

Carl von Ossietzky

Universität Oldenburg

Bachelorstudiengang Umweltwissenschaften

## BACHELORARBEIT

Die hydrochemische Charakterisierung von Grund- und  
Oberflächenwasser in der Nähe des Großen Meeres

vorgelegt von

Frederike Müller

Betreuende Gutachterin: Prof. Dr. Gudrun Massmann

Zweiter Gutachter: M.Sc. Tobias Holt

Oldenburg, 14.12.2018

## **Danksagung**

Ein herzlicher Dank gilt Prof. Dr. Gudrun Massmann und Tobias Holt für die sehr gute Betreuung während des gesamten Bearbeitungsprozess dieser Arbeit, sowie Dr. Jens-Uwe Holthuis für den Anstoß zum Thema und die Unterstützung durch Wissen und Literatur zum „Großen Meer“.

Der Arbeitsgruppe Hydrogeologie und Landschaftswasserhaushalt möchte ich für die Unterstützung und die Beantwortung von Fragen danken. Dies gilt vor allem Ulrike Kücks, die auch an stressigen Tagen immer Zeit gefunden hat, um mir im Labor zu helfen.

Des Weiteren danke ich Lina Otte für die hervorragende Zusammenarbeit im Gelände, aber auch im Labor und in der Bibliothek. Danke für diese Freundschaft.

Als letztes möchte ich mich bei meinen Eltern Doro und Karl, meinem Bruder Karl-Philipp und Niklas bedanken, ohne deren liebevolle Unterstützung während meines gesamten Studiums ich nicht dort wäre, wo ich heute bin.

## Zusammenfassung

Das im Landkreis Diepholz liegende „Große Meer“, ein polymiktischer Flachsee im Einzugsgebiet von landwirtschaftlich genutzten Flächen, verlandet immer mehr und weist Eutrophierungserscheinungen auf. In der Vergangenheit wurde der trophische Zustand des Sees als schwach bis stark polytroph eingeschätzt, wodurch es zu einer Verschlammung, einer Abnahme der Sichttiefe und zum Verschwinden von Makrophyten kam. Mittels Sanierungs- und Renaturierungsmaßnahmen soll das „Große Meer“ und das gleichnamige Naturschutzgebiet als Naherholungsgebiet geschützt und erhalten werden. Dazu wurden bereits die Nutzung einiger angrenzender Flächen extensiviert, damit der Nährstoffeintrag in das Seewasser verringert wird. Um den Einfluss des Grundwassers auf die Eutrophierung zu ermitteln, wurde die Nährstoffkonzentration im Grund- und Oberflächenwasser des „Großen Meeres“ und der unmittelbaren Umgebung hydrochemisch untersucht. Dafür wurden jeweils zweimal Wasserproben aus bereits vorhandenen tieferen Grundwassermessstellen und neu gebauten flachen Grundwassermessstellen, die direkt um den See gebaut wurden, entnommen. Weitere Grundwasserproben wurden mithilfe von Porenwasserlanzen um den See herum genommen und das See- und Niederschlagswasser wurden ebenfalls beprobt. Neben Messungen der Vor-Ort-Parameter wurden alle Proben im Labor hinsichtlich der Hauptanionen und -kationen analysiert. Während des Untersuchungszeitraumes im Frühsommer 2018 wurde der See nicht vom Grundwasser oder durch Oberflächenabfluss gespeist und der Wasserstand ist durch den heißen Sommer stark gesunken. Die Ionenanalyse ergab, dass zum Teil hohe Schwankungen der Nährstoffkonzentrationen zwischen den Wasserproben existieren. Die Eisenkonzentrationen im reduzierenden Grundwasser sind mit bis zu 95,70 mg/l sehr hoch, wohingegen sie im See mit einem Durchschnitt von 1,10 mg/l deutlich geringer sind. Da die Gesamtposphor-Konzentration im Grundwasser ebenfalls sehr hoch (2588,3 mg P/m<sup>3</sup>) ist und keine Stickstoffbelastung im See- und im Grundwasser vorliegt, ist Phosphor ein größeres Problem für die Nährstoffsituation im See als Nitrat oder Ammonium, deren Konzentrationen insgesamt mit 0,41 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/l und 0,15 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l sehr gering sind. Es gibt Hinweise darauf, dass sich die Trophie während der Sommermonate zum Positiven (ultraoligotroph bis oligotroph) verändert hat und eine Eutrophierung blieb wahrscheinlich 2018 aus, da es keinen Nährstoffeintrag durch das Grundwasser gab sowie die Nährstoffe für die Primärproduktion verbraucht wurden. Für das kommende Winterhalbjahr werden effluente Verhältnisse erwartet, die die Nährstoffkonzentrationen im See ansteigen lassen und eine Eutrophierung im nächsten Jahr verursachen könnten. Bei steigendem Sauerstoffgehalt im See besteht außerdem die Gefahr der Verockerung.

## Abstract

The lake „Großes Meer“, a polymictic shallow lake that is located in the district Diepholz and surrounded by agriculturally used fields, is affected by sedimentation and eutrophication. In the past, the nutrient situation in the lake was evaluated as weakly to strongly polytroph, leading to siltation, decrease of visible depth and disappearance of macrophytes. With the help of restructuring and renaturation measures, it is the aim to protect and maintain the “Große Meer” and the same-named nature reserve. One, already implemented, example of these restructuring measures is the extensification of some agriculturally used fields around the lake. In order to obtain information about the nutrient situation of the lake and its direct surroundings as well as to assess the impact of groundwater as a cause for the eutrophication, water samples were collected. These samples were taken from two, already existing, deeper groundwater observation wells and from five, newly built, shallow groundwater wells, which are located around the lake. More groundwater samples were collected by porewater measurements with stainless steel tubes around the lake as well as from lake water and precipitation. In addition to on-site measurements, the samples were analysed for ion concentrations in the lab. During the work in the early summer of 2018, the groundwater level was lower than the water level in the lake and the surface inflow and runoff were dried out. The water analysis showed high fluctuations of nutrient concentrations between the samples. While the concentration of iron in the decreasing groundwater was up to 95,70 mg/l high, the average concentration in the lake water was clearly lower (1,10 mg/l). Because of the high overall phosphorus-concentration in the groundwater in contrast to significantly low nitrogen-concentration in the ground- and lake water, phosphorus is a greater problem than low concentrations of nitrate (0,15 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l) or ammonium (0,41 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/l). The work indicates that the trophic status positively changed to ultraoligotroph or oligotroph during the summer months. Another finding is a probable absence of eutrophication because of the low groundwater level, the non-existing nutrient input and the primary production. In the upcoming winter term, the groundwater is supposed to rise. Consequently, groundwater flows in to the “Große Meer” and may increase the nutrient concentration. Due to the high iron concentrations, there is a risk of iron clogging in the lake in case of rising oxygen concentration. Furthermore, it is still necessary to reduce nutrition and, especially, the phosphorus input in order to prevent eutrophication.

## Inhalt

1	Einleitung.....	1
2	Hintergrund.....	2
2.1	Grundwasser-Oberflächenwasser Interaktionen .....	2
2.2	Hydrochemie des Wassers .....	3
2.3	Eutrophierung von Stillgewässern.....	6
2.4	Redoxreaktionen und die Redoxzonierung .....	10
3	Untersuchungsgebiet.....	12
3.1	Naturräumliche Eingliederung.....	12
3.2	Hydrogeologie .....	13
3.3	Instrumentalisierung des Untersuchungsgebietes.....	14
3.4	Historie der Nutzung und der Sanierungsversuche .....	14
4	Material und Methoden .....	15
4.1	Probennahme .....	15
4.2	Probenvorbereitung für die Analyse im Labor .....	17
4.3	Hydrochemische Analyse .....	18
4.3.1	Analyse der Vor-Ort-Parameter .....	18
4.3.2	Analyse der Hauptanionen.....	19
4.3.3	Analyse der Hauptkationen.....	21
4.4	Plausibilitätskontrolle .....	21
4.5	Kartendarstellung der Messwerte .....	22
5	Ergebnisse und Interpretation .....	22
5.1	Physikalisch-chemische Parameter .....	22
5.2	Charakterisierung der Wässer .....	23
5.2.1	Hauptinhaltsstoffe.....	23
6	Diskussion .....	30
6.1	Fehlerdiskussion.....	30
6.2	Nährstoffe im Grund- und Oberflächenwasser des „Großen Meeres“ .....	31

6.3	Beeinflussung der Nährstoffkonzentration im „Großen Meer“ durch das Grundwasser.....	33
6.4	Ausblick und mögliche Sanierungsmaßnahmen .....	34
7	Schlussfolgerung .....	35
8	Literaturverzeichnis.....	37
9	Anhang.....	I-XVII

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Darstellungen von influenten und effluenten Verhältnissen und dem Durchfließen eines Oberflächengewässers (effluente und influente Verhältnisse) (verändert nach Winter et al. (1998)) .....	3
Abbildung 2: Wichtige Vorgänge, die den Stoffumsatz in einem See ausmachen (verändert nach Schwoerbel u. Brendelberger (2013)) .....	7
Abbildung 3: Wahrscheinliche Verteilung der Trophiebereiche in Abhängigkeit der Gesamt-P-Konzentration ( $\text{mg/m}^3$ ) in Seen (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) 1998).....	10
Abbildung 4: Generelle Klassifikation des natürlichen Redox-Milieus, das auf dem Vorhandensein der Hauptredoxkomponenten im Wasser beruht. Die Anfangskonzentrationen von $\text{O}_2$ , $\text{NO}_3^-$ und $\text{SO}_4^{2-}$ wurden als 10, 20 und 25 $\text{mg/l}$ definiert. Die Redoxpotentiale $E_{\text{H}}^7$ (bei $\text{pH} = 7$ ) stammen von Stumm und Morgan (1981) (verändert nach Stuyfzand (1993)). .....	12
Abbildung 5: Das Untersuchungsgebiet „Großes Meer“ mit der unmittelbaren Umgebung. Auf der linken Karte ist im Osten des Sees das „Wietingsmoor“ zu sehen (OpenStreetMap und Mitwirkende 2018).....	13
Abbildung 6: Die Orte der Wasserprobennahme. Die Seewasserproben sind blau, Grundwasserproben schwarz und die Niederschlagsprobe ist pink (OpenStreetMap und Mitwirkende 2018). .....	16
Abbildung 7: Gemessene elektrische Leitfähigkeiten (in $\mu\text{S/cm}$ ) in den Wasserproben (OpenStreetMap und Mitwirkende 2018). .....	23
Abbildung 8: Anteile der Hauptanionen ( $\text{Cl}^-$ , $\text{NO}_3^-$ , $\text{HCO}_3^-$ , $\text{SO}_4^{2-}$ ) in den Wasserproben (Quelle: OpenStreetMap, 2018). Die Größe der einzelnen Kreisdiagramme hängt von dem Wert der elektrischen Leitfähigkeit der jeweiligen Wasserprobe ab... 24	24
Abbildung 9: Anteile der Hauptkationen ( $\text{K}^+$ , $\text{Na}^+$ , $\text{Ca}^{2+}$ , $\text{Mg}^{2+}$ , $\text{Fe}^{2+}$ , $\text{Mn}^{2+}$ ) in den Wasserproben (Quelle: OpenStreetMap, 2018). Die Größe der einzelnen Kreisdiagramme hängt von dem Wert der elektrischen Leitfähigkeit der jeweiligen Wasserprobe ab. ....	25
Abbildung 10: Die Äquivalentkonzentration von Sulfat ( $\text{mmol eq/l}$ ) über den pH-Wert (-) mit Einzeichnung der Trendlinie und dem Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ). Es sind nur die Proben eingezeichnet, deren Sulfatkonzentration $> \text{BG}$ ist. ....	26
Abbildung 11: Gemessene Eisenkonzentration (in $\text{mg/l}$ ) in den Wasserproben (Quelle: OpenStreetMap, 2018). .....	27
Abbildung 12: Gemessene Gesamtphosphorkonzentration (in $\text{mg/m}^3$ ) in den Wasserproben (Quelle: OpenStreetMap, 2018).....	28

Abbildung 13: Gemessene Chloridkonzentration (in mg/l) in den Wasserproben (Quelle:  
OpenStreetMap, 2018)..... 29

**Tabellenverzeichnis**

Tabelle A: Übersicht über die Trophiegrade und ihre Eigenschaften (LAWA 1998)  
.....9



## 1 Einleitung

Nur 10 % der flachen und ungeschichteten Seen im Norddeutschen Tiefland erreichen den „guten“ oder „sehr guten“ ökologischen und chemischen Zustand, der von der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) bis spätestens 2027 gefordert wird. Die schlechten Zustände der Seen werden durch zu hohe Nährstoffzufuhren bedingt, die zu einer Überdüngung, der sogenannten Eutrophierung, führen (Umweltbundesamt 2017). Dabei kommt es zu einer Intensivierung der Primärproduktion und zu einer Vermehrung von Phytoplankton, infolgedessen immer mehr organisches Material unter Sauerstoffverbrauch abgebaut werden muss und die Sichttiefe im Gewässer abnimmt (Umweltbundesamt 2017; Schwoerbel u. Brendelberger 2013). Im schlimmsten Fall führt das entstehende Sauerstoffdefizit zu einem Fischsterben im See. Flachseen sind außerdem durch Verlandung gefährdet, die durch eingetragene Sedimente oder organische Ablagerungen voranschreiten kann (Schwoerbel u. Brendelberger 2013).

Zum Nährstoffeintrag in Oberflächengewässer, wie z.B. Seen oder Fließgewässer, kommt es durch Infiltration von Niederschlagswasser in den Boden. Das Sickerwasser gelangt dabei von der wasserungesättigten Bodenzone in das Grundwasser der wasser-gesättigten Zone und transportiert gelöste, emulgierte und suspendierte Stoffe (Hölting u. Coldeway 2013). Bei effluenten Verhältnissen werden diese Stoffe mit dem Grundwasser in ein Oberflächengewässer gespült. Des Weiteren können Nährstoffe z.B. von ackerbaulich genutzten Flächen auf direktem Weg durch Oberflächenabfluss in Seen oder Fließgewässer gelangen und die Nährstoffzufuhr erhöhen (Umweltbundesamt 2017). Gelöste Stoffe können auch bei influenten Verhältnissen durch Uferfiltration aus dem Oberflächengewässer in das Grundwasser filtrieren, vorausgesetzt es liegt ein hydraulisches Potentialgefälle vom Oberflächenwasser zum Grundwasser vor (Hölting u. Coldeway 2013).

Schon 1942 wurde erkannt, dass das natürlich entstandene „Große Meer“ bei Holte im Landkreis Diepholz und seine unmittelbare Umgebung aufgrund von seltenen oligotrophen Pflanzengesellschaften schutzbedürftig ist, weshalb es heute noch in einem der ältesten Naturschutzgebiete Norddeutschlands liegt (Mauritz 2010; Lange-Schmidt 2014). In den 1960er Jahren wurde der Flachsee als Naherholungsgebiet genutzt, bis festgestellt wurde, dass sich die Nutzung negativ auf das Ökosystem auswirkt. Ein Gutachten des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) von 2015 zeigt, dass die Trophie als schwach bis stark polytroph eingestuft wird, also sehr hohe Nährstoffeinträge vorliegen, sich die Sichttiefe verringert und Makrophyten verschwinden (NLWKN 2015). Außerdem hat sich eine mächtige

Schlammsschicht an der Gewässersohle gebildet und die Verlandung des Sees schreitet immer weiter voran: Seit Gründung des Naturschutzgebietes hat sich die freie Wasseroberfläche bis 2010 um ca. 4 ha verringert (Mauritz 2010; NLWKN 2015). Der Landkreis Diepholz, der NLWKN und besorgte Bürger der Umgebung möchten das „Große Meer“ als Naherholungsgebiet und Lebensraum für Pflanzen und Tiere erhalten und schützen. Dazu sollen Sanierungs- und Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt werden, die nachhaltig sinnvoll sind. So wurde bereits die Bewirtschaftung einiger anliegender Ackerflächen extensiviert, damit Nährstoffeinträge in den See durch die Landwirtschaft verringert werden. Um weitere Maßnahmen, wie z.B. eine Sedimententnahme durchzuführen, gilt es, eine Untersuchung hinsichtlich der Nährstoffsituation am „Großen Meer“ durchzuführen (Amt für regionale Landesentwicklung Leine - Weser 2016).

Mit dieser Bachelorarbeit soll ermittelt werden, ob Nährstoffe aus dem Grundwasser das „Große Meer“ beeinflussen und möglicherweise die vom NLWKN beobachtete Eutrophierung verursachen (NLWKN 2015). Als Grundlage dienen die Ergebnisse zur hydraulischen Anbindung des Sees aus der zusammenhängenden Bachelorarbeit von Otte (2018).

## **2 Hintergrund**

### **2.1 Grundwasser-Oberflächenwasser Interaktionen**

Bei Grundwasser handelt es sich um unterirdisches Wasser, welches nicht durch Kapillarkräfte gebunden ist und einen zusammenhängenden Wasserkörper bildet (Schönborn u. Risse-Buhl 2013). Es entsteht durch Niederschlag, in Deutschland vor allem durch Regen, der auf die Erde fällt und zum Teil abfließt. Des Weiteren kann die Beregnung von Flächen, die Überstauung und infiltrierendes Oberflächenwasser zur Grundwasserneubildung beitragen. Der Abfluss des Wassers erfolgt entweder oberirdisch in ein Oberflächengewässer oder unterirdisch in das Grundwasser (Hölting u. Coldeway 2013). Wenn Niederschlag in den Boden versickert, wird ein Teil von Pflanzen verbraucht oder verbleibt in der ungesättigten Zone und der Rest sickert in das Grundwasser. Bei kurzen, intensiven Regenereignissen fließt das Wasser eher oberirdisch ab. Bei Regen, der über eine längere Zeit fällt, infiltriert mehr Wasser in den Untergrund und die Grundwasserneubildung ist höher als bei dem oberirdischen Abfluss (Hölting u. Coldeway 2013). Auf Ackerland kommt es zu einem höheren Oberflächenabfluss als z.B. im Wald, da das Wasser schneller abfließt, als es versickern kann (Schönborn u. Risse-Buhl 2013). Es gibt drei verschiedene Grundwasser-Oberflächenwasser-Interaktionen in Seen, die in Abbildung 1 dargestellt sind. Effluente Verhältnissen bedeuten, dass Grundwasser in ein

Oberflächengewässer strömt (Abbildung 1, links). Bei influenten Verhältnissen sickert Uferfiltrat durch Uferfiltration aus einem Oberflächengewässer in das Grundwasser und trägt zur Grundwasserneubildung bei, vorausgesetzt es liegt ein hydraulisches Potentialgefälle zwischen dem Oberflächengewässer und dem Grundwasser vor (Abbildung 1, rechts) (Hölting u. Coldeway 2013; Winter et al. 1998). Beide Verhältnisse können auch gleichzeitig vorliegen, wenn Grundwasser in das Oberflächengewässer fließt und dieses wiederum in das Grundwasser infiltriert (Abbildung 1, unten) (Winter et al. 1998).

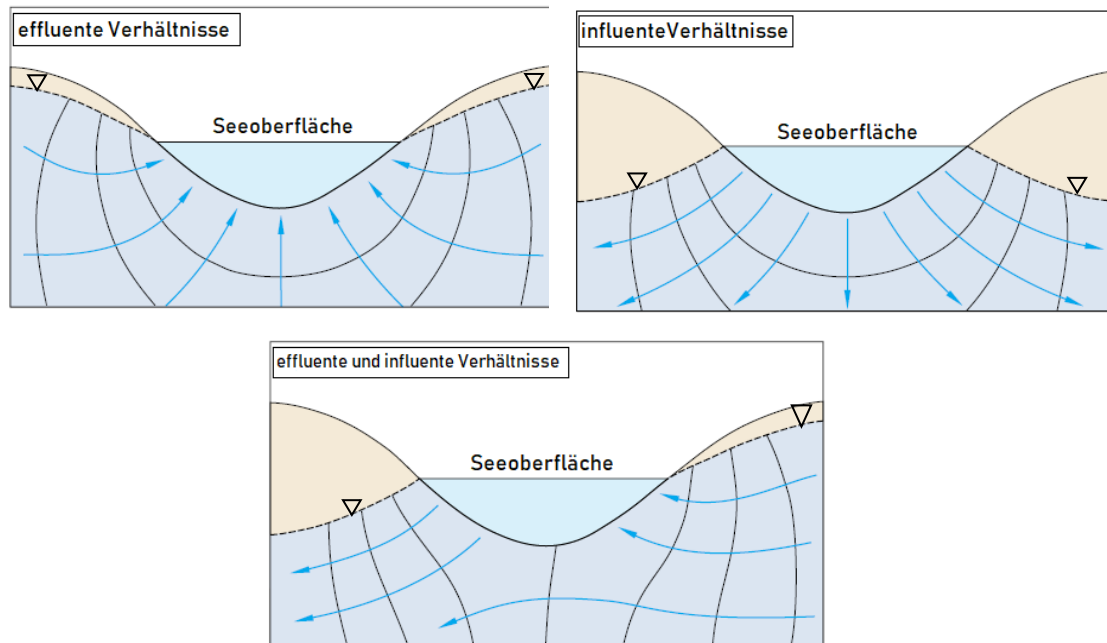


Abbildung 1: Darstellungen von influenten und effluenten Verhältnissen und dem Durchfließen eines Oberflächengewässers (effluente und influente Verhältnisse) (verändert nach Winter et al. (1998))

Der Anteil an Uferfiltrat im Grundwasser kann durch die Analyse von Natrium, Chlorid und Borat bestimmt werden, da diese Ionen beständig und beweglich sind. Die Uferfiltration wird gehemmt, wenn die Gewässersohle verschlammt und das Wasser nicht mehr durch die verstopften Poren des Sediments in den Boden infiltrieren kann (Hölting u. Coldeway 2013).

## 2.2 Hydrochemie des Wassers

Die chemischen Bestandteile des Grundwassers werden durch den Niederschlag, das Boden- und Oberflächenwasser und den Wechselwirkungen zwischen der Wasser-, Gas- und Festphase beeinflusst. Chemisch reines Wasser ist in der Natur nie zu finden, da Wasser Stoffe löst, transportiert und sie zum Teil wieder ausfällt (Hölting u. Coldeway 2013; Wisotzky et al. 2018). Der Eintrag von Stoffen, z.B. durch anthropogene Verunreinigung, und chemische Reaktionen wirken sich ebenfalls auf den Grundwasserchemismus aus (Wisotzky et al. 2018). Der Wassertyp von Wässern wird nach Langguth und

Voigt (2004) bestimmt, indem alle Ionen mit einem Stoffmengenanteil der Äquivalente  $\geq 20\%$  genannt werden, Kationen stehen dabei in der Reihenfolge vor Anionen. Ist ein Anteil  $\geq 50\%$ , wird das entsprechende Ion unterstrichen (Langguth u. Voigt 2004).

Chlorid ( $\text{Cl}^-$ ) ist das Ion, was am meisten in natürlichen Gewässern vorkommt, gut in Wasser löslich ist und nicht chemisch reagiert (Pohling 2015). Es wird nicht vom Boden adsorbiert, kann deshalb leicht ausgewaschen werden und ist ein Indikator für punktuelle Verunreinigungen (NLWK 2001). Im Meerwasser sind hohe Konzentrationen an Chlorid enthalten, wodurch auch Grundwässer chloridhaltig sein können (Langguth u. Voigt 2004; Pohling 2015). Durch Abwässer (z.B. aus Salinen oder dem Kalisalzbergbau), Düngemittel und Streusalz kann Chlorid in das Grundwasser gelangen (Mattheß 1994; Pohling 2015). In natürlichen Grundwässern liegt die Konzentration bei bis zu  $20\text{ mg Cl}^-/\text{l}$  (NLWK 2001). Hohe Konzentrationen, die nicht geologisch bedingt sind, lassen auf anthropogene Verunreinigungen und Mischungen mit höher mineralisiertem Wasser schließen (Mattheß 1994; Pohling 2015).

In den Magmatiten ist Eisen (Fe) eines der wesentlichen Komponenten (Mattheß 1994). Eisen kommt in der Umwelt überwiegend als  $\text{Fe}^{2+}$  oder  $\text{Fe}^{3+}$  vor, wobei  $\text{Fe}^{2+}$  in Wasser leicht löslich ist.  $\text{Fe}^{3+}$ , welches unlösliches Eisen(III)-hydroxidoxid ( $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ) bildet, ist weniger mobil und kann Komplexe mit Chlorid, Fluorid, Sulfat und Phosphat bilden, die stärker sind als mit  $\text{Fe}^{2+}$ . Für Tiere und Pflanzen ist Eisen ein Makronährelement und die Reduktion bzw. Oxidation von Eisen kann durch Mikroorganismen katalysiert werden (Chapelle 1993; Mattheß 1994). Nach Mattheß (1994) hängt die Eisenkonzentration in natürlichen Wässern von chemischen Gleichgewichten, der Bildung organischer Komplexe, Lösung und Fällung von Hydroxiden, Karbonaten und Sulfiden, Redoxreaktionen und von biologischen Stoffwechselforgängen ab. Im Grundwasser ist  $\text{Fe}^{2+}$  die am häufigsten gelöste Eisenart, deren Konzentration durch anthropogene Verunreinigungen mit organischer Substanz oder unter reduzierenden Bedingungen steigen kann. Kommt eisenhaltiges Grundwasser mit Sauerstoff in Kontakt, kann es bei neutralem pH-Wert schnell durch Oxidation zur Ausfällung von  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  kommen und z.B. Brunnen oder Wasserleitungen verockern (Mattheß 1994). Durch sauerstoffhaltiges Sickerwasser können Eisensulfide ( $\text{FeS}$ ) oxidiert werden und  $\text{Fe}^{2+}$ - und  $\text{SO}_4^{2-}$ - Ionen in Lösung gehen. Die Oxidation läuft langsam ab, kann jedoch durch Bakterien katalysiert werden (Mattheß 1994). Dadurch können hohe Eisenkonzentrationen an der Grenze zwischen oxidierender und reduzierender Zone entstehen, sodass „reduzierende“ Grundwässer und das Vorhandensein von Eisensulfiden hohe Eisenkonzentrationen zwischen 1 und  $10\text{ mg Fe}^{2+}/\text{l}$  zur Folge haben. In sauerstoffreichen Grundwässern ist Eisen nicht oder nur in sehr geringen Konzentrationen zu finden (Mattheß 1994).

Mangan (Mn) tritt oft als Begleitelement von Eisen auf, auch wenn der Eisengehalt in der Regel höher ist. Die niedrigen Mangankonzentrationen von  $< 0,1$  mg/l im Grundwasser können durch seine geringere geochemische Verbreitung bedingt sein, da es in den Magmatiten nicht in großen Mengen vorkommt (Mattheß 1994; Pohling 2015). Die Oxidation bzw. die Reduktion von Mangan werden durch Mikroorganismen katalysiert. In Wasser mit neutralem pH-Wert ist  $Mn^{2+}$  das vorherrschende Ion und bei höherem pH-Wert liegen Manganoxide ( $MnO_2$ ) vor, deren Löslichkeit vom  $E_H$ - und pH-Wert abhängen. Manganoxide werden in landwirtschaftlichen Düngemitteln, der Futtermittel-, Glas- und Keramikindustrie sowie als Pigmente für Farben und Lacke verwendet und können durch anthropogene Verunreinigungen ins Grundwasser gelangen (Pohling 2015). Normalerweise ist Mangan nur in Spuren im Grundwasser vorhanden, die Konzentration kann durch Reduktion zunehmen, übersteigt aber selten 1 mg/l. Störende Eisen- und Manganengehalte können auch in Wässern, die mineralstoffarm sind, beobachtet werden (Mattheß 1994).

Stickstoff (N) ist in der Atmosphäre, dem Boden und in organischen Substanzen zu finden und kann im Regenwasser enthalten sein (Mattheß 1994). Redoxreaktionen mit Stickstoff laufen mithilfe von Mikroorganismen ab und bei biologischen Vorgängen werden Stickstoffverbindungen umgesetzt (Mattheß 1994; Langguth u. Voigt 2004). Als Stickstoffverbindungen kommen Nitrat, Nitrit, Ammoniak und Ammonium im Wasser vor, deren Konzentration durch Gülle, Weidehaltung von Tieren, Abwässer, Hausmüll und Stickstoffdünger steigen kann (Chapelle 1993; Pohling 2015). Bei Nitrat ( $NO_3^-$ ) handelt es sich um eine Stickstoffverbindung mit Sauerstoff, die von Pflanzen zum Wachsen benötigt wird (Pohling 2015). Die Nitratkonzentration im Oberflächenwasser liegt zwischen 0,4 und 8 mg/l und in Grundwässern meistens  $< 20$  mg/l, können aber in landwirtschaftlich genutzten Gebieten auf bis zu 700 mg/l ansteigen (Mattheß 1994; Pohling 2015). Dadurch, dass Nitrate und Nitrite leicht löslich sind, gelangen sie schnell ins Grundwasser (Pohling 2015). Nitrit ( $NO_2^-$ ) ist wie Nitrat eine Stickstoff-Sauerstoffverbindung, Stickstoff liegt jedoch zweiwertig vor. Bei der Reduktion von Nitrat sowie bei der Oxidation von Ammoniak ist Nitrit eine Zwischenstufe (Pohling 2015). Im Grundwasser ist es nicht oder nur in Spuren zu finden, im Niederschlag kommt es nur in Spuren vor (Mattheß 1994). Wasser ist verschmutzt, wenn die Nitritkonzentration zwischen 0,2 und 2 mg/l liegt. Ammonium ( $NH_4^+$ ) und Ammoniak ( $NH_3^+$ ) in Wässern sind Hinweise auf organische Stickstoffverbindungen und bakterielle Aktivität (Pohling 2015). In reduzierten Grundwässern ist Ammonium nur in geringen Konzentrationen zu finden ( $< 0,1$  mg/l) und wird unter aeroben Bedingungen oxidiert. Verschmutzungen können durch die bakterielle Reduktion von Nitraten, der Zersetzung von organischen Stickstoffverbindungen und

Harnstoff sowie durch anthropogene Verunreinigungen (Abwässer, Düngemittel, Müllhalden) auftreten (Mattheß 1994; Pohling 2015). Unter diesen Bedingungen kann es zu Konzentrationen von über 1000 mg  $\text{NH}_4^+$ /l kommen. In Niederschlägen können Ammoniumgehalte von 0,01 und 1 mg/l auftreten (Mattheß 1994).

Phosphor (P) wird bei der Verwitterung phosphorhaltiger Gesteine frei und liegt im Wasser als gelöstes oder gebundenes Phosphat (z.B. als  $\text{PO}_4^{3-}$ ) vor (Mattheß 1994; Pohling 2015). Das Phosphatanion ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), welches als  $\text{HPO}_4^{2-}$  oder  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  bei  $\text{pH} \approx 7$  vorliegt, ist ein wichtiger Pflanzennährstoff, der häufig der limitierende Faktor ist und mit Düngemitteln wie Gülle oder durch die Weidehaltung von Tieren in das Grundwasser gelangen kann (Kim et al. 2011; Mattheß 1994). Außerdem kann sich durch Abwässer, organische Abfälle und phosphorhaltige Düngemittel die Phosphatkonzentration im Wasser erhöhen. In den Abwässern spielen vor allem Waschmittel eine große Rolle bei der Verschmutzung (Pohling 2015). Um ein Gewässer vor Eutrophierung zu schützen, muss Phosphat aus dem Abwasser entfernt oder dessen Konzentration verringert werden. Für die Abwasserreinigung werden Metalloxide oder Metallhydroxide verwendet, die auch in der Natur vorkommen. Natürliche Oxide sind z.B. zusammengesetzt aus Eisen-, Aluminium- oder Calciumoxiden, die in verschiedenen Anteilen vorkommen (Li et al. 2016). Phosphat wird entfernt, indem es direkt an das Metallion des Oxides gebunden wird, wobei der pH-Wert eine wichtige Rolle spielt (Li et al. 2016; Peinemann u. Helmy 1977). Viel Phosphat kann durch eisenhaltige Sorbenten wie z.B. Eisenoxide adsorbiert werden, da das Phosphatanion stark von den positiv geladenen Eisenionen angezogen wird (Rittmann et al. 2011). In natürlichen Grundwässern ist der Phosphatgehalt durch eine schlechte Löslichkeit und die Adsorption an Bodenteilchen mit 0,01 mg/l gering, in nicht verunreinigten Oberflächenwässern liegt die Konzentration unter 0,1 mg  $\text{PO}_4^{3-}$ /l (Pohling 2015; NLWK 2001).

### **2.3 Eutrophierung von Stillgewässern**

Unter der Eutrophierung wird die Überdüngung eines Oberflächengewässers verstanden (Umweltbundesamt 2017). Das geschieht z.B. in Stillgewässern durch eine Zunahme der Nährstoffkonzentration, was durch externe oder interne Prozesse vonstattengeht (Abbildung 2) (Schwoerbel u. Brendelberger 2013).

- 1: Biogener Stoffumsatz
- 2: Sedimentations- und Austauschprozesse im Wasser/Sediment-Kontaktbereich
- 3: Rhythmus von Stagnation und Zirkulation im See (nicht dargestellt)
- 4: Austausch zwischen Atmosphäre und Wasser
- 5: Eintrag durch Niederschläge
- 6: Adsorption und Desorption von gelösten Stoffen an Schwebstoffpartikel
- 7: Zu- und Abfluss

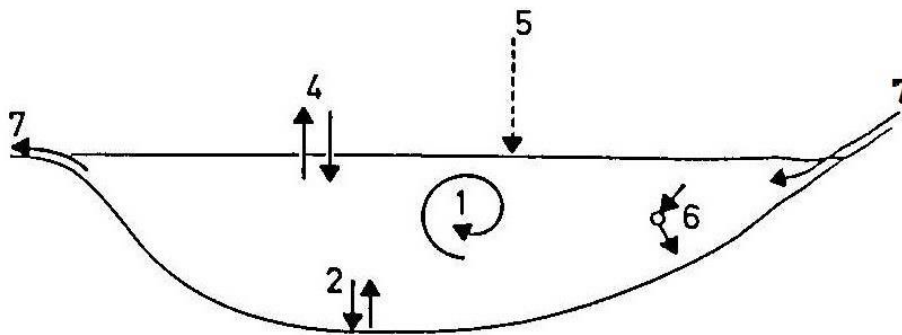


Abbildung 2: Wichtige Vorgänge, die den Stoffumsatz in einem See ausmachen (verändert nach Schwoerbel u. Brendelberger (2013)).

Auch wenn der Einfluss von Abwasser auf die Nährstoffkonzentration in Seen dank moderner Kläranlagen stark abgenommen hat, wird die Eutrophierung dennoch vor allem anthropogen ausgelöst, indem Phosphor durch Abwässer und diffuse Einträge aus der Landwirtschaft in Gewässer eingetragen wird (Abbildung 2, Nr. 7). Außerdem kann Phosphor durch den Kot von Gänsen oder in sehr geringen Mengen durch Niederschläge, die Atmosphäre oder die Geologie in das Wasser gelangen (Abbildung 2, Nr. 4,5) (Klefoth et al. 2016; Schwoerbel u. Brendelberger 2013). Zur einer Auswaschung von Nährstoffen, wie Nitrat oder Phosphor von landwirtschaftlich genutzten Flächen, kommt es hauptsächlich in der vegetationslosen Zeit, da mehr Niederschlag versickert und die Pflanzen die Nährstoffe nicht (vollständig) verwerten können (NLWK 2001). Die höhere Nährstoffkonzentration führt zu einer gesteigerten pflanzlichen Primärproduktion in der Freiwasser- (Pelagial) und Uferzone (Litoral), da Phosphor meist der limitierende Nährstoff ist (Schaefer 2012; Schwoerbel u. Brendelberger 2013). Sobald dieser Nährstoff vorhanden ist, können auch die Nährstoffe genutzt werden, die im Überschuss vorliegen, z.B. Stickstoff, woraufhin die Biomasse von Konsumenten und Destruenten steigt. Beim mikrobiellen Abbau (Abbildung 2, Nr. 1) der kontinuierlich steigenden Masse an organischen Resten wird Sauerstoff verbraucht und die Sedimentationsrate (Abbildung 2, Nr. 2) erhöht sich. Durch die sinkende Sauerstoffkonzentration besteht die Gefahr, dass Phosphor, welches unter aeroben Bedingungen an Sedimentteilchen adsorbiert, aus dem Sediment freigesetzt wird (Abbildung 2, Nr. 2) und es zu einem

Fischsterben kommt. Diese Mobilisierung des Phosphors beginnt bei einer Sauerstoffkonzentration von unter 1 mg/l und sobald sie  $\ll 0,5$  mg O<sub>2</sub>/l beträgt, wird Phosphor in hohen Konzentrationen freigesetzt. Die Eutrophierung wird dadurch rasch verstärkt (Schwoerbel u. Brendelberger 2013). Vor allem in flachen Gewässern, die polymiktisch sind, d.h. bei denen das Wasser mehrere Male im Jahr vollzirkuliert (Abbildung 2, Nr. 3), wirkt sich die Mobilisierung von Phosphor auf das Ökosystem aus. In solchen Seen gelangt Phosphor schnell in die lichtdurchflutete Zone (trophogene Zone), sodass Pflanzen mithilfe des Lichtes und dem Phosphor Biomasse produzieren können (Schaefer 2012; Schwoerbel u. Brendelberger 2013). Bioturbation, Bakterien, windbedingte Wasserbewegung, aufsteigende Gasblasen und Diffusion können ebenfalls Phosphor aus dem Sediment freisetzen, sodass es der Primärproduktion zur Verfügung steht (Schwoerbel u. Brendelberger 2013). Trotz der Reaktion von Seen auf eine erhöhte Nährstoffzufuhr sind sie stabile Ökosysteme, die eine Fähigkeit zur Selbstregulation besitzen. Phosphor muss über Jahre eingetragen werden, damit sich die Trophie eines Sees wirklich verändert (Schwoerbel u. Brendelberger 2013). Die Trophie wird mithilfe eines Trophiesystems nach der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (1998) klassifiziert. Um einen See in eine Klasse einzuordnen, wird der Jahresmittelwert für Phosphor für die Einschätzung der Nährstoffsituation, Chlorophyll-a und die Sichttiefe zur Beschreibung der trophischen Situation sowie die dominanten Algentaxa zur Information über die Zusammensetzung der Planktonzönose verwendet. Ein stehendes Gewässer kann mithilfe von Tabelle 1 einem der fünf Trophiegrade zugeordnet werden (LAWA 1998):



Tabelle 1: Übersicht über die Trophiegrade und ihre Eigenschaften (LAWA 1998)

<b>Trophiegrad</b>	<b>Nährstoffverfügbarkeit</b>	<b>Primärproduktion</b>	<b>Sichttiefe</b>	<b>Phytoplanktonentwicklung</b>	<b>Sauerstoffkonzentration</b>
Oligotroph	gering	schwach	hoch	gering	> 4 mg/l gegen Ende der Stagnationsphase
Mesotroph	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig, hohe Artenvielfalt, Maximum im Frühjahr	O <sub>2</sub> - Mangel im Hypolimnion mögl., häufig metalimnisches O <sub>2</sub> - Minimum
Eutroph	hoch	hoch	gering	hoch, Algenblüte möglich	Epilimnion zeitw. übersättigt, Ende d. Sommers: im Hypolimnion starker Mangel mögl.
Polytroph	sehr hoch	sehr hoch	sehr gering (zeitw. < 1m)	mehrfach im Jahr, sehr hoch, Blaualgen dominieren im Sommer	O <sub>2</sub> - Schwund im Hypolimnion spätestens ab Mitte Sommer
Hyper-troph	sehr hoch	sehr hoch	sehr gering (selten > 1 m)	ganzjährig, sehr hoch	Zu Beginn des Sommers O <sub>2</sub> im Hypolimnion aufgezehrt, im Tiefenwasser dauerhaftes O <sub>2</sub> - Defizit

Mit dem Jahresmittelwert der Gesamtphosphor-Konzentration (in mg/m<sup>3</sup>) eines Sees kann die Wahrscheinlichkeit von Trophiegraden (Abbildung 3) eingeschätzt werden und dient der Klassifikation eines Gewässers (LAWA 1998).

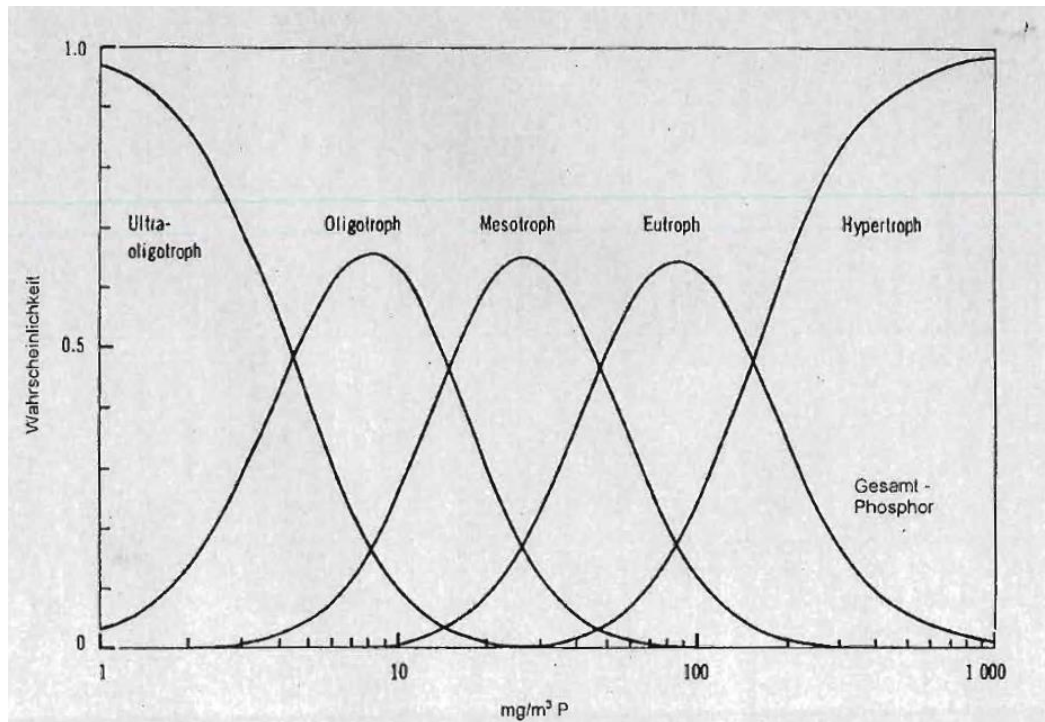


Abbildung 3: Wahrscheinliche Verteilung der Trophiebereiche in Abhängigkeit der Gesamt-P-Konzentration ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ) in Seen (LAWA 1998)

## 2.4 Redoxreaktionen und die Redoxzonierung

Redoxreaktionen finden im Grundwasser und anderen aquatischen Systemen statt und spielen eine wichtige Rolle für alle Wechselwirkungsprozesse, wie z.B. die Nitrifikation oder die Eisenreduktion (Höiting u. Coldewey 2013; Merkel u. Planer-Friedrich 2008). Bei einer Redoxreaktion, die aus den Teilreaktionen Oxidation und Reduktion besteht, kommt es zu einem Transfer von Elektronen zwischen zwei Atomen. Die Oxidation und die Reduktion können nicht ohneeinander ablaufen, weil Elektronen nicht als freie Teilchen in Lösungen auftreten können.

Die allgemeine Form der Redoxreaktion lautet:



(Binnewies et al. 2016).

Das Redoxpotential  $E$  ist ein quantitatives Maß für das unterschiedlich starke Oxidations- und Reduktionsvermögen und kann durch eine inerte Metallelektrode, die in eine Redoxlösung getaucht wird, gemessen werden (Binnewies et al. 2016). Da die Elektrode nur das Mischpotential der Redoxreaktionen in einer Wasserprobe misst, die Einstellzeiten stark variieren und hoch sind (10 – 95 min) sowie die Messung nur in einer Durchflussmesszelle durchgeführt werden soll, ist die Messung des Redoxpotentials ungenau

(Hölting und Coldeway 2013). Die vorherrschenden Spezies in einem Redoxsystem lassen sich in einem Stabilitätsdiagramm, auch Prädominanzdiagramm genannt, darstellen (Appelo u. Postma 2013; Merkel u. Planer-Friedrich 2008).

Zu einer Redoxzonierung kommt es aufgrund der unterschiedlichen Energieausbeute der Redoxreaktionen, weil thermodynamisch günstigere Reaktionen zuerst ablaufen. Die räumliche Trennung, die durch die Grundwasserneubildung meist vertikal verläuft, entsteht vor allem durch eine Beteiligung von Mikroorganismen (Hölting u. Coldeway 2013). Die Konzentration von Edukten oder Produkten in einer Wasserprobe oder das gemessene Redoxpotential, welches mit der Tiefe sinkt, können Aufschluss über die erfolgte Redoxreaktion geben. Nach Stuyfzand (1993) werden Redoxzonen wie in Abbildung 4 eingeteilt: die oxische Zone wird durch eine Sauerstoffsättigung bzw. -übersättigung charakterisiert, die penoxische durch eine Sauerstoffkonzentration von 1 mg/l bis 90% Sättigung und einer stabilen Nitratkonzentration. In der penoxischen Zone wird organische Substanz oxidiert und Sauerstoff zu Kohlenstoffdioxid reduziert (Langguth u. Voigt 2004). Die Reduktion läuft auch in der folgenden suboxischen Zone ab, in der die Sauerstoffkonzentration auf  $< 1$  mg/l sinkt. Außerdem ist hier die Nitratkonzentration  $\geq 1$  mg/l, wobei die Konzentration entweder stabil bleibt oder noch geringer wird (Stuyfzand 1993). Die Konzentration von Nitrat nimmt durch die heterotrophe oder die autotrophe Denitrifikation ab. Bei der autotrophen Denitrifikation handelt es sich um eine Oxidation von Eisensulfiden (z.B. Pyrit oder Markasit), auch Pyritoxidation genannt, wobei im ersten Reaktionsschritt Eisen und Sulfat gebildet und im zweiten Schritt Säure freigesetzt wird (Langguth u. Voigt 2004). Da die Nitratreduktion schon bei relativ hohem Redoxpotential abläuft, kann der negative Einfluss einer Überdüngung auf das Grundwasser verringert werden (Hölting u. Coldeway 2013). In der Übergangszone (Transition) steigt die Mangankonzentration durch Reduktion von Mangan(IV)-Oxiden auf über 0,1 mg/l und die Eisenkonzentration verändert sich nicht. Bei noch niedrigeren Redoxpotentialen findet in der (meta)stabilen Sulfat-Zone die Reduktion von Eisen(III)-Oxiden zu Eisen statt (Langguth u. Voigt 2004; Stuyfzand 1993). Die Sauerstoff- und Nitratkonzentration sind hier unter der Bestimmungsgrenze (BG), ein geringer Anteil des vorhandenen Sulfats wird reduziert und die Eisenkonzentrationen erreichen ihr Maximum (Stuyfzand 1993). Bei noch negativerem Redoxpotential wird Sulfat in der sulfatreduzierenden Zone reduziert und es entsteht Schwefelwasserstoff, der durch den Geruch nach faulen Eiern zu erkennen und für tiefe Grundwässer typisch ist. Aus Fermentation organischer Substanz folgt in der methanischen Zone die Methanbildung (Langguth u. Voigt 2004). In dieser Zone ist mehr als die Hälfte des Sulfats reduziert und die Methankonzentration erreicht Werte  $> 1$  mg/l (Stuyfzand 1993).

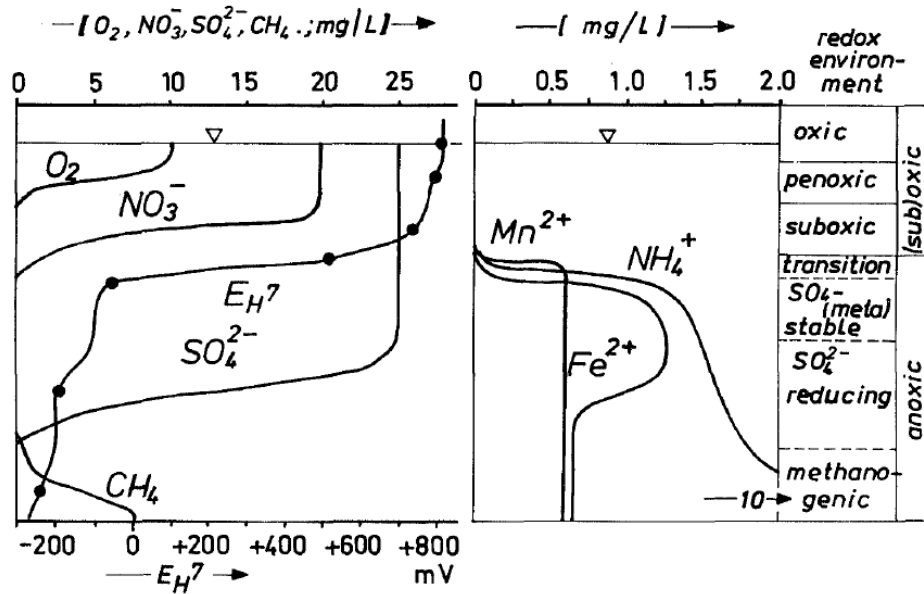


Abbildung 4: Generelle Klassifikation des natürlichen Redox-Milieus, das auf dem Vorhandensein der Hauptredoxkomponenten im Wasser beruht. Die Anfangskonzentrationen von O<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> und SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> wurden als 10, 20 und 25 mg/l definiert. Die Redoxpotentiale E<sub>H</sub><sup>7</sup> (bei pH = 7) stammen von Stumm und Morgan (1981) (verändert nach Stuyfzand (1993)).

### 3 Untersuchungsgebiet

#### 3.1 Naturräumliche Eingliederung

Das „Große Meer“, auch als „Holter Meer“ bekannt, ist ein Flachsee, der im südwestlichen Niedersachsen in dem gleichnamigen Naturschutzgebiet liegt. Er ist im Besitz der Gemeinde Eydelstedt im Landkreis Diepholz und befindet sich ca. 1 km nordöstlich von Holte, Ortsteil Donstorf (NWLKN 2015). Das Naturschutzgebiet wurde im Februar 1942 gegründet und umfasst 24,56 ha mit dem See und einem Teil der umliegenden Felder (Abbildung 5) (Höhere Naturschutzbehörde 1942). Gleichzeitig ist das Naturschutzgebiet das oberirdische Einzugsgebiet. Der See ist umgeben von ackerbaulich genutzten Flächen und im Osten des Sees liegt das zum Teil durch Torfabbau, Landwirtschaft und Kultivierung stark veränderte „Wietingsmoor“ (Abbildung 5), was durch Pflegemaßnahmen wieder renaturiert wird (Mauritz 2010). Ein Bootssteg (Abbildung 5), der vom anässigen Angelverein Barnstorf e.V. genutzt wird, wurde im Süden gebaut, eine Bade-stelle befindet sich im Südosten. Im Laufe der Jahre hat sich um den See ein ca. 5 m breiter Baumgürtel gebildet, wobei die Bäume bis zu 20 m hoch sind. Das „Große Meer“ wird als Lebensraum von Vögeln, vor allem von Gänsen, genutzt.

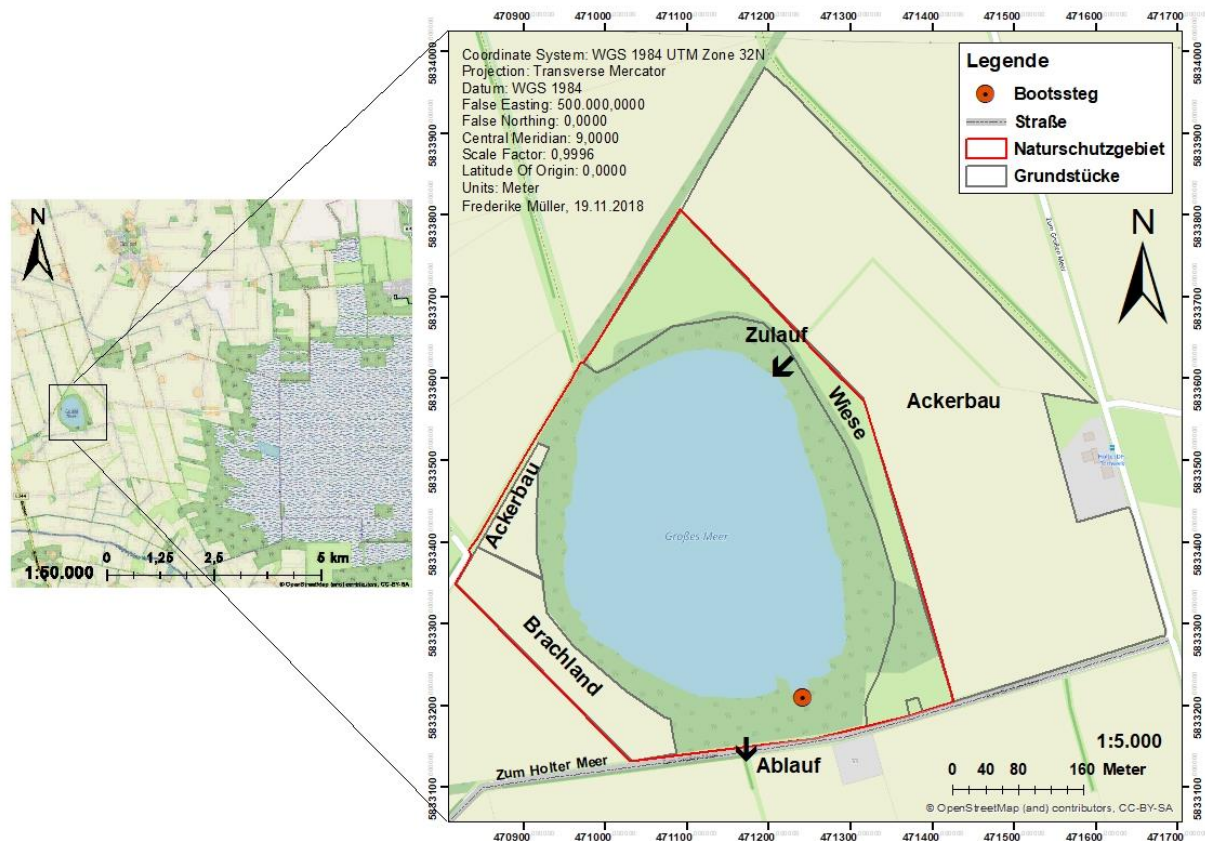


Abbildung 5: Das Untersuchungsgebiet „Großes Meer“ mit der unmittelbaren Umgebung. Auf der linken Karte ist im Osten des Sees das „Wietingsmoor“ zu sehen (OpenStreetMap und Mitwirkende 2018).

### 3.2 Hydrogeologie

Es wird angenommen, dass das „Große Meer“ ein Toteissee ist, der vor 14.000 Jahren nach der Weichsel-Eiszeit entstand (NWLKN 2015). Das Ufer, die Gewässersohle und der Boden der näheren Umgebung bestehen aus Flugsand und fluviatilen Ablagerungen, was die Annahme der Entstehung bestätigt (BGR 2016). Eine Ansprache der Gewässersohle mithilfe eines Kastengreifens ergab als Bodenart im Norden und Süden Feinsand mit geringem Anteil organischen Materials, welches durchlässig ist. In der Mitte und im Nordosten des Sees wurden schluffige Sande mit ebenfalls geringem Anteil an organischem Material festgestellt und schwache Durchlässigkeiten werden im Westen sowie Osten erwartet, da dort eine Schlammschicht die Gewässersohle bedeckt (Otte 2018).

Das Grundwasser im Untersuchungsgebiet und der Umgebung fließt durch einen Porengrundwasserleiter im Grundwasserkörper „Hunte-Lockergestein-rechts“ und gehört chemisch zu den erdalkalischen Wässern mit stark wechselndem Anionengehalt (BGR 2017a, 2017b; NIBIS® Kartenserver 2013). Bei Gründung des Naturschutzgebietes hatte der See eine offene Wasserfläche von 15,33 ha, diese verringerte sich bis 2010

auf 11,02 ha. Das Seevolumen beläuft sich auf ca. 119.000 m<sup>3</sup> (NWLKN 2015). Das oberirdische Einzugsgebiet des Sees, was gleichzeitig das Naturschutzgebiet darstellt, umfasst inklusive der Seefläche ca. 47,3 ha. Die Wassertiefe beträgt im Durchschnitt 1,09 m und maximal 1,55 m, weshalb es zu keiner stabilen Temperaturschichtung kommt und es sich um einen polymiktischen Flachsee handelt (NWLKN 2015). Ein oberirdischer Abfluss des Sees befindet sich im Süden, wo das Wasser durch ein Rohr in die Otternriede fließen kann. Zu einem Abfluss kommt es, wenn der Seewasserstand über ca. 35,11 Meter ü NN liegt, was zur Zeit der Untersuchungen nicht eingetreten ist. Wasserschwankungen beeinflussen den See und während der Sommermonate kann der Seewasserstand um 0,2 bis 0,3 m sinken. Im Winterhalbjahr kommt es zu einem Grundwasserzustrom in den See aus Richtung Osten (NWLKN 2015). Der einzige oberirdische Zufluss im Nordosten wird von einem Grabennetz, welches zwischen den Feldern im Nordosten angelegt wurde, gespeist und leitet Wasser über einen Graben in das „Große Meer“. Beim ersten Treffen (04.05.2018) für diese Bachelorarbeit führte der Graben Wasser, beim Bau der Grundwassermessstellen (GWM) Mitte Mai war er ausgetrocknet.

### **3.3 Instrumentalisierung des Untersuchungsgebietes**

Um Abstichmessungen am „Großen Meer“ durchzuführen, wurden fünf flache GWM ca. 1,20 m tief in gleichmäßigen Abständen um den See gebaut und wurden nach dem „Holter Meer“ („HM“) benannt (Abbildung 6) (Otte 2018). Die Entfernung der GWM zum See betrug zum Zeitpunkt des Baus 5 - 10 m und vergrößerte sich durch den sinkenden Wasserstand während des trockenen Sommers. Des Weiteren befinden sich zwei GWM, die vom NLWKN gebaut wurden, in der unmittelbaren Umgebung des Sees (Abbildung 6) (Otte 2018). Diese heißen „Holte I“, welche 1980 gebaut wurde und 63,0 m tief ist, sowie „NLWKN Nord“, zu der es keine weiteren Informationen gibt. Es ist lediglich bekannt, dass die Tiefe > 15 m beträgt (Otte 2018). Ein Lattenpegel befindet sich am Ende des Bootssteiges des Fischereivereins Barnstorf e.V..

### **3.4 Historie der Nutzung und der Sanierungsversuche**

Von ca. 1950 bis in die 1970er Jahre wurde das „Große Meer“ als Badesee und Naherholungsgebiet genutzt und die landwirtschaftliche Nutzung auf den angrenzenden Flächen durfte ohne Einschränkung betrieben werden (Höhere Naturschutzbehörde 1942; Lange-Schmidt 2014). Zu dieser Zeit war der Waldgürtel um den See noch nicht vorhanden und die umliegenden Flächen wurden ackerbaulich genutzt. Durch das immer höher werdende Besucheraufkommen wurden Pflanzen und der natürliche Uferbereich zerstört sowie an der Südseite ein Strand geschaffen. Im Süden wurde ein Boots- und Badesteg

aufgeschüttet und eine Fahrrinne für den Bootsverkehr ausgebaggert. Als es in den 1970er Jahren zu den ersten Auswirkungen des Touristenansturms kam, wurde durch Verbote die Nutzung des Sees und der Umgebung eingeschränkt und die ersten Sanierungsmaßnahmen durchgeführt (Lange-Schmidt 2014). 1978 wurde probeweise der Schlammshachtelalm entfernt und 1975 erfolgte eine Teilentschlammung des Bereichs am Bootsteg (Lange-Schmidt 2014). Eine Stauanlage am Abfluss wurde 1977 gebaut, drei Grundwassermessstellen in der Nähe des Sees sowie ein Lattenpegel folgten 1980. Die Daten der Messstellen und des Lattenpegels wurden über vier Jahre ausgewertet (Lange-Schmidt 2014; NWLKN 2015). Die Wasserqualität des Sees sollte verbessert werden, indem die Düngung und die Verwendung von Pflanzenschutzmitteln innerhalb des Naturschutzgebietes auf den Feldern verboten, sowie die Grünlandnutzung extensiviert wurde (Lange-Schmidt 2014). Das erste umfassende Gutachten wurde 1984 im Auftrag vom Wasserwirtschaftsamt Sulingen erstellt. Umgesetzt wurden die empfohlenen Maßnahmen aus dem Gutachten nicht oder nur teilweise (NWLKN 2015). Im Zuge der jüngsten geplanten Seesanieung wurden einige der anliegenden Flächen vom Landkreis Diepholz aufgekauft und die landwirtschaftliche Nutzung von Flächen extensiviert. Dazu gehört eine Wiese, die von Osten bis Norden reicht (Abbildung 5) und für Heuanbau genutzt wird. Im Südwesten liegt eine Fläche brach, die am Uferand umgepflügt wird, um das Wachstum von Büschen und Bäumen zu verhindern (Abbildung 5). Heute wird das „Große Meer“ als Angel- und vereinzelt auch als Badegewässer genutzt. Hohe Besucheranstürme waren während der Untersuchungen im Frühsommer 2018 nicht zu beobachten, nur wenige Besucher haben das „Große Meer“ aufgesucht.

## **4 Material und Methoden**

### **4.1 Probennahme**

Die Probennahmen erfolgten an mehreren Tagen im Zeitraum vom 17.05.2018 bis zum 12.07.2018 aus den GWM (vgl. Kapitel 3.3), mit Porenwasserlanzen und aus dem See. Ein- bis zweimal wurden Proben an den gleichen Orten bzw. aus den gleichen Messstellen entnommen (Abbildung 6).

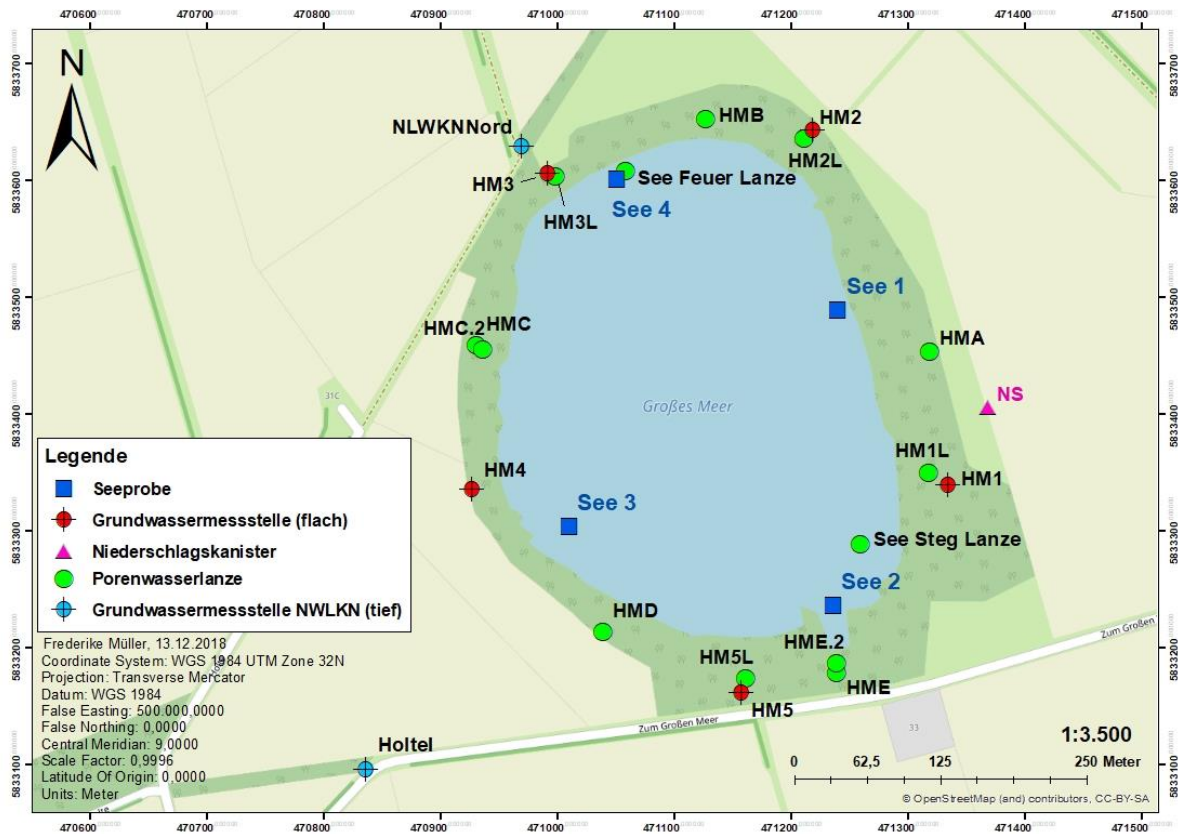


Abbildung 6: Die Orte der Wasserprobennahme. Die Seewasserproben sind blau, Grundwasserproben schwarz und die Niederschlagsprobe ist pink (OpenStreetMap und Mitwirkende 2018).

Im Laufe des trockenen Frühsommers ist der Grundwasserstand so weit abgefallen, dass bei der zweiten Probennahme am 20.06.2018 aus HM1, HM2, HM3 und HM5 kein Grundwasser mehr gewonnen werden konnte (Otte 2018). Deshalb wurde hier eine Porenwasserlanzenbeprobung in unmittelbarer Nähe der GWM durchgeführt. Für die GWM HM2 liegt nur eine Probe vom 20.06.2018 vor. Der Niederschlagskanister wurde einmal am Ende der Geländearbeit beprobt. Mit dem Differential GPS (S9i und Nautiz X8, STONEX) wurden die horizontalen und vertikalen Positionen der Probennahmeorte an Land eingemessen. Für die wasserchemische Beprobung sollte mit einer Ejkelkamp-Pumpe das Grundwasser aus den Messstellen gepumpt werden, das durch eine Durchflussmesszelle mit angeschlossenen Sonden laufen sollte. Diese Art der Wasserentnahme funktionierte nur bei den tiefen GWM (NLWKN Nord, Holte I, beide Probennahmekampagnen) und bei HM3 am 23.05.2018, da in den anderen GWM nicht genug Wasser zum Pumpen vorhanden war. In diesen Fällen wurde mit Porenwasserlanzen Wasser direkt aus den GWM entnommen. Bei der zweiten Probennahmekampagne konnte nur aus Holte I, NLWKN Nord und HM4 mit der Ejkelkamp-Pumpe bzw. den Porenwasserlanzen genug Probe erhalten werden, in den anderen GWM war der Wasserstand zu niedrig für die beiden Methoden. Bei diesen GWM dienten Porenwasserlanzen in der



Nähe der gebauten GWM für eine Probennahme. Bevor eine Porenwasserlanzenbeprobung durchgeführt wurde, wurde die Lanze auf ihre Funktion überprüft. Die Beprobung erfolgte an Orten (HMA, HMB, HMC, HMD, HME), die jeweils zwischen zwei Grundwassermessstellen lagen und zum Zeitpunkt der Probennahme ca. 5 Meter vom Seeufer entfernt waren. Bei der zweiten Probennahmekampagne wurden die Lanzen auch dort eingesetzt, wo die Grundwassermessstellen trockengefallen waren (HM1L, HM2L, HM3L, HM5L). Die Porenwasserlanze wurde bei jeder Probennahme so tief in den Boden gesteckt, dass sichergestellt war, dass die gesättigte Zone erreicht wurde. Zur Entnahme von Proben aus Porenwasserlanzen wurde eine Plastikspritze verwendet (60 ml). Die Spritze wurde zweimal mit dem Probenwasser gespült, bevor auch alle anderen verwendeten Geräte mit dem zu beprobenden Wasser gespült wurden. Porenwasserlanzen wurden ebenfalls eingesetzt, um Proben unter dem See zu nehmen (See-Feuer-Lanze, See-Steg-Lanze). Dafür wurden die Lanzen im See in den Boden gesteckt, sodass deren Filter mindestens 10-20 cm im Boden versunken waren. Seewasser wurde mit einem Gefäß an verschiedenen Stellen (See 1, See 2, See 3 und See 4) im See geschöpft.

Um eine Niederschlagsprobe zu erhalten, wurde zu Beginn der Geländearbeiten ein Niederschlagskanister auf einer Wiese im Osten des Sees aufgestellt (Abbildung 6). Dazu wurde nach Vorgaben der (International Atomic Energy Agency 2014) ein 5 l Plastikkanister zwei Finger breit mit Paraffinöl gefüllt, um eine Verdunstung des gesammelten Wassers zu verhindern. In der Öffnung des Kanisters wurde ein Trichter befestigt und darin ein Sieb, damit Laub die Probe nicht verunreinigt. Am Ende der Geländearbeit (12.07.2018) wurde das gesammelte Wasser im Labor von dem Paraffinöl getrennt. Dazu wurde der Inhalt des Kanisters in einen Scheidetrichter entleert und gewartet, bis sich das Paraffinöl an der Oberfläche abgesetzt hat. Nach der Entstehung von zwei Phasen wurde der Scheidetrichter vorsichtig geöffnet und so lange das Niederschlagswasser abgelassen, bis es fast vollständig in den Messzylinder gelaufen ist.

#### **4.2 Probenvorbereitung für die Analyse im Labor**

Für die Analyse der Kationen, der Anionen und für die Phosphatmessungen musste jeweils ein Teil der Wasserprobe mit einem Handfilter gefiltert werden. Dafür wurde dieser mit Probenwasser gespült bevor der Filter (Cellulose Acetat Filter, Porenweite 0,45 µm, Sartorius AG) eingelegt wurde. Für die Probenkonservierung wurden vier gespülte Gefäße mit jeweils 50 ml Probe wie folgt gefüllt:

- 50 ml gefiltertes Wasser in ein 50 ml Plastikgefäß mit Schraubdeckel für die Anionenanalyse

- 50 ml gefiltertes Wasser mit 2-3 Tropfen Salpetersäure (HNO<sub>3</sub>) angesäuert in ein 50 ml Plastikgefäß mit Schraubdeckel für die Kationenanalyse
- 50 ml gefiltertes Wasser in eine Glasflasche (Eng- oder Weithals Steilbrustflasche) mit Stopfen für die Ortho-Phosphatanalyse
- 50 ml ungefiltertes Wasser mit 1 ml Schwefelsäure (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) angesäuert in eine Glasflasche (Eng- oder Weithals Steilbrustflasche) mit Stopfen für die Gesamt-Phosphatanalyse

Alle Proben wurden während der Geländearbeit kühl gelagert und im Labor in einen Kühlschrank gestellt. Die Proben in den Glasgefäßen wurden bis zur Analyse im Labor mit offenem Deckel eingefroren.

### 4.3 Hydrochemische Analyse

#### 4.3.1 Analyse der Vor-Ort-Parameter

Nach der Probennahme wurden die organoleptischen Eigenschaften, d.h. die Trübung, der Geruch, die Färbung und der Bodensatz der Proben vor Ort bestimmt. Für die Probe aus dem Niederschlagskanister erfolgte dies im Labor. Mit einem Multimeter (HQ40d multi, HACH) und den entsprechenden Sonden wurde die elektrische Leitfähigkeit (µS/cm) und gleichzeitig die Temperatur (°C) (CDC401, HACH), die O<sub>2</sub>-Konzentration (mg/l) (LDO101, HACH), der pH-Wert (PHC301, HACH) und das Redoxpotential (E<sub>0</sub>-Wert, mV) (MC3051PT-9, HACH) gemessen. Das Redoxpotential  $E_0$  wurde mit einer Silber-/Silberchlorid-Elektrode gefüllt mit 3 mol/l Elektrolytlösung gemessen und musste auf eine Normal-Wasserstoffelektrode bezogen werden, damit das Redoxpotential mit Messungen anderer Elektroden verglichen werden kann (E<sub>H</sub>) (Bier o.D.). Dazu wurde zu dem gemessenen Potential  $E_0$  ein Referenzpotential  $E_{Referenz}$  hinzuaddiert.  $E_{Referenz}$  wird vom Hersteller HACH vorgegeben und beträgt 211 mV bei 15°C bzw. 210 mV bei Temperaturen von 20-30 °C (Bier o.D.).

Für die chemische Analyse vor Ort wurde mittels Schnelltest Ammonium (MColortest™ Ammonium-Test, Merck) und die Carbonathärte (MColortest™ Carbonathärte-Test, Merck) mit jeweils 5 ml der gefilterten Probe für Bestimmungsgrenzen von 0,2 bis 5,0 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup> /l und 0,1 bis 7,2 mmol HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> /l analysiert.

Der E<sub>H</sub>- und pH-Wert der Proben, die mit der Durchflussmesszelle gemessen wurden, wurden in die Stabilitätsdiagramme der verschiedenen Systeme (Fe-H<sub>2</sub>O-CO<sub>2</sub>, Mangan, Sulfat, Stickstoff, Karbonat) nach Appelo und Postma (2013) gezeichnet (Anhang III.), um zu klären, in welcher Form die Ionen in der Wasserproben vorliegen. Die Probe

NLWKN Nord (14.06.2018) wurde nicht dargestellt, da der Wert für die Sauerstoffkonzentration nicht plausibel ist.

#### 4.3.2 Analyse der Hauptanionen

Für die Gesamtphosphat- ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) und die Ortho-Phosphatmessung (direkt pflanzenverfügbare Phosphor,  $\text{o-PO}_4\text{-P}$ ) wurden nur neue Verbrauchsmaterialien (Pipettenspitzen) aus Plastik verwendet. Beide Messungen erfolgten nach DIN EN ISO 6878 für Bestimmungsgrenzen von 0,015 mg/l bis 1 mg/l  $\text{PO}_4$  bzw. 0,0049 – 0,326 mg/l  $\text{o-PO}_4\text{-P}$  und alle Kalibrierstandards, Blindwerte und Proben wurden zweimal angesetzt und gemessen (Ansatz A+B). Zu Beginn der Ortho-Phosphatmessung wurden sechs Kalibrierstandards (0,0 mg/l, 0,015 mg/l, 0,02 mg/l, 0,05 mg/l, 0,1 mg/l, 0,5 mg/l, 1,0 mg/l  $\text{PO}_4$ ) aus einer Phosphatstammlösung von 1000 mg/l  $\text{PO}_4$  angesetzt. In jeweils einem Reagenzglas wurde dazu 10,0 ml des jeweiligen Kalibrierstandards mit 0,2 ml Ascorbinsäurelösung und 0,4 ml Molybdatreagenzlösung gemischt. Die Molybdatreagenzlösung färbt dabei die Proben an. Außerdem wurde ein Reagenzglas ausschließlich mit destilliertem Wasser gefüllt, welches der Blindwert war. 15 min bis maximal 30 min nach Hinzufügen der Molybdatreagenzlösung wurde die Extinktion des Blindwertes und der Kalibrierstandards mit dem Photometer (NANOCOLOR® VIS, MERCHERY-NAGEL) gemessen. Dazu wurde die Küvette des Photometers mit destilliertem Wasser gefüllt und das Photometer damit auf Null gesetzt. Gemessen wurden zuerst beide Ansätze des Blindwertes, bevor die Küvette mit destilliertem Wasser gespült wurde und die Kalibrierstandards nacheinander mit steigender Ortho-Phosphatkonzentration gemessen wurden. Zwischen jedem Standard wurde die Küvette erneut mit destilliertem Wasser gespült. Aus den gemessenen Extinktionen wurde eine Kalibriergerade erstellt, mit der die Konzentration von Ortho-Phosphat in den Wasserproben berechnet werden konnte. Die im Gelände entnommenen Wasserproben (jeweils 10,0 ml) wurden ebenfalls mit 0,2 ml Ascorbinsäurelösung und 0,4 ml Molybdatreagenzlösung gemischt und 15 – 30 min nach Hinzufügen der Molybdatreagenzlösung gemessen. Bei jedem Messdurchgang wurde ein Blindwert und ein Kontrollstandard (0,05 mg/l  $\text{PO}_4$ ) zur Kontrolle mitgemessen und innerhalb der 15 Minuten konnten die Extinktionen weiterer sechs Wasserproben gemessen werden. Aus den Extinktionen der Wasserproben konnten die Konzentrationen des Ortho-Phosphates berechnet werden.

Für die Gesamtphosphatmessung wurden Kalibrierstandards mit den gleichen Konzentrationen, wie bei der Ortho-Phosphatmessung, angesetzt. Dazu wurden verschließbare Reagenzgläser verwendet, die ausschließlich für die Gesamtphosphatmessung zu benutzen sind. Vor dem Anfärben der Kalibrierstandards mit Molybdatreagenzlösung

mussten die Standards und der Blindwert aufgeschlossen werden. Dazu wurden 9,0 ml der Kalibrierstandards bzw. des Blindwertes mit 1,0 ml Kaliumperoxidlösung gemischt und 30 Minuten bei 120 °C in einem Aufschlussblock erwärmt. Vor der Weiterbehandlung mussten die Reagenzgläser mit dem Inhalt vollständig bei geschlossenem Deckel abkühlen. Nach dem Abkühlen wurde jeweils 0,2 ml Ascorbinsäurelösung und 0,4 ml Molybdatreagenzlösung hinzugefügt und die Messung wurde, wie bei der Ortho-Phosphatmessung, durchgeführt. Nach dem Erstellen der Kalibriergerade wurden die Wasserproben mit den gleichen Lösungen gemischt und aufgeschlossen, bevor sie angefärbt und gemessen wurden.

Eine Kompensation der Wasserproben musste erfolgen, wenn eine Wasserprobe vor der Färbung mit Molybdatreagenzlösung schon gefärbt war. Dazu wurde 10,0 ml Wasserprobe mit 0,2 ml Ascorbinsäure und 0,4 ml Schwefelsäure (9 mol/l) in einem Reagenzglas gemischt und ohne Wartezeit bei einer Wellenlänge von 880 nm gemessen. Berechnet wurde die Endextinktion nach Formel (2):

$$Ext. Probe angefärbt - Ext. Probe kompensiert = Endext. \quad (2)$$

Wurde die Wasserprobe verdünnt, musste auch die Kompensation im gleichen Verhältnis verdünnt werden. Mit der Konzentration des Gesamtphosphats konnte die Gesamtphosphorkonzentration (Gesamt-P-Konzentration) nach Formel (3) errechnet werden.

$$\beta(Gesamt - P) = c(Gesamt - PO_4^{3-}) \cdot M(P) \cdot 1000 \quad (3)$$

$c(Gesamt-PO_4^{3-})$  = Äquivalentkonzentration des Gesamtphosphats (mmol/l)

$M(P)$  = Molare Masse von Phosphor (30,97 g/mol)

$\beta(Gesamt-P)$  = Massenkonzentration des Gesamtphosphors ( $mg/m^3 = \mu g/l$ )

Die Konzentrationen der Anionen  $Cl^-$ ,  $NO_3^-$ ,  $NO_2^-$ ,  $SO_4^{2-}$  und  $Br^-$  wurden mittels Ionenchromatographie am Ionenchromatographen (IC) (883 Basic IC Plus, Metrohm) mithilfe der Software MagIC Net 3.2 (Metrohm) gemessen. Die Messung erfolgte nach DIN EN ISO 10304-2. Ca. 10 ml der gefilterten und angesäuerten Probe wurde gut durchmischt und in ein Plastikröhrchen gegeben. In ein weiteres Plastikröhrchen wurde eine 1:2 Verdünnung der Wasserproben mit Reinstwasser gegeben und in allen Ansätzen wurden mittels IC die Anionenkonzentrationen gemessen. Die Bestimmungsgrenzen lagen bei 1 - 100 mg  $Cl^-/l$ , 0,1 - 10 mg  $NO_3^-/l$ , 0,1 - 10 mg  $NO_2^-/l$ , 0,1 - 10 mg  $Br^-/l$  und bei 1 - 100 mg  $SO_4^{2-}/l$ .

### 4.3.3 Analyse der Hauptkationen

Die Messung der Kationen  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$  erfolgte mittels Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) nach DIN 38406 am Flammen AAS (200 Series AA, Agilent Technologies). Für die Messung von  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Fe}^{2+}$  und  $\text{Mn}^{2+}$  wurden Standards der jeweiligen Elemente nach DIN 38406 angesetzt. Die Bestimmungsgrenzen der Elemente sind: 0,5 – 2,0 mg  $\text{Na}^+/\text{l}$ , 1,0 - 4,0 mg  $\text{K}^+/\text{l}$ , 0,4 – 2,0 mg  $\text{Fe}^{2+}/\text{l}$  und 0,5 – 2,0 mg  $\text{Mn}^{2+}/\text{l}$ . Für die Probenmessung wurden 15 ml der Wasserproben nochmals mit 150  $\mu\text{l}$   $\text{HNO}_3$  versetzt. Verdünnungen wurden mit angesäuertem Wasser (1 ml  $\text{HNO}_3$  auf 100 ml VE Wasser) vorgenommen. Für die Natriumbestimmung mussten Plastikröhrchen verwendet werden, für die anderen Kationen konnten Glas- oder Plastikröhrchen verwendet werden. Zum Messen der Konzentrationen wurde zuerst die Lampe des AAS vorgewärmt (ca. 15 min) und dann mit der zugehörigen Software (SpectrAA, Version 5.2, Agilent Technologies) die Kalibrierstandards für die Kalibrierkurve, ein Blindwert und ein Kontrollstandard gemessen, bevor immer zwei Ansätze der Wasserprobe analysiert wurden. Oft mussten Proben (mehrfach) verdünnt werden. Alle Elemente wurden mit den dazugehörigen Lampen des AAS gemessen. Für  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$  wurden Kalibrierstandards mit Lanthanchlorid ( $\text{LaCl}_3$ ) nach DIN 38406 Teil 3 angesetzt. Die zu messenden Proben (5 ml) wurden direkt mit 2 ml einer  $\text{LaCl}_3$ -Stammlösung (10 g/l La), 100  $\mu\text{l}$   $\text{HNO}_3$  und 2,9 ml VE Wasser verdünnt (1:2). Die Bestimmungsgrenze von  $\text{Ca}^{2+}$  war 1 – 4 mg/l und von  $\text{Mg}^{2+}$  1 – 4 mg/l bzw. 5 – 15 mg/l. Die Messung mit Lanthanchlorid wurden ebenfalls mit der entsprechenden Lampe des AAS durchgeführt.

### 4.4 Plausibilitätskontrolle

Durch die Berechnung des Ionenbilanzfehlers (IB) nach Formel (4) lässt sich feststellen, ob ein Ionengleichgewicht in der untersuchten Probe vorliegt (Langguth u. Voigt 2004; LAWA 1993).

$$IB = \frac{\left(\sum c\left(\frac{1}{z}eq^+\right) - \sum c\left(\frac{1}{z}eq^-\right)\right)}{\left(\sum c\left(\frac{1}{z}eq^+\right) + \sum c\left(\frac{1}{z}eq^-\right)\right)} \cdot 100 \quad (4)$$

$c\left(\frac{1}{z}eq^-\right)$  = Äquivalentkonzentration der Anionen (mmol/l)

$c\left(\frac{1}{z}eq^+\right)$  = Äquivalentkonzentration der Kationen (mmol/l)

IB = Bilanz der Äquivalentkonzentrationen (%)

Nach LAWA (1993) muss ein Fehler der Analysewerte bei der Bewertung der Ionenbilanz beachtet werden. Ein prozentualer Fehler von  $\pm 5\%$  bei einer Ionensumme von  $< 5$  mmol/l und ein Fehler von  $\pm 10\%$  bei einer Ionensumme von  $< 5$  mmol/l ist zu akzeptieren (LAWA 1993). Eine weitere Plausibilitätskontrolle ist der Vergleich der Total Dissolved Solids (TDS), also der gelösten Feststoffe, mit der elektrischen Leitfähigkeit, die mit dem empirischen Faktor 0,725 multipliziert wird (Hölting u. Coldeway 2013). Die Differenz zeigt, ob die gemessenen Massenkonzentrationen in einer Probe mit der elektrischen Leitfähigkeit übereinstimmen. Der Wert für TDS wird ermittelt, indem die Summe der Massenkonzentration  $\beta(X)$  der Ionen einer Probe gebildet wird.

#### **4.5 Kartendarstellung der Messwerte**

Mit der Geoinformationssystem-Software ArcGIS (10.4.1 for Desktop, Version: 10.4.1.5686) wurden Messwerte in verschiedenen Karten dargestellt. Mit den Stoffmengenanteilen der Äquivalente  $\chi\left(\frac{1}{z}X\right)$  wurde eine Übersicht über die Anionen- bzw. die Kationenanteile in einer Probe erstellt. In den GIS-Karten wurden Ionen mit auffälligen Werten sowie wichtige Nährstoffe als Tortendiagramme in Abhängigkeit von der gemessenen elektrischen Leitfähigkeit dargestellt. Die elektrische Leitfähigkeit, die  $\text{Fe}^{2+}$ -,  $\text{Cl}^-$ -,  $\text{NH}_4^+$ -,  $\text{NO}_3^-$ - und Gesamt-P-Konzentration (mg/l bzw.  $\text{mg/m}^3$ ) wurden jeweils mit quantitativen Symbolen dargestellt. Es wurden nur Messwerte von Proben dargestellt, bei denen der Ionenbilanzfehler  $< 15$  ist. Bei Proben, die bei beiden Probennahmekampagnen an derselben Stelle genommen wurden (HM4, Holte I, See 2, See 4), wurden Mittelwerte für die Massenkonzentration  $\beta(X)$  gebildet und verwendet. Für gemessene Werte, die unter der Bestimmungsgrenze liegen, werden die halben Bestimmungsgrenzen angegeben, d.h. bei einer Bestimmungsgrenze von z.B. 10 mg/l wird in allen Tabellen und Karten der Wert  $< 5$  mg/l verwendet.

### **5 Ergebnisse und Interpretation**

#### **5.1 Physikalisch-chemische Parameter**

Im Seewasser liegen die pH-Werte im Bereich von 6,6 bis 8,0 und sind damit höher als die Werte des Grundwassers, die zwischen 4,7 bis 6,6 liegen. Der pH-Wert des Niederschlagswassers beträgt 6,6.

Die Messung der Sauerstoffkonzentration konnte in den meisten Fällen nicht mit einer Durchflussmesszelle durchgeführt werden, weshalb nur die Werte für die tiefen GWM und die Seeproben, die direkt im See gemessen wurden (See 2 (12.07.2018), See 1, See 3) der Interpretation der Ergebnisse dienen. In der Probe aus Holte I beträgt die

Sauerstoffkonzentration bei beiden Kampagnen 0,06 mg/l, bei NLWKN Nord (14.06.2018) 6,94 mg/l und bei NLWKN Nord (12.07.2018) 0,1 mg/l. Die drei Proben, die im See gemessen wurden, weisen einen Mittelwert von 10,36 mg/l auf.

Die elektrischen Leitfähigkeiten (Abbildung 7) der Proben liegen zwischen 150  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (See 2) und 1038  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (HM4). Der See hat eine mittlere elektrische Leitfähigkeit von 152  $\mu\text{S}/\text{cm}$  und im Grundwasser beträgt sie 463  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , was auf eine höhere Mineralisierung des Grundwassers schließen lässt. Die Werte der Grundwasserproben schwanken stark zwischen den Proben. Das Niederschlagswasser hat mit 189  $\mu\text{S}/\text{cm}$  eine ähnliche elektrische Leitfähigkeit wie der See und ist damit ähnlich mineralisiert wie das Seewasser. Das trifft auch auf das Grundwasser bei HME.2 (164  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), HM5L (172  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) und unter dem See (See Steg Lanze, 169  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) zu.

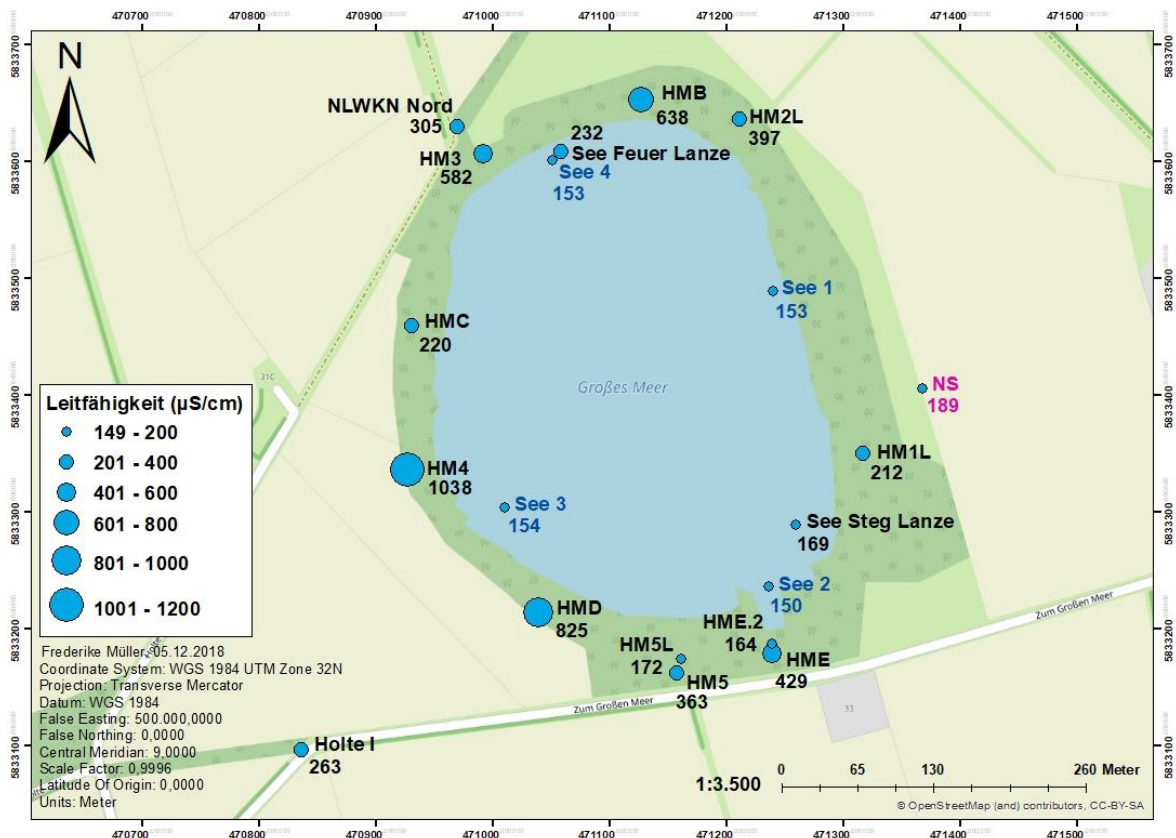


Abbildung 7: Gemessene elektrische Leitfähigkeiten (in  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) in den Wasserproben (OpenStreetMap und Mitwirkende 2018).

## 5.2 Charakterisierung der Wässer

### 5.2.1 Hauptinhaltsstoffe

Die Wassertypen sind in Anhang I, Tab. M-N zu finden. Der Wassertyp der Seeproben ist überwiegend Na-Ca-Cl-HCO<sub>3</sub>-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>. Die Wassertypen der Proben aus den flachen

GWM und den Porenwasserlanzen sind stark unterschiedlich und der Typ der Proben aus den tiefen GWM sind einander ähnlich. In den meisten Fällen bestimmen Natrium, Calcium, Chlorid und Hydrogencarbonat den Wassertyp.

Die Anteile der Anionen in den verschiedenen Proben, dargestellt in Abbildung 8, sind sehr unterschiedlich. In den NLWKN Messstellen (Holte I, NLWKN Nord) ist vor allem Hydrogencarbonat zu finden und in den Seeproben ist die Verteilung der Anteile von Hydrogencarbonat, Sulfat und Chlorid ähnlich. Die Proben aus den GWM und den Lanzen haben vor allem hohe Anteile an Hydrogencarbonat und Chlorid. Auffällig ist die Probe HM1L, bei der ein sehr hoher Anteil an Sulfat vorhanden ist. Der Anteil an Chlorid ist im Grundwasser auf der gesamten westlichen Seite des Sees (HM3, HMC, HM4, HMD) höher als im Osten bzw. Nordosten (HM2L, HM1L). Die Anteile der Anionen sind im See- und Niederschlagswasser ähnlich.

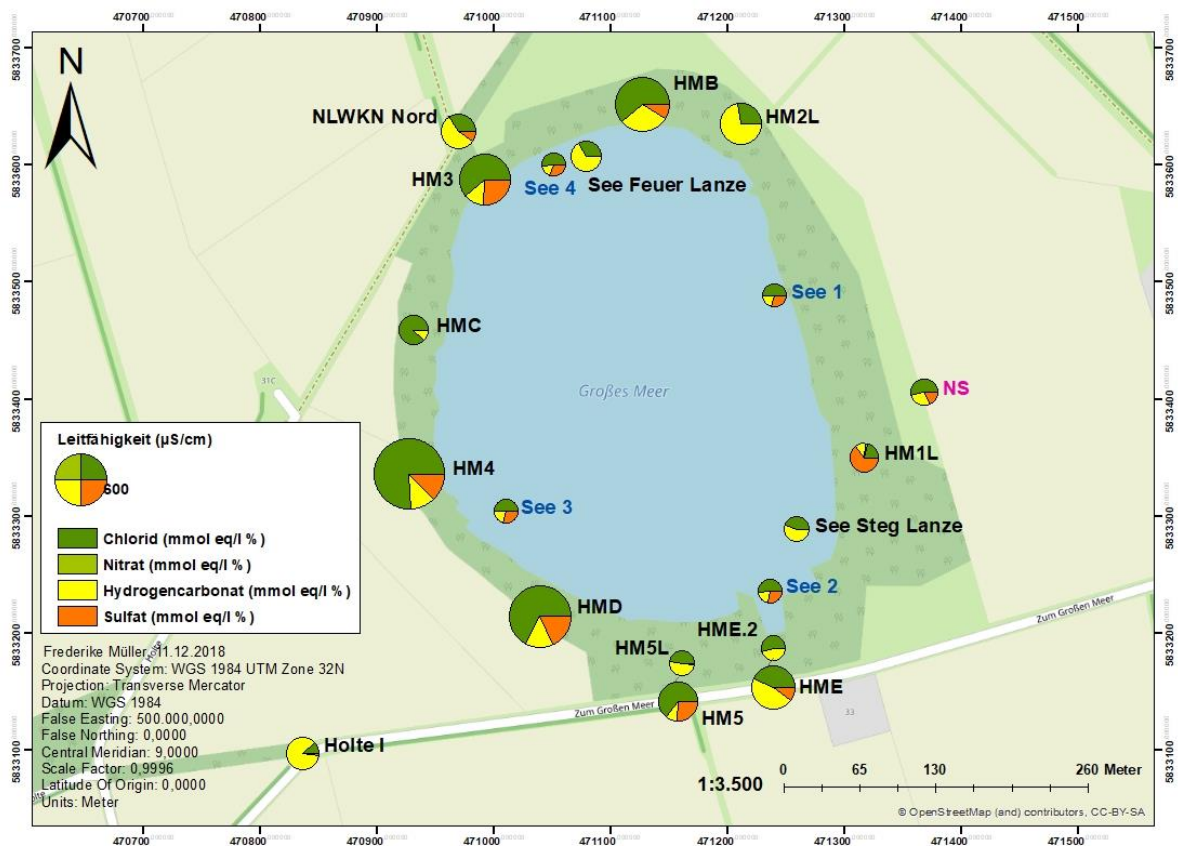


Abbildung 8: Anteile der Hauptanionen ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ) in den Wasserproben (Quelle: OpenStreetMap, 2018). Die Größe der einzelnen Kreisdiagramme hängt von dem Wert der elektrischen Leitfähigkeit der jeweiligen Wasserprobe ab.

Im Grundwasser sind die Kationenanteile (Abbildung 9) in den Proben sehr unterschiedlich, Kalium, Natrium und Calcium sind aber in den meisten Proben in hohen Anteilen zu finden. Auffällig ist der hohe Anteil an Eisen in HME (~ 61 %) und HM2L (~ 53 %). Im



Niederschlag überwiegt Calcium mit ca. 73 %, gefolgt von Natrium, Magnesium und Kalium. Mangan und Magnesium ist in allen Proben gar nicht bis sehr wenig vorhanden. Das See- und Niederschlagswasser sind sich hinsichtlich der Kationenanteile nicht so ähnlich wie hinsichtlich der Anionenanteile.

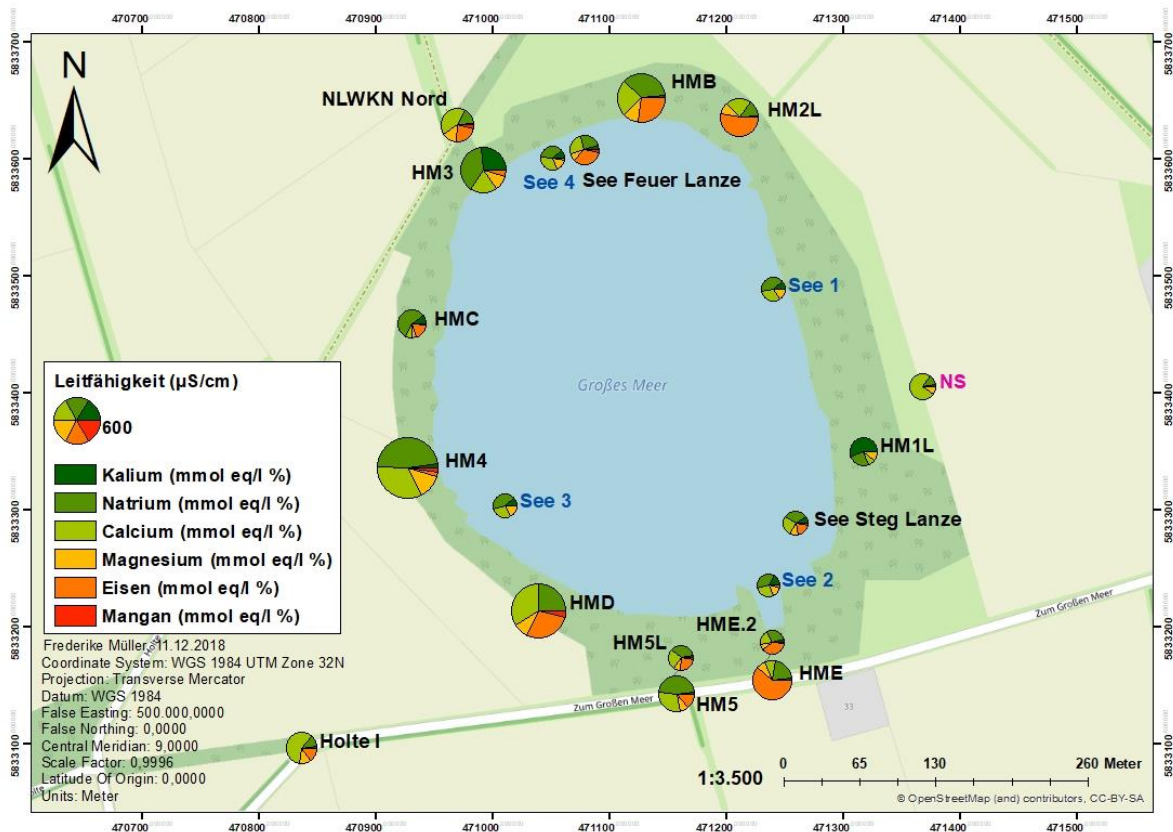


Abbildung 9: Anteile der Hauptkationen ( $K^+$ ,  $Na^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Fe^{2+}$ ,  $Mn^{2+}$ ) in den Wasserproben (Quelle: OpenStreetMap, 2018). Die Größe der einzelnen Kreisdiagramme hängt von dem Wert der elektrischen Leitfähigkeit der jeweiligen Wasserprobe ab.

Da die Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen in allen Proben sehr gering bzw. unter der Bestimmungsgrenze liegen, sind die Abbildungen dazu nur im Anhang II. zu finden. Die Nitratkonzentrationen schwanken zwischen  $< 0,05$  und  $1,62$  mg/l (HM1L), wobei die Bestimmungsgrenze  $0,10$  mg/l ist. Die Konzentration des Seewassers (im Durchschnitt), des Niederschlagswassers und der Proben der tiefen GWM liegen alle unter der Bestimmungsgrenze ( $0,07$  mg/l). Der Mittelwert der Proben aus den flachen GWM und den Porenwasserlanzen beträgt  $0,33$  mg/l. Auch die Ammoniumkonzentration ist in den Proben gering und liegt im See- sowie Niederschlagswasser unter der Bestimmungsgrenze von  $0,2$  mg/l, im Grundwasser beträgt die mittlere Konzentration  $0,74$  mg/l, mit dem Maximum von  $4,0$  mg/l unter dem See (See Feuer Lanze). Nitrit wurde in keiner Probe nachgewiesen. Die geringen Nitratkonzentrationen im Seewasser können auf den Verbrauch des Nährstoffs Stickstoff durch die Primärproduktion der Pflanzen im See

zurückgeführt werden, da in sauerstoffhaltigem Wasser keine Reduktion stattfindet. Im Grundwasser, welches aufgrund der geringen Sauerstoffkonzentration reduzierend ist, muss nach der Sauerstoffreduktion eine Nitratreduktion stattgefunden haben. Da es sich bei den Redoxreaktionen um komplexe Prozesse handelt und Reaktionen gleichzeitig ablaufen können, kann nicht genau gesagt werden, durch welche Reaktion Nitrat reduziert wurde. Wahrscheinlich erfolgte die autotrophe Denitrifikation, bei der beide Teilreaktionen abgelaufen sind, denn Abbildung 10 zeigt den linearen Zusammenhang zwischen den beiden Produkten der autotrophen Denitrifikation,  $\text{SO}_4^{2-}$  und Säure, die den pH-Wert sinken lässt. Des Weiteren kann auch die bakterielle Nitratreduktion gleichzeitig mit der autotrophen Denitrifikation stattgefunden haben, weil auch die Ammoniumkonzentrationen sehr gering sind und das Ammonium wahrscheinlich zu elementarem Stickstoff ( $\text{N}_2$ ) reduziert wurde. Diese Annahme wird durch das Stabilitätsdiagramm für das Stickstoff System gestützt, da laut diesem  $\text{N}_2$  die vorherrschende Spezies in den dargestellten Grundwasserproben ist (Anhang III, Abb. E).

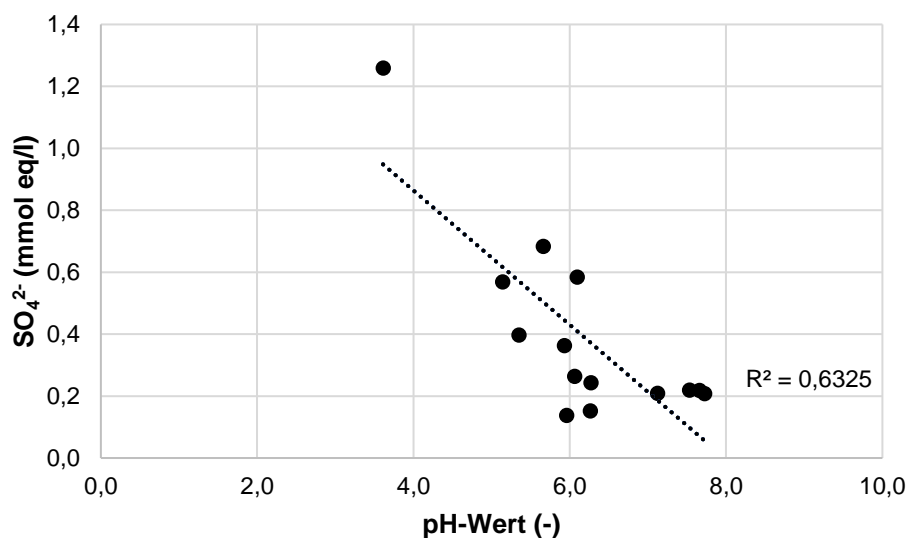


Abbildung 10: Die Äquivalentkonzentration von Sulfat (mmol eq/l) über den pH-Wert (-) mit Einzeichnung der Trendlinie und dem Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ). Es sind nur die Proben eingezeichnet, deren Sulfatkonzentration > BG ist.

Die Eisenkonzentrationen der Wasserproben sind in Abbildung 11 zu sehen. Im Seewasser beträgt der Mittelwert der Eisenkonzentration 1,10 mg/l, wobei bei der ersten Probennahmekampagne die Konzentrationen in den Proben See 2 und See 4 mit 2,90 mg/l ca. 15-mal höher sind als bei der zweiten Probennahme (0,20 mg/l) (siehe Anhang I, Tab. F-G). Die Konzentrationen im Grundwasser sind viel höher als im See, schwanken stark von Probe zu Probe und weisen einen Mittelwert von 26,09 mg/l auf. Das

Maximum der Eisenkonzentration wurde in HME gemessen (95,7 mg/l). Hinweise auf eine Verockerung im See konnten zum Zeitpunkt der Probennahme nicht beobachtet werden.

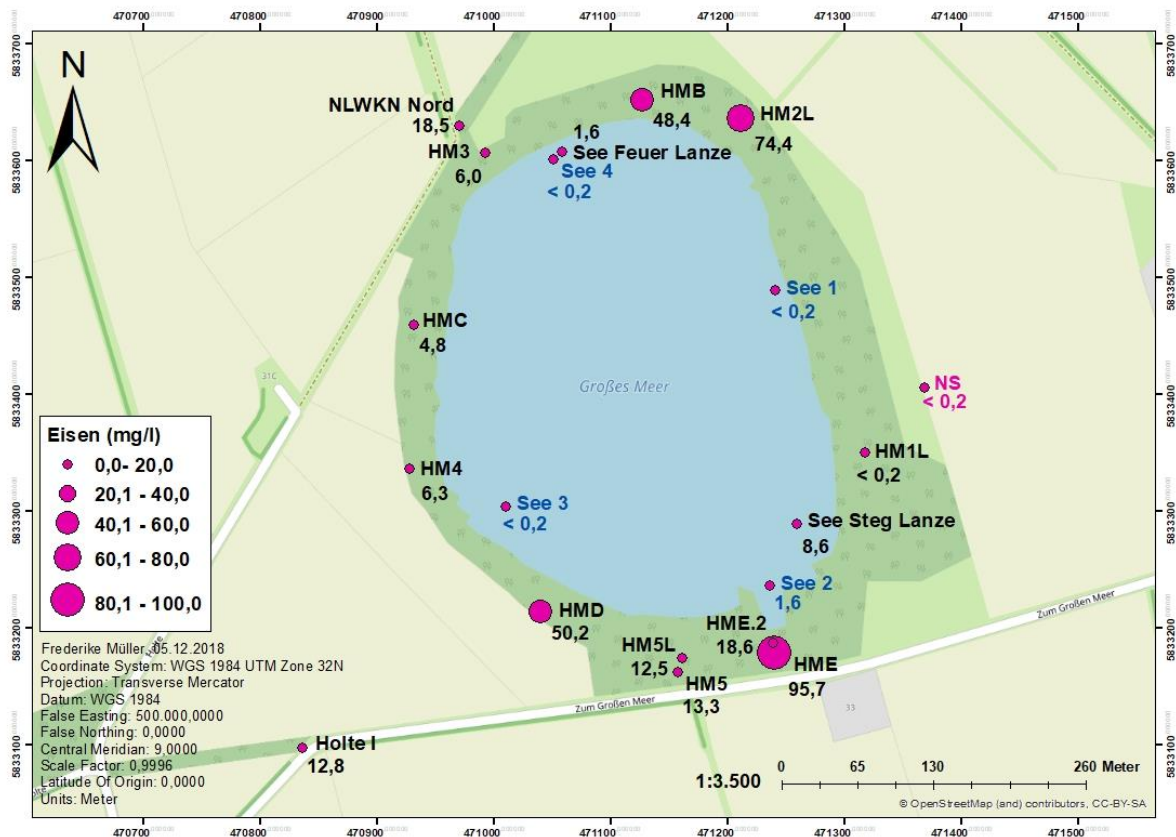


Abbildung 11: Gemessene Eisenkonzentration (in mg/l) in den Wasserproben (Quelle: OpenStreetMap, 2018).

In dem reduzierenden Grundwasser sind nach der Nitrat- auch die Mangan- und Eisenreduktion abgelaufen, was die erhöhte Mangan- und Eisenkonzentrationen im Vergleich zum Seewasser erklären. Außerdem ist das Diagramm in Abbildung 10 ein Hinweis darauf, dass nicht nur die Eisenreduktion stattgefunden hat, sondern die hohen Eisenkonzentration auch durch die Pyritoxidation (autotrophe Denitrifikation) entstanden sein können. Im See ist die  $Fe^{2+}$ -Konzentration deutlich geringer als im Grundwasser und Eisen liegt laut Stabilitätsdiagramm als Eisen(III)-hydroxidoxid ( $Fe(OH)_3$ ) vor (Anhang III, Abb. F).

Da in einigen Proben die Sulfatkonzentration unter der Bestimmungsgrenze liegt und auch ein übelriechender Geruch festgestellt wurde (Anhang I, Tab. A-B), welcher auf die Entstehung von Schwefelwasserstoff hinweist, ist dort die Sulfatreduktion abgelaufen. Diese Wasserproben können der sulfatreduzierenden Zone zugeordnet werden. Im See findet aufgrund des vorhandenen Sauerstoffs keine Mangan- und Sulfatreduktion statt.

Auch an Probennahmeorten mit reduziertem Wasser, in dem Sulfat nachgewiesen wurde, kann die Sulfatreduktion stattgefunden haben. Hier konnte möglicherweise nicht das gesamte, bei der autotrophen Denitrifikation entstandene Sulfat, reduziert werden.

Der Gesamtphosphor ( $P_{ges}$ ) wurde in Abbildung 12 mit der Einheit  $mg/m^3$  dargestellt, um die Einteilung der Proben in die Trophiegrade zu erleichtern (siehe Kapitel 2.3). In Proben aus den NLWKN GWM, dem Niederschlag und den drei Seeproben (See 1, See 2, See 3) ist der Gesamtphosphor-Gehalt mit  $< 2,6 mg/m^3$  unter der Bestimmungsgrenze des Gesamtphosphates. Die Konzentrationen der Proben aus den flachen GWM und dem See schwanken zwischen  $6,2 mg/m^3$  und  $2588,4 mg/m^3$ . Dabei fällt der Extremwert  $2588,4 mg/m^3$  bei HM3 auf, der viel höher ist als alle anderen Werte, dennoch wurde zur Zeit der Untersuchung keine Algenblüte im See beobachtet. Im See sind geringe Eisen- und Phosphorkonzentrationen analysiert worden, was darauf schließen lässt, dass ein Zusammenhang zwischen den beiden Konzentrationen vorliegt und Eisen als Sorbent für Phosphor dient. Das würde den geringen Phosphorgehalt in den Seeproben erklären, welcher außerdem durch die Primärproduktion der Pflanzen im See erklärt werden kann.

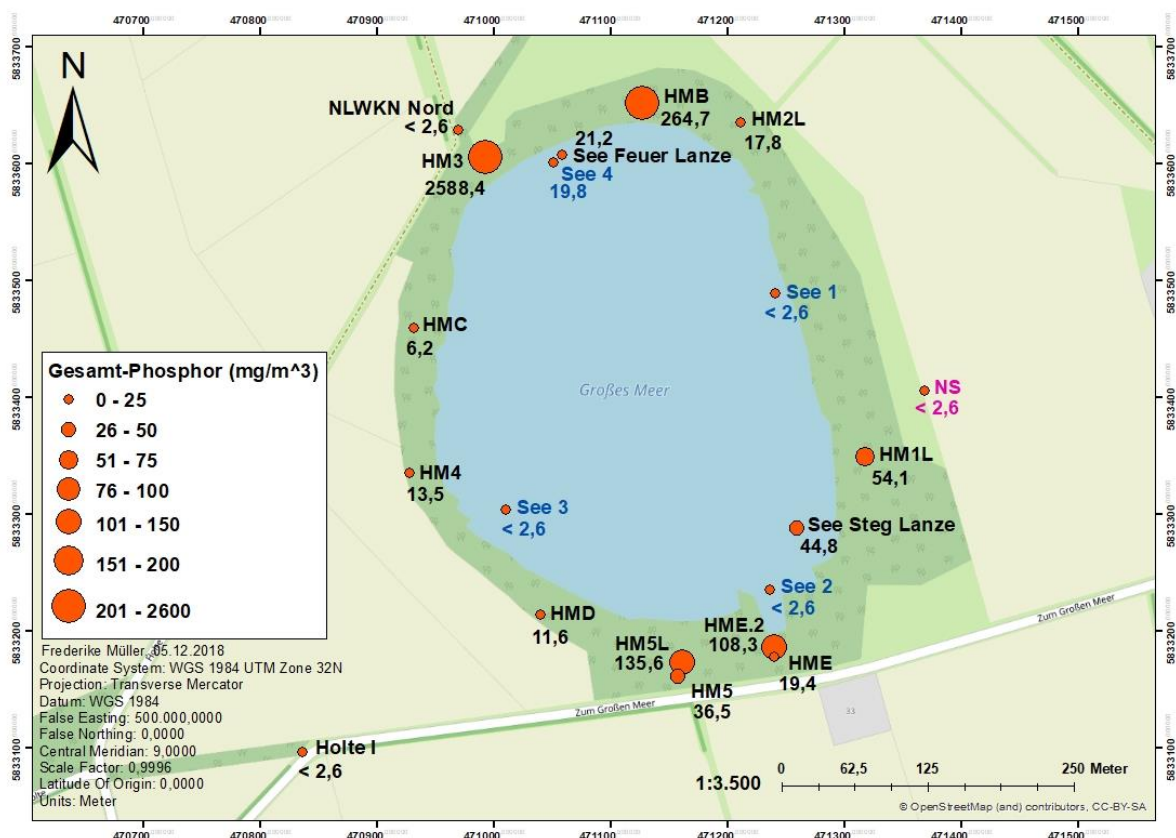


Abbildung 12: Gemessene Gesamtphosphorkonzentration (in  $mg/m^3$ ) in den Wasserproben (Quelle: OpenStreetMap, 2018).

In Abbildung 13 ist die Chloridkonzentration dargestellt, die im See durchschnittlich 26 mg/l und im Grundwasser 88 mg/l beträgt. Das Maximum der Konzentration wurde bei HM4 mit 244 mg/l gemessen. Auch die Chloridkonzentrationen in HMD (163 mg/l), HMB (131 mg/l) und HM3 (116 mg/l) sind im Gegensatz zum See- oder Niederschlagswasser (6 mg/l) sowie anderen Grundwasserproben (z.B. HM5L mit 26 mg/l oder HMC mit 25 mg/l) hoch. Die Darstellung der Messwerte zeigt anschaulich, dass mit Ausnahme von HMC im Norden, Westen und Süden hohe Chloridkonzentrationen gemessen wurden.

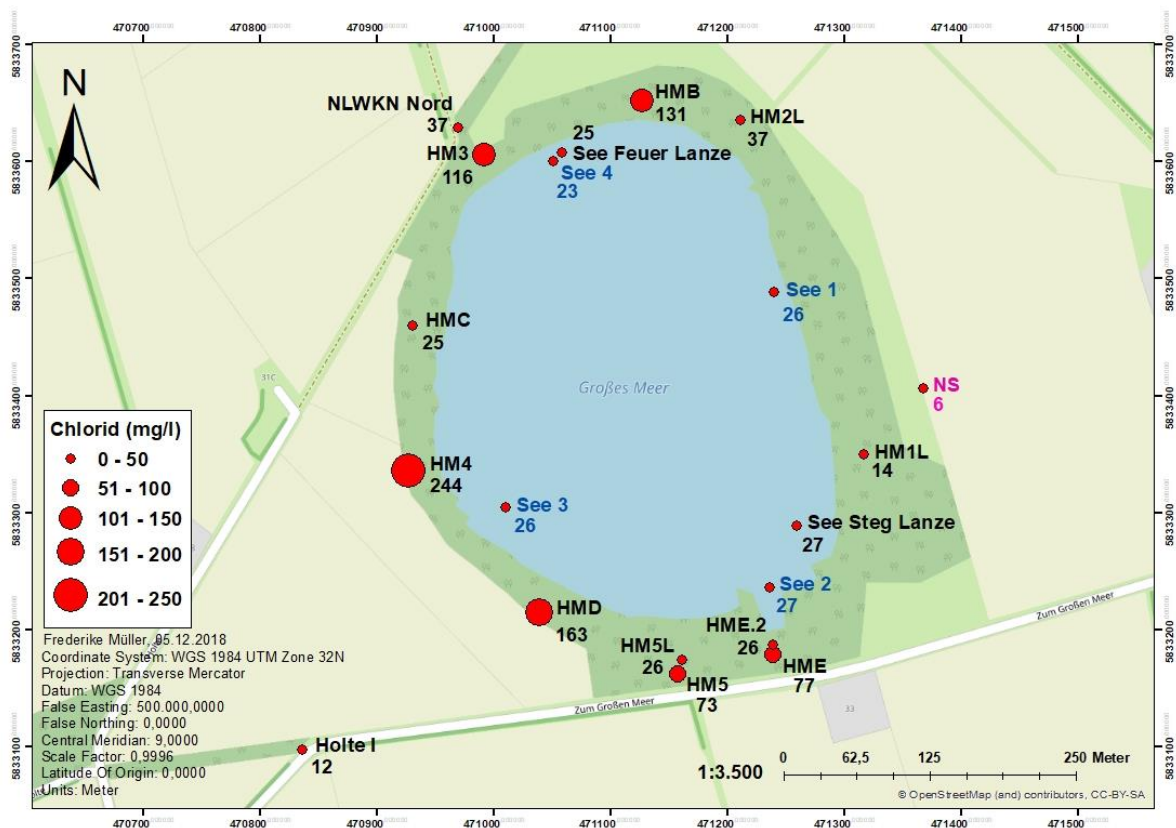


Abbildung 13: Gemessene Chloridkonzentration (in mg/l) in den Wasserproben (Quelle: OpenStreetMap, 2018).

Die Konzentrationen der weiteren gemessenen Anionen und Kationen sind den Tabellen im Anhang I. zu entnehmen. Die Ionenkonzentrationen ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Br}^-$ ), die nicht durch Redoxprozesse beeinflusst werden, lassen in den Proben aus den tiefen GWM vom NLWKN (Holte I, NLWKN Nord) auf nicht verunreinigtes Wasser schließen. Einige der Wasserproben aus den Porenwasserlanzen oder den flachen GWM sind allerdings zum Teil deutlich über den Konzentrationsbereichen von unbeeinflussten, natürlichen Grundwässern. Auffällig dabei sind vor allem die Proben aus HM4, die im Vergleich zu den anderen Proben die höchsten Natrium-, Calcium- und Chloridkonzentrationen aufweisen und in denen die Mangan-, Kalium- und Sulfatkonzentrationen

vergleichsweise hoch sind. Die höchste elektrische Leitfähigkeit wurde ebenfalls in HM4 gemessen.

## **6 Diskussion**

Das Ziel dieser Bachelorarbeit ist die Charakterisierung der Nährstoffe im Grund- und Oberflächenwasser des "Großen Meeres" und dessen unmittelbaren Umgebung. Mithilfe der Bachelorarbeit von Otte (2018), die die hydraulische Anbindung des Grundwassers an den See untersucht, soll geklärt werden, ob der See durch Nährstoffe aus dem Grundwasser beeinflusst wird.

### **6.1 Fehlerdiskussion**

Die Ionenbilanzfehler liegen zum Teil deutlich über dem akzeptablen Fehler von 2-10 %, was auf Fehler bei der Probennahme oder der Analyse schließen lässt und wodurch einige Wasserproben nicht der Datenauswertung dienen können. In den flachen GWM wurde bei der ersten Probennahmekampagne das Wasser mittels Porenwasserlanze entnommen. Dabei kamen die Proben nach dem Öffnen der GWM in Kontakt mit Luftsauerstoff. Diese und auch weitere Sauerstoffmessungen, die nicht in einer Durchflussmesszelle bzw. direkt im See gemessen wurden, konnten deshalb nicht zur Auswertung herangezogen werden. Außerdem sind die ohne Durchflussmesszelle gemessenen Proben mit hohen Sauerstoffkonzentrationen und gleichzeitig hohen Eisen- und Mangankonzentrationen nicht plausibel, da nach der Redoxzonierung nach (Stuyfzand 1993) wenig bis kein Sauerstoff mehr vorliegen dürfte. Außerdem ist es möglich, dass die flachen GWM nicht vollständig von Fremdstoffen befreit wurden, da mit dem wenigen Wasser in der Messstelle wahrscheinlich nicht lange genug klargepumpt werden konnte ((LAWA 1993). Des Weiteren konnte bei der GWM HM5 nur ein Filterrohr ohne Aufsatzrohr verbaut werden, sodass Wasser von außerhalb in die Messstelle und damit in die Probe gelangt sein könnte (LAWA 1993). Bei der Analyse an der AAS sind Ungenauigkeiten oder Fehler durch mehrere zum Teil hohe Verdünnungen nicht auszuschließen. Mess- oder Verdünnungsfehler bei den Messungen an der IC sind ebenfalls möglich, sind hier jedoch unwahrscheinlicher, da nur wenige Proben einmalig verdünnt werden mussten. Während der Messung des löslichen Phosphates wurden aufgrund der zum Teil hohen Eisenkonzentrationen Fehler gemacht. Die Proben wurden für diese Messung lediglich gefiltert, sodass Eisen, das bei der Probennahme mit Luftsauerstoff in Kontakt kam, ausfallen konnte (Mattheß 1994). Das ausgefallene Eisen hätte vor der photometrischen Messung in der Küvette absinken müssen, was jedoch nicht erfolgt ist. Weil laut Lannergård et al. (2019) die Trübung von Wasser mit der

Phosphorkonzentration korreliert, führt auch die Trübung der Probe durch ausgefälltes Eisen zu einer verringerten Lichtintensität des Photometers, sodass fälschlicherweise hohe Extinktionen gemessen werden. Aufgrund dessen wurden die Ergebnisse der Ortho-Phosphat-Messung nicht zur Auswertung der Daten herangezogen. Des Weiteren ist die Messung des  $E_0$ -Wertes mit Fehlern behaftet und wurde ebenfalls nicht zur Auswertung verwendet, da die sehr empfindliche Sonde Einstellzeiten bis zu einer Stunde benötigt und nicht bei allen Messungen so lange gewartet werden konnte.

## **6.2 Nährstoffe im Grund- und Oberflächenwasser des „Großen Meeres“**

Die hydrochemischen Untersuchungen im Grundwasser des „Großen Meeres“ ergeben hohe Ionenkonzentrationen, die Schwankungen zwischen den einzelnen Wasserproben aufweisen und die größtenteils höher sind als die Konzentrationen im Seewasser. Auffällig ist dabei vor allem die Gesamtphosphor- und die Eisenkonzentration. Der Wert von 2588,41 mg  $P_{\text{ges}}/m^3$  in der Wasserprobe der GWM HM3 ist sehr hoch, kann aber in Seen mit Eutrophierungserscheinungen durchaus auftreten. So ist im Schweriner See in Hochphasen seiner Eutrophierung Gesamtphosphor in Konzentrationen im mg- Bereich gemessen wurden, was auch bei der Probe HM3 (23.05.2018) der Fall ist: 2588,41 mg  $P/m^3$  sind umgerechnet ca. 2,6 mg  $P_{\text{ges}}/l$  und die Konzentration liegt damit in einem ähnlichen Bereich wie im Schweriner See (Umweltbundesamt 2017). Auch in anderen eutrophierten Seen wurden in der Vergangenheit hohe Gesamtphosphor-Konzentrationen gemessen. In der Oberhavel betrug die höchste Konzentration 1997 ca. 72  $\mu g/l$ , was 72  $mg/m^3$  entspricht und in der gleichen Größenordnung liegt wie einige Grundwasserproben der Untersuchung am „Großen Meer“ (z.B. HME.2 mit 102  $mg P_{\text{ges}}/m^3$  oder HM2L mit 54,07  $mg P_{\text{ges}}/m^3$ ) (Umweltbundesamt 2017). Durch Niederschlagsereignisse am 12.05.2018 (ca. 10 mm/d), 27.05.2018 (ca. 9 mm/d) und am 21.06.2018 (ca. 13 mm/d) könnten die hohen Gesamtphosphor-Konzentrationen erklärt werden, da durch das infiltrierende Niederschlagswasser Phosphor aus dem Boden in das Grundwasser transportiert werden konnten und die GWM HM3 an intensiv genutzte Ackerflächen grenzt (Otte 2018). Die Konzentration von Phosphor in der nahegelegenen GWM NLWKN Nord ist wahrscheinlich viel niedriger als in HM3, da die NLWKN GWM viel tiefer verbaut wurde und die Wasserprobe dort aus einem anderen Grundwasserleiter entnommen wurde (Otte 2018). Diese Tatsache erklärt auch die generell niedrigeren Ionenkonzentrationen in den GWM des NLWKNs. Die hohe elektrische Leitfähigkeit in den Proben aus HM4 ist leicht höher als die Berechnung der TDS erwarten würde, sodass ein Fehler bei der Messung der Leitfähigkeit vorliegen muss, da die Differenz zwischen TDS und dem Produkt aus Leitfähigkeit und dem empirischen Wert im hohen negativen Bereich

(-200,5) liegt und die Messung der Stoffmengenkonzentration laut geringem Ionenbilanzfehler (2,1 %) annähernd korrekt sein müsste. Im Grundwasser werden normalerweise Eisenkonzentrationen von 1-10 mg Fe<sup>2+</sup>/l erwartet (Schönborn u. Risse-Buhl 2013). In den Grundwasserproben lagen jedoch Konzentrationen von bis zu 95,7 mg/l (HME) vor, die somit nicht ausschließlich auf die Eisenreduktion und die Pyritverwitterung zurückgeführt werden können. Da hohe Konzentrationen von Eisen und Phosphor im Norden und im Süden des Sees gemessen wurden und beide Konzentrationen viel höher als erwartet sind, kann von einer Verunreinigung des Grundwassers in den Bereichen ausgegangen werden. Aufgrund der effluenten Verhältnisse im Grundwasser und weil die Wasserproben nicht entlang von Fließpfaden genommen wurden, ist es nicht auszumachen, woher die Verunreinigung kommt. Auch die Chloridkonzentration kann keinen Aufschluss darüber geben, obwohl sie als Indikator für Verunreinigungen dient. Laut der gemessenen Chloridkonzentration liegen in den Grundwasserproben im Norden, Südwesten und Süden Konzentrationen über dem erwarteten Wert von natürlichen Grundwässern (20 mg Cl/l) vor, was ebenfalls auf eine Verunreinigung im Grundwasser in den Richtungen schließen lässt. Eine Verunreinigung, welche von der westlichen Fläche ausgeht, ist unwahrscheinlich, da sie brach liegt und lediglich umgepflügt wird.

Der See weist geringere Nährstoffkonzentrationen als das Grundwasser auf, was sich auch an der niedrigen elektrischen Leitfähigkeit zeigt. Das Niederschlagswasser, was nährstoffarm ist, ist ähnlich mineralisiert wie der See. Diese Tatsache und die ähnlichen Anionenanteile in den See- und Niederschlagswasserproben könnten ein Hinweis darauf sein, dass der See im Frühsommer 2018 nur vom Niederschlag gespeist wurde, was auch mit den Untersuchungen von Otte (2018) übereinstimmt. Mit der Gesamtphosphorkonzentration lassen sich die Seewasserproben in die Trophiegrade (Tabelle 1, Abbildung 3) ultraoligotroph (See 1, See 2, See 3) und mesotroph (See 4) nach (LAWA 1998) einordnen. Dennoch sollte die Einteilung der Proben in die Trophiegrade nicht zu streng betrachtet werden, da nach den LAWA Richtlinien mehrmals im Jahr eine Analyse des Phosphorgehaltes hätte vorgenommen werden müssen (LAWA 1998). Eine zweimalige Beprobung innerhalb kurzer Zeit, wie in dem Fall dieser Untersuchung, kann lediglich einen Hinweis auf die Situation im Mai, Juni und Juli 2018 geben. Mit dieser Einordnung ist der See im Jahr 2018 weniger belastet als 2015, wo der trophische Zustand des „Großen Meeres“ laut den Messungen des NLWKN mit 61,0 mg P<sub>ges</sub>/m<sup>3</sup> (17.02.2015) bzw. 80 mg P<sub>ges</sub>/m<sup>3</sup> (18.03.2015) als schwach bis stark polytroph eingeordnet wurde (NLWKN 2015). Es müssen jedoch die unterschiedlichen Zeitpunkte der Probennahme von 2015 und 2018 beachtet werden: Da im Februar und März die Rate der Primärproduktion von Pflanzen geringer ist als in wärmeren Monaten, wie Mai, Juni oder Juli, könnten das die



geringeren Gesamtposphor-Konzentrationen 2018 erklären (NLWK 2001). Außerdem wird zur Reinigung von Wässern Eisen als Adsorptionsmittel eingesetzt, was im „Großen Meer“ auf natürliche Weise geschehen ist (Li et al. 2016). Phosphor konnte an das im See vorliegende Eisen(III)-hydroxid adsorbieren und so wurde die Konzentration von Eisen und Phosphor im Gegensatz zum Gehalt im Grundwasser verringert. Eine Adsorption von Phosphor an Sedimentpartikel und die Ablagerung an der Gewässersohle kann ebenfalls stattgefunden und die Phosphorkonzentration im See verringert haben. Die Eisenkonzentration ist nicht nur durch die Phosphor-Adsorption im Seewasser gering, sondern auch, weil im sauerstoffhaltigen Milieu keine Eisenreduktion stattgefunden hat. Da das Wasser nicht durch die ungesättigte Bodenzone sickert, kommt es außerdem nicht zu einer Pyritverwitterung. Im Vergleich zu den Messwerten vom NLWKN (2015) sind die Konzentrationen von Ammonium und Nitrat um 90% gesunken, was positiv für die Nährstoffkonzentration im See ist, denn das ist wahrscheinlich ein Grund, warum im Frühsommer 2018 keine Eutrophierung stattgefunden hat. Allerdings müssen auch hier die unterschiedlichen Jahreszeiten der Probenahmen zwischen den beiden Untersuchungen beachtet werden. Durch eine Dürre wie im Frühsommer 2018 kann es nach Pastuszak et al. (2018) außerdem zu einer Verringerung des Nährstoffeintrages in den See kommen, da wenig bis kein Niederschlagswasser vorhanden war, um die gelösten Stoffe aus Düngemitteln zu transportieren. Diese Aussage lässt sich jedoch nicht auf die Phosphorkonzentration im Grundwasser übertragen, da diese trotz Dürre hoch ist. Ob sich die Nährstoffsituation aufgrund der Extensivierung, der höheren Primärproduktionsrate in den Sommermonaten oder den trockenen Wetterverhältnissen verbessert hat, lässt sich mit den wenigen vorhandenen Messwerten nicht klären. Wahrscheinlich ist es eine Kombination aus allem. Die Untersuchung 2018 zeigt, dass das Grundwasser keine Stickstoffquelle ist, sondern eine Phosphor- und Eisenquelle. Woher genau die hohen Konzentrationen von Phosphor und Eisen im Grundwasser stammen, ist ohne eine Probenahme entlang von Fließpfaden nicht möglich auszumachen. Eine Verunreinigung durch phosphorhaltige Düngemittel, die auf die umliegenden, intensiv genutzten Feldern vor allem in Nordosten ausgebracht wurden, ist jedoch wahrscheinlich, da der Abfluss von Äckern, Erosion und tierische Abfälle als größte Phosphorquelle in Oberflächengewässern angesehen werden ((Rittmann et al. 2011).

### **6.3 Beeinflussung der Nährstoffkonzentration im „Großen Meer“ durch das Grundwasser**

Die Untersuchung der hydraulischen Anbindung des Grundwassers an den See von Otte (2018) zeigt, dass am „Großen Meer“ zur Zeit der Untersuchungen 2018 influente

Verhältnisse geherrscht haben und es nicht zu einem Grundwasserzustrom in den See gekommen ist. Zu diesem Ergebnis kam auch das NLWKN (2015) mit älteren Messungen des Grundwasser- und Seewasserstandes von 1980 bis 1984 bzw. mit Pegeldata von 1990 bis 1996. Da im Winterhalbjahr in der Regel die Grundwasserneubildungsrate höher ist als im Sommerhalbjahr und die Verdunstung der Pflanzen außerhalb der Vegetationsperiode gering ist, wird erwartet, dass in den kommenden Monaten effluente Verhältnisse herrschen werden und der Seewasserstand durch einen Grundwasserzustrom aus dem Nordosten steigen wird (Mattheß 1994; Otte 2018). Außerdem wird durch eine steigende Niederschlagsrate und -menge ein oberirdischer Zufluss von den umliegenden Feldern erwartet. Kommt es zu diesem ober- und unterirdischen Zustrom, besteht die Möglichkeit einer Beeinflussung der Nährstoffkonzentration des Sees durch das Grundwasser, da die Untersuchungen zeigen, dass im Grundwasser höhere Nährstoffkonzentrationen als im See vorliegen. Die Nährstoffkonzentration im See wird wahrscheinlich auch aufgrund des geringeren Verbrauchs durch Pflanzen außerhalb der Vegetationsperiode steigen, was die Messungen vom NLWKN (2015) belegen. Die Beeinflussung des Sees durch Nährstoffe aus dem Grundwasser des „Wietingsmoores“ ist unwahrscheinlich, da bei einem Durchlässigkeitsbeiwert nach DIN 18180-1 von  $10^{-4}$  m/s (Mittelsand) bis  $10^{-6}$  m/s (schluffiger Sand) und einer Entfernung des Moores zum See von ca. 2800 m das Grundwasser mehrere Jahrzehnte bis Jahrhunderte benötigen würde, um den See zu erreichen (NIBIS® Kartenserver 2014).

#### **6.4 Ausblick und mögliche Sanierungsmaßnahmen**

Wenn der Seewasserstand auch nach dem Winterhalbjahr auf einem niedrigen Stand bleibt, besteht aufgrund der Aufkonzentrierung des Seewassers bei Eintrag von Nährstoffen mit dem Grundwasser die Gefahr der Eutrophierung. Dieser Fall kann auch eintreten, wenn der Wasserstand sich wieder erholt und noch mehr Nährstoffe als im Frühsommer 2018 in den See eingetragen werden. Durch die Abnahme des Sauerstoffgehaltes durch Abbau von organischem Material bei der Eutrophierung könnte der adsorbierte Phosphor schlagartig in Lösung gehen und die Eutrophierung verstärken. Eine Verockerung kann bei den hohen Eisenkonzentrationen eintreten, wenn immer mehr eisenhaltiges Grundwasser in den See strömt. Dieser Fall tritt jedoch nur ein, wenn eine Eutrophierung ausbleibt und die Sauerstoffsättigung auf  $> 50$  % steigt (Schönborn u. Risse-Buhl 2013).

Da die Stickstoffkonzentration im Vergleich zu 2015 gesunken ist, besteht die Möglichkeit, dass sich die erste durchgeführte Sanierungsmaßnahme, die Extensivierung von angrenzenden Flächen, positiv auf die Nährstoffkonzentration ausgewirkt hat. Dennoch

sollten auch die Flächen, zwischen denen der Entwässerungsgraben liegt, extensiviert werden, um den Abfluss von Nährstoffen in den Graben und ins Grundwasser zu verhindern. Diese Sanierungsmaßnahme sollte vor weiteren Restaurierungsmaßnahmen im See durchgeführt werden. Als Restaurierung wäre die Sedimententnahme im Westen sinnvoll, um Schlamm zu entfernen und eine Verlandung des Sees zu verringern. Dabei muss darauf geachtet werden, dass das Sediment nicht zu stark verwirbelt und das adsorbierte Phosphat nicht wieder freigesetzt wird. Eine Sedimententnahme könnte dazu führen, dass die Poren des Sediments an der Gewässersohle frei werden und Seewasser vermehrt in das Grundwasser infiltrieren kann. Da die Gewässersohle im östlichen Teil des Sees ohne Schlamm ist und die Seepage-Meter Messungen von Otte (2018) zeigen, dass dort kein Seewasser in das Grundwasser infiltriert, ist es jedoch wahrscheinlich, dass nach einer Sedimententnahme im Westen ebenfalls kein Seewasser versickert. Eine Entkusselung von Gehölz um den See könnte sich durch die verringerte Verdunstung positiv auf den Seewasserstand auswirken.

## **7 Schlussfolgerung**

Die Untersuchungen zeigen, dass es hinsichtlich der Nährstoffkonzentrationen an den Probennahmeorten der Grundwasserproben zum Teil große Konzentrationsunterschiede gibt und die Ionenkonzentrationen im Grundwasser höher als im Seewasser sind. Die Konzentrationen der Seeproben sind ähnlich zueinander und der trophische Zustand wird als ultraoligotroph bis mesotroph für die Monate Mai, Juni und Juli 2018 eingeschätzt. Bei dem Grundwasser um das „Große Meer“ handelt es sich um ein „reduziertes“ Wasser mit zum Teil sehr hohen Eisen- und Gesamtphosphor-Konzentrationen. Im Seewasser wurden geringe Nährstoffkonzentrationen gemessen und die Gehalte von Ammonium, Nitrat und Gesamtphosphor haben sich im Gegensatz zu 2015 zum Teil deutlich verringert, wodurch die Extensivierung der landwirtschaftlichen Flächen um den See als erster Erfolg angesehen werden kann. Eine Beeinflussung des „Großen Meeres“ durch das Grundwasser während der Untersuchungszeit konnte nicht nachgewiesen werden, ist jedoch bei effluenten Verhältnissen, wie sie im Winterhalbjahr erwartet werden, wahrscheinlich. Durch das „Wietingsmoor“ wird die Nährstoffkonzentration im Seewasser wahrscheinlich nicht erhöht.

Für die endgültige Auswahl sinnvoller Sanierungsmaßnahmen müssen die Messungen der Nährstoffkonzentrationen von See- und Grundwasser erneut über einen längeren Zeitraum, mit tieferen und korrekt ausgebauten GWM und mit GWM im Anstrombereich des Sees (Nordosten), durchgeführt werden. Vor allem muss die Konzentration von Ortho-Phosphat korrekt gemessen werden und eine erneute Gesamtphosphat-Messung

wäre zur Kontrolle ebenfalls sinnvoll. Mit GWM im Anstrombereich könnte auch die hydraulische Anbindung des „Großen Meeres“ im gesamten Jahresverlauf genauer geklärt werden.

## 8 Literaturverzeichnis

Amt für regionale Landesentwicklung Leine - Weser (2016): Flurbereinigung Donstorf. 2. Informationsgespräch zur Entwicklung und Sanierung des Großen Meeres.

Appelo, C. A. J. u. Postma, D. (2013): Geochemistry, groundwater and pollution. 2. Auflage. CRC Press. Boca Raton. 649 S.

BGR (2016): Hydrogeologische Übersichtskarte 1:200.000 von Deutschland (HÜK200), Oberer Grundwasserleiter. Berlin. Online verfügbar unter <https://geoviewer.bgr.de/mapapps/resources/apps/geoviewer/index.html?lang=de>, zuletzt geprüft am 15.10.2018.

BGR (2017a): Geogene Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland 1:1.000.000 (HAD 5.7). Chemismus / Gesamtmineralisation in mg/l. Berlin. Online verfügbar unter <https://geoviewer.bgr.de/mapapps/resources/apps/geoviewer/index.html?lang=de>, zuletzt geprüft am 15.10.2018.

BGR (2017b): Hydrogeologische Übersichtskarte von Deutschland 1:1.000.000 (HAD 1.6). Berlin. Online verfügbar unter <https://geoviewer.bgr.de/mapapps/resources/apps/geoviewer/index.html?lang=de>, zuletzt geprüft am 15.10.2018.

Bier, A. (o.D.): RedOx. Einführung in die Redox Messung. Online verfügbar unter DOC040.00.10026.FEB10, zuletzt geprüft am 21.11.2018.

Binnewies, M.; Finze, M.; Jäckel, M.; Schmidt, P.; Willner, H. u. Rayner-Canham, G. /Hrsg. (2016): Allgemeine und Anorganische Chemie. 3., vollständig überarbeitete Auflage. Springer Spektrum. Berlin. 965 S.

Chapelle, F. (1993): Ground-water microbiology and geochemistry. Wiley. New York. 424 S.

Höhere Naturschutzbehörde (1942): Text der Verordnung des NSG HA 12 "Großes Meer". Hannover. Online verfügbar unter <https://geoweb.diepholz.de/portal/seiten/verordnungstexte-zu-den-naturschutzgebieten-1001293-21750.html>, zuletzt geprüft am 15.10.2018.

Höltling, B. u. Coldeway, W. G. (2013): Hydrogeologie. Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. 8. Auflage. Springer Spektrum. Berlin, Heidelberg. 438 S.

International Atomic Energy Agency (2014): IAEA/GNIP precipitation sampling guide. Online verfügbar unter [http://www-naweb.iaea.org/napc/ih/documents/other/gnip\\_manual\\_v2.02\\_en\\_hq.pdf](http://www-naweb.iaea.org/napc/ih/documents/other/gnip_manual_v2.02_en_hq.pdf), zuletzt geprüft am 21.11.2018.

Kim, J.; Li, W.; Philips, B. L. u. Grey, C. P. (2011): Phosphate adsorption on the iron oxyhydroxides goethite ( $\alpha$ -FeOOH), akaganeite ( $\beta$ -FeOOH), and lepidocrocite ( $\gamma$ -FeOOH): a  $^{31}\text{P}$  NMR Study. *Energy & Environmental Science* 4 (10): 4298. DOI: 10.1039/c1ee02093e.

Klefoth, T.; Emmrich, M.; Gerken, R. u. Möllers, F. (2016): Faktencheck Anfüttern. Hannover. Online verfügbar unter [https://av-nds.de/images/positionsbaepiere/2016-07-02\\_AV-NDS\\_FaktencheckAnfuettern\\_final\\_web.pdf](https://av-nds.de/images/positionsbaepiere/2016-07-02_AV-NDS_FaktencheckAnfuettern_final_web.pdf), zuletzt geprüft am 30.10.2018.

Lange-Schmidt, I. (2014): Naturschutzgebiet "Großes Meer" in Holte/Eydelstedt Dokumentation - Bewertung - Chancen. Überlegungen zur Rettung des Großen Meeres in Holte. Holte/Eydelstedt.

Langguth, H.-R. u. Voigt, R. (2004): Hydrogeologische Methoden. 2., überarb. und erw. Auflage. Springer. Berlin. 1005 S.

Lannergård, E. E.; Ledesma, J. L. J.; Fölster, J. u. Futter, M. N. (2019): An evaluation of high frequency turbidity as a proxy for riverine total phosphorus concentrations. *The Science of the total environment* 651 (Pt 1): 103–113. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.127.

LAWA (1993): Grundwasser. Richtlinien für Beobachtung und Auswertung Teil 3 - Grundwasserbeschaffenheit. Essen. Online verfügbar unter [http://www.lawa.de/documents/Grundwasser\\_Richtlinien\\_Beobachtung\\_Auswertung\\_Teil\\_3\\_Grundwasserbeschaffenheit\\_1993\\_a05.pdf](http://www.lawa.de/documents/Grundwasser_Richtlinien_Beobachtung_Auswertung_Teil_3_Grundwasserbeschaffenheit_1993_a05.pdf), zuletzt geprüft am 21.10.2018

LAWA /Hrsg. (1998): Gewässerbewertung - stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für die Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuch-Verl. Berlin. 74 S.

Li, M.; Liu, J.; Xu, Y. u. Qian, G. (2016): Phosphate adsorption on metal oxides and metal hydroxides: A comparative review. *Environmental Reviews* 24 (3): 319–332. DOI: 10.1139/er-2015-0080.

Mattheß, G. (1994): Die Beschaffenheit des Grundwassers. Borntraeger. 3., überarb. Auflage. Berlin. 499 S.

Mauritz, M. (2010): Entwicklung und aktuelle Situation der Vegetation und Standortbedingungen des NSG "Großes Meer" (Landkreis Diepholz). Bachelorarbeit. Bremen.

Merkel, B. J. u. Planer-Friedrich, B. (2008): Grundwasserchemie. Praxisorientierter Leitfaden zur numerischen Modellierung von Beschaffenheit, Kontamination und Sanierung aquatischer Systeme. 2. Auflage. Springer. Berlin. 242 S.

NIBIS® Kartenserver (2013): Grundwasserkörper für EGWRRL 1:500 000 (HÜK500). Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG). Hannover. Online verfügbar unter <http://nibis.lbeg.de/cardomap3/?TH=636#>, zuletzt geprüft am 15.10.2018.

NIBIS® Kartenserver (2014): Topografien Niedersachsen (LGLN). Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG). Hannover. Online verfügbar unter <https://nibis.lbeg.de/cardomap3/?TH=636#>, zuletzt geprüft am 23.10.2018.

NLWK (2001): Grundwassergütebericht 2001. Erkundung und Überwachung der chemischen Beschaffenheit des Grundwassers seit 1988 in den Landkreisen Diepholz und Nienburg.

NWLKN (2015): Vorbereitende Planung zur Sanierung des "Großen Meeres" bei Barver (LK Diepholz).

OpenStreetMap und Mitwirkende (2018): OpenStreetMap, CC-BY-SA. zuletzt geprüft am 13.12.2018.

Otte, L. (2018): Wechselwirkungen zwischen Grundwasser und Oberflächenwasser am Großen Meer bei Holte. Bachelorarbeit. Oldenburg.

Pastuszek, M.; Kowalkowski, T.; Kopiński, J.; Doroszewski, A.; Jurga, B. u. Buszewski, B. (2018): Long-term changes in nitrogen and phosphorus emission into the Vistula and Oder catchments (Poland)-modeling (MONERIS) studies. *Environmental science and pollution research international* 25 (29): 29734–29751. Doi: 10.1007/s11356-018-2945-7

Peinemann, N. u. Helmy, A. K. (1977): Sorption of phosphate by hydrous oxides of aluminium and iron. *Journal of Electroanalytical Chemistry and Interfacial Electrochemistry* 78 (2): 325–330. DOI: 10.1016/S0022-0728(77)80127-7.

Pohling, R. (2015): *Chemische Reaktionen in der Wasseranalyse*. Springer Spektrum. Berlin, Heidelberg. 377 S.

Rittmann, B. E.; Mayer, B.; Westerhoff, P. u. Edwards, M. (2011): Capturing the lost phosphorus. *Chemosphere* 84 (6): 846–853. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2011.02.001.

Schaefer, M. (2012): *Wörterbuch der Ökologie*. 5. neu bearbeitete und erweiterte Auflage. Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg. 379 S.

Schönborn, W. u. Risse-Buhl, U. (2013): *Lehrbuch der Limnologie*. 2., vollständig überarbeitete Auflage. Schweizerbart. Stuttgart. 669 S.

Schwoerbel, J. u. Brendelberger, H. (2013): Einführung in die Limnologie. 10. Auflage. Springer Spektrum. Berlin, Heidelberg. 386 S.

Stuyfzand, J. P. (1993): Hydrochemistry and Hydrology of the Coastal Dune are of the Western Netherlands. Amsterdam.

Umweltbundesamt (2017): Gewässer in Deutschland: Zustand und Bewertung. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen>, zuletzt geprüft am 26.11.2018.

Winter, T. C.; Harvey, J. W.; Franke, O. L. u. Alley, W. M. (1998): Ground water and surface water. A single resource. U.S. Geological Survey. Denver, Colorado. 79 S.

Wisotzky, F.; Cremer, N. u. Lenk, S. (2018): Angewandte Grundwasserchemie, Hydrogeologie und hydrogeochemische Modellierung. Grundlagen, Anwendungen und Problemlösungen. 2. Auflage. Springer Spektrum. Berlin, Heidelberg. 168 S.



## 9 Anhang

### Tabellenverzeichnis

Tab. A: Informationen über die Wasserproben und gemessene und bestimmte Vor-Ort-Parameter (MW = Mittelwert, n.b. = nicht bestimmt) .....	I
Tab. B: Informationen über die Wasserproben und gemessene und bestimmte Vor-Ort-Parameter (weiterführend).....	II
Tab. C: Informationen über die Wasserproben und gemessene und bestimmte Vor-Ort-Parameter (weiterführend).....	III
Tab. D: Gemessene und berechnete Werte der Kationenanalyse ( $K^+$ , $Na^+$ , $Ca^{2+}$ ).....	IV
Tab. E: Gemessene und berechnete Werte der Kationenanalyse ( $K^+$ , $Na^+$ , $Ca^{2+}$ ) (weiterführend) .....	V
Tab. F: Gemessene und berechnete Werte der Kationenanalyse ( $Mg^{2+}$ , $NH_4^+$ , $Fe^{2+}$ )....	VI
Tab. G: Gemessene und berechnete Werte der Kationenanalyse ( $Mg^{2+}$ , $NH_4^+$ , $Fe^{2+}$ ) (weiterführend) .....	VII
Tab. H: Gemessene und berechnete Werte der Kationen- und Anionenanalyse ( $Mn^{2+}$ , $Cl^-$ , $NO_2^-$ ) .....	VIII
Tab. I: Gemessene und berechnete Werte der Kationenanalyse ( $Mn^{2+}$ , $Cl^-$ , $NO_2^-$ ) (weiterführend) .....	IX
Tab. J: Gemessene und berechnete Werte der Anionenanalyse ( $NO_3^-$ , $o-PO_4^{3-}$ , $HCO_3^-$ ) .....	X
Tab. K: Gemessene und berechnete Werte der Anionenanalyse ( $NO_3^-$ , $o-PO_4^{3-}$ , $HCO_3^-$ ) (weiterführend) .....	XI
Tab. L: Gemessene und berechnete Werte der Anionenanalyse ( $SO_4^{2-}$ , $Br^-$ ) .....	XII
Tab. M: Berechnungen zu den Ionen, zu Total Dissolved Solids, zu Gesamt-Phosphat und -Phosphor und die Bestimmung der Wassertypen (MW = Mittelwert) .....	XIII
Tab. N: Berechnungen zu den Ionen, zu Total Dissolved Solids, zu Gesamt-Phosphat und -Phosphor und die Bestimmung der Wassertypen (weiterführend) .....	XIV

## Abbildungsverzeichnis

Abb. A: Gemessene Nitratkonzentration (mg/l) in den Wasserproben (Quelle: OpenStreetMap).....	XV
Abb. B: Gemessene Ammoniumkonzentration (mg/l) in den Wasserproben (Quelle: OpenStreetMap).....	XV
Abb. C: Stabilitätsdiagramm für Karbonat bei 25°C. Die Aktivität der gelösten Spezies ist $10^{-3}$ (Appelo and Postma, 2013).....	XVI
Abb. D: Stabilitätsdiagramm für Sulfat bei 25°C. Die Aktivität der gelösten Spezies ist $10^{-3}$ (Appelo and Postma, 2013). .....	XVI
Abb. E: pe-pH-Diagramm für das Stickstoffsystem mit $[P_{N_2}] = 0,77$ und $10^{-3}$ für die Aktivität der gelösten Spezies (Appelo and Postma, 2013).....	XVI
Abb. F: Stabilitätsbeziehungen im System Fe-H <sub>2</sub> O-CO <sub>2</sub> bei 25 °C mit Grenzen für unterschiedliche Fe <sup>2+</sup> -Konzentrationen. TIC = $10^{-2.5}$ . Die durchgezogenen Grenzlinien sind realistisch für gewöhnliche Bedingungen (Appelo and Postma, 2013).....	XVI
Abb. G: Stabilitätsrelationen von Mangan bei 25 °C mit der Annahme $\Sigma S = 10^{-6}$ und TIC = $10^0$ M (Appelo and Postma, 2013).....	XVII

I. Gesamte erhobene Messwerte und Analysedaten der Wasserproben

Tab. A: Informationen über die Wasserproben und gemessene und bestimmte Vor-Ort-Parameter (MW = Mittelwert, n.b. = nicht bestimmt)

Probe	Datum	Art	ID	Koordinaten		Geruch	Färbung	Trübung	Bodensatz	T	Lf	pH	O2	E <sub>0</sub>	E <sub>H</sub>
				x	y					[°C]	[µS/cm]	[mg/l]	[mV]	[mV]	
HM1	23.05.18	GWM	HM1-23-05-2018	471333,6256	5833340,253	ohne	farblos	ohne	ohne	15,4	420	3,6	8,20	632	843
HM3	23.05.18	GWM	HM3-23-05-2018	470991,8314	5833606,442	ohne	grau	stark	geringfügig	19,5	582	5,7	7,76	351	562
HM4	23.05.18	GWM	HM4-23-05-2018	470927,2112	5833336,179	ohne	leicht gelb	ohne	ohne	15,8	1066	6,0	6,24	385	596
HM5	23.05.18	GWM	HM5-23-05-2018	471157,2772	5833161,926	modrig	gelb	schwach	ohne	17,7	363	5,4	6,98	409	620
HMA	17.05.18	Lanze	HMA-17-05-2018	471318,6217	5833454,021	schwach modrig	gelblich	schwach	ohne	12,3	673	6,3	1,83	153	364
HMB	17.05.18	Lanze	HMB-17-05-2018	471126,9315	5833652,454	schwach modrig	grau-gelblich	stark	ohne	14,0	638	6,0	2,60	193	404
HMC	17.05.18	Lanze	HMC-17-05-2018	470931,015	5833459,385	jauchig	gelblich	ohne	ohne	13,0	220	4,7	5,84	242	453
HMD	17.05.18	Lanze	HMD-17-05-2018	471039,1973	5833214,097	faulig	schwach gelblich	ohne	ohne	12,9	825	5,6	3,78	140	351
HME	17.05.18	Lanze	HME-17-05-2018	471239,13	5833178,544	modrig	gelblich	schwach	ohne	12,1	429	6,1	3,63	164	375
See2	14.06.18	See	See2-14-06-2018	471236	5833236	ohne	schwach gelblich	keine	ohne	23,3	149	8,0	9,37	310	520
See4	14.06.18	See	See4-14-06-2018	471051	5833601	ohne	schwach gelblich	keine	geringfügig	20,1	149	7,6	6,98	345	555
Holte I	14.06.18	GWM	Holte1-14-06-2018	470836,0257	5833096,866	ohne	farblos	keine	ohne	10,5	267	5,8	0,06	52	263
NLWKN Nord	14.06.18	GWM	NLWKN Nord-14-06-2018	470969,5703	5833629,384	ohne	farblos	keine	ohne	12,1	305	6,3	6,94	49	260
HM1L	20.06.18	Lanze neben GWM	HM1L-20-06-2018	471317	5833350	ohne	farblos	schwach	ohne	17,7	212	5,1	2,37	408	619
HM2L	20.06.18	Lanze neben GWM	HM2L-20-06-2018	471211	5833636	jauchig	gelb-orange	schwach	ohne	18,4	397	6,1	1,64	136	347
HM3L	20.06.18	Lanze neben GWM	HM3L-20-06-2018	470998	5833604	stark modrig	gelblich	stark	ohne	18,0	273	6,0	3,78	119	330

Tab. B: Informationen über die Wasserproben und gemessene und bestimmte Vor-Ort-Parameter (weiterführend)

Probe	Datum	Art	ID	Koordinaten		Geruch	Färbung	Trübung	Bodensatz	T	Lf	pH	O2	E <sub>0</sub>	E <sub>H</sub>
				x	y					[°C]	[µS/cm]	[mg/l]	[mV]	[mV]	
HM4	20.06.18	GWM	HM4-20-06-2018	470927,2112	5833336,179	modrig	schwach gelb	keine	ohne	23,2	1009	6,2	5,48	122	332
HM5L	20.06.18	Lanze neben GWM	HM5L-20-06-2018	471161	5833174	stark modrig	gelblich	stark	ohne	21,8	172	5,7	3,33	80	290
HMA	20.06.18	Lanze	HMA-20-06-2018	471318,6217	5833454,021	n.b.	rötliches braun	stark	ohne	19,0	737	6,2	1,19	137	348
HMB	20.06.18	Lanze	HMB-20-06-2018	471126,9315	5833652,454	schwach jauchig	gelblich	schwach	ohne	19,3	275	5,9	2,15	101	312
HMC.2	20.06.18	Lanze	HMC.2-20-06-2018	470936	5833456	stark jauchig	gelb-orange	schwach	ohne	19,4	248	5,4	4,29	100	311
HMD	20.06.18	Lanze	HMD-20-06-2018	471039,1973	5833214,097	modrig	gelblich	schwach	ohne	21,1	235	6,3	6,24	129	339
HME.2	20.06.18	Lanze	HME.2-20-06-2018	471239	5833187	stark modrig	gelblich	stark	ohne	21,0	164	5,9	4,59	106	316
See2	12.07.18	See	See2-12-07-2018	471236	5833236	ohne	schwach gelblich	sehr schwach	ohne	23,8	150	7,5	9,99	364	574
See4	12.07.18	See	See4-12-07-2018	471051	5833601	ohne	schwach gelblich	schwach	ohne	19,2	157	6,6	9,89	250	461
Holte I	11.07.18	GWM	HolteI-11-07-2018	470836,0257	5833096,866	ohne	farblos	keine	ohne	10,3	258	6,1	0,06	0	211
NLWKN Nord	12.07.18	GWM	NLWKN Nord-12-07-2018	470969,5703	5833629,384	ohne	farblos	keine	ohne	10,2	308	6,2	0,1	11	222
See1	12.07.18	See	See1-12-07-2018	471240	5833489	ohne	schwach gelblich	sehr schwach	ohne	22,2	153	7,7	10,53	350	560
See3	12.07.18	See	See3-12-07-2018	471010	5833304	ohne	schwach gelblich	keine	ohne	22,8	154	7,5	10,57	328	538
See_Feuer_Lanze	12.07.18	Lanze unter See	See_Feuer_Lanze-12-07-2018	471058	5833608	schwach	schwach gelblich	schwach	ohne	22,5	232	6,4	4,03	127	337
See_Steg_Lanze	12.07.18	Lanze unter See	See_Steg_Lanze-12-07-2018	471259	5833289	schwach	gelblich	schwach	ohne	22,7	169	6,6	5,83	169	379

Tab. C: Informationen über die Wasserproben und gemessene und bestimmte Vor-Ort-Parameter (weiterführend)

Probe	Datum	Art	ID	x	y	Geruch	Färbung	Trübung	Bodensatz	T	Lf	pH	O2	E <sub>0</sub>	E <sub>H</sub>
										[°C]	[µS/cm]	[mg/l]	[mV]	[mV]	
NS	12.07.18	Nieder-schlag	NS-16-07-2018	471368	5833406	ohne	farblos	keine	ohne	16,2	189	6,6	6,62	447	658
MW_Gesamt		Alle Proben IB < 15	Mittelwert-Gesamt							18,0	350	6,3	5,63	230	441
MW_See		See	Mittelwert-See							21,9	152	7,5	9,56	325	535
MW_GW		GWM, Lan-zen	Mittelwert-GW							18,0	463	5,8	4,58	217	427
MW_NS		Nieder-schlag	Mittelwert-Nie-derschlag							17,6	189	6,6	6,62	447	658
MW_HM4		GWM	Mittelwert-HM4	470927,211	5833336,179					19,5	1038	6,1	5,86	254	464
MW_See2		See	Mittelwert-See2	471236	5833236					23,6	150	7,7	9,68	337	547
MW_See4		See	Mittelwert-See4	471051	5833601					19,7	153	7,1	8,44	297	508
MW_Holtel		GWM	Mittelwert-Holtel	470836,026	5833096,866					10,4	263	6,0	0,06	26	237

Tab. D: Gemessene und berechnete Werte der Kationenanalyse (K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>)

Probe	Datum	Kalium (K <sup>+</sup> )				Natrium (Na <sup>+</sup> )				Calcium (Ca <sup>2+</sup> )			
		[mg/l]	[mmol/l]	[mmol eq/l]	[mmol eq/l %]	[mg/l]	[mmol/l]	[mmol eq/l]	[mmol eq/l %]	[mg/l]	[mmol/l]	[mmol eq/l]	[mmol eq/l %]
HM1	23.05.2018	6,96	0,18	0,18	6,80	24,45	1,06	1,06	40,60	6,78	0,17	0,34	12,91
HM3	23.05.2018	51,38	1,31	1,31	26,26	45	1,96	1,96	39,12	19,18	0,48	0,96	19,12
HM4	23.05.2018	9,24	0,24	0,24	2,45	102	4,44	4,44	45,99	69,25	1,73	3,46	35,82
HM5	23.05.2018	2,33	0,06	0,06	1,73	37	1,61	1,61	46,66	20,10	0,50	1,00	29,08
HMA	17.05.2018	2,43	0,06	0,06	0,62	16	0,70	0,70	6,93	24,95	0,62	1,25	12,40
HMB	17.05.2018	5,31	0,14	0,14	2,12	52,5	2,28	2,28	35,64	31,10	0,78	1,55	24,22
HMC	17.05.2018	3,50	0,09	0,09	8,82	11,7	0,51	0,51	50,21	1,47	0,04	0,07	7,24
HMD	17.05.2018	2,27	0,06	0,06	0,90	37	1,61	1,61	24,87	43,50	1,09	2,17	33,55
HME	17.05.2018	4,31	0,11	0,11	1,96	25,95	1,13	1,13	20,08	10,85	0,27	0,54	9,63
See2	14.06.2018	13,38	0,34	0,34	21,47	11,45	0,50	0,50	31,25	8,38	0,21	0,42	26,22
See4	14.06.2018	6,57	0,17	0,17	10,63	11,95	0,52	0,52	32,89	11,03	0,28	0,55	34,83
Holte I	14.06.2018	1,70	0,04	0,04	1,52	7,65	0,33	0,33	11,63	34,60	0,86	1,73	60,36
NLWKN Nord	14.06.2018	1,37	0,03	0,03	1,16	11,35	0,49	0,49	16,38	25,00	0,62	1,25	41,39
HM1L	20.06.2018	35,40	0,91	0,91	55,51	9,35	0,41	0,41	24,94	2,64	0,07	0,13	8,08
HM2L	20.06.2018	2,70	0,07	0,07	1,36	15,85	0,69	0,69	13,59	22,30	0,56	1,11	21,93
HM3L	20.06.2018	2,62	0,07	0,07	1,95	16,65	0,72	0,72	21,11	24,00	0,60	1,20	34,91
HM4	20.06.2018	9,92	0,25	0,25	2,68	103,2	4,49	4,49	47,44	58,30	1,45	2,91	30,75
HM5L	20.06.2018	2,69	0,07	0,07	3,54	15,225	0,66	0,66	34,06	10,18	0,25	0,51	26,13
HMA	20.06.2018	3,81	0,10	0,10	0,85	34,65	1,51	1,51	13,21	26,95	0,67	1,34	11,78
HMB	20.06.2018	1,96	0,05	0,05	1,44	18,08	0,79	0,79	22,57	14,80	0,37	0,74	21,20
HMC.2	20.06.2018	2,47	0,06	0,06	2,15	25,65	1,12	1,12	38,07	10,65	0,27	0,53	18,14

Tab. E: Gemessene und berechnete Werte der Kationenanalyse (K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>) (weiterführend)

Probe	Datum	Kalium (K <sup>+</sup> )				Natrium (Na <sup>+</sup> )				Calcium (Ca <sup>2+</sup> )			
		[mg/l]	[mmol/l]	[mmol eq/l]	[mmol eq/l %]	[mg/l]	[mmol/l]	[mmol eq/l]	[mmol eq/l %]	[mg/l]	[mmol/l]	[mmol eq/l]	[mmol eq/l %]
HMD	20.06.2018	1,66	0,04	0,04	1,69	17,9	0,78	0,78	31,17	15,13	0,38	0,75	30,21
HME.2	20.06.2018	2,75	0,07	0,07	4,10	11,025	0,48	0,48	27,92	6,88	0,17	0,34	19,98
See2	12.07.2018	5,48	0,14	0,14	10,84	12,65	0,55	0,55	42,58	7,42	0,19	0,37	28,66
See4	12.07.2018	6,14	0,16	0,16	11,84	12,4	0,54	0,54	40,69	7,92	0,20	0,40	29,82
Holte I	11.07.2018	1,77	0,05	0,05	1,52	8,35	0,36	0,36	12,24	34,80	0,87	1,74	58,55
NLWKN Nord	12.07.2018	1,53	0,04	0,04	1,27	11,55	0,50	0,50	16,31	27,10	0,68	1,35	43,90
See1	12.07.2018	5,55	0,14	0,14	10,82	12,35	0,54	0,54	40,95	7,94	0,20	0,40	30,20
See3	12.07.2018	5,61	0,14	0,14	10,86	12,9	0,56	0,56	42,47	7,70	0,19	0,38	29,08
See_Feuer_Lanze	12.07.2018	4,59	0,12	0,12	5,15	10,85	0,47	0,47	20,69	10,68	0,27	0,53	23,37
See_Steg_Lanze	12.07.2018	5,90	0,15	0,15	8,84	11,85	0,52	0,52	30,22	8,08	0,20	0,40	23,64
NS	12.07.2018	1,78	0,05	0,05	2,80	4,48	0,19	0,19	11,97	23,80	0,59	1,19	72,94
MW_Gesamt		7,98	0,20	0,20	8,70	24,75	1,08	1,08	31,02	20,13	0,50	1,00	30,19
MW_See		7,12	0,18	0,18	12,74	12,28	0,53	0,53	38,47	8,40	0,21	0,42	29,80
MW_GW		10,16	0,26	0,26	8,96	34,89	1,52	1,52	32,96	22,46	0,56	1,12	22,32
MW_NS		1,78	0,05	0,05	2,80	4,48	0,19	0,19	11,97	23,80	0,59	1,19	72,94
MW_HM4		9,58	0,25	0,25	2,57	102,60	4,46	4,46	46,72	63,78	1,59	3,18	33,28
MW_See2		9,43	0,24	0,24	16,15	12,05	0,52	0,52	36,92	7,90	0,20	0,39	27,44
MW_See4		6,35	0,16	0,16	11,23	12,18	0,53	0,53	36,79	9,48	0,24	0,47	32,32
MW_Holtel		1,73	0,04	0,04	1,52	8,00	0,35	0,35	11,94	34,70	0,87	1,73	59,45

^

Tab. F: Gemessene und berechnete Werte der Kationenanalyse (Mg<sup>2+</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, Fe<sup>2+</sup>)

Probe	Datum	Magnesium (Mg <sup>2+</sup> )				Ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )				Eisen (Fe <sup>2+</sup> )			
		[mg/l]	[mmol/l]	[mmol eq/l]	[mmol eq/l %]	[mg/l]	[mmol/l]	[mmol eq/l]	[mmol eq/l %]	[mg/l]	[mmol/l]	[mmol eq/l]	[mmol eq/l %]
HM1	23.05.2018	4,23	0,17	0,35	13,29	0,2	0,01	0,01	0,4	18,38	0,33	0,66	25,13
HM3	23.05.2018	6,49	0,27	0,53	10,67	0,1	0,01	0,01	0,1	6,04	0,11	0,22	4,32
HM4	23.05.2018	14,81	0,61	1,22	12,63	0,2	0,01	0,01	0,1	2,48	0,04	0,09	0,92
HM5	23.05.2018	3,27	0,13	0,27	7,80	0,1	0,01	0,01	0,2	13,34	0,24	0,48	13,85
HMA	17.05.2018	8,80	0,36	0,72	7,21	0,1	0,01	0,01	0,1	196,80	3,52	7,05	70,22
HMB	17.05.2018	8,14	0,33	0,67	10,45	0,1	0,01	0,01	0,1	48,40	0,87	1,73	27,06
HMC	17.05.2018	0,62	0,03	0,05	5,03	2,0	0,11	0,11	10,9	4,77	0,09	0,17	16,86
HMD	17.05.2018	6,98	0,29	0,57	8,87	0,1	0,01	0,01	0,1	50,20	0,90	1,80	27,78
HME	17.05.2018	4,70	0,19	0,39	6,88	0,1	0,01	0,01	0,1	95,70	1,71	3,43	60,96
See2	14.06.2018	2,64	0,11	0,22	13,63	0,1	0,01	0,01	0,3	2,90	0,05	0,10	6,52
See4	14.06.2018	2,72	0,11	0,22	14,16	0,1	0,01	0,01	0,4	2,90	0,05	0,10	6,57
Holte I	14.06.2018	3,64	0,15	0,30	10,47	0,1	0,01	0,01	0,2	12,39	0,22	0,44	15,51
NLWKN Nord	14.06.2018	5,54	0,23	0,46	15,12	0,1	0,01	0,01	0,2	18,53	0,33	0,66	22,01
HM1L	20.06.2018	2,01	0,08	0,17	10,14	0,1	0,01	0,01	0,3	0,20	0,00	0,01	0,44
HM2L	20.06.2018	6,14	0,25	0,51	9,95	0,1	0,01	0,01	0,1	74,40	1,33	2,66	52,51
HM3L	20.06.2018	4,53	0,19	0,37	10,86	0,6	0,03	0,03	1,0	27,50	0,49	0,98	28,71
HM4	20.06.2018	14,79	0,61	1,22	12,86	0,2	0,01	0,01	0,1	10,20	0,18	0,37	3,86
HM5L	20.06.2018	1,93	0,08	0,16	8,17	1,0	0,06	0,06	2,9	12,46	0,22	0,45	22,95
HMA	20.06.2018	15,52	0,64	1,28	11,19	0,1	0,01	0,01	0,0	190,00	3,40	6,80	59,63
HMB	20.06.2018	3,97	0,16	0,33	9,37	0,2	0,01	0,01	0,3	43,20	0,77	1,55	44,40



Tab. G: Gemessene und berechnete Werte der Kationenanalyse (Mg<sup>2+</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, Fe<sup>2+</sup>) (weiterführend)

Probe	Datum	Magnesium (Mg <sup>2+</sup> )				Ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )				Eisen (Fe <sup>2+</sup> )			
		[mg/l]	[mmol/l]	[mmol eq/l]	[mmol eq/l %]	[mg/l]	[mmol/l]	[mmol eq/l]	[mmol eq/l %]	[mg/l]	[mmol/l]	[mmol eq/l]	[mmol eq/l %]
HMC.2	20.06.2018	5,72	0,24	0,47	16,06	0,1	0,01	0,01	0,2	20,52	0,37	0,73	25,08
HMD	20.06.2018	2,22	0,09	0,18	7,31	0,1	0,01	0,01	0,2	18,00	0,32	0,64	25,81
HME.2	20.06.2018	1,54	0,06	0,13	7,38	0,2	0,01	0,01	0,6	18,60	0,33	0,67	38,79
See2	12.07.2018	2,55	0,10	0,21	16,24	0,1	0,01	0,01	0,4	0,20	0,00	0,01	0,55
See4	12.07.2018	2,58	0,11	0,21	16,01	0,1	0,01	0,01	0,4	0,20	0,00	0,01	0,54
Holte I	11.07.2018	3,99	0,16	0,33	11,07	0,2	0,01	0,01	0,4	13,20	0,24	0,47	15,94
NLWKN Nord	12.07.2018	6,22	0,26	0,51	16,61	0,2	0,01	0,01	0,4	16,65	0,30	0,60	19,36
See1	12.07.2018	2,61	0,11	0,21	16,37	0,1	0,01	0,01	0,4	0,20	0,00	0,01	0,55
See3	12.07.2018	2,56	0,11	0,21	15,94	0,1	0,01	0,01	0,4	0,20	0,00	0,01	0,54
See_Feuer_Lanze	12.07.2018	2,01	0,08	0,17	7,25	4,0	0,22	0,22	9,7	19,9	0,36	0,71	31,25
See_Steg_Lanze	12.07.2018	2,18	0,09	0,18	10,51	2,0	0,11	0,11	6,5	8,58	0,15	0,31	18,01
NS	12.07.2018	2,17	0,09	0,18	10,96	0,10	0,01	0,01	0,34	0,20	0,00	0,01	0,44
MW_Gesamt		4,44	0,18	0,37	11,19	0,48	0,03	0,03	1,47	17,34	0,31	0,62	16,20
MW_See		2,61	0,11	0,21	15,39	0,10	0,01	0,01	0,40	1,10	0,02	0,04	2,54
MW_GW		5,40	0,22	0,44	9,19	0,74	0,04	0,04	2,28	26,09	0,47	0,93	22,82
MW_NS		2,17	0,09	0,18	10,96	0,10	0,01	0,01	0,34	0,20	0,00	0,01	0,44
MW_HM4		14,80	0,61	1,22	12,74	0,20	0,01	0,01	0,12	6,34	0,11	0,23	2,39
MW_See2		2,60	0,11	0,21	14,93	0,10	0,01	0,01	0,39	1,55	0,03	0,06	3,54
MW_See4		2,65	0,11	0,22	15,09	0,10	0,01	0,01	0,38	1,55	0,03	0,06	3,56
MW_Holtel		3,82	0,16	0,31	10,77	0,15	0,01	0,01	0,28	12,80	0,23	0,46	15,72

Tab. H: Gemessene und berechnete Werte der Kationen- und Anionenanalyse (Mn<sup>2+</sup>, Cl<sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>)

Probe	Datum	Mangan (Mn <sup>2+</sup> )				Chlorid (Cl <sup>-</sup> )				Nitrit (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )			
		[mg/l]	[mmol/l]	[mmol eq/l]	[mmol eq/l %]	[mg/l]	[mmol/l]	[mmol eq/l]	[mmol eq/l %]	[mg/l]	[mmol/l]	[mmol eq/l]	[mmol eq/l %]
HM1	23.05.2018	0,62	0,01	0,02	0,85	45,292	1,278	1,278	32,74	0,05	0,001	0,001	0,028
HM3	23.05.2018	0,53	0,01	0,02	0,39	116,390	3,283	3,283	61,15	0,05	0,001	0,001	0,020
HM4	23.05.2018	5,49	0,10	0,20	2,07	246,410	6,950	6,950	75,10	0,05	0,001	0,001	0,012
HM5	23.05.2018	0,69	0,01	0,03	0,73	72,653	2,049	2,049	65,02	0,05	0,001	0,001	0,034
HMA	17.05.2018	7,06	0,13	0,26	2,56	12,860	0,363	0,363	7,31	0,05	0,001	0,001	0,022
HMB	17.05.2018	0,74	0,01	0,03	0,42	131,240	3,702	3,702	60,94	0,05	0,001	0,001	0,018
HMC	17.05.2018	0,25	0,00	0,01	0,90	24,975	0,704	0,704	85,79	0,05	0,001	0,001	0,132
HMD	17.05.2018	7,00	0,13	0,25	3,94	163,130	4,601	4,601	67,20	0,05	0,001	0,001	0,016
HME	17.05.2018	0,62	0,01	0,02	0,40	76,653	2,162	2,162	42,79	0,05	0,001	0,001	0,022
See2	14.06.2018	0,25	0,00	0,01	0,57	28,185	0,795	0,795	57,05	0,05	0,001	0,001	0,078
See4	14.06.2018	0,25	0,00	0,01	0,58	23,425	0,661	0,661	52,23	0,05	0,001	0,001	0,086
Holte I	14.06.2018	0,25	0,00	0,01	0,32	11,881	0,335	0,335	12,47	0,05	0,001	0,001	0,040
NLWKN Nord	14.06.2018	3,12	0,06	0,11	3,77	36,611	1,033	1,033	33,67	0,05	0,001	0,001	0,035
HM1L	20.06.2018	0,25	0,00	0,01	0,56	13,763	0,388	0,388	22,12	0,05	0,001	0,001	0,062
HM2L	20.06.2018	0,78	0,01	0,03	0,56	36,569	1,031	1,031	26,42	0,05	0,001	0,001	0,028
HM3L	20.06.2018	1,41	0,03	0,05	1,49	33,458	0,944	0,944	38,13	0,05	0,001	0,001	0,044
HM4	20.06.2018	5,96	0,11	0,22	2,29	241,740	6,819	6,819	76,88	0,05	0,001	0,001	0,012
HM5L	20.06.2018	1,23	0,02	0,04	2,29	25,989	0,733	0,733	46,85	0,05	0,001	0,001	0,069
HMA	20.06.2018	10,32	0,19	0,38	3,29	117,190	3,306	3,306	45,17	0,05	0,001	0,001	0,015
HMB	20.06.2018	0,67	0,01	0,02	0,69	35,023	0,988	0,988	38,61	0,05	0,001	0,001	0,042

Tab. I: Gemessene und berechnete Werte der Kationenanalyse (Mn<sup>2+</sup>, Cl<sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) (weiterführend)

Probe	Datum	Mangan (Mn <sup>2+</sup> )				Chlorid (Cl <sup>-</sup> )				Nitrit (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )			
		[mg/l]	[mmol/l]	[mmol eq/l]	[mmol eq/l %]	[mg/l]	[mmol/l]	[mmol eq/l]	[mmol eq/l %]	[mg/l]	[mmol/l]	[mmol eq/l]	[mmol eq/l %]
HMC.2	20.06.2018	0,25	0,00	0,01	0,31	47,363	1,336	1,336	71,65	0,050	0,001	0,001	0,058
HMD	20.06.2018	2,46	0,04	0,09	3,58	38,023	1,072	1,072	28,98	0,050	0,001	0,001	0,029
HME.2	20.06.2018	0,57	0,01	0,02	1,20	26,331	0,743	0,743	54,02	0,050	0,001	0,001	0,079
See2	12.07.2018	0,25	0,00	0,01	0,70	25,816	0,728	0,728	46,44	0,050	0,001	0,001	0,069
See4	12.07.2018	0,25	0,00	0,01	0,69	26,851	0,757	0,757	50,49	0,050	0,001	0,001	0,072
Holte I	11.07.2018	0,25	0,00	0,01	0,31	12,112	0,342	0,342	11,79	0,050	0,001	0,001	0,038
NLWKN Nord	12.07.2018	1,86	0,03	0,07	2,20	12,112	0,342	0,342	15,54	0,050	0,001	0,001	0,049
See1	12.07.2018	0,25	0,00	0,01	0,69	26,273	0,741	0,741	50,10	0,050	0,001	0,001	0,073
See3	12.07.2018	0,25	0,00	0,01	0,69	26,334	0,743	0,743	50,04	0,050	0,001	0,001	0,073
See_Feuer_Lanze	12.07.2018	1,62	0,03	0,06	2,58	22,685	0,640	0,640	32,13	0,050	0,001	0,001	0,055
See_Steg_Lanze	12.07.2018	1,07	0,02	0,04	2,28	26,573	0,750	0,750	44,70	0,050	0,001	0,001	0,065
NS	12.07.2018	0,25	0,00	0,01	0,56	6,32	0,18	0,18	12,40	0,050	0,001	0,001	0,076
MW_Gesamt		1,34	0,02	0,05	1,23	60,37	1,70	1,70	47,41	0,05	0,00	0,00	0,05
MW_See		0,25	0,00	0,01	0,65	26,15	0,74	0,74	51,06	0,05	0,00	0,00	0,08
MW_GW		1,91	0,03	0,07	1,47	87,51	2,47	2,47	54,37	0,05	0,00	0,00	0,04
MW_NS		0,25	0,00	0,01	0,56	6,32	0,18	0,18	12,40	0,05	0,00	0,00	0,08
MW_HM4		5,72	0,10	0,21	2,18	244,08	6,88	6,88	75,99	0,05	0,00	0,00	0,01
MW_See2		0,25	0,00	0,01	0,64	27,00	0,76	0,76	51,74	0,05	0,00	0,00	0,07
MW_See4		0,25	0,00	0,01	0,63	25,14	0,71	0,71	51,36	0,05	0,00	0,00	0,08
MW_Holtel		0,25	0,00	0,01	0,31	12,00	0,34	0,34	12,13	0,05	0,00	0,00	0,04

Tab. J: Gemessene und berechnete Werte der Anionenanalyse (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, o-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>)

Probe	Datum	Nitrat (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )				Ortho-Phosphat (o-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )				Hydrogencarbonat (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )			
		[mg/l]	[mmol/l]	[mg/l]	[mmol/l]	[mg/l]	[mmol/l]	[mg/l]	[mmol/l]	[mg/l]	[mmol/l]	[mg/l]	[mmol/l]
HM1	23.05.2018	0,120	0,002	0,120	0,002	0,066	0,001	0,002	0,053	6,1	0,1	0,1	2,6
HM3	23.05.2018	0,139	0,002	0,139	0,002	0,408	0,004	0,013	0,240	42,7	0,7	0,7	13,0
HM4	23.05.2018	0,050	0,001	0,050	0,001	0,036	0,000	0,001	0,012	54,9	0,9	0,9	9,7
HM5	23.05.2018	0,127	0,002	0,127	0,002	0,116	0,001	0,004	0,116	18,3	0,3	0,3	9,5
HMA	17.05.2018	0,050	0,001	0,050	0,001	3,796	0,040	0,120	2,416	262,4	4,3	4,3	86,7
HMB	17.05.2018	0,101	0,002	0,101	0,002	0,915	0,010	0,029	0,476	109,8	1,8	1,8	29,6
HMC	17.05.2018	0,050	0,001	0,050	0,001	0,120	0,001	0,004	0,462	6,1	0,1	0,1	12,2
HMD	17.05.2018	0,295	0,005	0,295	0,005	0,147	0,002	0,005	0,068	61,0	1,0	1,0	14,6
HME	17.05.2018	0,758	0,012	0,758	0,012	1,471	0,015	0,046	0,920	140,3	2,3	2,3	45,5
See2	14.06.2018	0,050	0,001	0,050	0,001	0,074	0,001	0,002	0,167	12,2	0,2	0,2	14,4
See4	14.06.2018	0,109	0,002	0,109	0,002	0,096	0,001	0,003	0,241	12,2	0,2	0,2	15,8
Holte I	14.06.2018	0,050	0,001	0,050	0,001	1,247	0,013	0,039	1,466	140,3	2,3	2,3	85,6
NLWKN Nord	14.06.2018	0,050	0,001	0,050	0,001	1,246	0,013	0,039	1,284	103,7	1,7	1,7	55,4
HM1L	20.06.2018	1,618	0,026	1,618	0,026	0,041	0,000	0,001	0,074	12,2	0,2	0,2	11,4
HM2L	20.06.2018	0,050	0,001	0,050	0,001	4,985	0,052	0,157	4,033	164,7	2,7	2,7	69,2
HM3L	20.06.2018	0,103	0,002	0,103	0,002	0,545	0,006	0,017	0,696	91,5	1,5	1,5	60,6
HM4	20.06.2018	0,050	0,001	0,050	0,001	0,086	0,001	0,003	0,031	67,1	1,1	1,1	12,4
HM5L	20.06.2018	0,050	0,001	0,050	0,001	0,135	0,001	0,004	0,272	48,8	0,8	0,8	51,1
HMA	20.06.2018	0,050	0,001	0,050	0,001	6,701	0,071	0,212	2,893	183,1	3,0	3,0	41,0
HMB	20.06.2018	0,050	0,001	0,050	0,001	1,830	0,019	0,058	2,259	91,5	1,5	1,5	58,6

X

Tab. K: Gemessene und berechnete Werte der Anionenanalyse (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, o-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) (weiterführend)

Probe	Datum	Nitrat (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )				Ortho-Phosphat (o-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )				Hydrogencarbonat (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )			
		[mg/l]	[mmol/l]	[mg/l]	[mmol/l]	[mg/l]	[mmol/l]	[mg/l]	[mmol/l]	[mg/l]	[mmol/l]	[mg/l]	[mmol/l]
HMC.2	20.06.2018	0,134	0,002	0,002	0,116	0,410	0,004	0,013	0,694	30,5	0,5	0,5	26,8
HMD	20.06.2018	0,050	0,001	0,001	0,022	0,228	0,002	0,007	0,195	146,4	2,4	2,4	64,9
HME.2	20.06.2018	0,149	0,002	0,002	0,175	0,558	0,006	0,018	1,282	36,6	0,6	0,6	43,6
See2	12.07.2018	0,050	0,001	0,001	0,051	0,000	0,000	0,000	0,001	24,4	0,4	0,4	25,5
See4	12.07.2018	0,109	0,002	0,002	0,117	0,009	0,000	0,000	0,018	18,3	0,3	0,3	20,0
Holte I	11.07.2018	0,138	0,002	0,002	0,077	1,282	0,014	0,041	1,398	152,5	2,5	2,5	86,3
NLWKN Nord	12.07.2018	0,050	0,001	0,001	0,037	1,210	0,013	0,038	1,739	91,5	1,5	1,5	68,2
See1	12.07.2018	0,050	0,001	0,001	0,055	0,009	0,000	0,000	0,019	18,3	0,3	0,3	20,3
See3	12.07.2018	0,050	0,001	0,001	0,054	0,004	0,000	0,000	0,008	18,3	0,3	0,3	20,2
See_Feuer_Lanze	12.07.2018	0,050	0,001	0,001	0,040	1,224	0,013	0,039	1,942	79,3	1,3	1,3	65,3
See_Steg_Lanze	12.07.2018	0,050	0,001	0,001	0,048	0,453	0,005	0,014	0,853	54,9	0,9	0,9	53,7
NS	12.07.2018	0,05	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	0,00	0,01	73,22	1,20	1,20	83,47
MW_Gesamt		0,18	0,00	0,00	0,13	0,61	0,01	0,02	0,64	61,27	1,00	1,00	36,16
MW_See		0,07	0,00	0,00	0,08	0,03	0,00	0,00	0,08	17,29	0,28	0,28	19,36
MW_GW		0,25	0,00	0,00	0,17	0,76	0,01	0,02	0,77	64,07	1,05	1,05	31,49
MW_NS		0,05	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	0,00	0,01	73,22	1,20	1,20	83,47
MW_HM4		0,05	0,00	0,00	0,01	0,06	0,00	0,00	0,02	61,02	1,00	1,00	11,06
MW_See2		0,05	0,00	0,00	0,05	0,04	0,00	0,00	0,08	18,31	0,30	0,30	19,93
MW_See4		0,11	0,00	0,00	0,13	0,05	0,00	0,00	0,13	15,25	0,25	0,25	17,90
MW_Holtel		0,09	0,00	0,00	0,05	1,26	0,01	0,04	1,43	146,44	2,40	2,40	85,95

Tab. L: Gemessene und berechnete Werte der Anionenanalyse (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Br)

Probe	Datum	Sulfat (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )				Bromid (Br)			
		[mg/l]	[mmol/l]	[mmol eq/l]	[mmol eq/l %]	[mg/l]	[mmol/l]	[mmol eq/l]	[mmol eq/l %]
HM1	23.05.2018	120,99	1,259	2,519	64,552	0,050	0,001	0,001	0,016
HM3	23.05.2018	65,675	0,684	1,367	25,469	0,165	0,002	0,002	0,038
HM4	23.05.2018	67,068	0,698	1,396	15,089	0,358	0,004	0,004	0,048
HM5	23.05.2018	38,103	0,397	0,793	25,170	0,184	0,002	0,002	0,073
HMA	17.05.2018	8,481	0,088	0,177	3,558	0,109	0,001	0,001	0,027
HMB	17.05.2018	25,874	0,269	0,539	8,869	0,159	0,002	0,002	0,033
HMC	17.05.2018	0,500	0,005	0,010	1,268	0,050	0,001	0,001	0,076
HMD	17.05.2018	59,177	0,616	1,232	17,993	0,287	0,004	0,004	0,052
HME	17.05.2018	25,332	0,264	0,527	10,439	0,246	0,003	0,003	0,061
See2	14.06.2018	18,913	0,197	0,394	28,255	0,050	0,001	0,001	0,045
See4	14.06.2018	19,108	0,199	0,398	31,446	0,050	0,001	0,001	0,049
Holte I	14.06.2018	0,500	0,005	0,010	0,387	0,050	0,001	0,001	0,023
NLWKN Nord	14.06.2018	14,059	0,146	0,293	9,543	0,050	0,001	0,001	0,020
HM1L	20.06.2018	54,649	0,569	1,138	64,828	0,050	0,001	0,001	0,036
HM2L	20.06.2018	0,500	0,005	0,010	0,267	0,260	0,003	0,003	0,083
HM3L	20.06.2018	0,500	0,005	0,010	0,421	0,050	0,001	0,001	0,025
HM4	20.06.2018	45,189	0,470	0,941	10,608	0,394	0,005	0,005	0,056
HM5L	20.06.2018	1,195	0,012	0,025	1,590	0,050	0,001	0,001	0,040
HMA	20.06.2018	38,139	0,397	0,794	10,850	0,404	0,005	0,005	0,069
HMB	20.06.2018	0,500	0,005	0,010	0,407	0,050	0,001	0,001	0,024
HMC.2	20.06.2018	0,500	0,005	0,010	0,558	0,154	0,002	0,002	0,103
HMD	20.06.2018	10,479	0,109	0,218	5,896	0,050	0,001	0,001	0,017
HME.2	20.06.2018	0,500	0,005	0,010	0,757	0,050	0,001	0,001	0,046
See_Boot	12.07.2018	21,005	0,219	0,437	27,890	0,050	0,001	0,001	0,040
See_Feuer	12.07.2018	21,087	0,220	0,439	29,266	0,050	0,001	0,001	0,042
Holte I	11.07.2018	0,500	0,005	0,010	0,359	0,050	0,001	0,001	0,022
NLWKN Nord	12.07.2018	15,171	0,158	0,316	14,369	0,050	0,001	0,001	0,028
See1	12.07.2018	20,914	0,218	0,435	29,434	0,050	0,001	0,001	0,042
See3	12.07.2018	21,082	0,219	0,439	29,570	0,050	0,001	0,001	0,042
See_Feuer_Lanze	12.07.2018	0,500	0,005	0,010	0,523	0,050	0,001	0,001	0,031
See_Steg_Lanze	12.07.2018	0,500	0,005	0,010	0,621	0,050	0,001	0,001	0,037
NS	12.07.2018	2,72	0,028	0,057	3,942	0,050	0,001	0,001	0,044
MW_Gesamt		21,86	0,23	0,46	15,57	0,12	0,00	0,00	0,05
MW_See		20,35	0,21	0,42	29,31	0,05	0,00	0,00	0,04
MW_GW		27,48	0,29	0,57	13,11	0,17	0,00	0,00	0,05
MW_NS		2,72	0,03	0,06	3,94	0,05	0,00	0,00	0,04
MW_HM4		56,13	0,58	1,17	12,85	0,38	0,00	0,00	0,05
MW_See2		19,96	0,21	0,42	28,07	0,05	0,00	0,00	0,04
MW_See4		20,10	0,21	0,42	30,36	0,05	0,00	0,00	0,05
MW_Holtel		0,50	0,01	0,01	0,37	0,05	0,00	0,00	0,02

Tab. M: Berechnungen zu den Ionen, zu Total Dissolved Solids, zu Gesamt-Phosphat und -Phosphor und die Bestimmung der Wassertypen (MW = Mittelwert)

Probe	Datum	∑ Kationen	∑ Anionen	∑ Ionen	IB	TDS	Lf*0,725	TDS - (Lf*0725)	Gesamt-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>			Gesamtphosphor		Wassertyp
		[mmol eq/l]	[mmol eq/l]	[mmol eq/l]		[mg/l]	[µS/cm]	[mg/l]	[mmol/l]	[mmol eq/l]	[mg/m3]	[mg/l]		
HM1	23.05.2018	2,6	3,9	6,5	-19,7	234,3	305	-70	0,032	0,000	0,001	10,34	0,01	Na-Fe-Cl-SO42
HM3	23.05.2018	5,0	5,4	10,4	-3,5	362,1	422	-60	7,938	0,084	0,251	2588,41	2,59	K-Na-Cl-SO42
HM4	23.05.2018	9,6	9,3	18,9	2,1	572,4	773	-200	0,044	0,000	0,001	14,33	0,01	Na-Ca-Cl
HM5	23.05.2018	3,4	3,2	6,6	4,5	206,4	263	-57	0,112	0,001	0,004	36,52	0,04	Na-Ca-Cl-SO42
HMA	17.05.2018	10,0	5,0	15,0	33,8	543,9	488	56	0,059	0,001	0,002	19,28	0,02	Fe-HCO3
HMB	17.05.2018	6,4	6,1	12,5	2,7	415,2	463	-47	0,812	0,009	0,026	264,75	0,26	Na-Ca-Fe-Cl-HCO3
HMC	17.05.2018	1,0	0,8	1,8	10,5	56,1	160	-103	0,019	0,000	0,001	6,19	0,01	Na-Cl
HMD	17.05.2018	6,5	6,8	13,3	-2,8	431,1	598	-167	0,036	0,000	0,001	11,62	0,01	Na-Ca-Fe-Cl-SO42
HME	17.05.2018	5,6	5,1	10,7	5,3	387,1	311	76	0,060	0,001	0,002	19,44	0,02	Na-Fe-Cl-HCO3
See2	12.07.2018	1,6	1,4	3,0	6,7	98,6	108	-9	0,008	0,000	0,000	2,61	0,00	K-Na-Ca-Cl-SO42
See4	12.07.2018	1,6	1,3	2,8	11,1	90,6	108	-17	0,061	0,001	0,002	19,76	0,02	Na-Ca-Cl-SO42
Holte I	11.07.2018	2,9	2,7	5,5	3,1	214,4	194	21	0,008	0,000	0,000	2,61	0,00	Ca-HCO3
NLWKN Nord	12.07.2018	3,0	3,1	6,1	-0,9	220,8	221	0	0,008	0,000	0,000	2,61	0,00	Ca-Fe-Cl-HCO3
HM1L	12.07.2018	1,6	1,8	3,4	-3,7	132,4	154	-21	0,166	0,002	0,005	54,07	0,05	K-Na-Cl-SO42
HM2L	12.07.2018	5,1	3,9	9,0	13,0	329,4	288	42	0,055	0,001	0,002	17,84	0,02	Ca-Fe-Cl-HCO3
HM3L	12.07.2018	3,4	2,5	5,9	16,2	203,7	198	6	0,203	0,002	0,006	66,04	0,07	Na-Ca-Fe-Cl-HCO3
HM4	12.07.2018	9,5	8,9	18,3	3,2	557,2	732	-174	0,039	0,000	0,001	12,58	0,01	Na-Ca-Cl
HM5L	12.07.2018	1,9	1,6	3,5	10,8	121,4	125	-3	0,416	0,004	0,013	135,63	0,14	Na-Ca-Fe-Cl-HCO3
HMA	12.07.2018	11,4	7,3	18,7	21,9	627,2	534	93	0,266	0,003	0,008	86,63	0,09	Fe-Cl-HCO3
HMB	12.07.2018	3,5	2,6	6,0	15,3	212,0	199	13	0,150	0,002	0,005	48,81	0,05	Na-Ca-Fe-Cl-HCO3
HMC.2	12.07.2018	2,9	1,9	4,8	22,2	144,5	180	-35	0,103	0,001	0,003	33,64	0,03	Na-Fe-Cl-HCO3
HMD	12.07.2018	2,5	3,7	6,2	-19,4	252,8	170	82	0,058	0,001	0,002	18,80	0,02	Na-Ca-Fe-Cl-HCO3

Tab. N: Berechnungen zu den Ionen, zu Total Dissolved Solids, zu Gesamt-Phosphat und -Phosphor und die Bestimmung der Wassertypen (weiterführend)

Probe	Datum	∑ Kationen	∑ Anionen	∑ Ionen	IB	TDS	Lf*0,725	TDS - (Lf*0725)	Gesamt-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>			Gesamtphosphor		Wassertyp
		[mmol eq/l]	[mmol eq/l]	[mmol eq/l]	[%]	[mg/l]	[µS/cm]	[mg/l]	[mmol/l]	[mmol eq/l]	[mg/m3]	[mg/l]		
HME.2	12.07.2018	1,7	1,4	3,1	11,1	106,1	119	-13	0,332	0,003	0,010	108,34	0,11	Na-Ca-Fe-Cl-HCO3
See2	12.07.2018	1,3	1,6	2,9	-9,6	100,0	109	-9	0,008	0,000	0,000	2,61	0,00	Na-Ca-Cl-HCO3-SO42
See4	12.07.2018	1,3	1,5	2,8	-6,2	96,1	114	-18	0,061	0,001	0,002	19,76	0,02	Na-Ca-Cl-HCO3-SO42
Holte I	12.07.2018	3,0	2,9	5,9	1,2	229,2	187	42	0,008	0,000	0,000	2,61	0,00	Ca-HCO3
NLWKN Nord	12.07.2018	3,1	2,2	5,3	16,7	185,2	223	-38	0,008	0,000	0,000	2,61	0,00	Ca-HCO3
See1	12.07.2018	1,3	1,5	2,8	-6,0	94,6	111	-16	0,008	0,000	0,000	2,61	0,00	Na-Ca-Cl-HCO3-SO42
See3	12.07.2018	1,3	1,5	2,8	-5,8	95,2	111	-16	0,008	0,000	0,000	2,61	0,00	Na-Ca-Cl-HCO3-SO42
See_Feuer_ Lanze	12.07.2018	2,3	2,0	4,3	6,8	157,5	168	-11	0,065	0,001	0,002	21,19	0,02	Na-Ca-Fe-Cl-HCO3
See_Steg_ Lanze	12.07.2018	1,7	1,7	3,4	0,9	122,3	122	0	0,137	0,001	0,004	44,82	0,04	Na-Ca-Cl-HCO3
NS	12.07.2018	1,63	1,4	3,07	6,22	115,2	137	-22	0,01	0,00	0,00	2,61	0,00	Ca-Cl-HCO3
MW_Gesamt		3,35	3,19	6,53	2,53	221,30	254	-33	0,43	0,00	0,01	115,07	0,12	
MW_See		1,40	1,45	2,85	-1,64	95,82	110	-14	0,03	0,00	0,00	8,33	0,01	
MW_GW		4,39	4,12	8,51	4,35	282,63	335	-53	0,73	0,01	0,02	145,19	0,15	
MW_NS		1,63	1,44	3,07	6,22	115,15	137	-22	0,01	0,00	0,00	2,61	0,00	
MW_HM4		9,55	9,06	18,62	2,66	564,77	752	-187	0,04	0,00	0,00	9,6	9,1	
MW_See2		1,44	1,48	2,92	-1,47	99,28	108	-9	0,01	0,00	0,00	1,4	1,5	
MW_See4		1,45	1,38	2,84	2,45	93,31	111	-18	0,06	0,00	0,00	1,5	1,4	
MW_Hotel		2,91	2,79	5,71	2,16	221,80	190	31	0,01	0,00	0,00	2,9	2,8	



## II. Kartendarstellung der Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen

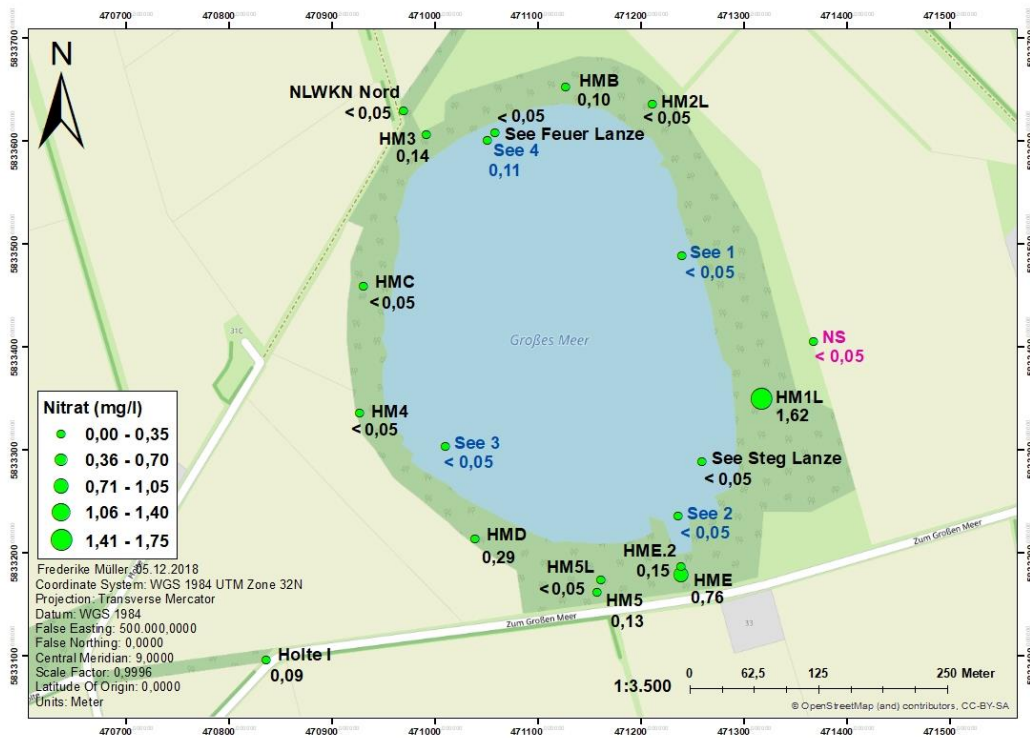


Abb. A: Gemessene Nitratkonzentration (mg/l) in den Wasserproben (Quelle: OpenStreetMap).

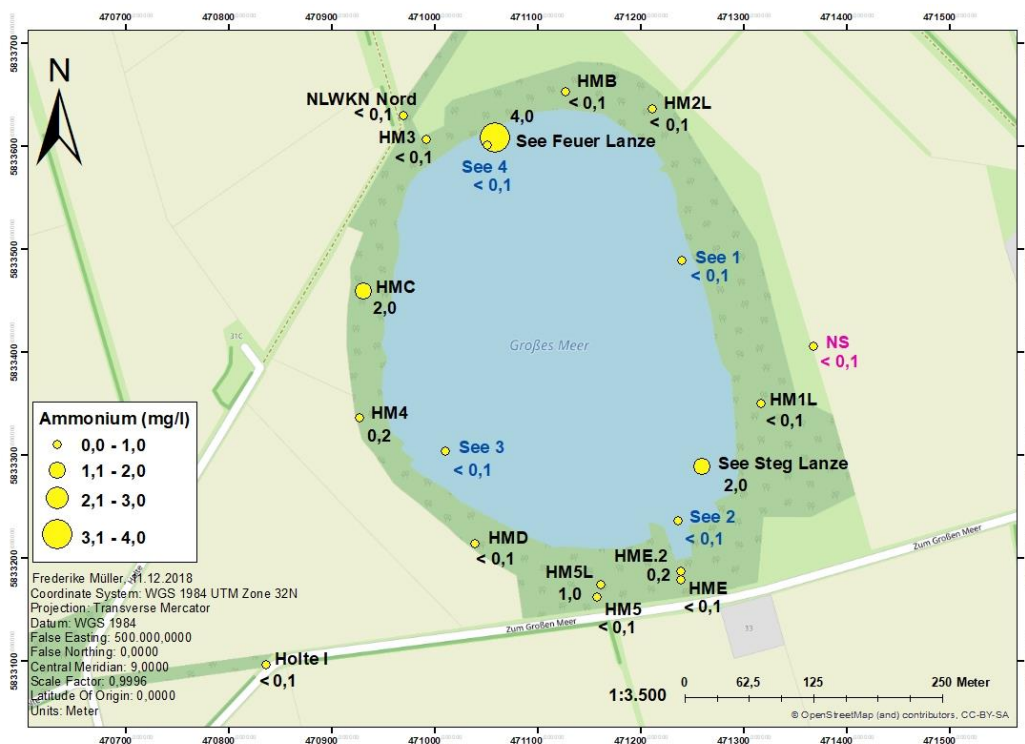


Abb. B: Gemessene Ammoniumkonzentration (mg/l) in den Wasserproben (Quelle: OpenStreetMap).

### III. Stabilitätsdiagramme für die Systeme Karbonat, Sulfat, Stickstoff, Eisen und Mangan

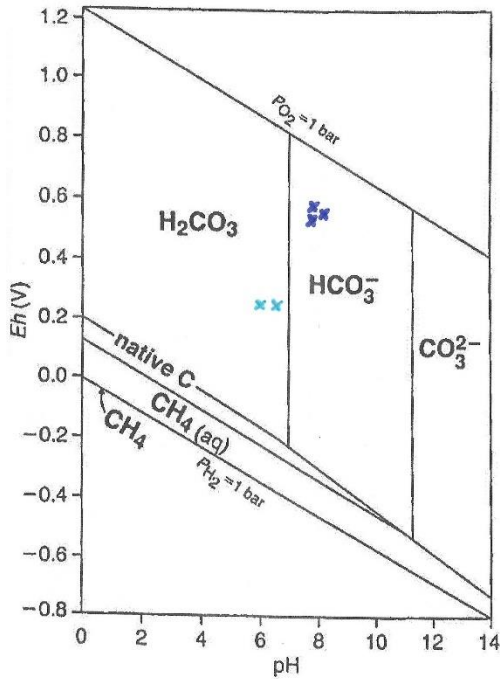


Abb. C: Stabilitätsdiagramm für Karbonat bei 25°C. Die Aktivität der gelösten Spezies ist  $10^{-3}$  (Appelo u. Postma 2013).

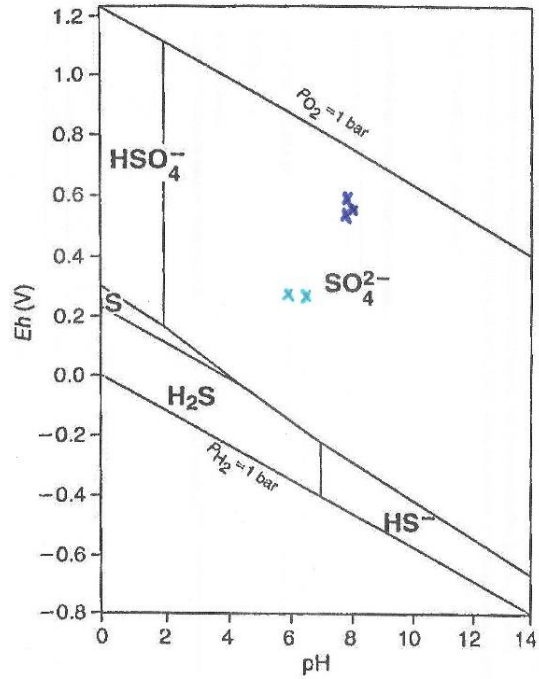


Abb. D: Stabilitätsdiagramm für Sulfat bei 25°C. Die Aktivität der gelösten Spezies ist  $10^{-3}$  (Appelo u. Postma 2013).

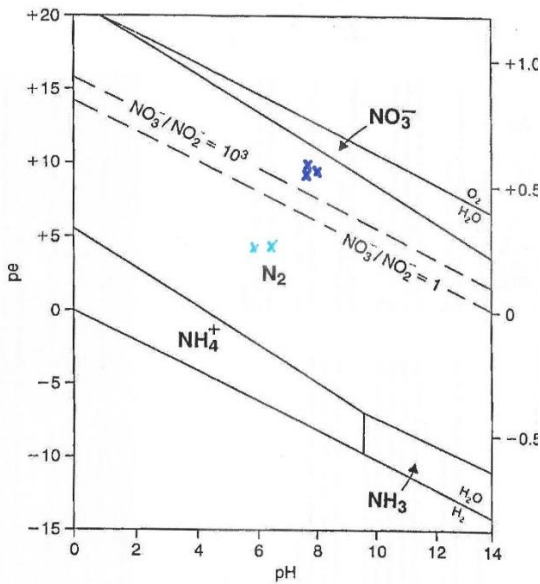


Abb. E: pe-pH-Diagramm für das Stickstoffsystem mit  $[P_{N_2}] = 0,77$  und  $10^{-3}$  für die Aktivität der gelösten Spezies (Appelo u. Postma 2013).

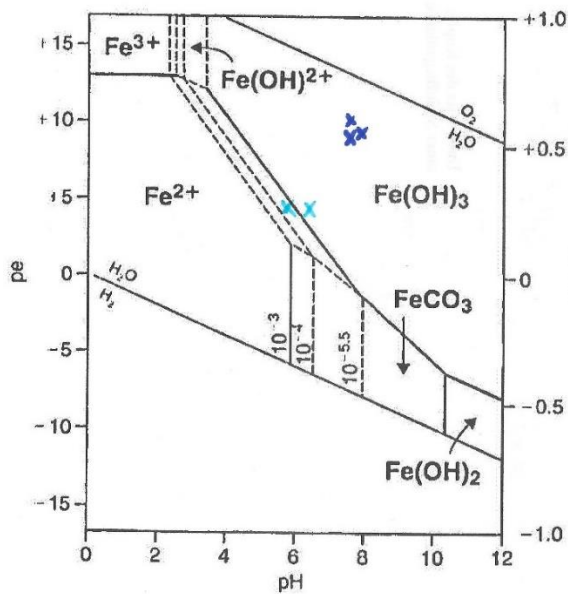


Abb. F: Stabilitätsbeziehungen im System Fe-H<sub>2</sub>O-CO<sub>2</sub> bei 25 °C mit Grenzen für unterschiedliche Fe<sup>2+</sup>-Konzentrationen. TIC =  $10^{-2,5}$ . Die durchgezogenen Grenzlinien sind realistisch für gewöhnliche Bedingungen (Appelo u. Postma 2013).

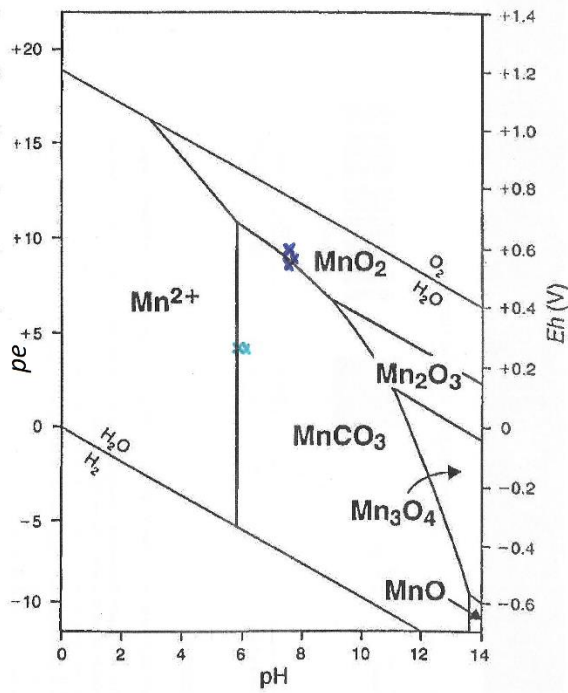


Abb. G: Stabilitätsrelationen von Mangan bei 25 °C mit der Annahme  $\Sigma S = 10^{-6}$  und TIC =  $10^0$  M (Appelo u. Postma 2013).

## **Eidesstattliche Versicherung**

Hiermit versichere ich, dass ich diese Arbeit selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt habe. Außerdem versichere ich, dass ich die allgemeinen Prinzipien wissenschaftlicher Arbeit und Veröffentlichung, wie sie in den Leitlinien guter wissenschaftlicher Praxis der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg festgelegt sind, befolgt habe.

---

Ort, Datum

Unterschrift