

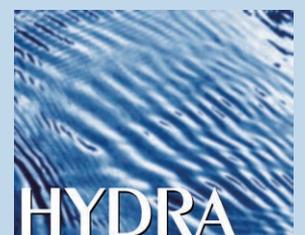
Bericht Nr. 62



## Wirbellose Neozoen im Bodensee

Untersuchungsjahre 2004-2022

Neozoen-Monitoring Bodensee im Auftrag der IGKB



## Impressum

Titel Wirbellose Neozoen im Bodensee – Untersuchungsjahre 2004-2022  
Bericht Nr. 62

Herausgeber Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)



Bearbeitung HYDRA Büro Konstanz, Fürstenbergstraße 25, 78467 Konstanz  
[www.hydra-institute.com](http://www.hydra-institute.com)

Autoren Pauline App, John Hesselschwerdt, Peter Rey

Bildnachweis Titelbilder sowie weiteres Bild- und Grafikmaterial in diesem Bericht (soweit nicht anders angegeben): ©HYDRA

Stand Juli 2024 (Datenstand: 2022)

Copyright Der Nachdruck ist – auch auszugsweise – nur mit Zustimmung des Herausgebers unter Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.  
© IGKB 2024

Internet [www.igkb.org](http://www.igkb.org) & [www.neozoen-bodensee.de](http://www.neozoen-bodensee.de)

Zitiervorschlag App, P.; Hesselschwerdt, J.; Rey, P. (2024): Wirbellose Neozoen im Bodensee – Untersuchungsjahre 2004-2022. Blaue Reihe der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee, Bericht Nr. 62.

# Wirbellose Neozoen im Bodensee

Untersuchungsjahre 2004-2022

Neozoen-Monitoring Bodensee im Auftrag der IGKB

Bericht Nr. 62

## Autoren

Pauline App, John Hesselschwerdt & Peter Rey (Hydra Konstanz, Fürstenbergstr. 25, 78467 Konstanz)

## Bildrechte

Titelbilder sowie weiteres Bild- und Grafikmaterial in diesem Bericht (soweit nicht anders angegeben): ©HYDRA

## Auftraggeber

Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)

# Inhalt

---

<b>Inhalt</b> .....	<b>1</b>
<b>Zusammenfassung</b> .....	<b>2</b>
<b>1 Einleitung</b> .....	<b>7</b>
1.1 Neozoen .....	7
1.2 Hintergrund .....	8
1.3 Bodensee .....	10
<b>2 Methoden</b> .....	<b>11</b>
2.1 Flächenbezogenes Monitoring .....	11
2.2 Überblicksmonitoring .....	13
2.3 Großkrebsmonitoring .....	14
2.4 Hafenmonitoring .....	14
<b>3 Ergebnisse Makrozoobenthos</b> .....	<b>15</b>
3.1 Besiedlungsdichte & Zusammensetzung .....	15
3.2 Angestammte Arten .....	17
3.3 Taxazahlen .....	18
3.4 Rote Liste-Arten .....	18
<b>4 Ergebnisse neozoisches Makrozoobenthos</b> .....	<b>21</b>
4.1 Individuendichte .....	21
4.2 Biomasse .....	27
<b>5 Entwicklung Neozoen-Arten</b> .....	<b>31</b>
5.1 Bivalvia – Muscheln .....	31
5.2 Gastropoda – Schnecken .....	35
5.3 Amphipoda – Flohkrebse .....	36
5.4 Mysida – Schwebegarnelen .....	39
5.5 Decapoda – Großkrebse .....	41
<b>6 Schlussfolgerungen und Ausblick</b> .....	<b>43</b>
<b>7 Steckbriefe Neozoen</b> .....	<b>46</b>
7.1 Bivalvia – Muscheln .....	46
7.2 Gastropoda – Schnecken .....	49
7.3 Oligochaeta – Würmer .....	54
7.4 Polychaeta – Borstenwürmer .....	56
7.5 Hirudinea – Egel .....	57
7.6 Turbellaria – Strudelwürmer .....	59
7.7 Amphipoda – Flohkrebse .....	60
7.8 Mysida – Schwebegarnelen .....	64
7.9 Isopoda – Asseln .....	66
7.10 Decapoda – Zehnfusskrebse .....	67
7.11 Hydrozoa .....	71
<b>8 Literatur</b> .....	<b>72</b>
<b>A Anhang</b> .....	<b>81</b>
A.1 Erstfunde im Bodensee .....	81
A.2 Probenahmezeitpunkte .....	82
A.3 Probestellen des flächenbezogenen Monitorings .....	83

# Zusammenfassung

---

Seit 2002 werden die wirbellosen aquatischen Neozoen (gebietsfremde Tierarten) im Bodensee genauer erforscht, seit 2004 im Rahmen eines seeweiten Langzeit-Monitoringprogramms. So konnte die Einschleppung und die räumliche und zeitliche Ausbreitung mehrerer gebietsfremder aquatischer Wirbelloser dokumentiert und ihre Auswirkungen auf die heimische Wirbellosengemeinschaft im Bodensee abgeschätzt werden ([www.neozoen-bodensee.de](http://www.neozoen-bodensee.de)). Seit 2023 ist das Neozoen-Monitoring Teil des Basismonitorings Bodensee der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (REY, 2022).

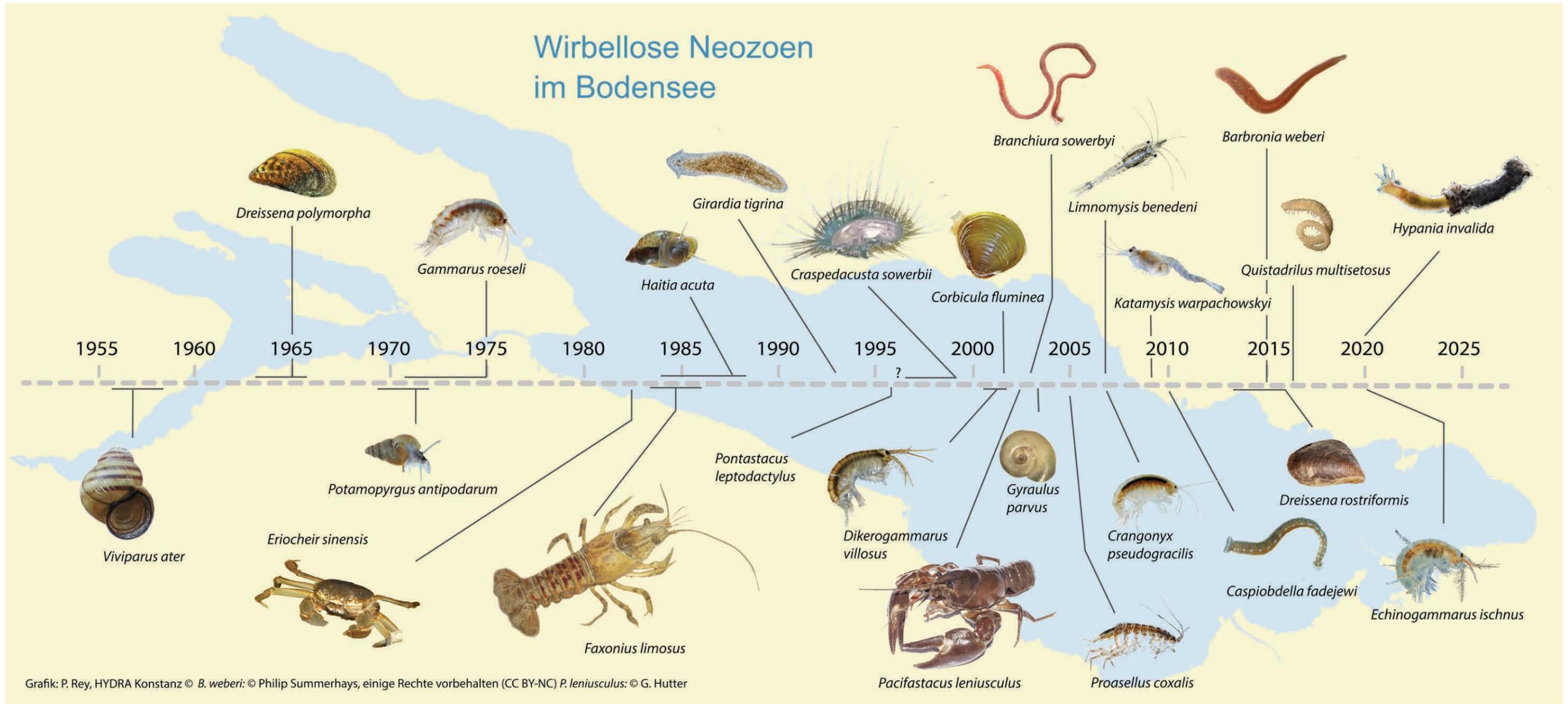
Die Untersuchungen fanden bisher überwiegend in Form von Probenahmen im ufernahen, bewatbaren Flachwasserbereich statt. Für verschiedene Fragestellungen waren auch Tauchereinsätze nötig. Die regelmäßigen Probenahmen bestanden aus einer flächenbezogenen und einer Überblicks-Komponente. Proben mit Flächenbezug lieferten Informationen über Individuendichten und damit über relative Häufigkeiten aller innerhalb einer Probefläche vorkommenden Wirbelloser-Arten. Mit stichprobenartigen Untersuchungen an möglichst vielen Stellen, teilweise auch in speziellen Bereichen (z.B. Häfen), sollte gewährleistet werden, dass neue Arten möglichst schnell entdeckt werden und ihre Verbreitung im See von Beginn an dokumentiert wird. So wurden bestenfalls Informationen über den Einschleppungsort der neuen Art, ihr Verbreitungsgebiet und ihre Verbreitungsgeschwindigkeit gewonnen.

In der Wirbellosengemeinschaft des Bodensees haben sich bereits über 20 neozoische Wirbelloser-Arten etabliert, 14 davon seit Beginn der regelmäßigen Untersuchungen 2002 (siehe Abb. Z1 & Tab. A1 im Anhang). Diese haben sich seither unterschiedlich stark verbreitet. Man kann davon ausgehen, dass weitere neozoische Wirbellose im See leben, die noch sehr selten und deshalb unauffällig sind oder Organismengruppen zugehören, die durch die bisherige Probenahme noch nicht erfasst wurden. Der Zeitpunkt eines Erstnachweises ist in der Regel mit dem Zeitpunkt der ersten auffälligeren bzw. erfassbaren Verbreitung im See gleichzusetzen. Wann genau die einzelnen Arten in den See gelangt sind, lässt sich dagegen nicht rekonstruieren. Bei neozoischen Muscheln kann aufgrund der jährlichen Zuwachsleisten eine Altersabschätzung durchgeführt und über das Alter der Erstfunde der Zeitpunkt der Erstsiedlung abgeschätzt werden.

Seit 2002 wurden folgende Arten im Bodensee neu nachgewiesen:

- Großer Höckerflohkrebs *Dikerogammarus villosus* (2002)
- Asiatische Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* (2003, ca. 1-jährige Muscheln)
- Kiemenwurm *Branchiura sowerbyi* (2003)
- Amerikanisches Posthörnchen *Gyraulus parvus* (2004)
- Mittelmeerassel *Proasellus coxalis* (2005)
- Donau-Schwebegarnele *Limnomysis benedeni* (2006)
- Aufrechter Flohkrebs *Crangonyx pseudogracilis* (2007)
- Gefleckte Schwebegarnele *Katamysis warpachowskyi* (2009)
- Kaspischer Fischegel *Caspiobdella fadejewi* (2010)
- Signalkrebs *Pascifastacus leniusculus* (2011)
- Quagga-Muschel *Dreissena rostriformis* (2016, bis zu ca. 4-jährige Muscheln)
- Schlammröhrenwurm *Quistadrilus multisetosus* (2016)
- Süßwasserborstenwurm *Hypania invalida* (2020)
- Granataugen Flohkrebs *Echinogammarus ischnus* (2021)

# Wirbellose Neozoen im Bodensee



Grafik: P. Rey, HYDRA Konstanz © B. weberi: © Philip Summerhays, einige Rechte vorbehalten (CC BY-NC) P. leniusculus: © G. Hutter

Abbildung Z-1: Erstnachweise zahlreicher Neozoen im Bodensee seit Mitte des 19ten Jahrhunderts.

Bisher haben sich vier der seit 2002 im Bodensee neu angekommenen Arten (*Corbicula fluminea*, *Dikerogammarus villosus*, *Limnomysis benedeni* und *Dreissena rostriformis*) in Form von Massenvermehrung und großräumiger Verbreitung als invasiv erwiesen. Die mit dem Begriff "invasive Neozoen" verbundene Schadensvermutung gegenüber anderen Arten oder dem Menschen kann bisher für zwei dieser Arten auch im Bodensee bestätigt werden (*Dikerogammarus villosus* und *Dreissena rostriformis*).

*D. villosus* konkurriert vor allem mit anderen Flohkrebsarten und hat höchstwahrscheinlich zusammen mit *Gammarus roeselii* zum starken Rückgang des heimischen *Gammarus lacustris* beigetragen. *D. villosus* ist in der Lage, andere Makroinvertebraten (inkl. Flohkrebse) bis zu seiner eigenen Größe anzugreifen und zu konsumieren (DICK et al., 2002, REY et al., 2005).

Die 2016 entdeckte und sich seither in großer Geschwindigkeit über den gesamten Seeboden und den Rhein verbreitende Quagga-Muschel *Dreissena rostriformis* hat ihre ebenfalls neozoische Schwesterart *Dreissena polymorpha* (Zebra- oder Dreikantmuschel) bis auf wenige lokale Vorkommen zurückgedrängt (Stand 2022). Wie die Dreikantmuschel besiedelt auch die Quagga-Muschel die Schalen von Unioniden (Teich- und Bachmuscheln), so dass diese beim Filtrieren ihrer Nahrung behindert werden (SCHLOESSER, 1996; BAUER & NEGELER, 2000). Durch ihre flächige Besiedlung des Seebodens bis in über 40 m Wassertiefe und die beginnende Ausbreitung bis in bereits 250 m Wassertiefe wird erwartet, dass sie den Phosphorkreislauf des gesamten Bodensees und damit das Nahrungsnetz in fast allen Trophieebenen beeinflussen kann (vgl. [www.seewandel.org](http://www.seewandel.org)). Zudem werden durch sie ökonomische Schäden für die Bodensee-Trinkwasserversorgung und weitere Ansaugleitungen zur Wärmenutzung erwartet.

In welchem Maße und welcher Form die angestammten Wirbellosen-Biozönosen der drei großen Seekompartimente Flachwasserzone (Litoral), Freiwasserzone (Pelagial) und Seeboden (Profundal) bereits von den Neozoen beeinflusst werden, ist bisher nur in wenigen Fällen untersucht, gesamtheitlich aber noch nicht verstanden. Die bisherigen Monitoring-Ergebnisse lassen aber Aussagen zur relativen Häufigkeit der heimischen und neozoischen Wirbellosen-Arten in der Benthosbiozönose zu und belegen zumindest schon eine deutliche Verschiebung von Individuendichten und Biomassen zugunsten der Neozoen. Vor allem zwischen dem Frühjahr 2015 bis zum Frühjahr 2019 haben die Individuendichten der einheimischen Arten auch in absoluten Zahlen abgenommen. Dieser Rückgang ist hauptsächlich bei den Wasserinsekten sehr deutlich. Nach 2019 waren diese zwar immer noch Schwankungen unterworfen, es konnte aber kein weiter abnehmender Trend erkannt werden. Auch die Dichten der Neozoen selbst schwankten stark, die Bestände von *Dikerogammarus villosus* scheinen derzeit zu stagnieren, die von *Corbicula fluminea* und *Limnomysis benedeni* sogar schon wieder deutlich rückläufig zu sein (Stand 2022). Die Bestände der Quagga-Muschel nehmen auf den ufernahen Beprobungsflächen zwar nicht mehr deutlich zu, die Art breitet sich aber nahezu flächendeckend in tiefere Seebereiche aus. Eine weitere starke Bestandsentwicklung über den gesamten Seeboden wird befürchtet (vgl. KARATAYEV & BURLAKOWA, 2022A; SPAAK, 2023). Da die Quagga-Muschel als „ecosystem engineer“ auch neue Siedlungsflächen auf zuvor artenarmen Weichböden bildet, könnte sich auf der anderen Seite die Habitatverfügbarkeit für andere Wirbellose auf zuvor nicht gut besiedelbaren Flächen erhöhen.

Da alle Veränderungen in der Benthosbiozönose des Bodensees höchstwahrscheinlich multifaktoriell bedingt sind, lohnt sich künftig auch eine Betrachtung weiterer bedeutender Wirkfaktoren im See. Hier stehen an erster Stelle der im Bodensee ebenfalls

gebietsfremde und invasive Stichling als neuer Prädator (starke Ausbreitung seit 2012) mit großen Auswirkungen auf die Zooplankton-Biozönose (OGORELEC, 2021) sowie der Klimawandel (mit steigender Wassertemperatur) als Mitverursacher für Ökosystemveränderungen im Fokus ([www.seewandel.org](http://www.seewandel.org)). Durch heißere Sommer und mildere Winter wird zudem die Ansiedlung, Reproduktion und Ausbreitung von Neozoen-Arten aus wärmeren Regionen immer wahrscheinlicher (OSTENDORP et al., 2007; IGKB, 2022). Im Rahmen des neuen IGKB-Basismonitorings Bodensee (REY, 2022) wird der Zustand des Makrozoobenthos und speziell auch der wirbellosen Neozoen auch künftig intensiv überwacht. Hierzu finden zudem weitergehende Untersuchungen statt, wie z.B. die Untersuchung von Tiefentransekten (Quagga-Monitoring) und Untersuchungen im freien Wasserkörper (Mysiden-Monitoring).

Durch die Konzeptionierung und Durchführung von Vorsorgemaßnahmen, wie beispielsweise eine Reinigungspflicht für Boote und die Information der Öffentlichkeit (bspw. Flyer, Infotafeln „Blinde Passagiere“ u.a.), soll die Verbreitung im Bodensee und in weitere Gewässer sowie der Schaden durch Neozoen eingedämmt werden (vgl. *Kapitel 7*).

# 1 Einleitung

## 1.1 Neozoen

### Neozoen/Invasive Arten

In vielen Gewässern traten seit den letzten Jahren vermehrt gebietsfremde Arten (**Neozoen**) auf, dies betrifft auch die wirbellose Lebensgemeinschaft (Makrozoobenthos) des Bodensees. Als Neozoen werden Tierarten bezeichnet, die seit Beginn der Neuzeit (im Jahr 1492) unter direktem oder indirektem Zutun des Menschen in ein zuvor für sie nicht erreichbares Gebiet gelangen oder über neu entstandene Verbindungswege aktiv eingewandert sind. Zumindest beim Makrozoobenthos des Rheinsystems handelt es sich fast ausschließlich um hololimnische, also immer im Wasser lebende Arten. Die meisten anderen Organismengruppen (z.B. Fluginsekten) konnten auch ohne menschliche Mithilfe in andere Faunengebiete gelangen. Sobald Neozoen die heimischen Lebensgemeinschaften durch aggressives Ausbreitungs-, Konkurrenz- oder Fraßverhalten negativ beeinflussen, werden sie auch als **invasive Neozoen** bezeichnet. Sie können zudem als möglicher Krankheitsüberträger den heimischen Arten schaden (z.B. über Amphipoden: Schwimmblasenwurm, über Decapoden: Krebspest).

### Vektoren

Die vorsätzliche oder unbeabsichtigte Einschleppung aquatischer wirbelloser Neozoen kann über unterschiedliche Vektoren (Verbreitungsmechanismen) erfolgen. Größere Mengen neozoischer Wirbelloser, deren Larven oder Eier sich z.B. im Ballastwasser oder an der Außenwand von Frachtschiffen befinden, werden entlang von Schifffahrtsrouten oder durch Wanderboote auf Anhängern über Land transportiert. Der Vektor „Schiffe“ ist auch deshalb besonders problematisch, da solcherart Verschleppungen mehrere Male hintereinander oder sogar im regelmäßigen Fahrbetrieb ablaufen können. Aber auch die Entsorgung von Aquarieninhalten, Fisch- oder Wasserpflanzenbesatz kann eine „infektiöse Dosis“ bestimmter Neozoen beinhalten, die ausreicht, um sich nach der Freilassung im neuen Lebensraum zu reproduzieren und später auszubreiten. Eine Ausschwemmung von gebietsfremden Organismen aus geschlossenen Gewässern (Garten-, Zier- oder Dorfteichen) bei Hochwasser gilt ebenfalls als relevanter Einschleppungs-Vektor (HESSELSCHWERDT et al., 2021). Nicht zuletzt können Organismen auch an der feuchten Ausrüstung und Kleidung von Angelfischern und Tauchern sowie an Wassersportequipment zwischen verschiedenen Gewässern transportiert werden

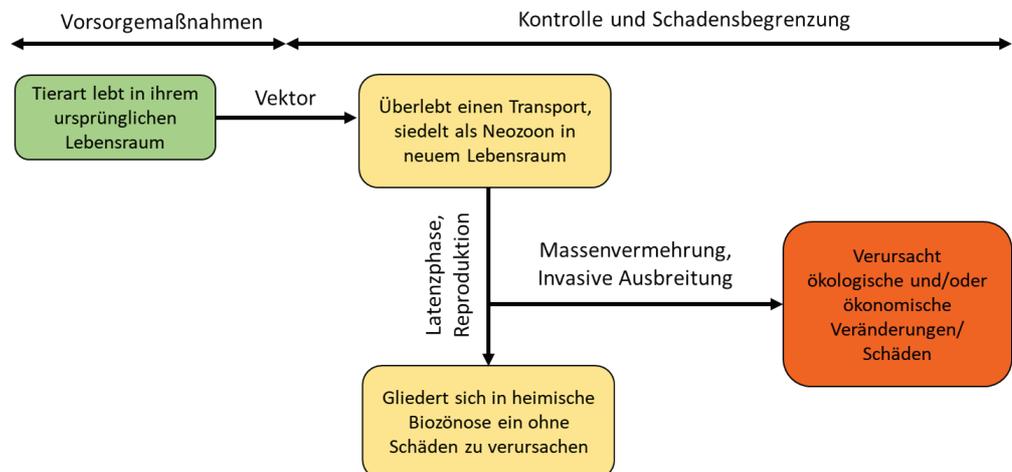


Abbildung 1-1:  
Phasen der Einschleppung und Verbreitung von Neozoen und Zeitpunkte für mögliche Gegenmaßnahmen.

und somit eine Animpfung verursachen. Mit Hilfe solcher Vektoren gelangten Neozoen auch ins Rheinsystem und den Bodensee. Die Phasen der Einschleppung und Verbreitung von Neozoen sind in Abb. 1-1 dargestellt. Maßnahmen zur Vermeidung sind in den meisten Fällen nur vor der Einschleppung eines Neozoons zielführend.

#### **Ansiedlung/ Etablierung**

Nachdem eine Art einen neuen Lebensraum erreicht hat, kann sie sich dort entweder etablieren oder auch wieder verschwinden. Für eine erfolgreiche Etablierung müssen verschiedene Lebensbedingungen erfüllt sein. Zu diesen Bedingungen gehören vor allem ein geeignetes Klima und das Vorhandensein der benötigten Habitate. Ebenfalls wichtig sind die Verfügbarkeit von Nahrung und nicht zu viele natürliche Fraßfeinde oder Konkurrenten. Nur ein Bruchteil der eingebrachten Organismen kann sich am neuen Standort letztendlich etablieren. Die heute im Bodensee etablierten Neozoen kommen zu einem großen Teil aus dem Schwarzmeergebiet. Dort herrscht ein ähnliches Klima wie am Bodensee und die meisten von dort stammenden Neozoen haben sich im See jeweils sehr schnell etabliert. Wieder ein Teil der etablierten Arten zeigen ein invasives Verhalten und beeinflussen die heimischen Lebensgemeinschaften stark negativ durch aggressives Ausbreitungs-, Konkurrenz- oder Fraßverhalten.

## **1.2 Hintergrund**

#### **Geschichte der Benthosunter- suchungen im Rheinsystem**

Vor 1986 blieben die Untersuchungen des Makrozoobenthos im Rheinsystem meist auf kurze Flussabschnitte oder Organismengruppen beschränkt. Nur LAUTERBORN (1916–1918) gibt einen Gesamtüberblick über den damaligen Kenntnisstand zur Rheinflauna, der heute als Referenz für weitgehend ursprüngliche Besiedlungsverhältnisse herangezogen werden kann. Vom Bodensee selbst liegen solche frühen Informationen über das Makrozoobenthos nur spärlich vor (MUCKLE, 1942), bzw. tauchen nur in Monografien einzelner Arten oder taxonomischer Gruppen auf. Aus späteren Zeiten gibt es dann immer wieder Informationen zu kleineren Bereichen des Bodenseeufer, z.B. im Zusammenhang mit Uferrenaturierungen (LUBW, 2008).

Ein einschneidendes Ereignis erweiterte den Wissensstand über großräumige Besiedlungsverhältnisse nachhaltig: der Chemiebrand bei der Fa. Sandoz in Schweizerhalle am Hochrhein am 1. November 1986 und die daraufhin erfolgte Vergiftung großer Teile der Rheinsohle auf rund 400 km Fließstrecke. Am Rheinufer türmten sich neben Tonnen verendeter Fische auch Haufen abgestorbener Makroinvertebraten, schwerpunktmäßig Flohkrebse und Insektenlarven (pers. Mitt. H. Handschin, kantonales Labor Baselland).

Dieses Schadensereignis war auch der Anlass dafür, dass am 1. Oktober 1987 von der Internationalen Rheinministerkonferenz das „Aktionsprogramm Rhein“ (IKSR, 1987) ins Leben gerufen wurde, zwischenzeitlich abgelöst durch die Programme „Rhein 2020“ (IKSR, 2001) und „Rhein 2040“ (IKSR, 2020). Diese Programme waren und sind mit regelmäßigen biologischen Messkampagnen der Internationalen Rheinschutzkommission (IKSR, 2023) verknüpft und wurden mit Einführung der EU-Wasserrahmenrichtlinie nach dem Jahr 2000 noch einmal modifiziert. Eine der wichtigsten dabei untersuchten biologischen Komponenten war von Beginn an das Makrozoobenthos des Rheins. Ebenfalls im Zusammenhang mit dem Chemieunfall wurde im Rahmen des „Rheinfonds Sandoz“ zwischen 1987 und 1990 unter anderem die Rekolonisation des Oberrheins mit wirbellosen Kleinlebewesen aus dem Hochrhein und dem Einzugsgebiet untersucht (SCHRÖDER & REY, 1991). Die dadurch und durch die IKSR-Messprogramme generierten Informationen wurden seit 1990 regelmäßig in einer „Expertengruppe Makroinvertebraten“ der IKSR ausgetauscht.

**Die ersten  
Neozoeninvasionen  
im Rheinsystem**

In die erste Zeit der Arbeit dieser Expertengruppe fiel 1992 die Fertigstellung des Main-Donau-Kanals, ein Ereignis, das große zoogeografische Veränderungen in der Besiedlung der mitteleuropäischen Gewässer zur Folge hatte. Dabei wurde durch eine 172 km lange neue Bundeswasserstraße der Main bei Bamberg mit der Donau bei Kelheim verbunden. So entstand eine direkte Verbindung zwischen dem Rheineinzugsgebiet, der Donau und den Gewässern im Schwarzmeerraum sowie darüber hinaus. Der durch große Fracht- und Passagierschiffe nutzbare Kanal führte schon wenige Monate nach den ersten Schiffspassagen zum Auftreten von Fischarten und Wirbellosen aus der Donau im Rhein und umgekehrt (TITTIZER, 1995; TITTIZER, 1996). Vektoren für diese Vermischung waren in erster Linie die aktive Einwanderung und die passive Verschleppung von Arten mithilfe von Schiffen (Außenwand, Bilgenwasser, Kühlungs-systeme, Fracht u.a.). Hinzu kam, dass sich nun auch bereits zuvor genutzte Frachtwege erweiterten und sich dadurch die meisten der großen europäischen Schifffahrtsstraßen vom Baltikum bis nach Westeuropa vernetzten. Vor allem Arten aus dem pontokaspischen Raum, dem Dnieper-/Bug-System und dem Balkan verbreiteten sich rasch über die gesamte untere und mittlere Donau und verkürzten dadurch den Verschleppungsweg und die Dimension der Verschleppungsereignisse und aktiven Einwanderungen ins Rheinsystem. Diese Arten konnten sich im neuen Gebiet aus unterschiedlichen, meist noch nicht erforschten Gründen (beispielsweise aufgrund fehlender natürlicher Fraßfeinde oder Nischen-Konkurrenten) erfolgreich ansiedeln. Zudem stammen pontokaspische Arten aus einer Klimazone, die in großen Teilen der mitteleuropäischen ähnelt und somit im neuen Lebensraum keine für diese Arten ungewohnten Umgebungsbedingungen herrschen. Zu den Arten aus dem Schwarzmeergebiet zählen beispielsweise der Große Höckerflohkrebs *Dikerogammarus villosus*, die Donau-Schwebegarnele *Limnomysis benedeni* und die Quagga-Muschel *Dreissena rostriformis*.

**Koordinierte  
biologische  
Untersuchungen des  
Hochrheins seit 1990**

Die Ausbreitung verschiedener wirbelloser Neozoen entlang des Rheins und seiner Zuflüsse fiel dank des IKSR-Monitorings relativ schnell auf. Das gemeldete Erscheinen dieser Arten im Hochrhein diente schon bald als „Frühwarnsystem“ für das Erscheinen dieser Arten im Hochrhein. Die seit 1990 durchgeführten koordinierten biologischen Untersuchungen des Hochrheins durch Schweiz und Baden-Württemberg (z.B. REY & ORTLEPP, 1997; REY et al., 2004; HESSELSCHWERDT & REY, 2021) erfasste nahezu alle Besiedlungsprozesse durch Neozoen im Hochrhein seit über 30 Jahren, angefangen mit dem Fund der ersten Schlickkrebse, Höckerflohkrebse und Körbchenmuscheln 1994 und 1995 im Raum Basel (REY & ORTLEPP, 1997). Für viele dieser im unteren Hochrhein siedelnden Neozoen-Arten endete die Invasion erst einmal für mehrere Jahre unterhalb des Wehrs des Kraftwerks in Rheinfelden, dem oberen Ende der internationalen Rheinschifffahrt. Als dann zwischen 1997 und 2000 die ersten Populationen auch innerhalb des nicht mehr frei schiffbaren Hochrheins auftauchten, wurde ein erster Alarm für die Aare, das Schweizer Mittelland und die Seen im Aare-Rheinsystem geschlagen.

**Zunehmender  
Informations-  
austausch**

Die Neozoenausbreitung im schiffbaren Rhein wurde seit 1995 federführend von F. Schöll (Bundesanstalt für Gewässerkunde BfG, Koblenz) im Rahmen des IKSR-Monitorings dokumentiert. Um das Jahr 2000 fokussierte sich der ebenfalls aus der IKSR-Expertengruppe entstandene Arbeitskreis aquatische Neozoen AkaN (U. Sieber (BUWAL Bern), P. Rey (Hydra Konstanz) und H. Vobis (LfU Karlsruhe)) auf die mit den Neozoen zu erwartenden ökologischen Auswirkungen und der Verhinderung weiterer Verschleppungsereignisse. Dies führte zu einem engen Informationsaustausch mit Fachstellen und anderen Institutionen, die das Thema aufgriffen und weiterbearbeiteten, z.B. die PH Karlsruhe (A. Martens), das Seenforschungsinstitut Langenargen (G. Schröder) und die Uni Basel (D. Küry).

## 1.3 Bodensee

Nachdem etwas mehr über die Verbreitungsvektoren von Neozoen bekannt wurde, sprach die Arbeitsgruppe AkaN im Jahr 2002 eine deutliche Warnung vor der weiteren Einschleppung von fremden Arten für den Bodensee aus und schlug vor, dort ein Neozoen-Monitoringprogramm zu starten und Vorsorgemaßnahmen zu evaluieren. Mit Unterstützung des Interreg IV startete 2004 das Programm ANEBO (Aquatische Neozoen Bodensee), das unter der Federführung des Seenforschungsinstituts Langenargen der LUBW (Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, G. Schröder) durchgeführt wurde. Partner waren die Universität Konstanz (AG Prof. Rothhaupt) und die Universität Ulm (AG Prof. Maier). Ein Jahr vor dem Start des Monitoring-Programmes ANEBO wurden zwei aus dem Rhein bereits bekannte invasive Neozoen-Arten im Bodensee nachgewiesen, die Asiatische Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* (WERNER & MÖRTL, 2003) und der große Höckerflohkrebs *Dikerogammarus villosus* (MÜRLE et al., 2003), deren Verbreitung im Bodensee verfolgt werden konnte. Nach Ende des Interreg IV im Jahr 2006 gingen die Untersuchungen in ein Langzeitmonitoring über. Die Freilanduntersuchungen von ANEBO und das weitere Neozoen-Monitoring wurden seither vom Büro Hydra in Konstanz durchgeführt und dokumentiert (siehe auch [www.neozoen-bodensee.de](http://www.neozoen-bodensee.de)). Die bei der IKSR, bei AkaN und bei ANEBO gewonnenen Grundlagen in der angewandten Forschung mit wirbellosen Neozoen fanden ihre Nachfolge im von A. Martens (PH Karlsruhe) und M. Koester (Uni Koblenz) geleiteten „Arbeitskreis Neozoen“ der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e. V. (DGL, 2023). Durch das immer weiter verbesserte „Frühwarnsystem“ – meist in Form von Warnungen aus dem Oberrhein – konnten potentielle Bodenseebesiedler erwartet werden. So war auch die Einschleppung der Quagga-Muschel, des Süßwasserborstenwurms und des Granataugen-Flohkrebses vorhersehbar.

Im vorliegenden Bericht werden die Informationen des Neozoen-Monitorings im Bodensee aus den Untersuchungsjahren 2004 bis 2022 zusammenfassend dargestellt. Es ist geplant, die weiteren Entwicklungen ab 2023 in Form von Berichten zum IGKB-Basismonitoring Bodensee weiterzuführen.

## 2 Methoden

Seit 2004 werden in meist regelmäßigen Abständen sowohl qualitative als auch flächenbezogene Makrozoobenthosproben im Bodensee genommen. Die Probenahme-Methodik wurde vom ANEBO Programm (REY et al., 2005) übernommen und mit leichten Anpassungen weitergeführt. Die Probenahme fand überwiegend watend in Ufernähe statt.

Nach einer Evaluation geeigneter Probenahmeorte im Jahr 2003 startete das Neozoen-Monitoring am Bodensee 2004 mit flächenbezogenen Untersuchungen an ausgewählten Uferstellen. Da diese allein nicht ausreichend waren, um Verbreitungsgrenzen zu dokumentieren, wurde von Beginn an ein zunächst unregelmäßiges Überblicksmonitoring an weiteren Stellen eingeführt. Seit 2009 wurde es dann an über 40 Stellen regelmäßig durchgeführt (Abb. 2-1).

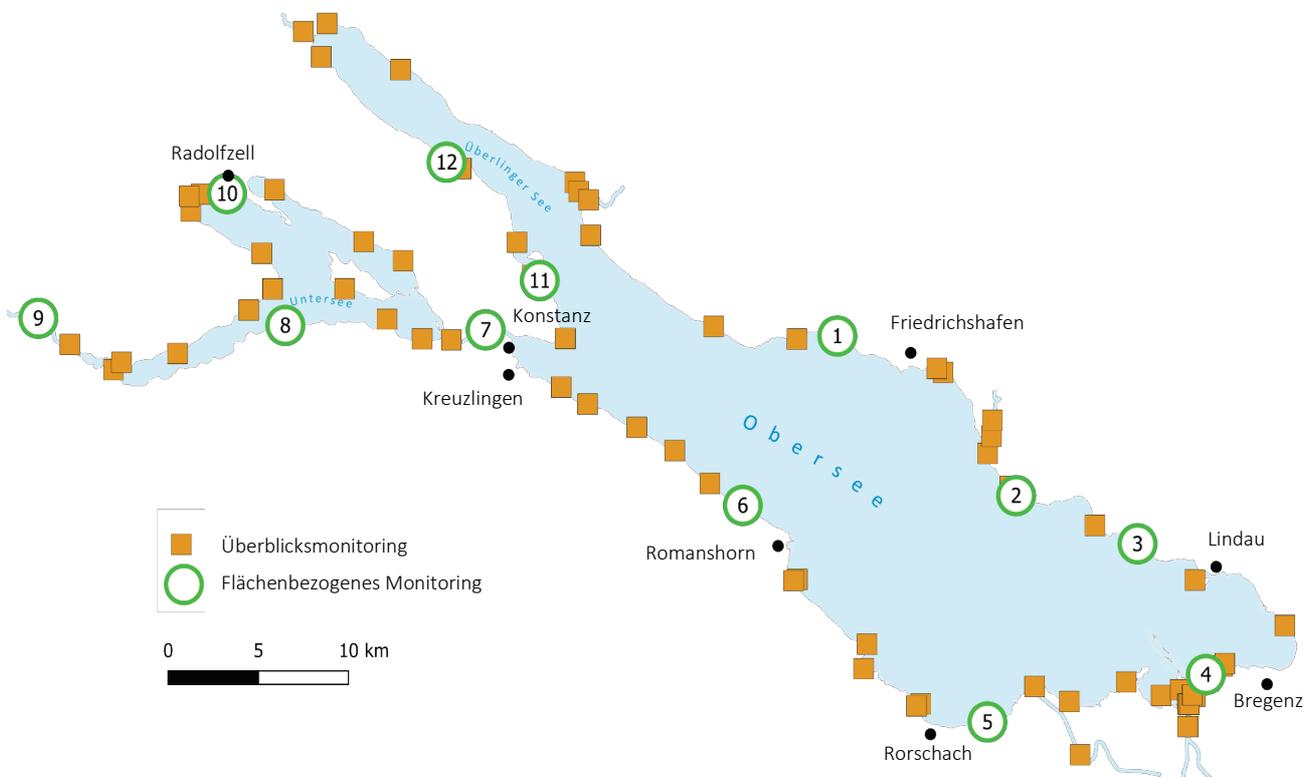


Abbildung 2-1: Probestellen des Neozoen-Monitorings Bodensee. Die Nummern der flächenbezogenen Probenahme sind den Probestellen wie in Tabelle 2-1 zugeordnet.

### 2.1 Flächenbezogenes Monitoring

#### Flächenbezogenes Monitoring von 2004 bis 2022

Im Rahmen des flächenbezogenen Monitorings wurden seit 2004 in der Regel zweimal im Jahr an verschiedenen Referenzstellen Proben genommen. Im Jahr 2016 wurden zwei weitere Stellen (Rorschach und Konstanz-Egg) ins Programm aufgenommen, sodass seitdem zwölf Stellen im Monitoring-Programm enthalten waren (Tab. 2-1). Die Übersicht des Zeitplans der Stellenbeprobung ist im Kapitel 9 *Anhang* dargestellt.

Tabelle 2-1:  
 Probestellen des  
 flächenbezogenen  
 Makrozoobenthos  
 Monitorings.

Nr.	Stellenbezeichnung	X-Koordinate	Y-Koordinate	Start der Probenahme
1	Fischbach	9.41750000	47.6663889	2004
2	Langenargen	9.54861111	47.5891667	2004
3	Wasserburg	9.63777778	47.5655556	2004
4	Hard	9.68722222	47.5025000	2004
5	Rorschach-Staad	9.52638889	47.4805556	2016
6	Uttwil	9.34722222	47.5852778	2004
7	Seerhein	9.15805556	47.6700000	2004
8	Berlingen	9.01027778	47.6722222	2004
9	Hemishofen	8.82805556	47.6755556	2005
10	Radolfzell	8.96722222	47.7355556	2005
11	Konstanz-Egg	9.19805556	47.6936111	2016
12	Wallhausen	9.12944444	47.7505556	2004

Die flächenbezogene Probenahme erfolgte ursprünglich auf jeweils drei 0,1 m<sup>2</sup> großen Teilflächen mittels Kescher (Maschenweite 250 µm) und Kick-Sampling. Seit 2012 wurde der Standardkescher zur WRRL-Untersuchung (25 x 25 cm) eingesetzt und die Teilprobenzahl gleichzeitig auf vier erhöht. Beim Kick-Sampling wurde die zuvor definierte Fläche vor dem Kescher mit den Schuhen aufgewühlt und die im Sediment befindlichen Organismen zusammen mit Bodensubstrat in den Kescher befördert. Die Flächen wurden so ausgewählt, dass sie die an der Probestelle vorhandene Substratzusammensetzung bestmöglich repräsentieren. Die Proben wurden in einer Wassertiefe zwischen 0,1 m bis 1,5 m genommen.

**Makrozoobenthos  
 Bestimmung nach  
 operationeller  
 Taxaliste**

Anschließend wurde das gesammelte Probenmaterial in Eimer und Schalen überführt und die Tiere bestmöglich von Bodensubstrat und anderem Grobmaterial befreit. Die Tiere und das restliche Feinmaterial wurden in Behälter mit Ethanol überführt und im Labor so genau wie möglich bestimmt. Die Bestimmungstiefe orientiert sich dabei an den Mindestanforderungen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland (operationelle Taxaliste PERLODES). Zur Vergleichbarkeit der Ergebnisse wurden die Dichten der gefundenen Tiere auf eine Fläche von einem Quadratmeter umgerechnet.

**Biomasseabschätzung**

Neben der Dichteerfassung der einzelnen Taxa wurde auch eine Biomasseabschätzung durchgeführt. Die Biomasse wurde dabei aus den bereits erhobenen Individuendichten und den vorab bestimmten Gewichten typischer Individuen der einzelnen Arten berechnet. Neben der Übernahme von Literaturwerten wurde dafür 2015 ein repräsentativer Teil an Organismen der verschiedenen Taxa vermessen und/oder gewogen und die mittlere Größe bzw. das mittlere Trockengewicht bestimmt. Häufige Arten, die in einem variablen Größenspektrum vorkommen, wurden bei der Bestimmung im Labor in Größenklassen eingeteilt. Jede dieser Größenklassen bekam für die Biomasseabschätzung ein Gewicht zugeordnet. Wenn für bestimmte Arten keine selbst ermittelten Gewichte oder Literaturwerte vorhanden waren, wurden Gewichte von Arten mit vergleichbaren Biomassen übernommen. Anhand dieser Daten konnte das Gewicht der Taxa in den Proben abgeschätzt werden. Für einzelne, seltene Arten, wie beispielsweise Großkrebse, konnten keine Daten ermittelt werden. Diese stellten aber

meist nur einen geringen Anteil der Biomasse des Makrozoobenthos im Bodensee dar. Für *Dreissena polymorpha* hat zu Beginn der Untersuchungen noch keine Einteilung in verschiedene Größenklassen stattgefunden, diese hat erst im Herbst 2010 begonnen. Um dennoch die Biomasse der eingewanderten Muscheln darstellen zu können, wurde eine durchschnittliches Trockengewicht von 6 mg pro Muschel (ohne Schale) angenommen, das entspricht einer Größe von ca. 10 mm. Der Wert wurde gewählt, da er vergleichbar mit der durchschnittlichen Muschelgröße in den späteren Untersuchungsjahren ist.

## 2.2 Überblicksmonitoring

### Regelmäßiges Überblicksmonitoring von 2009 bis 2022

Das Überblicksmonitoring (qualitative Probenahme) wurde von 2009 bis 2021 halbjährlich durchgeführt, seit 2022 wurde der Turnus im Rahmen der Neukonzeption des Bodensee-Monitorings auf einmal im Jahr (Herbst/Winter) reduziert. Somit findet halbjährlich eine der beiden Untersuchungskampagnen (flächenbezogen/qualitativ) statt.

Zu Beginn (2004-2009) wurde nur gezielt nach einzelnen Neozoen-Arten gesucht, seit 2010 wurden alle weiteren Neozoen und auch sämtliche Amphipoden-Arten des Bodensees in dieses Monitoring integriert. Bei der gezielten Suche wurden mehrere Probestellen in ca. 10 km Abstand nach allen Fokusarten abgesucht. Die Dichten wurden in Häufigkeitsklassen abgeschätzt (Tab. 2-2). Neben den bereits definierten Zielarten wurde zusätzlich auch gezielt nach Arten gesucht, deren Einschleppung in den Bodensee in näherer Zukunft vermutet wurde (z. B. *Hemimysis anomala*, *Chelicorophium* spp., *Jaera istri*).

Die erfassten Daten werden als räumlich-zeitliches Raster in den Verbreitungskarten (bezogen auf bewatbare Flachwasserbereiche) dargestellt. Wegen der großen Uferlänge des Bodensees (273 km) können einzelne Neozoen-Vorkommen übersehen worden sein, auch können mit einer zweimal jährlichen Probenahme zeitliche Schwankungen im Vorkommen verschiedener Taxa nicht adäquat erfasst werden. Um diese methodisch bedingten Ungenauigkeiten auszugleichen, wurden für die Karten der Artportraits in Kapitel 7 *Steckbriefe Neozoen* die Daten der letzten drei Untersuchungsjahre zusammengefasst bzw. auch einzelne Fundmeldungen berücksichtigt.

Tabelle 2-2:  
Häufigkeitsklassen des  
Überblicksmonitorings.

Häufigkeitsklasse	Geschätzte Individuen/m <sup>2</sup>	Bezeichnung
-	0	Kein Fund
I	1-9	Einzelfund
II	10-20	Selten
III	21-50	Spärlich
IV	51-200	Mittelhäufig
V	201-500	Häufig
VI	501-1000	Sehr häufig
VII	> 1000	Massenhaft

## 2.3 Großkrebsmonitoring

### Ausschließlich Funde des Kamberkrebses

Von 2014 bis 2017 wurde zusätzlich zum Überblicks- und flächenbezogenen Monitoring ein Großkrebsmonitoring durchgeführt. Anlass waren neben dem zuvor noch nicht abgeschätzten Vorkommen des Kamberkrebses (*Faxonius limosus*) und des Galizischen Sumpfkrebsses (*Pontastacus leptodactylus*) die Einzelfunde von Signalkrebsen (*Pacifastacus leniusculus*) und die Frage nach der weiteren Ausbreitung dieser invasiven Art. Aufgrund ihrer Größe werden Großkrebse bei herkömmlichen Benthos-Untersuchungen nicht systematisch genug erfasst. Daher wurden Kunstsubstrate zum Anlocken der Krebse ausgebracht. Im Einzelnen wurden an 17 ausgewählten Stellen im Herbst jeweils sechs Deckungsstrukturen in Form von Dachziegeln in zwei verschiedenen Tiefen exponiert. Hierzu waren Tauchereinsätze nötig. Nach vier bis fünf Wochen wurden die Krebse unter den Ziegeln abgelesen, bestimmt (Art und Geschlecht), gezählt und vermessen. Die Ziegel wurden nach jeder Kampagne wieder aus dem See entfernt. Die Kunstsubstrate wurden jeweils noch während der Aktivitätsphase der Krebse exponiert und während ihrer winterlichen Ruhephase untersucht. Zusätzlich zu den damals zehn Makrozoobenthos-Dauerbeobachtungsstellen wurden sieben weitere Großkrebs-Stellen ausgewählt: Allensbach, Ludwigshafen, Unteruhldingen, Lochau, Gaissau, Rorschach-Staad und Goldach.

Abbildung 2-2:  
Im Rahmen des Großkrebsmonitorings im Bodensee ausgebrachte Kunstsubstrate (Dachziegel).  
Links: Bereits länger exponierter, von Krebsen als Unterschlupf genutzter Ziegel.  
Rechts: Fangen der unter dem Ziegel angesammelten Krebse mit Taucher.



## 2.4 Hafenmonitoring

### Keine Funde der Quagga-Muschel im Rahmen des Hafenmonitorings

Eine weitere zeitlich begrenzte Untersuchung wurde von Herbst 2014 bis Frühjahr 2016 zur Erfassung einer möglichen Einschleppung der Quagga-Muschel durchgeführt. Als wahrscheinlichster Einschleppungsweg wurden Wanderboote vermutet. Daher wurden zwölf ausgewählte Häfen (Radolfzell, Überlingen, Sipplingen, Friedrichshafen, Langenargen, Lindau, Bregenz, Hard, Romanshorn und Kreuzlingen) halbjährig gezielt auf Quagga-Muscheln untersucht. Diese Methode sollte dem frühzeitigen Erkennen eines Eindringens dienen und damit eine mögliche Vorwarnzeit für betroffene Stellen wie Wasserversorger bieten. Nachdem im Rahmen des Hafenmonitorings keine Individuen der Quagga-Muschel nachgewiesen werden konnten und 2016 der Nachweis der Art in Wallhausen durch Taucher gelang, wurde das Hafenmonitoring wieder eingestellt.

# 3 Ergebnisse Makrozoobenthos

In diesem Bericht werden die in den vergangenen Berichten und Aktennotizen behandelten Informationen (2009–2015; REY et al., 2005; WERNER et al., 2016) um die aktuelleren Daten bis 2022 ergänzt und auch mit den früheren Untersuchungen (2004–2008) verglichen. Die in den Grafiken dargestellten, über den gesamten See gemittelten Werte setzen sich aus den Daten der zu den jeweiligen Zeitpunkten beprobten Stellen zusammen (siehe Kapitel 9 Anhang, Tab. 9-2).

## 3.1 Besiedlungsdichte & Zusammensetzung

**Individuendichte des Makrozoobenthos im Bodensee nimmt seit 2014 ab**

Die Individuendichten des Makrozoobenthos (MZB) im Bodensee (heimische Arten und Neozoen) waren innerhalb der letzten 19 Jahre deutlichen Schwankungen unterworfen. Trotz des zunehmenden Einflusses von Neozoen und deren Massenvorkommen ist seit Herbst 2014 bei den Gesamt-Individuendichten ein insgesamt abnehmender Trend in den bewatbaren Flachwasserbereichen zu erkennen (Abb. 3-1).

**Muscheln, Zweiflügler und Flohkrebse dominieren die Lebensgemeinschaft**

Die aktuell im Bodensee individuenreichste Großgruppe sind Bivalvia (Muscheln) mit einem Anteil an der Individuendichte von über 50 % der Gesamtbesiedlung. Diese werden überwiegend durch die Quagga-Muschel *Dreissena rostriformis* repräsentiert. Weitere Großgruppen, die in den letzten Jahren hohe Dichten erzielten, waren Diptera (Zweiflügler, hauptsächlich Chironomidae) und Crustacea (vor allem Flohkrebse). Bis zum Jahr 2015 waren auch Ephemeroptera ( Eintagsfliegen) noch sehr häufig. Allerdings ist insgesamt ein Rückgang bei den Wasserinsekten über die letzten Jahre zu erkennen (siehe Kapitel 3.2 *Angestammte Arten*). Auch die Dichte der Gastropoda (Schnecken) hat im Laufe der Jahre abgenommen. Bei den Dichten der Bivalvia sieht man teilweise starke Schwankungen zwischen den Jahreszeiten. Diese können vor 2017 (invasive Verbreitung der Quagga-Muschel) in erster Linie durch die saisonale Prädation der Dreikantmuschel durch Wasservögel im Winterhalbjahr erklärt werden (WERNER & MÖRTL, 2004). Im gesamten Betrachtungszeitraum werden Besiedlungsunterschiede bei allen mehr oder weniger sessilen Arten auch durch Wasserstands-Schwankungen verursacht. Durch einen schnellen Anstieg des Wasserstandes vor einer Probenahme beispielsweise sind Flächen, die mit sessilen Organismen besiedelt sind, nicht mehr wattend erreichbar.

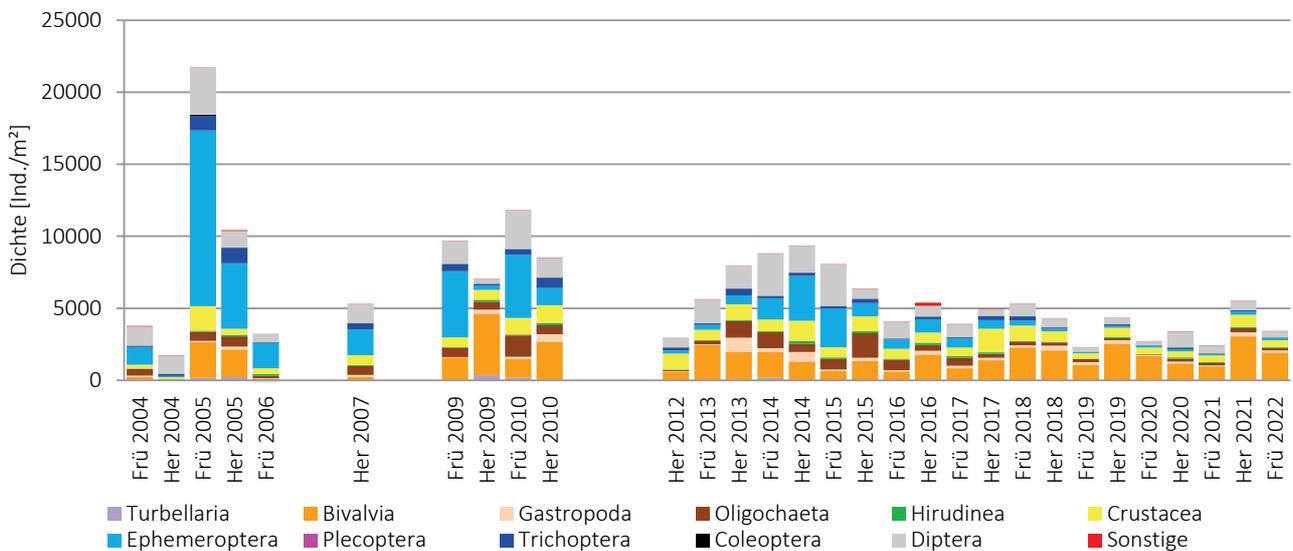


Abbildung 3-1: Großgruppen des Makrozoobenthos im Bodensee von 2004–2022 (heimische Arten und Neozoen). Über alle zum abgebildeten Zeitpunkt untersuchten Probestellen gemittelte Dichten des flächenbezogenen Monitorings.

Bei der seeweiten Betrachtung der Besiedlung spielen aber auch weitere Faktoren eine entscheidende Rolle. Vor allem der Rückgang der Insekten ist wahrscheinlich multifaktoriell bedingt und kann auch mit Veränderungen der Rahmenbedingungen im aquatischen Umfeld innerhalb der letzten 10–15 Jahre begründet werden. Mögliche Wirkfaktoren, die auch bei anderen biologischen Komponenten diskutiert werden sind unter anderem:

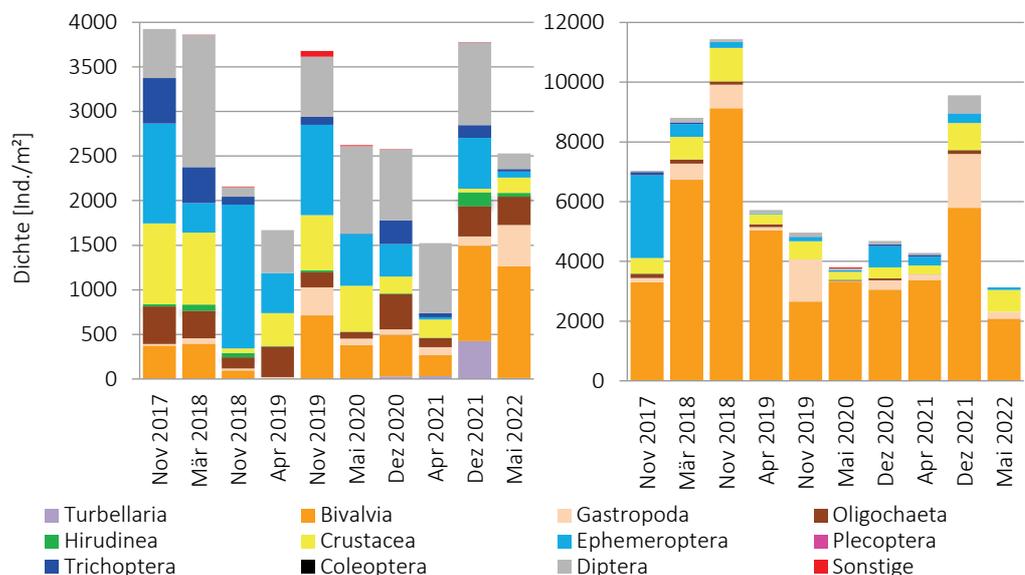
- Der durch Klimawandel bedingte und beschleunigte Anstieg der Wassertemperaturen,
- der am Land bereits nachgewiesene starke und generelle Insektenrückgang,
- die Prädation durch aquatische wirbellose Neozoen (z.B. *Dikerogammarus*),
- die Prädation durch die seit 2012 invasive Ausbreitung von Stichlingen im Pelagial (bei einer Verdichtung der Nesterzahl im Litoral).

Umgekehrt könnten aber auch biologisch bedingte Veränderungen der besiedelbaren Substrate (z.B. Zunahme der von der Quagga-Muschel besiedelten Flächen (KARATAYEV & BURLAKOVA, 2022; SPAAK, 2023)) und die Erweiterung der Makrophytensäume durch zunehmende Wassertransparenz (pers. Mitt. Schmieder) einen gegensteuernden Effekt hervorrufen.

**Artzusammensetzung unterscheidet sich zwischen den Probestellen stark**

Aus den über alle Probestellen gemittelten Besiedlungsdaten (Abb. 3-1) können nur bedingt Rückschlüsse auf die tatsächliche Großgruppen- und Artzusammensetzung bzw. deren Verbreitung geschlossen werden. Jede Probestelle zeigt ein spezifisches Artenspektrum, bedingt durch ihre Lage im See, den Energieeintrag an dieser Stelle, den dort vorliegenden Ufertyp, den morphologischen Zustand (natürliches oder verbautes/verändertes Ufer) und das daraus resultierende Habitat-Angebot. Daher kommen einzelne Arten an manchen Stellen vermehrt und an anderen überhaupt nicht vor. Eine unterschiedliche Zusammensetzung des MZB an einzelnen Probestellen im Laufe der Zeit kann somit auch durch Veränderungen in den Substrateigenschaften und damit dem Angebot an Mikrohabitaten begründet sein, die von den einzelnen Gruppen mehr oder weniger gut besiedelt werden können. In Berlingen im Untersee beispielsweise waren die Individuendichten insgesamt geringer als an anderen Stellen (z.B. Wallhausen, vgl. Abb. 3-2), allerdings traten dort die Großgruppen in größerer Variation auf. Während in Berlingen auch Ephemeroptera, Trichoptera und Diptera vermehrt vorkamen, dominierten in Wallhausen fast ausschließlich Bivalvia und Crustacea.

Abbildung 3-2: Großgruppen des Makrozoobenthos in Berlingen (links, max. y-Achse = 4000) und in Wallhausen (rechts, max. y-Achse = 12000) von 2017 bis 2022. Daten des flächenbezogenen Monitorings.



Die beiden Stellen unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Habitatvielfalt deutlich voneinander. In Berlingen gibt es neben Lückenraum zwischen den Steinen, welcher unter anderem für Insekten einen guten Unterschlupf bietet, auch Wasserpflanzen wie Characeen und Weichboden. Wallhausen hingegen bietet eine geringere Habitatvielfalt. Von dem dort vorkommenden, zu Mergel zerriebenen Sandstein, wird zum Beispiel der Lückenraum zwischen Steinen zugesetzt, sodass dieser nicht mehr als Habitat zur Verfügung steht.

### 3.2 Angestammte Arten

**Individuendichte angestammter Arten nimmt seit 2015 ab**

Die angestammten MZB-Arten im Bodensee werden vor allem durch Insekten (hauptsächlich Ephemeroptera und Diptera) vertreten. Bei diesen ist innerhalb der letzten Jahre der von allen Großgruppen deutlichste Rückgang zu verzeichnen (Abb. 3-3). Nach dem Frühjahr 2015 hat ein rapider Einbruch der Individuendichten stattgefunden, der vor allem die Eintagsfliegen betraf. Sie werden im Bodensee hauptsächlich durch *Caenis* sp., *Cloeon* sp. und *Ephemera danica* repräsentiert. Weitaus seltener treten strömungsaffine Arten wie *Baetis* spp. und Heptageniiden auf, die wahrscheinlich hauptsächlich über Zuflüsse in den Bodensee gelangen. Die Individuendichten der Dipteren gingen zunächst ebenfalls deutlich zurück, haben sich danach aber wieder auf niedrigerem Niveau stabilisiert. Mittlerweile werden sie allerdings fast ausschließlich durch Chironomiden (Zuckmücken) repräsentiert. Ein Rückgang ist auch bei den Oligochaeta zu beobachten. Trichoptera, Plecoptera und Coleoptera traten schon seit Beginn des Monitorings in geringeren Dichten auf als die anderen Insektenordnungen. Bezüglich ihrer Entwicklung lässt sich nur ablesen, dass in den vergangenen drei Jahren tendenziell weniger Köcherfliegen gefunden wurden als in den Jahren zuvor. Zu Beginn der Untersuchungen noch an allen Probestellen nachgewiesen, sind sie mittlerweile eher selten und in größeren Dichten fast ausschließlich im strömenden Seeabfluss bei Hemishofen anzutreffen. Die auffallend hohen unter „Sonstige“ subsummierten Taxa im Jahr 2016 sind einer hohen Dichte der Wanze *Micronecta* sp. in Radolfzell geschuldet (2800 Ind./m<sup>2</sup>).

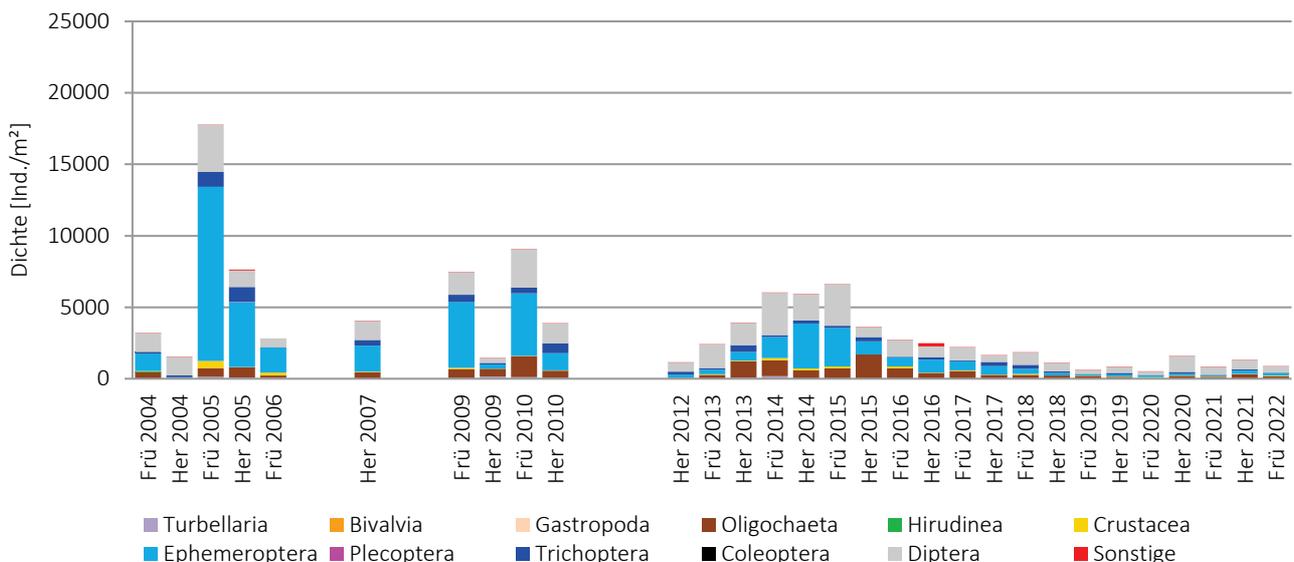


Abbildung 3-3: Großgruppen der angestammten Arten des Makrozoobenthos im Bodensee von 2004–2022. Über alle zum abgebildeten Zeitpunkt untersuchten Probestellen gemittelte Dichten des flächenbezogenen Monitorings.

### 3.3 Taxazahlen

Die durchschnittlichen Taxazahlen im Makrozoobenthos des Bodensees zeigen über die letzten Jahre (Herbst 2012 bis Herbst 2021) insgesamt eine nur leicht abnehmende Tendenz (Abb. 3-4). Ein Rückgang der Taxa ist von 2009 bis 2022 wie auch bei den Besiedlungsdichten hauptsächlich bei den Ephemeroptera (hellblau) und Trichoptera (dunkelblau) zu beobachten. Dabei sind diese Taxa möglicherweise nicht bodenseeweit verschwunden, sondern konnten nur in den einzelnen Proben nicht mehr nachgewiesen werden. Der Einfluss der zwölf seit 2004 dazugekommenen neozoischen Arten kompensiert dabei die Zahl der nicht mehr nachgewiesenen heimischen Taxa. Bei den Taxazahlen lässt sich auch die jährliche Saisonalität (Flugzeiten der Wasserinsekten) nicht klar erkennen. Dennoch bleibt eine zweifache Probenahme im Jahr sinnvoll, da sonst einige hemilimnische Insekten nicht mehr nachgewiesen werden können.

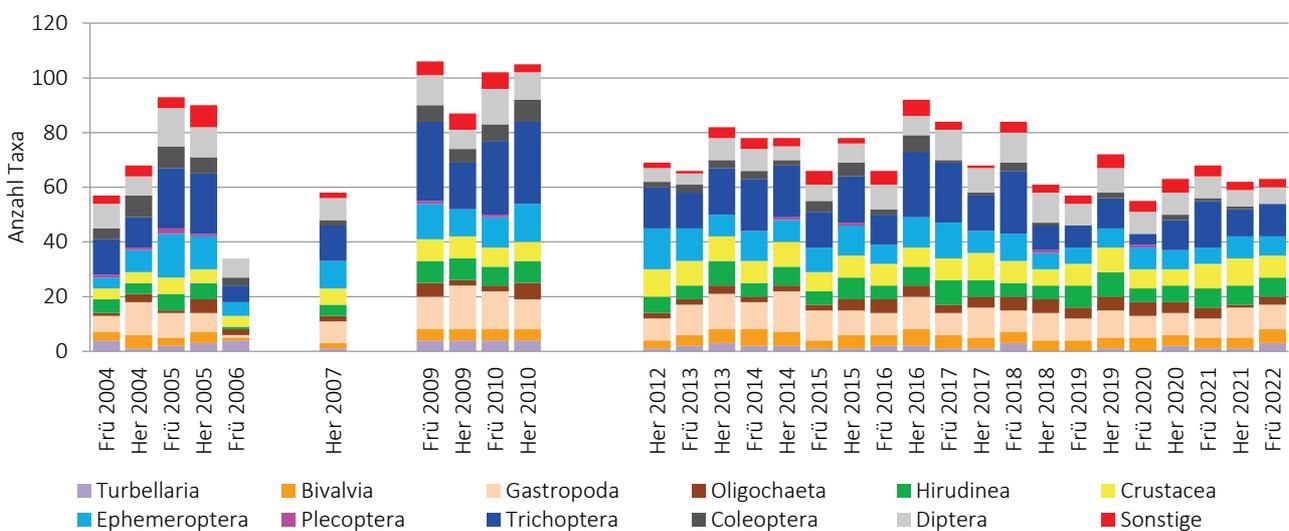


Abbildung 3-4: Anzahl Makrozoobenthos Taxa nach Großgruppen im Bodensee von 2004–2022. Daten der flächenbezogenen Probenahme, Gesamttaxa aller zu den jeweiligen Zeitpunkten beprobten Stellen.

### 3.4 Rote Liste-Arten

Seit Beginn der flächenbezogenen Untersuchungen konnten im Bodensee mehrere Arten festgestellt werden, die aktuell in den Roten Listen von Deutschland (Baden-Württemberg und Bayern), der Schweiz und Österreich (Vorarlberg) aufgeführt sind (ADAM, 2003; MAIER, 2005; HUNGER & SCHIEL, 2006; RAAB et al., 2006; REISCHÜTZ & REISCHÜTZ, 2007; ARBEITSGRUPPE MOLLUSKEN BW, 2008; MALICKY, 2009; LUBINI et al. 2012; RÜETSCHI et al., 2012; WEICHELBAUMER, 2013; LFU, 2018; LFU, 2021; MONNERAT et al., 2021; LFU, 2022; LFU, 2023). Für einige Großgruppen waren keine aktuellen Roten Listen der einzelnen Bundesländer (BW, BY & VA) vorhanden, daher wurde die Gefährdungstufe aus der jeweiligen Bundesliste entnommen.

Einige der auf den Roten Listen vorkommenden Arten konnten über die ganzen Programmjahre hinweg im Bodensee nachgewiesen werden, andere nur in einzelnen Jahren, hierzu zählen auch mehrere vom Aussterben bedrohte Arten. *Unio crassus* (Großmuschel), *Gyraulus acronicus* (Schnecke) und *Choroterpes picteti* (Eintagsfliege) wurden dabei nur in den ersten Untersuchungsjahren gefunden, seit 2016 allerdings nicht mehr. Insgesamt ist vor allem bei den Schnecken ein Rückgang der gefährdeten Arten in den letzten Jahren zu verzeichnen. Nur sechs von elf in der Anfangsperiode

(2009–2014) vorkommende Arten konnten auch im Zeitraum 2016–2022 noch nachgewiesen werden.

Auf der anderen Seite konnten auch mehrere Arten der Roten Liste in den letzten Jahren vermehrt im Bodensee gefunden werden, vor allem bei den Trichoptera (Köcherfliegen). Auffällig sind dabei besonders die Funde von *Brachycentrus subnubilus*. Diese Köcherfliege galt in der Schweiz als ausgestorben. Seit 2013 wurde sie allerdings in mehreren Fließgewässern wiederentdeckt, darunter auch in der Thur und in der Aare (LUBINI, 2018; HESSELSCHWERDT et al., 2023). Ebenfalls seit 2016 neu aufgetreten sind *Hydropsyche exocellata*, *Hydropsyche cf. pellucidula*, *Hydropsyche incognita*, *Setodes puntatus*, *Silo piceus* und *Mesophylax impuctatus*. Die in Baden-Württemberg vom Aussterben bedrohte *Cyrnus crenaticornis* kam seit 2016 in vielfach höheren Dichten vor als noch zu Beginn des Monitorings. Dies war einem Massenvorkommen in Radolfzell im Jahr 2019 geschuldet. Danach konnten an keiner Stelle erneut Individuen nachgewiesen werden. Auch die in der Schweiz als ausgestorben geltende Steinfliege (Plecoptera) *Taeniopteryx schoenemundi*, deren letzter Nachweis in der Schweiz im Jahr 1961 erfolgte, konnte im Bodensee nachgewiesen werden. Die Funde erfolgten allerdings ausschließlich auf der deutschen Uferseite in Langenargen. Der Gefährdungstatus und die maximal im Bodensee erreichte Dichte der einzelnen Rote Liste-Arten ist in Tabelle 3-1 aufgeführt.

Tabelle 3-1: Rote Liste-Status und maximale Individuendichten [Ind./m<sup>2</sup>] der Rote Liste-Arten im Bodensee. Legende der Abkürzungen von Bayern (BY) und Baden-Württemberg (BW): 0=ausgestorben/verschollen, 1=vom Aussterben bedroht, 2=stark gefährdet, 3=gefährdet, G=Gefährdung unbekanntes Ausmaßes, R=extrem selten, V=Vorwarnliste. Abkürzungen Schweiz (CH) und Vorarlberg (VA): RE=ausgestorben, CR=vom Aussterben bedroht, EN=stark gefährdet, VU=verletzlich, NT=potentiell gefährdet. Grau hinterlegt: Rückgriff auf Bundesliste bei fehlender Landesliste. Daten des flächenbezogenen Monitorings, Literatur siehe Textteil.

Taxon	Rote Liste-Status				Maximale Individuen pro m <sup>2</sup>		
	BW	BY	CH	VA	2004–2009	2010–2015	2016–2022
<b>Bivalvia</b>							
<i>Musculinum lacustre</i>	V	3			0	3	4
<i>Pisidium amnicum</i>	2	2		VU	2	8	56
<i>Pisidium cf. henslowanum</i>	V				119	53	12
<i>Pisidium moitessierianum</i>	3				0	4	0
<i>Pisidium cf. supinum</i>	V				0	0	4
<i>Sphaerium corneum</i>		V			20	33	4
<i>Unio crassus</i>	1	1	CR		3	0	0
<b>Gastropoda</b>							
<i>Acroloxus lacustris</i>	3	G		NT	0	7	0
<i>Bathyomphalus contortus</i>				VU	60	26	12
<i>Radix auricularia</i>	V	G			5	76	0
<i>Physa fontinalis</i>	3	V	VU	VU	35	8	0
<i>Anisus vortex</i>	V	G	VU		10	4	0
<i>Gyraulus acronicus</i>	2	1	EN	VU	7	8	0
<i>Gyraulus albus</i>		V		NT	11	17	16
<i>Hippeutis complanatus</i>	3	3		VU	20	26	24
<i>Planorbis carinatus</i>	3	V			95	241	68
<i>Segmentina nitida</i>	2	2	VU	VU	6	0	0
<i>Valvata piscinalis</i>	V	3			8	4	8
<i>Valvata cristata</i>	V	G			11	23	4
<b>Ephemeroptera</b>							
<i>Ephemerella notata</i>	3	3	CR		0	0	4
<i>Rhithrogena cf. beskidensis</i>	3		VU		0	8	0
<i>Baetis vardarensis</i>				EN	28	0	0
<i>Caenis lactea</i>	V	G	VU	EN	122	340	52
<i>Caenis beskidensis</i>	V		VU		0	320	0

Taxon	Rote Liste-Status				Maximale Individuen pro m <sup>2</sup>		
	BW	BY	CH	VA	2004–2009	2010–2015	2016–2022
<i>Caenis pusilla</i>	1				3275	977	48
<i>Caenis rivulorum</i>		3	EN	EN	99	40	0
<i>Caenis robusta</i>			NT	EN	290	84	288
<i>Choroterpes picteti</i>	1	3	EN	EN	5	0	0
<i>Ecdyonurus dispar</i>			VU	NT	10	0	0
<i>Habrophlebia fusca</i>			CR		0	0	4
<i>Potamanthus luteus</i>	3		NT		6	216	176
<i>Proclleon bifidum</i>			EN	EN	0	48	12
<i>Siphonurus lacustris</i>	V		NT		8	0	0
<b>Plecoptera</b>							
<i>Taeniopteryx schoenemundi</i>			RE		0	4	4
<b>Odonata</b>							
<i>Gomphus simillimus</i>	R		EN		0	0	8
<i>Onychogomphus forcipatus</i>		V		VU	0	12	8
<b>Trichoptera</b>							
<i>Agapetus ochripes</i>				VU	22	0	0
<i>Anabolia nervosa</i>				EN	5	24	8
<i>Athripsodes cinereus</i>				VU	792	336	236
<i>Brachycentrus subnubilis</i>	2		RE		0	8	4
<i>Ceraclea annulicornis</i>	2		VU	VU	310	92	4
<i>Ceraclea dissimilis</i>				VU	45	33	4
<i>Chaeopteryx villosa/fusca</i>				VU	0	4	0
<i>Cheumatopsyche lepida</i>				VU	300	594	12
<i>Goera pilosa</i>				VU	10	20	24
<i>Hydropsyche angustipennis</i>				VU	0	8	0
<i>Hydropsyche exocellata</i>			EN		0	0	4
<i>Hydropsyche cf. guttata</i>	1	V	EN	VU	0	4	0
<i>Hydropsyche incognita</i>				VU	0	0	128
<i>Hydropsyche cf. pellucidula</i>				VU	0	0	8
<i>Hydropsyche siltalai</i>				EN	13	0	4
<i>Lepidostoma basale</i>			VU	VU	0	16	0
<i>Lepidostoma hirtum</i>				VU	15	13	16
<i>Leptocerus tineiformis</i>		V		VU	0	4	0
<i>Lype reducta</i>			NT	EN	7	4	0
<i>Oecetis notata</i>		V		VU	0	20	8
<i>Oecetis testacea</i>	2	V		VU	6	7	4
<i>Odontocerum albicorne</i>				VU	3	0	0
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>				VU	878	116	12
<i>Psychomyia pusilla</i>				VU	672	145	188
<i>Sericostoma flavicorne</i>			NT	VU	3	0	28
<i>Setodes punctatus</i>	1	2		EN	0	0	8
<i>Silo nigricornis</i>				VU	0	3	0
<i>Silo cf. pallipes</i>				VU	0	3	0
<i>Silo piceus</i>			VU	VU	0	0	8
<i>Mesophylax impunctatus</i>	2	2			0	0	8
<i>Molanna angustata</i>	3				270	13	24
<i>Cyrnus crenaticornis</i>	1	V	NT	NT	0	8	296
<i>Cyrnus trimaculatus</i>				VU	8	8	88
<i>Tinodes unicolor</i>		2		VU	8	73	0

# 4 Ergebnisse neozoisches Makrozoobenthos

Im Bodensee haben sich bereits über 20 gebietsfremde wirbellose Arten etabliert. Einige davon bereits vor Beginn der regelmäßigen Neozoen-Untersuchungen 2004.

## 4.1 Individuendichte

Bei den invasiven neozoischen Makroinvertebraten waren im Laufe des Programms Phasen der Ansiedlung, der lokalen oder seeweiten Massenentwicklungen und teilweise schon eines Rückgangs erkennbar (siehe Kapitel 5 *Entwicklung Neozoen-Arten*). Schon alleine dadurch kam es zu starken lokalen, teilweise aber auch seeweiten Schwankungen der Besiedlungsdichten (Abb. 4-1). Bei den Neozoen im Bodensee ist im Gegensatz zu den heimischen Arten insgesamt kein Rückgang der Individuendichten erkennbar. Im Gegensatz zu den hemilimnischen Insekten sind die neozoischen Taxa durchgehend im See (hololimnisch), können sich saisonal aber auch in verschiedenen Habitaten bzw. Wassertiefen aufhalten. Zumindest die Dichten von *Dreissena polymorpha* wurden im Jahresverlauf von Muschel-fressenden Wasservögeln gesteuert.

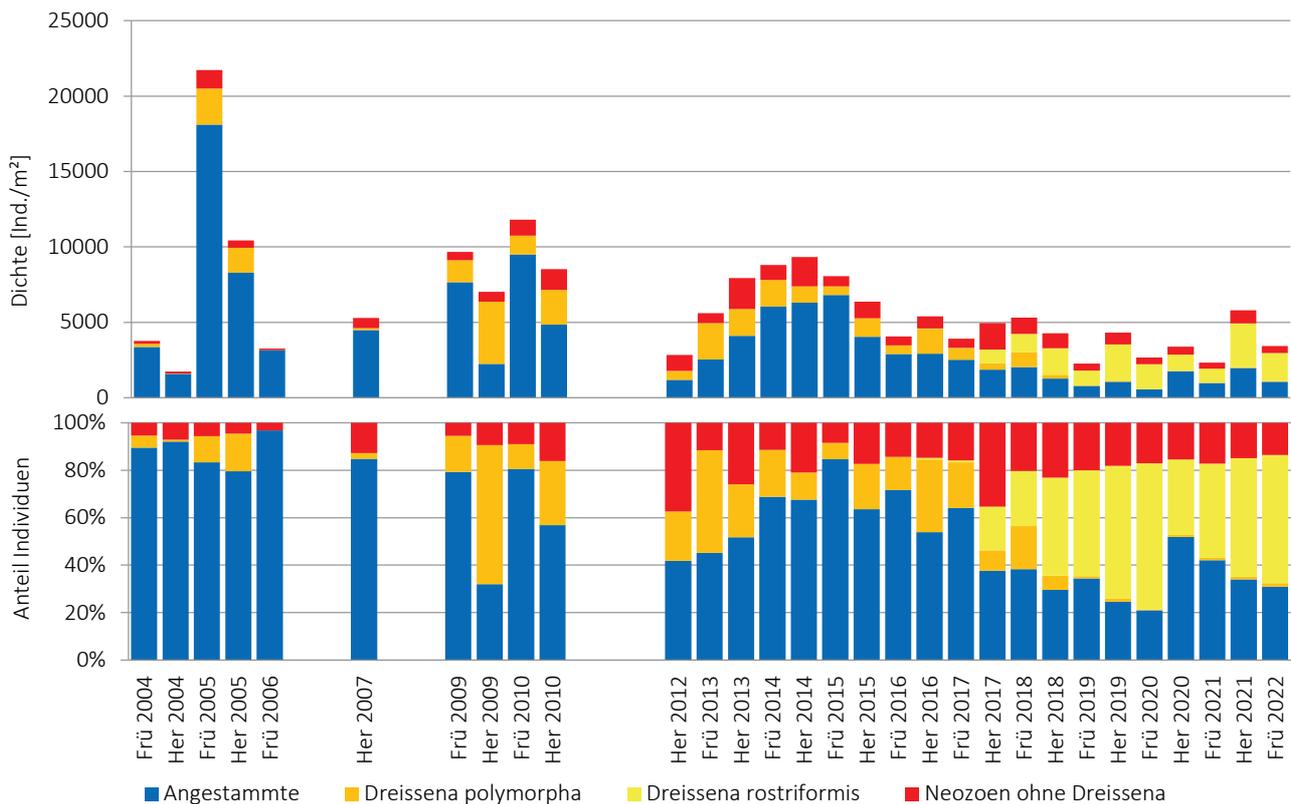


Abbildung 4-1: Entwicklung der angestammten Arten, Neozoen und separat davon der Dreisseniden im Bodensee von 2004–2022. Durchschnittliche Individuendichte pro m<sup>2</sup> (oben) und Anteile an den Gesamtindividuen (unten). Über alle zum abgebildeten Zeitpunkt untersuchten Probestellen gemittelte Dichten des flächenbezogenen Monitorings.

### Quagga-Muschel löst Dreikantmuschel ab

Die Entwicklung der Besiedlungsdichten von *Dreissena polymorpha* (Dreikantmuschel) und *Dreissena rostriformis* (Quagga-Muschel) zeigt in besonderem Maße, wie stark sich auch Neozoen gegenseitig im Bestand beeinflussen können. Seit der ersten Erfassung von *D. rostriformis* im Jahr 2016 nimmt die Individuendichte von *D. polymorpha* im

Litoral konstant ab, bis hin zu Einzelfunden nach 2019. Die Entwicklung der beiden *Dreissena*-Arten wird in Kapitel 5.1 *Bivalvia – Muscheln* näher erläutert.

**Verdrängung  
heimischer Arten**

Dass Neozoen in entscheidendem Masse auch die Abundanz und Artenzahl heimischer Taxa beeinflussen, kann auch für den Bodensee als nachgewiesen gelten, vor allem, was den Einfluss von *Dikerogammarus villosus* angeht. Dieser verdrängte bzw. konsumierte schon bald nach seiner Einschleppung andere Flohkrebse und andere Makroinvertebraten im selben Habitat. Dies wird im Kapitel *Interaktionen zwischen Amphipoden* genauer erläutert.

**Verhältnis von  
Neozoen zu  
angestammten Arten**

Betrachtet man die Besiedlung auf Probestellenebene, dann waren die relativen Anteile von Neozoen zu angestammten Arten je nach Jahr und Probestelle sehr unterschiedlich (Abb. 4-2, Probenahmen Frühjahr). Während im Untersee und am nördlichen Ufer des Obersees meist die heimischen Arten dominierten, waren vor allem am südlichen Oberseeufer und im Überlingersee die Anteile an Neozoen deutlich größer. Die unterschiedlichen Anteile können unter anderem durch die Verfügbarkeit von Hartsubstrat entstehen. Einige Arten wie *D. villosus* oder *D. polymorpha*, die einen großen Anteil der neozoischen Individuen ausmachen, bewohnen vorwiegend Hartsubstrat. Wenn dieses an Standorten nicht vorkommt, kann es dort zu geringeren Dichten dieser Neozoen führen. An einigen Stellen (Wallhausen, Seerhein, Uttwil, Langenargen) hat vor allem im Jahr 2018 ein starker Einbruch des Anteils heimischer Arten stattgefunden. Im Frühjahr 2021 ist der Anteil heimischer Arten im Vergleich zum Vorjahr an den meisten Probestellen wieder leicht angestiegen, im Frühjahr 2022 hingegen war der Anteil von Neozoen an neun von zwölf Probestellen höher als 2021. Aus den vorliegenden Daten können keine Trends zur Entwicklung des Verhältnisses von angestammten Arten zu Neozoen in den letzten zehn Jahren hergeleitet werden.

**Neozoen-Arten  
unterscheiden sich je  
nach Probestelle**

Auch die Artzusammensetzung der Neozoenbesiedlung unterscheidet sich zwischen verschiedenen Probestellen. Die Dichte einzelner Arten kann auch innerhalb eines Jahres an derselben Stelle, wie beispielsweise bei *Limnomysis benedeni* in Hard oder *D. rostriformis* im Seerhein, auf das über Fünffache ansteigen, während andere Arten unverändert bleiben (Abb. 4-3). Diese Schwankungen können durch die oben angeführten Phasen der Ausbreitung, der Massenentwicklung und teilweise schon des Bestandsrückgangs auftreten und sind vor allem sichtbar bei *D. rostriformis*, die sich in den letzten Jahren stark vermehrt und *D. polymorpha* abgelöst hat. An einigen Stellen wie dem Seerhein oder in Hemishofen und Egg lief der Prozess der Verdrängung sehr rasch und vollständig ab, an verschiedenen Standorten im flacheren Untersee dauert er an und die Dreikantmuscheln sind (noch) nicht vollständig verschwunden. Ähnliche Beobachtungen wurden in den großen See der USA gemacht, wo *D. polymorpha* in flacheren Seen mit *D. rostriformis* koexistiert, wo hingegen sie in tieferen Seen von ihr vollständig verdrängt wurde (KARATAYEV & BURLAKOVA, 2022b).

**Lokale Massenvorkommen einzelner  
Neozoen**

An Stellen wie Hard oder Wasserburg konnten Massenvorkommen der Schwebegarnele *Limnomysis benedeni* nachgewiesen werden. Vermutlich kamen sie auch an anderen Stellen häufig vor, konnten aber mit der watenden Uferbeprobung nicht ausreichend erfasst werden (siehe auch Kapitel 5.5 *Mysida – Schwebegarnelen*). Eine weitere Art, die immer wieder lokale Massenvorkommen gezeigt hat, ist die Neuseeländische Zwergdeckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum*. Hohe Dichten dieser schon mehrere Jahrzehnte im Bodensee lebenden Art konnten allerdings nur in Wasserburg in den Jahren 2010, 2013 und 2014 nachgewiesen werden. Bei der Beurteilung der Daten aus dem Überblicksmonitoring wird im Kapitel 5 *Entwicklung Neozoen-Arten* näher auf die einzelnen Arten und deren geschätzte Häufigkeitsklassen rund um den See eingegangen und teilweise auch mit Daten aus dem flächenbezogenen Monitoring verglichen.

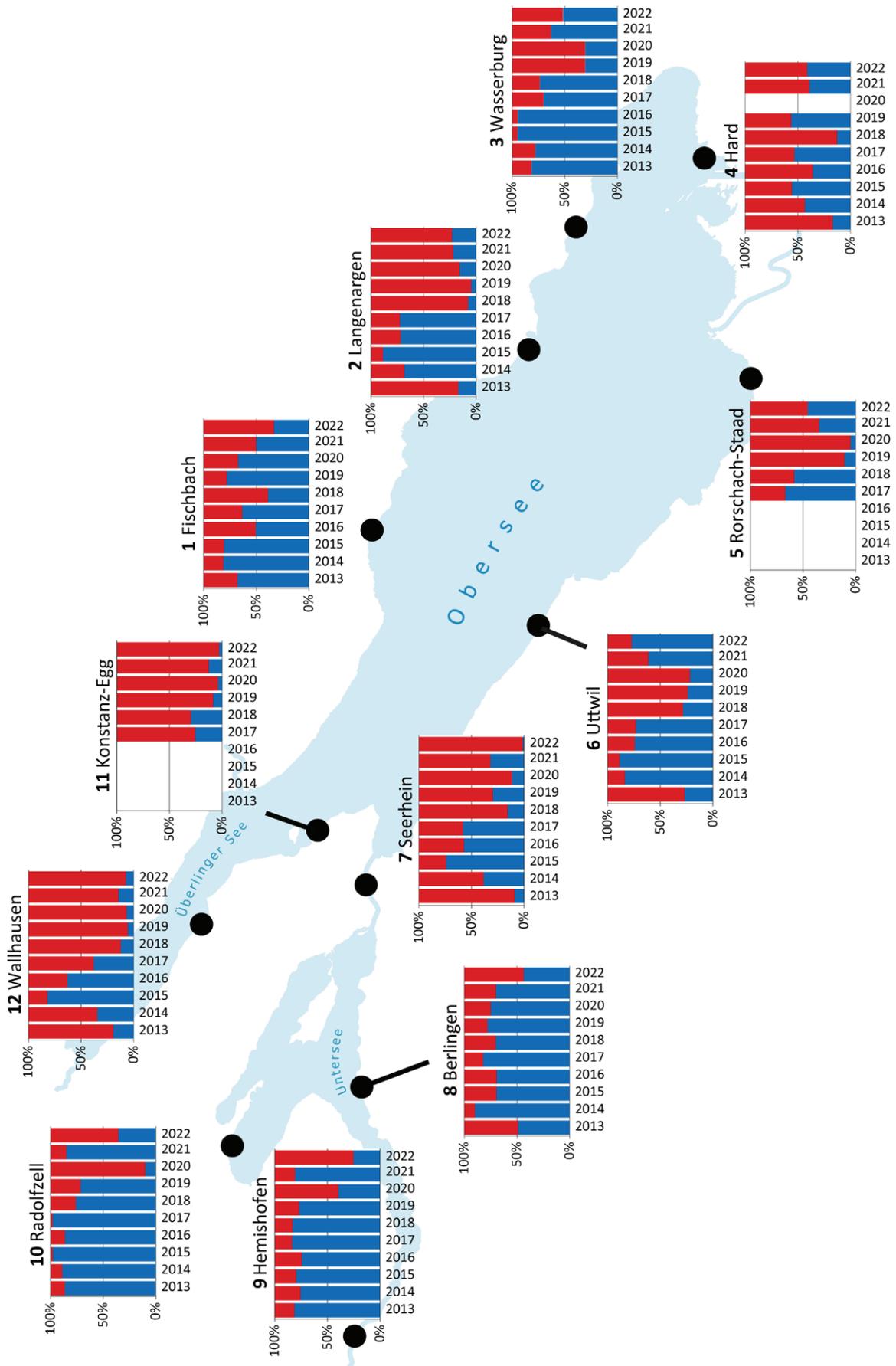
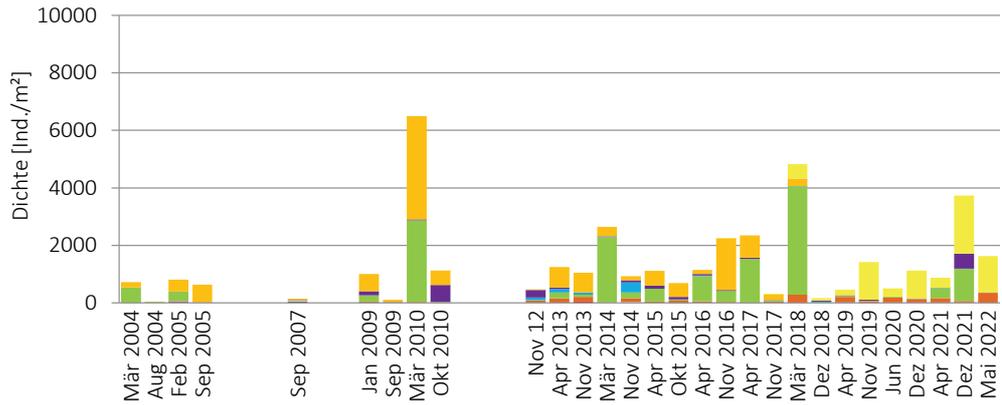
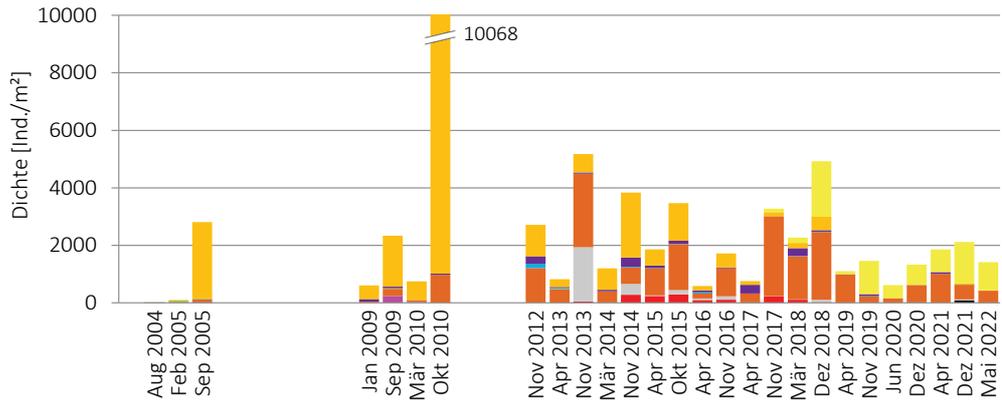


Abbildung 4-2: Anteile der Neozoen (rot) und der angestammten Arten (blau) an der Gesamtindividuumdichte der einzelnen Probestellen im Bodensee. Zeitraum 2013 bis 2022, Daten der flächenbezogenen Frühjahrs-Probenahme.

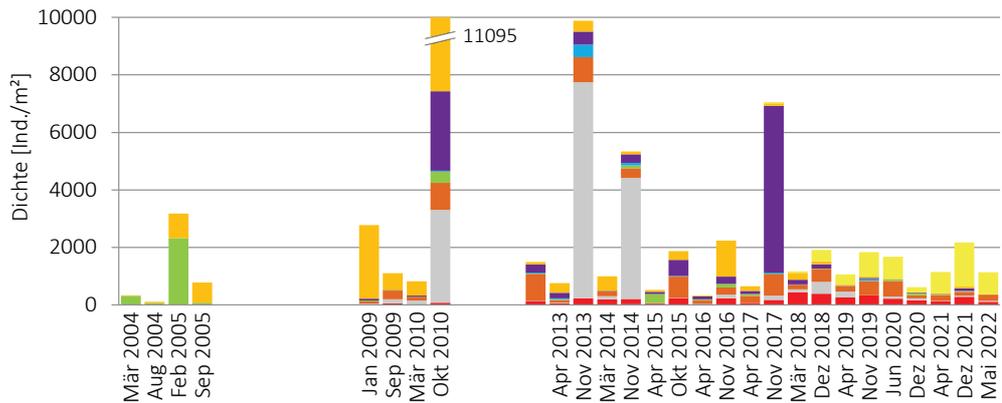
1 Fischbach



2 Langenargen



3 Wasserburg



4 Hard

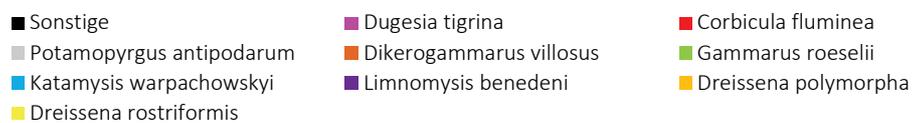
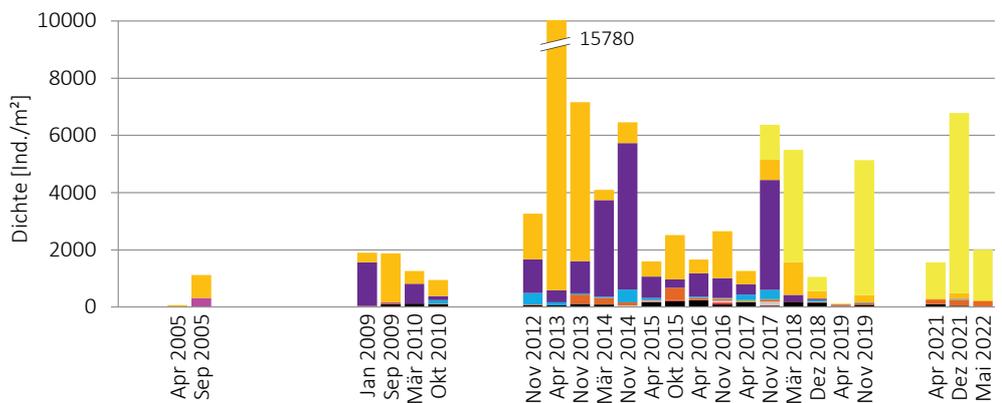
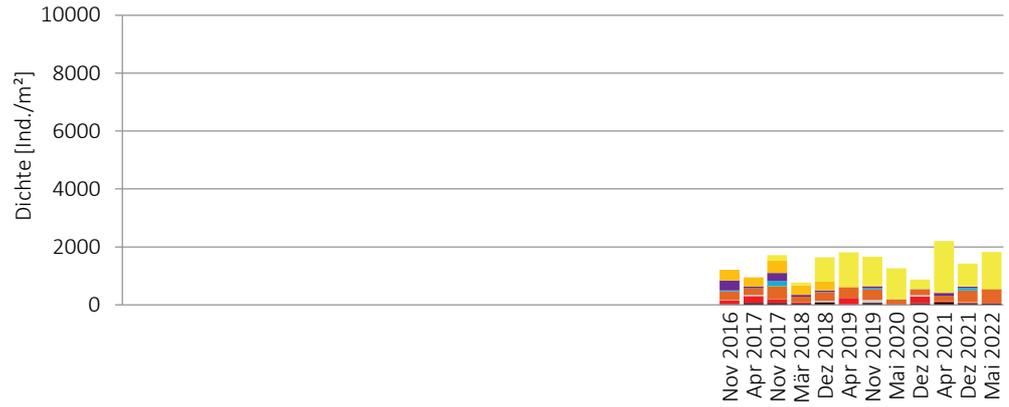
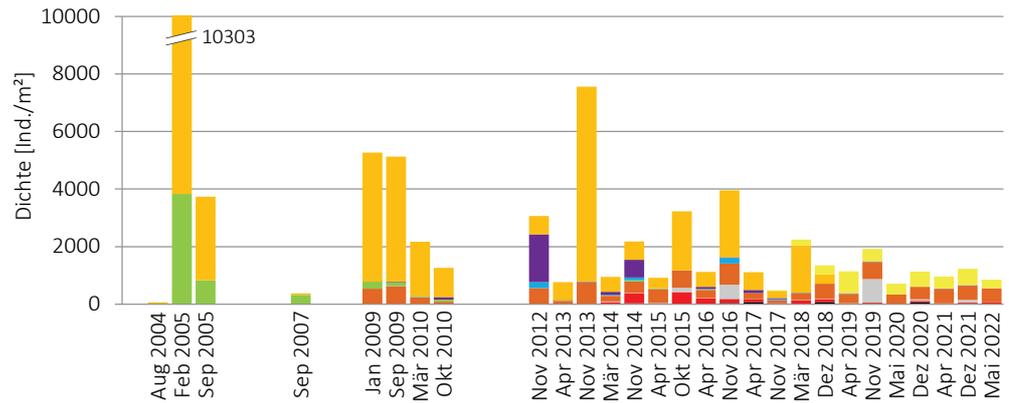


Abbildung 4-3a: Individuendichten ausgewählter wirbelloser Neozoen an den verschiedenen Probestellen im Bodensee (Individuen/m<sup>2</sup>). Zeitraum 2004 bis 2022, flächenbezogene Daten. Zahlen an den abgeschnittenen Balken stellen jeweils die Gesamtindividuumdichten aller Neozoen dar.

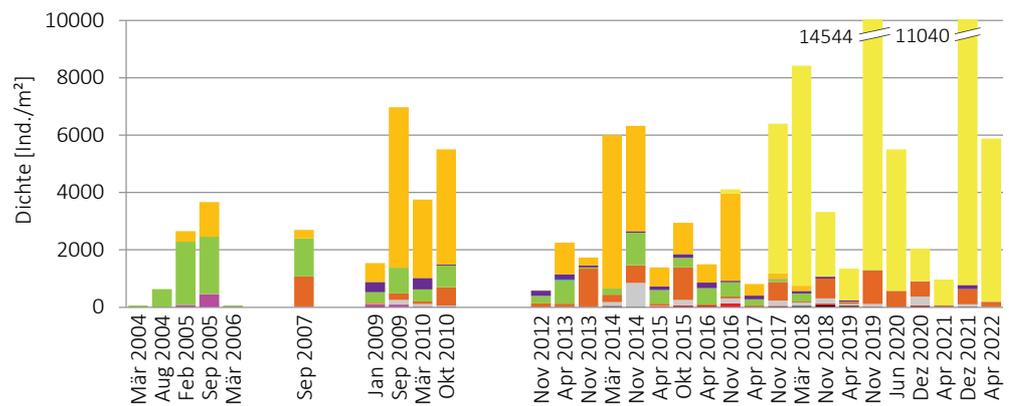
5 Rorschach-Staad



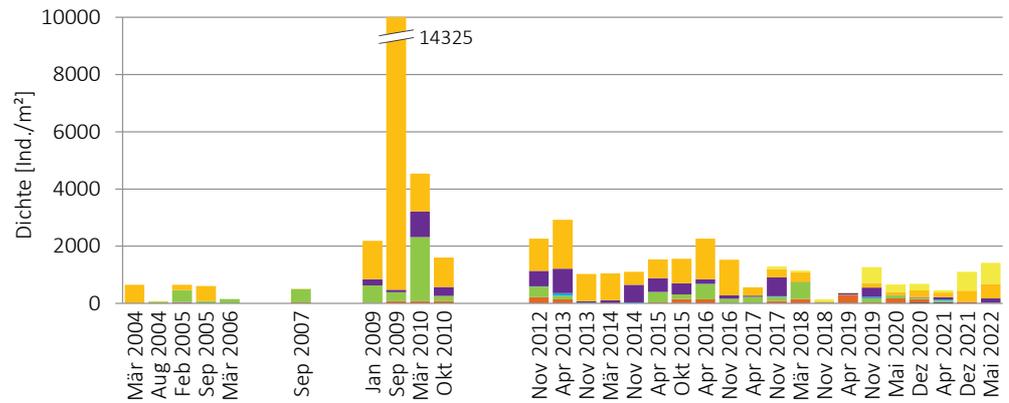
6 Uttwil



7 Seerhein



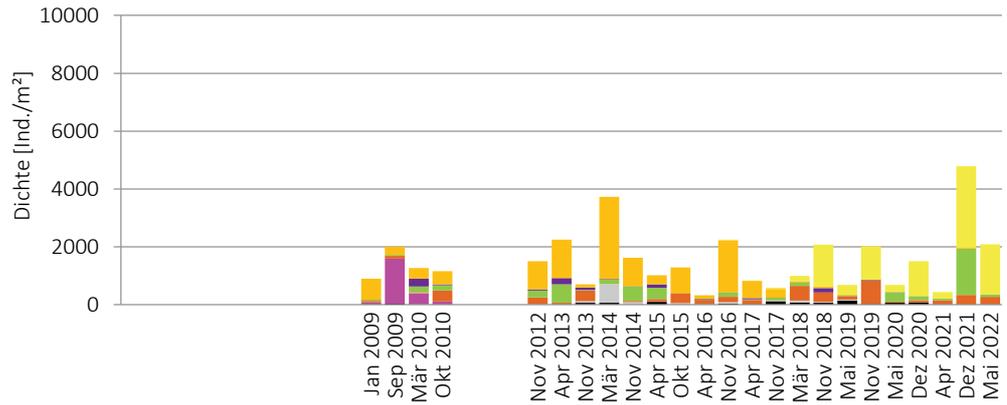
8 Berlingen



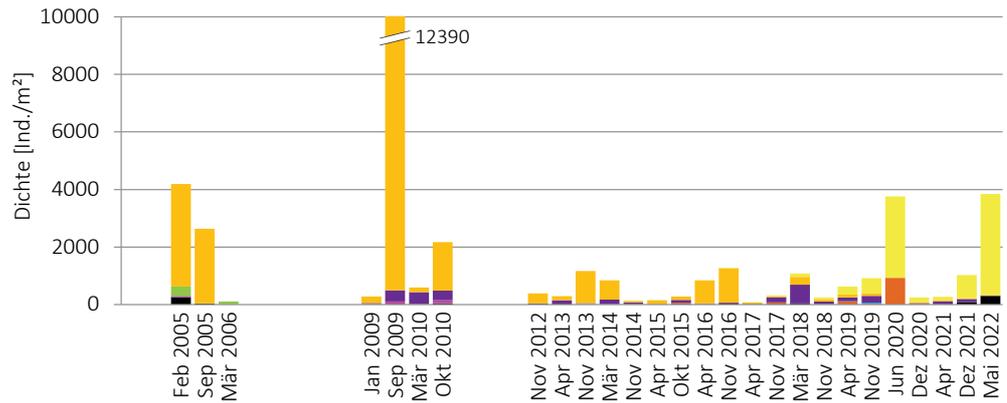
- Sonstige
- Potamopyrgus antipodarum
- Katamysis warpachowskyi
- Dreissena rostriformis
- Dugesia tigrina
- Dikerogammarus villosus
- Limnomysis benedeni
- Corbicula fluminea
- Gammarus roeselii
- Dreissena polymorpha

Abbildung 4-3b: Individuendichten ausgewählter wirbelloser Neozoen an den verschiedenen Probestellen im Bodensee (Individuen/m<sup>2</sup>). Zeitraum 2004 bis 2022, flächenbezogene Daten. Zahlen an den abgeschnittenen Balken stellen jeweils die Gesamtindividuumdichten aller Neozoen dar.

9 Hemishofen



10 Radolfzell



11 Konstanz-Egg



12 Wallhausen

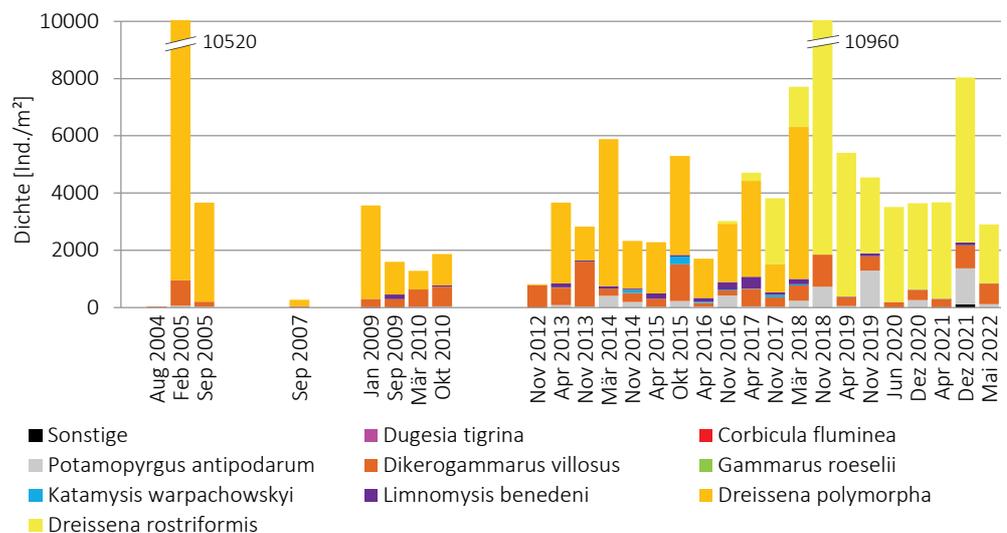


Abbildung 4-3c: Individuendichten ausgewählter wirbelloser Neozoen an den verschiedenen Probestellen im Bodensee (Individuen/m<sup>2</sup>). Zeitraum 2004 bis 2022, flächenbezogene Daten. Zahlen an den abgeschnittenen Balken stellen jeweils die Gesamtindividuedichten aller Neozoen dar.

## 4.2 Biomasse

### Biomassen von Quagga-Muscheln und Dreikantmuscheln

Im Gegensatz zur Individuendichte ist in den letzten fünf Jahren ein deutlicher Biomasse-Anstieg des Makrozoobenthos im Bodensee zu verzeichnen. Dabei wird der Stellenwert der Dreisseniden (sowohl *D. polymorpha* als auch später *D. rostriformis*) besonders deutlich (Abb. 4-4). Die beiden *Dreissena* Arten stellen den Großteil der Biomasse in der Biozönose dar. Durch ihre großen und schweren Weichkörper (das Gewicht wurde ohne Schale berechnet) repräsentieren sie pro Individuum eine vielfach höhere Biomasse als die meisten heimischen Benthos-Arten (Ausnahme: Große Schnecken, Großmuscheln und Großkrebse, welche aus methodischen Gründen in der Biomassebetrachtung fehlen, allerdings ohnehin selten sind). Eine Differenzierung von *D. polymorpha* nach Größenklassen erfolgte erst ab Oktober 2010. Zwar wurde eine durchschnittliche Größe angenommen, die derjenigen in den Folgejahren entspricht, allerdings hat dies teilweise zu den auffälligen Biomasseschwankungen von *D. polymorpha* in der Periode Frühjahr 2004 bis Frühjahr 2010 im Vergleich zu den nach 2010 ermittelten Biomassedaten beigetragen. Mit der neuen Methode zur Ermittlung der Biomasse anhand von Größenklassen ist ersichtlich, dass *D. rostriformis* schon kurz nach ihrem Erscheinen einen deutlich größeren Anteil der Biomasse ausmachte als zuvor *D. polymorpha*.

### Totale Biomasse angestammter Arten bleibt weitestgehend stabil

Bei den angestammten Arten und auch den Neozoen ohne *Dreissena* ist bis 2018 kein deutlicher Trend in der Biomasse zu erkennen. Unterschiedliche Dichten leichterer Taxa (z.B. viele Insektenlarven) fallen dabei kaum ins Gewicht (Abb. 4-4 oben). Auch in Jahren, in denen die Neozoen einen hohen Anteil der Biomasse aufwiesen, ist die Biomasse der angestammten Arten nicht erkennbar vermindert.

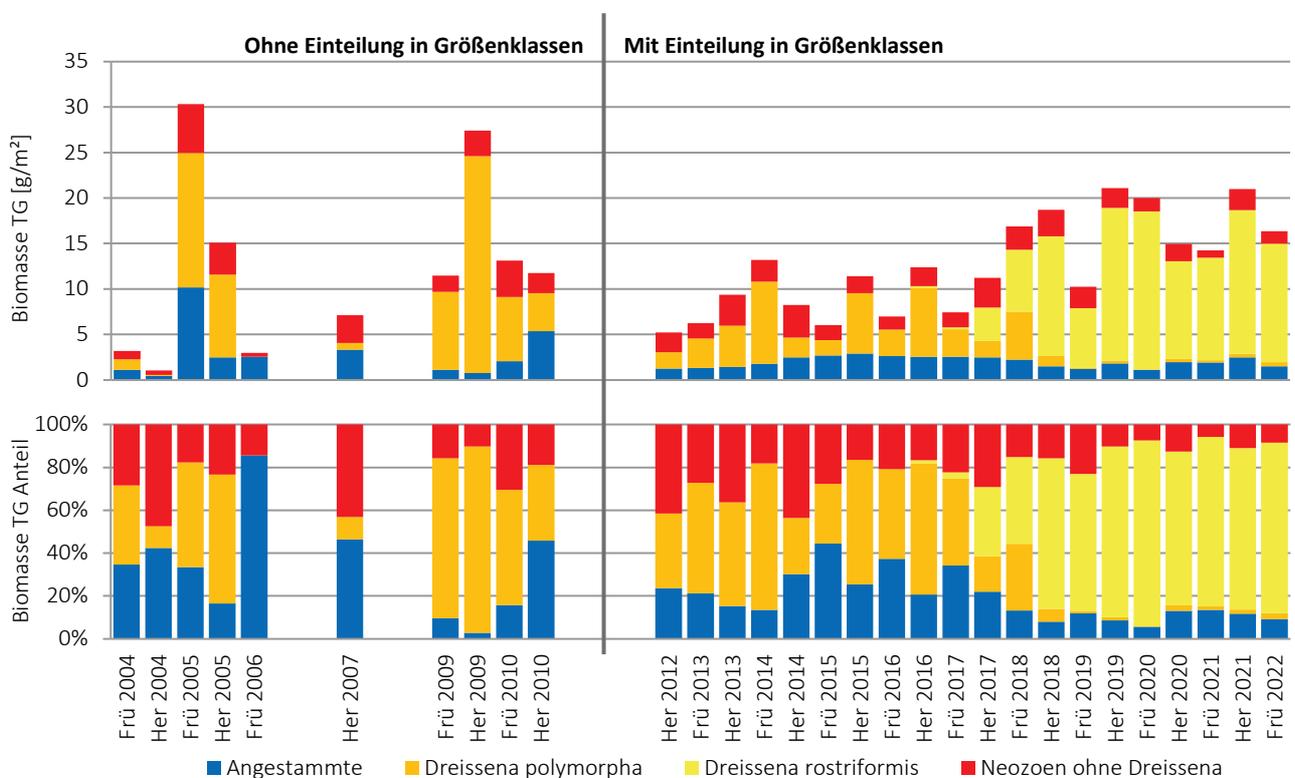


Abbildung 4-4: Biomasse des Makrozoobenthos im Bodensee von 2004–2022. Durchschnittliches Trockengewicht (TG) (oben) und Anteil des Trockengewichtes am durchschnittlichen Gesamttrockengewicht des Makrozoobenthos (unten) an den jeweils beprobten Stellen. Daten des flächenbezogenen Monitorings. Eine Einteilung mancher Arten in Größenklassen wurde ab 2012 durchgeführt.

**Neozoen stellen bis  
über 90 % der  
Biomasse des MZB im  
Bodensee-Litoral**

Wirbellose Neozoen machen im ufernahen Bodensee-Litoral seewert betrachtet einen Anteil von mindestens 55 % aus, erreichen aber auch Anteile von über 90 % (Abb. 4-4 unten). Davon wird wieder der Hauptanteil von Dreisseniden gestellt. Eine Ausnahme stellt der Frühling 2006 dar. In diesem Jahr konnten keine Dreisseniden gefunden werden, somit machen die heimischen Arten einen weit größeren Anteil der Biomasse aus als die Neozoen. Auch die Körbchenmuschel (*Corbicula fluminea*) war nur in sehr geringen Dichten vertreten. Das Fehlen der sonst in hoher Biomasse auftretenden Muscheln ist dem Niederwasser im vorausgegangenen Winter geschuldet, das Ereignis wird im *Exkurs: Kälte und Niedrigwasser stoppten vorübergehend die Muschelinvasion* näher erläutert. Bis ca. 2017 spielten auch die Körbchenmuscheln eine entscheidende Rolle bei der Biomasse, sie verloren aber etwa zeitgleich mit dem Erscheinen von *D. rostriformis* nach und nach an Bedeutung. Bereits ab Herbst 2016 ist ein massiver Rückgang des Biomasseanteils von *D. polymorpha* zu erkennen, der mit einem noch stärkeren Anstieg des Anteils von *D. rostriformis* einherging. Seit der Einwanderung von *D. rostriformis* hat sich somit das Biomassespektrum im Bodenseelitoral grundlegend verschoben, wobei es an massive Verdrängungsprozesse gekoppelt ist.

Das Verhältnis der Biomasse von Neozoen und angestammten Arten variiert auch zwischen den einzelnen Probestellen und Jahren in ähnlichem Maße wie die Individuendichten (Abb. 4-5). Vor allem an der Stelle Radolfzell kann man auch zyklische Schwankungen in der Zusammensetzung erkennen. Nach dem extrem hohen Anteil an Neozoen-Biomasse im Jahr 2020, welches den höheren Dichten der Quagga-Muscheln in den Proben geschuldet war, weist das heimische MZB im Jahr 2021 hier sogar wieder einen Biomasseanteil von über 50 % auf. Ein ähnliches Phänomen ist auch an anderen Stellen wie beispielsweise bei Wasserburg in den Jahren 2014–2015 zu sehen. Von einer „Erholung“ der heimischen Arten kann hier allerdings nicht ausgegangen werden, da die Schwankungen der Dichten von sessilen Arten oft mit unterschiedlichen Wasserständen während Probenahme und/oder der Überwinterung zusammenhängen. Während im Untersee und im Rhein bei Hemishofen die angestammten Arten auch über mehrere Jahre hinweg einen großen Anteil der Biomasse ausmachten, hat sich in den letzten zehn Jahren das Verhältnis an Standorten wie Egg, Uttwil, Rorschach oder dem Seerhein deutlich in Richtung Neozoen verschoben. Hauptsächlich wird der hohe Biomasseanteil der Neozoen durch *Dreissena* verursacht, aber auch *Dikerogammarus villosus* spielte in manchen Jahren (z. B. 2018 und 2019 in Langenargen) eine Rolle bei der Verschiebung des Biomasseanteils in Richtung Neozoen.

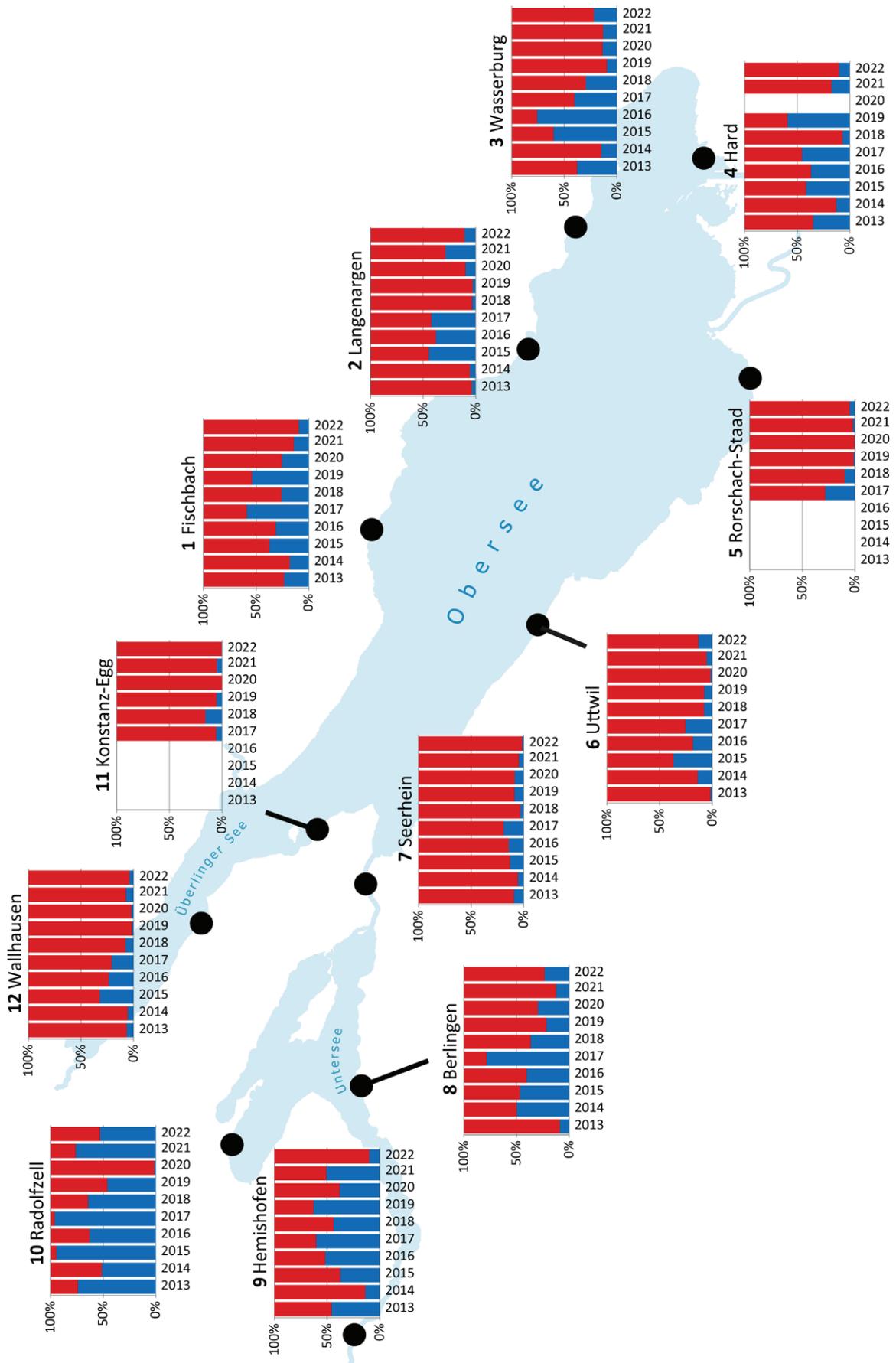


Abbildung 4-5: Anteile der Neozoen (rot) und der angestammten Arten (blau) an der Gesamtbiomasse der einzelnen Probestellen im Bodensee. Zeitraum 2013-2022, Daten der flächenbezogenen Frühjahrs-Probenahmen.

## Exkurs: Kälte und Niedrigwasser stoppten vorübergehend die Muschelinvasion

Zusammen mit einer mehrwöchigen Frostperiode kam es im Februar 2006 zu einem historischen Niedrigwasser am Bodensee, bei dem große Teile der Flachwasserzone trockenfielen. Zwischen dem 12.02.2006 und dem 17.02.2006 erreichte der See mit einem Pegelstand von 229 cm (Pegel Konstanz) bei einem Referenzwert von 394,18 m.ü.M. den niedrigsten Wasserstand seit 1858 (226 cm, alte Messung). Die ufernahen, mit *Dreissena polymorpha* besiedelten Hartsubstrate und die mit *Corbicula fluminea* und den heimischen Unioniden besiedelten Weichsubstrate fielen großflächig trocken und führten zu einem Muschelsterben in bisher unbekanntem Maße. In der darauffolgenden Probenahme-Kampagne (Frühjahr 2006) bei wieder höheren Wasserständen konnte noch keine nennenswerte Wiederbesiedlung in den bewatbaren Bereichen festgestellt werden. *C. fluminea* zeigte, möglicherweise infolge dieses Ereignisses, über Jahre hinweg eine Verlangsamung ihrer Verbreitungsgeschwindigkeit.



Schussenmündung (Eriskirch)



Steilufer Wallhausen



*Dreissena polymorpha* (Wallhausen)



*Corbicula fluminea* (Wasserburg)



Eis auf Gnadensee und Zellersee



Strandbad Eriskirch

Abbildung 4-6: Bilder der Niedrigwasser- und Frostperiode vom 16.02.2006 am Bodensee. Fotos: (c) Rey

## 5 Entwicklung Neozoen-Arten

---

Im folgenden Kapitel werden die wichtigsten, im Bodensee vorkommenden Neozoen-Arten näher beschrieben und deren zeitlich-räumliche Ausbreitung im Bodensee dargestellt. Die Steckbriefe und aktuellen Verbreitungskarten der hier vorgestellten und weiterer wirbellosen neozoischen Arten im Bodensee sind in Kapitel 7 *Steckbriefe Neozoen* zu finden.

### 5.1 Bivalvia – Muscheln

#### *Corbicula fluminea* – Grobgerippte/Asiatische Körbchenmuschel

Die aus Südostasien stammende Körbchenmuschel (*Corbicula fluminea*) wurde 2003 erstmals im Bodensee nachgewiesen (WERNER & MÖRTL, 2004). Dort besiedelt sie vorwiegend sandiges Substrat und war einer der ersten größeren neozoischen Organismen, der den ansonsten artenarmen Weichboden besiedelt hatte. Da die Art vor allem sublitorale Bereiche mit einem Verbreitungsschwerpunkt in Tiefen zwischen dem mittleren Niedrigwasserstand (MNW) und ca. 3 m Tiefe besiedelt (REY et al., 2005), konnten ihre maximalen Besiedlungsdichten nicht mit Untersuchungen im bewatbaren Bereich erfasst werden. Dennoch wurden auch dort Individuendichten von bis zu 420 Ind./m<sup>2</sup> (Uttwil, 2015) festgestellt. Bereits im Dezember 2005 wurden vor dem Vorarlberger Rohrspitz in 3 m Wassertiefe Besiedlungsdichten juveniler *C. fluminea* von über 25.000 Ind./m<sup>2</sup> festgestellt (WERNER & ROTHAUPT, 2008). Diese Untersuchungen zeigen, dass bei *C. fluminea* nur zusätzliche Tiefenproben genauere Informationen über die tatsächliche Verbreitung und Häufigkeit geben können. Nach dem Massensterben (siehe Kapitel *Exkurs: Kälte und Niedrigwasser stoppen vorübergehend die Muschel-invasion*) hatten sich die Muscheln erst 2009 wieder über ihre schon im Jahr 2005 erreichten Grenzen hinaus ausgebreitet (Abb. 5-1) und 2015 den gesamten Obersee besiedelt. Seitdem sind die Verbreitung und die Individuendichten allerdings wieder rückläufig. Ein Rückzug in tiefere Bereiche des Sees ist unwahrscheinlich, da auch dort ein Rückgang beobachtet wurde (ISF, mündl. Mitteilung). Im Gegensatz zu 2019 konnte *C. fluminea* 2022 wieder an mehr Probestellen nachgewiesen werden. In geringen Mengen war sie im Untersee und auch an vielen Stellen des südlichen Oberseeufers vorhanden. Am nördlichen Oberseeufer waren die Funde in den letzten Jahren nur noch spärlich, im Überlinger See fehlten die Nachweise auch im Überblicksmonitoring komplett. Der Rückgang von *C. fluminea* konnte im Rahmen des LUBW-Monitorings auch in großen Flüssen wie dem Rhein und dem Neckar beobachtet werden (Hesselschwerdt, pers. Beobachtungen). Dort fand er wie auch im Bodensee ungefähr zeitgleich mit der Ausbreitung von *Dreissena rostriformis* statt. Es ist unklar, ob ein kausaler Zusammenhang besteht.

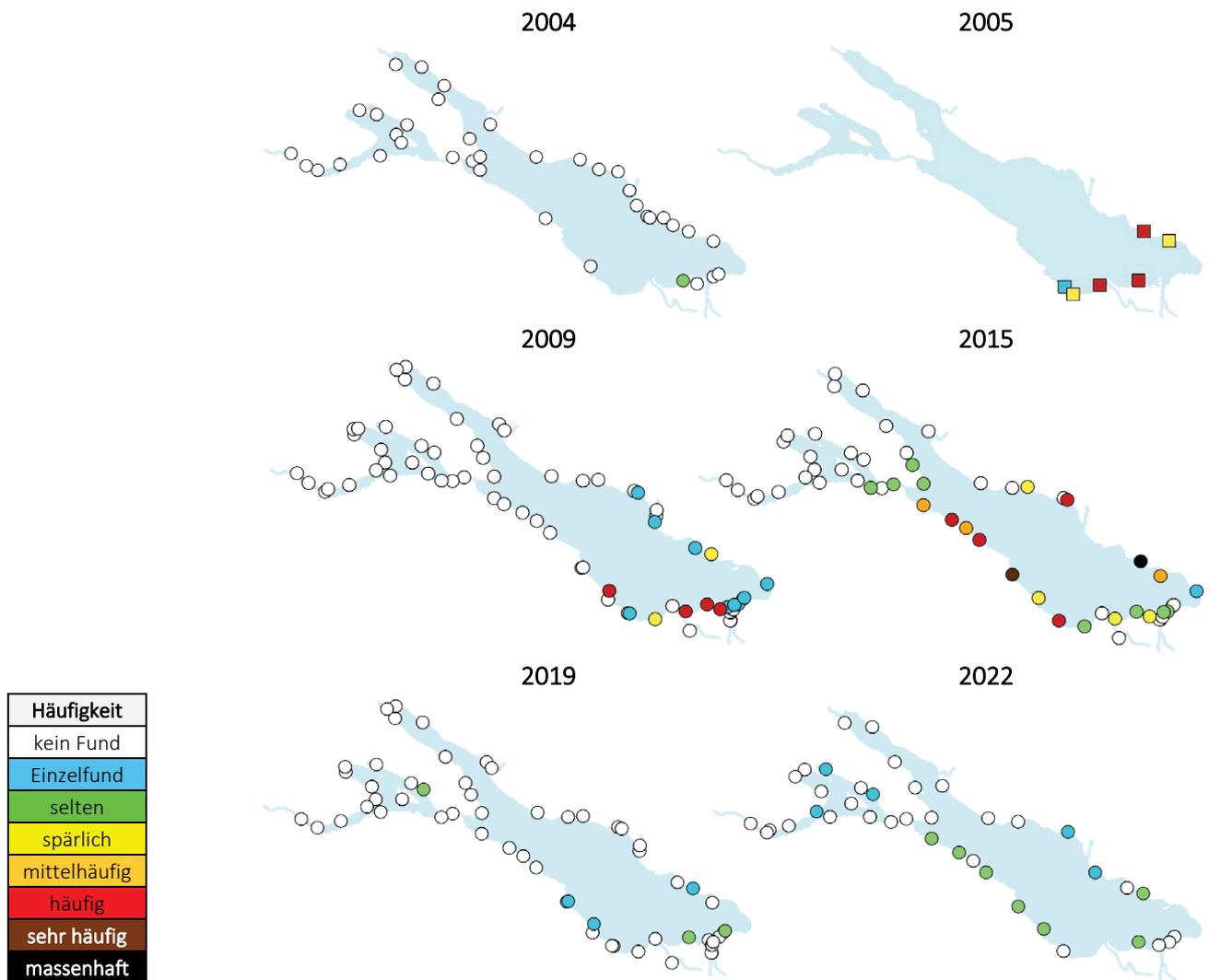


Abbildung 5-1: Verbreitung von *Corbicula fluminea* im Bodensee von 2004-2022. Vierecke = rekonstruierte Verbreitungsdaten anhand von Beobachtungen und flächenbezogenen Daten. Kreise = Herbst-Daten Überblicksmonitoring.

### *Dreissena polymorpha* – Zebra-, Dreikant- oder Wandermuschel

Die aus dem Schwarzmeergebiet stammende Muschel *Dreissena polymorpha* wurde Mitte der 1960er Jahre in den Bodensee eingeschleppt und bildete schnell Massenvorkommen im gesamten See. Ihr invasives Verhalten führte schon damals zu einer Veränderung der Lebensgemeinschaften des Bodensees bis in rund 15–20 m Wassertiefe. Sie dient verschiedenen Wasservögeln (vor allem Tauchenten) als wichtige Nahrungsgrundlage (WERNER et al. 2004). Mit Hilfe von „Byssusfäden“ können sie an Hartsubstraten oder auch aneinander haften. So können Konglomerate gebildet und auch Weichböden besiedelt werden. Im Prozess des „ecosystem engineering“ wird durch großflächige, stabile Muschelkolonien eine neue und durch andere Benthosarten besiedelbare Substratkategorie gebildet. Auf der anderen Seite können Muscheln der Gattung *Dreissena* die Nahrungsaufnahme der heimischen Großmuschelarten (v.a. *Anodonta* sp.) beeinflussen, indem sie sich um deren Einströmöffnung herum festsetzen und die herangestrudelte Nahrung abfangen können (BAUER & NEGELER, 2000). Die Besiedlungsdichten von Dreikantmuscheln im Bodensee haben seit den ersten Nachweisen der Quagga-Muschel rapide abgenommen (Abb. 5-3).

## *Dreissena rostriformis* – Quagga-Muschel

In ihrem Aussehen ähnelt *Dreissena rostriformis*, die Quagga-Muschel, ihrer Schwesterart *Dreissena polymorpha*, allerdings kann sie sich auch bei einer Wassertemperatur von weniger als 5 °C fortpflanzen, somit ist eine Reproduktion beinahe ganzjährig möglich (IGKB, 2019; KARATAYEV & BURLAKOVA, 2022b). Bereits seit 2009 wurde ihre Ankunft im Bodensee erwartet (MARTENS, 2009).

Der erste Fund von *D. rostriformis* im Bodensee fand im Mai 2016 in 25 m Wassertiefe bei Wallhausen im westlichen Bodensee statt (P. Steinmann, pers. Mitt.). Kurz danach wurden bei einer Nachsuche mit Tauchern im selben Areal und an anderen benachbarten Standorten in 8–25 m Tiefe noch weitere, teilweise bis zu ca. vierjährige Exemplare gefunden (HYDRA, 2023). Damit erfolgte die Einschleppung von Muschellarven entweder schon 2012/2013 (evtl. sogar durch Taucher, an dieser Stelle befindet sich ein stark frequentierter Tauchplatz) oder es wurden bereits größere Exemplare ausgesetzt, was eher unwahrscheinlich ist. Noch im selben Jahr tauchten sehr junge Exemplare (0+ Generation) im oberen Sublitoral auf. Durch die hohe Zahl an Veligerlarven, die mehrfach im Jahr produziert werden, durch Strömung verbreitet werden und auf den Grund absinken, hatte sich die Art 2017, nur ein Jahr nach ihrer Entdeckung, schon über den gesamten Bodensee ausgebreitet. Auch in Tiefen von über 40 m aus kam sie bereits innerhalb weniger Jahre vor (SPAAK et al., 2023), diese wurden zuvor von der Dreikantmuschel nie erreicht. Im Gegensatz zu *D. polymorpha* kann *D. rostriformis* Weichboden sowohl mit Konglomeraten als auch mit einzelnen Individuen oder flächig besiedeln (Abb. 5-2).

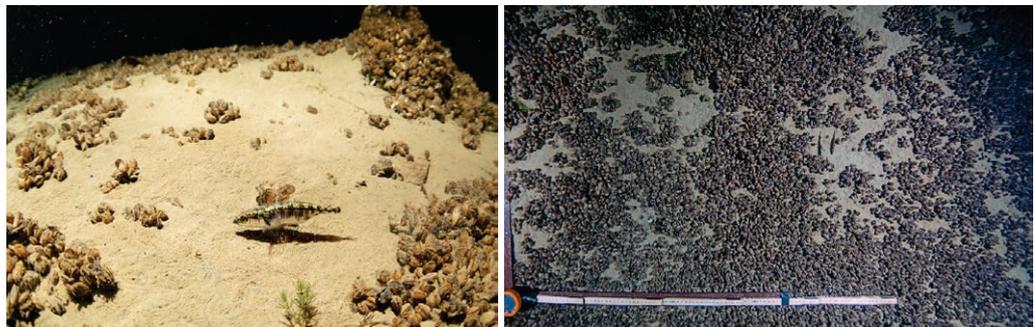


Abbildung 5-2:  
Einzeltiere und  
Konglomerate von  
*Dreissena rostriformis*  
auf Weichboden.

Mit ihrer Ausbreitung ging sogleich ein Rückgang der Individuendichten der Dreikantmuschel einher (Abb. 5-3). Vor allem von 2016 zu 2017 ist eine deutliche Abnahme der Vorläuferart erkennbar. Zur Betrachtung der Verbreitungsgeschichte beider *Dreissena*-Arten wurden die während dem Überblicksmonitoring im Herbst erhobenen Häufigkeitsklassen genutzt. Aufgrund der erhöhten Prädation durch Wasservögel im Winter sind die Daten (zumindest von *D. polymorpha*) von Frühjahr und Herbst nicht vergleichbar (WERNER et al., 2004). Die bisher praktizierten ufernahen Probenahme-Techniken sind zudem anfällig gegenüber Wasserstandsschwankungen. Die überwiegend sessilen Dreisseniden sind bei frisch angestiegenen Wasserständen im bewatbaren Bereich nur erschwert nachweisbar. Die Dichten schwanken deshalb auch stark.

Die im Rahmen des Bodenseemonitorings geplanten Tiefentransekte zur Ermittlung der Quagga-Ausbreitung über den Seeboden werden hier zukünftig auch noch zuverlässigere Daten liefern (IGKB „Quagga-Monitoring“; REY, 2022).

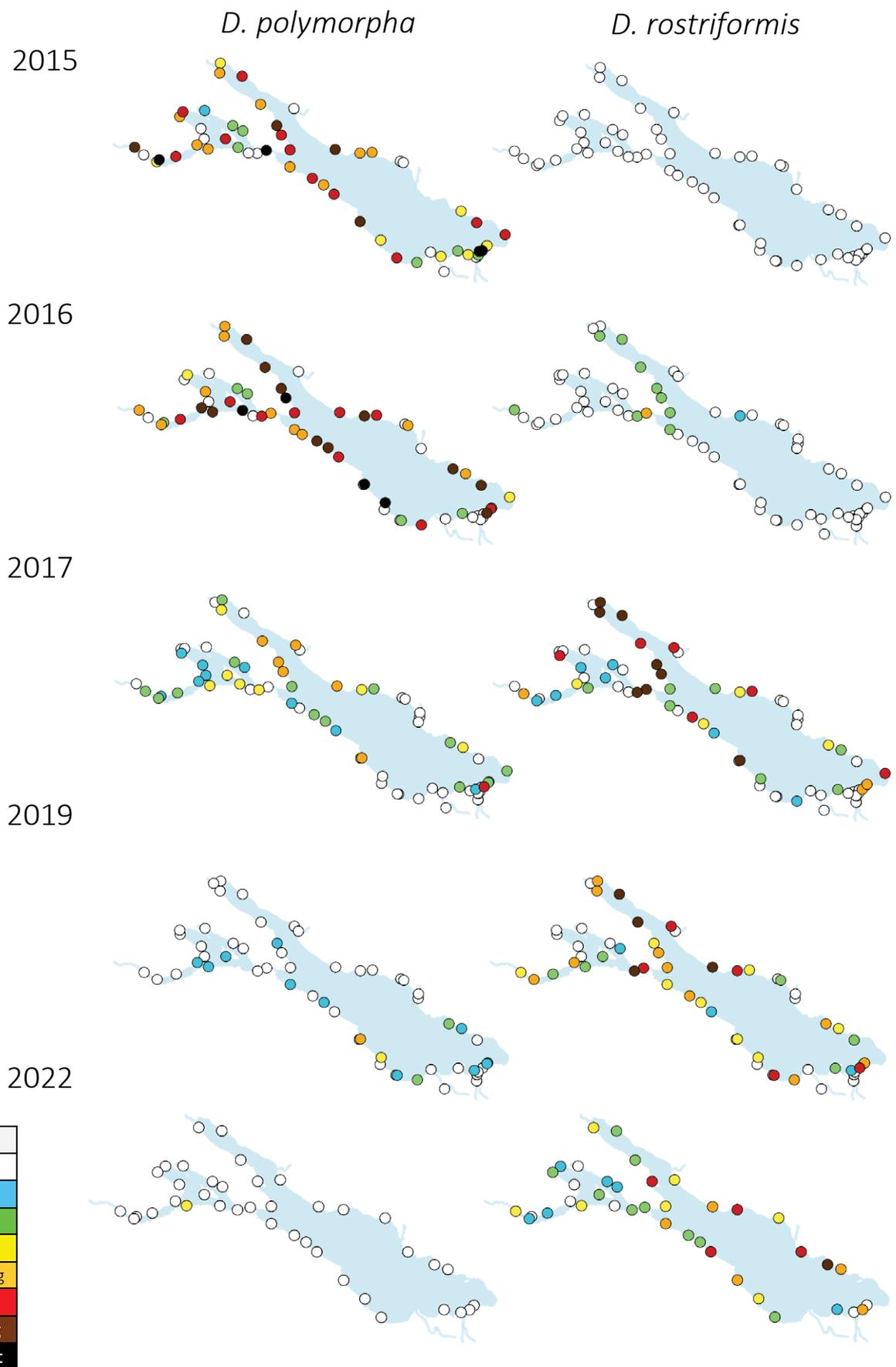


Abbildung 5-3: Verbreitung von *Dreissena polymorpha* und *Dreissena rostriformis* im Bodensee von 2015–2022 in Häufigkeitsklassen. Herbst-Daten des Überblicksmonitorings.

Eine weitere Thematik, die sich durch die Massenvorkommen von *D. rostriformis* ergeben hat, ist die Beeinflussung der Phosphorflüsse im See. In einigen großen Seen der USA konnte beobachtet werden, dass die Quagga-Muschel über die Filtration von Plankton und Schwebstoffen in wesentlichem Ausmaß Nährstoffe binden und dadurch das gesamte Nahrungsnetz verändern kann (LI et al., 2021, KARATAYEV & BURLAKOVA, 2022b). Die Quagga-Muschel nutzt das durch die Nahrung aufgenommene Phosphor zum Wachstum der Körper und Schalen, dieses ist allerdings auch für andere Organismen eine essenzielle Grundlage für ihre Entwicklung und ihren Stoffwechsel und es wird befürchtet, dass durch die vielen Muscheln seeweit und vor allem im Freiwasser weniger Phosphor für andere Organismen zur Verfügung steht (HALTINER et al., 2021; SPAAK, 2023).

#### **Erhöhte Kosten bei der Trinkwasserversorgung**

Durch ihre Verbreitung in große Wassertiefen, aber auch durch die gegenüber *D. polymorpha* deutlich höhere Reproduktionsrate und -frequenz entsteht durch *D. rostriformis* auch ein Problem für die Trinkwasserversorgung. Viele freischwimmende Larven (Veliger) gelangen das ganze Jahr über in die über 60 m tief installierten Ansaugkörbe der Trinkwasserversorgung. Durch die Ansiedlung im Inneren der Rohre und ein schnelles Wachstum kann der nutzbare Querschnitt der Versorgungsrohre und damit die Ansaugleistung verringert werden. Erhöhte Kosten zur Befreiung der Rohre von den Muscheln können auftreten. Derzeit (Stand 2022) wird von der Bodensee-wasserversorgung in Sipplingen ein Ersatz der Rohre zusammen mit einer modifizierten Wasserfassung geplant.

## **5.2 Gastropoda – Schnecken**

### ***Potamopyrgus antipodarum* – Neuseeländische Zwergdeckelschnecke**

Die Neuseeländische Zwergdeckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum* wurde 1972 erstmals im Bodensee nachgewiesen (TURNER et al., 1998). *P. antipodarum* ist seeweit, aber lückig verbreitet, die Dichten sind immer wieder schwankend. Während sie zu Beginn der Untersuchungen an wenigen Stellen noch in sehr hohen Dichten von bis zu 7.500 Ind./m<sup>2</sup> vorkam, wurden Massenvorkommen zwischenzeitlich nicht mehr nachgewiesen. Die höchsten Dichten liegen mittlerweile (Stand: Dez 2021, flächenbezogenes Monitoring) bei 112 Ind./m<sup>2</sup>. Lokale und zeitlich begrenzte Massenvorkommen der Art konnten auch schon im Hochrhein beobachtet werden (REY et al., 2018). Die Art ist weiterhin großflächig über den Bodensee verbreitet (Abb. 5-4). In dessen Zuflüssen konnte sie seit einem letzten Fund im Jahr 2014 nicht mehr im Rahmen des Überblicksmonitorings nachgewiesen werden. Die Schnecke hat keine bekannten negativen Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften im Bodensee.

Häufigkeit
kein Fund
Einzelfund
selten
spärlich
mittelhäufig
häufig
sehr häufig
massenhaft

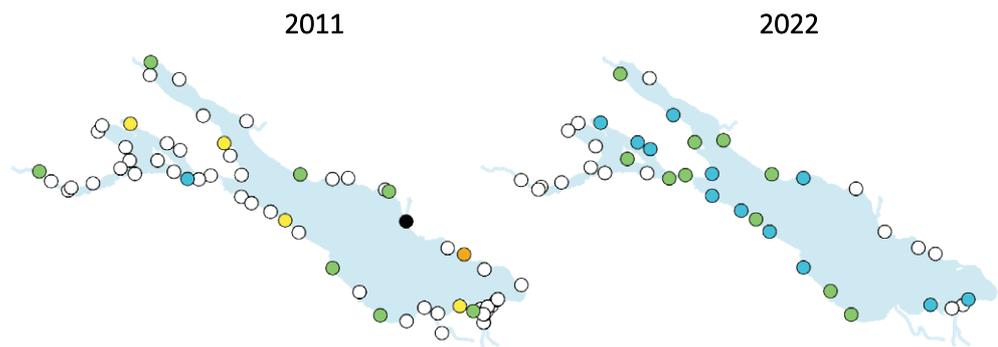


Abbildung 5-4: Verbreitung von *Potamopyrgus antipodarum* im Bodensee in den Jahren 2011 und 2022. Herbst-Daten des Überblicksmonitorings.

## 5.3 Amphipoda – Flohkrebse

### *Echinogammarus ischnus* – Fluss-Flohkrebs

*Echinogammarus ischnus* wurde im Herbst 2021 erstmals im Bodensee während des flächenbezogenen Monitorings nachgewiesen: in Radolfzell (1 Ind.) und in Langenargen (4 Ind.). Im Frühjahr 2022 waren es in Langenargen 16 Individuen. Aufgrund der weiten Entfernung zwischen den beiden Fundstellen wird eine erfolgreiche Etablierung im Bodensee vermutet. *E. ischnus* hat bereits in anderen Gewässern invasives Verhalten gezeigt und einheimische Amphipoden verdrängt (St. Lawrence River (PALMER & RICCIARDI, 2005)), auch direkte Prädation spielt dabei eine Rolle (KESTRUP & RICCIARDI, 2009). Er siedelt bevorzugt auf *Dreissena*-Kolonien und wurde bereits in einer Tiefe von 94 m gefunden (NALEPA et al., 2001). Das Ausmaß des Einflusses von *E. ischnus* im Bodensee kann noch nicht abgeschätzt werden.

### *Crangonyx pseudocracilis* – Granataugen Flohkrebs

Der aus Nordamerika stammende Aufrechte Flohkrebs *Crangonyx pseudocracilis* ist in Mitteleuropa vor allem aus ruhigen Kleingewässern bekannt. Im Bodensee wurde er erstmals 2007 am Grünen Damm in Hard entdeckt (HANSELMANN, 2008) und war lange auf dieses Areal beschränkt. Im Frühjahr 2013 wurde im Untersee ein erstes Individuum nachgewiesen. Dort haben sich an mehreren Standorten seither kleinere lokal begrenzte Populationen gebildet, die auch 2021 noch vorkamen. An anderen Standorten kamen sie nur vereinzelt und in geringen Dichten vor. Seit dem Höhepunkt ihrer Individuendichte in Hard 2015 haben sich die Dichten wieder reduziert und sind an diesem Standort bis heute weitestgehend stabil. Von *C. pseudocracilis* sind keine negativen Auswirkungen auf andere Arten bekannt.

## *Gammarus roeselii*– Fluss-Flohkrebs

Der aus dem Balkan stammende Fluss-Flohkrebs *Gammarus roeselii* breitete sich Mitte des 19. Jahrhunderts in Mitteleuropa aus und wurde 1974 eher zufällig im Rahmen einer Fischuntersuchung im Bodensee nachgewiesen (HARTMANN, 1977). Der genaue Zeitpunkt seiner Einschleppung ist unbekannt. 1942 war er im Rahmen ausführlicher Benthosuntersuchungen noch nicht vorhanden (MUCKLE, 1942). In den Jahrzehnten nach seiner Einwanderung/Einschleppung war er die dominierende Amphipoden-Art in großen Teilen des Sees. In den vergangenen Jahren konnte ein Rückgang der Bestände beobachtet werden, die auf eine Verdrängung durch *Dikerogammarus villosus* zurückgeführt wird (HESSELSCHWERDT et al., 2008; WERNER et al., 2016). Dennoch zeigt sich ein stabiler Restbestand von *G. roeselii* vor allem im Untersee (Abb. 5-5). Dort hilft ihm wahrscheinlich, dass *D. villosus* nur an Standorten dominieren kann, an denen ganzjährig steinige Substrate vorhanden sind, was im Untersee oft nicht der Fall ist.

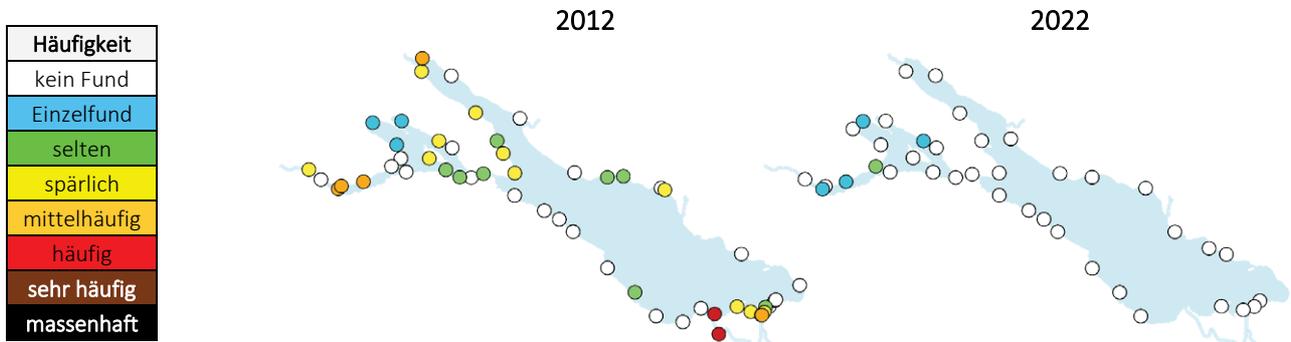


Abbildung 5-5: Verbreitung von *Gammarus roeselii* im Bodensee in den Jahren 2012 und 2022. Herbst-Daten des Überblicksmonitorings.

## *Dikerogammarus villosus*– Großer Höckerflohkrebs

Der Große Höckerflohkrebs *Dikerogammarus villosus* stellt vor allem durch sein räuberisches Fraßverhalten eine große Konkurrenz für bereits im Bodensee etablierte neozoische Amphipoden und heimische Arten dar (HESSELSCHWERDT et al., 2008; WERNER et al., 2016). Dabei gefährdet er andere Amphipoden auch durch direkte Prädation (DICK et al., 2002). Im Jahr 2003 wurde er erstmals im Bodensee entdeckt (Überlingersee; MÜRLE et al., 2004). In später untersuchten Proben des Limnologischen Instituts der Uni Konstanz konnten rückwirkend auch Exemplare von der anderen Seeseite (Meersburg) aus dem Jahr 2002 nachgewiesen werden. Seitdem hat sich diese Art innerhalb weniger Jahre über den ganzen See verbreitet (Abb. 5-6). Nachdem 2017 maximale Individuendichten von 2788 Ind./m<sup>2</sup> in Langenargen beobachtet wurden, waren größere Dichten zwischen 2020 und 2022 noch bei Friedrichshafen und Münsterlingen anzutreffen. *D. villosus* verhält sich bei niedrigeren Wassertemperaturen weniger räuberisch, wodurch andere Arten wie *Gammarus roeselii* im Winter besser geschützt sind, die zunehmende Erwärmung des Bodensees könnte sich daher noch einmal zu Gunsten von *D. villosus* auswirken (HESSELSCHWERDT & WANTZEN, 2018). Allerdings könnte die Prädation auf andere Amphipoden durch die Zunahme der Characeenbestände (gute Deckungsstruktur) in den letzten Jahrzehnten im Bodensee reduziert worden sein (HESSELSCHWERDT et al., 2008).

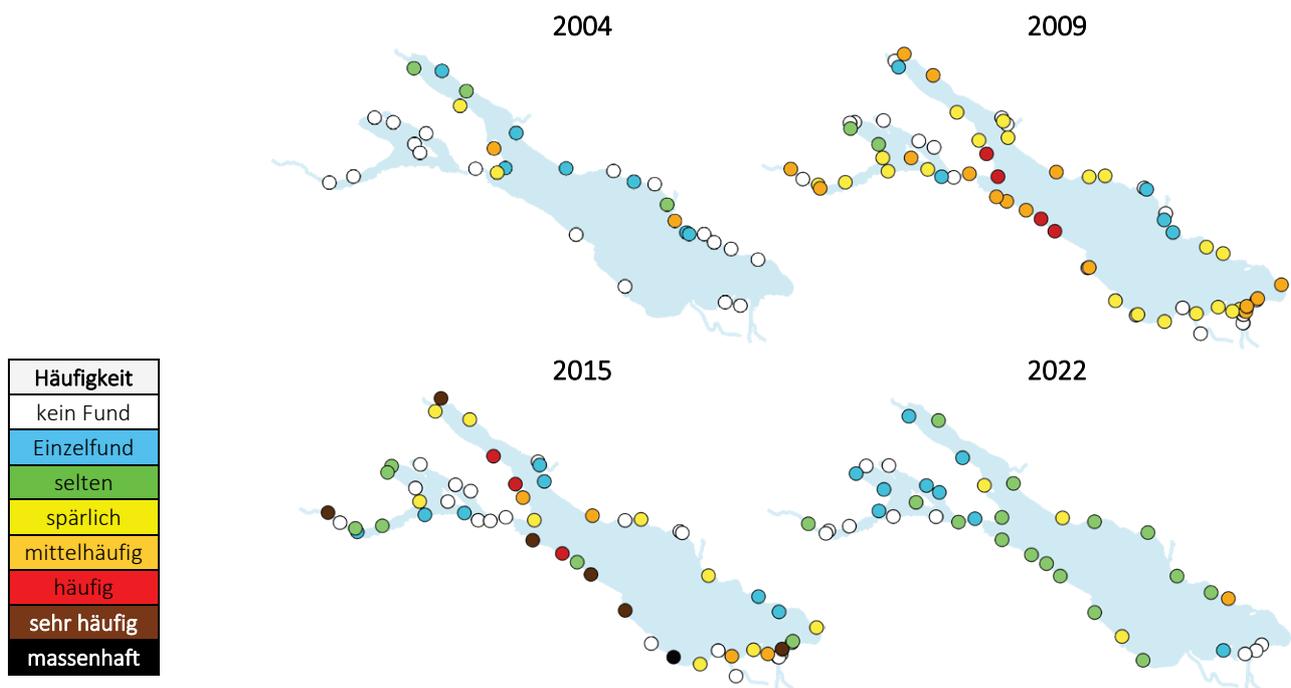


Abbildung 5-6: Verbreitung von *Dikerogammarus villosus* im Bodensee von 2004–2022. Herbst-Daten des Überblicksmonitorings.

### Interaktionen zwischen Amphipoden

Mit der Zunahme der Besiedlungsdichten von *D. villosus* kam es zu auffälligen Veränderungen in den Abundanzen anderer Bodensee-Amphipoden (Abb. 5-7). Seit dem Frühjahr 2005 (Langenargen) wurde der heimische *Gammarus pulex* nicht mehr nachgewiesen. Für den ebenfalls heimischen *Gammarus fossarum* gibt es zwar noch aktuelle Nachweise im Obersee bei Friedrichshafen und im Untersee bei Markelfingen, aber auch diese Art ist im Bestand zurückgegangen. Die zwischenzeitlichen Einzelfunde dürften auf Individuen zurückgehen, die aus Zuflüssen in den See gelangten. *Gammarus lacustris*, der früher typische Vertreter der Amphipoden im Bodensee (v.a. Untersee), scheint bereits vor Beginn des Neozoen-Monitorings durch *Gammarus roeselii* zurückgedrängt worden zu sein. Seit dem Erscheinen von *D. villosus* geriet *G. lacustris* noch stärker unter Druck und könnte in Zukunft eventuell ganz verschwinden.

Im Untersee ist die dort erst 2007 begonnene Ausbreitung von *D. villosus* allerdings weniger invasiv ausgefallen als am Obersee (Abb. 5-8), was auch ein Grund für die größeren Restbestände an *G. lacustris* sein könnte. Dies kann an mehreren Faktoren liegen, die für den Untersee charakteristisch sind:

- meist weniger tief in den See hineinreichende Steinsubstrate, die *D. villosus* als Lebensraum bevorzugt und die dort im Winter großflächig trockenfallen (HESSELSCHWERDT et al., 2008);
- relativ große Bestände an Characeen, die als gute Deckungsstrukturen für die Beutetiere von *D. villosus* dienen (HESSELSCHWERDT et al., 2008);
- niedrige winterliche Wassertemperaturen und Frostereignisse (geringere Prädation durch *D. villosus* (HESSELSCHWERDT & WANTZEN, 2018)).

Trotzdem sind die Dichten von *G. lacustris* auch im Untersee zurückgegangen, die von *G. roeselii* schwanken. Der Untersee zeigte bisher noch regelmäßig längere Vereisungsperioden, die aber mit ansteigenden Wassertemperaturen im Winterhalbjahr immer seltener und vor allem kürzer wurden. Diese Entwicklung könnte den Einfluss von *D. villosus* weiter erhöhen.

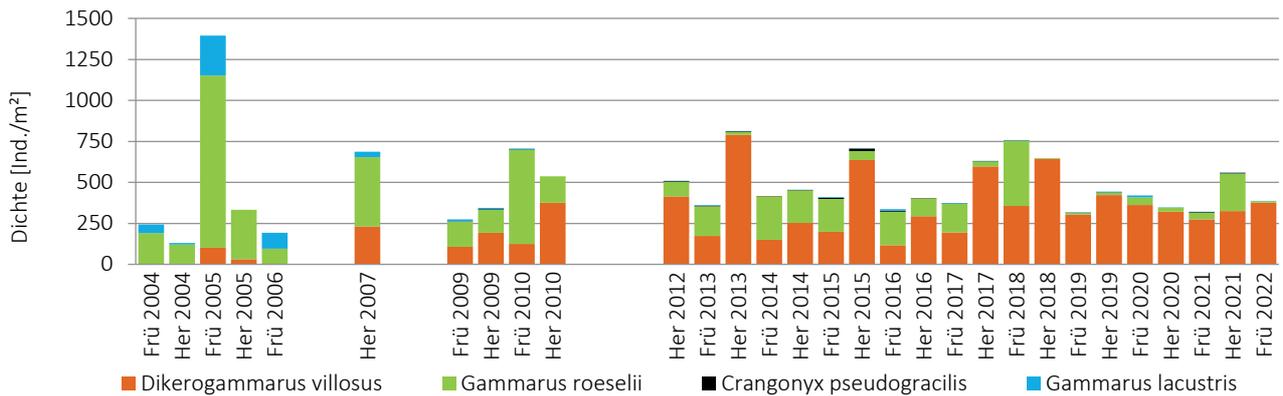


Abbildung 5-7: Entwicklung der Individuendichten von Amphipoden im Bodensee von 2004–2022. Gemittelte Dichten über Mittelwerte der zu dem abgebildeten Zeitpunkt beprobten Probestellen des flächenbezogenen Monitorings. Der heimische *Gammarus pulex* und *Gammarus fossarum* werden aufgrund zu geringer Individuendichten nicht abgebildet (max. 8 Ind./m<sup>2</sup>).

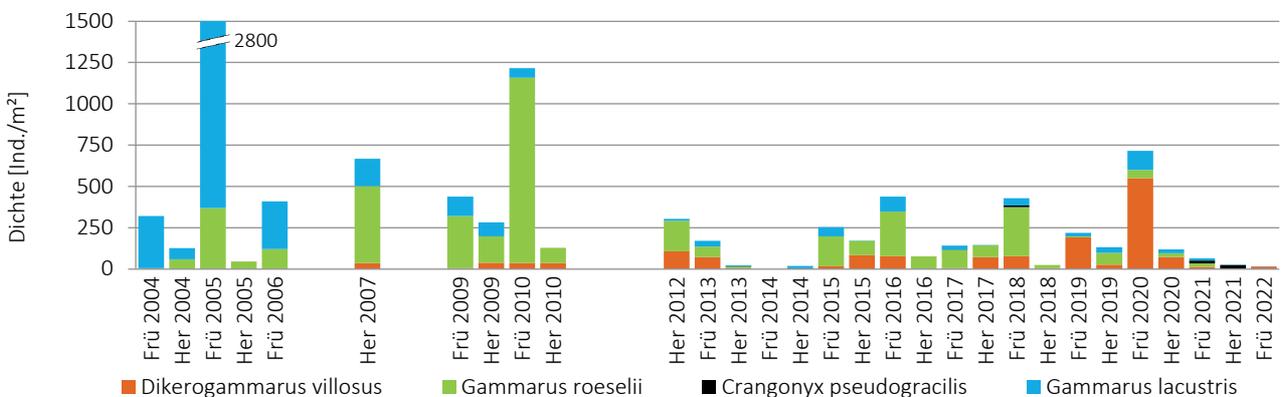


Abbildung 5-8: Entwicklung der Individuendichten von Amphipoden im Untersee (Berlingen & Radolfzell) von 2004–2022. Gemittelte Dichten über Mittelwerte der zu dem abgebildeten Zeitpunkt beprobten Probestellen des flächenbezogenen Monitorings. Der heimische *Gammarus pulex* und *Gammarus fossarum* werden aufgrund zu geringer Individuendichten nicht abgebildet (max. 8 Ind./m<sup>2</sup>).

## 5.4 Mysida – Schwebegarnelen

Schwebegarnelen sind unter anderem für ihre Massenvorkommen im Bodensee bekannt. Sie haben aufgrund ihrer freischwimmenden Lebensweise wenig Einfluss auf das meist bodennah lebende restliche Makrozoobenthos. Fische nutzen sie auch als Nahrung.

### *Limnomysis benedeni* – Donau-Schwebegarnele

Die aus dem Schwarzmeergebiet stammende Donau-Schwebegarnele *Limnomysis benedeni* wurde 2006 erstmals am Vorarlberger Ufer des Bodensees entdeckt (HANSELMANN & GERGS, 2006) und konnte innerhalb von drei Jahren in teilweise riesigen Schwärmen den gesamten See und von dort aus auch den Hochrhein besiedeln (REY et al. 2016). 2014 konnten auch im Rahmen des Überblick-Monitorings Massenvorkommen im oberen Flachwasserbereichs des Bodensees nachgewiesen werden, 2022 nur noch in Litzelstetten und Immenstaad (Abb. 5-9). Die Art lebt mehr oder weniger bodenassoziiert und zeigt eine ausgeprägte diurnale Wanderung. Tagsüber lebt sie in Grundnähe, nachts trifft man sie auch im ufernahen Freiwasser an.

Ein Problem bei der Erfassung der Verbreitung ist die diurnale Wanderung von *L. benedeni*. Ihr Vorkommen könnte mit der genutzten watenden Uferbeprobung möglicherweise nicht repräsentativ erfasst worden sein. Ein ausführliches Mysiden-Monitoring für den Bodensee ist bereits geplant.

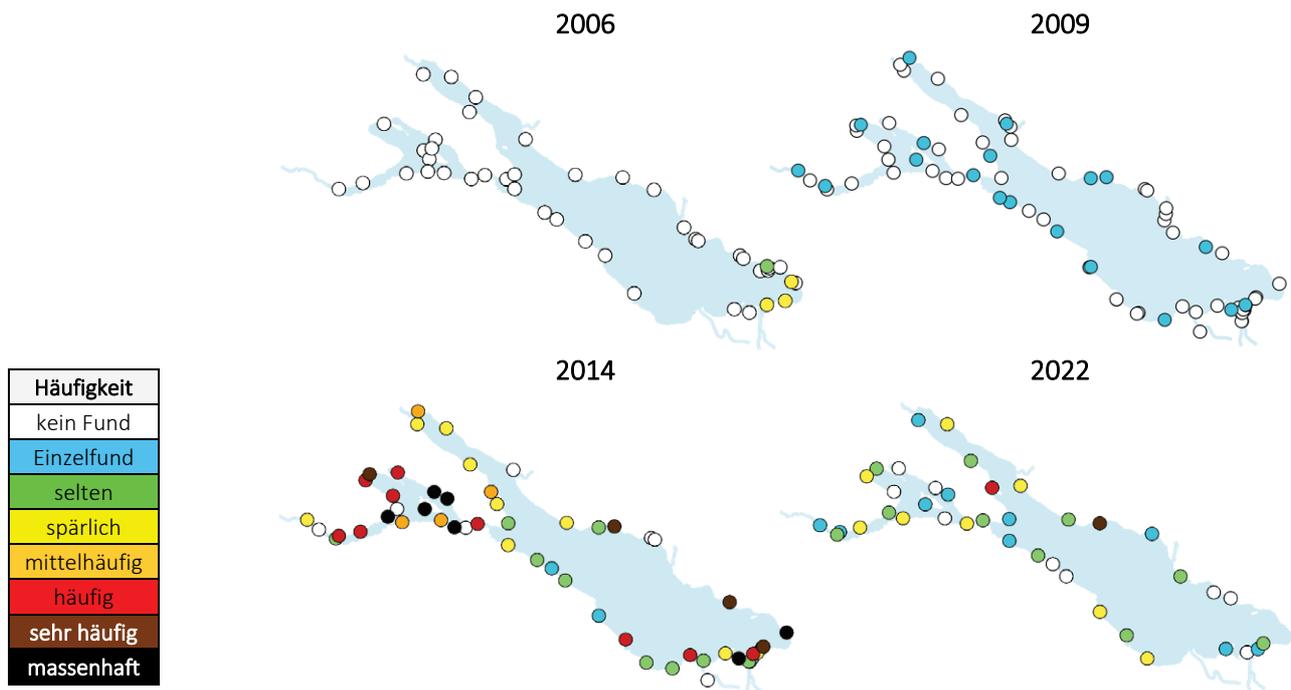


Abbildung 5-9: Verbreitung von *Limnomysis benedeni* im Bodensee von 2006–2022. Herbst-Daten des Überblicksmonitorings.

### *Katamysis warpachowskyi*– Schwarzmeer Schwebegarnele

Im Herbst 2009 wurde mit der Schwarzmeer-Schwebegarnele *Katamysis warpachowskyi* die zweite Mysiden-Art im Bodensee bei Hard nachgewiesen (HANSELMANN, 2010). Auch sie konnte sich innerhalb eines Jahres vom Vorarlberger Ufer aus über den gesamten Obersee ausbreiten. Im Frühjahr 2013 war auch der gesamte Untersee besiedelt. Nach den Massenvorkommen, die es noch 2014 gab, sind die Besiedlungsdichten wieder zurückgegangen. 2022 ist *K. warpachowskyi* noch immer weit über den See verbreitet und kommt meist zusammen mit *Limnomysis benedeni* vor. Sie lebt noch bodenassoziierter als *L. benedeni* und ernährt sich hauptsächlich von Detritus und kleinen Algen.

Die beiden Schwebegarnelearten scheinen im Bodensee koexistieren zu können, da sie beide auch im Jahr 2022 noch über viele Teile des Bodensees hinweg nachgewiesen werden konnten (Abb. 5-10). Beide Arten sind tendenziell seit Herbst 2014 in ihren Dichten rückläufig (Ausnahme Herbst 2017).

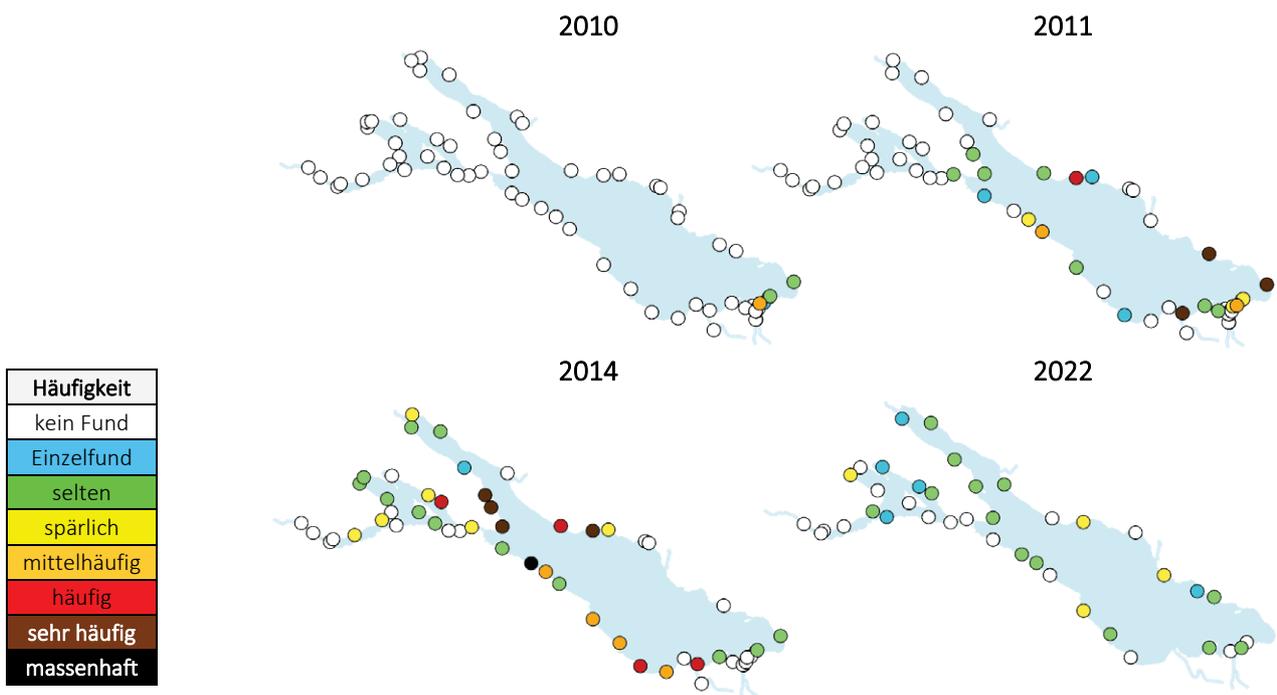


Abbildung 5-10: Verbreitung von *Katamysis warpachowskyi* im Bodensee 2009–2022. Herbst-Daten des Überblicksmonitorings

## 5.5 Decapoda – Großkrebse

In den letzten Jahrzehnten sind die einheimischen Krebspopulationen stark zurückgegangen (CHUCHOLL & DEHUS, 2011). Durch die Krebspest *Aphanomyces astaci*, eine aus Nordamerika eingeschleppte Pilzkrankheit, treten Zerfallserscheinungen an den Panzern der Tiere auf. Vor allem heimische Großkrebse sind anfällig gegenüber der Krebspest und zeigen eine höhere Mortalitätsrate (BLV, 2022). Aus dem Bodensee sind heimische Arten (Edelkrebs, Steinkrebs) weitestgehend oder möglicherweise bereits ganz verschwunden.

### *Faxonius limosus* – Kamberkrebs

Der Kamberkrebs *Faxonius limosus* wurde erstmals in den 1980er Jahren im Bodensee gesichtet (DEHUS et al., 1999). Bis 2009 gelangen die Funde von *F. limosus* hauptsächlich am Ufer des Überlingersees und des südwestlichen Obersees. Auf der östlichen Seite des Obersees erfolgten vereinzelte Funde bei Rorschach (2003, M. Zellweger; HIRSCH, 2009). Mittlerweile erstreckt sich das Verbreitungsgebiet von *F. limosus* über den gesamten Bodensee. Im östlichen Bereich des Obersees erfolgen allerdings auch heute noch weniger Nachweise als im restlichen Seebereich, da die Art erst um 2012/13 ihr Verbreitungsgebiet nach Osten erweitert hat (Kugler, pers. Mitt.). Im Verlauf des Großkrebsmonitorings (vgl. Kapitel 2.3 *Großkrebsmonitoring*; 2014–2017) zeigte sich, dass die angewandte Methode zum Nachweis der Großkrebse substratabhängig unterschiedlich gut funktioniert. Zwischen Steinen und Blöcken mit großem Lückensystem sind teilweise genügend natürliche attraktive Versteckmöglichkeiten vorhanden, so dass dort trotz bekannter Krebsvorkommen nicht immer Nachweise unter den Ziegeln gelangen. Anhand der vierjährigen Datenerhebung konnte kein Trend hinsichtlich der Entwicklung der Besiedlung des Bodensees mit *F. limosus* festgestellt werden. Im Großkrebsmonitoring konnten neben *F. limosus* keine andere Decapodenarten nachgewiesen werden (Abb. 5-11).

Da sie aufgrund ihrer Größe nicht in das Raster der Probenahmen der MZB-Untersuchungen fallen, konnten keine genauen Dichten und Verbreitungsgrenzen erfasst werden. Durch Einzelfunde wie in Rorschach-Staad 2021 oder Funde von vielen leeren Hüllen und Exuvien 2023 in Langenargen und Hegne kann von weiteren Vorkommen ausgegangen werden, die im Großkrebsmonitoring noch nicht erfasst wurden.

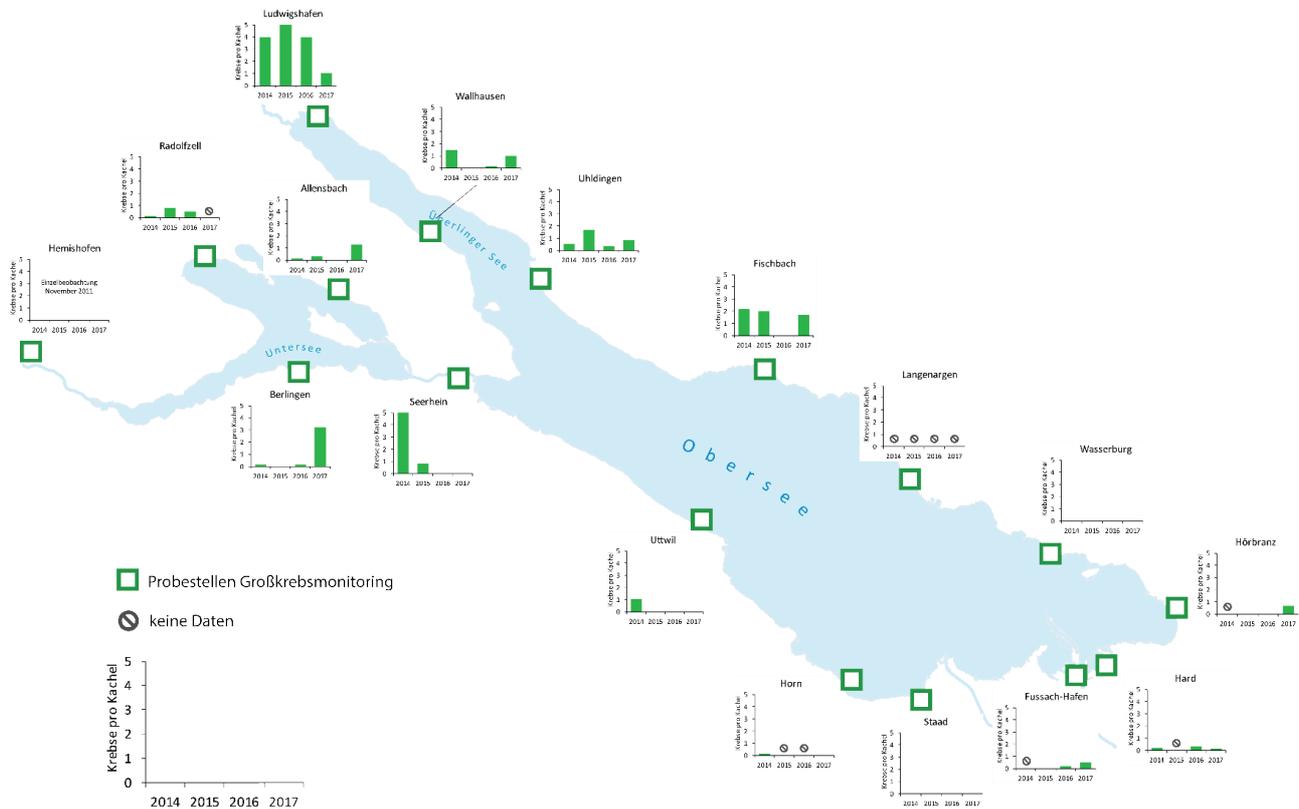


Abbildung 5-11 Verbreitung von Großkrebsen im Bodensee von 2014–2017. Es erfolgten ausschließlich Funde von *Faxonius limosus*.

### *Pacifastacus leniusculus* – Signalkrebs

Ein erster Hinweis auf den Signalkrebs (*Pacifastacus leniusculus*) im Bodensee fand 2003 statt. Ein Exemplar wurde von einem Berufsfischer im Bodensee bei Hard gefangen und anschließend im Landesfischereizentrum Hard in einem Rundtrog gehalten (Kugler, pers. Mitt.). Vermutlich gelangten schon früher einzelne Exemplare in den See, da die Art bereits 1978 in Vorarlberg ausgesetzt wurde (DOPPELMAYR, 1978) und sich dort im Einzugsgebiet der seenahen Dornbirnerach ausgebreitet hat (HUTTER et al., 2001). Im Jahr 2011 erfolgte am Südostufer der Insel Lindau ein weiterer Nachweis (Puchta, pers. Mitt.). Im Herbst 2012 konnte im Rahmen des Überwachungsprogrammes ein verendetes Tier in der Fußacher Bucht (Vorarlberg) entdeckt werden. Seither gelangen in diesem Bereich mehrere Funde (C. Chucholl, pers. Mitt.); ebenso wurde im Herbst 2013 ein Fund am Seeufer bei Seefelden bekannt (A. Sulger, pers. Mitt.). Die meisten Funde liegen in der Nähe von Zuflüssen, aus denen Vorkommen bekannt sind. In den letzten Jahren sind keine weiteren Vorkommen mehr gemeldet oder im Rahmen des Neozoen-Monitorings im Bodensee gesichtet worden. Auch wenn der Signalkrebs in vielen Gewässern konkurrenzstärker gegenüber dem Kamberkrebs ist, kann er sich im Bodensee offenbar bisher nicht etablieren. Die Bestandsentwicklung sollte weiterhin überwacht werden.

## 6 Schlussfolgerungen und Ausblick

---

**Rückgang der Individuendichten im Bodensee vor allem bei Insekten bemerkbar**

Die Makrozoobenthos-Untersuchungen im Rahmen des Neozoen-Monitorings der letzten 16 Jahre liefern umfassende Informationen hinsichtlich der heimischen und neozoischen Wirbellosenarten im Bodensee. Seit Beginn der Untersuchungen 2003 nahm die Zahl und Verbreitung neozoischer Wirbelloser im Bodensee weiter zu, diese Arten sind in der benthischen Lebensgemeinschaft des Bodensees zwischenzeitlich fest verankert. Auf der anderen Seite schrumpfen seit 2014 die Vorkommen der heimischen Makroinvertebraten. Vor allem bei den Insekten macht sich dieser Rückgang sowohl in den Abundanzen als auch in den Taxazahlen bemerkbar. Einige Neozoen haben sich zuerst invasiv ausgebreitet, heute bereits ihre maximalen Dichten erreicht oder sind in ihren Beständen schon wieder rückläufig, andere sind noch in invasiver Ausbreitung begriffen. Das Verhältnis von Neozoen zu heimischen Arten unterliegt von Jahr zu Jahr deutlichen Schwankungen. Individuendichte und Gesamtbiomasse des Makrozoobenthos werden seit 2017 durch die teilweise flächendeckende Besiedlung des Seebodens durch die Quagga-Muschel (*D. rostriformis*) bestimmt. Zuvor dominierten die Dreikantmuschel (*D. polymorpha*) und der Große Höckerflohkrebs (*D. villosus*). Seit 2017 stellen Neozoen im tiefen Bodensee-Obersee über die Hälfte der Individuen und bis über 90 % der Biomasse. Im flacheren Bodensee-Untersee sind die Anteile der angestammten Arten noch deutlich höher.

**Neozoen stellen über 50 % der MZB-Biomasse**

**Einheimische Arten halten sich besser im Untersee**

**Klimawandel begünstigt Einwanderung und Etablierung von Neozoen**

In den letzten 20 Jahren sind Neozoen in besonders schneller Abfolge im Bodensee aufgetreten. Dieses Phänomen wurde sowohl durch die wachsende Zahl möglicher Vektoren und Einwanderungswege, wahrscheinlich aber auch schon durch den Klimawandel gefördert. Das Jahresmittel der Oberflächenwassertemperatur zwischen 1990–2019 lag 1,2 °C höher als in der Vergleichsperiode 1962–1989 (IGKB, 2020). Aufgrund der fortschreitenden Klimaerwärmung wird die Oberflächenwassertemperatur auch weiterhin ansteigen. Die Einwanderung und Etablierung von wärme liebenden Arten im Bodensee kann dadurch künftig noch weiter begünstigt werden. Zusätzlich könnte sich durch wärmere Sommer und mildere Winter die thermische Schichtung des Sees verstärken und verlängern. Auch der Grund des Sees ist betroffen, hier stieg die Wassertemperatur (-250 m) in den letzten drei Jahren erstmals über 5° C, was Veränderungen bei der Durchmischung des Sees zur Folge hat (zunehmende Konvektionsphänomene). Auch die Wasserstände werden bereits durch den Klimawandel beeinflusst. Dabei kommt es zu höheren Wasserständen im Winter (Regen statt Schnee) und niedrigeren Wasserständen im Sommer (längere Trockenperioden). Wenn die neuen Arten im neu besiedelten Gebiet geeignete Temperaturen und noch keine Fraßfeinde oder andere Regulative vorfinden, wird eine schnelle Ausbreitung begünstigt. Umgekehrt bietet die noch ausgeprägte Habitatvielfalt im Bodensee-Litoral und die Anbindung an kühlere Zuflüsse Rückzugsorte für heimische Arten und kann eine vollständige Verdrängung verhindern oder zumindest verlangsamen. Wie aus den vorgestellten Ergebnissen ersichtlich ist, konnten vor allem Arten wie *D. villosus* und *D. rostriformis* durch ihr invasives Kolonisations- oder Konkurrenzverhalten dazu führen, dass sowohl einheimische Arten als auch andere zuvor bereits etablierte Neozoen aus einer Lebensgemeinschaft verdrängt werden.

**Rückzugsorte für heimische Arten vorhanden**

**Ausbreitung der aktuellen Neozoen *Hypania invalida* und *Echinogammarus ischnus* sollte überwacht werden**

Neun Neozoenarten des Bodensees befinden sich derzeit noch in der Etablierung/Ausbreitung. Diese Neuankömmlinge könnten sich sowohl unauffällig in die alte Lebensgemeinschaft integrieren (vermutl. *Hypania invalida*), oder sich wie auch bereits in anderen Gewässern invasiv zeigen (evtl. *Echinogammarus ischnus*). Um diese Einschleppungs- und Ausbreitungsmuster zu überwachen, ist auch in Zukunft die

Untersuchung des Makrozoobenthos im Bodensee von großer Bedeutung für den biologischen Gewässerschutz. Nur mit einem Langzeit-Monitoring, wie es künftig von der IGKB fortgeführt wird, können Rückschlüsse auf zyklische Phänomene im Ökosystem gezogen werden. Hierbei kann auch nur ein durchgehendes Monitoring den jeweiligen Zustand vor einer Einschleppung festhalten.

**Wie umgehen mit wirbellosen Neozoen?**

Üblicherweise können neue Arten erst durch ein intensives Monitoring bzw. nach deren bereits erfolgter Etablierung nachgewiesen werden. Zum Zeitpunkt der ersten Erfassung sind Gegenmaßnahmen meist nicht mehr möglich. Eine Ausnahme stellen Arten dar, die erst nach mehrfachen Einschleppungen eine ökologische Relevanz im neuen Ökosystem entwickeln. Die durch ein Monitoring erfassten Erstfunde können daher dazu dienen, Maßnahmen gegen weitere Einschleppungen dieser Art, vor allem auch in weitere Gewässer zu entwickeln und durchzuführen. Eine wichtige Rolle spielt dabei die Informationsweitergabe an die Öffentlichkeit und auch die Kommunikation einzelner Arbeitsgruppen untereinander. So können Konzepte zur Einschränkung der Ausbreitung von Neozoen, beispielsweise die Kontrolle und regelmäßige Reinigung von Booten und anderem im Wasser genutzten (Sport-)Equipment auch dem Bodensee und weiteren Gewässern dienen. Eine Auswahl an Programmen und Arbeitsgruppen, die sich mit der Thematik Neozoen beschäftigen, sind Tabelle 7-1 zu entnehmen (Stand Juli 2023).

Tabelle 7-1: Arbeitsgruppen und aktuelle Maßnahmenprogramme gegen die Verbreitung von Neozoen.

<p><b>IGKB</b> (Internationale Gewässerschutz Kommission für den Bodensee) Seit 2003 Neozoen Monitoring im Bodensee, Öffentlichkeitsarbeit und Forderung der Pflicht zur Reinigung von Booten (HYDRA, 2008) <a href="https://www.igkb.org/forschungsprojekte/eingeschleppte-wirbellose-tiere">https://www.igkb.org/forschungsprojekte/eingeschleppte-wirbellose-tiere</a> <a href="http://www.neozoen-bodensee.de/">http://www.neozoen-bodensee.de/</a></p>
<p><b>Arbeitskreis Neozoen</b> (AkaN) der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e. V. (DGL) <a href="https://www.dgl-ev.de/arbeitskreise/neozoen/neozoen.html">https://www.dgl-ev.de/arbeitskreise/neozoen/neozoen.html</a></p>
<p><b>Arbeitsgruppe Aquatische Neobiota des Cercle Exotique</b> (Mandat seit 2023) Ausarbeitung von Präventions- und Monitoring-Maßnahmen (DE VENTURA et al., 2023)</p>
<p><b>Kanton Aargau</b> <i>Bootsreinigungspflicht</i> am Hallwilersee: Boote mit Wasserliegeplatz, die zuvor in einem anderen Gewässer verwendet wurden, müssen vor dem Einwassern am Hallwilersee gereinigt und von einer dortigen Einwasserungsstelle kontrolliert werden. Allgemeine Informationen: <a href="http://www.ag.ch/gewaesser-neobiota">www.ag.ch/gewaesser-neobiota</a> U.a. Thematik Freisetzen von Tieren und Pflanzen aus Aquarien und Gartenteichen</p>
<p><b>Zentralschweizer Kantone</b> (Luzern, Nidwalden, Obwalden, Schwyz, Uri, Zug) Einführung einer <i>Bootsreinigungspflicht</i> für Schiffe, die zwischen Gewässern wechseln, 2023. Anleitung zur Behandlung von Booten und Equipment: <a href="http://www.schuetz-den-see.ch">www.schuetz-den-see.ch</a> Beispiel Kanton Zug: <a href="https://zg.ch/de/news/news~_2023_6_reinigungspflicht-fuer-schiffe-in-zuger-gewaessern~">https://zg.ch/de/news/news~_2023_6_reinigungspflicht-fuer-schiffe-in-zuger-gewaessern~</a></p>
<p><b>Kanton Tessin</b> <i>Bootsreinigungs-Maßnahmen</i>: Qualifizierte Werften stellen Zertifikate für gereinigte Boote aus. Diese werden benötigt, um eine temporäre Bewilligung für das Befahren eines Tessiner Gewässer zu erhalten. <a href="https://www4.ti.ch/generale/organismi/specie-invasive-neobiota/animali-invasivi-neozoi/cozza-quagga">https://www4.ti.ch/generale/organismi/specie-invasive-neobiota/animali-invasivi-neozoi/cozza-quagga</a></p>
<p><b>Ostschweizer Kantone</b> Informations- und Sensibilisierungskampagne <i>Vorsicht blinde Passagiere</i> seit 2020: <a href="http://www.zh.ch/blinde-passagiere">www.zh.ch/blinde-passagiere</a> - Übersicht der Bootsreinigungsplätze im Kanton Zürich - Informationen Wassersport: <a href="https://youtu.be/oLESzXCfWsE">https://youtu.be/oLESzXCfWsE</a> - Anleitung Bootsreinigung: <a href="https://youtu.be/ffkLqM3cJrg">https://youtu.be/ffkLqM3cJrg</a></p>
<p><b>Kanton Thurgau</b> Strategie- und Umsetzungskonzept Invasive gebietsfremde Organismen 2021-2024 (AFU, 2021)</p>

**Mittelfristig erwartete Verschleppungen und Verbreitungen von wirbellosen Neozoen**

Eine Einwanderung weiterer wirbelloser Neozoen in den Bodensee ist zu erwarten. Bereits jetzt sind viele Arten ins Rheinsystem oder andere Voralpenseen (z.B. Genfer See) eingedrungen, aber im Bodensee noch nicht aufgetaucht. Grund dafür sind die bisher noch fehlenden, noch inaktiven oder noch nicht genutzten Vektoren.

Bei den wirbellosten Neozoen ist vor allem das Auftreten folgender Arten im Bodensee in naher Zukunft denkbar:

- *Hemimysis anomala* (Genfer See)
- *Jaera istri* (Oberrhein/Hochrhein)
- *Chelicorophium curvispinum* (Oberrhein/Hochrhein)
- *Chelicorophium robustum* (Oberrhein/Hochrhein)
- *Chelicorophium sowinskyi* (Oberrhein/Hochrhein)
- *Echinogammarus trichiatus* (Oberrhein/Hochrhein)
- *Echinogammarus berilloni* (Oberrhein/Donau)
- *Obesogammarus obesus* (Mittelrhein)
- *Pectinella magnifica* (lokal in Warmwasserfahnen)
- *Limnodrilus maumeensis* (Mittelrhein)

Theoretisch ist auch eine weitere Verbreitung des Signalkrebses *Pacifastacus leniusculus* im Bodensee und die Einschleppung des Roten Sumpfkrebses *Procambarus clarkii* möglich. Einige dieser Arten haben in anderen Ökosystemen bereits ein invasives Verhalten gezeigt, daher ist eine Vermeidung von deren Einschleppung und auch die Überwachung der Verbreitung weiterhin von großer Wichtigkeit.

Auch manche in benachbarten Gebieten schon sehr häufigen, für den Bodensee problematische Wirbeltierarten, wie beispielsweise die Schwarzmundgrundel (Vektor z.B. illegale Verschleppung als lebende Köderfische) oder der Ochsenfrosch (Vektor z.B. Aquaristik) könnten sich aktiv weiter ausbreiten und dann mit noch größerer Wahrscheinlichkeit in den See eingeschleppt werden.

**IGKB-Basismonitoring Bodensee**

Im Bodensee wird ab 2023 und in den Folgejahren das neu entwickelte Basismonitoring Bodensee der IGKB durchgeführt (REY, 2022; IGKB, 2023). Die zwölf bisherigen flächenbezogenen Stellen werden im Rahmen der Neobiota-Kampagnen auch weiterhin jährlich im Frühjahr untersucht. Alle drei bis vier Jahre werden die Untersuchungen für den Themenblock „Makrozoobenthos“ um weitere 21 Stellen rund um den Bodensee ergänzt. Im Herbst wird zudem einmal jährlich das Überblicksmonitoring durchgeführt. Neben Makrozoobenthos und Neobiota werden beim Basismonitoring folgende Komponenten untersucht:

- Wasser-Land-Strukturelemente
- Physikalische Parameter
- Wasserchemie
- Phyto- und Zooplankton
- Phytobenthos
- Seeboden und Seebodenbesiedlung (Destruenten)

Der vorliegende Bericht ist ein Statusbericht zur Verbreitung wirbelloser Neozoen im Bodensee, Stand 2022, dem weitere Berichte im Rahmen des IGKB-Langzeit-Monitorings folgen, diese werden über die Website der IGKB ([www.igkb.org](http://www.igkb.org)) verfügbar sein. Aktuelle Informationen zu Verbreitung und neuen Funden von wirbellosten Neozoen sind unter [www.neozoen-bodensee.de](http://www.neozoen-bodensee.de) abrufbar.

# 7 Steckbriefe Neozoen

## 7.1 Bivalvia – Muscheln

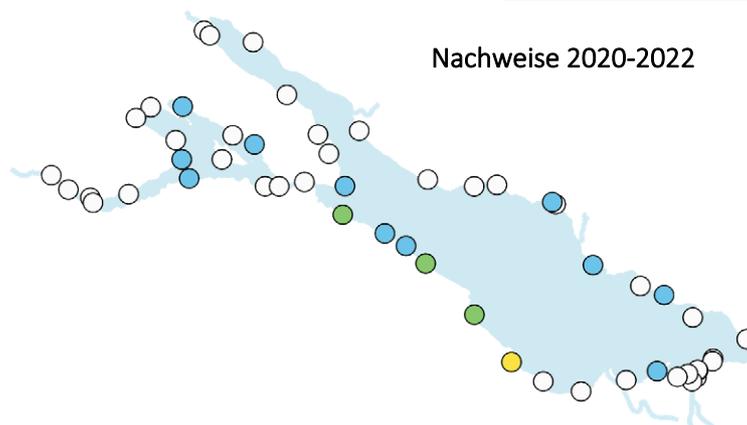
### *Corbicula fluminea*

#### Grobgerippte/Asiatische Körbchenmuschel (Müller, 1774)

Aufgrund ihrer hohen Reproduktionsrate und ihrer Beweglichkeit ist die aus Südostasien stammende Körbchenmuschel (*C. fluminea*) in der Lage sich in neuen Gebieten schnell auszubreiten. Im Bodensee lebt sie vorwiegend auf sandigem Substrat. Nach ihrem Besiedlungshöhepunkt 2015 war sie 2020–2022 nur noch in geringen Mengen vertreten.



Häufigkeit
kein Fund
Einzelfund
selten
spärlich
mittelhäufig
häufig
sehr häufig
massenhaft



Verbreitung von *C. fluminea* im Bodensee 2020–2022 (mittlere geschätzte Häufigkeitsklassen, Überblicksmonitoring).

**Herkunft:** Südost-Asien

**Erstfund Bodensee:** 2003 (WERNER & MÖRTL, 2004), Rohrspitz

**Lebensweise/Merkmale:** Kann in Brackwasser und Süßwasser leben

**Habitat:** Sandig-kiesige, gut durchlüftete Substrate mit wenig organischem Material

**Ernährungstyp:** Aktive Filtrierer (Phytoplankton)

**Fortpflanzung:** Zwitterig, über Freisetzung von Jungtieren zwischen Mai bis September (BISENERGER, 2014)

**Bekannte Vektoren:** Hauptsächlich Ballastwasser in Schiffen und Gastronomie (Lebendhaltung)

**Ausbreitungsgeschichte:** 1983 Rotterdam; 1987 im Rheindelta des Niederrheins und seit 1990 im Oberrhein (KINZELBACH, 1991). Seit 1995 Erstnachweise im Oberrhein (REY & ORTLEPP, 1997)

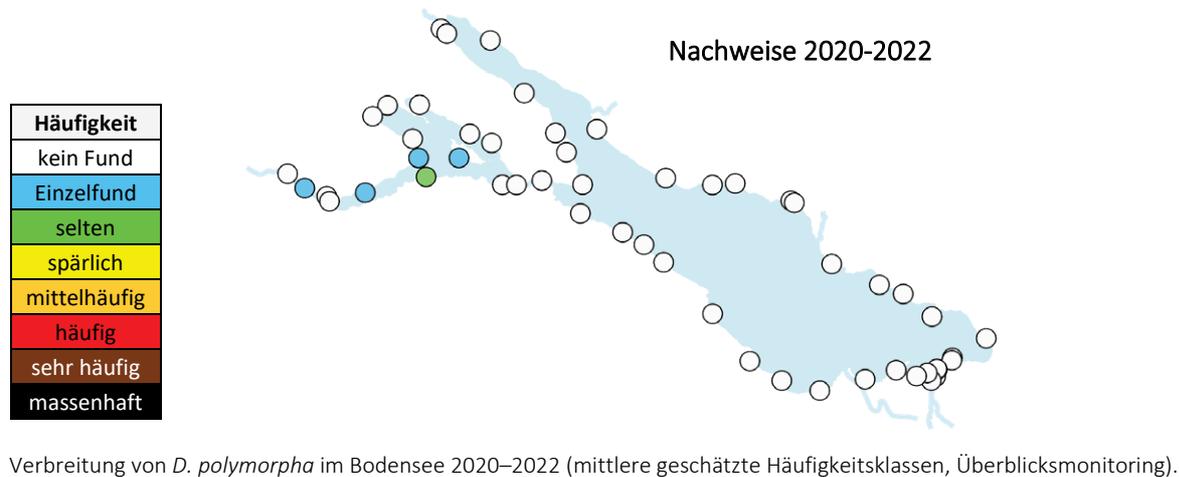
**Schadenspotential:** Kann in hohen Dichten zum Absterben von Glochidien (Larven der Unioidea) führen (MODESTO et al., 2019)

**Maximale Besiedlungsdichte:** Über 7.000 Ind./m<sup>2</sup> (TITTIZER, 1997), im Bodensee: ca. 25.000 Ind./m<sup>2</sup> (Rorspitz, 2005; WERNER & ROTHaupt, 2008)

## *Dreissena polymorpha*

### Zebra-, Dreikant- oder Wandermuschel (Pallas, 1771)

Die aus dem Schwarzmeergebiet stammende Dreikantmuschel (*D. polymorpha*) wurde Mitte der 1960er Jahre in den Bodensee eingeschleppt. Wie bereits auch an anderen Orten breitete sie sich dort invasiv aus. Sie dient vor allem Wasservögeln als wichtige Nahrungsgrundlage und kann eine Länge von bis zu 40 mm erreichen (WERNER et al. 2004). Sie kann die Nahrungsaufnahme der heimischen Großmuschelarten (v.a. *Anodonta cygnea*) beeinflussen (BAUER & NEGELER, 2000), indem sie sich mit Hilfe von Byssusfäden auf diesen festsetzt und die Nahrung abfängt. Durch die Besiedlung von Rohrleitungen aller Art führt sie zu wirtschaftlichen Schäden.



**Herkunft:** Aralsee, Pontokaspis

**Erstfund Bodensee:** Ca. 1965 (BLUM, 1970), Fußacher Schiffswerft

**Lebensweise/Merkmale:** Toleriert großes Spektrum an verschiedenen Lebensräumen (auch Brackwasser), festsitzend mittels Byssusfäden

**Habitat:** Hartsubstrate (bevorzugt Steine), andere Muscheln, auf Sand nur als Konglomerate

**Ernährungstyp:** Aktive Filtrierer (vor allem Phytoplankton)

**Fortpflanzung:** Über freischwimmende Veligerlarven, Mai–September. Weibchen können bis zu 1 Mio. Eier pro Jahr freisetzen, die Befruchtung erfolgt im Freiwasser

**Bekannt Vektoren:** Verschleppung überwiegend durch Schiffe und Wanderboote (Ballastwasser und angeheftet)

**Ausbreitungsgeschichte:** Erstfunde im Niederrheindelta 1826 und im Oberrhein bei Mannheim 1840 (THIENEMANN, 1950). 1850 erstmals im Hochrhein bei Basel (MERIAN, 1860) und 1970 in der Aare (BLOESCH, 1977)

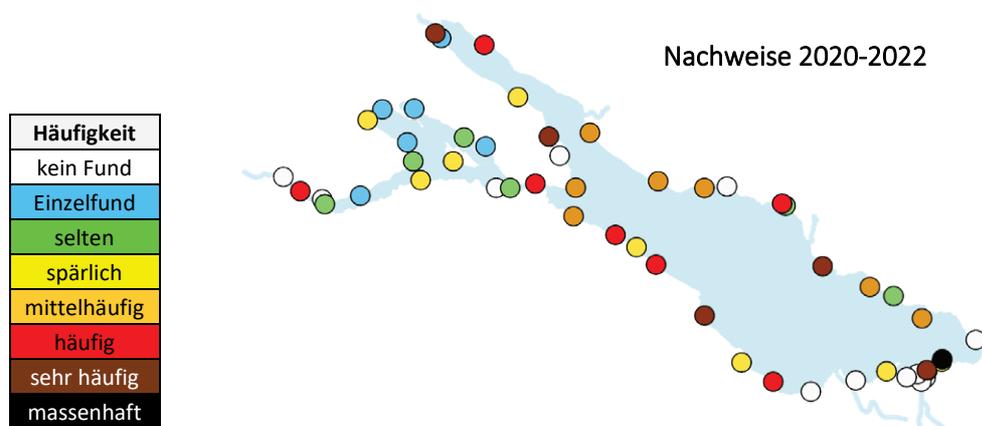
**Maximale Besiedlungsdichte:** Im Bodensee bis 30.000 Ind./m<sup>2</sup> (2 m Tiefe, WERNER et al., 2004)

**Schadenspotential:** Ökonomische Schäden durch das Zusetzen von Leitungen. Aufsitzen auf Großmuscheln führt zu Nahrungskonkurrenz

**Sonstiges:** Seit Ausbreitung der Dreikantmuscheln haben Bestände von Tauchenten und Blässhühnern am Bodensee stark zugenommen (WERNER et al., 2004)

## *Dreissena rostriformis* – Quagga-Muschel (Andrusov, 1897)

Die Quagga-Muschel *D. rostriformis* ist die Schwesterart von *D. polymorpha*. Sie kann aber in größeren Wassertiefen siedeln, hat eine noch höhere Reproduktionsrate und kann sich ganzjährig fortpflanzen. Es ist ihr möglich Weichsubstrate auch ohne Konglomeration zu besiedeln und sich somit auf dem gesamten Seeboden ausbreiten. Dadurch schafft sie neue Siedlungsmöglichkeiten für andere Arten des Makrozoobenthos. Bereits ein Jahr nach ihrem Erstfund konnte sie sich über den gesamten Bodensee verbreiten. Dort tritt sie in meist noch höheren Dichten auf als zuvor *D. polymorpha* und verdrängt diese mittlerweile. Zudem stellt sie durch das Zusetzen von Rohren eine Herausforderung für die Bodensee-Trinkwasserversorgung dar.



Verbreitung von *D. rostriformis* im Bodensee 2020–2022 (mittlere geschätzte Häufigkeitsklassen, Überblicksmonitoring).

**Herkunft:** Dnieper-Bug-System

**Erstfund Bodensee:** 2016 (P. Steinmann, pers. Mitt.), Wallhausen

**Lebensweise/Merkmale:** festsitzend mittels Byssusfäden und lose auf Sand

**Habitat:** Hartsubstrate, andere Muscheln, Sand

**Ernährungstyp:** Aktive Filtrierer (vor allem Phytoplankton)

**Fortpflanzung:** Über freischwimmende Veligerlarven, ganzjährig (HALTNER et al., 2022)

**Bekannte Vektoren:** Verschleppung überwiegend durch Schiffe und Wanderboote

**Ausbreitungsgeschichte:** 2006 erstmals in Europa (Hollands Diep; BIJ DE VAATE, 2006), 2007 an mehreren Stellen im Oberrhein (MARTENS et al., 2007)

**Maximale Besiedlungsdichte:** Im Bodensee 13.244 Ind./m<sup>2</sup> (Seerhein, Herbst 2019)

**Schadenspotential:** Ökonomische Schäden durch das Zusetzen von Leitungen, Verdrängung von *Dreissena polymorpha*. Rückgang des Phytoplanktons durch hohe Filtration. Aufsitzen auf Großmuscheln führt zu Nahrungskonkurrenz

**Sonstiges:** Kann durch Filtration zu einer höheren Sichttiefe im See und damit mehr verfügbarem Licht für Makrophyten führen (HALTNER et al., 2021)

## 7.2 Gastropoda – Schnecken

### *Gyraulus parvus*– Amerikanisches Posthörnchen (Say, 1817)

Das Amerikanische Posthörnchen *Gyraulus parvus* wurde bereits Mitte der 1990er Jahre in der Nähe des Bodensees (im Mindelsee) gefunden (SCHMID, 1983). Im Bodensee gelang der Erstfund allerdings erst im Jahr 2004 in der Bregenzer Bucht (REY et al., 2005). Seitdem wurden im Rahmen der Untersuchungen immer wieder kleine Vorkommen an verschiedenen Stellen des Sees gefunden, zuletzt 2019 vereinzelte Tiere im Seerhein und im Hochrhein bei Hemishofen. Seit 2020 gibt es allerdings keine weiteren sicheren Nachweise im Bodensee mehr. Aufgrund der Ähnlichkeit zu *Gyraulus laevis* konnten einzelne Individuen nicht eindeutig zugeordnet werden. Da es immer wieder Jahre mit wenigen Nachweisen gab, ist ein komplettes Verschwinden von *G. parvus* aus dem Bodensee allerdings nicht anzunehmen.



© Smithsonian Environmental Research Center (CC BY 2.0)



Bisherige Funde von *G. parvus* im Bodensee.

**Herkunft:** Nordamerika

**Erstfund Bodensee:** Bregenzer Bucht (REY et al., 2005)

**Habitat:** Süßwasser und Brackwasser (Mangroven)

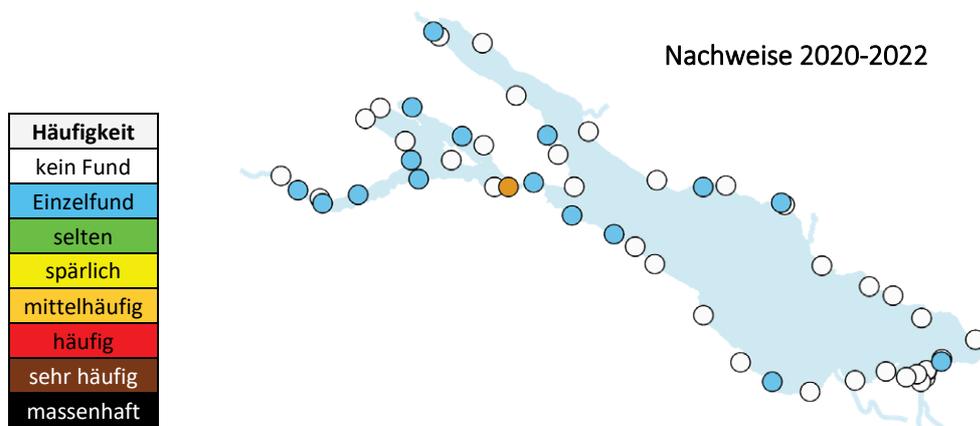
**Ernährungstyp:** Weidegänger

**Ausbreitungsgeschichte:** In Deutschland erstmals 1973 in einem Baggersee bei Speyer (GLÖER et al., 1978)

**Maximale Besiedlungsdichte:** Im Bodensee 244 Ind./m<sup>2</sup> (Radolfzell, 2005)

## *Haitia/Physella acuta* – Spitze Blasenschecke (Draparnaud, 1805)

Die Spitze Blasenschecke *Haitia acuta* (Syn. *Physella acuta*) wanderte bereits im 19. Jahrhundert in die Westschweiz ein (FIEDLER, 1988). Den Bodensee erreichte sie vermutlich in den frühen 1980er Jahren. *H. acuta* ist in flachen, wasserpflanzenreichen Buchten verbreitet. Die Art ist seeweit in meist nur geringen Dichten nachweisbar. Im Seerhein konnte 2022 im Rahmen des Überblicksmonitorings ein größeres lokales Vorkommen festgestellt werden.



Verbreitung von *H. acuta* im Bodensee 2020-2022 (mittlere geschätzte Häufigkeitsklassen, Überblicksmonitoring).

**Herkunft:** Nordamerika

**Erstfund Bodensee:** 1988, Markelfinger Winkel (FIEDLER, 1988)

**Lebensweise/Merkmale:** Sehr tolerant gegenüber temporärer Wasserverschmutzung und hohen Temperaturen

**Habitat:** Schwach fließende/stehende Gewässer

**Ernährungstyp:** Weidegänger, Detritusfresser

**Fortpflanzung:** 3–26 Eier in Leichballen, Autogamie möglich

**Bekannte Vektoren:** Vor allem Aquaristik

**Ausbreitungsgeschichte:** In Baden-Württemberg erstmals 1899 in Tübingen (GEYER, 1907)

**Maximale Besiedlungsdichte:** Im Bodensee 100 Ind./m<sup>2</sup> (Wallhausen, 2021)

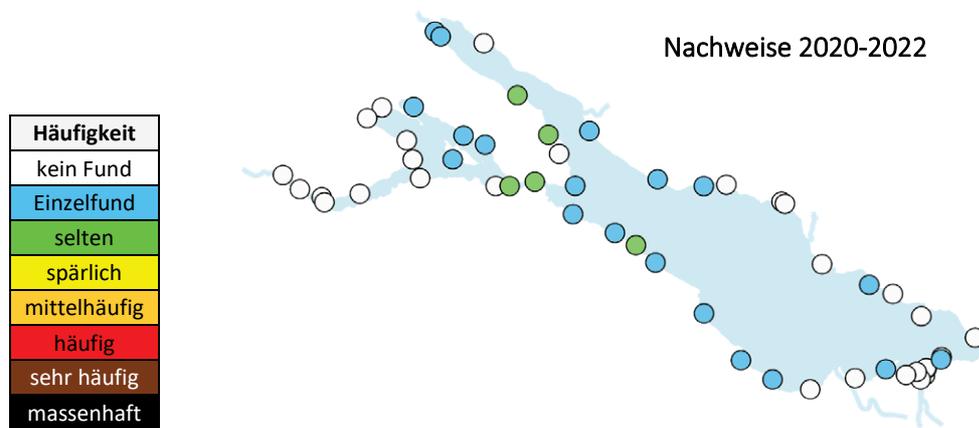
**Schadenspotential:** Möglicherweise in geringem Ausmaß Zusetzen von Leitungen und Filtern an Wasserentnahmestellen (NAKANO & STRAYER, 2014)

**Sonstiges:** Verhältnismäßig schnelle Fortbewegung für eine Schnecke, co-existiert in vielen Gewässern mit *P. antipodarum* (COPE & WINTERBOURN, 2004)

## *Potamopyrgus antipodarum*

### Neuseeländische Zwergdeckelschnecke (Gray, 1843)

Die Neuseeländische Zwergdeckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum* wurde 1972 erstmals im Bodensee nachgewiesen (TURNER et al., 1998). Sie kommt auf sandigen Substraten ebenso vor wie auf Steinen. Zwischenzeitlich erreichte sie lokal hohe Dichten, ist mittlerweile zwar weiterhin noch über den gesamten Bodensee verbreitet, allerdings nur noch in geringeren Dichten. Von der Schnecke sind keine negativen Auswirkungen auf die benthische Lebensgemeinschaft im Bodensee bekannt.



Verbreitung von *P. antipodarum* im Bodensee 2020–2022 (mittlere geschätzte Häufigkeitsklassen, Überblicksmonitoring).

**Herkunft:** Neuseeland

**Erstfund Bodensee:** 1972 (TURNER et al., 1998)

**Lebensweise/Merkmale:** Toleriert großes Spektrum an Lebensräumen, salztolerant, erträgt Temperaturen bis 30° C und Strömungsgeschwindigkeiten bis 0,5 m/s

**Habitat:** Bevorzugt langsame bis stehende Gewässer mit lichtgeschützten Stellen an Steinen und Blöcken und Wasserpflanzen

**Ernährungstyp:** Weidegänger (Grünalgen und Detritus)

**Fortpflanzung:** Parthogenetisch mit ein bis zwei Fortpflanzungsperioden pro Jahr

**Bekannte Vektoren:** Schiffe und Vögel

**Ausbreitungsgeschichte:** 1961 Erstnachweis im Oberrhein (SCHMID, 1969), 1983 im Hochrhein (KOSTER & WINKLER, 1985)

**Maximale Besiedlungsdichte:** Im Bodensee bis zu 7.500 Ind./m<sup>2</sup> (Wasserburg, 2013)

**Schadenspotential:** Kann zu Biofouling in Rohren und Filtern führen

## *Theodoxus fluviatilis*

### Gemeine Kahnschnecke/Zwerg-Flussschnecke (Linné, 1758)

Einst war die Kahnschnecke *Theodoxus fluviatilis* im Rhein und seinen Nebenflüssen weit verbreitet. In Rheingebiet kam es seit ca. 1920 immer wieder zu starken Schwankungen der Populationen (MEINERT UND KINZELBACH, 1985; KINZELBACH, 1987). Im Jahr 2004 war *T. fluviatilis* im Hochrhein nahezu ausgestoben (REY et al., 2005), allerdings tauchten weiter unten im Rhein 2006 wieder Individuen auf, von denen angenommen wird, dass sie den Rhein über den Main-Donau-Kanal erreicht haben (WESTERMANN et al., 2007). Auch im Hochrhein wurde sie seit 2016 wieder gefunden. Die wieder im Rhein vorkommenden Populationen waren jedoch nicht der ursprünglich vorkommende Genotyp F28, sondern der im Schwarzmeergebiet vorkommende Typ F31 (GERGS et al., 2015). Mittlerweile siedeln sowohl Individuen des Typs F28 als auch des Typ F31 im Bodensee-Abfluss (BAUR et al., 2022; Überblicksmonitoring 2022). Woher diese stammen ist unklar. Eine weitere Fundmeldung (ca. 50 Individuen, alle Typ 28) bei Hemishofen erfolgte von Werner im Juli 2023 (pers. Mitt.). Die Art selbst ist daher im Rhein heimisch, im Bodensee und im oberen Hochrhein dagegen als gebietsfremd einzustufen. Der Genotyp F31 ist deutschlandweit gebietsfremd.



#### Nachweise 2020-2022



Fundmeldungen von *T. fluviatilis* (Typ F28 & F31) im Bodensee/Bodensee-Abfluss 2020–2022.

**Herkunft:** Europa (Typ F28)/Schwarzmeergebiet (Typ F31)

**Erstfund Bodensee:** Stein am Rhein 2020 (BAUR et al., 2022)

**Lebensweise/Merkmale:** Lebensspanne von 2–3 Jahren (KIRKEGAARD, 2006)

**Habitat:** Hartsubstrate

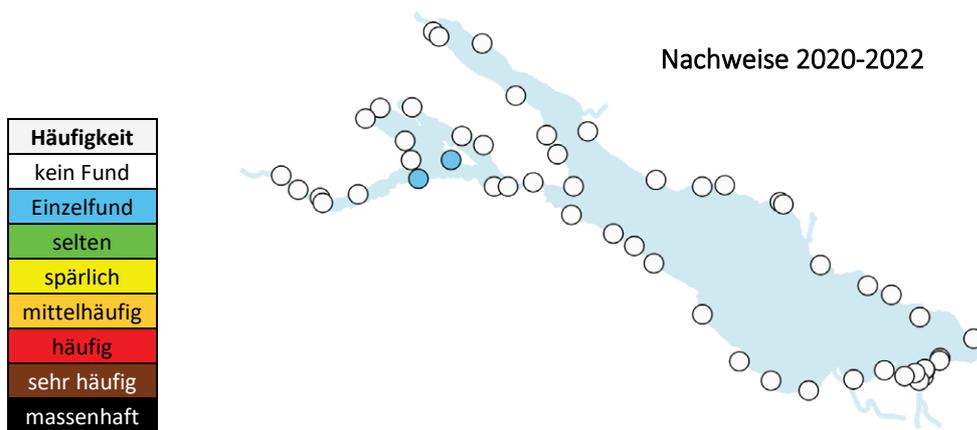
**Ernährungstyp:** Weidegänger

**Fortpflanzung:** Getrenntgeschlechtlich über Eikapseln, die am Substrat abgelegt werden

## *Viviparus ater*

### Italienische Sumpfdeckelschnecke (De Cristofori & Jan, 1832)

Die Italienische Sumpfdeckelschnecke *Viviparus ater* ist ursprünglich in wenigen Seen der Südalpen endemisch. Sie wurde 1956 erstmals im Untersee am Hinterhorn bei Wangen festgestellt (HEROLD, 1958) und ist somit eine der älteren wirbellosen Neozoen-Arten im Bodensee. Auf feinen Sedimenten kann *V. ater* stellenweise recht hohe Dichten erreichen, zeigt aber keine invasiven Eigenschaften. Im Bodensee kommt sie nur in geringen Dichten vor. Die bis zu 5 cm großen Sumpfdeckelschnecken werden am Untersee nachweislich auch von Wasservögeln als Nahrungsquelle genutzt. Im Bodensee konnte sie im Rahmen des Neozoen Monitorings vor allem im Untersee an der Reichenau und bei Berlingen nachgewiesen werden (Stand 2022, Überblicksmonitoring), einzelne Funde gelangen bis 2016 auch im Obersee.



Verbreitung von *V. ater* im Bodensee 2020–2022 (mittlere geschätzte Häufigkeitsklassen, Überblicksmonitoring).

**Herkunft:** Italien

**Erstfund Bodensee:** 1956 (HEROLD, 1958), Wangen

**Habitat:** Flüsse und Seen, vermehrt in der Uferzone

**Ernährungstyp:** Weidegänger

**Fortpflanzung:** Ovoviviparie

**Bekannte Vektoren:** Möglicherweise Wasservögel & Sportboote (SCHMID, 2002)

**Ausbreitungsgeschichte:** Seit über 100 Jahren im Zürichsee (SCHMID, 2002)

**Maximale Besiedlungsdichte:** Im Bodensee 5 Ind./m<sup>2</sup> (Hard & Berlingen, 2009)

## 7.3 Oligochaeta – Würmer

### *Branchiura sowerbyi* (Beddard, 1892)

Der Kiemenwurm *Branchiura sowerbyi* ist gut an seinen auffälligen Kiemen am hinteren Teil seines Körpers erkennbar. Er wurde im Rahmen des Neozoen-Monitorings erstmals im Jahr 2003 in Langenargen gefunden. 2005 trat er auch in Wangen auf. Mittlerweile ist *B. sowerbyi* über den gesamten Bodensee verbreitet. Vor allem an Standorten wie Konstanz-Egg, Staad und Hemishofen tritt die Art in höheren Individuendichten als an anderen Stellen auf. Die Nachweise dieser thermophilen, Sand und Feinsubstrat liebenden Art scheinen sich in besonders warmen Jahren zu häufen; so gelangen die meisten Funde seit 2016. Durch die Erwärmung des Oberflächenwassers im Bodensee (IGKB, 2020) wäre auch in Zukunft eine vermehrte Besiedlung durch den Kiemenwurm denkbar.



Funde von *B. sowerbyi* im Bodensee im flächenbezogenen Monitoring 2020–2022.

**Herkunft:** Wahrscheinlich Asiatischer Raum

**Erstfund Bodensee:** 2003 (Neozoen-Monitoring), Langenargen

**Lebensweise/Merkmale:** toleriert einen großen Temperaturbereich, Lebenszyklus von 1–2 Jahren (CAROLL & DORRIS, 1972), lebt in Süßwasserflüssen

**Ernährungstyp:** Detritusfresser

**Fortpflanzung:** Kokons bei einer Temperaturspanne von 15–25 °C, mit einem Optimum bei 25 °C (BONACINA et al., 1994)

**Bekannte Vektoren:** Aquarianer, Gartencenter, Schiffe

**Maximale Besiedlungsdichte:** Im Bodensee 140 Ind./m<sup>2</sup> (Hard, 2018)

## *Quistadrilus multisetosus* (Smith, 1900)

Im Herbst 2016 wurde erstmals der Schlammröhrenwurm *Quistadrilus multisetosus* (Syn. *Peloscolex moszyniskii*) im Seerhein nachgewiesen (Überblicksmonitoring). Die Art stammt aus dem Osten von Nordamerika, aus Europa sind bisher nur wenige Fundberichte bekannt. Dies kann an einer noch geringen Untersuchungslage oder einer erst beginnenden Verbreitung liegen. Auch über die Ökologie der Art sind erst wenige Informationen vorhanden. In Tschechien wurde der Wurm in einem eutrophen (200 bis 1000 µg Phosphat/L) Fluss mit sehr hoher Leitfähigkeit (> 1000 µS) gefunden (VETŘÍČEK & SPORKA, 2016). Die Wasserchemie des Bodensees ist dagegen vollkommen anders: ~6 µg Phosphat/L; ~330 µS/cm. In der Schweiz wurde *Q. multisetosus* bereits 2010 in der



Unteren Lorze, unterhalb des Zuger Sees nachgewiesen (HESSELSCHWERDT, 2021). Dort lebte er in sandig-kiesigem Substrat und zwischen Wurzeln bei einer Leitfähigkeit von 293 µS/cm. 2018 wurden weitere Exemplare im Seerhein gefunden. Zuerst wurde eine erfolgreiche Etablierung der Art im Seerhein vermutet, allerdings konnte nach 2018 für mehrere Jahre kein weiterer Nachweis mehr erbracht werden, weder dort noch an einer anderen Stelle im Bodensee. Erst Anfang 2023 tauchte die Art wieder im Obersee an der Schussenmündung auf (pers. Mitteilung LUBW). In Zukunft wird, wenn überhaupt, nur mit einem unauffälligen Vorkommen im Bodensee gerechnet.



Bisherige Funde von *Q. multisetosus* im Bodensee

**Herkunft:** Nordamerika

**Erstfund Bodensee:** 2016 (Neozoen-Monitoring, det. Mürle), Seerhein

**Lebensweise/Merkmale:** Toleriert ein großes Spektrum an Leitfähigkeit

**Habitat:** Sandig-kiesiges Substrat

**Ernährungstyp:** Sedimentfresser (Detritus)

**Maximale Besiedlungsdichte:** 8 Ind./m<sup>2</sup> im Bodensee (Seerhein, 2018)

**Sonstiges:** Tolerant gegenüber organischer Verschmutzung, bspw. durch Kläranlagen-Einleiter (VIVIEN et al., 2020)

## 7.4 Polychaeta – Borstenwürmer

### *Hypania invalida* – Süßwasser-Borstenwurm (Grube, 1860)

Der Süßwasser-Borstenwurm *Hypania invalida* ist einer der wenigen Süßwasserpolychäten Mitteleuropas und stammt aus dem pontokaspischen Raum. Er breitete sich nach der Eröffnung des Main-Donau-Kanals (1992) schnell im Rheinsystem aus. Für die bisherige Verbreitung wurde vor allem die Schifffahrt verantwortlich gemacht. Daher war eine Einschleppung in den Bodensee mit Wanderbooten bereits erwartet worden. Im Oktober 2020 wurden erste Individuen in Proben des Seenforschungsinstitutes (ISF) aus dem Flachwasserbereich vor Langenargen gefunden. Bei Beobachtungen im Rahmen des Quagga-Tiefenmonitorings des ISF konnten, ebenfalls in Langenargen, die Würmer und ihre Wohnröhren in 20–30 m Tiefe beobachtet werden. Im Winter 2021 wurden bereits einzelne Exemplare in Radolfzell nachgewiesen. Von einer weiteren Ausbreitung kann ausgegangen werden.



Bisherige Funde von *H. invalida* im Bodensee.

**Herkunft:** Pontokaspis

**Erstfund Bodensee:** 2020 (ISF, Teiber-Siessegger, pers. Mitt.), Langenargen

**Lebensweise/Merkmale:** Festsitzend in Wohnröhren

**Habitat:** Feinsubstrat (sandig-schlammig) in langsam fließenden Gewässern

**Ernährungstyp:** Aktive Filtrierer, Sedimentfresser (Detritus)

**Bekannte Vektoren:** Schifffahrt

**Ausbreitungsgeschichte:** Donau in Deutschland seit 1958 (KOTHÉ 1968), im Rheinsystem seit 1995 (TITTIZER, 1997)

**Maximale Besiedlungsdichte:** Im Bodensee 92 Ind./m<sup>2</sup> in Langenargen (Herbst 2021), im Rhein über 10.000 Ind./m<sup>2</sup> (REY et al., 2004)

**Schadenspotential:** bisher unbekannt

## 7.5 Hirudinea – Egel

### *Caspiobdella fadejewi* (Epshtein, 1961)

Der parasitisch lebende Fischegel *Caspiobdella fadejewi* wurde im Oktober 2010 erstmals im Bodensee (Öhningen-Stiegen, Werner pers. Mitteilung) nachgewiesen. Die jungen Egel schlüpfen im Frühjahr und besiedeln meist die Körperseiten, Mundregion oder Kiemendeckel vor allem von Brachse und Hecht. Ende August wird der Wirt verlassen und die Eiablage findet statt. Anschließend sterben die Egel ab (JUEG et al., 2004). Seit 2000 sind Funde von *C. fadejewi* aus dem Hochrhein bekannt. Auch in den folgenden Jahren konnten mit Hilfe der flächenbezogenen Probenahmen regelmäßig Individuen im Bodensee-Abfluss bei Hemishofen nachgewiesen werden. An anderen Stellen im Seebereich gab es keine weiteren Nachweise.



Bisherige Funde von *C. fadejewi* im Bodensee.

**Herkunft:** Pontokaspis

**Erstfund Bodensee:** 2010, Öhningen-Stiegen

**Lebensweise/Merkmale:** parasitär

**Habitat:** Fließgewässer

**Ernährungstyp:** Breites Nahrungsspektrum (häufig an Kiemen von Cypriniden)

**Fortpflanzung:** Einmal im Jahr über Eier

**Bekannte Vektoren:** Wirtsfische

**Ausbreitungsgeschichte:** Erstfund in Deutschland 1988 (JUEG et al., 2004)

**Maximale Besiedlungsdichte:** 4 Ind/m<sup>2</sup> im Bodensee (Hemishofen, 2021)

## *Barbronia weberi* – Asiatischer Egel (Blanchard, 1897)

*Barbronia weberi* ist ein im Süßwasser lebender Egel, der sich hauptsächlich von Schlammröhrenwürmern ernährt und eine Länge von bis zu 3,1 cm erreichen kann. Im Gegensatz zu den anderen im Bodensee vorkommenden Egeln besitzt er vier Gonoporen an der Körperunterseite und ist an diesen gut zu erkennen. Im Bodensee kommt er seit 2015 vor und hat sich bereits innerhalb weniger Jahre weit im See verbreitet. Neben Uttwil (Erstfund) konnte er bereits auch im Seerhein, in Wallhausen, Langenargen und Rorschach-Staad im Rahmen des flächenbezogenen Monitorings nachgewiesen werden.



© Philip Summerhays, einige Rechte vorbehalten (CC BY-NC)



Funde von *B. weberi* im flächenbezogenen Monitoring 2020–2022.

**Herkunft:** Asien

**Erstfund Bodensee:** 2015 (det. Mürle), Uttwil

**Habitat:** Nährstoffreiche, langsam fließende oder stehende Gewässer

**Ernährungstyp:** Vorwiegend räuberisch gegenüber Oligochaeta und Nematocera-Larven

**Fortpflanzung:** Zwittrig, über Ablage von Eikokons, keine Brutpflege

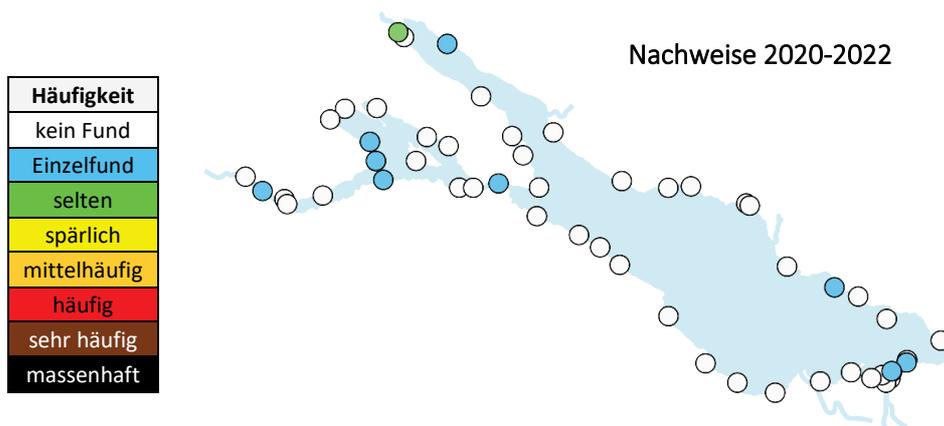
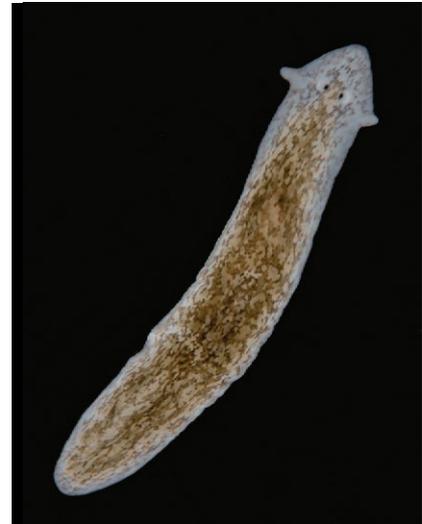
**Bekannte Vektoren:** Aquarianer

**Maximale Besiedlungsdichte:** 48 Ind./m<sup>2</sup> im Bodensee (Uttwil, 2019)

## 7.6 Turbellaria – Strudelwürmer

### *Girardia tigrina* – Tigerplanarie/Gefleckter Strudelwurm (*Girard, 1850*)

Die aus Nordamerika stammende Tigerplanarie *Girardia tigrina* ist mittlerweile in ganz Mitteleuropa sowie in Italien, Spanien und Russland verbreitet. Auch in den deutschen Bundeswasserstrassen gehört sie zu der Gruppe der weit verbreiteten Neozoen bei jedoch oft nur geringer Populationsdichte (TITTIZER, 1997). Zumindest an einigen Stellen im Hochrhein (REY & ORTLEPP, 2002) konnten auch schon Besiedlungsdichten von über 2000 Individuen/m<sup>2</sup> nachgewiesen werden. Seit 1993 tritt die Art im Bodensee auf und war seit 2016 rings um den See verbreitet und stellenweise auch zahlreich. 2022 war dagegen nur noch ein geringes Vorkommen im Rhein bei Stein am Rhein zu finden, im flächenbezogenen Monitoring fehlen die Nachweise seit 2017 ganz. Generell wurde in den letzten Jahren insgesamt ein Rückgang der gesamten Gruppe der Turbellaria im Bodensee beobachtet.



Verbreitung von *G. tigrina* im Bodensee 2020–2022 (mittlere geschätzte Häufigkeitsklassen, Überblicksmonitoring).

**Herkunft:** Nordamerika

**Erstfund Bodensee:** 1993 (SISSEGER & SCHAEFER, 1993)

**Lebensweise/Merkmale:** Wärme liebend, Toleriert großes Spektrum an Lebensräumen

**Habitat:** Steine, Holz, submers Wasserpflanzen in Fließ- und Stillgewässern

**Ernährungstyp:** räuberisch, Aasfresser (Schnecken, Würmer, Asseln, Insektenlarven)

**Bekannte Vektoren:** Aquaristik und Schiffe

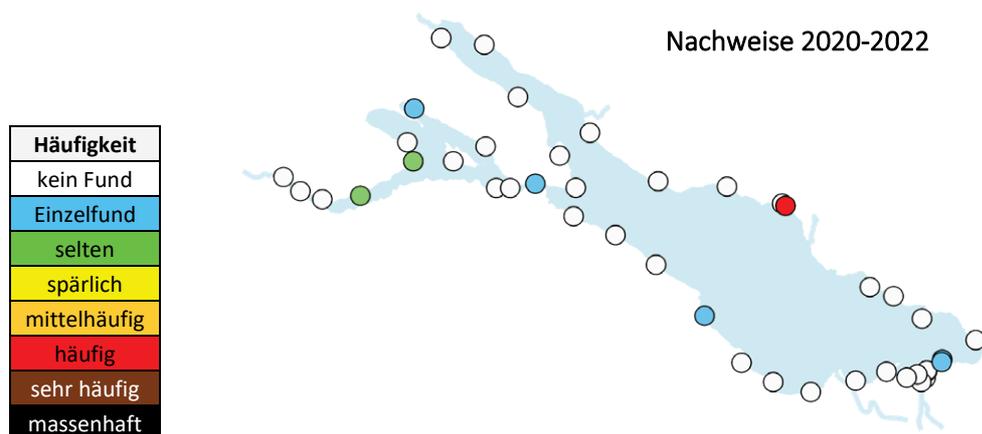
**Ausbreitungsgeschichte:** Anfang des 20. Jahrhunderts in Europa. Erstmals im Oberrhein bei Karlsruhe (HAUER, 1950)

**Maximale Besiedlungsdichte:** 1550 Ind./m<sup>2</sup> im Bodensee (Hemishofen, 2009), über 2400 Ind./m<sup>2</sup> im Hochrhein (REY et al., 2016)

## 7.7 Amphipoda – Flohkrebse

### *Gammarus roeselii* – Fluss Flohkrebs (Gervais, 1835)

Der aus dem Balkan stammende Flohkrebs *Gammarus roeselii* breitete sich Mitte des 19. Jahrhunderts in Mitteleuropa aus und gelangte zwischen 1942 und 1974 in den Bodensee (MUCKLE, 1942; HARTMANN, 1977). Anhand seiner auffallend spitz zulaufenden Epimere (Rückenplatten) ist er sehr gut von anderen Flohkrebse zu unterscheiden. Vor Erscheinen von *Dikerogammarus villosus* war die Art im Bodensee dominierend und wurde mittlerweile hauptsächlich auf den Untersee zurückgedrängt. Im Obersee existieren derzeit nur noch lokal dichtere Vorkommen, z.B. bei Fischbach/Friedrichshafen.



Verbreitung von *G. roeselii* im Bodensee 2020–2022 (mittlere geschätzte Häufigkeitsklassen, Überblicksmonitoring).

**Herkunft:** Pontokaspis

**Erstfund Bodensee:** 1974 (HARTMANN, 1977), Etablierung vermutlich zwischen 1942 und 1974 (MUCKLE, 1942)

**Lebensweise/Merkmale:** Freischwimmend in Fließ- und Stillgewässern

**Habitat:** Kies, Steine, Makrophyten

**Ernährungstyp:** Detritusfresser inkl. Aas

**Durchschnittliche Größe im Bodensee:** 7 mm

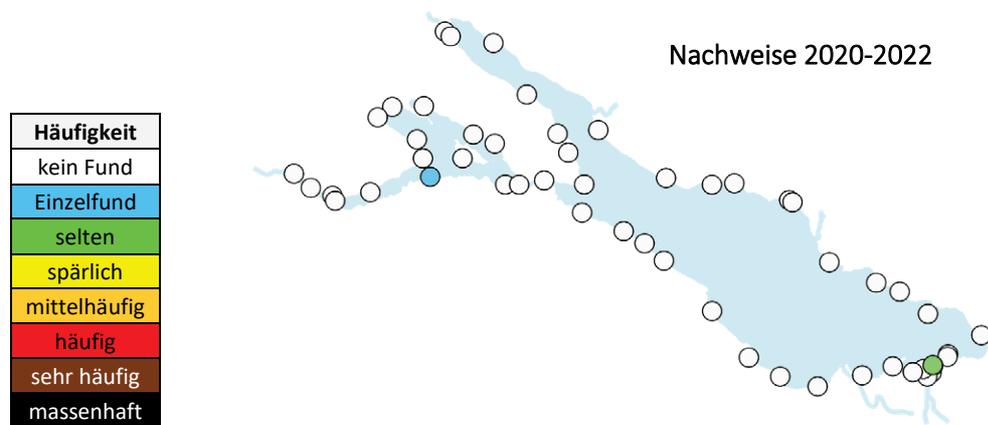
**Bekannte Vektoren:** Verschleppung durch Schiffe; aktive Wanderung

**Maximale Besiedlungsdichte:** Im Bodensee rund 3.800 Ind./m<sup>2</sup> in Uttwil (Frühjahr 2005)

**Schadenspotential:** mögliche Verdrängung heimischer Amphipodenarten

## *Crangonyx pseudogracilis* – Aufrechter Flohkrebs (Bousfield, 1958)

Der aus Nordamerika stammende Aufrechte Flohkrebs *Crangonyx pseudogracilis* wurde im Bodensee erstmals 2007 am Grünen Damm in Hard entdeckt (HANSELMANN & GERGS, 2008). Dort hat er sich etabliert und unauffällig in die Benthosbiozönose eingegliedert. An anderen Stellen scheint die Populationsgröße so begrenzt zu sein, dass nicht bei jeder Untersuchungskampagne mit Funden gerechnet werden kann.



Verbreitung von *C. pseudogracilis* im Bodensee 2020–2022 (mittlere geschätzte Häufigkeitsklassen, Überblicksmonitoring).

**Herkunft:** Nordamerika

**Erstfund Bodensee:** 2007 (HANSELMANN & GERGS, 2008), Hard

**Habitat:** Steine und Makrophyten kleinerer Stillgewässer. In Süddeutschland hauptsächlich in Rand- und Auengewässern (MARTENS & GRABOW, 2006) bzw. sommerwarme, leicht trübe Stillgewässer (GERDES & EGGERS, 2007)

**Ernährungstyp:** Pflanzen- und Detritusfresser

**Bekannte Vektoren:** Wasservögel (GERDES & EGGERS, 2007)

**Ausbreitungsgeschichte:** Seit 1979 im Einzugsgebiet des Rheins (PINKSTER et al., 1980),

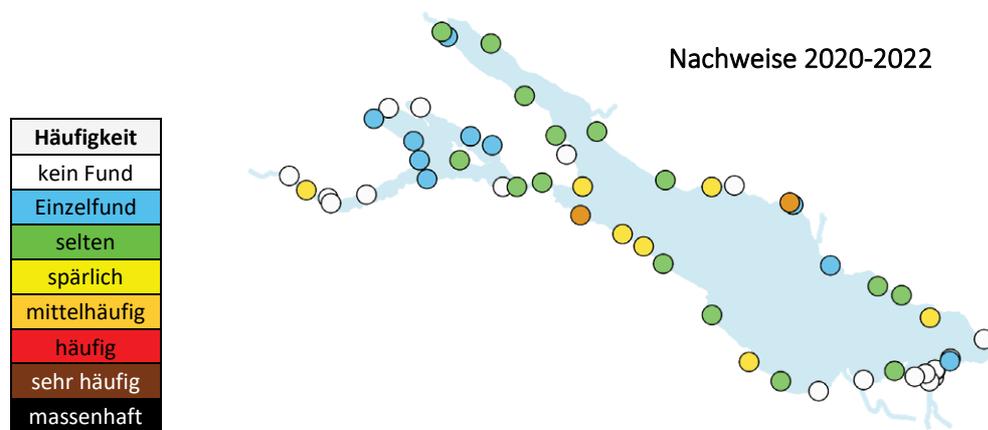
**Maximale Besiedlungsdichte:** Im Bodensee 152 Ind./m<sup>2</sup> in Hard (Herbst 2015)

**Schadenspotential:** kein bekanntes Schadenspotential

**Sonstiges:** Könnte bei Etablierung den Prädationsdruck der Bachforelle auf *G. roeselii* reduzieren, da sie von den Fischen aktiv selektiert werden (HANSELMANN & GERGS, 2007)

## *Dikerogammarus villosus* – Großer Höckerflohkrebs (Sowinsky, 1894)

Der Große Höckerflohkrebs ist seit 2002 im Bodensee nachweisbar. Seitdem hat er sich in wenigen Jahren über den gesamten See verbreitet. Er kann eine Größe von über 20 mm erreichen und stellt eine Konkurrenz für andere Amphipoden dar (HESSELSCHWERDT et al., 2008; WERNER et al., 2016). Diese werden auch durch direkte Prädation gefährdet (DICK et al., 2002). Mittlerweile weist er einigermaßen konstante Individuendichten ohne Massenvorkommen auf. *D. villosus* bevorzugt höhere Wassertemperaturen als die einheimischen Arten und auch als *Gammarus roeselii*.



Verbreitung von *D. villosus* im Bodensee 2020–2022 (mittlere geschätzte Häufigkeitsklassen, Überblicksmonitoring).

**Herkunft:** Pontokaspis

**Erstfund Bodensee:** 2003, Überlinger See (MÜRLE et al., 2004). Bereits seit 2002 im See.

**Lebensweise/Merkmale:** Toleriert großes Spektrum an Lebensräumen

**Habitat:** Steine/Blöcke, *Dreissena*-Kolonien, je nach Größe werden Habitate mit unterschiedlichen Lückengrößen präferiert (PLATVOET et al., 2009)

**Ernährungstyp:** Detritusfresser, räuberisch gegenüber Amphipoden und anderem Makrozoobenthos

**Bekannte Vektoren:** Verschleppung durch Schiffe; aktive Wanderung

**Ausbreitungsgeschichte:** 1995 erstmals im Rhein (SCHÖLL et al., 1995), seit kurz vor 2000 im Hochrhein (REY et al., 2004)

**Maximale Besiedlungsdichte:** Im Bodensee 2788 Ind./m<sup>2</sup> (Langenargen, 2017)

**Schadenspotential:** Invasiv → Verdrängung anderer Amphipoden-Arten und anderem Makrozoobenthos. Prädation anderer Amphipoden

## *Echinogammarus ischnus* – Granataugen Flohkrebs (Stebbing, 1899)

Der Amphipode *Echinogammarus ischnus* wurde 2021 neu im Bodensee nachgewiesen. *E. ischnus* hat bereits an anderen Standorten invasives Verhalten gezeigt und einheimische Amphipoden verdrängt (St. Lawrence River, PALMER & RICCIARDI, 2005). Er siedelt auf *Dreissena*-Kolonien und wurde bereits in einer Tiefe von 94 m gefunden (NALEPA et al., 2001). Durch das bereits vorhandene Vorkommen des noch invasiveren *Dikerogammarus villosus*, kann das Ausmaß des Einflusses von *E. ischnus* im Bodensee noch nicht abgeschätzt werden.



Funde von *E. ischnus* im Bodensee im flächenbezogenen Monitorings 2020–2022.

**Herkunft:** Pontokaspis

**Erstfund Bodensee:** 2021 (Neozoen-Monitoring, Langenargen & Radolfzell)

**Lebensweise/Merkmale:** Toleriert einen weiten Temperaturbereich und hohe Salzkonzentrationen

**Habitat:** Sand, Steine, Schlamm, *Dreissena*-Kolonien

**Ernährungstyp:** Detritusfresser, räuberisch (auch andere Amphipoden-Arten)

**Bekannte Vektoren:** Verschleppung durch Schiffe; aktive Wanderung

**Ausbreitungsgeschichte:** In Deutschland vermutlich schon seit 1946 (RUDOLPH & COLEMAN 2017), 1977 erstmals im Dortmund-Ems-Kanal, seit 1989 im Rhein (TITTIZER, 1996)

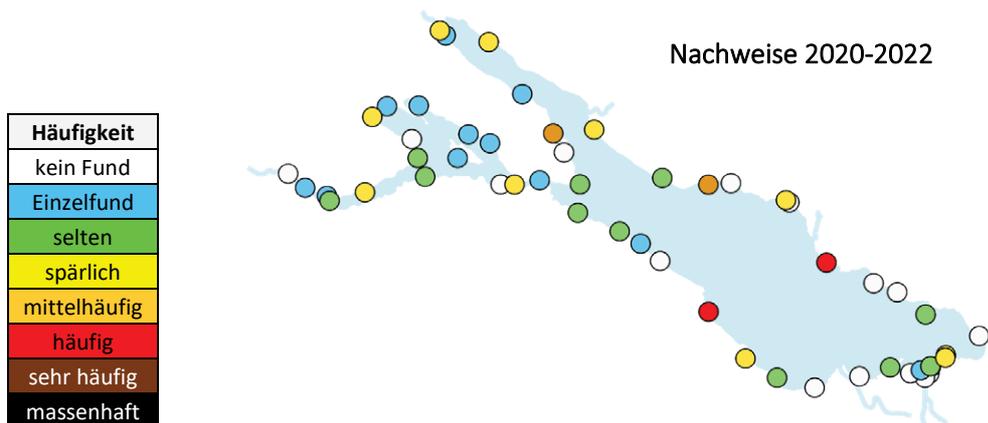
**Maximale Besiedlungsdichte:** Im Bodensee 72 Ind./m<sup>2</sup> (Langenargen, 2022)

**Schadenspotential:** Invasiv → Verdrängung anderer Amphipoden-Arten und sonstigem Makrozoobenthos

## 7.8 Mysida – Schwebegarnelen

### *Limnomysis benedeni* – Donau-Schwebegarnele (Czerniavsky, 1882)

Die aus dem Schwarzmeergebiet stammende Donau-Schwebegarnele *Limnomysis benedeni* wurde 2006 erstmals am Vorarlberger Ufer des Bodensees entdeckt (HANSELMANN & GERGS, 2006). Die Art zeigt eine ausgeprägte diurnale Wanderung. Nachts trifft man sie in großen Schwärmen mehrere Meter über dem Boden, unter Tags lebt sie vermehrt in Grundnähe. Im Uferbereich besteht ihr bevorzugtes Habitat oft aus Steinen, Blöcken, Holzstrukturen oder auch Makrophyten-Rasen. Die Art wurde bei Bodensee-Hochwasser auch in den Unterläufen von Seezuflüssen gefunden. Aktuell ist sie im gesamten Bodensee verbreitet.



Verbreitung von *L. benedeni* im Bodensee 2020–2022 (mittlere geschätzte Häufigkeitsklassen, Überblicksmonitoring).

**Herkunft:** Pontokaspis

**Erstfund Bodensee:** 2006 (FRITZ et al., 2006), Vorarlberger Ufer

**Lebensweise/Merkmale:** Diurnale Wanderung

**Habitat:** Über steinigem Grund und zwischen Wasserpflanzen

**Ernährungstyp:** Aktiver Filtrierer (vor allem Phytoplankton), Detritusfresser

**Fortpflanzung:** Über Embryonen im Brustbeutel

**Bekannte Vektoren:** Ballastwasser von Schiffen, Freizeitausrüstung, Aquakultur

**Ausbreitungsgeschichte:** Besiedlung des Hochrheins innerhalb von drei Jahren nach Erstfund im Bodensee (REY et al., 2016)

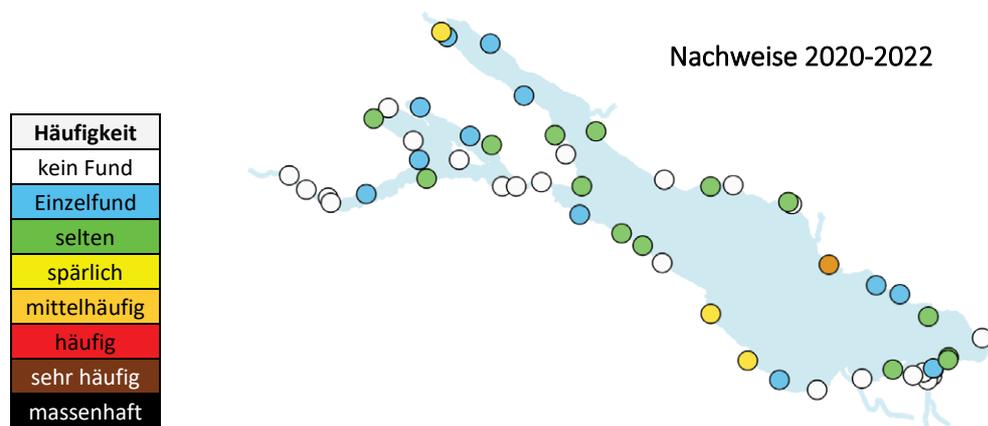
**Maximale Besiedlungsdichte:** Im Bodensee (Benthosproben) 5800 Ind./m<sup>2</sup> (Wasserburg, 2018), dichte Schwärme im freien Wasserkörper.

**Schadenspotential:** für den Bodensee nicht bekannt

## *Katamysis warpachowskyi*

### Schwarzmeer-Schwebegarnele (Sars, 1893)

Im Herbst 2009 wurde mit der Schwarzmeer-Schwebegarnele die zweite Mysiden-Art im Bodensee bei Hard nachgewiesen (HANSELMANN, 2010). Auch sie konnte sich innerhalb eines Jahres vom Vorarlberger Ufer aus über den gesamten Obersee (zuerst ohne Überlinger See) ausbreiten. Im Frühjahr 2013 war mit dem Gnadensee auch der gesamte Untersee besiedelt. *K. warpachowskyi* lebt stärker bodenassoziiert als *L. benedeni* und ernährt sich hauptsächlich von Detritus und kleinen Algen.



Verbreitung von *K. warpachowskyi* im Bodensee 2020–2022 (mittlere geschätzte Häufigkeitsklassen, Überblicksmonitoring).

**Herkunft:** Pontokaspis

**Erstfund Bodensee:** 2009 (HANSELMANN, 2010), Hard

**Ernährungstyp:** Aktiver Filtrierer (vor allem Phytoplankton), Detritusfresser

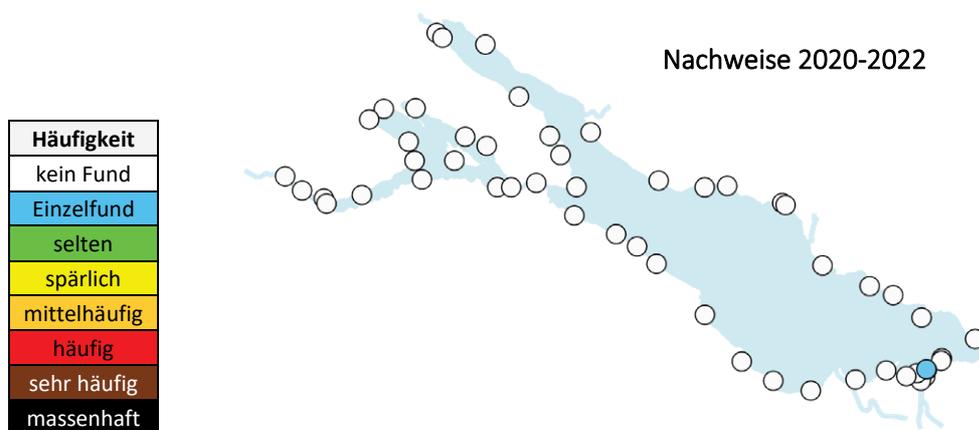
**Fortpflanzung:** Über Embryonen im Brustbeutel

**Maximale Besiedlungsdichte:** Im Bodensee 440 Ind./m<sup>2</sup> (Hard, 2014)

## 7.9 Isopoda – Asseln

### *Proasellus coxalis* – Mittelmeer-Wasserassel (Dollfus, 1892)

Die Mittelmeer-Wasserassel *Proasellus coxalis* kommt hauptsächlich in Flüssen und Flussmündungen vor. Seit 1931 breitet sie sich in Westeuropa aus, 2005 gelang der erste Fund im Bodensee im Rahmen des Monitorings. Die Art lebt ansonsten vor allem in nährstoffreichen Gewässern. Die Populationen der heimischen *Asellus aquaticus* scheinen bisher nicht von ihr beeinträchtigt zu werden.



Verbreitung von *P. coxalis* im Bodensee 2020–2022 (mittlere geschätzte Häufigkeitsklassen, Überblicksmonitoring).

**Herkunft:** Mittelmeer-Raum

**Erstfund Bodensee:** 2005, Radolfzell und Langenargen

**Lebensweise/Merkmale:** Mäßig gute Schwimmer

**Habitat:** Bodennah auf Makrophyten und Steinen, hauptsächlich im Süßwasser, aber auch tolerant gegenüber höheren Salzkonzentrationen

**Ernährungstyp:** Hauptsächlich Detritusfresser

**Fortpflanzung:** Befruchtete Eier werden vom Weibchen in einer Bruttasche getragen bis die larvalen Stadien abgeschlossen sind

**Ausbreitungsgeschichte:** Hoch- und Oberrhein seit 1995

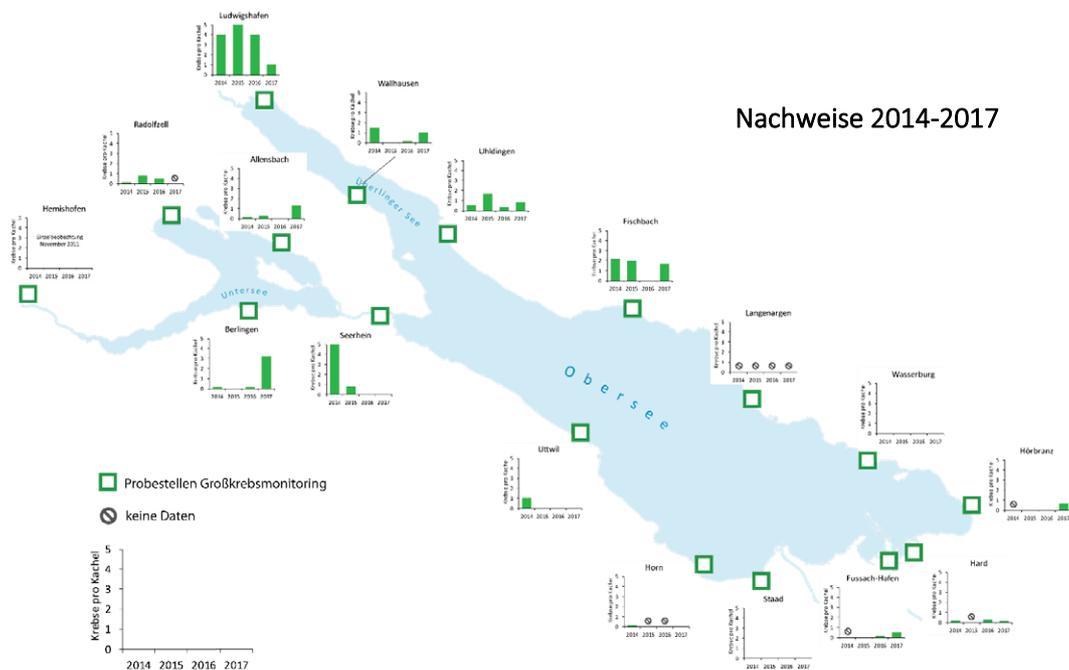
**Maximale Besiedlungsdichte:** Im Bodensee 188 Ind./m<sup>2</sup> (Hard, 2018)

**Sonstiges:** Lebt nur selten vergesellschaftet mit *Asellus aquaticus* (KAISER, 2005)

## 7.10 Decapoda – Zehnfusskrebse

### *Faxonius limosus* – Kamberkreb (Rafinesque, 1817)

Der aus Nordamerika stammende Kamberkreb *Faxonius limosus* wurde bewusst als Speisekreb in europäischen Gewässern eingesetzt. Er ist ein Überträger der Krebspest, die in Europa eingeführt wurde und zum enormen Rückgang der weniger resistenten einheimischen Krebse wie beispielsweise dem Edelkreb geführt hat. Er erreicht eine maximale Länge von 10 cm und ist somit deutlich kleiner als der Edelkreb (CHUCHOLL & DEHUS, 2011). Mittlerweile ist er die häufigste Flusskrebart in Mitteleuropa. Im Bodensee wurde er erstmals in den 1980er Jahren beschrieben (DEHUS et al., 1999).



Verbreitung von *F. limosus* im Bodensee 2014–2017. Daten des Großkrebsmonitorings.

**Herkunft:** Nordamerika

**Erstfund Bodensee:** 1980er (DEHUS et al., 1999)

**Habitat:** Von Weich- bis Harts substrat in Seen und Flüssen

**Ernährungstyp:** Pflanzen- und Detritusfresser, Räuber

**Fortpflanzung:** Eier und Larven (Zoea) werden vom Weibchen längere Zeit am Körper getragen

**Bekannte Vektoren:** Besatz, aktive Wanderung

**Ausbreitungsgeschichte:** Besatz in der Oder seit 1880 (SEGLIO, 1895), schnelle Ausbreitung im Donauesystem seit 1985 (NESEMANN et al., 1995)

**Schadenspotential:** Überträger der Krebspest

## *Pacifastacus leniusculus* – Signalkrebs (Dana, 1852)

Der Signalkrebs kann eine Länge von bis zu 15 cm (ohne Scheren) erreichen. Aufgrund seiner Ähnlichkeit mit dem einheimischen Edelkrebs kann er mit diesem verwechselt werden. Er kann auch kleinere Bäche besiedeln und stellt als Überträger der Krebspest eine Gefahr für die dort lebenden Steinkrebspopulationen dar (CHUCHOLL & DEHUS, 2011). Wie der Kamberkrebs wurde auch der Signalkrebs bewusst als Speisekrebs in Europa angesiedelt. Im Jahr 2003 wurde er erstmals von Berufsfischern im Bodensee bei Hard in Bodennetzen gefunden (M. Kugler, pers. Mitt.), nachdem er im Einzugsgebiet stellenweise bereits häufig war (Wolfegger Aach (RP Tübingen), Dornbirnerach und Schwarzach (LFZ Hard)). Weitere Funde im Bodensee gelangen ab 2012 in der Fußacher Bucht (C. Chucholl, pers. Mitt.) und 2013 bei Seefelden (A. Sulger, pers. Mitt.). Der aktuellste Fund stammt von der Pipeline Bregenz (2022, G. Hutter, pers. Mitt.). Der Signalkrebs ist – wie der Kamberkrebs – Überträger der Krebspest und gegenüber dem Kamberkrebs und anderen Decapoden oft konkurrenzstärker. Im Bodensee hat sich die Art bisher nicht deutlich weiterverbreitet, die Bestandsentwicklung sollte trotzdem weiterhin überwacht werden.



Bisherige Funde von *P. leniusculus* im Bodensee.

**Herkunft:** Nordamerika

**Erstfund Bodensee:** 2003 bei Hard (M. Kugler, pers. Mitt.)

**Habitat:** Siedelt neben Seen und Flüssen auch in kleineren Bächen

**Ernährungstyp:** Pflanzen- und Detritusfresser, Räuber

**Fortpflanzung:** Eier und Larven (Zoea) werden vom Weibchen längere Zeit am Körper getragen

**Bekannte Vektoren:** Besatz, aktive Wanderung

**Ausbreitungsgeschichte:** erstmals 1960 nach Schweden importiert

**Schadenspotential:** Überträger der Krebspest, Prädation und Konkurrenz heimischer Decapoden-Arten

## *Pontastacus leptodactylus*

### Galizischer Sumpfkrebs (Eschscholtz, 1823)

Der Galizische Sumpfkrebs *Pontastacus leptodactylus* ist der zweitgrößte gebietsfremde Krebs im Bodensee. Der erste gemeldete Fund im Bodensee fand 1996 in Rorschach statt (R. Rieder). Da diese Art seit dem Auftreten der Krebspest am Ende des 19. Jahrhunderts in Mitteleuropa zur Kompensation der zusammenbrechenden Bestände einheimischer Großkrebse besetzt wurde, könnten die Bestände im Bodensee allerdings auch bereits aus dieser Zeit stammen. Da er im Gegensatz zum Kamberkrebs aus Europa stammt ist er anfälliger gegenüber der Krebspest als beispielsweise Nordamerikanische Arten (CHUCHOLL & DEHUS, 2011). In den letzten Jahren gab es Fundmeldungen in verschiedenen Teilen des Bodensees. Sowohl im Untersee als auch am Konstanzer Trichter und einigen Standorten am südlichen Oberseeufer konnten immer wieder Individuen gesichtet werden. Auch in weiteren Seen und Flüssen der Nordschweiz wurden immer wieder Funde gemeldet (CSCF, 2023).



**Herkunft:** Osteuropa

**Erstfund Bodensee:** 1996 (R. Rieder)

**Lebensweise/Merkmale:** Gräbt sich in schlammige Ufer ein (HUTTER et al., 2001)

**Habitat:** Sommerwarme, stehende Gewässer (CHUCHOLL & DEHUS, 2011)

**Ernährungstyp:** Pflanzenfresser, räuberisch gegenüber Insekten und Fischen

**Fortpflanzung:** Über Eier am Körper des Weibchens und Larven (Zoea)

**Bekannte Vektoren:** Besatz, aktive Wanderung

**Ausbreitungsgeschichte:** In der Schweiz seit Ende der 1980er (STUCKI & ZAUGG, 2011)

**Schadenspotential:** Überträger der Krebspest

**Sonstiges:** Werden fischereilich genutzt

## *Eriocheir sinensis*

### Chinesische Wollhandkrabbe (Milne-Edwards, 1853)

Der Name der Wollhandkrabbe stammt von den behaarten Scheren der Männchen. Zwar lebt sie als adultes Tier im Süßwasser, benötigt zur Fortpflanzung allerdings zumindest Brackwasser. Dazu nimmt sie beachtliche Wanderstrecken in Kauf. Von *Eriocheir* sind Wanderungen von ca. 700 km (Elbe) und über 1400 km (Gelber Fluss, China) bekannt. Damit wäre auch der Bodensee vom Rheindelta aus und mittlere Strecken auch über Land (Rheinfall)



erreichbar. Erstmals wurde die Chinesische Wollhandkrabbe 1983 mehrfach im Bodensee im Bereich der Mainau nachgewiesen (A. Sulger, pers. Mitt.), die Tiere waren möglicherweise aus Aquarienanlagen der Universität Konstanz entkommen. Seither gab es immer wieder weitere Nachweise im Bodensee und angrenzenden Gewässern. Bemerkenswert war ein Fund von 13 verendete Exemplare im „Schleienloch“ bei Hard (Vorarlberg) im Dezember 2005. Die Herkunft der Exemplare im Bodensee ist weiterhin ungeklärt. Es könnte sich sowohl um entlaufene oder ausgesetzte Tiere aus der Aquaristik, als auch einzelne von der Nordsee aufgestiegene Tiere handeln. Im Oberrhein ist das Vorkommen der Wollhandkrabbe schon länger bekannt (z.B. viele Nachweise im Rechengut der Kraftwerkstufen). Dies legt zumindest dort eine aktive Einwanderung nahe.



Bisherige Funde von *E. sinensis* im Bodensee (inkl. Schleienloch).

**Herkunft:** China

**Erstfund Bodensee:** 1983, Litzelstetten (A. Sulger, pers. Mitt.)

**Habitat:** Größere Flussläufe

**Ernährungstyp:** Weidegänger, räuberisch gegenüber Muscheln und Insektenlarven

**Fortpflanzung:** Katadrome Wanderungen, über Eier am Körper des Weibchens und Larven (Zoea)

**Bekannte Vektoren:** Aquaristik

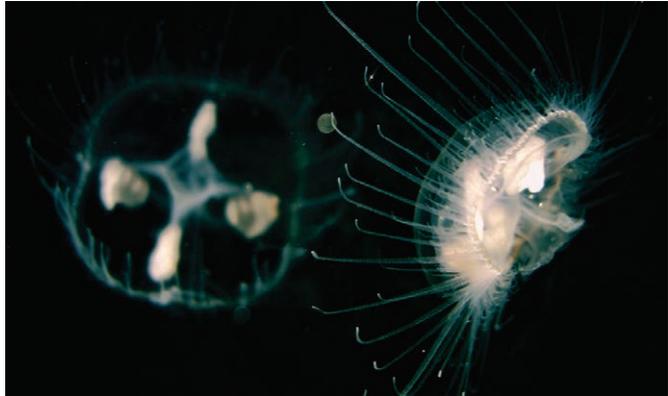
**Ausbreitungsgeschichte:** unbekannt

**Schadenspotential:** Zerstörung von Uferbefestigungen und Dämmen durch Graben von Gängen, Fraßdruck auf Makrozoobenthos, Übertragung Krebspest

## 7.11 Hydrozoa

### *Craspedacusta sowerbii* (Lankester, 1880)

Erste fachlich gesicherte Beobachtungen der aus Ostasien stammenden Süßwasserqualle *Craspedacusta sowerbii* im Bodensee gab es 1999 im Harder Becken. Die Art zeigt den für Quallen typischen Generationswechsel von Polyp zu Meduse, wobei die Medusen von *C. sowerbii* nur bei hohen Wassertemperaturen ab ca. 25° C auftreten. Der Polyp dagegen ist sehr klein und unauffällig und wurde im Bodensee noch nicht gefunden. Unter anderem im Hitzesommer



2003 kam es im Bereich des Harder Binnenbeckens und an einigen anderen Stellen im südöstlichen Bereich des Sees zu einer mehrwöchigen Massenentwicklung. Bis 2011 gab es keine weiteren Funde, Anfang Dezember 2011 konnte eine Meduse mit 25 mm Durchmesser in der Fußacher Bucht gefunden werden, die wegen des sinkenden Seestands in einer Restwasserpfütze gefangen war. Im heißen Sommer 2018 wurden einige Exemplare in Langenargen und auch im Harder Binnenbecken und der Fußacher Bucht beobachtet. Aufgrund der erwartbaren weiteren Temperaturerhöhungen wird ein regelmäßigeres Auftreten im Bodensee erwartet.

**Herkunft:** Jangtse-Einzugsgebiet (China)

**Erstfund Bodensee:** 1999, Harder Becken

**Habitat:** Langsam fließende bis stehende Gewässer mit sich stark erwärmenden Uferzonen

**Ernährung:** Hauptsächlich Kleinkrebse und Ruderfußkrebse

**Fortpflanzung:** Polyp-Meduse Zyklus, Medusenstadium kommt nur warmen Temperaturen vor

**Ausbreitungsgeschichte:** In Europa 1880 in London (LANKESTER, 1880)

**Schadenspotential:** Kann bei Massenvorkommen zu Abnahmen von herbivoren Crustaceen und juvenilen Copepoden in Plankton und zu einem Anstieg der Chlorophyll Konzentration führen (JANKOWSKI et al., 2005)

## 8 Literatur

---

- Adam, G. (2003): Rote Liste gefährdeter Eintagsfliegen (Ephemeroptera) Bayerns. Hrsg.: Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- AfU (2021): Strategie- und Umsetzungskonzept invasive gebietsfremde Organismen 2021-2024. Amt für Umwelt des Kanton Thurgau (AfU), Frauenfeld.
- Arbeitsgruppe Mollusken BW (2008): Rote Liste und Artenverzeichnis der Schnecken und Muscheln Baden-Württembergs. Naturschutz-Praxis, Artenschutz 12.
- Bauer J. & Negeler, D. (2000): Untersuchungen zum Großmuschelsterben an oberbayerischen Seen - neuere Ergebnisse. - Dt. Limnolog. Ges., Tagungsbericht. 1999 (Rostock), S. 844–849.
- Baur, B.; Müller, P.; Steinmann, P.; Landert, P.; Gilgado, J. D.; Rusterholz, H.-P. (2022): Invading non-native populations replace native ones of the endangered freshwater snail *Theodoxus fluviatilis* in the river Rhine. *European Journal of Environmental Sciences* 5, S. 5–15.
- Bij de Vaate, A. (2006): De quaggamosse, *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov 1897), een nieuwe zoetwater mosselsoort voor Nederland. *Spirula, Correspondentieblad Nederlandse Malacologische Vereniging* 353, S. 43–44.
- Bisenberger, A. (2014): Die Grobgerippte Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* (Müller 1774) 1, *Naturkundliches Objekt des Monats – Biologiezentrum Linz* 2014/1.
- Bloesch, J. (1977): Bodenfaunistische Untersuchungen in Aare und Rhein. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 39, S. 46–68.
- Blum, V. (1970): Zum Auftreten der Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*) am österreichischen Bodenseeufer. *Egretta* 2, S. 52.
- BLV (2022): Krebspest. Bundesamt für Lebensmittelsicherheit und Veterinärwesen (BLV), Schweizerische Eidgenossenschaft. Online verfügbar unter: <https://www.blv.admin.ch/blv/de/home/tiere/tierseuchen/uebersicht-seuchen/alle-tierseuchen/krebspest.html> [28.08.2023].
- Bonacina, C.; Pasteris, A.; Bonomi, G.; Marzuoli, D. (1994): Quantitative observations on the population ecology of *Branchiura sowerbyi* (Oligochaeta, Tubificidae). *Hydrobiologia* 278, S. 267–274.
- Rey, P. & Ortlepp, J. (2002): Koordinierte biologische Untersuchungen im Hochrhein 2000; Makroinvertebraten. - Schriftenreihe Umwelt Nr. 345, BUWAL (Hrsg.), Bern.
- Caroll, J. H.; Dorris, T. C. (1972): The life history of *Branchiura sowerbyi*. *The American Midland Naturalist* 87 (2), S. 413–422.
- Chucholl, C. & Dehus, P. (2011): Flusskrebse in Baden-Württemberg. 3. Auflage. Landwirtschaftliches Zentrum für Rinderhaltung, Grünland, Milchwirtschaft, Wild und Fischerei Baden-Württemberg (LAZBW), Stuttgart, S. 88.
- Cope, N. J. & Winterbourn, M. J. (2004): Competitive interactions between two successful molluscan invaders of freshwater: an experimental study. *Aquatic Ecology* 38, S. 83–91.
- CSCF (2023): *Pontastacus leptodactylus*. info fauna – Nationales Zentrum für Daten und Informationen zur Fauna der Schweiz. Online verfügbar unter: <https://lepus.infofauna.ch/carto/14501> [06.09.2023].

- Dehus, P.; Bohl, E.; Oidtmann, B.; Keller, M. (1999): Case studies of alien crayfish in Europe. German conversation strategies for native crayfish species with regard to alien species. In: Gherardi, F. & Holdich, D. M. (eds): Crayfish in Europe as alien species – How to make the best of a bad situation? A.A. Balkema, Rotterdam, S. 149–159.
- DGL (2023): Arbeitskreis „Neozoen“. Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V. (DGL). Online verfügbar unter: <https://www.dgl-ev.de/arbeitskreise/neozoen/neozoen.html> [02.08.2023].
- Dick, J. T. A.; Platvoet, D.; Kelly, D. W. (2002): Predatory impact of the freshwater invader *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipoda). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59, S. 1078–1084.
- DLR (2023): Rote Liste. Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt e. V.. Online verfügbar unter: <https://www.rote-liste-zentrum.de/de/Artensuchmaschine.html> [31.05.2023].
- Doppelmayer, A. (1978): Versuche zur Einführung von Süßwasserkrebsen in Vorarlberg. *Vorarlberger Jagd & Fischerei* 6, S. 14.
- Falkner, G. (1989): *Viviparus ater* am deutschen Bodensee-Ufer. In: Kurze Mitteilungen. *Heldia*, 1 (5/6), S. 188–189, München.
- Fischer, H. (eds): Gebietsfremde Tierarten – Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope - Situationsanalyse: S. 49–86, (ecomed) Landsberg.
- Fiedler, W. (1988): Süßwassermollusken der Mettnau und der angrenzenden Seeteile. In: Jahresbericht 1988. Naturschutzgebiet Halbinsel Mettnau. *Mitt. Naturschutzhaus Mettnau* 3, S. 37–42, Radolfzell (DBV).
- Fritz, B., A. Nisch, C. Wittkugel & M. Mörtl (2006): Erstfund von *Limnomysis benedeni* Czerniavsky im Bodensee (Crustacea: Mysidacea). *Lauterbornia* 58, S. 157–160, Dinkelscherben.
- Gergs, R.; Schlag, L.; Rothaupt, K.-O. (2013): Different ammonia tolerances may facilitate spatial coexistence of *Gammarus roeselii* and the strong invader *Dikerogammarus villosus*. *Biological Invasions* 15(8), S. 1783–1793.
- Gergs, R.; Koester, M.; Grabow, K.; Schöll, F.; Thielsch, A.; Martens, A. (2015) *Theodoxus fluviatilis*' re-establishment in the river Rhine: a native relict or a cryptic invader? *Conserv. Genet.* 16, S. 247–252.
- Geyer, D. (1907): Beiträge zur Molluskenfauna Schwabens. *Jh. Ver. vaterl. Naturkde. Württ.* 63, S. 418–434, Stuttgart.
- Glöer, P.; Meier-Brook, C.; Ostermann, O. (1978): Süßwassermollusken. 1. Auflage, Hamburg.
- Haltiner, L.; Paquet, G.; Spaak, P.; Alexander, J. (2021): Die Gebietsfremde Quaggamuschel erobert den Bodensee – drohen massive Folgen für das Ökosystem? *SeeWandel Faktenblatt* 2.
- Haltiner, L.; Zhang, H.; Anneville, O.; De Ventura, L.; DeWeber, J T.; Hesselschwerdt, J.; Koss, M.; Rasconi, S.; Rothaupt, K.-O.; Schick, R.; Schmidt, B.; Spaak, P.; Teiber-Siessegger, P.; Wessels, M.; Zeh, M.; Dennis, S. R. (2022): The distribution and spread of quagga mussels in perialpine lakes north of the Alps. *Aquatic Invasions* 17, S. 153–173.

- Hanselmann, A. J. & Gergs, R. (2008): Erstnachweis von *Crangonyx pseudogracilis* Bousfield 1958 (Crustacea: Amphipoda) für den Bodensee. *Lauterbornia* 62, S. 21–25.
- Hanselmann, A. J. (2010): *Katamysis warpachowskyi* Sars, 1877 (Crustacea, Mysida) invaded Lake Constance. *Aquatic Invasions* 5, S. 31–34.
- Hartmann, J. (1977): Burbot (*Lota lota*) in eutrophicated Lake Constance. *Archiv für Hydrobiologie* 80, S. 360–374.
- Hauer, J. (1950): Der nordamerikanische Strudelwurm *Euplanaria tigrina* (GIRARD) am Oberrhein. Mit Hinweisen auf einige andere aquatile Einwanderer im Stromgebiet des Rheines. *Beiträge zur naturkundlichen Forschung in Südwest-Deutschland* 9, S. 70-75.
- Herold, H. (1958): Über die Verbreitung der rezenten *Viviparus*-Arten, besonders im südwestdeutschen Raum. *Viviparus ater* (CRISTOFORI u. JAN) neu für den Bodensee. – Jh. Ver. vaterl. Naturkde. Württ., 113, S. 143–146, Stuttgart.
- Hesselschwerdt, J.; Necker, J.; Wantzen, K. M. (2008): Gammarids in Lake Constance: Habitat segregation between the invasive *Dikerogammarus villosus* and the indigenous *Gammarus roeselii*. *Fundamental and Applied Limnology* 173, S. 177–186.
- Hesselschwerdt, J. & Wantzen, K. M. (2018): Global warming may lower thermal barriers against invasive species in freshwater ecosystems – A study from Lake Constance. *The Science of the Total Environment* 645, S. 44–50.
- Hesselschwerdt, J. (2021): Biologische Untersuchung Mittelland-Reuss und Untere Lorze 2021. Fachbericht.
- Hesselschwerdt, J. & Rey, P. (2021): Koordinierte biologische Untersuchungen am Hochrhein 2017/2018. Zusammenfassender Bericht.
- Hesselschwerdt, J.; Rey, P.; Ortlepp, J. (2021): Umgang mit fremden Fischarten in öffentlichen Weihern und anderen Kleingewässern im Kanton Zürich. Schlussbericht.
- Hesselschwerdt, J.; App, P.; Bosch, N. (2023): Biologische Untersuchung Aare zwischen Bielersee und Rhein. Fachbericht.
- Hofmann; F. (1972): Über das Vorkommen der Wander- oder Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* im Bodensee- und Hochrheingebiet. *Mitt. naturforsch. Ges. Schaffhausen*, 29 (1968/70), S. 63–74, Schaffhausen.
- Hunger, H. & Schiel, F.-J. (2006): Rote Liste der Libellen Baden-Württembergs und der Naturräume. *Libellula Supplement* 7, S. 3–14.
- Hutter, G.; Urthaler, H.; Lunardon, A.; Bitschnau, M. (2001): Fließgewässer in Vorarlberg. Vorkommen und Verbreitung von Flusskrebse in Vorarlberg. *Schriftenreihe Lebensraum Vorarlberg* 52. Umweltinstitut des Landes Vorarlberg.
- HYDRA (2008): Neuankömmlinge im Bodensee. Flyer, Hrsg.: Gewässerschutzstellen der Kantone und Länder am Bodensee, Bregenz.
- HYDRA (2023): Wirbellose Neozoen im Bodensee. HYDRA, Konstanz. Online verfügbar unter: <http://www.neozoen-bodensee.de/> [24.07.2023].

- IGKB (2020): Klimawandel am Bodensee – Faktenblatt der IGKB März 2020. Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee. Online verfügbar unter: [https://m.igkb.org/docs/Faktenblatt\\_Klimawandel.pdf](https://m.igkb.org/docs/Faktenblatt_Klimawandel.pdf) [31.05.2023].
- IGKB (2022): Jahresbericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee: Limnologischer Zustand des Bodensees Nr. 44 (2020-2021). Online verfügbar unter: [https://www.igkb.org/fileadmin/user\\_upload/Downloads/Publikationen/44\\_gb44gesamtbericht.pdf](https://www.igkb.org/fileadmin/user_upload/Downloads/Publikationen/44_gb44gesamtbericht.pdf) [02.08.2023].
- IGKB (2023): IGKB Monitoring. Ein neues Konzept für den Bodensee, Synthesebericht und Datenblätter des IGKB Monitorings. Online verfügbar unter: <https://www.igkb.org/forschungsprojekte/igkb-monitoring> [23.08.2023].
- IKSR (1987): Aktionsprogramm Rhein. APR Bericht Nr. 1. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR).
- IKSR (2001): Rhein 2020 – Programm zur nachhaltigen Entwicklung des Rheins. Bericht Nr. 116. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR).
- IKSR (2020): Programm „RHEIN 2040“. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR). 16. Rheinministerkonferenz, Amsterdam.
- IKSR (2023): Mandat für die Arbeitsgruppe „Ökologie“ (AG B) 2016-2021. Online verfügbar unter: <https://www.iksr.org/de/iksr/ueber-uns/organisation/ag-oekologie-b> [02.08.2023].
- Jankowski, T.; Strauss, T.; Ratte, H. T. (2005): Trophic interactions of the freshwater jellyfish *Craspedacusta sowerbyi*. *Journal of Plankton Research* 27 (8), S. 811–823.
- Jueg, U.; Grosser, C.; Bilecki, A. (2004): Zur Kenntnis der Fischegelfauna (Hirudinea: Pисicolidae) in Deutschland. *Lauterbornia* 52, S. 39–73.
- Kaiser, I. (2005): *Proasellus coxalis* (Isopoda, Crustacea) – in Bayern gefunden. *Lauterbornia* 55, S. 81–82.
- Karatayev, A. Y. & Burlakova, L. E. (2022a): *Dreissena* in the Great Lakes: what we have learned in 30 years of invasion. *Hydrobiologia*.
- Karatayev, A. Y. & Burlakova, L. E. (2022b): What we know and don't know about the invasive zebra (*Dreissena polymorpha*) and quagga (*Dreissena rostriformis*) mussels. *Hydrobiologia*, S. 1–74.
- Kestrup, Å. M. & Ricciardi, A. (2009): Environmental heterogeneity limits the local dominance of an invasive freshwater crustacean. *Biological Invasions* 11, S. 2095–2105.
- Kinzelbach, R. (1991): Die Körbchenmuscheln *Corbicula fluminalis*, *Corbicula fluminea* und *Corbicula fluviatilis* in Europa (Bivalvia: Corbiculidae). *Mainz. Nat. Arch.* 29, S. 215–228.
- Kinzelbach R (1987) Die Tierwelt im Rhein nach dem November 1986. *Natur. Landsch.* 62, S. 521–526.
- Kirkegaard, J. (2006): Life history, growth and production of *Theodoxus fluviatilis* in Lake Esrom, Denmark. *Limnologica* 36, S. 26–41.
- Koster, B.; Winkler, J. (1985): Das Makrozoobenthos des Hochrheins. In: Kinzelbach, R. (ed.): Die Tierwelt des Rheins einst und jetzt. - Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv, Beiheft 5, S. 51–66, Mainz.
- Kothé, P. (1968): *Hypania invalida* (Polychaeta Sedentaria) und *Jaera sarsi* (Isopoda) erstmals in der deutschen Donau. *Archiv für Hydrobiologie* 34 (1-2), S. 88–114.

- Lankester, E. R. (1880): On a new Jellyfish of the Order Trachomedusae, living in fresh water. *Science* 1, S. 34.
- Lauterborn, R. (1916): Die geographische und biologische Gliederung des Rheinstroms I. Sitzungsberichte der Heidelberger Akademie der Wissenschaften, Math. naturwiss. Klasse, Abt. B., 1916/6, S. 1–61, Heidelberg.
- Lauterborn, R. (1917): Die geographische und biologische Gliederung des Rheinstroms II. Sitzungsberichte der Heidelberger Akademie der Wissenschaften, Math. naturwiss. Klasse, Abt. B., 1917/5, S. 1–70, Heidelberg.
- Lauterborn, R. (1918): Die geographische und biologische Gliederung des Rheinstroms III. Sitzungsberichte der Heidelberger Akademie der Wissenschaften, Math. naturwiss. Klasse, Abt. B., 1918: S. 1–87, Heidelberg.
- LfU (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Libellen (Odonata) Bayerns – Stand 2018. Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU).
- LfU (2021): Rote Liste und Gesamtartenliste Bayern – Steinfliegen. Bearbeiter: Heckes, U.; Hess, M.; Weinzierl, A., Aktualisiert 2023. Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), Augsburg.
- LfU (2022): Rote Liste und Gesamtartenliste Bayern – Weichtiere. Bearbeitung: Colling, M., Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), Augsburg.
- LfU (2023): Rote Liste und Gesamtartenliste Bayern – Köcherfliegen. Bearbeiter: Heckes, U.; Hess, M.; Weinzierl, A., Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), Augsburg.
- Li, J.; Ianaiev, V.; Huff, A.; Zalusky, J.; Ozersky, T.; Katsev, S. (2021): Benthic invaders control the phosphorus cycle in the world's largest freshwater ecosystem. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118 (6), S. e2008223118.
- Lubini, V.; Knispel, S.; Sartori, M.; Vicentini, H.; Wagner A. (2012): Rote Listen Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen. Gefährdete Arten der Schweiz, Stand 2010. Bundesamt für Umwelt, Bern, und Schweizer Zentrum für die Kartographie der Fauna, Neuenburg. Umwelt-Vollzug Nr. 1212: 111.
- Lubini, V. (2018): Projekt Hochwasserschutz und Auenlandschaft Thurmündung – Erfolgskontrolle aquatische Wirbellose.
- LUBW (2008): FIREBO – Fischfreundliche Renaturierung am Bodensee. Landesanstalt für Umwelt, Meldungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), Institut für Seenforschung, Langenargen.
- Maier, J.-K. (2005): Rote Liste und Artenverzeichnis der Köcherfliegen Baden-Württembergs. Naturschutz-Praxis, Artenschutz 8.
- Malicky, H. (2009): Rote Liste der Köcherfliegen Österreichs (Insecta, Trichoptera). In: Zulka, K. P. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 3: Flusskrebse, Köcherfliegen, Skorpione, Weberknechte, Zikaden. Grüne Reihe des Lebensministeriums (Gesamtherausgeberin Ruth Wallner) Band 14/3, S. 319–358, Wien, Böhlau.
- Martens, A.; Grabow, K. (2006): *Crangonyx pseudogracilis* am Oberrhein (Crustacea: Amphipoda): ein Neozoe besiedelt erfolgreich Gewässer abseits der ausgebauten Fahrrinne. *Lauterbornia* 58, S. 131–137.
- Martens, A. & K. Grabow (2008): Das Risiko der Verschleppung neozoischer Amphipoda beim Überlandtransport von Yachten. *Lauterbornia* 62, S. 41–44, Dinkelscherben.

- Martens, A. (2009): Die Quagga-Muschel *Dreissena rostriformis* (Bivalvia: Dreissenidae) erobert den Main, Rhein und Neckar: Hinweise zu einem potentiellen Aufsitzer von Liebellarven. *Mericulidae* 9, S. 23–26.
- Martens, A.; Grabow, K.; Schoolmann, G. (2007): Die Quagga-Muschel *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov, 1897) am Oberrhein (Bivalvia: Dreissenidae). *Lauterbornia* 61, S. 145–152.
- Meinert, W.; Kinzelbach, R. (1985): Die limnischen Schnecken und die Muscheln von Rheinland-Pfalz (Mollusca: Gastropoda et Bivalvia). *Mainzer Naturwissensch Archiv*, Beiheft 4, S. 1–58.
- Merian, P. (1860): *Dreissena polymorpha* und *Paludina vivipara* in Basel. *Verhandlungen der Naturforschenden Gesellschaft Basel* 2.
- Modesto, V.; Castro, P.; Lopes-Lima, M.; Antunes, C.; Ilarri, M.; Sousa, R. (2019): Potential impacts of the invasive species *Corbicula fluminea* on the survival of glochidia. *Science of the Total Environment* 673, S. 157–164.
- Mörthl, M. & K. O. Rothhaupt (2003): Effects of adult *Dreissena polymorpha* on settling juveniles and associated macroinvertebrates. *International Review of Hydrobiology* 88, S. 561–569, Berlin.
- Monnerat, C.; Wildermuth, H.; Gonseth, Y. (2021): Rote Liste der Libellen. Gefährdete Arten der Schweiz. Umwelt-Vollzug Nr. 2120: 70.
- Mürle, U.; Becker, A.; Rey, P. (2004): *Dikerogammarus villosus* (Amphipoda) im Bodensee. *Lauterbornia* 49, S. 77–79.
- Muckle, R. (1942): Beiträge zur Kenntnis der Uferfauna des Bodensees. *Beiträge zur naturkundlichen Forschung im Oberrheingebiet* 7, S. 1–109.
- Nakano, D. & Strayer, D. L. (2014): Biofouling animals in freshwater: biology, impacts, and ecosystem engineering. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12 (3), S. 167–175.
- Nalepa, T. F.; Schloesser, D. W.; Pothoven, S. A.; Hondorp, D. W.; Fanslow, D. L.; Tuchman, M. L.; Fleischer, G. W. (2001): First Finding of the Amphipod *Echinogammarus ischnus* and the Mussel *Dreissena bugensis* in Lake Michigan. *Journal of Great Lakes Research* 27 (3), S. 384–391.
- Nesemann, H.; Pöckl, M.; Wittmann, K. (1995): Distribution of epigeal Malacostraca in the middle and upper Danube (Hungary, Austria, Germany). *Misc. Zoolog. Hung.* 10, S. 49–68.
- Ogorelec, Ž. (2021): Effects of re-oligotrophication and invasive species on fish-zooplankton interactions [Dissertation]. Universität Konstanz.
- Palmer, M. E. & Ricciardi, A. (2005): Community interactions affecting the relative abundances of native and invasive amphipods in the St. Lawrence River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62, S. 1111–1118.
- Pinkster, S.; Dieleman, J.; Platvoet, D. (1980): The present position of *Gammarus tigrinus* Sexon, 1939, in The Netherlands, with the description of a newly discovered amphipod species, *Crangonyx pseudogracilis* Bousfield, 1958 (Crustacea, Amphipoda). *Bulletin Zoologisch Museum Universiteit van Amsterdam* 7, S. 33–45.

- Platvoet, D.; Dick, J. A. T.; MacNeil, C.; van Riel, M. C.; van der Velde, G. (2009): Invader-invader interactions in relation to environmental heterogeneity leads to zonation of two invasive amphipods, *Dikerogammarus villosus* (Sowinky) and *Gammarus tigrinus* Sexton: amphipod pilot species project (AMPIS) report 6. *Biological Invasions* 11, S. 2085–2093.
- Raab, R.; Chovanec, A.; Pennerstorfer, J., (2006): Libellen Österreichs. Springer, Wien.
- Reischütz, A. & Reischütz, P. L. (2007): Rote Liste der Weichtiere (Mollusca) Österreichs. In: Zulka, K. P. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Gesamtherausgeberin Ruth Wallner) Band 14/2, S. 363–433, Wien, Böhlau.
- Rey, P. & Ortlepp, J. (1997): Koordinierte biologische Untersuchungen im Hochrhein 1995; Makroinvertebraten. *Schriftenreihe Umwelt* 283, BUWAL, Bern.
- Rey, P.; D. Küry; B. Weber; J. Ortlepp (2000): Neozoen im Hochrhein und im südlichen Oberrhein. *Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz*, N.E. 17 (3), S. 509-524.
- Rey, P.; Ortlepp, J.; Küry, D. (2004): Wirbellose Neozoen im Hochrhein. Ausbreitung und ökologische Bedeutung. *Schriftenreihe Umwelt* Nr. 380. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, S. 88.
- Rey, P.; Mürle, U.; Ortlepp, J.; Mörtl, M.; Ostendorp, W.; Ostendorp, J. (2005): Wirbellose Neozoen im Bodensee. Neu eingeschleppte invasive Benthos-Arten Monitoringprogramm Bodenseeufer 2004. Hrsg.: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.
- Rey, P.; Hesselschwerdt, J.; Werner, S. (2016): Koordinierte biologische Untersuchungen an Hochrhein und Aare 2001 bis 2013. Zusammenfassender Kurzbericht. Bundesamt für Umwelt, Bern. *Umwelt-Zustand* 1619.
- Rey, P. (2022): IGKB-Basismonitoring Bodensee Konzept 2021 – Synthesebericht. Eds.: Brosy, C.; Ehmann, H.; Härtl-Brandl, K.; Mosbach, C.; Noffke, A.; Obad, R.; Reichenegger, M.; Schranz, C.; Straile, D.; Teiber-Sissegger, P.; Walser, L.; Wolf, T.. Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, Konstanz. Online verfügbar unter: [https://www.igkb.org/fileadmin/user\\_upload/Downloads/Forschungsprojekte/IGKB\\_Monitoring/Konzept\\_Basismonitoring\\_Schlussversion.pdf](https://www.igkb.org/fileadmin/user_upload/Downloads/Forschungsprojekte/IGKB_Monitoring/Konzept_Basismonitoring_Schlussversion.pdf) [22.08.2023].
- Rudolph, K.; Coleman, C. O. (2017): Nachweis von *Echinogammarus ischnus* (Stebbing, 1899) in einer Probe aus Berlin, aus dem Jahre 1946. *Lauterbornia* 84, S. 109-111.
- Rüetschi, J.; Stucki, P.; Müller, P.; Vicentini, H.; Claude, F. (2012): Rote Liste Weichtiere (Schnecken und Muscheln). Gefährdete Arten der Schweiz, Stand 2010. Bundesamt für Umwelt, Bern, und Schweizer Zentrum für die Kartografie der Fauna, Neuenburg. *Umwelt-Vollzug* Nr. 1216: 148.
- Schloesser, D. W.; Nalepa, T. F.; Mackie, G. L. (1996): Zebra mussel infestation of unioid bivalves (Unioidea) in North America. *American Zoologist* 36, S. 300-310.
- Schmid, G. (1969): Neue und bemerkenswerte Schnecken aus Baden-Württemberg. *Mitteilungen der Deutschen Malakozoologischen Gesellschaft* 2 (13), S. 5–19. Frankfurt a. M.

- Schmid, G. (1983): Mollusken vom Mindelsee. In: Der Mindelsee bei Radolfzell, S. 409–500, (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg), Karlsruhe.
- Schmid, G. (2002): In Baden-Württemberg eingeschleppte oder ausgesetzte Mollusken. *Jh. Ges. Naturkde. Württemberg* 158, S. 253–302.
- Schroeder, P. & Rey, P. (1991): Fließgewässernetz Rhein und Einzugsgebiet – Milieu, Verbreitung und Austauschprozesse der Wirbellosenfauna zwischen Bodensee und Taubergiessen. Konstanz.
- SeeWandel (2023): SeeWandel: Leben im Bodensee – gestern, heute und morgen. Online verfügbar unter: [www.seewandel.org](http://www.seewandel.org) [24.07.2023].
- Seglio, A. (1895): Bemerkungen über die Krebspest, Wasserpest, Lebensverhältnisse des Krebses. *Zeitschr. Fischerei* 3, S. 1–90.
- Siessegger, B. (1969): Vorkommen und Verbreitung von "*Dreissena polymorpha* Pallas" im Bodensee. *Gas- und Wasserfach, Wasser und Abwasser* 110, S. 813–814, München.
- Sissegger, B.; Schaefer, S. (1993): Zur Wiederbesiedlung renaturierter Uferzonen am Bodensee durch Benthosformen, aufgezeigt am Beispiel der Trichopteren (Köcherfliegen). Berichte der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 7 (Jahresbericht 1992), S. 231–233, Karlsruhe.
- Spaak, P. (2023): Quaggamuscheln bedrohen Voralpine Seen. *Aqua & Gas* 6, S. 60–65.
- Strayer, D. L.; Adamovich, B. V.; Adrian, R.; Aldridge, D. C.; Balogh, C.; Burlakova, L. E.; Fried-Petersen, H. B.; G.-Tóth, L.; Hetherington, A. L.; Jones, T. S.; Karatayev, A. Y.; Madill, J. B.; Makarevich, O. A.; Marsden, J. E.; Martel, A. L.; Minchin, D.; Nalepa, T. F.; Noordhuis, R.; Robinson, T. J.; Rudstam, L. G.; Schwalb, A. N.; Smith, D. R.; Steinman, A. D.; Jeschke, J. M. (2019) Long-term population dynamics of dreissenid mussels (*Dreissena polymorpha* and *D. rostriformis*): a cross-system analysis. *Ecosphere* 10 (4), S. 1–22.
- Stucki, P. & Zaugg, B. (2011): Aktionsplan Flusskrebse Schweiz. Artenförderung von Edelkrebs, Dohlenkrebs und Steinkrebs. Bundesamt für Umwelt, Bern. *Umwelt-Vollzug* 1104.
- Thienemann, A. (1950): Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas: Versuch einer historischen Tiergeographie der europäischen Binnengewässer. Stuttgart, XVIII, S. 809ff.
- Tittizer, T.; Banning, M.; Potel, S. (1995): Die Makroinvertebratenbesiedlung des Main-Donau-Kanals. BfG-Bericht. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- Tittizer, T. (1996): Vorkommen und Ausbreitung aquatischer Neozoen in den europäischen Bundeswasserstraßen.- In: Gebhardt, S.; Kinzelbach, R. & Schmidt-Fischer, H. (eds): Gebietsfremde Tierarten – Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope - Situationsanalyse: S. 49–86, (ecomed) Landsberg.
- Turner, H.; Kuiper, J. G. J.; Thew, N.; Bernasconi, R.; Rüetschi, J.; Wütrich, M.; Gosteli, M. (1998): Atlas der Mollusken der Schweiz und Liechtensteins. *Fauna Helvetica* 2.
- van der Velde, G., R. S. E. W. Leuven, D. Platvoet, K. Bacela, M. A., J. Huijbregts, H. W. M. Hendriks & D. Kruijt (2009): Environmental and morphological factors influencing predatory behavior by invasive non-indigenous gammaridean species. *Biological Invasions* 11, S. 2043–2054, Dordrecht.

- De Ventura, L.; Renevier, M.-S., Flämig, S. (2023): Neue AG Aquatische Neobiota. *Newsletter* 01/2023. Cercle Exotique.
- Vetřiček, S. & Sporka, F. (2016): First record of *Quistadrilus multisetosus* (Tubificidae, Oligochaeta) (Smith, 1900) from Czech Republic. *Lauterbornia* 81, S. 21–26.
- Weichselbaumer, P. (2013): Rote Liste gefährdeter Eintagsfliegen Vorarlbergs. *Rote Listen Vorarlbergs* 7, Dornbirn (inataura).
- Werner, S.; Bauer, H.-G.; Jacoby, H.; Stark, H.; Mörtl, M.; Schmieder, K.; Löffler, H. (2004): Einfluss überwinternder Wasservögel auf Chara-Arten und *Dreissena polymorpha* am westlichen Bodensee. LfU, Institut für Seenforschung 4, S. 73.
- Werner, S.; Hesselschwerdt, J.; Mürle, U.; Ortlepp, J.; Rey, P. (2016): Ausbreitung gebietsfremder aquatischer Wirbellosen-Arten im Bodensee. Unveröffentlicht.
- Werner, S.; Mörtl, M. (2004): Erstnachweis der Fluss-Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* im Bodensee. *Lauterbornia* 49, S. 93–97, Dinkelscherben.
- Werner, S. & K. O. Rothhaupt (2007): Effects of the invasive bivalve *Corbicula fluminea* on settling juveniles and other benthic taxa. *Journal of the North American Benthological Society* 26, S. 673–680, Lawrence, Kansas.
- Werner, S. & K. O. Rothhaupt (2008): Mass mortality of the invasive bivalve *Corbicula fluminea* induced by a severe low-water event and associated low water temperatures. *Hydrobiologia* 613, S. 143–150, Dordrecht.
- Westermann, F.; Schöll, F.; Stock, A. (2007): Wiederfund von *Theodoxus fluviatilis* im nördlichen Oberrhein. *Lauterbornia* 59: 67–72.
- Wittmann, K. J. (2007): Continued massive invasion of Mysidae in the Rhine and Danube River systems, with first records of the order Mysidacea (Crustacea: Malacostraca: Peracarida) for Switzerland. *Revue Suisse de Zoologie* 114 (1), S. 65–86.

# A Anhang

---

## A.1 Erstfunde im Bodensee

Tabelle A1: Zeitpunkte der Erstfunde von Neozoen im Bodensee.

	Name Neozoon	Erstfund Bodensee
Bivalvia	<i>Corbicula fluminea</i>	2003
	<i>Dreissena polymorpha</i>	ca. 1965
	<i>Dreissena rostriformis (bugensis)</i>	2016
Amphipoda	<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	2007
	<i>Dikerogammarus villosus</i>	2002
	<i>Echinogammarus ischnus</i>	2021
	<i>Gammarus roeselii</i>	1974
Mysida	<i>Katamysis warpachowskyi</i>	2009
	<i>Limnomysis benedeni</i>	2006
Isopoda	<i>Proasellus coxalis</i>	2005
Decapoda	<i>Pontastacus leptodactylus</i>	1996
	<i>Eriocheir sinensis</i>	1983
	<i>Faxonius limosus</i>	1980er
	<i>Pacifastacus leniusculus</i>	2003
Gastropoda	<i>Gyraulus parvus</i>	2004
	<i>Physella/Haitia acuta</i>	1988
	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	1972
	<i>Viviparus ater</i>	1956
Hirudinea	<i>Barbronia weberi</i>	2015
	<i>Caspiobdella fadejewi</i>	2010
Hydrozoa	<i>Craspedacusta sowerbyi</i>	1999
Oligochaeta	<i>Branchiura sowerbyi</i>	2003
	<i>Quistadrilus multisetosus</i>	2016
Polychaeta	<i>Hypania invalida</i>	2020
Turbellaria	<i>Girardia tigrina</i>	1993

## A.2 Probenahmezeitpunkte

Tabelle A2:  
 Probestellen des  
 flächenbezogenen  
 Monitorings und  
 Zeitpunkt der  
 Beprobung (F=Frühjahr,  
 H=Herbst).

Stellenbezeichnung		Fischbach	Langenargen	Wasserburg	Hard	Rorschach-Staad	Uttwil	Seerhein	Berlingen	Hemishofen	Radolfzell	Konstanz-Egg	Wallhausen
Jahr/Nr.		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
2004	F	x		x	x		x	x	x				
	H	x	x	x			x	x	x				x
2005	F	x	x	x	x		x	x	x		x		x
	H	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x
2006	F							x	x		x		x
	H												
2007	F												
	H	x					x	x	x				x
2008	F												
	H												
2009	F	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x
	H	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x
2010	F	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x
	H	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x
2011	F												
	H												
2012	F												
	H	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x
2013	F	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x
	H	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x
2014	F	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x
	H	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x
2015	F	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x
	H	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x
2016	F	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x
	H	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
2017	F	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	H	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
2018	F	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	H	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
2019	F	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	H	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
2020	F	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x
	H	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x
2021	F	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	H	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
2022	F	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

## A.3 Probestellen des flächenbezogenen Monitorings

1 Fischbach



2 Langenargen



3 Wasserburg



4 Hard



Abbildung A1a: Probestellen des Neozoen-Monitorings.

5 Rorschach-Staad



6 Uttwil



7 Seerhein



8 Berlingen

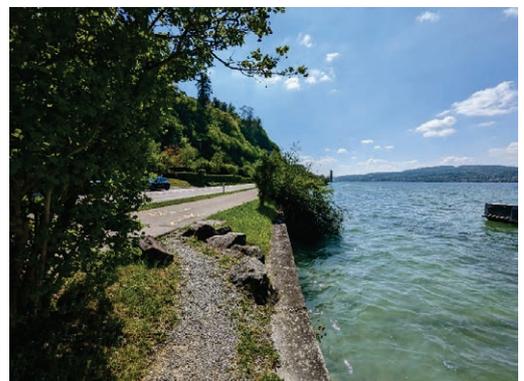
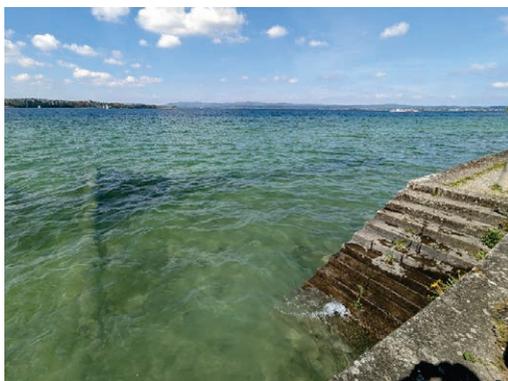


Abbildung A1b: Probestellen des Neozoen-Monitorings.

9 Hemishofen



11 Konstanz-Egg



10 Radolfzell



12 Wallhausen



Abbildung A1c: Probestellen des Neozoen-Monitorings.

