©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Faun.-Ökol. Mitt. Suppl. 40, 21-40 Kiel, 2018

Salzig oder süß, Nährstoffquellen und -senken?

Wie entwickelt sich die Wasserqualität im Naturschutzgebiet Wesseker See nach einer Wasserstandsanhebung?

Von Kirsten Rücker und Joachim Schrautzer

Summary

Fresh or brackish, nutrient source or nutrient sink? How will the water quality develop in the nature conservation area Lake Wessek after a water level increase? The shallow and polytrophic Lake Wessek (Schleswig-Holstein) was prone to siltation and overgrowth. Plans have been made to improve biotope conditions by enlarging the water area. In order to assess the possible consequences of a water level increase, water samples from 12 locations of the lake and its catchment area were taken between September 2005 und October 2007.

The samples from locations near the Baltic Sea were high in conductivity, sodium, and chloride. Lake Wessek was brackish (up to 14000 µS cm^{-1}) with highest values in summer due to evaporation. No salt water influence was detected in neighbouring ponds and sampling points more distant from the coast. We expect a decreasing influx of saline groundwater if the water table is raised. A subsequent decrease of the salt content in the lake is likely to take place with delay. Small water bodies adjacent to the lake, especially those on the eastern side, may become brackish. The sampled ponds will probably not be affected.

Lake Wessek was phosphorous-limited during the survey. In several sampling points N- and P-values tended to be lower compared to former measurements. Nitrate values of the lotic water bodies Oldenburger Graben and Alte Johannisbek remained high. On the long term, water quality in the Lake Wessek area will improve after the water level increase. However, re-dissolution of phosphate from the sediment may lead to higher P-values for a longer period. During this transition period reduced nitrification and denitrification may result in higher ammonium concentrations. The risk of high ammonium contents will be reduced by a stepwise increase of the water level. Oxygen will be critical for the future conditions in the lake and the flooded areas. Monitoring at short time intervals is recommended to optimize the conservation management in case of adverse effects.

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Zusammenfassung

Im Bereich des durch Verlandung geprägten polytrophen Wesseker Sees sind Maßnahmen zur Lebensraumerweiterung und -verbesserung geplant. An 12 Probenahmestellen wurden zwischen September 2005 und Oktober 2007 wasserchemische Parameter erhoben. Die ostseenahen Probennahmestellen zeigten hohe Leitfähigkeitswerte mit hohen Natrium- und Chloridwerten. Der Wesseker See war brackig und die Leitfähigkeit war durch Verdunstung im Sommer besonders hoch (bis 14000 µS cm^{-1}). In den angrenzenden Weihern und ostseefernen Messstellen war kein Salzwassereinfluss nachweisbar. Es ist zu erwarten, dass der Grundwasserzustrom salzhaltigen Ostseewassers bei einem höheren Wasserspiegel geringer wird, ohne dass sich der Salzgehalt zunächst wesentlich verändert. Seenahe Kleingewässer östlich des Sees können durch den Wasserspiegelanstieg unter Brackwassereinfluss geraten. Die untersuchten Weiher wären vermutlich jedoch nicht betroffen.

Der Wesseker See war zur Zeit der Untersuchung phosphatlimitiert. Die Nährstoffbelastung (N und P) erwies sich im Vergleich zu früheren Jahrzehnten an mehreren Untersuchungsstellen als niedriger. Die Nitratbelastung der zumindest teilweise fließenden Gewässer Oldenburger Graben und Alte Johannisbek war jedoch erheblich. Nach der Wasserstandsanhebung ist insgesamt von einer langfristigen Verbesserung der Wasserqualität im Untersuchungsgebiet auszugehen. Die Rücklösung von Phosphat aus dem Sediment kann allerdings längerfristig zu höheren P-Konzentrationen führen. In der Übergangsphase ist zusätzlich mit verminderter Nitrifikation und Denitrifikation und damit hohen Ammonium-Konzentrationen zu rechnen. Um das Risiko möglichst gering zu halten, empfiehlt sich die stufenweise Anhebung des Wasserstandes. Wesentlicher Faktor für den künftigen Zustand des Sees und der angrenzenden Gewässer ist der Sauerstoffgehalt. Ein engmaschiges Monitoring sollte etabliert werden, das bei unerwünschten Entwicklungen die Optimierung des Managements erlaubt.

Einleitung

Der Wesseker See gehört zum Natura-2000-Gebiet „Stran-dseen der Hohwachter Bucht". Der See, dessen Wasserstand seit Ende der 50er Jahren durch Wehre, Schleusen und Pumpwerke reguliert wird, drohte zu verlanden, so dass eine Wasserstandsanhebung zur Lebensraumerweiterung und –verbesserung vorgesehen wurde. Vor Beginn sollte die chemische Gewässergüte erfasst und auf dieser Grundlage eine Einschätzung möglicher Veränderungen durch die geplanten Maßnahmen vorgenommen werden. Insbesondere war von Interesse, ob sich der Anstau positiv auf die Wasserqualität auswirken würde oder ob die neu überfluteten Flächen zu Stoffquellen für den See werden könnten. Zu prüfen war außerdem, ob weitere biogeochemische Prozesse bei einer Vergrößerung der Seefläche zur Wirkung kommen könnten.

Der Wesseker See war durch den unregelmäßigen Einstrom von Salzwasser bei Ostseehochwasser über das Siel bei Weißenhaus und Verdunstung im Sommer in den letzten Jahrzehnten brackwassergeprägt. Ansonsten erfolgt die Wasserzufuhr ausschließlich durch Regenwasser. Salzhaltiges Grundwasser kann als unterirdische Salzwasserintrusion durch die Stranddüne bei Weißenhaus in das Gebiet dringen, erreicht jedoch nicht den See selber. Zu diskutieren war die Frage, wie sich die Anteile von Salz- und Süßwasser in den Bereichen des derzeitigen Sees und der

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

kleineren Wasserflächen im Überflutungsbereich durch die Anstaumaßnahmen verändern würden.

Methoden

An sechs Messstellen wurden Wasserproben jeweils im Spätsommer 2005 (05.09.05), im Frühjahr 2006 (11.04.06) und im Sommer 2006 (11.07.06) entnommen. Bei den Messstellen (Abb. 1) handelte es sich um die Seemitte des Wesseker Sees (WS), den Oldenburger Graben vor dem Schöpfwerk (OG), den Ablauf der Kläranlage Weißenhäuser Strand in den Oldenburger Graben (KL) und den Seeablauf ca. 30 m, bevor dieser das Schöpfwerk (SW) erreicht. Zwei weitere Proben wurden im Randkanal (RK) und am Sperrwerk zur Ostsee (S) genommen. 2007 wurden sechs weitere Messstellen beprobt: Vier Weiher (W1 bis W4), die Alte Johannisbek (F1) und der Oldenburger Graben östlich der Brücke (F2) vor dem Zufluss der Alten Johannisbek, jeweils im Frühjahr (14.05.07), im Sommer (13.07.07) und im Herbst (26.10.07). Vor Ort wurden gelöster Sauerstoff, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und die Temperatur bestimmt. Aus den Sauerstoffkonzentrationen, der Wassertemperatur und dem Luftdruck (DWD-Daten) wurde die Sauerstoffsättigung nach HUA (1990) berechnet.

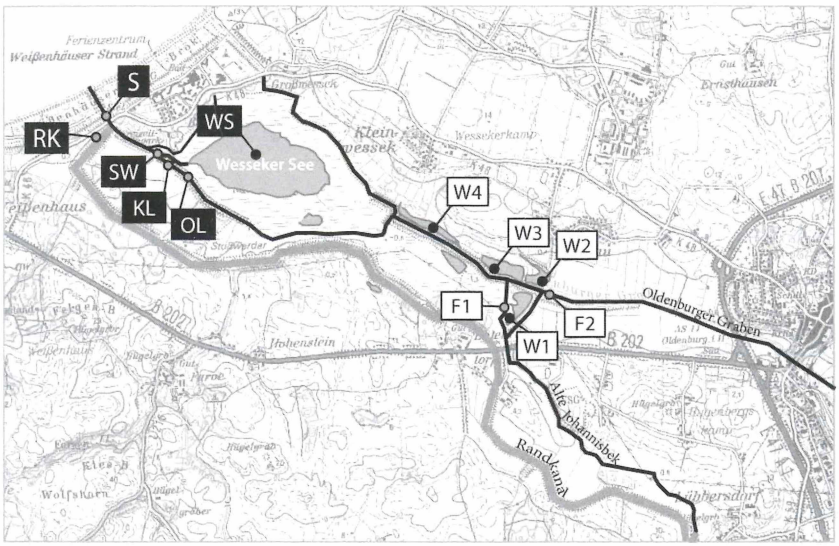

Abb. 1: Karte des Untersuchungsgebietes mit Entnahmestellen der Wasserproben. Wesseker See (WS), Kläranlage (KL), Schöpfwerk (SW), Sperrwerk (S), Randkanal (RK) und Oldenburger Graben (OL und F2), Alte Johannisbek (F1) und vier Kleingewässer (Weiher W1 bis W4). Beprobungszeitraum 2005/6 mit Beschriftung weiß auf schwarz, Beprobung 2007 mit Beschriftung schwarz auf weiß.

Nach gekühltem Transport wurden im Labor der Landwirtschaftlichen Forschungs- und Untersuchungsanstalt Kiel (LUFA) sofort Basen- und Säurekapazität, BSB_5, Ortho-Phosphat-Phosphor (o-PO_4-P), Gesamt-Phosphor (TP), Nitrat-Stickstoff (NO_3-N), Nitrit-Stickstoff (NO_2-N), Ammonium-Stickstoff (NH_4-N) sowie Gesamt-Stickstoff nach Kjeldahl (gesamter organisch gebundener Stickstoff, „Total

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Kjeldahl Nitrogen" TKN) bestimmt. Mittels Differenzbildung von TP und Ortho-Phosphat-Phosphor wurde die partikuläre Fraktion dieses Nährstoffes geschätzt. Zur Beurteilung des Ostseewassereinflusses wurden Natrium und Chlorid bestimmt. Die Messungen von Na und Cl dienten der verbesserten Interpretation der Leitfähigkeitsmessungen, da sowohl Meerwasser als auch erhöhte Stofffrachten im Süßwasser zu hohen Leitfähigkeiten führen können. Die angewendeten Labormethoden entsprachen den zur Analyse von Oberflächenwasser geltenden DIN-Normen und sind in den Prüfberichten der LUFA dokumentiert.

Neben den eigenen Erhebungen konnten zusätzlich die Aufzeichnungen des Wasserstandes von Grund- und Seewasser durch den Wasser- und Bodenverband zur Interpretation sowie Daten zur Gewässerchemie der beprobten Stellen (Messprogramm Wangels 1974–1979 in GREUNER-PÖNICKE 1999) herangezogen werden. Die Auswertung der einzelnen Parameter erfolgte nach den gängigen Gewässer-Gütekriterien für Oberflächengewässer der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 1998). Zur Klassifizierung der chemischen Gewässergüte nach LAWA (1998) wurden die Mittelwerte herangezogen (nicht 90-Perzentile wie üblicherweise in Gewässergüteuntersuchungen), bei der Sauerstoffkonzentration ist das Minimum entscheidend für die Einordnung in die Güteklasse. Der Sauerstoffgehalt unterliegt starken diurnalen Änderungen (Minima kurz vor Sonnenaufgang) und saisonalen Schwankungen (Minima in Phasen, die durch Abbauprozesse geprägt sind, hauptsächlich im Sommer). Die Minima wurden mit den Messungen tagsüber an drei Tagen vermutlich gar nicht erfasst. Allgemein ist die Einordnung in Gewässergüteklassen auf Grundlage von drei Messungen nur eingeschränkt belastbar.

Ergebnisse

Temperatur, Sauerstoff und biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB5)

Die Wassertemperaturen geben Aufschluss über die klimatischen Bedingungen vor und an den Probenahmeterminen (Tab. 2). Die Wassertemperatur des Wesseker Sees lag im Mittel bei 16,3 °C und unterschied sich damit nicht wesentlich von den Temperaturen der übrigen Gewässer (im Mittel 16,6 °C). Die Wassertemperaturen aller Messstellen lagen im September 2005 zwischen 16 °C und 19 °C, im Juli 2006 zwischen 22 °C und 25 °C. Erwartungsgemäß fielen die Wassertemperaturen zum Frühjahrstermin 2006 am geringsten aus (6–8 °C), während die Ostseetemperatur am Sperrwerk zu diesem Zeitpunkt schon bei 13 °C lag. Die Messwerte im Jahr 2007, Weiher 1 bis Weiher 4, Alte Johannisbek (F1) und Oldenburger Graben (F2), hatten eine geringere Varianz und lagen zwischen 8 °C und 19 °C. Im Mai und im Juli 2007 ähnelten sich die Temperaturen, da der Mai relativ hohe Lufttemperaturen hatte und der Juli reichlich Niederschläge.

Die mittleren Sauerstoffgehalte der Messstellen Wesseker See, Oldenburger Graben, Klärwerkablauf, Schöpfwerk, Sperrwerk und Randkanal lagen zwischen 9 und 11 mg L^{-1} (Tab. 1), die entsprechenden Sättigungen zwischen 93 % und 112 %. Für die Gewässergüteklasse der longitudinalen Gewässer (Alte Johannisbek, Oldenburger Graben und Randkanal) ergab sich die Klassifikation Güteklasse I–II. Nur die Proben am Schöpfwerk zeigten ein Sauerstoffminimum von knapp 3 mg L^{-1} am 5.9.2005, was einer Gewässergüte von III–IV (hohe Belastung) entsprach. Im Juli darauf wies der Wesseker See mit einer Konzentration von <6 mg L^{-1} den geringsten Sauerstoffgehalt auf.

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

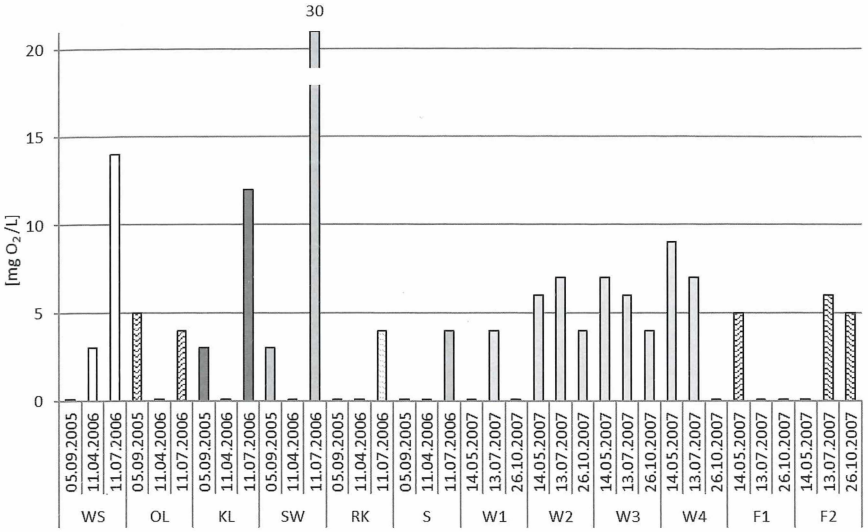

Abb. 2: Sauerstoff-Konzentrationen (Säulen) und Sauerstoffsättigung (Zahlen über den Säulen) der Jahre 2005–2007 im Wesseker See und den umgebenden beprobten Gewässern. WS: Wesseker See, OL: Oldenburger Graben, KL: Klärwerk; SW: Schöpfwerk; RK: Randkanal; S: Sperrwerk; W1 bis W4: Weiher 1 bis Weiher 4; F1: Alte Johannisbek; F2: Oldenburger Graben östlich Brücke.

Die Sauerstoffsättigung lag im September 2005 zwischen 85 % und 105 %, am Schöpfwerk bei nur 30 %. Während die Sättigungen im Frühjahr 2006 zwischen knapp 70 % und 100 % betrugen, erreichten sie in Folge hoher Primärproduktion im Sommer 2006 Werte zwischen 85 % und 185 %.

Die Mittelwerte der Sauerstoffgehalte der Weiher 1–4 (W1–W4), Alten Johannisbek (F1) und Oldenburger Graben (F2) (Abb. 2) lagen zwischen 5 und 8 mg O_2 L^{-1}, die entsprechenden mittleren Sättigungen zwischen 51 % und 77 %. Auch für diese Messstellen war die Einordnung in die Gewässergüteklassen durch die Werte im Juli 2007 mit ca. 3 mg L^{-1} entsprechend niedrig (hohe Belastung, Gewässergüteklasse III–IV). Die niedrigste Konzentration von knapp über 2 mg L^{-1} (24 %) wurde im Juli jedoch an der Messstelle W3 erreicht. Berücksichtigt man diurnale Schwankungen im Gewässer, so liegt dieser Wert im Tagesmittel vermutlich noch weit unter 2 mg L^{-1}. Im Vergleich zu den Messstellen am Wesseker See (WS, OL, KL, SW, RK und S) fällt auf, dass keine Sättigungen über 100 % auftraten. Eine Übersättigung infolge hoher Primärproduktion gab es also offenbar in den Weihern nicht.

Während im Randkanal und am Sperrwerk die BSB_5-Werte (Abb. 3) im Mittel bei 2 mg L^{-1} lagen, was der Güteklasse II, mäßig belastet, entspricht, waren sie im Oldenburger Graben mit mittleren 4 mg L^{-1} (Güteklasse II–III, deutlich belastet) und im Wesseker See mit 6 mg L^{-1} schon erhöht. Am Schöpfwerk lag das Mittel mit 12 mg L^{-1} (Güteklasse III, erhöhte Belastung) am höchsten. Die höchsten Werte traten im Juli 2006 auf, insbesondere fielen die hohen Werte im Wesseker See mit 14 mg L^{-1}, am Ablauf der Kläranlage mit 12 mg L^{-1} und am Schöpfwerk mit 30 mg L^{-1} auf.

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

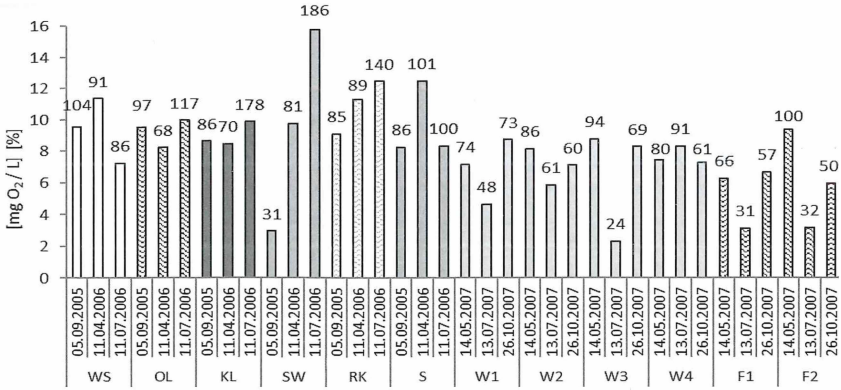

Abb. 3: Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB_5). WS: Wesseker See, OL: Oldenburger Graben, KL: Klärwerk; SW: Schöpfwerk; RK: Randkanal; S: Sperrwerk; W1 bis W4: Weiher 1 bis Weiher 4; F1: Alte Johannisbek; F2: Oldenburger Graben östlich Brücke.

Während die BSB_5-Werte an der Messstelle W1 lediglich im Juli etwa 4 mg L^{-1} erreichten (im Mittel jedoch 2,3 mg L^{-1}), fielen die BSB_5-Werte in den restlichen Weihern insbesondere im Frühjahr und Sommer deutlich höher aus (>6 bis etwa 9 mg L^{-1} an W4). In den Weihern W2 bis W4 fanden demnach starke Abbauprozesse statt.

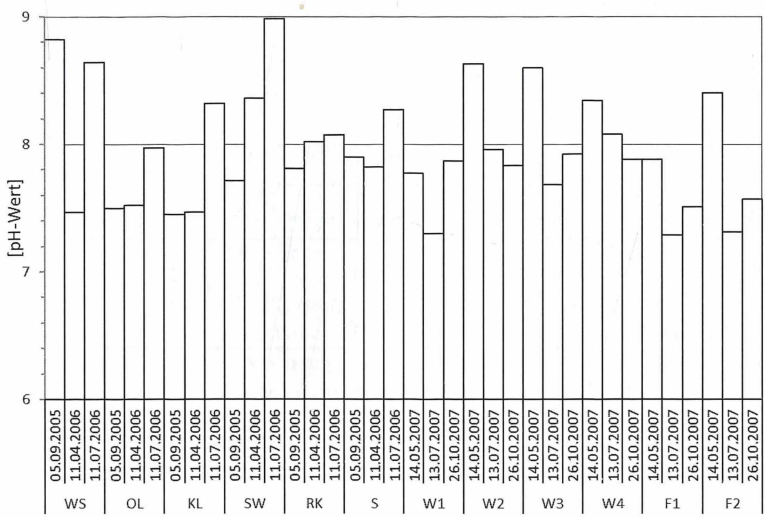

Abb. 4: pH-Wert. WS: Wesseker See, OL: Oldenburger Graben, KL: Klärwerk; SW: Schöpfwerk; RK: Randkanal; S: Sperrwerk; W1 bis W4: Weiher 1 bis Weiher 4; F1: Alte Johannisbek; F2: Oldenburger Graben östlich Brücke.

Die BSB_5-Werte im Oldenburger Graben an der Messstelle F2 waren mit mittleren Konzentrationen von knapp über 4 mg L^{-1} etwas geringer und lagen damit im gleichen Bereich wie die mittleren Werte der Beprobungen des Oldenburger Grabens

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

(OL) vor dem Sperrwerk. Die Alte Johannisbek zeigte an der Probestelle F1 einen mittleren Sauerstoffbedarf von knapp 3 mg L^{-1}. Insgesamt war der Sauerstoffbedarf an den Messstellen W1–W4 sowie F1 und F2 geringer als an den Messstellen im Bereich des Wesseker Sees aus dem ersten Beprobungszeitraum.

pH-Wert

Insgesamt lagen die pH-Werte an den drei Terminen und den sechs Messstellen WS, OG, KL, SW, RK und S zwischen 7,5 und 9. Damit waren sie vergleichsweise hoch. Hohe pH-Werte über 8 wurden jeweils im Sommer 2006 erreicht (Abb. 4). Der Wesseker See zeigte in beiden Sommerprobenahmen mit 8,6 bzw. 8,9 einen deutlich höheren Wert als im Frühjahrs mit 7,5. Höhere pH-Werte während des Tages im Sommer sind u.a. ein Hinweis auf erhöhte Primärproduktion, da Wasserpflanzen bei der Photosynthese CO_2 aus dem Wasser aufnehmen. Die pH-Werte lagen 2007 an den Messstellen W1–W4 sowie F1 und F2 zwischen 7,3 und etwa 8,6, im Mittel bei 8 und damit im Bereich der Messstelle Wesseker See.

Leitfähigkeit, Natrium- und Chloridgehalt

Der Brackwassercharakter des Wesseker Sees ist an der elektrischen Leitfähigkeit (Abb. 5) bzw. an den Natrium- und Chlorid-Konzentrationen der untersuchten Wasserproben abzulesen.

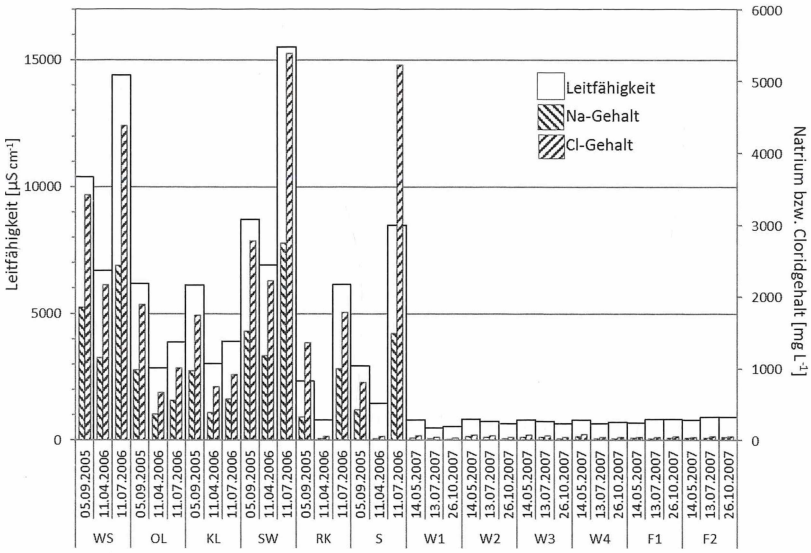

Abb. 5: Elektrische Leitfähigkeit, Natrium- und Chloridgehalt. WS: Wesseker See, OL: Oldenburger Graben, KL: Klärwerk; SW: Schöpfwerk; RK: Randkanal; S: Sperrwerk; W1 bis W4: Weiher 1 bis Weiher 4; F1: Alte Johannisbek; F2: Oldenburger Graben östlich Brücke.

In den ostseenahen Probennahmestellen lag die Leitfähigkeit fast ausnahmslos über 1000 µS cm^{-1} und die Natrium- und Chlorid-Werte korrespondierten mit der Leitfähigkeit. Im See lag die Leitfähigkeit bei etwa 6000 µS cm^{-1} im Frühjahr,

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

während sie im Sommer 10 000 µS cm^{-1} (2005) bis über 14 000 µS cm^{-1} (2006) erreichte. Ähnlich hohe Werte wurden nur an der mit dem See ständig verbundenen Messstelle vor dem Schöpfwerk gemessen. Selbst am Sperrwerk zur Ostsee waren die Leitfähigkeiten mit maximal 8000 µS cm^{-1} niedriger. Der damit nicht korrespondierende, einzelne hohe Chloridwert im Juli 2006 zeigt auch hier einen deutlichen Meerwassereinfluss an. Geringere, jedoch für Süßwasser immer noch ungewöhnlich hohe Leitfähigkeitswerte wurden an den übrigen Messstellen des ersten Probennahme Zeitraumes erreicht (800–6000 µS cm^{-1}).

Im Gegensatz zum Wesseker See und den Messstellen aus dem ersten Beprobungszeitraum 2005/6 waren in der Alten Johannisbek (F1), dem Oldenburger Graben (F2) und den Weihern (W1–W4) die Werte für die elektrische Leitfähigkeit und auch die Natrium- und Chlorid-Konzentrationen niedrig.

Nährstoffkonzentrationen

Phosphor

Ortho-Phosphat war zu keinem Beprobungstermin im Wesseker See nachweisbar (Abb. 6). Ähnlich gering waren die Konzentrationen am Schöpfwerk. Mit Ausnahme der Probenahme im September 2005 (0,04 mg L^{-1}) lagen sie ebenfalls unter der Nachweisgrenze von 0,02 mg L^{-1}. Im Wesseker See und am Schöpfwerk (Ausnahme Septemberprobe) lag der gesamte Phosphor gebunden vor. Hohe Ortho-Phosphat-Konzentrationen wiesen dagegen der Oldenburger Graben (OL) und der Kläranlagenablauf mit jeweils mittleren 0,26 mg L^{-1} auf (für Ortho-Phosphat entspricht das der Güteklasse III). Randkanal und Sperrwerk fielen mit mittleren Konzentrationen von 0,14 bzw. 0,13 mg L^{-1} in die Güteklasse II–III für Ortho-Phosphat.

Gesamt-Phosphor (TP) erreichte wie auch Ortho-Phosphat-Phosphor die höchsten Konzentrationen im Sommer 2006. Hohe Sommer-Konzentrationen von etwas über 0,7 mg L^{-1} wurden im Oldenburger Graben und am Sperrwerk festgestellt und entsprachen einer hohen Belastung (Güteklasse III–IV). Noch höher bei knapp 0,8 mg L^{-1} lag die TP-Konzentration im Sommer 2006 am Schöpfwerk. Im Mittel betrug die TP-Konzentration im Wesseker See 0,19 mg L^{-1}. Noch etwas höher war sie am Schöpfwerk mit 0,34 mg L^{-1} (erhöhte Belastung, Gewässergüteklasse III). Im Randkanal und am Sperrwerk lagen die Konzentrationen im Mittel knapp unter 0,3 mg L^{-1} und damit in der Güteklasse II–III.

Während im Oldenburger Graben kurz vor dem Sperrwerk relativ hohe Ortho-Phosphat-Konzentrationen nachgewiesen wurden (mittlere 0,26 mg L^{-1}, Güteklasse III), fielen die Konzentrationen bei der Beprobung am Oberlauf östlich der kleinen Brücke geringer aus. Sie lagen hier im Mittel bei 0,07 mg L^{-1} (Güteklasse I–II). In der Alten Johannisbek waren die Konzentrationen etwas höher als im Oldenburger Graben (mittlere 0,1 mg L^{-1}, Güteklasse II).

In den Weiherproben war Ortho-Phosphat nachweisbar (Abb. 6). Weiher 1 war der mit Ortho-Phosphat am geringsten belastete Weiher, doch auch hier erreichten die Konzentrationen ein Mittel von 0,15 mg L^{-1}. W4 folgte mit einem Mittel von 0,22 mg L^{-1}, insbesondere fiel der hohe Wert im Mai von knapp 0,4 mg L^{-1} auf. Weiher 2 und Weiher 3 waren am stärksten belastet, im Mittel wiesen sie Konzentrationen von jeweils 0,37 mg L^{-1} und 0,35 mg L^{-1} auf, das Maximum der gemessenen Konzentrationen zeigte der Sommermesswert von W3 mit 0,6 mg L^{-1}.

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

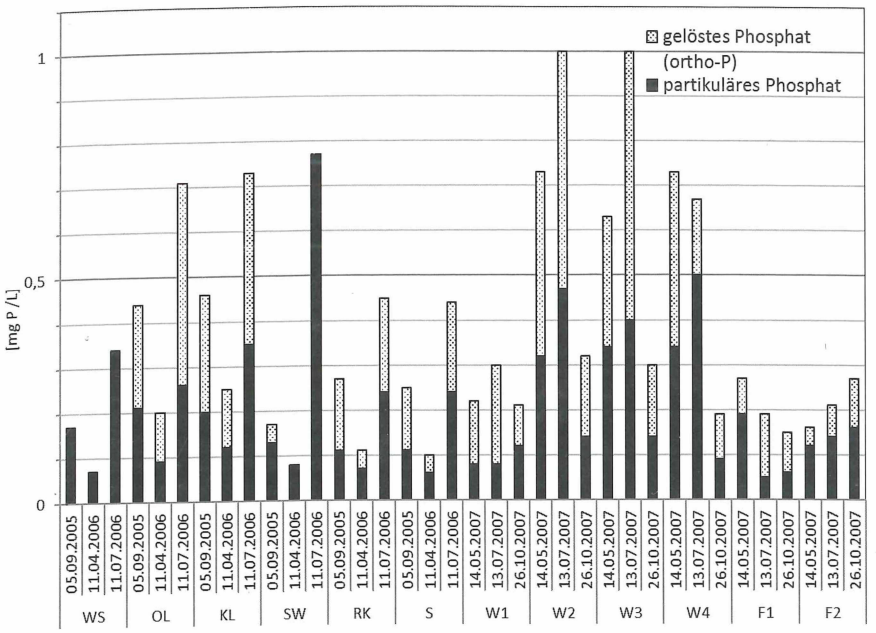

Abb. 6: Konzentrationen von Gesamt-Phosphor TP (gesamte Säulen), Ortho-Phosphat-Phosphor (grauer Säulenteil) und partikulär gebundener Phosphor (schwarzer Säulenteil). WS: Wesseker See, OL: Oldenburger Graben, KL: Klärwerk; SW: Schöpfwerk; RK: Randkanal; S: Sperrwerk; W1 bis W4: Weiher 1 bis Weiher 4; F1: Alte Johannisbek; F2: Oldenburger Graben östlich Brücke.

Gesamt-Phosphor erreichte wie auch Ortho-Phosphat-Phosphor die höchsten Konzentrationen im Sommer an den Messstellen W3 und W4 mit 1 mg L^{-1}. Dort wurden auch hohe Konzentrationen von mehr als 0,6 mg L^{-1} im Mai gemessen. W2 zeigte mit einem Mittelwert von 0,7 mg L^{-1} eine hohe Belastung, W3 und W4 mit 0,6 bzw. 0,5 mg L^{-1} eine erhöhte Belastung. Die Konzentrationen bei W1, in der Alten Johannisbek und im Oldenburger Graben waren geringer. Im Mittel lagen sie bei 0,2 mg L^{-1} und entsprachen damit der Güteklasse II–III. In den Weihern war mit Ausnahme der Messstelle W4 im Sommer ein großer Anteil des gesamten Phosphors gebunden.

Stickstoff

Sowohl Nitrat-N, als auch Nitrit-N lagen im Wesseker See und am Schöpfwerk unter der Nachweisgrenze von 0,11 mg L^{-1} bzw. 0,007 mg L^{-1} (Abb. 7, Abb. 8). Hohe Nitrat-N-Konzentrationen zwischen 5 und 9 mg L^{-1} wurden nur im Frühjahr 2006 an den Messstellen Oldenburger Graben, Kläranlagenablauf, Randkanal und Sperrwerk festgestellt.

Nitrat-N lag in den Proben der Weiher vom Frühjahr und Sommer unter der Nachweisgrenze von 0,11 mg L^{-1} (Abb. 7) wie auch im Wesseker See. Lediglich im Herbst wurden in den Weihern geringe Konzentrationen von 0,2 bis 0,4 mg L^{-1} erreicht. Insgesamt wurde die höchste Konzentration mit 4,1 mg L^{-1} im Sommer in

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

der Alten Johannisbek (F1) gemessen. Im Mittel lagen die Konzentrationen in der Alten Johannisbek bei 3 mg L^{-1} und im Oldenburger Graben (F2) bei 2 mg L^{-1} (Güteklasse III und II–III). Einzelne hohe Konzentrationen wie im Frühjahr 2006 (zwischen 5 und 9 mg L^{-1} an den Messstellen Oldenburger Graben OL, Kläranlagenablauf, Randgraben und Sperrwerk) traten an den späteren Beprobungsterminen nicht auf.

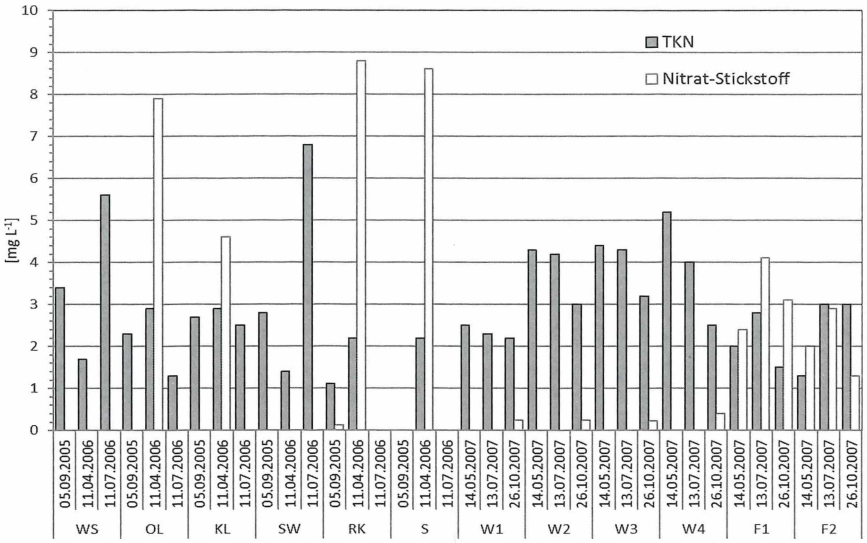

Abb. 7: Konzentrationen von Gesamt-Stickstoff TKN (Total Kjeldahl Nitrogen, dunkelgraue Säulen) und Nitrat-Stickstoff (hellgraue Säulen). WS: Wesseker See, OL: Oldenburger Graben, KL: Klärwerk; SW: Schöpfwerk; RK: Randkanal; S: Sperrwerk; W1 bis W4: Weiher 1 bis Weiher 4; F1: Alte Johannisbek; F2: Oldenburger Graben östlich Brücke.

In der Alten Johannisbek wurde im Sommer eine Nitrit-Konzentration von 0,6 mg L^{-1} gemessen. Auch das Mittel der Nitrit-Konzentrationen in der Alten Johannisbek lag mit 0,33 mg L^{-1} vergleichsweise hoch (Güteklasse III). Die Weiher W2–W4 und der Oldenburger Graben wiesen mittlere Konzentrationen zwischen 0,1 und 0,2 mg L^{-1} auf (Gewässergüteklasse II–III), während der Weiher W1 einen Mittelwert von 0,07 mg L^{-1} erreichte.

Die höchsten mittleren Gesamt-Stickstoff-Konzentrationen der Beprobung 2005/06 wurden im Wesseker See und am Schöpfwerk (Güteklasse II–III, deutlich belastet) mit jeweils knapp über 3,5 mg L^{-1} festgestellt. Dort wurden Maxima von 5,6 mg L^{-1} und 6,8 mg L^{-1} im Sommer 2006 ermittelt. Auffällig ist, dass an den übrigen Messstellen die jeweils höchsten Konzentrationen im Frühjahr erreicht wurden. Sie sind durch die hohen Nitrat-Konzentrationen bedingt. Eine mäßige Belastung (Güteklasse II) mit Gesamt-Stickstoff zeigten der Oldenburger Graben (OL) mit mittleren 2,2 mg L^{-1} und der Kläranlagenablauf mit 2,7 mg L^{-1}, Randkanal und Sperrwerk fielen in die Güteklasse I–II mit einem Mittel über 1 mg L^{-1}. Die höchsten Gesamt-Stickstoff-Konzentrationen in den Weihern wurden in W2–W4 mit 4 mg L^{-1}

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

gemessen. W1, Alte Johannisbek (F1) und Oldenburger Graben (F2) wiesen eine Konzentration von etwas über 2 mg L^{-1} (Güteklasse II) auf.

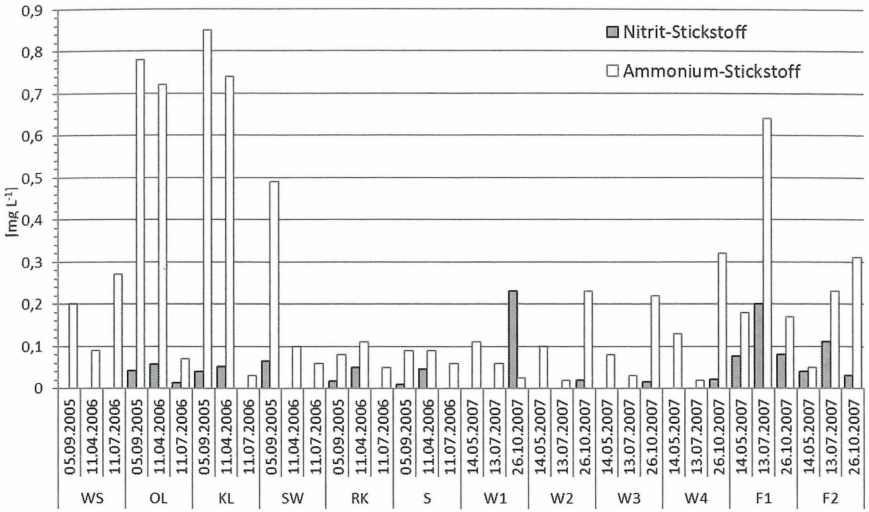

Abb. 8: Konzentrationen von Nitrit-Stickstoff NO2-N (dunkelgraue Säulen) und Ammonium-Stickstoff NH4-N (hellgraue Säulen). WS: Wesseker See, OL: Oldenburger Graben, KL: Klärwerk; SW: Schöpfwerk; RK: Randkanal; S: Sperrwerk; W1 bis W4: Weiher 1 bis Weiher 4; F1: Alte Johannisbek; F2: Oldenburger Graben östlich Brücke.

Diskussion

Aktuelle Situation

Unter Einbeziehung der untersuchten Parameter und mit den genannten Einschränkungen waren die longitudinalen Gewässer Oldenburger Graben, Randkanal und Alte Johannisbek in die Güteklasse II mit mäßiger Belastung oder II–III mit „deutlicher Belastung" einzuordnen (Mittelwert aller Güteklassen der einzelnen gemessenen Parameter an der jeweiligen Messstelle).

Einzelne Werte zeigten hohe Belastungen an, wie z.B. BSB_5 und Sauerstoffgehalt, die durchaus kritisch für einige Arten (z.B. Fische, Makrozoobenthos) sein können und auch für die Beschleunigung von Eutrophierungs-Prozessen verantwortlich sind. Je weniger Sauerstoff beispielsweise durch Abbauprozesse vorhanden ist, desto mehr Phosphor kann aus dem Sediment rückgelöst werden (RÜCKER 2008, ZAK et al. 2004). Sowohl im See als auch vor dem Schöpfwerk kommt es vor allem im Sommer durch die Akkumulation organischen Materials und verdunstungsbedingt niedrigeren Wasserständen zu intensiven, sauerstoffzehrenden Abbauprozessen.

Im Messprogramm 1990–93 hatte der BSB_5-Wert an der Schleuse bei 6 mg L^{-1} und an der Johannisbek bei 20 mg L^{-1} gelegen (S. Friederichsen mündliche Mitteilung). Im Messprogramm der 70er Jahre (1972–77) war die sommerliche Belastung am Schöpfwerk mit 23,3 mg L^{-1} durchschnittlich ebenfalls sehr hoch. Im Kläranlagenablauf vor der Verrohrung, die schließlich in den Seeablauf am Schöpfwerk mündet, hatte der biochemische Sauerstoffbedarf bei 9,2 mg L^{-1}, im Oldenburger Graben

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

bei 16,2 mg L^{-1} und bei 4,4 mg L^{-1} vor dem Sperrwerk nach dem Zusammenfluss von Randkanal und Oldenburger Graben gelegen. In der Johannisbek hatte der mittlere Wert damals 7 mg L^{-1} betragen. Obwohl viele Fließgewässer in den 70er Jahre vor dem Ausbau der Kläranlagen generell stärker organisch belastet waren, lässt sich im vorliegenden Gebiet keine wesentliche Abnahme des Sauerstoffbedarfs im Sommer und damit der organischen Belastung seit dieser Zeit feststellen. Eine mögliche Erklärung liefert die weiterhin andauernde intensive Entwässerung und landwirtschaftliche Nutzung des Gebietes selbst und seines Einzugsgebietes, die mit hoher Mineralisation der Moorböden und damit hohen Austrägen organischer und anorganischer Stoffe einhergehen. Eine weitere Belastungsquelle stellt der Kläranlagenablauf in den Oldenburger Graben dar.

Hohe Leitfähigkeiten können außer durch Salzwassereinfluss auch auf Eutrophierung beispielsweise infolge von Einträgen aus der Landwirtschaft zurückzuführen sein. Sie erreichen dann leicht Werte bis 900 µS cm^{-1} (RÜCKER 2008, RÜCKER & SCHRAUTZER 2010). Im See und den ostseenahen Messstellen korrespondierten die Natrium- und Chlorid-Werte mit der Leitfähigkeit, so dass von Meerwassereinfluss auszugehen ist. Die Leitfähigkeiten im See waren durchweg wesentlich höher als die zuvor ermittelten 2000 µS cm^{-1} (GREUNER-PÖNICKE 1999). Der Salzwassereintritt aus der Ostsee erfolgt über das komplexe System aus Sperrwerk, Schleusen und Schöpfwerk. Sind die Wasserkörper verbunden und steigt die Ostsee auf mehr als 20–30 cm über NN, strömt Salzwasser in den Randkanal und in den Oldenburger Graben ein. Wenn bei Wasserständen ab 1 m über NN das Deichsiel geschlossen wird und der Rückstau des Wassers aus dem Einzugsgebiet es erfordert, werden die Wehre zum Wesseker See hin geöffnet und salzhaltiges Wasser eingeleitet. Zu höheren Salzkonzentrationen im Wesseker See und am Schöpfwerk kann es v.a. im Spätsommer kommen. Die Verdunstungsverluste können durch die Zufuhr von Regenwasser nicht ausgeglichen werden, und das aus der Ostsee eingetragene Salz wird weiter konzentriert. Bei einem Wasserspiegelgefälle zwischen Ostsee und See erfolgt vermutlich zumindest phasenweise ein Zustrom salzhaltigen Grundwassers aus der Ostsee in die Region hinter der Stranddüne. Geringe Leitfähigkeiten und Natrium- bzw. Chlorid Konzentrationen in den 2007 gemessenen Weihern 1 bis 4 sowie F1 und F2 zeigten, dass weiter vom See entfernt im Landesinneren ein nennenswerter Salzwassereinfluss derzeit ausgeschlossen werden kann.

Phosphat liegt in stehenden Gewässern entweder pflanzenverfügbar als gelöstes Ortho-Phosphat oder gebunden vor. Gebunden wird das Phosphat organisch durch die Aufnahme in Algen und höhere Pflanzen während der Wachstumsperiode. Ein Teil des Phosphates kann auch anorganisch gebunden vorliegen, beispielsweise an Eisen-Hydroxide gebunden oder in einem calciumreichen Gewässer auch in Form von Calciumphosphaten (z.B. Apatit; Aufschluss über die Anteile dieser Bindungsformen würde eine Fraktionierung liefern). Unter Abbaubedingungen – im anaeroben Sediment und in tieferen Wasserschichten bei stabiler Schichtung – wird Ortho-Phosphat aus der partikulären Phase wieder freigesetzt und gelangt besonders im Herbst und Winter wieder in das Freiwasser. In Flachseen kann es auch im Sommer durch Wind und Wellenschlag zu einer Wasserumwälzung und Resuspendierung von Ortho-Phosphat kommen.

Auffallend war, dass im Wesseker See und am Schöpfwerk nahezu der gesamte Phosphor gebunden vorlag (Abb. 6). Im Frühjahr und im Sommer wird Phosphor offenbar komplett von Algen und höheren Pflanzen aufgenommen und kann im

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Untersuchungszeitraum als überwiegend limitierend für die Primärproduktion angesehen werden.

Die hohen Ortho-Phosphat-Konzentrationen in den Weihern können als Zeichen interner Eutrophierungsprozesse gedeutet werden. 1990–93 hatte die Gesamt-Phosphor-Konzentration in der Alten Johannisbek 0,53 mg L^{-1} und an der Schleuse bei 0,41 mg L^{-1} betragen. 1980-83 hatten dieselben Messstellen Werte von 4,9 mg L^{-1} bzw. 3,0 mg L^{-1} Gesamt-Phosphor (TP) gezeigt, waren also wesentlich höher als die hier vorliegenden Messungen. Für den See oder seinen Ablauf liegen aus dieser Zeit keine Werte vor. Im Messprogramm der 70er Jahre waren 1,2 mg L^{-1} Ortho-Phosphat (o-PO_4-P) und 2,8 mg L^{-1} TP vor dem Sperrwerk, 10,75 mg L^{-1} o-PO_4-P am Kläranlagenablauf und 4,07 mg L^{-1} o-PO_4-P im Oldenburger Graben gemessen worden. Die Phosphor-Konzentrationen lagen in den 70er und 80er Jahren vor dem Ausbau der Kläranlagen landesweit höher als heute. Durch den Ausbau vieler Kläranlagen bis Mitte der 90er Jahre konnten punktuelle Belastungen der Gewässer mit Phosphor stark verringert werden (MNU 1995). Auch im Gebiet Wesseker See sind die Phosphor-Konzentrationen seit dieser Zeit tendenziell zurückgegangen.

Entgegen der Annahme einer vorhergehenden Studie (Greuner-Pönicke 1999) zeigt sich, dass die Nährstoffbelastung des Sees trotz hoher Schlammauflagen insgesamt geringer ausfiel als die des Oldenburger Grabens. Hinsichtlich der Phosphor-Konzentrationen ist der Wesseker See als polytroph (p2) bis hypertroph zu bewerten. Dass jedoch zu keinem Zeitpunkt gelöstes, reaktives Phosphat vorgefunden wurde, spricht gemeinsam mit den im See mäßig ausfallenden Sauerstoffverhältnissen (Frühjahr/Sommer 86–104 % Sättigung) dafür, dass der Großteil des partikulären Phosphors hier aus Sedimentsuspensionen besteht, die offenbar im Sommer und Herbst nach Zusammenbruch der Algenpopulationen nicht bioverfügbar werden.

Die 2007 untersuchten Gewässer waren hoch mit Phosphat belastet, insbesondere die Weiher W2–W4. W2 und W3 können bei hohen Wasserständen ein einzelnes Gewässer bilden, so dass sich die Wasserkörper austauschen und sich ähnliche wasserchemischer Bedingungen einstellen. Die hohen Ortho-Phosphat-Konzentrationen weisen auf Rücklösung aus dem Sediment hin. W1 und W4 entsprachen insgesamt noch den Zielvorgaben der Güteklasse II und waren damit in der Güte mit den Messstellen der vorangegangenen Probennahmejahre vergleichbar (BRINKMANN 2007). Ursächlich für einzelne erhöhte Messwerte sind vermutlich zum einen hohe Einträge aus der Landwirtschaft und aus mineralisierten Niedermoorböden im vorgelagerten und seitlichen Einzugsgebiet sowie zum anderen interne Eutrophierung durch Suspendierung abgelagerter Stoffe.

1990–93 waren 0,32 mg L^{-1} Ammonium-N an der Schleuse und 2,82 mg L^{-1} in der Johannisbek gemessen worden, 1980–83 waren es noch 6,25 mg L^{-1} (Schleuse) und 3,00 mg L^{-1} (Johannisbek) gewesen. Die Belastung lag mit mittleren 0,12 mg L^{-1} (Güteklasse II) 2007 weit darunter. Auch die Messungen aus den 70er Jahren können zur Dokumentation eines allgemeinen Nährstoffrückgangs herangezogen werden. Allerdings war damals teilweise nur einmalig, zu unterschiedlichen Jahreszeiten und in verschiedenen Jahren beprobt worden, die Vergleichbarkeit ist demnach eingeschränkt. In den70er Jahren hatte die Ammonium-N-Konzentration bei 5,4 mg L^{-1} vor dem Sperrwerk, bei 10,92 mg L^{--1} am Kläranlagenablauf vor der Mündung in den Oldenburger Graben, bei 53,2 mg L^{-1} im Seeablauf und bei 6,31 mg L^{-1} im Oldenburger Graben gelegen. Damit zeigt sich, dass die Ammonium-Konzentrati-

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

onen ähnlich den Phosphor-Konzentrationen stark zurückgegangen sind. Auch hier ist eine Ursache in der verbesserten Klärung von Abwässern zu suchen.

Nitrat-N hatte 1990-1993 bei 9,5 mg L^{-1} vor dem Sperrwerk, bei 1,12 mg L^{-1} am Kläranlagenablauf vor der Mündung in den Oldenburger Graben, bei 0,07 mg L^{-1} im Seeablauf und bei 0,2 mg L^{-1} im Oldenburger Graben gelegen, Nitrit-N bei 0,25 mg L^{-1} vor dem Sperrwerk, bei 0,03 mg L^{-1} am Kläranlagenablauf vor der Mündung in den Oldenburger Graben, bei 0,05 mg L^{-1} im Seeablauf und bei 0,69 mg L^{-1} im Oldenburger Graben. Während die Nitrat-N-Konzentrationen vermutlich durch eingeschränkte Nitrifikation oder Denitrifikation vergleichsweise niedrig geblieben sind, haben sich die Nitrit-Konzentrationen etwas verringert.

Für Gesamt-N waren in den 70er Jahren Konzentrationen von 13,5 mg L^{-1} vor dem Sperrwerk, 7,92 mg L^{-1} am Kläranlagenablauf vor der Mündung in den Oldenburger Graben und 5,12 mg L^{-1} im Oldenburger Graben gemessen worden. Sowohl Gesamt-Phosphor als auch Gesamt-Stickstoff zeigen also einen Rückgang der organischen N- und P-Belastung bis heute. Es bleibt allerdings festzuhalten, dass die Alte Johannisbek und der Oldenburger Graben zwar nur temporär als Fließgewässer bezeichnet werden können, ihr Abfluss über Pumpwerke geregelt wird und meist gering ist, sie jedoch insgesamt noch immer eine Nitratfracht aus dem Einzugsgebiet mit sich führen.

Nitrit lag an den Messstellen am Wesseker See (vgl. BRINKMANN 2007) unter der Nachweisgrenze. Dort wurden jedoch teils weit höhere Ammonium-N-Konzentrationen von bis zu 0,8 mg L^{-1} gemessen. Es wurde eine eingeschränkte Nitrifikation als Ursache angenommen, für die auch die komplementär auftretenden niedrigen Nitrat-N-Konzentrationen sprachen. Im Frühjahr sind die Konzentrationen aller Stickstoffspezies niedrig. Vor allem im Wesseker See und auch in den Weihern spricht dies für die Aufnahme durch Phytoplankton eine mit der Aufnahme konkurrierende gekoppelte Nitrifikation-Denitrifikation (Leonardson et al. 1994).

Auffallend waren jedoch die hohen Nitrit-Konzentrationen in der Alten Johannisbek insbesondere im Sommer (0,6 mg L^{-1}). Da an diesem Termin auch Nitrat und Ammonium als weitere Stickstoffspezies sehr hohe Konzentrationen aufwiesen, deutet dies auf einen unmittelbaren und hohen Düngereintrag oder eine kurz zuvor stattgefundene Gewässerunterhaltung hin.

Einschätzung der Effekte einer Wasserstandsanhebung

Ein Überstau der Flächen mit der einhergehenden Veränderung des Schilfgürtels ist unter floristischen Artenschutzaspekten unbedenklich. Schilfröhricht wird an überstauten Flächen neu entstehen und sich vermutlich weiter landeinwärts ausbreiten. Die Einwanderung neuer Arten aus den artenreicheren Flächen beispielsweise südlich des Oldenburger Grabens (GREUNER-PÖNICKE 1999) ist damit in Randbereichen möglich. An Stellen mit höherem Wasserstand wird das Schilf vermutlich Dominanzbestände mit nur wenigen oder keinen weiteren Arten ausbilden.

Die Vergrößerung des Wasservolumens und der Wassertiefe würde sich positiv auf den Wärmehaushalt auswirken. Geringere Temperaturen in der Wassersäule und an der Sedimentoberfläche könnten zur Verminderung der Abbauprozesse und damit zu einer Verbesserung der Sauerstoffversorgung beitragen. Bei Anhebung des Wasserstandes ist mit einer langfristigen Verbesserung der Wasserqualität des Wesseker Sees selbst und einer Verringerung der Torfmineralisation in den überstauten Flächen zu rechnen.

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Nährstoffhaushalt

Der Wesseker See wird ein Flachsee mit den typischen Charakteristika im Stoffhaushalt bleiben. Ein wesentliches Charakteristikum ist die ganzjährig auftretende Resuspendierung des Sedimentes durch turbulente Durchmischung (Wind und Wellen). Je nach Bedeckungsgrad mit Makrophyten kann die Resuspendierung unterschiedlich starke Ausmaße annehmen. Die Vegetation ist ein wesentliches Merkmal zweier, sich deutlich unterscheidender Zustände von Flachseen, die mit den Nährstoffkreisläufen und mit dem Trophie-Status dieser Seen verknüpft sind. Zum einen handelt es sich um die makrophytendominierten Klarwasserseen und zum anderen um trübe planktondominierte Systeme. Der Wesseker See gehört zurzeit eindeutig zum trüben planktondominierten Typus. Die schlammige obere Auflage des Sedimentes wird immer wieder aufgewirbelt. Als einzige submerse Makrophytenart wurde *Zannichellia palustris* gefunden. In derart pelagisch geprägten Systemen kommt es zu keinen Nährstoffverlusten wie dem Absinken partikulärer Stoffe in das Hypolimnion der tiefen, geschichteten Seen (SCHEFFER 1998). Resuspendierte Nährstoffe können so je nach Milieu der Wassersäule mehr oder weniger schnell bioverfügbar werden und damit unmittelbar eutrophierend wirken. Insbesondere die Rücklösung von Phosphat aus dem Sediment, die als interne Eutrophierung bezeichnet wird, kann zu langfristig erhöhten P-Konzentrationen im Seewasser führen. Am dänischen Flachwassersee Søbygaard beispielsweise hielten Konzentration und Austrag von P auch Jahre nach der Reduktion der externen Eintragsfrachten an (SØNDERGAARD et al. 1993). Eine Wasserstandsanhebung ist demnach mit dem Risiko verbunden, schnell bioverfügbare P-Verbindungen aus den Überstauflächen zu mobilisieren und damit weitere interne Eutrophierung hervorzurufen.

An oxischen Sedimentoberflächen können jedoch Fällungsprozesse als Diffusionsbarriere für Phosphor in den Wasserkörper dienen (ZAK et al. 2004). Die weiterhin ausreichende Sauerstoffversorgung des Wasserkörpers auch im Sommer sollte damit als wichtiges Ziel der Wasserstandsanhebung angestrebt werden. Die Sauerstoffkonzentrationen sprechen derzeit zwar für einen guten bis mäßigen Zustand, eine intensivere, regelmäßige Überwachung wäre jedoch wünschenswert.

Durch den unmittelbaren Anschluss an Schwefelquellen bei steigenden Wasserständen entsteht eine zurzeit nicht genau abschätzbare Gefährdung der zusätzlichen internen Eutrophierung des Wesseker Sees mit Phosphat. Ursache dafür ist der Zusammenhang zwischen Phosphor-, Eisen- und Schwefelhaushalt (LUCASSEN et al. 2005). Im oxischen Milieu wird Phosphor sehr schnell an Eisen gebunden und damit immobilisiert oder für die biologische Aufnahme unzugänglich und stellt damit kein Eutrophierungsrisiko mehr dar. In anoxischen Phasen, die im Jahresverlauf vorkommen können, wird dieser Phosphor relativ leicht wieder gelöst. Liegt nun Schwefel als Sulfat oder im anoxischen Milieu reduziert als Sulfid vor, so konkurriert er mit dem Phosphor um Eisen als Bindungspartner. Es bildet sich Eisensulfid oder Pyrit. Selbst bei einem Wechsel zum oxischen Milieu kann dann unter Umständen Eisen in nicht ausreichender Menge vorliegen, um gelöstes Phosphat erneut zu binden. Um dieses sulfatinduzierte Risiko erhöhter Phosphorfreisetzung einzuschätzen, bedarf es weiterer Untersuchungen zu Eisen- und Sulfatgehalten des Wesseker Sees und der Schwefelquellen.

Nach Anhebung der Wasserstände kann es vorübergehend zu erhöhten Sauerstoffzehrungs-Prozessen mit folgenden Auswirkungen auf den Nährstoffhaushalt kommen (SCHRAUTZER 2004, KIECKBUSCH & SCHRAUTZER 2007):

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

- Erhöhte Phosphat-Rücklösung aus dem Sediment und aus eingetragener partikulärer Fracht.
- Verminderte Nitrifikation und, damit gekoppelt, verminderte Denitrifikation; die Folge sind hohe Ammonium-Konzentrationen.

Erkenntnisse über die Reaktionen auf den flachen Überstau von degenerierten Niedermoorflächen konnten in einem Messprogramm von 2001–2005 an der Pohnsdorfer Stauung gewonnen werden (KIECKBUSCH & SCHRAUTZER 2007). Die Ergebnisse geben Aufschluss darüber, in welcher Größenordnung die Probleme der oben genannten Übergangsphase in der Wesseker-See-Niederung ausfallen könnten. Hohe Konzentrationen organischen Stickstoffs von bis zu 30 mg L^{-1} wurden in der Pohnsdorfer Stauung im Sommer erreicht, ebenso hohe Ammonium-N-Konzentrationen von bis zu 10 mg L^{-1}. Die hohen Ammonium-N-Konzentrationen fielen mit stagnierenden Phasen und niedrigen Sauerstoffgehalten zusammen. Die Nitrifikation des bei Abbauprozessen anfallenden Ammoniums war somit eingeschränkt. Ebenso zeichneten sich diese Phasen durch hohe Ortho-Phosphat-Konzentrationen von bis zu 2 mg L^{-1} aus, die vermutlich auf Rücklösungsprozesse unter anoxischen Bedingungen zurückzuführen waren. Zu hohen Nitrat-N-Konzentrationen kam es dagegen im Winter durch die bei niedrigen Temperaturen verminderte Denitrifikation. Sie erreichten dann Maxima zwischen 4 und 9 mg L^{-1}.

Die Dauer der beschriebenen Übergangsphase, in der höhere Phosphat- und Ammonium-Konzentrationen zu erwarten sind, kann auf der Basis der vorliegenden Untersuchungen für den Wesseker See noch nicht abgeschätzt werden. Dazu wären zusätzliche Untersuchungen der im Sediment bzw. im zu überflutenden Boden enthaltenen Nährstoffe und deren Verfügbarkeit in Form chemischer Bindungsformen nötig, um beispielsweise das Rücklösungspotenzial zu quantifizieren (LEINWEBER & SCHLICHTING 2003).

In der Praxis hat sich die langsame und stufenweise erfolgende Wasserstandsanhebung an vormals stark mineralisierten Standorten bewährt (Kieckbusch 2003). Auf diese Weise kann die abrupte Abspülung gelöster Stoffe und organischen Materials in den freien Wasserkörper eingedämmt werden. Um der Phosphor-Rücklösung aus den überfluteten Flächen entgegenzusteuern, ist auch aus diesem Grund die gute Sauerstoffversorgung des Wasserkörpers, im Idealfall über 8 mg L^{-1}, nötig.

Salzgehalt

Derzeit liegen durch das vielgestaltige Entwässerungssystem des Gebietes die Grundwasserstände entlang des Sees um etwa 20–50 cm niedriger als der Seewasserstand. Mit diesem Gefälle ist eher eine Speisung des Grundwassers mit Seewasser als umgekehrt ein Zustrom von Grund-/ Qualmwasser in den See zu erwarten. Infolge der Wasserstandsanhebung im See werden auch die Grundwasserstände ansteigen. Damit werden das Wasserstandsgefälle von der Ostsee in die Niederung des Sees und der Zustrom salzhaltigen Wassers noch unwahrscheinlicher.

Zunächst wird sich der Salzgehalt des Sees durch die weitere Regulierung durch das Schöpfwerk/Schleusensystem trotz Veränderung des Wasservolumens wahrscheinlich nur geringfügig ändern. Im Sommer wird er durch Verdunstungsprozesse weiterhin etwas höher als im Winter und Frühjahr liegen. Einzig die kleinen, teils temporären Wasserflächen im östlichen Verlandungsbereich werden durch den Überstau eine gravierende Änderung erfahren. Dort wird sich in erster Linie

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

der Wasserstand und ein potentiell höherer Salzgehalt mit dem Brackwassereinfluss des Seewassers auf Flora und Fauna deutlich auswirken.

Literatur

BANASZUK P. & WYSOCKA-CZUBASZEK A. (2005): Phosphorus dynamics and fluxes in a lowland river: The Narew Anastomosing River System, NE Poland. Ecol. Eng. 25, 429–441.

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, BAU UND REAKTORSICHERHEIT (BMUB) (2012): Chemische Gewässergüteklassifikation der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). http://www.bmub.bund.de/themen/wasser-abfall-boden/binnengewaesser/fluesse-und-seen/schutzziele-und-bewertungsparameter/chemische-gewaessergueteklassifizierung/.

BRINKMANN R. mit Beiträgen von P. MARTIN, U. MÜLLER, D. MÜLLER-NAVARRA, M. NEUMANN, C.-J. OTTO, K. RÜCKER, J. SCHRAUTZER & S. SPETH (2007): Planungsrelevante Untersuchungen zur Gewässerökologie im Wesseker See-Gebiet (Wasserqualität, Makrozoobenthos, Plankton, Fische). Fachgutachten im Auftrage des Kreises Ostholstein, Fachdienst Naturschutz, 71 + Anhang.

GREUNER-PÖNICKE S. (1999): Oldenburger Graben. Unterlagen zum Planfeststellungsverfahren. Gutachten im Auftrag des Amtes für Natur und Umwelt des Kreises Ostholstein, 123 S., unveröffentlicht.

HOFFMANN C.C. & BAATTRUP-PEDERSEN A. (2007): Re-establishing freshwater wetlands in Denmark. Ecol. Eng. 30, 157–166.

HUA H.S. (1990): Accurate method for calculation of saturation DO. Journal of Environmental Engineering 116, 988–990.

HUPFER M. & SCHARF B. (2002): Seentherapie: Interne Maßnahmen zur Verminderung der Phosphorkonzentration. In: STEINBERG, CALMANO, KLAPPER, WILKEN (eds.) Handbuch Angewandte Limnologie. Landsberg, ecomed, 1–67.

KIECKBUSCH J.J. (2003): Ökohydrologische Untersuchungen zur Wiedervernässung von Niedermooren am Beispiel der Pohnsdorfer Stauung. Dissertation, Christian-Albrechts-Universität, Kiel.

KIECKBUSCH J.J. & SCHRAUTZER J. (2007): Nitrogen and phosphorus dynamics of a rewetted shallow-flooded peatland. Sci. Tot. Environ. 380, 3–12.

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1999): Gewässerbewertung – Stehende Gewässer. Schwerin.

LEINWEBER P. & SCHLICHTING A. (2003): Auswirkungen der Wiedervernässung von Niedermooren auf Umsetzung und Mobilisierung von Phosphor-Verbindungen. In: Stoffausträge aus wiedervernässten Niedermooren. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern 2/2003, 67–81.

LEONARDSON L., BENGTSSON L., DAVIDSSON T., PERSSON T. & EMANUELSSON U. (1994): Nitrogen retention in artificially flooded meadows. Ambio 23, 332–341.

LUCASSEN E.C.H.E.T., SMOLDERS A.J.P. & ROELOFS J.G.M. (2005): Effects of temporal desiccation on the mobility of phosphorus and metals in sulphur-rich fens: differential responses of sediments and consequences for water table management. Wetlands Ecology and Management 13, 135–148.

MNU (1995): Bericht zur Lage von Natur und Umwelt in Schleswig-Holstein 1995. Ministerium für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. Kiel.

Tabelle 1: Messwerte. Gesamt-Stickstoff (TKN), Nitrat (NO3), Nitrit (NO2), Ammonium (NH4), Gesamt-Phosphor (TP), gelöster Phosphor (o-PO4-P), Natrium-Ionen (NA), Chlorid-Ionen (Cl), biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB 5), Temperatur (T), Leitfähigkeit (EC), pH-Wert, Sauerstoffgehalt (O2) und Sauerstoffsättigung. Für statistische Berechnungen und in den Abbildungen im Text wurde bei Werten unterhalb der Nachweisgrenze jeweils der halbe Wert der Nachweisgrenze eingesetzt.

Probenahmestelle	Datum	TKN mg l^{-1}	NO_3 mg l^{-1}	NO_2 mg l^{-1}	NH_4 mg l^{-1}	TP mg l^{-1}	o-PO_4-P mg l^{-1}	Na mg l^{-1}	Cl mg l^{-1}	BSB 5 mg l^{-1}	T °C	ECµS cm^{-1}	pH	O_2 mg l^{-1}	O_2 %
Wesseker See	05.09.05	3,4	<0,5	<0,02	0,26	0,17	<0,02	1850	3420	<3	19,1	10380	8,82	9,52	103,6
Oldenburger Graben	05.09.05	2,3	<0,5	0,14	1	0,44	0,23	975	1890	5	17,5	6190	7,5	9,49	97,1
Kläranlagenablauf	05.09.05	2,7	<0,5	0,13	1,1	0,46	0,26	969	1740	3	16,3	6140	7,45	8,6	86,1
Schöpfwerk	05.09.05	2,8	<0,5	0,22	0,63	0,17	0,04	1520	2770	3	17,6	8710	7,71	2,94	30,8
Randgraben	05.09.05	1,1	0,5	0,06	0,099	0,27	0,16	330	1360	<3	18,8	2330	7,81	9,04	94,6
Sperrwerk	05.09.05	<1,0	<0,5	0,03	0,12	0,25	0,14	430	806	<3	17,8	2940	7,9	8,23	85,7
Wesseker See	11.04.06	1,7	<0,5	<0,02	0,12	0,07	<0,02	1150	2160	3	6,7	6700	7,47	11,34	90,5
Oldenburger Graben	11.04.06	2,9	34	0,19	0,93	0,2	0,11	367	670	<3	7,5	2850	7,52	8,2	67,8
Kläranlagenablauf	11.04.06	2,9	20	0,17	0,95	0,25	0,13	385	749	<3	8	3040	7,47	8,44	70,1
Schöpfwerk	11.04.06	1,4	<0,5	<0,02	0,13	0,08	<0,02	1180	2220	<3	8	6910	8,36	9,69	81,1
Randgraben	11.04.06	2,2	39	0,16	0,14	0,11	0,04	23,1	56	<3	6,3	799	8,02	11,19	89
Sperrwerk	11.04.06	2,2	38	0,15	0,12	0,1	0,04	25	58	<3	13,1	1465	7,82	12,36	101
Wesseker See	11.07.06	5,6	<0,5	<0,02	0,35	0,34	<0,02	2430	4380	14	23	14400	8,64	7,21	85,6
Oldenburger Graben	11.07.06	1,3	<0,5	0,05	0,095	0,71	0,45	558	1010	4	22,3	3880	7,97	9,92	116,5
Kläranlagenablauf	11.07.06	2,5	<0,5	<0,02	0,035	0,73	0,38	573	917	12	24,6	3900	8,32	9,82	178,2
Schöpfwerk	11.07.06	6,8	<0,5	<0,02	0,08	0,77	<0,02	2740	5390	30	25,2	15510	8,98	15,61	185,6
Randgraben	11.07.06	<1,0	<0,5	<0,02	0,006	0,45	0,21	993	1780	4	22,6	6160	8,07	12,35	139,5
Sperrwerk	11.07.06	<1,0	<0,5	<0,02	0,075	0,44	0,2	1490	5220	4	23,4	8500	8,27	8,32	100,1
Kleingewässer 1	14.05.07	2,5	< 0,5	< 0,02	0,14	0,22	0,14	31,6	60	< 3	16	812	7,77	7,15	73,7

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

Kleingewässer 2	14.05.07	4,3	< 0,5	< 0,02	0,13	0,73	0,41	49,7	79	6	17,1	828	8,63	8,12	86
Kleingewässer 3	14.05.07	4,4	< 0,05	< 0,02	0,1	0,63	0,29	47,9	75	7	18,2	813	8,6	8,71	93,8
Kleingewässer 4	14.05.07	5,2	< 0,05	< 0,02	0,17	0,73	0,39	49,9	80	9	18,9	822	8,34	7,42	79,7
Alte Johannisbek	14.05.07	2	11	0,25	0,23	0,27	0,08	31,3	48	5	17,7	687	7,88	6,24	65,6
Oldenburger Graben ö. Brücke	14.05.07	1,3	8,9	0,13	0,068	0,16	0,04	32	46	< 3	17	819	8,4	9,31	99,5
Kleingewässer 1	13.07.07	2,3	0	0	0,075	0,3	0,22	25,9	46	4	17,1	493	7,3	4,63	48,1
Kleingewässer 2	13.07.07	4,2	0	0	0,027	1	0,53	43,5	64	7	17,7	748	7,96	5,84	61,2
Kleingewässer 3	13.07.07	4,3	0	0	0,04	1	0,6	44,1	62	6	18,3	748	7,68	2,3	24,4
Kleingewässer 4	13.07.07	4	0	0	0,03	0,67	0,17	29	44	7	18,6	668	8,08	8,26	91
Alte Johannisbek	13.07.07	2,8	18	0,66	0,82	0,19	0,14	27,3	45	< 3	15	841	7,29	3,1	30,7
Oldenburger Graben ö. Brücke	13.07.07	3	13	0,36	0,3	0,21	0,07	36,4	50	6	16,3	934	7,31	3,15	32,3
Kleingewässer 1	26.10.07	2,2	1,1	0,3	0,09	0,21	0,09	17	32	< 3	8,1	548	7,87	8,7	73,1
Kleingewässer 2	26.10.07	3	1,1	0,07	0,3	0,32	0,18	27,6	43	4	8,5	654	7,83	7,09	59,5
Kleingewässer 3	26.10.07	3,2	1	0,05	0,28	0,3	0,16	28,1	43	4	8,4	657	7,92	8,25	69,2
Kleingewässer 4	26.10.07	2,5	1,8	0,07	0,41	0,19	0,1	26,4	46	< 3	8,3	731	7,88	7,25	60,7
Alte Johannisbek	26.10.07	1,5	14	0,27	0,22	0,15	0,09	35,5	53	< 3	9	850	7,51	6,67	56,8
Oldenburger Graben ö. Brücke	26.10.07	3	5,8	0,1	0,4	0,27	0,11	40,8	59	5	8,4	924	7,57	5,93	49,8

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

©Faunistisch-Ökologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (FÖAG);download www.zobodat.at

PEDERSEN M.L., ANDERSEN J.M., NIELSEN K. & LINNEMANN M. (2007): Restoration of Skjern River and its valley. Project description and general ecological changes in the project area. Ecol. Eng. 30, 131–144.

RÜCKER K. (2008): Zeitlich hoch aufgelöste Untersuchung der Nährstoffretention in einem Fließgewässer-Niedermoor-Komplex. Dissertation, Christian-Albrechts-Universität, Kiel.

RÜCKER K. & SCHRAUTZER J. (2010): Nutrient retention function of a stream wetland complex – A high-frequency monitoring approach. Ecological Engineering 36, 612–622.

SCHEFFER M. (1998): Ecology of Shallow Lakes. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Boston, London.

SØNDERGAARD M., KRISTENSEN P. & JEPPESEN E. (1993): Eight years of internal phosphorus loading and changes in the sediment phosphorus profile of Lake Søbygaard Denmark. Hydrobiologia 253, 345–356.

ZAK D., GELBRECHT J. & STEINBERG W. (2004): Phosphorus retention at the redox interface of peatlands adjacent to surface waters in Northeast Germany. Biogeochemistry 70, 357–368.

Adressen der Autoren:

Dr. Kirsten Rücker
Prof. Dr. Joachim Schrautzer
Institut für Ökosystemforschung, Angewandte Ökologie
Olshausenstraße 75
24118 Kiel
email: kruecker@ecology.uni-kiel.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Faunistisch-Ökologische Mitteilungen

Jahr/Year: 2018

Band/Volume: Supp_40

Autor(en)/Author(s): Rücker Kirsten, Schrautzer Joachim

Artikel/Article: Salzig oder süß, Nährstoffquellen und -senken? 21-40