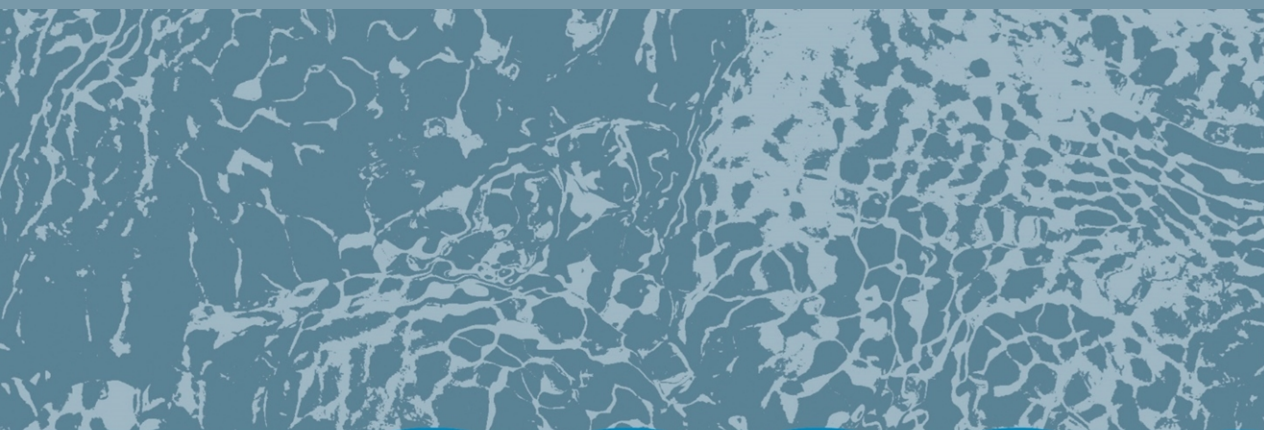




Riegsee

Limnologischer Seenbericht – Monitoring bis 2021



wasser





Riegsee

Limnologischer Seenbericht – Monitoring bis 2021

Impressum

Riegsee – Limnologischer Seenbericht – Monitoring bis 2021

Herausgeber:

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160
86179 Augsburg
Tel.: 0821 9071-0
E-Mail: poststelle@lfu.bayern.de
Internet: www.lfu.bayern.de/

Bearbeitung:

Referat 83 Dr. Ute Mischke
unter Mitarbeit von: Ref 83: Meike Riedel, Dr. Harald Morscheid, Dr. Martin Mörtl, Christine Schranz
Ref 63: Dr. Gisela Kangler (Uferstruktur:)
Ref 65: Sabine Schütz (Landnutzung)
Ref 85: Peter Schmidt (Seepegel)
Ref 94: Holger Komischke (Klima-Steckbriefe und Warming Stripes)
Ref 13: Elke Graßmann (Karten)

Unterstützung durch Externe:

Fische: Dr. Michael Schubert LGL-IFI und Dr. Bernard Ernst
Recherche Badegewässer: Gesundheitsverwaltung LGL
Zooplankton: Dr. Rainer Deneke

Gefördert im StMUV-Projekt „Seen in Bayern – Berichte zur Ökologie und deren Entwicklung“

Bildnachweis:

LfU

bis auf:

Wasserwirtschaftsamt Weilheim: Abb. 1 (Foto: Brigitte Lenhart) und Abb. 18 (Adriane Bäßler), Abb. 8 o.re. (Foto: Cornelia Goos), Abb. .8, 18 u. re. Andreas Hartl

Stand:

April 2026

Diese Publikation wird kostenlos im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der Bayerischen Staatsregierung herausgegeben. Jede entgeltliche Weitergabe ist untersagt. Sie darf weder von den Parteien noch von Wahlwerbenden oder Wahlhelfern im Zeitraum von fünf Monaten vor einer Wahl zum Zweck der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für Landtags-, Bundestags-, Kommunal- und Europawahlen. Missbräuchlich ist während dieser Zeit insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken und Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zweck der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die Publikation nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Staatsregierung zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte. Den Parteien ist es gestattet, die Publikation zur Unterrichtung ihrer eigenen Mitglieder zu verwenden.

Das Werk ist urheberrechtlich geschützt. Alle Rechte sind vorbehalten. Die publizistische Verwertung der Veröffentlichung – auch von Teilen – wird jedoch ausdrücklich begrüßt. Bitte nehmen Sie Kontakt mit dem Herausgeber auf, der Sie – wenn möglich – mit digitalen Daten der Inhalte und bei der Beschaffung der Wiedergaberechte unterstützt.

Diese Publikation wurde mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Eine Gewähr für die Richtigkeit und Vollständigkeit kann dennoch nicht übernommen werden. Für die Inhalte fremder Internetangebote sind wir nicht verantwortlich.



BAYERN | DIREKT ist Ihr direkter Draht zur Bayerischen Staatsregierung. Unter Tel. 089 12 22 20 oder per E-Mail unter direkt@bayern.de erhalten Sie Informationsmaterial und Broschüren, Auskunft zu aktuellen Themen und Internetquellen sowie Hinweise zu Behörden, zuständigen Stellen und Ansprechpartnern bei der Bayerischen Staatsregierung.

Inhaltsverzeichnis

Seeporträt Riegsee	5
1 Einführung	9
2 Lage, Form, Hydrologie und Nutzung des Sees	9
2.1 Geographische Lage, Morphometrie und Zuordnung des Sees	10
2.2 Entstehung des Sees	10
2.3 Hydrologie und Auswirkung auf den Wasserstand	11
2.4 Landnutzung im Einzugsgebiet	12
2.5 Gewässernutzung	13
3 Seetyp nach Wasserrahmenrichtlinie	13
4 Gewässerkundliches Untersuchungsprogramm	14
5 Chemisch-physikalische Kenngrößen und thermische Schichtung	15
5.1 Verteilung der Wassertemperatur und des Sauerstoffs im Jahresverlauf	15
5.2 Jahresstatistik der Nährstoff- und Begleitparameter	17
5.3 Auffällige Wassertrübungen	20
6 Trophieklassifizierung	21
6.1 Diagramm der Jahresmittelwerte	21
6.2 Trophie-Index nach LAWA	22
7 Planktonbesiedlung	23
7.1 Beschreibung und Zweck der Erfassung des Planktons	24
7.2 Algen- und Zooplanktongruppen im Untersuchungsjahr 2021	26
7.3 Langzeitentwicklung des Phyto- und Zooplanktons	27
7.4 Arten des Phytoplanktons	29
7.5 Arten des Zooplanktons	30
7.6 Bewertung des Zooplanktons im Nahrungsnetz mit PhytoLoss	31
8 Benthische Diatomeen	34
8.1 Untersuchte Uferabschnitte, Gesamtartenzahl und Beispielarten	35
8.2 Referenzarten-Quotient für benthische Diatomeen	36
8.3 Trophie-anzeigende benthische Diatomeen und Rote Liste-Arten	37
9 Makrophyten	39
9.1 Allgemeine Beschreibung der Besiedlung der Transekte	40

9.2	Häufigkeiten der Makrophyten	42
9.3	Vegetationsgrenze der Makrophyten	43
10	Makrozoobenthos im Seeufer	44
10.1	Bemerkenswerte Artvorkommen im Makrozoobenthos	45
11	Fischbestand und fischereiliche Nutzung	47
11.1	Fischbestand	47
11.2	Fischereiliche Nutzung	48
11.3	Beeinträchtigung des Fischbestandes	48
11.4	Maßnahmen zum Fischarten-/Populationsschutz	48
12	Ergebnis der Gewässerstrukturkartierung Riegsee	49
13	Naturschutz	50
14	Zustandsbewertung nach EG-WRRL für den 3. Bewirtschaftungsplan (Monitoringzeitraum 2014-2019)	51
15	Zusammenfassende Bewertung und Besonderheiten	53
15.1	See-spezifische Umweltbedingungen	54
15.2	Abschätzung der zukünftigen Entwicklung des Sees	55
16	Literaturverzeichnis	58
17	Tabellen- und Abbildungsverzeichnis	61
18	Glossar	68
19	Artenlisten	69
19.1	Artenliste Zooplankton	69
19.2	Artenliste Makrozoobenthos	69
19.3	Artenliste nach FFH-Richtlinie für das angrenzende FFH-Gebiet	71
19.4	Abkürzungsverzeichnis für den PhytoLoss-Steckbrief	71

Auf den folgenden Seiten finden Sie eine kurze Zusammenfassung des detaillierten limnologischen Seenberichts zum Riegsee als anschauliches Seeportrait.

Durch Doppelklick auf einzelne Elemente (markiert mit ►) gelangen Sie zu weiteren Ausführungen im Bericht oder auf entsprechende Internetseiten der bayerischen Wasserwirtschaft.

Mit Hilfe der Lesezeichen des Inhaltsverzeichnisses können Sie anschließend wieder zurück oder innerhalb des Seenberichts springen.

Seeporträt Riegsee

Allgemeine Informationen



Abb. 1: Foto am Riegsee

Der oberbayerische Riegsee ► entstand natürlich während der letzten Eiszeit und besitzt keinen nennenswerten ► Zu- oder Abfluss. Er liegt in der Murnauer Molassemulde mit Resten der Grundmoränen im Höhenrücken. Der See ist im Mittel 13,2 m ► tief, wobei sein ► Wasserstand in den letzten Jahren unter dem langjährigen Mittel lag. Der Riegsee wird zur ► Naherholung genutzt. Prägende ► Landnutzungen im Einzugsgebiet sind Grünland und kleine Hangmoore (s. ► Schutzgebiete). Die Abwässer der relativ kleinen Siedlungs- und Verkehrsflächen sind an das Klärwerk Murnau angeschlossen und gelangen nicht in den See. Es gibt Einträge von Nährstoffen aus landwirtschaftlichen Quellen. Der Riegsee gehört dem ► Seetyp 3 "geschichteter Alpenvorlandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet" an.

Maximale Seetiefe	15,4 m
Mittlere Tiefe	6,8 m
Seefläche incl. Inseln	1,844 km ²
Inselflächen	0,015 km ²
Uferlänge	8,35 km
Einzugsgebietsgröße incl. See	18,4 km ²

Zuständig für wasserwirtschaftliche Belange ist das ► Wasserwirtschaftsamt Weilheim. Die ► Gewässeruntersuchungen erfolgen nach den Vorgaben der Oberflächengewässerverordnung.

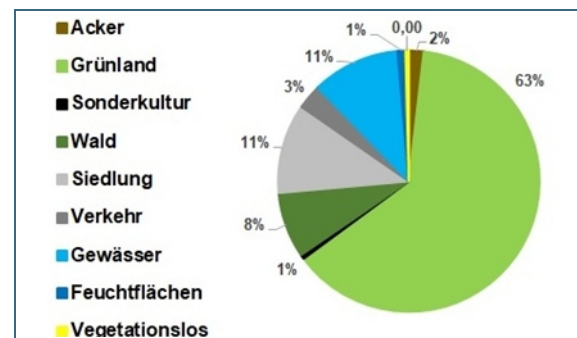


Abb. 2: Landnutzung im Einzugsgebiet

Seequalität

Trophische Entwicklung

Die untere Grafik zeigt die langjährige Entwicklung der ► Trophiekenngößen Gesamtphosphor (P-gesamt), Chlorophyll-a (Mischprobe) und Sichttiefe (graue Balken von oben nach unten). P-Werte sind volumengewichtete Jahresmittelwerte. Die Chlorophyll-a-Konzentration ist ein Maß für Algenbiomasse. Sie ist im Riegsee gering (<°0,007°mg/l).

Der Riegsee hat hohe Sichttiefen (> 3 m) und relativ geringe Phosphor-Werte, die in den letzten Jahren weiter abnahmen. Damit erholt sich der See von der übermäßigen Nährstoffbelastung und ► Eutrophierung in den 80er Jahren (Reoligotrophierung).

Die ► Trophieklasse des Riegsees ist aktuell **mesotroph 1**.

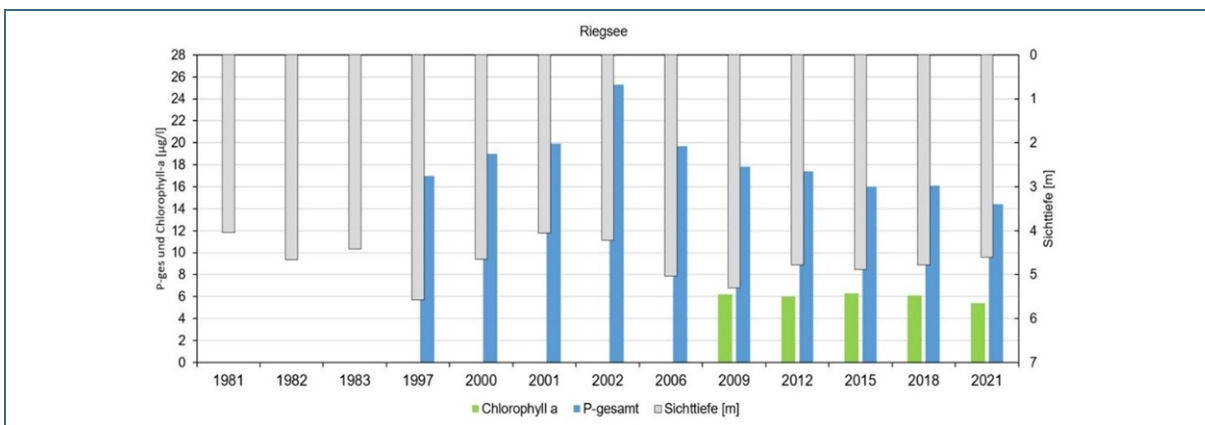


Abb. 3: Entwicklung der Trophieparameter Gesamtphosphor und Chlorophyll a sowie der Sichttiefe

Chemisch-physikalische Situation 2021 gemessen an der tiefsten Stelle im See

Die beiden Grafiken zeigen den jahreszeitlichen Verlauf (horizontale Achse) von [Wassertemperatur und Sauerstoff](#) im Jahr 2021 über die Tiefe (senkrechte Achse).

Die Farben geben die Temperatur oder Sättigung an. Die kleinen Punkte markieren Tiefe und Zeitpunkt der Messungen.

Die sommerliche Schichtungsphase ist deutlich am Wechsel der Farbe von der Wasseroberfläche (oben) nach unten zu erkennen.

Der Riegsee erreicht eine hohe Temperatur an der Oberfläche bis zu 24,8 °C. Im Winter zirkuliert der See (gleiche Temperatur, Sättigung und damit Flächenfarbe von oben nach unten).

Die Schichtung ruft kritisch niedrige Sauerstoffgehalte im Tiefenwasser hervor (Untersättigungen: rot eingefärbt). Für viele Tiere wie kälteliebende Fischarten (z. B. Renken) bleibt daher im Sommer oft nur wenig Lebensraum in der kühlen Tiefe. Die Photosynthese der Algen produziert oberhalb von 8 m Sauerstoff und damit kurzzeitige Übersättigungen (grüne Farbe), doch keine Algenblüten.

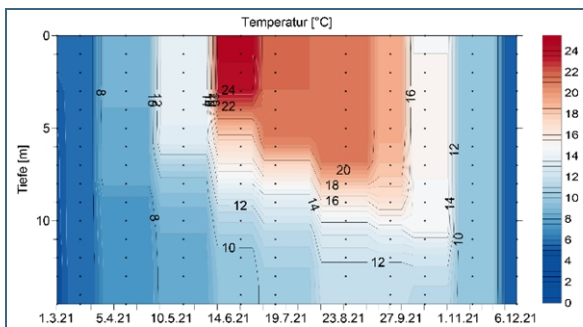


Abb. 4: Verteilung der Wassertemperatur

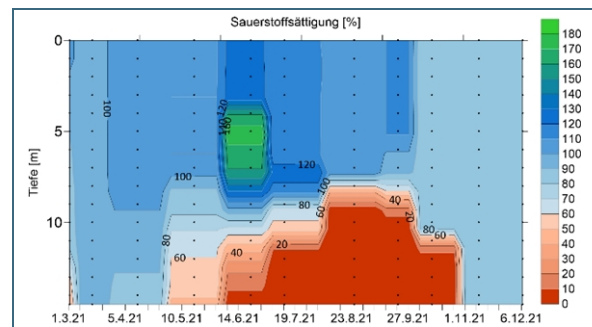


Abb. 5: Sauerstoffverteilung als Sättigungsindex

Tab. 1: Jahresmittelwerte (volumengewichtet, VMW) für das Jahr 2021 von chemischen [Messgrößen](#) in mg/l aus allen Messtiefen für den Riegsee gemessen an der tiefsten Stelle

Messgröße	VMW
Ammonium-N (NH ₄ -N)	0,05
Nitrat-N (NO ₃ -N)	0,02
Nitrit-N (NO ₂ -N)	< 0,005
Stickstoff, gesamt (TNb)	0,78
Phosphor gesamt	0,014
Phosphat-P, ortho (PO ₄ -P)	0,002
Kieselsäure (SiO ₂)	0,14

Stickstoff liegt im Riegsee überwiegend gebunden vor, und nur zu einem kleinen Anteil gelöst als Nitrat.

Das fisch-gefährdende Nitrit war zumeist nicht messbar (unterhalb der Bestimmungsgrenze).

► **Gesamtphosphor** liegt unter dem unteren **Anforderungswert** der Oberflächengewässer-Verordnung und damit im guten Bereich.

► **Phosphat** wird durch das Algenwachstum fast immer komplett aufgezehrt und wirkt dann wachstums-limitierend.

Das gelöste Silizium (**Kieselsäure**) ist im Riegsee wenig vorhanden. Dadurch wird speziell das Wachstum von Kieselalgen (Diatomeen) im Sommer begrenzt.

Erläuterungen zu den [Chemiemessgrößen](#) sind im nachfolgenden Seebericht enthalten.

Besonderheiten

Durch die Trichterform des [Seebeckens](#) des Riegsees befindet sich in der Wasserschicht unterhalb von 10 m nur 10 % des Seevolumens.

Dies bedeutet, dass nur ein kleiner Teil des Wasserkörpers vom Sauerstoffschwund im Sommer betroffen ist.

Unter den aktuellen Bedingungen entwickeln sich im Riegsee anaerobe Eisenbakterien, die das Tiefenwasser ab 8 m Wassertiefe stark trüben und Phosphat binden.

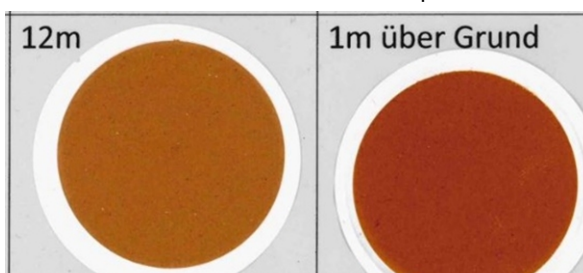


Abb. 6: [Filterrückstände](#)

Gesamtbewertung – Ökologisches Potenzial nach EG-Wasserrahmenrichtlinie – 3. Bewirtschaftungsplan

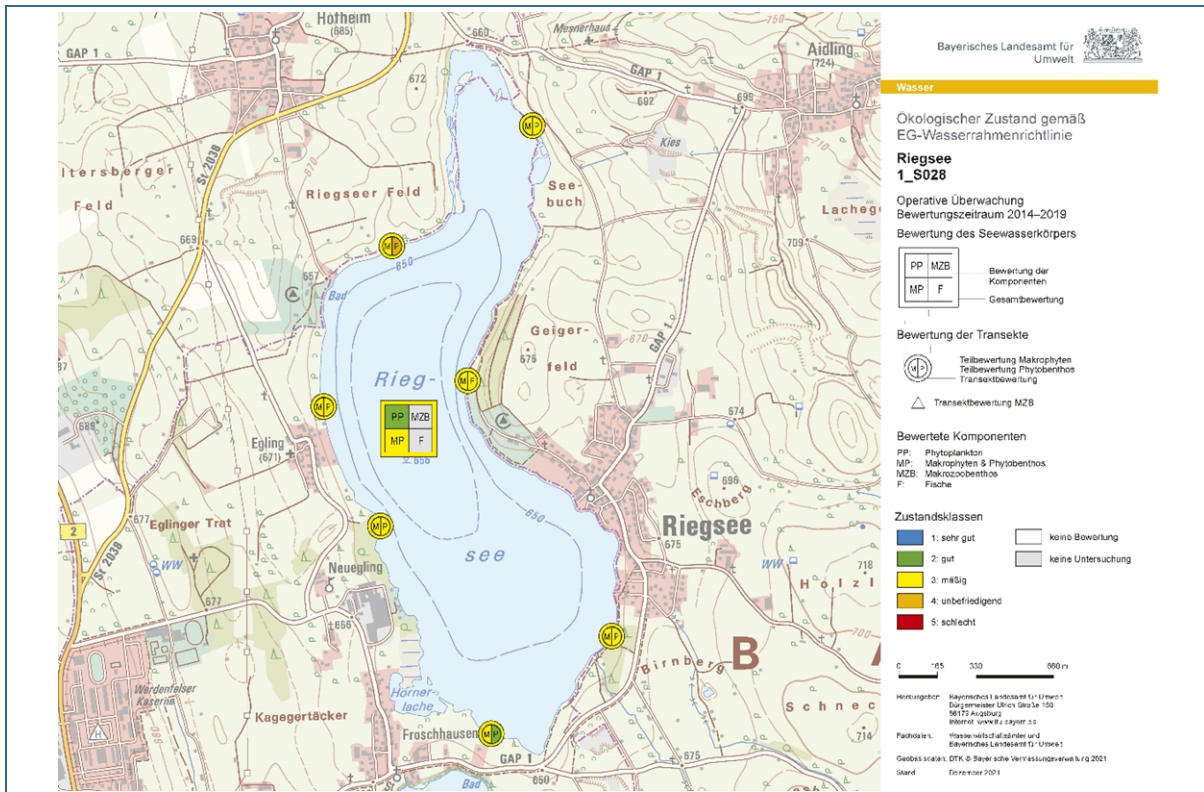


Abb. 7: Steckbrief zum ökologischen Zustand nach EG-WRRL, Quelle: Umweltatlas Bayern

Der ökologische und chemische Zustand der Seen wird nach den Vorgaben der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) **▶ bewertet**. Im **▶ UmweltAtlas Bayern** sind die wichtigsten Ergebnisse dazu in der **▶ Bewertungskarte des Sees** (s. Abb. 7) und dem Steckbrief zur Gewässerbewirtschaftung des **▶ Riegsees** veröffentlicht.

Es wird der Abstand vom sehr guten (naturnahen) Status bewertet. Dieser wird passend zu den **▶ Seetypen** mit biologischen Referenzgesellschaften definiert. Die Bewertung des 3. Bewirtschaftungsplans basiert auf Daten des Zeitraums 2014-2019. Verfahren siehe: **▶ www.gewaesserbewertung.de**.

▶ Der ökologische Zustand des Riegsees ist insgesamt „mäßig“.

Dies wurde nach Seetyp 3 auf der Basis der Artenzusammensetzung und Häufigkeit der folgenden biologischen Komponenten bestimmt:

- **Phytoplankton (PP)** – freischwebende Algen und photosynthetisch aktive Bakterien – Bewertet mit Zustandsklasse „gut“.
- **Makrophyten & Phytobenthos (MP)** – substrat- und bodengebundene Wasserpflanzen und Algen – Bewertet mit Zustandsklasse „mäßig“ als Mittel der **▶ Uferabschnitte** (Position s. Karte oben).
- **Makrozoobenthos (MZB)** – wirbellose Kleintiere des Gewässerbodens und **▶ Fische (F)** werden nur bei **▶ Überblickseen** bewertet.

- Es wurden keine Überschreitungen von Umweltqualitätsnormen flussgebietspezifischer Schadstoffe festgestellt. Der **▶ chemische Zustand** ist bis auf Überschreitungen bei den allgegenwärtigen Schadstoffen gut.

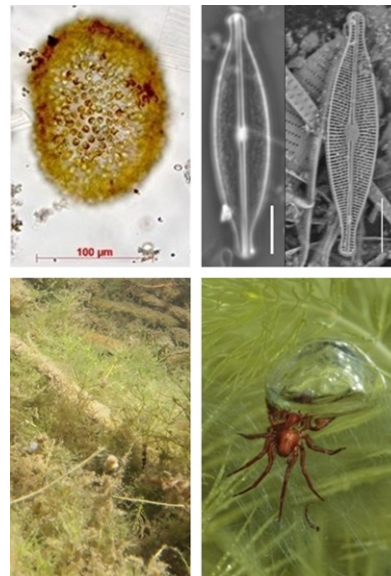


Abb. 8: Fotos von häufig im See vorkommenden Arten:
 o. li.: *Uroglena* - Phytoplankton;
 o. re.: *Brachysira neoexilis* - Diatomee;
 u. li.: *Chara* – Makrophyt;
 u. re.: Wasserspinne - Makrozoobenthos

Weitere Untersuchungsergebnisse

Nahrungsnetz im Freiwasser (Plankton)

Schwlebende Algen (► [Phytoplankton](#)) dienen dem ► [Zooplankton](#) (Kleinkrebse und Rädertiere) als Nahrung. Beide Gruppen kommen im Riegsee sehr ► [artenreich](#) vor.

Wasserflöhe können im Riegsee die Algenmenge im Frühjahr stark reduzieren, weil sie eine gute ► [Futterqualität](#) haben. Im Sommer und Herbst verhindert der starke Fischfraß aber, dass sich größere Wasserflöhe überhaupt entwickeln können.

Im Sommer ist der Lebensraum für Gewässertiere auf die oberen Wasserschichten begrenzt, da Richtung Seegrund ► [Sauerstoff](#) fehlt.

Arteninventar und Schutzstatus

Tab. 2: Gesamtartenzahl im Riegsee

	Untersuchung in	Anzahl Arten	Anzahl Arten rote Liste D	Anzahl Arten rote Liste BY
Phytobenthos-Diatomeen	2021	138	36	36
Makrophyten	2021	27	2	2
Phytoplankton	2021	99	-	-
Zooplankton	2021	43	-	-
Makrozoobenthos	2018	78	8	6
Summe		385	46	44

► [Neobiota](#): Als gebietsfremde Arten wurden u. a. der Sonnenbarsch und *Elodea nuttallii* (Wasserpest) gefunden.

Verbreitung der Wasserpflanzen

► [Wasserpflanzen](#) und ► [Kieselalgen](#) im Aufwuchs auf Steinen am Ufer werden im Riegsee an sieben ► [Uferabschnitten](#) untersucht und sind artenreich vorhanden.

Wasserpflanzen ► [verbreiten](#) sich bis in Wassertiefen von 5-6 m.

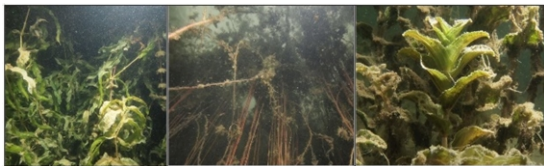


Abb. 9: Unterwasseraufnahmen vom Tauchgang im Riegsee 2021

Die Flachwasserzone ist nur gering verändert (Klasse 2), während die Ufer- und Umfeldzone mäßig verändert (Klasse 3) sind.

Verfasser: LfU-Referat 63 | Stand 2021

Fischbestand

Derzeit leben ► [17 Fischarten im Riegsee](#), darunter der Bitterling mit besonderem Schutzstatus.

Die Fischbiomasse ist im Wesentlichen durch Barsch, Brachse, Renke und Rotauge bestimmt.

Besatz erfolgt für Hecht, Karpfen, Renke, Schleie und Zander. Das Fischereirecht ist gepachtet vom Fischereiverein Murnau.

Recherche: Dr. Bernhard Ernst | Stand 2024

Gewässerstrukturkartierung

Das gesamte ► [Seeufer vom Riegsee](#) wurde auf Grundlage des LAWA-Übersichtsverfahrens erfasst und eine Karte erstellt. Durch Nutzungen sind die drei im Riegsee kartierten Zonen am Seeufer verändert.

Schutzgebiete

Der See sowie seine Ufer fallen unter die Landschaftsschutzverordnung "Riegsee".

Als ► [FFH-Gebiet](#) grenzt südlich die "Moränenlandschaft zwischen Staffelsee und Baiersoiern" mit einer Fläche von 2526 ha an: Es gibt intakte Moor-komplexe mit vielfältiger Struktur. In diesem relativ kleinen Gebiet liegen 20 verschiedene Lebensraumtypen mit vielen ► [FFH-Arten](#).

Abschätzung der zukünftigen Entwicklung

Langes Gedächtnis: Seen reagieren langsam auf Verringerung der Belastung. So erfährt der Riegsee immer noch Spätfolgen der Eutrophierungsphase der 70er Jahre, zum Beispiel durch im Seesediment gespeicherte Nährstoffe, was eine Einschätzung der ► [Zielerreichung](#) nach EG-WRRL erschwert. Im Bewirtschaftungsplan ist festgehalten, dass Einträge von Nährstoffen aus der Landwirtschaft verringert werden sollen. Quecksilberbelastungen, die überwiegend aus Luftpfeinträgen stammen, werden ebenfalls durch Maßnahmen verringert.

Mögliche Folgen des ► [Klimawandels](#)

- Sinkender ► [Wasserstand](#) im See?
- Durchmischung aller Wasserschichten im Winter nicht mehr bis zum Seegrund?
- Abnahme kälteliebender Arten?

Mehr zum Thema Klimawandel:

► [Bayerisches Klimainformationssystem](#)

1 Einführung

Der Riegsee ist ein beliebter Naherholungsort für Wassersportler und Wanderer. Dieser Bericht blickt hauptsächlich unter die Wasseroberfläche. Welche Lebensgemeinschaften sind vorzufinden? Welchen trophischen und ökologischen Zustand zeigen die Gewässerorganismen im Riegsee an?

Die großen bayerischen Seen werden im Rahmen des staatlichen wasserwirtschaftlichen Monitorings chemisch-physikalisch sowie biologisch untersucht und bewertet. Das Ziel ist es, einen guten ökologischen und chemischen Zustand zu erreichen oder zu bewahren und damit neben einem intakten Ökosystem auch die vielfältigen Nutzungsmöglichkeiten unserer Seen zu erhalten.

Seit der Einführung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG (2000), Richtlinie 2000/60/EG) wird die Datenerfassung in Bayern mit einheitlich normierten Methodenstandards durchgeführt und hierzu nationale Bewertungsverfahren in der Gewässerökologie genutzt. Der Öffentlichkeit werden die Messdaten im Internetportal des [gewässerkundlichen Dienstes](#) (GKD) zugänglich gemacht. Exemplarische Auswertungen finden sich z. B. in den [gewässerkundlichen Jahresberichten](#) und im [Umwelatlas Bayern](#).

Der vorliegende Bericht stellt Auswertungen zur Langzeitentwicklung der Ökologie und der Gewässerqualität des bayerischen Riegsees zusammen. Er erscheint in einer Reihe von Seenberichten, die für die Fachöffentlichkeit sukzessive im Zeitraum 2025-2027 digital zur Verfügung gestellt werden. Ergänzend werden vergleichende Betrachtungen von Seegruppen veröffentlicht.

Um Grundlagen für die Zustandsbewertung zu schaffen, wird die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaften sowie die sie bestimmenden abiotischen Umweltbedingungen systematisch erfasst und aufbereitet. Es werden pflanzliche und tierische Gewässerorganismen dargestellt.

Wasserstand und Wasseraustauschrate beeinflussen zusammen mit der Sauerstoff-, Nährstoff- und Substratverfügbarkeit die biologische Besiedlung.

Die wichtigsten Erkenntnisse und Besonderheiten des Riegsees finden sich zusammengefasst in Form des vorangestellten Seeportraits.

Der Bericht basiert maßgeblich auf den Untersuchungsdaten des Jahres 2021, das auch eine Grundlage für den 4. Bewirtschaftungsplan nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRRL) darstellen wird. Daneben werden aber auch weitere Untersuchungsjahre für eine gesamtheitliche Darstellung der Gewässerqualität genutzt. Es sind weiterhin die Ergebnisse der Zustandsbewertung aus dem 3. Bewirtschaftungsplan erläutert sowie Entwicklungen über mehrere Jahre dargestellt. Die Auswertung wird abgerundet durch einen Ausblick auf die Zukunft unter dem Eindruck der geplanten Maßnahmen zur Erreichung der Umweltziele sowie des Klimawandels.

2 Lage, Form, Hydrologie und Nutzung des Sees

Grundlage für die hier aufgeführten morphologischen und hydrologischen Daten sind das Seenverzeichnis Bayern (SEV25 2016) und der gewässerkundliche Dienst (GKD-Portal). Es ist zu beachten, dass die hydrologischen Kenndaten wie Wasservolumen und Wasserstand in Seen erheblich variieren können. Die aufgeführten Kenndaten zur maximalen Seetiefe oder -volumen waren zum Zeitpunkt der teils zeitlich weit zurückliegenden Vermessung (Tiefenlotung) gültig, und dienen hier der limnologischen Einordnung. Sie sind keine aktuelle Grundlage in vermessungstechnischer Hinsicht.

2.1 Geographische Lage, Morphometrie und Zuordnung des Sees

Der Riegsee liegt im Regierungsbezirk Oberbayern im Landkreis Garmisch-Partenkirchen im gemeindefreien Gebiet der Mark Murnau am Staffelsee (Abb. 10 und Kartenansicht des Sees mit Tiefenlinie Abb. 11). Der See mit dem offiziellen Gewässernamen Riegsee (Gewässerkennzahl: 1661912100) ist ein Gewässer I. Ordnung nach dem Bayerischen Wassergesetz, für das die wasserwirtschaftliche Zuständigkeit beim Wasserwirtschaftsamt Weilheim liegt.

Das Gewässer liegt je nach Wasserstand etwa 655 Meter über dem Meeresspiegel im Alpenvorland. Der See befindet sich in der Klimaregion Alpenvorland (LfU 2021a). Die weiteren Kenndaten zum Riegsee finden sich in Tab. 3. Die Form des Sees ist sichelförmig, da ein Bergrücken (Drumlin) den Zentralteil des Sees östlich einengt.

Tab. 3: Kenndaten des Riegsees gemäß SEV25 (2016)

Merkmal	Wert im See
Gewässerkategorie	natürlicher See
Seevolumen [Mio. m ³]	12,776
Maximale Seetiefe [m]	15,4
Mittlere Tiefe [m]	6,8
Seefläche incl. Inseln [km ²]	1,844
Inselflächen [km ²]	0,015
Uferlänge [km]	8,35
Einzugsgebietsgröße incl. Seefläche [EZG, km ²]	18,4
Volumenquotient [EZG / Seevolumen]	1,71

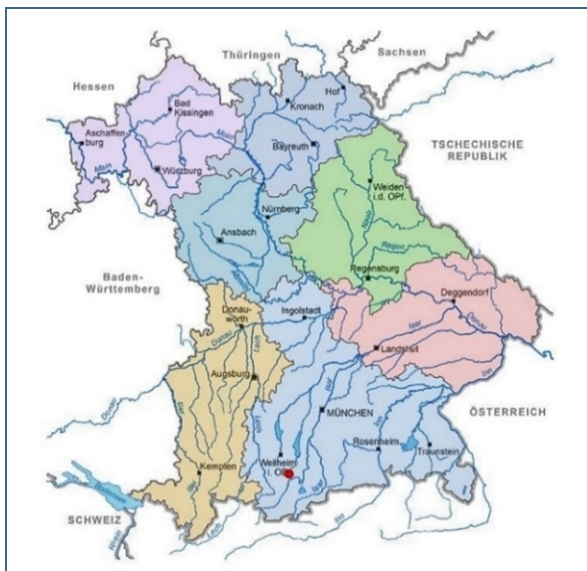


Abb. 10: Lage des Riegsees (roter Punkt) in Bayern



Abb. 11: Kartenansicht des Sees mit Tiefenlinien

2.2 Entstehung des Sees

Der Riegsee entstand während der Würmeiszeit, die vor etwa 10.000 Jahren endete. Er liegt in der Murnauer Molassemulde und es sind Reste der Grundmoränen im Höhenrücken als Drumlins erhalten geblieben. Östlich des Riegsees hat schuttbefrachtetes Toteis ein lebhaftes Relief hinterlassen (s. Tiltelfoto und Abb. 29). Nacheiszeitliche Moore und die umliegenden Hänge entwässerten in den See und führten zu Ablagerungen ins Seesediment.

2.3 Hydrologie und Auswirkung auf den Wasserstand

Der oberirdische Zulauf des Riegsees wird aus lediglich zwei Rinnsalen gebildet. Aus dem Froschhauser See und vom Hannesberg kommend münden sie im Süden in den See. Daraus ergibt sich eine Wasseraufenthaltszeit von grob geschätzten 335 Tagen.

Der Riegsee ist ein sogenannter Blindsee, da er keinen oberirdischen Abfluss besitzt. Deshalb kann der diffuse Abfluss nur aus der Einzugsgebietsgröße und den mittleren Niederschlägen geschätzt werden und beträgt etwa $0,35 \text{ m}^3/\text{s}$.

Der Wasserstand des Riegsees wird seit 1972 veröffentlicht und liegt an dem vom Wasserwirtschaftsamt Weilheim betriebenen Pegel Riegsee (Messstellen-Nr.: 16619000) im Mittel (Zeitraum 1973-2016) bei 655,6 m über NN. Dies entspricht einem Pegelstand von 132 cm, den der See seit 2017 nur noch in kurzen Perioden erreicht hat (Abb. 12). Die saisonalen Pegelschwankungen betragen weniger als einen Meter und zumeist nur 40 cm.

Bereits im Trockenjahr 2018 fiel der Wasserstand kontinuierlich um insgesamt etwa 70 cm sehr stark ab und blieb 2019 auf sehr niedrigem Niveau. Der mittlere Wasserstand wurde Dank ergiebiger Niederschläge in den Sommermonaten der Jahre 2020 und 2021 zumindest zeitweise wieder erreicht. Im Dezember 2022 trat der seit Beginn der Erfassung (1972) niedrigste Wasserstand von 655,08 m über NN auf (s. GKD Internetportal des LfU > [Riegsee > Wasserstand](#)).

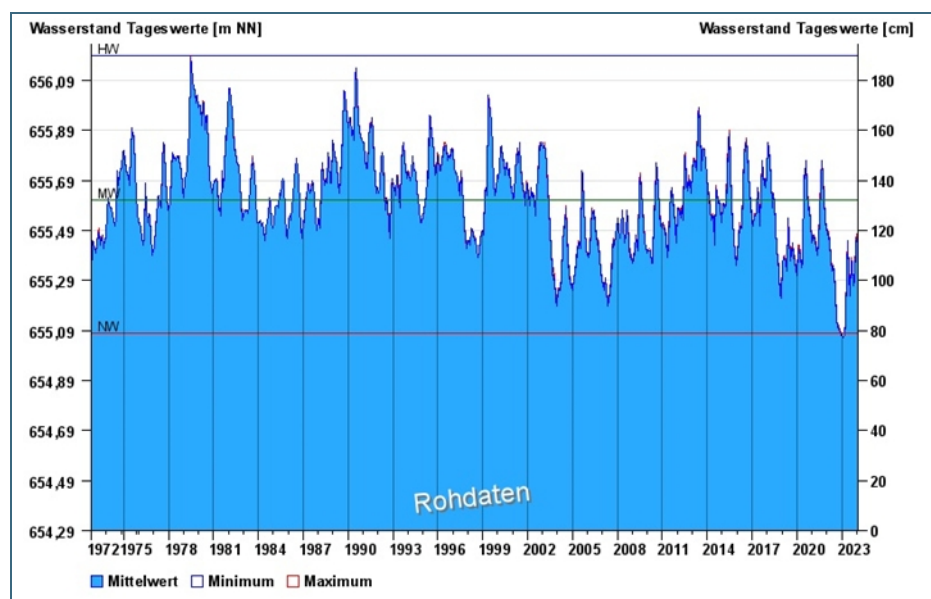


Abb. 12: Darstellung der Tagesmittelwerte des Wasserstandes für den Zeitraum 1972 bis Ende Januar 2024 am Pegel Riegsee / Riegsee. Grafik aus dem GKD-Portal

Für die Erfassung der Morphometrie des Seebeckens wurden in der Vergangenheit einmalig Lotungen der Seetiefen an vielen Stellen im See durchgeführt (LfW 1987). Damit wird auch die tiefste Stelle des Sees ermittelt und dort eine Messstelle festgelegt.

Zusätzlich ergibt sich aus der Lotung eine detaillierte Tiefenkarte (nicht dargestellt; LfW 1987). Diese ermöglicht die Verteilung der Wassermengen für jede Wassertiefenlamelle als Anteil am gesamten Seevolumen zu berechnen. Die Auswertung dieser Schichtvolumina durch eine hypsographische Kurve (siehe Abb. 13) gibt Auskunft darüber, wie repräsentativ eine entnommene Wasserprobe aus einer bestimmten Wassertiefe oder aus einem Tiefenbereich (Integralprobe) für das gesamte Seevolumen ist. Die Angaben sind auch bedeutsam für den Wärme- und Stoffaustausch im See, so zum Beispiel für die räumliche Ausdehnung von sauerstofffreien Zonen über dem Seegrund (s. Kap. 5.1).

Die 100 %-Marke der hypsografischen Kurve liegt beim mittleren Wasserstand mit 655,6 m über NN (Abb. 4, vergl. Abb. 3). Durch die trichterförmige Tiefenverteilung im Riegsee sind in der Wasserschicht von 0-4 m bereits 50 % des gesamten Seevolumens enthalten. Unterhalb der Tiefe von 10 m befindet sich nur 10 % des Seevolumens. Die grundnahe Wasserprobe repräsentiert sogar weniger als 0,1 % des Seevolumens. Deshalb werden für die Berechnung des Mittelwertes Messwerte aus Einzeltiefen mit Gewichtung abhängig von ihrem Schichtvolumen einberechnet (Details s. Kapitel 5.2).

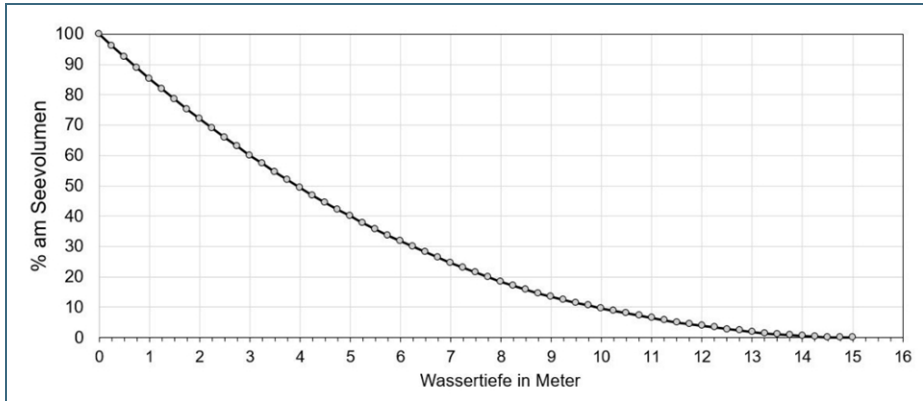


Abb. 13: Hypsografische Kurve mit kumulierten Prozentanteilen der Wassertiefen am Seevolumen des Riegsees

2.4 Landnutzung im Einzugsgebiet

Die Umgebung des Sees wird von Menschen seit der Bronzezeit besiedelt. Dadurch wurde die ursprünglich zumeist bewaldete, geringfügig felsige und im Norden sumpfige Umgebung des Sees stark durch die Landwirtschaft, durch Besiedlung der Ufer und durch Gräben am Zulauf verändert. Heutzutage sind als wichtigste angrenzende Ortschaften Riegsee und Froschhausen (Markt Murnau) zu nennen.

Am südlichen Ufer grenzt ein Naturschutzgebiet an (s. Kapitel 13).

Das Einzugsgebiet ist dünn besiedelt und die Gemeinde Riegsee zählt etwa 1.200 Einwohner.

Die Landnutzung (nach ALKIS) im relativ kleinen Einzugsgebiet inklusive Seefläche wird zu 63 % geprägt durch Grünlandnutzung und wird mit kleinen Anteilen intensiv genutzt und als Siedlungs- und Verkehrsraum (14 %) sowie als Ackerland (2 %) betrieben. In den Waldgebieten (8 %) findet extensive Forstbewirtschaftung statt und die 1,1 % Feuchtfächen einschließlich der Hangmoore fallen unter das Landschaftsschutzgebiet Riegsee (Kapitel 13 Naturschutz).

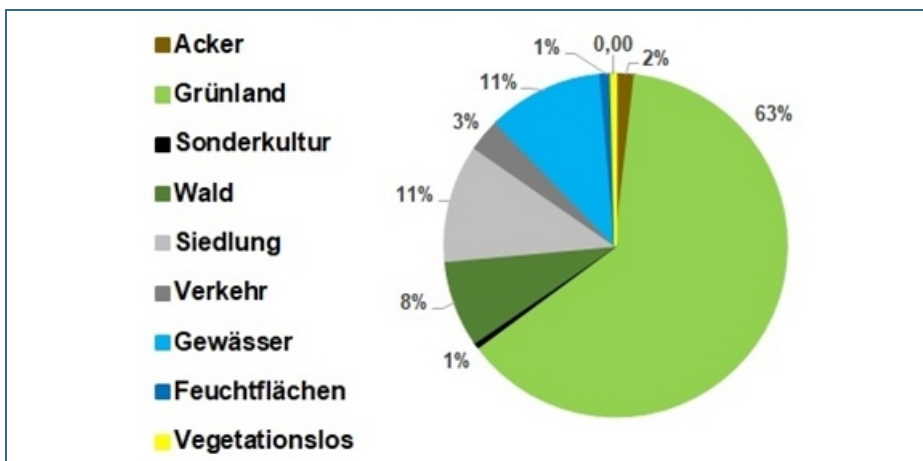


Abb. 14: Landnutzung im Einzugsgebiet des Riegsees (ALKIS®-Tatsächliche Nutzung)

2.5 Gewässernutzung

Der Riegsee wird zur Naherholung wie Camping, Wandern und Bootsfahren genutzt.

Es gibt zwei offizielle Badestellen: „Riegsee, Camping Brugger“ und „Riegsee, Camping Riegsee“. Deren Badegewässerqualität war in allen bisherigen Erfassungsjahren "ausgezeichnet" und es gab keine Badewarnungen. Für die Überwachung der Badestellen durch Messungen von Algentoxinen und Krankheitserregern sind die örtlichen Gesundheitsämter (hier: [Gesundheitsamt Garmisch-Patenkirchen](#)) zuständig. Über die Qualität der Badestellen gemäß Badegewässerrichtlinie werden von den örtlichen Gesundheitsämtern Berichte erstellt, und diese zusätzlich in einer Linkliste vom Bayerischen Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit bereitgestellt (s. [Linkliste zu den Bayerischen EU-Badegewässern](#)).

Dem See fließen keine Abläufe aus Kläranlagen zu, sondern die häuslichen Abwässer der anliegenden Siedlungen sind an das Klärwerk Murnau angeschlossen.

3 Seetyp nach Wasserrahmenrichtlinie

Die großen Seen (größer als 50 ha Seefläche), für die eine Berichtspflicht nach der europäischen Wasserrahmenrichtlinie besteht, werden zu einem national definierten Seetyp nach den Vorgaben der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 2021a) zugeordnet. Diese Typologie fasst Gruppen von Seen mit ähnlichen Merkmalen zusammen, die in [Seetyp-Steckbriefen](#) ausführlich beschrieben sind (Riedmüller et al. 2022, 2013). Eines der Merkmale ist die relative Größe des Einzugsgebiets (inklusive Seefläche). Die Einzugsgebietsfläche wird im Verhältnis zum Seevolumen als sogenannter Volumenquotient (VQ) berücksichtigt: ein relativ großes Einzugsgebiet bedeutet einen VQ größer als 1,5 m²/m³ und ein relativ kleines Einzugsgebiet bedeutet einen VQ kleiner als 1,5 m²/m³. Eine mittlere Calcium-Konzentration über 15 mg/l gilt als kalkreich.

Der Riegsee gehört dem Seetyp 3 an und ist ein geschichteter Alpenvorlandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet. Mit einer mittleren Calcium-Konzentration von 25,4 mg/l gilt der See als kalkreich.

Die Seen sind in unterschiedlichen Überwachungskategorien eingeteilt: Je nach Zugehörigkeit des Sees zu einem [WRRL-Messnetz](#) gilt ein anderes, durchzuführendes Messprogramm und es werden nicht immer alle Organismengruppen innerhalb eines Bewirtschaftungsplans bewertet (s. Kapitel 14). Zum Beispiel werden Makrozoobenthos – wirbellose Kleintiere des Gewässerbodens und Fische bei Seen im Überblicksmessnetz bewertet, doch nicht in der operativen Überwachung, wie beim Riegsee.

Es ist zudem zu beachten, dass für die biologischen Bewertungsverfahren je nach Organismengruppe (sogenannte Biokomponente) hinsichtlich der jeweils bewohnten Lebensräume nochmals Sub-Typen definiert sind:

Phytoplankton-Seetyp: PP 3 = natürliche, künstliche und erheblich veränderte Alpenvorlandseen, Kalkreich, relativ kleines EZG (VQ ≤ 1,5), geschichtet

Diatomeen-Seetyp: DS 1.2 - 3 = karbonatische Gewässer der Alpen und des Alpenvorlands mit einer Volumenentwicklung < 0,4

Makrophyten-Seetyp: AKs - 3 = karbonatische, geschichtete Wasserkörper der Alpen und des Alpenvorlandes (AK), inkl. Untertyp für extrem steile Stellen der karbonatischen Alpenseen (AKs) - Seetyp 3

Bei einem erweiterten Messprogramm mit weiteren Organismengruppen würden für den Riegsee folgende spezifische Seetypen gelten:

Makrozoobenthos-Seetyp LAWA-Typ 3k (k für kleiner See) und Haupt-Ufertyp (je Uferabschnitt s. Abb. 29) zumeist: Organisch (Org.)

Fisch-Seetyp: Geschichteter Voralpensee mit relativ kleinem Einzugsgebiet

4 Gewässerkundliches Untersuchungsprogramm

Die Untersuchung des Sees erfolgt nach den Vorgaben der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016), die die Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) umsetzt.

Alle Anleitungen und Untersuchungsmethoden zum Monitoring sind im Methodenband zur Bewirtschaftungsplanung ([LfU, 2021b](#)) im Detail beschrieben. Diese Methoden können hier nur verkürzt wiedergegeben werden. Die biologischen Erhebungs- und Bewertungsverfahren sind für die Umsetzung der WRRL national abgestimmt und im Informationsportal der Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser gefördert vom Umweltbundesamt veröffentlicht (s. <https://www.gewaesser-bewertung.de/>).

Die Messwerte werden durch Messsonden vor Ort, aus Wasserproben aus verschiedenen Wassertiefen sowie durch chemische Laboranalysen und biologische Analysen von Spezialisten, teils lichtmikroskopisch teils durch Erhebungen im Feld, ermittelt. Alle Messwerte durchlaufen mehrere Prüfkontrollen, bevor sie zur Zustandsbewertung genutzt und der Öffentlichkeit im Internetprotal des Gewässerkundlichen Dienstes in Bayern ([GKD](#)) zur Verfügung gestellt werden.

Die gewässerkundliche Erhebung der physikalisch-chemischen, biologischen, morphologischen und hydrologischen Daten und deren Bewertung liegt in der Federführung der Umweltverwaltung. Eine ökologische Bewertung des Fischbestands wird in Seen im [Überblicksmessnetz](#) durch das Institut für Fischerei (IFI) der Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) durchgeführt, wozu der Riegsee nicht gehört. Daten zum Fischbestand wurden in einer Recherche ermittelt (s. Kapitel 11).

Der Riegsee wird im operativen Monitoring alle drei Jahre monatlich durch das [Wasserwirtschaftsamt Weilheim](#) an der tiefsten Stelle sowie einmal im 3-Jahreszeitraum an festgelegten [Uferabschnitten](#) für die benthischen Diatomeen und Wasserpflanzen (Makrophyten) beprobt. Für die Erfassung der Makrophyten sind Tauchgänge erforderlich. Diese erfolgen durch externe Auftragnehmer. Ebenso wird die Probenahme für die mit bloßem Auge erkennbaren, auf der Gewässersohle wasserlebenden Kleintiere (Makrozoobenthos) beauftragt ([LfU, 2021b](#)). Im Riegsee wurden Untersuchungen zu Makrozoobenthos zum Zwecke der Verfahrensentwicklung durchgeführt.

5 Chemisch-physikalische Kenngrößen und thermische Schichtung

Im chemisch-physikalischen Routine-Monitoring werden die Seen an der tiefsten Stelle in verschiedenen [Messprogrammen](#) untersucht, der Riegsee derzeit in den chemischen Messprogrammen Basisanalytik (Parameter s. Tab. 4), Pflanzenschutzmittel (PSM) und Metalle. Es werden Wasserproben als Mischprobe über einen größeren Tiefenbereich für die Nährstoff- und die Schadstoffanalytik entnommen. Zusätzlich nimmt man Wasserproben für einige Parameter auch aus Einzeltiefen (Tiefenstufen). Dies dient dazu, die räumliche Verteilung im Tiefenprofil genauer zu erfassen. So kann man zum Beispiel die Aufzehrung von Nährstoffen durch Algen in den oberen lichtdurchfluteten Wassertiefen beobachten, wie auch ihre Freisetzung aus dem Seegrund durch Bakterien. Mittels Messsonden werden zusätzlich engmaschige Tiefenprofile von Sauerstoff, Temperatur, pH-Wert und Leitfähigkeit erstellt.

Die hier ausgewerteten und dargestellten Messwerte der Sondenprofile und der Nährstoffe aus dem Jahr 2021 sowie Werte zu weiteren Messgrößen und aus früheren Untersuchungen sind im GKD-Internetportal des [gewässerkundlichen Dienstes](#) Bayern in der Rubrik [Chemie der Seen](#) veröffentlicht.

Der chemische Zustand nach EG-WRRL ist bis auf Überschreitungen bei den allgegenwärtigen Schadstoffen im Riegsee gut. Erläuterungen zum Gesamtergebnis „chemischer Zustand nach EG-WRRL“ finden sich am Ende im Kapitel 14.

5.1 Verteilung der Wassertemperatur und des Sauerstoffs im Jahresverlauf

In Seen wirkt die Temperatur als ein zentraler Umweltfaktor für die Verteilung des Sauerstoffs und der aquatischen Lebensgemeinschaften, indem eine thermische Schichtung den Wasserkörper im Sommer trennt. Daher werden Wassertemperatur, Sauerstoff, pH-Wert und die elektrische Leitfähigkeit an jedem Beprobungstermin mit Multisonden direkt vor Ort pro Meter bis in die Wassertiefe von 20 m bzw. 1 m über Grund gemessen und bei sehr tiefen Seen werden weitere ausgewählte Tiefenstufen aufgenommen.

Trägt man in einer Grafik alle Messwerte pro Wassertiefe und Beprobungstermin im Jahresverlauf auf, dann kann man daraus in sogenannten Isoplethen-Diagrammen die jahreszeitliche Veränderung der Messgröße anschaulich darstellen. Zur Orientierung sind in die Isoplethen zusätzlich die Position der Messwerte als Punkte eingetragen. Die Linien und Farben zeigen, ähnlich einer Karte mit Höhenlinien, Tiefen und Zeiten höherer oder geringerer Werte an.

Die Temperaturverteilung in einem See wird durch die sommerliche Erwärmung der oberflächennahen Wasserschichten gekennzeichnet. Nach der winterlichen Volldurchmischung wird in geschichteten Seen der oben aufschwimmende, sich erwärmende Wasserkörper, das Epilimnion von der unteren kühleren Schicht durch eine thermische Sprungschicht (Metalimnion) über mehrere Monate nahezu getrennt (Abb. 15). Bleibt das Tiefenwasser darunter homogen kalt bei etwa 4 °C (größte Dichte des Wassers) spricht man von einem Hypolimnion, ansonsten reicht das Metalimnion bis zum Seegrund.

In sehr flachen Seen kann diese Sprungschicht mehrfach im Jahr durch winderzeugte Strömungen wieder aufgehoben werden. In diesen polymiktischen Seen steigen die Wassertemperaturen in allen Wassertiefen und bis zum Seegrund im Sommer an und es gibt keine stabile Sprungschicht.

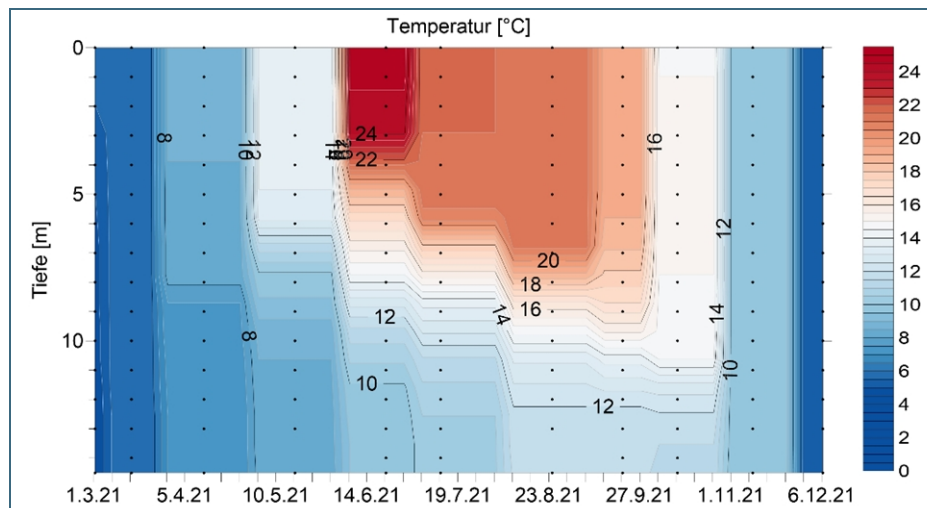


Abb. 15:
Verteilung der Wassertemperatur im Riegsee in den Wassertiefen und im Verlauf des Jahres 2021

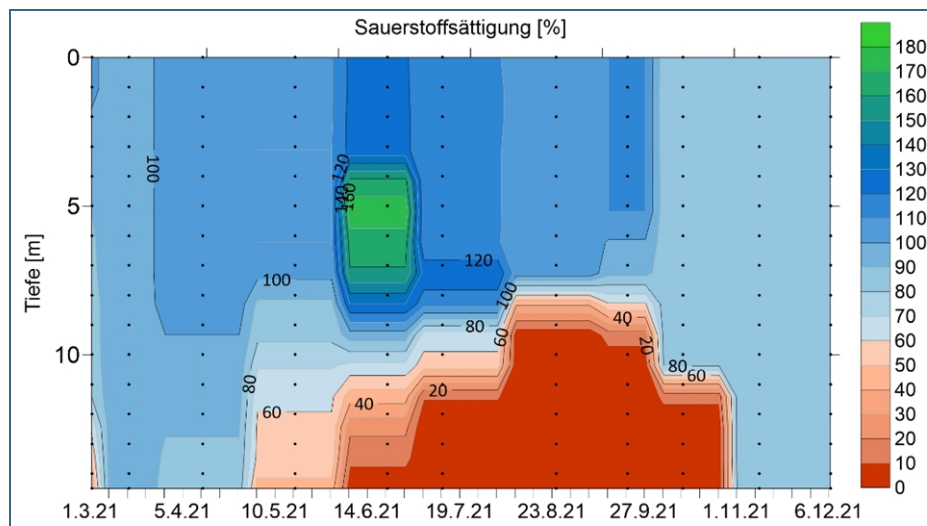


Abb. 16:
Sauerstoffverteilung als Sättigungsindex im Riegsee in den Wassertiefen und im Verlauf des Jahres 2021

Im Riegsee bildet sich regelmäßig im Sommer eine stabile thermische Schichtung aus, wie am Beispiel der Temperaturverteilung im Jahr 2021 sichtbar ist (Abb. 15). Der See erwärmte sich sehr frühzeitig Mitte Juni auf 24,8 °C in der 0–2 m Schicht. Es folgte eine wetterbedingte Periode der Abkühlung mit Temperaturen zwischen 20 und 22 °C in 0–7 m. Die Tiefe der thermischen Sprungschicht verlagerte sich im Verlauf des Sommers von 5 m nach unten bis auf 11 m im Oktober. Da sich auch die tiefsten Wasserschichten über den Sommer hinweg allmählich erwärmen, kann von einem echten Hypolimnion im Riegsee nicht gesprochen werden. Im November war der See bereits volldurchmischt und kühlte dann insgesamt weiter ab.

Von der Wassertemperatur ist auch die Verteilung an gelöstem Sauerstoff im See abhängig, wobei sich bei niedrigen Temperaturen mehr Sauerstoff lösen kann als im warmen Wasser. Bei sehr tiefen Seen spielt für die Löslichkeit des Sauerstoffs zudem der Wasserdruck am Seegrund eine Rolle. Der Sauerstoffsättigungsindex verrechnet diese Einflussgrößen auf die physikalisch lösliche Sauerstoffmenge und setzt diese bei vollständiger physikalischer Sättigung auf 100 %.

Übersättigungen entstehen, indem durch den biologischen Einfluss von Pflanzen mittels Photosynthese große Mengen Sauerstoff im Wasser produziert werden. Erhöhte Sauerstoffsättigungen oberhalb der Löslichkeit sind demnach ein Anzeiger für eine hohe Primärproduktion (blaugrün bis grüne

Farben in Abb. 16). Da die schwebenden Algen, das Phytoplankton, in der lichtdurchfluteten Zone leben, ist dies in den oberen Wasserschichten zu beobachten.

Sauerstoffuntersättigungen können zumeist nahe am Seegrund entstehen, wenn der bakterielle Abbau von abgesunkenem organischem Material überwiegt. Dieser Prozess benötigt Sauerstoff und kann ihn sogar ganz aufzehren (Abb. 16). Ist kein Sauerstoff mehr messbar ($< 0,2 \text{ mg/l O}_2$) spricht man von Anoxie. Der bakterielle Abbau ist seinerseits stark temperaturabhängig und wird durch Wärme beschleunigt.

Der Riegsee neigt aufgrund seiner kesselartigen Tiefenverteilung zum Sauerstoffschwund am Seegrund zunächst nahe der tiefsten Stelle. Unterhalb der thermischen Sprungschicht ging im Riegsee 2021 die Konzentration an Sauerstoff stark zurück und der Sauerstoff wurde durch bakterielle Abbauprozesse komplett aufgezehrt. Dies bedeutet, dass insbesondere kälteliebende Fischarten, mit zunehmender Ausdehnung des Epilimnions im Sommer, günstige Lebensbedingungen bis zur Abkühlung im Herbst nur noch in einer vertikal stark geschrumpften Wasserschicht vorfinden. Im August 2021 umfasste der temperaturbedingt bevorzugte und sauerstoffbedingt geeignete Lebensraum für Renken nur noch eine Mächtigkeit von rund einem Meter zwischen rund 7-8 m Tiefe, was einem Seevolumen von weniger als 10 % entspricht (siehe Abb. 13 sowie Kapitel 11.3).

Die höchste Konzentration an Sauerstoff wurde in 4–6 m im Juni gemessen und fiel eher zufällig mit den höchsten Wassertemperaturen zusammen. Ursache der 177 % - Übersättigung an Sauerstoff war die Primärproduktion des Phytoplanktons. Zu diesem Zeitpunkt herrschten eigenbewegliche Phytoflagellaten vor, die sich in Wasserschichten von 4–6 m zur UV-Vermeidung zurückgezogen hatten.

Aus historischen Messungen des Riegsees im Jahr 1984 geht eine ähnliche Tiefenverteilung des Sauerstoffs mit Übersättigungen im Epilimnion und Sauerstoffschwund bereits in geringer Tiefe hervor (Michler 1987).

Für eine Betrachtung der Langzeitentwicklung der Wassertemperatur und der Sauerstoffkonzentration und für eine Ableitung eines möglichen Trends vor dem Hintergrund des Klimawandels sind die Messdaten für den Riegsee zu wenig kontinuierlich und konsistent. Die Daten sind nur für bestimmte Jahre vorhanden (alle drei Jahre) und das Messprogramm war in früheren Jahren nicht tiefengenau im 1-Meter Abstand. Es sind jedoch kontinuierliche und einheitliche Messreihen erforderlich, um Klimaeffekte von den natürlichen Jahr-zu-Jahr-Schwankungen zu trennen und [Klimaindikatoren](#) zu erfassen.

5.2 Jahresstatistik der Nährstoff- und Begleitparameter

Um die Vielzahl der Messwerte für die weiteren chemisch-physikalischen Parameter zusammenzufassen und Spitzenwerte zu erkennen (Minima, Maxima) wird eine Jahresstatistik erstellt (Tab. 4).

Die im Folgenden dargestellten Mittelwerte sind sogenannte „volumengewichtete Mittelwerte“ VMW). Dafür wird zunächst je Probenahmetermin jeder Messwert einer Tiefenstufe gemäß seinem Anteil am Seevolumen gewichtet (s. Abb. 13) und in einen Tagesmittelwert einberechnet. Hat zum Beispiel die tiefste Wassertiefe „1 Meter über Grund“ nur einen Anteil von 0,2 % (vergl. Abb. 13) geht der Messwert nur mit dem Faktor 0,002 in den Tagesmittelwert aus allen Einzeltiefen ein. Die Tagesmittel werden anschließend für das Jahr gemittelt.

Hingegen entsprechen die in Tab. 4 angegebenen Werte für Minimum und Maximum tatsächlich den im Jahr gemessenen niedrigsten bzw. höchsten Wert für einen Parameter auch wenn er nur einmal oder nur in einer Wassertiefe auftrat.

Tab. 4: Volumengewichtete Jahresmittelwerte (VMW) sowie Minima/Maxima für das Jahr 2021 der Messgrößen aus dem Programm Basisanalytik aus allen Messtiefen für den Riegsee gemessen an der tiefsten Stelle. Berechnung des VMW siehe Text

Messgröße	Dimension	VMW	MIN	MAX
Ammonium-N (NH ₄ -N)	mg/l	0,05	0,03	0,91
Nitrat-N (NO ₃ -N)	mg/l	0,02	0,03	0,07
Nitrit-N (NO ₂ -N)	mg/l	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Stickstoff, gesamt (TNb)	mg/l	0,78	0,30	1,30
Phosphat-P, ortho (PO ₄ -P)	mg/l	0,002	0,002	0,004
Phosphor gesamt	mg/l	0,014	0,007	0,075
Kieselsäure (SiO ₂)	mg/l	0,14	0,32	0,80
pH-Wert (vor Ort) elektrometrisch	-	8,3	7,2	9,0
Sauerstoff, gelöst	mg/l	9,5	≤ 0,2	15,1
Sauerstoffsättigungsindex	%	95	≤ 2	177
Elektrische Leitfähigkeit bei 20 °C (vor Ort)	µS/cm	168	153	215
Wassertemperatur (vor Ort)	°C	12,6	4,5	24,8
Chlorid	mg/l	2,6	2,4	3,2

Die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor liegen in unterschiedlichen löslichen und partikulären Formen im Wasser vor. Von den Algen und Wasserpflanzen können die oxidierten löslichen Formen wie Nitrat (NO₃) und Phosphat (PO₄) am besten zum Wachstum aufgenommen werden.

Der Phosphor wird als gelöstes und schnell pflanzenverfügbares Orthophosphat und als P-Gesamt (unfiltriert, also mit allen Partikeln und Organismen) gemessen. In der limnologischen Praxis wird die Konzentration der Nährstoffmoleküle bezogen auf den reinen Stickstoff- bzw. Phosphoranteil angegeben. Der Phosphor sedimentiert im Jahresverlauf mit abgestorbenen Lebewesen zum Seegrund und ein Teil davon wird im Sediment gebunden. Unter Sauerstofffreiheit kann er aber auch wieder in das Freiwasser zurückgelöst werden. Nach einer Durchmischung steht er dann den Organismen wieder als Nährstoff zur Verfügung. Dieser Prozess wird auch als interne Düngung durch P-Rücklösung aus dem Sediment bezeichnet.

Die Messwerte von (ortho-) Phosphat verbleiben unter 0,005 mg/l und zumeist sogar unterhalb der Bestimmungsgrenze. Phosphat wird demnach durch das Algenwachstum fast immer komplett aufgezehrt und wirkt somit für das Wachstum limitierend. Der niedrige Maximalwert von Phosphat lässt im Normalfall vermuten, dass die P-Rücklösung aus dem Seesediment in den unteren Wassertiefen trotz des sommerlichen Sauerstoffschwundes jederzeit gering ist. Tatsächlich steigt das Phosphat im gesamten Jahr über Seegrund nicht auffällig an (Abb. 17). Dies ist jedoch nicht einer fehlenden Rücklösung zuzuschreiben, sondern der Besonderheit, dass im Riegsee ein erheblicher Anteil des rückgelösten Phosphors von den sehr zahlreich am Seegrund vorkommenden Eisen- und Manganbakterien aufgenommen wird. Diese besiedeln das Tiefenwasser im Sommer und trüben die unteren Wasserschichten deutlich sichtbar (vergl. Abb. 18). Durch die Aufnahme in die Bakterien ist eine interne Rücklösung aus dem Sediment nahe dem Seegrund deshalb nicht in der gelösten P-Fraktion nachweisbar, sondern liegt gebunden vor und wird nur beim Phosphor-Gesamt miterfasst. P-Gesamt stieg während des Sommers bis auf 0,075 mg/l nahe dem Seegrund und lag damit deutlich über dem Jahresmittelwert von 0,014 mg/l (Tab. 4). Nur ein sehr kleiner Anteil des gesamten Seewasserkörpers

(0,5 %) und nur direkt am Seegrund zeigt diesen P-Anstieg, sodass insgesamt die aktuelle interne Düngung als geringfügig eingeschätzt wird.

Sowohl der Jahresmittelwert an Gesamtphosphor als auch das Vegetationsmittel halten im Riegsee den unteren Anforderungswert von 0,020 mg/l nach OGeV (2016) gesichert ein, der für den Seetyp 3 gilt (Kap. 3). Das Vegetationsmittel wird nach OGeV für den Zeitraum April-Oktober aus volumengewichteten Messwerten der epilimnischen Schicht berechnet.

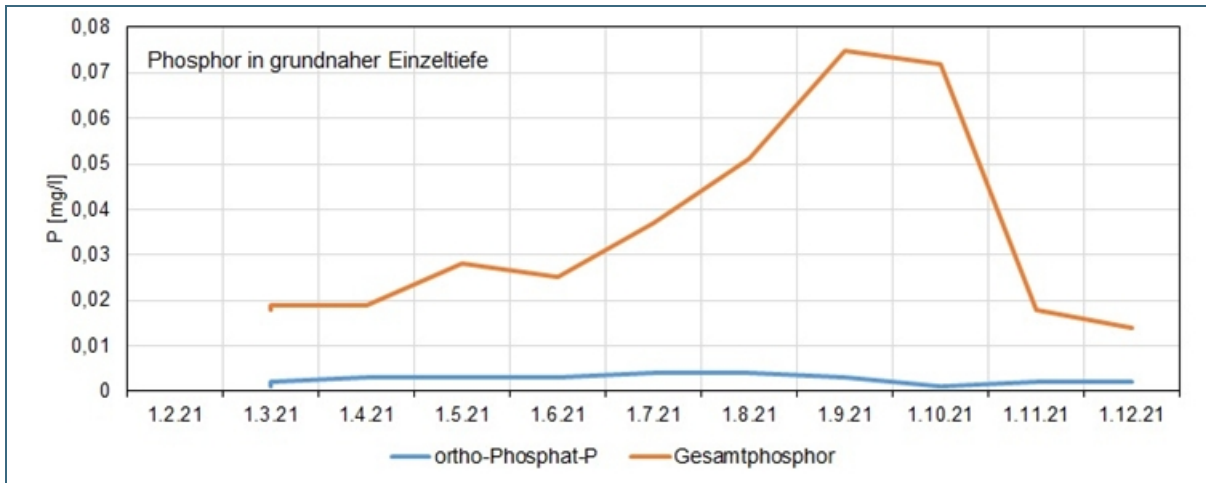


Abb. 17: Konzentrationen von Gesamtphosphor und Ortho-Phosphat-P in der Wassertiefe 1 m über Grund im Riegsee.

Stickstoff kann ebenfalls in verschiedenen gelösten Stickstofffraktionen in Seen auftreten, wobei der Anteil an Nitrat zumeist am höchsten ist. Der Nitrat-Stickstoff wird als $\text{NO}_3\text{-N}$ bezeichnet und liegt in oxidierter Form vor.

In Wasserschichten mit starkem organischem Abbau durch Bakterien und entsprechendem Sauerstoffmangel herrscht der reduzierte Stickstoff in Form von Ammonium (NH_4) und Nitrit (NO_2) vor. Hohe Nitritkonzentrationen treten nur dann auf, wenn Teilprozesse des Stickstoffumsatzes gehemmt sind. Tritt sogar Ammoniak in Konzentrationen über 100 $\mu\text{g/l}$ auf, wie dies bei pH-Werten über 8,5 und einem gleichzeitig großen Ammonium-Angebot möglich wird, kann dies zu Fischsterben führen.

Stickstoff liegt im Riegsee überwiegend gebunden vor. Nur ein kleiner Anteil war gelöst als Nitrat verfügbar. Im sauerstoffarmen Bereich unterhalb der thermischen Sprungschicht war Ammonium mit bis zu 0,91 mg/l vorhanden (s. Tab. 4). Nitrit war 2021 zumeist unterhalb der Bestimmungsgrenze, ebenso wie Ammoniak. Insgesamt weist eine mittlere Konzentration von 0,8 mg/l Gesamtstickstoff den Riegsee als gering belastet aus.

Die Kieselalgen, auch Diatomeen genannt, benötigen zusätzlich zu den Elementen P und N für den Aufbau ihrer Kieselschalen das Element Silizium, welches im Einzugsgebiet aus dem Untergrund ausgewaschen wird und als Kieselsäure (SiO_2) in die Seen gelangt. Konzentrationen unter 0,5 mg/l SiO_2 sind für einige Diatomeenarten bereits limitierend für ihr Wachstum.

Für die Bildung von Kieselschalen steht den Diatomeen im Riegsee nur wenig gelöste Kieselsäure zur Verfügung. Das gelöste Silizium wurde in den oberen Wasserschichten im Sommer immer bis unter die Bestimmungsgrenze aufgezehrt ($< 0,3 \text{ mg/l}$). Das Wachstum der Diatomeen wurde dadurch wahrscheinlich limitiert. Die geringe Silizium-Konzentration im Riegsee ist geogen bedingt, da sein Einzugsgebiet relativ klein ist und wenig silikatische Mineralböden enthält.

Der gemessene Bereich der pH-Werte (Tab. 4) weist den Riegsee als insgesamt leicht alkalisch aus. Der pH-Wert kann in einzelnen Wasserschichten bei starker Photosynthese der Algen weit über den Wert von 7 ansteigen, da Kohlensäure zum Aufbau der Biomasse aus dem Wasser entnommen wird, doch diese biogene Umsetzung war im Riegsee zumeist nur schwach ausgeprägt: Das pH-Maximum mit dem Wert 9 trat nur kurzfristig während des Algenmaximums im Juni auf.

Eine Konzentration an Chlorid über 15 mg/l gibt einen Hinweis auf anthropogene Einleitungen (z. B. aus Straßenentwässerung). Bei starker organischer Rücklösung aus dem Seesediment oder bei einer geogenen Belastung aus dem Einzugsgebiet kann Schwefel als Sulfat im Gewässer vorliegen. Sulfat tritt aber in Seen zumeist unter der Bestimmungsgrenze bzw. unter 2 mg/l auf. Die Konzentrationen an Chlorid und Sulfat zeigen im Riegsee keine Belastung an und sind völlig unauffällig.

Einige Chemieparameter werden regelmäßig 1 m über Seegrund gemessen um dortige Anreicherungen zu beobachten (Tab. 5). Die Wertebereiche für diese zugleich lebensnotwendigen Spurenelemente waren im Riegsee unauffällig. Als mögliche Bindungspartner zur Festlegung von Phosphor im Seesediment stehen Eisen und Mangan zur Verfügung; ihre lösliche Konzentration ist gering, da ein großer Anteil in Bakterien gebunden ist (s. Abb. 18).

Die Konzentration um 3,7 mg/l an gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) lässt erkennen, dass im See mehr Biomasse produziert und eingetragen wird, als die Bakterien abbauen können. Damit besteht am Seegrund ein erheblicher biologischer Sauerstoffbedarf, der im Sommer nicht gedeckt ist (vergl. Abb. 16).

Tab. 5: Chemie-Kenngrößen gemessen 1m über Seegrund – Jahresmittelwerte (MW) sowie Minima/Maxima für das Jahr 2021 für den Riegsee gemessen an der tiefsten Stelle

Messgröße	Dimension	MW	MIN	MAX
Calcium filtriert	mg/l	27,5	25,0	30,5
Eisen filtriert	mg/l	0,1	0,0	0,4
Kalium filtriert	mg/l	1,3	1,2	1,4
Magnesium filtriert	mg/l	7,7	7,5	8,0
Mangan filtriert	mg/l	0,2	0,0	0,7
Gelöster organisch gebundener Kohlenstoff (DOC)	mg/l	3,7	3,2	4,4

5.3 Auffällige Wassertrübungen

Wassertrübungen beeinflussen das Lichtklima im See, die dadurch bedingte Lichtbrechung kann durch verschiedene Messmethoden erfasst werden. Neben der Trübungsmessung mittels einer Secchi-Scheibe gibt auch die Farbe der Partikel Hinweise auf eine mehr algenbürtige (autochthone) oder eine mehr aus dem Einzugsgebiet eingeschwemmte (allochthone) Herkunft. Vertikale Einschichtungen von sichtbaren Trübungen in einzelnen Wassertiefen wurden vom Labor des Wasserwirtschaftsamt Weilheim durch Fotos der Filtrerrückstände während der Probenaufbereitung dokumentiert (Abb. 18).

Auf den Filtern werden neben den Planktonorganismen einschließlich Bakterienkolonien auch die größeren Partikel der Huminstoffe zurückgehalten, sofern sie größer als 0,001 mm sind, während die kleineren löslichen Moleküle für eine Wasserfärbung (z. B. Braunwasser) verantwortlich sind.

Die Filtrerrückstände der Wasserproben sind im Riegsee in manchen Wassertiefen und insbesondere im Sommer sehr stark gefärbt (Abb. 18).

In Wassertiefen von mehr als 9 m zeigt sich auf den Filtern eine starke Braun- bis Rotbraunfärbung, die durch spezielle Eisen- und Schwefelbakterien verursacht wird, die unter sauerstoffarmen Bedingungen leben und in großer Zellzahl auftreten.

Hingegen bleibt das Wasser in den oberen Wassertiefen (0 – 8m) zumeist klar oder ist nur schwach grün oder bräunlich durch schwebende Algen gefärbt.

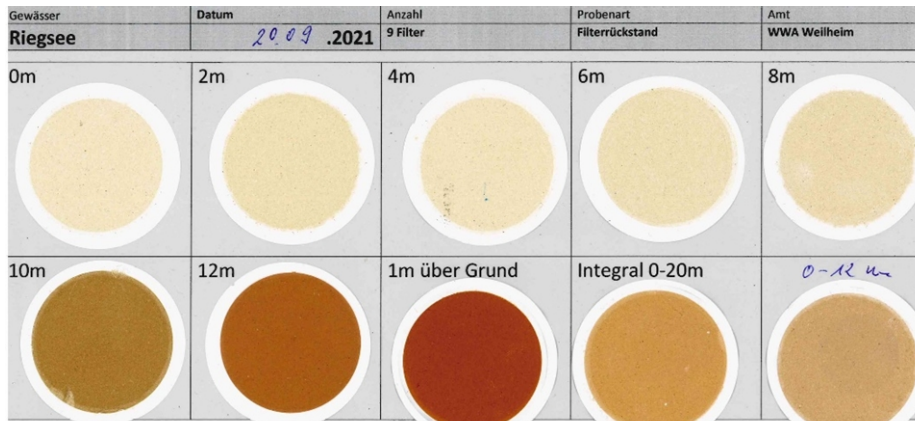


Abb. 18:
Das Foto der Filterrückstände zeigt die Filterfärbung von Wasserproben aus dem Riegsee im Spätsommer 2021.

6 Trophieklassifizierung

Die Trophie ist ein Parameter für die Intensität des Pflanzenwachstums. Ein starkes Pflanzenwachstum deutet auf eine hohe Nährstoffbelastung hin, und der Prozess eines übermäßigen Wachstums von Algen (Phytoplankton) und höheren Pflanzen wird als Eutrophierung beschrieben. Als Trophieparameter werden nach der internationalen Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (Vollenweider & Kerekes 1982 in OECD-Richtlinie 1982) Gesamtphosphor, Chlorophyll a und die Sichttiefe als Jahresmittel genutzt. Diese Parameter werden im Folgenden erläutert, die gemittelten Messwerte grafisch dargestellt und nach dem Trophie-Index der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) klassifiziert.

Die Trophie eines Gewässers wird zum einen mit dem ubiquitären Photosynthesepigment Chlorophyll a der schwebenden Algen ermittelt. Die Algen beschatten bei intensivem Wachstum das Gewässer und verändern dadurch die Durchsichtigkeit des Wassers. Diese wird als Sichttiefe standardisiert mit einer Secchi-Scheibe ermittelt und hängt überwiegend von der Globalstrahlung und der Trübung des Wassers ab. Die Zellen des Phytoplanktons erzeugen eine Algentrübung, und zusätzlich können anorganische Schwebstoffe, wie Feinpartikel bei der Schneeschmelze und Huminstoffe aus Moorgebieten Trübungen verursachen, welche die Sichttiefe mindern.

6.1 Diagramm der Jahresmittelwerte

Um die Trophieentwicklung eines Sees über einen großen Zeitraum zu veranschaulichen, werden mit einem Trophiediagramm die Jahresmittelwerte der Trophieparameter für alle verfügbaren Untersuchungsjahre dargestellt (Abb. 19).

Aus der Trophieentwicklung des Riegsees ist deutlich ein fortschreitender Rückgang der Konzentration an Gesamtphosphor seit dem Jahr 2002 von maximal 25 µg/l auf aktuelle 14 µg/l im Jahresmittel erkennbar; was positiv zu werten ist. Die Zunahme der Sichttiefe fällt weniger deutlich aus.

Die erreichte Minderung an Phosphor im See wird deutlicher, wenn man historische Nährstoffangaben zusätzlich einbezieht. Der Riegsee hatte vor Jahrzehnten eine starke Eutrophierung durchlaufen, worauf Angaben aus dem Zeitraum 1975–1982 hinweisen (LfW 1987, mehr dazu in Kapitel 15.1). Damals wurden Gesamt-Phosphorkonzentrationen zwischen 40 und 50 µg/l während der Vollzirkulation gemessen (Abb. 19).

Nach dem Bau der Ringkanalisation (1978) und dem Anschluss an das Klärwerk Murnau 1990-1992 hat sich die Nährstoffbelastung des Riegsees aus Abwasser deutlich vermindert. In den Gewässergütekarten von 1975 bis 1989 wurde der Riegsee noch als polytroph (See mit sehr hohem Nährstoffgehalt; P-gesamt > 100 µg/l) eingestuft. Inzwischen hat sich sein Zustand erkennbar verbessert. Der hohe Grünlandanteil im Einzugsgebiet (s. Abb. 14) trägt dazu bei, dass der diffuse Phosphoreintrag aus Erosion, Oberflächenabfluss und Drainagen nach Modellierungen mit dem [Nährstoffbilanzmodell MONERIS](#) unterhalb der Kriterien zur Ausweisung eines eutrophierten Gebietes nach der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zur Ausweisung mit Nitrat belasteter und eutrophierter Gebiete (AVV GeA) liegt. Voraussetzung, diesen Zustand zu erhalten oder noch weiter zu verbessern ist eine schonende, nährstoffsensible Landwirtschaft.

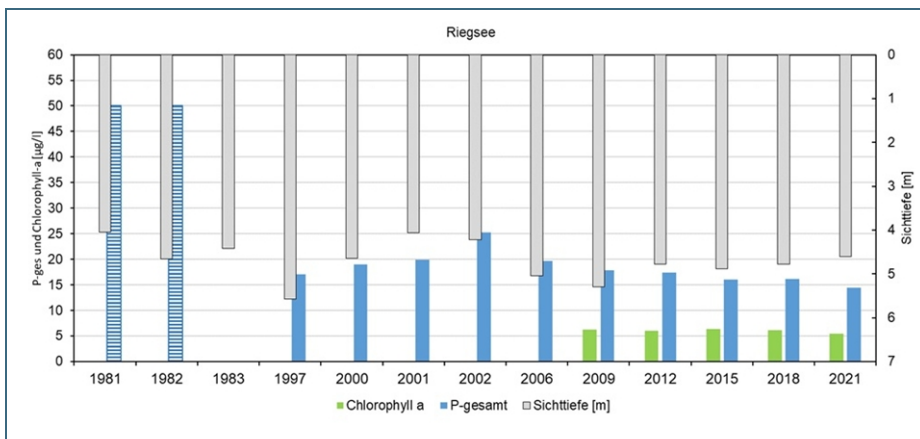


Abb. 19: Balkendiagramm mit Jahresmitteln (µg/l) von Gesamtphosphor (blau), Chlorophyll a (grün) sowie der Sichttiefe (hellgrau mit Nullpunkt oben in m) im Riegsee von 1997 bis 2021 als Jahresmittel und zum Vergleich historische Daten (LfW 1987) während der Vollzirkulation (gestreifte Säulen)

6.2 Trophie-Index nach LAWA

Die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) hat ein Klassifizierungssystem der Trophie der Seen entwickelt, welches die zuvor benannten drei Trophieparameter nutzt. Es sind Saisonmittel (Zeitraum März-Nov.) der Messwerte zu verwenden anstatt der volumengewichteten Jahresmittel, die in Abb. 19 dargestellt sind. In Anlehnung an die OECD-Studie von 1982 gilt für alle Seen die gleiche Definition der Trophieklassen von oligotroph bis polytroph mittels des Trophieparameters Chlorophyll a. Aus der in einem See gemessenen Chlorophyll a-Konzentration wird mit Hilfe einer Klassifikationsformel der Chla-Trophie-Index errechnet und dieser der entsprechenden Trophieklasse zugeordnet (s. Tab. 6).

Aus den Saisonmittelwerten der weiteren Trophieparameter (Sichttiefe und Gesamtphosphor) sowie aus dem Phosphor - Frühjahrswert werden in ähnlicher Weise deren Einzel-Trophie-Indizes mittels weiterer Klassifikationsformeln ermittelt (nicht dargestellt, s. Details in LAWA 1999, 2014). Diese Formeln unterscheiden sich für bestimmte Seegruppen. Je nach Trophie-Seegruppe haben die Einzel-Indizes dann nochmals ein unterschiedliches Gewicht bei der Berechnung des (Gesamt-) Trophie-Index nach LAWA.

Der Riegsee wird zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA (2014) der Seegruppe „thermisch-geschichtete Alpenvorland-, Alpen- und Mittelgebirgsseen“ mit dem Kürzel „AVAMGgesch“ zugeordnet.

Im Jahr 2021 ergibt sich für den Riegsee die Trophieklasse „mesotroph 1“.

Tab. 6: Obere Trophie-Klassengrenzen für Chlorophyll a Saisonmittelwert und allgemein gültige Index-Skala sowie Bezeichnung der Trophieklassen im Trophie-Index (LAWA 2014)

Klassengrenze des Chlorophyll a ($\mu\text{g/l}$)*	Trophie-Index	Trophieklasse
3	1,5	oligotroph
5,4	2	mesotroph 1
9,6	2,5	mesotroph 2
17,3	3	eutroph 1
31	3,5	eutroph 2
56	4	polytroph 1
100	4,5	polytroph 2
> 100	> 4,5	hypertroph

* Klassifikationsformel zur Index-Berechnung: $\text{Chl a-Index} = 0,856 \cdot \ln(\text{Chl a-Saisonmittelwert in } \mu\text{g/l}) + 0,56$

In Tab. 7 sind die für den Riegsee ermittelten Trophieklassen auch der vorangegangenen Untersuchungsjahre aufgeführt. Der Tab. 6 sind die Klassengrenzen, gültig für alle Indizes, sowie die zugehörige Trophieklasse zu entnehmen. Die Einzel-Indizes gehen mit Gewichtungsfaktoren in die Berechnung des (Gesamt-) Trophie-Index ein.

Die Trophie-Klassifizierung ergab für den Riegsee seit 2006 einen (Gesamt-)Trophie-Index um 2, und dies ist genau auf der Klassengrenze zwischen mesotroph 1 und mesotroph 2. Der Indexwert 2 wurde in den Jahren in der Nachkommastelle teils über-, teils unterschritten und ein Trend ist nicht ersichtlich. Die Sichttiefe wurde in allen Jahren besser indiziert als das Chlorophyll a.

Tab. 7: Trophieklassifizierung nach LAWA-Trophie-Index (2014) für den Riegsee sowie die ermittelten Einzelindizes der Trophieparameter Chlorophyll a (Chla), Sichttiefe (ST), Gesamtphosphor (GesPSais) und Frühjahrswert Gesamtphosphor (GesPF)

Jahr	Trophieklasse	Trophie-Index	Chla-Index	ST-Index	GesPSais-Index	GesPF-Index
2006	mesotroph 2	2,0	2,1	1,3	2,5	2,0
2009	mesotroph 2	2,2	2,2	1,4	2,5	2,3
2012	mesotroph 1	2,0	2,2	1,4	2,3	1,8
2015	mesotroph 2	2,0	2,2	1,5	2,2	1,7
2018	mesotroph 1	2,0	2,1	1,5	2,3	1,8
2021	mesotroph 1	1,9	2,0	1,6	2,0	1,9

7 Planktonbesiedlung

Das offene Wasser eines Sees ist der Lebensraum des Planktons. Man unterscheidet schwebende Algen, das Phytoplankton und die Kleintiere, genannt Zooplankton.

Das Monitoring der Gewässeraufsicht umfasst in der Regel eine monatliche Bootsbefahrung zur tiefsten Stelle des Sees (s. Kap. 4) mit der Probenahme von Integralproben über einen bestimmten Tiefenbereich oder Mischproben aus mehreren Wassertiefen für das Phytoplankton sowie Netzzügen mit dem Planktonnetz für das Zooplankton. Die Vermehrungszeiten von Planktonorganismen sind teils kürzer als ein Monat, sodass sich die Arten in der Dominanz im Verlauf eines Jahres rasch abwechseln, was man als Sukzession bezeichnet.

In diesem Kapitel werden zuerst die Organismengruppen innerhalb des Planktons allgemein beschrieben, um anschließend ihre jahreszeitliche Verteilung in Biomasse und Zusammensetzung in der aktuellsten Untersuchung des Sees darzustellen. Um dies im Kontext der Langzeitentwicklung zu beurteilen, werden in einer weiteren Darstellung alle verfügbaren Untersuchungen vergleichend hinzugenommen. Durch die Nahrungskette sind das Phyto- und Zooplankton eng miteinander verwoben. Deshalb werden die Gruppen vergleichend dargestellt, sowie abschließend deren Interaktionen mittels eines Auswertungsschemas (PhytoLoss) klassifiziert.

7.1 Beschreibung und Zweck der Erfassung des Planktons

Das Phytoplankton umfasst die zumeist mikroskopisch kleinen, freischwebenden Algen. Es hat auf der Erde eine sehr lange Evolutionsgeschichte und vielfältige Formen, Zellorganellen, Pigmente und Lebensformtypen ausgebildet. Algen ernähren sich wie alle Pflanzen durch Photosynthese mittels spezieller Pigmente. Als lichtsensitives Pigment ist das grüne Chlorophyll a weitverbreitet. Zusammen mit weiteren Pigmenten verleihen sie den Algengruppen ihre unterschiedliche Färbung (grün, blau bis rötlich) und ermöglichen den Algen unterschiedliche Wellenlängen des Lichtes als Energiequelle auszunutzen. Hinsichtlich der Ökologie und Trophie eines Sees sowie als Nahrungsgrundlage für die tierischen Wasserorganismen ist es von Bedeutung, welche Menge und aus welchen Arten das Phytoplankton zusammengesetzt ist und ob Algenblüten entstehen.

Als Maß für die Menge an Phytoplankton wird neben der Zellzahl in einem Milliliter Probenwasser auch ihr aufsummiertes Volumen genutzt. Dies ist nötig, um Arten mit unterschiedlicher Zellgröße (3 - 60.000 μm^3 pro Zelle) vergleichbar zu machen. Dieses sogenannte Biovolumen (in $\mu\text{m}^3/\text{l}$ oder mm^3/l) kann pro Art, pro Algenklasse und als Gesamtbiovolumen betrachtet werden.

Hinweis zur Erfassungsmethode Phytoplankton: Die Lugol-fixierten Proben aus dem Integralbereich werden mit Hilfe der Utermöhl-Methode mit einem Umkehrmikroskop ausgewertet. Dabei werden die erkennbaren Arten unterschieden und ihre Objektzahl auf einer definierten Fläche ausgezählt. Die Zellzahl pro ml wird mit dem artspezifischen Zellvolumen multipliziert und dadurch das Taxabiovolumen ermittelt. Die Summe für alle Taxa entspricht dem Gesamtbiovolumen Phytoplankton (Details s. gewaesser-bewertung.de > Seen > Biologische Qualitätskomponenten > [Phytoplankton](#)).

Manche Arten können Gifte (Toxine) bilden, wozu eine Reihe von Blaualgen (Cyanobakterien) gehören. Da jeweils die tiefste Stelle des Sees vom Boot aus beprobt wird, werden Algenaufnahmen in Seebuchten ähnlich wie in Abb. 20 durch das gewässerkundliche Monitoring nicht erfasst.

Neben den primitiv aufgebauten Cyanobakterien gehören zum Phytoplankton mehrere sehr unterschiedliche Entwicklungslinien von einzelligen Pflanzen mit echtem Zellkern. Die Gliederung des Phytoplanktons in Unterabteilungen, Klassen und Ordnungen ist komplex und nach den neusten molekulargenetischen Grundlagen nochmals stark verändert und differenziert worden (Frey 2012, 2015).

Zur Vereinfachung werden hier im Folgenden Systemgruppen nach einer traditionellen Einteilung verwendet, deren Namen in der modernen Systematik teils nicht mehr zu finden sind oder anders definiert werden. Die planktischen Algenarten im Süßwasser gehören vor allem folgenden Gruppen an: Den Chlorococcales (eine Ordnung der Grünalgen), den Chrysophyceae (eine Gruppe der Goldalgen), den Cryptophyceae (auch Schlundalgen genannt), den Dinophyceae (Panzergeißler) und den Cyanobakterien (Blaualgen) an. Die Diatomeen (Kieselalgen) wurden traditionell in die radiär-symmetrischen Centrales und die bilateral-symmetrischen, meist nadelförmigen Pennales gegliedert, die durch ihre Form eine unterschiedlich gute Eignung als Futter für das Zooplankton haben.

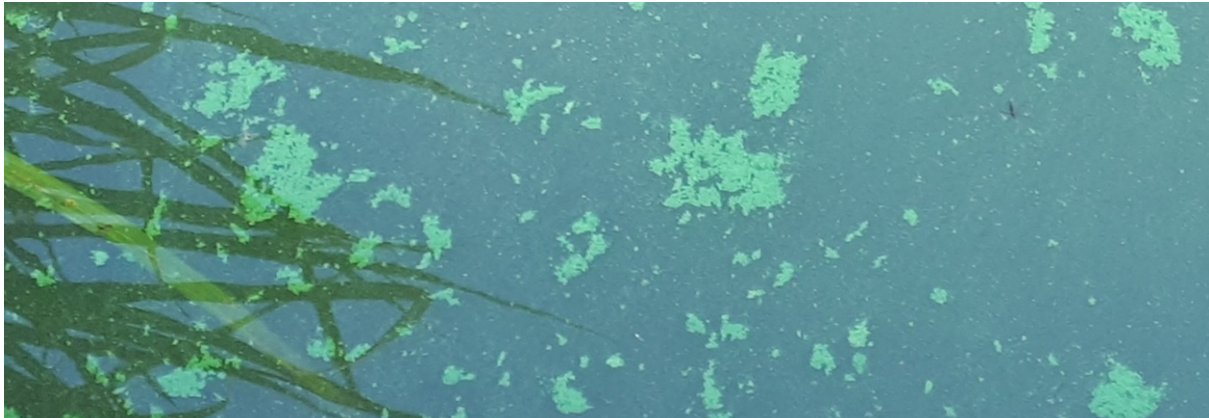


Abb. 20: Beispielbild für eine Algenaufrichtung am Ufer eines Sees

Das Zooplankton ist ein wichtiges Bindeglied in der Nahrungskette in Seen. Zum einen übt das Zooplankton einen Fraßdruck auf das Phytoplankton aus und zum anderen dient es als Nahrung für die planktivoren Fische. In Bayern werden regelmäßig parallel zur Probenahme Phytoplankton auch Zooplanktonfänge im Rahmen des WRRL-Monitorings Seen entnommen.

Zweck der Erfassung des Zooplanktons ist es, dessen Biomasse und Zusammensetzung in ein Verhältnis zum Phytoplankton zu stellen, um Hinweise auf Ungleichgewichte im Nahrungsnetz des Sees zu identifizieren (s. Kapitel 7.6).

Hinweis zur Erfassungsmethode Zooplankton: Die fixierten Proben eines Netzzuges (55 µm Maschenweite) aus dem Integralbereich wurden nach den Standardvorgaben im Verfahren PhytoLoss ausgewertet. Dazu werden die erkennbaren Arten in Entwicklungsstadium, Geschlecht und Größenklasse unterschieden, und ihre Individuenzahl (Abundanz) in einer definierten Teilprobe ausgezählt. Die Abundanz (Ind/l) wird mit den gruppenspezifischen Körpervolumen oder Trockengewicht multipliziert und dadurch das Biovolumen, die Biomasse und das Trockengewicht ermittelt. Diese werden für alle systematischen Einheiten (Taxa) aufsummiert, was dem Gesamtbiovolumen Zooplankton entspricht.

Details s. <https://gewaesser-bewertung-berechnung.de/index.php/phytoloss-online.html>

Das im Folgenden beschriebene Meta-Zooplankton besteht aus Kleinkrebsen (Crustaceen) und den kleineren Rädertieren (Rotatorien), umfasst jedoch keine Wimperntierchen (Ciliaten) und Zooflagellaten, die zum Mikrozooplankton gehören.

Zu den Crustaceen gehören die Banchiopoden (Blattfußkrebse) und hier vor allem die Cladoceren, wie die mit Filterbeinen ausgestatteten Daphnien (Wasserflöhe). Diese haben sehr hohe Filtrieraten und können das Phytoplankton zeitweise unterdrücken, wenn es das richtige Größenspektrum hat. Andere Gruppen wie Bosminen (Rüsselkrebse) ernähren sich wesentlich selektiver mit geringeren Filtrieraten.

Copepoda (Ruderfußkrebse) kommen vor allem in zwei Unterklassen in bayerischen Seen vor: Calanoida (z. B. *Eudiaptomus ssp.*) sind ebenfalls selektive Vegetarier (herbivor) mit geringen Filtrieraten, die auch mit einem hohen Anteil schlecht fressbarer Algen zurechtkommen. Cyclopoida (z. B. *Cyclops* oder *Mesocyclops ssp.*) sind omnivore „Allesfresser“ teilweise auch starke Räuber.

Die meist deutlich kleineren Rotatorien (Rädertierchen) sind eine sehr vielfältige und artenreiche Gruppe. Zur sehr selektiven Nahrungsaufnahme können sie mithilfe eines Räderorgans filtrieren oder

auch mit speziellen Kauer Nahrung ergreifen. Sie haben einen sehr variablen Körperbau von weichhäutig bis massiv gepanzert. Die Rotatorien üben aufgrund ihrer geringen Filtrieraten (Gilbert 2022) nur äußerst selten einen maßgeblichen Fraßdruck auf das Phytoplankton aus und werden hier nicht weiter differenziert. Sie sind aber für die kleinsten Jungfische eine essenzielle Nahrung.

Durch die Zooplanktonfänge werden zusätzlich die planktisch lebenden großen *Chaoborus*-(Büschelmücken)-Larven (Diptera), Wassermilben (Acari) und Larven von Muscheln (Veliger) zwar miterfasst, aber es ist zu beachten, dass die übliche Probenahme für sie nicht repräsentativ ist. Sie sind im See zumeist viel seltener und zudem zeigen sie eine intensive Vertikal- und Horizontalwanderung oder eine Uferflucht.

7.2 Algen- und Zooplanktongruppen im Untersuchungsjahr 2021

In Abb. 21 und Abb. 22 werden die Zusammensetzung der Algenklassen bzw. -ordnungen sowie die der Großgruppen des Zooplanktons als Prozentanteil am Gesamtbiovolumen dargestellt.

Das **Phytoplankton** im Riegsee ist im Jahresverlauf 2021 sehr divers zusammengesetzt (Köpf 2022). Dies bedeutet, dass es nicht durch wenige dominante Arten geprägt wird, sondern dass mehrere Algenklassen und -arten immer gleichzeitig einen relevanten Anteil am Gesamtbiovolumen haben. Während im Frühjahr die Chrysophyceen wie *Mallomonas caudata* und *Dinobryon sociale* var. *americana* und *D. bavaricum* überwiegen, werden diese von den Phytoflagellaten der Cryptophyceen und Dinophyceen (*Apocalathium aciculiferum*, *Ceratium hirundinella*) abgelöst (vergl. Abb. 25).

Im Oktober stellen Blaualgen (Cyanobakterien) 40 %, jedoch sind dies mesotroph-anzeigende Arten wie *Dolichospermum circinale* und *Merismopedia*. Als Auffälligkeit ist der sehr geringe Anteil an Diatomeen (Centrales, Pennales) zu erwähnen, der durch die geringe Verfügbarkeit an Kieselsäure erklärbar ist.

Der Prozentanteil oder das Biovolumen einzelner Algenklassen werden zur ökologischen Bewertung im Gesamtverfahren PhytoSee als Kenngrößen je nach Seetyp mit herangezogen. Unter anderem zeigt ein hoher Prozentanteil an Chryso- und Dinophyceen für Alpenvorlandseen mit kleinem Wassereinzugsgebiet (Seetyp PP 3) einen guten Zustand für den Riegsee an, während der hohe Anteil an Cyanobakterien im Herbst als unbefriedigend bzw. als degradiertes Zustand bewertet wird.

Der relative Anteil der **Zooplankton**-Gruppen am Gesamtbiovolumen 2021 spiegelt die typische saisonale Dynamik wider (s. Abb. 22; Limnologie Büro Hoehn 2022): Die Dominanz der Copepoden (Cyclopoiden und Calanoiden) in den Wintermonaten wird im Frühjahr durch die Entwicklung der Branchiopoden beendet.

Die Biomasse des Zooplanktons im Riegsee wurde abwechselnd durch einen hohen Anteil der Copepoden *Cyclops abyssorum* und *Eudiaptomus* und im Mai durch die Branchiopode *Daphnia hyalina* geprägt. Im Juni trat zusätzlich die wasserlebende räuberische Insektenlarve *Chaoborus* auf.

Erst nach dem Rückgang der Daphnien im September bei insgesamt geringem Zooplanktonbiovolumen nahm der Anteil an Rotatorien deutlich zu. Es dominierte die kleine Rotatorienart *Pompholyx sulcata* mit über 5200 Individuen pro Liter, die Bakterien und kleine Algen (u. a. Cryptophyceen) frisst. Die räuberische bis zu einem halben Millimeter große, sackförmige Rotatorie *Asplanchna priodonta* (Foto s. Abb. 26) ernährt sich bevorzugt von *Pompholyx*-Arten (Gilbert 2022).

Den Herbstpeak der Copepoden bildete überwiegend *Mesocyclops leuckarti*, der sich räuberisch von anderen Kleinkrebsen und Rotatorien ernährt. Die in früheren Untersuchungen nachgewiesenen Raubwasserflöhe *Leptodora kindtii* und *Polyphemus pediculus* wurden 2021 nicht gefunden.

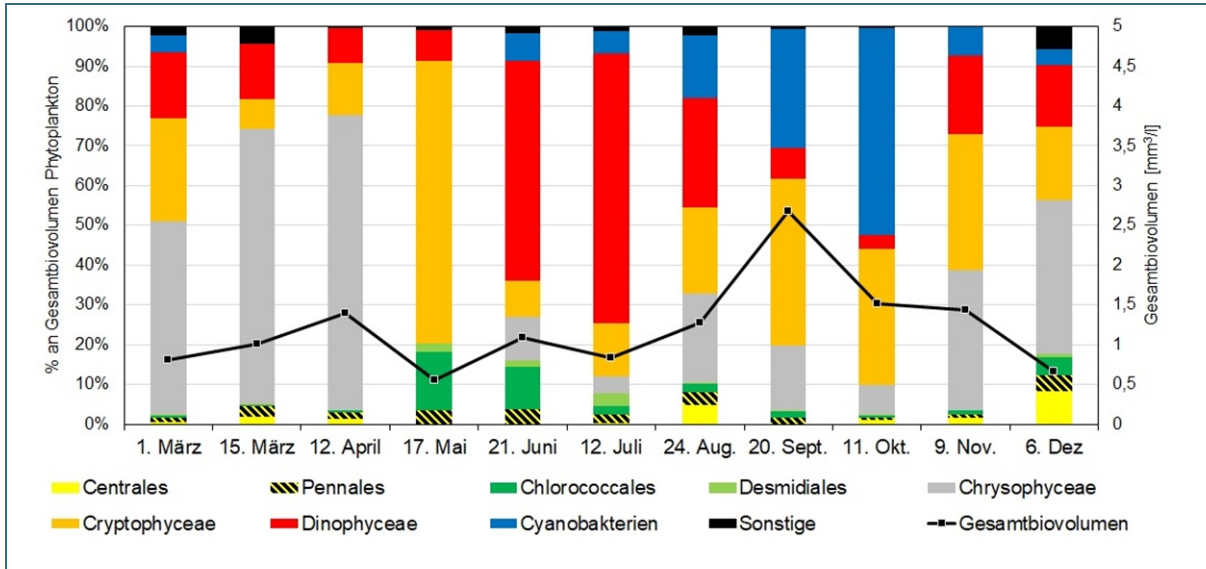


Abb. 21: Gesamtbiovolumen (Linie, mm³/l) und prozentuale Zusammensetzung von Gruppen des Phytoplanktons im Riegsee im Jahr 2021

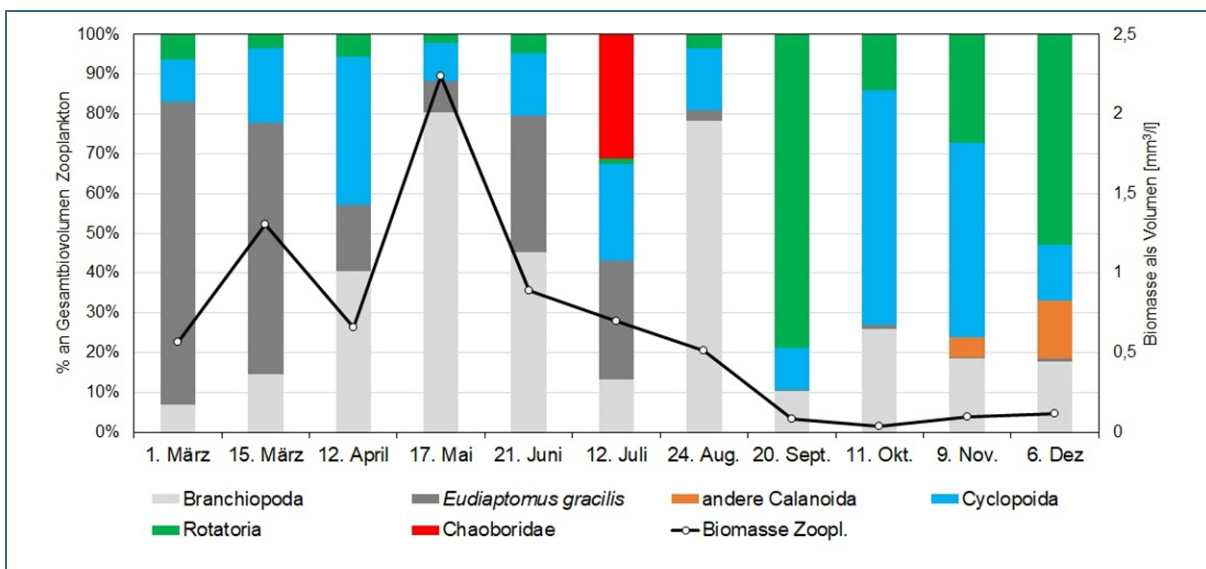


Abb. 22: Gesamtbiovolumen (Linie, mm³/l) und prozentuale Zusammensetzung der Großgruppen im Zooplankton im Jahr 2021 im Riegsee; Calanoide Nauplien sind zusammen mit Eudiaptomus gracilis abgebildet.

7.3 Langzeitentwicklung des Phyto- und Zooplanktons

Im ersten Schritt wird das Biomasseverhältnis von Zoo- zu Phytoplankton in den beprobten Jahren als Jahresmittel betrachtet (Abb. 23). Hier wird zur besseren Vergleichbarkeit auch für das Zooplankton das Biovolumen angegeben, während sonst wie üblich die Biomasse (z. T. als Trockenmasse) verwendet wird.

Das Jahresmittel des Phytoplankton-Gesamtbiovolumens liegt im Riegsee unter oder maximal bei 1,2 mm³/l, typisch für eine geringe Trophie. Außergewöhnlich ist, dass die Biovolumina in beiden Planktongruppen ähnlich hoch sind, was auf eine gute Futterverwertung durch das Zooplankton hinweist. Weitere Analysen zum Nahrungsnetz erfolgen im Kapitel PhytoLoss (7.6).

Bei der monatlichen Darstellung für alle Untersuchungsjahre (Abb. 24, vergrößert auch am Ende des Abbildungsverzeichnisses) werden sowohl Veränderungen in der Zusammensetzung als auch die saisonalen Schwankungen im Gesamtbiovolumen erkennbar.

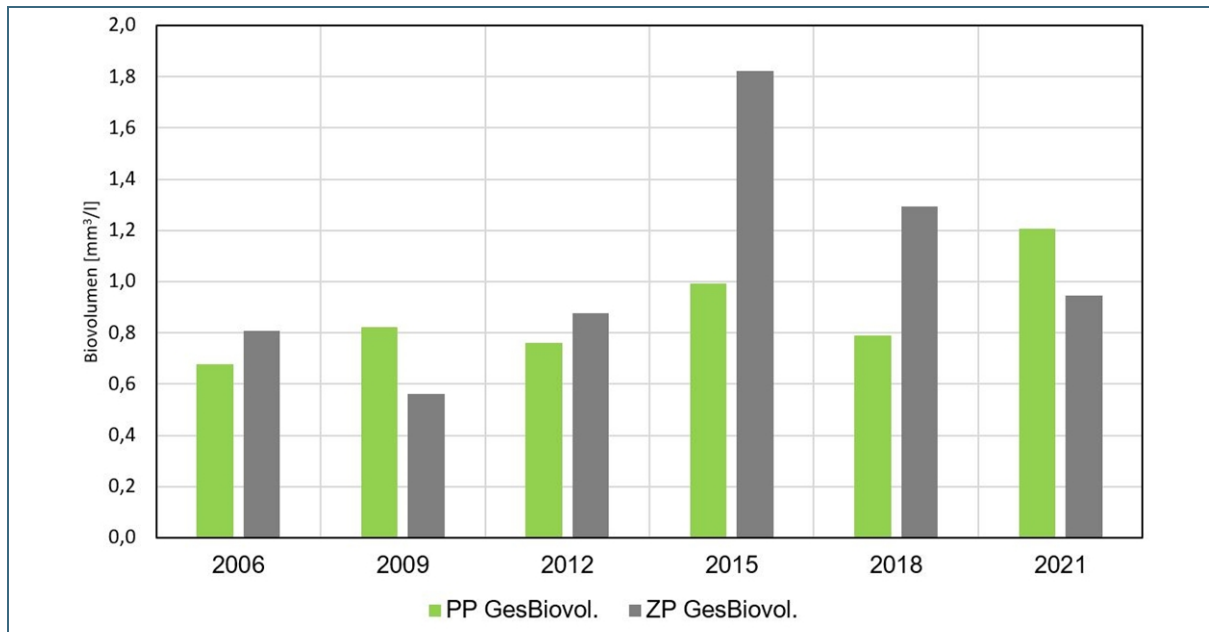


Abb. 23: Jahresmittel des Gesamtbiovolumens vom Phyto- (PP) und Zooplankton (ZP) im Riegsee

Im Riegsee wurde die jahreszeitliche Entwicklung schon immer durch eine Abfolge mehrerer Algengruppen geprägt. Zumeist dominierten eigenbewegliche Phytoflagellaten aus den Algenklassen Dino-, Crypto- und Chrysophyceen mit zahlreichen Arten. Hingegen waren Diatomeen nur im Jahr 2015 mit *Asterionella formosa* und *Cyclotella costei* von größerer Bedeutung (vergl. Abb. 25). Jeweils im Sommer bildeten Cyanobakterien ein größeres Biovolumen. Die Leitarten sind *Dolichospermum circinale* und *Merismopedia*-Arten, die in mesotrophen bis eutrophen Seen vorkommen und im Riegsee bisher keinen Trend zur Abnahme zeigen.

Die Biovolumenverteilung des Zooplanktons (s. Abb. 24) war in den bisherigen sechs Untersuchungsjahren jahreszeitlich stark fluktuierend, aber im Mittel vergleichbar hoch (vergl. dazu Abb. 23).

Im Jahr 2006 war das Frühjahrsmaximum wie in 2012 nur schwach ausgeprägt, während es seit 2015 durch das frühzeitige Vorkommen von Copepoden deutlich hervortrat. Im Früh- bis Hochsommer kamen regelmäßig Daphnien, wie *Ceriodaphnia quadrangula* hinzu, die Copepoden *Cyclops abyssorum* und *Eudiaptomus gracilis* traten in vergleichsweise geringen Biovolumen auf.

Den höchsten Wert des Zooplankton-Biovolumens bildeten *Daphnia galeata* und *D. hyalina* im Mai 2015 mit 3,2 mm³/l. Auch insgesamt betrachtet, hatten die Daphnien (Gruppe Branchiopoda) regelmäßig einen hohen Anteil. *Daphnia galeata* und *Daphnia x tecta* nahmen seit 2015 zugunsten von *Daphnia hyalina* und *Ceriodaphnia quadrangula* stark ab.

Im Riegsee dominierte innerhalb der 41 Rotatorienarten zumeist die große *Asplanchna priodonta*, die mehrere Peaks mit einem Taxabiovolume von 0,5 – 1 mm³/l bildete (und mit bis zu 36 Individuen pro Liter erfasst wurde). Das Biovolumen dieses sehr wasserhaltigen Sack-Rädertier (s. Abb. 26 unten Mitte) ist schwer zu schätzen: Früher wurden 10 % des Körpervolumens von *Asplanchna* mit dem

Biovolumen gleichgesetzt, doch dies ist eine Überschätzung und wird aktuell nur noch mit 1,5 % berücksichtigt. Im Jahr 2021 trat innerhalb der Rotatorien zusätzlich häufig der Kleinpartikelfiltrierer *Pompholyx sulcata* auf.

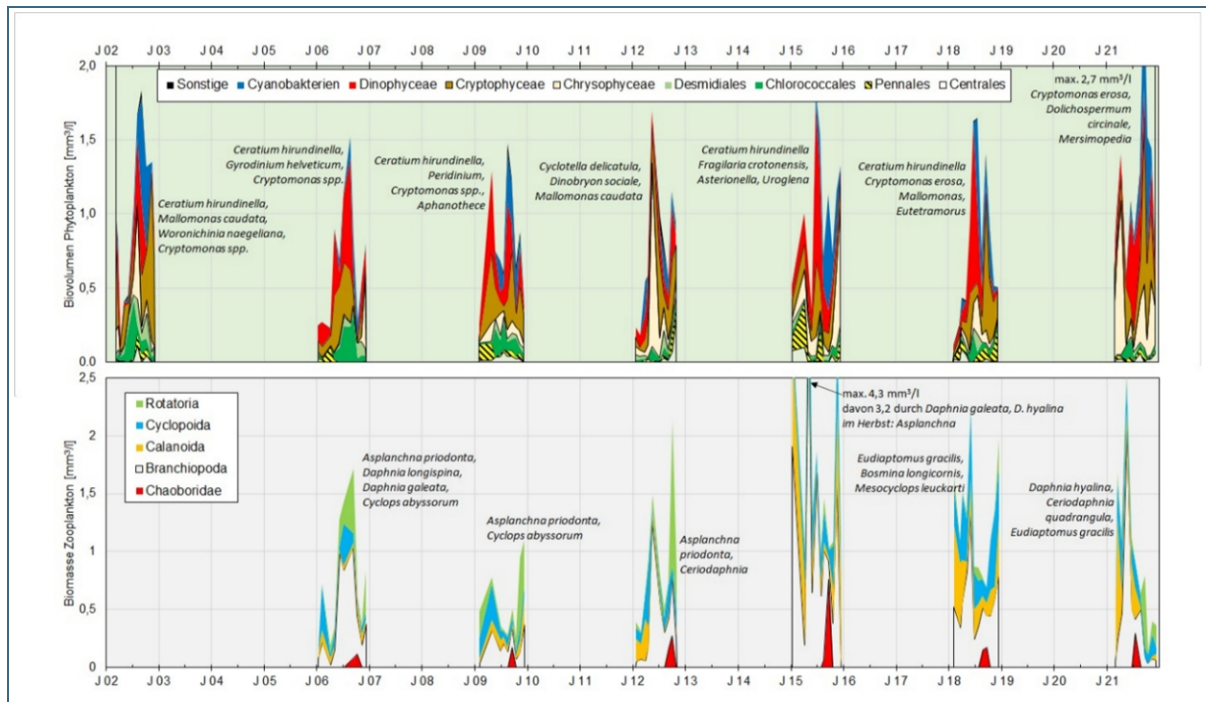


Abb. 24: oben: Langzeitentwicklung des Anteils der Algenklassen am Gesamtbiovolumen; unten: Langzeitentwicklung der Großgruppen des Zooplanktons im Riegsee. Namen der dominanten Taxa beziehen sich auf die Jahresmaxima

7.4 Arten des Phytoplanktons

Im gesamten Beobachtungszeitraum wurden insgesamt 231 Phytoplanktontaxa im Riegsee bestimmt, davon 99 Arten im Jahr 2021. Als aktuelle dominante Arten, welche einen Anteil von mehr 10 % am Gesamtbiovolumen zeitweise erreichen, sind *Cryptomonas erosa*, *Dinobryon sociale*, *Mallomonas caudata*, *Uroglena*, *Merismopedia*, *Dolichospermum circinale*, *Cryptomonas ovata*, *Dinobryon bavarium*, *Ceratium hirundinella* und *Peridinium willei* zu nennen (s. Abb. 25).

Dem artenreichen Vorkommen der Zeigerarten für geringe Trophie wie *Bitrichia chodatii*, *Cyclotella costei*, *Cyclotella delicatula*, *Chrysolykos planctonicus*, *Cyclotella comensis* Grunow Morphotyp *pseudocomensis*, *Gymnodinium lantzschii* und *Gymnodinium uberrimum* stehen Arten mit hoher Trophiepräferenz wie *Phacus longicauda*, *Pediastrum duplex*, *Monoraphidium minutum*, *Phacus pleuronectes* und *Dolichospermum planctonicum* gegenüber.



Abb. 25: Mikrofotografien ausgewählter Arten des Phytoplanktons, die im Riegsee vorkommen

7.5 Arten des Zooplanktons

Im Riegsee wurde bisher ein sehr artenreiches Zooplankton mit 86 Arten gefunden. Arten des aktuellsten Untersuchungsjahrs sind im Anhang in Tab. 10 gelistet. Mit 43 Arten pro Jahr liegt ihre Anzahl in einem hohen Bereich, was angesichts der geringen Produktivität des mesotrophen Gewässers der Erwartung entspricht. Davon gehören 25 Arten zu den Rotatorien, die größte Gruppe bilden von diesen Ubiquisten, wie *Kellikottia longispina*, *Keratella quadrata*, *Keratella cochlearis*, *Asplanchna priodonta*, *Pompholyx sulcata*, *Polyarthra* spp., die in vielen unterschiedlichen Gewässern verbreitet sind. Daneben finden sich aber auch Nahrungsspezialisten der Gattungen *Ascomorpha*, *Gastropus* und *Trichocerca*. Auch eine Art aus der Gruppe der filtrierenden Brachioniden, *Brachionus diversicornis* kann im Riegsee überleben.

Bei den Branchiopoden treten Arten auf, die auch in eutrophen Gewässern vorkommen, wie insbesondere die Daphnien *D. galeata* und *D. cucullata*, die auch Hybride bilden. Allerdings sind die Individuendichten sehr gering. Als typische Vertreter nährstoffarmer Gewässer kommen bei den Crustaceen *Bosmina longicornis kessleri*, *D. hyalina* und *Cyclops abyssorum* in allen untersuchten Jahren und bei den Rotatorien *Hexarthra mira* und zwei *Ploesoma*-Arten (*P. hudsoni*, *P. truncatum*) vor.

Bei den Copepoden ist der Calanoide *Eudiaptomus vulgaris* hervorzuheben, eine sonst typische Kleingewässerart mit der Fähigkeit Dauereier zu bilden, der neben der planktischen *E. gracilis* vorkommt. Die zahlreichen gering veränderten Flachwasserzonen am Riegsee bieten den Lebensraum für diese Art (s. Gewässerstruktur in Abb. 37, vergrößert auch am Ende des Abbildungsverzeichnisses).

Gelegentliche Funde von *Chaoborus*-(Mücken-) Larven sprechen für einen gemäßigten Fraßdruck durch planktivore Fische auf das Zooplankton an dem jeweiligen Termin, denn bei hohem Fraß gäbe es keine Mückenlarven.

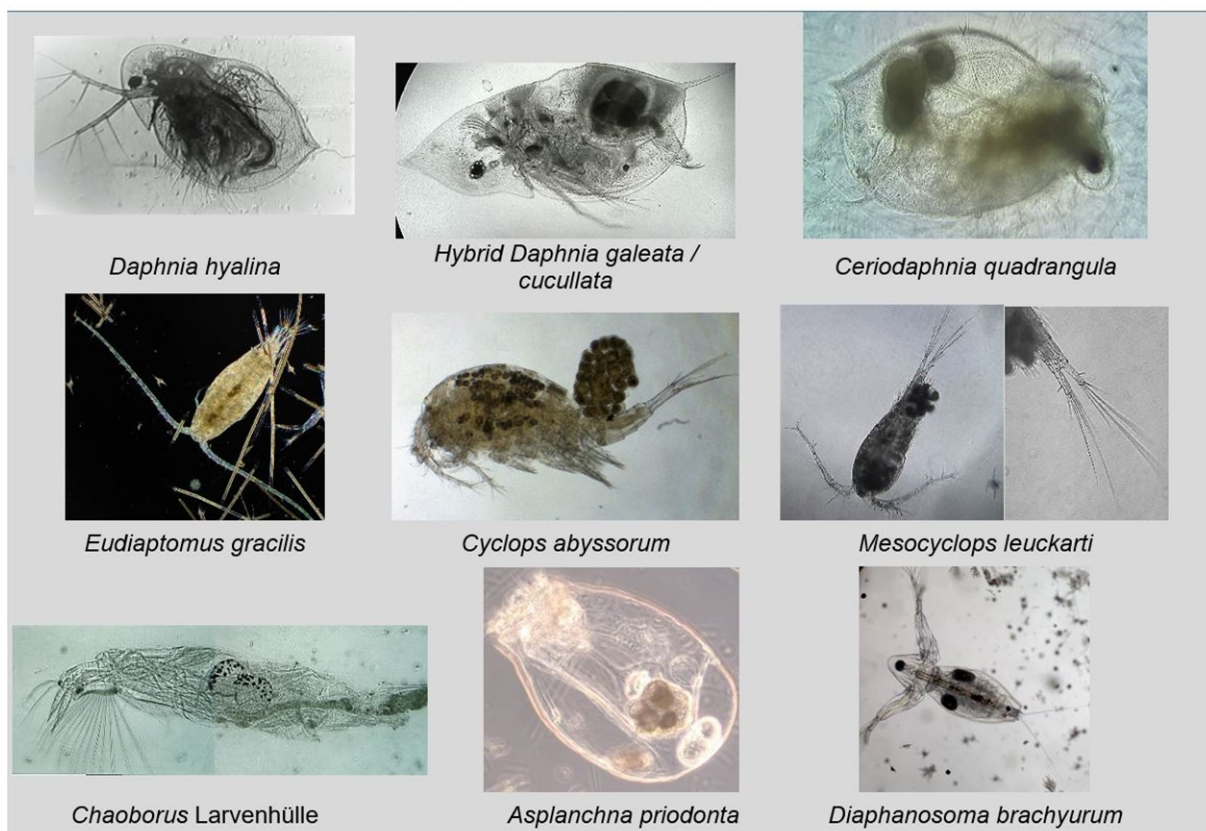


Abb. 26: Mikrofotografien ausgewählter Arten des Zooplanktons, die im Riegsee vorkommen

7.6 Bewertung des Zooplanktons im Nahrungsnetz mit PhytoLoss

Zweck der Erfassung des Zooplanktons ist es, dessen Biomasse und Zusammensetzung in ein Verhältnis zum Phytoplankton zu stellen, um Hinweise auf Ungleichgewichte im Nahrungsnetz des Sees sowie mögliche Belastungen zu identifizieren. Hierbei hilft das Zooplankton bestimmte ökologische Zustände im See zu unterscheiden: Einerseits führt ein Übermaß an planktonfressenden (planktivoren) Fischen zu einer Elimination vor allem großer Zooplankter mit hohen Filtrationsraten und damit zu einem wenig effektiven Fraßdruck des Zooplanktons auf das Phytoplankton. In Folge entstehen relativ zum Nährstoffangebot zu große Algenmengen. In diesem Zustand unterliegt das Zooplankton einer

Top-Down-Kontrolle, was an einer geringen durchschnittlichen Größe der Tiere erkennbar ist (Größenindex). Andererseits kann eine Algenblüte auch durch einen hohen Anteil an nicht fressbarem Phytoplankton entstehen. Das bedeutet eine schlechte Futterqualität für das Zooplankton, wodurch die Zooplanktonbiomasse gering bleibt und weniger Nährtiere für die Fische verfügbar sind. Einen Zustand mit schlechter Futterqualität verursachen zum Beispiel Blaualgenblüten, die durch ein Übermaß an Nährstoffen gefördert werden. Ein weiterer Nahrungsnetzstatus liegt in oligotrophen, also sehr nährstoffarmen Seen vor, in denen die Primärproduktion gering ist und wegen Futtermangel sich ebenfalls wenig Zooplankton bildet (Bottom-up Kontrolle).

Die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) hat die Entwicklung eines Auswertungstools (PhytoLoss) beauftragt, um standardisiert die Befunde des Zooplanktons gemeinsam mit denen des Phytoplanktons auszuwerten und um daraus Handlungsoptionen für Maßnahmen abzuleiten (z. B. Fischbesatz). Eine Zustandsbewertung nach EG-WRRL wird mit Zooplankton nicht durchgeführt.

Das PhytoLoss-Verfahren (Deneke et al. 2023) nutzt das Zooplankton zur Ermittlung des Fraßdrucks auf das Phytoplankton (Grazing-Effektstärke) und anderer Indizes wie dem Größenindex. Als Besonderheit bietet das PhytoLoss-Tool eine systematische Verknüpfung mit den Phytoplanktondaten zur Bewertung der Futterqualität für verschiedene Zooplanktonarten und -stadien an: Die Arten des Phytoplanktons werden dafür in Gilden (gut fressbar und klein, schlecht fressbar und groß (>30 µm) mit Gallerte, usw.) eingeteilt und dann den Zooplankton-„Fraß-Gilden“ mit der Zooplankton-Phytoplankton-Interaktionsmatrix zugeordnet.

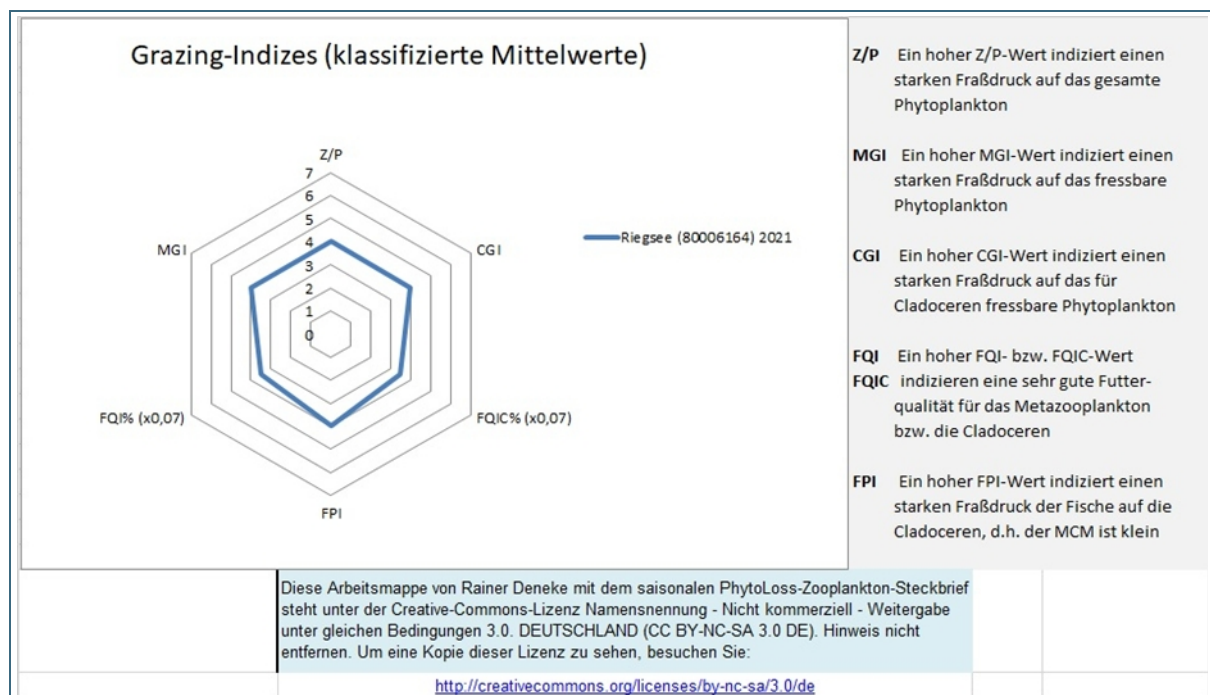


Abb. 27: Radardiagramm der Grazing-Indizes für das Plankton im Riegsee 2021 gemäß Klassifizierung nach PhytoLoss mit Erläuterungen im Text

Als Ergebnis des Online-Tools (Deneke & Vogl 2023) wird ein Zooplankton-Steckbrief mit einem Radardiagramm ausgegeben (s. Abb. 27, Abb. 28). Das Radardiagramm weist je nach Bedeutung des Zooplankton-Grazings und je nach Fischfraßdruck (Prädation) ein typisches Muster in der Verteilung der Indexwerte auf.

Das Diagrammmuster für den Riegsee (Abb. 27) kennzeichnet mit seiner ausgewogenen Form ein Nahrungsnetz mit gemäßigten trophischen Bedingungen, ohne einseitige Belastung des Nahrungsnetzes durch zu starken Fischfraß oder eine zu geringe Nahrungsqualität für das Zooplankton. Der Fraßdruck durch Zooplankton und der Fischfraß spielen zeitweise im Frühjahr bzw. Sommer / Herbst im Riegsee eine wesentliche Rolle.

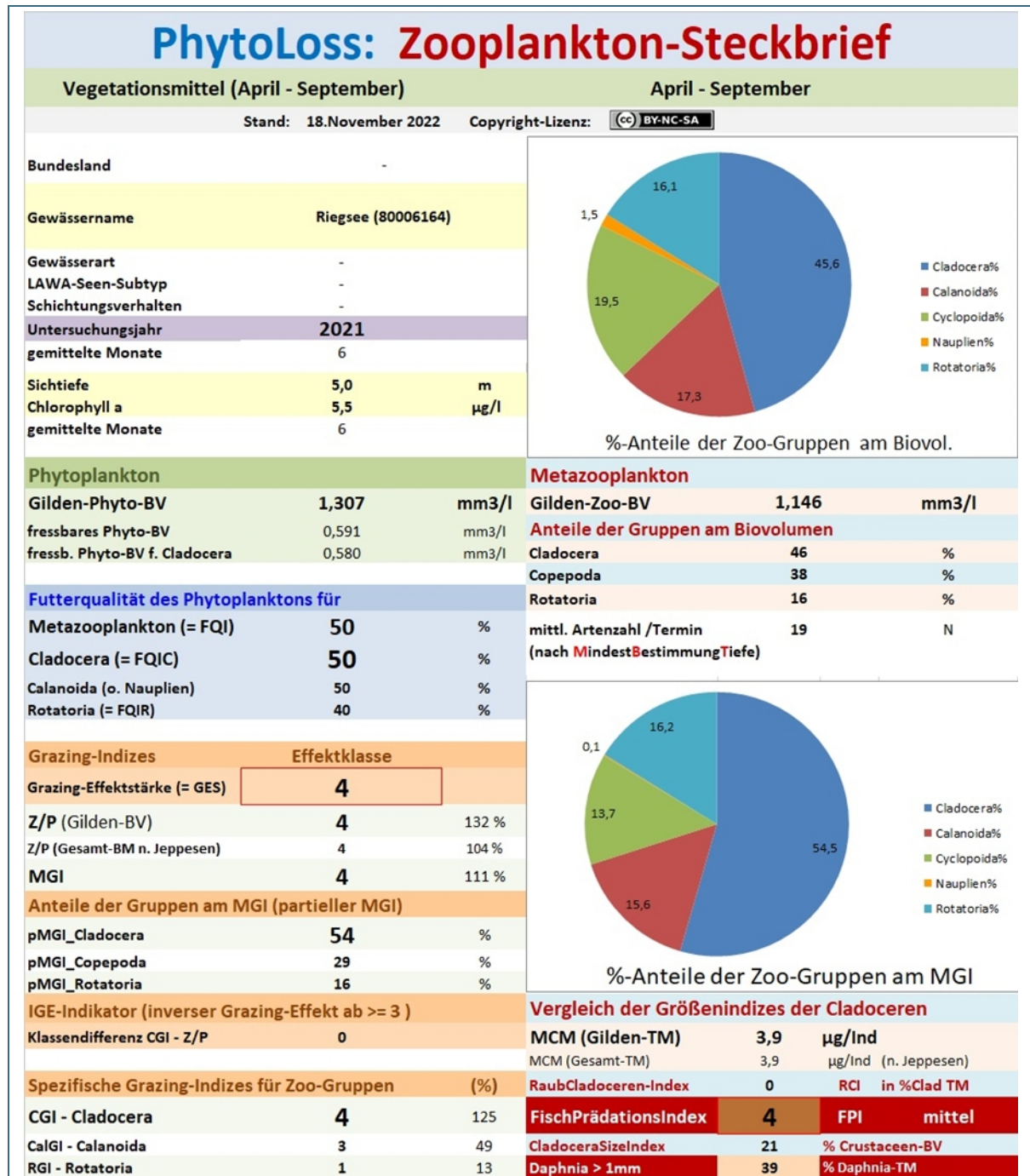


Abb. 28: Zooplankton-Steckbrief mit den ermittelten Indizes nach PhytoLoss. Erläuterungen s. Kapitel 19.4

Die Ausprägung der Planktonmenge im Vegetationsmittel, die Futterqualität, die Zusammensetzung in Großgruppen und die Größenstruktur der Cladoceren sind ebenfalls im Zooplankton-Steckbrief dargestellt (Abb. 28) und Erläuterungen zu den Kenngrößen finden sich im Anhang (Kapitel 19.4).

Das Zooplankton wird im Riegsee, wie im Plankton vieler Seen, mit 46 % von den Cladoceren dominiert. Die andere Hälfte des Biovolumen wird durch je zu einem Drittel durch die Großgruppen Cyclopoiden, Calanoiden und Rotatorien gestellt (s. Kreisdiagramme in Abb. 28). Diese diverse Zusammensetzung unterstreicht den ausgewogenen Zustand im Nahrungsnetz.

Als schwach mesotrophes Gewässer weist der Riegsee im Vegetationsmittel des Jahres 2021 nur ein sehr geringes Zooplankton-Biovolumen von 0,15 mm³/L auf. Da gleichfalls auch das Phytoplankton-Biovolumen gering war, ist eine Nahrungslimitierung des Zooplanktons wahrscheinlich (Bottom-up-Kontrolle).

Diese Wachstumsbeschränkung wird zum einen durch eine gute Futterqualität der Algen und durch kurzzeitige Algenentwicklungen im Metalimnion im Sommer abgemildert. So findet auch eine Gemeinschaft typischer Arten aus dem höheren trophischen Spektrum, wie *Bosmina coregoni*, *Daphnia galeata*, *D. cucullata* u. a., eine ausreichende Nahrungsgrundlage. Auf einen mesotrophen Gewässerzustand weist weiterhin die hohe saisonale Dynamik der Zooplankton-Entwicklung hin (s. Abb. 24).

Demnach spiegelt das Zooplankton insgesamt den gegenwärtigen Übergangsprozess des Riegsees vom mesotrophen in den oligotrophen Zustand vor dem Hintergrund einer unvollständigen Oligotrophierung wider.

Der Futterqualitäts-Index (FQI) weist mit 50 % eine insgesamt gute Nahrungsqualität für das Wachstum insbesondere der Cladoceren auf. Dies ist sehr positiv zu werten, da die Cladoceren, und hier vor allem die Daphnien (Wasserflöhe), mit ihren hohen Filtrieraten maßgeblich zur Reduktion des Phytoplanktons beitragen. Das zeigt sich auch in einer Grazing-Effektstärke aller Zooplankter von vier.

Die Größenmetriks des Zooplanktons (MCM, FPI, CSI) liegen auf die gesamte Vegetationsperiode bezogen im mittleren Bereich. Aber während im Frühjahr das Zooplankton weitgehend unbeeinflusst durch Fische wächst, wird der größenselektive Fraßdruck durch Fische im Sommer / Herbst so groß bis nur noch die kleinen Rädertiere übrigbleiben.

Der Haupthinderungsgrund für eine schnellere Oligotrophierung ist im Riegsee die starke Sauerstoffzehrung im Hypolimnion (Abb. 16), welche eine interne Düngung und eine erhöhte Primärproduktion fördern könnte (s. Kapitel 5.2, Abb. 17). Ein anoxisches Hypolimnion verhindert außerdem, dass die tiefen Wasserschichten als Refugium für bestimmte Zooplankton-Arten, z. B. von *Daphnia hyalina* genutzt werden können und es schadet der Entwicklung der Fischpopulation.

8 Benthische Diatomeen

Die auf Bodensubstrat wachsenden Kieselalgen werden benthische Diatomeen genannt. Sie bilden einen Belag auf nahezu allen Oberflächen in der durchlichteten Zone von Gewässern. Die benthischen Diatomeen werden am Seeufer in geringer Wassertiefe erfasst.

Die Besiedlung von Steinen mit benthischen Diatomeen ist in Seen zumeist extrem artenreich und umfasst üblicherweise mehr als 100 Taxa pro See. Die Zusammensetzung wird oft von ubiquitären (weitverbreiteten) und toleranten Arten dominiert, während die eigentlichen Zeigerarten mit nur wenigen Schalen im Präparat zu finden sind.

Mit Hilfe dieser indikativen Arten wird der Referenzarten-Quotient (RAQ) berechnet, der ein Maß für die Ungestörtheit des Standortes darstellt (Kap. 8.2). Zusätzlich wird ein Trophie-Index (TI) berechnet, der die trophischen Präferenzen vieler Diatomeenarten nutzt (Kap. 8.3), da diese sehr gut bekannt sind. Diese beiden Metrics, RAQ und TI gehen mit gleicher Gewichtung in die Bewertung nach WRRL

ein. Es wird an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass eine qualitätsgesicherte geprüfte ökologische Bewertung des Sees immer zum Stand des letzten Bewirtschaftungsplans vorliegt (s. Kapitel 14). Die nachfolgend dargestellten vorläufigen Bewertungen geben einen Zwischenstand der aktuellen Datenerhebung wieder und sind derzeit noch keine valide Zustandsbewertung für die Bewirtschaftungsplanung.

8.1 Untersuchte Uferabschnitte, Gesamtartenzahl und Beispielarten

Die biologische Besiedlung am Ufer der Seen wird für das Monitoring der EG-Wasserrahmenrichtlinie an ausgewählten repräsentativen Uferabschnitten, den sogenannten Transekten erfasst. Die genaue Position dieser Transekte im Riegsee ist in der Karte in Abb. 29 angezeigt.

Insgesamt wurden im Untersuchungsjahr 2021 (Goos 2022) in den sieben Uferabschnitten 428 Datensätze (Artnachweise mit Schalenanzahl) erfasst und insgesamt 138 verschiedene Taxa ermittelt. Unter Diatomeentaxa versteht man hier taxonomische Einheiten wie Gattung, Art, Varietät und Morphotyp, die in der Bundestaxaliste der Gewässerorganismen für die Gruppe Diatomeen aufgeführt sind (Schilling 2020).

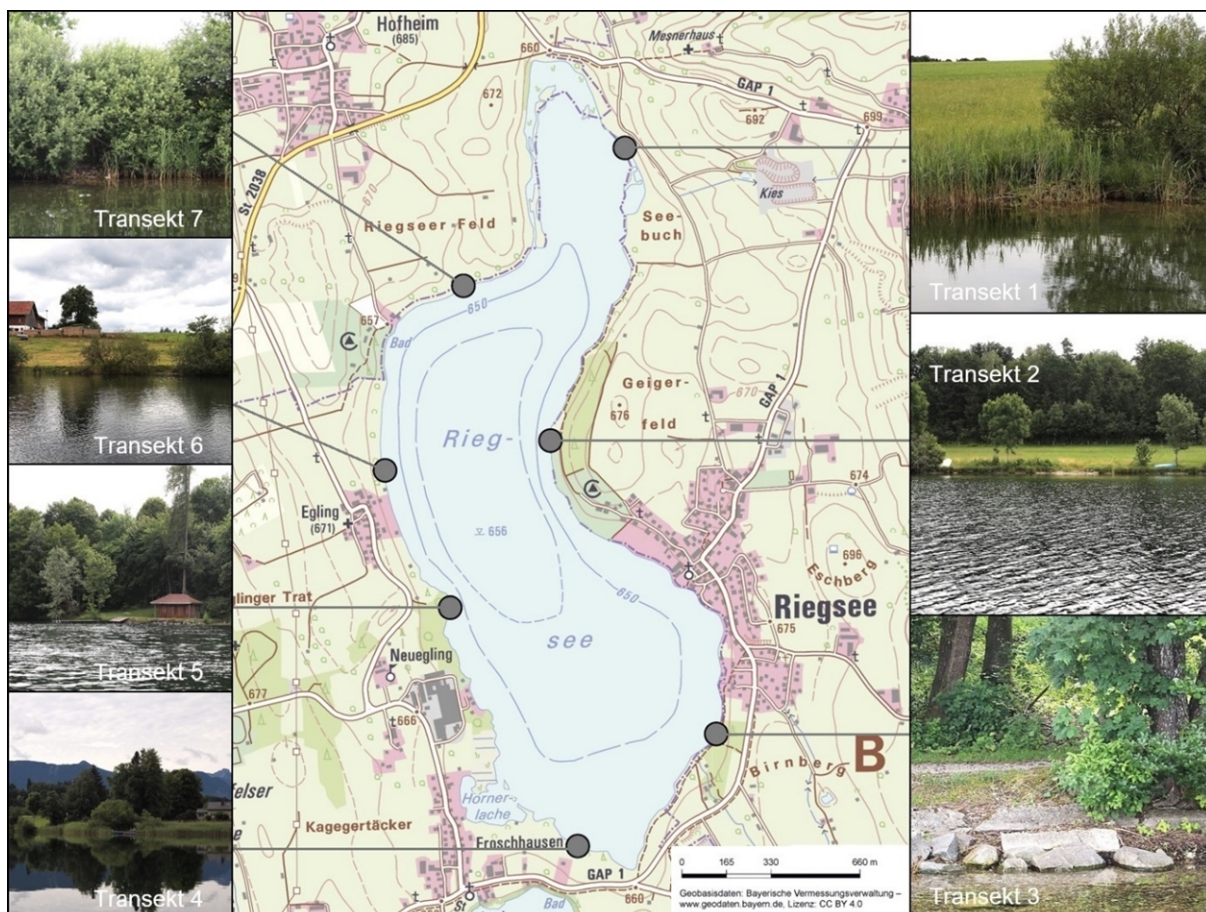


Abb. 29: Lage der Transekte (T1 – T7) im Riegsee für das Monitoring der biologischen Uferkomponenten mit Fotos der Uferansichten

Zur Veranschaulichung wird in Abb. 30 eine Fotodokumentation einiger Arten der benthischen Diatomeen gezeigt, die auch im Riegsee gefunden wurden. Den bereits 1.000-fach vergrößerten, lichtmikroskopischen Aufnahmen (LM) wurde in einer Sonderstudie von Goos (2021) teils rasterelektronische Aufnahmen (REM) gegenübergestellt, um weitere Merkmale in den Diatomeenschalen sichtbar zu machen. Die dargestellten Exemplare können aus anderen bayerischen Gewässern stammen.

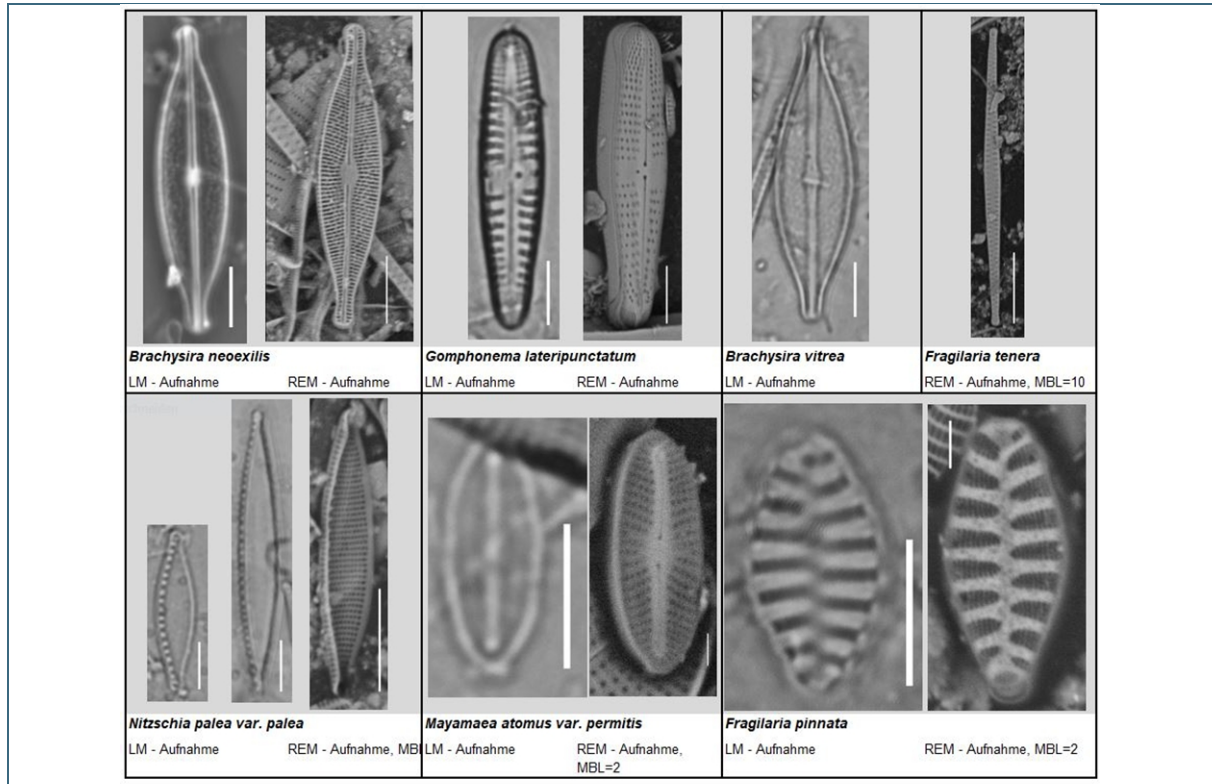


Abb. 30: Lichtmikroskopische (LM) und rasterelektronische Aufnahmen (REM) von ausgewählten Diatomeenarten aus Goos (2021). Messbalkenlänge (MBL) in μm , ohne Angabe 5 μm

Hinweis auf Erfassungsmethode benthische Diatomeen: In 0,5 bis 1 m Wassertiefe werden an vorab ausgewählten Uferabschnitten Steine in einer Auffangschale gesammelt. Der oberseitige Aufwuchs wird mit einer Zahnbürste abgebürstet und in Ethanol fixiert. Aus der Suspension werden die Kieselalgeschalen durch eine Präparation gesäubert und aufbereitet und auf Objektträgern für die Mikroskopie in Kunstharz eingebettet. Die Schalen werden lichtmikroskopisch bis zur Art bzw. Varietät bestimmt und ihr prozentualer Anteil an den 500 zu erfassenden Schalen angegeben. Das Vorkommen weiterer Arten wird durch eine anschließende Durchmusterung des Präparates erfasst (Details s. www.gewaesser-bewertung.de > Seen > Biol. Qualitätskomponente > Diatomeen > [Probenahme](#)).

8.2 Referenzarten-Quotient für benthische Diatomeen

Die Diatomeenarten werden für den Bewertungsindex Referenzartenquotient (RAQ) in folgende Artgruppen eingestuft: typspezifische Referenzarten (A) die unter ungestörten, naturnahen Bedingungen vorkommen und typspezifische Degradationsanzeiger (C) für gestörte bzw. belastete Umweltbedingungen. Die Einstufung als Referenzart ist abhängig vom Diatomeen-Seetyp. Die zahlreichen nicht eingestuftten Arten werden für die Bewertungskenngröße RAQ nicht genutzt. Der Riegsee wird mit dem Diatomeen-Seetyp DS 1.2 - 3 bewertet, welcher für karbonatische Gewässer der Alpen und des Alpenvorlands mit einer Volumenentwicklung $< 0,4$ anzuwenden ist.

Unter den Referenzarten dominierten *Brachysira neoexilis*, *Gomphonema lateripunctatum*, *Nitzschia dealpina*, *Encyonopsis falaisensis* und *Achnanthydium exile*.

Unter den Degradationsanzeigern dominierten *Navicula cryptocephala* var. *cryptocephala*, *Nitzschia palea* var. *palea* und *Platessa zieglerei*.

Das nicht eingestufte Taxon *Achnanthydium minutissimum* var. *minutissimum* dominierte die Zusammensetzung an fünf Uferabschnitten mit 14,7 - 20,8 %, es kamen jedoch auch viele weitere nicht eingestufte Taxa vor wie z. B. *Navicula cryptotenelloides* und *Encyonopsis minuta*.

Nach der vorläufigen Auswertung des Modul RAQ (Stand Bewertungsverfahren Phylib DV-Tool 5.3) ergeben sich an den sieben Uferabschnitten Indexwerte zwischen 0,38 und 0,48. Dies entspricht dem mäßigen Zustand indiziert mit dem RAQ, eine Zustandsklasse besser als in den Vorjahren.

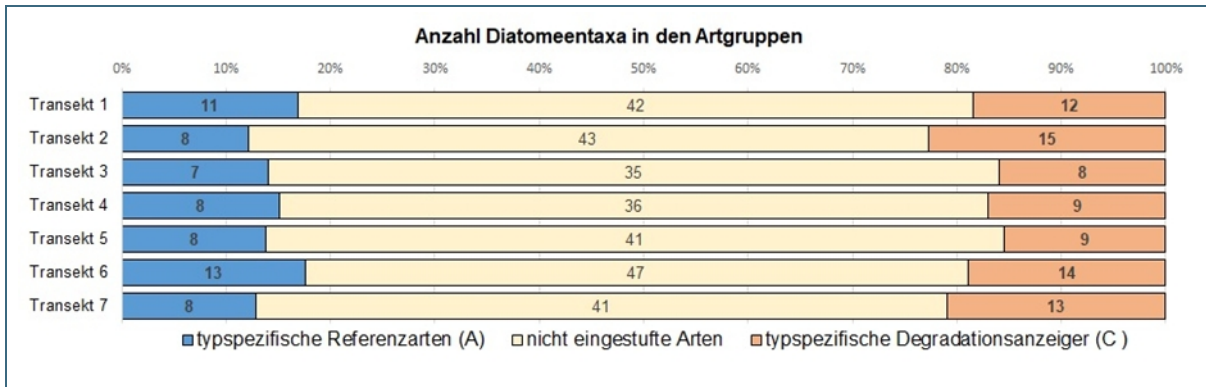


Abb. 31: Artenzahlen (hier: Diatomeentaxa) der typspezifischen Referenzarten (A), der typspezifischen Degradationsanzeiger (C) und der nicht eingestufteten Arten an den Uferabschnitten (Transekten) des Riegsees

8.3 Trophie-anzeigende benthische Diatomeen und Rote Liste-Arten

Die Trophie hat eine entscheidende Bedeutung für das Vorkommen und die Häufigkeit von benthischen Diatomeen im Uferbereich von Seen (Seelitoral). Im Gegensatz zu den Makrophyten, die nur langsam auf Trophieänderungen reagieren, kann sich die Zusammensetzung der Diatomeen bereits im Laufe einer Saison an veränderte Bedingungen anpassen.

Da die Nährstoffansprüche der Diatomeenarten gut bekannt sind, kann man vom Vorkommen einzelner Arten bzw. der Artenzusammensetzung auf die Trophie des Gewässers schließen.

Dies wird mit dem Bewertungsverfahren (Modul) Trophieindex (TI) Diatomeen Süd (Beschreibung s. www.gewaesser-bewertung.de > Diatomeen) berechnet. Der TI verrechnet die Trophiewerte (Skala 1 bis 5) der eingestufteten Taxa (s. linkes Diagramm in Abb. 32, vergrößert auch am Ende des Abbildungsverzeichnisses) unter Berücksichtigung ihrer prozentualen Häufigkeiten. Dann wird der TI auf die Wertespanne 0 – 1 skaliert, dem Modulwert TI.

Dabei entspricht ein TI-Modulwert nahe 1 dem unbelasteten Referenzzustand und ein Wert von 0 der stärksten Eutrophierung in der Uferzone.

In der Abb. 32 werden alle gefundenen und im TI eingestufteten Diatomeentaxa mit absteigender Trophie gelistet und ihre Häufigkeit in den untersuchten Uferabschnitten vom Riegsee als Balken dargestellt. Damit werden die Taxa mit geringer Trophie (unterer Bereich) den Taxa mit hoher Trophie gegenübergestellt (oberer Bereich). In den Diagrammen werden zusätzlich die Dominanz der Taxa sowie die räumliche Verbreitung in den Transekten veranschaulicht.

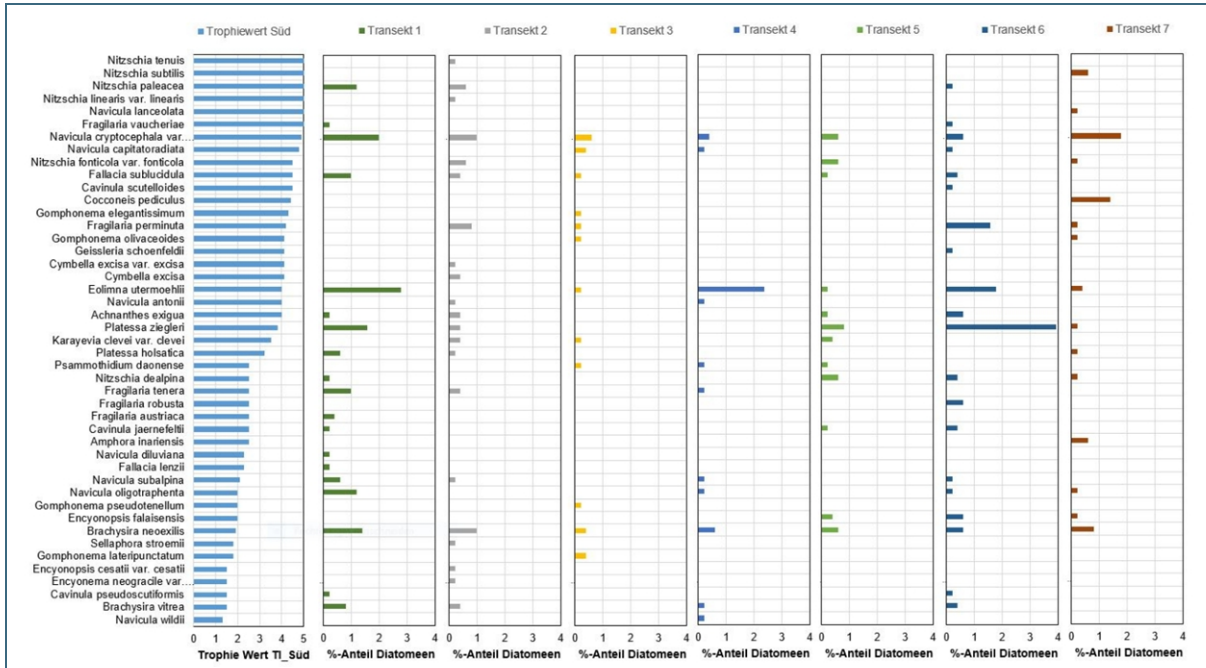


Abb. 32: Prozentuale Anteile (Balken) benthischer Diatomeentaxa in den untersuchten Uferabschnitten (Einzeldiagramme für Transekte 1 – 7) im Riegsee sortiert nach ihrem Trophiewert (Stand Phylib 5.3; blaue Balken im ersten Diagramm links)

Im Folgenden werden einige Arten hervorgehoben, die im Trophie-Index Süd eingestuft sind.

Als Anzeiger für geringe Trophie war *Brachysira neoexilis* in allen Transekten und *Brachysira vitrea* an einigen Standorten vertreten.

Hingegen waren viele Anzeiger für eine hohe Trophie (Trophiewert über 4,5) im Riegsee zu finden, wovon *Navicula cryptocephala* var. *cryptocephala* am meisten und an allen Untersuchungsstellen ermittelt wurde.

Zahlenmäßig dominant war an vielen Standorten *Eolimna utermoehlii* und *Platessa zieglerei*, die einen Trophiewert um 4 haben.

Im vorläufigen Bewertungsergebnis nach den Bewertungskriterien von Phylib 5.3 für das Modul TI hatte Transekt 7 insgesamt den ungünstigsten und Transekt 6 den günstigsten Trophiezustand (Modul TI 0,25 bzw. 0,54). Der Wert „1“ entspricht dabei dem bestmöglichen ökologischen Zustand/höchstem ökologischem Potenzial im Sinne der WRRL. Der Wert „0“ dagegen zeigt die stärkste Degradation des Gewässers an, also Zustands-/Potenzialklasse 5.

Das Mittel aus allen Transekten ist ein TI von 0,38, der einen etwas schlechteren Zustand indiziert als der RAQ mit 4.

Insgesamt zeigt der Diatomeen Index Seen, der aus RAQ und TI ermittelt wird, einen nur mäßigen ökologischen Zustand an. Dieses aktuelle Zwischenergebnis stimmt mit der Bewertung des Riegsees im letzten Bewirtschaftungsplan mittels Makrophyten und Phytobenthos überein.

In der Roten Liste der Diatomeen (2018) werden insgesamt 36 der im Riegsee gefundenen Taxa aufgeführt. Den Gefährdungskategorien "extrem selten" oder "vom Aussterben bedroht" gehörten keine Arten an. Die gefundenen Taxa gehören entweder zur Gefährdungskategorie "gefährdet" wie z. B. *Sellaphora stroemii*, haben eine "Gefährdung unbekanntes Ausmaßes" wie *Psammothidium daonense* oder werden in der sogenannten Vorwarnliste aufgeführt.

9 Makrophyten

Wasserpflanzen sind ein natürlicher Bestandteil von Seen und erfüllen u. a. als Strukturelemente, als Laichplätze und als Nahrungsquelle für die Tiere der Gewässer wichtige Funktionen. Darüber hinaus wirken sie als Dämpfungszone für die Wellenbewegung. Sie verbrauchen Nährstoffe in der Uferzone, sowohl aus dem Wasser als auch aus dem Sediment, produzieren Sauerstoff durch Photosynthese, erhöhen durch Förderung der Sedimentation die Klarheit des Wassers und bilden Abwehrstoffe gegen Konkurrenten (Allelopathie) und verringern so das Algenwachstum. Dadurch werden die stofflichen Verhältnisse im Lebensraum Uferzone (Litoral) sowohl im Wasser als auch im Sediment maßgeblich beeinflusst.

Die Besiedlung der Seen mit Wasserpflanzen (Makrophyten) wird für das Monitoring der EG-Wasser-Rahmenrichtlinie in verschiedenen Tiefenbereichen bis zur unteren Verbreitungsgrenze (Vegetationsgrenze) an ausgewählten Uferabschnitten, den sogenannten Transekten erfasst. Die Bewertung erfolgt gemeinsam mit den Diatomeen mit dem Bewertungsverfahren Phylib (ausführliche Beschreibung s. www.gewaesser-bewertung.de) Für einzelne Seen wurde auch eine vollständige Kartierung der Makrophytenbestände beauftragt.

Für die Erfassung der Makrophyten sind Tauchgänge nötig. Dabei entstehen für die Untersuchungsstellen (Abb. 29) charakteristische Unterwasseraufnahmen (Abb. 33). Das mengenmäßige Vorkommen der einzelnen Arten wird in fünf Häufigkeitsklassen geschätzt. Außerdem wird ein Herbar der häufig vorkommenden Arten angelegt (Abb. 34). Mit diesen Dokumentationen wird die sonst verborgene Vielfalt an untergetauchten Wasserpflanzen sichtbar.

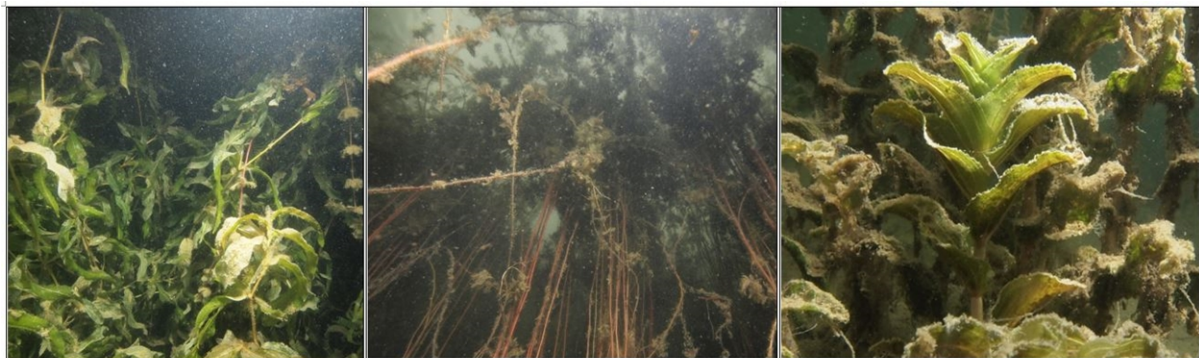


Abb. 33: Unterwasseraufnahmen vom Tauchgang im Riegsee 2021, Büro R. Harlacher i.A. LfU. Links: Ab 2 m Tiefe dichte Bestände *Potamogeton praelongus*. Mitte: Ab 3 m Tiefe *Myriophyllum spicatum*. Rechts: In 1-2 m Tiefe *Potamogeton perfoliatus*

Durch eine Untersuchung der Makrophytenvegetation lässt sich nicht nur der allgemeine Zustand des Gewässers ermitteln, sondern auch Hinweise auf lokale Nährstoffeinträge ableiten. Auch andere Gewässerbelastungen, zum Beispiel Versauerung und strukturelle Degradationen (Veränderungen am Ufer und am Gewässergrund) werden durch Wasserpflanzen angezeigt. Durch Störungen des Ökosystems kommt es zu Verschiebungen der Artenzusammensetzungen. In Extremfällen entwickeln einzelne Arten (z. B. Wasserpest) ein Massenvorkommen, welches die vielfältigen Nutzungen und auch die Funktion des Ökosystems eines Sees erheblich beeinträchtigen kann. Im schlimmsten Fall tritt eine vollständige Verödung der submersen Vegetation auf.

Mit der Berechnung des Referenz-Indexes Seen (RI) wird die Abweichung der vorgefundenen Biozönose von der Zönose, wie sie in einem weitgehend ungestörten Zustand wäre (Referenzzönose), quantifiziert. Darauf basiert die Bewertung der Makrophyten für die Umsetzung der WRRL. Hierfür werden die vorkommenden Arten in drei Gruppen unterteilt (markiert in Tab. 8):

Artengruppe A enthält Arten, die an Referenzstellen dominieren. Mit fortschreitender Gewässerbelastung nimmt der Anteil dieser Arten ab. Zu dieser Gruppe gehören die meisten der Characeen-Arten.

Artengruppe B umfasst alle Taxa mit weiter ökologischer Amplitude sowie solche mit Schwerpunkt im mittleren Belastungsbereich, die meist sowohl im Referenzbereich als auch in belasteten Standorten vorkommen können.

In Artengruppe C werden Störzeiger zusammengefasst, die einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt an belasteten Standorten zeigen und höchstens in geringen Mengen an den Referenzstellen auftreten.

9.1 Allgemeine Beschreibung der Besiedlung der Transekte

Die Makrophytenbestände sind im Riegsee äußerst artenreich und divers. Es wurden im Jahr 2021 insgesamt sieben Transekte untersucht (Lage s. Abb. 29). Die folgenden Beschreibungen wurden durch einen Fachtaucher (Harlacher 2021) erstellt und geben einen anschaulichen Einblick in die Besiedlung in den unterschiedlichen Ufertiefen wieder.

Transekt 01: Auf dem Plateau des organischen, von Röhrichtwurzeln geschaffenen Verlandungshorizontes finden sich kleinere, von Aufwuchs bedeckte Büschel der Armleuchteralge *Chara aspera*. Die anschließende, flach abfallende Uferbank wird bis 1,5 m Tiefe verbreitet von *Potamogeton perfoliatus* bewachsen.

Transekt 02: In etwa 1 m Wassertiefe wächst verbreitet *Chara virgata* auf steinigem Untergrund. Unterhalb von 4 m Wassertiefe bildet *Chara globularis* kleinere Polster.

Transekt 03: In knapp 1 m Tiefe wachsen kleinere Büschel der beiden Armleuchteralgen *Chara globularis* und *Chara virgata* zwischen den Steinen der künstlichen Kiesaufschüttung. Unterhalb von 2 m Wassertiefe dominieren zunächst Mischbestände aus *Elodea nuttallii* (Schmalblättrige Wasserpest) und *Myriophyllum spicatum* (Ähriges Tausendblatt). An die *Myriophyllum*-Bestände schließen sich seeseitig hochwüchsige Horste von *Potamogeton praelongus* an.

Transekt 04: Das Plateau des organischen Verlandungshorizontes wird von vital wirkenden *Chara aspera*-Büscheln bewachsen. Entlang der seeseitig vorgelagerten Litoralflächen dominieren bis 2,5 m Tiefe dichte Bestände des Ährigen Tausendblatts. Die Vorkommen des Tausendblatts werden regelmäßig von größeren Polstern der Schmalblättrigen Wasserpest durchsetzt.

Transekt 05: In knapp 2 m Tiefe bildet *Elodea nuttallii* dichte Bestände aus. Unterhalb von 2 m Tiefe dominieren hochwüchsige Bestände von *Potamogeton praelongus*. In 4 m Tiefe durchsetzen kleinere Vorkommen von *Potamogeton obtusifolius* die Bestände von *Elodea nuttallii*.

Transekt 06: Zwischen 1-2 m Tiefe bildet *Potamogeton perfoliatus* verbreitet horstartige Bestände. Unterhalb von 2 m Tiefe trifft man auf hochwüchsige Vorkommen von *Myriophyllum spicatum*. Vereinzelte Exemplare des Mittleren Nixenkrauts wachsen noch knapp unter 4 m Wassertiefe.

Transekt 07: Die Vorkommen von *Ranunculus trichophyllus* im steinigen Flachwasser deuten auf den Zufluss von nährstoffreichem Grundwasser hin. In ca. 2 m Wassertiefe beginnen dichte Bestände von *Potamogeton praelongus*. Unterhalb von 3 m Wassertiefe bildet *Myriophyllum spicatum* hochwüchsige Dominanzvorkommen, an deren Basis auf Grund der starken Beschattung keine Konkurrenzarten gedeihen.


















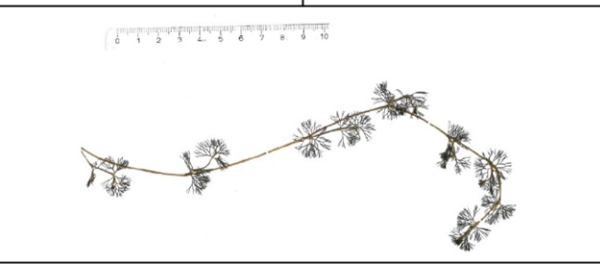
			
<i>Chara aspera</i> an Transekt 4 in 0 - 1m Wassertiefe	<i>Chara contraria</i> an Transekt 2 in 1 - 2m Wassertiefe	<i>Chara globularis</i> an Transekt 2 in 2 - 4m Wassertiefe	<i>Chara virgata</i> an Transekt 2 in 0 - 1m Wassertiefe
			
<i>Elodea canadensis</i> an Transekt 5 in 1 - 2m Wassertiefe	<i>Elodea nuttallii</i> an Transekt 5 in 2 - 4m Wassertiefe	<i>Fontinalis antipyretica</i> an Transekt 4 in 0 - 1m Wassertiefe	<i>Groenlandia densa</i> an Transekt 2 in 2 - 4m Wassertiefe
			
<i>Myriophyllum spicatum</i> an Transekt 2 in 2 - 4m Wassertiefe	<i>Najas marina ssp. intermedia</i> an Transekt 4 in 0 - 1m Wassertiefe	<i>Nitellopsis obtusa</i> an Transekt 1 in 2 - 4m Wassertiefe	<i>Potamogeton crispus</i> an Transekt 7 in 2 - 4m Wassertiefe
			
<i>Potamogeton obtusifolius</i> an Transekt 5 in 2 - 4m Wassertiefe	<i>Potamogeton pectinatus</i> an Transekt 1 in 0 - 1m Wassertiefe	<i>Potamogeton perfoliatus</i> an Transekt 1 in 1 - 2m Wassertiefe	<i>Potamogeton praelongus</i> an Transekt 3 in 2 - 4m Wassertiefe
			
<i>Potamogeton pusillus</i> an Transekt 2 in 1 - 2m Wassertiefe		<i>Ranunculus circinatus</i> an Transekt 3 in 2 - 4m Wassertiefe	

Abb. 34: Fotos der Herbarbelege der vorkommenden Arten im Riegsee mit eingefügtem Maßstab in Zentimeter

9.2 Häufigkeiten der Makrophyten

Die Artenliste in Tab. 8 unterscheidet die gefundenen Häufigkeiten an den untersuchten Uferabschnitten und die vorgefundene Erscheinungsform. Es werden die submerse Ausbildung (untergetaucht); die emerse Ausbildung (oberhalb der Wasseroberfläche herausragend) und die Schwimmblattpflanzen unterschieden. Für die Tab. 8 wurden die Mengenangaben für die vier Wassertiefenstufen zur besseren Übersichtlichkeit aufsummiert. In der ökologischen Bewertung macht es einen Unterschied bis in welche Tiefe eine Art vorkommt.

Für die ökologische Bewertung ist außerdem zu beachten, dass nur die untergetauchten (submersen) sowie die Schwimmblattpflanzen in die Berechnung eingehen. Die aus der Wasseroberfläche herausragenden Ausbildungen (emerse Erscheinungsformen) gehen nicht in die Berechnung des Referenzarten-Index nach PHYLIB-Verfahren ein. Außerdem wird bei der Bewertung die im Gelände ermittelte Pflanzenmenge, die sogenannte Häufigkeit je Wassertiefenstufe zuerst in eine Quantität umgerechnet ($\text{Pflanzenmenge}^3 = \text{Quantität}$).

Die Gesamtzahl an Makrophytenarten ist mit 27 Taxa hoch. Die Schilfbestände (*Phragmites*) waren an den Transekten 1 und 4 ausgedehnt. Hervorzuheben ist das Vorkommen mehrerer Armleuchteralgen (Charales), die in 2-4 m und vereinzelt mit *Chara globularis* bis über 4 Meter Wassertiefe vorkommen. Gegenüber einer Untersuchung aus dem Jahr 1988 (Melzer & Hünerfeld 1990) ist *Elodea nutallii* als Neophyt, und *Najas marina* als wärmeliebende Art aktuell im Riegsee hinzugekommen.

Mit Ausnahme der rauen Armleuchteralge (*Chara aspera*), die auf der Vorwarnliste der Roten Liste der Characeen in Bayern steht, sind die weiteren im Riegsee vorkommenden Charales ungefährdet. Die Spermatophyte *Groenlandia densa* wird in der Roten Liste Deutschlands als stark gefährdet eingestuft. Aus der Literatur wird das Vorkommen dieser Art in belasteten Gewässern beschrieben (LFW 1998).

Es wird an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass eine geprüfte ökologische Bewertung des Sees bisher für den letzten Bewirtschaftungsplan vorliegt (s. Kapitel 14), jedoch noch nicht für die aktuell erhobenen, hier dargestellten Daten.

Bei einer vorläufigen Bewertung zeigen die aktuellen Daten für Makrophyten eine Zustandsklasse von mäßig an allen Transekten mittels des Referenzindex Seen (RI) an. Die Störanzeiger (RI Gruppe C) und die Referenzart (A) sind in Tab. 8 markiert.

Tab. 8: Taxaliste und Erscheinungsform der Makrophyten im See mit ihren über die Tiefenstufen summierten Häufigkeiten (nach Kohler 1978) an den Transekten. Wertebereich von sehr selten (1) bis massenhaft (20) in allen Tiefenstufen. Referenzart (A) und Störanzeiger (C) nach Phylib 5.3

System	Taxon	Erscheinungsform	Tran-sekt 1	Tran-sekt 2	Tran-sekt 3	Tran-sekt 4	Tran-sekt 5	Tran-sekt 6	Tran-sekt 7
Bryophyta	<i>Fontinalis antipyretica</i>	submers				1			1
Charales	<i>Chara aspera</i> (A)	submers	2			3			
Charales	<i>Chara contraria</i> (A)	submers	7	5	5		1		5
Charales	<i>Chara globularis</i> (A)	submers		9	5		1		3
Charales	<i>Chara virgata</i> (A)	submers		7	2				
Charales	<i>Nitellopsis obtusa</i>	submers	5			1			
Spermatophyta	<i>Carex</i>	emers	2	4			3	1	
Spermatophyta	<i>Elodea canadensis</i> (C)	submers					1		
Spermatophyta	<i>Elodea nuttallii</i> (C)	submers	4	3	11	9	11	6	11
Spermatophyta	<i>Groenlandia densa</i> (C)	submers		2					4
Spermatophyta	<i>Iris pseudacorus</i>	emers					2		
Spermatophyta	<i>Lythrum salicaria</i>	emers					1		
Spermatophyta	<i>Myriophyllum spicatum</i>	submers	10	7	11	11	2	9	11
Spermatophyta	<i>Najas marina ssp. intermedia</i>	submers	3	5	7	6		6	6
Spermatophyta	<i>Nymphaea</i>	Schwimmblatt				1			
Spermatophyta	<i>Persicaria amphibia</i>	Schwimmblatt						1	
Spermatophyta	<i>Phalaris arundinacea</i>	emers		1			2		
Spermatophyta	<i>Phragmites australis</i>	emers	4	1		4		2	3
Spermatophyta	<i>Potamogeton crispus</i> (C)	submers			1				2
Spermatophyta	<i>Potamogeton obtusifolius</i> (C)	submers					3		
Spermatophyta	<i>Potamogeton pectinatus</i> (C)	submers	1			1			
Spermatophyta	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	submers	8	2				5	2
Spermatophyta	<i>Potamogeton praelongus</i>	submers	3	3	7	2	9	4	8
Spermatophyta	<i>Potamogeton pusillus</i> (C)	submers		1					
Spermatophyta	<i>Ranunculus circinatus</i> (C)	submers			5	1	1		
Spermatophyta	<i>Ranunculus trichophyllus</i> (C)	submers							1
Spermatophyta	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	submers						2	

9.3 Vegetationsgrenze der Makrophyten

Die Vegetationsgrenze der Makrophyten beschreibt die Tiefenzone unterhalb der die geschlossenen Bestände enden. Häufig ist die Vegetationsgrenze an den Uferabschnitten eines Sees unterschiedlich tief, da die Licht- und Substratverhältnisse variieren. An einigen Stellen kann die Vegetationsgrenze auf Grund morphologischen Gegebenheiten nicht ermittelt werden, z. B. bei Steilabbrüchen. Um auch diese Stellen bewerten zu können, wird pro See ein Mittelwert gebildet.

Im WRRL-Bewertungsverfahren Phylib wird die mittlere untere Vegetationsgrenze (UMG) an jedem Transekt bestimmt und davon das Mittel gebildet. Gemeint sind dabei nicht die untersten Einzelvorkommen der Pflanzen, sondern die Tiefe, in der die mehr oder weniger geschlossenen Bestände enden. Entspricht die UMG nicht dem Leitbild des Gewässertyps, ist dies ein Zusatzkriterium, was den Makrophyten- Index abwertet.

Im Riegsee liegt keine Makrophytenverödung vor, doch in den bisherigen Untersuchungen war die mittlere untere Verbreitungsgrenze weniger als 5 m und führte zum Abzug im Referenzarten-Index. In der aktuellen Untersuchung vom Jahr 2021 war die Vegetationsgrenze UMG im Riegsee etwas tiefer und es ist kein Abzug bei der Bewertung nötig.

Manchmal finden sich auch unterhalb der UMG-Vegetationsgrenze einzelne Pflanzen und diese werden im Feldprotokoll zusätzlich erfasst (Abb. 35). Im zukünftigen überarbeiteten Verfahren wird genau dieses unterste gefundene Exemplar die Vegetationsgrenze am Transekt bestimmen.

Im Mittel lag die größte Tiefe von noch vorkommenden Makrophyten in einer Wassertiefe von 5,3 m. Gegenüber den Voruntersuchungen war die Vegetation im Jahr 2021 um 0,6 m tiefer verbreitet.

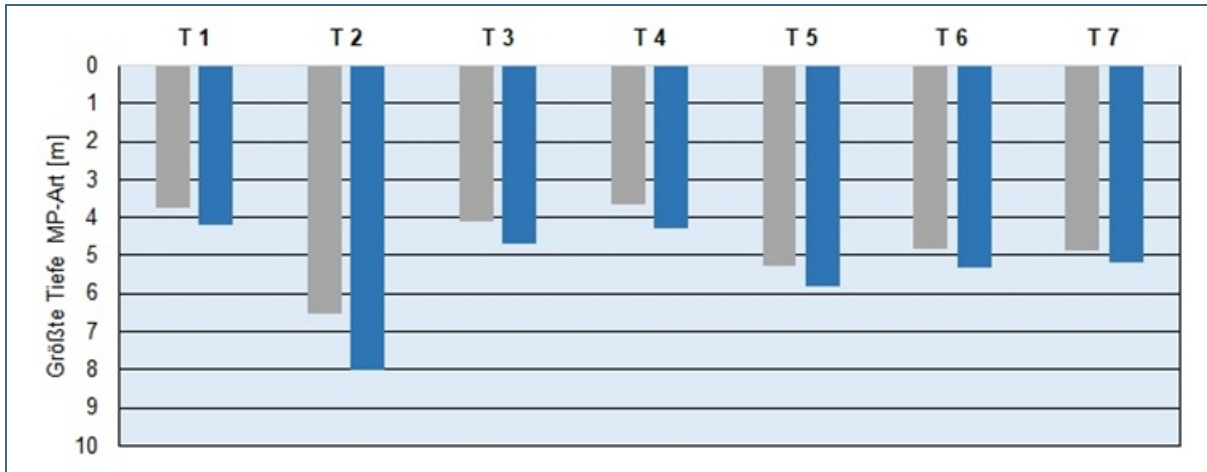


Abb. 35: Größte Wassertiefen an den Uferabschnitten (T1 – T7) in denen im Riegsee noch Makrophyten erfasst wurden als Mittelwert der 2 Untersuchungen bis 2018 (graue) sowie vom Jahr 2021 (blaue Balken)

10 Makrozoobenthos im Seeufer

Die anthropogene Nutzung von Seen hat direkte Auswirkungen auf die Struktur und Funktion von Seeufer- und Flachwasserzonen. Die am häufigsten auftretenden Formen hydromorphologischer Beeinträchtigungen sind dabei: Strukturelle Degradation, z. B. durch Ufermauern, Steinschüttungen und Steganlagen, hydrodynamisch-mechanische Beeinträchtigung, z. B. durch Freizeit- oder Berufsschiffahrt induzierter Wellenschlag, Veränderung der Wasserspiegeldynamik durch Stauregulierung oder Mischformen wie z. B. Badestrände.

Die Auswirkungen dieser hydromorphologischen Veränderungen können nach gegenwärtigem Kenntnisstand am besten mit den auf dem Gewässerboden lebenden wirbellosen Tieren, kurz Makrozoobenthos (MZB) erfasst und bewertet werden: z. B. den Würmern, Muscheln, Schnecken, Insekten und deren Larven.

In Bayern werden vor allem die Seen, die in der Überblicksüberwachung sind, hinsichtlich des Makrozoobenthos untersucht und bewertet. Hierzu wird ein im Auftrag des LfU entwickeltes Verfahren der Firma H2 verwendet. Bis Ende 2023 wird auf dieser Grundlage auch das neue Bundesverfahren für den vierten BWP entwickelt. Die Untersuchung im Riegsee 2018 diente der Verfahrensentwicklung (Feinabstimmung der Zeigerwerte gemäß der kommentierten Liste zur Einstufung der Seen-Arten/Taxa für die Ufertypen (Hess & Heckes 2015).

Für die ökologische Bewertung von Seeufern mit Makrozoobenthos an natürlichen Seen in Bayern wurden insgesamt drei Gruppen von Seetypen unterschieden: Voralpen-/Alpenseen des LAWA Typs 4 (z. B. Ammersee, Chiemsee), mittelgroßen Seen mit feinmineralreichen Ufern ohne ausgeprägte Dynamik des LAWA-Typs 3 (z. B. Staffelsee, Wörthsee) und überwiegend kleine Seen mit organisch geprägten Ufern vom LAWA-Typ 2 (z. B. Hopfensee, Abtsdorfer See). Diese Seetypisierung

wird aktuell in einem LAWA-Projekt für das Makrozoobenthos in Seen in der Überblicksüberwachung weiterentwickelt.

Neben der Seetypgruppe spielt der Ufertyp eine entscheidende Rolle für die Bewertung der Makrozoobenthos-Taxa. Der Ufertyp wurde gemäß der Vorschrift von Hess & Heckes (2015) mittels Kartenmaterialien bestimmt.

Hierbei wird die vorgefundene Biozönose mit den Referenzarten der drei vorherrschenden Ufertypen Hartsubstrat (Fels, Kies, Geröll), mineralische Feinsubstrate (Sand, Seekreide) und organische Substrate (Schilf, Torf) verglichen und bewertet. Hierzu werden zwei Indizes verwendet:

- Der Faunaindex als Verhältniswert zwischen robusten und empfindlichen Arten mit Werten zwischen +2 (typische charakteristische Seeart) und -2 (nur invasive/aggressive Neozoen und echte Störzeiger, also ausgesprochen typfremde Arten) und „überall vorkommende“, nicht indikative Arten dazwischen
- und die vom Ufertyp abhängige, zu erwartende Artenvielfalt.

Für den Riegsee liegen die Makrozoobenthos-Untersuchungen vom Jahr 2018 vor (Hess & Heckes 2022).

An den acht untersuchten Uferabschnitten wurden insgesamt 78 Arten (68 + 10 Zuckmücken-Arten) zzgl. 50 nicht auf Artniveau determinierbarer Taxa wasserlebender Wirbelloser (25 + 25 Zuckmücken-Taxa) nachgewiesen.

Eine Liste aller Taxa des Makrozoobenthos gefundenen im Jahr 2018 findet sich im Anhang (Tab. 11).

Auffallend ist insbesondere die hohe Zahl von Libellen-Arten und von Vertretern der Köcherfliegen-Familie Limnephilidae, *Tribus limnephilini*, die typisch für kleine organisch geprägte Seen ist. Hier anzuschließen sind insbesondere die Wasserspinne *Argyroneta aquatica*, die Stabwanze *Ranatra linearis* und der Wasserlilie-Zünsler *Parapoynx stratiotata*.

Da die Untersuchung Forschungszwecken diente, wurde keine Zustandsbewertung nach EG-WRRL durchgeführt.

10.1 Bemerkenswerte Artvorkommen im Makrozoobenthos

Von den 78 insgesamt nachgewiesenen Arten werden sechs Arten (8 %) auf der Roten Liste Bayern geführt, acht weitere Arten (10 %) finden sich dort in der Vorwarnliste (Voith 2003). Im Folgenden werden besonders hervorzuhebende Arten näher beschrieben. Die Lage der Transekte ist in Abb. 29 dargestellt ohne das zusätzliche MZB-Transekt 8, welches im Schilf in der Nordbucht liegt.

- Egel *Glossiphonia paludosa*: Aktuell ein Nachweis der Art am Ostufer an Transekt 3 auf Kies. Bisher nur an je einer Stelle im Starnberger See und im Ammersee gefunden.

- Wasserspinne *Argyroneta aquatica*, Schilfproben aus den Verlandungsufern der Transekte 4 und 8. Rote Liste Bayern 2: Eine anspruchsvolle Art der wasserseitigen Verlandung größerer mesotropher Stillgewässer.

- Eintagsfliege *Leptophlebia vespertina*, RL BY 3: Ausgesprochen selten und in ihrem Vorkommen in den Seen auf natürliche und naturnahe Uferabschnitte beschränkt, mit Schwerpunkt in den organisch geprägten Verlandungsufern. Aus den bayerischen Alpen/Alpenvorlandseen sind Vorkommen für die Westbucht des Staffelsees, für den Chiemsee und für den Walchensee belegt. Ansonsten kommt die

Art hier überwiegend in Mooreseen und auch in langsam fließenden Moorbächen vor. Aktuell wurde die Art in mehreren Exemplaren in der Schilfprobe der Nordbucht des Riegsees gefunden (Transekt 8).

- Libelle *Gomphus pulchellus*: Die Keiljungfer ist eine westliche Art, die Bayern am Ostrand ihres Verbreitungsareals erreicht. Es handelt sich um die einzige heimische Art der Gattung, die ganz überwiegend (größere) Stillgewässer besiedelt. Sie hat sich im südbayerischen Jungmoränenland in den letzten Jahren stärker ausgebreitet. Die aktuellen Nachweise am Riegsee sind die ersten Funde im Rahmen des WRRL-Monitorings in den Alpen-/Alpenvorlandseen. Larven der Art konnten hier an den Transekte T3 am Ostufer im Südteil und T7 und T8 im Nordteil des Sees gefunden werden.

- Köcherfliege *Holocentropus picicornis*, RL BY 3: Eine typische und anspruchsvolle Art der wasserseitigen Verlandung pflanzenreicher, stagnierender, oft anmooriger Gewässer. Sie ist in ganz Bayern selten. Im hier relevanten Jungmoränenland mit Alpen sind fast ausschließlich Nachweise aus kleinen Seen bekannt.



Abb. 36: Links oben: Wasserspinne *Argyroneta aquatica*. Rechts oben: Egel *Glossiphonia paludosa* (LfU). Unten links: Erbsenmuschel *Pisidium*. Unten rechts: Westliche Keiljungfer *Gomphus pulchellus*

11 Fischbestand und fischereiliche Nutzung

Erhebungen zum Fischbestand des Riegsees wurden und werden von der Fachberatung für Fischerei Oberbayern und dem Institut für Fischerei (IFI, LfL) durchgeführt. Der Fischbestand wird im Riegsee ferner fischereilich bewirtschaftet, sodass aus vorliegenden Fangergebnissen Kenntnisse gewonnen werden können. Zudem wurde der See in einem Projekt zum Wachstum der Renken untersucht (Stibor & Spörl 2019, Stibor & Schubert 2024). Die hier dargestellten Daten und Texte wurden von Dr. Bernhard Ernst (Ernst 2024) auf Basis dieser Datengrundlage recherchiert und zusammengefasst (siehe auch Quellen- und Sachverständigenverzeichnis am Ende des Kapitels).

11.1 Fischbestand

Der Riegsee beherbergt einen vielfältigen Fischbestand mit verschiedenen Raub- (Piscivore) und Friedfischarten (Planktivore, Invertivore und Omnivore). In Summe sind aktuell 17 Fischarten nachweisbar (vgl. Tab. 9). Es gibt im Riegsee auch zwei Muschelarten. Flusskrebse wurden nicht nachgewiesen.

Tab. 9: Ursprung, Häufigkeiten und Schutzstatus der im Riegsee vorkommenden Fischarten.

Art	wissenschaftliche Bezeichnung	Gefährdung/ Schutzstatus		Vorkommen		
		RL-BY 2021	FFH-Anhang	aktuell	natürlich	Besatz
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	(3) ¹		häufig		X ¹
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	*		sehr häufig	x	
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	*	II	sehr selten	x	
Brachse	<i>Abramis brama</i>	*		sehr häufig	x	
Aitel	<i>Squalius cephalus</i>	*		sehr selten	x	
Dreist. Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	*		sehr selten	x	
Hecht	<i>Esox lucius</i>	*		häufig	x	x
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	V		häufig	x	x
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i>	*		sehr selten	x	
Renke (Pelagial)	<i>Coregonus sp.</i>	*		sehr häufig	x	x
Renke (Litoral)	<i>Coregonus sp.</i>	*		mäßig häufig	x	x
Rotauge	<i>Rutilus rutilus</i>	*		sehr häufig	x	
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	*		sehr häufig	x	
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	*		mäßig häufig	x	x
Sonnenbarsch	<i>Lepomis gibbosus</i>	◇		sehr selten	x	
Wels	<i>Silurus glanis</i>	*		mäßig häufig	x	
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	*		selten	x	x
Teichmuschel	<i>Anodonta sp.</i>	3 / V ²		häufig	x	
Dreikantmuschel	<i>Dreissena polymorpha</i>			mäßig häufig	x	

RL-Kategorien: 0 = Ausgestorben/verschollen; 1 = Vom Aussterben bedroht; 2 = Stark gefährdet; 3 = Gefährdet; G = Gefährdung unbekanntes Ausmaßes; R = Extrem selten; V = Vorwarnliste; D = Daten unzureichend; * = Ungefährdet; ◇ = nicht bewertet (z. B. invasive Art)

¹ der Aal gilt gemäß Roter Liste Bayern (2021) als gefährdet, ist im Einzugsgebiet des Gewässers ursprünglich aber nicht heimisch. Der aktuelle Bestand ist auf Besatzmaßnahmen vor 2023 zurückzuführen.

² je nachdem ob es sich dabei um die Große (A. cygnea; 3) oder die Gemeine Teichmuschel (A. anatina; V) handelt

Mit dem Bitterling enthält das Artenspektrum eine Fischart, die gemäß Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (Anhang-II) europarechtlich geschützt ist. Darüber hinaus lebt im See mit dem Sonnenbarsch auch eine Art, die auf der Unionsliste gemäß Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 über invasive Arten verzeichnet ist.

Die Fischbiomasse ist wesentlich durch Barsch, Brachse, Renke und Rotauge bestimmt. Mit Ausnahme des Aals, reproduzieren sich alle Fischarten im Gewässer natürlich und eigenständig.

11.2 Fischereiliche Nutzung

Das Fischereirecht des Riegsees ist in Privateigentum. Es ist derzeit vom Fischereiverein Murnau gepachtet, welcher den See angelfischereilich bewirtschaftet. Zuletzt erfolgten im Rahmen der Angelfischerei etwa 2500 Begehungen pro Jahr. Die fischereilich bedeutendsten Arten in absteigender Reihenfolge sind Renke, Barsch, Hecht, Aal und Karpfen. In Summe wurde von den Anglern des Riegsees über die letzten Jahre ein vergleichsweise durchschnittlicher Fischereiertrag von etwa 5 bis 8,5 kg/ ha & Jahr erzielt.

11.3 Beeinträchtigung des Fischbestandes

Die Sauerstoffwerte im Tiefenbereich des Riegsees sinken unterhalb von 8 Metern ab dem Spätsommer regelmäßig unter 3 mg/l (s. Abb. 16) und verursachen in der Tiefe ein ungünstiges Milieu für Fische. Das konkrete Ausmaß dieser fischökologischen Beeinträchtigung ist bis dato unbekannt.

Selbiges gilt für die Folgen etwaiger klimatischer Veränderungen. Man muss davon ausgehen, dass wie in anderen Seen die durchmischte Oberflächenschicht des Riegsees durch den Einfluss des Klimawandels verstärkt erwärmt wird, und die Vollzirkulation (Durchmischung) des Sees, die den Tiefenbereich des Sees mit Sauerstoff versorgt, immer kürzer andauert (s. Kapitel 15.2). Diese Entwicklung bleibt nicht ohne Folgen für den Fischbestand, denn z. B. kälteliebende Fische wie Renken weichen Ende des Sommers dem Sauerstoffmangel im Tiefenbereich aus und können in Hitzestress in den oberflächennahen Wasserschichten geraten.

Wie andernorts ist auch am Riegsee der Fischbestand durch Fischprädatoren beeinträchtigt. So greift in nennenswertem Umfang vor allem der Kormoran (*Phalacrocorax carbo*) und in moderatem Ausmaß auch der Gänsesäger (*Mergus merganser*) in die Fischfauna des Sees ein.

11.4 Maßnahmen zum Fischarten-/Populationsschutz

Der Fischbestand des Riegsees wurde und wird durch wiederkehrende Besatzmaßnahmen (Hecht, Karpfen, Renke, Schleie & Zander) gestützt. Es wird regelmäßig auch eine Renkenlaichfischerei durchgeführt und der dabei gewonnene Laich für den See erbrütet. Des Weiteren wird das natürliche Ablachen von Zander und Barsch durch das Ausbringen von Laichhilfen gefördert. Ergänzend ist zur Förderung des Fischbestandes im nördlichen Seebereich ein Schongebiet eingerichtet. Der Kormoran wird am Riegsee vergrämt.

Verwendete Quellen zur Ermittlung des Fischbestandes

Fang- & Besatzstatistiken FV Murnau; Experteneinschätzungen Dr. B. Gum (Fischereifachberatung Obb.), Dr. M. Schubert (Institut f. Fischerei), Dr. B. Ernst (privater Sachverständiger); Ergebnisbericht des Nitroflex-Projekts 2019; Auskunft FWM P. Voll (ehemals Erwerbsfischer am Riegsee) & S. Badstieber (1. Vorsitzender FV Murnau);

12 Ergebnis der Gewässerstrukturkartierung Riegsee

Die Strukturen im und am Ufer sind in Seen eine wesentliche Einflussgröße für das Vorkommen von wassergebundenen Tieren und Pflanzen des Litorals. Die Morphologie der Seen ist gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie unterstützend zu den biologischen Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und Makrophyten/Phytobenthos zu bewerten.

Die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser hat hierfür ein "Übersichtsverfahren" erarbeiten lassen: Die Beschreibung des LAWA-Verfahrens (LAWA, 2019) für eine uferstrukturelle Gesamtseeklassifizierung ist auf www.gewaesser-bewertung.de unter » Seen | Unterstützende Qualitätskomponenten | Hydromorphologische Qualitätskomponenten | [Morphologie](#) zu finden.

Bei einer Gewässerstrukturkartierung (GSK) werden die Ausprägungen struktureller Eigenschaften mit einem standardisierten Parametersatz dokumentiert. Die Naturnähe, die morphologischen Defizite sowie die erzielten Fortschritte bei Entwicklung naturnaher Gewässer werden in fünf Stufen (unverändert (dunkelblau) bis vollständig verändert (rot)) bewertet (siehe Legende in der Karte Abb. 37). Der Maßstab (Leitbild, Referenz) für diese Bewertung bezieht sich auf den jeweiligen Gewässertyp.

Die Ergebnisse dieser Fachkartierung sind eine wichtige Basis für die Bewertung der hydromorphologischen Qualitätskomponenten, die im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie unterstützend zur Einstufung des ökologischen Zustands (bzw. Potenzials) beitragen.

In einem Projekt des Bayerischen Landesamtes für Umwelt wurde ab 2018 die Gewässerstruktur (Struktur der Uferzone) der insgesamt 31 natürlichen bayerischen Seen mit einer Fläche größer 50 ha auf Grundlage des LAWA-Übersichtsverfahrens erhoben und bewertet (LfU, 2023: Gewässerstruktur Seen Bayern – Methodenbericht zur uferstrukturelle Gesamtklassifizierung 2019/2020 auf Grundlage des LAWA-Übersichtsverfahrens 2019). Auf Basis von Geobasisdaten wurden die ermittelten Bewertungsklassen in Karten anschaulich dargestellt und eine Statistik je Zone gegeben.

Die GSK wird in drei Zonen am Seeufer erfasst, die gemeinsam bewertet werden: Flachwasserzone, Uferzone und Umfeldzone (15 m bis 100 m landeinwärts). Die Bewertung erfolgt in 5 Klassen von 1 (unverändert bis gering verändert) bis 5 (sehr stark bis vollständig verändert). Beim Riegsee beträgt die Uferlänge 8,4 km und das Ufer wurde vollständig den Gewässerstrukturklassen in einer Karte zugeordnet (Abb. 37).

Für den Riegsee wurde als Klasse des gesamten Seeufers der Wert 2,5 und damit mäßig verändert ermittelt.

Die Flachwasserzone erreicht noch die Gesamtklasse 2 (gering verändert), während die Ufer- und Umfeldzone mit Klasse 3 klassifiziert wurden. Durch die angrenzenden besiedelten Flächen und die Nutzung des Sees zur Naherholung ist die Uferzone zu 50 % und die Umfeldzone zu 35 % der Gesamtlänge stärker als gering verändert. Stark bis vollständig veränderte Bereiche machen günstigerweise nur 4 % aus.

Damit stimmt die biozönotische Einordnung durch das Makrozoobenthos und das Phytobenthos mit den Befunden zur Gewässerstruktur überein: Es finden sich am Seeufer des Riegsees noch sehr naturnahe Ausprägungen in der südlichen Flachwasserzone und in der Nordbucht (Transekt 4, vergl. Abb. 29) mit organisch geprägtem Verlandungsufer mit Röhrichtbeständen.

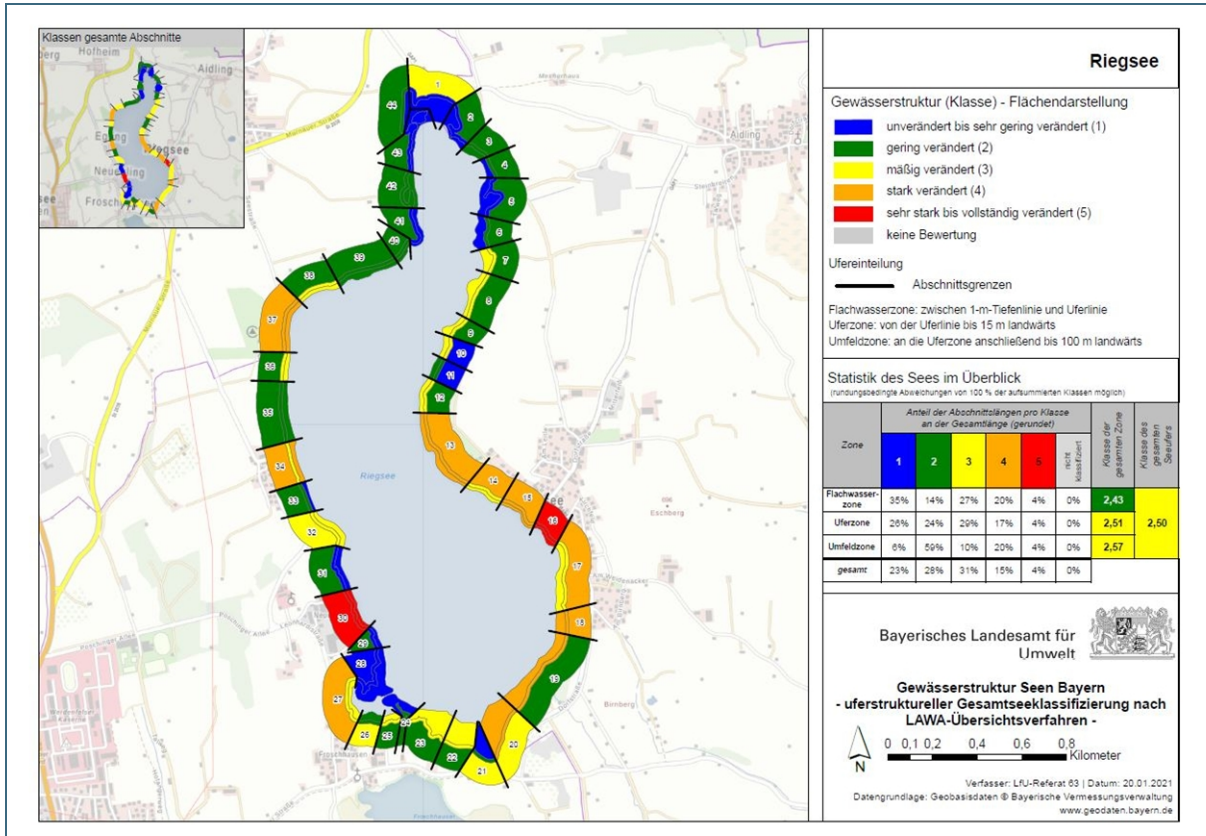


Abb. 37: Karte mit dem Ergebnis der Seen-Gewässerstrukturkartierung für den Riegsee (Stand 2021) erstellt vom LfU-Referat 63 (unveröffentlicht). Details im Text

13 Naturschutz

In diesem Kapitel werden Naturschutz- und Fauna-Flora-Habitat-Gebiete beschrieben, die in oder am Riegsee ausgewiesen sind.

Die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der Europäischen Union (FFH-Richtlinie) bildet zusammen mit der Vogelschutz-Richtlinie die Grundlage für das zusammenhängende ökologische Netz NATURA 2000 in der Europäischen Union. Wesentliche Bestandteile beider Richtlinien sind Anhänge, in denen zu schützenden Arten und Lebensraumtypen sowie einzelne Verfahrensschritte geregelt werden.

NATURA 2000 setzt sich aus den FFH- und Vogelschutzgebieten zusammen. NATURA 2000 leistet den wesentlichen Beitrag für das Ziel, einen günstigen Erhaltungszustand der in den Anhängen beider Richtlinien genannten Tier- und Pflanzenarten sowie Lebensraumtypen zu bewahren oder wiederherzustellen. Für jedes Gebiet von NATURA 2000 sind die wichtigen Sachdaten zu den Arten und Lebensraumtypen im sogenannten Standarddatenbogen erfasst und der Europäischen Kommission mit den Abgrenzungen zur Verfügung gestellt worden.

Gebietsrecherche zu Natura 2000

Als FFH-Gebiet beginnt direkt südlich angrenzend zum Riegsee die „Moränenlandschaft zwischen Staffelsee und Baiersoiern“ mit einer Fläche von 2526,5 ha mit folgender naturschutzfachlicher Bedeutung: Intakte Moorkomplexe mit Brückenfunktion zwischen Grasleiten, den Ammergauer Mooren und dem Murnauer Moos. Das Gesamtgebiet ist wegen seiner Größe, Qualität und vielfältiger Struktur und Verzahnung diverser Moortypen bedeutsam. In diesem relativ kleinen Gebiet liegen 20 verschiedene

Lebensraumtypen. Für den Lebensraum "Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteralgen" wird der Riegsee nicht explizit genannt, sondern der Bayersoiener und Froschhauser See.

In diesem Zusammenhang ist das durch das Gewässermonitoring erfasste Vorkommen mehrerer Armelechteralgen hervorzuheben (Abb. 34, Tab. 8). Davon ist *Chara aspera* auf der Vorwarnliste der Roten Liste der Characeen in Bayern. Das ebenfalls im Riegsee vorkommende Laichkrautgewächs *Groenlandica densa* wird in der Roten Liste Deutschlands als stark gefährdet eingestuft.

Zum Schutz des Landschaftsraums ist der Riegsee selbst sowie seine Ufer nach Landschaftsschutzverordnung "Riegsee" mit 282,2 ha unter Schutz gestellt. Im Kapitel 19 Artenlisten findet sich eine Aufstellung der naturfachlich relevanten Befunde (Tab. 12: Arten des Anhangs II der FFH-Richtlinie lt. Natura 2000-Verordnung kodiert mittels EU-Code).

Neben der naturfachlichen Sicht wird die hohe ökologische Bedeutung des Riegsees zusätzlich deutlich durch die sehr große Gesamtartenzahl mit 307 verschiedenen Gewässerorganismen, die allein in einem Jahr (2021) durch das Gewässermonitoring erfasst wurden zuzüglich der in 2018 gefundenen 78 Arten des Makrozoobenthos (s. Seeprotrait Seite 4).

14 Zustandsbewertung nach EG-WRRL für den 3. Bewirtschaftungsplan (Monitoringzeitraum 2014-2019)

Mit der EG-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG; WRRL) wird ein ganzheitliches Schutz- und Nutzungskonzept für die europäischen Oberflächengewässer verfolgt. Ein Ziel ist das Erreichen des mindestens guten ökologischen Zustandes, der definiert ist als "geringfügige Abweichung von den typspezifischen natürlichen Bedingungen" sowie des guten chemischen Zustandes. Der ökologische Zustand eines Wasserkörpers wird hauptsächlich auf der Grundlage der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Artenzusammensetzung und Häufigkeiten) bestimmt, da diese die Gesamtheit aller Einflussfaktoren und Störgrößen widerspiegeln.

Da der Riegsee natürlich entstanden ist, wird der ökologische Zustand im Vergleich zum Referenzzustand des Seetyps 3 bewertet (s. Kapitel 3).

Die räumliche Bezugsebene der Gewässerbewertung nach WRRL stellen die Wasserkörper dar. In der Regel entspricht ein See einem Wasserkörper (SWK). Der Riegsee wird durch den SWK Code 1_S028 bezeichnet.

Zur ökologischen Zustandsbewertung werden die biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten und Phytobenthos, Makrozoobenthos sowie Fische genutzt. Die Bewertung erfolgt in den fünf Klassen (1 = sehr gut, 2 = gut, 3 = mäßig, 4 = unbefriedigend, 5 = schlecht). Die biologische Qualitätskomponente mit der schlechtesten Bewertung bestimmt die ökologische Zustandsklasse („Worst-Case-Prinzip“). Hier geht auch die Bewertung der flussgebietsspezifischen Schadstoffe (s.u.) ein.

Informationen zu den Untersuchungsverfahren der biologischen Qualitätskomponenten sind zu finden unter www.gewaesser-bewertung.de > Seen > [Biologische Qualitätskomponenten](#)

Die in Bayern angewandten Methoden sind im Methodenband zum dritten Bewirtschaftungsplan (BWP) beschrieben ([LfU 2021](#)). Demnach wird für jedem BWP ein vorangegangener Bewertungszeitraum genutzt, für den dritten BWP und die hier dargestellten Ergebnisse von 2014 – 2019.

Die Bewertung der biologischen Komponenten (s. Abb. 38, vergrößert auch am Ende des Abbildungsverzeichnisses) erfolgte nach dem jeweiligen Verfahrensstand der zum Zeitpunkt des dritten Bewirtschaftungsplanes (Bewertungszeitraum der Seen bis 2019) verfügbar war:

- PhytoSee Version 7.0 (15.12.2017) für Phytoplankton
- Phylib Version 5.3.0 (18.02.2016) für Makrophyten und Phytobenthos bei Seen

Die ökologische Gesamtbewertung (ökologischer Zustand) des Riegsees ergibt durch Worst-Case-Verschneidung der Bewertung der Biokomponenten Phytoplankton und Makrophyten & Phytobenthos das Ergebnis „mäßig“ ([Bewertungskarte aus dem Umweltatlas](#); Abb. 38).

Das Makrozoobenthos wurde zu Zwecken einer Verfahrensentwicklung untersucht (s. Kap. 10), aber nicht abschließend bewertet. Die Fische werden in Seen der operativen Überwachung, zu denen der Riegsee zählt, nicht mit WRRL-Methoden untersucht und nicht bewertet.

Die Bewertung nach EG-WRRL umfasst nicht nur die biologischen Komponenten, sondern regelt auch die Überwachung von weiteren unterstützenden Qualitätskomponenten, die wertvolle Hinweise zur Einordnung der biologischen Zustandsbewertung und zu Belastungen liefern.

Wie im Methodenband ([LfU, 2021b](#)) und auf dem Internetportal www.gewaesser-bewertung.de ausführlich beschrieben, werden diese zusätzlichen umfangreichen Untersuchungen ebenfalls nach national abgestimmten Kriterien bewertet. So sollten beispielsweise die [Werte für physikalisch-chemische Parameter](#) in Seen in einem Bereich liegen, der die Funktionsfähigkeit des Ökosystems gewährleistet.

Diese sind als Anforderungswerte in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) festgelegt und im Riegsee für die Sichttiefe und Nährstoffverhältnisse hier (Gesamtposphor) eingehalten.

Der zusammenfassende WRRL-Steckbrief zu signifikanten Belastungen, Bewertungsergebnissen und geplanten Maßnahmen zum Stand des letzten Bewirtschaftungsplans ist zu finden unter Umweltatlas Bayern, Inhalt Gewässerbewirtschaftung, Themenkarte Bewirtschaftungsplanung Seen ([Rechtsklick auf See](#)).

Die Morphologie (s. Uferstrukturkartierung Kap. 12) wird ebenso als unterstützende Komponente betrachtet und wird als gut (H2) klassifiziert.

In den ökologischen Zustand gehen zudem flussgebietspezifische Schadstoffe Anlage 6 der OGewV 2016 ein. Die entsprechenden Umweltqualitätsnormen wurden eingehalten.

Die Zustandsbewertung nach EG-WRRL umfasst zusätzlich den chemischen Zustand. Es wird die Kontamination mit Schadstoffen (incl. Bestandsaufnahme der prioritären Stoffe und bestimmter anderer Stoffe) anhand einer Bewertung mittels Umweltqualitätsnormen (UQN) geprüft. Die aktuelle Bewertung im 3. BWP bezieht sich auf den Zeitraum 2013 bis 2016 und umfasst die Stoffe der Anlage 8 der OGewV 2016. Für die zwölf neuen prioritären Stoffe (nach Neufassung OGewV 2016) wurde die Bewertung erstmalig durchgeführt. Einige Schadstoffe reichern sich im (Fett-) Gewebe von Gewässerorganismen an und können somit über die Nahrungskette auch höhere trophische Ebenen schädigen. Deshalb werden diese Stoffe zum Teil in Biota, zum Teil in Schwebstoffen untersucht. Die Details zur Erfassung und Bewertung des chemischen Zustandes sind in den Bewirtschaftungsplänen und dem Methodenband ([LfU 2021b](#)) zu entnehmen.

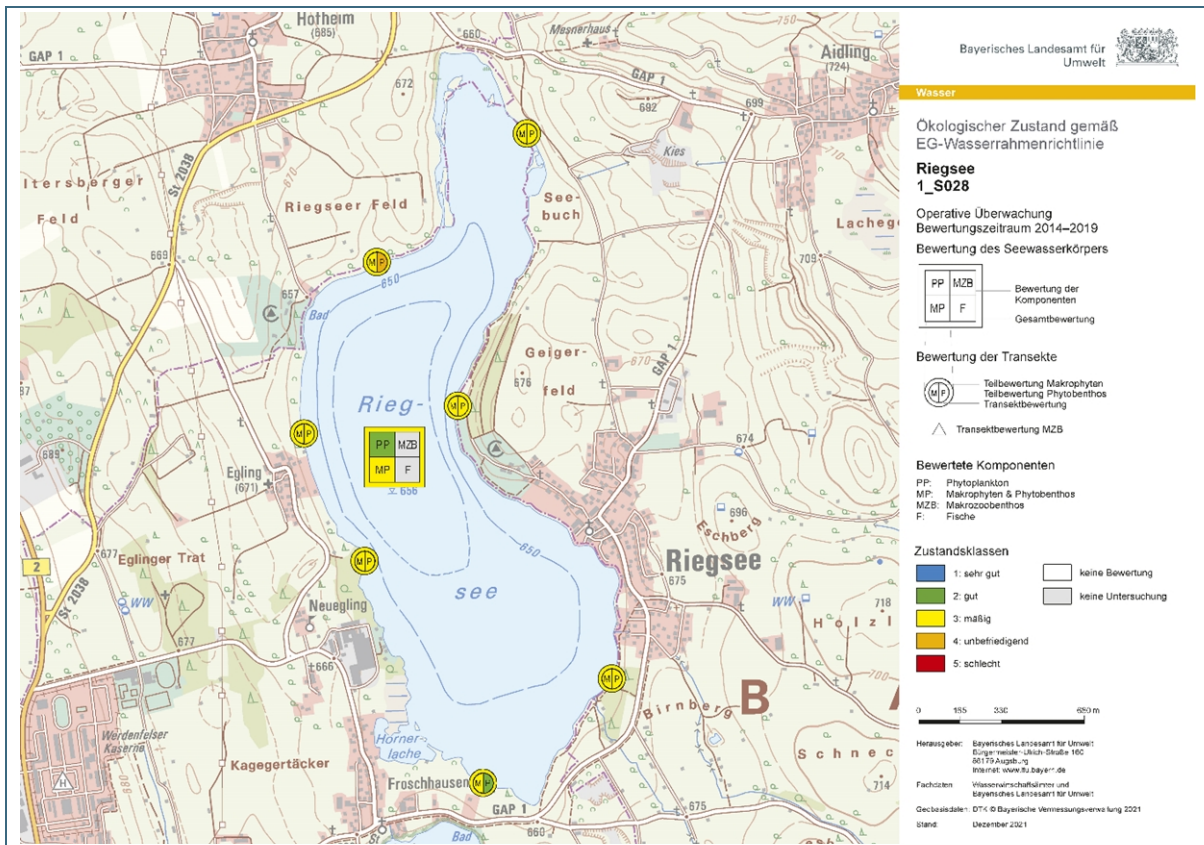


Abb. 38: Ökologischer Zustand (Gesamt und der Biokomponenten) gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie aus dem Umweltatlas Bayern; die Biokomponenten MZB und Fische wurden im Riegsee nicht bewertet.

Der chemische Zustand des Riegsees ist wie der aller Gewässer in Bayern nicht gut. Grund sind die hohen Konzentrationen der ubiquitären (überall vorkommenden) Schadstoffe Quecksilber und der bromierten Flammschutzmittel in Fischen, die als Summe von sechs bromierten Diphenylethern (Summe von 6-BDE (28, 47, 99, 100, 153, 154)) angegeben werden. Darüber hinaus liegen für den Riegsee keine weiteren Schadstoffbelastungen vor.

15 Zusammenfassende Bewertung und Besonderheiten

Die ökologische Gesamtbewertung (ökologischer Zustand) des Riegsees ergab für den 3. Bewirtschaftungsplan das Ergebnis „mäßig“.

Der Zustand der WRRL-berichtspflichtigen Seen wird vergleichend mit einer Referenz bewertet. Vereinfachend wurde für Seen mit gemeinsamen Merkmalen ein einheitlicher Referenzzustand dieser Seengruppe festgelegt und einem Gewässertyp zugeordnet (s. Kap. 3) Jeder See hat durch Eigenschaften wie seiner Seebeckenform, sein Einzugsgebiet und dem Chemismus in limnologischer Hinsicht individuelle Ausprägungen, womit er sich vom Leitbild des Typs etwas unterscheiden kann. Die Wirkung von menschlich verursachten Belastungen kann dadurch verstärkt oder abgeschwächt sein. Im Folgenden werden prägende Umweltbedingungen für die Gewässerorganismen im Riegsee benannt und im Vergleich zum guten Zustand gemäß des WRRL-Seetyps bewertet. Nachfolgend wird ein Ausblick auf die zukünftige Entwicklung des Sees unter Einbeziehung von Klimaänderungen gegeben.

15.1 See-spezifische Umweltbedingungen

Die Lichtbedingungen sind mit einer mittleren Sichttiefe von 4,6 Metern für die pflanzlichen Gewässerorganismen im Riegsee gut. Die gleichzeitig relativ geringe Algenentwicklung mit durchschnittlich nur 6 µg/l Chlorophyll a unterstreichen den schwach mesotrophen Charakter des Sees. Die Ursache für das schwache Algenwachstum ist wahrscheinlich eine Limitierung durch den Nährstoff Phosphor, der in den oberen Wasserschichten (Epilimnion) aufgezehrt wird, sodass dort das lösliche Phosphat unter die analytische Bestimmungsgrenze fällt. Ein Teil des oben wachsenden Phytoplanktons sedimentiert während des Sommers zum Seegrund und steht dort als gelöstes organisches Material dem bakteriellen Abbau zur Verfügung.

Im Riegsee zehrt dieser Abbauprozess den Sauerstoff auf, sodass der See im Spätsommer im Tiefenwasser sogar sauerstofffrei ist (Anoxie), was bis zu 20 % des gesamten Wasserkörpers betreffen kann. Ähnliches haben bereits Sauerstoffmessungen in den 70er-Jahren ergeben (Michler 1987, LfW 1987). Unter diesen Bedingungen entwickeln sich im Riegsee aktuell anaerobe Eisenbakterien, die das Tiefenwasser ab 8 m Wassertiefe stark trüben (Abb. 18). Ein Hinweis auf Bildung von Schwefelwasserstoff gibt es derzeit nicht. Der Lebensraum ist für Fische und das Zooplankton durch den Sauerstoffschwund im Tiefenwasser im Sommer auf die Wassertiefen von 0 bis 8 Meter eingeschränkt.

Andererseits verfügt der Riegsee noch in großen Flachwasserzonen über eine gute Gewässerstruktur (Abb. 37), sodass dort Lebensraum für seltene Zooplankter, für Fischbrut und für deren Versteckmöglichkeiten im Schilf, zwischen untergetauchten Wasserpflanzen und in warmen Buchten gegeben ist.

Die ökologische Beschaffenheit des Planktons ist im Riegsee insgesamt gut und dies trotz der sommerlichen Sauerstoffdefizite im Tiefenwasser. Als Besonderheit bewirkt der in den Sommermonaten auftretende Mangel an Kieselsäure im Epilimnion einen geringen Anteil an planktischen Diatomeen, da Silizium für den Aufbau der Kieselschalen fehlt.

Im Verhältnis zu der geringen Algenmenge ist das Zooplankton relativ biomassereich. Durch das Vorkommen der Wasserflohart *Daphnia hyalina* ist zum einen ein hocheffektiver Algenfiltrierer präsent und zum anderen können Fische sie als Nahrung nutzen. Der Riegsee ist fischreich und beheimatet 17 Fischarten (s. Kapitel 11). Laut lokaler Anglervereine werden u. a. neben den Hauptfischen Renke und Hecht auch Barsch, Karpfen, Aal, Schleie, Zander und Wels gefangen.

Die Ufervegetation ist in einem mäßigen ökologischen Zustand (Abb. 38). Die Makrophytenvegetation des Riegsees weist nur einen geringen Anteil an Referenzarten auf und die untere Verbreitungsgrenze reicht nicht sehr tief. Auch bei den benthischen Diatomeen ist eine verhältnismäßig geringe Anzahl an Referenzarten vorhanden. Es gibt mehrere mögliche Ursachen für diese Defizite. Zum einen könnte die ungewöhnlich geringe Siliziumkonzentration und zum anderen, neben aktuellen Nährstoffbelastungen, die erhebliche Eutrophierungsvergangenheit des Sees eine Rolle spielen.

Der Riegsee hatte vor Jahrzehnten eine starke Eutrophierung durchlaufen, wie Messdaten von Beprobungen des Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft aus dem Zeitraum 1975–1980 belegen (LfW 1987). Im Berichtsteil für den Riegsee werden in diesem Seenverzeichnis Gesamt-Phosphorkonzentration zwischen 0,04 und 0,05 mg/l als Mittel während der Vollzirkulationen angegeben und in der Sommerstagnation bis zu 0,31 mg/l, beides Kennwerte für polytrophe Zustände. Dieser historische Bericht beschreibt starken Algenwuchs und im Herbst Massenproduktionen der Blaualge *Dolichospermum (Anabaena) flos-aquae*. Deutlich weniger Gesamt-P wird aktuell sowohl während der Vollzirkulation als auch im Vegetationsmittel im Freiwasser gemessen (0,014–0,018 mg/l), die lokale Phosphorkonzentration kann aber im Uferbereich und direkt über Seegrund durchaus davon abweichen und zeitweise deutlich höher liegen (Beispiel Abb. 17).

In den 1970er Jahren waren auch die Stickstoffkonzentrationen höher. Sie bewegten sich im Riegsee für Nitrat zwischen 30 und 60 µg NO₃-N/l (2021: 20 µg/l), und die von Ammonium zwischen 15 und 500 µg NH₄-N/l (2021: 50 µg/l). Es ist zu erwarten, dass das Sediment des Sees noch sehr nährstoffreich ist und auch zeitweise Nährstoffe an das Freiwasser abgibt. Der historische Bericht (LFW 1987) beschreibt dazu: „Am Seeboden wurde eine 5 Meter mächtige Schlamm-Schicht erbohrt, die hohe Phosphatanteile enthält, und von organogenem Seeton unterlagert ist.“

Der Anteil an organischem Substrat und Feinmineral ist auch in der Flachwasserzone des Riegsees für einen Voralpensee auffällig hoch und kann ein Hindernis für die weitere Ausbreitung der vorhandenen Makrophyten und insbesondere der Characeen darstellen. Auch muss das Potenzial für eine Wiederbesiedelung mit anspruchsvollen Referenzarten nach einer Phase hoher Trophie vorhanden sein. Sind keine Dauerstadien aus früheren Jahren mehr entwicklungsfähig, müssen die im Naturzustand vorhandenen Arten aus einem anderen Biotop wieder einwandern.

Die Anforderungswerte der OGewV für die Sichttiefe und für die Nährstoffe werden im Riegsee aktuell eingehalten, sowie die Morphologie als gut bewertet, wobei in einigen Abschnitten deutliche Defizite in der Flachwasser- und Uferzone erkennbar sind (s. Abb. 37).

Konkrete Belastungen mit Schadstoffen gibt es über die allgemein gegenwärtigen ubiquitären Stoffe Quecksilber und Summe 6 BDE hinaus nicht.

15.2 Abschätzung der zukünftigen Entwicklung des Sees

Da der Riegsee bei den Biokomponenten Makrophyten und Phytobenthos die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie nicht erreicht, ist eine Reduzierung der Nährstoffe notwendig. Die Modellierung mit dem Nährstoffeintragsmodell MONERIS-BY ([Link](#)) zeigt, dass Nährstoffeinträge in den Seewasserkörper überwiegend durch folgende Eintragspfade erfolgen: Durch diffuse Quellen (Erosion, Dränagen und Oberflächenabfluss) zu 52,8 % des Gesamtphosphoreintrags, sowie zu 28,7 % aus dem Grundwasser. Belastungen aus Kläranlagen liegen unter 1 %.

Zur Verringerung der Nährstoffeinträge aus der landwirtschaftlichen Nutzung wurden folgende ergänzende Maßnahmen mit Maßnahmenbezeichnung gemäß [LAWA-Maßnahmenkatalog](#) für den Riegsee geplant (s. Umweltatlas Bayern):

- LAWA Code 28: Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffeinträge durch Anlage von Gewässerschutzstreifen
- LAWA Code 29: Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoff- und Feinmaterialeinträge durch Erosion und Abschwemmung aus der Landwirtschaft
- LAWA Code 30: Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffeinträge durch Auswaschung aus der Landwirtschaft
- LAWA Code 508: Vertiefende Untersuchungen und Kontrollen

Aufgrund der unterschiedlichen und z. T. sehr langen Reaktionszeiten von Seen auf Belastungsverringerungen (Seen haben ein langes Gedächtnis) kann hier keine Prognose zur Dauer des Erreichens eines guten ökologischen und chemischen Zustands gegeben werden.

Im Rahmen des Klimawandels ist zu erwarten, dass die Temperaturen insgesamt ansteigen. Die bereits beobachtete Zunahme der mittleren Lufttemperatur ist für die Region Alpenvorland anhand von Klimastreifen, sogenannten Warming Stripes gegenüber dem Referenzzeitraum klar zu erkennen und hat insbesondere in den letzten Jahren neue Rekorde gezeigt (Abb. 39). Im [Klimatool der Vergangenheit \(LfU\)](#) können weitere Regionen in Bayern im Modus Warming Stripes aufgerufen werden.

Erhöhte Wintertemperaturen werden im Klimatool der Zukunft und im Klimafaktenblatt des Landesamtes für Umwelt (LfU 2021a) bezüglich der Klimaregion Alpenvorland mit bis zu +3,2 °C für das Emissionsszenario RCP8.5 (Szenario „ohne Klimaschutz“) mit den Modellen des Bayern-Ensembles projiziert. Die Sommertemperatur könnte nach der Projektion sogar bis zu 3,9 °C erhöht sein (obere Grenze der Spannweite). Weiteres dazu ist im [Bayerischen Klimainformationssystem](#) dargestellt.

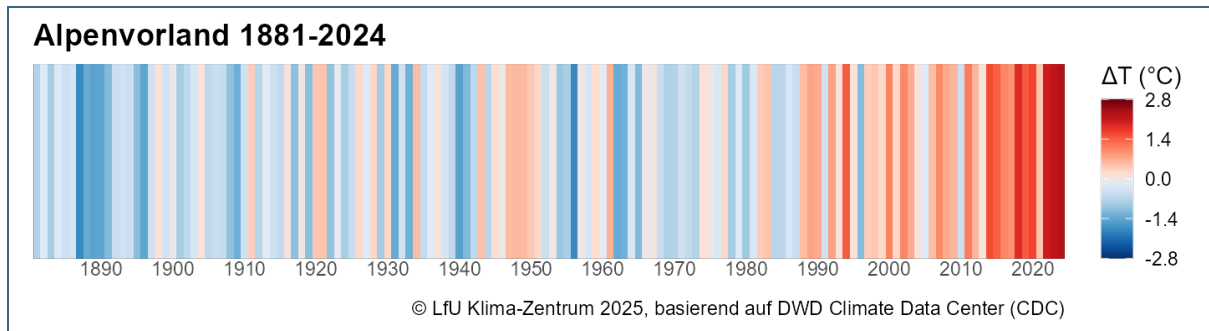


Abb. 39: Abweichung der mittleren Jahrestemperatur vom Referenzzeitraum 1971-2000 dargestellt als Warming Stripes in der Klimaregion des Riegsees

Da der Wasserkörper große Wärmemengen aufnehmen, speichern und wieder abgeben kann, werden die Effekte extremer Anstiege der Lufttemperaturen im Wasserkörper gedämpft. In Seen sind eher kontinuierlich steigende durchschnittliche Wassertemperaturen besonders in den oberen Wasserschichten (0 – 6 m) zu beobachten (Frey & Rau 2020). Im Jahresmittel stiegen bisher die Oberflächentemperaturen in über 100 ausgewerteten Seen um +0,4 °C/Dekade zwischen 1970 und 2020 an, wobei die Tiefenwassertemperaturen mehrheitlich konstant blieben oder sogar leicht abnahmen (Hupfer et al. 2022: Studie im Auftrag der LAWA).

Durch höhere Wassertemperaturen kann sich die sommerliche Schichtungsperiode im See verlängern. Dies begünstigt die Nährstoffrücklösung aus dem Seesediment und fördert sauerstofffreie Bedingungen im Tiefenwasser. Diese Prozesse könnten die Trophie und Biomasseproduktion der Algen und Wasserpflanzen erhöhen. Auch werden kälte-liebende Arten benachteiligt.

Derzeit zirkuliert im Winter der gesamte Wasserkörper des Riegsees bis zum Seegrund, sodass das Sauerstoffdefizit auch an der tiefsten Stelle verschwindet (s. Abb. 15, Abb. 16). In naher Zukunft (2021-2050) könnte der untere Trichter des Seebeckens meromiktisch werden, also infolge der erhöhten Wassertemperaturen nicht mehr in die winterliche Wasserzirkulation einbezogen sein. Damit wäre er ganzjährig sauerstofffrei, was den Lebensraum für die Fische und das Zooplankton einschränkt.

Das Algenwachstum im Riegsee ist heutzutage im Sommer durch geringe Nährstoffkonzentrationen begrenzt (limitiert). Deshalb kann man erwarten, dass die Klimaeffekte geringer sein werden als in einem nährstoffreichen Gewässer, wie in empirischen Studien weltweit beobachtet wurde (Kraemer et al. 2017, 2022). Man führt dies darauf zurück, dass die natürliche Aufzehrung der Nährstoffe durch Algen im oberen Wasserkörper noch wirksamer wird, weil der Wasseraustausch mit der etwas nährstoffreicheren unteren Wasserschichtung im Sommer durch die stabilere thermische Schichtung in einem größeren Maß unterbunden ist. Im Fall des Riegsees sind die nährstoffreichen Seesedimente (Eutrophierungsphase in den 70er Jahren) andererseits eine potenzielle Eintragsquelle für Phosphor.

Eine negative Beeinflussung kälte-liebender Arten wie unter den Fischen des Riegsees insbesondere bei den Renken (Coregonen) ist in Zukunft aber ebenso wahrscheinlich wie ein erhöhtes Risiko für die Ausbreitung wärmeliebender Arten der Cyanobakterien und der Wasserpflanzen wie das große Nixenkraut (s. Hoffmann 2014, Raeder 2022). Insbesondere das empfindliche Zusammenspiel zwischen

den saisonalen, temperaturgesteuerten Aufenthaltstiefen von Coregonen und dem saisonalen Vorkommen von deren Hauptnahrung, den großen Zooplanktern (Daphnien), kann durch die Klimaerwärmung leicht aus dem Gleichgewicht geraten.

Zusätzlich wirken sich durch den Klimawandel bedingte Veränderungen der Niederschlagsverhältnisse auf Wasserpflanzen aus. Sinken die Pegelstände, wie zuletzt im Jahr 2022 (s. Abb. 12), fallen Uferzonen und damit z. B. Bestände des Wasserröhrichts trocken. Die Schutzfunktion dieser Bereiche für Gelege, Vogelbrut, Jungfische und andere Tiere und Pflanzen geht somit verloren. Über die Mineralisierung trockenliegender Uferabschnitte werden dann zusätzliche Nährstoffe in den See geschwemmt.

In Zukunft nehmen die Jahresniederschläge jedoch in der Klimaregion Alpenvorland wahrscheinlich um 11 % zu (LfU 2021a, s.a. Simulationsergebnissen im Klimatool der Zukunft des Bayerischen Klimainformationssystem). Mit einem solchen Anstieg einhergehende Starkniederschläge, etwa durch häufige und heftige Gewitter, führen zu erhöhtem oberflächlichem Abfluss und verstärkter Boden-Erosion. Dies führt zu einem stoßweisen oberflächlichen Nährstoffeintrag, der zusätzlich die Entwicklung von Algen, vor allem Cyanobakterien in den warmen Seen fördern kann.

Umso wichtiger erscheint vor dem Hintergrund der Auswirkungen der klimatischen Veränderungen auf den See die Umsetzung der oben genannten geplanten WRRL-Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet.

16 Literaturverzeichnis

ALKIS – Tatsächliche Nutzung (TN) ©Geobasisdaten: Bayerische Vermessungsverwaltung 2020

Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.) (2021a). Klima-Faktenblätter Alpenvorland - Klima der Vergangenheit und Zukunft. Infoblatt – Augsburg. [Download – Artikel-Nr.: lfu klima 00187](#).

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU) (Hrsg. 2021b). Methodenband zur Bewirtschaftungsplanung - Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Bayern. 169S. [Download - Artikel-Nr: lfu was 00205](#).

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU) (Hrsg. 2021c). [Gewässerkundlicher Jahresbericht 2021 - Riegsee](#).

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU) (2023). Gewässerstruktur Seen Bayern – Methodenbericht zur uferstrukturellen Gesamtklassifizierung 2019/2020 auf Grundlage des LAWA-Übersichtsverfahrens 2019. 95S. Unveröffentlicht, per Anfrage an gsk@lfu.bayern.de erhältlich

Deneke R., Maier G. & Mischke U. (2023). Das PHYTOLOSS-Verfahren. Berücksichtigung des Zooplanktons in der Seenbewertung nach EU-WRRL durch die Ermittlung der Grazing-Effektstärke und anderer Indizes. Methodische Grundlagen. Stand: Mai 2023. Im Auftrag der LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Expertenkreis Seen), Projekt O 3.22. Berlin, 56 S.

Deneke R. & Vogl R. (2023). [PhytoLoss-Online 4.0. Bedienungsanleitung](#). Stand: 01.Mai 2023. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2022. Projekt der LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Expertenkreis Seen) Nr. O 3.22. Berlin, 24 S.

EG (2000). Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Okt. 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, 23.10.2000. L 327/1.

Ernst B. (2024): Textbeitrag zum Fischbestand und fischereilichen Nutzung des Riegsees als Ergebnis der Recherche unter Angabe der Quellen. Im Auftrag: Landesamt für Umwelt im Rahmen des Projektes „Seen in Bayern – Berichte zur Ökologie und deren Entwicklung (2022-2027)“.

Frey W. (2012, 2015). Syllabus of plant families (13th ed.). 1(1), Blue-green Algae. – 1(2). Photoautotrophic eukaryotic Algae –Borntraeger, Stuttgart.

Frey W. & Rau D. (2020). KLIWA-Kurzbericht - Auswirkungen des „Rekordjahres“ 2018 auf Temperatur und Schichtungsdauer von Seen (Stand: 09/2020). im Rahmen der Kooperation KLIWA – Klima-Veränderungen und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft. [Download – auf kliwa.de](#) .

Gilbert J. J. (2022). Food niches of planktonic rotifers: Diversification and implications. In: Limnol. Oceanogr. 67 (10), S. 2218–2251. DOI: 10.1002/lno.12199.

Goos C. (2021). Validierung der Artbestimmung mittels REM-Analysen Diatomeen. Bericht mit Fotodokumentation (67 Bildtafeln) im Rahmen WP3 and WP4 für das Interreg-Projekt Eco-AlpsWater ". Auftraggeber LfU. 81 Seiten.

Goos C. (2022): Kurzbericht zu dem Projekt "Benthische Diatomeen bayerischer Seen 2021". Im Auftrag des bayerischen Landesamtes für Umwelt.

Harlacher R. (2021): WRRL Untersuchungen Makrophyten - Fotodokumentation Riegsee. Im Auftrag des bayerischen Landesamtes für Umwelt.

Hess M. & Heckes U. (2015). Bewertungsverfahren für Makrozoobenthos in Seen zur Umsetzung der WRRL. Überprüfung, Überarbeitung bzw. Ausarbeitung für die deutschen Alpen- und Alpenvorlandseen. Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamt für Umwelt. 88 S und Anhang.

Hess M. & Heckes U. (2022): Bewertungsverfahren von Seen mittels Makrozoobenthos - Fortschreibung Alpen-/Alpenvorlandseen 2021/22. Im Auftrag des Landesamts für Umwelt.

Hupfer M.; Schwefel R.; Jordan S. (2022). Auswirkungen des Klimawandels auf Seen in Deutschland. Abschlussbericht. Im Auftrag Länderarbeitsgemeinschaft Wasser des Ausschusses Klimawandel, Projekt-Nr. K-4.20. Hg. v. LAWA. Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB). Berlin. Online unter <http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de>.

Hoffmann M.A. (2014). Invasionen heimischer und neophytischer Wasserpflanzen – Untersuchungen an den Modellarten *Najas marina* und *Elodea nuttallii*, Dissertation, TU München, 107 S., media-tum.ub.tum.de/doc/1177326.

Köpf B. (2021): Phytoplanktonanalysen von Seen - Zählraten in Fachanwendung PERLA. Im Auftrag des bayerischen Landesamtes für Umwelt.

Kraemer B. M., Kakouei K., Munteanu C., Thayne MW., Adrian R. (2022). Worldwide moderate-resolution mapping of lake surface chl-a reveals variable responses to global change (1997–2020). PLOS Water 1(10). e0000051. <https://doi.org/10.1371/journal.pwat.0000051>.

Kraemer Benjamin M., Mehner T., Adrian R. (2017). Reconciling the opposing effects of warming on phytoplankton biomass in 188 large lakes. Scientific Reports. - 7(2017) art. 10762 DOI:10.1038/s41598-017-11167-3.

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, 1999). Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien (*Anmerkung: veraltet*).

LAWA (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, 2014). [Trophieklassifikation von Seen. Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index](#) nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen. Empfehlungen Oberirdische Gewässer. 34 S. Kulturbuch-Verlag.

LAWA (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, 2019). Fortschreibung der „Verfahrensanleitung zur uferstrukturellen Gesamtseeklassifizierung mit einem bundesweit einheitlichen Übersichtsverfahren“ - Hintergrunddokument und Kartieranleitung (Projekt-Nr. O 6.18) (Stand Januar 2019).

LAWA (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, 2021a). RaKon Teil B Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen. [Arbeitspapier I: Gewässertypen und Referenzbedingungen](#) (Stand: 12.08.2021).

LfW (1987). Verzeichnis der Seen in Bayern - Ergänzungslieferung März 1987 zum Grundwerk Dezember 1982. Loseblattsammlung Teil 1 Text, Teil 2 Karten. Hrsg. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft Bearbeiter: Grimminger, H. S. 379-380. [Download - Artikel-Nr.: lfw_was_00056](#).

LfW (1998). Trophiekartierung von aufwuchs- und makrophyten-dominierten Fließgewässern -Erarbeitung von Trophieindikationswerten für ausgewählte benthische Algen und Makrophyten. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft Heft 4/98. Bestellhinweis: [Artikel-Nr.: lfw_was_00045](#).

Limnologie Büro Hoehn (2021): Zooplanktonanalysen von Seen - Zählraten in Fachanwendung PERLA. Im Auftrag des bayerischen Landesamtes für Umwelt.

Melzer A. & Hünerfeld G. (1990). Die Makrophytenvegetation des Tegern-, Schlier- und Riegsees. Informationsbericht 2/1990. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.). 1-174.

Michler G. (1987). Vergleichende Temperatur- und Sauerstoffmessungen in 30 südbayerischen Seen während der Frühjahrsvollzirkulation und der Sommerstagnation im Jahr 1984. Berichte der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL). Beiheft 6: 145-166

OECD (1982). siehe Vollenweider & Kerekes (1982).

OGewV (2016). Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung) vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373)

Raeder U. (2022). Bayerische Seen im Klimawandel. Herausgeber: Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz. S. 108. Publikationsshop der Bayerischen Staatsregierung, [Download Artikel-Nr.: stmuv klima 019](#).

Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik

Riedmüller U., Mischke U., Pottgiesser T., Böhmer J., Deneke R., Ritterbusch D., Stelzer D. & Hoehn E. (2022). Steckbriefe der deutschen Seetypen. Begleittext und Steckbriefe. LAWA-Projekt Nr. O 3.21. und Version 2013 gefördert vom Umweltbundesamt Download [hier](#).

Schilling P. (2020). Bundestaxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands (BTL) - Stand Mai 2020. Herausgegeben im Auftrag der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) - Ausschuss Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (AO) und des Umweltbundesamtes (UBA). – Elektronische Veröffentlichung auf www.gewaesser-bewertung.de > [Bundestaxaliste](#)

Stibor, H. & Spörl G. (2019): Projekt NITROFLEX – Das Verhältnis von Stickstoff und Phosphor in bayerischen Seen und dessen Bedeutung für das Wachstum von Renken. Endbericht Februar 2019. Gefördert von STMUV und STMELF.

Stibor, H. & Schubert M. (2024): Projekt NITROFLEX II – Der Einfluss von Nährstoffen auf das Wachstum von Renken in bayerischen Seen. Endbericht März 2024. Gefördert von STMELF und STMUV.

UmweltAtlas Bayern - Bewirtschaftungsplanung Seen © Bayerisches Landesamt für Umwelt, www.lfu.bayern.de. *Anmerkung zum Inhalt: Kartenbasierte Fachdaten mit Aktualisierung in 6-jährigem Zyklus. Download PDF- Dokument mit Karte des Sees, Verortung der Messstellen für das Monitoring und ihrer ökologischen Bewertung gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie nach Anwahl des Sees auf der [Webkarte](#).*

Umweltbundesamt (2004). [Dokumentation von Zustand und Entwicklung der wichtigsten Seen Deutschlands: Teil 11 Bayern](#). Abschlussbericht FKZ 299 24 274, bearbeitet durch BTU Cottbus, Nixdorf B., Hemm M., Hoffmann A., Richter P. S. 1-112.

Vollenweider R.A. & Kerekes J. (1982). Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. Report of the Cooperative Program on Eutrophication. Organisation for Economic Co-Operation and Development (OECD), Paris 154 S.

17 Tabellen- und Abbildungsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis

Abbildungen im Seeportrait

Abb. 1:	Foto am Riegsee	5
Abb. 2:	Landnutzung im Einzugsgebiet	5
Abb. 3:	Entwicklung der Trophieparameter Gesamtphosphor und Chlorophyll a sowie der Sichttiefe	5
Abb. 4:	Verteilung der Wassertemperatur	6
Abb. 5:	Sauerstoffverteilung als Sättigungsindex	6
Abb. 6:	► Filterrückstände	6
Abb. 7:	Steckbrief zum ökologischen Zustand nach EG-WRRL, Quelle: Umweltatlas Bayern	7
Abb. 8:	Fotos von häufig im See vorkommenden Arten: o. li.: <i>Uroglena</i> - Phytoplankton; o. re.: <i>Brachysira neoexilis</i> - Diatomee; u. li.: <i>Chara</i> – Makrophyt; u. re.: Wasserspinne - Makrozoobenthos	7
Abb. 9:	Unterwasseraufnahmen vom Tauchgang im Riegsee 2021	8
Abb. 10:	Lage des Riegsees (roter Punkt) in Bayern	10
Abb. 11:	Kartenansicht des Sees mit Tiefenlinien	10
Abb. 12:	Darstellung der Tagesmittelwerte des Wasserstandes für den Zeitraum 1972 bis Ende Januar 2024 am Pegel Riegsee / Riegsee. Grafik aus dem GKD-Portal	11
Abb. 13:	Hypsografische Kurve mit kumulierten Prozentanteilen der Wassertiefen am Seevolumen des Riegsees	12
Abb. 14:	Landnutzung im Einzugsgebiet des Riegsees (ALKIS®-Tatsächliche Nutzung)	12
Abb. 15:	Verteilung der Wassertemperatur im Riegsee in den Wassertiefen und im Verlauf des Jahres 2021	16
Abb. 16:	Sauerstoffverteilung als Sättigungsindex im Riegsee in den Wassertiefen und im Verlauf des Jahres 2021	16
Abb. 17:	Konzentrationen von Gesamtphosphor und Ortho-Phosphat-P in der Wassertiefe 1 m über Grund im Riegsee.	19
Abb. 18:	Das Foto der Filterrückstände zeigt die Filterfärbung von Wasserproben aus dem Riegsee im Spätsommer 2021.	21
Abb. 19:	Balkendiagramm mit Jahresmitteln ($\mu\text{g/l}$) von Gesamtphosphor (blau), Chlorophyll a (grün) sowie der Sichttiefe (hellgrau mit Nullpunkt oben in m) im Riegsee von 1997 bis 2021 als Jahresmittel und zum Vergleich historische Daten (LfW 1987) während der Vollzirkulation (gestreifte Säulen)	22
Abb. 20:	Beispielbild für eine Algenaufrahmung am Ufer eines Sees	25
Abb. 21:	Gesamtbiovolumen (Linie, mm^3/l) und prozentuale Zusammensetzung von Gruppen des Phytoplanktons im Riegsee im Jahr 2021	27
Abb. 22:	Gesamtbiovolumen (Linie, mm^3/l) und prozentuale Zusammensetzung der Großgruppen im Zooplankton im Jahr 2021 im Riegsee; Calanoide Nauplien sind zusammen mit Eudiaptomus gracilis abgebildet.	27

Abb. 23:	Jahresmittel des Gesamtbiovolumens vom Phyto- (PP) und Zooplankton (ZP) im Riegsee	28
Abb. 24:	oben: Langzeitentwicklung des Anteils der Algenklassen am Gesamtbiovolumen; unten: Langzeitentwicklung der Großgruppen des Zooplanktons im Riegsee. Namen der dominanten Taxa beziehen sich auf die Jahresmaxima	29
Abb. 25:	Mikrofotografien ausgewählter Arten des Phytoplanktons, die im Riegsee vorkommen	30
Abb. 26:	Mikrofotografien ausgewählter Arten des Zooplanktons, die im Riegsee vorkommen	31
Abb. 27:	Radardiagramm der Grazing-Indizes für das Plankton im Riegsee 2021 gemäß Klassifizierung nach PhytoLoss mit Erläuterungen im Text	32
Abb. 28:	Zooplankton-Steckbrief mit den ermittelten Indizes nach PhytoLoss. Erläuterungen s. Kapitel 19.4	33
Abb. 29:	Lage der Transekte (T1 – T7) im Riegsee für das Monitoring der biologischen Uferkomponenten mit Fotos der Uferansichten	35
Abb. 30:	Lichtmikroskopische (LM) und rasterelektronische Aufnahmen (REM) von ausgewählten Diatomeenarten aus Goos (2021). Messbalkenlänge (MBL) in μm , ohne Angabe 5 μm	36
Abb. 31:	Artenzahlen (hier: Diatomeentaxa) der typspezifischen Referenzarten (A), der typspezifischen Degradationszeiger (C) und der nicht eingestuftten Arten an den Uferabschnitten (Transekten) des Riegsees	37
Abb. 32:	Prozentuale Anteile (Balken) benthischer Diatomeentaxa in den untersuchten Uferabschnitten (Einzeldiagramme für Transekte 1 – 7) im Riegsee sortiert nach ihrem Trophiewert (Stand Phylib 5.3; blaue Balken im ersten Diagramm links)	38
Abb. 33:	Unterwasseraufnahmen vom Tauchgang im Riegsee 2021, Büro R. Harlacher i.A. LfU. Links: Ab 2 m Tiefe dichte Bestände <i>Potamogeton praelongus</i> . Mitte: Ab 3 m Tiefe <i>Myriophyllum spicatum</i> . Rechts: In 1-2 m Tiefe <i>Potamogeton perfoliatus</i>	39
Abb. 34:	Fotos der Herbarbelege der vorkommenden Arten im Riegsee mit eingefügtem Maßstab in Zentimeter	41
Abb. 35:	Größte Wassertiefen an den Uferabschnitten (T1 – T7) in denen im Riegsee noch Makrophyten erfasst wurden als Mittelwert der 2 Untersuchungen bis 2018 (graue) sowie vom Jahr 2021 (blaue Balken)	44
Abb. 36:	Links oben: Wasserspinne <i>Argyroneta aquatica</i> . Rechts oben: Egel <i>Glossiphonia paludosa</i> (LfU). Unten links: Erbsenmuschel <i>Pisidium</i> . Unten rechts: Westliche Keiljungfer <i>Gomphus pulchellus</i>	46
Abb. 37:	Karte mit dem Ergebnis der Seen-Gewässerstrukturkartierung für den Riegsee (Stand 2021) erstellt vom LfU-Referat 63 (unveröffentlicht). Details im Text	50
Abb. 38:	Ökologischer Zustand (Gesamt und der Biokomponenten) gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie aus dem Umweltatlas Bayern; die Biokomponenten MZB und Fische wurden im Riegsee nicht bewertet.	53
Abb. 39:	Abweichung der mittleren Jahrestemperatur vom Referenzzeitraum 1971-2000 dargestellt als Warming Stripes in der Klimaregion des Riegsees	56

Tabellenverzeichnis

Tabellen im Seeportrait

Tab. 1:	Jahresmittelwerte (volumengewichtet, VMW) für das Jahr 2021 von chemischen ► Messgrößen in mg/l aus allen Messtiefen für den Riegsee gemessen an der tiefsten Stelle	6
Tab. 2:	Gesamtartenzahl im Riegsee	8

Tabellen im Haupttext des Berichtes

Tab. 3:	Kenndaten des Riegsees gemäß SEV25 (2016)	10
Tab. 4:	Volumengewichtete Jahresmittelwerte (VMW) sowie Minima/Maxima für das Jahr 2021 der Messgrößen aus dem Programm Basisanalytik aus allen Messtiefen für den Riegsee gemessen an der tiefsten Stelle. Berechnung des VMW siehe Text	18
Tab. 5:	Chemie-Kenngrößen gemessen 1m über Seegrund – Jahresmittelwerte (MW) sowie Minima/Maxima für das Jahr 2021 für den Riegsee gemessen an der tiefsten Stelle	20
Tab. 6:	Obere Trophie-Klassengrenzen für Chlorophyll a Saisonmittelwert und allgemein gültige Index-Skala sowie Bezeichnung der Trophieklassen im Trophie-Index (LAWA 2014)	23
Tab. 7:	Trophieklassifizierung nach LAWA-Trophie-Index (2014) für den Riegsee sowie die ermittelten Einzelindices der Trophieparameter Chlorophyll a (Chla), Sichttiefe (ST), Gesamtphosphor (GesPSais) und Frühjahrswert Gesamtphosphor (GesPF)	23
Tab. 8:	Taxaliste und Erscheinungsform der Makrophyten im See mit ihren über die Tiefenstufen summierten Häufigkeiten (nach Kohler 1978) an den Transekten. Wertebereich von sehr selten (1) bis massenhaft (20) in allen Tiefenstufen. Referenzart (A) und Störanzeiger (C) nach Phylib 5.3	43
Tab. 9:	Ursprung, Häufigkeiten und Schutzstatus der im Riegsee vorkommenden Fischarten.	47
Tab. 10:	Artenliste des Zooplanktons im Riegsee 2021	69
Tab. 11:	Liste der erfassten Makrozoobenthos-Taxa im Uferbereich des Riegsees in der Sonderuntersuchung 2018 unterteilt in taxonomische Systemgruppen (fett)	70
Tab. 12:	Arten des Anhangs II der FFH-Richtlinie lt. Natura 2000-Verordnung kodiert mittels EU- Code für das FFH-Gebiet "Moränenlandschaft zwischen Staffelsee und Baiersoiern" südlich angrenzend an den Riegsee (Quelle: LFU > Natur > Online-Recherche von NATURA 2000 Gebieten)	71

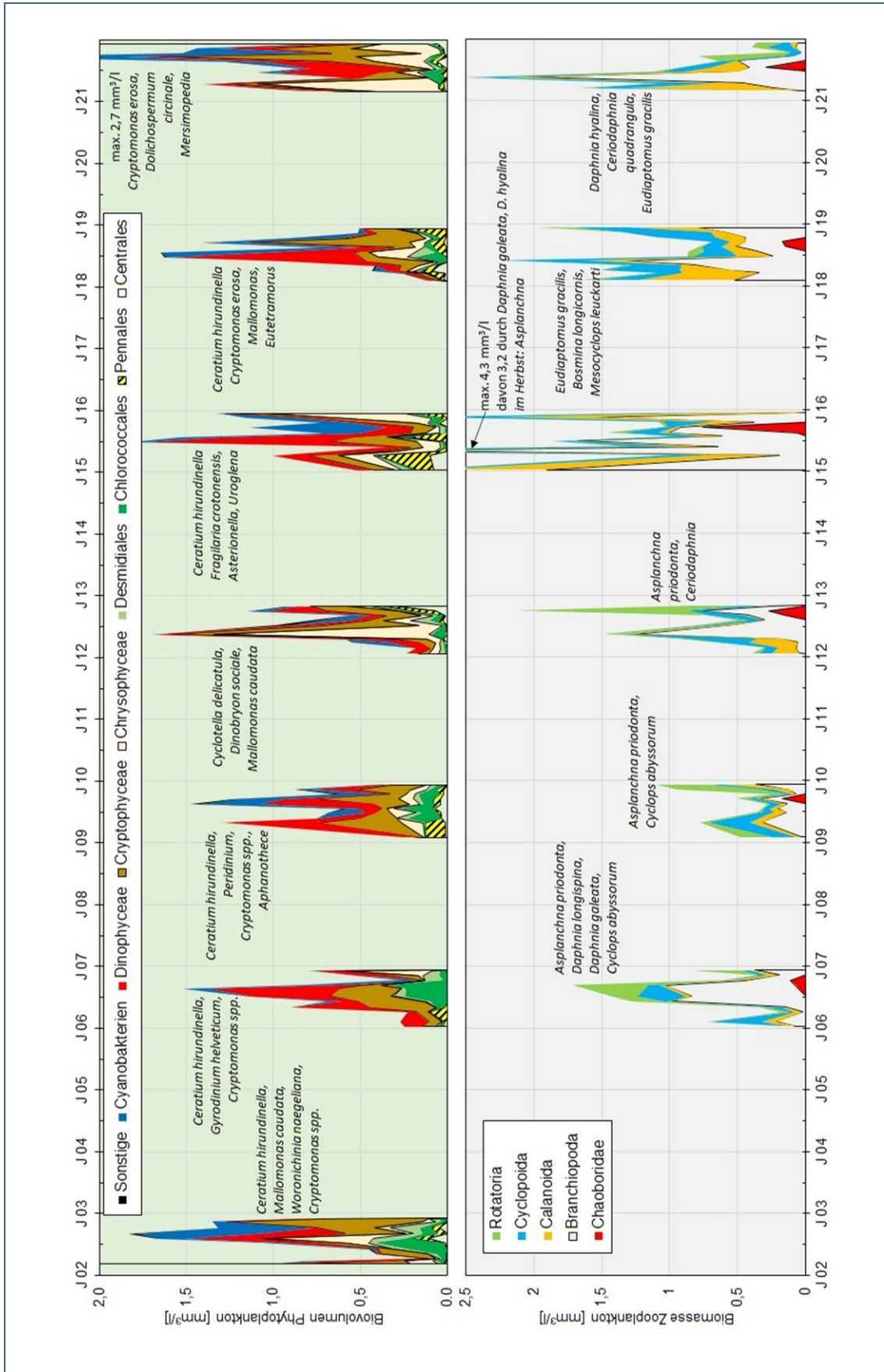


Abb. 24: oben: Langzeitentwicklung des Anteils der Algenklassen am Gesamtbiovolumen; unten: Langzeitentwicklung der Großgruppen des Zooplanktons im Riegsee. Namen der dominanten Taxa beziehen sich auf die Jahresmaxima

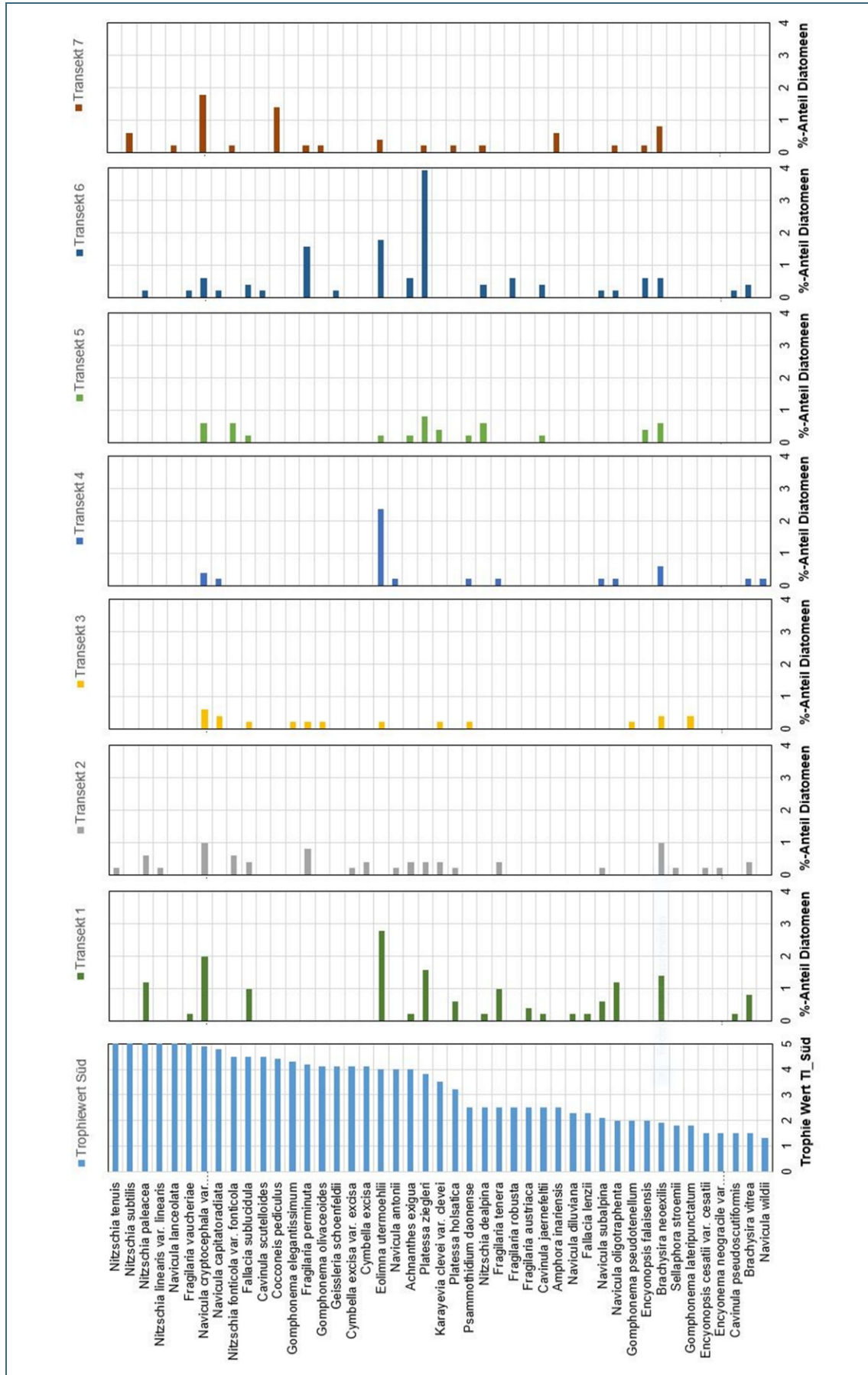


Abb. 32: Prozentuale Anteile (Balken) benthischer Diatomeentaxa in den untersuchten Uferabschnitten (Einzeldiagramme für Transekte 1 – 7) im Riegsee sortiert nach ihrem Trophiewert (Stand Phyllib 5.3; blaue Balken im ersten Diagramm links)

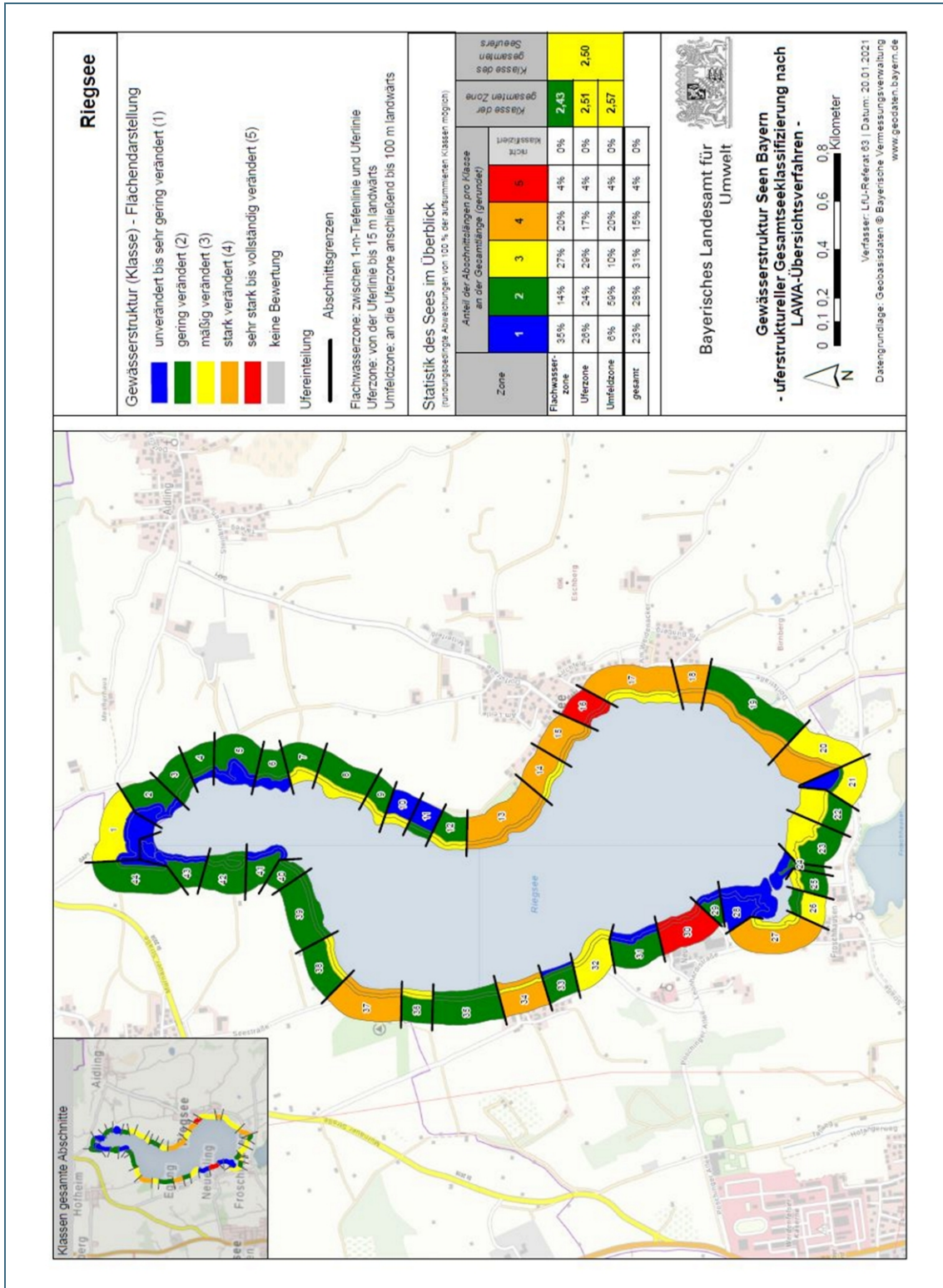


Abb. 37: Karte mit dem Ergebnis der Seen-Gewässerstrukturkartierung für den Riegsee (Stand 2021) erstellt vom LfU-Referat 63 (unveröffentlicht). Details im Text

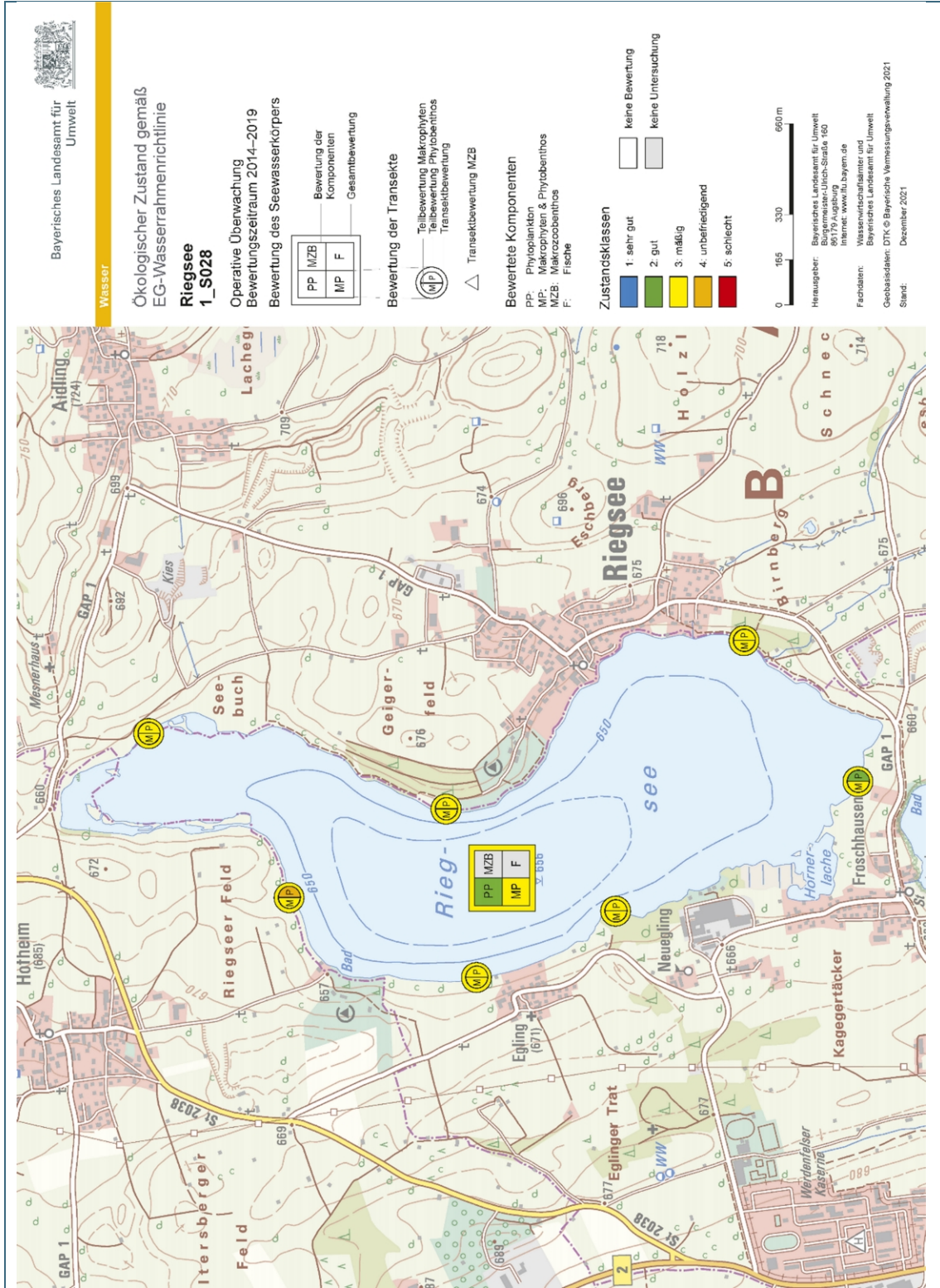


Abb. 38: Ökologischer Zustand (Gesamt und der Biokomponenten) gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie aus dem Umweltatlas Bayern; die Biokomponenten MZB und Fische wurden im Riegsee nicht bewertet.

18 Glossar

Das Landesamt für Umwelt stellt in seinem Internetangebot ein umfassendes Glossar für die Fachbegriffe zur Wasserrahmenrichtlinie und zur Limnologie der Gewässer zur Verfügung: Link [WRRL-Glossar](#)

Im Folgenden werden einige Begriffe zusätzlich erläutert.

- **Nauplien**
Entwicklungsstadium im Lebenszyklus von Kleinkrebsen wie den Ruderfußkrebse (Copepoden).
- **Pelagial**
uferferner Freiwasserbereich oberhalb der Bodenzone in Seen oder Küstengewässern
- **PhytoSee**
Bewertungsverfahren für die biologische Qualitätskomponente „Phytoplankton“ in Seen
- **Planktivor**
Plankton-fressende Ernährungsweise
- **thermische Schichtung**
vertikale Schichtung eines Standgewässers ((») Seewasserkörper) aufgrund von temperaturbedingten Dichteunterschieden

19 Artenlisten

19.1 Artenliste Zooplankton

Tab. 10: Artenliste des Zooplanktons im Riegsee 2021

Branchiopoda	Rotatoria
<i>Alonella nana</i> *	<i>Ascomorpha ovalis</i>
<i>Bosmina coregoni</i> *	<i>Asplanchna priodonta</i>
<i>Bosmina longicornis kessleri</i>	<i>Brachionus diversicornis</i> *
<i>Bosmina longirostris</i>	<i>Collotheca mutabilis</i>
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	<i>Conochilus unicornis</i>
<i>Chydorus sphaericus</i> *	<i>Filinia longiseta</i>
<i>Daphnia cucullata</i>	<i>Gastropus stylifer</i>
<i>Daphnia galeata</i>	<i>Hexarthra mira</i>
<i>Daphnia hyalina</i>	<i>Kellicottia longispina</i>
<i>Daphnia longispina</i> *	<i>Keratella cochlearis</i>
<i>Daphnia x tecta</i>	<i>Keratella tecta</i>
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	<i>Keratella hiemalis</i> *
	<i>Keratella quadrata</i>
Copepoda	<i>Ploesoma hudsoni</i>
<i>Cyclops abyssorum</i>	<i>Ploesoma truncatum</i>
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	<i>Polyarthra dolichoptera</i>
<i>Eudiaptomus vulgaris</i> *	<i>Polyarthra major</i>
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	<i>Polyarthra remata</i>
<i>Thermocyclops crassus</i>	<i>Polyarthra vulgaris</i>
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	<i>Pompholyx sulcata</i>
	<i>Synchaeta pectinata</i>
	<i>Synchaeta tremula</i>
	<i>Trichocerca capucina</i>
	<i>Trichocerca longiseta</i>
	<i>Trichocerca similis</i>

* Arten kommen nur außerhalb des Zeitraums April – September vor

Die im Riegsee bisher gefundenen Arten des Phytoplanktons, der benthischen Diatomeen und Makrophyten sind im Internetportal des [gewässerkundlichen Dienstes](#) (GKD) unter „Biologie der Seen“ und nach Auswahl des Sees auf der Karte abrufbar. An jedem über die Karte ausgewählten See (Messstation) finden Sie einen Link auf weitere Messstellen (z. B. die Transekte oder Tiefste Stelle). Nach Wechsel der Messstelle gelangt man mit einem Klick auf „Befunde“ zu den Artenlisten und zu den Mengenangaben (Feld „Wert“ in einer *Dimension*, z. B. Zellen pro Milliliter „Z/ml“).

19.2 Artenliste Makrozoobenthos

Im Jahr 2018 wurde eine Sonderbeprobung und Analyse von Makrozoobenthos an mehreren Uferabschnitten durchgeführt (s. Kapitel 10). Die Liste der dadurch nachgewiesenen Arten sowie weitere Taxa auf Gattungs- und Gruppenniveau sind in Tab. 11 aufgeführt.

Tab. 11: Liste der erfassten Makrozoobenthos-Taxa im Uferbereich des Riegsees in der Sonderuntersuchung 2018 unterteilt in taxonomische Systemgruppen (fett)

Araneae <i>Argyroneta aquatica</i>	Fortsetz. Chironomidae <i>Psectrocladius (Allopsectrocladius)</i> <i>Psectrocladius psilopterus</i> - Gruppe <i>Pseudochironomus prasinatus</i> <i>Stenochironomus</i> <i>Tanytarsini</i> <i>Tanytarsus</i> <i>Tribelos intextum</i> <i>Virgatanytarsus</i> <i>Zavreliella marmorata</i>	Odonata <i>Aeshna grandis</i> <i>Coenagrion puella / pulchellum</i> <i>Coenagrionidae</i> <i>Enallagma cyathigerum</i> <i>Erythromma najas</i> <i>Gomphus pulchellus</i> <i>Ischnura elegans</i> <i>Libellulidae</i> <i>Onychogomphus forcipatus</i> <i>Orthetrum cancellatum</i> <i>Somatochlora metallica</i>
Coleoptera <i>Anacaena limbata</i> <i>Graptodytes pictus</i> <i>Haliplus</i> <i>Haliplus confinis</i> <i>Haliplus flavicollis</i> <i>Hydroporus palustris</i> <i>Hyphydrus ovatus</i> <i>Laccophilus hyalinus</i> <i>Noterus clavicornis</i> <i>Noterus crassicornis</i> <i>Platambus maculatus</i> <i>Porhydrus lineatus</i> <i>Scirtes</i> <i>Stictotarsus duodecimpustulatus</i>	Diptera - Limoniidae <i>Helius</i> Diptera - Stratiomyidae <i>Oplodontha viridula</i> Ephemeroptera <i>Caenis horaria</i> <i>Caenis luctuosa</i>	Trichoptera <i>Agraylea</i> <i>Agraylea multipunctata</i> <i>Agraylea sexmaculata</i> <i>Agrypnia varia</i> <i>Anabolia</i> <i>Anabolia nervosa</i> <i>Athripsodes</i> <i>Athripsodes aterrimus</i> <i>Athripsodes cinereus</i> <i>Cyrnus crenaticornis</i> <i>Cyrnus flavidus</i> <i>Ecnomus tenellus</i>
Diptera - Ceratopogonidae <i>Ceratopogoninae</i>	<i>Cloeon dipterum</i> <i>Cloeon simile</i> <i>Leptophlebia vespertina</i>	<i>Anabolia</i> <i>Anabolia nervosa</i> <i>Athripsodes</i> <i>Athripsodes aterrimus</i> <i>Athripsodes cinereus</i> <i>Cyrnus crenaticornis</i> <i>Cyrnus flavidus</i> <i>Ecnomus tenellus</i>
Diptera - Chironomidae <i>Ablabesmyia</i> <i>Ablabesmyia longistyla</i> <i>Chironomidae</i> <i>Chironomini</i> <i>Cladopelma laccophilum</i> - Gruppe <i>Cladotanytarsus</i> <i>Corynoneura</i> <i>Cricotopus</i> <i>Cryptochironomus</i> <i>Demicryptochironomus vulneratus</i> <i>Dicrotendipes</i> <i>Dicrotendipes tritomus</i> <i>Endochironomus albipennis</i> <i>Kiefferulus tendipediformis</i> <i>Limnophyes</i> <i>Macropelopia</i> <i>Microtendipes</i> <i>Microtendipes chloris / pedellus</i> - Gruppe <i>Orthoclaadiinae</i> <i>Parachironomus vitiosus</i>	Heteroptera <i>Ranatra linearis</i> <i>Sigara</i> Isopoda <i>Asellus aquaticus</i> Lepidoptera <i>Parapoynx stratiotata</i> Megaloptera <i>Sialis lutaria</i> Mollusca <i>Acroloxus lacustris</i> <i>Anodonta</i> <i>Bathyomphalus contortus</i> <i>Bithynia tentaculata</i> <i>Dreissena polymorpha</i> <i>Gyraulus albus</i> <i>Gyraulus parvus</i> <i>Hippeutis complanatus</i> <i>Lymnaeidae</i> <i>Physella</i>	<i>Glyphotaelius pellucidus</i> <i>Holocentropus picicornis</i> <i>Limnephilinae</i> <i>Limnephilus</i> <i>Limnephilus decipiens</i> <i>Limnephilus flavicornis</i> <i>Limnephilus lunatus</i> <i>Limnephilus marmoratus</i> <i>Lype</i> <i>Molanna</i> <i>Molanna angustata</i> <i>Mystacides azureus</i> <i>Oecetis testacea</i> <i>Orthotrichia</i> <i>Oxyethira</i>

<i>Paratanytarsus</i>	<i>Pisidium</i>	<i>Phryganeidae</i>
<i>Paratendipes albimanus</i>	<i>Planorbis carinatus</i>	<i>Polycentropodidae</i>
<i>Pentaneurini</i>	<i>Sphaerium</i>	<i>Tinodes waeneri</i>
<i>Polypedilum</i>	<i>Stagnicola</i>	<i>Triaenodes bicolor</i>
<i>Procladius (Holotanypus)</i>	<i>Valvata</i>	
<i>Psectrocladius</i>	<i>Valvata cristata</i>	
	<i>Valvata piscinalis</i>	
Hirudinea	Turbellaria (Para- bzw. Polyphyla)	Oligochaeta (Para- bzw. Polyphyla)
<i>Erpobdella octoculata</i>	<i>Dendrocoelum lacteum</i>	<i>Lumbriculidae</i>
<i>Glossiphonia paludosa</i>	<i>Dugesia lugubris / polychroa</i>	<i>Spirosperma ferox</i>
<i>Helobdella stagnalis</i>	<i>Dugesia tigrina</i>	<i>Stylodrilus heringianus</i>
<i>Piscicolidae</i>		<i>Tubificidae</i>

19.3 Artenliste nach FFH-Richtlinie für das angrenzende FFH-Gebiet

Diese Artenliste bezieht sich auf das benachbarte FFH-Gebiet „Moränenlandschaft zwischen Staffelsee und Baiersoiern“. Keine der genannten aquatischen Arten kommen im Riegsee vor.

Tab. 12: Arten des Anhangs II der FFH-Richtlinie lt. Natura 2000-Verordnung kodiert mittels EU-Code für das FFH-Gebiet "Moränenlandschaft zwischen Staffelsee und Baiersoiern" südlich angrenzend an den Riegsee (Quelle: LfU > Natur > Online-Recherche von NATURA 2000 Gebieten)

EU-Code:	Wissenschaftlicher Name:	Deutscher Name:
4038	<i>Lycaena helle</i>	Blauschillernder Feuerfalter
1061	<i>Maculinea nausithous</i>	Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling
6216	<i>Hamatocaulis vernicosus</i>	Firnisländendes Sichelmoos
1902	<i>Cypripedium calceolus</i>	Frauenschuh
1193	<i>Bombina variegata</i>	Gelbbauch-Unke
1163	<i>Cottus gobio</i>	Groppe
1059	<i>Maculinea teleius</i>	Heller Wiesenknopf-Ameisenbläuling
1166	<i>Triturus cristatus</i>	Kamm-Molch
1614	<i>Apium repens</i>	Kriechender Sellerie
1014	<i>Vertigo angustior</i>	Schmale Windelschnecke
1065	<i>Euphydryas aurinia</i>	Skabiosen-Schreckenfalter
1093*	<i>Austropotamobius torrentium</i>	Steinkrebs
1903	<i>Liparis loeselii</i>	Sumpf-Glanzkraut
1013	<i>Vertigo geyeri</i>	Vierzählige Windelschnecke

19.4 Abkürzungsverzeichnis für den PhytoLoss-Steckbrief

BV = Biovolumen in mm³/L

CalGi = Calanoida-Grazing-Index (Grazing-Potenzial nur auf die Gruppe der Calanoida bezogen)

CGI = Cladocera-Grazing-Index (Grazing-Potenzial nur auf die Gruppe der Cladocera bezogen)

FQI = Futterqualitätsindex. Das Verhältnis von fressbarer Phytoplankton-Biomasse zur Gesamt-Phytoplankton-Biomasse bezogen auf die präsenten Zooplankton-Gilden, abgeleitet aus der Futterqualitätsmatrix von PhytoLoss

FQIC = Futterqualitätsindex nur bezogen auf die präsenten Cladoceren-Gilden (s.FQI)

FQIR = Futterqualitätsindex nur bezogen auf die präsenten Rotatorien-Gilden (s.FQI)

Fressbares-Phyto-BV: Summiertes Biovolumen der Phyto-Fraßgilden, die gemäß ihrer funktionellen Gruppenzugehörigkeit als essbar für Zooplankton bzw. für Cladoceren eingestuft wurden

Gilden-Phyto-BV = Summiertes Biovolumen aller Phyto-Fraßgilden entspricht Phyto-Gesamtbiomasse. Hinweis: Übergabedatei aus DV-Tool PhytoSee für die PhytoLoss-Anwendung.

GES = Grazing-Effekt-Stärke. Zusammenfassender Grazingindex, ergibt sich aus dem Maximalwert der Effektklasse von MGI oder Z/P

IGE = Inverser Grazing-Effekt wird definiert durch eine positive Differenz der Effektklassen von CGI minus Z/P größer gleich 3, d. h. ein sehr hohes Cladoceren-Grazing-Potenzial fördert das Wachstum nicht-fressbarer Phytoplankter.

MCM = Mittlere CladocerenMasse (in $\mu\text{g}/\text{Ind}$). Quotient der mittleren Zooplankton-Trockenmasse (in $\mu\text{g}/\text{L}$) und der mittleren Zooplankton-Abundanz (in Ind/L), fungiert als einfach zu berechnender Größenindex. Zwei Varianten: a) Bezug: Zooplankton-Trockenmasse der Gilden („Gilden-TM“), b) Bezug: Gesamt-Zooplankton-Trockenmasse („Gesamt-TM“)

MGI = Metazooplankton-Grazing-Index. Beschreibt das Grazing-Potenzial des Zooplanktons auf der Basis der Biomasse der Zooplankton-Gilden im Verhältnis zur fressbaren Phytoplankton-Biomasse gemäß FQI

Phyto = Phytoplankton

pMGI = partieller MGI. Beitrag der einzelnen Zooplankton-Gruppen zum MGI auf der Grundlage ihrer jeweiligen Anteile an der Gesamt-Zooplankton-Biomasse

RGI = Rotatoria-Grazing-Index (Grazing-Potenzial nur auf die Gruppe der Rotatorien bezogen)

TM = Trockenmasse in mg/L

Z/P = Verhältnis Phytoplankton/Zooplankton Biovolumen (klassifiziert) als Maß für das Grazing-Potenzial ohne Bewertung der Fressbarkeit für das Zooplankton, bezogen auf Phytoplankton-Gilden („Gilden-BV“) bzw. das Gesamt-Biovolumen („Gesamt-BM“)



Eine Behörde im Geschäftsbereich
Bayerisches Staatsministerium für
Umwelt und Verbraucherschutz

