

**Auftraggeber: Umweltschutz und Landschaftspflege  
für den Waldsee Zehlendorf e.V.**

**Waldsee Zehlendorf  
Untersuchungen zur Nährstoffbilanz im Jahr 2018  
Abschlussbericht**

**Bearbeiter:**

**Federführung und Bericht: Dipl.-Geogr. Jens Meisel**



**Institut für angewandte Gewässerökologie (laG) GmbH**  
Schlunkendorfer Str. 2e  
14554 Seddiner See

## Waldsee Zehlendorf – Untersuchungen zur Nährstoffbilanz im Jahr 2018

### Abschlussbericht

#### Vorbemerkung

Ziel der Arbeiten im Jahr 2018 war die Aufstellung einer überschlägigen Nährstoffbilanz für den Waldsee Zehlendorf und damit einer Abschätzung der Bedeutung der Quellen Regenwassereinflüsse Argentinische Allee, Goethestraße und Fischerhüttenweg sowie der Sedimente des Waldsees für den Nährstoffhaushalt und die Nährstoffbelastung des Waldsees.

Die Arbeiten sollen Antworten auf folgende Fragen geben:

- wie hoch ist die jährliche Nährstoffbelastung des Waldsees durch Regenwassereinflüsse aus Straßenentwässerungen der BWB,
- wie hoch ist die jährliche Nährstoffbelastung des Waldsees durch das eigene Sediment.

Auf der Basis beider Größen kann abgeschätzt werden, für welche Nährstoffbelastungsquellen Maßnahmen geplant werden müssen, um die Wasserqualität dauerhaft und nachhaltig zu verbessern.

Die dazu erforderlichen Leistungen wurden in Arbeitsteilung zwischen der Fa. Bioplan-Landeskulturgesellschaft Sinsheim und der Fa. Institut für angewandte Gewässerökologie (IaG) GmbH Seddiner See erbracht.

#### Leistungen der IaG GmbH

Die IaG GmbH zeichnet für folgende Teilleistungen verantwortlich:

- Untersuchung der jährlichen Nährstoffbelastung des Waldsees durch das eigene Sediment,
- Untersuchung der Wasserqualität des Waldsees durch Probenahme durch Waldsee e.V und Analytik durch das Labor der IaG GmbH,
- Darstellung der Wasserqualität im Jahr 2018 und im Vergleich zum Untersuchungsjahr 2014,
- Aufstellung einer überschlägigen Nährstoffbilanz für den Waldsee auf der Basis der Untersuchungen in 2018.

---

## **Leistungen der BIOPLAN-Landeskulturgesellschaft**

Die BIOPLAN-Landeskulturgesellschaft zeichnet für folgende Teilleistungen verantwortlich:

- Bestimmung von Sediment- und Seewasservolumen,
- Abschätzung der Zuflussvolumen aus den Regenwassereinleitungen,
- Abschätzung der P-Frachten aus den Regenwassereinleitungen,
- Abschätzung der Wirkung einer P-Fällung in den Zuläufen der Regenwassereinleitungen,
- Technisches Konzept für eine P-Fällung in den Zuläufen der Regenwassereinleitungen.

## Ergebnisse

### Grundlagen

Der Waldsee Zehlendorf besteht aus zwei separaten Becken, dem Nordostbecken und dem Südwestbecken die im Bereich des Erdmann – Graeser – Wegs durch einen schmalen Kanal miteinander verbunden sind.

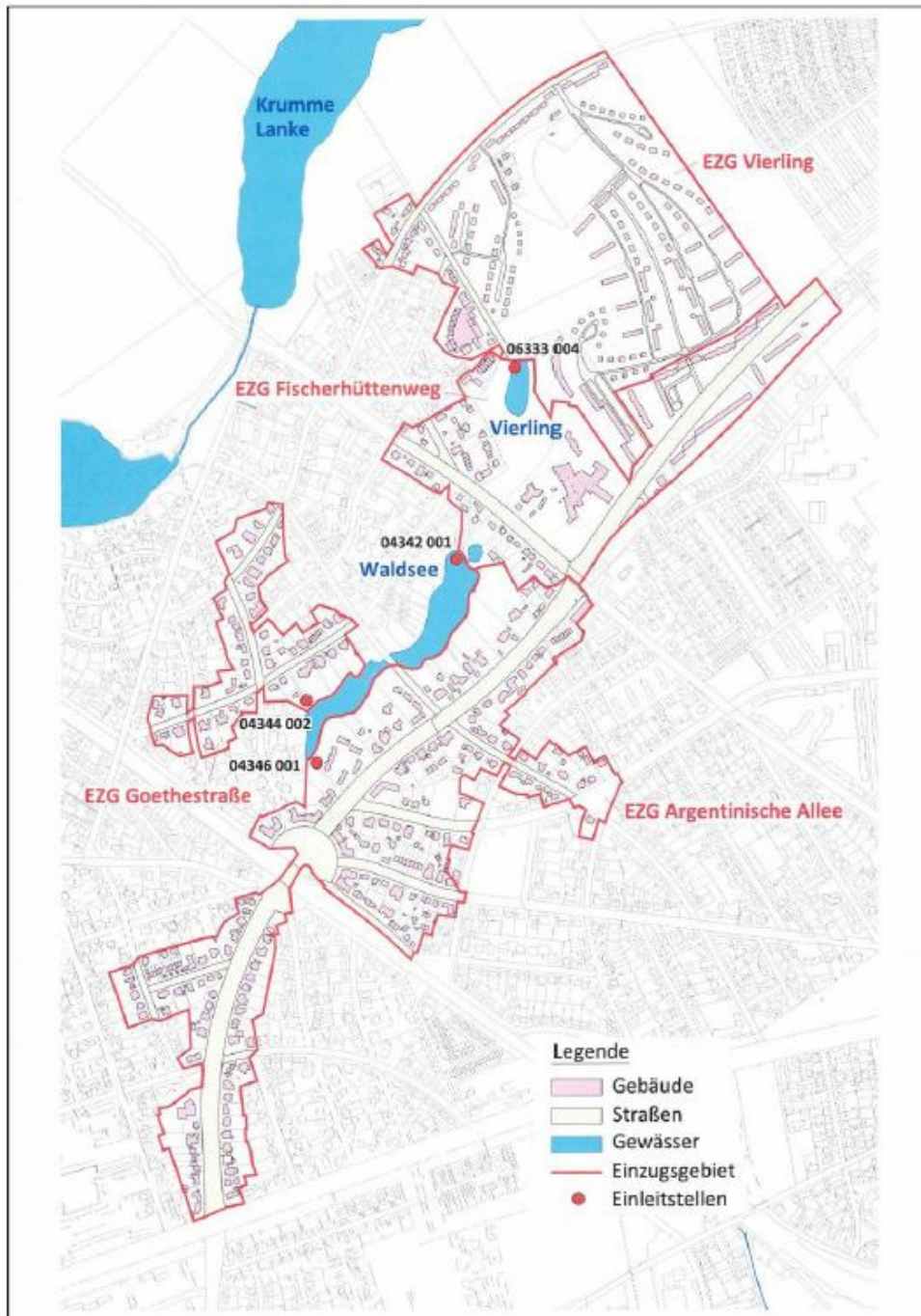


Abb. 1: Waldsee Zehlendorf sowie Lage und Einleitpunkte des Regenwasserkanalnetzes (Quelle: BIOPLAN-Landeskulturgesellschaft)



Die Gesamtfläche des Waldsees beträgt 2,65 ha. Am 27.04.2017 erfolgte durch die BIOPLAN-Landeskulturgesellschaft eine hydrographische Vermessung des Waldsees, bei der an insgesamt 13 Querprofilen die Wassertiefen und Mächtigkeiten der organischen Weichsedimentauflage bestimmt wurden.

Das Nordostbecken besitzt, bezogen auf den Wasserstand am Tage der Vermessung von 35,49 mNN, eine maximale Wassertiefe von 4,7 m (gemessen im Profil 9), das Südwestbecken besitzt eine maximale Wassertiefe von 2,1 m (gemessen im Profil 5).

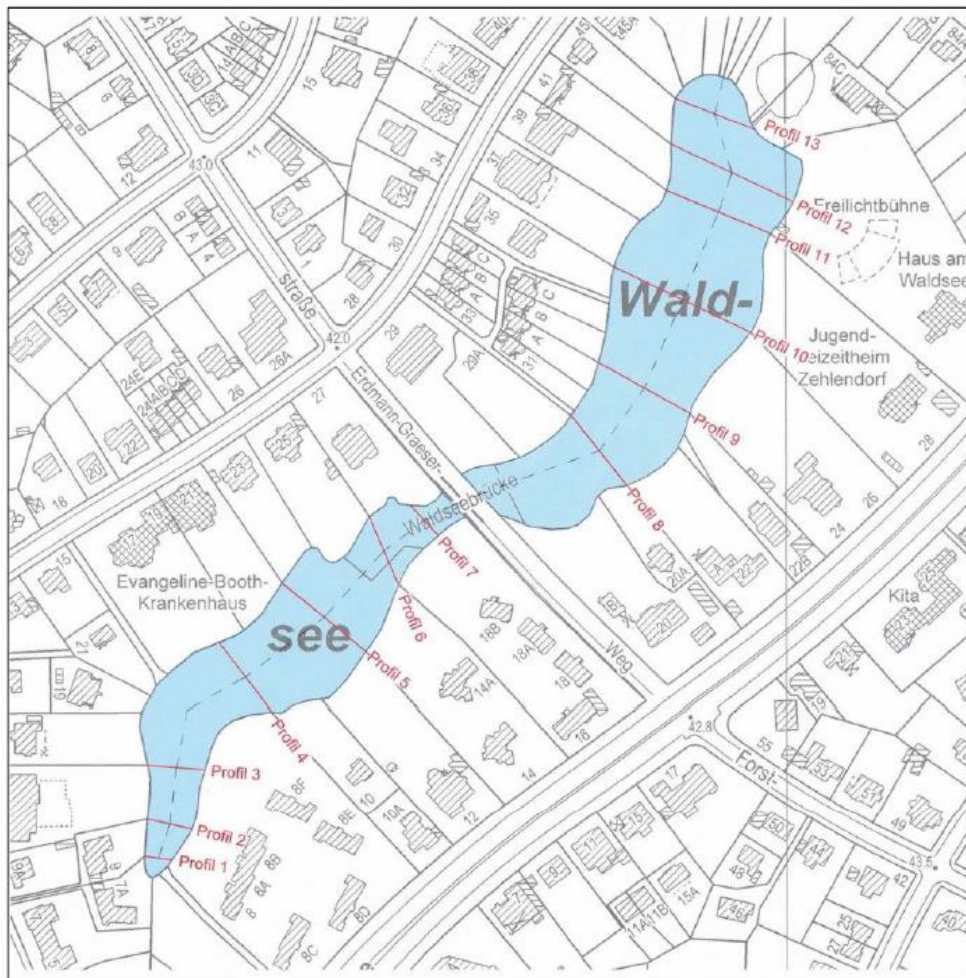


Abb. 2: Waldsee Zehlendorf sowie Lage der am 27.04.2017 eingemessenen Querprofile (Quelle: BIOPLAN-Landeskulturgesellschaft)

Das durch die BIOPLAN-Landeskulturgesellschaft ermittelte Volumen des gesamten Waldsees, bezogen auf eine Wasserspiegellage von 35,49 mNN beträgt  $62.533 \text{ m}^3$ , davon entfallen  $49.122 \text{ m}^3$  (78,6 %) auf das größere und tiefere Nordostbecken und  $13.411 \text{ m}^3$  (21,4 %) auf das Südwestbecken.

Zusätzlich wurde ein Sedimentvolumen von  $9.494 \text{ m}^3$  ermittelt, wovon  $7.654 \text{ m}^3$  (81%) auf das Nordostbecken und  $1.840 \text{ m}^3$  (19%) auf das Südwestbecken entfallen. Auffällig ist die ungleiche Verteilung des Sediments im Südwestbecken, wo zwischen See-Ende und Profil 3 bereits  $904 \text{ m}^3$ , dh. rund 50% des Gesamtsediments des Südwestbeckens lagern.

## Wasserhaushalt

Der Waldsee Zehlendorf ist natürlich ein durch Niederschlags-, Grund- und Schichtenwasser gespeister abflussloser See. Durch die Entwicklung des Siedlungsgebietes in der Umgebung des Waldsees und durch den Betrieb des Wasserwerks Beelitzhof (Wannsee) wurde der Wasserhaushalt des Waldsees und seines Einzugsgebietes stark verändert.

Im Zusammenhang mit der Siedlungsentwicklung wird Regenwasser von versiegelten Flächen im Regenwasserkanalnetz gesammelt und in den Waldsee abgeleitet. Damit bei Starkniederschlagsereignissen der Wasserstand des Waldsees nicht zu stark ansteigt ist es möglich, Wasser des Waldsees in den Schlachtensee abzuleiten. In den Grundbüchern der Ufergrundstücke ist eingetragen, dass der Wasserstand des Waldsees bei einem Normalwasserpegel zwischen 35,50 und 35,70 mNN schwanken soll. In witterungsbedingten Ausnahmefällen ist ein kurzzeitiger Aufstau bis auf 36,30 mNN möglich, so dass davon auszugehen ist, dass eine Überleitung in den Schlachtensee erfolgt, wenn der Wasserstand die Marke von 35,70 mNN übersteigt, bzw. der Normalwasserpegel von 35,70 mNN längerfristig überschritten wird. Dazu existiert an der Brücke im Zuge des Erdmann – Graeser – Wegs ein Pegel. Eine Überleitung von Wasser in den Schlachtensee erfolgte in den vergangenen Jahren nur selten, so in 2017 und 2007.

Im Zusammenhang mit dem Betrieb des Wasserwerks Beelitzhof liegt der Waldsee im Absenkungstrichter der Grundwasserentnahme zur Trinkwassergewinnung. Zum Ausgleich der Wasserverluste aller Seen im Absenkungstrichter wird Havelwasser aus dem Wannsee entnommen, in der Oberflächenwasseraufbereitungsanlage (OWA) Beelitzhof gereinigt und in den Schlachtensee übergeleitet. Direkt aus dem Schlachtensee wird so bei Bedarf Wasser in den Waldsee übergeleitet. Mit der Überleitung soll ein Sollwasserstand von 35,60 mNN im Waldsee gehalten werden. Die Steuerung der Wasserüberleitung erfolgt über den Pegel an der Brücke des Erdmann – Graeser – Wegs.

Die Speisung des Gewässers erfolgt damit grundsätzlich aus vier Quellen:

- Einleitungen aus dem Regenwasserkanalnetz (Argentinische Allee, Goethestraße, Fischerhüttenweg),
- Überleitung von Wasser aus dem Schlachtensee,
- Niederschlagswasser das direkt auf die Seefläche fällt,
- Zustrom von Grundwasser.

Die Einleitungen aus dem Regenwasserkanalnetz münden in das Südwestbecken (Argentinische Allee, Goethestraße) bzw. in das Nordostbecken (Fischerhüttenweg)

Die Überleitung aus dem Schlachtensee mündet unter der Brücke des Erdmann – Graeser Weges in den Waldsee. Damit kann davon ausgegangen werden, dass das Wasser in beide Becken des Waldsees einströmt, und zwar anteilig entsprechend des Volumens der beiden Becken.

In welchem Maße der Waldsee durch den Zustrom von Grundwasser gespeist wird ist unklar und abhängig von der Größe des Absenkungstrichters der Grundwasserentnahme des Wasserwerks Beelitzhof.

Der Waldsee gibt, wie oben dargestellt, auch Wasser ab, und zwar als:

- Verdunstung von der freien Wasserfläche,
- Abstrom in das Grundwasser,
- Ableitung von Wasser in den Schlachtensee.

Die Ableitung von Wasser in den Schlachtensee erfolgte in der Vergangenheit durch ein festes Auslaufbauwerk unter der Brücke des Erdmann – Graeser – Weges in einen Kanal, der mit natürlichem Gefälle bis zum Schlachtensee verläuft und an dessen Nordende einmündet. Die Sohlhöhe des Auslaufbauwerkes am Waldsee ist unbekannt. Vor einigen Jahren wurde das Auslaufbauwerk verschlossen, um eine Belastung des nährstoffarmen Schlachtensees durch nährstoffreiches Wasser aus dem Waldsee zu verhindern. Seitdem kann, wie in 2017 geschehen, überschüssiges Wasser aus dem Waldsee nur durch die ereignisbezogene Installation einer Generator – Pumpeneinheit und die Verlegung eines Schlauches aus dem Waldsee in den noch vorhandenen Kanal abgeleitet werden.

Die Wassermengen der einzelnen Bilanzgrößen des Wasserhaushalts sind nur teilweise bekannt.

Sehr genaue Aufzeichnungen für die Speisung des Waldsees sind für die Überleitung aus dem Schlachtensee verfügbar, die Niederschlagsmenge kann aus den verfügbaren Niederschlagsdaten der Station Berlin-Dahlem angeleitet werden.

Jahr	Gesamt	Überleitung Schlachtensee	Niederschlag auf Waldsee (2,65 ha)	Niederschlag Berlin-Dahlem
		in m <sup>3</sup>	in m <sup>3</sup>	in l/m <sup>2</sup>
2009	66.738	50.361	16.377	618
2010	67.782	51.378	16.404	619
2011	68.548	51.455	17.093	645
2012	63.448	48.210	15.238	575
2013	47.012	29.310	17.702	668
2014	94.170	81.529	12.641	477
2015	81.046	67.849	13.197	498
2016	120.669	107.313	13.356	504
2017	77.865	55.234	22.631	854
2018	79.868	71.918	7.950	300
Mittel	76.714	61.456	15.259	576

Tab. 1: Speisungsmengen des Waldsee aus den Quellen Niederschlag und Überleitung aus dem Schlachtensee (Quellen: Überleitung Schlachtensee: BWB; Niederschlag: [www.wetteronline.de](http://www.wetteronline.de); Zusammenstellung: Waldsee e.V.)

Entsprechend der Volumenanteile der beiden Becken des Waldsees strömen 78,6 % des vom Schlachtensee übergeleiteten Wassers, und damit ca. 48.300 m<sup>3</sup> in den Nordostteil des Waldsees und ca. 13.150 m<sup>3</sup> in den Südwestteil.

Für die dritte Speisungsquelle des Waldsees, das Regenwasserkanalnetz, erfolgte eine Abschätzung der abgeleiteten Wassermengen in BIOPLAN (2019). In der Kalkulation werden die Teileinzugsgebiete Argentinische Allee, Goethestraße und Fischerhüttenweg berücksichtigt. In den Teileinzugsgebieten werden die befestigten Flächen nach Dachflächen und Straßen-/Hofflächen unterschieden. Bestehende Unterschiede in der Art des Belages der Straßen-/Hofflächen (Asphalt, Kopfsteinpflaster) wurden in BIOPLAN (2019) nicht berücksichtigt.

Nach Recherchen des Waldsee e.V. (PRIBILLA, pers. Mitt., 2019) kann man davon ausgehen, dass ein Großteil der Dachflächen nicht an das Regenwasserkanalnetz angeschlossen sind, da die Genehmigungspraxis durch die BWB sehr restriktiv gehandhabt wird. Aus diesem Grund erfolgte eine Neukalkulation der der Abflussmengen aus dem Regenwasserkanalnetz mit der Annahme, dass von den Dachflächen kein Abfluss im Regenwasserkanalnetz entsteht.

Nach Recherchen des Waldsee e.V. (PRIBILLA, pers. Mitt., 2019) kann man ebenso davon ausgehen, dass das Teileinzugsgebiet Goethestraße durch den großen Anteil an Kopfsteinpflaster als Straßenbelag eine wesentlich geringere Wassermenge in das Regenwasserkanalnetz ableitet, als in BIOPLAN (2019) dargestellt. In Abstimmung mit BIOPLAN (LAMBERT, pers. Mitt., 2019) wurde die in BIOPLAN (2019) kalkulierte Abflussmenge aus dem Teileinzugsgebiet Goethestraße auf 20 % reduziert.

Die Ergebnisse der Untersuchungen aus BIOPLAN (2019) und der auf Grund der tatsächlichen Gegebenheiten durchgeführten Anpassungen sind in der folgenden Tabelle dargestellt.

Einzugsgebiet	Gesamtfläche EZG	davon befestigte Flächen	davon Straßen- und Hofflächen	davon Dachflächen	Anteil Straßen- und Hofflächen	Regenwasserzuflüsse nach BIOPLAN (2019)	Regenwasserzuflüsse reduziert* nach tatsächlichen Verhältnissen
	in ha	in ha	in ha	in ha	in %	in m <sup>3</sup> /a	in m <sup>3</sup> /a
Fischerhüttenstraße	20,8	5,7	4,1	1,6	72,5	17.500	12.683
Goethestraße	8,3	2,5	1,2	1,3	49,9	7.600	758
Argentinische Allee	35,6	11,8	8,4	3,4	71,3	36.000	25.670
Gesamt	64,7	20,0	13,8			61.100	39.111

\* Verringerung der in BIOPLAN (2019) kalkulierten Abflüsse auf die Straßen- und Hofflächen und hinsichtlich der realen Versiegelungssituation im Einzugsgebiet Goethestraße (Kopfsteinpflaster)

Tab. 2: Speisungsmengen des Waldsee aus der Regenwasserkanalisation (Quelle: BIOPLAN (2019); verändert nach Recherchen PRIBILLA (pers. Mitt. 2019))

Damit verteilt sich die durchschnittliche, dem Waldsee zufließende Gesamtwassermenge von 115.826 m<sup>3</sup>/a wie folgt auf die bekannten Speisungsquellen (ohne Grundwasser): Überleitung aus

dem Schlachtensee:  $61.456 \text{ m}^3/\text{a}$  (53,1 %), Niederschlag auf die Wasserfläche:  $15.259 \text{ m}^3/\text{a}$  (13,2 %), Zufluss aus der Regenwasserkanalisation:  $39.111 \text{ m}^3/\text{a}$  (33,7 %). Damit ist die Überleitung von Wasser aus dem Schlachtensee die mit Abstand bedeutendste Speisungsquelle.

Bei einem Volumen von ca.  $62.500 \text{ m}^3$  wird der Wasserkörper des Waldsees damit pro Jahr theoretisch fast zweimal ausgetauscht. Der damit verbundene Verlust von Wasser erfolgt als Abstrom in das Grundwasser bzw. als Verdunstung von der freien Wasseroberfläche. Die Verdunstung von der freien Wasserfläche ist mindestens so hoch wie der Niederschlag, der auf die Wasserfläche fällt. In einer Beispielrechnung des DWD ([http://www.teichbau-profi.de/resources/userdata/images/image/Gewaesser\\_Verdunstung.png](http://www.teichbau-profi.de/resources/userdata/images/image/Gewaesser_Verdunstung.png)) für einen See mit einer mittleren Tiefe von 2,0 m für einen Beispielort mit einer Niederschlagshöhe von 640 mm beträgt die Verdunstung ca. 115 % der Niederschlagssumme des Jahres. Für den Waldsee ergäbe sich daraus eine Verdunstung von ca.  $17.500 \text{ m}^3/\text{a}$  und ein Abstrom in das Grundwasser von mindestens ca.  $98.300 \text{ m}^3/\text{a}$ .

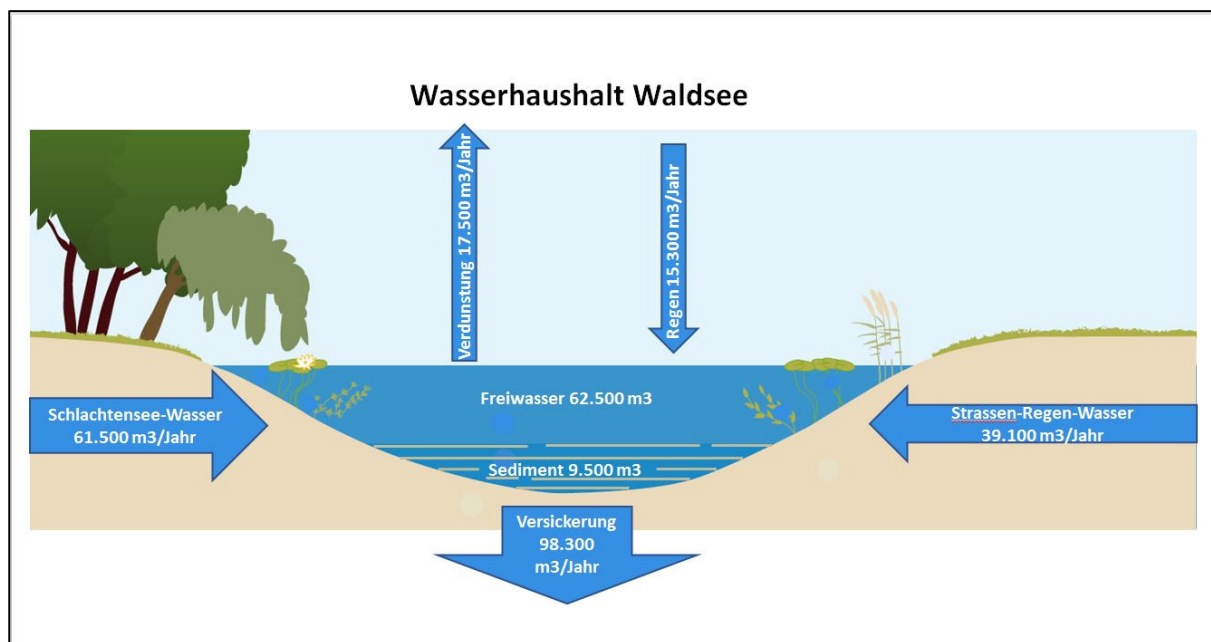


Abb. 3: Größen des Wasserhaushaltes des Waldsee Zehlendorf (Quelle: Waldsee e.V., PRIBILLA)

## **Darstellung der Wasserqualität im Jahr 2018 und im Vergleich zum Untersuchungsjahr 2014**

Die Untersuchung der Wasserqualität (Probenahme und Analytik) im Jahr 2014 erfolgte durch die IaG GmbH im Auftrag des Vereins für Umweltschutz und Landschaftspflege für den Waldsee in Berlin Zehlendorf e.V. (Waldsee e.V.). Alle trophiebestimmenden Parameter (Gesamt-Phosphor, Chlorophyll-a, Sichttiefe) wurden erhoben. Eine Klassifikation der Trophie nach LAWA (2014) ist mit einer Frühjahrsprobe (April) und zusätzlich drei Proben aus der Vegetationsperiode (Mai – August) möglich.

Im Zeitraum 2017 – 2018 erfolgte die Probenahme durch den Waldsee e.V., die chemische Analytik der Proben durch die IaG GmbH. Nicht an allen Terminen wurden an beiden Messstellen Proben entnommen. An allen Probenterminen erfolgte die Analytik für Phosphor, Stickstoff und Eisen. Die Messung der Sichttiefe und die Analytik für Chlorophyll-a (Chl.-a) erfolgten nur an ausgewählten Terminen. Eine Klassifikation der Trophie nach LAWA (2014) ist trotz einzelner fehlender Analyseergebnisse, insbesondere für den Parameter Sichttiefe, provisorisch möglich.

### **Phosphor**

Phosphor ist, neben Stickstoff, der wichtigste Nährstoffparameter, der für die photoautotrophe Primärproduktion zur Verfügung stehen muss.

Die Konzentrationen des Phosphors (Gesamt-Phosphor) unterschieden sich sowohl zwischen den Untersuchungsreihen 2014 sowie 2017/2018 als auch zwischen den beiden Untersuchungspunkten Südwestbecken und Nordostbecken.

In 2014 betrug der Mittelwert der Konzentration des Phosphors im Nordostbecken 0,070 mg/l, im Südwestbecken 0,077 mg/l.

In der Untersuchungsperiode 2017/2018 betrug der Mittelwert der Konzentration des Phosphors im Nordostbecken 0,079 mg/l, im Südwestbecken 0,104 mg/l. Wird ein Mittelwert nur für den mit den Untersuchungen in 2014 direkt vergleichbaren Zeitraum April – August 2018 gebildet, so beträgt er für das Nordostbecken 0,092 mg/l und für das Südwestbecken 0,144 mg/l

Daraus ergibt sich, dass die mittleren Konzentrationen des Gesamt-Phosphors grundsätzlich im Nordostbecken etwas niedriger sind als im Südwestbecken. Im Vergleich der Untersuchungsperioden 2014 und 2017/2018 ergibt sich, dass in der Periode 2017/2018 insbesondere im Südostbecken deutlich höhere Konzentrationen ermittelt werden konnten, als im Jahr 2014.

Für die Trophieklassifikation werden folgende Daten genutzt:

- Konzentration Gesamt-Phosphor Frühjahr (April 2014, April 2018)
- Konzentration Gesamt-Phosphor Saison (April-August 2014, April-August 2018)

Daraus ergeben sich folgende Einzelindices der Trophieklassifikation:

- $TP_{Früh}$  Nordostbecken 2014: 3,9
- $TP_{Früh}$  Nordostbecken 2018: 3,9
- $TP_{Früh}$  Südwestbecken 2014: 3,8
- $TP_{Früh}$  Südwestbecken 2018: 4,1
- $TP_{Saison}$  Nordostbecken 2014: 3,3
- $TP_{Saison}$  Nordostbecken 2018: 3,6
- $TP_{Saison}$  Südwestbecken 2014: 3,4
- $TP_{Saison}$  Südwestbecken 2018: 4,1

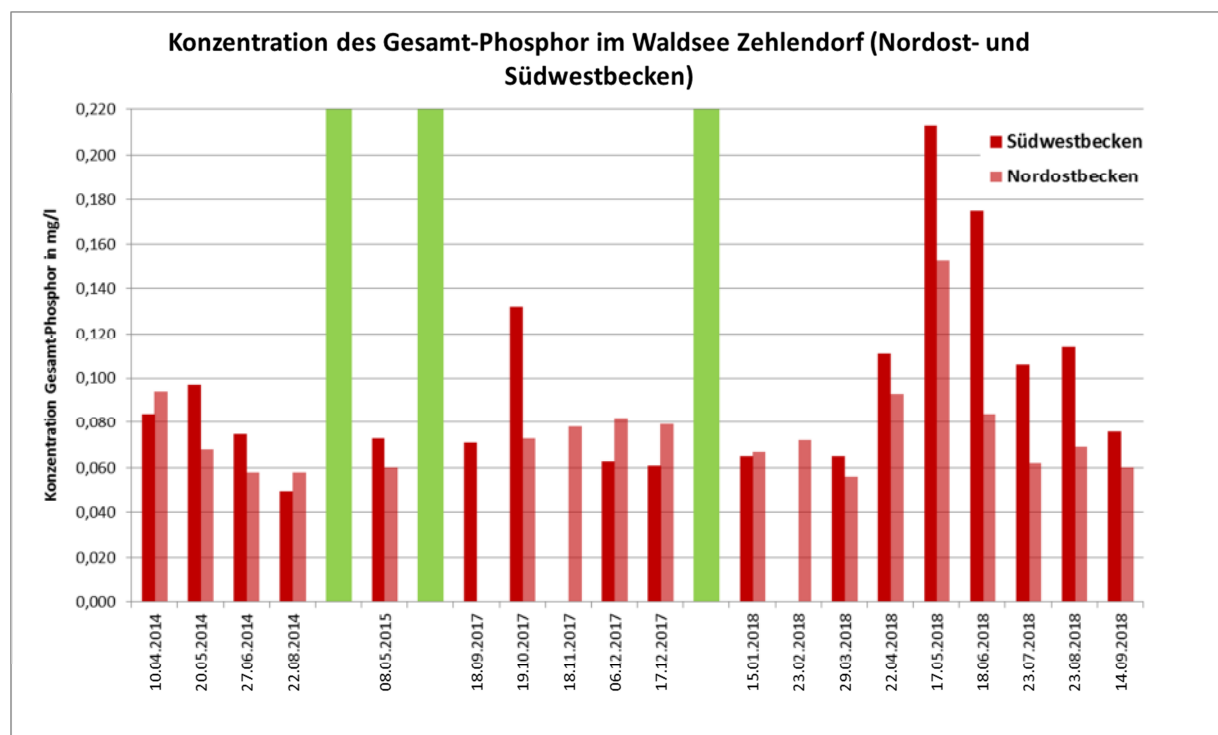


Abb. 4: Konzentration des Gesamt-Phosphor im Waldsee Zehlendorf im Zeitraum 2014 - 2018

Der Anteil des gelösten (Ortho-) Phosphors am Gesamt-Phosphor schwankt beträchtlich im Jahresverlauf. Während in der Vegetationsperiode nur zwischen 10 und 20 % des Phosphors als gelöster Phosphor vorliegen, so sind dies außerhalb der Vegetationsperiode 30 – 70 %.

## Chlorophyll-a

Die Konzentration des Chlorophyll-a (Chl.-a) steht als Maß für die Primärproduktion des Phytoplanktons und damit die Trophie wie auch die planktonbedingte Trübung des Wasserkörpers. Sie ist direkt von der Konzentration der Nährstoffe Phosphor und Stickstoff abhängig, die das Niveau der planktischen Primärproduktion bestimmen.



Wie auch beim trophiebestimmenden Parameter Phosphor bestehen für die Konzentration des Chl.-a Unterschiede zwischen Nordost- und Südwestbecken des Waldsees wie auch zwischen den Untersuchungskampagnen in 2014 und 2017/2018.

In 2014 betrug der Mittelwert der Konzentration des Chl.-a im Nordostbecken 40 µg/l, im Südwestbecken 32 µg/l.

In der Untersuchungsperiode 2017/2018 betrug der Mittelwert der Konzentration des Chl.-a im Nordostbecken 38 µg/l, im Südwestbecken 61 µg/l. Wird ein Mittelwert nur für den mit den Untersuchungen in 2014 direkt vergleichbaren Zeitraum April – August 2018 gebildet, so beträgt er für das Nordostbecken 36 µg/l und für das Südwestbecken 64 µg/l.

Während in 2014 im Nordostbecken etwas höhere Konzentrationen des Chl.-a als im Südwestbecken analysiert wurden, war die Situation in 2018 umgekehrt. Im Südwestbecken wurden deutlich höhere Konzentrationen bestimmt als im Nordostbecken.

Im Vergleich der Untersuchungsperioden 2014 und 2017/2018 kann festgestellt werden, dass im Nordostbecken in beiden Untersuchungsperioden mit Konzentrationen zwischen 36 und 40 µg/l ähnliche Verhältnisse herrschten. Im Südwestbecken hingegen unterschieden sich die Verhältnisse deutlich mit 32 µg/l in 2014 und 61 bzw. 64 µg/l 2018.

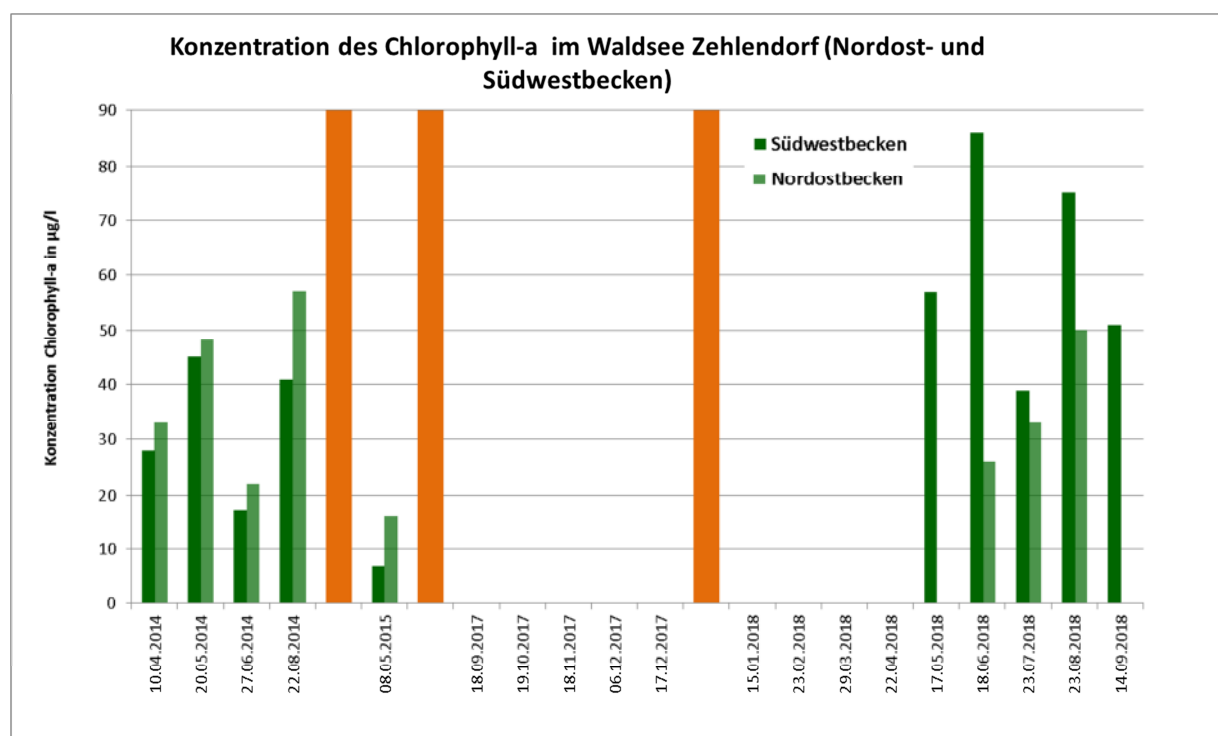


Abb. 5: Konzentration des Chlorophyll-a im Waldsee Zehlendorf im Zeitraum 2014 - 2018

Für die Trophieklassifikation werden folgende Daten genutzt:

- Konzentration Chlorophyll-a Saison (April-August 2014, April-August 2018)



Daraus ergeben sich folgende Einzelindices der Trophieklassifikation:

- $\text{Chl.-a}_{\text{Saison}}$  Nordostbecken 2014: 3,7
- $\text{Chl.-a}_{\text{Saison}}$  Nordostbecken 2018: 3,6
- $\text{Chl.-a}_{\text{Saison}}$  Südwestbecken 2014: 3,5
- $\text{Chl.-a}_{\text{Saison}}$  Südwestbecken 2018: 4,1

## Sichttiefe

Die Sichttiefe ist der dritte für die Trophieklassifikation relevante Parameter. Die Sichttiefe ist ein Parameter der Trübung des Wasserkörpers, der in erster Linie durch die Biomasse der planktischen Algen bestimmt ist, aber auch durch andere in den Wasserkörper eingetragene Trübstoffe beeinflusst werden kann. Für den Waldsee kommen dafür Trübstoffe in Frage, die durch die Regenwassereinleitungen eingetragen werden.

Auch für den Parameter Sichttiefe bestehen beträchtliche Unterschiede zwischen den Untersuchungsperioden 2014 und 2017/2018 sowie zwischen den beiden Becken des Waldsees.

Im Jahr 2014 schwankte die Sichttiefe in den beiden Becken des Waldsees im Untersuchungszeitraum von April – August zwischen 0,9 m und 1,6 m, der Unterschied zwischen beiden Becken war an den einzelnen Untersuchungsterminen sehr gering und betrug maximal 0,2 m, an zwei Terminen wurde die gleiche Sichttiefe gemessen.

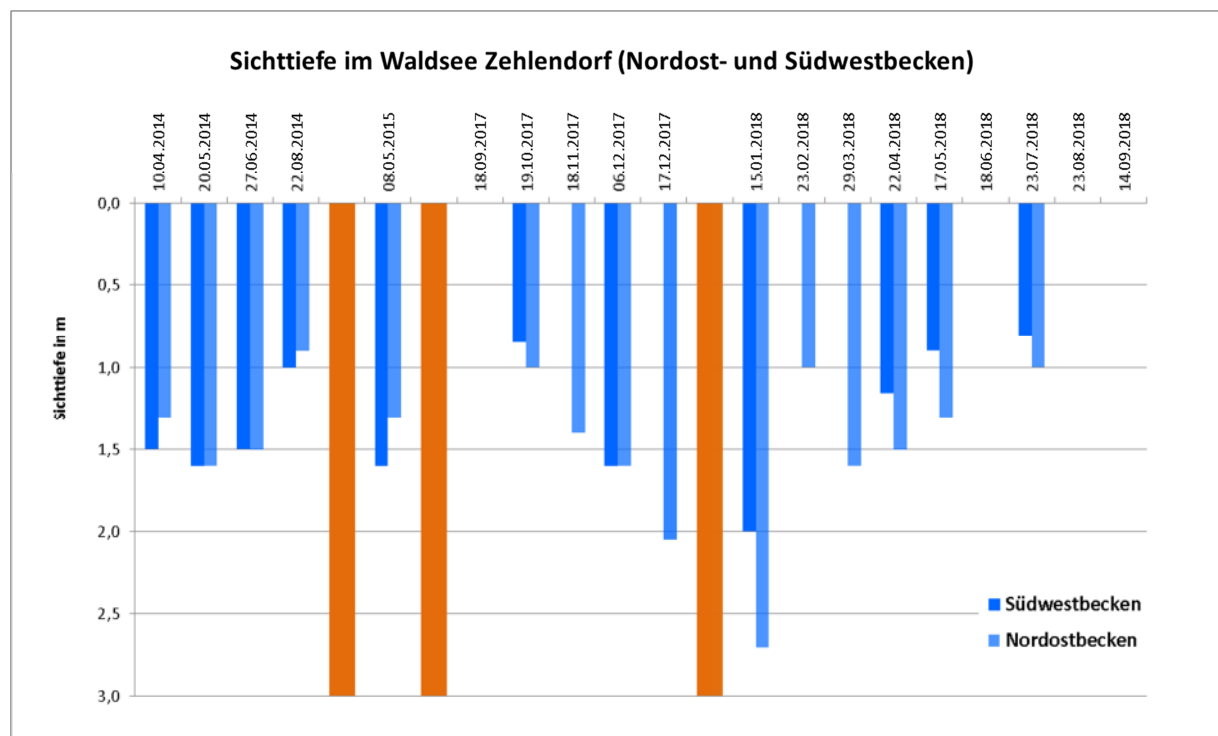


Abb. 6: Sichttiefe im Waldsee Zehlendorf im Zeitraum 2014 - 2018

Im Untersuchungszeitraum 2017/2018 wurden insbesondere im Dezember 2017 und Januar 2018, außerhalb der Vegetationsperiode, deutlich höhere Sichttiefen von 2,0 – 2,7 m gemessen. Ursache dafür ist, dass im Winter die planktische Primärproduktion durch die geringen Temperaturen und schlechten Lichtverhältnisse eingeschränkt ist. In der Vegetationsperiode gingen die Sichttiefen wieder deutlich zurück, im Nordostbecken wurden zwischen April und August 1,0 – 1,6 m gemessen, im Südwestbecken 0,7 – 1,2 m.

Für die Trophieklassifikation werden folgende Daten genutzt:

- Sichttiefe Saison (April-August 2014, April-August 2018)

Daraus ergeben sich folgende Einzelindices der Trophieklassifikation:

- Sichttiefe<sub>Saison</sub> Nordostbecken 2014: 3,0
- Sichttiefe<sub>Saison</sub> Nordostbecken 2018: 3,0
- Sichttiefe<sub>Saison</sub> Südwestbecken 2014: 2,9
- Sichttiefe<sub>Saison</sub> Südwestbecken 2018: 3,4

## Trophieklassifikation

Die Trophieklassifikation für die beiden Seeteile erfolgt nach LAWA (2014). Für die Klassifikation wurden die Seebecken jeweils der Gruppe der polymiktischen Seen mit einer mittleren Tiefe von < 3,0 m zugeordnet.

Wie die Diskussion zu den die Trophie bestimmenden Parametern gezeigt hat, unterscheiden sich die beiden Becken des Waldsees hinsichtlich ihrer Trophie, gleichzeitig unterscheiden sich auch die trophischen Verhältnisse in den Untersuchungsjahren.

SEENAME	JAHR	ST <sub>Sais</sub>	Chl-a <sub>Sais</sub>	TP <sub>F</sub>	TP <sub>Sais</sub>	LAWA-INDEX	Index ST	Index Chl a	Index TP <sub>F</sub>	Index TP <sub>Sais</sub>	Trophiegrad
		m	µg/l	µg/l	µg/l						
Waldsee, Nordostbecken	2014	1,33	40	94	70	3,49	2,98	3,72	3,90	3,34	e2
Waldsee, Nordostbecken	2018	1,27	36	93	92	3,55	3,04	3,64	3,89	3,63	p1
Waldsee, Südwestbecken	2014	1,40	33	84	77	3,42	2,91	3,55	3,77	3,44	e2
Waldsee, Südwestbecken	2018	0,95	64	111	144	3,94	3,40	4,12	4,10	4,10	p1

Tab. 3: Trophieklassifikation für die Becken des Waldsee Zehlendorf für die Jahre 2014 und 2018 nach LAWA (2014)

Im Jahr 2014 unterschieden sich beide Becken nur gering, mit Indices von 3,42 (Südwestbecken) und 3,49 (Nordostbecken) werden beide Becken noch mit dem Trophiegrad stark eutroph (e2) klassifiziert. Auf der 8-stufigen Trophieskala für polymiktische Flachseen sind die Seen damit in Stufe 5 einzustufen. Die Klassengrenze des Trophiegrades liegt bei 3,5, so dass die Klasse 5 nur knapp erreicht wird.

Im Jahr 2018 unterschieden sich beide Becken hinsichtlich ihrer Trophie stärker voneinander. Das Nordostbecken weist einen Index von 3,55 auf, damit hat sich der Index gegenüber 2014 nur leicht verändert, das Becken ist nun mit dem Trophiegrad schwach polytroph (p1) zu charakterisieren und in die Stufe 6 der 8-stufigen Trophieskala einzustufen. Das Südwestbecken hat sich gegenüber der Situation in 2014 deutlich stärker verschlechtert. In 2018 wurde ein Index von 3,94 erreicht. Das Becken ist nun ebenso als schwach polytroph (p1) zu bewerten. Die Klassengrenze des Trophiegrades liegt bei 4,0, so dass die Klasse 6 nur knapp erreicht wird.

Die Ursachen für die Unterschiede in den Konzentrationen der trophiebestimmenden Parameter und der Trophie selbst, und zwar sowohl zwischen den beiden Becken als auch zwischen den Untersuchungsjahren, sind vielfältig. Einige potenzielle Ursachen sollen im Folgenden benannt werden.

Grundvoraussetzung für die Entwicklung einer unterschiedlichen Trophie in beiden Becken ist die gering dimensionierte Verbindung zwischen beiden Becken, die den Wasseraustausch zwischen den Becken behindert. Im Bereich des Erdmann – Graeser – Weges weist der Verbindungskanal zwischen beiden Becken nur eine Breite von ca. 15 m und eine Ausrichtung von Südwest nach Nordost auf. Damit ist der Gewässerquerschnitt, durch den ein Wasseraustausch möglich ist, recht gering. Die Ausrichtung des Kanals verläuft zudem nahezu rechtwinklig zur Hauptwindrichtung, so dass der Wind nur einen geringen Betrag zum Wasseraustausch leisten kann.

Gleichzeitig unterscheiden sich beide Becken hinsichtlich ihrer Volumina und der Faktoren der Be- bzw. Entlastung der Wasserqualität. Einem Volumen des Waldsees von ca. 62.500 m<sup>3</sup> steht eine mittlere jährliche Speisung aus den Quellen Regenwasserkanalnetz, Überleitung vom Schlachten-see und Niederschlag auf die Wasseroberfläche von ca. 115.800 m<sup>3</sup>/a gegenüber.

Das Südwestbecken hat mit einem Volumen von 13.411 m<sup>3</sup> nur ca. 25 % des Volumens des Nordostbeckens von 49.122 m<sup>3</sup>. Gleichzeitig wird aber in das kleinere Südwestbecken ca. 66 % der Gesamtmenge des aus dem Regenkanalnetz abgeleiteten Regenwassers in der Größenordnung von ca. 25.670 m<sup>3</sup>/a abgeleitet. Damit wird der Wasserkörper des Südwestbeckens aus dieser Quelle pro Jahr theoretisch zweimal ausgetauscht. Gleichzeitig befindet sich die Einleitstelle für die Überleitung des nährstoffarmen Wassers aus dem Schlachtensee direkt unter der Brücke des Erdmann – Graeser – Weges, so dass dieser entlastende Faktor, wegen der unterschiedlichen Volumina beider Becken, vor Allem den Nordostbecken zu Gute kommt.

Damit kann eingeschätzt werden, dass die Belastung des Südwestbeckens grundsätzlich größer als die des Nordostbeckens ist, so dass sich dort grundsätzlich mit einer hohen Wahrscheinlichkeit eine höhere Trophie einstellt, als im Nordostbecken, was durch die Messwerte belegt ist.

Die beträchtlichen Unterschiede in den Trophieindices zwischen den Untersuchungsjahren sind mehrheitlich den gleichen Faktoren zuzuordnen. Entsprechend des Witterungsverlaufes und anderer Faktoren in den einzelnen Untersuchungsjahren schwankt die Speisung der Seebecken aus unterschiedlichen Quellen stark. Für die Belastung aus dem Regenwasserkanalnetz wurde zwar ein

Mittelwert aus einem Simulationszeitraum von 48 Jahren angenommen (BIOPLAN, 2019), Tabelle 1 zeigt aber, dass die jährlichen Niederschlagsmengen und damit auch die Ableitungsmengen aus dem Regenwassernetz stark schwanken können. Noch stärker schwanken die Überleitungsmengen von nährstoffarmem Wasser aus dem Schlachtensee (Tabelle 1).

Damit kann eingeschätzt werden, dass sich, abhängig von den Wassermengen, die der Waldsee in einzelnen Untersuchungsjahren aus den verschiedenen Quellen erhält, durchaus unterschiedliche Nährstoffkonzentrationen und damit deutlich unterschiedliche trophische Verhältnisse einstellen können.

### weitere untersuchte Parameter - Stickstoff

Stickstoff ist, neben Phosphor, der wichtigste Nährstoffparameter, der für die photoautotrophe Primärproduktion zur Verfügung stehen muss.

Die Konzentrationen des Stickstoffs (Gesamt-Stickstoff) unterschieden sich sowohl zwischen den Untersuchungsreihen 2014 sowie 2017/2018 als auch zwischen den beiden Untersuchungspunkten Südwestbecken und Nordostbecken.

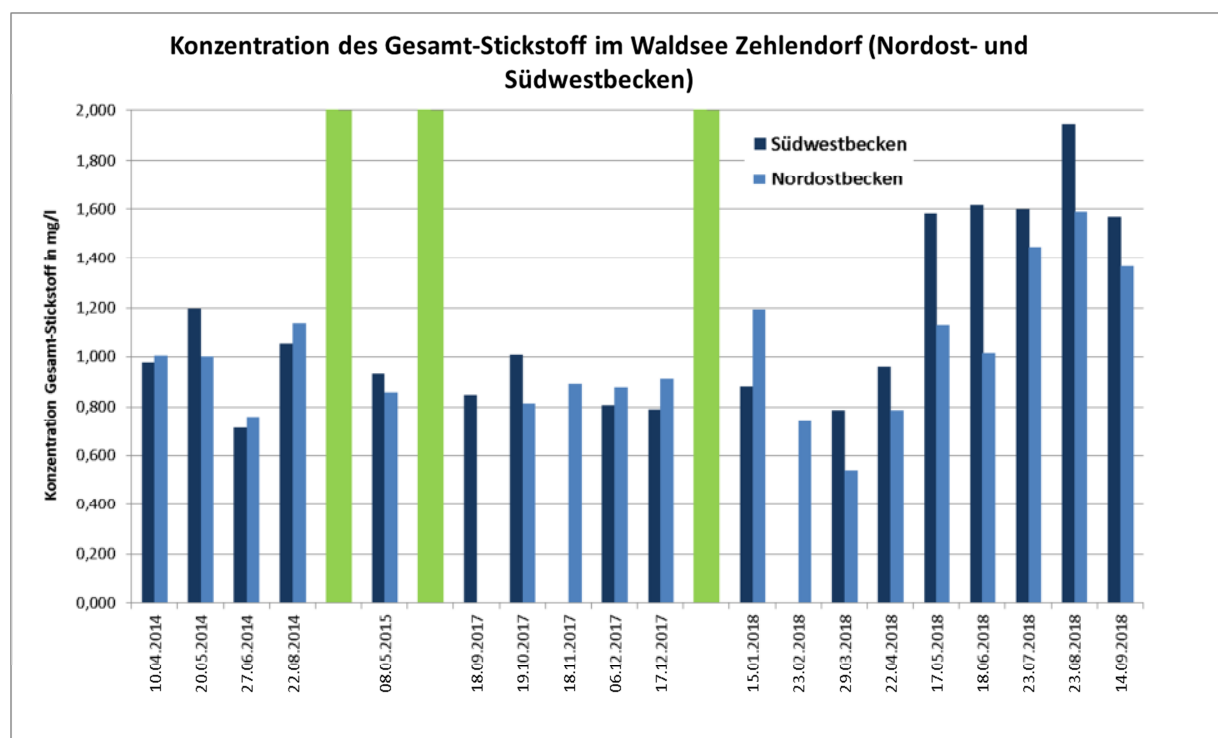


Abb. 7: Konzentrationen des Gesamt-Stickstoffs im Waldsee Zehlendorf im Zeitraum 2014 - 2018

In 2014 betrug der Mittelwert der Konzentration des Stickstoffs im Nordostbecken 0,977 mg/l, im Südwestbecken 0,983 mg/l.

In der Untersuchungsperiode 2017/2018 betrug der Mittelwert der Konzentration des Stickstoffs im Nordostbecken 1,024 mg/l, im Südwestbecken 1,197 mg/l. Wird ein Mittelwert nur für den mit den Untersuchungen in 2014 direkt vergleichbaren Zeitraum April – August 2018 gebildet, so beträgt er für das Nordostbecken 1,194 mg/l und für das Südwestbecken 1,537 mg/l

Daraus ergibt sich, dass die mittleren Konzentrationen des Gesamt-Stickstoffs, wie die des Gesamt-Phosphors, grundsätzlich im Nordostbecken etwas niedriger sind als im Südwestbecken. Im Vergleich der Untersuchungsperioden 2014 und 2017/2018 ergibt sich, dass in der Periode 2017/2018 insbesondere im Südostbecken deutlich höhere Konzentrationen ermittelt werden konnten, als im Jahr 2014.

## Nährstofflimitation

Zum Aufbau von Biomasse im Rahmen der photoautotrophen Primärproduktion müssen alle wichtigen Nährstoffe in einem bestimmten Verhältnis zur Verfügung stehen. Ab einem Verhältnis Gesamt – Phosphor zu Gesamt - Stickstoff von  $> 1:16$  (Redfield Ratio) gelten Gewässer als phosphorlimitiert, d.h. die Biomasseproduktion im Gewässer wird durch die Verfügbarkeit des Nährstoffs Phosphor begrenzt. Unterhalb eines Verhältnisses von 1:16 gelten Gewässer als stickstofflimitiert, d.h. die Biomasseproduktion im Gewässer wird durch die Verfügbarkeit des Nährstoffs Stickstoff begrenzt. Die Mehrzahl der natürlichen Gewässer Nordostdeutschlands ist phosphorlimitiert.

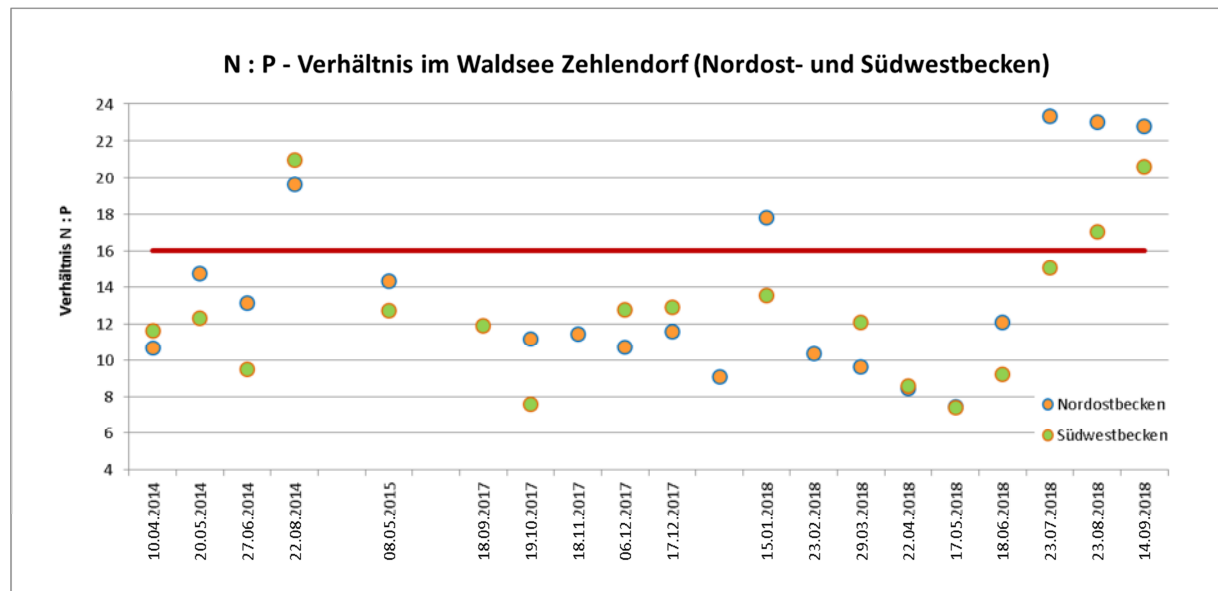


Abb. 8: Verhältnis des Gesamt-Stickstoffs zum gesamt-Phosphor im Waldsee Zehlendorf im Zeitraum 2014 - 2018

Für die beiden Becken des Waldsee Zehlendorf wurden N : P – Verhältnisse zwischen 7 und 23 errechnet, dabei liegt die Mehrzahl der Werte unterhalb 16. Daraus ergibt sich, dass die photoautotrophe Primärproduktion der beiden Becken des Waldsees Zehlendorf eher stickstofflimitiert ist.

Da jedoch auch für einzelne Termine ein Verhältnis  $> 1:16$  errechnet wurde und die Mehrzahl der Werte über 10 liegt, kann nicht von einer strengen Stickstofflimitation ausgegangen werden.

Die Ergebnisse zur Nährstofflimitation sind bedeutsam für die Entwicklung von Strategien zur Verbesserung der Wasserqualität durch Senkung der Trophie. Da sich Restaurationsmaßnahmen häufig auf eine Reduzierung der Konzentration des Phosphors richten, wirken sich diese Maßnahmen in streng phosphorlimitierten Seen sofort auf eine Senkung der Primärproduktion und damit der Trophie aus. Für den Waldsee Zehlendorf müsste die Konzentration des Phosphors deutlich stärker gesenkt werden, um einen Effekt auf die Trophie zu erzielen.

### **weitere untersuchte Parameter – gelöstes Eisen**

Im natürlichen Nährstoffkreislauf von Seen dienen die Sedimente grundsätzlich als natürliche Nährstoffsenke. Neben der Sedimentation abgestorbener organischer Biomasse spielt die chemische Bindung von gelöstem Phosphor an gelöste Metalle wie Eisen oder Aluminium eine bedeutende Rolle. Die bei der Bindung von Phosphor an Eisen und Aluminium gebildeten Komplexe können Phosphor stabil binden und im Sediment dauerhaft, und zum Teil nicht rücklösbar, einlagern. Diese chemischen Reaktionen werden in Verfahren zur Seenrestoration mittels Nährstofffällung genutzt, sie laufen jedoch auch unter natürlichen Bedingungen ab.

Ein potenzieller Bindungspartner für gelösten Phosphor ist gelöstes Eisen. Die in den beiden Becken des Waldsees festgestellten Konzentrationen schwankten zwischen 0,04 und 0,13 mg/l. Der Mittelwert für das Nordostbecken betrug 0,06 mg/l, der für das Südostbecken 0,07 mg/l. Die Konzentrationen sind so niedrig, dass nicht davon ausgegangen werden kann, dass ein hohes natürliches Bindungspotenzial besteht und bedeutende Mengen des aus der Regenwasserkanalisation in den Waldsee abgeleiteten Phosphors auf diese natürliche Weise dauerhaft im Sediment abgelagert werden.

### **Zusammenfassung Wasserqualität und Trophie**

Für den Waldsee Zehlendorf kann als Referenzzustand ein schwach eutropher (e1) Trophiegrad angenommen werden (IaG, 2014). Für polymiktische Flachseen wie den Waldsee würde das folgenden Bedingungen entsprechen:

- Mittl. Sichttiefe in der Saison (März – November): 1,3 – 1,8 m
- Mittl. Konzentration des Chl.-a in der Saison (März – November): 11 – 17 µg/l
- Mittl. Konzentration des Ges.-Phosphors in der Saison (März – November): 0,033 – 0,050 mg/l
- Konzentration des Ges.-Phosphors im Frühjahr (März – April): 0,030 – 0,043 mg/l

Während die Sichttiefe, offenbar bedingt durch das Vorkommen von Unterwasserpflanzen, als einziger die Trophie bestimmender Parameter die Zielgröße für den Referenzzustand in 2014 erreicht hat, liegen die Konzentrationen des Gesamt-Phosphors sowie des Chl.-a in den Untersuchungspe-

rioden 2014 und 2018 (Tab. 3) mindestens um das 2-3 -fache über den für den Referenzzustand charakteristischen Konzentrationen.

Da die Trophie des Waldsees im Wesentlichen durch die Nährstoffkonzentrationen im Freiwasser gesteuert wird, ist die Ursache der Nichterreichung des Referenzzustandes die übermäßige Belastung des Waldsees mit Nährstoffen, insbesondere Phosphor.

Die Nährstoffe werden durch die externen Speisungsquellen des Waldsees in den See eingetragen. Die Überleitung von Wasser aus dem nährstoffarmen Schlachtensee stellt durch die dort herrschenden niedrigen Nährstoffkonzentrationen nur eine geringe Belastung da, die zu einer Senkung der Nährstoffkonzentrationen im Waldsee durch Verdünnung führt. Auch der auf die Wasserfläche fallende Niederschlag ist durch niedrige Nährstoffkonzentrationen gekennzeichnet, so dass auch diese Speisungsquelle keine bedeutende Belastung darstellt. Ob und in welchem Maße Grund- bzw. Schichtenwasser dem See zuströmt ist unklar, die Qualität dieses Wassers ist ebenso unbekannt. Die bedeutendste externe Belastungsquelle stellen die Einleitungen aus dem Regenwasserkanalnetz dar, die in der folgenden Nährstoffbilanz quantifiziert werden sollen.

Die auf diese Weise aus den unterschiedlichen Quellen eingetragenen Nährstoffe stehen für die planktische oder makrophytische Primärproduktion zur Verfügung und haben damit das Potenzial, die Trophie zu erhöhen. Dem können grundsätzlich zwei Prozesse entgegen wirken: der Abstrom von Wasser über oberirdische Abflüsse oder das Grund- und Schichtenwasser sowie die Sedimentation von organischer Biomasse im Sediment des Sees. Durch beide Prozesse werden Nährstoffe aus dem Freiwasser entfernt und kompensieren damit die externe Belastung. Die Verdunstung von der freien Wasserfläche führt nicht zu einem Export von Nährstoffen, da bei der Verdunstung nur Wasser verdunstet, nicht aber im Wasser gelöste oder partikuläre Stoffe. Da der Waldsee keinen permanenten oberirdischen Abfluss besitzt, sind der Abstrom von Grund- und Schichtenwasser und die Sedimentation von Nährstoffen über abgestorbene Biomasse die wichtigsten Entlastungsfaktoren des Nährstoffhaushaltes des Sees. Spezielle Untersuchungen zur Menge und Qualität des Abstroms von Grund- und Schichtenwasser aus dem Waldsee liegen aktuell nicht vor. Unter Berücksichtigung der Annahmen in den Ausführungen zum Wasserhaushalt wird provisorisch von einem Abstrom von ca. 98.300 m<sup>3</sup>/a ausgegangen. Da der Abstrom durch die Poren des anstehenden Lockergesteinssubstrates erfolgt wird davon ausgegangen, dass nur gelöste Nährstoffe aus dem See exportiert werden können. Die mittlere Konzentration des gelösten Phosphors im Südwestbecken betrug im Untersuchungszeitraum 2017 / 2018 0,025 mg/l, im Nordostbecken 0,029 mg/l. In der mit dem Modell SIMPL aufgestellten Nährstoffbilanz wurde dies berücksichtigt.

Sedimente von Seen haben im Nährstoffhaushalt eine Doppelfunktion. Wie oben dargestellt, sedimentiert abgestorbene Biomasse, und damit in der Biomasse gebundene Nährstoffe, am Gewässerboden. Damit sind die Nährstoffe zunächst aus dem Freiwasser entfernt und reduzieren damit potenziell die Trophie. Am Gewässerboden findet jedoch ein mikrobieller Abbau eines Teils der Biomasse statt, so dass gelöste Nährstoffe entstehen. Die so entstandenen gelösten Nährstoffe können entweder chemisch stabil im Sediment gebunden werden, zum Beispiel an Metalloxiden wie Eisen oder Aluminium oder sie werden über Diffusionsprozesse wieder an das Freiwasser ab-

gegeben und stellen damit eine sekundäre, seeinterne Nährstoffbelastung dar. Grundsätzlich ist die Gesamtbilanz der Sedimente stets negativ, das bedeutet, dass mehr Nährstoffe dauerhaft in das Sediment eingelagert, als in das Freiwasser rückgelöst werden. Trotzdem können die Sedimente, wenn die Differenz zwischen Sedimentation und Rücklösung gering ist, eine bedeutende sekundäre, interne Belastungsquelle für Seen darstellen, die in bestimmten Fällen die externe Belastung deutlich übertreffen kann. Vor dem Hintergrund der Verbesserung der Wasserqualität spielt vor allem die Quantifizierung der Rücklösung und deren Vergleich mit anderen Belastungsquellen eine wichtige Rolle.

Für den Waldsee war die Funktion der Sedimente im Nährstoffhaushalt bislang unklar. In der folgenden Nährstoffbilanz wird diese potenzielle Belastungsquelle quantifiziert.

Sanierungs- und Restaurationsmaßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität müssen entweder die externe Belastung mit Nährstoffen reduzieren, den Export von Nährstoffen aus dem Gewässer steigern oder das Potenzial der Sedimente des Sees zur dauerhaften Festlegung von Nährstoffen aus dem Freiwasser im Sediment erhöhen.

Die wichtige Bilanzgröße des Zu- bzw. Abstroms von Wasser in das Grund- bzw. Schichtenwasser ist zwar teilweise unbekannt, andererseits stehen für diese potenzielle Quelle oder Senke im Nährstoffhaushalt des Waldsees auch keine kurzfristig umsetzbaren Sanierungs- und Restaurationsmethoden, beispielsweise zur wirksamen Reduzierung einer potenziellen Belastung aus dem Grundwasserzustrom bzw. für eine Erhöhung des Abstroms von Wasser in das Grund- und Schichtenwasser zur Verfügung.

Aus diesem Grund konzentriert sich die folgende Nährstoffbelastungsbilanz für den Waldsee auf die Faktoren externe Belastung aus dem Regenwasserkanalnetz und interne Belastung aus der Nährstoffrücklösung aus den Sedimenten als die wesentlichsten Belastungsquellen. Für diese Faktoren im Nährstoffhaushalt des Waldsees sind gleichzeitig Methoden zur Sanierung und Restauration bekannt und erprobt, die zu einer Verbesserung der Situation beitragen können.



## Überschlägige Nährstoffbelastungsbilanz

Wie dargestellt bezieht sich die überschlägige Nährstoffbelastungsbilanz für den Waldsee auf die potenziellen Belastungsquellen Ableitung aus den Regenwasserkanalnetz und Nährstoffrücklösung aus den Sedimenten.

Die überschlägige Nährstoffbelastungsbilanz dient insbesondere der Quantifizierung der beiden genannten Belastungsquellen und deren Anteil an der Gesamtbelastung vor dem Hintergrund weiterer Überlegungen, an welchen Belastungsquellen Maßnahmen zur Reduzierung der Belastung ansetzen müssen, um die Wasserqualität zu verbessern.

Die dargestellten Nährstoffbelastungsbilanzen beziehen sich ausschließlich auf den die Trophie bestimmenden Parameter Phosphor, da dieser die Trophie primär steuert und sich die genannten bekannten und erprobten Methoden zur Sanierung und Restauration mehrheitlich auf diesen Parameter richten.

Eine wesentliche Größe der Nährstoffbelastungsbilanz ist das Nährstoffinventar des Waldsees bzw. seiner beiden Becken selbst. Für die Teilvolumen beider Becken und die mittlere Konzentration des Gesamt – Phosphor im Untersuchungszeitraum September 2017 – September 2018 werden für das Nordostbecken ein mittlerer P-Inhalt von 3,9 kg, für das Südwestbecken von 1,4 kg berechnet. Trotz der bedeutend höheren Konzentration des Gesamt – Phosphors im Südwestbecken ist der Phosphorinhalt durch das bedeutend größere Volumen des Nordostbeckens mit 3,9 kg deutlich höher als im Südwestbecken mit nur 1,4 kg.

	Volumen	Volumen	TP - Konz.	TP - Inhalt
	in m <sup>3</sup>	in l	in mg/l	in kg
<b>Nordostbecken</b>	49.000	49.000.000	0,079	3,9
<b>Südwestbecken</b>	13.500	13.500.000	0,104	1,4
<b>Gesamt</b>				<b>5,3</b>

Tab. 4: mittlerer Gesamtmenge des Gesamt – Phosphors für die Becken des Waldsee Zehlendorf für den Untersuchungszeitraum September 2017 – September 2018

## Regenwasserkanalnetz

Die wesentlichen Informationen zur Nährstoffbelastung aus dem Regenwasserkanalnetz stammen aus BIOPLAN (2019). Das gesamte Gutachten ist im Anhang 2 beigefügt. Die in BIOPLAN (2019) dargestellten Zuflussmengen aus dem Regenwasserkanalnetz wurden durch Recherchen von PRIBILLA (pers. Mitt. 2019) hinsichtlich der Ableitung der Dachentwässerungen in den Einzugsgebieten des Regenwasserkanalnetzes sowie hinsichtlich der Art des Straßenbelages in Abstimmung mit BIOPLAN angepasst und in Tab. 2 dargestellt.

Neben der abgeleiteten Wassermenge ist die Konzentration des Phosphors die zweite wichtige Größe zur Abschätzung der Nährstoffbelastung aus den Ableitungen des Regenwasserkanalnetzes. BIOPLAN (2019) geht von einer mittleren Konzentration von 0,350 mg/l Gesamt – Phosphor (TP) und 0,175 mg/l gelöstem Phosphor (SRP) aus. Die angenommene Konzentration ist durch Messergebnisse aus Überwachungsprogrammen in anderen Berliner Trennsystemabflüssen (BIOPLAN, 2010) belegt.

Zur Verifizierung der Konzentration des Gesamt – Phosphor im Regenwassereinlauf des Einzugsgebietes Argentinische Allee in den Waldsee wurden im Zeitraum 23.10.2018 – 11.12.2018 durch den Waldsee e.V. an sechs Einzelterminen Wasserproben aus dem Regenwassereinlauf entnommen und im Labor der IaG GmbH hinsichtlich der Nährstoffkonzentrationen untersucht. Die Ergebnisse der Untersuchungen sind im entsprechenden Prüfbericht im Anhang 1 dargestellt. Zur Probenahme wurde mit einem Boot bis zur Einleitstelle des Regenwassereinlaufs gefahren und die Probe aus der fließenden Welle des ablaufenden Regenwasser entnommen, ohne dass zuvor eine Mischung mit dem Seewasser erfolgte.

Die einzelnen Messwerte schwanken für Gesamt – Phosphor zwischen 0,049 und 0,482 mg/l, der Mittelwert aus den sechs Einzelanalysen beträgt für TP 0,252 mg/l. Der Mittelwert für SRP (gelöster Phosphor) beträgt 0,113 mg/l. Unter Berücksichtigung der Tatsachen, dass die Stoffkonzentrationen im Verlauf eines Regenereignisses stark schwanken und die Probenahme zu einem zufälligen Zeitpunkt nach Beginn der einzelnen Regenereignisse erfolgte, ist die starke Schwankungsbreite der bestimmten Konzentrationen leicht erklärbar. Gleichzeitig belegen die erhobenen Daten die Plausibilität der Annahme aus BIOPLAN (2019), die auf der Basis wissenschaftlich determinierter Untersuchungsprogramme (BIOPLAN, 2010) mit einer insgesamt größeren Anzahl von Einzelproben getroffen wurde und die im Folgenden für die überschlägige Nährstoffbilanz genutzt wird.

Für die drei Ableitungen aus dem Regenwasserkanalnetz in den Waldsee konnten folgende Jahresfrachten ermittelt werden:

	Volumen	Volumen	TP - Konz.	TP - Fracht
	in m <sup>3</sup> /a	in l/a	in mg/l	in kg/a
<b>Fischerhüttenstraße</b>	12.683	12.683.000	0,350	4,4
<b>Argentinische Allee</b>	25.670	25.670.000	0,350	9,0
<b>Goethestraße</b>	758	758.000	0,350	0,3
<b>Gesamt</b>				<b>13,7</b>

Tab. 5: Jahresfracht des Gesamt – Phosphors die aus der Regenwasserkanalisation in die beiden Becken des Waldsee Zehlendorf abgeleitet wird

Daraus ergibt sich, dass in das Nordostbecken, in das das Regenwassereinzugsgebiet Fischerhüttenweg entwässert, pro Jahr eine Fracht des Gesamt – Phosphor von 4,4 kg abgeleitet wird.

In das Südwestbecken, in das die Regenwassereinzugsgebiete Goethestraße und Argentinische Allee entwässern, wird pro Jahr eine Fracht des Gesamt – Phosphors von 9,3 kg abgeleitet.

Bei einer Gesamtmenge des TP im Nordostbecken von 3,9 kg werden damit ca. 113 % der schon im Becken enthaltenen TP – Menge zusätzlich eingeleitet.

Bei einer Gesamtmenge des TP im Südwestbecken von 1,4 kg werden damit ca. 664 % der schon im Becken enthaltenen TP – Menge zusätzlich eingeleitet.

Damit werden durch die Ableitungen aus dem Regenwasserkanalnetz in beide Becken des Waldsees bedeutende Phosphor - Frachten eingeleitet.

Dass diese hohe bzw. extrem hohe Nährstoffbelastung nicht zu einer höheren Trophie und bedeuten schlechteren Wasserqualität geführt hat, kann auf drei Faktoren zurückgeführt werden:

- die „Verdünnung“ des Wassers des Waldsees durch die beträchtlichen Überleitungsmengen aus dem nährstoffarmen Schlachtensee,
- die dauerhafte Ablagerung von Nährstoffen als abgestorbene Biomasse in den Seesedimenten,
- der Abstrom einer beträchtlichen Wassermenge aus dem Waldsee in das Grund- und Schichtenwasser.

Die angestrebte Verbesserung der Wasserqualität und des ökologischen Zustandes des Waldsee Zehlendorf hin zu seinem schwach eutrophen Referenzzustand kann, unabhängig von der Nährstofffracht aus der Nährstoffrücklösung aus den Sedimenten als potenzieller zusätzlicher Belastungsfaktor, nur dann erreicht werden, wenn die Nährstoffbelastung aus dem Regenwasserkanalnetz, insbesondere durch Phosphor, in bedeutendem Maße gesenkt wird.

## **Sedimente**

Die Rolle der Sedimente im Nährstoffhaushalt der beiden Becken des Waldsees wurde durch GONSIORCZYK (2019) untersucht. Das gesamte Gutachten ist im Anhang 3 beigefügt.

Zur Erfassung und Bewertung der Sedimente wurden aus dem Waldsee im Hochsommer, am 21.06.2018, insgesamt neun Sedimentkerne (Nordostbecken 4, Südwestbecken 5) entnommen und im Labor des Leibniz – Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) Neuglobsow untersucht. Die Lage der Untersuchungspunkte ist in der folgenden Abbildung dargestellt.



Abb. 9: Lage der Untersuchungspunkte im Waldsee (Kartenquelle: K5 RD / CD 98.1, Hg.: Senatsverwaltung für Bauen, Wohnen und Verkehr), Quelle: GONSIORCZYK (2019)

Ein Großteil der Untersuchungen erfolgte an allen neun Untersuchungspunkten. Einige Untersuchungen erfolgten hingegen nur an den Untersuchungspunkten NO 3 (tiefster Bereich Nordostbecken = NO), SW 6 (tiefster Bereich Südwestbecken = SW) sowie SW 8 (Mündungsbereich Regenwassereinleitung Argentinische Allee und Goethestraße = SW-R). Der näher an der Einleitstelle Argentinische Allee gelegene Untersuchungspunkt SW 9 war für diese Untersuchungen zur Veränderung der Sedimentbeschaffenheit mit zunehmender Tiefe nicht geeignet, da das Sediment so stark verdichtet war, dass eine Probenahme in größeren Tiefen mit dem genutzten Uwitec-Corer nicht möglich war.

Neben der allgemeinen chemischen Charakterisierung der Sedimente wurden das P-Mobilisierungspotenzial sowie insbesondere die P-Rücklösung aus den Sedimenten ins Freiwasser des Waldsees untersucht.

Damit sollte insbesondere die Frage beantwortet werden, wie groß der Nährstoffbelastung der einzelnen Becken des Waldsees aus der Nährstoffrücklösung aus den Sedimenten ist.

Das **P-Mobilisierungspotenzial** stellt die Phosphormenge dar, die theoretisch aus dem Sediment in das Freiwasser abgegeben werden kann. Sie ist einerseits von der im Sediment enthaltenen ge-

samten Phosphormenge und andererseits von den Bindungsformen des Phosphors im Sediment abhängig.

Hinsichtlich der Phosphormenge muss grundsätzlich davon ausgegangen werden, dass nur die obersten 5-10 cm der Sedimente an der P-Mobilisierung beteiligt sind. P-Mengen, die unterhalb dieser Tiefe lagern, spielen für die P-Mobilisierung und damit Freisetzung eine geringe Rolle.

Die Gesamtmenge des in den Sedimenten enthaltenen Phosphors nimmt tendenziell mit der Sedimenttiefe ab und beträgt zwischen 1,5 und 2,5 g P / kg Trockengewicht.

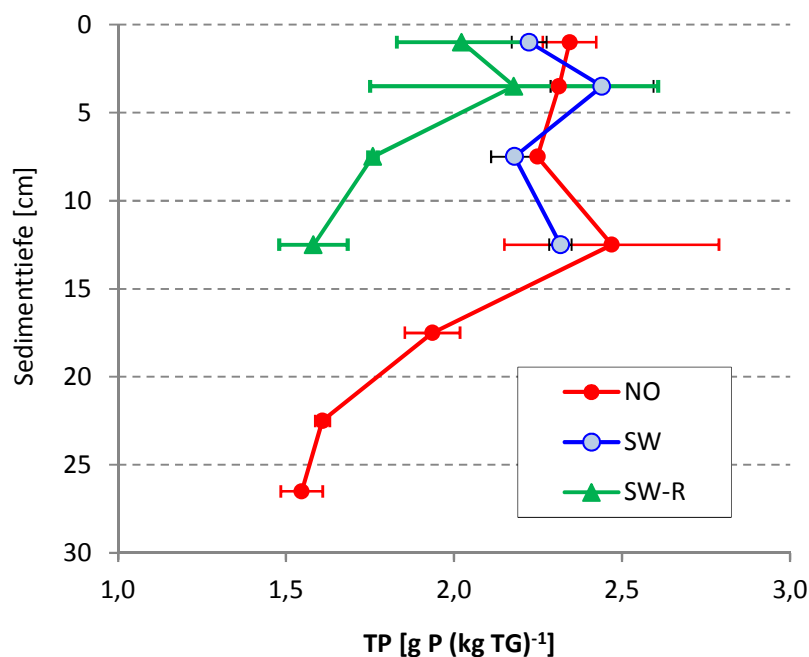


Abb. 10: Vertikalprofile der Ges.-P-Anteile (TP = total phosphorus) an drei Untersuchungspunkten im Sediment des Waldsees, Quelle: Gonsiorczyk (2019)

Die wichtigste Ursache der Abnahme der Anteile des Gesamt - Phosphor mit zunehmender Sedimenttiefe ist die Rücklösung von Nährstoffen aus dem Sediment in das Freiwasser. Die Anteile des Gesamt – Phosphors stellen gleichzeitig das grundsätzliche theoretische Mobilisierungs- bzw. Rücklösungspotenzial dar.

Ein bedeutender Faktor für die reale Nährstoffrücklösung sind die Bindungsformen des Phosphors im Sediment. Das bedeutet, dass nicht die gesamte Phosphormenge, die im Sediment enthalten ist, löslich ist und damit wieder an das Freiwasser abgegeben werden kann. Der P-Anteil der in stabilen Bindungsformen im Sediment eingelagert ist, ist nicht mobilisierbar und kann damit nicht in das Freiwasser rückgelöst werden. Nur die labilen P-Formen sind mobilisierbar und bilden das Potenzial für die Rücklösung von Phosphor aus dem Sediment in das Freiwasser.

Die Anteile des stabil bzw. labil im Sediment gebundenen Phosphors sind in der folgenden Abbildung dargestellt. Dabei sind die labil gebundenen P-Anteile in orange-gelben Farbtönen dargestellt, die stabil gebundenen Anteile in blauen Farbtönen.

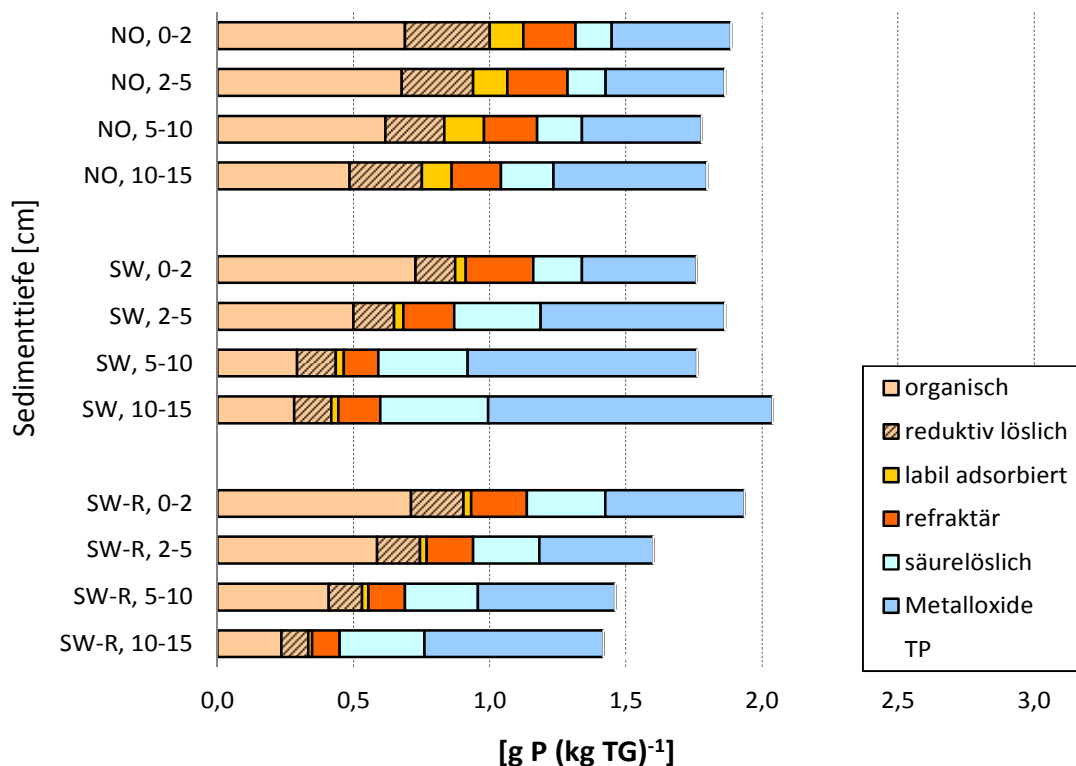


Abb. 11: Verteilung der verschiedenen P-Bindungsformen im Sediment an den drei Untersuchungspunkten im Waldsee, Quelle: GONSIORCZYK (2019)

Aus der Abbildung wird deutlich, dass nur ein Anteil von 0,5 – 1,3 g P / kg Trockengewicht labil gebunden ist, und damit Grundsätzlich für die Nährstoffrücklösung zur Verfügung steht. Dieser Anteil variiert stark zwischen den einzelnen Becken und Untersuchungspunkten sowie in der Sedimenttiefe. Der Anteil labil gebundenen Phosphors nimmt an allen Untersuchungspunkten mit der Tiefe ab. Auch hier ist die Ursache dafür, dass in den tieferen und damit älteren Sedimentschichten ein Teil des labil gebundenen Phosphors zu der Zeit rückgelöst wurde, als sich diese Schicht an der Sedimentoberfläche befand. Gleichzeitig zeigt dies, dass nicht der gesamte labil gebundene Phosphoranteil rückgelöst wird, da in größeren Sedimenttiefen noch beträchtliche labil gebundene P-Mengen vorhanden sind.

Es kann davon ausgegangen werden, dass die in der Sedimenttiefe 10-15 cm noch vorhandene Menge des labil gebundenen Phosphors der Anteil ist, der nicht rückgelöst wurde als er an der Sedimentoberfläche lag. Nun ist er durch neue Sedimentschichten abgedeckt und somit nicht mehr rücklöslich. Er bildet daher einen Hintergrund-Wert, der von den darüber liegenden Sedimentschichten insofern abgezogen werden kann, da auch für diese Schichten davon ausgegangen werden muss, dass eine ähnliche P-Menge nicht zurück gelöst wird.



Weil an der Rücklösung insbesondere die aller obersten cm der Sedimentschichten intensiv beteiligt sind muss davon ausgegangen werden, dass einerseits der labil gebundene P-Anteil in tieferen Sedimentschichten nur noch in geringem Maße an der Phosphorrücklösung aus dem Sediment beteiligt ist und dass andererseits nur der Anteil des labil gebundenen P, der über dem Hintergrundwert liegt, auch real rücklösbar ist.

Das so berechnete flächenbezogene P-Mobilisierungs- bzw. Rücklösungspotenzial für die beiden Seebecken ist in der folgenden Tabelle dargestellt.

	<b>NO</b>	<b>SW</b>	<b>SW-R</b>
Labil organisch gebundener P	0,52	1,01	2,34
Reduktiv löslicher P	0,10	0,07	0,38
refraktärer P	0,07	0,25	0,47
Labil adsorbierter P	0,08	0,05	0,09
<b>Summe<sup>1)</sup></b>	<b>0,76</b>	<b>1,38</b>	<b>3,27</b>

<sup>1)</sup> Leichte Differenzen durch Aufrundungen der einzelnen P-Spezies in den Zeilen

Tab. 6: P-Mobilisierungspotential (0-15 cm) auf der Grundlage der P-Bindungsformen im Sediment [g P m<sup>-2</sup>], Quelle: Gonsiorczyk (2019).

Unter Berücksichtigung der P-Bindungsformen ist damit das P-Mobilisierungspotenzial im Nordostbecken mit 0,76 g P / m<sup>2</sup> recht gering. Im Zentralteil des Südostbeckens ist das Potenzial mit 1,38 g P / m<sup>2</sup> deutlich höher, direkt vor der Einleitstelle Argentinische Alle mit 3,27 mg P / m<sup>2</sup> am höchsten. Im Mittel aus den drei Untersuchungspunkten beträgt das Mobilisierungspotenzial 1,8 g P / m<sup>2</sup>. Da nur organische Sedimente an der P-Rücklösung beteiligt sind, und die Uferbereiche durch Wellenschlag entweder frei von organischen Sedimenten sind oder nur geringe Sedimentauflagen aufweisen, wird davon ausgegangen, dass unter 90 % der Seefläche ( 23.085 m<sup>2</sup>) organische Sedimente lagern, die an der Nährstoffrücklösung beteiligt sein können (BIOPLAN, 2019). Daraus ergibt sich ein theoretisches Mobilisierungspotenzial von 41,5 kg Gesamt-Phosphor.

Bezüglich der P-Bindungsformen kann generell festgestellt werden, dass ein beachtlich großer Teil des P stabil gebunden ist, und für eine Mobilisierung und damit Rücklösung grundsätzlich nicht verfügbar ist. Damit kann abgeschätzt werden, dass die Phosphor-Rücklösung aus den Sedimenten als sekundäre P-Belastungsquelle im Waldsee Zehlendorf eine geringere Rolle spielt als in anderen Flachseen gleichen Typs.

Es sei auch noch einmal darauf verwiesen, dass die Abb. 10 deutlich macht, dass keineswegs der gesamte labil gebundene P-Anteil an der realen P-Rücklösung beteiligt sein muss. Daher ist mit einer deutlich geringeren realen P-Mobilisierung zu rechnen, die durch Messungen weiter abgeschätzt wurde.

In den Untersuchungen zur **realen** P-Mobilisierung wurde die tatsächliche P-Freisetzung durch die Diffusion gelösten Phosphors (SRP) aus dem Sedimentporenwasser in das Freiwasser an verschiedenen Stellen des Sees bestimmt.

Während das **P-Mobilisierungspotenzial** im Nordostbecken deutlich geringer ist als im Südwestbecken, kann die **reale P-Freisetzung** vom theoretischen Wert abweichen, da sie von diversen lokalen Faktoren beeinflusst wird.

Ein wichtiger Faktor ist die Temperatur an der Sedimentoberfläche und der obersten Sedimentschicht, da der Abbau von gebundenem Phosphor in gelösten Phosphor ein mikrobiologischer Prozess ist. Höhere Temperaturen im Sommer ermöglichen einen intensiven Abbau, niedrige Temperaturen im Winter hemmen den mikrobiologischen Abbau. Ein weiterer wichtiger Faktor ist der Konzentrationsgradient des gelösten Phosphors zwischen dem Porenwasser des Sediments und dem direkt über dem Sediment befindlichen Freiwasser. Je höher der Gradient desto höher die Rücklösung durch Diffusion. Ein dritter wichtiger Faktor sind die Sauerstoffverhältnisse an der Sedimentoberfläche und der obersten Sedimentschicht. Bei ausreichender Sauerstoffversorgung durch gelösten oder chemisch gebundenen (Nitrat) Sauerstoff laufen die mikrobiologischen Abbauprozesse an der Sedimentoberfläche intensiver ab, die Konzentration des gelösten P im Porenwasser der Sedimente steigt an. Im Falle anaerober Verhältnisse in den obersten Sedimentschichten geht eine Komponente des labil gebundenen P, der reduktiv lösliche Phosphor, in Lösung und erhöht so die Konzentration des gelösten P im Porenwasser. Damit sind die Einflussfaktoren für die reale P-Freisetzung sehr komplex.

Durch den Untersuchungszeitpunkt im Hochsommer stellen die analytisch festgestellten Diffusionsraten für die **reale P-Freisetzung** einen Maximalwert dar, der nur für einen Teil des Jahres repräsentativ ist. Aus Untersuchungen an ähnlichen Gewässern können, ausgehend von den Diffusionsraten im Hochsommer, für den Waldsee auch mit hinreichender Genauigkeit Diffusionsraten für andere Zeiträume des Jahres festgelegt werden, so dass es möglich ist, eine Jahresfracht für die Diffusion von gelöstem Phosphor aus den Sedimenten in das Freiwasser des Waldsees zu bestimmen.

Dabei sind die im Zusammenhang mit den Probenahmen am 21.06.2018 analysierten Rücklösungsdaten zur **realen P-Freisetzung** repräsentativ für den Zeitraum der Vegetationsperiode zwischen April und Oktober. Außerhalb dieser Periode sind die Rücklösungsdaten erfahrungsgemäß deutlich geringer und können mit ca. 20 % der Rücklösungsrate während der Vegetationsperiode angenommen werden.

Die so abgeschätzten Rücklösungsdaten sind in der folgenden Tabelle dargestellt.

	NO-Becken	SW-Becken
April-Oktober	1,70 ± 1,87	0,73 ± 0,71
November-März (20 %)	0,34 ± 0,38	0,15 ± 0,14
<b>Jahr</b>	<b>1,14 ± 1,26</b>	<b>0,49 ± 0,48</b>

Tab. 7: Abschätzung der für das ganze Jahr relevanten SRP-Diffusionsraten aus dem Sediment im NO- und SW-Becken des Waldsees [mg/m<sup>2</sup>\*d], Quelle: Gonsiorczyk (2019)

Die Tabellen 6 und 7 zeigen für das Nordost- und das Südwestbecken reziproke Verhältnisse für das **theoretische P-Mobilisierungspotenzial** und die **real gemessenen P-Rücklösungsdaten**. Im



Nordostbecken stehen einem, gegenüber dem Südwestbecken, niedrigen P-Mobilisierungspotenzial hohe real gemessene Diffusionsraten gegenüber. Im Südwestbecken ist es umgekehrt, einem hohen Mobilisierungspotenzial stehen, gegenüber dem Nordostbecken, deutlich niedrigere Diffusionsraten gegenüber. Ursache dafür ist, dass für die reale Rücklösung, wie oben beschrieben, die konkreten Bedingungen an der Probenstelle entscheidend sind.

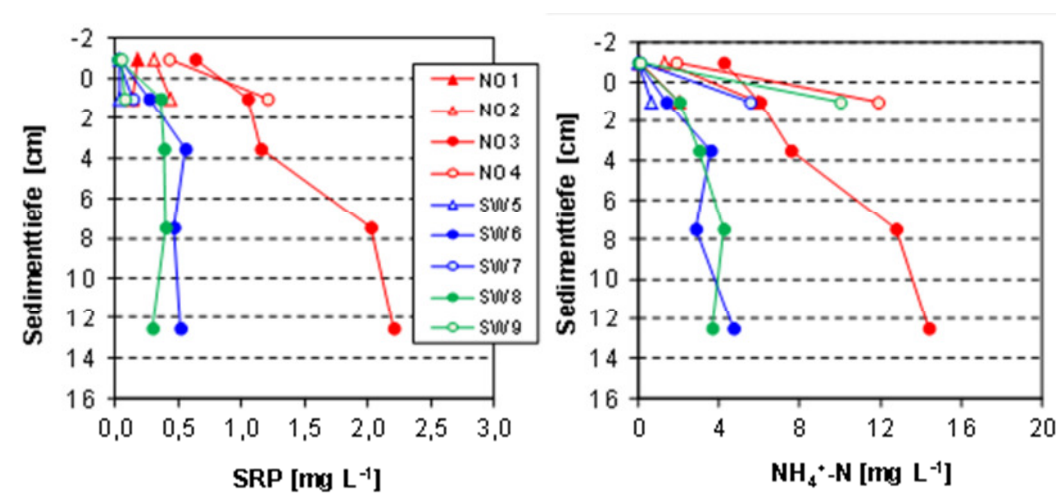


Abb. 12: Tiefenprofile der SRP- und  $\text{NH}_4^+$ -Konzentrationen im Porenwasser der Sedimente an den verschiedenen Untersuchungspunkten im Waldsee, Quelle: Gonsiorczyk (2019)

Abbildung 11 zeigt, wie unterschiedlich zwei, die reale P-Rücklösung bestimmende Parameter in beiden Becken ausgeprägt waren. An den Messstellen NO 3 und NO 4 war der Konzentrationsgradient des gelösten P (SRP) zwischen der Wasserschicht direkt über dem Sediment und dem Porenwasser der obersten Sedimentschicht deutlich größer, als an den Messstellen SW 6 und SW 8. Dies ist der wichtigste Grund für die deutlich höhere, real bestimmte Rücklösungsrate für das Nordostbecken.

In Bezug auf die Flächenanteile der in der Rücklösung aktiven Sedimentoberfläche (ca. 90 % der Wasserfläche der Becken) wurden damit die in der folgenden Tabelle dargestellten jährlichen Phosphor-Frachten aus dem Sediment in das Freiwasser der Seebecken dargestellt.

	Fläche	aktive Fläche	TP - Rücklös.	TP - Fracht
	in $\text{m}^2$	in $\text{m}^2$	in $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$	in $\text{kg}/\text{a}$
<b>Nordostbecken</b>	15.390	13.851	1,14	5,8
<b>Südwestbecken</b>	10.260	9.234	0,49	1,7
<b>Gesamt</b>				7,5

Tab. 8: Abschätzung der Frachten des Gesamt-Phosphors aus dem Sediment in das Freiwasser der einzelnen Becken des Waldsee Zehlendorf.

## Überschlägige Nährstoffbelastungsbilanz – Vergleich der Quellen

Ziel der überschlägigen Nährstoffbelastungsbilanz war es, die beiden wichtigsten Phosphorbelastungsquellen für die beiden Seebecken überschlägig zu quantifizieren, um Ihre Bedeutung im Nährstoffhaushalt der Becken einschätzen zu können und zu erkennen, ob und welche Maßnahmen zu planen sind, um die Wasserqualität des Waldsees zu verbessern.

	Volumen	TP - Inhalt	TP-Fracht aus RW	TP - Fracht aus Sedimenten	TP - Fracht Gesamt
	in m <sup>3</sup>	in kg	in kg/a	in kg/a	in kg/a
<b>Nordostbecken</b>	49.000	3,9	4,4	5,8	10,2
<b>Südwestbecken</b>	13.500	1,4	9,3	1,7	11,0
<b>Gesamt</b>		5,3	13,7	7,5	21,2

Tab. 9: TP-Inhalt und TP – Fracht aus den Quellen Ableitung aus dem Regenwasserkanalnetz (RW) und der Rücklösung aus den Sedimenten für die einzelnen Becken des Waldsee Zehlendorf.

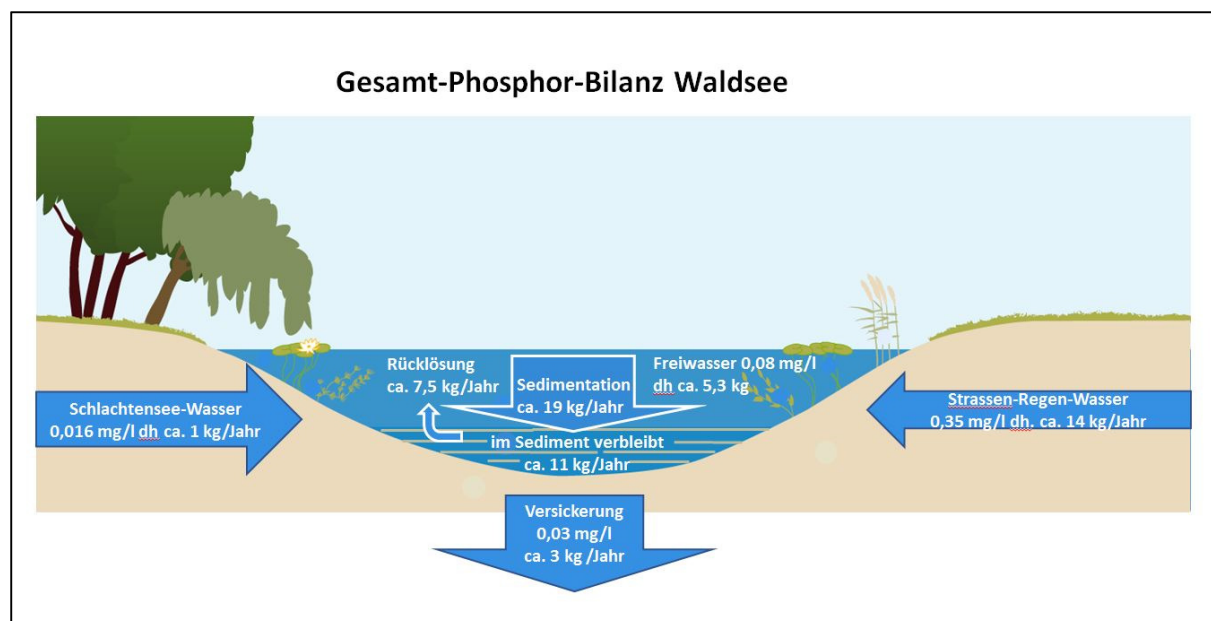


Abb. 13: Größen des Phosphorhaushaltes des Waldsee Zehlendorf (Quelle: Waldsee e.V., PRIBILLA)

Für das Nordostbecken ergibt sich bei einem TP-Inhalt von 3,9 kg eine Gesamtbelastung von 10,2 kg pro Jahr von der ca. 4,4 kg auf die Quelle der Ableitung aus dem Regenwasserkanalnetz und ca. 5,8 kg aus der Nährstoffrücklösung aus den Sedimenten entfallen. Daraus ergibt sich, dass eine Strategie zur Verbesserung der Wasserqualität an beiden Belastungsquellen ansetzen muss.

Aus den speziellen chemischen Prozessen, die für die Nährstoffrücklösung verantwortlich sind, insbesondere das jeweils nur die oberste Sedimentschicht am stärksten an der Rücklösung beteiligt ist, ist eine ausschließliche Behandlung der Sedimente nicht nachhaltig, weil sich durch eine fortbestehende externe Belastung nach kurzer Zeit eine frische Sedimentauflage über dem behandel-

ten Sediment bilden wird, aus der in ähnlicher Weise wie vor der Behandlung Nährstoffe in das Freiwasser zurück gelöst werden.

Aus diesem Grund ist es erforderlich noch vor einer Behandlung der Sedimente die externe Nährstoffbelastung in bedeutendem Maße zu reduzieren. Das erforderliche Maß der Reduzierung wurde unten mit dem Modell SIMPL modelliert. Die nach einer Behandlung des Zuflusses deutlich verringerte Gesamtbelastung führt zu einer Veränderung / Reduzierung der Trophie und damit zu einer Veränderung des Sedimentationsgeschehens, insbesondere zu einer Reduzierung der Sedimentationsrate. Dies führt möglicherweise dazu, dass auch die TP-Fracht aus der Nährstoffrücklösung zurückgeht. Wenn das Bindungspotenzial der chemischen Bindungspartner für eine stabile P-Bindung gleich bleibt und die Menge des zu bindenden P sich reduziert, verringern sich der Anteil des labil gebundenen Phosphors und damit das Rücklösungspotenzial. Aus diesem Grund ist nach erfolgreicher Umsetzung der Behandlung des Zuflusses möglicherweise eine separate Behandlung des Sedimentes nicht mehr erforderlich, weil die P-Rücklösung aus den Sedimenten auf die oben beschriebene Weise zurückgeht und die Wasserqualität nicht mehr in dem Maße beeinträchtigt, die zu einer Nichterreichung des Referenzzustandes führen würde.

Für das Südwestbecken ergibt sich bei einem TP-Inhalt von 1,4 kg eine Gesamtbelastung von 11,0 kg pro Jahr von der ca. 9,3 kg auf die Quelle der Ableitung aus dem Regenwasserkanalnetz und ca. 1,7 kg aus der Nährstoffrücklösung aus den Sedimenten entfallen. Gleichzeitig zeigt Tabelle 6, dass im Südwestbecken, insbesondere im Bereich der Regenwassereinleitung Argentinische Allee, Sedimente mit einem sehr hohen P-Mobilisierungspotenzial lagern. Daraus ergibt sich, dass eine Strategie zur Verbesserung der Wasserqualität sowohl an der Belastungsquelle der Ableitung aus dem Regenwasserkanalnetz als auch an der potenziellen Belastungsquelle der Sedimente im Bereich des Regenwassereinlaufs Argentinische Allee ansetzen muss.

Das erforderliche Maß der Reduzierung wurde unten mit dem Modell SIMPL modelliert. Da die Belastung durch die Ableitung aus der Regenwasserkanalisation ca. 85 % der Gesamtbelastung darstellt, ist zu erwarten, dass eine wirksame Behandlung dieser Quelle zu einer Verbesserung der Wasserqualität führt. Umgekehrt führt eine ausschließliche Behandlung der Sedimente nur zu einer marginalen Reduzierung der Belastung die, wie oben dargestellt, durch die andauernde externe Belastung aus dem Regenwasserkanalnetz auch nur eine geringe Wirkdauer hätte. Ausgenommen davon sind die Sedimente im Bereich zwischen der Einleitstelle Argentinische Allee und dem Messpunkt SW 8, die eine besondere Rolle im Nährstoffhaushalt des Südwestbeckens spielen. Durch das sehr hohe P-Mobilisierungspotenzial und die sehr geringe Wassertiefe in diesem Bereich ist es denkbar, dass sich die chemischen Bedingungen für eine P-Rücklösung recht schnell so verändern können, dass eine hohe P-Rücklösungsrate entsteht. Damit ist die Behandlung der Sedimente in diesem eng abgrenzbaren Bereich ebenso wichtig, wie die Behandlung der Ableitung aus der Regenwasserkanalisation.

Wie oben dargestellt, wird eine wirksame Behandlung der Belastung aus dem Regenwasserkanalnetz auch die Trophie und damit das Sedimentationsgeschehen in bedeutender Art und Weise verändern. Ob dann noch eine zusätzliche Behandlung der Belastungsquelle Sedimente im restlichen Waldsee erforderlich sein wird ist fraglich.

Daraus ergibt sich aus der überschlägigen Nährstoffbilanz für beide Seebecken, dass zur Verbesserung der Wasserqualität zunächst eine wirksame Behandlung der Belastung aus den Zuflüssen sowie eine Sedimententnahme im Bereich zwischen Messpunkt SW 8 und der Einleitstelle Argentinische Allee umgesetzt werden muss. Es wird empfohlen, die Wirkung dieser Behandlung auf die Wasserqualität und Trophie sowie die Nährstoffumsetzungsprozesse im Sediment abzuwarten und zu beobachten. Im Ergebnis kann entschieden werden, ob eine separate Behandlung der Sedimente dann noch erforderlich ist.

Aus diesem Grund wurde das erweiterte Einbox-Modell SIMPL genutzt, um zu modellieren, in welchem Maße die externe Belastung zurückgehen muss, um eine Verbesserung der Wasserqualität zu erreichen. Gleichzeitig wurde auch geprüft, ob neben der Reduzierung der externen Belastung andere Strategien existieren und realisierbar sind, um das Ziel der Verbesserung der Wasserqualität zu erreichen.

## Modellierung mit SIMPL

Zur Verbesserung der Wasserqualität des Waldsees ist es erforderlich, den Nährstoffhaushalt des Sees so zu verändern, dass die Nährstoffkonzentrationen im Freiwasser des Sees dauerhaft dem Referenzzustand entsprechen. Dies ist theoretisch nur möglich, wenn entweder die externe Belastung zurückgeht, die Nettosedimentation von Nährstoffen im Sediment erhöht oder der Export von Nährstoffen aus dem See verstärkt wird.

Zur Abschätzung der Wirkung möglicher Maßnahmen wird das Modell SIMPL (SCHAUSER, LEWANDOSKI & HUPFER, 2003) genutzt, das auf einem Einbox-Modell beruht, welches als wichtigste Bilanzgrößen die P-Konzentration im See, die P-Zuflusskonzentration sowie die Faktoren der P-Bilanz wie Verweilzeit, Abflussfaktor und Nettosedimentationskoeffizient enthält. Die Sedimente als potenzielle Nährstoffquelle werden im Einbox-Modell von SIMPL nicht berücksichtigt und müssen es entsprechend der oben geführten Diskussion zur Reihenfolge und Wirkung potenzieller Maßnahmen auch nicht, wenn sich die zentralen Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität auf die Reduzierung der Belastung aus dem Regenwassernetz beziehen.

Bei der Modellierung werden die gewässerbezogenen Ausgangsdaten in das Modell eingegeben und eine Zielgröße für die P-Konzentration festgelegt. Im Ergebnis der Modellierung schlägt das Modell Maßnahmen zur Veränderung der P-Bilanz vor, um das Ziel der Reduzierung der P-Konzentration zu erreichen.

Für die Bilanzgröße P-Konzentration im See wurden für beide Becken die Mittelwerte der Konzentrationen des Gesamt-P aus dem Zeitraum September 2017 – September 2018 genutzt. Für die Bilanzgröße P-Konzentration in den RW – Zuflüssen wurden die Angaben aus BIOPLAN (2019) genutzt. Für die P-Bilanzgröße P-Konzentration Überleitung Schlachtensee wurden Analyseergebnisse der Fa. BIOPLAN aus einer einmaligen Probenahmekampagne am 02.09.2016 genutzt. Für die P-Konzentration im Abfluss wurden die Mittelwerte der Konzentrationen des gelösten P aus dem Zeitraum September 2017 – September 2018 genutzt. Die mittlere Zuflussmenge ergibt sich aus der mittleren Jahressumme aller Zuflüsse (siehe Tab. 1 und 2). Im Modell wird die Abflussmenge gleich der Zuflussmenge gesetzt.

Da beide Becken des Waldsees über unterschiedliche Faktoren der P – Bilanz aufweisen, wurde das Modell SIMPL auf beide Becken separat angewandt.

Als Referenzzustand wird für beide Becken der Trophiegrad schwach eutroph (e1) angenommen. Nach LAWA (2014) ist dieser Referenzzustand durch eine Konzentration des Gesamt – Phosphor im Mittel der Saison von März – November zwischen  $0,033 \text{ g/m}^3$  und  $0,050 \text{ g/m}^3$  charakterisiert. Als Zielgröße für die Modellierung wurde eine Konzentration des Gesamt - Phosphor von  $0,040 \text{ g/m}^3$  genutzt.

## Nordostbecken

Für das Nordostbecken werden folgende Faktoren der P – Bilanz angenommen:

<b>Nordostbecken</b>		
Fläche	in m <sup>2</sup>	15.390
Volumen	in m <sup>3</sup>	49.000
mittlere Tiefe	in m	3,18
mittlere Zuflussmenge RW Fischerhüttenstraße	in m <sup>3</sup> /a	12.683
mittlere Zuflussmenge Überleitung Schlachtensee	in m <sup>3</sup> /a	48.300
mittlere Zuflussmenge alle Zuflüsse	in m <sup>3</sup> /a	60.983
mittlere Zuflussmenge alle Zuflüsse	in m <sup>3</sup> /d	167
P - Konzentration See	in g/m <sup>3</sup>	0,079
P - Konzentration Abfluss	in g/m <sup>3</sup>	0,029
P - Konzentration Zufluss RW Fischerhüttenstraße	in g/m <sup>3</sup>	0,350
P - Konzentration Zufluss Überleitung Schlachtensee	in g/m <sup>3</sup>	0,016
mittlere P - Konzentration alle Zuflüsse	in g/m <sup>3</sup>	0,085

Tab. 10: Faktoren der P – Bilanz für das Nordostbecken des Waldsee Zehlendorf für die Modellierung mit SIMPL

Im Ergebnis der Modellierung mit SIMPL werden folgende Maßnahmen vorgeschlagen, um die Zielgröße der Konzentration des Gesamt - Phosphor von 0,040 g/m<sup>3</sup> zu erreichen:

- permanente Reduzierung der mittleren P – Konzentration der Zuflüsse auf 0,033 g/m<sup>3</sup> oder
- permanente Verdopplung der Nettosedimentation des Phosphors im Sediment (Festlegung von Nährstoffen im Sediment) oder
- permanente Vervierfachung des Abflussfaktors (Nährstoffexport) oder
- permanente Verringerung der Zuflussmenge von 167 m<sup>3</sup>/d auf 43 m<sup>3</sup>/d (Nährstoffimport).

Selbstverständlich ist auch eine Kombination der Maßnahmen möglich.

## Südwestbecken

Für das Südwestbecken werden folgende Faktoren der P – Bilanz angenommen:

<b>Südwestbecken</b>		
Fläche	in m <sup>2</sup>	10.260
Volumen	in m <sup>3</sup>	13.500
mittlere Tiefe	in m	1,32
mittlere Zuflussmenge RW Argentinische Allee	in m <sup>3</sup> /a	25.670
mittlere Zuflussmenge RW Goethestraße	in m <sup>3</sup> /a	758
mittlere Zuflussmenge Überleitung Schlachtensee	in m <sup>3</sup> /a	13.150
mittlere Zuflussmenge alle Zuflüsse	in m <sup>3</sup> /a	39.578
mittlere Zuflussmenge alle Zuflüsse	in m <sup>3</sup> /d	108
P - Konzentration See	in g/m <sup>3</sup>	0,104
P - Konzentration Abfluss	in g/m <sup>3</sup>	0,025
P - Konzentration Zufluss RW alle	in g/m <sup>3</sup>	0,350
P - Konzentration Zufluss Überleitung Schlachtensee	in g/m <sup>3</sup>	0,016
mittlere P - Konzentration alle Zuflüsse	in g/m <sup>3</sup>	0,239

Tab. 11: Faktoren der P – Bilanz für das Südwestbecken des Waldsee Zehlendorf für die Modellierung mit SIMPL

Im Ergebnis der Modellierung mit SIMPL werden folgende Maßnahmen vorgeschlagen, um die Zielgröße der Konzentration des Gesamt - Phosphor von 0,040 g/m<sup>3</sup> zu erreichen:

- permanente Reduzierung der mittleren P – Konzentration der Zuflüsse auf 0,079 g/m<sup>3</sup> oder
- permanente Verdopplung der Nettosedimentation des Phosphors im Sediment (Festlegung von Nährstoffen im Sediment) oder
- permanente Versiebzehnfachung des Abflussfaktors (Nährstoffexport) oder
- permanente Verringerung der Zuflussmenge von 108 m<sup>3</sup>/d auf 32 m<sup>3</sup>/d (Nährstoffimport).

Selbstverständlich ist auch eine Kombination der Maßnahmen möglich.

## **Zusammenfassung der Ergebnisse der Modellierung mit SIMPL**

Die Modellierung mit SIMPL ergab, dass zur Erreichung der Zielkonzentration des Gesamt - Phosphors erhebliche Veränderungen im Nährstoffhaushalt des Waldsees bzw. seiner Teilbecken erforderlich sind.

Von den potenziellen Maßnahmen zur Veränderung des Nährstoffhaushaltes kommen für den Waldsee nur einige Maßnahmen in Frage, die realistisch umsetzungsfähig sind. Ausgeschlossen werden können für beide Seebecken die Maßnahmen zur Erhöhung des Abflussfaktors und zur Verringerung der Zuflussmenge.

Die Bilanzgröße Zuflussmenge repräsentiert einen Teil der Belastungsfaktoren der P-Bilanz. Zuflussmenge und P-Konzentration bestimmen die P-Fracht. Verringert sich die Zuflussmenge bei gleich bleibender P-Konzentration verringert sich die P-Fracht. Für den Waldsee wird die Zuflussmenge durch die Menge des abgeleiteten Regenwassers und die Überleitung aus dem Schlachtensee bestimmt. Beide Zuflüsse können nicht verändert (reduziert) werden, da die abgeleitete Regenwassermenge ausschließlich von den technisch nicht oder nicht realistisch veränderbaren Größen Niederschlagsmenge und Fläche des Einzugsgebietes bestimmt ist. Die Überleitungsmenge aus dem Schlachtensee wird zur Sicherung des Wasserstandes im Waldsee benötigt. Ein möglicher Ansatz für die Reduzierung der Zuflussmenge aus dem Regenwasserkanalnetz wäre jedoch die Umsetzung von Schwammstadtmaßnahmen in den Einzugsgebieten, also die Versickerung eines größeren Anteils des anfallenden Niederschlagswassers.

Die Bilanzgröße Abflussfaktor repräsentiert den Nährstoffaustrag über den Abstrom von gelöstem Phosphor in das Grund- und Schichtenwasser. Da weder die abströmende Wassermenge noch die Konzentration des gelösten Phosphors mit einer technischen Maßnahme veränderbar sind, stellt die Vergrößerung des Abflussfaktors keine potenziell umsetzbare Maßnahme dar. Eine zusätzliche technische Ableitung von nährstoffreichem Seewasser und Kompensation, beispielsweise durch eine Erhöhung der Überleitung aus dem Schlachtensee ist nicht realistisch, da im Bereich des Waldsees keine Vorflut existiert, in die das abgeleitete Wasser eingeleitet werden könnte. Zudem würde dies auch eine zusätzliche Belastung für das Einleitgewässer darstellen.

Demgegenüber stellen die Bilanzgrößen Konzentration des Gesamt-Phosphors im Zufluss und Netosedimentation die Bilanzgrößen dar, die am Waldsee Zehlendorf mit technischen Maßnahmen beeinflussbar sind.

Für die Reduzierung der P-Konzentration der Zuflüsse müssten die aktuellen mittleren jährlichen Zuflusskonzentrationen von 0,085 mg/l auf 0,033 mg/l für das Nordostbecken sowie von 0,239 mg/l auf 0,079 mg/l für das Südwestbecken beträchtlich reduziert werden. Da sich die Zuflusskonzentration aus den gewichteten Konzentrationen der beiden Quellen Ableitung aus dem Regenwasserkanalnetz und Überleitung aus dem Schlachtensee zusammensetzt, die Zuflusskonzentration aus der Überleitung aus dem Schlachtensee jedoch nicht veränderbar ist, müssen sich technische Maßnahmen auf die Verringerung der P-Zulaufkonzentration aus dem Regenwasserkanalnetz richten. Dazu müsste die mittlere P-Konzentration im Zulauf aus dem Regenwasserkanalnetz Fischerhüttenweg (Nordostbecken) von 0,350 mg/l auf mindestens 0,100 mg/l abgesenkt werden. Für das Südwestbecken müsste die mittlere P-Konzentration in den Zuläufen aus dem Regenwas-



serkanalnetz Goethestraße und Argentinische Allee von 0,350 mg/l auf mindestens 0,110 mg/l abgesenkt werden. Potenzielle technische Maßnahmen müssen sich damit auf einen Rückhalt von Nährstoffen, insbesondere Phosphor im Einzugsgebiet richten. Potenzielle Maßnahmen könnten die Entstehung einer Nährstoffbelastung des Regenwassers verhindern, beispielsweise durch eine verbesserte Straßenreinigung, die entstandene Belastung vor dem Eintritt in den See zurück halten, beispielsweise durch technische Reinigungsanlagen wie Lamellenabscheider oder die entstandene Nährstoffbelastung vor Eintritt in der See inaktivieren, beispielsweise durch eine Phosphorfällung im Zulauf.

Die Erhöhung der Nettosedimentation betrifft die Funktion des Sediments als Bilanzgröße insgesamt. Die Nettosedimentation kann durch eine Erhöhung des Nährstoffaustrages (Sedimentation) aus dem Freiwasser in das Sediment oder durch eine Reduzierung der Rücklösung von Nährstoffen aus dem Sediment in das Freiwasser erreicht werden. Potenzielle Maßnahmen wären eine Phosphorfällung im See, eine Abdeckung der Sedimente, eine Oxidation der Sedimentoberfläche oder eine Sedimententnahme. Die Maßnahmen Oxidation der Sedimentoberfläche bzw. flächendeckende Sedimententnahme sind nicht notwendig bzw. nicht realistisch umsetzbar. Durch die geringe Wassertiefe beider Seebecken sind an der Sedimentoberfläche dauerhaft ausreichende Sauerstoffkonzentrationen vorhanden, Sauerstoffdefizite die zu einer Steigerung der Nährstoffrücklösung beitragen, treten nicht oder nur temporär auf. Die obere Sedimentschicht stellt zwar flächendeckend eine sekundäre Nährstoffbelastung für den Waldsee dar, diese Belastung ist jedoch nicht so groß, dass eine kostenintensive flächendeckende Sedimententnahme zu rechtfertigen wäre. Zudem spielt, wie oben diskutiert, die Nährstoffrücklösung aus den Sedimenten im Südwestbecken, nur eine marginale Rolle in der Gesamtbelastung, im Nordostbecken führt voraussichtlich eine wirksame Behandlung der Ableitung aus dem Regenwasserkanalnetz zu einer Reduzierung der Nährstoffrücklösung aus den Sedimenten.

Eine Ausnahme stellt dabei der Bereich zwischen SW 8 und der Einleitstelle Argentinische Allee dar. Wie in Tab. 6 dargestellt, ist das P-Mobilisierungspotenzial im diesem Bereich besonders hoch. Damit besteht das Risiko, das in diesem recht kleinen Teil des Südwestbeckens unter bestimmten Bedingungen größere Mengen Nährstoffe rückgelöst werden. Zudem ist dieser Teil des Waldsees so stark mit Sedimenten aufgefüllt, dass dieser Bereich bei Niedrigwasser im See trocken fällt. In diesem Zusammenhang setzen sowohl Fäulnisprozesse ein, die zu einer Geruchsbelästigung der Anwohner führen als auch deutlich intensivere Abbauprozesse der organischen Substanz, so dass in starkem Maße gelöste Nährstoffe entstehen, die bei einem Wiederanstieg des Wasserspiegels oder bei der nächsten Überströmung durch Niederschlagswasser in das Südwestbecken des Waldsees eingetragen werden. Aus diesen Gründen ist eine Teilentschlammung dieses Bereiches erforderlich.

### **Diskussion von potenziellen Maßnahmen**

In den vorangegangenen Ausführungen wurden bereits verschiedene Maßnahmen hinsichtlich der Wirksamkeit und realistischen Umsetzbarkeit diskutiert.

Im Ergebnis sollen nur noch die wirksamen und umsetzbaren Maßnahmen im Detail weiter diskutiert werden.

Wie dargestellt, ist die zentrale Maßnahme für beide Becken des Waldsees die Reduzierung der Belastung aus dem Regenwasserkanalnetz.

Dabei stellt die Reduzierung der Belastung des Waldsees durch Reduzierung der Belastung des Regenwassers am Ort der Entstehung, auf den Straßenflächen oder in den Gullys, eine potenzielle Maßnahme dar, weil die Stoffe, die zur Belastung werden, am Ort der Entstehung, vor der Vermischung mit Regenwasser, in den höchsten Konzentrationen vorliegen. Eine Verbesserung der Straßenreinigung oder der Einsatz von dezentralen Reinigungssystemen in den Gullys könnte damit einen Beitrag zur Verminderung der Belastung leisten. Andererseits ist diese Maßnahme personal- und kostenintensiv und mit einem hohen Organisationsaufwand verbunden, da Straßenflächen regelmäßig komplett zu reinigen wären, also auch dort, wo regelmäßig Kfz parken. Die Effekte wurden durch Untersuchungen der TU-Berlin im Einzugsgebiet des Pücklerteiches untersucht (BARJENBRUCH ET. AL., 2016). Im Ergebnis konnte eine Reduktion der potenziellen Belastung festgestellt werden, die jedoch gegenüber der Wirkung von zentralen Maßnahmen wie Regenklärbecken und Retentionsbodenfiltern deutlich geringer ausfällt.

Die Reduzierung der Belastung durch den Rückhalt von belastenden Stoffen vor Eintritt in den Waldsee kann durch technische Maßnahmen wie beispielsweise Lamellenabscheider erfolgen. Der Vorteil dieses Methodenpakets ist es, dass alle partikulären organischen und mineralischen Bestandteile oberhalb einer bestimmten Partikelgröße zurück gehalten werden können. Damit werden nicht nur Nährstoffe zurück gehalten, sondern auch mineralische Stoffe, die Verlandung der Bereiche vor den Einleitstellen wird stark verlangsamt. Andererseits werden kleine Partikel und gelöste Stoffe nicht zurückgehalten, so dass unklar ist, ob das im SIMPL errechnete Reduzierungsziel mit dieser Methode erreichbar ist. Gleichzeitig stellen technische Maßnahmen dieser Art eine bedeutende Investition dar, verursachen hohe Betriebskosten durch die regelmäßig erforderliche Wartung und Reinigung und benötigen eine verfügbare öffentlich zugängliche Betriebsfläche, die an der Zuflüssen Argentinische Alle und Fischerhüttenweg zwar grundsätzlich vorhanden sind, wo aber unklar ist, ob die verfügbare Flächengröße und der Grundriss ausreichend sind.

Die Reduzierung der Belastung durch Inaktivierung vor Eintritt in den See stellt die dritte potenzielle Maßnahme dar. Dies geschieht durch Nährstofffällung im Zufluss. Dabei wird die Abflussmenge im Zuflusskanal gemessen und entsprechend des Abflusses eine bestimmte Menge Fällmittel (bezogen auf die angenommene mittlere Konzentration von Phosphor im Regenwasser), im Idealfall Polyaluminiumchlorid, zudosiert. Das Aluminium verbindet sich chemisch stabil mit dem gelösten Phosphor und flockt an organischen bzw. mineralischen Partikeln aus. Die so entstandenen Fällmittelflocken werden in den See verfrachtet und sedimentieren in den Einlaufbereichen. Sollte die zudosierte Fällmittelmenge geringer sein, als es die P-Konzentrationen erfordern würden, wird ein geringerer Anteil des Phosphors im Zulauf gefällt. Sollte die zudosierte Fällmittelmenge größer sein, als es die P-Konzentration im Zulauf erfordern würde, würde bindungsfähiges Aluminium in den Wasserkörper des Sees verfrachtet werden, sich dort mit dem gelösten Phosphor verbinden, ausflocken und sedimentieren. Die Erhöhung der Konzentration von gelöstem Aluminium im Waldsee über einen längeren Zeitraum als es die vollständige chemische Reaktion von Aluminium und

Phosphor erfordern würde, kann aus den bisherigen Betriebserfahrungen bei der P-Fällung mit aluminiumhaltigen Fällmitteln ausgeschlossen werden, wenn eine fachgerechte Betreuung der Anlage incl. eines chemischen Monitorings des Wassers des Waldsees erfolgt.

Das Konzept von BIOPLAN (2019) sieht vor, das Fällmittel immer etwas höher zu dosieren, als es die P-Konzentration im Zufluss erfordert, um gleichzeitig eine P-Fällung im See und eine Abdeckung der Sedimente mit Fällmittelflocken zu erreichen. So ist es möglich, ebenso die P-Konzentration im Waldsee zu senken und damit Trophie und Wasserqualität mittelfristig zu verbessern.

Im Zusammenhang mit der Einrichtung der Anlage nach dem Bau und dem nachfolgenden Betrieb sind eine fachgerechte Betreuung der Anlage und ein chemisches Monitoring des Waldsees erforderlich. Das Monitoring soll dazu dienen, die Fällmitteldosierung im Detail zu steuern und die Erfolge bei der Verbesserung der Wasserqualität des Waldsees zu dokumentieren. Insbesondere dient das Monitoring auch dem Nachweis, dass gelöstes Aluminium nicht über die Background-Konzentration hinaus im Freiwasser des Sees enthalten ist.

In BIOPLAN (2019) ist die Abschätzung der Wirkung einer P-Fällung im Detail dargestellt. BIOPLAN geht nach Erfahrungen an zwei bereits umgesetzten Anlagen an Seen in Süddeutschland davon aus, dass durch eine Fällung im Zulauf auch die P-Konzentrationen im Seewasser bedeutend reduziert werden können. An den beiden Referenzgewässern konnten bei Speisewasserkonzentrationen von 0,100 – 0,200 mg TP/l Seewasserkonzentrationen zwischen 0,005 – 0,015 mg TP/l erreicht werden. Diese Konzentrationen liegen deutlich unter der Zielkonzentration für den Waldsee von 0,040 mg TP/l. Ein positiver Nebeneffekt einer Nährstofffällung im Zulauf bestünde in der Abdeckung der Sedimente durch die entstehenden Fällmittelflocken, die zu einer Reduzierung der Nährstoffrücklösung aus den Sedimenten führen würde. Mit Zulaufkonzentrationen von TP von ca. 0,350 mg/l und gelöstem Phosphor von ca. 0,175 mg/l könnte eine hohe Effektivität der Maßnahme erreicht werden, weil eine verhältnismäßig geringe Menge Wasser behandelt werden muss, die im freien Gefälle aus dem Kanalnetz dem See zufließt. Für den Waldsee wäre es voraussichtlich erforderlich, je eine Anlage an den Ableitungen Argentinische Allee und Fischerhüttenweg zu installieren, da die Verbindung der beiden Seebecken des Waldsees wahrscheinlich verhindert, dass der Effekt einer Fällung ausschließlich am Zulauf Argentinische Allee bis in das Nordostbecken hinein wirkt.

Nach Aussagen von BIOPLAN (pers. Mitt. 2019) würden die an den Zuflüssen Argentinische Allee und Fischerhüttenweg zur Verfügung stehenden öffentlich zugänglichen Flächen voraussichtlich ausreichen, um jeweils eine Fällmitteldosierstation zu errichten. Nach Aussagen von BIOPLAN (pers. Mitt. 2019) beträgt die Investitionssumme für eine Fällmitteldosierstation 10.000 – 15.000 Euro. Die Betriebskosten beschränken sich auf die Stromkosten für die Abflussmessung und die Dosierung des Fällmittels sowie die Beschaffung des Fällmittels und eine Anlagenwartung in größeren Abständen. Ein wesentlicher Nachteil einer Nährstofffällung im Zufluss ist die Ablagerung der Fällmittelflocken auf dem Gewässergrund. Obwohl bei allen bisher umgesetzten Vorhaben zur Fällmittelapplikation sowohl im Zulauf von Gewässern als auch im Gewässer selbst keine ökologischen Schäden dokumentiert sind, bestehen immer wieder Vorbehalte gegenüber der Methode der Nährstofffällung.

Zur Vermeidung einer Ablagerung von Fällmittelflocken im Waldsee ist es technisch möglich, eine externe Nährstofffällung mittels einer PELICON – Anlage durchzuführen. Dabei wird Seewasser aus dem See in eine am Seeufer stehende Anlage gepumpt. Die Nährstofffällung und Abscheidung der Fällmittelflocken erfolgt in der externen Anlage, nährstoffarmes Wasser wird ohne eine Beimischung von Fällmittelflocken in den See zurückgeleitet. Die entstandenen Fällmittelflocken werden in einem Container gesammelt und entsorgt. Wie erwähnt, ist der Vorteil des Einsatzes einer Anlage zur externen Nährstofffällung, dass die Fällmittelflocken nicht im See abgelagert werden. Der Nebeneffekt der Abdeckung des Sedimentes tritt damit jedoch nicht auf. Bedeutende Nachteile bestehen im Kosten-Nutzen-Verhältnis der Anlage insbesondere durch die im Vergleich mit einer Zudosierung zum Zulauf hohen Investitions- und Betriebskosten. Im südwestlichen Umland von Berlin wird aktuell eine PELICON-Anlage erfolgreich betrieben.

Im Gegensatz zur Zudosierung im Zulauf mit P-Konzentrationen von 0,350 mg/l TP und 0,175 mg/l SRP sind die P-Konzentrationen im Seewasser wesentlich geringer, 2017/2018 betrugen diese 0,079 – 0,104 mg/l TP und 0,025 – 0,029 mg/l SRP. Um einen ähnlichen Effekt hinsichtlich der P-Entfernung zu erreichen, müssen beträchtliche Mengen Wasser mittels Pumpen aus dem See entnommen und in der Anlage behandelt werden. Der Rücklauf in den See kann wahrscheinlich im Freigefälle erfolgen. Durch die starke Trennung der beiden Seebecken voneinander wären ggf. sogar zwei Anlagen erforderlich. Da die Anlagen in handelsüblichen Seecontainern (20 Fuss, ca. 2,5 x 6,0 m) untergebracht sind, stehen öffentlich zugängliche Grundstücke in der erforderlichen Größe und Grundriss mit hoher Wahrscheinlichkeit zur Verfügung, um entsprechende Anlagen und Sammelcontainer platzieren zu können.

Da an beiden Seebecken die Belastung durch die Ableitung aus dem Regenwasserkanalnetz gesenkt werden soll, könnten an den beiden Becken auch jeweils unterschiedliche Technologien (Zudosierung im Zulauf bzw. externe Fällung) getestet werden. Abhängig vom Ergebnis der Testphase könnte die effektivere Technologie dann auch im anderen Becken etabliert werden.

Unabhängig davon, welche Technologie zum Einsatz kommt, müssen die Anlagen jedoch permanent betrieben werden, da die Belastung aus dem Regenwasserkanalnetz permanent fortbesteht.

Als weitere obligatorische Maßnahme ist die Entnahme der Sedimente zwischen dem Regenwassereinlauf Argentinische Allee und dem Messpunkt SW 8 erforderlich, um die oben dargestellten Risiken hinsichtlich der Nährstoffbelastung des Südwestbeckens und die Beeinträchtigung der Anwohner durch Faulgase zu beseitigen. Dazu wurde durch den Waldsee e.V. im Jahr 2016 ein Ortstermin mit einem potenziellen Auftragnehmer durchgeführt, um die Praktikabilität festzustellen und eine Kostenübersicht zu erhalten. Eine entsprechende Verfahrensanleitung ist in Anlage 4 beigefügt. Bei Anwendung der vorgeschlagenen Technologie würde das Sediment mit Hilfe amphibischer Technik mit einer Schneckenpumpe aus dem Seebereich entnommen und mit einer Schwimmleitung zur Behandlungstechnik gefördert werden. Dort erfolgt eine Entwässerung mittels einer Siebbandpresse. Das entwässerte Sediment wird auf einen TS - Gehalt von > 40 % entwässert und mit einer krümeligen Konsistenz in einen Container gefördert. Das abgepresste Wasser wird entweder ohne weitere Behandlung in das Abwasserkanalnetz abgeleitet oder nach Behandlung (Sauerstoffanreicherung, ggf. Nährstofffällung) wieder in den See abgeleitet. Der im öffentlichen Eigentum befindliche Streifen zwischen Argentinischer Allee und Einleitpunkt Argentinische

Allee und ein Teil des Nachbargrundstücks würden als Aufstellfläche für die erforderlichen technischen Anlagen genügen (VEBIRO, 2016; ZIEGER, mdl. Mitt. 2016).

### Zusammenfassung zur Diskussion der Maßnahmen

Die oben vorgeschlagenen Maßnahmen wurden hinsichtlich ihrer Kosten, ihrer Effektivität und ihres Flächenverbrauches diskutiert. In der folgenden Tabelle sollen die Ergebnisse der Diskussion kurz dargestellt werden.

Maßnahme	Maßnahmendauer	Kosten einmalig	Kosten laufend	Effektivität
<b>Straßenreinigung und dezentrale Reinigungssysteme</b>	dauerhaft	++	+++	+
<b>technische Maßnahmen zum Rückhalt</b>	dauerhaft	+++	++	++
<b>Nährstofffällung Regenwasser im Zulauf</b>	dauerhaft	+	+	+++
<b>Nährstofffällung Seewasser mit PELICON</b>	dauerhaft	+++	++	+++
<b>Teilentschlammung im Einlaufbereich Argentinische Allee</b>	einmalig	++	-	+++

Tab. 12: Gegenüberstellung potenzieller Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität des Waldsees Zehlendorf (+ = gering; ++ = mäßig; +++ = hoch)

Im Ergebnis kann festgestellt werden, dass die Nährstofffällung in den Regenwasserzuläufen und die Teilentschlammung im Einlaufbereich Argentinische Allee die kostengünstigsten und gleichzeitig effizientesten Maßnahmen sind.

Die technischen Maßnahmen zum Rückhalt der Belastung in den Regenwasserzuläufen und die externe Nährstofffällung mittels PELICON – Anlage weisen hohe Investitions- und Betriebskosten auf. Die Effektivität der Anlagen selbst in Hinblick auf das zu erreichende Qualitätsziel ist insbesondere für das Verfahren PELICON gegeben. Bei den in Brandenburg betriebenen Anlagen konnten Ablaufwerte zwischen 0,020 und 0,040 mg/l Gesamt-P erreicht werden.

Die Maßnahmen zur Intensivierung der Straßenreinigung und des Einbaus von dezentralen Reinigungssystemen in den Gullys verursachen mäßige Investitions- aber hohe Betriebskosten und weisen gleichzeitig eine geringe Effektivität auf.

## Literatur & Informationen

BARJENBRUCH, M. ET. AL. (2016): Dezentrale Reinigung von Straßenabflüssen, Projektbericht

BIOPLAN (2010): RBF Halensee, Inbetriebnahme und messtechnische Begleitung, Schlussbericht für die BWB Berlin, unveröff.

BIOPLAN (2019): Untersuchungen am Waldsee Zehlendorf, Projektbericht, unveröff.

GONSIORCZYK, T. (2019): Sedimentbeschaffenheit und Nährstoffrücklösung im Waldsee Zehlendorf, Projektbericht, unveröff.

PRIBILLA, I. (2019): mündliche Mitteilung zur Möglichkeit der Ableitung von Regenwasser von Grundstücken in das Regenwasserkanalnetz sowie zur Oberflächenbeschaffenheit von Straßen in den Regenwassereinzugsgebieten des Waldsee Zehlendorf

RIEDMÜLLER, MISCHKE UND HOEHN (2014): Trophieklassifikation von Seen. Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen. Kulturbuch-Verlag Berlin.

SCHAUER, LEWANDOSKI & HUPFER (2003): Seeinterne Maßnahmen zur Beeinflussung des Phosphor-Haushaltes eutrophierter Seen, Berichte des IGB, Heft 16

VEBIRO (2016): Verfahrensbeschreibung zur Entschlammung des Waldsees Zehlendorf, unveröff.

ZIEGER, A. (2016): mündliche Mitteilung zur Machbarkeit der Aufstellung der Sedimententwässerungsanlage der Fa. Vebiro am Standort Argentinische Allee





## Prüfbericht

**Prüfbericht-Nr.:** 022/18

**vom:** 07.02.2019

**Datum des Vertragsabschlusses:** 10.04.2014 & 16.05.2018

**Probenummern:** laG14/21.001 – 21.009, laG15/21.004-21.006, laG18/21.005-21.021, 21.023-21.036

**Auftraggeber:** Naturschutz und Landschaftspflege für den Waldsee Zehlendorf e.V.  
c/o Dr. Eva-Marie Blech  
Fischerhüttenstr. 84 c  
14163 Berlin

**Projekt:** Monitoring Waldsee Zehlendorf 2018

**Probenart:** stehende & fließendes Gewässer

**Probenehmer:** Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH

**Probenahme:** 10.04.; 20.05.; 27.06.; 22.08.2014, 08.05.2015, 18.07., 19.10., 18.11. 06.12. 17.12.2017  
15.01., 23.02., 29.03., 22.04., 17.05., 18.06., 23.07., 23.08., 14.09., 23.10., 12.11.,  
03.12., 07.12., 09.12., 11.12.2018

**Probeneingang:** 10.04.; 20.05.; 27.06.; 22.08.2014, 08.05.2015, 18.07., 19.10., 18.11. 06.12. 17.12.2017  
15.01., 23.02., 29.03., 22.04., 17.05., 18.06., 23.07., 23.08., 14.09., 23.10., 12.11.,  
03.12., 07.12., 09.12., 11.12.2018

**Eingangsort:** Seddiner See

**Prüfziel lt. Vertrag:** Bestimmung von Orthophosphat - Phosphor, Gesamtphosphor, Nitrit - Stickstoff, Nitrat - Stickstoff, Ammonium - Stickstoff, Gesamtstickstoff, gelöstem Eisen, Chlorophyll – a





**Prüfbeginn:** 10.04.2014

**Prüfende:** 31.12.2018

**Prüfverfahren:**

Parameter	Verfahren	BG	Einheit
Chlorophyll-a (Chl-a)**	DIN 38 412-L16	1	µg/l
Orthophosphat - P (DRP)	ISO/DIS 15681-1	0,001	mg/l
Gesamtposphor (TP)	ISO/DIS 15681-1	0,005	mg/l
Nitrit - N (NO <sub>2</sub> -N)	DIN EN ISO 13395-D28	0,001	mg/l
Nitrat - N (NO <sub>3</sub> -N)	DIN EN ISO 13395-D28	0,008	mg/l
Ammonium - N (NH <sub>4</sub> -N)	DIN EN ISO 11732-E23	0,009	mg/l
Gesamtstickstoff (TN)*	DIN EN ISO 11905-1 <sup>*)</sup> -H36	0,003	mg/l
Gelöstes Eisen (DFe)	DIN 38 406-E1	0,04	mg/l

<sup>\*)</sup> Aufschluß mit Oxisolv

<sup>\*\*)</sup> photometrische Detektion

**#Prüfergebnis:** siehe Anlage 1 (Feldprotokolldaten, Sondenprofile), Anlage 2 (Chemiedaten)

**Bemerkungen:** keine

**Unteraufträge:** keine

**Archivierung:** Labor



**Bearbeiter:** Frau Huth, Frau Dr. Frenzel, Herr Beyer

**Datum:** 07.02.2019

**Hinweise:** Die in der Anlage aufgeführten Prüfergebnisse beziehen sich auf die Prüfgegenstände. Ohne schriftliche Genehmigung des Instituts für angewandte Gewässerökologie GmbH darf der Prüfbericht, auch nicht auszugsweise, veröffentlicht werden. Es gelten die den Verfahren zu Grunde liegenden Fehlergrenzen.

Prüfzeichnungsberechtigter

Qualitätssicherung

## Ergänzungen und Berichtigungen zu Prüfberichten

Stellt sich im Verlauf eines Ringversuches, eines internen oder externen Audits heraus, dass Messwerte eines Prüfmittels mit systematischen Fehlern behaftet sind, so sind schnellstmöglich alle betroffenen Vertragspartner durch die Geschäftsleitung zu informieren. Dabei ist der Schriftweg oder ein anderer nachvollziehbarer Weg (Telefax, Telex) zu wählen. Es sind sofort Korrekturen und Wiederholungsmessungen für die betroffenen Prüfberichte zu veranlassen. Die Ergebnisse sind in einem gesonderten Dokument, das den Titel "Ergänzung zum Prüfbericht Nr.: .....vom ....." trägt, niederzulegen und den Vertragspartnern umgehend zuzustellen. Die Ergänzung hat den formalen Erfordernissen eines Prüfberichtes zu genügen.

Name Messstelle	FP-Nr	Datum	Wassertiefe	Wassertemperatur	Sauerstoffkonzentration	Sauerstoffsättigung	Leitfähigkeit	pH-Wert
			m	°C	mg/l	%	µS/cm	-
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	20140235	10.04.2014	0,5	11,2	11,4	104	585	8,23
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	20140235	10.04.2014	1,0	11,2	11,4	104	585	8,22
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	20140235	10.04.2014	2,0	11,1	11,2	102	585	8,20
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	20140235	10.04.2014	3,0	11,0	10,9	98	586	8,17
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	20140410	20.05.2014	0,5	17,7	8,1	90	583	7,71
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	20140576	27.06.2014	0,5	17,2	7,3	76	470	7,77
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	20140576	27.06.2014	1,0	17,2	6,8	70		
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	20140576	27.06.2014	2,0	17,0	6,1	63		
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	20140576	27.06.2014	3,0	16,6	2,8	30		
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	20140818	22.08.2014	0,5	19,0	6,9	74	422	7,55
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	20140818	22.08.2014	1,0	19,1	6,9	74	422	7,55
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	20140818	22.08.2014	2,0	19,0	6,2	65	422	7,55
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	20140818	22.08.2014	3,0	18,5	5,0	54	422	7,55
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	20141013	08.05.2015	0,5	15,7	8,8	89	519	8,09
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	20141013	08.05.2015	1,0	15,6	8,8	89	519	8,08
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	20141013	08.05.2015	2,0	14,6	7,5	74	520	8,07
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	20141013	08.05.2015	2,5	12,6	7,0	66	521	8,00
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	20141013	08.05.2015	3,0	11,1	2,3	21	523	7,92
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	20141013	08.05.2015	3,5	9,7	0,1	1	525	7,80

Name Messstelle	FP-Nr	Datum	Wassertiefe	Wassertemperatur	Sauerstoffkonzentration	Sauerstoffsättigung	Leitfähigkeit	pH-Wert
			m	°C	mg/l	%	µS/cm	-
Waldsee b. Zehlendorf, Südbecken	20140234	10.04.2014	0,5	11,0	11,3	103	598	7,60
Waldsee b. Zehlendorf, Südbecken	20140234	10.04.2014	1,0	10,9	11,0	101	598	7,59
Waldsee b. Zehlendorf, Südbecken	20140411	20.05.2014	0,5	18,6	9,2	105	579	7,90
Waldsee b. Zehlendorf, Südbecken	20140577	27.06.2014	0,5	17,2	6,1	64	453	7,75
Waldsee b. Zehlendorf, Südbecken	20140577	27.06.2014	1,0	16,9	5,5	57	453	7,72
Waldsee b. Zehlendorf, Südbecken	20140817	22.08.2014	0,5	18,3	7,9	84	434	7,79
Waldsee b. Zehlendorf, Südbecken	20140817	22.08.2014	1,0	18,3	7,8	83	434	7,78
Waldsee b. Zehlendorf, Südbecken	20141014	08.05.2015	0,5	15,4	6,2	62	521	7,79
Waldsee b. Zehlendorf, Südbecken	20141014	08.05.2015	1,0	15,3	6,0	60	521	7,76

Name	Datum	PNR	Probtiefe	Orthophosphat-Phosphor	Gesamtposphor	Nitrit-Stickstoff	Nitrat-Stickstoff	Ammonium-Stickstoff	Gesamtstickstoff	gelöstes Eisen	Chlorophyll-a	Phaeopigment	Sichttiefe	Bemerkung
			m	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	m	
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	10.04.2014	IAG2014/21002	0,5	0,007	0,094	0,002	u.B.	0,041	1,005	0,05	33	10,40	1,3	
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	20.05.2014	IAG2014/21004	0,5 - 3,0	0,012	0,068	0,002	u.B.	0,013	1,001	0,05	48	15,76	1,6	
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	27.06.2014	IAG2014/21006	0,5	0,007	0,058	0,002	u.B.	0,064	0,761	0,09	22	5,18	1,5	
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	27.06.2014	IAG2014/21007	3,0	n.e.	0,109	n.e.	n.e.	n.e.	1,022	n.e.	n.e.	n.e.	1,5	
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	22.08.2014	IAG2014/21009	0,5	0,004	0,058	0,001	u.B.	0,088	1,139	u.B.	57	15,21	0,9	
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	08.05.2015	IAG2015/21005	0,5	0,009	0,060	0,008	0,016	0,211	0,858	0,06	16	3,28	1,3	
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	08.05.2015	IAG2015/21006	3,5	n.e.	0,082	n.e.	n.e.	n.e.	0,810	n.e.	n.e.	n.e.	1,3	
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	19.10.2017	IAG2018/21007	0,1	0,025	0,073	0,002	0,009	0,034	0,816	0,04	n.e.	n.e.	1,0	
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	18.11.2017	IAG2018/21008	0,1	0,034	0,078	0,006	0,031	0,189	0,892	0,04	n.e.	n.e.	1,4	
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	06.12.2017	IAG2018/21010	0,1	0,031	0,082	0,007	0,061	0,374	0,879	u.B.	n.e.	n.e.	1,6	
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	17.12.2017	IAG2018/21011	0,1	0,040	0,079	0,006	0,078	0,400	0,914	0,05	n.e.	n.e.	2,1	

n.e. - nicht ermittelt

u.B. - unterhalb Bestimmungsgrenze

GS - Grundsicht

Name	Datum	PNR	Probertiefe	Orthophosphat-Phosphor	Gesamtposphor	Nitrit-Stickstoff	Nitrat-Stickstoff	Ammonium-Stickstoff	Gesamtstickstoff	gelöstes Eisen	Chlorophyll-a	Phaeopigment	Sichttiefe	Bemerkung
			m	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	m	
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	15.01.2018	IAG2018/21013	0,1	0,048	0,067	0,007	0,141	1,019	1,192	u.B.	n.e.	n.e.	2,7	
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	23.02.2018	IAG2018/21015	0,1	0,044	0,072	0,005	0,110	0,308	0,747	0,05	n.e.	n.e.		
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	29.03.2018	IAG2018/21016	0,1	0,022	0,056	0,001	u.B.	0,157	0,540	0,07	n.e.	n.e.	1,6	
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	22.04.2018	IAG2018/21018	0,1	0,038	0,093	0,002	u.B.	0,136	0,788	0,07	n.e.	n.e.	1,5	
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	17.05.2018	IAG2018/21020	0,1	0,059	0,152	0,002	0,011	0,260	1,134	0,09	n.e.	n.e.	1,3	
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	18.06.2018	IAG2018/21023	0,2	0,007	0,084	0,003	u.B.	u.B.	1,015	0,06	26	6,20		
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	23.07.2018	IAG2018/21025	0,2	0,007	0,062	0,003	u.B.	0,059	1,446	0,05	33	6,88	1,0	
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	23.08.2018	IAG2018/21027	0,2	0,006	0,069	0,002	u.B.	0,040	1,588	0,04	50	9,47		
Waldsee b. Zehlendorf, Nordbecken	14.09.2018	IAG2018/21029	0,2	0,011	0,060	0,003	u.B.	0,062	1,367	u.B.	45	10,57		

Name	Datum	PNR	Probtiefe	Orthophosphat-Phosphor	Gesamtposphor	Nitrit-Stickstoff	Nitrat-Stickstoff	Ammonium-Stickstoff	Gesamtstickstoff	gelöstes Eisen	Chlorophyll-a	Phaeopigment	Sichttiefe	Bemerkung
			m	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	m	
Waldsee b. Zehlendorf, Südbecken	10.04.2014	IAG2014/21001	0,5	0,007	0,084	0,003	0,026	0,043	0,976	0,12	28	9,89	1,5	
Waldsee b. Zehlendorf, Südbecken	20.05.2014	IAG2014/21003	0,5	0,014	0,097	0,002	u.B.	0,012	1,194	0,06	45	8,71	1,6	
Waldsee b. Zehlendorf, Südbecken	27.06.2014	IAG2014/21005	0,5	0,008	0,075	0,002	u.B.	0,066	0,712	0,04	17	3,58	1,5	
Waldsee b. Zehlendorf, Südbecken	22.08.2014	IAG2014/21008	0,5	0,004	0,050	0,002	0,019	0,070	1,050	u.B.	41	11,39	1,0	
Waldsee b. Zehlendorf, Südbecken	08.05.2015	IAG2015/21004	0,5	0,014	0,073	0,008	0,027	0,138	0,930	0,08	7	2,42	1,6	
Waldsee b. Zehlendorf, Südbecken	18.09.2017	IAG2018/21005	0,1	0,022	0,071	0,006	0,056	0,239	0,846	0,05	n.e.	n.e.		
Waldsee b. Zehlendorf, Südbecken	19.10.2017	IAG2018/21006	0,1	0,049	0,132	0,002	u.B.	0,132	1,004	0,05	n.e.	n.e.	0,9	
Waldsee b. Zehlendorf, Südbecken	06.12.2017	IAG2018/21009	0,1	0,020	0,063	0,007	0,074	0,212	0,805	u.B.	n.e.	n.e.	1,6	
Waldsee b. Zehlendorf, Südbecken	17.12.2017	IAG2018/21012	0,1	0,027	0,061	0,007	0,105	0,657	0,788	0,05	n.e.	n.e.	1,6	

Name	Datum	PNR	Probertiefe	Orthophosphat-Phosphor	Gesamtposphor	Nitrit-Stickstoff	Nitrat-Stickstoff	Ammonium-Stickstoff	Gesamtstickstoff	gelöstes Eisen	Chlorophyll-a	Phaeopigment	Sichttiefe	Bemerkung
			m	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	m	
Waldsee b. Zehlendorf, Südbecken	15.01.2018	IAG2018/21014	0,1	0,039	0,065	0,007	0,150	0,422	0,879	u.B.	n.e.	n.e.	2,0	
Waldsee b. Zehlendorf, Südbecken	29.03.2018	IAG2018/21017	0,1	0,021	0,065	0,004	0,048	0,071	0,785	0,05	n.e.	n.e.	1,3	
Waldsee b. Zehlendorf, Südbecken	22.04.2018	IAG2018/21019	0,1	0,038	0,111	0,003	0,012	0,225	0,956	0,09	n.e.	n.e.	1,2	
Waldsee b. Zehlendorf, Südbecken	17.05.2018	IAG2018/21021	0,1	0,052	0,213	0,001	u.B.	0,247	1,579	0,13	57	14,44	0,9	
Waldsee b. Zehlendorf, Südbecken	18.06.2018	IAG2018/21024	0,2	0,001	0,175	0,004	u.B.	0,027	1,614	0,09	86	14,67		
Waldsee b. Zehlendorf, Südbecken	23.07.2018	IAG2018/21026	0,2	0,008	0,106	0,004	u.B.	0,081	1,596	0,06	39	10,52	0,8	
Waldsee b. Zehlendorf, Südbecken	23.08.2018	IAG2018/21028	0,2	0,007	0,114	0,002	u.B.	0,010	1,941	0,05	75	11,28		
Waldsee b. Zehlendorf, Südbecken	14.09.2018	IAG2018/21030	0,2	0,011	0,076	0,003	u.B.	0,062	1,567	0,04	51	10,74		



Name	Datum	PNR	Probertiefe	Orthophosphat-Phosphor	Gesamtposphor	Nitrit-Stickstoff	Nitrat-Stickstoff	Ammonium-Stickstoff	Gesamtstickstoff	gelöstes Eisen	Chlorophyll-a	Phaeopigment	Sichttiefe	Bemerkung
			m	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	m	
Zufluss Argentinische Allee	23.10.2018	IAG2018/21031	0,2	0,006	0,186	0,024	0,402	u.B.	2,435	0,40	n.e.	n.e.		
Zufluss Argentinische Allee	12.11.2018	IAG2018/21032	0,2	0,285	0,482	0,043	0,649	0,048	2,822	0,13	n.e.	n.e.		
Zufluss Argentinische Allee	03.12.2018	IAG2018/21033	0,2	0,118	0,274	0,051	0,557	0,053	2,046	0,39	n.e.	n.e.		
Zufluss Argentinische Allee	07.12.2018	IAG2018/21034	0,2	0,146	0,361	0,077	0,404	0,138	2,569	0,15	n.e.	n.e.		
Zufluss Argentinische Allee	09.12.2018	IAG2018/21035	0,2	0,096	0,159	0,014	0,276	0,115	1,131	u.B.	n.e.	n.e.		
Zufluss Argentinische Allee	11.12.2018	IAG2018/21036	0,2	0,029	0,049	0,006	0,682	0,037	1,065	0,05	n.e.	n.e.		



# Untersuchungen am Waldsee in Zehlendorf

Auftraggeber: Verein für Umweltschutz und Landschaftspflege  
für den Waldsee in Berlin Zehlendorf e.V.  
Fischerhüttenstraße 84 c  
14163 Berlin

Auftragnehmer: Arbeitsgemeinschaft  
BIOPLAN-Landeskulturgesellschaft  
Pfohlhofstraße 20  
74889 Sinsheim-Steinsfurt  
Tel.: 07261-5995  
Email : [bioplan-lambert@t-online.de](mailto:bioplan-lambert@t-online.de)  
Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie  
Stiftstraße 12  
30159 Hannover  
Tel.: 0511/70139-0  
Email : [rueter@ifs-hannover.de](mailto:rueter@ifs-hannover.de)

Bearbeiter : Benedikt Lambert  
Johannes Rüter

Berichtsdatum: 21.01.2019

## 1 Vorbemerkung

In diesem Bericht werden beziehend auf das Gespräch vom 09.03.2018 mit Frau Dr. Blech, Herrn Meisel und Herrn Lambert folgende Punkte angeführt.

- Bestimmung des Sediment- und Wasservolumens des Waldsees
- Abschätzung des Volumens der Regenwasserzuflüsse in den Waldsee
- Abschätzung der P-Jahresfrachten der Regenwasserzuflüsse in den Waldsee
- Abschätzung der Wirkung einer P-Fällung auf die P-Konzentration im Waldsee

## 2 Bestimmung von Sediment- und Seewasservolumen

### Methodik

Am 27.04.2017 wurde mit dem Boot und einer Geometerlatte das Sediment- und Seewasservolumen ermittelt. Hierzu wurde der Waldsee in 13 Querprofile unterteilt. Alle 5 m wurde im Querprofil eine Peilung vorgenommen. Bei der Peilung wurden die Wassertiefe (WT) und die Sedimenttiefe (ST) mit der Peilstange ermittelt. Die Grenzen zwischen Oberkante und Unterkante Sediment waren sicher bestimmbar. Aus den Peilpunkten wurde das Sediment- und Wasservolumen ermittelt.

### Ergebnisse

In Anhang 1 sind die Ergebnisse dokumentiert. Am 27.04.2017 betrug das Sedimentvolumen 9.500 m<sup>3</sup>, das Seewasservolumen 62.500 m<sup>3</sup>.

## 3 Abschätzung der Zuflussvolumen

Methodik und Ergebnisse sind in Anhang 2 dokumentiert.

Es wurden folgende Regenwasserzuflüsse in den Waldsee ermittelt:

Teileinzugsgebiet	m <sup>3</sup> /a
Fischerhüttenstraße	17.500
Goethestraße	7.600
Argentinische Allee	36.000
	Σ 61.100

## 4 Abschätzung der P-Jahresfrachten der Regenwasserzuflüsse

### Regenwasserzuflüsse

Die messtechnische Ermittlung einer gesicherten mittleren P<sub>ges</sub>-Zulaufkonzentration in den Waldsee ist nach den vorliegenden Erfahrungen an mehreren Berliner Trennsystemabflüssen sehr aufwändig. Auf die Messung der Zulaufkonzentrationen soll deshalb verzichtet werden. Es wird aus den bisher vorliegenden Messungen an anderen Berliner Trennsystemeinzugsgebieten eine mittlere Zulaufkonzentration von 350 µg/P<sub>ges</sub>/l abgeschätzt.

Die abgeschätzte P-Konzentration orientiert sich an den bisherigen Messungen von Berliner Trennsystemabflüssen, die z.B. in [1] angeführt sind:

Einzugsgebiet	Bäume/haA <sub>u</sub>	P <sub>ges</sub> in mg/l
Halensee	10	0,21
Biesdorf	15	0,24
Adlershof	15	0,30
Pücklerteich	72	0,50
Fennsee	38	0,63

Nach dem bisherigen Kenntnisstand ist die P-Konzentration vom Baumbestand abhängig. Die Kenntnislücken sind bisher aber noch sehr groß. Es kann bisher keine strikte Differenzierung nach dem Gebietsparameter Baumzahl vorgenommen werden. Es soll deshalb auch keine Differenzierung zwischen den 3 Einzugsgebieten vorgenommen werden.

Hieraus ergibt sich eine P<sub>ges</sub>-Jahresfracht von:

Regenwasserzufluss:	61.100 m <sup>3</sup> /a
Zulaufkonzentration:	0,35 g P <sub>ges</sub> /m <sup>3</sup>
P-Jahresfracht:	21,4 kg P <sub>ges</sub> /a

Die lösliche P-Jahresfracht wird mit 50 % der P<sub>ges</sub>-Fracht abgeschätzt: 10,7 kg P<sub>gel</sub>/a

## 5 Abschätzung der Wirkung der P-Fällung

Bisher wurden von uns seit 2017 zwei Projekte zur P-Fällung in Seen vorgenommen (BUGA-Seen in Heilbronn und Windkraftspeichersee in Gaildorf). Die Speisewasserkonzentrationen lagen bei 100 - 200 µg P<sub>ges</sub>/l. Durch die P-Fällung konnten Seewasserkonzentrationen im Bereich von 5 - 15 µg P<sub>ges</sub>/l erzielt werden.

Die angeführten P<sub>ges</sub>-Konzentrationen wurden durch Dosierung des Zulaufwassers in die Seen erzielt. Im Falle des Waldsees wird ebenfalls eine Zulaufdosierung vorgeschlagen. Von den 3 Zuläufen soll der größte Zulauf (Argentinische Allee) mit einer Dosiereinrichtung versehen werden. Die anderen beiden Zuflüsse sollen nicht mit einer Zulaufdosierung ausgerüstet werden. In einem Pilotbetrieb soll geklärt werden, ob eine Dosierstation ausreichend ist. Die bisherigen Erfahrungen zeigen, dass der Wind eine dominante Rolle bei der Verteilung des Fällmittels übernimmt. Die Zulaufdosierung senkt sowohl die P-Konzentration des aktuellen Zulaufwassers wie auch die des ehemaligen Zulaufwassers bzw. des Seewassers. Bei längeren Trockenperioden ohne Regenwasserzufluss könnte die Dosierung von Fällmittel in das Seewasser notwendig werden. In der Regel dürfte die Zulaufdosierung bei Regenwetter ausreichen, um auch die die P-Konzentration des Seewassers auf einem niedrigen Niveau zu halten.

Es ist davon auszugehen, dass durch eine P-Fällung im Waldsee vergleichbare P<sub>ges</sub>-Konzentrationen wie bei den beiden angeführten Projekten erzielt werden können.

Unterstellt man eine mittlere  $P_{\text{ges}}$ -Konzentration des Waldseewassers von  $15 \mu\text{g } P_{\text{ges}}$  bei Fällung und eine gelöste P-Konzentration im Regenwasserzufluss von  $175 \mu\text{g/l}$ , kann eine Reduktion des produktionswirksamen P von 91 % abgeschätzt werden. Diese Abschätzung enthält nicht die P-Rücklösung aus dem Sediment. Es wird davon ausgegangen, dass der partikuläre Phosphor des Sedimentes aus Regenabfluss und Plankton keiner Rücklösung unterliegt. Die produktionswirksame P-Jahresfracht-Reduktion beträgt hiernach  $9,7 \text{ kg P/a}$  (von  $10,7 \text{ kg } P_{\text{gel/a}}$  auf  $1,0 \text{ kg } P_{\text{ges/a}}$ ).

## 6 Realisierung einer P-Fällung

Es wird die Zulaufdosierung am großen Regenwasserzufluss (Argentinische Allee) vorgeschlagen. Die beiden anderen Zuflüsse sollen keine Zulaufdosierung erhalten. In einem Pilotbetrieb soll geklärt werden, ob der Wind in ausreichendem Umfang die Verteilung des Fällmittels übernimmt, damit sowohl im Wasser aller Regenzuflüsse wie auch im Seewasser eine geringe  $P_{\text{ges}}$ -Konzentration ( $< 15 \mu\text{g } P_{\text{ges/l}}$ ) erzielt werden kann.

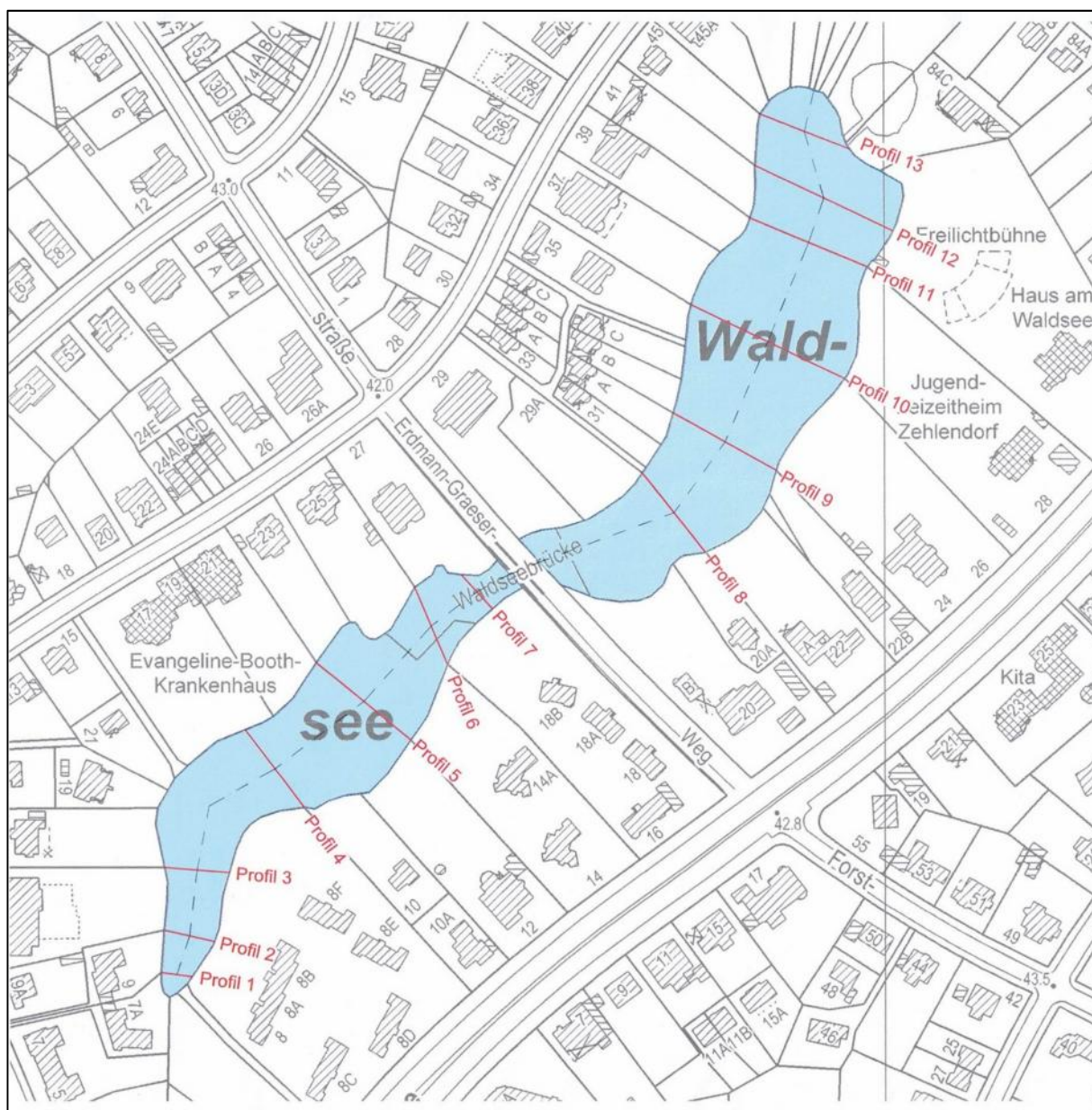
Die vorgeschlagene Fällanlage am Zufluss Argentinische Allee besteht aus folgenden Komponenten:

- Fällmittelbehälter ( $1 \text{ m}^3$ )
- Havariewanne unter dem Fällmittelbehälter von  $1 \text{ m}^3$  Fassungsvermögen
- Zuflussvolumenmessung im Regenwasserkanal ( $\Sigma \text{ m}^3$ )
- Dosierpumpe
- Steuergerät
- Lichtstromanschluss


## 7 Quellenangaben

- [1] Grotehusmann, D., Rüter, J., Lambert, B., Fuchs, S. (2010): RBF-Halensee, Messtechnische Begleitung. Unveröffentlichter Bericht an die BWB

Anhang 1: Bestimmung des Sediment- und Wasservolumens des Waldsees,  
Lageplan, 27.04.2017

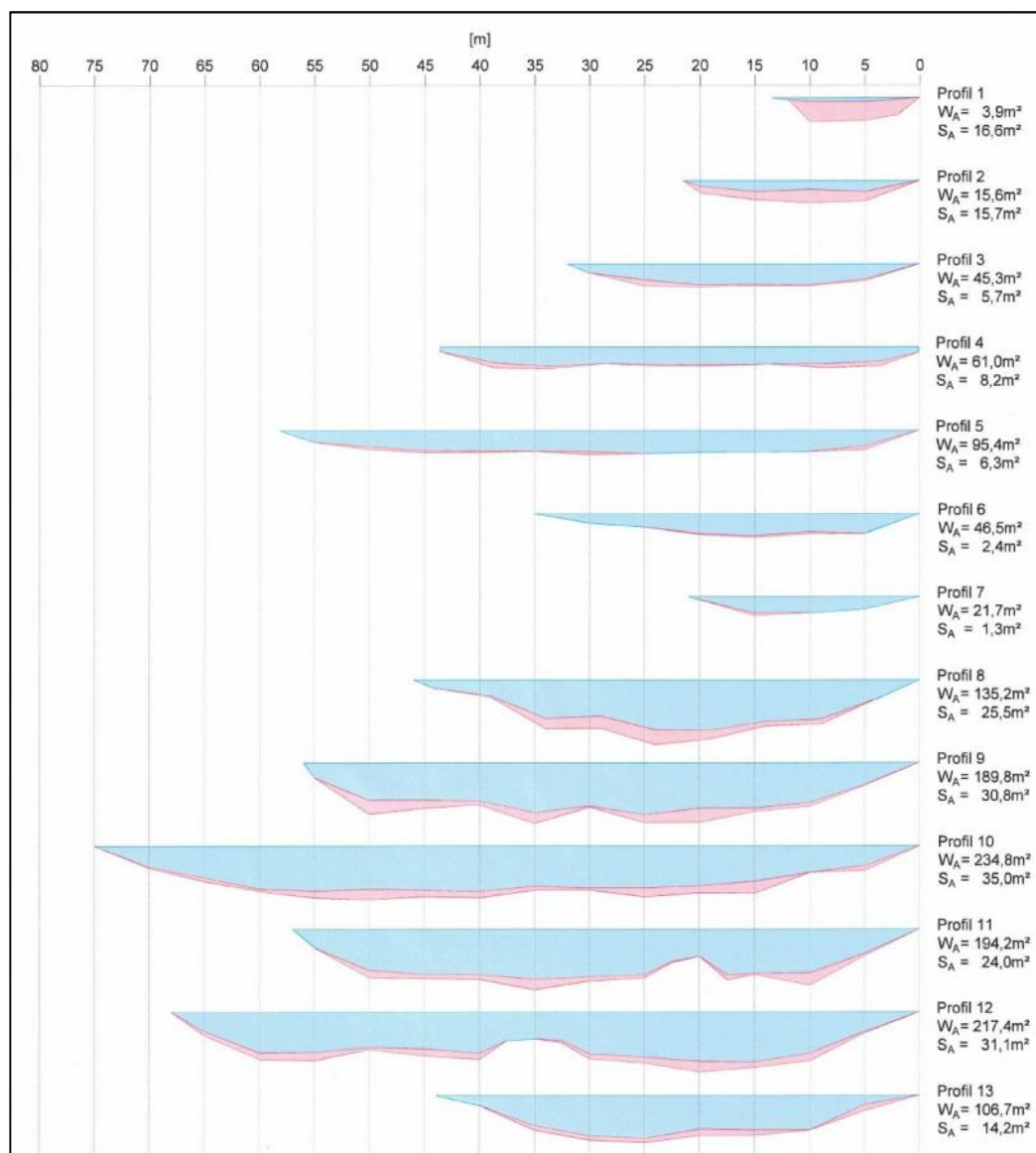


## Rohdaten

Datum	27.04.2017																			
Wasserspiegel	35,49 mNN		an Messstelle Brücke																	
Maximale Wassertiefe	4,70 m		Profil 9, bei 25 m																	
Maximale Gesamttiefe	5,90 m		Profil 8, bei 25 m																	
Seefläche	25.753 m²		aus Zeichnung																	
	25.650 m²		aus Wasserbuch																	
															Mittelwert [m]	Max				
Profil 1	[m]	13,5	12	10	5	2	0													
WT	Ufer	0,2	0,4	0,4	0,2	0											0,24	0,40		
ST	Ufer	0,2	2,2	2,1	1,6	0														
Sediment		0	1,8	1,7	1,4	0											0,98	1,80		
Profil 2	[m]	21,5	20	15	10	5	0													
WT	Ufer	0,5	1	0,8	1	Ufer											0,83	1,00		
ST	Ufer	1,1	1,7	2	1,85	Ufer														
Sediment		0,6	0,7	1,2	0,85											0,84	1,20			
Profil 3	[m]	32	30	25	20	15	10	5	0											
WT	Ufer	0,8	1,45	1,9	1,85	1,9	1,4	Ufer								1,55	1,90			
ST	Ufer	0,8	2	2,1	1,98	2	1,55	Ufer												
Sediment		0	0,55	0,2	0,13	0,1	0,15								0,19	0,55				
Profil 4	[m]	45	40	35	30	25	20	15	10	5	0	-1,5								
WT	Ufer	0,4	1,4	1,7	1,45	1,55	1,6	1,51	1,5	1,3	0,5	Ufer				1,29	1,70			
ST	Ufer	0,4	1,85	1,94	1,45	1,7	1,7	1,51	1,85	1,7	0,5	Ufer								
Sediment		0,45	0,24	0	0,15	0,1	0	0,35	0,4	0				0,19	0,45					
Profil 5	[m]	58	55	50	45	40	35	30	25	20	15	10	5	0						
WT	Ufer	1,04	1,45	1,80	1,85	1,87	1,90	2,10	1,98	1,95	1,90	1,45	Ufer			1,75	2,10			
ST	Ufer	1,04	1,70	2,00	2,00	1,87	2,20	2,10	2,00	1,95	1,90	1,80	Ufer							
Sediment		0,00	0,25	0,20	0,15	0,00	0,30	0,00	0,02	0,00	0,00	0,35			0,12	0,35				
Profil 6	[m]	35	30	25	20	15	10	5	0											
WT	Ufer	0,85	1,20	1,80	2,00	1,65	1,80	Ufer								1,55	2,00			
ST	Ufer	0,85	1,20	1,90	2,17	1,85	1,80	Ufer												
Sediment		0,00	0,00	0,10	0,17	0,20	0,00								0,08	0,20				
Profil 7	[m]	21	20	15	10	5	0													
WT	Ufer	0,30	1,50	1,50	1,15	Ufer											1,11	1,50		
ST	Ufer	0,30	1,75	1,50	1,25	Ufer														
Sediment		0,00	0,25	0,00	0,10											0,09	0,25			
Profil 8	[m]	47	45	40	35	30	25	20	15	10	5	0								
WT	Ufer	0,80	1,50	3,50	3,30	4,55	4,60	3,80	3,60	1,80	Ufer					3,05	4,60			
ST	Ufer	0,80	1,57	4,45	4,40	5,90	5,38	4,20	4,05	1,80										
Sediment		0,00	0,07	0,95	1,10	1,35	0,78	0,40	0,45	0,00					0,57	1,35				
Profil 9	[m]	56	55	50	45	40	35	30	25	20	15	10	5	0						
WT	Ufer	1,35	3,40	3,40	3,45	4,50	3,90	4,70	4,40	4,10	3,60	2,00	Ufer			3,53	4,70			
ST	Ufer	1,35	4,65	4,10	3,80	5,50	4,00	5,40	5,40	4,40	3,95	2,10	Ufer							
Sediment		0,00	1,25	0,70	0,35	1,00	0,10	0,70	1,00	0,30	0,35	0,10			0,53	1,25				
Profil 10	[m]	75	70	65	60	55	50	45	40	35	30	25	20	15	10	5	0			
WT	Ufer	1,90	2,85	3,90	4,05	3,90	4,00	4,10	3,65	3,80	3,80	3,60	3,2	2,40	1,80	Ufer	Ufer	3,35	4,10	
ST	Ufer	2,00	3,20	4,10	4,70	4,85	4,60	4,70	4,00	4,00	4,60	4,25	4,3	2,40	2,25	Ufer				
Sediment		0,10	0,35	0,20	0,65	0,95	0,60	0,60	0,35	0,20	0,80	0,65	1,10	0,00	0,45			0,50	1,10	
Profil 11	[m]	57	55	50	45	40	35	30	25,00	22,5	20	17,5	15	10	5	0				
WT	Ufer	1,65	3,70	4,10	4,10	4,50	4,30	4,10	2,90	2,45	4,15	4,00	3,95	2,20	Ufer			3,55	4,50	
ST	Ufer	1,65	4,40	4,45	4,54	5,50	4,70	4,40	3,00	2,45	4,60	4,10	5,1	2,40	Ufer					
Sediment		0,00	0,70	0,35	0,44	1,00	0,40	0,30	0,10	0,00	0,45	0,10	1,15	0,20			0,40	1,15		
Profil 12	[m]	68	65	60	55	50	45	40	37,50	35	32,5	30	25	20	15	10	5	0		
WT	Ufer	1,75	3,70	3,65	3,20	3,35	3,75	2,60	2,45	2,60	3,80	4,10	4,5	4,55	3,75	1,8	Ufer	Ufer	3,30	4,55
ST	Ufer	2,15	4,30	4,40	3,40	4,00	4,30	2,60	2,45	2,80	4,25	4,65	5,45	5,05	4,45	1,95	Ufer			
Sediment		0,40	0,60	0,75	0,20	0,65	0,55	0,00	0,00	0,20	0,45	0,55	0,95	0,50	0,70	0,15			0,44	0,95
Profil 13	[m]	44	40	35	30	25	20	15	10,00	5	0									
WT	Zulauf	0,90	2,75	3,67	3,90	3,05	3,15	3,75	0,85								2,75	3,90		
ST	Zulauf	0,90	3,15	4,06	4,30	3,65	3,65	3,15	1,40											
Sediment		0,00	0,40	0,39	0,40	0,60	0,50	-0,60	0,55								0,28	0,60		



# Anhang 1: Bestimmung des Sediment- und Wasservolumens des Waldsees, Profile, 27.04.2017



# Anhang 1: Bestimmung des Sediment- und Wasservolumens des Waldsees, Übersicht, 27.04.2017

Profil Nr.	Wasserfläche [m²]	Sedimentfläche [m²]	Gesamtfläche [m²]	Länge [m]	Wasservolumen [m³]	Sedimentvolumen [m³]	Gesamtvolumen [m³]
Profil 1	3,9	16,6	20,45	15,1	58	251	309
Profil 2	15,6	15,7	31,33	25,1	392	394	786
Profil 3	45,3	5,7	50,95	45,9	2.079	259	2.339
Profil 4	61,0	8,2	69,1	61,2	3.730	499	4.229
Profil 5	95,4	6,3	101,66	49,65	4.737	310	5.047
Profil 6	46,5	2,4	48,85	36,9	1.716	87	1.803
Profil 7	21,7	1,3	22,9	32,3	699	40	740
Profil 8	135,2	25,5	160,65	87	11.758	2.219	13.977
Profil 9	189,8	30,8	220,55	45,9	8.712	1.411	10.123
Profil 10	234,8	35,0	269,75	50,6	11.878	1.771	13.649
Profil 11	194,2	24,0	218,16	36,1	7.009	867	7.876
Profil 12	217,4	31,1	248,54	40	8.698	1.244	9.942
Profil 13	106,7	14,2	120,85	10	1.067	142	1.209
			<b>SUMME</b>	<b>536</b>	<b>62.533</b>	<b>9.494</b>	<b>72.027</b>

## Anhang 2: Abschätzung des Volumens der Regenwasserzuflüsse in den Waldsee

### 1.1 Verwendete Unterlagen

Als Grundlage für die hydraulische Bilanzierung wurden folgende Unterlagen verwendet:

- Lageplan EZG Waldsee- Auslaufbauwerk 04346 001, BWB 2005
- Lageplan EZG Waldsee- Auslaufbauwerk 04344 002, BWB 2005
- Lageplan EZG Waldsee- Auslaufbauwerk 04342 001, BWB 2006
- ALKIS-Flurstücke, Geoportal Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Wohnen
- ALKIS-Gebäude, Geoportal Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Wohnen
- ALKIS-Gewässer- und Vegetationsflächen, Geoportal Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Wohnen

### 1.2 Einzugsgebiete

Der Waldsee wird über 3 Einleitstellen mit Regenwasser aus dem Entwässerungsgebieten der Berliner Wasserbetriebe (BWB) gespeist (Siehe Anlage 1).

- Fischerhüttenstraße 04342\_001
- Goethestraße 04433\_002
- Argentinische Allee 04346\_001

Eine weitere Wasserspeisung des Waldsees erfolgt über eine Verbindungsleitung zum Schlachtensee. Hier kann bei Bedarf Wasser vom Schlachtensee zum Waldsee gepumpt werden.

Mit Hilfe der verwendeten Unterlagen wurden die Flächen der Einzugsgebiete ermittelt. In der *Tabelle 7-1* sind die Teileinzugsgebiete mit ihren Gesamtflächen und ihren befestigten Flächen, unterteilt nach Straßen-/Hofflächen und Dachflächen aufgelistet. Das Einzugsgebiet Fischerhüttenstraße ist auf 2 Einleitstellen aufgeteilt deren Abflüsse zum Teil in den benachbarten Vierling und zum Teil in den Waldsee entwässern. Von den insgesamt 26,4 ha angeschlossenen Flächen entwässern 6,4 ha über den nord-westlichen Zulauf direkt in den Vierling.

*Tabelle 7-1: Übersicht der Regenwassereinzugsgebiete*

Flächen	kanalisierte EZG-Flächen $A_{E,k}$ [ha]	befestigte Flächen $A_{E,b}$		
		Straßen- / Hofflächen [ha]	Dachflächen [ha]	gesamt [ha]
Fischerhüttenstraße	54,1	7,457	4,657	<b>12,1</b>
<u>davon</u> Teil-EZG Vierling	33,3	3,326	3,066	<b>6,4</b>
<u>davon</u> Teil-EZG Waldsee	20,8	4,131	1,591	<b>5,7</b>
Goethestraße	8,3	1,247	1,251	<b>2,5</b>
Argentinische Allee	35,6	8,414	3,405	<b>11,8</b>
<b>SUMME</b>	<b>98,0</b>	<b>17,1</b>	<b>9,3</b>	<b>26,4</b>

### 1.3 Ergebnisse der Langzeitsimulation

Die Ermittlung der Abflüsse aus den Regenwassereinzugsgebieten wird mittels Langzeitsimulation durchgeführt. Hierfür wird das Programm **erwin**. der Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie mbH, Hannover, verwendet.

Die Berechnung der Abflussbildung und der Abflusskonzentration erfolgt programmintern. Für die Abflusskonzentration wird eine Speicheranzahl von  $n = 3$  und eine Speicherkonstante von  $k = 5$  min verwendet. Für die Abflussbildung werden einheitlich folgenden Parameter verwendet:

Benetzungsverlust	$V_{ben}$	0,5 mm
Muldenverlust	$V_{muld}$	1,8 mm
Anfangsabfluss-beiwert	$\Psi_a$	0,3 –
Endabflussbeiwert	$\Psi_e$	0,85 –

Eine Übersicht der statistischen Auswertung zeigt die *Tabelle 7-2*. Hier sind die Spitzenabflüsse und die Ereignisvolumen dem Wiederkehrintervall ( $T_n$  in Jahren) gegenübergestellt. In der Anlage 1 sind die statistischen Auswertungen zusammengestellt.

*Tabelle 7-2: statistische Auswertung der N-A-Simulation*

	Fischerhüttenstr. Vierling		Fischerhüttenstr. Waldsee		Goethestr.		Argentinische Str.	
$T_n$ [a]	$Q_{max}$ [l/s]	Vol. [m³]	$Q_{max}$ [l/s]	Vol. [m³]	$Q_{max}$ [l/s]	Vol. [m³]	$Q_{max}$ [l/s]	Vol. [m³]
0,2	94	31	84	28	37	12,2	173	46
0,5	272	95	243	85	106	37,2	503	174
1	407	144	364	128	159	56,1	752	270
2	542	192	485	172	212	75,0	1002	367
3	621	220	556	197	243	86,0	1148	423
4	677	240	606	215	264	93,8	1251	463
5	720	256	645	229	281	99,9	1331	494
10	855	305	765	272	334	118,8	1581	591

Aus der Gesamtbilanz über den eingesetzten Simulationszeitraum von 48 Jahren können für die Einzugsgebiete die folgenden Daten entnommen werden:

*Tabelle 7-3: Wasserbilanz der Einzugsgebiete IST-Zustand*

Einzugsgebiet	Simulationszeitraum 48 Jahre [m³]	Jahresmittel [m³/a]
Fischerhüttenstraße <u>davon</u> Teil-EZG Vierling	939.024	19.563
Fischerhüttenstraße <u>davon</u> Teil-EZG Waldsee	840.596	17.512
Goethestraße	366.968	7.645
Argentinische Allee	1.726.288	35.964

Demnach gelangen im Ist-Zustand im Jahresmittel rd. 61.122 m³ über die drei Einleitstellen in den Waldsee und 19.563 m³ über die nord-westliche Einleitstelle in den Vierling.

Um eine Entfrachtung des Waldsees und gleichzeitig eine höhere hydraulische Beaufschlagung des Vierlings zu erreichen, könnten die Abflüsse aus dem Teil EZG Fischerhüttenweg mit Hilfe einer Wehrschwelle in den Vierling geleitet werden. Bei dieser Variante wurde für die Simulation eine Wehrschwelle mit einer Höhe von 39,80 mNN im Bereich der Einleitstelle am Waldsee in der Fischerhüttenstraße (Schacht 05335.510) berücksichtigt. Die Ergebnisse der Simulation sind in der *Tabelle 7-4* aufgeführt.

Tabelle 7-4: Wasserbilanz der Einzugsgebiete mit Wehrschwelle in [m³/a]

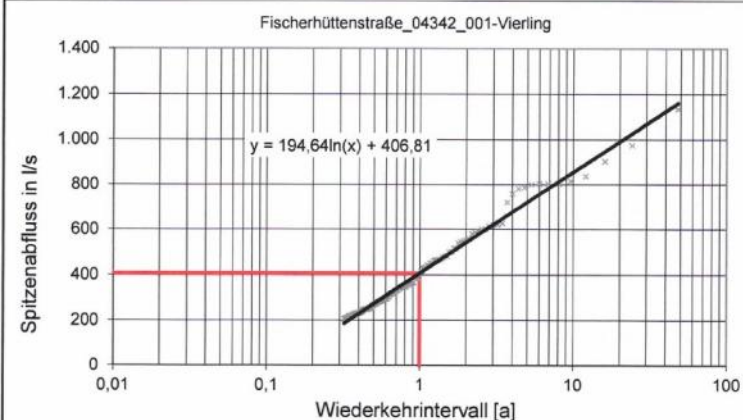
Einzugsgebiet	Zulauf Waldsee	Zulauf Vierling	Zulauf Waldsee	Zulauf Vierling
	Ist Zustand		Einbau Schwelle	
Fischerhüttenstraße <u>davon</u> Teil-EZG Vierling	-	19.563	-	19.563
Fischerhüttenstr. <u>davon</u> Teil-EZG Waldsee	17.512	-	115	17.397
Goethestraße	7.645	-	7.645	-
Argentinische Allee	35.964	-	35.964	-
<b>SUMME</b>	<b>61.122</b>	<b>19.563</b>	<b>43.725</b>	<b>36.960</b>

Demnach würden sich die Zuflüsse zum Vierling im Jahresmittel um rd. 17.400 m³/a erhöhen und lediglich 115 m³/a über die Wehrschwelle in den Waldsee geleitet. Dies entspricht im Vergleich zum Ist-Zustand fast einer Verdoppelung der Zuflüsse zum Vierling. Die Zuflüsse zum Waldsee würden sich bei der Umbaumaßnahme im Jahresmittel um rd. 1/3 verringern.

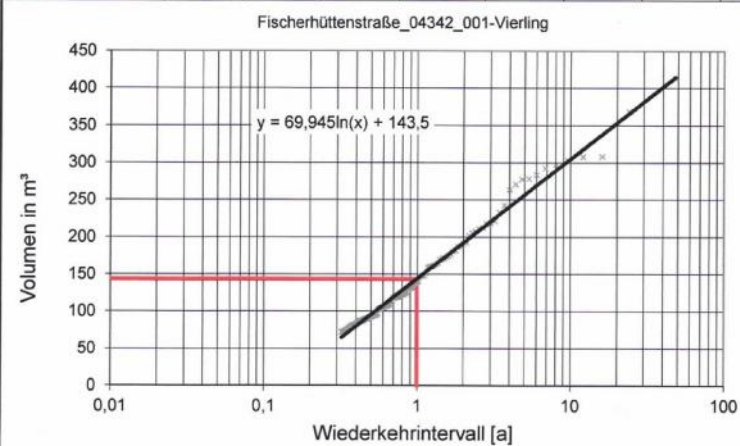
## Statistische Auswertung Langzeitsimulation

Projekt: Berlin\_Waldsee  
 EZG-1: Fischerhüttenstraße\_04342\_001-Vierling  
 Berlin-Steglitz-Zehlendorf

Eingangsdaten: Regenreihe: Neukölln  
 Anzahl der Jahre (M): 48  
 Auswertung aus partieller Serie  
 Stichprobenumfang (L): 150  
 Plotting-Formel:  $T = (L+1)/k \cdot M/L$



Tn [a]	0,2	0,5	1	2	3	4	5	10
Spitzenabfluss [l/s]	94	272	407	542	621	677	720	855



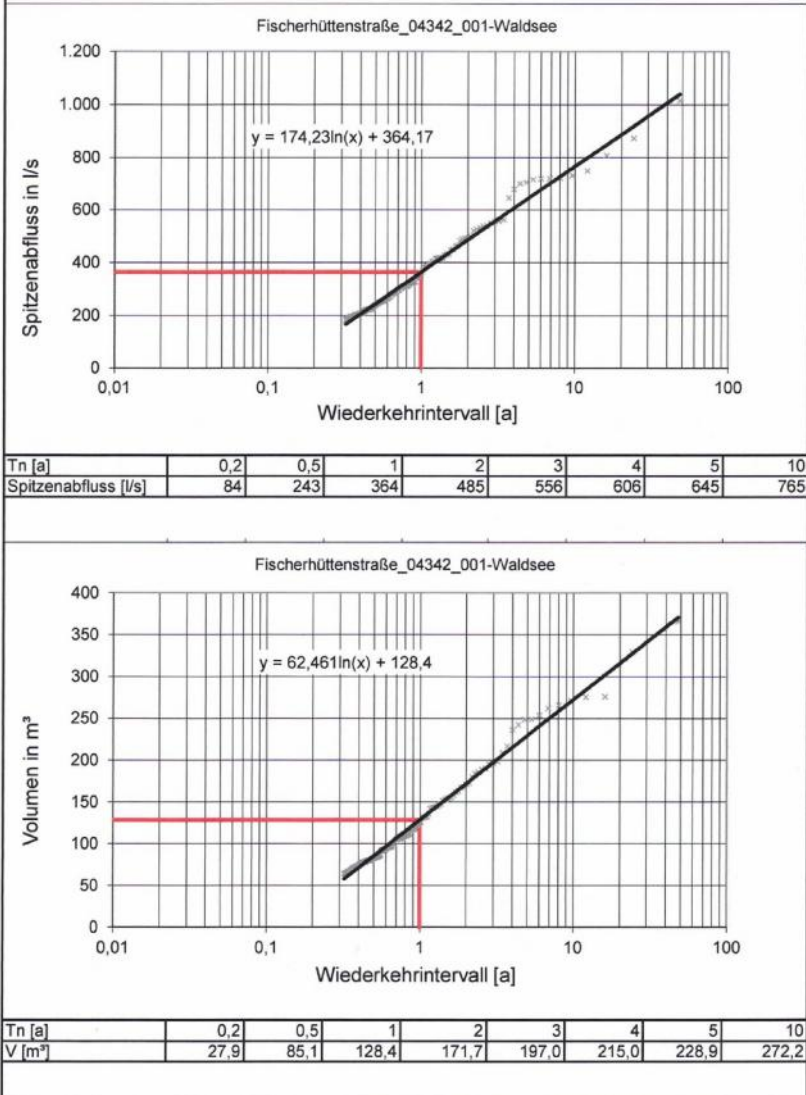
Tn [a]	0,2	0,5	1	2	3	4	5	10
V [m³]	30,9	95,0	143,5	192,0	220,3	240,5	256,1	304,6

ifs Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie

### Statistische Auswertung Langzeitsimulation

Projekt: Berlin\_Waldsee  
 EZG-1: Fischerhüttenstraße\_04342\_001-Waldsee  
 Berlin-Steglitz-Zehlendorf

Eingangsdaten: Regenreihe: Neukölln  
 Anzahl der Jahre (M): 48  
 Auswertung aus partieller Serie  
 Stichprobenumfang (L): 150  
 Plotting-Formel:  $T = (L+1)/k \cdot M/L$

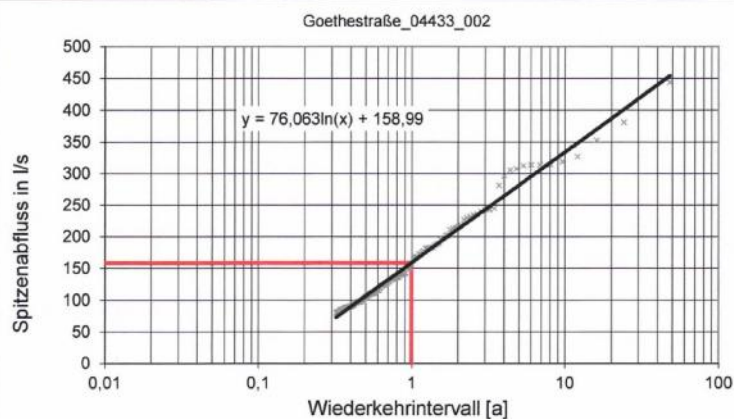


ifs Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie

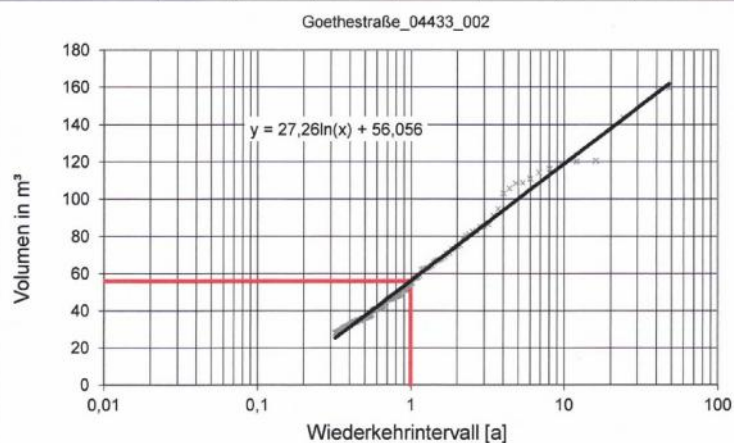
### Statistische Auswertung Langzeitsimulation

Projekt: Berlin\_Waldsee  
 EZG-2: Goethestraße\_04433\_002  
 Berlin-Steglitz-Zehlendorf

Eingangsdaten: Regenreihe: Neukölln  
 Anzahl der Jahre (M): 48  
 Auswertung aus partieller Serie  
 Stichprobenumfang (L): 150  
 Plotting-Formel:  $T = (L+1)/k \cdot M/L$



Tn [a]	0,2	0,5	1	2	3	4	5	10
Spitzenabfluss [l/s]	36,6	106	159	212	243	264	281	334



Tn [a]	0,2	0,5	1	2	3	4	5	10
V [m³]	12,2	37,2	56,1	75,0	86,0	93,8	99,9	118,8

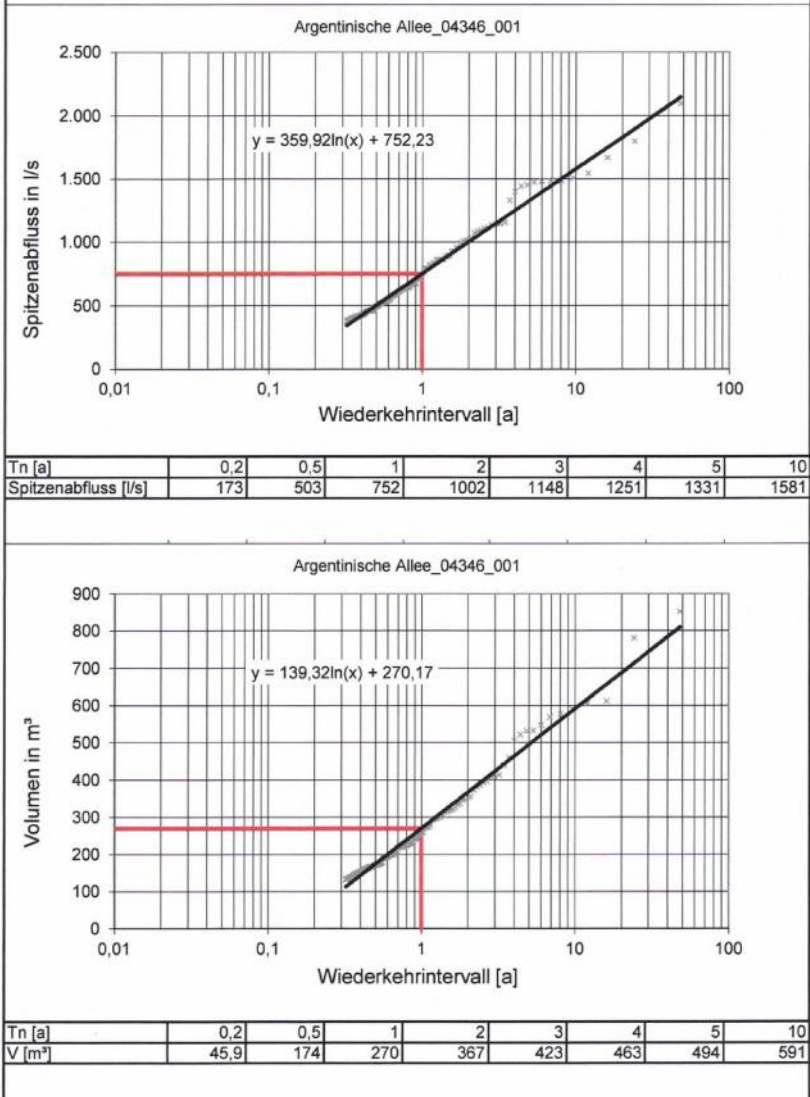
ifs Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie



### Statistische Auswertung Langzeitsimulation

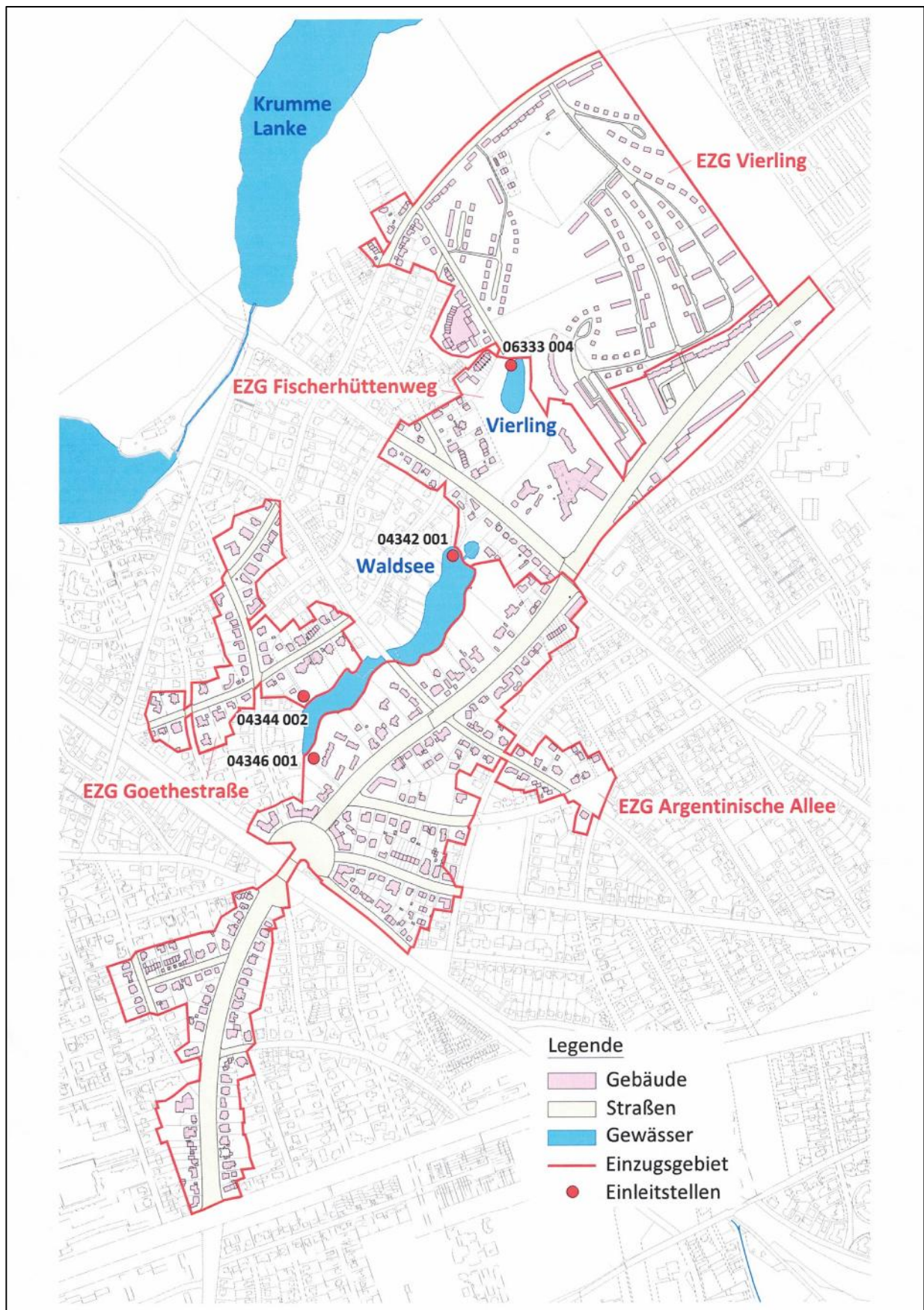
Projekt: Berlin\_Waldsee  
 EZG-3: Argentinische Allee\_04346\_001  
 Berlin-Steglitz-Zehlendorf

Eingangsdaten: Regenreihe: Neukölln  
 Anzahl der Jahre (M): 48  
 Auswertung aus partieller Serie  
 Stichprobenumfang (L): 150  
 Plotting-Formel:  $T = (L+1)/k \cdot M/L$



ifs Ingenieurgesellschaft für Stadthydrologie







## Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung
2	Material und Methoden
2.1	Probenahme und –aufarbeitung der Sedimente
2.2	Analysen
2.3	Berechnung der Diffusionsraten
3	Ergebnisse und Diskussion
3.1	Sedimentzusammensetzung
3.2	Gesamtphosphor im Sediment
3.3	P-Bindungsformen im Sediment
3.4	P-Mobilisierungspotential auf der Grundlage der P-Bindungsformen
3.5	P-Diffusionsraten aus dem Sediment und gelöste Substanzen im Sedimentporenwasser
4	Zusammenfassung
5	Anhang

---

## 1 Einleitung

Im Juni 2018 wurden im Waldsee (Zehlendorf) an verschiedenen Stellen die Sedimente untersucht. Hauptziel dieser Untersuchungen war es, neben der allgemeinen Charakterisierung der Sedimentbeschaffenheit, Informationen über die Intensität und Mechanismen der Phosphorrücklösung aus den Sedimenten zu erhalten. Neben den Vertikalprofilen von Gesamtphosphor im Sediment wurden dafür auch die unterschiedlichen Bindungsformen des Phosphors im Sediment untersucht. Zur Beschreibung des chemischen und mikrobiologischen Milieus wurden die Konzentrationen verschiedener Anionen und Kationen im Porenwasser der Sedimente ermittelt. Aus den Konzentrationsgradienten von gelöstem reaktiven Phosphor (SRP), Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) und Sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) an der Sediment-Wasser-Kontaktzone wurden die Diffusionsraten aus dem Sediment berechnet. Da die Austauschprozesse zwischen Sediment und Wasserkörper sehr großen saisonalen Schwankungen unterliegen können, haben die Untersuchungen der gelösten Substanzen im Sediment lediglich einen stichprobenartigen Charakter. Die Vertikalprofile der Zusammensetzung der Trockensubstanz unterliegen hingegen keinen großen zeitlichen Veränderungen und sind für einen längeren Zeitraum repräsentativ.



## 2 Material und Methoden

### 2.1 Probenahme und –aufarbeitung der Sedimente

Die Sedimentbeprobung des Waldsees erfolgte am 21.06.2018 an verschiedenen Stellen im NO- und SW-Becken (Abb. 1, Tab. 1). Die Entnahme der Sedimentkerne erfolgte mit einem Uwitec-Sedimentstecher. An den Hauptuntersuchungspunkten NO 3 (max. Tiefe im NO-Becken), SW 6 (max. Tiefe im SW-Becken) und SW 8 (Mündungsbereich der Regenwasserentwässerung) wurde die Veränderung der Sedimentbeschaffenheit in unterschiedlichen Sedimenttiefen untersucht. Um die räumliche Variabilität der Nährstoffrücklösung aus den Sedimenten besser einschätzen zu können wurde an verschiedenen zusätzlichen Probepunkten die Konzentration von gelösten Stoffen im Wasser unmittelbar über den Sedimentkernen und an der Sedimentoberfläche (0-2 cm) untersucht.

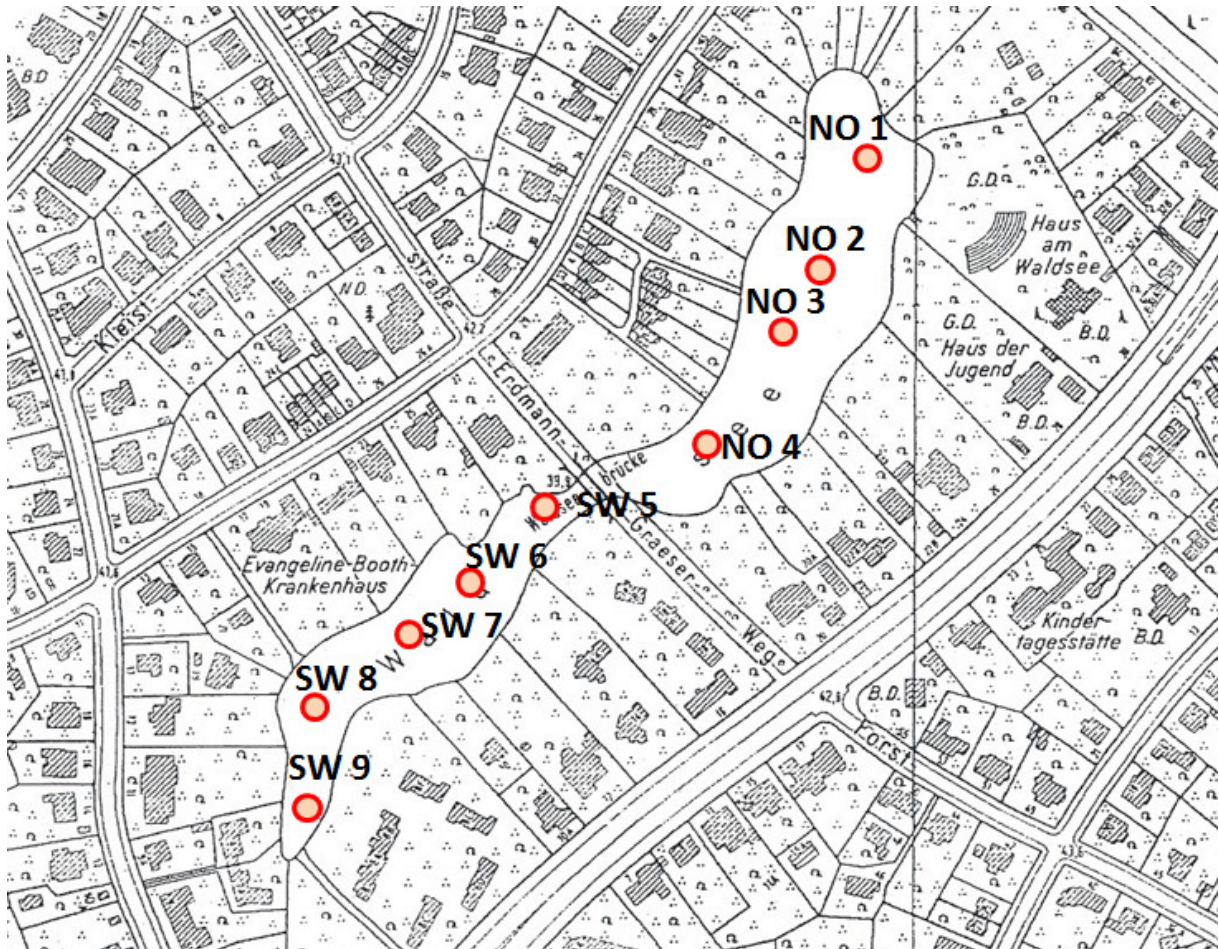


Abb. 1: Lage der Untersuchungspunkte im Waldsee (Quelle: K5 RD / CD 98.1, Hg.: Senatsverwaltung für Bauen, Wohnen und Verkehr).

Tab. 1: Wassertiefe und Koordinaten der Sedimententnahmepunkte (Probenahme am 21.06.2018).

Messpunkt	Wassertiefe [m]	N	E
<b>NO-Becken</b>			
NO 1	2,4	52°26.568′	013°14.208′
NO 2	3,8	52°26.536′	013°14.192′
NO 3 (NO-Becken, max. Tiefe)	4,2	52°26.516′	013°14.170′
NO 4	3,5	52°26.486′	013°14.137′
<b>SW-Becken</b>			
SW 5	1,3	52°26.464′	013°14.056′
SW 6 (SW-Becken, max. Tiefe)	1,8	52°26.444′	013°14.021′
SW 7	1,3	52°26.426′	013°14.010′
SW 8 (SW-Becken vor Einlauf der Regenentwässerung, SW-R)	1,7	52°26.407′	013°13.957′
SW 9	1,2	52°26.383′	013°13.960′

## 2.2 Analysen

### *Trockengewicht*

Zur Bestimmung des Trockengewichtsanteiles der Sedimente wurde das Feuchtsediment bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Das getrocknete Sediment wurde für die nachfolgenden Analysen in einem Achat-Mörser zermahlen und homogenisiert.

### *Organische Substanz*

Der Anteil an organischer Substanz (OS) am Trockengewicht wurde aus dem Gewichtsverlust des getrockneten Sedimentes beim Verglühen der organischen Bestandteile (550 °C, 2 h) ermittelt.

### *Kalziumkarbonat und mineralische, nicht-karbonatische Bestandteile*

Die Karbonatanteile in der Trockensubstanz wurden als Gewichtsverlust beim Erhitzen des bei 550 °C geglühten Sedimentes auf 900 °C (2 h) ermittelt.

Da die Karbonate in den Sedimenten der meisten norddeutschen Seen als  $\text{CaCO}_3$  vorliegen, wurde der Gewichtsverlust infolge der Zersetzung der Karbonate als  $\text{CaCO}_3$  umgerechnet. Mineralische, nicht-karbonatische Substanzen verbleiben als Glührückstand (900 °C).

### *Gesamtphosphor*

Für die Analyse des Ges.-P-Anteiles in der Trockensubstanz wurden jeweils ca. 5 mg des bei 550 °C geglühten Sedimentes eingewogen und mit 20 ml  $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ -Lösung (50 g l<sup>-1</sup>) in DURAN®-Aufschlußröhrchen gegeben und bei 134 °C für 30 min autoklaviert. In den Aufschlußlösungen erfolgte die Analyse der SRP-Konzentration mit einem Photometer (Nanocolor 300 D) nach Zugabe von Ascorbinsäure und Molybdatreagenz.

### *P-Bindungsformen*

Die Bestimmung der P-Bindungsformen im Sediment erfolgte mit einem sequentiellen Extraktionsverfahren nach Hupfer et al. (1995) (Tab. 2).

Tab. 2: Sequenzen des P-Extraktionsverfahrens und die Zuordnung der einzelnen P-Fractionen (verändert nach HUPFER 1995<sup>1)</sup>), TP = total phosphorus (Gesamtphosphor), SRP = soluble reactive phosphorus (gelöster, reaktiver P), NRP = non reactive phosphorus (nicht reaktiver P).

Extraktionsmittel (Einwirkungszeit)		zu erwartende P-Bindungsformen
1. NH <sub>4</sub> Cl (1 M) (0,5 h)	TP	im Interstitialwasser gelöster P und labil an Oberflächen adsorbierter P (z.B. von Fe und CaCO <sub>3</sub> )
2. NaHCO <sub>3</sub> / Na <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>4</sub> (0,11 M) (Bicarbonat/Dithionite BD) (1 h)	TP	unter reduzierenden Bedingungen löslicher SRP (vor allem an Fe-Hydroxide und Mn-Oxide gebunden)
3. NaOH (1 M) (16 h)	SRP  NRP	an Oberflächen von Metalloxiden (Al, Fe,...) gebundene Phosphate, die gegen OH <sup>-</sup> -Ionen austauschbar sind; in Basen löslicher P  P in Mikroorganismen (einschließlich Polyphosphate) und Detritus-P, huminstoffgebundene Phosphate
4. HCl (0,5 M) (16 h)	TP	an Karbonate und Apatit gebundene Phosphate, Spuren von hydratisierten organischen P
5. K <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>8</sub> (0,5 h; 134 °C)	TP	refraktärer organischer und anders gebundener P (Rest-P)

### *Gelöste Substanzen im Porenwasser der Sedimente und pH-Wert im Sediment*

Das Sedimentporenwasser wurde durch Zentrifugation bei 13.000 g (5 °C, 5 min) gewonnen und über Cellulose-Nitrat-Filter (0,45 µm) filtriert. Die Proben wurden bis zur Analyse eingefroren. Etwa 50 ml des Wasser über den Sedimentkernen wurde unmittelbar nach der Probenahme entnommen und den gleichen Analysen zugeführt wie das Sediment-Porenwasser.

Der pH-Wert im Feuchtsediment wurde mit einem Mikroprozessor pH-Meter pH 3000 (WTW) gemessen.

Die Konzentrationen von SRP im Porenwasser des Sedimentes und im Wasser direkt über dem Sediment wurden an einem Photometer (Nanocolor 300 D) nach Zugabe von Ascorbinsäure und Molybdatreagenz ermittelt. Die Analyse anderer gelöster Anionen und Kationen erfolgte am Ionenchromatographen mit Leitfähigkeitsdetektor (ICS 1000, Dionex).

<sup>1)</sup> Hupfer, M., Zak, D., Roßberg, R., Herzog, C. Pöthig, R., 2009: Evaluation of a well-established sequential phosphorus fractionation technique for use in calcite-rich lake sediments. *Limnol. Oceanogr.-Meth.* 7: 399 – 410.

### 2.3 Berechnung der Diffusionsraten

Die Diffusionsraten verschiedener gelöster Substanzen aus dem Sediment wurden aus den Konzentrationsgradienten der an der Sediment-Wasser Kontaktzone berechnet:

$$J_i = \frac{\Phi}{\Theta^2} \times D_i \times \frac{dC_i}{dx} \quad (1)$$

mit

$J_i$  = diffusiver Flux der Substanz i [ $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ]

$\Phi$  = Porosität an der Sedimentoberfläche

$\Theta$  = Tortuosität an der Sedimentoberfläche (Grad der Gewundenheit der Transportwege im Porenwasser)

$D_i$  = Diffusionskoeffizient für den Stoff i [ $\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$ ]

$dC_i$  = Konzentrationsdifferenz zwischen dem Wasser über dem Sediment und dem Porenwasser an der Sedimentoberfläche [ $\text{mg l}^{-1}$ ]

$dx$  = Abstand von Sedimentoberfläche zur mittleren Sedimenttiefe der obersten untersuchten Sedimentschicht (Diffusions- bzw. Transportweg) [cm]

Die Porosität und Tortuosität wurden an Hand des Sedimenttrockengewichts und der Zusammensetzung der Trockensubstanz berechnet (Lewandowski et al. 2002<sup>2)</sup>). Die Diffusionskoeffizienten wurden für die jeweilige Temperatur im Wasser über dem Sediment berechnet:

$$D_i = D_{i, 25^\circ\text{C}} \times \frac{v_{25^\circ\text{C}} \times T}{v_T \times 298,15\text{K}} \quad (2)$$

mit

$D_{i, 25^\circ\text{C}}$  = Diffusionskoeffizient des Ions i bei 25°C (Tab. 3)

$v_{25^\circ\text{C}}$  = dynamische Viskosität des Wassers bei 25°C ( $0,8988 \times 10^{-6} \text{ m}^2 \text{s}^{-1}$ )

$v_T$  = dynamische Viskosität des Wassers bei der Temperatur  $T$

$T$  = Temperatur des Wassers über dem Sediment [K]

Bei den an der Sedimentoberfläche (0-2 cm) des Waldsees vorliegenden pH-Werten von durchschnittlich  $6,65 \pm 0,20$  liegt der größte Teil des gelösten, anorganischen Phosphors (SRP = soluble reactive phosphorus) als  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  vor, weshalb die Diffusionskonstante für  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  für die Berechnung der SRP-Diffusionsraten zugrunde gelegt wurde. An allen Untersuchungspunkten wurden die Diffusionskonstanten für eine Temperatur von 15°C berechnet.

Tab. 3: Diffusionskoeffizienten verschiedener Substanzen bei 25°C [ $10^{-6} \text{ cm}^2 \text{s}^{-1}$ ] nach Li & Gregory (1974)<sup>3)</sup>.

$\text{H}_2\text{PO}_4^-$	$\text{HPO}_4^{2-}$	$\text{NH}_4^+$	$\text{SO}_4^{2-}$
8,46	7,34	19,8	10,7

<sup>2)</sup> Lewandowski, J., Rüter, K. & Hupfer, M., 2002: Two-Dimensional Small-Scale Variability of Pore Water Phosphate in Freshwater Lakes: Results from a Novel Dialysis Sampler. Environ. Sci. Technol, 36: 2039–2047.

<sup>3)</sup> Li, Y.H. & Gregory, S., 1974: Diffusions of ions in Sea water and in deep-sea sediments. Geochim. Cosmochim. 38: 703-714.

### 3 Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Sedimentzusammensetzung

An der Sedimentoberfläche des Waldsees wurden hohe Anteile an organischer Substanz von 40-50 % des Trockengewichtes (d. TG) ermittelt (Abb. 2). Mit zunehmender Sedimenttiefe kommt es zu einer schnellen Abnahme der Anteile an organischer Substanz und die Anteile an mineralischer, nicht-karbonatischer Substanzen (z.B. Silikate, Fe- und Mn-Oxide und Hydroxide und Tonmineralien) nehmen in tieferen Sedimentschichten auf 60-70 % d. TG zu. Mit einem durchschnittlichen  $\text{CaCO}_3$ -Anteil von etwa 10 % d. TG sind die Sedimente des Waldsees relativ kalkarm. Die Sedimentzusammensetzung im Waldsee weist somit viele Ähnlichkeiten mit anderen untersuchten Grunewaldseen (z.B. den Hubertussee und Huhndekehlesee) auf.

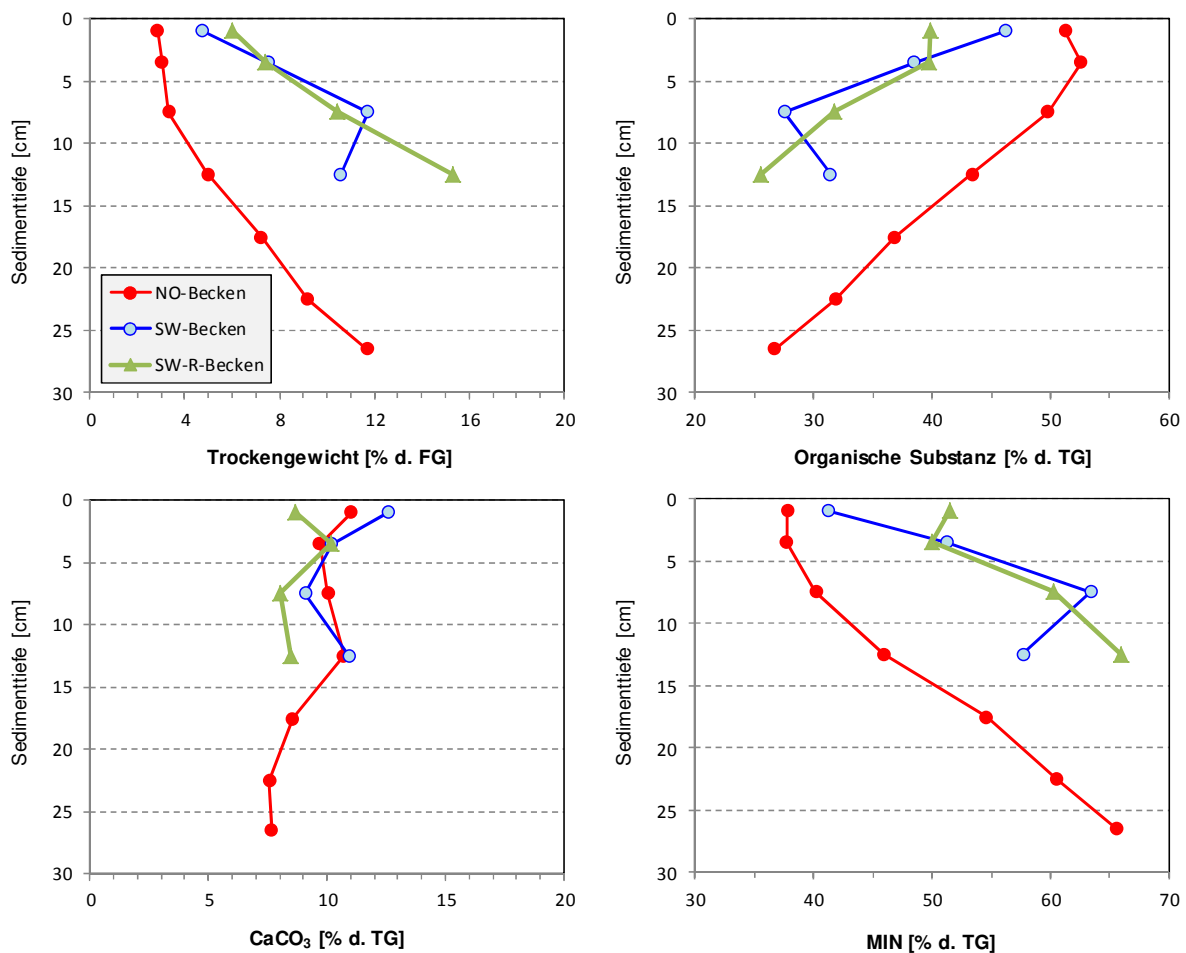


Abb. 2: Vertikalprofile der Trockengewichtsanteile und der Anteile an organischer Substanz, Kalziumkarbonat und mineralischer, nicht-karbonatischer Substanzen (MIN) am Trockengewicht an den drei Untersuchungspunkten im Waldsee (NO-Becken = NO 3, SW-Becken = SW 6 und SW-R = SW 8 in Tab. 1 bzw. Abb. 1).

#### 3.2 Gesamtphosphor im Sediment

Im NO- und SW-Becken wurden relativ ähnliche TP-Anteile in den oberen 15 cm der Sedimente ermittelt (Abb. 3). In der Nähe der Regenwassereinleitung (SW-R-Becken bzw. SW 8) lagen die TP-Anteile im Sediment allerdings niedriger als an der maximalen Tiefe (SW 6).



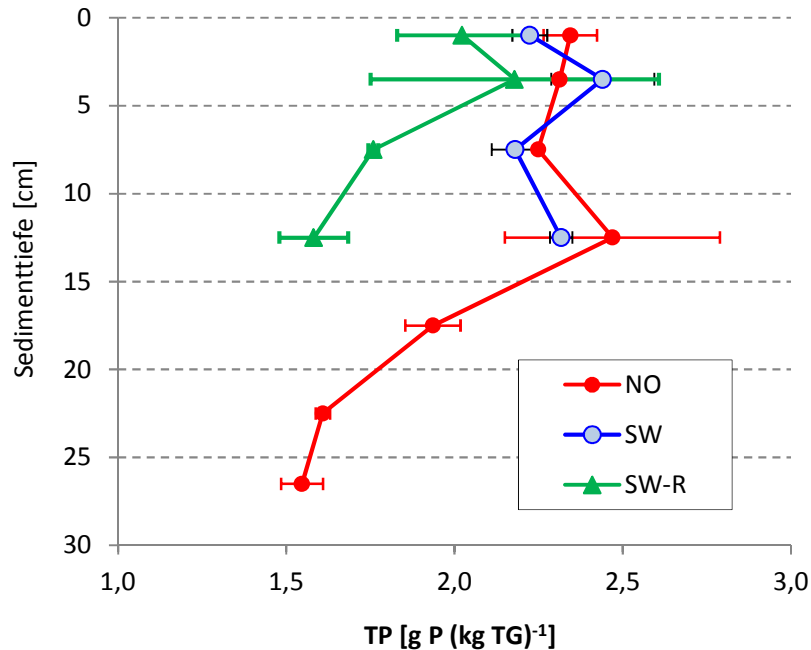


Abb. 3: Vertikalprofile der Ges.-P-Anteile (TP = total phosphorus) an den drei Untersuchungspunkten im Sediment des Waldsees.

### 3.3 P-Bindungsformen im Sediment

Im Sediment des SW-Becken werden etwa 40 % des Ges.-P durch an Metalloxide gebundenen P-Formen vertreten, während im NO-Becken der organisch gebundene P eine höhere Bedeutung erlangt (33 % d. TG gegenüber 24 % im SW-Becken) (Abb. 4). Im Südbecken lag der Anteil des säurelöslichen P (18 % d. TP) höher als im NO-Becken (9 % d. TP). Dagegen spielt der labil adsorbierte P im NO-Becken (7 % d. TP) eine wichtigere Rolle als im SW-Becken (< 2 % d. TP).

Die labil adsorbierten, reduktiv löslichen und organischen P-Verbindungen werden in der Regel als labile P-Formen betrachtet, die in den Sedimenten noch weiteren Veränderungen unterliegen (z.B. Penn et al. 1995<sup>4)</sup>). Ein bestimmter Anteil dieser P-Formen wird relativ leicht wieder mobilisiert und als gelöster, reaktiver P (SRP) aus den Sedimenten zurückgelöst. Für diese P-Formen wurde das P-Mobilisierungspotential berechnet (Tab. 4). Der an Metalloxide gebundene, der säurelösliche und der refraktäre Phosphor werden dagegen im Allgemeinen als stabil im Sediment festgelegt angesehen und erhöhen den P-Rückhalt der Sedimente. Im Waldsee ist jedoch auch eine Abnahme des refraktären P mit zunehmender Sedimenttiefe zu beobachten, die darauf hindeutet, dass hier auch ein Teil der refraktären P-Formen während der Sedimentdiagenese (Alterung) mobilisiert und freigesetzt wird (Abb. 5).

<sup>4)</sup> Penn, M. R.; Auer, T.; Van Orman, E.; Korienek, J. J. (1995) Phosphorus diagenesis in lake sediments: investigations using fractionation techniques, Marine and Freshwater Research 46, 89-99.

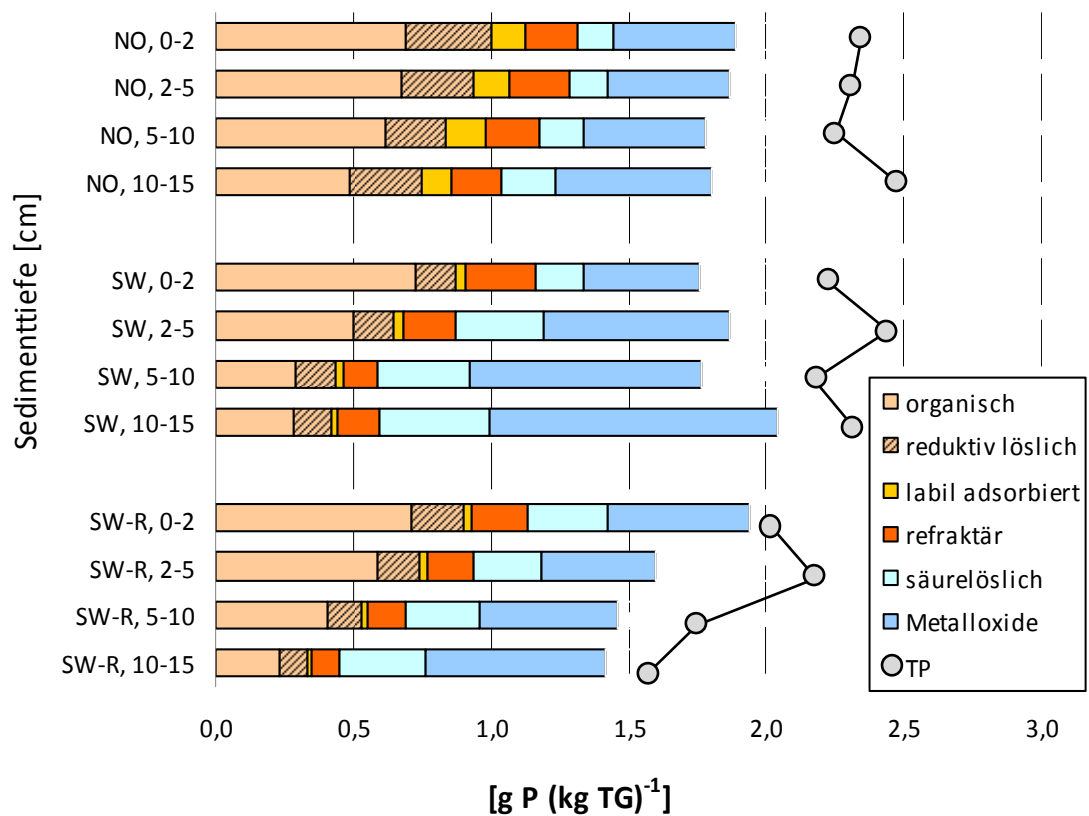


Abb. 4: Verteilung der verschiedenen P-Bindungsformen im Sediment an den drei Untersuchungspunkten im Waldsee.

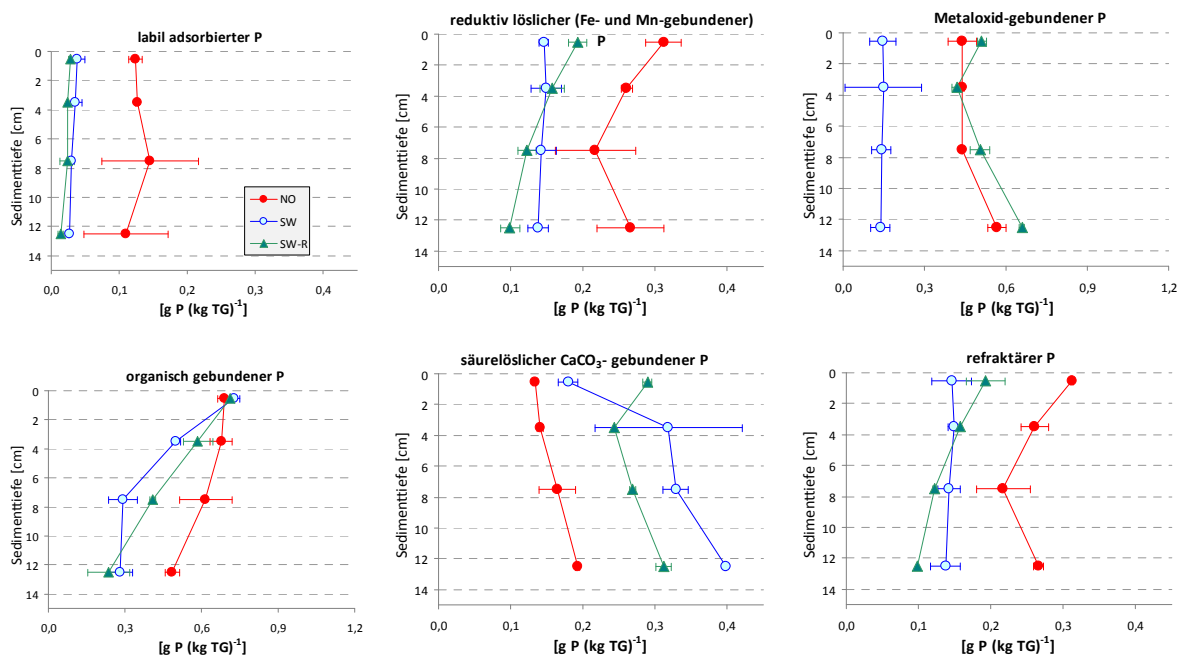


Abb. 5: Tiefenprofile der verschiedenen P-Bindungsformen im Sediment an den drei Untersuchungspunkten im Waldsee.

### 3.4 P-Mobilisierungspotential auf der Grundlage der P-Bindungsformen

An allen drei Untersuchungspunkten stellt die Rücklösung des organischen P den wichtigsten Prozess bei der P-Mobilisierung aus den Sedimenten dar und ist zu etwa 70 % für die P-Rücklösung aus den Sedimenten verantwortlich (Tab. 4). Im Durchschnitt ergibt sich an den drei Untersuchungspunkten für die oberen 15 cm der Sedimente ein P-Mobilisierungspotential von  $1,8 \pm 1,3 \text{ g P m}^{-2}$ . Nimmt man an, dass dieser Wert für etwa die 90 % der Seefläche repräsentativ ist ( $A = 25650 \text{ m}^2$ ) ergibt sich für den gesamten See ein P-Mobilisierungspotential von etwa 42 kg. Die kurzfristige Freisetzung dieses mobilen P-Pools hätte im gesamten Seevolumen ( $62,5 \times 10^3 \text{ m}^3$ ) eine Zunahme der P-Konzentrationen um  $0,67 \text{ mg l}^{-1}$  zur Folge.

Tab. 4: P-Mobilisierungspotential (0-15 cm) auf der Grundlage der P-Bindungsformen im Sediment [ $\text{g P m}^{-2}$ ].

	NO	SW	SW-R
Labil organisch gebundener P	0,52	1,01	2,34
Reduktiv löslicher P	0,10	0,07	0,38
refraktärer P	0,07	0,25	0,47
Labil adsorbierter P	0,08	0,05	0,09
<b>Summe<sup>1)</sup></b>	<b>0,76</b>	<b>1,38</b>	<b>3,27</b>

<sup>1)</sup> Leichte Differenzen durch Aufrundungen der einzelnen P-Spezies in den Zeilen

Der Anteil an organisch gebundenem P im Verhältnis zum Anteil organischer Substanz liegt im Waldsee in einem ähnlichen Bereich wie in vielen anderen untersuchten Seen (Abb. 6). Dabei wird an der Sedimentoberfläche ein höherer P-Anteil der organischen Substanzen ermittelt ( $0-2 \text{ cm}$ :  $3,1 \pm 0,4 \text{ mg P (g org. C)}^{-1}$ ) als in den tieferen Sedimentschichten ( $10-15 \text{ cm}$ :  $2,0 \pm 0,3 \text{ mg P (g org. C)}^{-1}$ ).

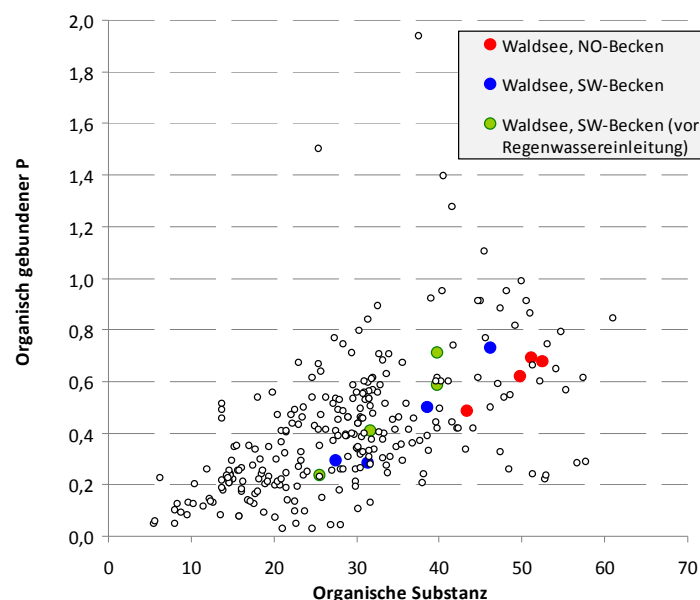


Abb. 6: Verhältnis von organisch gebundenem P (NaOH-NRP) zum Anteil organischer Substanz im Waldsee im Vergleich mit anderen Seen.

### 3.5 P-Diffusionsraten aus dem Sediment und gelöste Substanzen im Sedimentporenwasser

Im NO-Becken wurden an den meisten Probepunkten (mit Ausnahme des Probepunktes NO 1) höhere SRP- und  $\text{NH}_4^+$ -Konzentrationen im Porenwasser festgestellt als im SW-Becken (Abb. 7). Dies deutet auf höhere Umsatzraten organischer Substanzen in den Sedimenten und eine höhere P-Freisetzung zum Zeitpunkt der Probenahme. Am Probepunkt SW 9 unmittelbar vor der Regenwassereinleitung wurden an der Sedimentoberfläche ebenfalls sehr hohe  $\text{NH}_4^+$ -Konzentrationen ermittelt. Hier wurde ein sehr festes Sediment vorgefunden, so dass keine längeren Sedimentkerne entnommen werden konnten.

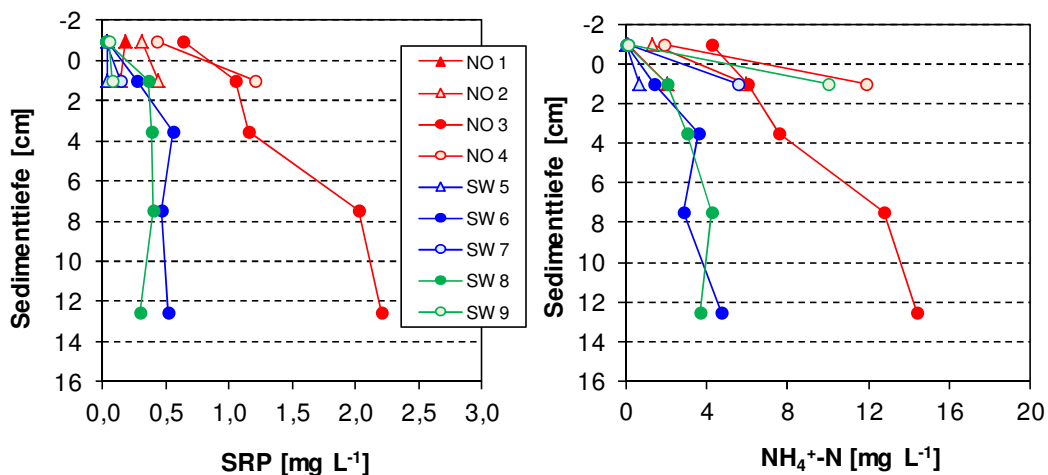


Abb. 7: Tiefenprofile der SRP- und  $\text{NH}_4^+$ -Konzentrationen im Porenwasser der Sedimente an den verschiedenen Untersuchungspunkten im Waldsee.

Die mittlere SRP-Diffusionsrate betrug im NO-Becken  $1,7 \pm 1,9 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (Abb. 9, Tab. 5). Bei einem P-Mobilisierungspotential im NO-Becken von  $0,76 \text{ g P m}^{-2}$  (Tab. 4) könnte die ermittelte SRP-Diffusionsrate im NO-Becken für einen Zeitraum von etwa 1,2 Jahren allein aus dem mobilen P-Pool in den Sedimenten aufrecht erhalten werden. Im SW-Becken lag die mittlere SRP-Diffusionsrate bei  $0,7 \pm 0,7 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . Bei einem P-Mobilisierungspotential von  $1,4 \text{ g P m}^{-2}$  könnte diese SRP-Diffusionsrate im SW-Becken für einen Zeitraum von 5,2 Jahren aus dem mobilen P-Pool in den Sedimenten aufrecht erhalten werden. Im Vergleich zu anderen Seen sind die SRP-Diffusionsraten aus dem Sediment des Waldsees als relativ gering zu betrachten. So wurden z.B. im polymiktischen Melzer See in den Sommermonaten SRP-Diffusionsraten über  $10 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  ermittelt (Casper et al. 2017<sup>5)</sup>, Abb. 8). In beiden Seebecken kann jedoch davon ausgegangen werden, dass die SRP-Diffusionsraten aus dem Sediment zeitweise deutlich höhere Werte erreichen können (z.B. bei höheren Temperaturen und der Ausbildung anoxischer Zonen über dem Sediment). Andererseits kann für die Wintermonate von einer wesentlich geringeren SRP-Diffusionsrate ausgegangen werden. So wurde beispielsweise im ebenfalls polymiktischen Melzer See eine ausgeprägte saisonale Dynamik der P-Rücklösungsrate festgestellt (Abb. 8).

<sup>5)</sup> Casper, P., Gonsiorczyk, T. & Kasprzak, P., 2017: Untersuchungen zur Erfolgskontrolle und Nachhaltigkeit der Restaurierung/Sanierung des Melzer Sees. Ergebnisbericht 2017, Land Mecklenburg-Vorpommern, Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz, Staatliches Amt für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburgische Seenplatte, Neubrandenburg.

Tab. 5: Mittlere Diffusionsraten von SRP,  $\text{NH}_4^+$ -N und  $\text{SO}_4^{2-}$  aus dem Sediment im NO- und SW-Becken des Waldsees (21.06.2018) [ $\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ ].

	NO-Becken	SW-Becken
SRP	$1,7 \pm 1,9$	$0,7 \pm 0,7$
$\text{NH}_4^+$ -N	$57 \pm 47$	$26 \pm 23$
$\text{SO}_4^{2-}$	$-97 \pm 32$	$-1 \pm 228$

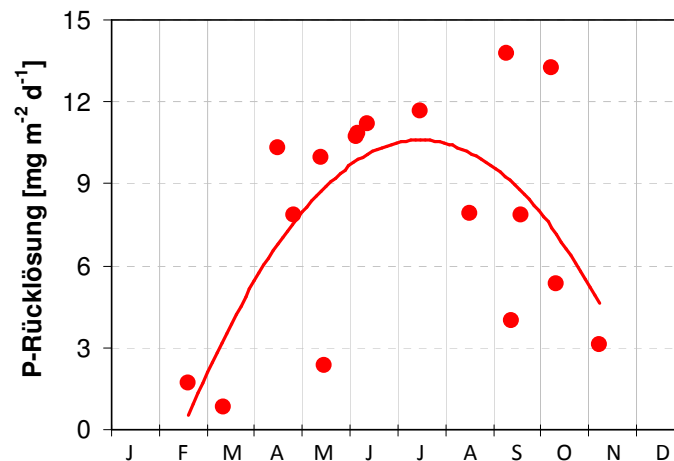


Abb. 8: Jahresgang der SRP-Diffusionsraten im polymiktischen Melzer See (Mecklenburg-Vorpommern, vor der Restaurierung: 2005-2010).

Die im Juni ermittelten SRP-Diffusionsraten können als repräsentativ für die Monate April bis Oktober angenommen werden. Für die Monate November-März kann von davon ausgegangen werden, dass die SRP-Diffusionsraten nur etwa 20 % der Sommerwerte betragen. Auf das ganze Jahr betrachtet kann demnach ausgegangen werden, das Jahresmittel der SRP-Diffusion aus dem Sediment zwischen  $0,5$  bis  $1,1 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  liegen (Tab. 6).

Tab. 6: Abschätzung der für das ganze Jahr relevanten SRP-Diffusionsraten aus dem Sediment im NO- und SW-Becken des Waldsees [ $\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ ].

	NO-Becken	SW-Becken
April-Oktober	$1,70 \pm 1,87$	$0,73 \pm 0,71$
November-März (20 %)	$0,34 \pm 0,38$	$0,15 \pm 0,14$
<b>Jahr</b>	<b><math>1,14 \pm 1,26</math></b>	<b><math>0,49 \pm 0,48</math></b>

Mit zunehmender Wassertiefe ist im Waldsee die Tendenz zu höheren SRP- ( $r^2 = 0,31$ ) und  $\text{NH}_4^+$ -Diffusionsraten ( $r^2 = 0,17$ ) aus dem Sediment zu erkennen (Abb. 9). Auch die SRP- und  $\text{NH}_4^+$ -Diffusionsraten sind positiv korreliert ( $r^2 = 0,49$ ). Aus der Korrelation zwischen den SRP- und  $\text{NH}_4^+$ -Diffusionsraten ergibt sich ein molares N/P-Verhältnis von  $44 \text{ mol N (mol P)}^{-1}$ , das über dem durchschnittlichen N/P-Verhältnis des Phytoplanktons von etwa 16 liegt (Redfield-Verhältnis). Während N/P-Verhältnisse der Diffusionsraten unter 16 darauf deuten, dass zusätzlich P aus anorganischen Verbindungen mobilisiert wird, deuten die hohen N/P-Verhältnisse darauf hin, dass beim Abbau der organischen Substanzen im Sediment Phosphor zurückgehalten wird und neue stabile Bindungsformen eingeht.

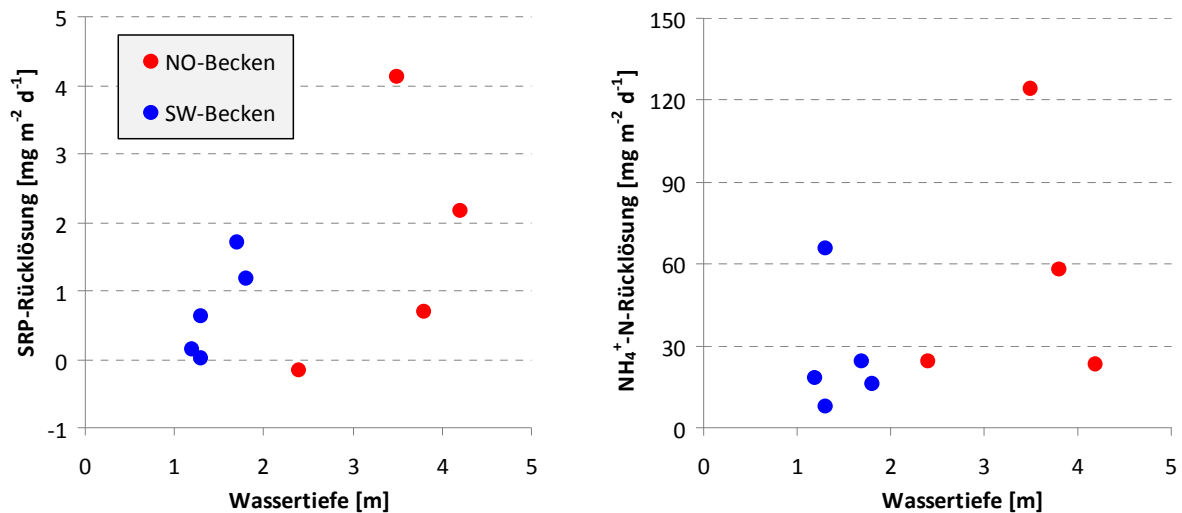


Abb. 9: SRP- und NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Diffusionsraten aus dem Sediment an den verschiedenen Untersuchungspunkten im Waldsee.

Im SW-Becken wurden den Probepunkten SW 5 und 9 an der Sedimentoberfläche höhere Sulfatkonzentrationen festgestellt als im Wasser über dem Sediment (Abb. 10). Dies deutet auf eine Sulfatdiffusion aus dem Sediment. Vermutlich kommt es an diesen Stellen, die auch nur eine Wassertiefe von 1,2 - 1,3 m aufweisen (Tab. 1) zu einem Grundwassereintritt in den Wasserkörper. Auch bezüglich der Ca<sup>2+</sup> und Mg<sup>2+</sup>-Konzentrationen unterscheiden sich die Probepunkte SW 5 und 9 von den anderen Untersuchungspunkten. Die Sulfatkonzentrationen im Wasser über dem Sediment lagen im Südbecken mit  $51 \pm 4$  mg/l auch deutlich höher als im Nordbecken ( $31 \pm 6$  mg/l), wofür jedoch wahrscheinlich maßgeblich die unterschiedlichen Schichtungsverhältnisse an den Probeentnahmestellen verantwortlich sind. An allen Probepunkten im NO-Becken lagen die SRP- und NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-Konzentrationen im Wasser über dem Sediment ebenfalls höher als im SW-Becken (Abb. 7).

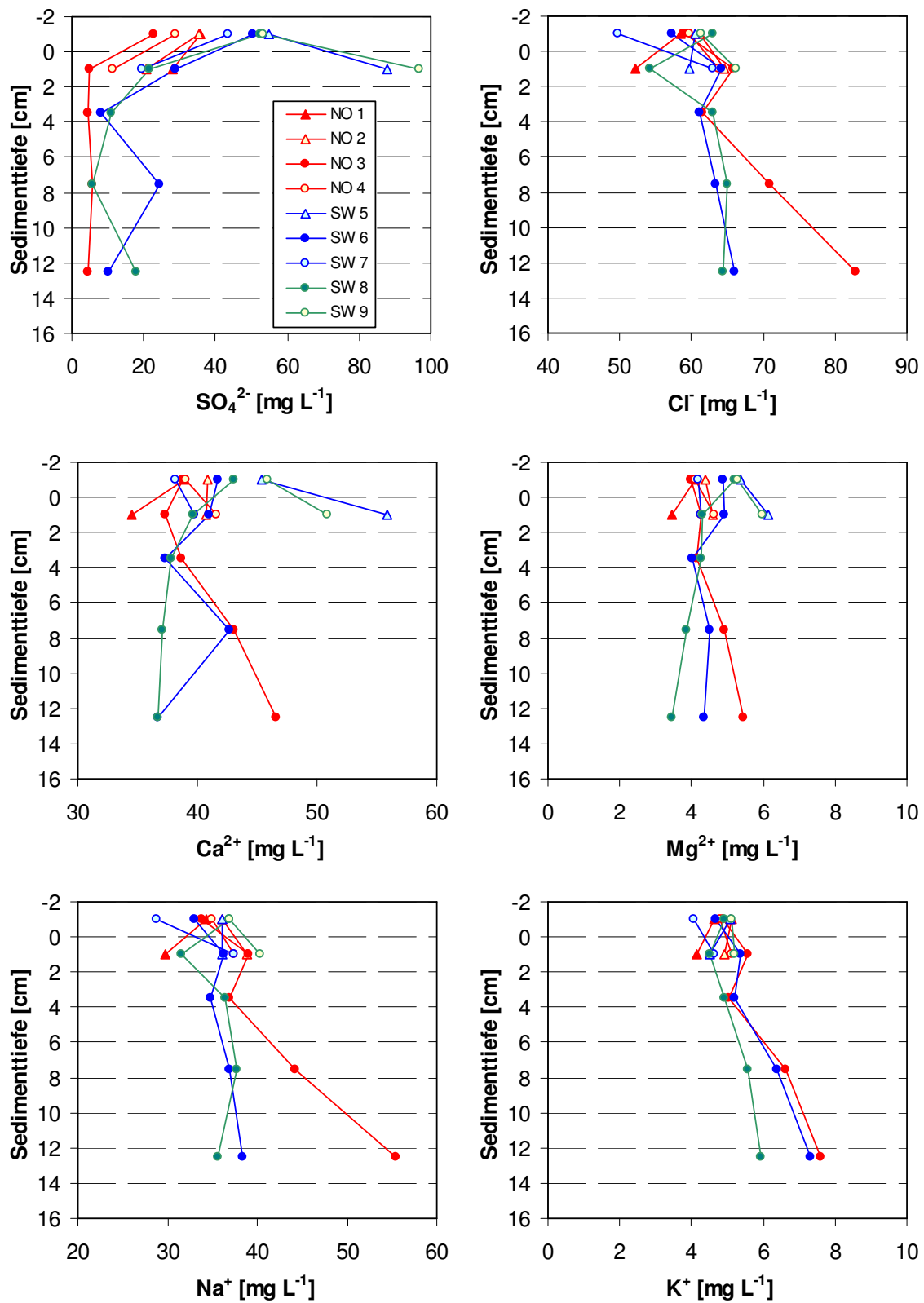


Abb. 10: Gelöste Anionen und Kationen im Porenwasser der Sedimente an den verschiedenen Untersuchungspunkten im Waldsee.

#### 4 Zusammenfassung

Im Waldsee (Zehlendorf) wurden die Sedimente an verschiedenen Stellen untersucht um Aussagen zur Intensität und den Mechanismen der Phosphorrücklösung zu treffen.

1. Die Sedimente des Waldsees sind kalkarm ( $\text{CaCO}_3$ -Gehalt um 10 % des Trockengewichtes). Im NO-Becken wurden in den oberen 15 cm der Sedimente höhere Anteile an organischen Substanzen ermittelt (48 % d. TG) als im SW-Becken (34 % d. TG).
2. Die P-Anteile im Sediment lagen im NO- und SW-Becken mit  $2,3 \text{ g P (kg TG)}^{-1}$  (0-15 cm) in einem sehr ähnlichen Bereich. Im Bereich vor der Regenwassereinleitung wurden geringere P-Anteile im Sediment ermittelt (0-15 cm:  $1,8 \text{ g P (kg TG)}^{-1}$ ). Im SW-Becken sind ca. 40 % des Phosphors im Sediment an Metalloxide gebunden und damit relativ stabil festgelegt. Der Anteil organisch gebundener P-Verbindungen liegt dagegen im Sediment des NO-Becken höher (33 % d. TP) als im SW-Becken (24 % d. TP).
3. An allen drei Untersuchungspunkten stellt die Rücklösung des organischen P den wichtigsten Prozess bei der P-Mobilisierung aus den Sedimenten dar und ist zu etwa 70 % für die P-Rücklösung aus den Sedimenten verantwortlich. Für die oberen 15 cm der Sedimente wurde ein P-Mobilisierungspotential von 0,76 (NO-Becken), 1,38 (SW-Becken) und  $3,27 \text{ g P m}^{-2}$  (SW-Becken, vor Regenwassereinleitung) ermittelt.
4. Im NO-Becken wurde mit  $1,7 \pm 1,7 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  eine höhere SRP-Diffusionsrate aus dem Sediment ermittelt als im SW-Becken ( $0,7 \pm 0,7 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ). Auch die  $\text{NH}_4^+$ -N-Diffusionsraten lagen im NO-Becken mit  $57 \pm 47 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  deutlich höher als im SW-Becken ( $26 \pm 23 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ). Aus der Korrelation zwischen den SRP- und  $\text{NH}_4^+$ -Diffusionsraten ergibt sich ein molares N/P-Verhältnis von 44.
5. Auf das ganze Jahr betrachtet kann von einem Jahresmittel der SRP-Diffusion aus dem Sediment zwischen 0,5 (SW-Becken) bis 1,1 (NO-Becken)  $\text{mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  ausgegangen werden.
6. Im SW-Becken wurde an den flacheren Probepunkten SW 5 und 9 an der Sedimentoberfläche höhere Sulfatkonzentrationen festgestellt als im Wasser über dem Sediment. Dies deutet einen Grundwassereintritt in den Wasserkörper. Auch bezüglich der  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$ -Konzentrationen unterscheiden sich die Probepunkte SW 5 und 9 von den anderen Untersuchungspunkten. Auch wenn die kalkulierten SRP-Diffusionsraten an den Probepunkten SW 5 und 9 sehr niedrig sind ( $< 0,2 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) könnte es hier zu einem wesentlich höheren Eintrag von Phosphor kommen, wenn an diesen Stellen relativ nährstoffreiches Grundwasser in den See einströmt.



## 5 Anhang



Abb. 11: Feuchtsediment (links) und bei 105°C getrocknete Sedimentschichten (rechts) aus dem Waldsee (Zehlendorf)



Abb. 12: Getrocknetes und im Mörser homogenisiertes Sediment (links) und bei 550 °C geglühtes Sediment (Glührückstand = mineralische Bestandteile) (rechts) aus dem Waldsee (Zehlendorf)

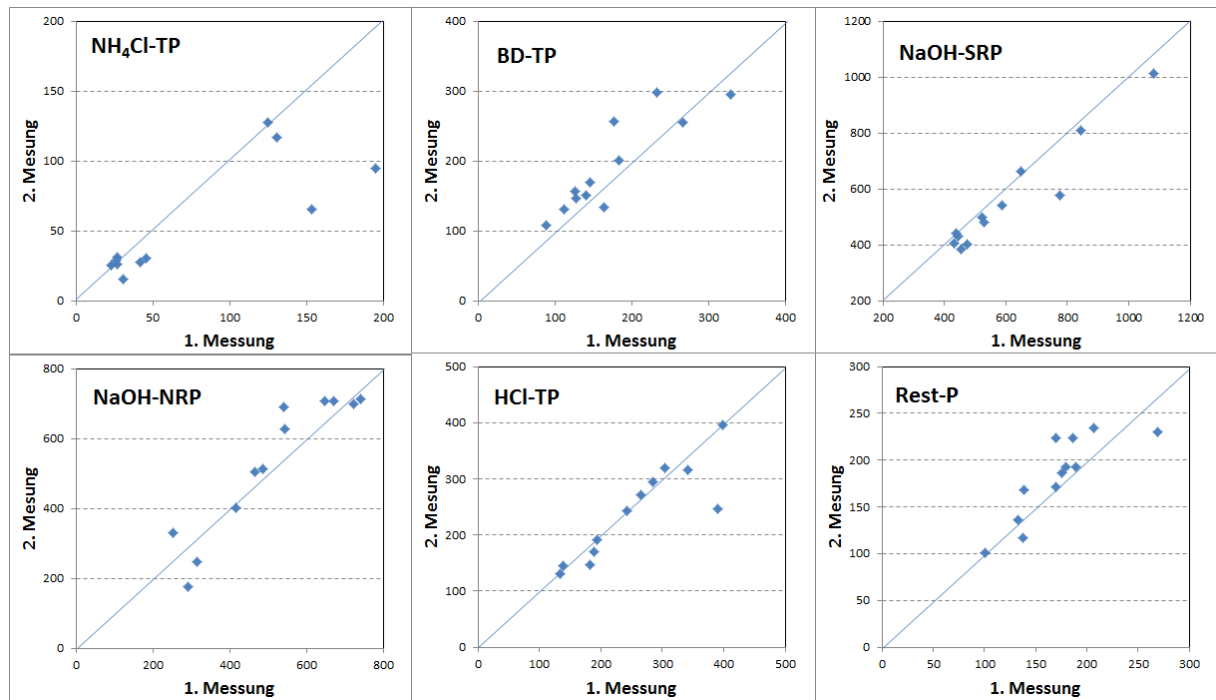


Abb. 13: Parallelbestimmung der P-Bindungsformen (2.Messung: Analyse nach 4 Wochen Lagerung der Sedimentproben im Kühlschrank)

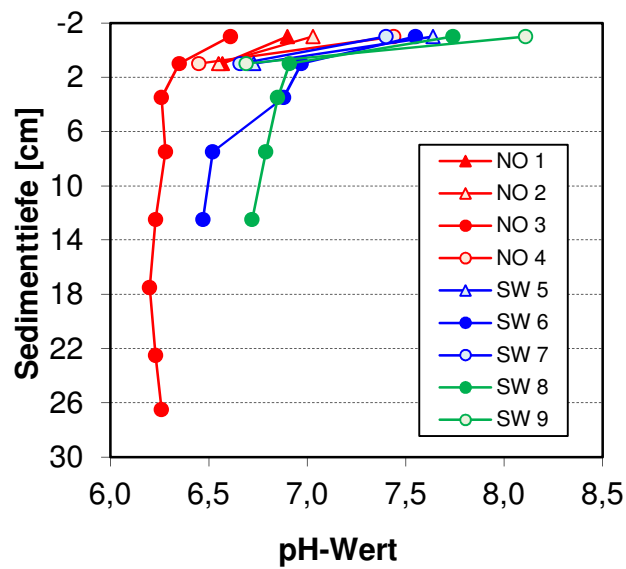


Abb. 14: pH-Werte im Sediment an den verschiedenen Untersuchungspunkten im Waldsee

Tab. 7: Zusammensetzung der Sedimenttrockensubstanz im Waldsee (Probepunkt NO 3 in Abb. 1)

Sedimenttiefe [cm]	TG [% d. FG]	Org. S. [% d. TG]	CaCO <sub>3</sub> [% d. TG]	Ges-P [mg P/kg TG]
0-2	2,85	51,2	11,0	2344
2-5	3,03	52,6	9,7	2312
5-10	3,34	49,8	10,0	2249
10-15	4,97	43,4	10,7	2469
15-20	7,21	36,9	8,5	1936
20-25	9,20	31,9	7,6	1608
25-28	11,70	26,7	7,7	1547

Tab. 8: Zusammensetzung der Sedimenttrockensubstanz im SW-Becken (Probepunkt SW 6 in Abb. 1)

Sedimenttiefe [cm]	TG [% d. FG]	Org. S. [% d. TG]	CaCO <sub>3</sub> [% d. TG]	Ges-P [mg P/kg TG]
0-2	4,75	46,2	12,6	2224
2-5	7,52	38,5	10,2	2440
5-10	11,72	27,5	9,1	2180
10-15	10,57	31,4	10,9	2317

Tab. 9: Zusammensetzung der Sedimenttrockensubstanz im SW-Becken, vor Regenwassereinleitung (Probepunkt SW 8 in Abb. 1)

Sedimenttiefe [cm]	TG [% d. FG]	Org. S. [% d. TG]	CaCO <sub>3</sub> [% d. TG]	Ges-P [mg P/kg TG]
0-2	5,98	39,9	8,7	2022
2-5	7,41	39,8	10,2	2179
5-10	10,41	31,7	8,1	1758
10-15	15,33	25,5	8,5	1582

Tab. 10: P-Bindungsformen im Sediment des Waldsees[mg P/kg TG]

Sedimenttiefe [cm]	NH <sub>4</sub> Cl- TP	BD-TP	NaOH- SRP	NaOH- NRP	HCl-TP	Rest-P	Summe Pi	TP
NO-Becken (Probepunkt NO 3 in Abb. 1)								
0-2	124	312	439	689	133	191	1887	2344
2-5	126	261	438	678	141	221	1865	2312
5-10	145	217	440	616	164	197	1780	2249
10-15	110	266	566	485	193	181	1800	2469
SW-Becken (Probepunkt SW 6 in Abb. 1)								
0-2	38	146	420	728	179	249	1760	2224
2-5	35	149	677	500	318	186	1865	2440
5-10	29	142	844	293	328	127	1763	2180
10-15	26	137	1045	281	398	153	2041	2317
SW-Becken, vor Regenwassereinleitung (Probepunkt SW 8 in Abb. 1)								
0-2	28	193	511	711	289	205	1936	2022
2-5	24	158	419	587	243	171	1601	2179
5-10	23	122	505	409	268	135	1462	1758
10-15	14	99	658	235	312	101	1419	1582

Tab. 11: Gelöste Substanzen im Porenwasser und pH-Wert im Sediment (NO-Becken, Probepunkt NO 3 in Abb. 1)

Sed.-Tiefe [cm]	Na <sup>+</sup> [mg/l]	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> [mg/l]	K <sup>+</sup> [mg/l]	Mg <sup>2+</sup> [mg/l]	Ca <sup>2+</sup> [mg/l]	Cl <sup>-</sup> [mg/l]	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> [mg/l]	SRP [µg/l]	pH
ü.S.	33,9	4,2	4,9	4,0	38,8	59,0	22,9	639	6,61
0-2	39,1	6,1	5,6	4,3	37,3	65,7	4,8	1045	6,35
2-5	36,9	7,6	5,0	4,2	38,7	61,6	4,3	1150	6,26
5-10	44,2	12,7	6,6	4,9	43,1	70,9	5,5	2030	6,28
10-15	55,5	14,4	7,6	5,5	46,6	82,9	4,4	2210	6,23
15-20									6,20
20-25									6,23
25-28									6,26

Tab. 12: Gelöste Substanzen im Porenwasser und pH-Wert im Sediment (SW-Becken, Probepunkt SW 6 in Abb. 1)

Sed.-Tiefe [cm]	Na <sup>+</sup> [mg/l]	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> [mg/l]	K <sup>+</sup> [mg/l]	Mg <sup>2+</sup> [mg/l]	Ca <sup>2+</sup> [mg/l]	Cl <sup>-</sup> [mg/l]	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> [mg/l]	SRP [µg/l]	pH
ü.S.	33,0	0,0	4,7	4,9	41,7	57,2	50,5	37	7,55
0-2	36,3	1,4	5,4	4,9	40,9	64,2	28,7	265	6,97
2-5	34,9	3,6	5,2	4,0	37,3	61,2	8,1	550	6,88
5-10	36,9	2,8	6,4	4,5	42,7	63,4	24,3	460	6,52
10-15	38,3	4,7	7,3	4,4	36,7	66,1	10,2	520	6,47

Tab. 13: Gelöste Substanzen im Porenwasser und pH-Wert im Sediment (SW-Becken, vor Regenwassereinleitung, Probepunkt SW 8 in Abb. 1)

Sed.-Tiefe [cm]	Na <sup>+</sup> [mg/l]	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> [mg/l]	K <sup>+</sup> [mg/l]	Mg <sup>2+</sup> [mg/l]	Ca <sup>2+</sup> [mg/l]	Cl <sup>-</sup> [mg/l]	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> [mg/l]	SRP [µg/l]	pH
ü.S.	36,9	0,0	4,9	5,2	43,1	63,0	52,2	18	7,36
0-2	31,5	2,0	4,5	4,3	39,7	54,3	21,5	355	6,91
2-5	36,4	3,0	4,9	4,2	37,8	62,9	10,8	390	6,85
5-10	37,7	4,2	5,6	3,9	37,1	64,9	5,7	400	6,79
10-15	35,6	3,6	5,9	3,5	36,7	64,4	17,7	290	6,72



## **Verfahrensbeschreibung**

*BV: Entschlammung Waldsee in Zehlendorf,  
mit belastetem Sediment*

### **1. Einrichten BE-Fläche**

Die BE-Fläche zur Gestellung der Schlammbehandlung sowie der Abwasseraufbereitung wird in der Zufahrt des Gewässers zum Einlaufbauwerk errichtet.

Die BE-Fläche muss eben und gegen Kontamination des Untergrundes gesichert sein.

Hierzu muss im Bereich der Zufahrt der Zaun zum Nachbargrundstück entfernt und eine Aufschotterung (inkl. Foliendichtung) der Fläche erfolgen.



Blick auf Zaun vom Nachbargrundstück in Richtung Waldsee



## 2. Gewässervorreinigung

Der Arbeitsschritt der Vorreinigung des Einlaufbereichs des Waldsee's wird mit amphibischer Technik ausgeführt. Diese wird im ersten Arbeitsschritt die Schlammschicht oberflächlich von nicht pumpfähigen Stoffen befreien. Im weiteren Verlauf erfolgt in Abhängigkeit des Bedarfs eine begleitende Vorreinigung im Zusammenhang mit der Schlammmentnahme. Wir möchten an dieser Stelle darauf hinweisen, dass die amphibische Technik in sehr kurzer Zeit (20min) von Pumptechnik auf Räumtechnik umgerüstet werden kann. Die entnommenen Grobstoffe werden sortiert und dann einer zugelassenen Verwertung/Entsorgung zugeführt.



Vorreinigung mit Truxor



### 3. Schlammmentnahme und Aufbereitung

Die Schlammmentnahme erfolgt mit amphibischer Technik unter Verwendung einer Schneckenpumpe, welche mit einer Breite von 80cm die Schlammschichten abträgt und dann per Schwimmleitung zur Behandlungstechnik fördert.

Das Schlamm/Wassergemisch wird zuerst mittels einer Schwingsiebzanlage von Störstoffen >4mm gereinigt.

Nunmehr erfolgt die Übernahme der Schlämme durch eine mobile Siebbandpresse. Hier werden die Schlämme unter Einsatz zweier gegeneinander laufender Siebbänder mechanisch bis auf einen TS-Gehalt von >40% entwässert. Als Flockungshilfsmittel wird ein nicht toxisches Polymere eingesetzt. Der Schlammaustrag der Siebbandpresse wird dann mittels schwenkbarem Förderband direkt in zwei bis drei parallel aufstellbare dichte Absetzcontainer gefördert.



Siebbandpresse mit Auswurf „Endprodukt“ in Absetzcontainer





Schwingsieb auf Vorlagencontainer und Rechengutcontainer

#### **4. Verwertung Abwasser**

Das Filtrat (ausgepresstes Abwasser) der Siebbandpresse wird über einen induktiven Durchflußmesser in einen Filtercontainer geleitet, welcher die Aufgabe hat noch im Abwasser befindliche Restschlammpartikel zurück zu halten, sodass das Abwasser aus der ersten Behandlungsstufe bereits einen Anteil von absetzbaren Stoffen von  $<20\text{mg/Liter}$  aufweist und optisch als klares Abwasser anzusprechen ist.

Es besteht die Möglichkeit in einer zweiten Behandlungsstufe das Abwasser mit Sauerstoff anzureichern, so dass dieses mit einem hohen Sauerstoffanteil wieder in das Gewässer und somit dem Wasserhaushalt zurückgegeben werden kann.

Sollte dies nicht gewünscht sein, so kann das Abwasser nach einer Einleitgenehmigung in die öffentliche Kanalisation eingeleitet werden.



### 5. Schlammverwertung

Das entwässerte Baggergut wird abschließend mittels Absetzmulden zur z.B. Bodenbehandlungsanlage zur weiteren Behandlung und Verwertung abtransportiert. Der Abtransport erfolgt durch unser Unternehmen, welches als Entsorgungsfachbetrieb für die Behandlung als auch für den Transport von Baggergut sowohl für die AVV 170506 als auch 170505 zertifiziert ist.



Auswurf („Endprodukt“) Siebandpresse

---

Matthias Schröder  
Projektmanagement  
Vebiro GmbH  
Könnern, den 23.06.2016