

# Fachliche Stellungnahme zur Geruchsbelästigung am Kersdorfer Mühlengraben im Abfluss des Petersdorfer Sees

Stand: 28.05.2013  
Bearbeitung: Katrin Quiel, Jens Pätzolt  
Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz  
Abteilung Ökologie, Naturschutz, Wasser  
Referat Ö4 (Wasserrahmenrichtlinie, Hydrologie, Gewässergüte)  
Anschrift: Seeburger Chaussee 2  
14476 Potsdam OT Groß Glienicke

## 1 Fragestellung

Was sind die Ursachen für die Geruchsbelästigung, die vom Kersdorfer Mühlengraben (im Sprachgebrauch Briesener Mühlenfließ) in der Ortschaft Briesen, Landkreis Oder-Spree ausgeht?

## 2 Hintergrund

In den vergangenen Jahren gab es in den Sommermonaten wiederholt Anwohnerbeschwerden aus der Ortschaft Briesen wegen der Geruchsbelästigung, die vom Kersdorfer Mühlengraben vermutlich durch austretenden Schwefelwasserstoff ausgeht. Als Ursache wurde eine übermäßige Nährstoffbelastung des Sees oder Fließes angesehen. 2009 wurden verschiedene potentielle Quellen für die Nährstoffbelastung durch die Untere Wasserbehörde des Landkreises Oder-Spree geprüft:

- Suche nach unbekanntem Einleitungen
- Prüfung abflussloser Abwassersammelgruben auf Dichtheit
- Prüfung auf ordnungsgemäße Fischbewirtschaftung

Bei diesen Prüfungen fanden sich keine Anhaltspunkte für zusätzliche Nährstoffeinträge. Weiterhin wurde die illegale Einleitung von Abwasser in den Petersdorfer See oder in das Fließ oberhalb der Ortschaft vermutet. Bis 2007 fanden regelmäßige Untersuchungen im Südbecken des Petersdorfer Sees durch das Gesundheitsamt des Landkreises Oder-Spree zur Badegewässerüberwachung statt (vier Beprobungen in der Badesaison). Bei einer Messung im Jahr 2005 wurde eine Überschreitung des Grenzwertes für gesamtcoliforme Keime festgestellt. Eine weiterführende Untersuchung auf abwasserbürtige Keime brachte jedoch keine Hinweise auf erhöhte E.coli- oder Fäkalstreptokokken-Konzentrationen. In der Einschätzung des Gesundheitsamtes von 2007 wurden keine Hinweise auf Abwassereinleitungen in den Petersdorfer See aufgeführt.

Um die Ursachen für die Geruchsbelästigung umfassend zu klären, wurden ein einjähriges Monitoringprogramm sowie ein 14tägiges Sondermonitoring durchgeführt. Die Untersuchungsergebnisse werden im Folgenden ausgewertet.



Für die Einschätzung des Einflusses des Grundwassers wurden die Messwerte aus der 2011 durchgeführten Erstbeprobung des Grundwassergütepegels Alt Madlitzer Mühle (Pegel 1/08) verwendet sowie ergänzend Messwerte vom Pegel Briesen aus dem landesweiten Basismessnetz.

### 3.2 Modelldaten

Zur Berechnung der Wasserbilanz der Seen wurden Daten zu Niederschlag und Verdunstung auf bzw. von der Seefläche aus dem Modell ArcEgmo entnommen (LUA 2008).

Zur Bestimmung der Phosphorbilanz des Sees wurde mit dem Programm SIMPL (Schauser et. al 2003) die Nettosedimentation berechnet.

## 4 Auswertung

### 4.1 Zustand der Seen

Der Oberflächenzufluss zum Petersdorfer See kommt aus dem oberliegenden Madlitzer See. Die Wassergüte des Petersdorfer Sees wird somit maßgeblich durch die Wassergüte des Madlitzer Sees geprägt. Daher werden beide Seen betrachtet.

Beide Seen sind stark nährstoffbelastet. Die mittlere Gesamtposphorkonzentration in der Vegetationsperiode (Monate April-Oktober) liegt im Petersdorfer See bei 149 µg/l, im Madlitzer See bei 132 µg/l. Die Obergrenze für den guten ökologischen Zustand nach EU-WRRL liegt für Gesamtposphor bei 35 - 55 µg/l (Saisonmittel), wobei Abweichungen vom Grenzwert durch Phosphorrücklösungsprozesse bei sehr flachen Seen möglich sind (Riedmüller et. al 2013). Die aktuellen Gesamtposphorkonzentrationen sind somit weit vom guten Zustand entfernt.

Die Stickstoffkonzentration beider Seen liegt in der Vegetationsperiode im Mittel bei 1,5 mg/l. Die verfügbaren Nährstoffe werden für den Aufbau von Phytoplanktonbiomasse genutzt. Dies zeigt sich in hohen Chl-a-Konzentrationen und geringen Sichttiefen (Tab. 1). Das TN/TP-Verhältnis liegt etwa bei 10, die Seen sind somit tendentiell N-limitiert, wobei aufgrund der hohen Chl-a-Konzentrationen auch eine Lichtlimitation des Phytoplanktons wahrscheinlich ist.

Beide Seen sind dem Phytoplankton-Seetyp 11.2 zuzuordnen. Dies bedeutet, dass der potentiell natürliche Referenzzustand für beide Seen eutroph ist (Trophieindex = 2,75). Aktuell sind die Seen mit einem Trophieindex von 4,2 bzw. 4,1 als hoch polytroph einzustufen.

Tab. 1: Übersicht zu trophierelevanten Parametern der Seen (Mittelwerte April - Oktober).

Messstelle	TP [µg/l]	TN [mg/l]	Chl-a [µg/l]	Sichttiefe [m]
Madlitzer See	132	1,5	83	0,56
Petersdorfer See	149	1,5	99	0,52

### 4.2 Prozesse im Kersdorfer Mühlengraben - Ursachen der Geruchsbelästigung

In den stark nährstoffbelasteten Seen werden große Mengen Biomasse in Form von Phytoplankton aufgebaut (siehe Abschnitt 4.1). Vom Petersdorfer See gelangen mit dem Abfluss große Mengen an organischem Material in den Kersdorfer Mühlengraben. Die organische Substanz wird im Fließ mineralisiert. Dies wird an Abb. 2 deutlich, die die Konzentration der verschiedenen Stickstoffkomponenten im Fließverlauf zeigt. Im Abfluss des Madlitzer Sees überwiegt organischer Stickstoff (Messstelle 143). Der Anteil des organischen Stickstoffs am Gesamtstickstoff nimmt im Petersdorfer See nochmals zu und zeigt sich in entsprechend hohen Konzentrationen an der Messstelle 145 direkt unterhalb des Sees. Im weiteren Verlauf des Kersdorfer Mühlengrabens wird die organische Substanz mineralisiert, der organische Stickstoff in anorganischen umgewandelt (Messstellen 146, 147, 150).

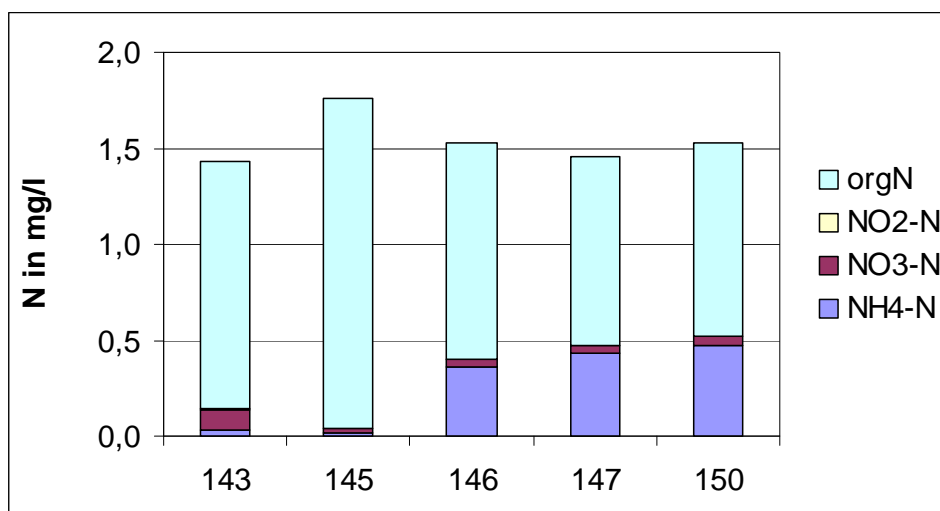


Abb. 2: Konzentration der organischen und anorganischen Stickstoffkomponenten an den Messstellen im Kersdorfer Mühlengraben zwischen und unterhalb der Seen (Mittelwerte für die Vegetationsperiode).

Der Abbau des organischen Materials erfolgt in zwei Schritten. Im ersten Schritt, der Ammonifikation, wird aus organischer Substanz Ammonium gebildet. Dessen Zunahme zeigt sich deutlich im Fließverlauf des Kersdorfer Mühlengrabens (Abb. 2). Im zweiten Schritt, der Nitrifikation, wird Ammonium unter Sauerstoffverbrauch zu Nitrit und weiter zu Nitrat oxidiert. Die Zunahme von Nitrit- und Nitrat-Stickstoff parallel zur Abnahme der Sauerstoffkonzentration entlang der Fließstrecke zeigt Abb. 3.

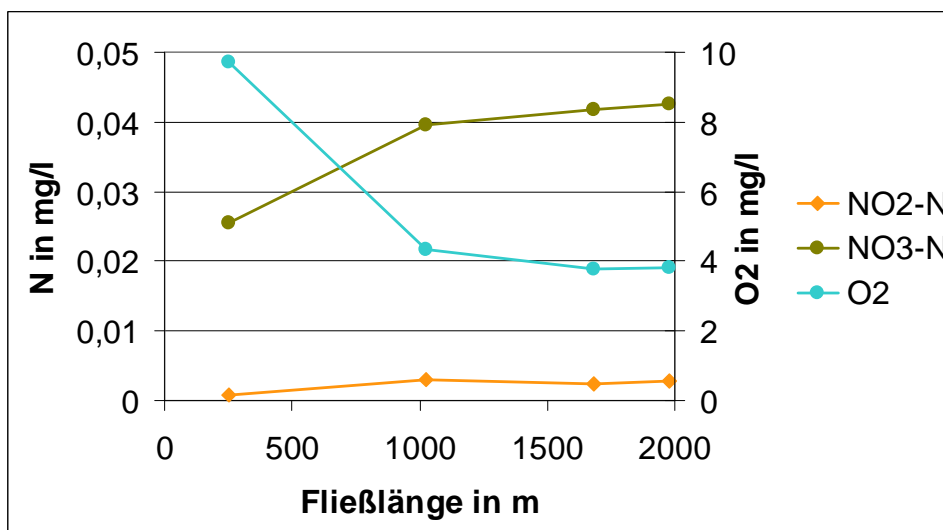


Abb. 3: Konzentration von Nitrit, Nitrat und Sauerstoff entlang der Fließstrecke im Abfluss des Petersdorfer Sees. Messstellen 145, 146, 147 und 150, Mittelwerte für die Vegetationsperiode.

Parallel zur Stickstoffumwandlung wird Schwefel aus der Biomasse ebenfalls in zwei Schritten mineralisiert. Im ersten Schritt entsteht Schwefelwasserstoff (Desulfurierung), im zweiten Schritt wird Schwefelwasserstoff zu Sulfat oxidiert (Sulfurikation).

Durch den starken Sauerstoffverbrauch verschlechtern sich die Bedingungen für den oxidativen Abbau von Ammonium und Schwefelwasserstoff. Der gebildete Schwefelwasserstoff reichert sich in der fließenden Welle an. Schwefelwasserstoff ist stark flüchtig, er gast aus der fließenden Welle in die Atmosphäre aus. Schwefelwasserstoff wird schon in sehr geringen Spuren am Geruch nach faulen Eiern wahrgenommen. Dadurch kommt es zur Geruchsbelästigung in der Ortschaft Briesen. Dies wird auch durch die Dokumentation des Geruchs im Rahmen des Monitorings bestätigt: Die

Häufigkeit von Geruchsauffälligkeiten war an der Messstelle 145 deutlich geringer als an den Messstellen 146, 147 und 150.

#### 4.2.1 Einfluss von Abwasser

Die Messstellen aus dem investigativen Monitoring entlang des Kersdorfer Mühlengrabens im Abfluss des Petersdorfer Sees sowie die Daten aus dem Sondermonitoring wurden auf Hinweise zu Abwassereinleitungen geprüft. Anhaltspunkt dafür kann ein plötzlicher Anstieg der Nährstoff- und/oder Bakterienkonzentrationen sein.

Betrachtet man die Änderung der TN- bzw. TP-Konzentrationen im Fließverlauf des Kersdorfer Mühlengrabens, fällt auf, dass es in den Wintermonaten regelmäßig zu einer Zunahme der Konzentrationen von der ober- zur unterliegenden Messstelle kommt (Abb. 4). Ein Hinweis auf regelmäßige Abwassereinleitungen ist hier jedoch nicht zu sehen, da die Zunahme zumeist sehr gering ist und auch potentielle Messungenauigkeiten berücksichtigt werden müssen. Mit einer deutlichen Zunahme der Konzentrationen fallen nur die Termine 7.9.11, 28.2.12 und 23.5.12 auf, wobei am 7.9.11 dies nur auf die TP-Konzentration zutrifft.

Auch im 14tägigen Sondermonitoring zeigen sich kaum Auffälligkeiten, die auf Abwasser schließen lassen könnten. Einzige Ausnahme ist der Messtermin am 12.10.11, bei dem an der unterliegenden Messstelle 150a gegenüber der oberliegenden Messstelle 150 ein deutlicher Anstieg der Nitratkonzentration zu verzeichnen ist (Tab. 2). Auch die Zahl an E.coli und coliformen Keimen ist an diesem Termin deutlich erhöht, überschreitet jedoch nicht den für Badegewässer geltenden Grenzwert für E.coli von 1800.

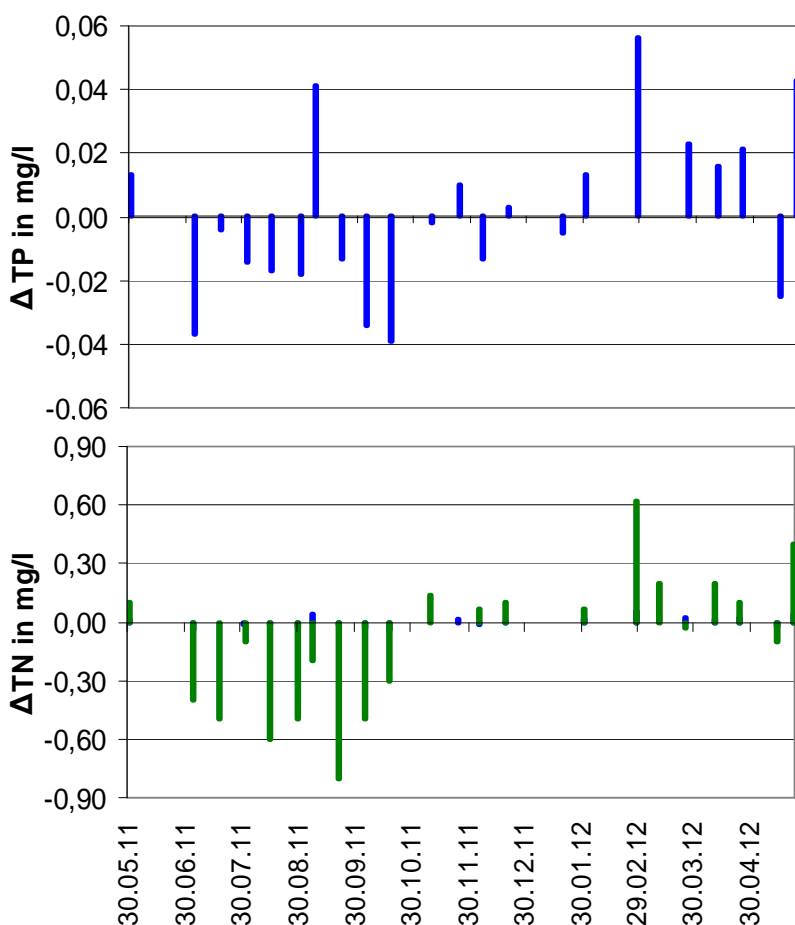


Abb. 4: Änderung der TP- und TN-Konzentration zwischen den Messstellen 145 und 150 des Kersdorfer Mühlengrabens

Tab. 2: Ergebnisse aus dem 14tägigen Sondermonitoring am Kersdorfer Mühlengraben

<b>Messtelle 150</b>							
Datum	NO <sub>3</sub> -N [mg/l]	CSB	E. coli [MPN/100ml]	colif. K.	Temp. [°C]	pH	O <sub>2</sub> [mg/l]
12.10.2011	0,053	36	520	690	11,6	7,56	1,50
13.10.2011	0,059	40	240	550	9,6	7,46	2,50
14.10.2011	0,050	27	71	330	8,4	7,64	2,38
15.10.2011	0,050	28	87	230	7,3	7,50	3,60
16.10.2011	0,049	32	71	280	6,4	7,62	4,01
17.10.2011	0,050	31	120	320	6,9	7,46	4,40
18.10.2011	0,062	30	86	290	7,2	7,66	5,15
19.10.2011	0,049	30	86	290	10,1	7,52	2,00
20.10.2011	0,047	30	100	260	8,2	7,58	3,80
21.10.2011	0,048	30	14	120	6,0	7,45	5,94
22.10.2011	0,053	34	86	230	5,0	7,58	5,08
23.10.2011	0,046	34	71	210	6,3	7,72	6,73
24.10.2011	0,049	34	150	210	6,1	7,62	4,81
25.10.2011	0,063	23	14	180	7,6	7,63	6,13
<b>Messtelle 150a</b>							
Datum	NO <sub>3</sub> -N [mg/l]	CSB	E. coli [MPN/100ml]	colif. K.	Temp. [°C]	pH	O <sub>2</sub> [mg/l]
12.10.2011	1,07	29	770	1200	11,7	7,51	2,38
13.10.2011	0,052	34	240	880	9,5	7,67	3,63
14.10.2011	0,051	30	120	450	8,8	7,53	2,50
15.10.2011	0,051	28	150	260	7,6	7,56	3,75
16.10.2011	0,053	32	86	410	6,3	7,60	4,19
17.10.2011	0,052	31	57	180	6,6	7,49	4,30
18.10.2011	0,067	29	42	230	7,5	7,69	6,12
19.10.2011	0,053	32	57	210	9,7	7,54	4,10
20.10.2011	0,047	31	28	130	7,7	7,60	4,70
21.10.2011	0,050	30	71	180	5,0	7,58	6,36
22.10.2011	0,048	35	42	190	5,7	7,60	6,54
23.10.2011	0,050	33	28	210	5,3	7,79	6,72
24.10.2011	0,052	32	120	180	5,9	7,86	6,79
25.10.2011	0,054	23	43	280	7,5	7,67	6,62

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass es Hinweise auf Abwassereinfluss im Bereich des Kersdorfer Mühlengrabens unterhalb des Petersdorfer Sees gibt. Dieser Abwassereinfluss ist temporär und verschärft punktuell den Sauerstoffmangel im Kersdorfer Mühlengraben unterhalb des Petersdorfer Sees, ist jedoch nicht hauptsächlich dafür verantwortlich. Dies zeigt sich auch in der Korrelation von Sauerstoffkonzentration und E.coli (Abb. 5) - die erhöhten E.coli-Werte korrelieren zwar mit sehr geringen Sauerstoffkonzentrationen, aber es gibt auch Messtermine, an denen trotz geringer E.coli-Werte die Sauerstoffkonzentrationen ebenfalls sehr niedrig sind.

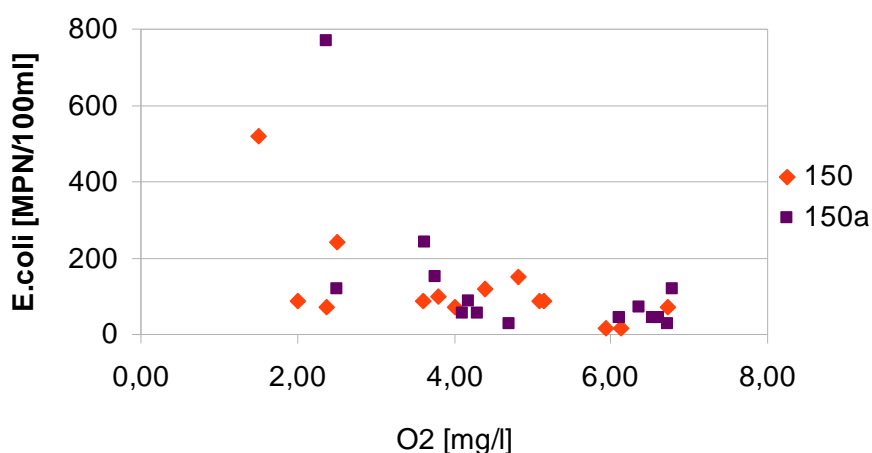


Abb. 5: Korrelation zwischen E.coli- und Sauerstoffkonzentration an den Messstellen 150 und 150a des Sondermonitorings.

### 4.3 Quellen der Nährstoffeinträge in die Seen

Die Geruchsbelästigung ist auf den unvollständigen Abbau organischer Substanz zurückzuführen (siehe Abschnitt 4.2). Die hohen Gehalte an organischer Substanz entstehen durch erhöhte Nährstoffkonzentrationen in den Gewässern. Somit ist es wichtig, die Quellen der Nährstoffeinträge zu identifizieren, um die Nährstofffracht im Kersdorfer Mühlengraben und damit die Belastung des Sauerstoffhaushaltes des Fließes zu reduzieren.

Betrachtet man die mittleren Konzentrationen in der Vegetationsperiode an den Fließ- und Seemesststellen entlang des Fließverlaufes, fällt auf, dass es für Phosphor- und Stickstoff verschiedene Schwerpunkte in den Konzentrationen gibt (Tab. 3). Für Phosphor sind die Werte in den Zuflüssen moderat, in den Seen jedoch deutlich erhöht. Hingegen sind für Stickstoff die Werte in den Zuflüssen sehr hoch, in den Seen und Abflüssen aber deutlich niedriger.

Tab. 3: Gesamtphosphor- und Gesamtstickstoffkonzentrationen für Madlitzer See, Petersdorfer See und die Zu- und Abflüsse im Fließverlauf (Mittelwert der Vegetationsperiode) sowie für das Grundwasser.

Messstelle	TP [ $\mu\text{g/l}$ ]	TN [ $\text{mg/l}$ ]
Grundwasser	66 <sup>1</sup>	*
190	82	6,6
191	94	4,3
Madlitzer See	132	1,5
143	101	1,4
Petersdorfer See	149	1,5
145	101	1,8

<sup>1</sup> - einmalige Messung

\* - keine Messwerte vorhanden

Um einen Überblick zu den Stoffmengen zu erhalten, ist es sinnvoll, nicht nur die Konzentrationen zu betrachten, sondern über die Wassermengen auch Frachtanteile zu berechnen. So ist der Madlitzer See überwiegend grundwasserbeeinflusst, der Oberflächenzufluss hat durchschnittlich nur einen Anteil von 3 % am Abfluss des Sees. Trotzdem gelangt über den Oberflächenzufluss eine nicht unbeträchtliche Menge an Stickstoff in den Madlitzer See. Die Stickstofffracht aus dem Oberflächenzufluss entspricht im Mittel etwa 13 % der Stickstofffracht im Abfluss. Für Phosphor liegt dieser Anteil nur bei 3 % (Tab. 4).

Der Petersdorfer See wird nur zu einem Drittel durch Grundwasser gespeist. Der überwiegende Teil des Zuflusses erfolgt oberflächlich über den Verbindungsgraben vom Madlitzer See. Entsprechend gelangt ein Großteil der Nährstofffracht vom Madlitzer See in den Petersdorfer See. Für Stickstoff entspricht die Fracht aus dem Oberflächenzufluss im Mittel ca. 67 % der Fracht im Abfluss. Beim Phosphor sind es durchschnittlich 70 %.

Die Berechnung der Phosphorbilanz für die Seen mit dem Modell SIMPL ergab eine negative Nettosedimentation von 48 kg/a beim Madlitzer See und 33 kg/a beim Petersdorfer See (Tab. 4). Das heißt, es erfolgt eine interne Belastung der Seen mit Nährstoffen. Ursachen für diese interne Belastung können Rücklösungsprozesse aus dem Sediment, unbekannte Abwassereinleitungen oder trophiefördernder Fischbesatz sein.

Tab. 4: Herkunft der Nährstoffe in den Seen: Abflüsse, Jahresmittel der Phosphor- und Stickstoffkonzentrationen sowie Frachten für die Pfade Oberflächen- und Grundwasserzufluss, Direkteintrag (atmosphärische Deposition und Laubfall) sowie seeinterner Eintrag

	Madlitzer See					Petersdorfer See				
	Q in m <sup>3</sup> /a	TP in mg/l	TN in mg/l	TP-Fracht in kg/a	TN-Fracht in kg/a	Q in m <sup>3</sup> /a	TP in mg/l	TN in mg/l	TP-Fracht in kg/a	TN-Fracht in kg/a
Oberflächenzufluss <sup>1</sup>	125.189	0,094	5,7	12	714	4.199.773	0,093	1,3	389	5409
Grundwasserzufluss <sup>2</sup>	4.115.694	0,066	*	272	**	2.127.521	0,066	*	140	**
Deposition auf Seefläche <sup>3</sup>				5	234				14	662
Laubfall in den See <sup>3</sup>				2	**				3	**
seeintern <sup>4</sup>				48	**				33	**
Abfluss <sup>5</sup>	4.199.773	0,093	1,3	389	5409	6.128.018	0,091	1,3	560	8073
<i>Fehlbetrag</i>				51	**				-19	**
Anteil der Fracht an Abflussfracht in %										
Oberflächenzufluss				3,0	13,2				69,5	67,0
Grundwasserzufluss				69,8	**				25,1	**
Deposition				1,3	4,3				2,5	8,2
Laubfall				0,5	**				0,5	**
seeintern				12,3	**				5,8	**

<sup>1</sup> - Messwerte des investigativen Monitorings, abflussgewichtetes Mittel aus Messstelle 190 und 191

<sup>2</sup> - Konzentrationswert aus Erstbeprobung, Zuflussmenge berechnet: (Abflussmenge + Niederschlag auf Seefläche nach Arc Egmo) minus (Oberflächenzuflussmenge + Niederschlag auf Seefläche nach Arc Egmo)

<sup>3</sup> - berechnet aus Nährstoffbilanzierung

<sup>4</sup> - berechnet mit SIMPL

<sup>5</sup> - Messwerte des investigativen Monitorings

\* - keine Messwerte vorhanden

\*\* - keine Berechnung möglich

Diese Werte zur Herkunft der Nährstoffe sind als Orientierungswerte zu sehen. Abweichungen können sich ergeben, zum einen da die Messstellen 190 und 191 ein ganzes Stück oberhalb des Madlitzer Sees liegen. Dadurch werden potentielle Stoffeinträge aus dem Torfkörper nördlich des Madlitzer Sees nicht vollständig erfasst. Aus degradierten Torfkörpern können größere Nährstoffmengen ausgewaschen werden (Gelbrecht & Zak 2004). Da der Zustand des Torfkörpers nicht bekannt ist (LUGV 2012), sind Rückschlüsse auf potentielle Austräge nicht möglich. Zum anderen ergeben sich für die Jahresfrachten je nach Berechnungsmethode verschiedene Werte. So kann die in SIMPL zur Berechnung des seeinternen Frachtanteils verwendete Methode von der Berechnungsmethode abweichen, die für Oberflächenwasser-, Grundwasser- und Abflussfracht verwendet wurde. Dies ist eine mögliche Erklärung für den Fehlbetrag, der sich bei der Gegenüberstellung von der Jahresfracht des Abflusses und den Zuflussfrachten ergibt (Tab. 4). Desweiteren ist unklar, weshalb die Phosphorkonzentrationen im jeweiligen Seeabfluss niedriger sind als im See selbst. Dies könnte beim Petersdorfer See darauf zurückzuführen sein, dass die



Seemessstelle im Nordbecken liegt, der Abfluss jedoch vom Südbecken abfließt. Änderungen in der Stoffkonzentration durch Sedimentation wären denkbar, widersprechen aber dem leichten Anstieg der durchschnittlichen Stickstoffkonzentration (Tab. 3).

Trotzdem lässt sich resümieren, dass für Stickstoff der Eintrag aus den Oberflächenzuflüssen eine relevante Größe ist. Beim Phosphor spielen eher seeinterne Belastungen eine Rolle. Dem Grundwasser kommt aufgrund des großen Mengenanteils am Wasserzustrom eine große Bedeutung zu. Konzentrationsänderungen können deshalb großen Einfluss auf den Stoffhaushalt der Seen haben. Die Gesamtposphorkonzentration der Grundwassermessstelle war in der Einzelmessung 2011 moderat, wobei mit 0,066 mg/l gegenüber dem Mittelwert der Grundwassermessstelle Briesen von 0,05 mg/l leicht erhöht. Zum Gesamtstickstoff lässt sich aufgrund fehlender Messwerte leider keine Aussage treffen.

### 4.3.1 Einträge aus dem Einzugsgebiet

Für die Analyse, aus welchen Eintragsprozessen und Landnutzungsformen die Einträge aus Oberflächen- und Grundwasserzufluss kommen, wurde eine Nährstoffbilanz für das Einzugsgebiet des Petersdorfer Sees aufgestellt. Es ist zu berücksichtigen, dass die Bilanz sich auf das gesamte Einzugsgebiet des Petersdorfer Sees bezieht, das das Einzugsgebiet des Madlitzer Sees mit umfasst, d.h. es erfolgt keine Differenzierung zwischen Madlitzer und Petersdorfer See. Im Vergleich mit den Daten aus Tab. 4 ist zu beachten, dass die in der Nährstoffbilanzierung betrachteten Eintragsprozesse nicht eindeutig den Zuflusspfaden in Tab. 4 zuzuordnen sind. So kann das Sickerwasser sowohl direkt über das Grundwasser als auch indirekt über Oberflächenzuflüsse in den See gelangen. Eine Unterscheidung dieser beiden Pfade des Sickerwassers ist anhand der Bilanzierungsmethode nicht möglich. Erosionsprozesse hingegen führen immer zu einem Eintrag in Oberflächengewässer, weshalb diese Stoffeinträge nur mit dem Oberflächenzufluss in den See gelangen. Die atmosphärische Deposition erfolgt hingegen direkt auf die Gewässerfläche, weshalb eine Zuordnung weder zum Oberflächenzufluss noch zum Grundwasser möglich ist.

Die Ergebnisse finden sich in Tab. 5. Demnach gelangt der überwiegende Teil der Nährstoffe über das Sickerwasser in den Petersdorfer See. Dränierte Flächen liegen entsprechend der Bilanzierungsmethode nicht vor. Für Phosphor sind darüber hinaus Erosion und seeinterne Belastungen die Haupteintragsprozesse. Bei Stickstoff hingegen ist es die Deposition auf die Gewässerfläche.

Um die Quellen für die Belastungen der Pfade zu unterscheiden, zeigt Abb. 6 den Anteil, den die einzelnen Landnutzungen an der Sickerwasserfracht haben. Es wird deutlich, dass der überwiegende Teil der ins Gewässer gelangenden Fracht aus landwirtschaftlichen Flächen ausgetragen wurde. Auch der Pfad Erosion ist den landwirtschaftlichen Nutzflächen zuzuordnen. Dies korreliert mit der hohen Nitratbelastung der Oberflächenzuflüsse zum Madlitzer See.

Tab. 5: Anteil der Eintragsprozesse an der Gesamtracht im Abfluss des Petersdorfer Sees (Messstelle 147) in %

Eintragspfad	TP [%]	TN [%]
Sickerwasser	62,8	80,5
Erosion	10,9	-
Deposition auf Gewässerfläche	3,5	11,0
seeintern	16,4	-
Abschwemmung von unversiegelten Flächen	0	0
Abschwemmung von versiegelten Flächen	0,8	0,4
KKA und undichte Gruben	5,4	2,8
Abwassereinträge aus KGA und Wochenendsiedlung	0,8	5,3

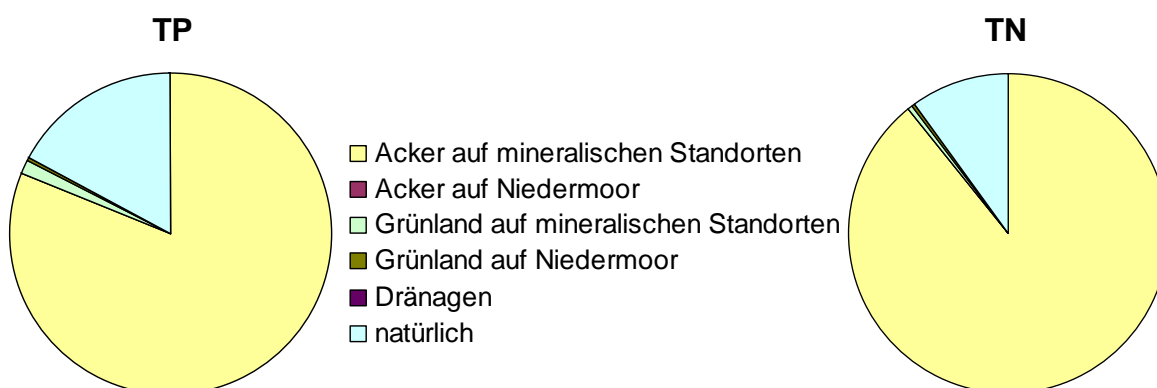


Abb. 6: Anteil der Landnutzungen an den Einträgen über das Sickerwasser in %

### 4.3.2 Seeinterne Einträge und Direkteinträge in den See

#### 4.3.2.1 Phosphor-Freisetzung aus dem Sediment

Unter anaeroben Bedingungen oder auch unter aeroben Bedingungen bei hohen Temperaturen wird Phosphor aus dem Sediment rückgelöst bzw. freigesetzt (Hupfer & Lewandowski 2008). Beide Seen sind sehr flach, weshalb in der Vegetationsperiode am Gewässergrund hohe Temperatur herrschen, im Mittel etwa 18 bzw. 19°C. Die Freisetzung von organisch gebundenem Phosphor aus dem Sediment durch Mineralisierung ist somit grundsätzlich möglich.

Die P-Gehalte des Sediments zeigen gegenüber Untersuchungen von 1993 einen Rückgang (Fechter 1993). Aus drei Probenahmestellen des investigativen Monitorings im Madlitzer See ergab sich ein Mittelwert von  $0,96 \pm 0,27$  g P/kg TS, 1993 lag der Mittelwert bei 1,44 g P/kg TS. Aus drei Probenahmestellen des investigativen Monitorings im Petersdorfer See waren es im Mittel  $0,86 \pm 0,29$  g P/kg TS. 1993 lag der Mittelwert für das Südbecken des Petersdorfer Sees bei 1,39 g P/kg TS. Es kann vermutet werden, dass durch die Freisetzungprozesse eine Aushagerung des Sediments erfolgte. Allerdings ist es unwahrscheinlich, dass dadurch langfristig Freisetzungprozesse unterbunden werden, solange noch die Algenproduktion auf dem aktuellen hohen Niveau verbleibt, da es durch Sedimentationsprozesse immer wieder zur Nachlieferung von Nährstoffen kommt. Erst durch eine deutliche Reduzierung von Nährstoffeinträgen und Algenwachstum kann eine anhaltende Aushagerung der Sedimente und Minimierung der P-Freisetzung erfolgen.

#### 4.3.2.2 Unbekannte Abwassereinleitung

Wie bereits eingangs im Abschnitt 2 erläutert wurde, fand sich bei Untersuchungen des Gesundheitsamtes des Landkreises Oder-Spree im Rahmen der Badegewässerüberwachung kein Hinweis auf Abwassereinleitungen in den Petersdorfer See. Das Gesundheitsamt beprobte bis 2007 viermalig in der Badesaison. 2008 und 2009 wurde jeweils nur eine Stichprobe untersucht.

#### 4.3.2.3 Fischbesatz

Der Fischbesatz eines Sees hat großen Einfluss auf Stoffflüsse im See. So fördert beispielsweise ein übermäßiger Besatz mit zooplanktonfressenden Friedfischen die Entwicklung des Phytoplanktons, da der Fraßdruck auf das Phytoplankton reduziert wird (Komárková 1998). Durch die Ausscheidungen der Fische werden die Nährstoffe außerdem kurzfristig für Algenwachstum verfügbar gemacht. Desweiteren erschweren insbesondere Karpfen durch das Aufwühlen des Gewässergrundes die Ansiedlung von Makrophyten, die als Nährstoffkonkurrenten für das Phytoplankton wirken könnten.

Aktuell liegen weder Untersuchungen zum Fischbestand noch zum Zooplankton vor. Eine Besprechung der Situation des Fischbestandes mit dem derzeit wirtschaftenden Fischer erscheint sinnvoll, um das Potential zur Verbesserung der Nährstoffsituation in den Seen über eine

Veränderung des Fischbestandes zu analysieren. Ergänzend könnten Analysen des Zooplanktons und Phytoplanktons Aufschluss darüber geben, ob ein zu starker Fraßdruck durch Friedfische die Zooplanktonentwicklung im Sommer hemmt und welche Anteile an fressbarem Phytoplankton nicht über die Nahrungskette verwertet werden. Die sehr hohen Phytoplanktondichten deuten jedenfalls auf eine Unterbrechung bzw. Engstelle der Nahrungskette hin.

#### **4.4 Maßnahmen zur Reduzierung der Nährstoffeinträge und der Geruchsbelästigung**

Wie in den vorangegangenen Abschnitten erläutert wurde, geht die Geruchsbelästigung im Kersdorfer Mühlengraben mit der übermäßigen Nährstoffbelastung und Phytoplanktonentwicklung in den beiden Seen einher, da der Sauerstoffhaushalt des Fließes so stark belastet wird, dass ein unvollständiger Abbau des organischen Materials erfolgt. Die Entstehung von Schwefelwasserstoff und damit die Geruchsbelästigung könnte reduziert werden, wenn zum einen die Entwicklung von Phytoplankton in den Seen reduziert werden würde und zum anderen die Sauerstoffsituation im Fließ verbessert werden würde.

Hierzu sind in erster Linie Maßnahmen wichtig, die die Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet reduzieren, sowie seeinterne Maßnahmen, die Stoffumsätze in den Seen trophiemindernd beeinflussen. Hierbei handelt es sich um mittel- und langfristig umsetzbare Maßnahmen. Zur kurzfristigen Minderung der Geruchsbelästigung für die Anwohner in Briesen sind auch Maßnahmen im Fließ möglich, um die Sauerstoffverfügbarkeit zu erhöhen.

##### **4.4.1 Maßnahmen im Einzugsgebiet**

Entsprechend der Ergebnisse aus der Nährstoffbilanzierung für das Einzugsgebiet des Petersdorfer Sees stammen die Einträge hauptsächlich aus der Landwirtschaft und gelangen überwiegend über das Sickerwasser, aber auch über Erosion in die Gewässer. Anhand der Stickstoffkonzentrationen wird deutlich, dass Maßnahmen zur Reduzierung der Einträge in den Kersdorfer Mühlengraben oberhalb des Madlitzer Sees notwendig sind. Da Dränagen Stoffeinträge auf direktem Weg ohne die filternde Bodenpassage in die Gewässer einbringen, wäre es wichtig, zu prüfen, inwiefern abweichend vom Bilanzierungsergebnis aktive Dränagen im Einzugsgebiet vorhanden sind. Ein Verschließen der Dränagen oder der Einbau von Retentionsteichen wäre sinnvoll, um die Stoffeinträge ins Gewässer zu minimieren. Des Weiteren können über Gewässerrandstreifen die Erosionseinträge deutlich reduziert werden.

Ebenfalls relevant hinsichtlich der Minimierung von Stoffeinträgen aus landwirtschaftlichen Flächen über Erosion und Sickerwasser sind die genaue Fruchtfolge und der Zeitpunkt der Gülleausbringung. Da im Gebiet um den Madlitzer See zwei Tierhaltungsanlagen sowie eine Biogasanlage ansässig sind, ist damit zu rechnen, dass anfallende Gülle und Gärreste ortsnahe für die Düngung der landwirtschaftlichen Flächen verwendet werden. Dies führt vor allem dann zu erhöhten Stoffausträgen, wenn die ausgebrachten Düngematerialien nicht von den Pflanzen verwertet werden können (Matzdorf et al. 2012). Es ist wahrscheinlich, dass die im Winter erhöhten Nitratkonzentrationen an Messstelle 191 auf diesen Effekt zurückzuführen sind (Abb. 7). Insofern ist der Anbau von winterharten Zwischenfrüchten eine sinnvolle Maßnahme, um die Verwertung des ausgebrachten Düngers und damit eine Reduzierung des Austrags auch im Winterhalbjahr zu gewährleisten. Weiterhin ist es notwendig, das Ausbringen des Düngers zeitlich auf die Wachstumsperiode und mengenmäßig auf die Verwertbarkeit der jeweiligen Anbaukulturen zu beschränken. Derartige Maßnahmen werden im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen (AUM) finanziell gefördert.

Darüber hinaus sind alle Maßnahmen zu vermeiden, die zu zusätzlichen Stoffeinträgen in das Gebiet führen. So ist die Verrieselung von Abwasser auf den Flächen im Einzugsgebiet, wie sie 2009 für die Alt Madlitzer Mühle GmbH genehmigt wurde, nicht zielführend, um die Stoffbelastung von Madlitzer und Petersdorfer See zu reduzieren. Zudem wurde die Überwachung der Verrieselungsmaßnahme versäumt, da trotz Beginns der Verrieselung bis auf eine einmalige Erstbeprobung keinerlei Grundwasserbeprobungen stattfanden. Da auch die Berechnungen zur

Wasserbilanz unstimmgig sind (wie bereits 2009 von Hr. Koseck angemerkt), wurde die Genehmigung ohne ausreichende fachliche Prüfung erteilt. Eine Beendigung der Verrieselung ist deshalb anzustreben.

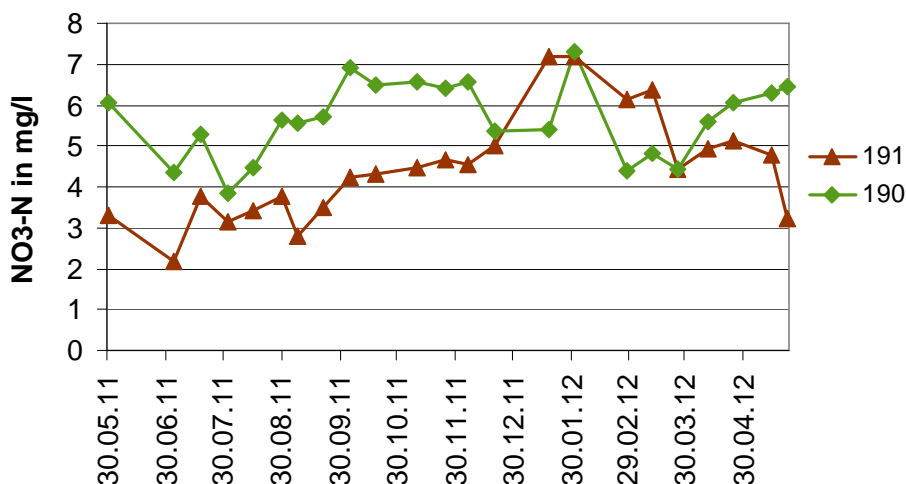


Abb. 7: Nitratkonzentration der Zuflüsse zum Madlitzer See im Jahresverlauf

#### 4.4.2 Seeinterne Maßnahmen

Durch eine stärkere Befischung und Entnahme der zooplanktonfressenden Friedfischbestände sowie einen höheren Besatz mit Raubfischen kann die Entwicklung des Zooplanktons befördert werden, das wiederum das Phytoplankton durch Fraß dezimiert. Über diese Nahrungsnetzbewirtschaftung können fressbare Algen reduziert werden.

Ein weiterer Effekt der Reduzierung des Friedfischbestandes, insbesondere bodenwühlender Arten wie dem Karpfen, ist die Verbesserung der Bedingungen für die Ansiedlung von Makrophyten. Diese wiederum konkurrieren mit dem Phytoplankton um die Nährstoffe und können somit zur Beschränkung des Algenwachstums beitragen.

Eine Phosphorfällung ist im Falle des Madlitzer Sees und des Petersdorfer Sees nicht sinnvoll, da die P-Freisetzung aus dem Sediment nicht den Hauptteil der Belastung ausmacht. Aufgrund der hohen Wasseraustauschraten der Seen ist eine Fällung nicht geeignet, um Einträge aus dem Einzugsgebiet zu binden. Auch die wiederkehrenden Nährstoffeinträge durch Fische im Gewässer können durch Fällung nicht dauerhaft reduziert werden.

#### 4.4.3 Maßnahmen im Fließ

Um der Geruchsbildung in der Ortschaft Briesen kurzfristig entgegenzuwirken, können oberhalb der Ortschaft auf Höhe der Messstellen 146 bis 150 Sohlschwellen oder andere Fließhindernisse in den Kersdorfer Mühlengraben eingebracht werden. Dadurch wird die Turbulenz im Fließ erhöht, was zwei Effekte hat. Zum einen wird der Sauerstoffeintrag und damit der oxidative Abbau von Schwefelwasserstoff zu Sulfat unterstützt. Zum anderen wird das vorzeitige Ausgasen von H<sub>2</sub>S gefördert, sodass die H<sub>2</sub>S-Ausgasung und damit die Geruchsbelästigung in der Ortschaft reduziert werden kann. 2012 wurden bereits im Mühlengraben oberhalb der Ortschaft Briesen Strömungshindernisse eingebracht. Inwiefern diese eine ausreichende Wirkung erzielen, muss abgewartet werden.

Da das Sondermonitoring Anhaltspunkte für temporäre Abwassereinflüsse gab, ist die Suche nach den Quellen und Unterbindung dieser Einträge ein Baustein zur Minimierung der Belastungen.

## 4.5 Zusammenfassung

Die Geruchsbelästigung, die vom Kersdorfer Mühlengraben in der Ortschaft Briesen ausgeht, ist auf einen unvollständigen Abbau organischer Substanz zurückzuführen, der zur Anreicherung und Ausgasung von Schwefelwasserstoff führt. Die organische Substanz stammt hauptsächlich aus einem übermäßigen Phytoplanktonwachstum im oberliegenden Madlitzer und Petersdorfer See. Es gibt Hinweise auf mögliche temporäre Abwassereinflüsse, die jedoch nicht eindeutig zuzuordnen sind und in jedem Fall nicht maßgeblich verantwortlich sind für die Nährstofffracht im Kersdorfer Mühlengraben und das damit verbundene Geruchsproblem in Briesen.

Entscheidend zur Reduzierung der Geruchsbelästigung ist die Reduzierung des Phytoplanktonwachstums in den Seen. In diesem Zusammenhang sind folgende Maßnahmen sinnvoll:

- Minimierung der Belastung aus dem Einzugsgebiet
  - Zwischenfruchtanbau auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche
  - Beschränkung der Ausbringung von Gülle und Gärresten auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche
  - Anlage von Gewässerrandstreifen
  - Verschließen etwaiger aktiver Dränagen oder Anlegen von Retentionsteichen am Ausfluss der Dränagen
  - lückenloses Abfahren des Abwassers aus dem Gebiet, keine Verrieselung auf landwirtschaftlicher Fläche
- Minimierung der Belastung im See
  - Überprüfung des Fischbestandes: Einrichten eines raubfischdominierten Fischbestandes sowie Reduktion der Karpfenmengen
- Minimierung der H<sub>2</sub>S-Anreicherung im Kersdorfer Mühlengraben
  - Sohlschwellen oberhalb der Ortschaft zur H<sub>2</sub>S-Ausgasung und Sauerstoffeinbringung
  - Suche nach Quellen des temporären Abwassereinflusses und Abstellen der Quellen

Um die Zielwerte für den ökologischen Zustand der Seen zu erreichen und damit den Zustand des Petersdorfer Sees und des Kersdorfer Mühlengrabens wirkungsvoll zu verbessern, ist die Umsetzung aller Maßnahmen wichtig. Die Auswahl einzelner Maßnahmen führt zu einer reduzierten Wirksamkeit.

## 4.6 Quellen

Gelbrecht, J. & D. Zak (2004): Stoffumsetzungsprozesse in Niedermooren und ihr Einfluss auf angrenzende Oberflächengewässer. WasserWirtschaft Ausgabe 05/2004, S. 15-18.

Hupfer, M. & J. Lewandowski (2008): Oxygen Controls the Phosphorus Release from Lake Sediments - a Long-Lasting Paradigm in Limnology. Internat. Rev. Hydrobiol. 93, 4-5, pp. 415-432.

INGENIEURBÜRO DR. FECHTER GMBH [Hrsg.] (1993): Studie zur Beschreibung des Zustands und der Belastungssituation für den Petersdorfer See und den Madlitzer See sowie Empfehlungen für Sanierungs- und Bewirtschaftungsmaßnahmen aus gewässerökologischer Sicht. Bericht Nr. F93.300.124.

KOMÁRKOVÁ, J. (1998): Fish stock as a variable modifying trophic pattern of phytoplankton. Hydrobiologia 369/370, pp. 139-152.

LANDESAMT FÜR UMWELT, GESUNDHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (LUGV) (2012): Moor-Info-System. GIS-basierte Datenbank zur Erfassung von Moorprojekten und sensiblen Mooren. Referat Ö4, Stand 12/2012.

LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (LUA) (2008): Wasserhaushaltsgrößen-Elementarflächen. Niederschlags-Abfluss-Modell (ArcEGMO). Wasserhaushaltsgrößen für das Land Brandenburg auf Basis der Hydrotopklassen Reihe 1986 – 2005. Referat Ö4, Stand: 08/2008.

MATZDORF, B., KERSEBAUM, K.-C., ZANDER, P., BARKUSKY, D., STEIDL, J., DEUMLICH, D. & M. REUTTER (2012): Berechnung von Wirkungs- und Kostenbandbreiten von landwirtschaftlichen Nährstoffreduzierungsmaßnahmen für die Ermittlung der Kosteneffizienz innerhalb einer vorgegebenen Matrix. Abschlussbericht 26.11.2012, Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e. V., Müncheberg.

RIEDMÜLLER, U., HOEHN, E. & U. MISCHKE (2013): Bewertung von Seen mit Hilfe allgemeiner physikalisch-chemischer Parameter - Seetypspezifische Hintergrund- und Orientierungswerte. Entwurf Stand Januar 2013.

SCHAUSER, I., LEWANDROWSKI, J. & M. HUPFER (2003): Seeinterne Maßnahmen zur Beeinflussung des Phosphorhaushaltes eutrophierter Seen – Leitfaden zur Auswahl eines geeigneten Verfahrens. Berichte des Leibniz – Institutes für Gewässerökologie und Binnenfischerei. Heft 16/2003.