

Lehrstuhl Gewässerschutz

Brandenburgische Technische Universität Cottbus – Senftenberg

Fakultät 2

Bachelorarbeit

Ermittlung von Stickstoff- und Phosphorfrachten als Grundlage zur
Planung von Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet des
Wolziger Sees

Verfasser:

Name: Eric Lehmann
Matrikel-Nr.: 3128421
Studiengang: Landnutzung und
Wasserbewirtschaftung
E-Mail: Eric.Lehmann@b-tu.de

1. Betreuer

Name: Dr. J. Rücker
Lehrstuhl: Gewässerschutz
E-Mail: j.ruecker@b-tu.de

2. Betreuer

Name: Prof. B. Nixdorf
Lehrstuhl: Gewässerschutz
E-Mail: nixdorf@b-tu.de

Eidesstattliche Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass ich die hier vorliegende Arbeit mit dem Titel: **„Ermittlung von Stickstoff- und Phosphorfrachten als Grundlage zur Planung von Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet des Wolziger Sees“** selbständig, ohne fremde Hilfe und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Hilfsmittel angefertigt habe. Die aus fremden Quellen (einschließlich elektronischer Quellen) direkt oder indirekt übernommenen Gedanken sind ausnahmslos als solche kenntlich gemacht.

Die Arbeit ist in gleicher oder ähnlicher Form oder auszugsweise im Rahmen einer anderen Prüfung noch nicht vorgelegt worden.

Ort, Datum

Unterschrift des Verfassers

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich dem Lehrstuhl Gewässerschutz der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus-Senftenberg für die gute und umfassende Betreuung meiner Bachelorarbeit meinen Dank aussprechen.

Insbesondere bei meinen Betreuerinnen Frau Dr. rer. nat. Jacqueline Rücker und Frau Prof. Dr. rer. nat. habil. Brigitte Nixdorf möchte ich mich für die vielen Anregungen, Ratschläge und die fachliche Kompetenz in allen Fragen danken.

Herr Ingo Henschke möchte ich für die Unterstützung bei der Probenahme sowie für die Klärung aller technischen Fragen danken. Frau Ute Abel und Frau Gudrun Lippert danke ich für die gute Einweisung und Betreuung bei den praktischen Arbeiten im Labor.

Weiterhin möchte ich mich bei der OEWA und der DNWAB für die Bereitstellung von Daten und Informationen sowie dem Meteorologischen Observatorium Lindenberg für die Bereitstellung der Wetterdaten danken.

Zuletzt möchte ich meinen Eltern und Friederike Schmeier für ihr Verständnis, die moralische Unterstützung und die nötige Prise Druck herzlich danken.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	6
Tabellenverzeichnis	9
Abkürzungsverzeichnis	10
Kurzfassung.....	11
1. Einleitung.....	12
1.1 Zielstellung	13
1.2 Phosphor.....	13
1.3 Stickstoff	14
2. Untersuchungsgebiet.....	15
2.1 Messstellen	17
2.1.1 Messstelle Rieploser Fließ (RIEP)	17
2.1.2 Messstelle Rieploser Fließ - Wehr (RIFW)	18
2.1.3 Messstelle Koblenzgraben – Försterei (KOBF)	19
2.1.4 Messstelle Stahnsdorfer See - Ablauf (STAA).....	20
2.1.5 Messstelle Stahnsdorfer Fließ – Eisenbahnbrücke (STAEI)	20
2.1.6 Messstelle Großschauener Seenkette – Ablauf (GSKA)	21
2.1.7 Messstelle Görsdorfer Mühlenfließ (GMFL).....	22
2.1.8 Messstelle Kuppengraben I (KUPI).....	22
3. Material und Methoden	24
3.1 Probenahme.....	24
3.2 Durchflussmessung.....	25
3.2.1 FlowTracker	25
3.2.2 Abflussberechnung nach Poleni.....	28
3.2.3 Wasserstandsmessung.....	30
3.3 Nährstoffanalyse	31
3.3.1 Probenvorbereitung	31
3.3.2 TP-Analyse	32
3.3.3 TN-Analyse	34
3.4 Frachtberechnung	35
4. Ergebnisse.....	37
4.1 Konzentrationen, Durchflüsse und Frachten 2015	37
4.1.1 Konzentrationen.....	37
4.1.2 Durchflüsse.....	39
4.1.3 Frachtberechnung.....	41

4.2 Vergleich der TP- und TN-Frachten der Messstelle STAEI	44
4.2.1 Wasserstands-Durchfluss-Beziehung für die Messstelle STAEI.....	44
4.2.2 Vergleich der mit verschiedenen Berechnungsmethoden ermittelten TP- und TN-Frachten	45
4.3 Auswirkungen der kommunalen Kläranlagen im Untersuchungsgebiet.....	46
4.3.1 Ablauffrachten der kommunalen Kläranlagen im Untersuchungsgebiet.	46
4.3.2 Entwicklung der Nährstoffkonzentrationen im Stahnsdorfer See	47
4.4 Vergleich der LUGV-Kampagne 2011/2012 mit den Ergebnissen der Kampagne des Lehrstuhl Gewässerschutz 2015.....	49
5. Diskussion	58
5.1 Messkampagne 2015 - Saisonalität von Konzentrationen, Durchflüssen und Frachten.....	58
5.2 Vergleich der Berechnungsmethoden zur Frachtermittlung	62
5.3 Auswirkungen der kommunalen Kläranlagen im Untersuchungsgebiet.....	63
5.4 Vergleich der LUGV-Kampagne 2011/2012 mit den Ergebnissen der Kampagne des Lehrstuhl Gewässerschutz 2015.....	63
5.5 Diskussion der angedachten Sanierungsmaßnahmen im Bereich des Rieploser Fließes und des Stahnsdorfer Fließes	65
6. Zusammenfassung	68
Anhang 1: Anleitung zur Durchflussmessung mit dem FlowTracker von SonTek ..	73

Abbildungsverzeichnis

<i>Abb. 1: Lage und Bezeichnung der Messstellen im Untersuchungsgebiet Storkower Seenkette</i>	16
<i>Abb. 2: Messstelle RIEP am Rieploser Fließ im Frühjahr</i>	18
<i>Abb. 3: Einlaufstelle des Klärwerks Storkow in das Rieploser Fließ (Wasser- und Abwasserzweckverband "Scharmützelsee Storkow/Mark")</i>	18
<i>Abb. 4: Messstelle RIFW am Rieploser Fließ</i>	19
<i>Abb. 5: Messstelle KOBF am Koblenzgraben</i>	19
<i>Abb. 6: Messstelle STAA am Ablauf des Stahnsdorfer See vor der Erhöhung der Schwelle</i>	20
<i>Abb. 7: Erhöhung der Sohlschwelle zum Anstauen des Stahnsdorfer Sees ab dem 28.05.2015</i>	20
<i>Abb. 8: Messstelle STAEI am Stahnsdorfer Fließ an der Eisenbahnbrücke in Kummersdorf</i>	21
<i>Abb. 9: Messstelle GSKA am Ablauf der Großschauener Seenkette auf dem Gelände der Fischerei Köllnitz e.G.</i>	21
<i>Abb. 10: Messstelle GMFL am Görtdorfer Mühlenfließ kurz vor der Mündung in den Wolziger See</i>	22
<i>Abb. 11: Messstelle KUP I am Kuppengraben kurz vor der Mündung in den Storkower Kanal im Frühjahr</i>	23
<i>Abb. 12: Wehr am Kuppengraben ohne Abfluss während der Sommermonate</i>	23
<i>Abb. 13: Probenahmeverfahren zur Analyse der Phosphor- und Stickstoffkonzentration</i>	24
<i>Abb. 14: FlowTracker, links: Bediengerät; rechts: Messsonde</i>	25
<i>Abb. 15: Schematische Darstellung der Abflussmessung mittels Mid-Section-Verfahren nach DIN ISO 748 (DIN, 1997; SonTek/YSI, 2009)</i>	26
<i>Abb. 16: Beispiel der graphischen Darstellung der Durchflussdaten mittels FlowTracker-Software</i>	27
<i>Abb. 17: Überfallmessscheibe zur Berechnung des Durchflusses mit der Berechnungsformel nach Poleni (Bollrich, 2000)</i>	28
<i>Abb. 18: Schematische Darstellung eines Messwehres einschließlich der Formel zur Durchflussberechnung nach Poleni (Bollrich, 2000)</i>	29
<i>Abb. 19: links: Pegellogger MDS3A-Insider von Seba Hydrometrie GmbH im Stahnsdorfer Fließ (STAEI)</i>	30
<i>Abb. 20: Pegellogger CTD-Diver von Schlumpberger Water Services vor dem Einsetzen in das Stahnsdorfer Fließ</i>	30
<i>Abb. 21: Verwendetes Gerät zum Homogenisieren der Proben (PT 1200 E von Polytron)</i>	31
<i>Abb. 22: Verwendetes Photometer, Specord 200 Plus von Analytik Jena, zur Gesamtphosphoranalyse</i>	32

<i>Abb. 23: Für TP-Aufschluss verwendeter Autoklav LABOKLAV 55-M der Firma Steriltechnik AG.....</i>	<i>33</i>
<i>Abb. 24: Verwendete FIA compact von MLE GmbH Dresden zur Gesamtstickstoffanalyse.....</i>	<i>34</i>
<i>Abb. 25: Gesamtphosphor- (TP-) Konzentrationen der beprobten Messstellen (Abkürzungen siehe Tab. 1) von Januar – Dezember 2015.....</i>	<i>37</i>
<i>Abb. 26: Gesamtphosphor- (TP-) Konzentrationen der Messstelle Kuppengraben I (KUPI) von Januar – Dezember 2015.....</i>	<i>37</i>
<i>Abb. 27: Gesamtstickstoff- (TN-) Konzentrationen der beprobten Messstellen (Abkürzungen siehe Tab. 1) von Januar – Dezember 2015.....</i>	<i>38</i>
<i>Abb. 28: Gesamtstickstoff- (TN-) Konzentrationen der Messstelle Kuppengraben I (KUPI) von Januar – Dezember 2015.....</i>	<i>39</i>
<i>Abb. 29: Darstellung der gemessenen Durchflüsse (Q) der Messstellen GMFL, GSKA und STAEI (Abkürzungen siehe Tab. 1) von Januar – Dezember 2015.....</i>	<i>40</i>
<i>Abb. 30: Darstellung der gemessenen Durchflüsse (Q) der Messstellen KOBF, KUPI, RIEP und RIFW (Abkürzungen siehe Tab. 1) von Januar – Dezember 2015.....</i>	<i>40</i>
<i>Abb. 31: Gesamtphosphor- (TP)-Frachten auf Tagesbasis für die Messstellen KOBF, RIEP, RIFW und KUPI (Abkürzungen siehe Tab. 1) von Januar – Dezember 2015.....</i>	<i>41</i>
<i>Abb. 32: Gesamtphosphor- (TP)-Frachten auf Tagesbasis für die Messstellen STAEI, GMFL und GSKA (Abkürzungen siehe Tab. 1) von Januar – Dezember 2015.....</i>	<i>41</i>
<i>Abb. 33: Gesamtstickstoff- (TN)-Frachten auf Tagesbasis für die Messstellen KOBF, RIEP, RIFW und KUPI (Abkürzungen siehe Tab. 1) von Januar – Dezember 2015.....</i>	<i>42</i>
<i>Abb. 34: Gesamtstickstoff- (TN)-Frachten auf Tagesbasis für die Messstellen STAEI, GMFL und GSKA (Abkürzungen siehe Tab. 1) von Januar – Dezember 2015.....</i>	<i>42</i>
<i>Abb. 35: Gesamtphosphor- (TP-) Jahresfrachten aller Messstellen (Abkürzungen siehe Tab. 1) mit der Standardmethode nach LAWA (LAWA, 2003) für das Jahr 2015 ermittelt.....</i>	<i>43</i>
<i>Abb. 36: Gesamtstickstoff- (TN-) Jahresfrachten aller Messstellen (Abkürzungen siehe Tab. 1) mit der Standardmethode nach LAWA (LAWA, 2003) für das Jahr 2015 ermittelt.....</i>	<i>43</i>
<i>Abb. 37: Wasserstands-Durchfluss-Beziehung für die Messstelle STAEI auf Basis der Einzelmessungen von Durchfluss und Wasserstand im Jahr 2015.....</i>	<i>44</i>
<i>Abb. 38: Vergleich der, mit verschiedenen Berechnungsmethoden ermittelten, Gesamtphosphor- (TP-) und Gesamtstickstoff- (TN-) Jahresfracht für 2015 an der Messstelle STAEI ($L_{Std.}$ = Standardmethode; $L_{Std Q}$ = abflusskorrigierte Standardmethode; L_{Monat} = Monatsmittelwertmethode).....</i>	<i>45</i>

<i>Abb. 39: Jahresgänge der emittierten Gesamtstickstofffracht der Kläranlagen (KA) Storkow, Friedersdorf und Wolzig mit den Anteilen der drei Fraktionen NH₄, NO₃ und NO₂ im Jahr 2014. Beachte andere Skalierung bei Wolzig.....</i>	<i>47</i>
<i>Abb. 40: Jahresmittelwerte der TP- und TN-Konzentration (µg L⁻¹) des Stahnsdorfer See der Jahre 1999 bis 2015.....</i>	<i>48</i>
<i>Abb. 41: Vergleich der Gesamtposphor- (TP) und Gesamtstickstoff- (TN-) Konzentrationen an vier Messstellen aus der Messkampagne des LUGV von 2011/2012 und der Kampagne der BTU aus 2015 (die Datenlücke in der Linie für das LUGV zeigt den Jahresumbruch an).....</i>	<i>51</i>
<i>Abb. 42: Vergleich der Niederschlagshöhe in den Messzeiträumen der Kampagne des LUGV 2011/2012 und des Lehrstuhls Gewässerschutz 2015 (die Datenlücke in der Linie für das LUGV zeigt den Jahresumbruch an).....</i>	<i>52</i>
<i>Abb. 43: Vergleich der Durchflüsse an vier Messstellen aus der Messkampagne des LUGV von 2011/2012 und der Kampagne der BTU aus 2015 (die Datenlücke in der Linie für das LUGV zeigt den Jahresumbruch an).....</i>	<i>53</i>
<i>Abb. 44: Vergleich der Gesamtposphor- (TP) und Gesamtstickstoff- (TN-) Tagesfrachten an vier Messstellen aus der Messkampagne des LUGV von 2011/2012 und der Kampagne der BTU aus 2015 (die Datenlücke in der Linie für das LUGV zeigt den Jahresumbruch an).....</i>	<i>55</i>
<i>Abb. 45: Vergleich der Gesamtposphor- (TP-) Jahresfrachten an vier Messstellen aus der Messkampagne des LUGV von 2011/2012 und der Kampagne der BTU aus 2015.....</i>	<i>56</i>
<i>Abb. 46: Vergleich der Gesamtstickstoff- (TN-) Jahresfrachten an vier Messstellen aus der Messkampagne des LUGV von 2011/2012 und der Kampagne der BTU aus 2015.....</i>	<i>56</i>
<i>Abb. 47: Jahresfrachten (t a⁻¹) von Gesamtposphor (TP; grüne Zahlen)- und Gesamtstickstoff (TN; blaue Zahlen) an den Messstellen (rot hinterlegte Kästchen) sowie der Messstelle WOLZ (gelb hinterlegtes Kästchen) für das Jahr 2015 und an den Einleitstellen der kommunalen Kläranlagen (schwarz hinterlegten Kästchen) für das Jahr 2014 im Untersuchungsgebiet.....</i>	<i>59</i>
<i>Abb. 48: Umleitung des Rieploser Fließes in den als Schilfpolder genutzten Torfstich als geplante Sanierungsmaßnahme für den Stahnsdorfer See (Brandenburgviewer, 2016).....</i>	<i>66</i>

Tabellenverzeichnis

<i>Tab. 1: Übersicht der Messstellen und Informationen zu Lage und Art der Durchflussmessung.....</i>	<i>17</i>
<i>Tab. 2: Einwohnergleichwerte (EGW), Jahresmittelwerte von Abfluss, TP- und TN-Konzentration sowie TP- und TN-Jahresfrachten und TP- und TN-Jahresfracht je EGW der Kläranlagen Storkow, Friedersdorf und Wolzig des Jahres 2014 (DNWAB, 2016; OEWA, 2015).....</i>	<i>46</i>
<i>Tab. 3: Jahresmittelwerte, Minima und Maxima von Konzentrationen, Durchflüssen und Frachten an vier Messstellen aus der Messkampagne des LUGV von 2011/2012 und der Kampagne der BTU aus 2015 sowie die Messstelle WOLZ.....</i>	<i>49</i>

Abkürzungsverzeichnis

BTU	Brandenburgische Technische Universität
DIN	Deutsche Industrienorm
DNWAB	Dahme-Nuthe Wasser-, Abwasserbetriebsgesellschaft mbH
EGW	Einwohnergleichwert
EU	Europäische Union
EZG	Einzugsgebiet
FIA	Fließ-Injektions-Analyse
KA	Kläranlage
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LUGV	Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg
MLUL	Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft Brandenburg
OEWA	OEWA Wasser und Abwasser GmbH
PE	Polyethylen
TN	Gesamtstickstoff (total nitrogen)
TP	Gesamtphosphor (total phosphorus)
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

Kurzfassung

Diese Arbeit ist eingebettet in das BMBF-geförderte Projekt NITROLIMIT II, in dem unter anderem ein Nährstoffreduktionskonzept für die Storkower Seenkette entwickelt werden soll. Ziel dieser Bachelorarbeit war es, Nährstofffrachten für Teileinzugsgebiete in der Storkower Seenkette zu ermitteln, welche als Grundlage zur Planung und Verortung von Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet dienen sollen. Die berechneten Nährstofffrachten sollten anschließend mit den Ergebnissen einer Messkampagne des Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg aus dem Jahr 2011/12 verglichen werden sowie mögliche Sanierungsmaßnahmen diskutiert werden.

Zur Bestimmung der Nährstofffrachten wurden die Gesamtphosphor- (TP) und Gesamtstickstoff-Konzentrationen (TN) aus Wasserproben von sieben Messstellen des Untersuchungsgebietes analysiert, die von Februar bis Dezember 2015 gesammelt wurden. Die TP-Analysen wurden vom Kandidaten mittels Natrium-Peroxodisulfat-Aufschluss und anschließender photometrischer Messung nach DIN EN ISO 6878 (DIN, 2004) durchgeführt. Die TN-Analyse erfolgte mittels Fließinjektionsanalyse nach DIN EN ISO 13395 (DIN, 1996). Als Basis für die Frachtberechnungen wurden die Daten der Durchflussmessungen aus zwei Studienprojekten verwendet. Für die drei Klärwerke, die Klarwasser im Untersuchungsgebiet in die Vorfluter einleiten, wurden die Ablauffrachten berechnet.

Es zeigte sich, dass besonders die Fließstrecken unterhalb der drei Kläranlagen (Rieploser Fließ (KA Storkow; 22202 EGW) und Kuppengraben I (KA Friedersdorf; 1650 EGW und KA Wolzig; 467 EGW)) stark von Nährstoffen belastet sind und direkten Einfluss auf die Biomasseproduktion der unterhalb liegenden Gewässer nehmen. Vor allem für den davon betroffenen Stahnsdorfer See wird Handlungsbedarf gesehen, um eine Verbesserung gegenüber dem gegenwärtigen, polytrophen Zustand zu erreichen.

Der Vergleich der 2015 ermittelten Daten mit den Ergebnissen der Messkampagne des LUGV aus den Jahren 2011/12 hat gezeigt, dass die im Einzugsgebiet transportierten Nährstoffmengen relativ konstant sind. Trotz der verschiedenen Niederschlags- und somit auch Durchflussmengen in den unterschiedlichen Jahren konnten Nährstofffrachten in sehr ähnlicher Größenordnung berechnet werden.

Vor dem Hintergrund der ermittelten Nährstofffrachten wurden die geplanten Sanierungsmaßnahmen im Bereich des Rieploser Fließes betrachtet. Besonderes Augenmerk lag dabei auf der geplanten Umleitung des Rieploser Fließes. Eine mögliche Variante sieht vor, das Fließ vor seiner Mündung in den Stahnsdorfer See durch ein Wehrbauwerk abzutrennen und das Wasser in ein künstliches Feuchtgebiet südlich des Sees zu leiten. Der dort befindliche ehemalige Torfstich könnte zu einem Schilfpolder umgestaltet werden und so als Retentionsfläche dienen. Diese Maßnahme könnte eine Nährstoffentlastung um ca. 30% für den Stahnsdorfer See bringen. Außerdem wurde durch diese Arbeit nachgewiesen, dass der Kuppengraben I im Vergleich zu anderen Messstellen bis zu 10fach höhere TP-Jahresmittel bzw. 4fach höhere TN-Jahresmittelwerte aufweist. Daher sollten auch für diesen Klärwerksableiter oder an den einleitenden Klärwerken Sanierungsmaßnahmen durchgeführt werden.

1. Einleitung

„Wasser ist keine übliche Handelsware, sondern ein ererbtes Gut, das geschützt, verteidigt und entsprechend behandelt werden muss.“ (WRRL, 2000)

Dieses Zitat aus der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) besagt, dass Wasser eines der wichtigsten Güter unserer Erde ist. Es ist die Quelle allen Lebens, und ohne Wasser wäre kein Leben möglich. Wasser dient uns als wichtiges Nahrungsmittel, es ist Triebmittel der Wirtschaft und Lebensraum für viele Pflanzen und Tiere. Aus diesen Gründen müssen wir besonders behutsam mit unseren Gewässern umgehen und Maßnahmen ergreifen, um ihren Erhalt auch für zukünftige Generationen zu sichern.

Zum Schutz der Oberflächengewässer sowie des Grundwassers hat die Europäische Gemeinschaft im Jahre 2000 die Wasserrahmenrichtlinie verabschiedet. Ziel der WRRL ist eine grenzüberschreitende Richtlinie zum Erhalt und zur Verbesserung der Wasserqualität und zur Förderung einer nachhaltigen Wassernutzung.

Im Rahmen der WRRL wurde ursprünglich das Erreichen eines guten ökologischen Zustands der natürlichen Gewässer bis zum Jahre 2015 angestrebt. Leider zeichnete sich ab, dass in Deutschland etwa 70% und in Brandenburg etwa 80% der Gewässer diesen guten ökologischen Zustand nicht erreichen konnten. Auch nach einer Verlängerung der Frist von 2015 auf 2027 ergibt sich für die meisten Seen Brandenburgs Handlungsbedarf (Rücker, et al., 2015).

Ein Grund hierfür könnte u.a. sein, dass sich bisherige Sanierungskonzepte ausschließlich auf Phosphor als limitierenden Faktor und als Steuergröße für die Gewässergüte konzentrierten. Allerdings konnte das vom BMBF geförderte Projekt NITROLIMIT I aus den Jahren 2011 - 2013 aufzeigen, dass die Algenbiomasse in fast der Hälfte der Seen der Norddeutschen Tiefebene durch Stickstoff und nicht durch Phosphor limitiert wird (NITROLIMIT I, 2014). Somit steht fest, dass zur Erreichung eines guten ökologischen Zustands der Gewässer nicht nur phosphor-, sondern auch stickstoffreduzierende Maßnahmen erarbeitet und umgesetzt werden müssen.

Das Nachfolgeprojekt NITROLIMIT II (2014 - 2016) zielt darauf ab, die aus dem Projekt NITROLIMIT I gewonnenen wissenschaftlichen Erkenntnisse zu validieren, zu erweitern und Konzepte zur Nährstoffreduktion für drei Modellregionen, darunter die Storkower Seenkette (Modul 3), zu erarbeiten.

Die seit 1993 in der Region der Storkower Seenkette laufenden Untersuchungen des Lehrstuhls Gewässerschutz haben gezeigt, dass die Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet, welche vor allem auf eine Verbesserung der Abwasserbehandlung gezielt haben, zwar zu einer deutlichen Verbesserung der Wasserqualität in allen Gewässern geführt haben, die Seen jedoch noch nicht den von der EU-Wasserrahmenrichtlinie geforderten guten ökologischen Zustand erreichen. Die Storkower Seen wurden daher für das Projekt als Modellregion ausgewählt, um Maßnahmen zur Reduktion von Stickstoffeinträgen zu planen und zu verorten. Dabei wird der Fokus auf den Wolziger See und Langen See gelegt, die beiden

letzten Seen vor der Einmündung der Storkower Seenkette in die Dahme, die ihrerseits in Berlin-Köpenick in die Spree mündet und damit entscheidend die Wasserqualität in Berlin beeinflusst. Darüber hinaus entwässert die Kläranlage Storkow über den Stahnsdorfer See sowie die Kläranlagen Wolzig und Friedersdorf über den Storkower Kanal in den Wolziger See, so dass die Frage geklärt werden soll, inwieweit die Klärwerksabläufe die Wasserqualität der nachfolgenden Seen beeinflussen und welche Maßnahmen zu einer Minimierung dieses Einflusses durchgeführt werden könnten. Besonders für den stark polytrophen Stahnsdorfer See, welcher sich direkt unterhalb der Kläranlage Storkow befindet, zeichnet sich Handlungsbedarf ab.

1.1 Zielstellung

Ziel dieser Bachelorarbeit soll es sein, Nährstofffrachten für Teileinzugsgebiete der Storkower Seenkette zu berechnen. Diese sollen als Grundlage zur Planung und Verortung von Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet dienen. Dazu wurde im Rahmen dieser Arbeit ein Großteil der von Februar bis Dezember 2015 gesammelten Wasserproben auf Gesamtstickstoff- (TN) und Gesamtphosphorkonzentrationen (TP) von sieben Messstellen aus dem Untersuchungsgebiet analysiert. Als Basis für die Frachtberechnungen wurden die Daten der Durchflussmessungen aus dem abgeschlossenen Studienprojekt „Durchflussmessungen in der Storkower Seenkette“ (Lehmann und Kretzschmar, 2015) und dem laufenden Studienprojekt von M. Fenske und A. Lühder verwendet.

Ferner sollen die im Jahr 2015 erhobenen Daten (Durchfluss und Konzentration) mit den Messwerten, die das Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (LUGV) im Rahmen eines investigativen Monitorings von Juni 2011 bis Mai 2012 erhoben hat, sowie den daraus resultierenden Nährstofffrachten verglichen werden.

Anhand der erhobenen Frachtabätzungen werden die angedachten Sanierungsmaßnahmen im Bereich des Rieploser Fließes und des Stahnsdorfer Fließes betrachtet und ihre möglichen Auswirkungen auf die Trophie des Wolziger Sees diskutiert.

1.2 Phosphor

Der Phosphor gehört zu den essentiellen Pflanzennährstoffen und spielt im Stoffwechsel aller Organismen eine wesentliche Rolle. Obwohl Phosphor in seinen verschiedenen Formen in vielen Mineralien und Verbindungen vorliegt, nimmt er aufgrund seiner geringen Löslichkeit in anthropogen wenig belasteten Gewässern meist nur die geringste Konzentration der Makronährstoffe ein. Somit übernimmt er häufig die Rolle des limitierenden Wachstumsfaktors und bestimmt vor allem in oligotrophen und mesotrophen Gewässern die Höhe der Biomasseproduktion (Klapper, 1992).

In der Natur kommt Phosphor als gelöster anorganischer (DIP) und gelöster organischer Phosphor (DOP) vor. Dieser kann unmittelbar von Pflanzen aufgenommen werden und stellt in der Regel den größten Teil der

Phosphorverbindungen dar. Natürlich vorkommende gelöste organische Phosphorverbindungen in Gewässern sind Abbauprodukte von Biomasse, zumeist hochmolekulare Ester der Phosphorsäure. Partikulärer organischer Phosphor (POP) dagegen ist im Wasser in Organismen und im Detritus gebunden oder an Schwebstoffen bzw. Sediment absorbiert. Der Gesamtphosphor (TP) ist die Summe aus gelöstem und partikulärem Phosphor und wird in einer unfiltrierten Wasserprobe gemessen.

Natürliche Phosphorquellen, wie verwitterte Gesteine, beinhalten nur eine sehr geringe Phosphormenge. Belastete Oberflächengewässer weisen jedoch meist eine höhere Konzentration an Phosphor auf, welche unter anderem durch die Einleitung von Abwässern oder den diffusen Oberflächenabfluss von Düngemittelrückständen hervorgerufen wird (Maniak, 1997).

Heute sind über 70% des in der Hydrosphäre befindlichen Phosphors anthropogenen Ursprungs (Maniak, 1997). Diese übermäßige Erhöhung der Versorgung von Gewässern mit Pflanzennährstoffen durch anthropogene Aktivitäten und die dadurch gesteigerte Biomasseproduktion treibt die Eutrophierung voran und bedeutet eine Störung des biologischen Gleichgewichtes (Klapper, 1992).

1.3 Stickstoff

Nach dem Phosphor spielt Stickstoff die wichtigste Rolle als Makronährstoff und Ausgangsgröße für die Biomasseproduktion in Gewässern. Auch Stickstoff liegt in verschiedenen Verbindungsformen vor. Neben dem molekularen Stickstoff (N_2) kommen anorganische gelöste Verbindungen als Ammonium (NH_4), Nitrat (NO_3), Nitrit (NO_2) und Ammoniak (NH_3) sowie weitere stickstoffhaltige organische gelöste und partikuläre Verbindungen, z.B. Aminosäuren, Amine, Nucleotide und Proteine, vor. Die Summe aller Komponenten bezeichnet man auch hier als Gesamtstickstoff (TN), welcher in einer unfiltrierten Wasserprobe gemessen wird (Klapper, 1992).

Der Stickstoffkreislauf ist zur Atmosphäre hin offen und kann über die Wasser-Luft-Grenzfläche Stickstoff austauschen. Somit ist die Atmosphäre auch die größte Stickstoffquelle für aquatische Systeme. Anthropogene Stickstoffquellen sind vor allem Düngemittelrückstände, Verkehr, Tierhaltung, aber auch Abwässer (Maniak, 1997).

Im Projekt NITROLIMIT I (2011 - 2013) wurde gezeigt, dass das Wachstum der Algenbiomasse in fast der Hälfte der Seen der Norddeutschen Tiefebene durch Stickstoff begrenzt wird. Im Fall von N-Reduktion kann der Mangel an gelösten anorganischen Stickstoffverbindungen (DIN) teilweise durch Verwendung organischer N-Verbindungen (DON) durch das Phytoplankton oder durch Stickstofffixierung nostocaler Cyanobakterien kompensiert werden. Außerdem kann durch Nitratmangel die Phosphorrücklösung aus dem Sediment gesteigert werden. Basierend auf den derzeitigen Ergebnissen wird empfohlen, bei der Planung von Gewässersanierungs- und Restaurierungsstrategien nicht nur die Minderung von Phosphor, sondern auch von Stickstoff zu berücksichtigen (Wiedner, 2014).

2. Untersuchungsgebiet

Die Storkower Seenkette liegt südöstlich von Berlin im Landkreis Oder-Spree in Brandenburg. Entstanden ist die Storkower Seenkette während des Brandenburger Stadiums der Weichselkaltzeit und befindet sich südlich des Berliner Urstromtals (Nixdorf, et al., 1995). Sie beginnt am Nordende des Storkower Sees, wo dieser vom Wendisch Rietzer Fließ gespeist wird, umfasst in ihrem Verlauf den Stahnsdorfer See, die Großschauener Seenkette, den Wolziger See und entwässert schließlich hinter dem Langen See in die Dahme (Abbildung 1). Daraus ergibt sich für die Storkower Seenkette ein Einzugsgebiet von 395 km² (Rücker, et al., 2003).

Die seit 1993 in der Region Storkower Seenkette laufenden Untersuchungen des Lehrstuhls Gewässerschutz haben gezeigt, dass die Sanierungen im Einzugsgebiet, die vor allem auf eine Verbesserung der Abwasserbehandlung gezielt haben, zwar zu einer deutlichen Verbesserung der Wasserqualität in allen Gewässern geführt haben, die Seen jedoch noch nicht den von der EU-Wasserrahmenrichtlinie geforderten guten ökologischen Zustand erreichen. (Nixdorf, et al., 2009). Entscheidend für die Beurteilung der Nährstoffbelastung der Storkower Seenkette ist, dass das Gebiet zum Einen in einem landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebiet liegt und deshalb mit diffusen Nährstoffeinträgen zu rechnen ist und zum Anderen, dass oberhalb des Wolziger Sees das Abwasser aus den drei Kläranlagen, Storkow, Wolzig und Friedersdorf, mit insgesamt 24 319 Einwohnerequivalenten (EWG) eingeleitet werden. Die Kläranlage Storkow, welche in das Rieploser Fließ oberhalb des Stahnsdorfer Sees entwässert, ist mit 22 202 EWG die größte Kläranlage des Einzugsgebietes (EZG) und macht vermutlich den größten Teil des punktuellen Stoffeintrages aus. Die Kläranlage Wolzig mit 467 EWG und die Kläranlage Friedersdorf mit 1650 EWG nehmen vermutlich nur eine untergeordnete Rolle ein (LUGV, 2015).

In der nachfolgenden Abbildung 1 ist das Untersuchungsgebiet mit den ausgewählten Messstellen und den Einleitstellen der kommunalen Kläranlagen dargestellt.

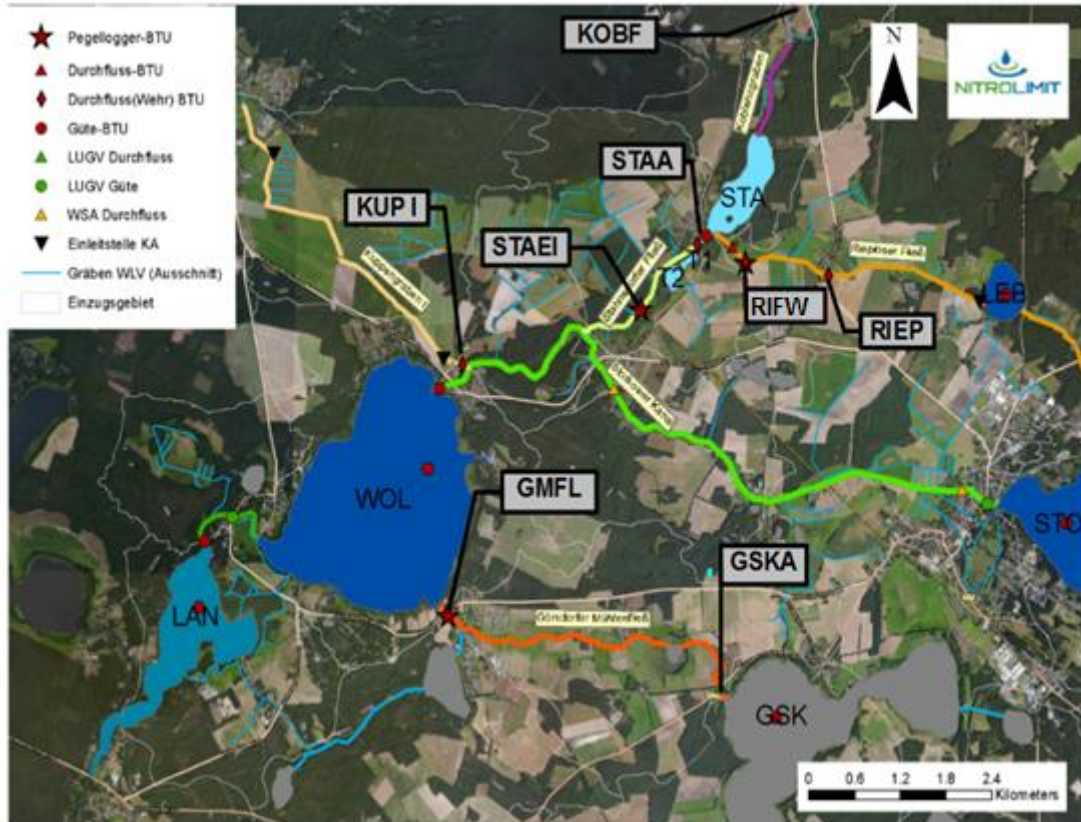


Abb. 1: Lage und Bezeichnung der Messstellen im Untersuchungsgebiet Storkower Seenkette.

Aus Abbildung 1 geht hervor, dass der Stahnsdorfer See im Norden vom Koblenzgraben (Messstelle KOBF) und im Osten vom Rieplöser Fließ (Messstelle RIEP und RIKO) gespeist wird. Vor der oberen Messstellen „RIEP“ am Rieplöser Fließ befindet sich die Einleitstelle der Kläranlage Storkow. Vom Stahnsdorfer See fließt das Stahnsdorfer Fließ (Messstelle STAA und STAEI), in den Storkower Kanal, welcher den Storkower See mit dem Wolziger See verbindet. Kurz vor der Mündung des Storkower Kanals in den Wolziger See, mündet der Kuppengraben I (Messstelle KUP I) in den Storkower Kanal, an dem sich die Einleitstellen der kommunalen Kläranlagen Wolzig und Friedersdorf befinden. Darüber hinaus erhält der Wolziger See Zufluss über das Görsdorfer Mühlenfließ von der Großschauener Seenkette und entwässert schließlich nach dem Langen See in die Dahme.

2.1 Messstellen

Die Tabelle 1 beschreibt die Lage sowie die Koordinaten der einzelnen Messstellen. Darüber hinaus kann man ihr entnehmen, mit welchem der unter Kapitel 3.2 erläuterten Verfahren der Durchfluss ermittelt wurde.

Tab. 1: Übersicht der Messstellen und Informationen zu Lage und Art der Durchflussmessung.

Abkürzung	Name/Lage	Koordinaten	Methode der Durchflussmessung
KOBF	Koblenzgraben – nahe der alten Försterei	E: 424882 N: 5796235	FlowTracker
RIEP	Rieploser Fließ – im Ortsteil Rieplos	E: 425351 N: 5792860	nach Poleni (Bollrich, 2000)
RIFW	Rieploser Fließ – Wehr oberhalb der Mündung in den Stahnsdorfer See	E: 425351 N: 5792860	nach Poleni (Bollrich, 2000)
RIKO	Rieploser Fließ – Koppel oberhalb der Mündung in den Stahnsdorfer See	E: 424120 N: 5793169	FlowTracker
STAA	Stahnsdorfer See – Ablauf	E: 423625 N: 5793225	nach Poleni (Bollrich, 2000) – Daten unvollständig
STAEI	Stahnsdorfer Fließ – Eisenbahnbrücke in Kummersdorf	E: 422833 N: 5792490	FlowTracker, Pegellogger
KUPI	Kuppengraben I – kurz oberhalb der Mündung den Storkower Kanal	E: 420561 N: 5791801	nach Poleni (Bollrich, 2000)
GSKA	Großschauener Sennkette – Ablauf an der Fischerei Köllnitz	E: 423936 N: 5787984	FlowTracker
GMFL	Görsdorfer Mühlenfließ – an der Straßenbrücke in Görsdorf	E: 420326 N: 5788872	FlowTracker, Pegellogger

2.1.1 Messstelle Rieploser Fließ (RIEP)

Das Rieploser Fließ verbindet den Lebbiner See mit dem Stahnsdorfer See und hat eine Länge von 3,88 km. Darüber hinaus zählt der oberhalb des Lebbiner Sees liegende Hirschluchgraben zum Rieploser Fließ und bildet somit eine Gesamtlänge von 6,3km (Google-Maps, 2016). Die auf Abbildung 2 dargestellte Messstelle RIEP befindet sich an einem Wehr im Ortsteil Rieplos.

Die anliegenden Flächen entlang des Rieploser Fließes werden stark landwirtschaftlich genutzt. Während des Probenahmezeitraums wurde im oberen Bereich des Fließes Maisanbau betrieben und im unteren Bereich grenzten mehrere Weideflächen an das Rieploser Fließ. Über die Sommermonate erschwerte das starke Schilf- und Wasserpflanzenwachstum die Durchführung der Messungen an diesem Wehr. Wie auf Abbildung 3 zu sehen ist, war das Makrophytenwachstum so stark, dass der Wasserfluss gebremst wurde und zeitweise sogar zum Verstopfen des Wehres führte. Durch die Landwirte wurde infolge dessen das Wehr in unregelmäßigen Abständen von den angeschwemmten Pflanzenresten befreit, was zu Abfluss- und Pegelschwankungen führte.

Die Abbildung 3 zeigt die Einlaufstelle des Klärwerks Storkow, welches unterhalb des Lebbiner Sees in das Rieploser Fließ entwässert. Die Kläranlage liefert laut OEWA einen Abfluss von durchschnittlich 41 L s^{-1} (OEWA, 2015). Der Bereich des Zulaufes ist im Sommer gut mit unterschiedlichen Makrophyten bewachsen, was bedeuten könnte, dass das Abwasser keinen negativen Einfluss auf das Pflanzenwachstum hat.



Abb. 2 und 3: links: Messstelle RIEP am Rieploser Fließ im Frühjahr; rechts: Einlaufstelle des Klärwerks Storkow in das Rieploser Fließ (Wasser- und Abwasserzweckverband "Scharmützelsee Storkow/Mark").

2.1.2 Messstelle Rieploser Fließ - Wehr (RIFW)

Die Messstelle RIFW befindet sich weiter unterhalb am Rieploser Fließ, kurz vor der Mündung in den Stahnsdorfer See. Die Durchflussmenge an dieser Messstelle wurde mithilfe der Formel nach Poleni (Bollrich, 2000) aus der Überfallhöhe am dortigen Wehr berechnet (Abbildung 4).

Etwa 50m unterhalb des Wehres, befand sich die Messstelle RIKO. An diesem Standort wurde die Durchflussmenge per Ultraschallmessung mit dem FlowTracker gemessen. Die ebene Gewässersohle, das Ausbleiben von Störquellen und die gleichmäßige Verteilung des Durchflusses über die gesamte Profildbreite ließen eine hohe Qualität der Messergebnisse erhoffen.

Jedoch erhöhte der bewirtschaftende Angelsportverein ab dem 28.05.2015 den Pegelstand des Stahnsdorfer Sees durch Anstauen des Ablaufes, was einen Rückstau des Durchflusses bis in das Rieploser Fließ zur Folge hatte. Dieser anthropogene Eingriff hatte Auswirkungen auf die Wasserstands-Durchfluss-Beziehung an dieser Messstelle, sodass die Messstelle RIKO im Verlauf dieser Arbeit nicht weiter betrachtet wird.



Abb. 4: Messstelle RIFW am Rieploser Fließ.

2.1.3 Messstelle Koblenzgraben – Försterei (KOBF)

Die Messstelle KOBF befindet sich nahe der Försterei nördlich von Alt Stahnsdorf am Koblenzgraben. Der Koblenzgraben, welcher aus einer Vereinigung von Koblenzgraben und dem Markgrafpiesker Hauptgraben entstanden ist, speist den Stahnsdorfer See vom Norden her. Die Durchflussmenge wurde mit Hilfe des FlowTrackers bestimmt. Die Abbildung 5 zeigt die von Störquellen befreite Messstelle am Koblenzgraben. Zum Ende der Messperiode kam es auch hier zu einem Rückstau aus dem Stahnsdorfer See, was die Durchflussmessungen erschwerte.



Abb. 5: Messstelle KOBF am Koblenzgraben.

2.1.4 Messstelle Stahnsdorfer See - Ablauf (STAA)

Die Messstelle STAA befindet sich an der alten Mühle in Alt Stahnsdorf, direkt am Ablauf des Stahnsdorfer Sees (Abbildung 6). Hier wurde eine Schwelle auf der Gewässersohle eingebracht, welche eine glatte Überfallkante bildet und so die Anwendung der Methode zur Durchflussberechnung nach Poleni (Bollrich, 2000) erlaubt. Über das Stahnsdorfer Fließ entwässert der Stahnsdorfer See in den Storkower Kanal und weiter in den Wolziger See. Während der Messperiode wurde die Überfallschwelle vom örtlichen Anglerverein erhöht, um den Wasserstand im See zu erhöhen. Wie man der Abbildung 7 entnehmen kann, floss das Wasser nach diesem Eingriff nur noch an einer Seite über die Schwelle oder zeitweise auch gar nicht mehr. Darüber hinaus floss eine undefinierbare Menge Wasser durch Lücken und Löcher der Konstruktion, sodass eine genaue Bestimmung des Abflusses an dieser Messstelle nicht mehr möglich war. Aufgrund dieser Problematik wird die Messstelle STAA im weiteren Verlauf nicht weiter betrachtet.



Abb. 6 und 7: links: Messstelle STAA am Ablauf des Stahnsdorfer Sees vor der Erhöhung der Schwelle; rechts: Erhöhung der Sohlschwelle zum Anstauen des Stahnsdorfer Sees ab dem 28.05.2015.

2.1.5 Messstelle Stahnsdorfer Fließ – Eisenbahnbrücke (STAEI)

Etwas weiter stromab an der Eisenbahnbrücke Kummersdorf am Stahnsdorfer Fließ befindet sich die auf Abbildung 8 dargestellte Messstelle STAEI. Die Durchflussmenge wurde hier via Ultraschallmessung mit dem FlowTracker gemessen. Die Messstelle STAEI liegt auf freier Fließstrecke und war zu keiner Zeit von Rückstausituationen betroffen und lieferte aufgrund der ebenen Gewässersohle sehr gute Messergebnisse. Auch das geringe Aufkommen von Makrophyten, durch die dauerhafte Beschattung der Bäume während der Sommermonate hatte hier keine negativen Auswirkungen auf die Durchflussmessung.

Zusätzlich wurde an der Messstelle STAEI ein Dauerpegellogger installiert. Dieser Pegellogger zeichnete kontinuierlich (im 1-h-Takt) den Wasserstand auf und diente zur Aufstellung der Wasserstands-Durchfluss-Beziehung.



Abb. 8: Messstelle STAEI am Stahnsdorfer Fließ an der Eisenbahnbrücke in Kummersdorf.

2.1.6 Messstelle Großschauener Seenkette – Ablauf (GSKA)

Die Großschauener Seenkette ist eine Kette von sechs Flachseen. Diese liegen im 1057 ha großen gleichnamigen Naturschutzgebiet, welches der Heinz-Sielmann-Stiftung gehört (Sielmann-Stiftung, 2015). Die Großschauener Seenkette entwässert über das Köllnitzer Fließ in den Grunewaldsee und dann weiter über das Görtdorfer Mühlenfließ in den Wolziger See. In der Abbildung 9 ist die Messstelle GSKA auf dem Hof der Fischereigenossenschaft Köllnitz e.G. zu sehen. Hier wurde die Durchflussmenge mit dem FlowTracker bestimmt.



Abb. 9: Messstelle GSKA am Ablauf der Großschauener Seenkette auf dem Gelände der Fischerei Köllnitz e.G.

2.1.7 Messstelle Görsdorfer Mühlenfließ (GMFL)

Die Messstelle GMFL befindet sich an einer Straßenbrücke in Görsdorf (Abbildung 10), an der die Straße (L391) das Görsdorfer Mühlenfließ kreuzt. Über das Görsdorfer Mühlenfließ entwässert die Großschauener Seenkette in den Wolziger See, wobei der Wasserlauf erst ab dem Grunewaldsee den Namen Mühlenfließ trägt. An dieser Messstelle wurde die Durchflussmenge via Ultraschallmessung mittels FlowTracker bestimmt und der Wasserstand dauerhaft mit einem Pegellogger aufgezeichnet. Aufgrund von Rückstau des Durchflusses aus dem Wolziger See in das Görsdorfer Mühlenfließ stand der Wasserstand in keinem Zusammenhang mit dem Durchfluss. Deshalb ließ sich für diese Messstelle keine Wasserstands-Durchfluss-Beziehung aufstellen.



Abb. 10: Messstelle GMFL am Görsdorfer Mühlenfließ kurz vor der Mündung in den Wolziger See.

2.1.8 Messstelle Kuppengraben I (KUPI)

Die Messstelle KUPI, Abbildung 11, liegt am Kuppengraben in Wolzig, an welchem sich auch die kommunalen Kläranlagen Wolzig und Friedersdorf befinden. Er hat eine Länge von circa 4 km (Brandenburgviewer, 2016) und mündet oberhalb des Wolziger Sees in den Storkower Kanal. Die angrenzenden Flächen werden landwirtschaftlich genutzt. Die Durchflussmenge wurde hier mit der Formel von Poleni aus dem Überfall berechnet. Jedoch war die Durchflussmenge im Beobachtungszeitraum zu gering, um einen stetigen Fluss zu erzeugen. Durch Verdunstung und Versickerung wurde die Wassermenge so stark verringert, dass vom 28.05.2015 bis zum 23.10.2015 kein Durchfluss bestimmt werden konnte (Abbildung 12). Auch das massive Schilf- und Wasserpflanzenwachstum hat den Durchfluss beeinträchtigt und die Probenahme der Wasserproben für die Konzentrationsmessung erschwert.

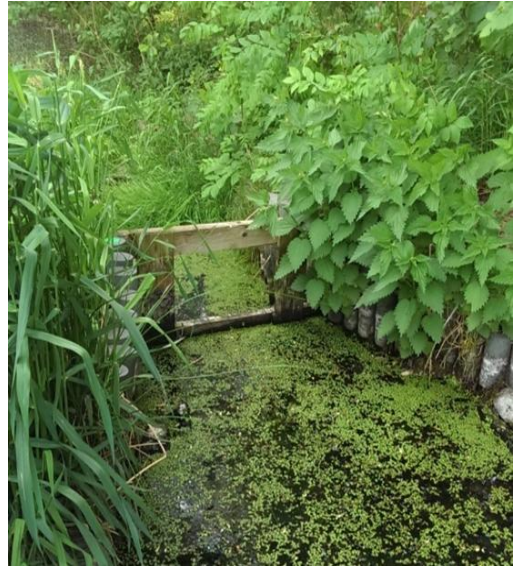


Abb. 11 und 12: links: Messstelle KUPI am Kuppengraben kurz vor der Mündung in den Storkower Kanal im Frühjahr; rechts: Wehr am Kuppengraben I ohne Abfluss während der Sommermonate.

3. Material und Methoden

3.1 Probenahme

Die Entnahme von Wasserproben (Abbildung 13) erfolgte parallel zu den Durchflussmessungen im Zeitraum vom 02.02.2015 bis zum 12.11.2015 14-tägig. Als Vorbereitung zur Probenahme wurden am Morgen des jeweiligen Probenahmetages PE-Weithalsflaschen entsprechend etikettiert, um Verwechslungen der Proben später ausschließen zu können. Darüber hinaus wurde in den Weithalsflaschen zur Konservierung der späteren Probe 1 ml Schwefelsäure (H_2SO_4) mit einer Konzentration von $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ vorgelegt, um eine Veränderung der Analyten zwischen dem Zeitpunkt der Probenahme und dem Zeitpunkt der Analyse zu vermeiden. An allen acht Messstellen wurde mittels eines großen Becherglases Probenwasser aus der Mitte des Fließquerschnittes der Fließe entnommen. Aus diesem Becherglas wurden mittels eines Maßkolbens jeweils 100 ml Probenwasser abgemessen und für die spätere TP-Analyse und TN-Analyse in die angesäuerten PE-Weithalsflaschen abgefüllt. Die abgefüllten und konservierten Proben wurden zum Transport in einer Kühlbox gelagert und später am Lehrstuhl bis zur Analyse bei -18°C tiefgefroren.



Abb.13: Probenahmeverfahren zur Analyse der Phosphor- und Stickstoffkonzentration.

3.2 Durchflussmessung

Die für die Frachtberechnungen benötigten Durchflussmengen basieren auf Daten aus dem Studienprojekt „Durchflussmessungen in der Storkower Seenkette“ (Lehmann und Kretzschmar, 2015) und dem laufenden Studienprojekt von M. Fenske und A. Lühder. Mittels zweier unterschiedlicher Methoden wurden über den Zeitraum vom 02.02.2015 bis zum 09.12.2015 Durchflussmessungen an sieben Messstandorten im Einzugsgebiet durchgeführt. Aufgrund von unterschiedlichen örtlichen Bedingungen am jeweiligen Standort wurde jeweils eine der beiden Methoden ausgewählt. Wenn die Messstelle einen geraden Verlauf, eine saubere Gewässersohle und eine gleichmäßige Verteilung des Durchflusses über die gesamte Gewässerbreite auf, so wurde die Durchflussmenge via Ultraschallmessung mit dem FlowTracker gemessen. Waren diese Bedingungen nicht gegeben, wurden vorhandene Wehre genutzt und die Durchflussmenge mittels der Berechnungsformel von Poleni aus dem Überfall am Wehr berechnet (Bollrich, 2000).

3.2.1 FlowTracker

An fünf der sieben Messstellen wurden die Durchflussmessungen mit dem FlowTracker durchgeführt (siehe Tabelle 1).

Der FlowTracker ist ein Ultraschallmessgerät, welches den Durchfluss anhand der Bewegungsgeschwindigkeit der Schwebstoffe im Wasser bestimmt (SonTek/YSI, 2009). Die nachfolgende Abbildung 14 zeigt den FlowTracker mit dem Bediengerät und der Sonde.



Abb. 14: FlowTracker, links: Bediengerät; rechts: Messsonde.

Die Ableitung des Durchflusses ist möglich unter der Voraussetzung, dass sich die Schwebstoffe im Wasser entsprechend der Fließgeschwindigkeit des Wassers bewegen.

Der „FlowTracker“ von SonTek misst den Durchfluss eines Gewässerquerschnittes nach dem Ultraschall-dopplerprinzip. Dabei wird hochfrequenter Schall mit einer definierten Frequenz ausgesendet, welcher dann auf die im Wasser mitgeführten Schwebstoffe trifft, von diesen Schwebstoffen reflektiert und mit veränderter Frequenz zur Sonde zurückgeworfen wird (Doppler-Verschiebung). Die verursachte Frequenzverschiebung ist dann ein Maß für die Geschwindigkeit der im Wasser

befindlichen Partikel (Frequenzverschiebung ist proportional zur Geschwindigkeit der Partikel) und damit auch für die Geschwindigkeit des fließenden Wassers (SonTek/YSI, 2009).

Die Abflussmessungen mit dem FlowTracker erfolgten in diesem Fall, nach dem in Abbildung 15 dargestelltem Mid-Section-Verfahren, welches in der DIN ISO 748 (1997) und 9196 (1992) beschrieben wird (SonTek/YSI, 2009).

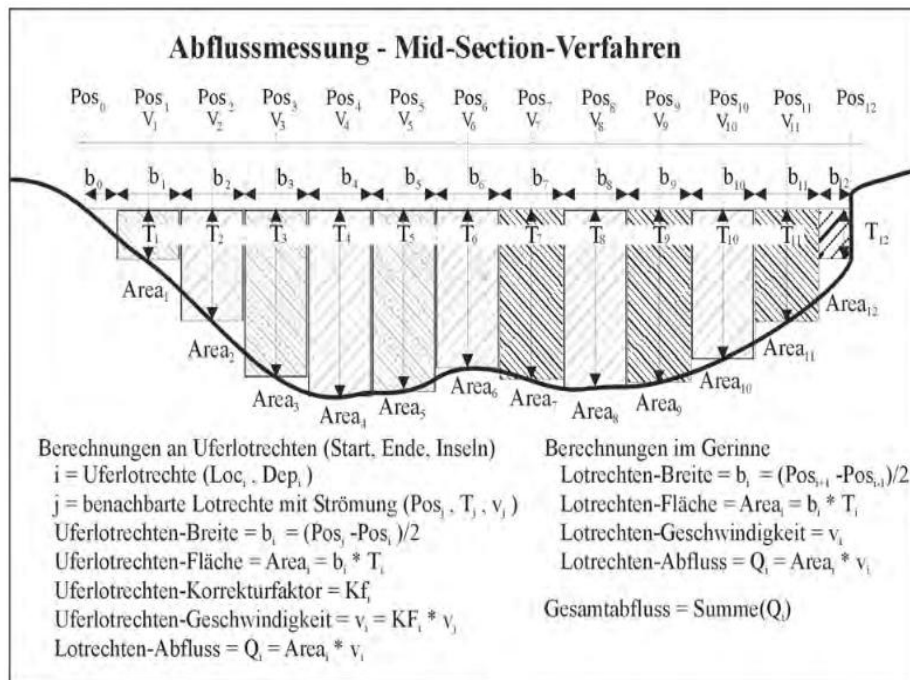


Abb. 15: Schematische Darstellung der Abflussmessung mittels Mid-Section-Verfahren nach DIN ISO 748 (DIN, 1997; SonTek/YSI, 2009).

Nach dem Mid-Section-Verfahren wird der Gewässerquerschnitt in Abschnitte definierter Breite unterteilt (b_1, b_2, b_3 etc.) und die Tiefe mittig der jeweiligen Abschnitte gemessen. Multipliziert ergeben dann die Breite b_i und Tiefe T_i des jeweiligen Abschnittes die Lotrechten-Fläche nach der Formel $A_i = b_i * T_i$. Innerhalb jeder einzelnen Lotrechten-Fläche wird dann die durchschnittliche Geschwindigkeit v_i durch mehrere Punktmessungen mit dem FlowTracker ermittelt und mit der Lotrechten-Fläche multipliziert. Über die Formel $Q_i = v_i * A_i$ erhält man dann den durchschnittlichen Durchfluss für die jeweilige Lotsenrechte. Der Gesamtabfluss des Gewässerquerschnitts ergibt sich schließlich durch Summation aller gemessenen Teildurchflüsse Q_i .

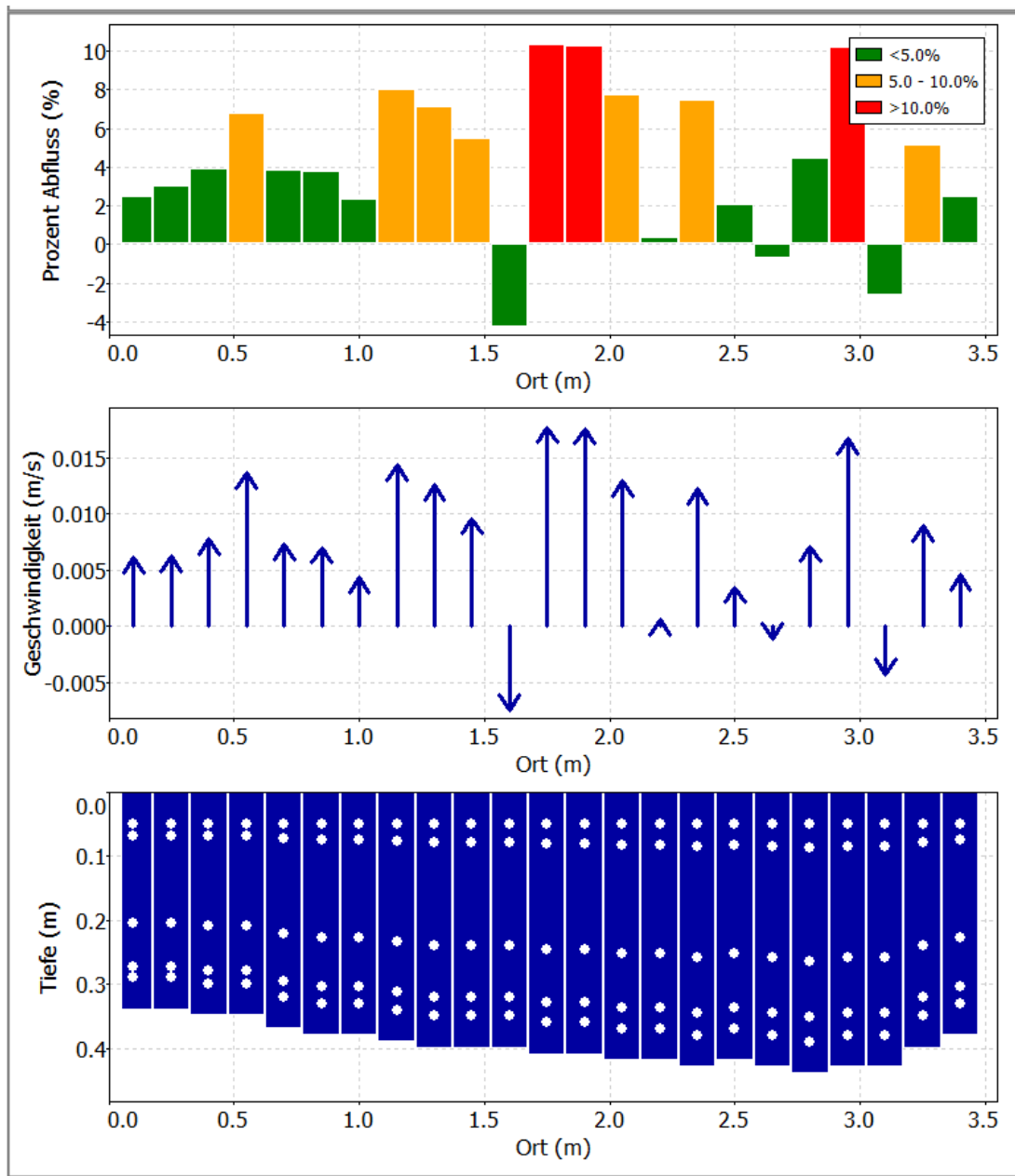


Abb. 16: Beispiel der graphischen Darstellung der Durchflussdaten mittels FlowTracker-Software.

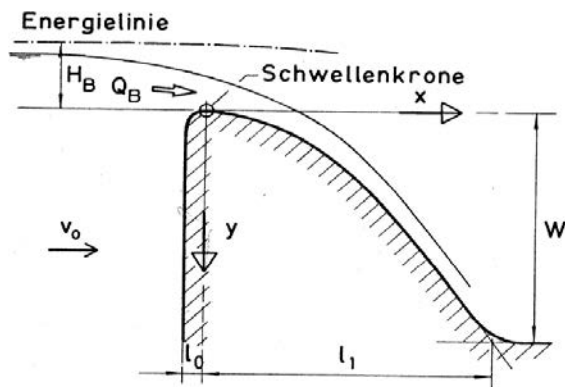
Über das Bediengerät können unterschiedliche Qualitätsparameter eingestellt werden. Bei einer Überschreitung der vorab eingestellten Grenzwerte warnt das Gerät, und die Messung kann wiederholt werden. So ermöglicht der FlowTracker eine genaue und bedienerfreundliche Messung. In Abbildung 16 ist ein Ausschnitt aus der graphischen Darstellung der Abflussdaten mittels FlowTracker-Software dargestellt. Auf dem oberen Bild ist die Messgenauigkeit des Abflusses in Prozent für jede Lotsenrechte angegeben. Anhand der Farbgebung lässt sich auf einen Blick erkennen, wie hoch die Messgenauigkeit war. Das mittlere Bild zeigt die Geschwindigkeitshöhe und auch -richtung für jede Lotsenrechte. Das untere Bild stellt die gemessene Tiefe für jede Lotsenrechte und die Anzahl sowie die Tiefe der einzelnen Punktmessungen dar.

3.2.2 Abflussberechnung nach Poleni

Wenn es aufgrund der örtlichen Standortbedingungen nicht möglich war, mit dem FlowTracker zu arbeiten, wurde die Durchflussmenge mit Hilfe von vorhandenen Wehren bestimmt. Dazu wurde die Berechnungsformel für den vollkommenden Überfall nach Poleni angewendet (Bollrich, 2000). Zur Anwendung dieser Formel muss ein Messwehr mit definierter Breite und Überfallkante gegeben sein, an welchem die Überfallhöhe H_B des Wassers mithilfe der in Abbildung 17 zu sehenden Überfallmessscheibe gemessen wird. Die Messscheibe wurde so konstruiert, dass die Überfallhöhe des Wassers in einem Abstand von 30 cm zur Überfallkante an einer Skala abgelesen werden konnte. Die Abbildung 18 stellt schematisch ein Messwehr einschließlich der Formel zur Durchflussberechnung nach Poleni dar. Der Durchfluss Q_B wird durch den Überfallbeiwert μ , die Wehrbreite b , die Fallgeschwindigkeit g und die Überfallhöhe H_B berechnet. Bei allen verwendeten Wehren handelte es sich um Wehre mit einem vollkommenden Überfall und einer scharfkantigen schmalkronigen Überfallkrone. Ein vollkommener Überfall ist dann gegeben, wenn das Oberwasser in einem ungebremsten schießenden Abfluss rückstaufrei in das Unterwasser übergeht. Für diese Art von Überfallkanten ist ein Überfallbeiwert μ von 0,5 gegeben (Bollrich, 2000).



Abb. 17: Überfallmessscheibe zur Berechnung des Durchflusses mit der Berechnungsformel nach Poleni (Bollrich, 2000).



Bemessungsabfluss Q_B – Abflussleistung (POLENI):

$$Q_B = \frac{2}{3} \cdot \mu \cdot b \cdot \sqrt{2g} \cdot H_B^{\frac{3}{2}}$$

mit μ - Überfallbeiwert ($\mu \approx 0,75$ für vollkommenen Überfall)

b - Wehrbreite

v_0 - mittlere Zuflussgeschwindigkeit ($v_0 \approx 0$)

Abb. 18: Schematische Darstellung eines Messwehres einschließlich der Formel zur Durchflussberechnung nach Poleni (Bollrich, 2000).

Anzumerken ist jedoch, dass keine Messwehre im Sinne von exakten bzw. idealen Wehren (klar definierter Überfallbeiwert, undurchlässig, ebene Überfallkante) zur Verfügung standen, sondern nur Wehre die dem Aufstau des Wassers für landwirtschaftliche Zwecke dienten und Mängel hinsichtlich der Messgenauigkeit aufwiesen (unebene Überfallkante, undicht, nicht immer klar definierter Überfallbeiwert).

3.2.3 Wasserstandsmessung

Parallel zu den Durchflussmessungen mit dem FlowTracker wurden an den entsprechenden Messstellen die Wasserstände an eigens dafür angebrachten Markierungen abgelesen. In Verbindung mit den gemessenen Durchflüssen mittels FlowTracker ließen sich daraus Wasserstands-Durchfluss-Beziehungen erstellen. Zusätzlich wurden an zwei Messstellen im EZG kontinuierliche Wasserstandsmessungen durchgeführt. Diese sollten dazu dienen, zeitlich hoch aufgelöste (1-h-Takt) Durchflusswerte ohne großen Zeitaufwand ermitteln zu können. Dazu wurden vor Beginn des Messzeitraums Pegellogger des Typs MDS3A-Insider von Seba Hydrometrie GmbH (Abbildung 19) eingebracht und regelmäßig ausgelesen. Am 10.07.2015 wurden diese Pegellogger durch andere vom Typ CTD-Diver von der Firma Schlumpberger Water Services (Abbildung 20) ausgetauscht.

Die Wasserstands-Durchfluss-Beziehung dient dazu, aus den Wasserstands- und Pegelloggerdaten die Durchflüsse zu berechnen. Dazu wurden die Tagesmittelwerte der stündlichen Wasserstandsmessung gebildet. Somit ließ sich für jeden anderen Tag mit einer Wasserstandsmessung der Durchfluss berechnen.

Im Rahmen des Studienprojekts „Durchflussmessungen in der Storkower Seenkette“ (Lehmann und Kretzschmar, 2015) standen jeweils ein Pegellogger am Görtdorfer Mühlenfließ (GMFL) und einer am Stahnsdorfer Fließ, an der Eisenbahnbrücke in Kummersdorf (STAEI) zur Verfügung. Aufgrund von Rückstau kam es in den Sommermonaten zu einem Anstieg des Wasserstandes im Görtdorfer Mühlenfließ, sodass für diesen Zeitraum die Wasserstandsdaten des Pegelloggers nicht für die Durchflussberechnung verwendet werden konnten, weshalb im weiteren Verlauf dieser Arbeit nur der Pegellogger an der Messstelle STAEI betrachtet wird.



Abb. 19 und 20: links: Pegellogger MDS3A-Insider von Seba Hydrometrie GmbH im Stahnsdorfer Fließ (STAEI); rechts: Pegellogger CTD-Diver von Schlumpberger Water Services vor dem Einsetzen in das Stahnsdorfer Fließ.

3.3 Nährstoffanalyse

3.3.1 Probenvorbereitung

Die fixierten Wasserproben wurden nach der Probenahme im Institut eingefroren und gesammelt, da sich eine Analyse der Nährstoffe erst ab einer größeren Probenanzahl lohnt. Vor der Analyse wurden die benötigten Proben sortiert und im Wasserbad langsam aufgetaut.

Nach dem Auftauen wurden die Proben homogenisiert. Dieser Vorgang ist nötig, um mögliche Schwebstoffe und Ablagerungen in der Probe zu zerkleinern und eine möglichst partikelarme homogene Flüssigkeit zu erzeugen.

Zunächst kamen die Probeflaschen für 10 min in ein Ultraschallbad (Transsonic Digital, Elma Schmidbauer GmbH Singen), um Ablagerungen an den Wänden der Flaschen zu lösen. Daraufhin wurden die Proben 10 min auf höchster Stufe (etwa $19\ 000\ \text{U min}^{-1}$) homogenisiert. Die Abbildung 21 zeigt den dafür verwendeten Polytron PT 1200 E vom Hersteller Kinematica AG Luzern. Nach jeder Probe wurde das Gerät gründlich mit Reinstwasser gespült und 1 min in einer Reinigungslösung aus Reinstwasser und 15 Tropfen Brij (Polyalkylenglycolether) betrieben. Nach diesem Reinigungsdurchlauf wurde das Gerät nochmals mit Reinstwasser gespült und eine weitere Minute in Reinstwasser betrieben. Erst nach diesen beiden Arbeitsgängen wurde die nächste Probe mit dem Gerät homogenisiert. Die gründliche Reinigung des Homogenisators verhindert das Verschleppen von Bestandteilen der vorhergehenden Probe.



Abb. 21: Verwendetes Gerät zum Homogenisieren der Proben (PT 1200 E von Polytron).

3.3.2 TP-Analyse

Die Bestimmung von Gesamtphosphor erfolgte nach der Oxidation von Peroxodisulfat, nach der DIN EN ISO 6878 (DIN, 2004). Nach dem Aufschluss wurde das gelöste Orthophosphat bei einer Wellenlänge von 880nm photometrisch mit dem Specord 200 Plus von Analytik Jena gemessen (Abbildung 22). Je Probe wurden drei Parallelen der homogenisierten Probe aufgeschlossen und photometrisch bestimmt.



Abb. 22: Verwendetes Photometer, Specord 200 Plus von Analytik Jena, zur Gesamtphosphoranalyse.

Aufschluss

Ein Aufschluss dient dazu, schwerlösliche Stoffe in eine säure- oder wasserlösliche Verbindung zu überführen, um diese z.B. mit dem Photometer messen zu können. Dabei werden je nach gesuchtem Stoff bzw. Stoffgruppe unterschiedliche Aufschlussmittel verwendet. Bei dieser Methode wird ein Natrium-Peroxodisulfat-Aufschluss verwendet.

Dazu wurden 2,4 ml einer Natriumperoxodisulfat-Lösung (4,404 g $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ pro 100 ml) in gereinigten autoklavierbaren Glasröhrchen vorgelegt und mit 16 ml der angesäuerten und homogenisierten Probe aufgefüllt. Proben mit sehr hohen Nährstoffkonzentrationen wurden vor dem Aufschluss im Autoklaven 1:2 oder 1:3 mit Reinstwasser verdünnt.

Die verschlossenen Glasröhrchen wurden 2h bei 120°C (Programm 11) autoklaviert. Die Abbildung 23 zeigt den verwendeten Autoklaven LABOKLAV 55-M der Firma Steriltechnik AG.



Abb. 23: Für TP-Aufschluss verwendeter Autoklav LABOKLAV 55-M der Firma Steriltechnik AG.

Kalibrierung

Die Kalibrierung dient zur Bestimmung der Konzentrationen anhand einer Eichkurve aus vorab gemessenen bekannten Konzentrationen. Dazu wird eine Phosphat-Stammlösung mit einer Konzentration von 1000 mg L^{-1} auf fünf Messstandards verdünnt. Mit Hilfe der Messstandards wurde die Kalibrierkurve erstellt, um die unterschiedlichen Extinktionen der späteren Proben einer präzisen Konzentration zuordnen zu können. Die Konzentration der Standards für die verwendete Kalibrierung wurde in diesem Fall wie folgt gewählt:

Standard 1:	$0,0 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$
Standard 2:	$100,0 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$
Standard 3:	$200,0 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$
Standard 4:	$300,0 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$
Standard 5:	$400,0 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$
Standard 6:	$500,0 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$

Die Messstandards wurden genau wie die Proben mit H_2SO_4 angesäuert und aufgeschlossen.

Messung

Nach dem Abkühlen der Glasröhrchen im Wasserbad, wurden den Proben erst 0,8 ml Ascorbinsäure (10 g pro 100 ml) zugegeben und 30 sec darauf 0,8 ml der sauren Molybdat-Lösung. Die Molybdatlösung ist im Kühlschrank bis zu zwei Monate haltbar und wurde wie folgt hergestellt:

- 3,25 g Ammoniumheptamolybdat-Tetrahydrat in 25 ml Reinstwasser
- 17,5 ml Reinstwasser mit 57,5 ml Schwefelsäure II mischen
- 0,0875 g Kaliumantimon-(III)-oxidtartrat in 25 ml Reinstwasser

Das gesamte Volumen dieser Teillösungen wurde vereinigt und unter Schwenken des Kolbens abgekühlt. Nach der Zugabe der beiden Reagenzien wurde das Glasröhrchen wieder verschlossen und geschüttelt. Nach einer Wartezeit von 15 min wurde die Extinktion der Probe bei einer Wellenlänge von 880 nm in einer 1 cm Küvette gemessen. Den gemessenen Extinktionen wurden anhand der Kalibrierkurve die Konzentrationswerte zugeordnet (DIN, 2004).

3.3.3 TN-Analyse

Die Bestimmung von TN erfolgte mit einem Fließinjektionsanalysenautomaten mit Aufschlusseinheit FIA compact, des Herstellers MLE GmbH Dresden (Abbildung 24) nach DIN EN ISO 13395 (DIN, 1996).



Abb. 24: Verwendete FIA compact von MLE GmbH Dresden zur Gesamtstickstoffanalyse.

Die Fließinjektionsanalyse ist ein photometrisches Analyseverfahren zur Untersuchung und Bestimmung unterschiedlicher Analytenkonzentrationen. Das verwendete Gerät ist vielseitig einsetzbar, da verschiedene Messmethoden darauf installiert werden können.

Die FIA basiert auf der Injektion der Probe in einen fließenden Trägerstrom. Dadurch kommt es zur Dispersion der Analyten, wodurch ein definiertes Konzentrationsprofil entsteht. Bei diesem Prozess fördert die FIA benötigte Träger- und Reagenzlösungen eigenständig in den benötigten Volumina. Auch der photometrische Detektor zur Messung der Extinktionen ist in der FIA verbaut und wird ohne zusätzliches Zutun des Anwenders betätigt. Anhand einer vorab erstellten Kalibrierkurve lassen sich dann die Konzentrationen der Analyten bestimmen (Quelle: HU Berlin, 2015).

Die Proben für die TN-Bestimmung wurden wie die TP-Proben bei der Probenahme angesäuert und homogenisiert. Bei einer sehr hohen Konzentration an TN wurden die Proben vor dem Aufschluss 1:2 oder 1:3 mit Reinstwasser verdünnt. Eine Analyse der Proben dauert circa 7,5 min und nach jeder zweiten Analyse musste ein Reinigungsdurchlauf (Reinstwasser anstelle einer Probe) durchgeführt werden. Durch den hohen Zeitaufwand war es nicht möglich, Mehrfachbestimmungen durchzuführen (Cammann, 2001).

3.4 Frachtberechnung

Zur Abschätzung der Nährstofffrachten L (kg d^{-1} bzw. t a^{-1}) an den unterschiedlichen Messstellen wurden zunächst die Tagesfrachten berechnet. Diese werden nach Gleichung 1 berechnet als Produkt aus dem Durchfluss Q (L s^{-1}) zu einem bestimmten Zeitpunkt (FlowTracker-Messwert bzw. Durchfluss aus dem am Wehr gemessen Überfall) und der parallel ermittelte Konzentration c ($\mu\text{g L}^{-1}$). Die Tagesfracht spiegelt somit den Zustand im Augenblick der Probenahme wieder.

Um die Frachten anschaulicher darzustellen und einen Vergleich der einzelnen Messstellen zu erleichtern, wurden die Jahresfrachten mit der Standardmethode nach LAWA berechnet (LAWA, 2003). Die Jahresfracht nach Standardmethode wird nach Gleichung 2, durch die Mittelwertbildung der Einzelmessungen und anschließende Hochrechnung aufs Jahr gebildet. Diese Methode beruht auf der Annahme, dass der Mittelwert der stichprobenartigen Einzelmessungen repräsentativ für das Jahr ist. Da für einige Messstellen aus dem Routineprogramm des Lehrstuhls Durchfluss- und Konzentrationsmessungen nicht immer am selben Tag durchgeführt werden konnten, wurden fehlende Durchflusswerte durch lineare Interpolation zwischen den Messtagen ergänzt.

Zusätzlich wurden die Jahresfrachten der Messstellen mit der Monatsmittelwertmethode nach Gleichung 3 berechnet. Dazu wurden alle Tagesfrachten, desselben Monats gemittelt und diese Mittelwerte addiert.

Darüber hinaus wurde für die Messstelle STAEI die abflusskorrigierte Standardmethode nach LAWA angewendet. Diese Methode berücksichtigt das Verhältnis des mittleren Jahresabflusses zu den Abflüssen der stichprobenhaft ermittelten Durchflüsse an den Messtagen. Werden die routinemäßigen Einzelproben zufällig immer während hoher bzw. niedriger Abflüsse genommen, können diese mit dem Korrekturfaktor an das Durchflussgeschehen des Messjahres angeglichen werden. Tageswerte für den Durchfluss wurden aus den Tagesmittelwerten des mit den Pegelloggern aufgezeichneten Wasserstandes mit Hilfe einer Wasserstands-Durchfluss-Beziehung berechnet (Kapitel 3.2.3).

Daraus wurde der mittlere Jahresabfluss (Q_{Jahr}) berechnet und der mittlere Durchfluss der Einzelproben (Q_{M}) nach Gleichung 4. Die abflusskorrigierte Jahresfracht ergibt sich dann nach Gleichung 5.

$$\text{Gleichung 1: } L_{\text{Tag}} = \frac{86400 * c_i * Q_i}{10^{-6}} \quad [\text{g d}^{-1}]$$

$$\text{Gleichung 2: } L_{\text{Standard}} = \frac{365 * 86400}{10^{-6}} * \frac{1}{N} \sum_{i=1}^n c(t_i) * Q(t_i) \quad [\text{t}]$$

$$\text{Gleichung 3: } L_{\text{Monat}} = \frac{1}{12} \sum_{12} (\sum_{i=1}^n Q_{\text{Monat}} * c_{\text{Monat}}) \quad [\text{t}]$$

Gleichung 4: $Q_M = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^n Q_i \text{ [m}^3 \text{ s}^{-1}\text{]}$

Gleichung 5: $L_{\text{Standard Q}} = L * \frac{Q_{\text{Jahr}}}{Q_M} \text{ [t]}$

4. Ergebnisse

4.1 Konzentrationen, Durchflüsse und Frachten 2015

4.1.1 Konzentrationen

Die folgenden Abbildungen 25 und 27 zeigen die Ergebnisse der Gesamtphosphor- und Gesamtstickstoff- Konzentrationsmessungen aller Messstellen in $\mu\text{g L}^{-1}$. Die Messstelle KUPI wird in den Abbildungen 26 und 28 gesondert dargestellt, da sich die TP- und TN-Konzentrationen dieser Messstelle stark von den Konzentrationen der anderen Messstellen unterschieden haben.

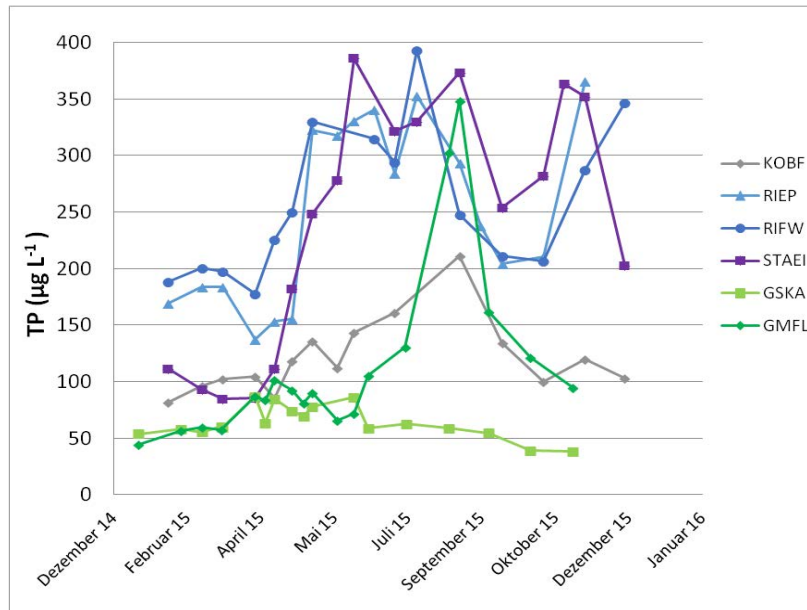


Abb. 25: Gesamtphosphor- (TP-) Konzentrationen der beprobten Messstellen (Abkürzungen siehe Tab. 1) von Januar – Dezember 2015.

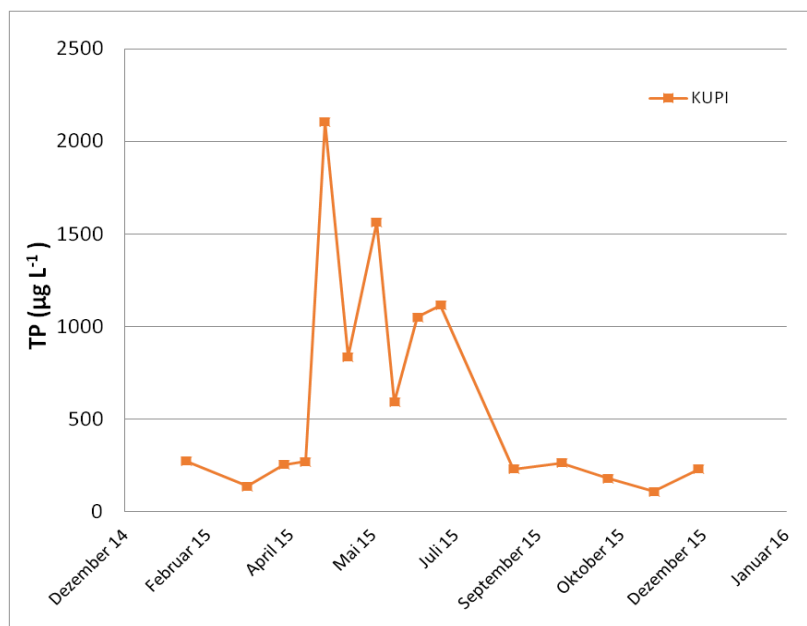


Abb. 26: Gesamtphosphor- (TP-) Konzentrationen der Messstelle Kuppengraben I (KUPI) von Januar – Dezember 2015.

Die TP-Konzentrationen der Messstellen RIEP, RIFW und STAEI ähneln sich sehr in ihrer Größenordnung und im Verlauf. Auffällig ist, dass die TP-Konzentrationen der Messstellen RIEP und RIFW zum Jahresende hin anstiegen, während die Konzentrationen an den anderen Messstellen abfielen. Die Konzentrationen der Messstelle KUPI waren deutlich höher als die der anderen Messstellen. Besonders zur Jahresmitte hin stieg die Konzentration stark an und bildete im Mittel einen Wert von $613,0 \mu\text{g L}^{-1}$. Die Messstelle mit den geringsten Konzentrationen war die Messstelle am Abfluss des Großschauener Sees (GSKA) mit einem Jahresmittelwert von $63,6 \mu\text{g L}^{-1}$. Diese befindet sich am selben Fließ wie die Messstelle GMFL. Am Anfang des Jahres waren die Konzentrationen an beiden Messstellen sehr ähnlich, ab dem Sommer aber unterschieden sich beide Messstellen jedoch zunehmend und die Messstelle GMFL erreichte im August einen sehr hohen Spitzenwert von $350 \mu\text{g L}^{-1}$ TP.

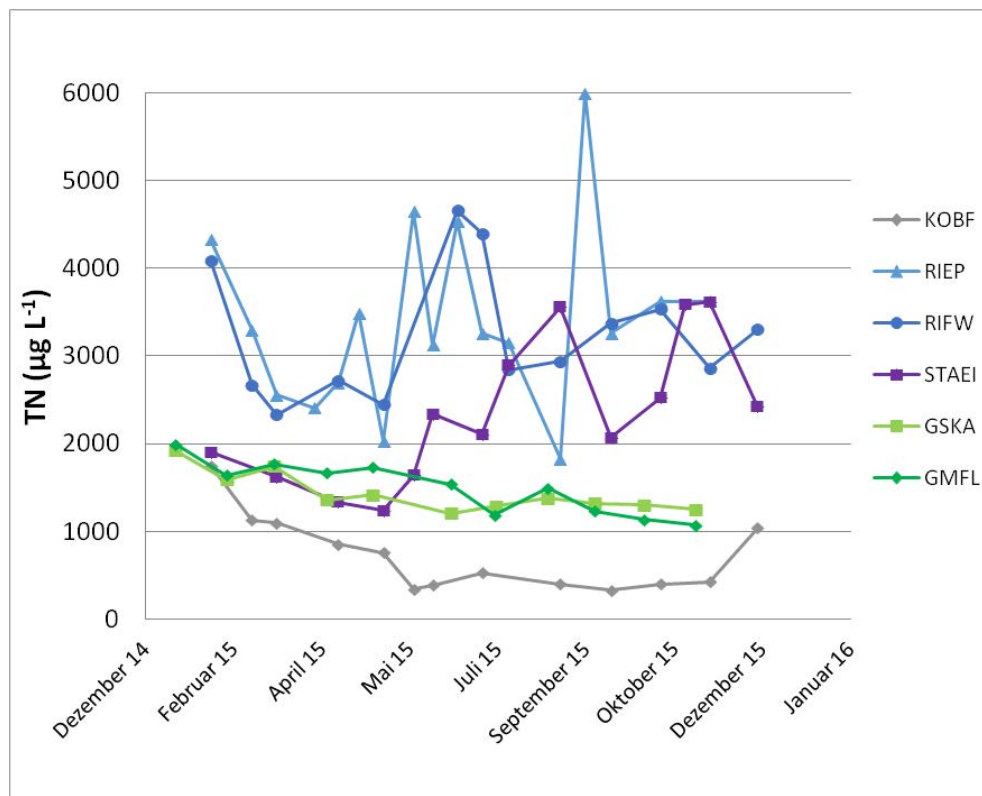


Abb. 27: Gesamtstickstoff- (TN-) Konzentrationen der beprobten Messstellen (Abkürzungen siehe Tab. 1) von Januar – Dezember 2015.

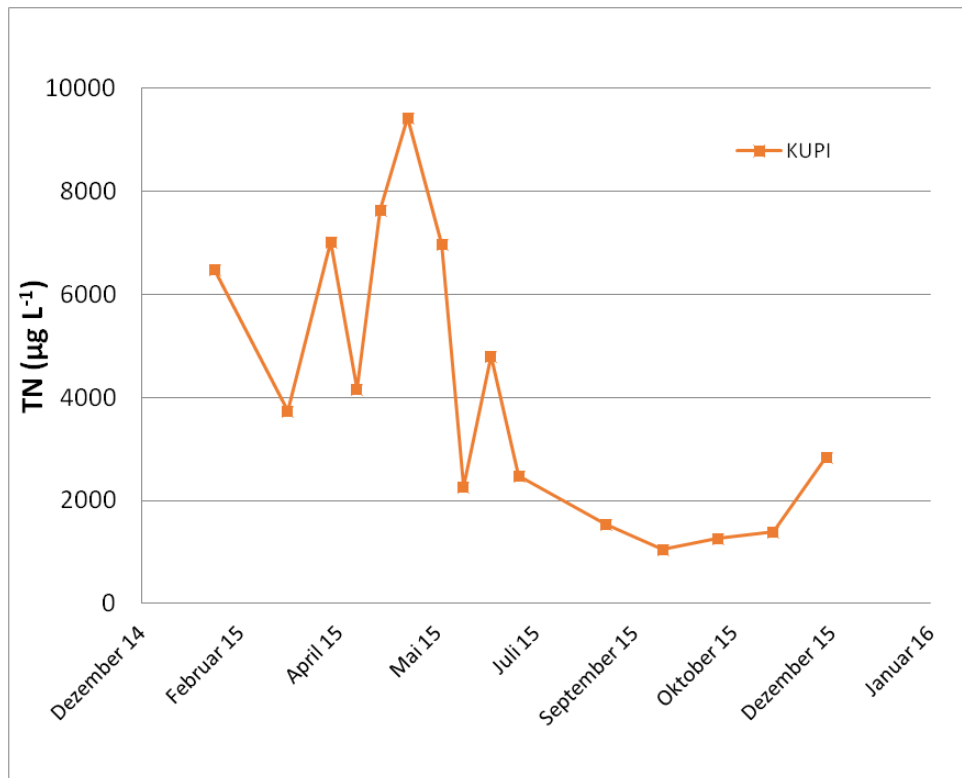


Abb. 28: Gesamtstickstoff- (TN-) Konzentrationen der Messstelle Kuppengraben I (KUPI) von Januar – Dezember 2015.

Auch beim Gesamtstickstoff zeigte die Messstelle KUPI mit einem Mittelwert von $4211 \mu\text{g L}^{-1}$ die höchsten Konzentrationen und die Messstellen GSKA (Mittelwert: $1433 \mu\text{g L}^{-1}$) und KOBF (Mittelwert: $726 \mu\text{g L}^{-1}$) die geringsten Konzentrationen. Ab Mai stieg die Konzentration an der Messstelle STAEI von rund $2000 \mu\text{g L}^{-1}$ kontinuierlich auf ähnlich hohe Werte wie sie im Rieploser Fließ gemessen wurden (rund $3000 \mu\text{g L}^{-1}$) an. Im Gegensatz dazu fiel die Konzentration an den Messstellen KOBF, GSKA und GMFL bis zum Jahresende ab.

4.1.2 Durchflüsse

Die folgenden Abbildungen 29 und 30 zeigen die mit dem FlowTracker gemessenen bzw. die aus den Überfallwerten berechneten Durchflüsse an den einzelnen Messstellen. In Abbildung 29 sind die drei Messstellen (GMFL, GSKA, STAEI) mit den höheren Durchflüssen dargestellt und in Abbildung 30 die vier Messstellen (KOBF, KUPI, RIEP, RIFW) mit den geringeren Durchflüssen.

Alle Durchflussganglinien zeigen unabhängig von der Durchflusshöhe einen ähnlichen Kurvenverlauf. Sie beginnen zum Jahresanfang auf einem hohen Niveau und fallen zur Jahresmitte stark ab. Zum Ende des Jahres stiegen die Durchflüsse an allen Messstellen wieder an.

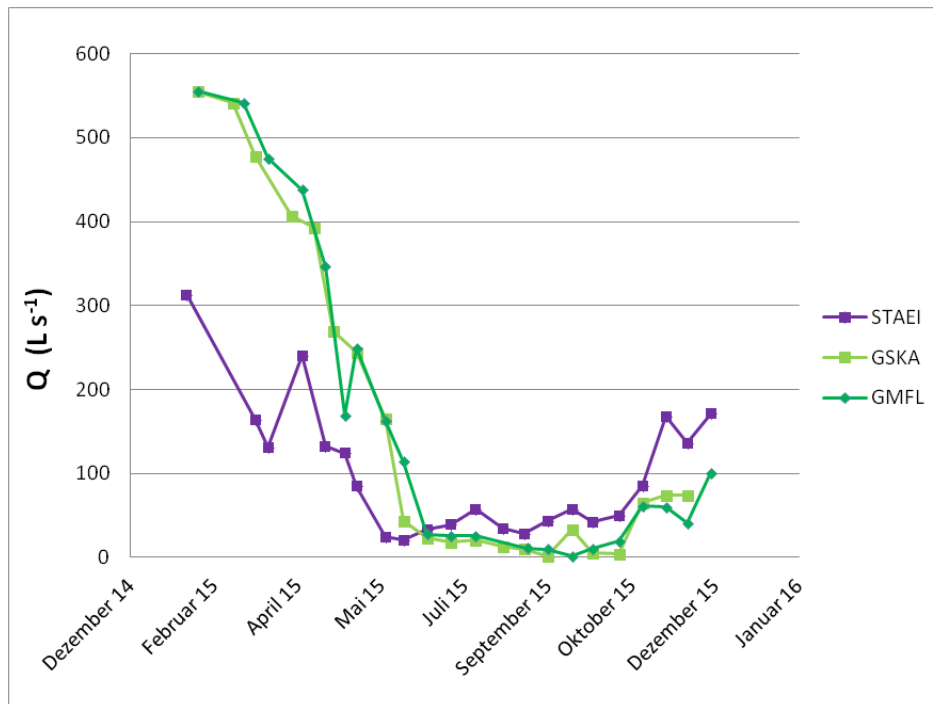


Abb. 29: Darstellung der gemessenen Durchflüsse (Q) der Messstellen GMFL, GSKA und STAEI (Abkürzungen siehe Tab. 1) von Januar – Dezember 2015.

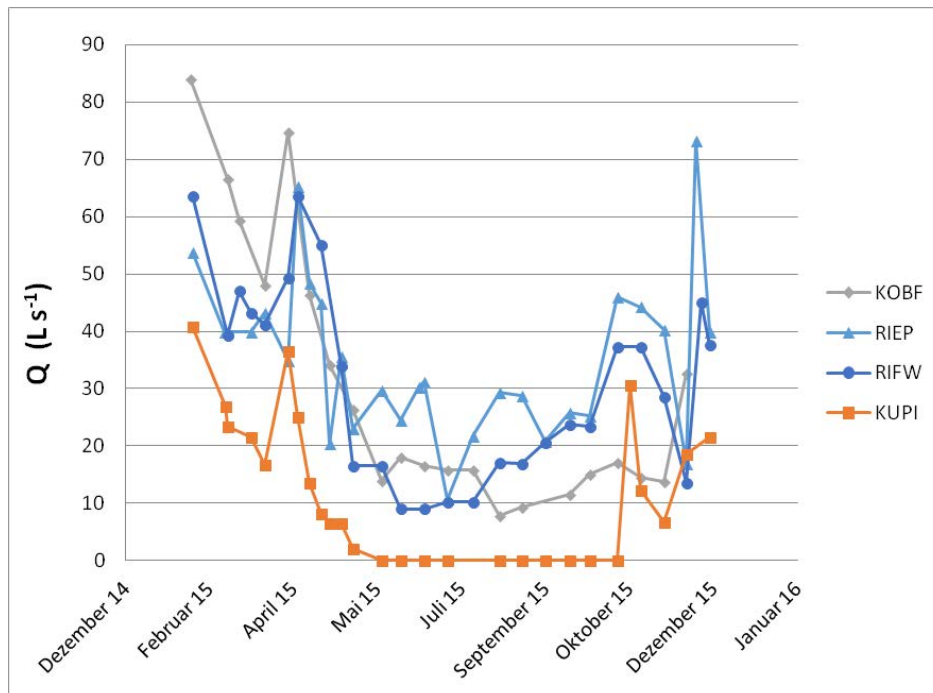


Abb. 30: Darstellung der gemessenen Durchflüsse (Q) der Messstellen KOBF, KUPI, RIEP und RIFW (Abkürzungen siehe Tab. 1) von Januar – Dezember 2015.

Die Messstellen GMFL und GSKA, welche sich am Görsdorfer Mühlenfließ befinden, hatten beide mit einem Jahresmittelwert von 164 L s^{-1} den höchsten Durchfluss aller betrachteten Stellen. Die Messstelle KUPI zeigte den geringsten Durchfluss aller betrachteten Messstellen. Der Jahresmittelwert des Durchflusses lag hier bei nur 12 L s^{-1} .

4.1.3 Frachtberechnung

Aus den in Kapitel 4.1 dargestellten TP- und TN-Konzentrationen in Verbindung mit den in Kapitel 4.2 dargestellten Durchflüssen konnten die Nährstofffrachten auf Tagesbasis berechnet werden. Wegen der unterschiedlichen Größe wurden Messstellen mit niedrigen Frachten in den Abbildungen 31 und 33 dargestellt, Messstellen mit hohen Frachten in den Abbildungen 32 und 34.

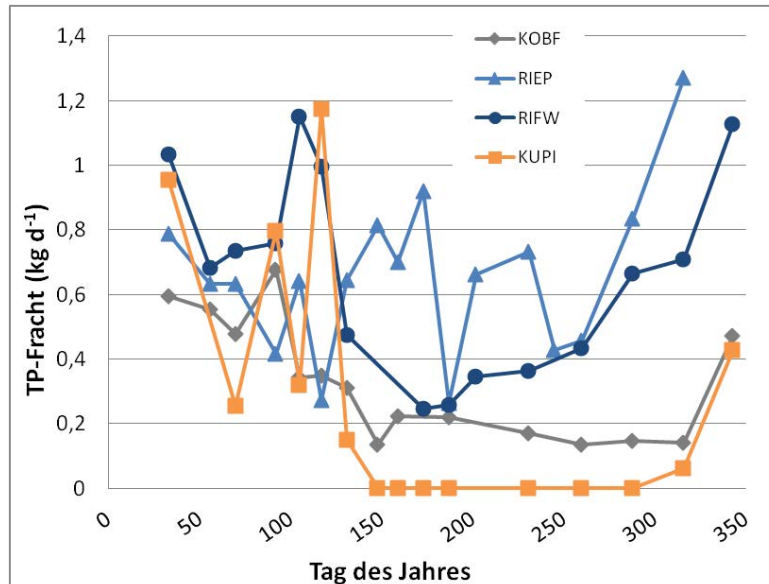


Abb. 31: Gesamtphosphor- (TP)-Frachten auf Tagesbasis für die Messstellen KOBF, RIEP, RIFW und KUPI (Abkürzungen siehe Tab. 1) von Januar – Dezember 2015.

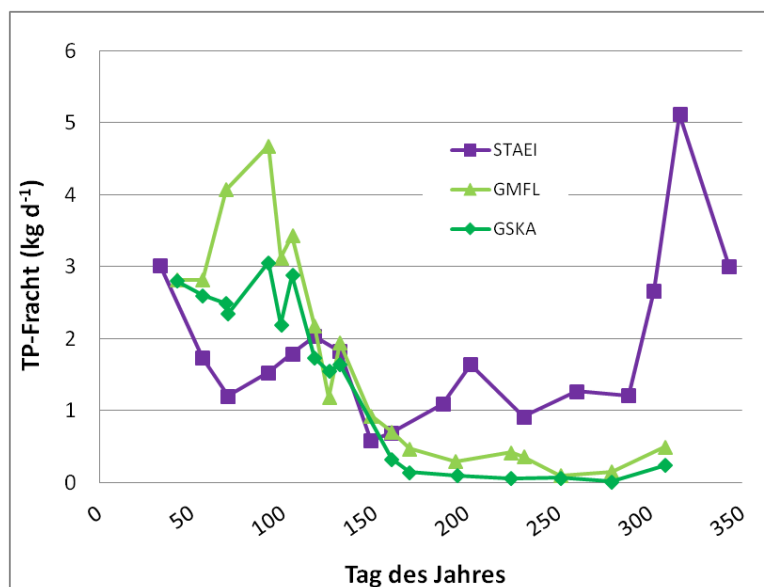


Abb. 32: Gesamtphosphor- (TP)-Frachten auf Tagesbasis für die Messstellen STAEI, GMFL und GSKA (Abkürzungen siehe Tab. 1) von Januar – Dezember 2015.

Außer an der Messstelle RIEP fielen alle TP-Frachten zur Jahresmitte hin ab und stiegen zum Jahresende hin wieder leicht an. Die drei Messstellen mit dem größten Durchfluss (STAEI, GMFL und GSKA) zeigten auch die größten TP-Frachten.

Trotz der hohen Konzentration fällt die Fracht der Messstelle KUPI über einen längeren Zeitraum zur Jahresmitte auf einen Wert von 0 kg d⁻¹, da in diesem Zeitraum kein Wasser geflossen ist. Diese Messstelle zeigte mit 0,3 kg d⁻¹ im Mittel die geringste TP-Fracht.

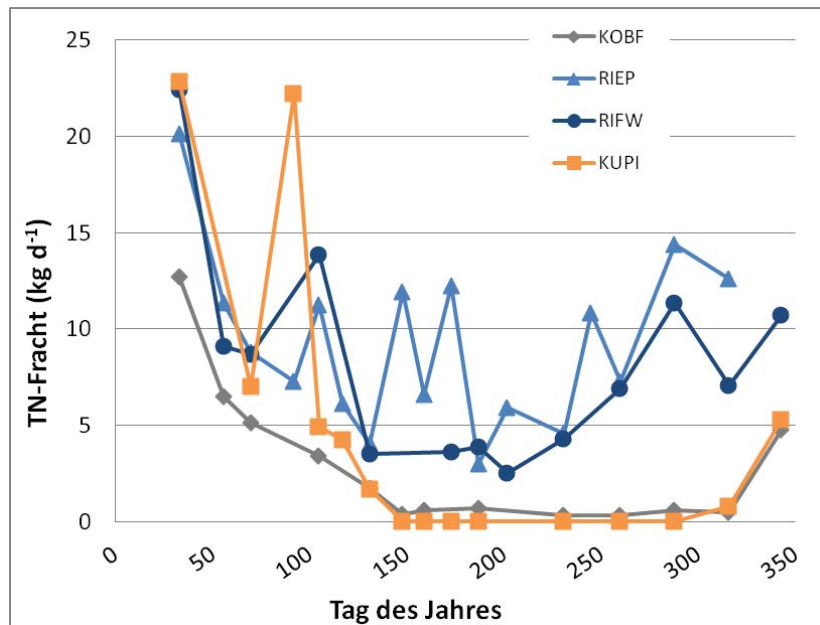


Abb. 33: Gesamtstickstoff- (TN)-Frachten auf Tagesbasis für die Messstellen KOBF, RIEP, RIFW und KUPI (Abkürzungen siehe Tab. 1) von Januar – Dezember 2015.

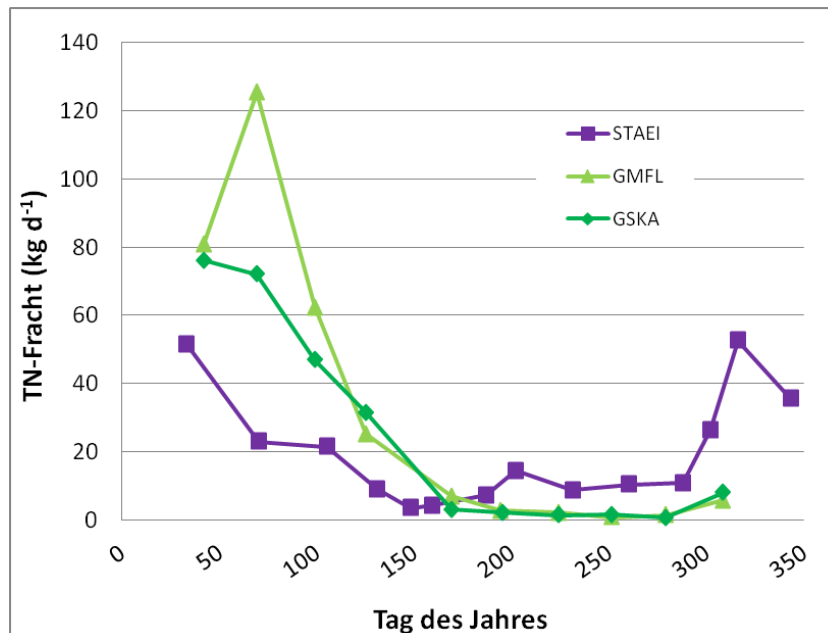


Abb. 34: Gesamtstickstoff- (TN)-Frachten auf Tagesbasis für die Messstellen STAEI, GMFL und GSKA (Abkürzungen siehe Tab. 1) von Januar – Dezember 2015.

Die TN-Frachten verhielten sich ähnlich wie die TP-Frachten. Bis auf die Fracht der Messstelle RIEP folgten auch hier alle dem Verlauf des Durchflusses, fielen zur Jahresmitte hin stark ab und stiegen zum Jahresende hin dann wieder an.

Zudem wurden für alle Messstellen die Jahresfrachten mit der Standardmethode (L_{Standard}) nach LAWA berechnet (LAWA, 2003). Die folgenden Abbildungen 35 und 36 zeigen die mit Gleichung 2 berechneten TP- und TN-Jahresfrachten.

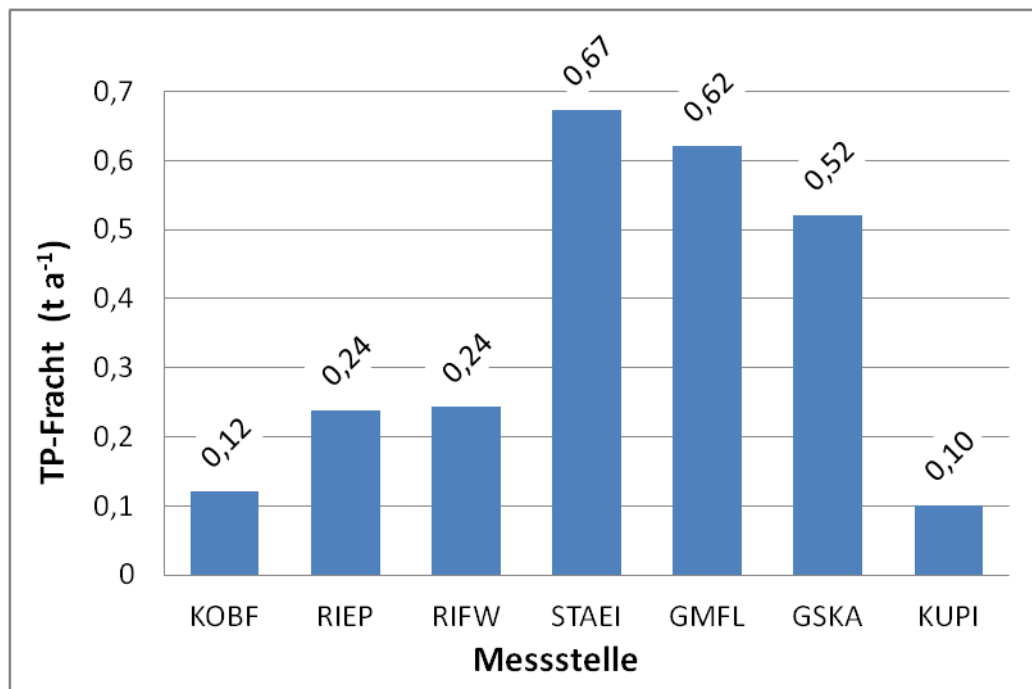


Abb. 35: Gesamtphosphor- (TP-) Jahresfrachten aller Messstellen (Abkürzungen siehe Tab. 1) mit der Standardmethode nach LAWA (LAWA, 2003) für das Jahr 2015 ermittelt.

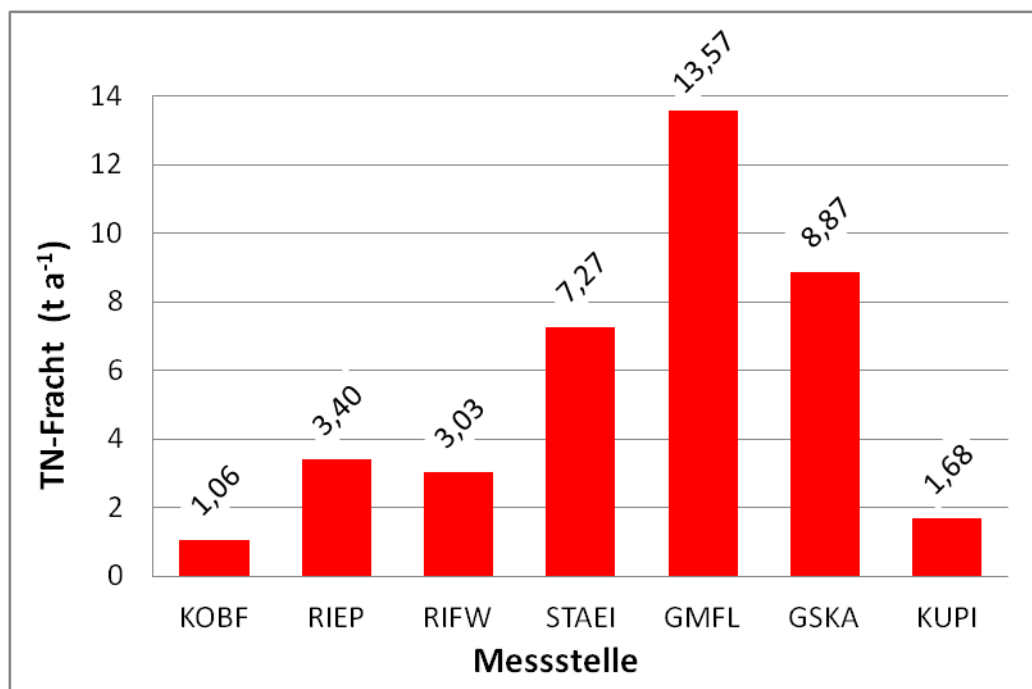


Abb. 36: Gesamtstickstoff- (TN-) Jahresfrachten aller Messstellen (Abkürzungen siehe Tab. 1) mit der Standardmethode nach LAWA (LAWA, 2003) für das Jahr 2015 ermittelt.

4.2 Vergleich der TP- und TN-Frachten der Messstelle STAEI

An der Messstelle STAEI wurden die TP- und TN- Frachten mit drei unterschiedlichen Berechnungsmethoden bestimmt. Die Grundidee der verschiedenen Frachtberechnungsverfahren war es, die Genauigkeit der Frachtschätzung dadurch zu verbessern, dass zusätzlich zu den als Punktmessung vorliegenden Konzentrations- und Abflusswerten auch die kontinuierlich gemessenen Durchflussganglinien herangezogen wurden (Petzoldt, et al., 2006). Die Voraussetzung der kontinuierlichen Durchflussdaten war nur an der Messstelle STAEI gegeben, da dort seit Februar 2015 ein Pegellogger installiert war, der stündlich den Wasserstand aufgezeichnet hat. Deshalb war ein Vergleich der verschiedenen Berechnungsmethoden der Jahresfracht nur an dieser Messstelle möglich.

4.2.1 Wasserstands-Durchfluss-Beziehung für die Messstelle STAEI

Für die Messstelle STAEI wurde auf Basis der manuellen Wasserstandsmessungen und der Einzelmessungen der Durchflüsse mit dem FlowTracker eine Wasserstands-Durchfluss-Beziehung aufgestellt.

Zur Kurvenanpassung wurde in diesem Fall eine quadratische Funktion gewählt, da diese, wie die Abbildung 37 zeigt, den Zusammenhang zwischen Wasserstand (W) und Durchfluss (Q) am besten beschreibt. Somit ergab sich für die Messstelle STAEI die Funktion: $Q = 0,9264 \cdot W^2 - 106,4 \cdot W + 3075,9$ mit einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,9469$.

Die mittlere Abweichung der Durchflüsse, welche mit der Wasserstands-Durchfluss-Beziehung berechnet wurden, zu den gemessenen Durchflüssen mit dem FlowTracker betrug 30,4 %.

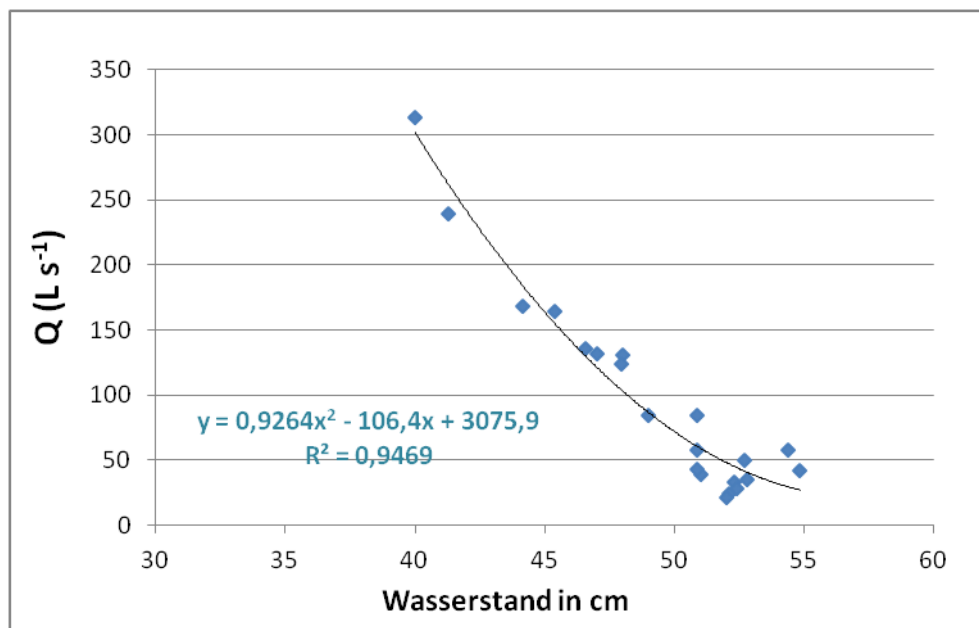


Abb. 37: Wasserstands-Durchfluss-Beziehung für die Messstelle STAEI auf Basis der Einzelmessungen von Durchfluss und Wasserstand im Jahr 2015.

4.2.2 Vergleich der mit verschiedenen Berechnungsmethoden ermittelten TP- und TN-Frachten

Die Abbildung 38 zeigt den Vergleich der Jahresfracht an der Messstelle STAEI bei Verwendung verschiedener Berechnungsmethoden.

Die Standardmethode (L_{Standard}) nach LAWA lieferte die höchsten Jahresfrachten im Vergleich zu den beiden anderen Methoden. Die TP-Fracht betrug 0,67 t Gesamtphosphor pro Jahr und die TN-Fracht betrug 7,3 t Gesamtstickstoff pro Jahr.

Die abflusskorrigierte Standardmethode ($L_{\text{Standard Q}}$) lieferte die geringsten Jahresfrachten. Die ermittelte TP-Fracht betrug 0,61 t Gesamtphosphor pro Jahr und die TN-Fracht betrug 6,6 t Gesamtstickstoff pro Jahr.

Die mit der Monatsmittelwertmethode (L_{Monat}) ermittelten Werte lagen mittig zwischen den Ergebnissen der anderen Methoden, wobei die Abweichung zur Monatsmittelwertmethode nur sehr gering war. Die TP-Fracht betrug 0,62 t Gesamtphosphor pro Jahr und die TN-Fracht betrug 6,6 t Gesamtstickstoff pro Jahr.

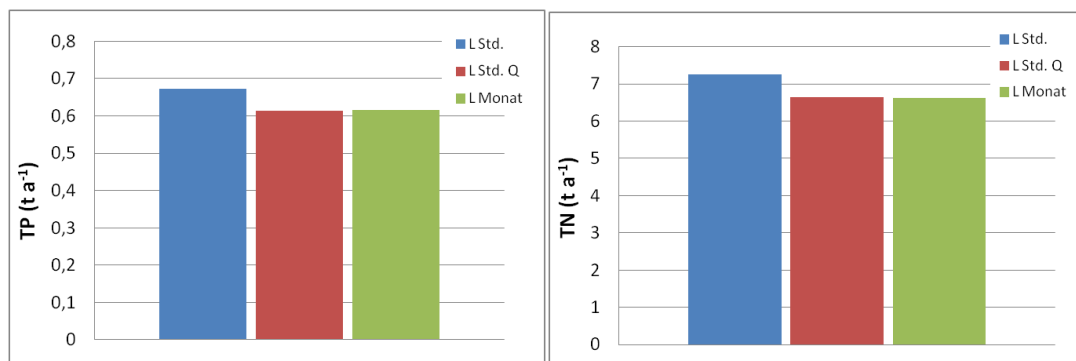


Abb. 38: Vergleich der, mit verschiedenen Berechnungsmethoden ermittelten, Gesamtphosphor- (TP-) und Gesamtstickstoff- (TN-) Jahresfracht für 2015 an der Messstelle STAEI ($L_{\text{Std.}}$ = Standardmethode; $L_{\text{Std. Q}}$ = abflusskorrigierte Standardmethode; L_{Monat} = Monatsmittelwertmethode).

Die Differenz zwischen den Jahresfrachten, welche mit der Standardmethode berechnet wurden und der, die mit der abflusskorrigierten Standardmethode berechnet wurden, lag bei TP= 0,059 $t a^{-1}$ und TN= 0,64 $t a^{-1}$ (9 %).

Die Werte, welche mit der Monatsmittelwertmethode berechnet wurden, lagen zwischen den Werten der beiden anderen genannten Methoden, jedoch betrug die prozentuale Abweichung ebenfalls 9 %. Die Differenz betrug hier bei der TP-Jahresfracht 0,058 $t a^{-1}$ und bei der TN-Jahresfracht 0,64 $t a^{-1}$ gegenüber den Werten der Standardmethode.

4.3 Auswirkungen der kommunalen Kläranlagen im Untersuchungsgebiet

4.3.1 Ablauffrachten der kommunalen Kläranlagen im Untersuchungsgebiet

Im EZG des Wolziger Sees befinden sich die drei Kläranlagen Storkow, Wolzig und Friedersdorf. Das von ihnen aufbereitete Abwasser und die darin enthaltenen Nährstoffe nehmen einen großen Teil der Nährstofffrachten in den jeweiligen Vorflutern ein. Die KA Storkow und Wolzig werden von der OEWA Wasser und Abwasser GmbH (OEWA, 2015) betrieben und die KA Friedersdorf wird von der Dahme-Nuthe, Wasser-, Abwasserbetriebsgesellschaft mbH (DNWAB) (DNWAB, 2016) betrieben. Angaben zur Einleitmenge und Nährstoffkonzentration der Kläranlagen wurden vom jeweiligen Betreiber eingeholt und können der Tabelle 2 entnommen werden. Da die Daten für 2015 noch nicht vollständig vorlagen, sind hier die Werte für 2014 angegeben. Die Jahr-zu-Jahr-Schwankungen sind jedoch nur gering, sodass die Werte auch für das Jahr 2015 repräsentativ sind.

Tabelle 2: Einwohnergleichwerte (EGW), Jahresmittelwerte von Abfluss, TP- und TN-Konzentration sowie TP- und TN-Jahresfrachten und TP- und TN-Jahresfracht je EGW der Kläranlagen Storkow, Friedersdorf und Wolzig des Jahres 2014 (DNWAB, 2016) (OEWA, 2015).

	KA Storkow	KA Friedersdorf	KA Wolzig
EGW	22202	1650	467
Ø Abfluss (L s⁻¹)	41,1	1,7	0,7
Ø TP-Konz. (mg L⁻¹)	0,30	2,25	0,61
Ø TN-Konz. (mg L⁻¹)	3,62	32,87	46,84
TP-Frachten (t a⁻¹)	0,36	0,12	0,01
TN-Frachten (t a⁻¹)	4,7	1,7	1,0
TP-Fracht pro EGW (kg a⁻¹)	0,016	0,073	0,021
TN-Fracht pro EGW (kg a⁻¹)	0,21	1,03	2,14

Die Tabelle 2 zeigt, dass die KA Storkow, welche in das Rieplöser Fließ entwässert die größte TP- und TN- Fracht emittierte. Die Ablaufkonzentrationen der Nährstoffe waren dort jedoch die niedrigsten, was durch die hohe Reinigungsleistung mittels zusätzlicher chemischer Reinigungsstufe der KA erreicht wurde.

In der folgenden Abbildung 39 sind die monatlichen Gesamtstickstofffrachten der Kläranlagen mit den Anteilen der verschiedenen N-Fractionen dargestellt.

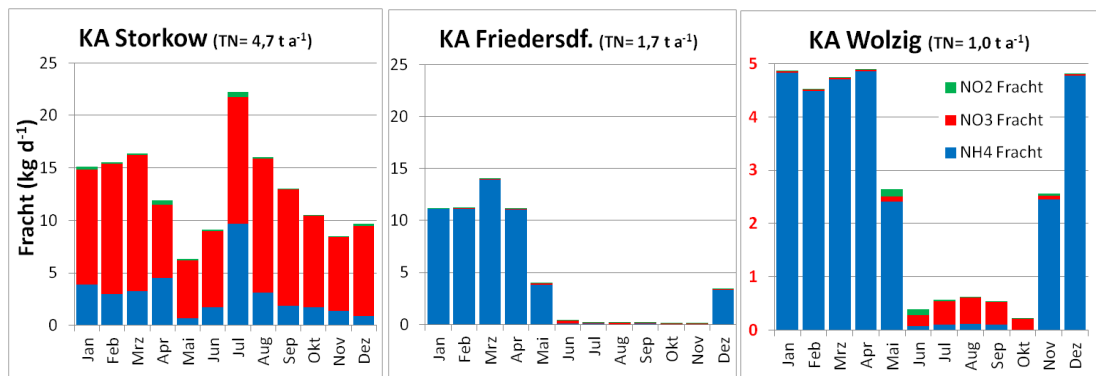


Abb. 39: Jahresgänge der emittierten Gesamtstickstofffracht der Kläranlagen (KA) Storkow, Friedersdorf und Wolzig mit den Anteilen der drei Fraktionen NH_4 , NO_3 und NO_2 im Jahr 2014. Beachte andere Skalierung bei Wolzig.

Die Abbildung 39 zeigt, dass die emittierten Stickstofffrachten der KA Storkow viel konstanter über das Jahr verteilt sind, als die der anderen KA. Außerdem emittiert die KA Storkow durch die nachgeschaltete Nitrifikationsanlage weniger Ammonium und dafür deutlich mehr Nitrat als die KA Friedersdorf und Wolzig. Diese emittieren vor allem in den kälteren Monaten November bis Mai hohe Ammoniumfrachten und nur sehr wenig Nitrat.

4.3.2 Entwicklung der Nährstoffkonzentrationen im Stahnsdorfer See

Seit Bestehen der Kläranlage Storkow im Jahr 1985 wurde das geklärte Abwasser in einer forstwirtschaftlichen Abwasserverwertungsfläche (Pappelanlage) versickert. Später befand sich die Einleitstelle der Kläranlage Storkow am Hirschluchgraben, oberhalb des Lebbiner Sees, welcher sich zu dieser Zeit in einem ähnlich schlechten Zustand, wie der Stahnsdorfer See heute, befand (Mathan, 1999). Zur Verbesserung der Wasserqualität wurde die Einleitstelle der KA im Jahr 2002 unterhalb des Lebbiner Sees, an die heutige Stelle versetzt (Bayer, 2004). Untersuchungen ergaben, dass der See seine Wasserqualität und seinen allgemeinen ökologischen Zustand daraufhin schnell verbessert hat. In den Jahren 1994 – 1997 hatte der Lebbiner See im Jahresmittel noch eine TP-Konzentration von $122 \mu\text{g L}^{-1}$ (Rücker, et al., 2003) und in den Jahren 2003 - 2008 konnte die TP-Konzentration auf $60 \mu\text{g L}^{-1}$ gesenkt werden (Nixdorf, et al., 2009).

Seit 2002 ist nun der Stahnsdorfer See der erste See, den das Klarwasser der KA Storkow nach Durchfließen des Rieplöser Fließes erreicht. Laut Trophieindex wird er derzeit als polytroph 2 eingestuft (Riedmüller, 2013). Deshalb wurden alle verfügbaren TP- und TN-Daten des Lehrstuhls analysiert, um zu untersuchen, ob es seit dem Veränderungen im Stahnsdorfer See gegeben hat. Der Lehrstuhl hat den See von 1999 bis 2003 etwa zwei- bis fünfmal pro Jahr untersucht, seit 2014, im Rahmen von NITROLIMIT II, intensiver.

Die Abbildung 40 zeigt einen ansteigenden Trend der Nährstoffkonzentrationen anhand der Jahresmittelwerte der Jahre 1999 bis 2015 (BTU, 2016).

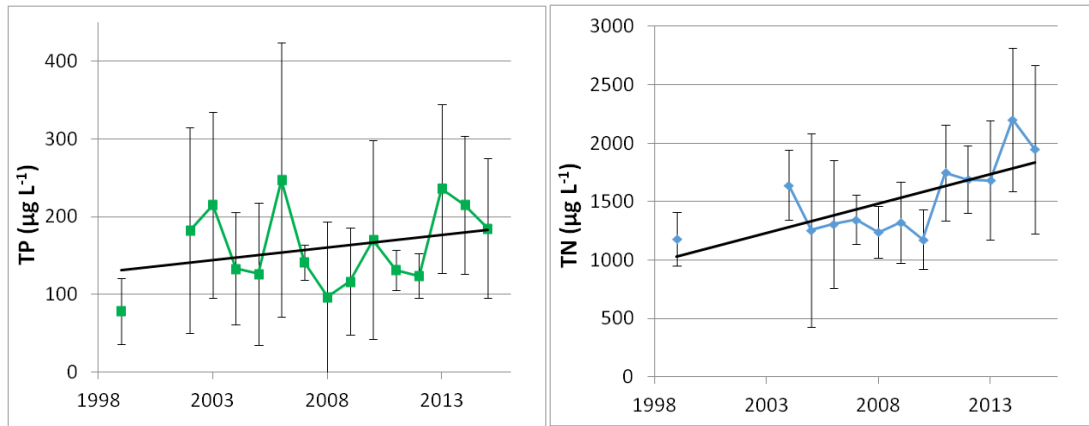


Abb. 40: Jahresmittelwerte der TP- und TN-Konzentration ($\mu\text{g L}^{-1}$) des Stahnsdorfer See der Jahre 1999 bis 2015.

4.4 Vergleich der LUGV-Kampagne 2011/2012 mit den Ergebnissen der Kampagne des Lehrstuhl Gewässerschutz 2015

In den folgenden Abbildungen werden die saisonalen Verläufe aus der LUGV-Kampagne 2011/2012 und die der vom Lehrstuhl Gewässerschutz durchgeführten Messkampagne aus dem Jahr 2015 verglichen. Da die Probenahmen des LUGV von Juni 2011 bis Mai 2012 stattfanden, spiegelte die ursprüngliche Datenreihe keinen durchgehenden Jahresverlauf wieder. Um die Daten mit der Messkampagne des Lehrstuhls Gewässerschutz 2015 vergleichen zu können, wurden diese nach dem „Tag des Jahres“ geordnet. In den Grafiken zeigt die Lücke in den Datenreihen des LUGV den Jahresumbruch von 2012 zu 2011 an. Die Jahresmittelwerte, Minima und Maxima von Konzentrationen, Durchflüssen und Frachten sind in Tabelle 3 zusammengefasst.

Tab. 3: Jahresmittelwerte, Minima und Maxima von Konzentrationen, Durchflüssen und Frachten an vier Messstellen aus der Messkampagne des LUGV von 2011/2012 und der Kampagne der BTU aus 2015 sowie die Messstelle WOLZ.

	Ø TP-Konz. (Min – Max) c ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Ø TN-Konz. (Min – Max) c ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Ø Durchflüsse (Min – Max) Q (L s^{-1})	Ø TP-Frachten (Min – Max) L (kg L^{-1})	Ø TN-Frachten (Min – Max) L (kg L^{-1})
KOBF LUGV	132,0 (79 – 253)	1025,7 (180 – 2000)	50 (13 – 235)	0,68 (0,14 – 5,14)	4,98 (0,50 – 34,5)
KOBF BTU	120,7 (81,8 – 211,6)	725,5 (329 – 1750)	31 (8 – 84)	0,32 (0,13 – 0,68)	2,79 (0,32 – 12,8)
RIEP LUGV	210,4 (78 – 328)	3769,7 (2000 – 7200)	36 (4 – 71)	0,63 (0,08 – 1,64)	11,69 (1,11 – 29,8)
RIEP BTU	249,7 (137,7 – 366)	3401,1 (1824 – 5992)	35 (11 – 73)	0,65 (0,26 – 1,27)	9,31 (3,02 – 20,1)
STAA LUGV	130,5 (87 – 204)	1716,5 (980 – 2500)	235 (64 – 469)	2,65 (0,56 – 5,69)	35,13 (7,60 – 81,0)
STAA BTU	159,3 (56,3 – 358,1)	1948,8 (841 – 3589)	99 (21 – 313)	0,64 (0,20 – 2,60)	8,88 (3,05 – 26,9)
GMFL LUGV	80,1 (49 – 125)	1640,9 (740 – 2200)	154 (8 – 480)	0,93 (0,05 – 2,94)	22,22 (1,31 – 67,4)
GMFL BTU	113,5 (44,2 – 347,9)	1494,7 (1068 – 1991)	164 (2 – 555)	1,35 (0,14 – 3,17)	28,26 (1,05 – 78,6)
WOLZ LUGV	94 (62 – 245)	1028,6 (735 – 1650)	915 (121 – 3470)	7,17 (1,22 – 23,9)	72,07 (11,24 – 152,1)
WOLZ BTU	113,1 (53,9 – 226,3)	1077,7 (741 – 1834)	381 (135 – 777)	3,21 (1,20 – 5,23)	33,30 (10,38 – 73,3)

Es konnten vier Messstellen verglichen werden (KOBF, RIEP, STAA und GMFL). Anzumerken ist jedoch, dass die Messstelle RIEP in der Messkampagne des LUGV nicht an der identischen Stelle lag wie in der Kampagne vom Lehrstuhl Gewässerschutz, sondern etwa 500 m weiter oberhalb am Rieploser Fließ in der Höhe der Einleitstelle der Kläranlage Storkow. Außerdem wurden die fehlenden Durchflüsse an der Messstelle STAA in der Kampagne vom Lehrstuhl Gewässerschutz durch die Durchflüsse von der weiter unterhalb liegenden Messstelle STAEI ersetzt. Zusätzlich wurden vom Lehrstuhl Gewässerschutz Daten der Messstelle an der Mündung des Storkower Kanals in den Wolziger See (WOLZ) zur Verfügung gestellt.

Die Abbildung 41 zeigt den Vergleich der TP- und TN-Konzentrationen an den Messstellen.

Die Konzentrationen der Messkampagnen des LUGV und des Lehrstuhls Gewässerschutz zeigten die gleichen Größenordnungen. Lediglich die TP-Werte der der BTU-Kampagne zeigten in der zweiten Jahreshälfte Konzentrationsspitzen (GMFL, STAA), welche in der Kampagne des LUGV nicht so deutlich bzw. gar nicht auftraten. An der Messstelle RIEP waren die TP-Werte von Juni bis September deutlich höher. Jedoch lagen die Konzentrationen im Mittel sehr nah beieinander (Tab. 3). Bei den TN-Konzentrationen verhält es sich ebenfalls so, dass die beiden Kampagnen die gleichen Größenordnungen zeigten und die Jahresmittel nur wenig voneinander abwichen (Abb. 41; Tab. 3).

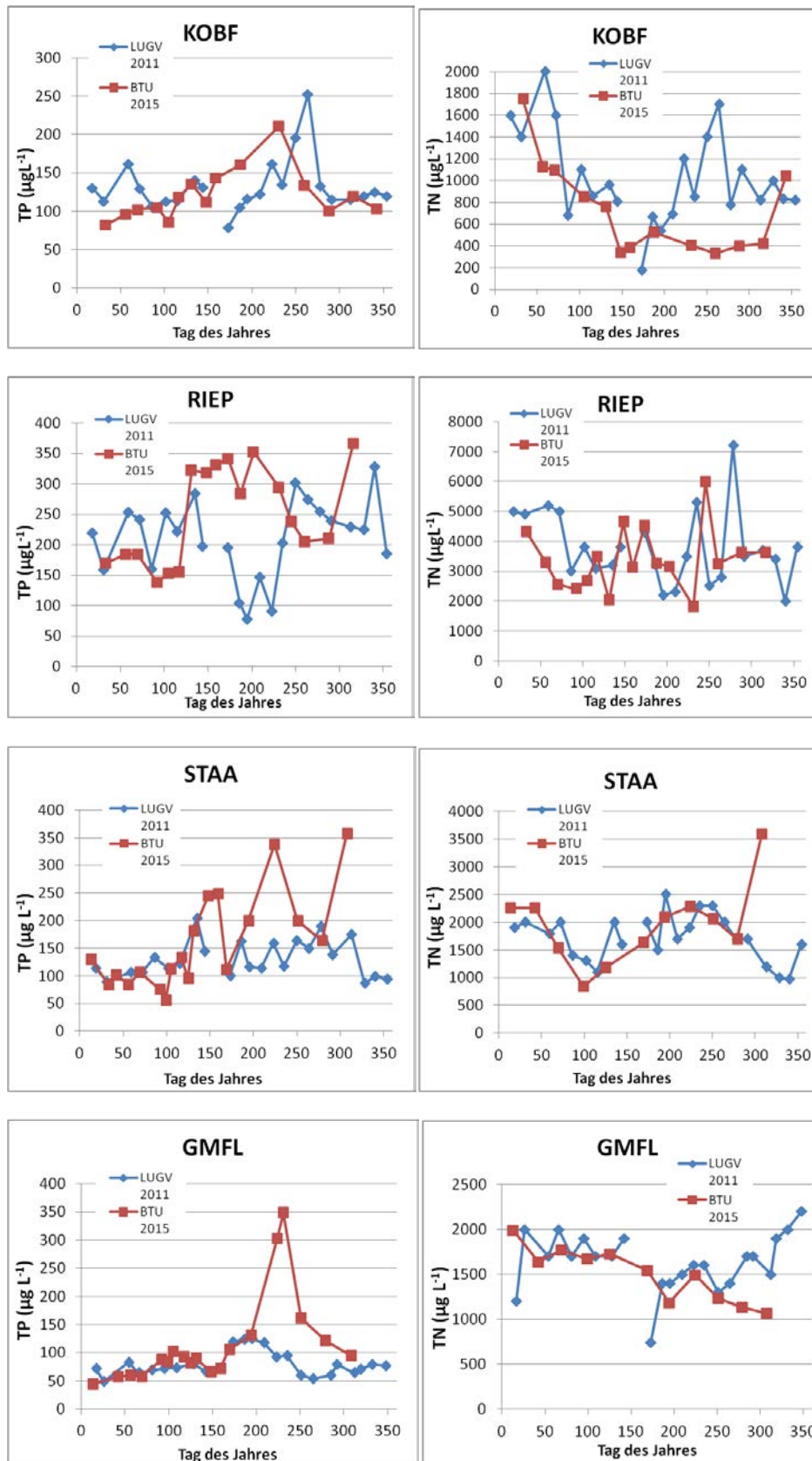


Abb. 41: Vergleich der Gesamtphosphor- (TP) und Gesamtstickstoff- (TN-) Konzentrationen an vier Messstellen aus der Messkampagne des LUGV von 2011/2012 und der Kampagne der BTU aus 2015 (die Datenlücke in der Linie für das LUGV zeigt den Jahresumbruch an).

Der Niederschlag ist für die Interpretation der Jahrgänge der Durchflüsse in den Untersuchungsjahren eine wichtige Hintergrundinformation. Die Abbildung 42 zeigt die vom Meteorologischen Observatorium Lindenberg aufgezeichneten Niederschlagshöhen im Zeitraum der Messkampagne des LUGV im Vergleich zum Zeitraum der Messkampagne des Lehrstuhls Gewässerschutz (Meteorologisches Observatorium Lindenberg, 2016). Daraus geht hervor, dass die Niederschlagshöhe besonders im Juli, aber auch im August und September 2012 deutlich höher war als im Jahr 2015.

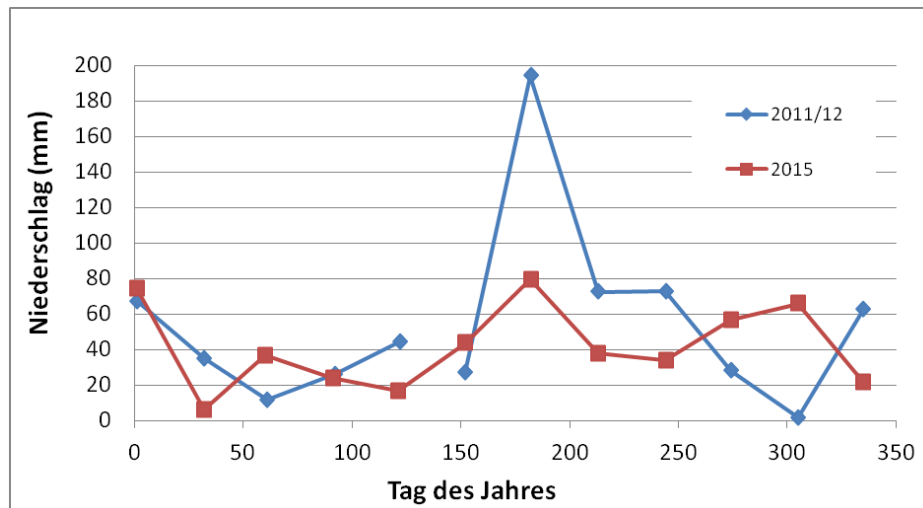


Abb. 42: Vergleich der Niederschlagshöhe in den Messzeiträumen der Kampagne des LUGV 2011/2012 und des Lehrstuhls Gewässerschutz 2015 (die Datenlücke in der Linie für das LUGV zeigt den Jahresumbruch an).

Die Abbildung 43 zeigt den saisonalen Verlauf der Durchflüsse an den oben genannten Messstellen.

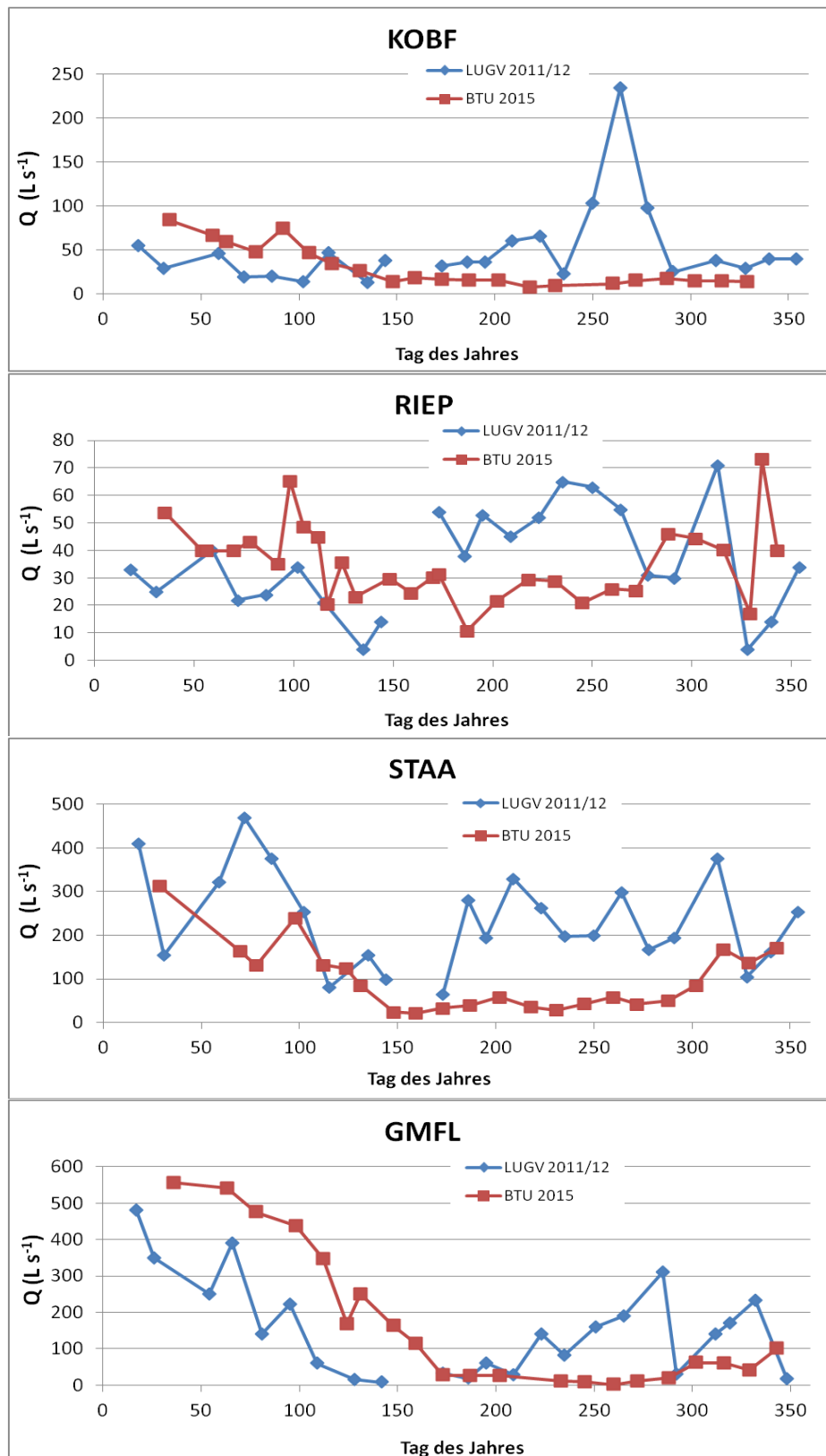


Abb. 43: Vergleich der Durchflüsse an vier Messstellen aus der Messkampagne des LUGV von 2011/2012 und der Kampagne der BTU aus 2015 (die Datenlücke in der Linie für das LUGV zeigt den Jahresumbruch an).

In der zweiten Jahreshälfte lagen die Durchflüsse der Messkampagne des LUGV deutlich über denen der Kampagne des Lehrstuhls Gewässerschutz. Jedoch zeigten drei der vier Messstellen zu Beginn des Jahres 2015 einen höheren Durchfluss in der Kampagne des Lehrstuhls Gewässerschutz als in der Kampagne des LUGV. Somit lagen die Durchflüsse des LUGV 2012 im Jahresmittel nur geringfügig über denen des Lehrstuhls Gewässerschutz (Tab. 3).

Aus den in Abbildung 41 und 43 dargestellten Werten wurden die Tagesfrachten für den Zeitpunkt der Probenahme berechnet. Die folgende Abbildung 44 zeigt diese Frachten.

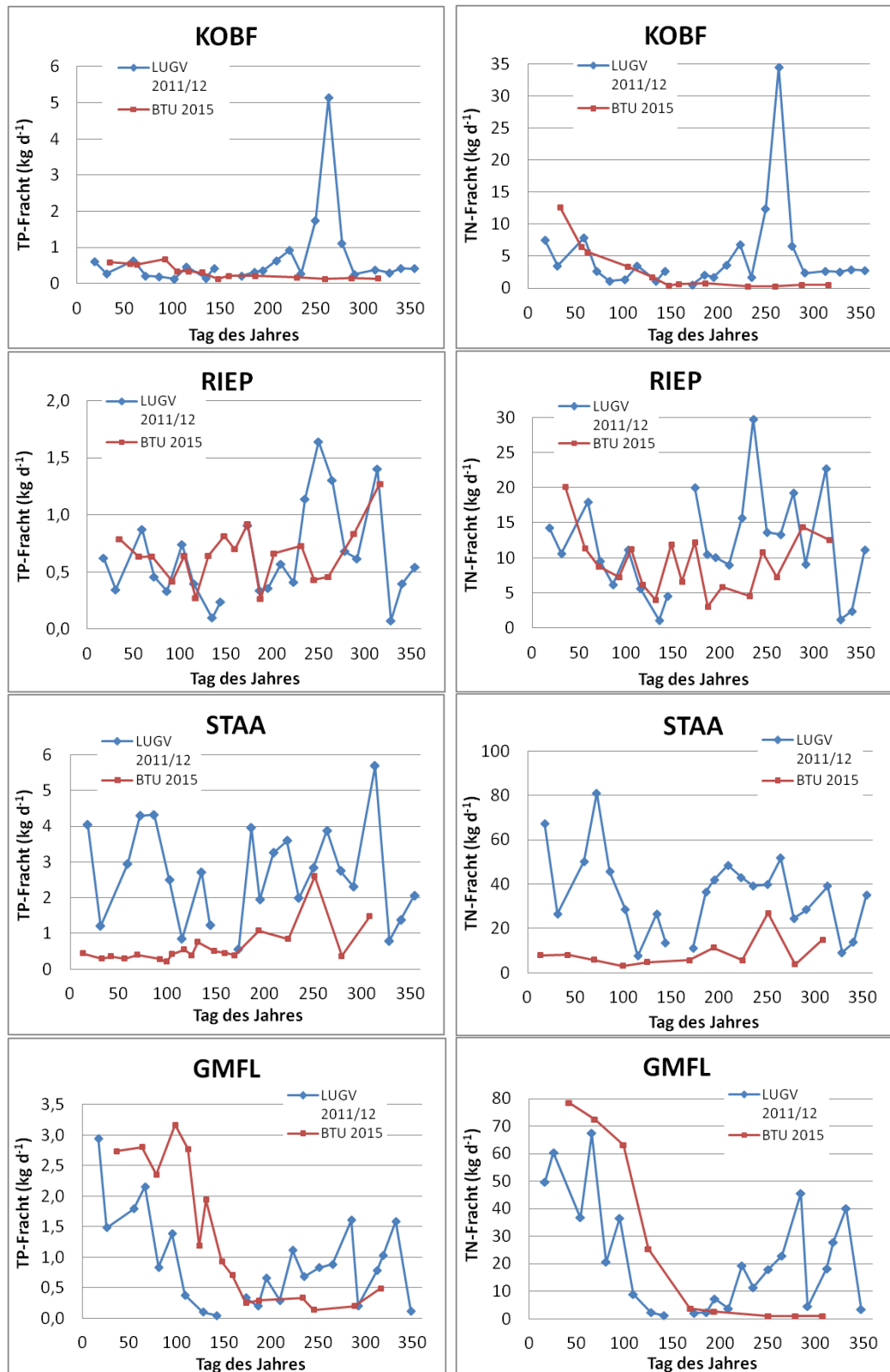


Abb. 44: Vergleich der Gesamtposphor- (TP) und Gesamtstickstoff- (TN-) Tagesfrachten an vier Messstellen aus der Messkampagne des LUGV von 2011/2012 und der Kampagne der BTU aus 2015 (die Datenlücke in der Linie für das LUGV zeigt den Jahresumbruch an).

Aufgrund der höheren Durchflüsse in der Kampagne des LUGV waren auch die Nährstofffrachten höher. Besonders die Frachten der Messstellen KOBF, RIEP und STAA zeigten große Unterschiede zu den Werten der BTU für 2015. Die ermittelten Frachten des Lehrstuhls Gewässerschutz für die Messstelle GMFL dagegen lagen im Frühjahr deutlich über den Frachten des LUGV und zum Jahresende deutlich darunter. Somit ist die Größenordnung der Frachten für diese Messstelle im Mittel sehr ähnlich.

Die Abbildungen 45 und 46 zeigen einen Vergleich der mittels der Standardmethode nach LAWA (LAWA, 2003) berechneten Jahresfrachten der beiden Kampagnen.

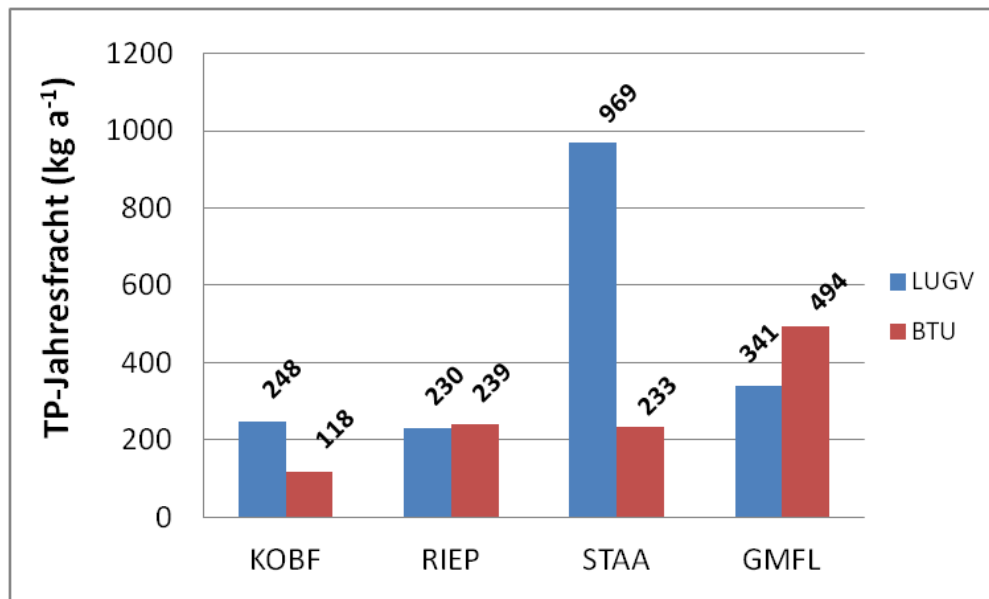


Abb. 45: Vergleich der Gesamtphosphor- (TP-) Jahresfrachten an vier Messstellen aus der Messkampagne des LUGV von 2011/2012 und der Kampagne der BTU aus 2015.

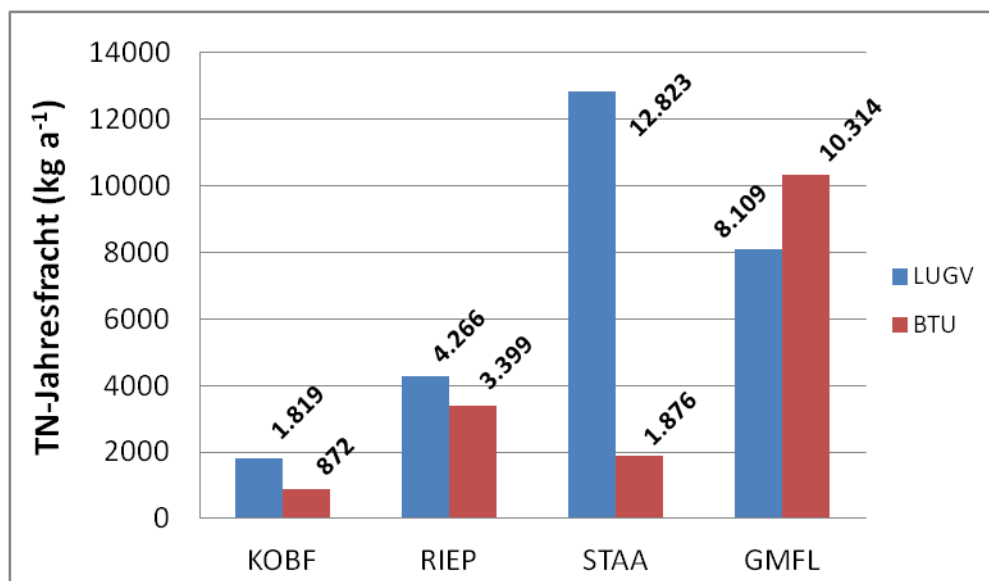


Abb. 46: Vergleich der Gesamtstickstoff- (TN-) Jahresfrachten an vier Messstellen aus der Messkampagne des LUGV von 2011/2012 und der Kampagne der BTU aus 2015.

Trotz des zeitlichen Abstandes von drei bzw. vier Jahren zeigten die beiden Kampagnen am Koblenzgraben, am Rieploser Fließ und am Görtdorfer Mühlenfließ ähnlich hohe Werte in Bezug auf Konzentration, Durchfluss und somit auch Jahresfracht.

An der Messstelle RIEP wiesen die ermittelten Jahresfrachten der beiden Kampagnen die geringste Abweichung von einander auf. An der Messstelle STAA hingegen lagen die Jahresfrachten der Messkampagne des LUGV auf Grund der höheren Durchflüsse deutlich über den Jahresfrachten der Messkampagne des Lehrstuhls Gewässerschutz.

5. Diskussion

5.1 Messkampagne 2015 - Saisonalität von Konzentrationen, Durchflüssen und Frachten

Alle gemessenen Werte unterlagen saisonalen Schwankungen. Zum einen wiesen alle sieben Messstellen in den Wintermonaten deutlich höhere Durchflüsse auf als in den Sommermonaten. Diese höheren Durchflüsse ließen sich durch die verringerte Verdunstung und Nutzung des Wassers durch die Vegetation gegenüber den Sommermonaten erklären. Die TP-Konzentrationen hingegen lagen in den Wintermonaten meist unter denen der Sommermonate. Für die TN-Konzentrationen ließ sich kein genaues Muster erkennen. Der höhere Durchfluss in den Wintermonaten sorgte bei ähnlicher Stoffmenge an Nährstoffen für eine geringere Konzentration. Die Nährstoffe wurden quasi verdünnt. Diese Veränderung der Nährstoffkonzentration hatte nur geringe Auswirkungen auf die gemessene Jahresfracht, da die transportierte Stoffmenge sehr ähnlich blieb.

Die Saisonalität der Nährstofffrachten ist ausschlaggebend für die Planktonentwicklung bzw. Wasserqualität und Trophie der unterliegenden Seen (Wolziger See und Langer See). Nur die Frachten, die in der Vegetationsperiode kommen, können sich auf die Biomasse auswirken, da das Phytoplankton in unserer Region erst ab Februar - März anfängt zu wachsen. Hierbei muss natürlich die Wasseraufenthaltszeit im jeweiligen Gewässer beachtet werden. Diese liegt im Wolziger See bei etwa 1,2 Jahre (Rücker, et al., 2003). Die Nährstofffrachten, welche insbesondere kleinere Seen im Spätherbst und Winter erreichen, haben demnach wesentlich weniger Wirkung auf die Biomasseproduktion, weil sie die Seen ungenutzt passieren. In großen und nur langsam durchflossenen Seen ist diese Saisonalität deshalb eher untergeordnet, da sich die Nährstofffrachten durch die lange Wasseraufenthaltszeit theoretisch mehrere Vegetationsperioden im See aufhalten.

Ein weiterer ausschlaggebender saisonaler Faktor ist die starke Einschränkung des Abbaus von Nährstoffen durch Mikroorganismen (meist Bakterien) während der Wintermonate. Im Sommer wird ein Teil des Stickstoffes durch Nitrifikation und Denitrifikation aus den Gewässern eliminiert. Durch diese beiden Prozesse wird das im Wasser gelöste Ammonium (NH_4) von Mikroorganismen unter Zehrung von Sauerstoff erst zu Nitrat (NO_3) umgewandelt (Nitrifikation) und anschließend unter anaeroben Bedingungen zu molekularem Stickstoff (N_2) umgewandelt (Denitrifikation), welcher aus dem Wasser in die Atmosphäre übergeht. Jedoch haben verschiedene Untersuchungen unter anderem am Langen See gezeigt, dass diese Prozesse bei geringen Wassertemperaturen (unter 5°C) nicht ablaufen (Thürmann, 2013; Wolf, et al., 1991). Erst bei einer Wassertemperatur ab 12°C laufen die Prozesse vollständig ab (Uhlenhut, 2013). Die obere Grenze wird mit 45°C angegeben, wobei einige Organismenarten auch bei höheren Temperaturen noch arbeiten. Das Temperaturoptimum der relevanten Mikroorganismen liegt zwischen 20°C – 42°C (Uhlenhut, 2013).

Trotz der unterschiedlichen saisonalen Einflussfaktoren ließ sich kein jahreszeitliches Muster der Frachten erkennen. Eher schien es, als habe der Durchfluss größere Auswirkungen auf die Jahresfracht als die Nährstoffkonzentration.

Die Karte in Abbildung 47 zeigt die TP- und TN-Jahresfrachten für 2015 im Zusammenhang mit der Lage der Messstellen im Einzugsgebiet. Zusätzlich zu den bisher in dieser Arbeit untersuchten sieben Messstellen ist die Stelle WOLZ enthalten, von der die Monatsmittelwerte von Durchfluss und Konzentrationen vom Lehrstuhl zur Verfügung gestellt wurden (BTU, 2016). Die rot hinterlegten Kästchen zeigen die gemessenen Werte an den sieben Messstellen, das gelb hinterlegte Kästchen zeigt die Messstelle WOLZ und die schwarz hinterlegten Kästchen zeigen die eingeleiteten Jahresfrachten der drei kommunalen Kläranlagen. Die Jahresfrachten sind in $t a^{-1}$ dargestellt. TP ist stets in grünen, TN in blauen Zahlen dargestellt.

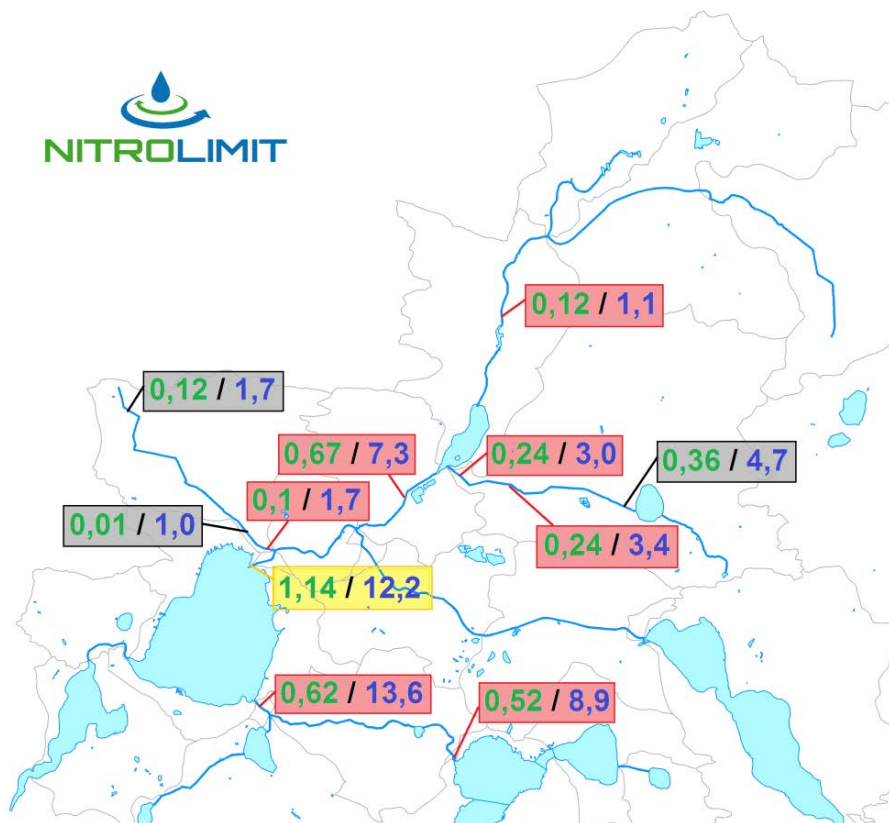


Abb. 47: Jahresfrachten ($t a^{-1}$) von Gesamtphosphor (TP; grüne Zahlen)- und Gesamtstickstoff (TN; blaue Zahlen) an den Messstellen (rot hinterlegte Kästchen) sowie der Messstelle WOLZ (gelb hinterlegtes Kästchen) für das Jahr 2015 und an den Einleitstellen der kommunalen Kläranlagen (schwarz hinterlegten Kästchen) für das Jahr 2014 im Untersuchungsgebiet.

Aus der Abbildung 47 geht hervor, dass die größte TP-Fracht ($1,14 t a^{-1}$) an der Mündung des Storkower Kanals in den Wolziger See ermittelt wurde. Die zweitgrößte TP-Fracht ($0,67 t a^{-1}$) wurde unterhalb des Stahnsdorfer Sees (STAEI)

gemessen. In den Stahnsdorfer See entwässert die Kläranlage Storkow über das Rieploser Fließ nach Angabe des Betreibers AWATECH seit dem Dezember 2002 (AWATECH, 2004, zitiert in Bayer, 2004). Durch die jahrelange dauerhafte Belastung des Sees mit dem geklärten Abwasser ist der See in den heute schlechten Zustand gelangt (langfristiges Jahresmittel 2002 – 2015 TP= 166 $\mu\text{g L}^{-1}$, TN= 1778 $\mu\text{g L}^{-1}$ (siehe Kap. 4.4)). Auffällig ist, dass die Summe der Frachten, welche den Stahnsdorfer See an den Messstellen RIFW und KOBF speiste (TP= 0,36 t a^{-1} ; TN= 4,1 t a^{-1}) geringer war, als die Fracht, welche den See an der Messstelle STAEI verließ (TP= 0,67 t a^{-1} ; TN= 7,3 t a^{-1}). Die Differenz zwischen den beiden Frachten stammte vermutlich zum einen aus einer Phosphor- und Ammoniumrücklösung aus dem Sediment des Sees, in welchem sich über die Jahre große Mengen an Nährstoffen aus dem Zulauf der Kläranlage angesammelt haben, und zum anderen aus diffusen Nährstoffquellen der stark landwirtschaftlich genutzten Randflächen des Stahnsdorfer Fließes.

Auch das Anstauen des Stahnsdorfer Sees durch den ansässigen Angelverein, könnte zu einer Erhöhung der Nährstoffkonzentration geführt haben. Da das Wasser durch die längere Aufenthaltszeit im See höherer Verdunstung unterlag und aufkonzentriert wurde. Dies könnte die gemessenen hohen Nährstofffrachten unterhalb des Stahnsdorfer Sees (STAEI) erklären.

Die größte TN-Fracht wurde am Görtdorfer Mühlenfließ (GMFL) ermittelt (Abb. 47 Karte, Tab. 3). Da dieses Fließ durch landwirtschaftlich geprägtes Gebiet verläuft, wird ein hoher Anteil an diffusen Nährstoffeinträgen vermutet. Ähnlich wie am Stahnsdorfer Fließ wurde auch hier ein Anstieg der TP- und TN-Jahresfrachten im Vergleich zur oberhalb liegenden Messstelle GSKA beobachtet. Da die Durchflüsse an beiden Messstellen fast gleich waren (Abb. 29 (im Kapitel 4.1.2)), wurde der Anstieg der Frachten um 16 % bei TP und 35 % bei TN durch eine Erhöhung der Konzentrationen im Verlauf des Fließes verursacht. Als Ursache werden Nährstoffrücklösungen aus dem vom Fließ durchflossenen Grunewaldsee und den angrenzenden Auen sowie diffuse Einträge aus der Landwirtschaft vermutet. Über den möglichen Einfluss des Kutzingsees, der in das Görtdorfer Mühlenfließ entwässert, ist nichts bekannt.

Die beiden Kläranlagen Wolzig und Friedersdorf entwässern über den Kuppengraben I und den Storkower Kanal ebenfalls in den Wolziger See (siehe Abb. 47). Die Summe der emittierten Nährstofffrachten der beiden Kläranlagen in den Kuppengraben I lag mit TP= 0,13 t a^{-1} und TN= 4,4 t a^{-1} deutlich über der Jahresfracht, welche an der Messstelle KUPI am Kuppengraben I ermittelt wurde (DNWAB, 2016; OEWA, 2015). Es ist anzunehmen, dass durch den ausbleibenden Durchfluss an der Messstelle KUPI während der Sommermonate die niedrigere Jahresfracht zustande kam, obwohl an dieser Messstelle (KUPI) die höchsten Nährstoffkonzentrationen im EZG gemessen wurden (Abb. 26 und 28). Das Wasser im Kuppengraben I war meist zurückgestaut. Außerdem befindet sich kurz oberhalb der Messstelle, jenseits der Straße eine Verbreiterung und Vertiefung des Grabens, wo sich früher die Pumpen eines Schöpfwerkes befanden (Weidner, 2015). Dort und im Bereich vor dem Wehr wurden starke Entwicklungen von Wasserlinsen beobachtet, was zu einem Lichtmangel am Grund des Kuppengrabens geführt hat und anaerobe Verhältnisse begünstigt. Diese Anoxie führte zu

Nährstoffrücklösungen aus dem stark belasteten Sediment und sorgte so für die hohen Konzentrationen an der Messstelle KUPI.

Auch an der Messstelle RIEP, welche unterhalb der Kläranlage Storkow lag, waren die gemessenen Nährstofffrachten niedriger als die von der OEWA angegebenen Auslasswerte der Kläranlage (OEWA, 2015). Unterhalb der Einleitstelle der KA Storkow wurde über die gesamte Vegetationsperiode starkes Makrophytenwachstum beobachtet, was die Annahme verstärkt, dass ein Teil der Nährstoffe dort schon in Biomasse umgewandelt wurde.

Zusätzlich zu den bisher betrachteten Messstellen zeigt die Abbildung 47 die TP- und TN-Jahresfrachten der vom Lehrstuhl Gewässerschutz beprobten Messstelle WOLZ. Diese spiegelte die gesamte Nährstofffracht wieder, welche aus dem Storkower Kanal in den Wolziger See transportiert wird. Die TP-Jahresfracht an der Messstelle WOLZ lag bei $1,14 \text{ t a}^{-1}$ und die TN-Jahresfracht lag bei $12,2 \text{ t a}^{-1}$ (BTU, 2016). Anhand dieser Daten zeigt sich, welche prozentualen Anteile die beiden in dieser Arbeit betrachteten Teileinzugsgebiete (KUPI und STAEI) am Gesamteintrag in den Wolziger See über den Storkower Kanal ausmachten. Für Das Teileinzugsgebiet STAEI ergab sich ein Anteil von TP= 59 % und TN= 60 % und für das Teileinzugsgebiet KUPI ein Anteil von TP= 9 % und TN= 14 % (zusammen: TP= 68 % und TN= 74 %). Der Rest stammte aus dem oberen EZG des Storkower Kanals. Für diese beiden Teileinzugsgebiete wird daher besonderer Handlungsbedarf zur Nährstoffreduktion gesehen.

5.2 Vergleich der Berechnungsmethoden zur Frachtermittlung

Der Abbildung 38 ist zu entnehmen, dass die mit der Standardmethode berechnete Jahresfracht die höchsten Werte lieferte. Sowohl die Monatsmittelwertmethode als auch die abflusskorrigierte Standardmethode erbrachten niedrigere Nährstofffrachten. Das lässt darauf schließen, dass die routinemäßigen Einzelprobenahmen zufällig immer an Tagen mit relativ hohen Durchflussmengen stattfanden, sodass der Jahresmittelwert der Einzelprobenahmen über dem Jahresdurchschnitt der aus den Loggerdaten berechneten Werte lag. Die prozentuale Abweichung zwischen den TP- und TN-Jahresfrachten, welche mit der Standardmethode berechnet wurden und der, die mit der abflusskorrigierten Standardmethode berechnet wurden, betrug 9 %.

Die Werte, welche mit der Monatsmittelwertmethode berechnet wurden, lagen zwischen den Werten der beiden anderen genannten Methoden. Jedoch war die Differenz zu den Werten der abflusskorrigierten Standardmethode sehr gering. Hier betrug die prozentuale Abweichung gegenüber den Werten der Standardmethode ebenfalls 9 %. Die ermittelten Jahresfrachten waren auch mit dieser Methode geringer als mit der Standardmethode, da auch hier die Durchflussspitzen durch die Mittelwertbildung weniger ins Gewicht fielen.

Mit der Standardmethode nach LAWA lässt sich die Jahresfracht nur möglichst genau ermitteln, wenn das beprobte Fließ eine geringe Schwankungsbreite der Durchflussmenge um den Jahresmittelwert aufweist. Jedoch lässt sich diese Methode im Gegensatz zu der abflusskorrigierten Standardmethode auch bei routinemäßigen Einzelprobenahmen anwenden, ohne einen Durchfluss auf Tagesbasis zu benötigen (Petzoldt und Jachner, 2006).

In Fließen, welche stärker jahreszeitlichen und niederschlagsabhängigen Schwankungen unterliegen, sollte man bei der Abschätzung der Jahresfracht auf die abflusskorrigierte Standardmethode zurückgreifen, da nur so ein möglichst genaues Ergebnis erzielt werden kann. Für die Anwendung dieser Methode werden Durchflussdaten auf Tagesbasis benötigt, welche sich jedoch mit Hilfe von Pegelloggern und einer Wasserstands-Durchfluss-Beziehung zeitsparend ermitteln lassen würden. Auch andere Untersuchungen zum Vergleich der unterschiedlichen Berechnungsmethoden der Jahresfracht kamen zu diesem Ergebnis. So schrieben Petzoldt und Jachner 2006 z.B. dass die abflusskorrigierte Standardmethode in fast allen Fällen vorzuziehen ist, da dieses Verfahren die beste Erwartungstreue und eine bessere Reproduzierbarkeit als andere Verfahren liefert.

5.3 Auswirkungen der kommunalen Kläranlagen im Untersuchungsgebiet

Die Abbildung 39 zeigt, dass nur das Klarwasser der KA Storkow ganzjährig einen hohen Anteil an NO_3 aufwies. Das lag daran, dass die KA eine Nitrifikationsanlage besitzt, in welcher das Ammonium (NH_4) unter Zuführung von Sauerstoff zu Nitrat (NO_3) umgewandelt wird. Das NO_3 kann dann durch Denitrifikation unter anoxischen Bedingungen zu elementarem Stickstoff (N_2) umgewandelt werden, welches sich zu einem Großteil in die Atmosphäre verflüchtigt.

Die KA Friedersdorf, welche nur ca. 7 % der EGW der KA Storkow behandelt, wies besonders in den Wintermonaten eine wesentlich höhere NH_4 -Fracht auf. Trotz der geringeren Menge an Abwasser waren die emittierten Mengen an NH_4 zeitweise mehr als doppelt so hoch. Durch die Nachrüstung einer Nitrifikationsanlage könnte diese Menge an emittierten NH_4 effektiv minimiert werden. Auch die Stickstoffwerte der KA Wolzig zeigten nur geringe Mengen an emittierten NO_3 im Vergleich zur Menge an NH_4 .

Anhand der Unterschiede der Nährstofffrachten je EGW aus Tabelle 2, ist zu sehen, dass die KA Storkow die beste Reinigungsleistung hat. Sowohl die TP- als auch die TN-Jahresfrachten der KA Storkow lagen deutlich unter denen der anderen beiden Kläranlagen. Die TP-Jahresfracht je EWG der KA Wolzig ($2,1 \text{ kg a}^{-1}$) war um das zehnfache höher als die der KA Storkow. Ausschlaggebend für die gute Reinigungsleistung könnte die chemische Reinigungsstufe der Kläranlage sein.

5.4 Vergleich der LUGV-Kampagne 2011/2012 mit den Ergebnissen der Kampagne des Lehrstuhl Gewässerschutz 2015

Obwohl sich die Ergebnisse der beiden Kampagnen besonders in Bezug auf den Durchfluss, die Konzentrationen und somit auch auf die Frachten auf Tagesbasis unterscheiden, sind die Jahresfrachten sehr ähnlich. Vor allem die Messstellen RIEP und GMFL weisen nur geringe Unterschiede der Jahresfrachten der beiden Kampagnen zueinander auf. Allerdings muss darauf hingewiesen werden, dass die Kampagne der BTU bisher nur elf Monate umfasst, da zum Zeitpunkt der Datenanalyse für diese Arbeit noch nicht alle Messwerte vorlagen. Es könnten sich also noch Änderungen ergeben, wenn der Datensatz komplett ist.

Die Messkampagne des LUGV ermittelte besonders in der zweiten Jahreshälfte deutlich höhere Durchflüsse an allen vier betrachteten Messstellen. Das lässt sich auf die starken Niederschläge, vor allem im Juli 2012 zurückführen (Meteorologisches Observatorium Lindenberg, 2016). Aufgrund der Pufferwirkung der großen Seen im EZG konnte z.B. bei GMFL ein verzögerter Anstieg der Durchflüsse beobachtet werden. Da die Niederschlagshöhe im Messzeitraum der Kampagne des Lehrstuhl Gewässerschutz keine starken Anstiege in der zweiten Jahreshälfte zu verzeichnen hatte, blieben die Durchflüsse bis Oktober auf niedrigem Niveau (Ausnahme RIEP).

Entgegen der Durchflüsse zeigt die Abbildung 41, dass die ermittelten TP- bzw. TN-Konzentrationen der Kampagne des LUGV meist geringer waren als während der Kampagne des Lehrstuhls Gewässerschutz.

Aufgrund der teils gegenläufigen Ergebnisse für Durchflüsse und Konzentrationen, sind die Unterschiede in den Jahresfrachten der beiden Kampagnen nur gering. Das lässt darauf schließen, dass die Menge an transportierten Nährstoffen im Einzugsgebiet relativ konstant ist.

Die Messstelle STAA unterscheidet sich von den anderen drei Messstandorten. Hier zeigten die Ergebnisse der Jahresfrachten große Unterschiede auf. Die TP-Jahresfracht der LUGV-Kampagne 2011/12 war um 417% höher und die TN-Jahresfracht sogar 680% höher als die ermittelte Jahresfracht der Kampagne des Lehrstuhls Gewässerschutz 2015. Dieser enorme Größenunterschied der Jahresfrachten beruht auf dem Unterschied der Durchflüsse während beider Kampagnen. Bei der Kampagne des LUGV wurden wesentlich höhere Durchflüsse bei ähnlichen Konzentrationen an dieser Messstelle ermittelt, welche die hohe Jahresfracht ergaben. Da für die Kampagne des Lehrstuhls Gewässerschutz keine Durchflusswerte für die Messstelle STAA ermittelt werden konnten, wurden für den Vergleich die Durchflusswerte der Messstelle STAEI verwendet. Diese Messstelle liegt sogar unterhalb der Messstelle STAA am Stahnsdorfer Fließ und müsste aufgrund des größeren EZG eher höhere Durchflüsse als die Messstelle STAA liefern. Vermutlich wurden die vergleichsweise niedrigen Durchflüsse an dieser Messstelle durch den Eingriff des ansässigen Angelvereins hervorgerufen. Dieser staute, wie schon erwähnt, den Stahnsdorfer See an der Messstelle STAA über mehrere Monate hin an, was zu einer Erhöhung des Wasserspiegels führte und einen Rückstau des Wassers bis in die Fließe verursachte. Auf Grund der Tatsache, dass selbst im Herbst 2015 noch ein Rückstau im Koblenzgraben beobachtet werden konnte, lässt sich annehmen, dass sich der Anstau nur sehr langsam abbaute und der See bis zum Ende des Beobachtungszeitraums noch nicht den ursprünglichen Wasserstand erreicht hatte. Mögliche Auswirkungen des Anstaus auf die Nährstoffkonzentration ließen sich nicht abschätzen.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass in den Kampagnen des LUGV 2011/12 und des Lehrstuhls Gewässerschutz 2015 bis auf den Abfluss des Stahnsdorfer Sees (STAA) ähnliche Jahresfrachten ermittelt werden konnten. Das legt die Vermutung nahe, dass die ausgetragenen (emittierten) Mengen an TP und TN im EZG relativ konstant sind. Dies lässt sich anhand der sehr unterschiedlichen Durchflussmengen für die Zeiträume der beiden Messkampagnen, aber trotzdem sehr ähnlichen Nährstofffracht beweisen. Denn trotz einer Niederschlagsabnahme von ca. 25 % (Gesamtniederschlag LUGV= 642 mm; Gesamtniederschlag BTU 2015= 496 mm) änderten sich die Nährstoff-Jahresfrachten (mit Ausnahme von STAA) kaum.

5.5 Diskussion der angedachten Sanierungsmaßnahmen im Bereich des Rieploser Fließes und des Stahnsdorfer Fließes

Eine maßgebende Nährstoffquelle im EZG stellt die Kläranlage Storkow, mit einer Nährstofffracht von rund 0,4 t TP und knapp 5 t TN pro Jahr, dar (OEWA, 2015). Die dauerhafte Beeinträchtigung durch das geklärte Abwasser seit Bestehen der Kläranlage Storkow (1985) hat vermutlich dazu beigetragen, dass sich der Stahnsdorfer See heute in einem polytrophen Zustand befindet (Mathan, 1999).

Daher werden durch das Projekt NITROLIMIT II Sanierungsmaßnahmen in Erwägung gezogen, welche die Umleitung des Rieploser Fließes beinhalten. Eine Möglichkeit zur Nährstoffreduktion des Stahnsdorfer Sees wäre, das Rieploser Fließ, welches den Klärwerksablauf mit dem Stahnsdorfer See verbindet, oberhalb seiner Mündung in den See abzutrennen und in ein künstliches Feuchtgebiet südlich des Sees münden zu lassen. Dort befinden sich zwei ehemalige Torfstiche, von denen einer als Nährstoffretentionsteich dienen könnte. Zur ersten Einschätzung von Machbarkeit und Effektivität verschiedener Varianten wurde eine gutachterliche Stellungnahme beim Berliner Ingenieurbüro AKUT, Umweltschutz Ingenieure Burkard und Partner in Auftrag gegeben (AKUT, 2016), auf das sich im Folgenden bezogen wird. Vor allem die nach diesem Gutachten effektivste Maßnahme Nr. 4, Variante 1 wird genauer betrachtet. Dazu soll ein Wehrbauwerk den Wasserlauf des Rieploser Fließes oberhalb des Sees abtrennen und über Rohrleitungen zu dem unteren der beiden Torfstiche leiten. In diesem könnte ein künstliches Feuchtgebiet in Form eines Schilfpolders zur Nährstoffreduktion angelegt werden, welches von dem belasteten Wasser durchflossen wird. Es wird erwartet, dass im Schilfpolder mit Hilfe von Mikroorganismen organische und anorganische Bestandteile im Wasser abgebaut und in Bodenkörper gespeichert werden (Blumberg, 1997). Eine Leistungssteigerung der Schilfpolder wäre möglich, wenn Eisen-III-Hydroxid als Adsorbens zur P-Bindung eingesetzt würde (AKUT, 2016). Die Abbildung 48 zeigt die Lage der Torfstiche, das Rieploser Fließ und den Stahnsdorfer See.

Bei Umsetzung dieser Maßnahme wird einerseits der Eintrag von neuen Nährstoffen in den Stahnsdorfer See verhindert, andererseits wird dem See dadurch aber auch die Hälfte des oberirdischen Zuflusses genommen (Jahresdurchschnitt der Messstellen KUPI und RIFW= 31 L s⁻¹). Da der Stahnsdorfer See an seinem Abfluss staureguliert wird, nimmt man an, dass diese Maßnahme keinen Einfluss auf den Wasserstand im See hat (Wiedner, 2015). Es wurde jedoch beobachtet, dass die Fische des Sees in sauerstoffarmen Perioden zeitweise in das sauerstoffreichere Wasser des Rieploser Fließes wandern. Hierfür könnten die Fische bei Abkopplung des Fließes nur noch den Zufluss des Koblenzgrabens nutzen. Daher sollte in diesem Fall besonderes Augenmerk auf die Sauerstoffbedingungen im Stahnsdorfer See gelegt und gegebenenfalls Maßnahmen ergriffen werden, die ein Fischsterben verhindern (z.B. temporäre Belüftung).

Durch die Umleitung des Rieploser Fließes wird erhofft, die Nährstoffbelastung des Sees durch die Kläranlage Storkow zu senken sowie das Phytoplanktonwachstum im Stahnsdorfer See einzudämmen und damit die organische Last für den See zu verringern. Ob sich der See ähnlich schnell wie der Lebbiner See erholen wird, ist allerdings auf Grund der veränderten hydrologischen Bedingungen schlecht vorhersehbar.

Außerdem ist nicht bekannt, wie stark die Sedimente mit Phosphor belastet sind und wie lange sie noch Phosphor abgeben werden. Für die Beantwortung dieser Fragestellung sind weitere Untersuchungen notwendig.

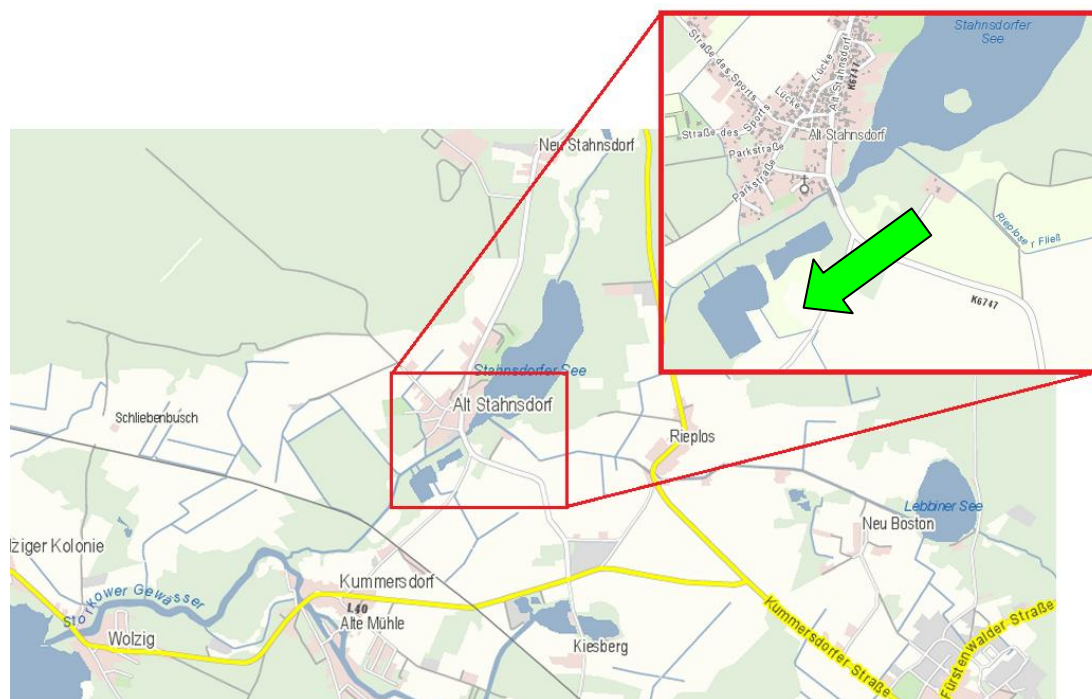


Abb. 48: Umleitung des Rieploser Fließes in den als Schilfpolder genutzten Torfstich als angedachte Sanierungsmaßnahme für den Stahnsdorfer See (Karte: Brandenburgviewer, 2016).

Laut Gutachten könnte die Nutzung des ehemaligen Torfstiches eine Retentionsleistung von $TP= 98 \text{ kg a}^{-1}$ und $TN= 1370,5 \text{ kg a}^{-1}$ ermöglichen, was einem Retentionsvermögen von 40,3 % für P und 42,3 % für N entspricht (AKUT, 2016). Dies würde eine Reduktion der im Rahmen dieser Arbeit für 2015 berechneten gesamten TN-Jahresfracht in den Stahnsdorfer See (Summe der oberirdischen Zuflüsse KOBF + RIFW) um 31 % und der TP-Jahresfracht um 27 % ausmachen. Für den Abfluss des Stahnsdorfer Sees (STAEI) ergäbe sich eine Reduktion der TP-Fracht um 15 %, der TN-Fracht um 18 %. Die Saisonalität der Nährstofffrachten muss beachtet werden, da die Retentionswirkung der Schilfpolder nur zur Vegetationsperiode gegeben ist. In den durchflussreichen Wintermonaten würde die Nährstofffracht den Schilfpolder auch noch zu einem Großteil unbeeinträchtigt passieren. Dieser Faktor wurde jedoch bei der Berechnung des Retentionsvermögens mit berücksichtigt.

Aus meiner Sicht besteht am Kuppengraben I ebenfalls Sanierungsbedarf. Im Rahmen dieser Arbeit wurden erstmalig Daten über den Zustand des Grabens erhoben. Durch die beiden Kläranlagen Wolzig und Friedersdorf, welche dort entwässern und die schon erwähnten anaeroben Verhältnisse in den Sommermonaten kommt es an dieser Stelle zu den höchsten Nährstoffkonzentrationen im gesamten EZG. Für das Jahr 2015 war die Nährstofffracht von Ende Mai bis Mitte Oktober zwar Null, aber es ist davon auszugehen, dass die Situation in feuchten Sommern oder bei

Starkregenereignissen anders sein kann, nämlich wenn Wasser über das Wehr in den Storkower Kanal laufen würde. Dann könnte eine große Nährstoffbelastung in den Wolziger See gelangen und dort zu einem verstärkten Phytoplanktonwachstum im See beitragen. Ein geeigneter Standort für eine Sanierungsmaßnahme, z.B. in Form eines Schilfpolders stellt die teichartige Verbreiterung des Grabens, an welcher sich früher die Pumpen eines Schöpfwerkes befanden (Weidner, 2015) dar. Sie befindet sich unterhalb der Einleitstelle der KA Wolzig und oberhalb des Wehrs am Ende des Grabens vor seiner Mündung in den Storkower Kanal.

Eine weitere Maßnahme der Nährstoffreduktion am Kuppengraben I wäre die Schließung der KA Wolzig und die Behandlung der verhältnismäßig geringen Menge an Abwasser in der nahegelegenen KA Storkow, welche über eine wesentlich bessere Reinigungsleitung verfügt. Bezüglich der Nährstofffrachten der KA Friedersdorf ist davon auszugehen, dass diese auf der Fließstrecke von ca. 4 km (Brandenburgviewer, 2016) von der Einlassstelle bis zum Storkower Kanal größtenteils abgebaut wurde, oder ins Sediment gebunden wurde. Eine Beeinträchtigung des Grundwassers ist durch die jahrelange Belastung nicht auszuschließen.

6. Zusammenfassung

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden die Gesamtphosphor- (TP) und Gesamtstickstoff- (TN) Frachten für sieben Messstellen im Einzugsgebiet des Wolziger Sees ermittelt. Dabei konnten die bestehenden Daten des Lehrstuhls Gewässerschutz verdichtet werden sowie neue Erkenntnisse über Eintragswege von Nährstoffen gesammelt werden. Es zeigte sich, dass besonders die Fließstrecken unterhalb der drei Kläranlagen im EZG noch stark von Nährstoffen belastet sind und direkten Einfluss auf die Biomasseproduktion der unterhalb liegenden Gewässer nehmen. Die größte ist die KA Storkow (OEWA Wasser und Abwasser GmbH, 22202 EGW), die über das Rieploser Fließ in den Stahnsdorfer See entwässert. Auch wenn er mit 49,7 ha Größe nicht zu den berichtspflichtigen Seen nach Wasserrahmenrichtlinie (>50 ha) gehört, ist sein gegenwärtiger poly- bis hypertropher Zustand unbefriedigend, sodass das Projekt NITROLIMIT II hier Handlungsbedarf sieht. Konzentrations- und Frachtzunahmen zwischen den oberirdischen Zuflüssen und der Messstelle unterhalb des Sees deuten darauf hin, dass der See selbst durch Nährstoffrücklösung aus dem Sediment als Nährstoffquelle fungiert. Dieser Zustand wird vermutlich noch lange anhalten, auch wenn die Einträge über die Zuflüsse deutlich verringert werden würden.

Der Vergleich dieser Messkampagne aus dem Jahr 2015 mit den Daten der Messkampagne des Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz aus den Jahren 2011/12 hat gezeigt, dass die im Einzugsgebiet transportierte Nährstoffmengen relativ konstant sind. Trotz der unterschiedlichen Niederschlags- und somit auch Durchflussmengen in den verschiedenen Jahren konnten Nährstofffrachten in sehr ähnlichen Größenordnungen gemessen werden. Nur die Messstelle am Ablauf des Stahnsdorfer Sees lieferte aufgrund des Anstauens des Sees im Jahr 2015 abweichende Ergebnisse.

Darüber hinaus wurden anhand der ermittelten Frachtabeschätzungen die durch das Projekt NITROLIMIT II angedachten Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet des Stahnsdorfer Sees kritisch betrachtet. Dabei lag das Augenmerk vor allem auf einer möglichen Umleitung des Rieploser Fließes und Versickerung in einem künstlichen Feuchtgebiet südlich des Stahnsdorfer Sees. Dazu könnte ein alter Torfstich zum Schilfpolder umfunktioniert werden und als Retentionsteich dienen.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden sehr hohe Konzentrationen von TP und TN im Kuppengraben I nachgewiesen. In diesen Graben entwässern die Kläranlagen Friedersdorf (DNWAB, 1650 EGW) und Wolzig (OEWA, 467 EGW). Obwohl die für 2015 berechneten Nährstofffrachten relativ gering waren, weil der Graben über 4,5 Monate keinen Abfluss hatte, sollten auch hier Sanierungsmaßnahmen ergriffen werden, um eine Belastung des Storkower Kanals im Mündungsbereich zum Wolziger See mit den Nährstoffen aus dem Graben zu vermindern.

Die Modernisierung der KA Wolzig und Friedersdorf zur besseren Behandlung der Stickstofffrachten mittels einer Nitrifikationsanlage oder die Stilllegung der KA Wolzig und Überleitung des Abwassers in die nahe gelegene und wesentlich effizientere KA Storkow könnten ebenfalls Optionen sein.

Zur Überprüfung und Festigung der Ergebnisse wird im Rahmen dieser Arbeit empfohlen, die Messungen über einen längeren Zeitraum weiterzuführen. Da

während der Durchflussmessungen immer wieder der Rückstau des Durchflusses die Messung an mehreren Messstellen erschwerte, sollten hier geeignetere Messstandorte gesucht werden. Zur Minimierung des Arbeitsaufwandes hat sich die Installation von Pegelloggern und der Nutzung einer Wasserstands-Durchfluss-Beziehung bewährt. Mittels dieser Methode können einfach und zeitsparend Durchflüsse auf Tagesbasis ermittelt werden.

Zudem sollten in zukünftigen Untersuchungen die einzelnen Stickstofffraktionen unterschieden werden, um z.B. zu prüfen, ob eine Denitrifikation des Nitrats unterhalb der Kläranlagen stattfindet. Auch Sedimentuntersuchungen im Stahnsdorfer See könnten Aufschluss darüber liefern, ob und wie lange der See aufgrund seiner historischen Belastung eine Nährstoffquelle für das Einzugsgebiet des Wolziger Sees sein wird. Darüber hinaus sollten der Grunewaldsee und der Kutzingersee in die Untersuchungen einbezogen werden. Da noch keine Daten über diese Teileinzugsgebiete und deren Wirkung auf die Nährstofffrachten vorliegen.

Literaturverzeichnis

AKUT, Umweltschutz Ingenieure Burkard und Partner. 2016. *Nährstoffretention mit Hilfe von künstlichen Feuchtgebieten.* Berlin, 2016. S. 3-14.

AWATECH, Entsorgungsdienste der Stadt Storkow GmbH. 2004. *10 Jahre Kläranlage Storkow - Handout.* Storkow, 2004.

Bayer, T. 2004. *Quantification of External Phosphorus Loads in the Catchment of Lake Wolziger See, Case Study for the Implementation of the Water Framework Directive.* Bachelor-Thesis. BTU Cottbus, 2004. S. 18.

Blumberg, M. 1997. *Funktionsweise und Perspektiven von Schilfkläranlagen.* www.blumenberg-engineer.de. [Online] 1997. [Zitat vom: 23. 3 2016.] http://blumberg-engineers.com/uploads/files/Funktionsweise_und_Perspektiven_von_Schilfklaeranlagen.pdf.

Bollrich, G. 2000. *Technische Hydromechanik - Grundlagen.* 5. Auflage. Berlin: HUSS-MEDIEN GmbH, 2000. S. 400-414. Bd. 1.

Brandenburgviewer. 2016. Brandenburgviewer. [Online] 2016. [Zitat vom: 12. 04 2016.] <http://bb-viewer.geobasis-bb.de/>.

BTU, Fachgebiet Gewässerschutz. 2016. *Tabellarische Darstellung der Nährstoffkonzentrationen des Stahnsdorfer Sees der Jahre 1999 - 2014.* Bad Saarow, 2016.

BTU, Fachgebiet Gewässerschutz. 2016. **Tabellarische Übersicht der Daten der Messstelle WOLZ.** Schriftliche Mitteilung von Dr. rer. nat. J. Rücker am 14.04.2016. Bad Saarow, 2016.

Cammann, K. 2001. *Instrumentelle Analytische Chemie.* Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag, 2001.

DIN, Deutsches Institut für Normung e.V. 1996. *DIN EN ISO 13395, Bestimmung von Nitritstickstoff, Nitratstickstoff und der Summe von beiden mit der Fließanalytik (CFA und PIA) und spektrometrischer Detektion.* Berlin: Beuth Verlag GmbH, 1996. S. 4-18.

DIN, Deutsches Institut für Normung e.V., 2004. *DIN EN ISO 6878, Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Phosphor - Photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat.* Berlin: Beuth Verlag GmbH, 2004. S. 18-20.

DNWAB, Dahme-Nuthe Wasser, Abwasserbetriebs-gesellschaft mbH. 2016. *Tabellarische Übersicht der Betriebsdaten der Kläranlage Friedersdorf.* Königs Wusterhausen, 2016.

Google-Maps. 2016. Google Maps. [Online] 2016. [Zitat vom: 09. 02 2016.] <https://www.google.de/maps/@52.2805925,13.9398008,13z>.

- HU-Berlin. 2015.** HU Berlin. [Online] 2015. [Zitat vom: 09. 02 2016.]
http://amor.cms.hu-berlin.de/~genslerm/files/anIII_praktikum/grund_FIA2005.pdf.
- Klapper, H. 1992.** *Eutrophierung und Gewässerschutz*. Jena Stuttgart: Gustav Fischer Verlag, 1992. S. 53-57.
- LAWA, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. 2003.** *Ermittlung von Stoff-Frachten in Fließgewässern, Probenahmestrategien und Berechnungsverfahren*. Hannover: Kulturbuch-Verlag GmbH, 2003. S. 6-14.
- Lehmann, E. und Kretzschmar, L. 2015.** *Durchflussmessungen in der Storkower Seenkette – überarbeitete Fassung vom 13.01.2016*. Bad Saarow, 2015. S. 1-43.
- LUGV. 2015.** *Tabellarische Übersicht der Einwohnergleichwerte der kommunalen Kläranlagen Wolzig, Storkow und Friederdorf*. Potsdam, 2015.
- Maniak, U. 1997.** *Hydrologie und Wasserwirtschaft - Eine Einführung für Ingenieure*. 4. Auflage. Berlin Heidelberg: Springer, 1997. S. 537-538.
- Mathan, C. 1999.** *Die Kläranlage Storkow mit nachgeschalteter Pappelanlage und ihr Einfluß auf den Nährstoffstatus von Standgewässern*. Diplomarbeit. BTU Cottbus, 1999. S. 86-91.
- Meteorologisches Observatorium Lindenberg. 2016.** *Tabellarische Übersicht der Wetterdaten 2011-2015*. Lindenberg, 2016.
- NITROLIMIT I. 2014.** *Stickstofflimitation in Binnengewässern: Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar? Abschlussbericht des BMBF-Verbundprojekts NITROLIMIT I*. [Hrsg.] BMBF Forschungsverbund - NITROLIMIT. Bad Saarow: BTU Cottbus-Senftenberg, 2014. S. 2-57.
- Nixdorf, B., Rücker, J., Deneke, R., Grüneberg, B. 2009.** *Gewässer im Klimastress? Eutrophierungsgefahr in Seen am Beispiel der Scharmützelseeregion*. [Hrsg.] BTU Cottbus. Forum der Forschung. 2009, Nr. 22, S. 99 - 106.
- Nixdorf, B., Rücker, J., Deneke, R., Zippel, P. 1995.** *Limnologische Zustandsanalyse von Standgewässern im Scharmützelseegebiet*. Aktuelle Reihe der BTU Cottbus, 1995. S. 37-55.
- OEWA, Wasser und Abwasser GmbH. 2015.** *Tabellarische Übersicht der Betriebsdaten der Kläranlagen Storkow und Wolzig*. Storkow, 2015.
- Petzoldt, T. und Jachner, S. 2006.** *Kurzerläuterung zur Frachtberechnung*. 2006. S. 12.
- Riedmüller, U., Hoehn, E., Mischke, U., Deneke, R. 2013.** *Trophie-Klassifikation von Seen. TrophieIndex nach LAWA*. Handbuch. Version 1.0, Stand November 2013. Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser O 4.10, 2012.

- Rücker, J., Barsch, A. und Nixdorf, B. 2015.** „Besser, aber noch nicht gut“ – *Ökologischer Zustand der Seen in Brandenburg 2014*. WasserWirtschaft 12/2015: 41-47.
- Rücker, J., Nixdorf, B., Deneke, R., Kleeberg, A., Mischke, U. 2003.** *Reaktionen von Seen im Scharmützelseegebiet auf die Reduzierung der externen Belastung*. Wasser & Boden. 2003, Bd. 55, 4, S. 4-10.
- Sielmann-Stiftung. 2015.** Sielmann-Stiftung. [Online] 2015. [Zitat vom: 15. 11 2015.] <https://www.sielmann-stiftung.de/projekte/sielmanns-naturlandschaften/gross-schauener-seen/>.
- SonTek/YSI. 2009.** *FlowTracker Bedienungsanleitung Firmware Version 3.7*. San Diego, 2009. S. 1-36.
- Thürmann, J. 2013.** *Stickstoffbilanz in einem eutrophen Flachsee (Langer See bei Dolgenbrodt) und Nitrifikation im Herbst und Winter*. Bachelor-Arbeit. BTU Cottbus, 2013. S. 40-44.
- Uhlenhut, F. 2013.** *Mathematische Beschreibung der Temperaturabhängigkeit der Nitrifikation in der Simulation*. gwf Wasser Abwasser. Januar 2013, Januar 2013, S. 1-9.
- Weidner, T. 2015.** *Persönliche Mitteilung*. Bad Saarow, 2015.
- Wiedner, C. 2015.** *Protokoll Ortsbesichtigung Rieploser Fließ, Stahnsdorfer See, Stahnsdorfer Fließ bis Wolziger See am 29.05.2015*. Bad Saarow: AG Nährstoffreduktionskonzept Storkower Seenkette, 2015. S. 1-4.
- Wiedner, C. 2014.** *Stickstofflimitation in Binnengewässern - Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar? - Jahresbericht 2014 NITROLIMIT II*. Bad Saarow: BTU Cottbus, 2014.
- Wolf, P., Herbst, S., Schilling, N., Müller, D., Schreiner, P., Warg, G. 1991.** *Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern, Wirkungen von Nitrifikation und Denitrifikation auf den Sauerstoffhaushalt*. [Hrsg.] Arbeitskreis "Wirkungsstudie" im Hauptausschuß "Phosphate und Gewässer" in der Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker durch den Obmann des Arbeitskreises Alfred Hamm. 1. Auflage. Sankt Augustin: Academia Verlag, 1991. S. 208 - 241.
- WRRL, Wasserrahmenrichtlinie. 2000.** *Richtlinie 2000/60/EG: zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik*. Das Europäische Parlament und der Rat der Europäischen Union, 2000. S. 2.

Anhang 1: Anleitung zur Durchflussmessung mit dem FlowTracker von SonTek

1. Auswahl einer geeigneten Messstelle

- Prüfung der Zugänglichkeit
- Prüfung der Eignung nach folgenden Kriterien: glatte, beräumte Gewässersohle, gleichmäßige Strömung, keine Störfaktoren wie Wurzeln, Steine und tiefe Gumpen (auf der Länge der dreifachen Breite)

2. Vorbereitung

- Anbringen des Maßbands über dem Gewässer rechtwinklig zur Fließrichtung
- Zusammenbau des FlowTrackers

3. Voreinstellungen des FlowTrackers

- Bestimmung der Messdauer (z.B. 15 Sekunden aufgrund der hohen Anzahl an Messungen)
- Wahl des Datenerfassungsmodus (hier Modus Abfluss)
- QC-Einstellungen festlegen (Bestimmung der Qualitätsgrenzwerte z.B. SNR oder Geschwindigkeitsspitzen)

4. Vorbereitung der Messung

- Taste <1> für Namensgebung betätigen
- Taste <9> für Name akzeptieren und fortfahren

5. Einstellung der Messparameter

- Auswahl der Methode 1-Punkt-, 3-Punkt-, 5-Punkt-Messung je nach gegebener Tiefe mit Taste <Methode> (1 – 8 cm = 1-Punkt; 8 – 16 cm = 2-Punkt; 16 – 24 cm = 3-Punkt; > 24 cm = 5-Punkt-Messung)
- Eingabe der Breite der Lotsenkrechten (10 cm – 30 cm; je Lotsenrechte weniger als 10% des Gesamtabflusses; in diesem Fall meist 20 cm bei einer Breite von 2,4 m – 5,1 m)

6. Messung

- Zu Beginn Messgerät senkrecht, so dicht wie möglich an den linken Gewässerrand ins Wasser stellen und die Tiefe der ersten Lotsenkrechten am Gestänge des FlowTrackers ablesen
- Eingabe der Wassertiefe der Lotsenkrechten mit Taste <Tiefe> (Anpassung der Anzahl an Messpunkten je nach Tiefe)
- Sonde in angegebene Tiefe bringen (Messfühler nach vorne, parallel zur Fließrichtung ausrichten)
- Messung starten mit Taste <Messung>
- Ergebnis akzeptieren oder Messung wiederholen

- Zum wiederholen der Messung Sonde wieder in angegebene Tiefe bringen und Messung starten mit Taste <Messung>