

Renaturierung degradierter Uferabschnitte an Seen der Holsteinischen Schweiz

Kartierung der Flachwasserbereiche entlang der Ufer des
Großen Plöner Sees

Ergebnisse des mehrheitlich von der DBU und LEADER+ geförderten
mehrjährigen Projektes

Endbericht, 30.11.2007

Auftraggeber

Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein
Abteilung 4: Gewässer

Auftragnehmer

Ökologie-Zentrum an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

Bearbeitung

Wiebke Schoenberg, Christian Buske & Kai Jensen

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Methoden.....	2
2.1	Kartierung der Flachwasserbereiche	2
2.1.1	Datenerhebung	2
2.1.2	Datenaufbereitung und Entwicklung einer Isobathenkarte	2
2.2	Charakterisierung der Seesedimente im Uferbereich.....	3
2.2.1	Probenahme	3
2.2.2	pH – Wert	3
2.2.3	Leitfähigkeit	3
2.2.4	Anteil organischer Substanz.....	4
2.2.5	N-Gehalt	4
2.2.6	P-Gehalt.....	4
2.2.7	K-Gehalt	4
2.2.8	S-Gehalt.....	4
2.2.9	Korngrößenverteilung	4
2.2.10	Auswertung	4
3	Ergebnisse	7
3.1	Flachwasserbereiche am Großen Plöner See	7
3.2	Charakterisierung der Seesedimente im Uferbereich.....	20
3.2.1	pH-Wert.....	20
3.2.2	Leitfähigkeit	21
3.2.3	Anteil organischer Substanz.....	22
3.2.4	Gehalte an NH ₄ -N.....	23
3.2.5	Gehalte an NO ₃ -N.....	24
3.2.6	P-Gehalte	25
3.2.7	K-Gehalte	26
3.2.8	S-Gehalte	27
4	Diskussion und Schlussfolgerungen.....	28
4.1	Flachwasserbereiche im Großen Plöner See	28
4.2	Seesedimente im Uferbereich.....	30
5	Literatur	31

Anhang

1 Einleitung

Im Laufe der letzten Jahrzehnte wurde an zahlreichen Seen in Mitteleuropa ein deutlicher Rückgang von Schilf (*Phragmites australis*) beobachtet (Ostendorp 1989). So sind am Bodensee (Untersee) zwischen 1960 und 1965 etwa 37 % der Röhrichtfläche verloren gegangen, an den Havelgewässern bei Berlin betrug der flächige Rückgang zwischen 1962 und 1987 etwa 60 % (Ostendorp et al. 1995). Auch für Seen der Schweiz (Züricher See, Bieler See und Genfer See) wurden für vergleichbare Zeiträume erhebliche Rückgänge der Röhrichte verzeichnet. In der Holsteinischen Schweiz liegen nun Ergebnisse aus Luftbildauswertungen des Zeitraums 1953 bis 2006 für den Großen Eutiner See (70 % Rückgang der Röhrichte), den Kellersee (64 %), den Dieksee (81 %), den Kleinen Plöner See (84 %), den Trammer See (78 %) und den Großen Plöner See (97 %) vor (Eder, Löschenbrand & Zimmermann in Vorb.; vgl auch Buske 1991, 1999). Der Vergleich mit den genannten Röhrichtverlusten in anderen Regionen zeigt, dass die Röhrichtverluste an Seen der Holsteinischen Schweiz besonders ausgeprägt sind.

Die einzelnen Faktoren, die diese rückläufige Entwicklung verursachen, werden seit vielen Jahren untersucht und kontrovers diskutiert (einen Überblick gibt Ostendorp 1989). In dem unter anderem von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, der Europäischen Union und dem Land Schleswig-Holstein finanzierten Projekt zur "Renaturierung degradierter Uferabschnitte an Seen der Holsteinischen Schweiz" (Laufzeit 2005 - 2009) sollen das Ausmaß der Veränderungen der Röhrichtbestände quantifiziert, die Ursachen des Schilfrückganges im Projektgebiet Holsteinische Schweiz untersucht und darauf aufbauend Handlungsempfehlungen für den Röhrichtschutz und die Röhrichtentwicklung formuliert und erprobt werden. Da der Röhrichtrückgang am Großen Plöner See besonders gravierend ist und dort heute nur noch auf rund 2 ha Fläche aquatische Röhrichte vorkommen, soll an diesem Gewässer erprobt werden, ob eine Ansiedlung von Röhrichten an einzelnen Uferabschnitten möglich ist.

Mit dem hier vorliegenden Bericht soll eine Grundlage erarbeitet werden, um die potenzielle Eignung bestimmter Uferabschnitte des Großen Plöner Sees für das generelle Vorkommen und eine erfolgreiche Ansiedlung von Röhrichtbeständen besser beurteilen zu können. Aus diesem Grund wurde eine Tiefenvermessung der Flachwasserbereiche von dem Seeufer bis zu einer Wassertiefe von 2 m durchgeführt. Da *Phragmites australis* in der Regel an Seeufern bis zu einer Wassertiefe von 1 m vordringen kann, unter besonders günstigen Bedingungen aber auch eine Besiedlung bis in Tiefen von bis zu 2 m möglich ist (vgl. z.B. Rodewald-Rudescu 1974), kann der kartierte Flachwasserbereich zunächst als potenziell besiedelbare Fläche bezeichnet werden. Weitere Aufschlüsse über die Habitateignung geben dann die wirksamen abiotischen (Sedimenteigenschaften, Lichthaushalt, Wasserqualität, Welleneinfluss) und biotischen (z.B. Herbivorie, Vorkommen bzw. Quantität von Aufwuchsalgen) Faktoren. Für den hier vorliegenden Bericht wurden aus dem unmittelbaren Uferbereich des Großen Plöner Sees in regelmäßigen Abständen von etwa 200 m Sedimentproben entnommen, um diese hinsichtlich ihrer physikalischen (Korngrößenverteilung) und chemischen Eigenschaften (pH, Leitfähigkeit, Anteil organischer Substanz, N-, P-, K-, S-Gehalte) zu untersuchen. Ein Schwerpunkt der Auswertungen wurde hierbei auf etwaige Unterschiede der Sedimenteigenschaften von Standorten mit und ohne rezente Röhrichtvorkommen gelegt.

Auf der Grundlage der hier erarbeiteten Daten sowie in Verbindung mit anderen digital vorliegenden Daten zur angrenzenden Nutzung im Seeuferbereich, zur Wellenbelastung sowie zur Raumnutzung der Graugänse soll im Laufe des Winters 2007/2008 eine Karte der Habitateignung für Röhrichte im Uferbereich des Großen Plöner Sees erarbeitet werden, mit deren Hilfe auch geeignete Standorte für zukünftige Ansiedlungsversuche ausgewählt werden können.

2 Methoden

2.1 Kartierung der Flachwasserbereiche

2.1.1 Datenerhebung

Die Vermessung der ufernahen Flachwasserbereiche des Großen Plöner Sees erfolgte während ganztägiger Befahrungen der Uferbereiche am 24./25.07.07 und am 23.10.07 sowie am 25.10.07 mit einem kleinmotorigen Boot, dessen Bauweise eine Befahrung bis in maximal 0,5 m tiefe Flachwasserbereiche ermöglichte. Es wurde darauf geachtet, die Befahrungen nur an windstillen Tagen (max. 3 Beaufort) vorzunehmen, um Verzerrungen bei der Messung der Wassertiefe durch Wellengang zu minimieren.

Zur Erfassung der Wassertiefe wurde ein Fishfinder der Firma Lowrance electronics (Model LMS-522) eingesetzt. Fishfinder wurden ursprünglich für den Freizeitbereich entwickelt, werden mittlerweile aber auch beispielsweise für Vermessungen seichter Gebiete im Wattenmeer eingesetzt. Die Geräte sind zum einen mit einem Echolot (Sonar) ausgerüstet, das am Heck des Bootes befestigt wird und Wassertiefen in Dezimeterintervallen misst. Zum anderen verfügen die Geräte über einen GPS-Empfänger, so dass parallel zu einem vom Sonar gesetzten Messpunkt die geographischen Koordinaten (ein Messpunkt /Sek. in UTM) dieses Punktes in einem Bordcomputer gespeichert werden können, was die spätere Aufbereitung der Messdaten mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems (GIS) erleichtert. Um eine hohe Dichte von Messpunkten zu erreichen, wurden die ufernahen Bereiche in Abständen von ca. 100 m Uferlinie in einem Winkel von etwa 60^0 durchkreuzt, wobei vorwiegend Wassertiefen von 0,5 – 5 m erfasst wurden. Insgesamt lagen am Ende der Befahrungen ca. 50.400 Messpunkte vor, von denen rund 20.000 in die weitere Datenverarbeitung einbezogen wurden. Der eng gewählte Befahrungsabstand von 100 m (sofern dieser z.B. wegen vorhandener Bauwerke eingehalten werden konnte) und die Anzahl der in die nachstehend beschriebene Datenaufbereitung einfließenden Messpunkte sind entscheidend für die Präzision der zu erarbeitenden Isobathenkarte des Großen Plöner Sees (Krambeck 1979).

2.1.2 Datenaufbereitung und Entwicklung einer Isobathenkarte

Die Rohdaten wurden unter Verwendung eines speziell am FTZ Büsum entwickelten Programms in ein gebräuchliches Tabellenformat konvertiert. Der vorliegende Datensatz wurde um alle Angaben zur Wassertiefe > 3 m bereinigt, da in den größeren Wassertiefen der räumliche Abstand zwischen den Messreihen zu groß und die Zahl der Messpunkte zu gering wurde. Anhand tagesgenauer Pegelraten (Pegel Plöner Stadtbucht) vom Staatlichen Umweltamt Kiel wurden die Messdaten zur Wassertiefe an den einzelnen Befahrungstagen auf den langjährigen Mittelwasserstand des Großen Plöner Sees (21 m) bezogen. Da an allen Befahrungstagen der Wasserstand über dem langjährigen Mittel lag, mussten jeweils wenige Zentimeter von den gemessenen Werten abgezogen werden, wodurch sich die Auflösung der Daten in den Zentimeterbereich erhöhte. Dies erwies sich in der weiteren Bearbeitung jedoch als problematisch, so dass die errechneten Werte wieder gerundet wurden.

Die Entwicklung einer Isobathenkarte des Großen Plöner Sees erfolgte mit den Programmen ArcView 3.2 und ArcGIS 9.1 (Esri). Im ersten Arbeitsschritt wurden die Daten in den Messstreifen Gauss-Krüger 3 transformiert, um sie später mit topographischen Karten des Landesvermessungsamtes Schleswig-Holstein und selber ermittelten räumlichen Daten unterlegen zu können. Ehe aus den vorhandenen Daten Tiefenlinien interpoliert werden konnten, wurden sie mit der im Rahmen des Projektes auf Grundlage der Orthophotos des Jahres 2004 digitalisierten Uferlinie des Großen Plöner Sees (entsprechend der Wassertiefe 0

m) verschnitten. Im Anschluss wurde mit ArcGIS aus dem Datensatz ein TIN (Triangulated irregular network) erstellt. TINs werden ausschließlich zur dreidimensionalen Abbildung von Oberflächen genutzt (Albrecht 2007). Im Unterschied zu häufig verwendeten Rasterformaten eignen sich TINs besonders gut, um charakteristische Geländeformen zu modellieren, da unveränderte Primärdaten in die Berechnung einfließen (Barthelme 1995). Bei der Erstellung eines TINs wird eine Dreiecksvermaschung zwischen einzelnen Punkten (hier: eines Tiefenwertes) durchgeführt, die nach dem Delaunay-Prinzip erfolgt (Details s. Albrecht 2007, Barthelme 1995). Das somit ermittelte Tiefenmodell der Flachwasserbereiche des Großen Plöner Sees wurde in ein Raster mit einer Maschenweite von 5 m überführt. Bei der Transformierung in ein Raster wurde jeder erzeugten Rastermasche ein Tiefenwert zugewiesen, so dass nachfolgend die Erstellung von Tiefenlinien möglich war. Zur Berechnung der Ausdehnung der Flachwasserbereiche und zur besseren Visualisierung wurden zusätzlich Polygone der einzelnen Tiefenzonen erstellt.

2.2 Charakterisierung der Seesedimente im Uferbereich

2.2.1 Probenahme

Die Sedimentproben wurden mit Hilfe von PVC – Rohren (Durchmesser 5 cm) aus dem unmittelbaren Uferbereich des Großen Plöner Sees aus einer Wassertiefe von 20 – 30 cm entnommen. Dabei wurden pro Probenahmelokalität 3 Einzelproben entnommen, die anschließend zu einer Mischprobe vereinigt wurden. Die Probenahmelokalitäten befinden sich in Abständen von etwa 200 m entlang der gesamten Uferlinie des Großen Plöner Sees (vgl. Karte 1 u. 2). Die Inseln wurden nicht in die Beprobung einbezogen. Für jede einzelne Probenahmelokalität wurde notiert, ob aktuell Röhrichtvorkommen vorhanden waren oder nicht. Diese Information wurde anschließend mit der digitalen Karte der Röhrichtbestände am Großen Plöner See verschnitten.

Die Haupt-Probenahme erfolgte am 2.10.07. Einzelne Lokalitäten im Bereich Bundeswehrkaserne, Prinzeninsel, Störland und Rohrdommelbucht wurden am 17.10.07 sowie am 27.11.07 beprobt. Die Mischproben der einzelnen Lokalitäten wurden in einem PE-Beutel ins Labor der Universität Hamburg transportiert und dort zunächst kühl (2-4 °C) gelagert und anschließend bei 40 °C im Trockenschrank bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Anschließend wurden die Proben mit einem Mörser zerkleinert und durch ein 2 mm Sieb gegeben. Das durchgeseibte Material wurde für alle weiteren Analysen verwendet. Im Labor der Universität Hamburg erfolgte die Messung der Leitfähigkeit, des pH-Wertes sowie des Anteils organischer Substanz. Die Bestimmung der Gehalte von N (aufgeschlüsselt nach NO₃-N und NH₄-N), P, K und S sowie die Analyse der Korngrößenverteilung wurden im Labor der LUFA Kiel durchgeführt.

2.2.2 pH – Wert

Zur Messung des pH – Wertes wurden 40 g Boden in einem Erlenmeyerkolben mit 100 ml Aqua dest versetzt. Die Kolben wurden für 15 min geschüttelt und dann etwa 45 min stehen gelassen. Die Messung des pH – Wertes erfolgte elektrometrisch im Überstand der Probe (vgl. Steubing & Fangmeier 1992).

2.2.3 Leitfähigkeit

Zur Messung der Leitfähigkeit wurden 10 g Boden in einem Erlenmeyerkolben mit 100 ml Aqua dest versetzt. Die Kolben wurden für 15 min geschüttelt und dann etwa 45 min stehen gelassen. Die Messung der Leitfähigkeit erfolgte elektrometrisch im Überstand der Probe (vgl. Steubing & Fangmeier 1992).

2.2.4 Anteil organischer Substanz

Der Anteil organischer Substanz wurde indirekt über die Messung des Glühverlustes der Proben ermittelt. Hierzu wurden 5 g getrocknete Sedimentprobe in einen gewichtskonstant geglühten und gewogenen Porzellantiegel gegeben. Die Proben wurden dann bei 105 °C für 4 Std. getrocknet, im Exsikkator abgekühlt und gewogen. Anschließend wurden die Proben im Muffelofen bei 430 °C über Nacht verglüht, im Exsikkator abgekühlt und erneut gewogen. Die Methode basiert darauf, dass zwischen 105 °C und 430 °C Humusabbauprodukte gasförmig entweichen. Allerdings gibt dieses Verfahren nur einen Näherungswert an die tatsächlich vorhandene organische Substanz, da auch Gipse, Tone und Sesquioxide im angegebenen Temperaturbereich Kristallwasser verlieren (vgl. Schlichting et al. 1995 zu Vor- und Nachteilen der Methodik).

2.2.5 N-Gehalt

Zur Bestimmung der N-Konzentration wurden die gesiebten und getrockneten Proben homogenisiert. Von den Proben wurden jeweils 10 g eingewogen und mit 100 ml Aqua dest 2 Std. geschüttelt. NO₃-N und NH₄-N wurden gemäß VDLUFA (1991) photometrisch bestimmt. Die Messergebnisse werden in mg/kg dargestellt.

2.2.6 P-Gehalt

Zur Bestimmung der P-Konzentration wurden die gesiebten und getrockneten Proben homogenisiert. Von den Proben wurden jeweils 10 g eingewogen und mit 100 ml Aqua dest 2 Std. geschüttelt. Die P-Konzentration wurde massenspektrometrisch mittels ICP-MS bestimmt. Die Messergebnisse werden in mg/kg dargestellt.

2.2.7 K-Gehalt

Zur Bestimmung der K-Konzentration wurden die gesiebten und getrockneten Proben homogenisiert. Von den Proben wurden jeweils 10 g eingewogen und mit 100 ml Aqua dest 2 Std. geschüttelt. Die K-Konzentration wurde massenspektrometrisch mittels ICP-MS bestimmt. Die Messergebnisse werden in mg/kg dargestellt.

2.2.8 S-Gehalt

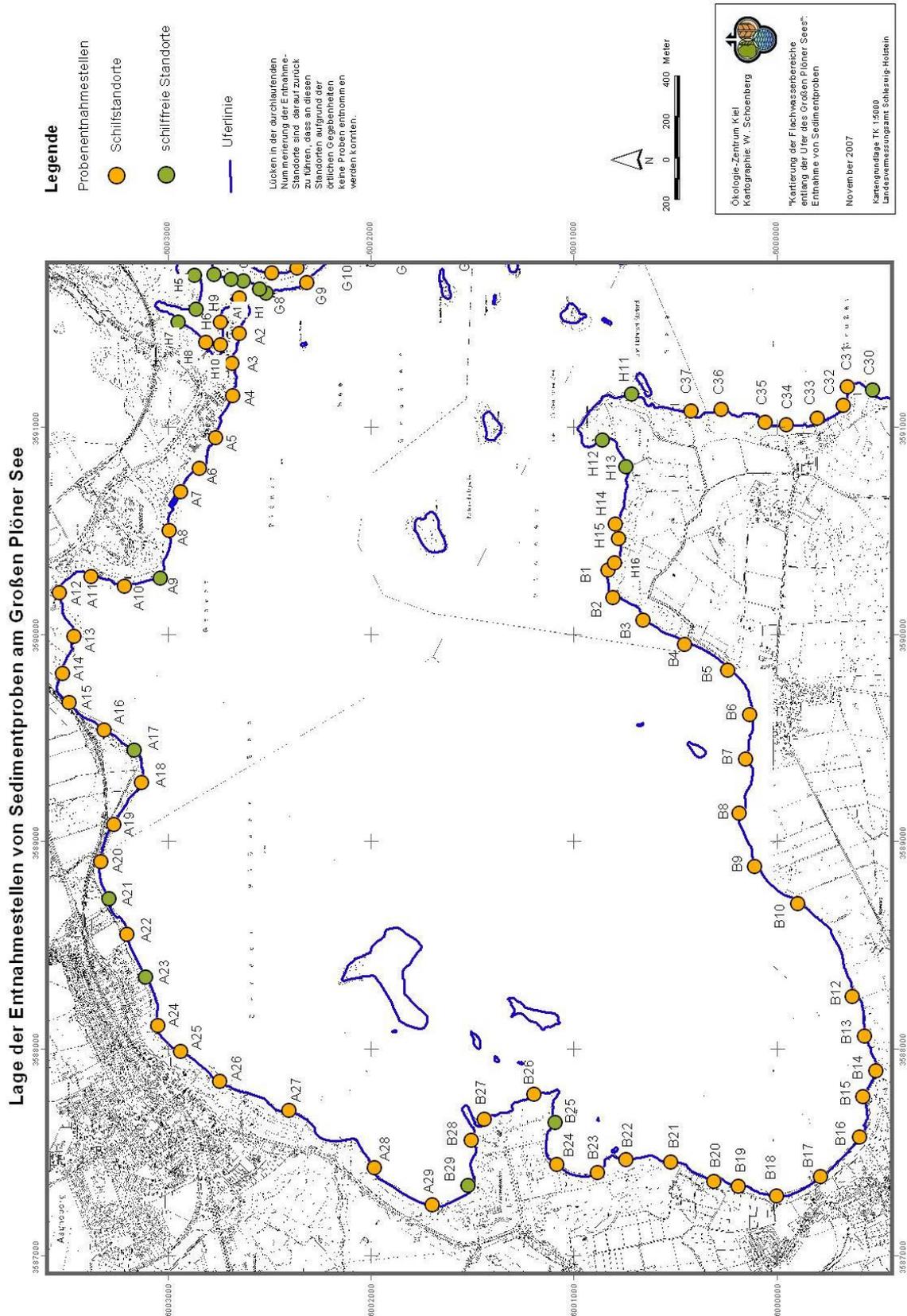
Zur Bestimmung der S-Konzentration wurden die gesiebten und getrockneten Proben homogenisiert. Von den Proben wurden jeweils 10 g eingewogen und mit 100 ml Aqua dest 2 Std. geschüttelt. Die S-Konzentration wurde massenspektrometrisch mittels ICP-MS bestimmt. Die Messergebnisse werden in mg/kg dargestellt.

2.2.9 Korngrößenverteilung

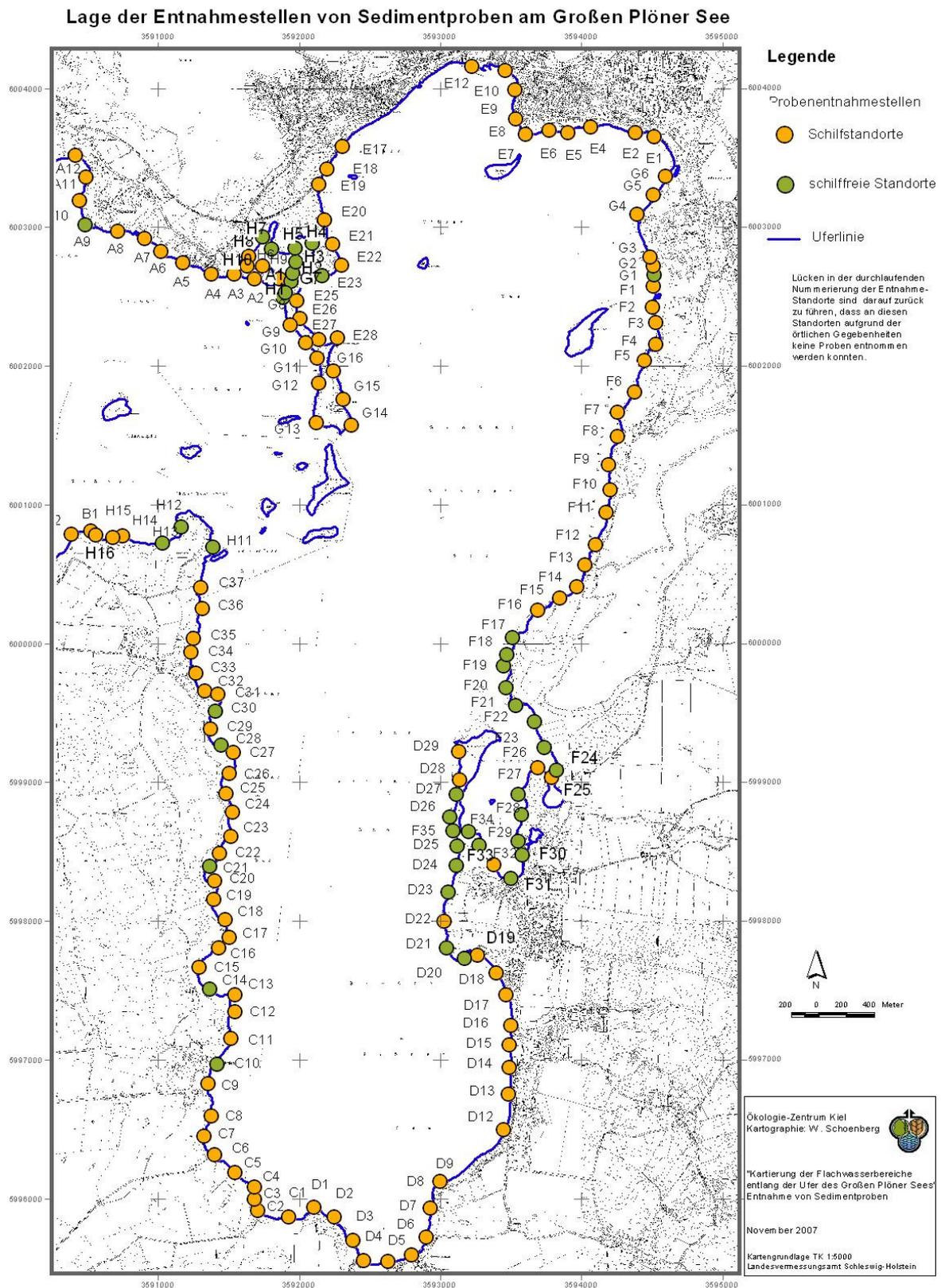
Die Bestimmung der Korngrößenverteilung war zum Zeitpunkt der Abgabe des Berichtes noch nicht abgeschlossen. Die Ergebnisse werden baldmöglichst nachgereicht.

2.2.10 Auswertung

Die Auswertung erfolgte mit dem Programm Statistica (Statsoft 2007). Zunächst wurden für die einzelnen Parameter Histogramme erzeugt, um die Schwankungsbereiche und die Häufigkeitsverteilung der einzelnen Parameter der Sedimentproben zu visualisieren. Anschließend wurde mit Hilfe von t-Tests überprüft, ob sich die Standorte mit und ohne Röhrichtvorkommen hinsichtlich der einzelnen Parameter voneinander unterscheiden.



Karte 1: Lage der Entnahmestellen von Sedimentproben am Großen Plöner See / Ascheberger Becken

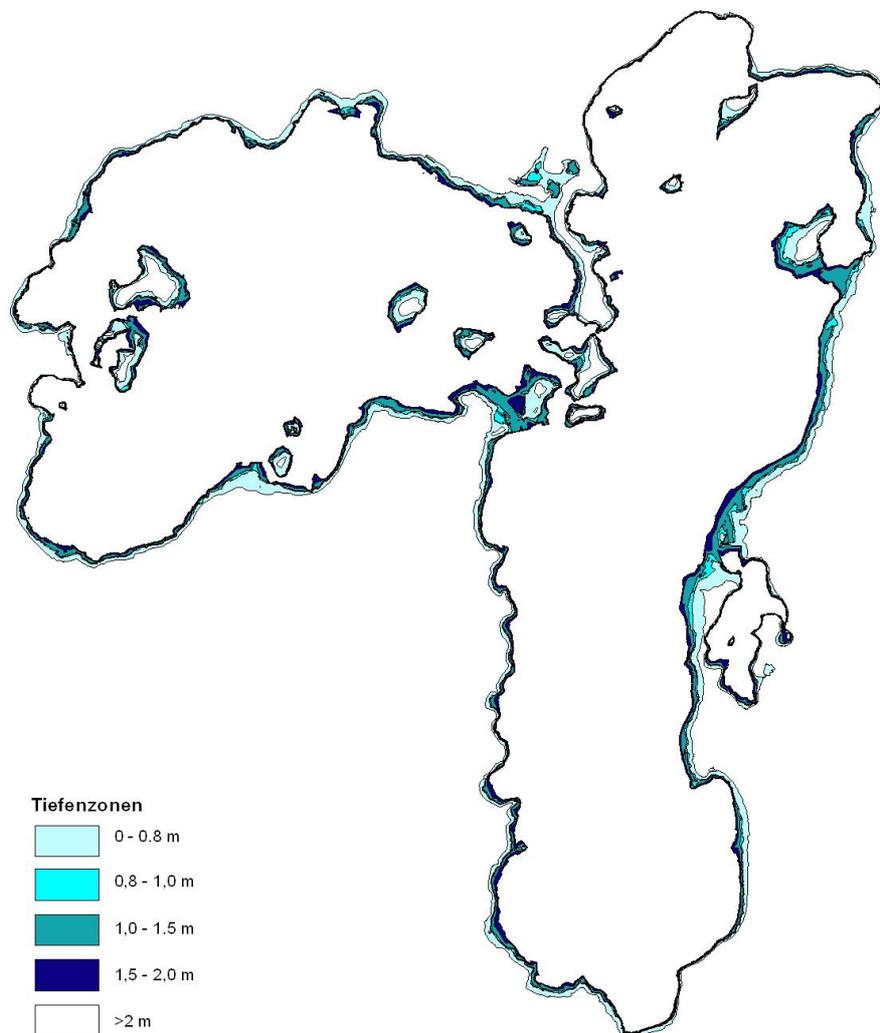


Karte 2: Lage der Entnahmestellen von Sedimentproben am Großen Plöner See / Plöner Becken

3 Ergebnisse

3.1 Flachwasserbereiche am Großen Plöner See

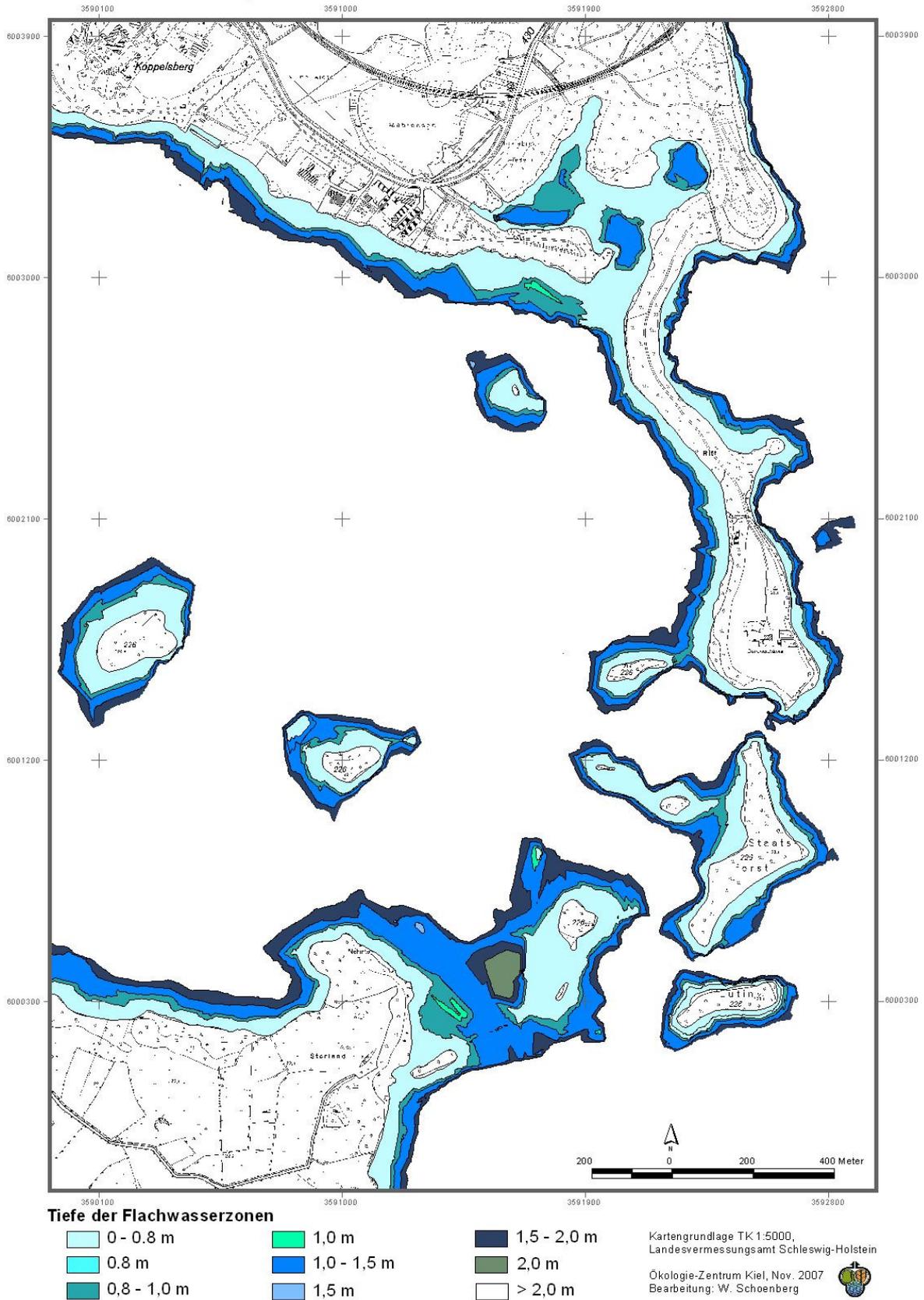
Die Ausdehnung der Flachwasserbereiche bis zu einer Wassertiefe von 2 m konnte aufgrund der aktuellen Vermessung auf rund 402,2 ha quantifiziert werden (vgl. Karte 3). Davon entfallen auf die Tiefenzone zwischen 0 und 0,8 m 173,5 ha (43,1 %), während die Tiefenzone zwischen 0,8 und 1 m eine Ausdehnung von 50,1 ha (12,4 %) aufweist. Zwischen 1 und 1,5 m liegt eine Tiefenzone mit 105,3 ha (26,2 %) Fläche. Die letzte durch die Messungen erfasste Tiefenzone zwischen 1,5 und 2 m weist eine Größe von 73,4 ha (18,3 %) auf.



Karte 3: Räumliche Verteilung und Ausdehnung der Flachwasserbereiche bis 2 m Wassertiefe am Großen Plöner See

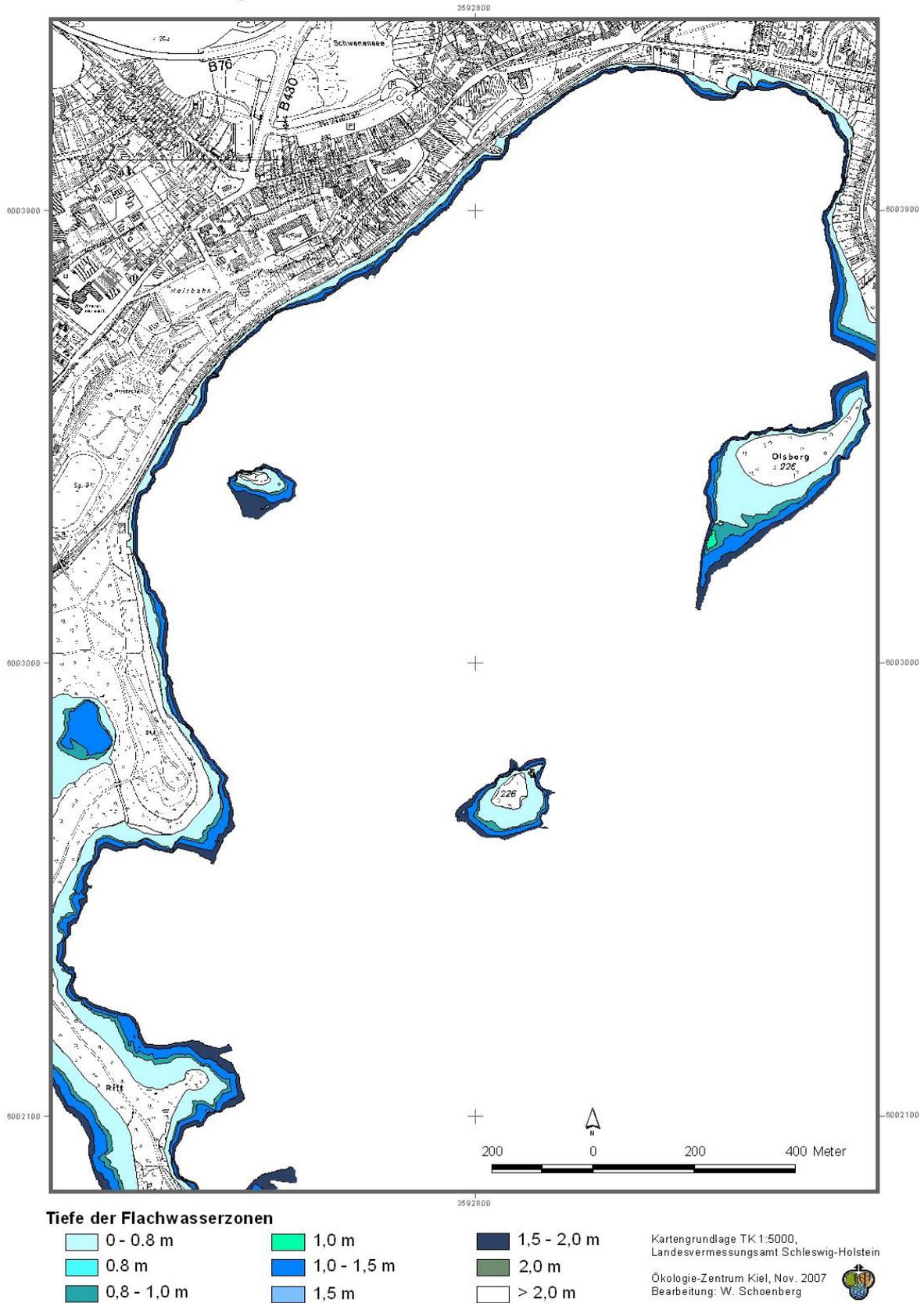
Räumlich betrachtet spiegelt sich in der Verteilung der Flachwasserbereiche die morphologische Vielfalt des Seebeckens wieder (Karte 4 - 14). So konzentrieren sich die ausgedehnten Flachwasserbereiche in den Abschnitten NSG Störland / NSG Inseln im Großen Plöner See, dem Abschnitt Rohrdommelbucht / Prinzeninsel und dem Bischofsee bei Bosau. Die Wassertiefe zwischen dem NSG Störland und der Insel Triebis erreicht nicht mehr als 2 m, was auch für den Bereich zwischen den Inseln Ziegenwarder und Langes Warder gilt. Gemeinsam mit der Halbinsel Prinzeninsel und deren angrenzenden Flachwasserbereichen zeichnet sich hier die Schwelle im Seegrund ab, die das Ascheberger Becken vom Plöner Becken trennt. Generell liegen die großflächigen Flachwasserzonen im Bereich der Inseln, wie sich auch am Beispiel Bischofwarder / Bosau belegen lässt. Die Ufer zum Festland hin sind hingegen durch deutlich schmalere Flachwasserbereiche gekennzeichnet. Während das Ostufer des Plöner Beckens einen ausgedehnten Flachwasserbereich aufweist, ist am Westufer des Beckens ein eher steiler Übergang in eine Tiefe > 2 m festzustellen. Lediglich am Zufluss der Tensfelder Au und in kleineren Buchten sind hier größere Flachwasserbereiche ausgebildet. Die Plöner Stadtbucht, die das Becken im Norden begrenzt, weist wie Stadtbek im Süden des Beckens ebenfalls steile Ufer auf. Im Ascheberger Becken, das insgesamt einen häufigen Wechsel von relativ großflächigen und schmalen Flachwasserzonen aufweist, finden sich die Flachwasserbereiche mit der geringsten Ausdehnung besonders im Bereich Ascheberg und im Bereich Dersau-Paßop. Großräumigere Flachwasserbereiche treten hier im Bereich Sepel und Koppelsberg sowie in einem kurzen Uferabschnitt bei Ascheberg auf.

Ausdehnung der Flachwasserzone im Bereich Prinzeninsel / Störland



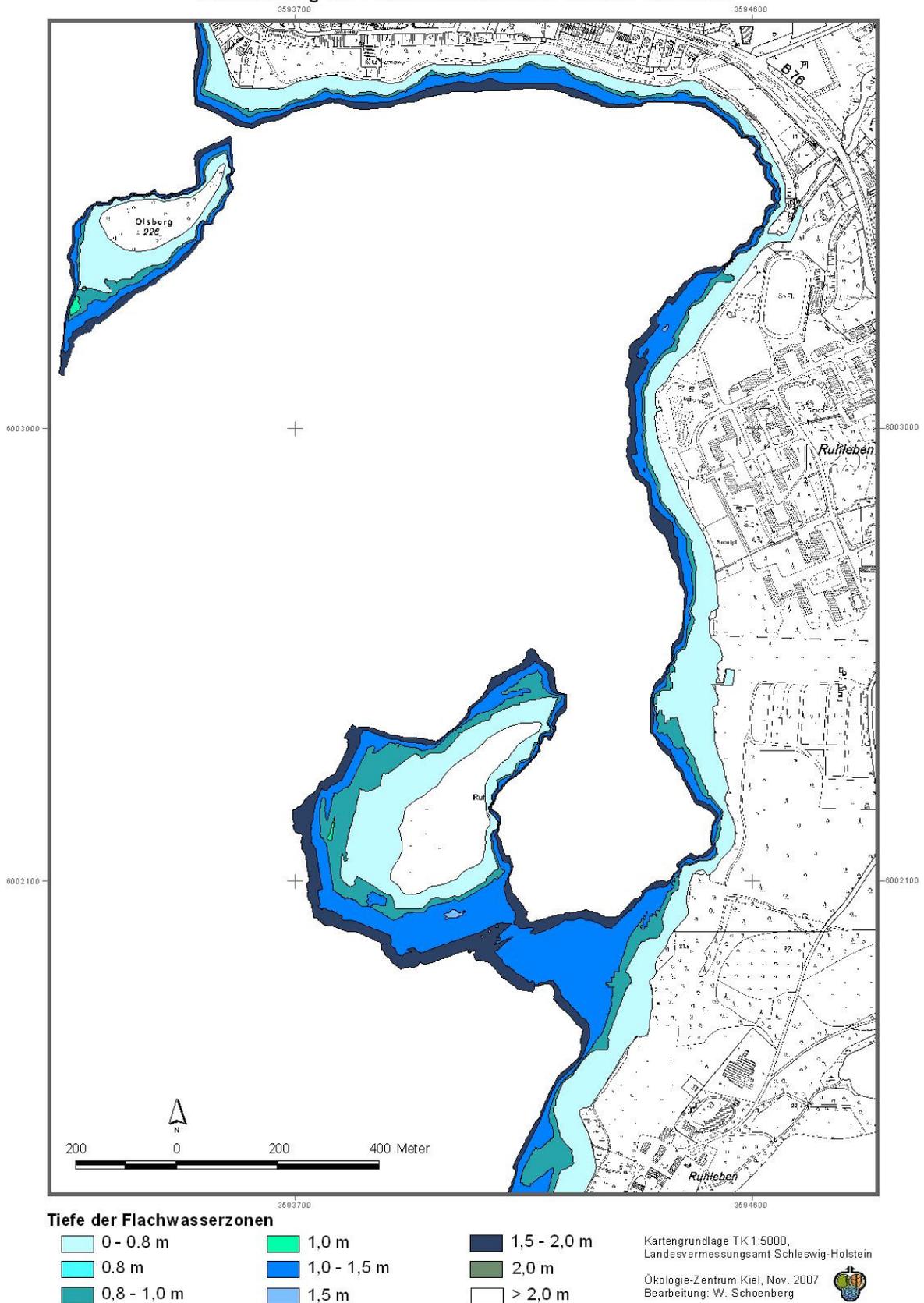
Karte 4: Ausdehnung der Flachwasserzone im Bereich Prinzeninsel / Störland

Ausdehnung der Flachwasserzone im Bereich Plöner Stadtbucht



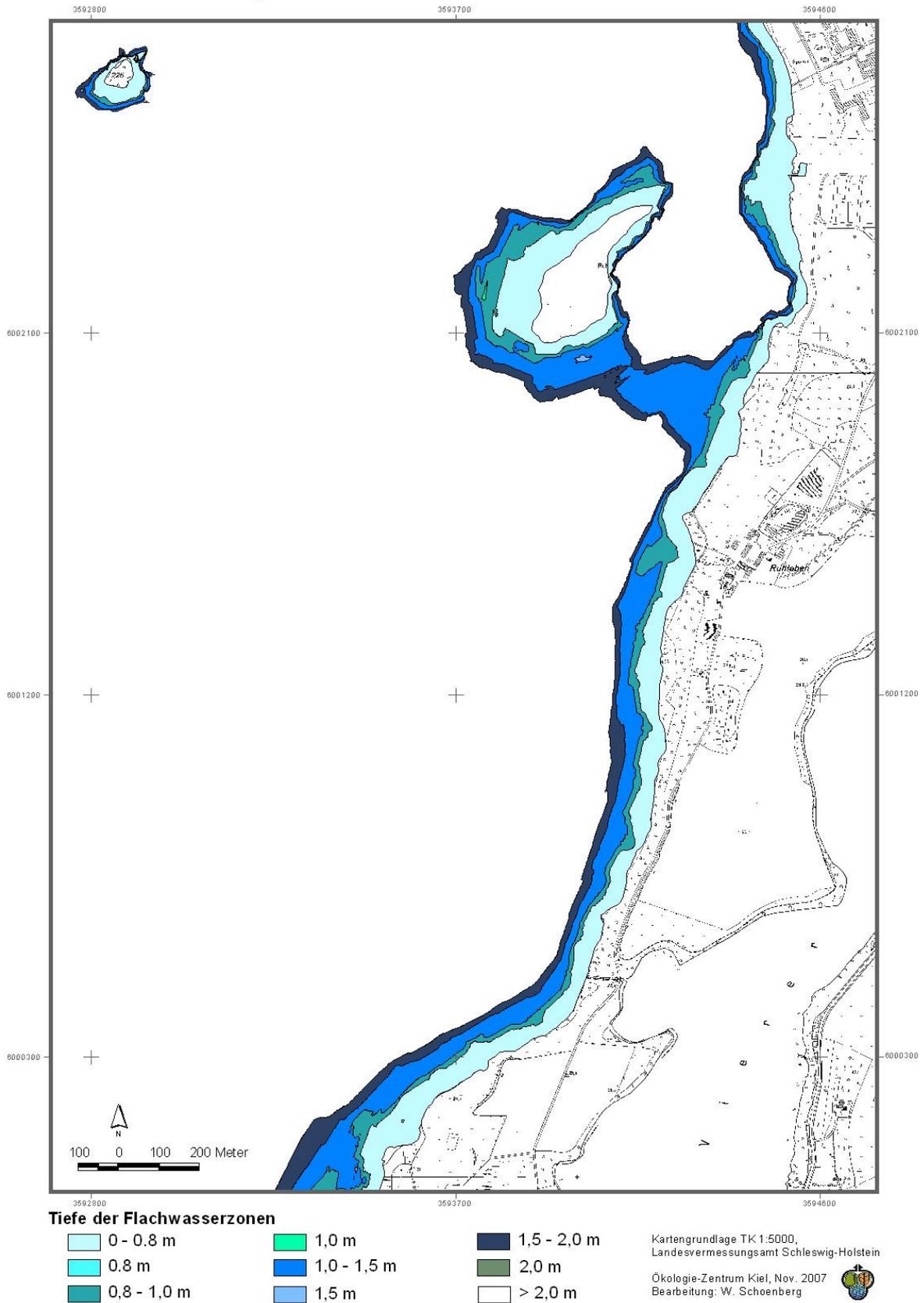
Karte 5: Ausdehnung der Flachwasserzone im Bereich Plöner Stadtbucht

Ausdehnung der Flachwasserzone im Bereich Ruhleben



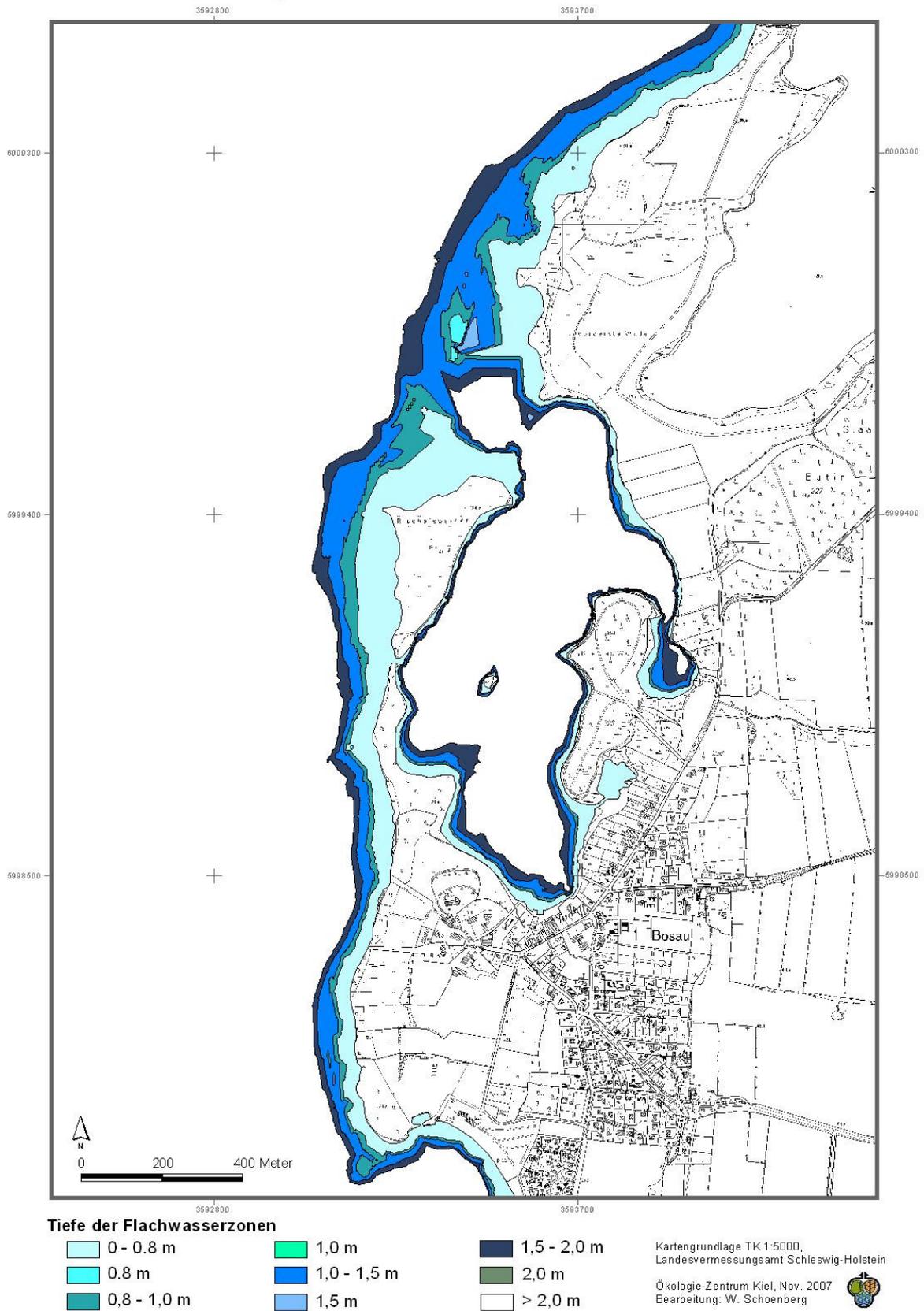
Karte 6: Ausdehnung der Flachwasserzone im Bereich Ruhleben

Ausdehnung der Flachwasserzone im Bereich südlich von Ruhleben



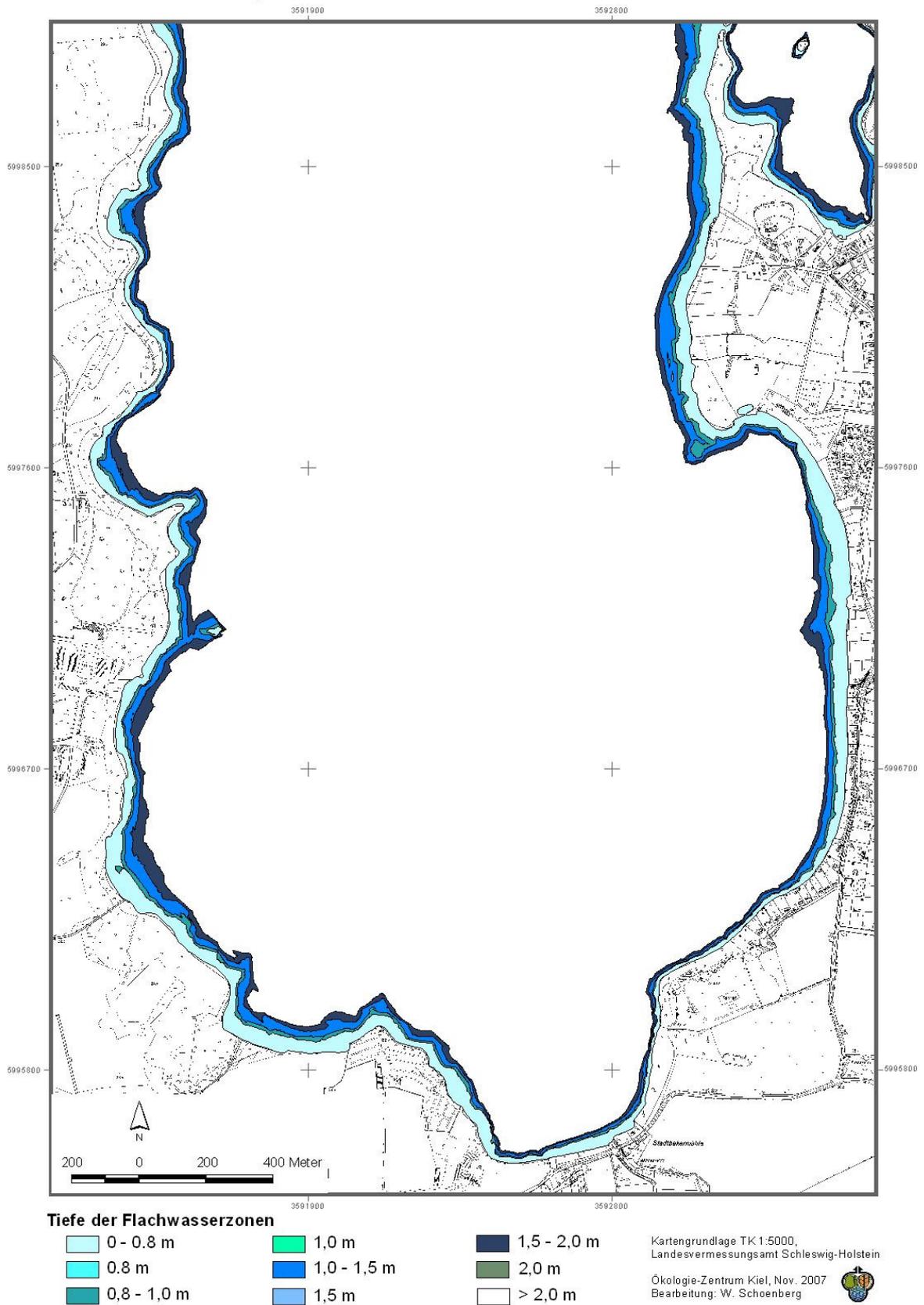
Karte 7: Ausdehnung der Flachwasserzone im Bereich südlich von Ruhleben

Ausdehnung der Flachwasserzone im Bereich Waade / Bosau



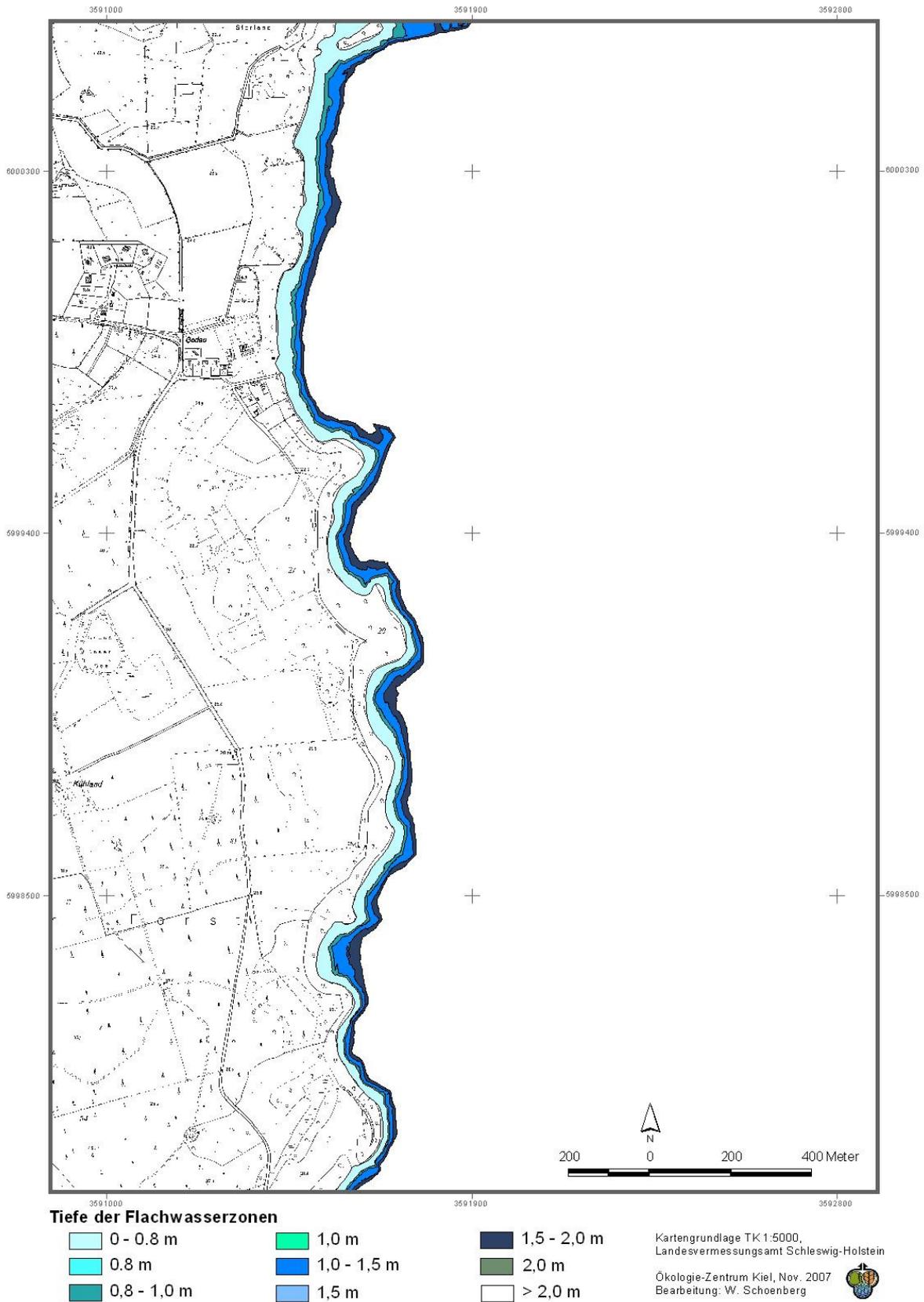
Karte 8: Ausdehnung der Flachwasserzone im Bereich Waade / Bosau

Ausdehnung der Flachwasserzone im Bereich Stadtbek / Nehnten



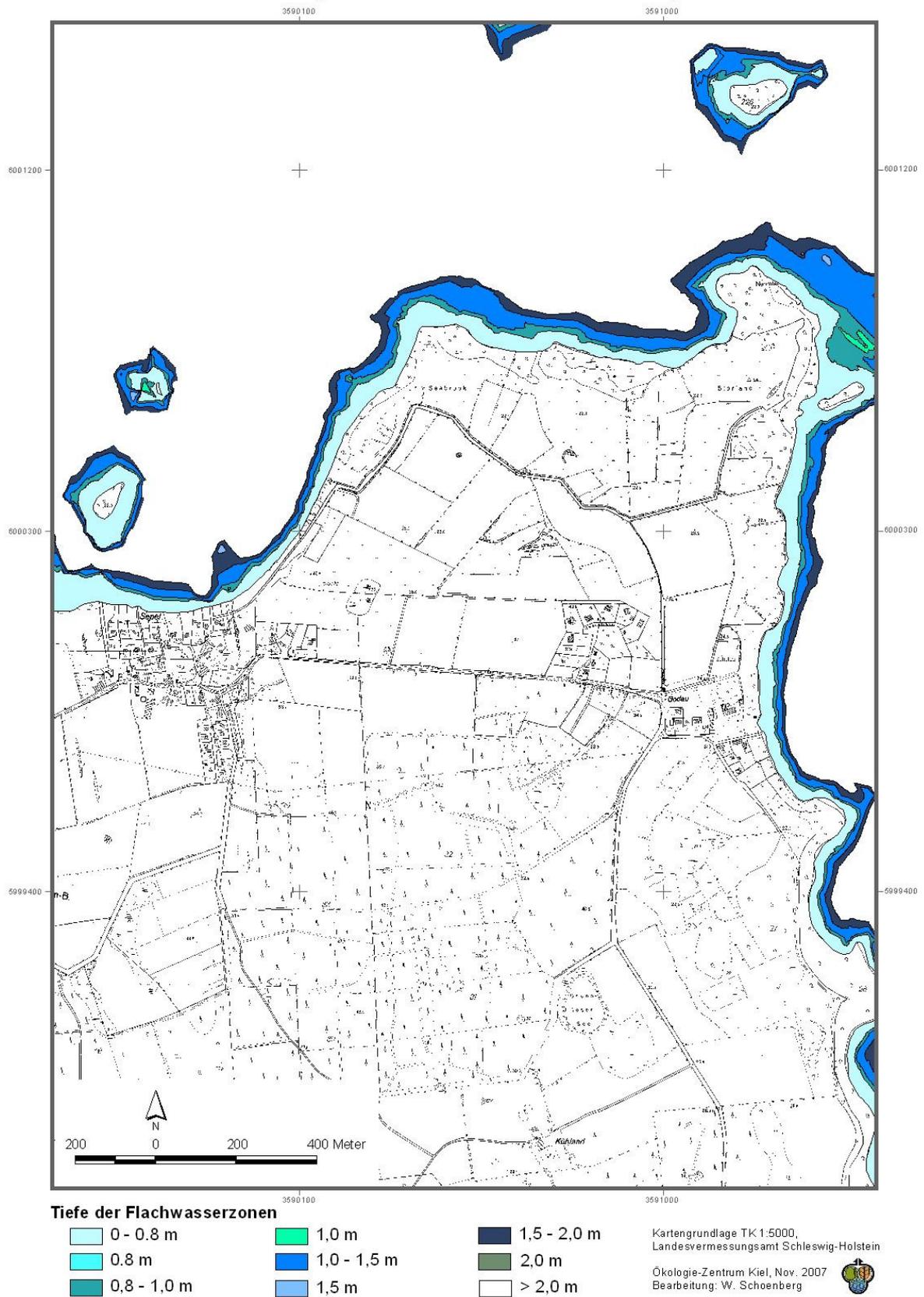
Karte 9: Ausdehnung der Flachwasserzone im Bereich Stadtbek / Nehnten

Ausdehnung der Flachwasserzone im Bereich Godau

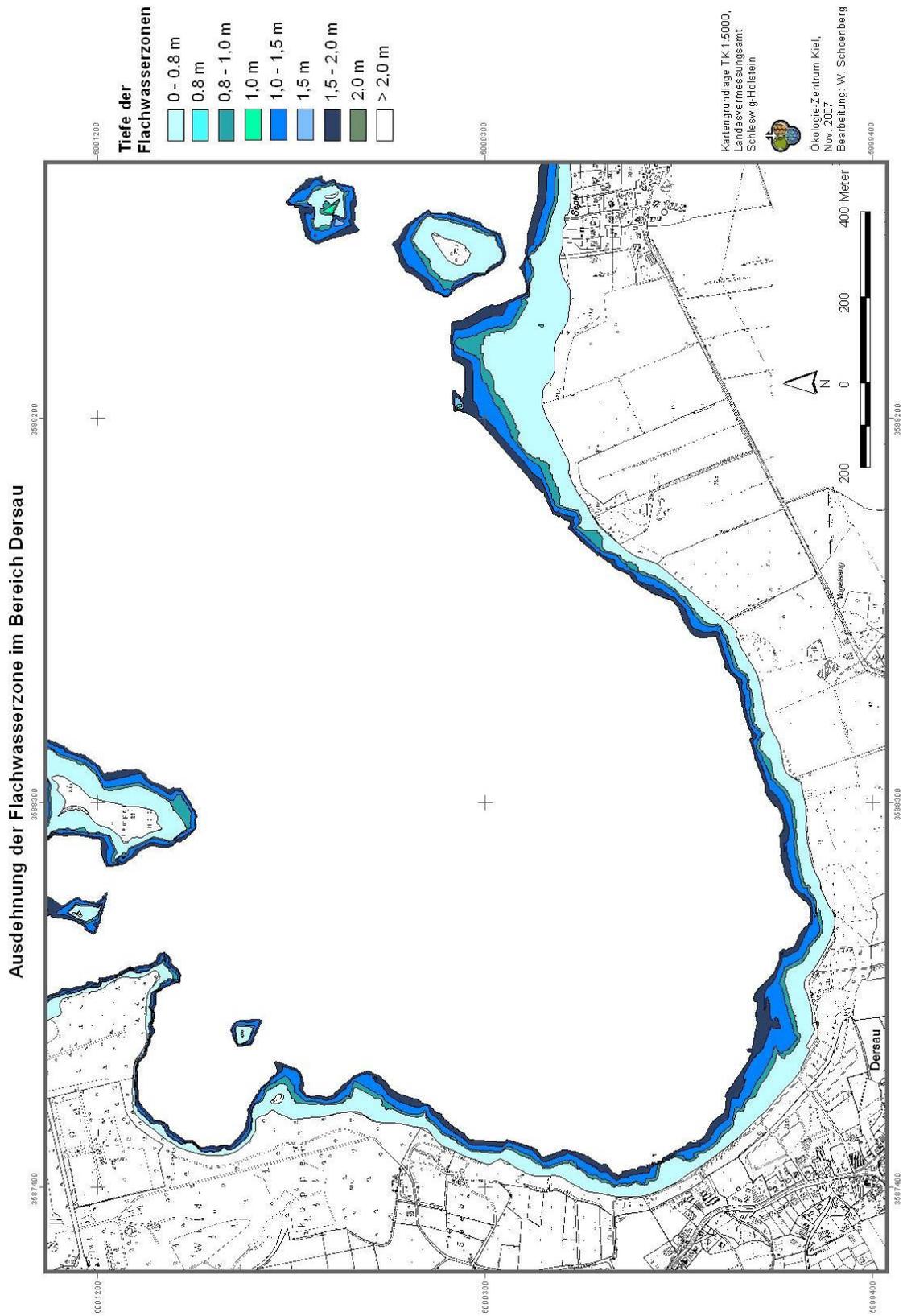


Karte 10: Ausdehnung der Flachwasserzone im Bereich Godau

Ausdehnung der Flachwasserzone im Bereich Sepel

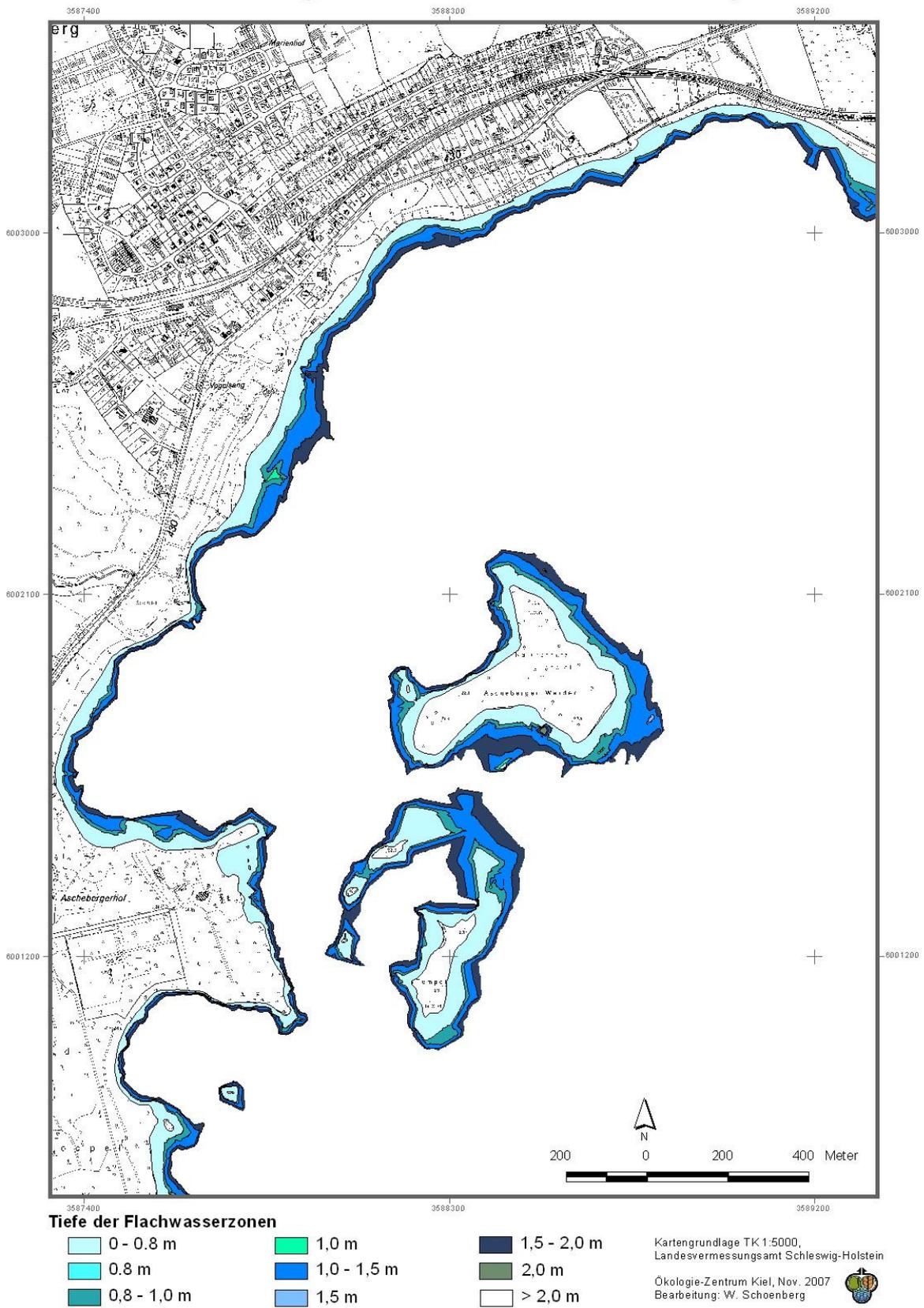


Karte 11: Ausdehnung der Flachwasserzone im Bereich Sepel



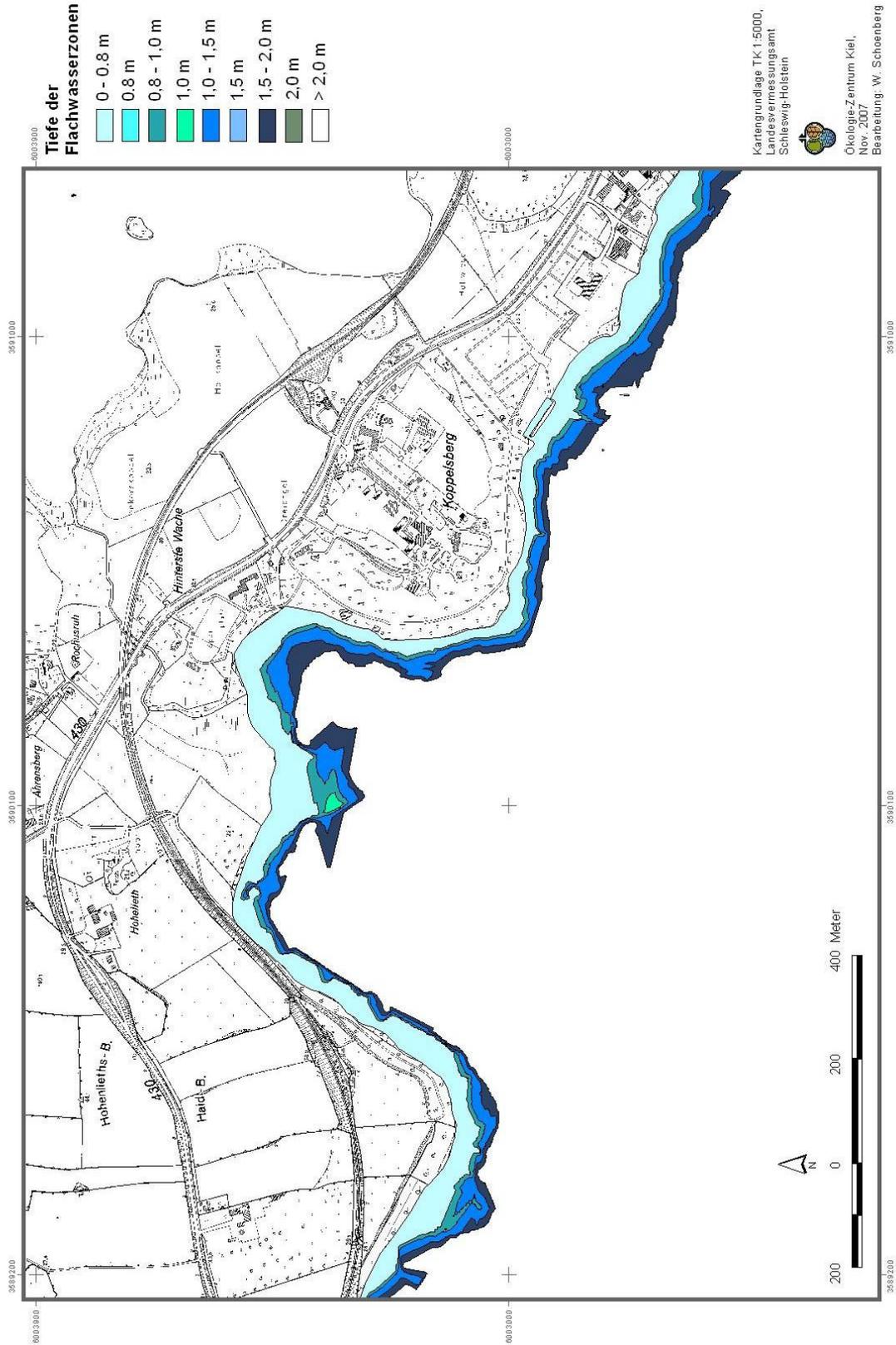
Karte 12: Ausdehnung der Flachwasserzone im Bereich Dersau

Ausdehnung der Flachwasserzone im Bereich Ascheberg



Karte 13: Ausdehnung der Flachwasserzone im Bereich Ascheberg

Ausdehnung der Flachwasserzone im Bereich Koppelsberg



Karte 14: Ausdehnung der Flachwasserzone im Bereich Koppelsberg

3.2 Charakterisierung der Seesedimente im Uferbereich

3.2.1 pH-Wert

Die gemessenen pH-Werte der Sedimentproben aus dem Uferbereich des Großen Plöner Sees liegen zwischen 6,5 und 8,75. Der Großteil der pH-Werte wurde im Bereich zwischen 7,5 und 8,25 gefunden (Abb. 1). Die Standorte mit und ohne Röhrichtvorkommen unterscheiden sich hinsichtlich ihres pH-Wertes nicht signifikant voneinander ($t = 1,80$; $p < 0,1$). In beiden Gruppen liegt der mittlere pH-Wert bei etwa 7,8 (Abb. 2).

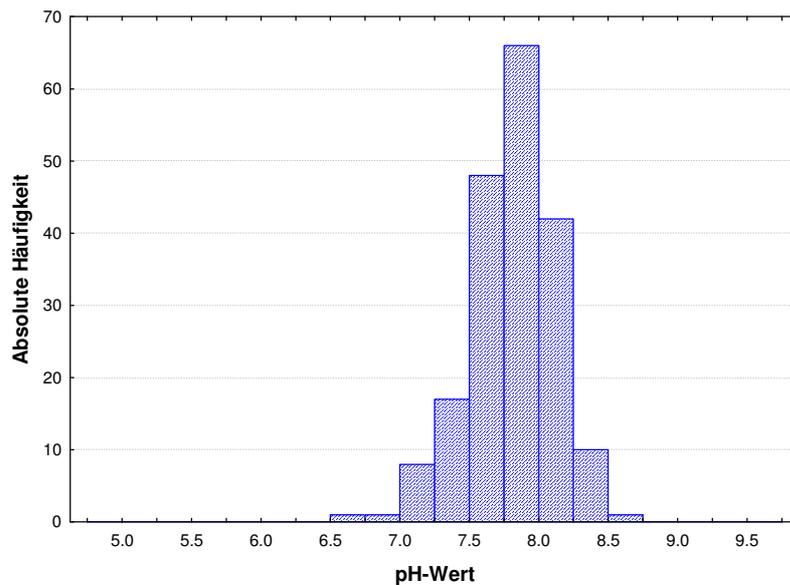


Abb. 1: Häufigkeitsverteilung der pH-Werte von Sedimentproben aus dem Uferbereich des Großen Plöner Sees.

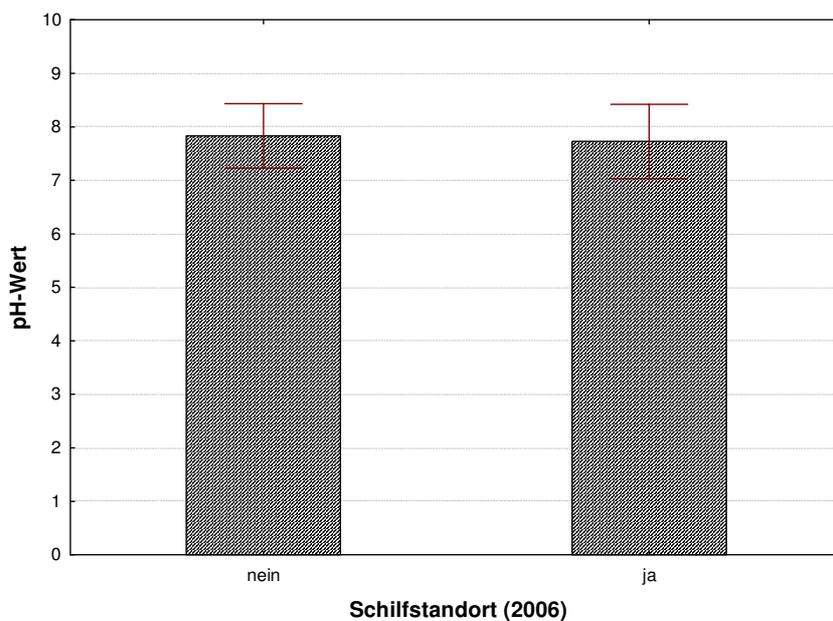


Abb. 2: Vergleich des pH-Wertes von Sedimentproben aus dem Uferbereich des Großen Plöner Sees mit und ohne aktuelle Röhrichtvorkommen. Dargestellt sind Mittelwert und Standardfehler.

3.2.2 Leitfähigkeit

Die Leitfähigkeit der Sedimentproben aus dem Uferbereich des Großen Plöner Sees liegt zwischen 43 und 485 μs . Der Großteil der Werte wurde im Bereich zwischen 50 und 150 μs gefunden (Abb. 3). Die Standorte mit und ohne Röhrichtvorkommen unterscheiden sich hinsichtlich der Leitfähigkeit der Sedimente nicht voneinander ($t = -0,36$, $p = \text{n.s.}$). In beiden Gruppen liegt die mittlere Leitfähigkeit bei etwa 120 μs (Abb. 4).

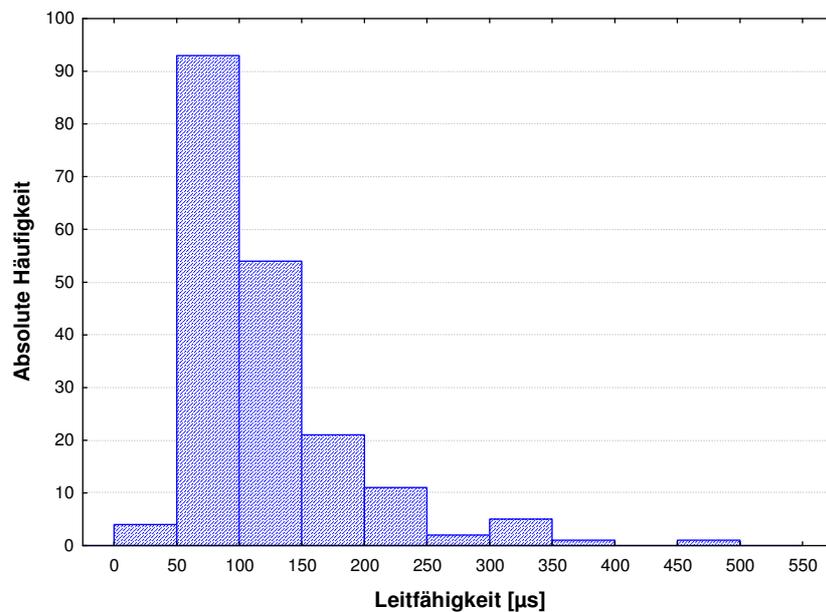


Abb. 3: Häufigkeitsverteilung der Leitfähigkeits-Werte von Sedimentproben aus dem Uferbereich des Großen Plöner Sees.

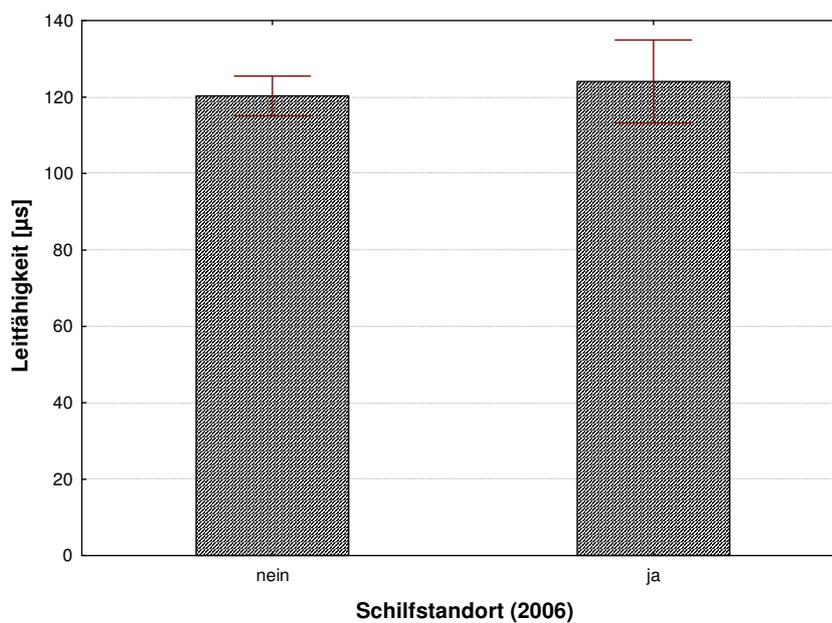


Abb. 4: Vergleich der Leitfähigkeit von Sedimentproben aus dem Uferbereich des Großen Plöner Sees mit und ohne aktuelle Röhrichtvorkommen. Dargestellt sind Mittelwert und Standardfehler.

3.2.3 Anteil organischer Substanz

Der Anteil organischer Substanz des Sediments aus dem Uferbereich des Großen Plöner Sees liegt zwischen 0,2 und 55 %. Der meisten Sedimentproben wiesen mit weniger als 5 % einen geringen Anteil organischer Substanz auf (Abb. 5). Die Standorte mit Röhrichtvorkommen weisen mit etwa 3 % organische Substanz im Mittel signifikant höhere Anteile auf als die Standorte ohne Röhrichtvorkommen mit etwa 1,3 % organische Substanz ($t = -2,07$, $p < 0,05$; Abb. 6).

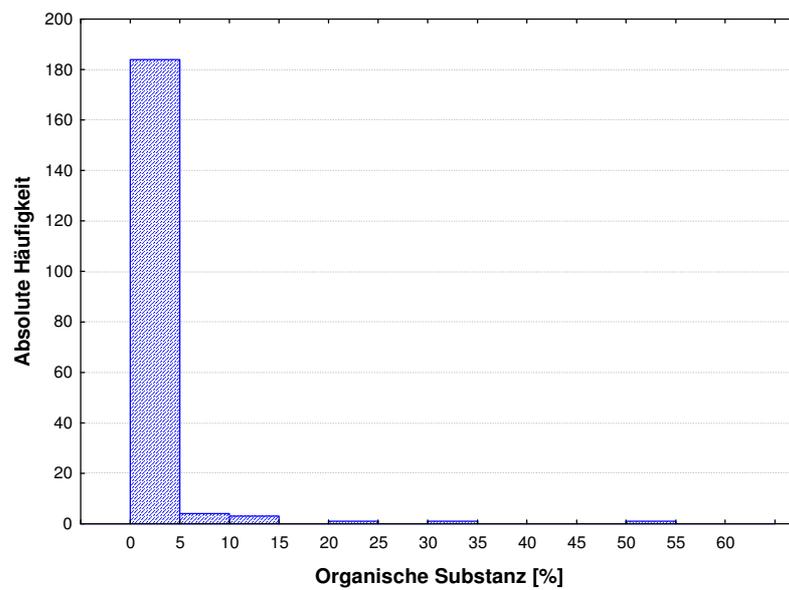


Abb. 5: Häufigkeitsverteilung des Anteils organischer Substanz von Sedimentproben aus dem Uferbereich des Großen Plöner Sees.

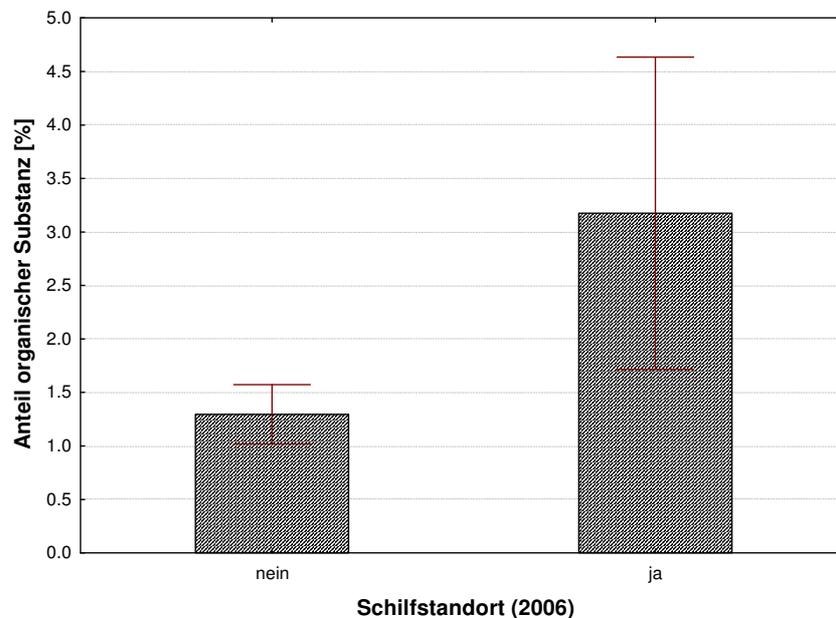


Abb. 6: Vergleich des Anteils organischer Substanz von Sedimentproben aus dem Uferbereich des Großen Plöner Sees mit und ohne aktuelle Röhrichtvorkommen. Dargestellt sind Mittelwert und Standardfehler.

3.2.4 Gehalte an NH₄-N

Die gemessenen Gehalte an NH₄-N der Sedimentproben aus dem Uferbereich des Großen Plöner Sees liegen zwischen 0,09 und 39,98 mg/kg Trockensubstanz. Der Großteil der NH₄-N Werte wurde im Bereich zwischen 5 und 10 mg/kg Trockensubstanz gefunden (Abb. 7). Die Standorte mit und ohne Röhrichtvorkommen unterscheiden sich hinsichtlich ihres Gehaltes an NH₄-N nicht voneinander ($t = -0,9$; $p = \text{n.s.}$). Die Standorte ohne Röhrichtvorkommen weisen allerdings im Mittel mit 7,7 mg/kg NH₄-N niedrigere Werte auf als die Standorte mit Röhrichtvorkommen (9,2 mg/kg; Abb. 8).

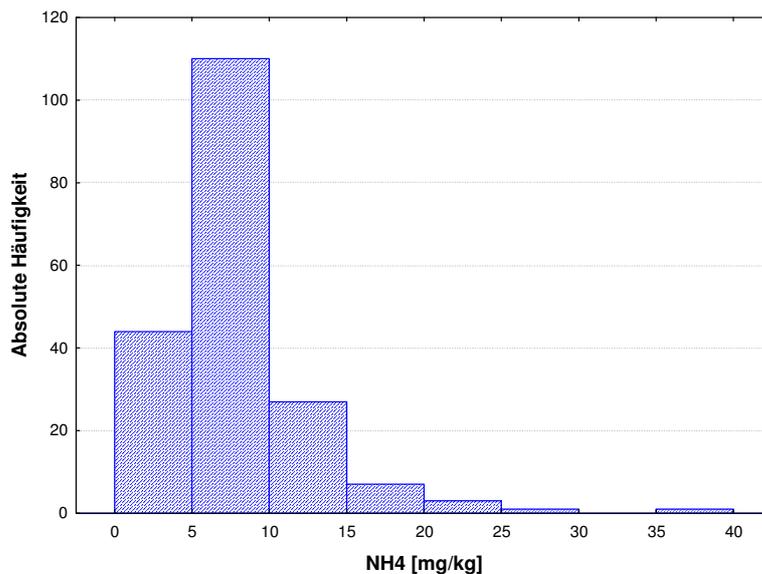


Abb. 7: Häufigkeitsverteilung der Gehalte an NH₄-N (in mg NH₄-N pro kg Sediment) von Sedimentproben aus dem Uferbereich des Großen Plöner Sees.

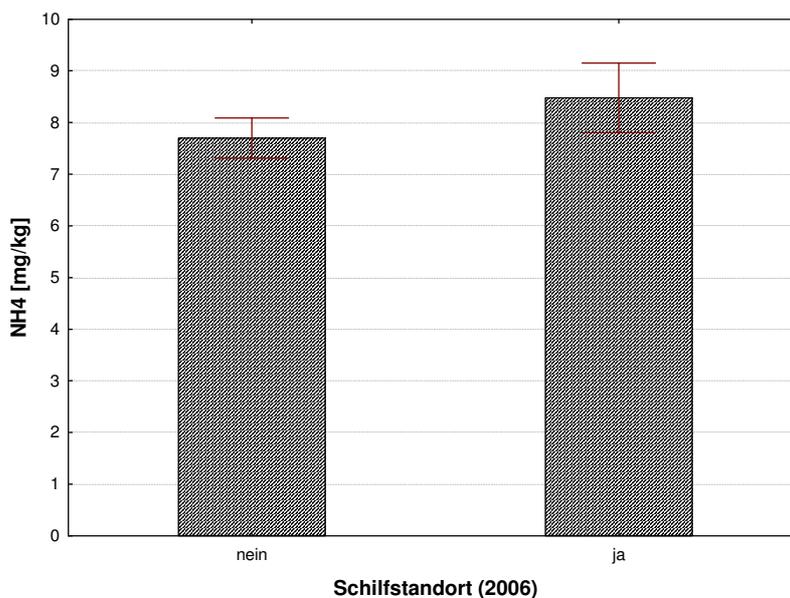


Abb. 8: Vergleich der Gehalte an NH₄-N von Sedimentproben aus dem Uferbereich des Großen Plöner Sees mit und ohne aktuelle Röhrichtvorkommen. Dargestellt sind Mittelwert und Standardfehler.

3.2.5 Gehalte an NO₃-N

Die gemessenen Gehalte an NO₃-N der Sedimentproben aus dem Uferbereich des Großen Plöner Sees liegen zwischen 0 und 10,5 mg/kg Trockensubstanz. In den meisten Sedimentproben lag der Gehalt an NO₃-N unter der Nachweisgrenze (Abb. 9). Die Standorte mit und ohne Röhrichtvorkommen unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Gehalte an NO₃-N nicht voneinander ($t = 1,45$; $p = \text{n.s.}$). Allerdings liegt der mittlere Gehalt an NO₃-N an den Standorten mit Röhrichtvorkommen mit 0,53 mg/kg deutlich höher als an den Standorten mit Röhrichtvorkommen, wo im Mittel lediglich 0,18 mg NO₃-N pro kg Trockensubstanz des Sedimentes nachgewiesen wurden (Abb. 10).

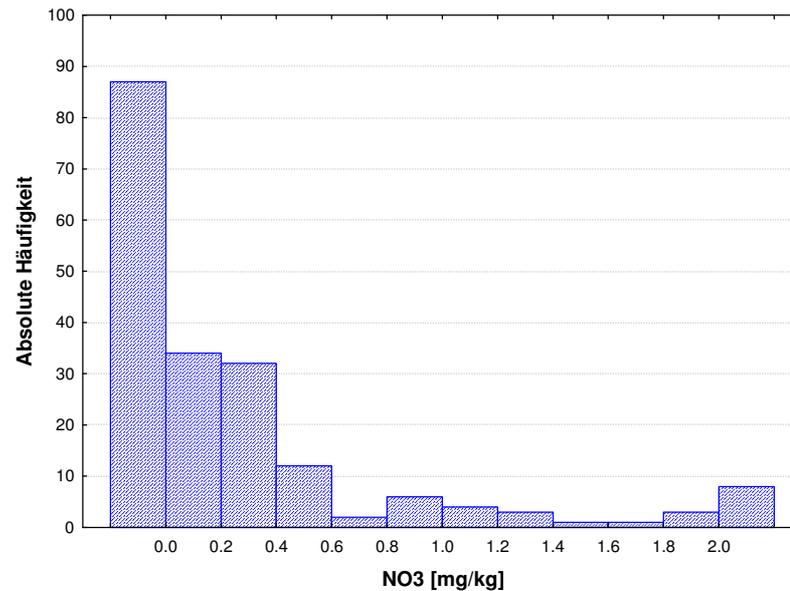


Abb. 9: Häufigkeitsverteilung der Gehalte an NO₃-N von Sedimentproben aus dem Uferbereich des Großen Plöner Sees.

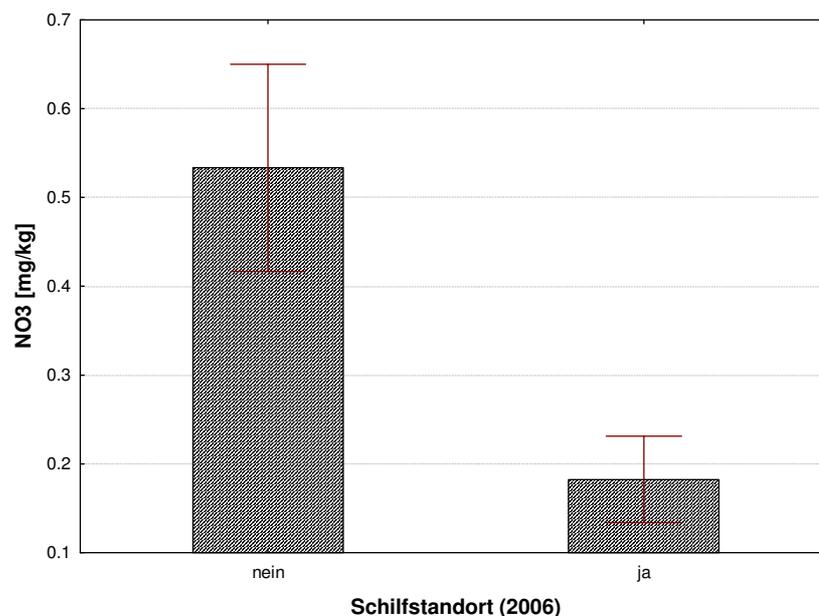


Abb. 10: Vergleich der Gehalte an NO₃-N von Sedimentproben aus dem Uferbereich des Großen Plöner Sees mit und ohne aktuelle Röhrichtvorkommen. Dargestellt sind Mittelwert und Standardfehler.

3.2.6 P-Gehalte

Die gemessenen P-Gehalte der Sedimentproben aus dem Uferbereich des Großen Plöner Sees liegen zwischen 3,1 und 123,6 mg/kg Trockensubstanz des Sediments. Der meisten Sedimentproben wiesen P-Gehalte zwischen 5 und 20 mg/kg auf (Abb. 11). Die Standorte mit und ohne Röhrichtvorkommen unterscheiden sich hinsichtlich ihrer P-Gehalte signifikant voneinander ($t = -3,89$; $p < 0,001$). An den Standorten ohne Röhrichtvorkommen betrug der mittlere P-Gehalt 13 mg/kg Trockensubstanz, während an den Standorten mit Röhrichtvorkommen im Mittel 22 mg/kg Trockensubstanz vorhanden waren (Abb. 12).

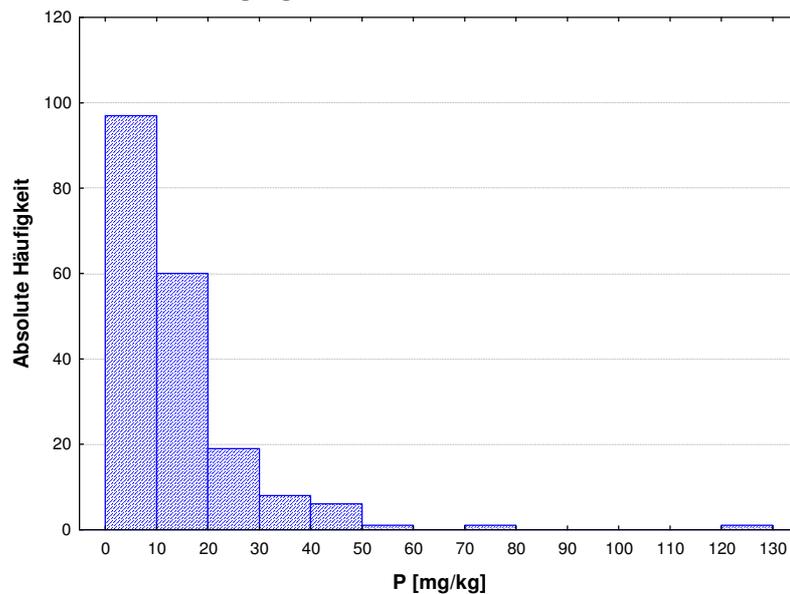


Abb. 11: Häufigkeitsverteilung der P-Gehalte (in mg/kg Trockensubstanz) von Sedimentproben aus dem Uferbereich des Großen Plöner Sees.

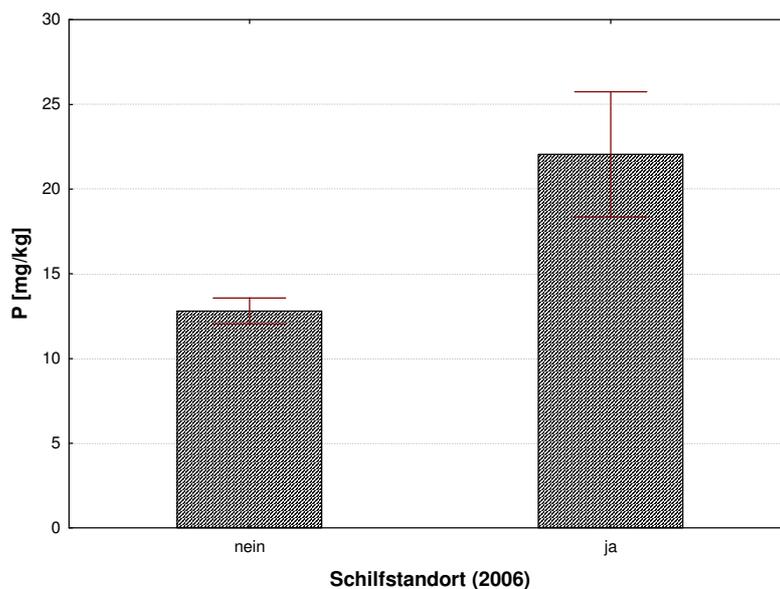


Abb. 12: Vergleich der P-Gehalte von Sedimentproben aus dem Uferbereich des Großen Plöner Sees mit und ohne aktuelle Röhrichtvorkommen. Dargestellt sind Mittelwert und Standardfehler.

3.2.7 K-Gehalte

Die gemessenen K-Gehalte der Sedimentproben aus dem Uferbereich des Großen Plöner Sees liegen zwischen 0,03 und 6,05 mg/kg Trockensubstanz. Der Großteil der K-Gehalte wurde im Bereich zwischen 0,5 und 1,0 mg/kg Trockensubstanz gefunden (Abb. 13). Die Standorte mit und ohne Röhrichtvorkommen unterscheiden sich hinsichtlich ihrer K-Gehalte nicht signifikant voneinander ($t = -1,95$, $p < 0,07$). Allerdings ist der mittlere K-Gehalt der Standorte ohne Röhrichtvorkommen mit 0,87 deutlich geringer als derjenige der Standorte mit Röhrichtvorkommen (1,2 mg/kg Trockensubstanz; Abb. 14).

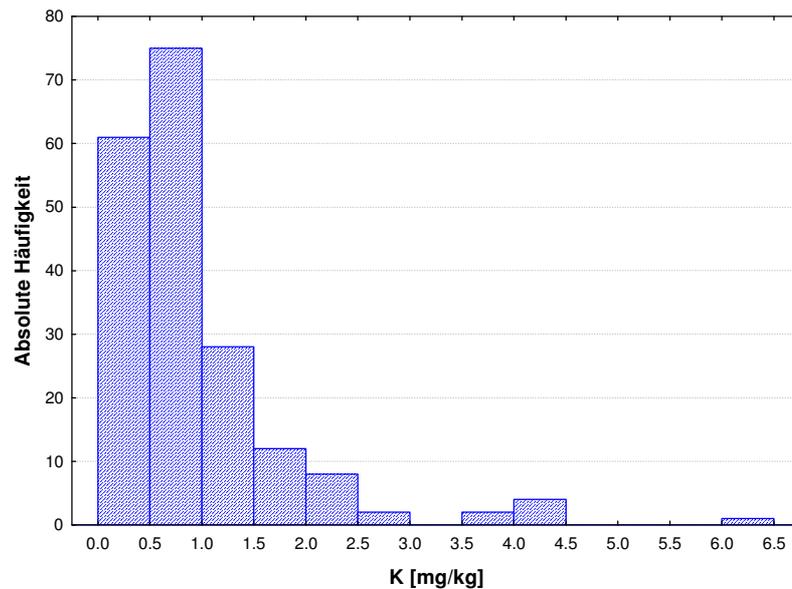


Abb. 13: Häufigkeitsverteilung der K-Gehalte (in mg/kg Trockensubstanz) von Sedimentproben aus dem Uferbereich des Großen Plöner Sees.

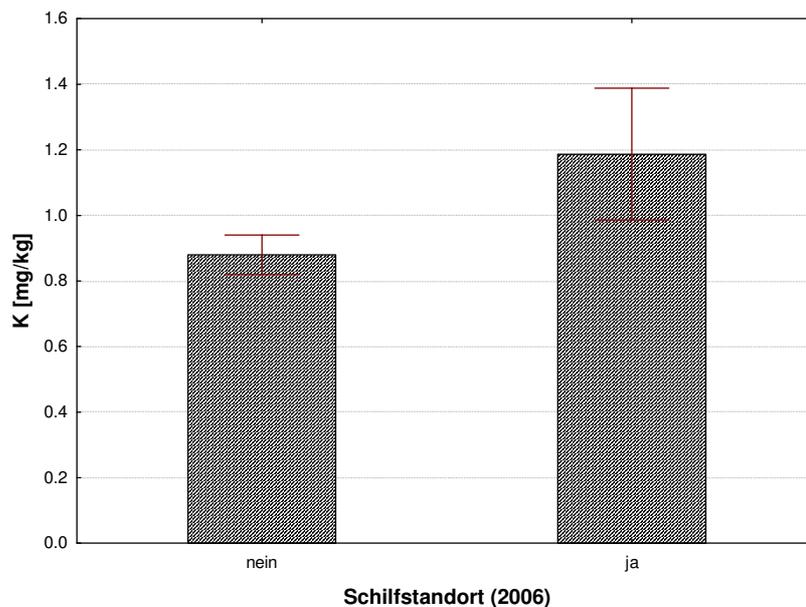


Abb. 14: Vergleich der K-Gehalte von Sedimentproben aus dem Uferbereich des Großen Plöner Sees mit und ohne aktuelle Röhrichtvorkommen. Dargestellt sind Mittelwert und Standardfehler.

3.2.8 S-Gehalte

Die gemessenen S-Gehalte der Sedimentproben aus dem Uferbereich des Großen Plöner Sees liegen zwischen 3,6 und 818 mg/kg Trockensubstanz. Der Großteil der S-Gehalte wurde im Bereich zwischen 20 und 60 mg/kg Trockensubstanz gefunden (Abb. 15). Die Standorte mit und ohne Röhrichtvorkommen unterscheiden sich hinsichtlich ihrer S-Gehalte nicht voneinander ($t = -0,49$, $p = \text{n.s.}$). An den Standorten ohne Röhrichtvorkommen lag der S-Gehalt im Mittel mit 85 mg/kg geringfügig niedriger als an den Standorten mit Röhrichtvorkommen, wo im Mittel 92 mg/kg Trockensubstanz nachgewiesen wurden (Abb. 16).

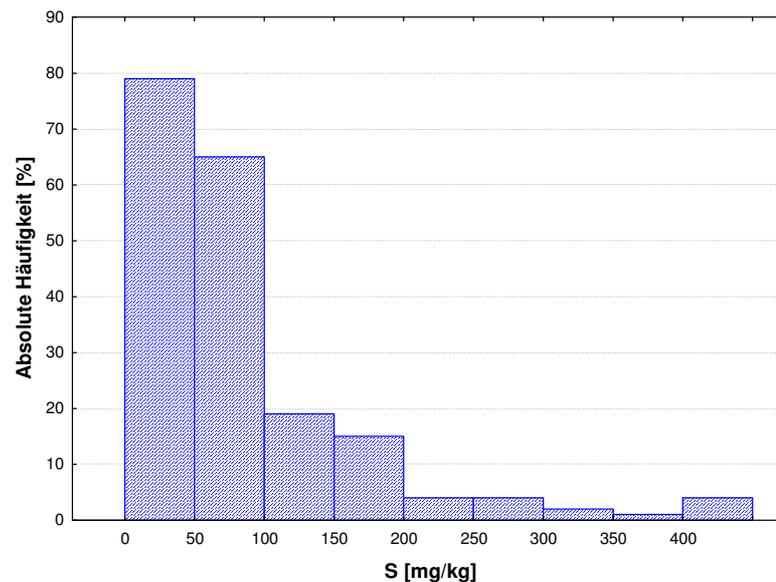


Abb. 15: Häufigkeitsverteilung der S-Gehalte (in mg/kg Trockensubstanz) von Sedimentproben aus dem Uferbereich des Großen Plöner Sees.

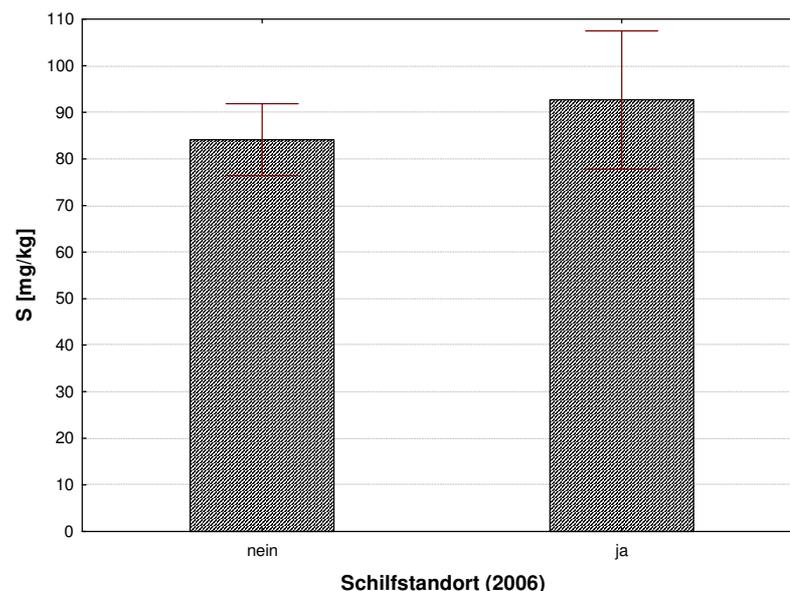


Abb. 16: Vergleich der S-Gehalte von Sedimentproben aus dem Uferbereich des Großen Plöner Sees mit und ohne aktuelle Röhrichtvorkommen. Dargestellt sind Mittelwert und Standardfehler.

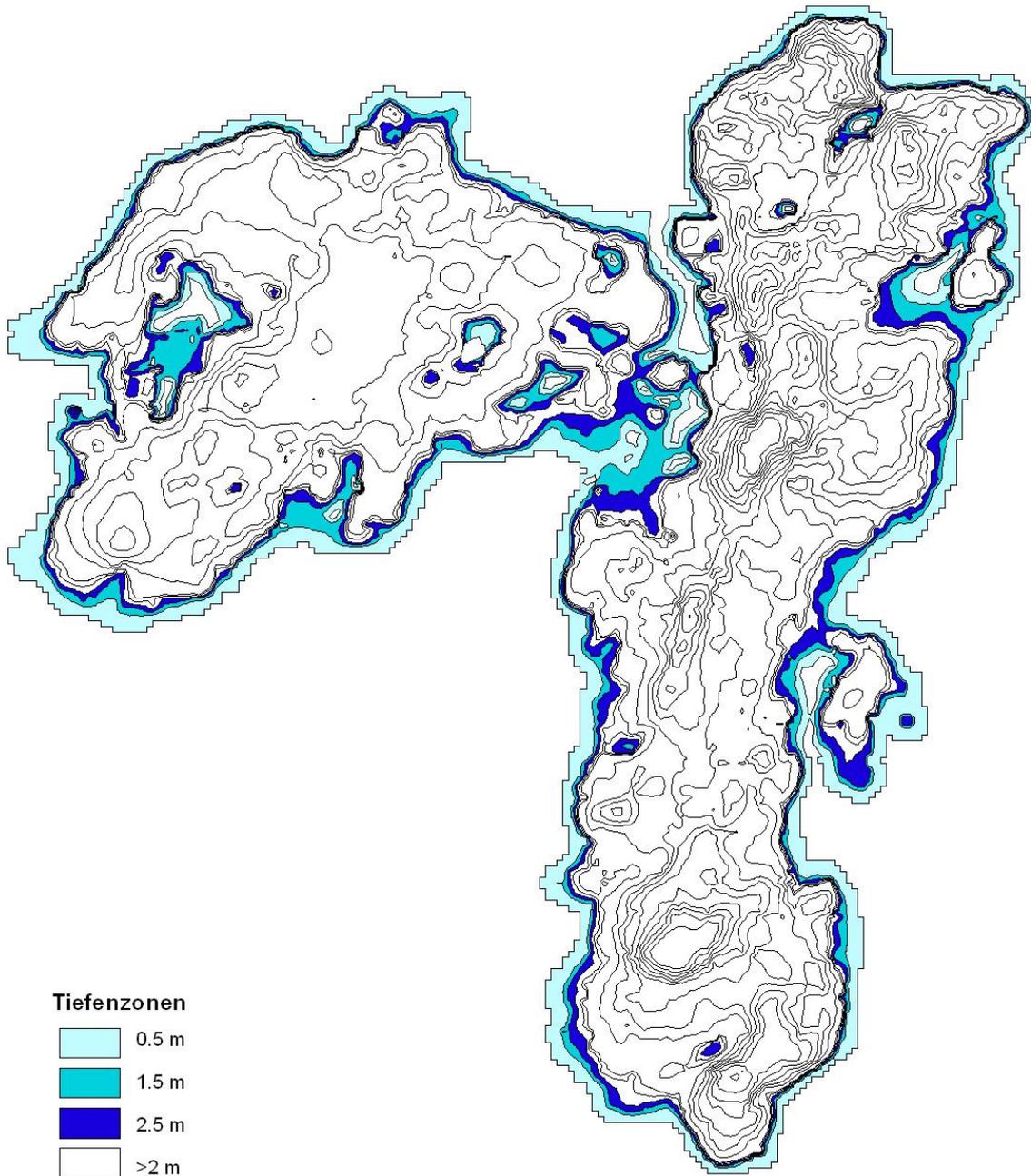
4 Diskussion und Schlussfolgerungen

4.1 Flachwasserbereiche im Großen Plöner See

Die Ergebnisse der im Rahmen dieses Gutachtens durchgeführten Vermessung der Flachwasserbereiche bis zu einer Wassertiefe von 2 m zeigen, dass ausgehend von (hypothetisch) optimalen Standortbedingungen rund 402 ha Fläche für die Besiedlung mit *Phragmites australis* zur Verfügung stünden. Da jedoch für den Großen Plöner See aufgrund des starken Rückgangs der Schilfröhrichte in den vergangenen Jahrzehnten und der quasi ausbleibenden Verjüngung noch vorhandener Bestände keine optimalen Standortbedingungen für *Phragmites* angenommen werden können, sollte von einer potenziell besiedelbaren Fläche von 224,5 ha in einer Wassertiefe von 0 – 1 m ausgegangen werden.

Aktuell weisen die Schilfbestände am Großen Plöner See eine Ausdehnung von knapp 2 ha auf, so dass lediglich 0,9% der potenziell besiedelbaren Fläche von Röhrichtbeständen eingenommen werden (Eder, Löschenbrand & Zimmermann in Vorb.). Die rezenten Röhrichtvorkommen finden sich weit überwiegend innerhalb der Tiefenzone bis 0,8 m Wassertiefe, die insgesamt 173,5 ha umfasst. Entsprechend werden hier knapp 1,6% der potenziell geeigneten Fläche von *Phragmites* besiedelt. Selbst in ausgedehnten Flachwasserbereichen z.B. zwischen dem NSG Störland und dem NSG Inseln im Großen Plöner See ist nur ein sehr geringer Teil der geeigneten Fläche schilfbestanden. Im Unterschied zu anderen Gewässern wie z.B. dem Dieksee und dem Kellersee mit einem hohen Anteil steil abfallender Uferbereiche kann entsprechend am Großen Plöner See nicht davon ausgegangen werden, dass die Ufermorphologie das Vorkommen von *Phragmites* stark begrenzt. Es ist hingegen wahrscheinlich, dass andere abiotische Faktoren wie die Sedimenteigenschaften, die Wasserqualität, die Wasserstandsflutung und eine hohe mechanische Belastung durch Wind und Wellen, sowie biotische Faktoren wie das Auftreten von Fadenalgenmatten oder Herbivorie das Vorkommen von Schilfröhrichten beschränken. Um den Einfluss der genannten Faktoren zu klären, sind weitere multivariate Analysen notwendig.

Bei Betrachtung der vorhandenen Daten zur Entwicklung der Schilfröhrichte am Großen Plöner See seit den 1950er Jahren wird jedoch auch deutlich, dass *Phragmites* vermutlich nie die maximal zur Verfügung stehende Fläche besiedelt hat. Für 1953 wurde anhand einer Luftbildauswertung (Eder, Löschenbrand & Zimmermann in Vorb.) ein Vorkommen von 90 ha Röhricht festgestellt. Geht man von der Annahme aus, dass seit den 1950er Jahren die Ausdehnung der Flachwasserbereiche nur geringe Veränderung erfahren hat, so würde dies einer schilfbestandenen Fläche von 40,1% der Tiefenzone zwischen 0 und 1 m entsprechen. Präzise Aussagen über die Veränderungen in der Ausdehnung der Flachwasserbereiche durch Prozesse der Erosion und der Sedimentation können allerdings nicht getroffen werden, da nur wenige Daten zu diesem Aspekt vorliegen. Krambeck (1979) erstellte eine Isobathenkarte des gesamten Großen Plöner Sees auf der Grundlage von Handlotungen (Utermöhl 1953-39, unveröffentlicht) und eigener Lotungen mit einem Echolot. Ziel war hier nicht die möglichst präzise Abbildung der Flachwasserzonen, sondern die Erfassung der Morphologie des gesamten Seebeckens, was hohe Abweichungen in den Angaben zu Wassertiefe in den ufernahen Bereichen vermuten lässt. Da diese Karte zudem zum einen anhand eines Grid (vgl. 2.1.1) erstellt wurde und zum anderen nicht lagertreu im GIS abbildbar ist, können Veränderungen der Flachwasserbereiche nicht quantifiziert werden. Ein visueller Vergleich liefert den Hinweis, dass insbesondere im Bereich NSG Störland / NSG Inseln im Großen Plöner See, in den Inselbereichen vor Sepel und Ascheberg sowie in den Inselbereichen vor Ruhleben die Ausdehnung der Flachwasserbereiche abgenommen hat (vgl. Karte 15 u. 3).



Karte 15: Tiefenzonen des Großen Plöner Sees nach Krambeck 1979

4.2 Seesedimente im Uferbereich

Mit den hier präsentierten Ergebnissen liegen erstmals Daten zur kleinräumigen Variabilität der Sedimenteigenschaften im Uferbereich des Großen Plöner Sees vor. Nach Rodewald-Rudescu (1974) besitzt *Phragmites* zwar eine breite Amplitude gegenüber unterschiedlichen Sedimenteigenschaften und ist nicht nur von den Sedimenteigenschaften, sondern auch von den Nährstoffgehalten im Litoralwasser abhängig (vgl. auch Haslam 1972). Insbesondere die Produktivität der Bestände wird aber deutlich von der Sedimentbeschaffenheit beeinflusst. Da die Rhizome von *Phragmites* eine große jährliche Produktionsleistung erbringen müssen (2 bis 3 fache der oberirdischen Produktion), können sich Schilfbestände beispielsweise in lockeren/leichteren Sedimenten besser entwickeln als in schwereren oder festeren (Rodewald-Rudescu 1974).

Hinsichtlich der pH-Werte der Sedimente von Schilfstandorten sind in der Literatur Angaben zwischen 3,1 und 8 zu finden (z.B. Ohle 1936, Hürlimann 1951, Rodewald-Rudescu 1974). Auch hinsichtlich des Anteils organischer Substanz und der Nährsalzkonzentrationen (NH₄-N, NO₃-N, P, K) finden sich in der Literatur weite Spannen, in denen *Phragmites* gedeihen kann. Rodewald-Rudescu (1974) schlussfolgert hinsichtlich des Vorkommens von *Phragmites*, „dass das Schilfrohr die verschiedensten Böden, die sowohl pedologisch als auch chemisch sehr unterschiedlich sind, als Standorte erobert hat“. Gleichzeitig wird aber darauf hingewiesen, dass sich große zusammenhängende und produktive Schilfrohrbestände nur dort entwickeln, wo die Böden oder Sedimente reich an Mineralsalzen sind und die Böden eine gewisse Zeit lang einer aeroben Mineralisation ausgesetzt sind.

Der Vergleich der Sedimenteigenschaften von Uferabschnitten am Großen Plöner See mit und ohne aktuelle Röhrichtvorkommen ergibt zusammenfassend folgendes Bild: Der Anteil organischer Substanz und auch die P- und K-Gehalte sind an Standorten mit Röhrichtvorkommen erhöht, während sich hinsichtlich der pH-Werte, der Leitfähigkeit sowie hinsichtlich der N- und S-Gehalte keine signifikanten Unterschiede ergeben haben. Es bleibt allerdings schwierig, allein aus diesen Befunden auf günstige Standortbedingungen für Wiederansiedlungsversuche zu schließen, da *Phragmites* auch von weiteren abiotischen und biotischen Faktoren beeinflusst wird. Weiterhin kann anhand einer einmaligen Beprobung nicht sicher gesagt werden, ob die gefundenen Unterschiede vorhanden sind, weil *Phragmites* an den Standorten vorkommt und die Besiedlung mit *Phragmites* Einfluss auf die Sedimenteigenschaften genommen hat oder ob sich die Sedimente auch vor/ohne eine Besiedlung mit *Phragmites* unterschieden und diese spezifischen Eigenschaften letztlich die Etablierung der Art beeinflusst haben. Allerdings bleibt festzuhalten, dass gerade der für die Primärproduktion von aquatischen Röhrichten oft als limitierend geltende Nährstoff P an den *Phragmites*-Standorten im Uferbereich des Großen Plöner Sees in höheren Gehalten vorhanden war als an Standorten ohne Röhrichte.

Im Laufe des Winters 2007/2008 sollen nun die bislang erarbeiteten Daten zur rezenten räumlichen Verbreitung und zur historischen Veränderung der Röhrichte am Großen Plöner See mit möglichen Einflussfaktoren wie der Wellenbelastung, der Ufernutzung bzw. der Beschattung durch Ufergehölze, der Raumnutzung der Graugänse sowie den Sedimenteigenschaften und auch der Wasserqualität in Verbindung gebracht werden. Diese Auswertungen sollen helfen, die historisch und rezent wirksamen negativen Einflussfaktoren auf das Röhrichtvorkommen zu identifizieren (vgl. auch Jensen et al. 2006).

Eine einmalige Beprobung der Sedimente der Seeufer kann nur als ein erstes Indiz für eine Habitategnung herangezogen werden. Wünschenswert wären für ausgewählte Standorte nun präzisere Aussagen zur zeitlichen Veränderung der chemischen Sedimenteigenschaften im Jahresverlauf. Auch die chemischen Eigenschaften des Litoral- und/oder Interstitialwassers

sollten zukünftig analysiert werden, um für die Seeufer der Holsteinischen Schweiz Habitatsignifikanzmodelle für *Phragmites* ableiten zu können. Hierbei wäre auch gelöstes Si als bedeutsamer Faktor in die Untersuchungen mit einzubeziehen, da es durch N- und P-Eutrophierung (vor allem zwischen 1900 und etwa 1980) im Laufe der Jahrzehnte wahrscheinlich zu einer Verschiebung der relativen Verfügbarkeit gekommen sein könnte und somit auch gelöstes Si heute die Primärproduktion und somit das Vorkommen von Röhrichten begrenzen könnte.

Für die Zielsetzung und Umsetzung zukünftiger Röhrichtschutz- und Röhrichtentwicklungsmaßnahmen an Seeufern der Holsteinische Schweiz sollten auch die vor 1950 aufgetretenen historischen Veränderungen der Röhrichtbestände soweit wie möglich aufgearbeitet werden. Die Seespiegel vieler Seen der Holsteinischen Schweiz sind am Ende des 19. Jahrhunderts oder am Anfang des 20. Jahrhunderts abgesenkt worden, um die landwirtschaftlichen Nutzungsmöglichkeiten der Uferbereiche zu verbessern. Diese Seespiegelabsenkungen fanden allerdings zumindest teilweise vor dem Hintergrund mittelalterlicher Anstauungen statt. Seespiegelsenkungen führen dazu, dass sich Röhrichte in Bereiche der Seeufer ausdehnen können, die sie vormals nicht zu besiedeln vermochten (Lohammar 1949, Lillieroth 1950). Auch der positive Effekt von (jährlichen) Wasserstandsfluktuationen auf Röhrichte ist vielfach belegt (z.B. Coops et al. 2004).

Ein Vergleich historischer Karten zeigt, dass am Großen Plöner See, am Behler See, am Großen Eutiner See und am Trammer See zwischen 1880 und 1940 eine Verdopplung der mit Röhrichten bestandenen Uferbereiche aufgetreten ist, während für den Kleinen Plöner See eine Zunahme um etwa 50 % zu verzeichnen ist. Ob und inwiefern diese Zunahme auch mit den durchgeführten Seespiegelsenkungen in Verbindung gebracht werden kann, soll zunächst exemplarisch für den Großen Plöner See ausgewertet werden. Auf Grundlage der neu erarbeiteten Karte der Flachwasserbereiche können im Anschluss an diese Analyse Aussagen zu den Effekten einer größeren Dynamik in der Wasserstandsführung (insbesondere bei Auftreten von Niedrigwasserphasen) auf die Etablierung von Schilfröhrichten getroffen werden.

Letztlich müssen zukünftige Röhrichtschutz- und Röhrichtentwicklungsmaßnahmen an den Ufern der Seen der Holsteinischen Schweiz vor dem Hintergrund eines regionalen Leitbildes für die Seeufer geplant und umgesetzt werden. Dieses Leitbild sollte die skizzierten historischen Veränderungen der Seeufer berücksichtigen, sich an möglichst naturnahen hydrologischen Bedingungen orientieren und den Anforderungen an die Umsetzung der FFH-Richtlinie sowie der WRRL der Europäischen Union gerecht werden.

5 Literatur

- Albrecht, J. (2007): Key concepts & technics in GIS. Sage publications, London.
- Barthelme, N. (1995): Geoinformatik – Modelle, Strukturen, Funktionen. Springer, Berlin.
- Buske, Chr. (1991): Der Rückgang der Schilfröhrichte am Großen Plöner See. Jahrbuch für Heimatkunde im Kreis Plön 21: 76–93.
- Buske, Chr. (1999): Schilfröhrichte am Großen Plöner See. Vergleich der Bestände aus den Jahren 1989 und 1999. Jahrbuch für Heimatkunde im Kreis Plön 29: 76-93.
- Coops, H., Vulnik, J. T. & van Nes, E. H. (2004): Managed water levels and the expansion of emergent vegetation along a lakeshore. *Limnologica* 34: 57 – 64.
- Eder, M., Löschenbrand, F. & Zimmermann, S. (in Vorb.): Entwicklung der aquatischen Röhrichte an Seen der Holsteinischen Schweiz.

- Haslam, S. M. (1972): *Phragmites communis* Trin.: Biological flora of the British Isles. *Journal of Ecology* 60: 585 – 610.
- Hürlimann, H. (1951): Zur Lebensgeschichte des Schilfrohes an den Ufern der Schweizer Seen. Beitrag 2. Geobotanische Landesaufnahme der Schweiz 30: 1-232.
- Jensen, K., Heemann, S., Holsten, B. & Schoenberg, W. (2006): Renaturierung degradierter Uferabschnitte an Seen der Holsteinischen Schweiz. Unveröffentlichter Zwischenbericht für die deutsche Bundesstiftung Umwelt.
- Krambeck, H.-J. (1979): A numerical-topographical model of Lake Großer Plöner See and its application to the calculation of Seiches. *Arch. Hydrobiol.* 87 – 3: 262-273.
- Lillieroth, S. (1950): Über Folgen kulturbedingter Wasserstandssenkungen für Makrophyten- und Planktongemeinschaften in seichten Seen der südschwedischen Oligotrophiegebiete. *Acta Limnologica* 3: 1-288.
- Lohammar, G. (1949): Über die Veränderung der Naturverhältnisse gesenkter Seen. *Theoretische Limnologie* 10: 266-274.
- Ohle, W. (1936): Der schwefelsaure Tonteich bei Reinbek. Monographie eines idiotrophen Weihers. *Archiv für Hydrobiologie* 30: 604-662.
- Ostendorp, W. (1989): Die-back of Reeds in Europe – A critical Review of Literature. *Aquatic Botany*: 35: 5-26.
- Ostendorp, W., Iseli, C., Krauss, M., Krumscheid-Plankert, P., Moret, J.-L., Rollier, M. & Schanz, F. (1995): Lake shore deterioration, reed management and bank restoration in some Central European lakes. *Ecological Engineering* 5: 51–75.
- Rodewald-Rudescu, L. (1974): Das Schilfrohr. Die Binnengewässer, Band 27. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Schlichting, E., Blume, H.-P. & K. Stahr (1995): *Bodenkundliches Praktikum: eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte, und für Geowissenschaftler.* Blackwell, Berlin.
- Steubing, L. & A. Fangmeier (1992): *Pflanzenökologisches Praktikum: Gelände- und Laborpraktikum der terrestrischen Pflanzenökologie.* Ulmer, Stuttgart.
- VDLUFA (1991): *Methodenbuch I: Die Untersuchung von Böden.* 4. Aufl. VDLUFA-Verlag.