

Biomonitoring-Projekt zur Erfassung des biologischen Gütezustands des Russenweiher in Speyer

Entwurf des Abschlussberichts

erstellt im Auftrag der Stadt Speyer



Matthias Wieczorek, Marius Petrenz, Corinna Vaßholz und Ralf Schulz

Institut für Umweltwissenschaften
Universität Koblenz-Landau
Fortstraße 7, 76829 Landau/Pfalz

Landau im August 2018

© Institut für Umweltwissenschaften. Zu zitieren als:

Wieczorek, M., Vaßholz, C., Petrenz, M., Schmitt, T., & Schulz, R. (2018). Biomonitoring-Projekt zur Erfassung des biologischen Gütezustands des Russenweiher in Speyer. *Abschlussbericht an die Stadt Speyer, Institut für Umweltwissenschaften, Universität Koblenz-Landau, Landau, Deutschland*

Planung: Ralf Schulz, Corinna Vaßholz

Bearbeitung: Matthias Wieczorek, Corinna Vaßholz, Marius Petrenz, Tobias Schmitt, Christian Löb, Thomas Schmidt, Ralf Schulz

Bericht: Matthias Wieczorek, Corinna Vaßholz und Ralf Schulz

Titelbild von Matthias Wieczorek

Die Autoren bedanken sich bei der Stadt Speyer, Fachbereich 2 - Sicherheit, Ordnung, Umwelt, Bürgerdienste, Verkehr; Abteilung Umwelt und Forsten, und dem Verein "Anglerfreunde - Speyer" e.V. für die sehr gute Zusammenarbeit und tatkräftige Unterstützung und der Stadt Speyer für die Finanzierung. Ebenfalls danken wir der Struktur- und Genehmigungsdirektion Süd und Herrn Frey vom Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz. Frau Berlinghoff danken wir für die Bereitstellung ihrer Masterarbeit.

Landau, August 2018

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	5
1.1 Ziele der Untersuchung	5
1.2 Lage und Beschreibung des Sees	5
1.3 Entstehung und Entwicklung des Russenweiher	6
2.1 Probenentnahmeplan Russenweiher	7
2.2 Wasseranalytik	7
2.3 Analytik des Sediments, Porenwassers und der aquatischen Makrophyten	8
2.4 Biomassebestimmung der aquatischen Makrophyten	9
2.5 Phosphormasse im Sediment und den aquatischen Makrophyten	9
2.6 Phytoplanktonbestimmung und Makrophytenkartierung	10
2.7 Elektrofischung	10
2.8 Abweichungen von der Standardmethodik und Methodendiskussion	11
3. Ergebnisse	11
3.1 Typologie des Russenweiher	11
3.2 Wasseranalytik des Russenweiher	11
3.3 Wasseranalytik des Renngrabens	17
3.4. Wasseranalytik des Grundwassers	17
3.5 Sedimentanalytik des Russenweiher und Hochrechnung der Phosphormasse	18
3.6 Pflanzenanalytik des Russenweiher und Hochrechnung der Phosphormasse	19
3.7 Zusammenfassung der Ergebnisse zur Phosphorverteilung im Russenweiher	19
3.8 Phytoplankton und Makrophyten	20
3.9 Fischgemeinschaft	22
4. Diskussion	23
4.1 Nährstoffhaushalt und Trophie des Russenweiher	23
4.1.1 Phosphor	23
4.1.2 Stickstoff	24
4.1.3 Chlorophyll-a, Phytoplankton und aquatische Makrophyten	24
4.2 Maßnahmen und Handlungsoptionen	25
4.2.1 Allgemeine Vorbemerkungen	25
4.2.3 Sedimententnahme	27
4.2.4 Entnahme von Wasserpflanzen und die Verwendung von Schwimmseln	27
4.2.5 Schilfrückschnitt und Baumrückschnitt	29
4.2.6 Gewässerbelüftung	29
4.2.7 Angelfischerei	29
4.2.8 Erholung	29
5. Zusammenfassung	30
6. Bibliographie	32
7. Anhang	34

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Darstellung des Russenweiher im Maßstab 1:2800	5
Abbildung 2: Schematische Darstellung der Kartierungstransecte des Russenweiher	10
Abbildung 3: Durchschnittliche Temperatur und Sauerstoffsättigung im Tiefenprofil	13
Abbildung 4: Durchschnittliche Chlorophyll a-Konzentration und Trübung im Tiefenprofil.....	14
Abbildung A1: Niederschlagsereignisse in Seyer.....	39

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Probenentnahmeplan für den Russenweiher 2017	7
Tabelle 2: Durchschnittlicher pH im Tiefenprofil	15
Tabelle 3: Ergebnisübersicht der chemischen Wasseranalytik des Russenweiher	16
Tabelle 4: Ergebnisübersicht der Wasseranalytik des Renngrabens	17
Tabelle 5: Ergebnisübersicht der Wasseranalytik des Grundwassers vom 18.09.2017	18
Tabelle 6: Hochrechnung der gesamten Phosphormasse im Sediment	19
Tabelle 7: Hochrechnung der gesamten Phosphormasse im Pflanzenmaterial	19
Tabelle 8: Ergebnisübersicht der Phosphorverteilung im Russenweiher	20
Tabelle 9: Phytoplanktonarten des Russenweiher im April	20
Tabelle 10: Phytoplanktonarten des Russenweiher im September	21
Tabelle A 1: Durchschnittliche Temperatur im Tiefenprofil.....	34
Tabelle A 2: Durchschnittliche Sauerstoffsättigung im Tiefenprofil	34
Tabelle A 3: Durchschnittlicher pH im Tiefenprofil	34
Tabelle A 4: Durchschnittliche Chlorophyll a-Konzentration im Tiefenprofil	35
Tabelle A 5: Durchschnittlicher Trübung im Tiefenprofil.....	35
Tabelle A 6: Methodenübersicht der chemischen Wasseranalytik	36
Tabelle A 7: Ergebnisübersicht der Sedimentanalytik	37
Tabelle A 8: Ergebnisübersicht der Porenwasseranalytik	37
Tabelle A 9: Abundanz der Fischarten im Uferbereich.....	38
Tabelle A 10: Makrophytenindex - Kartierungsabschnitt 1	36
Tabelle A 11: Makrophytenindex - Kartierungsabschnitt 2	36
Tabelle A 12: Makrophytenindex - Kartierungsabschnitt 3	37
Tabelle A 13: Makrophytenindex - Kartierungsabschnitt 4	37
Tabelle A 14: Makrophytenindex - Kartierungsabschnitt 5	38

1. Einleitung

1.1 Ziele der Untersuchung

Ziel der wissenschaftlichen Untersuchung des Russenweiher war die fachliche Bewertung des ökologischen Ist-Zustandes des Russenweiher. Die Untersuchung umfasste dabei die Erhebung der physiko-chemischen und biologischen Parameter sowie der Nährstoffgehalte im Wasser, Sediment, Porenwasser und den aquatischen Makrophyten des Russenweiher. Darüber hinaus wurde das Grundwasser stichprobenartig auf die gleichen Parameter untersucht. Zusätzlich wurde die Phytoplanktongemeinschaft des Russenweiher charakterisiert und eine Makrophytenkartierung sowie eine Elektrofischung durchgeführt.

1.2 Lage und Beschreibung des Sees

Das Untersuchungsgewässer (Abbildung 1) hat eine Gesamtfläche von ca. 13.700 m² und liegt im Süden der Stadt Speyer im Wohngebiet Neuland (Berlinghoff 2016). Aufgrund seiner historischen Entstehungsgeschichte ist der Russenweiher als grundwasserdominierter Baggersee, Seetyp 5, einzustufen (LfU 2004a). Die unterirdischen Einzugsgebiete und die Eintrittsstellen des Grundwassers in den Russenweiher sind allerdings nicht bekannt. Durch ein Zuflussrohr ist der Russenweiher mit dem Renngraben verbunden. Nachfolgend zu Starkregenereignissen kann es daher zu einer Wassereinleitung aus dem Renngraben kommen.

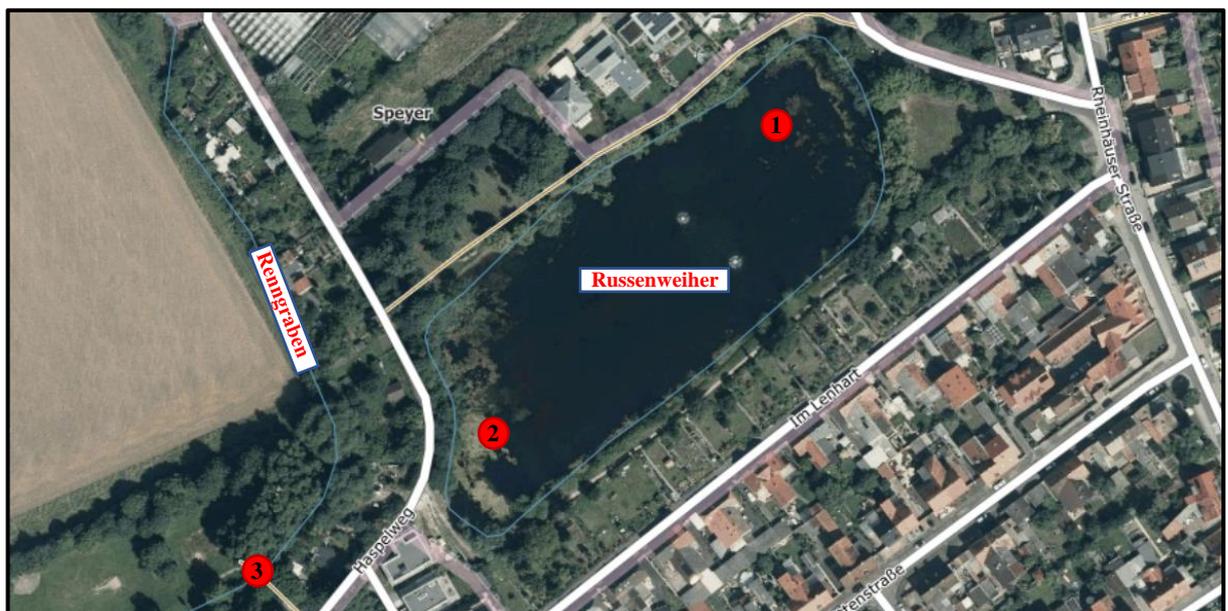


Abbildung 1: Darstellung des Russenweiher im Maßstab 1:2800. 1 – tiefste Stelle; 2 – Zufluss des Renngrabens in den Russenweiher; 3 – Messstelle Renngraben am Haspelweg (©GeoBasis-DE / LVermGeoRP (2018), dl-de/by-2-0, <http://www.lvermgeo.rlp.de> [Daten bearbeitet])

1.3 Entstehung und Entwicklung des Russenweihers

Die folgenden Darstellungen zur Entwicklung des Russenweihers wurden inhaltlich von Berlinghoff (2016) übernommen.

Das Gewässerbett des Russenweihers entstand durch Auskiesung in den Jahren um 1900 (Berlinghoff 2016). Bis 1980 kam es zu mehreren Fischsterben (1953, 1960, 1962 und 1963). Trotz der Installation eines Belüftungsgerätes des Types Turbo-Oxyder zur Verbesserung der Sauerstoffversorgung in Jahr 1970 kam es zu einem weiteren Fischsterben 1979. Um die organische Auflage im Russenweiher zu reduzieren und so eine Verbesserung der Sauerstoffsättigung zu forcieren, wurde 1981 im westlichen Teil eine 80 cm dicke Schlammschicht (insgesamt 10000 m³) durch einen Schwimmbagger entfernt. Es folgte eine Befestigung der südlichen Uferböschung 1982 mittels Holzpfählen. Im Jahr 1983 kam es zur Installation einer siebenstrahligen Wasserfontäne um die Sauerstoffkonzentration im See zu erhöhen. Jedoch wurde diese Maßnahme nur selten genutzt, da sich Anwohner über die Lautstärke beschwerten. Durch die mangelhafte Belüftungssituation kippte der See 1987 um. Im Folgenden kam es 1988 und 1990 zu Todesfällen von Enten und Schwänen durch Botulismus, hervorgerufen durch die Gifte des Bakteriums *Clostridium botulinum*. Der See ist seit 1982 an den Angelverein „Angelfreunde Speyer e. V.“ verpachtet und wird fischereilich genutzt (Berlinghoff 2016: Fischereipachtvertrag der Stadtverwaltung Speyer und den Anglerfreunden Speyer e. V.). Im Jahr 2000 wurde eine neue Pumpe installiert, die dann auch regelmäßig genutzt wurde. Im August und September desselben Jahres kam es zu einer flächendeckenden Cyanobakterienentwicklung, die vom Landesamt für Wasserwirtschaft auf die hohe Verfügbarkeit von Nährstoffen und die Fehlentwicklung des Fischbestandes sowie fehlendes Selbstreinigungspotential des Russenweihers zurückgeführt wurde, woraufhin der Fischbesatz weitestgehend eingeschränkt werden musste (Landesamt für Wasserwirtschaft 2001). Es folgten kleinere Besatzmaßnahmen mit 150 Hechten (20 – 25 cm Größe) und 50 kg Schleien (15 – 25 cm Größe) im Jahr 2003 und mit 150 kg Rotaugen 2013. Im Jahr 2004 wurde ein Maßnahmenkatalog zur Verbesserung der Wasserqualität entwickelt. Im Jahr 2008 wurden geringe Sauerstoffgehalte gemessen, die dann 2009 die kritischen Werte überschritten und zu einem weiteren Fischsterben führten. Es wurden daraufhin zwei Belüfter installiert, welche seither bedarfsabhängig vor allem über die Sommermonate eingesetzt werden. In den letzten Jahren kam es

dem Gewässerwart zufolge im Sommer zu einem zunehmenden Bewuchs mit aquatischen Makrophyten in großen Teilen des Wasserkörpers.

2. Materialien und Methoden

2.1 Probenentnahmeplan Russenweiher

Die Erfassung der physiko-chemischen und biologischen Parameter und der Nährstoffgehalte im Seewasser, Grundwasser, Renngaben, Sediment, Porenwasser und den Makrophyten erfolgt im Zeitraum April bis Dezember 2017 (Tabelle 1). Außerdem wurden die aquatischen Makrophyten und das Phytoplankton erfasst.

Tabelle 1: Probenentnahmeplan für den Russenweiher 2017 im Rahmen der vorliegenden Untersuchung

Datum	Durchgeführte Untersuchungen	Anmerkungen
11.04.2017	Physiko-chemische und biologische Parameter Phytoplankton	Belüftung noch nicht aktiviert
12.05.2017	Physiko-chemische und biologische Parameter	Belüftung aktiv, aber seit 24 h abgestellt
16.06.2017	Physiko-chemische und biologische Parameter	Belüftung aktiv, aber seit 24 h abgestellt
20.07.2017	Physiko-chemische und biologische Parameter Makrophytenindex Renngaben	Belüftung aktiv, aber seit 24 h abgestellt
28.07.2017	Zufluss in den Russenweiher	
23.08.2017	Physiko-chemische und biologische Parameter Phytoplankton	Belüftung aktiv, aber seit 24 h abgestellt
18.09.2017	Physiko-chemische und biologische Parameter Sediment- und Porenwasseranalyse Grundwasseranalyse	Belüftung aktiv, aber seit 24 h abgestellt
28.10.2017	Physiko-chemische und biologische Parameter	Belüftung aktiv, aber seit 24 h abgestellt
07.12.2017	Physiko-chemische Parameter Makrophytenanalyse	Belüftung aktiv, aber seit 24 h abgestellt

2.2 Wasseranalytik

Die physiko-chemischen, biologischen Parameter und weitere Wasserinhaltsstoffe in der Wasserphase des Russenweihers (vgl. Tabelle 2 und 3; Tabelle A1-5) wurden an der tiefsten Stelle erfasst (Vgl. Messstelle 1 in Abbildung 1). Die Parameter Sauerstoffsättigung, Temperatur, Chlorophyll-a Gehalt, Leitfähigkeit und Trübung wurden

mit einer Multiparametersonde (*CTD-Multisonde XR-620*) für das gesamte Tiefenprofil in 50-cm-Schritten untersucht. Die Sichttiefe wurde mit Hilfe einer *Secchi*-Scheibe ermittelt. Für die Analytik weiterer Wasserinhaltsstoffe (siehe Tabelle 3) wurden Wasserproben per *Ruttner*-Schöpfer alle 50 cm entlang des gesamten Tiefenprofils sowie der bodennahen Schicht entnommen. Die Wasserproben wurden nach der Probennahme gekühlt ins Labor überführt und auf ihren pH-Wert untersucht. Für die photometrische Analyse der Wasserinhaltsstoffe wurden die Teilproben der einzelnen 50-cm-Schichten zu einer Mischprobe vereinigt und unmittelbar auf ihre Wasserinhaltsstoffe analysiert.

Um den Einfluss der Wassereinleitung aus den Renngraben bewerten zu können, wurden nachfolgend zu einem Regenereignis am 28.07.2017 Wasserproben direkt aus dem Renngraben (Stelle 3 in Abbildung 1; Tabelle 4) sowie dessen Zufluss in den Russenweiher (Stelle 2 in Abbildung 1; Tabelle 4) genommen. Da beim Russenweiher eine starke Grundwasserbeeinflussung vorliegt, wurde das Grundwasser am 18.09.2017 an vier Stellen auf seine Wasserinhaltsstoffe untersucht (Tabelle 5).

Die einzelnen Wasserinhaltsstoffe der Wasserphase des Russenweihers, des Grundwassers und des Renngrabens wurden mit Nanocolor Rundküvetten (Macherey-Nagel GmbH Co. KG) vorbereitet und anschließend photometrisch analysiert (NANOCOLOR® 500 D). Die zugrunde liegenden Untersuchungsmethoden für die photometrische Wasseranalytik können Tabelle A6 im Anhang entnommen werden.

2.3 Analytik des Sediments, Porenwassers und der aquatischen Makrophyten

Da der trophische Zustand eines Gewässers maßgeblich von der Stoffdynamik zwischen den einzelnen Umweltmedien wie z.B. Wasserphase, Sediment und aquatischen Makrophyten abhängt, wurde das Sediment, das Porenwasser und die aquatischen Makrophyten auf Inhaltsstoffe wie z.B. Phosphor und weitere Elemente untersucht. Eine umfassende Übersicht der untersuchten Elemente kann den Tabellen A7 und A8 entnommen werden.

Zur Untersuchung der Nähr- und Spurenstoffe im Sediment wurden an drei Probestellen Sedimentproben entnommen, bei -20°C bis zur chemischen Analyse aufbewahrt und bei 60°C getrocknet. Diese Ergebnisse der Phosphorbestimmung wurden im Anschluss auch für die Hochrechnung der im Russenweihersediment enthaltenen Phosphormasse verwendet (Tabelle 6) Ebenso wurde für die Analyse der Phosphormasse in aquatischen Makrophyten (Tabelle 7) im Dezember fünf Stichpro-

ben entnommen. Vor der Analyse wurde die Makrophytenproben bei 60°C im Trockenofen getrocknet und gewogen.

Zur Vorbereitung der chemischen Analytik wurden die Sedimentproben (n = 3) und Makrophytenproben (n = 5) der Arten *Myriophyllum spicatum* und *Ceratophyllum demersum* zu feinem Pulver gemörsert. Angelehnt an DIN-EN 13346 und DIN 38414-7 wurden die Sediment- und Pflanzenproben mit Königswasser unter Verwendung des Mikrowellen-Aufschlusssystems MARS (CEM GmbH) chemisch aufgeschlossen. Im Anschluss wurden die Proben angelehnt an DIN-EN ISO 11885 mit der ICP-OES (inductively coupled plasma optical emission spectrometry) auf die in den Tabellen A7 und A8 angegebenen Elementen analysiert. Die analytische Qualitätssicherung erfolgte über zertifizierte Referenzmaterialien (TMDA-51.5; SPS-SW2).

2.4 Biomassebestimmung der aquatischen Makrophyten

Für die Abschätzung der Makrophytenbiomasse im Russenweiher wurden im Dezember (Tabelle 2) fünf Stichproben (Fläche = 0,09 m²) entnommen. Die aquatischen Makrophyten wurden von Sediment und weiteren organischen Fremdbestandteilen befreit und auf die Art bestimmt, bei 60 °C getrocknet und anschließend gewogen. Unter Verwendung der in Berlinghoff (2016) angegebenen Wasseroberfläche des Russenweihers von 13866 m² konnte die Biomasse der aquatischen Makrophyten abgeschätzt werden (Tabelle 7).

2.5 Phosphormasse im Sediment und den aquatischen Makrophyten

Zur Berechnung der Phosphormasse im Sediment wurde zunächst die Dichte des Sediments aus dem Frisch- und Trockengewicht der Sedimentproben berechnet. Unter Einbeziehung des von Berlinghoff (2016) berechneten Sedimentvolumens des Russenweihers und den durchschnittlich gemessenen Phosphormassen in den Sedimentproben (Tabelle 6) konnte die Phosphormasse für den Russenweiher abgeschätzt werden.

Simultan zur Berechnung der Phosphormasse im Sediment, wurde der Biomassewert der aquatischen Makrophyten unter Einbeziehung der prozentualen Phosphoranteile (Tabelle 7) genutzt, um die in den aquatischen Makrophyten gespeicherte Phosphormasse (Tabelle 7) näherungsweise zu berechnen. Dabei wurden artspezifische Phosphorwerte für *M. spicatum* und *C. demersum* berücksichtigt.

2.6 Phytoplanktonbestimmung und Makrophytenkartierung

Für die Bestimmung des Phytoplanktons wurde eine Mischprobe genommen, anschließend mit Lugol fixiert und dem Labor Limnologiebüro Höhn in Freiburg zur Auswertung übergeben.

Zur Beurteilung der Wassergüte mittels der submersen Makrophytengemeinschaft wurde eine Makrophytenkartierung durchgeführt. Dazu wurde der Russenweiher in 5 Transekte aufgeteilt (Abbildung 2), in welchen die Makrophyten jeweils in vier unterschiedlichen Tiefen (0-1 m, 1-2 m, 2-4 m und >4 m) kartiert wurden. Die gefundenen Indikatorarten wurden einer der neun unterschiedlichen Indikatorgruppen zur Identifikation der Nährstoffbelastung zugewiesen (LfU 2004b) wobei ein Wert von 1,0 die geringste und 5,0 die höchste Nährstoffkonzentration anzeigt. Die quantitative Verteilung der Makrophyten wurde in den unterschiedlichen Tiefenstufen mit Werten zwischen 1 (sehr selten) bis 5 (sehr häufig) erfasst. Der Makrophytenindex wurde anschließend nach Melzer und Schneider (2001) und LfU (2004b) berechnet.

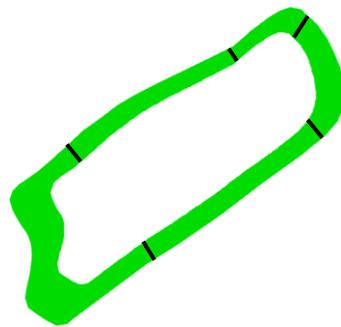


Abbildung 2: Schematische Darstellung der Kartierungstransekte des Russenweihers

2.7 Elektrofischung

Die Fischbestanderhebung wurde mittels eines Elektro-Fischfängergerätes (EFGI 4000, Bretschneider Spezialelektronik) von einem Boot aus durchgeführt. Gefischt wurde mit Gleichstrom. Die Befischung erfolgte durch einen Elektrofischer und einen Beifänger. Der gesamte Uferbereich des Gewässers, sowie einige Makrophytenbestände im zentralen Bereich des Weihers, wurden untersucht. An dieser Stelle möchten die Autoren Ihren Dank für die Unterstützung und Genehmigung an die Anglerfreunde Speyer e.V. und die SGD für die Genehmigungen ausdrücken.

2.8 Abweichungen von der Standardmethodik und Methodendiskussion

Um ein Fischsterben während der Sommermonate zu vermeiden, wurde die Belüftung, wie in Tabelle 2 gekennzeichnet, in manchen Monaten 24 Stunden vor den Probenahmen abgeschaltet. Dieses Verfahren hat mit hoher Wahrscheinlichkeit einen Einfluss auf die erhobenen Daten. Eine mögliche Folge der Belüftung könnte eine künstlich erzeugte Zirkulation innerhalb des Wasserkörpers sowie eine verbesserte Sauerstoffversorgung über das gesamte Tiefenprofil sein. Desweiteren können Prozesse wie die Rücklösung von Nährstoffen aus dem Sediment beeinflusst werden. Die erhobenen Werte sollten daher unter Berücksichtigung der Belüftungsmaßnahme betrachtet werden.

3. Ergebnisse

3.1 Typologie des Russenweiher

Der Russenweiher entspricht einem flachen ($T_{\max} < 10$ m), kaum geschichteten, grundwasserdominierten Baggersee (Seetyp 5; LfU 2004a). Durch den Renngrabenüberlauf verfügt der Russenweiher über einen kleinen Zulauf, welcher nachfolgend zu Starkregenereignissen temporär Wasser führen kann. Der Russenweiher kann daher als Baggersee ohne permanenten Zufluss klassifiziert werden. Der Seespiegel schwankte im Untersuchungszeitraum um weniger als einen Meter. Zudem ist er gut gepuffert, da sein Hydrogencarbonatwert (Tabelle 3) bei durchschnittlich 1,8 mmol/L lag.

3.2 Wasseranalytik des Russenweiher

Die Ergebnisse der Wasseranalytik beinhalten neben den photometrisch bestimmten Wasserinhaltsstoffen zusätzlich die Ergebnisse der physiko-chemischen und biologischen Parameter Temperatur, Sauerstoffsättigung, Chlorophyll-a, Trübung und pH welche für das ganze Tiefenprofil aufgenommen wurden.

Die Temperaturmessungen zeigen im Untersuchungszeitraum nur geringe Anzeichen einer Temperaturschichtung (Abbildung 3; Tabelle A1). Die Temperatur in der tiefsten Schicht war maximal 14% geringer als an der Oberfläche. Der Temperaturmittelwert der beprobten Wasserschichten lagen bei minimal 4°C im Dezember und maximal 24,7 °C im Juli. Die Sauerstoffsättigung lag in der oberflächennahen Wasserschicht immer im gesättigten oder übersättigten Bereich (Abbildung 3; Tabelle A2). Die Betrachtung des gesamten Tiefenprofils zeigte für die Monate Mai, Juni, Juli und August

eine starke Abnahme der Sauerstoffsättigung mit zunehmender Tiefe. Die Sauerstoffsättigung war im Juni und Juli mit 5,1% und 2,0% in der bodennahen Schicht am niedrigsten. Die durchschnittliche Chlorophyll-a-Konzentration lag bei minimal 0,7 µg/L im Mai und maximal 2,9 µg/L im Oktober (Abbildung 4; Tabelle A4). Die Betrachtung der vertikalen Chlorophyll-a-Verteilung zeigte tendenziell höhere Konzentrationen in der bodennahen Schicht. Die vergleichende Betrachtung der Trübung zeigt ebenfalls zunehmende Werte mit zunehmender Tiefe (Abbildung 4; Tabelle A5).

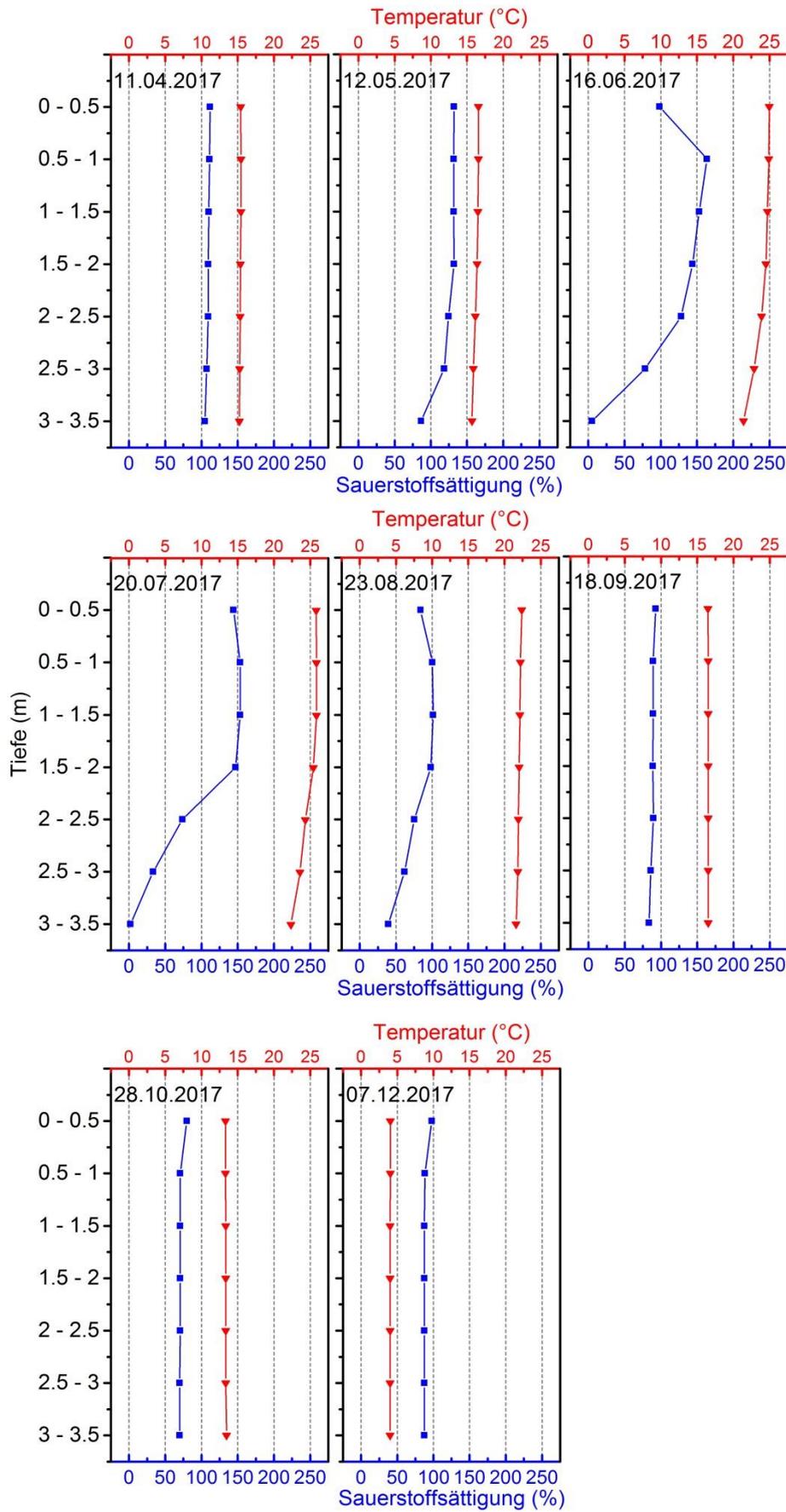


Abbildung 3: Durchschnittliche Temperatur und Sauerstoffsättigung im Tiefenprofil des Russenweiher

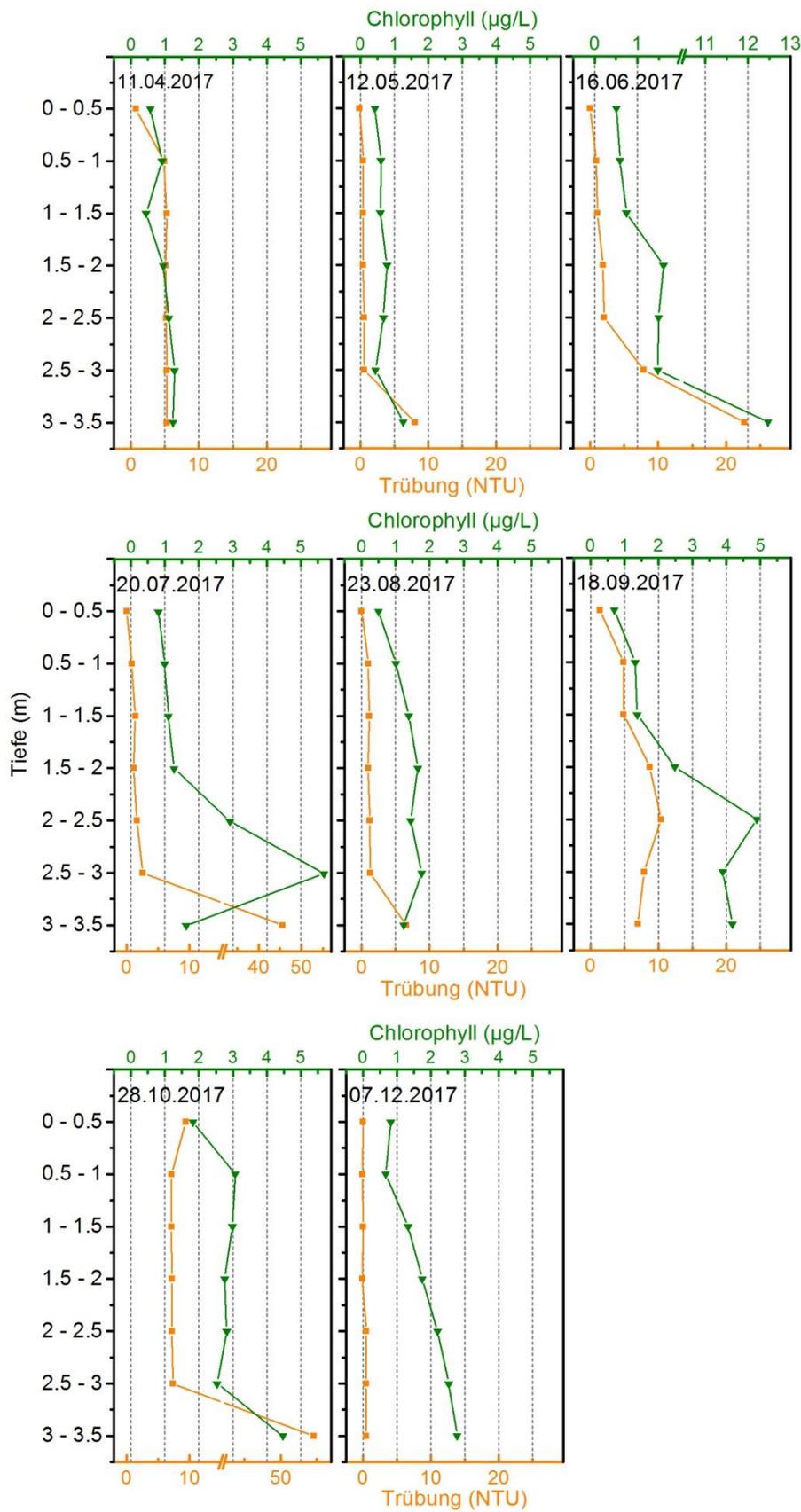


Abbildung 4: Durchschnittliche Chlorophyll a-Konzentration und Trübung im Tiefenprofil des Russenweiher

Die pH-Werte lagen durchschnittlich zwischen 7,7 und 8,0 und zeigten eine leichte Tendenz zu abnehmenden Werten mit zunehmender Tiefe (Tabelle 2). Die Sichttiefe des Russenweiher reichte im gesamten Untersuchungszeitraum bis auf den Gewässergrund.

Tabelle 2: Durchschnittlicher pH im Tiefenprofil im Jahr 2017

Tiefe (m)	pH							
	11.04.	12.05.	16.06.	20.07.	23.08.	18.09.	28.10.	07.12.
0 - 0,5	8,0	8,0	8,0	8,4	8,1	7,9	7,9	7,9
0,5 - 1	8,0	8,1	8,1	8,5	8,1	8,0	7,9	7,9
1 - 1,5	8,0	8,2	8,1	8,4	8,0	8,0	7,8	7,9
1,5 - 2	8,0	8,2	8,0	nb	7,9	8,0	7,9	7,9
2 - 2,5	8,0	8,2	7,4	7,7	7,8	8,0	7,9	7,9
2,5 - 3	8,0	8,1	7,2	7,5	7,6	8,0	7,9	7,9
3 - 3,5	8,0	7,8	7,2	7,4	7,4	8,0	7,9	7,9

Die Ergebnisse der photometrischen Wasseranalytik des Russenweiher sind in Tabelle 3 dargestellt. Ein besonderes Augenmerk der Wasseranalytik lag auf der Betrachtung der Stickstoff- und Phosphorverbindungen, da diese in limnischen Systemen für verschiedene Prozesse von hoher Bedeutung sind. Insbesondere (ortho-) Phosphat ist für das Algen- und Makrophytenwachstum häufig ein limitierender Faktor. Bis auf die Monate September, Oktober und Dezember lagen die Orthophosphat-Phosphor-Konzentrationen unter der Nachweisgrenze (<0,05 mg/L PO₄-P). Lediglich am 28.10.2017 waren eine Gesamt-Phosphor-Konzentration mit 0,23 mg/L deutlich über der Nachweisgrenze festzustellen.

Der Summenparameter Gesamt-Stickstoff konnte mit durchschnittlichen Konzentrationen zwischen 0,8 und 4,8 mg/L nachgewiesen werden. Dabei lagen die Werte von Nitrat und Nitrit unter oder nur knapp über der jeweiligen Nachweisgrenze. Ammonium konnte mit Konzentrationen von maximal 0,65 mg/L in der Mischprobe gemessen werden, wobei der Ammoniakanteil aufgrund des pH-Werts und der Temperatur bei durchschnittlich 2,2% lag.

Die Gesamthärte lag mit durchschnittlich 11,8 bis 20°dH im harten Bereich. Insgesamt lag die durchschnittliche Carbonathärte bei 1,8 mmol/L womit der Russenweiher als gut gepuffert klassifiziert werden kann. Der TOC wurde bis auf den Monat Mai in Konzentration zwischen 7,2 und 9,7 µg/L gemessen. Außerdem wurde in den Monaten August und September in der bodennahen Wasserschicht erhöhte Werte von Schwefelwasserstoff und Eisen gemessen (Tabelle 3).

Tabelle 3: Ergebnisübersicht der chemischen Wasseranalytik des Russenweihers

Parameter	11.04.17	12.05.17	16.06.17	20.07.17	23.08.17	18.09.17	28.10.17	07.12.17
Gesamt-Phosphor (mg/L)	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,08	0,23 ^a	<0,05
Orthophosphat-Phosphor (PO ₄ -P; mg/L)	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,05
Gesamt-Stickstoff (mg/L)	4,8	1,0	1,5	3,4	0,8	2,5	0,9	1,0
Nitrat-Stickstoff (NO ₃ -N; mg/L)	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
Nitrit-Stickstoff (NO ₂ -N; mg/L)	<0,003	<0,003	<0,003	0,006	<0,003	0,006	0,009	<0,003
Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N; mg/L; Mischprobe) ^b	0,07	<0,04	0,08	0,23	0,16	0,51	0,09	<0,04
Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N; mg/L; Uferprobe) ^b	0,05	0,07	0,04	< 0,04	nb	nb	nb	nb
Gesamthärte (°dH)	20	20	17,4	11,8	12,9	15,0	16,5	15,2
Carbonathärte (mmol/L)	2,26	0,890	1,58	1,03	0,872	1,07	0,720	5,6
TOC (mg/L)	9,7	<2,0	8,9	9,4	8,8	8,6	7,5	7,2
Schwefelwasserstoff (H ₂ S; mg/L; Mischprobe)	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Schwefelwasserstoff (H ₂ S; mg/L; bodennahe Probe)	nb	0,11	0,07	0,09	0,24	0,31	0,30	nb
Eisen (Fe; mg/L; Mischprobe)	nb	nb	0,19	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Eisen (Fe; mg/L; bodennahe Probe)	nb	nb	<0,1	<0,1	0,14	0,3	<0,1	nb

^a = Messung mittels ICP-OES; Gesamt-Phosphor-Werte von <0,05 mg/L wurden vereinzelt mittels ICP-OES nachgemessen und lagen bei ≈ 20 µg/L oder <20 µg/L

^b = Ammonium ist als Summe aus Ammonium und Ammoniak zu verstehen. Der Anteil an Ammoniak zu den jeweiligen Probeterminen kann mittels pH- und Temperaturkorrektur nach Umweltbundesamt (1996) abgeschätzt werden. Im Mittel beträgt der Ammoniakgehalt unter Berücksichtigung des jeweiligen pH- und Temperaturmittelwerts (Tabelle 2 und 3) bei 2,2%

nb = nicht bestimmt

3.3 Wasseranalytik des Renngrabens

Die stichprobenartige Untersuchung des Renngrabens und dessen Zufluss in den Russenweiher am 20.07.2018 bzw. 28.07.2018 konnte dazu genutzt werden, um den möglichen Stoffeintrag in den Russenweiher näherungsweise zu quantifizieren (Tabelle 4). Auffällig waren insbesondere die Gesamt-Phosphor und Orthophosphat-Phosphor-Werte im Renngraben, welche über der oberen Nachweisgrenze (>0,5 mg/L) lagen. Die detaillierten Untersuchungsergebnisse können der Tabelle 4 entnommen werden.

Tabelle 4: Ergebnisübersicht der Wasseranalytik des Renngrabens

Parameter	20.07.2017 Messstelle 3 Beprobung im Renngraben	28.07.2017 Messstelle 2 Zufluss Renn- graben	Eingetragene Fracht aus dem Renngraben ^a (mg/h)
Gesamt-Phosphor (mg/L)	>0,5	0,17	20,4
Orthophosphat-Phosphor (PO ₄ -P; mg/L)	>0,5	0,10	11,7
Gesamt-Stickstoff (mg/L)	2,9	0,7	84
Nitrat-Stickstoff (NO ₃ -N; mg/L)	1,4	0,4	52,4
Nitrit-Stickstoff (NO ₂ -N; mg/L)	0,02	0,006	0,72
Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N; mg/L) ^b	0,19	<0,04	nb
Gesamthärte (°dH)	>20	4,7	nb
Carbonathärte (mmol/L)	>2,26	0,819	nb
TOC (mg/L)	10,9	13,0	1560
Schwefelwasserstoff (H ₂ S; mg/L; Mischprobe)	< 0,05	<0,05	nb
Eisen (Fe; mg/L; Mischprobe)	<0,10	<0,10	nb

^a Die Berechnungen basieren auf einem am 28.07.2017 gemessenen Abfluss vom 120 L/h

^b = Ammonium ist als Summe aus Ammonium und Ammoniak zu verstehen. Der Anteil an Ammoniak zu den jeweiligen Probeterminen kann mittels pH- und Temperaturkorrektur nach Umweltbundesamt (1996) abgeschätzt werden.

nb = nicht bestimmt

3.4 Wasseranalytik des Grundwassers

Als grundwasserdominierter See ist der Grundwasserstrom von besonderer Bedeutung für den Stoffhaushalt des Russenweihers, kann jedoch mit vertretbarem Aufwand nicht komplett erfasst werden. Besonders auffällig waren die Gesamt-Phosphor und Orthophosphat-Phosphor-Werte im Grundwasser (Tabelle 5). Mit durchschnittlich 0,22 bzw. 0,09 mg/L, lagen diese über den durchschnittlichen Werten der Wasserphase im Russenweiher. Auffällig sind ebenfalls die höheren Nitratwerte verglichen mit der Wasserphase des Russenweihers.

Tabelle 5: Ergebnisübersicht der Wasseranalytik des Grundwassers vom 18.09.2017

Parameter	P2	P4	P5	P6
Gesamt-Phosphor (mg/L)	0.11	0.26	0.24	0.26
Orthophosphat-Phosphor (PO ₄ -P; mg/L)	0.10	0.10	0.10	0.07
Gesamt-Stickstoff (mg/L)	4,1	4,5	3,1	2,8
Nitrat-Stickstoff (NO ₃ -N; mg/L)	2.7	1.3	1.5	0.8
Nitrit-Stickstoff (NO ₂ -N; mg/L)	0.05	0.05	0.05	0.08
Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N; mg/L) ^a	0.13	0.17	0.23	0.35
Gesamthärte (°dH)	>20	>20	>20	>20
Carbonathärte (mmol/L)	>2,26	>2,26	>2,26	>2,26
TOC (mg/L)	6,6	7,3	5,0	<2,0
Schwefelwasserstoff (H ₂ S; mg/L; Mischprobe)	0,06	nb	0,21	0,12
Eisen (Fe; mg/L; Mischprobe)	0,12	0,32	0,43	0,46
pH	7,16	7,18	7,16	7,14

^a = Ammonium ist als Summe aus Ammonium und Ammoniak zu verstehen. Der Anteil an Ammoniak zu den jeweiligen Probestimmen kann mittels pH- und Temperaturkorrektur nach Umweltbundesamt (1996) abgeschätzt werden.

nb = nicht bestimmt

3.5 Sedimentanalytik des Russenweiher und Hochrechnung der gesamten Phosphormasse im Sediment

Die Auswertung der Sedimentproben ergab eine durchschnittliche Phosphorkonzentration von 2,3 g/kg. Das entspricht einem Anteil von 0,23% an der Trockenmasse. Weitere Spurenstoffe sind der Tabelle A7 zu entnehmen.

Bei einer durchschnittlichen Sedimentschicht von 1,4 m und einer Wasseroberfläche von 13866 m² ergibt sich ein Sedimentvolumen von 19163 m³ (Berlinghoff, 2016). Unter Einbeziehung des durchschnittlichen P-Anteils von 0,23% am Trockengewicht des Seesediments, sowie der Dichte von 104,4 kg TS m⁻³, ergibt sich näherungsweise eine Phosphorgesamtmasse von 4595 kg im Russenweiher (Tabelle 6). Dies ist als Annäherungswert zu verstehen, da die oberen Sedimentschichten höhere Nährstoffkonzentrationen aufweisen können als tiefergelegene Sedimentschichten, können die tatsächlichen Werte auch niedriger liegen.

Tabelle 6: Hochrechnung der gesamten Phosphormasse im Sediment des Russenweihers 2017

Parameter	
Durchschnittlicher Anteil des Trockengewichts am Frischgewicht 2017 (%)	9,2
Dichte des Sediments (kg TS/m ³)	104,4
Sedimentvolumen des Russenweihers nach Berlinghoff (2016; m ³)	19163
Hochrechnung Trockengewicht des Sediments (kg)	1999589
Durchschnittlicher Phosphoranteil 2017 (%)	0,23
Gesamte Phosphormasse im Seesediment 2017 (kg)	4595

3.6 Pflanzenanalytik des Russenweihers und Hochrechnung der gesamten Phosphormasse in den Wasserpflanzen

Die analytische Auswertung der Makrophytenproben ergab eine durchschnittliche Phosphorkonzentration von 5,7 g/kg. Das entspricht einem Anteil von 0,57% an der Makrophytrockenmasse. Unter Einbeziehung der von Berlinghoff (2016) angegebenen Seefläche (13866 m²), der durchschnittlichen Biomasse von 0,44 kg pro m² (vergl. Tabelle 7) und dem durchschnittlichen Phosphoranteil von 0,57% an der Trockenmasse ergibt sich näherungsweise eine Gesamtmasse von 35,2 kg Phosphor gebunden in den aquatischen Makrophyten des Russenweihers.

Tabelle 7: Hochrechnung der gesamten Phosphormasse im Pflanzenmaterial des Russenweihers

Parameter	
Durchschnittliche Beprobungsfläche (m ²)	0,09
Fläche des Russenweihers (m ²)	13866
Durchschnittlicher Phosphorgehalt der Makrophyten (%) ^a	0,57
Durchschnittliches Trockengewicht (kg/m ²)	0,44
Hochrechnung Trockengewicht der gesamten Makrophytenmasse im See (kg)	6089
Phosphor in der Makrophytenmasse (kg/m ²)	0,0025
Hochrechnung der Phosphormasse in den gesamten Makrophyten (kg)	35,2

a = Die Makrophytenproben setzten sich aus *C. demersum* und *M. spicatum* zusammen.

3.7 Zusammenfassung der Ergebnisse zur Phosphorverteilung im Russenweihers

Da Phosphor in den meisten Gewässern den limitierenden Faktor für das Pflanzenwachstum darstellt und als Hauptfaktor für den Eutrophierungsprozess in Still- und Fließgewässern gilt, werden die Untersuchungsergebnisse zusammenfassend in Tabelle 8 und Abbildung 5 dargestellt.

Tabelle 8: Ergebnisübersicht der Phosphorverteilung im Russenweiher

Parameter	Wertebereich
Gesamt-P im Russenweiher (mg/L)	<0,05 – 0,23
Gesamt-P im Grundwasser (mg/L)	0,11 – 0,26
Gesamt-P im Renngraben (mg/L)	>0,5
Gesamt-P im Zufluss Renngraben (mg/L)	0,17
Eingetragene P-Fracht aus dem Renngraben (mg/h)	20,4
Hochrechnung der Phosphormasse in den gesamten Makrophyten (kg)	35
Hochrechnung der Phosphormasse im Seesediment (kg)	4595

3.8 Phytoplankton und Makrophyten

Mit 0,2 bzw. 0,4 mg/L fällt die Algenbiomasse im April und September gering aus. Im April sind überwiegend kleine Cryptophyceen (*Rhodomonas lacustris* var. *lacustris*) und Chrysophyceen (*Chrysochromulina parva*) vorhanden. Im September dominieren Cryptophyceen der Gattungen *Rhodomonas*, *Cryptomonas* sowie die kettenbildende Desmidiaceae *Hyalotheka dissiliens*. Insgesamt konnten 13 bzw. 41 Taxa in April bzw. September nachgewiesen werden (Tabelle 9 und 10). Die Biomasse an Blaualgen ist sehr gering, nur vereinzelt finden sich benthische Hormogonales (Gattung *Phormidium*) und *Planktothrix agardhii*.

Tabelle 9: Auszählung und Auswertung der Phytoplanktonarten des Russenweiher im April

Taxonomische Gruppe	Taxa	Zellen/ml
Cyanobakterien (Hormogonales)	<i>Phormidium</i> sp.	52,0
Cyanobakterien (Hormogonales)	<i>Planktothrix agardhii</i> (Zähleinheit 1µm)	117,6
Chrysophyceae	<i>Chrysochromulina parva</i>	3033,9
Chrysophyceae	Chrysophyceencyste klein	41,7
Chrysophyceae	<i>Ochromonas</i> sp. mittel	116,7
Diatomeae (Pennales)	<i>Fragilaria</i> sp. groß	1,6
Diatomeae (Pennales)	<i>Nitzschia acicularis</i> -Formenkreis	16,7
Diatomeae (Pennales)	<i>Nitzschia</i> sp. groß	0,4
Diatomeae (Pennales)	<i>Nitzschia</i> sp. klein	8,3
Phytomonadina	<i>Chlamydomonas</i> sp. klein	33,3
Chlorococcales	<i>Coelastrum microporum</i> mittel	66,7
Ulotrichales	<i>Elakatothrix genevensis</i>	8,3
Chrysophyceae	<i>Rhodomonas lacustris</i> var. <i>lacustris</i>	2033,7

Tabelle 10: Auszählung und Auswertung der Phytoplanktonarten des Russenweiher im September

Taxonomische Gruppe	Taxa	Zellen/ml
Cyanobakterien (Hormogonales)	<i>Aphanizomenon gracile</i>	41.67
Cyanobakterien (Hormogonales)	<i>Oscillatoria limosa</i> (Zähleinheit 1 µm)	102.90
Chrysophyceae	<i>Phormidium</i> sp. (Zähleinheit 1 µm) schmal	408.41
Chrysophyceae	<i>Planktothrix agardhii</i> (Zähleinheit 1µm)	970.20
Chrysophyceae	<i>Pseudanabaena limnetica</i>	166.70
Chrysophyceae	<i>Bicosoeca planktonica</i>	41.67
Diatomeae (Centrales)	<i>Chrysococcus</i> sp. klein	16.67
Diatomeae (Centrales)	<i>Mallomonas</i> sp. klein	29.17
Diatomeae (Centrales)	<i>Pseudopedinella erkensis</i>	58.34
Diatomeae (Pennales)	<i>Aulacoseira granulata</i>	22.60
Diatomeae (Pennales)	centrale Diatomeen (10-15)	8.33
Diatomeae (Pennales)	<i>Cyclotella</i> sp. (5-10)	4.17
Diatomeae (Pennales)	<i>Fragilaria grunowii</i>	0.10
Diatomeae (Pennales)	<i>Navicula</i> sp. klein	8.33
Dinophyceae	<i>Nitzschia acicularis</i> - Formenkreis klein	12.50
Dinophyceae	<i>Nitzschia</i> sp. groß	0.80
Dinophyceae	<i>Nitzschia</i> sp. mittel	4.17
Phytomonadina	<i>Gymnodinium lantzschii</i>	12.50
Phytomonadina	<i>Peridinium</i> sp. mittel	0.20
Chlorococcales	<i>Peridinium willei</i>	0.10
Chlorococcales	<i>Chlamydomonas</i> sp. klein	100.02
Chlorococcales	<i>Pandorina morum</i>	4.17
Chlorococcales	<i>Botryococcus braunii</i>	14.00
Chlorococcales	<i>Coelastrum microporum</i> mittel	29.17
Chlorococcales	<i>Dictyosphaerium</i> sp. (klein)	162.53
Chlorococcales	<i>Kirchneriella contorta</i>	79.18
Chlorococcales	<i>Monoraphidium contortum</i>	16.67
Chlorococcales	<i>Oocystis</i> sp. mittel	16.67
Chlorococcales	<i>Pediastrum duplex</i>	1.60
Chlorococcales	<i>Pediastrum tetras</i>	16.67
Chlorococcales	<i>Scenedesmus obtusus</i>	166.70
Conjugatophyceae (Desmidiales)	<i>Scenedesmus serratus</i>	33.34
Conjugatophyceae (Zygnemales)	<i>Tetraedron minimum</i>	16.67
Cryptophyceae	<i>Tetraedron triangulare</i>	4.17
Cryptophyceae	<i>Hyalotheca dissiliens</i>	16.90
Cryptophyceae	<i>Mougeotia</i> sp.	1.20
Cryptophyceae	<i>Cryptomonas erosa/ovata</i> klein	75.01
Cryptophyceae	<i>Cryptomonas erosa/ovata</i> mittel	4.17
Cyanobakterien (Hormogonales)	<i>Cryptomonas marssonii</i>	77.10
Cyanobakterien (Hormogonales)	<i>Rhodomonas lacustris</i> var. <i>lacustris</i>	729.30
Chrysophyceae	<i>Rhodomonas lens</i>	4.17

Im Rahmen der Makrophytenkartierung am 20.07.2017 konnten insgesamt 4 verschiedene Arten nachgewiesen werden (Tabelle A10-14). *Myriophyllum spicatum* ist im Russenweiher die dominierende Art hinsichtlich der Deckungsgrade und ist häufig mit einer Bedeckung von 100% zu finden. Zusätzlich wurde *Ceratophyllum demersum* im Zuge der Makrophytenbeprobung zur Ermittlung der Biomasse im Dezember

gefunden. In der Berechnung des Makrophytenindex wurde *C. demersum* allerdings nicht berücksichtigt, da keine Exemplare im Juli gefunden wurden. Das durchschnittliche Makrophytenindex ($n = 5$) betrug 3,1 und ist damit als mesotroph² zu bewerten (LfU 2004b).

3.9 Fischgemeinschaft

Es wurden sieben Fischarten mit insgesamt 41 Individuen mittels Elektrofischung im Uferbereich des Russenweiher nachgewiesen (Tabelle A9). Die häufigsten Arten (85% der Individuen) waren Hechte (*Esox lucius*) und Sonnenbarsche (*Centrarchidae*). Insgesamt waren 83% der Individuen kleiner als 30 cm.

4. Diskussion

4.1 Nährstoffhaushalt und Trophie des Russenweihers

4.1.1 Phosphor

Phosphor stellt in den meisten limnischen Gewässern den limitierenden Faktor für das Pflanzenwachstum dar und gilt als Hauptfaktor für die Eutrophierung im Still- wie auch Fließgewässern. In stehenden Gewässern kann es zu negativen Veränderungen des Nährstoffhaushaltes kommen, wenn die Phosphorkonzentration einen Schwellenwert von 0,005 bis 0,01 mg/l überschreitet (Hütter 1990). Bei der vorliegenden Untersuchung wurden diese Schwellenwerte im Wasser des Russenweihers zeitweilig überschritten. Erhöhte Phosphatwerte in der Wasserphase können zu einer Massenentwicklung von Algen und aquatischen Makrophyten führen, was im Falle der Makrophyten auch im Russenweiher zu beobachten ist. Die damit einhergehende Biomasseentwicklung führt durch die jahreszeitlich bedingte Zersetzung der Makrophyten im Herbst zu einer Erhöhung der organischen Auflage auf dem Sediment. Im September und Oktober 2017 konnten in der Wasserphase des Russenweihers erhöhte Phosphorwerte beobachtet werden (Tabelle 3). Dies kann durch eine Rücklösung von Phosphor aus dem Sediment und die zerfallsbedingte Freisetzung von Phosphor aus dem Pflanzenmaterial erklärt werden. Da zum Zeitpunkt des erhöhten Phosphorwerts keine anoxischen Bedingungen im Russenweiher vorlagen, ist dieser vermutlich auf Prozesse in den vorherigen Monaten zurückzuführen. Ohne eine Entnahme des phosphorhaltigen Sediments, kommt es durch die jährlichen Phosphoreinträge zu einer Akkumulation der Phosphormasse im Sediment. Die in Berlinghoff (2016) nachgewiesene Sedimentschicht von 1,4 m und das sich daraus ergebende Sedimentvolumen von insgesamt 19163 m³ verdeutlichen, dass die Anreicherung organischer Substanzen im Sediment des Russenweihers bereits fortgeschritten ist. Die erhöhten Phosphorwerte in Sediment und Porenwasser (Tabelle A7 und A8) des Russenweihers deuten ebenfalls daraufhin, dass sich über Jahrzehnte organische Stoffe und Phosphat im Sediment ablagern konnten.

Der organische Abbau ist dabei von einer guten Sauerstoffverfügbarkeit abhängig. Ist diese nicht gewährleistet kann es in den bodennahen Wasserschichten zu anaeroben Bedingungen kommen. Im Rahmen der 2017 durchgeführten Untersuchungen konnten für die Monate Juni bis August eine starke Sauerstoffzehrung in der bodennahen Wasserschicht festgestellt werden, was auf erhebliche Abbauprozesse der

organischen Substanzen im Sediment hindeutet. Durch die anaeroben Bedingungen in Bodennähe ist eine Phosphatrücklösung aus dem Sediment in die Wasserphase des Russenweiher wahrscheinlich. Als unmittelbare Folge des gelösten Phosphors ist ein beschleunigtes Makrophytenwachstum zu erwarten.

4.1.2 Stickstoff

Stickstoff (N_2) bzw. Stoffverbindungen sind das zweitwichtigste Makronährelement des limnischen Nährstoffkreislaufes. Dabei ist Einfluss von Stickstoff auf die Eutrophierung deutlich schwieriger zu fassen als beispielsweise bei Phosphor, da Stickstoff in Stillgewässern seltener als Minimumfaktor auftritt als Phosphor (Andersen, Saloranta, Tamminen 2007). Der Summenparameter Gesamt-Stickstoff umfasst unter anderem Nitrat, Nitrit, Ammonium und Ammoniak und kann gemeinsam mit Phosphat zu einem beschleunigten Wachstum der Algen und aquatischen Makrophyten und damit zur Eutrophierung des Gewässers beitragen. Freies Ammoniak kann in zu hohen Konzentrationen zu toxischen Effekten führen (Haywood 1983; Schäperclaus 1979) und wurde daher mit den Grenzwerten der EU-Richtlinie 2006/44/EG verglichen. Der Grenzwert für Ammonium (NH_4^+) liegt bei <1 mg/L und der Grenzwert von freiem Ammoniak (NH_3) bei 0,025 mg/L für Cyprinidengewässer (RICHTLINIE 2006/44/EG 2006). Diese Werte wurden im Russenweiher weder für Ammonium noch Ammoniak überschritten. Die Nitritwerte sollten idealerweise den Richtwert von 0,03 mg/L nicht überschreiten (RICHTLINIE 2006/44/EG 2006). An allen Untersuchungstagen konnte keine Überschreitung der Richtwerte für Nitrit festgestellt werden.

4.1.3 Chlorophyll-a, Phytoplankton und aquatische Makrophyten

Eine erhöhte Phytoplanktonkonzentration ist häufig der Grund für die Trübung eines Gewässers und somit auch der Reduktion der Sichttiefe. Phytoplankton kann als Indikator für den Trophiezustand eines Gewässers verwendet werden und erlaubt auch Rückschlüsse über das Vorkommen von gesundheitsgefährdenden Cyanobakterien. Als Indikator für den Trophiezustand fungiert die Phytoplanktonkonzentration, da die Nährstoffkonzentration direkten Einfluss auf die mögliche Zelldichte des Phytoplanktons hat. Die relativ geringe Phytoplanktonbiomasse im Russenweiher spiegelt die ebenfalls relativ geringe Phosphorkonzentration in der Wasserphase wieder. Dieser Aspekt wird auch von den geringen Chlorophyll-a-Konzentrationen unterstützt (Abbil-

dung 2). Die erhöhten Chlorophyll-a-Werte in Bodennähe und der simultane Kurvenverlauf von Chlorophyll-a und Trübungswerten (Abbildung 2) lassen auf eine Beeinflussung des optisch gemessenen Chlorophyll-a durch Trübstoffe, wie zum Beispiel Bodenpartikeln, schließen. Eine mögliche Erklärung für die geringe Phytoplanktonbiomasse könnte eine effizientere Phosphoraufnahme der massenhaft vorkommenden Makrophyten und ein damit einhergehender Konkurrenzvorteil der Makrophyten gegenüber dem Phytoplankton sein. Die ausgeprägten Makrophytenbestände sind also aus ökologischer Sicht als ausgesprochen positiv zu bewerten, da so eine massenhafte Entwicklung von Algen und die einhergehende Gefahr einer Algenblüte begrenzt werden.

4.2 Maßnahmen und Handlungsoptionen

4.2.1 Allgemeine Vorbemerkungen

Aus den Ergebnissen der limnologischen Untersuchung lassen sich verschiedene Handlungsoptionen ableiten, welche einer Eutrophierung und den damit einhergehenden Verlandungsprozessen entgegenwirken könnten oder zumindest zu einer Verlangsamung der Prozesse beitragen könnten. Es ist allerdings festzustellen, dass der Russenweiher ein stark von Grundwasser beeinflusstes Gewässer ist. Die höheren Phosphorwerte im Grundwasser, verglichen mit den in der Wasserphase des Russenweihers gemessenen Werten, lassen darauf schließen, dass der Eintrag von Phosphor über das Grundwasser und damit letztendlich aus dem Rhein, als kontinuierlicher Eintrag zu betrachten ist. Dieser Umstand kann nicht ohne weiteres geändert werden. Die geringe Größe, insbesondere die geringe Tiefe, des Russenweihers gekoppelt mit der Grundwasserbeeinflussung aufgrund der Lage in der durch die Wasserstände im Hauptstrom geprägten Rheinaue stellen bereits aus der Entstehungsgeschichte Randfaktoren für ein hohes Maß an Nährstofffracht in das Gewässer gekoppelt mit einer hohen Tendenz zur Ausbildung negativer Eutrophierungsfolgen dar. Hieraus folgt ebenfalls, dass eine Entwicklung des Gewässers hin zu einem Niedermoor und schließlich einem terrestrischen Lebensraum (Verlandung) permanent voranschreitet, falls nicht entsprechende Gegenmaßnahmen getroffen werden. Diese Verlandung wird durch eine nährstoffbedingte Produktion im Gewässer beschleunigt, wird allerdings sicher insgesamt noch viele Jahrzehnte benötigen. Die nachfolgenden Maßnahmenoptionen können nichtsdestotrotz zu einer Verlangsamung des Eutrophierungsprozesses beitragen. Auf der anderen Seite stellt der starke

Makrophytenbewuchs im Russenweiher aktuell eine aus rein ökologischer Sicht begrüßenswerte Tatsache dar. Anderenfalls könnten Algenblüten eine wesentlich schlechtere Gesamtsituation des Gewässers bewirken, die letztendlich auch für die Angelfischerei mit größeren Nachteilen verbunden wäre.

Eine wesentliche Nutzung des Russenweihers und ein starkes Interesse an der Nutzung lag und liegt bei der Angelfischerei durch den ansässigen Verein. Dieses Nutzungsinteresse wird bei der nachfolgenden Vorstellung und Diskussion möglicher Maßnahmen berücksichtigt.

Die nachfolgend genannten Maßnahmen stellen das Bild dar, welches sich aus der rein ökologischen Betrachtung ergibt. Die umweltökonomische Bewertung von Maßnahmen erfolgt im Anschluss durch die AG Prof. Frör, die endgültige Entscheidung über ggf. zu treffende Maßnahmen trifft die Politik.

4.2.2 Zufluss aus Renngraben verhindern

Bei Starkregenereignissen verfügt der Russenweiher über einen temporären Zufluss über den Renngraben. Anhand der Auswertung der Niederschlagsereignisse kann es so mehrmals pro Jahr (<10 Ereignisse pro Jahr; Abbildung A1) zu Nährstoff- und Spurenstoffeinträgen (Straßenabläufe) in den Russenweiher kommen. Der damit einhergehende Eintrag von Phosphor und Stickstoff über den Renngraben ist selbst bei nur sehr unregelmäßiger Wasserführung als regelmäßiger Nährstoffeintrag zu betrachten, welcher zu einer Eutrophierung des Russenweihers beiträgt. Die Phosphorwerte im Renngraben (Tabelle 4) lagen über den Nachweisgrenzen von 0,5 mg/L und weisen damit auf eine Belastungssituation, wie sie durch landwirtschaftliche Nutzung verursacht werden kann, hin. Die im Zufluss gemessenen Phosphatwerte lagen deutlich niedriger als im Renngraben selbst, aber über den im gleichen Zeitraum gemessenen Werten des Russenweihers. Die eingetragene Phosphormasse (20,4 mg/h; Tabelle 4) hat verglichen mit der im Sediment gebundenen Phosphormenge (4595 kg; Tabelle 6) sicher einen eher geringen Einfluss auf den gesamten Stoffhaushalt des Russenweihers, es können jedoch auch andere Spurenstoffe eingetragen werden und das eingetragene Wasser dürfte eine relativ hohe Sauerstoffzehrung (BSB bzw. CSB) haben. Eine Versiegelung des Renngrabens könnte dennoch die Nährstoffeinträge in den See reduzieren und so zum Erhalt des Russenweihers beitragen. Dies wäre zudem eine relativ einfach durchzuführende Maßnahme.

4.2.3 Sedimententnahme

Da die Nährstoffkonzentrationen in der Wasserphase, insbesondere die Phosphorkonzentrationen, maßgeblich von den Rücklösungsprozessen aus dem Sediment (Seeinterne Belastung) abhängig ist, kommt dem Sediment eine Schlüsselrolle im Nährstoffhaushalt zu. Liegen wie im Jahr 2017 für die Monate Juni bis August durch erhöhten mikrobiellen Abbau der organischen Substanz geringe Sauerstoffsättigungen in der bodennahen Wasserschicht vor, kommt es nachfolgend zum Nitratverbrauch zur Bildung von Schwefelwasserstoff (Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg 2004c). Durch diesen Prozess sind auch die erhöhten Schwefelwasserstoffkonzentrationen in der bodennahen Wasserschicht von August bis Oktober zu erklären (Tabelle 3). Bei tendenziell anaeroben Sauerstoffbedingungen im gleichen Zeitraum ist davon auszugehen, dass sich die Eisenphosphatverbindung nach entsprechender Reduktion des Eisens auflöst und der Phosphor wieder in der Wasserphase in Lösung geht. Um diesen Prozessen und damit letztlich auch der Eutrophierung langfristig entgegen zu wirken, wäre eine potentielle Maßnahme die Entschlammung des Gewässers. Eine solche Maßnahme stellt allerdings einen erheblichen Eingriff in das Ökosystem dar. Es würde zu einer Zerstörung der an sich als positiv zu bewertenden Wasserpflanzenbestände kommen. Als Folge des verminderten Makrophytenbestandes kann es zu einer verstärkten Zunahme der Algenbestände kommen, da diese sich wesentlich schneller auf Störungen des Ökosystems einstellen können. Es ist also nicht auszuschließen, dass sich das ökologische Gleichgewicht erst nach mehreren Jahren wieder einstellt. Eine Entschlammung ist daher aus limnologischer Sicht, nach bisherigem Wissensstand, als kritisch einzustufen. Soll eine Entschlammung durchgeführt werden, sollte neben einer ökonomischen Bewertung auch eine Überprüfung des Sediments auf Schadstoffe erfolgen, um potentielle Entsorgungskosten richtig abschätzen zu können.

4.2.4 Entnahme von Wasserpflanzen und die Verwendung von Schwimminseln

Da aquatische Makrophyten die lösliche Form des Phosphors (ortho-Phosphat) aus der Wasserphase fixieren können (LfU 2004a), kann durch eine mechanische Entnahme der Wasserpflanzen (z.B. *Myriophyllum spicatum*) jährlich Phosphor dem See entnommen werden. Da der durch Rücklösungsprozesse aus dem Sediment freiwerdende Phosphor kontinuierlich von den Pflanzen aufgenommen wird, kann so über die Jahre die Phosphormasse aus dem Sediment ggf. reduziert werden.

Die Makrophytenentnahme sollte aber vor dem jährlich auftretenden Zerfallsprozess im Herbst stattfinden, da der Phosphor sonst wieder dem Sediment zugeführt wird. Bei der Durchführung einer mechanischen Entnahme der aquatischen Makrophyten sollte beachtet werden, dass die Makrophytenbestände nur abgeschnitten und nicht mit der gesamten Wurzel entfernt werden dürfen. Andernfalls würden in erheblichem Maße Sedimente aufgewirbelt werden und es könnten die Bestände der Makrophyten so weit reduziert werden, dass Algen einen Wachstumsvorteil gewinnen würden. Eine Verschlechterung der Wasserqualität könnte die unmittelbare Folge sein. Es sollte allerdings beachtet werden, dass die zu entnehmende Phosphormasse mittels Makrophyten (ca. 35 kg) im Vergleich zu der im Sediment enthaltene Masse (ca. 4600 kg) ebenfalls von eher untergeordneter Bedeutung ist. Ein positiver Effekt auf den gesamten Nährstoffhaushalt ist daher erst nach einigen Jahrzehnten zu erwarten. Bei der Durchführung der Maßnahme sollte zunächst eine ökonomische Betrachtung erfolgen.

Gelöster Phosphor in der Wasserphase kann auch durch den Einsatz von schwimmenden Röhrichtinseln „*floating treatment wetlands*“ reduziert werden. Die Röhrichtinseln bestehen häufig aus synthetischem Trägergewebe mit integrierten Auftriebskörpern, welches eine diverse, an die lokal vorkommende Ufervegetation angepasste, Bepflanzung ermöglicht. Häufig werden die Inseln in modularer Bauweise konstruiert, um eine flexible Anordnung zu ermöglichen. Um eine Reduktion der Phosphormasse aus der Wasserphase zu erreichen, sollte nach Herstellerangaben der zu bedeckende Anteil an der gesamten Seeoberfläche 25 – 30% betragen. Die Reduzierung des Stickstoff- und Phosphorgehalts des gesamten Systems hängt wie auch bei der mechanischen Entnahme von natürlich vorkommenden submersen Makrophyten maßgeblich von der Entnahme der oberirdischen Biomasse der schwimmenden Röhrichtinseln z.B. durch Mäharbeiten ab. Ohne eine Ernte der Biomasse der Röhrichtinseln kann dem System langfristig kein Phosphor entzogen werden. Neben den möglicherweise nicht unerheblichen Kosten für die Installation des Systems, sind die jährlichen Erhaltungskosten für die Mäharbeiten zu bedenken. Desweiteren wird durch die Einbringung von Röhrichtinseln 25 – 30% des Russenweihers beschattet und damit die Makrophytenmasse um bis zu 30% reduziert. Die ökologischen Folgen können nicht ohne weiteres abgeschätzt werden. Da darüber hinaus der Großteil der Phosphormasse im Sediment des Russenweihers und nicht

in der Wasserphase zu finden ist, sollte die Maßnahme hinsichtlich des insgesamt zu erwartenden Wirkungsgrades aus gewässerökologischer Sicht, nach bisherigem Wissensstand, eher kritisch bewertet werden.

4.2.5 Schilfrückschnitt und Baumrückschnitt

Der organische Eintrag durch Blattlaub und Schilf stellt eine kontinuierliche Eintragsquelle für Phosphor dar. Da im Rahmen dieser Studie keine Quantifizierung des organischen Eintrags und dem darin enthaltenen Phosphor durchgeführt wurde, konnte die eingetragene Phosphormenge nur näherungsweise erfolgen. Für eine eher hoch angesetzte Anzahl von 50 Bäumen im Uferbereich (vorwiegend Weiden), eine durchschnittliche Blatttrockenmasse von 26 kg pro Baum mit einem Stammdurchmesser von 0,5 m (Lester et al., 1994) und einem Phosphorgehalt von 0,073% im Trockengewicht (Chauvet, 1987) ergibt sich ein jährlicher Eintrag von ca. 0,95 kg Phosphor in den Russenweiher. Verglichen mit der im See enthaltenen Phosphormenge ist dieser Eintrag ebenfalls von eher geringer Bedeutung. Eine Rückschnitt der als positiv zu bewertenden Schilfbestände ist aus gewässerökologischer Sicht, nach bisherigem Wissensstand, nicht anzustreben, da kein relevanter positiver Effekt auf windinduzierte Wasserumwälzung zu erwarten ist (Höhenlage im Gelände, Wasserpflanzen).

4.2.6 Gewässerbelüftung

Der Sauerstoffmangel in den Sommermonaten war trotz der Belüftung auffällig und deutet auf sauerstoffzehrende Abbauprozesse von organischen Anteilen im Sediment hin. Die mit den anoxischen Bedingungen einhergehenden, Rücklösungsprozesse von im Sediment gebundenem Phosphor (vergleiche Kapitel 4.1.1 Phosphor), können durch eine gute Sauerstoffversorgung verhindert oder reduziert werden. Eine gute Belüftung des Gewässers ist aus gewässerökologischer Sicht, nach bisherigem Wissensstand, als positiv zu bewerten. Um die Sauerstoffversorgung der unteren Wasserschichten in den Sommermonaten großflächig zu gewährleisten, kann, unter Berücksichtigung einer ökonomischen Bewertung, auch der Einsatz von weiteren Belüftungsanlagen in Betracht gezogen werden.

4.2.7 Angelfischerei

Um den Prozess der Resuspension von Bodenpartikeln nicht zu verstärken, sollten aus limnologischer Sicht ein Besatz mit Karpfen oder Brachsen vermieden werden,

da diese Arten eine ausgeprägt Wühltätigkeit aufweisen können (Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg 2004c). Desweiteren sollte ein übermäßiger Fischbesatz mit pflanzenfressenden Fischen ausbleiben, um die für die ökologische Güte zuträglichen Makrophytenbestände nicht zu gefährden. Eine unmittelbare Folge einer fischinduzierten Entkrautung kann eine Eintrübung des Gewässers und ein zunehmendes Algenaufkommen sein (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 2004d). Ein weiterer Grund, den Besatz von pflanzenfressenden Fischen zu vermeiden ist die häufig ineffiziente Nahrungsverwertung dieser Fischarten. Durch die Ausscheidung der Fische wird normalerweise makrophytenfixierter Phosphor frei und trägt zur Eutrophierung des Sees bei (Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg 2004c). Aus limnologischer Sicht, nach bisherigem Wissensstand, sollten Besatzmaßnahmen in enger Abstimmung mit der SGD Süd und der Stadt Speyer auf geringe Mengen reduziert werden und gegebenenfalls nur für einen begrenzten Zeitraum fortgeführt werden. Im Idealfall würde eine aktive angelfischereiliche Nutzung in einem angemessenen Zeitraum (von z.B. 10 oder 15 Jahren) in eine Nutzung als ein Gewässer für den Schutz von Kleinfischen überführt werden.

4.2.8 Erholung

Die freizeitliche Nutzung des Russenweiher wurde schon weitgehend durch beschlossene Maßnahmen positiv gesteuert. So wurde z.B. ein Fütterungsverbot von Wasservögeln durchgesetzt. Diese Maßnahmen sollten aus gewässerökologischer Sicht auch zukünftig fortgesetzt werden, um den anthropogenen Phosphoreintrag auf ein Minimum zu reduzieren.

5. Zusammenfassung

Die limnologischen Untersuchungen ergaben eine hohe Phosphorfracht im Sediment des Russenweiher. Eintragsquellen, wenn auch mit eher geringerem Teil an der Gesamtfracht, sind der Renngrabenzufluss und organisches Material wie Laub. Ein kontinuierlicher Phosphoreintrag ist durch den ständigen Austausch mit dem Grundwasser bzw. dem Rhein gegeben, die allerdings nicht durch zielgerichtete Maßnahmen zu adressieren sind. Die Ergebnisse der limnologischen Untersuchung resultierten in verschiedenen möglichen Handlungsoptionen, welche zu einer Verlangsamung der eutrophierungsbedingten Verlandungsprozesse beitragen könnten. Eine relativ einfach zu realisierende Maßnahme zur Reduktion der Nährstoffeinträge in den Rus-

senweiher ist die Versiegelung des Renngrabenzuflusses in den Russenweiher. Die schon existierenden Belüftungsmaßnahmen stellen insbesondere auch aus fischökologischer Sicht, eine effektive und einfach zu realisierende Maßnahme zum Erhalt des ökologischen Zustands des Russenweihers dar. Die Handlungsoption Sedimententnahme kann aktiv zur Verlangsamung des Verlandungsprozesses beitragen, sollte aber aus ökologischer Sicht genau abgewogen werden, um keine Verschlechterung des ökologischen Gleichgewichts zu verursachen. Die Entnahme von Pflanzen sollten ebenfalls kritisch hinterfragt werden, da die Makrophyten einen sehr positiven Einfluss auf die Wassergüte haben. Insgesamt erscheint eine weitere, jedoch ggf. zeitlich begrenzte fischereiliche Nutzung denkbar, um in der mittelfristigen Perspektive den Russenweiher in ein Gewässer für den Fischartenschutz und Naturschutz sowie die Naherholung zu überführen. Die umweltökonomische Bewertung von Maßnahmen erfolgt im Anschluss an die hier dargestellten Untersuchungen durch die AG Prof. Frör, die endgültige Entscheidung über ggf. zu treffende Maßnahmen trifft die Politik.

6. Bibliographie

- Andersen, T., Saloranta, T., Tamminen, T., 2007. A statistical procedure for unsupervised classification of nutrient limitation bioassay experiments with natural phytoplankton communities. In: *Limnol. Oceanogr.: Methods* 5, 2007, 111–118.
- Berlinghoff, K., 2016. Umweltgeographische Bestandsaufnahme und Analyse des Russenweihers im Stadtgebiet Speyer und Zukünftige Nutzungspotentiale. Speyer
- Chauvet, E., 1987. Changes in the chemical composition of alder, poplar and willow leaves during decomposition in a river. *Hydrobiologia* 148, 35–44. doi:10.1007/BF00018164
- Haywood, G., 1983. Ammonia Toxicity in Teleost Fishes. In: Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences.
- Hütter, L., 1990. Wasser und Wasseruntersuchung, Aarau/Frankfurt.
- Landesamt für Wasserwirtschaft, 2001. Russenweiher, Stadt Speyer. Verdacht auf Gewässerverunreinigung. Schreiben vom 17.01.2001. Mainz.
- LfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 2004a. Zustand der Baggerseen in der Oberrheinebene. *Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie* 61, Karlsruhe.
- LfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (2004b): Makrophyten in Baggerseen der Oberrheinebene – Kartieranleitung und Bestimmungsschlüssel. *Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie* 87, Karlsruhe
- LfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 2004c. Arbeitshilfe Baggerseerestaurierung – Restaurierungsrelevante Typologie von Baggerseen und Ermittlung von Restaurierungsbedarf und Restaurierungsziel. *Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie* 83, Karlsruhe
- LfU - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (2004d): Technische Verfahren zur Restaurierung von Baggerseen – Verfahrensbeschreibung und Leistungsbewertung. *Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie* 84, Karlsruhe
- Lester, P.J., Mitchell, S.F., Scott, D., 1994. Willow leaf and periphyton chemical composition, and the feeding preferences of *Olinga feredayi* (Trichoptera: Conoesucidae). *New Zeal. J. Mar. Freshw. Res.* 28, 13–18.

Melzer, A., Schneider S. (2001): Submerse Makrophyten als Indikatoren der Nährstoffbelastung von Seen. Handbuch angewandte Limnologie, 13. Erg.Lfg. 11/01.

Richtlinie 2006/44/EG (2006): Richtlinie über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten.

Schäperclaus, W. (1979): Fischkrankheiten, Berlin.

Umweltbundesamt. 1996. Ammoniak in Wasser - Ableitung einer Formel zur Berechnung von Ammoniak in wäßrigen Lösungen. Wien: Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, 1996. ISBN 3-85457-345-6.

7. Anhang

Tabelle A 1: Durchschnittliche Temperatur im Tiefenprofil

Tiefe (m)	Temperatur (°C)							
	11.04.2017	12.05.2017	16.06.2017	20.07.2017	23.08.2017	18.09.2017	28.10.2017	07.12.2017
0 - 0,5	15,4	16,6	25,0	25,8	22,4	16,5	13,3	4,1
0,5 - 1	15,5	16,6	24,9	25,9	22,2	16,5	13,3	4,0
1 - 1,5	15,5	16,5	24,7	25,9	22,1	16,5	13,3	4,0
1,5 - 2	15,4	16,4	24,5	25,4	22,0	16,5	13,3	4,0
2 - 2,5	15,3	16,1	23,9	24,3	21,9	16,5	13,3	4,0
2,5 - 3	15,3	15,9	22,9	23,6	21,8	16,5	13,3	4,0
3 - 3,5	15,2	15,7	21,4	22,3	21,6	16,5	13,4	4,0

Tabelle A 2: Durchschnittliche Sauerstoffsättigung im Tiefenprofil

Tiefe (m)	Sauerstoffsättigung (%)							
	11.04.2017	12.05.2017	16.06.2017	20.07.2017	23.08.2017	18.09.2017	28.10.2017	07.12.2017
0 - 0,5	111,7	132,2	98,2	144,2	84,2	92,7	80,0	98,1
0,5 - 1	111,0	131,8	163,7	153,3	100,4	89,2	70,8	88,3
1 - 1,5	110,1	131,8	153,0	153,4	101,5	89,2	70,7	87,7
1,5 - 2	109,4	132,1	143,9	147,0	98,2	88,9	70,5	87,7
2 - 2,5	109,4	124,7	128,3	73,7	75,2	89,4	70,4	87,7
2,5 - 3	107,4	118,6	78,4	33,2	61,6	85,8	69,8	87,6
3 - 3,5	104,6	86,5	5,1	2,0	39,4	83,5	69,7	87,8

Tabelle A 3: Durchschnittlicher pH im Tiefenprofil

Tiefe (m)	pH							
	11.04.2017	12.05.2017	16.06.2017	20.07.2017	23.08.2017	18.09.2017	28.10.2017	07.12.2017
0 - 0,5	8,0	8,0	8,0	8,4	8,1	7,9	7,9	7,9
0,5 - 1	8,0	8,1	8,1	8,5	8,1	8,0	7,9	7,9
1 - 1,5	8,0	8,2	8,1	8,4	8,0	8,0	7,8	7,9
1,5 - 2	8,0	8,2	8,0	nb	7,9	8,0	7,9	7,9
2 - 2,5	8,0	8,2	7,4	7,7	7,8	8,0	7,9	7,9
2,5 - 3	8,0	8,1	7,2	7,5	7,6	8,0	7,9	7,9
3 - 3,5	8,0	7,8	7,2	7,4	7,4	8,0	7,9	7,9

nb = nicht bestimmt

Tabelle A 4: Durchschnittliche Chlorophyll a-Konzentration im Tiefenprofil ^a

Tiefe (m)	Chlorophyll (µg/L)							
	11.04.2017	12.05.2017	16.06.2017	20.07.2017	23.08.2017	18.09.2017	28.10.2017	07.12.2017
0 - 0,5	0,6	0,4	0,5	0,8	0,5	0,7	1,8	0,8
0,5 - 1	0,9	0,6	0,6	1,0	1,0	1,3	3,1	0,7
1 - 1,5	0,4	0,6	0,7	1,1	1,4	1,4	3,0	1,3
1,5 - 2	1,0	0,8	1,6	1,3	1,7	2,5	2,8	1,7
2 - 2,5	1,1	0,7	1,5	2,9	1,4	4,9	2,8	2,2
2,5 - 3	1,3	0,4	1,5	5,7	1,8	3,9	2,5	2,5
3 - 3,5	1,2	1,3	12,5	1,6	1,2	4,2	4,5	2,8

^aDas Chlorophyll a wurde fluorometrisch bestimmt

Tabelle A 5: Durchschnittlicher Trübung im Tiefenprofil

Tiefe (m)	Trübung (NTU)							
	11.04.2017	12.05.2017	16.06.2017	20.07.2017	23.08.2017	18.09.2017	28.10.2017	07.12.2017
0 - 0,5	0,7	-0,1	0,0	0,0	0,0	1,4	9,4	0,0
0,5 - 1	4,9	0,4	0,9	0,8	1,0	4,9	7,2	0,0
1 - 1,5	5,3	0,4	1,1	1,4	1,1	4,9	7,1	0,0
1,5 - 2	5,1	0,4	1,8	1,2	1,0	8,7	7,2	-0,1
2 - 2,5	5,2	0,5	2,0	1,6	1,2	10,4	7,2	0,5
2,5 - 3	5,3	0,5	7,8	2,6	1,3	7,9	7,4	0,5
3 - 3,5	5,3	8,1	22,6	45,6	6,6	7,0	54,5	0,5

Tabelle A 6: Methodenübersicht der chemischen Wasseranalytik (MACHEREY-NAGEL GmbH & Co. KG)

Parameter	Untersuchungsmethode
Gesamt-Phosphor (mg/L)	Nanocolor® (Rundküvettest Test 0-95) – ortho- und gesamt-Phosphat LR 1
Orthophosphat-Phosphor (PO ₄ -P; mg/L)	Nanocolor® (Rundküvettest Test 0-95) – ortho- und gesamt-Phosphat LR 1
Gesamt-Stickstoff (mg/L)	Nanocolor® (Rundküvettest 0-83) – gesamt Stickstoff TN _p 22
Nitrat-Stickstoff (NO ₃ -N; mg/L)	Nanocolor® (Rundküvettest 0-65) – Nitrat 8
Nitrit-Stickstoff (NO ₂ -N; mg/L)	Nanocolor® (Rundküvettest 0-68) – Nitrit 2
Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N; mg/L; Mischprobe) ^b	Nanocolor® (Rundküvettest 0-03) – Ammonium 3
Ammonium-Stickstoff (NH ₄ -N; mg/L; Uferprobe)	Nanocolor® (Rundküvettest 0-03) – Ammonium 3
Gesamthärte (°dH)	Nanocolor® (Rundküvettest 0-43) – Härte 20
Carbonathärte (mmol/L)	Nanocolor® (Rundküvettest 0-15) – Carbonathärt
Eisen (Fe; mg/L; Mischprobe)	Nanocolor® (Rundküvettest 0- 37) – Eisen 3
Eisen (Fe; mg/L; Bodenprobe)	Nanocolor® (Rundküvettest 0- 37) – Eisen 3

Tabelle A 7: Ergebnisübersicht der Sedimentanalytik (Konzentrationen)

Probennummer	Konzentration (g/kg Trockengewicht)									
	Al	Ca	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	Zn
1	12,64	276,40	0,03	11,71	4,34	5,54	0,66	1,04	2,90	0,20
2	10,85	196,88	0,03	10,27	3,53	4,35	0,60	0,76	2,20	0,18
3	13,25	204,53	0,03	11,01	4,66	4,70	0,65	0,67	1,90	0,18

Tabelle A 8: Ergebnisübersicht der Porenwasseranalytik

Probennummer	Konzentration (µg/L)						
	Al	Cu	Fe	Mn	Ges-P	oPO ₄ -P	SO ₄ ²⁻
1	3,9	<1	5,4	1300	997	275	72687
2	4,8	<1	4,7	506	631	319	73681
3	10,6	<1	8,2	704	497	433	65190

oPO₄-P = Orthophosphat-Phosphor

Tabelle A 9: Abundanz der Fischarten basierend auf der Elektrobefischung des gesamten Uferbereichs

Größe	Abundanz der Fischarten						
	<i>Anguilla anguilla</i> (Europäischer Aal)	<i>Perca fluviatilis</i> (Flussbarsch)	<i>Esox lucius</i> (Hecht)	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Rotfeder)	<i>Tinca tinca</i> (Schleie)	Centrarchidae (Sonnenbarsch)	<i>Silurus glanis</i> (Europäischer Wels)
bis 10 cm		1		1		18	
11 bis 20 cm			1		1	5	1
21 bis 30 cm			6				
31 bis 40 cm			2				
41 bis 50 cm	1		1				
51 bis 60 cm			1				
61 bis 70 cm							
71 bis 80 cm	1		1				
größer als 80 cm							
Summe	2	1	12	1	1	23	1

Tabelle A 10: Berechnung des Makrophytenindex basierend auf Kartierungsabschnitt 1 des Russenweiher vom 20.07.2017

Tiefenstufen	Makrophytenhäufigkeit ^a				Indikator- gruppe (I)	Quantitätsstufe ^b (Q)				I*Q			
	0-1 m	1-2 m	2-4 m	>4 m		0-1 m	1-2 m	2-4 m	>4 m	0-1 m	1-2 m	2-4 m	>4 m
<i>Potamogeton natans</i>	2	2	0	0	5	8	8	0	0	40	40	0	0
<i>Potamogeton nodosus</i>	2	3	3	0	3	8	27	27	0	24	81	81	0
<i>Myriophyllum spicatum</i>	2	2	0	0	2.5	8	8	0	0	20	20	0	0
Summe						24	43	27	0	84	141	81	0
Gesamtsumme (Q)						94					Gesamtsumme (I*Q)		306
Makrophytenindex						3,3							

^a = Schätzstufen: 1 = sehr selten, Einzelfunde; 2 = selten; 3 = verbreitet; 4 = häufig; 5 = sehr häufig, flächendeckend

^b = Die Quantitätsstufe (Q) resultieren aus den Schätzstufen (x): $Q = x^3$

Tabelle A 11: Berechnung des Makrophytenindex basierend auf Kartierungsabschnitt 2 des Russenweiher vom 20.07.2017

Tiefenstufen	Makrophytenhäufigkeit ^a				Indikator- gruppe (I)	Quantitätsstufe ^b (Q)				I*Q			
	0-1 m	1-2 m	2-4 m	>4 m		0-1 m	1-2 m	2-4 m	>4 m	0-1 m	1-2 m	2-4 m	>4 m
<i>Myriophyllum spicatum</i>	4	5	5	5	3	64	125	125	125	192	375	375	375
Summe						64	125	125	125	192	375	375	375
Gesamtsumme (Q)						439					Gesamtsumme (I*Q)		1317
Makrophytenindex						3,0							

^a = Schätzstufen: 1 = sehr selten, Einzelfunde; 2 = selten; 3 = verbreitet; 4 = häufig; 5 = sehr häufig, flächendeckend

^b = Die Quantitätsstufe (Q) resultieren aus den Schätzstufen (x): $Q = x^3$

Tabelle A 12: Berechnung des Makrophytenindex basierend auf Kartierungsabschnitt 3 des Russenweiher vom 20.07.2017

Tiefenstufen	Makrophytenhäufigkeit ^a				Indikator- gruppe (I)	Quantitätsstufe ^b (Q)				I*Q			
	0-1 m	1-2 m	2-4 m	>4 m		0-1 m	1-2 m	2-4 m	>4 m	0-1 m	1-2 m	2-4 m	>4 m
<i>Myriophyllum spicatum</i>	5	5	5	5	3	125	125	125	125	375	375	375	375
Summe						125	125	125	125	375	375	375	375
Gesamtsumme (Q)						500				Gesamtsumme (I*Q)			
Makrophytenindex						3,0							

^a = Schätzstufen: 1 = sehr selten, Einzelfunde; 2 = selten; 3 = verbreitet; 4 = häufig; 5 = sehr häufig, flächendeckend

^b = Die Quantitätsstufe (Q) resultieren aus den Schätzstufen (x): $Q = x^3$

Tabelle A 13: Berechnung des Makrophytenindex basierend auf Kartierungsabschnitt 4 des Russenweiher vom 20.07.2017

Tiefenstufen	Makrophytenhäufigkeit ^a				Indikator- gruppe (I)	Quantitätsstufe ^b (Q)				I*Q			
	0-1 m	1-2 m	2-4 m	>4 m		0-1 m	1-2	2-4 m	>4 m	0-1 m	1-2 m	2-4 m	>4 m
<i>Hippuris vulgaris</i>	3	2	1	0	4	27	8	1	0	108	32	4	0
<i>Myriophyllum spicatum</i>	5	5	5	5	3	125	125	125	125	375	375	375	375
Summe						152	133	126	125	483	407	379	375
Gesamtsumme (Q)						536				Gesamtsumme (I*Q)			
Makrophytenindex						3,1							

^a = Schätzstufen: 1 = sehr selten, Einzelfunde; 2 = selten; 3 = verbreitet; 4 = häufig; 5 = sehr häufig, flächendeckend

^b = Die Quantitätsstufe (Q) resultieren aus den Schätzstufen (x): $Q = x^3$

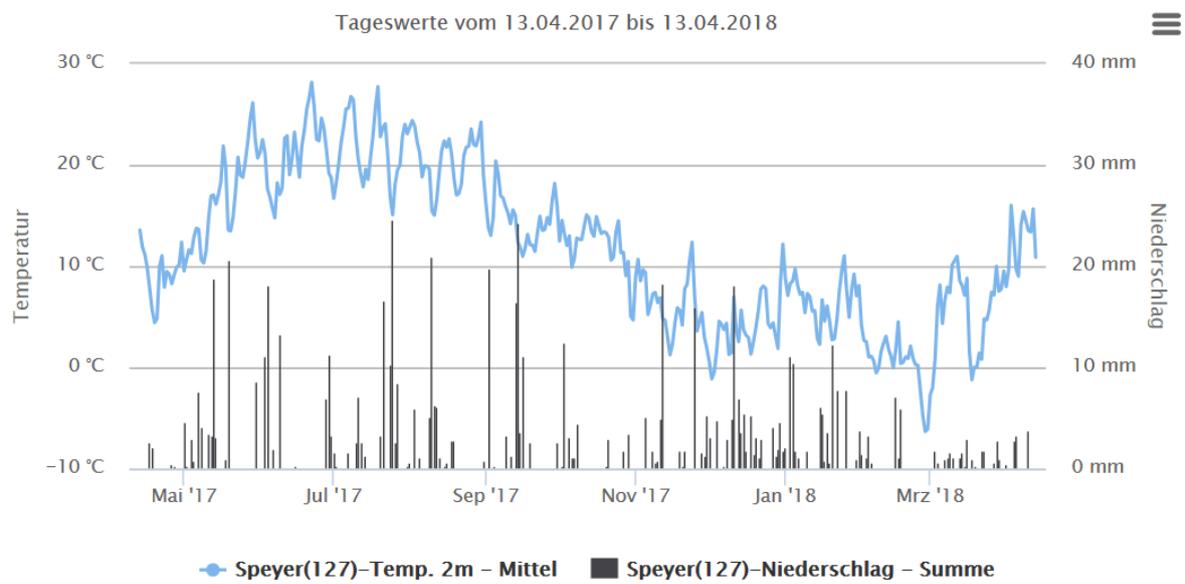
Tabelle A 14: Berechnung des Makrophytenindex basierend auf Kartierungsabschnitt 5 des Russenweiher vom 20.07.2017

Tiefenstufen	Makrophytenhäufigkeit ^a				Indikator- gruppe (I)	Quantitätsstufe ^b (Q)				I*Q			
	0-1 m	1-2 m	2-4 m	>4 m		0-1 m	1-2 m	2-4 m	>4 m	0-1 m	1-2 m	2-4 m	>4 m
<i>Myriophyllum spicatum</i>	4	5	5	5	3	64	125	125	125	192	375	375	375
Summe						64	125	125	125	192	375	375	375
Gesamtsumme (Q)						439					Gesamtsumme (I*Q)		1317
Makrophytenindex						3,0							

^a = Schätzstufen: 1 = sehr selten, Einzelfunde; 2 = selten; 3 = verbreitet; 4 = häufig; 5 = sehr häufig, flächendeckend

^b = Die Quantitätsstufe (Q) resultieren aus den Schätzstufen (x): $Q = x^3$

Abbildung A1: Niederschlagsereignisse in Speyer



Quelle Agrarmeteorologie RLP