschreibung der Art

1.1 Aussehen



Fotos: *Proterorhinus semilunaris*

Der Körper ist spindelförmig und verjüngt sich vom Kopf zum Schwanz hin. Der Kopf ist deutlich länger als breit. Das Maul ist end- bis leicht unterständig. Als besonderes Kennzeichen dienen die röhrenförmig verlängerten Nasenöffnungen, die über die Kopf-Vorderkante hinaus ragen (siehe rechtes Foto). Die Farbgebung ist in der Regel bräunlich mit dunklen Binden und Flecken oder Bändern. Die Vorder- und Oberkante der vorderen Rückenflosse ist gelb bis orangerot gefärbt. Die Saugscheibe ist farblos bis blass graubraun. Zur Laichzeit tragen die Milchler ein dunkles, mitunter fast schwarzes Laichkleid. Die Bauchflossen sind zu einem Saugtrichter verwachsen. Die Anzahl der Flossenstrahlen (Hart-/Gabelstrahlen) ist in der Flossenformel angegeben (D/C/P/V/A = Rücken-, Schwanz- Brust-, Bauch- und Afterflosse). Die Art wird im Süßwasser in der Regel 7-9 cm lang.

Flossenformel:

$$\begin{array}{l} D1 \text{ VI-VII}/0 \quad D2 \text{ I}/14-19 \\ \hline \text{-----} \quad C \text{ k.A.} \\ P \text{ k.A.}; V \text{ I}/5 + \text{ I}/5; A \text{ I}/11-17 \end{array}$$

Verwechslungsmöglichkeiten:

Koppe (*Cottus gobio*): Bauchflossen sind getrennt, Kopf annähernd kreisrund, Nasenöffnungen nicht röhrenförmig verlängert.

Neogobius spp.: Nasenöffnungen nicht röhrenförmig verlängert.

1.2 Taxonomie

Die Marmorierte Süßwassergrundel gehört zur Familie der Meeresgrundeln (Gobiidae). Bis vor kurzem wurde sie unter dem Namen *P. marmoratus* (Pallas, 1814) als Marmorierte Meeresgrundel (engl.: tubenose goby) geführt. Jüngste genetische Studien (Stepien & Tumeo 2006) zeigten jedoch, dass *P. marmoratus* nicht im Süßwasser vorkommt und Kottelat & Freyhof (2007) führen auch morphologische Unterschiede an. Die Bezeichnung Süßwassergrundel anstelle von Meeresgrundel ist daher angebracht. Die weit verbreitete deutsche Bezeichnung „Marmorgrundel“ ist üblicherweise für die meeresbewohnende Art *Pomatoschistus marmoratus* (Risso, 1810) vorgesehen. Die folgenden wissenschaftlichen Synonyme sind bekannt (www.fishbase.org):

Gobius blennioides Kessler, 1877
Gobius macropterus Nordmann, 1840

Gobius marmoratus Pallas, 1814
Gobius marmoratus nasalis pontica Smitt, 1899
Gobius nasalis De Filippi, 1863
Gobius quadricapillus Pallas, 1814
Gobius rubromaculatus Kriesch, 1873
Gobius semilunaris Heckel, 1837
Proterorhinus marmoratus (Pallas, 1814)
Proterorhinus marmoratus nasalis (De Filippi, 1863)

1.3 Herkunftsgebiet

Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet liegt im ponto-kaspischen Raum und umfasst das westliche Schwarzmeer-Einzugsgebiet. Darin sind u.a. die großen Zuflüsse wie die Donau enthalten. Die ursprüngliche historische Verbreitung entlang der Donau ist unklar (siehe Kapitel 2.1). Es wird jedoch davon ausgegangen, dass die Art im gesamten Donaauraum, ausgenommen Deutschland, einheimisch war.

1.4 Biologie

Die Marmorierte Süßwassergrundel lebt am Gewässergrund und hält sich tagsüber meist unter Steinen und anderen Gewässerstrukturen versteckt. Nachts ernährt sie sich hauptsächlich von Invertebraten, Fischlaich und Fischbrut (Hauer 2007). Zur Laichzeit (April bis Mai) verteidigt der Milchner sein Versteck, wo, über einen längeren Zeitraum hinweg, in mehreren Schüben, die Eier auf der Unterseite von Hartteilen (z. B. Steine, Totholz) angeklebt werden. Diese werden bewacht und mit Frischwasser befächelt. Die Milchner sind in dieser Zeit fast schwarz gefärbt. Während der Zeit der Nestwache nehmen die Männchen keine Nahrung auf und sterben oft nach der Brutzeit.

Reproduktionsgilde: speleophil (Spindler 1995)

Habitatgilde: indifferent/euryopar/hohes Strukturbezug (Zauner & Eberstaller 1999)

2 Vorkommen in Deutschland und Österreich

2.1 Einführungs- und Ausbreitungsgeschichte / Ausbreitungswege

Über die ursprüngliche Verbreitung und Ausbreitungsmechanismen entlang der Donau herrscht Unklarheit, zumal die Art, ähnlich wie *Neogobius* spp., ihr geographisches Areal gegenwärtig v.a. westwärts ausdehnt. Dieser Prozess erscheint jedoch weitaus langsamer zu verlaufen als bei *Neogobius* spp. und vor allem fehlende historische Vorkommensnachweise werden meist als „Übersehen der verborgen lebenden Art“ interpretiert. Ob „erste Nachweise“ aus dem 19. Jahrhundert daher gleichbedeutend sind mit dem Erstvorkommen, oder lediglich mit der jeweils lokalen „Entdeckung“ kann aus heutiger Sicht nicht geklärt werden. Es erscheint jedenfalls seltsam, dass eine leicht zu fangende, häufige Art mit auffälligem Brutverhalten über mehrere Jahrhunderte hinweg „übersehen“ wurde.

Heckel & Kner (1858) geben noch keine Vorkommen der Marmorierten Grundel im Bereich der Österreichischen Monarchie an. Ab 1873 gibt es jedoch Belege für die Marmorierte Grundel im östlichen Donaauraum bis zur Marchmündung (Berg 1949; Brtek & Oliva 1950; Ahnelt 1989). Bei dieser Art ist jedoch der genaue Zeitpunkt ihrer Ausbreitung vom Schwarzen Meer unklar (Ahnelt 1989; Harka 1990). So die einzelnen Belege in zeitlicher und räumlicher Sicht tatsächlich eine Ausweitung des Vorkommensgebiets dokumentieren, erfolgte diese über wesentlich längere Zeiträume als bei den *Neogobius*-Arten.

Neben der Verschleppung von Gelegen an Schiffsrümpfen kommt auch der Transport von Eiern und Jungfischen mit Wasservögeln und eine Verschleppung mit Ballastwasser in Frage. So wurde die Art auch nach Nordamerika verschleppt, wo sie 1991 erstmals im St. Clair River, Michigan und in weiterer Folge in den Großen Seen (Lake St. Clair, Lake Erie, Lake Superior, Lake Huron) festgestellt wurde (Jude et al. 1992; Fuller et al. 2007).

Die Ausbreitung ist aufgrund der schwachen Schwimmleistung eher flussab gerichtet (Drift von Jungfischen). Dies steht im krassen Gegensatz zur zuletzt westwärts, flussauf die Donau gerichteten Ausbreitung und begünstigt die weitere Verbreitung im Rhein-Einzugsgebiet.

2.2 Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz

Deutschland:

Nach Fängen 1985 bei Vilshofen in der Donau (Stemmer 2008) und im Main-Donau-Kanal Anfang der 1990er-Jahre, wurde die Marmorierete Süßwassergrundel nach Überwinden der europäischen Hauptwasserscheide erstmals 1997 im Lohbach (zahlreiche 1-2 cm lange Jungfische) festgestellt, einem kleinen Seitenbach der Roth, die ihr Wasser aus dem Kanal empfängt (von Landwüst 2006). Im Main wurde die Grundel erstmals 1999 bei Bamberg festgestellt (Schadt 2000). Von dort breitete sich die Art sehr rasch flussabwärts aus, wurde noch im gleichen Jahr im Main bis Limbach nachgewiesen (Schadt 2000; Reinartz et al. 2000) sowie im Rhein südlich von Koblenz bis Andernach (Reinartz et al. 2000; IKSR 2002), erreichte 2001 die Wuppermündung nahe Düsseldorf und bereits im März 2002 das Rheindelta, wo im Waal bei Nijmegen 5 Exemplare gefangen wurden, 2003 bereits 136 (Tien et al. 2003). Im Jahr 2005 wurde auch die erste stromauf gerichtete Ausbreitung der Marmorierten Süßwassergrundel im Rheingebiet nachgewiesen. Im Nebenfluss Mosel breitete sie sich zwischen 2000 und 2005 insgesamt 37 km bis in die zweite Stauhaltung Lehmen (Mosel-km 21-37) aus (von Landwüst 2006). Eine 2007 durchgeführte stichprobenartige Erhebung der Fischfauna der Donau erbrachte nur vereinzelte Nachweise dieser Art in Deutschland (Jepsen et al. 2008; Wiesner et al. 2008).

Österreich:

Die Marmorierete Grundel wurde in Österreich, mit dem Argument, dass diese Kleinfischart vermutlich vielfach „übersehen“ wurde und daher schon innerhalb der letzten Jahrhunderte/Jahrtausende den Donauroaum besiedelt haben könnte, als einheimische Art klassifiziert (Ahnelt 1989; Harka 1990). Die Art ist daher nicht in der Neobiota-Auflistung von Mikschi (2002) enthalten und wird auch in der aktuellen Roten Liste (Wolfram & Mikschi 2007) als einheimische Art eingestuft, obgleich Vorkommen westlich von Wien als „verschleppt und faunenfremd“ klassifiziert werden. Der Tendenz zur westwärts gerichteten Ausbreitung dieser Art – erste Belege im 19. Jahrhundert aus Ungarn und relativ späte Erstnachweise im Gebiet des Neusiedler Sees 1928 auf ungarischer Seite im Teichmühlbach bei Fertőrákos (Mika & Breuer 1928) und 1956 am Nordende des Sees bei der Biologischen Station (Schubert & Bauer 1957), erstmalige Belege aus Donauausständen bei Hainburg im Jahr 1963 (NNW 65835, Ahnelt mündl. Mitt.), häufiges Vorkommen in der Alten Donau bei Wien (Wiesner, eigene Beobachtung), Donau bei Linz in den 1970er-Jahren (Ahnelt 1989) – wurde von Ahnelt (1989) und Harka (1990) daher entsprechend weniger Gewicht eingeräumt als der Möglichkeit, dass diese Art schon länger im österreichischen Donauabschnitt vorkommt und bis dato lediglich übersehen wurde. Ungeachtet ihrer Einstufung als einheimische Fischart, werden immer wieder neue Vorkommen entdeckt, die einerseits die Ausbreitung entlang der Donau-Achse wiedergeben (Wolfram & Mikschi 2007), andererseits aber auch die Möglichkeit der Verschleppung mit Besatzfischen (Friedl & Sampl 2000). Mittlerweile liegen Nachweise aus Wien, Nieder- und Oberösterreich sowie dem Burgenland (Spindler 1995) und der Steiermark (Friedl & Sampl 2000) vor. Eine 2007 durchgeführte stichprobenartige Erhebung der Fischfauna der Donau erbrachte nur vereinzelte Nachweise dieser Art in Österreich. Auch im übrigen Donauverlauf erreicht die Art nie größere Bestandsanteile (Jepsen et al. 2008; Wiesner et al. 2008).

Für Österreich wird die Art als einheimisch eingestuft, wobei damit nur die Vorkommen im Donauroaum bei und östlich von Wien berücksichtigt sind. Andere Vorkommen gelten als faunenfremd („regionales Neozoon“). Mitberücksichtigt ist hierbei auch der Umstand, dass sich diese Art noch vor Errichtung der Donaukraftwerke am Eisernen Tor (1971) ausgebreitet hat und somit, unabhängig vom genauen Datum, eine natürliche Erweiterung ihres Verbreitungsgebietes angenommen werden kann. Allerdings gilt es auch zu bedenken, dass bereits Mitte des 19. Jahrhunderts, also lange vor Errichtung dieser Staudämme, mit der Regulierungstätigkeit zur Verbesserung der Schifffahrt im Eisernen Tor begonnen wurde.

Verbreitungskarten: siehe Anhang

Analyse der Rasterfrequenzen

In Deutschland wurde die Art bislang in drei Flüssen des Rheineinzugsgebietes nachgewiesen, im Rhein selbst und seinen Nebenflüssen Main und Mosel. Das bisherige Nachweisgebiet umfasst 49 Kartenraster (Frequenz= 0,42 %). Die weitere Ausbreitung der Art über das Bundeswasserstraßennetz ist unbedingt zu erwarten.

In Österreich:

Zeitraum	Beprobte Raster	Rasternachweise	Rasterfrequenz (%)	Rasterfrequenz 2 (%)
1971 - 1980	4	0	0	0
1981 - 1990	113	0	0	0
1991 - 2000	433	10	0,4	2,3
ab 2001	417	28	1,1	6,7
gesamt	761	33	1,3	4,3

Im Zeitraum 1971-2007 enthielten rund 1,3 % aller Kartenraster in Österreich einen Nachweis, wobei fast sämtliche Dateneinträge auf das unmittelbare Donauebiet entfallen. Gemessen an den tatsächlich beprobten Rasterfeldern, beträgt die Frequenz 4,3 %. In den letzten beiden Dekaden ist darüber hinaus auch eine Zunahme der Rasterfrequenzen zu verzeichnen.

Da nur 33 Rasterfelder positive Nachweise erbrachten, erfolgt die Analyse auf Basis der Bioregionen nicht nach Dekaden getrennt. Auffällig sind die starken Unterschiede zwischen den Bioregionen. Nördliches Alpenvorland, Nördliches Granit- und Gneishochland sowie Pannonische Flach- und Hügelländer weisen jeweils deutlich höhere Rasterfrequenzen auf, als der Durchschnitt. Es sind dies jene Regionen, die an den Donauström angrenzen. Für die übrigen Regionen sind keine Vorkommen in den Datensätzen enthalten.

Betrachtungseinheit	Gesamt	Betrachtungseinheit	Gesamt
Klagenfurter Becken	55	Pannonische Flach- und Hügelländer	307
positiv	0	positiv	19
beprobt	37	beprobt	84
Rasterfrequenz (%)	0,0	Rasterfrequenz (%)	6,2
Rasterfrequenz beprobt (%)	0,0	Rasterfrequenz beprobt (%)	22,6

Mittlere und westliche Nordalpen	304	Südalpen	100
positiv	0	positiv	0
beprobt	76	beprobt	28
Rasterfrequenz (%)	0,0	Rasterfrequenz (%)	0,0
Rasterfrequenz beprobt (%)	0,0	Rasterfrequenz beprobt (%)	0,0

Nördliches Alpenvorland	204	Südöstliches Alpenvorland	167
positiv	6	positiv	0
beprobt	91	beprobt	25
Rasterfrequenz (%)	2,9	Rasterfrequenz (%)	0,0
Rasterfrequenz beprobt (%)	6,6	Rasterfrequenz beprobt (%)	0,0

Nördliches Granit- und Gneishochland	291	Zentralalpen südöstlicher Teil	340
positiv	8	positiv	0
beprobt	99	beprobt	84
Rasterfrequenz (%)	2,7	Rasterfrequenz (%)	0,0
Rasterfrequenz beprobt (%)	8,1	Rasterfrequenz beprobt (%)	0,0

Östliche Nordalpen	317	Zentralalpen zentraler Teil	540
positiv	0	positiv	0
beprobt	134	beprobt	103
Rasterfrequenz (%)	0,0	Rasterfrequenz (%)	0,0
Rasterfrequenz beprobt (%)	0,0	Rasterfrequenz beprobt (%)	0,0

2.3 Lebensraum

Der ursprüngliche Lebensraum der Marmorierten Grundel sind die Küsten des Schwarzen und Asow'schen Meeres. Diese Art ist auch in den mündenden Flusssystemen von Donau, Bug und Dnepr (Kottelat & Freyhof 2007) zu finden. Die Art besiedelt den Gewässergrund von größeren Flüssen und Seen und nutzt den Lückenraum zwischen Steinen, Wurzeln und Wasserpflanzen. Bevorzugt werden allerdings kleinere Flüsse des Tieflandes, dort insbesondere schlammige Abschnitte mit reichem Pflanzenwuchs, sowie Sümpfe und Tümpel.

2.4 Status und Invasivität der Art

Mit Ausnahme von Deutschland wird die Art in den Donau-Anrainerstaaten als einheimisch klassifiziert (Kottelat & Freyhof 2007). Zusätzlich zu den Angaben in www.fishbase.org liegen auch Nachweise aus den Niederlanden vor (Kottelat & Freyhof 2007). Nach Einstufung in der Schwarzen Liste für Deutschland gilt die Art als „potenziell invasiv“ (Nehring et al. 2010).

Etablierungsstatus laut www.fishbase.org, www.nobanis.org, www.europe-aliens.org (Stand Januar 2010), (C) Nehring et al. 2010, (D) siehe Text.

Land	Etablierungsstatus				Invasivität
	fishbase	nobanis	europe-aliens	andere Quellen	
Belgien	–	–	–		potenziell invasiv ^C
Dänemark	–	–	–		
Deutschland	etabliert ¹	–	etabliert ¹	etabliert ^C	
Frankreich	–	–	–		
Italien	–	–	–		
Niederlande	etabliert ¹	–	unbekannt ¹	eingeführt ^D	
Österreich	einheimisch ¹	–	–	einheimisch ^{C, D}	
Polen	–	ohne Statusangabe ¹	–		
Schweiz	–	–	–		
Slowakei	–	–	–	einheimisch ^D	
Tschechien	einheimisch	–	–	einheimisch ^D	
Ungarn	–	–	–	einheimisch ^D	

¹als *P. marmoratus*

3 Auswirkungen

Die Bestände in Deutschland und Österreich gelten als etabliert und außerhalb des natürlichen Verbreitungsgebiets als expansiv.

3.1 Betroffene Lebensräume

Gewässergrund von größeren Flüssen und Seen, Altarmen und Teichen, bevorzugt mit Versteckmöglichkeiten.

3.2 Tiere und Pflanzen

Bei hohen Dichten ist mit Nahrungskonkurrenz und Räuberdruck auf Fischnährtiere und Fischlaich zu rechnen. Grundsätzlich dient die Art aber aufgrund ihrer geringen Größe eher selbst als Nahrung für andere Arten. Die Gefahr der Einschleppung von Parasiten und Krankheiten kann nicht ausgeschlossen werden.

3.3 Ökosysteme

Keine Auswirkungen bekannt.

3.4 Menschliche Gesundheit

Keine Auswirkungen bekannt.

3.5 Wirtschaftliche Auswirkungen

Keine Auswirkungen bekannt.

3.6. Klimawandel

Eine weitergehende Etablierung ist aufgrund der fortschreitenden Erwärmung von Gewässerökosystemen mittelfristig denkbar und kann zur weiträumigeren Ausbreitung der Art führen.

4 Maßnahmen

4.1 Vorbeugen

Jeglicher Besatz mit dieser Art ist zu unterlassen. Das unbeabsichtigte Verschleppen auch abseits der Schifffahrtsstraßen ist jedoch kaum zu unterbinden.

4.2 Allgemeine Empfehlungen zur Bekämpfung

Da die Art selbst in kleinsten Lückenräumen Schutz findet, ist eine Bekämpfung nicht möglich.

4.3 Methoden und Kosten der Bekämpfung

So nicht der gesamte Wasserkörper trocken gelegt werden kann, um die Fische zu entnehmen, ist keine ökologisch vertretbare Maßnahme möglich.

5 Literatur & Links

- Ahnelt, H. (1989): Die Marmorierte Grundel (*Proterorhinus marmoratus* Pallas; Pisces; Gobiidae) – ein postglazialer Einwanderer. Österreichs Fischerei 42: 11-14.
- Ahnelt, H., Banarescu, P., Spolwind, R., Harka, A. & Waidbacher, H. (1998): Occurrence and distribution of three gobiid species (Pisces, Gobiidae) in the middle and upper Danube region – examples of different dispersal patterns. Biologia, Bratislava 53: 665-678.
- Berg, L.S. (1949): Freshwater fishes of the USSR and adjacent countries. Acad. Sci. USSR Zool. Inst. (Translated from Russian by the Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem, 1965).
- Brtek, J. & Oliva, O. (1950): *Proterorhinus marmoratus* (Pallas 1871) in Czechoslovakia. Akvaristické Listy, XXII, Cis. 1: 3-5 (in Tschechisch).
- Friedl, T. & Sampl, H. (2000): Erstnachweis der Marmorierten Grundel *Proterorhinus marmoratus* Pallas in der Steiermark. Österreichs Fischerei 53: 189-191.
- Fuller, P., Nico, L. & Maynard, E. (2007): *Proterorhinus semilunaris*. USGS Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL. <<http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.asp?speciesID=714>> Revision Date: 10/25/2007
- Harka, A. (1990): Zusätzliche Verbreitungsgebiete der Marmorierten Grundel (*Proterorhinus marmoratus* Pallas) in Mitteleuropa. Österreichs Fischerei 43: 262-265.
- Hauer, W. (2007): Fische Krebse Muscheln in heimischen Seen und Flüssen. Leopold Stocker Verlag, Graz & Stuttgart, 231 pp.
- Heckel, J.J. & Kner, R. (1858): Die Süßwasserfische der Österreichischen Monarchie, mit Rücksicht auf die angrenzenden Länder. Engelmann, Leipzig.
- IKSR – Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (2002): Rheinfischfauna 2000. Was lebt zwischen dem Rheinfall bei Schaffhausen und der Nordsee. IKSR, Luxemburg.
- Jepsen, N., Wiesner, C. & Schotzko, N. (2008): Fish. In: Liška, I., Wagner, F. & Slobodník, J. (eds) Joint Danube Survey. Final Scientific Report. International Commission for the Protection of the Danube River, Wien, pp. 72-81.
- Jude, D.J., Reider, R.H. & Smith, G.R. (1992): Establishment of Gobiidae in the Great Lakes Basin. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 49: 416-421.
- Kottelat, M. & Freyhof, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany. 646 pp.

- Mika, F. & Breuer, G. (1928): Fische und Fischerei im ungarischen Fertö (Neusiedlersee). A. M. Biol. Kut. M., Tihany, pp. 104-131.
- Mikschi, E. (2002): Fische (Pisces). In: Essl, F. & Rabitsch, W. (eds) Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt, Wien, pp. 197-204.
- Nehring, S., Essl, F., Klingenstein, F., Nowack, C., Rabitsch, W., Stöhr, O., Wiesner, C. & Wolter, C. (2010): Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. BfN-Skripten, in Druck.
- Reinartz, R., Hilbrich, T. & Born, O. (2000): Nachweis der Marmorierten Grundel (*Proterorhinus marmoratus* (Pallas, 1811) im unterfränkischen Main bei Eltmann (Rheineinzugsgebiet). Österreichs Fischerei 53: 192-194.
- Schadt, J. (2000): Neue Fischart im Main entdeckt: Marmorierte Grundel (*Proterorhinus marmoratus*). Fischer & Teichwirt 51: 217-218.
- Schubert, P. & Bauer, K. (1957): *Proterorhinus marmoratus* Pallas (Gobiidae) – ein für die österreichische Fauna neuer Fisch. Burgenländische Heimatblätter 19: 6-9.
- Spindler, T. (1995): Fischfauna in Österreich. Ökologie - Gefährdung - Bioindikation - Fischerei - Gesetzgebung. Umweltbundesamt Monographien Band 53, Wien, 140 pp.
- Stemmer, B. (2008): Flussgrundel im Rhein-Gewässersystem. Natur in NRW 4/08: 57-60.
- Stepien, C.A. & Tumeo, M.A. (2006): Invasion genetics of Ponto-Caspian gobies in the Great Lakes: a 'cryptic' species, absence of founder effects, and comparative risk analysis. Biological Invasions 8: 61-78.
- Tien, N.S.H., Winter, H.V., De Leeuw, J.J., Wiegerinck, J.A.M. & Westerink, H.J. (2003): Jaarrapport-age Actieve Vismonitoring Zoete Rijkswateren 2002/2003. RIVO-Report C069/03.
- Von Landwüst, C. (2006): Expansion of *Proterorhinus marmoratus* (Teleostei, Gobiidae) into the River Moselle (Germany). Folia Zoologica 55: 107-111.
- Wiesner, C., Schotzko, N., Cerny, J., Guti, G., Davideanu, G. & Jepsen, N. (2008): JDS-2 Fish. In: ICPDR – International Commission for the Protection of the Danube River (eds) Results of the Joint Danube Survey 2, 14 August – 27 September 2007, CD-Rom, Wien.
- Wolfram, G. & Mikschi, E. (2007): Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs. In: Zulka, K.-P. (Red.) Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Böhlau, Wien, pp. 61-198.
- Zauner, G. & Eberstaller, J. (1999): Klassifizierungsschema der österreichischen Flußfischfauna in bezug auf deren Lebensraumsprüche. Österreichs Fischerei 52: 198-205.

<http://www.fishbase.org/Summary/speciesSummary.php?ID=65128>

4.1.15 *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1842)

Pseudorasbora parva (Temminck & Schlegel, 1842) (Cyprinidae) Blaubandbärbling, Pseudo-Keilfleckbarbe (D), stone moroco, topmouth gudgeon (E)

1 Beschreibung der Art

1.1 Aussehen



Fotos: *Pseudorasbora parva*

Der Körper des Blaubandbärblings ist lang gestreckt, leicht hochrückig mit hohem, und vom Rumpf nicht deutlich abgesetztem Schwanzstiel. Das kleine Maul ist oberständig mit einer schräg nach oben weisenden Mundspalte und ohne Bartfäden. Die Färbung ist in der Regel silbrig bis graubraun, gelegentlich blauviolett und metallisch schimmernd. Entlang der Flanke zieht sich, vor allem bei Jungfischen, ein schmaler dunkler, meist schwarzblauer Längsstreifen, beginnend bei der Schnauzenspitze oder ab dem Kiemendeckel bis zur Schwanzwurzel. Dieser kann bei adulten Exemplaren bis zur Unkenntlichkeit verblassen (siehe Foto links). Die Flossen sind farblos bis bräunlich pigmentiert. Während der Laichzeit tragen die Männchen ein Hochzeitskleid und sind fast ganz schwarz. Die großen, silbernen Schuppen sind dunkel umrandet und wirken wie eine Netzzeichnung. Entlang der Seitenlinie befinden sich 32-39 Schuppen. Das Vorderende der Rückenflossenbasis liegt ungefähr über dem Bauchflossenansatz, das Ende der Rückenflossenbasis liegt vor dem Vorderende der Afterflosse. Die Anzahl der Flossenstrahlen (Hart-/Gabelstrahlen) ist in der Flossenformel angegeben (D/C/P/V/A = Rücken-, Schwanz-, Brust-, Bauch- und Afterflosse). Die Schlundzähne sind einreihig angeordnet (5-6). Diese Kleinfischart wird selten größer als 10 cm (maximal 11 cm) lang.

Flossenformel:

D III/7-8
----- C 0/19
P I/11-12; V I/6-7; A II-III/5-6

Verwechslungsmöglichkeiten:

Schneider (*Alburnoides bipunctatus*): Afterflosse mit mindestens 12 Gabelstrahlen, Seitenlinie mit schwarzen Pigmenten eingesäumt und stark nach unten gekrümmt, fallweise ein breites schwarz-violett schimmerndes Band entlang der Flankenmitte, das Ende der Rückenflossenbasis liegt etwa über dem Afterflossenansatz.

Aitel (*Leuciscus cephalus*): breiter, großer Kopf mit weiter Mundspalte, Körper torpedoförmig und drehrund.

Bitterling (*Rhodeus sericeus*): endständiges Maul mit horizontaler Mundspalte, Ende der Basis der Rückenflosse hinter dem Vorderende der Afterflosse, Körper hochrückig, Schwanzstiel deutlich vom Körper abgesetzt mit deutlich geringerer Höhe.

Rotauge (*Rutilus rutilus*): Seitenlinie mit mindestens 39 Schuppen, Rücken- und Afterflosse mit mindestens 9 Gabelstrahlen, Flossen und Iris i.d.R. orangerot gefärbt.

Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*): Das Vorderende der Rückenflossenbasis liegt deutlich hinter dem Ansatz der Bauchflosse, Afterflosse mit mindestens 9 Gabelstrahlen, Flossen leuchtend rot gefärbt, auch bei Jungfischen ab etwa 3-4 cm ist bereits eine leichte Rotfärbung erkennbar.

1.2 Taxonomie

Der Blaubandbärbling gehört zur Familie der karpfenartigen Fische (Cyprinidae). Die folgenden wissenschaftlichen Synonyme sind bekannt (www.fishbase.org):

Fundulus virescens Temminck & Schlegel, 1846
Leuciscus parvus Temminck & Schlegel, 1846
Micraspius mianowskii Dybowski, 1896
Pseudorasbora altipinna Nichols, 1925
Pseudorasbora depressirostris Nichols, 1925
Pseudorasbora fowleri Nichols, 1925
Pseudorasbora monstrosa Nichols, 1925
Pseudorasbora parva (Temminck & Schlegel, 1846)
Pseudorasbora parva parvula Nichols, 1929
Pseudorasbora parva tenuis Nichols, 1929

1.3 Herkunftsgebiet

Das natürliche Verbreitungsgebiet in Ostasien umfasst die Fluss-Systeme des Amur, Yangtze, Huangho und einige japanische Inseln sowie Teile von Süd-Korea und Taiwan (Berg 1949; Banarescu 1999).

1.4 Biologie

Die Art ist sehr anpassungs- und widerstandsfähig (breite Temperatur- und Sauerstoffgehaltstoleranz). Im Verbreitungsgebiet herrschen generell Temperaturen von 5 °C bis 22 °C vor (www.fishbase.org). In Österreich laicht die Art vorwiegend in gemäßigt fließenden und stehenden Gewässern ab. Die Laichzeit dieses sog. Portionslaichers erstreckt sich von Mai bis September, wobei die klebrigen Eier bei etwa 15-19 °C bevorzugt auf Steinen oder Pflanzen abgelegt werden (Giurca & Angelescu 1971; Barus et al. 1984; Honsig-Erlenburg & Petutschnig 2002). Der Milchner bewacht das Gelege bis zum Schlupfzeitpunkt und verteidigt es aggressiv auch gegen größere Fische (Sebela & Wohlgemuth 1984). Die kurzlebige Art wird bis zu fünf Jahre alt (www.fishbase.org) und wird bereits mit einem Jahr geschlechtsreif (Giurca & Angelescu 1971; Barus et al. 1984).

Reproduktionsgilde: phyto-lithophil (Spindler 1995)

Habitatgilde: indifferent/eurypar/geringer Strukturbezug (Zauner & Eberstaller 1999)

2 Vorkommen in Deutschland und Österreich

2.1 Einführungs- und Ausbreitungsgeschichte / Ausbreitungswege

Der Blaubandbärbling wurde 1960 nach Rumänien unbeabsichtigt mit dem ersten Import von Eiern pflanzenfressender Gras- und Silberkarpfen aus dem Yangtse Fluss bei Wuhan importiert. In einem Teich nahe Bukarest schlüpften aus den Eiern neben den gewünschten Gras- und Silberkarpfen weitere 14 Fischarten, u.a. Blaubandbärblinge (Nalbant, Bukarest, mündl. Mitt. 2000). Die heutige Verbreitung ist einerseits auf menschliche Aktivität (Ausbringung als Futterfisch, Freilassung von lebenden Köderfischen oder Aquarienfischen, unbeabsichtigte Einbringung mit anderem Besatzmaterial), andererseits aber auch auf natürliche Vermehrung und sekundäre Ausbreitung in Gewässersystemen zurückzuführen.

2.2 Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz

Deutschland:

Auch nach Deutschland gelangte der Blaubandbärbling zwischen 1964 und Anfang der 1980er Jahre vermutlich zeitgleich mit der Einfuhr von Graskarpfen unabsichtlich in Teichwirtschaften (vgl. Arnold 1990; Welcomme 1988). Seit Anfang/Mitte der 1980er Jahre ist die Art als Besatz-, Futter-, Aquarien- und Köderfisch bei deutschen Teichwirten im Angebot (Stein & Herl 1986). Erstmals frei lebend nachgewiesen wurde die Art in Deutschland im September 1984 in der Weißen Elster bei Wünschendorf (Arnold 1985). 17 adulte Exemplare und ein Jungfisch wurden gefangen, was auf eine Vermehrung am Fundort schließen lässt. 1987 galt der Blaubandbärbling im Süden von Deutschland bereits als relativ weit verbreitet (Gaumert schrift. Mitt. in Arnold 1990). 1987 gelang auch der Nachweis für Niedersachsen in einem Teich im Teutoburger Wald (Arnold 1990).

1988 und 1989 wurden jeweils Einzelexemplare in zwei angebundenen Nebengewässern im Mittel- und Niederrhein gefunden (Lelek & Buhse 1992).

Hauptsächlich kommt die Art in größeren Teichanlagen insbesondere in Süddeutschland vor, während Funde in natürlichen Gewässern oft schon nach relativ kurzer Zeit nicht mehr wiederholt werden konnten (Arnold 1990). In Sachsen wurde Anfang der 1990er-Jahre eine Ausbreitung der Art über Teichwirtschaften beobachtet, in welche Blaubandbärblinge mit Satzfishkäufen aus Süddeutschland unbeabsichtigt eingeschleppt wurden: 1992 in einer Fischzuchtanlage an der Neiße, 1993 in Teichen bei Kleinwelka und im April 1994 im Hoyerswerdaer Schwarzwasser (Füllner et al. 2005). Gegenwärtig wird in Sachsen eine deutliche Ausbreitung der Art festgestellt, insbesondere in Gewässern, die mit Fischzuchtanlagen in Verbindung stehen (Füllner et al. 2005).

Aktuell sind insgesamt 466 Vorkommen in den Artenkatastern der Bundesländer registriert.

Österreich:

In Österreich konnte *P. parva* erstmals 1982 im Mündungsbereich der March bzw. der Tulln nachgewiesen werden (Weber 1984). Weitere Belege für ein Auftreten in der Pinka, der Raab, der Lafnitz und einer Reihe von Fischteichen in Niederösterreich, Burgenland, Steiermark und Kärnten folgten (Ahnelt & Tiefenbach 1991). Der Erstnachweis für die Donau stammt aus dem Altarm bei Schönbühel (Pinka 1998). Bereits 1993 und 1994 wurde die Art im neu errichteten Marchfeldkanal und im unteren Russbach nachgewiesen (Unfer & Schmutz 1998).

Heute ist der Blaubandbärbling in allen Bundesländern, mit Ausnahme von Tirol, nachgewiesen (Wolfram & Mikschi 2007). Lokal liegen sogar Berichte über massenhaftes Auftreten vor (bis >14.000 Ind./ha im Teichbach im Mittelburgenland, Wolfram & Mikschi 2002). Hauptsächlich betroffen sind Teiche und kleinere Fließgewässer (Wolfram & Mikschi 2007). Auch im Neusiedler See ist die Art nach dem ersten Auftreten 1994 mittlerweile etabliert (Mikschi et al. 1998; Wolfram et al. 2002). Aus größeren Fließgewässern liegen unterschiedliche Bestandesdichten vor. So ist die Art in der Grenzmur recht häufig (Zauner et al. 2000), in der Donau östlich von Wien hingegen selten (Eberstaller et al. 2001). Eine 2007 durchgeführte stichprobenartige Erhebung der Fischfauna der Donau erbrachte keine Nachweise dieser Art in Deutschland und Österreich. Erst ab dem ungarischen Abschnitt kommt die Art vereinzelt vor (Jepsen et al. 2008; Wiesner et al. 2008).

Verbreitungskarten: siehe Anhang

Analyse der Rasterfrequenzen

Rasterfrequenzen in Deutschland:

Zeitraum	Nachgewiesene Vorkommen	Raster	Rasterfrequenz (%)
1971 - 1980	21	18	0,15
1981 - 1990	104	90	0,76
1991 - 2000	71	141	1,20
ab 2001	270	142	1,21
gesamt	466	266	2,26

Insgesamt verfügen rund 2,3 % der Kartenraster über einen positiven Nachweis des Blaubandbärblings. Da die natürliche Ausbreitungsfähigkeit der Art eher gering ist und vor allem durch Mischbesatz mit Futterfisch erfolgt, ist die künftige Ausbreitung schwer prognostizierbar. Für Mischbesatz gibt es keinen vernünftigen Grund, er wird aber vielfach praktiziert und ist auch den Fischereigesetzen oder -verordnungen der Länder konform, da es sich in erster Linie (und so auch beabsichtigt) um einheimische Fische handelt.

In Österreich:

Zeitraum	Beprobte Raster	Rasternachweise	Rasterfrequenz (%)	Rasterfrequenz 2 (%)
1971 - 1980	4	0	0	0
1981 - 1990	113	0	0	0
1991 - 2000	433	24	0,9	5,5
ab 2001	417	63	2,4	15,1
gesamt	761	83	3,2	10,9

Im Zeitraum 1971-2007 enthielten rund 3,2 % aller Kartenraster in Österreich einen Nachweis. Gemessen an den tatsächlich beprobten Rasterfeldern, beträgt die Frequenz 10,9 %. Bei beiden Werten ist ein Anstieg in den letzten beiden Dekaden zu verzeichnen.

Da nur 83 Rasterfelder positive Nachweise erbrachten, erfolgt die Analyse auf Basis der Bioregionen nicht nach Dekaden getrennt. Auffällig sind die starken Unterschiede zwischen den Bioregionen. Pannonische Flach- und Hügelländer sowie Südöstliches Alpenvorland weisen jeweils deutlich höhere Rasterfrequenzen auf, als der Durchschnitt. Es sind dies vor allem im Osten gelegene Flach- und Hügelländer. In den übrigen Regionen sind die Rasterfrequenzen deutlich niedriger oder null.

Betrachtungseinheit	Gesamt	Betrachtungseinheit	Gesamt
Klagenfurter Becken	55	Pannonische Flach- und Hügelländer	307
positiv	0	positiv	39
beprobte	37	beprobte	84
Rasterfrequenz (%)	0,0	Rasterfrequenz (%)	12,7
Rasterfrequenz beprobt (%)	0,0	Rasterfrequenz beprobt (%)	46,4
Mittlere und westliche Nordalpen	304	Südalpen	100
positiv	0	positiv	0
beprobte	76	beprobte	28
Rasterfrequenz (%)	0,0	Rasterfrequenz (%)	0,0
Rasterfrequenz beprobt (%)	0,0	Rasterfrequenz beprobt (%)	0,0
Nördliches Alpenvorland	204	Südöstliches Alpenvorland	167
positiv	15	positiv	14
beprobte	91	beprobte	25
Rasterfrequenz (%)	7,4	Rasterfrequenz (%)	8,4
Rasterfrequenz beprobt (%)	16,5	Rasterfrequenz beprobt (%)	56,0
Nördliches Granit- und Gneishochland	291	Zentralalpen südöstlicher Teil	340
positiv	13	positiv	2
beprobte	99	beprobte	84
Rasterfrequenz (%)	4,5	Rasterfrequenz (%)	0,6
Rasterfrequenz beprobt (%)	13,1	Rasterfrequenz beprobt (%)	2,4
Östliche Nordalpen	317	Zentralalpen zentraler Teil	540
positiv	0	positiv	0
beprobte	134	beprobte	103
Rasterfrequenz (%)	0,0	Rasterfrequenz (%)	0,0
Rasterfrequenz beprobt (%)	0,0	Rasterfrequenz beprobt (%)	0,0

2.3 Lebensraum

Diese Fischart bevorzugt Uferzonen fließender und stehender Gewässer mit dichtem Pflanzenbewuchs (Berg 1949), einschließlich Wasserstraßen und Kanäle (Adamek & Siddiqui 1997). Bevorzugte Fließgeschwindigkeiten liegen unter $7 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ (Asaeda et al. 2005). In Österreich werden tiefere Lagen mit guter sommerlicher Erwärmung bevorzugt. Mitunter kommt diese Art in hohen Dichten in Bewässerungs- und Drainagekanälen vor. Im Rheineinzugsgebiet werden bevorzugt Altwässer besiedelt.

2.4 Status und Invasivität der Art

Die Angaben über den Etablierungsstatus in den verschiedenen Quellen stimmen größtenteils überein, ausgenommen für die Schweiz. Belgien stuft die Art als „invasiv“ ein. In der Schweiz wird die Art als etabliert eingestuft, jedoch von geringer Bedeutung (Wittenberg et al. 2005). Im österreichischen „Aktionsplan

Neobiota“ wurde die Art als „potenziell invasiv“ bewertet (Essl & Rabitsch 2004). DAISIE listet sie unter den „100 of the worst“ (www.europe-aliens.org). Nach Einstufung in den Schwarzen Listen für Deutschland und für Österreich gilt die Art in beiden Ländern als „potenziell invasiv“ (Nehring et al. 2010).

Etablierungsstatus laut www.fishbase.org¹, www.nobanis.org², www.europe-aliens.org (Stand Januar 2010), (A) http://ias.biodiversity.be (jeweils Stand Januar 2010), (B) Wittenberg et al. 2005, (C) Nehring et al. 2010, (D) siehe Text.

Land	Etablierungsstatus				Invasivität
	fishbase	nobanis	europe-aliens	andere Quellen	
Belgien	eingeführt	–	(Nordsee marin – etabliert)	etabliert ^A	A2 (hohes Potenzial) ^A
Dänemark	–	etabliert	etabliert		invasiv ²
Deutschland	etabliert	etabliert	etabliert	etabliert ^C	potenziell invasiv ^C
Frankreich	etabliert	–	–		
Italien	etabliert	–	etabliert		
Niederlande	vermutlich etabliert	–	(Nordsee marin – unbekannt)		
Österreich	etabliert	etabliert	ohne Statusangabe	etabliert ^C	potenziell invasiv ^{2, C, D}
Polen	etabliert	etabliert	etabliert		„probably some“ ¹ , invasiv ²
Schweiz	vermutlich etabliert	–	unbekannt	etabliert ^B	„probably some“ ¹
Slowakei	etabliert	–	–		„some“ ¹
Tschechien	etabliert	–	–		„some“ ¹
Ungarn	etabliert	–	–		„some“ ¹

3 Auswirkungen

Die Bestände in Deutschland und Österreich gelten als etabliert; sie können bei massenhaftem Vorkommen Probleme durch Nahrungskonkurrenz verursachen.

3.1 Betroffene Lebensräume

Alle stehenden und fließenden Gewässer mit Ausnahme der alpinen Regionen, bevorzugt jedoch langsam fließende Bäche und Stillgewässer mit guter sommerlicher Erwärmung und Pflanzenbewuchs.

3.2 Tiere und Pflanzen

Mögliche Auswirkungen auf autochthone Arten reichen vom Laichraub über Nahrungskonkurrenz (Wolfram-Wais et al. 1999) bis hin zu einem parasitischen Verhalten, dem direkten Attackieren und Verletzen von größeren Fischen (Libosvsky et al. 1990). Grundsätzlich besteht bei der Einbringung/Einschleppung faunenfremder Arten die Gefahr, dass Krankheiten und Parasiten, z. B. *Spherotecum destruens* (Gozlan et al. 2005) auf einheimische Arten übertragen werden. Gegen die von Gozlan et al. (2005) postulierte, vom Blaubandbärbling ausgehende latente Todesgefahr für andere Fischarten spricht, dass die Verbreitung der Art fast immer unbeabsichtigt, zusammen mit dem Besatz von Karpfen oder anderen Karpfenartigen Fischen erfolgte. Größere Teichanlagen bilden das Haupt-Vorkommensgebiet der Art, während Funde in natürlichen Gewässern oft schon nach relativ kurzer Zeit nicht mehr wiederholt werden konnten (Arnold 1990). Nicht nur in Teichanlagen kommen Blaubandbärblinge seit 1960 (Ersteinführung in Rumänien) mit zahlreichen anderen Fischarten vergesellschaftet vor, ohne dass je pathogene Effekte publiziert wurden (Arnold 1990; Rosecchi et al. 1993, 1997). Auch in natürlichen Flüssen kamen Blaubandbärblinge mit anderen Fischarten vergesellschaftet vor, wie z. B. Döbel, zeigten dort aber weniger Habitatpräferenzen als die einheimischen Arten (Beyer et al. 2007). Die Autoren konnten keine Auswirkungen auf einheimische Arten feststellen, was in völligem Gegensatz zu der von Gozlan et al. (2005) zwei Jahre zuvor reklamierten generellen Gefahr für alle Arten stand.

Es liegen Hinweise auf Veränderungen der Fischarten- und Makrozoobenthoszusammensetzung vor (Giurca & Angelescu 1971; Zitnan & Holcik 1976; Banarescu 1999; Rosecchi et al. 1993).

3.3 Ökosysteme

Der Blaubandbärbling frisst selektiv größere Zooplanktonarten (Crustacea), was zu erhöhter Phytoplanktondichte führt und somit die Eutrophierung der Gewässer begünstigt (Adamek & Sukop 2000).

3.4 Menschliche Gesundheit

Keine Auswirkungen bekannt.

3.5 Wirtschaftliche Auswirkungen

Speziell in Karpfenteichen, wo diese Fischart mitunter hohe Dichten erreicht, kommt es zu Nahrungskonkurrenz und geringerer Produktivität (Adamek & Sukop 2000).

4 Maßnahmen

4.1 Vorbeugen

Jeglicher Besatz mit dieser Art ist zu unterlassen. Der Lebendtransport und Einsatz als Köderfisch sowie die Nachzucht als Futterfisch ist zu untersagen. Speziell aufgrund der Kleinwüchsigkeit dieser Art ist es nicht möglich, diese isoliert in Teichen zu halten, da sie selbst durch Gitterauslässe und Rohrdurchlässe entkommt. Besatzmaterial anderer Arten, inklusive Gelege, ist sorgfältig auf die „Reinheit“ zu überprüfen, um den Blaubandbärbling nicht unbeabsichtigt zu verschleppen.

4.2 Allgemeine Empfehlungen zur Bekämpfung

Präventive Maßnahmen, wie strenge Besatzrestriktion und entsprechende Exekution werden empfohlen. Selbst in kleinen, abgeschlossenen Gewässern (z. B. Baggerseen) ist eine vollständige Bestandselimination ohne Trockenlegung oder Gifteinsatz nicht möglich.

Blaubandbärblinge tolerieren kurzzeitig sogar Rothenonkonzentrationen (ein spezifisches Fischtoxin), die für andere Fischarten tödlich sind (Allen et al. 2006).

4.3 Methoden und Kosten der Bekämpfung

So nicht der gesamte Wasserkörper trocken gelegt werden kann, um die Fische zu entnehmen, kann mittels Elektrofangmethode vorgegangen werden. Es ist jedoch kaum möglich den gesamten Bestand auf diese Weise zu erfassen, lediglich eine Reduktion des Bestandes kann bewirkt werden. Eine Kostenschätzung ist nicht möglich, da diese Arbeiten personal- und geräteintensiv sind und, abhängig von den örtlichen Gegebenheiten, von sehr unterschiedlicher Effizienz gekennzeichnet sind.

5 Literatur & Links

Adamek, Z. & Siddiqui, M.A. (1997): Reproduction parameters in a natural population of topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva*, and its consequences and food characteristics with respect to sex dissimilarities. Polish Archives of Hydrobiology 44: 145-152.

Adamek, Z. & Sukop, I. (2000): Vliv střevličky východní (*Pseudorasbora parva*) na parametry rybníčního prostředí. Biodiverzita ichtiofauny ČR 3: 37-43.

Ahnelt, H. & Tiefenbach, O. (1991): Zum Auftreten des Blaubandbärbling (*Pseudorasbora parva*) (Teleostei: Gobioidae) in den Flüssen Raab und Lafnitz. Österreichs Fischerei 1: 19-26.

Allen, Y., Kirby, S., Copp, G.H. & Brazier, M. (2006): Toxicity of rotenone to topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* for the species' eradication from a tarn in Cumbria. Fisheries Management and Ecology 13: 337-340.

- Arndt, G.-M., Gessner, J. & Raymakers, C. (2002): Trends in farming, trade and occurrence of native and exotic sturgeons in natural habitats in Central and Western Europe. *Journal of Applied Ichthyology* 18: 444-448.
- Arnold, A. (1985): *Pseudorasbora parva* (Schlegel 1842) nun auch in der DDR! *Z. Binnenfisch.* DDR 32: 182-183.
- Arnold, A. (1990): Eingebürgerte Fischarten, Die Neue Brehm Bücherei; A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 144 pp.
- Asaeda, T., Trung, V.K. & Manatunge, J. (2005): Effects of flow velocity on feeding behavior and microhabitat selection of *Pseudorasbora parva*: a trade-off between feeding and swimming costs. *Transactions of the American Fisheries Society* 134: 537-547.
- Banarescu, P.M. (1999): *The Freshwater Fishes of Europe – Vol. 5/I Cyprinidae 2/I*; AULA-Verlag, Wiesbaden.
- Barus, V., Kux, Z. & Libosvarsky, J. (1984): On *Pseudorasbora parva* (Pisces) in Czechoslovakia. *Folia Zoologica* 33: 5-18.
- Berg, L.S. (1949): *Ryby presnych vod SSSR i sopredelnyh stran.* 2. Izd. AN SSSR, Moskva-Leningrad, pp. 477-925.
- Beyer, K., Copp, G.H. & Gozlan, R.E. (2007): Microhabitat use and interspecific associations of introduced topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* and native fishes in a small stream. *Journal of Fish Biology* 71: Suppl. D: 224-238.
- Eberstaller, J., Pinka, P. & Honsowitz, H. (2001): Überprüfung der Funktionsfähigkeit der Fischaufstiegshilfe am Donaukraftwerk Freudenau. *Schriftenreihe der Forschung im Verbund*, Bd. 68.
- Essl, F. & Rabitsch, W. (2004): Österreichischer Aktionsplan zu gebietsfremden Arten (Neobiota). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 28 pp.
- Füllner, G., Pfeifer, M. & Zarske, A. (2005): *Atlas der Fische Sachsens. Rundmäuler – Fische – Krebse.* Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft & Museum für Tierkunde, Dresden.
- Gessner, J., Arndt, G.-M., Tiedemann, R., Bartel, R. & Kirschbaum, F. (2006): Remediation measures for the Baltic sturgeon: status reviews and perspectives. *Journal of Applied Ichthyology* 22, Suppl. 1: 23-31.
- Giurca, R. & Angelescu, N. (1971): Consideratii privinid biologia sia aria de raspindire geografica a cyprinidului *Pseudorasbora parva* (Schlegel) in apele Romaniei. *Bul. Cercet. Piscicole*, 30: 99-109.
- Gozlan, R.E., St-Hilaire, S., Feist, S.W., Martin, P. & Kent, M.L. (2005): Disease threat to European fish. *Nature* 435: 1046.
- Honsig-Erlenburg, W. & Petutschnig, W. (2002): *Fische, Neunaugen, Flusskrebse, Großmuscheln.* Sonderreihe des Naturwissenschaftlichen Vereins für Kärnten, Klagenfurt, 257 pp.
- Jepsen, N., Wiesner, C. & Schotzko, N. (2008): Fish. In: Liška, I., Wagner, F. & Slobodník, J. (eds) *Joint Danube Survey. Final Scientific Report.* International Commission for the Protection of the Danube River, Wien, pp. 72-81.
- Lelek, A. & Buhse, G. (1992): *Fische des Rheins – früher und heute.* Springer, Heidelberg, 214 pp.
- Libosvarsky, J., Barus, V. & Sterba, O. (1990): Facultative Parasitism of *Pseudorasbora parva* (Pisces). *Folia Zoologica* 39: 355-360.
- Mikschi, E. (2002): Fische (Pisces). In: Essl, F. & Rabitsch, W. (eds) *Neobiota in Österreich.* Umweltbundesamt, Wien, pp. 197-204.
- Mikschi, E., Wolfram, G., Wolfram-Wais, A. & Hain, A. (1998): On the ecology of *Pseudorasbora parva* in Neusiedler See (Austria) (Abstract). *Internat. Congr. Shallow Lakes*, Berlin.
- Nehring, S., Essl, F., Klingenstein, F., Nowack, C., Rabitsch, W., Stöhr, O., Wiesner, C. & Wolter, C. (2010): Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. *BfN-Skripten*, in Druck.
- Pinka, P. (1998): *Fischökologische Bedeutung des Altarms Schönbühel.* Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, 98 pp.
- Rosecchi, E., Crivelli, A. & Catsadorakis, G. (1993): The establishment and impact of *Pseudorasbora parva*, an exotic fish species introduced into Lake Mikri Prespa (north-western Greece). *Aquatic Conservation: Marine and Frshwater Ecosystems* 3: 223-231.
- Rosecchi, E., Poizat, G. & Crivelli, A.J. (1997): The introduction of freshwater fish and cray-fish species in the Camargue: history, origin and changes in assemblages. *Bulletin Francais de le Peche et de la Pisciculture* 344/345: 221-232.

- Sebela, M. & Wohlgemuth, E. (1984): Some observations on *Pseudorasbora parva* (Schlegel, 1842) (Pisces, Cyprinidae) in a culture. Acta Musei Moraviae 69: 187-194.
- Spindler, T. (1995): Fischfauna in Österreich. Ökologie - Gefährdung - Bioindikation - Fischerei - Gesetzgebung. Umweltbundesamt Monographien Band 53, Wien, 140 pp.
- Stein, H. & Herl, O. (1986): *Pseudorasbora parva* - eine neue Art der mitteleuropäischen Fischfauna. Der Fischwirt 36: 1-2.
- Unfer, G. & Schmutz, S. (1998): The course of fish colonisation in the Marchfeldkanal-System, a man-made canal - the first two years. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie 26: 2335-2340.
- Weber, E. (1984): Die Ausbreitung der Pseudokeilfleckbarbe im Donauraum. Österreichs Fischerei 37: 63-65.
- Welcomme, R.L. (1988): International introductions of inland aquatic species. FAO Fisheries Technical Paper 294: 318 pp.
- Wiesner, C., Schotzko, N., Cerny, J., Guti, G., Davideanu, G. & Jepsen, N. (2008): JDS-2 Fish. In: ICPDR - International Commission for the Protection of the Danube River (eds) Results of the Joint Danube Survey 2, 14 August - 27 September 2007, CD-Rom, Wien.
- Wittenberg, R., Kenis, M., Blick, T., Hänggi, A., Gassmann, A. & Weber, E. (2005): Invasive alien species in Switzerland : an inventory of alien species and their threat to biodiversity and economy in Switzerland. CABI Bioscience Switzerland Centre report to Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape. The environment in practice no. 0629. Federal Office for the Environment, Bern, 155 pp.
- Wolfram, G. & Mikschi, E. (2002): Rote Liste der gefährdeten Neunaugen und Fische des Burgenlandes. Studie im Auftrag der Burgenländischen Landesregierung, 75 pp. + Anhang.
- Wolfram, G., Mikschi, E., Wolfram-Wais, A. & Hain, A. (2002): Fischökologische Untersuchung des Schilfgürtels des Neusiedler Sees. Studie im Auftrag des Nationalparks Neusiedler See, 174 pp.
- Wolfram, G. & Mikschi, E. (2007): Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs. In: Zulka, K.-P. (Red.) Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Böhlau, Wien, pp. 61-198.
- Wolfram-Wais, A., Wolfram, G., Auer, B., Mikschi, E. & Hain, A. (1999): Feeding habits of two introduced fish species (*Lepomis gibbosus*, *Pseudorasbora parva*) in Neusiedler See (Austria), with special reference to chironomid larvae (Diptera: Chironomidae). Hydrobiologia 408/409: 123-129
- Zauner, G. & Eberstaller, J. (1999): Klassifizierungsschema der österreichischen Flußfischfauna in bezug auf deren Lebensraumansprüche. Österreichs Fischerei 52: 198-205.
- Zauner, G., Pinka, P. & Jungwirth, M. (2000): Wasserwirtschaftliches Grundsatzkonzept Grenzmur - Phase 1, TB 2.1 Fischökologie. Studie im Auftrag der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 3a.
- Žitnan, R. & Holčík, J. (1976): On the first find of *Pseudorasbora parva* in Czechoslovakia. Zoologické Listy 25: 91-95.

<http://www.fishbase.org/Summary/SpeciesSummary.php?id=4691>

<http://ias.biodiversity.be/species/show/5>

http://www.nobanis.org/files/factsheets/Pseudorasbora_parva.pdf

1.2 Taxonomie

Der Bachsaibling gehört zur Familie der lachsartigen Fische (Salmonidae). Die folgenden wissenschaftlichen Synonyme sind bekannt (www.fishbase.org):

Baione fontinalis (Mitchill, 1814)
Salmo canadensis Griffith & Smith, 1834
Salmo fontinalis Mitchill, 1814
Salmo hudsonicus Suckley, 1861
Salvelinus fontinalis timagamiensis Henn & Rinckenbach, 1925
Salvelinus timagamiensis Henn & Rinckenbach, 1925

1.3 Herkunftsgebiet

Das natürliche Vorkommen dieser Art liegt im nordöstlichen Nordamerika, von Neufundland bis zur westlichen Hudson Bay und im Süden vom Mississippi-Gebiet bis Minnesota und Georgia (Lopez et al. 1987).

1.4 Biologie

Der Bachsaibling lebt in kalten, sauerstoffreichen, fließenden und stehenden Gewässern der Forellenregion. Mitunter kommt die Art sogar im unmittelbaren Quellbereich vor. Zur Nahrung zählen Kleintiere aller Art, wobei ausgewachsene Exemplare hauptsächlich Fische jagen. Im Gegensatz zur Bachforelle ist der Bachsaibling weniger auf strukturreiche Gewässer mit Einstandsmöglichkeiten angewiesen (Hauer 2007). Die Laichzeit liegt, wie bei der einheimischen Bachforelle, im Herbst und Winter. Beim Laichakt schlagen Rogner und Milchner mit der Schwanzflosse eine Laichgrube in das kiesig-schottrige Sohlsubstrat. Die Larven sind zum Schlüpfzeitpunkt mit einem großen Dottersack ausgestattet und verbleiben bis zu dessen Aufzehrung im Interstitial.

Reproduktionsgilde: lithophil, Brutverstecker (Spindler 1995)

Habitatgilde: indifferent/rheopar/geringer Strukturbezug (Zauner & Eberstaller 1999)

2 Vorkommen in Deutschland und Österreich

2.1 Einführungs- und Ausbreitungsgeschichte / Ausbreitungswege

Seit 1879 wurden regelmäßig befruchtete Eier des Bachsaiblings aus Nordamerika eingeführt (Von dem Borne 1886). 1882 wurden rund 400 in der Zuchtanstalt Starnberg erbrütete Jungfische in einem subalpinen Bach in Oberbayern ausgesetzt (Anonymus 1883). Bis 1896 wurden 720.000 Eier nach Europa importiert und ist die Art in vielen Bächen heimisch geworden (von Debschitz 1897). Die Einfuhr erfolgte primär zur Ertragssteigerung und Bereicherung der Fischgewässer (Pflieger 1971).

2.2 Aktuelle Verbreitung und Ausbreitungstendenz

Deutschland:

Aktuell sind 1.213 Vorkommen in den Artenkatastern der deutschen Bundesländer registriert. Aufgrund der vielerorts verbesserten Wasserqualität wird beispielsweise in Sachsen mit einer Zunahme der Vorkommen gerechnet, da sich immer mehr Gewässer für eine Bewirtschaftung – sprich den Besatz – mit dieser fischereilich sehr geschätzten Art eignen (Füllner et al. 2005).

Rasterfrequenz in Deutschland:

Zeitraum	Nachgewiesene Vorkommen	Raster	Rasterfrequenz (%)
1961 - 1970	1	3	0,03
1971 - 1980	110	53	0,45
1981 - 1990	781	405	3,44
1991 - 2000	252	283	2,40
ab 2001	69	37	0,31
gesamt	1213	523	4,44

Rund 4,4 % der Rasterfläche Deutschlands verfügt über Vorkommen des Bachsaiblings. In einigen Ländern –

wie z. B. in Sachsen – wird aufgrund der vielerorts verbesserten Wasserqualität gepaart mit der fischereilichen Bedeutung der Art, eine Zunahme von Bachsaiblingen erwartet. Dem könnte allerdings die prognostizierte Erwärmung der Gewässer entgegenstehen.

Österreich:

Heute ist die der Bachsaibling in praktisch allen Fließgewässern der Forellen- und Äschenregion Österreichs verbreitet (Spindler 1995, Mikschi 2002), jedoch basieren die Vorkommen in freier Wildbahn weitgehend auf Besatz und erreichen nur unbedeutende Größen. Es gelingt jedoch immer wieder auch eigenständige Reproduktion nachzuweisen (Wolfram & Mikschi 2007). Auch Vorkommen der Hybridformen „Tigerfisch“ und „Elsässer Saibling“ werden vereinzelt in freier Wildbahn dokumentiert, deren Herkunft (Besatz oder Naturaufkommen) jedoch nicht zuordenbar ist (Wiesner, eigene Beobachtung).

Rasterfrequenz in Österreich:

Zeitraum	Beprobte Raster	Rasternachweise	Rasterfrequenz (%)	Rasterfrequenz 2 (%)
1971 - 1980	4	0	0	0
1981 - 1990	113	21	0,8	18,6
1991 - 2000	433	116	4,4	26,8
ab 2001	417	97	3,7	23,3
gesamt	761	217	8,3	28,5

Im Zeitraum 1971-2007 enthielten 8,3 % aller Rasterfelder in Österreich einen Nachweis des Bachsaiblings. Gemessen an den tatsächlich beprobten Rasterfeldern, beträgt die Frequenz 28,5 %. Mit Ausnahme der ersten beiden Dekaden, die eine geringere Beprobungsintensität aufweisen, sind diese Rasterfrequenzen bei ca. 25 % stabil.

Mit Ausnahme der ersten Dekade, wo nur 4 Rasterfelder beprobt wurden, lässt sich die Rasterfrequenz des Bachsaiblings auf Basis der Bioregionen nach Dekaden getrennt analysieren. Über den gesamten Zeitraum fallen die Regionen Mittlere und westliche Nordalpen sowie Zentralalpen zentraler Teil durch überdurchschnittliche Rasterfrequenzen auf. Im Gegensatz zur österreichweiten Betrachtung (siehe oben), ergeben sich bei Differenzierung nach Bioregionen Unterschiede im Trend der letzten Jahrzehnte. Die Zuwächse und Rückgänge der Rasterfrequenzen lassen jedoch noch kein klares Bild erkennen.

Betrachtungseinheit	1981-1990	1991-2000	ab 2001	Gesamt	Betrachtungseinheit	1981-1990	1991-2000	ab 2001	Gesamt
Klagenfurter Becken	55	55	55	55	Pannonische Flach- und Hügelländer	307	307	307	307
positiv	6	18	5	23	positiv	0	14	10	21
beprobte	12	27	14	37	beprobte	0	28	63	84
Rasterfrequenz (%)	10,9	32,7	9,1	41,8	Rasterfrequenz (%)	0,0	4,6	3,3	6,8
Rasterfrequenz beprobt (%)	50,0	66,7	35,7	62,2	Rasterfrequenz beprobt (%)	-	50,0	15,9	25,0
Mittlere und westliche Nordalpen	304	304	304	304	Südalpen	100	100	100	100
positiv	8	39	33	61	positiv	10	15	6	22
beprobte	11	41	45	76	beprobte	16	18	6	28
Rasterfrequenz (%)	2,6	12,8	10,9	20,1	Rasterfrequenz (%)	10,0	15,0	6,0	22,0
Rasterfrequenz beprobt (%)	72,7	95,1	73,3	80,3	Rasterfrequenz beprobt (%)	62,5	83,3	100,0	78,6
Nördliches Alpenvorland	204	204	204	204	Südöstliches Alpenvorland	167	167	167	167
positiv	13	46	38	73	positiv	0	9	2	10
beprobte	15	53	55	91	beprobte	0	17	10	25
Rasterfrequenz (%)	6,4	22,5	18,6	35,8	Rasterfrequenz (%)	0,0	5,4	1,2	6,0
Rasterfrequenz beprobt (%)	86,7	86,8	69,1	80,2	Rasterfrequenz beprobt (%)	-	52,9	20,0	40,0
Nördliches Granit- und Gneishochland	291	291	291	291	Zentralalpen südöstlicher Teil	340	340	340	340
positiv	3	24	18	39	positiv	20	43	23	62
beprobte	7	48	61	99	beprobte	28	54	31	84
Rasterfrequenz (%)	1,0	8,2	6,2	13,4	Rasterfrequenz (%)	5,9	12,6	6,8	18,2
Rasterfrequenz beprobt (%)	42,9	50,0	29,5	39,4	Rasterfrequenz beprobt (%)	71,4	79,6	74,2	73,8
Östliche Nordalpen	317	317	317	317	Zentralalpen zentraler Teil	540	540	540	540
positiv	9	82	66	119	positiv	13	49	42	83
beprobte	9	87	79	134	beprobte	15	60	53	103
Rasterfrequenz (%)	2,8	25,9	20,8	37,5	Rasterfrequenz (%)	2,4	9,1	7,8	15,4
Rasterfrequenz beprobt (%)	100,0	94,3	83,5	88,8	Rasterfrequenz beprobt (%)	86,7	81,7	79,2	80,6

2.3 Lebensraum

Es werden sauerstoffreiche, kühle, fließende und stehende Gewässer besiedelt. Die Art verträgt geringere Sauerstoffkonzentrationen und höhere Wassertemperaturen als die Bachforelle (Wolfram & Mikschi 2007) und kommt auch in unmittelbaren Quellbereichen vor.

2.4 Status und Invasivität der Art

Die Angaben über den Etablierungsstatus in den verschiedenen Quellen stimmen größtenteils überein. In der Schweiz wird die Art als etabliert eingestuft, jedoch fehlen nähere Angaben zur Invasivität (Wittenberg et al. 2005). DAISIE listet sie unter den „100 of the worst“ (www.europe-aliens.org). Nach Einstufung in den Schwarzen Listen gilt die Art für Deutschland als „potenziell invasiv“ und für Österreich als „invasiv“ (Nehring et al. 2010).

Etablierungsstatus laut www.fishbase.org¹, www.nobanis.org², www.europe-aliens.org (Stand Januar 2010), (B) Wittenberg et al. 2005, (C) Nehring et al. 2010).

Land	Etablierungsstatus				Invasivität
	fishbase	nobanis	europe-aliens	andere Quellen	
Belgien	vermutlich etabliert	–	(Nordsee marin – unbekannt)		„probably none“ ¹
Dänemark	etabliert	etabliert	etabliert		potenziell invasiv ^C
Deutschland	etabliert	etabliert	etabliert	etabliert ^C	
Frankreich	eingeführt	–	–		
Italien	etabliert	–	etabliert		
Niederlande	nicht etabliert	–	(Nordsee marin – nicht etabliert)		
Österreich	etabliert	etabliert	ohne Statusangabe	etabliert ^C	invasiv ^C
Polen	etabliert	nicht etabliert	etabliert		„some“ ¹ , invasiv ²
Schweiz	etabliert	–	unbekannt	etabliert ^B	„probably some“ ¹
Slowakei	etabliert	–	–		
Tschechien	etabliert	–	–		
Ungarn	vermutlich etabliert	–	–		„some“ ¹

3 Auswirkungen

Die Bestände in Deutschland und Österreich gelten als etabliert. Neben den direkten Effekten durch diese Art (Konkurrenz um Nahrung, Lebensraum und Laichplatz) sind, aufgrund von Kreuzungen mit einheimischen Arten (Bachforelle, Bachsaibling) in Fischzuchten und freier Wildbahn, auch genetische Folgen denkbar. Aufgrund der meist nur lokalen Populationen existieren darüber jedoch keine Studien.

In schwach sauren finnischen Fließgewässern breiteten sich Bachsaiblinge sehr schnell stromauf in die Oberläufe und Nebengewässer aus, besiedelten dabei 24 von 30 potentiell geeigneten Gewässern und drängten dabei das Verbreitungsgebiet der einheimischen Bachforelle um rund 20 km in 10 Jahren zurück (Korsu et al. 2007). Es ist allerdings nicht auszuschließen, dass die Bachforelle nur in strukturarmen Gewässern zurückgedrängt wird (Hauer 2007), während in den strukturreichen, nahezu unbeeinträchtigten Gewässern im ursprünglichen Verbreitungsgebiet die Bachforelle ihrerseits den Bachsaibling verdrängt (Mooney & Cleland 2001; Korsu et al. 2007). In größeren Flüssen mit natürlich reproduzierenden Beständen wurde keine Beeinträchtigung der Bachforellen festgestellt (Korsu et al. 2007).

3.1 Betroffene Lebensräume

Dieser Fisch lebt in kalten, sauerstoffreichen, fließenden und stehenden Gewässern der Forellen- und Äschenregion. Unmittelbare Auswirkungen auf den Lebensraum selbst sind keine bekannt.

3.2 Tiere und Pflanzen

Bechara et al. (1992) führen Auswirkungen auf die Benthoszönose durch gröbenselektive Prädation als mögliche Auswirkung an. Die Hybridisierung mit Bachforellen oder Seesaiblingen stellt eine indirekte Gefahr für die Population von Wildfischen dar und zeitgleiche Laichaktivität eine Konkurrenz am Laichplatz, durch Überlaichen der bereits abgelegten Eier anderer Arten (Cucherousset et al. 2008).

3.3 Ökosysteme

Keine Auswirkungen bekannt.

3.4 Menschliche Gesundheit

Keine Auswirkungen bekannt.

3.5 Wirtschaftliche Auswirkungen

Als begehrte Trophäe der Fliegenfischerei und als wichtige Wirtschaftsfischart wird die Art regelmäßig besetzt. Direkte oder indirekte Schäden auf z. B. Bachforellenpopulationen oder andere Nutzfischarten sind nicht belegt, jedoch möglich (siehe Kapitel 3.2). Dies kann wiederum zu Ertragseinbußen bei betroffenen Arten führen. Eine wesentliche Ertragssteigerung aufgrund der Besatzmaßnahmen ist angesichts der eher spärlichen Nachweise (meist Einzelfunde) nicht belegt. Die Zucht von Speisefischen inklusive Hybridformen ist zwar wirtschaftlich vertretbar, birgt jedoch das Risiko des unbeabsichtigten Eintrags in natürliche Gewässer.

4 Maßnahmen

4.1 Vorbeugen

So nicht irreversible Lebensraumschädigungen einen natürlichen Fischbestand ausschließen (Holzer et al. 2004), ist jeglicher Besatz mit dieser Art zu unterlassen. Bei der Haltung und Erbrütung in Fischzuchten ist auf isolierte Haltung außerhalb natürlicher Gewässern zu achten.

4.2 Allgemeine Empfehlungen zur Bekämpfung

Es können generell nur präventive Maßnahmen, wie strenge Besatzrestriktion und entsprechende Exekution empfohlen werden.

4.3 Methoden und Kosten der Bekämpfung

So nicht der gesamte Wasserkörper trocken gelegt werden kann, um die Fische zu entnehmen, kann mittels Elektrofangmethode vorgegangen werden. Es ist jedoch nur in sehr kleinen Fließgewässern möglich den gesamten Bestand auf diese Weise zu erfassen. Meist kann nur eine Reduktion des Bestandes bewirkt werden. Eine Kostenschätzung ist nicht möglich, da diese Arbeiten personal- und geräteintensiv sind und, abhängig von den örtlichen Gegebenheiten, von sehr unterschiedlicher Effizienz gekennzeichnet sind.

5 Literatur & Links

- Anonymus (1883): Amerikanische Salmoniden in Deutschland. Allgemeine Fischerei-Zeitung 8: 90-91.
- Bechara, J.A., Moreau, G. & Planas, D. (1992): Top-down effects of brook trout *Salvelinus fontinalis* in a boreal forest stream. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 49: 2093-2103.
- Cucherousset, J., Aymes, J.C., Poulet, N., Santoul, F. & Céréghino, R. (2008): Do native brown trout and non-native brook trout interact reproductively? Naturwissenschaften 95: 647-654.
- Hauer, W. (2007): Fische Krebse Muscheln in heimischen Seen und Flüssen. Leopold Stocker Verlag, Graz & Stuttgart, 231 pp.
- Holzer, G., Unfer, G. & Hinterhofer, M. (2004): Gedanken und Vorschläge zu einer Neuorientierung der fischereilichen Bewirtschaftung österreichischer Salmonidengewässer. Österreichs Fischerei 57: 232-248.
- Honsig-Erlenburg, W. (2005): Zum Einfluß der Regenbogenforelle und des Bachsaiblings auf Bachforellenpopulationen. Österreichs Fischerei 58: 286-289.

- Korsu, K., Huusko, A. & Muotka, T. (2007): Niche characteristics explain the reciprocal invasion success of stream salmonids in different continents. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 104: 9725-9729.
- Mikschi, E. (2002): Fische (Pisces). In: Essl, F. & Rabitsch, W. (eds) *Neobiota in Österreich*. Umweltbundesamt, Wien, pp. 197-204.
- Mooney, H.A. & Cleland, E.E. (2001): The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 98: 5446-5451.
- Nehring, S., Essl, F., Klingenstein, F., Nowack, C., Rabitsch, W., Stöhr, O., Wiesner, C. & Wolter, C. (2010): Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. *BfN-Skripten*, in Druck.
- Pflieger, W.L. (1971): A distributional study of Missouri fishes. *Museum of Natural History, University of Kansas Publication* 20: 225-570.
- Spindler, T. (1995): *Fischfauna in Österreich. Ökologie - Gefährdung - Bioindikation - Fischerei - Gesetzgebung*. Umweltbundesamt Monographien Band 53, Wien, 140 pp.
- Von Debschitz, H. (Hrsg.) (1897): *Kurze Anleitung zur Fischzucht in Teichen von Max von dem Borne*. 3. Aufl., Neumann, Neudamm, 63 pp., 1 Karte.
- Von dem Borne, M. (1886): *Fischzucht*. In: Benecke, B., Dallmer, E. & Von dem Borne, M. (Hrsg.) *Handbuch der Fischzucht und Fischerei*. Parey, Berlin, pp. 217-329.
- Wittenberg, R., Kenis, M., Blick, T., Hänggi, A., Gassmann, A. & Weber, E. (2005): *Invasive alien species in Switzerland : an inventory of alien species and their threat to biodiversity and economy in Switzerland*. CABI Bioscience Switzerland Centre report to Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape. The environment in practice no. 0629. Federal Office for the Environment, Bern, 155 pp.
- Wolfram, G. & Mikschi, E. (2007): Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs. In: Zulka, K.-P. (Red.) *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere*. Böhlau, Wien, pp. 61-198.
- Zauner, G. & Eberstaller, J. (1999): Klassifizierungsschema der österreichischen Flußfischfauna in Bezug auf deren Lebensraumansprüche. *Österreichs Fischerei* 52: 198-205.

<http://www.europe-aliens.org/speciesFactsheet.do?speciesId=53469>

<http://www.fishbase.org/Summary/speciesSummary.php?ID=246>

http://www.frammandearter.se/0/2english/pdf/Salvelinus_fontinalis.pdf

<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?fr=1&si=1226>

<http://www.nobanis.org/files/factsheets/Salvelinus%20fontinalis.pdf>

<http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?speciesID=939>

5 GEBIETSFREMDE FISCHER UND KLIMAWANDEL

Scientific and societal unknowns make it difficult to predict how global environmental changes such as climate change and biological invasions will affect ecological systems.
(HELLMANN et al. 2008)

Die Auswirkungen des Klimawandels auf Gewässerökosysteme und aquatische Biozönosen sind vielschichtig und vermutlich komplexer als in terrestrischen Ökosystemen (ALLAN et al. 2005, GALIL et al. 2007, MATULLA et al. 2007). Neben den Auswirkungen durch veränderte Niederschlagsverteilungen (längere Trockenwetterphasen können zu erhöhten Niedrigwasserabflüssen und dem Austrocknen von Gewässern führen) und Extremereignissen (Starkregen, Überschwemmungen und Hochwässer) beeinflusst eine Erhöhung der Wassertemperatur (analog zu terrestrischen Lebensräumen) die Lebenszyklen und Längsverbreitung der Arten innerhalb von Fließgewässern (z. B. ELLIOTT 2000, FICKE et al. 2007). Modelle und Szenarien sind im aquatischen Bereich jedoch ungleich komplexer zu berechnen und daher aktuell kaum bzw. nur regional verfügbar und noch mit großen Unsicherheiten behaftet. So ist, um die Auswirkungen des Klimawandels auf ein Fließgewässer beurteilen zu können, das gesamte – mitunter sehr große – Einzugsgebiet des Gewässers zu berücksichtigen.

Obwohl vergleichsweise wenige Untersuchungen zu den Auswirkungen des Klimawandels auf die aquatische Fauna vorliegen, wird in der Literatur die Bedeutung des Klimawandels eher als additiver Effekt zu den anderen Stressoren gesehen (MALMQVIST & RUNDLE 2002). Eine additive (negative) Wirkung von Landnutzung und Klimawandel wurde zum Beispiel von NELSON et al. (2009) auf das Größenwachstum verschiedener Fischarten in Nordamerika festgestellt. In einer Untersuchung der Fischzönosen französischer Fließgewässer fanden BUISSON et al. (2008) negative Trends geeigneter Habitate für kalt-stenotherme Arten und positive Trends für kühl- und warm-stenotherme Arten. BUISSON & GRENOUILLET (2009) stellten einen Gradienten innerhalb der Längserstreckung der französischen Fließgewässer fest: Rhitral-Abschnitte waren stärker von einem Wandel der Artengemeinschaften betroffen als Potamal-Abschnitte. Einschränkend ist die Frage der Erreichbarkeit anderer Gewässerabschnitte als Folge der aktuellen Stauhaltung der meisten Gewässer zu berücksichtigen. Dennoch ist eine so genannte Potamalisierung der Gewässer, also eine Reduktion des Lebensraumes Rhitral und ein Anstieg des Potamals zu erwarten. In einem solchen Fall würden kälte-adaptierte Arten flussaufwärts verdrängt (z. B. PERRY et al. 2005, ROSE 2005, HARI et al. 2006, RIJNSDORP et al. 2009). Auch nach KÜTTEL et al. (2002) schaden hohe Temperaturen vor allem Salmoniden, während tiefe Temperaturen vor allem Cypriniden benachteiligen.

Untersuchungen zu den Auswirkungen des Klimawandels auf gebietsfremde Fischarten liegen vor allem aus dem nordamerikanischen Raum vor (z. B. HELLMANN et al. 2008, RAHEL & OLDEN 2008, RAHEL et al. 2008), sind aber nur eingeschränkt auf Mitteleuropa übertragbar.

5.1 Zusammenhänge von Klimawandel, Luft- und Wassertemperatur und Fischfauna

Bislang liegen nur wenige Arbeiten über den Klimawandel und dessen Auswirkungen auf die Fauna von Fließgewässern aus Deutschland oder Österreich vor (KROMP-KOLB & GERERSDORFER 2003, GALIL et al. 2007). Im Rahmen einer Fallstudie für die Mur wurde, über den Parameter Wassertemperatur, ein derartiges Szenario für die Fischfauna modelliert (SCHMUTZ et al. 2004, MATULLA et al. 2007) und beinhaltet je einen Zeitraum für Eichung und Prognose.

Im Wesentlichen basiert das Modell auf einer Abfolge von 3 Modellansätzen:

- Downscale-Modell (Herunterbrechen globaler Klimaszenarien für Temperatur und Niederschlag auf regionale Ebene)
- Modellierung der Wassertemperatur anhand der berechneten Lufttemperatur und

gewässerspezifischer Parameter

- Modellierung der Fischfauna anhand der Wassertemperatur und gewässerspezifischer Parameter (z. B. Fischregionsindex)

Für die Auswahl eines geeigneten Gewässers ist neben der Datenverfügbarkeit (Messstellen, Zeitreihe) auch ein möglichst geringer anthropogener Einfluss auf die modellierten Parameter essentiell. Aufgrund unzureichender Messstellen konnten SCHMUTZ et al. (2004) beispielsweise keine Modellierung für ein zweites Gewässer (Ybbs) durchführen. Selbst bei gut abgesicherten Modellen ist eine fundierte Experteneinschätzung, v. a. bei der Interpretation der Ergebnisse und der Implementierung in die Praxis, unumgänglich. Speziell die Bearbeitung einzelner Neozoen erfordert einen noch kritischeren Umgang mit Modellszenarien. Für die vorliegende Arbeit waren letztendlich die unzureichende Datenlage sowie der hohe Entwicklungsaufwand innerhalb des begrenzten Projektrahmens ausschlaggebend dafür, keine derartige Modellierung durchzuführen. Stattdessen werden die potenzielle Eignung und bestehende Probleme bei der Verwendung von Umweltparametern im Zusammenhang mit Neozoen-Vorkommen diskutiert.

Welche Ansätze auch immer zur Prognose zukünftiger Entwicklungstendenzen über die Ausbreitung faunenfremder Fischarten und deren Auswirkungen herangezogen werden (Habitatmodellierung, Experteneinschätzung,...), so stehen am Anfang stets dieselben Grundvoraussetzungen: ausreichende Kenntnis der Arteigenschaften und ihrer ökologischen Potenziale, Daten über bereits betroffene und potenzielle Lebensräume, sowie hinreichend genaue Prognosen sich verändernder Rahmenbedingungen (z. B. Klima). Trotz der Bandbreite und Unsicherheiten der Klimawandelszenarien gibt es Auswirkungen des Klimawandels auf aquatische Ökosysteme, die für veränderte Rahmenbedingungen bezüglich des Auftretens und Überlebens von heimischen und gebietsfremden Fischarten relevant sind.

Zu den direkten Auswirkungen einer globalen Erwärmung kann vor allem ein Anstieg der Wassertemperaturen – zumindest im Mittel (Tages-, Monats-, Jahresreihen) – gezählt werden. Während in vielen Ländern traditionell ein dichtes Messstellennetz für Lufttemperatur betrieben wird, mangelt es an adäquaten Einrichtungen zur Messung der Wassertemperatur. Prognosen der Wassertemperatur müssen daher auf ableitbare Faktoren (z. B. Seehöhe, Lufttemperatur) zurückgreifen. Schon auf dieser Ebene birgt das zahlreiche Unsicherheitsfaktoren:

- Globale Klimawandelszenarien müssen auf regionale/lokale Ebenen heruntergebrochen werden (Downscale-Modelle).
- Wassertemperaturen müssen anhand indirekter Kenngrößen (Lufttemperatur, Seehöhe, gewässerspezifische Parameter) ermittelt werden.

Unter Berücksichtigung der Wassertemperatur können Verschiebungen einzelner Fischregionen modelliert werden (SCHMUTZ et al. 2004). Betrachtet man ein Fließgewässer im Längsverlauf, so findet man einen Temperaturgradienten einhergehend mit unterschiedlichen Artenvorkommen (Fischregionen). In der Mur beträgt die Wassertemperatur z. B. 4,13 °C im Epirhithral und erreicht 10,6 °C im Metapotamal (Zeitreihe 1976–2001), das entspricht einer Zunahme pro Fischregion um ca. 1,6 °C (SCHMUTZ et al. 2004). Modellberechnungen haben für den Zeitraum 2001–2049 einen Wassertemperaturanstieg von bis zu knapp 2 °C prognostiziert, der einer Verschiebung um eine Fischregion in höhere Lagen entspricht. Selbst im Oberlauf, wo – aufgrund der Einflüsse von Relief und Zubringern auf die Modelle – der Effekt geringer ist, wäre eine Lageverschiebung der Äschenregion von 40–50 km zu erwarten (SCHMUTZ et al. 2004). Vergleichbare Modelle auf nationaler Ebene sind für Österreich in Arbeit (Melcher et al. in Vorb.). Speziell im alpinen Raum ist auch der Einfluss sich ändernder Gletscherspenden zu berücksichtigen (SCHMUTZ et al. 2004). SCHMUTZ et al. (2004) haben auch für die vergangenen Jahrzehnte einen erheblichen Anstieg der Wassertemperatur nachweisen können. Mangels wiederkehrender Fischbestandserhebungen in der Vergangenheit kann jedoch keine rückwirkende Analyse etwaiger Veränderungen der Fischfauna stattfinden.

Weitere Analysen sind erforderlich, um die bereits in mehreren Fließgewässern beobachtete Verschiebung der Fischregionen besser erklären zu können, da diese vermutlich nicht ausschließlich

auf klimatische Veränderungen zurückzuführen ist (z. B. Theiß – HARKA et al. 2002).

Die Beurteilung oder Modellierung indirekter Auswirkungen des Klimawandels ist weitaus komplexer. Geänderte Niederschlagsmengen, Art, Häufigkeit und Intensität von Extremereignissen können nur grob vorhergesagt werden und speziell deren Auswirkungen auf Fauna und Flora sind oft gänzlich unbekannt, wenn vergleichbare Ereignisse in Vergangenheit und Gegenwart fehlen. Wie komplex beispielsweise die Faktoren Temperatur und Hydrologie auf das Naturaufkommen von Arten wirken können, zeigt eine Studie über Stauraumspülungen an der Mur. Je nach Art des Ereignisses (Stauraumspülung oder natürliches Hochwasser), Zeitpunkt und Intensität des Auftretens sowie Temperaturentwicklung in einem Jahr, kommt es zu unterschiedlich erfolgreichem Naturaufkommen der Fische (EBERSTALLER et al. 2007).

Zusätzlich wirkende Faktoren (z. B. biologische oder geografische Barrieren, anthropogener Einfluss) sind meist nur unzureichend bekannt bzw. dokumentiert (z. B. welche Wanderungshindernisse unterbinden die natürliche Ausbreitung vorübergehend, weitgehend oder vollständig) oder schwer abschätzbar (z. B. unter welchen Voraussetzungen wird eine bislang effektive Barriere überwunden). Speziell anthropogen bedingte Wanderungshindernisse könnten einerseits heimische Arten an den notwendigen Migrationen hindern, andererseits aber auch das Vordringen von Neozoen unterbinden (GROß 2003). In Österreich existieren Daten über Wanderungshindernisse, das sogenannte Wehrkataster (SCHMUTZ et al. 2007). Aufgrund von Dateninkonsistenzen (mangelnde Aussagekraft einzelner Parameter für artspezifische Fragestellungen, regional unterschiedliche Handhabung, Gewichtung und Beurteilung der erhobenen Parameter) eignen sich diese Daten jedoch nicht für Prognosemodelle. Eine individuelle Kenntnis von Wanderungshindernissen in Kombination mit hydrologischen Ereignissen und deren Konsequenzen für einzelne Fischarten wäre hierfür erforderlich (Einzelfallbeurteilung bzw. -modellierung). Letzteres würde jedoch selbst schon komplizierte Modelle erfordern, da das Überleben von Individuen und Populationen auf komplexen Zusammenhängen beruht:

- Erreicht die Wassertemperatur zur potenziellen Laichzeit im Laufe der Lebensspanne einzelner Individuen ausreichend oft und dauerhaft Werte um abzulaichen und in weiterer Folge Werte, die ein erfolgreiches Schlüpfen und Überleben einer hinreichend großen Nachkommenschaft zur Sicherung des Fortbestands der Population gewährleisten?
- Bieten die Abflussverhältnisse und Lebensraumausstattung im Jahresverlauf und langfristig allen Altersstadien geeignete Rahmenbedingungen um in ausreichender Anzahl zu überleben?

Modellansätze berücksichtigen in der Regel allgemeingültige oder verallgemeinerte Parameter (z. B. Monatsmitteltemperatur), wohingegen in der Realität eher kurzfristige Ereignisse mit oftmals zufälligem Charakter entscheidend für das Überleben von Individuen und Populationen sind (z. B. wenige Stunden zu hoher Temperatur, chemische Einleitungen, hydraulische Extremereignisse).

Speziell das Abflussverhalten im Jahresverlauf ist indirekt durch den Klimawandel betroffen (veränderte Niederschlagsverteilung, Vegetation und Rückhaltevermögen). Auch die Habitatausstattung im Jahresverlauf lässt somit Veränderungen erwarten. Beispielsweise könnte die globale Erwärmung in Zukunft eine Verringerung zugefrorener Wintereinstände bewirken. Dadurch würden sich einerseits Bereiche für Winterruhe und Schutz vor Fressfeinden reduzieren, andererseits aber auch weniger Gewässer durchfrieren. Häufigkeit und Intensität von Überflutungen oder Anbindung von Nebengewässern lassen nachhaltige Veränderungen im Artvorkommen oder zumindest in der Häufigkeitsverteilung erwarten. Mit veränderten Temperaturregimen ist neben der Verschiebung von Fischregionen auch eine Verschiebung von Vegetationstypen zu erwarten, die wiederum Auswirkungen auf den Sedimenthaushalt haben. Ob sich dadurch auch basale Rahmenbedingungen wie Talform, Gefälle und Flusstyp gleichermaßen verändern und somit überhaupt die Verschiebung der Fischregionen erlauben (artspezifische Habitatansprüche), ist fraglich.

Welche Gewässer bzw. Arten von klimabedingten Änderungen besonders betroffen sind, ist kaum prognostizierbar. Selbst gegenwärtig herrscht meist Unkenntnis darüber, warum in manchen Gewässern oder Teilen davon bestimmte Arten vorkommen, in ähnlichen und/oder benachbarten

Bereichen hingegen nicht. Dies wird durch die selektive Wahrnehmung des Menschen bei der Beurteilung der Lebensräume erschwert: So entspricht ein Laichplatz, der anhand hydromorphologischer Meßgrößen für ein Rechenmodell charakterisiert wird, nicht zwangsläufig den tatsächlichen Bedürfnissen für den Fisch. Neobiota, speziell am Beginn ihrer Etablierung, sind schwierig nachweisbar, wodurch die Kenntnis über derartige Zusammenhänge noch erschwert wird. Der Unterschied scheinbar gleichwertiger Situationen liegt meist im Jahresverlauf oder der Geschichte eines Gewässers, allenfalls aber im meist nicht dokumentierten Detail verborgen (z. B. Schwarmbildung bzw. Verhalten bei Fischen).

Hinzu kommt eine Bandbreite an anthropogenen Einflüssen (z. B. geänderte Landnutzung, Umgang mit der Ressource Wasser und Gewässerlebensräume, bewusste Ausbringung oder unbeabsichtigte Ausbreitung von Neozoen). Somit ergeben sich weitere kritische Phasen für Modellszenarien:

- Im Gegensatz zu terrestrischen Organismen findet keine flächenmäßige Ausbreitung statt, sondern eine kontinuierliche oder sprunghafte entlang linearer Korridore. Speziell auf dem Gewässersektor sind daher überregionale bis nationale Ansätze, die eine pauschale Beurteilung (z. B. Risikoabschätzung, Prioritätenreihung) verlangen, zu ungenau, da sie die lokalen Gegebenheiten (Gewässer x Art x bisherige und zukünftige Barrieren) nur selten hinreichend beschreiben: Limitierende Faktoren sind desweiteren der Mangel an ortsspezifischen Basisdaten und der Mangel an Fachkenntnis ökologischer Zusammenhänge.
- Die Ausbreitung von Neobiota erfolgt, unabhängig von günstiger Konstellation der Arteigenschaften/-potenziale und Umweltbedingungen (= Risikopotenzial), auch zu einem hohen Maße zufällig durch anthropogene Aktivitäten (z. B. absichtliche oder unabsichtliche Freisetzung lebender Organismen). Somit kann ein und dasselbe Ausbreitungshindernis in einem Fall wirken und in einem anderen nicht, ohne das sich irgendwelche Rahmenbedingungen verändern. Auch eine Ausbreitung abseits oder entgegen aller üblichen Vektoren ist – wenngleich selten – immer möglich.

Eine meist völlig unbekannt oder unberücksichtigte Größe in Modellen ist das Ausbreitungspotenzial der Neozoen selbst. Üblicherweise wird davon ausgegangen, dass sich die ökologischen Ansprüche faunenfremder Arten über die Zeit nicht ändern und daher ausschließlich die sich ändernden Umweltparameter Informationen über die mögliche Ausbreitung liefern. Das steht in Widerspruch zur ökologischen Vielseitigkeit und verhaltensbiologischen Anpassungsfähigkeit von Neobiota (z. B. CHARLESBOIS et al. 1997) sowie evolutionsbiologischen Selektionsvorgängen generell (z. B. COX 2004). Erschwerend kommt die mangelnde Qualität oder Relevanz grundlegender biologischer Informationen über einzelne Arten hinzu. Artsspezifische Auswirkungen des Klimawandels müssen anhand von Daten über ihre Biologie (z. B. Temperaturtoleranz) modelliert werden, meist gewonnen aus Laborstudien mit begrenzter ökologischer Bandbreite untersuchter Individuen/Populationen und oftmals auch von außerhalb des Betrachtungsraumes (v. a. bei faunenfremden Arten). Die Effekte anderswo herrschender klimatischer Rahmenbedingungen sind nur begrenzt auf gegenwärtige oder zukünftige heimische Verhältnisse übertragbar.

5.2 Datenlage im Zusammenhang Klimawandel und Fische in Österreich

Wie bereits in Kapitel 2 beschrieben, liegen nur für wenige Fisch-Neozoen ausreichend viele Nachweise vor, um deren räumlich-zeitliche Ausbreitung zu analysieren. Im Zuge der vorliegenden Studie stehen für Österreich bis zu 1788 Einzelerhebungen (inklusive wiederholte Beprobung identer Standorte) mit bekannten Habitatparametern zur Verfügung. Ein Herunterbrechen auf Rasterebene oder Dekaden wäre nicht sinnvoll, da unterschiedlichste Gewässertypen oder Rahmenbedingungen zusammengefasst würden. Die exakte Lage der Probestellen ist für die nachstehenden Darstellungen nicht relevant, aber es ist bereits anhand der Erläuterungen zu den Rasterkarten (Kapitel 2) zu erkennen, dass keine homogene Verteilung über das Bundesgebiet und über die Vielfalt der Lebensräume gegeben ist. Nahe liegender Weise sind alpine und subalpine Verhältnisse somit häufiger in den Daten repräsentiert als Daten von Flach- und Tieflandgewässern. Darüber hinaus sind

hierbei nur Fließgewässer berücksichtigt.

Es können daher nur für die Arten Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*, 77 Datenpunkte), Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*, 977 Datenpunkte), Marmorierte Grundel (*Proterorhinus semilunaris*, 87 Datenpunkte), Blaubandbärbling (*Pseudorasbora parva*, 139 Datenpunkte) und Bachsaibling (*Salvelinus fontinalis*, 145 Datenpunkte) Analysen durchgeführt werden. Für die Kesslergrundel (*Neogobius kessleri*) existiert nur eine Fundstelle mit abiotischen Daten. Bei einzelnen Parametern kann die Stichprobenanzahl noch niedriger ausfallen, wenn für einzelne Probestellen diese Daten fehlen, oder von nicht vergleichbarer Qualität sind.

Die hier dargestellten Daten beruhen auf mehreren thematischen Datenbanken, wodurch einerseits nicht alle enthaltenen Parameter für jeden Datenpunkt, andererseits aber redundante Informationen vorliegen. Eine Auswahl geeigneter Parameter anhand statistischer Signifikanz um die Datenlage zu beschreiben wäre ohne vorherige Datenbereinigung und Validierung nicht zielführend. Es wurden daher einzelne Parameter durch Experteneinschätzung ausgewählt. Insgesamt stehen 401 Parameter zur Verfügung, die jedoch auch reine Basisinformation über den Datensatz enthalten. Etwa 170 Parameter eignen sich zur Beschreibung der Habitatverhältnisse, wobei für deren Auswahl, neben den bereits erwähnten Redundanzen (z. B. unterschiedliche Puffergrößen, kombinierte Kriterien, alternative Klassifizierungen), auch noch die Form der Daten für deren Eignung relevant ist.

Grundsätzlich existieren Informationen zu

- Lufttemperatur
- Hydrologie
- Gewässerdimension
- Gewässertyp, Hydromorphologie
- Anthropogene Eingriffe (z. B. Kontinuumsunterbrechung, Restwasser, Hydromorphologie, Umlandnutzung)
- Artenvorkommen
- Populationsdynamische Kenngrößen
- Funktionelle ökologische Gilden

Für die nachstehenden Boxplot-Grafiken können naturgemäß nur Parameter Verwendung finden, die in Form stetiger Werte vorliegen (z. B. Längenangaben in Meter). Viele Kenngrößen sind jedoch nur als binäre (ja/nein), kategorische (z. B. Bioregionen) oder ordinale (z. B. Zustandsklassen) Information gegeben. Da eine Datenvalidierung (z. B. Richtigkeit und Eignung eines Parameters für eine spezifische Fragestellung) bzw. -bereinigung und statistische Analyse bereits Aufgabe von Modellierungsprozessen wäre, werden nicht stetige Parameter hier nicht dargestellt. Hinzu kommt, dass zahlreiche dieser Parameter wiederum nur für bestimmte Regionen und/oder Fragestellungen erhoben wurden, was deren Verfügbarkeit weiter einschränkt. Die nachstehenden Box-Plots vergleichen jeweils Probestellen ohne Artnachweis ($X\text{-Wert} = 0$) und Probestellen mit Artnachweis ($X\text{-Wert} = 1$).

Bei Betrachtung der Parameter Seehöhe und Lufttemperatur-Jahresmittel werden Unterschiede zwischen den Arten deutlich. Vorkommen strömungsliebender Arten der Forellen- und Äschenregion (Regenbogenforelle = On.my, Bachsaibling = Sa.fo.) liegen im selben Höhenspektrum oder tendenziell höher als Probestellen ohne Vorkommen (Mann-Whitney-Test $p < 0,01$) und tendieren zu Probestellen mit niedrigerer Lufttemperatur (MWT $p < 0,01$) (Abb. 3). Umgekehrt verhält es sich bei den übrigen Arten, die ruhigere und potamale Gewässerbereiche bevorzugen: Sonnenbarsch (Le.gi.), Marmorierte Grundel (Pr.se.) und Blaubandbärbling (Ps.pa.) zeigen eine klare Präferenz tieferer Lagen (MWT $p < 0,01$) und höherer Lufttemperaturen (MWT $p < 0,01$). Somit zeigen diese Parameter eine gute Übereinstimmung mit den Erwartungshaltungen basierend auf Erfahrungswerten und ökologischen Informationen.

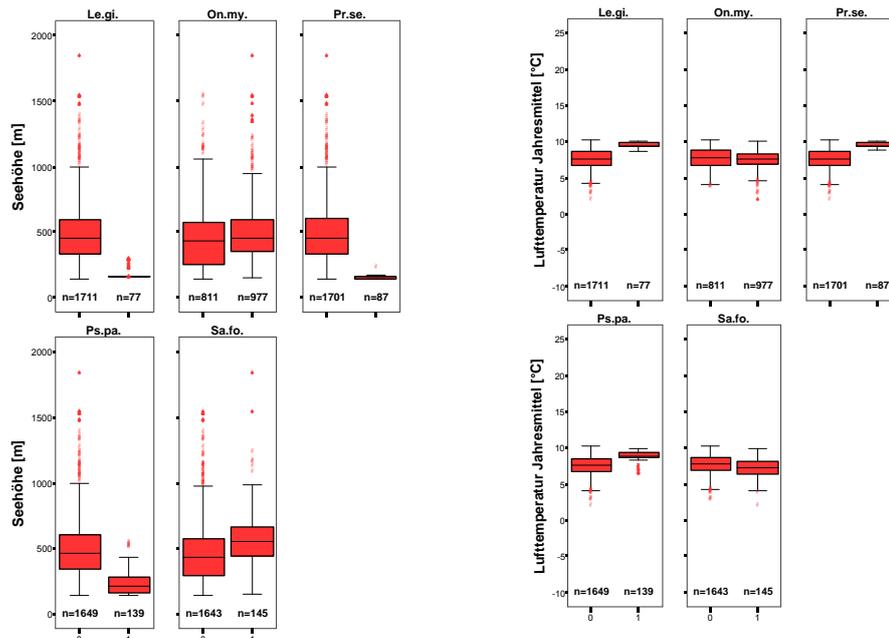


Abb. 3: Seehöhe und mittlere Jahres-Lufttemperatur der Probestellen ohne Artvorkommen (0) bzw. mit Artvorkommen (1).

Auf Monatsmittelwerten basierte Temperaturwerte (dargestellt sind Januar- bzw. Julimittel, Abb. 4) zeigen kein wesentlich anderes Bild als der Jahresmittelwert (ausgenommen On.my. Januarmittel MWT $p < 0,05$), was darauf hindeutet, dass der Jahresmittelwert für generelle Aussagen, etwa die zukünftige Arealentwicklung betreffend, ausreichend ist. Für eine detaillierte Prognose, wann und wo dies stattfinden könnte (Prioritätenreihung im Maßnahmenmanagement), ist diese Information jedoch unzureichend. Im alpinen Raum kann daher von einer potenziellen Ausbreitung der potamalen Arten (Le.gi., Pr.se., Ps.pa.) in höhere Regionen ausgegangen werden, wohingegen dieses Risiko bei den rhithralen Arten (On.my., Sa.fo.) eher gering ist. Rhithrale Arten sind, aufgrund der begrenzten Ausweichmöglichkeiten, mitunter gefährdet – einheimische Arten speziell, wenn gebietsfremde Arten konkurrenzstärker oder toleranter gegenüber klimatischen Veränderungen sind.

Die Parameter Einzugsgebietsgröße, Abfluss und Gewässerbreite zeigen zwar Trends und mitunter sogar signifikante Tendenzen (MWT), jedoch entspricht das Ergebnis oft nicht den Erwartungen (Abb. 5). Dies ist vermutlich mit der eingeschränkten Datenlage und bestehender Erhebungsschwerpunkte (Forellen- und Äschenregion) begründet. Speziell potamale Arten (Le.gi., Pr.se., Ps.pa.) sollten in Probestellen mit hohem Abfluss, hoher Gewässerbreite und Einzugsgebietsgröße stärker vertreten sein. Derartige Gewässertypen sind jedoch in den Daten unterrepräsentiert, weswegen die Ergebnisse mit Vorsicht zu interpretieren sind. Der Bachsaibling (Sa.fo.) ist bekannt für seine weit im Oberlauf gelegenen Vorkommen, was keineswegs mit dem Ergebnissen von Einzugsgebietsgröße, Abfluss und Gewässerbreite übereinstimmt. Ist es einem Bearbeiter jedoch möglich, die einzelnen Nachweise näher zu analysieren (z. B. Populationsstruktur, Bestandesgröße), so würde vermutlich ein hoher Anteil an Einzelnachweisen (fangfähige Besitzexemplare) auf eine verzerrte Datenlage hinweisen. Demnach wäre bei Fisch-Neozoen eine Eingrenzung der Fundstellen auf solche mit eigenständiger Reproduktion und intaktem Populationsaufbau erforderlich, um ein zutreffendes Bild der Habitatansprüche zu erhalten. Abgesehen von den Schwierigkeiten dies zweifelsfrei nachzuweisen, würde sich die Datenlage (Anzahl geeigneter Fundstellen) weiter verringern.

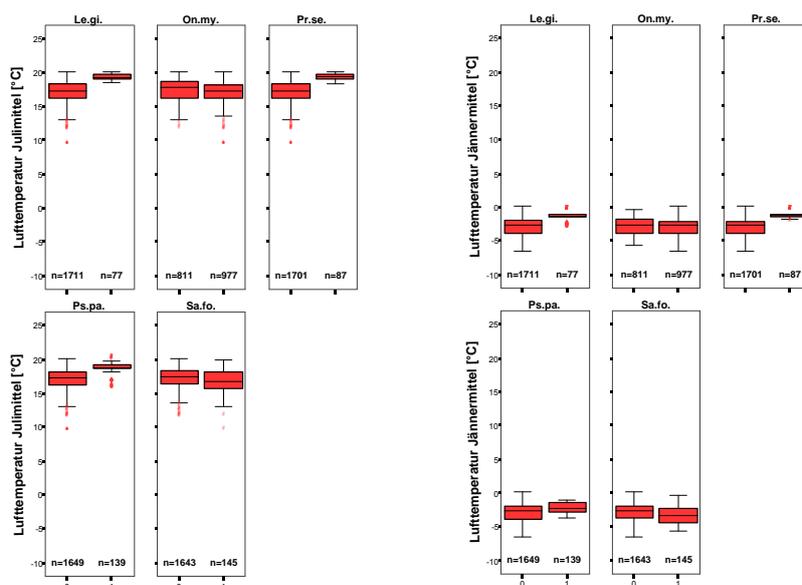


Abb. 4: Mittlere Januar- und Juli-Lufttemperatur der Probestellen ohne Artvorkommen (0) bzw. mit Artvorkommen (1).

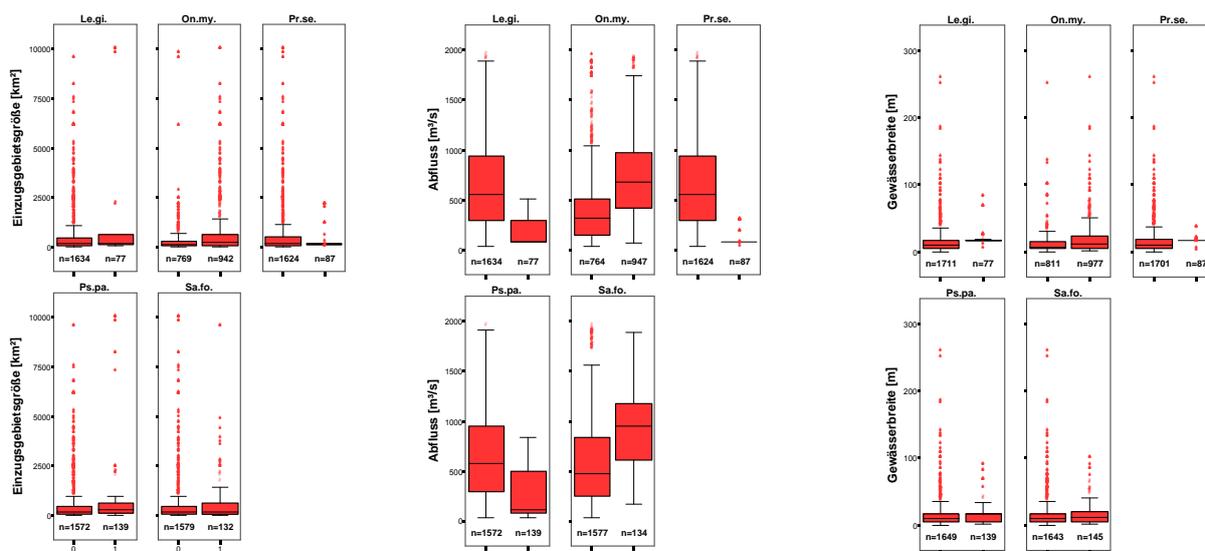


Abb. 5: Einzugsgebietsgröße, Abfluss und Gewässerbreite an den Probestellen ohne Artvorkommen (0) bzw. mit Artvorkommen (1).

Speziell diese Ergebnisse legen nahe, dass eine differenzierte Betrachtung einzelner Gewässertypen für Prognosemodelle erforderlich ist. Hierfür reicht jedoch weder die Datenlage abiotischer Informationen noch jene der Artenvorkommen aus. Dies wird auch bei den Parametern Staulänge flussab, Restwasserlänge flussab, Restwasserdotation und Morphologischer Zustand im 10 km-Puffer (Mittelwert verschiedener Einzelparameter) deutlich. Alle diese Kenngrößen sind nur für weitaus weniger Probestellen bekannt, oder liegen in einer vergleichbaren Qualität vor. Hier lassen sich zwar Trends erkennen, jedoch sind diese meist nicht signifikant (MWT) (Abb. 6, 7). Bewohner der Forellen- und Äschenregion (On.my., Sa.fo.) sind offenbar durch erhöhte Staulängen beeinträchtigt, da diese den nachhaltigsten Eingriff in ihre bevorzugte Umgebung (stark strömende Gewässer) bedeuten. Aufgrund von Besatzmaßnahmen, kommen sie jedoch in weitgehend allen andersartig gestörten Lebensräumen vor. So tendieren Vorkommen der Regenbogenforelle zu längeren Restwasser-

strecken (MWT $p < 0,01$). Ihre weite Verbreitung im Oberlauf geht aber auch einher mit der schwachen Tendenz zugunsten morphologisch intakter Gewässer (MWT $p < 0,05$).

Aufgrund der Art wasserkräftlicher Nutzungen in tieferen Lagen sind die anderen Arten kaum von Restwasserproblemen betroffen. Vorkommen, im Vergleich zu Nichtvorkommen, liegen aber bei diesen Arten bevorzugt in anthropogen gestörten Gewässerabschnitten (Stau, morphologischer Zustand) (MWT $p < 0,01$ ausgenommen Pr.se. x Staulänge MWT n.s.). Anthropogene Eingriffe beschreibende Parameter eignen sich somit gut für die Prognose für Vorkommen von Neobiota (Prognose, Risikoanalyse).

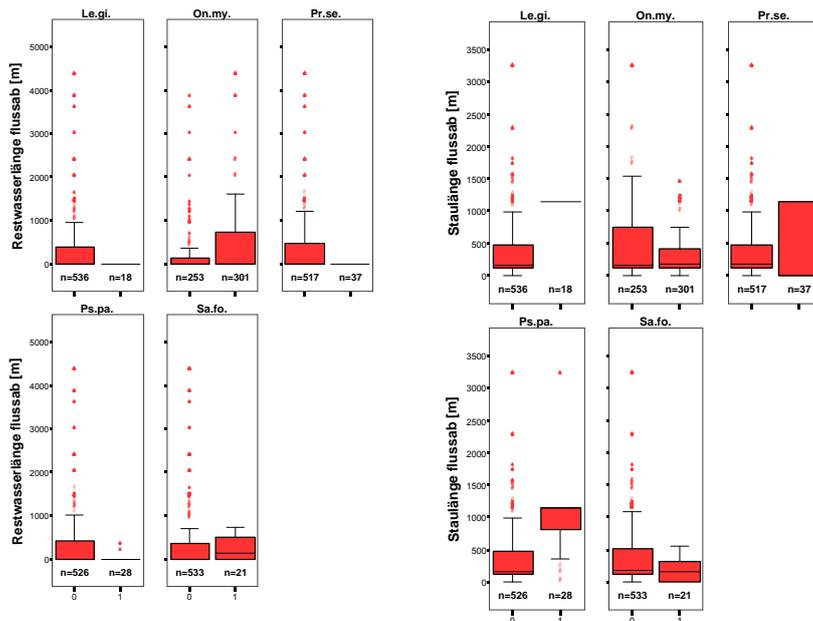


Abb. 6: Länge von Stauhaltungen und Restwasserstrecken flussab von Probestellen ohne Artvorkommen (0) bzw. mit Artvorkommen (1).

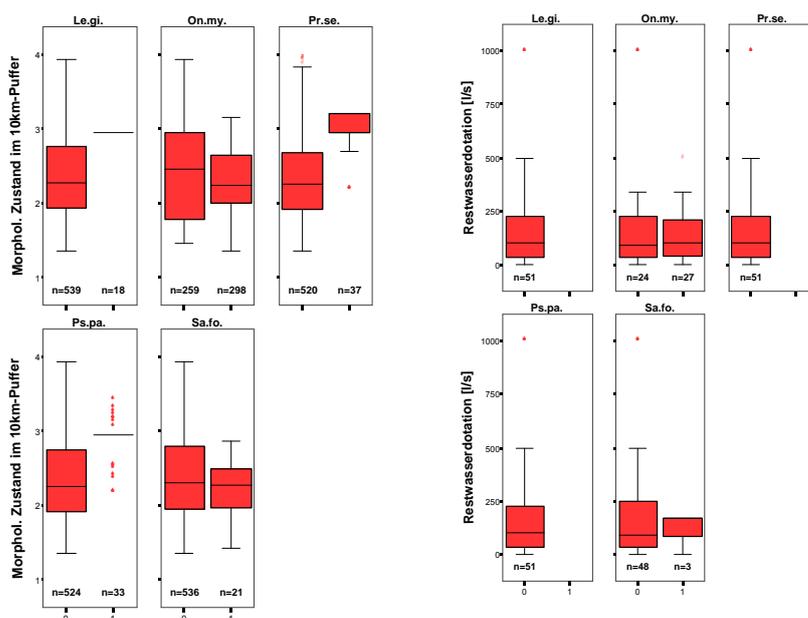


Abb. 7: Restwasserdotation und Morphologischer Gewässerzustand innerhalb eines 10 km-Pufferbereiches im Bereich von Probestellen ohne Artvorkommen (0) bzw. mit Artvorkommen (1).

Während somit allgemeine Parameter über einen Gewässertyp mitunter keine Prognose zulassen oder sogar irreführend sein könnten, liefern offenbar den ökologischen Zustand beschreibende Faktoren (z. B. Uferausformung, Landnutzung, Wassernutzung) sehr typische Ergebnisse. Diese Parameter sind anhand von GIS-Applikationen nicht nur für unterschiedliche Kenngrößen (Längskontinuum, Restwasser, Stau, Morphologie, Umlandnutzung, Hemerobie) sondern auch für unterschiedliche Puffergrößen (Entfernungsradien) ermittelbar. Problematisch hierbei sind jedoch der noch geringe Datenbestand bzw. qualitative Inkonsistenzen aufgrund regional unterschiedlicher Erhebungen. Bedingt durch fortschreitende, standardisierte Erhebungen im Zuge der Monitoring-Verpflichtungen der Wasserrahmenrichtlinie, ist aber mit einem Hinzukommen von Fischdaten aus allen repräsentativen Gewässertypen in naher Zukunft zu rechnen, wodurch das bislang eher verzerrte Bild durch die Dominanz rhithraler Probestellen und Arten ausgeglichen wird.

5.3 Bekannte und erwartbare Reaktionen der Fischfauna auf den Klimawandel

*Native brown trout ... may be at risk of losing its habitat
in favour of invaders like the exotic rainbow trout,
which are better adapted to higher water temperatures.
(MATULLA et al. 2007)*

Wie bereits oben beschrieben, liegen nur spärliche gesicherte Informationen über die Reaktionen der einheimischen Fischfauna auf klimatische Veränderungen vor. Speziell im Fall von Binnengewässern, wo populationsbiologische Untersuchungen erst seit wenigen Jahrzehnten forciert werden, beschränkt sich die Thematik vorwiegend auf Spekulationen oder allgemeine Prognosen. Erkenntnisse oder Szenarien für den nordamerikanischen Raum (POFF et al. 2002) sind, vor allem im Detail, nicht immer auf heimische Gewässer übertragbar.

Die meisten aquatischen Organismen reagieren auf Temperaturanstieg mit erhöhtem Metabolismus, wodurch Sauerstoff- und Nahrungsbedarf steigen. Speziell bei Neozoen kann der Klimawandel im Zusammenhang mit anthropogenen Korridoren unprognostizierbare Ausbreitungsmuster bewirken. Im Wesentlichen sind somit folgende Veränderungen durch den Klimawandel für die Fischfauna relevant:

- Geänderte Verbreitungslimits aufgrund artspezifischer Toleranzbereiche (z. B. Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt) und hydromorphologischer Ansprüche (z. B. Habitatangebot, Höhe und Häufigkeit von Extremereignissen)
- Konkurrenz, Krankheitsübertragung, Veränderung des Lebensraums (z. B. durch Massenbestände aquatischer Vegetation) durch faunenfremde Pflanzen- und Tierarten
- Auf den oben genannten Faktoren basierende Änderungen von Bestandesgröße und wirtschaftlichem Ertrag, im Extremfall bis hin zum Erlöschen von Artvorkommen

Aus den vorliegenden Verbreitungsdaten gebietsfremder Fische lässt sich schließen, dass insbesondere ein Anstieg der minimalen Wassertemperaturen im Winter eine Ausbreitungsbarriere beseitigen und eine zunehmende Verbreitung wärmeliebender Arten – darunter auch Neozoa – erwarten lassen.

Für Vorhersagemodelle der Ausbreitung invasiver Arten unter den Bedingungen globaler Veränderungen werden im Allgemeinen gleichbleibende ökologische Anforderungen der Arten angenommen. Diese Annahme ist allerdings in Frage zu stellen, wie am Beispiel der Gefleckten Flockenblume (*Centaurea maculosa*) gezeigt werden konnte (BROENNIMANN et al. 2007). Invasive Arten können in einem neuen Lebensraum durchaus neue ökologische Nischen realisieren, was auch mit dem beobachteten Invasionserfolg phänotypisch besonders plastischer und umwelttoleranter Arten korrespondiert (BROENNIMANN et al. 2007, DIDHAM et al. 2007, SAX et al. 2007). Insofern bergen die Prognosen künftiger Invasivität von Arten eine prinzipielle Unsicherheit, die der tatsächlich realisierten ökologischen Nische.

Bislang werden klimatische Veränderungen insbesondere in Form der prognostizierten Temperaturerhöhungen diskutiert und unter Voraussetzung gleicher Nischenrealisierung, eine Zunahme und Ausbreitung wärmeliebender Arten prognostiziert. Von besonderer Dringlichkeit erscheint die Entwicklung regionalisierter Klimawandelszenarien, da – im Vergleich zum globalen Trend – regional durchaus unterschiedliche Entwicklungen zu erwarten sind.

Zu den charakteristischen Eigenschaften vieler erfolgreicher gebietsfremder Arten zählen unter anderem geringe bzw. variable Ansprüche an den Lebensraum, hohe Plastizität in Verhalten und genetischer Ausstattung bzw. das Vermögen sich rasch an veränderte Umweltbedingungen anzupassen. Viele dieser Faktoren sind unter den Annahmen des Klimawandels von Vorteil und so ist zu vermuten, dass gebietsfremde Arten eher vom Klimawandel profitieren als einheimische Arten (DUKES & MOONEY 1999, THUILLER et al. 2007). So zutreffend diese allgemeine Aussage auch ist, so wenig geeignet ist sie zur konkreten Vorhersage für einzelne Arten in bestimmten Regionen. Weitere Untersuchungen und Analysen sind daher notwendig, um die Unsicherheiten der Prognosen zu reduzieren und die komplexen Auswirkungen des Klimawandels auf gebietsfremde Arten besser zu verstehen.

6 SYNTHESE UND EMPFEHLUNGEN

Negative Auswirkungen gebietsfremder Arten auf die einheimische Biodiversität können auf verschiedene Weise wirksam werden: Konkurrenz um Ressourcen, Prädation und Herbivorie, Hybridisierung, Krankheits- oder Parasitenübertragung, Änderungen ökosystemarer Abläufe. Auch angesichts der hohen durch Neozoen verursachten ökonomischen Kosten (Ertragsverlust, Bekämpfung, ...) (z. B. PIMENTEL et al. 2000, KOLAR & LODGE 2002) besteht ein großes wirtschaftliches und wissenschaftliches Interesse das Invasionspotential gebietsfremder Arten vorherzusagen. Häufig vergehen einige Jahre bis Jahrzehnte zwischen dem ersten Auftreten und der Etablierung einer Art und ihrem invasiven Auftreten (MACK et al. 2000). Zudem sind die meisten erfolgreichen Invasionen als sekundäre Auswirkungen von Habitat- und Umweltveränderungen zu sehen (DIDHAM et al. 2005, 2007, MACDOUGALL & TURKINGTON 2005). Die flächendeckende Beeinträchtigung der Hydrodynamik der Oberflächengewässer bewirkt eine weitgehende Homogenisierung der Lebensbedingungen für aquatische Organismen (DIDHAM et al. 2007, POFF et al. 2007) und diese Habitat-Homogenisierung fördert damit gleichermaßen eine Faunen-Homogenisierung (z. B. WOLTER & VILCINSKAS 1997a, 2000, RAHEL 2002, 2007).

Darüber hinaus wird die potentielle Invasivität einer gebietsfremden Art von der Diversität der indigenen Fischartengemeinschaft beeinflusst (MCKINNEY 2004). Ein und dieselbe Art kann unter bestimmten Bedingungen invasiv und unter anderen Bedingungen nicht in der Lage sein, sich zu etablieren (MARCHETTI et al. 2004, OLDEN et al. 2004, ROBBINS 2004, DIDHAM et al. 2005, RICCIARDI & KIPP 2008). Elterliche Fürsorge, hohes Vermehrungspotenzial, früher Eintritt der Geschlechtsreife, Langlebigkeit, Ausbreitungsvermögen, ökologische Toleranz, schnelles Wachstum und geringe maximale Körperlänge gelten als Invasions-förderliche Eigenschaften (SAKAI et al. 2001, MARCHETTI et al. 2004, JESCHKE & STRAYER 2006). Allerdings kamen JESCHKE & STRAYER (2008) bei einer erneuten Analyse ihrer Fischdaten zu dem Schluss, dass weder Körperlänge, noch Eintritt der Geschlechtsreife, Größe der Larven, Laichmenge oder -häufigkeit, geeignete Prädiktoren für das Invasionspotential eingebürgerter Arten darstellen. Bester Prädiktor für die Invasivität einer Art war hingegen die Assoziation mit dem Menschen (JESCHKE & STRAYER 2008), die wiederum mit der zunehmenden Ausbreitung der Art durch den Menschen (propagule pressure) korreliert (RICCIARDI & KIPP 2008). In einer weltweiten Analyse bestätigten LEPRIEUR et al. (2008b) die hohe Bedeutung aller menschlichen Aktivitäten als treibende Kraft von Fisch-Invasionen. Bereits SAKAI et al. (2001) und MARCHETTI et al. (2004) betonten die hohe Bedeutung der Attraktivität von Fisch-Neozoen als z. B. gute Speisefische oder Angelfische für die Ausbreitung durch den Menschen. In kalifornischen Gewässern ermittelten MARCHETTI et al. (2004) zwei Hauptursachen für die rasche Ausbreitung und Etablierung gebietsfremder Fischarten: das Nutzungsinteresse des Menschen und die physiologische Toleranz der Arten. KOLAR & LODGE (2002) weisen schließlich darauf hin, dass je nach Invasionsphase verschiedene Arteigenschaften unterschiedlich wichtig sein können: Schnelles Wachstum korreliert positiv mit dem Etablierungserfolg, aber negativ mit einer raschen Ausbreitung.

In einem Prognosemodell für die Entwicklung der Fischartengemeinschaft in den nordamerikanischen Großen Seen waren Wachstum und Temperaturtoleranz für den Invasionserfolg entscheidend (KOLAR & LODGE 2002). Erfolgreiche invasive Arten tolerierten Wassertemperaturen unter 5,5 °C und zeichneten sich durch schnelles Wachstum aus. In ihrem ersten Lebensjahr erreichten sie über 26,5 % der beobachteten maximalen Länge der Art, im zweiten über 68,5 % (KOLAR & LODGE 2002). Genetische Vielfalt der Gründerpopulation erwies sich hingegen als ungeeigneter Prädiktor für den Invasionserfolg von Neozoen, vielmehr waren hohe ökologische Plastizität und Umwelttoleranz ausschlaggebend. Zudem zeigten viele Einbürgerungen keine Anzeichen genetischer Verarmung, eher zunehmender genetischer Vielfalt, aufgrund häufiger und wiederholter Freisetzen der jeweiligen Art (ROMAN & DARLING 2007). Die genetische Vielfalt der invasiven Population kann sogar deutlich höher sein, als die einzelner Ursprungspopulationen, wenn wiederholte Einbürgerungen aus verschiedenen Quellen erfolgten (z. B. STEPIEN et al. 2005). Ähnliche Beobachtungen beim Braunen Anolis (*Anolis sagrei*) nahm FRANKHAM (2005) zum Anlass die Bekämpfung von Neozoen bei ihrem ersten Auftreten zu fordern, um dieser Aufwertung der genetischen Vielfalt und damit möglicherweise auch des Invasionspotenzials, vorzubeugen.

Ein Instrument zur vorausschauenden Beurteilung möglicherweise invasiver Arten stellt das Schwarze Liste-Kriteriensystem dar, dass im Rahmen dieses F+E-Vorhabens entwickelt und anhand von Gefäßpflanzen und Fischen getestet wurde (Tab. 6). Mit der konkreten Benennung der problematischen invasiven Arten soll die Diskussion um gebietsfremde Arten fokussiert werden. Das Kriteriensystem soll auch die Grundlage für erforderliche praktische Maßnahmen (Beseitigung, Kontrolle, Beobachtung) schaffen. Auf die Einbettung des Systems in internationale „Risk Assessment“-Ansätze und den Einstufungsvorgang sei auf ESSL et al. (2008) und NEHRING et al. (2010) verwiesen.

Tabelle 6: Einstufungsergebnisse der gebietsfremden Fischarten in den aktuellen Schwarzen Listen für Deutschland und für Österreich (aus NEHRING et al. 2010).

	DEUTSCHLAND	ÖSTERREICH
wissenschaftlicher Name	Einstufung	Einstufung
<i>Acipenser baerii</i>	Schwarze Liste – Aktionsliste	Schwarze Liste – Aktionsliste
<i>Ameiurus melas</i>	Schwarze Liste – Managementliste	Graue Liste – Handlungsliste
<i>Ameiurus nebulosus</i>	Schwarze Liste – Managementliste	Graue Liste – Handlungsliste
<i>Carassius auratus</i>	Graue Liste – Beobachtungsliste	Graue Liste – Beobachtungsliste
<i>Coregonus maraenoides</i>	Weißer Liste	Weißer Liste *
<i>Coregonus peled</i>	Weißer Liste	Weißer Liste *
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Schwarze Liste – Managementliste	Schwarze Liste – Managementliste
<i>Culaea inconstans</i>	Weißer Liste	Weißer Liste *
<i>Gambusia holbrooki</i>	Graue Liste – Beobachtungsliste	Graue Liste – Beobachtungsliste *
<i>Hemichromis letourneauxi</i>	Weißer Liste *	Weißer Liste
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	Graue Liste – Handlungsliste	Graue Liste - Handlungsliste
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	Graue Liste – Handlungsliste	Graue Liste - Handlungsliste
<i>Lepomis gibbosus</i>	Graue Liste – Handlungsliste	Graue Liste – Handlungsliste
<i>Micropterus dolomieu</i>	Weißer Liste	Weißer Liste
<i>Micropterus salmoides</i>	Weißer Liste	Weißer Liste
<i>Misgurnus angullicaudatus</i>	Weißer Liste	Weißer Liste *
<i>Mylopharyngodon piceus</i>	Graue Liste – Handlungsliste *	Graue Liste – Handlungsliste
<i>Neogobius fluviatilis</i>	Graue Liste – Beobachtungsliste	Graue Liste – Beobachtungsliste *
<i>Neogobius gymnotrachelus</i>	Graue Liste – Beobachtungsliste *	Graue Liste – Beobachtungsliste
<i>Neogobius kessleri</i>	Graue Liste – Beobachtungsliste	Graue Liste – Beobachtungsliste
<i>Neogobius melanostomus</i>	Schwarze Liste – Managementliste	Schwarze Liste – Managementliste
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Weißer Liste *	Weißer Liste
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Schwarze Liste – Managementliste	Schwarze Liste – Managementliste
<i>Percocottus glenii</i>	Schwarze Liste – Warnliste *	Schwarze Liste – Warnliste *
<i>Poecilia reticulata</i>	Weißer Liste	Weißer Liste
<i>Polyodon spathula</i>	Weißer Liste *	Weißer Liste
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	Graue Liste – Beobachtungsliste	heimisch
<i>Pseudorasbora parva</i>	Graue Liste – Handlungsliste	Graue Liste – Handlungsliste
<i>Salvelinus fontinalis</i>	Graue Liste – Handlungsliste	Schwarze Liste – Managementliste
<i>Salvelinus namaycush</i>	Graue Liste – Handlungsliste	Graue Liste – Handlungsliste
<i>Umbra pygmaea</i>	Weißer Liste	Weißer Liste *
* bisher keine wild lebenden Vorkommen bekannt (Status: fehlend)		

Für die nächste Zukunft lassen sich aus der vorliegenden Arbeit folgende allgemeine Handlungsempfehlungen für eine naturschutzorientierte Gewässerbewirtschaftung ableiten:

- Aufklärung und Bewußtseinsbildung bei Nutzergruppen
- Best-Practice Anleitungen für die Aquakultur und den Zierfischhandel
- Freiwilliger Verzicht invasive Arten in den Handel zu bringen
- Einrichtung von Öko-Sperren in Schifffahrtskanälen, um Passage von Arten zu unterbinden
- Rückbau und Restauration von Fließgewässern
- Informationsaustausch auf allen Ebenen (Behörden, Vereine, Wissenschaft)
- Erforschung der Verbreitung (inkl. Monitoring) und Auswirkungen gebietsfremder Fischarten

Wie das Beispiel der Verordnung des Rates der Europäischen Union über die Verwendung nicht heimischer und gebietsfremder Arten in der Aquakultur und seine Erweiterung gezeigt hat, überwiegen nach wie vor wirtschaftliche Interessen bei politischen Entscheidungen. Im Zusammenspiel mit anderen umweltpolitischen Herausforderungen, wie dem Klimawandel oder dem Ausbau des europäischen Binnenwasserstraßennetzes, ist eine Trendumkehr nicht zu erwarten.

Die Aufgabe des Naturschutzes muss es sein, gemeinsam mit den Nutzergruppen nach Lösungen zu suchen, diese auch in wirtschaftlich schwierigen Zeiten konsequent umzusetzen und eine nachhaltige, umweltorientierte Nutzung der Gewässer zu entwickeln.

7 LITERATUR

- AGRDEU (2008): AGRDEU Aquakultur – Aquatische genetische Ressourcen in der Aquakultur. (<http://agrdeu.genres.de/agrdeu/aquakultur/>) (Zugriff 05 Dezember 2008)
- ALLAN, J.D., PALMER, M. & POFF, N.L. (2005): Climate change and freshwater ecosystems. In: LOVEJOY, T.E. & HANNAH, L. (eds) Climate change and biodiversity. Yale Univ. Press, 274-290.
- AMANN, E. (1989): Fischereiliche Untersuchungen an zwei mit Bachsaiblingen (*Salvelinus fontinalis* M.) besetzten Hochgebirgsseen des Montafons (Vorarlberg). Österreichs Fischerei 42: 96-103.
- ANONYMUS (1883): Circular des deutschen Fischerei-Vereins. Allgemeine Fischerei-Zeitung 8: 83.
- ANONYMUS (1887): Aussetzung von Schwarzbarschen im alten Donaubette bei Wien. Allgemeine Fischerei-Zeitung 12: 261-262.
- ANONYMUS (1888): Schwarz- und Forellenbarsch. Allgemeine Fischerei-Zeitung 13: 160.
- ANONYMUS (1891): Neue Fische aus Amerika. Allgemeine Fischerei-Zeitung 16: 290.
- ANONYMUS (1905): Der Forellenbarsch in freien Gewässern. Allgemeine Fischerei-Zeitung 30: 50-51.
- ARNDT, G.-M., GESSNER, J. & RAYMAKERS, C. (2002): Trends in farming, trade and occurrence of native and exotic sturgeons in natural habitats in Central and Western Europe. Journal of Applied Ichthyology 18: 444-448.
- ARNOLD, A. (1990): Eingebürgerte Fischarten. Die Neue Brehm-Bücherei, Wittenberg Lutherstadt (A. Ziemsen), 144 pp.
- ARNOLD, A. (1987): Zur Biologie von Koboldkärpfling, *Gambusia affinis* und Guppy, *Poecilia reticulata* (Poeciliidae) in europäischen Freilandgewässern 1. Aquarien, Terrarien 34: 128-131.
- ARNOLD, J.P. & AHL, E. (1936): Fremdländische Süßwasserfische. Wenzel & Sohn, Braunschweig, 592 pp.

- BIJ DE VAATE, A., JAZDZEWSKI, K., KETELAARS, H.A.M., GOLLASCH, S. & VAN DER VELDE, G. (2002): Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 1159-1174.
- BMELV – Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Hrsg.) (2007) Aquatische genetische Ressourcen. Nationales Fachprogramm zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung. BMELV, Bonn, 74 pp.
- BÖVING, H.P. (1981): Die Fischfauna des Rheinstromes und seiner direkt angrenzenden Altwässer im Niederrheingebiet. *Decheniana* 134: 260-273.
- BRÄMICK, U., ROTHE, U., SCHUHR, H., TAUTENHAHN, M., THIEL, U., WOLTER, C. & ZAHN, S. (1998): Fische in Brandenburg. Verbreitung und Beschreibung der märkischen Fischfauna. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Brandenburg & Institut für Binnenfischerei Potsdam-Sacrow (Hrsg.), Potsdam, 152 pp.
- BROENNIMANN, O., TREIER, U.A., MÜLLER-SCHÄRER, H., THUILLER, W., PETERSON, A.T. & GUIBAN, A. (2007): Evidence of climatic niche shift during biological invasion. *Ecology Letters* 10: 701-709.
- BUISSON, L. & GRENOUILLET, G. (2009) Contrasted impacts of climate change on stream fish assemblages along an environmental gradient. *Diversity Distrib.* 15: 613-626.
- BUISSON, L., THUILLER, W., LEK, S., LIM, P. & GRENOUILLETE, G. (2008): Climate change hastens the turnover of stream fish assemblages. *Global Change Biology* 14: 2232-2248.
- BUISSON, L., BLANC, L. & GRENOUILLETE, G. (2007): Modelling stream fish species distribution in a river network : the relative effects of temperature versus physical factors. *Ecology of Freshwater Fish* 17: 244-257.
- BYERS, J.E. (2002): Impact of non-indigenous species on natives enhanced by anthropogenic alteration of selection regimes. *Oikos* 97: 449-458.
- CAMBRAY, J.A. (2003): Impact on indigenous species diversity caused by the globalization of alien recreational freshwater fisheries. *Hydrobiologia* 500: 217-230.
- CASAL, C.M.V. (2006): Global documentation of fish introductions: the growing crisis and recommendations for action. *Biol. Invasions* 8: 3-11.
- CHANG, A.L., GROSSMAN, J.D., SPEZIO, T.S., WEISKEL, H.W., BLUM, J.C., BURT, J.W., MUIR, A.A., PIOVIA-SCOTT, J., VEBLEN, K.E. & GROSHOLZ, E.D. (2009): Tackling aquatic invasions: risks and opportunities for the aquarium fish industry. *Biol. Invasions* 11: 773-785.
- CHARLEBOIS, P.M., MARSDEN, J.E., GOETTEL, R.G., WOLFE, R.K., JUDE, D.J. & RUDNIKA, S. (1997): The Round Goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas), A Review of European and North American Literature, Illinois Natural History Survey and Illinois-Indiana Sea Grant Program.
- COLAUTTI, R.I. (2005): Are characteristics of introduced salmonid fishes biased by propagule pressure? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62: 950-959.
- COPP, G.H., WESLEY, K.J. & VILIZZI, L. (2005): Pathways of ornamental and aquarium fish introductions into urban ponds of Epping Forest (London, England): the human vector. *Journal of Applied Ichthyology* 21: 263-274.
- COPP, G.H., STAKENAS, S. & DAVISON, P.I. (2006): The incidence of non-native fishes in water courses: example of the United Kingdom. *Aquatic Invasions* 1: 72-75.
- COX, G.W. (2004): Alien species and evolution. Island Press, Washington, DC, 377 pp.
- DAVIDSON, I.C., MCCANN, L.D., FOFONOFF, P.W., SYTSMA, M.D. & RUIZ, G.M. (2008): The potential for hull-mediated species transfer by obsolete ships on their final voyages. *Diversity Distribut.* 14: 518-529.
- DAVIS, M.A. (2003): Biotic globalization: does competition from introduced species threaten biodiversity? *BioScience* 53: 481-489.

- DEHUS, P. (undatiert): Gebietsfremde Fischarten und ihre Bedeutung für unsere Gewässer. <http://www.umweltserver.saarland.de/Gebietsfremde%20Fischarten%20und%20ihre%20Bedeutung.pdf> (abgefragt Juli 2009)
- DBT, DEUTSCHER BUNDESTAG (2005): Entwicklung der Aquakultur des Störs für die wirtschaftliche Nutzung und zur Wiedereinbürgerung von heimischen Stören in Deutschland. Antwort auf eine Kleine Anfrage, Drucksache 15/4650: 8 pp.
- DEXTRASE, A.J. & MANDRAK, N.E. (2006): Impacts of alien invasive species on freshwater fauna at risk in Canada. *Biol. Invasions* 8: 13-24.
- DIDHAM, R.K., TYLIANAKIS, J.M., HUTCHISON, M.A., EWERS, R.M. & GEMMELL, N.J. (2005): Are invasive species the drivers of ecological change? *Trends in Ecology and Evolution* 20: 470-474.
- DIDHAM, R.K., TYLIANAKIS, J.M., GEMMELL, N.J., RAND, T.A. & EWERS, R.M. (2007): Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. *Trends Ecol. Evol.* 22: 489-496.
- DÖNNI, W. & FREYHOF, J. (2002): Einwanderung von Fischarten in die Schweiz – Rheineinzugsgebiet. *Mitteilungen zur Fischerei* 72, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 88 pp.
- DOERING, P. & LUDWIG, J. (1992): Nachweis des Schwarzen Zwergwelses, *Ictalurus melas* (Rafinesque), in einem Teich in Berlin. *Rana* 6: 168-169.
- DUARTE, C.M., MARBA N. & HOLMER M. (2007): Rapid domestication of marine species. *Science* 316: 382-383.
- DUGGAN, I.C., RIXON, C.A.M. & MACISAAC, H.J. (2006): Popularity and propagule pressure: determinants of introduction and establishment of aquarium fish. *Biol. Invasions* 8: 377-382.
- DUKES, J.S. & MOONEY, H.A. (1999): Does global change increase the success of biological invaders? *Trends Ecol. Evol.* 14: 135-139.
- DUNCKER, G. (1939): Hundsfische (*Umbra spec.*) in Schleswig-Holstein? *Die Heimat (Husum)* 49: 300-301.
- DUBLING, U. & BERG, R. (2001): *Fische in Baden-Württemberg*. Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg, Stuttgart, 176 pp.
- DYNESIUS, M. & NILSSON, C. (1994): Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science* 266: 753-762.
- EBERSTALLER, J., PINKA, P., MATHIAS, J., UNFER, G., WIESNER, C. & RENNER, R. (2007): Gewässerökologische Aspekte des Feststoffmanagements am Beispiel des KW Bodendorf/Mur. *WasserWirtschaft* 11/2007: 12-17.
- ECKOLDT, M. (Hrsg.) (1998): *Flüsse und Kanäle. Die Geschichte der deutschen Wasserstrassen*. DSV Verlag, Hamburg, 526 pp.
- ELDREDGE, N. (1997): *Wendzeiten des Lebens. Katastrophen in Erdgeschichte und Evolution*. Insel Verlag, Frankfurt/Main, 307 pp.
- ELLIOTT, J.M. (2000): Pools as refugia for brown trout during two summer droughts: trout responses to thermal and oxygen stress. *J. Fish Biol.* 56: 938-948.
- ELVIRA, B. (2001): Identification of non-native freshwater fishes established in Europe and assessment of their potential threats to the biological diversity. Bern Convention Standing Committee, Document T-PVS(2001)6, Strasbourg, 35 pp.
- ESSL, F., KLINGENSTEIN, F., NEHRING, S., NOWACK, C., RABITSCH, W. & STÖHR, O. (2008): Schwarze Listen invasiver Arten – ein Instrument zur Risikobewertung für die Naturschutzpraxis. *Natur und Landschaft* 9/10: 418-424.
- ESSL, F., KLINGENSTEIN, F., MILASOWSKY, N., NEHRING, S., NOWACK, C. & RABITSCH, W. (in Vorb.): The German-Austrian black list information system (GABLIS): a tool for assessing biodiversity risks of invasive alien species in Europe. MS eingereicht.

- FAO (2002): The state of the world fisheries and aquaculture. (<http://www.fao.org/docrep/005/y7300e/y7300e00.htm>) (Zugriff 12 Oktober 2008)
- FICKE, A.D., MYRICK, C.A. & HANSEN, L.J. (2007): Potential impacts of global climate change on freshwater fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 17: 581-613.
- FISHBASE (2007): A Global Information System on Fishes. (<http://www.fishbase.org>) (Zugriff 14 Mai 2007).
- FLINDT, R. & HEMMER, H. (1969): Gefahr für Froschlurche durch ausgesetzte Sonnenbarsche. *DATZ* 22: 24-25.
- FOLEY, J.A., DEFRIES, R., ASNER, G.P., BARFORD, C., BONAN, G., CARPENTER, S.R., CHAPIN, F.S., COE, M.T., DAILY, G.C., GIBBS, H.K., HELKOWSKI, J.H., HOLLOWAY, T., HOWARD, E.A., KUCHARIK, C.J., MONFREDA, C., PATZ, J.A., PRENTICE, I.C., RAMANKUTTY, N. & SNYDER, P.K. (2005): Global consequences of land use. *Science* 309: 570-574.
- FRANKHAM, R. (2005): Resolving the genetic paradox in invasive species. *Heredity* 94: 385-385.
- FRANKOWSKI, J., JENNERICH, S., SCHAARSCHMIDT, T., UBL, C., JÜRSS, K. & BASTROP, R. (2009): Validation of the occurrence of the American eel *Anguilla rostrata* (Le Sueur, 1817) in free-draining European inland waters. *Biol. Invasions* 11: 1301-1309.
- FREYHOF, J. (2002): Freshwater fish diversity in Germany, threats and species extinction. In: COLLARES-PEREIRA, M.J., COWX, I.G. & COELHO, M.M. (Hrsg.) *Conservation of Freshwater Fishes: Options for the Future*. Fishing News Books, Blackwell, Oxford, pp. 3-22.
- FREYHOF, J. (2003): Immigration and potential impacts of invasive freshwater fishes in Germany. *Berichte des IGB* 17: 51-58.
- FREYHOF, J. (2009): Rote Liste der im Süßwasser reproduzierenden Neunaugen und Fische (Cyclostomata & Pisces). *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70(1): 291-316.
- FREYHOF, J. & KORTE, E. (2005): The first record of *Misgurnus anguillicaudatus* in Germany. *Journal of Fish Biology* 66: 568-571.
- FÜLLNER, G., PFEIFER, M., SIEG, S. & ZARSKE, A. (1996): Die Fischfauna von Sachsen. Rundmäuler, Fische, Krebse. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden, 166 pp.
- FÜLLNER, G., PFEIFER, M. & ZARSKE, A. (2005): Atlas der Fische Sachsens. Rundmäuler – Fische – Krebse. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft & Museum für Tierkunde, Dresden, 351 pp.
- GALIL, B.S., NEHRING, S. & PANOV, V. (2007): Waterways as invasion highways - Impacts of climate change and globalization. In: Nentwig, W. (Ed.), *Biological invasions*. Ecological Studies Vol. 193, Springer, Berlin, pp. 59-74.
- GARCÍA-BERTHO, E., ALCARAZ, C., POU-ROVIRA, Q., ZAMORA, L., COENDERS, G. & FEO, C. (2005): Introduction pathways and establishment rates of invasive aquatic species in Europe. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62: 453-463.
- GASSNER, H., ZICK, D., WANZENBÖCK, J., LAHNSTEINER, B. & TISCHLER, G. (2003): Die Fischartengemeinschaften der großen österreichischen Seen. Vergleich zwischen historischer und aktueller Situation. *Fischökologische Seentypen*. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Band 18, Scharfling, 167 pp.
- GEITER, O., HOMMA, S. & KINZELBACH, R. (2002): Bestandsaufnahme und Bewertung von Neozoen in Deutschland. I. Allgemeines. *Umweltbundesamt Texte* 25/02: 1-220.
- GENOVESI, P. & SCALERA, R. (2007): Assessment of existing lists of invasive alien species for Europe, with particular focus on species entering Europe through trade, and proposed responses. Document prepared for the Bern Convention Standing Committee's Meeting in Nov 2007, T-PVS/Inf(2007)2, Strasbourg.
- GOLLASCH, S. & NEHRING, S. (2006): National checklist for aquatic alien species in Germany. *Aquatic Invasions* 1(4): 245-269.
- GOZLAN, R.E. (2008): Introduction of non-native freshwater fish: is it all bad? *Fish and Fisheries* 9: 106-115.

- GROß, H. (2003): Lineare Durchgängigkeit von Fließgewässern - ein Risiko für Reliktvorkommen des Edelkrebse (Asteriscus asteriscus L.)? Natur und Landschaft 78: 33-35.
- HARI, R.E., LIVINGSTONE, D.M., SIBER, R., BURCKHARDT-HOLM, P. & GÜTTINGER, H. (2006): Consequences of climatic change for water temperature and brown trout populations in Alpine rivers and streams. Global Change Biology 12: 10-26.
- HARKA, A., SALLAI, Z. & WILHELM, S. (2002): Effects of water pollution and global warming on the fish fauna of the Romanian tributaries of the river Tisza. Tiscia 33: 51-58.
- HARRISON, I.J. & STIASSNY, M.L.J. (1999): The quiet crisis. A preliminary listing of the freshwater fishes of the world that are extinct or 'missing in action'. In: MACPHEE, R.D.E. (Hrsg.) Extinctions in Near Time. Kluwer Academic/Plenum, New York, pp. 271-331.
- HAUER, W. (1996): Überraschung am Wolfgangsee. Österreichs Fischerei 49: 72.
- HAUER, W. (2007): Fische, Krebse, Muscheln in heimischen Seen und Flüssen. L. Stocker Verlag, Graz & Stuttgart, 231 pp.
- HEERZ, D. (2009): Polyodon spathula, Mississippi-Löffelstör. Die Aquarien- und Terrarienzeitschrift 12/2009: 36-37.
- HELLMANN, J.J., BYERS, J.E., BIERWAGEN, B.G. & DUKES, J.S. (2008): Five potential consequences of climate change for invasive species. Conserv. Biol. 22: 534-543.
- HERZIG, A. & HERZIG-STRASCHIL, B. (2001): Das Vorkommen des Aales (Anguilla anguilla) im Donaeinzugsgebiet – allochthon versus autochthon. Österreichs Fischerei 54: 230-234.
- HILDEBRAND, S.F. (1931): Gambusia in foreign lands. Science 74: 655-656.
- HOFER, B. (1905): Über die Einführung der Peipusseemäräne in Deutschland. Allgemeine Fischerei-Zeitung 30: 203-204.
- HOFFMANN, R. C. (1994): Remains and verbal evidence of carp (Cyprinus carpio) in medieval Europe. In: VAN NEER, W. (Ed.) Fish exploitation in the past. Ann. Zool. Scien. 274, Proceedings of the 7th meeting of the ICAZ Fish Remains Working Group, Koninklijk Museum voor Midden-Afrika, Tervuren, pp. 139-150.
- HONSIG-ERLENBURG, W. (2001): Zum Fischbestand des Warmbaches in Villach, Kärnten. Carinthia II 191./111.: 135-140.
- HONSIG-ERLENBURG, W. (2004): Bericht der Fachgruppe für Zoologie über das Jahr 2003. Carinthia II 194./114.: 318-320.
- HONSIG-ERLENBURG, W. & PETUTSCHNIG, W. (2002): Fische, Neunaugen, Flusskrebse, Großmuscheln. Sonderreihe des Naturwissenschaftlichen Vereins für Kärnten, Klagenfurt, 257 pp.
- HULME, P.E., BACHER, S., KENIS, M., KLOTZ, S., KÜHN, I., MINCHIN, D., NENTWIG, W., OLENIN, S., PANOV, V., PERGL, J., PYSEK, P., ROQUES, A., SOL, D., SOLARZ, W. & VILA, M. (2008): Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. J. Appl. Ecol. 45: 403-414.
- JESCHKE, J.M. & STRAYER, D.L. (2006): Determinants of vertebrate invasion success in Europe and North America. Global Change Biology 12: 1608-1619.
- JESCHKE, J.M. & STRAYER, D.L. (2008): Are threat status and invasion success two sides of the same coin? Ecography 31: 124-130.
- JOHNSON, P.T.J., OLDEN, J.D. & VANDER ZANDEN, M.J. (2008): Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. Front Ecol. Environ. 6(7): 357-363.
- JURAJDA, P. (1995): Effect of channelization and regulation on fish recruitment in a floodplain river. Regulated Rivers: Research & Management 10: 207-215.
- KALOUS, L., ŠLECHTOVÁ, V., BOHLEN, J., PETRÝL, M. & ŠVÁTORA, M. (2007): First European record of Carassius langsdorffii from the Elbe basin. J. Fish Biol. 70: 132-138.

- KENNARD, M.J., ARTHINGTON, A.H., PUSEY, B.J. & HARCH, B.D. (2005): Are alien fish a reliable indicator of river health? *Freshwater Biology* 50: 174-193.
- KIEHN, M., LAUERER, M., LOBIN, W., SCHEPKER, H. & KLINGENSTEIN, F. (2007): Grundsätze im Umgang mit invasiven und potentiell invasiven Pflanzenarten in Botanischen Gärten. *Gärtn. Bot. Brief* 169: 39-41.
- KINZELBACH, R. & KRUPP, F. (1982): Zur Einbürgerung des Moskitofisches (*Gambusia affinis*) in Mitteleuropa. *Mainzer naturwiss. Archiv* 20: 67-77.
- KÖCK, H. (1978): Der Silberlachs (*Oncorhynchus kisutch*). *Österreichs Fischerei* 31: 11-12.
- KÖHLER, W. (1907): Hundsfische. *Blätter für Aquarien- und Terrarienkunde* 18: 453-456, 460-466, 476-477.
- KOLAR, C.S. & LODGE, D.M. (2002): Ecological predictions and risk assessment for alien fishes in North America. *Science* 298: 1233-1236.
- KOTTELAT, M. & FREYHOF, J. (2007): *Handbook of European Freshwater Fishes*. Publications Kottelat, Cornol, 646 pp.
- KROMP-KOLB, H. & GERERSDORFER, T. (Hrsg.) (2003): Auswirkungen von Klimaänderung auf die Tierwelt. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. 141 pp.
- KUBEC, J. & PODZIMEK, J. (1996): *Wasserwege*. Verlag Werner Dausien, Hanau, 491 pp.
- KÜTTEL, S., PETER, A. & WÜEST, A. (2002): Temperaturpräferenzen und –limiten von Fischarten Schweizerischer Fließgewässer. *Rhône Revitalisierung, Publikation 1*, 34 pp. + Anhang.
- LEHTONEN, H. (2002): Alien freshwater fishes of Europe. In: LEPPÄKOSKI, E., GOLLASCH, S. & OLENIN, S. (eds) *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management*. Kluwer, Dordrecht, pp. 153-161.
- LELEK, A. (1996): Die allochthonen und die beheimateten Fischarten unserer großen Flüsse – Neozoen der Fischfauna. In: GEBHARDT, H., KINZELBACH, R. & SCHMIDT-FISCHER, S. (Hrsg.) *Gebietsfremde Tierarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Situationsanalyse*. ecomed, Landsberg, pp. 197-215.
- LELEK, A. & BUHSE, G. (1992): *Fische des Rheins – früher und heute*. Springer Verlag, Heidelberg, 214 pp.
- LENZ, F. (1948): Die Edelmaräne in den Plöner Seen. *Arch. Fischereiwissenschaft* 1: 163-173.
- LENZ, J., ANDRES, H.-G., GOLLASCH, S. & DAMMER, M. (1996): Einschleppung fremder Organismen in Nord- und Ostsee: Untersuchungen zum ökologischen Gefahrenpotential durch den Schiffsverkehr. *Forschungsbericht 102 04 250 im Auftrag des Umweltbundesamtes*.
- LEONHARDT, E.E. (1913): Einführungsgeschichte des Goldfisches in Europa. *Fischerei-Zeitung Neudamm* 16: 251-255.
- LEPPÄKOSKI, E. & OLENIN, S. (2001): The meltdown of biogeographic peculiarities of the Baltic Sea: the interaction of natural and man-made processes. *Ambio* 30: 202-209.
- LEPRIEUR, F., BEAUCHARD, O., HUGUENY, B., GRENOUILLET, G. & BROSSE, S. (2008a): Null model of biotic homogenization: a test with the European freshwater fish fauna. *Diversity Distrib.* 14: 291-300.
- LEPRIEUR, F., BEAUCHARD, O., BLANCHET, S., OBERDORFF, T. & BROSSE, S. (2008b): Fish invasions in the world's river systems: when natural processes are blurred by human activities. *PloS Biology* 6: 404-410.
- LEUNER, E., KLEIN, M., BOHL, E., JUNGLUTH, J. H., GERBER, J. & GROH, K. (2000): Ergebnisse der Artenkartierungen in den Fließgewässern Bayerns. *Fische, Krebse, Muscheln*. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, München, 212 pp.
- LLOYD, L.N., ARTHINGTON, A.H. & MILTON, D.A. (1986): The mosquito-fish – a valuable mosquito-control agent or a pest? In: KITCHING, R.L. (Ed.): *The ecology of exotic animals and plants: some Australian case histories*. Wiley and Sons, Brisbane, pp. 6-27.

- LOCKWOOD, J.L., CASSEY, P. & BLACKBURN, T. (2005): The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends Ecol. Evol.* 20: 223-228.
- MACDONALD, I.A.W. (1994): Global change and alien invasions: implications for biodiversity and protected area management. In: SOLBRIG, O.T., VAN EMDEN, H.M. & VAN OORDT, P.G.W.J. (eds) *Biodiversity and Global Change*. CAB International, Wallingford, pp. 199-209.
- MACDOUGALL, A.S. & TURKINGTON, R. (2005): Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? *Ecology* 86: 42-55.
- MACK, R.N., SIMBERLOFF, D., LONSDALE, W.M., EVANS, H., CLOUT, M. & BAZZAZ, F.A. (2000): Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10(3): 689-710.
- MALMQVIST, B. & RUNDLE, S. (2002): Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation* 29: 134-153.
- MARCHETTI, M.P., MOYLE, P.B. & LEVINE, R. (2004): Alien fishes in California watersheds: characteristics of successful and failed invaders. *Ecological Applications* 14(2): 587-596.
- MATULLA, C., SCHMUTZ, S., MELCHER, A., GERERSDORFER, T. & HAAS, P. (2007): Assessing the impact of a downscaled climate change simulation on the fish fauna in an Inner-Alpine River. *Int. J. Biometeorol.* 52(2): 127-137.
- McKINNEY, M.L. (2004): Do exotics homogenize or differentiate communities? Roles of sampling and exotic species richness. *Biological Invasions* 6: 495-504.
- MILLER REED, K. & CZECH, B. (2005): Causes of fish endangerment in the United States, or the structure of the American economy. *Fisheries* 30: 36-38.
- MIKSCHI, E. (2002): Fische (Pisces). In: ESSL, F. & RABITSCH, W. (Red.) *Neobiota in Österreich*. Umweltbundesamt, Wien, pp. 197-204.
- MIKSCHI, E. (2005): Fische. In: WALLNER, R.M. (Hrsg.) *Aliens. Neobiota in Österreich*. Grüne Reihe 15: 133-147.
- MINCHIN, D. (2007): Aquaculture and transport in a changing environment: overlap and links in the spread of alien biota. *Marine Pollution Bull.* 55: 302-313.
- MÜLLER, H. (1969): Die Peledmaräne (*Coregonus peled* Gmelin) in den Gewässern der Deutschen Demokratischen Republik. *Z. Fischerei N.F.* 17: 281-286.
- NEHRING, S. (2002): Biological invasions into German waters: an evaluation of the importance of different human-mediated vectors for nonindigenous macrozoobenthic species. In: LEPPÄKOSKI, E., S. GOLLASCH & S. OLENIN (Eds.), *Invasive Aquatic Species of Europe - Distribution, Impacts and Management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 373-383.
- NEHRING, S. (2008): Gebietsfremde Arten in unseren Gewässern: Die Handlungsmaxime heißt Prävention. *Natur und Landschaft* 83: 434-437.
- NEHRING, S. (2010): Aquatic alien species in German inland and coastal waters. www.aquatic-aliens.de
- NEHRING, S., ESSL, F., KLINGENSTEIN, F., NOWACK, C., RABITSCH, W., STÖHR, O., WIESNER, C. & WOLTER, C. (2010): Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. BfN-Skripten, in Druck.
- NELSON, K.C., PALMER, M.A., PIZZUTO, J.E., MOGLEN, G.E., ANGERMEIER, P.L., HILDERBRAND, R.H., DETTINGER, M. & HAYHOE, K. (2009): Forecasting the combined effects of urbanization and climate change on stream ecosystems: from impacts to management options. *J. Appl. Ecol.* 46: 154-163.
- OBERDORFF, T. & HUGHES, R.M. (1992): Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia* 228: 117-130.
- OLDEN, J.D., POFF, N.L., DOUGLAS, M.R., DOUGLAS, M.E. & FAUSCH, K.D. (2004): Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 18-24.
- OLENIN, S. (2005): *Invasive Aquatic Species in the Baltic States*. Klaipeda (Klaipeda University)

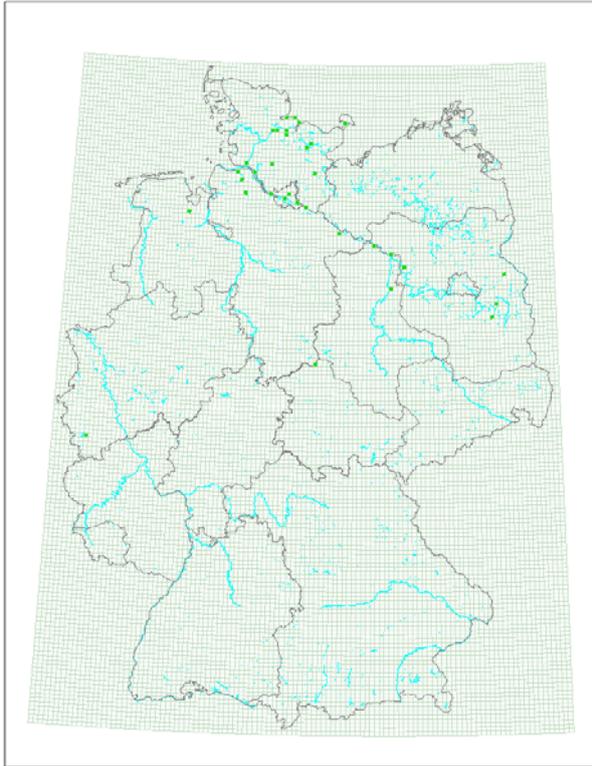
- PELZ, G.R. (1987): Der Giebel: *Carassius auratus gibelio* oder *Carassius auratus auratus*? Natur und Museum 117: 118-129.
- PERRY, A.L., LOW, P.J., ELLIS, J.R. & REYNOLDS, J.D. (2005): Climate change and distribution shifts in marine fishes. Science 308: 1912-1915.
- PIECHOCKI, R. (1990): Der Goldfisch. 6. Aufl. Die Neue Brehm-Bücherei 460, 80 pp.
- PIMENTEL, D., LACH, L., ZUNIGA, R. & MORRISON, D. (2000): Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. BioScience 50: 53-65.
- PIMM, S.L., RUSSELL, G.J., GITTLEMAN, J.L. & BROOKS, T.M. (1995): The Future of Biodiversity. Science 269: 347-350.
- POFF, N.L., BRINSON, M. & DAY, J.B. (2002): Freshwater and coastal ecosystems and global climate change: a review of projected impacts for the United States. Pew Center on Global Climate Change, Arlington, VA. 44 pp.
- POFF, N.L., OLDEN, J.D., MERRITT, D.M. & PEPIN, D.M. (2007): Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. Proceedings of the National Academy of Science USA 104: 5732-5737.
- PROCHING, U., ROTTER, R. & LORENZ, E. (2001): Fischereiliche Untersuchungen des Völkermärker Staues. Bericht Kärntner Institut für Seenforschung, Klagenfurt, 126 pp.
- PYKE, G.H. (2005): A review of the biology of *Gambusia affinis* and *G. holbrooki*. Rev. Fish Biol. Fisheries 15: 339-365.
- RAHEL, F.J. (2000): Homogenization of fish faunas across the United States. Science 288: 854-856.
- RAHEL, F.J. (2002): Homogenization of freshwater faunas. Annu. Rev. Ecol. Syst. 33: 291-315.
- RAHEL, F.J. (2007): Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. Freshwater Biology 52: 696-710.
- RAHEL, F.J. & OLDEN, J.D. (2008): Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species. Conserv. Biol. 22: 521-533.
- RAHEL, F.J., BIERWAGEN, B. & TANIGUCHI, Y. (2008): Managing aquatic species of conservation concern in the face of climate change and invasive species. Conserv. Biol. 22: 551-561.
- RICCIARDI, A. & KIPP, R. (2008): Predicting the number of ecologically harmful exotic species in an aquatic system. Diversity Distrib. 14: 374-380.
- RIJNSDORP, A.D., PECK, M.A., ENGELHARD, G.H., MÖLLMANN, C. & PINNEGAR, J.K. (2009) Resolving the effect of climate change on fish populations. J. Mar. Sci. 66: 1570-1583.
- RIXON, C.A.M., DUGGAN, I.C., BERGERON, N.M.N., RICCIARDI, A. & MACISAAC, H.J. (2005): Invasion risks posed by the aquarium trade and live fish markets on the Laurentian Great Lakes. Biodiversity and Conservation 14: 1365-1381.
- ROBBINS, P. (2004): Comparing invasive networks: cultural and political biographies of invasive species. Geographical Review 94(2): 139-156.
- ROMAN, J. & DARLING, J.A. (2007): Paradox lost: genetic diversity and the success of aquatic invasions. Trends Ecol. Evol. 22: 454-464.
- ROSE, G.A. (2005) Capelin (*Mallotus villosus*) distribution and climate: a sea "canary" for marine ecosystem change. J. Mar. Sci. 62: 1524-1530.
- ROSENZWEIG, M.L. (2001): The four questions: what does the introduction of exotic species do to diversity? Evolutionary Ecology Research 3: 361-367.

- SAKAI, A.K., ALLENDORF, F.W., HOLT, J.S., LODGE, D.M., MOLOFSKY, J., WITH, K.A., BAUGHMAN, S., CABIN, R.J., COHEN, J.E., ELLSTRAND, N.C., MCCAULEY, D.E., O'NEIL, P., PARKER, I.M., THOMPSON, J.N. & WELLER, S.G. (2001): The population biology of invasive species. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 305-332.
- SALA, O.E., CHAPIN III, F.S., ARMESTO, J.J., BERLOW, E., BLOOMFIELD, J., DIRZO, R., HUBER-SANWALD, E., HUENNEKE, L.F., JACKSON, R.B., KINZIG, A., LEEMANS, R., LODGE, D.M., MOONEY, H.A., OESTERHELD, M., POFF, N.L., SYKES, M.T., WALKER, B.H., WALKER, M. & WALL, D.H. (2000): Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770-1774.
- SAX, D.F., STACHOWICZ, J.J., BROWN, J.H., BRUNO, J.F., DAWSON, M.N., GAINES, S.D., GROSBURG, R.K., HASTINGS, A., HOLT, R.D., MAYFIELD, M.M., O'CONNOR, M.I. & RICE, W.R. (2007): Ecological and evolutionary insights from species invasions. *Trends Ecol. Evol.* 22: 465-471.
- SCHIEMER, F., JUNGWIRTH, M. & IMHOF, G. (1994): Die Fische der Donau - Gefährdung und Schutz. Ökologische Bewertung der Umgestaltung der Donau. Verlag Ulrich Moser, Graz, 160 pp.
- SCHMID, J. (1969): Zur Einbürgerung fremder Fischarten in Oberbayern. *Allgemeine Fischerei-Zeitung* 94: 447-449.
- SCHMUTZ, S., MATULLA, CH., MELCHER, A., GERERSDORFER, T., HAAS, P., FORMAYER, H. (2004): Beurteilung der Auswirkungen möglicher Klimaänderungen auf die Fischfauna anhand ausgewählter Fließgewässer. Endbericht, im Auftrag des BMLFUW, GZ 54 3895/163-V/4/03
- SCHMUTZ, S., MELCHER, A., MUHAR, S., ZITEK, A., POPPE, M., TRAUTWEIN, C. & JUNGWIRTH, M. (2007): MIRR-Model-based instrument for River Restoration. Entwicklung eines strategischen Instruments zur integrativen Bewertung ökologischer Restaurationsmaßnahmen an Fließgewässern. Studie im Auftrag von Lebensministerium und Land Niederösterreich.
- SCHRÖDER, W. (1965): Die Fischfauna Groß-Berlins. *Berliner Naturschutzblätter* 9, 25: 531-534.
- SCHULZ-KABBE, W. (1957): Die Zwergwelsplage. *Deutscher Angelsport* 9: 4-6.
- SIMONOVIĆ, P., MARIĆ, S. & NIKOLIĆ, V. (2006): Occurrence of paddlefish *Polyodon spathula* (Walbaum, 1792) in the Serbian part of the lower River Danube. *Aquatic Invasions* 1(3): 183-185.
- SINDILARIU, P.D., BACALBASA-DOBROVICI, N., FREYHOF, J. & WOLTER, C. (2002): The juvenile fish community of the lower Danube and the Danube Delta. *International Association for Danube Research, Limnological Reports* 34: 517-526.
- SPINDLER, T. (1995): Fischfauna in Österreich. Ökologie – Gefährdung – Bioindikation – Fischerei – Gesetzgebung. Umweltbundesamt, Monographien Band 53, Wien, 140 pp. STEPIEN, C.A., BROWN, J.E., NEILSON, M.E. & TUMEO, M.A. (2005): Genetic diversity of invasive species in the Great Lakes versus their Eurasian source populations: insights for risk analysis. *Risk Analysis* 25: 1043-1060.
- STRUBELT, T. (2002): Heimisch? Gebietsfremd? Standortgerecht? In: GRIMM, R., KRAMER, I. & SCHRAMM, M. (Hrsg.) Besatzmaßnahmen in der Fischerei. Landesfischereiverband Baden-Württemberg, Stuttgart, pp. 17-19.
- TEROFAL, F. (1977): Das Artenspektrum der Fische Bayerns in den letzten 50 Jahren. *Berichte der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (Laufensalzach)* 1: 9-22.
- THIENEMANN, A. (1933): *Coregonus albula lucinensis*, eine Tiefenform der Kleinen Maräne aus einem norddeutschen See. Zugleich ein Beitrag zur Rassenbildung bei *Coregonus albula* L. *Z. Morphol. Ökol. Tiere* 27: 654-683.
- THULLER, W., RICHARDSON, D.M. & MIDGLEY, G.F. (2007): Will climate change promote alien invasions? In: NENTWIG, W. (Ed.) *Biological invasions*. Springer, Berlin, pp. 197-211.
- TROSCHEL, H.J. (2008): Fischökologische Untersuchung: Fische, Neunaugen und Flusskrebse. Untersuchungsprogramm für nachhaltigen Natur- und Trinkwasserschutz, Neues Wasserwerk Kastenwört. Stadtwerke Karlsruhe, pp. 16-17.
- UNFER, G. & JUNGWIRTH, M. (2002): Problem: Nicht-heimische Fischarten. *Natur & Land* 88: 22-26.

- 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.
- VILCINSKAS, A. & WOLTER, C. (1993): Fische in Berlin. Verbreitung, Gefährdung, Rote Liste. Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin (Hrsg.): Kulturbuch-Verlag, Berlin, 109 pp.
- VITOUSEK, P.M., D'ANTONIO, C.M., LOOPE, L.L. & WESTBROOKS, R. (1996): Biological invasions as global environmental change. *American Scientist* 84: 468-478.
- VITOUSEK, P.M., MOONEY, H.A., LUBCHENCO, J. & MELILLO, J.M. (1997): Human domination of earth's ecosystems. *Science* 277: 494-499.
- VON DEBSCHITZ, H. (Hrsg.) (1897): Kurze Anleitung zur Fischzucht in Teichen von Max von dem Borne. 3. Aufl., Verlag J. Neumann, Neudamm, 63 pp., 1 Karte.
- VON DEM BORNE, M. (1883): Der Amerikanische Schwarz-Barsch - Black Bass. *Circulars des Deutschen Fischerei-Vereins*: 45-48.
- VON DEM BORNE, M. (1894): Teichwirtschaft. 4. Aufl., Paul Parey, Berlin, 190 pp.
- VON SIEBOLD, C.T.E. (1863): Die Süßwasserfische von Mitteleuropa. Verlag W. Engelmann, Leipzig, 431 pp., 2 Tafeln.
- WATERSTRAAT, A., KRAPPE, M., DEBUS, L. & BÖRS, A. (2002): Ausmaß und Folgen des fischereilichen Besatzes für natürliche und naturnahe Biozönosen. *BfN-Skripten* 65, 136 pp.
- WELCOMME, R.L. (1988): International introductions of inland aquatic species. Rom, FAO Fisheries Technical Paper 294, 318 pp.
- WIESNER, C. (2005): New records of non-indigenous gobies (*Neogobius* spp.) in the Austrian Danube. *Journal of Applied Ichthyology* 21: 324-327.
- WIESNER, C., SPOLWIND, R., WAIDBACHER, H., GUTTMANN, S. & DOBLINGER, A. (2000): Erstnachweis der Schwarzmundgrundel *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) in Österreich. *Österreichs Fischerei* 53: 330-331.
- WILCOVE, D.S., ROTHSTEIN, D., DUBOW, J., PHILLIPS, A. & LOSOS, E. (1998): Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience* 48: 607-615.
- WILLIAMSON, M. (1996): *Biological Invasions*. Chapman & Hall, London, 244 pp.
- WOLFRAM, G. & MIKSCHI, E. (2007): Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs. In: ZULKA, K.-P. (Ed.) Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs Teil 2. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Band 14/2: 61-198.
- WOLTER, C. & VILCINSKAS, A. (1997a): Characterization of the typical fish community of inland waterways of the north-eastern lowlands in Germany. *Regulated Rivers: Research and Management* 13: 335-343.
- WOLTER, C. & VILCINSKAS, A. (1997b): Perch (*Perca fluviatilis*) as an indicator species for structural degradation in regulated rivers and canals in the lowlands of Germany. *Ecology of Freshwater Fish* 6: 174-181.
- WOLTER, C. & VILCINSKAS, A. (2000): Charakterisierung der Fischartendiversität in Wasserstraßen und urbanen Gewässern. *Wasser & Boden* 52: 14-18.
- WOLTER, C., ARLINGHAUS, R., GROSCH, U.A. & VILCINSKAS, A. (2003): Fische & Fischerei in Berlin. *Zeitschrift für Fischkunde*, Suppl. 2: 1-156.
- WOLTER, C., BISCHOFF, A., FÜLLNER, G., GAUMERT, T. & WYSUJACK, K. (2004): Ein modellbasierter Ansatz zur Entwicklung fischfaunistischer Referenzen, dargestellt am Beispiel der Elbe. *Fischer & Teichwirt* 55 : 850-852.
- WONHAM, M.J., CARLTON, J.T., RUIZ, G.M. & SMITH, L.D. (2000): Fish and ships: relating dispersal frequency to success in biological invasions. *Marine Biology* 136: 1111-1121.
- ZAUNER, G. (1997): Acipenseriden in Österreich. *Österreichs Fischerei* 50: 183-187.

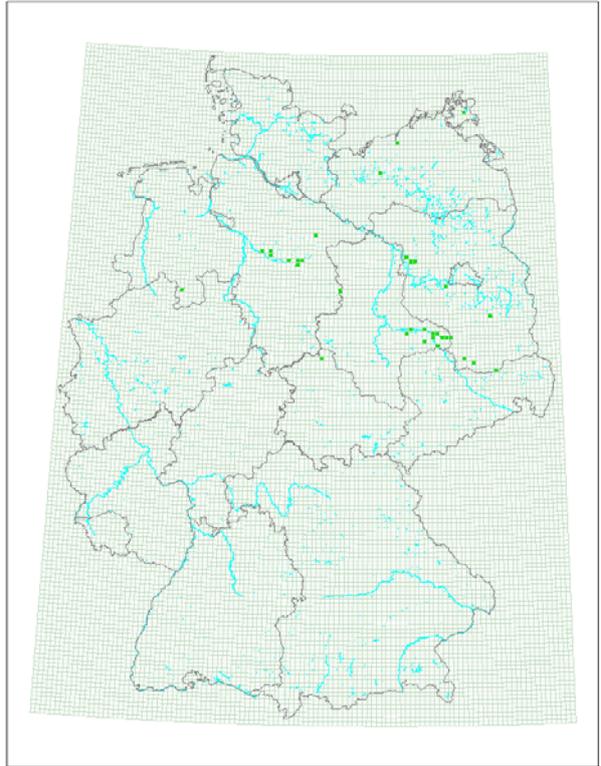
ZICK, D., GASSNER, H., WANZENBÖCK, J., LAHNSTEINER, B., TISCHLER, G. & PATZNER, R.A. (2004): Die Veränderung der Fischartengemeinschaften in den großen österreichischen Seen während der letzten 150 Jahre. Österreichs Fischerei 57: 20-27.

8 ANHANG – VERBREITUNGSKARTEN



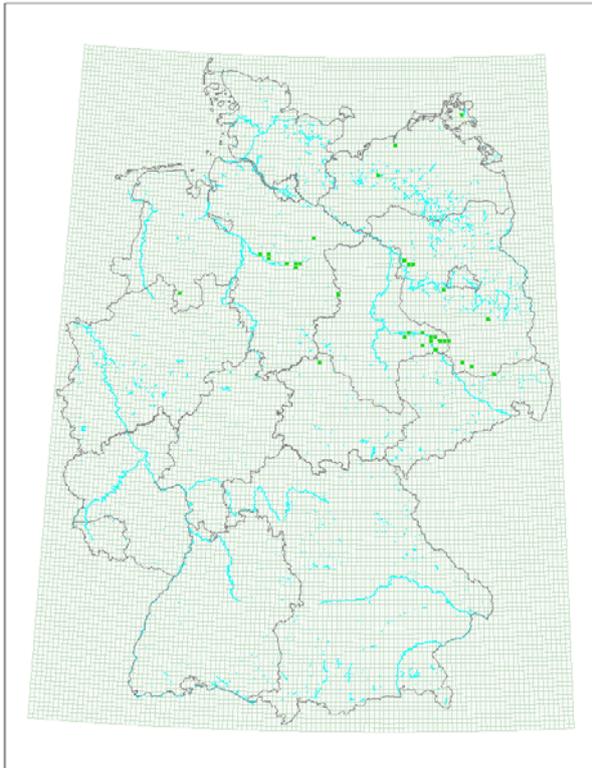
Acipenser spec. (1981 - 1990)

■ Acipenser spec.
 Bundesländergrenzen
 — Fließgewässernetz
 Raster (5x5 Minuten)



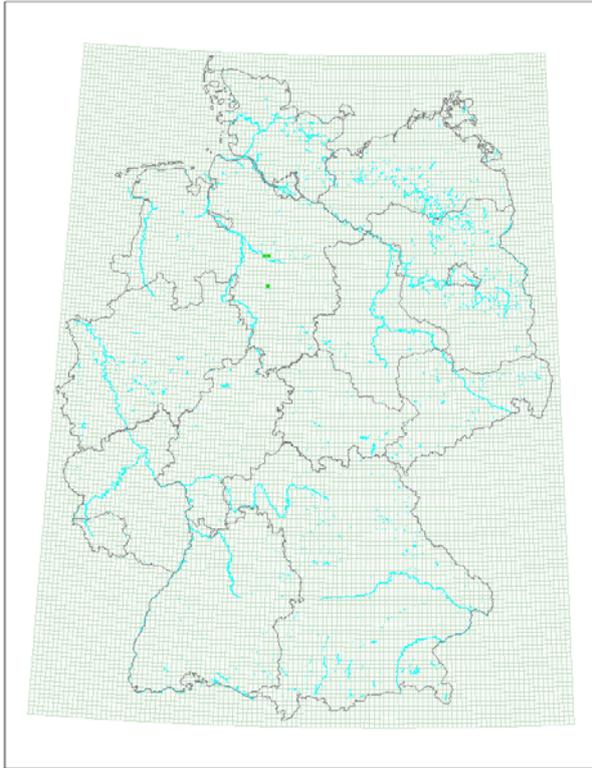
Acipenser spec. (1991 - 2000)

■ Acipenser spec.
 — Fließgewässernetz
 Bundesländergrenzen
 Raster (5x5 Minuten)

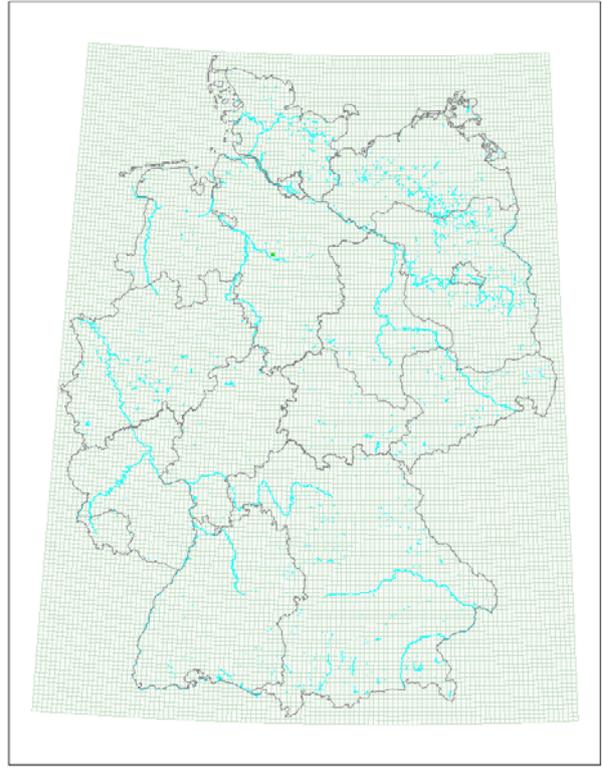


Acipenser spec. (ab 2001)

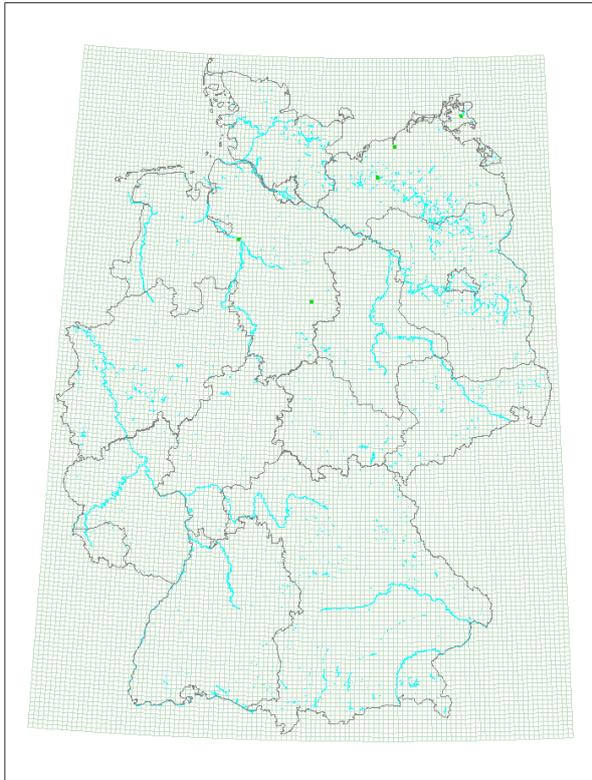
■ Acipenser spec.
 — Fließgewässernetz
 Bundesländergrenzen
 Raster (5x5 Minuten)



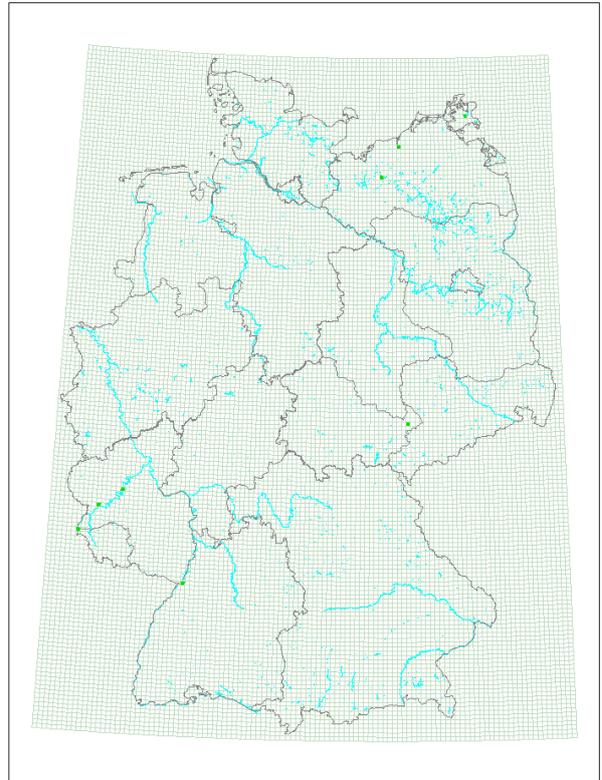
Ameiurus spec. (1901 - 1910)
 ■ Ameiurus spec. — Fließgewässernetz □ Bundesländergrenzen □ Raster (3'x5'Minuten)



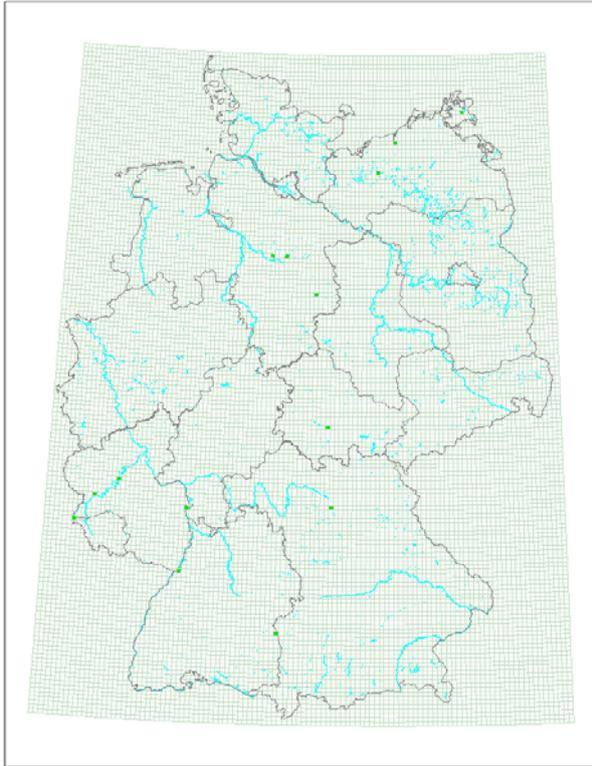
Ameiurus spec. (1911 - 1920)
 ■ Ameiurus spec. — Fließgewässernetz □ Bundesländergrenzen □ Raster (3'x5'Minuten)



Ameiurus spec. (1961 - 1970)
 ■ Ameiurus spec. — Fließgewässernetz □ Bundesländergrenzen □ Raster (3'x5'Minuten)

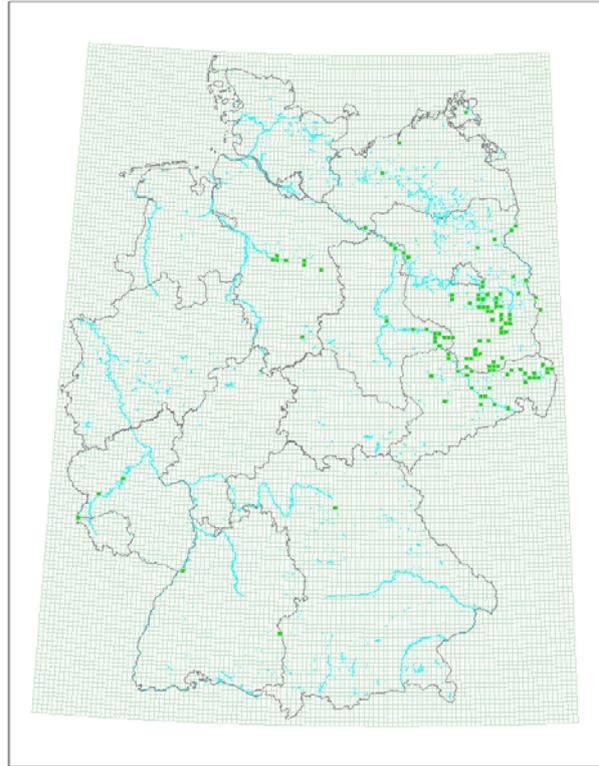


Ameiurus spec. (1971 - 1980)
 ■ Ameiurus spec. — Fließgewässernetz □ Bundesländergrenzen □ Raster (3'x5'Minuten)



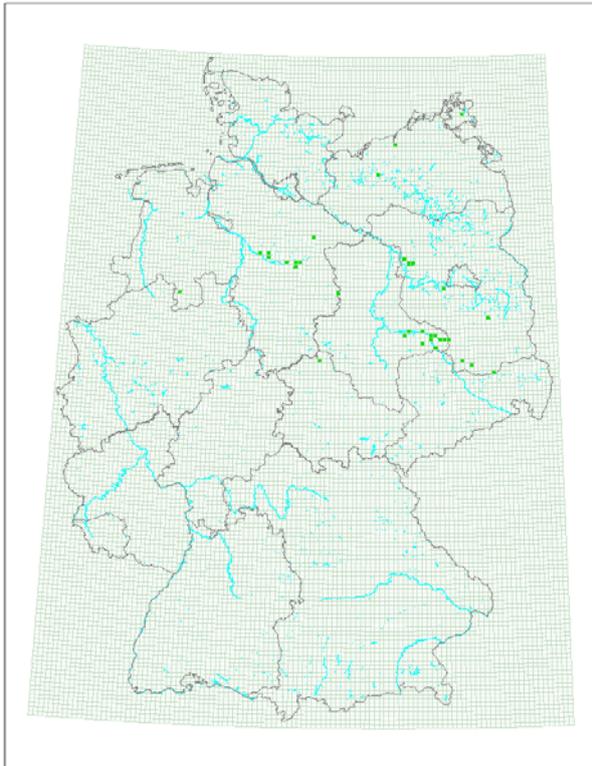
Ameiurus spec. (1981 - 1990)

■ Ameiurus spec.
 — Fließgewässernetz
 □ Bundesländergrenzen
 □ Raster (1°x5'Minuten)



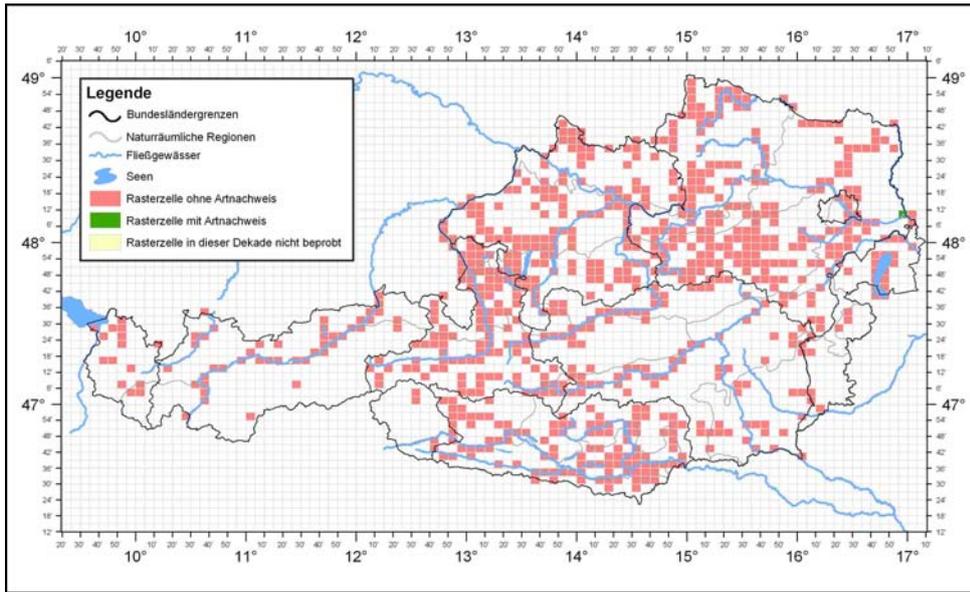
Ameiurus spec. (1991 - 2000)

■ Ameiurus spec.
 — Fließgewässernetz
 □ Bundesländergrenzen
 □ Raster (1°x5'Minuten)

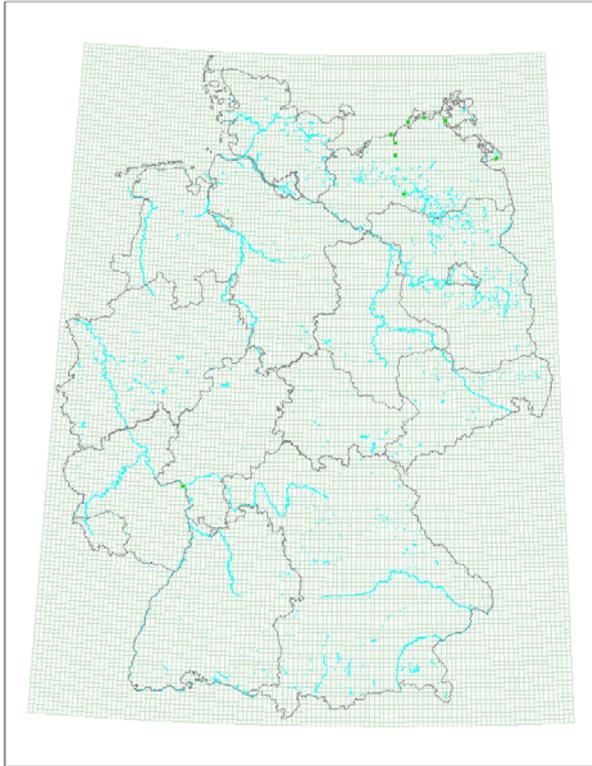


Ameiurus spec. (ab 2001)

■ Ameiurus spec.
 — Fließgewässernetz
 □ Bundesländergrenzen
 □ Raster (1°x5'Minuten)

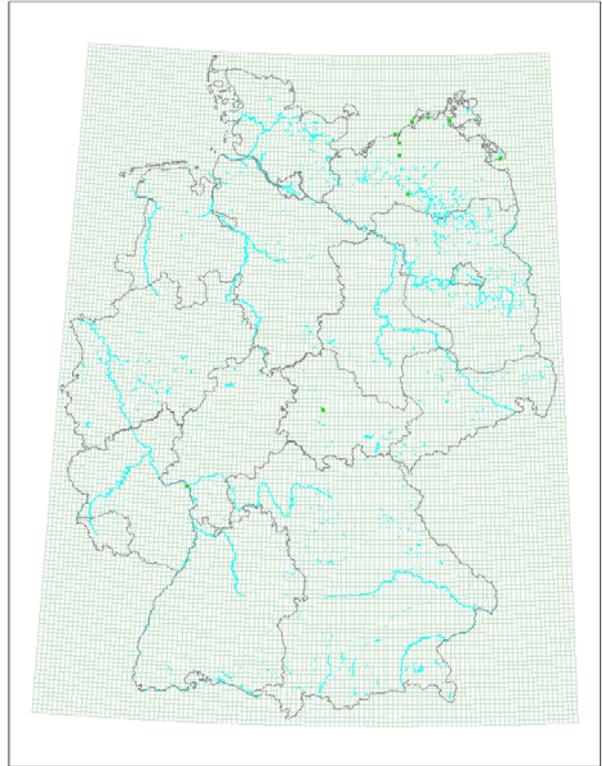


Ameiurus melas – Gesamt



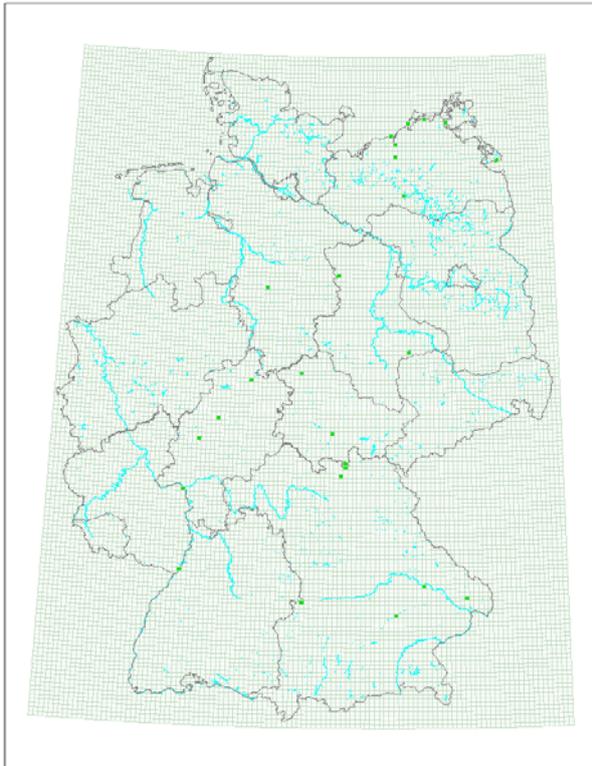
Ctenopharyngodon idella (1961 - 1970)

■ Ctenopharyngodon idella
 — Fließgewässernetz
 □ Bundesländergrenzen
 □ Raster (3'x5'Minuten)



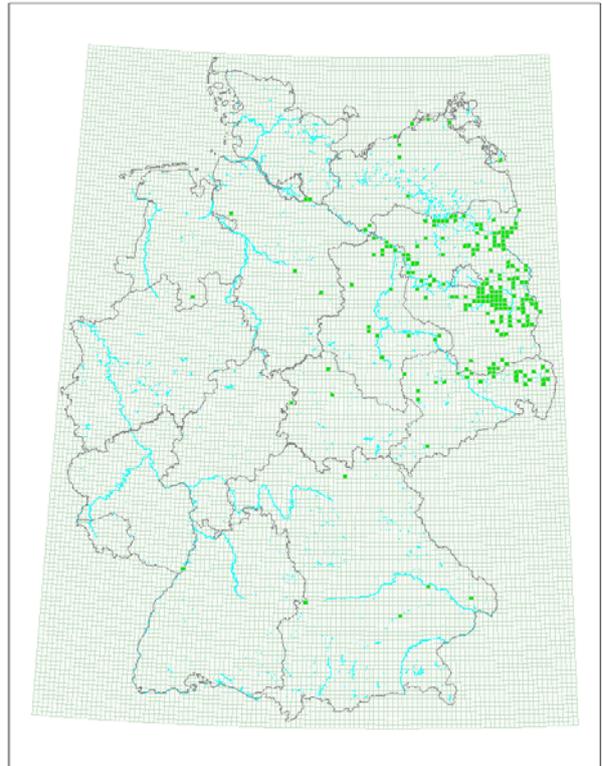
Ctenopharyngodon idella (1971 - 1980)

■ Ctenopharyngodon idella
 — Fließgewässernetz
 □ Bundesländergrenzen
 □ Raster (3'x5'Minuten)



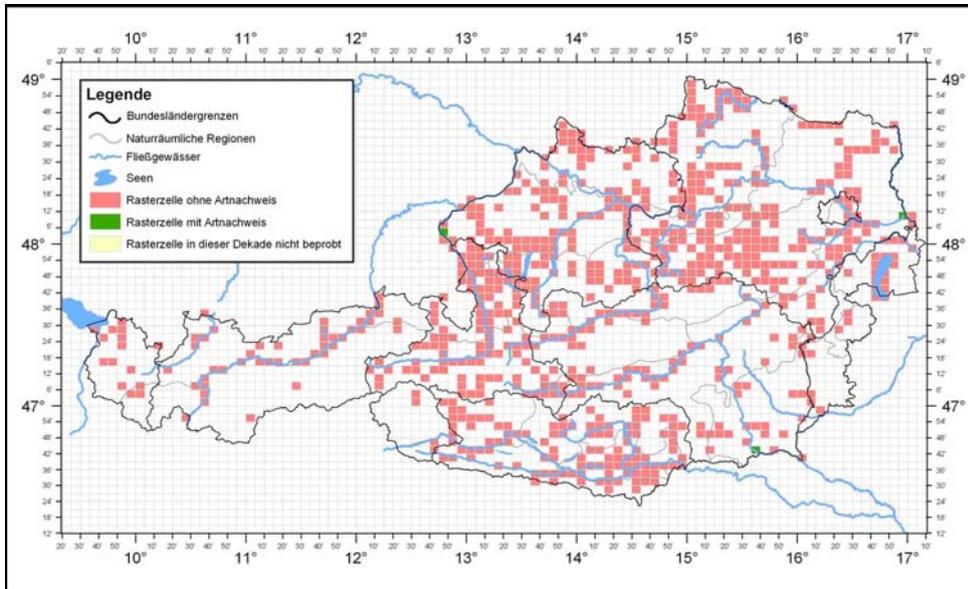
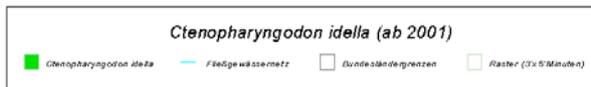
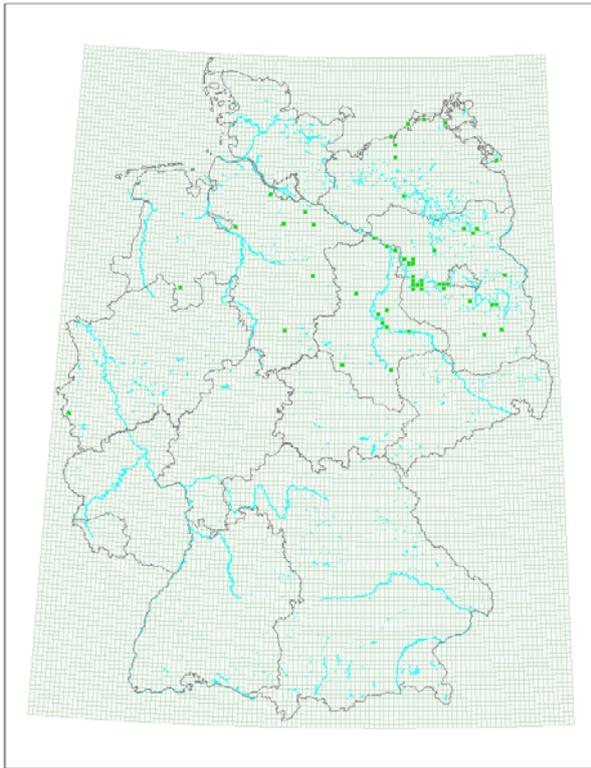
Ctenopharyngodon idella (1981 - 1990)

■ Ctenopharyngodon idella
 — Fließgewässernetz
 □ Bundesländergrenzen
 □ Raster (3'x5'Minuten)

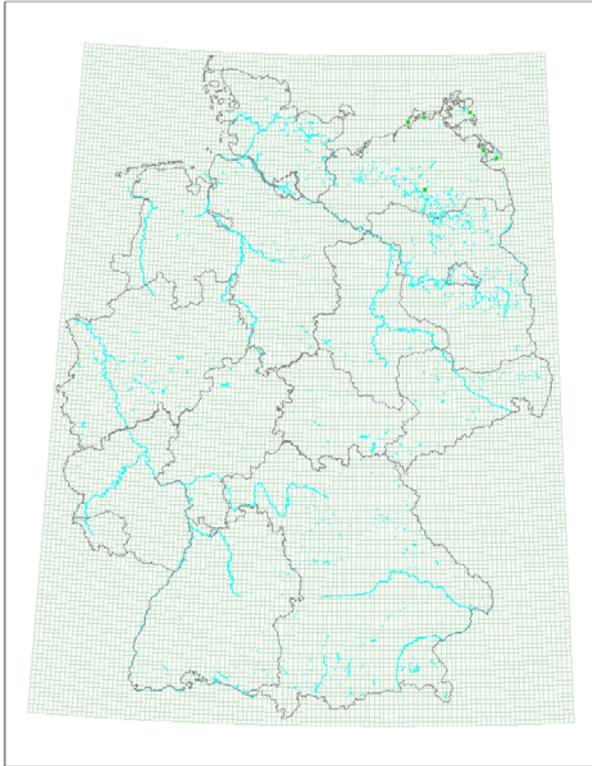


Ctenopharyngodon idella (1991 - 2000)

■ Ctenopharyngodon idella
 — Fließgewässernetz
 □ Bundesländergrenzen
 □ Raster (3'x5'Minuten)

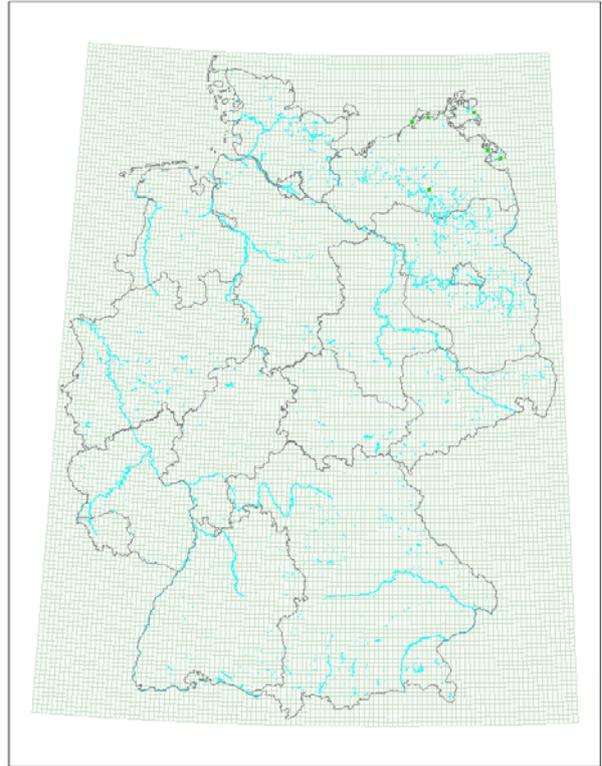


Ctenopharyngodon idella – Gesamt



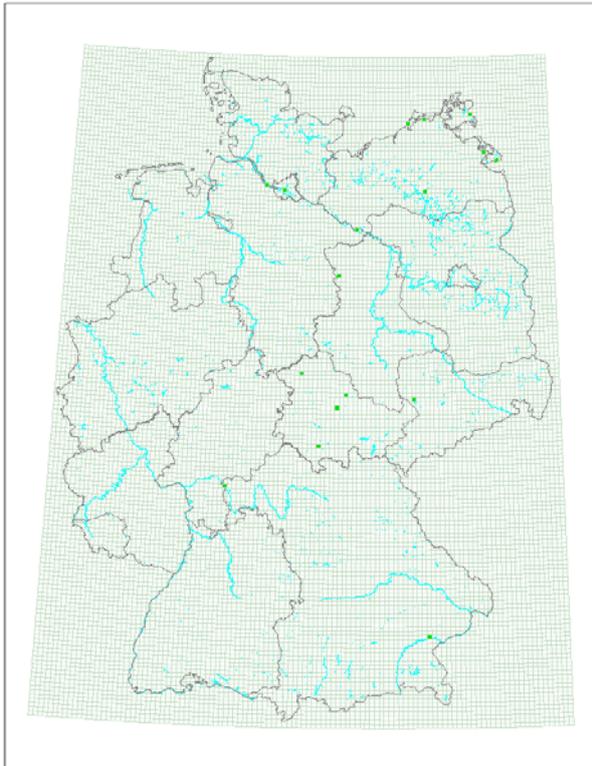
Hypophthalmichthys molitrix (1961 - 1970)

■ Hypophthalmichthys molitrix — Fließgewässernetz □ Bundesländergrenzen □ Raster (3x5/Minute)



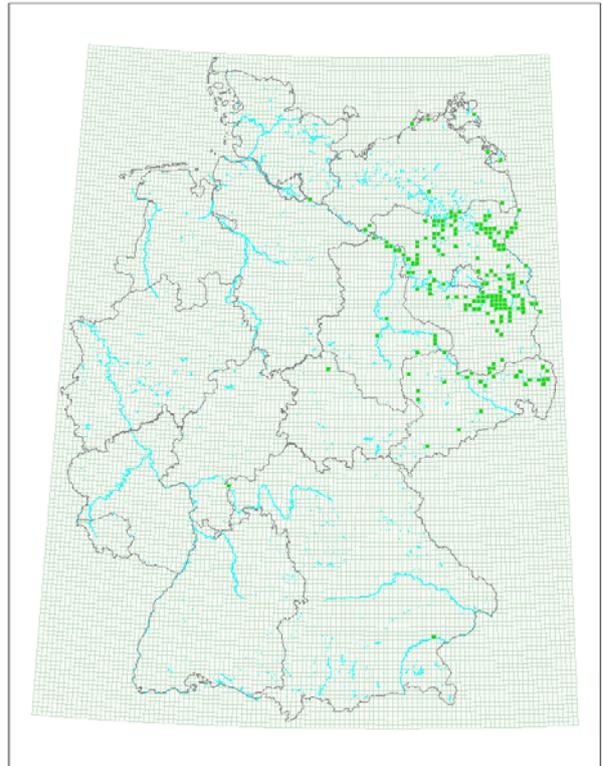
Hypophthalmichthys molitrix (1971 - 1980)

■ Hypophthalmichthys molitrix — Fließgewässernetz □ Bundesländergrenzen □ Raster (3x5/Minute)



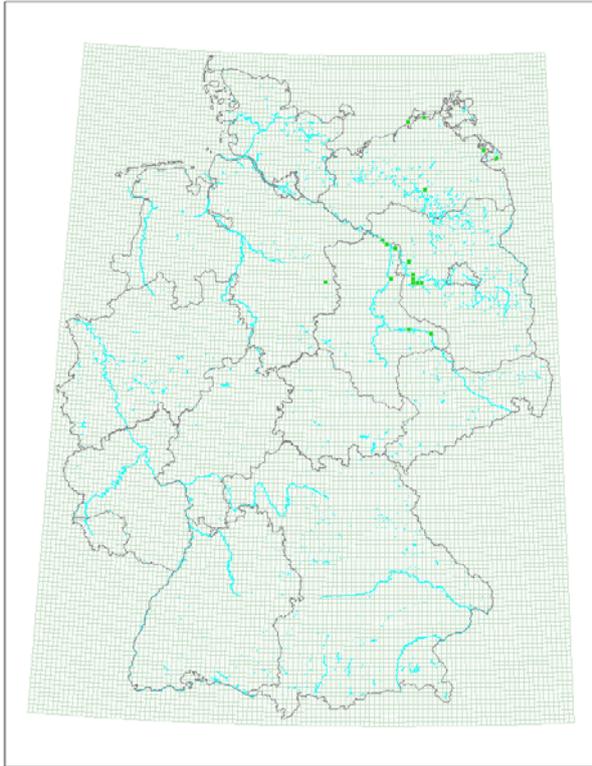
Hypophthalmichthys molitrix (1981 - 1990)

■ Hypophthalmichthys molitrix — Fließgewässernetz □ Bundesländergrenzen □ Raster (3x5/Minute)



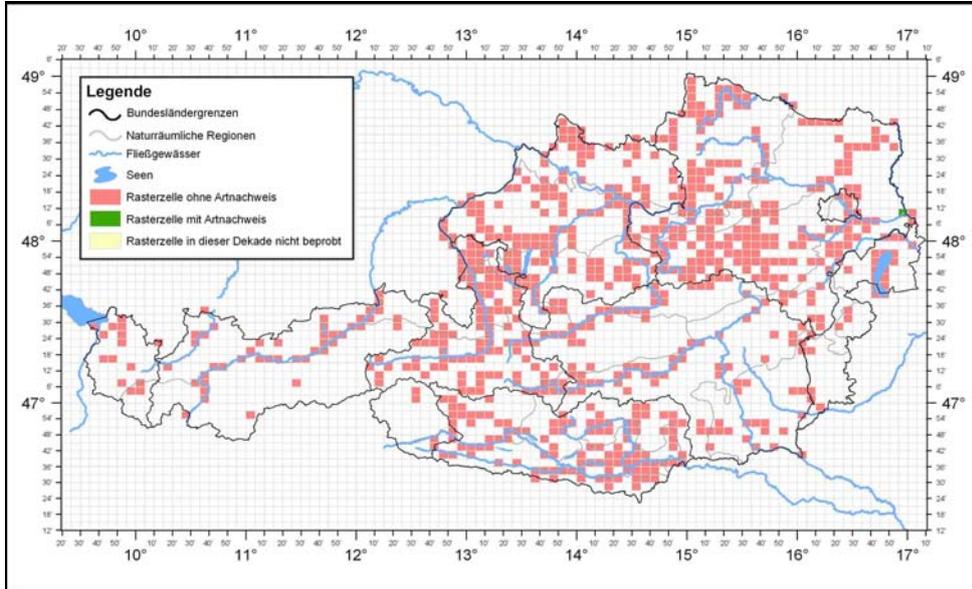
Hypophthalmichthys molitrix (1991 - 2000)

■ Hypophthalmichthys molitrix — Fließgewässernetz □ Bundesländergrenzen □ Raster (3x5/Minute)

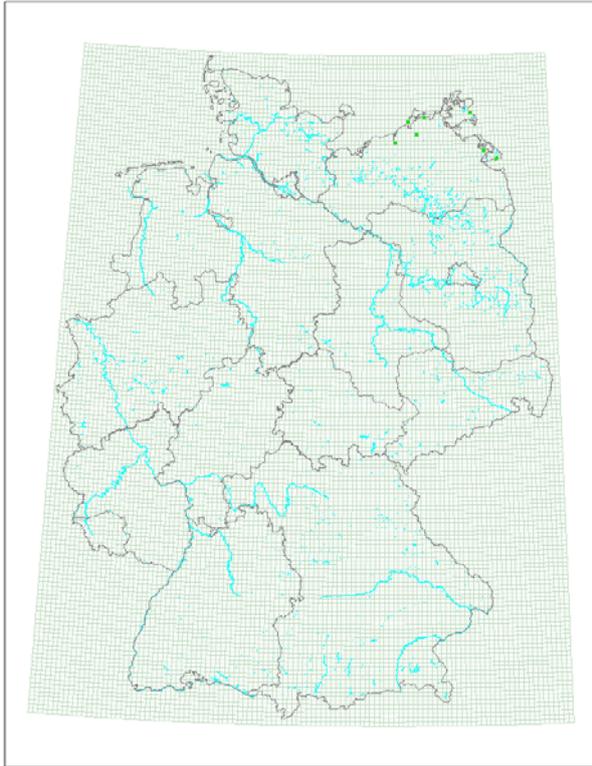


Hypophthalmichthys molitrix (ab 2001)

■ Hypophthalmichthys molitrix
 — Fließgewässernetz
 □ Bundesländergrenzen
 □ Raster (1x1°/Minute)

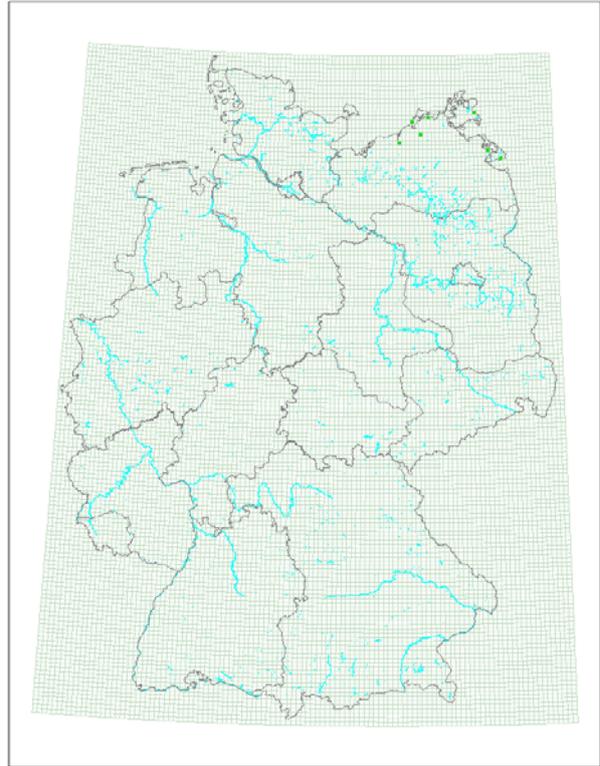


Hypophthalmichthys molitrix – Gesamt



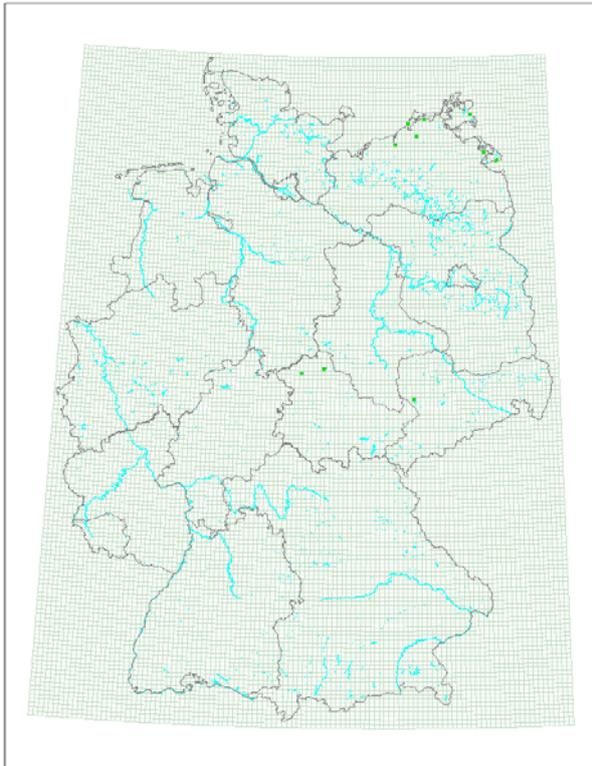
Hypophthalmichthys nobilis (1961 - 1970)

■ Hypophthalmichthys nobilis — Fließgewässernetz □ Bundesländergrenzen □ Raster (3'x5'Minuten)



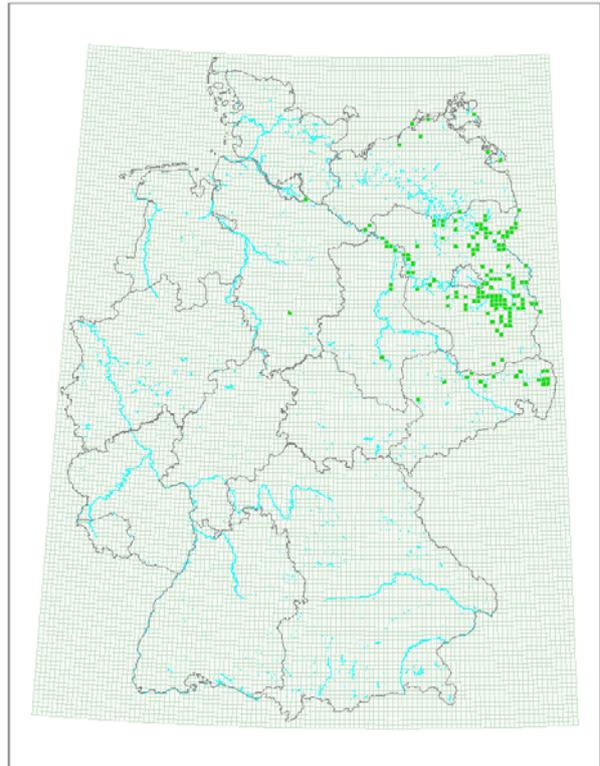
Hypophthalmichthys nobilis (1971 - 1980)

■ Hypophthalmichthys nobilis — Fließgewässernetz □ Bundesländergrenzen □ Raster (3'x5'Minuten)



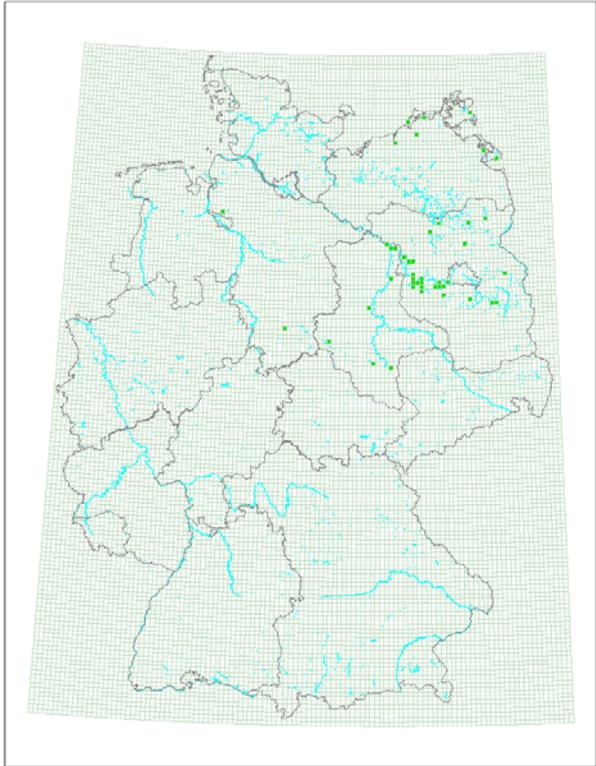
Hypophthalmichthys nobilis (1981 - 1990)

■ Hypophthalmichthys nobilis — Fließgewässernetz □ Bundesländergrenzen □ Raster (3'x5'Minuten)



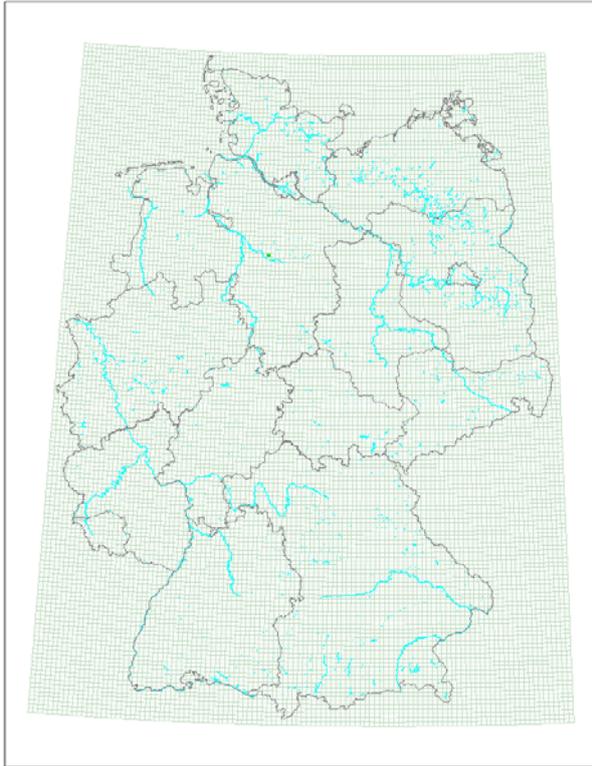
Hypophthalmichthys nobilis (1991 - 2000)

■ Hypophthalmichthys nobilis — Fließgewässernetz □ Bundesländergrenzen □ Raster (3'x5'Minuten)



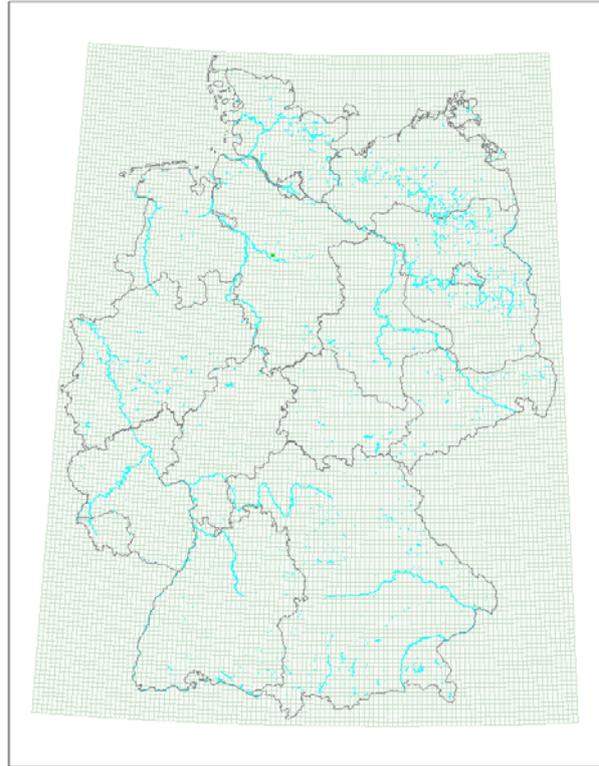
***Hypophthalmichthys nobilis* (ab 2001)**

 *Hypophthalmichthys nobilis*  Fließgewässernetz  Landkreisgrenzen  Raster (30'x30' Minuten)



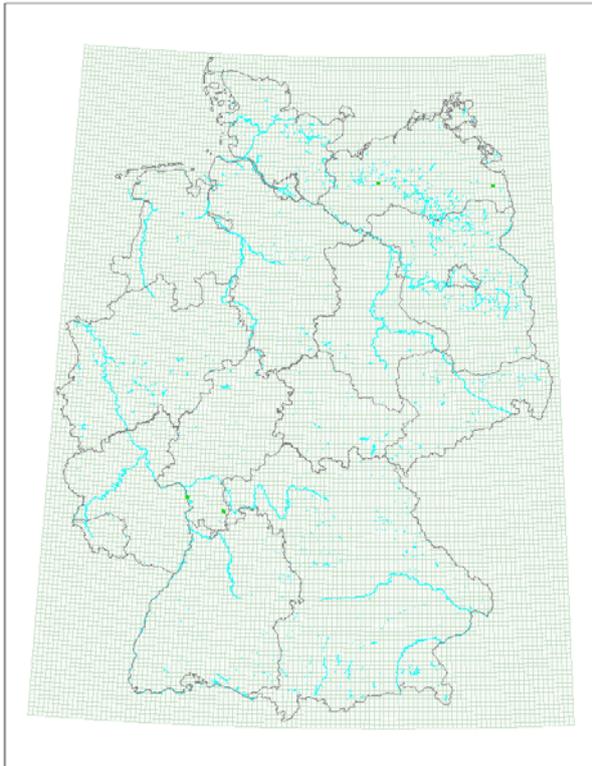
Lepomis gibbosus (1901 - 1910)

■ Lepomis gibbosus
 — Fließgewässernetz
 □ Bundesländergrenzen
 □ Raster (5x5 Minuten)



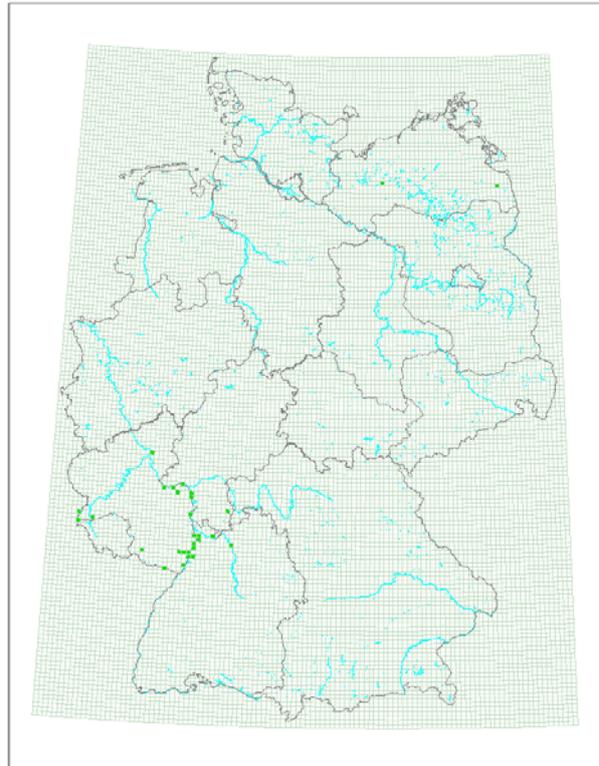
Lepomis gibbosus (1911 - 1920)

■ Lepomis gibbosus
 — Fließgewässernetz
 □ Bundesländergrenzen
 □ Raster (5x5 Minuten)



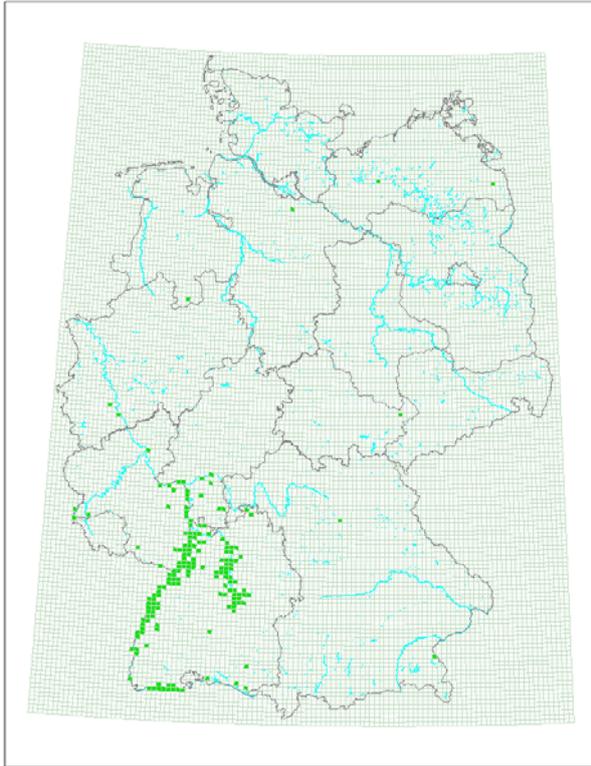
Lepomis gibbosus (1961 - 1970)

■ Lepomis gibbosus
 — Fließgewässernetz
 □ Bundesländergrenzen
 □ Raster (5x5 Minuten)



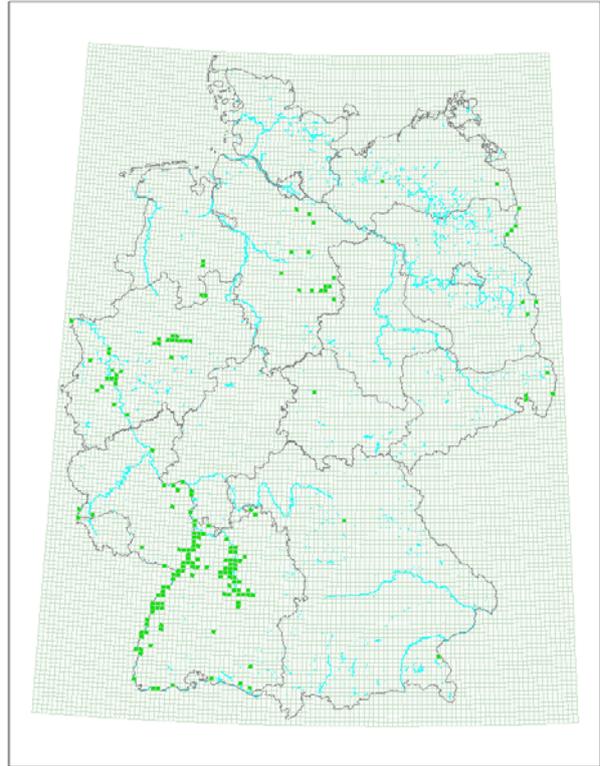
Lepomis gibbosus (1971 - 1980)

■ Lepomis gibbosus
 — Fließgewässernetz
 □ Bundesländergrenzen
 □ Raster (5x5 Minuten)



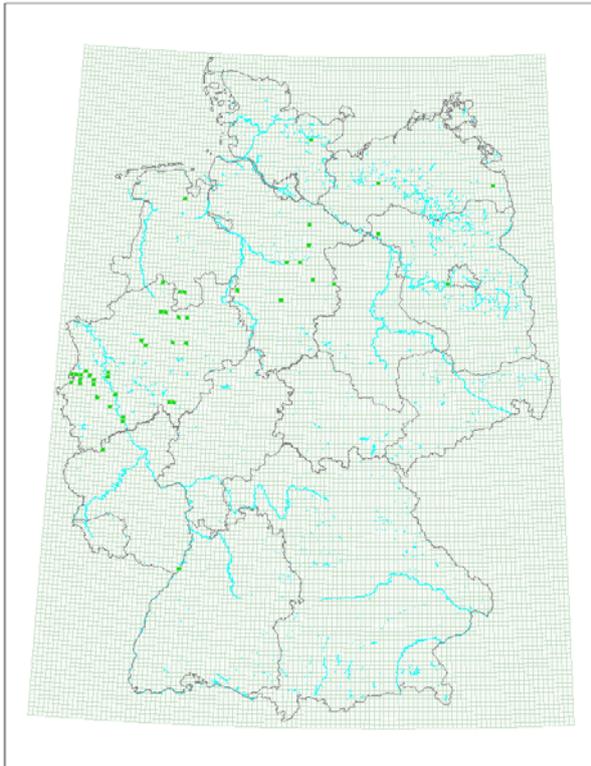
Lepomis gibbosus (1981 - 1990)

■ Lepomis gibbosus
 — Fischgewässermetz
 □ Bundesländergrenzen
 □ Raster (5x5 Minuten)



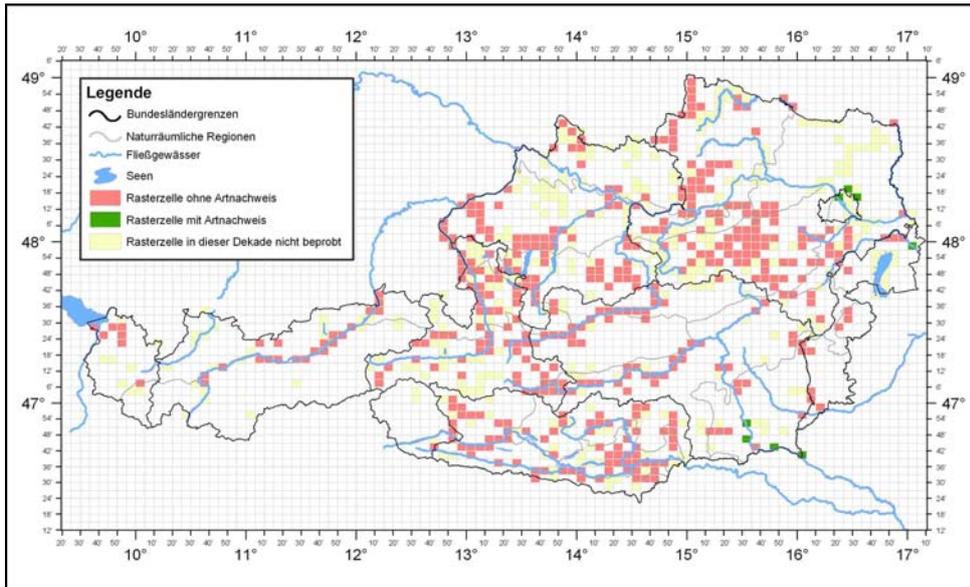
Lepomis gibbosus (1991 - 2000)

■ Lepomis gibbosus
 — Fischgewässermetz
 □ Bundesländergrenzen
 □ Raster (5x5 Minuten)

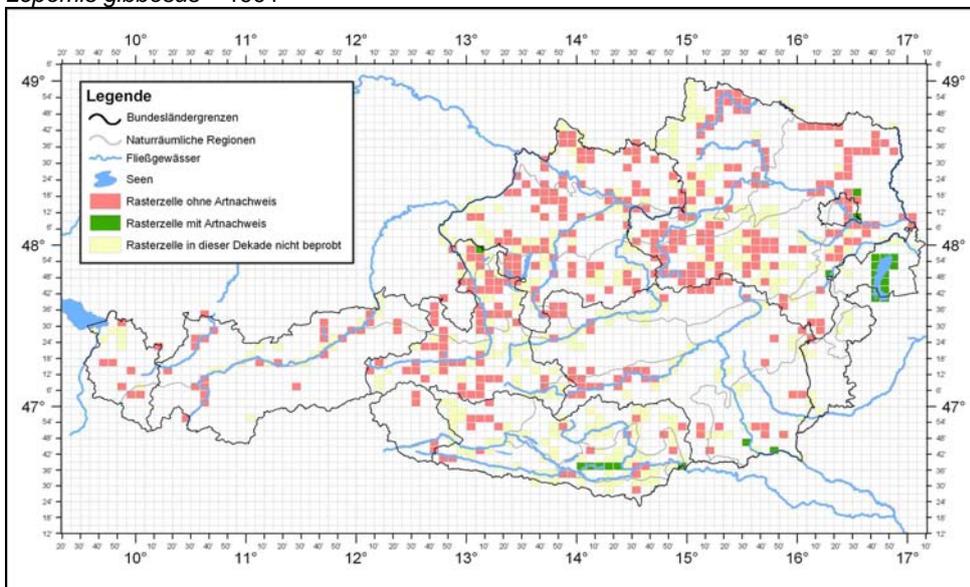


Lepomis gibbosus (ab 2001)

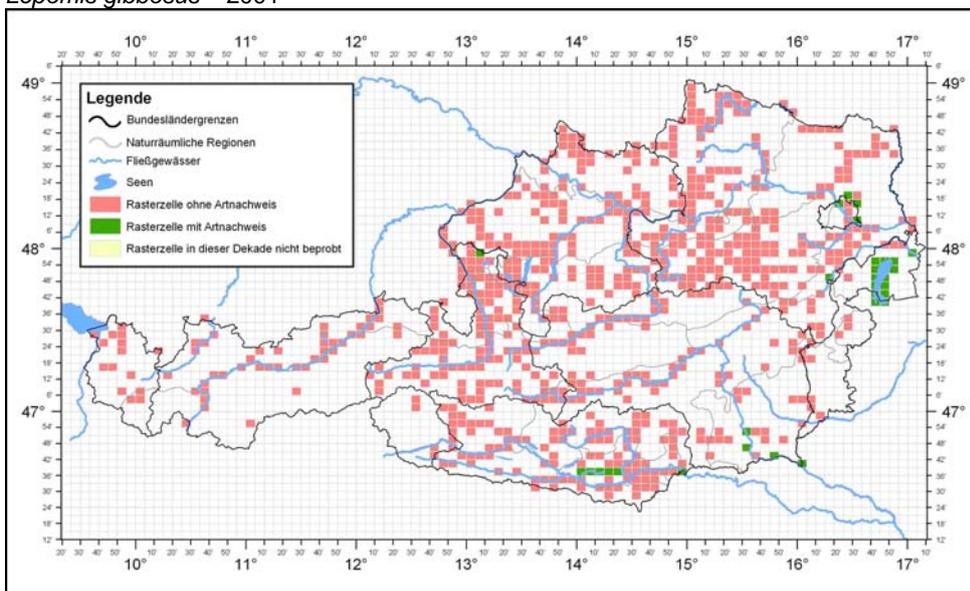
■ Lepomis gibbosus
 — Fischgewässermetz
 □ Bundesländergrenzen
 □ Raster (5x5 Minuten)



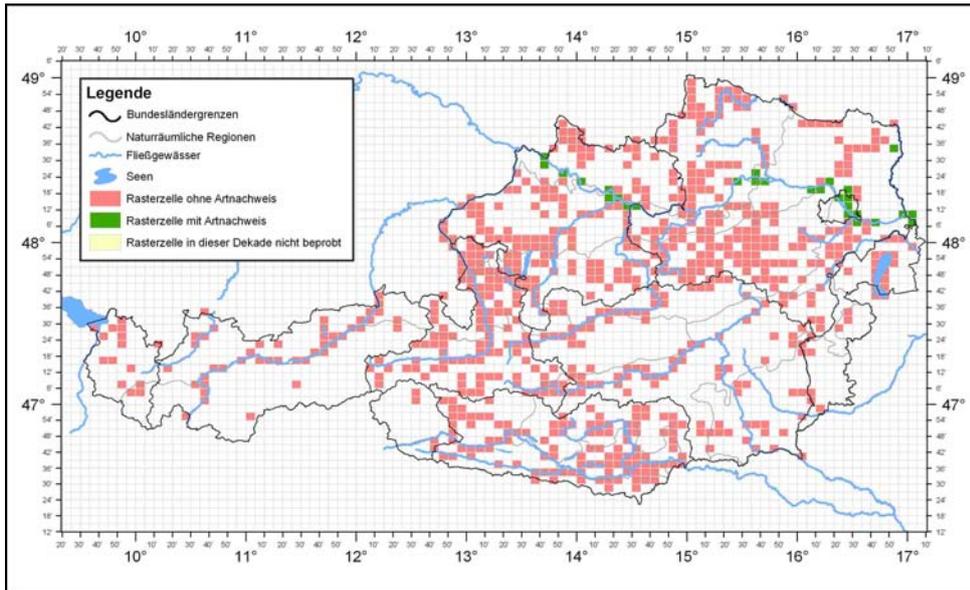
Lepomis gibbosus – 1991



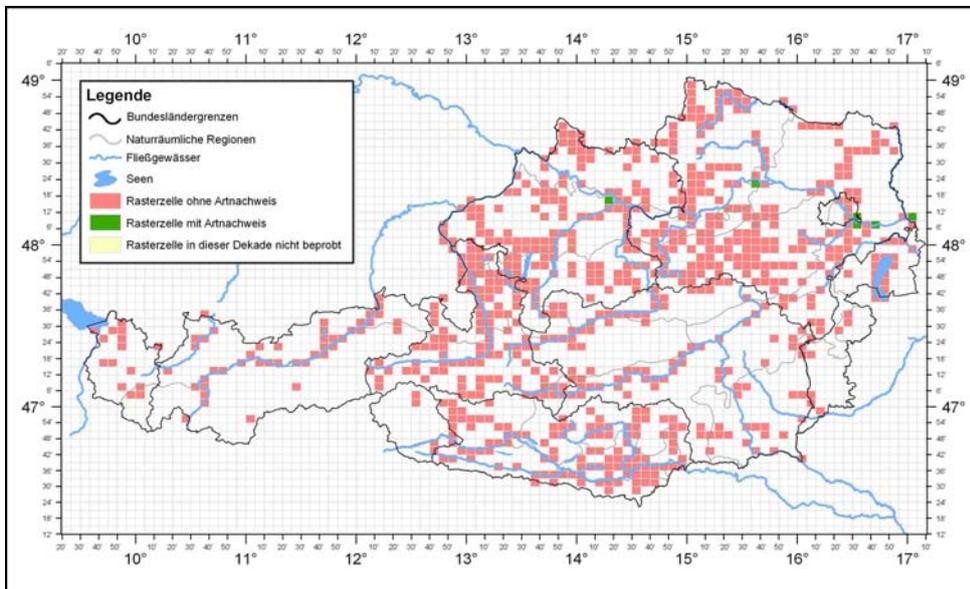
Lepomis gibbosus – 2001



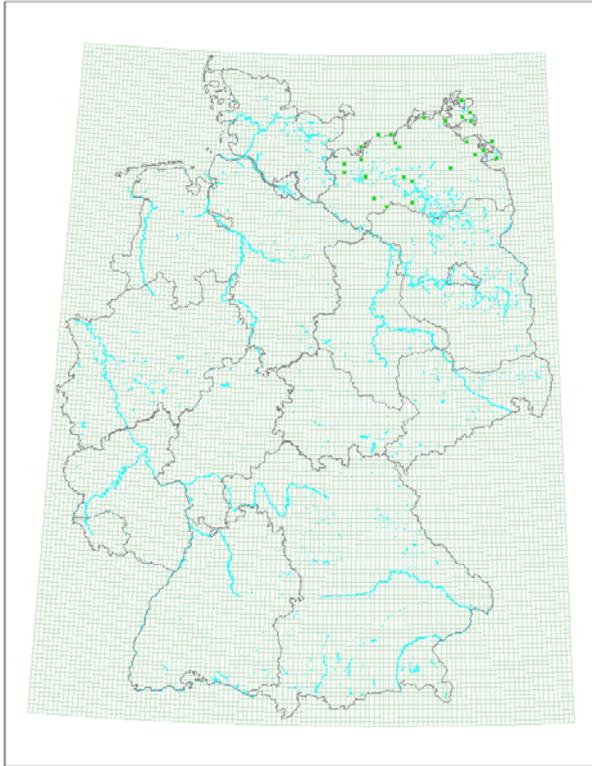
Lepomis gibbosus – Gesamt



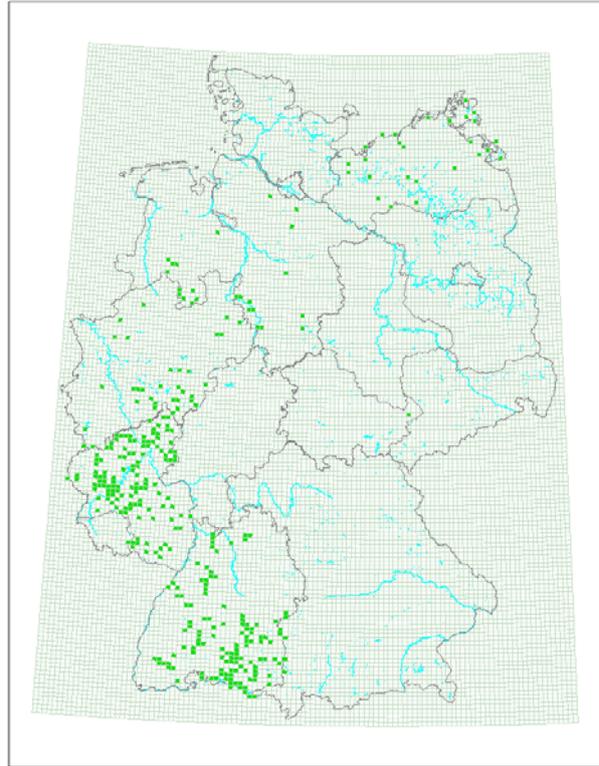
Neogobius kessleri – Gesamt



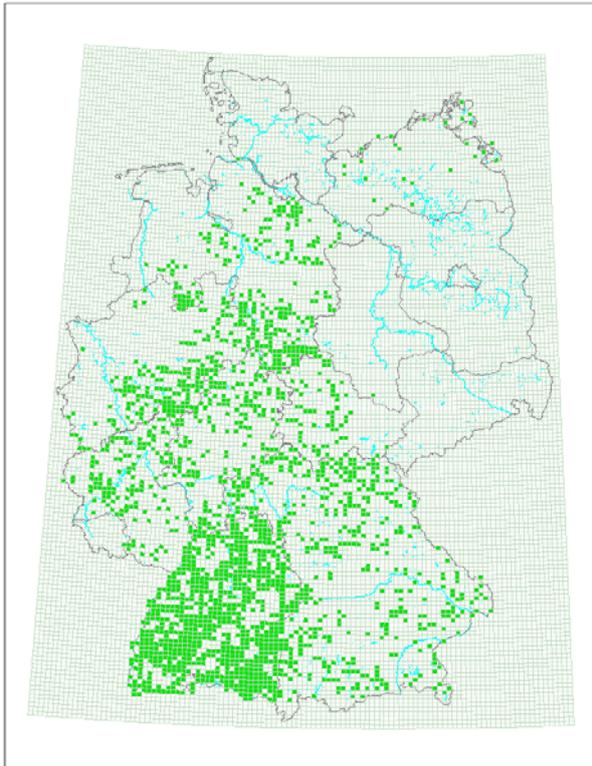
Neogobius melanostomus – Gesamt



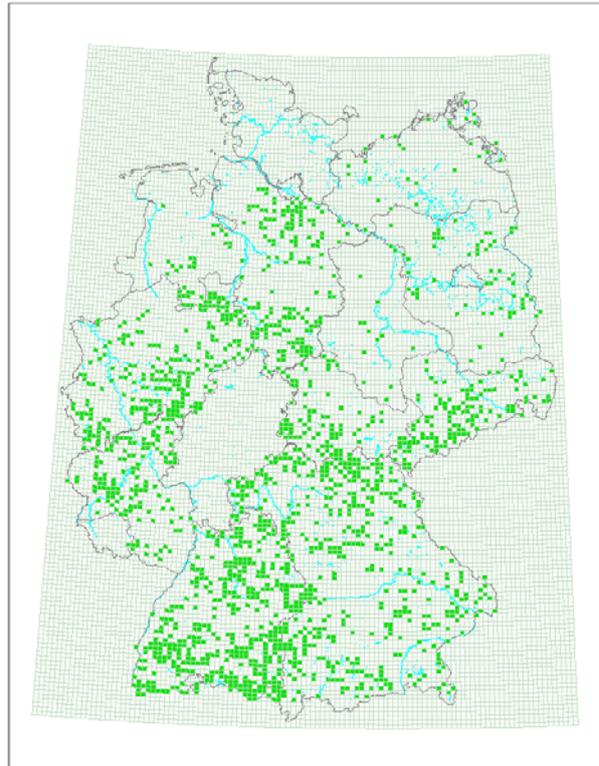
Oncorhynchus mykiss (1961 - 1970)
 ■ Oncorhynchus u. mykiss — Fließgewässernetz □ Bundesländergrenzen □ Raster (5'x5'Minuten)



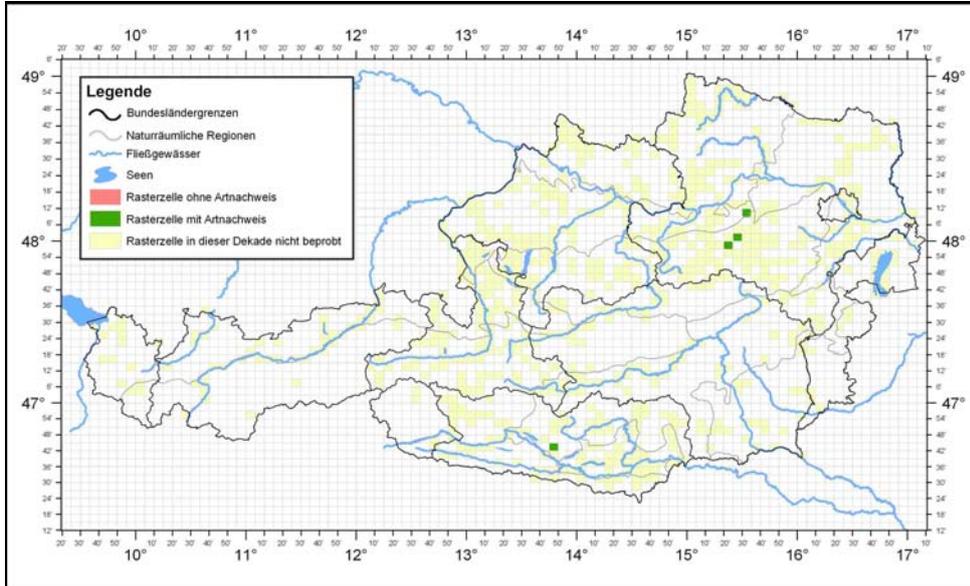
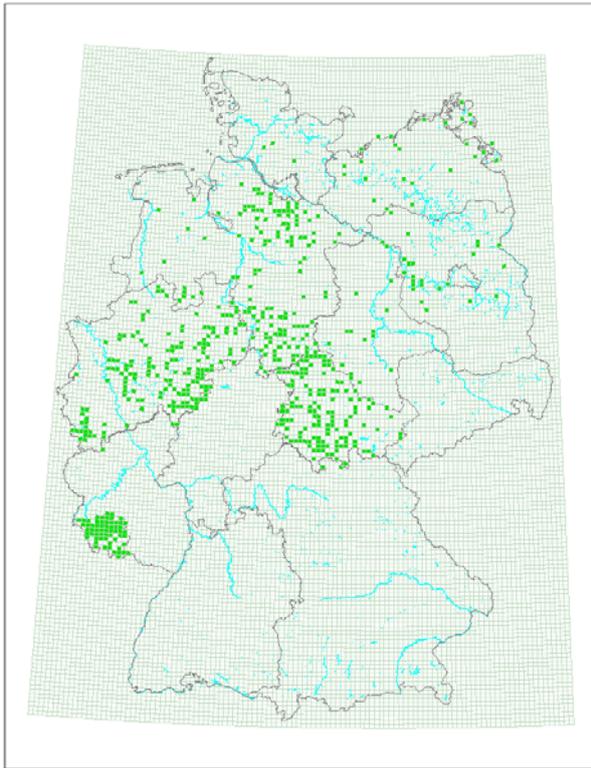
Oncorhynchus mykiss (1971 - 1980)
 ■ Oncorhynchus u. mykiss — Fließgewässernetz □ Bundesländergrenzen □ Raster (5'x5'Minuten)



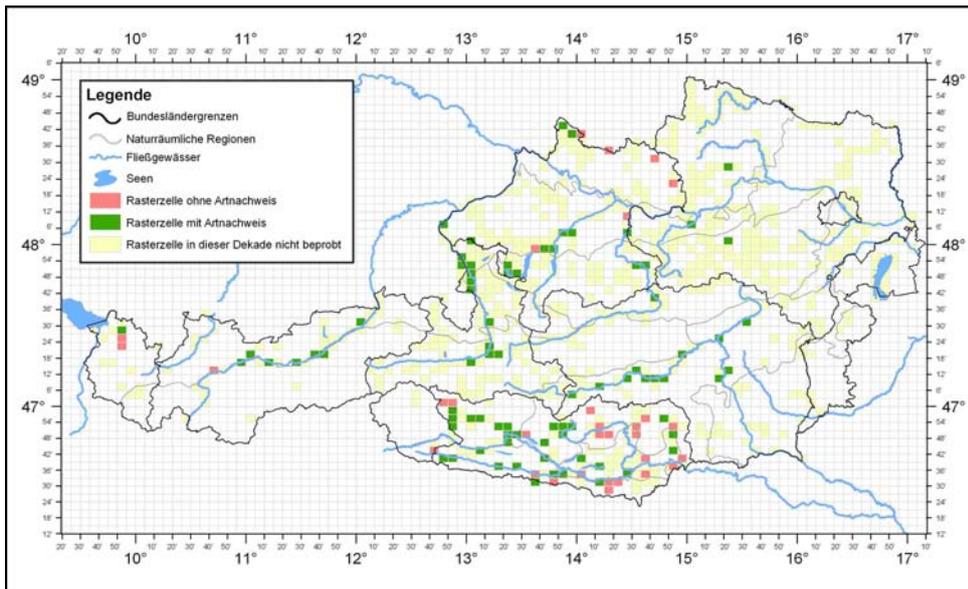
Oncorhynchus mykiss (1981 - 1990)
 ■ Oncorhynchus u. mykiss — Fließgewässernetz □ Bundesländergrenzen □ Raster (5'x5'Minuten)



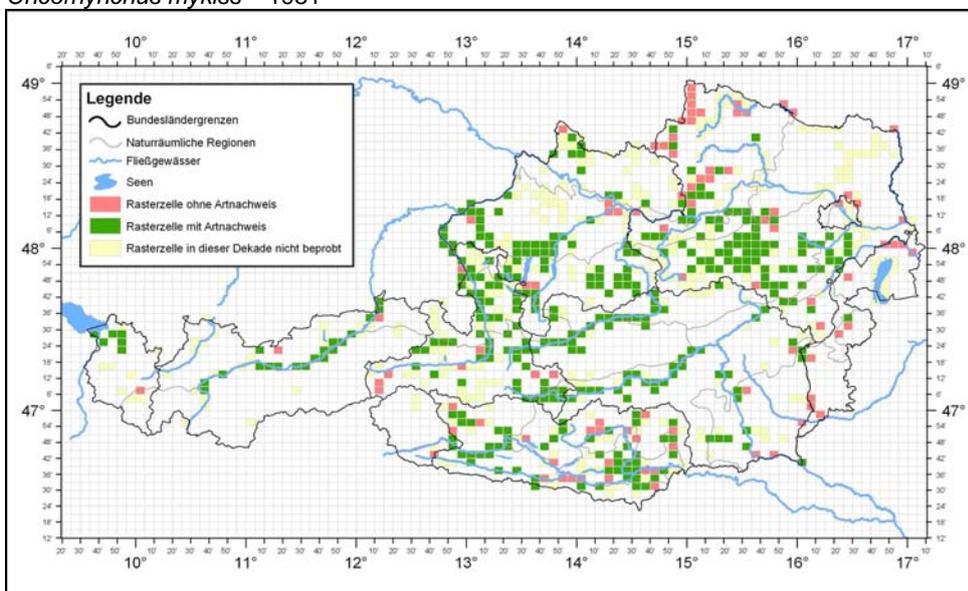
Oncorhynchus mykiss (1991 - 2000)
 ■ Oncorhynchus u. mykiss — Fließgewässernetz □ Bundesländergrenzen □ Raster (5'x5'Minuten)



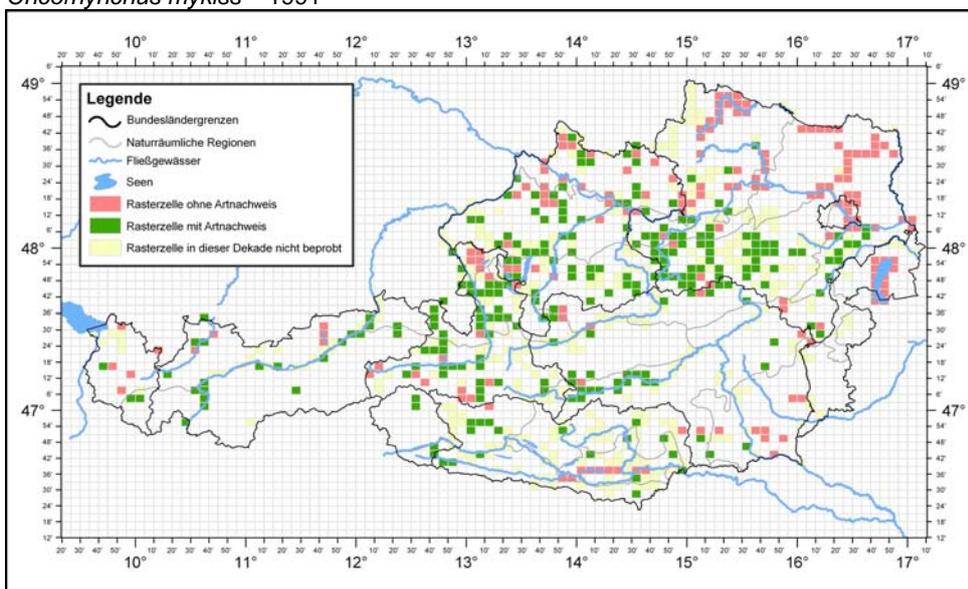
Oncorhynchus mykiss – 1971



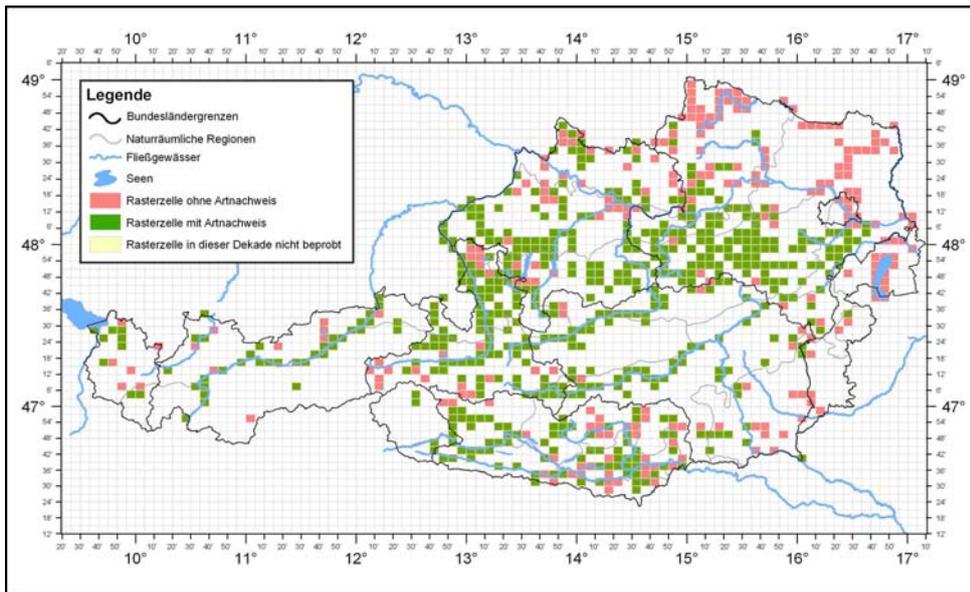
Oncorhynchus mykiss – 1981



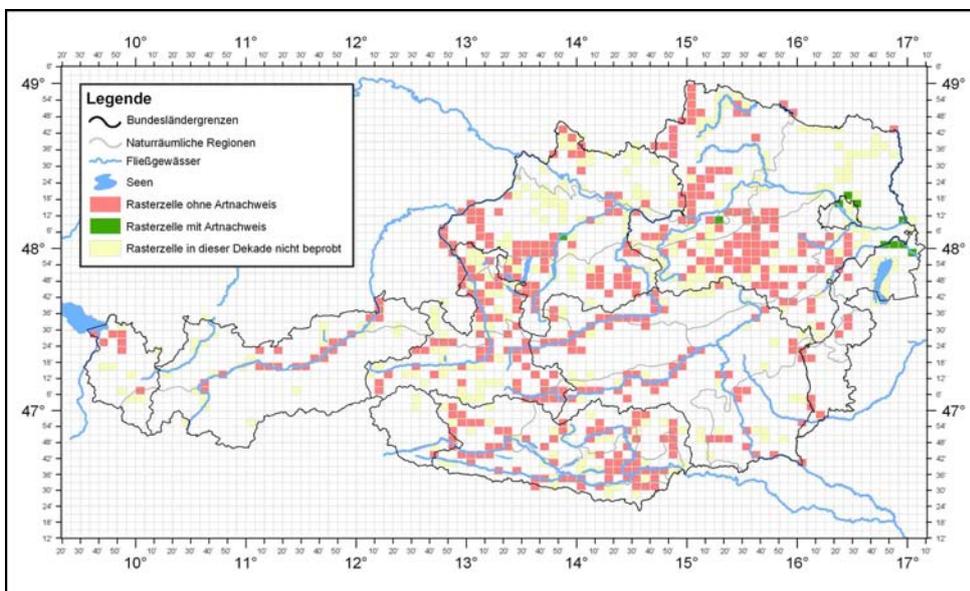
Oncorhynchus mykiss – 1991



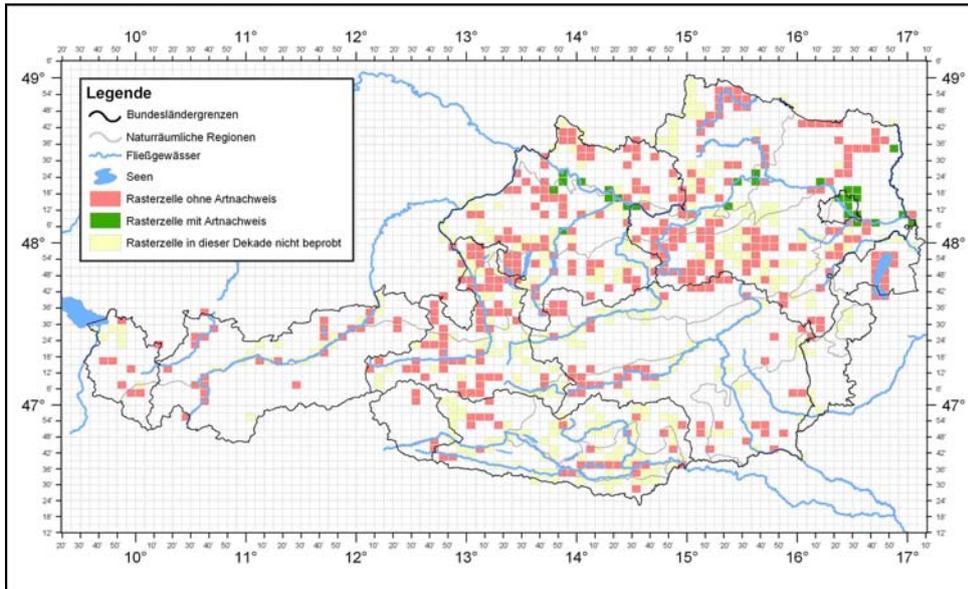
Oncorhynchus mykiss – 2001



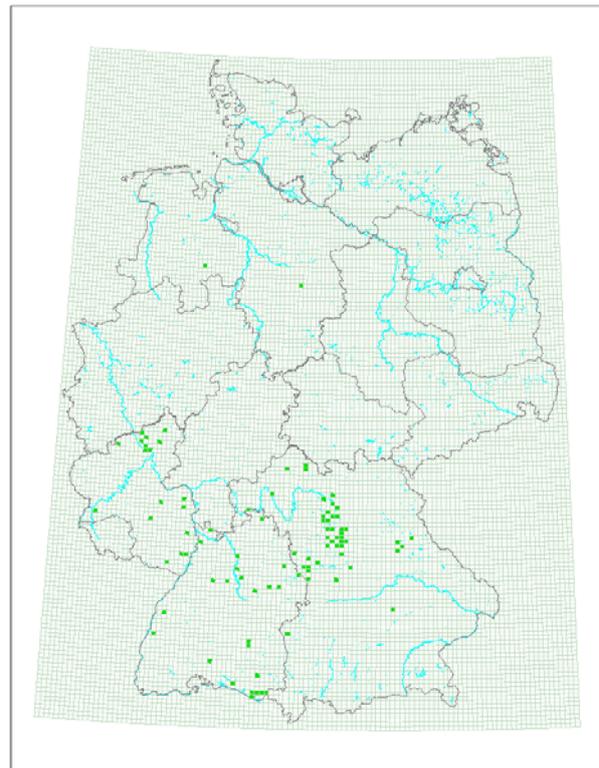
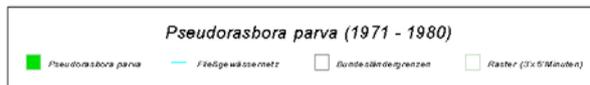
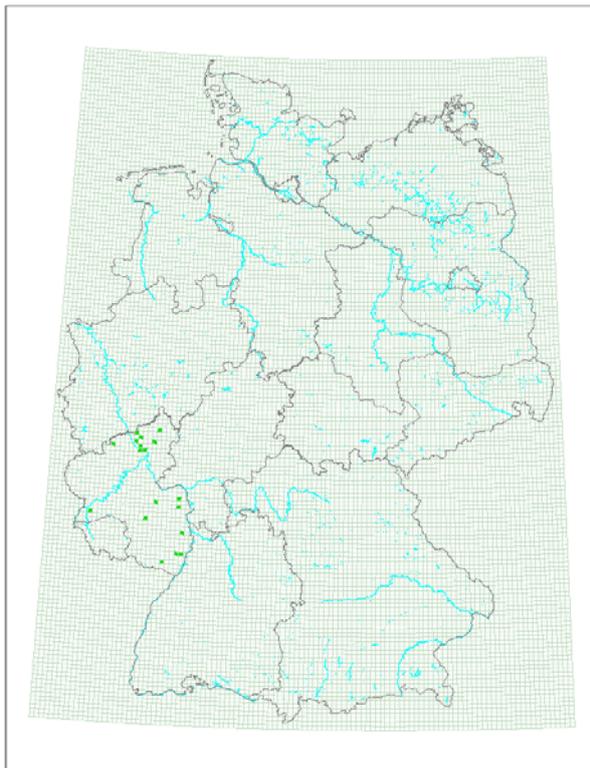
Oncorhynchus mykiss – Gesamt

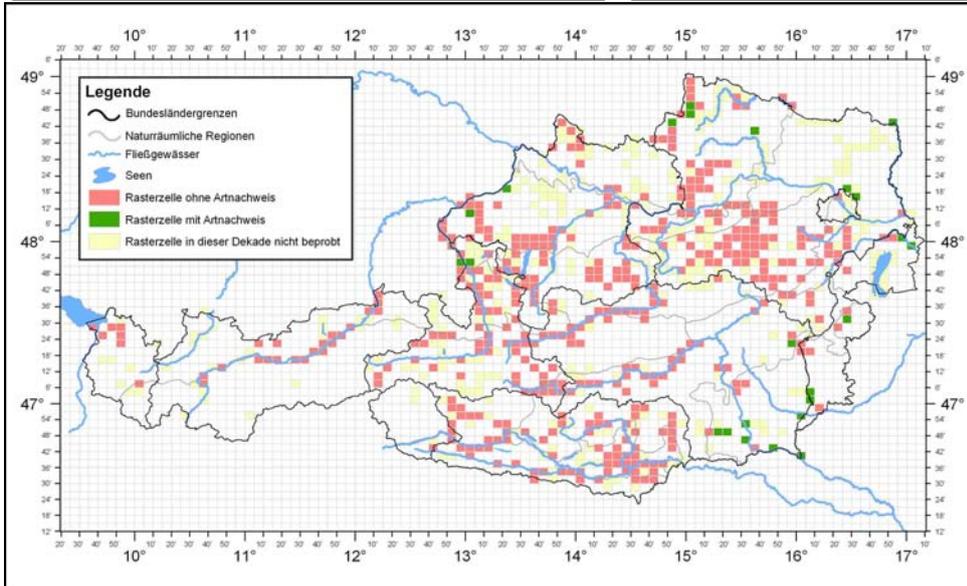
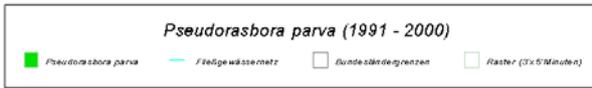
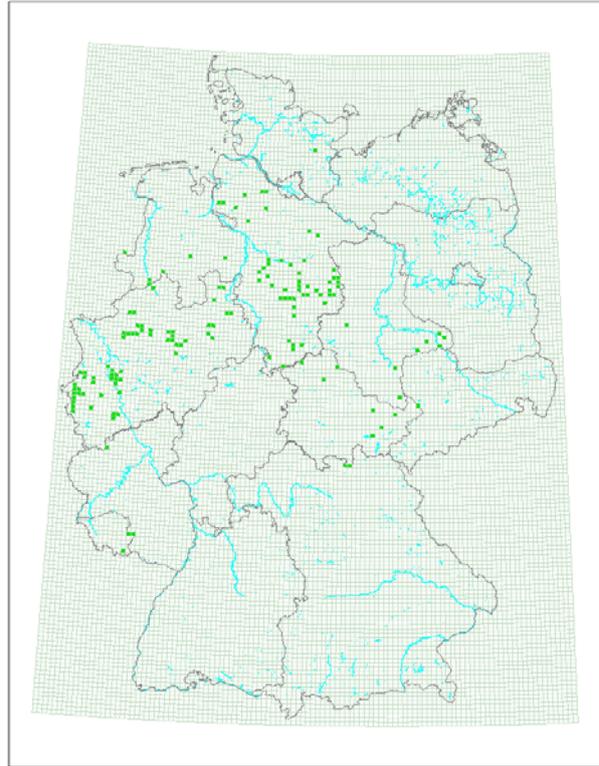
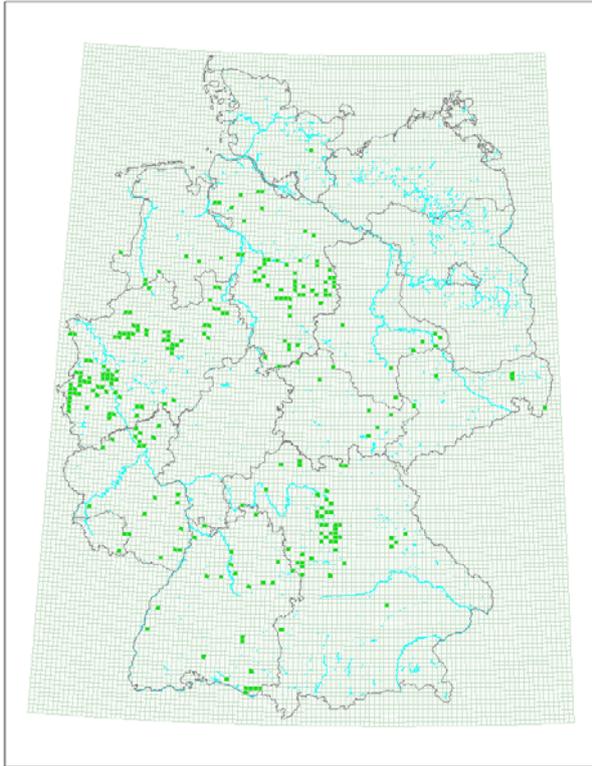


Proterorhinus semilunaris – 1991

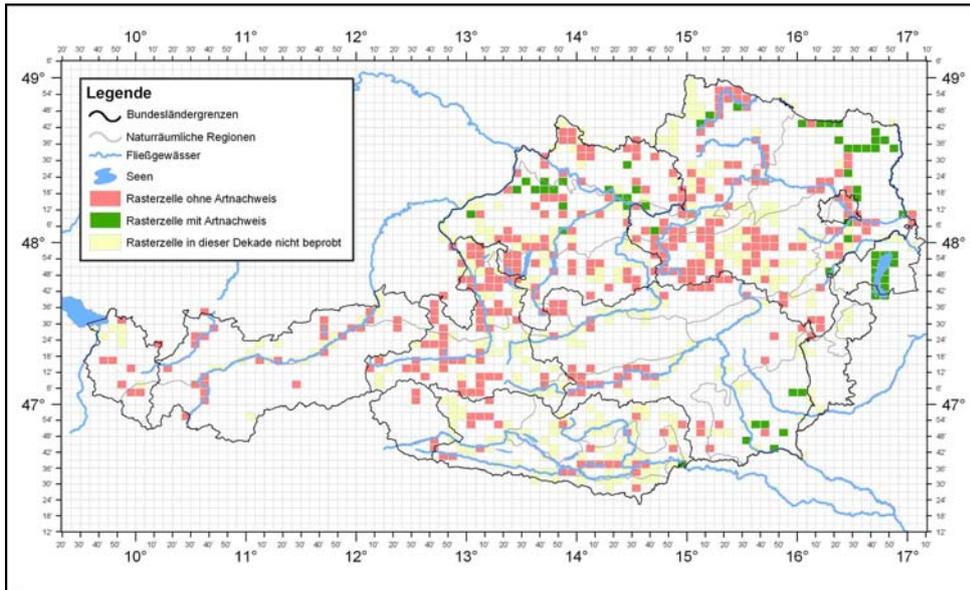


Proterorhinus semilunaris – 2001

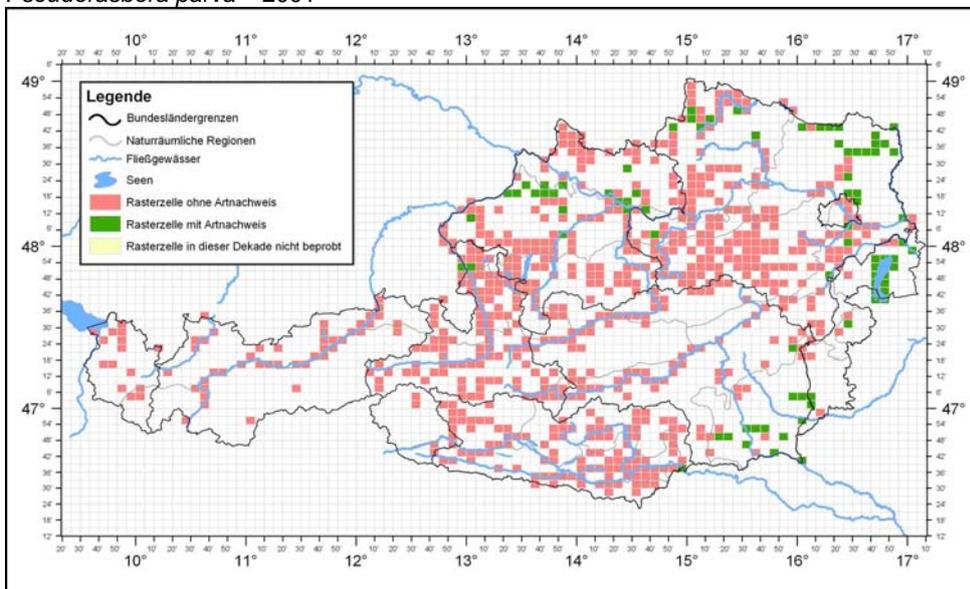




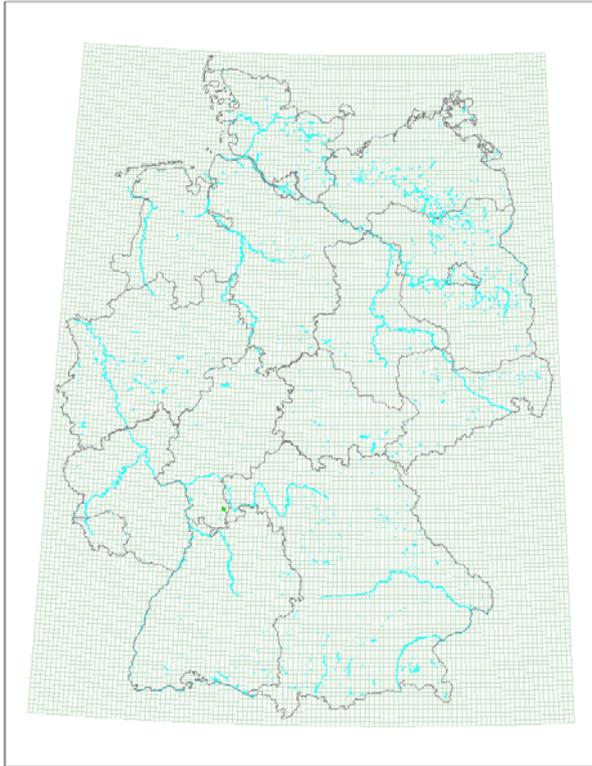
Pseudorasbora parva – 1991



Pseudorasbora parva – 2001

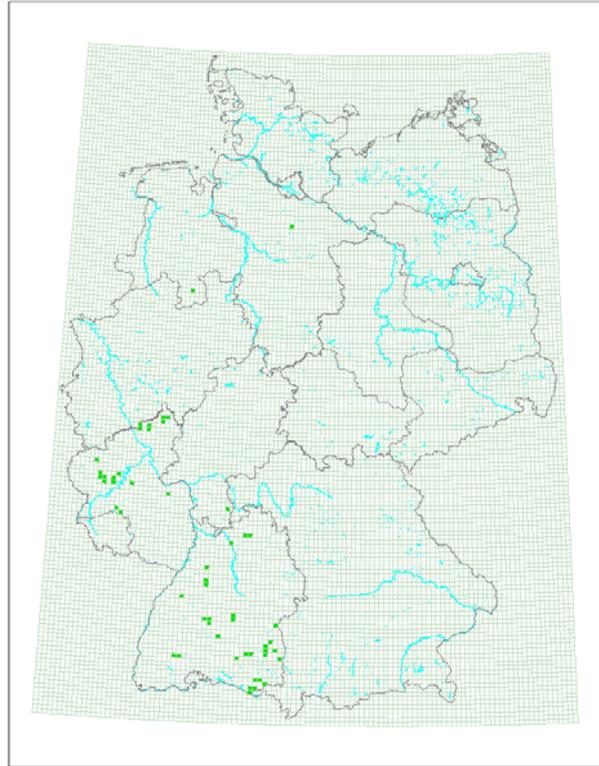


Pseudorasbora parva – Gesamt



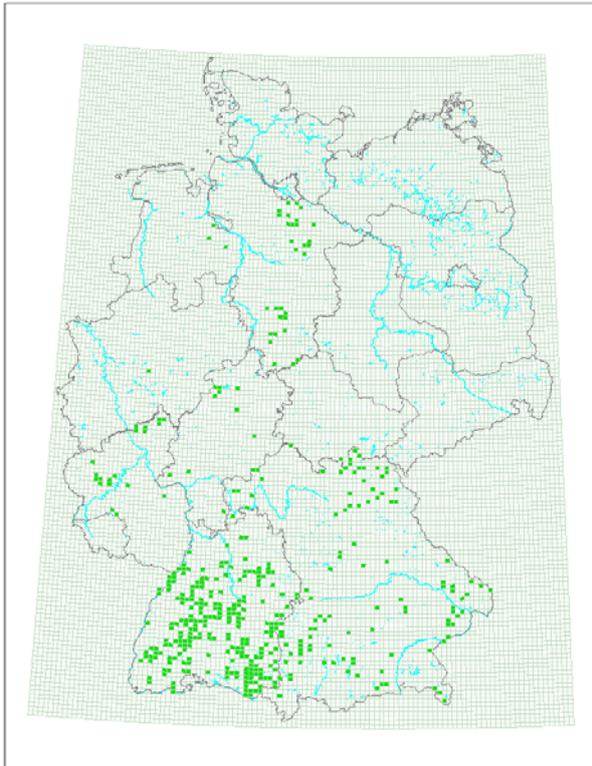
Salvelinus fontinalis (1961 - 1970)

■ Salvelinus fontinalis
 — Fließgewässernetz
 □ Bundesländergrenzen
 □ Raster (2x5 Minuten)



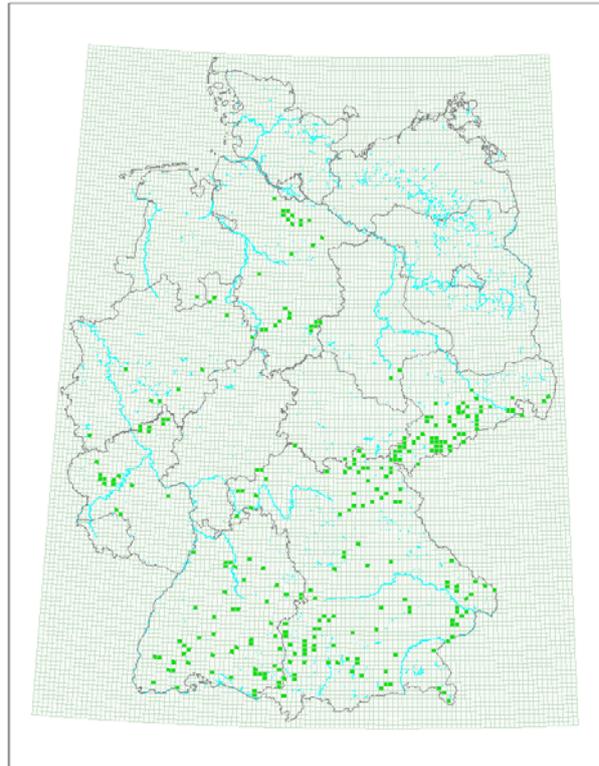
Salvelinus fontinalis (1971 - 1980)

■ Salvelinus fontinalis
 — Fließgewässernetz
 □ Bundesländergrenzen
 □ Raster (2x5 Minuten)



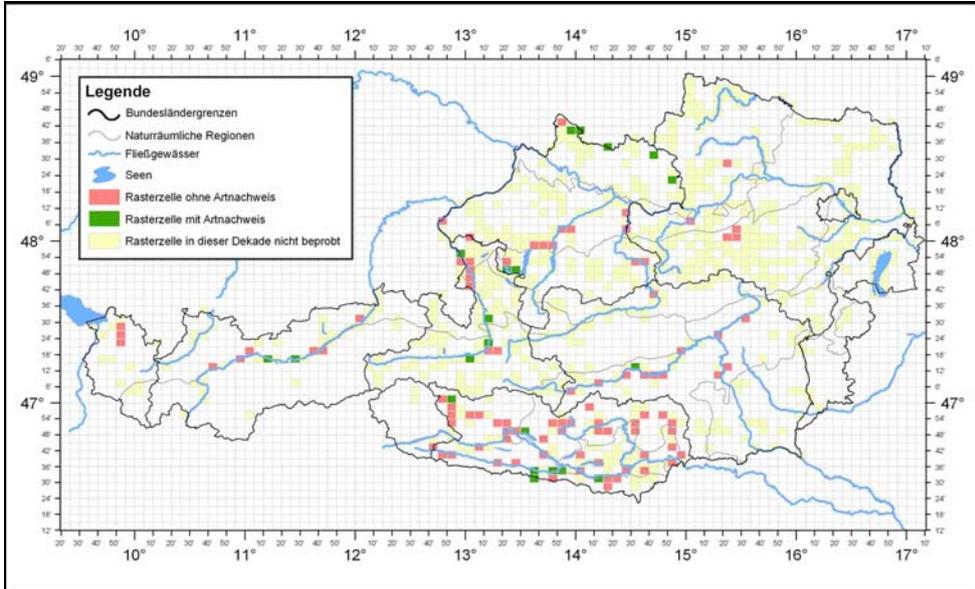
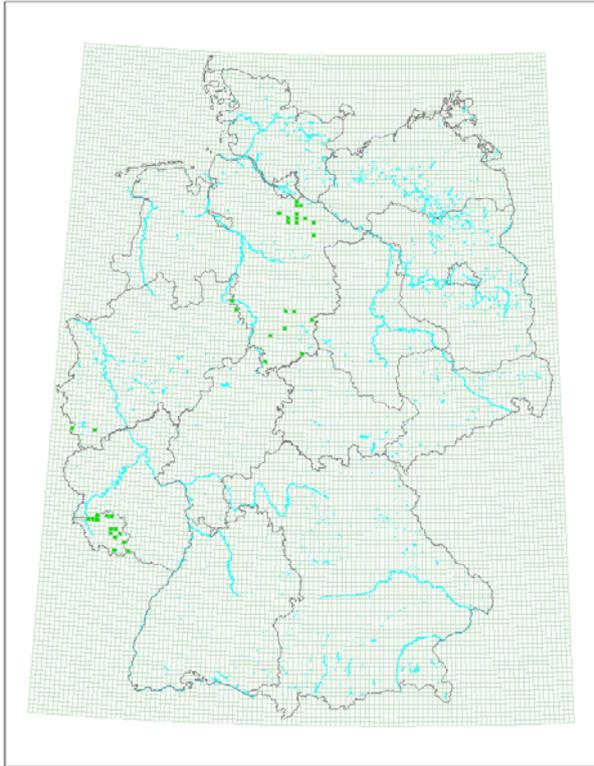
Salvelinus fontinalis (1981 - 1990)

■ Salvelinus fontinalis
 — Fließgewässernetz
 □ Bundesländergrenzen
 □ Raster (2x5 Minuten)

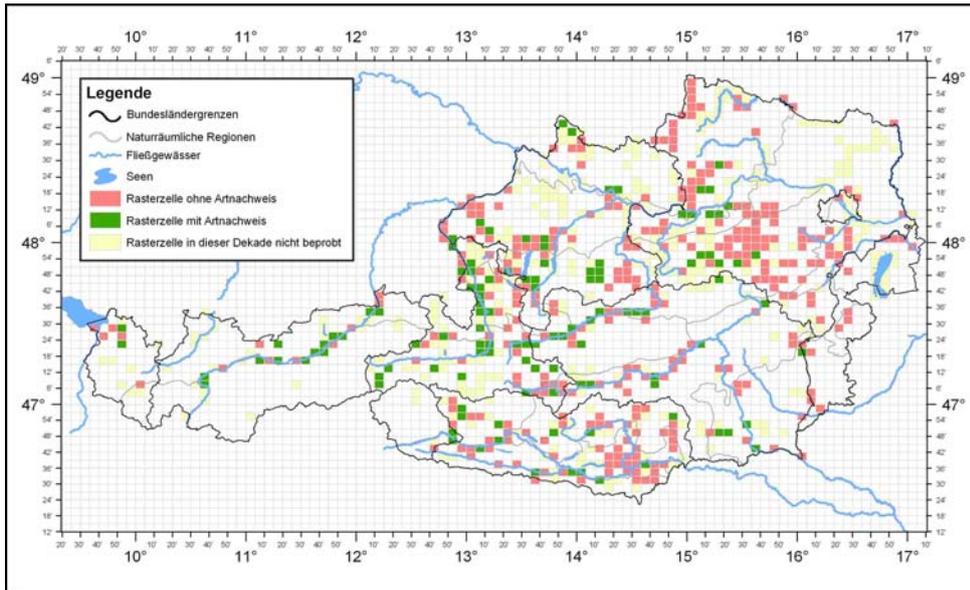


Salvelinus fontinalis (1991 - 2000)

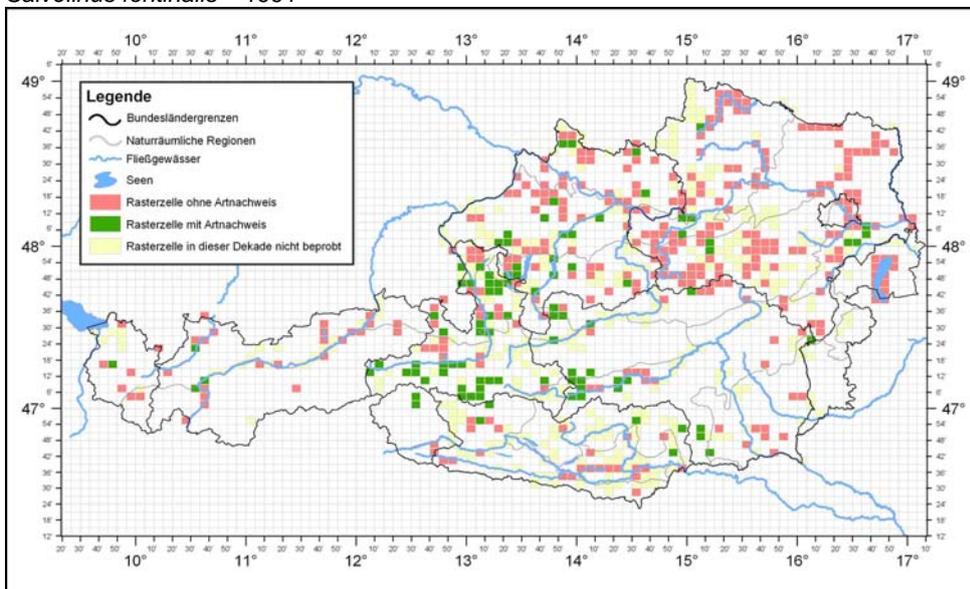
■ Salvelinus fontinalis
 — Fließgewässernetz
 □ Bundesländergrenzen
 □ Raster (2x5 Minuten)



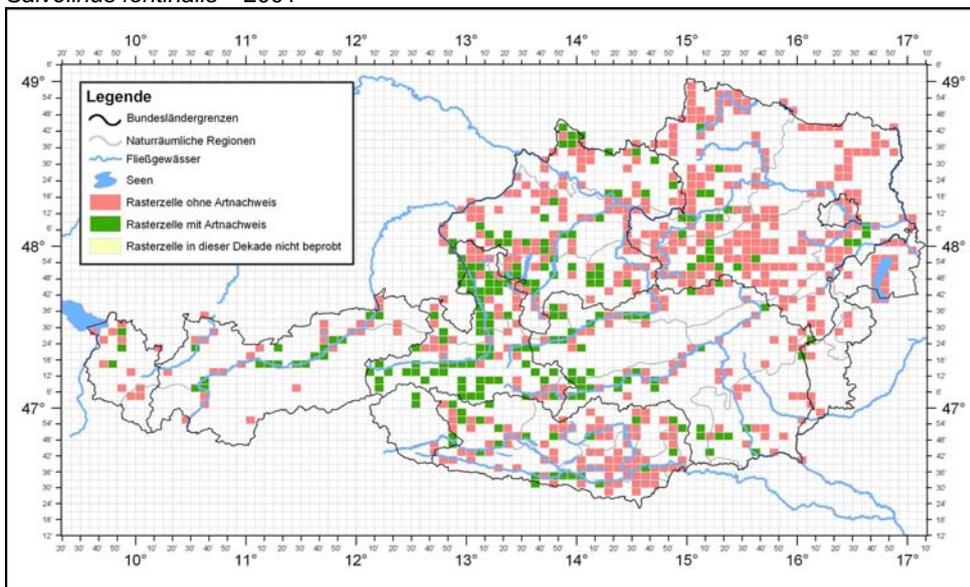
Salvelinus fontinalis – 1981



Salvelinus fontinalis – 1991



Salvelinus fontinalis – 2001



Salvelinus fontinalis – Gesamt