

Wechselwirkungen zwischen Baggerseen und Grundwasser am Beispiel von Nassabgrabungen in der Niederrheinischen Bucht

**Zusammenfassendes Gutachten zu den Ergebnissen
der Grund-, See- und Sedimentporenwasser-
untersuchungen für den Hackenbroicher Waldsee,
Uedesheimer See und Balgheimer See**

Bearbeitungsstand: Oktober 2017

Auftraggeber:

**rhein
kreis
neuss**

Rhein-Kreis Neuss
Der Landrat
Kreishaus Grevenbroich
Lindenstr. 2-16
41515 Grevenbroich
Tel: 02181 601 - 0

Mit freundlicher finanzieller Beteiligung
des **vero – Verband der Bau- und Rohstoffindustrie e.V.** in Duisburg,
der **Holcim Beton und Zuschlagstoffe GmbH** in Wuppertal,
der **HOLEMANS Niederrhein GmbH** in Rees sowie
der **Hülskens Holding GmbH & Co. KG** in Wesel

Bearbeitet von:

DR. TILLMANNS & PARTNER GMBH
Kopernikusstr. 5 • 50126 Bergheim
Tel.: 02271/801-0 • Fax: 02271/801-108

MAPPENINHALT

1. Gutachten
2. Morphometrische und hydrologisch-limnologische Kenngrößen der untersuchten Baggerseen Anlage 1
3. Schichtenprofile, Ausbaupläne und -daten der beprobten GWMS im An- und Abstrom der untersuchten Baggerseen Anlage 2
4. Schichtenprofile der Seesedimente im Einbaubereich der Dialyse-Porenwasser-Sammler Anlage 3
5. Tabellarische Aufstellung der im Rahmen der Tiefenprofilaufnahmen in den Seen ermittelten Vor-Ort-Befunde für:
 - Hackenbroicher Waldsee Anlage 4.1
 - Uedesheimer See Anlage 4.2
 - Balgheimer See Anlage 4.3
6. Tabellarische Aufstellung der Analysenbefunde der hydrochemischen Untersuchungen für:
 - Hackenbroicher Waldsee Anlage 5.1
 - Uedesheimer See Anlage 5.2
 - Balgheimer See Anlage 5.3
7. Diagrammdarstellungen der Analysenbefunde der hydrochemischen Untersuchungen entlang von Profilschnitten durch die Grundwasserstromlinie von:
 - Hackenbroicher Waldsee Anlage 6.1
 - Uedesheimer See Anlage 6.2
 - Balgheimer See Anlage 6.3

Tabellenverzeichnis

Tab. 3.4.1: Zusammenstellung der Randbedingungen für die untersuchten Seen.....	32
Tab. 7.1: Vergleichende Aufstellung der Untersuchungsbefunde für ausgewählte Parameter	91

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1: Lage der Niederrheinischen Bucht innerhalb des Rheinischen Schiefergebirges.....	9
Abb. 2.2: Lageplan der untersuchten Baggerseen.....	12
Abb. 2.3: Chemischer Zustand des Grundwasserkörpers gemäß Wasserrahmenrichtlinie für Nitrat	15
Abb. 3.1.1: Derzeitige Nutzungsverhältnisse im Umfeld des Hackenbroicher Waldsees	17
Abb. 3.1.2: Isobathenkarte des Hackenbroicher Waldsees.....	18
Abb. 3.1.3: Profilschnitt durch den Hackenbroicher Waldsee	19
Abb. 3.2.1: Derzeitige Nutzungsverhältnisse im Umfeld des Uedesheimer Sees	20
Abb. 3.2.2: Isobathenkarte des Uedesheimer Sees.....	23
Abb. 3.2.3: Profilschnitt durch den Uedesheimer See	24
Abb. 3.3.1: Derzeitige Nutzungsverhältnisse im Umfeld des Balgheimer Sees	25
Abb. 3.3.2: Isobathenkarte des Balgheimer Sees.....	27
Abb. 3.3.3: Profilschnitte durch den Balgheimer See	29
Abb. 4.1: Prinzipskizze eines Dialyse-Porenwasser-Sammlers	34
Abb. 5.1.1: Schichtungsverhalten von Baggerseen.....	36
Abb. 5.3.1: Schematische Darstellung der Hydrologie eines Baggersees.....	44
Abb. 6.2.1: Vergleich der Nitrat-N- und Ammonium-N-Konzentrationen im Uedesheimer See	64
Abb. 6.3.1: Zusammenstellung der in 2001 und 2005 für den Balgheimer See über Tiefenprofile ermittelten pH-Werte.....	77

Inhaltsverzeichnis

1. Kurzfassung	5
2. Einleitung	8
3. Beschreibung der Untersuchungsgebiete.....	16
3.1 Beschreibung der Randbedingungen im Bereich des Hackenbroicher Waldsees	16
3.2 Beschreibung der Randbedingungen im Bereich des Uedesheimer Sees.....	20
3.3 Beschreibung der Randbedingungen im Bereich des Balgheimer Sees	25
3.4 Unterschiede und Gemeinsamkeiten der ausgewählten Seen	31
4. Methodik und Untersuchungsprogramm.....	33
5. Grundlagen des Umsetzungsprozesses im System Grundwasser / Seewasser	35
5.1 Limnologische Grundlagen	35
5.2 Hydrochemische Grundlagen.....	37
5.3 Hydraulische Grundlagen	43
6. Darstellung der Untersuchungsergebnisse	47
6.1 Hackenbroicher Waldsee	47
6.1.1 Seewasserbeschaffenheit für den Hackenbroicher Waldsee.....	47
6.1.2 Seesedimentporenwasser-Untersuchungen für den Hackenbroicher Waldsee.....	51
6.1.3 Grundwasser-Untersuchungen im An- und Abstrom des Hackenbroicher Waldsees.....	58
6.2 Uedesheimer See.....	61
6.2.1 Seewasserbeschaffenheit für den Uedesheimer See.....	61
6.2.2 Seesedimentporenwasser-Untersuchungen für den Uedesheimer See	68
6.2.3 Grundwasser-Untersuchungen im An- und Abstrom des Uedesheimer Sees	73
6.3 Balgheimer See.....	76
6.3.1 Seewasserbeschaffenheit für den Balgheimer See.....	76
6.3.2 Seesedimentporenwasser-Untersuchungen für den Balgheimer See	81
6.3.3 Grundwasser-Untersuchungen im An- und Abstrom des Balgheimer Sees	86
7. Vergleichende Betrachtung der drei Gewässer	91
8. Bewertung und Übertragbarkeit der Ergebnisse	102
9. Ausgewertete Unterlagen.....	111

Wechselwirkungen zwischen Baggerseen und Grundwasser am Beispiel von Nassabgrabungen in der Niederrheinischen Bucht

Zusammenfassendes Gutachten zu den Ergebnissen der Grund-, See- und Sedimentporenwasseruntersuchungen im Hackenbroicher Waldsee, Uedesheimer See und Balgheimer See

1. Kurzfassung

Im Rahmen des Forschungsprojektes „Wechselwirkungen zwischen Baggerseen und Grundwasser am Beispiel von Nassabgrabungen in der Niederrheinischen Bucht“ wurden in den Jahren 2000 – 2003 Seewasser- und Sedimentporenwasseruntersuchungen sowie Grundwasseruntersuchungen im An- und Abstrom dreier Baggerseen durchgeführt.

Für die Untersuchungen wurden der Hackenbroicher Waldsee, der Uedesheimer See und der Balgheimer See ausgewählt. Die drei Seen sind bis auf die relativ geringe Nitratbelastung in deren Umfeld charakteristisch für Baggerseen ohne Überflutungstendenz im Bereich der Niederrheinischen Bucht. Sie unterscheiden sich deutlich hinsichtlich ihrer Größe und Seetiefe. Alle drei Seen liegen innerhalb von festgesetzten oder geplanten Wasserschutzzonen.

Da die Anlage von Baggerseen häufig in Konkurrenz zur öffentlichen Trinkwasserversorgung steht, die oftmals die gleichen Grundwasserleiter nutzt, sollte mit den im Gutachten beschriebenen Untersuchungen Grundlagenforschung betrieben werden, um die tatsächlichen Auswirkungen von Nassabgrabungen auf die Grundwasserqualität näher zu beleuchten.

Um die Prozesse entlang der Stromlinie anstromiges Grundwasser → See → abstromiges Grundwasser detailliert betrachten zu können, wurden folgende Untersuchungen durchgeführt:

- Untersuchung des Zustands des Seewasserkörpers an 4 bis 7 Untersuchungszeitpunkten über Tiefenprofile;
- Entnahme von schichtbezogenen Seewasserproben aus 2 bis 7 unterschiedlichen Tiefenbereichen des Seewasserkörpers;

- Entnahme von schichtbezogenen Grundwasserproben aus dem an- und abstromigen Grundwasserkörper;
- Untersuchung des Sedimentporenwassers in den an- und abstromigen Uferbereichen und damit im Übergang zwischen Grund- und Seewasser über Dialyse-Porenwasser-Sammler;
- Durchführung von Tiefenlotungen für die drei Seen zur Erstellung von Isobathenkarten.

Die thermische Untersuchung der Baggerseen über Tiefenprofile zeigte, dass nach einer vollständigen Durchmischung am Ende der Zirkulationsphase alle drei Seen ein stabiles Schichtungsverhalten bis zum Ende der Sommerstagnation aufweisen und damit als holomiktisch, kalt-dimiktisch zu bezeichnen sind.

Die Sauerstoffverteilung lässt erkennen, dass sich im Hackenbroicher Waldsee bereits im Juni anaerobe Verhältnisse im Hypolimnion einstellen, beim Uedesheimer See wird der im Hypolimnion im Rahmen der Zirkulationsphase eingetragene Sauerstoff erst am Ende der Stagnationsphase aufgezehrt. Für den Balgheimer See sind am Seegrund ganzjährig aerobe Verhältnisse festzustellen.

Als Folge der sich im Hackenbroicher Waldsee frühzeitig während der Sommerstagnation im Hypolimnion einstellenden anaeroben Verhältnisse wird hier Sulfat (neben 3-wertigem Eisen und 4-wertigem Mangan) zum bakteriellen Abbau organischer Substanz herangezogen. Nitrat steht im Hackenbroicher Waldsee aufgrund fehlender Einträge aus dem Grundwasseranstrom nicht als Oxidationsmittel zum Abbau organischer Substanz zur Verfügung.

Im Uedesheimer See wird zum Seegrund abgesunkenes organisches Material deutlich länger aerob mineralisiert. Nach dem Übergang zu anaeroben Verhältnissen werden am Seegrund sowohl Nitrat als auch – in geringem Umfang – Sulfat als Oxidationsmittel zum Abbau organischer Substanz genutzt.

Im Balgheimer See können zum Seegrund abgesunkene organische Materialien ganzjährig unter aeroben Bedingungen mineralisiert werden.

Durch die deutliche Erwärmung des Seewassers im Epilimnion während der Sommerstagnation verstärkt sich die CO₂-Ausgasung. Die daraus resultierende Verschiebung des Kalk-Kohlensäuregleichgewichts führt einerseits zu einer Erhöhung des pH-Wertes, andererseits durch Kalkausfällungen zu einer systematischen Verringerung der Calcium- und Magnesium-Konzentrationen im Epilimnion.

Für die anstromigen Uferbereiche ist in der Regel eine Beeinflussung des Sedimentporenwassers durch die hydrochemische Zusammensetzung des anstromigen Grundwassers festzustellen. Die Untersuchungen des Sedimentporenwassers in den abstromigen Uferbereichen der Seen zeigen gegenüber den Verhältnissen im Seewasser signifikant erhöhte Werte für die Parameter Ammonium, Eisen, Mangan, Zink und DOC, die einen Abbau von organischem Material unter anaeroben Verhältnissen belegen. Bei dauerhaft aeroben Verhältnissen im Seewasser sind die reduzierenden Verhältnisse in den abstromigen Uferbereich weniger deutlich ausgeprägt.

Die Untersuchungen des abstromigen Grundwassers zeigen, dass bis auf einen geringfügigen Austrag von Ammonium (nur Hackenbroicher Waldsee) und Mangan (Hackenbroicher Waldsee und Uedesheimer See) für die zuvor genannten Parameter kein Austrag in den Grundwasserabstrom festzustellen ist. Die im Sedimentporenwasser auffälligen Parameter werden zu einem Großteil durch die Biomasse umgesetzt oder durch katalytische und bakteriell induzierte Ausfällungen in den abstromigen Kiessanden fixiert. Bei den Parametern Eisen, Zink und DOC kann daraus eine Reduzierung gegenüber den Werten im Grundwasseranstrom abgeleitet werden.

Aufgrund fehlender Nitrat-Belastungen im Grundwasseranstrom des Hackenbroicher Waldsees ist für diesen keine An- / Abstrom-Betrachtung bezüglich des Parameters Nitrat möglich. Die Anstrom- und Abstrom-Betrachtung des Uedesheimer See zeigt aber eine signifikante Verringerung der Nitrat-Konzentrationen. Die durch Vorschüttungen bedingten unklarerer Anstrombedingungen im Bereich des Balgheimer Sees verhindern generell eine eindeutige Bewertung der An- / Abstromverhältnisse. Für die beiden anderen Seen ist eine

Verringerung der Calcium- und Mangan-Konzentrationen, der elektrischen Leitfähigkeiten und eine numerische Erhöhung der pH-Werte zu beobachten. Für den Hackenbroicher Waldsee und Uedesheimer See kann auch eine deutliche Verringerung der Sulfat-Konzentrationen im Abstrom der Seen konstatiert werden.

Die Untersuchungen zeigen keine Hinweise, dass von den betrachteten Baggerseen relevante negative Beeinflussungen des abstromigen Grundwassers ausgehen.

2. Einleitung

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden drei Nassabgrabungen im Bereich der Niederrheinischen Bucht untersucht. Die Niederrheinische Bucht umfasst eine von Nordwesten in das Rheinische Schiefergebirge hineinreichende, durch tektonische Bewegungen entstandene Tiefebene in Nordrhein Westfalen (vgl. nachfolgende Abb. 2.1). Im Osten, Südosten und Süden wird die Niederrheinische Bucht durch das Bergische Land, das Mittelrheingebiet und die Eifel begrenzt, nach Nordwesten bildet die Lössgrenze eine Abgrenzung zum Niederrheinischen Tiefland.

Durch ein Einsinken der Niederrheinischen Bucht in die paläozoischen Gesteine des Rheinischen Schiefergebirges wurden im Tertiär und Quartär bis zu 1.500 m mächtige Sedimente teils unter marinen, teils unter fluviatilen Bedingungen abgelagert. Die Niederrheinische Bucht wird durch nordwest-südost streichende, z.T. noch aktive Verwerfungen gegliedert, die die Ablagerungen in einzelne Bruchschollen zerlegt (Rur- und Erft-Scholle; Kölner, Krefelder und Venloer Scholle).

Abb. 2.1: Lage der Niederrheinischen Bucht innerhalb des Rheinischen Schiefergebirges (Kartengrundlage: Wikipedia)

Die im Quartär im Bereich der Niederrheinischen Bucht abgelagerten Kiese und Sande stellen eine wichtige Ressource für die Trinkwasserversorgung dar. Gemäß § 1 a Wasserhaushaltsgesetz (WHG) ist das Grundwasser als allgemeines Schutzgut vor Verunreinigungen und sonstigen Beeinträchtigungen zu schützen.

Die ergiebigen Grundwasserleiter sind gleichzeitig auch bedeutende Lagerstätten insbesondere für Kies und Sand, die für die Bauwirtschaft unverzichtbar sind. Diese - insbesondere die Niederterrassen des Rheins umfassenden - Lagerstätten stellen damit eine wesentliche Säule zur Versorgung der Bauwirtschaft mit heimischen mineralischen Rohstoffen dar.

Gleichzeitig gilt es, Einzugsgebiete von Wassergewinnungsanlagen vor möglichen Gefahren zu schützen, um für die Bevölkerung das Lebensmittel Trinkwasser zu sichern. Somit entstehen oftmals konkurrierende Nutzungsansprüche. Sollte zu besorgen sein, dass die Auswirkungen der Rohstoffgewinnung die Grundwasserbeschaffenheit und Grundwassermenge - insbesondere im Einzugsgebiet von Wassergewinnungsanlagen - kurz- und längerfristig nachteilig verändern, ist der Trinkwasserversorgung grundsätzlich Vorrang einzuräumen.

Das neue Landeswassergesetz NRW vom 08. Juli 2016 sieht innerhalb der Wasserschutz-zonen I, II, III A und III B ein völliges Verbot von Nassabgrabungen vor. Lediglich in der selten ausgewiesenen WSZ III C wären Nassabgrabungen unter Einzelfallentscheidungen genehmigungsfähig. Wenn und soweit der Schutzzweck für das Verbot zur oberirdischen Gewinnung von Bodenschätzen für einen Teil des Wasserschutzgebietes dies nicht erfordert, sieht das Gesetz vor, dass in einer Wasserschutzgebietsverordnung eine abweichende Regelung getroffen werden kann.

Liegen die rechtlichen Voraussetzungen für die Zulassung einer Nassabgrabung vor, ist für den tatsächlichen Einzelfall von Seiten des Antragstellers detailliert nachzuweisen, dass durch die konkrete Maßnahme an dem vorgesehenen Standort keine negativen Auswirkungen auf die Qualität und Quantität des Grundwasservorkommens zu besorgen sind.

Die mit dem vorliegenden Gutachten beschriebenen Untersuchungen sollen dazu beitragen, bereits vorhandene Erkenntnisse weiter zu vertiefen und zu ergänzen.

Im Rahmen des Forschungsprojektes „Wechselwirkungen zwischen Baggerseen und Grundwasser am Beispiel von Nassabgrabungen in der Niederrheinischen Bucht“ wurden in den Jahren 2000 – 2003 an drei im Rhein-Kreis Neuss befindlichen Baggerseen unterschiedlichen Alters und Ausprägung Seewasser- und Sedimentporenwasseruntersuchungen sowie Grundwasseruntersuchungen im An- und Abstrom der Gewässer durchgeführt. Ziel des Forschungsprojektes war es, die Stoffaustauschprozesse zwischen Grund- und Seewasser sowie insbesondere zwischen in den See ein- bzw. ausströmendem Grundwasser sowie zwischen Seesedimentporenwasser und Seewasserkörper zu untersuchen.

Als ein Mittel für diese Untersuchungen wurde ein Sedimentporenwassernehmer (dialysis porewater samplers = Dialyse Porenwasser Sammler, DPS) eingesetzt, dessen Grundprinzip auf R.H. HESSLEIN zurückgeht und der seit den 1970'er Jahren bei der Erforschung von limnischen und auch marinen Sedimenten Anwendung findet.

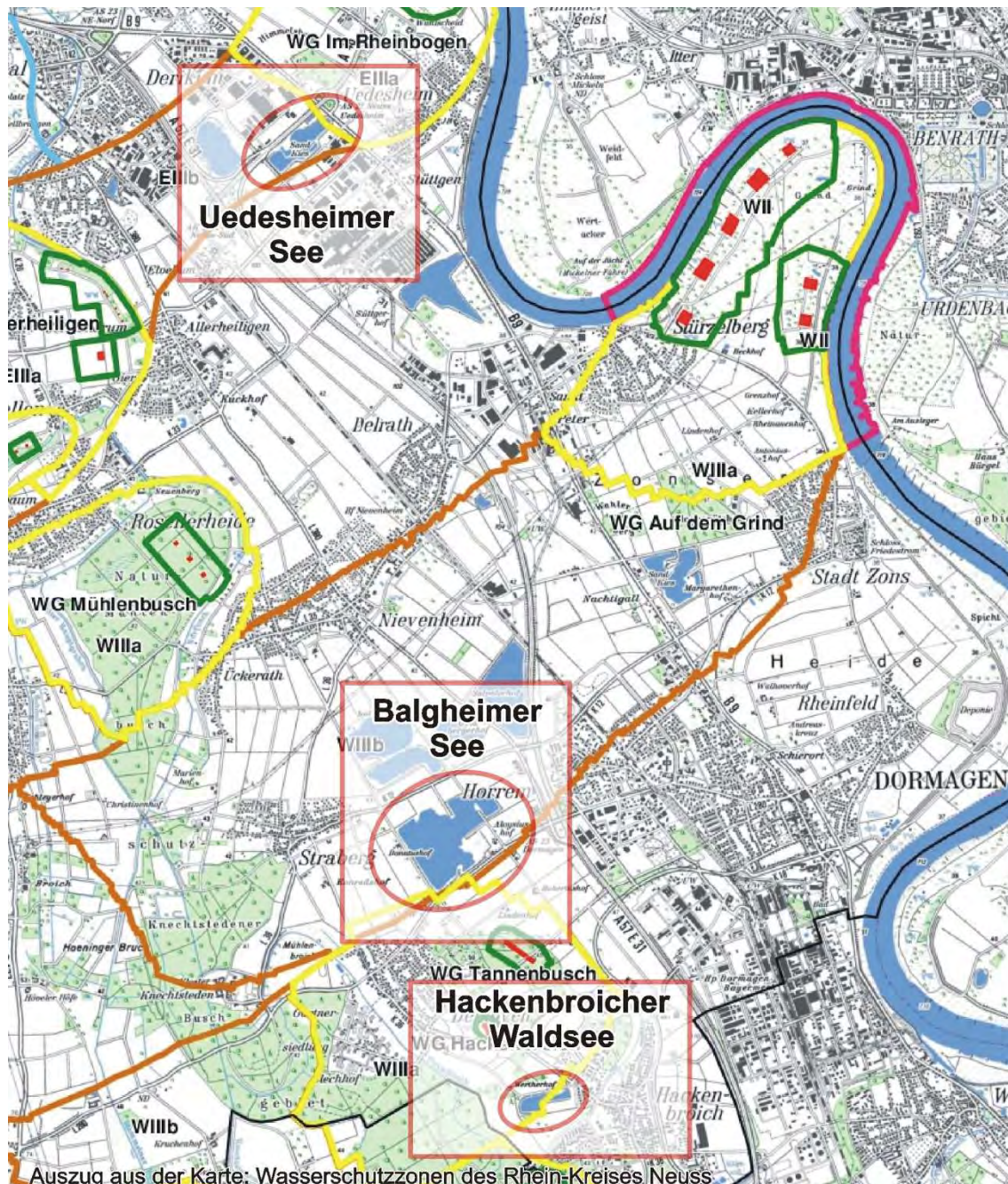
Als zu untersuchende Seen wurden der Hackenbroicher Waldsee (in den 1960'er Jahren ausgekiest), der Uedesheimer See (von den 1970'er bis Anfang der 1990'er Jahre ausgekiest) sowie der Balgheimer See (von 1986 – 2014 als Naussauskiesung betrieben) ausgewählt. Die unterschiedlichen Seemorphologien mit Seeflächengrößen von 6 ha und maximaler Seetiefe von 13 m für den Hackenbroicher Waldsee, von 16 ha Seefläche und max. 16 m Tiefe für den Uedesheimer See sowie 54 ha Seefläche und ca. 23 m Wassertiefe für den Balgheimer See (zum Stand 2003) sollten die Prozesse für eine möglichst breite Variation von Baggerseetypen abbilden. Die Lage der ehem. Baggerseen zeigt die nachfolgende Abb. 2.2.

Die Arbeiten zum Einbau, Ausbau und Beprobung der DPS wurden vom Büro Dr. Janus & Partner in Bedburg ausgeführt. Die Beprobung der Grundwassermessstellen im An- und Abstrom der Abgrabungsgewässer führte die Apero Probenahme GmbH in Aachen durch. Die Seewasserproben inkl. Tiefenprofile der Vor-Ort-Parameter wurden für den Hackenbroicher Waldsee vom Institut für angewandte Ökologie und Gewässerkunde Dr. Birgit Arens, für den Uedesheimer See vom LANUV NRW und für den Balgheimer See von der Biologischen Station im Kreis Neuss e.V. in Dormagen entnommen bzw. erstellt. Die Tiefenlotungen der Abgrabungsgewässer wurden jeweils von der Biologischen Station im Kreis Neuss e.V. in Dormagen durchgeführt. Die chemischen Untersuchungen für den Uedesheimer und Balgheimer See führte das Labor des LANUV NRW aus. Das Untersuchungslabor für die vom Büro Dr. Arens veranlassten Untersuchungen ist in den ausgewerteten Unterlagen nicht dokumentiert.

Bezüglich der Auswirkungen von Nassabgrabungen auf die Grundwasserqualität wurden bereits zahlreiche Forschungsvorhaben umgesetzt und veröffentlicht. Hier sind insbesondere die zahlreichen Publikationen des Landesamtes für Geologie, Rohstoffe und Bergbau und des Landesamtes für Umweltschutz des Landes Baden-Württemberg im Rahmen des KaBa-Projektes („Konfliktarme Baggerseen“) oder auch der Abschlussbericht aus 2011 der Universität Wien zum „Einfluss von Nassabgrabungen auf die Oberflächen- und Grundwasserqualität zu nennen“. Eine Auswahl der zu den Wechselwirkungen zwi-

sehen Seewasser und Grundwasserqualität vorliegenden Literatur ist in Kap. 9 zusammengestellt.

Abb. 2.2: Lageplan der untersuchten Baggerseen (Kartengrundlage: Wasserschutzzonekarte des Rhein-Kreises Neuss)



Die Studien zur Erforschung der Wechselwirkungen zwischen Seewasser und Grundwasserqualität zeigen, dass Baggerseen eine Senke für Nitrat und Phosphor darstellen können, während nach der jüngsten Studie der Universität Wien

(HOFMANN et.al 2011) je nach Seetyp auch ein geringer Austrag von Ammonium aus dem See ins Grundwasser stattfinden kann.

Die Studie der Universität Wien hält eingangs in Ihren Grundlagen fest, dass die Grundwasserverhältnisse im Umfeld eines Baggersees durch die Nassabgrabung verändert werden und zählt dabei auf, dass sich das Grundwassergefälle an- und abstromig des Sees versteilt, dass die Grundwasserneubildungsrate verändert sowie die Grundwasserströmung im Umfeld des Baggersees beeinflusst wird. Ferner weist die Studie ausdrücklich darauf hin, dass die Grundwassertemperatur abstromig des Sees deutlich verändert wird, was die mikrobielle Aktivität verändern kann und dass es im Verlauf der Alterung eines Baggersees zu einer natürlichen Abdichtung des Sees gegenüber dem Grundwasserleiter kommt. Zudem hält sie fest, dass Seesedimente eine Quelle oder Senke für Nährstoffe und Schadstoffe sein können.

Die Prozesse in einem stabil geschichteten Baggersee führen grundsätzlich durch den Kontakt mit dem Luftsauerstoff in Kombination mit den Umwälzungsprozessen zu einer Erhöhung der Sauerstoffkonzentrationen des Grundwassers im Abstrom des Oberflächengewässers. Aufgrund der Freisetzung von zuvor im Grundwasser gelösten Kohlendioxids (CO_2) nach Eintritt in den Seekörper sowie Kalkfällung bzw. Festlegung von CO_2 in Kalkschalern wird das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht verschoben und der pH-Wert im abstromigen Grundwasser numerisch erhöht. Der Verlust an CO_2 führt nach den KaBa-Studien damit auch zu einer Abnahme der Calcium- (in geringerem Ausmaß auch Magnesium-) und Hydrogencarbonat-Konzentration sowie der Summenparameter Gesamthärte und elektrische Leitfähigkeit.

Die KaBa-Studien belegen, dass bei Grundwasserleitern mit reduzierenden Milieubedingungen die aeroben Verhältnisse im See zu einer Fällung von schwerlöslichen Fe(III)- und Mn(IV)-Verbindungen führt. Bei einem Absinken der ausgefallenen Verbindungen und den Einbau in das Seesediment können Eisen und Mangan dem Grundwasser dauerhaft entzogen werden. Da Fe-III-Verbindungen mit Phosphor schwerlösliche Komplexe bilden (was in der Abwasserreinigung als patentiertes Verfahren genutzt wird), wird dem Grundwas-

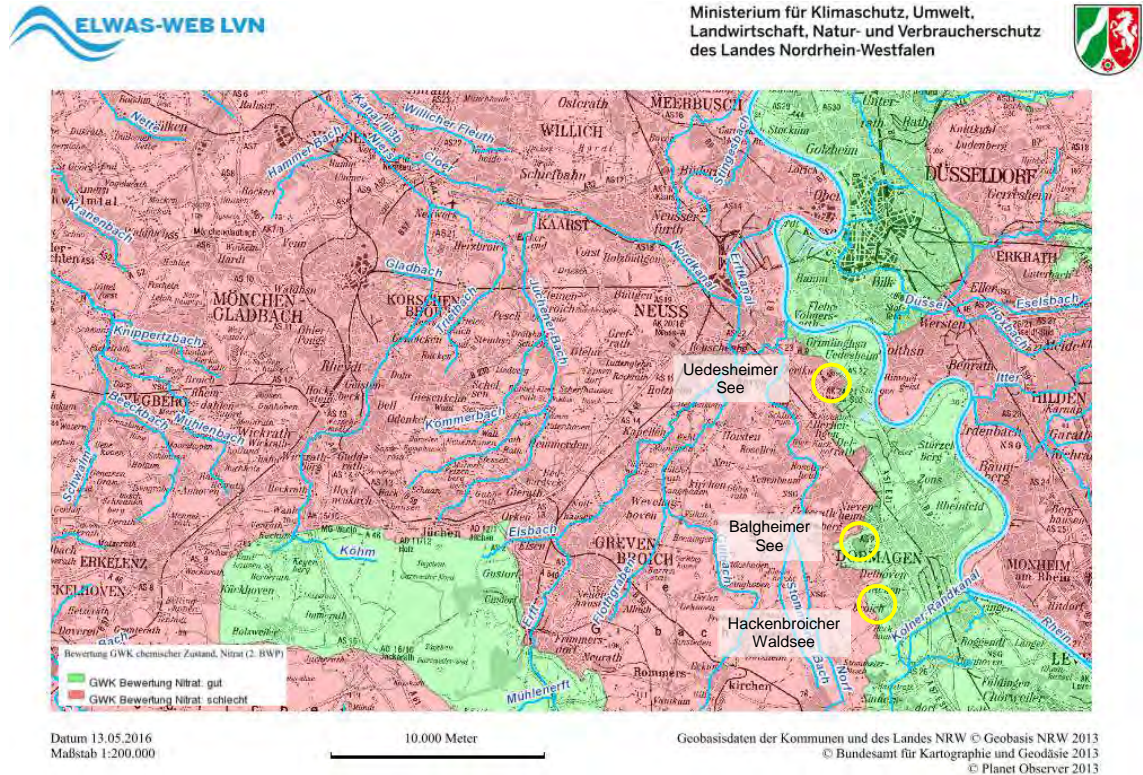
ser auch Phosphor entzogen. Die Schwermetalle, die eine Affinität zu den schwerlöslichen Fe- und Mn-Hydroxiden und -Oxidhydraten besitzen, können ebenfalls über Mitfällung und Adsorption gebunden und dem Seewasser und damit auch dem abstromigen Grundwasser entzogen werden (BERTLEFF 2001).

Nach der Studie der Universität Wien aus 2011 wurde kein Einfluss der Baggerseen auf die Konzentration der Schwermetalle Cadmium, Zink, Chrom, Kupfer, Nickel, Blei und Aluminium im Abstrom der untersuchten Seen festgestellt.

Die Anlage von Baggerseen stellt eine Freilegung des Grundwasserkörpers dar, wobei die im Prinzip schützende Bodenoberfläche mit ihrem Rückhaltevermögen gegenüber zahlreichen Schadstoffen entfernt wird. Ein Eintrag von Schadstoffen (z.B. Schwermetalle, PAK, BTEX-Aromaten oder Pestizide) in Baggerseen über Windverfrachtungen und Oberflächenabfluss stellt daher ein ebenso potentiell Gefährdungspotential dar, wie bei einem Störfall aus einer Anlage eines benachbarten Industriegebietes austretende Stoffe, die bei Niederschlag in den Grundwassersee nieder regnen oder gar eingeleitet werden (Verkehrsunfall an benachbarten Bundesstraße oder BAB, Löschwasser, Gas- / Rauchaustritte eines nahegelegenen Betriebs). Auch wenn konkrete Stoffeinträge durch Windverfrachtung in mitteleuropäischen Baggerseen in der Literatur bislang noch nicht beschrieben wurden, so muss vom Grundsatz her immer der jeweilige Standort des konkreten Einzelfalls gewürdigt werden.

In der Regel ist in weiten Teilen der Niederrheinischen Bucht das Rückhaltevermögen der Oberböden für die Nährstoffe Nitrat und Phosphat erschöpft und in weiten Bereichen findet bereits ein konkreter Eintrag ins Grundwasser - insbesondere von Nitrat - durch die landwirtschaftliche Bearbeitung statt. Hierbei sei insbesondere auf die Untersuchungen des Grundwasserkörpers gemäß Wasserrahmenrichtlinie hingewiesen (vgl. auch nachfolgende Abb. 2.3). Der schlechte Zustand des Grundwasserkörpers am Niederrhein hinsichtlich der Nitratbelastung wird durch den aktuellen Bericht des Erftverbands über Nitrat im Grundwasser im Tätigkeitsbereich des Erftverbands zum Stand Oktober 2015 bestätigt.

**Abb. 2.3: Chemischer Zustand des Grundwasserkörpers gemäß Wasser-
rahmenrichtlinie für Nitrat (2. Bewertungsphase 2007-2012);
grün: guter Zustand, rot: schlechter Zustand (Quelle: ELWAS-
Plattform des Landes NRW)**



Die umgebende Region der untersuchten Baggerseen unterscheidet sich insofern, als dass der Düngemiteleinfluss auf das Grundwasser hier deutlich geringer ausfällt, als in anderen Gebieten der Niederrheinischen Bucht.

Im Rahmen anderer veröffentlichter Studien zu den Wechselwirkungen zwischen Seewasser und Grundwasser wurden zahlreiche Baggerseen mit den unterschiedlichsten morphologischen Ausprägungen untersucht. Zudem wurden Grundwasserproben aus den an- und abstromig der Baggerseen gelegenen Grundwassermessstellen (GWMS) auf die unterschiedlichsten Parameter untersucht.

Mittels der jetzt vorgelegten Studie werden nach Kenntnis des Autors erstmals drei Baggerseen sowie der an- und abstromige Grundwasserkörper mit einer besonders detaillierten Auflösung untersucht. Hierzu wurde sowohl der Zustand des Seewasserkörpers an 4 bis 7 Untersuchungszeitpunkten über Tiefenprofile erfasst, wobei hier nicht nur, wie normalerweise üblich, die Vor-Ort-Parameter

in Meter-Abständen und die Sichttiefe erfasst wurden. Es wurden zudem aus 2 bis 7 unterschiedlichen Tiefenbereichen des Seewasserkörpers schichtbezogene Wasserproben entnommen und auf maximal 17 Leitparameter untersucht.

Zur Zustandserfassung des an- und abstromigen Grundwasserkörpers wurden aus den GWMS (je nach Ausbau der Messstelle) eine bis sechs schichtbezogene Grundwasserproben entnommen und auf die gleichen Vor-Ort- und Leitparameter untersucht.

Um die Vorgänge insbesondere im Uferbereich und damit im Übergang zwischen Grund- und Seewasser weiter aufzulösen, wurden in den an- und abstromigen Uferbereichen in zwei unterschiedliche Wassertiefen sowie am Seegrund Dialyse-Porenwasser-Sammler (DPS, nachfolgend und in den Anlagen auch Peeper genannt) eingebaut, um Proben aus dem Porenwasser der dort befindlichen Seesedimente gewinnen zu können.

Aus diesen Untersuchungen können die Prozesse entlang der Stromlinie anstromiges Grundwassers → See → abstromiges Grundwasser detailliert betrachtet werden. Die Untersuchungsbefunde sollen insbesondere dazu dienen, die Datengrundlage zur Bewertung der Beeinflussung der Grundwasserqualität im Abstrom von Baggerseen zu ergänzen.

3. Beschreibung der Untersuchungsgebiete

Nachfolgend werden die Untersuchungsgebiete sowie deren bodenkundliche, geologische, hydrogeologische, hydraulische und limnologische Randbedingungen erläutert. Ferner werden die Lage der Seen (insbesondere hinsichtlich Wasserschutz-zonen) und die Nutzungsverhältnisse im Einzugsgebiet beschrieben. Abschließend sollen die Unterschiede und Gemeinsamkeiten der untersuchten Baggerseen herausgearbeitet werden.

3.1 Beschreibung der Randbedingungen im Bereich des Hackenbroicher Waldsees

Der Hackenbroicher Waldsee liegt unmittelbar westlich des Ortsteils Hackenbroich der Stadt Dormagen (vgl. nachfolgende Abb. 3.1.1). Im Osten grenzt der

See an eine Straße (Salm-Reifferscheidt-Allee), im Süden, Westen und Norden ist der See von Feldern umgeben. Der Uferbereich des Sees ist mit Laubwald bewachsen.

Abb. 3.1.1: Derzeitige Nutzungsverhältnisse im Umfeld des Hackenbroicher Waldsees (Quelle: Tim Online, abgerufen am 25.1.2016)



Der See liegt mit seinem nordwestlichen Teil innerhalb des am 01.03.2012 abgelassenen und bisher nicht erneuerten gemeinsamen Wassereinzugsgebiets E III A der Wassergewinnungsanlage (WG) „Im Tannenbusch“ der Bayer AG und der WG Hackenbroich der Stadtwerke Dormagen (vgl. Abb. 2.1).

Der See wird derzeit von einem Angelverein sowie zur Naherholung genutzt. Ein Badebetrieb ist allerdings untersagt.

Mit der Auskiesung, die in den 1960'er Jahren durchgeführt wurde, wurden quartäre Niederterrassensedimente des Rheins erschlossen, die von tertiären Feinsanden (Oberoligozän) unterlagert werden (zur lithologischen Beschreibung der Niederterrassensedimente vgl. die Schichtenprofile der GWMS P1, P2 und P3 in Anlage 2). Die Kiese und Sande der Niederterrasse zeigen nach Er-

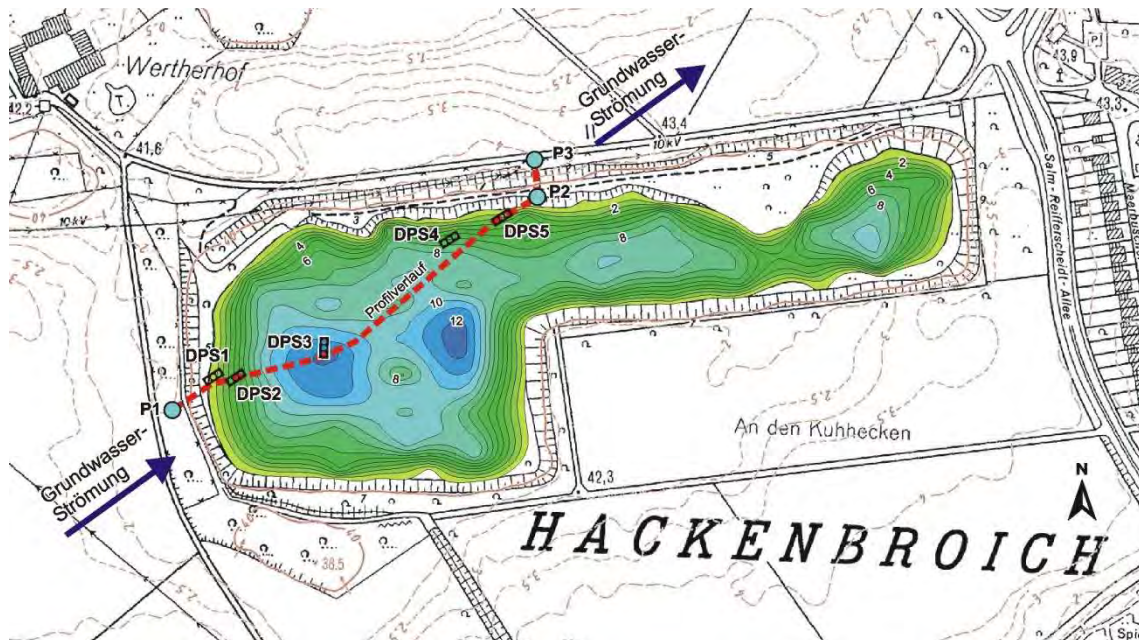
fahrungen des Unterzeichners mit Pumpversuchen im Raum Düsseldorf Durchlässigkeitsbeiwerte (kf-Werte) von ca. $1,5 \cdot 10^{-3}$ m/sec.

Die Grundwasserströmung im Bereich des Hackenbroicher Waldsees ist nach Nordosten auf den Vorfluter Rhein hin ausgerichtet. Der Grundwasserflurabstand beträgt ca. 6 – 9 m.

Die Flächengröße des Sees beträgt 6 ha, die max. Wassertiefe gemäß Tiefenlotungen 13,2 m. Nach Angaben des Büros Dr. Arens weist der See ein Volumen von ca. 433.000 m³ auf und hat demnach eine mittlere Wassertiefe von 7,2 m. Die morphometrischen und hydrologisch-limnologischen Kenngrößen sind in Anlage 1 ausgewiesen.

In der nachfolgenden Abb. 3.1.2 ist die Seemorphologie in Form einer Isobathenkarte dargestellt.

Abb. 3.1.2: Isobathenkarte des Hackenbroicher Waldsees (Quelle der Kartengrundlage: Tim Online, abgerufen am 25.1.2016)



Die Darstellung zeigt, dass der See aus einem quadratischen westlichen Teil mit Wassertiefen von bis zu 13 m sowie einem in östlicher Richtung langgestreckten Bereich mit Wassertiefen von unter 10 m besteht. Im östlichsten Teil des Sees ist durch eine Verengung ein kleineres Becken abgeteilt, wobei die Engstelle Wassertiefen von ca. 7 m aufweist. Es ist daher zu erwarten, dass

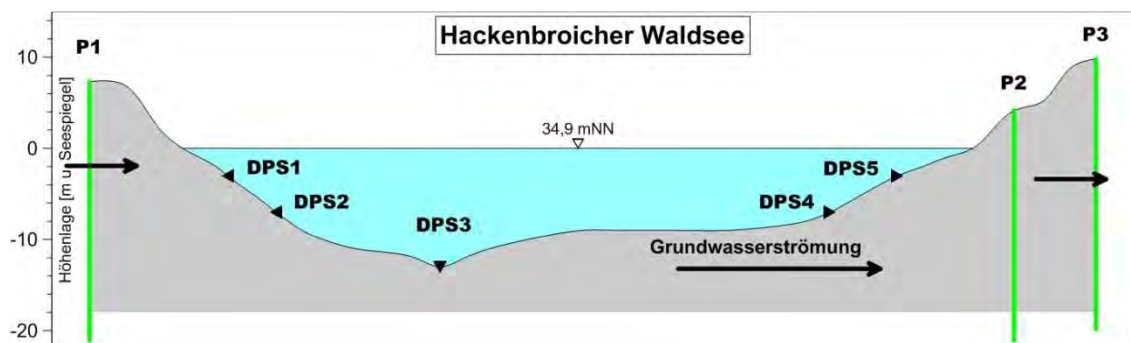
zum Höherpunkt der Sommerstagnation kein Wasseraustausch im Hypolimnion zwischen diesem abgetrennten Becken und dem Tiefwasserbereich im Westen des Baggersees stattfindet.

Der Baggersee ist mit seiner Längsrichtung um ca. 30° im Uhrzeigersinn zur Grundwasserfließrichtung gedreht.

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen wurde ein Profilschnitt durch den westlichen „Tiefwasserbereich“ des Hackenbroicher Waldsees gewählt. Die Peeper DPS 1 und DPS 2 wurden im anstromigen, die Peeper DPS 4 und DPS 5 im abstromigen Uferbereich, jeweils in 3 und 7 m Wassertiefe eingebaut. Der Peeper DPS 3 wurde im Bereich der größten Wassertiefe eingebracht.

Die nachfolgende Abb. 3.1.3 zeigt den Profilschnitt entlang der beprobten GWMS und der Einbaubereiche der Peeper. Die Tiefenprofile zur Erfassung des Schichtungsverhaltens sowie die Entnahmestellen der Seewasserproben wurden im Bereich der DPS 3 positioniert.

Abb. 3.1.3: Profilschnitt durch den Hackenbroicher Waldsee (Digitalisierung aus der Isobathenkarte in Abb. 3.1.2)



Im Bereich der Einbaupositionen der Peeper wurden durch das Büro Dr. Janus Sediment-Stechkerne bis ca. 0,5 m Tiefe entnommen und lithologisch aufgenommen. Die Schichtenprofile der Stechzylinder sind in Anlage 3 dokumentiert.

In den anstromigen Uferbereichen (DPS 1 und 2) wurden jeweils Grob-, Mittel- und Feinsande erbohrt. Die Stechzylinder der abstromigen Uferbereiche zeigten im Liegenden von lithologisch nicht näher beschriebenen Auffüllungen Mittel- und Feinsande, die bis zur Endteufe von schluffigen Tonen unterlagert wurden. Im Bereich des DPS 3 wurden ausschließlich schluffige Tone mit organischen

Beimengungen erbohrt. In allen Bohrprofilen wurden in den hangenden Schichten Schwarzfärbungen beschrieben, die nach Aussage des Büros Dr. Janus auf Ausfällungen von Eisensulfiden (FeS) zurückzuführen sind und reduzierende Verhältnisse anzeigen. Diese Schwarzfärbungen umfassen die oberen Sedimentschichten bis in Tiefen von 14 – 21 cm.

Die in der Isobathenkarte zu erkennenden, relativ steilen Uferbereiche mit für Baggerseen typischen Hangneigungen von 1:2,5 – 1:3 sowie die lithologische Beschreibung der Stechzylinder belegen, dass kein relevanter Eintrag von Abraum in die untersuchten Böschungsbereiche erfolgte.

Ausweislich der in 1999 vom Büro Dr. Arens durchgeführten Tiefenprofilaufnahmen (vgl. Anlage 4.1 und 5.1) für den Hackenbroicher Waldsee zeigt der untersuchte westliche Bereich des Sees ein stabiles Schichtungsverhalten bis zum Ende der Sommerstagnation. Die Tiefenprofilaufnahmen im März 1999 lassen auf eine vollständige Durchmischung des Seewassers im Rahmen der Vollzirkulation im Herbst und Frühjahr schließen. Der Hackenbroicher Waldsee ist damit als holomiktisch, kalt-dimiktisch zu bezeichnen. Anzumerken ist, dass die Baggerseen am Niederrhein wegen der relativ milden Wintermonate nur selten eine Eisauflage zeigen, weshalb vom Herbst bis zum Frühjahr überwiegend eine durchgängige Zirkulation des Seewassers gegeben ist.

Gemäß LAWA-Richtlinie 2003 wird für geschichtete Baggerseen als Referenz-trophie der oligotrophe Zustand angenommen.

3.2 Beschreibung der Randbedingungen im Bereich des Uedesheimer Sees

Der Uedesheimer See liegt im Stadtteil Uedesheim der Stadt Neuss im Bereich eines Industriegebietes (vgl. nachfolgende Abb. 3.2.1). Der Baggersee ist daher im Nordwesten, Südwesten und Südosten von Industrieflächen umgeben. Im Nordosten grenzt der See an Acker- und Laubwaldflächen. Unmittelbar nordwestlich des Sees verläuft die BAB 46. Teile des nördlichen und südöstlichen Uferbereichs sind mit Laubwald bewachsen.

Der See liegt innerhalb der geplanten Wasserschutzzone IIIB der WG „Im Rheinbogen“ der Stadtwerke Neuss (vgl. Abb. 2.1).

Abb. 3.2.1: Derzeitige Nutzungsverhältnisse im Umfeld des Uedesheimer Sees (Quelle: Tim Online, abgerufen am 25.1.2016)



Mit der Auskiesung, die von den 1970'er bis Anfang der 1990'er Jahre durchgeführt wurde, wurden quartäre Kiese und Sande der Nieder- und Unteren Mittel-terrasse des Rheins erschlossen, die von tertiären Feinsanden (Oligozän) unterlagert werden (zur lithologischen Beschreibung der Niederterras-sensedi-mente vgl. die Schichtenprofile der GWMS P1 und P2 in Anlage 2). Für die Kiese und Sande der Nieder- und Mittelterrasse sind nach Erfahrungen des Unter-zeichners mit Pumpversuchen im Raum Düsseldorf Durchlässigkeitsbeiwerte (kf-Werte) von ca. $1,5 \cdot 10^{-3}$ m/sec anzunehmen.

Die Grundwasserströmung im Bereich des Uedesheimer Sees ist nach Nordos-ten auf den Vorfluter Rhein hin ausgerichtet. Der Grundwasserflurabstand be-trägt aufgrund eines deutlichen Geländegefälles ca. 2 – 9 m.

Die Flächengröße des Sees beträgt 16 ha, die max. Wassertiefe gemäß Tiefenlotungen 16,4 m. Nach Angaben des Büros Dr. Janus weist der See ein Volumen von ca. 1.390.000 m³ auf und hat demnach eine mittlere Wassertiefe von 8,7 m. Die morphometrischen und hydrologisch-limnologischen Kenngrößen sind in Anlage 1 ausgewiesen.

In der nachfolgenden Abb. 3.2.2 ist die Seemorphologie in Form einer Isobathenkarte dargestellt.

Die Darstellung zeigt, dass der See aus einem kleineren, rechteckigen südwestlichen Teil mit Wassertiefen von bis zu 13 m sowie einem größeren und langgestreckten nordöstlichen Bereich mit Wassertiefen von über 15 m besteht. Die beiden Seebereiche waren zum Untersuchungszeitpunkt durch eine Verengung abgeteilt, wobei die Engstelle lediglich Wassertiefen von ca. 3 - 4 m aufwies. Es ist daher zu erwarten, dass im Untersuchungsjahr 2001 zum Höherpunkt der Sommerstagnation kein Wasseraustausch im Hypolimnion zwischen den beiden Seebereichen stattfand.

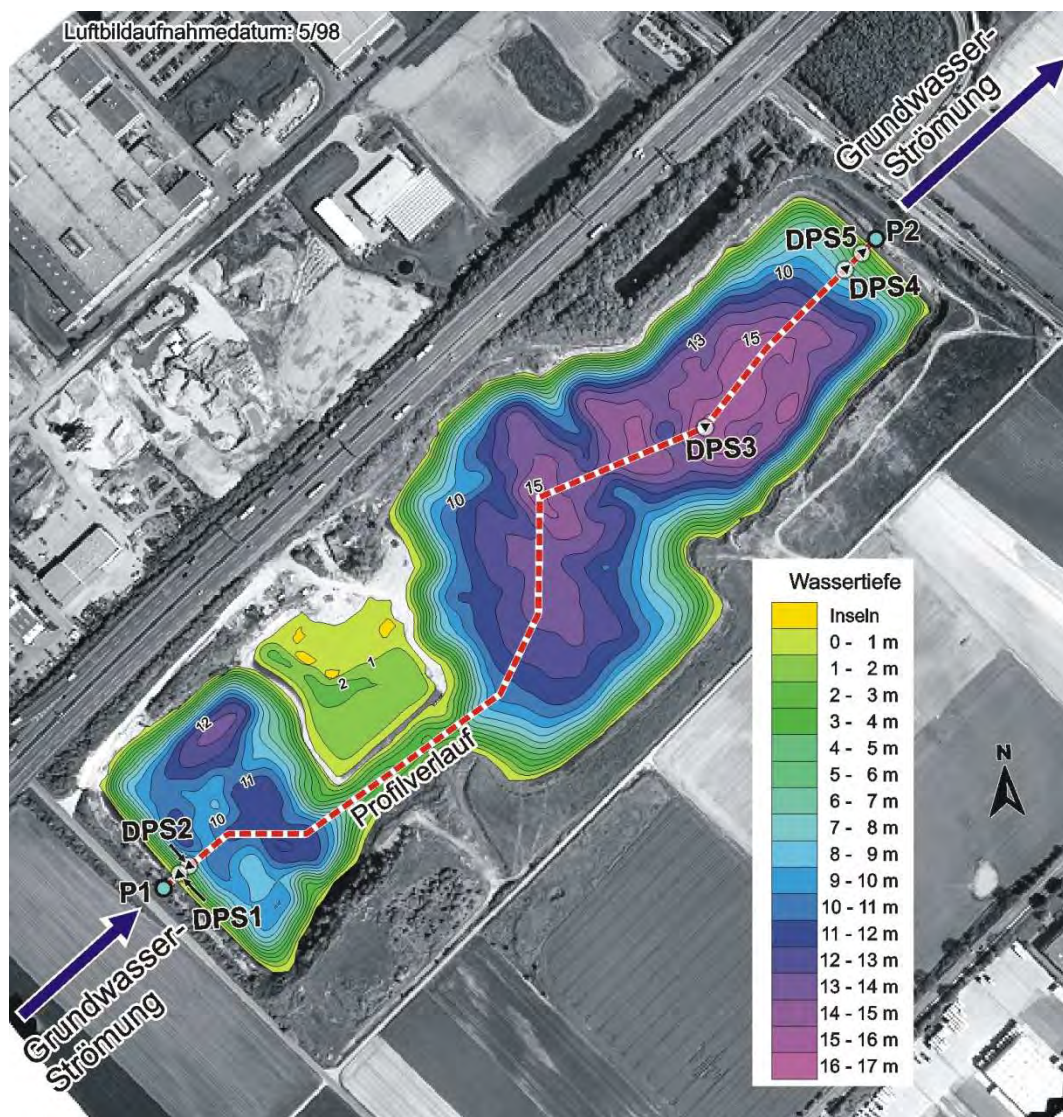
Aus dem Vergleich der Abb. 3.2.1 und 3.2.2 ist ersichtlich, dass im Nachgang der in 2001 durchgeführten Untersuchungen die Engstelle zwischen den Seebereichen durch die Aufnahme des Werkssockels an der Sortieranlage deutlich erweitert und vertieft wurde.

Die geplante Weiternutzung des Sees als Regattabahn bzw. für Wassersporttätigkeiten wurde nicht genehmigt. Eine andere Nutzung des Sees findet nicht statt.

Der Baggersee liegt in seiner Längserstreckung ziemlich genau in Grundwasserfließrichtung.

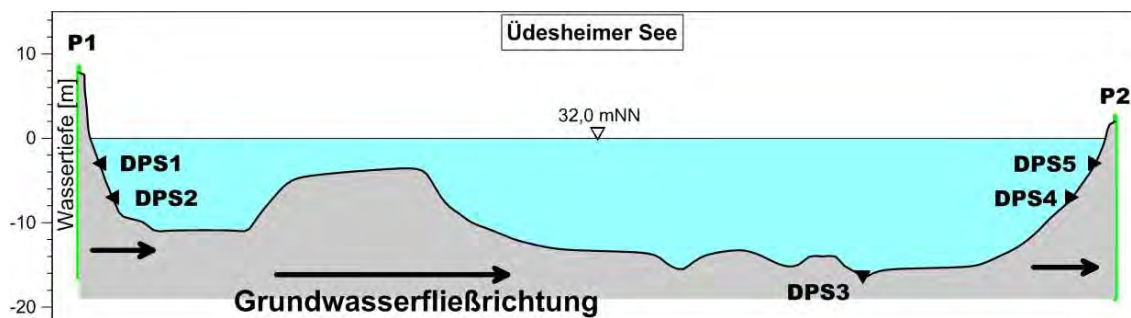
Im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen wurde ein Profilschnitt entlang der Längserstreckung des Uedesheimer Sees gewählt. Die Peeper DPS 1 und DPS 2 wurden im anstromigen, die Peeper DPS 4 und DPS 5 im abstromigen Uferbereich, jeweils in 3 und 7 m Wassertiefe eingebaut. Der Peeper DPS 3 wurde im nordöstlichen Teilbereich des Sees, im Bereich der größten Wassertiefen eingebaut.

Abb. 3.2.2: Isobathenkarte des Uedesheimer Sees (Quelle der Karten-
grundlage: Tim Online, abgerufen am 25.1.2016)



Die nachfolgende Abb. 3.2.3 zeigt den Profilschnitt entlang der beprobten GWMS und der Einbaubereiche der Peeper. Die Tiefenprofile zur Erfassung des Schichtungsverhaltens sowie die Entnahmestellen der Seewasserproben wurden im Bereich der DPS 3 positioniert. Im Profilschnitt ist als Erhebung die Engstelle zwischen dem südwestlichen und nordöstlichen Seebereich erkennbar.

Abb. 3.2.3: Profilschnitt durch den Uedesheimer See (Digitalisierung aus der Isobathenkarte in Abb. 3.2.2)



Im Bereich der Einbaupositionen der Peeper wurden durch das Büro Dr. Janus Sediment-Stechkerne bis ca. 0,5 m Tiefe entnommen und lithologisch aufgenommen. Die Schichtenprofile der Stechzylinder sind in Anlage 3 dokumentiert.

In den anstromigen Uferbereichen (DPS 1 und 2) wurden jeweils Grob- und Mittelsande erbohrt. Die Stechzylinder der abstromigen Uferbereiche DPS 4 und 5 zeigten im Liegenden von Grob-, Mittel- und Feinsanden bis zur Endteufe Tone. Im Bereich des DPS 3 wurden z.T. feinsandige Tone erbohrt. Die Bohrprofile im Bereich der DPS 3, 4 und 5 zeigten in den hangenden Schichten Faulschlammeinlagerungen, die reduzierende Verhältnisse anzeigen. Die anstromigen Sedimente zeigten keine Faulschlammablagerungen.

Die in der Isobathenkarte zu erkennenden, relativ steilen Uferbereiche mit für Baggerseen typischen Hangneigungen von 1:2 – 1:3 sowie die lithologische Beschreibung der Stechzylinder deuten nicht auf eine relevante Einbringung von Abraum in die Böschungen hin.

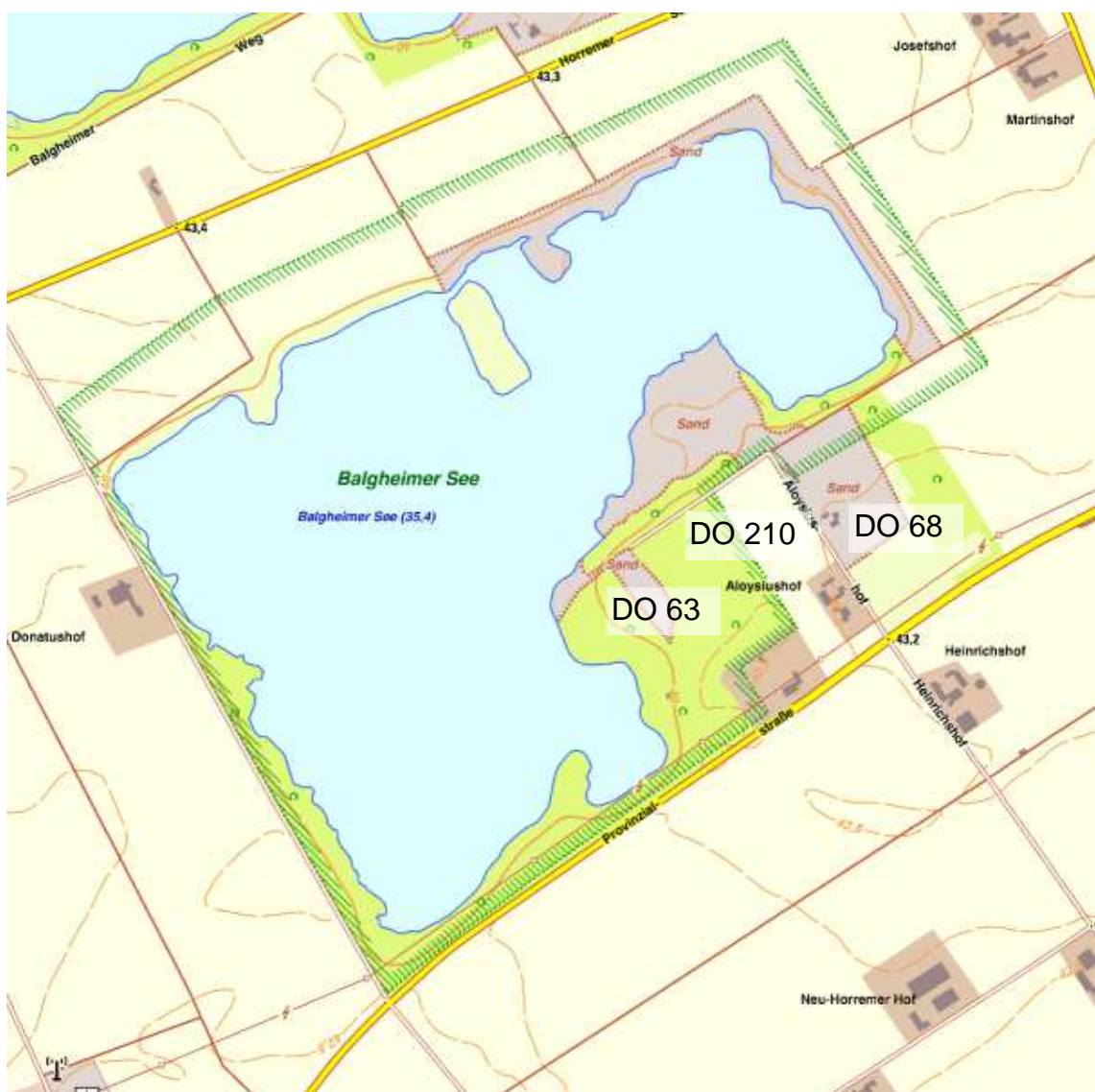
Ausweislich der in 2001 durch das LANUV NRW durchgeführten Tiefenprofilaufnahmen (vgl. Anlage 4.2 und 5.2) für den Uedesheimer See zeigt der See ein stabiles Schichtungsverhalten bis zum Ende der Sommerstagnation. Die Tiefenprofilaufnahmen im März 2001 lassen auf eine vollständige Durchmischung des Seewassers im Rahmen der Vollzirkulation im Herbst und Frühjahr schließen. Der Uedesheimer See ist damit als holomiktisch, kalt-dimiktisch zu bezeichnen.

Gemäß LAWA-Richtlinie 2003 ist für den geschichteten Uedesheimer See als Referenztrophie der oligotrophe Zustand anzunehmen.

3.3 Beschreibung der Randbedingungen im Bereich des Balgheimer Sees

Der Balgheimer See liegt in der Mitte zwischen den Ortsteilen Straberg und Horrem der Stadt Dormagen (vgl. Abb. 2.1). Der Baggersee ist allseitig von landwirtschaftlich genutzten Ackerflächen umgeben (vgl. nachfolgende Abb. 3.3.1). Ca. 500 m östlich des Sees verläuft die BAB 57. Der südliche Uferbereich ist mit Laubwald bewachsen. Gemäß Altlastenkataster des Rhein-Kreises Neuss befindet sich zwischen der südlichen Uferlinie und westlich des Aloysushofs die Altablagerung mit der Bezeichnung Do 63. Nach Nordosten schließen sich die Altablagerungen Do 210 und Do 68 an (die ungefähre Lage der Altablagerungen ist in Abb. 3.3.1 ausgewiesen).

Abb. 3.3.1: Derzeitige Nutzungsverhältnisse im Umfeld des Balgheimer Sees (Quelle: Tim Online, abgerufen am 25.1.2016)



Bei den Altablagerungen Do 63 und Do 68 handelt es sich um ehemalige Auskiesungen, die mit Bodenaushub und Bauschutt sowie mit Rückständen aus der Steinsalzelektrolyse (Bariumsulfat, Calciumcarbonat, Magnesiumhydroxid, Steinsalz- und Graphitrückstände) verfüllt wurden. Rückstände aus der Steinsalzelektrolyse wurden nur in der Do 63 ca. 1 m oberhalb des Grundwasserschwankungsbereichs eingebaut. Bei der Altablagerung Do 210 handelt es sich um eine ehem. Ziegeleigrube, die aber nicht bis in die gesättigte Bodenzone ausgekoffert wurde. Die Ziegeleigrube wurde mit Bodenaushub und Bauschutt verfüllt.

Eine in 1994 durchgeführte Grundwasser-Untersuchung zeigte im Abstrom der Altablagerung Do 63 leicht erhöhte Chlorid- und Sulfat-Gehalte, die jedoch noch deutlich unterhalb der Grenzwerte der TrinkwV von 2011 liegen. Hinweise auf wasserwirtschaftlich relevante Auslaugungsprozesse wurden im Bereich der Altablagerung DO63 nicht festgestellt.

Der See liegt innerhalb der festgesetzten Wasserschutzzone IIIB der WG Auf dem Grund der Niederrheinisch-Bergisches Gemeinschaftswasserwerk GmbH (vgl. Abb. 2.1).

Die von 1986 bis 2014 durchgeführte Auskiesung im Bereich des Balgheimer Sees erschloss quartäre Niederterrassensedimente des Rheins, die von tertiären Feinsanden (Oberoligozän) unterlagert werden. Die Kiese und Sande der Niederterrasse zeigen nach Erfahrungen des Unterzeichners mit Pumpversuchen im Raum Düsseldorf kf-Werte von ca. $1,5 \cdot 10^{-3}$ m/sec.

Die Grundwasserströmung im Bereich des Balgheimer Sees ist nach Nordosten auf den Vorfluter Rhein ausgerichtet. Der Grundwasserflurabstand beträgt ca. 8 m.

Die Flächengröße des Sees betrug zum Untersuchungszeitpunkt 2002/2003 ca. 54 ha, die max. Wassertiefe gemäß Tiefenlotungen 22,7 m. Nach Angaben des Büros Dr. Janus wies der See in 2002/2003 ein Volumen von ca. 5.986.000 m³ auf und hatte demnach eine mittlere Wassertiefe von 11,1 m. Die morphometri-

schen und hydrologisch-limnologischen Kenngrößen sind in Anlage 1 ausgewiesen.

In der nachfolgenden Abb. 3.3.2 ist die Seemorphologie in Form einer Isobathenkarte dargestellt.

Abb. 3.3.2: Isobathenkarte des Balgheimer Sees zum Stand 2002 (Quelle der Kartengrundlage: Tim Online, abgerufen am 25.1.2016)



Die Darstellung zeigt, dass der See in 2002/2003 aus einem deutlich größeren, nahezu rechteckigem südwestlichen Seebereich sowie einem buchtenreichen, nordöstlichen Seebereich bestand. Hierbei fällt in der nordöstlichsten Ecke des Sees insbesondere der durch eine Engstelle abgetrennte rechteckige Seebereich auf. Da die Engstelle Wassertiefen von > 10 m aufweist, ist zu erwarten, dass in den Untersuchungsjahren 2002/2003 zum Höhepunkt der Sommers-

tagnation ein Wasseraustausch zwischen den beiden Seebereichen auch für das Hypolimnion stattfand.

Der Vergleich der Abb. 3.3.1 und 3.3.2 zeigt, dass die Seefläche und damit auch das Volumen des Balgheimer See seit dem Untersuchungszeitpunkt 2002/2003 insbesondere in nordöstliche Richtung deutlich erweitert wurde. Die Engstelle zwischen dem südwestlichen und dem nordöstlichsten Seebereich existiert nicht mehr.

Der Balgheimer See wird derzeit von einem Angelverein genutzt, der die südöstlichen Uferbereiche bewirtschaftet.

In 2002 wurde zunächst ein Profilschnitt entlang der Längserstreckung des Balgheimer Sees von der bestehenden GWMS B1 zur ebenfalls bestehenden GWMS B2 gewählt. Die Peeper DPS 1 und DPS 2 wurden im anstromigen, die Peeper DPS 4 und DPS 5 im abstromigen Uferbereich, jeweils in 3 und 7 m Wassertiefe eingebaut. Der Peeper DPS 3 wurde im Zentrum des Sees, in etwa 17 m Wassertiefe eingebracht.

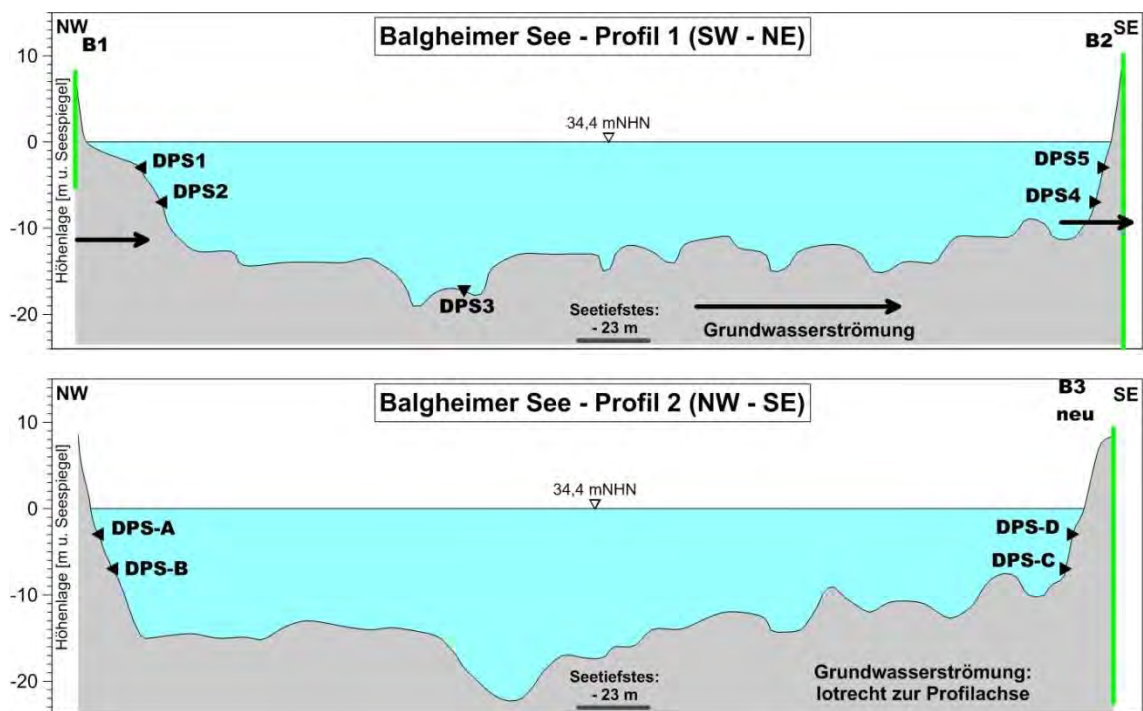
Die unmittelbar im Nachgang zu den in 2002 durchgeführten Erstauswertungen erstellten Isobathenkarten (vgl. Abb. 3.3.2) sowie Recherchen beim Abgrabungsbetreiber zeigten, dass große Teile der südwestlichen Uferbereiche des Balgheimer Sees mit Abraum überschüttet wurden. Da entsprechend für den südwestlichen Uferbereich ein reduzierter Austausch des Seewassers mit dem anstromigen Grundwasser zu erwarten war, wurden im Frühjahr 2003 Untersuchungen entlang eines weiteren, vom nordwestlichen zum südöstlichen Uferbereich verlaufenden Profils durchgeführt. Im nordwestlichen Uferbereich wurden die Peeper DPS A und DPS B, im südöstlichen Uferbereich die Peeper DPS C und DPS D, jeweils in 3 und 7 m Wassertiefe eingebaut. Auf einen erneuten Einbau eines Peepers im Bereich des Seegrunds wurde verzichtet.

Ferner wurde in 2003 im südöstlichen Uferbereich die GWMS B3 eingerichtet. Die GWMS B3 weist gegenüber der GWMS B1 eine deutlich größere Einbautiefe (B3: 31,8 m gegenüber B1: 13,4 m) auf, so dass in der B3 schichtenbezogene Grundwasserproben aus dem quartären Aquifer entnommen werden konn-

ten. Aus der B1 war nur die Entnahme einer Einzelprobe aus dem obersten Bereich des quartären Stockwerks möglich.

Die nachfolgende Abb. 3.2.3 zeigt die beiden Profilschnitte entlang der beprobten GWMS und der Einbaubereiche der Peeper. Die Tiefenprofile zur Erfassung des Schichtungsverhaltens sowie die Entnahmestellen der Seewasserproben wurden im Bereich der DPS 3 positioniert.

Abb. 3.3.3: Profilschnitte durch den Balgheimer See (Digitalisierung aus der Isobathenkarte in Abb. 3.3.2)



Der Baggersee liegt in seiner Längserstreckung ziemlich genau in Grundwasserfließrichtung. Zur Überprüfung der Strömungslinien des Grundwassers im Umfeld des Balgheimer Sees zum Ausbauzustand 2002/2003 wurde vom Autor ein orientierendes Grundwassermodell erstellt (eingesetzt wurde das auf dem Grundwassermodellierungsprogramm MODFLOW des US Geological Survey basierende Programm ASMWIN, Vers. 2006, von CHIANG, KINZELBACH & RAUSCH). Die modelltechnische Überprüfung zeigte, dass die Kippungslinie¹ des Balgheimer Sees seinerzeit zur Nordrichtung um etwa 40° im Gegenuhrzeigersinn verdreht war und etwa den Bereich der GWMS B3 schneidet (vgl.

¹ = Die Kippungslinie bezeichnet die Linie, bei der das Seewasser und das Grundwasser das gleiche Druckpotential aufweisen

Abb. 3.3.2). Die zuvor angesprochenen Altablagerungen lagen entsprechend zum Untersuchungszeitpunkt 2002/2003 im Abstrom der Kippungslinie und konnten somit die See- und Grundwasserqualität bzw. die Zusammensetzung der Sedimentporenwassers hydrochemisch nicht beeinflussen. Der Beobachtungspegel B3 lag gemäß Modellierung zum Untersuchungszeitpunkt im Seitenstrom des Grundwassers, wo nur geringe Grundwasserfließgeschwindigkeiten zu erwarten sind. Durch den weiteren Ausbau des Balgheimer Sees wurde die Kippungslinie weiter in nordöstliche Richtung verschoben. Entsprechend liegt die GWMS B3 nunmehr im Grundwasseranstrom des Sees.

Bis auf den Einbau von Abraum in den südwestlichen Uferbereichen lassen die ausweislich der Isobathenkarte relativ steilen Uferbereiche mit für Baggerseen typischen Hangneigungen von 1:2 – 1:3 sowie die lithologische Beschreibung der Stechzylinder keine weiteren Verkippungen von Abraum in den Böschungen vermuten.

Im Bereich der Einbaupositionen der Peeper wurden durch das Büro Dr. Janus Sediment-Stechkerne bis ca. 0,5 m Tiefe entnommen und lithologisch aufgenommen. Die Schichtenprofile der Stechzylinder sind in Anlage 3 dokumentiert.

In den anstromigen, südwestlichen Uferbereichen (DPS 1 und 2) wurden jeweils Wechselfolgen von fein- bis grobsandigen, z.T. tonigen Sedimenten erbohrt. Die Stechzylinder der abstromigen, nordöstlichen Uferbereiche (DPS 4 und 5), der nordwestlichen Uferbereiche (DPS A und B) sowie die Sedimentansprache am Seegrund (DPS 3) zeigten Grob-, Mittel- und Feinsande. Die Hangendbereiche der Profile aller Stechzylinder (Tiefe bis 38 cm) zeigten Schwarzfärbungen, die auf FeS₂-Ausfällungen zurückzuführen sind und damit reduzierende Verhältnisse anzeigen. Im abstromigen Uferbereich wiesen die Sedimente bereichsweise aber auch rostrote Färbungen auf, die auf deutlich aerobe Verhältnisse hinweisen. Im südöstlichen Uferbereich (Seitenstrom) zeigte das Schichtenprofil im Bereich der DPS D (Einbautiefe 3 m) durchgehend Mittel- und Grobsande. Im Bereich der DPS C (Einbautiefe 7 m) wurden im Liegenden von Grob-, Mittel- und Feinsanden Tone erbohrt, die feinsandig ausgebildet waren.

Die Hangendbereiche der beiden letztgenannten Schichtprofile zeigten ebenfalls eine Schwarzfärbung durch FeS₂-Ausfällungen.

Ausweislich der in 2003 durch die Büros „Biologische Station im Kreis Neuss e.V.“ und Dr. Tillmanns & Partner GmbH durchgeführten Tiefenprofilaufnahmen (vgl. Anlagen 4.3 und 5.3) zeigt der Balgheimer See ein stabiles Schichtungsverhalten bis zum Ende der Sommerstagnation. Die Tiefenprofilaufnahmen im März 2003 lassen auf eine vollständige Durchmischung des Seewassers im Rahmen der Vollzirkulation im Herbst und Frühjahr schließen. Der Balgheimer See ist damit ebenfalls als holomiktisch, kalt-dimiktisch zu bezeichnen.

Gemäß LAWA-Richtlinie 2003 ist für den geschichteten Balgheimer See als Referenztrophi der oligotrophe Zustand anzunehmen.

3.4 Unterschiede und Gemeinsamkeiten der ausgewählten Seen

Zusammenfassend ist für die untersuchten Seen festzustellen, dass sie zumindest für die tieferen Seebereiche von > 10 m Wassertiefe bis zum Ende der Sommerstagnation ein stabiles Schichtungsverhalten aufweisen. Die Seen zeichnen sich zudem durch steile Uferbereiche aus. Mit Seegrößen von 6 ha, 16 ha und 54 ha sind die Abgrabungsgewässer als große Seen (nach den Kriterien der LAWA Trophieklassifikation 2014 sind Seen mit Flächengrößen von > 5 ha als große Seen zu bezeichnen) einzustufen. Diese aufgezeigten Gemeinsamkeiten sind typisch für Nassabgrabungen bei der Gewinnung von Kiesen und Sanden im Bereich der Niederrheinischen Bucht.

Die Seen variieren allerdings hinsichtlich ihrer Größe, Ausbautiefe und Alter. Während zum Untersuchungszeitpunkt der Ausbau des Hackenbroicher Waldsees bereits vollständig abgeschlossen war und der Ausbau des Uedesheimer Sees in seiner Endphase lag, befand sich der Balgheimer See noch im Zustand des Ausbaus, der erst mehr als 10 Jahre später abgeschlossen wurde. Ferner ist beim Balgheimer See im Gegensatz zu den anderen Abgrabungen von Verkipungen der Uferbereiche durch Abraummateriale und damit verringerten Durchlässigkeiten auszugehen. Für den Hackenbroicher Waldsee ist im Unterschied zu den beiden anderen Seen von einem deutlich höheren Eintrag von

organischen Materialien über die vollständig mit Laubwald bewachsenen Uferbereiche auszugehen.

Zudem unterscheiden sich die drei Baggerseen untereinander in der hydrochemischen Zusammensetzung des anströmenden Grundwassers, insbesondere für den Parameter Nitrat.

Die Randbedingungen der ausgewählten Baggerseen sind in der nachfolgenden Tabelle 3.4.1 zusammengestellt.

Tab. 3.4.1: Zusammenstellung der Randbedingungen für die untersuchten Seen

Merkmal	Hackenbroicher Waldsee	Uedesheimer See	Balgheimer See
Fläche [ha]	6	16	54 (in 2003)
Volumen [m ³]	433.000	1.390.000	5.986.000
max. Tiefe [m]	13	16	23
mittlere Tiefe	7,2	8,7	11,1
Schichtung	geschichtet	geschichtet	geschichtet
Ausbauzeitraum	1960'er Jahre	1970'er - Anfang der 1990'er Jahre	1986 - 2014
Wasserschutzzone	E III A, Tannenbusch & Hackenbroich (in 2012 abgelaufen)	IIIB, Im Rheinbogen	IIIB, Auf dem Grind
Nutzung See	Landschaftsschutzgebiet Naherholung, Angelverein	naturnahe Erholung	Naturschutzgebiet Angelverein
Nutzung Umfeld	Landwirtschaft, Wohnen	Industriegebiet, Gewerbegebiet, Landwirtschaft, Verkehrsflächen A45, A57, B9, K30 in unmittelbarer Nähe	Landwirtschaft Verkehrsflächen L380, L280, K12 in unmittelbarer Nähe

4. Methodik und Untersuchungsprogramm

Um die Wechselwirkungen entlang der Stromlinie "anströmendes Grundwasser → See → abströmendes Grundwasser" möglichst detailliert aufzulösen, wurden zunächst die im direkten An- und Abstrom des Baggersees befindlichen **Grundwassermessstellen** beprobt (jeweils im Frühjahr und am Ende der Sommerstagnation). Die GWMS wurden – soweit das möglich war – über mehrere Tiefenbereiche (Abstände ca. 3 m) beprobt. Hierzu wurden in die Messstellen in den unterschiedlichen Tiefenbereichen bis zu sechs Förderpumpen gleichzeitig eingebaut. Die Probenahme erfolgte mit geringer Förderrate von 1,8 – 6 l/min. Durch den damit erzeugten hydraulischen Gegendruck sollten hydraulische Kurzschlüsse verhindert und sichergestellt werden, dass die entnommenen Proben nur die beprobte Schicht repräsentieren.

Da die GWMS B 1 im Anstrom des Balgheimer Sees mit einer Filterstrecke von ca. 7 m keine schichtbezogene Beprobung zuließ, wurde aus dieser nur eine integrierende Einzelprobe über die gesamte Filterstrecke entnommen.

Zur limnologischen und hydrochemischen Untersuchung des **Seewassers** wurden im Bereich des Seetiefsten mehrmals jährlich Tiefenprofilaufnahmen für die Vor-Ort-Parameter durchgeführt. An diesen Terminen wurden zudem schichtenbezogen (für den Uedesheimer See aus bis zu 7 Tiefenstufen) Seewasserproben aus dem Epi- und Hypolimnion für die hydrochemischen Untersuchungen entnommen. Ferner wurde an den jeweiligen Beprobungsterminen die Sichttiefe ermittelt. Die einzelnen Untersuchungstermine und Entnahmetiefen sind in Anlagen 5.1, 5.2 und 5.3 aufgeführt.

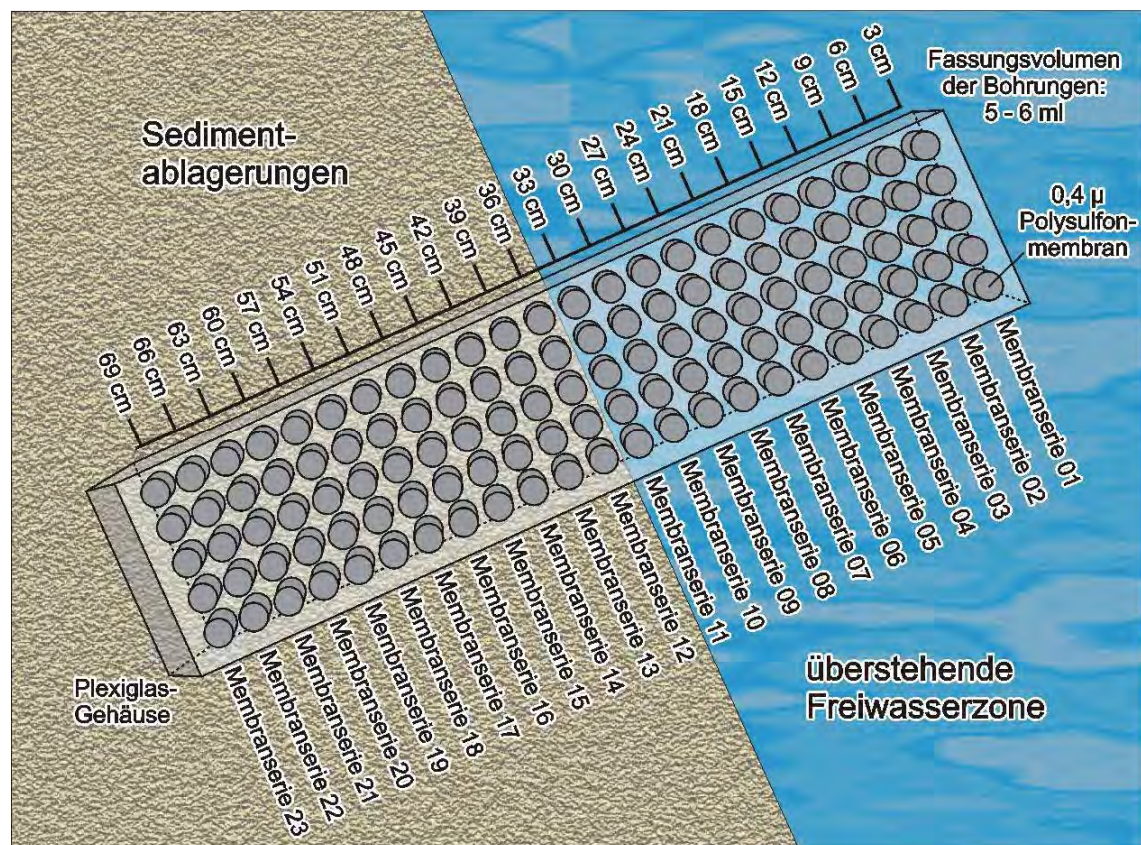
Die horizontal entnommenen Seewasserproben wurden vom Labor des LANUV NRW auf die Parameter Nitrat (NO_3), Nitrit (NO_2), Ammonium (NH_4), Gesamt-Phosphor (P), Chlorid (Cl), Sulfat (SO_4), Calcium (Ca), Magnesium (Mg), Kalium (K), Natrium (Na), Eisen (Fe), Mangan (Mn), Zink (Zn), gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), z.T. auch gesamter organischer Kohlenstoff (TOC), sowie Chlorophyll und Phaeopigment untersucht.

Von besonderem Interesse waren im Rahmen des Forschungsvorhabens insbesondere die Wechselwirkungen im Übergangsbereich von Grund- und See-

wasser und damit im **Sedimentporenwasser**. Um die dort vorliegenden hydrochemischen Bedingungen zu erfassen, ohne die In-Situ-Bedingungen zu verändern (z.B. mittels Sedimentkernbohrungen und anschließender Abpressung oder Zentrifugierung des Sediments), wurden für den Einsatz Dialyse-Porenwasser-Sammler (DPS) angefertigt. Die DPS basieren auf einem von HESSLEIN in 1976 veröffentlichten Prinzip, bei der ein kleines Volumen destillierten Wassers in eine Kammer gefüllt und diese mit einer Dialysmembran verschlossen wird. Nachdem die DPS in den Sedimentkörper eingebracht werden und somit in direktem Kontakt mit dem Sedimentporenwasser stehen, wird sich ein Ionen-Gleichgewicht einstellen, wodurch aufgrund von Konzentrationsdifferenzen im Sedimentporenwasser gelöste Stoffe in die Kammern hineindiffundieren.

Die Prinzipskizze eines DPS (Peeper) ist in der nachfolgenden Abb. 4.1 dargestellt. Der Peeper besteht aus einem Plexiglasgehäuse, in welches Kammern eingesetzt sind, die zum Sediment bzw. zur Freiwasserzone hin mit einer semi-permeablen Polysulfonmembrane ($0,4 \mu\text{m}$) verschlossen sind.

Abb. 4.1: Prinzipskizze eines Dialyse-Porenwasser-Sammlers



Zur Gewinnung von ausreichendem Probenmaterial aus den aus 5 Kammern bestehenden Membranserien, wurden jeweils 3 bis 7 Membranserien zu einer Probe vereinigt. Aus dem Sedimentporenwasser konnten so je Peeper bis zu 4 Proben und aus dem überstehenden Freiwasser bis zu 2 Proben gewonnen werden.

Für die Ermittlung der Verhältnisse im anstromigen und abstromigen Uferbereich der betrachteten Seen wurden in der Nähe der ebenfalls untersuchten Grundwassermessstellen DPS in 3 m und 7 m eingebaut. Zusätzlich wurde ein DPS entlang der Stromlinie im Bereich des Seetiefsten eingebaut. Die Ein- und Ausbauarbeiten führten des Büro Dr. Janus & Partner jeweils im Frühjahr (März) und während der Sommerstagnation (August) durch.

Die entnommenen Proben wurden vom Labor des LANUV NRW auf die Parameter NO_3 , NO_2 , NH_4 , P, Cl, SO_4 , Ca, Mg, K, Na, Fe, Mn, Cadmium (Cd), Zn, DOC und TOC untersucht.

Im Einbaubereich der Peeper wurden zudem Sedimentproben bis ca. 50 cm Tiefe mit dem Stechzylinder (\varnothing 60 mm) entnommen. Die Bohrkern wurden lithologisch und organoleptisch vom Büro Dr. Janus beschrieben.

Für den Hackenbroicher Waldsee wurden die Untersuchungen in 1999 (Seewasseruntersuchungen durch das Büro Dr. Arens) und 2000 (Grundwasserentnahmen durch Apero, Peeper-Beprobungen durch Dr. Janus), für den Uedesheimer See in 2001 und für den Balgheimer See in 2002 (Profil 1 in Abb. 3.3.2, 3.3.3) und 2003 (Profil 2 in Abb. 3.3.2, 3.3.3) durchgeführt.

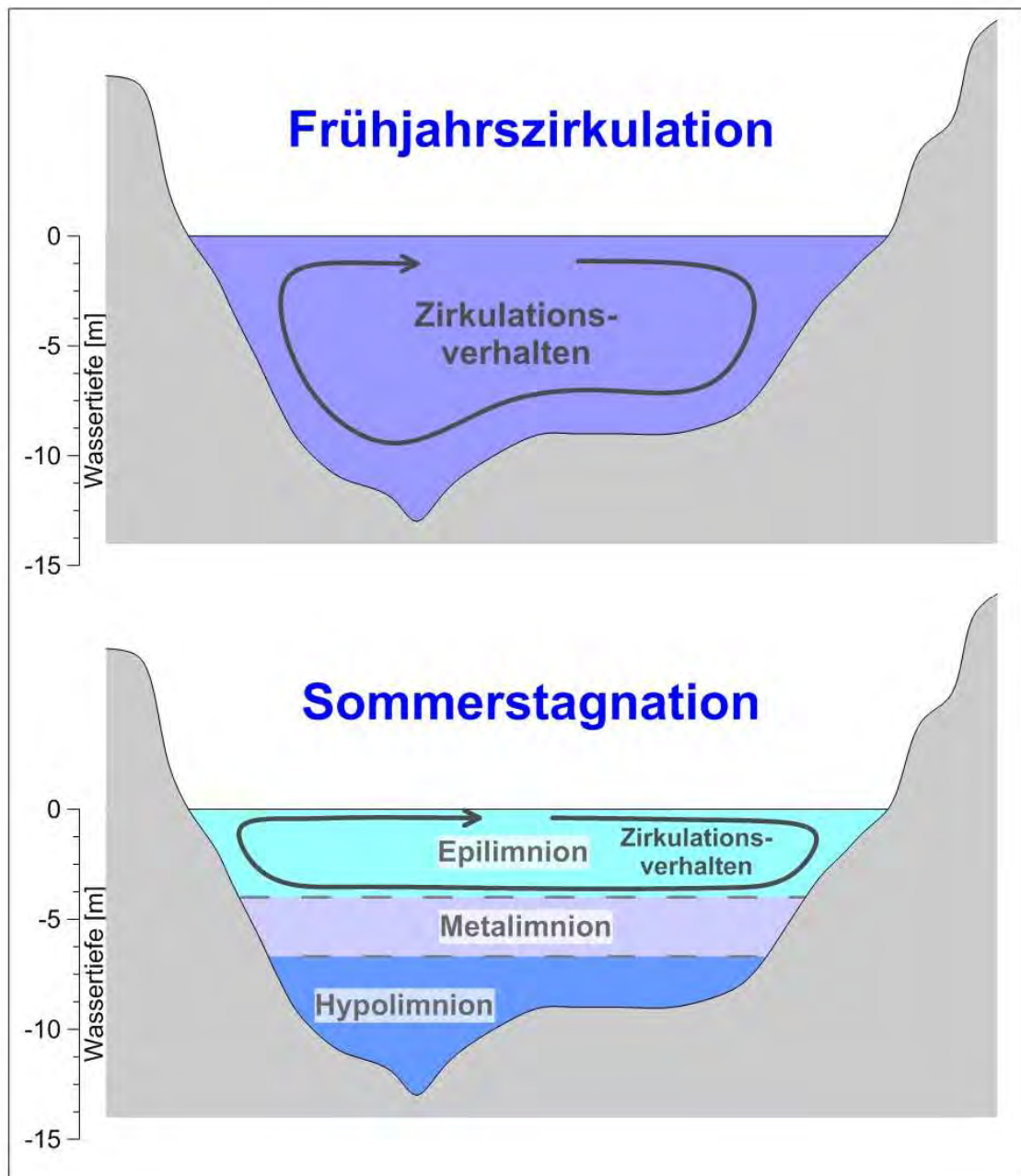
5. Grundlagen der Umsetzungsprozesse im System Grundwasser/Seewasser

5.1 Limnologische Grundlagen

Analog zu natürlichen Stillgewässern stellt sich auch in Baggerseen eine sommerliche Temperaturschichtung ein. Diese führt zu einer oberflächennahen, durchlichteten Nährschicht (Epilimnion) und einer tieferliegenden Zehrschicht (Hypolimnion). Beide Schichten sind durch eine stabilisierende Temperatur-

sprungschicht (Metalimnion) getrennt, die den Sauerstoff- und Nährstoffaustausch behindert (vgl. nachfolgende Abb. 5.1.1).

Abb. 5.1.1: Schichtungsverhalten von Baggerseen am Beispiel des Hackenbroicher Waldsees



Der Grund für die saisonale Ausbildung einer Schichtung mit trennender Sprungschicht ist die oberflächennahe Erwärmung des Seewassers über die steigenden Umgebungstemperaturen und die zunehmende Sonneneinstrahlung mit Beginn des Frühjahrs. Dabei verliert das erwärmte Wasser an Dichte und wird sozusagen "leichter". Der Austausch zwischen den unterschiedlich dichten

Wasserschichten an der Sprungschicht ist dabei stark herabgesetzt. Eine Durchmischung des Seewassers innerhalb der Wasserschichten findet jedoch weiterhin statt.

Am Ende der warmen Monate beginnt sich die Sprungschicht aufzulösen und es kommt im Herbst/Winter zu einer vollständigen Durchmischung des Seewassers. Die eigentliche treibende Kraft ist dabei die Abkühlung der oberflächennahen Wasserschichten, wobei die Dichte des Wassers abnimmt und dieses absinkt. Wenn die durchschnittliche Lufttemperatur unter die Wassertemperatur abgesunken ist (und keine wesentliche Aufheizung durch die Sonneneinstrahlung mehr stattfindet), kommt es zu einer vollständigen Durchmischung des Seewassers - unterstützt durch die höheren Windgeschwindigkeiten im Herbst. Sofern die Seen im Winter nicht durch eine Eisschicht abgedeckt sind (dies ist bei den milden Wintern am Niederrhein nur selten der Fall), kann - durch die im Winterhalbjahr höheren Windgeschwindigkeiten unterstützt - eine vom Herbst bis Frühjahr andauernde Durchmischung des Seekörpers stattfinden.

Als Folge des sommerlichen Schichtungsverhaltens reichert sich im Epilimnion über die Fotosynthese des Planktons Sauerstoff an, während im Hypolimnion O₂-zehrende Prozesse zu einer Minderung der O₂-Versorgung führen. Im Herbst und Frühjahr kommt es durch Zirkulationsprozesse zur Aufhebung dieser Schichtung, wodurch der Wasserkörper gleichmäßig mit Sauerstoff und gelösten Nährstoffen durchmischt wird.

Dem Hypolimnion der Baggerseen kann auch während der Stagnationsphase Sauerstoff über den Grundwasserzustrom zugeführt werden.

5.2 Hydrochemische Grundlagen

Bei der Anlage von Baggerseen wird die Grundwasseroberfläche freigelegt. Das Grundwasser fließt dem Baggersee in den anstromigen Uferbereichen zu und strömt in den abstromigen Uferbereichen wieder in den Grundwasserkörper ein. Der Seekörper ist daher als Teil des Grundwasserkörpers anzusehen. Mit zunehmendem Alter eines Baggersees entstehen Abdichtungseffekte, durch die

der hydraulische Austausch zwischen Grund- und Seewasser verzögert wird - bis hin zur Abdichtung. In welchem Zeitraum dies geschieht, hängt von unterschiedlichen Faktoren ab, wie z.B. der Eintragsmenge von Feinstaub und – sand, der Größe der Seefläche, der Morphologie der Uferbereiche, dem Ausmaß des Nährstoffeintrags, dem Klima, der Tiefe des Gewässers und dessen Lage innerhalb des Grundwasserleiters.

Beim Eintritt von Grundwasser in einen See ändern sich wesentliche Rahmenbedingungen, wodurch das Wasser physikalische und hydrochemische Veränderungen erfährt.

Während die Grundwassertemperaturen in Abhängigkeit von der Sedimentüberdeckung nur geringe jahreszeitliche Amplituden mit Durchschnittstemperaturen in einer Bandbreite von 10 - 12 °C zeigen, ist die Seewassertemperatur deutlich enger an die jeweilige Umgebungstemperatur gebunden. Während im Bereich der Niederrheinischen Bucht die Wassertemperatur im Epilimnion in den Spätsommermonaten auf über 20°C ansteigen kann, steigen die Wassertemperaturen im Hypolimnion selten über 15°C. Im Frühjahr kann die Wassertemperatur des gesamten Seewasserkörpers hingegen auf unter 4°C absinken. Die veränderten Wassertemperaturen haben Auswirkungen auf die Parameter pH-Wert, Sauerstoffsättigung und Redoxpotential.

Die Auswirkungen der im Sommer steigenden und im Winter fallenden Temperaturen auf den **pH-Wert** sind relativ gering und die Abweichungen liegen bei der o.g. Temperaturvariation bei Differenzen von unter 0,1.

Da der pH-Wert als der negative dekadische Logarithmus der H_3O^+ -Ionenkonzentrationen definiert ist, wird dieser stärker durch gelöste Gase (CO_2 , NO_2 , SO_2) und Säuren wie z.B. durch Huminsäuren beeinflusst.

In den Lockergesteinssedimenten der Niederrheinischen Bucht werden üblicherweise pH-Werte mit einer Bandbreite von 6,5 – 7,0 gemessen. Beim Eintritt des Grundwassers in den Seekörper findet eine Ausgasung statt, wodurch insbesondere CO_2 aus dem Seewasser ausgast bzw. durch Wasserpflanzen (Makrophyten, Algen, Plankton) verbraucht wird. Durch die Reduzierung des gelös-

ten CO_2 wird das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht ($\text{H}^+ + \text{HCO}_3^- \leftrightarrow \text{H}_2\text{O} + \text{CO}_2\uparrow$) zugunsten gelöster H^+ - und HCO_3^- -Ionen verschoben, wodurch der pH-Wert steigt (im Epilimnion werden bei mindestens mesotrophen Verhältnissen pH-Werte von 8,0 – 8,5 gemessen, bei hypertrophen Zuständen kann der pH-Wert auf über 10 ansteigen) und die Ausfällung von Calcit begünstigt wird (Einbau in Kalkschalern). Am Seegrund wird hingegen durch den Abbau von organischer Substanz CO_2 freigesetzt, so dass es im Hypolimnion zu einem deutlich geringeren Anstieg der pH-Werte (durchschnittlich um ca. 7,0 – 8,0) als im Epilimnion kommt.

Die Erhöhung der pH-Werte und die Reduzierung des Anteils an gelösten Salzen (durch Entgasungen von CO_2 , NO_2 , SO_2 , Ausfällungen von Kalk, Verbrauch von Nitrat und Sulfat beim Abbau organischer Substanz) verringert auch die **elektrische Leitfähigkeit**, die ein Maß für die gesamte Salzfracht des Wassers ist.

Mit dem **Redoxpotential** wird das Reduktions-/Oxidationsvermögen des Wassers beschrieben. Dieses ist abhängig von Temperatur, pH-Wert und gelöstem Sauerstoff sowie der Konzentration von im Wasser gelösten Oxidationsmitteln (z.B. Nitrat, Sulfat oder Eisen (III)) oder Reduktionsmitteln (z.B. Ammonium, Eisen(II)). Ein im Anstrom eines Baggersees hohes Redoxpotential kann z.B. auf hohe Nitrat-Konzentrationen im anströmenden Grundwasser bedingt sein, während das im Abstrom des Baggersees trotz höherer Sauerstoffsättigung geringere Redoxpotential auf einen Abbau von gelöstem Nitrat und/oder Sulfat zurückzuführen ist. Die Höhe des Redoxpotentials kann somit nicht als Kriterium für die hydrochemische Qualität des Grundwassers herangezogen werden.

Bereits 1982 wurde von VOLLENWEIDER & KEREKES ein Verfahren zur Ermittlung der Sedimentationsraten für die Nährstoffe Nitrat und Phosphat in natürlichen Seen und Staustufen ermittelt. Auch die zahlreichen Veröffentlichungen im Rahmen der KaBa-Studie und die aktuelle Studie der Uni Wien (HOFMANN & MÜLLEGER 2011) beschreiben eine deutlichen Verringerung der Nitrat- und Phosphor-Konzentrationen von Grundwasser beim Durchströmen eines Baggersees.

Die in den Studien beschriebenen Prozesse des **Nitrat**-Abbaus umfassen die Denitrifikation mit Ausgasungen von molekularem Stickstoff, Oxidationsprozesse durch Nitrat mit Reduktion zu Ammonium sowie den Einbau von Stickstoff-Verbindungen in Organismen mit anschließender Sedimentation am Seegrund.

In den KaBa-Studien wird zum Ende der Sommerstagnation eine Abnahme der Nitrat-Konzentrationen im Seewasser vom Epilimnion zum Hypolimnion und insbesondere zu den seegrundnahen Wasserschichten beschrieben. Gleichzeitig nimmt die **Ammonium**-Konzentration in Richtung der seegrundnahen Wasserschichten zu. Dies zeigt, dass beim Abbau organischer Substanz von den abbauenden Organismen nach dem Verbrauch von im Wasser gelöstem Sauerstoff zunehmend Nitrat als Oxidationsmittel genutzt wird.

Nitrit ist ein instabiles Zwischenprodukt bei der Umwandlung von Nitrat in Ammonium bzw. umgekehrt. Während Nitrit im Grundwasser praktisch nicht nachweisbar ist, wurde es laut den genannten Studien in den seegrundnahen Seewasserschichten bei der Umsetzung von organischen Materialien lokal in Spuren nachgewiesen.

Für den **Phosphor**-Abbau werden in den vorgenannten Studien die Ausfällung von Phosphaten als schwerlösliche Eisen(III)-Phosphat-Komplexe sowie der Einbau von Phosphat in Zellmaterialien von Algen mit anschließendem Einbau in Seesedimenten genannt. Bei älteren Baggerseen kommt dem zellulären Einbau von Phosphor in Makrophyten besondere Bedeutung zu, da Phosphor der entscheidende Nährstoff für das Pflanzenwachstum ist und die Makrophyten in ihren Zellen Depots für Mangelzeiten anlegen (vgl. DWA-Merkblatt M 606, 2006). Phosphor ist daher in den meisten Baggerseen der limitierende Faktor für das Pflanzenwachstum und entsprechend gelöst nur in Spuren vorhanden.

Sulfat kann in einem See bei Abwesenheit von Sauerstoff und Nitrat ebenfalls als Oxidationsmittel dienen. Daher werden in den KaBa-Studien bei Seen mit anaerobem Tiefenwasser zur Tiefe hin abnehmende Sulfat-Konzentrationen beschrieben. In den am Oberrhein vorhandenen, mit mehreren Zehner-Metern sehr tiefen Baggerseen, wurde in seegrundnahen, anaeroben Bereichen bei der Reduktion des Sulfats auch die Bildung von Schwefelwasserstoff nachgewie-

sen. Eine Bildung von Schwefelwasserstoffen ist allerdings bei den Baggerseen der Niederrheinischen Bucht – mit eher moderaten maximalen Tiefen von ca. 30 m – nicht zu beobachten.

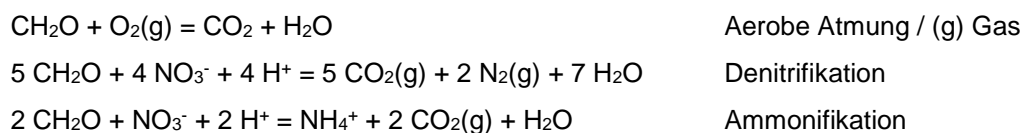
Eisen ist im Grundwasser nur in zweiwertiger Form als Fe(II) löslich. Beim Übertritt von Grundwasser in einen aeroben See fällt das gelöste Eisen als Fe(III)-Hydroxid aus. Das Eisen(III) vergesellschaftet sich dabei häufig mit Phosphor-Komplexen sowie Schwermetallen. Bei anaeroben Verhältnissen am Seegrund kann das dreiwertige Eisen als Oxidationsmittel für den Abbau von organischem Material dienen und in Form von Fe(II)-Verbindungen rückgelöst werden. In Seen mit anaerobem Tiefenwasser sind die Eisen-Konzentrationen in den seegrundnahen Bereichen deutlich höher als im Epilimnion.

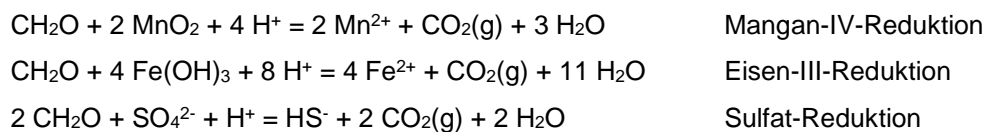
Die gleichen Verhältnisse wurden in der KaBa-Studie auch für den Parameter **Mangan** beschrieben. Hier liegen die löslichen Manganverbindungen in zweiwertiger Form vor, während die Mangan(IV)-Verbindungen schwerlöslich sind.

Für die Kationen der Alkali- und Erdalkali-Metalle **Ca**, **Mg**, **K** und **Na** sowie für das Anion **Cl⁻** konnten die Autoren der KaBa-Studie keine Beeinflussung durch unterschiedliche Sauerstoffverhältnisse im Seewasser nachweisen.

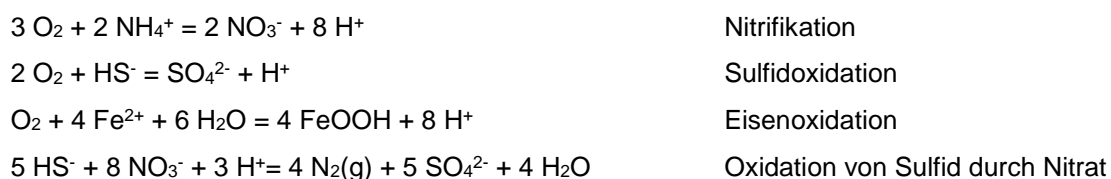
Die KaBa-Studien zeigten für den Parameter **DOC** in sauerstoffreichen Seen geringere Werte als in Seen mit einem Sauerstoffdefizit. Die Reduzierung des Sauerstoffs ist nach Aussage der Autoren der KaBa-Studie auf eine erhöhte Primärproduktion der Biomasse zurückzuführen. Gleichzeitig hält die Studie der Universität Wien fest, dass Baggerseen mit zunehmendem Alter dazu tendieren, weniger DOC aus Biomasseabbau an das abstromige Grundwasser abzugeben, da sie sich zunehmend als vom Grundwasser isolierte Systeme verhalten.

Die für die vorliegende Studie wichtigsten Redoxreaktionen beim Abbau organischer Substanz sind nachfolgend aufgeführt (nach MATTHESS 2005):





Entsprechend der wechselnden Redox-Bedingungen in Baggerseen können bereits reduzierte Stoffe nach einer Durchmischung mit sauerstoffreichem Wasser reoxidiert werden. Die wichtigsten Reaktionen bei der Oxidation unter Anwesenheit von freiem Sauerstoff sind nachfolgend aufgeführt (BERTLEFF 2001):



Aus den vorgenannten Redoxreaktionen ergeben sich nachfolgende, für den limnologischen Zustand von Seen wichtige Stoffkreisläufe.

Stickstoffkreislauf

Nachdem zunächst der am Seegrund enthaltene Sauerstoff am Ende der Sommerstagnation durch den Abbau von abgesunkenem organischem Material verbraucht wurde, dient den Bakterien am Seegrund das aus der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung stammende und über den Grundwasserzustrom in den Baggersee eingetragene Nitrat als Oxidationsmittel. Ein Teil des Nitrats wird bei der Denitrifikation direkt in molekularen Stickstoff umgewandelt, der aus dem See entgast. Das restliche Nitrat wird am Seegrund von den Bakterien über die Zwischenstufe Nitrit in Ammonium umgewandelt (Ammonifikation).

Sobald sich durch die Zirkulationsprozesse im Winterhalbjahr am Seegrund wieder sauerstoffreiche Verhältnisse einstellen, wird das Ammonium wieder oxidiert und in Nitrat umgewandelt (Nitrifikation).

Sulfatkreislauf

Wenn am Ende der Sommerstagnation sowohl der im Hypolimnion vorhandene Sauerstoff als auch über den Grundwasserstrom eingetragenes Nitrat vollstän-

dig verbraucht sind, nutzen die am Seegrund auf und im Seesediment befindliche Bakterien Sulfat als Oxidationsmittel zum Abbau organischer Materialien. Der dabei entstehende Schwefelwasserstoff bildet mit gelöstem, zweiwertigen Eisen und Mangan sowie anderen Schwermetallen (die ebenfalls als Oxidationsmittel dienen) Sulfide. Während die Mehrzahl der Metallsulfide schwerlösliche Verbindungen darstellen, können FeS_2 (Pyrit) und MnS unter sauerstoffreichen Verhältnissen wieder zu Fe(III) und Mn(IV) oxidiert werden. Dabei ist eine Freisetzung von Sulfat in gelöster Form möglich. Sollten sich erneut anaerobe Verhältnisse bilden und noch Reste organischen Materials im Sediment vorhanden sein, können die Eisen- und Manganverbindungen erneut reduziert werden.

Phosphatkreislauf

Auch Phosphor stammt - wie Nitrat - nahezu ausschließlich aus der landwirtschaftlichen Düngung. Nach Eintrag in den Baggersee über das Grundwasser wird das gelöste Phosphat nahezu vollständig in die Zellen der Seeflora eingebaut. Beim Absinken von Algen zum Seegrund kann das Phosphat durch den Abbau von organischem Material wieder freigesetzt werden. Unter aeroben Bedingungen wird Phosphor allerdings in schwerlösliche Fe(III) -Verbindungen eingebaut. Bei reduzierenden Bedingungen am Seegrund kann Phosphat wieder rückgelöst werden und steht - falls der Ort der Rücklösung nicht von feinkörnigem und damit gering durchlässigem Sediment abgedeckt wird - der Biomasse wieder zur Verfügung.

5.3 Hydraulische Grundlagen

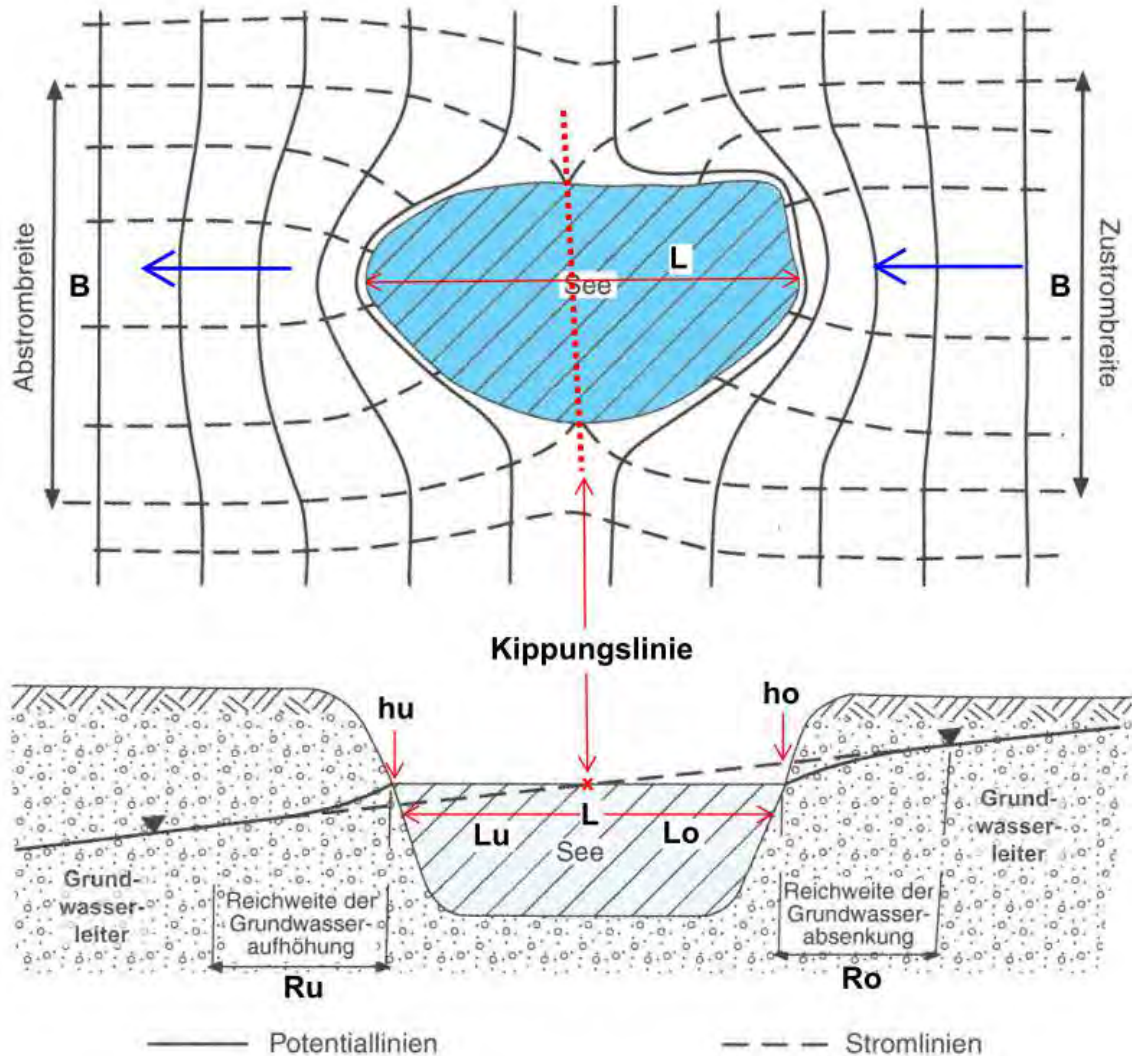
Die folgende schematische Darstellung der Hydrologie eines Baggersees verdeutlicht die hydraulischen Beeinflussungen, die von einer Nassabgrabung, die das Grundwasser freilegt, ausgehen.

Bei horizontaler Seeoberfläche und geneigter Grundwasseroberfläche ist in den an- und abstromigen Uferbereichen ein hydraulischer Potentialunterschied zwischen Grund- und Seewasser vorhanden. Im Kreuzungsbereich von Grund-

und Seewasserspiegel existiert kein hydraulischer Potentialunterschied. Dieser Bereich wird als Kippungslinie bezeichnet.

Aufgrund des hydraulischen Potentialunterschiedes wird der anstromige Grundwasserspiegel in Ufernähe abgesenkt, während der abstromige Grundwasserspiegel eine Aufhöhung erfährt. Die Sprunghöhe (Anstrom: h_a , Abstrom: h_b) nimmt nach WROBEL mit zunehmender Entfernung vom Uferbereich mit einer logarithmischen Funktion ab. Die Entfernung, bei der keine Aufhöhung oder Absenkung mehr feststellbar ist, wird maximale Reichweite (R) genannt. Die Entfernung, bei der 90% der Aufhöhung/Absenkung abgeklungen ist, wird als R_{90} -Wert bezeichnet. Die für die Berechnung der hydraulischen Kenndaten anzuwendenden Formeln sind in Anlage 1 aufgelistet.

Abb. 5.3.1: Schematische Darstellung der Hydrologie eines Baggersees (geänderte Abb. aus BERTLEFF 2001, Bezeichnungen nach WROBEL 1980,)



Die hydraulischen Verhältnisse können durch Abdichtungseffekte, Verkippungen von feinkörnigem Abraummateriale in die subhydrischen Uferbereiche sowie asymmetrischen Ausbau der Baggerseen beeinflusst werden.

Durch alterungsbedingte Abdichtungseffekte von Baggerseen kann die Kippungslinie in Abstromrichtung verschoben werden, die Verkippung von feinkörnigen Sedimenten in anstromigen Uferbereichen bewirkt den gegenteiligen Effekt. Die Asymmetrie eines Baggersees in der Art, dass der anstromige Bereich deutlich breiter und mit größeren Wassertiefen ausgebildet ist (z.B. bei einem Baggersee, der in Abstromrichtung ausgebaut bzw. erweitert wird), führt ebenfalls zu einer Verlagerung der Kippungslinie in Anstromrichtung. Mit fortschrei-

tendem Ausbau der abstromigen Baggerseebereiche wird die Kippungslinie in Richtung Grundwasserabstrom verschoben.

Durch die Anlage eines Baggersee wird das Speichervolumen eines Aquifers deutlich vergrößert, da das Seewasser dem Aquifer zu 100% zur Verfügung steht, während das nutzbare Porenvolumen in den Kiesen und Sanden am Niederrhein max. ca. 20% beträgt. Die Anlage eines Baggersees führt infolgedessen zu einer Dämpfung der jahreszeitlichen Amplituden der Grundwasserspiegelnhöhen im Umfeld des Sees, da bei schnell steigendem Grundwasserspiegel das Grundwasser verzögert in den See einfließt und bei schnell fallenden Grundwasserspiegeln dieses verzögert dem Grundwasserleiter zugeführt wird.

Andererseits können Baggerseen zu einer Verringerung der Grundwasserneubildung führen. BIESKE & PARTNER 1998 (unveröffentlicht, zitiert in SAILER 2000) gehen davon aus, dass im Bereich des Regierungsbezirks Düsseldorf auf offenen Wasserflächen keine Grundwasserneubildung stattfindet und gegenüber Bereichen mit Acker- und Grünflächen, bei denen nach PROKSCH eine Neubildung bis ca. 200 mm möglich ist, langfristig eher von einem Verlust des gewinnbaren Dargebots ausgegangen werden muss.

Nach PROKSCH (1994) kann bei den klimatischen Verhältnissen im Bereich der Niederrheinischen Bucht die verstärkte Verdunstung über offenen Wasserflächen mit etwa 650 mm/a angesetzt werden. Dies entspricht in weiten Teilen des Niederrheins in etwa der Niederschlagsmenge. Überschlägig rechnet PROKSCH daher am Niederrhein über offenen Wasserflächen mit einer neutralen Wasserbilanz. Bei Niederschlagsmengen > 650 mm übersteigt am Niederrhein die Grundwasserneubildung die Verdunstung und es ist dann auch eine positive Grundwasserbilanz möglich (vgl. DWA Merkblatt 615). BAIER & LÜTTIG konnten in einem Baggersee insbesondere im Verlauf von starken und/oder langanhaltenden Niederschlägen eine gegenüber den Umgebungsflächen verstärkte Grundwasserneubildung ermitteln. Ein durch die Anlage von Baggerseen ggf. eintretender Neubildungsverlust muss daher im Einzelfall betrachtet und ermittelt werden.

6. Darstellung der Untersuchungsergebnisse

6.1 Hackenbroicher Waldsee

6.1.1 Seewasserbeschaffenheit für den Hackenbroicher Waldsee

Für die Bewertung der limnologischen und hydrochemischen Eigenschaften des Hackenbroicher Waldsees wurden die Untersuchungen von ARENS (1999) ausgewertet. Zusätzliche Untersuchungen hinsichtlich der Seewasserqualität wurden im Rahmen der vorliegenden Studie nicht durchgeführt.

Die Befunde der Vor-Ort-Untersuchungen des Seewassers des Hackenbroicher Waldsees sind in Anlage 4.1, die Befunde der hydrochemischen Untersuchungen in Anlage 5.1 aufgelistet. Zur Visualisierung sind die hydrochemischen Befunde der Seewasseruntersuchungen in Form von Diagrammen in Anlage 6.1 dargestellt.

Vor-Ort-Untersuchungen des Seewassers

Im Rahmen der Untersuchungen von ARENS (1999) wurden im seetiefsten Bereich vertikale Tiefenprofile in einer Äquidistanz von 1 m bis zum Seegrund durchgeführt. Im März, Juni, Juli und Oktober 1999 wurden Tiefenprofile für die Parameter Wassertemperatur, Sauerstoffkonzentration, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Redoxpotential erstellt. Die Befunde sind in Anlage 4.1 in tabellarischer Form aufgelistet und zu Visualisierungszwecken mit Balkendiagrammen hinterlegt.

Die Auflistung der **Wassertemperaturen** zeigt, dass der Seewasserkörper des Hackenbroicher Waldsees am Ende der Zirkulationsphase (im März 1999) eine vollständige Durchmischung erfahren hat. Die Wassertemperaturen liegen zu diesem Zeitpunkt relativ einheitlich bei 4,8 – 5,7 °C. Die Temperaturverteilung deutet eine beginnende Erwärmung der oberflächennahen Wasserschichten zum Frühlingsbeginn an.

In der Folgezeit zeigt sich eine fortschreitende Erwärmung insbesondere der oberflächennahen Wasserschichten mit einem Maximum von 22,7 °C im Juli 1999. Eine Sprungschicht trennt das Epilimnion im Zeitraum Juni – Oktober

vom Hypolimnion, in dem ein deutlich geringeres Ansteigen der Wassertemperaturen auf ca. 8 °C festzustellen ist. Die Sprungschicht wandert im Verlauf der Sommerstagnation von ca. 4 – 5 m im Juni auf 8 m Wassertiefe im Oktober. Im Oktober 1999 ist bei abnehmenden Wassertemperaturen im Epilimnion bereits der Beginn der Zirkulationsphase angedeutet, die aber noch nicht vollständig bis zum Seegrund vorangeschritten ist.

Die **Sauerstoffkonzentrationen** zeigen im März für den gesamten Seewasserkörper aerobe Verhältnisse. Die beginnende Schichtung zeigt sich über eine voranschreitende Reduzierung der Sauerstoffkonzentrationen in den tieferen Seeschichten. Spätestens im Juni ist der Sauerstoff in den seegrundnahen Wasserschichten nahezu verbraucht, während im Epilimnion ganzjährig eine deutliche Sauerstoffsättigung des Seewassers zu konstatieren ist.

Die **pH-Wert**-Untersuchungen zeigen zu Beginn der Sommerstagnation Maxima im Epilimnion mit Werten von 8,6, während die pH-Werte im Hypolimnion auf 7,1 abnehmen. Die Ursache für die pH-Wert-Erhöhung im Epilimnion ist auf den Entzug von CO₂ durch die gesteigerte Bioproduktion der Algenmasse zurückzuführen. Am Seegrund wird CO₂ durch den Abbau von organischer Substanz freigesetzt und führt zu einer pH-Werts-Erniedrigung (vgl. Ausführungen in Kap. 5.2).

Für den Parameter **elektrische Leitfähigkeit** ist im Epilimnion während der Stagnationsphase eine leichte Verringerung der Werte festzustellen, während seegrundnah ein leichter Anstieg ermittelt wurde. Ursache ist, dass sich im Epilimnion der pH-Wert erhöht und sich die Salzfracht durch den Verbrauch an CO₂ und Ausfällungen von Kalk verringert, während seegrundnah beim Abbau organischer Substanz sowohl CO₂ als auch von der Biomasse aufgenommene Salze freigesetzt werden.

Die Tiefenprofile für den Parameter **Redoxspannung** zeigen im Epilimnion während der Stagnationsphase ebenfalls eine leichte Abnahme der Werte. Ursache ist neben den ansteigenden Wassertemperaturen der Verbrauch von Nitrat als Nährstoff für die Algenbiomasse. Am Seegrund zeigt das Redoxpotential

deutlich reduzierende Verhältnisse durch den Verbrauch von Oxidationsmitteln beim Abbau organischer Substanz an.

Hydrochemische Untersuchungen des Seewassers

Im Rahmen der von ARENS (1999) durchgeführten Untersuchungen wurden die in Anlage 5.1 zusammengestellten Seewasserproben aus dem Epi- und Hypolimnion entnommen und auf die nachfolgend beschriebenen Parameter untersucht.

Der Summenparameter **Gesamtstickstoff** zeigte für das Epilimnion keine oberhalb der nicht näher bezeichneten Bestimmungsgrenze (vermutlich 1 mg/l) liegende Konzentrationen. Im Juli und Oktober wurden für das Hypolimnion Werte von 4 mg/l ermittelt.

Die Untersuchungen für den Parameter **Gesamtphosphor** zeigten im März, Juni und Juli Werte von $< 10 - 20 \mu\text{g/l}$, die verdeutlichen, dass Phosphor der limitierende Nährstoff im Epilimnion während der Wachstumsphase ist. In diesem Zeitraum wird Phosphor in den Zellen der Algenbiomasse als Depot eingebaut. Im seegrundnahen Wasserkörper wurden im Juli und Oktober deutlich höhere Gesamtphosphorwerte von $380 \mu\text{g/l}$ und $410 \mu\text{g/l}$ festgestellt, die zeigen, dass zu diesem Zeitpunkt ein Teil der Algenbiomasse abgestorben und zum Seegrund abgesunken ist. Beim Abbau der Biomasse wird der in den Zellen eingebaute Phosphor wieder freigesetzt. Die im Oktober im Epilimnion festgestellten, erhöhten Phosphorwerte von $70 \mu\text{g/l}$ und $110 \mu\text{g/l}$ zeigen, dass mit der einsetzenden Zirkulationsphase das freigesetzte Phosphat im Seewasser gelöst ist.

Die ausschließlich im Epilimnion durchgeführten Untersuchungen für die Parameter **Chlorophyll-a** und **Phaeophytin**, die ein Maß für die Bioproduktion des Gewässers darstellen, zeigen von März bis Oktober Chlorophyll-a-Werte mit einer Bandbreite von $0,6 - 7,8 \mu\text{g/l}$ sowie Phaeophytin-Konzentrationen mit einer Bandbreite von $0,4 - 2,9 \mu\text{g/l}$. Der Maximalwert von $7,8 \mu\text{g/l}$ für Chlorophyll-a wurde im März mit Beginn der Wachstumsphase festgestellt. Mit fortschreitender Entwicklung der Stagnationsphase nimmt die Biomasse im Epilimnion ab

und es kommt im Sommer zu einer sogenannten "Klarwasserphase", in der der Hauptteil der Algenbiomasse durch das Zooplankton verzehrt und die Biomasse zum Seegrund herabgesunken ist. Diese Beobachtung korreliert auch mit Maximalwerten für die Sichttiefe zum Höhepunkt der Sommerstagnation. Am Ende der Sommerstagnation kommt es durch die Vermischung mit phosphorhaltigem Wasser aus dem Hypolimnion zu einer erneuten, bescheideneren Wachstumsphase der Algenbiomasse mit Chlorophyll-a-Gehalten von 4,5 µg/l bzw. Phaeophytin-Werten von 2,2 µg/l.

Für die Parameter Stickstoff, Phosphor und Chlorophyll-a ist zusammenfassend festzustellen, dass das Algenwachstum nach der Ausbildung einer Sprungschicht dadurch behindert wird, dass die Nährstoffe zum Seegrund herabsinken und somit dem Biokreislauf im Epilimnion im weiteren Verlauf der Stagnationsphase nicht mehr zur Verfügung stehen. Nach Auflösung der Sprungschicht und der beginnenden Zirkulationsphase werden die Nährstoffe zwar wieder im Seewasser verteilt, die Hauptwachstumsphase der Biomasse ist zu diesem Zeitpunkt aber schon beendet. Nach dem Ende der Vollzirkulation werden die Nährstoffe dem Seewasser dadurch entzogen, dass diese mit der Biomasse am Seegrund einsedimentiert und damit dem Seewasser entzogen werden. Am Ende der Zirkulationsphase sind keine Hinweise auf relevante Nährstoffkonzentrationen im Seewasser vorhanden.

Die Auswertung der für den limnologischen Zustand des Hackenbroicher Waldsees charakteristischen Leitparameter Chlorophyll a, Sichttiefe und Gesamtphosphor nach der LAWA Empfehlung zur Trophieklassifikation (2014) zeigt einen Gesamt-Trophie-Index von 2,0 (vgl. Anlage 5.1). Der Zustand des Hackenbroicher Waldsees zum Untersuchungszeitraum 1999/2000 ist damit in die Trophieklasse „mesotroph 1“ einzustufen. Eine Bewertung nach VOLLENWEIDER (1982) zeigt ebenfalls einen mesotrophen Zustand des Sees (Anlage 5.1). Der limnologische Zustand des Sees entspricht somit nicht der oligotrophen Referenztrophy, die für geschichtete Baggerseen prognostiziert wird.

Die Untersuchungen auf den Parameter **Sulfat** zeigen in den tieferen Wasserschichten um 30 – 40% reduzierte Konzentrationen gegenüber den oberflä-

chennahen Schichten. Dies weist darauf hin, dass im seegrundnahen Bereich des Hackenbroicher Waldsees Sulfat als Oxidationsmittel für den Abbau von Biomasse genutzt wird.

Die im Juli und Oktober 1999 durchgeführten Analysen des Seewassers für den Parameter **Eisen** zeigen im Epilimnion unterhalb der Bestimmungsgrenze liegende Werte, im Hypolimnion Konzentrationen von 0,09 mg/l. Unbeschadet deutlicher Eisenkonzentrationen im zuströmenden Grundwasser (vgl. Kap. 6.1.3) ist im Seewasser eine deutliche Reduzierung der Eisenkonzentrationen festzustellen. Dies kann nur dadurch erklärt werden, dass das im Grundwasser gelöste Fe(II) insbesondere während der Zirkulationsphase durch das sauerstoffreiche Seewasser oxidiert und als schwerlösliche Fe(III)-Verbindungen am Seegrund eingesedimentiert und damit dem Seewasser dauerhaft entzogen wird.

Die Untersuchungen des Seewassers auf **Mangan** zeigen im Juli und Oktober 1999 im Epilimnion ebenfalls deutlich reduzierte Werte, seegrundnah werden aber mit 2,6 mg/l und 3,2 mg/l deutliche Mangan-Konzentrationen festgestellt. Dies zeigt, dass Mangan, welches wesentlich reaktionsträger als Eisen ist, bei den im Hackenbroicher Waldsee herrschenden Rahmenbedingungen nicht in Form von schwerlöslichen Mn(IV)-Komplexen dem Seewasserkreislauf dauerhaft entzogen wird.

Die in 1999 durchgeführten Untersuchungen auf die Parameter Chlorid, TOC und Sulfid sowie die Schwermetalle Pb, Cr, Cd, Cu, Ni und Hg sowie As zeigen keine Hinweise auf relevanten Änderungen in Bezug auf ihre räumliche Lage oder die chronologische Entwicklung.

6.1.2 Seesedimentporenwasser-Untersuchungen für den Hackenbroicher Waldsee

Zur Untersuchung des Seesedimentporenwassers wurden im anstromigen und abstromigen Uferbereich sowie im Bereich des Seetiefsten entlang des in Abb. 3.1.2 und 3.1.3 dargestellten Profils Dialyse-Porenwasser-Sammler (Peeper) eingebaut. Die in 3 m Wassertiefe eingebauten Peeper sollten die Verhältnisse im Uferbereich des Epilimnions, die in 7 m Wassertiefe eingebauten Peeper die

Verhältnisse im Uferbereich des Hypolimnions abbilden. Der in 13 m Tiefe eingebaute Peeper sollte die Verhältnisse am Seegrund zeigen.

Die Peeper wurden im Frühjahr und im August 2000 eingebaut und nach einem Zeitraum von mind. 3 Wochen zu Gewinnung des Sedimentporenwassers wieder ausgebaut.

Zur Gewinnung ausreichenden Probenmaterials wurden in den insgesamt 23 Membranserien der Peeper die anfallenden Probenmengen der Serien 1 -7, 8 – 15 und 16 – 23 zusammengefasst. Hierbei repräsentieren die Serien 1 – 7 die Freiwasserzone unmittelbar oberhalb des Sediments, die Serien 8 - 15 die oberflächennahen Sedimentschichten (bis 24 cm Tiefe) und die Serien 16 – 23 die Sedimentschichten in 24 – 48 cm Tiefe.

Die Ergebnisse der hydrochemischen Untersuchungen sind in Anlage 5.1 aufgelistet und in Anlage 6.1 entlang des Profilverlaufs visualisiert.

Die Untersuchungen zeigen für den Parameter **elektrische Leitfähigkeit** für die Peeper der Freiwasserzone eine relativ ausgeglichene Bandbreite von 501 – 591 $\mu\text{S}/\text{cm}$. In den Peepern DPS 1 und 2 wurde im anstromigen Sedimentporenwasser Leitfähigkeiten in einer Bandbreite von 641 – 809 $\mu\text{S}/\text{cm}$, in den abstromigen Peepern (DPS 4 und DPS 5) in einer Bandbreite von 459 – 641 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ermittelt. Am Seegrund (DPS 3) wurden im Frühjahr erhöhte Leitfähigkeiten von 782 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und 947 $\mu\text{S}/\text{cm}$, im Sommer deutlich geringere Werte von 579 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und 609 $\mu\text{S}/\text{cm}$ festgestellt. Die Sedimentporenwasseruntersuchungen zeigen somit eine deutliche Reduzierung des Gesamtsalzgehaltes beim Durchströmen des Sees. Die deutliche Variation der Leitfähigkeiten im Sedimentporenwasser am Seegrund zeigt, dass hier für begrenzte Zeiträume Salze durch den biologischen Abbau von organischer Substanz im Sediment freigesetzt werden können. Diese Freisetzungen sind aber lokal und zeitlich begrenzt.

Die **pH-Werte** zeigen für den Bereich der Freiwasserzone Werte in einer Bandbreite von 7,4 – 8,2, die geringfügig über den im Sedimentporenwasser festgestellten Werten (Bandbreite: 7,2 – 8,1) liegen. Innerhalb des Seesediments ist tendenziell eine Verringerung der pH-Werte zu den tieferen Sedimentschichten

hin zu erkennen, die auf den Abbau von organischer Substanz und die Freisetzung von CO₂ zurückzuführen ist. Die dabei gebildete Kohlensäure (die in den tieferen Sedimentschichten nicht ins Seewasser entweichen kann) verschiebt den pH-Wert geringfügig zu niedrigeren Werten.

Die Untersuchungen für den Parameter **Nitrat-N** zeigten fast ausschließlich - für den Parameter **Nitrit-N** ausnahmslos - unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,03 mg/l bzw. 0,05 mg/l liegende Konzentrationen.

Die in der Freiwasserzone festgestellten **Ammonium-N**-Konzentrationen zeigen eine Bandbreite von < 0,05 – 0,7 mg/l. Es fällt auf, dass die höchsten Ammonium-N-Konzentrationen in der Freiwasserzone des anstromigen Uferbereichs ermittelt wurden. Das Sedimentporenwasser zeigt höhere Ammonium-N-Werte als die Freiwasserzone (Bandbreite: 0,22 – 19 mg/l). Für Ammonium-N zeigen sich jahreszeitliche Schwankungen mit höheren Werten am Ende der Frühjahrszirkulation. Zudem ist eine räumliche Variation der Ammonium-N-Konzentrationen mit tendenziell niedrigeren Werten in den anstromigen Uferbereichen, mäßig höheren Werten in den abstromigen Uferbereichen sowie Maximalkonzentrationen am tieferen Seegrund zu erkennen. Die jahreszeitlichen Schwankungen korrespondieren mit den **DOC**-Konzentrationen, die ebenfalls am Ende der Frühjahrszirkulation tendenziell höhere Werte als zur Sommertagnation zeigen.

Abgestorbenes und einsedimentiertes organisches Material ist die Quelle des Ammoniums im Sedimentporenwasser. Das im Sediment beim Abbau von organischem Material freigesetzte Ammonium wird verstärkt während der Stagnationsphase in die im Seesediment aufblühende Biomasse eingebaut und während der Zirkulationsphase mit dem teilweisen Absterben dieser Biomasse wieder freigesetzt. Die im Freiwasser des anstromigen Uferbereichs höheren Ammonium-N-Werte zeigen, dass mit dem einströmenden Grundwasser das im Sediment enthaltene Ammonium z.T. freigesetzt wird und in den Seewasserkörper übertritt (der hydraulische Gradient ist hier vom anstromigen Grundwasser über das Sedimentporenwasser in den Seewasserkörper gerichtet). Im abstromigen Uferbereich ist dies nicht der Fall, da dort der hydraulische Gradi-

ent vom Seewasser in das Sedimentporenwasser und weiter in den abstromigen Grundwasserkörper gerichtet ist. Die im Freiwasser des abstromigen Uferbereichs festgestellten Konzentrationen entsprechen daher in etwa den Ammonium-N-Werten im Seewasser.

Die aus den Peepern entnommenen Proben zeigten in der Freiwasserzone für den Parameter Ortho-**Phosphat**-P Konzentrationen in einer Bandbreite von $< 3 - 321 \mu\text{g/l}$. Für die im Seesediment eingebauten Peeper wurden Konzentrationen von $< 3 - 1.430 \mu\text{g/l}$ festgestellt. Zu berücksichtigen ist, dass insbesondere für diesen Parameter lokale „Hot-Spots“ dadurch auftreten können, dass im unmittelbaren Umfeld der eingebauten Peeper abgestorbene Makrophyten und Algenmasse Phosphate in großen Mengen freisetzen können. Die Werte von $1.430 \mu\text{g/l}$ (DPS 1, 0 – 24 cm Sedimenttiefe), $600 \mu\text{g/l}$ (DPS 3, 0 – 24 cm Sedimenttiefe) und $321 \mu\text{g/l}$ (DPS 1, Freiwasserzone), die deutlich über den Konzentrationen der in unmittelbarer Nachbarschaft entnommenen Proben liegen, sind als solche „Hot-Spots“ zu bewerten.

Die übrigen Ortho-Phosphat-P Konzentrationen zeigen für die Freiwasserzone eine Bandbreite von $< 3 - 42 \mu\text{g/l}$. Im Bereich der DPS 2 und 3 wurden im Frühjahr mäßig höhere Werte von $31 \mu\text{g/l}$ und $42 \mu\text{g/l}$ ermittelt, die höchstwahrscheinlich ebenfalls auf lokale Freisetzungen von Phosphaten aus abgestorbenen pflanzlichen Materialien zurückzuführen sind.

Für das Sedimentporenwasser sind tendenziell deutlich höhere Ortho-Phosphat-P Konzentrationen in den abstromigen Uferbereichen festzustellen ($50 - 169 \mu\text{g/l}$). In den anstromigen Uferbereichen und am Seegrund wurden deutlich geringere Werte in einer Bandbreite von $< 3 - 11 \mu\text{g/l}$ ermittelt. Dies zeigt, dass sich Ortho-Phosphat in den abstromigen Sedimenten anreichert, während es in den anstromigen Uferbereichen und am Seegrund allenfalls lokale „Hot-Spots“ bilden kann, ansonsten aber vermutlich mit Eisen(III)-Verbindungen unlösliche Komplexe bildet. In den Sedimenten des abstromigen Uferbereichs sind die Redoxbedingungen hingegen anhaltend zu negativen Werten verschoben (vgl. auch nachfolgende Ausführungen zum Parameter Sul-

fat), so dass die Bildung von schwerlöslichen Eisen(III)-P-Verbindungen im untersuchten Sedimentbereich nicht möglich ist.

Die Untersuchungen des Parameters **Chlorid** zeigen eine Bandbreite von 21 – 39 mg/l. Tendenziell zeigt sich eine geringfügige Verringerung der Chlorid-Konzentrationen im Seesedimentporenwasser gegenüber den Werten in der Freiwasserzone, die vermutlich auf den Verbrauch von Chlorid durch die im Sediment befindliche Biomasse zurückzuführen ist. Bei einem Absterben der Biomasse wird Chlorid allerdings wieder freigesetzt.

Für den Parameter **Sulfat** zeigen die Untersuchungen in der Freiwasserzone Werte mit einer Bandbreite von 31 – 82 mg/l, wobei während der Sommerstagnation eine Abnahme der Sulfat-Konzentrationen in Richtung Seegrund festzustellen ist. Die aus dem Seesediment entnommenen Porenwasserproben zeigen für die anstromigen Uferbereiche Sulfat-Konzentrationen in einer Bandbreite von 52 – 110 mg/l, für die abstromigen Uferbereiche tendenziell deutlich niedrigere Werte in einer Bandbreite von 7 – 54 mg/l. In der DPS 3 am Seegrund wurden geringere Sulfat-Konzentrationen mit einer Bandbreite von 4,6 – 13 mg/l festgestellt. Die Sulfatuntersuchungen belegen für das Seewasser der tieferen Seebereiche und die Seesedimente der abstromigen Uferbereiche einen Sulfatabbau, der durch sulfatreduzierende Bakterien beim Abbau von organischen Materialien hervorgerufen wird. Die Sulfat-Konzentrationen in den Sedimenten der anstromigen Uferbereiche werden hingegen durch die hydrochemische Zusammensetzung des zuströmenden Grundwassers beeinflusst.

Für den Parameter **Calcium** wurden in der Freiwasserzone Konzentrationen mit einer Bandbreite von 65 – 84 mg/l ermittelt. Die Befunde während der Sommerstagnation zeigen dabei tendenziell eine Abnahme der Calcium-Konzentrationen im Freiwasser des Epilimnions. Das im Sedimentporenwasser zeigt Calcium-Konzentrationen in einer Bandbreite von 62 – 140 mg/l. Tendenziell ist eine Verringerung der Calcium-Werte in den abstromigen Uferbereichen zu erkennen, während die anstromigen Uferbereiche – wie beim Sulfat – deutlich von den Verhältnissen im anstromigen Grundwasser (vgl. Ausführungen im nachfolgenden Kap. 6.1.3) beeinflusst werden. Die deutliche Reduzierung der Calcium-

Konzentrationen in der Freiwasserzone des Epilimnions ist auf Ausgasung von CO₂ aus dem Seewasser und ein Verschieben des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichts zurückzuführen. Beide bedingen eine verstärkte Kalkausfällung (zu einem Teil durch Kalkschaler). Das Sedimentporenwasser der anstromigen Uferbereiche wird durch zuströmendes, calciumreiches Grundwasser mit Calcium angereichert, wodurch die Calcium-Konzentrationen deutlich höher liegen als im abstromigen Uferbereich.

Die Untersuchungen für den Parameter **Magnesium** zeigen nahezu analoge Verhältnisse wie für den Parameter Calcium, so dass die Aussagen des vorangegangenen Absatzes übernommen werden können und hier nicht mehr im Detail auf die Befunde eingegangen wird.

Die Reduzierung der Calcium- und Magnesium-Konzentrationen in den abstromigen Uferbereichen korreliert mit den Befunden zur elektrischen Leitfähigkeit.

Der Parameter **Kalium** zeigt tendenziell eine geringfügige Erhöhung der Werte im Sedimentporenwasser der abstromigen Uferbereiche, der Parameter **Natrium** tendenziell eine geringfügige Verringerung der Konzentrationen in den abstromigen Uferbereichen. Der Befund ist höchstwahrscheinlich auf Verdrängungsreaktionen bei den hydrochemischen Reaktionen im Sedimentporenwasser zurückzuführen.

Der Parameter **Eisen** zeigt im Freiwasser eine Bandbreite von 0,09 – 12 mg/l, im Sedimentporenwasser von 0,19 – 29 mg/l. In den im anstromigen Uferbereich eingebauten Peepern wurden sowohl im Freiwasser als auch im Sedimentporenwasser tendenziell höhere Werte als in den abstromigen Uferbereichen festgestellt. Der Vergleich mit den im Grundwasseranstrom festgestellten Werten (vgl. Anlage 6.1) zeigt, dass die im anstromigen Uferbereich ermittelten Eisen-Konzentrationen durch das anstromige Grundwasser beeinflusst werden. Die im Freiwasser des Seegrunds und des abstromigen Uferbereichs ermittelten Befunde zeigen, dass das gelöste Eisen(II) im Seewasser nur eine geringe Stabilität besitzt und im Seesediment eingebaut wird. Innerhalb des Seesediments (im Abstrom insbesondere in den tieferen Sedimentschichten) wird das

Eisen bei Abwesenheit anderer Oxidationsmittel wieder in seine 2-wertige Form überführt und kann in Lösung gehen.

Der Parameter **Mangan** zeigt für das Freiwasser eine Bandbreite von 0,25 – 4,6 mg/l, für das Sedimentporenwasser eine Bandbreite von 0,55 – 18 mg/l. Es fällt auf, dass im Freiwasser des Epilimnions geringere Mangan-Konzentrationen als in den tieferen Seebereichen analysiert wurden. Dies ist höchstwahrscheinlich auf die deutliche Sauerstoffsättigung der oberflächennahen Wasserschichten zurückzuführen, die zu einer Überführung von gelöstem Mangan(II) in schwerlösliche Mangan(IV)-Verbindungen führt, die zum Seegrund absinken. Die im Sediment der anstromigen Uferbereiche eingebauten Peeper zeigen, dass die Mangan-Konzentrationen im Sedimentporenwasser vom anstromigen Grundwasser beeinflusst werden (Anl. 6.1). Im Sedimentporenwasser am Seegrund und in den abstromigen Uferbereichen wird Mangan(IV) unter reduzierenden Bedingungen wieder in lösliches Mangan(II) überführt.

Die Untersuchungen des Freiwassers und des Sedimentporenwassers auf den Parameter **Cadmium** zeigen unter allen Rahmenbedingungen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,2 µg/l liegende Werte.

Für den Parameter **Zink** wurden im Freiwasser und im Sedimentporenwasser Konzentrationen in einer Bandbreite von 0,05 – 1,5 mg/l festgestellt, die eine zumindest befristete Freisetzung dieses Parameters aus dem Sediment anzeigen. Die während der Sommerstagnation im Freiwasser ermittelten Befunde zeigen reduzierte Zink-Konzentrationen im Epilimnion. Dies deutet darauf hin, dass Zink bei der im Epilimnion herrschenden Sauerstoff-Sättigung und den erhöhten pH-Werten in löslicher Form nicht stabil ist und höchstwahrscheinlich als schwerlösliches Zink-Karbonat zum Seegrund absinkt. Am Seegrund und im Seesediment kann Zink bei einer Verringerung des Redoxpotentials und des pH-Wertes wieder in Lösung gehen. Bei sehr deutlichen reduzierenden Verhältnissen fällt Zink als unlösliches ZnS aus. Darüber hinaus ist keine eindeutige Tendenz für diesen Parameter erkennbar.

6.1.3 Grundwasser-Untersuchungen im An- und Abstrom des Hackenbroicher Waldsees

Die Befunde der Vor-Ort- und Labor-Untersuchungen des Grundwassers im An- und Abstrom des Hackenbroicher Waldsees sind in Anlage 5.1 aufgelistet. Zur Visualisierung sind die hydrochemischen Befunde in Form von Diagrammen in Anlage 6.1 dargestellt. Nachfolgend wird insbesondere die Entwicklung der Befunde im Rahmen eines An- / Abstromvergleichs betrachtet.

Vor-Ort-Untersuchungen des Grundwassers

Die für unterschiedliche Horizonte der an- und abstromigen GWMS ermittelten Vor-Ort-Befunde zeigen für den Parameter **Wassertemperatur** keine generellen Temperaturveränderungen im An- / Abstromvergleich (Bandbreite: 10,4 – 11,8 °C). Für die GWMS ist auch keine generelle Temperaturveränderung mit zunehmender Tiefenlage zu erkennen.

Die **pH-Werte** lassen im An- / Abstromvergleich eine geringfügige Erhöhung der Werte in den abstromigen GWMS erkennen (von 7,1 auf 7,2). Vertikale Differenzierungen sind nicht eindeutig auszumachen.

Die **Sauerstoffgehalte** zeigen keine nachvollziehbaren, plausiblen Differenzierungen.

Der Parameter **elektrische Leitfähigkeit** zeigt reduzierte Werte in den abstromigen Messstellen. Eine Bandbreite von 753 – 806 $\mu\text{S}/\text{cm}$ im Anstrom steht in den Abstrommessstellen eine Bandbreite von 512 – 634 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gegenüber. Vertikale Differenzierungen sind nicht erkennbar.

Für den Parameter **Redoxpotential** ist kein eindeutiger Trend festzustellen. Die Werte bewegen sich in einer Bandbreite von 62 – 203 mV.

Hydrochemische-Untersuchungen des Grundwassers

Die Parameter **Nitrat** und **Nitrit** zeigten unterhalb oder im Bereich der Bestimmungsgrenze liegende Werte. Da dem Hackenbroicher Waldsee kein Nitrat aus

dem Grundwasseranstrom zufließt, fällt dieser Parameter als Oxidationsmittel für den Abbau von organischem Material aus.

Für den Parameter **Ammonium** wurden im An- / Abstromvergleich geringfügig höhere Konzentrationen (\emptyset Anstrom: 0,10 mg/l, \emptyset Abstrom: 0,11 mg/l) im Abstrom ermittelt. Hinsichtlich der deutlichen Ammonium-Konzentrationen im Sedimentporenwasser und in der Freiwasserzone ist festzustellen, dass sich diese nicht in relevanten Konzentrationen dem abstromigen Grundwasser mitteilen.

Die Untersuchungen für den Parameter Ortho-**Phosphat-P** zeigen keine systematischen Veränderungen im An- / Abstromvergleich.

Für **Chlorid** ist ein geringfügiger Anstieg der Werte von durchschnittlich 25,60 mg/l auf 27,05 mg/l festzustellen.

Für **Sulfat** ist eine Konzentrationsänderung im An- / Abstromvergleich festzustellen (\emptyset Anstrom: 112 mg/l, \emptyset Abstrom: 83 mg/l). Die Reduzierung ist darauf zurückzuführen, dass im Hypolimnion und im Seesediment nach Verbrauch des Sauerstoffs bei Fehlen von Nitrat insbesondere Sulfat als Oxidationsmittel aus dem Grundwasseranstrom zum Abbau von organischem Material herangezogen wird.

Die Parameter **Calcium** und **Magnesium** zeigen ebenfalls einen deutlichen Rückgang in den abstromigen GWMS. Für Calcium wurde ein Rückgang von durchschnittlich 131 mg/l auf 98 mg/l, für Magnesium von 19,8 mg/l auf 16,2 mg/l festgestellt. Dies bestätigt den im Freiwasser der Peeper zu beobachtenden Rückgang der Calcium- und Magnesium-Werte und zeigt, dass Calcium- und Magnesium-Ionen in Form von Kalk und anderen, bei den vorliegenden Rahmenbedingungen schwerlöslichen Verbindungen permanent dem Grundwasserstrom entzogen werden. Konzentrationsabnahme in den abstromigen GWMS ist besonders deutlich in den oberflächennahen Grundwasserschichten zu erkennen. Dies zeigt, dass sich die im Epilimnion zu beobachtende Verringerung der Calcium- und Magnesium-Konzentrationen auch den oberflächennahen Bereichen des abstromigen Aquifers mitteilt.

Für **Kalium** ist eine gegenläufige Entwicklung zu Calcium und Magnesium mit im Grundwasserabstrom steigenden Konzentrationen festzustellen. Die Kalium-Konzentrationen steigen im An- / Abstromvergleich von durchschnittlich 1,55 mg/l auf 1,84 mg/l. Dies ist – wie bereits ausgeführt, auf Verdrängungsvorgänge der Kationen zurückzuführen. Das besonders gut lösliche Kation Kalium wird dabei durch Kationen wie Ca, Mg oder Na verdrängt und in den Grundwasserabstrom ausgetragen.

Natrium zeigt eine geringfügige Verringerung der Werte in der An- / Abstrombetrachtung (\emptyset Anstrom: 11,2 mg/l, \emptyset Abstrom: 10,35 mg/l).

Für **Eisen** ist ein deutlicher Rückgang der Konzentrationen im An- / Abstromvergleich festzustellen. Während im anstromigen Grundwasser durchschnittlich Konzentrationen von 3,48 mg/l festgestellt wurden, liegen die Eisenkonzentrationen im Abstrom bei 1,26 mg/l. Dies zeigt, dass Eisen unbeschadet der z.T. erhöhten Werte im Seesediment nur geringfügig in gelöster Form in den Grundwasserabstrom verfrachtet wird. Der größte Teil des im Sedimentporenwasser gelösten Eisens fällt als schwerlösliche Eisen(III)-Komplexe aus.

Für die abstromigen Messstellen zeigt insbesondere die Frühjahrsbeprobung eine Verringerung der Fe-Werte in den oberflächennahen Grundwasserschichten. Dies lässt darauf schließen, dass sich in den oberflächennahen, abstromigen Bereichen des Lithorals (Uferbereich eines Sees) bei ganzjährig aeroben Bedingungen Redoxpotentiale eingestellt haben, die zu einem verstärkten Rückgang von löslichen Eisen(II)-Verbindungen führen, während die im Hypolimnion jahreszeitlich herrschenden anaeroben Bedingungen nicht zu einer ähnlich hohen Reduzierung der Eisen(II)-Verbindungen führen.

Mangan zeigt im An- / Abstromvergleich eine Erhöhung der Werte von durchschnittlich 0,43 mg/l im Anstrom auf abstromig 0,83 mg/l. Mangan wird somit aus den Sedimenten des Baggersees gelöst und in den Grundwasserabstrom ausgetragen. Bei den im Hackenbroicher Waldsee herrschenden Redoxbedingungen findet für diesen Parameter somit keine relevante Fixierung in schwerlösliche Mangan(IV)-Verbindungen statt.

Für **Cadmium** wurden ausschließlich unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,2 µg/l liegende Werte ermittelt.

Zink zeigt eine Bandbreite von < 5 – 10 µg/l. Die An- / Abstrombetrachtung zeigt keine Hinweise auf eine Mobilisierung in den Grundwasserabstrom. Unbeschadet der z.T. erhöhten Werte im Seesediment oder in der Freiwasserzone des Lithorals, die anzeigen, dass Zink ein wichtiger Faktor bei der Umsetzung der biologischen Prozesse im Lithoral ist, wird dieser Parameter offensichtlich in den Sedimenten des abstromigen Uferbereichs dauerhaft fixiert.

Die **DOC**-Gehalte zeigen eine Bandbreite von 1,0 – 2,2 mg/l. In der An- / Abstrombetrachtung ist eine Verringerung der Werte von durchschnittlich 1,7 mg/l auf 1,46 mg/l festzustellen. Dies zeigt, dass die im See und Seesediment vorhandene Biomasse im Rahmen der dort ablaufenden biologischen Prozesse zwar umgesetzt, aber kein organisches Material aus dem See bzw. Seesediment in den Grundwasserabstrom emittiert wird.

6.2 Uedesheimer See

6.2.1 Seewasserbeschaffenheit für den Uedesheimer See

Die Untersuchungen zur Bewertung der limnologischen und hydrochemischen Eigenschaften des Uedesheimer Sees wurden in 2001 durch das LANUV NRW durchgeführt.

Die Befunde der Vor-Ort-Untersuchungen des Seewassers des Uedesheimer Sees sind in Anlage 4.2, die Befunde der hydrochemischen Untersuchungen in Anlage 5.2 zusammengestellt. Zur Visualisierung sind die hydrochemischen Befunde der Seewasseruntersuchungen in Form von Diagrammen in Anlage 6.2 dargestellt.

Vor-Ort-Untersuchungen des Seewassers

Im Bereich des Seetiefsten wurden vertikale Tiefenprofile - überwiegend in einer Äquidistanz von 1 m - bis zum Seegrund durchgeführt. Dabei wurden im März, April, Mai, Juni, Juli, August und September 2001 Tiefenprofile für die Parameter Wassertemperatur, Sauerstoffkonzentration, pH-Wert und elektri-

sche Leitfähigkeit (Sauerstoff und Leitfähigkeit nur von April - September) erstellt. Die Befunde sind in Anlage 4.2 in tabellarischer Form aufgelistet und zu Visualisierungszwecken mit Balkendiagrammen hinterlegt.

Die **Wassertemperaturen** zeigen, dass der Seewasserkörper des Uedesheimer Sees am Ende der Zirkulationsphase (im März 2001) eine vollständige Durchmischung erfahren hat. Die Wassertemperaturen liegen zu diesem Zeitpunkt sowohl oberflächennah als auch seegrundnah bei ähnlichen Werten (6,5 °C bzw. 6,4 °C). Im April deutet sich eine beginnende Erwärmung der oberflächennahen Wasserschichten zum Frühlingsbeginn an.

In der Folgezeit zeigt sich eine fortschreitende Erwärmung insbesondere der oberflächennahen Wasserschichten mit einem Maximum von 22,3 °C im Juli 2001. Eine Sprungschicht trennt das Epilimnion im Zeitraum Mai – September vom Hypolimnion, in dem ein deutlich geringeres Ansteigen der Wassertemperaturen auf ca. 10 °C festzustellen ist. Die Sprungschicht verlagert sich im Verlauf der Sommerstagnation von ca. 4 – 5 m im Mai auf 9 m Wassertiefe im September. Unbeschadet der stabilen Sprungschicht ist im September 2001 bei abnehmenden Wassertemperaturen im Epilimnion bereits der Beginn der Zirkulationsphase angedeutet, die aber noch nicht vollständig bis zum Seegrund vorangeschritten ist.

Die **Sauerstoffkonzentrationen** zeigen von März bis August für den gesamten Seewasserkörper aerobe Verhältnisse mit Mindestkonzentrationen von 3,1 mg/l. Lediglich am Ende der Sommerstagnation gehen die Sauerstoffwerte im Bereich der seegrundnahen Wasserschichten auf deutlich unter 1 mg/l zurück. Direkt über dem Seegrund wurde zu diesem Zeitpunkt kein freier Sauerstoff mehr festgestellt. Das Epilimnion zeigt ganzjährig eine mehr als ausreichende Sauerstoffsättigung (> 8 mg/l). Innerhalb des Epilimnions fällt im Zeitraum Mai – August eine Zone mit deutlicher Sauerstoff-Übersättigung (Gehalte von 12,5 – 14,9 mg/l) auf, in der sich die Sauerstoff produzierende Algenbiomasse anreichert. Diese Zone befindet sich in der Regel unmittelbar oberhalb des Metalimnions, da sich im Bereich oberhalb der undurchlässigen Sprungschicht die von der Biomasse benötigten Nährstoffe konzentrieren.

Die **pH-Werte** zeigen im Rahmen der Frühjahrszirkulation für den gesamten Seewasserkörper sowie zu Beginn der Sommerstagnation im Epilimnion Maxima mit Werten von 8,5. Zum Ende der Sommerstagnation sinken die pH-Werte im Epilimnion auf 8,2 ab. Im Hypolimnion nehmen die pH-Werte bis zum Ende der Sommerstagnation auf 7,4 ab. Die Ursache für die pH-Wert-Erhöhung zur Frühjahrszirkulation sowie im Epilimnion ist auf den Entzug von CO₂ durch die Bioproduktion der Algenmasse und Ausgasungen an der Seeoberfläche zurückzuführen. Am Seegrund wird CO₂ durch den Abbau von organischer Substanz freigesetzt und führt dort zu einer pH-Wert-Erniedrigung (vgl. Ausführungen in Kap. 5.2).

Die **elektrische Leitfähigkeit** zeigt im Epilimnion während der Stagnationsphase eine leichte Reduzierung, während seegrundnah ein leichter Anstieg ermittelt wurde. Ursache ist, dass sich im Epilimnion der pH-Wert erhöht und die Salzfracht durch den Verbrauch von CO₂ und Ausfällungen von Kalk verringert, während seegrundnah beim Abbau organischer Substanz sowohl CO₂ als auch von der Biomasse aufgenommene Salze freigesetzt werden.

Hydrochemische Untersuchungen des Seewassers

Im Rahmen der in 2001 durchgeführten Untersuchungen wurden die in Anlage 5.2 aufgelisteten Seewasserproben aus dem Epi- und Hypolimnion untersucht.

Nitrat-N zeigt am Ende der Zirkulationsphase für den gesamten Seekörper relativ einheitliche Werte mit einer Bandbreite von 1,24 – 1,34 mg/l. Im Verlauf der Stagnationsphase nehmen die Nitrat-N-Werte sowohl im Epilimnion (auf 1,0 – 1,1 mg/l) als auch im Hypolimnion (auf 0,12 mg/l) ab. Der deutliche Rückgang im Hypolimnion bzw. unmittelbar über Seegrund ist auf den Verbrauch von Nitrat beim Abbau von organischem Material zurückzuführen. Während bis Juni am Seegrund nur ein geringer Nitratabbau stattfindet, verstärkt sich dieser zum Ende der Sommerstagnation korrespondierend mit einer signifikanten Verringerung der Sauerstoffkonzentrationen.

Nitrit wurde in keiner der untersuchten Wasserproben nachgewiesen.

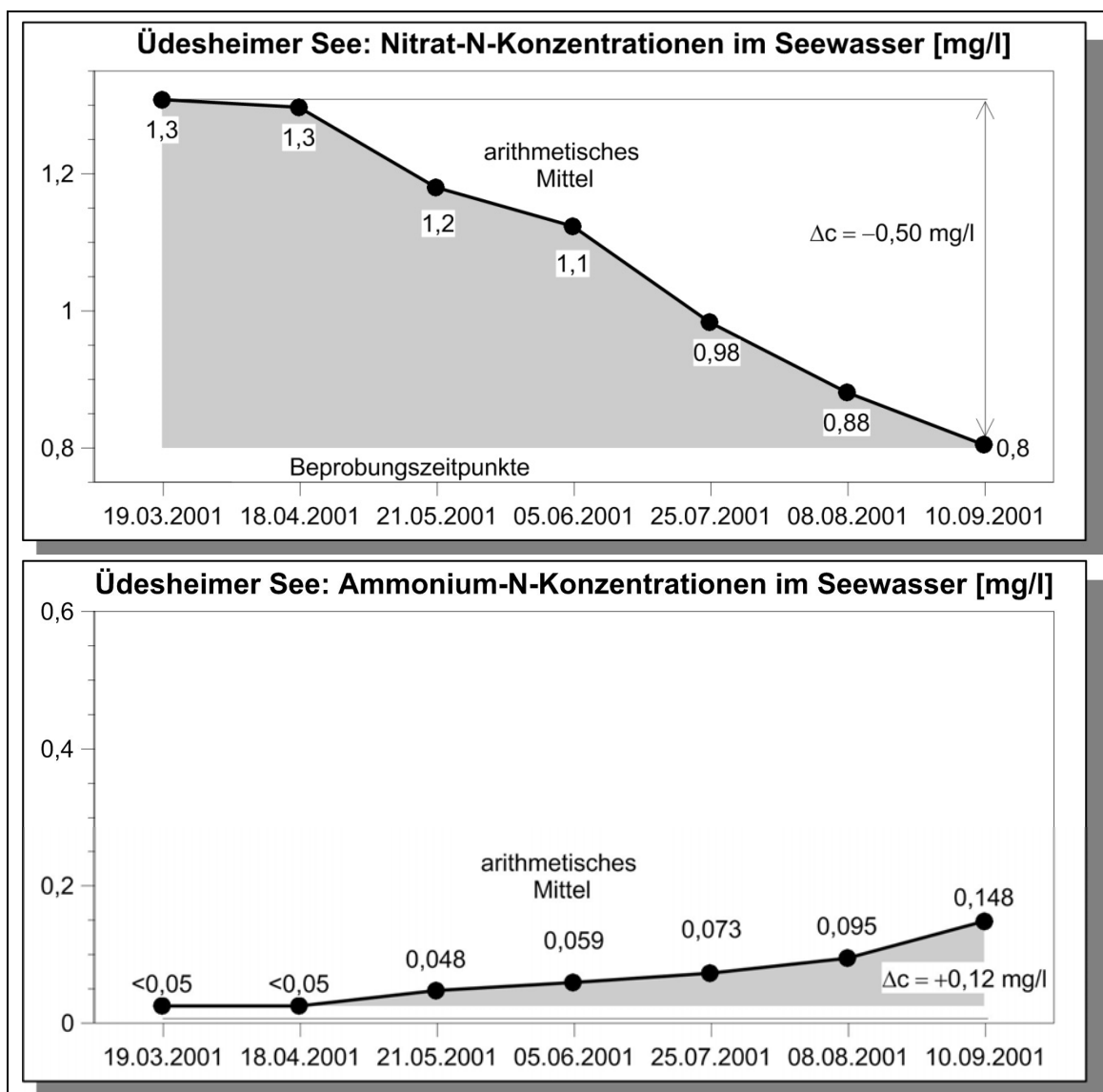
Während **Ammonium-N** im März und April 2001 keine Befunde oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,05 mg/l zeigt, wurden im Hypolimnion ab Mai 2001 ansteigende Ammonium-N-Konzentrationen von bis zu 0,49 mg/l im September 2001 ermittelt. Die Untersuchungen zeigen, dass ein Teil des in den tieferen Wasserschichten abgebauten Nitrats in Ammonium umgewandelt wird.

Zwar wird ein Teil des Nitrats in Ammonium umgewandelt, der nachfolgenden Abb. 6.2.1 ist aber zu entnehmen, dass mehr Nitrat abgebaut als Ammonium gebildet wird.

Gesamtposphor zeigt im März und April eine Bandbreite von 12 – 27 µg/l. Für das Epilimnion wurden während der Stagnationsphase P-Konzentrationen in einer Bandbreite von 11 – 36 µg/l ermittelt. Im Mai und Juli werden mit Durchschnittswerten von ca. 14 µg/l die niedrigsten P-Konzentrationen festgestellt. Am Ende der Stagnationsphase ist unmittelbar über Seegrund ein Anstieg der P-Konzentrationen auf 47 µg/l zu beobachten. Die am Ende der Sommersagnation am Seegrund ansteigenden Phosphor-Werte sind auf den Abbau und die Mineralisation von organischen Materialien zurückzuführen.

Chlorophyll-a und **Phaeophytin** zeigen Bandbreiten von < 1 – 9 µg/l bzw. < 1 – 3 µg/l. Zu Beginn der Stagnationsphase zeigen die höchsten Chlorophyll-a-Konzentrationen in den Monaten Mai und Juni ein Maximum der Bioproduktion an. Im Juli wurde in den Seewasserproben weder Chlorophyll-a noch Phaeophytin nachgewiesen. Das hiermit korrelierende gleichzeitig beobachtete Maximum der Sichttiefe von 8,9 m zeigt eine Klarwasserphase an, in der der Hauptteil der Algenbiomasse durch das Zooplankton verzehrt und die Biomasse zum Seegrund herabgesunken ist. Für den Rest der Stagnationsphase wurden mit einer Bandbreite von 1 – 2 µg/l bzw. < 1 – 1 µg/l nur sehr geringe Chlorophyll-a- und Phaeophytin-Werte festgestellt.

Abb. 6.2.1: Vergleich der Nitrat-N- und Ammonium-N-Konzentrationen im Uedesheimer See (als arithmetisches Mittel)



Δc = Differenz der Konzentrationen zwischen der März- und September-Beprobung

Die Auswertung gemäß **LAWA-Trophieklassifikation** (2014) für die Leitparameter Chlorophyll-a, Sichttiefe und Gesamtphosphor zeigt einen Gesamt-Trophie-Index von 1,7 (vgl. Anlage 5.2). Der Zustand des Uedesheimer Sees zum Untersuchungszeitraum 2001 ist damit in die Trophieklasse „mesotroph 1“ einzustufen. Eine Bewertung nach Vollenweider (1982) zeigt ebenfalls einen mesotrophen Zustand des Sees (Anlage 5.2).

Chlorid zeigt mit einer Bandbreite von 44 – 51 mg/l nur eine geringe Variation. Ein relatives Maximum ist im Epilimnion zum Höhepunkt der Stagnationsphase zu beobachten. Die fast exakt gegenläufige Entwicklung für den Parameter

Chlorophyll-a impliziert, dass Chlorid in der Algenbiomasse als wichtiger Mineralstoff eingebaut und nach dessen Absterben wieder ins Pelagial² entlassen wird.

Sulfat zeigt insgesamt eine dem Chlorid vergleichbare Entwicklung. Auch hier finden sich maximale Konzentrationen im Epilimnion zum Höhepunkt der Stagnationsphase. Es ist somit zu vermuten, dass Sulfat im Epilimnion ebenfalls in der Algenbiomasse als wichtiger Mineralstoff eingebaut und nach dessen Absterben wieder ins Pelagial entlassen wird. Ein Absinken der Sulfat-Konzentrationen in den seegrundnahen Bereichen am Ende der Sommerstagnation zeigt in Verbindung mit den reduzierten Sauerstoff- und Nitrat-Werten, dass am Ende der Sommerstagnation in begrenztem Umfang auch Sulfat für den Abbau von organischem Material genutzt wird.

Die für **Calcium** ermittelte Bandbreite (71 – 99 mg/l) zeigt gegenläufig zur Entwicklung der Chlorid- und Sulfat-Konzentrationen Minima im Epilimnion zum Höhepunkt der Sommerstagnation. Dies zeigt, dass die Löslichkeit von Karbonat im Pelagial mit steigenden Temperaturen verringert wird und dadurch ausfällt. Ein vergleichbares Verhalten - allerdings weniger deutlich - zeigt **Magnesium** (Bandbreite: 12 – 14 mg/l). Am Ende der Sommerstagnation ist im Hypolimnion unmittelbar über dem Seegrund ein gemäßigtes Ansteigen der Calcium- und Magnesium-Werte festzustellen, das auf eine Bildung von CO₂ beim Abbau organischer Substanz und einer Verschiebung des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichts schließen lässt.

Für **Kalium** und **Natrium** wurden bei den Seewasseruntersuchungen Bandbreiten von 2,3 – 2,6 mg/l bzw. 21 – 25 mg/l festgestellt. Deutliche Variationen der Werte sind nicht zu erkennen. Am Ende der Sommerstagnation zeigt sich für Kalium eine geringfügige Emission aus dem Abbau der Biomasse in die seegrundnahen Seewasserschichten.

Eisen zeigt eine Bandbreite von 0,011 – 0,43 mg/l. Die Maximalwerte sind auch hier am Ende der Sommerstagnation in den seegrundnahen Seewasserschichten

² = Freier Wasserkörper eines Sees

ten zu finden. Dies zeigt, dass bei den am Ende der Sommerstagnation herrschenden anaeroben Verhältnissen Eisen in 2-wertiger Form in Lösung geht. Bei den ansonsten überwiegend aeroben Verhältnissen liegt Eisen in 3-wertiger, praktisch nicht löslicher Form vor.

Mangan zeigt eine dem Eisen analoge Entwicklung (Bandbreite: < 0,001 – 2 mg/l), wobei Mangan in den seegrundnahen Wasserschichten am Ende der Sommerstagnation mit Konzentrationen von bis zu 2 mg/l eine höhere Löslichkeit zeigt.

Für **Zink** wurden schwankende Konzentrationen in einer Bandbreite von < 0,005 – 0,05 mg/l festgestellt. Eine zeitliche oder räumliche Entwicklung ist nicht erkennbar. Die von Beprobungs- zu Beprobungstermin zu beobachtenden Schwankungen sind vermutlich auf Ungenauigkeiten bei der Analytik zurückzuführen.

Im Rahmen der in 2001 durchgeführten Seewasseranalytik wurde sowohl der **DOC** als auch der **TOC** bestimmt. Der Vergleich beider Parameter (Anlage 5.2) zeigt eine nahezu identische Entwicklung. Die Konzentrationen für den DOC weisen eine Bandbreite von 1,3 – 2,7 mg/l auf, die Werte für den TOC liegen zwischen 1,4 mg/l und 3,0 mg/l. Die Maxima für den DOC und TOC liegen zeitlich gesehen unmittelbar vor der Klarwasserphase und räumlich betrachtet im Epilimnion. Sie zeigen an, dass die Algenbiomasse durch Fressfeinde dezimiert und dabei organischer Kohlenstoff als Ausscheidungsprodukt freigesetzt wurde.

Eine unterschiedliche Entwicklung zwischen dem DOC und TOC zeigt sich am Seegrund, wo zwischen August und März deutlich mehr TOC als DOC festgestellt wird. Der Befund deutet darauf hin, dass abgestorbenes, noch nicht vollständig mineralisiertes, organisches Material, welches sich am Ende der Sommerstagnation am Seegrund anreichert, in den Proben enthalten war. Während für die DOC-Bestimmung die Proben im Rahmen der Probenvorbereitung von Schwebstoffen > 45 µm befreit werden, können Schwebstoffe dieser Größe noch in den TOC-Proben enthalten sein.

6.2.2 Seesedimentporenwasser-Untersuchungen für den Uedesheimer See

Zur Untersuchung des Seesedimentporenwassers wurden im anstromigen und abstromigen Uferbereich sowie im Bereich des Seetiefsten entlang des in den Abb. 3.2.2 und 3.2.3 dargestellten Profils Dialyse-Porenwasser-Sammler eingebaut. Die in 3 m Wassertiefe eingebauten Peeper sollten die Verhältnisse im Uferbereich des Epilimnions, die in 7 m Wassertiefe eingebauten Peeper die Verhältniss im Uferbereich des Hypolimnions abbilden. Der in 17 m Tiefe eingebaute Peeper sollte die Verhältnisse am Seegrund zeigen.

Die Peeper wurden im Frühjahr und im August 2001 eingebaut und nach einem Zeitraum von mind. 3 Wochen zu Gewinnung des Sedimentporenwassers wieder ausgebaut. Der Peeper der DPS 3 konnte im August 2001 aufgrund eines Diebstahls der Markierungsboje nicht mehr ausgebaut werden.

Aus den insgesamt 23 Membranserien der Peeper wurden zur Gewinnung von ausreichendem Probenmaterial mehrere Serien zusammengefasst. Im Gegensatz zum Hackenbroicher Waldsee wurden die Serien aber nicht einheitlich sondern individuell nach Einbautiefe der Peeper zusammengestellt. Die Lage der beprobten Serien in Abhängigkeit zur Einbautiefe und die Ergebnisse der hydrochemischen Untersuchungen sind in Anlage 5.2 dokumentiert. In Anlage 6.2 sind die Befunde entlang des Profilverlaufs visualisiert.

Die Vor-Ort-Parameter **elektrische Leitfähigkeit** und **pH-Wert** wurden im Rahmen der in 2001 durchgeführten Untersuchungen nicht ermittelt.

Nitrat-N zeigt für die über die Peeper erfasste Freiwasserzone eine Bandbreite von 1,1 – 1,5 mg/l. In den anstromigen Uferbereichen wurden durchschnittlich höhere Nitrat-N-Werte analysiert. Auch das Sedimentporenwasser zeigt bei einer Bandbreite von < 0,03 – 7,48 mg/l die Maximalwerte in den anstromigen Uferbereichen, während die Nitrat-N-Konzentrationen im Sedimentporenwasser der abstromigen Uferbereichen reduziert oder nicht mehr nachweisbar sind. Die Nitrat-Konzentrationen werden entlang des Seeprofiles von den anstromigen Uferbereichen über den Seewasserkörper bis zu den abstromigen Uferbereichen fortschreitend reduziert.

Nitrit-N zeigt fast ausschließlich unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,05 mg/l liegende Konzentrationen. Ein Trend ist nicht abzuleiten.

Die in der Freiwasserzone am Ende der Zirkulationsphase festgestellten **Ammonium-N**-Konzentrationen zeigen eine Bandbreite von 0,07 – 0,21 mg/l, wobei die in den anstromigen Uferbereichen etwas höhere Werte als in den abstromigen Uferbereichen festgestellt wurden. Der Befund zeigt an, dass am Ende der Zirkulationsphase sauerstoffreiches Wasser aus dem Seewasserkörper in die abstromigen Uferbereiche einströmt und das Ammonium nitrifiziert. Aufgrund der nur geringen Ausgangskonzentrationen für Ammonium führt der Vorgang aber zu keinem nennenswerten Anstieg der Nitrat-N-Konzentrationen im abstromigen Lithoral. Diese werden zu stark von den Konzentrationen im Seewasser (vgl. Ausführungen in Kap. 6.2.1) beeinflusst. Am Ende der Sommerstagnation steigen die Ammonium-N-Konzentrationen insbesondere im Freiwasser der tieferen Wasserschichten (DPS 2 und DPS 4 liegen am Ende der Sommerstagnation im Übergangsbereich vom Epi- zum Metalimnion) deutlich auf bis zu 1,79 mg/l an.

Das Sedimentporenwasser zeigt am Ende der Frühjahrszirkulation ein uneinheitliches Bild mit einer Bandbreite von 0,05 – 1,4 mg/l für Ammonium-N. Die Maximalwerte wurden insbesondere in den tieferen Sedimentschichten festgestellt. Dies deutet auf den lokalen Abbau von organischem Material unter anaeroben Bedingungen hin. Am Ende der Sommerstagnation zeigen die im abstromigen Uferbereich eingebauten Peeper (DPS 4 und DPS 5) im Sedimentporenwasser deutlich höhere Konzentrationen (Bandbreite 0,62 – 6,13 mg/l) als die im anstromigen Uferbereich eingebauten Peeper (DPS 1 und DPS 2: überwiegend < 0,05 mg/l). Im Zusammenhang mit den deutlich verringerten Nitrat-Konzentrationen belegt der Befund die Reduktion von Nitrat zu Ammonium. Die im abstromigen Uferbereich am Ende der Sommerstagnation erhöhten Ammonium-N-Werte korrespondieren mit erhöhten **DOC**-Konzentrationen. Offensichtlich wird aus abgestorbener Biomasse Ammonium freigesetzt, wobei gleichzeitig Nitrat verbraucht und das Redoxpotential verringert wird.

Die Freiwasserzone zeigt für Ortho-**Phosphat-P** Konzentrationen in einer Bandbreite von $< 2 - 8 \mu\text{g/l}$, das Porenwasser des Seesediments Konzentrationen von $< 2 - 110 \mu\text{g/l}$. Die deutlich über die übrigen Werte liegenden P-Konzentrationen von $110 \mu\text{g/l}$ in der DPS 3 (im Frühjahr 2001) und $31 \mu\text{g/l}$ in der DPS 4 (im August 2001) deuten auf lokale Anreicherungen hin, wo aus abgestorbenen Makrophyten und Algenmasse Phosphate freigesetzt werden. Die Untersuchungen des Sedimentporenwassers zeigen, dass bei den Rahmenbedingungen im Uedesheimer See Phosphor mit Eisen(III)-Verbindungen in allen Uferbereichen unlösliche Komplexe bildet und damit dem Porenwasser dauerhaft entzogen wird.

Chlorid zeigt eine Bandbreite von $34 - 60 \text{ mg/l}$. Die Chlorid-Werte der Freiwasserzone zeigen nur einer geringe Variation ($48 - 54 \text{ mg/l}$), wobei tendenziell ein Anstieg für die im Spätsommer entnommen Proben erkennbar ist. Beim Parameter Chlorid muss grundsätzlich beachtet werden, dass sich hier die Rahmenbedingungen jahreszeitlich durch den Einsatz von Streumitteln ändern können. Dies ist insbesondere aufgrund des industriellen Umfelds im Grundwasseranstrom für den Uedesheimer See nicht auszuschließen. Die auch im anstromigen Uferbereich zur Sommerstagnation ansteigenden Chlorid-Konzentrationen zeigen eine Beeinflussung des Seewassers durch jahreszeitlich schwankende Chlorid-Konzentrationen im Grundwasserzustrom an. Der Vergleich der Chlorid-Befunde des Sedimentporenwassers in den an- und abstromigen Uferbereichen zeigt eine deutliche Verringerung der Chlorid-Konzentrationen im abstromigen Lithoral (Anstrom: $56 - 60 \text{ mg/l}$, Abstrom: $34 - 50 \text{ mg/l}$). Die gegenläufige Entwicklung für den Parameter DOC impliziert, dass Chlorid in der Biomasse als wichtiger Mineralstoff eingebaut wird.

Sulfat zeigt in der Freiwasserzone eine Bandbreite von $84 - 105 \text{ mg/l}$. Tendenziell ist ein Anstieg der Sulfat-Konzentrationen zum Zeitpunkt der Sommerstagnation festzustellen (vgl. Ausführungen in Kap. 6.2.1). Für die Untersuchungen im Sedimentporenwasser zeigen die im anstromigen Uferbereich entnommenen Proben (Bandbreite: $94 - 115 \text{ mg/l}$) eine deutliche Beeinflussung durch die hydrochemische Zusammensetzung des zuströmenden Grundwassers. In den Peepern am Seegrund und den abstromigen Uferbereichen wurden deutlich

geringere Sulfat-Konzentrationen mit einer Bandbreite von 9 – 89 mg/l festgestellt. Die reduzierten Werte zeigen, dass Sulfat als Oxidationsmittel beim Abbau von organischem Material verbraucht wird.

Für **Calcium** wurden in der Freiwasserzone Konzentrationen in einer Bandbreite von 71 – 110 mg/l ermittelt. Auch für diesen Parameter sind jahreszeitliche Schwankungen festzustellen. Die zur Sommerstagnation beobachteten Minima sind auf die Ausfällung von Karbonaten insbesondere durch die ansteigenden Wassertemperaturen zurückzuführen. Für die Untersuchungen im Sedimentporenwasser wurden Calcium-Konzentrationen in einer Bandbreite von 87 – 160 mg/l festgestellt. Am Ende der Frühjahrszirkulation entsprechen die Calcium-Werte in den abstromigen Uferbereichen etwa den Werten im Seewasser, während die anstromigen Uferbereiche – wie beim Sulfat – deutlich von den Verhältnissen im anstromigen Grundwasser (vgl. Ausführungen im nachfolgenden Kap. 6.2.3) beeinflusst werden. Die Unterschiede im Sedimentporenwasser zum Zeitpunkt der Sommerstagnation sind weniger deutlich ausgeprägt. Es ist anzunehmen, dass in den abstromigen Uferbereichen durch die gesteigerte biologische Aktivität verstärkt CO₂ freigesetzt wird und die ausgefällten Karbonate wieder in Lösung gehen.

Magnesium verhält sich wie Calcium. Allerdings reichen die zur Sommerstagnation ansteigenden Wassertemperaturen zur Ausfällung von Magnesium-Karbonaten nicht aus. Die übrigen für Calcium gemachten Aussagen gelten auch für Magnesium.

Kalium zeigt eine deutliche Erhöhung der Werte im Sedimentporenwasser des DPS 5. Konträr verhält sich **Natrium**, für das tendenziell eine geringfügige Reduzierung der Konzentrationen in den abstromigen Uferbereichen festzustellen ist. Ursache sind wahrscheinlich Verdrängungsreaktionen bei den hydrochemischen Reaktionen im Sedimentporenwasser.

Eisen zeigt im Freiwasser eine Bandbreite von < 0,01 – 1,9 mg/l, im Sedimentporenwasser eine Bandbreite von 0,013 – 14 mg/l. Die im abstromigen Uferbereich eingebauten Pieper zeigen sowohl im Freiwasser als auch im Sedimentporenwasser tendenziell höhere Werte als in den anstromigen Uferbereichen.

Dieser Trend verstärkt sich für den Zeitraum der Sommerstagnation. Die am Ende der Sommerstagnation erhöhte organische Aktivität und die damit verbundenen Verringerung des Redoxpotentials führen offensichtlich zu einer verstärkten Bildung von löslichen Eisen(II)-Verbindungen.

Mangan, für das im Freiwasser eine Bandbreite von $< 0,001 - 0,083$ mg/l und im Sedimentporenwasser eine Bandbreite von $< 0,001 - 12$ mg/l ermittelt wurde, zeigt ein mit Eisen vergleichbares Verhalten.

Cadmium zeigt im Freiwasser und im Sedimentporenwasser überwiegend unterhalb der Bestimmungsgrenze von $0,2 \mu\text{g/l}$ liegende Werte. Lediglich in der Freiwasserzone und dem Sedimentporenwasser der Peeper DPS 3, 4 und 5 zeigten sich am Ende der Frühjahrszirkulation Konzentrationen in einer Bandbreite von $1,1 - 3,3 \mu\text{g/l}$. In Anbetracht der zum Zeitpunkt der Sommerstagnation generell unterhalb der Bestimmungsgrenze liegenden Cadmium-Werte ist diese lokale Auffälligkeit nicht zu erklären.

Zink zeigt im Freiwasser und im Sedimentporenwasser der anstromigen Uferbereiche Konzentrationen in einer Bandbreite von $0,17 - 2,5$ mg/l, in den abstromigen Uferbereichen und am Seegrund wurde eine Bandbreite von $0,01 - 23$ mg/l ermittelt. In den abstromigen Uferbereichen und am Seegrund ist somit eine Freisetzung im Sedimentporenwasser zu beobachten.

Die Parameter **DOC** und **TOC** zeigen beprobungsbedingt (die Polysulfonmembranen haben eine Maschenweite von $0,4 \mu\text{m}$) eine nahezu parallele Konzentrations-Entwicklung. Auf eine separate Bewertung des TOC wird daher verzichtet. Für den Parameter DOC wurden in den Peepern Konzentrationen mit einer Bandbreite von $2,4 - 25$ mg/l ermittelt. Die Aufstellung in Anlage 5.2 zeigt zeitlich betrachtet deutliche Konzentrationserhöhungen zur Sommerstagnation, räumlich betrachtet eine Zunahme der Werte im Bereich des abstromigen Lithorals durch Zunahme der biologischen Aktivitäten und der Abbauprozesse.

6.2.3 Grundwasser-Untersuchungen im An- und Abstrom des Uedesheimer Sees

Die Befunde der Vor-Ort- und der hydrochemischen Untersuchungen des Grundwassers im An- und Abstrom des Uedesheimer Sees sind in Anlage 5.2 aufgelistet. Zur Visualisierung sind die hydrochemischen Befunde in Form von Diagrammen in Anlage 6.2 dargestellt. Nachfolgend wird insbesondere die Entwicklung der Befunde im Rahmen eines An- / Abstromvergleichs betrachtet.

Vor-Ort-Untersuchungen des Grundwassers

Die aus unterschiedlichen Horizonten in den an- und abstromigen GWMS ermittelten Vor-Ort-Befunde zeigen für die **Wassertemperatur** eine leichte Verringerung der Werte im Abstrom des Baggersees (Anstrom: 11,2 – 11,8 °C, Abstrom: 9,9 – 11,1 °C). Für die abstromige Messstelle P2 ist im Zuge der Sommerstagnation eine Temperaturabnahme mit zunehmender Tiefenlage zu erkennen. Da die Wassertemperatur nur zweimalig ermittelt wurde, kann keine generelle Temperaturerniedrigung im Abstrom des Uedesheimer Sees abgeleitet werden.

Die **pH-Werte** zeigen im Frühjahr eine geringfügige Reduzierung der Werte von durchschnittlich 7,1 im Anstrom auf 6,9 im Abstrom, im Sommer ist eine deutliche Erhöhung von 6,8 im Anstrom auf 7,3 im Abstrom festzustellen. Vertikale Differenzierungen sind nicht eindeutig auszumachen.

Der **Sauerstoffgehalt** zeigt für die Frühjahrsbeprobung eine deutliche Zunahme der Werte von durchschnittlich 1,2 mg/l im Anstrom auf 2,7 mg/l im Abstrom. Zur Sommerstagnation ist keine Veränderung erkennbar. Die anstromige Messstelle zeigt die Maximalwerte an der Messstellenbasis, die abstromige Messstelle zeigt dort die niedrigsten Werte.

Die **elektrische Leitfähigkeit** zeigt wie beim Hackenbroicher Waldsee eine Abnahme der Werte in der abstromigen Messstelle. Hier wurde im Anstrom eine Bandbreite von 65,7 – 97,8 mS/m gemessen, die sich in der Abstrommessstelle auf eine Bandbreite von 39,3 – 65,7 mS/m verringert. Vertikale Differenzierungen sind bei der Sommerbeprobung insbesondere in der abstromigen Messstelle mit den niedrigsten Werten an der Messstellenbasis zu erkennen.

Die **Redoxspannung** zeigt für die An- / Abstrombetrachtung im Frühjahr 2001 keine relevanten Unterschiede. Die Untersuchungen im Sommer zeigen eine geringfügige Verringerung der Durchschnittswerte von 252 mV auf 233 mV, die insbesondere auf eine Verringerung der Nitrat- und Sulfat-Konzentrationen im abstromigen Grundwasser zurückzuführen ist.

Hydrochemische-Untersuchungen des Grundwassers

Die An- / Abstrombetrachtung für den Parameter **Nitrat-N** zeigt eine deutliche Reduzierung der Werte von durchschnittlich 5,1 mg/l auf 0,5 mg/l.

Die Parameter **Nitrit-N** und **Ammonium-N** zeigen keine oberhalb der Bestimmungsgrenze liegende Werte. Offensichtlich wird das in deutlichen Konzentrationen im Freiwasser und Sedimentporenwasser des abstromigen Lithorals festgestellte Ammonium nicht in den Grundwasserabstrom verfrachtet. Das freigesetzte Ammonium wird vielmehr als Nährstoff bei der im abstromigen Lithoral vorhandenen Biomasse eingesetzt und fixiert.

Ortho-Phosphat-P zeigt in der An- / Abstrombetrachtung eine Verringerung der Werte von 14 µg/l im Anstrom auf 8,5 µg/l im Abstrom. Es ist davon auszugehen, dass Phosphor in schwerlöslichen Eisen(III)-Komplexen dauerhaft im Sediment fixiert wird.

Chlorid zeigt im An- / Abstromvergleich eine Verringerung der Werte von durchschnittlich 60,5 mg/l auf 49,5 mg/l. Die Beobachtung zeigt, dass Chlorid durch die im Seesediment vorhandene Biomasse verbraucht und dem Grundwasserleiter permanent entzogen wird.

Sulfat zeigt eine Verringerung der Konzentrationen im An- / Abstromvergleich (Ø Anstrom: 114 mg/l, Ø Abstrom: 88 mg/l). Ursache ist, dass im Hypolimnion und im Seesediment nach dem Verbrauch von Sauerstoff und Nitrat insbesondere Sulfat als Oxidationsmittel beim Abbau von organischem Material genutzt wird.

Für **Calcium** und **Magnesium** zeigt sich ebenfalls ein Rückgang in der abstromigen GWMS (Calcium Ø 157 mg/l auf 90 mg/l; Magnesium Ø 17,3 mg/l auf

12,7 mg/l). Dies bestätigt den im Freiwasser der Peeper beobachteten Rückgang der Calcium- und Magnesium-Werte und zeigt, dass die Calcium- und Magnesium-Ionen in Karbonaten und anderen, bei den vorliegenden Rahmenbedingungen schwerlöslichen Verbindungen permanent dem Grundwasserstrom entzogen werden.

Für **Kalium** und **Natrium** ist ebenfalls eine Abnahme der Konzentrationen mit dem Grundwasserabstrom festzustellen. Die Kalium-Konzentrationen verringern sich im An- / Abstromvergleich von durchschnittlich 3,34 mg/l auf 3,10 mg/l, die Natrium-Konzentrationen von 25,1 auf 22,3 mg/l. Unbeschadet der z.T. erhöhten Kalium-Konzentrationen im abstromigen Lithoral teilen sich diese nicht dem Grundwasserabstrom mit. Kalium und Natrium werden z.T. dauerhaft in der Biomasse eingebaut und dem Grundwasserabstrom entzogen.

Auch für **Eisen** ist ein Rückgang der Konzentrationen im An- / Abstromvergleich festzustellen. Während im anstromigen Grundwasser durchschnittlich Konzentrationen von 2,1 mg/l festgestellt wurden, liegen die Eisenkonzentrationen im Abstrom durchschnittlich bei 0,23 mg/l. Dies zeigt, dass Eisen unbeschadet der z.T. erhöhten Werte im Seesediment nur geringfügig in gelöster Form in den Grundwasserabstrom verfrachtet wird. Der größte Teil des im Sedimentporenwasser gelösten Eisens fällt in Form schwerlöslicher Eisen(III)-Komplexe aus.

Mangan zeigt im An- / Abstromvergleich mehrheitlich erhöhte Werte im Abstrom. Mangan wird somit aus den Sedimenten des Baggersees gelöst und in den Grundwasserabstrom ausgetragen. Bei den im Uedesheimer See herrschenden Redoxbedingungen findet für diesen Parameter keine relevante Fixierung in Form schwerlöslicher Mangan(IV)-Verbindungen statt.

Cadmium zeigt keine oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,2 µg/l liegenden Konzentrationen. Unbeschadet der lokal festgestellten Mobilisierung im Seesediment und der darüber befindlichen Freiwasserzone wird Cadmium nicht ins abstromige Grundwasser emittiert.

Zink zeigt eine Bandbreite von < 5 – 26 µg/l. Die An- / Abstrombetrachtung zeigt keine Hinweise auf eine Mobilisierung in den Grundwasserabstrom. Die

Frühjahrsbeprobung deutet eher auf eine Verringerung der Zink-Konzentrationen im Abstrom des Uedesheimer Sees hin. Unbeschadet der z.T. erhöhten Werte im Seesediment oder in der Freiwasserzone des Lithorals wird Zink offensichtlich in den Sedimenten des abstromigen Uferbereichs dauerhaft fixiert.

Die Parameter **DOC** und **TOC** zeigen ausschließlich unterhalb oder im Bereich der Bestimmungsgrenze von 1 mg/l liegende Werte. In der An- / Abstrombeurteilung ist somit unbeschadet der deutlichen DOC-Konzentrationen im abstromigen Lithoral keine Emission von organischem Material aus dem See bzw. Seesediment in den Grundwasserabstrom festzustellen. Die im Seesediment des abstromigen Uferbereichs befindlichen organischen Materialien werden von der Biomasse anhaltend umgesetzt und sind als ortskonstant einzustufen.

6.3 Balgheimer See

6.3.1 Seewasserbeschaffenheit für den Balgheimer See

Die Probenahmen und Untersuchungen zur Bewertung der limnologischen und hydrochemischen Eigenschaften des Balgheimer Sees wurden in 2003 durch die Biologische Station im Kreis Neuss e.V. durchgeführt. Für die Auswertung wurden zudem in 2003 erhobene Untersuchungsergebnisse der Dr. Tillmanns & Partner GmbH im Rahmen der Umsetzung des Planfeststellungsbeschlusses für die Gewinnung von Kies und Sand im Balgheimer See genutzt.

Die Befunde der Vor-Ort-Untersuchungen des Seewassers sind in Anlage 4.3, die Befunde der hydrochemischen Untersuchungen in Anlage 5.3 aufgelistet. Zur Visualisierung sind die hydrochemischen Befunde der Seewasseruntersuchungen in Form von Diagrammen in Anlage 6.3 dargestellt.

Vor-Ort-Untersuchungen des Seewassers

Im Zentrum des Sees wurden vertikale Tiefenprofile, überwiegend in einer Äquidistanz von 1 m, bis zum Seegrund durchgeführt. Dabei wurden im März, April, Juni, Juli, August und September 2003 Tiefenprofile für die Parameter

Wassertemperatur sowie Sauerstoffkonzentration und -sättigung (Sauerstoffkonzentration nur von März - Juni, Sauerstoffsättigung nur im März und Juli - September) erstellt. Zusätzlich wurden im Juni, Juli, August und September jeweils die Parameter elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert für das Epilimnion, im Juli, August und September auch für das Hypolimnion ermittelt. Die Befunde für die Parameter Wassertemperatur und Sauerstoffkonzentration/-sättigung sind in Anlage 4.3 in tabellarischer Form zusammengestellt und mit Balkendiagrammen hinterlegt. Die Befunde für die Parameter pH-Wert und elektr. Leitfähigkeit zeigt Anlage 5.3.

Die Zusammenstellung der Wassertemperaturen zeigt für den Seewasserkörper des Balgheimer Sees bereits für Ende März 2003 eine beginnende Erwärmung der oberflächennahen Schichten. Im April findet (vermutlich durch einen Kaltwetterphase³) aber eine erneute vollständige Zirkulation des Seewasser statt. Die Zirkulationsphase dauert somit bis April 2003 an. Die Wassertemperaturen sinken zu diesem Zeitpunkt von der Oberfläche bis zum Grund von 8,5 °C auf 7,5 °C ab.

Für die Monate Juni – September zeigt sich eine fortschreitende Erwärmung insbesondere der oberflächennahen Wasserschichten mit einem Maximum von 22,8 °C im August 2003. Eine Sprungschicht trennt das Epilimnion im Zeitraum Juni – September vom Hypolimnion, für das ein deutlich geringeres Ansteigen der Wassertemperaturen auf ca. 15 °C festzustellen ist. Je nach Witterungsbedingungen können auch zwei Sprungschichten ausgebildet werden (vgl. Temperaturentwicklung im Juni). Die Sprungschicht verlagert sich im Verlauf der Sommerstagnation von ca. 3 – 4 m (obere Sprungschicht) im Juni auf 12 m Wassertiefe im September. Unbeschadet der stabilen Sprungschicht ist Ende September 2003 bei abnehmenden Wassertemperaturen im Epilimnion bereits der Beginn der Zirkulationsphase angedeutet, diese ist aber noch nicht vollständig bis zum Seegrund vorangeschritten.

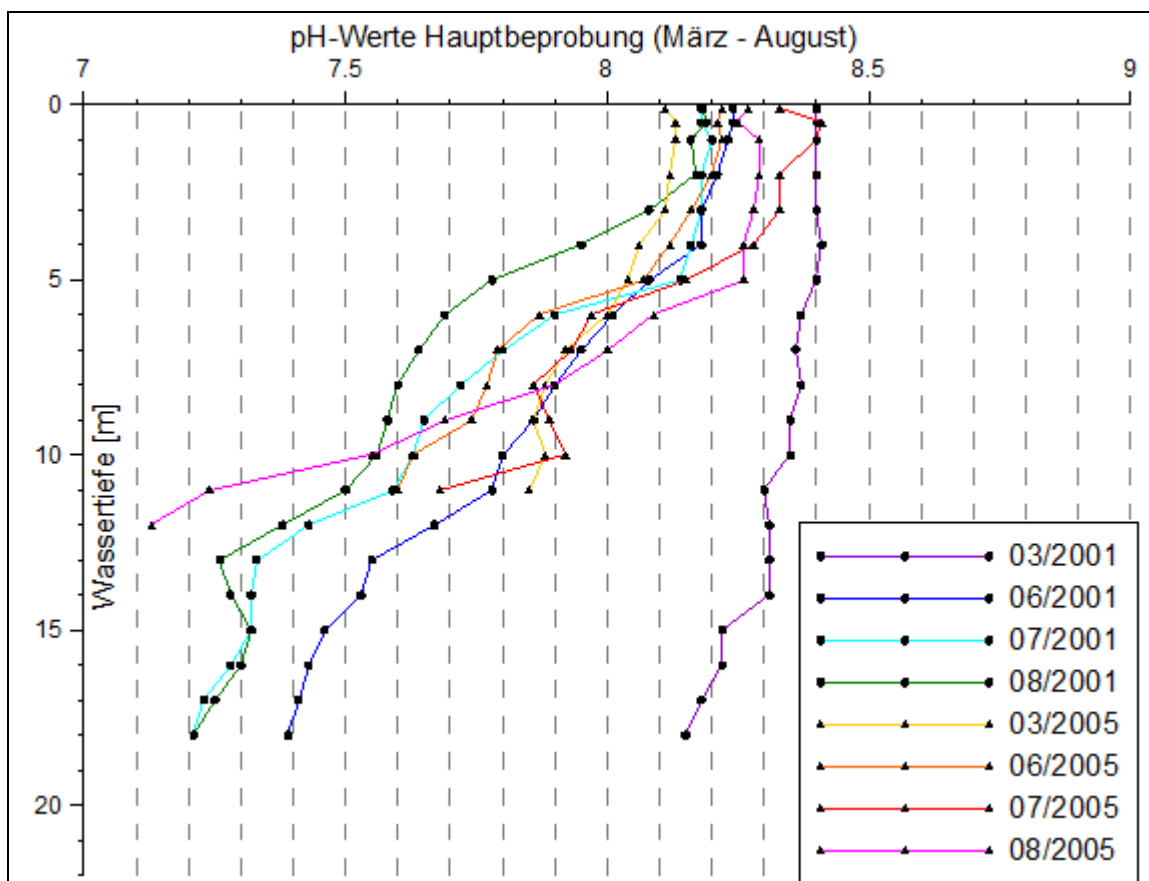
³ = Die Klimadaten der DWD-Station Düsseldorf zeigen für Anfang April 2003 ein deutliches Absinken der Tagesmitteltemperaturen gegenüber den Ende März erfassten Temperaturen.

Die **Sauerstoffkonzentrationen** bzw. die Sauerstoffsättigungen zeigen von März bis September für den gesamten Seewasserkörper aerobe Verhältnisse mit einer Mindestsättigung von 17 %.

Die **elektr. Leitfähigkeit** zeigt im Epilimnion Werte mit einer Bandbreite von 57,3 – 58,3 mS/m, im Hypolimnion Werte mit einer Bandbreite von 61,2 – 63,1 mS/m. Ursache ist, dass seegrundnah beim Abbau organischer Substanz von der Biomasse aufgenommene Salze freigesetzt werden.

Die in Anlage 5.3 aufgelisteten **pH-Werte** zeigen für das Epilimnion eine Bandbreite von 7,8 – 8,0, für das Hypolimnion eine Bandbreite von 8,1 – 8,2. Die im Rahmen der Umsetzung des Planfeststellungsbeschlusses von der Dr. Tillmanns & Partner GmbH in den Jahren 2001 und 2005 erhobenen Daten zeigen dagegen eine eindeutige Abnahme der pH-Werte vom Epi- zum Hypolimnion (vgl. nachfolgende Abb. 6.3.1).

Abb. 6.3.1: Zusammenstellung der in 2001 und 2005 für den Balgheimer See über Tiefenprofile ermittelten pH-Werte



Möglicherweise wurden bei den in 2003 erhobenen Daten die Messwerte vertauscht.

Die Abnahme der pH-Werte im Hypolimnion des Balgheimer Sees zeigen an, dass seegrundnah beim Abbau organischer Substanz CO₂ freigesetzt wird.

Hydrochemische Untersuchungen des Seewassers

Im Rahmen der in 2003 durchgeführten Untersuchungen wurden die in Anlage 5.3 aufgelisteten Seewasserproben aus dem Epi- und Hypolimnion entnommen.

Nitrat-N zeigt am Ende der Zirkulationsphase und zu Beginn der Stagnationsphase Nitrat-N-Konzentrationen in einer Bandbreite von 1,30 – 1,35 mg/l, die im Verlauf der Stagnationsphase auf 1,06 – 1,08 mg/l abnehmen. Im Vergleich zum Epilimnion ist im Hypolimnion keine wesentliche Reduzierung von Nitrat erkennbar.

Sowohl die **Nitrit-N-** als auch die **Ammonium-N-Konzentrationen** der Seewasserproben zeigen keine oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,05 mg/l liegende Werte.

Phosphat-P zeigt eine Bandbreite von < 9 – 25 µg/l. Die im Juni unterhalb oder im Bereich der Bestimmungsgrenze liegenden P-Konzentrationen korrespondieren mit maximalen Sichttiefen von 6,9 und 4,3 m, was auf eine Klarwasserphase schließen lässt, in der die Algenbiomasse des Epilimnions von Fressfeinden nahezu vollständig verzehrt wurde. Am Ende der Sommerstagnation kommt es zu einem Anstieg der Phosphor-Konzentrationen auf bis zu 25 µg/l, der mit einer Verringerung der Sichttiefe auf 2,7 – 2,9 m korrespondiert und einen Wachstumsschub der Algenbiomasse impliziert.

Die Phosphor-Konzentrationen korrelieren mit den Befunden für den Parameter **Chlorophyll-a**, für den in der Klarwasserphase Werte von < 1 µg/l und im August und September ansteigende Werte von 2 - 4 µg/l festgestellt wurden.

Die Auswertung gemäß **LAWA-Trophieklassifikation (2014)** zeigt für den Balgheimer See einen Gesamt-Trophie-Index von 1,2 (vgl. Anlage 5.3). Der

limnologische Zustand des Balgheimer Sees zum Untersuchungszeitraum 2002/2003 ist damit in die Trophieklasse „oligotroph“ einzustufen. Eine Bewertung nach Vollenweider (1982) zeigt ebenfalls einen insgesamt oligotrophen Zustand des Sees (Anlage 5.3). Der limnologische Zustand des Balgheimer Sees entsprach zum Stand 2003 damit seinem Referenzzustand (die Untersuchungen im Rahmen der Umsetzung des Planfeststellungsbeschlusses zeigten bis 2012 für den See einen oligotrophen Zustand).

Chlorid und **Sulfat** zeigen nur geringe Konzentrationsunterschiede von 38 – 40 mg/l bzw. 144 – 148 mg/l. Ein Trend lässt sich aus diesen Werten nicht ableiten.

Calcium (Bandbreite: 88 – 100 mg/l) zeigt den Minimalwert im Epilimnion am Ende der Sommerstagnation. Wegen der geringen Löslichkeit bei steigenden Temperaturen fällt Karbonat aus. Das gleiche Verhalten - allerdings weniger deutlich – zeigt **Magnesium** (Bandbreite: 15 – 17 mg/l).

Eisen zeigt eine Bandbreite von 0,027 – 0,17 mg/l. Die im Hypolimnion festgestellten Eisen-Werte liegen dabei mit durchschnittlich 0,058 mg/l über den mit durchschnittlich 0,048 mg/l im Epilimnion ermittelten Werten. Den Maximalwert zeigt das Hypolimnion zum Höhepunkte der Sommerstagnation in den seegrundnahen Seewasserschichten. Dies zeigt, dass bei den am Ende der Sommerstagnation herrschenden Verhältnissen am Seegrund Eisen in begrenztem Umfang in 2-wertiger Form in Lösung geht. Bei den ansonsten überwiegend aeroben Verhältnissen liegt Eisen in 3-wertiger Form vor und hat dadurch nur eine geringe Löslichkeit.

Mangan zeigt eine dem Eisen analoge Entwicklung (Bandbreite: 0,006 – 0,16 mg/l). Die im Hypolimnion festgestellten Mangan-Werte liegen über den im Epilimnion ermittelten Werten.

Im Rahmen der in 2003 durchgeführten Seewasseruntersuchungen wurde sowohl der **DOC** als auch der **TOC** bestimmt. Der Vergleich beider Parameter (Anlage 5.3) zeigt eine nahezu identische Entwicklung. Die Konzentrationen für den DOC weisen eine Bandbreite von 1,7 – 2,9 mg/l auf, die Werte für den TOC

liegen zwischen 1,9 mg/l und 3,3 mg/l. Das Maximum für die TOC liegt zeitlich gesehen unmittelbar nach der Klarwasserphase im Hypolimnion und belegt, dass die Algenbiomasse durch Fressfeinde dezimiert und dabei organischer Kohlenstoff als Ausscheidungsprodukt freigesetzt wird. Am Ende der Stagnationsphase ist ebenfalls ein Anstieg der DOC- und TOC-Gehalte festzustellen, was auf ein beginnendes Absterben der Biomasse hindeutet.

6.3.2 Seesedimentporenwasser-Untersuchungen für den Balgheimer See

Zur Untersuchung des Seesedimentporenwassers wurden in 2002 im anstromigen und abstromigen Uferbereich sowie im Bereich des Seetiefsten entlang des in Abb. 3.3.2 und 3.3.3 dargestellten Profils (Profil 1) Dialyse-Porenwasser-Sammler (Peeper) eingebaut. Die in 3 m Wassertiefe eingebauten Peeper sollten die Verhältnisse im Uferbereich des Epilimnions, die in 7 m Wassertiefe eingebauten Peeper die Verhältnisse im Uferbereich des Hypolimnions abbilden. Der in 17 m Tiefe eingebaute Peeper sollte die Verhältnisse am Seegrund zeigen.

Die Peeper wurden im Frühjahr und im August 2002 eingebaut und nach einem Zeitraum von mind. 3 Wochen wieder zur Gewinnung des Sedimentporenwassers ausgebaut.

Erstauswertungen zeigten, dass große Teile der südwestlichen Uferbereiche des Balgheimer Sees mit Abraum überschüttet wurden. Es war somit zu erwarten, dass der Austausch des Seewassers mit dem anstromigen Grundwasser im südwestlichen Uferbereich gehemmt ist. Daher wurden im Frühjahr 2003 Untersuchungen entlang eines weiteren, vom nordwestlichen zum südöstlichen Uferbereich verlaufenden Profils durchgeführt.

Hierzu wurden im Frühjahr 2003 entlang des in Abb. 3.3.2 und 3.3.3 dargestellten Profils 2 insgesamt 4 Dialyse-Porenwasser-Sammler eingebaut. Die Peeper wurden erneut in 3 m und 7 m Wassertiefe eingebaut. Auf den Einbau eines Peepers im Bereich des Seetiefsten wurde verzichtet. Die Peeper DPS A und DPS B wurden im anstromigen Uferbereich, die Peeper DPS C und DPS D im Uferbereich des östlichen Seitenstroms eingebaut.

Aus den insgesamt 23 Membranserien der Peeper wurden mehrere Serien zusammengefasst, um ausreichend Probenmaterial für die Untersuchungen gewinnen zu können. Die Lage der beprobten Serien in Abhängigkeit zur Einbautiefe und die Ergebnisse der hydrochemischen Untersuchungen sind in Anlage 5.3 dokumentiert. In Anlage 6.3 sind die Befunde entlang der Profilverläufe visualisiert.

Bei der Interpretation der Befunde der DPS-Untersuchungen ist zu beachten, dass die Peeper DPS 1 und 2 im Bereich eines mit feinkörnigem Abraum überschütteten Uferbereichs eingebaut wurden. Der Zufluss aus dem Grundwasseranstrom ist dadurch gehemmt. Der südöstliche Uferbereich, in dem die Peeper DPS C und D eingebaut wurden, befindet sich im Seitenstrom des Sees. Entsprechend kann nicht mit Sicherheit festgestellt werden, ob das in diesem Bereich untersuchte Sedimentporenwasser tatsächlich dem See zuströmte.

Die Rahmenbedingungen belegen allerdings, dass die Peeper DPS A und B im anstromigen und die Peeper DPS 4 und 5 im abstromigen Uferbereich des Balgheimer Sees eingebaut wurden. Bei der Größe des Balgheimer Sees kann sich die hydrochemische Zusammensetzung des zuströmenden Grundwassers lokal deutlich ändern. Es ist daher möglich, dass die über die Peeper DPS A und B gewonnenen Befunde lokale Besonderheiten darstellen. Aufgrund der vollständigen Umwälzung des Seewassers während der Zirkulationsphasen ist davon auszugehen, dass die abstromigen Verhältnisse im Bereich der Peeper DPS 4 und 5 charakteristisch für den Gesamtsee sind.

Bei der Beurteilung der hydrochemischen Verhältnisse wird daher insbesondere auf die Befunde in den Peepern DPS A und B (zur Charakterisierung der Verhältnisse im anstromigen Uferbereich), des Peepers DPS 3 (Situation am Seegrund) und der Peeper DPS 4 und 5 (Verhältnisse im abstromigen Uferbereich) eingegangen.

Bei der Auswertung der Grunddaten wurde festgestellt, dass eine eindeutige Probenzuordnung der im Frühjahr 2003 ermittelten Werte für die Parameter Chlorid, Calcium, Magnesium, Kalium und Natrium nicht mehr möglich war. Auf eine Interpretation dieser Daten wurde daher verzichtet.

Nitrat-N zeigte für die Freiwasserzone eine Bandbreite von 0,84 – 1,92 mg/l. Die Maximalwerte von 1,47 mg/l und 1,92 mg/l zeigt der südwestliche Uferbereich (DPS A und B). In der DPS A wurden auch die höchsten Nitrat-N-Konzentrationen für das Sedimentporenwasser (Bandbreite 6,39 – 23,8 mg/l) ermittelt. Erhöhte Werte wurden auch im Sommer 2002 im DPS 4 mit einer Bandbreite von 2,3 – 11 mg/l ermittelt. Die übrigen im Sedimentporenwasser festgestellten Nitrat-N-Konzentrationen liegen im Bereich von 0,06 – 1,4 mg/l. Die erhöhten Werte im anstromigen Uferbereich (DPS A) deuten auf einen lokalen Zustrom von Nitrat aus einem Düngemittleinsatz im Bereich der in unmittelbarer Nachbarschaft befindlichen landwirtschaftlichen Nutzflächen hin. Die erhöhten Werte im DPS 4 am Ende der Sommerstagnation lassen vermuten, dass lokal im abstromigen Uferbereich vorhandenes organisches Material unter aeroben Bedingungen abgebaut und die darin enthaltenen Stickstoffverbindungen zu Nitrat oxidiert wurden.

Nitrit-N zeigt keine oberhalb der Bestimmungsgrenze von 0,05 mg/l liegenden Konzentrationen.

Die Freiwasserzone zeigt mit einer Bandbreite von < 0,05 – 0,55 mg/l überwiegend unauffällige **Ammonium-N**-Konzentrationen. Das Sedimentporenwasser zeigte mehrheitlich höhere Konzentrationen (Bandbreite < 0,05 – 2,66 mg/l). Auffällig ist, dass die aus den Peepern DPS A und D entnommenen Proben ausschließlich unterhalb oder im Bereich der Bestimmungsgrenze liegende Werte zeigten, während die Proben der Peeper DPS B und C höhere Werte (Bandbreite von 0,13 – 1,65) mg/l zeigten. Dies deutet darauf hin, dass im Sedimentporenwasser der DPS A und D (Einbau im Epilimnion) dauerhaft aerobe Verhältnisse herrschen, die eine relevante Umwandlung von Nitrat in Ammonium oder eine nennenswerte Bildung von Ammonium beim Abbau organischer Substanz ausschließen. Im Bereich der Peeper DPS B und C sowie des Seegrunds sind zumindest zeitweise Redoxverhältnisse vorhanden, die eine Bildung von Ammonium ermöglichen.

Die Freiwasserzone zeigt für den Parameter Ortho-**Phosphat-P** Konzentrationen in einer Bandbreite von < 3 – 20 µg/l. Für die im Seesediment eingebauten

Peeper wurden Konzentrationen von $< 2 - 24 \mu\text{g/l}$ festgestellt. Die im DPS A von den tiefsten Sedimentbereichen bis zur Freiwasserzone kontinuierlich abnehmenden P-Konzentrationen verdeutlichen, dass dem Balgheimer See - analog zum Parameter Nitrat - Nährstoffe aus der landwirtschaftlichen Bearbeitung der Äcker über den Grundwassranstrom zufließen. Die im DPS 5 zu beobachtende gegenläufige Entwicklung mit einer Abnahme der P-Konzentrationen in Abstromrichtung zeigt, dass Phosphor mit Eisen(III)-Verbindungen unlösliche Komplexe bildet und damit dem Porenwasser dauerhaft entzogen werden.

Chlorid zeigt eine Bandbreite von $27 - 80 \text{ mg/l}$. In der Freiwasserzone zeigen die Werte nur eine geringe Variation ($37 - 47 \text{ mg/l}$). Das Sedimentporenwasser zeigt eine größere Variation, wobei die deutlich erhöhten Werte im Peeper DPS 5 im Frühjahr 2002 auffällig sind. Eine Erklärung kann angesichts der im August in diesem Bereich deutlich geringeren Werte nicht gegeben werden.

Sulfat zeigt in der Freiwasserzone ohne erkennbaren Trend eine Bandbreite von $130 - 156 \text{ mg/l}$. Das Sedimentporenwasser zeigt Sulfat-Konzentrationen mit einer größeren Variation von $7 - 149 \text{ mg/l}$. Offensichtlich findet in großen Teilen der Ufersedimente eine relevante Reduzierung der Sulfat-Konzentration - vornehmlich als Oxidationsmittel beim Abbau von organischem Material - statt. Dies zeigt sich auch in den anstromig positionierten Peepern (DPS 1 und 2), so dass davon ausgegangen werden muss, dass in den dort verkippten Abraummaterialeen organische Bestandteile vorhanden sind, die unter anaeroben Bedingungen abgebaut werden. Das Seebodensediment dieses zum Untersuchungszeitpunkt noch im Abbau befindlichen Abgrabungsgewässers besitzt hingegen nur unwesentliche Anteile an organischen Materialien, da die dort ermittelten Sulfat-Konzentrationen mit einer Bandbreite von $106 - 154 \text{ mg/l}$ keine Hinweise auf einen relevanten Sulfatabbau zeigen. Die vorliegenden Befunde lassen vermuten, dass dem Balgheimer See Grundwasser mit lokal deutlich unterschiedlichen Sulfat-Konzentrationen zufließt.

Calcium zeigt in der Freiwasserzone Konzentrationen in einer Bandbreite von $91 - 110 \text{ mg/l}$. Jahreszeitliche Schwankungen sind festzustellen. Die zur Sommerstagnation beobachtete Verringerung der Werte ist auf die Ausfällung von

Karbonaten durch die ansteigenden Wassertemperaturen zurückzuführen. Das Sedimentporenwasser zeigt Calcium-Konzentrationen in einer Bandbreite von 60 – 200 mg/l. Die erhöhten Werte im Peeper DPS 2 sind vermutlich auf kalkhaltige Inhaltsstoffe der Abraummaterialien zurückzuführen. Die geringeren Werte im Sedimentporenwasser insbesondere im Bereich der Peeper DPS 3 und 4 zeigen, dass Kalk in diesem Bereich ausfällt.

Magnesium zeigt – mit der Ausnahme, dass die bei der Sommerstagnation ansteigenden Wassertemperaturen nicht zum Ausfällen von Magnesium-Karbonaten ausreichen – ein mit Calcium vergleichbares Verhalten.

Kalium zeigt in Relation zum Freiwasser höhere Werte im Sedimentporenwasser der Peeper DPS 1 und 2. Die erhöhten Werte sind vermutlich auf Spuren von Kalium-Salzen in den Abraummaterialien zurückzuführen. Im Peeper DPS 5 (abstromiger Uferbereich) wurden ebenfalls erhöhte Werte festgestellt. **Natrium** zeigt für diesen Bereich tendenziell eine Verringerung der Konzentrationen. Der Befund dürfte auf Verdrängungsreaktionen im Sedimentporenwasser zurückzuführen sein.

Eisen zeigt im Freiwasser eine Bandbreite von < 0,01 – 0,75 mg/l, im Sedimentporenwasser von < 0,01 – 22 mg/l. Die durchschnittlich höchsten Werte wurden im mit Abraum überschütteten Uferbereich (DPS 1 und 2) ermittelt. Der Befund deutet auf reduzierende Bedingungen in dem Auffüllungskörper hin. Der im abstromigen Uferbereich eingebaute Peeper DPS zeigt ebenfalls erhöhte Eisen-Konzentrationen. Erhöhte organische Aktivität und die damit verbundene Verringerung des Redoxpotentials führen zu einer verstärkten Bildung von löslichen Eisen(II)-Verbindungen. Die im Frühjahr 2003 für das Profil 2 ermittelten Befunde zeigen für die Peeper DPS A und D (Einbau im Epilimnion) nahezu ausschließlich unterhalb der Bestimmungsgrenze liegende Werte. Für die Peeper DPS B und C wurden höhere Werte mit einer Bandbreite von 0,12 – 1,6 mg/l festgestellt. Dies zeigt, dass im Sedimentporenwasser im Bereich der Peeper DPS A und D anhaltend aerobe Verhältnisse herrschen, die eine relevante Umwandlung von 3-wertigem in 2-wertiges Eisen ausschließen. Im Be-

reich der Peeper DPS B und C sind zumindest zeitweise Redoxverhältnisse vorhanden, die eine Bildung von 2-wertigem Eisen ermöglichen.

Mangan, für das im Freiwasser eine Bandbreite von $< 0,001 - 1,2$ mg/l und im Sedimentporenwasser eine Bandbreite von $< 0,001 - 11$ mg/l ermittelt wurde, verhält sich wie für Eisen.

Die aus dem Freiwasser und Sedimentporenwasser auf **Cadmium** untersuchten Proben zeigen überwiegend keine oberhalb der Bestimmungsgrenze von $0,2 \mu\text{g/l}$ liegende Werte. Vereinzelt wurden in der Freiwasserzone und dem Sedimentporenwasser Konzentrationen in einer Bandbreite von $0,2 - 2,8 \mu\text{g/l}$ ermittelt. Ein systematischer Trend ist nicht zu erkennen.

Zink zeigt im Freiwasser und im Sedimentporenwasser Konzentrationen in einer Bandbreite von $0,02 - 19$ mg/l. Im Sediment und Freiwasser des Lithorals sowie am Seegrund ist somit zumindest mit einer zeitweiligen Freisetzung zu rechnen.

Der **DOC** zeigt in den Peepern Konzentrationen in einer Bandbreite von $1,9 - 19$ mg/l. Die durchschnittlich höchsten Werte wurden im mit Abraum überschütteten Uferbereich in den Peepern DPS 1 und 2 ermittelt. Dies bestätigt die Untersuchungsbefunde für den Parameter Eisen, dessen Freisetzung auf durch den Abbau von organischer Substanz bedingte reduzierende Bedingungen in dem Auffüllungskörper hinweist. Die im Vergleich zum Hackenbroicher Waldsee und Uedesheimer See relativ geringen DOC-Konzentrationen im Sedimentporenwasser am Seegrund belegen, dass bei dem noch im Ausbau befindlichen See keine relevanten Anteile an organischen Materialien einsedimentiert bzw. dass diese durch das bis zum Ende der Sommerstagnation sauerstoffreiche Seewasser des Hypolimnions nahezu vollständig mineralisiert werden.

6.3.3 Grundwasser-Untersuchungen im An- und Abstrom des Balgheimer Sees

Die Befunde der Vor-Ort- und der hydrochemischen Untersuchungen des Grundwassers im An- und Abstrom des Balgheimer Sees sind in Anlage 5.3

zusammengestellt. Zur Visualisierung sind die hydrochemischen Befunde der Seewasseruntersuchungen in Form von Diagrammen in Anlage 6.3 dargestellt.

Bei der Betrachtung der Untersuchungsbefunde muss beachtet werden, dass sich die GWMS B1 im Bereich eines mit feinkörnigem Abraum überschütteten Uferbereichs befindet. Die Befunde in dieser Messstelle insbesondere für die Parameter Ammonium, Eisen, Mangan und Zink deuten darauf hin, dass sich in den Auffüllungen deutliche Anteile an organischen Materialien befinden. Dies und die erhöhten Befunde für die Parameter Calcium und Chlorid belegen, dass die Verhältnisse im Bereich der GWMS B1 eine lokale Besonderheit darstellen und nicht typisch für den gesamten Anstrombereich des Grundwassers sind.

Wie in Kap. 3.3 dargelegt, befindet sich die GWMS B3 im Grundwasserseitenstrom des Balgheimer Sees. Gegenüber den übrigen Grundwasserproben deutlich erhöhte Kalium-Werte sowie deutlich niedrigere Sulfat-Werte deuten ebenfalls auf lokale hydrochemische Abweichungen der Grundwasserqualität hin, so dass auch die Befunde der GWMS B3 nicht als charakteristisch für das zuströmende Grundwasser angenommen werden können. Für den Balgheimer See ist daher – wenn überhaupt - nur ein sehr grober Trend für einen An- / Abstromvergleich möglich.

Vor-Ort-Untersuchungen des Grundwassers

Die z.T. aus unterschiedlichen Horizonten ermittelten Vor-Ort-Befunde zeigen für den Parameter **Wassertemperatur** eine leichte Erhöhung der Wassertemperaturen im Abstrom/Seitenstrom des Baggersees (Anstrom/Seitenstrom: 11,1 – 12,0 °C, Abstrom: 12,0 – 13,2 °C). Da die Wassertemperatur nur in einem halbjährlichen Turnus ermittelt wurde, kann - analog wie beim Uedesheimer See - keine generelle Temperaturveränderung im Abstrom des Balgheimer Sees abgeleitet werden.

Die abstromige Messstelle B 2 zeigt anlässlich der Frühjahrsbeprobung eine mit der Tiefe abnehmende Temperatur. Dieser Trend ist im Rahmen der im August durchgeführten Untersuchungen nicht zu erkennen. Dies zeigt, dass sich die

Temperaturverhältnisse im Grundwasserabstrom des Balgheimer Sees verzögert einstellen.

Die **pH-Werte** lassen eine geringfügige Erhöhung der Werte in der abstromigen GWMS erkennen (von 6,9 auf 7,2). Vertikale Differenzierungen sind nicht auszumachen.

Der **Sauerstoffgehalt** zeigt eine Zunahme in der abstromigen GWMS B2 gegenüber der anstromigen GWMS B1. Hierbei ist aber zu beachten, dass die GWMS B1 im mit Abraum überschütteten Bereich des südwestlichen Ufers eingerichtet wurde und aufgrund der dort herrschenden anaeroben Verhältnisse (vgl. Ausführungen im vorangegangenen Kap.) ein Sauerstoff-Defizit aufweist. Dieser Bereich ist daher nicht charakteristisch für das gesamte, dem Balgheimer See zuströmende Grundwasser. Allerdings zeigt auch die im Seitenstrom gelegene GWMS B3 geringere O₂-Gehalte als die Abstrommessstelle B2.

Die **elektrische Leitfähigkeit** zeigt wie beim Hackenbroicher Waldsee und Uedesheimer See reduzierte Werte in der abstromigen Messstelle.

Die **Redoxspannung** zeigt in der An- / Abstrombetrachtung einen Anstieg der Werte von durchschnittlich 103 mV auf 139 mV. Dies ist einerseits auf die Erhöhung der Sauerstoffkonzentrationen und - wie die nachfolgenden Ausführungen zeigen - auf eine leichte Erhöhung der Sulfat-Konzentrationen im abstromigen Grundwasser zurückzuführen.

Hydrochemische-Untersuchungen des Grundwassers

Die An- / Abstrombetrachtung zeigt für **Nitrat-N** eine Verringerung der Werte von durchschnittlich 1,52 mg/l auf 0,58 mg/l. Da die im Seitenstrom des Balgheimer Sees gelegene GWMS B 3 im Frühjahr 2003 nur eine Nitrat-N-Konzentration von durchschnittlich 0,38 mg/l zeigte, die Peeper-Untersuchungen im anstromigen Uferbereich (DPS A) aber Konzentrationen bis zu 23,8 mg/l zeigten, ist für das zuströmende Grundwasser aufgrund des großen Einzugsgebietes des Balgheimer Sees mit sehr unterschiedlichen NO₃-N-Konzentrationen zu rechnen. Eine exakte Betrachtung der An- und Abstromverhältnisse ist somit für den Parameter Nitrat nicht möglich.

Die **Nitrit-N**-Konzentrationen liegen erwartungsgemäß ausschließlich unterhalb von 0,05 mg/l. Nitrit-N wird weder im Seewasser noch im Sedimentporenwasser des Balgheimer Sees in nennenswerten Konzentrationen beim Abbau von organischem Material gebildet.

Ammonium-N zeigt für die im An- und Seitenstrom gelegenen GWMS eine Bandbreite von 0,08 – 0,18 mg/l, die abstromige Messstelle B 2 generell niedrigere Konzentrationen mit einer Bandbreite von < 0,03 – 0,07 mg/l. Unbeschadet von Ammonium-N-Konzentrationen im Sedimentporenwasser des abstromigen Uferbereichs von bis zu 1,2 mg/l wird Ammonium nicht in den Grundwasserabstrom verfrachtet. Möglich ist, dass Ammonium in geringem Umfang zu Nitrat oxidiert und in den Grundwasserabstrom ausgetragen wird. Die Nitrat-Konzentrationen im abstromigen Grundwasser schließen aber Verfrachtungen in relevanter Größenordnung aus.

Ortho-Phosphat-P lässt in der An- / Abstrombetrachtung keinen eindeutigen Trend erkennen.

Chlorid zeigt in der Anstrommessstelle B1 Konzentrationen von 67 mg/l und 69 mg/l, in der Seitenstrommessstelle B3 Werte in einer Bandbreite von 32 – 34 mg/l und in der Abstrommessstelle B2 Konzentrationen in einer Bandbreite von 39 – 44 mg/l. Auch für diesen Parameter lässt sich aufgrund der unterschiedlichen Zustromverhältnisse kein Trend erkennen.

Sulfat zeigt keinen Rückgang der Werte in der abstromigen Messstelle. Eine Reduzierung der Sulfat-Konzentrationen z.B. durch den Abbau organischer Materialien unter anaeroben Bedingungen ist somit nicht zu erkennen. Die sowohl im Abstrom als auch im Seewasser festgestellten Sulfat-Befunde lassen auf anhaltend aerobe Bedingungen im Seewasserkörper des Balgheimer Sees schließen.

Calcium und **Magnesium** zeigen einen signifikanten Rückgang in der abstromigen GWMS. Für Calcium wurde ein Rückgang von durchschnittlich 165 mg/l auf 107 mg/l, für Magnesium von 21 mg/l auf 15 mg/l festgestellt. Dies zeigt, dass die Calcium- und Magnesium-Ionen in Form von Karbonat und anderen,

bei den vorliegenden Rahmenbedingungen schwerlöslichen Verbindungen dem Grundwasserstrom entzogen werden.

Für **Kalium** und **Natrium** lassen sich keine eindeutigen Trends erkennen. Auffällig sind die in der Seitenstrommessstelle B3 mit einer Bandbreite von 7,4 – 8,1 mg/l relativ hohen Konzentrationen. Der Sachverhalt verdeutlicht erneut die unterschiedliche hydrochemische Zusammensetzung des Grundwassers im Zu- und Seitenstrom des Balgheimer Sees.

Eisen zeigt einen Rückgang im An- / Abstromvergleich von 5,2 - 13 mg/l im anstromigen Grundwasser auf 0,84 – 4,7 mg/l im abstromigen Grundwasser. Das über den Grundwasseranstrom zugeführte Eisen(II) wird zu einem Großteil im Seesediment des Balgheimer Sees in Form von schwerlösliche Eisen(III)-Komplexen gebunden.

Im Gegensatz zum Hackenbroicher Waldsee und Uedesheimer See zeigt die An- / Abstrombetrachtung für den Balgheimer See für **Mangan** keine Hinweise für eine Erhöhung der Werte im abstromigen Bereich. Die An- / Abstrombetrachtung für die Messstellen B1/B2 zeigt eine Abnahme von 1,1 mg/l bzw. 2,6 mg/l im Anstrom auf im Schnitt 0,3 mg/l im Abstrom. Unter Einbeziehung der Seitenstrommessstelle B3 zeigt sich keine Reduzierung.

Für **Cadmium** wurden nahezu ausschließlich unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,2 µg/l liegende Werte ermittelt. Nur in der anstromigen Messstelle B 1 (mit Abraum überschütteter Uferbereich) wurde im Frühjahr 2002 ein erhöhter Wert von 2,2 mg/l ermittelt. Unbeschadet lokaler Mobilisierungen im Seesediment und der darüber befindlichen Freiwasserzone wird Cadmium nicht in das abstromige Grundwasser emittiert.

Zink zeigt eine Bandbreite von < 5 – 420 µg/l. Deutlich erhöhte Werte von 79 µg/l bzw. 420 µg/l wurden in der Messstelle B 1 ermittelt. Die Abstrommessstelle B2 und die Seitenstrommessstelle B3, die offensichtlich die Hydrochemie des zuströmenden Grundwassers eher charakterisiert, als die vom Abraum beeinflusste Messstelle B1, zeigen unauffällige, vergleichbare Konzentrationen zwischen 3 µg/l und 12 µg/l. Unbeschadet der lokal festgestellten Zink-

Mobilisierung im Seesediment und der darüber befindlichen Freiwasserzone zeigen die Untersuchungen keine Hinweise für eine Mobilisierung dieses Parameters in den Grundwasserabstrom.

Der **DOC** zeigt unbeschadet höherer DOC-Konzentrationen im abstromigen Lithoral keine relevanten Emissionen von organischem Material aus dem See bzw. Seesediment in den Grundwasserabstrom. Die im Seesediment des abstromigen Uferbereichs befindlichen organischen Materialien werden konstant von der Biomasse umgesetzt und sind quasi ortskonstant.

7. Vergleichende Betrachtung der drei Gewässer

Für die untersuchten Seen sind die in der nachfolgenden Tab. 7.1 aufgelisteten Unterschiede / Gemeinsamkeiten festzustellen. Da die hydrochemische Zusammensetzung des Grundwassers im Anstrom des Balgheimer Sees aufgrund des großen Einzugsgebietes und der Lage der anstromigen Messstelle B1 in einem mit Abraum überschütteten Uferbereich nicht eindeutig abzuschätzen ist, kann für diesen See nur eine Abstrombetrachtung vorgenommen werden. Diese basiert im Wesentlichen auf dem Vergleich der Seewasseruntersuchungen (bzw. deren Entwicklung im Saisonverlauf) und der Sedimentporenwasseruntersuchungen des abstromigen Uferbereichs mit den Ergebnissen der abstromigen Grundwasseruntersuchungen.

Die in der Tabelle 7.1 aufgelisteten Werte wurden als arithmetisches Mittel berechnet. Es wird bei der Tabelle nicht zwischen Frühjahr- und Sommeruntersuchungen unterschieden. Alle zur Mittelwertbildung herangezogenen Werte sind in den Anlagen 4, 5 und 6 aufgelistet.

Tab. 7.1: Vergleichende Aufstellung der Untersuchungsbefunde für ausgewählte Parameter

Parameter	Hackenbroicher Waldsee	Uedesheimer See	Balgheimer See
1. Vor-Ort-Untersuchungen des Seewassers			
Schichtungsverhalten			
	vollständige Durchmischung des Seewasserkörpers am Ende der Zirkulationsphase		
	Schichtung bis zum Ende der Sommerstagnation, Hypolimnion ≥ 3 m	Schichtung bis zum Ende der Sommerstagnation, Hypolimnion ≥ 7 m	Schichtung bis zum Ende der Sommerstagnation, Hypolimnion ≥ 11 m
Wassertemperaturen am Ende der Sommerstagnation [°C]			
Epilimnion	22,7	20,3	22,8
Hypolimnion	7,1	9,8	14,9
Sauerstoff [mg/l]	alle drei Seen zeigen am Ende der Zirkulationsphase für den gesamten Seewasserkörper aerobe Verhältnisse		
	nahezu vollständiger Verbrauch des gelösten Sauerstoffs im Hypolimnion bis zum Juni	Absinken der Sauerstoffkonzentration in den seegrundnahen Bereichen des Hypolimnions am Ende der Sommerstagnation auf < 1 mg/l	ganzjährig aerobe Verhältnisse auch in den seegrundnahen Wasserschichten des Hypolimnions
pH-Wert			
Epilimnion	8,6	8,5 – 8,2	8,1 – 8,2
Hypolimnion	7,1	7,4	7,8 – 8,0
elektr. Leitfähigkeit [mS/m]			
Epilimnion	47 – 50 mS/m	58 – 65 mS/m	57 – 58 mS/m
Hypolimnion	58 – 61 mS/m	60 – 71 mS/m	62 – 63 mS/m
Redoxpotential [mV]			
Zirkulationsphase	420 -450 mV	nicht untersucht	nicht untersucht
Epilimnion	330 – 410 mV	nicht untersucht	nicht untersucht
Hypolimnion	-110 bis -150	nicht untersucht	nicht untersucht
2. Biologisch-limnologische Parameter			
Chlorophyll-a [mg/l]	0,6 – 7,8	$< 1 - 9$	$< 1 - 4$
Sichttiefe [m]	2,1 – 4,3	2,0 – 8,9	2,7 – 6,9
Trophiebewertung (gem. LAWA 2014)	2,0	1,7	1,2
	mesotroph 1	mesotroph 1	oligotroph

Parameter	Hackenbroicher Waldsee	Uedesheimer See	Balgheimer See
3 Befunde der hydrochemischen Untersuchungen für ausgewählte Leitparameter im An- / Abstromvergleich			
Nitrat	Mittelwerte Nitrat-N [mg/l]		
Grundwasseranstrom	< 0,03	5,1	Aufgrund der heterogenen Rahmenbedingungen im An- / Seitenstrom ist keine Mittelwertbildung möglich
Sedimentporenwasser anstromiges Ufer	< 0,03	4,8	
Seewasser Zirkulationsphase	nicht untersucht	1,3	1,31
Seewasser Epilimnion	nicht untersucht	1,1	1,16
Seewasser Hypolimnion	nicht untersucht	0,5	1,17
Sedimentporenwasser abstromiges Ufer	< 0,03	0,34	1,38
Grundwasserabstrom	< 0,03	0,5	0,58
An-/Abstromvergleich Nitrat	keine Änderungen im An- / Abstromvergleich, da kein Nitrat im GW-Anstrom nachweisbar ist	Rückgang der Nitrat-Konzentrationen	kein An-/Abstromvergleich möglich (Reduzierung im Vergleich Seewasser/ Grundwasserabstrom)
Ammonium	Mittelwerte Ammonium-N [mg/l]		
Grundwasseranstrom	0,10	< 0,05	Aufgrund der heterogenen Rahmenbedingungen im An- / Seitenstrom ist keine Mittelwertbildung möglich
Sedimentporenwasser anstromiges Ufer	1,3	0,57	
Seewasser Zirkulationsphase	nicht untersucht	< 0,05	< 0,05
Seewasser Epilimnion	nicht untersucht	< 0,05	< 0,05
Seewasser Hypolimnion	nicht untersucht	0,28	< 0,05
Sedimentporenwasser abstromiges Ufer	2,2	1,85	0,68
Grundwasserabstrom	0,11	< 0,05	0,04
An-/Abstromvergleich Ammonium	geringfügiger Austrag von Ammonium	unbeschadet erhöhter Ammonium-Konzentrationen im Sedimentporenwasser und den tieferen Seewasserschichten liegen die Werte im An- und Abstrom unterhalb der Bestimmungsgrenze	kein An-/Abstromvergleich möglich (Reduzierung im Vergleich Sedimentporenwasser/ Grundwasserabstrom)

Parameter	Hackenbroicher Waldsee	Uedesheimer See	Balgheimer See
Phosphor	Mittelwerte Orthophosphat-Phosphor [$\mu\text{g/l}$]		
Grundwasseranstrom	5	14	Aufgrund der heterogenen Rahmenbedingungen im An- / Seitenstrom ist keine Mittelwertbildung möglich
Sedimentporenwasser anstromiges Ufer	3* (berechnet als Median)	< 3	
Seewasser Zirkulationsphase	20	18	< 9
Seewasser Epilimnion	48	16	16
Seewasser Hypolimnion	395	28	13
Sedimentporenwasser abstromiges Ufer	101	5* (berechnet als Median)	9
Grundwasserabstrom	5	8,5	10
An-/Abstromvergleich Phosphor	unbeschadet erhöhter Phosphor-Konzentrationen im Sedimentporenwasser und am Seegrund kommt es nicht zu einem Austrag in den Grundwasserabstrom	Rückgang der Phosphor-Konzentrationen	kein An-/Abstromvergleich möglich
Sulfat	Mittelwerte Sulfat [mg/l]		
Grundwasseranstrom	112	114	Aufgrund der heterogenen Rahmenbedingungen im An- / Seitenstrom ist keine Mittelwertbildung möglich
Sedimentporenwasser anstromiges Ufer	81	106	
Seewasser Zirkulationsphase	68	88	147
Seewasser Epilimnion	73	90	147
Seewasser Hypolimnion	48	89	147
Sedimentporenwasser abstromiges Ufer	21	49	64
Grundwasserabstrom	83	88	156
An-/Abstromvergleich Sulfat	Rückgang der Sulfat-Konzentrationen	Rückgang der Sulfat-Konzentrationen	kein An-/Abstromvergleich möglich (keine Reduzierung im Vergleich Seewasser/ Grundwasserabstrom)

Parameter	Hackenbroicher Waldsee	Uedesheimer See	Balgheimer See
Calcium	Mittelwerte Calcium [mg/l]		
Grundwasseranstrom	131	157	Aufgrund der heterogenen Rahmenbedingungen im An- / Seitenstrom ist keine Mittelwertbildung möglich
Sedimentporenwasser anstromiges Ufer	115	148	
Seewasser Zirkulationsphase	nicht untersucht	89	94
Seewasser Epilimnion	nicht untersucht	75	94
Seewasser Hypolimnion	nicht untersucht	85	99
Sedimentporenwasser abstromiges Ufer	78	108	84
Grundwasserabstrom	98	90	107
An-/Abstromvergleich Calcium	Rückgang der Calcium-Konzentrationen	Rückgang der Calcium-Konzentrationen	kein An-/Abstromvergleich möglich
Eisen	Mittelwerte Eisen [mg/l]		
Grundwasseranstrom	3,5	2,1	Aufgrund der heterogenen Rahmenbedingungen im An- / Seitenstrom ist keine Mittelwertbildung möglich
Sedimentporenwasser anstromiges Ufer	5,5	0,11	
Seewasser Zirkulationsphase	nicht untersucht	0,084	0,087
Seewasser Epilimnion	nicht nachweisbar	0,026	0,083
Seewasser Hypolimnion	0,09	0,15	0,044
Sedimentporenwasser abstromiges Ufer	3,0	4,1	2,47
Grundwasserabstrom	1,8	0,23	2,06
An-/Abstromvergleich Eisen	Rückgang der Eisen-Konzentrationen	Rückgang der Eisen-Konzentrationen	kein An-/Abstromvergleich möglich

Parameter	Hackenbroicher Waldsee	Uedesheimer See	Balgheimer See
Mangan	Mittelwerte Mangan [mg/l]		
Grundwasseranstrom	0,43	0,03	Aufgrund der heterogenen Rahmenbedingungen im An- / Seitenstrom ist keine Mittelwertbildung möglich
Sedimentporenwasser anstromiges Ufer	0,8	0,005	
Seewasser Zirkulationsphase	nicht untersucht	0,018	0,083
Seewasser Epilimnion	< 0,02	0,008	0,092
Seewasser Hypolimnion	2,9	0,68	0,013
Sedimentporenwasser abstromiges Ufer	7,7	6,4	4,25
Grundwasserabstrom	0,83	0,08	0,38
An-/Abstromvergleich Mangan	Anstieg der Mangan-Konzentrationen	minimaler Anstieg der Mangan-Konzentrationen	kein An-/Abstromvergleich möglich
Zink	Mittelwerte Zink [mg/l]		
Grundwasseranstrom	0,006	0,009	Aufgrund der heterogenen Rahmenbedingungen im An- / Seitenstrom ist keine Mittelwertbildung möglich
Sedimentporenwasser anstromiges Ufer	0,26	0,53	
Seewasser Zirkulationsphase	nicht untersucht	0,005	nicht untersucht
Seewasser Epilimnion	nicht untersucht	0,011	nicht untersucht
Seewasser Hypolimnion	nicht untersucht	0,011	nicht untersucht
Sedimentporenwasser abstromiges Ufer	0,30	6,26	4,4
Grundwasserabstrom	0,006	0,006	0,006
An-/Abstromvergleich Zink	Zink-Konzentrationen zeigen keine Änderung	minimale Verringerung der Werte im Abstrom	kein An-/Abstromvergleich möglich (Reduzierung im Vergleich Sedimentporenwasser/ Grundwasserabstrom)

Parameter	Hackenbroicher Waldsee	Uedesheimer See	Balgheimer See
DOC	Mittelwerte DOC [mg/l]		
Grundwasseranstrom	1,70	< 1	Aufgrund der heterogenen Rahmenbedingungen im An- / Seitenstrom ist keine Mittelwertbildung möglich
Sedimentporenwasser anstromiges Ufer	10	4,5	
Seewasser Zirkulationsphase	2,0 (untersucht als TOC)	1,6	1,9
Seewasser Epilimnion	5,0 (untersucht als TOC)	2,0	2,4
Seewasser Hypolimnion	4,5 (untersucht als TOC)	1,5	2,2
Sedimentporenwasser abstromiges Ufer	12	11,3	4,2
Grundwasserabstrom	1,46	< 1	1,3
An-/Abstromvergleich DOC	DOC-Konzentrationen zeigen geringfügige Reduzierung	unbeschadet erhöhter DOC-Konzentrationen im Sedimentporenwasser liegen die Werte im An- und Abstrom unterhalb der Bestimmungsgrenze	kein An-/Abstromvergleich möglich (Reduzierung im Vergleich Seewasser und Sedimentporenwasser/ Grundwasserabstrom)

Zusammenfassend können folgende Feststellungen getroffen werden:

Im Rahmen der Zirkulationsphase werden alle drei Seen vollständig durchmischt. Im Verlauf der Stagnationsphase bildet sich in allen drei Seen eine Schichtung mit Epi-, Meta- und Hypolimnion aus, die bis zum Ende der Sommerstagnation anhält. Während im Hackenbroicher Waldsee bereits zu Beginn der Stagnationsphase eine deutliche Sauerstoffzehrung am Seegrund stattfindet und sich ab Juli anaerobe Verhältnisse einstellen, besitzen die beiden anderen Seen – bedingt durch die größere Mächtigkeit des Hypolimnions einen größeren Sauerstoffvorrat, der beim Uedesheimer See erst am Ende der Stagnationsphase durch den Abbau von organischer Substanz aufgezehrt wird. Für den Balgheimer See sind am Seegrund ganzjährig aerobe Verhältnisse zum Abbau und zur Mineralisierung organischer Materialien vorhanden. Dieser Befund wird in den Folgejahren für den Balgheimer See auch durch die von der Dr. Tillmanns & Partner GmbH und dem Erftverband durchgeführten Untersuchungen im Rahmen der Umsetzung des Planfeststellungsbeschlusses bestätigt.

Das unterschiedliche Sauerstoffpotential des Hypolimnions führt für die Seen zu einem differenzierten Abbau der gelösten Anionen Nitrat und Sulfat, die am Seegrund und im Seesediment als Oxidationsmittel beim Abbau organischer Substanz durch Bakterien genutzt werden.

Im Hackenbroicher Waldsee, in den kein Nitrat über den Grundwasserzustrom eingetragen wird, kann dieser limitierende Nährstoff auch nicht für die Algenproduktion als Oxidationsmittel genutzt werden. Nach Sauerstoffzehrung wird im Hackenbroicher Waldsee Sulfat (neben insbesondere Eisen) von den Bakterien zum Abbau von organischer Substanz genutzt. Entsprechend sinken die Sulfat-Konzentrationen von durchschnittlich 73 mg/l im Epilimnion auf im Schnitt 48 mg/l im Hypolimnion ab. Der Grundwasseranstrom beinhaltet im Mittel 112 mg/l Sulfat, der Abstrom 83 mg/l. Die An- / Abstrombetrachtung für den Hackenbroicher Waldsee zeigt entsprechend für den Parameter Sulfat eine Reduzierung von durchschnittlich 112 mg/l auf im Schnitt 83 mg/l.

Das im Hypolimnion des Uedesheimer Sees gegenüber dem Hackenbroicher Waldsee höhere Potential an gelöstem Sauerstoff führt dazu, dass das zum Seegrund abgesunkene organische Material deutlich länger aerob mineralisiert werden kann. Da in den Uedesheimer See nennenswerte Konzentrationen an Nitrat von im Schnitt 23 mg/l (= 5,1 mg/l Nitrat-N) eingetragen werden, kann dieser Parameter als Oxidationsmittel genutzt werden, um zum Seegrund abgesunkenes organisches Material abzubauen. Entsprechend wird Nitrat im Hypolimnion gegenüber den Werten im Epilimnion von im Schnitt 1,1 mg/l auf 0,5 mg/l reduziert. Nach dem Rückgang der Nitrat-Konzentrationen im Hypolimnion gegen Ende der Sommerstagnation wird auch Sulfat zum Abbau von organischem Material genutzt. Die Sulfat-Konzentration verringert sich im Hypolimnion allerdings nicht signifikant gegenüber der im Epilimnion. Der Uedesheimer See zeigt in der An- / Abstrombetrachtung für Sulfat dennoch eine Reduzierung von 114 mg/l im Anstrom auf 88 mg/l im Grundwasserabstrom, da auch die im Sedimentporenwasser stattfindenden Abbauprozesse von organischem Material unter anaeroben Verhältnissen zu einer Sulfat-Reduzierung führen.

Durch die gegenüber den beiden anderen Seen deutlich vergrößerte Kapazität des Hypolimnions und des entsprechend größeren Sauerstoff-Reservoirs kann das zum Seegrund abgesunkene organische Material im Balgeimer See ganzjährig unter aeroben Bedingungen mineralisiert werden. Die Nitrat- und Sulfat-Konzentrationen zeigen vom Epi- zum Hypolimnion keine relevante Reduzierung. Dies bestätigt, dass die zum Seegrund abgesunkenen organischen Materialien vollständig unter aeroben Bedingungen (ohne Reduzierung von Nitrat oder Sulfat) abgebaut werden.

Die auf das Seewasser und das abstromige Grundwasser bezogene Abstrombetrachtung für den Balgheimer See zeigt für Sulfat keine Reduzierung. Die Nitratkonzentration von 0,58 mg/l im Grundwasserabstrom liegt unterhalb der Seewasserkonzentration von 1,31 mg/l. Die im Seewasser zu beobachtende Abnahme der Nitrat-Konzentrationen im Jahresverlauf zeigt, dass diese Reduzierung vorrangig auf Denitrifikationsprozesse (mit Ausgasung von N₂ über die Seeoberfläche) zurückzuführen ist. Die im Abstrom gegenüber dem Seewasser weitere Reduzierung der Nitrat-Konzentrationen belegt den Abbau von Nitrat im Sediment des abstromigen Uferbereichs.

Ammonium zeigt für den Hackenbroicher Waldsee einen geringen Austrag in den Grundwasserabstrom, der vermutlich durch den hohen Eintrag von organischem Material in den See bedingt ist, da die Uferbereiche dicht bewaldet sind und das Verhältnis von Uferlänge zu Seevolumen relativ groß ist. Die lang andauernden anaeroben Verhältnisse am Seegrund führen dazu, dass der im Rahmen der Zirkulationsphase eingetragene Sauerstoff nicht ausreicht, das eingetragene organische Material vollständig zu mineralisieren. Überschüssiges Ammonium, das beim unvollständigen Abbau der organischen Materialien entsteht, kann daher in geringem Umfang in den Grundwasserabstrom verfrachtet werden.

Der Uedesheimer See zeigt unbeschadet der im Seesediment erhöhten Ammonium-Konzentrationen keinen Austrag von Ammonium in den Grundwasserabstrom. Für den Balgheimer See ist keine An- / Abstrombetrachtung möglich.

Phosphor, der wichtigste Nährstoffparameter für die Pflanzen- und Algenproduktion zeigt - abnehmend vom Hackenbroicher Waldsee über den Uedesheimer See zum Balgheimer See - jeweils geringere Konzentrationen im Seewasser. Die Verhältnisse im Hackenbroicher Waldsee können am Ende der Sommerstagnation zu einer Freisetzung von Phosphat am Seegrund und folgend auch zu einem Anstieg der Phosphat-Konzentrationen im Wasser des Hypolimnions führen. Aufgrund der stabilen Schichtung insbesondere in den Seebereichen mit großen Wassertiefen führt diese Freisetzung aber nicht zu einer Massenvermehrung von Algen. Für den Hackenbroicher Waldsee ist allerdings auch das Fehlen von Nitrat als limitierender Nährstoffparameter für das Algenwachstum ausschlaggebend. Für die flacheren Bereiche des Hackenbroicher Waldsees ist eine Rücklösung von Phosphat nicht anzunehmen, da das dort bis zum Seegrund hinabreichende Epilimnion eine deutliche Sauerstoffsättigung aufweist und entsprechend anaerobe Verhältnisse, die zu einer Rücklösung von Phosphaten führen können, fehlen. Unbeschadet der erhöhten Phosphorkonzentrationen sowohl am Seegrund als auch im Sedimentporenwasser des abstromigen Uferbereichs teilt sich dies nicht dem abstromigen Grundwasser mit. Dies ist auf die in den abstromigen Kiesen stattfindende Einbindung des Phosphors in schwerlösliche Eisen(III)-Komplexe zurückzuführen (vgl. Ausführungen zum Parameter Eisen).

Für den Uedesheimer See zeigt die An- / Abstrombetrachtung einen Rückgang der Phosphorkonzentrationen von 14 µg/l auf 8,5 µg/l. Die Reduzierung ist neben dem Einbau von Phosphor in organisches (Pflanzen-)Material durch die Einbindung in schwerlösliche Eisen(III)-Komplexe zurückzuführen, die am Seegrund eingesedimentiert werden. Die stark schwankende hydrochemische Zusammensetzung des anstromigen Grundwassers sowie lokale Phosphoranomalien erlauben keine An- / Abstrombetrachtung für den Balgheimer See. Die anhaltend aeroben Verhältnisse im gesamten Seekörper lassen dort aber eine Rücklösung von Phosphat nicht zu. Die gegenüber den im Epilimnion verringerten Phosphorkonzentrationen im Hypolimnion des Balgheimer Sees deuten auf eine Einbindung von Phosphor in schwerlösliche Eisen(III)-Komplexe hin.

Für den Hackenbroicher Waldsee und den Uedesheimer See zeigt **Calcium** in der An- / Abstrombetrachtung eine signifikante Reduzierung der Konzentrationen. Eine ähnlich hohe Reduzierung zeigt auch **Magnesium**. Für den Balgheimer See ist keine Bewertung möglich. Die Konzentrations-Unterschiede im Epilimnion und Hypolimnion aller drei Seen legen nahe, dass eine Reduzierung vorrangig auf eine Temperaturerhöhung und Entgasung von CO₂ im Epilimnion zurückzuführen ist, die eine Verschiebung des Kalk-Kohlesäure-Gleichgewichts bewirkt und damit die Ausfällung von Kalk begünstigt.

Eisen zeigt für Hackenbroicher Waldsee und Uedesheimer See eine deutliche Reduzierung der Konzentrationen im An- / Abstromvergleich. Für den Balgheimer See ist keine Bewertung möglich. Unbeschadet der erhöhten Eisenkonzentrationen im Sedimentporenwasser der abstromigen Uferbereiche aller drei Seen, die ein reduzierendes Milieu anzeigen, wird Eisen nicht in Form löslicher Eisen(II)-Verbindungen in den Grundwasserabstrom ausgetragen. Dieser Befund ist nach CZEKALLA & KOTULLA (1990) auf eine katalytische Reaktion an der Oberfläche der Fällungsprodukte und bakteriell induzierte Reaktionen (die Bakterien decken ihre Stoffwechselenergie aus der Eisenoxidation) in den unmittelbar abstromig der Baggerseen befindlichen Kiessande zurückzuführen, die zu einer Ausfällung von Eisen(III)-Verbindungen führen. Die abstromigen Kiessande lassen sich mit riesigen Kiesfiltern in der Wasseraufbereitungstechnik vergleichen.

Für **Mangan** zeigen die Untersuchungen für den Hackenbroicher Waldsee und den Uedesheimer See eine Bildung von löslichen Mangan(II)-Verbindungen am Seegrund und im Sedimentporenwasser des abstromigen Uferbereichs. Abweichend von Eisen und Phosphor ist für Mangan eine signifikante Mobilisierung in den Grundwasserabstrom mit Überschreitung der Anstromwerte festzustellen. Der Balgheimer See zeigt bei ganzjährig aeroben Verhältnissen im gesamten Seekörper keine Mobilisierung von Mangan.

Auch **Zink** zeigt wie Eisen und Mangan eine Freisetzung am Seegrund und im Sedimentporenwasser des abstromigen Uferbereichs. Auch für Zink ist wie für Eisen kein zusätzlicher Austrag in den Grundwasserabstrom festzustellen. Zink

wird offenbar in Form schwerlöslicher Verbindungen (z.B. Zink-Karbonat) in den abstromigen Kiessanden über katalytische und bakteriell induzierte Reaktionen ausgefällt.

Der **DOC** zeigt unbeschadet erhöhter Werte im Sedimentporenwasser der abstromigen Uferbereiche keinen Austrag in den Grundwasserabstrom. Der bei Abbau von organischer Substanz freigesetzte organische Kohlenstoff wird offensichtlich nahezu vollständig wieder für die im Seewasser und Sedimentporenwasser ablaufende Bioproduktion verwendet.

8. Bewertung und Übertragbarkeit der Ergebnisse

Die drei untersuchten Seen zeigen hinsichtlich ihrer Morphometrie, (Größe und Tiefe) eine große, für Baggerseen typische Variabilität. Die Ergebnisse wären dadurch geeignet, für Baggerseen allgemeingültige Aussagen zu treffen. Allerdings ist einschränkend zu bemerken, dass für den größten der Seen, den Balgheimer See, durch Vorschüttungen im anstromigen Uferbereich unklare Zustromverhältnisse entstanden sind, die eine eindeutige Bewertung der An-/Abstromverhältnisse im Bereich dieses Sees verhindern. Es lassen sich aber auch für den Balgheimer See aus den Seewasser- und Sedimentporenwasseruntersuchungen und den Untersuchungen des abstromigen - Grundwassers Entwicklungen herausarbeiten, die zumindest einen groben Trend für eine Bewertung der abstromigen Grundwasserbeeinflussung zulassen.

Die Untersuchungen zeigen, dass es unbeschadet der sehr unterschiedlichen Rahmenbedingungen und Ausbauzustände der untersuchten Seen bis auf wenige Ausnahmen zu keinem nennenswerten Austrag in das abstromige Grundwasser kommt. Auch für den Balgheimer See ist keine relevante Emission von Schad- oder Nährstoffen in den abstromigen Grundwasserleiter festzustellen.

Bei kleineren und mittleren Seegrößen und -tiefen wie beim Hackenbroicher Waldsee und Uedesheimer See ist mit einem geringfügigen **Mangan**-Austrag zu rechnen. Bei großen Seen, wie dem mit einem ausgeprägten sauerstoffreichen Hypolimnion ausgestatteten Balgheimer See, ist bei ganzjährig aeroben Verhältnissen am Seegrund kein zusätzlicher Mangan-Austrag zu erwarten.

In Abhängigkeit von der Zusammensetzung des anstromigen Grundwassers kann es im begrenzten Umfang zu Verdrängungsreaktionen zwischen **Kalium** und **Natrium** kommen, wobei das leichter lösliche Kalium in den Grundwasserabstrom emittiert wird. Die An- / Abstrombetrachtung für den Uedesheimer See zeigte aber auch eine merkliche Reduzierung von Kalium im abstromigen Grundwasser. Die beobachteten Verdrängungsreaktionen sind daher nicht obligatorisch für die hydrochemischen Prozesse in einem Baggersee.

Alle Seen zeigen einen fortschreitenden Rückgang der **Sauerstoffkonzentrationen** im Hypolimnion während der Stagnationsphase und hier insbesondere unmittelbar über dem Seegrund. Der Rückgang ist auf eine Sauerstoffzehrung beim Abbau von abgestorbener und zum Seegrund abgesunkener organischer Substanz zurückzuführen. Bei nur geringen Mächtigkeiten des Hypolimnions wird der zuvor während der Zirkulationsphase eingetragene Sauerstoff vollständig verbraucht und es treten am Seegrund anaerobe Verhältnisse ein. Mit zunehmender Sauerstoffzehrung wird **Nitrat** – falls dieses über den Grundwasseranstrom in den See eingetragen wird – für den Abbau organischer Substanz verbraucht. Anschließend erfolgt der Abbau von **Sulfat** als Oxidationsmittel.

Der Vergleich der im Sedimentporenwasser des abstromigen Uferbereichs ermittelten Eisen-Konzentrationen mit den Konzentrationen im abstromigen Grundwasser zeigt, dass unter den beschriebenen Rahmenbedingungen eine deutliche Reduzierung der **Eisen**-Konzentrationen im Grundwasserabstrom der Baggerseen erfolgt. Bei dieser Reduzierung - die ursächlich auf die katalytische und bakteriell induzierte Ausfällung von Eisen(III)-Verbindungen in den im Abstrom der Baggerseen befindlichen Kiessanden zurückzuführen ist - werden auch **Phosphate** mit gefällt, so dass i.d.R. auch eine Phosphat-Reduzierung im Grundwasserabstrom eines Baggersees festzustellen ist.

Die beobachtete Mobilisierung von **Zink** im Sedimentporenwasser ist insofern unproblematisch, als Zink ebenso wie Eisen in den im Abstrom der Baggerseen befindlichen Kiessanden ausgefällt wird. Dies ist auch für andere Schwermetalle zu erwarten, so dass Baggerseen allgemein als „Schwermetallfalle“ anzusehen sind. Nach Ansicht von BIESKE & PARTNER (1998, zitiert in Sailer 2001)

ist eine solche Depotwirkung im Hinblick auf die Grundwasserqualität von Interesse, da durch Veränderungen im Seewasserchemismus oder durch äußere Eingriffe auch eine (Re-) Mobilisierung der angereicherten Schadstoffe und somit eine massive Beeinflussung des Grundwasserkörpers möglich ist.

Die Untersuchungen zeigen eine deutliche Reduzierung von **Calcium** und **Magnesium** im Grundwasserabstrom des Hackenbroicher Waldsees und des Uedesheimers Sees. Für den Balgheimer See ist dies aufgrund der unklaren Anstromverhältnisse nicht eindeutig zu belegen. Ursache für eine Reduzierung ist die Erwärmung insbesondere des Epilimnions, die zu einer Verstärkung der CO₂-Ausgasung und daraus resultierend zu einer Verschiebung des Kalk-Kohlensäuregleichgewichts und Erhöhung des **pH-Wertes** führt. Kalk kann unter diesen Umständen leichter ausfallen oder in Kalkschalen eingebaut werden, zum Seegrund absinken und dort einsedimentieren. Die Reduzierung der Erdalkalien führt im Allgemeinen auch zu einer Verringerung der **Wasserhärte** und der **Säurekapazität** sowie der **elektrischen Leitfähigkeit** im Abstrom von Baggerseen.

Die durch Erwärmung insbesondere des Epilimnions verstärkte CO₂-Ausgasung mit daraus resultierender Erhöhung des **pH-Wertes** überträgt sich in abgeschwächter Form in den Grundwasserabstrom.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass zumindest die Befunde für zwei der drei untersuchten Baggerseen als auch die im Literaturverzeichnis benannten Studien den Trend zur Reduzierung der Phosphor-, Eisen-, Calcium- und Magnesium-Konzentrationen und der elektrischen Leitfähigkeiten sowie eine Erhöhung der pH-Werte aufzeigen. Für den Uedesheimer See zeigt sich auch eine deutliche Reduzierung der Nitrat-Gehalte. Eine Emission der Schwermetalle in den Grundwasserabstrom konnte grundsätzlich nicht beobachtet werden, die untersuchten Baggerseen können daher zunächst als Schwermetallfallen betrachtet werden. Bei vergleichbaren mesotrophen Verhältnissen mit einem nur geringmächtig ausgebildeten Hypolimnion kann es zu einer (geringfügigen) Emission von Ammonium und Mangan in den Grundwasserabstrom kommen. Bei vergleichbaren oligotrophen Seen ist eine Emission

dieser Parameter nicht zu beobachten, allerdings ist bei im Sediment vorhandenem Pyrit eine begrenzte Emission von Sulfat möglich.

Der Hackenbroicher Waldsee, der Uedesheimer See und der Balgheimer See zeigen hinsichtlich Größe, Tiefe und sonstiger Rahmenbedingungen eine große Variabilität. Diese Bandbreite ist für die meisten Baggerseen in der Niederrheinischen Bucht charakteristisch. Da viele physikalische, hydrochemische und biologische Prozesse bei ähnlichen geologischen, morphologischen und klimatischen Rahmenbedingungen in gleicher Weise ablaufen, sind die Prozesse für die nachfolgend aufgeführten Parameter auch auf andere Baggerseen mit vergleichbaren Rahmenbedingungen übertragbar.

Die Erwärmung der oberflächennahen Seewasserschichten während der Sommerstagnation führt zu einer Reduzierung des im Seewasser gelösten CO₂. Dadurch verschiebt sich das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht, was eine Erhöhung des pH-Wertes bedingt, der sich – in abgeschwächter Form – auch auf das abstromige Grundwasser auswirkt. Der CO₂-Verlust bewirkt eine Karbonatübersättigung, die zur Karbonatfällung und damit zu einer Abnahme der Calcium- und Magnesium-Konzentrationen führt. Diese Prozesse basieren auf physikalischen und hydrochemischen Grundgesetzen und laufen daher in allen Seen in gleicher Weise ab und bewirken eine Abnahme der Karbonathärte, Gesamthärte, der Säurekapazität und der elektrischen Leitfähigkeit des abstromigen Grundwassers.

Die vorliegende Studie bestätigt für eine Vielzahl der untersuchten Parameter die gleichen Tendenzen wie sie für zahlreiche Untersuchungen insbesondere im Rahmen der KaBa-Studie und auch von langjährig durchgeführten Seewasseruntersuchungen der Dr. Tillmanns & Partner GmbH ermittelt wurden.

Die sowohl in der KaBa-Studie als auch in den eigenen Seewasseruntersuchungen ermittelte deutliche Abnahme der Nitrat-Gehalte im Grundwasserabstrom konnte in der vorliegenden Studie nicht für alle drei untersuchten Seen nachgewiesen werden. Eine eindeutige Konzentrationsabnahme des Parameters Nitrat im Grundwasserabstrom ist nur für den Uedesheimer See zu belegen. Für den Hackenbroicher See waren die Nitrat-Gehalte im Anstrom für eine

Bewertung zu niedrig, die unklaren Anstromverhältnisse im Bereich des Balgheimer Sees ließen keine An-/Abstrombewertung zu.

Die allgemeine, geringe Erhöhung der pH-Werte mit der dadurch begünstigten Kalkausfällung, die wiederum eine pH-Wert-Pufferung bewirkt, verringert die Löslichkeit bestimmter Schwermetalle, die bevorzugt bei niedrigen pH-Werten in Lösung gehen und mit dem Grundwasser verfrachtet werden. Da dies auf hydrochemischen Prozessen basiert, kann postuliert werden, dass Baggerseen unter ähnlichen Rahmenbedingungen wie in der vorgelegten Studie untersucht, als Schwermetallfalle wirken können. Nicht auszuschließen ist, dass durch Veränderungen des Seewasserchemismus oder durch äußere Eingriffe eine zumindest teilweise (Re-) Mobilisierung dieser Schwermetalle und somit auch eine Beeinflussung des Grundwasserkörpers möglich ist.

Bei Flachseen, die keine stabile Schichtung während der Sommerstagnation aufweisen, können Nährstoffe, die beim Abbau der zum Seegrund abgesunkenen organischen Substanz freigesetzt werden, wieder unmittelbar der Algenbiomasse zur Verfügung stehen. Bei einem hohen Nährstoffangebot kann dadurch eine Algenblüte entstehen, die zu einer Eutrophierung des Gewässers und im Extremfall zu einem Sauerstoffdefizit mit Massenvermehrung von Blaualgen führt. Bei geringen Nährstoffeinträgen in Flachseen wird die zum Seegrund abgesunkene Biomasse unter ganzjährig aeroben Bedingungen mineralisiert, der Nährstoff Phosphat zum größten Teil in die Zellen von Makrophyten als Depot eingebaut und dadurch dem Seewasser als Nährstoff entzogen. Somit sind die Schlussfolgerungen, die für die im Rahmen der vorgelegten Studie untersuchten Baggerseen gezogen werden, auch auf nährstoffarme Flachseen übertragbar.

Bei eutrophierten Flachseen können am Seegrund Rücklösungen von Schwermetallen stattfinden. Ob und in welchem Umfang eine relevante Verfrachtung in den Grundwasserabstrom stattfindet, hängt von den geologischen Randbedingungen im Abstrom des Gewässers ab. Sofern auch im Abstrom Kiese oder Sande anstehen, ist davon auszugehen, dass die Schwermetalle im unmittelbaren Abstrom des Flachsees zusammen mit Eisen durch katalytische und bakte-

riell induzierte Ausfällung als schwerlösliche Eisen(III)-Verbindungen fixiert werden.

An dieser Stelle soll noch einmal darauf hingewiesen werden, dass die Anlage von Baggerseen eine prinzipiell dauerhafte Freilegung des Grundwasserkörpers darstellt, wobei die im Prinzip schützende Bodenoberfläche mit ihrem Rückhaltevermögen gegenüber Schadstoffen entfernt wird.

Ein Eintrag von Schadstoffen (z.B. Schwermetalle, PAK, BTEX-Aromaten oder Pestizide) in Baggerseen über Windverfrachtungen, Oberflächenabfluss, Unfälle mit wassergefährdenden Stoffen sowie mutwillige oder fahrlässige Verunreinigungen stellt aber ein eher abstraktes Gefährdungspotential dar. Konkrete Einträge in mitteleuropäische Baggerseen wurden in der Literatur daher bislang nicht beschrieben. Realistische Bedrohungen für einen Grundwassersee gehen von unmittelbar angrenzenden Bundesstraßen und Autobahnen oder Industrieanlagen aus, da hier störfallbedingt jederzeit ein Gefahrenmoment für den Eintrag von Schadstoffen z.B. durch Niederregnen von Rauch- und Gaswolken, auslaufenden wassergefährdenden Stoffen eintreten kann. Durch entsprechende bauliche Maßnahmen (Aufwallungen entlang der Uferbereiche) kann zwar die Gefahr eines Eintrags durch die Luft nicht unterbunden werden, aber die des Oberflächenabflusses Auch können so unbeabsichtigte Einträge - z.B. durch Unfälle - minimiert werden.

Hierbei ist auch zu bedenken, dass leichtflüchtige Schadstoffe, z.B. Lösemittel und Vergaserkraftstoffe – die im Grundwasser vorzugsweise sehr lange Schadstofffahnen ausbilden – größtenteils über die Seeoberfläche in die Atmosphäre entweichen können. Leichtflüssigkeiten (Mineralöle) stellen zwar eine akute Gefährdung der Seefauna und der Seevögel dar, verbleiben aber an der Seeoberfläche und können dort in kurzen Zeiträumen nahezu vollständig durch entsprechende Reinigungsaktionen der Einsatzkräfte (Feuerwehr, betriebliche Mitarbeiter) aufgenommen werden. Eine Gefährdung des abstromigen Grundwassers durch Mineralölschäden ist daher nur in geringem Umfang gegeben. Nach einem Unfall an der Bodenoberfläche können Mineralöle unbeschadet eines gewissen Rückhaltevermögens der Oberböden (nach Überschreitung deren Resi-

dualsättigung) ins Grundwasser absickern und dort über lange Zeiträume eine Grundwasserverunreinigung bilden. Diese kann nur über eine aufwändige und langandauernde Grundwassersanierung, z.T. mit biologischen Verfahren unter Zusatz von Nährstoffen, abgereinigt werden.

Auch ein Eintrag in Baggerseen von hygienisch relevanten Mikroorganismen (Parasiten, Viren oder Bakterien) ist möglich und wird durch eine Erhöhung des direkten Eintrags in das Grundwasser durch Emittenten (Vögel, Fische etc.) verstärkt. Allerdings ist die biologische Selbstreinigungsleistung eines Oberflächengewässers insbesondere durch den erhöhten Sauerstoffeintrag um ein Vielfaches höher als die des Grundwasserkörpers (ein Austrag von organischen Verbindungen in den Grundwasserabstrom konnte im Rahmen der vorgelegten Studie nicht nachgewiesen werden). Da bereits die Wasserschutzzone II von Wassergewinnungsanlagen so zu dimensionieren ist (entspricht der 50 Tage-Linie bis zur Fassungsanlage), dass pathogene Keime sicher herausgefiltert werden und da vor dem Inkrafttreten des Landeswassergesetzes über Einzelfallentscheidungen nur eine Anlage von Baggerseen in der Wasserschutzzone III B möglich war (nunmehr nur noch in der Wasserschutzzone III C), ist eine gesundheitliche Beeinträchtigung von Verbrauchern durch Mikroorganismen aus bestehenden Baggerseen grundsätzlich auszuschließen.

Bei der Anlage von Baggerseen wird eine vollständige Durchmischung des Seewassers stattfinden, so dass tiefenabhängige hydrochemische Unterschiede im anstromigen Grundwasserkörper und vorhandene vertikale Gradienten (z.B. durch oberflächennahen Eintrag von Ionen) aufgelöst werden. In den meisten Baggerseen mit ähnlichen klimatischen Verhältnissen wie in der Niederrheinischen Bucht (auszunehmen sind sehr tiefe Seen) kommt es lediglich während der Sommerstagnation zu einer zeitlich befristeten hydrochemischen Schichtung. Eine Übertragung dieser Schichtung in den Grundwasserabstrom ist ansatzweise für den Hackebroicher Waldsees für die Parameter Calcium und Eisen zu erkennen. Eine relevante hydrochemische Schichtung des abstromigen Grundwasserkörpers ist aus den vorliegenden Untersuchungen aber nicht nachzuweisen.

Da die Anlage von Baggerseen zu einer Verringerung der Grundwasserneubildung führen kann, muss dies im Rahmen einer Wasserhaushaltsbilanz insbesondere in Bezug auf die öffentliche Wasserversorgung bzw. die Wasserrechte Dritter berücksichtigt werden. Ferner dürfen Neuaufschlüsse von Nassabgrabungen nicht zu einer Veränderung von Einzugsgebietsgrenzen von Wassergewinnungsanlagen führen.

Die oftmals großen Seeflächen von Baggerseen nehmen die Umgebungstemperaturen an, die sich auf den Grundwasserabstrom übertragen und das Mikroklima für Flora und Fauna oder ggf. abstromige Grundwassernutzer beeinflussen können. Die von der Universität Wien (2011) ausgewerteten Daten von nationalen und internationalen Studien beschreibt dabei insgesamt sowohl eine Erhöhung als auch eine Verringerung der abstromigen Wassertemperaturen. Da im Rahmen der Studie der Universität Wien die Wassertemperaturen im Abstrom der untersuchten Baggerseen nur zu vier Untersuchungszeitpunkten ermittelt wurden und auch in der Studie zu den Baggerseen des Rhein-Kreises Neuss keine ganzjährigen Temperaturmessungen im Grundwasserabstrom durchgeführt wurden, ist hierfür eine fundierte statistische Aussage nicht zulässig.

Die Genehmigung von Aufschlüssen, die eine dauerhafte Veränderung der geologischen Verhältnisse bedingen – z.B. durch die Wegnahme trennender Schichten und damit Erzeugung hydraulischer Kurzschlüsse zwischen verschiedenen Grundwasserstockwerken – ist für Nassabgrabungen nicht zulässig.

Abschließend wird festgestellt, dass die in den Jahren 2000 – 2003 durchgeführte Studie an drei Baggerseen im Rhein-Kreis Neuss keine Hinweise auf relevante Emissionen von Schad- oder Nährstoffen in das abstromige Grundwasser zeigt. Die Untersuchungen belegen vielmehr Reduzierungen insbesondere für die Parameter elektrische Leitfähigkeit, Calcium, Magnesium (und damit Gesamthärte) sowie Eisen. Für den Uedesheimer See kann auch eine Reduzierung des Parameters Nitrat im Grundwasserabstrom festgestellt werden. Für die anderen Seen ist eine eindeutige Bewertung aufgrund fehlender Nitratgehal-

te im Anstrom bzw. unklarer Anstromverhältnisse nicht möglich. Ausweislich der Befunde der vorliegenden Studie, aber auch der Studien im Rahmen des KaBa-Projektes und der Universität Wien, stehen Baggerseen dem Ziel, das Grundwasser zu schützen, nicht entgegen.

Bei einer rechtlich zulässigen Anlage von Baggerseen sollte für diese eine ausreichende Größe und insbesondere Tiefe festgelegt werden, die eine stabile Schichtung und ein deutlich ausgeprägtes Hypolimnion bis zum Ende der Stagnationsphase und damit ganzjährig aerobe Verhältnisse am Seegrund gewährleisten. Die Risiken und Auswirkungen von Nassabgrabungen können jedoch aufgrund der großen Bandbreite der geologischen, morphologischen und klimatischen Rahmenbedingungen nicht grundsätzlich verallgemeinert werden, daher ist es unabdingbar, das jeweilige Gefährdungspotential - auch hinsichtlich einer Wasserhaushaltsbilanz - im Vorfeld einer Genehmigung über eine Einzelfallbetrachtung fachgutachterlich zu bewerten.

Bergheim, den 04.10. 2017

Der Projektleiter

Der Sachbearbeiter

(Dr. rer. nat. habil. W. Tillmanns)

(Dr. rer. nat. R. Hoffmann)

9. Ausgewertete Unterlagen

Literatur

- Arbeitsgruppe Baggerseen der DGL, 1995: Untersuchung, Überwachung und Bewertung von Baggerseen - Empfehlungen und Entscheidungshilfen der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V. für Planung, Naturschutz und Gewässergüte.
- Dr. Birgit Arens – Institut für angewandte Ökologie und Gewässerkunde (1999): Seenuntersuchungsprogramm 1999 – Hackenbroicher Waldsee, 20 S., Niederzier.
- ArGe TABERG/AgL (1995): Limnologische Bestandsaufnahme an 5 ausgewählten Baggerseen der Oberrheinebene unter besonderer Berücksichtigung der unterschiedlichen Nutzungsformen, Pilotprojekt Konfliktarme Baggerseen – KaBa – Teilprojekt 3, Studie im Auftrag des Umweltministeriums Baden – Württemberg, 128 S., Karlsruhe.
- BAIER, A. & LÜTTIG, G. (2000): Ergebnisse siebenjähriger Verdunstungsbeobachtungen an einem Baggersee im Unterraingebiet, Fachbeitrag in MATTHIAS, U. et al. (2000): Kiesgewinnung, Wasser- und Naturschutz - Beiträge der Fachtagungen zur Gewinnung von Sand und Kies unter Berücksichtigung der Belange des Grundwasser- und Naturschutzes.
- BALLOT, A. & HOPPE, A. (2000): Zustand der Baggerseen in der Oberrheinebene. – Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie, 61: 151 S., 69 Abb., 59 Tab.; Karlsruhe (LfU).
- BERTLEFF, B. et al. (2001): Wechselwirkungen zwischen Baggerseen und Grundwasser - Ergebnisse isopenhydrologischer und hydrochemischer Untersuchungen im Teilprojekt 6 des Forschungsvorhabens „Konfliktarme Baggerseen (KaBa)“. Studie im Auftrag des Landesamtes für Geologie, Rohstoffe und Bergbau - Baden-Württemberg (Hrsg), pp. 64pp.
- Bezirksregierung Düsseldorf (2003): Wasserbilanz 2003 für den Regierungsbezirk Düsseldorf – Bestandsaufnahme auf der Basis 2001, Prognosen für die Jahre 2015 und 2040, 63 S. Düsseldorf.
- BIESKE & PARTNER (1998): Wasserwirtschaftliche Beurteilung von Abgrabungen in Wasserschutzgebieten. – 209 S., 7 Abb. und Anh.; Gutachten im Auftrag der Bezirksregierung Düsseldorf. (Lohmar/ Düsseldorf, unveröffentlicht).
- BOOS, K.-J., (1995). Forschungs- und Untersuchungsvorhaben des Umweltministeriums Baden-Württemberg – Konfliktarme Baggerseen KABA - Litteraturrecherche – Endbericht der Arbeitsgruppe 1, 134 S., Saarbrücken.
- BOOS, K.-J., (1996). Nährstoff- und Schadstoffeinträge in Baggerseen - Literaturstudie. - Veröff. zentr. Fachdienst Wasser - Boden - Abfall - Altlasten, Landesanst. Umweltschutz Baden-Württ., 33: Karlsruhe.
- BOOS, K.-J. & Strohm, F., (1997). Beeinflussung des Grundwassers durch die Anlage von Baggerseen – Literaturstudie 178 S, Saarbrücken.
- BOOS, K.J. und Strohm, F., (1999). Ab- und Umbauprozesse in Baggerseen und deren Einfluß auf das Grundwasser: Literaturauswertung. - Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie, 52: Karlsruhe (LfU).
- BOOS, K.J. (2004): Arbeitshilfe Baggerseerestaurierung - Restaurierungsrelevante Typologie von Baggerseen und Ermittlung von Restaurierungsbedarf und Restaurierungsziel, Gewässerökologie, 83: Karlsruhe (LfU).
- BOOS, K.J. (2004): Technische Verfahren zur Restaurierung von Baggerseen - Verfahrensbeschreibung und Leistungsbewertung, Gewässerökologie, 84: Karlsruhe (LfU).
- CHRISTMANN, K.-H. (1984): Limnologische Untersuchungen von vier Baggerseen des Münsterländes Kiessandzuges, LWA Schriftenreihe 39, 151 S, Düsseldorf.

- CZEKALLA C. & KOTULLA, Hubert (1990): gfw Wasser-Abwasser, Jg. 131, Heft 3, S. 126–132.
- DIN 4049 (1990): Hydrologie - Begriffe der Gewässerbeschaffenheit.
- Dr. Tillmanns & Partner GmbH (1998): Wasserwirtschaftliche Beurteilung von Abgrabungen in Wasserschutzgebieten. – Stellungnahme im Auftrag des Bundesverbandes der Deutschen Kies- und Sandindustrie zum Gutachten des Ingenieurbüros Bieske und Partner GmbH vom 25.02.1998; Bergheim
- Dr. Tillmanns & Partner GmbH (2005): Hydrogeologisches Gutachten zur geplanten Abgrabungserweiterung Balgheimer See; Bergheim.
- DVWK Schriften 80 (1988): Bedeutung biologischer Vorgänge für die Beschaffenheit des Grundwassers, Bonn.
- DVWK Schriften 95 (1991): Gestaltung und ökologische Entwicklung von Seen: Beispiele aus der Bundesrepublik Deutschland. (Herausg.: Dt. Verb. für Wasserwirtschaft u. Kulturbau e. V. [DVWK]). - 197 S., 64 Farbphotos, 16 Karten, 18 Luftbilder. Hamburg, Berlin: Parey 1991.
- DVWK Schriften 103 (1993): Inseln und Steilufer bei stehenden Gewässern Bewertungen aus ökologischer Sicht Bearbeitet von Josef Ueberbach DVWK Schriften 103, Kommissionsvertrieb Verlag Paul Parey. Hamburg. 1993, ISBN 3-490-10394-7. 118 S., kart., 100 Abb.
- DVWK Regeln 108 (1992): Gestaltung und Nutzung von Baggerseen, 18 S., Hamburg.
- DVGW-Arbeitsblatt W 101 (2006): Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete; I. Teil: Schutzgebiete für Grundwasser, 19 S, Bonn.
- DWA-Merkblatt M 606 (2006): Grundlagen und Maßnahmen der Seentherapie, 114 S, DWA, Hennef.
- DWA-Merkblatt M 615 (2017): Gestaltung und Nutzung von Baggerseen, 68 S, DWA, Hennef.
- DWA-Themen T2 (2013): Wechselwirkungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser, 157 S. Hennef.
- ECKARTZ-NOLDEN, G. (2000): Gewässergütebericht 2000 – Baggerseen und ihre Folgenutzungen: 257–265. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen.
- Erftverband, Abteilung Grundwasser (2015): Nitrat im Grundwasser - Konzentrationsniveau, Abbauprozesse und Abbaupotential im Tätigkeitsbereich des Erftverbands, 311 S., Bergheim.
- GRESSER, A. et al. (1991): Wasserqualität von Baggerseen - Forschungsvorhaben zu Fragen über die Wasserqualität von Baggerseen – Schlußbericht, 107 S.,
- HERRMANN, B. (1995): Hydrochemische Typisierung von Baggerseen der Oberrheinebene anhand der Hauptionen HCO₃, CL, SO₄, Ca, Mg, Na, K; Studie im Auftrag des LfU Baden-Württemberg, 74 S., Karlsruhe.
- HESSLEIN, R.H. (1976): An in situ sampler for close interval pore water studies. Limnol. Oceanogr. 21:912-914;
- HOFMANN, T & MÜLLEGGER, C. (2011): Der Einfluss von Nassbaggerungen auf die Oberflächen- und Grundwasserqualität – Abschlussbericht der Universität Wien, 264 S., Wien.
- KOHM, J. et al. (1981): Wasserwirtschaftliche Untersuchungen Baggerseen – 3. Bericht 1981, Karlsruhe (LfU).
- LAMPERT, W. & SOMMER, U. (1999): Limnoökologie. 488 S. Stuttgart.

- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser: „Gewässerbewertung – stehende Gewässer“; Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung natürlich entstandener Seen nach trophischen Kriterien; 1998
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser: „Gewässerbewertung – stehende Gewässer“; Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von Baggerseen nach trophischen Kriterien; 2003
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2014): Trophieklassifikation von Seen - Richtlinie zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche Seen, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen, Kiel.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (2004): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser.
- LEUCHS, W. (1988): Vorkommen, Abfolge und deren Auswirkungen anoxischer Redoxreaktionen in einem pleistozänen Porengrundwasser;
- LORENZ, J. (1997): Remobilisierung von Schwermetallen aus ruhenden Gewässersedimenten durch EDTA und NTA bei aerober und anaerober Wasserphase – Dissertation an der Fakultät Chemie der Universität Karlsruhe.
- LÜBBE, E. (1978): Baggerseen – Bestandsaufnahme, Hydrologie und planerische Konsequenzen, 225 S., Hamburg.
- MATTHIAS, U. et al. (2000): Kiesgewinnung, Wasser- und Naturschutz - Beiträge der Fachtagungen zur Gewinnung von Sand und Kies unter Berücksichtigung der Belange des Grundwasser- und Naturschutzes.
- MATTHESS, G. et al. (1991): Literaturstudie zur Auswirkung des Sand- und Kiesabbaus auf das Grundwasser – Geologisch-Paläontologisches Institut der Christian-Albrechts-Universität Kiel, 56 S.
- MATTHESS, G. (2005): Lehrbuch der Hydrogeologie, Band 2 - Die Beschaffenheit des Grundwassers, 498 S, Berlin-Stuttgart.
- ODENKIRCHEN, G. (2007): Auswirkungen von Abgrabungen auf die Wassersituation, veröffentlicht in: Natur- und Umweltschutz-Akademie des Landes NRW (2007): Kiesabbau am Niederrhein – Quo vadis?, Dokumentation der Beiträge der Fachtagung vom 01.02.2007 in Krefeld.
- PFEIFFER, K. D. (2000): Seenphysikalische Prozesse in Baggerseen - Modellgestützte Bewertungs- und Entscheidungshilfen. – Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie, 62: 57 S., 25 Abb.; Karlsruhe (LfU).
- PROKSCH, W. (1994): Auswirkungen von Trocken- und Nassabgrabungen (Kies, Sand) auf das Grundwasser - Konsequenzen für den Grundwasserschutz - Zusammenfassende Bewertung aus hydrogeologischer Sicht, abgestimmt auf die Verhältnisse im Regierungsbezirk Düsseldorf (Interner Bericht der Bezirksregierung Düsseldorf, Dez. 54);
- SAILER, C. (2001): Nassabgrabungen aus Sicht des vorsorgenden Grundwasserschutzes in Wasserschutz- und Trinkwassereinzugsgebieten – in: Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland – Baggerseen - Ersatzlebensraum oder Wunden in den Flusstälern? - Dokumentation der Tagung am 18. August 2000 in Düsseldorf.
- SAMPL, H. (1995): Baggerseen und ihre Wechselbeziehungen zum Grundwasser – Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Sand- und Kiesgewinnung in Trinkwassergewinnungsgebieten durch Nassabbau. Gemeinsamer Standpunkt des Bundesverbandes der deutschen Kies- und Sandindustrie e.V. (BKS) des Bundesverbandes Mineralische Rohstoffe e. V. (MIRO), der Deutschen Vereinigung des Gas- und Wasserfachs e.V. (DVGW) und der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), (2007).
- SCHAUSER, I. et al. (2003): Seeinterne Maßnahmen zur Beeinflussung des Phosphor-Haushaltes eutrophierter Seen: Leitfaden zur Auswahl eines geeigneten Verfahrens – Berichte des IGB, Heft 16/2003, Berlin

- SCHLEYER, R. & KERNDORFF, H. 1992: Die Grundwasserqualität westdeutscher Trinkwasserressourcen; 249 S, 187 Abb., 77 Tab. VCH, Weinheim.
- STEINBERG, C. et al. (1998): Handbuch Angewandte Limnologie
- STROHM, B., 1999. Ab- und Umbauprozesse in Baggerseen und deren Einfluss auf das Grundwasser. In: L.f.U.B. Württemberg (Editor).
- TILLMANN, W. & HOFFMANN, R., 2007: Erfahrungen zu Untersuchungen über Auswirkungen des im Rahmen der Kieswäsche entnommenen und wieder eingeleiteten Wassers auf die Eigenschaften von Abtragungsgewässer. Gesteins-Perspektiven, 5: 26 - 30.
- VOLLENWEIDER, R. (OECD) (1982): Eutrophication of waters; monitoring assessment and control. OECD-Publication, Paris, 164 S.
- VOLLENWEIDER, R. & KERKES (OECD) (1982): Eutrophication of waters; monitoring assessment and control. OECD-Publication, Paris, 164 S.
- WISOTZKY, F. (2011): Angewandte Grundwasserchemie, Hydrogeologie und hydrogechemische Modellierung – Grundlagen, Anwendungen und Problemlösungen, 449 S., Berlin.
- WROBEL, J.-P. (1980): Wechselbeziehungen zwischen Baggerseen und Grundwasser in gut durchlässigen Schottern.

Kartenwerke

- Topographische Karte M 1:25.000, Blatt 4806 Neuss, Stände 1893-2004;
- Topographische Karte M 1:25.000, Blatt 4906 Pulheim, Stände 1845-2004;
- Geologische Karte M 1:25.000, Blatt 4806 Neuss, Stand 1931;
- Geologische Karte M 1:25.000, Blatt 4906 Stommeln, Stand 1931;
- Geologische Karte M 1:100.000, Blatt C5106, Köln, Stand 1986;
- Hydrologische Karte M 1:25.000, Blatt 4806 Neuss, Stand 1983;
- Hydrologische Karte M 1:25.000, Blatt 4906 Pulheim, Stand 1984;
- Grundwasserhöhengleichen M 1:50.000, Blatt 4906/08 Neuss/Solingen, Stand 10/63;
- Grundwassergleichen M 1:50.000, Blatt 4906 Neuss, Stände 10/73 und 4/88;
- Grundwassergleichenpläne des Erftverbands für das 1. Grundwasserstockwerk M 1:100.000 zum Stand 10/2014;
- Grundwasserdifferenzkarte des Erftverbands für das 1. Grundwasserstockwerk M 1:100.000 Stände 10/2014 und 10/1955;
- Wasserschutzonenübersichtskarte des Rhein-Kreises Neuss, M 1:50.000, Stand 2006;
- Internet: Informationssystem ELWAS des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Umweltschutz des Landes NRW zu Grundwasserstandsdaten sowie zu geplanten und ausgewiesenen Wasserschutzonen;
- Internet: Website der Bezirksregierung Köln, Dezernat 53, zu ausgewiesenen Wasserschutzgebieten.
- Geologischer Profilschnitt durch die Erftscholle M 1:10.000/1:2.000 der Rheinischen Braunkohlenwerke AG, Stand 1989;

Grunddaten

- Vom Rhein-Kreis Neuss und der Bezirksregierung Köln zur Verfügung gestellte Schichtenverzeichnisse, Schichtenprofile und Ausbaupläne der im Umfeld der Baggerseen untersuchten GWMS;

- Vom Rhein-Kreis Neuss zur Verfügung gestellte Befunde der hydrochemischen Untersuchungen der Seewasser-, Grundwasser- und Sedimentporenwasser-Untersuchungen;
- Vom Rhein-Kreis Neuss zur Verfügung gestellte Befunde der Tiefenlotungen in den Baggerseen;
- Vom Rhein-Kreis Neuss zur Verfügung gestellte Luftbilder der untersuchten Baggerseen;
- Entwürfe von Zwischenberichten des Büros Dr. Janus & Partner G.b.R. zu den Befunden der Seewasser-, Grundwasser- und Sedimentporenwasser-Untersuchungen;
- Untersuchungsbefunde der Dr. Tillmanns & Partner GmbH im Rahmen des gemäß Planfeststellungsbeschluss für den Balgheimer See geforderte Monitoring des See-, Grundwassers und Seesediments (Zeitraum 1997 – 2009).